

Annegrete Bruvoll og Torstein Bye

**En vurdering av
avfallspolitikkens bidrag
til løsning av miljø- og
ressursproblemer**

Notater

Ingress

Avfall og avfallsbehandling kan generere miljøproblemer som aktørene i samfunnet ikke tar innover seg. Hvis myndighetene skal håndtere disse problemene kostnadseffektivt, må virkemidlene settes inn så nært problemene som mulig. Da er det svært viktig at miljøproblemene man søker å løse er tydelig definerte. Virkemidlene bør rettes direkte mot problemene. For å sikre høyest mulig effekt av miljøpolitikken, må miljøproblemene innen avfallssektoren sees i sammenheng med tilsvarende miljøproblemer i andre sektorer og andre produkter i samfunnet. Dersom for eksempel utslipp fra avfallsbehandling ikke kommer inn under de generelle virkemidlene, kan en nest-beste løsning være en egen avfallspolitikk. Miljøproblemene i avfallssektoren er relativt små, og man bør være oppmerksom på at for stor fokus på disse, og for lite fokus på de andre sektorene, kan påføre samfunnet ekstrakostnader i forhold til å løse de samlede miljøproblemene. Avfall kan også være en ressurs. Det er imidlertid vanskelig å gode finne begrunnelser for å redusere uttakene av den type naturressurser som man prøver å spare gjennom avfallsreduksjon. Videre kan effekten av å benytte avfall som erstatning for uttak av nye ressurser være neglisjerbar selv om mengden av den aktuelle avfallstypen er relativt stor i forhold til uttaket av naturressurser. Dette henger sammen med de spesielle tilbudsforholdene for mange naturressurser.

Innhold

| | |
|--|-----------|
| 1 Innledning | 3 |
| 2 Avfall og miljø..... | 5 |
| 2.1 Miljøproblemer knyttet til avfallsbehandling | 5 |
| 2.2 Norsk utslippspolitik..... | 7 |
| 2.3 Om optimal miljøpolitikk | 8 |
| 2.4 Politikk-anbefalinger, utslipp fra avfallsbehandling | 10 |
| 3 Avfall og naturressurser | 12 |
| 3.1 Hovedtall for potensialet for sparing av naturressurser | 13 |
| 3.2 Nærmere om de enkelte avfallstypene som erstatning for naturressurser..... | 14 |
| 3.3 Dagens avfallspolitikk i ressursammenheng | 20 |
| 3.4 Teori om ressursuttak og avfall..... | 21 |
| 3.5 Politikk-anbefalinger, uttak av naturressurser | 25 |
| 4 Andre miljø- og ressursproblemer assosiert med avfall | 25 |
| 5 Oppsummering og konklusjon | 27 |
| Referanser | 29 |
| De sist utgitte publikasjonene i serien Notater..... | 30 |

1 Innledning

I dette notatet diskuterer vi *miljøproblemer*, *markedssvikt* og *effektiv politikk* i forhold til de problemene man vanligvis forbinder med avfall. Notatet er skrevet på oppdrag for Utvalget for avfallsreduksjon, oppnevnt av Miljøverndepartementet i 2001.

I et perfekt fungerende marked er det i prinsippet ikke nødvendig med offentlige tiltak. Miljøproblemer er imidlertid et typisk eksempel på et område med mange typer markedsimperfeksjoner som begrunner offentlige inngrep. Det eksisterer en rekke konsekvenser - eller eksterne virkninger - i forbindelse med både avfallsgenerering og -håndtering som markedsdeltakerne i utgangspunktet ikke tar hensyn til.¹ Disse eksternalitetene består av direkte miljøskadelige utslipp til luft, vann og jord som er knyttet til behandlingen av avfallet i form av deponering, forbrenning og materialgjenvinning. Dessuten kan det være eksternaliteter knyttet til uttak av naturressurser. Avfall brukes som råstoff og kan dermed bidra til å redusere uttaket av de aktuelle naturressursene. Dersom det eksisterer markedssvikt, slik at det tas ut for mye ressurser i forhold til det som er samfunnsøkonomisk optimalt, kan dette begrunne at myndighetene ved avfallsreduksjon bruker avfallspolitikken som virkemiddel for å redusere uttaket av slike begrensede naturressurser. Men virkningen av slike tiltak er ikke triviell. Andre typer markedssvikt, for eksempel der det er monopoler, kan også lede til for lite uttak av naturressurser. Hvis en fjerner slike imperfeksjoner, ville en få økt produksjon og mer avfall.

I dette notatet vil vi forsøke å avdekke de forskjellige kildene til markedssvikt som er relatert til avfallsproblematikken. Vi vil ta utgangspunkt i eksisterende avfallspolitikk, herunder avfallsreduksjon som korreksjon til markedssvikt, og vurdere rimeligheten av denne politikken.

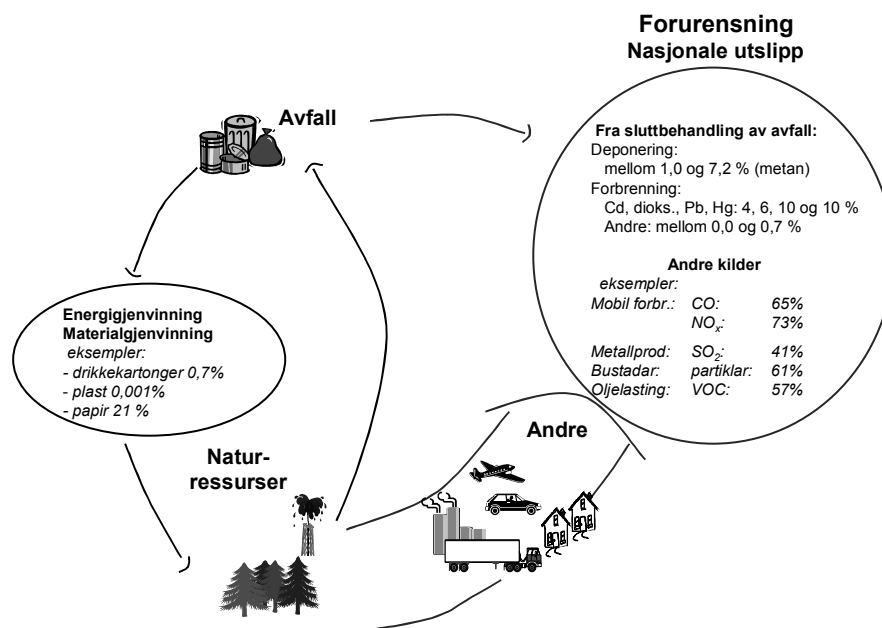
I utvalgets mandat heter det at "Avfallsreduksjon er definert som reduksjon av avfallsmengdene fra kilden gjennom redusert forbruk, endret forbruksmønster, endrete produksjonsprosesser og bedre utnyttelse av råvarer". Mandatet fokuserer på avfallsreduksjon, og ikke på reduksjon i miljøproblemer eller ressursuttak. I vår framstilling vil vi holde fast ved at det er miljøproblemer og/eller ressursproblemer som er de opprinnelige problemer som bør adresseres. Dette er svært viktig, da optimal politikk jo er avledet av hvilke mål en setter seg.

Avfall er ifølge forurensingsloven definert som kasserte eller overflødige løseobjekter eller stoffer². Forurensingsloven deler avfall i tre kategorier: Forbruksavfall, produksjonsavfall og spesialavfall. Til spesialavfall er det knyttet helt spesifikke og gjerne lokale forurensingsproblemer. Virkemidler mot spesialavfall bør være selektive avhengig av avfallstype, skadeproblem og lokalitet. Her ser vi bort fra spesialavfall, og konsentrerer oss om vanlig forbruksavfall og produksjonsavfall og de miljøproblemer og ressursbesparingsmuligheter som måtte følge disse.

¹ Med eksterne virkninger menes virkninger av konsum eller produksjon som ikke er trukket inn i markedsökonomien gjennom priser.

² Avløpsvann og avgasser er ikke definert som avfall, men kan følge av avfallsbehandling.

Figur 1. Avfall som ressurs- og miljøproblem.



Figur 1 illustrerer sammenhenger mellom avfall, forurensning og naturressurser. Alt uttak av naturressurser ender før eller senere opp som avfall i vid forstand, det vil si som tradisjonelt avfall (se pil midt på figuren), eller som utslipp til luft, vann eller jord (se høyre del av figuren).

Miljøproblemene fra avfall er knyttet til behandlingen av avfallet. Både sluttbehandling, og energi- og materialgjenvinning medfører utslipp. Som vi ser av figur 1, stammer mesteparten av utslippene i Norge fra veitrafikk, metallproduksjon, husholdninger og oljeproduksjon. For de fleste utslippstypene er utslippene fra avfallsbehandling på under 1 prosent av totalen, med unntak av et fåtall som utgjør mellom 4 og 10 prosent.

Samtidig kan avfall benyttes som virkemiddel for å redusere uttaket av naturressurser (se venstre del av figuren). Avfall som energi- eller materialgjenvinnes kan betraktes som råvareinnsats i produksjonen. Gjenvunnet avfall kan da komme i stedet for bruk av nye råvarer og redusere uttaket av naturressurser.

Dette notatet er disponert etter denne todelingen av avfallsproblematikken. Først, i kapittel 2, skal vi se på miljøproblemene fra avfallsbehandling, hvilken avfallspolitikk som i dag føres mot disse problemene, diskutere effektive virkemidler, og gi noen anbefalinger. Deretter, i kapittel 3, skal vi se på potensialet for å spare ressurser gjennom avfallsbehandlingen, hva dagens avfallspolitikk bidrar med i denne sammenhengen, se på hva en kjede fra avfall til ressurs kan bety, og komme med noen

anbefalinger om effektive virkemidler for å bevare naturressurser. I kapittel 4 kommer vi inn på en del andre problemer som assosieres med avfall, og i kapittel 5 oppsummerer vi og trekker noen konklusjoner.

2 Avfall og miljø

2.1 Miljøproblemer knyttet til avfallsbehandling

Utslipp til luft fra avfallsbehandling består av klimagasser (CO₂, CH₄, N₂O), sur nedbør (SO₂, NO_x), NMVOC, CO, partikler og miljøgifter (bly, kadmium, kvikksølv, PAH og dioksiner). Utslipp til vann består av tungmetaller, nitrogen og fosfor, samt noen organiske forbindelser. I tillegg til disse problemene anses også arealbruken ved deponering som et problem (se kapittel 4).

Ressursproblematikken kommer vi tilbake til i kapittel 3. Når man skal komme fram til den mest virkingsfulle politikken i forhold til de enkelte miljøskadene, må man se utslippene fra avfallsbehandling i sammenheng med de andre nasjonale utslippene. Det er ingen grunn til å vente at resipientene til utslipp fra avfallbehandling systematisk er mer sårbare enn resipientene for utslipp fra trafikk eller annen industrivirksomhet. I så fall er det ikke av betydning for miljøeffekten hvorvidt de nasjonale utslippmålene oppnås gjennom avfallsbehandling eller gjennom tiltak mot andre kilder. Spesielle tiltak rettet mot avfallsbehandling bør derfor være begrunnet i at tiltakene gir like stor eller større miljøeffekt i forhold til kostnadene, som tiltak innenfor andre områder.

Av tabell 1 ser vi at med unntak av tungmetaller og dioksiner utgjør utslippene fra avfallsforbrenning mindre enn 1 prosent av totalutslippene. Avfallsdeponering står for 7,2 prosent av klimagassene og opptil 1,0 prosent av sivevannsutslippene. Det finnes ikke egne tall for utslippene fra materialgjenvinningsprosessene, og disse utslippene registreres derfor under industri og bergverk.

Tabell 1. Utslipp til luft i Norge 1999 (2000 for dioksiner). Prosentandeler av totale utslipp.

| | CO2 | CH4 | N2O | SO2 | NOx | NMVOC | CO | Partikler | Bly | Kadmium | Kvikksølv | PAH | Dioksiner |
|---|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Fra avfall, % av totale klimagassutslipp | 0,3 | 7,2 | 0,0 | | | | | | | | | | |
| STASJONÆR FORBRENNING I ALT | 41,3 | 3,5 | 2,3 | 23,7 | 21,3 | 4,0 | 29,0 | 67,7 | 22,2 | 45,1 | 50,6 | 42,3 | 61,6 |
| Olje- og gassutvinning | 21,4 | 0,9 | 0,4 | 0,9 | 14,7 | 0,4 | 1,2 | 0,6 | 0,3 | 0,8 | 1,0 | 0,3 | 2,6 |
| Industri og bergverk | 14,4 | 0,2 | 1,1 | 16,5 | 4,9 | 0,6 | 2,0 | 3,4 | 9,6 | 24,4 | 24,6 | 0,3 | 15,5 |
| Andre næringer | 2,8 | 0,0 | 0,1 | 2,3 | 0,4 | 0,0 | 0,2 | 0,3 | 0,8 | 2,3 | 1,6 | 4,0 | - |
| Boliger | 2,3 | 2,3 | 0,6 | 3,2 | 0,8 | 2,9 | 25,6 | 63,2 | 1,8 | 13,7 | 13,0 | 37,2 | 20,5 |
| Forbrenning av avfall og deponigass | 0,3 | 0,0 | 0,0 | 0,7 | 0,5 | 0,1 | 0,04 | 0,3 | 9,9 | 3,9 | 10,3 | 0,6 | 6,2 |
| PROSESSUTSLIPP I ALT | 19,8 | 95,6 | 86,7 | 61,5 | 5,1 | 77,9 | 5,8 | 6,6 | 66,4 | 50,1 | 36,2 | 50,8 | 22,9 |
| Olje- og gassutvinning | 1,6 | 6,8 | - | - | - | 58,4 | - | - | - | - | - | - | - |
| Industri og bergverk | 17,3 | 0,3 | 35,3 | 61,5 | 5,1 | 3,9 | 5,8 | - | 64,9 | 46,2 | 32,4 | 38,5 | - |
| - Raffinering | 0,1 | - | - | 7,2 | 0,3 | 2,9 | - | - | - | - | - | - | - |
| - Treforedling | - | - | - | 1,3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| - Kjemisk industri | 1,7 | 0,2 | 35,3 | 9,6 | 0,5 | 0,2 | 5,7 | - | 5,6 | 5,8 | 0,9 | 1,3 | - |
| - Mineralproduktindustri | 2,1 | - | - | 2,6 | - | - | - | - | 5,2 | 0,1 | 3,0 | - | 0,3 |
| - Metallproduksjon | 13,5 | - | - | 40,8 | 4,3 | 0,5 | 0,2 | - | 54,1 | 40,3 | 28,6 | 37,2 | 22,3 |
| -- Jern, stål og ferrolegeringer | 8,5 | - | - | 31,7 | 3,8 | 0,5 | - | - | 45,7 | 28,0 | 27,7 | 0,9 | 15,2 |
| -- Aluminium | 4,3 | - | - | 5,8 | 0,4 | - | - | - | 7,9 | 4,7 | 0,3 | 35,0 | 3,2 |
| -- Andre metaller | 0,7 | - | - | 3,4 | 0,1 | - | 0,2 | - | 0,4 | 7,5 | 0,6 | 1,2 | 3,8 |
| - Annen industri | 0,0 | 0,1 | - | - | - | 0,3 | - | - | - | - | - | 0,0 | - |
| Bensindistribusjon | 0,1 | - | - | - | - | 2,6 | - | - | - | - | - | - | - |
| Landbruk | 0,4 | 32,6 | 48,5 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Avfallsdeponigass | 0,1 | 55,7 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Løsemidler | 0,3 | - | - | - | - | 13,0 | - | - | - | - | - | 12,0 | - |
| Veistøv og dekkslitasje | - | - | - | - | - | - | - | 6,6 | 1,4 | 4,0 | 0,2 | 0,3 | - |
| Bruk av produkter | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3,5 | - | - |
| Andre prosessutslipp | 0,0 | 0,1 | 3,0 | - | - | - | - | - | 0,1 | 0,0 | 0,0 | - | - |
| MOBIL FORBRENNING I ALT | 38,9 | 0,9 | 11,0 | 14,8 | 73,6 | 18,1 | 65,2 | 25,7 | 11,4 | 4,7 | 13,3 | 6,9 | - |
| Veitrafikk | 22,4 | 0,7 | 8,2 | 4,1 | 23,6 | 12,9 | 54,5 | 13,8 | 2,9 | 2,8 | 5,7 | 4,6 | - |
| - Bensinkjøretøyer | 11,9 | 0,6 | 7,6 | 1,2 | 10,1 | 10,4 | 48,7 | 1,5 | 0,7 | 1,5 | - | 1,1 | - |
| -- Personbiler | 10,4 | 0,5 | 7,1 | 1,1 | 8,8 | 9,3 | 43,2 | 1,4 | 0,7 | 1,3 | - | 0,9 | - |
| -- Andre lette kjøretøy | 1,4 | 0,0 | 0,5 | 0,1 | 1,1 | 1,0 | 5,0 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | - | 0,1 | - |
| -- Tunge kjøretøy | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,2 | 0,1 | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - | 0,0 | - |
| - Dieselskjøretøyer | 10,4 | 0,0 | 0,7 | 2,8 | 13,5 | 1,2 | 2,7 | 12,3 | 2,1 | 1,3 | 5,7 | 3,5 | - |
| -- Personbiler | 1,1 | 0,0 | 0,2 | 0,3 | 0,5 | 0,1 | 0,3 | 1,8 | 0,2 | 0,1 | 0,6 | 0,4 | - |
| -- Andre lette kjøretøy | 2,7 | 0,0 | 0,4 | 0,7 | 1,1 | 0,3 | 0,8 | 3,6 | 0,6 | 0,3 | 1,5 | 1,1 | - |
| -- Tunge kjøretøy: diesel | 6,5 | 0,0 | 0,1 | 1,8 | 11,8 | 0,8 | 1,7 | 6,9 | 1,4 | 0,8 | 3,6 | 2,1 | - |
| - Motorsykkel - moped | 0,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 1,3 | 3,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - | 0,0 | - |
| Snøscooter | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,4 | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - | 0,0 | - |
| Småbåt | 0,4 | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,5 | 2,5 | 3,5 | 1,4 | 0,0 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | - |
| Motorredskap | 1,9 | 0,0 | 1,7 | 0,5 | 5,0 | 1,1 | 4,5 | 5,9 | 0,4 | 0,2 | 1,0 | 0,5 | - |
| Jernbane | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,3 | 0,0 | 0,0 | 0,3 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | - |
| Luffart | 3,2 | 0,0 | 0,3 | 0,2 | 0,8 | 0,2 | 0,5 | 0,3 | 5,6 | 0,2 | 0,5 | 0,0 | - |
| Skip og båter | 10,8 | 0,1 | 0,6 | 9,9 | 43,4 | 0,9 | 1,7 | 3,9 | 2,4 | 1,4 | 6,0 | 1,5 | - |
| UTSLIPP I ALT | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 |

Kilder: http://www.ssb.no/emner/01/04/10/luft/tabell/t_a_ki.htm, Finstad m. fl. (2002).

Når man skal vurdere politiske tiltak, må man ta utgangspunkt i de totale skadene. Deretter vil vurderinger av skadevirkningene og tiltakskostnadene avføde politiske målsetninger for maksimale utslipp og tiltak for å oppnå målene. Vi skal nå gå gjennom den eksisterende politikken som er rettet mot de forurensende utslippene som er angitt i tabell 1.

2.2 Norsk utslippspolitik

Klimagasser øker drivhuseffekten, det vil si at de antas å bidra til oppvarming av atmosfæren. Under Kyotoforhandlingene forpliktet Norge seg til å redusere utslippene av klimagasser til 1 prosent over 1990-nivå innen 2008-2012. De viktigste tiltakene som er satt i verk er CO₂-avgiften, strengere krav til metanbehandling i avfallsdeponier og avtaler med industrien. Regjeringen foreslår at det etableres et nasjonalt kvotesystem fra 2005 i tillegg til dagens CO₂-avgifter, noe som vil medføre at nær alle utslippskilder blir underlagt klimavirkemidler. *Utslipp fra avfallsbehandling utgjør totalt 7,5 prosent av klimagassutslippene, herunder utgjør metan 7,2 prosent.*

SO₂ og NO_x øker risikoen for luftveislidelser, forsurening og korrosjon. Det er satt inn en rekke virkemidler mot utslipp av SO₂, som svovelavgiften, krav om regulering gjennom utslippstillatelser og begrensninger på tillatt svovelmengde i mineraloljer. Svovelutslippene har gått ned med om lag 80 prosent fra 1980. Norge er part i Svovelprotokollen av 1985 (Helsinki-protokollen), som krevde minst 30 prosent reduksjon fra 1980 til 1993, og svovelprotokollen av 1994 (Oslo-protokollen), som setter et maksimumstak fra og med 2000. Utslippene lå under dette nivået i 1999. Norske utslipp av NO_x samsvarer om lag med kravene i NO_x-protokollen av 1988 (Sofia-protokollen). Gøteborgprotokollen krever også at vi reduserer utslippene av NO_x med om lag en firedel fram til 2010. *Utslipp fra avfallsbehandling utgjør henholdsvis 0,7 og 0,5 prosent av utslippene av SO₂ og NO_x.*

NM VOC kan inneholde kreftframkallende stoffer. I Gøteborgprotokollen av 1999 forpliktet Norge seg til å redusere utslippene av NM VOC med 47 prosent fra 2000 til 2010. Spesielle tiltak er satt i verk for å redusere utslippene fra oljelasting. *Utslipp fra avfallsbehandling utgjør 0,1 prosent av de totale utslippene av NM VOC.*

CO øker risikoen for hjerteproblemer hos personer med hjerte- og karsyke. Utslippene har gått ned med 30 prosent de siste 10 årene som følge av reinere forbrenningsteknologi i biler og mer effektive motorer. *Utslippene fra avfallsbehandling utgjør 0,04 prosent av de totale utslippene av CO.*

Partikler øker risikoen for luftveislidelser. Folkehelse setter nasjonale mål for grenseverdier for utslipp. De viktigste virkemidlene for å oppnå disse målene er tiltak mot utslipp fra trafikk, som piggdekkavgift, veiprisering og bedre kollektivtrafikk-tilbud, og tiltak for reinere vedfyring. *Utslippene fra avfallsbehandling utgjør 0,3 prosent av de totale utslippene.*

Miljøgifter (bly, kadmium, kvikksølv, PAH, dioksiner mm.) kan ha ulike skadevirkninger, som å være kreftframkallende, og skade nervesystem og nyrer. Norge har forpliktet seg til at utslipp av miljøgifter ikke skal overstige 1990-nivåene. Utslippene reguleres gjennom utslippstillatelser som setter maksimalgrenser for utslipp per kubikkmeter luft, hensyn tatt til resipienten. Myndighetene vurderer også å innføre forbud mot blyhagl, visse typer utslipp og tungmetaller i trevirke. Som et resultat av blyavgiften og nye tilsetningsstoffer i bensin har utslippene av bly gått ned med 99 prosent siden 1980.

Dagens konsentrasjoner utgjør ingen helsevirkninger. *I prosent av de resterende blyutslippene utgjør utslippene fra avfallsbehandling 9,9 prosent. Utslippene fra avfallsbehandling utgjør 3,9 prosent for kadmium, 10,3 prosent for kvikksølv og 0,6 for PAH.* Utslipp av dioksiner er omfattet av internasjonale avtaler. Det er en nasjonal målsetting at utslippene skal reduseres vesentlig senest innen år 2010 i forhold til 1995. Som følge av tiltak mot metallproduksjon, mobile utslipp og avfallsforbrenning lå de nasjonale utslippene om lag 50 prosent under 1995-nivået i 2000, og 74 prosent under 1990-nivået. *Dioksin-utslipp fra avfallsbehandling utgjør 6,2 prosent av de totale utslippene.*

Miljøpolitikken i de enkelte sektorer må ses i sammenheng for å sikre god ressursutnyttelse og størst mulig utslippsreduksjoner gitt virkemidlene. Kostnadseffektivitet krever de samme avgiftene per enhet utslipp, eller at det settes samme minimumskrav til luftkvaliteten. Det er et allment akseptert politisk mål at de mest kostnadseffektive tiltakene skal iverksettes først. En spesiell politikk rettet mot en spesiell sektor vil medføre høyere kostnader enn om den samme miljøforbedringen oppnås ved generelle virkemidler. Kostnaden vil vanligvis ta form av lavere samlet produksjon. Vi vil nå forklare hvorfor direkte pålegg rettet mot enkeltsektorer medfører samfunnsøkonomiske tap.

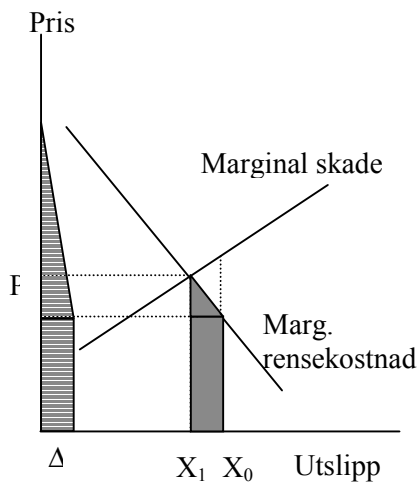
2.3 Om optimal miljøpolitikk

Hovedproblemet med miljø- og ressurseksternaliteter er at private aktører vanligvis ikke vil ta hensyn til disse i sine tilpasninger. Dermed blir det ikke foretatt en avveining mellom profitt/nytte og de skader en påfører samfunnet ved miljøbelastning eller for stor uttapping av naturressursene. Hvordan skal vi nå internalisere disse eksterne effektene?

La oss anta at det er stigende skade knyttet til stigende utslipp til vann eller til luft som følge av avfallsbehandling, for eksempel sivevann, partikler eller utslipp av tungmetaller ved forbrenning. En slik stigende skade som følge av stigende utslipp er illustrert i figur 2 (marginal skade).

Samtidig kan vi tenke oss at det nå vil være relativt billig å "rense" en liten del av dette utslippet, men at det vil bli stadig dyrere jo mer av utslippet som skal renses. Dette er illustrert ved den fallende kurven i diagrammet (marginal rensekostnad). For samfunnet er den optimale utslippsmengden X_1 : her er den marginale skaden lik den marginale rensekostnaden, P . Dersom man renser mer slik at utslippene er lavere enn X_1 , vil kostnaden ved rensingen være større enn gevinsten (som er bortfall av miljøskade). Siden aktørene nå ikke tar hensyn til disse skadene, er i stedet utslippet X_0 , altså større enn samfunnsøkonomisk optimalt.

Figur 2. Internalisering av miljøskade.



En enkel måte å internalisere dette problemet på, er å pålegge en avgift P på utslippet. De bedriftene som har lavere renseskostnader enn P vil da velge å rense, mens de som har høyere renseskostnader vil betale avgiften. En avgiftsbelegging av denne størrelsesorden vil medføre at det foretas rensing til en kostnad lik det skraverte arealet til høyre i figuren.

Alternativt til å pålegge en avgift kan vi gi direkte pålegg om rensing. I vårt tilfelle kan

det for eksempel tilsvare en direkte regulering av utslippene fra avfallsanlegg. Vi forutsetter nå at skaden er like stor uavhengig av hvor den kommer fra, som f.eks. for utslipp av klimagasser. En regulering kan nå foregå på flere måter. For eksempel kan kravet være at alle må redusere avfallsmengden like mye. Hvis de marginale renseskostnader ser like ut for alle som forurensere, kan en gjennom et slikt tiltak få en tilnærmet lik situasjon som i avgiftstilfellet.

Hvis derimot de marginale renseskostnadene er fordelt helt ulikt over forurenserne (det er det normale), så betyr det at vi kan rangere disse etter stigende renseskostnader og de totale renseskostnadene blir som i det venstre skraverte arealet i figur 2; noen renser til laveste kostnad, men også de med de høyeste renseskostnadene blir tvunget til å rense. Dette er illustrert i det venstre arealet ved at volum av rensert mengde Δ , er det samme som tidligere $X_1 - X_0$. Vi ser at da blir kostnaden vesentlig høyere enn i avgiftstilfellet. Det betyr at den samlede verdiskapningen vil gå mer ned i tilfellet med regulering enn i tilfellet med avgift, selv om miljøforbedringen er den samme. Virkeligheten vil ligge noe mellom disse situasjonene. Samfunnets kostnader vil bli høyere i tilfellet med kvantumsregulering av avfallet enn i tilfellet med avgift på miljølempen.

Direkte reguleringer, som krav om avfallsandeler i forhold til BNP, gjenvinningsandeler, forbrenningsandeler etc. ligner på det siste tilfellet, selv om kravene da ikke er rettet direkte mot miljøskaden. Eksemplet viser at slike tiltak er ineffektive i forhold til miljøproblemer knyttet til avfall. En bør i stedet tilstrebe å benytte virkemidler som er kostnadseffektive og dermed også gir en best mulig utnyttelse av de ressursene som samfunnet er avhengig av.

Avfallspolitikken bør da samkjøres med den generelle politikken mot miljøskadelige utslipp. I praksis viser det seg generelt vanskelig å gjennomføre fullstendig kostnadseffektive tiltak. For eksempel er mange utslippkilder unntatt fra både svovel- og CO_2 -avgiften. Disse unntakene har andre begrunnelser, som ivaretagelse av arbeidsplasser eller distriktshensyn. Det er mulig at det finnes

lignende begrunnelser for spesielle tiltak mot utslipp fra avfallsbehandling. I så fall er det viktig at disse blir tydeliggjort.

2.4 Politikk-anbefalinger, utslipp fra avfallsbehandling

De nasjonale utslippene kan altså reduseres gjennom *generelle virkemidler* som avgifter, kvoter, reguleringer og utslippstillatelser. Gjennom dagens politikk rettet mot avfall søker man å redusere de nasjonale utslippene gjennom flere mekanismer:

* *Reduserte avfallsmengder til behandling*: Påvirkning av genererte avfallsmengder (for eksempel avfallsreduksjon) vil gi tilsvarende reduksjoner i utslipp fra behandlingen, og det kan oppnås gjennom redusert forbruk, eller gjennom mer effektiv utnyttelse av naturressursene.

* *Valg av behandlingsform*: Både forbrenning, deponering og materialgjenvinning innebærer en viderebehandling av avfallet, som alle medfører større eller mindre mengder utslipp.

* *Endret renseteknologi under behandlingen av avfallet*: Det settes krav til renseteknologi ved anleggene, ved at utslipp fra forbrenningsanlegg og sivevann og metan fra deponier samles og renses. Slike teknologiendringer stimuleres delvis også ved hjelp av økonomiske insentiv.

Siden utslippene som følger av avfallsbehandling er relativt små i forhold til de totale utslippene, vil miljøeffekten av avfallspolitiske tiltak uansett bli liten. Avfallspolitikken vil ikke uten videre gi den billigste løsningen for utslippsreduksjoner. Metan er et særtilfelle, da utslipp av metan utgjør en betydelig del av klimagassene, og det eksisterer kostnadseffektive løsninger (forbrenning av avfall, avbrenning av metan og metanoksidasjon, se Bruvoll og Bye, 1998).

Generelle virkemidler

Miljøproblemene løses altså mest effektivt ved generelle virkemidler rettet mot alle utslippskilder, og man bør unngå en egen politikk rettet eksklusivt mot utslipp knyttet til avfallsbehandling. En egen avfallspolitikk i forhold til forurensninger er berettiget dersom de generelle virkemidlene ikke rammer utslippene fra avfallsbehandling, eller om resipientene rundt avfallsbehandlingsanlegg generelt er mer sensitive enn resipientene for de andre utslippskildene.

Som vist i avsnitt 2.2, er det igangsatt en rekke generelle virkemidler mot de enkelte forurensningsproblemene. Det er ikke gitt at utslipp fra avfallsbehandling er underlagt de samme tiltakene som andre utslipp. For eksempel er CO₂-avgiften knyttet til fossile brensel og SO₂-avgiften knyttet til svovelinnholdet i oljer. Det eksisterer ikke tilsvarende avgifter direkte knyttet til klimagasser og sur nedbør fra avfallsbehandling, men det burde det ha gjort. Dessuten kan det tenkes at noen utslipp er for lite regulert eller har for lave avgifter i forhold til det som er optimalt. Men det betyr ikke at utslipp fra avfallsbehandling også skal være underregulert.

Den teoretisk optimale politikken i forhold til utslipp fra avfallsbehandling er en avgift som reflekterer den marginale skaden ved behandlingen. Den bør være konsistent med den øvrige politikken rettet mot de samme utslippene, og alle kilder bør stå overfor de samme virkemidlene, se avsnitt 2.2 og 2.3. Den eksisterende *sluttbehandlingsavgiften* kan representere et slikt virkemiddel, gitt at avgiften endres til en *utslippsavgift*.

Utslippsavgift for avfall

En optimal omformulering av dagens sluttbehandlingsavgift innebærer at den graderes etter graden av miljøskadelige utslipp (*utslippsavgift*) og at den ikke er rettet mot avfallsmengdene som sådan (*avfallsavgift*), slik den i hovedsak er utformet i dag. Utslippsavgiften for avfallsbehandling er behandlet i Bruvoll (1999). En slik avgift vil tilsvare de anslåtte skadevirkningene ved utslipp eller eksisterende avgifter som er lagt på utslipp fra andre kilder. Fordelen med en utslippsavgift for avfallsbehandling er:

- * Den vil stimulere til mindre utslipp, siden avfallsanleggene kan redusere avgiftsbelastningen ved rensing. Dette gir lavere utslipp per tonn avfall, og lavere utslipp per energienhet dersom avfallet blir energigjenvunnet.

- * Avfallsanleggene vil i større grad betale de antatte miljøkostnadene. Avgiften vil være mer "rettferdig" (jf. forurenser betaler) enn avfallsavgiften, da anlegg som har lavere (eller høyere) utslipp enn gjennomsnittet vil betale mindre (mer) per tonn avfall.

- * Med en utslippsavgift vil de enkelte materialtypene i avfallet ville bli tillagt riktig korreksjonen for de miljølemper de skaper. En avfallsavgift gir uttrykk for en gjennomsnittlig miljøbelastning i avfallet, mens miljøbelastningen i de enkelte fraksjonene varierer. Under en avfallsavgift vil noen materialtyper bli tillagt for høy og andre for lav avgift i forhold til de beregnede miljøkostnadene.

Det er allerede gjennomført tiltak som har gitt betydelige reduksjoner i utslippene per tonn avfall. Tabell 2 illustrerer at det er mulig å redusere utslippene fra avfallsbehandling gjennom nye teknologier. Tabellen viser utviklingen i utslippene fra forbrenningsanlegg og deponier fra 1987 til 1997. Som vi ser, har de totale utslippene fra forbrenning gått ned med opptil 88 prosent, samtidig som de behandlede mengdene har vokst med 49 prosent. En utslippsavgift vil isolert sett forsterke insentivene til å innføre teknologi som reduserer utslippene per enhet avfall, utfylle den eksisterende generelle miljøpolitikken og representere en effektiv avfallspolitikk direkte rettet mot miljøproblemet.

**Tabell 2. Utslipp fra forbrenning og deponering av avfall¹.
Endring fra 1987 til 1999².**

| | Endring 1987-99 i prosent |
|--------------------------------|------------------------------|
| Forbrenningsanlegg | |
| Nitrogendioksid | -16,8 |
| Karbondioksid | 55,4 |
| Partikler | -23,0 |
| Dioksiner | -87,6 |
| NMVOG | 51,2 |
| Bly | -51,8 |
| Svoveldioksid | -63,3 |
| Kadmium | -66,9 |
| Avfallsmengder til forbrenning | 48,9 |
| Deponier | |
| Metan (klimagass) | 11,4 |

1) Rangert i synkende rekkefølge etter antatt bidrag til miljøskade.

2) Endring fra 1990 (dioksiner) og 1991 (kadmium) til 1999.

For utslipp av klimagassen metan fra deponier, bør avgiften tilsvare den klimaavgiften andre sektorer står overfor (CO₂-avgiften). Det vil sikre at de billigste tiltakene mot klimautslipp blir iverksatt først, uavhengig av om disse kommer fra avfallsdeponier eller fra andre kilder som trafikk eller oljeproduksjon. Det vil videre gi avfallsanleggene frihet til å finne den billigste metoden for metanreduksjon, enten dette er avfallsreduksjon, behandling av metan eller å betale avgiften og la dem som har lavere renseskostnaden stå for oppfyllelsen av politikkmålet.

3 Avfall og naturressurser

Vi skal nå diskutere avfallspolitikken som virkemiddel for å redusere uttaket av naturressurser. Bak ideen om avfallsreduksjon ligger en forståelse av at vi bruker større mengder naturressurser enn hva som er optimalt i et langsiktig velferdsperspektiv. I dette kapitlet vil vi gi en deskriptiv fremstilling av potensialet for å bruke avfall som råvare i produksjonen, og dermed redusere uttaket av naturressurser, og på et prinsipielt grunnlag diskutere begrunnelser for offentlige tiltak for å spare naturressurser. Vi vil også gå gjennom de enkelte avfallsgruppene og de respektive naturressursene som disse kan erstatte og diskutere i hvilken grad offentlige tiltak er begrunnet. På denne bakgrunn vil vi anbefale virkemidler.

3.1 Hovedtall for potensialet for sparing av naturressurser

Tabell 3 illustrerer i hvilken grad avfall kan benyttes for å redusere uttaket av nye naturressurser. Andre kolonne viser mengdene av ulike avfallstyper som genereres i Norge i dag. Tredje kolonne viser hvilken naturressurs materialet i avfallet er basert på, fjerde kolonne hvor mye som tas ut av denne naturressursen, og siste kolonne viser hvor stor del av uttaket avfall i teorien kunne erstattet, dersom et tonn avfall kan inngå som direkte erstatning for et tonn naturressurs i produksjonsprosessen.

Tabell 3. Generert avfall og potensial for reduksjon av naturressurser.

| Avfallstype | Generert mengde, i 1000 tonn ¹⁾ | Naturressurs | Uttaksmengde, naturressurs, i 1000 tonn | Reduksjonspotensial, generert avfall i prosent av uttaksmengde |
|-----------------------------|---|--------------|---|--|
| Tre | 1197 | Skog | 2300 tonn ²⁾ | 51,9 |
| Papir og papp | 1096 | Skog | -" | 47,5 |
| - av dette: drikkekartonger | 24 | | -" | 1,0 |
| Plast | 375 | Olje | 150006 ³⁾ | 0,2 |
| Metaller | 591 | Metaller | | |
| Glass | 131 | Stein | | |
| Våtorganisk | 1295 | Jord | | |
| Tekstiler | 111 | Diverse | | |
| Spesialavfall | 709 | | | |
| Andre materialer | 1187 | Diverse | | |
| Totalt generert avfall | 5983 | | | |

¹⁾ Kilde: Statistisk sentralbyrå (2001a), Tabell 8.2, www.ssb.no.

²⁾ 8,4 mill m³ tømmer \cong 2300 000 tonn, Kilde: Statistisk sentralbyrå (2001a) side 63.

³⁾ Kilde: Statistisk sentralbyrå (2001b) tabell 440.

Av tabellen ser vi at det genereres om lag 2300 tusen tonn tre-, papir- og pappavfall i Norge. Dette tilsvarer om lag det årlige uttaket av tømmer i Norge. Omregningsfaktoren fra avfall til tømmer (Statistisk sentralbyrå 2000a) er imidlertid usikker, da papir består av flere ulike materialer ved siden av trevirke. Dessuten er det ikke mulig å erstatte alt nytt uttak med gjenbrukt materiale, siden kvaliteten på bygningsmaterialer i stor grad krever nytt tømmer, og siden kvaliteten på papiret forringes når det er brukt før. I tillegg er det en viss forsinkelse mellom tidspunkt for uttak av naturressursen og når materialene blir klassifisert som avfall. Men regneeksempelet illustrerer at det er mulig å redusere uttaket av skog i Norge betydelig.

En spesiell del av avfallspolitikken er rettet mot gjenvinning av drikkekartonger. Vi ser at den totale mengden drikkekartonger kun utgjør 1 prosent av tømmeruttaket i Norge.

Plast er et oljeprodukt. Den totale mengden generert plast utgjør om lag 0,2 prosent av uttaket av råolje og naturgass i Norge. For de andre avfallstypene er det vanskelig å sammenligne

avfallsmengdene med uttaket av naturressurser, blant annet fordi disse fraksjonene er sammensatt av heterogene avfallstyper (f.eks. metaller og tekstiler) og fordi det er vanskelig å gi meningsfylte anslag på uttak av naturressurser (f.eks. jord og stein).

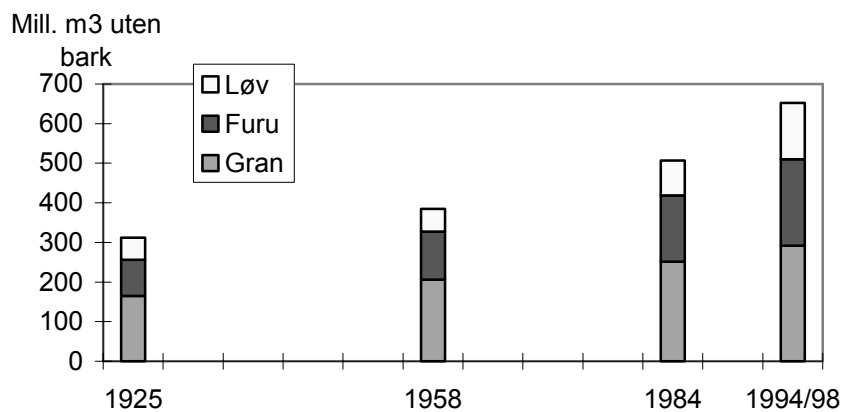
3.2 Nærmere om de enkelte avfallstypene som erstatning for naturressurser

Vi vil nå gå gjennom de enkelte typer avfall og diskutere potensialet hver avfallstype har som virkemiddel for å redusere uttaket av naturressurser, og graden av knapphet for de aktuelle ressursene.

Avfall: Treavfall, papir og papp, Ressurs: skog

Politiske tiltak for å begrense uttaket av skog, for eksempel gjennom økt materialgjenvinning eller avfallsreduksjon som antydnet i utvalgets mandat, kan være berettiget dersom skog er en begrenset ressurs, dersom uttaket er vesentlig større enn tilveksten over tid, eller dersom det finnes andre eksternaliteter knyttet til tømmerproduksjon som ikke ivaretas i markedet (se kapittel 4)³. Da avvirkingen har vært lavere enn naturlig tilvekst, har volumet av skog i Norge økt betydelig gjennom mange år. Volumet av skog under barskoggrensen er mer en fordoblet siden 1925 (Statistisk sentralbyrå 2001a), se figur 3. Den samme tendensen finner vi for europeiske skoger og skog generelt i den tempererte sone.

Figur 3. Utvikling i volum av stående skog i Norge.



Kilde: Statistisk sentralbyrå (2001a).

³ I Kyotoprotokollen godtas ikke naturlig tilvekst i eksisterende skog som utslippsbegrensende tiltak. I en optimal avtale der fokus er på klimaendringer som følge av netto akkumulasjon av klimagasser skulle slik tilvekst telle med. Da vil, under et regime med omsettbare kvoter, slik skogtilvekst få en positiv verdi. Dette kan trekke i retning av mindre uttak og eventuelt netto tilvekst.

Vurdering: Mengdene papiravfall er relativt store i forhold til uttaket av skog. Dersom gjenvunnet papir og uttaket av norsk tømmer opererer på det samme markedet, vil gjenvinning av papir kunne redusere etterspørselen etter tømmer og dermed uttaket av skog. Men *uttaket av skog i Norge* og den tempererte sone generelt i dag representerer ikke et ressursproblem. Skogsvolumet er dessuten, og har lenge vært, stigende. I Norge føres forøvrig en politikk som støtter skogbruket ved direkte og indirekte subsidier, noe som trekker i motsatt retning i forhold til avfallspolitikken. Dette illustrerer viktigheten av vårt poeng om å avklare miljøproblemene og sikre konsistens i de politiske målene før politikken fastsettes.

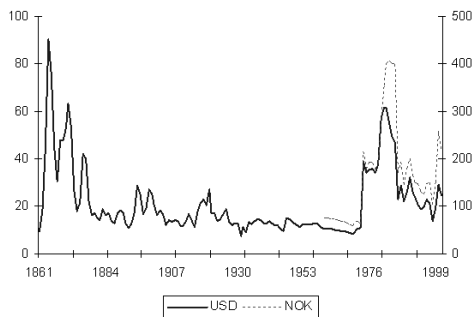
På global basis er problemene knyttet til netto tap av skog spesielt knyttet til hugst av *regnskoger*. Men det er på ingen måte gitt at norsk skog- og avfallspolitikken vil avhjelpe slike miljøproblemer. Generelt er det ikke trivielt å bestemme substitusjonsgraden mellom avfallsprodukt og ressursuttak, og det er ikke opplagt at økt gjenvinning av papir i Norge verken vil erstatte uttak av norsk skog, eller urskog i Brasil. Disse problemene løser man best ved direkte politiske virkemidler, for eksempel gjennom internasjonale avtaler, handelspolitikk, forbud eller avgifter på import av de aktuelle tresortene man mener ikke bør benyttes. I neste omgang kan imidlertid slike tiltak blant annet virke gjennom høyere priser for brukt papirmasse og økt lønnsomhet i gjenvinning av trevirke og papir.

Mange assosierer uttaket av tømmer med helt andre problemer enn selve ressursbegrensningen (se kapittel 4). Men problemer knyttet til tap av *urskog, biologisk mangfold og rekreasjonsområder* lar seg heller ikke nødvendigvis løse ved å redusere det generelle uttaket av skog. Her bør en heller bruke direkte virkemidler rettet mot de aktuelle skogsområdene. Det føres en egen politikk overfor biologisk mangfold, naturvern, friluftsliv og skogforvaltning, se St.meld. nr. 24 (2000-2001) som skal ivareta disse verdiene.

Avfall: Plast, Ressurs: olje

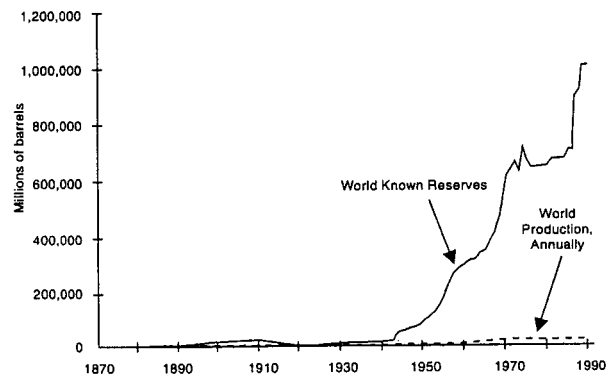
Av tabell 3 ser vi at samlet mengde generert plast i Norge utgjør om lag 0,2 prosent av vårt samlede uttak av råolje og naturgass. I motsetning til skog er olje en ikke fornybar ressurs. Politiske tiltak for reduksjoner i bruken av denne naturressursen kan begrunnes i knapphet i verdens samlede oljeresurser (det vil si at vi er i ferd med å bruke opp ressursen og at vi ikke tar tilstrekkelig hensyn til kommende generasjoner) eller eksternaliteter ved bruk av ressursen (utslipp til luft fra bruk av olje). En knapphet i ressursen vil i teorien gjenspeiles i prisene. Det har vært en meget stor vekst i uttaket av olje fra 1870 og til i dag. Dersom oljeresursene var knappe, skulle man tro at oljeprisen ville ha gått opp. Men historien viser at oljeprisen har vært relativt stabil over perioden, se figur 4. Det er sannsynligvis to grunner for dette: For det første har man funnet stadig nye reserver slik at kunnskapene om størrelsen på den endelige ressursen har endret seg. For det andre at uttaket er relativt lite i forhold til den endelige reserven, se figur 5.

Figur 4. Realpris råolje. 2001-priser per fat.



Kilde: Statistisk sentralbyrå (2002).

Figur 5. Verdens kjente oljereserver og verdens oljeproduksjon.



Kilde: Simon m. fl. (1994), IEA (1997).

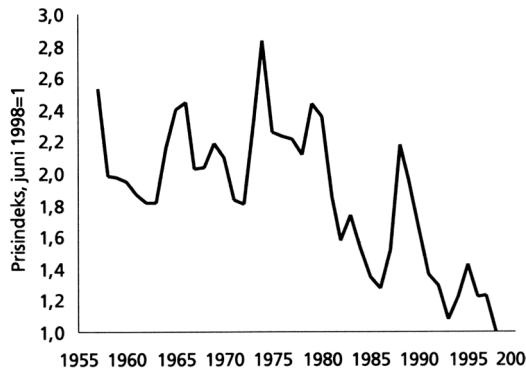
Vurdering: Å begrense uttaket av olje direkte er trolig et mer effektivt virkemiddel for å spare oljeressurser enn reduksjoner i avfallsmengdene. Avfallsreduksjon, gjennom redusert bruk av plast, kan i svært liten grad påvirke uttaket av denne naturressursen siden mengdene er meget små i forhold til uttaket. Dessuten fører Norge en politikk som er styrt av oljemarkedsprisen, og det legges vekt på å oppnå høyest mulig avkastning av denne ressursen. Oljepolitikken vil også ofte motvirke denne delen av en eventuell avfallspolitikk. Et argument for mindre uttak av olje (og metaller) er at produksjonsprosessene er relativt energiintensive. Slike argumenter, som ikke direkte berører begrensningen i naturressursen, er omtalt i kapittel 4.

Metaller

Som vi så i tabell 3, genereres 591 tusen tonn metallavfall årlig. Dette er sammensatt av stål og en rekke andre typer metaller, som aluminium, jern, kobber etc. Vi har ingen god oversikt over fordelingen på slike metalltyper, og vi kan derfor ikke beregne reduksjonspotensialet.

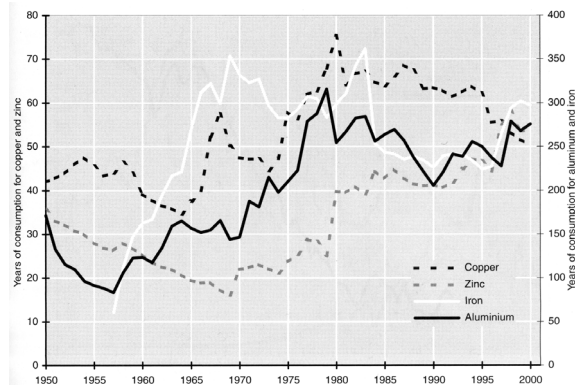
Tall for utviklingen i priser og kjente reserver kan indikere utviklingen i graden av ressursknapphet eller monopoltendenser i verdens markeder for ulike metaller. Når ressursen blir vanskeligere tilgjengelig, vil uttakskostnadene øke og prisene stige. Aluminium og jern utgjør henholdsvis 8 og 6 prosent av jordskorpen, og kan dermed ikke betraktes som begrensede ressurser i den forstand at vi vil komme til å bruke dem opp. Tilgjengeligheten er snarere et spørsmål om til hvilke uttakskostnader

Figur 6: Prisindeks i US\$ for metaller, 1957-2000, 2000=1.



Kilde: IMF (2001), Lomborg (2001).

Figur 7: Forbrukstider for de mest brukte metallene, 1950-2000 (jern 1957-2000).

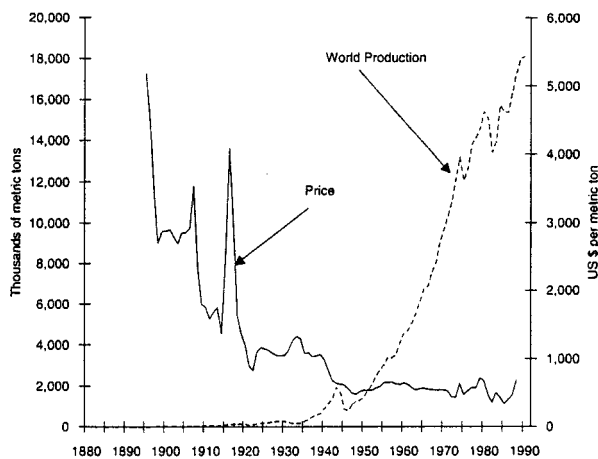


Kilde: Simon m. fl. (1994), Lomborg (2001).

de kan hentes ut. Figur 6 viser en samlet prisindeks for metaller. Figuren viser at prisene har falt jevnt og med rundt 50 prosent de siste 45 årene, noe som tyder på at uttakskostnadene for metaller heller har falt enn steget. Samtidig har det vært en stor vekst i bruken av metaller. Dette skyldes trolig dels ny teknologi som har muliggjort nye uttak og, som for olje, økning i mengden kjente tilgjengelige ressurser på grunn av nye funn. Figur 7 viser at anslått forbrukstid (anslått varighet av de kjente reservene, gitt uendret årlig forbruk) generelt har vært økende fram til 1980, mens anslagene har vært mer stabile de siste 20 årene.

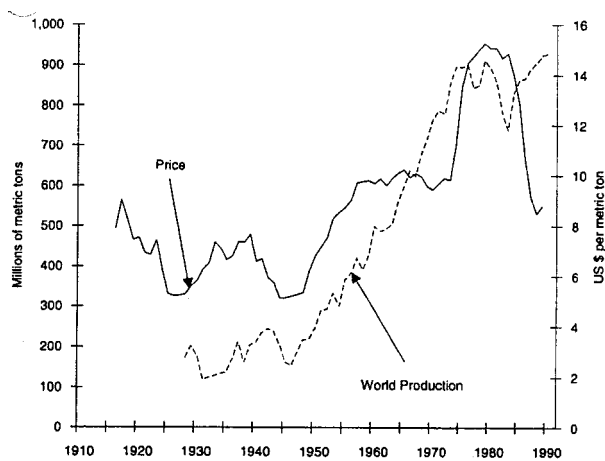
Figurene 8, 9 og 10 viser pris og produksjon av aluminium, jern og kobber. For alle disse metallene er pristendensene fallende samtidig som uttaket stiger.

Figur 8: Pris og produksjon, aluminium.



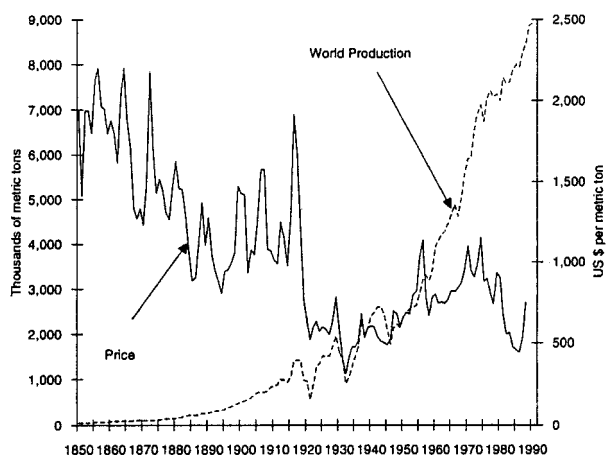
Kilde: Simon m. fl. (1994)

Figur 9: Pris og produksjon, jern.



Kilde: Simon m. fl. (1994)

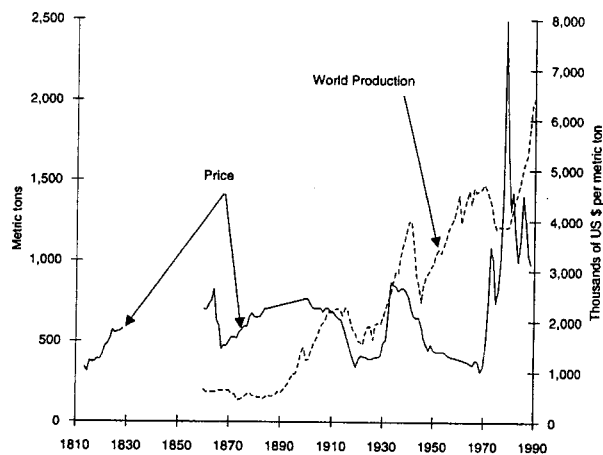
Figur 10: Pris og produksjon, kobber.



Kilde: Simon m. fl. (1994)

Gull er et av de metallene som er lite tilgjengelig, samtidig som det har en relativt høy verdi. Den anslåtte forbrukstiden er vesentlig lavere enn for de andre metallene (se figurene 7 og 12). Likevel er det ikke en alminnelig oppfatning at man bør styrke materialgjenvinningen av gull. Nettopp fordi gull er begrenset og attraktivt fungerer markedet. Som vi ser av figur 11, har gull-prisen har variert mye over tid. I dag er prisen på gull relativt høy, graden av gjenbruk høy, samtidig som forbrukstiden har vært om lag uendret de siste 50 år tilbake, se figur 12.

Figur 11: Pris og produksjon, gull.



Kilde: Simon m. fl. (1994)

Figur 12: Forbrukstid for gull.



Kilde: Simon m. fl. (1994)

Vurdering: Sammenhengen mellom priser og kjente ressurser indikerer ikke tegn på knapphet i verdens metalltilgang. Dersom det eksisterer en knapphet, som likevel ikke er tatt hensyn til i prisene, er det grunn til bekymring og politiske tiltak. Det er imidlertid lite som tyder på at prismekanismene ikke fungerer for metaller. De metallene som er av de mest knappe, slik som gull og sølv, er gode eksempler på dette.

Dersom markedet ikke fungerer for enkelte metaller, vil avgifter og direkte reguleringer rettet mot selve ressursuttaket være det mest effektive virkemidlet. Dette kan i neste omgang medføre høyere lønnsomhet i gjenvinningsmarkedet.

Avfall: Glass, Ressurs: stein

I 1998 ble det generert 131 tusen tonn glass. Glass blir produsert med stein/sand som råvare, som ikke kan betraktes som en knapp ressurs. Steinbrudd som tar ut stein til glassproduksjon kan imidlertid påvirke naturen rent estetisk, på linje med andre steinbrudd. Slike miljøproblemer bør håndteres med generelle virkemidler rettet mot alle typer steinbrudd, som f.eks. vurderinger av lokalisering.

Avfall: Våtorganisk, Ressurs: Jord

Våtorganisk avfall består av biologisk lett nedbrytbart avfall, deriblant matavfall. Hovedproblemet med våtorganisk avfall er utslipp av metan, som er behandlet under kapittel 2. Reduserte mengder matavfall krever redusert produksjon og omsetning av mat. Det er uklart hvilke miljøproblemer dette skal løse på ressursiden. Alternative virkemidler kan være høyere matpriser gjennom avgifter, virkemidler i jordbrukspolitikken eller avgifter på import av mat.

Tekstiler

Tekstiler består av en rekke forskjellige naturlige og syntetiske fiber. De syntetiske fibre er i stor grad basert på oljeråstoffer, mens de naturlige fibre består av bomull, ull og rayon. Mesteparten av tekstilene importeres. Det er igjen uklart hvilke ressursproblemer man ønsker å løse gjennom avfallsreduksjon.

Spesialavfall og andre materialer

Det genereres totalt 700 tusen tonn spesialavfall i Norge. I dette notatet ser vi bort fra spesialavfall, da problemene her først og fremst er knyttet til miljøskadelige utslipp. Det er også uklart hvordan spesialavfall kan redusere bruken av ressurser og hvilke ressurser dette skulle gjelde.

Det genereres avfall i form av 1200 tusen tonn andre materialer. Dette består hovedsakelig av bygge- og anleggsavfall (gummi unntatt bildekk, glass- og mineralull, slagg, tegl, støv, asfalt, slam, asbest, kjemikalier, annet og ukjent/blandet.), i tillegg til transportmidler. De ressursene dette avfallet kan erstatte er da hovedsakelig gummi, stein og metaller, som med unntak av gummi er behandlet i punktene over.

3.3 Dagens avfallspolitikk i ressursammenheng

Tabell 4 viser de faktiske gjenvunne avfallsmengder ved dagens politikk, og hvor store reduksjoner i naturressursen disse mengdene tilsvare. Vi ser at material- og energigjenvinningen av treavfall og papir tilsvare henholdsvis rundt 35 og 25 prosent av uttaket av tømmer og ved. Av tiltak som gir liten ressursmessig uttelling er materialgjenvinning av drikkekartonger og plast, som tilsvare et reduksjonspotensial på henholdsvis 0,7 og 0,001 prosent. Det energigjenvinnes plast tilsvarende 0,01 prosent av uttaket fra Nordsjøen.

Tabell 4. Energi- og materialgjenvunnet avfall og mulig reduksjon av naturressurser

| Avfallstype | Gjenvunnet mengde, i 1000 tonn ¹⁾ | Naturressurs | Uttaksmengde, naturressurs, 1000 tonn | Gjenvunnet mengde avfall i prosent av uttaksmengde |
|------------------------------|--|--------------|---|---|
| Treavfall (1996) | | | | |
| - materialgjenvinning | 328 | Skog | 2300 | 14,2 |
| - forbrenning | 496 | "- | "- | 21,5 |
| Papiravfall (1999) | | | | |
| - materialgjenvinning | 491 | "- | "- | 21,3 |
| - forbrenning | 121 | "- | "- | 5,2 |
| <i>av dette:</i> | | | | |
| Lett/drikkekartonger (1998) | | | | |
| - materialgjenvinning | 17 | "- | "- | 0,7 |
| Metaller | | | | |
| - materialgjenvinning/ombruk | 490 | | | |
| Plast (1997) | | | | |
| | | | 150006 | |
| - materialgjenvinning | 2 | Olje | | 0,001 |
| - forbrenning | 14 | Olje | | 0,009 |

¹⁾ Kilde: Vedlegg G, Statistisk sentralbyrå (2001a).

Som påpekt i gjennomgangen av de enkelte avfallstypene i forrige avsnitt er det vanskelig å finne en begrunnelse for avfallsreduksjon som virkemiddel for å spare knappe ressurser. Papir er den avfallstypen som er av et slikt omfang at den kan bidra til å redusere uttaket av tømmer, men samtidig er ikke tømmer en knapp ressurs - tvert imot. Det er heller ikke opplagt at redusert uttak av tømmer er politisk ønskelig, gjennom nærings- og distriktspolitikken fører myndighetene en politikk som går i motsatt retning. Det samme gjelder for oljeressursene. Sammenhengen mellom priser og kjente ressurser indikerer heller ikke at det er knapphet i verdens metalltilgang.

3.4 Teori om ressursuttak og avfall

Vi skal nå se på markedsforhold og markedssvikt som kan begrunne en spesiell politikk som benytter avfall som erstatning for naturressurser.

Naturressurser kategoriseres ofte i *ikke fornybare*, *betinget fornybare* og *fornybare* ressurser. De *fornybare* ressursene representerer ikke noe ressursproblem. Men det kan være knyttet negative miljøeksternaliteter til utnyttningen av alle naturressurser, uansett graden av fornybarhet, slik som for eksempel ved utnytting av vannkraft, skogsdrift eller aluminiumsproduksjon. Forurensning fra uttak av naturressurser sorterer under de generelle nasjonale utslippene og politiske tiltak rettet mot disse,

som omtalt i avsnitt 2.2. Andre problemer, som inngrep i sårbare naturområder, bør også behandles under den generelle politikken som er knyttet til biologisk mangfold, naturvern osv., se kapittel 4.

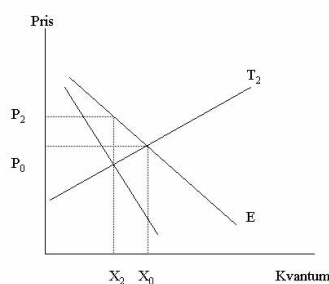
Det kan være knyttet andre ressursproblemer til de *betinget fornybare* ressursene, som for eksempel fisk og skog. Hvis uttaket her er for stort, kan ressursen utarmes og til slutt degenereres. Dette er sjelden en optimal tilpasning samfunnsøkonomisk med mindre den langsiktige verdien av skogen er så liten at den ikke kan oppveie den samfunnsøkonomiske verdien av alternativ bruk av jorden. Privatøkonomisk kan imidlertid en slik uttapping være lønnsom, spesielt hvis arealene har alternativ verdi, for eksempel som ved overhogst av urskog i Sør-Amerika. I dette tilfelle oppstår en negativ ressurseksternalitet som myndighetene ideelt sett bør korrigere for.

I følge teorien vil optimalt uttak av *ikke fornybare* ressurser, som for eksempel olje og gass, medføre at prisen på ressursen over tid stiger med en rate lik kalkulasjonsrenten (jfr. Hotelling 1931)⁴. Ressursen vil utnyttes gradvis. De billigste ressursene vil utnyttes først, og deretter vil en utnytte stadig dyrere ressurser. En bygger ut etter stigende grensekostnader, og det vil ikke bli foretatt en ny utbygging før prisen overstiger kostnaden ved den nye utbyggingen. Det oppstår en grunnrente i uttaket av naturressurser (Ricardo, 1817-1823). Hotellings regel vil sikre at det tas hensyn til at ressursen en gang i fremtiden vil ha en alternativ avkastning til utnyttelse i dag. Dette gjelder spesielt i en situasjon med fri konkurranse om utnyttelse og omsetning av ressursen.

Monopol

Mange av ressursmarkedene, for eksempel olje og gass, er samlet i store mengder i begrensede områder og med begrenset eierskap, slik at en kan utnytte monopolmakt.

Figur 13. Frikonkurranse eller monopol.



Utnyttelse av monopolmakt gir generelt høyere pris og mindre volum enn i frikonkurransemarkedet. I figur 13 har vi et tradisjonelt marked med stigende grense-kostnader, T_0 , og fallende etterspørsel. Hvis dette hadde vært et frikonkurransemarked, ville vi fått volum X_0 og pris P_0 da produsenten ville tilpasse seg der *prisen* er lik *marginalkostnaden*. Siden dette er et monopolmarked vil produsenten imidlertid tilpasse seg der *marginalinntekten* er lik

⁴ Men denne regelen er basert på en rekke diskutabile forutsetninger. Blant annet er samfunnets diskontering av fremtidige generasjoner generelt lavere enn den private diskonteringsraten. Det vil si at markedsprisene på ikke-fornybare ressurser er for lave og utvinningstakten for høy i forhold til fremtidige generasjoners interesser. Ønsker vi å sikre større gjenværende ressurser for fremtiden, bør vi derfor redusere uttakene direkte for eksempel ved å korrigere prisene på naturressurser.

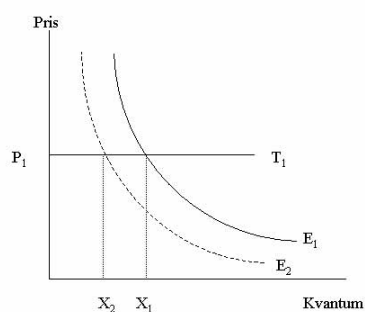
marginalkostnaden. Da blir tilpasningen i X_2 med en pris P_2 - det vil si et lavere kvantum og en høyere pris. Hvis man har markedsrett i ressursmarkeder, vil altså utnyttelsen av ressursen være mindre og en vil faktisk spare ressurser i forhold til det som er samfunnsøkonomisk optimalt. Dette er en imperfeksjon i mange ressursmarkeder som for eksempel olje, gass og noen mineraler, og som trekker i motsatt retning av de imperfeksjonene en vanligvis tenker på så som for lave transportkostnader ved at forurensing ikke er internalisert etc.

Ressursuttaket kan reguleres blant annet for å spare ressursen, men også for å ivareta miljøhensyn knyttet til selve uttaket. Ved en slik regulering vil det oppstå det en kaller en skyggepris på reguleringen. Prisen i markedet vil bli høyere enn den økonomiske kostnaden ved å stille ressursen til veie for forbrukeren. Denne tilleggspisen, eller skyggeprisen på skranken, kan man i noen tilfeller også kalle en *miljørente*, da reguleringen skyldes miljøforhold. Generelt vil det også være vanskelig å skille mellom monopolrente, ressursrente og miljørente.

All økonomisk teori tilsier at det skal korrigeres for eventuelle negative eksternaliteter ved ressursuttak så nært kilden for eksternaliteten som mulig. Ofte er det nettopp slike reguleringer som benyttes, for eksempel i vern av norske vassdrag mot utbygging. Tidligere var det også et tak på norsk olje- og gassproduksjon hvor tanken var å spare ressursen til framtidige generasjoner. I andre tilfelle blir slike korreksjoner ikke foretatt. Mange ressursproblemer er knyttet til uttak av ressurser i fattige land der kalkulasjonsrenten for framtidige inntekter er svært høy (fordi nytten av slike framtidige inntekter er liten i forhold til den nytten ressursbruken kan gi i dag). Den mest effektive politikken ville trolig likevel være gjennom direkte tiltak rettet mot økonomien i det aktuelle landet - og ikke gjennom vår lokale avfallspolitikk.

Et annet viktig spørsmål er om virkningen på uttaket av naturressursen faktisk er så enkel som det tilsynelatende kan virke.

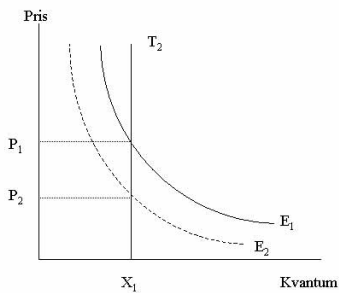
Figur 14 Elastisk tilbud.



I figur 14 har vi illustrert en situasjon hvor for eksempel etterspørselen, E_1 , etter en ressurs (skog, olje eller lignende) er fallende med prisen - det vil si at høy pris faller sammen med stort volum. Videre er tilbudet av ressursen fullstendig elastisk - det vil si at til den gitte prisen vil alle mulige omsatte mengder være tenkelig. Hvis vi innfører tiltak som øker bruken av avfall som råvare og dermed reduserer etterspørselen, E_2 , etter

naturressursen, vil prisen være uberørt og omsatt mengde gå ned tilsvarende. I denne situasjonen kan altså enkelte avfallspolitiske tiltak føre til mindre omsatt mengde av primærressursen. Oljemarkedet er for eksempel i dag preget av store aktører med kamp om markedsandeler. OPEC styrer kvantum mot prismål.

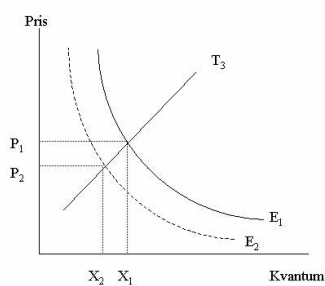
Figur 15. Uelastisk tilbud.



I figur 15 viser vi en situasjon hvor tilbudet av en ressurs på kort sikt er gitt av den kapasiteten som er bygget ut, dels fordi en ønsker så stort dekningsbidrag som mulig for å få dekket de faste kostnadene, dels fordi teknologien krever en jevn uttapping, med mindre andre forhold skulle tilsa nedregulering. I dette tilfelle er tilbudskurven vertikal. Da vil en nedregulering av etterspørselssiden medføre et prisfall slik at opprinnelig omsatt kvantum vil bli det samme

som tidligere. Som nevnt er oljemarkedet preget av OPECs prismål, men samtidig er koalisjonen skjør og konkurransen tidvis svært hard. Endringer på etterspørselssiden mellom sommer og vinter kan da slå ut i store prisvariasjoner. Dette ligner på figur 15.

Figur 16 Ufullkomment elastisk tilbud.



På lang sikt er virkeligheten antakelig at tilbudskurven vil være jevnt stigende - det vil si til økt pris vil en tilby en økt mengde, se figur 16. I dette tilfelle vil nedregulering av etterspørselen medføre dels en prisnedgang som vil bidra til å holde volum oppe, men prisnedgangen vil ikke være tilstrekkelig til å opprettholde kvantum fullstendig. På den annen side viser råoljeprisutviklingen på svært lang sikt, se figur 4, at prisen ikke stiger systematisk på denne måten,

men derimot er relativt stabile og flate over tid.

3.5 Poltikk-anbefalinger, uttak av naturressurser

Et alternativ som mange fremhever i ressursammenheng er at en kan starte korreksjonen bakerst i kjeden med restproduktene, som ved avfallsreduksjon. En regulering for eksempel gjennom krav om avfallsminimering gjennom materialgjenvinning, vil forplante seg bakover i kjeden og ende opp i en virkning også på ressursuttaket.

For å iverksette slike tiltak, må det først avklares om de aktuelle naturressursene er overbeskattet. Vår gjennomgang tyder ikke på det. Om man likevel finner at noen ressurser er overbeskattet, og man vil begrense uttaket gjennom offentlige inngrep, bør man bruke direkte virkemidler, som avgifter eller reguleringer på uttak av naturressursen eller tiltak overfor import av ressurser som er truet i andre land. I neste omgang kan slike tiltak blant annet virke gjennom høyere priser for gjenvinnbart avfall og avfallsreduksjon / gjenvinning vil være en av flere drivkrefter som trekker i retning av lavere bruk av naturressursen. Da vil avfallsreduksjon oppstå fordi det gir en god ressursutnyttelse i forhold til andre drivkrefter. Alene vil avfallsreduksjon imidlertid være et upresist redskap. I hvilken grad avfallsreduksjon vil ha betydning, er også avhengig av omfanget av avfall i det regulerte området i forhold til det totale uttaket av ressurser. Videre vil en rekke tilbuds- og etterspørselsforhold komplisere forbindelsen mellom avfallsreduksjon og uttak av naturressurser.

4 Andre miljø- og ressursproblemer assosiert med avfall

Det kan imidlertid være andre miljøproblemer som assosieres med avfallspolitikken, og da spesielt med uttak av naturressurser. For naturressurser trenger ikke disse problemene være rettet mot selve knappheten i ressursen. Slike miljøproblemer kan være *tap av estetiske verdier, biologisk mangfold, arealbruk, utslipp fra uttak og transport av naturressurser og markedssvikt i andre land*. Dersom det er disse problemene man vil redusere ved avfallsreduksjon, gjelder fremdeles samme tankegangen som over. For det første må man se på hele spekteret av tilgjengelige virkemidler, for å sikre at man velger den politikken som gir størst effekt. For det andre må man søke å identifisere potensialet for miljøforbedring gjennom avfallspolitikken.

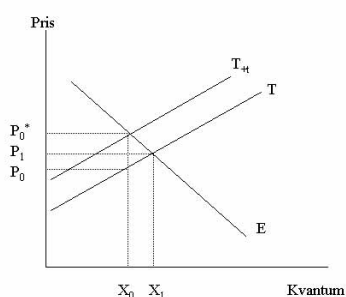
Tap av estetiske verdier, kan være knyttet til hogst, skogsveibygging og steinbrudd, mens *tap av biologisk mangfold*, gjerne er knyttet til skog- og jordbruk og generell utbygging. Det føres en egen politikk overfor biologisk mangfold, naturvern, friluftsliv og skogforvaltning, se St.meld. nr. 24 (2000-2001). Her legges det blant annet opp til at inngrep skal unngås i truede naturtyper og at kulturhistoriske og estetiske verdier, biologisk mangfold og tilgjengelighet i kulturlandskapet skal opprettholdes. Dette er eksempel på en direkte rettet miljøpolitikk der man i langt større grad kan sikre at midlene treffer målene enn gjennom avfallsreduksjon. For tap av regnskoger kreves internasjonale forhandlinger. Det er på ingen måte opplagt at f.eks. økt avfallsreduksjon ved gjenvinning av papir i

Norge vil redusere uttak av urskog i Brasil. Areal brukt til deponier er gjerne assosiert med de samme problemene. Igjen må man se den totale arealbruken til nærings- og boligvirksomhet, veibygging etc. i sammenheng. Arealbruken i forhold til avfallsdeponering er svært liten sammenlignet med f.eks. med areal brukt til skogsbilveier, som kan ha lignende miljømessig betydning. Nye deponier utgjorde kun 2,6 prosent av slikt areal i 1997, mens de utgjorde 18 prosent av areal til nye riks- og fylkesveier (Bruvoll og Ibenholt 1999).

Andre problemer som ofte reises i forbindelse med uttak av naturressurser er *utslipp fra prosesser knyttet til uttaket*, for eksempel avbrenning av gass på sokkelen, utslipp fra energibruk ved aluminiumsproduksjon, og *utslipp fra transport av ressursen*. Et ofte framholdt argument er at bruk av avfall er mindre energikrevende enn å bruke nye råvarer som input i produksjonsprosessene. For miljøproblemer knyttet til utslipp fra industri, bergverk, transport osv., finnes det en rekke sektorovergrepene virkemidler, som vil gjelde disse utslippene, se avsnitt 2.2. Dersom det er en politisk målsetning å redusere for eksempel miljøproblemene knyttet til bruk av energi, er strengere generelle utslippskrav eller høyere avgifter vanligvis mest effektivt.

Et annet problem kan være *markedssvikt i andre land*. For eksempel vil ressurser eller bearbejdede råvarer som er konsentrerte til noen få steder i verden trenge transport fram til markedet. Hvis det er markedssvikt i transport eller videreforedling, og prisene i disse markedene ikke samsvarer med de økonomiske kostnadene, for eksempel er transport ofte subsidiert, så forplanter denne imperfeksjonen seg til ressursmarkedene.

Figur 17. For lavt priset transport.



Alternativt kan det være slik at en i internasjonal transport ikke betaler for de forurensningene som transport medfører. Dette vil også lede til for lave transportpriser. Når transporttjenesten er for lavt priset, vil netto betalingsvillighet for ressursen bli høyere. I figur 17 er dette framstilt ved at vi har en tilbudskurve for en ressurs inklusive transport T_{+t} . Etterspørselen etter produktet hos forbrukeren er E. Dersom transportkostnader

var inkludert ville prisen hos forbrukere være P_0^* og prisen hos ressurstilbyder P_0 . Mengden omsatt av ressursen ville være X_0 . Fjerner vi transportkostnaden (evt. deler av denne), vil tilbudskurven skifte utover i diagrammet. Ressurseieren får en høyere pris (fra P_0 til P_1) og tilbyr et større kvantum. Imperfeksjonen i transportmarkedet medfører et større ressursuttak enn det som er samfunnsmessig optimalt, noe som impliserer en for stor ressursbelastning.

Hvis imperfeksjonen går i motsatt retning - det vil si at prisen er for høy ved transport eller videreføring i forhold til kostnadene ved ressursuttaket, vil den betalingsvilligheten som retter seg mot ressursuttaket bli for liten i forhold til optimalt samfunnsmessig uttak og for lite av ressursen vil bli tatt ut.

Den optimale reaksjonen på slike imperfeksjoner er at de korrigeres slik at de reelle kostnadene ved transport, videreføring og så videre kommer til syne i de endelige produktprisene. Dette kan imidlertid mange ganger kreve bilaterale og/eller internasjonale avtaler som kan være vanskelige å forhandle fram.

5 Oppsummering og konklusjon

Miljøproblemene løses mest effektivt ved generelle virkemidler rettet mot alle utslippskilder og så nært problemene som mulig. For at en skal få en effektiv kopling mellom problem og politikk er det avgjørende at miljøproblemene klargjøres. En egen politikk rettet mot avfall, herunder avfallsreduksjon, vil generelt gi lavere miljøgevinst gitt innsatsen, enn om virkemidlene var rettet mot flere kilder. Dersom miljøproblemene knyttet til avfallsbehandling ikke kommer inn under de generelle virkemidlene, kan en nest-beste løsning være en egen avfallspolitikk.

Problemene som er assosiert med avfall kan kategoriseres i to grupper. For det første medfører forbrenning, deponering og gjenvinning av avfall utslipp til luft og vann. Samme typen utslipp kommer fra andre sektorer i økonomien. Utslippene fra avfallsbehandlingen er relativt små i forhold til de totale utslippene - de fleste utslipp, unntatt metan, er under 1 prosent av totalutslipp i Norge. En egen politikk rettet mot avfall bør være begrunnet i at denne gir spesielt store miljøgevinster i forhold til tiltak rettet mot andre kilder. Det er ingen grunn til å tro dette ut fra dagens politikk og omfang av miljøproblemene fra avfallsbehandling. For enkeltproblemer, som miljøgifter med særlig effekt på resipienten eller for klimagassen metan som er av relativt stort omfang, vil direkte virkemidler rettet mot disse utslippene være mest effektivt. Men det er vanskelig å se at avfallsminimering er en god og effektiv politikk for å redusere utslippene fra avfallsbehandling.

Videre kan avfall være en ressurs. For å redusere avfallsmengdene med tanke på å redusere uttaket av naturressurser, må man avklare om de aktuelle naturressursene er overbeskattet. Vår gjennomgang tyder ikke på det. Om man likevel finner at noen ressurser er overbeskattet, og man vil begrense uttaket gjennom offentlige inngrep, bør man bruke direkte virkemidler. Avfallsreduksjon er et upresist redskap. I hvilken grad avfallsreduksjon vil ha betydning er avhengig av omfanget av avfall i det regulerte området i forhold til det totale uttaket av ressurser. Videre vil en rekke tilbuds- og etterspørselsforhold komplisere forbindelsen mellom avfallsreduksjon og uttak av naturressurser.

Det er knyttet mange typer imperfeksjoner til uttak, transport og bruk av naturressurser. Optimal politikk er å rette virkemidlene direkte inn mot slike imperfeksjoner. Om en benytter avfallspolitikken som instrument, er for det første ikke virkningen triviell. For eksempel er det lang fra opplagt at avfallsreduksjon og gjenvinning medfører mindre ressursbruk hvis det gir prisfall på ressursen. Da kan like gjerne volumet på uttaket opprettholdes. Videre vil avkastningen av direkte støtte til andre land med naturressurser være mer virkningsfullt enn om vi søker å redusere uttaket i andre land gjennom vår avfallspolitik.

Med reduserte utslipp og erstatning av naturressurser som mål bør altså virkemidlene rettes mot disse. Hvorvidt dette gir seg utslag i endrede behandlingsløsninger, avfallsreduksjon eller reduserte uttak av naturressurser bør være underordnet. Priser (avgifter) er effektive som informasjonsbærere for å fortelle om miljøkostnader. Markedskreftene (eventuelt direkte reguleringer) kan effektivt benyttes til å finne de billigste løsningene på problemene hvis kostnadene ved miljødeleggelser blir internalisert i produksjonskostnadene.

Referanser

Bruvoll, A. (1999): Meir miljø for pengane - frå avfallsavgift til utsleppsavgift, Sosialøkonomen nr. 5, 29-37.

Bruvoll, A. og K. Ibenholt (1999): Framskrivning av avfallsmengder og miljøbelastninger knyttet til sluttbehandling av avfall, Rapport 99/32, Statistisk sentralbyrå.

Bruvoll, A. og T. Bye (1998): Utslipp av metan og kvotepriser på klimagasser, Økonomiske analyser 7, 5-13, Statistisk sentralbyrå.

Finstad, A, G. Haakonsen og K. Rypdal (2002): Utslipp til luft av dioksiner i Norge - Dokumentasjon av metode og resultater, Rapport 2002/7, Statistisk sentralbyrå.

Hotelling, H. (1931): The economics of exhaustible resources, Journal of Political Economy, 39 (2), 137-75.

IMF (2001): 2001 updates from International statistical yearbook.

Lomborg, B. (2001): The sceptical environmentalist, Measuring the real state of the world, Cambridge University Press.

Ricardo, D. (1817-1823): Principles of Political Economy and Taxation. In The Works and Correspondence of David Ricardo, Vol I, ed. P. Sraffa, Cambridge, Cambridge University Press, 1951.

Simon, J. L., G. Weinrauch and S. Moore (1994): The reserves of extracted resources: historical data, Non-renewable resources 325-40.

Statistisk sentralbyrå (2001a): Naturressurser og miljø 2001, Statistiske analyser 46.

Statistisk sentralbyrå (2001b): Statistisk årbok, C671.

Statistisk sentralbyrå (2002): Økonomisk utsyn over året 2001, Økonomiske analyser 1.

De sist utgitte publikasjonene i serien Notater

- 2002/9 T.M. Normann: Rekruttering til erfaringskonferanse og undersøkelse om røykevaner blant kvinner i alderen 25-45 år. Dokumentasjonsrapport. 16s.
- 2002/10 J. Holmøy: GERIX 1995-1999. Dokumentasjon, system, data, program. 47s.
- 2002/11 T.M. Normann: Underøking om det lokale sjølvstyret. Dokumentasjonsrapport. 81S.
- 2002/12 L.S. Stambøl: Regionale framskrivinger av sysselsetting og bruttoprodukt ved hjelp av SSBs modellsystem REGARD. Regionale framskrivinger basert på nasjonale anslag med modellene MODAG (1997-2005) og MSG (1995-2020). 35s.
- 2002/13 H. Madsen og L. S. Stambøl: Kontrafaktiske regionale beregninger ved hjelp av SSBs modellsystem REGARD. Regionale beregninger basert på historiske tall på nasjonalt nivå kjørt bakover i tid på grunnlag av modellens basisår (her 1995). 55s.
- 2002/14 V. Hansen og H. Madsen: Månedlig og kvartalsvis elektrisitetsstatistikk. Dokumentasjon av produksjonsrutiner og systembeskrivelse. 41s.
- 2002/15 A. Rolland: Søkelys på det gode liv. 37s.
- 2002/17 D.Rønningen og D. Fredriksen: Beskatningen av pensjonister. 41s.
- 2002/18 D. Rønningen: Overganger fra arbeidsmarkedet til trygd. En litteraturoversikt. 34s.
- 2002/19 F. Gundersen og L. Solheim: Regionalisering av FoU-statistikken. 43.
- 2002/20 L. Vågane: Omnibusundersøkelsen november/desember 2001. Dokumentasjonsrapport. 56s.
- 2002/21 G. Claus, O. Haugen P. M. Holt og E. Knutsen: Regnskapsstatistikk. Næringsoppgaver for ikke-finansielle aksjeselskaper, 1999. Dokumentasjon. 34s.
- 2002/22 M. Takle: Befolkningsstatistikk på rutenett. Dokumentasjon. 35s
- 2002/23 D. Roll-Hansen, S. Ferstad, M. Stålnacke, P. Tuhus og R. Nøtnæs: En spørreskjemametodisk gjennomgang av datainnsamling gjennom Grunnskolens informasjonssystem (GSI). 109s.
- 2002/24 T. P. Bøe og I. Håland: Dokumentasjon av arbeidskraftundersøkelsen (AKU). 85s.
- 2002/25 A. Akselsen og T. Sandnes: FD - Trygd: Dokumentasjonsrapport. Stønader til enslig forsørger. 1992-2000. 46s.
- 2002/26 E. Rønning: Statistisk sentralbyrås tidsbruksundersøkelse 2000/01. Dokumentasjon og resultater fra intervjuet. 125s.
- 2002/27 S. Myro og C. Torp: Stedsfesting av bedrifter i Bedrifts- og foretaksregisteret. Hovedprosjekt. 37s.
- 2002/28 C. Nordseth og T. Sandnes: FD - Trygd: Dokumentasjonsrapport. Foreløpig uførestønad. 1992-2000. 37s.
- 2002/29 S. Derakhshanfar og T. Sandnes: FD - Trygd: Dokumentasjonsrapport. Økonomisk sosialhjelp. 1992-2000. 36s.
- 2002/30 I. Johansen: Undersøking om foreldrebetaling i barnehagar, januar 2002. 42s.
- 2002/31 T.M. Køber, H. Moafi, E. Rønning og Ø. Sivertstøl: Bruk av forløpsdatabaser i Statistisk sentralbyrå. 60s.
- 2002/32 T.M. Normann: Omnibusundersøkelsen februar/mars 2002. Dokumentasjonsrapport. 37s.
- 2002/33 S. Reid: Bosettingskriteriene i inntektssystemet til kommunene. Erfaringer med overgang til ny beregningsmåte og nye bosettingskriterier, 2002.
- 2002/35 D. Rafat: Analyse av sammenheng mellom ektefellers sysselsetting i en familie. 27s.