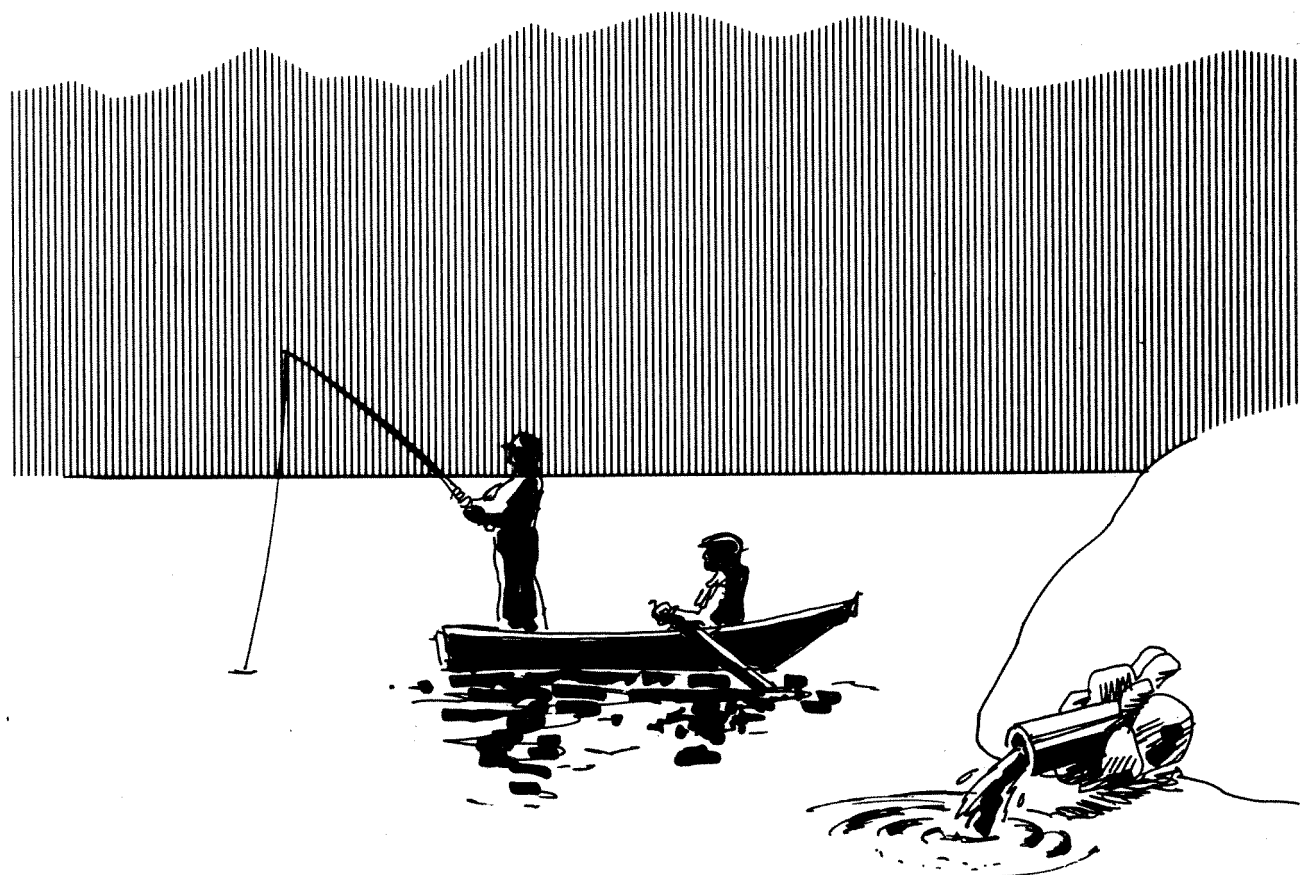




Sammenhenger mellom
utslipp, vannkvalitet
og brukerkrav
i Mjøsa



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor Postboks 33, Blindern 0313 Oslo 3 Telefon (02) 23 52 80 Telefax (02) 39 41 29	Sørlandsavdelingen Grooseveien 36 4890 Grimstad Telefon (041) 43 033 Telefax (041) 42 709	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (065) 76 752	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (05) 95 17 00 Telefax (05) 25 78 90
--	--	--	--

Prosjektnr.: 0-87168
Undernummer:
Løpenummer: 2303
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Sammenhenger mellom utslipp, vannkvalitet og bruker- krav i Mjøsa	Dato: Desember 1989
	Prosjektnummer: 0-87168
Forfatter (e): Erik Børset Rasmus Gulbrandsen Hans Holtan	Faggruppe: VRF
	Geografisk område: Mjøsa
	Antall sider (inkl. bilag): 51

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Rapporten beskriver det faglige grunnlag og den metodiske fremgangs- måte for tiltaksanalysen for Mjøsa. Det vises hvordan en har beregnet sammenhengene mellom utslipp og utslippsreduksjoner og vannkvaliteten i Mjøsa. Gjennom en prioritering av hvilke bruksmessige problemer en ønsker å løse, er ulike vannkvalitetsendringer knyttet til en felles "nytteskala". Dette danner grunnlag for tiltaksanalysens kost-nytte vurdering av forurensningsbegrensende tiltak.

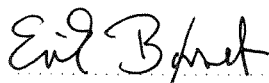
4 emneord, norske:

1. Mjøsa
2. Vannkvalitet
3. Brukskonflikter
4. Kost-nytte

4 emneord, engelske:

1. Mjøsa
2. Water quality
3. User conflicts
4. Cost-benefit

Prosjektleder:



Erik Børset

For administrasjonen:



Dag Berge

ISBN 82-577-1605-7

0-87168

**SAMMENHENGER MELLOM UTSLIPP, VANNKVALITET OG BRUKERKRAV
I MJØSA**

Oslo, desember 1989

Prosjektleder: Erik Børset

Medarbeidere: Rasmus Gulbrandsen
Hans Holtan

FORORD

Denne rapporten er en delrapport under SFT's tiltaksanalyse for Mjøsa. Den presenterer resultatet av det oppdrag NIVA har hatt for å klargjøre og tilrettelegge deler av det faglige grunnlaget for tiltaksanalysens beregninger.

Oppdraget fra SFT har adskilt seg vesentlig fra tradisjonelle forskningsprosjekter og selvstendige utredningsoppgaver. Det har vært en utstrakt dialog og diskusjonsprosess gjennom hele prosjektet. SFT og andre aktører har i stor grad bidratt med faglig input og lagt premisser for arbeidet.

Det som presenteres i dette dokumentet er derfor ikke alene NIVA's konklusjoner og vurderinger, men det omforente grunnlaget for en del av tiltaksanalysens beregninger.

Dette utgangspunktet er også grunnlaget for at denne rapporten er gitt en form som adskiller seg fra typiske forskningsrapporter når det gjelder vitenskapelig presisjon og dokumentasjon.

Denne sluttlige sammenstilling er gjort av NIVA med Erik Børset som prosjektleder og Hans Holtan og Rasmus Gulbransen som medarbeidere. Vår kontaktperson og aktive faglige medspiller i SFT har vært Erik Hauan. I tillegg har en rekke personer vært konsultert eller har deltatt i faglige diskusjoner. Vi vil her særlig nevne Gösta Källberg og Sigurd Rognerud ved NIVA's Østlandsavdeling.

Oslo, desember 1989

Erik Børset

INNHold

	Side
Forord	2
Innholdsfortegnelse	3
Sammendrag	5
1. OM ARBEIDET	8
2. HOVEDTYPER AV FORURENSNINGER I MJØSA	10
2.1 Eutrofiering	10
2.1.1 Eutrofieringsproblemet	10
2.1.2 Årsakene til eutrofiering	11
2.1.3 Valg av beskrivende parameter	12
2.1.4 Fosfor fra ulike kilders betydning for algeveksten	12
2.1.5 Tilbakeholdelse av fosfor i vassdrag	13
2.1.6 Tilførslenes fordeling på årstider og geografiske områder	14
2.2 Mikrobiell forurensning	15
2.2.1 Innledning	15
2.2.2 Valg av beskrivende parameter	16
2.2.3 Ulike kilders betydning for mikrobiell forurensning	16
2.2.4 Tilbakeholdelse og fordeling på årstider ..	16
2.3 Tungmetaller og organiske miljøgifter	17
2.4 Avfall/søppel	18
2.5 Fiber	18
2.6 Prognose for forurensningssituasjonen	18
3. AKTUELLE BRUKERINTERESSER OG DERES KRAV TIL VANNKVALITET	22
3.1 Egnethetssystemet	22
3.2 Brukerinteresser knyttet til Mjøsa	24
3.3 Vannforsyning	24
3.4 Jordbruksvanning	25
3.5 Industrivann	25
3.6 Friluftsliv	25
3.7 Fiske	25
3.8 Brukerinteresser i Lågen	26
3.9 Utviklingen framover	27
4. PRIORITERING AV BRUKERINTERESSER, OMRÅDER OG VANN- KVALITETSPARAMETRE	28
4.1 Grunnlaget for vektleggingen	28
4.2 Hva beskriver vektene	28

4.3	Forhold som er tillagt særlig betydning ved vekten	28
4.4	Brukerinteressenes relative konfliktgrad	29
4.5	Fordeling på områder og vannkvalitetsparametre	29
4.6	Sammenstilling av områdevekter og parametervekter	30
5.	KVANTIFISERING AV SAMMENHENGER	32
5.1	Mulighetene for tallfesting av sammenhenger	32
5.2	Beregning av virksomt forurensningsbidrag	33
5.2.1	Tiltakstyper og vannkvalitetsparametre	33
5.2.2	Klorofyll a i vekstsesongen	34
5.2.3	Termotolerante koliforme bakterier	36
5.2.4	Miljøgifter	36
5.2.5	Lett tilgjengelig organisk materiale	37
5.2.6	Fiber	37
5.2.7	Søppel	37
5.2.8	Tot-P og Tot-N	38
5.3	Konstruksjon av nyttekurver	38
5.3.1	Eutrofieringsvirkninger	38
5.3.2	Termotolerante kolibakterier	42
5.3.3	Miljøgifter	44
5.3.4	Søppel	44
5.3.5	Tot-P og Tot-N	45
5.3.6	Lett tilgjengelig organisk stoff og fiber	45
5.4	Bruken av nyttekurvene	45
5.5	Oppsummering	45
	LITTERATUR	47
	VEDLEGG Tabeller for problemene knyttet til de enkelte brukerinteressene fordelt på områder og vannkvalitetsparametre	48

SAMMENDRAG

Det som beskrives i denne rapporten er den framgangsmåten som ble brukt for å finne fram til sammenhengene mellom eventuelle reduksjoner i forurensende utslipp til Mjøsa, og den nytte dette kunne føre til for de ulike brukerne av vassdraget.

Det er i kapittel 2 gitt oversikter over hvilke hovedtyper av forurensninger vi i dag har i Mjøsa, og hvilke forhold som i bidrar til vannkvalitets-situasjonen.

I kapittel 3 er det oppsummert hvilke brukerinteresser som er knyttet til Mjøsa og diskutert i hvilken grad disse stiller bestemte krav til vannkvaliteten.

På grunnlag av informasjon om disse to forhold, foretok Tiltaksanaly-sens Styringsgruppe en prioritering av de ulike vannkvalitets-konfliktene opp mot hverandre. Denne vurderingen er vist i tabell a. Sty-ringsgruppa konkluderte med at det klart viktigste problemet i Mjøsa i dag er hensynet til å sikre innsjøen som et mest mulig naturlig øko-system.

Tabell a. Relativ styrke av vannkvalitets-konflikter for bruker-interesser knyttet til Mjøsa.

Drikkevann	13%
Jordvatning	2%
Industrivann	1%
Fritidsfiske	5%
Bading	6%
Båtbruk	3%
Annet friluftsliv	4%
Naturvern/Eksistensv.	60%
Interesser nedstrøms Mjøsa	6%
SUM:	100%

Styringsgruppa gikk videre med å spesifisere hvilke geografiske områder i vassdraget som var mest belastet og å spesifisere hvilke vannkvalitets-problemer som bidro til konfliktene i de ulike områdene.

Totalproblemene ble igjen satt til 100%. Fordelt på områder og vannkvalitets-parametre fikk en følgende resultat:

Tabell b. Oppsummering av nyttevektene på områder og vannkvalitets-parametre.

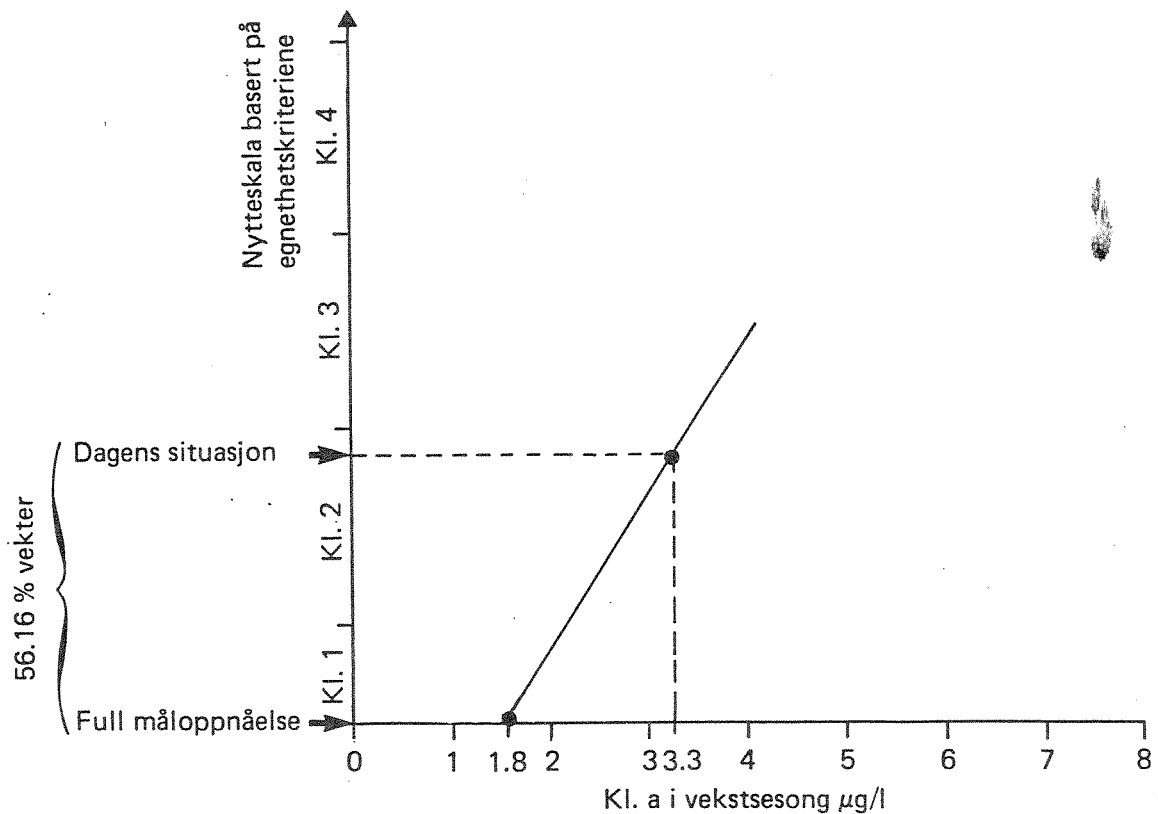
OVERSIKTSTABELL VEKTFORDELING PÅ OMRÅDER OG PARAMETRE							
	Mjøsa sør	Hamar området	Gjøvik området	Mjøsa nord	Lågen	Nedstrøms	Sum
Klorof. a	5.73%	22.72%	17.75%	8.41%	1.56%	-	56.16%
Termotol.koli	1.05%	7.85%	6.33%	2.80%	2.44%	-	20.47%
Lettilgj. org. mat.	-	0.82%	-	-	-	-	0.82%
SøppeI	0.28%	1.26%	1.02%	0.50%	0.45%	-	3.49%
Fiber	-	0.20%	0.21%	-	-	-	0.41%
Miljøgift	1.30%	5.15%	3.95%	1.95%	0.30%	-	12.65%
Tot-P innhold	-	-	-	-	-	3.00%	3.00%
Tot-N innhold	-	-	-	-	-	3.00%	3.00%
Sum	8.35%	38.00%	29.25%	13.65%	4.75%	6.00%	100.00%

Disse nyttebetraktningene skulle så knyttes til eventuelle reduksjoner av forurensende utslipp til Mjøs-vassdraget.

Først ble det diskutert hvordan ulike utslipp bidro til vannkvalitetssendringer. Dette var særlig komplisert for fosforutslippets virkning på algekonsentrasjonen i sommersessongen. Det ble her foreslått koeffisienter for tilgjengelighet av fosforet alt etter utslippskilde, koeffisienter for tilbakeholdelse (retensjon) ut fra utslippssted og koeffisienter for utslippstidspunkt. På denne måten kunne alle fosforutslipp omregnes til en likeverdig enhet som vi kalte "bidragsverdi". Sammenhengen mellom denne "bidragsverdien" og konsentrasjonen av klorofyll a i sommersessongen kunne så beregnes.

På grunnlag i vannkvalitetskriteriene for ferskvann (SFT, 1989) ble det fastslått et nivå for de ulike vannkvalitetsparametrene, der en antok at alle brukskrav var oppfylt. Vi har også oversikt over dagens nivå for disse parametrene. Ut fra dette kan vi sette opp "nyttekur-

ver" som viser dagens vannkvalitetssituasjon og situasjonen når vi forutsette at alle problemene for denne vannkvalitetstypen er eliminert. Denne forbedringen tilsvarer den prosentandel eller de nyttevekter som ble angitt i tabell b. En slik kurve er vist for klorofyll (figur a).



Figur a. Nyttekurve for vannkvalitetsparameteren klorofyll a i produksjonssesongen

Tilsvarende nyttekurver ble laget også for de andre vannkvalitetsparametrene som inngikk i tiltaksanalysen.

Ved hjelp av disse nyttekurvene var en nå istand til å beregne hvor stor "nytte" hvert enkelt forurensningsbegrensende tiltak ville føre til. Det var dannet et enhetlig grunnlag for på vurdere ulike tiltak mot hverandre, og en hadde muligheten til å velge det eller den gruppe tiltak som ga størst forbedring i forhold til kostnadene. For å lette beregningene ble nyttekurvene og omregningskoeffisientene lagt inn i et eget regneprogram.

1. OM ARBEIDET

Formålet med SFT's prosjekt, tiltaksanalyse for Mjøsa, var å finne fram til mulige tiltak for å redusere forurensningen, vurdere effekten og økonomien for disse som grunnlag for anbefalinger om hvilke tiltak som burde prioriteres.

Anbefalingene skulle være basert på en systematisk sammenlikning av :

- kostnadene ved de enkelte forurensningsbegrensende tiltak, og
- tiltakenes nytte i en vid samfunnsøkonomisk forstand.

Informasjonen om forurensningsreduksjoner og kostnader for de enkelte tiltakene, ble skaffet gjennom rapporter/tiltaksutredninger fra oppnevnte arbeidsgrupper.

Det som skal beskrives i denne rapporten er framgangsmåten som ble brukt for å finne fram til sammenhengene mellom reduksjonene i forurensende utslipp til Mjøsa, og den nytte reduksjonene vil kunne gi for de ulike brukerne av vassdraget.

Det faglige grunnlaget for kvantifisering av slike sammenhenger er forholdsvis svakt. På en rekke trinn har det derfor vært nødvendig å foreta forenklinger av en komplisert virkelighet, og å bruke faglig skjønn der sikre data har manglet. Rapporten vil derfor tjene som en dokumentasjon av en del av tiltaksanalysens faglige premisser.

Det ble i størst mulig grad forsøkt å finne fram til tallfestete sammenhenger, slik at det kunne utarbeides regnemodeller for forholdet mellom kostnader ved tiltakene og nytteverdien.

Første trinn i prosessen var å finne fram til de aktuelle sammenhenger mellom utslipp, reduksjoner i utslipp og vannkvaliteten i resipienten.

Neste trinn var å finne ut hvordan den beregnete vannkvalitetsforbedringen kunne antas å forbedre bruken og brukskvaliteten av vannet i Mjøsa og Lågen.

Ved utarbeidelsen av en beregningsmodell for slike kvantifiserte sammenhenger var det særlig på to områder vi støtte på kunnskapsmessige begrensninger.

Det ene er oversikten over dagens situasjon. Vi skulle hatt full oversikt over utslippsmengde og -form for de ulike forurensende elemente-

ne, og vi skulle hatt oversikt over vannkvalitets-situasjonen i resipienten. Selv om Mjøsa er relativt godt undersøkt, er disse forutsetningen ikke fullt ut til stede i dag. Visse forenklinger og anslag har derfor vært nødvendige for visse forurensningskomponenter og forurensningsvirkninger.

Den andre typen begrensninger er at vi mangler kunnskap om hvordan enkelte typer forurensende stoffer spres og virker i resipientene. For visse forhold kan vi anslå visse sammenhenger, for andre forhold vet vi for lite til å komme med kvalifiserte estimater. Det siste gjelder særlig geografisk detaljering og årstidsoppdeling. I disse tilfellene må vi nøye oss med å belyse visse hovettrekk eller gjennomsnitssituasjoner.

En del av oppgaven ble derfor å finne ut hva som var vesentlige faktorer og problemstillinger, og hva som var detaljer som ikke har noen merkbar betydning for totalresultatet. For eksempel er det flere elementer som kan være av relevans for eutrofieringsutviklingen, men for Mjøsa var det enighet om at fosfortilførselen er den avgjørende faktoren.

I tiltaksanalysen er fem hovedtyper av forurensningsvirkninger/forurensende elementer spesielt behandlet:

- Eutrofiering
- Mikrobiell forurensning
- Tungmetaller og organiske miljøgifter
- Avfall/Søppel
- Fiber

Det er for disse kategoriene, ev. representert ved egnete indikatorparametre, at beskrivelsen av dagens problemer og nytten av en forbedring er blitt vurdert.

2. HOVEDTYPER AV FORURENSNINGER I MJØSA

2.1. EUTROFIERING

2.1.1. Eutrofieringsproblemet

En eutrofiutvikling settes i gang når den årlige belastning av næringsstoffer øker over et lengere tidsrom. For Mjøsa som økosystem er det først og fremst en slik utvikling som må forhindres. Den store Mjøs-aksjonen i 1977-80 hadde som formål å stoppe, og om mulig reversere utviklingen som da begynte å få meget store praktiske konsekvenser for bruken av vannet og innsjøen.

Nå er tilførselene av næringssalter til Mjøsa under rimelig bra kontroll. Det generelle forurensningsnivået er imidlertid så vidt høyt at problemer kan oppstå i år med spesielle værforhold.

Dagens problemer for bruksinteressene er i vesentlig grad knyttet til kvaliteten av Mjøsas overflatevannlag i sommersesongen. Vi kan si at dette er problemer som utgjøres av årsvariasjoner omkring en hovedtrend for eutrofieringssituasjonen.

Når det gjelder vurdering og anbefaling av tiltak mot forurensninger, må vi i noen grad skille mellom tiltak som er rettet mot den langsiktige eutrofieringsutvikling og tiltak som er rettet mot å dempe de årlige sommeroppblomstringene av alger.

Alle brukerinteressene er i større eller mindre grad, påvirket av vannkvalitetsforhold som har en sammenheng med eutrofieringssituasjonen. Dette gjelder hensynet til Mjøsa som stabilt økosystem, der den generelle eutrofieringssituasjon er avgjørende. Det gjelder også mer tidsbegrensede problemer slik som uestetiske forhold på grunn av begroing, lite siktedyp, og lukt- og smaksproblemer forårsaket av f.eks. bestemte typer blå-grønnalger.

I løpet av 1980-årene har verdiene for algemengde, primærproduksjon og siktedyp variert fra år til år. Primærproduksjonsverdiene synes å ha hatt en økende trend. Algesamfunnene har i de siste sesongene vært dominert av de samme grupper som i 1950 og 1960-årene dvs. for det meste kiselalger. Blågrønnalger har bare vært tilstede i små mengder.

Ut fra ønsket om et stabilt økosystem, er tilførselene av næringsstoffer fortsatt for høy, spesielt i nedbørrike somre. Med utgangspunkt i et "normalår", bør forurensningsbidragene fra menneskelige aktiviteter reduseres med 40-50%.

Det modellapparat vi har for å beregne eutrofieringsutviklingen, er basert på en totalvurdering av vannmassene og totaltilførsel gjennom året og er bare egnet for å vurdere eutrofieringsutviklingen over en lengere tidsperiode.

De eutrofieringsproblemene som i ulik grad opptrer om sommeren er derimot i stor grad et resultat av belastningen av fosfor i vekstsesongen. De bruksmessige ulempene eutrofiering fører med seg i Mjøsa er foreløpig i stor grad knyttet til tilstanden i overflatelagene og enkelte strandområder.

Enkelte lokale eutrofieringseffekter kan observeres. Dette er tydeligst i første del av vegetasjonssesongen. Vi finner dette i de samme områdene som er belastet med bakteriell forurensning. (Ved de store konsentrerte utslippene). Det meste av denne effekten kommer før bade- og båtlivsesongen er skikkelig i gang. Garnfiskere i Furnesfjorden klager noen ganger over begroing på garn før situasjonen i hovedvannmassene er kritisk.

2.1.2. Årsakene til eutrofiering

Plantenæringsstoffer (fosfor og nitrogen) og organisk materiale er de utslippselementene som påvirker eutrofieringssituasjonen.

Fosfor er i dagens situasjon det styrende element for eutrofieringen i Mjøsa. Det er fosfortilførslene som bestemmer totalnivået for algemengden representert ved parametre som klorofyll og siktedyp.

Dette betyr ikke at andre elementer er uten betydning. Mengdeforholdet mellom fosfor og nitrogen kan ha betydning for artssammensetningen av alger, og tilgang på organisk materiale kan trolig fremme oppblomstringen av blå-grønnalger. Konsentrerte punktutslipp av næringsstoffer kan også ha en utløsende effekt på uønsket algevekst, slik at oppblomstringen sprer seg fra disse stedene til hovedvannmassene.

Virkingen av nitrogen og organisk materiale er totalt sett av liten betydning i forhold til fosforbelastningen. For nærområdet til Bru-munddal (Furnesfjorden) bør en derimot være oppmerksom på utslippet av lettløselig, organisk materiale.

Det er særlig av hensyn til de antatte virkningene av nitrogenproduserende aktiviteter i Mjøsas nedbørfelt for brukerinteresser i Glomma og i Ytre Oslofjord, det er ønskelig å trekke nitrogen inn i

vurderingene.

For Mjøsa kan vi i hovedsak konsentrere oss om fosforutslippenes virkninger i resipienten. Dette er en fordel da det er for fosfor en har best informasjon om tilførsler og det beste modellapparatet for å beregne virkningene i resipienten. Her vet vi relativt mye om reten-sjon, ulike tilstandsformer osv.

2.1.3. Valg av beskrivende parameter

Eutrofieringssituasjonen kan beskrives på mange måter. En kombinasjon av flere parametre er nødvendig for å få et entydig bilde. For tiltaksanalysen vil det være nødvendig å velge en eller noen få parametre som beskriver vannkvalitetssituasjonen i Mjøsa med hensyn på eutrofiering. Relevante parametre er:

- Algeproduksjon pr. tidsenhet
- Algemengde
- Algesammensetning
- Tot. kl.fyll a
- Tot.- P
- Tot.- N
- Siktedyp

Data om Tot.- P konsentrasjonen er nødvendig som grunnlag for beregningene, men som en parameter som bedre beskriver bruksegenskapene er trolig middelveiden av klorofyll a i sommerhalvåret (15. mai - 15. okt.). Denne parameteren er også med i de foreslåtte egnethetsklasser for vannkvalitet (SFT, 1989). Vi har derfor valgt denne parameteren som hovedparameter for å beskrive eutrofiering i tiltaksanalysen.

2.1.4. De ulike fosforkilders betydning for algeveksten

Gjennom de enkelte tiltaksutredninger, er utslippsreduksjonen for fosfor angitt som Tot-P i tonn P/år. For å vurdere hvilken vannkvalitetsforbedring dette vil føre til, er det nødvendig å ta hensyn til at ulike tilstandsformer av fosfor har ulik virkningsgrad i resipienten. Vi må skille ut den del av fosforutslippet som er biologisk aktivt.

Biologisk tilgjengelig fosfor er løst reaktivt fosfor, løst ikke reaktivt fosfor og deler av fosforet adsorbent til partikler. Andre typer fosfor som inngår i mineralsammensetninger (f.eks. apatittfosfor) eller fosfor som er bundet til tungt nedbrytbart organisk materiale,

er lite biologisk tilgjengelig og innvirker lite på algeveksten. Dette betyr at fosfortilførselen fra de ulike kilder i varierende grad stimulerer algeveksten eller den biologiske produksjon. Fosfor fra husholdningskloakk og husdyrgjødsel er betydelig lettere tilgjengelig for algevekst enn fosfor som kommer som overflateavrenning fra skog og fjell.

Hvor stor prosent av fosforet fra de ulike kildene som er biologisk aktivt, er en avgjørende informasjon for å finne fram til de mest kostnadseffektive tiltak. På dette feltet råder det mye faglig usikkerhet. Av litteratur kan særlig nevnes Vennerød (1984a) og Berge og Källquist (1988 og 1989 in prep.).

2.1.5. Tilbakeholdelse av fosfor i vassdrag

For mange av tiltaksutredningene vil utslippene ikke være angitt direkte til Mjøsa, men til tilførselselvene. Dette må det tas hensyn til når en skal vurdere hvor mye som blir tilført Mjøsa, og når på året det blir tilført.

Fosfor er ikke et konservativt element og det vil inngå forskjellige forandringer så snart det tilføres vassdrag. Fosfor kan tas opp fysisk (sorbsjon), akkumuleres biologisk eller fjernes fra vannfasen på annen måte. Det kan bli avleiret, i det minste for en periode, i bunnsedimenter og elveavsetninger.

Fosfor tas opp av planter og begroingsorganismer, dvs. at primærproducentene reduserer vannets fosforinnhold. Mesteparten av fosforet i et vassdrag er om sommeren bundet opp i organisk materiale, og det antydes i litteraturen at ikke mer enn 10 % av fosforet er i løsning på en gang. Det organiske materiale vil også etter hvert felles ut og sedimentere.

Disse opptaks- og transportmekanismene betyr at ellevannets innhold og transport av fosfor vil være ujevnt og variere med tiden. Under lavvannsføringer spesielt om sommeren holdes fosforet tilbake på grunn av plantenes opptak, utfellinger o.l., mens transporten øker i perioder med høy vannføring. På årsbasis vil derfor fosfortilførselen til en nedenforliggende innsjø bli bortimot av samme størrelsesorden som de tilførte fosformengder til vassdraget, under den forutsetning av at det i vassdraget ikke finnes innsjøer som er effektive fosforfeller (sedimentasjon). En viss akkumulering av partikkelbundet fosfor kan også skje i stilleflytende elvepartier.

Noe løst fosfor vil adsorberes til partikler, sedimentere og derfor fjernes fra vannfasen.

Utslipp som finner sted under produksjonsperioden om sommeren, vil umiddelbart stimulere produksjonen og vil derfor på kort sikt ha større betydning enn utslipp som finner sted f.eks. om vinteren. "Vinterfosforet" vil nemlig i langt større grad sedimentere eller passere den aktuelle vannforekomst før produksjonsperioden tar til.

Tilbakeholdelsen (retensjonen) av fosfor i vassdragene må vurderes når tiltakene skal sees i forhold til vannkvalitetsendringer i Mjøsa. Viktigst her er Vågåvann og Losna hvor mye av fosforet holdes tilbake. Likeledes er det en viss retensjon i Mjøsas nordlige del ned til Moelv.

2.1.6. Tilførselens fordeling på årstider og geografiske områder

Det er viktig å være klar over at Mjøsa med sitt store volum i forhold til overflaten, er i stand til å "håndtere" relativt store mengder plantenæringsstoffer. Utfellingen i løpet av vinteren er så stor i forhold til tilførselene at en i begynnelsen av vekstsesongen starter på et akseptabelt nivå med hensyn på næringsstoffer ($P = 6-7 \mu\text{g/l}$). Det som nå skaper konflikter i forhold til brukerinteressene er i stor grad bestemt av utslipp i sommersesongen (vekstsesongen) der tilførselene av næringsstoffer skjer i den produktive sonen over sprangsjiktet. Tilførselene av fosfor er dessuten langt større om sommeren enn om vinteren.

For å bedømme virkningene av utslippsreducerende tiltak er det derfor nødvendig å ta hensyn til utslippenes fordeling over året. Utslipp i vekstsesongen teller mer enn utslippene resten av året. Vekstsesongen regnes fra 15. mai til 15. oktober.

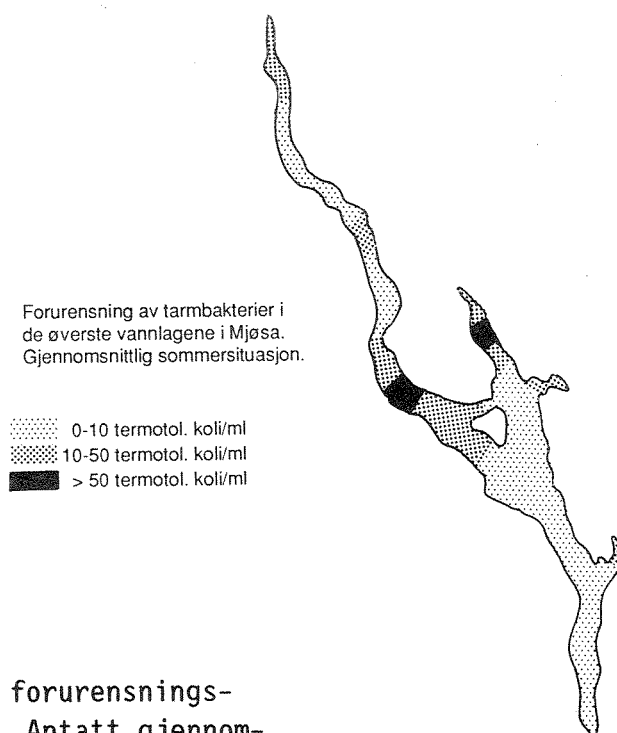
I vekstsesongen skjer det en stor grad av horisontal transport og blanding av overflatelaget. Vinden skaper strømmer som lett og effektivt skyver Mjøsas overflatelag over store områder. Slik kan kontinuerlige og konsentrerte næringsstoffsutslipp hurtig bli transportert til andre, mindre påvirkete områder. Dette gjør at forurensningstypen eutrofiering vil det først og fremst være interessant å betrakte en total- eller gjennomsnittssituasjonen for Mjøsa. Dette modifiseres noe ved at særlig store utslipp gjør at eutrofieringsproblemene er noe større i Gjøvik- og Hamar-områdene enn sør og nord i Mjøsa.

2.2. MIKROBIELL FORURENSING

2.2.1. Innledning

Forekomsten av sykdomsfremkallende mikroorganismer, slik som bakterier, virus og egg av innvollparasitter, har betydning for de fleste av de brukerinteressene som vurderes i denne undersøkelsen. I motsetning til eutrofieringsvirkningene er den mikrobielle forurensning mer et lokalt problem. Patogene organismer har en begrenset levetid i vannmassene slik at transporten mellom de ulike delene av Mjøsa og Lågen blir av mindre betydning. For denne typen forurensning vil en heller ikke oppleve akumuleringsfenomener som vi kan ha for andre typer forurensninger.

Disse forhold bekreftes av at mikrobiell forurensning ikke er noe stort generelt problem i Mjøsa eller Lågens hovedvannmasser i dag. Det er derimot et betydelig problem i nærområdene til de største befolkningkonsentrasjonene rundt Mjøsa og rett nedstrøms større tettsteder langs Lågen. Utbredelsen av patogene mikroorganismer varierer mye gjennom året og fra år til år. Presentert på kart vil områdene med særlige konsentrasjoner vise et noe forskjellig mønster fra undersøkelse til undersøkelse. Det kartet som er presentert i figur 1 er et skjønsmessig gjennomsnitt for de siste 4-5 årene.



Figur 1. Den mikrobielle forurensnings-situasjon i Mjøsa. Antatt gjennomsnittssituasjon for sommerhalvåret.

Problemenes regionale karakter har som konsekvens at vurderingen av tiltak som angår mikrobiell forurensning må knyttes til disse bestemte problemregionene. Det må defineres et "spredningssentrum" i hvert av disse områdene. En må anta at størrelsen på det vannarealet som belastes og konsentrasjonen er proposjonal med utslippets størrelse fra et slikt spredningssentrum. Strømningsmønsteret er avgjørende for utbredelsens variasjonsmønster.

2.2.2. Valg av beskrivende parameter

Det har, som en del av overvåkingen, jevnlig vært utarbeidet vannkvalitetskart som viser mikrobiell forurensning i Mjøsa. Kartene er utarbeidet for tre mikrobiologiske parametre:

- Totalt koliforme bakterier,
- Termotolerante koliforme bakterier og
- Kimtall

For vårt formål må vi ta utgangspunkt i en parameter. Det ser ut til at "termotolerante koli." er den parameteren som vi har best beregningsgrunnlag for. Det er også den parameter som mest direkte indikerer sykdomsrisiko på grunn av fekal forurensning.

2.2.3. Ulike kilders betydning for mikrobiell forurensning.

Både punktkilder og diffuse utslipp kan gi mikrobiell forurensningsbelastning. Diffuse utslipp fra spredt bebyggelse og husdyrhold nær vassdraget er av betydning, men det er svært vanskelig å anslå totalbidraget og den patogene andel fra disse kildene. Erfaringene fra de tiltak som er gjort i området og fra overvåkingen av Mjøsa, indikerer tydelig at det dominerende problem for denne typen forurensning er knyttet til de store husholdningskloakkutslippene fra Lillehammer, Gjøvik, Hamar og andre tettsteder. For Lågen er det tettstedene langs vassdraget f.eks. Fåvang som har en betenkelig hygienisk vannkvalitet. I forbindelse med tiltaksanalysen vil det være tilstrekkelig å regne den mikrobiologiske belastningen som proposjonal med kloakkutslippenes størrelse i disse områdene.

2.2.4. Tilbakeholdelse og fordeling på årstider.

Under forutsetning av at en konsentrerer oppmerksomheten til kloakkutslippene fra de største befolkningkonsentrasjonene, skaper ikke til-

bakeholdelse noe problem for beregningene. De kildene vi skal vurdere har utslipp direkte til Mjøsa eller Lågen.

Overlevelsestiden for bakterier i resipienten er bestemt av en rekke forhold. Generelt vil sterkt lys inaktivere bakteriene, mens høyt innhold av organisk stoff og lav temperatur øker overlevelsesnivåen (Vennerød red., 1984b). Dette betyr at denne typen forurensning får større utbredelse om vinteren. På den andre siden vil en del av de brukerinteressene som kan påvirkes av de hygieniske forhold være knyttet til sommersesongen (f.eks. bading og jordbruksvatning). Drikkevannsforsyning er derimot en brukerinteresse som er jevnt fordelt over året og samtidig avhengig av god hygienisk kvalitet.

På denne bakgrunnen synes det ikke å være nødvendig med korrigering av utslippstallene i forhold til geografisk område eller tidspunkt på året.

2.3. TUNGMETALLER OG ORGANISKE MILJØGIFTER

Miljøgiftproblemene kan være av to typer. Konsentrasjonene kan være så store at de medfører direkte helsemessig skade eller giftvirkning. Dette problemet har vi sansynligvis ikke i Mjøsa i dag. Den andre typen virkning er den langsiktige effekt av en eksponering av miljøgifter, særlig på grunn av akumuleringsprosesser. Virkningen av slike prosesser er ofte vanskelig å registrere. Det er ikke tegn som tyder på at Mjøsområdet er særlig utsatt i så henseende, men visse negative helsemessige virkninger kan ikke utelukkes.

For Mjøsa vet vi lite om det eksisterende forurensningsnivå med hensyn til tungmetaller og organiske miljøgifter, og vi vet også lite om hvilke kilder som finnes for kontinuerlig utslipp og hvor det er særlig fare for tilfeldige utslipp. Dette gjør det vanskelig å behandle dette problemet som en del av tiltaksanalysen.

Rognerud (1985) har beregnet at Mjøsas sedimenter er forurenset med tilsammen ca. 1,8 tonn kvikksølv. En stor del av dette er kvikksølv som ble brukt i treforedlingsindustrien fram til 1970 og fra beising av såkorn. Etter den tid er belastningen gått noe ned, men fortsatt er tilførslene betydelige. Selv om tilførslene blir kraftig redusert, vil kvikksølvet kunne registres i innsjøens økosystem i mange år framover.

Dette har den bruksmessige konsekvens at Helsedirektoratet har anbefalt begrensninger på anvendelsen av fisk til konsum.

Vi har ingen opplysninger om den generelle forekomsten av plantevern-
middelrester eller andre organiske miljøgifter i Mjøsa og Lågen. Det
som finnes er noen målinger av en tilførselsbekk.

I forhold til aktuell forurensningspolitikk er det kanskje riktig å be-
trakte denne typen forurensninger som noe en må prøve å unngå uan-
sett. Hvis dette er tilfelle, kan en i tiltaksanalysen prioritere ut-
slippsreduksjonen direkte, uten å gå vegen om en diskusjon av vannkva-
litetskrav og brukerinteresser.

2.4. AVFALL/SØPPEL

Søppel og andre typer avfall skaper problemer for en rekke bruker-
interesser til Mjøsa. Avfall som flyter i overflaten skaper problemer
for fiske og båtbruk, og tilgrising av strender og bekkefar er til
sjenanse for bading og annen friluftsbruk.

Tilførsler over hele året bidrar til forsøplingen. Men det er først og
fremst aktiviteter i sommersesongen som er skadelidende.

Vi har ikke noen målinger eller oversikt over dagens situasjon når det
gjelder forsøpling. Dette gjør det vanskelig å gi dette noen systema-
tisk behandling i nytteberegningene.

2.5. FIBER

Utslipet fra treforedlingsindustrien kan ha et stort innhold av
fiber. Dette skaper problemer lokalt, særlig utenfor Hunnselvas
munning og i de indre delene av Furnesfjorden. Her er det store fiber-
banker der det naturlige dyrelivet er ødelagt. Lokalt kan fiberut-
slippet gi redusert siktedyp og lite tiltalende badeplasser.

Også for å beregne endringer i fiberbelastningen og vannkvalitets-
endringene som følge av dette, er datagrunnlaget dårlig.

2.6. PROGNOSE FOR FORURENSNINGSSITUASJONEN

Denne framstillingen er basert på rapporten "Forurensningsprognose for
Mjøsa" (Børset et al. 1986), og en revisjon av tallmaterialet på grunn
av den informasjon som bl.a. tiltaksutredningene har frambrakt.

Det ble forutsatt at forurensningsprognosen skulle baseres på en vide-

reføring av dagens forurensningspolitikk. Det betyr at det forutsettes at en i perioden fram til århundreskiftet stort sett har det samme aktivitetsnivå og bruk av virkemidler innenfor forurensningsbekjempelse som idag. Det skal derimot tas hensyn til effekten av allerede vedtatte politikkenninger og effekten av vedtatte, tidsbegrensede aksjoner. De vedtatte strakstiltak er her viktige. I denne prognosen er det tatt hensyn til ekstraordinære tiltak innenfor jordbruk og industri. Innenfor kommunalt avløp er det mer usikkert hvilke tiltak som vil bli satt iverk, slik at det her ikke er beregnet hvordan dette kan slå ut i prognosen.

Oppsummert kan en si at forurensningsprognosen skal gi en grov beskrivelse av utviklingen i forurensningssituasjonen frem til år 2000 dersom det ikke gjennomføres noen tiltak utover de som allerede er besluttet gjennomført.

Utvikling i forurensningsbelastninger er ikke bare avhengig av forurensningspolitikken. Den generelle utvikling på ulike sektorer i samfunnet kan være av avgjørende betydning. På bakgrunn av bl.a. fylkesplanutkastene for Hedmark og Oppland ser det ut til at aktiviteten på de "forurensningsgenererende" sektorer vil endre seg lite i prognoseperioden. Befolkningsmengden i nedbørfeltet vil være ganske stabil, industristrukturen og produksjonsvolumet i industrien forutsettes relativt uendret, det forutsettes en gradvis nedgang i nydyrking og ellers liten endring i jordbruksproduksjonen osv.

Fosfor er den viktigste forurensningskomponenten i Mjøsa-sammenheng, og det er også for denne komponenten vi har best datagrunnlag og informasjon om sammenheng mellom aktiviteter og forurensningsbelastning. Det er derfor bare for fosfor det har vært mulig å utarbeide en rimelig tallfestet prognose.

Med grunnlag i dagens kunnskap om tilførsler og de forutsetningene for videre utvikling og konkrete tiltak som er lagt til grunn, får vi følgende totalprognose for fosfortilførselen (tonn P/år) til Mjøsa.

Tabell 1. Fosforprognose for Mjøsa. "Dagens situasjon" er basert på teoretiske tall for 1985 (Børset et al. 1986), medregnet antatt effekt av "straks-tiltakene" (opplysninger fra SFT).

	"Dagens situasjon" tonn P/år	År 2000 tonn P/år
<u>Menneskeskapt bidrag</u>		
- Befolkning	58	61
- Jordbruk	82	85
- Industri	7	7
- Akvakultur	1	1
<u>Naturlig bidrag</u>		
- Arealavrenning	85	85
- Nedbør	7	7
Totalt	240	246

I bidraget fra befolkning er det regnet med en svak økning av P-utslippet pga. en antatt redusert standard på ledningsnettet.

Innenfor jordbruk er det tatt utgangspunkt i beregninger fra GEFO (1988), som ligger betydelig over de tallene som ble brukt i prognosen fra 1986. Fra dette tallet er det trukket virkningene av strakstiltakene. Frem til år 2000 regner vi med en liten økning i fosforbelastningen.

For industri er det ikke regnet med noen ytterligere endring etter at strakstiltakene er gjennomført.

Særlig stor usikkerhet er forbundet med beregninger av fosforbelastningen fra arealavrenning. Dette gjelder både den naturlige og den menneskeskapte. Disse postene utgjør meget stor andel av totalbelastningen.

For organisk stoff er det beregnet at Mjøsa årlig tilføres ca. 600 tonn BOF_7 fra befolkning, ca. 2.500 tonn BOF_7 fra industri og ca.

3 000 tonn fra jordbruket.

Med samme aktivitetsutvikling som vi forutsatte i fosforprognosen, må vi forvente en viss reduksjon i belastningen av organisk stoff.

Selv med dagens belastning betyr det menneskeskapte bidraget av organisk stoff lite i forhold til det organiske stoff som algene i Mjøsa selv produserer (anslagsvis 90 % av totalproduksjon).

Nitrogenbelastningen varierer mye fra år til år, særlig på grunn av nedbørsmengden. Det kan grovt anslås en belastning på ca. 4500 - 5000 tonn/år. Av dette kommer ca. 2000 tonn fra landbruk og ca. 500 tonn fra befolkning og industri. De tiltak som settes igang for å redusere fosforbelastningen på Mjøsa vil også gi en reduksjon i nitrogenbelastning. Nitrogentilførselen gjennom nedbør har øket betydelig de siste 30-40 år. En fortsettelse av denne utviklingen kan føre til en økning i total belastningen av nitrogenen fram mot år 2000.

Hovedkildene for patogene mikroorganismer er befolkning og landbruk. Totalt sett vil tiltak med hensyn på fosforreduksjon medføre bedring også for mikroorganismer. En nærmere vurdering av den fremtidige belastningen av patogene mikroorganismer krever en vurdering av konkrete tiltak relatert til lokale resipienter og lokale områder i Mjøsa.

3. AKTUELLE BRUKERINTERESSER OG DERES KRAV TIL VANNKVALITET

3.1. EGNETHETSSYSTEMET

I håndboken "Vannkvalitetskriterier for ferskvann" (SFT, 1989) er det foreslått kriterier for vannets egnethet for ulike bruk. Dette er gitt i form av parameterverdier som vil inndele vannet og vannforekomstene i fire kvalitetsklasser. Dette er et system som skal gi faglig funderte - objektive - kriterier.

I konkrete saker kan de berørte brukeres krav og forventninger til vannkvaliteten avvike en del i fra dette. Ulike grupper og personer vil ha ulike krav, og disse kravene vil endre seg over tid. De virkelige kravene og preferansene er det vanskelig og tidkrevende å skaffe informasjon om. Det ble, i tiltaksanalysen, ikke lagt opp til noen spesialundersøkelse for å finne fram til hvilke krav befolkningen rundt Mjøsa hadde til vannkvaliteten. I denne situasjonen var det derfor hensiktsmessig å holde seg til det generelle, faglig baserte egnethetssystemet.

I tiltaksanalysen for Mjøsa er følgende brukerinteresser blitt vurdert:

- Drikkevann
- Jordvatning
- Industrivann
- Fritidsfiske
- Bading
- Båtbruk
- Annet friluftsliv
- Naturvern/Eksistensverdi

I SFT's egnethetssystem er det brukt en annen inndeling. De sammenliknbare bruksformene er:

- Råvannskilde for drikkevann
- Jordvanning
- Friluftsbad
- Sportsfiske
- Båtsport
- Naturvern

Det er særlig for de fire første av disse bruksformene, i SFT's system, at selve vannkvaliteten er avgjørende. For disse er det til de ulike egnethetsklassene definert ved grenseverdier for en rekke

vannkvalitetsparametre. De tre siste bruksformene stiller i liten grad klare vannkvalitetskrav. Kvaliteter i omgivelsene og tilrettelegging for bruk blir relativt sett viktigere for inndeling i egnethetsklasser.

Brukerinteressen resipientbruk inngår ikke i noen av disse systemene. Dette velkjente begrepet blir å betrakte som en fellesbetegnelse der alle de andre vannkvalitets-avhengige brukerinteressene inngår.

Egnethetssystemet består, for hver av brukerinteressene, av fire egnethetsklasser. Klasse 1 står for godt egnet, kl. 2 for egnet, kl. 3 for dårlig egnet og kl. 4 står for ikke egnet. De foreslåtte kriteriene for klasseinndelingen av drikkevann, jordvatning og friluftsbad er i tabell 2 vist for et utvalg særlig aktuelle parametre. I det fullstendige egnethetssystem er grensene mellom gruppene gitt ved langt flere parametre.

Tabell 2. Utdrag av egnethetskriteriene fra "Vannkvalitetskriterier for ferskvann" (SFT, 1989).

Bruksform	Parametertype	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4
Råvann for drikkevann	Klorofyll-a µg/l(veksts.)	< 2	2 - 3,7	3,8 - 7,5	> 7,5
	Termotol.koli. pr 100 ml	0	1 - 4	5 - 100	> 100
	Siktedyp m (veksts.)	> 7	7 - 4,1	4,0-2,0	< 2,0
Jordvanning (produkter for direkte konsum)	Klorofyll-a µg/l(veksts.)	< 2	2 - 3,7	3,8 - 7,5	> 7,5
	Termotol.koli. pr 100 ml	0	1 - 4	5 - 100	> 100
Friluftsbad	Klorofyll-a µg/l(veksts.)	< 2	2 - 3,7	3,8 - 7,5	> 7,5
	Termotol.koli. pr 100 ml	< 50	50 - 500	501 - 1000	> 1000
	Siktedyp m (veksts.)	> 7	7 - 4,1	4,0-2,0	< 2,0

For bruksformene båtbruk, fiske og naturvern er vannkvalitetskriteriene mindre presist angitt. Mer skjønsmessige vurderinger av vannestetiske forhold (algemengde, oljefilm, flytende søppel osv.) er bestemmende for egnethetsklassen. For vårt bruk kan en trolig gå ut ifra at disse bruksformene har de samme kvalitetsmessige parametre og grenseverdier som friluftsbad.

For sportsfiske bør en for Mjøsa også være oppmerksom på kvikksølvinn-

holdet i fisken. Det er her angitt en klasseinndeling der det for klasse 1 og 2 skal være et innhold på <0,5 mgHg/kg. 0,5 - 1,0 mg/kg gir klasse 3 og >1,0 mg/kg gir klasse 4.

3.2. BRUKERINTERESSER KNYTTET TIL MJØSA

Denne oversikten over den bruk og de brukerinteressene som er tilknyttet Mjøsa og Lågen, er hentet fra den brukerundersøkelse som er gjort som en del av tiltaksanalysen (Gulbrandsen, 1988).

Brukerundersøkelsen er begrenset til de brukerinteresser som setter krav til vannkvalitet. Dette betyr at undersøkelsen omfatter vannforsyning, jordbruksvatning, industrivann, friluftsliv og fiske. Resipientinteressene er ikke vurdert i denne omgang.

Generelt kan en si at Mjøsa i dag er i en tilstand hvor relativt små utslippsøkninger kan føre til forholdsvis store forurensningsvirkninger, og følgelig gi redusert bruker kvalitet. Dette gjelder særlig for brukerinteressene drikkevannsforsyning og bading.

Mjøsa bør sikres slik at det tåles ekstreme år uten at selvrensingskapasiteten blir redusert. Utfordringen vil være å hindre en forverring som igjen kan bringe innsjøen over i en enda mer ustabil tilstand.

3.3. VANNFORSYNING

Ca. 55 000 personer får sitt drikkevann fra Mjøsa. Biri vannverk har full godkjenning fra SIFF. Nes vannverk har prinsippgodkjenning for de tekniske løsninger. De øvrige vannverkene har ikke SIFF-godkjenning. Det har ikke, i de senere år, vært påvist helsemessige problemer blant befolkningen som man med sikkerhet har kunnet tilbakeføre til for dårlig drikkevannskvalitet. Det er likevel grunn til å anta at rensesgraden ved enkelte av vannverkene er så lav at en ikke kan garantere mot smittespredning.

Alternativet til å bruke Mjøs-vann, ville for Hamar-regionen være å bruke en grunnvannskilde ved Elverum. Overslag viser at bruk av Mjøsa idag er 60 - 70 mill. kr. billigere enn Elverum-alternativet. Det eksperimenteres for tiden med ny renseprosess for vannverkene som forsyner Hamar-regionen. Anslag tyder på at investeringene i nytt renseanlegg kunne bli redusert med 20- 30 mill. kr. om Mjøsa hadde hatt bedre vannkvalitet.

3.4. JORDBRUKSVANNING

Grove overslag viser at merinntektene som følge av jordbruksvatning med vann fra Mjøsa er på ca. 23 mill. kr. pr. år etter at driftsutgiftene ved vatningsanleggene er fratrukket. Jordbruksvatningen i seg selv influeres i det alt vesentlige ikke av forurensningssituasjonen i Mjøsa. Enkelte steder er derimot den bakterielle forurensning så stor at man ikke kan se bort fra en viss helserisiko ved å spise grønnsaker og bær uten forbehandling, hvis de er vatnet like før innhøsting.

3.5. INDUSTRIVANN

Det er tilsammen registrert 8 bedrifter med eget vanninntak i Mjøsa. Ut ifra grove anslag over kostnadene ved å kjøpe tilsvarende mengde vann fra kommunalt nett, gir dette verdi på ca. 7,5 mill. kr. pr. år. Bedret vannkvalitet ville bare i liten grad ha betydning for industrivirksomhetene med eget inntak i Mjøsa.

3.6. FRILUFTSLIV

Det er flere friluftsområder og badeplasser rundt Mjøsa. Generelt blir plassene sterkt utnyttet på varme sommerdager. Den mest aktive bruk av Mjøsa i rekreasjonsøyemed er vanligvis etter at fellesferien er avsluttet. Både bruken av friluftsområder og småbåter synes å være økende. Friluftslivet antas å være av vesentlig verdi for Mjøsa-befolkningen. Opplysningene om forurensningens påvirkning på friluftslivet varierer. Forurensningen synes ikke i vesentlig grad å hemme omfanget av friluftslivet, men trivselen og gleden ved friluftaktivitetene vil kunne øke med renere vann. Sammenligning med foreslåtte egnethetskriterier for friluftbad, tyder på at egnetheten er noe nedsatt som følge av forurensningen.

3.7. FISKE

Mjøsa er svært fiskerik både når det gjelder antall arter og fiskemengde. I en spørreundersøkelse fra 1985 om ørretfisket, ble det registrert ca. 650 fiskere. Lågåsildfangsten innebærer en førstehandsverdi på 1,5 - 3 mill. kr. årlig, mens fangsten av ørret gir en førstehandsverdi på ca. 0,4 mill. kr. årlig. Ørretfiske har i tillegg en betydelig rekreasjonsverdi. Andre undersøkelser viser at det er rimelig å anta at ørretfisket har en ringvirkningseffekt på 10 ganger fiskens kjøttverdi i form av økt handel, overnattinger etc. i nærom-

rådene. I tillegg til ørretfisket anslås at fangster i rekreasjonsfiske i Mjøsa og tilløpselver har en førstehandsverdi på 2,5 - 5 mill. kr. Ørretfisket får størst oppmerksomhet og regnes som klart viktigst, særlig med tanke på ringvirkninger i friluftsliv- og reiselivssammenheng.

Tilgroing av garn er et resultat av eutrofieringen som også i dag medfører redusert fangst og økte utgifter for den enkelte fisker. Et noe høyt kvikksølvinnhold i enkelte fiskearter er også et problem.

Tabell 3. Oversikt over brukerinteressene i Mjøsa.

BRUKER INTERESSE	VERDI		
	Mill. kr. årlig	Fys. enheter	Beskrivelse
Vannforsyning	ca. 5	55000 personer	Forsyner ca. 1/3 av innbyggerne i Mjøskommunene med drikkevann. Kronesummen angir økte kostnader ved valg av alternativ kilde for Hamar-regionen.
Jordbruksvann	ca. 23	90000 da	Kronesum angir merinntekter fratrukket driftskostnader.
Industrivann	ca. 7,5	8 bedrifter 3 mill. m ³	Kronesummen er antatte kostnader ved kjøp av kommunalt vann i stedet for bruk av eget inntak. Driftskostnader ikke inkl.
Friluftsliv		150000 personer i nærområdet 5000 småbåter 3800 badende max. dag	Generelt stor interesse for friluftsliv. Rekreasjonsverdien er ikke målbar, men er av stor betydning. I tillegg: opsjons- og bevaringsverdi.
Fiske	5-10 (fangst) ca.8 (ringvirkn)	ca. 150 tonn lågåsild ca. 8 tonn ørret	I tillegg er rekreasjonsverdien av stor betydning. I tillegg kommer opsjons- og bevaringsverdi som anslås til 2-3 ganger rekreasjonsverdien.

3.8. BRUKERINTERESSER I LÅGEN

I nedbørfeltet til Lågen er det totalt 6 vannverk med overflatevann som råvannkilde. Vannverkene har tilsammen 3250 personer tilknyttet. Ved Fåberg vannverk har Lågen av og til noe høyt innhold av bakterier og periodevis høyt fargetall.

Tilsammen ca.100.000 da blir i dag vatnet fra Lågen-vassdraget. Grove anslag viser at merinntektene som følge av vatningen er ca. 17 mill. kr. Enkelte steder er den bakterielle forurensning i perioder så stor

at man ikke kan se bort fra en viss helserisiko ved å spise grønnsaker og bær uten forbehandling, dersom de er vatnet like før innhøstning.

Lågen er i dag forholdsvis lite utnyttet i friluftssammenheng. Store deler av strandsonen er uegnet eller er utilgjengelig for allmennheten. Enkelte steder kommer kommunalt utslipp i konflikt med badeinteressene eller badeinteressene kan komme i konflikt med vannforsyningsinteresser.

Lågen er en av landets mest fiskerike elver. Fiske er antagelig den største friluftssaktiviteten langs hovedvassdraget. Totalt fangstkvantum i hele vassdraget er anslått til 250 tonn pr.år. I en brukerundersøkelse i 1985 varierte tidsforbruket for hver fisker mellom 3 til 12 kvelder/netter pr. år. Fiskerne mente at forurensningen og regulering var de største problemene for fiske med garn.

3.9. UTVIKLINGEN FRAMOVER

Det er ikke antatt at det vil bli store endringer i vannbruken og kravet til vannkvalitet i tiden fram mot århundreskiftet. Den antatt viktigste endringen, innenfor drikkevannsforsyningen, vil være at Moelv vannverk vil bli omlagt til å ta vann fra Mjøsa. Dette vannverket vil forsyne ca. 5000 personer. Fåberg vannverk vil sannsynligvis blir nedlagt. Jordbruksvatningen kan ventes å få en beskjeden økning. I Lågendalføret regner en med en økning av vatningsarealet på ca. 15%. Det vil neppe skje vesentlige endringer når det gjelder omfang og verdi av industrivannuttak. Innen friluftslivet er det rimelig å anta en moderat økning. Det anses som sannsynlig at omfang, interesse og verdien av ørretfisket vil kunne øke betydelig, bl.a. gjennom "Aksjon Mjøsørret".

4. PRIORITERING AV BRUKERINTERESSER, OMRÅDER OG VANNKVALITETS-PARAMETRE.

4.1. GRUNNLAGET FOR VEKTLÉGGINGEN

For å kunne gjøre en sammenfattende nytte-kostnad vurdering av ulike aktuelle forurensningsbegrensende tiltak, var det nødvendig å foreta en prioritering, eller verdimeslig vekting, av vannkvalitetsproblemer fordelt på brukerinteresser, områder og vannkvalitetsparametre. På faglig basis ble det utarbeidet forslag til denne vektleggingen. Den endelige vektingen er det tiltaksanalysens Styringsgruppe som står ansvarlig for. Det er deres vektsetting som er gjengitt i tabellene nedenfor.

Det er særlig vektingen av brukerinteresser og vektens fordeling på områder som er et ansvar for det administrative og politiske beslutningssystemet, her representert ved Styringsgruppa. Bedømmingen av hvor sterkt de ulike parametre bidrar til en bestemt vannkvalitet, er derimot i større grad en vannfaglig oppgave.

Den faglige basis for Styringsgruppas bedømmingen av brukerinteresse- og områdevektingen, er rapporten om brukerinteresser knyttet til Mjøsa (Gulbrandsen, 1988), overvåkingsrapporter i forbindelse med det statlige program for forurensningsovervåking og synspunkter fra ulike fagmiljøer.

4.2. HVA BESKRIVER VEKTENE

Det er viktig å være klar over at vektene for brukerinteresser og for områder, slik de står i de følgende tabellene, består både av en vurdering av brukerinteressens styrke (størrelse/aktivitetsnivå) i det aktuelle område (f.eks. antall brukere) og en bedømming av i hvor stor grad vannkvaliteten skaper problemer for disse brukerne. Det er for eksempel ikke nok at drikkevann er en meget viktig og prioritert brukerinteresse i Mjøsa. Det må også være utilfredsstillende vannkvalitet for denne interessen. Utgangspunktet er også dagens situasjon (eller at strakstiltakene er gjennomført) og hva problemene antas å bli. Vi kan si at vektingen er et uttrykk for hvor stor konfliktgraden er for de ulike brukerinteressene.

4.3. FORHOLD SOM ER TILLAGT SÆRLIG BETYDNING VED VEKTINGEN

Brukerinteressen naturvern/eksistensverdi ble tillagt særlig stor vekt

av Styringsgruppa. Dette er gjort bl.a. på grunnlag av de høye verdiene dette hensynet kom ut med i tiltaksanalysen for Oslofjorden. Det er antatt at dette relativt sett vil ligge enda høyere for Mjøsa siden Oslofjorden har en større grad av aktiv bruk. Denne "brukerinteressen" inkluderer nasjonale verneinteresser, men de lokale holdninger og prioriteringer er meget viktige. Undersøkelser i tilsvarende områder har vist at betalingsvilligheten for å bevare et vann eller et vassdrag mest mulig uberørt, avtar med avstanden til det naturområdet som ønskes bevart.

Det er også tatt hensyn til interessene nedstrøms Mjøsa. Bedringer i Mjøsa vil bedre forholdene i vassdraget nedenfor og i kystområdene nær utløpet. Det er vanskelig å estimere denne samlegruppen av interesser. Vi har antatt at eutrofieringsvirkningene er viktigst.

4.4. BRUKERINTERESSENE'S RELATIVE KONFLIKTGRAD

Styringsgruppas forslag til brukerinteresse-vekting er vist i tabell 4. Etter en høringsrunde høsten 89 er disse tallene justert noe, men i denne framstillingen har vi basert oss på Styringsgruppas interessevekting.

Tabell 4. Relativ styrke av vannkvalitets-konflikter for brukerinteresser knyttet til Mjøsa.

Drikkevann	13%
Jordvatning	2%
Industrivann	1%
Fritidsfiske	5%
Bading	6%
Båtbruk	3%
Annet friluftsliv	4%
Naturvern/Eksistensv.	60%
Interesser nedstrøms Mjøsa	6%
SUM:	100%

4.5. FORDELING PÅ OMRÅDER OG VANNKVALITETSPARAMETRE

Neste trinn er å fordele den prosentvekten, som f.eks. drikkevann er blitt gitt, på de 5 valgte vassdragsområder alt etter hvor store pro-

blemene oppfattes (tabell 5). I hvert av disse områdene er det igjen vist ved utvalgte kvalitetsparametre hva slags vannkvalitetsproblemer som er knyttet til drikkevannet i hvert enkelt område og den relative størrelsen på disse problemene.

Slike tabeller er utarbeidet for alle 9 brukerinteresser. Fullstendig tabellsett finnes i vedlegg 1. For alle brukerinteressene er det angitt forslag til fordeling av "konfliktomfanget" på geografiske områder og vannkvalitetsparametre. Ved vurderinger av områdene er det igjen tatt hensyn både til den aktuelle vannkvalitetssituasjonen og hvor mange brukere og potensielle brukere det sokner til dette området.

Tabell 5. Brukerinteressen drikkevann spesifisert etter områder og vannkvalitetsparametre.

Brukerinteressen DRIKKEVANN vekt=13%			
Område, problem	% vektlegging	Vannkval.param.	Param. vekt
Mjøsa-sør: algemengde, hygiene	5%	klorof. a termotol.koli	80% 20%
Hamar-området: algemengde, hygiene, blågr.alger	45%	termotol.koli klorof. a lettilgj.org.mat.	55% 35% 10%
Gjøvik-området: algemengde, hygiene	35%	termotol.koli klorof. a	60% 40%
Mjøsa-nord: algemengde, hygiene	10%	termotol.koli klorof. a	60% 40%
Lågen: hygiene	5%	termotol.koli	100%

4.6. SAMMENSTILLING AV OMRÅDEVEKTER OG PARAMETERVEKTER

I tabellen nedenfor er resultatene fra alle de enkelte brukerinteresse-tabellene oppsummeret slik at vektfordelingen på de enkelte vannkvalitetsproblemer og de enkelte regioner eller områder fremgår. Dette angir hvilke vannkvalitetsproblemer som er viktigst og i hvilke områder problemene er størst. Det fremgår tydelig at eutrofieringsproblemet er det største problemet (med over 56% av de samlede vannkvalitetsproblemer) og at hygiesituasjonen og miljøgiftproblemet også er viktig å ta hensyn til.

Tabell 6. Oppsummering av nyttevektene på områder og vannkvalitetsparametre.

OVERSIKTSTABELL VEKTFORDELING PÅ OMRÅDER OG PARAMETRE							
	Mjøsa sør	Hamar området	Gjøvik området	Mjøsa nord	Lågen	Nedstrøms	Sum
Klorof. a	5.73%	22.72%	17.75%	8.41%	1.56%	-	56.16%
Termotol.koli	1.05%	7.85%	6.33%	2.80%	2.44%	-	20.47%
Letttilgj. org. mat.	-	0.82%	-	-	-	-	0.82%
Søppel	0.28%	1.26%	1.02%	0.50%	0.45%	-	3.49%
Fiber	-	0.20%	0.21%	-	-	-	0.41%
Miljøgift	1.30%	5.15%	3.95%	1.95%	0.30%	-	12.65%
Tot-P innhold	-	-	-	-	-	3.00%	3.00%
Tot-N innhold	-	-	-	-	-	3.00%	3.00%
Sum	8.35%	38.00%	29.25%	13.65%	4.75%	6.00%	100.00%

5. KVANTIFISERING AV SAMMENHENGER

5.1 MULIGHETENE FOR TALLFESTING AV SAMMENHENGER

Gjennom tiltaksutredningene er det dokumentert en rekke aktuelle forurensningsbegrensende tiltak og angitt hvor stor utslippsreduksjon disse vil gi. For å kunne sammenlikne hvilken vannkvalitetsforbedring disse enkelte utslippsreduksjonene gir, må en ta hensyn til hva slags stoff og tilstandsformer utslippet besto av, når på året utslippet skjedde og hvor utslippsstedet var. Det trenges en:

- Kvantifisering av det forurensningsbidrag som bestemmer vannkvaliteten. Beregning av det virksomme forurensningsbidrag.

Når det virksomme forurensningsbidrag fra de ulike tiltak er bestemt, må det beregnes hvordan en vannkvalitetsforbedring bidrar til øket "nytte" for brukerne. Den totale nytte er gitt gjennom de vektfordelingene som er omtalt i kapittel 4, og oppsummert i tabell 6. Vi trenger en modell for å beregne hvordan det enkelte tiltak bidrar til øket brukernytte. Det må utarbeides:

- "Nyttekurver" for sammenhengen mellom verdier for utvalgte vannkvalitets-parametre og måloppnåelse for de berørte brukerinteresser.

Det hadde vært ønskelig å kunne etablere matematiske sammenhenger mellom de ulike utslipp og alle de relevante vannkvalitetsegenskapene. Samtidig hadde det vært ønskelig med en geografisk oppsplitting av beregningene i forhold til kommune- og fylkesgrenser. Dette forutsetter en oversikt over dagens utslipp- og vannkvalitetssituasjon, som desverre ikke er tilgjengelig. For geografisk spesifisering, forutsettes også informasjon om spredningsmønster og vannutskifting mellom de ulike delene av Mjøsa. Dette har vi heller ikke tilstrekkelig kunnskap om i dag.

Kunnskapssituasjonen er idag at vi kan utarbeide en forholdsvis fullstendig "modell" for eutrofieringsvirkningene i Mjøsa sett under ett. En regionalisering av denne modellen er vanskelig å få til.

Det synes også mulig å lage beregningsmodeller for mikrobiell forurensning. Her er det bare aktuelt med modeller for bestemte problemområder.

Når det gjelder de andre forurensningstypene, som er av betydning for bruksverdien av Mjøsa, er kunnskapsgrunnlaget for svakt til at sammenhengene mellom utslipp og nytte kan beskrives kvantitativt. Dette

gjelder slike utslipp som miljøgifter, søppel, fiber osv.

Disse siste forurensningstypene må ikke utelates i helhetsvurderingen, men for at de skal kunne tas med må "nyttevektingen" knyttes direkte til reduksjonene i utslippsmengde. Det er ikke mulig å relatere utslippene kvantitativt til forbedringer i resipientens vannkvalitet. Dette fører til grovere og mer usikre anslag, men det er viktig å få disse hensynene med. Det kan eventuelt senere vurderes om momenter som viser seg å bidra lite til totalresultatet, kan utgå fra nytte-regnskapet.

I de neste avsnittene gjennomgås først de forutsetninger og avveieringer som er gjort for beregningen av det virksomme forurensningsbidrag i forhold til de valgte vannkvalitetsparametre. Etterpå presenteres grunnlaget for konstruksjon av "nyttekurver" for de samme vannkvalitetsparametre.

5.2. BEREGNING AV VIRKSOMT FORURESNINGSBIDRAG

5.2.1. Tiltakstyper og vannkvalitetsparametre

Tiltaksutredningen omfatter 15 ulike tiltakstyper:

1. Ledningsnett
2. Renseanlegg
3. Tiltak i boliger o.l.
4. Spredt bolig- og fritidsbebyggelse
5. Slamdisponering
6. Overvannsdisponering
7. Fosfater i vaskemidler
8. Avfallsdisponering
9. Industri
10. Punktutslipp, landbruk
11. Arealavrenning, landbruk
12. Tiltak i resipienten/tilløpselvene
13. Fiskeoppdrett
14. Båttrafikk
15. Tiltak mot miljøgifter

Disse tiltakstypene er svært ulike når det gjelder hvilke stoffer som slippes ut og når på året utslippet skjer. Totalt er det identifisert 340 aktuelle enkelttiltak gjennom disse utredningene. For enkelttiltakene er det forutsatt at utslippsreduksjonene skulle angis for:

- Fosfor
- Nitrogen
- Organisk stoff
- Tungmetaller
- Org. miljøgifter/plantevernmidler
- Bakterier
- Sjøppel

Målt i forhold til en bestemt vannkvalitetsparameter i resipienten vil ulike forurensningskomponenter og -tilstandsformer bidra i ulik grad til vannkvalitetssituasjonen. Likeledes vil det kunne være av betydning når på året utslippet skjer og hvor i hovedresipienten eller tilførselsvassdragene utslippet skjer.

Men det er ikke nok å se på hvordan vannkvaliteten påvirkes. Det er også nødvendig å ta hensyn til når de aktuelle brukerinteressene trenger en forbedret vannkvalitet. Hvis noen nytteforbedring skal oppnås, må vannkvalitetsforbedringen komme i den tiden bruk av vannet er aktuelt. Noen former for bruk er jevnt fordelt over året, andre er sesongbestemte.

I det etterfølgende blir det diskutert hvordan forurensningsbidragene virker i forhold til de vannkvalitetsparametrene som er brukt som indikatorer i vektingsmatrisene (se tabell 6). Disse parametrene er:

- Klorofyll a i vekstsesongen,
- Termotolerante koliforme bakterier,
- Miljøgifter,
- Lett nedbrytbart organisk materiale,
- Fiber,
- Sjøppel,
- Tot-N,
- Tot-P

5.2.2. Klorofyll a i vekstsesongen

Dette er en parameter som godt beskriver det enkelte års eutrofieringssituasjon i Mjøsa. Parameteren kan brukes som et mål for de problemer som algemengden og begroing skaper. Den kan bl.a. indikere omfanget av de estetiske problemene som vi forbinder med f.eks. dårlig siktedyp.

Vi har tidligere konkludert med at for eutrofieringsvirkningene i Mjøsa er det forsvarlig å begrense beregningene til betydningen av

fosforutslippene.

Tiltaksanalysene vil angi fosforutslippene til Mjøsa i form av Tot-P. I dette skjuler det seg fosfor av ulikt slag og av ulik bio-tilgjengelighet. Dette er omtalt i kapitlet om eutrofiering. Nedenfor er det vist hvilke koeffisienter en i tiltaksanalysen har brukt for å beregne den relative biotilgjengelighet (k_{bio}) av bidraget av fosfor fra de ulike kildene. I de siste par årene har det vært utført betydelig forskning på dette feltet (Berge og Källquist, in prep.). De nyeste tallene, som er angitt i parentes, avviker noe fra de som er benyttet i tiltaksanalysen.

● Husholdningskloakk	0.8	(0.6)
● Overvann fra tettsteder	0.5	
● Arealavrenning fra dyrket mark	0.5	(0.4)
● Siloavrenning	0.8	(0.6)
● Gjødselavrenning	0.8	(0.8)
● Avrenning fra skog og utmark	0.2	(0.2)
● Næringsmiddelindustri	0.8	
● Treforedlingsindustri	0.3	
● Vaskemiddelfosfat	1.0	(0.8)

Tiltaksanalysene skal angi tilførslene og tilførselsreduksjonene spesifisert til 2 regioner av Lågen og 4 regioner av Mjøsa. Det er ikke likegyldig for forurensningsvirkningen hvor i disse områdene utslippene skjer. Hvis vi, som foreslått, konsentrerer oppmerksomheten til virkningene i Mjøsa i sommersessongen, må vi ta hensyn til den retensjon som skjer i Lågen og den som skjer i Mjøsa mellom Lillehammer og Moelv der Mjøsa fungerer som en elv. Vi vil foreslå følgende tilførselskoeffisienter (k_{sted}):

● Lågen oppstrøms Vågåvatn	0.2
● Lågen oppstrøms Losna	0.5
● Mjøsa - <u>nord</u> (til Moelv)	0.8
● Mjøsa - Hamarområdet	1.0
● Mjøsa - Gjøvikområdet	1.0
● Mjøsa - <u>sør</u>	0.8

Det er av stor betydning når på året fosforet tilføres Mjøsa. Vi har valgt å operere med to perioder, med følgende koeffisienter ($k_{\text{år}}$):

● Produksjonssesongen (15.mai-15.okt.)	1.0
● Resten av året	0.3

(15.okt.-15.mai)

For ett bestemt tiltak (tiltak x) vil den "bidragsverdien" som vi er ute etter fremkomme som utslippet målt i Tot-P multiplisert med koefisientene for biotilgjengelighet, sted og tidspunkt:

$$(Tot-P_{(tiltak\ x)})(k_{bio})(k_{\text{år}})(k_{\text{sted}}) = \text{"bidragsverdi"}$$

5.2.3. Termotolerante koliforme bakterier

For hygiene beskrives vannkvaliteten i resipienten med den samme parameteren som blir brukt til å registrere utslippsmengdene og utslippsreduksjonene (termotol. koli.).

De patogene mikroorganismenes overlevelsestid i ferskvann er begrenset, derfor må virkningene knyttes til de samme områdene som tiltaket utføres i. De ulike områdene må betraktes hver for seg. Det er utført separate beregninger for Hamar-området, Gjøvik-området, Lillehammer-området, Mjøsa-syd og Lågen.

Tiltaksutredningene har i liten grad angitt hvor stor reduksjon de foreslåtte tiltak ville gi med hensyn til bakterieutslipp. Det er derfor tatt utgangspunkt i fosforreduserende tiltak som en vet også vil redusere den mikrobielle forurensning. Innenfor hvert av disse områder ble den mikrobielle belastning fra de ulike kildetyper/tiltakstyper (renseanlegg, ledningsnett, spredt bebyggelse m.v.) anslått.

Enkelte av de brukerinteressene som er påvirket av den hygieniske vannkvaliteten er knyttet til sommersesongen, f.eks. bading. Vi velger likevel å la utslippet telle likt uansett årstid. Vannforsyning, som er en svært viktig brukerinteresse i forhold til mikrobiologisk forurensning, er aktuell hele året og overlevelsestiden for bakterier er større når vannet er kaldt.

5.2.4. Miljøgifter

Det er vanskelig å skaffe oversikt over tilførsler og kostnadseffektivitet når det gjelder miljøgifter. De ulike stoffer har ulik giftighet og virkemåte. Det var derfor nødvendig å "oversette" de forskjellige stoffene til en felles "gift-enhet". Dette ble gjort med grunnlag i internasjonale grenseverdier og SFT's vannkvalitetskriterier for ferskvann (SFT, 1989).

Det er ikke tatt hensyn til den naturlige tungmetallbelastningen og den belastning som skjer ved at tungmetaller fra gamle utslipp igjen aktiveres. Hvorvidt noen tungmetallkonsentrasjoner ligger nær eller over bestemte faregrenser er heller ikke vurdert. Dette fordi vi bare har usikre data om konsentrasjonene og tilførslene.

Etter de beregninger som er gjort i tiltaksutredningene, er det grovt anslått at Mjøsa tilføres 11.000 miljøgiftenheter pr.år. Dette tallet er korrigert for stoffenes giftighet ved at f.eks. 1 kg bly teller 1 enhet, mens 1 kg. PAH teller 10 enheter.

Både de organiske miljøgifter og de tungmetaller, som vi her tenker på, er ikke nedbrytbare eller er tungt nedbrytbare og har stor spredningsevne i vannøkosystemene. Utslipp av disse komponentene teller derfor fullt ut samme hvor i nedbørfeltet og når på året utslippene skjer.

5.2.5. Lett nedbrytbart organisk materiale

Dette er også en utslippstype og vannkvalitetsparameter som er relatert til en eutrofieringsvirkning. Lokale utslipp av biologisk lett nedbrytbart organisk materiale kan indusere en algeoppblomstring på et tidligere tidspunkt enn i hovedvannmassene. For Mjøsa er dette aktuelt for området Hamar-Furnesfjorden.

For denne parameteren er det derfor bare det lokale utslippet i Hamar-området som skal tas med i beregningen. Likeledes er det bare utslippet i produksjonssesongen som teller.

5.2.6. Fiber

Tungt nedbrytbare organiske fibre utgjør et problem, først og fremst for bading og fiske i Brumunddal- og Gjøvik-området. Det reduserer siktedypet og kan gjøre bunnen uegnet for fiskens næringsdyr. Det kan lokalt grise til strender og badeplasser. Bare utslipp i de to særlig berørte områdene tas med i beregningen.

5.2.7. Sjøpøl

Dette er til sjenanse for en rekke brukerinteresser, først og fremst i sommersesongen. Men siden avfallet i stor grad nedbrytes langsomt og kan transporteres fram og tilbake i overflaten, bør totalutslippet

over året legges til grunn for beregningene, og det er ikke gitt vektning etter utslippssted.

5.2.8. Tot-P og Tot-N

Dette er brukt som indikatorer for de vannkvalitetsendringer Mjøstilstanden fører til for brukerinteressene i vassdraget nedstrøms Minnesund og ut i ytre Oslofjord. Det er her totalbelastningen over året i hele Mjøsas nedbørfelt som legges til grunn for beregningene.

5.3. KONSTRUKSJON AV NYTTEKURVER

5.3.1. Eutrofieringsvirkninger

Gjennom korrigerer med de koeffisientene vi har valgt som grunnlag for beregningen av det virksomme forurensningsbidraget, vil vi få angitt utslippene og utslippsreduksjonene som biotilgjengelig fosfor tilført Mjøsa i produksjonssesongen.

Neste ledd i beregningen blir da å finne sammenhengen mellom dette utslippet og den vannkvalitetsparameteren vi har valgt å bruke som indikator for "bruksnyttan av vannet" (klorofyll a).

Først må det beregnes hvor mye biotilgjengelig fosfor som pr. år tilføres Mjøsa. Dette gjøres ved å ta utgangspunkt i dagens Tot-P tilførselen pr. år og så justere dette etter hvor mye av tilførselen som kommer i sommersesongen. Videre må det justeres for hvor mye av dette igjen som er i en biotilgjengelig form. Denne beregningen må gjøres oppdelt i de ulike hovedkildene for forurensning,

I tabell 7 nedenfor er denne beregningen utført ut ifra helt grove gjennomsnitts betraktninger over fosforbidraget fra de ulike hovedkildenes fordeling på årstid og biotilgjengelighet. Det er tatt utgangspunkt i de samme anslag for biotilgjengelig andel som er vist på side x, men det er her operert med grovere klasser.

Anslaget for "sommer-andel" er gjort ut fra antagelser om når på året utslippene skjer. Produksjonssesongen regnes å være perioden fra 15. mai til 15. oktober. Er utslippene jevnt fordelt over året blir andelen 5/12, men hvis det f. eks. er særlig store utslipp senhøstes vil brøken bli mindre.

Tilførselene i 1985, justert til normalnedbør, er brukt som basis for

beregningene.

Tabell 7. Grunnlaget for beregningen av det "virksomme sommerutslipp" for de ulike hovedkildene for fosforutslipp.

Hovedkilder	Totaltilf. normalår tonn P	"Sommer" andel	Biotilgjeng.	"Biotilgjeng. sommerdel" tonn P
Befolkning	58	5/12	80%	19.4
Jordbruk	82	4/12	50%	13.7
Industri	7	3/12	50%	0.9
Aquakultur	1	5/12	80%	0.3
Naturlig avr. Nedbør	85 7	7/12 5/12	20% 80%	9.9 2.3
Totalt	240			46.5

Disse beregningene gir det resultat at forholdet mellom tilført total fosfor og det virksomme sommerutslipp av fosfor for et "normalisert 1985" er 1 : 0,19.

Dette betyr at hvis en forutsetter at den relative fordelingen på hovedkilder av forurensere, og deres egenskaper når det gjelder sommerfordeling og biotilgjengelighet er omtrent det samme selv om totalutslippet øker eller minsker, får vi at biotilgjengelige sommerandel av P \approx 0.2 Tot-P tilførsel pr.år.

Vi kan da sette opp følgende sammenheng (tabell 8):

Tabell 8. Forholdet mellom Total fosfor i tonn/år og biotilgjengelig fosfor i sommersessongen i Tonn/år.

Tonn P/år	100	200	300	400	500
Biotilg. (sommer)	20	40	60	80	100

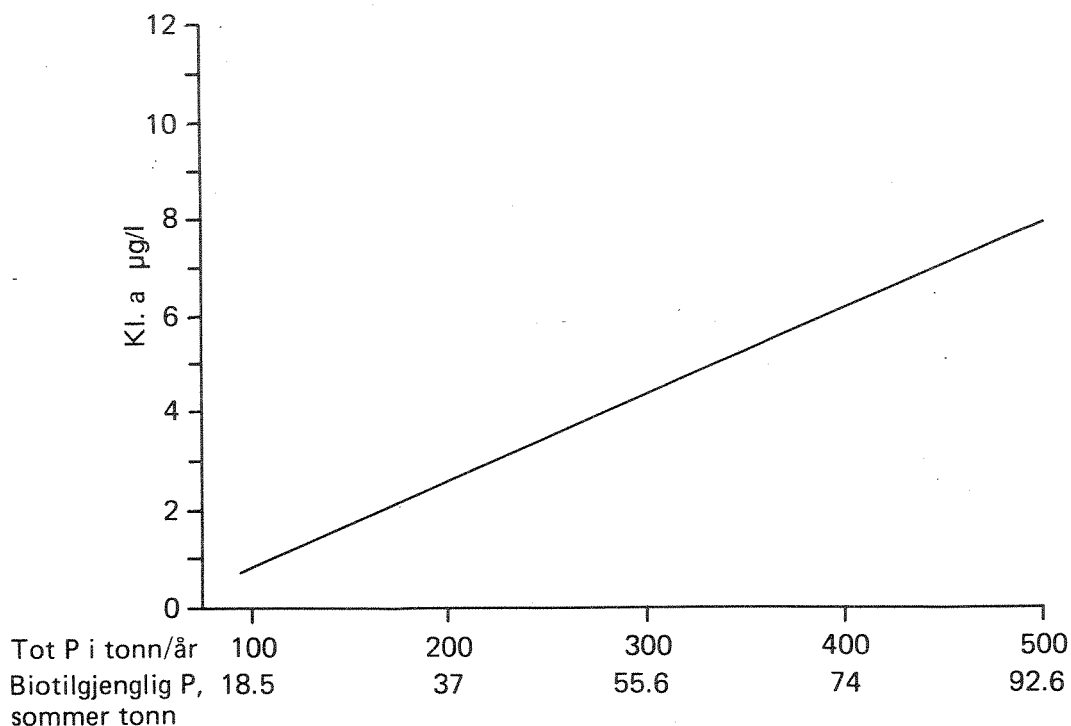
Sammenhengen mellom Tot-P tilførselen pr. år og konsentrasjonen av klorofyll a i produksjonssesongen kan beregnes ved hjelp av tilgjengelige eutrofieringsmodeller og kontrolleres ved erfaringstall. Det midlere årlige avløp fra Mjøsa er 9.959 mill. m³. Hvis vi avrunder

dette til 10.000 mill.m³, får vi følgende sammenhenger mellom Tot-P tilførselen og klorofyll a-konsentrasjonen i vekstsesongen (tab. 9).

Tabell 9. Sammenheng mellom Tot-P tilført Mjøsa og Klorofyll a konsentrasjonen i vekstsesongen.

Tot-P	Kl.a
95	0.75
118	1.17
142	1.59
166	2.01
189	2.43
213	2.85
237	3.27
284	4.11
355	5.37

Foran har vi beregnet sammenhengen mellom Tot-P og biotilgjengelig-P i sommersesongen. Vi kan derfor nå sette opp følgende figur (2) som viser sammenhengene mellom klorofyll a i middel for produksjonssesongen, Tot-P bidraget pr. år og biotilgjengelig-P i produksjonssesongen.



Figur 2. Forholdet mellom Tot-P pr. år, biotilgjengelig P i sommersesongen og klorofyll a. konsentrasjonen i sommersesongen.

For å finne fram til sammenhengen mellom klorofyll a-konsentrasjonen i Mjøsa om sommeren og tilfredsstillelse av brukernes krav til vannkvalitet kan vi ta utgangspunkt i egnethetssystemets klasseinndeling for denne vannkvalitetsparameteren (tabell 10).

Tabell 10. Egnethetssystemets krav til klorofyll a. konsentrasjon.

Egnethets- klasse	Klorofyll a $\mu\text{g/l}$
1	<2,0
2	2,0-3,7
3	3,8-7,5
4	>7,5

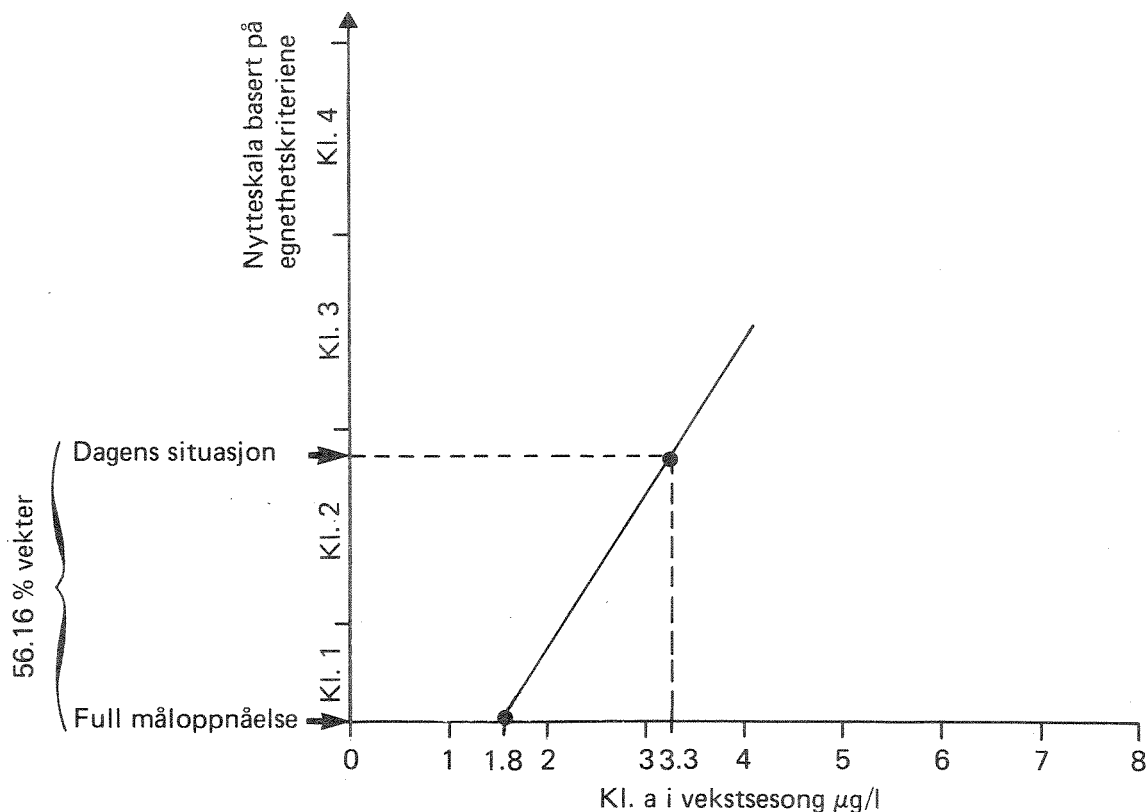
I følge dette systemet er vannforekomsten godt egnet som kilde for drikkevann, jordbruksvanning og for friluftsbad når klorofyll a konsentrasjonen er mindre enn 2 $\mu\text{g/l}$. Dagens situasjon med et klorofyll-nivå på omkring 3,3 $\mu\text{g/l}$ i gjennomsnitt ligger i øvre del av klassen egnet.

Det er vanskelig å si hva som er det naturlige kl.a. nivået i en innsjø som Mjøsa. Vi vil anslå mellom 1,5 og 2,0 $\mu\text{g/l}$ i gjennomsnittlig kl.a. nivå i sommer-sesongen vil kunne representere en normalsituasjon.

Nivået 1,8 $\mu\text{g/l}$ kan derfor sies å representere det algenivå som Mjøsa som naturlig økosystem vil ha, og det nivå der de viktigste brukerinteresser vil finne vannkvaliteten tilfredsstillende.

Av tabell 6 i kapittel 4 fremgår det at 56,16% av brukerproblemene i Mjøsa er knyttet til algemengden representert ved kl.a. Det vil si at hvis kl.a-nivået blir brakt ned på 1,8 $\mu\text{g/l}$ vil ca. 60% av Mjøsas vannkvalitetsproblemer være løst.

Hvis vi tar utgangspunkt i at dagens kl.a-nivå, som de fastsatte nyttevekter er relatert til, er 3,3 og det mål hvor alle brukerbehov og brukerforventninger er oppfylt ligger på 1,8, kan vi sette opp følgende nyttekurve.



Figur 3. Nyttekurve for vannkvalitetsparameteren klorofyll a i produksjonssesongen

Det er klart at det høyeste ambisjonsnivå (1.8 µg kl.a/L), gir den største sikkerhet mot algeproblemer. Selv ved denne verdi for et "middeår" vil man kunne regne med en viss usikkerhet dvs. en noe større algeoppblomstring i ugunstige år. Dette kan føre til en viss sjenanse for badeliv, rekreasjon og fiske (begroing, båter, garn osv.).

5.3.2. Termotolerante kolibakterier

For denne parameteren blir konstruksjonen av nyttekurven enklere fordi den beskrivende parameteren for den hygieniske situasjon i resipienten er den samme parameter som utslippsreduksjonen vil bli målt i. På den andre siden vil det her være nødvendig å konstruere en nyttekurve for hvert geografisk område der hygiene er et problem. Tiltakene må senere vurderes i forhold til den nyttekurve som gjelder for dette området. Kravene til vannkvaliteten vil være den samme i de ulike områdene, men kurvens startpunkt - dagens situasjon - vil være forskjellig.

Vi forutsetter direkte proporsjonalitet mellom termotol. koli-konsentrasjonen i resipienten og utslippet av bakterier i husholdningskloakk. Forholdet vil også være at den belastete del av resipienten vil være bestemt av utslippets størrelse. Det vil derfor være hensiktsmessig å beregne konsentrasjonsendringene i resipienten i ett punkt et stykke

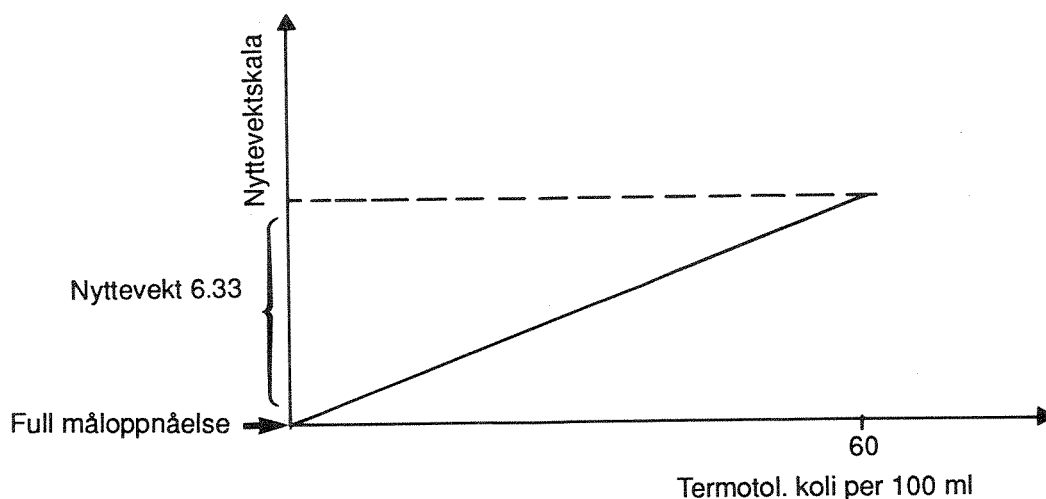
ut i vannmassene utenfor hovedutslippene i det studerte område. Dette punktet bør være det samme som en prøvetakingsstasjon for hygieniske vannprøver slik at en kan få tall for dagens situasjon. En slags normalsituasjon for sommersesongen er mest aktuelt som basisverdi.

For å vurdere nytteverdien ved ulike nivåer for konsentrasjonen av termotol. koli i målepunktet/referansepunktet har vi tatt utgangspunkt i egnethetssystemets verdier for denne vannkvalitetsparameteren. For denne parameteren har de ulike brukerinteressene ulike krav, jfr. tabell 2. Vi må velge felles kriterier som best mulig dekker de dominerende bruksformene og har valgt å legge egnethetskriteriene for drikkevann til grunn for nyttevurderingene. Egnethetsklassene ut fra parameteren termotolerante koli er vist i tabellen nedenfor.

Tabell 11. Egnethetsklassene for drikkevann.

Egnethets- klasse	Termotol. koli pr100ml
1	0
2	1-4
3	5 -100
4	> 100

Heller ikke de forskjellige nyttekurvene er det mulig å sette opp før vi har verdier for dagens utslippsnivå, men kurvene vil ha en form som vist i figur 4.

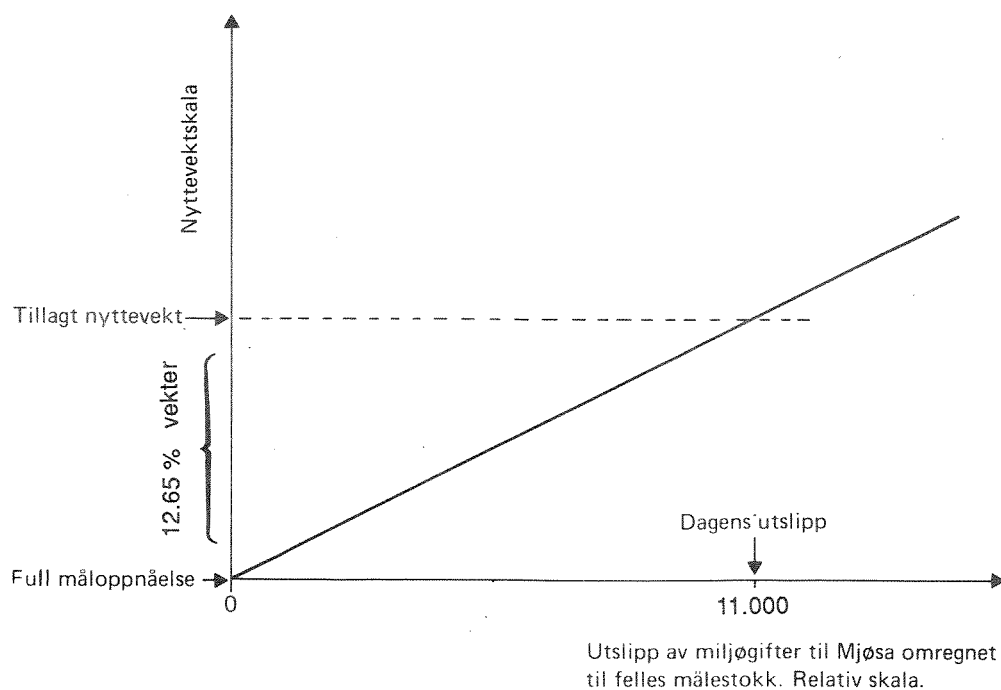


Figur 4. Nyttekurve for mikrobiell forurensning i Gjøvik-området.

5.3.3. Miljøgifter

Det er uklart hvordan miljøgiftene skal behandles i tiltaksanalysen. Det var vanskelig å skaffe oversikt både over tilførselsreduksjoner og kostnadseffektivitet. De ulike stoffer har ulik giftighet og virkemåte. Det har vært nødvendig å "oversette" de forskjellige stoffene til en felles "gift-enhet". Dette er gjort med grunnlag i bl.a. internasjonale grenseverdier og SIFF's kvalitetskrav til drikkevann.

Både den typen organiske miljøgifter og tungmetaller, som vi her tenker på, er tungt eller ikke nedbrytbare og har stor spredningsevne i vannøkosystemene. Utslipp av disse komponentene bør derfor telle fullt ut samme hvor i nedbørfeltet og når på året utslippene skjer. Full måloppnåelse oppnås først når utslippene er 100% eliminert.



Figur 5. Nyttekurve for miljøgifter

5.3.4. Sjøpøl

Dette er til sjenanse for en rekke brukerinteresser, først og fremst i sommersesongen. Men siden avfallet i stor grad nedbrytes langsomt og kan transporteres fram og tilbake i overflaten, bør totalutslippet over året legges til grunn for beregningene og full måloppnåelse først

når alle utslipp er stoppet. Belastningen er idag satt lik 100. For et hvert tiltak er den %-vise forbedringen i søppelbelastningen anslått.

5.3.5. TOT-P og TOT-N

Dette er brukt som indikator for de vannkvalitetsendringer Mjøstilstanden fører til for brukerinteressene i vassdraget nedstrøms Minnesund og ut i ytre Oslofjord. Det er her totalbelastningen over året som bør legges til grunn for beregningene.

5.3.6. Lett nedbrytbart organisk stoff og Fiber

Disse utslippene bidrar så lite til totalsituasjonen at det ikke er nødvendig å ta disse med i en beregningsmodell. Disse hensynene må trekkes inn som supplerende faktorer i sluttvurderingene. De kan ha en viss betydning lokalt.

5.4. BRUKEN AV NYTTEKURVENE

Ved fastsettingen av nyttekurver er det etablert sammenhenger mellom utslippsmengder og nytteverdi for brukerne av Mjøsvassdraget. Det er nå mulig å beregne hvor stor grad av nyttegevinst, eller måleoppfylling, som oppnås ved et bestemt forurensningsbegrensende tiltak eller gruppe av tiltak. Likeledes er det mulig å vurdere ulike tiltak opp mot hverandre for å bestemme hvilke tiltak som gir størst "nytte" i forhold til kostnadene ved tiltaket.

For å kunne håndtere det store antall tiltak som ble vurdert i tiltaksanalysen for Mjøsa, ble nyttekurvene lagt inn som likninger i et eget beregningsprogram. Dette gjorde det mulig raskt å behandle et stort antall tiltak og ulike grupper av tiltak.

5.5. OPPSUMMERING

Det er i dette kapitlet vist hvordan en i denne tiltaksanalysen har gått fram for å beregne forurensningsutslippenes virkning i resipienten, og hvordan vannkvalitetsendringene sammenhenger med endringer i brukernes nyttevurderinger.

Dette gir grunnlag for å velge de forurensningsbegrensende tiltak som gir størst effekt, i form av bruksnytte, i forhold til kostnadene ved

tiltaket.

Denne metoden er ett nytt analyseredskap for vurdering av tiltak i en ferskvannsresipient. Ennå preges beregningene av faglige usikkerheter og metodiske svakheter. Vi har tidligere nevnt forholdet med manglende vannfaglig grunnlagsinformasjon og kunnskaper om sammenhenger. I tillegg vil vi særlig peke på det mer prinsipielle problem med å fastsette hvordan folks oppfatning av nytteverdi endrer seg ettersom vannkvaliteten endres. Vi har gjort den forenklende forutsetning at nytten endrer seg proporsjonalt med vannkvalitetsendringen. Dette gir rette nyttekurver. Nærmere analyse av folks prioriteringer kan kanskje vise at kurvene har bestemte knekkpunkter eller at de kan ha ulik bueform. Vi har her et stort felt for forskning og videre metodeutvikling.

LITTERATUR

- Berge, D. og Källquist, T., 1988 Algetilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning sammenlignet med andre forurensningskilder. Vekstforsøk med ferskvannsalgen Selenastrum capricornutum - Fremdriftsrapport. NIVA-rapport O-87079, O-87064, E-88431.
- Berge, D., Källquist, T., in prep: Biotilgjengelighetsprosjektet. Tilgjengelighet av total fosfor fra ulike forurensningskilder målt i laboratorieforsøk med testalgen Selenastrum capricornutum og med naturlige algesamfunn i simulerte innsjøer (innhegninger) og elver (renner). NIVA-rapport O-87064, O-87079, E-88431.
- Børset, E. Holtan, H., Lindholm, O.,, 1986: Forurensningsprognose for Mjøsa. NIVA-rapport O-86213, 60s.
- Gulbrandsen, R., 1988: Brukerundersøkelse - Mjøsa. NIVA-rapport.
- Institutt for georessurs- og forurensningsforskning, 1988: Forurensningstilførsler til Mjøsa - Fosforavrenning fra landbruket, revidert utgave.
- Rognerud, S., 1985: Kvikksølv i Mjøsas sedimenter. Arealfordeling og vertikalprofiler av antropogent kvikksølv. NIVA-rapport O-82105. 47s.
- Statens forurensningstilsyn, 1989: Vannkvalitetskriterier for ferskvann. red H. Holtan
- Vennerød, K. 1984 a: Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. NIVA-rapport O-82014
- Vennerød, K. red. 1984 b: Vassdragsundersøkelser. Universitetsforlaget.

VEDLEGG:

Tabeller for problemene knyttet til de enkelte brukerinteressene fordelt på områder og vannkvalitetsparametre.

Brukerinteressen DRIKKEVANN vekt=13%			
Område, problem	% vektlegging	Vannkval.param.	Param. vekt
Mjøsa-sør: algemengde, hygiene	5%	klorof. a termotol.koli	80% 20%
Hamar-området: algemengde, hygiene, blågr.alger	45%	termotol.koli klorof. a lettilgj.org.mat.	55% 35% 10%
Gjøvik-området: algemengde, hygiene	35%	termotol.koli klorof. a	60% 40%
Mjøsa-nord: algemengde, hygiene	10%	termotol.koli klorof. a	60% 40%
Lågen: hygiene	5%	termotol.koli	100%

Brukerinteressen JORDVATNING vekt=2%			
Område, problem	% vektlegging	Vannkval.param.	Param. vekt
Mjøsa-sør: algemengde, hygiene	5%	klorof. a termotol.koli	50% 50%
Hamar-området: hygiene, algemengde, blågr.alger i overflaten	35%	termotol.koli klorof. a. lettilgj.org.mat.	85% 10% 5%
Gjøvik-området: hygiene, algemengde	30%	termotol.koli klorof. a	90% 10%
Mjøsa-nord: hygiene, algemengde	15%	termotol.koli klorof. a	90% 10%
Lågen: hygiene	15%	termotol.koli	100%

Brukerinteressen INDUSTRIVANN vekt=1%			
Område, problem	% vektlegging	Vannkval.param.	Param. vekt
Mjøsa-sør: algemengde, hygiene	10%	termotol.koli klorof. a	80% 20%
Hamar-området: hygiene, algemengde	50%	termotol.koli klorof. a	80% 20%
Gjøvik-området: hygiene, algemengde	30%	termotol.koli klorof. a	80% 20%
Mjøsa-nord: hygiene, algemengde	5%	termotol.koli klorof. a	80% 20%
Lågen: hygiene, algemengde	5%	termotol.koli klorof. a	80% 20%

Brukerinteressen FRITIDSFISKE vekt=5%			
Område, problem	% vektlegging	Vannkval.param.	Param. vekt
Mjøsa-sør: siktedyp,begroing alger avfall,miljøgifter,	10%	klorof. a miljøgift søppel	70% 20% 10%
Hamar-området: siktedyp,begroing alger avfall, miljøgifter	35%	klorof. a miljøgift søppel	70% 20% 10%
Gjøvik-området: siktedyp,begroing alger avfall, miljøgifter	35%	klorof. a miljøgift søppel	70% 20% 10%
Mjøsa-nord: siktedyp,begroing alger avfall, miljøgifter	15%	klorof. a miljøgift søppel	70% 20% 10%
Lågen: avfall, begroing	5%	søppel klorof. a	80% 20%

Brukerinteressen BADING vekt=6%			
Område, problem	% vektlegging	Vannkval.param.	Param. vekt
Mjøsa-sør: siktedyp alger, søppel, hygiene	5%	termotol.koli søppel klorof. a	50% 15% 35%
Hamar-området: hygiene, bl.gr.alger i overflaten, avfall, siktedyp alger og fiber	40%	termotol.koli klorof. a lettilgj. org.mat. søppel fiber	45% 30% 5% 15% 5%
Gjøvik-området: hygiene, siktedyp alger og fiber avfall	30%	termotol.koli klorof. a fiber søppel	50% 30% 5% 15%
Mjøsa-nord: hygiene, algemengde, søppel	20%	termotol.koli klorof. a søppel	60% 30% 10%
Lågen: hygiene, søppel	5%	termotol. koli søppel	50% 50%

Brukerinteressen BÅTBRUK vekt=3%			
Område, problem	% vektlegging	Vannkval.param.	Param. vekt
Mjøsa-sør: siktedyp,begroing alger avfall	10%	klorof. a søppel	80% 20%
Hamar-området: siktedyp,begroing alger avfall	40%	klorof. a søppel	80% 20%
Gjøvik-området: siktedyp,begroing alger avfall	35%	klorof. a søppel	80% 20%
Mjøsa-nord: siktedyp,begroing alger avfall	15%	klorof. a søppel	80% 20%

Brukerinteressen ANNET FRILUFTSLIV vekt=4%			
Område, problem	% vektlegging	Vannkval.param.	Param. vekt
Mjøsa-sør: siktedyp alger,avfall, hygiene	10%	klorof. a søppel termotol.koli	60% 30% 10%
Hamar-området: hygiene, bl.gr.alger i overflaten, avfall, siktedyp alger og fiber	40%	termotol.koli klorof. a lettilgj. org.mat. søppel fiber	10% 50% 5% 30% 5%
Gjøvik-området: hygiene, siktedyp alger og fiber avfall	30%	termotol.koli klorof. a fiber søppel	10% 50% 10% 30%
Mjøsa-nord: hygiene, algemengde, avfall	15%	termotol.koli søppel klorof. a	15% 35% 50%
Lågen: hygiene, avfall	5%	termotol.koli søppel	50% 50%

Brukerinteressen NATURVERN, EKSISTENSVERDI vekt=60%			
Område, problem	% vektlegging	Vannkval.param.	Param. vekt
Mjøsa-sør: siktedyp,begroing alger miljøgifter,hygiene	10%	klorof. a termotol.koli miljøgift	70% 10% 20%
Hamar-området: siktedyp,begroing alger miljøgifter,hygiene	40%	klorof. a termotol.koli miljøgift	70% 10% 20%
Gjøvik-området: siktedyp,begroing alger miljøgifter,hygiene	30%	klorof. a termotol.koli miljøgift	70% 10% 20%
Mjøsa-nord: siktedyp,begroing alger miljøgifter,hygiene	15%	klorof. a termotol.koli miljøgift	70% 10% 20%
Lågen: hygiene, begroing, miljøgifter	5%	termotol.koli klorof. a miljøgift	40% 50% 10%

Brukerinteresser NEDSTRØMS-SUMBETRAKTNINGER vekt=6%			
Område, problem	% vektlegging	Vannkval.param	Param. vekt
Nedstrøms Mjøsa, også virkninger i sjø: eutrofireingsvirkninger	100%	Tot-P innhold Tot-N innhold	50% 50%