

CICERO Working Paper 2001:13

Føre var-prinsippet som rasjonelt beslutningskriterium

Jon Hovi

December 2001

CICERO

Center for International Climate
and Environmental Research
P.O. Box 1129 Blindern
N-0318 Oslo, Norway
Phone: +47 22 85 87 50
Fax: +47 22 85 87 51
E-mail: admin@cicero.uio.no
Web: www.cicero.uio.no

CICERO Senter for klimaforskning

P.B. 1129 Blindern, 0318 Oslo
Telefon: 22 85 87 50
Faks: 22 85 87 51
E-post: admin@cicero.uio.no
Nett: www.cicero.uio.no

Tittel: Føre var-prinsippet som rasjonelt beslutningskriterium

Forfatter(e): Jon Hovi
CICERO Working Paper 2001:13
11 sider

Finansieringskilde:**Prosjekt:****Prosjektleder:**

Kvalitetsansvarlig: Se acknowledgements

Nøkkelord: Føre var-prinsippet, rasjonalitet, rasjonelle beslutninger.

Sammendrag: Notatet spør om føre var-prinsippet kan betraktes som et rasjonelt beslutningskriterium. Forfatteren fokuserer på i alt seks uavklarte spørsmål: 1. Representerer prinsippet et bestemt sett av politiske handlingsalternativer, eller et det et genuint beslutningskriterium? 2. Hvis det er det siste, lar prinsippet seg presisere i retning av noe annet eksisterende kriterium for beslutninger under usikkerhet? 3. Hva er prinsippets relevansområde? 4. Hva er dets relasjon til andre sentrale prinsipper for miljøforvaltning? 5. Hvor plausibelt er prinsippets krav om omvendt bevisbyrde? 6. Kan forkjemperne for miljøtiltak helt frikjennes for bevisbyrde?

En hovedkonklusjon er at prinsippet i hvert fall foreløpig inneholder for mange uklare elementer til at det kan sies tilnærmet å tilfredsstille de krav til entydighet og konsistens som det er rimelig å stille til et rasjonelt beslutningskriterium.

Språk: Norsk

Rapporten kan bestilles fra:
CICERO Senter for klimaforskning
P.B. 1129 Blindern
0318 Oslo

Eller lastes ned fra:
<http://www.cicero.uio.no>

Title: Føre var-prinsippet som rasjonelt beslutningskriterium

Author(s): Jon Hovi
CICERO Working Paper 2001:13
11 pages

Financed by:**Project:****Project manager:**

Quality manager: See acknowledgements

Keywords: Precautionary principle, rationality, rational decision making

Abstract: The paper asks if the precautionary principle may be seen as a rational decision criterion. Six main questions are discussed. 1. Does the principle basically represent a particular set of political options or is it a genuine decision criterion? 2. If it is the latter, can it be reduced to any of the existing criteria for decision making under uncertainty? 3. In what kinds of situation is the principle applicable? 4. What is the relation between the precautionary principle and other principles for environmental regulation? 5. How plausible is the principle's claim that the burden of proof should be reversed? 6. Do the proponents of environmental regulation carry no burden of proof at all?

A main conclusion is that, for now at least, the principle contains too many unclear elements to satisfy the requirements of precision and consistency that should reasonably be satisfied by a rational decision criterion.

Language of report: Norwegian

The report may be ordered from:
CICERO (Center for International Climate and Environmental Research – Oslo)
PO Box 1129 Blindern
0318 Oslo, NORWAY

Or be downloaded from:
<http://www.cicero.uio.no>

Contents

1	INNLEDNING	1
2	HISTORIKK OG DEFINISJONER	1
3	IMPLIKASJONER AV FØRE VAR-PRINSIPPET	2
4	BEGRUNNELSE FOR FØRE VAR-TENKNING	3
5	NOEN PROBLEMER MED FØRE VAR-PRINSIPPET	3
5.1	HANDLINGALTERNATIV ELLER BESLUTNINGSKRITERIUM?	4
5.2	HVILKET KRITERIUM?	4
5.3	HVA ER PRINSIPPETS RELEVANSOMRÅDE?.....	6
5.4	HVA ER PRINSIPPETS RELASJON TIL ANDRE SENTRALE PRINSIPPER FOR MILJØFORVALTNING?.....	6
5.5	OMVENDT BEVISBYRDE?	8
5.6	VIL ELLER KAN?	8
6	KONKLUSJON	9

Acknowledgements

Takk til Gunnar Fermann, Leif Helland, Sjur Kasa, Henrik Malvik, Lynn P. Nygaard, Tora Skodvin, Andreas Tjernshaugen, Arild Underdal og Asbjørn Aaheim for nyttige kommentarer til et tidligere utkast. Jeg har også hatt hjelp av synspunkter fra Oran R. Young.

1 Innledning

Føre var-prinsippet har i de to siste tiårene spilt en sentral rolle i internasjonal miljøpolitikk. Det kan blant annet gjenfinnes i Montreal-protokollen om bevaring av ozon-laget (1987), i Rio-erklæringen om miljø og utvikling (1992), i Maastricht-traktaten om Den europeiske union (1992) og i Den internasjonale klima-konvensjonen (1992). Prinsippet har av enkelte vært oppfattet som et rent politisk-retorisk instrument (f.eks. Chapman 1999:944). Mer alminnelig er det imidlertid å betrakte det som et generelt normativt prinsipp på linje med andre sentrale prinsipper for miljøforvaltning, som f.eks. prinsippet om at forurenseren skal betale eller prinsippet om at vi har forpliktelser overfor kommende generasjoner (Dommen 1993, Young 2000). Spørsmålet som reises i dette notatet er om føre var-prinsippet også kan sees som et mer spesifikt kriterium for å fatte rasjonelle politiske beslutninger under usikkerhet, herunder utforme lover, regler og internasjonale avtaler.

Enhver evaluering av prinsippet vil nødvendigvis måtte ta hensyn til hvilken av de nevnte synsvinklene en anlegger. Et rasjonelt beslutningskriterium bør normalt kunne gi noenlunde entydige og konsistente konklusjoner. Det er ikke like opplagt at mangel på entydighet eller konsistens nødvendigvis er noen avgjørende innvending mot et generelt normativt prinsipp. For eksempel kan det hevdes at føre var-prinsippets viktigste funksjon er å forme miljødebatten, blant annet ved å reise visse spørsmål og problemstillinger – ikke å gi svar på hvilke spesifikke valg som bør foretas i konkrete beslutningssituasjoner. Tilsvarende er det ikke sikkert at eventuell mangel på entydighet eller konsistens nødvendigvis vil svekke føre var-prinsippets politiske gjennomslagskraft.¹

Jeg begynner i avsnitt 2 med en kort redegjørelse for kriteriets opphav og en gjengivelse av noen av de forslag til definisjoner som til nå har vært fremsatt. Avsnitt 3 peker på noen mulige implikasjoner av prinsippet, mens avsnitt 4 skisserer en mulig rasjonell begrunnelse for føre var-tenkning. Avsnitt 5, som utgjør hovedtyngden av notatet, reiser i alt seks spørsmål knyttet til føre var-prinsippet som rasjonelt beslutningskriterium. Konklusjonen er at prinsippet i hvert fall foreløpig inneholder for mange uklare elementer til at det kan sies tilnærmet å tilfredsstille kravene om entydighet og konsistens.

2 Historikk og definisjoner

Det er vanlig å knytte føre var-prinsippets opphav til det tyske *Vorsorgeprinzip*, som kanskje best kan oversettes med “forutseenhetsprinsippet”. Enkelte daterer det tyske prinsippet til midten av 1980-tallet (f.eks. Gray & Bewers 1996:768), mens andre mener å kunne spore det tilbake til midten av 1960-tallet (f.eks. Milne 1993:35). Opprinnelig synes føre var-prinsippet å ha vært et svar på problemet med giftig avfall (se f.eks. Earll 1991:10). Etter hvert har det imidlertid blitt tatt i bruk også på en rekke andre områder.

Det eksisterer så langt ingen konsensus om hvordan føre var-prinsippet bør defineres. Tvert i mot finnes det en rekke ulike definisjoner i litteraturen. Jeg må her nøye meg med å nevne et lite utvalg. Ett forslag stammer fra Gray og Bewers (1996):

The Precautionary Principle involves precautionary action to safeguard the marine environment by preventing and reducing emissions of hazardous substances at source and minimizing physical

¹ Se siste avsnitt.

disturbance caused by human activities using appropriate technologies and measures. (Gray & Bewers 1996:770).

Selv om Gray og Bewers refererer eksplisitt til det marine miljøet, kan definisjonen lett gis en generell formulering, ved å sløyfe ordet “marine”.

Et annet forslag til definisjon stammer fra den såkalte Wingspread-konferansen i januar 1998, der deltakerlisten tallet 32 eksperter på miljøspørsmål, med ulik faglig bakgrunn. Det ble her oppnådd enighet om følgende formulering:

[T]he precautionary principle: When an activity raises threats to the environment or human health, precautionary measures should be taken, even if some cause-and-effect relationships are not fully established scientifically. In this context, the proponent of an activity, rather than the public, should bear the burden of proof [of the safety of the activity] (sitert i Hileman 1998:16).

Det er verdt å legge merke til at definisjonen fra Wingspread-konferansen ligger tett opp til den innflytelsesrike definisjonen i ministererklæringen om bærekraftig utvikling fra konferansen “Action for a Common Future” i Bergen, mai 1990 (se f.eks. Malnes 1995:xi).

Definisjonene ovenfor er formulert slik at de med små eller ingen endringer kan anvendes på nær sagt alle former for miljørelevante beslutninger. Andre har derimot formulert definisjoner som er spesifikt knyttet til ett bestemt felt. Nordal (1991) foreslår for eksempel følgende definisjon i forbindelse med bevaring av artsmangfold:

Å være føre var betyr at vi må hindre at noen art eller økotype forsvinner før vi har forstått dens plass i økosystem og evolusjon, slik at vi kan garantere lokal og global stabilitet uten artens eksistens. Det betyr i praksis at vi ikke kan tillate at noen art utrykkes i overskuelig fremtid (Nordal 1991:93)

Alle disse definisjonene har det til felles at de går langt i å kreve beskyttelse av miljøet. Særlig gjelder dette forslagene fra Gray /Bewers og Nordal. Ord og uttrykk som “minimere”, “garantere” og “ikke kan tillate” impliserer at det om nødvendig må ofres meget store ressurser på å beskytte miljøet. Det er også verdt å merke seg at ingen av de nevnte definisjonene inneholder noen referanse til – eller forbehold om – kostnadene ved miljøtiltak. Andre definisjoner – blant annet den som gjengis i Klimakonvensjonens artikkel 3.3 – refererer derimot til “kostnadseffektive tiltak”. Likevel er det heller ikke her klart om kostnadsargumentet anses for relevant når det er tale om å bestemme *omfanget* av klimatiltak, eller om dette bare gjelder for valg mellom alternative tiltak, f.eks. for å nå et gitt utslippsmål.

3 Implikasjoner av føre var-prinsippet

Hva betyr føre var-prinsippet for praktisk miljøpolitikk? Earll (1991:10-12) hevder at prinsippet har følgende implikasjoner:

1. Det kan benyttes på alle områder.
2. Tvilen skal komme miljøet til gode.
3. Det er bedre å forebygge enn å kurere i ettertid.
4. Handling skal, så langt det er mulig, skje på basis av vitenskapelig fundert kunnskap. Lite informasjon tilsier normalt større grad av forsiktighet, ikke mindre.

5. Informasjon om miljømessige konsekvenser skal være åpent tilgjengelig.
6. Omvendt bevisbyrde: Den som går inn for tiltak mot forurensende virksomhet trenger ikke å bevise at det virkelig eksisterer en sammenheng mellom den forurensende aktiviteten og eventuelle miljøskader. I stedet må den som ønsker å starte eller fortsette forurensende virksomhet dokumentere at den er harmløs.

Det er slett ikke opplagt at alle disse postulatene kan avledes direkte fra føre var-prinsippet. For det første har vi allerede sett at det er uenighet om hvorvidt det finnes ett føre var-prinsipp som kan anvendes på alle områder, eller om prinsippet tvert i mot må gis en egen definisjon for hvert område. For det annet er det langt fra klart at prinsippet tilsier at handling alltid bør baseres på vitenskapelig fundert kunnskap. Noen anser prinsippet sågar for å være direkte *uforenlig* med vitenskapelig tenkemåte.² Og selv om få vil være uenige i at informasjon om miljømessige konsekvenser skal være åpent tilgjengelig, er det ikke åpenbart at dette er noe som springer ut av føre var-prinsippet – uansett hvilken definisjon som legges til grunn.

4 Begrunnelse for føre var-tenkning

Føre var-tenkning kan gis en rasjonell begrunnelse med utgangspunkt i en antakelse om risiko-aversjon (Pearce 1994:132, Natvig 1997:18).³ Risiko-aversjon innebærer avtakende grensenytte av penger eller andre goder. En risiko-avers beslutningstaker vil derfor – fra en gitt formuesposisjon – betrakte en gevinst på X kroner som mindre verdt enn det å unngå et tap av tilsvarende størrelse. Forekomst av risiko-aversjon forklarer blant annet hvorfor folk velger å tegne forsikringer. For en risiko-avers huseier kan det godt være rasjonelt å tegne en brannforsikring selv om årlig premie langt overstiger forventet utbetaling per år. Grunnen er at selv om risikoen er beskjeden for at det verste skal skje, så er konsekvensene dramatiske hvis det likevel skulle inntreffe.

Et liknende resonnement kan anføres som begrunnelse for føre var-prinsippet. Anta for eksempel at en beslutningstaker må ta stilling til hvor stort beløp vedkommende maksimalt er villig til å bruke på å eliminere en 5% sannsynlighet for miljøskader som er beregnet til 10 millioner kroner. En risikonøytral beslutningstaker vil ganske enkelt multiplisere de 10 millionene med sannsynligheten på 5% og dermed komme frem til et maksimalbeløp på en halv million kroner. En aktør som kjennetegnes av risikoaversjon kan derimot være villig til å betale et langt høyere beløp. Slik risiko-avers tankegang – eller føre var-tenkning – hevdes ofte å være særlig relevant hvis det eksisterer høy grad av usikkerhet, slik at det er vanskelig å kvantifisere den relevante sannsynlighetsfordelingen (se f.eks. Bodansky 1991:5, Sæther 1991:36).

5 Noen problemer med føre var-prinsippet

Føre var-prinsippet har utvilsomt betydelig intuitiv appell. Særlig gjelder dette prinsippet eksplisitte avvisning av at all bevisbyrde ligger på den som ønsker å beskytte miljøet. Det er imidlertid også flere problemer og ubesvarte spørsmål forbundet med prinsippet. Jeg skal i resten av dette notatet konsentrere oppmerksomheten om i alt seks uavklarte forhold ved føre var-prinsippet: (1) Skal prinsippet oppfattes som bestemte handlingsalternativer, eller som et

² Se Gray (1990).

³I økonomisk sammenheng defineres risiko gjerne som forventet tap av nytte, dvs. et veiet gjennomsnitt av tapt nytte som følge av ulike konsekvenser, med konsekvensenes tilhørende sannsynligheter som vekt (Natvig 1997). For andre definisjoner, se Renn (1992).

kriterium for å velge mellom ulike alternativer? (2) Hvis det er tale om et beslutningskriterium, lar dette seg presisere i retning av andre eksisterende prinsipper for beslutninger under usikkerhet? (3) Hva er prinsippets relevansområde? (4) Hva er prinsippets relasjon til andre prinsipper for miljøforvaltning? (5) Hvor strengt skal kravet om omvendt bevisbyrde oppfattes? (6) Er den som går inn for miljøbeskyttelse helt fri for bevisbyrde?

5.1 Handlingsalternativ eller beslutningskriterium?

Det er tilsynelatende ikke enighet om føre var-prinsippet er et beslutningskriterium som kan benyttes til å velge mellom foreliggende handlingsalternativer eller om det snarere (i en gitt kontekst) selv representerer et bestemt handlingsalternativ som i sin tur kan pekes ut eller vrakes av ulike beslutningskriterier. Det første synet ligger for eksempel under rapporten fra Den nasjonale forskningsetiske komité for naturvitenskap og teknologi (NENT 1997),⁴ mens det andre implisitt forfektes av bl.a. Chisholm & Clarke (1993). Dersom føre var-prinsippet sees på som et beslutningskriterium, gir det god mening å spørre om det kan presiseres i retning av andre kriterier for beslutninger under usikkerhet, som for eksempel de såkalte maximin- eller minimax regret-kriteriene. Hvis det derimot betraktes som et selvstendig handlingsalternativ, gir slike presiseringer ingen mening. I stedet kan vi da spørre om føre var-prinsippet *plukkes ut* av maximin eller minimax regret i gitte situasjoner, evt. under hvilke betingelser dette vil være tilfellet.

5.2 Hvilket kriterium?

Jeg skal i det følgende forutsette at føre var-prinsippet er et beslutningskriterium, ikke et bestemt handlingsalternativ. Neste spørsmål blir da om det lar seg presisere i retning av noe bestemt annet eksisterende kriterium eller om det må betraktes som et genuint nytt kriterium. Tre vanlige kriterier for beslutninger under usikkerhet er maksimering av forventet nytte (ut fra subjektive sannsynligheter), maximin og minimax regret. Alle disse kriteriene er imidlertid selv problematiske, i hvert fall i klimasammenheng.

Maksimering av forventet nytte innebærer at beslutningstakeren beregner en vektet sum av nytteverdiene som er forbundet med de ulike mulige utfall, med utfallenes tilhørende sannsynligheter som vekter. En svakhet ved dette kriteriet er at konklusjonen ofte er sterkt avhengig av hvilken sannsynlighetsfordeling beslutningstakeren baserer seg på.⁵ Samtidig er det noen sammenhenger – blant annet i klimasammenheng – ikke mulig å gi mer enn høyst usikre anslag for sannsynligheten av ulike utfall. Dermed må denne prosedyren nødvendigvis hvile på et temmelig usikkert fundament. Føre var-tenkning kan imidlertid innarbeides, f.eks. ved å tillegge de miljømessig verst tenkelige utfall sannsynligheter som ligger nær maksimum i det intervallet som anses for mulig.

⁴ Se særlig kap. 5. NENT står for Den nasjonale forskningsetiske komité for naturvitenskap og teknologi.

⁵ Et unntak gjelder tilfeller der det for ett handlingsalternativ finnes et mulig utfall der konsekvensene er katastrofale i den forstand at utfallet gir uendelig negativ nytte. I så fall vil den forventede nytten av dette handlingsalternativet også være minus uendelig, uansett hvilken sannsynlighetsfordeling som legges til grunn (så lenge det aktuelle utfallet tillegges en positiv sannsynlighet). Et slikt alternativ vil følgelig aldri bli plukket ut av kriteriet om maksimering av forventet nytte. Det har av og til vært antydning at klimaeffekten er et slikt katastrofalt utfall, og at forventet nyttemaksimering derfor tilsier tiltak mot klimaeffekten. En mindre intuitiv side ved dette resonnementet er imidlertid at siden en rasjonell aktør vil være villig til å betale en hvilken som helst endelig sum for å unngå et utfall med uendelig negativ nytte, bør vi bruke alle tilgjengelige ressurser på å bekjempe dette ene miljøproblemet!

Maximin-prinsippet er et ytterst pessimistisk beslutningskriterium, siden det legger all vekt på det verst tenkelige utfallet. Kriteriet sier at beslutningstakeren skal velge det alternativet hvor det verst tenkelige utfallet er best (eller minst ille). Bruk av dette kriteriet peker imidlertid ikke alltid ut det for miljøet beste alternativet. Det verst tenkelige alternativet ved å satse på kostbare miljøtiltak er at tiltakene mislykkes, siden en da pådrar seg kostnadene ved en miljøvennlig politikk, *samtidig som* miljøet forringes. Også hvis vi *ikke* gjør noe, innebærer det verst tenkelige utfallet at miljøet forringes. Siden en da slipper kostnadene ved miljøtiltak, er dette likevel bedre enn miljøforringelse *pluss* kostbare, men verdiløse tiltak (Bretteville 1999, Chisholm & Clarke 1993). Maximin-kriteriet har for øvrig også vært kritisert for å være *urealistisk*. Det avvises blant annet av NENT-rapporten, med den begrunnelse at “et risikofritt samfunn er utenkelig” (NENT 1997:143).

Også minimax regret er et utpreget pessimistisk beslutningskriterium. Det sier nemlig at beslutningstakeren skal legge all vekt på “maksimal anger”, dvs. differansen mellom det en kunne oppnådd ved å handle annerledes og det en oppnår med den politikken som faktisk føres. I praksis er dette det samme som å si: “Uansett hva du velger å gjøre, kommer du til å angre på det. Du bør derfor velge slik at du vil angre så lite som mulig.” NENT-rapporten betrakter minimax regret som et mulig utgangspunkt for presisering av føre var-prinsippet. Det foreligger også forslag til definisjoner som i det minste synes å være beslektet med minimax regret. Dette gjelder blant annet følgende forslag fra Stenseth (1991):

Å være ‘føre var’ betyr at vi velger de handlingsalternativer som er slik at vi minimerer de irreversible og skadelige konsekvensene (nå og/eller i framtida) av våre handlinger om det skulle vise seg at kunnskapsplattformen vi bygger våre handlingsvalg på var feil (Stenseth 1991:54)

Hvilke implikasjoner har minimax regret-kriteriet i praksis, f.eks. når det gjelder tiltak mot klimaeffekten? Et nærliggende svar er som følger: Hvis vi iverksetter forebyggende tiltak, er maksimal anger lik kostnadene ved at tiltakene iverksettes. Dette inntreffer dersom tiltakene viser seg å være virkningsløse. Hvis vi *ikke* iverksetter forebyggende tiltak, vil vi ha maksimal grunn til å angre dersom det oppstår en dramatisk klimaendring som kunne vært forhindre ved forebyggende tiltak. Maksimal anger er da lik kostnaden ved en klimaendring, minus kostnaden ved forebyggende tiltak. Hvis kostnaden ved en klimaendring er større enn to ganger kostnaden ved forebyggende tiltak, tilsier prinsippet derfor at tiltak bør iverksettes.

En svakhet ved minimax regret-prinsippet er at det forutsetter at beslutningstakeren er i besittelse av temmelig mye informasjon. Nærmere bestemt må det for hvert handlingsalternativ, og for hver mulig fremtidig tilstand, kunne fastslås hva resultatet hadde blitt dersom en hadde valgt annerledes. I sin tur krever dette at en kjenner nytten ved ethvert tenkelig utfall. Det må med andre ord kunne lages en fullstendig utfallsmatrise, fordi dette er grunnlaget for å konstruere en ”regret”-matrise (Se Chisholm & Clarke 1993). Men i en del sammenhenger, for eksempel når det gjelder klimaproblemet, er det langt fra opplagt at det i det hele tatt er mulig å lage en slik matrise. Hvis dette ikke er mulig, kan kriteriet ikke benyttes.^{6 7} Det er verdt å merke seg at minimax regret-kriteriet fordrer mer informasjon enn

⁶ Merk at dette ikke gjelder for *alle* beslutninger under usikkerhet. Et eksempel der en fullstendig regret-matrise er enkel å konstruere gjelder beslutningen om å delta eller ikke å delta ved politiske valg. Fra et strengt instrumentelt synspunkt har det noen hensikt å delta i valg bare hvis egen stemme er utslagsgivende for valgets utfall. Det er altså to relevante tilstander – at egen stemme er avgjørende og at den ikke er avgjørende. I ettertid kan en velger lett avgjøre dette ved å sjekke om valget ble avgjort med en margin på akkurat én stemme i favør av den kandidaten eller det partiet vedkommede selv stemte på. I et hvert annet tilfelle er stemmen bortkastet, i den forstand at den ikke har noen innvirkning på utfallet. Maksimal anger ved å stemme inntreffer nettopp hvis stemmen er bortkastet, og er helt enkelt lik kostnaden ved å stemme (transportutgifter pluss tidsforbruk). Denne kostnaden er

maximin. For å benytte det sistnevnte kriteriet, er det nemlig tilstrekkelig å kjenne det verst tenkelige utfall ved hvert alternativ. Det er således ikke påkrevet med en fullstendig utfallsmatrise.

5.3 Hva er prinsippets relevansområde?

Et tredje spørsmål er i hvilke sammenhenger føre var-prinsippet kommer til anvendelse. Dette kan igjen deles i to underspørsmål. Det første er i hvilke typer av *beslutningssituasjoner* prinsippet aktiveres. Det er en vanlig oppfatning at føre var-prinsippet ikke gjelder i alle situasjoner, men bare der det er (a) stor grad av usikkerhet, (b) fare for en katastrofe av stort omfang, og (c) høy grad av irreversibilitet. Det har videre vært påpekt at hvis prinsippet brukes konsekvent også i sammenhenger der det verst tenkelige tilfellet er skadelig, men ikke katastrofalt, vil det i det lange løp lede til et betydelig samfunnsøkonomisk tap (Roll-Hanssen 1991:60). Dette reiser imidlertid spørsmålet om hvor grensen skal trekkes mellom hva som er en katastrofe og hva som bare er skade. Likeledes kan en spørre hvor mye dokumentasjon som kreves for at det virkelig er fare for katastrofale og irreversible konsekvenser (Bodansky 1993:5).

Det andre delspørsmålet er hvilke *beslutningstakere* prinsippet er relevant for. Enkelte har som nevnt tatt til orde for at føre var-prinsippet bare skal gjelde for katastrofale effekter. Siden reduksjon eller begrensning av klimaeffekten er et kollektivt gode, reiser dette spørsmålet om på hvilket beslutningsnivå prinsippet skal gjelde. Det er for eksempel vanskelig å argumentere overbevisende for at enkeltbedrifters utslipp kan ha katastrofale konsekvenser for klimaet. Det er likeledes vanlig å regne med at ingen enkeltland har mulighet til å hindre en katastrofe utelukkende gjennom tiltak innenfor sine egne grenser (f.eks. Hansson og Johannesson 1997:168). Men dersom enkeltaktører slipper gjennom nåløyet av slike grunner, blir resultatet lett at den forurensende aktiviteten får fortsette. Et mulig svar på denne innvendingen er å si at dersom en aktivitet *som sådan* kan lede til katastrofale effekter, så spiller det ingen rolle om en enkeltstående beslutning isolert sett kan ha det. En slik anvendelse av prinsippet har imidlertid som implikasjon at en også vil måtte stanse aktivitet som i praksis er harmløs, med den begrunnelse at den i større omfang kunne hatt katastrofale konsekvenser. Jeg har vanskelig for å se at en slik linje kan forsvares på generell basis.⁸

5.4 Hva er prinsippets relasjon til andre sentrale prinsipper for miljøforvaltning?

Det finnes i dag en rekke mer eller mindre anerkjente prinsipper for miljøforvaltning (NENT 1997:133ff.). Blant disse kan nevnes følgende:⁹

1. *Prinsippet om naturens tålegrenser* sier at naturen har et selvlegende potensial som gjør at den tåler beskatning og forurensende utslipp innenfor visse grenser. Overskrides denne tålegrensen, oppstår det derimot kumulative skadevirkninger.

marginal for de aller fleste. Maksimal anger ved å unnlate å stemme er derimot lik partidifferensialet (dvs. den subjektive nyttegevinsten ved at "min" kandidat eller "mitt" parti vinner valget) minus kostnaden ved å stemme. Hvis partidifferensialet overstiger to ganger kostnaden ved å stemme, tilsier minimax regret-kriteriet altså at en bør avgi stemme.

⁷ For en diskusjon av andre innvendinger mot så vel minimax regret som maximin, se Luce & Raiffa (1957:278-282).

⁸ Det ville f.eks. innebære at lokalt kystfiske i liten skala må stanses fordi

⁹ Se Young (2000) for en diskusjon av flere prinsipper for (internasjonal) miljøforvaltning.

2. *Prinsippet om at forurensere skal betale* går ut på at den som driver forurensende virksomhet skal overta alle kostnader forbundet med å unngå, bekjempe og kompensere for forurensningen.
3. *Prinsippet om at forbrukeren skal betale* innebærer at varer og tjenester skal være miljøriktig priset, dvs. at prisen skal avspeile de fulle miljømessige kostnader som er forbundet med fremstilling av produktet.
4. *Vugge til grav-prinsippet* medfører at den som fremstiller et forurensende produkt skal bære alle kostnader som er forbundet med produktet – fra det fremstilles til det ender som avfall.
5. *Prinsippet om best tilgjengelig teknologi* pålegger beslutningstakerne å gjøre bruk av den minst forurensende teknologi som er tilgjengelig.
6. *Prinsippet om kostnadseffektivitet* tilsier at gitte miljøpolitiske mål skal søkes løst på en måte som gjør kostnadene så små som mulig. Omvendt bør gitte bevilgninger til miljøtiltak anvendes slik at miljøeffekten maksimeres.
7. *Subsidiaritetsprinsippet* innebærer at politiske beslutninger skal fattes på det lavest mulige beslutningsnivå, med mindre saken er av en slik art at det er nødvendig med samarbeid på et høyere nivå.

Det er foreløpig ikke helt klart hvordan disse prinsippene relaterer seg til hverandre eller hvordan de forholder seg til føre var-prinsippet. For det første er de nevnte prinsippene ikke alltid innbyrdes forenlige. For eksempel er det lett å tenke seg tilfeller der det er mer kostbart for en produsent å eliminere forurensningen enn det er for den som rammes av den forurensende virksomheten å tilpasse seg slik at skaden unngås. I slike tilfeller vil prinsippet om kostnadseffektivitet stå i motsetning til prinsippet om at forurensere skal betale – i hvertfall hvis kompensasjonsordninger er vanskelige å få til. Prinsippet om kostnadseffektivitet kan også komme i konflikt med prinsippet om best tilgjengelig teknologi, særlig i tilfeller der ny og lite forurensende teknologi er svært kostbar. Hvis slik teknologi likevel tas i bruk, kan dette i verste fall bety kraftig reduserte muligheter for å finansiere andre miljøtiltak.

For det andre er det ikke klart at de nevnte prinsippene alltid lar seg forene med føre var-prinsippet. For eksempel er det slett ikke opplagt at prinsippet om kostnadseffektivitet tilsier at det alltid er bedre å forebygge enn å utbedre skader i ettertid. Tvert i mot er det rimelig å tro at dette er noe som varierer, og som derfor må avgjøres særskilt i hvert enkelt tilfelle. Videre kan det nevnes at NENT-rapporten forkaster prinsippet om naturens tålegrenser for forurensende utslipp. Begrunnelsen er nettopp at prinsippet etter komitéens mening står i motsetning til føre var-tenkning.¹⁰

Denne korte diskusjonen illustrerer at ulike prinsipper for miljøforvaltning kan komme i konflikt med hverandre, selv om de hver for seg virker plausible. Det er derfor en viktig oppgave å forsøke å avklare under hvilke omstendigheter ulike prinsipper er forenlige og når

¹⁰Merk at denne konklusjonen gjelder for forurensende utslipp og kan tenkes å bli annerledes på andre områder. For eksempel virker det rimelig å si at all høsting av fornybare ressurser bygger på en forestilling om tålegrenser i den forstand at naturen tåler beskatning av et visst omfang. Det er vanskelig å se at dette skulle være i strid med føre var-tenkning. En annen sak er at føre var-prinsippet kan sies å gi anvisning for hvordan slike tålegrenser skal fastsettes i praksis.

de ikke er det. Et annet viktig spørsmål er hvilket prinsipp som skal ha forrang når to eller flere prinsipper kommer i konflikt.¹¹

5.5 Omvendt bevisbyrde?

Å kreve endelig bevis for skadelige effekter av forurensende virksomhet før miljørettede tiltak iverksettes er åpenbart urimelig. Et endelig bevis er ofte umulig å oppdrive. Det beste vi i mange tilfeller kan håpe på er dokumentasjon for at en sammenheng er statistisk signifikant. Statistisk signifikans utelukker imidlertid ikke at en observert sammenheng kan være av ikke-kausal art. Det sikrer bare at risikoen for å begå en såkalt type I-feil, dvs. feilaktig å forkaste en sann nullhypotese om ingen sammenheng, er "liten".¹²

Det er dette som ligger bak kravet om omvendt bevisbyrde. Greenpeace har for eksempel gått inn for å forby dumping av enhver form for avfall, med mindre det kan dokumenteres at avfallet er uskadelig (Milne 1993:36). Et slikt krav er imidlertid også problematisk, siden det er om mulig enda vanskeligere å bevise at noe er uskadelig enn å bevise at noe er skadelig. I praksis er det vanskelig å tenke seg at rigide regler av denne typen vil kunne fungere godt. I stedet må risikoen for miljøskader som følge av dumping veies opp mot andre forhold, især miljørisikoen ved alternative metoder for avfallshåndtering og størrelsen på økonomiske gevinster som kan gå tapt hvis dumping ikke tillates.

Denne diskusjonen har en parallell i debatten om hvorvidt tradisjonell vitenskap legger for stor vekt på faren for type I-feil og dermed for liten vekt på risikoen for type II-feil.¹³ Dersom en primært vektlegger risikoen for å begå type I-feil, legges bevisbyrden på den som ønsker å stanse en potensielt forurensende aktivitet. En snakker derfor i denne sammenheng ofte om type I-feil som produsentrisiko. Dersom en derimot primært vektlegger faren for type II-feil, plasseres bevisbyrden på den som ønsker å iverksette eller fortsette en virksomhet som mistenkes å være en fare for miljøet. Type II-feil kalles således for konsumentrisiko (Fjelland 1999:120-125).

5.6 Vil eller kan?

En hovedidé bak føre var-prinsippet er altså at mangel på sikker kunnskap ikke skal stå i veien for miljørettede tiltak. Dette betyr som nevnt at den som går inn for slike tiltak ikke trenger å dokumentere at alternativet med sikkerhet vil være skade på helse eller miljø. Dette er noe de aller fleste trolig vil anse for rimelig. Men det kan likevel vanskelig tas til inntekt for at enhver form for bevisførsel er unødvendig. Mange vil nok mene at det i det minste må kreves rimelig god dokumentasjon for at skade på helse eller miljø *kan* oppstå. Hvis ikke, ender en raskt opp i en situasjon der prinsippet gjør at nær sagt ingen næringsvirksomhet kan tillates.

Det er imidlertid uklart hva det mer presist betyr at skade "kan" oppstå. Ett spørsmål i denne forbindelse er hvor sterke indikasjoner som må til for at føre var-prinsippet skal

¹¹ I NOU (1995:4) *sidestilles* føre vare-prinsippet for eksempel med fem av de prinsippene som jeg nevnte ovenfor, nemlig 1,2,4,5 og 6. En kan spørre seg hva dette egentlig betyr når prinsippene kommer i konflikt med hverandre.

¹² Type I-feil innebærer at en forsker forkaster en nullhypotese (f.eks. en hypotese som sier at det ikke eksisterer en sammenheng mellom to variabler) når denne hypotesen faktisk er sann. Type II-feil innebærer derimot at forskeren unnlater å forkaste en nullhypotese som i virkeligheten er usann.

¹³ Type I-feil innebærer å forkaste en sann null-hypotese. Type II-feil er å unnlate å forkaste en usann nullhypotese. I tradisjonell vitenskapelig virksomhet regnes det som mer alvorlig å begå en type I-feil enn å begå type II-feil.

aktiveres og forebyggende tiltak iverksettes (Bodansky 1991:5). Noen anser således at miljøskade ikke bare må være *mulig*, men også *sannsynlig*, og at det dessuten må finnes et *vitenskapelig fundament* bak påstanden om at skade er sannsynlig (Gray & Bewers 1996). Et slikt krav forskyver imidlertid bare problemet ett hakk bakover. For hva betyr det egentlig at skade er sannsynlig? Til syvende og sist snakker vi her om subjektive terskelverdier – dels hvor stor sannsynlighet for miljøskade vi er villige til å risikere og dels hvor omfattende skadevirkningene må være før vi anser dem for uakseptable (Nollkaemper 1991:108). Det er neppe lett å skape konsensus om slike spørsmål.

En beslektet problemstilling er *hvilken form for dokumentasjon* vi er villige til å godta. For eksempel ga Det amerikanske handelskammeret i Brussel nylig uttrykk for at føre var-prinsippet bare bør brukes når det eksisterer “anerkjent vitenskapelig dokumentasjon” av at alvorlig eller irreversibel skade kan oppstå (Scott 2000). Men igjen må vi spørre hva dette egentlig betyr. Hvem skal for eksempel avgjøre hva som er ”anerkjent”? Kan bare sammenhenger som er påvist å være statistisk signifikante godtas som ”vitenskapelig” fundament? Eller kan også andre former for dokumentasjon aksepteres? I tilfelle hvilke? I realiteten er dette spørsmål som angår vårt syn på vitenskapens natur.

Endelig er det i denne sammenhengen viktig i hvilken grad *økonomiske hensyn* skal telle med når miljøpolitiske beslutninger tas. Ellis (1996) illustrerer hvordan det kan lede til helt absurde konsekvenser dersom føre var-prinsippet (og andre prinsipper for miljøforvaltning) brukes helt uten hensyn til kostnadene. Ikke desto mindre er dette et tema som i høy grad diskuteres seriøst. For eksempel henstilte det europeiske kjemi-industri-rådet (CEFIC) nylig til EU-kommisjonen om å gjøre bruk av nytte-kostnads-analyser når den tar stilling til forslag om å regulere produksjon der det ikke foreligger bevis for helse- eller miljøskader. Det europeiske miljøbyrået (EEB), som er en sammenslutning av frivillige miljøorganisasjoner, har derimot appellert til Kommisjonen om at føre var-prinsippet må benyttes i alle tilfeller der det er “begrunnet mistanke” (“reasonable suspicion”) om at en virksomhet kan medføre potensiell skade. Bruk av nytte-kostnads-analyser avvises eksplisitt av EEB, med den begrunnelse at slike analyser “forutsetter sikkerhet der noe slikt per definisjon ikke eksisterer”.¹⁴

6 Konklusjon

Føre var-prinsippet har allerede i et par tiår spilt en viktig rolle i miljøpolitisk sammenheng. Diskusjonen ovenfor illustrerer imidlertid at prinsippet reiser mange vanskelige spørsmål når det skal anvendes i praksis til å fatte konkrete beslutninger. Det trenger således videre presisering hvis det skal utvikles til et konsistent og tilnærmet entydig beslutningskriterium. Det kan her innvendes at en slik entydighet slett ikke vil styrke prinsippet, men snarere svekke det. Kanskje er noe av årsaken til kriteriets appell og gjennomslagskraft nettopp at det kan tolkes i mange ulike retninger? For eksempel har Boehmer-Christiansen (1993:35) fremhevet som en klar *styrke* ved prinsippet at det overlater så mye til politisk skjønn. Jeg minner imidlertid igjen om at det er viktig å skille mellom føre var-prinsippets ulike roller. Boehmer-Christiansen synes primært å ha kriteriets politiske gjennomslagskraft i tankene. Dette notatet har derimot søkt å analysere prinsippet som et normativt kriterium for rasjonelle beslutninger under usikkerhet. Det er derfor ikke overraskende at vi ender opp med temmelig ulike konklusjoner.

¹⁴ *Chemical week*, vol 162 (2000), nr. 1, s. 48.

Referanser

- Attfield, R. 1994. "The Precautionary Principle and Moral Values", s. 152-164 i T. O'Riordan & J. Cameron (red.), *Interpreting the Precautionary Principle*. London: Cameron May.
- Bodansky, D. 1991. "Scientific Uncertainty and the Precautionary Principle", *Environment* 33, nr. 7:4-5;43-44.
- Boehmer-Christiansen, S. 1993. "Precautionary Principle", *Environment* 35, nr. 1:42-44.
- Bretteville, C. 1999. "Decision Criteria under Uncertainty and the Climate Problem", *CICERO working paper* no. 10.
- Chapman, P.M. 1999. "Risk Assessment and the Precautionary Principle: A Time and a Place", *Marine Pollution Bulletin* 38:944-947.
- Chisholm, A.M. & H.R. Clarke 1993. "Natural Resource Management and the Precautionary Principle", s. 109-122 i E. Dommen, *Fair Principles for Sustainable Development*. Aldershot: Edward Elgar.
- Earll, B.R. 1991. "Common Sense and the Precautionary Principle – an Environmentalist's View", *Biolog* 3-4, 1991: 9-12.
- Ellis, D. 1996. "The Precautionary Principle: A Taxpayers' Revolt", *Marine Pollution Bulletin* 26 (4):170-171.
- Fjelland, R. 1999. *Vitenskap mellom sikkerhet og usikkerhet*. Oslo: Ad Notam.
- Gray, J.S. 1990. "Statistics and the Precautionary Principle", *Marine Pollution Bulletin* 21 (4):174-176.
- Gray, J.S. & J.M. Bewers 1996. "Towards a Scientific Definition of the Precautionary Principle", *Marine Pollution Bulletin* 32:768-771.
- Hansson, S.O. & M. Johannesson 1997. "Decision-Theoretical Approaches to Climate Change", s. 153-178 i G. Fermann (red.), *International Politics of Climate Change. Key Issues and Critical Actors*. Oslo: Scandinavian University Press.
- Hileman, B. 1998. "Precautionary Principle", *Chemical and Engineering News* 76 (1998), nr. 6:16-18.
- Luce, R.D. & H. Raiffa 1985/1957. *Games and Decisions*. New York: Dover.
- Malnes, R. 1995. *Valuing the Environment*. Manchester: Manchester University Press.
- Milne, A. 1993. "The Perils of Green Pessimism", *New Scientist* 138 (nr. 1877):34-37.
- Natvig, B. "Hva slags forskningsmetodikk bør styre forskningen – fra hypotesetestingsteori til Bayesiansk beslutningsteori? Om føre-var prinsippet, risikoaversjon og etikk", *Statistisk memoir* no. 1, Matematisk institutt, Universitetet i Oslo.
- NENT 1997. *Føre-var prinsippet: Mellom forskning og politikk*. NENTpublikasjon nr. 11/1997.
- Nollkaemper, A. 1991. "The Precautionary Principle in International Environmental Law: What's New Under the Sun?", *Marine Pollution Bulletin* 22:107-110.
- Nordal, I. 1991. "Tap av biologisk mangfold", *Biolog* nr. 3-4, 1991:88-93.
- Pearce, D. 1994. "The Precautionary Principle and Economic Analysis", s. 132-151 i T. O'Riordan & J. Cameron (red.), *Interpreting the Precautionary Principle*. London: Cameron May.
- Renn, O. 1992. "Concepts of Risk: A Classification", s. 53-79 i S. Krimsky & D. Golding (red.), *Social Theories of Risk*. Westport, Co.: Praeger.
- Roll-Hanssen, N. 1991. "Forskerens rolle i miljøpolitiske spørsmål. Skal vi rope før vi har sikre tall?", *Biolog* nr. 3-4, 1991:56-60.
- Scott, A. 2000. "Price the Precautionary Principle", *Chemical Week* 162, nr. 1:48.

- Stenseth, N.C. 1991. "Samspill mellom økologiske og økonomiske prosesser: Bruk av allmenningsressursene i vid forstand", *Biolog* nr. 3-4, 1991:48-55.
- Sæther, B.A. 1991. "Økonomisk teori og føre var-prinsippet", *Biolog* 3-4, 1991:35-40.
- Young, O.R. 2000. "Environmental Ethics in International Society", essay prepared for the United Nations University project on "New Issues in Environmental Ethics".