

Behovsanalys och statistiska beslutsregler

Håkan Zetterström



R&D Report
Statistics Sweden
Research-Methods-Development
1989:24

INLEDNING

TILL

R & D report : research, methods, development / Statistics Sweden. – Stockholm : Statistiska centralbyrån, 1988-2004. – Nr. 1988:1-2004:2.

Häri ingår Abstracts : sammanfattningar av metodrapporter från SCB med egen numrering.

Föregångare:

Metodinformation : preliminär rapport från Statistiska centralbyrån. – Stockholm : Statistiska centralbyrån. – 1984-1986. – Nr 1984:1-1986:8.

U/ADB / Statistics Sweden. – Stockholm : Statistiska centralbyrån, 1986-1987. – Nr E24-E26

R & D report : research, methods, development, U/STM / Statistics Sweden. – Stockholm : Statistiska centralbyrån, 1987. – Nr 29-41.

Efterföljare:

Research and development : methodology reports from Statistics Sweden. – Stockholm : Statistiska centralbyrån. – 2006-. – Nr 2006:1-.

Behovsanalys och statistiska beslutsregler

Håkan Zetterström



R&D Report
Statistics Sweden
Research-Methods-Development
1989:24

Från trycket December 1989
Producent Statistiska centralbyrån, Utvecklingsavdelningen
Ansvarig utgivare Åke Lönnqvist
Förfrågningar Jörgen Dalén, tel. 08-783 44 94

© 1989, Statistiska centralbyrån
ISSN 0283-8680
Printed in Sweden
Garnisonstryckeriet, Stockholm 1989

Behovsanalys och statistiska beslutsregler.

I det följande presenteras två uppsatser som relativt översiktligt behandlar s.k. flermålsproblem, problem som praktiskt taget undantagslöst möter beslutsfattare och deras statistiska konsulter när de försöker definiera statistikbehov utifrån praktiskt beslutsfattande.

I den första uppsatsen "Mål, konsekvensvärdering och statistiska beslutsregler", redovisad vid det nordiska seminariet om den offentliga sektorns statistik, 1989-05-30, behandlas konsekvensvärderingsteknikerna summariskt och tyngdpunkten ligger vid att visa hur brister i mål- och beslutsformulering ger utslag i osäkerhet vid tillämpningen av statistiska beslutsregler, speciellt för de frekventistiska hypotesprövnings- och konfidensintervallteknikerna. I förelängningen leder detta då också till irrelevant statistikförsörjning inom de olika politikområdena.

I den andra uppsatsen "Value trade-off in Swedish environmental decision making", presenterad för finska, ungerska och svenska miljöstatistiker oktober 1988, ligger tyngdpunkten på beskrivningen av de olika konsekvensvärderingstekniker som utvecklats, cost-benefit, cost-utility och cost-effectiveness analys. Exempel och tillämpningar är specifika genom att de alltid innefattar delmål eller konsekvenser i form av miljöpåverkan, men presentationen av teknikerna är allmän-giltig. Miljökonsekvenser förekommer vid beslutsfattande inom de flesta politik-områden, ett förhållande som såväl 1983 års naturresursutredning som Brundtland kommissionen poängterat.

A/NA, H. Zetterström

Målformulering, konsekvensvärdering och statistiska beslutsregler.

Inledning.

1. Det här är ett inlägg i den diskussion som programkommittén rubricerat "Utvärdering genom mätningar av måluppfyllelse och effekter - vad kan statistikern bidra med?". Mitt svar är att statistikern kan bidra med statistiska beslutsregler för att hjälpa beslutsfattare att med någorlunda kontroll utvärdera vad som åstadkommit mot vad som åsyftats. Riskanalys och risk management är de mer vanligt förekommande begreppen för detta. Underförstått ligger också i detta att vara behjälplig med att ta fram dataunderlag rent praktiskt.

2. Målformuleringar är ofta så översiktligt formulerade att de måste omdefinieras eller preciseras för att kunna ge fäste åt konkreta utvärderingar. Det gäller inte bara att kunna definiera målen så att de blir mätbara utan kanske framförallt att definiera dem så att man kan ta ställning till vilka konsekvenser som står på spel om man tar fel vid utvärderingen. Ett naturligt sätt att bryta ned eller precisera mål är att formulera de olika handlingsalternativ som utnyttjas eller kommer att kunna utnyttjas för att successivt realisera målen och att formulera deras troliga konsekvenser. Statistisk beslutsanalys är inriktad mot denna typ av praktiskt handlande. Det är den nivå där man som beslutsfattare har chans att med någon insikt kunna ta ställning till vilka risker man är villig att ta.

3. När man formulerar beslutssituationer och handlingsalternativens konsekvenser finner man praktiskt taget alltid såväl positiva som negativa konsekvenser i varierande utsträckning hos de olika alternativen. Man befinner sig i en flermållssituation och ställs mycket påtagligt inför kravet att värdera de olika konsekvenserna mot varandra. Här finns tre olika typer av tekniker utvecklade för detta, cost-benefit, cost-utility och cost-effectiveness analys

Målformulering.

4. Min erfarenhet av målformuleringar i offentlig verksamhet hänför sig till studium av allmänna utredningar och av myndigheters anslagsframställningar inom ett fåtal områden, samfärdsel, energi samt hälso- och sjukvård. Syftet har alltid varit att få ett grepp om hur en realistisk målpreciseringsprocess ger upphov till konkreta beslutssituationer, så konkreta att statistiska beslutsmodeller skall kunna utnyttjas. En allmän iakttagelse är att målformulering sker på SOU-nivå men att de där definierade målen är svåra att återupptäcka på myndighetsnivå, de återkommer åtminstone inte i besläktad terminologi. En annan iakttagelse är att målpreciseringen inte genomförs efter den för programbudgeteringen centrala mål-/medelprincipen. Man undviker med andra ord att närmare ge sig in på hur man tänker sig att realisera målen, med vilka medel, med vilka tidsetapper, med vilka avvägningar mellan konkurrerande mål.

5. Låt mig först konkretisera det nyss sagda med exemplet HS-90, Hälso- och sjukvården inför 90-talet, Socialstyrelsen 1985. Där formuleras målen,

- längre överlevnad,
- botade patienter,
- mindre lidande,
- livskvalitet,

- ökad trygghet.

Om man skulle följa en strikt programbudgeteringsteknik operationaliserade man successivt dessa allmänt definierade mål genom att ställa dem mot en medelsstruktur i vid bemärkelse, dvs en organisation linjerad efter de olika kompetenser som bedöms behövas för att tackla de olika målen. Idealt sett resulterar detta i en uppsättning konkreta, kortsiktiga verksamhetsmål formulerade i och för daglig verksamhet i samstämmighet med övergripande mål, formulerade av de olika ingående aktörerna.

6. Det gör man inte men man anger i grova drag en tänkt organisationsstruktur,

- primärvård,
 - länssjukvård,
 - regionsjukvård,
- och för denna anger man vissa kvalitetsdimensioner som skall gälla, nämligen,
- tillgänglighet,
 - kontinuitet,
 - medicinsk kvalitet, (diagnostisk och terapeutisk kompetens).

Återstår alltså att sammansmälta dessa allmänt formulerade mål och allmänt formulerade krav till en mål-/medelmatrix ur vilken man kan avläsa operativa effektmått.

7. Nu har man redan i HS-90 formulerat vissa effektmått, men på ett implicit sätt. Man har angivit till målen hörande effekter och effektmått, nämligen

- prevention (identifierade riskfall som ej "resulterat"),
- bot (antal botade utan återfall inom....),
- lindring, (antal behandlade enl. god sed),
- omvårdnad (antal vårdade enl. god sed),
- rehabilitering (andel rehabiliterade av ant. handikappade)

Upprordat på det här sättet syns det inte helt klart att beslutsfattare kommer att ställas inför svåra avvägnings- eller värderingsproblem när de skall prioritera mellan olika handlingsalternativ. Visserligen ger utredningen vägledning i form av ett antal program som skall prioriteras, nämligen programmen för

- skadeförebyggande,
- psykiatrisk vård,
- rörelseorganens sjukdomar,

och i form av en ny allmänprincip för anslagsgivningen till sjukvården,

- anslagen skall baseras på riskfall och inte på prestationer,

en princip som uppenbarligen prioriterar preventionsaspekten.

Men livet skall ju gå vidare även utanför just dessa prioriterade program.

Beslutsfattare kommer inte undan att väga handlingsalternativ utifrån alternativens skilda profiler över den angivna uppsättningen effektdimensioner och det är inte troligt att dessa värderingar skall vara desamma inom primär-, läns- och regionsjukvård. Man har olika roller att spela.

8. Vad jag har sett av utvärderingar inom det medicinska området, visserligen inte särskilt många, missar att fånga upp en mer varierad målbild av den art som HS-90 för fram och döljer därmed de värderingsproblem som faktiskt möter på operativ nivå. Vad som utvärderas är en enstaka primäreffekt och inte varierade flermåls effekter. En trolig förklaring kan vara att utvärderingarna inte explicit inriktas mot konkreta åtgärder utan mer tar formen av situationsbeskrivningar.

Genom att i utredningar typ HS-90 inte tydligt föra fram mål i mer eller mindre noggranna men ändå tydliga mål-/medelmatiser missar man väsentlig påverkan på sektorledande myndigheter och andra offentliga institutioner att utveckla målbilderna i egen verksamhet och att utvärdera verksamheterna på ett sätt som ger utrymme för konkret riskanalys, dvs i form av utvärdering av identifierade handlingsalternativs konsekvenser.

9. Vad gäller området energiförsörjning finner man en likartad struktur om man studerar "ENERGI, Betänkande av energikommissionen ",SOU 1978:17. En omfattande målstruktur presenteras separat från en likaså omfattande åtgärds katalog. Tydligast framkommer detta när kommissionen presenterar fyra framtida energiförsörjnings-alternativ utan att redovisa en åtminstone grovhuggen simultan utvärdering över de viktiga samhällsmål, bl a miljömål, som de tidigare redovisat. En väsentlig orsak är enligt kommissionen brist på relevant underlag.

10. Men hur få fram underlag om man inte presenterar behovsstrukturen? I den sektorledande myndighetens, Energiverket, anslagsframställning finns 10 år senare inget av de 9 miljömålen nämnda för det helägda bolaget Vattenfall. Det relevanta underlag kommissionen efterlyser lär uppenbarligen inte komma fram genom praktiskt beslutsfattande vid Vattenfall. En väsentlig brist i kommissionens mål-/medelanalys är enligt min mening den tillämpade uppdelningen av mål i kategorierna samhällsmål och restriktioner. Av 16 angivna mål karaktäriseras 12 som restriktioner och 4 som mål. Restriktioner behandlas ju synnerligen enkelt i normal "cost-/effectiveness" kalkyl, vilket hämmar utvecklingen av operativa effektmått i dessa dimensioner.

11. För politikområdet samfärdsel är situationen något annorlunda. I SOU 1975:85 finner man en övergripande målstruktur av ungefär samma art som i de tidigare refererade utredningarna men också ett mål-/medelmåttänkande som helt klart har sitt ursprung i en av områdets myndigheter, nämligen Vägverket. Mål-/medeltänkandet är helt inriktat på vägbundet transportarbete vilket naturligtvis är en allvarlig inskränkning. I anslagsframställningar från andra myndigheter inom området, Transportrådet, Trafiksäkerhetsverket, finner man inga spår av detta tänkande. Hos VTI finns det, uppenbarligen implementerat genom dess största uppdragsgivare, Vägverket, och därför också inskränkt till projekt avseende vägbundet trafikarbete.

12. Inom Vägverket har systemet utvecklats för att lokala beslutsfattares värderingar av enskilda vägobjekt skall harmoniseras. Det har utvecklats så långt att det kan ge konkret underlag för utvärdering med gängse statistiska metoder för riskanalys, även om dessa normalt inte tillämpas. Det har framförallt också utvecklats så långt, att man identifierat de värderingsproblem som framträder när man ambitiöst försöker omformulera restriktioner till målformuleringar. För att jobba med måldimensioner måste man ju formulera effektfunktioner i stället för satisfieringsnivåer och effektfunktioner som explicit ställs mot varandra påkallar värdering för att kunna utnyttjas simultant.

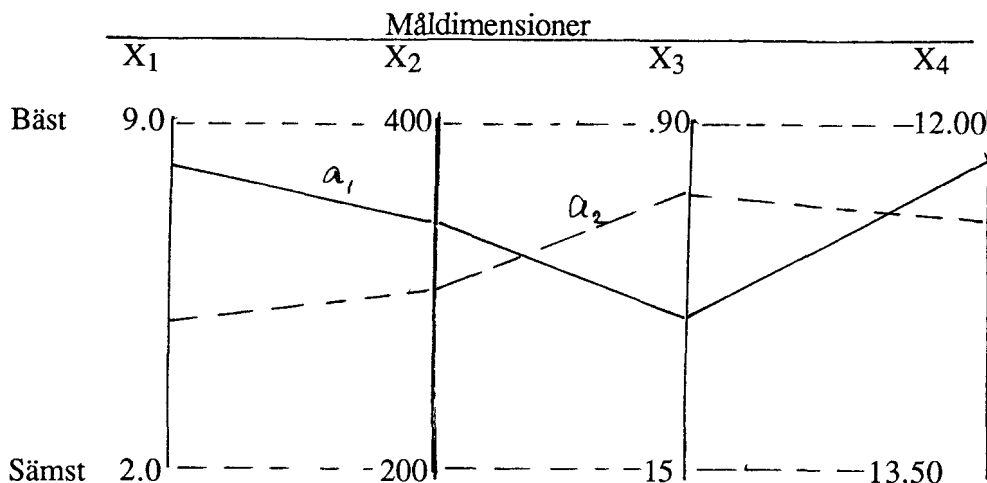
Flermålsproblem / konsekvensvärdering.

13. Det finns flera sätt att tackla problemet att värdera artskilda konsekvenser när man driver ner flermålsproblemen på operativ nivå, olika typer av utbytesanalyser som cost-/benefit-, cost-/utility- och cost-/effectivenessanalys. I fallet med Vägverket finner man en blandning av alla tre men med huvudsyftet eller filosofin, att agera utifrån C/B-analys. Förmodligen för att man betraktar de resulterande konsekvensvärderingarna som objektiva i den bemärkelsen att de åstadkoms genom implementering av en marknadsanalogi, medan C/U- och C/E-analyserna otvetydigt ger uttryck åt beslutsfattarens subjektiva värderingar.

14. Det kan finnas anledning att kort rekapitulera de tre värderingsansatsernas grundläggande drag. C/B-analysen har sin teoretiska bas i den nyklassiska ekonomiska skolan. Det finns en välfärdsekonomisk variant inom denna skola, där den generella jämvikts-modellen som förutsätter att varor och tjänster är privat ägda och utväxlas på perfekta marknader, ersätts med en välfärdsekonomisk analogi, styrd av en allmän institution ansvarig för att tillhandahålla allmänna tjänster. I denna modell antas hushållen nyttomaximera, företagen vinstmaximera och de allmänna institutionerna också vinstmaximera. En allmän miljövardande instans antas maximera sin vinst utifrån t ex försäljning av avfallsdeponeringstillstånd till företag, tillhandahållande av miljötjänster som ren luft, rent vatten, möjligheter till ökad produktivitet pga mindre föroreningar etc. Värdet av dessa tjänster marknadsförs inte på en definierad marknad varför man ersätter marknadspriser på dessa tjänster med metoder för att avslöja den marginella villigheten för personer och företag att betala för dessa tjänster. Man har tillämpat såväl indirekta som direkta metoder för detta.

15. De indirekta metoderna utgår från samband mellan allmänna tjänster och marknadsförda varor och tjänster. Det vanligaste exemplet är analys av variationer i fastighetspriser för fastigheter i olika miljöer. De direkta metoderna går ut på att fråga folk vad de är villiga att betala. Det har här utvecklats två varianter, i den första anmodas man ange vilken inkomstförändring man finner likvärdig med en föreslagen förändring i miljö, säkerhet etc, i den andra anmodas man ange vilken inkomstförändring man önskar som kompensation för en vidtagen förändring. Även om min erfarenhet av C/B tillämpningar är begränsad och huvudsakligen inriktad mot miljöområdet vågar jag påstå att C/B-analys inte är vanligt förekommande. Det finns problem med att definiera vallsituationerna för respondenterna på ett sätt som gör det möjligt för dem att genomföra de ganska knepiga simultanöverväganden som i allmänhet krävs. I de mer ambitiösa analyser som genomförts slår dessa svårigheter igenom i form av låg precision i värdeskattningarna. Några exempel på C/B-analys är värderingar av ett öppet landskap, värderingar av fjällnära skog, värderingar av älgjakt, värderingar av trafikbullereffekter och värdering av trafiksäkerhet.

16. C/B-analysen är en ekonomiprodukt medan C/U-analysen är en statistiker-/operationsanalytikerprodukt. Som utbytesanalys är den senare tydligare i och med att den främst avses utnyttjas för beslutsfattaren att skapa ordning i sina egna värderingar. I motsats till C/B-analysen tillämpas den alltid på effektspektra för enskilda, klart identifierbara handlingsalternativ. I nedanstående tablå karaktäriseras en beslutssituation i form av två handlingsalternativs effektprofiler (a_1 , a_2) över fyra artskilda effektdimensioner, dvs med icke jämförbara skalor.



C/U-analys (enligt Keeney-Raiffa) innebär då följande:

- utfallsrummet definieras lokalt, dvs så att det gott och väl täcker utfall från i situationen möjliga utfall,
- de fyra effektskalorna normaliseras med ändpunkterna 0 och 1,
- beslutsfattaren ställs inför upprepade lotterisituationer där han har att välja mellan ett utfall med säkerhet gentemot bästa utfall med viss sannolikhet och sämsta med kompletmentsannolikheten,
- olika skalvärden på de normaliserade skalorna ställs på samma vis mot ändpunkterna på de andra skalorna varigenom man får en för alla fyra dimensioner gemensam skala,
- kalkylering av den förväntade nyttan av a_1 resp. a_2 utförs och det alternativ med högsta förväntade nytta väljs.

17. C/U-analysen har vissa fördelar gentemot C/B-analysen. Den framhäver osäkerheten, den bygger på god statistisk teori för att hantera denna osäkerhet, den forcerar fram koncisa problemformuleringar och erbjuder genom sin subjektivitet en arena för att komma till consensus. Den har också nackdelar, vilka gjort C/U-analysen liksom C/B-analysen till ett skäligen sällsynt fenomen, metoden anses för komplicerad av många beslutsfattare, beslutsfattare vill inte ställa ut sina värderingar så tydligt som metoden fordrar. Metoden tillämpades relativt flitigt inom en mindre krets analytiker inom områdena befolkningsutveckling, miljö och fysisk planering i slutet på 70-talet och början på 80-talet. Nu lever den en ganska undanskymd tillvaro.

18. C/E-analysen slutligen är ju det överlägset vanligaste sättet att hantera flermålsproblem, att sätta restriktioner i alla dimensioner som inte kan direkt avläsas i gängse "valuta" och optimera lösningarna utifrån de andra. Ett naturligt tillvägagångssätt i situationer där man har svårt att uppskatta och/eller värdera effekter i vissa måldimensioner. Man sätter restriktioner i andra termer än i reella effekter. Genom att variera restriktionerna påverkar man optimeringen och förändringen i optimum under olika restriktioner kan omtolkas i "skuggpriser" för restriktionerna. I en studie för några år sedan, "Är Vägverkets dagspris för människoliv för lågt?", jämfördes skuggpriserna för säkerhet i ett antal C/E-analyser. Självfallet varierade skuggpriserna kraftigt mellan de olika analyserna eftersom restriktionerna oftast styrs av vad man vill avstå från i optimeringen av vinst, inkomstfördelning, arbetstillfällen mm. C/E-analyser under systematiskt varierade satisfieringsnivåer är klart besläktad med C/U-analys men kan inte med rimliga resurser ge så väldefinierade värdeskalor som C/U-analysen. Likheter med C/U-analysen och olikheten mot C/B-analysen kan hänföras till inriktningen på utvärdering av konkreta handlingsalternativ och dess inriktning på beslutsfattarens subjektiva värderingar.

20. Avslutningsvis kan det vara av intresse att beskriva ett operativt flermålsvärderingssystem, Vägverkets system för värdering av vägalternativ. Systemet utgår från måldimensionerna

- trafikstandard,
- trafikekonomi,
- trafiksäkerhet,
- miljöpåverkan.

Av dessa är det enbart trafikekonomi som omedelbart erbjuder en naturlig värdeskala, för övriga måste relevanta effektskalor formuleras och värdeskalor konstrueras. Filosofin är att i största möjliga utsträckning låta värdeskalorna byggas på C/B-teknik.

21. Trafikstandard definieras närmare genom en uppdelning i komponenterna restid och komfort. Komponenten restid är direkt också effektvariabel, men i komponenten skall olika typer av ärendeformer värderas varför

restidsskattningarna för aktuella vägsträckor måste kalibreras med resultat från resvaneundersökningar. Värderingarna av tid för arbetsresor sätts till lönekostnader inkl sociala avgifter som närmevärde för produktionsstillskott. Andra typer av resor värderas efter internationella och nationella C/B-analyser av hur folk värderar restid genom studier av hur de väljer färdmedel och de kostnader de därmed ådrar sig. Komponenten komfort värderas efter likartade studier av folks vägval mellan vägar med bättre och sämre beläggning, mer eller mindre förekomst av frustrerande element som korsande trafik mm. Genom statistisk analys av sambanden mellan värde av restid och fordonskostnader kan man få fram ett pris på den tid folk vill betala för att göra bekväma vägval.

22. Trafiksäkerhet värderas genom en uppdelning i komponenterna samhällsekoniskt materiell förlust och individuellt personligt lidande vid en olycka. De materiella förlusterna skattas genom kostnader för medicinsk vård, produktionsförluster genom borto-varo samt kostnader för materiella skador. Den stora posten i kalkylen är dock komponenten personligt lidande som skattas genom analys av tidigare officiella beslut i vägfrågor där transportstandard, transportekonomi och trafiksäkerhet varit ingående komponenter. Besluten har kunnat uttolkas i form av skuggpriser för trafikolyckor utifrån optimering av trafikekonomi och/eller trafikstandard mot valda satisfieringsnivåer för trafikolyckor. Värderingen av trafiksäkerhet är därmed i största utsträckning en tillämpning av C/E-analys och bryter därmed mot C/B-filosofin. Man prövar dock för närvarande betalningsviljeansatsen, dvs studier av folks betalningsvilja för riskreduktion för eventuellt senare införande.

23. Miljöpåverkan innefattar miljöeffekter, hälsoeffekter och intrång i alternativ markanvändning. Grundläggande effektvariabler är utsläpp till luft och vatten samt buller. Påverkan på människor från utsläpp till luft och från buller ges av fysiologiska studier varefter effektvariablerna erhålls utifrån av Vägverket framtagna algoritmer för spridning av trafikbuller, kväve- och svalet utsläpp. Vissa effekter värderas efter de samhälleliga kostnader de orsakar, främst sjukvårdskostnader, andra tex buller värderas efter kostnaden för de åtgärder som fordras för att eliminera olägenheterna, tex bullerplank. Det har i många sammanhang påpekats att denna typ av samhällsekonomiska kalkyler som bygger på restaurations-, eller elimineringskostnader inte kan ge annat än låga värderingar som sällan gör måldimensionen konkurrenskraftig. I fallet med bullerspridning skulle sällan investeringar i bullerplank kunna göras med den värdering som ursprungligen kalkylerats varför värdet skönmässigt dubblats. Värdet kan därför betraktas som resultat av en högst implicit C/U-analys. Påverkan på vatten och konkurrens med andra miljöutnyttjanden, tex rekreation, omfattas ännu inte av värderingssystemet annat än i vaga formuleringar om hänsynstaganden.

24. Vägverkets värderingssystem har visat sig vara ett kraftfullt vapen i diskussioner med andra aktörer men har också uppkallat starka negativa reaktioner, bl a mot den analytiska filosofi som genomsyrar det, C/B-filosofin. Uppenbart är att man varit ganska blind för annat än grundläggande samhällsekonomisk kalkyl och C/B-analys. Det har också visat sig internt bland Vägverkets lokala beslutsfattare att de inte på något vis slaviskt följer värderingsutfallen utan ofta väljer objekt som inte rankar högst i kalkylen. Den implicita C/U- eller C/E-analys som i många fall faktiskt styr värderingarna skulle troligtvis kunna avslöjas genom viss baklängesanalys, typ den som redan tillämpats vad gäller värdet av trafiksäkerhet.

Statistiska beslutsregler.

25. Det kan tyckas ha varit en onödigt lång resa för att komma fram till vad det är statistikern i allmänhet antas kunna bidra med i utvärderingssammanhang,

Statistiska beslutsregler.

25. Det kan tyckas ha varit en onödigt lång resa för att komma fram till vad det är statistikern i allmänhet antas kunna bidra med i utvärderingssammanhang, nämligen statistiska beslutsregler, men det väsentliga i tillämpningen av dem är att det finns välartikulerade nytto- eller förlustfunktioner att applicera dem på. I alla former av statistiska beslutssystem, probabilistiskt fotade system för riskkalkylering, ställs man inför olika typer av "optioner", som tvingar beslutsfattaren till ställningstaganden. Det kan vara val av signifikansnivå, val av konfidensnivå eller hur man skall vända hypotesprövningen för att den skall bli effektiv för att ta några för de flesta välkända exempel. Som beslutsfattare är man ganska ställd i den här typen av situationer om man inte har en genomarbetad uppfattning om nyttofunktionerna för de handlingsalternativ som står under prövning. Definierade effektvariabler, konsekvenser, är ett minimum men en värderad effektvariabel, en nytto-skala, är mycket värdefull, inte bara för vad som tidigare sagts om att lösa flermålsproblem, utan också för att få den rätta känslan för vad som står på spel, vad man riskerar att förlora om man tar fel åt ena eller andra hållet, att känna osäkerheten in på skinnet.

26. Den process över måldefinitioner, målnedbrytning och effektvärdering som beskrivits ser sällan statistikern. Perspektivet är det omvända, att tillsammans med beslutsfattaren få den omedelbara beslutssituationen definierad i konkreta, kortsiktiga verksamhetsmål. Löper det hela smärtfritt förstår man att det finns ett habilt underarbete av ovan antytt slag, löper det mindre bra och det börjar handla om att skaffa statistiskt underlag för allmän överblick eller andra luddigt beskrivna syften förstår man att underarbete saknas.

27. Processen tar sig litet olika form beroende på typ av beslutsproblem och på grund av vilket statistiskt synsätt, filosofi, man bekänner sig till. Man kan sammanfatta det hela som i följande tablå.

Användarsituation	Statistiskt angreppssätt/Beslutsformer	
Jämförelse av ändligt antal alternativ	1. Hypotesprövning	3. Val av alternativ efter minsta förväntad förlust
Dimensionering/ budgetering	2. Konfidensintervall- estimation	4. Val av beslutsregel efter minsta förväntad förlust.

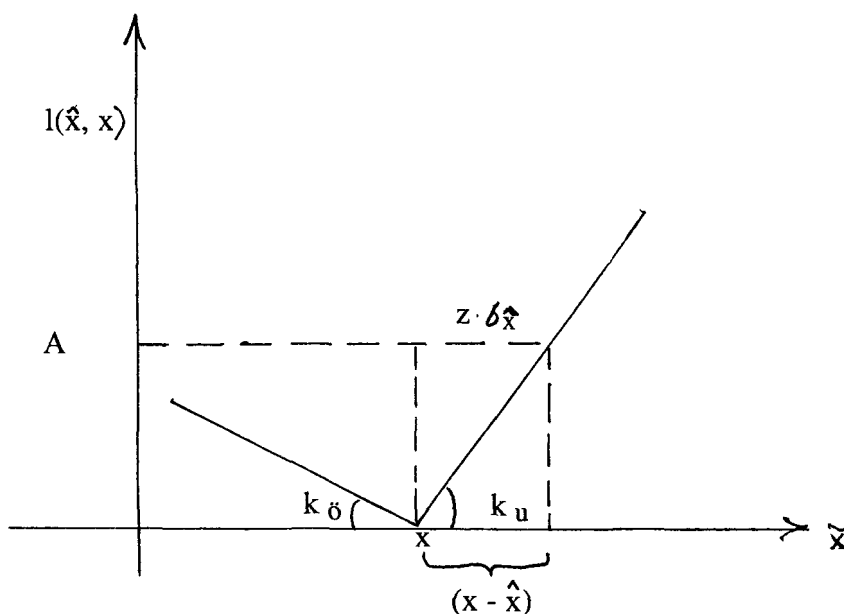
Det handlar alltså om två dominerande probabilistiska skolor som utgår från samma strukturering av användarsituationer men anvisar olika typer av beslutsregler. På senare år har vissa s.k. possibilistiska angreppssätt dykt upp men det skulle föra för långt att ta upp i det här sammanhanget.

28. Hypotesprövning är en mycket vanlig teknik för att på ett statistiskt material testa om någon ny teknik, någon ny restriktion eller dylikt har haft någon effekt. Man formulerar en hypotes, åtgärden har inte haft effekt, och en mothypotes, åtgärden har haft effekt, genomför ett experiment, testar och får ett signifikant eller insignifikant utfall av testet. Ett signifikant resultat betyder att när jag accepterar utfallet, dvs konstaterar att en förändring skett, tar jag en risk att förkasta en riktig hypotes med en viss sannolikhet, oftast 5%, som jag själv bestämt. Det är gott och väl att få ett signifikant resultat men är den hypotes som testats en intressant hypotes? Oftast inte därför att det finns en olycklig praxis att testa hypotesen

"ingenting har hänt" medan det uppenbarligen i de flesta fall är intressant att testa hypotesen "förändringen är högst/lägst..." Den typen av formuleringar förutsätter att man som beslutsfattare kalkylerat en brytpunkt för när en ny teknik, en ny restriktion är effektiv, dvs ställt kostnader mot nytta innan man bestämt omfattningen på det experiment man skall genomföra.

29. Om man å andra sidan fått ett insignifikant resultat i sin hypotesprövning har det utbildats en praxis hos statistiker att säga att det inte innebär att man som beslutsfattare får dra slutsatsen att hypotesen är riktig, att ingenting har hänt. Om man skulle ta statistikerna på allvar skulle man som beslutsfattare få nervsammanbrott i sådana lägen. Vad man som beslutsfattare kan begå för fel är att acceptera en felaktig hypotes och det är detta som statistikerna vill förhindra med sina drakoniska förhållningsregler. Men även sannolikheten för att acceptera en felaktig hypotes kan beräknas och ställas under beslut, såvida man kan bestämma sig för vad som är en "harmlös" förändring, dvs en förändring som inte ger något vidare utbyte. För detta fordras att man som beslutsfattare har formulerat förlustfunktioner för alternativen att genomföra en förändring och för status quo. Förlustfunktioner är en mer praktisk form av nyttofunktioner, den skillnad i nytta mellan alternativen man går miste om när man väljer fel alternativ. I anläggningen av en hypotesprövning ligger också att avväga acceptans och förkastelsefel mot varandra för att effektivt dimensionera den experimentella uppläggnen. Detta görs sällan eftersom det sällan utvecklas nytto- eller förlustfunktioner.

30. För beslut av typen budgetering, dimensionering av verksamheter fordras visst underlag typ antal presumtiva vårdbehövande, antal nyfödda etc. Man har alltså att skatta en nivå att dimensionera verksamheten efter som minimerar förlusten av över- eller underskattningar. Problemet kan beskrivas med hjälp av följande figur (se nästa sida)



Figuren beskriver en dimensioneringssituation, där förlustfunktionerna är linjära och följaktligen kan betecknas med sina lutningsvinklar $k_{\text{ö}}$ och k_{u} . Det är mer

vanligt än ovanligt att förlustfunktionerna för över- respektive underskattning är olika som i ovanstående exempel. Effekterna av underskattning är ju av formen brist på transport-kapacitet, otillfredställda vårdbehov mm och effekterna av överskattning att man har visst slack i organisation, utnyttjade resurser och liknande. Dimensioneringsvariabeln $\tilde{x}$ och förlustfunktionen $l(\tilde{x}, x)$, dvs förlusten av att ta fel med avvikelsen $(x - \tilde{x})$, där $\tilde{x}$ är den punktskattning som den statistiska undersökningen skall ge är, avsatt på respektive axlar.

31. Med tillgång till förlustfunktioner för över respektive underskattning har man som beslutsfattare möjligheter att dimensionera egna undersökningar och värdera andras som kan vara av intresse på ett effektivt sätt. Dessutom och kanske viktigast, att känna osäkerheten in på skinet och också ha möjlighet att styra den genom val av konfidens-nivå(z) och dimensionering av undersökning (δ). Enkelt uttryckt går det till så, att man väljer förlustnivå A , en förlustnivå som man vill undvika, avsätter den på den förlust-funktion som ger störst förlust, avläser konfidensintervallet i dimensioneringstermer. och tar statistikern till hjälp för att komma fram till en lämplig kombination av (z, δ) och den därav resulterande undersökningskostnaden. Ju lägre konfidensnivå z , dvs ju större risker man är beredd att ta, desto större δ , dvs desto mindre undersökning behöver man kosta på sig. Praxis är i dag annorlunda, man jobbar utan explicita förlustfunktioner vilket realiter betyder att man inte har något vidare grepp om vare sig osäkerhet eller kostnader. Man jobbar med signifikansnivån 0.95 och om undersökningen är alltför feldimensionerad går man ner till nivån 0.68 samtidigt som man i de flesta fall är omedveten om att den förlustfunktion man utnyttjar är en symmetrisk kvadratisk funktion, en funktion som inte är alltför vanligt förekommande i praktiken.

32. De två sorters beslutsregler som hittills har behandlats, sk frekventistiska beslutsregler, kan tillämpas utan explicita nytto- eller förlustfunktioner vilket innebär allvarliga risker för beslutsfattarna. När det gäller beslutsreglerna 3 och 4, de sk Baysianska beslutsreglerna är detta inte möjligt eftersom de explicit tar in nyttofunktionerna i kalkylen, de bygger på att man beräknar förväntad nytta och att man väljer det alternativ som ger högst förväntad nytta. Förväntan beräknas utifrån såväl de specifika statistiska undersökningsresultaten som från beslutsfattarens subjektiva skattningar av sannolikheter för olika utfall. Det är sammanfogningen av dessa två sorters sannolikheter som genomförs enligt Bayes' lag vilket givit namn åt riktningen. Jämfört med de frekventistiska beslutsreglerna är de mest iögonfallande dragen således explicit införande av subjektiva sannolikhetsbedömningar och nyttofunktioner.

33. I korthet och mycket förenklat kan metodiken/filosofin beskrivas i strävan att formulera beslutsmatriser av nedanstående art.

Situation	Handlingsalternativ	
	a_1	a_2
s_1	c_{11}	c_{12}
$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$
s_i	c_{i1}	c_{i2}
$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$
$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$

Handlingsalternativ(A) ställs mot tänkbara situationer(S) och ger upphov till konsekvenser (C) genom en transformation $c = f(s)$, vilken är ett uttryck för handlingsalternativets verkningsgrad och för nyttovärdering av givna utfall. De

olika situationerna s_i tilldelas subjektiva sannolikheter för utfall. Det här sättet att exercera har flera syften som tidigare nämnts, främst

- att beskriva situationerna så ekonomiskt som möjligt, sortera bort ovidkommande aspekter, sådana som inte åtskiljer alternativen, sådana som ligger utanför alternativens räckvidd ,
- att införa osäkerhet i problemsituationen, dvs osäkerheten om "verkligheten" (S) och om handlingsalternativens "verkningsgrad" (A), dvs att ge den "tysta" yrkeskunskap som finns ett uttryck i probabilistiska termer,
- att fästa uppmärksamheten på behovet av värdering, nyttokalkyl.

De tidigare nämnda C/U-analyserna emanerar ur denna typ av beslutsfattande.

VALUE TRADE-OFF IN SWEDISH ENVIRONMENTAL DECISION MAKING.

Håkan Zetterström

1. Introduction.

A starting point for an essay on environmental decision making in Sweden can be found in the government report "NATURAL RESOURCES USAGE AND CULTIVATION" (SOU 1983:56) (1) which advocates a change in environmental decision making, from ex post correction planning to ex ante prevention planning. The views are similar to basic points in Georgescu - Roegen's famous book "The Entropy Law and the Economic Process"(2), where he states as a fundamental fact that as each and every activity requires energy, there is an ongoing competition among most human activities about restricted natural resources. There is a continuous transformation from free to bound levels of energy in the world and every new activity contributes to it. An author who has really paid attention to this is Huetting(3). In an effort to highlight the problem and give it an operational expression he has for a great number of social and economical activities formulated their respective environmental functions.

Views like these lies behind the operational analytical methods for decision making with multiple objectives, where positive and negative factors are valued simultaneously against each other. As an exemple we can take a rough description of objectives for investments in road objects (4). There are four main objectives, namely

- less noise,
- shorter travel time,
- less accidents,
- better landuse.

Alternative road objects are screened against these objectives expressed in a more operational form and ranked according to socioeconomical value.

A more elaborate structure for multiple objectives is found in the evaluation of different water planning alternatives in the Tisza river basin, Hungaria.(5),

- total costs,
- probability of water shortage,
- water quality,
- energy (re-use factor),
- recreation,
- flood protection,
- land & forest use,
- social impact,
- environment,
- international cooperation,
- development possibilities,
- flexibility.

The objectives can be more or less specified depending on the objects under evaluation, but all systems have in common the simultaneous evaluation of human, environmental and socioeconomic objectives.

Of course, the decision-makers' information or knowledge about the future effects of the objects under evaluation is normally rather uncertain, especially about the environmental impact. It is then rather important, as for example emphasized in (6), that decisionmakers in environmental management or in other branches try to apply proper risk management and risk assessment methods in their decision-making. Otherwise the environmental impact, vaguely known and vaguely noticed, probably will be disregarded as an objective in the screening process.

This is a situation we will have to live with. It will tax not only our ability to produce problem-oriented statistics, but also our ability to implement statistical decision rules for decisions under uncertainty.

Below, short descriptions will be given of some efforts in Sweden to solve the value trade-off problem in multi-objective decision making. For background purposes, some work in other countries will be outlined as well. The descriptions will be given under the headings

- cost-benefit analysis,
- subjective multiple objective analysis,
- cost-effectiveness analysis.

There is a distinct and important difference between the first and the following approaches in the sense that the first aims at objective estimates of values, the next two at giving the decisionmakers coherent and subjective values.

Furthermore, there will be a description of the only value trade-off system for day-to-day decision making in existence, i.e. a system for screening road objects. As will be seen, this system is a mix of different methods.

2. Cost-benefit analysis.

The theoretical basis for objective benefit estimation is furnished by the neo-classical school of welfare economics. Two distinguished representatives of this school in Sweden are professor K-G Mäler at the Stockholm School of Economics and professor P Bohm at the University of Stockholm. The following short description of the basis for benefit estimation is founded mainly on K-G Mäler (7).

The traditional general equilibrium models discuss the case where all goods in the model are privately owned, sold and bought on perfect markets. The equilibrium in such an economy is Pareto efficient, i.e. there are no other feasible allocations in the economy which are more desired by some individuals without being less desired by others. The theorems for this type of economy are not valid in an economy where environmental effects in the form of public goods exist, for example as in the form of environmental functions according to Hueting(3). But on the foundations of neo-classical welfare economics an equilibrium model can be formed for an economy in which a special agency is responsible for the provision of public goods. In such a model all households are assumed to be utility-maximizing and all firms are assumed to be profit-maximizing. An environment protection agency is also assumed to maximize its profits. These profits result from selling waste disposal services to households and firms and from the value of environmental services, such as clean air, water, increased productivity due to less pollution, increase in recreational amenities due to clean-ups etc. The value of these services could be interpreted as a market value if the services were sold on a competitive basis to

households and firms. As they are not, the value of the services must be interpreted in another way.

We will then assume that the environment agency has some method by which it can reveal the marginal willingness of firms and households to pay for environmental services. By using these prices the agency can value the environment and determine the amount of residuals to be discharged and the amount of natural resources to be extracted in such a way that the value of the environment plus the incomes from selling waste disposal services and resource extraction rights is maximized.

Which methods are there to reveal the marginal willingness to pay? There are basically two approaches that can be used; asking people, or making sufficiently strong assumptions of the households' preferences or technology, or about market mechanisms, to permit indirect estimates of the preferences.

Two direct methods are used, one called "equivalent variation", the other "compensating variation". In the first case the respondents give their estimates of the income change they find equivalent to an environmental change, in the second case they will give their estimates of the income change they demand as compensation for realised environmental changes. In most cases the two methods should give rather identical answers but there are situations where they will give completely different answers. "Equivalent variation" is the method mostly used, as the "compensating variation" method only works for one alternative at a time. This is a serious drawback because in many, perhaps most decision situations, there are more than two alternative objects to compare and consequently more than two environmental changes to evaluate.

The "willingness to pay" methods have not been frequently used in Sweden. To the author's knowledge there are but a handful of applications, viz. some studies of people's estimates of traffic noise, of vulnerable forests in the high mountains, of elk hunting and of willingness to pay for an open landscape. There are methodological differences between the studies, the choice of stimuli or hypothetical change being the most apparent. In at least one of the studies the stimuli were very general and obviously not especially directed towards the respondents' specific situation. Because the respondents are supposed to be able to perform a rather intricate and simultaneous trade-off between socioeconomic and environmental objectives, the alternatives obviously have to be rather distinct and well-known to the respondents. In the study referred to, the resulting estimates had low precision, which in this case also might be an indication of bias.

Indirect methods to reveal people's willingness to pay for environmental functions are based on the fact that a change in the flow of environmental services may change the behaviour of households and sometimes therefore the prices on private goods. By relating these changes to the change in environmental quality, it is sometimes possible to estimate the willingness to pay. The author is not aware of any such study in Sweden, but examples in the literature are not too rare. They mainly seem to be directed towards analysis of travel costs and land values or estate prices and their supposed dependence on different recreational objects or estimations of air quality. Both the travel-cost approach and the land value or hedonic price approach started as common-sense approaches, without much theoretical underpinning. They have later been subjected to a careful theoretical analysis.

As can be understood from the above, cost-benefit analysis is a rather rare phenomenon in Swedish environmental decision making. It has some prominent advocates, but also some strong opponents, e.g. professor P. Söderbaum, the Swedish University of Agricultural Sciences. In (8) he totally denies the feasibility for an environmental agency to measure and compare socioeconomic and

environmental functions in such a way that the resulting prices on the functions, the benefit expressions, in any way can be said to represent an equilibrium in the market. Some of his arguments are:

- The degradation of natural or human resources is often irreversible or very difficult to reverse.
- The resources involved are often unique or very rare.
- The problems often extend beyond the actors involved in market transactions.
- The problems often have a considerable spatial extension, e.g. are not limited to one single municipality, county or country.
- The problems involve uncertainty and risk.
- The problems involve conflicts between different interests and ideologies in society.

Hueting(3) comes to about the same conclusion from his view of environmental functions as merit goods. Merit goods have the following characteristics:

- Individuals have insufficient knowledge of the merits of a good (lack of information).
- The goods have a considerable positive external effect that benefits the community(externality)
- Cultural heritage must be preserved (conservation).
- Allowance must be made for future needs.

According to Hueting the shadow prices(representing an equilibrium) for environmental functions is a matter of subjective appraisal.

3. Subjective multiple objective analysis.

The main idea in subjective multiple objective analysis is that the decisionmaker will formulate a value or utility-function and is able to maximize it. The most elaborated among these techniques is the utility-cost analysis according to Keeney-Raiffa (9). Although not so far used in environmental decisionmaking in Sweden, there are many cases where this technique has been used, especially in the IIASA work in the 70'ies.

The utility-cost analysis can in short be described in the following way:

- The decisionmaker formulates alternative actions and he also formulates their probable consequences or effects in all relevant dimensions, for example in the dimensions noise, traveltime and accidents.
- The different actions' consequences are ranked within each dimension
- The consequences within each dimension are scaled against probable endpoints, i.e. the worst and best probable consequences, by the von Neumann - Morgenstern approach, i.e. the decisionmaker is faced by choices between a specific certain consequence and endpoint consequences with different probabilities. The chosen probability is then considered as the consequence's utility on a normalised utility scale with endpoints 0 and 1.
- The normalised utility scales are then denormalised by a trade-off process between dimensions, where consequences in one dimension are valued against the endpoints in every other dimension.
- From these utility scales the decisionmaker finally calculates the expected utility for each alternative action and chooses an alternative according to the probabilistic decision rule MEU, maximum expected utility.

In view of the criticism against the benefit-cost methods, the utility-cost method has several good qualities.

- First, it is a probabilistic approach where the uncertainty explicitly gets highlighted, both in consequence estimation and in utility formulation.

- Secondly, by formulating objectives or consequences from explicitly defined alternative actions, they get realistically defined.
- Third, valuations are made explicitly for separate objectives as well as for trade-off between objectives.
- Fourth, the method is solidly based on Bayesian statistical theory .

The mentioned qualities are such that utility-cost analysis could be an efficient tool to reach consensus in environmental decisionmaking. But obviously there is no consensus about that.

Some arguments against are:

- the method is too complicated for ordinary decisionmakers to use, (10,11),
- decisionmakers are not rational in the way presupposed by the model (MEU) (Allais'paradox) (10),
- there is more efficient models than probability models to handle uncertainty (12),
- there are too little knowledge about environmental effects among decisionmakers
- decisionmakers can't make explicit trade -offs between objectives and especially they can't make decisions on weighted utilities (8)
- different interests can not be explicitly taken care of in the way the consequences are being formulated (8).

No doubt, there exists a threshold for ordinary decisionmakers, they have to be trained. And in certain situations they undoubtedly don't behave according to the assumptions of the MEU-principle. There are theoretical alternatives, viz. possibility analysis instead of probability analysis that at least make it easier for decisionmakers to express their uncertainty, especially when it comes to rare events. The proponents of probability approaches insist though that whatever the possibility approach can do, the probability approaches can do better. For more detailed arguments , see(13,14). No possibility based approach has been performed in environmental decisionmaking in Sweden, but there are some examples elsewhere in nuclear power investments(15) and in the case of water management(16).

The assertion that there is too little knowledge in society about environmental effects is not controversial and will affect every form of trade off system in a negative way.

The last two critical points are only possible to evaluate from practical experience. They are stated by P. Söderbaum and are based on some practical experience from decisions in community and communication planning To solve the problems mentioned he has launched a technique called "Position Analysis"(17). In short it has the following main characteristics.

- It is a deterministic approach, e.g. without any probabilistic or possibilistic moments.
- The consequence dimensions are replaced by distinct consequences attributed to the alternative actions. In a case with four alternatives, he formulated some 30 consequences.
- The consequences are formulated so that the different interests involved can be identified.
- In every consequence(not consequence dimension), the alternatives are ranked and the ranks are noted so one has a gitter of ranks with consequences as rows and action alternatives as columns.
- The decisionmaker is then confronted with this lattice of ranks and will from this make a subjective choice of alternative.The decisionmakers trade-off values are implicit .

Position analysis is an alternative to other subjective probabilistic approaches with its own specific pros and cons. However, it is not possible to evaluate these without a more thorough experience in practical planning than we have today. For instance, we have to evaluate the capacity of the different approaches to consider arguments of ethical and estetical types against qualities like explicit handling of uncertainty and explicit handling of trade-off values.

4 Cost-effectiveness analysis.

Cost-benefit or subjective multiple-objective analysis seem to be frequently in use neither in Sweden nor in other countries. Even in IIASA, one can not today find the cost-utility analysis projects that were so frequent during the 70'ies. Instead the interest seems to be directed towards cost-effectiveness types of decision tools. Here human and environmental aspects come in as restrictions, within which the economic functions can be optimized. These restrictions can be formulated as absolute restrictions or as e.g. a successively increasing polluting tax. Benefit or utility functions as maximizing objects have been abandoned.

But at present, the cost-effectiveness projects work under other auspices, they are not intended as decision tools in the first place but are used for simulation and model-building of intricate dependencies between socioeconomic activities and ecological effects.

In Sweden, a first pilot model for simulation of environment and natural resource use was developed in 1982 (18). It was constructed as a central economic model with some supporting models linking environmental consequences to economic activities. The central economic model was an input/output model based on national account statistics. It was a minimum version with the economy aggregated into five sectors only. It was intended to be used for demonstration purposes and deemed good enough to describe the inter-dependencies in the Swedish economy. The sectors in the model were defined in view of the intentions to study sulphur-dioxide emissions and extraction of iron ore. The supporting models, i.e. the links to the environment, were only roughly sketched. As a result of this study some suggestions came up to develop energy and technological models of different kinds. There were needs to transform the parameters in the economic model into terms of production technology and with special concentration on these technologies' demands on natural resources and environmental functions. A model for environmental cleaning up costs was suggested as well. Of course, all of these suggestions demanded statistics.

In 1984 another cost-effectiveness study was performed in Sweden (19). It was a study directed towards the water supply situation in the county of Gotland, an island in the Baltic, sometimes plagued by severe water shortage problems. The main core in the study was a regional input-/output model covering the main production sectors in Gotland, i.e. agriculture, mining, and tourism, and studies about interdependencies between groundwater pollution and these productions. This study was mainly a simulation study, resulting in socioecological scenarios from different water supply restrictions for Gotland. The various scenarios followed from a linear programming optimization on value added, in this case GRP, gross regional product. Compared to the former study, this one includes an optimization model, a rough interdependence production-ecology model and a more elaborate statistical basis.

Finally, a short description of an IIASA study (20) will be given. It was performed in 1986, with some Swedish participation, and it could serve as background to future Swedish efforts. It was planned as a decision support system for local policy-making authorities in water management. It is a simulation system divided into two

phases without explicit optimization modules. An expert or the authority will make choices among simulated alternatives. The two phases are a scenario phase and a policy phase. The system is based on state variables, planning variables and operational variables. State variables are environmental state variables like ground- and surfacewater tables, geomorphological tables, interdependence tables between water tables and between water tables and environmental and socioeconomical functions, in this case for agriculture and mining. Planning variables are different types of decision parameters for the authorities, like irrigation restrictions, manure instructions etc, while operation variables are the day to day decision variables in agriculture or mining. In the scenario phase state variable trajectories are simulated for different time periods and under different restrictions generated from varied planning variables. Experts and/or authorities judge the simulations and successively steer the simulations in desired directions. In the policy phase, the effects of planning variables on operational variables are simulated and steering systems are formulated, mainly price incentives, because the system tries to evaluate preventive rather than correcting measures. In the policy phase the farmers' and miners' reactions to regulations and incentives are simulated. It is important that resulting planning systems result in operating behaviour efficient under varied circumstances, i.e. under uncontrolled state variables.

This study has tried to respond to some requests already formulated in the first Swedish pilot study, viz. the requests for supporting models for production demands on the environment and for regulation or steering models. Such models were developed on two rather narrow and homogeneous districts, one a typical agriculture district, the other a district dominated by mining. Even so the resulting interdependence tables became very complicated. As a decisionmaking tool, it is a system where decisionmakers make implicit subjective decisions between various socioeconomic and environmental functions. These can be disclosed and environmental functions can be given a price tag in socioeconomic terms. In the work with the system's statistical support, i.e. the different water and usage tables, some interest was shown towards using possibility analysis.

5. An elaborate multiple objective system.

In most governmental programs there are multiple objective formulations. So in the planning documents for official authorities. But rarely or never they are realised into an explicit evaluation system. One Swedish exception is the National Road Administration. This authority is responsible for national roads, "co-responsible" for regional roads and has a consultancy role for municipal roads. Since the middle of the 70'ies it has successively designed an explicit multiple objective system. This system, mainly in the form of manuals (4), is intended as a screening system for road prospects. The priority process is decentralized to local agencies, but there is a striving towards common priorities across the country. The objectives are difficult to operationalize, a mix of socioeconomic, human and environmental objectives, which, have to be made explicit if they are to be taken seriously.

The system's main objective dimensions are communication standard, communication economy, safety, and ecological and landuse effects. In the manuals they are operationalized and provide a clear view of the valuation problems. As will be shown, the operational formulation of practically all dimensions and aspects is based on a socioeconomic valuation complemented by a human or ecological valuation. According to the manuals, all positive effects should be valued in market prices, and when such prices are not at hand, it is the road-users' own judgements that is to count, i.e. a pure cost-benefit philosophy.

The dimension communication standard comprises travel time and comfort. The different objects, i.e. the road investments, are classified according to their structure of travels, i.e. business travels, travels to work and school and other leisure time travels. The main divider lies between leisure time and working time travels. The value of time for travels in working time is set equivalent to wage costs including social costs. These costs are seen as an approximation to the value added. For some types of travels these values are reduced, because the saved time is not supposed to be totally convertible to work. Travel in leisure time is also calculated on wage costs, in the form of standard costs for industrial workers. These costs are then reduced to between 15 % and 35 % according to the type of travel. These figures are based on national and international studies of how people value their leisure time, and are usually based on studies of how people choose between different means of conveyance, earlier called direct cost -benefit estimation methods.

Traffic comfort, the other part of the communication standard, concerns choice of pavement and degree of driver frustration because of traffic jams and crossing traffic. Estimates of people's evaluation of different pavements are based on a study of how they choose between different travel alternatives. The travel alternatives are well-known local alternatives. When applying a regression function based on travel time value and vehicle costs, time estimates for people's willingness to choose a longer way on better pavement can be given a price.

The value of avoiding frustration because of traffic jams is based on some studies in Swedish metropolitan areas. The time loss was valued to 2 or 3 times the value of reduced travel time. However, these estimates are judged too uncertain to be used in an evaluation process.

In respect to safety or risk reduction values, the authority works with a valuation system comprising material losses and human suffering. The value of an avoided accident is then the material costs of an accident and the value of avoided human suffering. The material costs are costs of medical care, loss of value added in production and material damage costs, all directly estimated from records on accidents. The value of avoided suffering is estimated by analyzing government decisions in matters of road safety. In these decisions, communication standard and safety are conflicting, and from the value attributed to communication standard and from the number of accidents at stake, a human suffering value can be estimated as a government authorized value. The relation between material losses and human suffering differs very much between death accidents and other accidents. Of course, death accidents have a much higher suffering value. Another way to estimate suffering values is to perform willingness-to-pay studies on risk reductions. Some studies of this kind have been carried out in other countries but none in Sweden. On this point there is a departure from the overall cost-benefit philosophy.

Finally, the ecological and land use effects. In the manuals we can find noise, air pollution, water pollution and effects on recreation and other alternative land uses. There is a clear difference between the evaluation techniques for noise and air pollution effects and the other. In the former, the harmful effects on human beings from noise and air pollution are estimated/derived from physiological studies. Algorithms are subsequently deduced for use in estimating the number of disturbed or harmed inhabitants near road objects. The effects of traffic noise is then estimated by the costs for restauration, i.e. the costs for suitable noise barriers, plus an estimate for financial loss suffered by the estate owners. As mentioned by Huetting (3), these types of estimators don't take care of intangible values and therefore practically always give underestimates. This is true in this case too, and practitioners have felt that the values should be doubled. It can be mentioned that there is some willingness-to-pay studies on traffic noise, but these results are not used in this system, also a depart from the cost-benefit philosophy.

A similar approach is used when valueating the effects from air pollution on people in urban areas and on forests in rural areas. A rough estimate of the costs caused by air pollution and a rough estimate of the number of people exposed to air pollution from traffic, give an estimate of society's costs per exposed person, which then is used to value the effects in road objects. The valuation of forest damage is based on financial loss. Damage to buildings through dust and corrosion is estimated on similar grounds.

When it comes to water pollution effects and to the competition between environmental, recreational and alternative land uses, there are no longer any values to use in the multi-objective decision calculus. There are only some given general conditions to observe. This will of course give the environmental functions a weak position in the screening of objects in the multi-objective process. This has been emphasised by Söderbaum, and his position analysis approach can be seen as a direct reply to this deficiency.

The overall impression is that the National Road Administration employs a very ambitious system based on domestic as well as foreign studies, but one can question if an objective cost-benefit approach can work. Practice seems to indicate that a more subjective approach should be used, as seen for example in the doubling of the harmful noise value, in the estimate of human suffering from earlier government decisions and from the incapacity for covering competing environmental functions. Also, regional decision makers often choose other objects than the highest ranked in the screening system. The unknown subjective values they implicitly use can be disclosed by some backward calculations and get highlighted for discussion. But of course it would be better with an explicitly subjective process. As described in earlier sections, there are some alternatives like utility-cost analysis, possibility analysis and position analysis, where, at least in the first two, we can find explicit probabilistic risk calculus, advantages in a system to be applied all over the country.

6. Some concluding remarks.

In society, well-known economical activities conflict with vaguely known ecological systems. Much work has been devoted to efforts to model these conflicting relations on a rather high level, i.e. on the basis of national input / output analysis systems. However, as planning tools these have serious deficiencies as to accuracy, relevance for incentive and/or restriction formulation, and as a "marketplace" for environmental functions. This is especially so when there are ambitions to handle these problems in an ex ante prevention mode, and where the actors have to negotiate under uncertainty in a responsible manner.

The description and planning systems have to be broken down, geographically for the study of ecological systems, to socioeconomical sectors for the formulation of environmental functions, for the study of the competition about environmental functions and for the formulation and testing of different regulation and incentives systems. The actors have to learn to act under uncertainty and to make simultaneous multi-objective decisions in order not to rank the lesser known environmental effects behind the more well-known socioeconomical effects. In this respect the cost-effectiveness approaches are a little risky, because in practice they often are reduced to lexicographic systems, i.e. to a ranking of object dimensions.

The uncertainty in the decision situations have to be formulated in order to get vague but vital effects in the decision formulation. Probabilistic or possibilistic approaches furnish the answers. This is also the basis for the growing production

of environmental statistics , a user oriented statistical production giving relevant estimates for day-to-day decisions. In this, much work has to be directed to the formulation of environmental functions, following Hueting (3).

References:

1. Betänkande av Naturresurs och Miljökommitten; Naturresursers Nyttjande och Hävd, SOU 1983:56 (in swedish only).
2. N. Georgescu-Roegen (1971); *The Entropy Law and the Economic Process*, Harvard University Press.
3. R. Hueting (1980); *New Scarcity and Economic Growth*, North Holland.
4. Vägverket 1986:18; *Effektkatalog, Väg- och Gatuinvesteringar* (in swedish only).
5. IIASA Conference 1976, Vol 2.
6. U.N. Economic and Social Council (1987); *Hazard Analysis in Environmental Impact Assessment*, ENV/GE. 1/R.67/Add.1.
7. K-G Mäler (1985); *Welfare Economics and the Environment; Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, Vol 1, North Holland.
8. P. Söderbaum (1986); *Economics, Ethics and Environmental Problems*, The Journal of Interdisciplinary Economics 1986, Vol 1,
9. Keeney-Raiffa (1976); *Decisions with Multiple Objectives; Preferences and Value Tradeoff*, Wiley
10. U. Elvestedt (1979), *Beslutsanalys - en interaktiv ansats*, EFI, The Stockholm School of Economics.(only in swedish).
11. T. Henning (1978); *Multiobjective Decision Making Under Certainty*, EFI, The Stockholm School of Economics.
12. L. Andersson (1988); *The Theory of Possibility and Fuzzy Sets*, New Ideas for Risk Analysis and Decision Making, Swedish Council for Building Research.
13. P. Fishbaum (1986); *The Axioms of Subjective Probability*, Statistical Science 1986, Vol 1, No 3.
14. G. Shafer (1986); *Savage Revisited*, Statistical Science 1986, Vol 1, No 4.
15. Y. Nishiwaki (1986); *Possible Applications of Fuzzy Set Theory to Nuclear Safety Analysis - Risk Perception and Nuclear Plant Siting Evaluation*, Proc. Int. Workshop on Fuzzy Sets Applications; Akademie - Verlag, Berlin.
16. Kindler, Rogowski (1988); *The Fuzzy Sets and Multiobjective Methods of Regional Water Resources Systems*, Research Report for IIASA.
17. P. Söderbaum (1987); *Environmental Management: A Non-Traditional Approach*, Journal of Economic Issues, Vol XXI, No 1, March 1987.
18. I. Nilsson/A. Wadeskog (1982); *Naturresurs- och Miljöräkenskaper*, Underlag för Naturresurs och Miljökommitte'n (only in swedish).
19. I-M Andreasson (1984); *Gotländsk Ekonomi, En Regionalekonomisk Studie av Gotland*, Nat.Ek. Inst.,Stockholms Universitet.(only in swedish).
20. Orlovski, Kaden, van Walsum (1986); *Decision Support Systems for the Analysis of Regional Water Policies*, IIASA-working paper 86-33.

R & D Reports är en för U/ADB och U/STM gemensam publikationsserie som fr o m 1988-01-01 ersätter de tidigare "gula" och "gröna" serierna. I serien ingår även Abstracts (sammanfattning av metodrapporter från SCB).

R & D Reports Statistics Sweden, are published by the Department of Research & Development within Statistics Sweden. Reports dealing with statistical methods have green (grön) covers. Reports dealing with EDP methods have yellow (gul) covers. In addition, abstracts are published three times a year (light brown /beige/ covers).

Reports published earlier during 1989 are:

- | | |
|-------------------|---|
| 1989:1
(grön) | Går det att mäta produktivitetsutvecklingen för SCB?
(Rune Sandström) |
| 1989:2
(grön) | Slutrapporter från U-avdelningens översyn av HINK och KPI (flera författare) |
| 1989:3
(grön) | A Cohort Model for Analyzing and Projecting Fertility by Birth Order (Sten Martinelle) |
| 1989:4
(beige) | Abstracts I - Sammanfattningar av metodrapporter från SCB |
| 1989:5
(gul) | On the use of Semantic Models for specifying Information Needs (Erik Malmberg) |
| 1989:6
(grön) | On Testing for Symmetry in Business Cycles (Anders Westlund and Sven Öhlén) |
| 1989:7
(grön) | Design and quality of the Swedish Family Expenditure Survey (Håkan L Lindström, Hans Lindkvist and Hans Näsholm) |
| 1989:8
(grön) | Om utnyttjande av urvalsdesignen vid regressionsanalys av surveydata (Lennart Nordberg) |
| 1989:9
(grön) | Variations in the Age-Pattern of Fertility in Sweden Around 1986 (Michael Hartmann) |
| 1989:10
(grön) | An Application of Generalized Precision Functions in the 1985 Swedish Family Expenditure Survey (Håkan L Lindström and Peter Lundquist) |
| 1989:11
(gul) | Statistics production in the 90's - decentralization without chaos (Bo Sundgren) |
| 1989:12
(grön) | Översyn av urvalen i de objektiva skördeuppskattningarna (Erling Andersson) |
| 1989:13
(gul) | ADB:s roll i statistiken (Bo Sundgren) |

Var god vänd!

- 1989:14 Krisgruppsarbetet och räknarexperimentet i HUT 88
(grön) (Håkan L. Lindström)
- 1989:15 On evaluation of surveys with samples from the revised
(grön) Zimbabwe master sample frame (Bengt Rosén)
- 1989:16 Bortfallsbarometern nr 4 (Sonia Ekman, Tomas Garås,
(grön) Hans Pettersson, Monica Rennermalm)
- 1989:17 Abstracts II - sammanfattning av metodrapporter från
(beige) SCB
- 1989:18 Conceptual modelling as an instrument for formal
(gul) specification of statistical information systems
(Bo Sundgren)
- 1989:19 Rapport från ett besök vid U.S. Bureau of the Census
(grön) (Gösta Forsman)
- 1989:20 Regler och rekommendationer vid konstruktion av
(gul) användargränssnitt (Hans Irebäck)
- 1989:21 Abstracts III - sammanfattning av metodrapporter från
(beige) SCB
- 1989:22 The Design of Pilot Studies: A Short Review (Lars
(grön) Lyberg, Pat Dean)
- 1989:23 Om framskrivning av statistik avseende varutransporter
(grön) med lastbil ("UVAV"-statistiken") (Folke Carlsson,
Kerstin Forssén, Bengt Rosén)

Kvarvarande beige och gröna exemplar av ovanstående promemorior kan rekvireras från Elisabet Klingberg, U/STM, SCB, 115 81 STOCKHOLM, eller per telefon 08-783 41 78.

Kvarvarande gula exemplar kan rekvireras från Ingvar Andersson, U/ADB, SCB, 115 81 STOCKHOLM, eller per telefon 08-783 41 47.