



RAPPORT LNR 5184-2006

**Tiltaksorientert
overvåking av vann og
vassdrag i Ringsaker
kommune**

Årsrapport 2001



Flyfoto av Stavsjøen

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 32 88 33

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

Tittel Tiltaksorientert overvåkning av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 2001.	Løpenr. (for bestilling) 5184-2006	Dato Mars 2006
	Prosjektnr. Undernr. 0-99074	Sider Pris 65
Forfatter(e) Gøsta Kjellberg	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Ringsaker kommune
	Geografisk område Hedmark/Ringsaker kommune	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Teknisk Etat i Ringsaker kommune	Oppdragsreferanse Per Even Johansen
------------------------------------------------------	----------------------------------------

I 2001 ble det foretatt kjemiske og biologiske undersøkelser i Nord-Mesna, Sør-Mesna og Stavsjøen. Videre ble det utført biologiske feltobservasjoner i Fossumbekken, Kongsrudbekken og Smedstuabekken som alle renner til Mjøsa.

Nord-Mesna og Sør-Mesna var noe påvirket av næringssaltforurensning, mens Stavsjøen var markert overgjødlet. Jevnført med tidligere undersøkelser så var det små forandringer i Nord-Mesna, Sør-Mesna hadde blitt litt mer overgjødlet og Stavsjøen hadde blitt betydelig reinere og var i 2001 mindre påvirket av overgjødsling jevnført med forholdene i 1997.

Smedstuabekken var lite påvirket av forurensning, mens Fossumbekken og Kongsrudbekken hadde strekninger som var moderat påvirket eller moderat til markert forurenset av økt tilførsel av næringssalter. Jevnført med tidligere undersøkelser så var det små forandringer unntatt en tilrennende bekk i Fossumbekken som nå var mer forurenset. Kongsrudbekken er tidligere ikke undersøkt.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Vassdragsovervåkning 2. Ringsaker kommune 3. Vannkjemi og biologiske forhold 4. Resipientkapasitet 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Water quality monitoring 2. Ringsaker community 3. Water chemistry and biological condition 4. Resipient capacity
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------



Gøsta Kjellberg
Prosjektleder



Tone Jøran Oredalen
Forskningsleder
ISBN 82-577-4902-8



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

0-99074

**Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag
i Ringsaker kommune.**

Årsrapport for 2001

Forord

Ringsaker kommune har f.o.m. 1997 startet opp et rullerende kommunalt overvåkingsprogram for sine vassdrag. I denne forbindelse har NIVAs Østlandsavdeling på oppdrag av Teknisk Etat i Ringsaker kommune årlig vurdert forurensningsgrad og økologisk status i noen utvalgte vannforekomster.

I 2001 har overvåkingen omfattet Kjemiske og biologiske undersøkelser i tre innsjøer. Videre ble det foretatt biologiske feltobservasjoner i tre større bekker som renner til Mjøsa. Undersøkelsene inkluderer også sju (7) tjern som ligger i bekkenes nedbørsfelter.

Oppdraget ble kontraktfestet 15. august 2001. Prosjektet administreres og finansieres av Teknisk Etat i Ringsaker kommune /v Per Even Johansen. Gösta Kjellberg ved NIVAs Østlandsavdeling er prosjektleder og kontaktperson ved NIVA.

Feltarbeidet i innsjøene ble utført av G. Kjellberg og Jarl Eivind Løvik ved NIVAs Østlandsavdeling. Pål Brettum (NIVA, Oslo) har bearbeidet planteplanktonmaterialet og G. Kjellberg har bearbeidet dyreplanktonmaterialet. De vannkjemiske analysene er utført av Lab-Nett A/S på Hamar.

De generelle biologiske undersøkelsene ble utført av G. Kjellberg, Eli Anne Lindstrøm og Torleif Bækken ved NIVAs hovedkontor i Oslo har blitt konsultert i forbindelse med artsbestemmelse av enkelte begroingsalger og makrobunndyr.

Rapporten er utarbeidet av G. Kjellberg og Mette-Gun Nordheim ved NIVAs Østlandsavdeling.

Rapporten er kvalitetssikret av seksjonsleder Tone Jøran Oredalen og prosjektdirektør Øyvind Sørensen.

Prosjektleder vil takke alle for godt samarbeid.

Ottestad mars 2006



Gösta Kjellberg

Innhold

Sammendrag	6
1. INNLEDNING	9
1.1 Bakgrunn og hensikt	9
1.2 Miljøkvalitetsmål og miljøkvalitetsnormer	9
1.3 Utførte undersøkelser	10
1.3.1 Bekker og tilhørende tjern	10
1.3.2 Innsjøer	10
2. MATERIALE OG METODER	12
2.1 Biologiske feltobservasjoner i bekker	12
2.2 Tidligere undersøkelser i bekker	14
2.3 Prøvetaking i innsjøer	16
2.4 Tidligere undersøkelser i Nord-Mesna	17
2.5 Tidligere undersøkelser i Sør-Mesna	17
2.6 Tidligere undersøkelser i Stavsjøen	17
3. RESULTATER, KOMMENTARER OG TILRÅDNINGER	18
3.1 Biologiske feltobservasjoner i bekker	18
3.1.1 Fossumbekken	18
3.1.2 Kongsrudbekken/Vikhagabekken	22
3.1.3 Smedstuabekken	26
3.2 Vannkvalitet og biologiske forhold i innsjøer	30
3.2.1 Nord-Mesna (519 moh.)	30
3.2.2 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1997 til 2001.	34
3.2.3 Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål	34
3.2.4 Aktuelle tiltak og tilrådinger	34
3.2.5 Sør-Mesna (521 moh.)	35
3.2.6 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1997 til 2001.	39
3.2.7 Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål	39
3.2.8 Aktuelle tiltak og tilrådinger	39
3.2.9 Stavsjøen (264 moh.)	40
3.2.10 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1997 til 2001.	44
3.2.11 Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål	44
3.2.12 Aktuelle tiltak og tilrådinger	44

4. LITTERATUR.	46
5. VEDLEGG	48
Vedlegg A: Siktedyp, vannfarge og kjemiske analyseresultater	49
Vedlegg B: Planteplankton	49
Vedlegg C: Dyreplankton	55
6. APPENDIX.	58

Sammendrag

Ringsaker kommune har f.o.m. 1997 startet opp et kommunalt overvåkingsprogram for sine vassdrag. Overvåkingsprogrammet ble utarbeidet i forbindelse med Ringsaker kommunes vann og avløpsplan. Overvåkingen skjer årlig etter et rullerende program. Hensikten med overvåkingen, som skal være tiltaksorientert, er å kartlegge forurensningssituasjonen og økologisk status i kommunens større vassdrag. Videre om kommunen ved kontroll, egendrift av kommunale renseanlegg og pålegg om forurensningsbegrensende tiltak har nådd de lokale, interkommunale og sentrale miljøkvalitetsmål som er fastsatt. Overvåkingen skal også gi råd om aktuelle tiltak og gi tilrådinger for å bedre, eventuelt hindre en forringelse, av vannkvaliteten i vassdragene.

Kommunalt miljøkvalitetsmål for innsjøene og tjernene i Ringsaker er at de skal ha en økologisk status som er i samsvar eller i nært samsvar med forventet naturtilstand. Dvs. at en mest mulig ønsker å bevare naturgitt vannkvalitet, biologisk mangfold og produksjonsevne. Dette gjelder særlig Mjøsa, Næra, Nord- og Sør-Mesna og innsjøene på fjellet. Vannkvaliteten skal være egnet for friluftsbad og rekreasjon, fritidsfiske og jordvanning. Der en tar ut råvann til drikkevann må kravene til vannkvaliteten skjerpes. En moderat påvirkning av næringssalter (oligomesotrofe forhold) kan likevel aksepteres i enkelte av de innsjøer og tjern som i hovedsak benyttes til fiske eller der det er et rikt fugleliv ("kulturlandskapsinnsjøer").

Kommunalt miljøkvalitetsmål for de bekker som renner gjennom jordbruksområder og/eller områder med fast bosetting er at forurensningsgraden ikke bør overstige den i rapporten benyttede forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at reproduksjonsmulighetene for mjøsharr og mjøsørret skal opprettholdes i de vassdrag som fortsatt benyttes eller tidligere ble brukt som rekrutteringslokaliteter for disse fiskeartene (se også "Forslag til forvaltningsplan for størørret" (Garnås et al. 1996)). I skogs- og fjellbekkene bør ikke forurensningsgraden overstige den i rapporten benyttede forurensningsklasse I-II (blågrønn kartmarkering). De miljøkvalitetsmål som er satt for bekkene betyr at naturgitt biologisk mangfold og produksjonsevne stort sett kan bli bevart. I elvene (Åsta, Fjellelva, Moelva og Brumunda) er det et kommunalt miljøkvalitetsmål at en ikke overskrider den i rapporten benyttede forurensningsklasse I-II (dvs. blågrønn kartmarkering). Det er også mer generelt sett ønskelig at vassdragene skal være et "positivt" innslag som "naturperle" i landskapet.

I år 2001 ble det utført kjemiske og biologiske undersøkelser i følgende innsjøer: Nord-Mesna, Sør-Mesna og Stavsjøen. Videre ble det foretatt biologiske feltobservasjoner i Fossumbekken (inkl. Gålastjernet), Kongsrudbekken/Vikhagabekken (inkl. 3 tjern) og Smedstuabekken (inkl. Herstatjernet og et mindre tjern).

Nord-Mesna, Sør-Mesna og Stavsjøen ble undersøkt i juli - september og undersøkelsene i bekkene ble foretatt 19. - 21. juli. Bekkene hadde da middels vannføring. Bekkene hadde forholdsvis høy vannføring og innsjøene og særlig tjernene forholdsvis stor vanngjennomstrømning i stort sett hele sommerperioden i 2001. De utførte undersøkelsene gir derfor et bedre bilde av forurensningssituasjonen i bekkene, innsjøene og tjernene enn om undersøkelsen hadde blitt utført i en periode med lav vannføring (se kap. 2).

De viktigste resultater kan oppsummeres som følger:

Innsjøer

- **Nord-Mesna**, som tilføres vann fra Mesnalia minitettsted, enkelte jordbruksområder, Brøttum sagbruk samt turistbedriftene og hytteområdene ved Sjusjøen, var påvirket av næringssaltforurensning. På sommeren er det også mye bufe i nedbørsområdet til innsjøen. Nord-Mesna var noe overgjødset og hadde høyere konsentrasjon av næringssalter og planteplankton

enn forventet naturtilstand (forurensningsklasse I-II). Den økologiske status ble likevel vurdert som god. Det er ønskelig at tilførselen av næringssalter (spes. fosfor) ikke øker da resipientkapasiteten raskt kan bli overskredet.

- **Sør-Mesna**, som tilføres vann fra skog- og fjellområder der det finnes et stort antall hytter og sætrer, var påvirket av næringssaltforurensning. På sommeren er det også mye beitedyr i området. Innsjøen var noe overgjødslet og hadde høyere konsentrasjon av næringssalter og planteplankton enn forventet naturtilstand (forurensningsklasse I-II). Den økologiske status ble likevel vurdert som god. Tilførselen av næringssalter (spes. fosfor) må ikke øke da resipientkapasiteten raskt kan bli overskredet.
- **Stavsjøen**, som tilføres vann fra store jordbruksområder med spredt bosetting samt til dels Stavsjø minitettsted, var markert overgjødslet og hadde klart høyere konsentrasjon av næringssalter og planteplankton enn forventet naturtilstand (forurensningsklasse III). Den økologiske status ble vurdert som dårlig dvs. ikke akseptabel. Det er påkrevet at tilførselen av næringssalter (spes. fosfor) blir redusert. Videre at en kan stoppe eller redusere den interne gjødslingen som fortsatt pågår i innsjøen.

Bekker som renner til Mjøsa

- **Fossumbekkens** øvre løp var noe påvirket av næringssaltforurensning. Gålstjernet var moderat overgjødslet. Bekkens nedre del var moderat påvirket av næringssaltforurensning og her var det på enkelte lokaliteter stor forekomst av fastsittende alger. Videre var bekken markert forurenset av jordpartikler og sand. En mindre tilrennende bekk var noe påvirket av lettredbrytbart organisk stoff. Vassdragets økologiske status ble vurdert som dårlig, dvs at den ikke var akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- **Kongsrudbekkens/Vikshagabekkens** øvre løp (inkl. tjern) var lite eller noe påvirket av næringssaltforurensning. Nedre del av bekken var moderat overgjødslet og her var det lokalt (der det var god lystilgang) rik forekomst av fastsittende alger. Den nedre del var også påvirket av jordpartikler og sand. Vi vurderte den økologiske status i vassdraget som mindre god, men likevel som akseptabel sett i forhold til fastsatte kommunale miljømål.
- **Smedstuabekken** var noe påvirket av næringssaltforurensning. Tjernet var lite påvirket av forurensninger, mens Herstadtjernet og vanningsdammene ved Faugli var moderat overgjødslet. Bekkens nedre del var påvirket av jordpartikler og sand. Vassdragets økologiske status ble stort sett vurdert som mindre god men var likevel akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

Aktuelle tiltak og tilrådinger

De kjemiske og biologiske undersøkelsene i Nord-Mesna, Sør-Mesna og Stavsjøen samt de biologiske feltobservasjoner i bekker og tjern viste at det var forurensningsproblemer og ikke akseptabel økologisk status i Stavsjøen, som var sterkt overgjødslet. Videre var det ikke ønskede forhold langs enkelte bekestrekninger i Fossumbekken og Kongsrudbekken /Vikshagabekken. Hovedproblemet i bekkene var også overgjødsling, med stor forekomst av fastsittende alger. Her tilkom også forurensningseffekter p.g.a. tilførsel av lettredbrytbart organisk stoff (forråtnelse/saprobiering) samt jordpartikler og sand.

Skal de forurensete lokaliteter kunne nå akseptabel vannkvalitet og ønsket biologiske mangfold i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål er det nødvendig at forurensningstilførselen ytterligere reduseres, at en rydder opp i gamle "forurensningssynder", samt at bekkene sikres nødvendig minstevassføring og tjernene sikres forsvarlig minstevannstand. Dette er nødvendig om

naturgitt biologisk mangfold, egnet vannkvalitet til foreliggende brukerformål, samt tilstrekkelig resipientkapasitet mht. forurensningstilførsler skal nås og kunne bli opprettholdt. Dvs. at bl.a. fisk kan overleve og at vassdragene kan brukes til rekreasjon, fritidsfiske, friluftsbad, jordvanning og resipient.

Det er derfor viktig at det foretas effektivt vedlikeholdsarbeid og kontinuerlig utføres forbedringstiltak av de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i de aktuelle nedbørsfelt. Det bør videre foretas spesielle tiltak for å løse forurensningssituasjonen ("indre" gjødsling) i Stavsjøen. Tilførselen av jordpartikler og sand fra dyrket mark (jorderosjonen) og veier må mest mulig reduseres. Det er videre viktig at mjøsørreten og/eller mjøsharren kan komme opp til sine tidligere gyteplasser i Fossumbekken, Kongsrudbekken og Smedstuabekken. Eksisterende vandringshinder for disse fisker bør derfor fjernes. Behov for biotopforbedringstiltak bør også klarlegges der det blitt foretatt menneskelige inngrep i vassdragene.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn og hensikt

Ringsaker kommune har f.o.m. 1997 startet opp et kommunalt overvåkingsprogram for sine vassdrag. Et kart over alle større vassdrag i Ringsaker kommune, som berøres av overvåkingen, er vist i figur 1. Overvåkingsprogrammet er rullerende og har en syklus på 5 år. Programmet er til en viss grad tilpasset EUs "vanndirektiv" der en legger opp til rapportering av økologisk status i aktuelle vassdrag hvert 6 år. Ringsaker kommunes overvåkingsprogram må sees sammen med interkommunal og nasjonal overvåkingsaktivitet som særlig den pågående Mjøsundersøkelsen. Hensikten med den kommunale overvåkingen er at :

- Den skal klarlegge tilstand og grad av forurensning i noen utvalgte innsjøer, tjern, elver og bekker.
- Resultatene skal danne bakgrunn for eventuelle undersøkelser av vannkvaliteten over tid.
- Den skal gi råd om hovedtiltak for å bedre vannkvaliteten der så er nødvendig.

Det legges vekt på å beskrive forurensningsgraden med utgangspunkt i de biologiske forhold, og sammenholde resultatene av disse undersøkelser med de miljøkvalitetsmål som er og vil kunne bli fastsatt i kommunal, interkommunal og statlig regi. Forurensningsgraden blir vurdert ut fra registrert avvik fra forventet naturtilstand. Med naturtilstanden menes ifølge Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Statens forurensningstilsyn (SFT) (1997), den økologiske status en ville ha forventet uten påvirkning fra menneskelige aktiviteter. Ringsaker kommune tar sikte på å benytte "føre-var-prinsippet" og et høyt beskyttelsesnivå i forvaltningen av sine vassdrag. Kommunen vil også legge vekt på å videreformidle den kunnskapen miljøovervåkingen gir til innebyggere, politikere og administrasjonen.

1.2 Miljøkvalitetsmål og miljøkvalitetsnormer

I følge DN og SFT (1997) skal fastsetting av kommunale miljøkvalitetsmål for vannforekomster med tilhørende miljøkvalitetsnormer skje slik at bruken av vannforekomsten og krav til vannkvalitet fastsettes etter en helhetsvurdering der hensyn til miljø og brukerpotensialet vektlegges. For Ringsaker kommunes vedkommende vil dette si mest mulig bevaring av biologisk mangfold og urørt natur (bl.a. kantsoner). Brukerinteresser, som friluftsliv, rekreasjon, friluftsbad, fritidsfiske, jordvanning og rekrutteringsmuligheter for mjøsharr og mjøsørret samt bevaring av stedeegne ørretstammer, er prioriterte områder for kommunen.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for de bekker som benyttes til resipienter og/eller avvanner jordbruksområder og bebyggelse innebærer at vannkvalitetstilstanden ikke bør overstige den i rapporten benyttede forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at reproduksjonsmulighetene for mjøsharr og mjøsørret mest mulig skal opprettholdes eller reetableres i de bekker som fortsatt benyttes eller som tidligere ble brukt som reproduksjonslokaliteter av disse fisker. Det er viktig at mest mulig av de lokale harr- og ørretstammer kan bevares ved naturlig stedegen rekruttering (se også "Forslag til forvaltningsplan for storørret"(Garnås et al. 1996)). Det kommunale miljøkvalitetsmål som er fastsatt for bekkene betyr at naturgitt biologisk mangfold i hovedsak opprettholdes og at bekkene får akseptabel økologisk status i henhold til her aktuelle brukerinteresser som vannkilde til jordvanning, fritidsfiske og rekreasjon. Bekkene skal også brukes som resipienter for diffus forurensningstilførsel og i enkelte tilfeller også som mottaker av rensset avløpsvann.

I skogs- og fjellbekker samt i elvene (Åsta, Fjellelva, Moelva og Brumunda) er det et kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål at en ikke overskrider klasse I-II (blågrønn markering). Dette er også i samsvar med de interkommunale miljøkvalitetsmål som er fastsatt for de større tilløpselvene til Mjøsa (Kjellberg et al. 2000).

Miljøkvalitetsmål for innsjøene og tjernene i Ringsaker kommune er at de mest mulig skal ha en økologisk status som er i samsvar eller i nær samsvar med forventet naturtilstand dvs. at en her har som mål å bevare naturgitt artssammensetning og produksjonsevne. Med naturtilstanden menes den økologiske status som skulle ha eksistert i vassdraget uten påvirkning fra menneskelige aktiviteter. Denne målsetting gjelder særlig de større innsjøene (Mjøsa, Næra, Mesnasjøene, Brumundsjøen og Sjusjøen) samt fjellvannene og skogstjernene. Moderat overgjødsling (oligomesotrofe og i enkelte tilfeller mesotrofe forhold) kan aksepteres i enkelte av de mindre innsjøer og tjern som ligger i eller påvirkes av jordbruksområder og som i hovedsak benyttes til fritidsfiske og/eller til jordvanning. Disse lokaliteter betegnes som "kulturlandskapsinnsjøer" og har som regel økt fiskeproduksjon, rikt fugleliv og i enkelte tilfeller også stor forekomst av amfibier. Som eksempel kan vi her nevne Stavsjøen, Herstadtjernet og de tjernene som har nedbørsområder med stort innslag av dyrket mark. Flere av disse vannforekomster kan ha sjeldne/sårbare (rødliste) arter og er da spesielt verneverdige med behov for spesiell beskyttelse til tross for at de kan være noe forurensningspåvirket. Dette gjelder spesielt de våtmarksområder som har utviklet seg til verdifulle fuglelokaliteter som f.eks. Kinnlitjernet.

For øvrig henviser vi til de veiledninger som finnes i "Forslag til retningslinjer for kommunal fastsetting av miljømål og miljøkvalitetsnormer" som ble utarbeidet av DN og SFT (1997).

1.3 Utførte undersøkelser

1.3.1 Bekker og tilhørende tjern

I 2001 har Gösta Kjellberg ved NIVAs Østlandsavdeling foretatt biologiske feltobservasjoner i følgende tre (3) bekker: Fossumbekken (inkl. Gålåstjernet), Kongsrudbekken/Vikhagabekken (inkl. 3 st mindre tjern) og Smedstuabekken (inkl. Herstadtjernet og et mindre tjern). Undersøkelsene ble foretatt 19. - 21. juli da det var middels vannføring i bekkene. De undersøkte bekker hadde forholdsvis høy vannføring og tjernene stor gjennomstrømning av vann stort sett hele sommerperioden 2001. Undersøkelsene gir derfor høyst sannsynlig et bedre bilde av forurensningssituasjonen i de aktuelle lokaliteter enn om undersøkelsene hadde blitt utført i en periode med lav vannføring, slik metodikken for slike undersøkelser foreskriver (se kap.2).

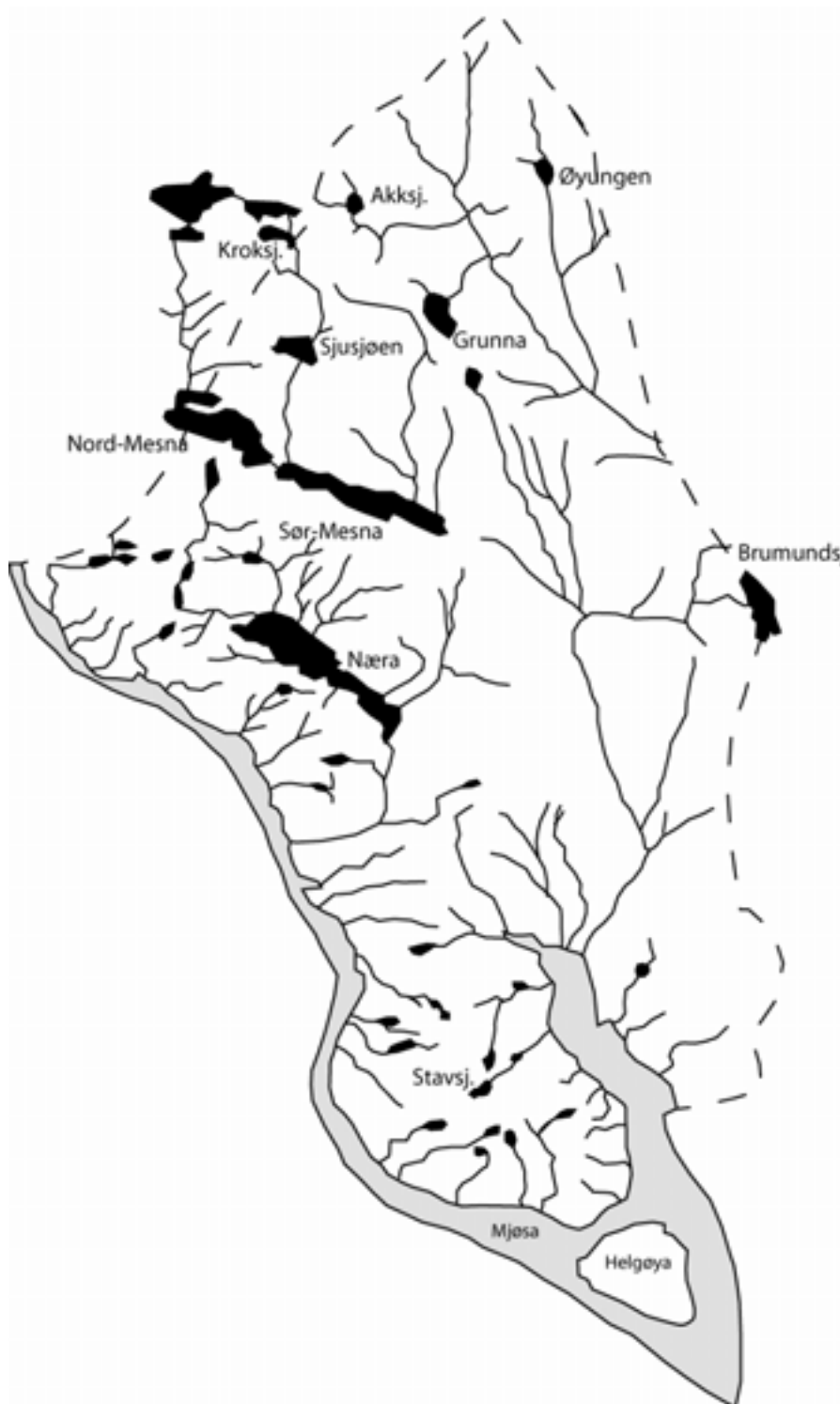
Hensikten med de biologiske feltobservasjonene var å vurdere biologisk status samt kartlegge forurensningssituasjonen i de nevnte bekker. Videre om mulig å identifisere lokale forurensningskilder. Vassdragenes resipientkapasitet skulle også vurderes og det skulle skisseres tiltak og gis tilrådinger for å bedre, eventuelt hindre en forringelse av vannkvaliteten i bekkene. Videre skulle en også vurdere andre menneskelige inngrep som har eller har hatt betydning for den økologiske status i vassdragene.

1.3.2 Innsjøer

I 2001 ble det foretatt kjemiske og biologiske undersøkelser i Nord-Mesna, Sør-Mesna og Stavsjøen. Her ble det tatt prøver i juli, august og september ved en prøvetakingsstasjon ved det antatt dypeste området i innsjøen. Prøvene ble i alle innsjøene tatt ved følgende tidspunkter: 16. juli, 15. august og 17. september. De kjemiske prøvene er analysert for pH, alkalitet, konduktivitet, fargetall, fosfor, nitrogen, total organisk karbon og total klorofyll *a*. På den biologiske side har vi registrert forekomst av planteplankton og dyreplankton. Videre ble det tatt målinger av vanntemperatur og siktedyp.

Hensikten med undersøkelsene av innsjøene var å klarlegge deres trofistatus samt å vurdere biologisk mangfold i de fri vannmasser. Jevnt stor vanntilførsel i sommerperioden 2001 bidro til at innsjøene hadde økt resipientkapasitet p.g.a. mindre oppholdstid for vannet i innsjøene og større tilførsel av humusstoffer dette år. Humus bidrar til å minke biotilgjengligheten av fosfor og reduserer lystilgangen (se Rognerud 1989 og Meili 1992). Undersøkelsene gir derfor sannsynligvis et noe bedre bilde av forurensningssituasjonen i Mesnasjøene og Stavsjøen enn om undersøkelsen var blitt utført i en

sommer med mindre nedbør og herved mindre gjennomstrømning av vann og mindre innhold av humusstoffer.



Figur 1. Elver, større bekker, innsjøer og større tjern i Ringsaker kommune.

2. MATERIALE OG METODER

De innsjøer og de bekker (inkl. tjern) som ble undersøkt i Ringsaker kommune i 2001 er vist i figur 2.

2.1 Biologiske feltobservasjoner i bekker

De biologiske feltobservasjoner som blir benyttet i Ringsaker kommunes elver og bekker blir utført i samsvar med en metode for "Biologiske feltobservasjoner i vassdrag" som NIVA også benytter i forbindelse med den interkommunale overvåkingen av Mjøsa med tilløpselver (Kjellberg 1993, 1998 og Kjellberg et al. 2001). Metoden blir også benyttet i overvåkingsplanen for Begna-/Øystre Slidrevassdraget (Løvik og Kjellberg 2002) og av Randsfjordforbundet i forbindelse med overvåkingen av Randsfjorden (Løvik og Kjellberg 2002). Benyttede vurderingskriterier er beskrevet i appendix bak i rapporten og i Kjellberg et al. (1985). Undersøkelsene skal fortrinnsvis utføres ved lav vannføring. Årsaken til dette er at i slike perioder er effektene av forurensning tydeligst, samt at kilder til lokalbetiget forurensning da er lettest å identifisere og kartfeste. Unntak er påvirkning av sur nedbør som har størst effekt ved høy vannføring (surstøt).

Ved de biologiske befaringene bedømmer en biologisk kyndig forsker forhold som biologisk status, forurensningsgrad og til dels vannkvalitet, ut fra feltobservasjoner av begroingsorganismer (sopp, bakterier, ciliater, fastsittende alger og vannmoser), høyere vegetasjon og makrobunndyr. En legger særlig vekt på forekomst og eventuelt fravær av s.k. "indikator"-organismer, dvs. rentvannsorganismer eller populasjoner som er følsomme overfor forurensning eller andre menneskelige påvirkninger. I innsjøer og tjern legger vi størst vekt ved eventuell forekomst av næringssaltkrevende planteplanktonarter og mengden planteplankton. Om nødvendig tar vi biologiske prøver for videre analyse i laboratoriet. Kunnskap om forekomst av "rødlisterarter" (utrydningstruede arter) inkluderes også i vurderingene.

Avvik fra naturtilstanden (lite eller ikke påvirket referanselokalitet) eller forventet naturtilstand er viktige kriterier når vi skal vurdere samt fastsette påvirknings- og forurensningsgrad samt vurdere biologisk tilstand (Bratli 1995). Med forventet naturtilstand menes ifølge DN og SFT (1997) den økologiske tilstand (miljøkvalitetstilstand) en ville ha hatt i vassdraget/lokaliteten om det/den ikke hadde vært påvirket av menneskelige aktiviteter. Dersom avviket er stort og det naturgitte biologiske mangfoldet er klart redusert eller forandret, betegner vi vassdraget/lokaliteten som forurenset og at vassdraget/lokaliteten ikke har akseptabel miljøkvalitet. Er høyere biologisk liv utslått, betegnes vassdraget/lokaliteten som totalskadet. Der avviket er lite, men påviselig og de biologiske mangfoldet i liten grad er blitt påvirket, bruker vi benevnningen påvirket. Som regel ønsker en å beholde en vannkvalitet, biodiversitet og biologisk produksjonspotensiale dvs. miljøtilstand som er lik eller tilnærmet lik forventet naturtilstand (se SFTs "Miljømål for vannforekomstene" (Bratli 1995, Bratli et al. 1998, Hauan og Sørset 1997)). Denne målsetting er også lagt til grunn for vurderingene i undersøkelsene i Ringsakers vann og vassdrag. Dvs. at vannforekomsten som utgangspunkt bør ha en økologisk tilstand i nært samsvar med forventet naturtilstand.

Miljøkvalitet bedømmer vi ut fra en samlet vurdering av vannkvalitet, biologiske forhold og forurensningssituasjon. Vi har i overvåkingsprosjekt for Ringsaker kommune benyttet oss av følgende kategorier:

1. Høy/god miljøtilstand. (om lokaliteten er spesielt verdifull benyttes "Høy tilstand").
2. Mindre god miljøtilstand. (disse lokaliteter er noe påvirket av menneskelige aktiviteter, men har likevel stort sett akseptable forhold).
3. Ikke akseptabel miljøtilstand.

For at resultatene skal bli oversiktlige og praktisk anvendbare benytter vi fire biologisk relaterte vannkvalitetsklasser (klasse I til klasse IV, se tabell 1 i appendix) for å karakterisere biologisk og til dels miljøtilstand (Kjellberg et al. 1985). Disse klasser er i så stor grad som mulig forsøkt tilpasset SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Klassifiseringen skjer på bakgrunn av biologiske forhold og påvirknings- og forurensningsgrad med hensyn til påvirkning av lett nedbrytbar organisk stoff (forråtnelse/saprobiering) og næringsalter (overgjødning/eutrofiering). Eventuell akutt giftpåvirkning og skadeeffekter av forurensning blir også vurdert. Det er også lagt vekt på fiskeforhold og hygieniske aspekter. Videre vurderer vi også biologiske effekter av andre menneskelige inngrep som har eller har hatt betydning for den økologiske tilstand i vassdraget.

De ulike klasser og overgangssoner blir markert med farger på et kart slik at forurensningssituasjonen generelt kan visualiseres, se figur 3, 4 og 5 i denne rapporten. Klassifiserings-systemets klasse I betegner rentvannsforhold der menneskelig forurensningspåvirkning på det biologiske liv ikke direkte kan dokumenteres. Klasse II angir elve- og bekkestrekninger som er noe forurensningspåvirket, men der flora og fauna stort sett har arter i samsvar med de naturgitte forhold. Som regel er det økt produksjonskapasitet på disse lokaliteter og en markert økt forekomst av de mer tolerante artene. Klasse III og IV angir lokaliteter som er direkte forurenset og der naturgitt biodiversitet er redusert og til dels har gått tapt. Disse elve- og bekkestrekninger har som regel synlig heterotrof begroing (s.k. "lammehaler" og lignende) og her foreligger også som regel sjenerende og vond lukt. Disse lokaliteter oppfattes også av folk flest som forurenset. For mer detaljert informasjon se Kjellberg og medarbeidere (1985) samt appendix bak i rapporten.

Overgangssonene klasse I-II osv. benyttes der det er vanskelig å vurdere hvilken klasse som skal velges for å karakterisere lokaliteten. For videre informasjon vises til appendix bak i rapporten.

Som operativ målsetting for å skille mellom akseptabel og ikke akseptabel miljøkvalitet, dvs. om resipientkapasiteten/tålegrensen er overskredet eller ikke i forhold til fastsatte miljøkvalitetsmål i de ulike vassdragstypene i Ringsaker kommune gjelder:

Lokalitetstype	Målsetting = Akseptabel tilstand
Småbekker som renner gjennom jordbruksområder, og/eller områder med spredt bosetting.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. God og mindre god miljøtilstand.
Bekker som renner gjennom tett bebygde strøk som boligfelter og minitettsteder.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. God og mindre god miljøtilstand.
Bekker og mindre elver som blir brukt som resipienter for rensanlegg.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. God og mindre god miljøtilstand.
Bekker i skogsområder (s.k. "skogsbekker") som er lite påvirket av forurensninger.	Overgangssone I-II (blågrønn markering) eller bedre. God miljøtilstand.
Hovedvassdraget i større elver.	Overgangssone I-II (blågrønn markering) eller bedre. God miljøtilstand.
Innsjøer og tjern i kulturlandskapet.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. Dvs. god og mindre god miljøtilstand.
Større innsjøer samt innsjøer og tjern i fjell- og skogområder.	Overgangssone I-II (blågrønn markering) eller bedre. Dvs. god miljøtilstand.

Dvs. at klasse I (blå markering), I-II (blågrønn markering) og II (grønn markering) blir vurdert som akseptabel miljøtilstand i enkelte innsjøer og tjern i lavlandet samt i bekker som avvanner jordbruksområder og/eller områder med spredt bosetting, mens klasse II-III (grønn gul markering) og klassene over anses som ikke akseptabel tilstand. Dette medfører at naturgitt biodiversitet stort sett kan bli varig vernet i disse bekker, og at vi aksepterer at vi kan få en økt produksjonskapasitet i form av

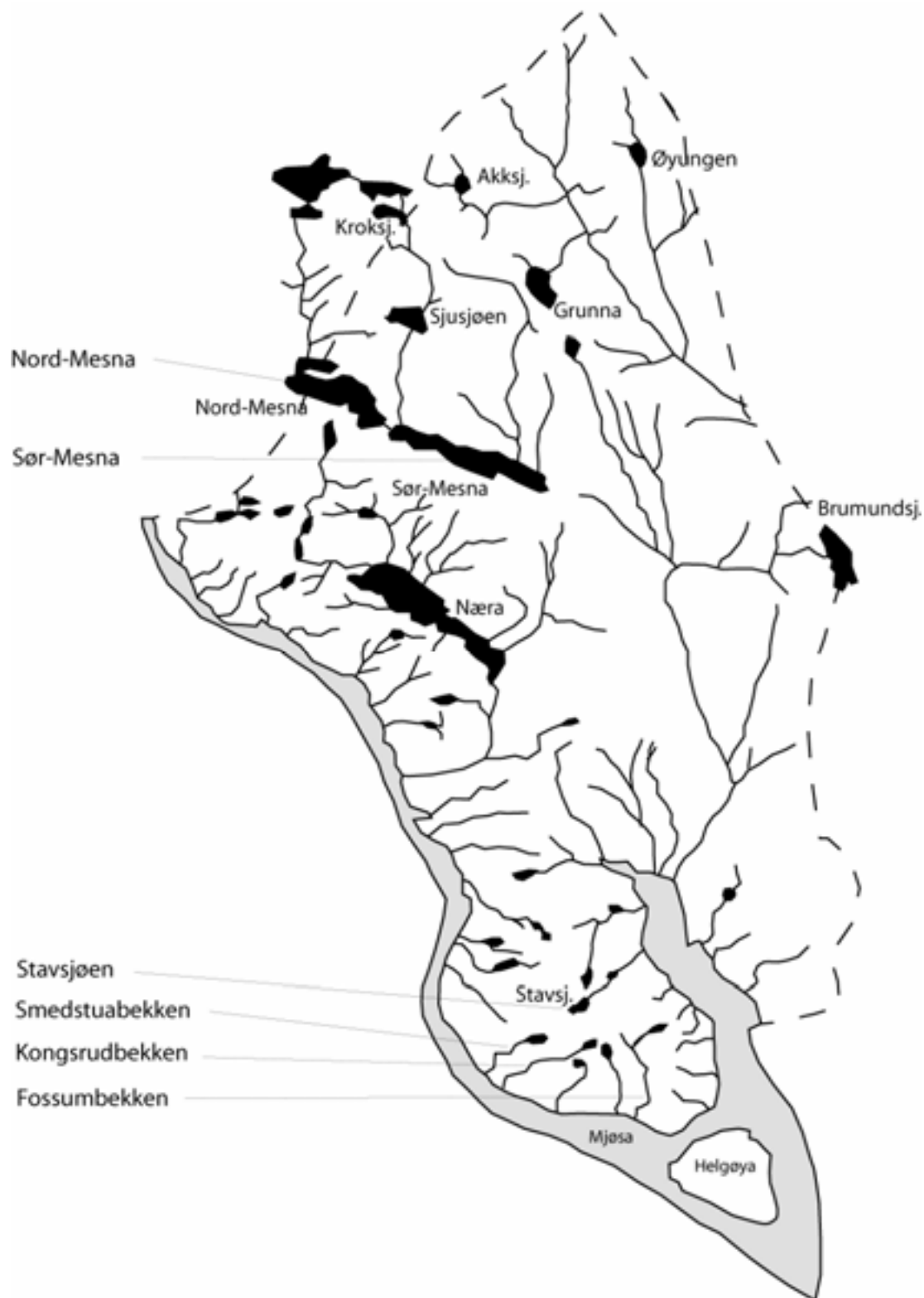
økt forekomst av vannplanter, vannmoser og til tider markert økt forekomst av fastsittende alger. Vi vil her også som regel få økt forekomst og produksjon av makrobunndyr og fisk. Videre at en unngår direkte forurensede bekkestrekninger med sjenerende og vond lukt p.g.a. forråtnelsesprosesser med synlig forekomst av heterotrofe organismer (s.k. "lammehaler" og lignende) samt vond lukt. Bekkene vil da kunne opprettholde biologiske forhold som er i nært samsvar med rentvannsforhold og visuelt av folk flest oppfattes som stort sett reine. I ikke eller lite forurensningspåvirkede innsjøer, tjern og bekker (fjell- og skogsbekker) samt i elvene der fortykningsevnen dvs. resipientkapasiteten er større settes det strengere krav. Her bedømmes forurensningsklasse II og klassene over som ikke akseptabel miljøtilstand dvs. at resipientkapasiteten har blitt overskredet og at økologisk status ikke er i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål (se også kap. 1.1 Bakgrunn og Hensikt).

2.2 Tidligere undersøkelser i bekkene

Fossumbekken ble undersøkt av NIVA i juli 1997 (Kjellberg 1998). Bekkens øvre del fra Gålåstjernet ned til Ødemyr/Dæli var da lite til moderat forurensningspåvirket (Forurensningsklasse I-II). Gålåstjernet ble vurdert som moderat overgjødslet. Fra Dæli og til utløpet i Mjøsa ved Fossum var bekkene mer forurenset og ble her vurdert som moderat til markert forurenset av næringssalter og lettredbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II-III). Langs enkelte strekninger var det noe synlig og sjenerende (vond lukt) heterotrof begroing, men ikke masseforekomst. Mest forurenset var bekkene i området ved Kavlum.

Smedstuabekken har blitt undersøkt av NIVA i august 1998. (Kjellberg 1999). Øverste del av bekkene dvs. bekkestrekningen oppstrøms Herstadtjernet var da lite påvirket av forurensning (Forurensningsklasse I-II). Herstadtjernet og hele bekkestrekningen nedstrøms var moderat overgjødslet og her var det økt forekomst av makrovegetasjon i Herstadtjernet og langs den mer stilleflytende delen av utløpsbekken samt i vanningsdammene. I selve bekkene var det stor forekomst av fastsittende alger og da særlig langs bekkestrekningen ved Helgeberg (Forurensningsklasse II). Bekkene var også påtagelig nedslammet langs mer stilleflytende strekninger samt i kulpene.

I **Kongsrudbekken/Vikshagabekken** har det tidligere ikke blitt utført noen biologiske undersøkelser.



Figur 2. Innsjøer og bekker i Ringsaker kommune som ble undersøkt i 2001.

2.3 Prøvetaking i innsjøene

I 2001 ble det tatt prøver i følgende innsjøer: Nord-Mesna, Sør-Mesna og Stavsjøen. Prøvene er tatt ved de samme stasjoner som blitt benyttet ved tidligere undersøkelser. For Nord-Mesna og Sør-Mesna var dette i samsvar med de stasjoner som ble brukt av NIVA i forbindelse med prosjekt "Overvåking av vannkvaliteten i Mesna-vassdraget" i perioden 1992- 1994 (Rognerud et al. 1995). I Stavsjøen benyttet vi den samme stasjon som ble brukt i 1997 (se Kjellberg 1998).

Fysisk-kjemiske undersøkelser

Den 16. juli, 15. august og 17. september ble det tatt vannprøver fra Nord-Mesna, Sør-Mesna og Stavsjøen. Prøvene er tatt som blandprøve fra sjiktet 0-5 meter. Disse prøver er analysert for: surhetsgrad (pH), alkalitet, konduktivitet, fargetall, totalfosfor (Tot-P), nitrat (NO₃), totalnitrogen (Tot-N), total organisk karbon (TCO) og total klorofyll a. Hensikten med dette analyseprogram var å fastslå konsentrasjonsnivå og/eller variasjonsbredde av stoffer som har betydning for produksjonsforholdene i innsjøene. Videre for å vurdere bufferevnen mot tilførsel av surt vann. Spesiell vekt har blitt lagt på fosforkonsentrasjon, innhold av humus (vurdert ut fra TOC og fargetall) samt pH og alkalitet. Samtidig med prøveinnsamlingen ble vanntemperatur (i en vertikalserie) og siktedyp målt. Vannfargen visuelt vurdert mot sikteskiven da den befant seg på halve siktedypet ble også notert.

Vurdering av vannkvalitet og siktedyp er foretatt i henhold til SFTs klassifiseringsnorm for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Eventuell forurensningspåvirkning er vurdert som avvik fra forventet naturtilstand (se SFTs "Miljømål for vannforekomster" (Bratli 1995, Bratli et al. 1998, Hauan og Sørset 1997)).

Biologiske undersøkelser.

Plantep plankton.

Plantep plankton i innsjøer og tjern består av små, frittlevende alger og cyanobakterier (i hovedsak primærprodusenter) som vanligvis reagerer raskt på miljøendringer i vannmassene. Små forandringer i konsentrasjonen av biologisk tilgjengelige næringsstoffer vil derfor gi signifikante endringer i planktonsamfunnet lenge før forskjellen kan registreres med dagens kjemiske analysemetodikk. Mange alger er også ømfintlige overfor surt vann og plantep planktonsamfunnet gir derfor informasjon om vannforekomsten er forsuret eller ikke. Plantep planktonets artssammensetning, biomasse og utvikling over året (årssuksesjon) gir derfor en god informasjon om innsjøens økologiske status og eventuelle utvikling over tid.

Det ble fra hver innsjø tatt ut plantep planktonprøver som blandprøve fra sjiktet 0 – 5 meter. Disse prøver er brukt til å bestemme plantep planktonets artssammensetning og biomasse. Som supplement til biomassedataene ble det også analysert for total klorofyll a-konsentrasjon (se over). Forekomsten av plantep plankton er angitt som volum/biomasse (mm³/gram våtvekt) pr. m³, og klorofyllkonsentrasjoner blir angitt som µg tot. klorofyll a/l.

Kunnskap om plantep planktonets artssammensetning og volum/biomasse er helt sentral informasjon når vi skal vurdere næringsstatus (trofinivå) og trofiutviklingen i innsjøer og tjern. Næringsstatus og grad av overgjødning (eutrofiering) blir vurdert etter vurderingskriterier for innsjøer utarbeidet av Heinonen (1980), Brettum (1989) samt Tikkanen og Willen (1992). Her blir det lagt vekt på algebiomasse og forekomst av indikatorarter (se appendix). Forsuringssituasjonen er vurdert ved bruk av forekomst av planktonalger etter kriterier gitt av Brettum (1992, 1989). Vurdering av tot. klor. a-konsentrasjon er foretatt i henhold til SFTs klassifiseringsnorm for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Forurensningsgrad (overgjødning) og grad av forsuring bedømmes som avvik fra forventet naturtilstand. Med overgjødning mener vi økt tilførsel av næringssalter (spes. fosfor) som resultat av menneskeskapt (antropogene) aktiviteter. Da vi har vurdert trofinivå (dvs. om innsjøene skal vurderes som oligotrofe, mesotrofe eller eutrofe) samt vurdert grad av forurensning ved eventuell overgjødning har vi lagt størst vekt ved resultatene fra plantep planktonprøvene.

Krepsdyrplankton.

Det ble i samtlige innsjøer samlet inn kvalitativt dyreplanktonmateriale som vertikale håvtrekk ved hjelp av en planktonhåv med 60 μ 's håvduk. Disse prøver ble tatt ved samme sted og på samme tidspunkt som de øvrige prøver. Dvs. at det ble samlet in tre håvtrekk fra hver innsjø. Hjuldyrene (Rotifera) er bestemt til art eller slekt, mens krepsdyrene (Crustacea) er bestemt til artsnivå. Forekomsten er angitt etter følgende vurderingskriterier utarbeidet av J. E. Løvik ved NIVA: rikelig/dominerende, vanlig og sjelden/få individer. Videre har vi målt lengden (gjennomsnitt og variasjonsbredde) for eggbærende hunner av vannlopper tilhørende slektene *Holopedium*, *Daphnia* og *Bosmina*.

Kunnskap om krepsdyrsamfunnet i de fri vannmasser i innsjøer og tjern gir oss mulighet å vurdere beitepress fra planktonspisende fisk, samt mer generelt å vurdere den biologiske status i de fri vannmasser bl.a. med tanke på å kunne opprettholde naturgitt biologisk mangfold, produksjonsstruktur og produksjonsevne. Enkelte krepsdyrplankton (særlig "dafniene") er forsurningsfølsomme og er gode indikatorarter da vi skal vurdere forsurningspåvirkning og resultater av kalking (Kjellberg 2000, Forseth et al. 1997). Beitepresset på planktonkrepsdyrene fra fisk er vurdert etter vurderingssystem utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA (Kjellberg et al. 1999). Dette systemet tar utgangspunkt i relasjonen mellom middellengden av voksne (eggbærende) hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* *Daphnia* er styrende art der disse finnes. Planktonspisende fisk utgjør som regel en strukturerende faktor på krepsdyrsamfunnet. Økt predasjonspress gir minket individstørrelse og overgang mot dominans av mer småvokste arter (se appendix og Branderud et al.1996).

2.4 Tidligere undersøkelser i Nord-Mesna

NIVA har utført limnologiske undersøkelser i Nord-Mesna i 1971 (Langeland 1972) og i perioden 1992-1994 (Rognerud et al. 1995). Ut fra resultatene fra 1992-1994 ble Nord-Mesna vurdert som noe overgjødslet antagelig i hovedsak på grunn av forurensninger fra turistaktiviteten på Sjusjøen. En biomasse av planteplankton som til tider oversteg 0,4 gram/m³ og generelt sett stor andel storvokste kiselalger indikerte dette. For mer informasjon henvises til Rognerud et al. (1995).

2.5 Tidligere undersøkelser i Sør-Mesna

NIVA har utført limnologiske undersøkelser i Sør-Mesna i 1971 (Langeland 1972) og i perioden 1992-1994 (Rognerud et al. 1995). Ut fra resultatene fra 1992-1994 ble Sør-Mesna vurdert som lite påvirket av forurensninger. Innsjøen hadde da i de fri vannmasser algemengder som ikke oversteg 0,4 g/m³. Videre var det ikke noen oppblomstring av mer næringsalkrevende arter, dvs at Sør-Mesna hadde klart oligotrof karakter. For mer informasjon se Rognerud et al. (1995).

2.6 Tidligere undersøkelser i Stavsjøen

NIVA har utført limnologiske undersøkelser i Stavsjøen i 1997 (Kjellberg 1998). Innsjøen ble da vurdert som mesotrof og hadde stor mengde planteplankton (1,0 – 1,7 gram våtvekt/m³) dominert av mer næringsalkrevende arter som bl.a. blågrønnalgen *Microcystis reinboldii* og kiselalgene *Cyclotella glomerata* og *Fragilaria spp.* Stavsjøen var således sterkt overgjødslet og innsjøen er påvirket av intern gjødsling. For mer informasjon se Kjellberg (1998).

3. RESULTATER, KOMMENTARER OG TILRÅDNINGER

For å få en mer samlet oversikt over de ulike lokalitetene har vi lagt inn bakgrunnsdata og forslag til tiltak for å bedre eventuelt hindre en forringelse av miljøtilstanden i vannforekomstene i resultatkapitlet.

3.1 Biologiske feltobservasjoner i bekker

Forurensningssituasjonen og den biologiske status som ble registrert i Fossumbekken, Kongsrudbekken/Vikhagabekken og Smedstuabekken i juli 2001 er gitt i fargefigurer i teksten (figur 3, 4 og 5). Figurene viser også den forurensningsgrad og den biologiske status som ble observert ved undersøkelser foretatt av NIVA i Fossumbekken i 1997 og i Smedstuabekken 1998 (Kjellberg 1998, Kjellberg 1999). Kongserudbekken har tidligere ikke blitt undersøkt.

3.1.1 Fossumbekken

Bakgrunnsdata

Naturlig nedbørsfelt: 5,6 km²

Årlig midlere avrenning (isohydat): 8-10 l/s km².

Berggrunn: Kambro/silur: kalkholdige, næringsrike bergarter.

Fiskeforekomst: I Gållåstjern finnes gjedde, abbor og karuss. I bekken er det ørekyte, harr og til tider ørret. I selve utløpsosen er det til tider gjedde, abbor, mort, vederbuk, laue, lake, ferskvannsulke og nipigget stingsild. Tidligere fantes det også niauge i bekken. Fossumbekken er gytebekk for mjøsharr og harren kan for tiden gå opp til Glemmastad en strekning på ca. 2,5 km. Det går til tider også opp mjøsørret i bekken og det er fanget gytefisk på opp til 4 kg (1967). 200 st.

Nedbørsfelt: Fossumbekken har sitt utspring i skogområdet ved Gållåstjernet. Bekkener ca. 5 km lang og renner ut i Mjøsa ved Fossum. Det finnes to tjern i nedbørsfeltet. Nedbørsfeltet består av ca. 0,6 % vann, ca. 24 % skogområder og hele 75,4 % dyrket mark inklusive areal til spredt bosetting og veier. Fossumbekken drenerer således store jordbruksarealer med spredt bosetting.

Forurensningskilder: Tilstedeværende og potensielle forurensningskilder er i første rekke utsig av kloakk og gråvann fra separatanlegg i spredt bebyggelse, utsig og lekkasjer fra dyrestaller (dvs fra melkerom og gjødselkjellere) og siloanlegg samt særlig avrenning (næringsmatter, husdyrgjødsel, sprøytemiddelrester og leir- og jordpartikler) fra dyrket mark. Uhellsslipp/akuttutslipp fra melkerom og siloanlegg kan også forekomme.

Forurensningseffekter som økt forekomst av fastsittende alger, vannmoser og vannplanter (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av heterotrof begroing som sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming (habitatforandring) står derfor sentralt og er viktige vurderingskriterier da vi skal vurdere forurensningssituasjonen i Fossumbekken. Bekken benyttes til jordvanning og i forbindelse med lengre tørrværsperioder kan enkelte bekkestrekninger gå tørr. Redusert vannføring vil forsterke effektene av forurensningene.

Miljøkvalitetsmål: Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Fossumbekken er at vannkvalitetstilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering) og at

miljøtilstanden skal være god eller mindre god. Videre at rekrutteringsmulighetene for mjøsharren blir opprettholdt og forbedret, samt at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart. Videre er det et mål at vassdraget kan brukes til rekreasjon (inkl. barnelek), fritidsfiske, jordvanning, resipient og som drikkevann for vilt og bufe. Det er også viktig at vassdraget blir bevart som et "positivt" innslag i landskapet og at kantvegetasjonen kan opprettholdes som viltbiotop og viltkorridor.

Forurensningssituasjon og biologisk tilstand.

De viktigste resultater fra de biologiske feltobservasjonene i Fossumbekken kan oppsummeres som følger:

- Øvre del av Fossumbekken var lite påvirket av forurensning (Forurensningsklasse I eller I-II) og her ble den biologiske tilstand vurdert som god.
- Gållåstjernet var moderat overgjødset (Forurensningsklasse II) og det var bl.a. økt forekomst av vannplanter langs strandkanten. Biologisk tilstand ble likevel vurdert som akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- Den mindre bekken som renner til Fossumbekken ved Dæli var noe forurenset av næringssalter og lettnedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II-III).
- Øvrige deler av vassdraget var moderat overgjødset (Forurensningsklasse II). I bekkens nedre del var det lokalt, der det var god lystilgang, stor forekomst av fastsittende trådformete grønnalger.
- Det ble ikke påvist bekkestrekninger som var direkte forurensete dvs bekkestrekninger der det var synlig heterotrof vekst og/eller masseforekomst av fastsittende alger og vond lukt. Unntak var den mindre bekk som renner in i Fossumbekken ved Dæli der det var noe synlig heterotrof begroing.
- Lange elve- og bekkestrekninger var påvirket av leire- og jordpartikler og/eller sand som dekket bunnen i kulpene og i mer stilleflytende partier. I regnrrike perioder og ved våravsmeltingen er det uønsket stor partikkeltransport i Fossumbekken. Dette forringer levevilkårene (habitatene) for flora og fauna. Årsaken til den økte partikkelforekomsten er uttransport av leire- og jordpartikler samt sand fra dyrket mark og veier.
- De ble som nevnt ikke registrert markert og/eller sterkt forurensete bekkestrekninger og vi fant ikke punktutslipp av betydning. Det synes derfor å være utsig av mer diffus karakter fra separatanlegg i spredt bosetting, husdyrstaller, siloanlegg samt særlig lekkasje av næringssalter og transport av leire- og jordpartikler fra dyrket mark som er årsaken til de forurensningseffekter som foreligger.

Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål.

Resipientkapasiteten i Fossumbekkens nedre løp er for tiden noe overskredet og sannsynligvis vil enkelte bekkestrekninger bli direkte forurenset i perioder med lav vannføring. Vi har derfor vurdert miljøkvaliteten i Fossumbekken som dårlig, dvs at den ikke var akseptabel og således ikke var i samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål. Ytterligere reduksjon av tilførselen av forurensninger er derfor påkrevet.

Utvikling i forurensningssituasjonen fra 1997 til 2001.

Sammenlignes forurensningssituasjonen i 2001 med de forhold som ble registrert i 1997 (Kjellberg 1998) så har det ikke skjedd noen større forandringer i Fossumbekkens øvre del. Bekken som tilrenner Fossumbekken ved Dæle hadde likevel blitt mer forurenset, mens nedre del av Fossumbekken hadde blitt noe reinere. I 2001 var likevel denne del av bekken betydelig mer belastet med sand samt leire- og jordpartikler sammenlignet med forholdene i 1997.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

En forutsetning for at Fossumbekken skal få og i fremtiden kunne opprettholde akseptabel økologisk status er at tilførselen av næringssalter (særlig fosfor) og særlig jordpartikler ytterligere begrenses. Det er også viktig at vassdraget sikres en tilstrekkelig minstevannføring da vannføringen har stor betydning for miljøforholdene i elva. Dette fordi effektene av foreliggende forurensningstilførsler blir forsterket ved lav vannføring.

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i Fossumbekkens nedbørsfelt må derfor videreføres og forbedres. Hovedinnsatsen må fortsatt settes inn mot utsig og eventuelle lekkasjer fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse og mindre boligområder. Videre er det viktig at en kan stoppe lekkasjer og forebygge "uhells-/akuttutslipp" fra melkerom, gjødselkjellere, lagringsplasser for husdyrgjødsel og siloanlegg. Det nystartede prosjektet "Miljømål i landbruket" vil her være et viktig tiltak som sannsynligvis vil bidra til å forbedre forholdene på gårdsbrukene (så det ikke blir nødvendig med økt kommunal kontrollvirksomhet). Det er også viktig at en iverksetter tiltak som kan redusere uttransport og lekkasje av næringssalter, leire- og jordpartikler og sand fra dyrket mark.

Det er derfor viktig at Ringsaker kommune utfører skjerpet kontroll av separate kloakkanlegg i den spredte bebyggelse, dyrestaller (dvs melkerom og gjødselkjellere), siloanlegg, gjødselrutiner der det går ammedyr og finnes frittliggende lagerplasser og/eller mellomlagerplasser for husdyrgjødsel. Det er også ønskelig at Ringsaker kommune bidrar med kunnskap og råd som kan begrense uttransport og lekkasje av næringssalter, sand samt leire- og jordpartikler i forbindelse med gjødselspredning og jordbearbeiding. Her kan vi nevne tiltak som redusert fosforgjødsling, ikke jordbearbeiting på høsten samt at en sprer husdyrgjødsel på våren like før såing. I øvrig henvises til tilrådinger til tiltak gitt i NIVA-rapp. Løpenr. 3819-98 (Kjellberg 1998).

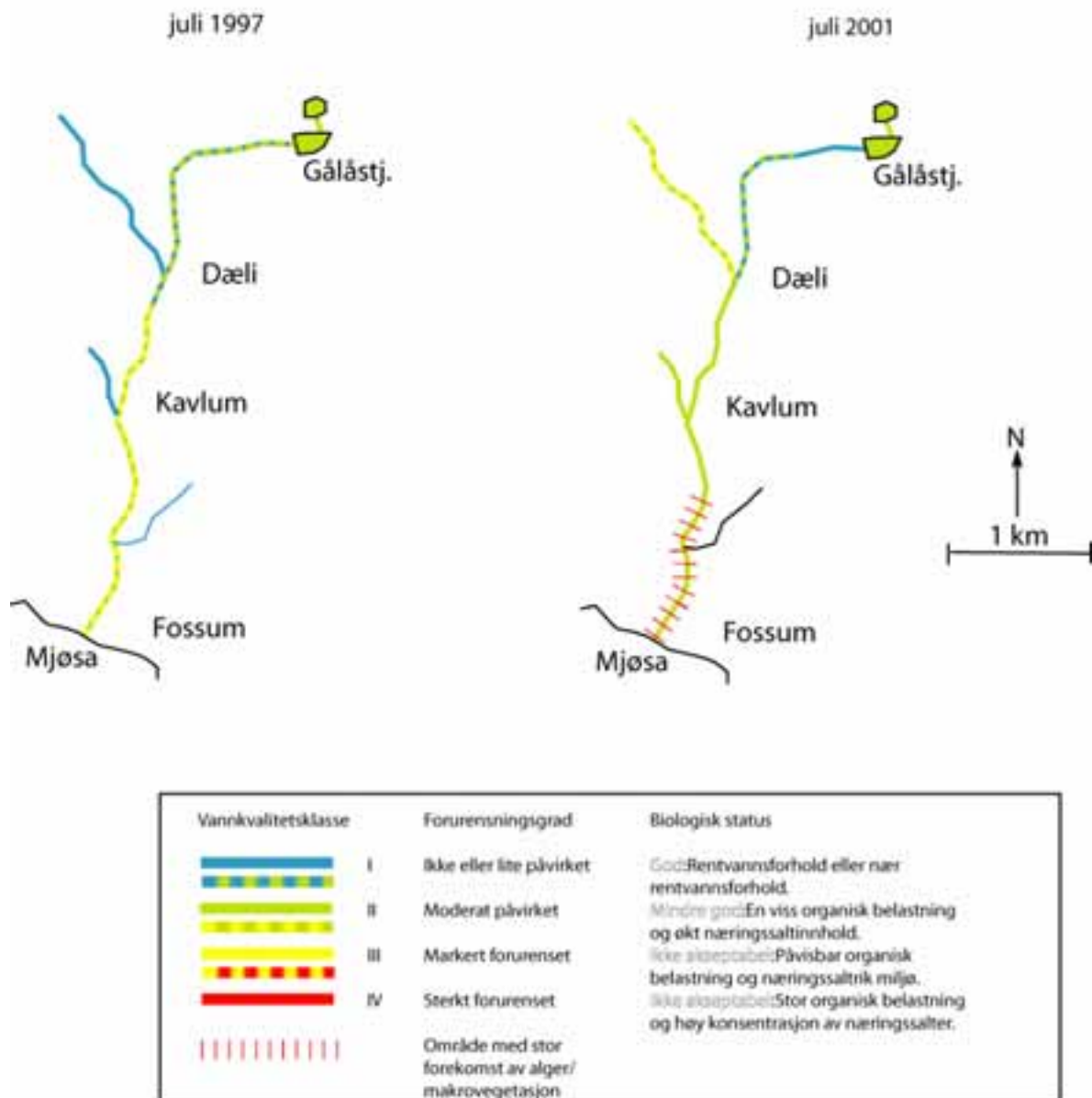
Det er også viktig at Fossumbekken sikres en tilstrekkelig minstevannføring. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning enn at en sikrer en så stor vannføring at levevilkårene for fisk kan bli opprettholdt. Herved vil også naturgitt biodiversitet stort sett kunne bevares/vernes.

Kantvegetasjonen langs bekken må opprettholdes mest mulig. EUs vanddirektiv setter bl.a. krav til dette, dvs. at strandnære områder skal vernes mest mulig.

Det bør gjennomføres elfiskeregistreringer i bekken og prøvefiske med garn i Gålåstjernet. I forbindelse med fiskeregistreringene i bekken vurderes behov for biotopforbedringstiltak og eventuelt fjerning av vandringshinder m.m. Det bør bl.a. utføres tiltak så at mjøsharren og mjøsørreten kan passere nåværende vandringshinder ved Glemmastad. Videre bør en utrede om det er mulig å restaurere bekkens nedre del så at den kan bli reetablert som en rekrutteringslokalitet for mjøsørreten (se DNs forslag til forvaltningsplan for storørret (Garnås et al.1997)).

Behov for fjerning av "søppel" som ligger i og ved vassdraget bør også klarlegges.

Fossumbekken



Figur 3. Forurensningssituasjonen i Fossumbekken i juli 1997 og i juli 2001 vurdert ut fra biologiske forhold. Lokalteter som ikke blitt befart er markert med sort.

3.1.2 Kongsrudbekken/Vikhagabekken

Bakgrunnsdata.

Naturlig nedbørsfelt: 4,4 km²

Årlig midlere avrenning (isohydat): 8-10 l/s km².

Berggrunn: Kambro/silur: kalkholdige og næringsrike bergarter

Fiskeforekomst: Kongsrudbekken/Vikhagabekken er en viktig gytebekk for mjøsharren. Tidligere var det også reproduksjon av mjøsørret i bekken. Naturgitt årlig smoltproduksjon av mjøsørret er beregnet til ca. 200 st. I tjernene finnes gjedde og abbor. I øvrig så finnes det i selve bekken ørekyte, ørret og harr. I utløpsoset er det til tider gjedde, abbor, mort, vederbuk, laue, lake, ferskvannsulke og nipigget stingsild. Tidligere fantes det også niauge i bekken.

Nedbørsfelt: Kongsrudbekken/Vikhagabekken er ca. 4,5 km lang og kommer fra 3 mindre tjern (Stortjernet, Kroktjernet og Velt-tjernet) som ligger sør-vest for Stavsjø minitettsted. Bekken renner ut i "Stor-Mjøsa" ved Vikhagen sør for Smedstua brygge. Øverste del av vassdraget drenerer et mindre skogområde, mens den mellomste og nederste del av bekken renner gjennom store og nær sammenhengende jordbruksområder med noe spredt bebyggelse. Nedbørsfeltet består av ca. 1,1 % vann, ca. 2,7 % myr, ca. 49,9 % skogområder, og ca. 46,4 % dyrket mark inklusive areal til spredt bosetting og veier. Bekken er mye brukt til jordvanning og det tas ut vann fra Velt-tjernet. Dette før til at enkelte bekkestrekninger kan bli helt tørrlagte i tørkeperioder på sommeren.

Forurensningskilder: Potensielle og tilstedeværende forurensningskilder av størst betydning for Kongsrudbekken/Vikhagabekken er avrenning og lekkasje (leire- og jordpartikler, sand, næringsalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Videre tilkommer forurensningskilder som utsig og lekkasje av kloakk og gråvann fra det kommunale avløpssystemet på Stavsjø og fra separatanlegg i spredt bebyggelse. Lekkasje, utsig og eventuelle "uhells"-utslipp av vaskevann fra melkerom, husdyrgjødsel fra gjødselkjellere og pressaft fra siloer er også aktuelle forurensningskilder.

Forurensningseffekter som økt forekomst av fastsittende alger, vannmoser og vannplanter (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av heterotrof begroing som sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og særlig tilslamming (habitatforandring) står derfor sentralt og er viktige vurderingskriterier da vi skal vurdere forurensningssituasjonen i Kongsrudbekken/Vikhagabekken.

Miljøkvalitetsmål: Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Kongsrudbekken/Vikhagabekken er at vannkvalitetstilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering) og at miljøtilstanden skal være god eller mindre god. Videre at rekrutteringsmulighetene for mjøsharren blir opprettholdt og forbedret, samt at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart. Videre er det et mål at vassdraget kan brukes til rekreasjon (inkl. barnelek), fritidsfiske, jordvanning, resipient og som drikkevann for vilt og bufe. Det er også viktig at vassdraget blir bevart som et "positivt" innslag i landskapet og at kantvegetasjonen kan opprettholdes som viltbiotop og viltkorridor.

Forurensningssituasjon og biologisk tilstand.

De viktigste resultater fra de biologiske feltobservasjonene i Kongsrudbekken/Vikhagabekken kan oppsummeres som følger:

- Stortjernet var noe overgjødslet (Forurensningsklasse I-II) og den biologiske tilstand ble vurdert som mindre god.
- Kroktjernet og Veltjernet var lite påvirket av forurensning og hadde rentvannskarakter (Forurensningsklasse I). Den biologiske tilstand ble vurdert som god.
- Den øverste og mellomste del av Kongsrudbekken/Vikhagabekken var lite til moderat overgjødslet (Forurensningsklasse I-II) og her var det lokalt stor forekomst av fastsittende alger. Den biologiske tilstand ble likevel vurdert som god.
- Den nederste del av bekken var moderat overgjødslet (Forurensningsklasse II) og her var det på solrike strekninger masseforekomst av fastsittende trådformete grønnalger. Den biologiske tilstand ble derfor vurdert som dårlig dvs. at den ikke var akseptabel.
- De ble ikke registrert markert og/eller sterkt forurensede bekkestrekninger og vi fant ikke punktutslipp av betydning. Det synes derfor å være utsig av mer diffus karakter fra de kommunale ledningsnett, separatanlegg i spredt bosetting, husdyrstaller, siloanlegg samt lekkasje av næringssalter og leire- og jordtransport fra dyrket mark som er hovedkilden til de forurensningseffekter som foreligger.
- De deler av Kongsrudbekken/Vikhagabekken som berøres av jordbruksområder var mer eller mindre påvirket av leire- og jordpartikler og/eller sand som dekket bunnen i kulper og på mer stilleflytende partier. Dette gjelde særlig bekkens nederste del. Stor partikkeltransport i bekken vil det være i snøsmeltingsperioden og da det kommer mye regn. Økt forekomst av jordpartikler og sand i bekkene forringer levevilkårene (habitatene) for flora og fauna. Tilførsel av næringsrike jordpartikler skaper også grunnlag for økt forekomst av vannplanter i Stortjernet. Årsaken til den økte partikkelforekomsten er uttransport av leire- og jordpartikler og sand fra dyrket mark og veier.

Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål.

Resipientkapasiteten i Kongsrudbekken/Vikhagabekken nedre løp var overskredet og sannsynligvis vil enkelte bekkestrekninger kunne bli direkte forurenset i perioder med lav vannføring. Vi har derfor vurdert miljøtilstanden i Kongsrudbekken/Vikhagabekken nedre del som dårlig dvs at den ikke var akseptabel og således ikke var i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Ytterligere reduksjon av tilførselen av forurensninger til denne del av bekken er derfor påkrevet.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

En forutsetning for at Kongsrudbekken/Vikhagabekken skal få og i fremtiden kunne opprettholde akseptabel miljøtilstand er at tilførselen av næringssalter (særlig fosfor) og leire- og jordpartikler blir redusert. Det er også viktig at vassdraget sikres en tilstrekkelig minstevannføring da vannføringen har stor betydning for miljøforholdene i elva.

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i Kongsrudbekken/Vikhagabekken nedbørsfelt må derfor videreføres og forbedres. Hovedinnsatsen må fortsatt settes inn mot utsig og eventuelle lekkasjer fra det kommunale avløpssystemet og fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Videre er det viktig at en kan stoppe lekkasjer og forebygge "uhellsutslipp" fra melkerom, gjødselkjellere, lagringsplasser for husdyrgjødsel og siloanlegg. Det nystartede prosjektet "Miljømål i landbruket" vil her være et viktig tiltak som sannsynligvis vil bidra til å forbedre forholdene på gårdsbrukene. Det er også viktig at en iverksetter tiltak som kan redusere uttransport og lekkasje av næringssalter, leire- og

jordpartikler og sand fra dyrket mark. Her kan vi nevne tiltak som redusert fosforgjødsling, ikke jordbearbeiting på høsten samt at en sprer husdyrgjødsel på våren like før såing.

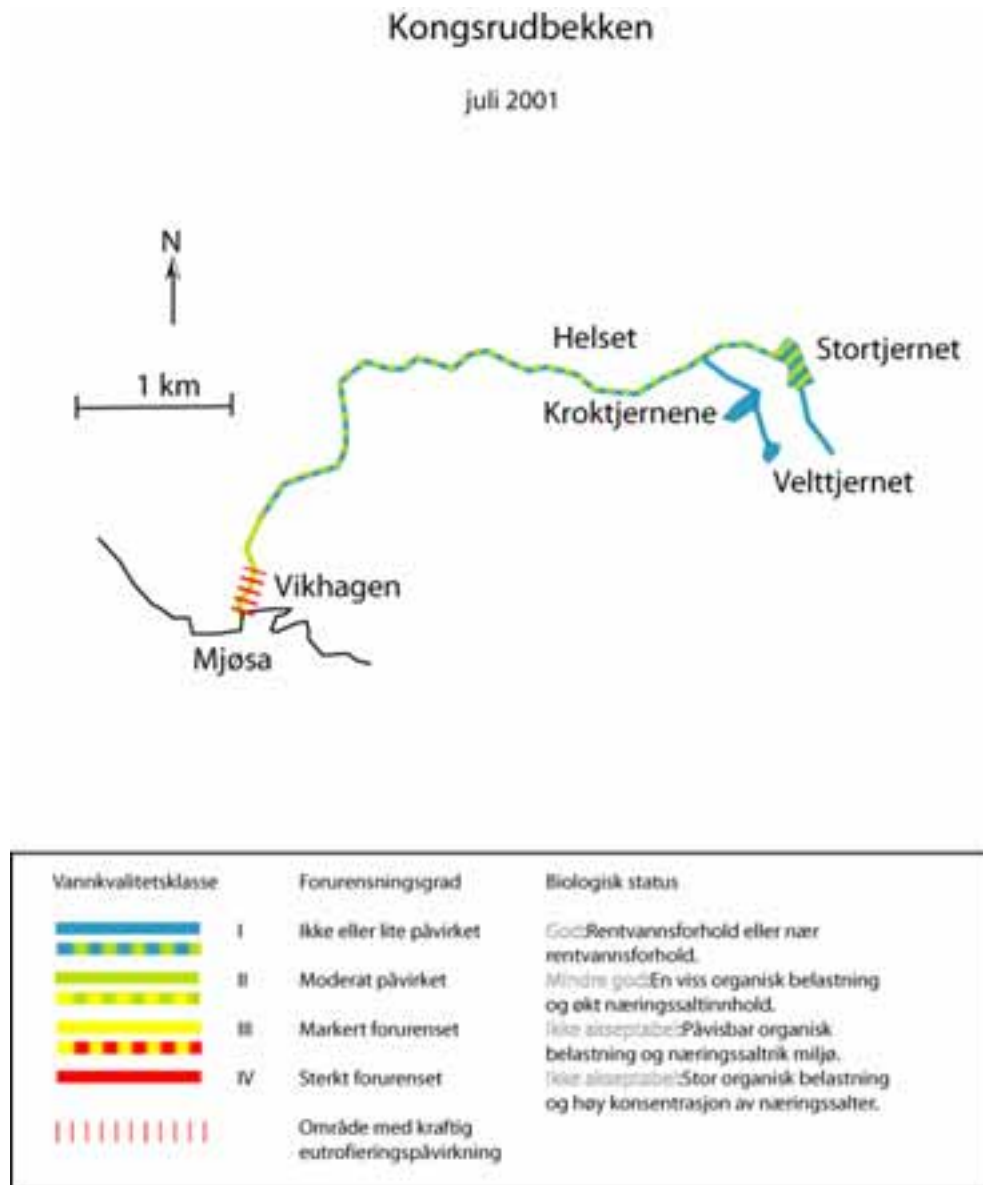
Det er derfor viktig at Ringsaker kommune utfører skjerpet kontroll av separate kloakkanlegg i den spredte bebyggelse, dyrestaller (dvs melkerom og gjødselkjellere), siloanlegg, gjødselrutiner der det går ammedyr og finnes frittliggende lagerplasser og/eller mellomlagerplasser for husdyrgjødsel. Det er også ønskelig at Ringsaker kommune bidrar med kunnskap og råd som kan begrense uttransport og lekkasje av næringssalter, sand samt leire- og jordpartikler i forbindelse med gjødselspredning og jordbearbeiding. Her kan vi nevne tiltak som redusert fosforgjødsling, ikke jordbearbeiting på høsten samt at en sprer husdyrgjødsel på våren like før såing.

Det er også viktig at Kongsrudbekken/Vikhagabekken sikres en tilstrekkelig minstevannføring. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning enn at en sikrer en så stor vannføring at levevilkårene for fisk kan bli opprettholdt. Herved vil også naturgitt biodiversitet stort sett kunne bevares/vernes.

Kantvegetasjonen langs bekken må opprettholdes mest mulig. EUs vanddirektiv setter bl.a. krav til dette, dvs at strandnære områder skal vernes mest mulig.

Det bør gjennomføres elfiskeregistreringer i bekken og prøvefiske med garn i Stortjernet, Kroktjernet og Velttjernet. I forbindelse med fiskeregistreringene i bekken vurderes behov for biotopforbedringstiltak og eventuelt fjerning av vandringshinder m.m. Videre bør en utrede om det er mulig å restaurere bekkens nedre del så at den igjen kan bli reetablert som rekrutteringslokalitet for mjøsørreten (se DNs forslag til forvaltningsplan for storørret (DV 1997)).

Behov for fjerning av ”søppel” som ligger i og ved vassdraget bør også klarlegges.



Figur 4. Forurensningssituasjonen i Kongsrudbekken/Vikhagabekken i juli 2001 vurdert ut fra biologiske forhold.

3.1.3 Smedstuabekken

Bakgrunnsdata.

Naturlig nedbørsfelt: 3,6 km²

Årlig midlere avrenning (isohydat): 8-10 l/s km².

Berggrunn: Kambro/silur: kalkholdige og næringsrike bergarter

Fiskeforekomst: Smedstuabekken er en viktig gytebekk for mjøsharren. Tidligere benyttet også mjøsørreten bekken som rekrutteringslokalitet. Naturgitt årlig smoltproduksjon av mjøsørret er beregnet til ca. 100 st. I Herstadtjernet finnes karuss og ørret. Ørreten er utsatt og det settes årlig ut settefisk i tjernet. Forøvrig så finnes det i selve bekken ørekyte, ørret og harr. I utløpsoset er det til tider gjedde, abbor, mort, vederbuk, laue, lake, ferskvannsulke og nipigget stingsild. Tidligere fantes det også niauge i bekken..

Nedbørsfelt: Smedstuabekken er ca. 5 km lang og kommer fra Herstadtjernet og en liten skogstjern ved Hellerud vest for Stavsjø minitettsted. Bekken renner ut i "Stor-Mjøsa" ved Smedstua sør for Mengshol brygge. Vassdraget drenerer i hovedsak store og nær sammenhengende jordbruksområder med en hel del spredt bosetting, men også litt skogområder rundt Herstadtjernet. Nedbørsfeltet består av ca. 3,6 % vann, ca. 46,1 % skogområder, ca. 0,6 % myrområder og ca. 49,7 % dyrket mark inklusive areal til spredt bosetting og veier. Bekken er mye brukt til jordvanning og det finnes to større vanningsdammer langs bekken. Enkelte bekkestrekninger kan bli helt tørrlagte i tørkeperioder på sommeren.

Forurensningskilder: Potensielle og tilstedeværende forurensningskilder av størst betydning for Smedstuabekken er avrenning og lekkasje (leire- og jordpartikler, sand, næringsalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Videre tilkommer forurensningskilder som utsig og lekkasje av kloakk og gråvann fra separate kloakkanlegg i spredt bebyggelse, samt kilder som lekkasje, utsig og eventuelle "uhells"-utslipp av vaskevann fra melkerom, husdyrgjødsel fra gjødselkjellere og pressaft fra siloer.

Forurensningseffekter som økt forekomst av fastsittende alger, vannmoser og vannplanter (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av heterotrof begroing som sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og særlig tilslamming (habitatforandring) står derfor sentralt og er viktige vurderingskriterier da vi skal vurdere forurensningssituasjonen i Smedstuabekken.

Miljøkvalitetsmål: Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Smedstuabekken er at miljøtilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering) og at den biologiske tilstand skal være god eller mindre god. Videre at rekrutteringsmulighetene for mjøsharren og mjøsørreten blir opprettholdt og forbedret, samt at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart. Videre er det et mål at vassdraget kan brukes til rekreasjon, fritidsfiske, jordvanning, resipient og som drikkevann for vilt og bufe. Det er også viktig at vassdraget blir bevart som et "positivt" innslag i landskapet og at kantvegetasjonen kan opprettholdes som viltbiotop og viltkorridor.

Forurensningssituasjon og biologisk tilstand.

De viktigste resultater fra de biologiske feltobservasjonene i Smedstuabekken kan oppsummeres som følger:

- Det lille tjernet (Ileputten) nord for Herstatjernet var lite påvirket av forurensning og hadde god økologisk status vurdert ut fra de naturgitte forhold.
- Bekken mellom Ileputten og Herstatjernet var lite til moderat overgjødslet (Forurensningsklasse I-II). Den biologiske tilstand ble her vurdert som god.
- Herstatjernet var noe overgjødslet (Forurensningsklasse I-II), men den biologiske tilstand bedømmes likevel som mindre god. Årsaken til dette er at det fortsatt er stor forekomst av vannplanter langs stredene samt at det trolig til tider er oksygenbrist i de dypere vannmasser. Dette som resultat av tidligere forurensningsbelastning.
- Selve Smedsuabekken var noe overgjødslet (Forurensningsklasse I-II) og her var det rik forekomst av trådformede fastsittende alger. Den biologiske status i Smedstuabekken ble vurdert som god til mindre god.
- De to vanningsdammene som ligger i bekken var markert overgjødslet og her var det stor forekomst av vannplanter og fastsittende alger. Den biologiske status ble her vurdert som mindre god. Lokalitetene utgjør gode og verdifulle fuglelokaliteter.
- De ble ikke registrert markert og/eller sterkt forurensede bekkestrekninger og vi fant ikke punktutslipp av betydning. Det synes derfor å være utsig av mer diffus karakter fra separate kloakkanlegg i spredt bosetting, husdyrstaller, siloanlegg samt lekkasje av næringsalter og leire- og jordtransport fra dyrket mark som er årsaken til de forurensningseffekter som ble påvist.
- Hele vassdraget var mer eller mindre påvirket av leire og jordpartikler og/eller sand som dekket bunnen i kulper og på mer stilleflytende partier. Stor partikkeltransport i vassdraget vil det være i snøsmeltingsperioden og da det kommer mye regn. Økt forekomst av leire- og jordpartikler og sand i bekkene forringer levevilkårene (habitatene) for flora og fauna. Tilførsel av næringsrike jordpartikler skaper også grunnlag for økt forekomst av vannplanter i Herstatjernet og i vanningsdammene og i mer stilleflytende bekkepartier. Årsaken til den økte partikkelforekomsten er uttransport av leire- og jordpartikler samt sand fra dyrket mark og veier.

Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål.

Resipientkapasiteten i Smedstuabekken var relativt god, men sannsynligvis vil enkelte bekkestrekninger kunne bli direkte forurenset i perioder med lav vannføring. Vi har derfor vurdert miljøtilstanden i Smedstuabekken som dårlig dvs. at den ikke var akseptabel og således ikke var i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Ytterligere reduksjon av tilførselen av forurensninger til bekken er derfor påkrevet.

Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1998 til 2001.

Øvre del av Smedstuabekken var mindre påvirket av forurensning i 2001 sammenlignet med de forhold som ble registrert i 1998 (Kjellberg 1999). I 2001 var likevel den nedre del av bekken betydelig mer belastet med sand og jordpartikler jevnført med forholdene i 1998.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

En forutsetning for at Smedstuabekken skal kunne opprettholde akseptabel miljøtilstand er at tilførselen av næringsalter (særlig fosfor) og særlig leire- og jordpartikler ytterligere begrenses. Det er også viktig at vassdraget sikres en tilstrekkelig minstevannføring da vannføringen har stor betydning

for miljøforholdene i bekken. Dette fordi effektene av foreliggende forurensningstilførsler blir forsterket ved lav vannføring.

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i Smedstuabekken nedbørsfelt må derfor videreføres og forbedres. Hovedinnsatsen må settes inn mot tiltak som kan redusere uttransport og lekkasje av næringssalter, leire- og jordpartikler og sand fra dyrket mark, samt utsig og eventuelle lekkasjer fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Det er også viktig at en kan stoppe lekkasjer og forebygge "uhellsutslipp" fra melkerom, gjødselkjellere, lagringsplasser for husdyrgjødsel og siloanlegg. Det nystartede prosjektet "Miljømål i landbruket" vil her være et viktig tiltak som sannsynligvis vil bidra til å forbedre forholdene på gårdsbrukene.

Det er derfor viktig at Ringsaker kommune utfører skjerpet kontroll av separate kloakkanlegg i den spredte bebyggelse, dyrestaller (dvs melkerom og gjødselkjellere), siloanlegg, gjødselrutiner der det går ammedyr og finnes frittliggende lagerplasser og/eller mellomlagerplasser for husdyrgjødsel. Det er også ønskelig at Ringsaker kommune bidrar med kunnskap og råd som kan begrense uttransport og lekkasje av næringssalter, sand samt leire- og jordpartikler i forbindelse med gjødselspredning og jordbearbeiding. Her kan vi nevne tiltak som redusert fosforgjødsling, ikke jordbearbeiting på høsten samt at en sprer husdyrgjødsel på våren like før såing. I øvrig henvises til tilrådinger til tiltak gitt i NIVA-rapp. Løpenr. 4023-99 (Kjellberg 1999).

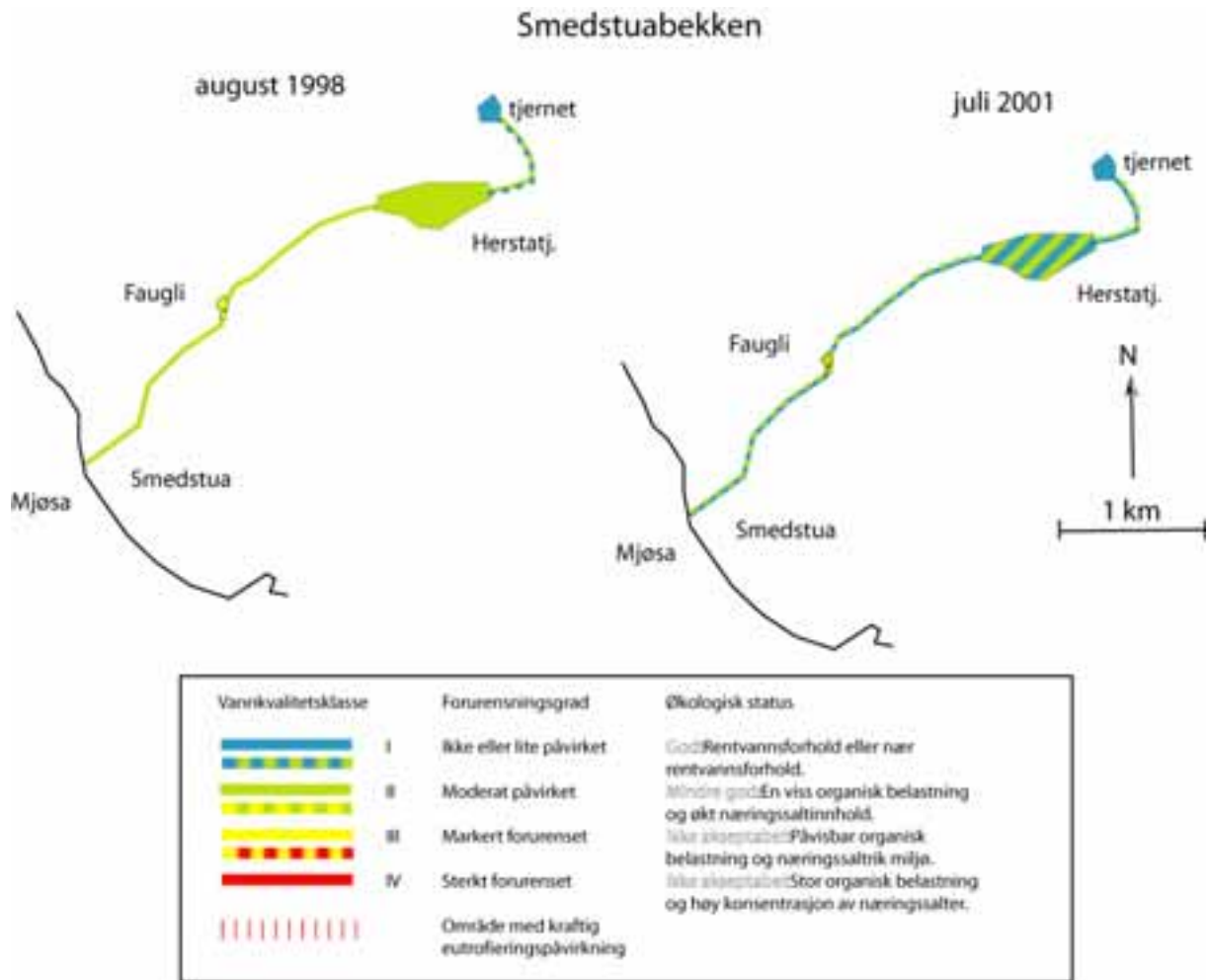
Det er også viktig at Smedstuabekken sikres en tilstrekkelig minstevannføring. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning enn at en sikrer en så stor vannføring at levevilkårene for fisk kan bli opprettholdt. Herved vil også naturgitt biodiversitet stort sett kunne bevares/vernes.

En bør ta rede på om det foreligger intern gjødsling i Herstادتjernet, dvs. om det her i perioder er oksygenbrist i de dypere områder.

Kantvegetasjonen langs bekken må opprettholdes mest mulig. EUs vanndirektiv setter bl.a. krav til dette, dvs at strandnære områder skal vernes mest mulig.

Det bør gjennomføres registreringer med elfiskeapparat i bekken og prøvofiske med garn i Herstادتjernet. I forbindelse med fiskeregistreringene i bekken vurderes behov for biotopforbedringstiltak og eventuelt fjerning av vandringshinder m.m. Videre bør en utrede om det er mulig å reetablere nedre del av Smedstuabekken til rekrutteringslokalitet for mjøsørret (se DN's forslag til forvaltningsplan for storørret (DN 1997)).

Behov for fjerning av "søppel" som ligger i og ved vassdraget bør også klarlegges.



Figur 5. Forurensningssituasjonen i Smedstuabekken i august 1998 og i juli 2001 vurdert ut fra biologiske forhold.

3.2 Vannkvalitet og biologiske forhold i innsjøer

Rådata fra n-Mesna, s-Mesna og Stavsjøen er stilt sammen i tabeller i vedlegg A (siktedyp, visuell vannfarge og vannkjemi), vedlegg B (planteplankton) og vedlegg C (dyreplankton) bak i rapporten.

3.2.1 Nord-Mesna (519 moh.)

Bakgrunnsdata

Nord-Mesna er en middels dyp skogssjø med et overflateareal på 5,48 km². Største dyp er på 24 meter. Innsjøen er regulert for kraftproduksjon og har en regulerings høyde på 7,5 meter.

Nedbørfeltet domineres av bergarter som lysere sandsteiner og konglomerater samt litt skifer i veksling med mørkere sandstein. Nedbørfeltet er på 219 km², og består av store skog- og fjellområder. Arealfordelingen er som følger: fjell 4,6 %, myr 22,7 %, skog 49,4 %, vann 8,2 %, dyrket mark 0,9 % og urbant areal 0,2 %.

Nord-Mesna påvirkes i første rekke av forurensningstilførsler fra Mesnali minitettsted og fra noen mindre jordbruksområder med spredt bosetting inkl. et sagbruk som ligger like ved innsjøen. Fritidsfiske og friluftsbad er de viktige brukerinteresser. Det ligger en mye besøkt badeplass i innsjøens sørende.

Forurensningskilder.

Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder i nærområdet til Nord-Mesna er utsig og lekkasje av boligkloakk og gråvann fra det kommunale ledningsnettet i Mesnali minitettsted samt fra separatanlegg i spredt bebyggelse, bedrifter, institusjoner og hytteområder. Videre også akuttutslipp (s.k. uhellsutslipp) og utsig fra gjødselkjellere, melkerom, siloer og åpne gjødseldeponier samt avrenning og lekkasje (næringssalter, husdyrgjødsel, rester av sprøytemiddel, leire- og jordpartikler og sand) fra dyrket mark. Nord-Mesna blir også tilført forurensninger fra turist- og hytteområdene ved Nordseter og Sjusjøen via Nevla og Tyria. For videre informasjon henvises til Ringsaker kommune. Tilstands- og situasjonsbeskrivelse, avløp. 1995.

Forurensningseffekter som overgjødning (eutrofiering) og økt forekomst av tarmbakterier (fersk fekal forurensning) står derfor sentralt. Vi bør her også nevne at innsjøens produksjonsevne har blitt redusert som resultat av reguleringen (for informasjon se Rognerud et al. 1995). Miljøtilstanden i Nord-Mesna vurderes derfor som mindre god.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Nord-Mesna er at innsjøen mest mulig skal ha en vannkvalitet og biologisk tilstand som er i nær samsvar med forventet naturtilstand dvs. at en her har som mål å bevare naturgitt artssammensetning samt til tross for reguleringen opprettholde en så god produksjonsevne som mulig (se kap. 1.2 i innledningen og Rognerud et al. 1995). Videre er det viktig at Nord-Mesna inkludert strandsone/kantvegetasjon blir bevart som et viktig innslag "naturperle" i landskapet.

Resultater og vurderinger fra undersøkelsene i 2001.

Vanntemperatur.

Vanntemperaturen som ble registrert i Nord-Mesna er vist i tabell 1. Innsjøener vindpåvirket. Det etableres derfor som regel ikke noe markert sprangsjikt i innsjøen og de overste vannlag får som regel relativt sett lav sommertemperatur. Videre blir det stor utskiftning av vann i de dypere lag.

Tabell 1. Vanntemperaturen (°C) i Nord-Mesna i sommeren 2001.

Dyp	Dato	16/7	15/8	17/9
0,5 meter		16,7	16,5	11,4
1 meter		16,6	16,1	11,4
2 meter		16,5	16,0	11,4
3 meter		16,3	15,9	11,4
4 meter		16,1	15,3	12,8
5 meter		16,0	15,3	11,4
6 meter		13,5	-	11,4
8 meter		11,4	13,5	11,4
10 meter		10,4	12,9	11,4
15 meter		9,3	9,4	11,4
20 meter		8,2	8,3	-

Siktedyp og farge.

I Nord-Mesna ble det registrert relativt lavt siktedyp med verdier kring 4 meter og vannet var markert farget av humusstoffer, dvs. at fargen mot secchiskiven var brun. I hovedsak var det humuspåvirkningen som bestemte siktedypet i Nord-Mesna i sommersesongen 2001, men mengden var med på å ytterligere redusere dette. Ut fra SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann kan siktedypet i innsjøen klassifiseres som "Mindre god". Siktedypet i 2001 var i samsvar med tidligere målinger av siktedypet som ble foretatt av Rognerud et al. (1995) i 1992-94.

Vannkjemi.

Nord-Mesna var i sommerperioden 2001 moderat humuspåvirket og hadde svakt surt brunfarget vann med relativt høy konsentrasjon av organisk karbon. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som relativt god. Vannet hadde videre lavt saltinnhold (konduktivitetsverdier < 3,0 mS/m vurderes som lave). Konsentrasjonen av fosfor (ca. 12 µg/l) og tot. klorofyll-a (opp til 5 µg/l) var noe høyere en forventet naturtilstand og viste at Nord-Mesna var noe næringsstoffforurensset. Innsjøen ble vurdert som lite til moderat overgjødset tilsvarende oligomesotrof tilstand. Nitrogenkonsentrasjonen var høy med til tider konsentrasjoner overstigende 1000 µg/l. Innhold av humus bidrar til at en del av fosforet er adsorbent til humuspartikler og herved blir mindre biotilgjengelig (Rognerud 1989). Dette sammen med mulig lysbegrensning er trolig årsaken til at innsjøen har mindre planteplankton (kl.f.a) en man kunne forvente ut fra fosforkonsentrasjonen. Middelerdi og variasjonsbredde for de ulike parametre er gitt i tabell 2.

Tabell 2. Kjemiske analyseresultater fra Nord-Mesna i sommeren 2001. Konsentrasjonene er gitt som middelerdi og variasjonsbredde.

Parameter	Middelerdi	Variasjonsbredde
Surhetsgrad pH	6,8	6,8 – 6,9
Alkalitet mekv/l	0,10	0,10
Konduktivitet mS/m	1,8	1,8 – 1,9
Fargetall mg Pt/l	37	37
Totalfosfor µg P/l	12,4	11,5 – 13,3
NO ₃ µg N/l	311	<5 – 660
Totalnitrogen µg N/l	859	278 – 1220
TOC µg C/l	4,6	4,4 – 4,8
Klorofyll-a µg/l	4,4	3,4 – 5,0

Ut fra SFTs klassifisering av tilstand av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) kan vannkvalitetsparametrene klassifiseres som følger:

- pH tilsvarte tilstandsklasse ”meget god”.
- Alkalitet tilsvarte tilstandsklasse ”God”.
- Fargetall tilsvarte tilstandsklasse ”Mindre god”.
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse ”Mindre god”.
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse ”Dårlig”.
- Total organisk karbon tilsvarte tilstandsklasse ”Mindre god”.
- Total klorofyll-*a* tilsvarte tilstandsklasse ”Mindre god”.

Sammenligner vi den vannkvalitet som ble registret i Nord-Mesna 2001 med de forhold som ble målt i perioden 1992 – 1994 (Rognerud et al. 1995) så har det ikke skjedd noen større forandringer, unntatt at det var mye høyere konsentrasjon av nitrogen i 2001. Årsaken til dette har vi ikke kunnet klarlegge.

Planteplankton.

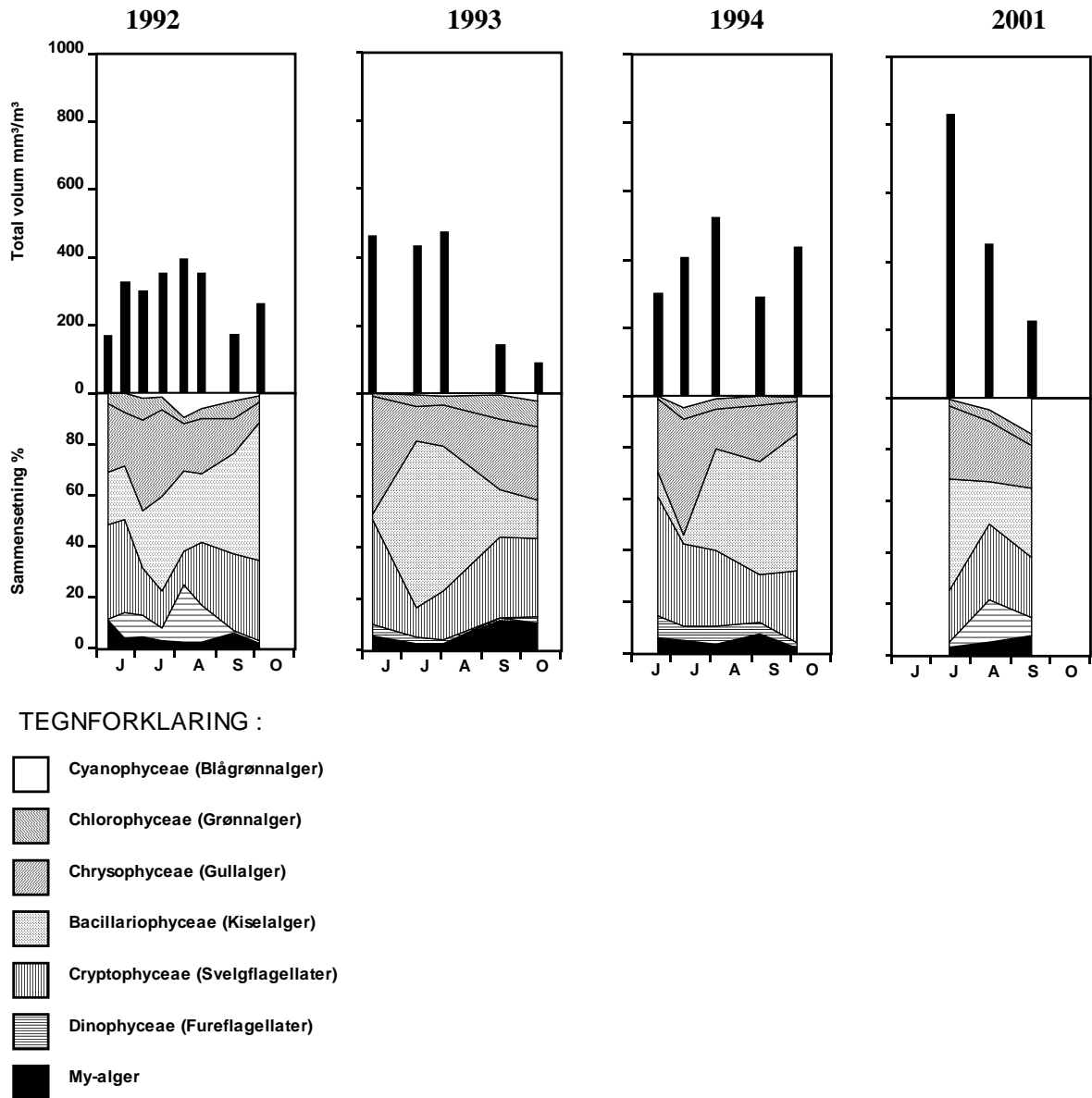
Planteplanktonet i Nord-Mesna var i sommeren 2001 dominert av grupper og arter som er vanlig forekommende i både næringsfattige (oligotrofe) og middels næringsrike (mesotrofe) innsjøer. Eksempel på arter som har rik forekomst i oligomesotrofe og mesotrofe innsjøer og som også var rikt representert i Nord-Mesna var: blågrønnalgene *Anabaena lemmermannii* (som bildet noe vannblomst) og *Planktothrix agardhii*, grønnalgene *Ankyra lanceolata*, *Monoraphidium dybowskii*, *Staurastrum gracile* og *Staurastrum paradoxum*, gullalgene *Chrysochromulina parva*, *Dinobryon bavaricum*, *Mallomonas caudata* og *Mallomonas cf. crassisquama*, kiselalgene *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Rhizosolenia longiseta* og *Tabellaria fenestrata*, svelgeflagellatene *Cryptomonas cf. erosa*, *Katablepharis ovalis* og *Rhodomonas lacustris* samt fureflagellatene *Gymnodinium cf. lacustre* og *Gymnodinium cf. uberrimum*. Økt forekomst av mer næringssaltkrevende arter viste at Nord-Mesna var noe påvirket av næringsstoffforurensning.

Biomassen av planteplankton (algeomengden) var middels høy med nivåer opp til 0,8 gram våtvekt/m³. Middelveidien er beregnet til 0,5 gram våtvekt/m³. Dette er mengder som er i samsvar med det vi finner i innsjøer som er lite til moderat påvirket av overgjødning (se Brettum 1989).

Nord-Mesna bedømmes ut fra forekomsten av planteplankton som noe næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand i Brettums (1989) klassifiseringssystem, og blir her vurdert som moderat forurensset av næringsalter. Dvs at innsjøen var noe overgjødning, men likevel hadde god og akseptabel biologisk status i de frie vannmasser.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyll-målingene. Det ble som tidligere blitt nevnt registrert tot. klorofyll-*a* konsentrasjoner i området 3,4 – 5,0 µg/l og gjennomsnittlig konsentrasjon er beregnet til 4,4 µg/l. Dette tilsvarte som blitt nevnt tidligere ”Mindre god” tilstandsklasse ifølge SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997).

Sammenligner vi forekomsten av planteplankton i 2001 med de forhold som ble registrert i perioden 1992-1994 (Rognerud et al. 1995) så har det ikke skjedd noen store forandringer. Nord-Mesna var likevel noe mer overgjødning i sommeren 2001 sammenlignet med situasjonen i 1992-94. Større forekomst av blågrønnalgen *Planktothrix agardhii* samt kiselalgene *Fragilaria crotonensis* og *Tabellaria fenestrata* indikerte dette. Det vil alltid være år til år variasjoner som er naturgitte. Det er derfor ikke mulig å klarlegge om Nord-Mesnas frie vannmasser har blitt noe mer overgjødning i den senere tid jevnført med forholdene i 1992-94. Videre undersøkelser vil kunne verifisere dette.



Figur 6. Variasjoner i totalvolum og prosentvis sammensetning av planteplanktongrupperne i Nord-Mesna i perioden 1992 – 2001.

Dyreplankton.

Nord-Mesna hadde i sommeren 2001 et relativt rikt og variert dyreplankton med en artssammensetning som var i nært samsvar med forventet naturtilstand. Hjuldyrene var representert av følgende grupper og arter: *Asplanchna priodonta*, *Ascomorpha ecaudis*, *Conochilus spp.*, *Gastropus stylifer*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *Polyarthra spp.*, *Synchaeta spp.* og *Trichocerca sp* Størst forekomst hadde *Keratella cochlearis* og *Polyarthra vulgaris*. Krepserplanktonet var dominert av hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis* og *Cyclops scutifer* samt vannloppene *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina*. Vanlig forekommende var også hoppekrepsen *Heterocope appendiculata* og vannlopper som *Leptodora Kindtii*, *Daphnia galeata* og *Polyphemus pediculus*.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (sik, krøkle og abbor) ble vurdert som sterkt til meget sterkt tilsvarende fiskpredasjonsklasse IV-V i følge Løviks klassifiseringssystem. *Daphnia cristata* var dominerende "dafnia"-art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 0,93 mm. Blant "bosmidene" var *Bosmina longispina* dominerende art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på ca. 0,56 mm.

Sammenligner vi forekomsten av dyreplankton i 2001 med de forhold som ble registrert i 1992-94 (Rognerud et al. 1995) så har det skjedd forandringer. Beitetrykket fra fisk synes å ha økt betraktelig. I 2001 fant vi ikke gelekreps (*Holopedium gibberum*), *Daphnia longispina* og *Bythotrephes longimanus*. Disse var vanlig forekommende i 1992-94. Sannsynlig årsak til at *Daphnia longispina* og *Bythotrephes longimanus* hadde blitt borte var økt beitepress fra fisk. Vi har ikke funnet noen forklaring til at gelekrepsen har blitt borte. Muligens kan dette også være en effekt av økt beitepress fra fisk.

3.2.2 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1997 til 2001.

sammenligner vi den biologiske status som ble registrert i Nord-Mesna i 2001 med den biologiske status som ble påvist i 1992-94 (Rognerud et al. 1995) så har det skjedd visse forandringer. Innsjøen var noe mer påvirket av næringssaltforurensning i sommeren 2001 jevnført med situasjonen i 1992-94. Videre var krepsdyreplanktonet mer utsatt for beitepress fra fisk i 2001. Muligens kan dette være en indikasjon på at Nord-Mesna nå har blitt mer overgjødslet og/eller at planktonkrepsdyrene har blitt mer nedbeitet. Vi må likevel ha en lengre tidsserie for å kunne stadfeste dette da vi kan regne med at det kan være store år til år variasjoner.

3.2.3 Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål

Resipientkapasiteten i Nord-Mesna er noe redusert p.g.a. reguleringen (se Rognerud et al. 1995). I 2001 vurderer vi likevel resipientkapasiteten som god. Det skal likevel små tilførsler av næringssalter til før en betydelig algevekst er resultatet.

En forutsetning for at Nord-Mesna skal kunne opprettholde akseptabel miljøkvalitet og ønsket miljøkvalitetsmål er at tilførselen av fekale tarmbakterier og næringssalter (særlig fosfor) ikke øker, men om mulig ytterligere begrenses. Det er også ønskelig at forekomsten av planktonspisende fisk ikke blir for stor.

3.2.4 Aktuelle tiltak og tilrådinger

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet til Nord-Mesna må videreføres og om mulig forbedres. Det er derfor viktig at kommunen foretar tiltak som ytterligere kan redusere tilførselen av kloakk og gråvann fra boliger, institusjoner og bedrifter. Dvs. at en reduserer lekkasje og overløpsdrift i det kommunale avløpsanlegget i Mesnali og Sjusjøen samt at en ved kontroll og pålegg kan redusere eventuelle utsig og utslipp fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, bedrifter og institusjoner. Videre er det viktig at kommunen ved landbruksetaten jevnlig foretar kontroll av melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg og åpne gjødseldeponier så akuttutslipp og eventuelle utsig fra disse blir redusert mest mulig. Prosjektet "Miljø i landbruket" vil her være et viktig tiltak. Det er også viktig at en begrenser arealavrenning og lekkasje av næringssalter og leire- og jordpartikler fra dyrket mark. Det er derfor ønskelig at kommunen bidrar med kunnskap og råd som kan begrense uttransport og lekkasje av næringssalter og jordpartikler i forbindelse med gjødselspredning og jordbearbeiding. Her kan vi nevne tiltak som redusert fosforgjødsling, ikke jordbearbeiding på høsten samt at en sprer husdyrgjødsel på våren like før såing.

Det er ønskelig at det tas ut mer fisk fra Nord-Mesna. Det bør derfor foretas et prøvefiske i innsjøen og utarbeides en kultiverings- og driftsplan for fisk som omfatter hele Mesna-vassdraget i samsvar med tilrådinger gitt av Rognerud et al. (1995).

3.2.5 Sør-Mesna (521 moh.)

Bakgrunnsdata.

Sør-Mesna er en relativt grunn skogssjø med et overflateareal på 4,74 km². Største dyp er på 35 meter. Innsjøen er regulert for kraftproduksjon og har en regulerings høyde på 8,3 meter.

Nedbørfeltet er på 86,9 km² og består av stor skog- og fjellområder. Arealfordelingen er som følger: fjell 1,6 %, myr 22,6 %, skog 63,1 %, vann 10,6 %, dyrket mark 0,4 % og urbant areal 0,1 %. Dominerende bergarter er lysere sandstein og konglomerater.

Forurensningskilder.

Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder i nedbørsområdet til sør-Mesna er utsig og lekkasje av boligkloakk og råvann fra separatanlegg i spredt bebyggelse, hytter og fra turistanlegg som ligger like ved innsjøen. Utsig av næringssalter fra hytteområdene ved Moste, Natrudstilen, Bleka, Ljøsheim og Lauvli samt avrenning og lekkasje (næringssalter og husdyrgjødsel) fra dyrket mark har også betydning. Videre må vi her nevne at Sør-Mesna blir tilført næringsrikt vann fra Ljøs vann. For videre informasjon henvises til Ringsaker kommune. Tilstands- og situasjonsbeskrivelse, avl. 1995.

Forurensningseffekter som overgjødning (eutrofiering) og økt forekomst av tarmbakterier (fersk fekal forurensning) står derfor sentralt. Vi bør her også nevne at innsjøens produksjonsevne har blitt betydelig redusert som resultat av reguleringen (for mer inngående informasjon se Rognerud et al. 1995). Miljøtilstanden i Sør-Mesna vurderes derfor som mindre god.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for sør-Mesna er at innsjøen mest mulig skal ha en vannkvalitet og biologisk tilstand som er i nær samsvar med forventet naturtilstand dvs. at en her har som mål å bevare naturgitt artssammensetning samt til tross for reguleringen opprettholde en så god produksjonsevne som mulig (se kap.1.2 i innledningen og Rognerud et al. 1995). Videre er det viktig at sør-Mesna inkludert strandsone/kantvegetasjon blir bevart som et viktig innslag "naturperle" i landskapet.

Resultater og vurderinger fra undersøkelser i 2001.

Vanntemperatur.

Vanntemperaturen som ble registrert i Sør-Mesna er vist i tabell 3. Innsjøen er vindpåvirket. Det etableres derfor som regel ikke noe markert sprangsjikt i innsjøen og de øverste vannlag har som regel relativt sett lave sommertemperaturer. Videre blir det lettere utskifting av vann i de dypere lag.

Tabell 3. Vanntemperaturen (°C) i Sør-Mesna i sommeren 2001.

Dyp	Dato	16/7	15/8	17/9
0,5 meter		17,3	15,8	11,5
1 meter		17,3	15,1	11,5
2 meter		17,2	14,8	11,5
3 meter		17,0	14,7	11,5
4 meter		14,9	14,4	11,5
5 meter		14,2	14,0	11,5
8 meter		13,3	13,8	11,5

Siktedyp og farge.

I sør-Mesna ble det registrert relativt lavt siktedyp med siktedyp i området 3,4 – 3,6 meter og vannet var markert humusfarget, dvs at fargen mot secchiskiven var brunt. Lavest sikt var det i september og høyest i august. I hovedsak var det påvirkningen av humus som bestemte siktedypet i Nord-Mesna i sommersesongen 2001, men algeangrepet var til tider med på å ytterligere redusere dette. Ut fra SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann kan siktedypet i innsjøen klassifiseres som ”Mindre god”. Siktedypet i 2001 var stort sett i samsvar med tidligere målinger av siktedypet som ble foretatt av Rognerud et al. (1995) i 1992-94.

Vannkjemi.

Sør-Mesna var i sommerperioden 2001 markert humuspåvirket og hadde svakt surt brunfarget vann med relativt høy konsentrasjon av organisk karbon. Sør-Mesna var mer humuspåvirket enn Nord-Mesna. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som relativt god. Vannet hadde videre lavt saltinnhold (konduktivitetsverdier < 3,0 mS/m vurderes som lave). Konsentrasjonen av fosfor (ca. 12 µg/l) og tot. klorofyll-*a* (opp til 6 µg/l) var høyere en forventet naturtilstand og viste at Sør-Mesna var noe næringssaltforurensset. Innsjøen ble vurdert som lite til moderat overgjødslet tilsvarende oligomesotrof tilstand. Nitrogenkonsentrasjonen var middels høy med konsentrasjoner nær 250 µg/l. Innhold av humus bidrar til at en del av fosforet er adsorbent til humuspartikler og herved blir mindre biotilgjengelig (Rognerud 1989). Dette sammen med mulig lysbegrensning er trolig årsaken til at innsjøen har mindre plantep plankton (klf.*a*) en man kunne forvente ut fra fosforkonsentrasjonen. Middelerdi og variasjonsbredde for de ulike parametre er gitt i tabell 4.

Tabell 4. Kjemiske analyseresultater fra Sør-Mesna i sommeren 2001. Konsentrasjonene er gitt som middelerdi og variasjonsbredde.

Parameter	Middelerdi	Variasjonsbredde
Surhetsgrad pH	6,7	6,6 – 6,9
Alkalitet mekv/l	0,10	0,10 – 0,11
Konduktivitet mS/m	2,0	1,9 – 2,0
Fargetall mg Pt/l	51	49 – 52
Totalfosfor µg P/l	11,6	11,4 – 11,8
NO ₃ µg N/l	13	<5 – 22
Totalnitrogen µg N/l	235	230 – 238
TOC µg C/l	6,1	5,6 – 6,8
Klorofyll- <i>a</i> µg/l	4,5	2,3 – 6,0

Ut fra SFTs klassifisering av tilstand av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) kan vannkvalitetsparametrene klassifiseres som følger:

- pH tilsvarte tilstandsklasse ”meget god”.
- Alkalitet tilsvarte tilstandsklasse ”God”.
- Fargetall tilsvarte tilstandsklasse ”Dårlig”.
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse ”Mindre god”.
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse ”Meget god”.
- Total organisk karbon tilsvarte tilstandsklasse ”Mindre god”.
- Total klorofyll-*a* tilsvarte tilstandsklasse ”Mindre god”.

Jevnfører vi den vannkvalitet som ble registrert i Sør-Mesna i 2001 med registreringene fra 1992-94 (Rognerud et al. 1995) så har det ikke skjedd noen målbare forandringer.

Planteplankton.

Det var arter tilhørende algegruppene gullalger, kiselalger, svelgeflagellater og fureflagellater som hadde størst betydning for biomassen, men i september var det også stor forekomst av blågrønnalger. De arter og slekter som hadde størst forekomst var blågrønnalgen *Planktothrix agardhii*, grønnalgen *Oocystis submarina* v. *variabilis*, gullalgene *Dinobryon divergens*, *Ochromonas* sp. samt store og små chrysomonader, kiselalgene *Rhizosolenia longiseta* og *Tabellaria fenestrata*, Svelgflagellatene *Cryptomonas* cf. *erosa*, *Cryptomonas* spp. og *Rhodomonas lacustris*, fureflagellaten *Gymnodinium* cf. *uberrimum* samt My-alger.

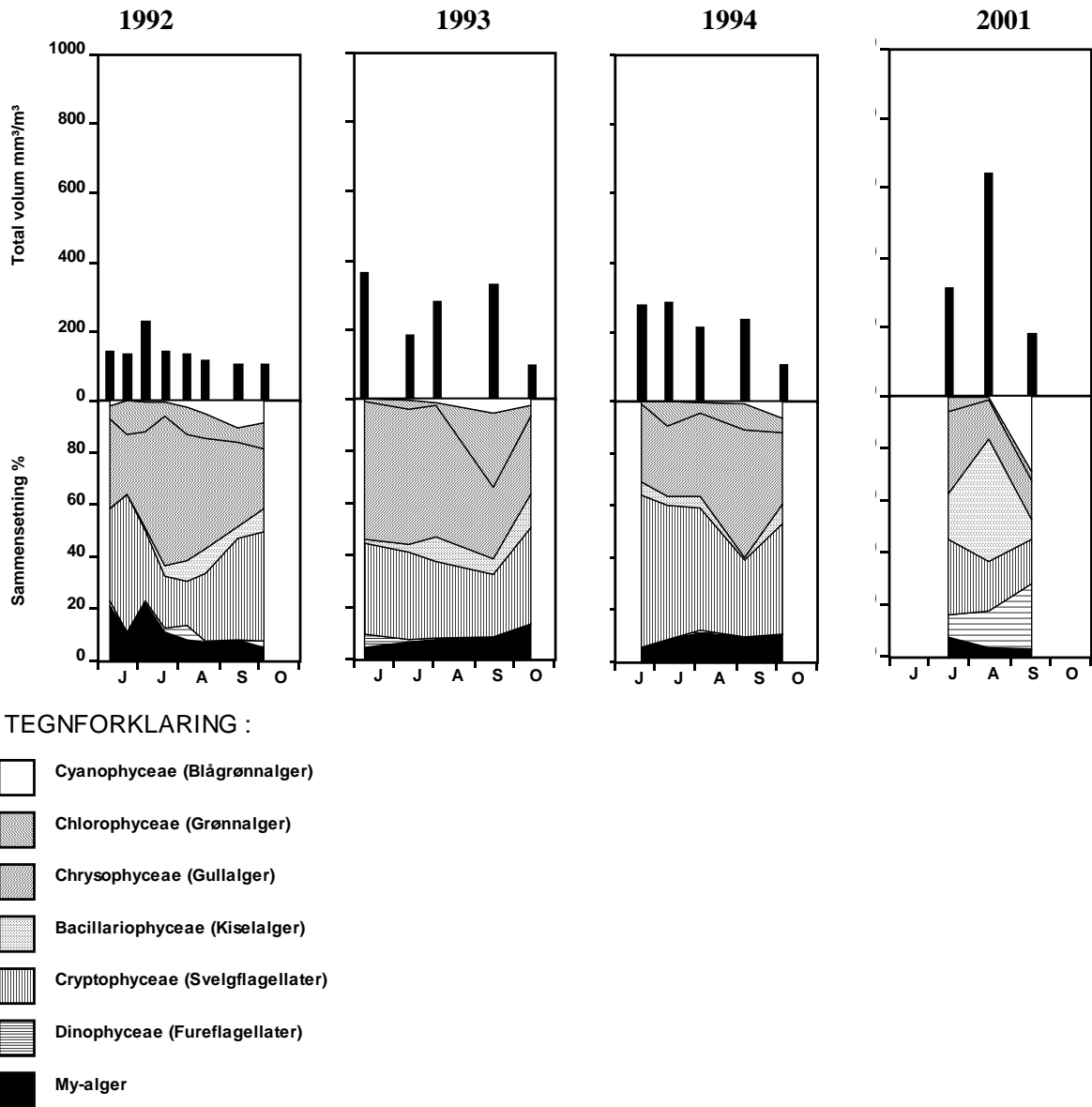
Arter som er vanlig forekommende i mer næringsrike (mesotrofe og eutrofe) innsjøer og som også var til dels rikt representert i Sør-Mesna var: blågrønnalgen *Planktothrix agardhii*, gullalgen *Dinobryon divergens*, Kiselalgen *Rhizosolenia longiseta* og svelgflagellaten *Cryptomonas* cf. *erosa*. Dette kan være en indikasjon på at Sør-Mesna blitt mer påvirket av næringssaltforurensning i de senere år.

Biomassen av planteplankton (algemengden) var lav til middels høy med nivåer som varierte i området 0,18 – 0,64 gram våtvekt/m³. Middelerdien er beregnet til 0,4 gram våtvekt/m³. Dette var mengder som er i samsvar med det vi finner i lite til middels næringsrike (oligotrofe til oligomesotrofe) innsjøer (se Brettum 1989).

Sør-Mesna bedømmes ut fra forekomsten av planteplankton som litt næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand i Brettums (1989) klassifiseringssystem, og ble vurdert som moderat forurenset av næringssalter. Dvs at innsjøen var noe overgjødset, men likevel hadde god og akseptabel biologisk status i de frie vannmasser.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyll-målingene. Det ble som tidligere blitt nevnt registrert tot. klorofyll-a konsentrasjoner i området 2,3 – 6,0 µg/l og gjennomsnittlig konsentrasjon ble beregnet til 4,5 µg/l. Dette tilsvarer som blitt nevnt tidligere ”Mindre god” tilstandsklasse ifølge SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997).

Sammenligner vi forekomsten av planteplankton i 2001 med de forhold som ble registrert i 1992-94 (Rognerud et al. 1995) så synes Sør-Mesna å ha vært noe mer påvirket av overgjødning i 2001. Større biomasse og større forekomst av blågrønnalgen *Planktothrix agardhii*, gullalgen *Dinobryon divergens*, kiselalgen *Rhizosolenia longiseta* og svelgflagellaten *cryptomonas* cf. *erosa* indikerte dette. Dessuten var vannet tydelig vegetasjonsfarget (grønnskjer mot secchiskiven) ved prøvetakingen i august. Det ble også registrert betydelig vannblomst av blågrønnalgen *Anabaena flos-aquae* i 2001. Dette skjedde også i 2002 og det var da i en kortere periode så omfattende vannblomst at algene var til sjenanse ved badeplassen like ved Mesnalia.



Figur 7. Variasjoner i totalvolum og prosentvis sammensetning av planteplanktongrupperne i Sør-Mesna i perioden 1992 – 2001.

Dyreplankton.

Sør-Mesna hadde i sommeren 2001 et relativt rikt og variert dyreplankton med en artssammensetning som var i nært samsvar med forventet naturtilstand. Hjuldyrene var representert av følgende grupper og arter: *Asplanchna priodonta*, *Ascomorpha ecaudis*, *Conochilus spp.*, *Gastropus stylifer*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *Polyarthra spp.* og *Synchaeta spp.* Størst forekomst hadde *Synchaeta spp.*, *Ascomorpha ecaudis*, *Keratella cochlearis* og *Polyarthra vulgaris*.

Krepsdyrplanktonet var dominert av hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* samt vannloppene *Daphnia cristata* og *Holopedium gibberum* (gelekreps).. Vanlig forekommende var også hoppekrepsen *Heterocope appendiculata* og *Cyclops scutifer* samt vannloppene *Leptodora Kindtii*, *Bosmina longispina*, *Bosmina longerostris* og *Polyphemus pediculus*. Enkelte individ av vannloppen *Alona sp.* ble også registrert.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (særlig sik, men også krøkle og abbor) ble vurdert som sterkt tilsvarende fiskpredasjonsklasse IV i følge Løviks klassifiseringssystem. *Daphnia cristata* var dominerende "dafnia"-art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 0,94 mm. Blant "bosmidene" var *Bosmina longispina* dominerende art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på ca. 0,53 mm.

Sammenligner vi forekomsten av dyreplankton i 2001 med de forhold som ble registrert i 1992-94 (Rognerud et al. 1995) så har det skjedd forandringer. Beitetrykket fra fisk synes å ha økt. I 2001 var det mindre forekomst av hoppekrepsen *Heterocope appendiculata* og vi fant ikke vannlopper som *Daphnia longispina* og *Daphnia galeata* som ble funnet i 1992-94. Videre hadde vannloppen *Bosmina longirostris* tilkommet. Sannsynlig årsak til at *Daphnia longispina* og *Daphnia galeata* hadde blitt borte og at *Bosmina longirostris* vandret ut i de frie vannmasser var økt beitepress fra fisk.

3.2.6 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1997 til 2001.

Sammenligner vi den biologiske status som ble registrert i Sør-Mesna i 2001 med den biologiske status som ble påvist i 1992-94 (Rognerud et al. 1995) så har det skjedd forandringer. Innsjøen var mer påvirket av næringssaltforurensning i sommeren 2001 jevnført med situasjonen i 1992-94. Videre var de planktonlevende krepsdyrene mer utsatt for beitepress fra fisk i 2001. Sannsynligvis er dette en indikasjon på at Sør-Mesna har blitt mer overgjødset i de senere år. Vi må likevel ha en lengre tidsserie for å kunne stadfeste dette da vi kan regne med at det kan være store år til år variasjoner.

3.2.7 Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål

Resipientkapasiteten i Sør-Mesna er klart redusert p.g.a. reguleringen (se Rognerud et al. 1995). I 2001 vurderer vi likevel resipientkapasiteten som akseptabel. Det skal likevel små tilførsler av næringssalter (spes. fosfor) til før en betydelig algevekst og økt forekomst av blågrønnalger og algeblomstring er resultatet.

En forutsetning for at Sør-Mesna skal kunne opprettholde akseptabel miljøtilstand samt ønsket miljøkvalitetsmål er at tilførselen av næringssalter (særlig fosfor) ikke øker.

3.2.8 Aktuelle tiltak og tilrådinger

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet til Sør-Mesna og Ljøsvann må videreføres og de er ønskelig at de blir mest mulig forbedret. Det er derfor viktig at kommunen foretar tiltak som ytterligere kan redusere tilførselen av kloakk og gråvann fra boliger, hyttefelt og turistbedrifter. Dvs. at kommunen utfører kontroll av separate avløpsanlegg. Videre er det viktig at kommunen ved landbruksetaten jevnlig foretar kontroll av melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg og åpne gjødseldeponier så akuttutslipp og eventuelle utsig fra disse blir redusert mest mulig. Prosjektet "Miljø i landbruket" vil her være et viktig tiltak. Det er også ønskelig at en begrenser arealavrenning og lekkasje fra dyrket mark. Det er derfor ønskelig at kommunen bidrar med kunnskap og råd som kan begrense uttransport og lekkasje av næringssalter og næringsrike leire- og jordpartikler i forbindelse med gjødselspredning og jordbearbeiding.

Det er ønskelig at det tas ut mer fisk fra Sør-Mesna. Det bør derfor foretas et prøvefiske i innsjøen og utarbeides en kultiverings- og driftsplan for fisk som omfatter hele Mesna-vassdraget i samsvar med tilrådinger gitt av Rognerud et al. (1995).

3.2.9 Stavsjøen (264 moh.)

Bakgrunnsdata.

Stavsjøen er fra naturens side rik på kalk og har høy produksjonspotensial. Årsaken til dette er at nedbørfeltet domineres av kambrosiluriske bergarter som kalk, sandstein, alun og leirskifer som lett forvitrer. Nedbørfeltet er på 4,5 km², og består av omtrent like store områder med skog som områder med dyrket mark. Dyrket mark finnes like ved innsjøen og særlig sør for innsjøen i området ved Stavsjø tettsted der det er kambrosiluriske bergarter. Skogen dominerer i grunnfjellsområdet i Solbergsåsen nord for innsjøen. Innsjøen har et overflateareal på 0,24 km², maksimalt dyp på 16,7 meter og et midlere dyp på 5,7 meter. Oppholdstiden er beregnet til ca. 1,1 år. For mer informasjon om Stavsjøen og omkringliggende område henvises til Talgø og Åsen (2001).

Stavsjøen, som kan betraktes som kulturlandskapsinnsjø, påvirkes av forurensningstilførsler fra Stavsjø minitettsted og fra større og sammenhengende områder med dyrket mark med spredt bosetting like ved innsjøen. Stavsjøen har i mange år vært sterkt overgjødslet (eutrof tilstand) og hatt en vannkvalitet som ikke er akseptabel. Innsjøen har i senere tid blitt litt mindre overgjødslet men er for tiden utsatt for intern gjødsling. Tidligere var fritidsfiske og friluftsbad viktige brukerinteresser. I dag brukes Stavsjøen fremst som vannkilde for jordvanning.

Forurensningskilder.

Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder i nedbørsområdet til Stavsjøen er utsig og lekkasje av boligkloakk og råvann fra det kommunale ledningsnettet i Stavsjø tettsted samt fra separatanlegg i spredt bebyggelse, lekkasje av oljeprodukter fra bensinstasjonen og bilverkstedet på Stavsjø samt avrenning og lekkasje (næringssalter, husdyrgjødsel, rester av sprøytemiddel, leire- og jordpartikler og sand) fra dyrket mark. For videre informasjon henvises til Ringsaker kommune. Tilstands- og situasjonsbeskrivelse, avløp, 1995.

Forurensningseffekter som overgjødsling (eutrofiering) og økt forekomst av tarmbakterier (fersk fekal forurensning) står derfor sentralt. Transport av næringsrike leire- og jordpartikler ut i innsjøen skaper grunnlag for økt forekomst av makrovegetasjon og kan tilslamme bunnområder. Videre er hovedkilden for nitrogen lekkasje fra dyrket mark

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Stavsjøen er at innsjøen skal få akseptabel vannkvalitet for jordvanning og rekreasjonsformål, dvs. at innsjøen skal reetableres som en god lokalitet for fritidsfiske- og friluftsbad. Videre at innsjøen kan forbli en god fuglebiotop. En viss grad av overgjødsling og herved økt produksjonsevne (oligomesotrof tilstand) er derfor ønskelig og kan aksepteres. Videre er det viktig at Stavsjøen inkludert strandsone/kantvegetasjon blir bevart som et viktig innslag "naturperle" i landskapet og ikke minst som viktig viltlokalitet (bl.a. for næringssøk for flaggermus).

Resultater og vurderinger fra undersøkelsene i 2001.

Vanntemperatur.

Vanntemperaturen som ble registrert i Stavsjøen er vist i tabell 5. Innsjøen er lite vindpåvirket. Det etableres derfor som regel et markert sprangsjikt i innsjøen og de overste vannlag får som regel relativt sett høy sommertemperatur. Videre blir det lite utskifte av vann i de dypere lag.

Tabell 5. Vanntemperaturen (°C) i Stavsjøen i sommeren 2001.

Dyp	Dato	16/7	15/8	17/9
0,5 meter		18,6	17,6	12,8
1 meter		18,6	17,6	12,8
2 meter		18,6	17,6	12,8
3 meter		18,6	17,6	12,8
4 meter		16,5	15,7	12,8
5 meter		15,6	13,5	12,8
6 meter		7,0	6,5	-
8 meter		4,8	5,5	8,8
10 meter		4,1	4,1	6,5
15 meter		4,0	4,0	4,3
20 meter		4,0	4,0	4,0

Siktedyp og visuell vann farge.

I Stavsjøen ble det registrert lavt siktedyp med siktedyp i området 1,5 – 2,2 meter og vannet var markert vegetasjonsfarget, dvs at fargen mot secchiskiven var markert grønlig gul. Lavest sikt var det i juli og høyest i september. I hovedsak var det mengden planteplankton som bestemte siktbarheten i Stavsjøen i sommersesongen 2001. Ut fra SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann kan siktedypet i innsjøen klassifiseres som "Dårlig". Jevnført med tidligere siktedypsmålinger fra 1997 (Kjellberg 1998) og 2000 (Talgø og Åsen 2001) så var det litt større siktbarhet i 2001.

Vannkjemi.

Stavsjøen hadde i sommerperioden 2001 basisk vann med høyt saltinnhold. Det ble målt pH i området kring pH 8 med en alkalitet omkring 1,5 mekv/l. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann er derfor meget god. Konduktiviteten var høy med verdier nær 20 mS/m. Fargetallet var påvirket av algeforekomsten og varierte i området 14 – 17 mg Pt/l. Stor algeforekomst bidro også til økt forekomst av karbon i vannmassene og det ble registrert TOC-konsentrasjoner kring 6 mg C/l. Konsentrasjonen av fosfor (opp til 30 µg/l) og tot. klorofyll-a (opp til 16 µg/l) var klart høyere en forventet naturtilstand og viste at Stavsjøen var klart overgjødset og således hadde dårlig biologisk status.

Nitrogenkonsentrasjonen var relativt lav til tross for at Stavsjøen tilføres arealavrenning og lekkasje fra store områder med dyrket mark som til dels ligger like ved innsjøen. Middelerdi og variasjonsbredde for de ulike parametre er gitt i tabell 6.

Tabell 6. Kjemiske analyseresultater fra Stavsjøen i sommeren 2001. Konsentrasjonene er gitt som middelerdi og variasjonsbredde.

Parameter	Middelerdi	Variasjonsbredde
Surhetsgrad pH	8,1	8,0 – 8,2
Alkalitet mekv/l	1,5	1,5 – 1,6
Konduktivitet mS/m	18,7	18,4 – 19,1
Fargetall mg Pt/l	15	14 – 17
Totalfosfor µg P/l	27,4	23,3 – 31,3
NO ₃ µg N/l	128	6 – 357
Totalnitrogen µg N/l	455	241 – 857
TOC µg C/l	6,2	5,5 – 6,7
Klorofyll-a µg/l	13	11 – 16

Ut fra SFTs klassifisering av tilstand av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) kan vannkvalitetsparametrene klassifiseres som følger:

- pH og alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "Meget god".
- Fargetall tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".
- Total organisk karbon tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".
- Total klorofyll-a tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".

Sammenligner vi den vannkvalitet som ble registrert i Stavsjøen 2001 med de forhold som ble registrert i 1997 (Kjellberg 1998) og 2000 (Talgø og Åsen 2001) så har det ikke skjedd noen større forandringer unntatt at det var lavere konsentrasjon av nitrogen i 2001.

Planteplankton.

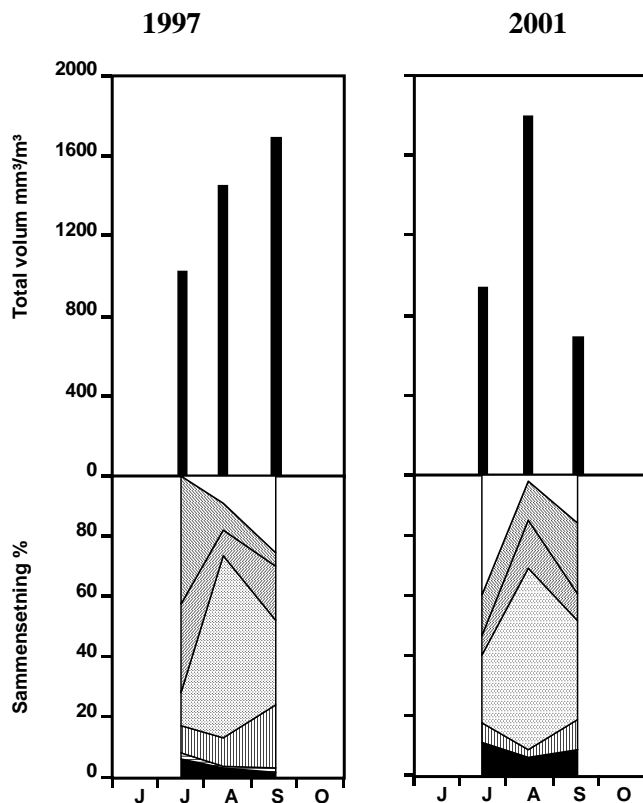
Planteplanktonet i Stavsjøen var i sommeren 2001 dominert av blågrønnalger og kiselalger og hadde innslag av arter som er vanlig forekommende i mer næringsrike (mesotrofe og eutrofe) innsjøer. Eksempel på arter som kan ha stor forekomst i innsjøer som blitt overgjødslet og som også var rikt representert i Stavsjøen var: blågrønnalgene *Aphanthece sp.* og *Microcystis aeruginosa*. Den sistnevnte er vår vanligste art som bilder vannblomst. Grønnalger som *Ankistrodesmus falcatus*, *Monoraphidium contortum*, *Pediastrum duplex* og *Scenedesmus armatus*, gullalgen *Chrysochromulina parva*, samt kiselalgen *Stephanodiscus hantzchii v. pusillus*.

Biomassen av planteplankton (algemengden) var høy med nivåer som varierte i området 0,7 – 1,8 gram våtvekt/m³. Middelerdien er beregnet til 1,1 gram våtvekt/m³. Dette er mengder som er i samsvar med det vi finner i middels næringsrike (mesotrofe) innsjøer (se Brettum 1989).

Stavsjøen bedømmes ut fra planteplanktonforekomstene som middels næringsrik tilsvarende mesotrof tilstand i Brettums (1989) klassifiseringssystem, og blir her vurdert som markert forurenset av næringssalter. Dvs. at Stavsjøen var overgjødslet og at de frie vannmasser fortsatt hadde en biologisk tilstand som ikke var akseptabel.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyll-målingene. Det ble som tidligere blitt nevnt registrert tot. klorofyll-a konsentrasjoner i området 11,0 – 16,0 µg/l og gjennomsnittlig konsentrasjon er beregnet til 13 µg/l. Dette tilsvarer som blitt nevnt tidligere "Dårlig" tilstandsklasse ifølge SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997).

Sammenligner vi forekomsten av planteplankton i 2001 med de forhold som ble registrert i 1997 (Kjellberg 1998) så synes Stavsjøen ha vært mindre overgjødslet i 2001. Bl.a. mindre forekomst av blågrønnalgen *Microcystis* og kiselalgen *Fragilaria* indikerte dette. Videre ble det ikke registrert noen direkte vannblomst i 2001. Vannblomst med *Microcystis* har tidligere vært en årlig foreteelse (pers. med. Sven Birger Wærvågen ved Høgskolen i Hedmark).



TEGNFORKLARING :

-  Cyanophyceae (Blågrønnalger)
-  Chlorophyceae (Grønnalger)
-  Chrysophyceae (Gullalger)
-  Bacillariophyceae (Kiselalger)
-  Cryptophyceae (Svelgflagellater)
-  Dinophyceae (Fureflagellater)
-  My-alger

Figur 8. Variasjoner i totalvolum og prosentvis sammensetning av planteplanktongruppene i Stavsjøen i 1997 og 2001.

Dyreplankton.

Stavsjøen hadde i sommeren 2001 et relativt rikt og variert dyreplankton med en artssammensetning som stort sett var i nært samsvar med forventet naturtilstand. Blant hjuldyren var det størst forekomst av artene *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris* og *Filinia sp.* Det ble til tider også funnet en hel del *Asplanchna priodonta* og *Keratella quadrata*. Krepserplanktonet var dominert av hoppekrepserne *Heterocope appendiculata* og særlig *Eudiaptomus gracilis* samt vannloppen *Daphnia cristata*. Vanlig forekommende var også vannlopper som *Leptodora Kindtii*, *Diaphanozoma brachyurum*, *Daphnia longispina*, *Bosmina longispina* og *Bosmina longerostris*. Chydoride vannlopper ble også påvist, men bare som enkelte individer. De observerte forhold var i

samsvar med de registreringer av dyreplanktonet som ble foretatt av Talgø og Åsen (2001) i Stavsjøen i sommeren 2000.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (karrus) ble vurdert som markert tilsvarende fiskpredasjonsklasse III i følge Løviks klassifiseringsystem. *Daphnia cristata* var dominerende "dafnia"-art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 1,23 mm. Blant "bosmidene" var *Bosmina longispina* dominerende art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på ca. 0,63 mm.

Sammenligner vi forekomsten av dyreplankton i 2001 med de forhold som ble registrert i 1997 (Kjellberg 1998) og 2000 (Talgø og Åsen 2001) så har det ikke skjedd noen større forandringer unntatt at beitetrykket fra karussen hadde minket. Dette har bl.a. ført til at vannloppen *Daphnia cristata* nå finnes i innsjøen.

3.2.10 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1997 til 2001.

Sammenligner vi den biologiske tilstand som ble registrert i Stavsjøen i 2001 med den biologiske tilstand som ble påvist i 1997 (Kjellberg 1998) så var innsjøen mindre påvirket av nærings saltforurensning i 2001. Redusert forekomst av særlig blågrønnalgen *Microcystis* indikerte dette. Muligens kan dette være en indikasjon på at Stavsjøen nå har blitt mindre overgjødslet. Vi må likevel ha en lengre tidsserie for å kunne stadfeste dette da vi kan regne med at det kan være store år til år variasjoner i en så nærings saltforurenset innsjø som Stavsjøen (se Reynolds 1984).

3.2.11 Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål

Resipientkapasiteten i Stavsjøen var klart overskredet og innsjøen har for tiden dårlig miljøtilstand som ikke er i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Intern fosforgjødsling foreligger og dette er sannsynligvis hovedårsaken til at Stavsjøen fortsatt er tydelig og synlig overgjødslet.

En forutsetning for at Stavsjøen skal få og i fremtiden kunne opprettholde akseptabel miljøtilstand og ønsket miljøkvalitetsmål er at tilførselen av fekale tarmbakterier, nærings salter (særlig fosfor) og næringsrike leire- og jordpartikler ytterligere begrenses. Videre må den interne gjødslingen reduseres eller helst stoppes.

3.2.12 Aktuelle tiltak og tilrådinger

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet til Stavsjøen må videreføres og om mulig forbedres. Det er derfor viktig at kommunen foretar tiltak som ytterligere kan redusere tilførselen av kloakk og gråvann fra boliger, institusjoner og bedrifter til Stavsjøen. Dvs. at en reduserer lekkasje og overløpsdrift i det kommunale ledningsnettets samt at en ved kontroll og pålegg kan redusere eventuelle utsig og utslipp fra de separate avløpsanleggene i den spredte bosetting. Videre er det viktig at kommunen ved landbruksetaten jevnlig foretar kontroll av melkerom, gjødselkjellere og siloanlegg så uhellsutslipp og eventuelle utsig fra disse blir redusert mest mulig. Prosjektet "Miljø i landbruket" vil her være et viktig tiltak. Det er også viktig at en mest mulig begrenser arealavrenningen fra dyrket mark. Det er derfor ønskelig at kommunen bidrar med kunnskap og råd som kan begrense uttransport og lekkasje av nærings salter og leire- og jordpartikler i forbindelse med gjødselspredning og jordbearbeiding. Her kan vi nevne tiltak som redusert fosforgjødsling, ikke jordbearbeiting på høsten samt at en sprer husdyrgjødsel på våren like før såing. Videre er det påkrevet at kommunen setter i verk tiltak som kan redusere eller helst stoppe den interne gjødslingen. I øvrig henvises til tilrådinger gitt i NIVA-rapp. Løpenr. 3819-1998 (Kjellberg 1998) og NIVA-rapp. Løpenr. 4363-2001 (Kjellberg 2001).

For tiden utgjør den tette vannvegetasjonen langs Stavsjøens strender og i gruntområdene problemer for brukerinteresser som friluftsliv, bad og fritidsfiske. Leveområdene for andemussling og kreps blir også forringet. Det er derfor ønskelig at vegetasjonsbeltene langs enkelte strandområder blir fjernet. Vi

vil foreslå at en fjerner vegetasjonen fra noen av de områder som tidligere var helt eller i det nærmeste fri for vannplanter (takrør). Ved fjerning av vannplanter er det likevel en fare for at det kan bli økt forekomst av planteplankton. Da det her vil være relativt små mengder som skal fjernes bedømmer vi likevel ikke dette som noe direkte problem.

4. LITTERATUR.

Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT- veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s.

Brandrud, T. E., Mjelde, M., Kjellberg, G. og Vøllestad A. 1996. Limnologisk og fiskeribiologisk undersøkelse av Einafjorden sommeren 1995. NIVA-rapp. Løpenr. 3454-96. 39 s.

Bratli, J.I. 1995. Miljømål for vannforekomstene. Forventet naturtilstand. Veiledning 95:04. Statens forurensningstilsyn TA-nummer 1141/1995. 43 s.

Bratli, J.L., E. Hauan, D.S. Rosland, A.A. Sandnes og L. Størset. 1998. Miljømål for vannforekomstene. Hovedveiledning 95:05. Statens forurensningstilsyn (SFT). TA- nummer 1142/1995. 55 s.

Brettum, P. 1992. Naturens Tålegrenser. Fagrapport nr. 28. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. NIVA-rapp., løpenr. 2800. 29 s.

Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapp., løpenr. 2344. 111 s.

Forseth, T. et al. 1997. Biologisk status i kalka innsjøer- vedleggsrapport for de enkelte innsjøene. NINA-Oppdragsmelding 509: 1-232.

Garnås, E., O. Hegge, B. Kristensen, T. Næsje, T. Qvenild, J. Skurdal, B. Veie-Rosvoll, B. Dervo, Ø. Fjeldseth og T. Taugbøl. 1996. Forslag til forvaltningsplan for storørret. Utredning for DN 1997-2. 41 s.

Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesientutkimuslaitoksen julkaisu 37, 1-91.

Kjellberg, G., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.

Kjellberg, G. 1993. Tiltaksorientert overvåning av Moelva, Brumunda, Flagstadelva, Svartelva og Vikselva. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på de biologiske forhold, juli 1992. NIVA-rapp. Løpenr. 2943. 38 s.

Kjellberg, G. 1998. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 1997. NIVA-rapp. Løpenr. 3819-98. 45 s.

Kjellberg, G. 1999. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 1998. NIVA-rapp. Løpenr. 4023-99. 54 s.

Kjellberg, G., O. Hegge, E-A. Lindstrøm og J.E. Løvik. 2000. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. NIVA-rapp. Løpenr. 4170-2000. 127 s.

Kjellberg, G., Hegge og Løvik, J. E. 2001. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 2000. NIVA-rapp. Løpenr. 4364-2001. 129 s.

Kjellberg, G., Brettum, P. og Lindstrøm, E-A. 2000. Undersøkelser av vannkvalitet, planteplankton, begroingsalger og bunndyr i Flensjøvassdraget i september 1998 og 1999. NIVA-rapp. Løpenr. 4021-99. 45 s.

Langeland, A. og O. Skulberg. 1971. Undersøkelser av Mesnavassdraget ved Lillehammer. NIVA-rapp. O-63/68.

Langeland, A. 1972. A comparison of the zooplankton communities in seven mountain lakes near Lillehammer, Norway (1896 and 1971). *Norw. J. Zool.* 20, 213 – 226.

Løvik, J.E. og G. Kjellberg. 2002.

Løvik, J.E. og G. Kjellberg. 2002.

Meili, M. 1992. Sources, Concentrations and characteristics of organic matter in softwater lakes and streams of the Swedish forest region. *Hydrobiologia*, 229, 23-41.

Narud, A. 1997. Ringsakerbekker. Undersøkelse av fiskebestand og behov for biotiltak høsten 1997. Rapport utarbeidet for Ringsaker kommune, november 1997. 51 s.

Qvortrup, J. 2000. EUs nye rammedirektiv for vannressurser. Rapport fra Kommunenes Sentralforbund.

Reynolds, C.S. 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press 1984. 384 s.

Rognerud, S., Løvik, J. E. og Kjellberg, G. 1995. Overvåkning av vannkvaliteten i Mesna-vassdraget. Sluttrapport for undersøkelsene i perioden 1992 –1994. NIVA-rapp. Løpenr. 3240. 47 s.

Talgø, S. og E. Åsen. 2001. Ernæring og vekst hos fisk i Borrevannet og Stavsjøen. Prosjektoppgave ved Høgskolen i Hedmark.

Tikkanen, T. og T. Willen. 1992. *Växtp planktonflora*. Naturvårdsverket Förlag. ISBN 91-620-1115-4. 280 s.

5. VEDLEGG

RÅDATA FRA UNDERSØKELSENE I 2001.

Vedlegg A. Siktedyp, vannfarge og kjemiske analyseresultater

Vedlegg B. Planteplankton

Vedlegg C. Dyreplankton

Vedlegg A. Vedlegg A: Siktedyp, vannfarge og kjemiske analyseresultater

Tabell A-1. Siktedyp, vannfarge og kjemiske analyseresultater fra Nord-Mesna, Sør-Mesna og Stavsjøen sommeren 2001. Kjemiprøvene er tatt fra dybdesjiktet 0-5 meter.

Parameter	Lokalitet	Stavsjøen			Sør-Mesna			Nord-Mesna		
		16.7	15.8	17.9	16.7	15.8	17.9	16.7	15.8	17.9
Surhetsgrad (pH)		8,2	8,1	8,0	6,6	6,6	6,9	6,9	6,8	6,8
Alkalitet	mekv/l	1,5	1,5	1,6	0,10	0,10	0,11	0,10	0,10	0,10
Konduktivitet	mS/m	18,4	18,5	19,1	1,9	2,0	2,0	1,8	1,8	1,9
Fargetall	mg Pt/l	17	15	14	49	51	52	37	37	37
Totalfosfor	µg P/l	31,3	27,5	23,3	11,7	11,4	11,8	13,3	12,5	11,5
NO ₃	µg N/l	6	357	22	14	< 5	22	660	< 5	268
Totalnitrogen	µg N/l	241	857	266	238	238	230	1220	278	1080
Tot. org. karbon	mg C/l	5,5	6,7	6,4	5,6	5,9	6,8	4,4	4,5	4,8
Total klorofyll a	µg/l	16,0	12,0	11,0	5,2	6,0	2,3	4,7	5,0	3,4
Siktedyp	meter	1,5	2,0	2,2	3,5	3,6	3,4	3,9	4,1	4,1
Vannfarge	visuelt	Grønn-gul	Grønlig gul	Grønn-gul	Brun	Grønlig brun	Brun	Brun	Brun	Brun

Vedlegg B. Vedlegg B: Planteplankton

Tabell B-1 Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra :
Stavsjøen, 1

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2001	2001	2001
Måned	7	8	9	
Dag	16	15	17	
Dyp	0-5 m	0-5 m	0-5 m	
Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
Aphanothece sp.		349,8	.	104,9
Microcystis aeruginosa		24,1	34,2	2,7
Sum - Blågrønnalger		373,9	34,2	107,6
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Ankistrodesmus falcatus		5,3	37,1	8,6
Botryococcus braunii		2,4	2,0	7,5
Carteria sp. (I=6-7)		.	.	1,1
Chlamydomonas sp. (I=8)		.	2,1	2,7
Closterium acutum v. variable		0,2	0,6	0,1
Coelastrum cambricum		3,0	27,4	6,6
Coelastrum microporum		1,1	.	.

Cosmarium pygmaeum	23,3	70,0	.
Dictyosphaerium pulchellum	.	1,4	4,1
Dictyosphaerium subsolitarium	52,2	19,5	1,3
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	1,2	.	1,6
Monoraphidium contortum	20,4	43,8	61,3
Monoraphidium dybowskii	1,8	3,6	5,9
Oocystis parva	.	6,4	26,5
Pediastrum duplex	4,0	5,0	23,0
Scenedesmus armatus	4,2	4,8	2,1
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	1,2	.	.
Selenastrum capricornutum	6,4	9,2	9,6
Sphaerocystis Schroeteri	.	0,2	.
Staurastrum chaetoceras	1,2	0,7	1,8
Sum - Grønnalger	127,8	233,7	163,8

Chrysophyceae (Gullalger)

Chrysochromulina parva	1,0	230,4	1,0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	9,2	2,9	3,9
Små chrysomonader (<7)	38,6	40,7	32,4
Store chrysomonader (>7)	10,3	6,9	20,7
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	.	3,3
Sum - Gullalger	59,1	280,8	61,2

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	1,0	.	.
Cyclotella comta v.oligactis	9,0	.	.
Cyclotella glomerata	92,2	1035,4	208,1
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	50,9	42,4	11,9
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	.	2,2
Fragilaria sp. (l=40-70)	21,2	8,5	4,2
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	37,9	5,2	1,7
Sum - Kiselalger	212,2	1091,5	228,2

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptomonas erosa	3,1	6,7	9,9
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	0,4	.	.
Cryptomonas marssonii	.	0,7	0,3
Cryptomonas spp. (l=24-30)	.	0,5	.
Katablepharis ovalis	15,3	18,1	9,1
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	41,1	17,0	46,9
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	1,0	0,5	3,7
Sum - Svelgflagellater	60,8	43,5	69,9

Dinophyceae (Fureflagellater)

Gymnodinium cf.lacustre	2,1	2,1	.
Sum - Fureflagellater	2,1	2,1	0,0

My-alger

My-alger	104,9	107,0	59,5
Sum - My-alge	104,9	107,0	59,5

Sum totalt : 940,9 1792,8 690,2

Tabell B-2 Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Sør-Mesna, 1

Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/m³ våtvekt)

	År	2001	2001	2001
	Måned	7	8	9
	Dag	16	15	17
	Dyp	0-5 m	0-5 m	0-5 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
Anabaena flos-aquae		0,5	.	.
Planktothrix agardhii		.	1,4	51,8
Sum - Blågrønnalger		0,5	1,4	51,8
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Ankyra lanceolata		.	.	0,2
Botryococcus braunii		0,8	0,6	.
Carteria sp. (l=6-7)		0,5	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)		.	1,6	.
Cosmarium regnesii		0,5	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		.	.	0,6
Gyromitus cordiformis		1,4	1,2	.
Monoraphidium dybowskii		2,0	0,2	2,0
Oocystis submarina v.variabilis		10,2	1,6	3,2
Staurastrum paradoxum		.	0,8	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		2,0	.	0,8
Sum - Grønnalger		17,4	6,0	6,8
Chrysophyceae (Gullalger)				
Bitrichia chodatii		3,6	.	2,3
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		.	.	0,2
Chrysochromulina parva		0,4	.	.
Craspedomonader		4,3	8,8	0,5
Dinobryon bavaricum		1,4	.	.
Dinobryon bavaricum v.vanhoeffenii		2,8	.	.
Dinobryon divergens		10,5	.	.
Løse celler Dinobryon spp.		11,4	.	.
Mallomonas caudata		.	.	5,5
Mallomonas crassisquama		3,6	8,8	2,6
Mallomonas punctifera (M.reginae)		9,9	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		10,3	8,9	4,1
Små chrysomonader (<7)		30,5	46,9	6,6
Stelaxomonas dichotoma		.	.	1,0
Store chrysomonader (>7)		8,6	20,7	3,0
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)		.	.	1,4
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)		.	1,0	.
Ubest.chrysophyceae		0,3	1,9	.
Sum - Gullalger		97,6	96,9	27,2

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	3,0	7,5	5,2
Aulacoseira alpigena	.	2,3	2,5
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	1,2	.	.
Rhizosolenia longiseta	12,7	229,8	2,4
Tabellaria fenestrata	34,6	62,6	3,0
Tabellaria flocculosa	3,0	0,8	0,8
Sum - Kiselalger	54,5	302,9	13,8

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Chroomonas sp.	9,5	.	2,9
Cryptaulax vulgaris	.	0,3	.
Cryptomonas cf.erosa	23,3	22,3	3,8
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	4,8	2,0	0,8
Cryptomonas marssonii	2,7	1,1	.
Cryptomonas spp. (l=24-30)	9,5	79,5	.
Katablepharis ovalis	7,7	4,8	2,0
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	29,0	10,6	17,9
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	4,4	1,2	2,6
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	1,0	0,2
Sum - Svelgflagellater	90,9	122,8	30,3

Dinophyceae (Fureflagellater)

Cyster av dinophyceer	17,5	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	1,1	3,2	0,1
Gymnodinium cf.uberrimum	2,9	78,3	40,5
Gymnodinium sp. (l=14-16)	2,9	3,2	4,3
Peridinium sp. (l=15-17)	0,7	5,6	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	0,5	.	.
Ubest.dinoflagellat	0,4	.	.
Sum - Fureflagellater	25,9	90,3	44,9

My-alger

My-alger	24,5	21,9	6,1
Sum - My-alge	24,5	21,9	6,1

Sum totalt : 311,2 642,2 181,0

Tabell B-3 Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Nord-Mesna, 1

Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/m³ våtvekt)

	År	2001	2001	2001
	Måned	7	8	9
	Dag	16	15	17
	Dyp	0-5 m	0-5 m	0-5 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
Anabaena flos-aquae		1,5	.	.
Anabaena planctonica		.	.	2,0
Planktothrix agardhii		1,0	19,5	29,4
Sum - Blågrønnalger		2,5	19,5	31,4
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Ankyra lanceolata		4,8	0,4	0,3
Botryococcus braunii		.	.	0,7
Chlamydomonas sp. (l=12)		.	.	0,1
Chlamydomonas sp. (l=8)		.	0,3	.
Dictyosphaerium pulchellum		.	.	0,6
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		.	1,6	.
Euastrum bidentatum		0,4	.	.
Gloeotila sp.		1,6	0,7	.
Gyromitus cordiformis		.	0,1	.
Koliella sp.		0,6	.	0,2
Lagerheimia genevensis		.	.	0,3
Monoraphidium contortum		.	0,2	0,2
Monoraphidium dybowskii		3,2	2,9	2,7
Nephrocytium lunatum		.	.	0,2
Oocystis submarina v.variabilis		1,4	1,6	0,5
Pandorina morum		0,6	.	.
Paramastix conifera		0,9	.	.
Paulschulzia pseudovolvox		0,1	.	.
Staurastrum gracile		1,6	6,4	3,6
Staurastrum lunatum		.	1,0	.
Staurastrum paradoxum		1,4	2,8	.
Staurastrum pseudopelagicum		.	.	0,9
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		2,4	2,1	0,5
Sum - Grønnalger		19,0	20,0	10,7
Chrysophyceae (Gullalger)				
Bicosoeca planctonica		.	0,1	.
Bitrichia chodatii		1,7	0,3	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		1,2	0,4	.
Chrysochromulina parva		7,2	0,5	.
Craspedomonader		6,6	3,5	0,7
Dinobryon bavaricum		3,4	0,4	.
Dinobryon divergens		4,6	0,4	.
Kephyrion sp.		0,2	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		5,8	2,7	1,6

Mallomonas allorgei	0,3	6,4	0,8
Mallomonas caudata	17,6	.	7,7
Mallomonas cf. crassisquama	.	29,3	.
Mallomonas punctifera (M. reginae)	137,6	.	1,2
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	9,7	7,2	8,4
Små chrysomonader (<7)	31,7	31,3	12,6
Stelaxomonas dichotoma	.	.	0,3
Store chrysomonader (>7)	9,5	16,4	1,7
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	.	6,5	1,9
Ubest. chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0,3	0,3	0,7
Ubest. chrysophyceae	.	1,1	0,1
Sum - Gullalger	237,2	106,7	37,6

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	8,7	7,3	10,2
Aulacoseira alpigena	13,6	10,3	10,6
Fragilaria crotonensis	1,8	1,3	6,6
Fragilaria sp. (l=30-40)	1,1	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	1,1	.	.
Rhizosolenia longiseta	23,9	27,4	1,2
Tabellaria fenestrata	311,9	28,1	33,1
Tabellaria flocculosa	.	0,4	.
Sum - Kiselalger	362,0	74,8	61,8

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Chroomonas sp.	0,2	.	.
Cryptomonas cf. erosa	47,7	31,8	17,5
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr. refl.?)	10,1	14,8	8,8
Cryptomonas marssonii	4,8	1,1	1,3
Cryptomonas spp. (l=24-30)	23,9	26,0	11,0
Katablepharis ovalis	11,7	2,6	0,2
Rhodomonas lacustris (+v. nannoplanctica)	37,8	17,2	10,6
Ubest. cryptomonade (Chroomonas sp.?)	27,6	39,4	3,6
Sum - Svelgflagellater	163,6	132,8	53,0

Dinophyceae (Fureflagellater)

Ceratium hirundinella	.	6,0	.
Gymnodinium cf. lacustre	2,1	1,1	.
Gymnodinium cf. uberrimum	8,7	39,0	.
Gymnodinium fuscum	4,0	28,0	16,0
Gymnodinium sp. (l=14-16)	3,2	0,5	.
Sum - Fureflagellater	18,0	74,5	16,0

My-alger

My-alger	26,4	23,9	17,5
Sum - My-alge	26,4	23,9	17,5

Sum totalt :	828,7	452,3	228,0
--------------	-------	-------	-------

Vedlegg C. Vedlegg C: Dyreplankton

Tabell C-1. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton, basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i Stavsjøen sommeren 2001.

+ = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende (Vurderingskriterier ifølge Løvik)

Gruppe/slekt/art Dato	16/7	15/8	17/9
Hjuldyr (Rotatoria):			
Asplanchna priodonta	+	-	-
Keratella cochlearis	++	++	+
Keratella quadrata	-	-	+
Kellicottia longispina	++	++	++
Filinia sp.	+	++	-
Polyarthra spp.	-	+	++
Hoppekreps:			
Heterocope appendiculata	+	++	+
Eudiaptomus gracilis	+++	+++	+++
Cyclops abyssorum	+	-	-
Mesocyclops leuckarti	-	-	+
Vannlopper:			
Leptodora Kindtii	+	+	-
Diaphanozoma brachurum	+	+	+
Daphnia cristata	++	+	+++
Bosmina longispina	+	+	+
Bosmina longirostris	-	+	+
Chydoride ubest.	-	-	+

Tabell C-2. Lengde (i mm) av voksne hunner av vannlopper gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde. Stavsjøen 2001.

Art	Middelverdi	Variasjonsbredde
Daphnia cristata	1,23	0,98 – 1,58
Bosmina longispina	0,63	0,48 – 0,68

Tabell C-3. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton, basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i Sør-Mesna sommeren 2001.

+ = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende (Vurderingskriterier ifølge Løvik)

Gruppe/slekt/art Dato	16/7	15/8	17/9
Hjuldyr (Rotatoria):			
Asplanchna priodonta	-	+	-
Ascomorpha spp.	+++	+	-
Conochilus spp.	-	+	-
Gastropus stylifer	+	+	-
Keratella cochlearis	+	+	++
Kellicottia longispina	++	+	+
Polyarthra spp.	+++	+++	+++
Synchaeta spp.	+++	+	+

Hoppekreps:			
Heterocope appendiculata	+	+	-
Eudiaptomus gracilis	+	++	++
Cyclops scutifer	-	+	+
Cyclops ubest.	++	+	+
Vannlopper:			
Holopedium gibberum	+	+	+++
Leptodora Kindtii	+	++	-
Daphnia cristata	++	+++	+++
Bosmina longispina	+	+	+
Bosmina longirostris	+	+	+
Alona sp.	-	-	+
Polyphemus pediculus	-	-	+

Tabell C-4. Lengde (i mm) av voksne hunner av vannlopper gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde. Sør-Mesna 2001.

Art	Middelverdi	Variasjonsbredde
Daphnia cristata	0,94	0,69 – 1,15
Bosmina longispina	0,53	0,46 – 0,62
Holopedium gibberum	1,17	-

Tabell C-5. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton, basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i Nord-Mesna sommeren 2001.

+ = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende (Vurderingskriterier ifølge Løvik)

Gruppe/slekt/art	16/7	15/8	17/9
Dato			
Hjuldyr (Rotatoria):			
Asplanchna priodonta	+	+	++
Ascomorpha spp.	+	+	+
Conochilus spp.	-	-	+
Gastropus stylifer	-	+	-
Keratella cochlearis	++	+++	+++
Kellicottia longispina	++	++	+
Polyathra spp.	+++	+++	+++
Synchaeta spp.	+	+	+
Ttichocerca sp.	++	++	+
Hoppekreps:			
Heterocope appendiculata	-	+	-
Eudiaptomus gracilis	++	+++	+++
Cyclops scutifer	++	++	++
Cyclops ubest.	+++	++	++
Vannlopper:			
Leptodora Kindtii	+	+	+
Daphnia galeata	+	-	-
Daphnia cristata	+++	+++	+++
Bosmina longispina	+++	++	+++

Bosmina longirostris	+	+	+
Polyphemus pediculus	-	+	-

Tabell C-6. Lengde (i mm) av voksne hunner av vannlopper gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde. Nord-Mesna 2001.

Art	Middelverdi	Variasjonsbredde
Daphnia cristata	0,93	0,79 – 1,13
Bosmina longispina	0,56	0,48 – 0,67

6. APPENDIX.

KRITERIER FOR KLASSIFIKASJON AV FORURENSNINGSGRAD OG VURDERING AV BIOLOGISK STATUS FOR BEKKER, ELVER, TJERN OG INNSJØER, SOM BLIR BRUKT VED BIOLOGISKE FELTOBSERVASJONER.

Elver og bekker

Generelt.

Klasseinndeling og bedømmelse av forurensningsgrad i elver og bekker vurdert ut fra biologisk status er vist i tabell A. Inndelingen er fremkommet ved en strengere vurdering og forenkling av saprobiesystemet som er oppstilt av dansken Fjerdingstad (1960). Fargebetegnelser og vurderingsnormer er også til del hentet fra Stjerne-Pooth (1978). For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985). Klasseinndelingen er stort sett i samsvar med SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al 1997 og Holtan og Rosland 1992) som beskriver tilstandsklasser og forurensningsgrad ut fra avvik fra forventet naturtilstand. Med forventet naturtilstand menes den miljøkvalitetstilstand (økologisk status) en ville ha forventet uten påvirkning fra menneskelige aktiviteter (Direktoratet for Naturforvaltning og Statens Forurensningstilsyn 1997).

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge): Elve- eller bekkestrekninger som ikke eller i liten grad er påvirket av forurensningstilførsel og/eller andre menneskelige inngrep som kan påvirke eller skade de biologiske forhold. Disse strekninger har en biologisk status i samsvar med forventet naturtilstand. Som regel er det her stabile økologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Grad av mineralisering av organisk stoff er høy og det er høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnssubstratet. Hygienisk sett er det som regel god vannkvalitet. Beitedyr, eller vilt som f.eks. bever, kan tilføre vassdraget tarmbakterier som i små vassdrag kan påvirke vannkvaliteten. Det er som regel gode livsvilkår for laksefisk i disse elve- og bekkestrekninger. Klasse I er nærmest å sammenligne med den katharobe sonen i Fjerdingstads system og økologisk status blir vurdert som høy eller god.

Områder innenfor denne klasse, med markert- eller sterkt surt vann er angitt med brune tverrstreker. Disse områdene karakteriseres som regel av lav bufferkapasitet (alkalitet $< 0,05$ mekv/l), til tider lav pH ($< 5,0$), ikke forekomst av meget- og moderat forsuringfølsomme organismer, lav produksjonskapasitet, og ved at fiskens reproduksjonsmuligheter er blitt dårligere eller helt umuliggjort (pH $< 4,8$). I enkelte tilfeller er det fisketomt. Ofte er det betydelig forekomst av trådformete grønnalger, særlig *Mougeotia spp.* og enkelte arter i slektene *Microspora* og *Binuclearia* langs disse strekninger. Bekke- og elvestrekninger som blitt eller blir kalket er markert med brun-blå tverrstreker. I elve- og bekkestrekninger som er blitt påført skadeeffekter av tilførsel av surt vann vurderes biologisk status som ikke akseptabel.

Klasse I-II (overgangssone): De biologiske forholdene i elve- og bekkestrekningene er stort sett som for klasse I, men både flora og fauna er noe rikere (bl.a. økt fiskeproduksjon) på grunn av økt tilførsel av organisk stoff og særlig næringssalter. Tilførselen av nevnte stoffer kan være forårsaket enten av jordbruksaktivitet og/eller kloakkutslipp fra spredt bebyggelse og/eller kommunale avløpsanlegg eller reguleringsinngrep (utvaskningseffekter s.k. demningseffekter i ovenforliggende magasin og/eller endret vannregime), I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, husdyrgjødsel) er

vannet hygienisk sett som regel ikke tilfredsstillende (> 100 termotabile koliforme bakterier pr. 100 ml). Dette blir forsterket ved lav vannføring. Denne klasse kan nærmest regnes til den oligosaprobe sone i Fjerdingstads system og ser vi bort fra de hygienisk/bakteriologiske forhold så vurderes økologisk status som god.

Klasse II (grønn farge): Elve- og bekkestrekninger der vi kan dokumentere moderate biologiske forandringer. Påvirkningen har ført til økt næringsgrunnlag (tilførsel av organisk materiale og særlig næringsalter) som har økt plante- og dyreproduksjon (overgjødningseffekt). Som regel har vi økt algevekst og/eller økt forekomst av vannmoser og høyere vegetasjon langs og i disse elve- og bekkestrekninger. Rent lokalt i direkte tilknytning til de steder der det skjer utslipp med letnedbrytbart organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og husdyrgjødsel), kan det være noe synlig heterotrof begroing (sopp, bakterier og ciliater). Oksidasjon og mineralisering av organisk stoff er allikevel relativt fullstendig. Som regel er det gode oksygenforhold i såvel bunnsstratet som i vannmassene. Livsvilkårene for laksefisk (bl.a. økt næringsgrunnlag) er gode og gir økt fiskeavkastning. Dersom det foreligger utslipp av tarmbakterier (fekale utslipp), er vannet som regel hygienisk sett ikke egnet som drikkevann uten omfattende rensing. Egnethet til jordvanning og friluftsbad kan også bli forringet.

Strekninger som har spesielt stor forekomst av fastsittende alger og/eller makrovegetasjon p.g.a. overgjødning, er markert med røde tynne tverrstreker. Disse områder kjennetegnes ved at det:

- i strømvassnett periodevis er masseutvikling av en eller flere algearter og/eller langskuddsplanter (eloider) som danner tette "vegetasjonstepper" over store bunnarealer. Dette gjelder særlig i elve- og bekkestrekninger med stor lystilgang.
- i mer stilleflytende partier er stor forekomst av høyere vegetasjon (makrofyter), som i visse tilfeller helt dekker elveleiet.

Masseforekomst av vegetasjon medfører forandringer i de øvrige organismsamfunn, påvirker fiskens gytemuligheter samt er til sjenanse ved utøvelse av fiske og annen bruk av vannforekomsten (bl.a. risiko for oversvømmelse ved at elve-/bekkeløpet vokser igjen av høyere vegetasjon, luktulempen når lav vannføring medfører tørrlegging og forråtnelse av tørrlagt plantemateriale samt at løsrevet vegetasjon fester seg på rister, garn og andre fiskeredskaper). I visse tilfeller kan også stor algevekst bidra til vond lukt og smak på fiskekjøttet. Klasse II er nærmest å regne til den oligosaprobe sonen i Fjerdingstads system, men med en mer markert betoning av overgjødningseffekten. Den biologiske status vurderes her som god unntatt de lokaliteter som har stor forekomst av fastsittende alger og/eller makrovegetasjon der biologisk status blir vurdert som mindre god.

Klasse II-III (overgangssone): Forholdene i disse elve- og bekkestrekningene er som for klasse II, men innslaget av synlig heterotrof begroing (s.k. lammehaler og lignende) er mer markert, dvs. at vi her har en økt organisk belastning (saprobiering). Redusert oksygentilgang i bunnsstratet kan bidra til noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for laksefisker. Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingstads Y-mesosaprobe sone og økologisk status blir her vurdert som moderat.

Klasse III (gul farge): Elve- og bekkestrekninger som er markert forurenset av næringsalter (overgjødning) og særlig organisk materiale (forråtnelse/saprobiering) hører til denne klasse. Her er det blant algebegroing og høyere vegetasjon et rikt innslag av heterotrof begroing (sopp, bakterier og ciliater) som er synlig fremherskende (s.k. "lammehaler") og da spesielt i tilknytning til de steder der utslippet skjer. Oksygeninnholdet i bunnsstratet kan ved lav vannføring i kombinasjon med høy vanntemperatur være sterkt redusert. Dette gjelder særlig små vassdrag med lav resipientkapasitet. Oksygeninnholdet i vannmassene er vanligvis > 5 mg/l. Sammensetningen av flora og fauna er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprofiter og saproksener) og antall individer av enkelte av disse artene er som oftest stort. I disse elve- og bekkestrekninger er det som regel ustabile

biologiske forhold med store og raske svingninger; bl.a. kan sopp- og bakterieveksten bli mer markert om vinteren og i perioder med lav vannføring på sommeren.

Videre er ikke oksidasjon og mineralisering av nedbrytbar organisk materiale fullstendig, og det er rikelig med aminosyrer. Til tider er det vond lukt langs disse elve- og bekkestrekninger. Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men reproduksjonsmulighetene er begrenset. I mange tilfeller kan det likevel være meget stor fiskeproduksjon på disse stedene som resultat av økt tilgang på næring. Av og til kan det være lukt- og smaksforringelser på fiskekjøttet. Når forurensningskilden eller kildene er av fekal art, er det rikelig med tarmbakterier (> 500 termostabile koliforme bakterier pr. 100 ml), og vannet er fra hygienisk synspunkt utilfredsstillende og ikke brukbart til drikkevann eller vaskevann for grønnsaker uten omfattende rensing, og det er heller ikke egnet til badevann eller til vanning av grønnsaker og frukt. Klasse III er nærmest å henføre til den a- og b-mesosaprobe sonen i Fjerdingstads system og biologisk status vurderes som ikke akseptabel.

Klasse III-IV (overgangssone): Forholdene i elve- og bekkestrekningene i denne klasse er stort sett som i klasse III, men den organiske belastningen medfører tidvis oksygenmangel og utvikling av hydrogensulfid i bunnlagene (sort belegg under steiner). En meget markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmassene (3 - 5 mg O₂/l). Som regel foreligger direkte luktulempen bl.a. som resultat av frigjøring av oppløst hydrogensulfid (H₂S) og andre svovelforbindelser. Det er ikke reproduksjonsmuligheter for laksefisk. Der forurensnings- kildene er av fekal art, er vannet hygienisk sett utilfredsstillende som for klasse III. Den Y-polysaprobe sonen i Fjerdingstads system er den som nærmest stemmer overens med klasse III-IV og klassen betegner en biologisk status som ikke er akseptabel.

Klasse IV (rød farge): Elve- og bekkestrekninger som er sterkt forurenset (saprobiert) av næringssalter og særlig organisk stoff. Her er det masseutvikling av heterotrofe organismer som bakterier, sopp og/eller ciliater. Forråtnelsesprosesser dominerer og gir opphav til påtagelige luktulempen bl.a. ved frigjøring av oppløst hydrogensulfid (H₂S) og andre svovelforbindelser. Som regel er det oksygenfrie tilstander i bunnssubstratet hvor hydrogensulfid og jernsulfid er fremherskende (sort belegg på bunnen). Også oksygeninnholdet i de frie vannmasser er som oftest sterkt redusert, ofte < 3 mg O₂/l, og i visse perioder, spesielt i mer stilleflytende partier, kan det være anarobe forhold, dvs. total oksygenmangel, "sort" vann og betydelige luktproblemer. Flora og fauna består av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptrer i meget stort antall. Langskuddsplanter (elodeider) og kortskuddsplanter (isoetider) savnes som regel helt. Det er oftest ustabile biologiske forhold med store og raske svingninger i disse elve- og bekkestrekningene. Til tider er det masseutvikling av bakterien *Sphaerotilus natans* (kloakk, gjødselsig) og/eller soppen *Leptomitus lacteus* (silopressaft, næringsmiddelindustri), samt i visse tilfeller den rødfargede soppen *Fusarium aquaeductum* (surt miljø som f.eks. ved utslipp fra sulfittfabrikker) som setter sitt preg på lokalitetene. Laksefisk kan det bare være i disse områder når vannføringen er høy eller når påvirkningen av en eller annen grunn er mindre (lav temperatur, sesongbetont utslipp, osv.). Fiskedød forekommer som regel fra tid til annen. Hygienisk sett er vannkvaliteten høyst utilfredsstillende og dette gjelder også for de fleste andre bruksformål. Klasse IV tilsvarer nærmest den a- og b-polysaprobe sonen i Fjerdingstads saprobiesystem og biologisk status er ikke akseptabel.

Områder innenfor klasse IV, der høyere organismeliv er helt utslått, samt der fisk ikke kan overleve, blir markert med sorte tynne tverrstreker over det røde feltet. Det kan her dreie seg om kraftig organisk belastning med total oksygenmangel eller utslipp/produksjon av organiske stoffer med direkte giftvirkning (H₂S, NH₃, m.v.)

Når det gjelder utslipp (først og fremst fra industri) av uorganisk art, som regel i form av salter fra industribedrifter, er det betydelig vanskeligere å stille opp noe system, idet utslippets kvalitet i høy grad varierer fra industriaktivitet til industriaktivitet. Det er derfor ikke gjort noe forsøk på mer inngående inndeling i denne sammenheng, men to typer påvirkning kan henføres til følgende hovedkategorier:

Kategori I: Elve- og bekkestrekninger der det høyere organismelivet er helt eller delvis utslått på grunn av utslipp med akutt toksisk effekt (lav pH, cyanid, fenol, visse metallsalter osv.). Disse lokaliteter er markert med sorte tynne tverrstreker (jevnt før klasse IV). Biologisk status er her selvfølgelig ikke akseptabel.

Kategori II: Elve- og bekkestrekninger der utslipp av miljøgifter ikke har ført til noen direkte forandring av biologisk status, men der vi kan forvente at det skjer en markert opplagring (biokonsentrasjon, bioakkumulering) i organismene og eventuelt også oppkonsentrasjon (biomagnifikasjon) i næringskjeden av enkelte tungmetaller og/eller tungt nedbrytbare organiske miljøgifter, som over tid vil kunne medføre til biologiske skadeeffekter, konsumrestriksjoner og kostholdsråd for skalldyr og fisk m.v. Disse områder er markert med sorte prikker i fargefeltet og biologisk status vurderes her som mindre god og i enkelte tilfeller som ikke akseptabel.

Endelig er det viktig å understreke at påvirkningsgraden og forurensningssituasjonen i et vassdrag ved siden av variasjoner i utslippsmengde, også varierer med både vannføring og årstid (vanntemperatur). Ved høy vannføring når vassdraget har stor resipientkapasitet blir påvirkningen og eventuelle skadeeffekter mindre, mens selv meget små mengder av forurensning kan forårsake betydelige skadevirkninger ved ekstremt lav vannføring. Dette gjelder særlig i de mindre vassdragene. Forurensningssituasjonen et år med rikelig nedbør kan derfor være en annen enn et år med lite nedbør. En mild vinter eller spesielt varm sommer gir en annen påvirkning enn en kald osv. Videre er flere typer av påvirkning sesongbetont, og her kan vi bl.a. nevne utslipp av silopressaft. Mindre vassdrag kan f.eks. under silosesongen og umiddelbart etter ha sterkt forurensede strekninger (klasse IV), mens de i resten av året kan være lite påvirkede med til tider god økologisk status (se Mjærum 1974).

Innsjøer og tjern

Bakgrunn.

Den klassiske inndelingen for innsjøer har lenge basert seg på innsjøens produksjonsforhold, dvs. biologisk respons på næringstilførselen i forhold til innsjøens morfometri og hydrologi (Naumann 1919, Thienemann 1921, Rodhe 1969 og Brettum 1989).

Produksjonsforandringer, i første rekke masseutvikling av primærprodusenter som planteplankton, begroingsalger og høyere vegetasjon forårsaket av økende tilførsel av næringssalter (eutrofi-/øvergjødslingsutvikling) er sammen med forsurening et av de alvorligste problem for mange av våre vannforekomster. Av denne grunn er overgjødslings- og forsureningssituasjonen valgt som hovedgrunnlag for her benyttet klasseinndeling for innsjøer og tjern.

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge): Denne klasse omfatter innsjøer og tjern med biologisk status og produksjonskapasitet i samsvar med de naturgitte forhold. Vannforekomster som tilhører denne klasse kan karakteriseres som upåvirket eller lite påvirket av overgjødning og her finner vi oligotrofe, dystrofe såvel som naturlige mesotrofe innsjøer.

Innsjøer og tjern, som har blitt forsuret, er markert med brune tverrstreker. Lokalteter som blir kalket og der kalking gitt positive resultater er markert med brun-blå tverrstreker.

Klasse I-II (overgangssone): Denne klasse omfatter innsjøer og tjern, som på grunn av økt næringstilførsel har fått noe økt algeproduksjon men særlig økt forekomst av makrovegetasjon hører til denne klasse. I direkte tilknytning til utslippssteder av fekal natur er vannet i hygienisk sammenheng som regel utilfredsstillende. Fra fiskerisynspunkt er som oftest påvirkningen positiv ved at fiskproduksjonen øker. Disse vannforekomster blir karakteriseres som lite til moderat påvirket.

Klasse II (grønn farge): Denne klasse omfatter innsjøer med markert og registrerbar økning av algemengden, algeproduksjonen og/eller forekomsten av høyere vegetasjon som resultat av økt antropogen tilførsel av næringssalter (begynnende overgjødning). Planteplanktonet er forskjøvet fra naturtilstanden mot økt forekomst av kiselalger (større innsjøer) eller grønnalger (mindre innsjøer/tjern) med økt innslag av blågrønnalger som *Anabaena spp.* og *Planktothrix*. Det er videre særlig i sommerperioden nedsatt siktedyp, markert begroing "s.k. grønske" langs stredene. Oppblomstring av alger som gir lukt og smaksproblemer kan forekomme. Enkelte av disse kan også danne toksiner. I områder som er berørt av større utslipp av fekal karakter (først og fremst boligkloakk) kan vannet bli lite egnet til friluftsbading og rekreasjon og er også lite egnet som råvann for drikkevannsproduksjon. Enkelte områder kan også være betydelig belastet med organisk materiale. Overgjødningen medfører som regel til en betydelig økt fiskeproduksjon. Innsjøen eller tjernet kan karakteriseres som moderat overgjødning dvs. moderat påvirket av forurensning.

Klasse II-III (overgangssone): Innsjøer og tjern i denne klasse har en mer markert artsforskyvning mot mer eutrofiindikerende planteplanktonarter og/eller høyere vegetasjon, samt økt forekomst og dominans av karpefisk, særlig mort og brasme, hvis slike forekommer. Det er også vanlig at det til tider opptrer vannblomst av blågrønnalger samt mer markerte oppblomstringer av andre algearter.

Klasse III (gul farge): Denne klassen omfatter innsjøer og tjern som i betydelig grad er forurenset med næringssalter (overgjødning) og som har stor produksjon og forekomst av planteplankton som i større innsjøer domineres av kiselalger og blågrønnalger, og i mindre innsjøer som oftest av grønnalger (i grunne innsjøer markert utvikling av høyere vegetasjon). Av og til er det markert vannblomst og betydelig begroing langs stredene i vegetasjonsperioden. Dette fører til perioder med sterkt redusert siktedyp, markerte pH-svingninger i overflatelagene og økt belastning av organisk stoff i bunnlagene. I grunnere innsjøer med liten gjennomstrømming er oksygeninnholdet som regel betydelig redusert i de dypere områdene og i visse tilfeller kan det være oksygenmangel. Fiskeproduksjonen er stor og det er en markert artsforskyvning mot økt forekomst og dominans av karpefisk der slike forekommer. Utøvelse av fiske er vanskelig gjort bl.a. på grunn av algebegroing på fiskeredskaper (se Bengtsson 2000) og at alger fester på fiskegarn (algepåslag), tidvis lukt- og smaksforringelser av fiskekjøttet m.m.

Hygienisk vurdert er forholdene tilnærmet de samme som for klasse II. De øverste vannmassene (i grunne innsjøer hele vannmassen) er som regel i perioder lite egnet som drikkevann på grunn av algesmak, igjenntetting av filter o.l. Innsjøen eller tjernet kan karakteriseres som markert overgjødning, dvs. markert påvirket av forurensning.

Klasse III-IV (overgangssone): Forholdene er som for klasse III, men innsjøene og tjernene har et mer markert innslag av blågrønnalger og det er økt forekomst av vannblomst.

Klasse IV (rød farge): Denne klasse omfatter innsjøer og tjern med stor næringssalttilførsel og høy primærproduksjon. Planteplanktonet domineres i lange perioder av blågrønnalger og/eller når det gjelder små innsjøer også av grønnalger. Ustabile biologiske forhold med store svingninger. Betydelig vannblomst av mer næringsaltkrevende blågrønnalger er vanlig i sommerhalvåret og det kan også være markerte oppblomstringer av andre algearter som f.eks. kiselager, fureflagellater og gullalger. Disse lokaliteter har kraftig redusert siktedypet og vannet er tydelig vegetasjonsfarget. Lukt og smaksproblemer på såvel vann som fiskekjøtt kan også forekomme. Det er videre som regel store pH-variasjoner i overflatelagene. Enkelte blågrønnalger (spesielt arter tilhørende slekten *Microcystis*) opptrer ofte med giftproduserende stammer som forårsaker hudirritasjon og allergier hos mennesker.

Den organiske belastning i bunnområdene medfører sterk oksygenforbruk, og ofte (sensommer og vinter) er det anarobe (oksygenfrie) forhold i de dypere vannmasser. Det siste gjelder spesielt i innsjøer med liten gjennomstrømning. Fiskeforekomsten domineres av mindre verdifulle fiskearter (mortifisere) hvis slike forekommer. I alle fall er fiskeproduksjonen og fangstutbyttet av mer verdifulle arter som regel sterkt redusert. Til tider kan det være vond lukt og smak på fiskekjøttet. I grunnere innsjøer med lite tilsig er det ofte fiskedød i vinterhalvåret. I drikkevannssammenheng og hygienisk sett er forholdene tilsvarende som for klasse III, men sterkere markert. Forholdene for bading og rekreasjon er høyst utilfredsstillende. Innsjøen kan karakteriseres som sterkt overgjødset (eutrofiert), dvs. sterkt påvirket av næringssaltforurensning.

PLANTEPLANKTON SOM INDIKATOR PÅ TROFINIVÅ I INNSJØER.

Generelt

Planteplankton i innsjøer, tjern og dammer består av små, frittlevende alger (primær-produsenter) som vanligvis reagerer raskt på miljøendringer i vannmassene. Små forandringer i tilført mengde biologisk tilgjengelige næringsstoffer vil derfor raskt kunne gi signifikante endringer i planktonsamfunnet. Planktonalgens artssammensetning, biomasse og årssuksesjon gir derfor god informasjon om innsjøens næringsstatus og eventuelle utvikling over tid. Utpreget eutrofi resp. oligotrofi kan derfor som regel enkelt registreres ut fra indikatorarter med hjelp av bare en planteplanktonprøve tatt midt i vekstsesongen, dvs. i den høyproduktive tiden (Tikkanen og Willen 1992).

Vurderingsnorm

Brettum (1989) og Tikkanen og Willen (1992) har utarbeidet oversikt over indikatorarter. Videre presenterer Brettum (1989) og Heinonen (1980) følgende biomassetall (algemengder) gitt som våtvekt:

	Brettum (1989)	Heinonen (1980)
Ultraoligotrofe innsjøer	< 0,2 gram/m ³	< 0,2 gram/m ³
Oligotrofe innsjøer	0,2 – 0,7 gram/m ³	0,21 – 0,50 gram/m ³
Oligomesotrofe innsjøer	0,7 – 1,2 gram/m ³	0,51 – 1,00 gram/m ³
Mesotrofe innsjøer	1,2 – 3,0 gram/m ³	1,01 – 2,50 gram/m ³
Eutrofe innsjøer	3,0 – 5,0 gram/m ³	2,51 – 10,00 gram/m ³
Polyeutrofe innsjøer	5,0 – 10,0 gram/m ³	-----
Hypereutrofe innsjøer	> 10,0 gram/m ³	> 10,00 gram/m ³

FORSURING.

Forsuringssituasjonen i elver og bekker er vurdert ved bruk av fastsittende alger og makrobunndyr som indikator etter metode gitt av Lindstrøm (1992) og Bækken et al. (1999).

VURDERINGSGRUNNLAG FOR KREPSDYRPLANKTONBIOMASSE.

Klassifisering av biomasse for krepsdyrplankton er utarbeidet av Jarl Eivind Løvik på NIVA og vurderingen er basert på beregnet midlere biomasse uttrykt som gram tørrvekt og gram våtvekt per m² i vegetasjonsperioden (mai/juni – oktober). Vurderingen og klassifiseringen bygger på foreliggende resultater fra innsjøer i Østlandsområdet. Videre at tørrvekten utgjør 10 % av våtvekten.

Svært høy	> 2,00	gram tørrvekt/m ²	> 20	gram våtvekt/m ²
Høy	1,01 – 2,00	gram tørrvekt/m ²	10,1 – 20	gram våtvekt/m ²
Middels	0,51 - 1,00	gram tørrvekt/m ²	5,1 – 10	gram våtvekt/m ²
Lav	0,26 – 0,50	gram tørrvekt/m ²	2,5 – 5,0	gram våtvekt/m ²
Svært lav	< 0,25	gram tørrvekt/m ²	< 2,5	gram våtvekt/m ²

VURDERING AV PREDASJONSPÅVIRKNING PÅ KREPSDYRPLANKTON FRA FISK.

Planktonspisende fisk kan ha klart strukturerende/modifiserende påvirkning på en innsjø krepsdyrplankton og til dels også på hjuldyrene. Rike bestander av planktonspisende fisk gir økt predasjonspress og herved økt påvirkning. Predasjonspresset i de fri vannmasser i innsjøer og tjern blir her vurdert etter klassifiseringssystem utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA. (se Løvik i Kjellberg et al. 1999). Løvik's klassifiseringssystem tar utgangspunkt i middellengden av voksne eggbærende hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* på sensommeren eller høsten. At vi velger sensommer og høst skyldes at vi da også får med eventuelle effekter av predasjon fra årsyngel av fisk (dvs 0 + fisken). Økt predasjonspress gir minket middellengde og overgang mot dominans av mer småvokste arter og/eller at enkelte større arter blir borte. Det siste gjelder også storvokste hoppekreps og enkelte andre vannlopper som f. eks. gelekreps. Klassifiseringssystemet er bygd på antagelsen om at det i innsjøer med forekomst av planktonspisende fisk det først og fremst er predasjon fra fisk som er avgjørende faktor for middellengden av voksne individer hos de to grupper vannlopper. Dette gjelder særlig for *Daphnia spp.* som i vurderingssystemet blir benyttet som ”styrende” parametre. Klassifiseringssystemet er gitt på neste side.

Klassifiseringssystem for bedømmelse av predasjonspåvirkning på krepsdyrplankton fra fisk. Klassifiseringssystemet er utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA. (se Løvik i Kjellberg et al. 1999).

Fiskepredasjonsklasse	<i>Daphnia spp.</i>	<i>Bosmina spp.</i>
I Liten	> 1,7 m.m.	> 0,84 m.m.
II Moderat	1,5 – 1,7 m.m.	0,74 – 0,84 m.m.
III Markert	1,2 – 1,5 m.m.	0,58 – 0,74 m.m.
IV Sterk	1,0 – 1,2 m.m.	0,48 – 0,58 m.m.
V Meget sterk	< 1,0 m.m.	< 0,48 m.m.

LITTERATUR.

- Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT- veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s.
- Bengtsson, R. 2000. Alger som fastnar på fisknät i Vänern och Mälaren. Vänerens vattenvårdförbund. Rapport nr 14. 2000. 34 s.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapp., løpenr. 2344. 111 s.
- Bækken, T., G. Kjellberg, og A. Linløkken. 1999. Overvåking av bunndyr i grensekryssende vassdrag i Østlandsområdet i forbindelse med vassdragskalking. Samlerapport for undersøkelsene i 1995, 1996 og 1997. DN-notat 1999-2. 55 s.
- Fjerdingsstad, E. 1960. Forurensning af vandløp biologisk bedømt. Nordisk Hygienisk Tidsskrift. Vol. XLI, s. 149-196.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 37, 1-91.
- Holtan, H. og D.S. Rosland. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr. 92:06. TA-905/1992.
- Kjellberg, G., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysil-elva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.
- Kjellberg, G., O. Hegge, E-A. Lindstrøm og J. E. Løvik. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1998. NIVA-rapp. Løpenr. 4022-99. 88 s.
- Lindstrøm, E-A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. NIVA-rapp., løpenr. 2805. 49 s.
- Mjærum, E. 1974. Forurensninger i et landbruksområde, Ringsaker kommune, Hedmark. Årsrapport 1974. Fremdriftsrapport nr. 6. Rapport fra Norges Landbrukshøgskole. 80 s.
- Nauman, E. 1919. Några synpunkter ang. Limnoplanktons ökologi. Svensk Botanisk Tidsskrift. 13: 129-163.
- Stjerna-Pooth, I. 1978. Undersökning av benthos och vattnets kvalitet i sjöar och rinnande vatten. Statens Naturvårdsverk. Lund 1978. 78 s.
- Thienemann, A. 1921. Seentypen. Sonderabdruck aus die Naturwissenschaften 9. Rodhe, W. 1969. Crystallization of Eutrophication Concepts in Northern Europe. S 50-64 i: Eutrofication: Causes, Consequences, Correctives. Proceedings of a Symposium. Washington (National Academy of Sciences). 661 s.
- Tikkanen, T. og T. Willen. 1992. Växtplanktonflora. Naturvårdsverket Förlag. ISBN 91-620-1115-4. 280 s.