

1975

O-84130 E-84486

Optimalt valg av forurensningsbegrensende tiltak i vassdrag

Nye økonomiske styrings-
metoder i miljøvernpolitikken

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor

Postboks 333
0314 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen

Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen

Brevikven 2
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.: 0-84130 E-84486
Undernummer: 1
Løpenummer: 1975
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Optimalt valg av forurensningsbegrensende tiltak i et vassdrag. Nye økonomiske styringsmetoder i miljøvernpolitikken.	Dato: 20. mars 1987
	Prosjektnummer: 0-84130 E-84486
Forfatter (e): Hans Olav Ibrek Kåre Petter Hagen Torulv Tjomsland	Faggruppe: VRF
	Geografisk område: Sør-Trøndelag Hedmark
	Antall sider (inkl. bilag): 102

Oppdragsgiver: Nordisk Ministerråd Det Kongelige Miljøverndepartement Norsk institutt for vannforskning	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------

Ekstrakt:
De forurensningsbegrensende tiltak som på billigste måte tilfredsstiller en ønsket vannkvalitet (midlere årlig fosforkonsentrasjon) på en elvestrekning, ble funnet ved lineær optimaliseringsteknikk. Metoden ble prøvd på øvre deler av Glåma. De samlede tiltakskostnadene ble tenkt fordelt i forhold til produsert fosformengde. Dette ble tenkt gjort ved pålegg, og alternativt ved å la de ulike forurensningsaktørene selv komme fram til den optimale løsningen ved å opprette et marked for kjøp og salg av utslippsretter. I et tenkt eksempel førte den optimale løsningen til en halvering av kostnadene i forhold til at kommunene/-delområdene utførte separate tiltak.

4 emneord, norske:
1. Fosfortilførsler
2. Rensetiltak
3. Optimalisering
4. Øvre Otta

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.

Prosjektleder:

Hans Olav Ibrek

For administrasjonen:

Oddvar Lindholm

ISBN 82-577-1214-0

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

OSLO

0-84130/E-84486

OPTIMALT VALG AV FORURENSNINGSBEGRENSENDE TILTAK I ET VASSDRAG
NYE ØKONOMISKE STYRINGSMETODER I MILJØVERNPOLITIKKEN

Oslo, 20. mars 1987

Prosjektleder: Hans Olav Ibrekk

Medarbeidere : Kåre Petter Hagen,
Norges Handels-
høgskole

Torulv Tjomsland

F O R O R D

Prosjektet "Optimalt valg av forurensningsbegrensende tiltak i et vassdrag - Nye økonomiske styringsmetoder i miljøvernpolitikken" er et samarbeidsprosjekt mellom NIVA og professor Kåre Petter Hagen, Samfunnsøkonomisk institutt, Norges Handelshøgskole.

I 1984 tok NIVA initiativet til å undersøke hvorvidt lineær programmering kunne brukes til optimalisering av utslippstiltak. Miljøverndepartementets ressursavdeling støttet utarbeidelsen av et forprosjekt. Med grunnlag i forprosjektet søkte NIVA forurensningsavdelingen i Miljøverndepartementet om støtte til prosjektet. I forbindelse med Miljøverndepartementets arbeid med vurdering av innføring av nye økonomiske styringsmetoder i miljøvernpolitikken, ønsket Miljøverndepartementet at NIVA's prosjekt kunne samordnes med den felles nordiske undersøkelsen som var planlagt. I samarbeid med Kåre Petter Hagen ble så en felles prosjektbeskrivelse utarbeidet. Nordisk Ministerråd vedtok å sette i gang et prosjekt om konsekvensene av å innføre nye økonomiske styringsmetoder i miljøvernpolitikken. I Sverige er følgende prosjekt gjennomført innenfor dette området: "Ekonomiska-administrativa styrmedel av luftburna emissioner". Prosjektet ble gjennomført ved Handelshögskolan i Stockholm under ledelse av professor Karl Göran Mähler.

Samarbeidsprosjektet mellom NIVA og K.P. Hagen har vært organisert på følgende måte: Hagen har gjennomført en prinsipiell utredning om økonomiske styringsmetoder i miljøvernpolitikken og en analyse av mulighetene for å organisere markeder for forurensningsrettigheter. NIVA har undersøkt hvorvidt matematisk optimalisering kan brukes for å finne optimale forurensningsbegrensende tiltak i et vassdrag. Til slutt er det med grunnlag i de to delene forsøkt å finne praktiske anvendelige metoder for desentraliserte gjennomføringer av kostnadseffektive totalløsninger (implementeringsordninger).

Miljøverndepartementet finansierte prosjektet i 1985. I 1986 ble det gitt bevilgninger fra Nordisk Ministerråd og Miljøverndepartementet. NIVA har bidratt med egne forskningsmidler i 1985 og 1986 til prosjektet. Miljøverndepartementets kontaktpersoner har vært Tore Sveine, Jon Opem og Petter Talleraas.

NIVA's del av prosjektet er utført av Hans Olav Ibrekk og Torulv Tjomsland. I tillegg har Oddvar Lindholm, NIVA og Kjell Øren, Norsk Hydro, bidratt med nyttige opplysninger.

Oslo, 20. mars 1987

Hans Olav Ibrekk

INNHold

FORORD		2
1. SAMMENDRAG		6
2. INNLEDNING		10
2.1 Forurensningslovverket		10
2.2 Alternative strategier		11
2.3 Praktisk gjennomføring		12
2.4 Valg av studieområde		13
3. PRESENTASJON AV STUDIEOMRÅDET		15
4. PRESENTASJON AV MODELLVERKTØYET		21
4.1 Lineær programmeringsmodell - "LINE"		21
4.2 Beregning av fosfortilførslene		22
4.3 Beregning av kostnader		24
4.4 Inndeling av vassdraget i knutepunkter		24
5. KOSTNADER VED FORURENSNINGSBEGRENSENDE TILTAK		25
5.1 Kostnadsnivå / Beregning av årskostnader		25
5.2 Kommunale renseanlegg		26
5.3 Spredt boligbygging		27
5.4 Tiltak mot landbruksforurensninger		28
5.5 Usikkerhet		31
6. RESULTATER		32
6.1 Kalibrering av modellen		32
6.2 Tilførsler til Glåma ved ulike tiltak		35
6.3 Fosforkonsentrasjoner i Glåma ved ulike tiltak		39
7. VURDERING AV LINE-RESULTATENE		45
7.1 Beregning av forurensningstilførsler		45
7.2 Kostnadsdataene		46
7.3 Vurdering av tiltaksstrategiene		49
7.4 Vurdering av vannkvaliteten		50
7.5 Vurdering av vannføringer		51
7.6 Sluttvurdering / Konklusjon		51
8. IMPLEMENTERING AV NYE STYRINGSMETODER		53
8.1 Innledning		53
8.2 Aktører		53
8.3 Forurensningsmyndighetenes rolle		55

8.4	Eksisterende driftssamarbeidsordninger	57
8.5	Driftsråd for vassdrag	57
8.6	Krav til implementeringsordninger	58
8.7	Mulige implementeringsordninger	59
8.8	Mulige organisasjonsstruktur for Driftsråd for vassdrag	61
8.8.1	Innføring av "bobler"	62
8.8.2	Driftssamarbeid	71
9.	NÆRMERE DISKUSJON AV DESENTRALISERTE IMPLEMENTERINGS-PROSEDYRER	72
9.1	Innledning	72
9.2	Optimal løsning	73
9.3	Desentraliserte løsninger	75
9.3.1	Avgiftsløsninger	75
9.3.2	Markeder for utslippsretter	79
9.3.3	Implementering av markeder for utslippsretter	88
9.4	Kollektive løsninger	90
9.4.1	Optimale bobler	91
9.4.2	Kostnadsfordeling innenfor samarbeidsløsninger	93
9.5	Sammenhenger mellom markedsløsninger og samarbeidsløsninger	96
9.6	Markedsorganisasjon og markedsatferd	99
10.	REFERANSER	101

1. SAMMENDRAG

Målet med prosjektet var å utprøve en metode å redusere forurensningstilførslene (fosfortilførslene) til et vassdrag kostnadsoptimalt, samt å fordele disse kostnadene på de ulike forurensningsaktørene.

Metoden ble anvendt for øvre deler av Glåma, dvs. mellom Høyegga og Aursunden (se fig. 1-1).

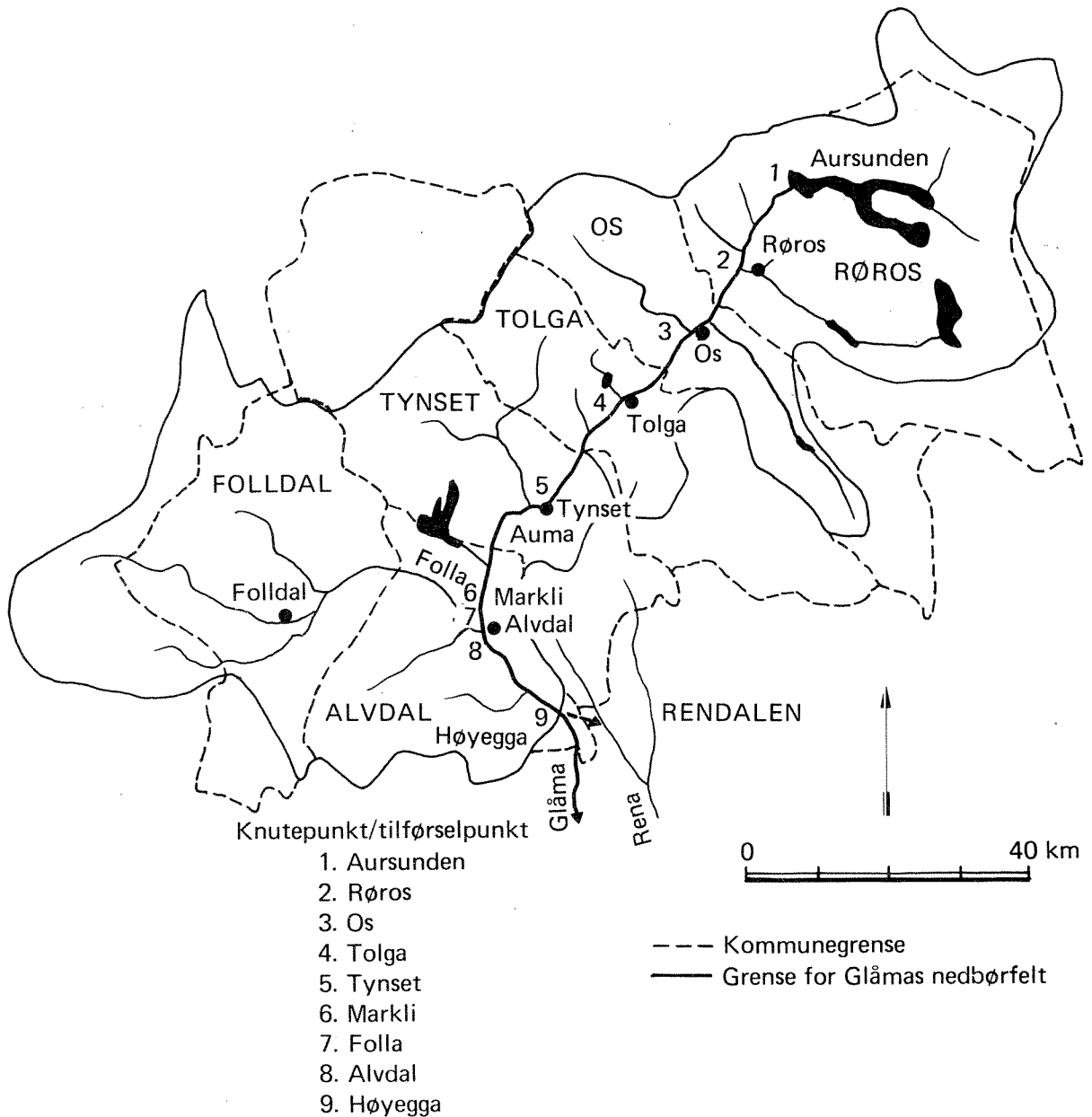


Fig. 1-1 Oversiktskart

Det ble laget en matematisk modell som beregnet midlere årlige fosforkonsentrasjoner i ulike deler av vassdraget på grunnlag av tilførsler fra tettsteder, spredt bosetning, dyrket mark, punktkilder innen jordbruket og naturlig bakgrunnsavrenning. Tilførslene kunne i modellen reduseres ved å iverksette tiltak. Tiltakene ble kostnadsberegnet.

Ut fra gitte krav til fosforkonsentrasjoner på ulike steder i vassdraget, ble de tiltakene som på billigste måte oppfylte målsetningen funnet ved lineær optimaliseringsteknikk.

Vi skal her kommentere bruk av den optimale løsningen når vi setter som krav at midlere årlig fosforkonsentrasjon i elva skal være maksimum 9 $\mu\text{g/l}$ unntatt ved Markli. Av tabell 1-1 ser vi at dette ifølge beregningene vil være mulig for en samlet kostnad på 8,8 mill. kr. pr. år. Det vil være mest effektivt å iverksette tiltak i de øverste delområdene. Da tiltakene der i stor grad iverksettes for å oppnå den ønskede vannkvaliteten nedenfor, virker det rimelig at de nedenforliggende kommunene/områdene bidrar med å dekke kostnadene. Vi har diskutert alternative måter å gjøre dette på. Enkelte illustrative eksempler blir presentert i dette sammendraget.

Vi antar, i samsvar med dagens praksis, at kommunene selv bekoster sine kloakkrenseanlegg. De øvrige tiltakskostnadene blir så fordelt i forhold til tilført fosformengde etter at renseanlegget er bygd /tenkt bygd (tabell 1-2). Områdene nedenfor Tynset må i såfall bidra med å dekke tiltaksomkostningene i områdene ovenfor.

Prinsippet om å betale i forhold til forurensningsbidraget kan videre nyttes til å fordele de "pålagte" kostnadene innen den enkelte kommune. For eksempel stammer ca 17% av tilførslene i Røros kommune fra jordbruksvirksomhet. Størsteparten av tilførslene skyldes altså fortsatt kloakk til tross for at det er bygd renseanlegg. Dersom bøndene selv skulle betale sine tiltak ville dette utgjøre ca halvparten av kommunens tiltaksutgifter.

Løsningen på det lineære optimeringsproblemet gir gjennom skyggeprisene på restriksjonene også informasjon om hva økt utslipp på 1 kg fosfor ved de ulike lokalitetene koster i form av økte tiltakskostnader for hele vassdragsavsnittet dersom de gitte krav til fosforkonsentrasjon skal overholdes. Dette gir samtidig optimale utslippsavgifter dersom en optimal totalløsning skal realiseres gjennom et avgiftssystem. I eksemplet referert ovenfor ville dette bety en avgift på kr. 2799 for Tynset og kommunene ovenfor, og kr. 1255 pr. kg utslipp for områdene nedstrøms Tynset.

Tabell 1-1. Optimale tiltak ved maksimumskrav på 9 µg/l - unntatt ved: Markli

Lokalitet	Konsentrasjon			Tiltak				Kostnad/år mill. kr.
	Dagens µg/l	Krav µg/l	Resultat µg/l	Rense- anlegg	Spredt bosetn.	Punkt	Dyrket mark % reduksjon	
Røros	8.0	9.0	7.4	T	x	x	10	8.8
Os	9.0	9.0	7.8	N	x	x	10	
Tolga	10.6	9.0	8.6	N	x	x	10	
Tynset	11.1	9.0	9.0	T	x	x	10	
Markli	11.3		9.4				10	
Folla	9.9	9.0	8.5				10	
Alvdal	10.5	9.0	8.9	N			10	
Høyegga	10.5	9.0	9.0				10	

T: nye tilkoblinger til eksisterende renseanlegg

N: bygging av nye renseanlegg

Rensegraden for spredt bosetning kan øke fra 30-60%.

Tilførslene fra punktkilder innen jordbruket antas å kunne reduseres med 40% av nåværende verdier.

Reduksjon av avrenning fra dyrket mark med 10% antas å være kostnadsfritt.

Mulig å redusere ytterligere 20%.

Tabell 1-2. Optimale tiltak ved maksimumskrav på 9 µg/l, unntatt ved Markli. Fordeling av utgiftene når renseanleggene bekostes av kommunene selv og øvrige kostnader fordeles etter mengde tilført fosfor p.g.a. menneskelig aktivitet etter at renseanleggene er bygd.

Område	Årstilførsler etterat renseanlegg er bygd i.h.t. målsetningen		Årskostnader for tiltak for å oppnå målsetningen			Årskostnader i forhold til forutsatt fordeling			Tiltakskostnader - fordelte kostnader
	kg	%	Renseanl.	Annet	Sum	Renseanl.	Annet	Sum	
			1000 kroner			1000 kroner			1000 kroner
Røros	2608	15.3	53	637	690	53	664	717	- 27
Os	2492	14.6	1615	1126	2741	1615	634	2249	492
Tolga	1804	10.6	1393	973	2366	1393	460	1853	513
Tynset	3248	19.1	56	1607	1663	56	830	886	777
Markli	1826	10.7					465	465	- 465
Folla	2529	14.9					647	647	- 647
Alvdal	1279	7.5	1581		1581	1581	326	1907	- 326
Høyegga	1247	7.3					317	317	- 317
Sum	17033	100.0	4698	4343	9041	4698	4343	9041	0

I tabell 1-2 er det antatt at renseanlegget i Alvdal, i motsetning til den optimale løsningen i tabell 1-1, er utnyttet fullt ut. Dette gir noe avvikende tiltakssum i de to tabellene.

I kapittel 9 er det også påvist at et totalt optimum vil også kunne oppnås med et system med omsettelige utslippsretter der en vil få like mange markeder for utslippsretter som antallet bindende krav til fosforkonsentrasjon. I eksemplet ovenfor vil det gi et marked for Tynset og ovenfor og et marked for områdene nedstrøms Tynset med optimale priser gitt ved de optimale avgiftene. Dersom en forutsetter at kravene til fosforkonsentrasjon ved de enkelte lokaliteter blir realisert ved et sett av utslippskvoter for de ulike områdene, slik at hvert område må iverksette separate tiltak for å overholde utslippskvoten, kan under visse vilkår et totalt optimum realiseres ved å gjøre disse initialkvotene omsettelige. Markedsløsningen innebærer at områdene lenger nede i vassdraget vil overføre midler til de øverstliggende områder gjennom kjøp av utslippsretter for å få disse øverstliggende områdene til å overta en større del av renseaktivitetene. Alle områder som finner det lønnsomt å delta i markedet for utslippsretter, vil tjene på dette i forhold til utgangssituasjonen, og samlet gevinst vil utgjøre den totale kostnadsbesparelsen ved overgang til optimale utslippsreduksjoner. Et eksempel på dette vil en finne i tabell 9-7. I dette eksemplet vil overgang fra separate til optimale tiltak redusere årskostnadene fra 15.6 mill.kr. til 8.8 mill.kr. med de gitte krav til fosforkonsentrasjoner. Iverksetting av optimale tiltak innebærer i dette tilfellet en reduksjon i de samlede kostnadene på 43 % uten at grensene for maksimal fosforkonsentrasjon overskrides.

I kapittel 9 har vi også undersøkt mulighetene for samarbeidsløsninger og hvilke krav det er fornuftig å stille til en samarbeidsløsning. Enhver totalløsning som skal realiseres gjennom frivillig medvirkning fra de enkelte områder, må ha den egenskap at ikke noe enkeltområde eller undergruppe av kommuner/områder ser sine interesser best tjent med å blokkere totalløsningen ved egne separate tiltak. Ikke noen enkeltkommune eller område vil ha noe å vinne på å blokkere et markedssystem for utslippsretter gitt perfekt prisdannelse på slike retter. Imidlertid har vi påvist i tilknytning til eksemplet ovenfor at en må legge restriksjoner på den initiale fordeling av omsettelige utslippsretter for å sikre mot at ikke markedsløsningen kan blokkeres gjennom samarbeid mellom undergrupper av kommuner/områder, noe som i så fall ville lede til en ineffektiv totalløsning. En kan her merke seg at kostnadsfordelinger basert på fordelingen av faktiske utslipp (varianter av "polluter-pay-prinsippet") vil normalt kunne blokkeres av de involverte parter. Slike løsninger vil derfor ikke kunne gjennomføres gjennom frivillig medvirkning fra de berørte områder, men vil måtte pålegges aktørene ved påbud utenfra.

2. INNLEDNING

2.1 Forurensningslovverket

Forurensningsmyndighetene gir utslippskonsesjoner med hjemmel i forurensningsloven og gjeldende forskrifter. Lov av 13. mars 1981 nr. 6 om vern mot forurensninger og om avfall administreres lokalt av fylkesmannens miljøvernnavdeling for kommunale utslipp. Utslipp fra spredt bebyggelse (< 7 hus) reguleres av forskrifter om utslipp av avløpsvann fra bolig- og fritidsbebyggelse med separate avløpsløsninger, og det er kommunene ved bygningsrådet som gir konsesjon. Utslipp fra landbruket er regulert ved forskrifter om silopressaft og forskrifter om lagring og spredning av husdyrgjødsel. Miljøvernnavdelingene er tillagt ansvaret for kontrollen av gårdsbrukene. Statens forurensningstilsyn (SFT) gir utslippskonsesjoner for industri og er også kontrollinstans.

Ingen av disse lovene og forskriftene legger opp til differensiering av utslippskonsesjonene.

I de fleste større vassdragene er det behov for utslippsreduksjoner for å bedre vannkvaliteten. Vanlig prinsipp har vært å pålegge like typer forurensere samme rensegrad/reanseprosess. De sentrale og lokale forurensningsmyndigheter har ut fra gjeldende lovverk og forskrifter gitt konsesjoner for utslipp av ulike typer. Prinsippet har vært at konsesjonene som gis, skal behandle alle forurensere likt. Det har vært svært vanskelig å få til differensiering av kravene.

Dagens praksis innebærer at forurensningsmyndighetene detaljstyrer hele prosessen, fra konsesjonsgivning til kontroll. Dagens forurensningpolitikk er basert på tilnærmet kvantumskontroll, dvs. myndighetene fastsetter maksimalt tillatt utslippskvantum av forurensende stoffer fra hver enkelt utslippskategori. Myndighetenes krav er ofte formulert slik at de totale utslippene tillates ikke å overskride X kg av et bestemt stoff pr. tidsenhet (f.eks. døgn eller år). Som oftest er det forurenseren selv som velger rensestrategi, dvs. foretar valg av renseprosess, men forurensningsmyndighetene skal godkjenne valget.

Fordelen med kvantitative reguleringer som praktiseres i dag av forurensningsmyndighetene, er at den gir en direkte og presis styring med den eller de forurensende aktiviteter som det anses for ønskelig å styre. Ulempen med dette systemet er at fastsetting av utslippskrav ikke er forsøkt gjort optimalt eller kostnadseffektivt.

2.2 Alternative strategier

Et alternativ til kvantumsstyring er prisstyring. Ved prisstyring fastsetter forurensningsmyndighetene en markedspris på forurensninger. Med utgangspunkt i denne markedsprisen gis de ulike forurenserne muligheter til å kjøpe utslippsretter. Totalt utslippskvantum vil da bli bestemt av de ulike forurenseres økonomi. Dette fører til en kostnadseffektiv fordeling av utslippene på forurenserne når disse er stilt overfor de samme avgifter. Men dette vil ikke gi kontroll med det samlede utslippsnivå da myndighetene ikke kjenner den eksakte sammenhengen mellom pris (avgift) og kvantum (utslipp) (Hagen, 1986). En annen styringsmulighet som har vært diskutert er å betale forurenserne for å ikke forurense. Myndighetene tilbyr forurenserne en sum, f.eks. for hver enhet forurensning holdt tilbake. Denne løsningen innebærer at forurenserne får betalt for å ikke forurense. Forurenserne vil da ønske å redusere sine utslipp inntil de marginale renssekostnader er lik betalingen. I prinsippet vil dette føre til det samme utslippskvantum som forurenserne må kjøpe utslippsretter, forutsatt at kjøpesummen og betalingen blir satt likt.

Valget mellom kvantumsstyring og prisstyring (både kjøp av utslippsretter og betalingen for å ikke forurense) avhenger av avveiningen mellom viktigheten av å ha full kontroll med utslippsmengden og viktigheten av å få en effektiv fordeling av utslipp på forurenserne. Et system med utslippsretter vil imidlertid kunne gi både kontroll med det totale utslippsnivå og en effektiv fordeling av utslipp på forurenserne når disse utslippsrettene eller kvotene blir gjort fritt omsettelige.

Et system med utslippsretter vil typisk fungere slik at f.eks. hver forurensende bedrift får seg tildelt, eller må kjøpe, rettigheter til en bestemt mengde utslipp, eller en utslippskvote. Denne kvoten kan brukes fullt ut til utslipp, men hele eller deler av denne kan også selges til andre for markedspris. Forurensninger utover kvoten må bedriften rense selv slik at de samlede utslipp holder seg innenfor kvoten. Den enkelte bedrift vil tilpasse seg slik at summen av utgifter til kjøp av utslippsretter og bedriftenes egne renssekostnader blir minimert. Så lenge prisen på utslippsretter er lavere enn bedriftens egne marginale renssekostnader, vil bedriften kjøpe utslippsretter heller enn å rense utslipp. Omvendt, dersom prisen på utslippsretter er høyere enn bedriftens marginale renssekostnader, vil det lønne seg for bedriften å rense selv heller enn å kjøpe nye utslippsretter. I optimum må bedriftens marginale renssekostnader være

lik markedsprisen på utslippsretter. Dersom alle stilles overfor den samme markedspris på utslippsretter, vil alle i en likevekt i markedet for utslippsretter ha de samme marginale rensekostnader. Følgelig vil dette kunne lede til en effektiv fordeling av utslippsrettigheter og renseaktiviteter på bedriftene. Ordningen vil derfor gi både full kontroll med det totale utslippsnivå og en effektiv fordeling av renseaktivitetene. Dersom omfanget av de totale utslippsretter tilpasses slik at markedsprisen på utslippsretter svarer til samfunnets marginale betalingsvilje for renere miljø, vil også omfanget av forurensende utslipp være optimalt i den forstand at samfunnets marginale nytte av et renere miljø vil være lik de marginale kostnader for en utslippsreduksjon.

2.3 Praktisk gjennomføring

I dette prosjektet har vi valgt å se nærmere på aktuelle beslutningsverktøy som myndighetene kan bruke for å innføre desentraliserte styringsmetoder i miljøvernpolitikken.

I de fleste norske vassdrag er det hovedsakelig offentlige og private forurenserne. I innlandsvassdragene er det få industribedrifter med egne utslipp. I tillegg er forurensningslovverket slik at det er vanskelig å pålegge en av de viktigste forurensningskildene, landbruket, effektive forurensningsbegrensende tiltak.

De senere årene har den kommunale økonomien forverret seg betydelig og utbyggingen av renseanlegg og gjennomføring av saneringsplaner har blitt betydelig vanskeligere. Få forurenserne er i stand til å gjennomføre de pålagte utbedringstiltakene. I tillegg har forskning og undersøkelser fremskaffet et bedre datagrunnlag om forholdene i vassdragene. Med bakgrunn i dette har økonomer, spesielt i USA, sett på mulighetene for å differensiere utslippskonsesjonskravene. Siktemålet er å oppfylle resipientmålsettingen til lavest mulig kostnad utfra en kostnadsoptimal sammensetning av tiltak. Utgangspunktet er at forurensningsmyndighetene fastsetter bestemte kvalitetskrav til resipienten. Ut fra disse kravene søkes tiltakene sammensatt slik at kravene oppfylles til lavest mulig kostnad for forurenserne, og dermed for samfunnet. Prinsippet for dette er at hele vassdraget må betraktes som en enhet. Innenfor nedbørfeltet må alle forurensningskilder registreres og kvantifiseres. Ved hjelp av modellverktøy finnes den kombinasjonen av mulige tiltak som gir kostnadsoptimal løsning ut fra resipientmålsettingen.

Innen vannforurensningsområdet har ikke kostnadsoptimal sammensetning

av rens tiltak blitt utprøvd i noen nevneverdig grad. Optimalisering av utslipp til luft er imidlertid gjennomført i en del land, bl.a. i USA. Det kan synes som om økonomiske styringsmetoder så langt har fått større gjennomslagskraft innen tiltak mot luftforurensning enn tiltak mot vannforurensning. I de siste retningslinjer for tiltak mot luftforurensning i USA, har Environmental Protection Agency (EPA) innført "Boble"-prinsippet. Dette prinsippet virker på følgende måte: EPA fastsetter tillatt utslippskvantum fra en boble (en bedrift eller et helt område). Det er så opp til forurensere selv å iverksette tiltak for å nå det tillatte utslippskvantum.

Dette prosjektet har hatt som målsetning å utprøve økonomiske styringsmetoder for å redusere vannforurensning, tilsvarende til dem som er utprøvd for å redusere luftforurensning. Vi valgte å se nærmere på hvordan slike økonomiske styringsmetoder kan gjennomføres i praksis innen vannforvaltning. For å iverksette endrede styringsmetoder, er det nødvendig å utvikle en modell som kan finne den optimale sammensetning av tiltak. I dette prosjektet har vi valgt å utprøve lineære programmeringsteknikker som et mulig modell-verktøy.

2.4 Valg av studieområde

NIVA's forprosjekt (NIVA 1985) vurderte aktuelle studieområder. For at utprøvingen av modellverktøyet skal bli representativt og at resultatene kan bli "almengyldige", er det nødvendig å finne et vassdrag som tilfredsstillende følger følgende kriterier:

1. Behov for utslippsreduksjoner. Alle renseanlegg bør ikke være ferdig utbygd. Prinsipielt kan rens tiltakene være ferdig utbygd, men prosjektet vil bli mer realistisk om dette ikke er tilfelle.
2. Størrelse. Vassdraget bør omfatte flere kommuner, minimum 3-4. Vassdraget må ikke være for stort på grunn av representativiteten.
3. Tilstanden i vassdraget. Det må foreligge opplysninger om vannkvaliteten. Vassdrag som inngår i statlig overvåkingsprogram eller andre godt undersøkte vassdrag vil være aktuelle.
4. Lokal interesse for målsettingen med prosjektet, både hos forurensere og lokale statlige myndigheter.
5. Forurensningstilførsler til vassdraget bør være klarlagt/-kvantifisert.

Med bakgrunn i disse kriteriene har vi valgt Øvre Glåma fra Aursunden til Høyegga (overføring til Storsjøen skjer her) som studieområde.

3. PRESENTASJON AV STUDIEOMRÅDET

Området (6500 km²) er avgrenset til Glåmas nedbørfelt oppstrøms Høyegga (fig. 1-1).

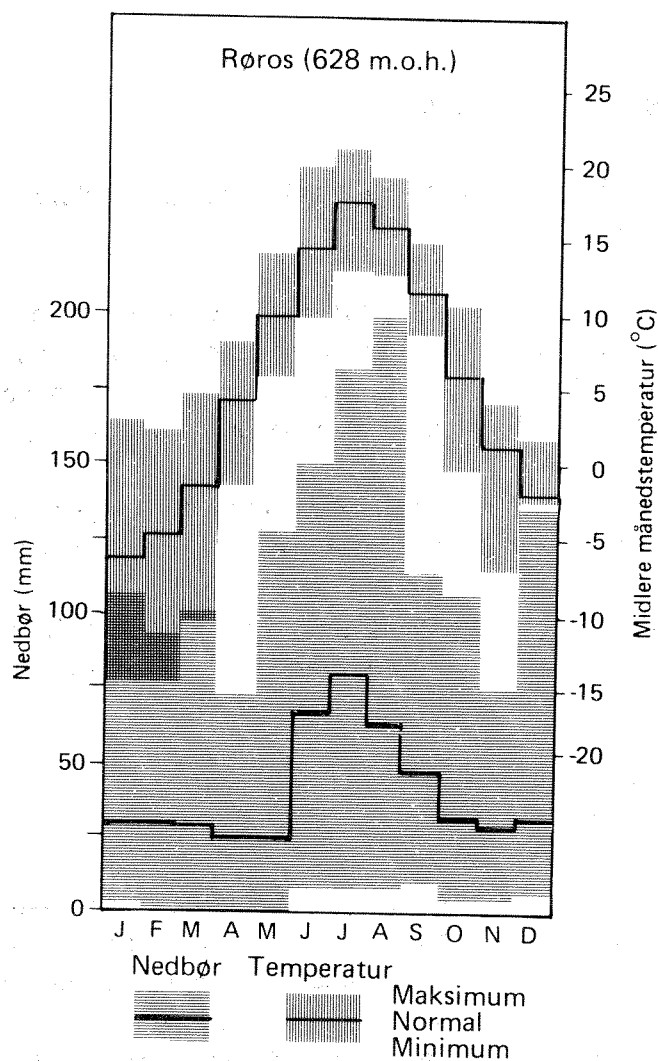
Med unntak av enkelte strykpartier har elveløpet en slak gradient. Midlere fall på den 115 km lange strekningen mellom Aursunden (690 m o.h.) og Høyegga (464 m o.h.) er på 2 m pr. km. Den renner i en vid dal omgitt av fjellområder med høyder på over 1200 m o.h.

Nord for Alvdal er fyllitter vanligste bergart. Lenger sør er langt mer karrige og tungt nedbrytbare sandsteiner mest utbredt.

I dalførene er det tildels mektige grus og sandavsetninger. De høyere-liggende strøk er dekket av et tynt lag med bunnmorene eller består av snaufjell.

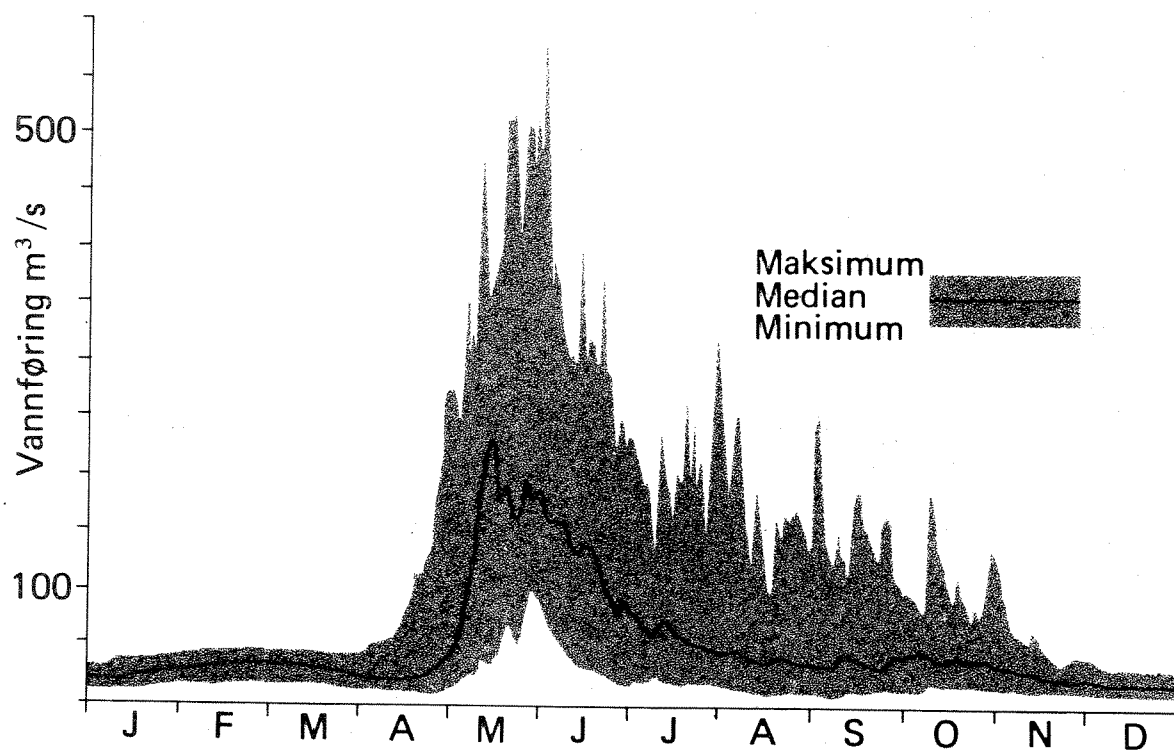
Området har innlandsklima. Somrene er kjølige og vintrene meget kalde. Nedbøren er liten (fig. 3-1).

Midlere vannføring ved utløpet av Aursunden og ved Høyegga er henholdsvis 20 og 100 m³/s. Vinterstid er vannføringene lave. Lave vannføringer er også vanlige utover sommeren og høsten. Høye vannføringer inntreffer jevnlig i tilknytning til snøsmelting i perioden mai - juni og eventuelt utover høsten i forbindelse med nedbør (fig. 3-2).



	Røros
Maks. årsnedbør	821 mm
Normal årsnedbør	480 mm
Min. årsnedbør	276 mm
Normalt antall nedbørdøgn	189
Beregnet fordamping	220 mm
Midlere årstemperatur	0,5 °C
Høyeste observerte temperatur	29,9 °C
Laveste observerte temperatur	-50,4 °C

Fig. 3-1 Somrene er kjølige og vintrene meget kalde.
 Området tilhører de nedbørfattigste delene av landet.



	Etter reg. m ³ /s
Maks. årsavløp	92,9
Midlere årsavløp	61,2
Min. årsavløp	33,8
Maks. vannføring	692,0
Min. vannføring	9,0

Fig. 3-2 Glåma ved Auma (mellom Tynset og Markli) 1951-1980. Høye vannføringer finner sted i tilknytning til snøsmeltingen på forsommeren samt i nedbørrike år også utover høsten. Forøvrig er vannføringene lave.

140 km² (2%) av nedbørfeltet består av dyrket mark. Dette er overveiende lokalisert nær Glåma og de største tilløpselvene. Husdyrhold er viktigste driftsform. 0,1% av nedbørfeltet er dekket med tettstedsarealer. Resten består av skog, fjell og innsjøer (tabell 3-1).

Det bor nær 18.000 personer i nedbørfeltet. Disse er jevnt fordelt mellom spredt og tett bosetning. Befolkningen er i stor grad konsentrert til områdene langs Glåma og Folla (tabell 3-1 og fig. 3-3).

Industriell virksomhet er fortrinnsvis lokalisert til tettstedene.

Tabell 3-1. Arealbruk og befolkningsfordeling innen nedbørfeltet 1980

Lokalitet	Dyrket mark km ²	Tettsteds- areal km ²	Bosetning		sum
			tettsted personer	spredt	
1 Aursunden	7,7	0,0	350	470	820
2 Røros	7,0	2,2	3372	866	4238
3 Os	24,6	0,6	417	882	1299
4 Tolga	9,4	1,1	580	1280	1860
5 Tynset	23,6	1,5	2209	2116	4325
6 Markli	25,8	0,0	200	859	1059
7 Folla	20,6	0,5	772	1391	2163
8 Alvdal	6,0	1,1	661	758	1419
9 Høyegga	13,4	0,0	0	438	438
SUM	138,1	7,0	8561	9060	17621

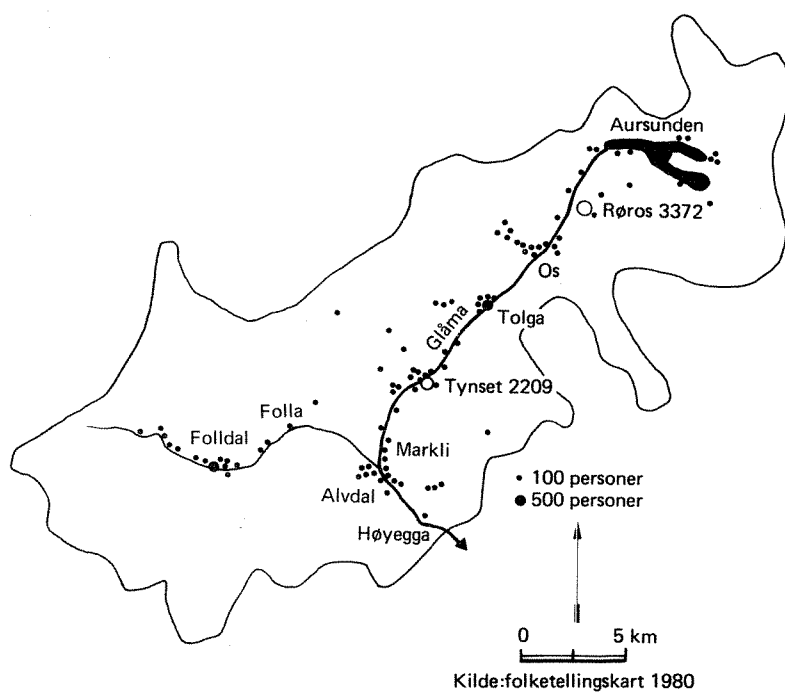


Fig. 3-3 Befolkningen er fortrinnsvis lokalisert i områdene langs Glåma og Folla.

Langs vassdraget er det bygd flere kommunale renseanlegg. Tabell 3-2 gir en oversikt over de renseanleggene som finnes.

Tabell 3-2 Oversikt over kommunale renseanlegg

Kommune	Sted	Type	Dim. p.e.	Til- knyttet p.e.	Rense- effekt % m.h.p. P
Røros	Brekken	Biolog./kjem.	400	150	88
	Glåmos	"	400	200	69
	Røros	"	5000	3000	70*
Os	Os				
	Dalsbygda				
Tolga	Tolga				
Tynset	Tynset	Etterfelling	10000	5500	96
	Fåset	Biolog.	250	70	50
Folldal	Folldal	Mek./kjemisk	1400	1200	85
	Dalholen	"	300	250	85
	Krokhaug	"	300	120	85
Alvdal	Alvdal	Mek./Bio1./Kjem	2500	700	95
		Under bygging			

* Renseanlegget må stenges i flomperioder. Mye fremmedvann.

Opplysningene om kommunale renseanlegg er innhentet fra miljøvern-avdelingene i Hedmark og Sør-Trøndelag, samt ved direkte kontakt til kommunene.

Tabellen viser at Os og Tolga ikke har bygd renseanlegg ennå. Flere av de andre anleggene har betydelige driftsproblemer, spesielt gjelder dette Røros renseanlegg og de mindre renseanleggene i Folldal. I Alvdal gjenstår det også betydelig tilknytning. I Alvdal er dette arbeidet i gang. I den videre analysen har vi forutsatt at renseanlegget i Alvdal ikke er bygd, da undersøkelsesresultatene er fra perioden før dette anlegget ble satt i drift.

Vannkvalitet

Glåma nedstrøms Røros blir karakterisert som moderat forurenset (Rognerud 1984). Forurensningene skyldes hovedsakelig effekter p.g.a. tilsig av næringssalter fra avløpsvann og dyrket mark. I tillegg er det betydelige lokale giftvirkninger i Rørosområdet p.g.a. tilsig fra nedlagte gruver.

4. PRESENTASJON AV MODELLVERKTØYET

Vårt formål var å skaffe tilveie grunnlagsmateriale for å bestemme optimale forurensningsbegrensende tiltak som en avveining mellom vannkvalitet i elva og kostnader. Dette ble gjort ved å nytte "lineær programmeringsteknikk".

4.1 Lineær programmeringsmodell - "LINE"

Lineær programmering går ut på å finne en vektor:

$$x = (x_1, x_2 \dots x_n)$$

som tilfredsstillter de lineære ligningene:

$$\begin{aligned} a_{11}x_1 + a_{12}x_2 + \dots + a_{1n}x_n &= b_1 \\ a_{21}x_1 + a_{22}x_2 + \dots + a_{2n}x_n &= b_2 \\ &\vdots \\ a_{m1}x_1 + a_{m2}x_2 + \dots + a_{mn}x_n &= b_m \end{aligned} \quad (1)$$

samt begrensningene:

$$\begin{aligned} x_1 \min \leq x_1 \leq x_1 \max \\ x_2 \min \leq x_2 \leq x_2 \max \\ &\vdots \\ x_n \min \leq x_n \leq x_n \max \end{aligned} \quad (2)$$

og som optimerer målsetningsfunksjonen (kostnadsfunksjonen), dvs. finner den løsning som har lavest kostnad:

$$\text{Kostnad} = c_1x_1 + c_2x_2 + \dots + c_nx_n \quad (3)$$

Likningene (1) kan f.eks. beskrive fosforkonsentrasjonen i et gitt tverrsnitt i elva. En likning for hvert område nedover den aktuelle elvestrekningen. Bidrag fra de ulike tilførselskildene, tiltak og konsentrasjon blir uttrykt ved de variable $x_1, x_2 \dots x_n$. Disse kan være tilførsler fra tettsteder som funksjon av antall personekvivalenter tilkoblet renseanlegg, rensegrad for tilførslene fra spredt bebyggelse osv.

Begrensninglikningen (2) beskriver de eventuelle krav vi setter til de variable. Det kan f.eks. være øvre grense for antall personekvivalenter som kan kobles til et nytt renseanlegg i et område, eller ønsket konsentrasjon på gitte steder i elva.

Likning (3) beregner kostnadene som funksjon av de ulike tiltakene i

områdene.

Ved hjelp av lineær optimaliseringsteknikk blir tiltakene som på den billigste måten tilfredsstillende de forutsatte kravene/begrensningene i ligning 2, bestemt.

Vi har benyttet det lineære programmet "LINE" som er utviklet ved Norsk Regnesentral (Hegna og Gjelsvik 1980).

Som navnet på programmet indikerer må alle likningene være lineære. I vårt tilfelle betyr det at et tiltak (f.eks. rensegrad) som øker gradvis, resulterer i en konstant reduksjon i tilførslene og en konstant økning i kostnadene pr. tiltaksenhet. Dette skapte små problemer i tilførsels-/konsentrasjonslikningene (likning 1). Imidlertid var enkelte kostnader ikke lineære. Det koster f.eks. mer å redusere avrenningen fra jordbruket fra 20-30% av de nåværende tilførslene enn fra 0-10%.

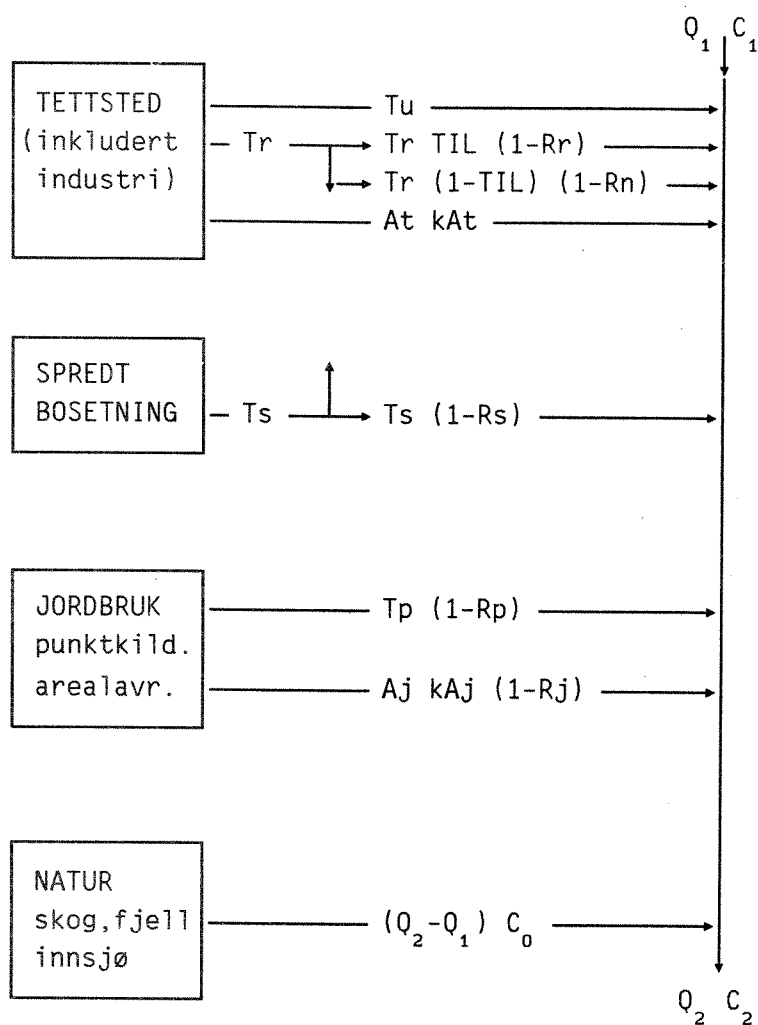
Lineærhetskravet betyr videre at bidraget fra en gitt tilførselsvariabel må kunne beskrives ved kun en tiltaksvariabel. F.eks. kan utslippsmengden fra et renseanlegg reduseres både ved utbedring av lekkasjer på nettet og ved bedring i renseanleggets rensegrad. Kun ett av disse tiltakene kan tas hensyn til i modellen, iallefall om gangen.

Bruk av ikke lineære modeller setter meget store krav til regnemaskinkapasitet, og krever adskillig lengre regnemaskintid, dvs. økte regnemaskinkostnader i forhold til lineære programmer. Det er derfor sterkt ønskelig å tillemppe problemene slik at de blir lineære. I vårt tilfelle skapte dette små problemer.

4.2 Beregning av fosfortilførslene

Fig. 4.1 gir en oversikt over de fosforproduserende kildene og de renseprosessene vi har tatt hensyn til for å beregne tilførslene til et vassdragsavsnitt. De totale tilførslene til vassdragsavsnittet blir følgelig summen av bidragene fra disse kildene. Denne likningen ble ordnet på en form som var i overensstemmelse med likning (1) i LINE programmet.

Det ble også laget en likning som beregnet konsentrasjonen i elva, dvs. totale tilførsler i vassdragsavsnittet dividert med vannføringen.



- T_u : tilførsler fra tettsted som ikke er tilkoblet renseanlegg
 T_r : produsert fosformengde fra tettsted som er tilkoblet renseanlegg
 T_s : produsert fosformengde fra spredt bosetning
 T_p : dagens tilførsler fra punktkilder innen jordbruk
 TIL : ledningsnettets tilføringsgrad
 R_r : renseanleggets rensegrad
 R_s : rensegrad for tilførslene fra spredt bosetning
 R_n : rensegrad for nettlekkasjene
 R_p : redusert tilførselsgrad for punktkilder innen jordbruket
 R_j : reduksjon av dagens avrenningskoeffisient, k_{Aj} , for dyrket mark
 A_t : tettstedsareal
 k_{At} : avrenningskoeffisient for tettstedsarealer
 A_j : dyrket mark areal
 Q : vannføring
 C : konsentrasjon

Fig. 4-1 Beregning av fosfortilførsler til et vassdragsavsnitt

4.3 Beregning av kostnader

Tilsvarende som for beregning av forurensningstilførslene, laget vi en egen kostnadsrutine som beregnet totale kostnader og kostnadskoeffisientene som skulle inngå i LINE-programmet. Kostnadene ble beregnet som funksjon av de samme variable som for tilførslene, d.v.s. antall p.e. tilknyttet renseanlegg, rensegrad for spredt bosetning, samt prosentvis reduksjon av dagens tilførsler fra punktkilder og dyrket mark.

4.4 Inndeling av vassdraget i knutepunkter

For å bruke lineær programmering til optimalisering av utslippstiltak, er det nødvendig å dele vassdraget inn i strekninger med tilhørende nedbørområder. Kriteriene for inndeling i delstrekninger har vært større punktutslipp av forurensninger og større sidevassdrag. Vi har valgt å dele Øvre Glåma inn i ni delstrekninger. Mellom hver delstrekning har vi et knutepunkt. I modellen er det forutsatt at det ikke skjer noe på strekningene. Alle forurensningstilførslene og vanntilførslene er forutsatt å skje i knutepunktene. Diffuse forurensningskilder som jordbruk og naturlig avrenning som egentlig tilføres i løpet av hele strekningen, tenkes her tilført i samme punkt som kloakkutslippene fra tettstedene. Utslipp fra spredt bebyggelse er behandlet på samme måten. Det samme gjelder for vann fra sideelver. Vi forutsetter ideell blanding i knutepunktene.

Vi har valgt å se bort fra prosesser og avstand mellom knutepunktene. Den viktigste prosessen er selvrensing. Når fosfor tilføres vassdrag, vil noe inngå i biologiske og kjemiske prosesser og noe vil sedimentere. På grunn av mangel på egnet modellverktøy har vi valgt å se bort fra selvrensing i vassdraget og behandle fosfor som et konservativt stoff. Denne tilnærmingen er forholdsvis brukbar når en ser på årsvariasjoner.

5. KOSTNADER VED FORURENSNINGSBEGRENSENDE TILTAK

Forurensningsbegrensende tiltak kan ofte medføre betydelige kostnader. Kostnadene ved hvert enkelt tiltak avhenger i stor grad av lokale forhold. Dette gjør det ofte vanskelig å overføre kostnadstall fra et område til et annet. I dette prosjektet har vi ikke hatt muligheter til å vurdere de lokale forholdene godt nok. Vi har valgt å bruke kostnadstall fra andre områder og i tillegg har vi vært nødt til å bruke generelle erfaringstall. I det følgende blir kostnadsgrunnlaget for de ulike tiltakene presentert.

5.1 Kostnadsnivå / Beregning av årskostnader

Flere av de kostnadstallene vi har hentet inn er fra ulike år. Vi har valgt å bruke april 1986 som kostnadsnivå for alle tiltakene. Omregning av kostnadstallene til basisnivået er gjort ved hjelp av Statistisk Sentralbyrå's byggekostnadsindekser.

I vårt videre arbeid har vi beregnet årskostnader for aktuelle forurensningsbegrensende tiltak. Årskostnadene er summen av årlige driftskostnader og kapitalkostnader. Driftskostnadene er knyttet til løpende drift av tekniske anlegg og inkluderer lønnskostnader, driftsmidler (strøm, slamtransport, kjemikalier etc.) og vedlikeholdskostnader.

Beregning av kapitalkostnader medfører ofte vanskeligheter. Realøkonomisk betraktet skal kapitalkostnadene gi uttrykk for verdiforringelsen (kapitalslitet, depresieringen) av bygninger, anlegg osv. og en rentegodtgjørelse. I et kostnadsregnskap skal de årlige avskrivninger ideelt sett gi uttrykk for denne depresieringen.

Vi har brukt annuitetsmetoden for å beregne kapitalkostnadene. Vi har brukt en kalkulasjonsrente på 7 %. Denne kan synes noe høy, men vi har valgt å bruke anbefalingene i Finansdepartementets programanalyse. Annuitetsmetoden gir følgende formel for de årlige kapitalkostnader (diskontert middelverdi):

$$m = I \cdot \frac{(1 + 0,0p)^t \cdot 0,0p}{(1 + 0,0p)^t - 1}$$

hvor

- I = investeringskostnad
- p = rentefot i prosent
- t = avskrivningstid
- m = årlig kapitalkostnad

Avskrivningstidene som er brukt er som følger: ledningsnett 40 år, renseanlegg 20 år, infiltrasjonsanlegg 20 år, sandfilteranlegg 7 år, prefabrikerte porter 20 år.

5.2 Kommunale renseanlegg

NTNF's Utvalg for drift av renseanlegg har gjennomført en undersøkelse for å kartlegge driftskostnader for kloakkrenseanlegg (NTNF, 1982). Kostnadsnivået i denne rapporten er juni 1980. Vi har valgt å bruke kostnadsdataene fra denne rapporten i våre vurderinger.

Med grunnlag i denne rapporten har vi beregnet følgende årskostnader (definert som summen av driftskostnader og totale kapitalkostnader) for renseanlegg av ulik størrelse og type (tabell 5-1):

Tabell 5-1. Årskostnader for renseanlegg

% P-fjerning	Type renseanlegg		
	Primærfelling 80	Sekundærfelling 85	Etterfelling 95
Antall p.e.	1000 kr	1000 kr	1000 kr
200	320	340	360
300	380	400	430
400	430	460	490
1800	880	1160	1280
2200	1015	1320	1460
2500	1110	1430	1590
5000	1810	2260	2540
10000	2920	3580	4090

Med grunnlag i disse tallene har vi beregnet årskostnadene for hvert renseanlegg innenfor området. I denne beregningen har vi ikke korrigert for renseanleggets alder eller hentet inn virkelige kostnadsdata fra kommunene. Sannsynligvis gir våre tall en overestimering av kostnadene. I det videre arbeidet har vi forutsatt bruk av etterfellingsanlegg.

5.3 Spredt boligbygging

Vi har ikke detaljerte opplysninger om tilstanden til de spredte avløpsanleggene i det aktuelle distriktet. Erfaringer tilsier imidlertid at tilstanden kan være dårlig. For å utbedre de eksisterende spredte avløpsanleggene i tråd med gjeldende forskrifter, har vi valgt å bruke kostnadsdata fra Mjøsaksjonen.

Følgende tiltak ble prioritert i Mjøsområdet:

1. Infiltrasjon av avløpsvannet der hvor grunnforholdene tilsier det
2. Utskifting av vannklosett med avløpsfritt klosett
3. Sandfilteranlegg

Nybakken (1983) har beregnet kostnadene for disse tiltakene. Disse er videre bearbejdet av Stubbsjøen-utvalget (1986). Tabellen nedenfor viser kostnadsdata fra disse to utredningene.

Tabell 5-2. Kostnader ved å redusere forurensninger i forbindelse med Mjøsaksjonen. Stubbsjøen (1986) basert på Nybakken (1983)

	Investerings- behov mill.kr.	Årlige drifts- utgifter mill.kr.	Redusert P i tonn	Årlige kostnader mill.kr./tonn redusert P Prisnivå	
				1978	1984
- Infiltrasjon	94,27	3,14	9,87	1,08	1,83
- Sandfilter	7,11	0,19	0,294	4,18	7,07
- Utskiftet WC	6,1	0,61	0,541	2,03	3,43
Sum spredt bebyggelse	107,48	3,94	10,7	1,22	2,06

Ved oppjustering til 1986-nivå fås en årskostnad på kr. 2300 pr. tonn redusert P.

Vi har valgt å regne med årskostnader pr. tonn redusert P, istedenfor årskostnader pr. spredte avløpsanlegg. Årsaken til dette er i første rekke at vi skal modellere fosforkonsentrasjonen og da er det noe enklere å bruke fosformengdene direkte.

5.4 Tiltak mot landbruksforurensninger

Aktuelle tiltak er i første rekke utbedring av punktutslipp fra silo- og gjødselkjellere, samt enkle tiltak mot arealavrenning.

Tetting av gjødselporter

Det mest effektive tiltaket er tetting ved montering av prefabrikkert port som koster ca kr. 25.000 inklusiv montering.

Stubbsjøen-utvalget (1986) har beregnet kostnadene for tetting av gjødselporter. Beregningene viser at den foretaksøkonomiske gjødselverdien av den reduserte avrenningen i de mest ekstreme tilfellene dekker kostnadene til prefabrikkerte porter. Ved mer "normale" portlekkasjer blir nettokostnadene opptil kr. 688,- pr. kg. redusert fosforavrenning.

Vi antar at ca 40% av fosfor-innholdet i lekkasjene holdes tilbake i jordsmonnet. Dette innebærer at nettokostnad pr. kg P fjernet blir kr. 1700,- til vassdraget når kostnadstallene korrigeres til 1986-nivå.

Utvidelse og tetting av gjødsellager

I Stubbsjøen-utvalgets delutredning nr. 1 (1984) ble det regnet med at 58% av alle bruk ikke har tilstrekkelig lagerkapasitet for husdyrgjødsel på landsbasis. Utvidelsesbehovet er anslått til ca 42 m³ pr. bruk på landsbasis. Totale investeringer for å utvide lagerkapasiteten er anslått til kr. 54.400,- pr. bruk.

Det foreligger flere ulike beregninger av kostnader for å redusere forurensningene fra gjødsellager. Nybakken (1983) har analysert effekten av de tiltak som ble satt i verk for å hindre forurensning fra husdyrhold i forbindelse med Mjøsaksjonen. Disse anslagene gir i sum for alle tiltak kr. 1400,- i årlige kostnader pr. kg redusert fosforutslipp (1983-nivå).

Holdhus (1981) har også analysert effektiviteten av tiltakene mot forurensning fra husdyrgjødsel i Mjøsaksjonen. Tabellen nedenfor viser bearbejdede resultater fra Holdhus sin analyse (Stubbsjøen, 1986).

Tabell 5-3. Kostnader ved å redusere forurensning fra husdyrgjødsel i Mjøsaksjonen (basert på Holdhus 1981) (1984-priser)

	Investerings- behov pr. tonn fosfor mill.kr.	Årlige kostn. til avskr. og renter (30 års levetid, 7% rente) mill.kr.	Gjødselverdi av redusert avrenning mill.kr.	Kostnader/tonn reduisert fosfor- avrenning mill.kr.
Tetting av gjødsellager	12,38	1,00	0,078	0,922
Utvidelse av lager for å slippe vinter- spredning	11,04	0,89	0,109	0,781
Alle tiltak	11,29	0,91	0,089	0,821

Anslagene til Nybakken og Holdhus er en del forskjellige. Hovedårsaken til dette er i første rekke ulike anslag for redusert utslipp. Dessuten var Holdhus sine anslag basert på tiltak som var utført på et tidlig stadium i aksjonen. Vi har valgt å bruke anslagene til Nybakken i vårt arbeid.

Nybakkens anslag omfatter en kombinasjon av utvidelse og tetting av gjødsellager. Ut fra dagens prisnivå er årskostnadene beregnet til kr. 1680,- pr. kg redusert P.

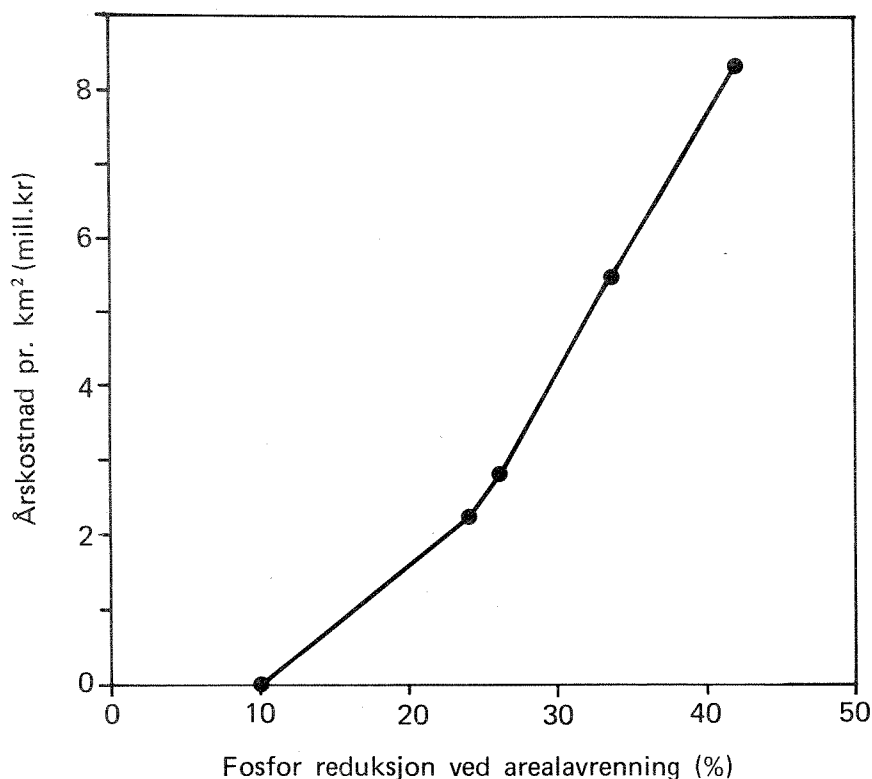
Tiltak mot arealavrenning

Det største forurensningsproblemet i forbindelse med landbruksaktiviteter er arealavrenning. Bruken av gjødsel, husdyr- og kunstgjødsel er avgjørende for størrelsen av arealavrenning. I tillegg virker selvfølgelig jordsmonntype, nedbør, temperatur osv. inn.

Miljøverndepartementet har satt i gang et handlingsprogram mot landbruksforurensninger. Der vil ulike tiltak for å redusere arealavrenningen bli utprøvd. I forbindelse med handlingsprogrammet vil det bli gjennomført en økonomisk analyse av tiltakene. Når dette prosjektet blir ferdig, vil vi få et bedre grunnlag for å vurdere kostnadene ved de enkelte tiltakene.

Dette prosjektet har i første rekke som siktemål å utprøve en matematisk optimaliseringsmodell. Hensikten er å finne ut om datamodellen og den strategi som er nødvendig for å bruke denne, vil være et hensiktsmessig verktøy i forurensningspolitikken. Derfor er det ikke nødvendig at alle dataene som brukes er "riktige".

I USA har enkelte forskere utarbeidet kostnadsdata for tiltak mot arealavrenning. Marshall et. al. (1977) identifiserte 109 ulike tiltak for å redusere fosforavrenningen fra dyrka mark. Johnson og Comeau (1978) utviklet en modell for valg av kostnadseffektive tiltak, basert på tre tiltaksnivåer. Nivå 1 omfatter tiltak som optimal gjødselbehandling, dvs. nedpløying, bruk av optimale gjødselmengder og endring av pløyeteknikker. Kostnadene for disse tiltakene regnes som neglisjerbare. Nivå 2 omfatter nivå 1 og kombinasjon av andre tiltak. Nivå 3 omfatter nivå 2 og en kombinasjon av følgende tiltak: vårpløying istedenfor høstpløying, gjødselhåndtering, vegetasjonsbelter, forbedret drenering, terrasering og bevaring av vegetasjon langs bekker. Figur 5-1. viser de beregnede kostnadene pr. km² mot prosent fjernet fosfor.



Figur 5-1. Årskostnader som funksjon av prosent fosforfjerning.
Kilde: Tzay-Rong et al 1983.

Vi valgte å bruke dataene fra den amerikanske undersøkelsen i vår analyse. Kostnadsdataene er direkte overført ved omregning av dollar til norske kroner.

Vi tror at den norske kostnadskurven for tiltak mot arealavrenning vil ha samme forløp som den amerikanske. Gjennomføring av nivå 1-tiltak vil sannsynligvis bare medføre små kostnader også her i landet.

5.5 Usikkerhet

Det knytter seg naturlig nok betydelige usikkerheter til de oppgitte kostnadene for de aktuelle tiltakene. Gjennomgang av litteratur viser at resultatene er helt avhengige av hvilke forutsetninger som legges til grunn. Spesielt er effektsiden, dvs. reduksjon i forurensnings-tilførslene etter tiltak, svært vanskelig å vurdere. For å vurdere kostnadene ved ulike rens tiltak, er det helt avgjørende at forutsetningene blir klargjort og usikkerhetene vurdert. Tiltak innenfor kloakksektoren synes å være best dokumentert. Innenfor kloakksektoren samsvarer tallmaterialet også mye bedre. Innenfor landbrukssektoren varierer kostnadstallene mye. Det synes nødvendig å satse på bedre før- og etterundersøkelser for å kartlegge effekten av forurensningsbegrensende tiltak.

Kost/effekt-beregninger er vanlig å utføre i forbindelse med iverksetting av forurensningsbegrensende tiltak. Kostnadssiden er det forholdsvis lett å framskaffe gode data for. Effekten av tiltakene er imidlertid svært vanskelig å klarlegge, da datagrunnlaget, både om før- og ettersituasjonen, er for dårlig. På grunn av disse vurderingene som må gjøres, vil det ofte være vanskelig å sette ulike tiltak mot ulike forurensningskilder opp mot hverandre bare på grunnlag av kost/effekt-faktoren.

6. RESULTATER

Vi fant først i hvilken grad modellen ga rimelige resultater i forhold til observerte verdier i 1983. Deretter ble det gjort beregninger for å vurdere de enkelte tiltakenes betydning for fosfortilførslene til elva. Til slutt ble det funnet hvilke tiltaksstrategier som var optimale for å tilfredsstillende gitte krav til vannkvalitet i de ulike elveavsnittene.

6.1 Kalibrering av modellen

Undersøkelser i vassdraget tyder på at fosforbegrensende tiltak er ønskelig for å oppnå en tilfredsstillende vannkvalitet (Rognerud 1984). Det var derfor nødvendig å få et mål på hvor mye de enkelte tilførselskildene innen nedbørfeltet bidro med.

Årlige tilførsler (tot-P) ble beregnet teoretisk ut fra kjennskap til befolkning og rensenanordninger, jordbruksvirksomhet og middelvannføring i Glåma, se tabell 6-1. Den tilførte fosformengden til elva ble antatt å være konservativ (bestandig) på årsbasis.

Vårt anslag ga en total årlig fosfortransport i Glåma ved Høyegga på 33 tonn (tabell 5-2). Bidraget fra befolkning og naturområdene var hver på ca 12 tonn og noe større enn fra jordbruket, ca 9 tonn. Disse beregningene er i samsvar med de tilførselsberegningene som NIVA tidligere har utført (Alsaker-Nøstdahl 1981)

Belastningen i elva ble beregnet til å være noe høyere enn en stipulert "faregrense" på 7-9 μg tot-P/l på hele strekningen nedstrøms Røros. De største verdiene, i overkant av 11 μg tot-P/l, fant sted mellom Tynset og Markli før samløpet med Folla (tabell 6-2).

Tabell 6-1. Bakgrunnsdata for beregning av fosfortilførlser

	totalt (inkl. industri)	tilkoblet renseanlegg	tilførsels- grad	rense- grad	lekkasjer fra punkt- kilder innen jordbruk (før rensing)	middel vann- føring i Glåma
	p.e.	p.e.	%	%	tonn/år	$\frac{3}{m^3/s}$
1. Aursund						20
2. Røros	5372	5072	70	90	0,4	27
3. Os	1117	0			1,4	42
4. Tolga	1080	0			0,7	43
5. Tynset	4334	4234	90	96	1,1	55
6. Markli	200	200	90	50	0,6	62
7. Folla	1472	1300	85	84	0,9	90
8. Alvdal	1911	0			0,3	93
9. Høyegga	0	0			0,9	100

Forutsetninger for beregningene:

Produksjon pr. personekvivalent (p.e.): 2,3 g tot-P/døgn

Tilsig fra tettstedsarealer: 100 kg/km²/år

Tilsig fra jordbruksarealer: 30 kg/km²/år

Konsentrasjon i vanntilsig fra skog og fjellområder: 4 µg tot-P/l

Rensegrad for vann som lekker fra avløpsnett: 25%

Rensegrad for avløpsvann fra spredt bebyggelse: 30%

Rensegrad for vann som lekker fra punktkilder i jordbruket : 40%

Stipulert/målt middelkonsentrasjon ved utløpet

av Aursunden: 5 µg tot-P/l

Vannføringene er beregnet ut fra målte verdier (1951-1980) ved utløpet av Aursunden og ved Auma som ligger mellom stasjonene Tynset og Markli.

Tabell 6-2. Teoretiske fosfortilførsler til Glåma

Nr. Område	Rense- anlegg	Nett lekkasjer	Tettsted		Spredt	Jordbruk		Skog, fjell	Sum	Vann- føring ³ m /s	Konsen- trasjon µg/l
			urensset	areal		punktk.	areal				
	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg		
1 Aursunden									3122	20	5.0
2 Røros	298	958	252	220	509	244	233	845	3559	27	8.0
3 Os	0	0	938	60	518	859	819	1917	5111	42	9.0
4 Tolga	0	0	907	110	752	401	313	214	2698	43	10.6
5 Tynset	128	267	84	150	1243	660	786	1501	4819	55	11.1
6 Markli	76	13	0	0	505	374	859	795	2621	62	11.3
7 Folla	148	123	144	50	817	560	686	3633	6162	90	9.9
8 Alvdal	0	0	1604	110	445	179	200	378	2917	93	10.5
9 Høyegga	0	0	0	0	257	543	446	744	1991	100	10.5
SUM	650	1360	3929	700	5048	3821	4342	10028	33000		

Tabell 6-3. Observerte fosforverdier og vannføringer i Glåma 1983

Dato	Røstefossen	Bellingmo	
	(like oppstrøms Os)	(like oppstrøms Høyegga)	
	µg tot-P/L	fosfor µg tot-P/L	vannføring m ³ /s
830126	8.5	12.0	38
830216	13.5	13.5	43
830315	7.0	7.0	40
830414	6.5	6.5	37
830519	19.0	260.0	705
830616	8.5	13.5	145
830713	11.5	10.0	75
830817	8.5	6.5	65
830907	6.5	13.5	58
831019	10.0	10.5	133
831117	8.5	8.5	56
831215	10.5	10.5	52

Fosforkonsentrasjonene var spesielt høye i mai (tabell 6-3) (Rognerud 1984). Dette var på grunn av at elva flommet over jordbruksarealer som

formodentlig i en viss utstrekning var gjødslet. Dersom vi ser bort fra denne situasjonen var det god overensstemmelse mellom observasjonsresultatene og de beregnede middelverdiene, se tabell 6-2 og tabell 6-3.

Teoretiske verdier vil alltid være beheftet med stor usikkerhet. Videre er det normalt at tilførslene varierer betraktelig fra år til år på grunn av klimatiske forskjeller m.m. Det foreliggende observasjonsmaterialet er for lite til å kunne verifisere de teoretiske beregningene på en fullt ut ønskelig måte. Imidlertid synes de beregnede resultatene å gi tilstrekkelig realistiske verdier både på årstransporten og på konsentrasjonsfordelingen nedover vassdraget til at vi kan nytte modellen til å prognosere effekter av fosforbegrensende tiltak innen nedbørfeltet og foreta en prioritering mellom disse tiltakene.

6.2 Tilførsler til Glåma ved ulike tiltak

Vannkvaliteten i den delen av Glåma som dette prosjektet omfatter påvirker kvaliteten i vassdraget nedenfor, inkludert Storsjøen og Rena etter overføringen ved Høyegga. For disse nedenforliggende strekningene er de totale fosfortilførslene ved Høyegga av spesiell interesse. Vi ønsket derfor å få en oversikt over hvilke tiltak som var mest kost-effektive for å begrense fosfortilførslene til vassdraget samt å beregne effekten av hvert av disse tiltakene.

Vi har antatt at det er mulig å oppnå 10% reduksjon i avrenning fra dyrket mark uten kostnader. Dette ved hjelp av påbud og en positiv innstilling fra bøndene. Vi har dermed ikke tatt hensyn til eventuelle offentlige midler brukt til veiledning og kontroll. Deretter følger bygging av renseanleg og nye tilkoblinger til eksisterende renseanlegg, tiltak i forbindelse med spredt bebyggelse, punktkilder og avrenning fra dyrket mark utover 10% reduksjon, se tabell 6-4 og stigningen på kurven i fig. 6-1.

Byggingen av de eksisterende renseanleggene synes å være en god utnyttelse av ressursene (tabell 6-5). Utgiftene ved driften av renseanlegget på Fåset (Markli) er imidlertid langt høyere pr. kg fjernet fosfor enn de øvrige på grunn av lav antatt rensegrad, ca 50%. Investeringen kan likevel være hensiktsmessig for å bedre vannkvaliteten i elva lokalt, jmf. avsnitt 6.3. Det må imidlertid legges til at våre forutsetninger for renseanlegget på Fåset kan være feil.

Tabell 6-4. Rangering av mulige tiltak etter årskostnader pr. kg reduserte fosfortilførsler

TILTAK:	kostnad 1000 kr/kg fjernet fosfor	"maksimum" reduksjon tonn	maksi- mum kostnad mill.kr	kumulativ reduksjon tonn	til- førsler Glåma tonn/år	kumulativ kostnad mill.kr.
1. Dyrket mark, 10% reduksjon	0	0.4	0	(dagens: 0.4	33.0	0
2. Renseanlegg på Røros, nye tilkoblinger	0.5	0.1	0.05	0.5	32.6	0.05
3. Renseanlegg på Tynset, nye tilkoblinger	0.8	0.1	0.05	0.2	32.5	0.1
4. Renseanlegg i Alvdal, nytt	1.3	1.3	1.58	1.8	32.4	0.1
5. Renseanlegg på Tolga, nytt	2.0	0.7	1.39	2.5	31.2	1.6
6. Spredt bosetning, 60% rensing	2.0	2.2	4.43	4.7	30.5	3.0
7. Renseanlegg på Os, nytt	2.3	0.7	1.62	5.4	28.3	7.5
8. Renseanlegg i Follidal, nye tilkoblinger	2.5	0.1	0.25	5.5	27.6	9.2
9. Punktkilder, 40% reduksjon	2.8	1.5	4.28	7.0	27.5	9.3
10. Dyrket mark, fra 10% til 30 % reduksjon	7.0	0.8	5.46	7.8	26.0	13.6
					25.2	19.1

Tabell 6-5. Kostnader ved drift av dagens (1983) renselanlegg pr. kg redusert fosfortilførsel

Delfelt	kostnad 1000 kr/kg fjernet fosfor	reduksjon kg/år	kostnad mill.kr.
Røros	0.5	3000	1.430
Tynset	0.8	3160	2.540
Folla	2.3	820	1.920
Markli	4.1	80	0.320
Sum		7060	6.210

Tabell 6-6 Reduserte fosfortilførsler til Glåma ved "maksimale" tiltak (kg/år) i de ulike delfeltene

	Rense- anlegg	Spredt bosetning 60% rense- effekt	Punkt- kilder 40% reduksjon	Dyrket mark 30% reduksjon	Sum
Røros	110	220	100	65	490
Os	700	220	340	230	1490
Tolga	680	320	160	90	1250
Tynset	70	530	260	220	1080
Markli		220	150	240	610
Folla	100	350	220	190	860
Alvdal	1260	190	70	60	1580
Høyegga		110	220	120	450
SUM	2850	2160	1530	1210	7810

Tabell 6-7 Årskostnader ved "maksimale" tiltak (1000 kr) i de ulike delfeltene

	Nye rense- anlegg	Spredt bosetning 60% rense- effekt	Punkt- kilder 40% reduksjon	Dyrket mark 30% reduksjon	Sum
Røros	50	450	270	290	1070
Os	1620	450	960	1030	4060
Tolga	1390	660	450	390	2900
Tynset	50	1090	740	990	2870
Markli		440	420	1080	1940
Folla	250	717	630	860	2460
Alvdal	1580	390	200	250	2420
Høyegga		226	610	560	1400
Sum	4890	4430	4280	5460	19110

Dagens renseanlegg (1983) reduserer fosfortilførslene med 7 tonn pr. år, dvs. fra 40 tonn til 33 tonn for 6,2 mill. kr. pr. år, tabell 6-5.

Ved bygging av nye anlegg og en fullstendig tilkobling til de eksisterende anleggene i tettstedene, kan tilførslene reduseres ytterligere med ca 3 tonn, dvs. til 30 tonn pr. år. Årlige utgifter vil bli ca 5 mill. kr., tabell 6-6 og 6-7.

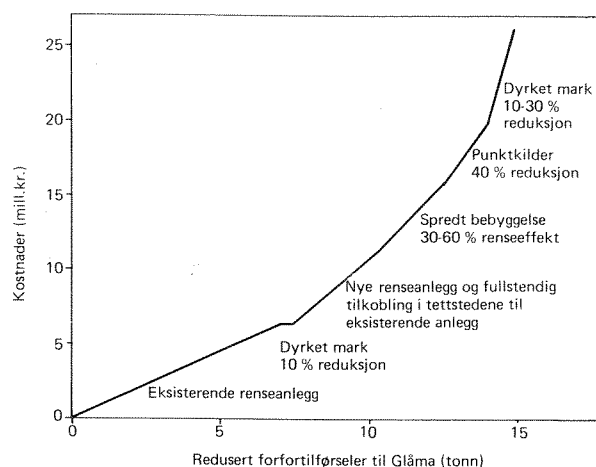


fig. 6-1. Årskostnader som funksjon av "maksimale" rensetiltak.

Øker vi renseeffekten i avløpet fra spredt bosetning med 30% (fra 30% til 60%) medfører dette en reduksjon i tilførslene på ca 2 tonn. Årlige kostnader utgjør ca 4 mill. kr.

Tiltak for å begrense tilførslene fra punktkilder innen jordbruket med 40% fører til en reduksjon på ca 1,5 tonn til en årskostnad på ca 4 mill. kr.

Vi har antatt at avrenningen fra dyrket mark kan reduseres med 30%, dvs. med 1,2 tonn. Utgiftene, ca 5 mill. kr., vil fortrinnsvis gå med til å fjerne de siste 0,8 tonn.

Summen av fremtidige tiltak gir i følge beregningene en reduksjon i fosfortilførslene til Glåma på ca 8 tonn pr. år, dvs fra dagens situasjon med 33 tonn til 25 tonn. Kostnadene vil i såfall bli nær 20 mill. kr. pr. år.

6.3 Fosforkonsentrasjoner i Glåma ved ulike tiltak

Den lineære optimaliseringsmodellen (LINE) ble benyttet til å bestemme hvilke tiltak som var økonomisk optimale for å tilfredsstille ulike krav til vannkvalitet/fosforkonsentrasjoner i Glåma oppstrøms Høyegga.

Tabell 6-8 Midlere fosforkonsentrasjoner i dag (1983) og uten byggingen av de nåværende renseanleggene

Lokalitet	dagens (1983) µg tot-P/L	<u>uten</u> nåværende renseanlegg µg tot-P/L
Røros	8.0	11.6
Os	9.0	11.3
Tolga	10.6	12.8
Tynset	11.1	14.6
Markli	11.3	14.5
Folla	9.9	12.3
Alvdal	10.5	12.9
Høyegga	10.5	12.8

Byggingen av de eksisterende renseanleggene har medført en reduksjon i fosforkonsentrasjonene på mellom 2 og 4 µg/l (tabell 6-8). Imidlertid er det ønskelig med en ytterligere reduksjon for å minske faren for begroingsproblemer. Slike problemer opptrer erfaringsmessig når middelkonsentrasjonene for fosfor kommer opp i 7-9 µg/l (Traaen 1976).

I oppstillingen nedenfor av tiltak mener vi følgende:

- Renseanlegg: T Røros, Tynset og Folla: nye tilkoblinger i tettstedene til eksisterende anlegg. Merket T i tab.
 N Os, Tolga og Alvdal: Nye renseanlegg med tilførselsgrad på 90% og en rensegrad på 85%
 Merket N i tab.
- Spredt bosetning: Øking av rensegraden som i dag er antatt å være 30% til maksimum 60%.
- Punktkilder: maksimum 40% reduksjon av dagens tilførsler
- Dyrket mark: %-vis reduksjon av dagens tilførsler, maksimum 30%

Tabell 6-9. Optimale tiltak ved maksimumskrav på 10 µg/l

Lokalitet	Konsentrasjon			Tiltak				Kostnad/år mill. kr.
	Dagens µg/l	Krav µg/l	Resultat µg/l	Rense- anlegg	Spredt bosetn.	Punkt	Dyrket mark % reduksjon	
Røros	8.0	10.0	7.6	T	x		10	4.0
Os	9.0	10.0	8.6		x		10	
Tolga	10.6	10.0	9.4	T	x		10	
Tynset	11.1	10.0	9.8		x		10	
Markli	11.3	10.0	10.0		x		10	
Folla	9.9	10.0	9.0					
Alvdal	10.5	10.0	9.6					
Høyegga	10.5	10.0	9.7					

I følge beregningene er det mulig å oppnå en midlere fosforkonsentrasjon på 10 µg/l eller lavere på hele elvsetrekningen for 4,0 mill. kr. pr. år (tabell 6-9). Glåma ved Markli blir begrensende. For å oppnå en tilfredsstillende vannkvalitet der blir verdiene lavere enn kravet på de øvrige stasjonene. Det er ikke nødvendig å iverksette tiltak nedstrøms Markli.

Tabell 6-10. Optimale tiltak ved maksimumskrav på 9,5 µg/l

Lokalitet	Konsentrasjon			Tiltak				Kostnad/år mill. kr.
	Dagens µg/l	Krav µg/l	Resultat µg/l	Rense- anlegg	Spredt bosetn.	Punkt	Dyrket mark % reduksjon	
Røros	8.0	9.5	7.6	T	x		10	6.3
Os	9.0	9.5	7.9	N	x		10	
Tolga	10.6	9.5	8.8	N	x		10	
Tynset	11.1	9.5	9.3	T	x		10	
Markli	11.3	9.5	9.5		x		10	
Folla	9.9	9.5	8.6					
Alvdal	10.5	9.5	9.3					
Høyegga	10.5	9.5	9.4					

Dersom 9,5 µg/l blir satt som øvre grense, må det iverksettes tiltak for tilsammen 6.3 mill. kr. pr. år (tabell 6-10). Tilfredsstillelse av kravet ved Markli fører til at konsentrasjonene på de øvrige stasjonene også blir tilfredsstillende. Det vil ikke være behov for å gjøre tiltak i områdene nedenfor Markli. I de øvrige delfeltene er det nødvendig med utnyttelse av tiltak innen kategoriene: dyrket mark (10%), renseanlegg og spredt bosetning.

Tabell 6-11. Optimale tiltak ved maksimumskrav på 9 µ/l

Lokalitet	Konsentrasjon			Tiltak				Kostnad/år mill. kr.
	Dagens µg/l	Krav µg/l	Resultat µg/l	Rense- anlegg	Spredd bosetn.	Punkt	Dyrket mark % reduksjon	
Røros	8.0	9.0	7.4	T	x	x	15	9.5
Os	9.0	9.0	7.6	N	x	x	15	
Tolga	10.6	9.0	8.4	N	x	x	15	
Tynset	11.1	9.0	8.8	T	x	x	15	
Markli	11.3	9.0	9.0		x	x	15	
Folla	9.9	9.0	8.3				10	
Alvdal	10.5	9.0	8.9				10	
Høyegga	10.5	9.0	9.0				10	

Krav om konsentrasjoner på 9 µg/l eller lavere medfører tiltak for ca 10 mill. kr. pr. år (tabell 6-11). Det vil være behov for å gjøre investeringer innen alle tiltakskategoriene i områdene fra Markli og oppover, samt 10% reduksjon i avrenningen fra dyrket mark nedenfor.

Tabell 6-12. Konsentrasjoner ved "maksimale" tiltak

Lokalitet	Konsentrasjon		Tiltak				Kostnad/år mill. kr.
	Dagens µg/l	Laveste verdi µg/l	Rense- anlegg	Spredd bosetn.	Punkt	Dyrket mark % reduksjon	
Røros	8.0	7.4	T	x	x	30	19.1
Os	9.0	7.5	N	x	x	30	
Tolga	10.6	8.2	N	x	x	30	
Tynset	11.1	8.6	T	x	x	30	
Markli	11.3	8.8		x	x	30	
Folla	9.9	7.8	T	x	x	30	
Alvdal	10.5	8.0	N	x	x	30	
Høyegga	10.5	8.1		x	x	30	

Tabell 6-12 viser hvilke konsentrasjoner vi kan forvente å oppnå med å iverksette alle de omtalte tiltakene. Kostnadene blir nær 20 mill. kr. Forbedringen i forhold til forrige eksempel (tabell 6-11) er relativt liten i forhold til de økte utgiftene, ca 10 mill. kr. Dette på grunn av at tiltak for å redusere avrenningen fra dyrket mark utover 10% er langt mer kostbare enn de øvrige tiltakene.

I praksis kan det være økonomisk ønskelig å finne en løsning som kombinerer krav til fosfortransport ut av området vårt, dvs. ved Høyegga, med ønske om å unngå de mest kostbare tiltakene. Dette vil medføre ulike krav til vannkvalitet langs elvestrekningen.

Tabell 6-13. Optimale tiltak ved maksimumskrav på 9 µg/l - unntatt ved: Markli

Lokalitet	Konsentrasjon			Tiltak				Kostnad/år mill. kr.
	Dagens µg/l	Krav µg/l	Resultat µg/l	Rense- anlegg	Spredt basetn.	Punkt	Dyrket mark % reduksjon	
Røros	8.0	9.0	7.4	T	x	x	10	8.8
Os	9.0	9.0	7.8	N	x	x	10	
Tolga	10.6	9.0	8.6	N	x	x	10	
Tynset	11.1	9.0	9.0	T	x	x	10	
Markli	11.3		9.4				10	
Folla	9.9	9.0	8.5				10	
Alvdal	10.5	9.0	8.9	N			10	
Høyegga	10.5	9.0	9.0				10	

Vi stiller ingen krav til vannkvalitet ved Markli. Forøvrig ønsker vi at konsentrasjonene ikke skal overstige 9.0 µg/l. Tiltakskostnadene utgjør 8.8 mill. kr. (tabell 6-13). Ved å la fosforinnholdet ved Markli bli 0.4 µg/l høyere enn kravet ved de øvrige stasjonene reduseres tiltaksomkostningene med 0.7 mill. kr., jmf. tabell 6-11. Den totale transporten ved Høyegga blir 28 tonn pr. år. Punkttilførslene blir her redusert med 30 %.

Tabell 6-14. Optimale tiltak ved maksimumskrav på 9 µg/l - unntatt ved: Tynset og Markli

Lokalitet	Konsentrasjon			Tiltak				Kostnad/år mill. kr.
	Dagens µg/l	Krav µg/l	Resultat µg/l	Rense- anlegg	Spredt basetn.	Punkt	Dyrket mark % reduksjon	
Røros	8.0	9.0	7.6	T	x		10	7.6
Os	9.0	9.0	8.1	N	x		10	
Tolga	10.6	9.0	9.0	N	x		10	
Tynset	11.1		9.5	T	x		10	
Markli	11.3		9.7		x		10	
Folla	9.9	9.0	8.6		x		10	
Alvdal	10.5	9.0	8.9	N			10	
Høyegga	10.5	9.0	9.0				10	

Vi stiller ingen krav til vannkvalitet ved Tynset og Markli. På de øvrige stasjonene skal konsentrasjonene ikke overskride 9.0 µg/l (tabell 6-14). Tiltakskostnadene blir redusert med 1.9 mill. kr. (jmf. tabell 6-11) på bekostning av at konsentrasjonene ved Tynset og Markli økes med henholdsvis 0.5 og 0.7 µg/l utover kravet ved de øvrige stasjonene.

Tabell 6-15. Optimale tiltak ved maksimumskrav på 9 µg/l - unntatt ved: Tolga, Tynset og Markli

Lokalitet	Konsentrasjon			Tiltak				Kostnad/år mill. kr.
	Dagens µg/l	Krav µg/l	Resultat µg/l	Rense- anlegg	Spredt bosetn.	Punkt	Dyrket mark % reduksjon	
Røros	8.0	9.0	7.6	T	x		10	7.5
Os	9.0	9.0	8.3		x		10	
Tolga	10.6		9.2	N	x		10	
Tynset	11.1		9.7	T	x		10	
Markli	11.3		9.9		x		10	
Folla	9.9	9.0	8.7		x		10	
Alvdal	10.5	9.0	8.9	N	x		10	
Høyegga	10.5	9.0	9.6		x		10	

Vi lar nå også Tolga i tillegg til Tynset og Markli være fritatt for krav til vannkvalitet. Konsentrasjonene på de øvrige stasjonene skal fortsatt ikke overskride 9.0 µg/l. Kostnadene utgjør 7.5 mill. kr. pr. år (tabell 6-15). Kravet til konsentrasjon virker kun begrensende ved Høyegga. Kostnadene blir følgelig de lavest vi kan oppnå dersom fosforinnholdet ved Høyegga skal være 9.0 µg/l.

Det er lite å spare (0,1 mill. kr.) i forhold til vannkvalitetsforringelsen ved å gi avkall på å stille vannkvalitetskrav ved Tolga, da det utelatte tiltaket (renseanlegg på Os) er relativt kost-nytte effektivt. Besparelsen er langt mer fordelaktig ved å tolerere noe høyere konsentrasjoner ved Tynset og Markli.

Tabell 6-16. Optimale tiltak ved maksimumskrav på 8.5 µg/l - unntatt ved: Tolga, Tynset og Markli

Lokalitet	Konsentrasjon			Tiltak				Kostnad/år mill. kr.
	Dagens µg/l	Krav µg/l	Resultat µg/l	Rense- anlegg	Spredt bosetn.	Punkt	Dyrket mark % reduksjon	
Røros	8.0	8.5	7.4	T	x	x	10	11.6
Os	9.0	8.5	7.8	N	x		10	
Tolga	10.6		8.6	N	x	x	10	
Tynset	11.1		9.0	T	x	x	10	
Markli	11.3		9.2		x	x	10	
Folla	9.9	8.5	8.2	T	x	x	10	
Alvdal	10.5	8.5	8.4	N	x		10	
Høyegga	10.5	8.5	8.5		x		10	

Vi forutsetter videre en konsentrasjon på 8.5 µg/l ved Høyegga. Dette tilsvarer en årlig fosfortransport på 26.5 tonn. Betingelsene er forøvrig som i forrige eksempel. Kostnadene blir 11.2 mill. kr. som er de lavest mulige for å oppnå 8.5 µg/l ved Høyegga (tabell 6-16). Konsentrasjonen blir fortsatt høyest ved Markli, 9.2 µg/l.

Forbedringen i vannkvaliteten vil gjennomgående bli 0.5 µg/l i forhold til forrige eksempel, jmf. tabell 6-15. Tilleggs kostnadene blir på ca 4 mill. kr.

Forbedring av vannkvaliteten i særlig grad utover dette krever kostbare tiltak for å redusere avrenningen fra dyrket mark med mer enn 10%.

Tabell 6-17. Optimale tiltak ved maksimumskrav på 9 µg/l ved Høyegga etter at alle renseanleggene er bygd.

Lokalitet	Konsentrasjon			Tiltak				Kostnad/år mill. kr.
	Dagens µg/l	Krav µg/l	Resultat µg/l	Rense- anlegg	Spredt bosetn.	Punkt	Dyrket mark % reduksjon	
Røros	8.0		7.7	T			10	7.9
Os	9.0		8.2	N			10	
Tolga	10.6		9.1	N	x		10	
Tynset	11.1		9.5	T	x		10	
Markli	11.3		9.7		x		10	
Folla	9.9		8.6	T	x		10	
Alvdal	10.5		8.9	N			10	
Høyegga	10.5	9.0	9.0				10	

Av ulike grunner kan det være aktuelt å prioritere full utbygging av renseanlegg i alle delfeltene. Vi setter kun som krav at konsentrasjonen ved Høyegga skal være 9 µg/l, tilsvarende 28 tonn pr. år, samt full utbygging av renseanleggene (tabell 6-17). Kostnadene blir 0.4 mill. kr. høyere enn den optimale løsningen som er vist i tabell 6-15. Imidlertid kommer dette vassdraget til gode i form av noe bedre vannkvalitet i enkelte av vassdragsavsnittene, men forbedringen er meget liten for de fleste områdene. Forbedringen er ca. 0,2 µg P/l ved Tynset og Markli. Dette er også det mest kritiske området innenfor den del av Øvre Glåma som vi har studert.

7. VURDERING AV LINE-RESULTATENE

Resultatene fra det modell-arbeidet vi har gjort er beheftet med mange usikkerheter som det er viktig å ta hensyn til ved vurdering av sluttresultatet.

7.1 Beregning av forurensningstilførsler

Vi har beregnet forurensningstilførslene til Øvre Glåma fra følgende kilder: kommunale renseanlegg, spredt bosetting, landbruk og naturlig bakgrunnsavrenning. Beregningene er i stor grad basert på erfarings-tall og skjønsmessige vurderinger. Det er bare renseseffektene til kommunale renseanlegg som er basert på målinger (fylkesmannen i Hedmark).

Til alle beregningene er det knyttet store usikkerheter. Tilførselsberegningene er kalibrert mot forholdene i vassdraget ved hjelp av en modell. Kalibreringen viste at våre anslag for total fosfortilførsler til vassdraget stemmer godt overens med observerte verdier. Dette indikerer at de totale tilførslene til vassdraget er i riktig størrelsesorden, men vi vet ikke om fordelingen på ulike utslippskilder er "riktig".

Vi antar den relative usikkerheten på tilførslene fra renseanleggene til å være 10%, og 25 % for tilførselstallene for hver av de øvrige kildene fra befolkningen samt for naturlig bakgrunnsavrenning. Vi anslår videre en relativ usikkerhet i tilførslene fra punktkilder og avrenning fra dyrket mark til å være 50 %.

Usikkerhet målt som standardavvik, for en sum, ΔX , er gitt som funksjon av usikkerhet til hver av bidragene, $\Delta X_1, \dots, \Delta X_n$ ved formelen:

$$\Delta X = \sqrt{\Delta X_1^2 + \dots + \Delta X_n^2}$$

Benytter vi denne formelen samt tilførselsverdiene i tabell 6-2, får vi at beregningen av dagens tilførsler på 33 tonn har en usikkerhet på 4 tonn. Dvs. at det er ca. 70% sjanse for at tilførslene er på mellom 29 tonn og 37 tonn.

Vi merker oss at den relative usikkerheten til summen, 12 %, er lavere enn den relative usikkerheten til hvert enkelt av bidragene. Dette p.g.a. at det er sannsynlig at enkeltbidragenes avvik i en viss grad vil utjevne hverandre.

7.2 Kostnadsdataene

Det foreligger brukbare kostnadsdata for de fleste tiltakskategoriene. Våre kostnadsdata er hovedsakelig hentet fra generelle utredninger og analyser utført i forbindelse med Mjøsaksjonen. Vi har ikke hatt muligheter til å ta særlig hensyn til lokale variasjoner.

Usikkerheten med de kostnadsdataene vi har brukt, knytter seg i første rekke til vurdering av nytten (effekten) av investeringene. Gjennomgang av beregninger av kost/effekt-faktorer for ulike tiltak, viser store variasjoner. Hovedårsaken til variasjonene som kan være opptil $\pm 100\%$, er ulike vurderinger av effekten (nytten) av tiltakene.

Bruken av LINE forutsetter at kostnadene er lineære. For flere tiltakskategorier er dette ikke riktig. Ved bruk av LINE må kostnadene lineariseres. Kostnadskurvene for f.eks. kloakkrenseanlegg er ikke-lineære, slik at ved linearisering vil det måtte gjøres noen forenklinger.

Et av problemene med LINE er i tillegg at programmet utnytter enten maksimum eller minimum av tiltakene. Dvs. for eksempel tiltak for å redusere forurensningene fra spredt bosetting, har vi forutsatt en renseeffekt i dag på 30%, mens det ved tiltak er mulig å øke denne til 60%. LINE gir i praksis bare mulighet til å velge mellom 30% eller 60% rensing, dvs. ingen tiltak eller gjennomføre tiltakene fullt ut. Dette på grunn av linearitetskravet til kostnadene, dvs. konstant kostnad pr. prosent økning i rensesgraden.

Valg av optimale tiltak skjer ved at LINE vurderer kost/effekt-faktoren for hver tiltakskategori. Dette innebærer at tiltaket med lavest K/E-faktor settes i verk først. Oppnås vannkvalitetsmålsettingen ved dette tiltaket, stopper modellen. Dette innebærer at K/E-faktoren styrer valg av tiltak. Endringer i K/E-faktoren fører også til endringer i tiltaksrekkefølgen. Usikkerheten i vurderingen av nytten får dermed stor innflytelse på sluttresultatet.

I det følgende har vi gjort en enkel sensitivitetsanalyse som viser hvordan usikkerheten vil påvirke valg av optimale tiltak.

Den relative usikkerheten til K/E-faktoren, R , ble beregnet ved formelen $R = \sqrt{R_1^2 + R_2^2}$, hvor R_1 og R_2 er den relative usikkerheten til henholdsvis tiltakets kostnad og dets reduksjon i tilførselene.

Et mål på sannsynligheten for at en variabel med forventet verdi x_1 og usikkerhet Δx_1 er større enn en annen variabel som har forventningsverdien x_2 og usikkerheten Δx_2 , fås ved oppslag i tabell over arealet til normalfordelingskurven på uttrykket: $(x_2 - x_1) / \sqrt{\Delta x_1^2 + \Delta x_2^2}$.

Ut fra våre anslag av relativ usikkerhet er rekkefølgen til de 4 høyest rangerte kost-effektive tiltakene meget pålitelig (tabell 7-1). Den videre rekkefølgen av tiltak som omfatter renseanlegg er også formodentlig pålitelig. Feil anslåtte priser og renseeffekt vil sannsynligvis påvirke resultatet i samme retning, dvs. enten høyere eller lavere K/E-verdi for alle anleggene. Det er 20 % og 30 % mulighet for at tiltak rangert som nr. 6, spredt bosetting, er mindre kost-effektivt enn henholdsvis tiltak nr. 7 og 8. Usikkerheten er meget stor for landbrukstiltakene. Det er henholdsvis 40 % og 30 % sjanse for at tiltak nr. 9, punktkilder, er mer kost-effektivt enn tiltak nr. 8 og 5. Det er videre 15 % sjanse for at tiltak nr. 10, dyrket mark, er mer effektivt enn nr. 9, punktkilder.

Rangeringslisten, tabell 7-1, synes i stor grad å være pålitelig. Feil prioritert tiltak vil fortrinnsvis omfatte tiltak for spredt bosetting og punktkilder. Vi kan ikke se bort fra at dette kan være tilfelle i allefall for noen av delfeltene.

Tabell 7-1. Usikkerhet i valg av tiltaksrekkefølge

Rang.nr	Tiltak	Anslått rel.usikkerhet		Kost-effekt faktor anvendt verdi 1000kr/kg	faktor usikker- het 1000kr/kg
		Kostnad %	Tilførsler %		
1.	Dyrket mark 10 % red.			0	
2.	Renseanlegg på Røros, nye tilkoblinger	10	10	0.5	0.1
3.	Renseanlegg på Tynset, nye tilkoblinger	10	10	0.8	0.1
4.	Renseanlegg Alvdal	10	10	1.3	0.2
5.	Renseanlegg Tolga	10	10	2.0	0.3
6.	Spredt bosetting, fra 30 % til 60 % rens.	10	25	2.0	0.5
7.	Renseanlegg Os	10	10	2.3	0.3
8.	Renseanlegg Folldal, nye tilkoblinger	10	10	2.5	0.3
9.	Punktkilder, 40 % red.	10	50	2.8	1.4
10.	Dyrket mark, fra 10 % til 30 % red.	25	50	7.0	3.9

I følge tabell 6-4 gir summen av alle tiltakene en reduksjon i tilførslene på 7.8 tonn fosfor til en årskostnad på 19.1 mill. kroner. Bruk av de antatte relative usikkerhetene, se tabell 7-1 og formelen i avsnitt 7.1, gir en usikkerhet i disse verdiene på 0.6 tonn og 0.7 mill. kroner. 0.6 tonn tilsvarer en konsentrasjonsøkning ved Høyegga på 0.2 µg tot-P/L. Usikkerheten er av omtrent samme størrelse for tiltak som omfatter kostnader på ca. 10 mill. kroner.

Dersom samtlige antatte relative usikkerheter i tabell 7-1 var dobbelt så store, hvilket vi regner for lite sannsynlig, ville usikkerheten til summen av tiltakenes tilførselsreduksjon og kostnader også fordobles. Dette ville få relativ liten betydning for vurderingen av disse. Imidlertid ville sannsynligheten for feil prioritering av tiltakene spredt bosetting, punktkilder og tildels også dyrket mark være betydelig. Sjansen for at tiltak nr. 9, punktkilder, er mer kostnadseffektivt enn nr. 5 øker f.eks. fra 30% til nesten 40%.

Antakelsene av de relative usikkerhetene som dannet grunnlaget for usikkerhetsberegningene, er i stor grad anslått på skjønn. Våre beregninger er derfor ment å gi en noe grov orientering om resultatenes pålitelighet.

7.3 Vurdering av tiltaksstrategiene

I kap. 6 har vi redegjort nærmere om resultatene av vår analyse.

Modellen er brukt på to måter:

- A. Ut fra fastsetting av en total fosfortransport ved Høyegga (tonn fosfor pr. år), har vi funnet aktuelle tiltak og kostnader ved disse for å nå den oppsatte målsettingen.
- B. Ut fra forurensningstilførslene har vi satt opp krav til konsentrasjonen av fosfor ($\mu\text{g P/l}$) i ulike snitt langs vassdraget. Ut fra kravene til maksimal fosforkonsentrasjon, er aktuelle tiltak og kostnader ved disse funnet.

Disse to angrepsmåtene kan brukes av forurensningsmyndighetene i deres vurdering. Uansett hvordan myndighetene stiller kravene, kan den valgte modellen brukes som beslutningsverktøy.

Prinsipielt er det et politisk spørsmål hvilken vannkvalitet vi skal ha i et vassdrag. Med grunnlag i modellen kommer det klart fram hvilke tiltak og tilhørende kostnader som er nødvendig å sette inn for å oppnå den valgte vannkvalitetsmålsettingen. Lineær programmering synes å være en enkel metode for å vurdere konsekvensene av ulike handlingsalternativer.

Modellbetraktningene gir en årlig fosfortilførsel til øvre Glåma i dag på 33 tonn P/år. Ved iverksetting av alle tiltakene vil det være mulig å redusere tilførslene til 25 tonn P/år. De totale årskostnadene for tiltakene vil være ca 19 mill. kroner.

Dagens renseanlegg i nedbørfeltet reduserer fosfortilførslene med 7 tonn pr. år, dvs. fra 40 tonn til 33 tonn. De totale årskostnadene for de eksisterende kloakkrenseanleggene er beregnet til 6.2 mill. kroner.

Figur 6-1 viser årskostnadene som funksjon av rens tiltakene. Denne figuren gir en rask oversikt over totale årskostnader for rens tiltakene og tilhørende reduksjon i fosfortilførslene.

Tiltaksanalysene viser at vannkvalitetssituasjonen mellom Tynset og Alvdal er kritisk i Øvre Glåma. Kravene som stilles til vannkvaliteten på denne strekningen er bestemmende for hvor omfattende tiltak som må settes inn. Selv om maksimale tiltak iverksettes, vil fosforkonsentrasjonen i denne elvestrekningen være i høyeste laget.

7.4 Vurdering av vannkvaliteten

Overvåking av Glåma konkluderer med at vassdraget nedstrøms Røros er moderat forurensset. I tillegg til høye fosforkonsentrasjoner er også bakterieinnholdet for høyt. Ut fra et vannkvalitetssynspunkt vil det være ønskelig å redusere tilførslene fra kilder som også bidrar til bakteriologisk forurensning. Hovedkilden til bakteriologisk forurensning er kloakk. Dette innebærer at om ressursene (økonomi) er begrenset, vil det ut fra et vannkvalitetssynspunkt være fordelaktig å bygge kloakkrensaneanlegg, samt utbedre de spredte avløpsanleggene. Vår analyse viser også at dette er de billigste tiltakene.

Et annet moment som også taler for tiltak mot kloakkutslipp, er at fosforet i kloakk foreligger på en lett tilgjengelig form, dvs. er lett tilgjengelig for biologisk aktivitet. Fosforbidraget fra landbruket er oftest partikulært bundet og dermed ikke så lett tilgjengelig for biologisk aktivitet.

Vi har regnet med at fosfor opptrer konservativt i denne analysen, dvs. at alt fosforet transporteres ut over året. Fosfor som tilføres vassdrag vil inngå i biologiske prosesser og en del vil sedimentere. Når den biologiske aktiviteten avtar, f.eks. ved at plantemateriale dør, vil størsteparten av fosforet frigjøres igjen. Fosfor som sedimenterer vil vanligvis bli erodert igjen i perioder med høy vannføring. Det er foreløpig ikke tilgjengelig modeller som på en tilfredsstillende måte kan behandle alle de ulike kjemiske og biologiske prosessene.

Fastsetting av vannkvalitetsmålsetting for Øvre Glåma avhenger i stor grad av bruksformens krav til vannkvalitet. Bruken av vassdraget må være utgangspunktet for framtidig iverksetting av forurensningsbegrensende tiltak. Vi vil ikke komme med konkrete anbefalinger om hvilken vannkvalitetsmålsetting som skal legges til grunn for prioritering av tiltak. Vår analyse vil være et hjelpemiddel til å vurdere effekten av forurensningsbegrensende tiltak og hvor mye tiltakene vil koste (årskostnader). Et problem ved fastsetting av vannkvalitetsmål, er at kunnskapsgrunnlaget for fastsetting av mål er for dårlig i dag. Det er også vanskelig å konkretisere hvilken effekt tiltakene vil få

på forholdene i vassdraget. Imidlertid har vannkvaliteten i Glåma blitt betydelig bedre etter at de eksisterende renseanleggene ble satt i drift (Rognerud, 1984). En ytterligere reduksjon av tilførslene vil derfor rimeligvis også føre til en merkbar forbedring.

Modellen som vi har brukt tar for seg hele vassdragsområdet og analysen er utført på et overordnet nivå, dvs. vi har ikke tatt hensyn til lokale problemstillinger. Lokale forurensningseffekter av utslipp blir ofte lagt til grunn ved iverksetting av forurensningsbegrensende tiltak. Like nedstrøms et utslipp kan forurensningseffektene være betydelige og skape store problemer for brukerne av vassdraget. Svakheten med modellverktøyet vårt er at det ikke blir tatt hensyn til lokale effekter. Det er nødvendig å vurdere disse skjønsmessig for å avgjøre om tiltaket bør settes i verk selv om det ikke er optimalt for vassdraget sett i helhet.

7.5 Vurdering av vannføringer

Vannføringen i et vassdrag varierer betydelig over året og fra år til år. Det er lett å legge andre vannføringer inn i modellen. Vi har valgt å bruke årsmiddelvannføring i vårt eksempel. Dette er det viktig å se analyseresultatene i lys av. Det kunne vært ønskelig å forandre tidsoppløsningen, dvs. modellere f.eks. månedsverdier i stedet for årsverdier. Dette fører imidlertid til at betingelsen om at fosfor er et konservativt stoff, ikke stemmer. Det vil da bli nødvendig å ta i bruk mer "avanserte" elvemodeller.

Et annet viktig spørsmål i forbindelse med vannføring er hvilken vannføringssituasjon forurensningsmyndighetene skal legge til grunn når tiltak skal vurderes. Som regel er forurensningsproblemer størst på ettersommeren når vannføringen er liten. I praksis vil det være svært vanskelig å sette inn tiltak som eliminerer forurensningsproblemer i lavvannsføringsperioder. Derfor må en akseptere at vannkvaliteten forringes i slike perioder. Utgangspunktet må imidlertid være at forurensningstilførslene begrenses slik at uholdbare forhold ikke opptrer, f.eks fiskedød.

7.6 Sluttvurdering / Konklusjon

Selv med de svakheter som vi har poengtert at denne modellen har, mener vi at lineære programmeringsmodeller vil være et godt hjelpemiddel for forurensningsmyndighetene. Det er viktig å være klar over hvilket analysenivå vi ligger på. Vårt utgangspunkt er at denne modellen kan brukes for oversiktlige vurderinger av forurensnings

situasjonen i et område. Ettersom vi mangler gode nok modeller for å simulere situasjonen i rennede vann over året, må vi ta i bruk det verktøyet vi har. Slike detaljerte modeller krever stort datatilfang og det er litt tvilsomt om det stilles nok ressurser til disposisjon for å gjennomføre nødvendige feltmålinger og annet datainnsamlingsarbeid.

Alt i alt vil vi si at den lineære programmeringsmodellen vi har prøvd ut er godt brukbar til dette formålet. Modellen er forholdsvis enkel å bruke og krever få data og liten datamaskinkapasitet. Beregning av kostnadene for de aktuelle forurensningsbegrensende tiltakene bør vies størst oppmerksomhet ved en slik analyse, da det er kostnadene som styrer valget av tiltak.

8. IMPLEMENTERING AV NYE STYRINGSMETODER

8.1 Innledning

Ved forvaltning av vassdrag er kravet om lik behandling av kommuner, industri og andre næringsinteresser sentralt. Krav og pålegg i dag bygger i stor grad på likhetsprinsippet.

Ønsker en optimale løsninger, dvs. billigere løsninger, må en i utgangspunktet godta ulik behandling og ulike krav. Spørsmålet vil da bli om kommunene og myndighetene forøvrig aksepterer ulik behandling for å gjennomføre et slikt opplegg.

Skal kostnadsoptimale løsninger i et vassdrag gjennomføres, må det etableres et system av implementeringsordninger. Dette vil kreve en viss omlegging av eksisterende administrasjons- og saksbehandlingsrutiner. I det følgende skal vi ta for oss mulige systemer for å gjennomføre kostnadsoptimale løsninger.

I denne diskusjonen har vi i første omgang valgt å se helt bort fra eksisterende lover og forskrifter. Systemet i dag setter helt klare begrensninger på hva som kan gjennomføres, derfor er det lite hensiktsmessig å ta utgangspunkt i dagens system.

8.2 Aktører

Ved vurdering av forurensningsbegrensende tiltak er det mange ulike aktører som er involvert i prosessen. Prinsipielt er det myndighetene og de enkelte forurenserne som er hovedaktørene.

Forurensningsadministrasjonen er i hovedsak bygd opp på følgende måte (St.meld. nr.51 (1984-85)):

Miljøverndepartementet er overordnet forurensningsmyndighet og produktkontrollmyndighet. All myndighet til å treffe enkeltavgjørelser etter forurensnings- og produktkontrollovgivningen er delegert til underliggende organer.

Fylkesmannen har myndighet etter forurensningsloven for utslipp til vann i kommunale saker (boliger m.v.) og i landbruksaker. Fylkesmannen godkjenner kommunale forskrifter om vann- og kloakkavgifter og avfallsgebyrer og har ansvaret for tilsyn, kontroll og veiledning overfor kommunene på de områder han er tillagt myndighet.

Statens forurensningstilsyn har som utgangspunkt myndighet etter forurensningsloven for utslipp til vann i alle saker som ikke er delegert til kommunene eller fylkesmennene. Dette gjelder først og fremst industrisaker, akutt forurensning (oljevern) og vannkraftsaker. Statens forurensningstilsyn har myndighet til å treffe enkeltavgjørelser etter forurensningsloven for luftforurensninger, og har også myndighet etter produktkontrolloven.

Kommunen har myndighet til å gi utslippstillatelse for spredt bebyggelse.

Langs et vassdrag er det mange ulike typer aktiviteter som fører til forurensning. De viktigste forurensningsaktørene som har direkte utslipp til vassdrag er:

- | | |
|---------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Kommuner | - offentlige avløpsanlegg
utslipp av overvann fra tettsteder |
| Spredt boligbygging | - enkeltutslipp av kloakk- og gråvann |
| Industri | - direkte utslipp eller via kommunale avløpsnett |
| Turisme | - enkeltutslipp eller via kommunale avløpsnett. |
| Landbruk | - punktutslipp; drensvann fra bygninger, silo, gjødselkjellere, melkeromsavløp
arealavrenning - avrenning fra dyrket mark |

Denne oversikten viser at det er mange ulike aktører som bidrar til forurensning.

I andre land, f.eks. USA, der salg av utslippsrettigheter er forsøkt innført, er aktørene som opptrer noe annerledes. I de større vassdragene er det betydelig industrivirksomhet, noe som har gjort at industrien har fått stor oppmerksomhet. I Skandinavia, spesielt Norge, er det få industribedrifter langs vassdragene med direkte utslipp. Som regel er det "tørr" næringsvirksomhet, eller utslippene er koblet på det kommunale avløpsnettet. Dette gjør at utenlandske implementeringsordninger ikke direkte kan overføres til Norge. Det er nødvendig å gjøre betydelige tilpasninger.

De fleste industribedrifter langs vassdragene er tilknyttet kommunalt

avløpsnett. En del av disse bedrifter har vannutslipp fra prosesser. I disse tilfellene er bedriftene ofte pålagt interne rensetiltak eller andre tiltak som skal begrense skadevirkningene av utslipp på kommunale avløpsanlegg og vassdrag. Erfaringen viser at mange av disse bedriftene ikke makter å følge opp de gitte pålegg. Dette skaper problemer for driften av de kommunale anlegg. For å løse en del av disse problemene kan det etableres ordninger der kommunene assisterer med driften av bedriftens rensetiltak ved å sette inn sin kompetanse på dette området.

Når det er mange industribedrifter som er hovedaktører er det lettere å legge opp til et system der bedriftsøkonomiske kriterier legges til grunn for optimal sammensetning av tiltak, dvs. bedriftene kan legge egne bedriftsøkonomiske kalkyler til grunn ved kjøp og salg av utslippsrettigheter. I norske vassdrag er aktørene av mer "diffus" karakter i økonomisk forstand. Prinsipielt kan hver husstand og hvert gårdsbruk regnes som en egen økonomisk enhet. Naturlig nok vil antall aktører da bli uoverkommelig stort.

Det store antall aktører involvert gjør det vanskelig å komme fram til implementeringsordninger for nye økonomiske styringsmetoder i miljøvernpolitikken. I det valgte studieområdet har vi valgt å inndele i følgende forurensningsaktører:

- Kommunale: 6 kommuner; Røros, Os, Tolga, Tynset, Folldal og Alvdal
- Spredt boligbygging
- Landbruk
- Forurensningsmyndigheter: Fylkesmannens miljøvernavdeling.

Dagens system er basert på at forurenserne selv er ansvarlig for bygging og drift av renseanlegg. Det foregår bare i liten grad koordinering mellom de enkelte forurensningsaktørene når det gjelder bygging og drift av renseanordninger.

8.3 Forurensningsmyndighetenes rolle

Forurensningsmyndighetene, i praksis Fylkesmannens miljøvernavdeling i vårt tilfelle, sine hovedoppgaver er som følger:

- fastsetting av utslippskrav
- vassdragsovervåking

- utarbeidelse av utslippskontrollprogrammer
- motta driftsrapporter
- godkjenning av driftsinstruks
- skal reagere på overtredelse av konsesjonsvilkårene i utslipps-tillatelser
- kontroll og godkjenning av renseanleggsplaner
- veiledningsvirksomhet

Alle disse oppgavene tilsier at miljøvernavdelingene besitter betydelig kompetanse som det vil være naturlig å trekke inn i forbindelse med desentraliserte styringssystemer i miljøvernpolitikken. Ut fra det modellverktøyet vi har utprøvd kan forurensningsmyndighetene stille krav til tiltak på to måter:

- A. Krav til maksimal fosfortransport ut fra det valgte geografiske området. Det kan da legges opp til et system der forurensningsaktørene selv fordeler utslippskvotene seg i mellom. Dette kan tenkes gjennomført ved at forurensningsmyndighetene setter en "boble" over hele det aktuelle vassdragsområdet.
- B. Forurensningsmyndighetene kan sette detaljerte krav til fosforkon-sentrasjon i delavsnitt av vassdraget, dvs. for eksempel i områder der forholdene er kritisk eller der hvor det er ønskelig å holde en viss vannkvalitet ut fra brukerinteressene i vassdraget. Forurensningsaktørene kan da med grunnlag i modellverktøyet selv vurdere hvordan kravene kan oppfylles.

Dette kan tenkes gjennomført ved at forurensningsmyndighetene setter en "boble" over hvert delavsnitt av vassdraget.

Ved hjelp av det modellverktøyet vi har utprøvd, kan forurensningsmyndighetene bruke begge måtene for å stille krav. Forurensningsaktørene kan ved hjelp av modellverktøyet komme fram til en optimal sammen-setning av tiltak som oppfyller de kravene som blir stilt samtidig som vurderingene kan dokumenteres overfor forurensningsmyndighetene.

Kravene som forurensningsmyndighetene stiller bør fastlegges med utgangspunkt i dagens og framtidens bruk av vassdraget. Dette innebærer at det må være en dialog mellom lokale og sentrale myndigheter ved fastsettingen av utslippskrav.

Dagens system er basert på at det er forurensningsmyndighetene som fortar avveining mellom hvilke forurensningsbegrensende tiltak som skal settes i verk. Det legges ikke noen særlige økonomiske

avveininger til grunn. Forurensningsmyndighetene stiller kravene og det er opp til forurenserne å finansiere tiltakene. I de senere årene er det imidlertid innført statlige tilskotts- og låneordninger.

8.4 Eksisterende driftssamarbeidsordninger

Det er etablert enkelte driftssamarbeidsselskaper i Norge. Som eksempel kan nevnes; Interkommunalt vann-, avløps- og renovasjonsverk (IVAR) i Stavangerområdet, Hedemarken Interkommunale Avløpssamband (HIAS), Vestfjorden avløpsselskap (VEAS), Avløpssambandet Nordre Øyern (ANØ) osv. Disse er organisert på noe ulik måte og har ulike arbeidsoppgaver.

IVAR i Stavangerområdet (Jærregionen) har ansvaret for drift og vedlikehold av alle renseanlegg og hovedtransportsystemer i de 7 medlemskommunene. Anleggsutgiftene belastes den enkelte kommune i forhold til den bruk kommunen gjør av anlegget. Denne bruk beregnes etter antall personekvivalenter som er tilknyttet vedkommende anleggs ulike deler. Driftsutgiftene belastes med en pris pr. m³ tilført kloakkvann. Denne m³-pris skal være lik for alle IVAR-kommunene og den skal dekke driftsutgifter eksklusive renter, men inklusive dekning av utgifter til alt vedlikehold samt til mindre utbedringer og fornyelser. Medlemskommunene bygger og bekoster selv de anlegg som er nødvendig for framføring av avløpsvannet til fellesanlegget.

8.5 Driftsråd for vassdrag

Opprettelse av driftsråd for vassdrag er en tanke som er blitt aktualisert den senere tiden. Utvalget for samordning av vannressursforvaltningen (VRU) har nedsatt et utvalg som skulle vurdere organisert drift av vassdrag. Utvalget foreslo at det burde etableres driftsråd for vassdrag (VRU, 1985).

Med driftsråd for vassdrag tenkes det i første rekke på en organisasjon som skal arbeide med vassdragenes drift i vid forstand. Formålet med driftsrådene er å muliggjøre effektivt samarbeid mellom brukerinteressene i driftsfasen, og derigjennom fremme en optimal bruk av vannressursene i rådets geografiske område.

Driftsrådene er tiltenkt mange ulike arbeidsoppgaver. For nærmere opplysninger om disse henvises til rapporten (VRU, 1985). I en rekke vassdrag synes det å være stort behov for formalisert samarbeid mellom brukerinteresser og myndigheter både mht. planlegging og drift. Rådene bør ha en eller annen form for besluttsende myndighet, for på

den måten å tvinge fram samarbeid mellom brukerinteressene.

Størrelsen av det geografiske område for et driftsråd vil kunne variere fra en liten elv i en kommune opp til nedbørfelt som omfatter flere elver, innsjøer og kommuner og eventuelt flere fylker. Så uensartet som forholdene er i Norge er det ikke mulig å angi et ønskelig geografisk omfang. Området bør imidlertid ikke bli så omfattende at rådene blir for store eller at medlemmene vil måtte representere alt for mange og for store organer.

Driftsrådene må sammensettes av representanter fra de ulike brukerinteressene og fra ulike forvaltningsmyndigheter.

8.6 Krav til implementeringsordninger

Ved implementering av nye styringsmetoder i miljøvernpolitikken er det en del krav som bør settes til en organisasjon som skal gjøre dette i praksis. Disse kan oppsummeres i følgende punkter:

1. Organisasjonen må disponere teknisk kompetanse som sikrer at drifts- og vedlikeholdsoppgavene blir tilfredsstillende prioritert og at valg av forurensningsbegrensende tiltak skjer ut fra faglig begrunnede forhold.
2. Organisasjonen må disponere økonomiske virkemidler. Det må foretas økonomisk planlegging, avsetning av vedlikeholdsmidler i takt med slitasje på utstyret etc. Organisasjonen må framskaffe kostnadsdata for hvert enkelt tiltak som er aktuelt å gjennomføre. Organisasjonen bør være selvfinansierende.
3. Organisasjonen må fungere som en organisatorisk enhet. Det bør etableres et eget styre og organisasjonen må ha egen administrasjon.
4. Alle forurensningsaktørene må være representert i organisasjonen. På grunn av det store antall forurensere langs et vassdrag er det nødvendig at enkelte representanter representerer mange forurensere, men da fortrinnsvis forurensere av samme kategori.
5. Forurensningsmyndighetene må delta.
6. Organisasjonen bør ha besluttende myndighet, dvs. vedtakene som fattes binder deltakerne. Dette kan være et kontroversielt krav, men skal et slikt system fungere er det nødvendig at det etableres

et forpliktende samarbeid mellom deltakerne.

I tillegg til disse kravene som bør være oppfylt, krever desentralisert styring at det foreligger økonomiske incitament for å gå inn i et samarbeid. Skal et slikt samarbeid fungere er det nødvendig at alle kommer bedre ut enn om de opererer alene. Derfor vil det være helt sentralt å komme fram til et system for fordeling av kostnader som gjør det økonomisk attraktivt å gå inn i et samarbeid.

I kapittel 6 har vi sett nærmere på kostnadene ved å nå bestemte vannkvalitetskrav. Alle disse fører til at forurensere kommer dårligere ut enn de gjør i dag i og med at kravene skjerpes. Enhver kravskjerpelse medfører økte kostnader for forurensere. Et av siktemålene ved å gjennomføre optimalisering av utslippstiltak vil da bli å fordele disse økte kostnadene slik at alle tjener på samarbeid i forhold til de kostnadene de ville ha pådratt seg ved å måtte imøtekomme disse skjerpede kravene uten samarbeid.

8.7 Mulige implementeringsordninger

Skal nye styringsmetoder innføres i miljøvernpolitikken, er det viktig at det legges opp til en struktur som får gjennomslagskraft. Legges kravene til grunn, kan det synes som en kombinasjon mellom eksisterende driftssamarbeidsordninger og driftsråd for vassdrag kan være hensiktsmessig. Vi vil i dette prosjektet legge hovedvekten på innføring av nye metoder for innføring av forurensningsbegrensende tiltak og beskrivelsen av den anbefalte implementeringsordningen vil bli konsentrert om relevante aktører på forurensningssiden.

Vårt forslag er at det opprettes en organisasjon som har ansvaret for bygging, drift og vedlikehold av alle renseanlegg innenfor et bestemt geografisk område. Denne organisasjonen har myndighet til å avgjøre hvordan forurensningsmyndighetenes krav skal oppfylles til en lavest mulig kostnad. Alle forurensningsaktørene må være representert i organisasjonen.

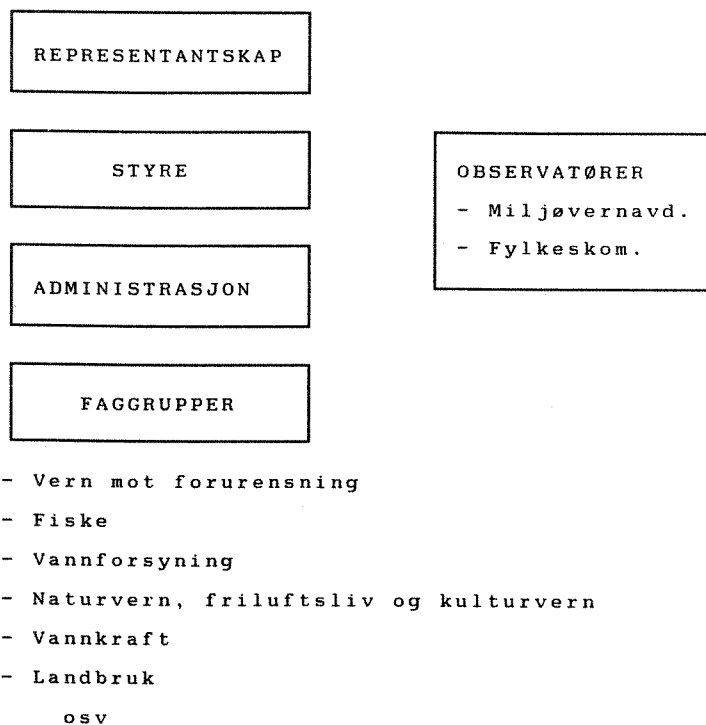
Organisasjonen finansierer sine aktiviteter med tilskudd fra medlemmene. Det settes en lik avgift for alle forurensere som tilhører samme utslippskategori. Dette innebærer at kommunene betaler en fastsatt avgift pr. pe-enhet tilkoblet sitt avløpsnett, evt. avgift pr. m³ tilført avløpsvann. Organisasjonen finansierer utbyggingene ved låneopptak og betaler selv renter og avdrag på lånene. Utgiftene til dette innkalkuleres i avgiftene.

Innenfor vårt studieområde er det betydelige forurensningstilførsler fra spredt boligbygging og fra landbruket. Dagens prinsipp er at disse finansierer sine utslippsordninger og eventuelle tiltak selv. Dagens lovverk gjør det mulig å pålegge disse tiltak. Vårt forslag er at spredt boligbygging og landbruket har egne representanter i organisasjonen. Et slikt driftsråd for vassdrag kunne også tenkes å administrere mer markedsbetonte løsninger som drøftet i kapittel 9 inklusive fordelingen av initiale utslippsretter.

Organisasjonens daglige drift utføres av administrasjonen som forbereder saker som tas opp i "styret". Organisasjonen ansetter eget driftspersonale. Styret sammensettes av representanter fra de ulike forurensningsaktørene. Forurensningsaktørenes størrelse legges til grunn for antall representanter.

Denne organisasjonen bør kombineres med et eventuelt driftsråd for vassdrag, slik at vi anbefaler at betegnelsen "Driftsråd for vassdrag" benyttes. Dette driftsrådet tillegges ansvaret for vurdering av alle vassdragstilknyttede forhold. Dette krever at alle brukerinteressene i vassdraget blir representert i driftsrådet. Anbefalinger om målsettinger for den framtidige bruken av vassdraget kan da fastsettes av driftsrådet ut fra de ulike brukerinteressenes krav til vannkvalitet og vannmengder. Det vil være naturlig at driftsrådet er sammensatt av ulike underutvalg som har ansvaret for spesielle områder. Et slikt underutvalg kan være arbeidsgruppe for vern mot forurensning. Driftsrådet kan da få følgende organisasjonsstruktur (figur 8-1).

DRIFTSRÅD FOR VASSDRAG



Figur 8-1. Mulig organisasjonsstruktur for Driftsråd for vassdrag.

Arbeidsgruppen for vern mot forurensning sammensettes av representanter fra teknisk etat i kommunene, landbrukskontorene og representanter som representerer spredt boligbygging. Fylkesmannens miljøvern-avdeling som er lokal forurensningsmyndighet, må også være representert i faggruppen.

8.8 Fordeling av kostnader - prinsipper

Utgiftsfordelingen mellom de ulike forurensningsaktørene vil være hovednøkkelen til at et Driftsråd for vassdrag skal fungere etter intensjonene. Vi har i dette prosjektet valgt å se på tre prinsipper for hvordan nye økonomiske styringsgrupper kan innføres. Disse er :

1. Innføring av "bobler".
2. Bruk av forurensningsavgifter.
3. Etablering av markeder for utslippsretter.

I det følgende vil disse tre prinsippene bli belyst nærmere.

8.8.1 Innføring av "bobler"

Innføring av såkalte "bobler" består i at forurensningsmyndighetene regulerer utslipp fra et område ved å fastsette et totalt utslippsvolum.

I dette prosjektet har vi valgt å se på to former for innføring av bobler. Det ene omfatter en boble over hele vassdragsområdet, mens det andre omfatter en boble over en bestemt vassdragsstrekning.

Vanlig praksis er at det ikke overføres midler mellom kommunene. Det er derfor nærliggende å legge en boble over hver av kommunene. Dette ville f.eks. medført at om forurensningsmyndighetene setter krav til vannkvalitet i vassdraget, må det innen hver kommune settes i verk tiltak for å oppfylle dette kravet. Dette ville i sum medføre større tiltakskostnader enn for de optimale løsningene som er beskrevet i kapittel 6. I mange tilfeller ville kravene heller ikke vært mulig å oppfylle på denne måten.

Det er derfor samfunnsmessig hensiktsmessig først å legge en stor boble over alle de aktuelle delfeltene. For å fordele utgiftene til de pålagte optimale tiltakene kan det i neste omgang være aktuelt å legge delbobler over hvert av delfeltene eller kommunene da disse er naturlige bidragsyttere. Delboblene kan også nyttes til å fordele kostnadene innen hver av kommunene. Spørsmålet om optimale bobler er nærmere drøftet i kapittel 9.

Vi skal nå gi et eksempel på bruk av det skisserte bobleprinsippet. Vi antar at det er blitt bestemt at det skal utføres tiltak slik at midlere fosforkonsentrasjon blir maksimum 9 µg/l i alle knutepunktene unntatt ved Markli, se tabell 8-1.

Tabell 8-1. Optimale tiltak ved maksimumskrav på 9 µg P/l unntatt ved Markli.

Lokalitet	Konsentrasjon			Tiltak				Kostnad/år mill. kr.
	Dagens µg/l	Krav µg/l	Resultat µg/l	Rense- anlegg	Spredt bosetn.	Punkt	Dyrket mark % reduksjon	
Røros	8.0	9.0	7.4	T	x	x	10	8.8
Os	9.0	9.0	7.8	N	x	x	10	
Tolga	10.6	9.0	8.6	N	x	x	10	
Tynset	11.1	9.0	9.0	T	x	x	10	
Markli	11.3		9.4				10	
Folla	9.9	9.0	8.5				10	
Alvdal	10.5	9.0	8.9	N			10	
Høyegga	10.5	9.0	9.0				10	

Ved beregningene som resulterte i disse resultatene ble vannkvalitetskravet oppnådd uten at det var nødvendig med maksimale renskrav for et par av tiltakene. I fortsettelsen antar vi at når et tiltak først settes inn, gjøres dette fullt ut. Den totale kostnadssummen vil derfor avvike noe fra det som er oppgitt i tabell 8-1.

Ved krav til vannkvalitet, som i tabell 8-1, er det mest kost-effektivt å utføre størsteparten av tiltakene i de øverstliggende kommunene. Da de nedenforliggende områdene nyter godt av disse tiltakene er det rimelig at disse også bidrar til å dekke kostnadene. Det vil f.eks. være billigere for de nedenforliggende kommunene å finansiere tiltak ovenfor sitt område enn å utføre tiltak med samme virkning i sin egen kommune.

Det er dermed nødvendig å finne fram til måter å fordele kostnadene mellom forurensene innenfor boblen. Optimale tiltak for å nå en bestemt forbedring av vannkvalitet vil normalt føre til kostnadsøkning for alle forurensene innenfor boblen. Etersom alle brukerne av vassdraget nyter godt av utslippsreduksjoner ved at det for gitte konsentrasjonskrav gir større rom for egne utslipp, er det rimelig at det finnes fram til ordninger som fordeler kostnadene mellom forurensene. Et annet spørsmål er hvorvidt det er riktig at forurensene skal betale for tiltak som medfører kravskjerpelse, dvs. skjerpning av utslippskrav. Vassdragene er i prinsippet felleseie og det kan da muligens sies at det er riktig at alle interesserte parter betaler kostnadene for å forbedre miljøet.

Et mål for fordeling av kostnadene mellom kommunene innenfor boblen er å betale i forhold til hva de forurenser, dvs. tilført fosformengde

p.g.a. menneskelig aktivitet. (Det blir sett bort i fra tilførsler fra naturområder.)

Kostnadsfordeling i forhold til tilførsler før tiltak

For at tilførslene fra de ulike områdene innenfor boblen skal være sammenlignbare, må vi ta hensyn til allerede utførte tiltak. Vi velger først å se på hva tilførslene ville ha vært uten rensetiltak. Et mål på dette fås ved i tillegg til dagens tilførsler (1983) å se bort i fra effekten av de eksisterende renseanleggene. På grunn av vansker med å anslå den reduksjonen allerede utførte tiltak for spredt bebyggelse og landbruket har, har vi valgt å se bort fra dette. Betydningen vil trolig være liten.

Dersom kostnadene var blitt fordelt i forhold til forurensningstilførslene skulle Folldal, Tynset og Røros i dag mottatt bidrag fra de øvrige kommunene for å dekke sine utgifter til renseanlegg, se tabell 8-2.

Vi antar videre at det blir utført tiltak for å oppnå målsetningen som vist i tabell 8-1. I områdene Røros, Markli og Høyegga blir det utført tiltak for mindre kostnader enn det forurensningsbidraget tilsier (tabell 8-3). I tillegg til å bekoste tiltakene innen sitt område skulle de følgelig også bidra med å dekke utgiftene til tiltak i de øvrige områdene.

Et kompliserende moment for en fordeling i forhold til "opprinnelige" tilførsler, som i tabell 8-3, er at enkelte kommuner i dag allerede har bygd renseanlegg, mens andre foreløpig har vært avventende. F.eks. vil årskostnadene for nye renseanlegg være større enn for gamle. Det betyr at områder uten renseanlegg vil oppnå økonomiske fordeler av nabokommunenes eksisterende "billige" anlegg, og som disse har hatt utgifter på i en årrekke. For en "rettferdig" fordeling burde derfor det skisserte betalingsprinsippet få tilbakevirkende kraft, hvilket er lite realistisk. Noe av forskjellene kan imidlertid tas hensyn til ved å justere kostnadene til de gamle renseanleggene opp til dagens pris. På den annen side krever en kostnadseffektiv fordeling av renseaktivitetene at en under ellers like forhold konsentrerer renseaktivitetene der det koster minst å rense. Synspunkter på rettferdige og "stabile" løsninger på kostnadsfordelingsproblemet blir også drøftet nærmere i neste kapittel.

Tabell 8-2. Fordeling av dagens rensetiltakskostnader (renseanleggs-kostnader etter tilført fosformengde

Område	Årstilførsler uten dagens renseanlegg		Årskostnader		
	kg	%	Dagens 1000 kr.	Etter forutsatt fordeling 1000 kr.	Differens 1000 kr.
Røros	5716	21.2	1430	1316	114
Os	3194	11.9		739	- 739
Tolga	2484	9.2		571	- 571
Tynset	6478	24.1	2540	1497	1043
Markli	1906	7.1	320	441	- 121
Folla	3349	12.5	1920	776	1144
Alvdal	2539	9.4		584	- 584
Høyegga	1247	4.6		286	- 286
Sum	26913	100.0	6210	6210	

Tabell 8-3. Optimale tiltak ved maksimumskrav på 9 µg/l, unntatt ved Markli, se tabell 8-1. Fordeling av utgiftene etter tilført mengde fosfor uten dagens renseanlegg

Område	Årstilførsler uten renseanlegg		Årskostnader for tiltak for å oppnå målsetningen			Årskostnader i forhold til forutsatt fordeling	Tiltakskostnader - fordelte kostnader
	kg	%	Renseanl.	Annet	Sum		
			1000 kroner			1000 kroner	1000 kroner
Røros	5716	21.2	1483	637	2120	3233	- 1113
Os	3194	11.9	1615	1126	2741	1815	926
Tolga	2484	9.2	1393	973	2366	1403	963
Tynset	6478	24.1	2596	1607	4203	3675	528
Markli	1906	7.1	320		320	1083	- 763
Folla	3349	12.5	1920		1920	1906	14
Alvdal	2539	9.4	1581		1581	1435	147
Høyegga	1247	4.6				702	- 702
Sum	26913	100.0	10908	4343	15251	15251	

Videre er renseanleggene, p.g.a. ulik kost/nytte-effektivitet, ikke på samme måte sammenlignbare som spredt bosetning og landbruk ifølge våre forutsetninger. Dersom en kommune bygger et renseanlegg vil de formodentlig ha motforestillinger mot å overføre midler til, for sammenligningens skyld en kommune med lik mengde p.e. tilknyttet et dyrere renseanlegg. Sagt på en annen måte kan det virke rimelig at en

kommune i en viss grad selv høster fordelene av å iverksette tiltak, som å bygge renseanlegg, på en økonomisk fordelaktig måte. Dette er forøvrig i samsvar med dagens praksis.

Kostnadsfordeling i forhold til tiltak etter at renseanlegg er bygd

Vi skal se på en alternativ måte å fordele utgiftene mellom de ulike områdene på. Vi forutsetter at kostnadene til renseanlegg dekkes av kommunene selv og at øvrige utgifter fordeles i forhold til tilførselene. Vi sammenligner derfor hva tilførselene ville ha vært etter at renseanleggene er bygd i henhold til en valgt tiltaksstrategi. Disse tilførselstallene vil være mer pålitelige enn de forrige "ikke tiltak verdiene" da de i større grad kan måles og eventuelt justeres ut fra nye målinger etterat tiltakene er utført.

Vi antar igjen at målsetningen er å iverksette tiltak i overensstemmelse med tabell 8-1. Fordelingen av kostnadene for tiltakene (utover dagens) er vist i tabell 8-4. Områdene nedenfor Tynset må bidra til å dekke omkostningene for tiltak som er utført ovenfor.

For Røros blir f.eks. årskostnadene for eksisterende renseanlegg (1430.000 kroner) og nye tiltaksutgifter (717.000 kr.) tilsammen 2147.000 kroner i følge den forutsatte fordelingen (tabell 8-4), dvs. 1086 000 kroner lavere enn ved forrige alternative fordelingsprinsipp (tabell 8-3). Forholdet skyldes høy kost/nytte-effekt på renseanlegget i Røros sammenlignet med i de øvrige områdene. For Alvdal blir de tilsvarende kostnadene 472.000 kroner høyere p.g.a. at de selv må dekke utgiftene til et nytt og relativt dyrt renseanlegg.

Dersom målsetningen var å iverksette optimale tiltak for å oppnå 9 µg/l ved Høyegga (tabell 6-15) ville kostnadsfordelingen blitt som vist i tabell 8-5. Områdene Røros, Os, Markli og Høyegga måtte i så fall bidra til å dekke utgiftene i de øvrige områdene.

Tabell 8-4. Optimale tiltak ved maksimumskrav på 9 µg/l, unntatt ved Markli, se tabell 8-1. Fordeling av utgiftene når renseanleggene bekostes av kommunene selv og øvrige kostnader fordeles etter mengde tilført fosfor p.g.a. menneskelig aktivitet etter at renseanleggene er bygd.

Område	Årstilførsler etterat renseanlegg er bygd i.h.t. målsetningen		Årskostnader for tiltak for å oppnå målsetningen			Årskostnader i forhold til forutsatt fordeling			Tiltakskostnader - fordelte kostnader
	kg	%	Renseanl.	Annet	Sum	Renseanl.	Annet	Sum	
			1000 kroner			1000 kroner			1000 kroner
Røros	2608	15.3	53	637	690	53	664	717	-27
Os	2492	14.6	1615	1126	2741	1615	634	2249	492
Tolga	1804	10.6	1393	973	2366	1393	460	1853	513
Tynset	3248	19.1	56	1607	1663	56	830	886	777
Markli	1826	10.7					465	465	- 465
Folla	2529	14.9					647	647	- 647
Alvdal	1279	7.5	1581		1581	1581	326	1907	- 326
Høyegga	1247	7.3					317	317	- 317
Sum	17033	100.0	4698	4343	9041	4698	4343	9041	0

Tabell 8-5. Optimale tiltak for å oppnå 9 µg/l (28 tonn) ved Høyegga, se tabell 6-15. Fordeling av utgiftene når renseanleggene bekostes av kommunene selv og øvrige kostnader fordeles etter mengde tilført fosfor p.g.a. menneskelig aktivitet etter at renseanleggene er bygd.

Område	Årstilførsler etterat renseanlegg er bygd i.h.t. målsetningen		Årskostnader for tiltak for å oppnå målsetningen			Årskostnader i forhold til forutsatt fordeling			Tiltakskostnader - fordelte kostnader
	kg	%	Renseanl.	Annet	Sum	Renseanl.	Annet	Sum	
			1000 kroner			1000 kroner			1000 kroner
Røros	2608	14.7	53	447	500	53	650	703	- 209
Os	3193	18.0		454	454		797	797	- 343
Tolga	1804	10.2	1393	659	2052	1393	451	1844	208
Tynset	3248	18.3	56	1090	1146	56	810	866	280
Markli	1826	10.3		442	442		456	456	-14
Folla	2529	14.3		717	717		633	633	84
Alvdal	1279	7.2	1581	390	1971	1581	319	1900	71
Høyegga	1247	7.0		226	226		309	309	- 83
Sum	17734	100.0	3083	4425	7508	3083	4425	7508	0

Tabell 8-6. Fordeling av årskostnadene ved å justere for avvik fra optimal løsning i de nedre områdene.

Område	Optimale tiltak for å oppnå 9 µg/l ved Tynset, tabell 8-4	Optimalte tiltak for å oppnå 9 µg/l ved Høyegga se tabell 8-5	Justerte kostnads-avvik	Justert kostnads-fordeling
	1000 kroner	1000 kroner	1000 kroner	1000 kroner
Røros	664		10	674
Os	634		9	643
Tolga	460		7	467
Tynset	830		12	842
Markli	465	456	-9	456
Folla	647	633	-14	633
Alvdal	326	319	-7	319
Høyegga	317	309	-8	309
Sum	4343			4343

Tabell 8-7. Optimale tiltak ved maksimumskrav på 9 µg/l ved Høyegga etterat alle rensesanleggene er bygd (se tabell 6-17). Fordeling av utgiftene når rensesanleggene bekostes av kommunene selv og øvrige kostnader fordeles etter mengde tilført fosfor p.g.a. menneskelige aktiviteter.

Område	Årstilførsler etterat rensanlegg er bygd i.h.t. målsetningen		Årskostnader for tiltak for å oppnå målsetningen			Årskostnader i forhold til forutsatt fordeling			Tiltakskostnader - fordelte kostnader
	kg	%	Renseanl. Annet Sum			Renseanl. Annet Sum			
			1000 kroner			1000 kroner			
Røros	2608	15.3	53		53	53	445	498	- 445
Os	2492	14.6	1615		1615	1615	425	2040	- 425
Tolga	1804	10.6	1393	659	2052	1393	308	1701	351
Tynset	3248	19.1	56	1090	1146	56	556	612	534
Markli	1826	10.7		442	442		311	311	131
Folla	2529	14.9	250	717	967	250	433	683	284
Alvdal	1279	7.5	1581		1581	1581	218	1799	- 218
Høyegga	1247	7.3					212	212	- 212
Sum	17033	100.0	4948	2908	7856	4948	2908	7856	0

Vi ser av tabell 8-1 at de skisserte tiltakene medfører at kravet til vannkvalitet på 9 µg/l i tillegg til ved Høyegga også virker begrensende ved Tynset. D.v.s. at tiltakene oppstrøms Tynset er optimale (billigst) for å oppnå 9 µg/l ved Tynset. Imidlertid er disse tiltakene ikke optimale for å oppnå målsetningen i områdene nedenfor, se tabell 6-15 og 8-1. Det kan derfor virke noe "urettferdig" at et område skal være med på å dekke kostnadene til områdene ovenfor, hvor de ikke bidrar med forurensningstilførsler, utover billigste løsning for å dekke sine egne behov. Ønsker man å ta hensyn til dette, kan

kostnadene utover billigste alternativ for å oppnå tilfredsstillende forhold nedenfor Tynset, fordeles på områdene ovenfor, se tabell 8-6. Eksemplet har kun metodisk interesse da overføringsbeløpene i dette tilfelle er neglisjerbare.

Ved denne kostnadsfordelingen får områdene Markli og Folla en forbedring av vannkvaliteten på henholdsvis 0.5 µg/l og 0.2 µg/l i forhold til hva de har bidratt til å dekke kostnadene til. Ønsker man å komplisere/"forfine" kostnadsfordelingen ytterligere kan disse områdene få redusert den nevnte kostnadsjusteringen (tabell 8-5) i forhold til konsentrasjonsforbedringen.

Ved den kostnadsfordelingen som vi har ved optimal løsning for å oppnå 9 µg/l ved Høyegga, tabell 8-5, blir det ikke prioritert å bygge renseanlegg ved Os. Da renseanleggsutgiftene ble forutsatt dekket av kommunene selv, vil denne kommunen oppnå uforholdsmessig store økonomiske fordeler av dette. Det kan virke rimelig at Os, som i dette tilfellet sparer 1.6 mill. kr., derfor øker sin andel av kostnadene utover den skisserte fordelingen i tabell 8-4. Alternative fordelingsprinsipper kan være å stipulere et beløp på skjønn (75%, 50%, .. av besparelsen), eller f.eks. etter hva det ville ha kostet for en midlere pris på de øvrige renseanleggene å ha redusert tilførslene med det samme som renseanlegget på Os kunne ha gjort.

Vi skal nå gi et eksempel på hvordan de optimale tiltaksløsningene kan danne grunnlag for nærliggende løsninger ut fra andre praktiske begrunnelser enn rent økonomiske. Vi tar utgangspunkt i optimal løsning for å oppnå 9 µg/l ved Høyegga, tabell 8-5. Et alternativ er at det bygges renseanlegg med full tilkobling i samtlige kommuner. Dette p.g.a. at det er vanlig praksis å pålegge alle tettstedene å bygge renseanlegg, og at i dette tilfellet besparelsen ved å utføre tiltak innen spredt bosetning for Røros og Os istedet for renseanlegg på Os er liten og i tillegg også en noe usikker prioritering. Resultatet er vist i tabell 8-7. De totale kostnadene ville blitt 350.000 kroner dyrere enn ellers. Merutgiftene ville ha kommet vassdraget til gode ved en noe bedre vannkvalitet mellom Os og Folla.

Fordeling av kostnadene mellom de ulike forurensere innenfor hvert delavsnitt av vassdraget kan gjøres ved at det etableres lokale "bobler" i hver kommune/vassdragsavsnitt. Hensikten med slike lokale bobler er å finne fram til ordninger for kostnadsfordeling mellom de ulike forurensere innenfor hvert delområde.

Kostnadsfordeling innen en kommune

Innen den enkelte boble/kommune vil det være behov for å fordele kostnadene mellom de ulike forurensere. Tabell 8-8 viser et eksempel fra Røros og Tolga på hvordan dagens fosfortilførsler kan fordeles ifølge våre beregninger.

Tabell 8-8. Eksempel på dagens årstilførsler fordelt på ulike kilder

Kilde	Røros		Tolga	
	kg	%	kg	%
Tettsted	1728	64	1017	41
Spredt bosetning	509	19	752	30
Punktkilder	244	9	401	16
Dyrket mark	233	8	313	13
Sum	2714	100	2483	100

Dersom fremtidige tiltakskostnader skulle fordeles etter tilførslene, burde disse eventuelt justeres i forhold til kostnader og effekt forbundet med dagens tiltak. Som nevnt er dette vanskelig tilgjengelige opplysninger for spredt bosetning og landbruk. Et raskt overslag for Røros gir imidlertid grunn til å tro at dagens utgifter er rimelig godt fordelt mellom tettsted, spredt bosetning og landbruk i forhold til tilførsler før tiltakene ble utført.

Vi merker oss at tilførslene fra tettstedet Røros fortsatt er dominerende (64%) til tross for at det er bygd renseanlegg der. I Tolga, hvor det ikke er bygd renseanlegg, bidrar tettstedet med 41 % av tilførslene. Vi tenker oss at det blir iverksatt "maksimale" tiltak. Dersom hver forurensers selv skulle dekke sine tiltakskostnader, måtte bøndene i begge kommunene betale nær halvparten av de totale utgiftene, se tabell 6-7. Deres forurensningsbidrag utgjør imidlertid kun henholdsvis 17 % og 29 % av de totale tilførslene innen kommunene Røros og Tolga ifølge tabell 8-8. Dersom kostnadene til tiltak skal dekkes helt eller delvis av den enkelte forurensers kan det følgelig være hensiktsmessig å nytte en fordeling som tar hensyn til hvilken andel av de totale tilførslene de bidrar med.

8.8.2 Driftssamarbeid

Vi har foreslått at driftsrådet for vassdrag blir tillagt avsvaret for drift og vedlikehold av renseanleggene i det aktuelle vassdragsområdet. I tillegg til ren drift av renseanleggene bør også driftsrådet bli tillagt ansvaret for drift av transportsystemet. Praksis har vist at det også er nødvendig å styre transportsystemet for å få optimal drift på renseanlegget. Dette er et klart vanskelig punkt.

Erfaringer viser, blant annet fra IVAR-området, at et driftssamarbeid kan føre til reduserte drifts- og vedlikeholdsutgifter. Dette er imidlertid svært avhengig av størrelsen på området. Innenfor vårt studieområde er avstandene tildels store, slik at det vil gå bort mye tid i transport. Derfor vil muligens ikke besparelsen bli vesentlig. Fordelen med et driftssamarbeid ligger imidlertid i felles bruk av f.eks. laboratorier og sannsynligvis vil driften på renseanleggene kunne bli bedre slik at renseeffekten bedres. I dette prosjektet har vi ikke forsøkt å beregne hvor stor besparelse en kan oppnå ved en driftssamarbeidsordning.

9. NÆRMERE DISKUSJON AV DESENTRALISERTE IMPLEMENTERINGSPROSEDYRER

9.1 Innledning

Vi skal her gå nærmere og mer detaljert inn på ulike måter å implementere en optimal totallossning på. Diskusjonen vil bli knyttet til et spesielt eksempel, og vi velger da det eksemplet som ligger til grunn for den optimalløsningen som er gjengitt i tabell 6-13. Her er det lagt en maksimumsgrense på fosforkonsentrasjonen på 9 µg/l ved alle lokaliteter unntatt Markli.

Prinsipielt har dette optimeringsproblemet følgende struktur:

$$(1) \text{ Min } Z = \sum_i \sum_j C_{ij} X_{ij} + \sum_i b_i$$

Der i står for lokalitet i og j for tiltak j . C_{ij} blir da kostnad "pr. enhet" av tiltak j ved lokalitet i og x_{ij} står for dosering av tiltak j ved lokalitet i . Summert over alle tiltak og lokaliteter får vi da de totale tiltakskostnader. b_i er tiltaksuavhengige kostnader ved hver lokalitet og vil ikke påvirke optimallossningen.

Restriksjonene i problemet er følgende:

$$(2) T_i = A_i + T_{i-1} - \sum_j a_{ij} x_{ij} \quad \text{alle } i \ (\alpha_i)$$

$$(3) T_i \leq \bar{T}_i \quad \text{alle } i \text{ unntatt Markli } (\beta_i)$$

$$(4) \underline{X}_{ij} \leq X_{ij} \leq \bar{X}_{ij} \quad \text{for alle } i \text{ og } j \ (\gamma_{ij})$$

Her er T_i total fosfortransport pr. år ved lokalitet i . T_{i-1} er total fosfortransport pr. år ved nærmeste lokalitet oppstrøms i (f.eks. dersom i representerer Tolga, vil $i-1$ representere Os). T_0 vil være fosfortransporten inn i systemet, dvs fra Aursunden. A_i er samlet kvantum fosforutslipp brutto ved lokalitet i mens a_{ij} står for utslippsreduksjon pr. enhet av tiltak j ved lokalitet i . T_i er maksimalt tillatt fosfortransport pr. år ved lokalitet i som fremkommer ved å ta maksimalkravet til konsentrasjon pr. liter og multiplisere med vannføringen pr. år. Restriksjonene (4) uttrykker øvre og nedre grense for tiltaksvariablene. F.eks. dersom X_{ij} er rensegrad, så vil typisk denne ligge innenfor et område av intervallet (0,1).

Dette problemet kan vi formulere og løse som et vanlig optimeringsproblem under bibetingelser ved å innføre Lagrange-multiplikatorer (skyggepriser) for restriksjonene og så finne

stasjonærpunktene til den tilhørende Lagrange-funksjonen. Det er egentlig dette vi gjør når vi løser problemet ved hjelp av optimeringsteknikken lineær programmering.

I restriksjonsettet (2)-(4) har vi føyd til de tilhørende skyggepriser (α_i) (β_j) og (γ_{ij}) i parentes. En optimal løsning vil generere løsningsverdiene x_{ij} for alle i og j og dessuten verdiene for skyggeprisene (α_i) (β_j) og (γ_{ij}) svarende til optimumsløsningen. Skyggeprisene vil her, som vanlig, vise endringen i optimal kostnad som følge av en enhets endring av høyresiden i restriksjonene. F.eks. vil $\hat{\beta}_j$ (indikerer skyggeprisen i optimumsløsningen) reflektere $\delta Z / \delta \bar{T}_j$, dvs. endring i optimal kostnad som følge av at vi slakker av på kravet om maksimal fosfortransport ved lokalitet i med ett kg. Typisk vil da $\hat{\beta}_j$ være negativ. Tilsvarende må selvsagt $-\hat{\beta}_j$ tolkes som økning i kostnad som følge av at en strammer til maksimalkravet ved lokalitet i med ett kg fosfor pr. år.

Skyggeprisene på restriksjonene (3) blir spesielt interessante ved at de viser hva det koster i form av økte tiltakskostnader å øke årstiltførselen av fosfor ved lokalitet i med ett kilo.

Dersom restriksjonen i^* er bindende, dvs. $T_{i^*} = \bar{T}_{i^*}$, betyr et utslipp av ytterligere ett kg fosfor at samlet rensing må økes for at fosfortransporten ved lokalitet i^* skal holde seg innenfor maksimumskravet. Skyggeprisen $-\hat{\beta}_j$ viser hva dette koster. Det følger av dette at bare restriksjoner som er bindende i optimum, kan ha skyggepriser som er forskjellige fra null.

9.2 Optimal løsning

Vi repeterer den optimale løsningen som ligger til grunn for tabell 6-13, men vi omregner nå renskrav og fosforkonsentrasjon til fosfortransport i kg pr. år.

Tabell 9-1 Optimal løsning med et maksimumskrav på 9 µg/l unntatt ved Markli *)

Lokalitet	Fosfortransport pr. år			Løsning				Tiltaks- kostn. 1000 kr.	Skygge- pris pr. kg pr. år
	Dagens	Krav	Resultat	Rense- anlegg	Rensepr. spes.be- byggelse	Rensing pkt.kild. jordbr.	Rensing arealavr jordbr.		
Røros	6.681	7.359	6.237	T(150)	60%	40%	10%	772	0
Os	11.792	11.888	10.223	N(1100)	60%	14%	10%	2405	0
Tolga	14.490	12.171	11.723	N(1030)	60%	40%	10%	2501	0
Tynset	19.309	15.568	15.568	T(100)	60%	40%	10%	1879	1544
Markli	21.930	-	18.104	-	30%	0	10%	0	0
Folla	28.092	25.474	24.198	-	30%	0	10%	0	0
Alvdal	31.009	26.323	26.075	N(1538)	30%	0	10%	1280	0
Høyegga	33.000	28.022	28.022	-	30%	0	10%	0	1255
Total kostnad								8837	

* LP-problemet er løst på en PC-Commodore 20 med programmet LINDO. Eventuelle avvik mellom tabell 9-1 og den korresponderende tabell 6-13 skyldes trolig avrundingsfeil og ulik avslutning i basis.

I kolonnen for fosfortransport er det angitt total årstransport ved den enkelte lokalitet (kommune). For å finne utslippet ved den enkelte lokalitet, må en ta differensen i årstransport mellom de to på hverandre følgende lokaliteter. Fosfortransporten inn i systemet fra Aursunden er satt til 3122 kg pr. år. I løsningskolonnen for renseanlegg betyr T tilknytning til eksisterende anlegg, mens N betyr tilknytning til nye anlegg. Tallet i parentes viser det antall personekvivalenter som det er optimalt å knytte til anleggene. For "rensegrad spredt bebyggelse" uttrykker 60% maksimal rensing mens 30% uttrykker minimumsrensing (ingen tiltak utover dagens nivå). For "rensing arealavrenning jordbruk" uttrykker 10% den rensing som kan finne sted uten nevneverdige kostnader (fri rensing) og utover dette kan det renses maksimalt 20%. Optimale rensekostnader er 8,837 mill. kroner og er kostnader knyttet til nye tiltak, dvs. rensing utover minimumsnivå.

Løsningen gir en kostnadseffektiv fordeling av renseaktivitetene mellom lokalitetene og mellom renseaktivitetene ved en og samme lokalitet. Tabellen og datagrunnlaget gir imidlertid ingen informasjon om optimal fordeling av renseaktivitetene på ulike forurensere.

Lokalitetene er listet opp i rekkefølge langs vassdraget. Vi merker oss at optimal løsning forutsetter at mesteparten av renseaktiviteten konsentreres øverst i vassdraget. Videre er det ikke optimalt å redusere arealavrenningen fra jordbruk utover den kostnadsfrie reduksjonen utfra de data som foreligger. En ser også at det bare er

to restriksjoner på maksimal fosforkonsentrasjon som er bindende i optimum. De tilhørende skyggeprisene viser hva det koster i form av økte renskostnader å skjerpe konsentrasjonskravet med ett kg fosfor pr. år.

9.3 Desentraliserte løsninger

9.3.1 Avgiftsløsninger

Som påpekt av Hagen (1985) kan en kostnadseffektiv løsning realiseres ved et sett av utslippsavgifter, der avgiften reflekterer kostnadene med ytterligere en enhets utslipp. Kostnadsminimerende forurenere vil da redusere sine utslipp så lenge de marginale kostnader ved utslippsreduksjon er lavere enn utslippsavgiften.

Foreliggende eksempel kan betraktes som en variant av forurensningstilfellet med ikke-uniform blanding, men full assimilasjon som diskutert av Hagen (1985), notat nr. 1, avsnitt 7.b. Som påvist der, vil den optimale avgiften på utslipp ved lokalitet i være gitt ved $\sum_k d_{ik} \lambda_k$ der λ_k er skyggeprisen på utslippssranken ved lokalitet k og d_{ik} er den andel av utslippene på lokalitet i som blir overført til lokalitet k . I foreliggende eksempel er det antatt at alle utslipp er fullt ut konservative slik at $d_{ik}=1$ for alle $k \geq i$, mens $d_{ik}=0$ for alle $k < i$ (siden forurensningsmønsteret er enveis). Videre er $\lambda_k = \hat{\beta}_k$ som er skyggeprisene i optimumsløsningen til LP-problemet. (Skyggeprisene regnes her i positive størrelser.) Dette betyr at optimale avgifter på utslipp ved lokalitet i vil være $\sum_{k \geq i} \hat{\beta}_k$. Dette synes også nokså opplagt ettersom et kilo ekstra utslipp ved lokalitet i vil gjennomløpe alle de lokaliteter som ligger nedstrøms i .

Optimumsløsningen har to bindende konsentrasjonsrestriksjoner, nemlig på Tynset der skyggeprisen er kr. 1544 pr. kilo pr. år og ved endepunktet Høyegga der skyggeprisen er kr. 1255. Dette betyr at om en er i et optimum, vil et ekstra utslipp på 1 kg fosfor pr. år på Tynset og i lokalitetene oppstrøms Tynset, nødvendiggjøre en reduksjon i årstransporten av fosfor ved Tynset og ved Høyegga på 1 kg. Ved de andre lokalitetene vil ikke dette ha noen betydning siden restriksjonene m.h.t. fosforkonsentrasjon ikke er bindende der. Utslipp nedstrøms Tynset vil på samme måten bare ha betydning for Høyegga.

Ut fra dette får vi følgende optimale avgiftsstruktur:

Tabell 9-2 Avgift pr. kg utslipp pr. år ved de ulike lokalitetene

Lokalitet	kg/år
Røros	2799
Os	2799
Tolga	2799
Tynset	2799
Markli	1255
Folla	1255
Alvdal	1255
Høyegga	1255

For Tynset og områdene ovenfor vil det være lønnsomt å redusere utslipp så lenge som kostnadene ved et redusert utslipp på 1 kg pr. år er lavere enn 2799. Nedenfor Tynset er lønnsomhetsgrensen for utslippsreduksjon tilsvarende gitt ved en marginalkostnad på 1255 pr. kg.

I tabell 9-3 viser vi kostnadene ved å redusere utslippene med 1 kg pr. år ved de ulike utslippskildene i de enkelte lokaliteter:

Tabell 9-3 Avgift pr. kg utslipp ved ulike tilførselskilder og lokaliteter

Lokali- tet	Tilkn. rense- anlegg kr/år	Rensegrad spredt be- byggelse kr/år	Rensing pkt.kild. jordbruk kr/år	Rensing arealavr. jordbruk kr/år
Røros	503	2045	2797	6983
Os	2301	2045	2799	6983
Tolga	2039	2045	2798	6983
Tynset	800	2045	2798	6983
Markli	-	2045	2796	6983
Folla	2509	2045	2799	6983
Alvdal	1255	2045	2804	6983
Høyegga	-	2045	2799	6983

Ut fra dette ser vi at det vil være lønnsomt å knytte maksimalt antall personekvivalenter til nye eller eksisterende renseanlegg ved alle lokaliteter unntatt Folla. Tilknytning av nye personekvivalenter til renseanlegg i Alvdal vil være akkurat på lønnsomhetsgrensen. Dette

illustreres ved at vi får en indre løsning på denne variabelen i optimeringsproblemet (rent teknisk uttrykkes dette ved at denne variabelen ligger på grensen til å gå ut av basis).

Når det gjelder rensegrad spredt bebyggelse, ser vi at det er lønnsomt å rense maksimalt for kommunene fra Tynset og ovenfor siden marginalkostnadene ved rensing er mindre enn avgiften. Rensing nedenfor Tynset vil her ikke være lønnsomt, og derfor vil en legge seg på minimal rensegrad der. Tilsvarende gjelder for rensing av punktkilder i jordbruket, men rensing fra Tynset og oppover er bare såvidt lønnsomt til den gitte utslippsavgiften.

Faktisk ser vi at O_s vil være marginal her da marginal rensekostnad vil være lik avgiften. Dette illustreres også ved at vi har en indre løsning på 14% på denne variabelen i optimum. Når det gjelder reduserte utslipp ved redusert arealavrenning fra jordbruket, vil ikke dette være lønnsomt i noen kommune.

Vi har sett at utslippsavgifter svarende til skyggepriser på konsentrasjonsrestriksjonene i optimum vil gi et optimalt utslippsmønster. Det kan imidlertid være av interesse å se på hvilken avgiftsbelastning dette ville gi på den enkelte lokalitet. Det kan imidlertid synes urimelig å avgiftsbelegge alt utslipp da det er en del fosfortransport som den enkelte kommune eller forurensere ikke vil ha kontroll over. Ut fra dette kan det synes naturlig å avgiftsbelegge utslipp utover det en ville ha hatt ved maksimal renseaktivitet da det er dette utslippet som kan reduseres gjennom tiltak. F.eks. vil utslipp ved Røros ved maksimal rensing være 3073 kg pr. år. Det faktiske utslipp ved en optimal løsning vil være 3115 og det synes naturlig bare å avgiftsbelegge denne differansen, ettersom det i modellen ikke er mulig å redusere utslippet under 3073 kg pr. år.

Avgiftsbelgging på dette grunnlag vil gi følgende fordeling av avgifter på lokaliteter:

Tabell 9-3 Avgiftsgrunnlag og avgiftsbeløp for de ulike lokaliteter

Lokali- tet	Utslipp ved optimal rensing kg/år	Utslipp med maksimal rensing kg/år	Avgifts- grunnlag kg/år	Avgiftsbeløp (1000 kr.)
Røros	3115	3073	42	117,6
Os	3986	3615	371	1038,4
Tolga	1500	1444	56	156,7
Tynset	3845	3712	133	372,3
Markli	2536	2024	512	642,6
Folla	6094	5296	798	1001,5
Alvdal	1877	1339	538	675,2
Høyegga	<u>1947</u>	<u>1539</u>	<u>408</u>	<u>512,0</u>
	24900	22042	2858	<u>4516,3</u>

Vi ser at en optimal avgiftsstruktur vil føre til at det blir rensset mest øverst i vassdraget der verdien av reduserte utslipp er størst (tabell 9-4). Dette betyr at en i optimum får et større utnyttet rensespotensial nederst i vassdraget og dermed en større avgiftsbelastning der. Unntaket er Os som både renser mye absolutt sett og har et beydelig utnyttet rensespotensial.

Dersom vi slår sammen tiltakskostnader og avgiftsbeløp i optimumsløsningen, får vi følgende tabell:

Tabell 9-5 Totale renskostnader og avgifter

Lokalitet	Renskostnad 1000 kr.	Avgiftsbeløp 1000 kr.	Totalt 1000 kr.
Røros	772	117	889
Os	2405	1038	3443
Tolga	2501	156	2657
Tynset	1879	372	2251
Markli	0	642	642
Folla	0	1001	1001
Alvdal	1280	675	1955
Høyegga	0	512	512

Problemet med å realisere et optimum gjennom avgifter på utslipp er

først og fremst at det fører til en betydelig avgiftsbelastning for aktørene i tillegg til tiltakskostnadene knyttet til optimal rensing. I foreliggende tilfelle utgjør avgiftsbeløpet vel 50% av de samlede tiltakskostnader ved optimal rensing. Det sier seg selv at i praksis vil dette være vanskelig å vinne forståelse for. En kunne imidlertid tenke seg at avgiftsinntaket ble tilbakeført til de enkelte kommuner og forurensende aktører. Men denne tilbakeføringen kan ikke bli satt i forhold til betalte utslippsavgifter da dette ville svekke de incitamentene som avgiftene gir til optimal rensing. En mulighet ville være å gi områdene samme andel hver av avgiftsinntaket. Men mange vil oppfatte det som urimelig. Et område som Høyegga vil f.eks. kunne tjene på et avgiftssystem ettersom det i optimum ikke vil rense utover minimum og vil betale mindre enn gjennomsnittlig avgiftsbeløp.

9.3.2 Markeder for utslippsretter

Som påpekt av Hagen (1986), kan en kostnadseffektiv fordeling av rensaktivitetene realiseres gjennom et markedssystem for utslippsretter dersom de enkelte aktører tar markedsprisen pr. utslippsrett som en gitt størrelse. Etterspørselen (eventuelt tilbudet) av utslippsretter vil være bestemt ved det utslippskvantum som gir likhet mellom marginal renskostnad pr. kg og markedspris på utslippsrett til ett kg pr. år. I dette spesielle eksemplet vil etterspørselen etter utslippsretter som funksjon av prisen i prinsippet ha følgende forløp (fig. 9-1):

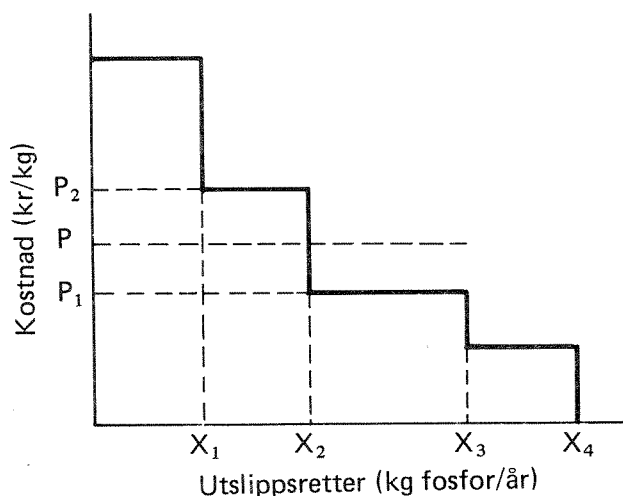


Fig. 9-1 Etterspørsel etter utslippsretter som funksjon av kostnaden.

Her er det antatt fire forskjellige renseaktiviteter med konstante kostnader pr. kg redusert fosforutslipp pr. år. Den mest kostnadskrevende renseaktiviteten har en renskapasitet på x_1 kg pr. år, osv. Maksimal renskapasitet er på figuren x_4 kg pr. år. Vi antar at vi har en konstant markedspris pr. kg utslipp på P . På figuren vil da etterspørselen etter utslippsretter være gitt ved kvantumet x_2 . Det betyr at til denne prisen blir renskapasiteten i de to billigste renseaktivitetene utnyttet fullt ut, mens det vil være lønnsomt å kjøpe utslippsretter i et kvantum av x_2 . Om derimot prisen var P_1 , ville ikke etterspurt kvantum av utslippsretter være entydig bestemt ved prisen siden et hvert kvantum mellom x_2 og x_3 ville være like lønnsomt. Her må omsatt kvantum av utslippsretter bli bestemt av tilgangen.

Om aktøren har et initialt kvantum av utslippsretter i utgangspunktet, kan en være netto etterspørter eller netto tilbyder av utslippsretter avhengig av markedsprisen. Dersom initialt kvantum av utslippsretter er x_2 , vil en på figur 9-1 være tilbyder av retter for $P > P_2$ og etterspørter for $P < P_1$.

De resulterende tilbuds- og etterspørselskurvene får da følgende form (fig. 9-2 og 9-3):

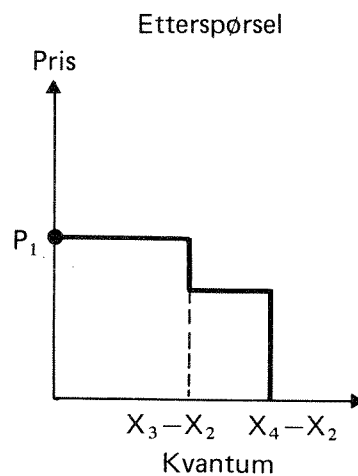
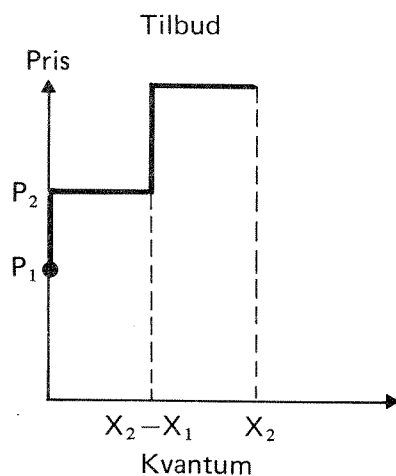


Fig. 9-2 Tilbudskurve

Fig. 9-3 Etterspørselskurve

Når vi skal anvende dette resonnementet på det foreliggende eksempel fra Øvre Glomma, har vi det forhold at vi har data for renskostnader gitt på områdenivå, men ikke for den enkelte forurensere. Vi må derfor betrakte områdetallene som områdets samlede etterspørsel etter utslippsretter gitt at alle forurenserne innen det enkelte område

tilpasser seg optimalt til den gitte markedspris.

Dersom vi tar for oss Røros, vil den samlede etterspørsel etter utslippsretter ha følgende forløp (fig. 9-4):

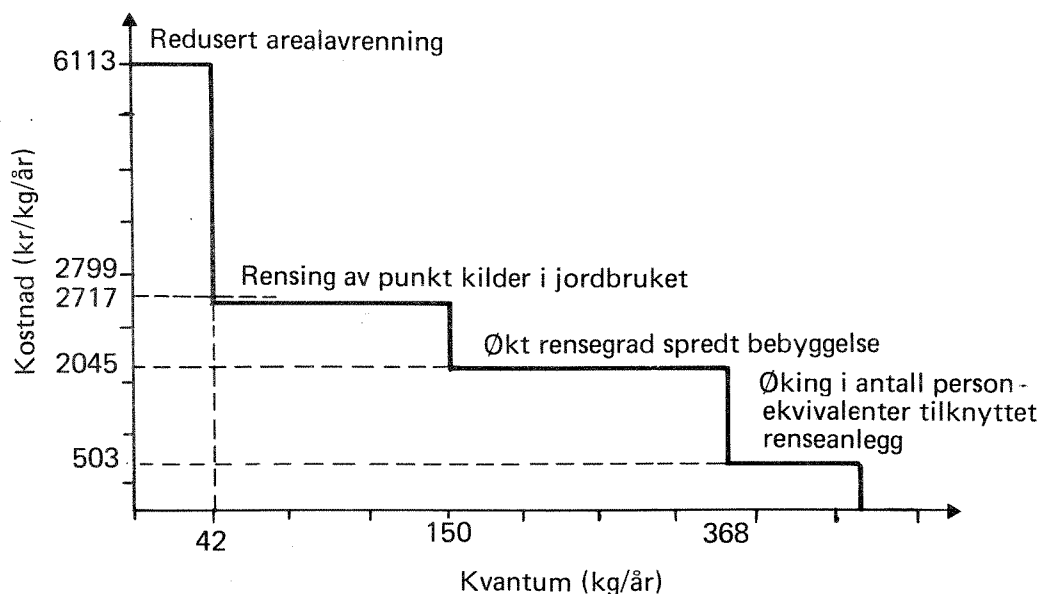


Fig. 9-4 Etterspørsel etter utslippsretter i Røros

473 kg pr. år er den maksimale renskapasitet på Røros for nye tiltak. Vi vet fra avgiftsløsningen at det optimale utslipp på Røros utover minimumsutslipp utgjør 42 kg fosfor pr. år. Dette realiseres ved å sette prisen på utslippsretter lik den optimale avgiften, dvs. kr. 2799 pr. kg pr. år. Dette er antydnet i den stiplede prislinjen på figuren for $P = 2799$. Vi ser med andre ord at de optimale utslippsavgiftene utgjør samtidig den optimale pris pr. kg utslippsrett pr. år. Dersom myndighetene disponerer utslippsrettene i utgangspunktet, så vil en optimal løsning kunne implementeres gjennom et marked med utslippsretter ved å sette en pris pr. kg utslipp pr. år på kr. 2799 for lokalitetene fra Røros til og med Tynset og kr. 1255 pr. kg pr. år for lokalitetene nedenfor Tynset. Utgiftene til kjøp av utslippsretter vil i dette tilfellet være identiske med avgiftsbeløpene i avgiftsløsningen. Hvorvidt vi kaller dette for en avgiftsløsning eller en løsning i et system med utslippsretter kan i dette tilfellet derfor virke som en smaksak.

Vi har ovenfor antatt at forurensningsmyndighetene fastsetter prisene på utslippsretter og at forurenserne bestemmer utslippskvantum gjennom

sin etterspørsel. Men dette forutsetter at myndighetene kjenner hvilke konsentrasjonsrestriksjoner som er bindende i optimum og skyggeprisen til disse. Mer naturlig vil det kanskje være å tenke seg at myndighetene fastsetter totalt kvantum av utslippsretter og overlater til markedet å komme frem til en pris for disse og fordeling på forurensende aktører. Det er nokså opplagt at en trenger like mange delmarkeder for utslippsretter som antallet bindende restriksjoner for fosforkonsentrasjon i optimum. I foreliggende tilfelle blir dette to delmarkeder. Det første delmarkedet vil gjelde for områdene fra Tynset og oppover til Aursunden. Som vi ser av tabell 9-4, vil samlet utslippskvantum utover minimumsutslippet her utgjøre 602 kg fosfor pr. år i optimum. Om myndighetene forlanger en maksimumskonsentrasjon av fosfor på 9 $\mu\text{g/l}$ i hvert område og samtidig tilbyr forurenserne i disse områdene utslippsretter i et kvantum av 602 kg pr. år, vil den markedsprisen som avstemmer tilbud og etterspørsel bli kr. 2799 pr. kg pr. år forutsatt at hver enkelt forurensere tar markedsprisen for utslippsretter som gitt og uavhengig av hvor mye den enkelte kjøper. Siden hver enkelt forurensere vil finne det lønnsomt å redusere sine utslipp så lenge kostnadene med å redusere utslipp med 1 kg fosfor pr. år er lavere enn markedsprisen på en utslippsrett til 1 kg, vil et marked for utslippsretter føre til en optimal fordeling av renseaktiviteten innen og mellom kommunene fra og med Tynset og oppover. I fig. 9-5 ser vi den samlede etterspørsel etter utslippsretter for kommunene fra og med Tynset og ovenfor:

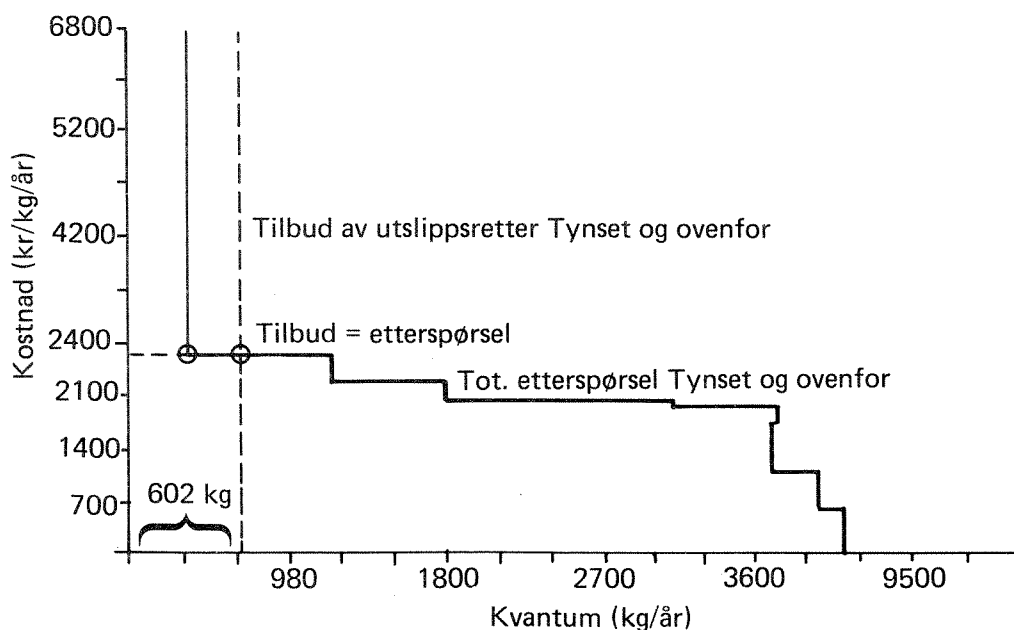


Fig. 9-5 Samlet etterspørsel etter utslippsretter fra og med Tynset og ovenfor.

Vi ser at det vil ikke være lønnsomt å redusere utslippene fra punktkilder i jordbruket maksimalt for alle områdene. I optimumsløsningen vil denne ledige kapasiteten bli tildelt Os siden en her vil ha den høyeste kostnad pr. kg redusert utslipp fra punktkilder i jordbruket.

Det samlede tilbud av utslippsretter for områdene nedenfor Tynset som vil være i samsvar med optimumsløsningen, ser vi ut fra tabell 9-4 er lik 2256 kg. I fig. 9-6 har vi skissert etterspørselen etter utslippsretter for områdene nedenfor Tynset.

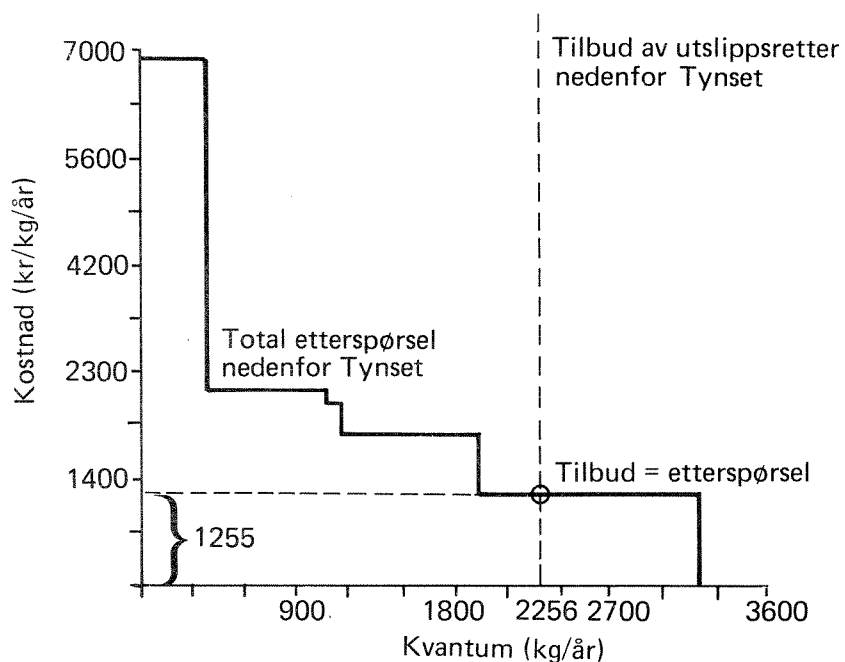


Fig. 9-6 Etterspørsel etter utslippsretter for områdene nedenfor Tynset.

Så langt har vi påvist at en optimumsløsning kan realiseres enten ved et sett av differensierte utslippsavgifter eller ved et sett av differensierte markeder for utslippsretter. Antall avgiftsklasser og

markeder er gitt ved det antall av konsentrasjonsrestriksjoner som er bindende i optimumsløsningen. I avgiftsløsningen vil de forurensende områder pådra seg renseskostnader pluss avgifter på utslipp utover minimumsnivå. Minimumsnivå er det utslipp en ville ha med maksimale tiltak. I markedsløsningen vil forurenserne pådra seg renseskostnader og utgifter til kjøp av utslippsretter for utslipp utover minimumsnivå. Dersom det er forureningsmyndighetene som disponerer og selger disse utslippsrettene, vil de samlede utgifter til kjøp av optimalt antall utslippsretter være lik det samlede avgiftsbeløp når den optimale løsningen blir realisert gjennom et avgiftssystem. Denne sammenligningen yter ikke markedssystemet full rettferdighet ettersom vi sammenligner to ulike måter å realisere en gitt optimumsløsning på og de samlede kostnader ved å realisere et slikt optimum må være de samme både i avgifts- og i markedsløsningen.

Mer interessant ville det være å ta utgangspunkt i en situasjon der fordelingen av rensaktiviteter mellom lokalitetene er inoptimal, og så lage et markedssystem for utslippsretter slik at forurenserne i de enkelte område vil tjene på å rense sine utslipp i henhold til optimumsløsningen. Overgang til optimal rensing for et gitt sett av utslippsstandarder vil bety lavere totale renseskostnader for hele vassdraget. Poenget er da å finne et incitamentssystem som sikrer at det enkelte område foretar en optimal reduksjon av sine utslipp og samtidig fordeler kostnadsbesparelsen ved overgang til optimal rensing på de deltakende parter, slik at ingen kommer dårligere ut enn i den individuelle løsningen. Et system med omsettlige utslippsretter har nettopp disse egenskapene.

Et naturlig referansepunkt er det tilfellet at hver lokalitet blir pålagt et utslippskrav på maksimalt 9 µg/l (unntatt Markli) og slik at områdene må iverksette tiltak helt på egen hånd for å overholde dette kravet. Det oppstår imidlertid et problem her ved at med de restriksjoner som ligger på mulige tiltak, vil ikke Tolga og Tynset klare å overholde utslippskravene selv om de iverksetter maksimale tiltak så lenge det ikke blir renses lenger opp. For å løse dette problemet har vi antatt (noe tilfeldig) at for disse to områdene kan rensesgraden for utslipp fra spredt bebyggelse økes med ytterligere 10 prosentpoeng, men da til dobbel kostnad og med ytterligere 20 prosentpoeng til tredobbel kostnad. (At kostnadene for et tiltak fordobles betyr her at koeffisienten for dette tiltaket blir fordoblet i kostnadsligningen, men den tilsvarende koeffisienten i transportligningen forblir uendret.) Det betyr at vi har antatt at en maksimalt kan rense 90% av utslippene fra spredt bebyggelse. Videre antas at utslipp fra punktkilder i jordbruket kan renses opp til 90%,

men for rensing utover 40 prosent vil kostnadene bli fordoblet. Og til sist at arealavrenning fra jordbruket kan elimineres helt, men kostnadene fordobles for reduksjon utover 30 prosent. Disse modifikasjonene må betraktes som nokså vilkårlige, og de gjøres her for illustrasjonens skyld for å få frem gevinsten ved overgang til optimal rensing, og hvordan dette kan tenkes realisert gjennom et system med omsettelige utslippsretter. I praksis vil disse modifiserte kostnadstallene trolig undervurdere de virkelige kostnadene for å overholde utslippskravet i de to lokalitetene. En kan forøvrig merke seg at det ikke vil være mulig å overholde utslippskravet for Tolga selv ikke med maksimal rensing etter de modifiserte forutsetningene. Det er også et viktig poeng at med de modifiserte forutsetninger som er gjort m.h.t. tiltak og kostander for Tolga og Tynset, vil optimumsløsningen fremstilt i tabell 9-1 fremdeles være optimal.

Tabell 9-6 Kostnadsoptimale tiltak og tilhørende kostnader ved separat rensing på områdebasis

Fosfortransport									
Lokalitet	Totalt		Utslipp		Rense- anlegg	Rensegrad sp.b.b.	Pkt.kil. jordb.	Arealavr. jordb.	Tiltaks- kostnad
	Maks. krav	Resul- tat	Maks. krav	Resul- tat					
Røros	7359	6658	4237	3536	-	30%	0	10%	0*
Os	11888	11688 ₂	4529	5030	-	30%	0	10%	0*
Tolga	12171	12412	283	724	N(1030)	90%	90%	100%	8536
Tynset	15568	15568	3397	3156	T(100)	80%	90%	10%	5561*
Markli	-	18104	2536	2536	-	30%	0	10%	0*
Folla	25474	24197	7370	6093	-	30%	0	10%	0
Alvdal	26323	26323	849	2126	N(1163)	30%	0	10%	968
Høyegga	28022	28022	1699	1699	-	60%	25.3%	10%	610
			<u>24900</u>	<u>24900</u>					<u>15675</u>

¹ Maksimum utslippskrav er her beregnet under forutsetning av at de overforliggende områder har maksimale utslipp.

² Her er utslippskravet ikke overholdt. Dette får imidlertid bare betydning for fordelingen av utslipp mellom Tolga og Tynset. Totaltransporten blir uendret.

* Står for områder som iverksetter minimale tiltak, dvs. holder en rensegrad på 30% på utslipp fra spredt bebyggelse og driver eksisterende renseanlegg på dagens nivå.

I optimumsløsningen iverksetter Markli og Folla minimale tiltak og ingen områder iverksetter maksimale tiltak. I tilfellet med separat rensing vil i tillegg til Markli og Folla også Røros og Os rense minimalt mens Tolga må iverksette maksimale tiltak. Kostnadsbesparelsen ved overgang til optimal rensing for denne delen av vassdraget utgjør i eksemplet 6,838 mill. kroner pr. år eller mer enn 40% reduksjon av kostnadene ved separat rensing. Vi ser av kostnadstallene at det særlig er Tynset og Tolga som tjener på overgang til optimal

rensing, men Høyegga tjener også noe. De som får høyere kostnader, er i første rekke Røros og Os og i noen grad også Alvdal. Vi ser også at i forhold til optimumsløsningen vil en ordning med separat rensing føre til en endret fordeling av utslippene med en større del av utslippene i den øvre del av vassdraget. Men så lenge utslippene er innenfor maksimumskravene, vil ikke dette få noen betydning for løsningen.

Vi antar så at hver lokalitet får en utslippskvote som er lik det utslipp som de har i situasjonen med separat rensing. Videre antar vi at disse utslippskvotene gjøres omsettelige. Dette betyr at forurenserne i hvert område kan velge å opprettholde den renseaktivitet som de har i situasjonen med separat rensing. Eller de kan selge en del av kvoten og redusere utslippet tilsvarende, eventuelt kjøpe utslippsretter av andre for å skape rom for økte utslipp. På denne måten kan ikke noe område komme verre ut i et system med omsettelige kvoter, og noen må komme bedre ut hvis ikke situasjonen er optimal allerede i utgangspunktet.

Kvotefordelingen på de enkelte områder er gitt ved den fjerde tallkolonnen i tabell 9-6. Når vi i tillegg regner med det initiale utslippet på 3122 kg fosfor pr. år fra Aursunden, vil dette gi en total årstransport på 28022 kg som er lik maksimumskravet for hele vassdragsavsnittet.

Ut fra størrelsen på ønsket utslippsmengde for ulike priser på utslippsretter i de forskjellige områdene, kan vi utlede områdets tilbud og etterspørsel etter utslippsretter når de tar disse prisene som gitte. Vi vil her få to markeder for utslippsretter: ett for kommunene Røros til og med Tynset; og ett for områdene nedenfor. Det er klart at for de fire øverste kommunene vil Røros og Os tilby utslippsretter mens Tolga og Tynset vil være etterspørrere. For de fire nederste områdene vil Alvdal tilby utslippsretter mens Høyegga vil etterspørre disse. Områdene Markli og Folla vil iverksette minimale tiltak både i optimumsløsningen og i løsningen med separat rensing. Disse vil derfor verken etterspørre eller tilby utslippsretter. Resultatet for den enkelte kommune/område er gjengitt i tabell 9-7.

Tabell 9-7 Optimal rensing er mer lønnsom enn separate løsninger

Område	Kvote	Utslipp	Salg(-) Kjøp(+) Utsl.r.	Markeds- pris	Innt(-) Kostn(+) Utsl.rett. (1000 kr.)	Tiltaks- kostn. i opt. (1000 kr.)	Netto til- takskostn. (1000 kr.)	Kostn. ved separat rensing (1000 kr.)	Be- sparel- ser (1000 kr)
Røros	3536	3115	-421	2799	-1178	772	-406	0	406
Os	5030	3986	-1044	2799	-2922	2405	-517	0	517
Tolga	724	1500	+776	2799	+2172	2501	4673	8536	3863
Tynset	3156	3845	+689	2799	+1928	1879	3807	5561	1754
Markli	2536	2536	0	1255	0	0	0	0	0
Folla	6094	6094	0	1255	0	0	0	0	0
Alvdal	2126	1877	-249	1255	-312	1280	968	968	0
Høyegga	1699	1947	+249	1255	+312	0	312	610	298
Totalt	24900	24900	0	-	0	8837	8837	15675	6838

Vi ser at en likevekt i markedet for utslippsretter representerer en optimal fordeling av renseaktivitetene mellom områdene. Kostnadsbesparelsen på 6,838 mill. kroner ved overgang fra separat rensing til optimal rensing blir fordelt på områdene gjennom kjøp og salg i markedet for utslippsretter. Av de områdene som er aktive i dette markedet, er det bare Alvdal som ikke får noen gevinst av dette. Dette skyldes at til skyggeprisen kr. 1255,- pr. kg fosfor er tilknytning av personekvivalenter til nytt renseanlegg rent lønnsomhetsmessig en marginal aktivitet (i løsningen av det LP-problemet som ligger bak tabell 9-1, ble dette illustrert ved at denne aktiviteten lå på grensen til å gå ut av basis). Vi ser også at Røros og Os som renser minimalt i situasjonen med separat rensing, og derfor har null tiltakskostnader, tjener mer på salg av utslippsretter enn de tiltakskostnader de pådrar seg ved overgang til optimal rensing. Disse to kommunene får derved en netto inntekt ved overgang til optimal rensing.

Vi ser altså at ved å gjøre utslippskvotene i løsningen med separat rensing omsettelige, vil forurenserne av egen interesse komme frem til en optimal fordeling av renseaktivitetene gjennom kjøp og salg av utslippsretter til gitte priser. Dette kan organiseres ved å opprette like mange delmarkeder for utslippsretter som en har bindende utslippskrav i optimumsløsningen. Likevektsprisene for utslippsretter er gitte ved skyggeprisene til utslippsrestriksjonene i optimumsløsningen.

9.3.3 Implementering av markeder for utslippsretter

Selv om et markedssystem for utslippsretter kan virke greitt i prinsippet, vil den praktiske implementeringen neppe være fullt så enkel. For det første vil antallet aktive markeder med tilhørende prisnoteringer være avhengig av optimumsløsningen. Mer presist må en kjenne til hvilke restriksjoner på fosforkonsentrasjonene som er bindende i optimumsløsningen. Men dette vil endre seg med endrede parametre i optimeringsproblemet - f.eks. endrede koeffisienter i kostnadsligningen eller i transportligningene. I praksis ville en trolig etablere like mange forskjellige markeder for utslippsretter som antallet lokaliteter med maksimumskrav til fosforkonsentrasjon. Forurensere kan kjøpe utslippsretter av eller selge til andre forurensere innenfor egen kommune eller forurensere i andre områder. Her har vi analysert dette på områdenivå og det enkelte området kan handle forurensningsretter med $n-1$ andre. En forurensere på Røros må skaffe seg en utslippsrett på 1 kg i eget område og dessuten av alle andre lokalitetene nedstrøms Røros for å kunne slippe ut ett kg fosfor ekstra utover kvoten. Eller en forurensere på Røros kan selge utslippsrett til ett kg fosfor til andre forurensere på Røros og dessuten til alle lokaliteter nedstrøms Røros dersom vedkommende reduserer sine egne utslipp med ett kg. Tilsvarende kan en forurensere på f.eks. Tynset skaffe seg rett til ett kg ekstra utslipp ved å kjøpe rett til ett kg utslipp fra andre forurensere i egen kommune og fra områdene nedstrøms Tynset. Den samlede etterspørsel etter utslippsretter på Tynset blir da etterspørselen etter utslippsretter på Tynset pluss etterspørselen etter utslippsretter til alle ovenforliggende områder. Det samlede tilbud av utslippsretter vil da tilsvarende bli summen av utslippskvotene til og med Tynset. Et sett av likevektspriser for disse 8 delmarkedene for utslippsretter er gitt ved at overskuddstilbudet av utslippsretter er større eller lik null i hvert delmarked. Likevektsprisen for utslippsretter i ett enkelt delmarked vil være forskjellig fra null bare hvis overskuddstilbudet i dette markedet er lik null (tilbud = etterspørsel), mens likevektsprisen vil være lik null når overskuddstilbudet er positivt. Her er det naturlig å la tilbudet av utslippsretter i hvert område være maksimalt tillatt fosfortransport mens etterspørselen vil være de totale utslipp som transporteres gjennom området. Disse størrelsene er gitt i tabell 9-8.

Tabell 9-8 Tilbud og etterspørsel etter utslippsretter

Område	Tilbud utsl.retter	Ettersp. utsl.retter	Overskuddstilbud
Røros	4237	3115	1122
Os	8766	7101	1665
Tolga	9049	8601	448
Tynset	12446	12446	0
Markli	-	14982	-
Folla	22352	21075	1277
Alvdal	23201	22952	249
Høyegga	24900	24900	0

Vi ser her at vi har likhet mellom tilbud og etterspørsel i 2 markeder, nemlig for Tynset og Høyegga der de tilhørende likevektsprisene er lik 1544 og 1255 pr. kg fosfor. I alle de andre markedene er likevektsprisene lik null. Dette betyr at en forurensner som ønsker å slippe ut ett kg fosfor på Røros må skaffe seg utslippsretter for ett kg i alle disse 8 områdene. Men i seks av disse markedene er utslippsrettene gratis. En trenger bare å betale for utslippsretter på Tynset og ved Høyegga slik at 1 kg sluppet ut på Røros vil koste $1544 + 1255 = 2799$ kroner i utslippsretter. Forurenserne nedenfor Tynset trenger bare å betale for utslippsretter ved Høyegga.

I eksemplet er det de enkelte kommuner/områder som står som tilbydere og etterspørrere etter utslippsretter. I praksis er det imidlertid de enkelte forurenserne som vil opptre som aktører i disse markedene. Vi kan imidlertid tenke oss at tilbud og etterspørsel blir koordinert innenfor det enkelte område slik at det er områdets netto etterspørsel og tilbud som presenteres i det interkommunale markedet for utslippsretter. Men dette kan gjøre antagelsen om prisfast tilpasning problematisk ettersom det blir få aktører i markedet.. Praktiske eksperimenter fra andre områder tyder imidlertid på at problemet med monopolistisk atferd neppe er noen avgjørende innvendig mot regulering av forurensende utslipp gjennom markeder for utslippsretter.

Sammenfatningsvis kan vi si at i prinsippet er det nokså greit å konstruere markedssystemer for utslippsretter som er slik at det vil være i alle aktørers egeninteresse å rense i henhold til en optimal totalløsning. Med utslipp i vassdrag hvor vi har utslippsrestriksjoner på forskjellige lokaliteter, får vi imidlertid den komplikasjon at vi vil trenge flere utslippsmarkeder. Dette kan føre til administrative

problemer, og kostnadene ved å operere flere delmarkeder for utslippsretter er ikke tatt med i beregningene her, men disse kostnadene vil under enhver omstendighet gjøre de potensielle gevinstene mindre. Før et system med omsettelige utslippsretter kan implementeres, må en trolig utrede grundig hvordan et slikt system kan organiseres og administreres rent praktisk der en må veie gevinstene ved en teoretisk riktig optimumsløsning mot kostnadsbesparelsene ved forenklede ikke-optimale løsninger. Dette ligger utenfor rammen av denne rapporten.

9.4 Kollektive løsninger

I avsnitt 9.3 diskuterte vi muligheter for desentraliserte løsninger av det totale optimeringsproblemet om å komme frem til en optimal fordeling av renseaktivitetene over den strekningen av Glomma som dekkes av disse åtte områdene. Både avgiftsløsninger og markeder for utslippsretter er slike desentraliserte løsninger som har den egenskapen at dersom hver enkelt forurensrer (i dette tilfellet område) tilpasser sine egne utslipp slik at forurensernes totale kostnader blir minimert, leder dette til en fordeling av renseaktivitetene som er i samsvar med et totalt optimum. Desentraliserte løsninger forutsetter at det ikke finner sted noe organisert samarbeid mellom de enkelte aktører. Den enkelte forurensrer og den enkelte kommune tilpasser seg i henhold til sine egne økonomiske interesser uten tanke på hvilke virkninger dette vil få for andre aktører. Dette er også styrken ved desentraliserte løsninger, nemlig at de bare forutsetter at den enkelte aktør kjenner sine egne muligheter og økonomiske interesser for å kunne treffe beslutninger som ikke bare er optimale for en selv, men også for helheten.

Det er nokså opplagt at for det foreliggende problemet er det store kostnadsbesparelser å hente ved en samordning av enkeltaktørenes beslutninger med hensyn til utslipp og rensing. En kan si at desentraliserte løsninger gjennom utslippsavgifter og markeder for utslippsretter tvinger aktørene til å ta hensyn til de virkninger egne beslutninger har for andres tilpasning. Imidlertid kan det kanskje være like naturlig å undersøke hvilke former for samarbeidsløsninger som kan være aktuelt, og de krav en rimelig samarbeidsløsning burde tilfredsstille. Det er klart at et samarbeid mellom alle berørte kommuner burde kunne resultere i en optimal totallossning.

Problemet ville være å realisere denne løsningen i praksis ettersom den enkelte kommune ikke har sanksjonsmuligheter overfor aktørene i andre kommuner og derfor ikke kan tvinge andre til å rense i henhold til en avtalt løsning. Dette vil kunne løses gjennom kompensasjons-

ordninger der de aktører og kommuner som tjener på en optimal total-løsning, kan tilby økonomisk kompensasjon til andre for å få dem til å legge om sin virksomhet i ønsket retning slik at alle tjener på dette. Det er klart at dette vil være vanskeligere å få til jo større den samarbeidende gruppen er. Det kan derfor være interessant å undersøke om en optimal totalløsning kan løses ved internt samarbeid innenfor flere delgrupper. Bobleprinsippet kan sees som et forsøk på dette.

9.4.1 Optimale bobler

En boble betyr at en legger restriksjoner på samlede utlipp fra et område, mens en overlater til forurenserne selv å bestemme fordelingen av utslipp innenfor boblen. Dersom utslippene innenfor boblen er undergitt en og samme beslutningsinstans, vil minimering av beslutningsinstansens samlede kostnader lede til en optimal fordeling av utslipp og renseaktivitet innenfor boblen. Dersom boblen omfatter alle utslippene fra én bedrift, vil bedriftens ønske om minimering av kostnader naturlig lede til kostnadseffektiv rensing. Mer problematisk blir det dersom boblen omfatter flere forskjellige beslutningsinstanser, da kostnadseffektive løsninger forutsetter at disse koordinerer sine beslutninger med hensyn til utslipp og rensing. I det følgende skal vi anta at beslutningstakerne innenfor boblen koordinerer sine renseaktiviteter innenfor boblen slik at boblens rensenkostnader blir minst mulig.

Ut fra strukturen i restriksjonsmatrisen er det temmelig opplagt at en trenger like mange bobler som en har bindende utslippsrestriksjoner i optimumsløsningen. Dette betyr at vi kan oppnå en optimal totalløsning som gitt ved tabell 9-1 ved å konstruere to bobler for denne strekningen. Den ene boblen må omfatte lokalitetene Røros, Os, Tolga og Tynset, og den andre må omfatte Markli, Folla, Alvdal og Høyegga. For den første boblen pålegges kravet om at det samlede årsutslipp av fosfor fra boblen ikke må overstige 15568 kg. For den andre boblen pålegges et maksimalkrav på 28022 kg pr. år. Minimering av boblenes rensenkostnader gitt disse utslippskravene må opplagt gi en løsning som er lik den totale optimumsløsningen.

Formelt kan dette formuleres slik. Anta at det totale optimeringsproblemet er som gitt ved (1) - (4) i avsnitt 9.1. Dvs.:

$$\text{Min } Z = \sum_i \sum_j C_{ij} X_{ij} + \sum_i b_i$$

når

$$(P) \quad T_i = A_i + T_{i-1} - \sum_j a_{ij} X_{ij} \quad \text{alle } i$$

$$T_i \leq \bar{T}_i \quad \text{alle } i$$

$$X_{ij} \leq X_{ij} \leq \bar{X}_{ij} \quad \text{for alle } i \text{ og } j$$

Anta så at bare to av utslippsrestriksjonene er bindende i optimum, f.eks. for lokalitetene i^* og i^{**} . Dvs. $T_i < T_i$ for $i \neq i^*$ og i^{**} , og $T_{i^*} = T_{i^*} = T_{i^{**}} = T_{i^{**}}$. Da kan løsningen til totalproblemet (P) fåes ved løsningen til de to delproblemene P^1 og P^2 , der

$$(1) \quad \text{Min } Z = \sum_{i=1}^{i^*} \sum_j C_{ij} X_{ij} + \sum_{i=1}^{i^*} b_i$$

når

$$(P^1) \quad T_i = A_i + T_{i-1} - \sum_j a_{ij} X_{ij} \quad \text{for } i=1, \dots, i^*$$

$$T_i \leq \bar{T}_i$$

$$X_{ij} \leq X_{ij} \leq \bar{X}_{ij} \quad i=1, \dots, i^*, \text{ alle } j$$

$$(2) \quad \text{Min } Z = \sum_{i=i^*+1}^{i^{**}} \sum_j C_{ij} X_{ij} + \sum_{i=i^*+1}^{i^{**}} b_i$$

når

$$(P^2) \quad T_i = A_i + T_{i-1} - \sum_j a_{ij} X_{ij} \quad i=i^*+1, \dots, i^{**}$$

$$T_i \leq \bar{T}_i$$

$$X_{ij} \leq X_{ij} \leq \bar{X}_{ij} \quad i=i^*+1, \dots, i^{**}, \text{ alle } j$$

Subproblemene P^1 og P^2 er optimeringsproblemene til de to boblene. De områder som faller utenfor de to boblene, trenger ikke å ta hensyn til eventuelle utslippsrestriksjoner og vil følgelig renses så lite som mulig. I eksemplet vil alle områdene omfattes av de to boblene ettersom i^{**} er indeksen til den nederste lokaliteten Høyegga.

Konstruksjon av optimale bobler har den betydelige svakhet at en i utgangspunktet må kjenne hvilke utslippsrestriksjoner som vil være bindende i optimum. Men dette vil igjen være avhengig av parametrene i optimeringsproblemet. En boblestruktur som er optimal for ett sett av parametre, vil derfor ikke nødvendigvis være optimal for andre parametersett.

Prinsippet med bobler forutsetter optimal koordinering av utslipp og renseaktiviteter innenfor boblen. Men om boblen omfatter flere uavhengige beslutningsenheter, betyr dette at en må samordne utslipp og rensing for uavhengige aktører innenfor boblen. I foreliggende tilfelle gjelder dette de kommuner og områder som boblen omfatter. Men dersom en slik samordning skal skje på frivillig basis, må de deltakende parter få en kompensasjon for økt rensing slik at alle ser seg tjent med å delta i samarbeidet.

9.4.2 Kostnadsfordeling innenfor samarbeidsløsninger

Uansett om samarbeidsløsninger tar form av bobler eller andre løsninger, så forutsetter slike løsninger at kostnadene fordeles på en slik måte at ingen taper på dette dersom samarbeidet skal være basert på frivillighet. Om vi bruker løsningen der alle renser separat som sammenligningsgrunnlag, må et samarbeid føre til at en større del av rensingen blir foretatt lenger oppe i vassdraget dersom samarbeidet skal gi kostnadsbesparelser. Som påpekt i avsnitt 9.4.2, vil en klare seg med to samarbeidsavtaler for å realisere løsningen gitt ved tabell 9-1. En avtale for de fire øverste kommunene, og en avtale for de fire nederste områdene. I den følgende diskusjonen vil vi bruke utslippskravene bak løsningen gitt i tabell 9-1 som utgangspunkt.

En vilkårlig kommune eller område kan velge å overholde kravet til maksimal fosforkonsentrasjon i egen kommune gjennom egne tiltak eller gjennom et samarbeid med andre. Om vi f.eks. betrakter dette fra Tolgas synspunkt, kan Tolga redusere sine rensekostnader ved å inngå et samarbeid med Os, eller med både Os og Røros. Men Tolga kan ikke redusere egne kostnader ved samarbeid med Tynset. På den annen side kan Tolga i prinsippet være med på å redusere Tynsets kostnader ved et samarbeid. Den enkelte kommune kan på denne måten redusere sine kostnader gjennom ulike samarbeidsavtaler som vi kan kalle koalisjoner. Et naturlig utgangspunkt kan da være at ingen kommune, eller område, skal tape på en samarbeidsavtale når en tar i betraktning alle de kostnadsbesparende koalisjoner som kommunen/området kan inngå i.

Vi lar indeksen i betegne områdenummeret, og vi ser på kostnadsfordelingen for den øverste boblen der $i=1, \dots, 4$. Vi lar $C(i)$ betegne tiltakskostnadene i kommune/området i ved separat rensing når utslippskravet er $9 \mu\text{g/l}$. Videre lar vi $C(i,j)$ betegne de samlede tiltakskostnader for områdene i og j når de samarbeider om renseaktivitetene for å minimere kostnadene. $C(1,2,3,4)$ blir da de samlede kostnader for den første boblen når de fire første områdene samarbeider. (Områdene er her nummerert i rekkefølge der 1 står for Røros og 4 for Tynset). Endelig lar vi X_i stå for de tiltakskostnader som områdene faktisk blir belastet i boblesamarbeidet.

Kravet om at ingen skal tape på å gå inn i et samarbeid som omfatter de fire første kommunene, tatt i betraktning alle de samarbeidsmulighetene den enkelte kommune har, kan vi presisere slik (i spillteoretisk sammenheng kalles løsninger som tilfredsstillende disse kravene for kjerneløsninger):

$$X_i \leq C(i) \quad i = 1, \dots, 4$$

$$X_1 + X_2 \leq C(1,2)$$

$$X_1 + X_2 + X_3 \leq C(1,2,3)$$

$$X_1 + X_2 + X_3 + X_4 \leq C(1,2,3,4)$$

$$X_2 + X_3 \leq C(2,3)$$

$$X_2 + X_3 + X_4 \leq C(2,3,4)$$

$$X_3 + X_4 \leq C(3,4)$$

Dersom kostnadsfordelingen tilfredsstillende disse kravene, er det klart at ingen kommune har noe å tjene, verken enkeltvis eller gruppevis, på å bryte samarbeidet innenfor boblen.

Kostnadsfordelingen ved separat rensing er gitt i tabell 9-6. Ut fra dette får vi da (regnet i 1000 kroner).

$$X_1 \leq 0, X_2 \leq 0, X_3 \leq 8536, X_4 \leq 5561$$

Videre finner vi at (i det bilaterale samarbeidet mellom Tynset og Tolga - $C(3,4)$) - klarer ikke Tolga å overholde kravet til maksimal

årstransport av fosfor):

$C(1,2)=0$, $C(1,2,3)=3415$ og $C(1,2,3,4)=7557$, $C(2,3)=7975$, $C(3,4)=14097$,
 $C(2,3,4)=8247$

Fordelene ved samarbeidsløsninger manifesterer seg her ved at $C(i) + C(j) \leq C(i,j)$, osv. med streng ulikhet for noen undergrupper. Eksempelvis vil Os og Tolga betale i alt 8536 dersom de renser separat og 7975 om de samarbeider om rensingen. (I den bilaterale løsningen mellom Os og Tolga vil Tolga klare å overholde kravet til maksimal fosfortransport. Kostnadstallene her undervurderer derfor kostnadsbesparelsen ved samarbeid mellom disse to.)

Dersom en samarbeidsløsning ikke skal bli blokkert av noen enkeltkommune eller noen undergruppe av kommuner, må følgende være oppfylt:

$$(i) \quad X_1 \leq 0, \quad X_2 \leq 0, \quad X_3 \leq 8536, \quad X_4 \leq 5561$$

$$(ii) \quad X_1 + X_2 \leq 0, \quad X_2 + X_3 \leq 7975, \quad X_3 + X_4 \leq 14097$$

$$(iii) \quad X_1 + X_2 + X_3 \leq 3415, \quad X_2 + X_3 + X_4 \leq 8247$$

$$(iv) \quad X_1 + X_2 + X_3 + X_4 = 7557$$

Fra (ii) ser vi at Røros og Os har intet å vinne ved et samarbeid siden begge renser minimalt i løsningen med separat rensing. Heller ikke Tynset og Tolga vil ha noe å vinne ved et bilateralt samarbeid ettersom Tolga renser maksimalt i den separate løsningen.

I (iv) har vi satt likhet ettersom dette er de minimale totalkostnader med samarbeid innenfor hele boblen.

Det eksisterer åpenbart kostnadsfordelinger som tilfredsstillere disse kravene til en ikke-blokkerbar samarbeidsløsning. Det vil også i alminnelighet eksistere mer enn én slik løsning. Disse kravene snevrer derfor inn mengden av aktuelle løsninger, men gir generelt ikke noe entydig svar på hvilken konkret fordeling av kostnadene som bør velges.

9.5 Sammenhenger mellom markedsløsninger og samarbeidsløsninger

Dersom de involverte aktører skal se seg tjent med et markedssystem for utslippsretter, må hver enkelt ikke komme dårligere ut i markedsløsningen enn hva de vil gjøre ved separat rensing uten omsettelige utslippsretter. Men kostnadsfordelingen innenfor markedsløsningen bør også være slik at heller ingen undergruppe av aktører ser sine interesser best tjent med å blokkere et markedssystem for utslippsretter ved internt samarbeid om rensing seg i mellom. Dette ville i så fall gi en ineffektiv løsning siden en effektiv løsning krever at alle er med.

Det er en betydelig innvending mot den markedsløsningen for utslippsretter som er gitt i tabell 9-7, at den kan blokkeres ved en slik samarbeidsløsning mellom en undergruppe av kommuner/områder. Om vi lar X_i være nettokostnad for kommunene i under et system med omsettelige utslippsretter, ser vi av tab. 9-7 at $X_1 + X_2 + X_3 = 3750 > C(1,2,3) = 3415$. Med den gitte initiale fordeling av utslippsretter vil det følgelig lønne seg for kommunene Røros, Os og Tolga å inngå et samarbeid om rensing fremfor å delta i et marked for utslippsretter der også Tynset er med. Rent konkret vil Tynset betale 1,928 mill. kroner for kjøp av utslippsretter fra de andre i dette markedet. Men markedsløsningen påfører de tre øverste kommunene en ekstra rensekostnad på $5,678 - 3,415 = 2,263$ mill. kroner i forhold til totalkostnadene ved et internt samarbeid mellom disse tre og inntektene ved salg av utslippsretter til Tynset er ikke store nok til å kompensere for dette. Med den gitte initiale kvotefordeling vil derfor Røros, Os og Tolga ha incitament til å løse utslippsproblemene ved et samarbeid seg imellom fremfor å delta i omsetningen av utslippsretter der alle fire er med. Dette gir en total tiltakskostnad for de fire øverste kommunene på $C(1,2,3) + C(4) = 8,976$ mill. kroner pr. år og er klart en ineffektiv totalløsning. En annen sak er at inntektene ved salg av utslippsretter til Tynset og Tolga tilsammen vil mer enn kompensere Røros og Os for de merkostnader til rensing disse pådrar seg i markedsløsningen i forhold til samarbeidsløsningen. Men dette illustrerer bare at markedsløsningen vil representere en effektiv løsning totalt sett.

Det forhold at markedsløsningen kan blokkeres av samarbeidsløsninger mellom undergrupper av aktører, er åpenbart avhengig av den initiale tildeling av utslippsretter. Dersom en ønsker at markedsløsningen med utslippsretter skal dominere ineffektive samarbeidsløsninger mellom undergrupper av aktører, kan dette oppnås ved å legge restriksjoner på den initiale kvotefordeling som sikrer dette. (Rent formelt betyr

dette at vi legger restriksjoner på den initiale kvotefordeling av utslippsretter slik at markedsløsningen ligger i kjernen.)

Vi lar y_i være de utslippsretter som initialt tildeles område i regnet i kg fosfor pr. år. Da det totale utslipp fra de fire øverste kommunene skal være $(15568-3122) \text{kg} = 12446 \text{ kg}$ har vi at $\sum_{i=1}^4 y_i = 12446$. Vi lar X_i være kommune i's nettokostnad i markedsløsningen. Fordelingen av netto kostnader blir da

$$\text{Røros: } X_1 = 772 - (y_1 - 3115)2,799 = 9491 - 2,799y_1$$

$$\text{Os : } X_2 = 2405 - (y_2 - 3986)2,799 = 13562 - 2,799y_2$$

$$\text{Tolga: } X_3 = 2501 - (y_3 - 1500)2,799 = 6699 - 2,799y_3$$

$$\text{Tynset: } X_4 = 1879 - (y_4 - 3845)2,799 = 12641 - 2,799y_4$$

Innsatt i restriksjonene (i)-(iv) i avsnitt 9.4.2 får vi at dersom markedsløsningen ikke skal kunne blokkeres av ineffektive samarbeidsløsninger, må følgende være oppfylt:

$$(i') \quad y_1 \geq 3391, y_2 \geq 4845, y_3 \geq -656, y_4 \geq 2529$$

$$(ii') \quad y_1 + y_2 \geq 8236, y_2 + y_3 \geq 4389, y_3 + y_4 \geq 1873$$

$$(iii') \quad y_1 + y_2 + y_3 \geq 9409, y_2 + y_3 + y_4 \geq 8808$$

$$(iv') \quad y_1 + y_2 + y_3 + y_4 = 12446$$

Betingelsene (iv') her sikrer at kostnadsbetingelsen $\sum_i X_i = 7557$ er oppfylt.

En mulig fordeling av utslippsretter som tilfredsstillter (i')-(iv') er f.eks. $y_1 = 3631, y_2 = 4971, y_3 = 808, y_4 = 3036$. Dette vil gi følgende kostnadsfordeling mellom de fire øverste kommunene:

Tabell 9-9 Markedsløsninger er mer lønnsom enn separate tiltak

Kommune	Kvote	Utslipp	Salg(-) Kjøp(+)	Inntekt(-) Utgift(+)	Rensekost. i opt.	Netto kostn.	Kost v/sep. rens.
Røros	3631	3115	-516	-1444	772	-672	0
Os	4971	3986	-985	-2757	2405	-352	0
Tolga	808	1500	+692	+1937	2501	4438	8536
Tynset	3036	3845	+809	+2264	1879	4143	5561
Totalt	12446	12446	0	0	7557	7557	14097

Vi ser fra tabell 9-9 at alle kommuner kommer her klart bedre ut i markedsløsningen enn ved separate tiltak. Det finnes heller ingen undergrupper av kommuner som vil tjene på å blokkere denne markedsløsningen. Den ligger derfor i kjernen. En tilsvarende analyse kan vi også gjøre for områdene i den nederste boblen.

Som oppsummering kan en si at en effektiv fordeling av renseaktiviteter kan realiseres ved et samarbeid mellom aktørene. Dersom de involverte parter skal ha egeninteresse av et slikt samarbeid, må kostnadene forbundet med effektiv rensing fordeles mellom partene på en slik måte at ingen, verken enkeltvis eller gruppevis, har noe å vinne på å blokkere en effektiv samarbeidsløsning. Samarbeidsløsningene må med andre ord være en kjerneløsning. Det vil normalt finnes flere slike kjerneløsninger. Det gjenstår derfor å bestemme en bestemt slik løsning. Her må det antas at samarbeidspartenes strategiske posisjon vil være avgjørende. Det kan for øvrig være verdt å merke seg at en fordeling av tiltakskostnader etter prosentvise utslipp som diskutert i kapittel 8 og gjengitt i tab. 8-1, vil gi en løsning som klart kan blokkeres. F.eks. ville det lønne seg for både Røros og Os å rense på egen hånd for å oppfylle utslippskravet siden de i løsningen gitt ved tab. 8-1 ikke blir kompensert for den rensingen som de overtar fra andre.

En effektiv fordeling av renseaktiviteter kan oppnås ved et system for omsettelige utslippsretter dersom aktørene tar prisene for disse som gitte. Hvis f.eks. den initiale fordeling av utslippsretter gjøres omsettelig, vil en markedsløsevekt i utslippsretter innebære at de konsentrasjonskrav som ligger til grunn for den initiale kvotefordeling, vil bli overholdt til lavets mulig total kostnad og

slik at ingen enkelt kommune eller område vil tape på å gå over til kostnadseffektiv rensing. De fleste vil vinne og den samlede gevinst vil være lik kostnadsbesparelsen.

På den annen side kan markedsløsningen bli blokkert ved samarbeid mellom undergrupper av kommuner som vil lede til ineffektive delløsninger. En kan imidlertid normalt justere initialfordelingen av kvoter slik at ingen verken enkeltvis eller gruppevis taper på å delta i et marked for utslippsretter. I så måte vil markedsløsningen dominere alle ineffektive delløsninger og de involverte parter vil realisere en kostnadseffektiv fordeling av renseaktivitetene ut fra økonomiske egeninteresser.

9.6 Markedsorganisasjon og markedsatferd

Vi har i dette caset behandlet de enkelte kommuner/områder som beslutningstakere i diskusjonen omkring implementering av mulige styringsmetoder. I praksis vil der være en rekke enkeltaktører innen hvert område som treffer beslutninger med hensyn til utslipp og rensing mer eller mindre uavhengige av hverandre. Når det gjelder implementering av f.eks. markedsløsninger, er det den enkelte forurensere som er aktør i dette markedet. Vi har imidlertid her ikke tilstrekkelig disaggregerte data til å kunne behandle dette på mikronivå. Rent praktisk kunne en imidlertid tenke seg å overlate til det enkelte område å samordne det samlede tilbud av og etterspørsel etter utslippsretter innen området. De tallene som fremkommer her kan derfor betraktes som netttotalene for hvert område. På samme måte kunne vi tenke oss at initialkvoten blir gitt til hvert enkelt område og så overlate til området å fordele disse internt mellom de enkelte forurenserne. Konkurransen mellom forurenserne internt i området om kjøp og salg av utslippsretter skulle i prinsippet sikre en effektiv fordeling av renseaktivitetene internt i området. Analogt skulle en kunne tenke seg et interkommunalt marked for utslippsretter der markedsprisen blir bestemt ved en avstemming av kommunenes samlede tilbud og etterspørsel etter utslippsretter. Det er den sistnevnte problemstillingen som er diskutert i denne rapporten. Som vi har sett, vil konkurransen mellom kommunene i utslippsmarkedet sikre en effektiv fordeling av renseaktiviteter mellom kommuner.

Det er imidlertid en vesentlig forutsenting for at markedene skal virke effektivt, at aktørene ikke påvirker markedsprisen ved egne disposisjoner og fastlegger sin tilpasning ut fra dette. Dette kan være en rimelig forutsetning i tilfeller der den enkelte aktørs tilbud eller etterspørsel utgjør en liten del av markedets samlede tilbud

eller etterspørsel. Men i et slikt interkommunalt marked vil en få aktører og noen kommuner kan få en dominerende stilling i markedet og utnytte denne til egen fordel. Under slike forhold blir forutsetningen om prisfast markedsatferd mer problematisk. Hvor betydningsfullt dette vil vise seg å være i praksis, er et spørsmål som bare kan besvares gjennom praktiske eksperimenter. De undersøkelser som har vært gjort på dette området, tyder på at ineffektivitet på grunn av monopolistisk tilpasning i markeder for utslippsretter med få aktører trolig ikke er noe stort problem.

10. REFERANSER

- Alsaker-Nøstdahl, B. 1981. Undersøkelser av Glomma i Hedmark. Delrapport om forurensningstilførsler. NIVA 0-78045. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Eriksen, B. 1984. Lineær programmering til kostnadesoptimalisering av tiltak mot fosforforurensning i Numedalslågen. Hovedfagsoppgave i geofysikk. Institutt for geofysikk, Universitetet i Oslo, Oslo.
- Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernavdelingen, 1986. Utslippskontroll ved kloakkrenseanlegg. Årsrapport 1985. Rapport nr. 4 1986, Hamar
- Hagen, K.P., 1985. Desentraliserte økonomiske styringsmetoder i miljøvernpolitikken. Notat nr.1.
- Hagen, K.P., 1986. Markeder for utslippsretter. Notat nr. 2.
- Hegna, H. og Gjelsvik, A. 1980. Brukerveiledning for datamaskinprogrammet LINE. Lineær programmering på NORD-10/NORD-100.TR2639. Elektrisitetsforsyningens Forskningsinstitutt (EFI), Trondheim.
- Ibrekk, H.O. 1985. Drift av vassdragssystemer. Optimalisering av utslippstiltak. Forprosjekt. NIVA 0-84130/F-84486. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Ibrekk, H., 1984. Direkte virkninger av tiltak innenfor landbruket. Arbeidsnotat - 18/84. Senter for industriforskning, Oslo.
- Interkommunalt vann-, avløps- og renovasjonsverk (IVAR), 1979. Vedtekter. Stavanger.
- Johsen, F.H., 1985. Økonomisk analyse av tiltak mot landbruksforurensninger. Litteraturstudie og noen foreløpige vurderinger. Norges Landbruksøkonomiske Institutt, (F)-317-85, Oslo.
- Johnson, M.G., Comeau, J.C., 1978. Management information base and overview modelling. Int. Joint Commission Great Lakes Regional Office, Windsor, Ontario.
- Marshall, Macklin, Monaghan, Ltd. 1977. Evaluation of remedial measures to control nonpoint sources of water pollution in the great lakes basin. Int. Joint Commission Great Lakes Regional Office, Windsor, Ontario.
- NTNF's utvalg for drift av renseanlegg, 1981. Forprosjekt. Behov og muligheter for mer effektiv organisasjon av driften av kloakkrenseanlegg. Prosjektrapport 29:1981, Oslo.
- NTNF's utvalg for drift av renseanlegg, 1982. Driftskostnader for kloakkrenseanlegg. Prosjektrapport 35:1982, Oslo.
- Nybakken, Ø., 1983. En teknisk-økonomisk analyse av de ulike tiltak som kom inn under rammen av Mjøsaksjonen. Den relative

- effektiviteten av de enkelte tiltak. Hovedoppgave ved Institutt for vassbygging, Norges Tekniske Høgskole, Trondheim.
- O'Neil, W.B., 1983. Transferable discharge permit trading under varying stream conditions: A simulation of multiperiod permit market performance on the Fox river, Wisconsin. Water Resources Research, Vol. 19, No. 3, pp 608-612, june 1983.
- Revelle, C.S. et al., 1968. Linear programming applied to water quality management. Water Resources Research Vol. 4 nr. 1 pp 1-9, 1968.
- Rognerud, S. 1984. Rutineundersøkelse i Glåma oppstrøms Vorma 1983. Overvåkingsrapport nr. 153/84. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Statistisk Sentralbyrå, 1981. Landbruksteljing 20 juni 1979. Hedmark. Kongsvinger.
- Stortingsmelding nr.51 (1984-85), 1985. Om tiltak mot vann- og luftforurensninger og om kommunalt avfall. Miljøverndepartementet, Oslo.
- Stubbsjøen, M. et al. 1984. Forurensninger fra jordbruket. Omfang og virkemidler. Delutredning I. Landbruksdepartementet rapport nr. 2 1984, Oslo.
- Stubbsjøen, M. et al. 1986. Forurensninger fra jordbruket. Kostnader ved forurensningsbegrensende tiltak og aktuelle virkemidler. Delutredning II. Landbruksdepartementet rapport nr. 2 1986, Oslo.
- Traaen, T. 1976. Forurensning i overvann. PRA4.7. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Tzay-Rong, J. et al. 1983. A linear program model for point-nonpoint source control decisions : Theoretical development. Ecological Modelling 19 (1983) 249-262, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam
- Vannressursutvalget, 1985. Organisert drift av vassdrag. Rapport fra utvalg nedsatt av Vannressursutvalget. Utvalget for samordning av vannressursforvaltningen, Oslo.
- Vennerød, K., 1984. Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. NIVA 082014/F-82436. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Øren, K. 1983. Lineær programmering til kostnadsoptimalisering av tiltak mot forureninger. NIVA 0-81018. Norsk instiutt for vannforskning, Oslo.