

Abstract

The concept of sustainability has over the last 10-15 years become important in many decision arenas. While the concept directs the interest of decision makers towards future or long-term effects of choices, it is hard to define it in a precise way. The position taken in this study is that sustainability is a complex and a context dependent concept, implying that the estimation of value depends on the issues at stake, the decision actors involved and the criteria being emphasised concerning long run sustainability.

The complexity is to a large degree shaped by the systems and values involved. Both natural and social systems are multi-dimensional and changes are difficult to assess in a simple, one-dimensional way. The standard assumptions in many decision methods concerning rationality e.g. one-dimensionality, continuous preference ordering and information are thus hardly not adequate.

The concept of sustainability connects the economic process explicitly to the natural environment. A basis for this thesis is that the laws of thermodynamics place constraints on economic processes. These constraints are rarely acknowledged in standard economic analyses concerning growth and development. The study elucidates how thermodynamics can supplement, although not substitute economic analysis.

The focus is on agricultural production and wastewater handling, representing economic processes that influence the long run qualities of the natural environment. The four papers in the dissertation are empirically related to energy use and waste assimilation – two of the most important issues concerning long run sustainability of the economy-environment nexus. All papers focus on decision supporting tools, where different types of criteria, scales and degrees of commensurability are presumed.

In the first paper, energy utilisation in different crop and dairy production systems is analysed through systems modelling based on data from farm studies. Due to interactions between crop production, livestock enterprises and management decisions as well as between levels of different input factors, the effect on yields and energy utilisation is analysed. The analysis specifically shows how energy utilisation varies across different production intensities, thus giving valuable information for the evaluation of the sustainability of various systems.

The three other papers focus on wastewater handling for households on a municipal level. In the second paper, a linear programming model is used to find cost-efficient combinations of wastewater systems given total pollutant load to a recipient.

The third paper presents the potential for cost reductions by changing the strategy from a household to a recipient strategy. It is shown that such a change can potentially reduce handling costs substantially and increase flexibility. Still, an observed non-appearing change may be the result of several factors such as increased transaction costs, implicit rights modifications and loss aversion. In this paper the analysis is thus diverted from the physical level towards institutional and social aspects.

In the last paper the focus is on how to handle value incommensurability. It is shown that a process oriented, multicriteria planning model is well suited for organising data and supporting the final process of choosing between various alternatives, e.g. wastewater handling strategies. The decision process implies development and choice of alternative solutions and criteria as well as construction of preferences. Multicriteria analysis makes the various steps explicit and helps the decision maker(s) to organise her (their) choice process in cases where the criteria are not easily transformed into one common scale. This is typically the case for most issues concerning sustainability.

Keywords

Sustainability, decision theory, thermodynamics, systems theory, agricultural production systems, wastewater systems, energy utilisation, linear programming, institutional change, rights, multicriteria planning

Kort sammendrag

Begrepet bærekraftighet har de seneste par årtier blitt mye benyttet i mange beslutningsfora. Da begrepet retter fokus mot fremtidige eller langsiktige effekter av beslutningstakernes valg er det vanskelig å definere på en entydig måte. I dette studie tar en utgangspunkt i at bærekraftighet er et komplekst og kontekstavhengigt begrep, hvis definisjon innebærer en synlig verdivurdering avhengig av hvilke problemstillinger som det handler om, hvilke aktører som er involvert og hvilke kriterier de vektlegger i forhold til bærekraftighet.

Kompleksiteten preges i stor grad av hvilke systemer og verdier som er involvert. Både naturlige og sosiale systemer er multidimensjonale og det er derfor vanskelig å vurdere forandringer på en enkel, endimensjonal måte. Gitt disse forhold så er ikke standard forutsetningene i mange beslutningsteoretiske metoder om en-dimensjonalitet, rasjonalitet, preferanseordning og informasjon funnet hensiktsmessige.

Bærekraftighet kobler den økonomiske prosessen eksplisitt til det naturlige miljø gjennom fysiske sammenhenger og begrensninger. I avhandlingen tas det utgangspunkt i at de termodynamiske lovene gir grunnleggende fysiske begrensninger for økonomiske prosesser hvilket sjeldent erkjennes i standard analyser om økonomisk vekst og utvikling. Det er undersøkt hvordan termodynamikken kan supplere, om enn ikke erstatte økonomiske analyser.

Det fokuseres på landbruksproduksjon og avløpshåndtering som begge illustrerer økonomiske prosesser som har langsiktige effekter på det naturlige miljø. De fire paperne i avhandlingen er empirisk forbundet gjennom energiutnyttelse og assimilasjon av avfall - to av de mest sentrale funksjonene i forhold til bærekraftighet på lang sikt i skjæringspunktet mellom økonomi og miljø. I alle paperne fokuseres det på beslutningsteoretiske metoder, hvor ulike typer av kriterier, målestokker og ulike grader av kommensurabilitet forutsettes.

I det første paper analyseres energiutnyttelsen i ulike plante- og kvegproduksjonssystemer gjennom systemmodellering basert på data fra gårdsstudier. På grunn av interaksjon mellom plante- og husdyrproduksjon og driftsledelse og mellom nivå av ulike innsatsfaktorer analyseres effekten på avlinger og energiutnyttelse. Analysene viser spesielt effekten av ulik produksjonsintensitet på energiutnyttelsen og gir dermed verdifull informasjon til vurdering av bærekraftighet i forskjellige systemer.

I de tre øvrige paperne fokuseres det på avløpsplanlegging for husholdninger på kommunalt nivå. I det andre paperet anvendes en lineær programmeringsmodell til å finne kostnadseffektive kombinasjoner av avløpssystemer med totale skranker for utslipp av næringsstoffer etc. til en resipient.

I det tredje paper er formålet å vise potensialet for kostnadsreduksjoner ved å endre strategi fra en husholds- til en resipientstrategi. Det er vist at en slik endring kan redusere kostnadene ved håndtering betydelig og øke fleksibiliteten. At slike endringer likevel ikke har skjedd kan skyldes ulike faktorer som økte transaksjonskostnader, underforståtte endringer i rettigheter og tapsaversjon. I paperet endres på den måten fokus fra det fysiske nivå mot institusjonelle og sosiale aspekter.

I det siste paper fokuseres det på hvordan en skal håndteres inkommensurable verdier. Det vises at en prosessorientert, multikriterie planleggingsmodell er velegnet til å organisere data og støtte den endelige prosessen med å velge mellom forskjellige alternativer som strategier for avløpshåndtering. Beslutningsprosessen innebærer utvikling og valg av alternative løsninger og kriterier så vel som dannelsen av preferanser. Multikriterieanalyse gjør de ulike steg eksplisitte og hjelper beslutningstakeren (-ne) med å organisere hans/hennes (deres) valg i situasjoner hvor kriterier vanskelig kan omsettes på én felles skala. Dette er typisk situasjonen for de fleste problemstillinger relatert til bærekraftighet.

Avhandlingen består av følgende deler:

Innledning og sammendrag

Paper I

Refsgaard, K., N. Halberg & E. S. Kristensen 1998: Energy utilization in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems. *Agricultural Systems*, 57(4):599-630.

Paper II

Refsgaard, K. 2001: Cost-efficient strategies for handling of wastewater from households to recipient - a modelling approach.

Paper III

Refsgaard, K. & A. Vatn 2001: Strategies for wastewater planning - an institutional comparison.

Paper IV

Refsgaard, K. 2001: Multicriteria decision making in wastewater planning.

Forord

Denne avhandling er avslutningen på mitt dr. sc.-studium. Studiet er gjennomført ved Institutt for økonomi og samfunnsfag ved Norges landbrukshøgskole og finansiert av Norges forskningsråd. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning har bidratt med finansiering og arbeidssted under ferdigstilling av avhandlingen. Professor Arild Vatn ved Institutt for økonomi og samfunnsfag har vært min veileder under hele studiet.

Avhandlingen uttrykker tverrfaglighet både i den teoretiske og i den tematiske tilnærmingen. Jeg har brynet meg i et grenseland og det er tøft i blant. Min veileder Arild Vatn har under hele arbeidet med avhandlingen og i dr. sc.-studiet for øvrig vært en meget solid støttespiller, han er en «sjelden god» veileder som er konstruktiv, kritisk og klartenkt – han har i vesentlig grad bidratt til å sy trådene sammen. Hans innblikk i både neoklassisk og institusjonell økonomi og termodynamikk har i sterk grad bidratt til at jeg har tort å bevege meg rundt i disse feltene. Landbruk- og avløpssystemer har blitt en naturlig del av min hverdag, slik at middagstemaet like naturlig handler om hva som skjer med maten etter at den er spist og fordøyet, som før den blir satt på bordet. Tusen takk for innsatsen Arild!

I begynnelsen av dr. sc.-studiet hadde jeg samarbeid med og opphold ved Statens Husdyrbrugsforsøg i Danmark under «Forskningsprogrammet for økologiske produksjonssystemer». Senterleder Erik Steen Kristensen var programleder og jeg skylder ham en stor takk for inspirasjon og veiledning i forhold til tverrvitenskapelig metode, systemisk tilnærming og forståelse av produksjonssystemer.

Etter at stipendperioden var ferdig var jeg engasjert på «Forskningsprogrammet for naturbasert avløpsteknologi» under faglig ledelse av professor Petter D. Jenssen ved Institutt for tekniske fag ved Norges landbrukshøgskole. Jeg skylder også Petter D. Jenssen takk for mye inspirasjon og engasjement – uten ham hadde ikke naturbasert avløpsteknologi blitt en del av denne avhandling.

Ved Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning har jeg fått mulighet for både økonomisk og tidsmessig å gjøre ferdig avhandlingen. Jeg er derfor forskningsdirektør Anne Moxnes Jervell og instituttet for øvrig takknemlig for å ha støttet opp under ferdigstillingen.

Jeg skylder en takk til en del samarbeidspartnere og støttespillere for øvrig. Niels Halberg ved Statens JordbrugsForskning i Danmark, Trond Mæhlum ved Jordforsk, Carl Etnier ved Institutt for tekniske fag, NLH og Mette Wik ved Institutt for økonomi og samfunnsfag, NLH,

Svein Ole Borgen, Ola Flaten, Runhild Gudem, Agnar Hegrenes, Håkon Romarheim og Sjur Spildo Prestegard alle Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning samt kolleger ved mine to arbeidspladser (Institutt for økonomi og samfunnsfag og Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning). Endelig skylder jeg medarbeidere ved MORSA-prosjektet og Våler kommune en takk for samarbeidsvilje under datainnsamling. Utenfor det faglige miljøet har mine venner i dagligdagen på Grønnslett og mine foreldre Paula og Gunnar Refsgaard vært interesserte og ikke minst sosiale støttespillere.

Til slutt – uten min mann Per Arne hadde jeg ikke hatt stipend i Norge og derfor heller ingen dr. sc.-grad. Vår familie og barn har gjort livet deilig - også slik at det faglige inn imellom har blitt nedprioritert. Per Arne har mer enn noen annen støttet meg hele veien og tålt mine opp- og nedturer, alltid motivert meg og animert meg til å jobbe seriøst - tusen takk.

Ås, oktober 2001

Karen Refsgaard

Innholdsfortegnelse

1. BAKGRUNN - OM BÆREKRAFTIGHET	1
1.1. Systemteoretiske angrepsmåter	3
1.2. Jordbruk og bærekraftighet	5
1.3. Avløpshåndtering og bærekraftighet	6
2. DE KONKRETE PROBLEMFELTENE	7
3. EN BESLUTNINGSTEORETISK TILNÆRMING FOR Å HÅNDBERE BÆREKRAFTIGHET	10
3.1. Det neoklassiske paradigme innen beslutningstaking – det teoretiske grunnlag	11
3.2. Drøfting av antakelsen om konsekvensbaserte beslutninger	13
3.3. Drøfting av antakelsen om en entydig preferanseordning	15
3.4. Drøfting av antakelsen om full informasjon	16
3.5. Konklusjon	17
4. Å TILGODESE KRAVENE TIL BÆREKRAFTIGHET - EN INTEGRASJON AV DE TERMODYNAMISKE LOVENE I ØKONOMISKE ANALYSER	18
4.1. Termodynamisk teori	19
4.2. Termodynamikkens implikasjoner for økonomisk teori - en diskusjon	20
4.3. Substitusjon og teknologisk utvikling	23
4.4. Konklusjon	26

5. SAMMENDRAG AV PAPERNE - BESLUTNINGSTEORETISKETILNÆRMINGER MED EKSEMPLER PÅ BÆREKRAFTIGHET INTEGRERT	26
5.1. Paper 1: Energiutnyttelse i plante- og husdyrproduksjon i økologiske og konvensjonelle kvegproduksjonssystemer	28
5.2. Paper 2: Kostnadseffektive strategier for å håndtere avløpsvann fra husholdninger til resipienten – en modeltilnærming	31
5.3. Paper 3: Strategier for avløpshåndtering – en institusjonell sammenligning	33
5.4. Paper 4: Multikriterie beslutningstaking i avløpsplanlegging	34
LITTERATUR	37
PAPER I	
Refsgaard, K., N. Halberg & E. S. Kristensen 1998: Energy utilization in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems. <i>Agricultural Systems</i> , 57(4):599-630.	41
PAPER II	
Refsgaard, K. 2001: Cost-efficient strategies for handling of wastewater from households to recipient - a modelling approach.	73
PAPER III	
Refsgaard, K. & A. Vatn 2001: Strategies for wastewater planning - an institutional comparison.	101
PAPER IV	
Refsgaard, K. 2001: Multicriteria decision making in wastewater planning	127

Innledning og sammendrag

1. Bakgrunn - om bærekraftighet

Begrepet bærekraftighet har de seneste par årtier blitt mye benyttet i mange beslutningsfora. Dette gjelder som begrunnelse for prioriteringer fra myndigheter, bevilgninger til forskning. Men også når det gjelder forbrukerpreferanser har begrepet fått økt relevans.

Selv om begrepet «en bærekraftig utvikling» ble «offentlig» etter Brundtlandkommisjonens arbeid i 1987 (World Commission on Environment and Development 1987), er innholdet og betydningen av begrepet et resultat av en lengre utviklingsprosess. Kommisjonen definerer en utvikling som bærekraftig hvis den imøtekommer dagens behov, uten å ødelegge mulighetene for at framtidige generasjoner skal få dekket sine behov. Toman et al. (1995) har presisert at både «forbruksaspektet» gjennom målsetningen om intergenerasjonell likhet, og «produksjonsaspektet» knyttet til mulighetene for substitusjon mellom ressurser er sentrale elementer i en bærekraftig utvikling.

Bærekraftighet er et normativt begrep. Det er kontekstavhengig og relatert både til tid og moral, slik at begrepet tolkes på mange måter. Som Faucheux et al. (1996:1-2) skriver: «*The concept of sustainable development represents an attempt to go beyond the simple assertion of physical limits to economic growth, and to explore how, in what terms and to what extent, the socio-economic objectives traditionally linked to growth can be reconciled with the concern for environmental quality and inter-temporal equity. Beyond that, it operates as a normative concept in the sense of designating a set of objectives that a society seeks to attain. The choice of these objectives, both abstractly and in their detailed expression, is thus inevitably a matter of judgements based on predominant values and ethical norms. The wide range of characteristics that may feature in these value-judgements means that the notion of sustainability often appears as a «black box» which may have different significance and practical implications from one person or group to another.*» Den ulike forståelsen og dermed de ulike valg av kriterier for å beskrive bærekraftighet gjør begrepet ikke-verifiserbart. Begrepet er vanskelig å analysere i forhold til det positivistiske vitenskapsidealet

innen økonomisk teori, fordi dette idealet krever at alle vitenskapelige utsagn er verifiserbare. Bærekraftighet er følgelig ikke et vitenskapelig utsagn.

Definisjon av hva som er en bærekraftig utvikling påvirkes av valget av beslutningskriterier, og avspeiler dermed en verdivurdering. Flere ulike aktører og mange ulike kriterier, som nødvendigvis vil variere med den sosiale konteksten, er derfor involvert. Bærekraftighet er følgelig kontekstavhengig viten. Dette påvirker kravet til forskningsmetode.

Kontekstavhengigheten utfordrer forutsetningene i neoklassisk økonomisk teori om en antatt substansiell eller instrumentell rasjonell adferd hos beslutningstakeren (Munda 1995).

Rasjonelle beslutningstakere er karakterisert ved å gjennomføre en systematisk søken (max) etter det alternativ ($x \in X$) som maksimerer nytten, ut fra målbare valgte kriterier ($v(x)$). Som oftest uttrykkes en slik søken i en preferansefunksjon, hvor de ulike alternativer sammenliknes. Forutsetningene for en slik substansiell rasjonell atferd er følgende:

- En søkeprosedyre som innebærer en maksimering (eller minimering) av en objektfunksjon.
- Ett sett av preferanser basert på fullkommen kommensurabilitet slik at beslutningstakeren kan vekte kriteriene på en entydig måte.
- Et sett av alternativer basert på gitte institusjonelle arrangementer, preferanser og behov, naturlig miljø og teknologisk nivå.

Bærekraftighet er relatert til beslutninger om bruk av det naturgitte miljøet og bruk av ressurser og hvordan det påvirker vilkårene for framtidige generasjoner. Det vil i praksis si hvilke ressurser vi bør overlate til de kommende generasjoner og hvilke vår generasjon kan forbruke. Det er områder utsatt for konflikter mellom konkurrerende verdier, interesser og aktører. Ofte blir etiske momenter synliggjort gjennom hvem som skal beslutte og hva de skal beslutte i forhold til. Slik vil ulike verdier, avhengig av aktørenes normer og preferanser, synliggjøres i en beslutningssituasjon. For eksempel vurderes jordbruksarealer for den enkelte bonde i forhold til det mulige dekningsbidrag i planteproduksjon, mens viltforvaltere gjør vurderinger i forhold til arealenes biotopmessige verdi for fugler og vilt. I tilfeller hvor sammenligning og evaluering må skje i forhold til ulike perspektiver, havner man ofte i problemet med valg av felles målestokk. Dette er også tilfellet når en bærekraftig utvikling skal vurderes, i det man her ofte har situasjoner med ikke-kommensurable målestokker.

O'Neill (1993) og Martinez-Alier et al. (1998) analyserer verdipluralisme og skiller mellom ulike nivåer for kommensurabilitet og komparabilitet. Bærekraftighet som kriterium oppfyller

i følge deres definisjon ikke forutsetningene for fullkommen kommensurabilitet, og det er derfor ikke mulig å basere seg på maksimering av en objektfunksjon.

1.1. Systemteoretiske angrepsmåter

Systemanalyse bruker relasjoner mellom komponenter for å forstå en helhet. Gustafsson et al. (1982:16) definerer et system på følgende måte: «*Med et **system** menar vi en mängd komponenter som är forenade till en helhet. Dessa komponenter har en rad yttre egenskaper varigjennom de påverkar varandra på et visst sätt. Tillsammans bildar de en helhet vars egenskaper vanligvis inte återfinnas hos komponenterna utan bara kan förstås utifrån den struktur som komponenterna bildar.*»

I systemteoretiske angrepsmåter analyseres effekten av endringer på et system. Det fokuseres på sammenhenger og samspill, og helheten er noe annet enn summen av enkeltdelene i systemet. Systemet kan i liten grad reduseres fra helhet til enkeltdeler, fordi det finnes interaksjoner som man da vil miste. Dette betyr at vi ikke kan finne den samlede virkning av endringer i f.eks. en relasjon mellom to elementer alene ut fra kjennskapet til kausale sammenhenger for de to spesifikke elementer. I slike angrepsmåter må en ofte utvide systemgrensen sammenlignet med analyser av enkeltfaktorer for å kunne gjennomføre gode evalueringer.

Innenfor naturvitenskap er mye forskning analytisk, dvs. man oppløser et system i mindre deler for derved å kunne forklare et problem. Genteknologi er et eksempel på at man forsøker å forklare fenomener ved å dele opp materien. Konsekvensen av denne analysen er en reduksjon av «virkeligheten». Det kan f.eks. tenkes at det er bestemte samspill mellom de ulike delene som gjør at et fenomen viser seg. Det finnes også en motsatt tendens innen forskningen, hvor en går stadig høyere opp i systemet. Innen sosialvitenskap forklarer man ofte personlige handlingsmønstre ut fra sosiale strukturer (Due og Madsen 1983). Innenfor naturvitenskapelige studier er systemanalyse bl.a. brukt innen økologisk jordbruk (Kristensen & Halberg 1997; Sriskandarajah et al. 1991). Bawden et al. (1984) refererer til systemteori som en velegnet angrepsmåte til å vurdere bærekraftighet.

Selv om systemforskning inkluderer sammenhenger, må systemene avgrenses, noe som i seg selv medfører en reduksjon. Reduksjon er da også kun negativt hvis faktorer av betydning fjernes.

Systemteorien gir et generelt rammeverk for å forstå og kommunisere komplekse systemer og problemstillinger. Hensikten er å forstå det observerte system som en helhet, gjennom å identifisere og modellere dets ulike deler og sammenhenger. Argumentasjonen for bruk av systemteoretiske angrepsmåter er en sterkere fokusering på helhet fremfor enkeltdeler. Det betyr at en må definere systemgrenser og systemets relasjoner til andre systemer slik at alle viktige forhold, som blir påvirket, inkluderes. Å redusere og forenkle observerte systemer er i seg selv en normativ oppgave, som avhenger av øynene, som ser, og derfor kan diskuteres.

Systemteoretiske tilnærminger er i liten grad anvendt for å forstå samfunnsendringer. Et fåtall forskere har imidlertid beskrevet hvordan denne kompleksitet kan håndteres og reduseres på en måte som også tar hensyn til den normative dimensjon. Det er ikke bare selve problemkonseptet som er avgjørende, men også det å være seg bevisst og ta hensyn til den kompleksitet og de utfordringer som systemet påvirkes av. Sørensen og Kristensen (1993) gir eksempler på bruk av systemteoretiske metoder til å utvikle og sammenligne ulike jordbrukssystemers yteevne og prestasjoner. I disse systemteoretiske modellene tas det hensyn til normative dimensjoner. Modellene representerer en dualitet mellom å betrakte gården som et menneskelig aktivitetssystem og som en produksjonsprosess. I produksjonsprosessen fokuseres det på gården som et biologisk-teknisk system som omsetter innsatsfaktorer til produkter. Dette perspektivet gir gode muligheter for å benytte operasjonelle kriterier for bærekraftighet, som produktivitet og miljøeffekter på et gårdsbruk. Bondefamilien er aktører, som gjennom sine aktiviteter på gården tilfredsstiller sine mål, og beskriver på denne måten det menneskelige aktivitetssystemet. Bonden tar beslutninger om det biologisk-tekniske systemet på basis av informasjon fra gårdens omgivelser og produksjonssystem for å tilpasse aktivitetene til egne mål, men også for å skape en motvekt til presset fra omverdenen. Et slikt perspektiv gir gode muligheter for å beskrive og analysere sosiale verdier som er knyttet til bærekraftig jordbruk og til kommunikasjonen mellom bonden og samfunnet omkring tilpasning og utvikling av bærekraftige jordbruksaktiviteter. Over tid har prioriteringene blitt endret fra å fokusere på produksjons- og produktivitetsmål til i høyere grad også å inndra kriterier for bærekraftighet i analyser av produksjonssystemer (Sørensen og Kristensen 1993), men en mangler konsepter og metoder. Direktøren for Danmarks JordbrugsForskning uttrykker den fremtidige prioritering innen landbruksforskningen på følgende måte (Josefsen 1998:4-5): *«Landbruksforskningen vil ændre prioritet fra at udvikle enkeltteknologier til at analysere og bearbejde helheder i driften. – Fremtidens løsninger bliver helhedsorienterede. Man vil i højere grad se på*

sammenhængen mellem planter og dyr. I den grænseflade kan der gøres landvindinger, når der forskes på bedriftsniveau. Og konsekvenser af ændringer i driftsformen skal kunne skaleres op på regionalt niveau samtidig med, at økonomien også analyseres.»

I de to neste avsnittene diskuteres, hvordan kriterier for bærekraftighet påvirker beslutningsgrunnlaget innen primær jordbruksproduksjon og kommunal avløpshåndtering. Det har vært naturlig, men også delvis tilfeldig, å anvende beslutningsteoretiske metoder på systemer for jordbruksproduksjon og avløpshåndtering. Det har vært naturlig, fordi det er områder hvor bærekraftighet står sentralt. Begge områder utnytter naturlige prosesser, samtidig som de avspeiler forskjellige sider av produksjons- og avfallsprosessen. Men det er også i noen grad tilfeldig, fordi jeg har arbeidet med disse områdene i tilknytning til to ulike forskningsprosjekter. Det ene prosjektet var «Forskningsprogrammet for økologiske produksjonssystemer» ved Danmarks JordbrugsForskning, og det andre var «Programmet for naturbasert avløpsteknologi» under Jordforsk og Norges landbrukshøgskole.

1.2. Jordbruk og bærekraftighet

Både myndigheter og forbrukere stiller krav til miljøvennlige produksjonsmetoder i jordbruket. Dette har vist seg i lovgivningen og i ulike økonomiske virkemidler, og i etterspørselen hvor forbrukerne gjennom sine valg har stilt høyere krav til kvaliteten på matvarer. Jordbrukets rolle som matprodusent har blitt redusert. Nye områder som landskapsforvaltning, naturressursforvaltning, dyrevelferd og redusert fosforavrenning er eksempler på hensyn som jordbruket nå må ta.

Modellering av bonden som en rasjonell aktør og pristaker i et fritt marked har ikke bare vært fremherskende i jordbruksøkonomisk teori og forskning, men også innen jordbrukets egen selvforståelse i mange vestlige land. I følge Noe (1999), som baserer sine analyser på danske forhold, er en slik selvforståelse basert på forestillinger om at jordbruket er en liberal næring, som agerer i henhold til de frie markedsprinsipper, hvor handlingsmulighetene er begrenset til konstant å tilpasse seg til de gitte betingelsene. Jordbruket har derfor følt seg frigjort m.h.t. å ha etisk og moralsk ansvar for sine produksjonsmåter, siden det er forbrukerne og politikerne som har definert rammebetingelsene. Imidlertid betinger endrede forbrukerpreferanser at jordbruket involverer seg og tar ansvar for produksjonen sin. En bærekraftig utvikling har ingen entydig definisjon. Den er ikke basert på spesifikke målbare kjennetegn ved sluttproduktet, men på trekk ved produksjonsprosessene og de betingelsene disse skjer under.

Det er sannsynlig at bøndene må endre på sin grunnleggende innstilling til produksjonsmetodene, slik at de selv tar et større ansvar for å utvikle nye og mer miljøvennlige produksjonsmetoder. De må i kraft av sin kunnskap og erfaring selv forbedre sine forutsetninger for å utvikle et bærekraftig jordbruk i samarbeid med både myndigheter og forbrukere. Økologisk jordbruk er et eksempel på en «utbrytergruppe» som baserer seg på et verdigrunnlag med egne, strengere krav til sin produksjon. Denne gruppen har utviklet et jordbruk basert på noe endrede produksjonsprosesser, som den mener bedre tilfredsstiller kravene til en bærekraftig utvikling.

1.3. Avløpshåndtering og bærekraftighet

«Hvordan skal vi bruke våre vannressurser i framtiden og i hvilken tilstand skal vi etterlate vassdragene og sjøområdene til kommende generasjoner?» Dette er konkrete spørsmål som Statens forurensningstilsyn (1997) stiller til brukere og forvaltere av lokale ressurser til norske kommuner. Spørsmålet gjenspeiler myndighetenes engasjement i problemstillinger om hvordan en kan sikre en bærekraftig utvikling av naturressursene. Denne type spørsmål har opprinnelse i FN-konferansen for «Miljø og utvikling» i Rio i 1992. Ett av resultatene fra konferansen var at alle kommuner ble oppfordret til å kommunisere og arbeide sammen med innbyggere, organisasjoner og bedrifter for å sikre en bærekraftig utvikling. I Stortingsmelding nr. 58 om miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling fra Miljøverndepartementet (1997) heter det, at fordi gjenstående overgjødslingsproblemer i stor grad er av lokal karakter, er det ønskelig at kommunene tar økt ansvar for å sikre ønsket vannkvalitet. Kommunene oppfordres til å fastsette miljømål med tilhørende tiltaksplaner for vannforekomstene sine. Ved fastsetting av miljømål ønsker en at tiltak overfor lokale vannforekomster skal bringes systematisk inn som en naturlig del av beslutningsprosessen. Som en del av en handlingsplan er kommunene derfor bedt om å sette krav til resipientkvalitet (Statens forurensningstilsyn 1997). Det anbefales å gjennomføre kost-nytte-vurderinger for å finne samfunnsøkonomisk optimale utslippskrav. Mange av kostnadene (skadelig lukt, sykdommer, eutrofiering) fra avløpsproduksjon og deponi er eksterne i sin natur og blir ikke fanget opp av markedet. Dette er en årsak til at det ofte foretas offentlige inngrep. Spørsmålet er imidlertid, hvilket beslutningsgrunnlag det offentlige skal basere seg på.

En viktig faktor, som påvirker resipientkvaliteten, er utslipp av avløpsvann fra husholdninger. Valg av avløpssystemer blir derfor en vesentlig beslutningsfaktor i kommunens planlegging for å oppfylle utslippskravene. Det er imidlertid ikke bare kostnadsminimering og oppfyllelse

av resipientkrav som er viktig. Metodenes egenskaper m.h.t. robusthet, fleksibilitet og skalerbarhet under endrede forutsetninger har også betydning for, hvor velfungerende avløpsløsningene blir. For å kvalitetssikre prosesser knyttet til planlegging, utbygging, drift og vedlikehold av løsningene, må kommunen ta hensyn til ulike aktører, for eksempel ingeniører, entreprenører, vedlikeholdsetat og ikke minst kommunens egne husholdninger. Det er således mange hensyn som må ivaretas i beslutningsprosessen ved valg av avløpssystem. Dagens organisering av avløpshåndtering er preget av stor avstand mellom husholdningene og andre brukere på den ene siden og beslutningstakere og eksperter på den andre siden. Ved å sikre seg engasjement fra husholdningene kan kommunen skape en dialog mellom de ulike aktører, og unngå unødige interessekonflikter.

2. De konkrete problemfeltene

Et mål med avhandlingen er å definere hvilke krav hensynet til en bærekraftig utvikling, etter min vurdering, stiller til beslutningsteoretiske tilnærminger og metoder anvendt på områdene jordbruksproduksjon og avløpshåndtering. Ved å synliggjøre flere kriterier av både naturvitenskapelig og samfunnsvitenskapelig karakter og gjennomføre analyser for slike kriterier, vil man få et bedre grunnlag for å treffe beslutninger om de ulike systemenes evne til å tilfredsstille krav til bærekraftighet. Det har vært sentralt både å utvikle modeller som:

- trekker inn flere dimensjoner i beslutningsprosessen, og
- supplerer tradisjonelle økonomiske modeller og ivaretar fysiske og naturvitenskapelige aspekter av bærekraftighetsproblematikken.

Endringer i samfunnets problemer og utfordringer medfører, at de systemer som trengs for å forstå problemstillinger knyttet til bærekraftighet avgrenses på en annen måte. Det må settes andre systemgrenser, ofte i form av en utvidelse fordi mer isolerte betraktninger ikke gir god nok mulighet for å vurdere relevante samspill. Ofte bør vi bevege oss et nivå opp i systembeskrivelsen og inkludere flere prosesser. I planleggingsarbeidet for avløpssystemer kan det være en vertikal utvidelse av prosessen for avløpsvann fra kun å inkludere behandling til også å omfatte generering, deponering og spredning. Det kan også være en horisontal utvidelse av prosessen fra kun å inkludere avløpsvann til også å inkludere håndtering av andre avfallsprodukter som for eksempel organisk avfall, vannforbruk og husdyrgjødsel i jordbruket.

Endrede problemstillinger påvirker ikke kun systemavgrensningen. Også selve beslutningsprosessen kan bli påvirket. Innenfor kommunal avløpshåndtering har regelverket endret seg fra en teknologiorientert til en mer resipientorientert tankegang. Dette har resultert i økte krav til planlegging og ansvarlighet både på kommunalt nivå og på husholdsnivå. Dette involverer ikke kun flere beslutningstakere og eksperter, men også flere interessegrupper, noe som øker sannsynligheten for interessemotsetninger og konflikter.

Krav fra forbrukere og samfunnet for øvrig om ulike kriterier for bærekraftighet medfører endrede krav til analyser, dokumentasjon og gjennomføring av jordbruksproduksjonen. For å kunne dokumentere forhold av ikke-økonomisk art, trenger bøndene mer helhetsorienterte analyser av produksjonssystemene enn det som er tilfellet i dag. Slike helhetsorienterte analyser på bruksnivå gir grunnlag for å kunne sammenligne jordbrukssystemer med hensyn til ulike kriterier for bærekraftighet.

Bærekraftighetskriterier innebærer, at man må kombinere de økonomiske hensynene med økologiske hensyn, og integrere miljøperspektiver i økonomiske vurderinger. Ulike metoder anvendes for å vurdere komplekse forhold hvor flere kriterier inngår i beslutningsprosessen. En metode er å supplere økonomiske vurderinger med fysiske vurderinger, som for eksempel ved analyser av energiutnytting basert på fysiske indikatorer. Alternativt kan det utvikles standarder for definerte sikkerhetsmål, såkalte *safe minimum standard*. Disse opptrer da som skranke i de økonomiske analysene. Metoder, som brukes til å verdsette miljøgoder/-ulempen, baseres på avveining av preferanser, hvor informasjonen som oftest skaffes fram ved hjelp av en eller annen form for et simulert marked. En annen mulighet er å gjennomføre analysene av ulike mål hver for seg, for deretter å sammenstille dem i en flermålsanalyse. I stedet for endimensjonale avveininger er det her snakk om kompromissvurderinger mellom ikke-kommensurable verdidimensjoner. En direkte følge av at bærekraftighetskriteriet integreres i vurderingen er også, at beslutningsprosessen blir kontekstavhengig.

Avhandlingen består av fire papers. I disse er det anvendt ulike beslutningsteoretiske tilnærminger på empiriske problemer, og diskutert hvordan de på hver sin måte avspeiler endrede krav til jordbruksproduksjon og avløpshåndtering:

- Energi og jordbruk: Det første paperet anvender energiutnyttelse som en indikator for bærekraftighet i ulike jordbrukssystemer. Energiutnyttelse er både et uttrykk for forbruket av fossil energi som knapp ressurs, og et mål på forurensingsbelastningen. Forbruket og forurensingen som følge av bruk av fossil brensel skjer imidlertid ikke bare i jordbruket,

men gjennom fremstilling og transport av innsatsfaktorer, under videreforedling m.v. I analysen er det derfor lagt vekt på å inkludere både den energiinnsatsen som brukes ved fremstilling av innsatsfaktorene, og den som skjer i produksjonen på gården.

Termodynamikken danner bakgrunnen for mange energianalyser, idet en antar at energi er en fysisk størrelse som er begrensende for økonomisk produksjon og utvikling. Denne antakelsen diskuteres nærmere i innledningens avsnitt 4.

- LP-modeller og avløp: Et enkeltkriterium beslutningsgrunnlag for å finne kostnadsminimale kombinasjoner av avløpssystemer knyttet til en resipient utvikles. Det anvendes en tradisjonell lineær programmeringsmodell for et komplekst beslutningsgrunnlag, hvor hensynet til det naturlige miljøet er sentralt. Metoden, som sammenligner ulike alternativer, fungerer som bidrag til de to etterfølgende papere om avløp.
- Institusjoner og avløp: Med utgangspunkt i en institusjonell tilnærming er formålet å vise mulige kostnadsreduksjoner ved en endret strategi for avløpsplanlegging, samt å diskutere årsaker til at eventuelle endringer ikke skjer om det har økonomisk allokativer fordeler. I paperet diskuteres det hvor vidt transaksjonskostnader, usikkerhet og tapsaversjon påvirker beslutningssituasjonen i kommunen, og kan være mulige forklaringer på manglende institusjonelle endringer.
- Multikriterier og avløp: I dette paperet analyseres et kombinert økonomisk-økologisk multikriterie beslutningsgrunnlag for planlegging av avløpshåndtering hvor flere beslutningstakere er involvert. Multikriteriemodellen baseres på økonomiske vurderinger gjennomført med hjelp av LP-modellen, og på andre kvantitative og kvalitative kriterier for resipienthensyn og brukerperspektiver, som er utviklet i en prosess med beslutningstakerne. Et prosessorientert perspektiv hvor beslutningstakerne er med i utviklingen av kriterier og prioriteringer står sentralt i paperet.

Vi skal i det følgende se nærmere på grunnlaget for de ulike beslutningsteoretiske tilnærminger som benyttes. I avsnitt 4 drøftes hvilke muligheter og begrensninger de termodynamiske lovene gir for en økonomisk produksjon, samt hvordan disse lovene kan bidra til en bedre forståelse av ressursutnytting og forurensing. I avsnitt 5 gis et sammendrag av de fire papere.

3. En beslutningsteoretisk tilnærming for å håndtere bærekraftighet

I dette avsnittet diskuteres det, hvordan ulike beslutningsteoretiske tilnærminger har inkludert kriterier for bærekraftighet, og hvilke tilnærminger som er egnede i tilknytning til matvareproduksjon og håndtering av avløpsvann. Avhengig av hvilke moralske og etiske verdier som gjør seg gjeldende, skal beslutningstaking kunne håndtere forhold som:

- Mangedimensjonalitet, fordi flere funksjoner er knyttet til disse temaene.
- Intergenerasjonalitet, fordi bærekraftighet har med fordeling mellom generasjoner å gjøre.
- Irreversibilitet, fordi mange prosesser i naturen ikke kan reverseres.
- Substitusjon mellom naturressurser og menneskelige ressurser.
- Begrensede muligheter for å avveie mellom ulike kriterier.

Disse forholdene stiller store krav til analysen. For det første blir det vanskelig å anvende en-dimensjonale analysemetoder. Natur- og miljøgoder har mange funksjoner som vanskelig kan måles langs en felles målestokk. Det kan derfor være vanskelig både å substituere og å gjennomføre en preferanseordning for dem. For det andre betyr kompleksiteten at det ikke er mulig å ha kjennskap til alle konsekvenser og alle årsak-virkning sammenhenger ved forskjellige miljøtiltak. Endelig er det vanskelig å avgrense slike goder fra andre sosio-økonomiske forhold (Spash 1997).

I noen miljøøkonomiske modeller har en utvidet konsekvensberegningene, slik at virkningene av optimal vekst og kapitalakkumulasjon på forbruk per capita også inkluderer naturlig kapital. Slike modeller baserer seg på at et konstant eller ikke-avtakende forbruk per capita kan opprettholdes i det uendelige, forutsatt at de positive effekter av tekniske fremskritt og/eller kapitalakkumulasjon kan oppveie de negative effekter fra forbruk av naturressurser, forurensning, befolkningsvekst og inter-temporal diskontering. Denne teknologiutvikling eller kapitalakkumulasjon kan enten skje gjennom å substituere bort fra knappe naturlige ressurser eller via en forbedret faktorproduktivitet. Hartwick (1977) viste at så lenge beholdningen av den totale kapital ikke avtar over tid, så er et ikke-avtakende forbruk mulig. Beholdningen av kapital kan holdes konstant ved å reinvestere overskuddet fra forbruket av knappe ressurser i industriell kapital.

Slike likevektsorienterte modeller forutsetter at substitusjonselastisiteten er større enn eller lik 1 og at en har ubegrenset assimilasjonkapasitet. Disse forutsetningene er imidlertid i strid

med de termodynamiske lovene. I en slik modell hvor økonomien beskrives som avgrenset fra den fysiske verden ignoreres prosesser som forbinder innsatsfaktorer og produkter på tvers av analytisk konstruerte grenser. Et eksempel på dette er skillet mellom ressursøkonomi og miljøøkonomi. Ressursøkonomien fokuserer på innsatssiden i prosessen og søker en optimal ressursutnytting, mens en i miljøøkonomien fokuserer på regulering av utslipp fra produksjons- og forbruksprosesser, noe som bl.a. er påpekt av Vatn (1998). Disse forholdene er diskutert mere inngående i avsnitt 4.

I nyere tilnærminger innen neoklassisk økonomi er det imidlertid utviklet modeller som fokuserer særlig på kriterier for intergenerasjonell likhet og sammenhenger mellom teknologisk utvikling og bærekraftighet (Toman et al. 1995). Disse er mindre optimistiske til forventninger om fortsatte forbedringer i faktorproduktivitet enn tidligere modeller. De fokuserer på kapasiteten som finnes i det økonomiske systemet til å substituere med andre former for ressurser ved reduksjon av den naturlige kapitalen, for på denne måten å opprettholde fremtidige generasjoners velferd.

Innen nyere neoklassiske tilnærminger er diskusjonen om rettferdighet mellom nålevende og fremtidige generasjoner sentral, men det finnes ingen entydig definisjon på hvordan rettferdighet skal måles. Amundsen et al. (1991) skiller mellom levekår og velferd. De definerer levekår som uavhengig av det enkelte individs vurdering. Levekår er et mål på forhold som er viktige for et godt liv. Det er størrelser som konsum, helse- og naturtilstand, kultur, kunnskap, frihet, rettssikkerhet, fred og muligheter til selvrealisering. Ingen av størrelsene forteller noe om, hvilken nytte de har for det enkelte individ. Ved velferd derimot forstår man som oftest den enkeltes subjektive opplevelse knyttet til egne levekår. Amundsen et al. (1991) knytter kravet om en rettferdig intergenerasjonell fordeling til levekår, idet de definerer bærekraftighet som: *«Ei utvikling er bærekraftig om den er mulig og levekårene til generasjonene er ikke-avtakende langs utviklinga.»* Dette begrunner de med at en generasjon ikke kan ta beslutninger for framtidige generasjoner, kun påvirke deres rammebetingelser.

3.1. Det neoklassiske paradigme innen beslutningstaking – det teoretiske grunnlag

Etter Lakatos (1970) kan man dele vitenskapelig teori i to deler, den uforanderlige kjernen, og det variable beskyttelsesbeltet, som i motsetning til kjernen kan være gjenstand for forandringer, hvis det øker modellens validitet. Dette er utgangspunktet for Eggertson (1990)

sin måte å presisere neoklassisk økonomisk teori på, hvor de essensielle forutsetningene, dvs. kjernen i modellen omfatter:

- Rasjonelle valg
- Stabile (gitte) preferanser
- Likevekt

Standard beskyttelsesbeltet omfatter:

- Full informasjon (om alternativene og deres virkninger)
- Ingen transaksjonskostnader
- Homogene goder
- Fullkommen konkurranse

I følge økonomisk teori er det enkelte individ som beslutningstaker rasjonell i sin økonomiske tilpasning, dvs. at det søker å maksimere sin nytte. Forutsetningene i standard beskyttelsesbeltet kan endres, som det skjer for eksempel i analyser av valg under usikkerhet, i analyser uten fullkommen informasjon eller i analyser som har positive transaksjonskostnader etc.

Men hva er rasjonalitet? Elster (1983) anfører at det finnes et utall av begreper knyttet til preferanser og valg som kalles rasjonelle eller irrasjonelle. I den neoklassiske definisjon av modellen for rasjonelle valg fokuserer en på individuelle aktører som maksimerer sin objektfunksjon gitt et sett av begrensninger. Her betraktes de rasjonelle valg som substantivistiske, individualistiske og kontekstuavhengige. Valgene er rasjonelle hvis preferansene er rasjonelle og hvis valgene er gjort i overensstemmelse med hva som foretrekkes av det enkelte individ. Preferanser er rasjonelle hvis de er komplette, transitive og kontinuerlige (Hausman 1992). Dette kan uttrykkes matematisk på flg. måte:

- Komplette preferanser er ensbetydende med at beslutningstakeren er i stand til å sammenligne vilkårlige par av alternativer, f.eks. x_1 og x_2 , og bestemme om beslutningstakeren foretrekker det ene alternativ framfor det andre, $x_1 \geq x_2$ eller $x_2 \geq x_1$
- Transitive preferanser er ensbetydende med at beslutningstakeren er i stand til å rangere vilkårlige antall alternativer på en konsistent måte, f.eks. hvis $x_1 > x_2$ og $x_2 > x_3$ så er også $x_1 > x_3$.

- Kontinuerlige preferanser er ensbetydende med at hvis x_1 foretrekkes foran x_2 og x_3 er tilstrekkelig nær x_2 , så er x_1 også foretrukket over x_3 .

Gjennom en slik systematisk søkeprosedyre, $\max v(x)$, hvor $v(x)$ er preferansefunksjonen og et uttrykk for beslutningstakerens nytte, får man x^* som en løsning til

$$\begin{aligned} \max \quad & v(x) \\ \text{s.t.} \quad & x \in X \\ & X = \{x_1, x_2, \dots, x_n\} \end{aligned}$$

Følgelig antas i den neoklassiske forståelse av rasjonalitet at beslutningsprosessen er konsekvensbasert, dvs. at beslutninger avhenger av fremtidige forventninger til nåværende handlinger, og preferansebasert, dvs. at konsekvenser evalueres på basis av personlige preferanser (March 1994). I det følgende diskuteres det om disse antakelsene er hensiktsmessige, der bærekraftighet er et vesentlig kriterium i beslutningssituasjonen.

3.2. Drøfting av antakelsen om konsekvensbaserte beslutninger

Konsekvensbasert beslutningstaking er ensbetydende med at beslutningstakeren kjenner sine mål eller verdier i møtet med et bestemt sett av alternativer med kjente men ikke nødvendigvis sikre konsekvenser, og at disse antakelser er entydige og stabile over tid. Slike antakelser er lette å anvende i operasjonsanalytiske metoder (som for eksempel lineær programmering). Derimot har beslutningstaking vært mindre fokusert på som en faktisk prosess. Det betyr, at resultatet er prosessavhengig, slik at en analyserer hva som skjer i beslutningsprosessen, og hvordan dette påvirker beslutningen. Dermed baserer en seg på færre forutsetninger om beslutningstakerens måte å handle på.

Kritikk av beslutningsprosessen modellert som en teknisk prosess finner vi bl.a. hos Zeleny (1982). Han argumenterer for at konsekvensbasert beslutningstaking basert på ett kriterium, som i neoklassisk økonomi, ikke innebærer en reell beslutning. Zeleny (1982) argumenterer for at logisk sett er slike problemer av teknologisk karakter. Det betyr at problemet innebærer en prosess for søking og måling, hvor løsningsprosedyren ikke involverer beslutningstakeren. Løsninger skjer a priori idet de er inkorporert i formuleringen. Det eneste som trengs er en algoritme.

Pasour (1993) aksepterer antakelsene om rasjonalitet i den neoklassiske definisjon. Han utvider imidlertid beslutningsprosessen til å omfatte mer enn konsekvensene av beslutningen,

da han mener at beslutningstakeren påvirker rammevilkårene for beslutningen gjennom sitt valg av problem, alternativer og begrensninger. Hayek (1986) mener at en ved å fokusere på rammevilkårene for beslutningsprosessen kan få aktørens valg effektivisert ved å tilrettelegge for en bedre tilpasning, og ved å inkludere informasjon og transaksjonskostnader i de økonomiske analysene.

At beslutningstakeren er en nødvendig aktør ved definering av rammevilkårene for beslutningsprosessen, slik at verdier og preferanser er eksplisitte, er også påpekt av Zeleny (1982) som har beskrevet dette som «letting the man back in». Bogetoft og Pruzan (1997) avviser helt å kalle et matematisk optimeringsproblem for en beslutningstaking og skriver (s. 40): *«With the traditional one-criterion approach to decision making, there is really no content to the term »decision-making.« Once the optimization problem has been formulated and relevant data have been collected, the solution process does not involve the decision-maker – it is a computational process. In fact the «solution» is imbedded in the formulation.»* Samme konklusjon finnes hos Romero og Rehman (1989) og Friedman (1962) som kaller beslutningsproblemer med ett enkelt valgkriterium for teknologiske.

Dette resonnement kan imidlertid diskuteres. Noen deler av beslutningen må tas forut for selve løsningsprosedyren også i enkeltkriterium problemer (Pasour 1993). Når begrensninger fastlegges blir beslutningstakeren involvert i prosessen, uansett om problemet har ett eller flere kriterier. Han/hun må beslutte hva som er mål og hva som er begrensninger. For eksempel er begrensningene i matematiske programmeringsmodeller et uttrykk for andre hensyn som skal tas i betraktning. Et eksempel kan være husholdninger med ulike systemer for avløpsrensing som drenerer til et vassdrag. En kan enten ha som mål å minimere de totale kostnadene gitt maksimale grenser for utslipp eller målet kan være å minimere utslipp gitt et maksimalt kostnadsnivå.

Det er likevel en klar forskjell mellom målkriterier og begrensninger. Mål og begrensninger har som oftest samme matematiske struktur, da begge er satt opp som ulikheter (Romero og Rehman 1989). Forskjellen mellom mål og begrensninger finner man på høyresiden av ulikheten, hvor målene ikke har en eksplisitt grense, men der beslutningstakeren etterstreber for eksempel maksimering eller minimering. Begrensningene derimot har eksplisitte grenser på høyresiden som må oppfylles. I motsatt tilfelle vil en umulig løsning forekomme.

3.3. Drøfting av antakelsen om en entydig preferanseordning

De antakelser som ligger til grunn for en entydig preferanseordning om komplette, transitive og kontinuerlige preferanser er vanskelige å oppfylde når en skal analysere problemer hvor et normativt og mangedimensjonalt begrep som bærekraftighet inngår.

Ved å gå fra ett til flere kriterier indikerer man at optimalitet ikke har noen presis mening mer - man synliggjør at beslutningstaking ikke bare er en teknisk handling. Bogetoft og Pruzan (1997) kaller det resultat beslutningstakeren foretrekker for en kompromissløsning. Det foretrekkes blant mange alternativer, og sammenhengen mellom økonomisk atferd og individuell moral synliggjøres. Dette er i kontrast til den avveining som skjer under optimering for et enkeltkriterium hvor avveiningene er implisitt gitte i formuleringen. At prosedyrer for å aggregere preferanser må være synlige er nettopp et poeng til Kavka (1991). Han argumenterer for at problemer for det enkelte individ (intrapersonelle konflikter) har mange likhetstrekk med kollektive problemer (interpersonelle konflikter). I interpersonelle konflikter kan alle observere hvordan ulike individer i et fellesskap uttrykker forskjellige verdier, og se hvordan felles prosedyrer skaper felles beslutninger, mens det kun er individet som kan observere konfliktene i intrapersonelle konflikter.

I et multikriterie planleggingsproblem må beslutningstakeren skaffe den nødvendige preferanseinformasjon for å finne det beste kompromiss. Det skyldes at en utvetydig rangordning ofte ikke er mulig i tilfeller hvor et alternativ er bedre enn et annet for noen kriterier og mindre godt for andre, slik at mange par av alternativer forblir usammenlignbare (O'Neill 1997). Det er ikke noe enkelt alternativ, som er karakterisert ved en optimal verdi for alle kriterier. Beslutningstakingen er her en prosess av søking, evaluering, kommunikasjon og læring hvor beslutningstakerens verdier og preferanser etter hvert blir mer og mer eksplisitte. Som Zeleny (1982) uttrykker det: «*Letting the man back in*».

Nyborg (1995) utvikler hypotesen et skritt videre. Hun argumenterer for at vi som individer påtar oss ulike roller i ulike sammenhenger, og at preferansene som ligger til grunn for våre synspunkter og handlinger varierer med rollen vi påtar oss. Hun fokuserer på den rolle et individ har i en bestemt situasjon, som for eksempel konsument, borger eller produsent, og som varierer med tid og rom, fremfor å klassifisere beslutningstakere i ulike kategorier uavhengig av tid og rom.

Bogetoft og Pruzan klassifiserer konflikter og kompromisser i forhold til om de er intrapersonelle, interpersonelle eller systemiske. Intrapersonelle konflikter oppstår som en

følge av at flere kriterier må trekkes inn i beslutningsprosessen for den enkelte beslutningstaker. Interpersonelle konflikter oppstår derimot mellom medlemmer av en gruppe som skal ta en beslutning. Økologiske systemer brukes ofte på ulike måter til samme tid av ulike brukere. Dette skaper grobunn for interpersonelle konflikter når brukerhensynene skal avveies. Systemiske konflikter refererer til konflikter som kan oppstå mellom beslutningstakere og de som påvirkes av beslutningene.

Mange reelle problemer løses i følge Bogetoft og Pruzan (1997) bedre med multikriterie analysemetoder enn med tilnærminger basert på endimensjonale modeller, herunder kombinerte økonomisk-økologiske problemer slik som bærekraftighet (Munda et al. 1994).

3.4. Drøfting av antakelsen om full informasjon

Noen ressurser kan underlegges markedsvurderinger, mens andre må sikres gjennom standarder. Uttak og forbruk av naturressurser, hvor assimiljonskapasiteten er ukjent, hvor substitusjonsmulighetene er begrensede, og hvor ikke alle brukerne er representerte i beslutningsprosessen, kan i følge bl.a. Toman (1994) ikke bestemmes på basis av individuell verdsetting som i en markedsøkonomi. Slike rettigheter til ressursgrunlaget bør knyttes til en egen sikkerhetsstandard, en safe minimum standard (SMS). På den måten sikres framtidige generasjoner de samme handlemuligheter som de nåværende. Det er altså ikke den nytteorienterte tilnærming til bærekraftighet som legges til grunn, men en tilnærming hvor det også tas hensyn til fordelingen mellom generasjoner gjennom tildeling av rettigheter og posisjon. Uansett om man ønsker å legge til rette for like rammebetingelser eller om man ønsker å legge til rette for lik velferd, så ønsker en den mest effektive ressursutnytting. Imidlertid kan en tenke seg at en får ulike mål for effektivitet under ulike institusjonelle strukturer.

En har sjelden fullkommen informasjon om de mulige alternativer og deres virkninger for ressurs- og miljøproblemer. I følge Pasour (1993) er det en manglende bevissthet om viktigheten av å bruke informasjon i forkant av beslutningsprosesser. Det å kunne finne og vurdere de reelle alternativer er sentralt, men det påvirker forventninger og beslutninger med hensyn til hva som kan gjennomføres og hvordan det kan gjøres. Et slikt aspekt er knyttet til fenomenet adaptiv preferansedannelse, dvs. at preferanser som ligger til grunn for et valg blir formet av begrensningene (Elster 1983). Dette argument er også å finne hos Kavka (1991), som mener at intrapersonelle konflikter egentlig oppstår fordi individer ikke er rasjonelle og

har entydige preferanser. Det skyldes at praktisk beslutningstaking har to kjennetegn. Det første er at en beslutningstaker tar utgangspunkt i eksisterende informasjon og ikke designer et ideelt system ved hver beslutning, jf. fenomenet adaptiv preferansedannelse. Det andre er at en beslutningstaker tar hensyn til kostnadene ved å gjennomføre beslutningen.

Beslutningstakeren må avveie hvor mye ressurser det koster å skaffe seg informasjon og hvilke fordeler denne informasjonen kan gi. Herbert A. Simon utviklet på basis av individers begrensede kapasitet til å bearbeide informasjon begrepet «bounded rationality». Dette førte til at beslutningsmodeller basert på satisfiering ble utviklet.

Hvis man i optimeringsmodeller basert på substantiv rasjonalitet ønsker å inkludere kostnadene ved selve optimeringen, dvs. kostnadene til for eksempel å innhente informasjon, vil det i seg selv være umulig å finne en optimal løsning. Knudsen (1993) kaller dette for selvreferanseproblemet, dvs. at man må vite, hvor mye man må vite for å avgjøre, hva det er optimalt å vite. I slike situasjoner må aktørene derfor korrigere sine forventninger og dermed sine handlinger i forhold til den kjennskap de har om andre aktørers informasjon. Men de andre aktørers informasjon vil igjen avhenge av hva de vet om den første aktørs informasjon.

3.5. Konklusjon

- Det er vanskelig å finne planleggingsproblemer knyttet til utnyttelse og bruk av naturressurser som eksisterer som objektive realiteter. Som oftest kan ikke alle alternativer stilles opp og all preferanseinformasjon beskrives i en funksjon. Bærekraftighet er et subjektivt begrep, som er et produkt av vår erkjennelse og personlighet. Det betyr at det er umulig å håndtere beslutningsproblemer på en rent teknisk måte, uavhengig av kontekst i situasjoner hvor bærekraftighet er et kriterium.
- Uavhengig av problemets art, vil det være nødvendig å gjennomføre en avveining med hensyn til bruk av informasjon. Innhenting av informasjon, gjennomføring av analyser etc. krever både tid og penger, og det enkelte individ har en begrenset kapasitet til å håndtere dette.
- De preferanser som ligger til grunn for et valg blir preget av begrensningene. Et individ kan sjelden trekke en klar grense mellom mål og alternativer. Mål og ønsker påvirkes av hva som er mulig i praksis. Dette er en del av beslutningsprosessen, og mål og alternativer påvirkes derfor også av hvilke parter som er involvert.

- Grensen mellom mål og skranker er likeledes vanskelig å trekke. Et mål kan uttrykkes som en myk grense, mens skranker (derimot) er absolutte grenser, som må oppfylles ubetinget.
- Bevisst bruk av flere steg og kriterier i et beslutningsgrunnlag har en selvstendig verdi ved at det tvinger beslutningstakeren til eksplisitt å definere sine preferanser og klargjøre konfliktene. Anvendes kun ett kriterium, blir ikke avveiningen mellom de ulike kriterier synlig. Beslutningstakeren kan da lettere frigjøre seg også fra et moralsk ansvar.

4. Å tilgodese kravene til bærekraftighet - en integrasjon av de termodynamiske lovene i økonomiske analyser

Økonomiske prosesser skjer i en verden underlagt fysiske eller mer nøyaktig termodynamiske lover. Lovene begrenser produksjonen av varer og tjenester, fordi stoff og energi verken kan dannes eller ødelegges, men kun endre form. Det finnes dermed absolutte grenser for det totale tilbud av stoff og energi (Georgescu-Roegen 1979, Daly 1995).

Georgescu-Roegen kritiserer i sitt verk «Entropy and the Economic Process» (Georgescu-Roegen 1979) økonomene for å ignorere de relasjoner som finnes mellom produksjonsprosessen og de fysiske lovene som beskrives i termodynamikkens 1. og 2. hovedsetning. Fosfor og olje er begge eksempler på begrensede ressurser i økonomisk forstand. I fysisk forstand derimot er energi den eneste grunnleggende begrensende ressurs, fordi man med tilstrekkelig innsats av energi kan utvinne eller resirkulere de respektive ressursene.

Vatn (1998) er imidlertid en blant flere økonomer som påpeker at økonomien kan ha fordeler av i høyere grad å fokusere på relasjonene mellom det biofysiske og det økonomiske systemet og uttrykker seg slik (s:514):«*Environmental economics may gain from a stronger focus on the interface between the economy and the biophysical systems it interacts with, recognizing that the economy is an open and integrated part of the biosphere.*»

I de følgende avsnittene vil jeg belyse innholdet i de termodynamiske lovene og deres eventuelle bidrag i ressursøkonomiske vurderinger.

4.1. Termodynamisk teori

I fysisk forstand består vareproduksjon, uansett hvilket formål den har, av to forhold; *materialer* som utvinnes, bearbeides og blir til avfall – og *energi* som drivkraft på alle trinn i prosessen.

Når materialer omsettes, forsvinner de ikke, men i motsetning til energistrømmene kan materialstrømmene snus. Materialer kan gjenvinnes og brukes på nytt, men det krever energi. Gjennom utvinning og produksjon ordnes materialene slik at vi kan nyttiggjøre oss dem. Distribusjon, forbruk og utrangering innebærer at materialene blir spredt og blir mindre tilgjengelige. Det er skapt en økt uorden og materialenes entropi har økt. Forutsetningen for gjenvinning er at vi samler inn, sorterer og behandler materialene med den teknologi, transport og energi som er nødvendig. Jo større produksjon, desto mer energi krever det å reversere materialene. Kapasiteten til å omorganisere materialene er derfor korrelert med tilgangen på energi.

Vi bruker altså energi til å oppgradere det organisasjonsmessige nivå av et stoff slik at det får en høyere økonomisk verdi. Samtidig konverteres den frie (fossile) energien til mindre brukbar «lavenergi», som går tapt i form av varme til omgivelsene (ressursen blir utilgjengelig). Energi brukes også til å vedlikeholde et stoff's høye organisatoriske nivå (lav-entropi stadium) både for levende organismer (vedlikeholds-respirasjon) og for døde økonomiske strukturer.

Termodynamikkens 1. lov («The law of the conservation of energy»), slår fast at energi, og implisitt også stoff, kan endres i form, men hverken dannes eller ødelegges. Det betyr at energimengden i et isolert system er konstant (Hall et al. 1992). Tilgangen på naturlige ressurser er hovedsakelig bestemt gjennom mengden og fordelingen av stoff på jorden. Energertilgangen er begrenset til summen av den energi som er lagret i jordskorpen (fossil og atom) og det som tilføres fra solsystemet. Det betyr at det finnes en tilnærmet absolutt ressursknapphet, som ikke kan overvinnes med teknologiske forandringer, nye oljefunn eller substitusjon. Som Georgescu-Roegen (1979) skriver: «Capital cannot create the stuff out of which it is made». Substitusjon kan ikke oppveie energiknapphet fullstendig, fordi hver enkelt produksjonsfaktor er avhengig av energi til egen produksjon og vedlikehold.

Termodynamikkens 2. lov («The entropy law») definerer kvalitetsforskjeller mellom typer av energi. Den sier at energiomdannelsen begrenses av at varme ikke kan transformeres om til arbeid med 100 % effektivitet, og av at varme flyter spontant fra et legeme med høyere

temperatur til et med lavere temperatur (Hall et al. 1992). Det betyr at når energi omsettes, forsvinner den ikke, men den taper kvalitet og ender opp som varme. Dette er en irreversibel prosess, hvor høyverdig energi blir til lavverdig energi som ikke lengre kan brukes til å utføre arbeid. Uttrykt på en annen måte; anvendelig energi blir ubrukelig fordi den ikke lengre kan brukes til ethvert formål, og tilgjengelig energi blir utilgjengelig fordi den ikke lengre kan hentes inn igjen. Begrepet entropi kan brukes til å forklare dette fenomen. Entropien i et system er et mål for tilfeldighet i systemet og er derfor et omvendt mål for graden av orden i systemet - jo større grad av orden desto lavere er entropien i systemet. Slik øker altså entropien og graden av uorden, når det omsettes energi.

I praksis kan det forklares ved at f.eks. fossil energi, som er høyverdig energikilde, både kan omsettes til produksjon og transport, og dermed er svært anvendelig, mens en lavverdig energikilde som varme derimot er vanskelig å utnytte. Graden av tilfeldighet i universet som en helhet øker, og energi må brukes for å motvirke denne tendensen. Termodynamikkens 2. lov setter derfor, sammen med det gjeldende teknologiske nivå, praktiske grenser for tilgjengeligheten av stoff og energi til menneskelige formål.

Termodynamikken beskriver i flg. Nørretranders (1991) verdens fundamentale karakter av irreversibilitet, uigjenkallelighet og uomvendelighet over tid. Han beskriver jordens entropibalanse på følgende måte (s. 420-421): *«Der modtages højtorganiseret sollys og returneres lavt organiseret varmestråling. Energien i de to strålingsformer er den samme, men der er mere entropi i varmestrålingen. Altså må jorden eksportere mere uorden en den modtager. Ellers kunne der ikke være liv på den. Og det er da akkurat også hvad jorden gør. Sollyset består af højtorganiseret stråling, som rammer Jorden og omdannes til struktur i levende væsener. Disse levende væsener spiser så hinanden i et lukket kredsløb af stof, der ender med at blive til kropsvarme, som sendes ud i miljøet. Denne varme fører i sidste ende til en udstråling fra Jorden i form af mikrobølger.»*

4.2. Termodynamikkens implikasjoner for økonomisk teori - en diskusjon

I neoklassisk økonomisk teori studeres reversible og ikke-kvalitative fenomener, som f.eks. handel. Reale og monetære strømmer flyter fra husholdningene til firmaene og tilbake igjen. Modeller av produksjonsprosessen viser at økonomisk produksjon og forbruk foregår i et lukket system, og produksjonsfaktorer (energi, menneskeskapt kapital, arbeid og naturlige ressurser), produkter og service sirkulerer uendelig mellom firmaer og husholdninger.

Entropistrømmer, derimot, er irreversible og kvalitative. De måler kvalitative forskjeller mellom nyttige ressurser og unyttig avfall. I løpet av prosessen stiger entropien, og prosessen kan ikke reverseres uten tilgang på mer energi.

I følge Georgescu-Roegen (1979) kan en slik økonomisk modell brukes for å analysere handel, men ikke for å analysere produksjon og forbruk. Det skyldes at selve produksjonen og dens vedlikehold og drift i den økonomiske modellen gjennomføres som en intern prosess uavhengig av miljøet rundt. En slik prosess er i følge Georgescu-Roegen (1979) avhengig av de fysiske omgivelser, og gjør at entropien øker. Ingen økonomi kan eksistere uten entropi-strømmer, men en kan lett forestille seg en økonomi uten handel, f.eks. i et selvforsyningsjordbruk. Den økonomiske prosessen har altså en innebygd entropi, og de termodynamiske lovene er en av årsakene til at økonomisk knapphet oppstår. Lav-entropi er en nødvendig, men ikke en tilstrekkelig betingelse for eksistensen av økonomisk verdi.

Boulding var den første som diskuterte de termodynamiske lovers betydning for økonomien i «The economics of the coming spaceship Earth» (Boulding 1966). Fra et energiperspektiv betraktes det økonomiske systemet som et åpent system, som avhenger av en nettotilførsel av energi, naturlige ressurser og andre naturskapte ytelser. Han forklarte teorien med bakgrunn i termodynamikkens 2. hovedsetning. Forbruk og produksjon krever energitilgang for å kunne foregå og etterhvert som materialene blir spredt og entropien øker krever også dette energitilgang for at en resirkulering kan skje. Da energi ikke kan gjenbrukes, betyr det, at økonomiske modeller ikke kan være lukkede om de skal kunne ta hensyn til kriterier for bærekraftighet.

Vekst i entropistrømmer skaper fysiske barrierer i form av uttømming, forurensning og økologiske ødeleggelser. Dette resulterer i færre tilgjengelige ressurser for framtidige generasjoner og en kvalitetsmessig forringelse av det økologiske systemet. En slik utvikling kan føre til grunnleggende interessekonflikter mellom nåværende og framtidige generasjoners rammebetingelser for velferd eller levekår, jf. Amundsen et al. (1991). Slike konflikter oppfanges ikke i den enkle neoklassiske økonomiske modell, hvor en baserer seg på sirkulære strømmer som teoretisk sett kan vokse evig på grunn av mangel på fysiske begrensninger.

Det er ikke bare intergenerasjonelle konflikter som kan oppstå ved bruk av entropi-modeller. I nasjonalregnskapet avskrives de menneskeskapte ressurser etter hvert som den løpende produksjon skjer. De naturlige aktivene blir derimot ikke avskrevet. Skal en ta hensyn til de termodynamiske begrensningene, bør et fullstendig økonomisk regnskap inkludere

avskrivning av både menneskeskapte og knappe naturlige ressurser. Dette innebærer at et individ eller et samfunn ikke bør forbruke mer innenfor et avgrenset tidsrom enn at kravet om å være like velstående ved periodens slutt som ved begynnelsen blir opprettholdt. En intakt og vedlikeholdt menneskeskapt og naturlig kapital må opprettholdes.

På basis av termodynamikkens 1. lov kan vi sette opp følgende formel for en stabil økologisk likevekt, «a materials balance model», jevnfører Pearce og Turner (1990):

$$R = W = W_r + W_p + W_c$$

Her svarer R til strømmen av naturlige ressurser, W_r svarer til avfall fra ressursfremstilling, W_p svarer til avfall fra «industriell» produksjon og W_c svarer til avfall fra konsum. Over hele perioden skal mengden av avfall svare til den forbrukte mengden av naturlige ressurser. Er W større enn R i noen perioder, må W også være mindre enn R i andre perioder. Det brukes også ressurser til å produsere kapital. På det tidspunkt den kapitalen, som er akkumulert i tidligere perioder, er brukt opp, vil den forekomme som en avfallsstrøm. Noe av avfallet, W, kan imidlertid resirkuleres som en ressurs, men ikke alt. Det ikke-resirkulerte avfallet vil forsvinne ut i miljøet. Hvis avfallet assimileres i det naturlige systemet vil det sirkulære økonomiske systemet også fungere som et naturlig system. Dette på tross av at lagrene av de ikke-fornybare ressursene vil avta og at systemet har begrenset levetid. Disponerer vi derimot avfallet slik at vi ødelegger det naturlige miljøets absorpsjonskapasitet og stoffer hopper seg opp på feil sted, vil den økonomiske funksjonen (hvor miljøet oppfattes som en søppelbøtte) forringes. Naturens funksjon som mottaker av avfall endres fra å være en fornybar til å være en begrenset ressurs.

Slike krav til økologisk likevekt finner vi som oftest ikke i økonomiske modeller. For eksempel er kriteriet for Pareto-optimalitet er uavhengig av om størrelsen på fysisk gjennomstrømning er økologisk bærekraftig. For å få en økonomisk modell som tar hensyn til kriterier for bærekraftighet, må en inkludere de fysiske begrensningene som de termodynamiske lovene setter. Det innebærer at en må identifisere ulike funksjoner ved det naturlige miljø (Pearce og Turner 1990; Barbier 1990; Hanley et al. 1997):

- som ressurstilbyder av stoff og energi, både fornybar og ikke-fornybar
- som avfallsassimilator, enten fornybar eller ikke-fornybar
- som en direkte kilde til nytte i form av estetisk verdi og lignende



Disse funksjonene er økonomiske, for hvis de ble solgt og kjøpt på et marked, ville de ha en positiv verdi (pris). Det finnes imidlertid sjeldent et velfungerende marked for naturressurser og forurensing og derfor heller ingen priser, slik at en må ta hensyn til disse funksjonene på andre måter enn gjennom markedet.

Historisk sett har imidlertid teknologiutvikling og substitusjon bidratt til å løse mange knapphetsproblemer for ressursbruken. Dette er i tråd med Ruth (1995) som konkluderer med at viten er en mer begrensende faktor enn høy-kvalitetsenergi, hvilket skyldes følgende forhold:

- At den fysiske tilgjengelighet av ressurser til bruk i økonomiske prosesser er avhengig av viten om lokalisering, kvalitet og mengde.
- At forbedring av energi- og materialbruk i produksjonsprosessene avhenger av viten om effektiv utnyttelse av materialene.
- Sist, men ikke minst, at vi på lang sikt trenger viten om materialenes skjebne og tilstand etter at de har forlatt produksjons- og forbruksprosessen.

Det er imidlertid vanskeligere å løse funksjonen som avfallsassimilator med teknologiutvikling eller substitusjon. Det skyldes, at denne funksjonen har en begrenset kapasitet som for eksempel eksisterende økologiske kretsløp, hvor imot funksjonen som ressurstilbyder ikke på samme måte er begrenset, da jorden er et åpent system med stadig tilførsel av solenergi.

4.3. Substitusjon og teknologisk utvikling

For å kunne sikre en bærekraftig utvikling ut fra et antroposentrisk perspektiv må tapet av ressurser eller energi kunne oppveies slik at de kommende generasjoner har like god tilgang på ressurser som de nåværende, dvs. at de har de samme levekår, også kaldt forbruksmuligheter i hver periode, jf. Amundsen et al. (1991). Det kan sikres enten ved at 1) det skjer teknologiske forbedringer som øker mengden av økonomisk «output» produsert per enhet energi eller at 2) humankapital og arbeid kan substituere naturlig kapital. Sistnevnte uttrykkes matematisk ved at substitusjonselastisiteten, σ , er større enn eller tilsvarende 1.

$$\sigma = \frac{\% \Delta \frac{K}{R}}{\% \Delta \frac{MP_R}{MP_K}}$$

K svarer til den humane kapitalen mens R svarer til den naturlige kapitalen. σ er et naturlig mål for graden av substituerbarhet siden den indikerer hvor godt kombinasjonen av innsatsfaktorer responderer endringer i de relative faktorpriser. Jo større σ er desto bedre er substitusjonseffekten.

- At substitusjonselastisiteten, σ , er større enn 1, er ensbetydende med at humankapital, K, kan substituere naturlig kapital, R, fullstendig. Det betyr at produksjonen kan både opprettholdes og økes med stadig mindre mengder innsats av R ved å substituere med K.
- Hvis substitusjonselastisiteten, σ , er lik 1 (Cobb-Douglas teknologi) betyr det at K ikke kan substituere R fullt ut, men at økonomien kan drives på minimale mengder, R.
- At substitusjonselastisiteten, σ , er mindre enn 1, er ensbetydende med at K kun kan substituere R i noen grad, men at det finnes en grense for substitusjon.

Hvis σ er mindre enn 1 betyr det enten at det ikke finnes tilstrekkelig med tilgang på naturlige ressurser eller at assimilasjonsskapiteten setter grenser for utviklingen. Er σ derimot større enn eller lik 1 kan den økonomiske veksten fortsette i «uendelig tid» bare den teknologiske utviklingen er sterk nok. Termodynamisk er dette umulig. Humankapital kan ikke erstatte naturlig kapital i form av energi fullstendig ut i fra et fysisk perspektiv. Dette skyldes at hver produksjonsfaktor i siste instans avhenger av en innsats av nettoenergi til dets egen produksjon og vedlikehold. Derfor har det totale tilbud av energi en essensiell betydning for økonomisk vekst. Muligheten for substitusjon har likevel vært brukt av økonomer som et viktig argument mot å tillegge termodynamiske begrensninger noen betydning. Som Daly (1992:95) skriver: «*Conservation of mass is still implicitly denied by devotees of the unlimited substitution of capital for resources in Cobb-Douglas functions.*»

Georgescu-Roegen (1979) antar at substitusjonsmulighetene mellom lagre (kapital og arbeidskraft) og strømmer (av naturressurser) for å skape produkter, er strengt marginale og begrenset til å redusere avfall fra prosessene. Han mener at det dominerende forholdet mellom lagre og strømmer er komplementært. Lagre av kapital og arbeidskraft omdanner strømmer av naturressurser til produktstrømmer. Georgescu-Roegen og hans tilhengere avviser derfor modeller, hvor ressursbegrensninger kan omgås ved å substituere produsert kapital for naturressurser.

Substitusjonsformelen ovenfor forutsetter at prisene er korrekte, dvs. at markedet er perfekt. Om dette gjelder sier Hartwicks regel at reinvestering av Hotellings rente ved uttak av ikke-

fornybare ressurser i humankapital vil holde ressursmengden konstant over tid (Hartwick og Olewiler 1986). Markeder som formidler rett informasjon om ressursknapphet finnes imidlertid sjelden og Toman et al. (1995) anfører, at det kun er ved å måle ressursrenter basert på bruk av skyggepriser, som avspeiler alle elementer i bærekraftighetskriteriet, at Hotellings ressursrente gir en korrekt anvisning for bærekraftighet.

Teknologiargumentet er på mange måter kjernen i problemstillingen omkring en økonomisk modell, som tar hensyn til de fysiske begrensninger. Binswanger (1993) mener, at uansett om vi oppnår teknologiske forbedringer gjennom en forbedret energiutnyttelse, så betinger slike effektivitetsforbedringer ofte at den totale produksjon samtidig økes for å utnytte stordriftsfordeler. Ofte er teknologiske forbedringer innlagt i bestemte kapitalstrukturer og krever investeringer i nytt kapitalutstyr. Dette betyr at vi får en forbedret energiutnyttelse, men samtidig økes det totale forbruket av lav-entropi energi. Det rapporteres da også stadig om økende energiforbruk til tross for mange energieffektiviserende tiltak. Ved knapphet på energi vil det være det totale forbruket som er avgjørende.

Historisk har det skjedd en endring fra bruk av endosomatisk kraft til bruk av eksosomatisk kraft (maskiner etc.) i samfunnet induisert gjennom teknologisk utvikling¹. Dette har medført en dramatisk økning i produktiviteten av menneskelig arbeidskraft. I USA forbrukes det i den daglige diett 42.000 kcal eksosomatisk/dag/capita (forutsatt et matopptak av endosomatisk energi på 3.500 kcal per dag per capita). Forbruket svarer til energien skapt ved ca. 25 minutters arbeid (Food and Agriculture Organization 1991). I subsistenssamfunn er det eksosomatiske forbruket kun på 10.000-12.000 kcal/dag/capita (forutsatt et endosomatisk matenergiopptak på 2.000-2.500 kcal per dag per capita), men denne energistrøm krever ca. 3 timers arbeid. Dette impliserer en høy alternativ kostnad for arbeidskraft i industrisamfunn, både i økonomiske og energetiske termer. Dette bidrar til å forklare hvordan den teknologiske utvikling i matvaresystemer har blitt nådd ved å redusere arbeidskraftforbruket i matvareproduksjon, både i jordbruket og i husholdningene. Arbeidskraften har blitt frigjort til andre økonomiske sektorer i samfunnet for å bedre tilgangen på og utnyttelsen av eksosomatisk energi, noe som avspeiler de direkte energikostnadene. Derimot gir disse tallene ingen informasjon om de indirekte kostnadene av den menneskelige aktivitet, bl.a. nedgang i både fornybare og ikke-fornybare ressurser, degradering av assimilasjonsevnen for avfall i økosystemet og andre verdier som for eksempel de estetiske.

4.4. Konklusjon

Termodynamiske analyser kan komplettere, men ikke erstatte økonomiske analyser. De kan ikke bidra til å forutsi framtidig etterspørsel eller vurdere relativ knapphet i forhold til menneskelige behov for nålevende generasjoner (Daly 1992). Derimot kan de bidra til å skissere valgmuligheter mellom ulike teknologier, og til å identifisere fremtidige potensielle alternativer som i dag ikke fremstår som optimale valg (Ayres 1994).

Det har ofte vært fokusert sterkt på implikasjonene av termodynamikkens 1. hovedsetning, som berører på knapphetsproblemet for ulike ressurser. Imidlertid har teknologiutvikling og substitusjon bidratt til å løse mange knapphetsproblemer historisk sett, hvilket kan ses i sammenheng med at viten er en mer begrensende faktor enn høy-kvalitetsenergi. Derimot synes implikasjonene å være mer relevant i forhold til naturens begrensede funksjon som avfallsassimilator, hvor kapasiteten er begrenset. Termodynamikkens 2. hovedsetning er relevant i forhold til å forstå effekter av ulik teknologibruk, og ikke minst for å vurdere forbruket av energi til resirkulering av materialer i forhold til forbruk av nye materialer.

5. Sammendrag av paperne - Beslutningsteoretiske tilnærminger med eksempler på bærekraftighet integrert

For å kunne modellere og vurdere systemers bærekraftighet er det av stor betydning å gjennomføre analyser av og diskutere ulike beslutningsmessige fokus og beslutningsteoretiske tilnærminger. For å finne egnede modeller for beslutningstaking til systemer hvor et normativt kriterium som bærekraftighet inngår, må man enten simplificere og redusere bærekraftighetskriteriet betydelig eller komplisere beslutningsverktøyet. Simplifikasjon av et kriterium for bærekraftighet innebærer at man på forhånd må foreta mange antakelser om forventninger, handlinger og sammenhenger, slik som det f.eks. gjøres i undersøkelser om betinget verdsetting. Fordelen slike metoder gir, er at man kan uttrykke noe generelt om beslutninger, men resultatene vil i mange tilfeller ikke være særlig valide. Oppbygging av komplekse modeller for beslutningstaking vil derimot kunne gi mer valide resultater, men samtidig vil resultatene ha et snevrere gyldighetsområde, fordi flere forutsetninger er knyttet til modellen.

¹ Endosomatisk energi ble av Lotka (1956) definert som energien omdannet i det menneskelige legeme, også kalt »metabolsk energi». Eksosomatisk energi er energien som flyter utenfor det menneskelige legeme.

Som tidligere påpekt bidrar miljøet med tre sentrale funksjoner. Den første er knyttet til utnyttelsen av fossil energi. Den andre er relatert til naturens funksjon som avfallsassimilator, hvor også forbruket av fossil energi er en faktor gjennom utslipp av CO₂. Den tredje er knyttet til de estetiske og mindre kvantifiserbare verdier som miljøet bidrar med. I de fire papers i denne avhandlingen er de to første av de nevnte funksjonene analysert innen systemer for melkeproduksjon og avløpshåndtering. Disse systemene har noen felles karakteristika som er sentrale ved vurdering i forhold til bærekraftighet og beslutningsteori:

- Det er systemer, hvor flere aktører er involvert og dermed også flere interesser og muligheter for konflikter.
- Det er systemer, som er konsentrert om biologiske prosesser, slik at energiutnyttelse og næringsstoffutnyttelse er relevante biologiske vurderingsfaktorer.
- Det er systemer forbundet med produksjon av nødvendige goder og avfall slik at prosessene skjer ubetinget og ikke kan velges bort.

I de fire paperne evalueres beslutningsteoretiske tilnærminger på flere nivåer av kriterieskalaen, fra enkeltkriterium til multiple kriterier. Det er lagt vekt på både naturvitenskapelige og samfunnsvitenskapelige kriterier, slik at hensynet til bærekraftighet blir belyst i forhold til disse.

Energiomsetningen i ulike melkeproduksjonssystemer analyseres i det første paperet. Energiutnyttelsen er her et uttrykk for belastningen på det biologiske systemet ved uttak av en ikke-fornybar ressurs, og som uttrykk for avfallsassimilasjon gjennom utslipp av CO₂. Formålet er å undersøke graden av energiutnyttelse i ulike teknologiske systemer og å diskutere verdien av eventuell tilleggsinformasjon som slike studier gir. I tillegg vil en undersøke i hvilken grad disse kan bidra til økt sikkerhet i en beslutningsprosess.

De tre øvrige paperne tar for seg avløpsplanlegging for husholdninger på kommunalt nivå. Utfordringen her er å kombinere de overordnede nasjonale krav til kvaliteten av lokale resipienter med kommunens kostnadsrammer for planlegging, bygging, drift og vedlikehold av anleggene, og samtidig ta hensyn til andre forhold som f.eks. husholdningene stiller til driften. I alle paperne stilles det ubetingede krav til maksimale utslippsmengder for fosfor og organisk materiale.

I det andre paperet anvendes en tradisjonell neoklassisk beslutningsmodell (LP-modell) for å finne fram til kostnadseffektive kombinasjoner av avløpssystemer for husholdninger på kommunalt nivå, med gitte restriksjoner på utslipp, lokalisering etc.

I det tredje paperet viser bruk av en case-studie at en resipientstrategi er allokativt mer effektiv og mer fleksibel enn en husholdsstrategi. Formålet med paperet er å vurdere, hvor vidt faktorer som transaksjonskostnader, fordelingsmessige effekter, kompensasjonstap og manglende kunnskap kan være årsaker til at slike strategivalg likevel ikke er utbredte.

Det fjerde paperet er resultatet av et samarbeidsprosjekt med en kommune hvor en multikriteriemodell ble brukt til avløpsplanlegging for husholdningene i kommunen. Flere aktører var involvert i utarbeidelsen av modellen og gav innspill i prosessen om valg av strategier, kriterier og prioriteringer. Det følger implisitt av denne multikriterieapplikasjonen at antakelsen om fullstendig kommensurabilitet ble avvist. Paperet viser at en slik modell kan bidra til å synliggjøre og strukturere preferansedannelser og beslutningsprosesser i problemer med kriterier for bærekraftighet.



5.1. Paper 1: Energiutnyttelse i plante- og husdyrproduksjon i økologiske og konvensjonelle kvegproduksjonssystemer

(Energy utilization in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems)

I følge termodynamisk teori setter de termodynamiske lovene fysiske begrensninger for ressurstilgangen og dermed det økonomiske handlerommet. Fossil energi er en begrenset ressurs som ved produksjon og forbruk også skaper forurensning. På den måten er det ikke bare tilgangen på ressursen som påvirkes, men også virkningene av CO₂-utslipp (og indirekte også CH₄ og N₂O). Energiutnyttelsen i et produksjonssystem kan derfor være en av flere indikatorer på bærekraftighet som kan bidra med tilleggsinformasjon til økonomiske analyser om ressursutnytting og forurensningsbelastning. Slike analyser tar imidlertid ikke hensyn til etterspørselen etter godene.

Den historiske utviklingen viser at en tidligere kunne produsere mat med liten innsats av fossil energi og derfor ha en god energiutnyttelse av den fossile energien. Den totale produksjonen var imidlertid for lav til å kunne tilfredsstille dagens behov. Ved å analysere energiutnyttelsen i ulike produksjonssystemer kan vi bidra til å finne potensielle områder for forbedringer. For å ha et tilstrekkelig sammenligningsgrunnlag må slike mål for energiutnyttelse kompletteres med verdier for den totale energiinnsatsen. På denne måten kan analysene øke kunnskapen om hvor vidt de gjeldende produksjonsstrukturene innen jordbruksproduksjonen har potensielle muligheter for å bli bærekraftige.

Problemstillingen i paperet er følgende:

- Å utvikle modeller og analysere energiforbruk og –produktivitet i økologiske og konvensjonelle plante- og melkeproduksjonssystemer.
- Å diskutere ulike strategier med hensyn på å forbedre energiutnyttelsen i vegetabiliske og animalske produksjonssystemer.

Energianalysene er gjennomført som en prosessanalyse (Fluck 1992), dvs. at energiinnsatsen er beregnet ut fra en evaluering av den direkte og indirekte innsatsen i produksjonsprosessen. Prinsipielt bør all energi som er gått med til produksjon av et gitt produkt inkluderes, uansett hvor i produksjonsprosessen innsatsen har foregått. Direkte energi refererer til den fossile energien som brukes på produksjonsstedet, mens indirekte energi refererer til den fossile energien som er forbrukt i andre prosesser som trengs, for eksempel til transport og framstilling av andre innsatsfaktorer som er nødvendige for produksjonsprosessen. Desto mer indirekte energiinnsatsen blir for produksjonsprosessen, jo mindre bidrar den til den totale energiinnsatsen for det aktuelle produktet. Det finnes imidlertid ikke noen absolutt grense mellom relevant og irrelevant energi i en produksjonsprosess, og systemavgrensningen er derfor en vesentlig del av analysen, se bl.a. Spash (1997).

Solenergi og arbeid er substitusjonsfaktorer for fossil energi. Fossil energi er en potensiell ressurs med flere anvendelsesmuligheter som derfor har en alternativ kostnad. Solenergi som substitusjonsfaktor for fossil energi, er begrenset i flyt, dvs. at tilgangen pr. tidsenhet er begrenset, men ikke begrenset i mengde. Fossile energiformer, derimot, kjennetegnes av stor flyt, men er begrenset i mengde. Solenergiens begrensede flyt samt det forhold at forbruket ikke bidrar til forurensing, er årsaken til at denne energiformen ikke er inkludert i energianalysene. Forbruket av solenergi bringes likevel indirekte inn i analysene fordi energiabsorpsjonen er relatert til type og areal av planteproduksjon. Arbeid som substitusjonsfaktor for fossil energi er heller ikke konvertert til energienheter. I dagens samfunn bidrar fysisk arbeid kun med en marginal del av det økonomiske resultatet. Størsteparten av det menneskelige arbeidet er intellektuelt arbeid, som i motsetning til fysisk arbeid, er ubegrenset i mengde. Langt den største delen av energiinntaket brukes til vedlikehold, og den innsatsen som eventuelt skulle vært addert til energiregnskapet er marginal. På den andre siden går det med et relativt stort energiforbruk til å bygge opp og vedlikeholde menneskets intellektuelle kapital i form av skoler, helse, utdanning etc. Det kan derfor være interessant å dra inn de intellektuelle energikostnadene i analysen med

sammenligning over perioder med teknologiske endringer eller mellom systemer på ulike teknologiske nivåer. I analyser av produksjonssystemer, hvor den menneskelige intellektuelle kapital må forventes å forbruke et tilnærmet like stort energiforbruk, er det ikke relevant å dra inn slike kostnader.

Økologisk produksjon stiller gjennom regelverket krav til bonden om å begrense innsatsen av fossil energi. I dette paperet er derfor energiutnyttelse (MJ/kg) i ulike økologiske og konvensjonelle melkeproduksjonssystemer analysert. For å studere hvilke komplekse relasjoner som finnes mellom driftsledelse og biologiske prosesser, anvendes en systemteoretisk tilnærming ved utvikling av modellene. I disse modeller forsøker vi å ta hensyn til de samspilleffektene og de begrensningene som finnes i produksjonssystemene.

Analysene viser at energiutnyttelsen i melkeproduksjonen i høy grad er avhengig av energikostnadene i planteproduksjonen. Det er gjennomgående en bedre energiutnyttelse i de fleste økologiske plantemodellene enn i de tilsvarende konvensjonelle. Dette skyldes både at energiinnsatsen i de fleste produksjonene er lavere og at sammensetningen av produksjonene er forskjellig, noe som er systemisk betinget. Reduksjon av faktorinnsatsen har ingen negativ effekt på energiutnyttelsen, hvilket blant andre skyldes at de høye energikostnadene til mineralisk gjødsel ikke kompenseres med tilsvarende høye avlinger. For kløvergrasproduksjon er energiinnsatsen pr. fôrenhet spesielt lavere på økologisk drevne gårder enn på konvensjonelle gårder. Det skyldes at andelen av kløvergrasproduksjonen er større på de økologisk drevne gårdene.

På melkeproduksjonsnivå blir forskjellene mellom de to produksjonssystemene redusert fordi det skjer et stort energitap ved fordøyelsen i kua. I økologisk melkeproduksjon består fôrrasjonen av en større andel av energimessig billig hjemmeavlet kløvergras og en mindre andel av energimessig dyrt innkjøpt proteinrikt fôr. Denne fôrrasjonen forbedrer energiutnyttelsen i forhold til konvensjonell melkeproduksjon. I konvensjonell melkeproduksjon viser analysene imidlertid at en kan forbedre energiutnyttelsen ved å endre på sammensetning av fôrrasjonen.

Fra et gårdsperspektiv, ett systemnivå høyere, kan en oppnå en energivennlig og maksimal matenergiproduksjon ved å redusere foringsintensiteten og dermed forbedre energiutnyttelsen i melkeproduksjonen. Samtidig frigjøres et større areal for planteproduksjon til salg, slik at energiutnyttelsen for gården som helhet forbedres.

I gjennomsnitt ble det brukt ca. 50 % mer dieselolje enn forventet fra standardverdier. Det kan indikere at analyser av energiutnyttelse i planteproduksjonen basert på standardverdier er underestimerte.

Det å utvikle modeller basert på en kombinasjon av eksperimentelle data og data fra eksisterende gårdsbruk splittet opp på produksjonsgrennivå, er en interessant metode. Metoden tillater forskeren å identifisere det overordnede gårdssystemets begrensninger og mulighetene i undersystemene.

5.2. Paper 2: Kostnadseffektive strategier for å håndtere avløpsvann fra husholdninger til resipienten – en modeltilnærming

(Cost-efficient strategies for handling of wastewater from households to recipient - a modelling approach)

Ett av resultatene fra FN-konferansen for «Miljø og utvikling» i Rio i 1992, var å påpeke, hvor viktig det er å styrke lokaldemokratiet gjennom å opprette egnede fora i kommunene som arbeider sammen med innbyggere, organisasjoner og bedrifter. I Norge har man som et resultat av dette opprettet «Lokal Agenda 21» i alle kommuner. En sentral miljømessig utfordring for kommunene er håndtering av vannressursene, bl.a. fordi problemer knyttet til eutrofiering i stor utstrekning er av lokal karakter, hvilket også slås fast i Miljøverndepartementet (1997). Som en del av en handlingsplan oppfordres kommunene gjennom Lokal Agenda 21 derfor til å fastsette miljømål med tilhørende tiltaksplaner for vannforekomstene (Statens forurensningstilsyn 1997). Utslipp til vannressurser bringes på den måten inn i kommunale planleggings- og beslutningsfora.

Formålet med paper 2 er å analysere kostnads-effektive strategier for avløpshåndtering på resipientnivå. Dette gjøres gjennom følgende trinn:

- Å bestemme optimale kombinasjoner av avløpssystemer, kalt strategier, gitt bestemte resipientkrav.
- Å analysere strategiernes stabilitet og robusthet gjennom følgende metoder:
 - Å analysere hvor følsomme de optimale kombinasjonene (sammensetning av avløpssystemer) og løsningene er ved endringer i utslippskrav for fosfor og organisk materiale

- Å analysere hvor følsom den optimale strukturen og løsningen er ved endringer i kostnadene, spesielt p.g.a. endringer i topografiske og geologiske forhold.
- Å analysere hvor fleksibel den optimale strukturen og løsningen er ved endringer i bosettingsforhold i distriktet
- Diskutere fordeler og ulemper ved bruk av en lineær programmeringsmodell som beslutningsmetode for en kommune i dens planleggingsprosess for avløpshåndtering.

Lineær programmering er en velegnet metode når en har ett veldefinert kostnadskriterium som mål, skranker og et stort antall løsningsalternativer. I dette tilfellet omfatter skrankene bl.a. utslippskrav for fosfor og organisk materiale. Gjennom LP-modellering kan en beregne de totale kostnadene og de effektive kombinasjoner av avløpssystemer under ulike forutsetninger. I tillegg kan en få informasjon om de alternative kostnadene for de enkelte avløpssystemene, samt skyggepriser for restriksjonene. Det kan gjennomføres følsomhetsanalyser på varierende og på usikre parametere som resipientkvalitet, bosettingsstruktur, forutsetninger for naturlig infiltrasjon osv. En slik modellering betinger imidlertid et høyt detaljeringsnivå av informasjon, bl.a. om kostnader og utslipp fra både de nåværende og de alternative fremtidige avløpssystemer.

Modellen som er brukt i dette paperet, er basert på forholdene i en kommune i den sørøstlige del av Norge med 558 husholdninger, som drenerer til et vannløp med utløp i en drikkevannskilde. Modellen inneholder krav til reduksjon i utslipp av fosfor på 80 % og av organisk materiale på 50 % i avløpsvannet. Merkostnadene i forhold til dagens nivå er på ca. 2 000 NOK og totalkostnadene på ca. 4 460 NOK pr. husholdning. Løsningen medfører at utslippene til resipient blir redusert med 2/3 for fosfor og med 1/3 for organisk materiale. Merkostnadene skyldes at 60 % av husene må skifte avløpssystem, primært til jordhauganlegg, mens de resterende 40 % kan bibeholdes. Det dreier seg om systemer med separate anlegg for svartvann og septiktanker for avløpsvann. Modellene viser, at ved reduksjon av fosforutslipp på over 80 %, stiger kostnadene betydelig.

Ikke alle relevante kostnader i sammenligningen mellom de ulike løsningene er med i modellen, noe som diskuteres nærmere i paper 3, «Strategier for avløpshåndtering – en institusjonell sammenligning.» Ved å velge en slik optimeringsmetode har en implisitt gitt miljørestriksjonene en vurdering, ved at man på forhånd har bestemt nivået for visse parametre. Imidlertid har vi ikke noen realistisk mulighet for å finne den rette verdien av disse miljøforbedringene, og vi kan derfor ikke gjennomføre noen reell samfunnsøkonomisk

vurdering. Et av LP-modellens fortrinn er, at den gir mulighet for å gjennomføre følsomhetsanalyser hvor man kan analysere stabilitet og fleksibilitet under endrede forutsetninger. For at modellen skal kunne brukes av andre kommuner må den utvikles i en mer brukervennlig form. Samtidig må forutsetningene i modellen tilpasses forholdene i den aktuelle kommunen.

5.3. Paper 3: Strategier for avløpshåndtering – en institusjonell sammenligning

Strategies for wastewater planning – an institutional comparison

Tidligere var reguleringspolitikken for avløpshåndtering primært fokusert på å fjerne avløpsvannet fra boliger og mindre fokusert på å ivareta spesifikke resipienthensyn. I de senere år har politikken endret seg i retning av økt fokus på kvaliteten av mottaksresipienter for avløpsvann (World Commission on Environment and Development 1987). Dette har også initiert økt forskning og utvikling på mer naturbaserte rensemetoder som er tilpasset de naturlige omgivelser (Crites og Tchobanoglous 1998, Gaut 1998).

Den nåværende avløpsplanlegging i spredt bebyggelse i mange norske kommuner stiller imidlertid ganske like krav til hver enkelt husholdning for rensing av avløpsvann, og tar i liten grad hensyn til effekt på resipient og øvrige omgivelser.

I dette paperet har vi derfor sett på to strategier for å håndtere avløpsvann, som avspeiler disse to perspektivene. Den ene er husholdsstrategien (HS) som er basert på det institusjonelle status quo med spesifikke utslippskrav for hvert enkel husholdning. Den andre er resipientstrategien (RS) som har et samlet utslippskrav for alle husholdninger som drenerer til resipienten. I dette paperet analyseres derfor følgende forhold:

- Hvilket potensiale er det for kostnadsreduksjon ved en endring fra HS til RS?
- Hva er årsaken til en fraværende institusjonell endring til en tilsynelatende mer kostnadseffektiv strategi. Som forklaringer fokuseres det på transaksjonskostnader, interessestruktur, rettigheter og rettferdighet.

Det gjennomføres en analyse for en kommune i den sørøstlige del av Norge (se paper 2). Analysen viser at RS, som forventet, er den allokativt mest kostnadseffektive strategien. Ved endring til en RS kan 80 % av husholdningene i gjennomsnitt spare NOK 2 000, samtidig som denne strategien er mer fleksibel ved at den tillater en lettere tilpasning ved endringer i utslippskrav. Årsaken er, at en ved å anvende en RS har mange muligheter for kombinasjon

av avløpssystemer, slik at en kan tilpasse seg vilkårlige resipientkrav slik at en får en kontinuert kostnadsfunksjon. I en HS har en det samme utvalget av avløpssystemer, men en har ikke de samme kombinasjonsmuligheter. Det finnes dermed kun et begrenset utvalg av reduksjonsnivåer for utslipp av fosfor slik at en får en diskret kostnadsfunksjon.

I paperet er det diskutert, hvorfor RS likevel ikke implementeres i noen særlig grad i norske kommuner. For det første er det nødvendig å redusere eventuelle gevinster med transaksjonskostnader forbundet med institusjonelle endringer, dvs. kostnader for å undersøke og gjøre de nødvendige beslutninger og avtaler for å initiere slike endringer. For det andre skjer det institusjonelle endringer slik at en skaper både tapere og vinnere. Med utgangspunkt i en struktur hvor de enkelte husholdningene sitter med rettighetene, må vinnerne initiere endringene. Slike prosesser kan forsinkes av at den forventede gevinst er usikker og avhengig av selve prosessen. For det tredje betyr institusjonelle endringer en refordeling av rettigheter, muligens med den konsekvens at taperne må få kompensasjon fra vinnerne. Imidlertid tilsier teorien om «*loss aversion*» at taperne trenger en relativt større kompensasjon for å opprettholde samme nyttenivå som før tapet enn den kompensasjon vinnerne kan gi dem om vinnerne skal bli på uendret nyttenivå. Man er ofte mindre villig til å oppgi noe som man har en rettighet til, enn noe som man eventuelt kan få i fremtiden. Endelig betyr mangelen på kunnskap og tradisjon i små kommuner at nye og mer helhetlige metoder for å planlegge avløpssystemer kun langsomt vinner innpass.

Disse argumentene virker rimelige for å forklare, hvorfor endringer i institusjonelle strukturer ikke skjer på initiativ av enkelthusholdninger, som i utgangspunktet har fordel av allokativ gevinster. Hvis slike institusjonelle endringer skal skje kan de for eksempel initieres fra kommunalt hold. Imidlertid krever en slik planlegging at de ulike interessegruppene involveres i prosessen, og at det gjøres avtaler omkring fordeling av tap og gevinst. Slike forhold omkring en mer prosessorientert planlegging er nærmere diskutert i paper 4.

5.4. Paper 4: Multikriterie beslutningstaking i avløpsplanlegging

Multicriteria decision making in wastewater planning

I forlengelse av Lokal Agenda 21 bør kommunene få et større ansvar for lokale vannressurser bl.a. ved å fastsette miljømål med tiltaksplaner som en naturlig del av beslutningsprosessen (Statens forurensningstilsyn 1997). Kommunen skal i slike beslutningsprosesser ta hensyn til ulike aspekter i valg av avløpssystem. Dagens organisering er karakterisert av en sterk

separasjon mellom husholdninger og andre brukere på den ene siden, og beslutningstakere og eksperter på den andre. Det er ikke bare kostnadsminimering og oppfyllelse av resipientkrav som er viktig. Kunnskap, informasjon, og opplæring av innbyggerne i ansvarsfull og riktig bruk av de valgte løsningene er kanskje de viktigste suksessfaktorer for at de overordnede målsetningene kan nås. De samme kravene til kommunikasjon vil gjelde i forhold til de som skal bygge, vedlikeholde og drive anleggene, uavhengig av om dette er kommunalt ansatte eller entreprenører. Det er derfor en rekke hensyn som må ivaretas i beslutningsprosessen for valg av avløpssystem. For å sikre aksept og engasjement fra brukerne, er det derfor viktig å skape både en dialog og en forståelse mellom de ulike aktørene.

Formålet med dette paperet er derfor å undersøke hvor vidt en multikriterie planleggingsmodell er en brukbar metode for å håndtere komplekse problemer som kommunal avløpsplanlegging, hvor konflikter knyttet til multiple kriterier og multiple aktører er representert. Dette gjøres gjennom følgende trinn:

- Diskusjon av teori for multikriterie planlegging sammenlignet med modeller basert på rasjonell valghandlingsteori som nytte-kostnadsanalyser
- Anvendelse av en to-trinns multikriterie planleggingsprosess i avløpsplanlegging i en norsk kommune med to aktører og tre ulike aggregeringsmetoder
 - Analyse av avløpsplanlegging gjennom bruk av flere kriterier og flere brukere i en prosess
 - Diskusjon av tre aggregeringsmetoders egnethet til multikriterie planlegging

I multikriterie modellen forutsettes det ikke noen løsning som optimerer alle kriterier på samme tid. Modellen baserer seg på såkalt prosessbasert rasjonalitet hvor det legges opp til at beslutningstakerne gjennom en prosess finner en kompromissløsning. I følge Bogetoft og Pruzan (1997) omfatter multikriterie planlegging følgende prosesser:

- Undersøkelser for å finne mulige alternativer og preferansefunksjon.
- Kommunikasjon mellom beslutningsaktører og analytiker.
- En beslutningsfase.

Det benyttes data fra en kommune i det sørøstlige Norge (se de to foregående paperne. Åtte ulike strategier for avløpsplanlegging og seks kriterier av både kvantitativ og kvalitativ art, danner utgangspunkt for en vurdering med anvendelse av tre ulike aggregeringsmetoder.

Kriteriene omfatter kostnader, maksimale totale utslipp av fosfor og organisk materiale, samt energiforbruk pr. hushold. Kriteriene lokal tilpasning og positive tilleggseffekter ble utarbeidet i samarbeid mellom beslutningsaktører og eksperter, dvs. ordføreren i kommunen, jordbruks- og miljøvernssjefen fra kommuneadministrasjonen, en ekspert fra et forskningsinstitutt, Jordforsk, samt forfatteren. I beslutningsfasen utførte ordføreren og jordbruks- og miljøvernssjefen en rangering og vektning av kriteriene.

Begge beslutningstakere rangerte »Utslipp av fosfor» som det viktigste kriterium. Ulike preferanser var mest fremtredende for kriteriet »Kostnader pr. hus», hvilket også kan ses som et uttrykk for den rolle beslutningstakerne hadde i forhold til kommunale beslutninger. Ordføreren la mest vekt på den økonomiske situasjonen i kommunen og for sine velgere, mens den kommunalt eksperten i større grad vektla miljø- og jordbrukshensyn. En løsning med resirkulering og ett sikkert rensnivå viste seg å være den beste løsningen, mens den eksisterende situasjon kom ut som den dårligste løsningen. Endringer i resipientkrav eller kostnader endret ikke resultatene i vesentlig grad.

Erfaringene fra prosjektet viser at multikriterie beslutningstaking kan være en velegnet metode for å planlegge avløpsløsninger i en kommune. Ved å synliggjøre ulike økonomiske, miljømessige og andre kriterier i en prosess har informasjonsgrunnlaget for beslutningstakerne blitt forbedret. Det kan imidlertid være et problem å finne fram til, hvilket aggregeringsnivå som bør ligge til grunn for beslutningene. Sammenlignet med en prosess, hvor alle kriterier er moneratisert i et enkelt kriterium, vil beslutninger basert på en multikriteriemodell kunne være å foretrekke. Ved å synliggjøre kompromisser og alternativer i komplekse systemer kan man bedre gjennomføre planleggings- og beslutningsprosessen, og sikre at de involverte følger opp sitt ansvar.

Litteratur

- Amundsen, E. S., G. B. Asheim, E. Moxnes & B. Sandvik 1991: Hva er bærekraftig utvikling? *Sosialøkonomen* 3:20-26.
- Ayres, R. U. 1994: Statistical measures of unsustainability. *Ecological Economics* 16(3):239-255.
- Barbier, E. B. 1990: Alternative approaches to economic-environmental interactions. *Ecological Economics*. 2:7-26.

- Bawden, R. J., R. D. Macadam, R. J. Packham & I. Valentine 1984: System thinking and practices in the education of agriculturals. *Agricultural Systems* 13:205-225.
- Binswanger, M. 1993: From microscopic to macroscopic theories: entropic aspects of ecological and economic processes. *Ecological Economics*. 8:209-234.
- Bogetoft, P. & P. Pruzan 1997: *Planning with Multiple Criteria. Investigation, Communication and Choice*. Copenhagen Business School Press, København. 368 pp.
- Boulding, K. E. 1966: The economics of the coming spaceship earth. I: *Environmental quality in a growing economy*. Published for Resources for the Future by The Johns Hopkins Press, Washington D.C.
- Crites, R. & G. Tchobanoglous 1998: Small and decentralized wastewater management systems. McGraw-Hill, London.
- Daly, H. E. 1992: Is the entropy law relevant to the economics of natural resource scarcity? - Yes, of course it is!. *Journal of Environmental Economics and Management*. 23:91-95.
- Daly, H. E. 1995: On Nicholas Georgescu-Roegen's contributions to economics: an obituary essay. *Ecological Economics*. 13:149-154.
- Due, J. & J. S. Madsen 1983: Slip sociologien løs - en invitation til 80'ernes sociologi. Hans Reitzel, København.
- Eggertson, T. 1990: *Economic behavior and institutions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Elster, J. 1983: *Sour grapes. Studies in the subversion of rationality*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Faucheux, S., D. Pearce & J. Proops 1996: Introduction. I: Faucheux, S., D. Pearce og J. Proops 1996: *Models of sustainable development*, p. 1-20. Edward Elgar. Cheltenham, UK.
- Fluck, R. C. 1992: Energy analysis for agriculture.. I: Fluck, R.C.: *Energy in farm production. Energy in world agriculture*, 6. Elsevier.
- Food and Agriculture Organization 1991: *Food balance sheet*. FAO, Rom, Italien.
- Friedman, M. 1962: *Price theory: a provisional text*. Aldine, Chicago.
- Gaut, A. 1998: Naturbasert avløpsteknologi 1994-97. Sammendrag av programmets prosjekter. Centre for Soil and Environmental Research, Ås, Norway.
- Georgescu-Roegen, N. 1979: Energy analysis and economic valuation. *Southern Journal Economics*. 45:1023-1058.

- Gustafsson, L., H. Lanshamner & B. Sandblad (1982): *System och modell. En introduktion till systemanalysen*. Studentlitteratur, Lund. Sverige.
- Hall, Charles A. S., C. J. Cleveland & R. Kaufmann 1992: *Energy and resource Quality. The ecology of the economic process.*. University Press of Colorado. Colorado.
- Hanley, N., J. F. Shogren og B. White (1997): *Environmental economics in theory and practice*. Macmillan Press Ltd.
- Hartwick, J. M. 1977: Interregional equity and the investing of rents from exhaustible resources. *American Economic Review* 67(5):972-974.
- Hartwick, J. M. & N. D. Olewiler 1986: *The economics of natural resource use*. Harper & Row. Publishers. New York.
- Hausman, D. M. 1992: *The inexact and separate science of economics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hayek, F.A. 1986: The moral imperative of the market. I: *The unfinished agenda*. Anderson, Martin J. (ed.). The Institute of Economic Affairs, London.
- Josefsen, Arendt B. 1998: Om fremtidig jordbruksforskning. *Jord og Viden* 9:4-5.
- Kavka, G. S. 1991: Is individual choice less problematic than collective choice? *Economics and Philosophy* 7:143-165.
- Knudsen, C. 1993: Equilibrium, perfect rationality and the problem of self-reference in economics. I: Mäki, U., B. Gustafsson & C. Knudsen (eds.): *Rationality, institutions and economic methodology*, p.133-171. Routledge.
- Kristensen, E. S. & N. Halberg 1997: A systems approach for assessing sustainability in livestock farms. I: Sørensen, Jan Tind et al.: Proceedings of the 4th International Livestock Farming Systems Symposium - More than food production. Foulum 1996. EAAP-publication 89:16-29. Foulum, Denmark.
- Lakatos, I. 1970: Falsification and the methodology of scientific research programs. In Lakatos and Musgrave, eds. *Criticism and the growth of knowledge*. Cambridge University Press, Cambridge.
- March, J. G. 1994: A primer on decision making. How decisions happen. The Free Press, Cambridge.
- Martinez-Alier, J., G. Munda & J. O'Neill 1998: Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics* 26:277-286
- Miljøverndepartementet 1997: Stortingsmelding nr. 58 (1996-97): Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Dugnad for framtida.

- Munda, F., P. Nijkamp & P. Rietveld 1994: Qualitative multicriteria evaluation for environmental management. *Ecological Economics*. 10:97-112.
- Munda, G. 1995: Multicriteria evaluation in a fuzzy environment. Theory and applications in ecological economics. Physica-Verlag, Heidelberg.
- Noe, E. 1999: Værdier, rationalitet og landbrugsproduktion. Ph.D. –afhandling. KVL, København, Danmark.
- Nyborg, K. 1995: Project evaluations and decision processes. Discussion papers no. 137, Statistics Norway.
- Nørretranders, T. 1991: *Mærk verden. En beretning om bevidsthed*. Gyldendal, København.
- O'Neill, J. 1993: *Ecology, policy and politics*. Chap. 7: Pluralism, incommensurability and judgement. Routledge. p. 75-88.
- O'Neill, J. 1997: Value puralism, inmmensurability and institutions. I: Foster J. (red.). *Valuing nature?* Routledge. s. 75-88.
- Pasour, E. C., Jr. 1993: The work agenda in agricultural economics: Why a shift in emphasis is warranted. *Amer. J. Agr. Econ.* 75:60-68.
- Pearce, D. W. & R. K. Turner 1990: *Economics of natural resources and the environment*. Harvester Wheatsheaf. New York.
- Romero, C. & T. Rehman 1989: Multiple criteria analysis for agricultural decisions. Elsevier. Amsterdam.
- Ruth, M. 1995: Information, order and knowledge in economic and ecological systems: implications for material and energy use. *Ecological Economics*. 13:99-114.
- Spash, C. 1997: Environmental management without environmental valuation? O Foster J. (red.): *Valuing nature?* Routledge. p. 170-185
- Sriskandarajah, N., R. J. Bawden & R. C. Packham 1991: Systems agriculture: A paradigm for sustainability. *Association for Farming Systems Research-Extension Newsletter* 2(3):1-5.
- Statens forurensningstilsyn 1997: Miljømål for vannforekomstene. Retningslinjer og anbefalte miljøkvalitetsnormer. TA-500. 97:2. Oslo.
- Sørensen, J. T. og E. S. Kristensen 1993: Systemic modelling: A research methodology in livestock farming. I: Gibon, A. G. Mathon og B. Vissac: *Global appraisal of livestock farming systems and studies on their organisational level: Concepts, methodology and results*. Commission of the European Communities EUR 14479.
- Toman, M. A. 1994: Economics and «Sustainability»: Balancing trade-offs and imperatives. *Land Economics*. 70(4):399-413.

- Toman, M.A., J. Pezzey & J. Krautkraemer 1995: Neoclassical economic growth theory and «Sustainability». I Bromley, D.W. (red.): *The handbook of environmental economics*. Blackwell. p. 139-165.
- Vatn, A. 1998: Input versus emission taxes: Environmental taxes in a mass balance and transaction costs perspective. *Land Economics*, 74 (4): 514-25.
- World Commission on Environment and Development 1987: *Vår felles framtid / Verdenskommisjonen for miljø og utvikling*. Tiden norsk forlag, Oslo.
- Zeleny, M. 1982: *Multiple criteria decision making*. McGraw-Hill Book Company. New York.



Cost-efficient strategies for handling of wastewater from households to recipient – a modelling approach

Karen Refsgaard, Norwegian Agricultural Economics Research Institute, PB 8024 dep., N-0030 OSLO

Abstract

At the UN-conference for Environment and Development in Rio in 1992, the world municipalities were called to communicate and act together with its inhabitants, organisations and private firms about a local Agenda 21. One of the central challenges in Agenda 21 for the municipalities is the management of water resources. The purpose of this paper is to analyse optimal strategies (as to cost-efficiency) for wastewater planning on a recipient level. A linear programming model was used as a planning tool for finding cost-efficient wastewater handling strategies according to recipient requirements for emission of phosphorus and total organic matter. The model was developed and evaluated for 558 households having decentralised wastewater treatment in the municipality of Våler, a rural municipality in Norway. Compared to a situation with no wastewater treatment, nutrient emissions through wastewater from households were reduced by 80 % in the case of phosphorus and 50 % in the case of organic matter. The total costs per household averaged NOK 4 660 per year, about NOK 2 000 more than in the existing systems. Sixty percent of the households had to change to new systems, primary to single and common mounds, while the great number of existing source separated systems and a major part of the existing septic tanks were kept. For a reduction of phosphorus emissions greater than 85 % and 50 % emission reduction of organic matter the costs rise heavily.

The model is based on the conditions in one specific municipality, but could be used more generally. If information about existing wastewater handling systems exist, adaptation to a model like this is possible at a moderate cost. An advantage of using LP-modelling is the possibility for performing sensitivity analyses, which may relax the need for realistic and detailed data. However the costs of information gathering and the modelling process may still be rather high for such a planning tool.

1. Introduction

At the UN-conference for Environment and Development in Rio in 1992, the world municipalities were called to communicate and act together with its inhabitants, organisations

and private firms about a local Agenda 21. An important reason for this strategy was the fact that global environmental challenges are a sum of local actions. Therefore the municipalities as the lowest control authorities for the households, have an important role in securing that the actions effectuated locally are consistent with the needs for solving the global environmental challenges. The municipalities must also mobilise and prepare for the co-operation of the local population in this work.

One of the central environmental challenges for the municipalities is the management of water resources. In Ministry of Environment (1997:99, own translation) the Norwegian government states: *«The problems related to excess fertilising are to a great extent of local character. As a consequence of this it is desirable that the municipalities take increased responsibility to ensure the desired recipient quality. The municipalities are asked to include environmental recipient requirements in a programme of actions. The Norwegian Pollution Control Authority and the Directorate for Nature Management have worked out general guidelines and environmental quality standards to support these processes.»*

It is recommended that the municipalities value the benefits and costs of improving the recipients' quality to find the optimal recipient requirement standards, thereby bringing this setting into the decision process in the municipality. The benefits should be evaluated according to the needs of existing and potential user interests and to the non-use benefits for environmental protection. However, these water recipient users lack the guidance of appropriate economic signals, which reflect the full social costs for their resource utilisation. This is connected to the spatial location of the rivers with the inability of institutions to establish well-defined property rights (Hanley et al. 1997). In this paper certain recipient requirement standards are jointly set by a municipal employee, an expert at the Centre for Soil and Environmental Research, and the author without further comparison of the benefits of this level with the abatement costs. The questions of benefits are considered in Refsgaard (2001b), where multicriteria analysis is discussed and used for evaluation of the user interest.

Runoff from agriculture, industry and municipal sewage is the most important man-made source of eutrophication. Eutrophication in freshwater is mainly caused by phosphorus, while nitrogen, and in some places also phosphorus, cause eutrophication in saltwater. In 1997 municipal sewage emission constituted 58 %, agricultural constituted 30 % and industry 12 % of the total human emissions to the Norwegian coast (Ministry of Environment 2000). Due to different wastewater treatment methods for municipal sewage, the emissions to the recipients differ among the households, thereby also causing variation in the marginal costs for reducing

the environmental load. A broad range of nature-based wastewater treatment systems developed for households situated in less densely populated areas were investigated in the research program «Natural Systems Technology for Wastewater Treatment» in Norway (Gaut 1998). In Refsgaard and Etnier (1998) an evaluation of costs and emissions for some of these wastewater treatment systems is given for individual households.

The recipient requirements are set for all households in common. This will be more cost-efficient than when equal requirements are set for each single household like in the present regulation in many Norwegian municipalities. This is because the costs as a result of different technologies and different natural and demographic conditions for treatment differ among the households. Therefore the treatment levels and thereby the emission quantities will have to differ if the marginal costs for all households are to be equalised to secure social efficiency. Choe and Frazer (1998) came to the same conclusion regarding the management process for household waste. After identifying an optimal amount of waste to be generated, the aim is to find the optimal mix of available waste disposal technologies, that is where the marginal cost of alternative waste disposal technologies are equalised (Wiseman 1991). From a social economic perspective there is thus a potential for benefit by a change in regulation such that the marginal costs for abatement is being equalised for all households. Such a change may, however, be difficult to implement due to distributional effects, transaction costs etc., which are discussed in more detail in Refsgaard (2001a). It is, however, a complicated task to find cost-efficient combinations of different wastewater systems due to the following factors:

- Several sources for emission
- Several types of emission sources
- Several possibilities for reducing the emission to recipients

It is therefore a challenge to analyse how a great variety of wastewater systems for a great number of emission sources given certain recipient requirements can be combined in a cost-efficient way.

The aim is then to analyse optimal strategies (as to cost-efficiency) for wastewater treatment on a recipient level, which is done through the following steps:

1. To determine optimal combinations of wastewater treatment options, named strategies, subject to certain recipient requirements.
2. To test the stability and robustness of the strategies through the following procedures:

- To analyse how sensitive the optimal structure (composition of wastewater handling options) and its solution is to changes in requirements for emissions of phosphorus and organic matter.
 - To analyse how sensitive the optimal structure and its solution is to changes in costs especially affected by changes in topographical and geological conditions.
 - To analyse how flexible the optimal structure and its adaptation to changes in the residential patterns of the district (number and localisation of houses, family structure etc.) is.
3. Discuss the advantages and disadvantages for a linear programming model as a decision method for the municipality in its planning process for wastewater handling.

2. Alternative systems of wastewater treatment

In figure 1 an overview of different possibilities for handling of household wastewater and solid waste is given. The rectangles represent different types of waste, wastewater and treated material. The circles represent processes for treating the waste and wastewater. The darkly shaded frames indicate that water is added to waste or wastewater while the medium shaded frames indicate that no water is added. The lightly shaded frames indicate that the waste is inorganic. Each handling method has different costs and cleaning effects. The figure shows how complex the treatment process is with many possibilities for handling of wastewater and waste. Handling does not only include technologies for treating wastewater, but also changes in production processes or in consumption. The wastewater handling system therefore includes the collection, transport, treatment, and spreading system. In some cases it may be advantageous to handle wastewater sludge together with food waste. Use of wastewater systems like source-separated systems instead of municipal sewage systems, can change the costs and handling possibilities for the waste-handling sector and in some cases, the demand for drinking water. Hence the saved or increased costs from these other sectors can be included to produce a comparison of the wastewater handling systems. Benefits such as the income from sale of «treated wastewater» as a source of macronutrients for agriculture can be included as a profit, see also Refsgaard and Etnier (1998). The standard calculations of wastewater treatment costs from Statistics Norway (Hass 1997), for example, only include the costs arising after the wastewater has left the house. While this works very well when comparing the costs of centralised treatment systems in different municipalities, it is

inadequate when cost comparisons include decentralised systems, many of which call for special toilets or tanks to be installed by the house-owner. The whole chain for wastewater treatment is therefore termed «wastewater handling» to separate it from subsystems like cleaning.

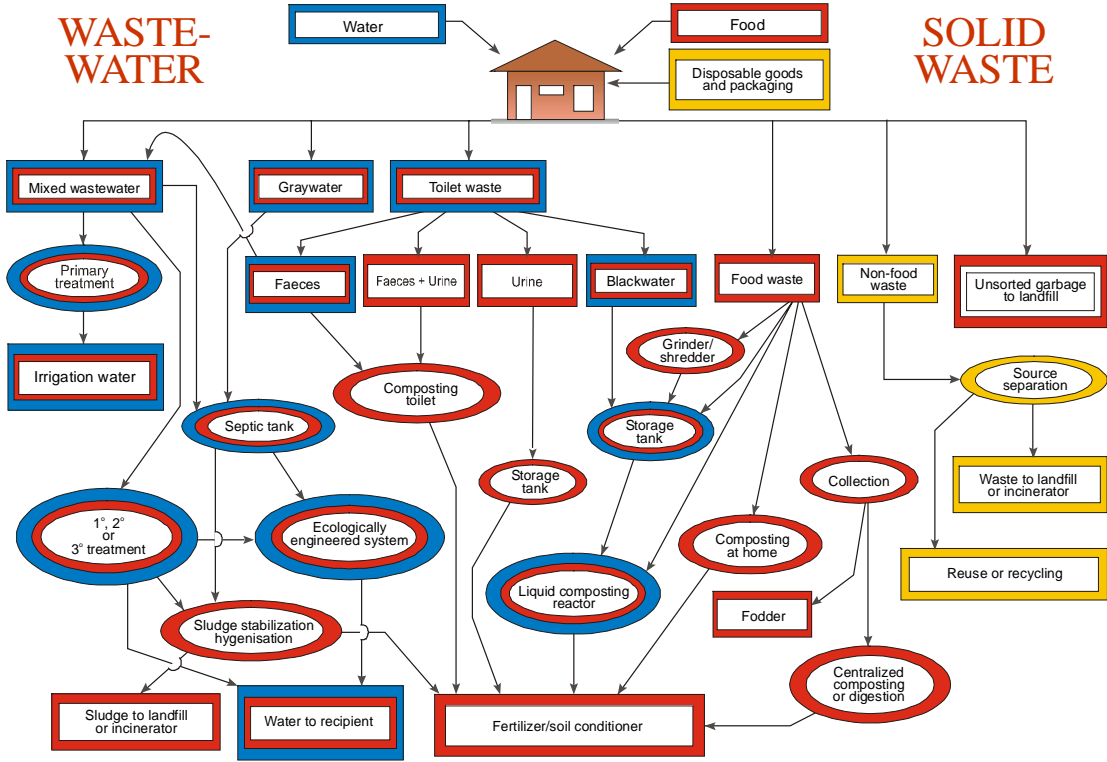


Figure 1: Different possibilities for the handling of household wastewater and waste

Below, the different wastewater types and the treatment technologies used in the handling systems in this paper are described.

2.1. The wastewater types

Wastewater is often a mix of blackwater from ordinary toilets, using 5-10 l water per flush, and greywater. The mixed wastewater is collected in a septic tank for further treatment or sent through a common pipeline system to a sewage plant. Source-separation of the wastewater in blackwater and greywater is a potential future option. The blackwater is collected in a closed tank after use of a vacuum toilet system adding 1 l water per flush or after use of a waterless

toilet adding 0.04 l water per flush (Skjelhaugen (1999)). The greywater is sent through a septic tank for further treatment afterwards. Based on this, the wastewater is classified in the following types according to the concentration of different matter in the wastewater and on the toilet technology:

- *Mixed wastewater based on ordinary toilets, including greywater and toilet waste*
- *Toilet waste in the form of blackwater based on vacuum toilets*
- *Toilet waste in the form of blackwater based on waterless toilets*
- *Greywater*

2.2. The treatment systems

The treatment systems studied are ecologically engineered systems including infiltration plants and constructed wetlands, liquid composting reactor systems and conventional 1*, 2* or 3* treatment systems including package treatment plants and centralised sewage systems.

2.2.1. The infiltration plants

The infiltration facilities evaluated are modelled according to the design guidelines by the Norwegian Centre for Soil and Agricultural Research (Køhler 1997) and the Norwegian Pollution Control Authority (Ministry of Environment 1992). An infiltration plant consists of a septic tank to keep the sludge and an infiltration unit where suspended and dissolved matter is removed. The treatment is based on infiltration of the mixed wastewater or the greywater through the soil. The cleaning processes mainly occur on the surface of the particles, where especially phosphorus is bound. Nitrogen and organic matter are based on cyclic processes. By the projecting design of the plants the choice of concept, design, material and dimensioning must be adapted to the natural conditions. The infiltration plants can therefore be based on either local or added masses and with open or closed ditches. In Norway closed ditches are most common. The following infiltration plants are included in this model:

- *Infiltration in soil*
- *Sand filter*
- *Mound*

2.2.2. Constructed wetlands

The constructed wetlands evaluated are modelled on facilities built and tested in Norway by the Norwegian Centre for Soil and Agricultural Research (Mæhlum et al. 1995, Mæhlum 1998, Køhler 1997). Constructed wetlands are typically installed for mixed wastewater or greywater treatment at a site where a wetland did not previously exist. The constructed wetland consists of a septic tank, a pump for intermittent loading of the vertical flow bed, a bed with vertical flow through coarse sand and/or lightweight aggregates, a planted bed with horizontal flow through sand and/or lightweight aggregates and an access port. The bed with vertical flow is an aerobic pre-treatment to enhance nitrification and reduce the biological oxygen demand (BOD) load. The lightweight aggregates can be used to improve phosphorus removal. Therefore different types of wetlands can be constructed according to filter material, vegetation, design and throughput. The types included in this paper are:

- *Constructed wetland with sand*
- *Constructed wetlands with lightweight aggregates*

2.2.3. Package treatment plants

In a package treatment plant the wastewater flows to an interception tank with three chambers. The first chamber serves as primary treatment, i.e. sedimentation. The second chamber is a pumping station and evens out variations in the flow. From there the water is pumped to a reactor, where it goes through aeration and biological and chemical precipitation or more simple treatment, depending on the type of plant. For more information, see Refsgaard et al. (1998). In this study the biological/chemical package treatment plant implying 3* treatment is included.

2.2.4. Liquid composting reactor

In systems with source-separation of the wastewater in blackwater and greywater, the blackwater or eventually the septic sludge can be treated in an aerobic liquid composting reactor (Skjelhaugen 1999). Through liquid composting, the material is both stabilised and hygienised according to legal requirements. The greywater can be treated in infiltration plants or constructed wetlands described above. The blackwater treatment is not on site, but is often situated on a farm where there is a potential for recycling if the water content is relatively low, as is the case in blackwater. Thus, a higher number of households can contribute with

high concentrated blackwater and waste, thereby leaving a higher income potential for the farmer than when the content of water is higher, e.g. in wastewater. The cost-efficiency of these systems depends thereby on the material's nutrient contents and the transport distances. Normally, organic matter with a high energy content has to be added to speed up the process. This can also be a proper treatment option for organic waste where costs and resources can be saved using a combined treatment with blackwater.

2.2.5. Centralised sewage plants

One option frequently proposed and used for wastewater treatment in rural Norway is to extend the sewage network to incorporate more houses. In a sewage network wastewater from many households, industry and public institutions are transported with common pipelines to centralised sewage plants. Several types of treatment processes are used with different combinations of mechanical, chemical and biological processes and depend on local conditions like type and condition of the recipients. Average figures from Norwegian municipal sewage plants for cleaning effect are used and described in Refsgaard and Etnier (1998) and Statistics Norway (1999a).

3. A model for optimal solution (as to cost-efficiency) at municipality level

The challenge for the municipality is to determine the least-cost combination of handling systems to achieve the given emission targets.

Linear Programming is an interesting approach when one is facing a well-defined goal with a great number of options subject to some quantifiable constraints. When two or more handling systems are used, costs will be minimised if each activity is pursued to a point such that the marginal or incremental costs are equal for each activity, thereby determining the optimal mix of handling systems.

The criteria in linear programming models can be expressed both as goals and as constraints. Goals are targets aspired to by the decision-maker, which may be achieved or not.

Constraints, however, must be satisfied; otherwise infeasible solutions will occur. It follows then that targets can be considered as soft constraints that can be violated without producing infeasible solutions (Romero and Rehman 1989). This distinction is relevant with respect to

reduction of emissions to recipient, because they are criteria that must be fulfilled, while the costs are criteria that the municipality aspires to.

From a theoretical point of view, the optimising principle seems very appropriate for assisting in the work for planning a cost-efficient wastewater treatment strategy around a recipient. It provides an unambiguous tool to evaluate alternative options for wastewater handling on the basis of their contribution to reduce the emission of nutrients to recipients. From an operational point of view, the value of the traditional optimising approach is, however, rather limited because the objective function requires complete information about all possible combinations of actions, about the relative trade-offs between these actions and about all constraints prevailing in the decision-making process.

3.1. A linear programming procedure

The LP procedure is used to optimise a linear function subject to linear and integer constraints. Specifically, the LP procedure solves the general mixed-integer program of the form:

$$\begin{aligned} \min \quad & C'X \\ \text{s.t.} \quad & AX \leq B \\ & X \geq 0 \\ & x_i \text{ is integer for } i \in S \end{aligned}$$

where

$$C = [c_1, c_2, \dots, c_n]$$

$$X = [x_1, x_2, \dots, x_n]$$

$$B = [b_1, b_2, \dots, b_n]$$

S is a subset of the set of indices $\{1, 2, \dots, n\}$ that must take integer values

$$A = \begin{bmatrix} a_{11}, \dots, a_{1n} \\ a_{21}, \dots, a_{2n} \\ \vdots \\ a_{m1}, \dots, a_{mn} \end{bmatrix}$$

3.2. LP-models or MIP-models

LP denotes linear models, when S is empty. If S is not empty but not contains all of the integers between 1 and n , the problem is a mixed-integer one and is denoted MIP. The LP-model corresponding to a MIP-model is referred to as the LP relaxation since we have

«relaxed» the integer variables allowing them to take continuous values. In praxis, due to the fact that in reality wastewater treatment plants either are going to be built or not, the decision variables all have to be integer values. However, in cases where the number of decision variables (handling systems) are large, the difference between MIP-models and LP-models would be expected to be small. MIP-models differ from LP-models in two important ways (Williams, 1993). The set of feasible solutions to a MIP-model is disconnected and there may be no solutions to a MIP-model on the boundary of the feasible region of the LP-relaxation. It therefore seems appropriate to test the differences between the two types of models before it is decided whether to use the LP-model or the MIP-model in further analysis.

3.3. The costs, c

The cost parameter, c , is represented by the annual costs per handling system. For new potential systems the costs are expressed as total annual costs including the annuity for the fixed costs and the average annual costs for operation and maintenance. For the existing plants the total costs include those for operation and maintenance. The remaining lifetime for the existing plants may be expected to be shorter than for the new plants, implying that costs for reinvestments have to be included to secure a true comparison. However, it is expected that the cleaning effect due to such a reinvestment must be improved, and it is therefore assumed that this advantage will outweigh the disadvantage by increased costs in a cost-efficient analysis.

3.4. The constraints, b

The constraints include restrictions for emissions to the recipient. The linear inequality equations also secure that negative numbers of handling systems could not exist. For maintenance of the existing systems the decision variables are upper-bounded according to the existing number of the specific handling system. The handling systems are upper-bounded for some of the nature-based systems due to geological limitations. However, the residential patterns and distances limit the possibilities for common plants.

3.5. The technical coefficients, A

A is represented by the technological coefficients for the handling systems. The technical coefficients for the emission of matter are independent of the size and number of the wastewater plant, thereby fulfilling the assumption of linearity. Emissions are expressed in kg of matter per handling system.

3.6. The handling systems, x

The decision variables, x , are represented by the existing and potential new wastewater handling systems for all households emitting to the recipient in the planning area. The wastewater handling system includes collection, transport, treatment, and spreading system. In some cases it may be advantageous to handle wastewater sludge together with food waste. The handling systems can be classified in different ways according to technology, cleaning effect, water consumption, size, and localisation possibilities. For some of the nature-based systems it is possible to vary the arrangements in order to cope with variations in the natural conditions concerning topography, geology and distances. In general, the more nature-based or the less standardised the system is, the greater variation in costs is expected. The assumption about linearity in the objective function is relaxed to take account of economies of size within both the establishment and the operation process. Therefore, for a majority of wastewater handling systems there are possibilities for both single and joint systems. The treatment plant as the decision unit is chosen in favour of a household or a person because this is the smallest economically independent unit. The following groups of wastewater handling systems are included in this paper:

- existing systems
 - mixed wastewater to septic tanks
 - mixed wastewater to sandfilter
 - mixed wastewater to mini package treatment plants
 - source-separated systems with
 - water-saving toilets, closed tank for blackwater and transport to a central sewage plant
 - some infiltration of greywater
- new potential systems
 - source-separated systems with

- water-saving toilets, transport with truck and wet composting on a farm for the blackwater
- greywater to some sort of infiltration
- mixed wastewater based on water-closets and infiltration in soil, sand or mounds while the sludge is transported to conventional treatment plants
- mixed wastewater treated in constructed wetlands and sludge transported to conventional treatment
- mixed wastewater treated in mini-package treatment plants
- mixed wastewater transport with pipelines to central sewage plants

3.7. The modelling language

The model is programmed in SAS – Statistical Analysis System. The LP-procedure under SAS/OR is the procedure used for minimisation (SAS 1989).

4. Application to a Norwegian municipality

In rural areas in Norway there is at present a lack of well functioning wastewater handling systems to reduce the nutrient emissions to recipients. On the other hand, most urban areas already have an infrastructure for emissions to recipients, mainly in the form of centralised wastewater treatment (Statistics Norway, 1999). The municipality of Våler in the south-eastern part of Norway is chosen for an evaluation of wastewater strategies in a rural area and for an analysis of their stability and robustness for households emitting to the nearby recipient, the Hobøl-river.

The municipality of Våler takes part in the Morsa-project, which is a project for seven municipalities up-stream the Hobøl-river emitting to the drinking water reservoir, Vannsjø. One of the main purposes of this project is to achieve an improvement of the water quality in the recipient. In Våler, a survey of the existing structures for wastewater treatment plants and their biological and technical efficiency exists. Furthermore, the mayor and the municipal administration have shown considerable interest in the development of a proper model for wastewater planning.

In the following the specific conditions in the municipality of Våler are presented. The resulting LP-model for the municipality is shown in appendix A1.

4.1. The present conditions in the recipient

The County Governor of Østfold evaluated the pollution status in the local recipient, the Hobøl-river, in 1996. The result of this evaluation is shown in Table 1 below.

Table 1: Pollution status in the Hobøl-river in 1996:

Eutrophication	Extremely poor
Particle influence	Extremely poor
Organic matter	Poor (1995)

Source: Fylkesmannen i Østfold – Miljøvern avdelingen 1997

In 1996, 87 % of the phosphorus emissions to the Hobøl-river from households came from decentralised wastewater treatment plants, while the remaining 13 % of the phosphorus emissions to the river from households came from central sewage plants. However, about 50 % of the population were connected to the sewage system in the catchment area, which leaves a potential for the reduction of emissions to the recipient through improved wastewater treatment in the area with decentralised plants (Framstad & Stalleland 1997).

4.2. The prospective conditions in the recipient

The Norwegian Pollution Control Authority (1997) has published instructions and recommended requirements for environmental quality for use in the municipalities. The requirements differ according to the classification of the recipient for different purposes. The prospective conditions for the Hobøl-river have to satisfy the requirements for emissions to a drinking water recipient (Fylkesmannens Miljøvern avdeling – Østfold 1997) which include:

- Requirements for suspended matter, phosphorus and bacteria
- The content of thermostable coliform bacteria and total phosphorus

These requirements are not operational and therefore quantifiable limits are set jointly by a municipal employee (Hammer, pers.comm.), an expert at the Centre for Soil and Environmental Research (Kraft, pers. comm.), and the author. There are no requirements to eutrophication, but for phosphorus (P) as the most important source for eutrophication a reduction of 80 % is required, while a reduction of 50 % is required for total organic matter (TOC). It is also required that every household has a minimal cleaning facility, at least a septic tank for blackwater sludge in order to take care of the problems with coliform bacteria.

4.3. The existing structure for wastewater handling

In the municipality of Våler the wastewater treatment for households in the rural areas has recently been investigated by the Centre for Soil and Environmental Research in Norway. Data about the number, type and size of existing facilities, and cleaning effect for phosphorus and total organic matter has been collected for the 558 households (Turtumøygard and Kraft 1997). Data about costs are taken from Refsgaard et al. (1998) and modified according to local conditions (Hammer, pers.comm.).

4.4. The new structure for wastewater handling

The values for cleaning effect in the infiltration systems, the constructed wetlands and the package treatment plants are based on Refsgaard et al. (1998), together with figures from Geographical Information System models for wastewater, developed by the Centre for Soil and Environmental Research in Norway (Turtumøygard and Kraft 1997). The conditions for infiltration in soil are poor and restricted to 10 households for the whole area. There are relatively short distances from the household to the recipient and soil of medium quality affecting the degree of natural infiltration in the ground (Hammer, pers. comm., Kraft, pers.comm.).

Common plants are feasible for 50 houses lying rather close to each other and 30 houses with somewhat greater internal distances (Hammer, pers. comm.).

With 558 households in a municipality covering 250 km², the average distance from a household to a potential liquid composting reactor is calculated to be 19 km, to the sewage plant 48 km and to the deposits for organic waste 103 km. Such distances affect the transportation costs. The length of the pipelines in an extended central sewage system is then set to 250 m main and 250 m for house connection per household with no common pipeline, and to 50 m main and 50 m for house connection per household with 10 houses sharing a common pipeline.

The costs for the 21 different handling systems are then calculated in accordance with Refsgaard and Etnier (1998) and Refsgaard et al. (1998).

5. Results and discussion

It is a challenge to model the situation in the municipality in a proper way. The model requires information both about the present situation for wastewater handling and about future options. The development and adaptation of the model and the interpretation of the results require knowledge about the underlying mathematics. If these resources do not exist in the municipality, it may be necessary to use external consultants. However, one of the advantages of an LP-model is the potential for making different kinds of sensitivity analyses, which in some ways reduces the need for realistic and valid data.

5.1. Optimal basic solutions (as to cost-efficiency) for wastewater handling

Table 2 shows the results for three different solutions. The first column shows the existing situation in the municipality. In the basic solution shown in the second column, emissions through wastewater are reduced by 80 % for phosphorus (P) and 50 % for total organic matter (TOC) compared to a situation without any treatment. In the last column the MIP-solution, subject to the same constraints as the basic solution, is shown. In the basic solution the costs per household were on average NOK 4 460 per year with 40 % of the existing plants being kept and 60 % of the households requiring new systems. This was about NOK 2 000 more per household than in the existing system, but also implied a reduction in emissions to recipient by 68 % for phosphorus and 46 % for organic matter. These reductions implied that the cost for phosphorus removal was reduced by about 600 NOK per kg P removed by a change in system. This was made possible by replacing a major part of the existing septic tanks and infiltration plants with new mounds, while the old source separated systems were kept. Due to poor geological conditions, infiltration in soil was only possible for 10 houses.

Table 2: The existing solution, the basic LP-solution and the comparable MIP-solution

	Existing situation	Basic solution LP-model, 80 % P-reduction and 50 % TOC-reduction	MIP-model, 80 % P-reduction and 50 % TOC-reduction
Total cost in NOK	1 452 474	2 600 367	2 600 740
Cost per household	2 603	4 660	4 661
Cost per kg P removed	3 705	3 129	3 130
Kg P emitted	647	208	208
Kg TOC emitted	10 035	5 446	5 446
% existing systems	100 %	40 %	39 %
% new systems		60 %	61 %
No. of households with ...			
existing septic tanks	303	41	40
existing infiltration and other plants	87	12	12
existing package treatment plants	32	32	32
* existing source separated systems, black / grey	136/136	136/136	136/128
new septic tanks to terrain			2
new infiltration plants			
single mounds		247	247
common mounds		80	80
infiltration in soil, single		10	8
new source separated plants			
* black / septic for greywater to recipient			0/8

* Combination of existing and new systems are possible for source separated systems

The objective value for the costs from the relaxed LP-solution was and will always be the minor one compared to an MIP-solution for a minimisation with the Simplex algorithm. However, the differences in objective value and composition of solutions were small between the two solutions and further comparisons for other emission requirement levels and changes in constraints all gave small differences. For reductions in emission levels of more than 90 % for phosphorus, there were some marginal differences in the combination structure. One reason for the insignificant differences between the two types of models could be that the size of the common plants was small compared to the total number of plants, thereby not creating any strong constraints in the optimisation. Due to disconnections of the feasible solutions, the marginal cost values for the constraints were not always calculated for the MIP-models. It was therefore decided to use the LP-relaxed models with values for the variables that needed to take integer values rounded up to secure the requirements for emission in accordance to proposals from Hanf and Schiefer (1983).

5.2. Stability and robustness of the basic solution

The stability and robustness of the basic solution was investigated by means of range and sensitivity analyses.

5.2.1. Changes in requirements for emission of phosphorus and organic matter

In figure 2 the marginal abatement cost functions for changes in emission requirements for phosphorus for the basic solution and for a solution with a reduction in TOC on 80 % are shown. As the emission requirements were increased, marginal abatement costs rise at a low rate until a reduction level of about 85 % from where the costs rise steeply. This was due to a maximum cleaning effect between 80 % and 90 % for phosphorus for a major part of the wastewater systems. If the reduction of phosphorus emission was decreased to 50 %, equal to 519 kg emitted, the total organic matter thus became the constraining factor with a shadow price of NOK 3 per kg TOC. For higher phosphorus reduction levels the organic matter always had a slack.

If the requirement for reduction in organic matter was increased from 50 % to 80 %, organic matter became the constraining factor until a reduction in phosphorus emission of about 70 % was reached. Above this level phosphorus again became the constraining factor.

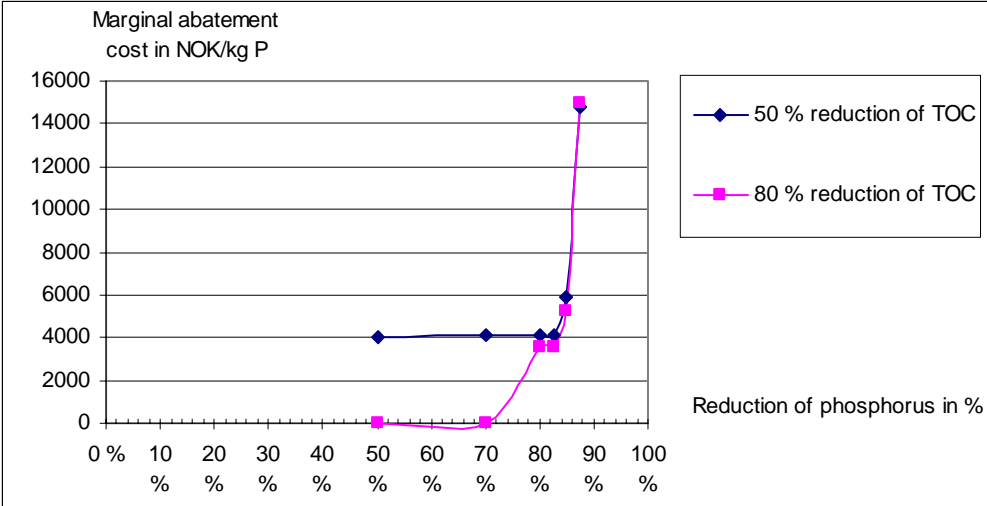


Figure 2: Marginal abatement costs for reduction in phosphorus emission at different levels of TOC

In table 3 the effect of different requirement levels for phosphorus emission on the total costs and on the composition of optimal solutions is shown.

Table 3: The optimal solutions for different levels of reduction in phosphorus emission

	50 % reduction in phosphorus emission	70 % reduction in phosphorus emission	80 % reduction in phosphorus emission	82.5 % reduction in phosphorus emission	85 % reduction in phosphorus emission	87.5 % reduction in phosphorus emission
Total cost in NOK	1 312 012	2 167 727	2 600 367	2 708 527	2 834 811	3 074 457
Cost per household in NOK	2 351	3 885	4 660	4 854	5 080	5 510
Cost per kg P removed	2 523	2 982	3 129	3 160	3 210	3 382
Kg P emitted	519	312	208	182	156	130
Kg TOC emitted	8 279	6 712	5 446	5 129	3 652	3 388
% existing systems	85 %	54 %	40 %	36 %	31 %	24 %
% new systems	15 %	46 %	60 %	64 %	69 %	76 %
No. of households with ...	558	558	558	558	558	558
existing septic tanks	288	124	41	20	9	
existing infiltration and other plants	12	12	12	12	12	
existing package treatment plants	32	32	32	32	18	
* existing source separated, black/grey	136/45	136/136	136/136	136/136	136/24	134/24
new septic tanks	5					
new infiltration plants						
single mounds		164	247	268	293	344
common mounds	80	80	80	80	80	80
infiltration in soil, single	5	10	10	10	10	
new source separated plants						
* black / infiltration in soil of greywater, single						0/10
* black / septic tank for greywater	0/91				0/112	0/100

* Combination of existing and new systems is possible for source separated systems

The cost per kg P removed rises with increasing reduction levels. However, the figures are lower than the marginal abatement costs for the same reduction levels shown in figure 2. This is because the marginal abatement costs are the real shadow prices from the LP-modelling, while the figures for phosphorus removal are calculated and based on a totally continuous function. The proportion of new systems relative to existing systems increased with increased requirement for reduction in phosphorus emission. A higher reduction was achieved through substitution of existing systems with septic tanks with new mounds and the maximum possible number of systems for soil infiltration. Most of the existing systems for source separation were kept, although the existing systems for greywater were substituted with new septic tanks and direct emission of greywater to terrain or recipient afterwards. This constituted a flexible way of adaptation to increased reduction requirements. Households can one at a time substitute their old septic tanks with new mounds and thereby receive a better cleaning effect for their wastewater.

5.2.2. Changes in costs due to varying topographical and geological conditions

The robustness of and the possibilities for generalising the results from the LP-model relies, among other, on how representative the coefficient parameters for topographical and geographical conditions in the municipality of Våler are compared to average figures for Norway. According to Statistics Norway (1999a), 32 % of the decentralised treatment plants in Norway had infiltration in soil, compared to only 1 % in Våler. Furthermore, only 2 % of

the decentralised treatment plants in Norway had a closed tank, while 24 % had closed tanks in Våler. This indicates that lower total costs for wastewater handling could be expected in other parts of Norway due to lower costs for infiltration systems in soil than for source separated systems. Other types of plants are less dependent on the natural conditions. However the need for blasting also affected the costs, especially for infiltration systems and pipeline systems.

The optimal basic solution was therefore analysed for cost changes on optimal numbers of mounds and infiltration in soil. Within the cost range for the structural variables the composition of handling systems in the optimal basic solution remained the same. The results show that if the cost of single mounds exceeded NOK 7 030 per mound then it would become optimal to reduce the use of this system for any fractional increase in its cost, see table 4. Above this limit the combined system with source separation would then enter the solution. For the common mound the costs could range from NOK 0 per system to NOK 49,808 per system for 10 households, without changing the number of common mounds in the optimal solution. Infiltration in soil would start to substitute common mounds if the price rose to more than NOK 49,808.

Table 4: The ranges for the cost parameters for the optimal number of wastewater systems

	cost range per handling system (NOK)
	(min - max)
Existing septic tanks to recipient	(550 - 1771)
Existing closed tank for blackwater	(0 - 5443)
New single mounds	(6629 - 7030)
New common mounds for 10 households	(0 - 49808)

in the basic solution

A 25 % rise in costs for both single and common mounds due to a need for blasting resulted in a substitution of single mounds with combined mounds for source separation and existing septic tanks, see table 5. This increased average costs by NOK 245 per household.

Table 5: Varying geological and residential conditions

	Basic solution	C h a n g e i n n u m b e r s	25 % cost increase on mounds due to blasting	50 % cost decrease for pipelines due to distances	** 5 times the number of closely spaced households
Change in cost per household	4 660			+245	-40
No. of households with ...					
existing septic tanks	41		-6	-14	+19
existing infiltration and other plants	12				
existing package treatment plants	32				-31
* existing source separated, black/grey	136/136				/-10
new infiltration plants					
single mounds	247		-247	+14	-247
common mounds	80			-80	+270
infiltration in soil, single	10				-10
new source separated plants					
* black / infiltration of greywater in soil, common					/+10
* black / grey, combined			+253		
new pipeline systems, common				+80	

* Combination of existing and new systems is possible for source separated systems.

** In this strategy 250 households instead of 50 households are located with medium distance in between and 150 households instead of 30 households are located with short distance in between.

5.2.3. Changes in the residential patterns of the district

The residential pattern in the municipality affects among other things, the potential for common treatment plants. The municipality of Våler has a population density of 2.4 households per square kilometre for households with separate wastewater systems related to the total area in the municipality. This is more than twice the density for Norway on average, but lower than the average for the County of Østfold (Statistics Norway 1999b). This indicates that there may be a higher potential for common plants in the municipality of Våler than in other parts of Norway.

Table 5 also show the effects of the objective value and the combination of wastewater handling systems when the share of closely spaced houses is five times greater than at present, thereby having possibility for common treatment systems. The analysis showed that the annual cost per household was reduced by an average of NOK 1,300 and that common mounds substituted all single mounds.

The effect of a higher population density for the 558 households also reduces the length of and thereby the costs for pipelines in the central sewage system. Parametric programming enables us to analyse how the optimal solution reacted to different cost changes. In table 5 we see that a 50 % cost decrease per plant for the centralised system with pipelines resulted in a decline in cost on NOK 40 per household. Single mounds substituted the existing septic tanks and common pipelines substituted common mounds.

5.3. General application of the model

For the existing wastewater plants only the operation and maintenance costs were included, the capital costs were considered as sunk costs. Over time the variable costs needed to maintain the same cleaning effect will rise or the cleaning effect is expected to decline (Kraft, pers.comm.). None of these effects have been considered in the model. After a span of 10 to 15 years it is more realistic to model the whole wastewater situation again, as new technologies for wastewater handling may have been developed and costs may have changed significantly. Differences may appear due to variation in the control routines (Kraft, pers. comm.). Some municipalities' value upgrading highly while other put little focus on problems occurring from wastewater problems. This can be dependent on the value of the recipient.

A great challenge would be to leave the question regarding the size of the wastewater handling system to be decided internally in the LP-model instead of a discrete decision between only two sizes as is in this paper. Such modelling would increase the number of variables and constraints considerably, due to the increased demand for information about the costs for a great number of plant sizes for each handling system. It is reasonable to assume that the complexity and costs of such a model will be too large compared to the accuracy and benefits of these data. Sensitivity analysis on prices and size intervals of the plants is a more flexible and less demanding approach.

6. Conclusions

A linear programming model can be an appropriate planning tool for determining cost-efficient wastewater systems. In this paper minimisation of the costs for wastewater handling according to recipient requirements for phosphorus and total organic matter has been studied for a Norwegian municipality. Such an analysis can provide information about cost-efficient combinations of wastewater systems under different assumptions; information about the total cost and the combination of the actual systems, the reduced costs for the alternatives, emission quantities, and the shadow prices for the restrictions. The model can also be used to show the sensitivity of the solutions to changes in emission limits prices and coefficient values.

In the municipality of Våler the model was programmed for 558 households all having decentralised wastewater treatment. The total costs per household were on average NOK

4,660, to secure an 80 % reduction in emission of phosphorus and a 50 % reduction in emission of total organic matter. This gives an average added cost of NOK 3,129 per kg phosphorus removed. Sixty percent of the households had to change to new systems, primary to single and common mounds. The relatively large number of existing source-separated systems was kept. For reduction in phosphorus emission the marginal abatement costs increased at a low rate until a reduction level of about 85 %, from where the costs rose steeply. By cost increases of 25 % for the mounds the composition of the optimal solution changed from the use of single mounds to a use of combined systems for source-separation. The costs for the data collection and the modelling process were not included, although these costs may be rather significant, thus affecting the use of the model as a planning tool. These perspectives are considered in Refsgaard (2001a).

To assume that the municipalities are only concerned about cost minimisation (as implied when using a method for evaluation and choice where minimum cost combinations of wastewater handling systems subject to fixed emission levels are found), is a normative view. In their process of planning, choice of systems and regulations the municipalities will also consider other criteria in wastewater planning, like fairness, user-friendliness, landscape esthetique etc. These aspects and others concerning how municipalities and other interest groups actually plan and decide are discussed in Refsgaard (2001b).

Acknowledgements

The author wish to thank the following persons for valuable help and information about the data used in the model. Helga Gunnarsdottir, MORSA-prosjektet (County Governor of Østfold), Lars Otto Hammer, Municipality of Våler in the County of Østfold, Torodd Hauger, County Governor of Østfold, Stein Turtumøygaard and Per Ingvald Kraft, Centre for Soil and Environmental Research, Anne Charlotte Moen, student at the Agricultural University of Norway. Agnar Hegrenes, Anne Moxnes Jervell and Håkon Romarheim, Norwegian Agricultural Economics Research Institute have provided valuable comments to earlier versions of the paper.

References

Choe, C. & I. Frazer 1998: The economics of household waste management: a review. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 42(3):269-302.

- Framstad, B. and T. Stalleland 1997: *Tiltak for å bedre vannkvaliteten i øvre del av Hobøl-Langen vassdraget*. NILF-notat 1997:10. Norwegian Agricultural Economics Research Institute, Oslo, Norway.
- Fylkesmannen i Østfold - Miljøvernnavdelingen 1997: *Vassdragsovervåking 1996 – Østfold*. Report no. 10/97. County Governor of Østfold, Moss.
- Gaut, A. 1998: *Naturbasert Avløpsteknologi 1994-97. Sammendrag av programmets prosjekter*. Centre for Soil and Environmental Research, Ås, Norway.
- Hanf, C.H. and F. Schiefer 1983: Introduction to planning and decision models. In Hanf, C.H. and G.W. Schiefer; with contributions by T.G. Baker ...et al, «*Planning and decision in agribusiness: principles and experiences: a case study approach to the use of models in decision planning*». p. 7-76. Elsevier Scientific, Amsterdam.
- Hanley, N., J. F. Shogren & B. White 1997: *Environmental economics in theory and practice*. Macmillan Texts in Economics. 464 pp.
- Hass, J. L. 1997: *Household recycling rates and solid waste collection fees*. Report 97/25. Statistics Norway, Oslo.
- Køhler, J. C. 1997: *Veileder for avløpsplanlegging i spredt bebygde områder*. Jordforsk-rapport 79/97. Centre for Soil and Environmental Research, Ås, Norway. 99 pp.
- Ministry of Environment 1997: *Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Dugnad for framtida*. St. meld. nr. 58 (1996-97). Oslo, Statens forvaltningstjeneste.
- Ministry of Environment 1992: *Forskrift om utslipp fra separate avløpsanlegg*. T-616.
- Mæhlum, T., P. D. Jenssen and W. S. Warner 1995: Cold climate constructed wetlands. *Water Science Technology*, 32(3):95-101
- Mæhlum, T. 1998: Konstruerte våtmarker i kaldt klima: Aerob forbehandling og horisontal strømmende filtre for behandling av avløpsvann og sigevann fra fyllinger. *Treatment of municipal wastewater and landfill leachate in horizontal subsurface flow treatment wetlands and extended aeration pond systems in cold climate regions*. Dr. Scient. theses 1998:9, Agricultural University of Norway, Ås, Norway.
- Norwegian Pollution Control Authority 1997: *Miljømål for vannforekomstene – Retningslinjer og anbefalte miljøkvalitetsnormer*. TA-no. 97:02. Oslo. 19 pp.
- Refsgaard, K. 2001a: Strategies for wastewater planning – an institutional comparison. *Unpubl. (Paper 3 in this dissertation.)*
- Refsgaard, K. 2001b: Multicriteria decision making in wastewater planning. *Unpubl. (Paper 4 in this dissertation.)*

- Refsgaard, K. and C. Etnier 1998: *Naturbaserte avløpsløsninger i spredt bebyggelse. Økonomiske og miljømessige vurderinger for kommune, husholdning og gårdsbruk.* NILF-rapport 1998:4. Norwegian Agricultural Economics Research Institute, Oslo, Norway.
- Refsgaard, K., A. Høyås and T. Mæhlum 1998: *Modeller og analyser av økonomi og miljø for jordrenseanlegg, våtmarksfiltre og minirenseanlegg.* NILF-rapport 1998:2. Norwegian Agricultural Economics Research Institute, Oslo, Norway.
- Romero, C. and T. Rehman 1989: *Multiple criteria analysis for agricultural decisions.* Elsevier, Amsterdam.
- SAS Institute Inc. 1989: *SAS/OR User's Guide, Version 6*, First Edition. Cary, USA.
- Skjelhaugen, O. J. 1999: Thermophilic aerobic reactor for processing organic liquid wastes. *Water Research* 33(7):1593-1602.
- Stalleland, T. 1994: *Watercourse models for reduced runoff of nutrients.* Research Report, B-022-94. Norwegian Agricultural Economics Research Institute, Oslo, Norway.
- Statistics Norway 1999a: *Naturressurser og miljø 1999.* Statistical analyses no. 29. Oslo, Norway.
- Statistics Norway 1999b: *Statistisk årbok 1999.* C517. Oslo, Norway.
- Turtumøygard, S. and P. I. Kraft 1997: *GIS i kommunalt avløp. Delrapport 2, modellbeskrivelse.* Rapport nr. 94/97. Centre for Soil and Environmental Research. Ås, Norway.
- Williams, H.P. 1993: *Model solving in mathematical programming.* John Wiley and Sons. England.

Existing systems												
Constraint	Existing system, mixed wastewater to septic tank to terrain	Existing system, mixed wastewater to septic tank to recipient	Existing system, mixed wastewater to infiltration in soil	Existing system, mixed wastewater to sandfilter	Existing system, other plants	Existing system, mixed wastewater to mini package treatment plant with medium cleaning effect	Existing system, mixed wastewater to mini package treatment plant with high cleaning effect	Existing system, closed tank for blackwater	Existing system, toilet waste to bio-toilet	Existing system, infiltration for greywater	Existing system, infiltration for greywater combined with bioreactor	
object	1600	1600	1200	1200	300	2800	2800	3000	385	300	300	
emission of phosphorus in kg per system	0.61	1.44	0.59	1.69	0.80	0.87	0.73	0.00	0.00	0.44	0.29	
emission of organic matter in kr per system	9.54	21.15	9.42	14.00	10.95	13.40	19.71	0.00	0.00	16.29	12.52	
number of households	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	
combination of blackwater and greywater systems	0	0	0	0	0	0	0	-1	-1	1	1	
no. of households located with medium or close distance	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
no. of households located with close distance	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
maxium no. of that specific system	9	294	7	75	5	31	1	112	24	112	24	
minimum no. of that specific system	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
integer constraint	1	2	3	4	11	5	36	6	8	9	10	
maxium no.of households with possibility for infiltration	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

New systems												
Constraint	Blackwater based on waterless-toilet	Blackwater based on waterless-toilet, common for 10 households	Blackwater based on vacuum-toilet	Blackwater based for 10 households in common	Blackwater based on waterless-toilet and greywater based on infiltration, combined	Greywater to infiltration in soil	Greywater to infiltration in soil for 10 households in common	Greywater to sandfilter	Greywater to sandfilter for 10 households in common	Wastewater to infiltration in soil	Wastewater to infiltration in soil for 10 households in common	
object	6600	40000	13000	38000	6900	3000	2600	4500	41000	5100	34000	
emission of phosphorus in kg per system	0.00	0.00	0.00	0.00	0.22	0.04	0.40	0.22	2.20	0.19	1.90	
emission of organic matter in kr per system	0.00	0.00	0.00	0.00	1.49	1.49	14.90	1.49	14.90	5.93	59.30	
number of households	1	10	1	10	1	0	0	0	0	1	10	
combination of blackwater and greywater systems	-1	-10	-1	-10	0	1	10	1	10	0	0	
no. of households located with medium or close distance	0	10	0	10	0	0	10	0	10	0	10	
no. of households located with close distance	0	10	0	10	0	0	0	0	0	0	0	
maxium no. of that specific system	558	55	558	55	558	20	2	558	55	10	1	
minimum no. of that specific system	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
integer constraint	12	14	16	18	20	23	24	17	19	21	22	
maxium no.of households with possibility for infiltration	0	0	0	0	0	1	10	0	0	1	10	

New systems								
Constraint	Wastewater to mound	Wastewater to common mound for 10 households	Wastewater to constructed wetland with light-weight aggregates for 10 households in common		Wastewater to constructed wetland with sand for 10 households in common		Wastewater to mini package treatment plants	Wastewater to mini package treatment plants for 10 households in common
			Wastewater to constructed wetland with light-weight aggregates	aggregates for 10 households in common	Wastewater to constructed wetland with sand	Wastewater to constructed wetland with sand for 10 households in common		
object	6800	40000	11700	84000	9700	59000	14700	41600
emission of phosphorus in kg per system	0.19	1.90	0.19	1.86	0.93	9.31	0.19	1.52
emission of organic matter in kr per system	5.93	59.30	5.93	59.35	5.93	59.35	5.93	47.44
number of households	1	10	1	10	1	10	1	8
combination of blackwater and greywater systems	0	0	0	0	0	0	0	0
no. of households located with medium or close distance	0	10	0	10	0	10	0	8
no. of households located with close distance	0	0	0	0	0	0	0	0
maxium no. of that specific system	558	55	558	55	558	55	558	69
minimum no. of that specific system	0	0	0	0	0	0	0	0
integer constraint	13	15	25	26	27	28	29	30
maxium no.of households with possibility for infiltration	0	0	0	0	0	0	0	0

New systems								
Constraint	Wastewater to pipeline and sewage plant	Wastewater to pipeline and sewage plant for 10 households in common	Wastewater to septictank to terrain	Wastewater to septictank to recipient	Greywater to septictank to terrain	Greywater to septictank to recipient	Right hand side constraint	
object	18900	56100	1600	1600	400	400	MIN	
emission of phosphorus in kg per system	0.41	4.10	1.06	1.77	0.25	0.42	LE	208
emission of organic matter in kr per system	6.74	67.36	15.58	22.26	3.91	5.58	LE	8279
number of households	1	10	1	1	0	0	EQ	558
combination of blackwater and greywater systems	0	0	0	0	1	1	EQ	0
no. of households located with medium or close distance	0	10	0	0	0	0	LE	80
no. of households located with close distance	0	0	0	0	0	0	LE	30
maxium no. of that specific system	558	55	10	558	10	558	UPPERBOUNDED	
minimum no. of that specific system	0	0	0	0	0	0	LOWERBOUNDED	
integer constraint	31	32	33	34	37	38	INTEGER	
maxium no.of households with possibility for infiltration	0	0	1	0	1	0	LE	10



Strategies for wastewater planning - an institutional comparison

Karen Refsgaard* and Arild Vatn**

* Norwegian Agricultural Economics Research Institute

** Department of Economics and Social Sciences, Agricultural University of Norway

Keywords: wastewater treatment, planning, strategy, recipient requirement, allocative efficiency, distributional effect, loss aversion, nature-based, emission reduction, LP-model

Abstract

Over the last years many new methods have become available for treating wastewater. The purpose of this paper is to demonstrate the potential for cost reductions by a transition from a household strategy (HS) to a recipient strategy (RS). We will further discuss reasons for why municipalities still base their policies on the former strategy.

Results from a case study show that an RS is clearly better than an HS from a standard allocative efficiency point of view. In addition, it is more flexible. However, such an assessment underestimates important factors. First, transaction costs following a transition from HS to RS may reduce profits substantially. Secondly, in most cases there will be both gainers and losers following a transition. Who they are, will, however, depend on the chosen rules for distribution costs under the RS. Thus, this *ex ante* uncertainty constitutes an impediment for change since action must be expected first of all from the potential gainers. Finally, since changes in the rights structure are involved, the economic gain obtained may not be great enough to compensate the losers, if this is a necessary prerequisite. The perceived loss may be much higher than the monetary loss as calculated in the standard analysis. This argument is based on the observed deviations between WTP and WTA in the literature. Most probably the existing municipal organisations have to initiate the process if a change is to come about. However lack of knowledge and professional traditions concerning the planning of wastewater systems may delay or obstruct such a change.

1. Introduction

Wastewater treatment has become a significant policy issue in industrialised economies in the recent years. It is no longer acceptable to dispose of wastewater without concern for the environment. In the past, public policies within the field were mainly aimed at diluting the wastewater in bodies of water considered adequate. In towns and cities, pipelines were constructed primarily to transport the wastewater to remote recipients with no concern for its effect on these. In the countryside the treatment mainly consisted of a septic tank for keeping the sludge, while the remaining liquid wastes was emitted nearby rather independently of recipient characteristics.

In the past few decades public policy has changed. We observe an increased focus on the environmental quality of the recipients for wastewater, see for example World Commission on Environment and Development (1987). In Norway this is reflected in several public documents - e.g. Ministry of Environment (1997) and Norwegian Pollution Control Authority (1997). As part of this policy, municipalities are asked to formulate emission requirement standards to secure the environmental quality of the recipients. This change in policy has also encouraged increasing research and development of new methods for on-site treatment of wastewater with the capacity to improve recipient quality (Crites & Tchobanoglous 1998, Gaut 1998).

A wide range of alternative technologies for wastewater handling is thus available. Some, e.g. biological or chemical precipitation or package treatment plants, are of a rather high technological complexity and work independently of the local natural conditions. Other systems utilise the cleaning capacities of local natural resources. They are so-called 'nature-based'. These seem to have great potential, especially in rural areas. Still, they are not much in use. The reasons for this seem mainly to be institutional. The control for a satisfactory cleaning of wastewater has primary been done in the establishment phase due to the fact that only specific treatment technologies have been legally approved (Ministry of Environment 1992). Lack of knowledge in the municipalities concerning new methods may also have limited the choice of solutions.

The fact that the costs of 'naturebased' technologies may differ substantially among households creates another important obstacle. This variation is due to differences in natural conditions, such as soil infiltration capacity, residential patterns and distances to recipient (Refsgaard and Etnier

1998). The households had to apply for an emission allowance, which thereby may imply that systems for single households will be chosen in favour of joint systems.

Two strategies are principally at hand for treating wastewater:

- A. A *household strategy* (HS) based on the institutional status quo, with requirements for a reduction in emission of phosphorus and organic matter set for each individual household, irrespective of the costs involved. This strategy reflects the present property rights and wastewater regulations.
- B. A *recipient strategy* (RS) where an emission requirement is set for all households in common that emit to a specific recipient. This way total costs will most probably be reduced compared to the HS, as one accepts varying treatment levels between the households.

The purpose of this paper is thus two-fold. First, we will demonstrate the potential for cost reductions by a transition from an HS to an RS. In this part we will use allocative efficiency as a criterion under the assumption that transaction costs are zero.

Our second objective is to analyse a set of explanations for why it seems so difficult to initiate the transition from an HS to an RS. We will focus on the types of policies that need to be implemented to make such a transition. In our evaluation, transaction costs, the structure of interests, and the importance of rights and fairness considerations will be highlighted

2. A comparison of the costs related to the two strategies

2.1. Method for the cost analysis

Linear Programming is an appropriate approach when one is facing a well-defined goal with a great number of options subject to some quantifiable constraints. When two or more wastewater handling systems are used, costs will be minimised if each system is used to a point where the marginal costs are equal for each activity, thereby determining the optimal combination of handling systems.

In analysing the potential for cost reductions, a linear programming model was thus used to find cost-efficient combinations of different treatment technologies, given that an HS respectively an

RS was used. We will first present the LP-model that is developed for the analysis. A more complete presentation of the model is found in Refsgaard (2001a).

2.1.1. A linear programming procedure

The LP procedure is used to optimise a linear function subject to linear constraints:

$$\text{Min } \mathbf{C}'\mathbf{X}$$

$$\text{s.t. } \mathbf{AX} \leq \mathbf{B}$$

$$\mathbf{X} \geq 0$$

where $\mathbf{C} = [c_1, c_2, \dots, c_n]$ are the costs per handling system

$\mathbf{X} = [x_1, x_2, \dots, x_n]$ are the handling systems

$\mathbf{B} = [b_1, b_2, \dots, b_m]'$ are the restrictions for emissions to recipient etc.

$\mathbf{A} = [\dots m \times n \text{ matrix} \dots]$ is the technical coefficient matrix for the handling systems

Costs, C

The cost parameter, \mathbf{C} , is represented by the annual costs per handling system. For new systems the costs are expressed as total annual costs including the annuity for the fixed costs and the average annual costs for operation and maintenance. For the existing plants the total costs include those for operation and maintenance. The remaining lifetime for the existing plants may be expected to be shorter than for the new plants, implying that costs for reinvestments have to be included to secure a true comparison. However, it is expected that the cleaning effect due to such reinvestments is improved, and it is therefore assumed that this advantage will outweigh the disadvantage by increased costs in a cost-efficiency analysis.

Constraints, B

The constraints include restrictions for emissions to the recipient. The number of each type of existing handling system is the upper limit for these decision variables. Upper limits may also exist for some of the nature-based systems, like the soil capacity for infiltration. The residential patterns may limit the possibilities for joint treatment plants.

Technical coefficients, A

A represents the technological coefficients for the handling systems. The technical coefficients for the emission of matter are independent of the size and number of the wastewater plant, thereby fulfilling the assumption of linearity. Emissions are expressed in kg of matter per handling system.

Handling systems, x

The decision variables, X, are represented by existing and new wastewater handling systems for all the households emitting to the recipient in the planning area. The wastewater handling system includes collection, transport, treatment, and spreading of wastewater and sludge. The handling systems can be classified according to type of technology, cleaning effect, water consumption, size, and localisation possibilities. For some of the nature-based systems it is possible to vary the composition of the system in order to cope with variations in the natural conditions like topography, geology and distances. In general, the less standardised the system is, the greater variation in costs can be expected. Most wastewater handling systems can include both single and joint treatment systems. The treatment plant as a decision unit is chosen in favour of a household or a person because it is the smallest economically independent unit. In this analysis the households sharing a joint treatment plant are all assumed to have an equal share of emission quantities and costs.

Below, the different wastewater types and the treatment technologies used in the handling systems in the LP-model are briefly described.

The wastewater types

Wastewater is classified according to the concentration of different matter in the wastewater and on the toilet technology:

- Mixed wastewater based on water closets
- Blackwater based on vacuum toilets
- Blackwater based on waterless toilets
- Greywater from kitchen, shower and washing machine

Treatment systems

The treatment systems studied are infiltration plants, constructed wetlands, package treatment plants, wetcomposting reactors, and centralised sewage plants:

- Infiltration plants: the infiltration facilities evaluated are modelled according to the design guidelines from the Norwegian Centre for Soil and Environmental Research (Køhler 1997) and the Norwegian Pollution Control Authority (Ministry of Environment 1992). In the model the following types were included: infiltration in soil, sand-filters and mounds.
- Constructed wetlands: the constructed wetlands evaluated are modelled on facilities built and tested in Norway by the Norwegian Centre for Soil and Environmental Research (Mæhlum et al. 1995, Mæhlum 1998, Køhler 1997). The following types were included: constructed wetland with sand, constructed wetlands with lightweight aggregates.
- Package treatment plants: information about package treatment plant can be found in Refsgaard et al. (1998). In this paper only the biological/chemical package treatment plant was included.
- Wetcomposting reactor: in systems with source-separation of the wastewater into blackwater and greywater, the blackwater or eventually the septic sludge can be treated in an aerobic liquid composting reactor (Skjelhaugen 1999). The greywater can be treated in infiltration plants or constructed wetlands as described above.
- Centralised sewage plants - extended network: one option frequently proposed and actually used for wastewater treatment in rural Norway is to extend the existing sewer network to incorporate more houses. Average figures from Norwegian municipal sewage plants for cleaning effect are used and described in Refsgaard and Etnier (1998) and Statistics Norway (1999).

The modelling language

The model was programmed in SAS - Statistical Analysis System. The LP-procedure under SAS/OR is the procedure used for minimisation (SAS 1989).

2.2. Application to a Norwegian municipality

In rural areas in Norway there is presently a lack of well functioning wastewater treatment systems to reduce the nutrient emissions to recipients. However, in the urban districts there already exists an infrastructure for emissions to recipients mainly with pipeline systems (Statistics Norway 1999). The municipality of Våler was chosen to evaluate wastewater strategies under rural conditions. Våler is situated in the southeastern part of Norway in the county of Østfold, and its wastewater emissions are discharged to the Hobøl-river.

Våler participates in the MORSA-project together with six other municipalities up-stream along the Hobøl-River. This river drains to the region's major drinking water reservoir, Vannsjø. One of the main purposes of the MORSA-project is to improve the water quality in the recipient. In Våler, a survey of the existing structures for wastewater treatment plants and their biological and technical efficiency exists. Furthermore, the mayor and the municipal administration have shown considerable interest in the development of a proper model for wastewater planning.

In the following, the specific conditions in the municipality of Våler are shortly presented.

2.2.1. The present conditions in the recipient

The County Governor of Østfold has evaluated the state of pollution in the local recipient, the Hobøl-River in 1996. The result of this evaluation is shown in Table 1 below.

Table 1: State of pollution in the Hobøl-River in 1996

Eutrophication	Extremely poor
Particle influence	Extremely poor
Organic matter	Poor (1995)

Source: Fylkesmannen i Østfold - Miljøvernnavdelingen (1997)

In 1996, altogether approximately 2 750 kg of phosphorus were emitted from all households in the drainage area to the Hobøl-River. About 85 % came from single wastewater treatment plants while the rest came from central sewage plants. However, about 50 % of the population were attached to the sewage system in that area. This leaves a potential for reduction of the emissions to the recipient through improved wastewater treatment in the area with single treatment plants

(Framstad and Stalleland 1997). It has not been possible to find specific information for organic matter discharge.

2.2.2. The future conditions in the recipient

In accordance with the instructions and recommendations from the Norwegian Pollution Control Authority (1997) the future conditions for the Hobøl-River include satisfying the requirements for emissions to a drinking water recipient (Fylkesmannen i Østfold - Miljøvernnavdelingen 1997). Final requirements are not yet determined. In this study, an 80 % reduction in phosphorus emission and a 50 % reduction in emission of total organic matter were required for the Hobøl-River in co-operation with the head of environmental services and agriculture in the municipal administration of Våler (Hammer pers. com.). It was required that every household had a minimal cleaning capacity, at least a septic tank for blackwater sludge in order to cope with coliform bacteria.

2.2.3. The existing structure for wastewater handling

In the municipality of Våler, wastewater treatment for households in rural districts was recently investigated by the Centre for Soil and Environmental Research in Norway. Data about number, size and cleaning effect for phosphorus and total organic matter of each type of treatment system were collected for 558 existing households (Turtumøygard and Kraft 1997). Cost data are taken from Refsgaard et al. (1998) and modified according to local conditions (Municipality of Våler 1999).

2.2.4. The new alternatives for wastewater handling

The values for cleaning effect of infiltration systems, constructed wetlands and the package treatment plants are based on Refsgaard et al. (1998), together with figures from Geographical Information System models for wastewater, developed by the Centre for Soil and Environmental Research in Norway (Turtumøygard and Kraft 1997). Details about the natural conditions for infiltration in soil, the distances affecting transport and length of pipelines and the possibilities for establishment of joint plants are described in Refsgaard (2001a). The costs for the handling systems are based on Refsgaard and Etnier (1998) and Refsgaard et al. (1998).

2.3. The efficiency of the Household Strategy compared to the Recipient Strategy

2.3.1. Main results

Table 2 shows the results for the two strategies for the required emission levels of phosphorus and organic matter. The HS showed a cost of NOK 6 075 per household in the optimal solution, given the required 80 % reduction of phosphorus. This requirement is equal to an emission of 208 kg of phosphorus, but the actual emission is only 109 kg, indicating a slack of 99 kg. For organic matter the requirements imply a reduction of 8 279 kg but in reality only 3 447 kg were emitted. In the HS the number of different types of treatment systems limits the number of different cleaning levels for each household. This implies that only few households will be able to find a solution that exactly reduces emissions to the required level. Most households will have to reduce beyond the required level. Thus a slack is created.

Table 2: Results from the modelling of two strategies in the municipality of Våler

	Household Strategy	Recipient Strategy
	80% required reduction in phosphorus emission and 50 % reduction in emission of organic matter	80% required reduction in phosphorus emission and 50 % reduction in emission of organic matter
Total cost in NOK	3 389 640	2 600 367
Cost per household in NOK	6 075	4 660
Total emission of phosphorus in kg	109	208
Total emission of organic matter in kg	3 447	5 446

The model for the Recipient Strategy showed a reduction in costs relative to HS of about 25 % to NOK 4 660 per household. A total emission of 208 kg phosphorus is obtained - i.e. equalling the required 80 % reduction. By using the RS, each household in average could save NOK 1 414. The total use of resources is different under the two institutional settings. In the RS there is an overall cost-efficiency while in the HS the cost-efficiency is only achieved for each single household but not for the households in common.

2.3.2. Sensitivity analysis

The Recipient Strategy is not only favoured by allocative efficiency considerations. Emission reductions can be achieved through the construction of new, or improvement of some of the

already established treatment plants. Parallel to this, the RS is also easier to operate when new households are established and the wastewater production is increased, because not all households necessarily are required to improve their treatment facility. If we compare the RS with the HS there are two different situations to consider. Either there is a slack between the required and the actual emission for a number of the households, implying that no extra investment is necessary for these households. Or there will appear a situation with excess emissions for a number of households, all of which then have to improve their wastewater treatment facility. This may be rather costly. The combination of handling systems for different reduction levels in phosphorus emissions from 50 % to 80 % and further to 87.5 % are presented in Table 3.

Table 3: The costs, emission of nutrients and composition of wastewater handling systems for the two strategies at three different phosphorus emission levels

	Household Strategy			Recipient Strategy		
	Reduction of phosphorus emissions			Reduction of phosphorus emissions		
	50 %	80 %	87,5 %	50 %	80 %	87,5 %
Cost per household in NOK per year	4 961	6 075	6 266	2 351	4 660	5 510
Total emission of phosphorus in kg per year	168	109	107	519	208	130
Total emission of organic matter in kg per year	4 955	3 447	3 202	8 279	5 446	3 388
% existing systems	34 %	6 %	4 %	85 %	40 %	24 %
% new systems	66 %	94 %	96 %	15 %	60 %	76 %
No. of households with ...						
existing septic tanks	9			288 41		
existing infiltration and other facilities	12			12 12		
existing package treatment plants	32			32 32		
existing source-separated, black/grey	136/136	34/24	24/0	136/45	136/136	134/24
new septic tanks				5		
new infiltration plants						
single mounds	279	444	444		247	344
joint mounds	80	80	80	80	80	80
infiltration in soil, single	10		10	5	10	
new source-separated plants						
black / infiltration in soil of greywater, single						
black / sandfilter for greywater, single				0/10		
black / septic tank for greywater	0/10			0/91 0/100		

At 50 % emission reduction the HS showed a cost of NOK 4 961 per household, while the cost of RS was only NOK 2 351 per household. Of the households, 66 % had to invest in new plants in the HS while only 15 % had to invest in new plants in the RS. For a further reduction of phosphorus emissions to 87.5 %, the costs rise to 6 266 NOK per household for the HS and to 5 510 NOK per household for the RS. This implied that 96 % of the households needed new

systems in the HS, while only 76 % of the households had to invest in new systems following the RS.

In Figure 1 the total abatement cost functions for further reducing phosphorus emissions are shown. For each emission level in the HS, the actual emitted level is also shown, for example for a required emission level of maximum 300 kg phosphorus with a total cost of approximately NOK 3 000 000, the actual emission is approximately 125 kg. The stippled horizontal lines show the difference between actual and required adaptation for the HS. We observe that this difference is smaller the higher the requirement levels are. This can be explained by the fact that most of the new handling systems have high cleaning effects.

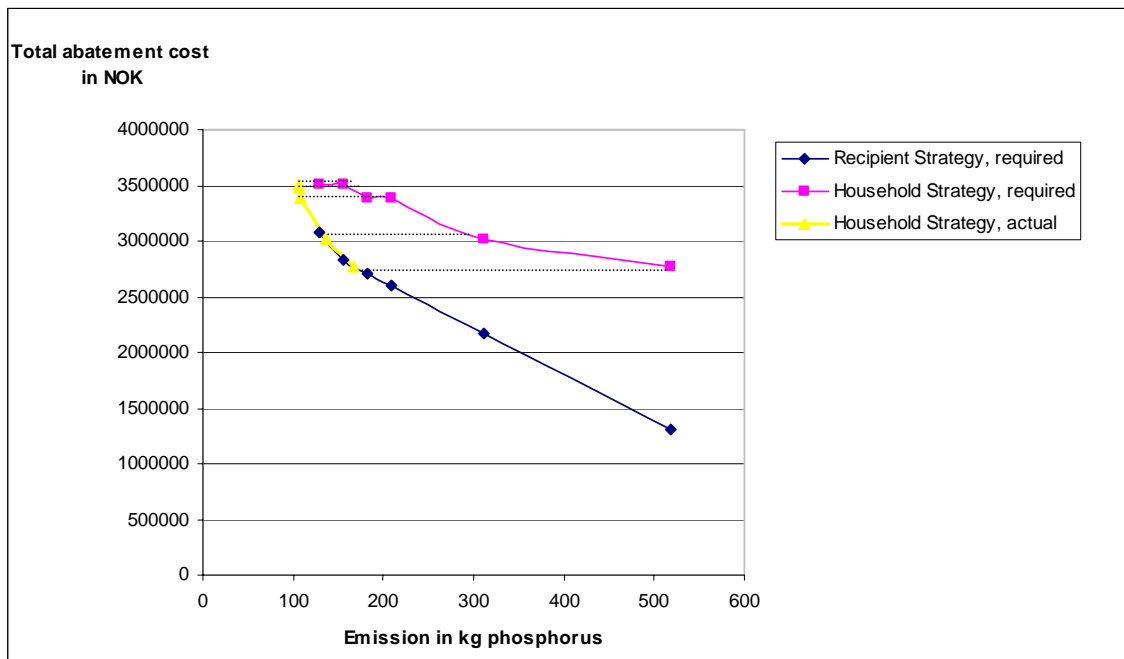


Figure 1: Total abatement costs in NOK for the Household and the Recipient Strategies and different levels of phosphorus emissions

For all requirement levels the RS shows lower total costs. The difference to the HS diminishes, as one should expect, with decreasing phosphorus emissions. This is due to the fact that for low emission levels the major part of the households, also in the RS, must use solutions with high abatement effects in order for the common target to be fulfilled. Thereby the RS requires a combination of handling systems, where only a small number of households can utilise low effect/low cost wastewater treatment systems.

To sum up, there seem to be considerable benefits by using a Recipient Strategy in wastewater planning. This is also proposed by Weitzman (1974), who argues for a regulation by the use of a recipient orientation. He states (p. 490): «*An even better procedure from a theoretical point of view in the case where an identical output is produced by many firms would be to fix total output by command and subdivide it by a price mechanism. Dales (1968) propose this kind of solution: who would set up a market in «pollution rights», the fixed supply of which is regulated by the government.*» However, we do not observe any tendencies in Norwegian municipalities - be it Våler or others - towards this kind of institutional structure.

3. Why is the Recipient Strategy not implemented - an institutional analysis

Certainly, the analysis of Våler just gives us an indication of the cost reductions that could be obtained by a transition from the Household to the Recipient Strategy. Nevertheless, as far as we know there is no reason to believe that the gains in general are much less than what is observed here (see numerous reports from Norwegian Centre for Soil and Environmental Research, e.g. no. 25/95, 31/96, 42/96) (Refsgaard & Etnier 1998). So, why do we not observe a move towards the use of recipient strategies in rural areas?

One immediate explanation could be that it is the result of a longstanding tradition where wastewater treatment has been the responsibility of each individual household. However, when problems have been considered great enough, the obstacle of finding common solutions was overcome in urban areas. As we have seen, the dominant solution has been to build joint pipelines to a nearby recipient, and over time also to install centralised treatment facilities. We further observe that such solutions have also spread to some rural settlements, most probably to a degree beyond what has been economically sound (Refsgaard and Etnier 1998).

While we also believe that the existing engineering tradition and its knowledge base has led to a narrowing down of solutions considered (Jenssen pers. comm.), we do not see how this can explain why the HS dominates in rural areas. For a full understanding we think that it is necessary to also study the role of transaction costs, the character of the rights and obligations involved, and what is considered a fair distribution of costs.

Some proponents for an institutional approach like Dahlman (1979) argue that the basic inertia in institutional change is the existence of transaction costs. This is to some extent supported by Bromley (1989, 1991) and Vatn and Bromley (1997), while these authors also emphasise that transaction costs are typically systems specific. They further stress the importance of interests and the effect of the existing rights structure on the solutions chosen.

Bromley (1991) proposes a specific approach to investigate (the lack of) institutional change by examining its consequences for different interests. Is a restructuring of institutional arrangements (property rights) from the status quo appropriate? What are the incidence of costs and the structure of institutional arrangements that permits the status quo to persist? These are analytical challenges to be investigated in this paper. Bromley divides the analysis into the following parts:

- Who is bearing unwanted costs?
- What is the prevailing institutional set-up (or rights structure) allowing this situation to persist?
- Who must bear the transaction costs necessary to resolve the situation?
- Who gains and loses by this particular resolution of the problem?

Concerning the third point we would like to add a question about in which way do transaction costs vary between the institutional structures?

As will be made clear later, the issues of transaction costs, rights and fairness are interrelated. We will still start by looking at the technical aspects - i.e. the transaction costs.

3.1. Transaction costs

Transaction costs concern the technical efficiency of a system. The main issue is the trade-off between transaction costs and precision (Vatn 1998). While precision is about securing marginal costs to be equal across all treatments, transaction costs are the costs of running a decision system and making the decisions/agreements necessary to produce the desired allocations. In the previous calculations for Våler only precision was focused, and the analysis indicated that a move from the HS to RS represented an average gain in precision of approximately 1 400 NOK per household when the requirement was 80 % reduction of phosphorus emissions. If transaction

costs related to a transition from one to the other regime are as great or greater, there is no technical economic argument for changing strategy.

Following Eggertsson's (1990) interpretation of Coase (1960), zero transaction costs make any allocative system efficient. Moving to real world situations, it follows not only that transaction costs are positive. They are also systems specific. The costs of information gathering, making agreements and undertaking control, may vary significantly. A relevant situation in our case may be one where the municipality both has the duty to secure defined water standards, the right to decide for its inhabitants which solutions are to be used, and finally the responsibility for running all treatment plants. Another situation is one where the duty is with the single household and the role of the municipality is only that of control. It is easy to see that transaction costs will vary between these structures.

In a municipality, with extensive experience in administration, implementation and management of several public sectors, one could expect that it could initiate an institutional change. Still, it is questionable to what degree the municipality board and especially the administration is motivated for establishing the institutional prerequisites for introducing the RS. Given that responsibility is individual, a situation also emphasised by the Polluter-Pays-Principle; the municipality may not feel any responsibility for cost-minimisation (precision) on behalf of the households. It is easier and cheaper just to administer a system with uniform standards like in the HS. Therefore one can at least expect that the households have to take action, either directly or through 'forcing' the administration to make the necessary changes to an RS.

What is the institutional situation for rural municipalities like Våler? As we have seen, responsibility for treatment lies with the single household. This is the institutional essence of the HS. A move to a recipient oriented solution necessitates changes, of which the following three seem to be the most relevant:

- a) Treatment is the responsibility of each household. A maximum emission level is set and made into a transferable right between households emitting to the same recipient.
- b) Treatment is the responsibility of each household. They are charged with emission taxes that are uniform for each recipient.
- c) The municipality takes over full responsibility for treating wastewater.

In all cases transaction costs are related both to establishment, operation, maintenance and control of the systems. The levels of these costs are difficult to assess. We will restrict ourselves to a qualitative comparison.

In the case of a), there are at least three system changes that need to be agreed upon. First, tradable emission rights have to be established. Second, a system for trading must also be in place. Finally, the necessary system for ensuring that the aggregate emissions do not exceed the total limit must be developed.

In the case of b), a system for collecting taxes must be established. Furthermore, a monitoring and control system is also needed. Solution c) implies that the municipality takes over all existing treatment facilities and is responsible for further investments, operation and maintenance. While the control costs are certainly largest in solutions a) and b), the change of responsibilities is greatest in solution c).

All solutions imply both some fixed and some variable transaction costs. Given that a municipality board and a municipal administration exist, some important structures necessary for establishing solutions a), b) or c) are in place. However, all three systems will in addition involve the establishment of new structures. First an agreement has to be made to implement the new system. Further, all systems demand the establishment of new markets or command structures. Finally, operational and control costs may be substantial. All solutions a), b) and c) will involve extra transaction costs for both the municipality and the households involved. From a purely allocative point of view, a switch from HS to RS is preferable only if the following inequality holds:

$$\sum_{h=1}^H k_h \left(\frac{S}{H} \right) + TCF^{HS} + TCV(h)^{HS} \geq \text{Min} \sum_{h=1}^H k_h(s_h) + TCF^{RS} + TCV(h)^{RS} \quad [1]$$

s.t. :

$$\sum_{h=1}^H s_h \leq S$$

S = Total recipient requirement

H = Total number of households

s_h = Emission from household h

$k_h(s_h)$ = Minimum annual treatment cost by emission s_h from household h

TCF = Fixed transaction costs for HS and RS

$TCV(h)$ = Variable transaction costs for HS and RS depending on the number of households

This implies that the change in precision (the decrease in annual handling cost) at least has to cover the increase in transaction costs, see inequality [2]:

$$\sum_{h=1}^H k_h \left(\frac{S}{H} \right) - \text{Min} \sum_{h=1}^H k_h(s_h) \geq (TCF^{RS} + TCV(h)^{RS}) - (TCF^{HS} + TCV(h)^{HS}) \quad [2]$$

Especially in the case of solutions a) and b), control costs may be very high and there will exist a lot of potential moral hazards. Observing emissions is especially costly in the case of wastewater. An alternative solution could then be to make agreements with the different households or groups of households about which technology to be used. The assumption is that for each technology an abatement level with the necessary accuracy can be specified. These requirements should vary between households so that a solution not far from the one under the RS could be obtained. Again the trade-off is one between precision and transaction costs. Actually this solution could very much equal solution c) in that it actually is an implementation of a municipal plan for optimal solutions through a set of requirements on the households. In this case, c) is transformed so that the households are still obliged to invest in and run the facilities. Again some moral hazards, especially concerning the maintenance of the facilities will occur and have to be dealt with.

3.2. Rights and distribution

3.2.1. Who gains and who lose?

The increased transaction costs related to the transition from HS to RS could indeed be of such a magnitude that the inequality in [1] would not hold. Still, since we do not observe a transition, also other potential explanations should be considered. These concern rights and the specific distributional effects related to each solution.

If changes in the institutional setting are to be expected, it is not enough to observe a (potential) collective gain. One also has to observe whom the gainers and losers are and whom could be the agents pushing for a move from HS to RS. In the «game» we study, the parties are not foremost the polluters and the pollutes. Given that the emission requirements are set, the important issue is that two groups of polluters can be identified, those who lose by a change in institutional structures and those who gain.

The polluters that privately gain from a shift from HS to RS may be those who push towards a change. It is not very obvious who belongs to this group, because this demands a prior definition of how costs are to be distributed under the new institutional structure - i.e. under RS. Solution c) could easily be operationalised in a way such that each household paid an equal sum. In the case of an 80 % total reduction of phosphorus emissions the sum would amount to NOK 4 660 plus average transaction costs. The gainers in this case would be those having the highest abatement costs under HS - i.e. those paying more under HS than the sum of average abatement and transaction costs under RS.

In the case of tradable emission permits (a), a grandfathering system would secure that households on average would again pay NOK 4 660 plus transaction costs. Still, if permits were equally distributed, trade would result in potentially substantial redistribution compared to the above rule under c). The winners would be those with lowest abatement costs, even though unequal individual transaction cost levels could alter the picture somewhat.

In the case of a tax (b), we would again have a situation where those able to clean the cheapest would 'win'. In this case however, costs for households would in general increase as an effect of the tax itself. Thus no, or just a few households, would have an incentive to go for this option.

Let us for simplicity assume that the rule in the RS is such that every household has to pay an equal sum for their proposed wastewater system. On the basis of this assumption, the number of gainers and losers and the average gain and loss when moving from HS to RS is showed in Table 4. The estimates are based on an 80 % reduction of phosphorous emissions. Be aware that no estimate of transaction costs is included.

Table 4: Loss or gain due to transition from HS to RS for 80 % reduction of phosphorus emissions and 50 % reduction of organic matter emissions.

The wastewater systems in HS	no. of households	total loss (-) or gain (+) in NOK	average loss (-) or gain (+) per household in NOK
Existing closed tank for blackwater and greywater to new septic tank to terrain	10	-12 600	-1 260
Existing system for toilet waste to bio-toilet and infiltration for greywater combined with bioreactor	24	-95 400	-3 975
Mixed wastewater treated in joint mounds for 10 households	80	-52 800	-660
Mixed wastewater treated in single mounds	444	950 160	2 140
All systems	558	789 360	1 415

As one should expect, (see section 2.3.2), the difference between the HS and the RS diminishes as the required reduction increases for phosphorus. This is illustrated in Figure 2. The combination of wastewater systems in RS for different emission levels is presented in table 3.

Given the assumption that transaction costs are zero, 444 households with single mounds in HS will gain an average of 2 140 NOK per household by a change to RS. There are about 25 % more losers with an average loss of about 1 100 NOK. Taking transaction costs into consideration, gains would decrease and losses would increase shifting thus also the relative magnitude of groups.

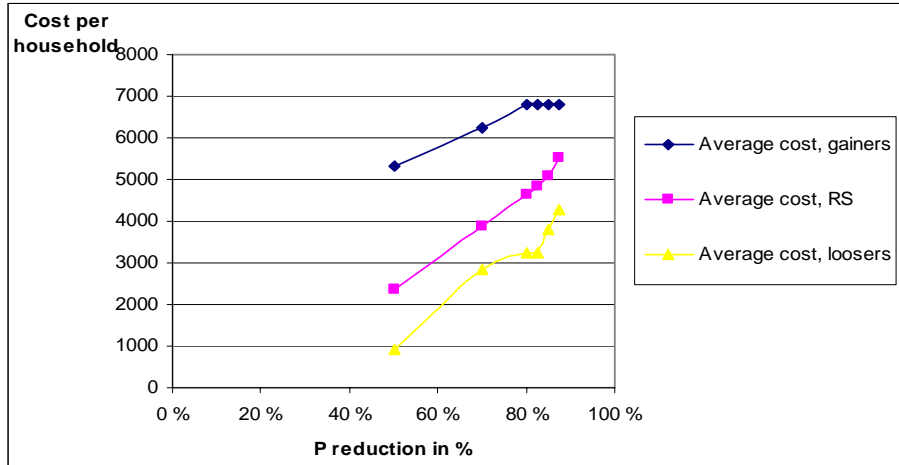


Figure 2: The average cost for the losers and the gainers by a transition from HS to RS for different emission levels.

3.2.2. Who should gain and who should lose?

Certainly, the issue discussed here boils very much down to a question about what is a fair or just distribution of costs. Lack of common consent to applicable rules or uncertainty about which rule will be implemented in the end, may in itself heavily obstruct initiatives for a move in our case from HS to RS.

A distinction can be made between two kinds of decision processes in society. One process is concerned about decisions from within sets of given values or constraints. The other process is concerned with choosing these sets of norms and common values (Sagoff 1988, Vatn and Bromley 1994). Just as preferences count for consumer choice within constraints, judgements can be used as the basic concept for characterising citizens choosing basic norms or modifying existing constraints as any institutional change in reality implies. According to Elster (1992) principles of fairness or justice are applied when allocating scarce resources, necessary burdens, rights and duties for different individuals of a society. Such principles may be universal, but most typically they are «local», implying that they are related to specific cultures, sectors or communities.

Two types of rules may be invoked when discussing what may be viewed as a fair distribution of rights and thus of costs. First we have consequential/welfare-based rules. Secondly, we have procedural theories or rules. A theory is welfarist if the only consideration relevant for the

allocation of goods is their effects on the individuals' welfare or utility. Maximum individual utility may be one such rule. Justice is said to be obtained, if a change satisfies the Pareto criterion. Procedural rules on the other hand do not focus so much on consequences as on the process of determining the outcome. Here any result is just that is the result of a just or fair procedure.

Principles of fairness may, as earlier indicated, vary substantially across cultures, sectors and problem areas. In the 'sphere' of economics welfarist rules like the Pareto improvement or the potential Pareto improvement criteria (Kaldor-Hicks criterion) dominate. The latter is fundamental to any cost-benefit analysis because in practice, hardly any project or institutional change can avoid someone from losing.

More importantly, no calculation of gains and losses can in itself determine the rule to be invoked concerning their distribution. If all relevant rights existed prior to a decision, consent could be obtained through bargaining (Coase 1960). A Pareto improvement or optimality is just a tautological result inherent in the way the system and its agents are defined. The issue is still: Who should have the right? In the case of environmental issues this question is important since rights often are very unclear, not least because environmental problems appear as novelties. They are a result of continuous change in the way a society utilises its resource base (Vatn and Bromley 1997) and becomes visible first many years after the damaging activity has started. Thus, when an environmental problem reaches the level of decision, one will always observe a situation of gradual change where something not considered to be a problem, in the end becomes so. But at that stage, who really has the right? Emissions have been lawful for years. Rights must be changed to make them illegal. And in that case, how is responsibility to be distributed if many are engaged in the activity. The welfarist rules of allocative efficiency cannot help us decide on this crucial matter.

Certainly, it is not the job of researchers to make judgements about which rights structures should exist. The point is that a change from HS to RS implies changes in the rights structure - i.e. a reallocation of losses and gains. This in itself may constitute an obstacle to change, both directly and through the uncertainties involved. At least it seems sound to expect that the potential gains must be substantial to make people invest in such a process. In the case of wastewater treatment this may not be the case.

3.2.3. Costs, compensation and rights

Even if a total reduction in costs can be obtained and a conclusion reached concerning the distribution of costs and gains, there is (at least) one more obstacle to pass before a shift from HS to RS will be made. This follows from the fact that costs and gains are relative to the distribution of rights. This may imply that a project or institutional change that is supposed to give a net gain may still not be able to compensate losers to a degree that satisfies them.

The willingness to pay (WTP) for a good or some change in an environmental quality is observed to be much less than the willingness to accept compensation for the same good (WTA). This is documented in several studies (Gregory 1986, Knetsch 1990, Knetsch 2000). Tversky and Kahneman (1986) term this 'loss aversion' and the findings imply that the rights distribution directly affects the outcomes. Compensation is relative to the direction implied from the status quo situation. To the extent that this is correct, standard assumptions about rationality are obscured. The findings imply that 1 dollar in gain not at all compensates 1 dollar in losses.

Certainly, Hanemann (1991) objects to these kinds of findings saying that the difference may be explained just by the lack of substitutes. Such a lack would imply differences between WTP and WTA. Still, it is hard to use this as an argument against many of the studies referred to above - e.g. where lack of substitutes is not relevant.

In our view 'loss aversion' may obstruct solutions that from a standard cost-benefit perspective are found desirable. The gainers may still not be able to compensate the losers. 'Loss aversion' may, however, become apparent at a stage long before compensations are to be undertaken, if that is part of the deal. If such a mechanism is of importance, one might expect it to influence the positions taken concerning the (re) distribution of rights involved when institutions are to be changed, as discussed above.

4. Conclusion

A Recipient Strategy (RS) seems to clearly be better from a standard allocative efficiency point of view than a Household Strategy (HS). This is a general theoretical result supported by our empirical analysis of wastewater treatment systems. The RS also shows a higher flexibility and a lower cost than the HS when emission requirements are changed. The difference to the HS

diminishes, however, with increased requirements for environmental performance (here phosphorous reductions).

Despite the observed advantages, the RS is rarely used. We have discussed three potential explanations for this:

- Transaction costs may be large. Such costs will reduce the calculated gains of any institutional reform. In our case the potential gains are of a level where transaction costs will be of importance for the net result. It is shown that the RS can be operationalised in different ways, and that transaction costs will vary between the various solutions. From a purely allocative point of view a switch from HS to RS is preferable only if the transaction costs are less than the reduced treatment costs for all households in common.
- Another obstacle is the distributional effect of a change. An institutional change from HS to RS will generate both gainers and losers. If there are changes in an institutional setting from a structure like HS, where the rights belong to the individual households, to one like RS there must exist initiators to start such a process/change. These will most probably be found among the potential winners. Still, who these in the end will be is determined as a part of the process operationalising the RS. This creates an uncertainty, which together with the (systems specific) transaction costs reduces the expected gain of a transition for any group.
- Finally, even though there is a net gain to be distributed, one has also to acknowledge that the shift from HS to RS implies a redistribution of rights. Following the theory of 'loss aversion' a loss is not equal to a gain. This is especially the case when rights are changed. The differences observed in the literature between WTP and WTA are of a magnitude that in many cases may make it impossible for the gainers to compensate the losers if that is necessary to reach an agreement about an institutional innovation.

In addition to the above explanations, one must also acknowledge that lack of knowledge and professional traditions concerning choice of solutions in wastewater treatment may affect the shift to RS.

Despite the reservations, there may certainly be many situations where a gain can be obtained through a shift. One may expect the potential gainers to take the initiative. In our case study, average gains of more than 2 000 NOK per gaining household for more than 75 % of the

households may create the necessary incentive. Still, since it will most probably be these that have to carry the (initial) transaction costs - i.e. costs of initiating the process, gathering information about the costs and benefits of co-operation, the negotiation of a new institutional regime etc., the expected gains will be reduced. It is thus less probable that a gain of the observed magnitude will give the necessary incentive, all uncertainties also taken into consideration.

Most probably, existing municipal organisations like the municipal board have to take the initiatives if a change is to come about. This may be possible as more freedom now is given to the municipality concerning choice of wastewater systems, at the same time as increased research has brought about a broad supply of systems for use in rural areas. An increased focus on planning based on a recipient strategy - if found preferable - must be part of a common process where different interests are heard and compromises made concerning the distributions of gains and losses. One must also expect that the future gains of an RS concerning increased flexibility will be a much more important question if a municipal perspective is taken and thus increase the chance of making a transition successful.

Acknowledgements

The authors wish to thank the head of environmental and agricultural services, Lars Otto Hammer, at the municipality of Våler for valuable help and information concerning the level of recipient requirement. And thanks to Professor Petter D. Jenssen, Institute for Technical Sciences, Agricultural University of Norway for discussion about the development of nature-based wastewater treatment in Norway. Øyvind Hoveid has provided valuable comments to the algebra.

References

- Bromley, D.W. 1989: Economic interests and institutions. The conceptual foundations of public policy. Oxford UK: Basil Blackwell.
- Bromley, D. W. 1991: Environment and economy. Property rights and public policy. Oxford UK: Basil Blackwell.
- Coase, R. H. 1960: The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*. III:1-44.
- Crites, R. & G. Tchobanoglous 1998: Small and decentralized wastewater management systems. McGraw-Hill, London.

- Dahlman, C. J. 1979: The problem of externality. *Journal of Law and Economics*. 22:41-162.
- Dales, J. H. 1968: *Pollution, property and prices*. Toronto: University of Toronto Press.
- Eggertsson, T., 1990. *Economic behavior and institutions*. Cambridge Survey of Economic Literature.
- Elster, J. 1992: *Local Justice. How institutions allocate scarce goods and necessary burdens*. New York: Russel Sage Foundation.
- Framstad, B. & T. Stalleland 1997: Tiltak for å bedre vannkvaliteten i øvre del av Hobøl-Langen vassdraget. NILF-notat no. 1997:10. Norwegian Agricultural Economics Research Institute.
- Fylkesmannen i Østfold - Miljøvern avdelingen 1997: *Vassdragsovervåking 1996 – Østfold*. Report no. 10/97.
- Gaut, A. 1998: *Naturbasert avløpsteknologi 1994-97. Sammendrag av programmets prosjekter*. Centre for Soil and Environmental Research, Ås, Norway.
- Gregory, R. 1986: *Interpreting Measures of Economic Loss: Evidence from Contingent Valuation and Experimental Studies*. *Journal of Environmental Economics and Management*. 13:325-337.
- Hanemann, W.M. 1991: *Willingness to pay and willingness to accept: how much can they differ?* *The American Economic Review*, 81:635-647.
- Knetsch, J. L. 1990: *Environmental Policy Implications of Disparities Between Willingness to Pay and Compensation Demanded Measures of Values*. *Journal of Environmental Economics and Management*, 18:227-237.
- Knetsch, J.L. 2000: *Environmental Valuation and Standard Theory: Behavioral Findings, Context Dependence, and Implications*. In Tietenberg, T. and H. Folmer (eds.): *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2000/2001*. Cheltenham, Edward Elgar, pp 267-299.
- Køhler, J. C. 1997: *Veileder for avløpsplanlegging i spredt bebygde områder*. Jordforsk-rapport no. 79/97. 99 pp. Centre for Soil and Environmental Research
- Mæhlum, T. 1998: *Konstruerte våtmarker i kaldt klima: Aerob forbehandling og horisontal strømmende filtre for behandling av avløpsvann og sigevann fra fyllinger*. Dr. Scient.-theses 1998:9, Agricultural University of Norway, ÅS, Norway.

- Mæhlum, T., P. D. Jenssen and W. S. Warner 1995: Cold climate constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 32(3):95-101.
- Ministry of Environment 1992: Forskrift om utslipp fra separate avløpsanlegg. T-616.
- Ministry of Environment 1997: Stortingsmelding nr. 58 (1996-97): Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Dugnad for framtida. White paper no. 58 (1996-97).
- Municipality of Våler 1999: Internal documents about costs for wastewater handling.
- Norwegian Pollution Control Authority 1997: Miljømål for vannforekomstene – Retningslinjer og anbefalte miljøkvalitetsnormer. TA-no. 1500/1997.
- Refsgaard, K. 2001a: Cost-efficient strategies for handling of wastewater from households to recipient – a modelling approach. *Unpubl. (Paper 2 in this dissertation.)*
- Refsgaard, K. 2001b: Multicriteria decision making in wastewater planning. *Unpubl. (Paper 4 in this dissertation.)*
- Refsgaard, K. & C. Etnier 1998: Naturbaserte avløpsløsninger i spredt bebyggelse. Økonomiske og miljømessige vurderinger for kommune, husholdning og gårdsbruk. NILF-report no. 1998:4. Norwegian Agricultural Economics Research Institute.
- Refsgaard, K., A. Høyås & T. Mæhlum 1998: Modeller og analyser av økonomi og miljø for jordrenseanlegg, våtmarksfiltre og minirenseanlegg. NILF-report no. 1998:2. Norwegian Agricultural Economics Research Institute.
- Sagoff, M. 1988: *The Economy of the Earth: Philosophy, Law and Environment*. Cambridge: Cambridge University Press.
- SAS Institute Inc. 1989: *SAS/OR User' s guide, Version 6, First edition*. Cary, USA.
- Skjelhaugen, O.J. 1999: Thermophilic aerobic reactor for processing organic liquid wastes. *Water Research* 33(7):1593-1602.
- Statistics Norway 1999: *Naturressurser og miljø 1999. Statistical analyses no. 29*.
- Turtumøygaard, S. & P. I. Kraft 1997: GIS i kommunalt avløp. Delrapport 2, modellbeskrivelse. Report no. 94/97. Centre for Soil and Environmental Research, Ås, Norway.
- Tversky, A. & D. Kahneman 1986: Rational Choice and the Framing of Decisions. In R. M. Hogarth and M. W. Reder (eds.): *Rational Choice. The Contrast between Economics and Psychology*, Chicago: University of Chicago Press, pp. 67-94.
- Vatn, A. 1998: Input versus emission taxes. Environmental taxes in a mass balance and transaction costs Perspective. *Land Economics* 74(4):514-524.

- Vatn, A. & D. W. Bromley 1994: Choices without prices without apologies. *Journal of Environmental Economics and Management* 36:129-148.
- Vatn, A. & D. W. Bromley 1997: Externalities – a market model failure. *Environmental and Resource Economics* 9:135-151.
- Weitzman, M. L. 1974: Prices vs. quantities. *The Review of Economic Studies*. XLI:477-491.
- World Commission on Environment and Development 1987: *Our common future*. Oxford University Press.

Multicriteria decision making in wastewater planning

Karen Refsgaard, Norwegian Agricultural Economics Research Institute

Abstract

Multicriteria methods as a decision supporting tool for wastewater planning in a Norwegian municipality were used and evaluated. In a first step, cost-minimising strategies subject to emission requirements for nutrients and other local constraints were found through the use of a linear optimisation model. In a second step, a number of criteria considered to be relevant in the evaluation of wastewater planning were developed in a dialogue between decision makers and experts. Finally different aggregation methods with different claims on commensurability based on ranking and weighting of criteria, as well as direct choice of strategies were used by the decision makers and experts. It appeared to be difficult for the decision makers to weigh their preferences (assuming strong commensurability), while a ranking of criteria (assuming weak commensurability) and a direct choice of strategy seemed easier.

Although the aggregation method may be difficult to evaluate, a multicriteria decision method can visualise and structure the construction of preferences and process of choice in a good way.

1. Background

At the UN-conference for Environment and Development in Rio in 1992, the world municipalities were called to communicate and act together with their inhabitants, organisations and private firms on a local Agenda 21 (World Commission on Environment and Development 1987). One of the central aims in this Agenda is that the municipalities are asked to take increased responsibility for the quality of the local recipients and thereby the planning of wastewater systems in the area (Ministry of Environment 1997).

The municipalities must consider several aspects in their choice of wastewater system. Costs and fulfilment of the recipient requirements for emission of nutrients are important, but people's acceptance and familiarity with new systems, and the robustness and flexibility of these under

changing conditions may also be relevant criteria to consider. This indicates that there are multiple aspects to consider in the choice of wastewater handling systems, which are difficult to evaluate in, for example, a cost-benefit analysis. In such an analysis different objectives are expressed in a common denominator, such that the loss in one objective can be evaluated against the gain in another. However, such a determination is fraught with difficulties (Munda 1995, Bogetoft and Pruzan 1997).

The past policy in wastewater planning in Norway is characterised by a strong regulation of the type of wastewater treatment system (Ministry of Environment 1992). This regulation of wastewater treatment has limited the households' participation in the decision process, as they have not been involved in the planning process for the most widely used systems, namely centrally regulated wastewater solutions. In the continuation of the process for Agenda 21, a regulation with specified emission limits instead of specified treatment systems will increase the freedom to choose between systems. This implies that the demand for local participation in the choice of treatment process may increase compared to the past situation where the regulation required use of specified types of treatment systems. Thereby households and contractors will be involved in the decision process, implying an increased responsibility for them. At the same time, there may be diverging public interests between local and regional agencies, and potential conflicts among groups, like household types, implying that multiple users or decision makers and stakeholders are involved.

Conflicts of interest may exist concerning wastewater planning both due to multiple users and multiple criteria. Multicriteria analysis cannot solve these conflicts, but may provide increased insight into the nature of them. By providing systematic information and ways to arrive at political compromises, one can make the trade-off in complex situations more transparent to the decision-makers. The point is thereby to visualise the planning process and to introduce structure and rationality into complex issues within a context of decentralised and not-immediately-available information (Bogetoft and Pruzan 1997, Korhonen et al. 1992, Eilersen et al. 1999).

1.1. The purpose of the study

The purpose of this study is to discuss whether a multicriteria planning model is a proper decision method for dealing with complex problems like municipal wastewater planning, where conflicts

due to multiple criteria and multiple users are present. A Norwegian municipality was chosen as a case due to the need for realistic data and a proper planning and decision process. The study consists of the following steps:

- Discussion of the theory for multicriteria planning compared to models based on the assumptions of rational choice theory as operationalised in cost-benefit analyses
- Application of a two-step multicriteria planning process for wastewater planning in a Norwegian municipality with a decision maker and an expert and different complexity levels for aggregation through the two following steps:
 - Analysis of wastewater planning using multiple criteria in evaluation
 - Discussion of the appropriateness of two different aggregation methods for multicriteria planning

2. Approaches to decision-making

»Environmental management is essentially conflict analysis characterized by technical, socio-economic, environmental and political value judgements. Therefore, in an environmental planning process it is very difficult to arrive at straightforward and unambiguous solutions. This implies that such a multi-related planning process will always be characterized by the search for acceptable compromise solutions, an activity which requires an adequate evaluation methodology» (Munda 1995:57).

The question is about finding a proper decision model for a municipality to be used in complex issues like wastewater planning. We can distinguish between decision models that are either:

- based on the simulated market,
- expert based, or
- based on different types of direct or representative participation

The decision models thus belong to different types of value-articulating institutions (Jacobs 1997). They are arenas or mechanisms through which people articulate the different values they attach to different goods. They are based on different rules about who is participating, how they

participate and how in which form their values are articulated in the process for decision making. Thus the construction of preferences and the rules of choice are specific to each value-articulating institution.

A cost-benefit analysis is an example of a rational choice-based model. It is primarily based on simulated markets where people are defined as consumers with preferences revealed through their willingness to pay. This implies among other that values are assumed to be commensurable and can be measured in a common unit and that social choices should be entirely based on individual commodity preferences. This may be controversial in cases concerning provision of public goods.

The expert based approach allows for a belief that some (the experts) are more capable of making decisions than others, or that there should exist some kind of division of labour implying that we are all experts, albeit in different fields. The idea is that human resources are in this way utilised most efficiently. This may be an appropriate approach in complex problems with several criteria and information that is not easily accessible. On the other hand, this approach will underestimate or twist the issue of conflicting interests.

The premises underlying the model for representative participation are related to principles about democracy and fairness, implying that people act as members of the society. In problems about public goods where consequences not only affect one individual, but also give rise to several ethical questions, it seems proper to use institutions where people will act as «citizens» and not as private «consumers» (Sagoff 1988). This implies that they try to value the good from a wider perspective, taking into account other people's interest, their own ethical values and their views on what is «good for society as a whole» (Jacobs 1997).

A multicriteria decision making model can be founded on assumptions about an elitist way of thinking, assuming that experience and resources are not equally distributed in society like in the expert based model. However, it may also be based on the model for representativeness. This implies that an individual member may be motivated by a desire not only to fulfil his/her own preferences but also to be part of the (local) society and to make decisions which are the product of a consensus-seeking process (Bogetoft & Pruzan 1997).

2.1. The rational choice model

The assumption of rational choices, stable preferences and equilibrium structures of interaction is viewed as the paradigmatic core of neo-classical economics, following Lakatos (1970) and Eggertson (1990). According to the neo-classical definition, rational choices are substantial as opposed to procedural, individualistic and context independent. In this theory, substantial indicates that the decision-making focus is on the consequences, while the process before the final choice is irrelevant. The underlying ethical framework is utilitarianism, which judges actions according to their consequences on humans or at most on sentient beings (Rauschmayer 1999). Individualistic indicates that the rational choice implies maximisation of individual utility. The context independence is to be found in the assumptions of stable preferences. According to this, individual agents maximise an objective function subject to constraints. The maximisation premise implies that all relevant changes as a consequence of economic decision-making can be expressed in a welfare-related, one-dimensional entity.

Preferences are rational if the decision-maker is capable of making (Hausman 1992):

- Complete comparisons implying complete commensurability,
- in a transitive manner consistent with an ordering from worst to best also understood as being ordinal and if
- the preferences are continuous.

2.2. Multicriteria planning models

When facing multidimensional and ill-defined problems, an explicit introduction of multiple criteria may be a better path for robust decision-making than optimising a single-dimensional objective function. The multicriteria planning framework facilitates learning about the problem and the alternative courses of action, by enabling people to think about their values and preferences from several points of view. Multicriteria planning techniques can thereby provide more insight and structure into the nature of conflicts and into ways to arrive at political compromises in cases of divergent preferences (Munda et al. 1994). As Martinez-Alier et al. (1998 p. 283) write:»..., *instead of focusing on »missing markets» as causes of allocative*

disgraces, we focus on the creative power that missing markets have, because they push us away from economic commensurability, towards multicriteria evaluation of evolving realities».

Evidence from behavioural decision research casts a perspective on contextual effects where preferences and values for objects that are unfamiliar and complex often are constructed, rather than revealed, in the elicitation process. This implies that the context has a significant effect on a person's expressed preferences. Regarding this constructive nature of human preferences, Gregory et al. (1993) argues for an approach based on multiattribute utility theory (MAUT) and decision analyses. In this approach an analyst consults experts and groups of stakeholders in a systematic way in the process of developing an explicit and comprehensive model. However the MAUT-based model is based on assumptions that a decision maker, who is able to make extensive comparisons and trade-offs on an interval scale and to behave in accordance with several strong axioms of rationality.

In this paper, a process oriented multicriteria planning model that does not rely on the axioms of substantial, context independent rational choices and thereby neither on the assumptions about stable preferences is used. Following Bogetoft and Pruzan (1997), a proper multicriteria decision-making model is characterised by having:

- a process for decision making and
- multiple criteria to consider

2.2.1. The process

Procedural rationality, the rationality of a decision in terms of the manner in which it is made, refers to the decision-making process itself (Munda 1995). Already in 1972, Benjamin Franklin, cited in Costa et al. (1997), was concerned about the process of decision making and divided it into the structuring and the evaluation phases. Costa et al. (1997:34) suggest the following assertion: *» The structuring and framing of a decision situation is that constructive and learning process which seeks to build a more-or-less formal representation integrating the objective environmental components of the decision context, with the subjective and context-dependent points of view, concerns or objectives, in such a way that the value-systems of actors or stakeholders are made explicit».*

The focus on the context of the process implies that the purpose of multicriteria planning is the design of the whole investigation, communication and choice modes which support a decision maker contemplating action within the context of decentralised and not-immediately-available information. In such cases it is not possible to follow the structured process sequentially. The investigation mode implies that the process is not linear and given. Instead, resources are needed to find feasible alternatives and investigate the preferences. The investigations are needed because neither the preferences nor the criteria are given, and the knowledge about them will co-develop during the planning process. However, the invested resources must be compared to the benefits of the process.

A major barrier often occurring in the planning process is separation of the analytical and political aspects because communication between the decision-maker and the analyst is lacking. Use of interactive approaches can provide actors participating in the decision-making process with insights into their own values and roles as well as their mutual dependency, through communication about their preferences and their possibilities. As a result, increased commitments to the planning approach, to each other and to the organisation as a whole can develop.

Finally, the process is concerned with the evaluation and choice procedure, how the relative importance of criteria is taken into account and the way in which inter-criteria preference information is considered. The choice is an expression of what a decision-maker has learned about his preferences and his possibilities.

2.2.2. The multiple criteria

O'Neill (1993) and Martinez-Alier et al. (1998) analyse value pluralism and distinguish between different levels of commensurability and comparability:

- **Strong commensurability:** Is characterised by having a common measure for the different criteria for an alternative based on a cardinal scale. This implies that the criteria values for the alternatives can be measured along the same dimension, for example as is done in cost-benefit analyses and in methods where criteria are given (cardinal) weights. Aggregation to one common denominator is consistent with strong commensurability while conflicting interests indicate that the preferences are incommensurable and therefore difficult to order in a transitive manner.

- Weak commensurability (ordinality): Is characterised by having a common measure for the different criteria for an alternative based on a cardinal scale. This implies that there exists a single comparative term by which all different alternatives can be ranked although the alternatives can be ranked ordinal, i.e. without any weighting of the criteria. Weak comparability is also denoted strong comparability.
- Weak comparability. This implies that alternatives only are comparable without recourse to a single type of value. For example that only a pair-wise comparison of the different alternatives for every criterion can be done.

In situations with weak commensurability or incommensurability, multicriteria models can be used while models like cost-benefit analysis are based on strong commensurability between the criteria.

Another distinguishing factor between decision-making models that is relevant in the context of sustainability is the question of compensation. A preference relation is non-compensatory if no trade-off occurs and is compensatory otherwise. The possibility for compensation can be limited by bounds for acceptability, e.g., by the notion of a veto threshold. This is of fundamental importance for the sustainability concept because certain sorts of »natural capital« are deemed critical and not readily substitutable by man-made capital (Martinez-Alier et al. 1998, Barbier and Markandya 1990).

Another central point in choosing a decision-making model is related to how universal or explicit a preference or value function can be defined (Korhonen et al. 1992). If a general preference function can be assessed explicitly, the preferences are independent of each point of view and therefore universal. A preference function can be based on continuous criteria functions using an algorithm, or based on discrete criteria functions using ranking or weighting of the criteria. The rational choice model is a general preference model based on criteria with cardinal values while multicriteria models can be used in situations with discrete criteria functions.

In the assessment of a preference structure in multicriteria models one has to take into account the limitations in human capabilities. People have limited capacities concerning the number of conceptual units that can be handled at a certain point in time (Shepard 1974). Various strategies can make it possible to comprehend the amount of information and to come up with preference statements. Presenting information in a comprehensive form without simplification is equivalent

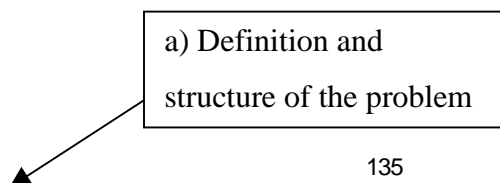
to a high degree of objectivity because the information is not »converted» and all the scores of the criteria are shown.

The main point is to seek and find a compromise solution in a process where the relevant decision makers are involved, in order to minimise conflicts and to improve the decision-making process.

2.3. The design of a multicriteria decision model

In this section, a method based on Bogetoft and Pruzan (1997) and Munda (1995), with both a decision maker and an expert involved, is developed. The basic design issues for the decision model are concerned with the structure for the investigation, how to communicate the process and how to make the final decision proposal. To help in this process, a formal specification of how the different decision actors and types of information interact is illustrated in Figure 1. The process consists of the following parts:

- a) Initial set-up of definition and structuring of the problem by the decision maker(s) and the analyst. The problem may be modified through the process.
- b) Clarification of decision actors involved in the process and the potential conflicts. The decision actors include the decision maker(s), the expert(s) and the stakeholder(s). A decision maker has an intra-personal conflict when none of the possible alternatives available to him/her is best on all counts, i.e., the conflicts are within the decision maker. The emphasis on «intra» is intended to differentiate such conflicts from the more traditional concept of conflict as occurring between individuals. An interpersonal conflict can arise if the decision maker and the experts have different preferences, while a systemic conflict is potential if the decision maker does not identify his/her stakeholders and consider their values. A stakeholder orientation is a condition for a decision maker to be able to integrate his/her personal values with those of the organisation, especially in cases of political processes. The intrapersonal conflicts are classified under d).



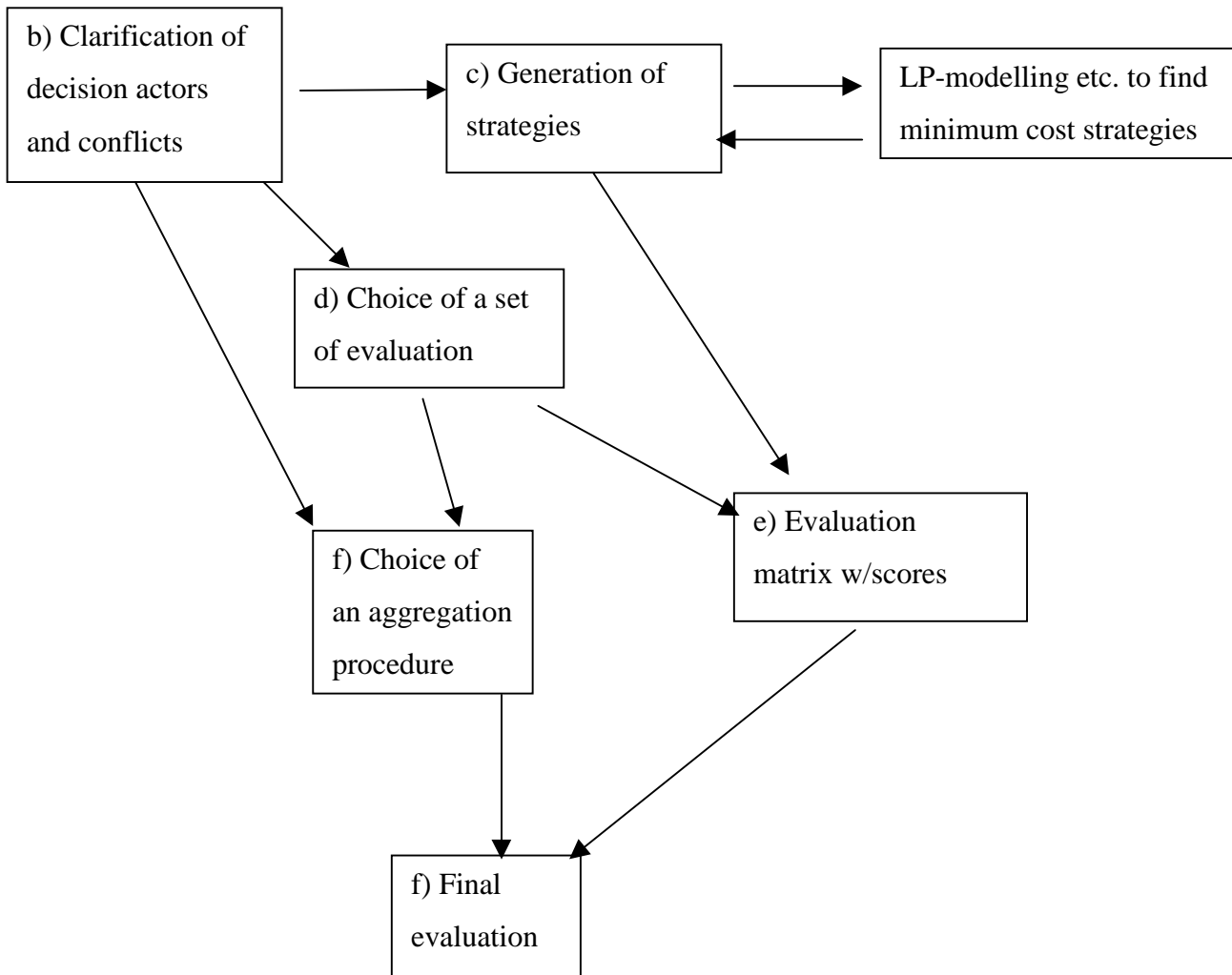


Figure 1: The process for multicriteria decision making in wastewater planning

- c) Generation of strategies. Different aims for the generation of strategies are set up. It may be necessary to find minimum cost strategies in the case of a huge number of possible combinations for a certain strategy, for example through the use of an algorithm like linear programming.
- d) Choice of a set of evaluation criteria which function as basis for evaluation, thus minimising the potential for intrapersonal conflicts.

- e) Development of an evaluation matrix. On the basis of the efficient strategies and the final evaluation criteria the evaluation matrix can be calculated.
- f) Choice of an aggregation procedure is an identification of the type of preference system. There exists a large number of procedures for comparing criteria or alternatives, see for example Bogetoft and Pruzan 1997), Costa et al. (1997), Janssen (1994), Korhonen et al. (1992), Munda (1995) and De Montis et al. (2000). Several different multicriteria methods have been applied to environmental problems (Lahdelma et al. 1999).
- g) Final evaluation. Includes the final evaluation and decision, based on the evaluation matrix and the aggregation procedure

2.4. Choice of an aggregation procedure

The choice of an aggregation procedure is a basic step in a multicriteria planning model. It concerns the incorporation of the relative importance of the different criteria to give a comprehensive preference structure. When choosing aggregation procedure one must both consider the type and the structure of the data as well as the structure and the precision level of the preference information. The problem is to evaluate the following type of information:

Consider $\mathbf{i}(i=1, \dots, I)$ decision criteria and $\mathbf{j}(j=1, \dots, J)$ alternatives. Let x_{ij} denote the effect of criterion i according to alternative j . The evaluation matrix \mathbf{X} of size $I \times J$ includes all information on the performance of the alternatives.

$$X = \begin{bmatrix} x_{ij} & x_{ij'} & \text{K} & x_{iJ} \\ x_{i'j} & x_{i'j'} & \text{K} & x_{i'J} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ x_{IJ} & x_{IJ'} & \text{K} & x_{IJ} \end{bmatrix} \quad [1]$$

In this study three different aggregation procedures are utilised:

- A weighting (cardinal) of criteria with linear weights.

- A ranking (ordinal) of criteria with a uniform probability distribution of the weights.
- A direct choice of strategy.

2.4.1. A weighting of criteria with Weighted Summation

Weighted Summation is a simple aggregation technique requiring quantitative information on scores and cardinal ranking (weighting) of all criteria. Only the relative values of the scores are used in the evaluation, which implies that the absolute size of the scores does not count. The weights multiplied with the relative values of the scores are aligned in a linear additive utility function.

The appraisal scores are calculated for each strategy, multiplying each value by its appropriate weight and followed by summing the weighted scores for all criteria.

The scores can be scaled according to the relative distance between the origin and the maximum score, or they can be scaled according to their relative position on the interval between the lowest and highest score. The DEFINITE program developed by Janssen and Herwijnen (1994) includes a weighted summation procedure. VISA is another example of a program based on weighted summation, for example described in Belton & Vickers (1993).

The Weighted Summation method can be described mathematically in the following way.

1. Consider X as in [1]
2. The scores for the criteria are standardised using a fixed linear function to transform the scores with different measurement to a common dimensionless unit before weighted summation is applied. The scores are scaled according to their relative position on the interval between the lowest and highest score.

$$\hat{x}_{ij} = \frac{x_{ij} - \min_j x_{ij}}{\max_j x_{ij} - \min_j x_{ij}}$$

3. The priorities assigned to the decision criteria are denoted in terms of weights w_i ($i=1, \dots, I$) which are contained in the weight vector W . The Weighted Summation method can then be written as:

$$\text{for } j = 1, K, J$$

$$\text{maximize } \sum_{i=1}^I (w_i \hat{x}_{ij})$$

2.4.2. An ordinal ranking of criteria with REGIME

In contrast to Weighted Summation, the REGIME method requires only qualitative information about scores. An ordinal ranking of the criteria implies that the decision maker does not assign any distribution of weights. The alternatives are compared through a pair-wise comparison for each criterion, and a multiplication of the ordinal rank and the sign of the difference describe the total attractiveness of each alternative. Based on a uniform probability distribution and a weighted linear additive model, the probabilities are aggregated in a success score to produce an overall rating of the alternatives. The method is further described in Janssen (1994) and Nijkamp and Rietveld (1990).

The REGIME method can be described mathematically in the following way:

1. Using the evaluation matrix X with cardinal or/and ordinal values as defined in [1].
2. The decision maker provides ordinal information about weighting of the criteria. Criteria is then relabelled in *decreasing* importance

$$1 \quad I$$

3. The ordinal information of X is specified as *indices of concordance*, $c_{ijj'}$, $j \neq j'$. They are defined as:

$$c_{ijj'} = \begin{cases} 1 & x_{ij} > x_{ij'} \\ 0 & x_{ij} = x_{ij'} \\ -1 & x_{ij} < x_{ij'} \end{cases}$$

4. A differential score $M_{jj'}$ only dependent on ordinal information is calculated the following way:

(a) Let $w = (w_j, \dots, w_l)$ be an arbitrary vector of criteria weights and define the *contingent differential score*, $u_{jj}(w)$ as

$$\mu_{jj'}(w) = \sum_i^I w_i c_{ijj'}$$

(b) Define a set of possible weights W by

$$W = \left\{ (w_1, \dots, w_I) \mid w_1 \geq \Lambda \geq w_I, \sum_i w_i = 1 \right\}$$

As opposed to the method of Weighted Summation, one does not want to pin down specific weights, but all weights in W are consistent with ordinal information on criteria.

(c) The differential score $M_{jj'}$ is now defined as the integral of the contingent differential scores, $u_{ij}(w)$, over the set of possible weights, W .

$$M_{jj'} = \int_W \mu_{jj'}(w) dw$$

5. A score of each alternative is then derived by unweighted summation of the differential scores

$$H_j = \sum_{j' \neq j} M_{jj'}$$

or normalised as

$$h_j = \frac{H_j}{(J-1) \int_W dw}$$

2.4.3. A direct choice of strategy

Finally, a direct choice between the alternatives can be carried out on the basis of the matrix in [1]. This opens for that a rather complicated preference function indirectly is being used, i.e., a situation where the criteria are not assumed to be independent. Thus the preference ranking may vary according to combination of criteria scores. However, one has to be aware of limitations in human capabilities for assessing preferences (Shepard 1974).

2.4.4. Criticism of the procedures

Both Weighted Summation and REGIME are based on preferential independence, which means that the indifference curves between the criteria are linear, having a constant rate of substitution. This implies that the preferences for levels of one criteria do not depend on the level of another

criteria. However, this is a rather strict assumption. To cope with this problem one can choose specific and decomposed criteria as proposed by Bogetoft and Pruzan (1997). They discuss the need for a proper hierarchy implying that, if the criteria are factual and decomposed and related to the specific alternatives, it may be more likely to fulfil assumptions about independence between the criteria. Hardaker et al. (1997) argues that linear indifference curves may be a reasonable approximation over a relatively narrow range of attribute measures.

The uniform probability distribution used in REGIME is often assumed to be the most »objective« distribution². Still other distributions may be a more appropriate description of the preference function, i.e., that some combinations of the distributions are more likely than others.

In Weighted Summation most often the weights multiplied with the relative values of the scores are aligned in a linear additive utility function. However, the weights may depend on the level of the scores for the criteria, implying that a non-linear preference function must be assigned and in the case of a non-additive function also on the values attained by the other criteria (Nijkamp & Rietveld 1990)³. The scores can be scaled according to the relative distance between the origin and the maximum score, according to their relative position on the interval between the lowest and highest score or according to other standardisation methods, which also are available.

Different aggregation procedures may provide different results with the same data, and there is usually no means to objectively identify the best alternative or procedure. However, there seems to be two arbitrary assumptions in Weighted Summation requiring both an assignment of weights from the decision maker and assuming a specific standardisation procedure. Some methods may be well adapted for the issue of stakeholder participation and information while others may be more applicable for complex decision situations with issues concerning sustainability (De Montis et al. 2000).

² The choice of the uniform distribution can be rooted in information theory (Shannon 1948, Kullback 1959). On a bounded set the uniform distribution is the one which contains least information. Any other distribution would introduce some arbitrary information into this analysis.

³ Here we are in the realm of the so-called multi-attribute utility theory (see Keeney and Raiffa 1976 and Farquhar 1983).

3. Wastewater planning with a multicriteria decision model – an iterative process

Wastewater planning has economic and environmental consequences over long periods and is a central issue in public policy, which indicates that much effort could be put into the planning process. The municipalities are on the one hand required to meet recipient standards regarding phosphorus and organic matter defined by the state and the county governor; on the other hand they are free to decide how these standards should be met or to even set higher standards. Among the decisions to be made are the selection and combinations of new systems. In such complex planning problem politicians, municipal experts and boards, households, contractors etc. may be involved in the decision-making process. The direct costs of investigating the existing conditions and the future possibilities, as well as the modelling of the situation can be substantial. In the municipality administration, resources are often scarce and knowledge about alternative wastewater handling systems often lacking. Therefore well-known alternatives like pipelines connected to centrally localised sewage plants are often chosen because knowledge about these is available, even if alternatives like decentralised and nature-based treatment plants are available, which might be both more cost-efficient and more sustainable. This implies that using an iterative process for decision making to improve the knowledge level of the decision-makers may be important.

3.1. The planning problem

The municipality of Våler was a case-study for the use of a multicriteria decision model as a planning method for wastewater handling. All emissions of wastewater from small treatment plants to the Hobøl-river upstream affect the quality and the use of the drinking water-reservoir, named Vannsjø, downstream.

In this process the municipal council makes its decisions after hearing proposals made by municipal boards subordinate to the council. The head of environmental and agricultural services in the municipality is responsible for preparing the proposals and thereby these decision actors also define what will be suggested for implementation. A third decision actor, in the case of stakeholder in this municipal planning process, are the households affected by potential changes

in wastewater system, cost for wastewater handling etc. Between these different decision actors potential conflicts may exist, which may be solved through a process of investigation, communication and choice.

Due to the fact that this is a pilot-project initiated by the researcher, only a simplified planning process was possible. In the process, the mayor represented the decision-maker as representing the households through the political election. We also included the head of environmental and agricultural services in the municipality as the municipal expert, since his proposal of criteria and strategies for environmental and agricultural subjects are used in the decision process. The author, functioning as an analyst, initialised and co-ordinated the process.

For a detailed discussion of a more comprehensive structure of multicriteria decision analysis, involving a broader set of stakeholders, Stewart and Scott (1995) offer a valuable contribution. They propose a scenario-based approach with a background set generated on the basis of feasible combinations of policy instruments and a foreground set chosen on the basis of potential compromises for the decision actors.

3.2. The data

The biological and technical data for the wastewater systems included costs, size, type, cleaning effect and emission of nutrients. In the data registrations for 558 households were included from the collection, transport, treatment process, emissions to the Hobøl-river and eventually spreading on land of treated sludge.

For the wastewater systems, the biological, technical and some of the cost data were primary collected and analysed in relation to a project for nature-based wastewater treatment technology, run from 1994-1997 at the Norwegian Centre for Soil and Environmental Research (Refsgaard et al. 1998b, Refsgaard and Etnier 1998, Turtumøygaard and Kraft 1998). The cost data for existing wastewater systems were, however, based on information from the municipality of Våler (Municipality of Våler 1999).

Rough estimates for energy utilisation were based on energy calculations from Refsgaard et al. (1998a), Bengtsson et al. (1997) and Kärroman (1995). In appendix A1, the assumptions for calculations of the energy consumption are shown.

3.2.1. Generation of strategies

A strategy was defined as a wastewater handling system, where the handling included collection, transport, treatment, and disposal of wastewater. The strategies used in the analyses were:

- *Existing Situation (ES)*
- *Connection to Pipeline and sewage plant (CP)*
- *Household Strategy with a High treatment level for phosphorus (HSH)*
- *Recipient Strategy with Recycling and a High treatment level for phosphorus (RSReH)*
- *Recipient Strategy with a High treatment level for phosphorus (RSH)*
- *Household Strategy with a Low treatment level for phosphorus (HSL)*
- *Recipient Strategy with Recycling and a Low treatment level for phosphorus (RSReL)*
- *Recipient Strategy with a Low treatment level for phosphorus (RSL)*

The strategies were generated through an iterative two-step process. In the first step a linear programming model was used to find minimum-cost combinations of different wastewater handling systems. This was done subject to emission requirements for phosphorus and organic matter, number of households and localisation with respect to possibility for natural infiltration and common treatment plants. Further details about the process for finding minimum-cost strategies can be found in Refsgaard (2001). In the second step the decision actors discussed which constraints to consider in the choice of final strategies.

3.2.2. The process for choice of strategies

Recipient requirement levels (H and L)

A definition of a Safe Minimum Standard was the basis for the setting of the low recipient requirement level (L). This was set to an 80 % reduction in phosphorus emission compared to emission with no treatment, and equal to maximum 208-kg phosphorus emitted per year to sustain the required recipient quality. A high treatment level (H) of 87.5 % reduction in phosphorus emission, equal to 130-kg phosphorus emitted per year, was also analysed implying

that possible trade-offs could be made between a further reduction in phosphorus emission and the other criteria. Both levels were maximum emission limits, and it was therefore possible to achieve lower emissions than those required. For organic matter a recipient requirement level of 50 % reduction in emission compared to emission without any treatment was set.

The type of regulation strategy (H or R)

Two different types of regulations were included. The first one was the Household Strategy, where equal requirements for treatment of wastewater were set for every household, indicating that it was the single household that was responsible for treatment of wastewater. The other regulation was the Recipient Strategy with maximum total emission of phosphorus and organic matter to the recipient, regardless at which households the wastewater was treated. This implied that significant variations in wastewater systems and treatment levels could occur between the households.

The degree of recycling (Re or not)

Recycling of sludge together with organic matter to agricultural land was one alternative for disposal. The strategy required source separation for wastewater into black- and greywater, addition of organic waste and wetcomposting on a farm in a liquid composting reactor. To run this reactor economically, a minimum of 190 households with source separation was required.

Existing situation and pipeline strategies (ES and CP)

At the end of the process for choice of strategies the decision maker and the expert asked for two strategies, which did not fulfil the recipient requirements, to be included in the evaluation. The first one was the existing situation for wastewater treatment with a variety of different decentralised treatment systems of rather poor quality. The other one was a strategy with an improvement of wastewater treatment with the traditional system using pipelines connected to a common treatment plant. In that strategy all wastewater was mixed and handled together using water as a transport medium.

3.2.3. Generation of criteria

The proposed criteria for evaluation were discussed and set up in a dialogue between the author and the two decision actors. The final criteria were decided to be:

- *Total emission of phosphorus*
- *Total emission of organic matter*
- *Costs per household*
- *Energy consumption per household*
- *Additional positive effects*
- *Local adaptation to natural conditions*

The general framework for recipient requirements are given by the Norwegian Pollution Control Authority for the criteria *Total emission of phosphorus* and *Total emission of organic matter*, while the specific limits have been set by the expert and the analyst in common. *The mayor and the expert approved costs per household. Energy consumption per household*, for example for collection and transport, was another criterion approved by the decision actors after proposal by the analyst. *Additional positive effects* was a criteria especially approved by the mayor. Finally, *the analyst as a relevant criterion to consider suggested Fairness related to equal costs for wastewater treatment*. However, in the dialogue with the two decision actors this criterion was excluded while a criterion for *Local adaptation to natural conditions* was included. The mayor was of the opinion that people would be more focused on well-adapted solutions to environmental and demographic conditions than on the distribution of costs.

Psychological research on decision making reveals that people have limited capacities concerning the number of conceptual units that can be handled at a certain point in time (Shepard 1974). This limits the number of criteria that the decision actors can handle, so in accordance with (Miller 1956) six criteria seems to be an acceptable number for preference ordering.

3.2.4. The effect matrix

The effects was then calculated for the strategies and criteria as shown in Table 1 below.

Table 1: The effect matrix for wastewater strategies in the municipality of Våler, south-eastern Norway

	unsatisfactory treatment		high treatment level *			low treatment level ** (SMS-level)		
	ES	CP	HSH	RSRH	RSH	HSL	RSRL	RSL
	Existing Situation	Connection to Pipeline and sewage plant	Household Strategy with a High treatment level	Resipient Strategy with Recycling and a High treatment level	Resipient Strategy with a high treatment level	Household Strategy with a Low treatment level	Recipient Strategy with Recycling and a Low treatment level	Resipient Strategy with a Low treatment level
Cost per household	2603	16995	6286	5582	5510	6075	4682	4660
Total emission of phosphorus	647	229	107	130	130	109	208	208
Total emission of organic matter	10035	3761	3202	3109	3388	3447	5186	5446
Energy consumption per household	582	709	617	451	578	611	480	588
Local adaptation	medium	bad	medium	good	good	medium	good	good
Additional effects				solves organic waste problem			solves organic waste problem	

* High treatment means max. 130 kg P emitted and max. 8279 TOC emitted

** Low treatment means max. 208 kg P emitted and max. 8279 TOC emitted

The CP-strategy is dominated by the strategies HSH, RSH, RSReH and HSL for all criteria.

Investment in conventional wastewater handling is, under given conditions, expensive compared to all the other strategies, and the total emission of phosphorus is higher than both the secure and the insecure level require. The ES-strategy also shows a much higher emission of both phosphorus and organic matter than allowed. These results support the fact that investment in new wastewater handling systems is necessary. However, as proposed by Munda (1995), we do not delete inefficient strategies prior to the evaluation by the decision maker due to the fact that information can be lost.

The Household Strategies show a higher treatment level for both phosphorus and organic matter than required. This is because every household has to fulfil the requirement level, and when there is no handling strategy with exactly that treatment level a slack will arise.

The strategies with a secure (high) cleaning level all have higher costs than their corresponding strategy with insecure cleaning. For both cleaning levels for the recipient strategies there are only low additional monetary and energy costs for having a strategy that also solves the organic waste problem.

3.2.5. Identification of the preference system and choice of an aggregation method

The mayor and the municipal expert were asked to specify their preferences at different levels of complexity for preference ordering. The ranking of the criteria were set posterior to the calculation of effects of the strategies, according to the fact that the decision actors knew about the variation intervals for the different criteria.

The decision actors were first asked to rank the criteria ordinal in accordance with the prerequisite for the REGIME-method. Afterwards the decision actors were asked if they could give a cardinal ranking of the criteria in accordance with the needs of the Weighted Summation method.

Finally the decision actors were asked to make a direct choice between the strategies. This may be a way to consider complex relationships with interrelated criteria. However in this analysis with only one choice of strategy this was not analysed.

The decision actors found weighting of criteria rather difficult; it seemed for them to be a very detailed and inflexible way of expressing their preferences while they found it easier to rank the criteria ordinal. The direct expression of the most preferred strategy seemed also to be easier for them. However, this may be a result of the order of the aggregation procedures where they had been ranking and weighting criteria before making the direct choice.

The preferences expressed by the two decision actors differed somewhat, see Table 2.

The mayor valued the emission of nutrients and the costs fairly equally, while the municipal expert valued reduced emission of phosphorus much higher than any of the other criteria. This could be explained by the fact that the municipal expert has responsibility for the public regulations, while the mayor is more concerned about and responsible for the total costs.

Table 2: Preference information given by the mayor and by the municipal expert

	Evaluation by the mayor		Evaluation by the municipal expert	
	Ranks	Weights	Ranks	Weights
Cost per household	3	20 %	6	5 %
Total emission of phosphorus	1	35 %	1	50 %
Total emission of organic matter	2	25 %	3	10 %
Energy consumption per household	5	3 %	4	10 %
Local adaption to natural conditions	4	15 %	2	20 %
Additional positive effects	6	2 %	5	5 %

3.3. Evaluation – final ranking

Based on the effect matrix and the preference information, the relative success indices using REGIME are shown in Table 3. The value 1.00 in the comparison between strategies indicates that, for all quantitative values that comply with the qualitative scores of the criteria, the strategy in the row ranks with certainty above the strategy in the column. The highest overall score calculated as the row average of the relative success indices is received by the RSReH-strategy, indicating that it is the most preferred one for both decision actors.

Table 3: The relative success indices using REGIME

Mayor								
	ES	CP	HSH	RSRH	RSH	HSL	RSRL	RSL
ES		0.14						
CP	0.86							
HSH	1	1		0.04	0.3	1	0.83	0.97
RSRH	1	1	0.96		1	0.98	1	1
RSH	1	1	0.7			0.83	0.99	1
HSL	1	1		0.02	0.17		0.79	0.95
RSRL	1	1	0.17			0.21		1
RSL	1	1	0.03			0.05		

Municipal expert								
	ES	CP	HSH	RSRH	RSH	HSL	RSRL	RSL
ES		0.16						
CP	0.84							
HSH	1	1		0.04	0.2	1	0.53	0.79
RSRH	1	1	0.96		1	0.97	1	1
RSH	1	1	0.8			0.83	0.94	1
HSL	1	1		0.03	0.17		0.55	0.78
RSRL	1	1	0.47		0.06	0.45		1
RSL	1	1	0.21			0.22		

That RSReH is the highest ranked strategy is also shown in table 4 where the relative success indices are summarised in an overall ranking. The differences in scores between the alternatives for Weighted Summation are much smaller than the differences for REGIME for both decision actors. Although the ranking and weighting of criteria by the two decision actors remain different, RSReH is in both cases the best overall strategy.

Table 4: The ranking and scores of the scenarios

The mayor			
REGIME		Weighted Summation	
Ranking	Scores	Ranking	Scores
1: RSRH	0.99	1: RSRH	0.94
2: RSH	0.78	2: RSH	0.90
3: HSH	0.74	3: HSH	0.88
4: HSL	0.57	4: HSL	0.88
5: RSRL	0.48	5: RSRL	0.83
6: RSL	0.30	6: RSL	0.79
7: CP	0.13	7: CP	0.60
8: ES	0.02	8: ES	0.34

The municipal expert			
REGIME		Weighted Summation	
Ranking	Scores	Ranking	Scores
1: RSRH	0.99	1: RSRH	0.97
2: RSH	0.80	2: RSH	0.86
3: HSH	0.66	3: RSRL	0.86
4: RSRL	0.57	4: HSH	0.84
5: HSL	0.49	5: HSL	0.84
6: RSL	0.35	6: RSL	0.76
7: CP	0.11	7: CP	0.61
8: ES	0.03	8: ES	0.27

In the direct expression of preferences both the mayor and the municipal expert chose the RSRH strategy - i. e. the recipient strategy with a high cleaning level and recycling of blackwater and organic matter to agriculture. Thereby the municipal expert confirmed his preference function. The mayor, however, seemed to prioritise the criterion *Total emission of phosphorus* higher in the direct choice than in the two other aggregation methods. This may be because it was unclear to him that 80 % reduction was a satisfactory level and therefore wanted to choose the highest reduction level.

There seem to be two arbitrary assumptions in Weighted Summation: The assignment of weights from the decision maker and the assumptions about a specific standardisation procedure. Which method to use, is related to the art and complexity of problem. Some methods may be well adapted for the issue of stakeholder participation and information while others may be more applicable for complex decision situations with issues concerning sustainability (De Montis et al. 2000). Using REGIME implies at least one arbitrary assumption: A uniform probability distribution is assumed to give an appropriate description of the preference function for the decision maker although some distributions may be more likely than others.

3.3.1. Sensitivity of a ranking to overall uncertainty in scores and priorities

The requirements as to *total emission of phosphorus* and *total emission of organic matter* may change, reflecting changed recipient requirements. *Cost per household* may vary, among other to changing economic conditions for contractors. But also the ranking and weighting by the mayor and municipal expert may change, for example due to changed political environment, budget constraints etc. The robustness of the scores and the preferences was therefore tested in different sensitivity analyses.

Uncertainties related to whether all relevant criteria and alternatives are taken into account and whether the criteria and alternatives included reflect the policy objectives can not be analysed using formal methods. However, by integrating the decision actors and stakeholders in the whole decision process these uncertainties may be reduced.

A Monte Carlo approach (Janssen 1994) was used for analysing the sensitivity of rankings of alternatives to overall uncertainty in scores and priorities. A deviation level on 25 % from the actual scores of preferences for one or all criteria was based on general levels for multiobjective decision support for environmental management problem set by Janssen (1994).

Table 5 shows the changed ranking given that the scores for the criterion *cost per household*, for the criterion *total emission of phosphorus* or for *all criteria* may vary 25 % around the scores included in the effects matrix. The results are rather stable for both decision rules and for both decision actors. A question mark between two strategies indicates that the ranking of the two strategies is not certain. This is the case for the strategies having the third, fourth and fifth best score. However, the ranking of them is also very similar in the effect matrix.

Table 5: Scores uncertainty for criteria

Effects uncertainty	Ranking by the mayor		Ranking by the municipal expert	
	REGIME	Weighted Summation	REGIME	Weighted Summation
25 % for cost per household	no change	changed: HSH > HSL	no change	no change
25 % for total emission of phosphorus	no change	changed: HSH > HSL	changed: RSRL ? HSL	no change
25 % for all criteria	no change	no change	changed: RSRL ? HSL	no change

For Weighted Summation it was analysed if a change in weights uncertainty implied any change in ranking. The test showed that an expected uncertainty of maximum 25 % for the weights for all criteria to deviate from the values included in the effects table had no effect on the ranking of the strategies.

3.3.2. Certainty intervals for scores

In Figure 2 the certainty interval for which the rank order of the two highest ranked strategies was insensitive to changes in decision-makers' scores for the criterion *total emission of phosphorus* is shown.

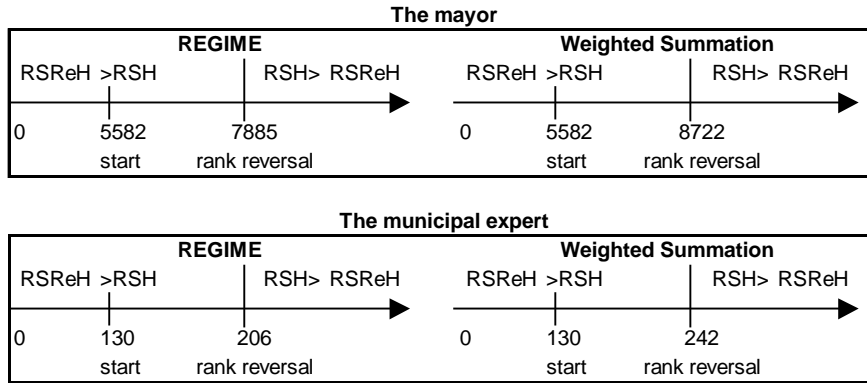


Figure 2: Certainty intervals for total emission of phosphorus

The criterion *total emission of phosphorus* for the RSRH strategy could rise to 164 kg based on the Weighted Summation procedure and to 197 kg based on REGIME procedure for the mayor's preferences. However, based on the preferences for the municipal expert, it could rise to 206 kg, respectively 242 kg, without changing the ranking order. This implies that the ranking of the highest ranked strategies is rather stable with regard to changes in levels for *phosphorus emission*.

Based on the preferences by the mayor shown in Figure 3 that *costs per household* for the RSRH could increase by more than NOK 2 000 for REGIME and by NOK 3 000 for Weighted Summation without changing the ranking of the two highest ranked strategies RSRH and RSH.

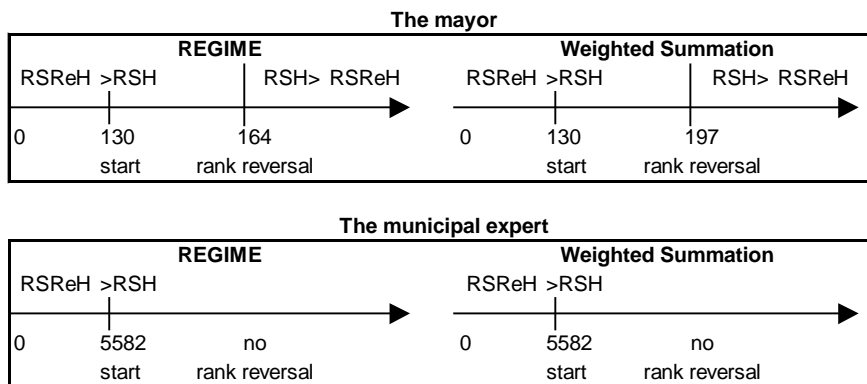


Figure 3: Certainty intervals for costs per household

Based on the ranking by the municipal expert, changes in cost do not have any significant effect on the position of RSRH as the highest ranked strategy. This is because *costs per household* are ranked as the least important criteria and with a weight of only 5 %.

In total, the ranking of the RSReH-strategy as the best strategy remains to be very stable, disregarding the type of decision actor or type of aggregation rule.

4. Discussion and conclusion

A central problem in multicriteria decision making is to find a proper aggregation method and to evaluate the demand for individual and subjective weight estimation by the decision actors. The choice of aggregation method may influence the result, and ranking of strategies instead of criteria may give different results.

A two-step planning process was used for identifying proper and acceptable strategies for wastewater handling. Both the investigation mode and the choice mode were accomplished with the use of a dialogue between mayor, municipal expert, professional experts and the author. Through a visualisation of the process and communication between the decision actors, different economic and environmental criteria and strategies have been found under continuous alterations. As Stewart and Scott (1995:2840) write: «*The problem so often with contentious planning issues is that a single proposal is put forward, after which interest groups polarise into those for and against and seek evidence in advocacy of their position.*» Thereby the final decision basis probably has been improved compared to a situation without a dialogue and a reduction of environmental criteria to one single criterion in a 'closed' trade-off process. By the inclusion of the decision actors in the dialogue, both the strategies evaluated, the criteria choice and ranking have been changed compared to the initially assumed criteria and strategies, thereby improving the decision process and the decision actors' responsibility for a proper decision. This implies that more emphasis is put on the decision actors' preferences formed by in the specific context for that process than on preferences existing prior to the planning process.

The decision process was carried out with an increasing degree of precision in the preference ordering from the decision maker and the expert. It was easier for the decision actors to rank criteria ordinal and choose directly between strategies than to weigh the criteria, which also was observed by Nijkamp & Rietveld (1990). In the Weighted Summation method the ranking also depends on the standardisation procedure using the size of maximum and minimum scores for every criterion, which implies that extreme scores could influence the results heavily. In the case analysed in this paper, the results showed to be very stable, though.

The fact that weighting is found to be a rather inflexible way of expressing preferences and the assumptions about preferential independence implies that it may be more appropriate to assign the weights to specific intervals, for example through the use of indifference-threshold values (Bogetoft and Pruzan 1997). The REGIME method adopts ordinal weights, which may be a more appropriate way to depict real systems of preferences than the prerequisites of the Weighted Summation method. This might be because the ordinal character of the weights reflects the inability to measure human preferences on a cardinal scale. However, one may consider if the uniform probability distribution reflects the distribution of ranking in the best way. Further, the Regime method allows the use of mixed data so that both cardinal and ordinal criteria can be included. Expressing preferences through a direct choice of strategy implies that assumptions about independence and linearity are neglected. Thereby it may be a proper way of modelling a decision makers preferences, although this method may be restricted by the number of criteria and strategies. However, it may not be necessary to employ any formal analytical tools if the unacceptable and the promising are immediately obvious.

A central benefit of the multicriteria planning method as described in this paper is that it provides a comprehensive and systematic supportive framework for handling relevant information about the competitiveness of the strategies and criteria, making requirements for new information explicit and thus supporting a better documented and visible decision process.

Acknowledgements

The authors wish to thank the head of environmental and agricultural services, Lars Otto Hammer, and the mayor, Greta Thuen, of the municipality of Våler for valuable contribution in the wastewater planning process. Further Agnar Hegrenes and Øyvind Hoveid have provided valuable comments to earlier versions of the paper.

References

- Barbier, E.B. & A. Markandya 1990: The conditions for achieving environmentally sustainable growth. *European Economic Review*, 34, p. 659-669.
- Belton, V. & S. P. Vickers 1993: Demystifying DEA - A visual interactive approach based on multiple criteria analysis. *Journal of operational Research Society*, 44(9):883-896.

- Bengtsson, M., M. Lundin & S. Molander 1997: Life cycle assessment of wastewater systems. Case studies of conventional treatment, urine sorting and liquid composting in three Swedish municipalities. Report 1997:9. Chalmers University of Technology. Göteborg, Sweden.
- Bogetoft, P. & P. Pruzan 1997: *Planning with multiple criteria. Investigation, communication and choice*. Copenhagen Business School Press, Copenhagen. 368 pp.
- Bøckmann, O. C., O. L. Kårstad, H. Ole & I. Richards 1991: *Landbruk og gjødsling. Mineralgjødsel i perspektiv*. Norsk Hydro a.s., Norway.
- Costa, C. A. Bana e; T. J. Stewart & J.-C. Vansnick 1997: Multicriteria decision analysis: Some thoughts based on the tutorial and discussion sessions of the ESIGMA meeting. *European Journal of Operational Research*, 99:28-37.
- DeMontis, A., P. D. Toro, B. Droste-Franke, I. Oman & S. Stagl 2000: MCDA and sustainable development – A comparison of methods. Proceedings of World Meeting Man and City – towards a human and sustainable development, Università degli Studi di Napoli Federico II, 21 p.
- Eggertsson, T., 1990. Economic behavior and institutions. Cambridge Survey of Economic Literature.
- Energistyrelsen 1991: *Olie og gas i Danmark. Efterforskning og produktion 1990*.
- Farquhar, P. H. 1983: Research directions in multiattribute utility analysis, in: Hansen P. (ed.): *Essays and Surveys on Multiple Criteria Decision making*, Springer, Berlin.
- Gregory, R, S. Lichtenstein & P. Slovic 1993: Valuing environmental resources: a constructive approach. *Journal of Risk and Uncertainty*, 7:177-197.
- Hardaker, J. B., R. B. M. Huirne & J. R. Anderson 1997: *Coping with risk in agriculture*. CAB International. Oxon, UK.
- Hausman, D. M. 1992: *The inexact and separate science of economics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jacobs, M. 1997: Environmental valuation, deliberate democracy and public decision-making. In Foster, J. (ed.): *Valuing nature?* Routledge. p. 211-231.
- Janssen, Ron 1994: *Multiobjective decision support for environmental management*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 232 pp.

- Janssen, R. & M. van Herwijnen 1994: *DEFINITE. A system to support decisions on a FINITE set of alternatives. User manual*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 219 pp.
- Jets Vacuum AS 1996: Intern dokumentasjon om energiforbruk for Jets Vacuum systemer.
- Keeney, R. L. and H. Raiffa 1976: *Decisions with multiple objectives : preferences and value tradeoffs*. Wiley, New York.
- Kärroman, E. 1995: Ledningsteknik. Utvärdering av olika avloppssystem, metod- och fallstudier. Report 1995:1. Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg, S.
- Korhonen, P.; H. Moskowitz & J. Wallenius 1992: Multiple criteria decision support – A review. *European Journal of Operational Research*, 63:361-375.
- Kullback, J. 1959: *Information theory and statistics*. John Wiley, New York.
- Lahdelma, R., P. Salminen & J. Hokkanen 1999: Using multicriteria methods in environmental planning and management. MCDA in environmental planning....
- Lakatos, I. 1970: Falsification and the Methodology of Scientific Research Programs. In Lakatos and Musgrave, eds. *Criticism and the Growth of knowledge*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Martinez-Alier, J.; G. Munda & J. O'Neill 1998: Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics* 26:277-286.
- Miller, G. A. 1956: The magical number seven, plus or minus two: Some limits on our capacity for processing information. *The Psychological Review*, 63:81-97.
- Ministry of Environment 1992: Forskrifter om utslipp fra separate avløpsanlegg. T-616.
- Ministry of Environment 1997: White Paper no. 58 (1996-97): Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Dugnad for framtida. Stortingsmelding nr. 58 (1996-97).
- Mosevoll, G., L. Andreassen & J. Jacobsen 1996: Forurensningsregnskap for avløpssektoren. TA 1374/1996. SFT-report 96:19.
- Munda, F. 1995: *Multicriteria evaluation in a fuzzy environment. Theory and applications in ecological economics*. Physica-Verlag, Heidelberg.
- Munda, F., P. Nijkamp & P. Rietveld 1994: Qualitative multicriteria evaluation for environmental management. *Ecological Economics*. 10:97-112.
- Municipality of Våler 1999: Kommunale gebyrsatser 1999 og Avgiftsgrunnlag for kloakk. Internal documents.

- Naturvårdsverket 1995: Vad innehåller avlop från hushåll? Näring och metaller i urin och fekalier samt i disk-, tvätt-, och duschvatten. Report 4425, Sweden.
- Nijkamp, P. & P. Rietveld 1990: *Multicriteria Evaluation in Physical Planning*. North-Holland. Amsterdam.
- O'Neill, J. 1993: *Ecology, Policy & Politics*. Chap. 7: Pluralism, Incommensurability and Judgement. Routledge, p. 75-88.
- Rauschmayer, F. 1999: Decisions in the context of sustainable development: Ethics and implementation of multi criteria analysis. I: I. Ring, B. Blauer, F. Wätzold & B. Månsson (eds.): »Regional sustainability», Heidelberg, Physica.
- Refsgaard, K. 2001: Cost-efficient strategies for handling of wastewater from households to recipient – a modelling approach. Norwegian Agricultural Economics Research Institute, Oslo. *Unpubl. (Paper 2 in this dissertation.)*
- Refsgaard, K. & C. Etnier 1998: Naturbaserte avløpsløsninger i spredt bebyggelse. Økonomiske og miljømessige vurderinger for kommune, husholdning og gårdsbruk. NILF-report 1998:4. Norwegian Agricultural Economics Research Institute, Oslo.
- Refsgaard, K., N. Halberg & E. S. Kristensen 1998a: Energy utilization in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems. *Agricultural Systems*. 57(4):599-630.
- Refsgaard, K., A. Høyås & T. Mæhlum 1998b: Modeller og analyser av økonomi og miljø for jordrenseanlegg, vårmarksfiltre og minirensanlegg. NILF-report 1998:2. Norwegian Agricultural Economics Research Institute, Oslo.
- Sagoff, M. 1988: Some problems with environmental economics. *Environmental Ethics*, 10(1):55-74.
- Shannon, C. E. 1948: A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27:379-423.
- Shepard, J. M. 1974: *Basic sociology: structure, interaction and change*, Harper and Row, New York.
- Skjelhaugen, O. J. 1999: Thermophilic aerobic reactor for processing organic liquid wastes. *Water Science Technology*, 33(7):1593-1602.
- Statistics Norway 1997: Naturressurser og miljø 1997. Statistical analysis no. 16.
- Statistics Norway 2000: Naturressurser og miljø 2000. Statistical analysis no. 34.

- Stewart, T. J. & L. Scott 1995: A scenario-based framework for multicriteria decision analysis in water resources planning. *Water Resources Research*, 31(11):2835-2843
- Turtumøygard, S. & Kraft, P. I. 1998: GIS i kommunalt avløp. Delrapport 2, modellbeskrivelse. Report nr. 94/97. Norwegian Centre for Soil and Environmental Research (Jordforsk), Ås, Norway.
- Turtumøygard, S. & Kraft, P. I. (1998): GIS i kommunalt avløp. Delrapport 2, modellbeskrivelse. Report nr. 94/97. Norwegian Centre for Soil and Environmental Research (Jordforsk)
- Varian, H. R. 1992: *Microeconomic analysis*. W. W. Norton & Company, New York. 3rd
- World Commission on Environment and Development 1987: *Vår felles framtid / Verdenskommisjonen for miljø og utvikling*. Tiden norsk forlag, Oslo.

Assumptions for calculation of nutrient production and energy consumption			
production	nitrogen in wastewater	12 g/pe/day	Mosevoll et al. 1996; Naturvårdsverket 1995; Kraft og Turtumøygard 1999
	phosphorus in wastewater	1.7 g/pe/day	Mosevoll et al. 1996; Naturvårdsverket 1995; Kraft og Turtumøygard 1999
	kaiium in wastewater	4 g/pe/day	Mosevoll et al. 1996; Naturvårdsverket 1995; Kraft og Turtumøygard 1999
	nitrogen in blackwater	10.8 g/pe/day	Mosevoll et al. 1996; Naturvårdsverket 1995; Kraft og Turtumøygard 1999
	phosphorus in blackwater	1.3 g/pe/day	Mosevoll et al. 1996; Naturvårdsverket 1995; Kraft og Turtumøygard 1999
	kaiium in blackwater	3.5 g/pe/day	Mosevoll et al. 1996; Naturvårdsverket 1995; Kraft og Turtumøygard 1999
	sludge from sewage plant	0.146 tonn/PE/year	Bengtsson et al. 1997
	organic waste production	86.24 kg/pe/year	Statistics Norway 2000; Heie 1998
collection	PE per house	3 pe/household	
	wastewater from septic tanc	4 m ³ /household/year	Refsgaard and Etnier 1998
	greywater from septic tanc	2 m ³ /household/year	Refsgaard and Etnier 1998
	wastewater from closed tanc	219 m ³ /household/year	Refsgaard and Etnier 1998
	blackwater from vacuum toilet	5.475 m ³ /household/year	Refsgaard and Etnier 1998
	blackwater from waterless toilet	0.219 m ³ /household/year	Refsgaard and Etnier 1998
energy consumption for a vacuum toilet	0.46 kwh/household/day	Jets Vacuum AS 1996	
transport	from household to treatment on farm	19.36 km	based on the local conditions in the municipality of Våler
	from household to central treatment plant	48.6 km	based on the local conditions in the municipality of Våler
	from central treatment to farm	25 km	based on the local conditions in the municipality of Våler
	waste	57 km	based on the local conditions in the municipality of Våler
	size tancwagon	8 m ³	
	energy use tancwagon	2.14 MJ/tonn/km	Statistics Norway 1997
	energy content	35.9 MJ/l	Energistyrelsen 1991; Refsgaard et al. 1998
treatment	sewage treatment plant	125 kwh/pe and year	Kårmann 1995
	energy consumption for wetcomposting reactor	29 kwh/cubic meter	Skjelhaugen 1999, SFT ref. in Anderson 1999
	package treatment plant (biol./chem.)	115 kwh/pe/year	Bengtsson et al. 1997, Kårmann 1995
	energy consumption for precipitation chemicals	3 kwh/pe and year	Kårmann 1995
disposal	nitrogen	38 MJ/kg produced	Refsgaard et al. 1998; Bøckmann et al. 1991
	phosphorus	17 MJ/kg produced	Refsgaard et al. 1998; Bøckmann et al. 1991
	kaiium	6 MJ/kg produced	Refsgaard et al. 1998; Bøckmann et al. 1991
	energy use fertilizer transport	1.58 MJ/tonnkm	Refsgaard et al. 1998