



RAPPORT LNR 4681-2006

Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune

Årsrapport 2002



Sjusjøen

Foto: Ole Roger Strandbakke

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	Akvaplan-NIVA A/S 9015 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
---	---	--	---	---

Tittel Tiltaksorientert overvåkning av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 2002.	Løpenr. (for bestilling) 4681-2006	Dato mars 2006
	Prosjektnr. Undernr. 0-21964	Sider Pris 90
Forfatter(e) Gøsta Kjellberg	Fagområde Eutrofiering og biologisk mangfold	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hedmark	Trykket NIVA

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

Ringsaker kommune har f.o.m. 1997 et kommunalt overvåkingsprogram for sine vassdrag. I 2002 ble det foretatt kjemiske og biologiske undersøkelser i Kroksjøen, Sjusjøen, Grunna og Ljøsvann. Videre ble det utført biologiske feltobservasjoner i følgende ni (9) bekker: Ulvenbekken/Bausbekken, Harbybekken/Øksnbekken, Smedstadbekken, Evjua, Steinbekken, Lille Ringsakerbekken, Gaupa, Skredholsbekken og Kroksrubbekken som alle renner til Mjøsa.

Kroksjøen, Sjusjøen, Ljøsvann og til dels Grunna var overgjødset og hadde høyere konsentrasjoner av næringsalter og større tetthet og mengde (biomasse) av planteplankton enn forventet naturtilstand. Sjusjøen og Ljøsvann ble vurdert som middels næringsrike (mesotrofe), Kroksjøen som noe næringsrik (oligomesotrof) mens Grunna ble vurdert som næringsfattig (oligotrof). Sammenlignet med undersøkelser som ble foretatt i 1990-tallet så var det små forandringer i Kroksjøen, Sjusjøen og Grunna, mens Ljøsvann var mindre påvirket av overgjødning i 2002 Sammenlignet med forholdene i 1999.

Unntatt Evjua så ble det ikke påvist bekestrekninger som var direkte forurenset. Dvs. strekninger med synlig heterotrof begroing og/eller med masseforekomst av næringsaltkrevende fastsittende alger. I Evjua var en strekningen på ca 200 meter nedstrøms den gamle søppelplassen i Tandeskogen sterkt påvirket av jernbakterier og jernoker. Samtlige bekker var likevel mer eller mindre overgjødset samt negativt påvirket av sand og jordpartikler. Flere tjern som ligger i bekkens nedbørfelt var markert overgjødset. Sammenlignet med tidligere undersøkelser fra 1998 så var det små forandringer i Ulvenbekken, Harbybekken, Steinbekken, Gaupa og Skredholsbekken. L. Ringsakerbekken hadde blitt mer påvirket av forurensninger, mens det var forbedringer i Smedstadbekken, Evjua og Kroksrubbekken. Resipientkapasiteten var klart overskredet i Evjua og L. Ringsakerbekken.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Vassdragsovervåkning	1. Water quality monitoring
2. Ringsaker kommune	2. Ringsaker community
3. Vannkjemi og biologiske forhold	3. Water chemistry and biological condition
4. Resipientkapasitet	4. Resipient capacity



Gøsta Kjellberg
Prosjektleder



Tone Jøran Oredalen
Forskningsleder



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

0-21964

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

Årsrapport for 2002

Saksbehandler: Gösta Kjellberg
Medarbeidere: Pål Brettum
Mette-Gun Nordheim
Ole Fredrik Dæhli
Roy-Erik Gustafsson
Øyvind Holmen
Jan Inge Nordheim
Ole Roger Strandbakke

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 fra Teknisk Etat i Ringsaker kommune årlig vurdert forurensningsgrad og biologisk status i noen utvalgte vannforekomster.

I 2002 har overvåkingen omfattet kjemiske og biologiske undersøkelser i fire innsjøer. Videre ble det foretatt biologiske feltobservasjoner i ni (9) større bekker som renner til Mjøsa. Feltobservasjonene inkluderer også åtte (8) små tjern som ligger i bekkenes nedbørsfelter.

Oppdraget ble kontraktfestet 2. april 2002. Prosjektet administreres og finansieres av Teknisk Etat i Ringsaker kommune /v Per Even Johansen. I 2002 var Johansen kommunens kontaktperson, mens det i 2003 var Jonas Myre som var kommunens kontaktperson. Gösta Kjellberg ved NIVAs Østlandsavdeling var prosjektleder og kontaktperson ved NIVA.

Feltarbeidet i innsjøene ble utført av G. Kjellberg, Øyvind Holmen og Jan Inge Nordheim. Pål Brettum (NIVA, Oslo) har bearbeidet planteplanktonmaterialet og G. Kjellberg har bearbeidet dyreplanktonet. De vannkjemiske analysene er utført av Lab-Nett A/S på Hamar. Båt ved Grunna ble stilt til vår disposisjon av hytteeier Augen Rognstad.

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

Odd Sæther ved Mesna Kraftselskap har bidratt med morfometriske data fra Kroksjøen, Sjusjøen, og Ljøsvann.

Ole Roger Strandbakke ved Ringsaker kommune har bidratt med informasjon om geologiske forhold (bergrunn og løsmasser) samt potensielle og vedvarende forurensningskilder. Videre har Strandbakke og Per Olav Tøraasen samt Roy-Erik Gustafsson (ansvarsområde avløp fra spredt bebyggelse) og Ole Fredrik Dæhli (landbruksetaten) ved Ringsaker kommune gått igjennom et utkast til her framlagte rapport.

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

Rapporten er kvalitetssikret av forskningsleder Tone Jøran Oredalen og prosjektdirektør Øyvind Sørensen ved NIVA, Oslo.

Prosjektleder vil takke alle for godt samarbeid.

Ottestad mars 2006



Gösta Kjellberg

Innhold

Sammendrag	7
1. INNLEDNING	11
1.1 Bakgrunn og hensikt	11
1.2 Miljøkvalitetsmål og miljøkvalitetsnormer	11
1.3 Utførte undersøkelser	12
1.3.1 Bekker og tilhørende tjern	12
1.3.2 Innsjøer	12
2. MATERIALE OG METODER	14
2.1 Biologiske feltobservasjoner i bekker	14
2.2 Tidligere undersøkelser i bekker	16
2.3 Prøvetaking i innsjøer	19
2.4 Tidligere undersøkelser i Kroksjøen	20
2.5 Tidligere undersøkelser i Sjusjøen	20
2.6 Tidligere undersøkelser i Grunna	21
2.7 Tidligere undersøkelser i Ljøsvann	21
3. RESULTATER, KOMMENTARER OG TILRÅDNINGER	22
3.1 Biologiske feltobservasjoner i bekker	22
3.1.1 Ulvenbekken/Bausbekken	22
3.1.2 Harbybekken/Øksnbekken	24
3.1.3 Smedstadbekken	27
3.1.4 Evjua	29
3.1.5 Steinbekken	32
3.1.6 Lille Ringsakerbekken	34
3.1.7 Gaupa	37
3.1.8 Skredholsbekken	39
3.1.9 Kroksrudbekken	42
3.1.10 Aktuelle tiltak og tilrådinger for å bedre forholdene i bekkene.	45
3.2 Vannkvalitet og biologiske forhold i innsjøer	46
3.2.1 Kroksjøen (882 m.o.h.)	46
3.2.2 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1999 til 2002.	50
3.2.3 Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål	50
3.2.4 Aktuelle tiltak og tilrådinger	50
3.2.5 Sjusjøen (809 m.o.h.)	51
3.2.6 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1999 til 2001.	55
3.2.7 Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål	55
3.2.8 Aktuelle tiltak og tilrådinger	55
3.2.9 Grunna (793 m.o.h.)	56
3.2.10 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1997 til 2001.	60
3.2.11 Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål	60
3.2.12 Aktuelle tiltak og tilrådinger	60

3.2.13 Ljøsvann (818 m.o.h.)	61
3.2.14 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1999 til 2002.	65
3.2.15 Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål	65
3.2.16 Aktuelle tiltak og tilrådinger	65
4. LITTERATUR.	67
5. VEDLEGG	69
Vedlegg A. Siktedyp, vannfarge og kjemiske analyseresultater	70
Vedlegg B. : Planteplankton	71
Vedlegg C. : Dyreplakton	79
6. APPENDIX.	83

Sammendrag

Ringsaker kommune har f.o.m. 1997 i forbindelse med kommunal vann og avløpsplan startet opp et kommunalt overvåkingsprogram for sine vassdrag. Overvåkingen skjer årlig etter et rullerende program. Hensikten med overvåkingen, som skal være tiltaksorientert, er å kartlegge forurensningssituasjonen og biologisk 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 nasjonale miljøkvalitetsmål som er fastsatt. Overvåkingen skal også gi råd om aktuelle tiltak og gi tilrådingen for å bedre, eventuelt hindre en forringelse av vannkvaliteten i vassdragene.

Kommunalt miljøkvalitetsmålet 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 kommunen mest mulig ønsker å bevare naturgitt vannkvalitet, biologisk mangfold og produksjonsevne i sine vassdrag. Dette gjelder særlig Mjøsa, Næra, Nord- og Sør-Mesna samt innsjøene på fjellet. Vannkvaliteten skal her være egnet for friluftsbad og rekreasjon (bl.a. barnelek), fritidsfiske og jordvanning. Der en tar ut råvann til drikkevann må kravene til vannkvaliteten skjerpes. En noe til moderat påvirkning av næringssalter (oligomesotrofe forhold) kan likevel aksepteres i enkelte av de innsjøer og tjern som ligger i lavlandet og som i hovedsak benyttes til fiske eller der det er et rikt fugleliv ("kulturlandskapsinnsjøer" og verneverdige fuglelokaliteter).

Kommunalt miljøkvalitetsmål for 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 eller mest mulig bli reetablert i de vassdrag som fortsatt benyttes eller tidligere ble brukt som rekrutteringslokaliteter for disse fiskeartene (se også "Forslag til forvaltningsplan for størret" (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 hovedløpet i elvene (Åsta, Fjellelva, Mesna, 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 og at kantvegetasjonen mest mulig kan opprettholdes som viltbiotoper og viltkorridorer.

I 2002 ble det utført kjemiske og biologiske undersøkelser i Kroksjøen, Sjusjøen, Grunna og Ljøsvann. Videre ble det foretatt biologiske feltobservasjoner i ni (9) bekker som alle renner til Mjøsa. Disse er fra nord til syd Ulvenbekken/Bausbekken, Harbybekken/Øksenbekken, Smedstadbekken, Evjua, Steinbekken, Lille Ringsakerbekken, Gaupa, Skredholsbekken og Kroksrudbekken. Feltobservasjonene inkluderer også åtte (8) små tjern som ligger i bekkens nedbørsfelter.

I Kroksjøen, Sjusjøen, Grunna og Ljøsvann ble det tatt ut prøver i perioden juli - september, mens undersøkelsene i bekkene ble foretatt 8. - 10. juli. Bekkene hadde da middels vannføring. Bekkene hadde forholdsvis høy vannføring og innsjøene, og særlig tjernene, forholdsvis stor gjennomstrømming av vann stort sett hele forsommeren i 2002. De utførte undersøkelsene gir derfor et noe mer gunstig bilde av forurensningssituasjonen i bekkene, men sannsynligvis også i innsjøene og tjernene enn om undersøkelsen hadde blitt utført i en periode med lav vannføring (se kap. 2.1).

De viktigste resultater kan oppsummeres som følger:

Innsjøer

- **Kroksjøen**, som tilføres vann fra fjellområder i Ringsakerfjellet der det finnes et stort antall hytter og enkelte setrer, var påvirket av næringssaltforurensning. På sommeren er det også mye beitedyr i området. Innsjøen ble vurdert som noe til moderat overgjødslet (oligomesotrof tilstand) og hadde klart høyere konsentrasjon av næringssalter og planteplankton enn forventet naturtilstand. Den biologiske tilstand ble vurdert som mindre god. Det er ønskelig at tilførselen av næringssalter (spes. fosfor) blir redusert da resipientkapasiteten i Kroksjøen var overskredet, og foreliggende biologiske tilstand ikke var i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- **Sjusjøen**, som tilføres vann fra skog og fjellområder der det finnes turistbedrifter, store hytteområder, enkelte setrer og på sommeren også mye beitedyr, var synlig påvirket av overgjødning. Innsjøen ble vurdert som moderat overgjødslet (mesotrof tilstand) og hadde klart høyere konsentrasjon av næringssalter og større tetthet av planteplankton enn forventet naturtilstand. Den biologiske tilstand ble vurdert som mindre god. Det er ønskelig at tilførselen av næringssalter (særlig fosfor) blir redusert da resipientkapasiteten var overskredet, og foreliggende biologiske tilstand ikke var i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- **Grunna**, som ligger i Ringsakerfjellet, tilføres vann fra store myrområder samt fra deler av Grunnåsen og Ljøsheim hytteområder. På sommeren er det også mye beitedyr i området. Innsjøen var noe overgjødslet og hadde høyere konsentrasjon av næringssalter og planteplankton enn forventet naturtilstand. Grunna kan fortsatt betraktes som en næringsfattig (oligotrof) innsjø med god biologisk tilstand. Tilførselen av næringssalter (spes. fosfor) må dog ikke øke da resipientkapasiteten raskt kan bli overskredet.
- **Ljøsvann**, som ligger i Ringsakerfjellet, tilføres vann fra Ljøsheim hytteområde. På sommeren er det også mye beitedyr i området. Innsjøen var synlig overgjødslet (mesotrof til nær eutrof tilstand) og hadde klart høyere konsentrasjon av næringssalter og større tetthet av planteplankton enn forventet naturtilstand. Den biologiske tilstand ble vurdert som dårlig og var ikke i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Tilførselen av næringssalter (særlig fosfor) må derfor reduseres om ønsket miljøkvalitetsmål skal oppnås. Det er også viktig for vannkvaliteten i sør-Mesna at næringssaltforurensningen i Ljøsvann blir redusert mest mulig (se overvåkingsrapporten for 2001 (Kjellberg 2006)). Videre er det ønskelig at en ved fortynningsfiske reduserer eller helst fjerner abborbestanden. Da en herved kan minske beitetrykket på dyreplanktonet.

Bekker som renner til Mjøsa

- **Ulvenbekken/Bausbakkens** øvre løp var lite påvirket av forurensning og hadde rentvannsforhold, mens bekkens nedre del var noe overgjødslet samt forurenset av jordpartikler og sand. Vassdragets biologiske tilstand ble vurdert som god og var stort sett i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- **Harbybekken/Øksenbekken** var noe overgjødslet samt noe påvirket av jordpartikler og sand. Vi vurderte vassdragets biologiske tilstand som god og stort sett i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- **Smestadbekkens** øvre og nedre løp var litt eller moderat overgjødslet. Videre var enkelte lokaliteter i bekkens øvre del markert forurenset av jordpartikler og sand. Vassdragets biologiske tilstand ble likevel vurdert som god og stort sett i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Det er likevel ønskelig at forurensningstilførselen i bekkens øvre del blir begrenset ytterligere.

- **Evjuas** øvre løp var lite påvirket av forurensning og hadde rentvannskarakter. Nedstrøms den gamle fyllplassen i Tandeskogen var bekken markert påvirket av jernbakterier og jernoker. Bekkens nedre del var påvirket av næringssaltforurensning og i selve utløpet var bekken også påvirket av lettnekbrytbart organisk stoff. Vassdragets biologiske tilstand ble vurdert som dårlig, dvs at Evjua på enkelte strekninger ikke hadde akseptabel biologisk tilstand i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Utsiget av særlig jernforbindelser fra den gamle fyllplassen til bekken bør derfor reduseres. Det er også nødvendig å ytterligere redusere forurensningstilførselen (kloakken) til bekkens nederste del.
- **Steinbekken** var noe eller moderat overgjødset. På enkelte steder var bekken også markert forurenset av jordpartikler og sand. Vassdragets biologiske tilstand ble vurdert som mindre god, men var likevel akseptabel og stort sett i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- **Lille Ringsakerbekkens** øvre løp var moderat til markert påvirket av næringssaltforurensning. Sjøheimputten og Eriksrudtjernet var markert overgjødset. Her var bekken også noe påvirket av lettnekbrytbar organisk stoff. Bekkens nedre del var moderat eller lite til moderat overgjødset. Videre var bekken på enkelte steder markert forurenset av jordpartikler og sand. Vassdragets biologiske tilstand ble vurdert som dårlig, dvs. at det på enkelte strekninger ikke var akseptabel biologisk tilstand i forhold til fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Det er påkrevet at forurensningen til den øvre del av bekken ytterligere begrenses.
- **Gaupas** øvre del samt den aller nederste delen var moderat overgjødset. Sautjernet og Herramstjernet var markert og synlig overgjødset. For øvrig var bekken lite eller noe påvirket av næringssaltforurensning. Bekken var på lange strekninger markert påvirket av jordpartikler og sand. Vassdragets biologiske tilstand ble likevel vurdert som god og stort sett i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Det er dog ønskelig at tilførselen av forurensninger (særlig fosfor) reduseres mest mulig i vassdragets øvre del.
- **Skredsholbekkens** øvre del var moderat overgjødset, og Skredholsjernet var markert overgjødset. Bekkens nedre del var noe overgjødset. Videre var deler av bekken markert påvirket av jordpartikler og sand. Vassdragets biologiske tilstand ble vurdert som moderat og for Skredholtjernet som dårlig. Unntatt Skredholtjernet så hadde Skredsholbekken stort sett akseptabel miljøkvalitet i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Forurensningstilførselen til bekkens øvre del inkl. Skredsholstjernet bør dog ytterligere reduseres.
- **Kroksrudbekkens** øvre løp var moderat overgjødset, mens Steinsrudtjernet og et lite tjern nedstrøms Steinsrudtjernet var markert og synlig overgjødset. Nedre del av bekken var noe reinere og ble klassifisert som litt overgjødset. Enkelte bekestrekninger var også markert påvirket av jordpartikler og sand. Vassdragets biologiske tilstand ble vurdert som mindre god, men likevel som akseptabel og stort sett i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Unntak var Stiensrudtjernet og det lille tjernet nedstrøms som hadde dårlig miljøkvalitet p.g.a. overgjødsling.

Aktuelle tiltak og tilrådingar

De kjemiske og biologiske undersøkelserne i Kroksjøen, Sjusjøen, Ljøsvann og til dels også i Grunna samt de biologiske feltobservasjonene i bekker og tjern viste at det var forurensningsproblemer og ikke akseptabel biologisk tilstand i Kroksjøen, Sjusjøen og særlig i Ljøsvann som var synlig overgjødset. Grunna hadde akseptabel biologisk tilstand, men tilførselen av næringsalter (særlig fosfor) må ikke øke. Videre var det lite ønskede forhold langs enkelte bekketrekkninger. Hovedproblemet i bekkene var at enkelte strekkninger var overgjødset, og herved hadde uønsket stor forekomst av næringssaltkrevende fastsittende tråformete alger samt på enkelte lokaliteter også uønsket stor forekomst av vannplanter. Videre var de negativt påvirket av tilførsler av jordpartikler og sand.

Skal de lokaliteter som var påvirket av forurensning kunne nå akseptabel vannkvalitet og ønsket biologiske mangfold i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål er det nødvendig at forurensningstilførselen ytterligere blir redusert, 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 opprettholdes. Dvs. at bl.a. fisk kan overleve og at vassdragene kan brukes til rekreasjon (bl.a. barnelek), fritidsfiske, friluftsbad, resipient og jordvanning.

Det er derfor viktig at det foretas effektivt vedlikeholds- og saneringsarbeid og kontinuerlig utføres forbedringstiltak av de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i de aktuelle nedbørsfelt. Videre må en utføre tiltak som kan redusere utvasking av jordpartikler og sand fra dyrket mark (jorderosjonen) og veier. Det er viktig at mjøsørreten og mjøsharren kan komme opp til sine tidligere gyteplasser. Eksisterende vandringshinder for disse fisker bør derfor fjernes. Behov for biotopforbedringstiltak og fjerning av vandringshinder for fisk bør også klarlegges der det blitt foretatt menneskelige inngrep i vassdragene.

Kalkingen av Grunna og Ljøsvann bør sannsynligvis fortsette, men da etter behovsvurdering. Det er også viktig at en bruker kalk med lavt fosforinnhold.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn og hensikt

Ringsaker kommune har f.o.m. 1997 i forbindelse med kommunal plan for vann og avløp 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 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 Mjøundersøkelsen. Hensikten med den kommunale overvåkingen er at:

- Den skal klarlegge tilstand og grad av forurensning i kommunens innsjøer, tjern, elver og større 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, naturgitt produksjonsevne og urørt natur (bl.a. kantsoner). Brukerinteresser, som friluftsliv, rekreasjon (bl.a. barnelek), friluftsbad, fritidsfiske, jordvanning og rekrutteringsmuligheter for mjøsharr og mjøsørret samt bevaring av stedegne ørretstammer, er prioriterte områder i kommunens vassdrag.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for de bekker som benyttes til resipienter og/eller avvanner jordbruksområder og bebyggelse innebær 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 (bl.a. barnelek). Bekkene skal også brukes som resipienter for diffus forurensningstilførsel og i enkelte tilfeller også som mottaker av rensset avløpsvann (Dælibekken og Vesleelva).

I skogs- og fjellbekker samt i elvenes hovedløp (Åsta, Fjellelva, Mesna, 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 (se Kjellberg et al. 1999).

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 overgjødning (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 om de ikke har fisk også stor forekomst av amfibier. Som eksempel på "kulturlandskapsinnsjøer" kan vi 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 og små tjern og vanningsdammer som er fisketomme 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 blitt utarbeidet av DN og SFT (1997).

1.3 Utførte undersøkelser

1.3.1 Bekker og tilhørende tjern

I 2002 har NIVA foretatt biologiske feltobservasjoner i følgende ni (9) bekker: Ulvenbekken/Bausbekken (inkl. Persvetj.), Harbybekken/Øksenbekken, Smestadbekken, Evjua, Steinbekken, Lille Ringsakerbekken (inkl. to mindre tjern), Gaupa (inkl. Sautjernet og Herraustjernet), Skredholbekken (inkl. Skredholtj.) og Krokrudbekken (inkl. Steinsrudtjernet og et mindre tjern). Feltobservasjonene ble foretatt 8. - 10. juli da det var middels vannføring i bekkene. De undersøkte bekker hadde forholdsvis høy vannføring og tjernene stor gjennomstrømmning av vann hele forsommer 2002. 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. 2.1).

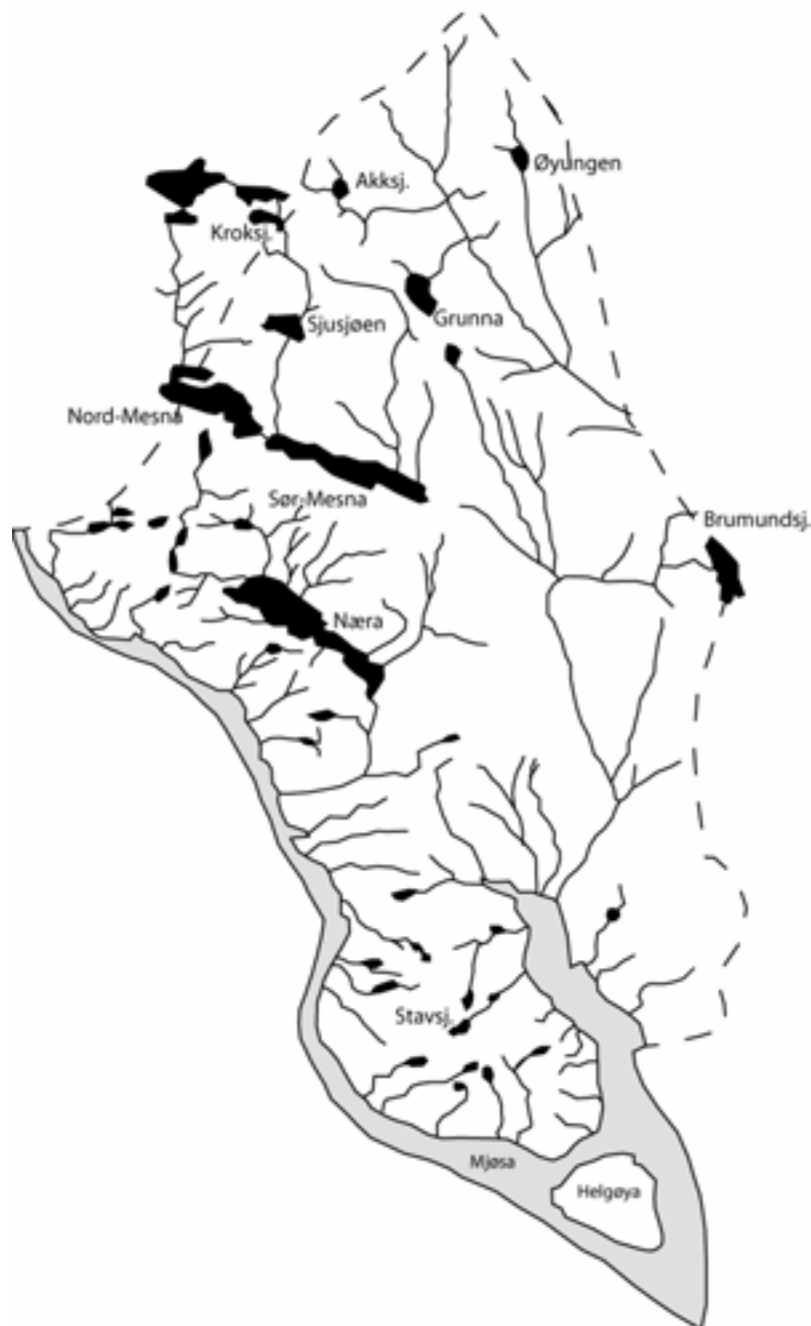
Hensikten med de biologiske feltobservasjonene i 2002 var å vurdere biologisk tilstand samt kartlegge grad av forurensning i de nevnte bekker. Videre om mulig å identifisere lokale forurensningskilder. Vassdragenes resipientkapasitet skulle også vurderes og det skulle skisseres tiltak og gis tilrådinger 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 2002 ble det foretatt kjemiske og biologiske undersøkelser i Kroksjøen, Sjusjøen, Grunna og Ljøsvann. Her ble det tatt prøver i juli, august og september ved en prøvetakingsstasjon som var i samsvar med de stasjoner som blitt brukt ved tidligere undersøkelser. Prøvene ble i alle innsjøene tatt ved følgende tidspunkter: 19. juli, 21. august og 20. september. De kjemiske prøvene er analysert for pH, alkalitet, konduktivitet, fargetall, fosfor, nitrogen, total organisk

karbon og total klorofyll a . På den biologiske siden 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 hele forsommeren i 2002 bidrog til at innsjøene hadde økt resipientkapasitet p.g.a. mindre oppholdstid for vannet i innsjøene og større tilførsel av humusstoffer i denne tidsperiode. Humus bidrar til å minke biotilgjengeligheten av fosfor og reduserer lystilgangen (se Rognerud 1989 og Meili 1992). Undersøkelsene gir derfor sannsynligvis et mer gunstig bilde av forurensningssituasjonen i de undersøkte innsjøer enn om undersøkelsen var blitt utført i en sommer med mindre nedbør og herved mindre gjennomstrømning av vann og mindre innhold av humusstoffer på forsommeren.



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 2002 er vist i figur 2.

2.1 Biologiske feltobservasjoner i bekker

De biologiske feltobservasjonene 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. 1999). 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). De kriterier som blir brukt ved vurdering av forurensningsgrad og biologisk status 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 lokalbetiget forurensning tydeligst, samt at kilder til denne forurensning da er lettest å identifisere og kartfeste. Unntak er påvirkning av sur nedbør som her på Østlandet som regel har størst effekt ved høy vannføring (surstøt) (se Bækken et al. 1999).

Ved de biologiske befaringene bedømmer en biologisk kyndig forsker forhold som biologisk tilstand, forurensningsgrad og til dels vannkvalitet, ut fra feltobservasjoner av begroingsorganismer (sopp, bakterier, ciliater, fastsittende alger og vannmoser), vannplanter (makrovegetasjon) og makrobunndyr. Vi 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 vannplanter og planteplanktonarter samt mengden/tetthet av disse. Om nødvendig tar vi biologiske prøver for videre analyse i laboratoriet. Kunnskap om forekomst av "røddlistearter" (utrydningstruede arter) inkluderes også i vurderingene.

Avvik fra naturtilstanden (lite eller ikke påvirket referanselokalitet) eller forventet naturtilstand er viktige kriterier når vi skal vurdere og fastsette påvirknings- og forurensningsgrad samt vurdere økologisk status (Bratli 1995). Med forventet naturtilstand menes ifølge DN og SFT (Hauan og Sørset 1997) den økologiske status (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 biologisk tilstand. 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. økologisk status som er lik eller tilnærmet lik forventet naturtilstand (se SFT's "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 vassdragene i Ringsaker kommune. Dvs. at vannforekomsten som utgangspunkt bør ha en økologisk status (vannkjemi og biologisk tilstand) i nært samsvar med forventet naturtilstand.

Miljøkvalitet bedømmer vi ut fra en samlet vurdering av vannkvalitet, biologiske forhold og forurensningssituasjon tilnærmet normative beskrivelse av økologisk status i EUs rammedirektiv for vannressurser (Qvortrup 2000). Vi har i overvåkingsprosjekt for Ringsaker benyttet oss av følgende kategorier:

1. Høy/god miljøkvalitet. (om lokaliteten er spesielt verdifull og har spesielt verneverdige arter benyttes "Høy kvalitet").
2. Mindre god miljøkvalitet. (disse lokaliteter er noe påvirket av menneskelige aktiviteter, men har likevel stort sett akseptable forhold).
3. Ikke akseptabel miljøkvalitet (kategori 3 tilsvarer EU's normative beskrivelse av dårlig og meget dårlig økologisk status).

For at resultatene skal bli oversiktlige og praktisk anvendbare benytter vi fire biologisk relaterte vannkvalitetsklasser (klasse I til klasse IV, se tabell 1 og appendix) for å karakterisere biologisk og til dels økologisk status (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 næringssalter (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 status i vassdraget.

De ulike klasser og overgangssoner blir markert med farger på et kart slik at forurensningssituasjonen generelt kan visualiseres, se figur 3 -12 i denne rapporten. 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 Kjellberg og medarbeidere (1985) samt appendix bak i rapporten.

Som operativ målsetting for å skille mellom akseptabel og ikke akseptabel tilstand, 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 biologisk tilstand.
Bekker som renner gjennom tett bebygde strøk som boligfelter og minitettsteder.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. God og mindre god biologisk tilstand.
Bekker og små elver som blir benyttet som resipienter for renseanlegg.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. God og mindre god biologisk tilstand.
Bekker i skogsområder (s.k. "skogsbekker") som er lite påvirket av forurensninger.	Overgangssone I-II (blågrønn markering) eller bedre. God biologisk tilstand.
Hovedvassdraget i større elver.	Overgangssone I-II (blågrønn markering)

	eller bedre. God biologisk tilstand.
Innsjøer og tjern i kulturlandskapet.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. Dvs. god og mindre god biologisk tilstand.
Større innsjøer samt innsjøer og tjern i fjell- og skogområder.	Overgangssone I-II (blågrønn markering) eller bedre. Dvs. god biologisk tilstand.

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, i bekker som avvanner jordbruksområder og/eller områder med spredt bosetting og/eller tettsteder samt i små vassdrag som blir benyttet som resipienter fra renseanlegg, mens klasse II-III (grønn gul markering) og klassene over anses som ikke akseptabel miljøtilstand. Dette medfører at naturgitt biodiversitet stort sett kan bli oppretholdt 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). 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 elvenes hovedløp der fortynningsevnen 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 miljøkvaliteten ikke er i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål (se også kap. 1.1 Bakgrunn og Hensikt).

2.2 Tidligere undersøkelser i bekker

Ulvenbekken/Bausbekken ble undersøkt av NIVA i august 1998 (Kjellberg 1999). Bekkens øvre del inkl. Persvetjernet var da lite forurensningspåvirket (Forurensningsklasse I). Den nedre delen av bekken var noe mer belastet og her ble bekken bedømt som lite til moderat forurensningspåvirket (Forurensningsklasse I-II). Videre var bekkens nedre del påvirket av jordpartikler og sand som dekket bunnen i de større kulper. Det ble ikke registrert noe synlig og sjenerende heterotrof begroing, og biologisk tilstand i bekken var i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

Harbybekken/Øksnbekken har blitt undersøkt av NIVA i august 1998. (Kjellberg 1999). Bekkens øvre del var da klart påvirket av forurensning og det var tydelige tegn på at forholdene hadde vært dårligere i tiden like før vi kom dit. Sannsynligvis var det utsig av silopressaft som skapt problemer. Bekken var her også i stor grad tilslammet av jord- og siltpartikler. Bekken ble her bedømt som moderat forurensningspåvirket (Forurensningsklasse II). Lengre ned var forholdene bedre og bekkens nederste del var lite forurenset (Forurensningsklasse I). Miljøkvaliteten var stort sett akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

Smestadbekken har blitt undersøkt av NIVA i august 1998. (Kjellberg 1999). Bekkens øverste del var da moderat påvirket av i første rekke næringssalter og jordpartikler og ble betegnet som moderat forurenset (Forurensningsklasse II). Lengre nedstrøms ble forholdene klart bedre og bekkestrekningen fra Hulberg gård ned til Golfbanen ved Fjølstad var lite påvirket av forurensninger (Forurensningsklasse I-II). Den nederste delen av bekken, fra Fjølstad til utløpet i Mjøsa, var klart påvirket av overgjødning, lettredbrytbart organisk stoff og jordpartikler og ble karakterisert som moderat til markert forurenset (Forurensningsklasse II-III). Her var det også tegn på at det hadde vært utslipp med "gifteffekter" og/eller utslipp som skapt oksygenvikt da flere av de normalt forekommende makrobunndyr var slått ut. Tidligere utslipp av silo eller husdyrgjødsel kan være forklaringen til dette. Det ble likevel

ikke registrert lengre bekkestrekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing. Miljøkvaliteten var derfor ikke akseptabel og bekkens resipientkapasitet var overskredet

Evjua har blitt undersøkt av NIVA i august 1998. (Kjellberg 1999). Evjua oppstrøms Dokkenområdet var da lite påvirket av forurensning (Forurensningsklasse I). Rent lokalt var det likevel synlige jern- og manganutfellinger i bekken like ved den nedlagte søppelplassen i Tandeskogen. Fra Dokken og nedstrøms var bekken noe påvirket av økt næringstilførsel og ble her bedømt som moderat overgjødset (Forurensningsklasse II). Like ved utløpet var Evjua til tider belastet med kloakkvann fra overløpsdrift i det kommunale ledningssystem og ble her betegnet som sterkt forurenset (Forurensningsklasse IV). Miljøkvaliteten var således ikke akseptabel og resipientkapasiteten i bekken var overskredet.

Steinbekken har blitt undersøkt av NIVA i august 1998. (Kjellberg 1999). Øvre del av Steinbekken var da moderat påvirket av næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II). Lengre nedstrøms (fra Kjøs til Skarpsno) var forholdene klart bedre og her var bekken lite påvirket av forurensninger (Forurensningsklasse I-II). Det var likevel påtagelig tilslamming i kulper og langs mer stilleflytende strekninger. Nederste del av bekken var moderat påvirket av overgjødning som resulterte i stor forekomst av den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata* (Forurensningsklasse II). Også her var det problemer med nedslamming. Den biologiske tilstand var likevel stort sett akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

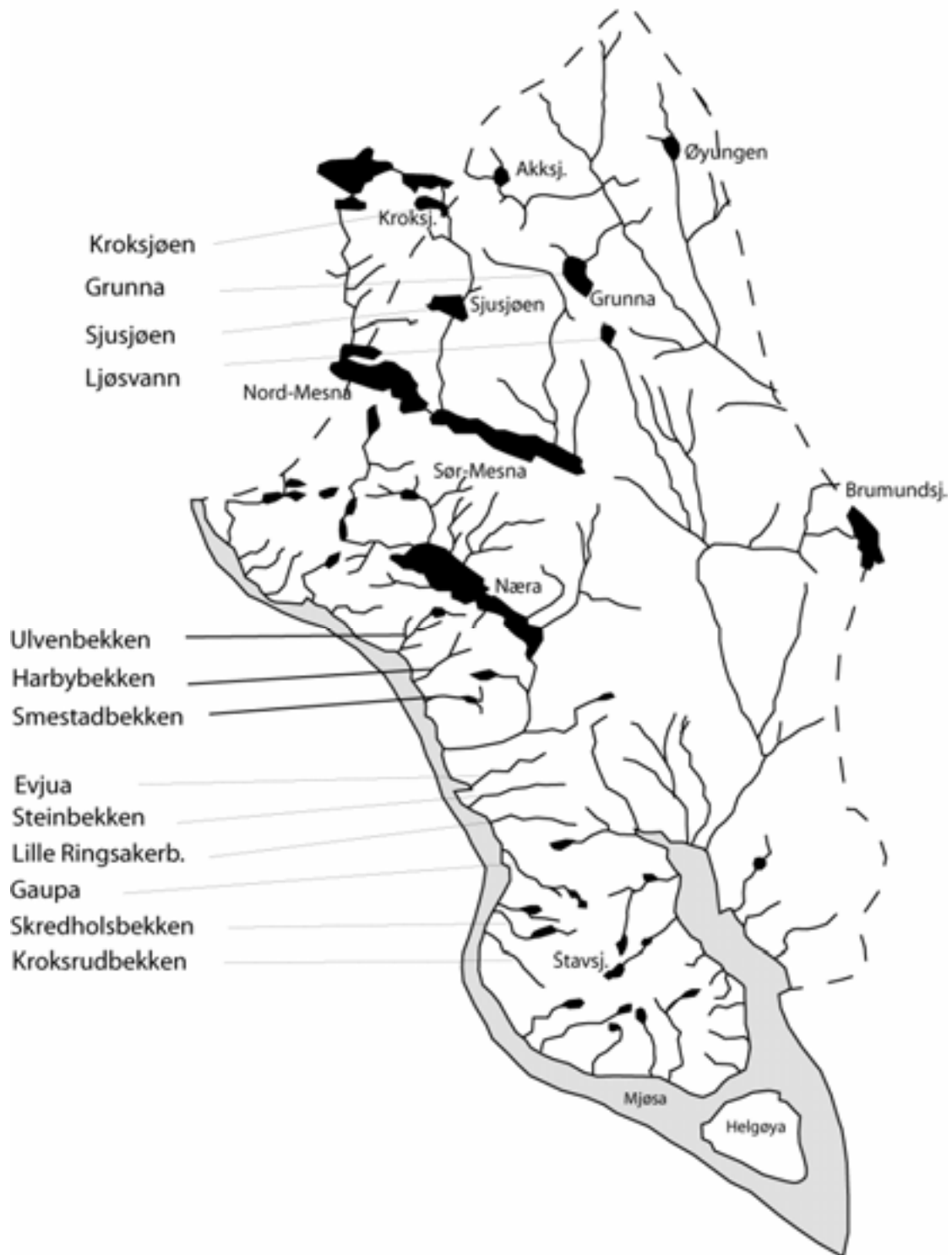
Lille Ringsakerbekken har blitt undersøkt av NIVA i august 1998. (Kjellberg 1999). Bekken var da (unntatt småtjernene) lite påvirket av forurensninger (Forurensningsklasse I-II). En viss effekt av overgjødning med økt forekomst av fastsittende alger i bekkens nederste del kunne likevel spores. Videre var enkelte bekkestrekninger kraftig tilslammet med leir- og jordpartikler. Den biologiske tilstand var stort sett akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

Gaupa har blitt undersøkt av NIVA i august 1998. (Kjellberg 1999). Selve Gaupa var da lite til moderat eller moderat påvirket av i første rekke overgjødning (Forurensningsklasse I-II og II). Den øvre del av bekken oppstrøms Gaupen tettsted var påtagelig tilslammet langs enkelte strekninger. Sautjernet og Herramstjernet var markert og synlig påvirket av overgjødning (Forurensningsklasse III). Her var det stor forekomst av vannplanter og vannet var kraftig vegetasjonsfarget p.g.a. stor forekomst av planteplankton. Unntatt tjernene som hadde en ikke akseptabel biologisk tilstand så ble miljøkvaliteten i selve Gaupa vurdert som akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

Skredsholbekken har blitt undersøkt av NIVA i august 1998. (Kjellberg 1999). Bekkens øvre del var da moderat overgjødset og noe påvirket lett nedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II). Skredsholtjernet kan betegnes som markert og synlig overgjødset og her var det stor tetthet av planteplankton som gjorde vannet grumsete og vegetasjonsfarget (forurensningsklasse III). Lengre ned i bekken ble forholdene klart bedre og her ble bekken karakterisert som lite forurenset (Forurensningsklasse I-II). Det ble ikke observert bekkestrekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing, men på enkelte steder var bekken tilslammet av leir- og jordpartikler. Unntatt forholdene i Skredsholtjernet, som hadde dårlig biologisk tilstand status, så var miljøkvaliteten stort sett akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

Kroksrudbekken har blitt undersøkt av NIVA i august 1998. (Kjellberg 1999). Bekkens nederste del var da lite påvirket av forurensninger (Forurensningsklasse I-II), men det var tilslammingsproblemer i kulper og langs mer stilleflytende strekninger. Lengre oppstrøms var bekken mer påvirket og da fremst p.g.a. økt tilgang på næringssalter, og her var det langs enkelte bekkestrekninger ønsket stor forekomst av fastsittende alger (overgjødning). Også her var bekken nedslammet langs enkelte strekninger. Det ble ikke observert bekkestrekninger

med synlig og sjenerende heterotrof begroing. Den biologiske tilstand var stort sett akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.



Figur 2. Innsjøer og bekker i Ringsaker kommune som ble undersøkt i 2002.

2.3 Prøvetaking i innsjøer

I 2002 ble det tatt prøver i følgende fire innsjøer: Kroksjøen, Sjusjøen Grunna og Ljøsvann. Prøvene er tatt ved de samme stasjoner som blitt benyttet ved tidligere undersøkelser. For Kroksjøen og Sjusjøen 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 Grunna benyttet vi den samme stasjon som ble brukt i 1997 (se Kjellberg 1998) og i Ljøsvann den samme stasjon som ble brukt i 1997 og 1999 (se Kjellberg 1998, 2000).

Fysisk-kjemiske undersøkelser

Den 19. juli, 21. august og 20. september ble det tatt vannprøver fra Kroksjøen, Sjusjøen, Grunna og Ljøsvann. Prøvene er tatt som blandprøve fra sjiktet 0-5 meter i Sjusjøen. I de øvrige innsjøer er prøvene tatt som blandprøve fra sjiktet 0-2 meter. Prøver ble analysert for: surhetsgrad (pH), alkalitet, konduktivitet (ledningsevne), fargetall, totalfosfor (Tot-P), nitrat (NO_3), 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 ved halve siktedypet ble også notert.

Vurdering av vannkvalitet og siktedyp er foretatt i samsvar med SFT's klassifiseringsnorm for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). En klassifisering av vannkvaliteten ut fra SFTs kriterier gis normalt ut fra 4-6 målinger gjennom produksjonssesongen. I denne undersøkelsen er det tatt kun 3 målinger, noe som medfører usikkerhet i vurderingsgrunnlaget. 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.

Planteplankton.

Planteplankton 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 (eutrofigraden) kan registreres med dagens kjemiske analysemetodikk. Mange alger er også ømfintlige overfor surt vann og planteplanktonsamfunnet gir derfor informasjon om vannforekomsten er forsuret eller ikke. Planteplanktonets artssammensetning, biomasse og utvikling i vegetasjonsperioden gir derfor en god informasjon om innsjøens økologiske tilstand og eventuelle utvikling over tid.

Det ble fra Sjusjøen tatt ut planteplanktonprøver som blandprøve fra sjiktet 0 - 5 meter. I Kroksjøen, Grunna og Ljøsvann ble det tatt lignende prøver fra sjiktet 0 - 2 meter. Prøvene er brukt til å bestemme planteplanktonets artssammensetning (biodiversitet) og mengde (biomasse). Som supplement til biomassedataene ble det også analysert for konsentrasjonen av total klorofyll *a* (se ovenfor). Forekomsten av planteplankton er angitt som volum/biomasse (mm^3/gram våtvekt) pr. m^3 , og klorofyllkonsentrasjoner blir angitt som μg tot. klorofyll *a*/l.

Kunnskap om planteplanktonets sammensetning av arter og mengde er helt sentral informasjon når vi skal vurdere næringsstatus (trofinivå) og eventuell utviklingen av trofinivå i Ringsaker kommunes i innsjøer og tjern. Næringsstatus og grad av overgjødsling (eutrofiering) blir vurdert etter klassifiseringskriterier 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) og Lindstrøm et al. 2004. Vurdering av tot. klor. α -konsentrasjon er foretatt i henhold til SFT's 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 menneskeskapte (antropogene) aktiviteter. Da vi har vurdert trofinivå (dvs. om innsjøene skal vurderes som oligotrofe, oligomesotrofe, mesotrofe eller eutrofe) samt vurdert grad av forurensning ved eventuell overgjødning har vi lagt størst vekt ved resultatene fra planteplanktonprøvene.

Dyreplankton.

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

Kunnskap om krepsdyrsamfunnet i de frie vannmasser i innsjøer og tjern gir oss mulighet å vurdere beitepress fra planktonspisende fisk, samt mer generelt å vurdere den økologiske status i de frie vannmasser bl.a. med tanke på å kunne opprettholde naturgitt biologisk mangfold, produksjonsstruktur og produksjonsevne. Enkelte krepsdyrplankton (særlig "dafniene") er forsuringfølsomme og er gode indikatorarter da vi skal vurdere forsuringpåvirkning og resultater av kalking (Forseth et al. 1997, Kjellberg 2000). Beitepresset på krepsdyrplanktonet fra fisk er vurdert etter et vurderingssystem som er utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA (Løvik i Kjellberg et al. 1999). Systemet tar utgangspunkt i relasjonen mellom middellengden av voksne (eggbærende) hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* der *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 Kroksjøen

NIVA har utført limnologiske undersøkelser i Kroksjøen i 1971 (Langeland 1972), i perioden 1992-1994 (Rognerud et al. 1995) og i 1999 (Kjellberg 2000). De utførte undersøkelser konkluderte med at Kroksjøen var markert overgjødning og innsjøen hadde klart høyere konsentrasjoner av fosfor og tetthet av planteplankton en forventet naturtilstand. I 1972 og i perioden 1992-94 ble det også registrert høy konsentrasjon av fekale indikatorbakterier. For mer informasjon se Rognerud et al. (1995) og Kjellberg 2000).

2.5 Tidligere undersøkelser i Sjusjøen

NIVA har utført limnologiske undersøkelser i Sjusjøen i 1971 (Langeland og Skulberg 1971, Langeland 1972), 1984 (Rognerud 1985), 1990 (Rognerud et al. 1990), i perioden 1992-1994 (Rognerud et al. 1995) og i 1999 (Kjellberg 2000). Samtlige undersøkelser konkluderer med at Sjusjøen var markert og synlig overgjødning og påvirket av tarmbakterier. Videre at innsjøen var i en tilstand hvor små belastningsøkninger kunne gjøre Sjusjøen uegnet til bruk i rekreasjonssammenheng. I 1990 ble Sjusjøen rotenonbehandlet og vannkvaliteten ble da påvirket av fosfor fra død fisk, døde bunndyr og dødt dyreplankton. Videre ble det biologiske forstyrrelser, bl.a. var det fravær av krepsdyrplankton på forsommeren. Vi har derfor ikke

benyttet resultatene fra 1990 da vi sammenlignet forholdene i 2002 med tidligere resultater. I hovedsak har vi brukt resultatene fra undersøkelsene fra 1992-1994 og 1999 som vi vurderer som mest relevant i denne sammenheng. For mer informasjon henvises til Rognerud et al. (1995) og Kjellberg (2000).

Det finnes også observasjoner fra Sjusjøen i forbindelse med SFT's regionale eutrofiundersøkelse (Faafeng et al. 1990). Resultatene fra disse undersøkelser viste at Sjusjøen hadde markert avvik fra naturtilstanden (klasse III) vurdert ut fra algemengden (klorofyll) og stort avvik fra naturtilstanden (tilstandsklasse IV) vurdert ut fra fosforkonsentrasjonene. Nitrogenkonsentrasjonen ble dog bedømt som relativt lav (tilstandsklasse II)

2.6 Tidligere undersøkelser i Grunna

Vannkvaliteten i Grunna ble undersøkt av NIVA sommeren 1993 i forbindelse med en større undersøkelse av vannkvaliteten i Mesnavassdraget (Rognerud et al. 1994) samt i 1997 (Kjellberg 1998). Videre har Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen tatt kjemiske prøver ved innsjøens utløp i 1985 og i 1994 like før Grunna ble kalket samt i 1996 og 1997 (se Kjellberg 1998). Undersøkelsene viste at Grunna hadde påslag av næringsalter som var forårsaket av den menneskelige aktiviteten i området og sannsynligvis også i de senere år av kalkingen. Innsjøen ble i 1993 vurdert som middels næringsrik (mesotrof) med en vannkvalitet som låg nær den som er typisk i næringsrike (eutrofe) innsjøer. Høye næringssaltkonsentrasjoner (særlig av fosfor), til tider høy tetthet av planteplankton og økt forekomst av enkelte mer næringssaltkrevende algearter indikerte dette. I 1997 var forholdene noe bedre og Grunna ble da vurdert som svakt mesotrof (oligomesotrof).

Med hensikt å forbedre levevilkårene for ørret samt å hindre at det skal oppstå kroniske forsurende skader på flora og fauna i Grunna og i utløpsbekken, har innsjøen årlig blitt kalket f.o.m. 1994.

2.7 Tidligere undersøkelser i Ljøsvann

Det ble utført limnologiske undersøkelser i Ljøsvann i 1976 (Holtan 1977), 1992 (Kjellberg 1993), 1997 (Kjellberg 1998) og 1999 (Kjellberg 2000). Innsjøen ble ved samtlige undersøkelser vurdert som markert påvirket av næringsaltforurensning. I 1999 var det bl.a. en markert oppblomstring og godt synlig vannblomst av de næringssaltkrevende cyanobakteriene (blågrønnalgene) *Anabaena flos-aquae* og *Anabaena planctonica*. Det ble da konkludert med at en videre økning av næringssaltkonsentrasjonen (særlig fosfor) vil forringe vannkvaliteten i innsjøen betraktelig. Sør-Mesna kunne også bli påvirket. Det var derfor viktig at tilførselen av spesielt fosfor ble/blir redusert mest mulig. For mer informasjon se Kjellberg (2000) og Kjellberg (2001).

Med hensikt å forbedre levevilkårene for ørret samt å hindre at det skal oppstå kroniske forsurende skader på flora og fauna i Ljøsvann og i utløpsbekken Ljøsåa, har innsjøen årlig blitt kalket f.o.m. 1994.

3. RESULTATER, KOMMENTARER OG TILRÅDNINGER

Bakgrunnsdata og forslag til tiltak for å bedre, eventuelt hindre en forringelse av, miljøkvaliteten i vannforekomstene er inkludert i resultatkapitlet. Rådata er gitt i vedlegg bak i rapporten.

3.1 Biologiske feltobservasjoner i bekker

Forurensningssituasjonen og den biologiske tilstand som ble registrert i Ulvenbekken, Harbybekken, Lille Ringsakerbekken, Skredholsbekken, Kroksrubbekken, Smedstadbekken, Evjua, Steinbekken og Gaupa i begynnelsen av juli 2002 er gitt i fargefigurer i teksten (figur 3, 4, 5, 6 og 7). Figurene viser også den forurensningsgrad og den biologiske tilstand som ble observert ved befaringer foretatt av NIVA i disse bekker i 1998 (se Kjellberg 1999).

3.1.1 Ulvenbekken/Bausbekken

Bakgrunnsdata

Naturlig nedbørsfelt: 3,8 km².

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

Berggrunn og løsmasser: Sandsteinbergarter med innslag av Biriskifer dekket av relativt næringsrik morenjord.

Fiskeforekomst: I Persvetjern finnes gjedde, abbor og karuss. I bekken er det ørekyte, harr og til tider ørret. Tidligere fantes det også niauge i bekken. I selve utløpsosen er det til tider (vandrer opp fra Mjøsa) gjedde, abbor, mort, vederbuk, laue, lake, ferskvannsulke og nipigget stingsild. Ulvenbekken 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. Naturgitt årlig "smoltproduksjon" av mjøsørret er ikke beregnet da det er uklart om Ulvenbekken har vært en rekrutteringslokalitet for mjøsørret.

Nedbørsfelt: Ulvenbekken, som er ca. 3,5 km, avvanner skogområder og områder med dyrket mark med spredt bosetting (Lier, Nordberg og Ulven). I bekkens øvre del ligger det en mindre skogstjern, Persvetjernet. Ulvenbekken renner ut i Mjøsa nedenfor Nordberg gard. Det tas ut vann fra bekken til jordvanning og bekkens nedre del kan i perioder tørrlegges.

Forurensningskilder: Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder er i første rekke utsig av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, utsig fra siloanlegg, melkerom og gjødselkjellere samt avrenning (leire- og jordpartikkler, næringsalter, husdyrgjødsel og sprøyttemiddelrester) fra dyrket mark.

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

Miljøkvalitetsmål: Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Ulvenbekken inkl. Persvetjern er at vannkvalitetstilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse I-II (grønnblå

kartmarkering) i bekkens øvre del og ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering) i den nedre del. Dvs. at den biologiske tilstand skal være god eller moderat. Videre at rekrutterings-mulighetene 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 langs bekkens nedre del kan opprettholdes som viltbiotop og viltkorridor.

Forurensningssituasjon og tilstand.

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

- Øvre del av Ulvenbekken inkl. Persvetjernet var lite påvirket av forurensning (Forurensningsklasse I) og her ble den biologiske tilstand vurdert som god og i nært samsvar med forventet naturtilstand.
- Øvrige del av vassdraget, som renner gjennom områder med dyrket mark og spredt bosetning, var noe påvirket av overgjødning (Forurensningsklasse I-II). Her var det, der det var god lystilgang, økt forekomst av fastsittende alger.
- Enkelte bekkestrekninger i Ulvenbekkens nedre del 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 også stor partikkeltransport i bekkens nedre del. Dette forringer levevilkårene (habitatet) for flora og fauna. Årsaken til den økte partikkelforekomsten er uttransport av leire- og jordpartikler samt sand fra dyrket mark og veier.
- Det 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 separatanlegg i spredt bosetting, husdyrstaller, siloanlegg samt særlig lekkasje av næringssalter og jordtransport fra dyrket mark som var årsaken til de forurensningseffekter som ble observert i Ulvenbekkens nedre del.

Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål.

Resipientkapasiteten i Ulvenbekken er for tiden akseptabel, men sannsynligvis vil enkelte bekkestrekninger kunne bli noe overgjødning i perioder med lav vannføring. Tilførselen av leire- og jordpartikler samt sand er også uønsket stor. Vi har likevel vurdert miljøkvaliteten i Ulvenbekken som god, dvs. at den var akseptabel og i samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål. Det er viktig at tilførselen av forurensning til Ulvenbekken ikke øker.

Utvikling i forurensningssituasjonen fra 1998 til 2002.

Sammenlignes forurensningssituasjonen i Ulvenbekken i august 1998 (se Kjellberg 1999 og figur 3) med de forhold som ble observert i 2002 så har det ikke skjedd noen større forandringer i Ulvenbekken. I 2002 var likevel den nedre del av bekken betydelig mer påvirket av sand samt leire- og jordpartikler sammenlignet med forholdene i 1998.

3.1.2 Harbybekken/Øksenbekken

Bakgrunnsdata

Naturlig nedbørsfelt: 3,8 km².

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

Berggrunn og løsmasser: Sandsteinbergarter med innslag av Biriskifer dekket av relativt næringsrik morenjord.

Fiskeforekomst: I Harbybekken er det ørekyte, harr og til tider ørret. Tidligere fantes det også niauge i bekken. I selve utløpsosen er det av og til gjedde, abbor, mort, vederbuk, laue, lake, ferskvannsulke og nipigget stingsild. Harbybekken er gytebekk for mjøsharr og harren kan for tiden gå opp en strekning på ca. 2,5 km. Det går til tider også opp mjøsørret i bekken. Harbybekken har trolig ikke vært noen rekrutteringslokalitet for mjøsørret.

Nedbørsfelt: Harbybekken har sitt utspring ved Brattbakken nord for Lunde høyda og renner herfra gjennom et skogområde ned til Sæter der den drenerer områder med dyrket mark og spredt bosetting. Herifra renner den gjennom et skogområde ned til Hagby gård der den munner ut i Mjøsa ved Bergsodden. Bekken er ca. 3 km lang. Det tas ut noe vann fra bekken til jordvanning.

Forurensningskilder: Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder er i første rekke utsig av boligkloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, utsig fra siloer, melkerom og gjødselkjellere samt avrenning (leire- og jordpartikkler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark.

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 Harbybekken. 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 Harbybekken er at vannkvalitetstilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse II. Videre at reproduksjonsmulighetene i bekken for mjøsharren opprettholdes og at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart. Det er også et mål at vassdraget kan brukes til rekreasjon (inkl. barnelek), fritidsfiske, jordvanning, resipient og som drikkevann for vilt og bufe. Videre er det viktig at vassdraget blir bevart som et positivt innslag i landskapet og at kantvegetasjonen kan opprettholdes/tilrettelegges som viltbiotop og viltkorridorer der bekken passerer områder med dyrket mark.

Forurensningssituasjon og biologisk status.

De viktigste resultater fra de biologiske observasjonene i Harbybekken kan oppsummeres som følger:

- Øvre del av Harbybekken var lite påvirket av forurensning (Forurensningsklasse I) og her ble den biologiske tilstand vurdert som god og i nært samsvar med forventet naturtilstand.

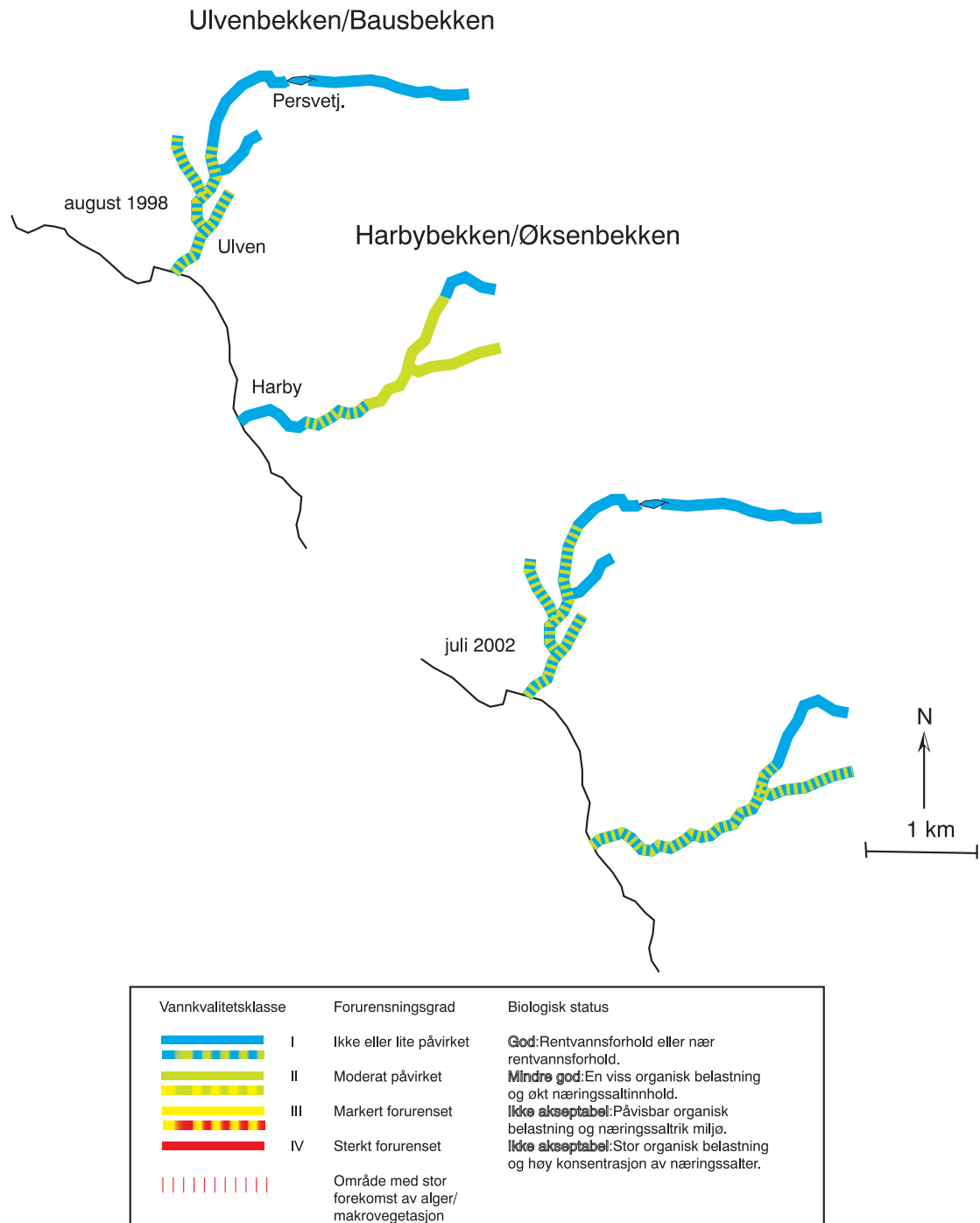
- Den mindre bekk som tilrenner Harbybekken ved Sæter var noe overgjødslet (Forurensningsklasse I-II).
- Nedre del av vassdraget (fra Sæter og til utløpet i Mjøsa) var også noe overgjødslet (Forurensningsklasse I-II). I bekkens nederste del, der det var god lystilgang, var det lokalt økt og uønsket stor forekomst av fastsittende alger.
- Ved Sæter var bekken påvirket av leire- og jordpartikler samt sand som dekket bunnen i kulpene og i mer stilleflytende partier. Dette forringer levevilkårene (habitatet) for flora og fauna. Årsaken til den økte partikelforekomsten er uttransport av leire- og jordpartikler samt sand fra dyrket mark og veier.
- 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 separatanlegg i spredt bosetting, husdyrstaller, siloanlegg samt lekkasje av næringssalter og jordtransport fra dyrket mark som var årsaken til de forurensningseffekter som ble observert.

Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål.

Resipientkapasiteten i Harbybekken er for tiden akseptabel, men sannsynligvis vil enkelte bekkestrekninger kunne bli litt overgjødslet i perioder med lav vannføring. Vi har likevel vurdert miljøkvaliteten i Harbybekken som god og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Det er viktig at forurensningsbelastningen til bekken ikke øker.

Utvikling i forurensningssituasjonen fra 1998 til 2002.

Sammenlignes forurensningssituasjonen i Harbybekken i 2002 med de forhold som ble observert i 1998 (se Kjellberg 1999 og figur 3) så har det ikke skjedd noen større forandringer i Harbybekken.



Figur 3. Forurensningssituasjonen i Ulvenbekken og Harbybekken i august 1998 og i juli 2002 vurdert ut fra biologisk status.

3.1.3 Smedstadbekken

Bakgrunnsdata

Naturlig nedbørsfelt: 3,1 km².

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

Berggrunn og løsmasse: Sandsteinbergarter med innslag av Biriskifer dekket av relativt næringsrik morenjord.

Fiskeforekomst: I bekken er det ørekyte, harr og ørret. Tidligere fantes det også niauge i bekken. I selve utløpsosen er det av og til gjedde, abbor, mort, vederbuk, laue, lake, ferskvannsulke og nipigget stingsild. Smestadbekkens nedre del benyttes av mjøsharr og mjøsørret som gytebekk. Naturgitt årlig "smoltproduksjon" av mjøsørret er beregnet til ca. 100 st. i hele bekken. Reproduksjonsmulighetene er nå begrenset da jernbanekulverten utgjør vandringshinder og for tiden kan harren og mjøsørreten bare bruke ca. 0,25 km av bekken (Taugbøl 1995).

Nedbørsfelt: Den ca. 4,5 lange Smestadbekken har sitt utspring ved Amlie like nord for Moelv og avvanner store jordbruksområder (inkl. golfbane) med spredt bosetting. Den renner ut i Mjøsa like syd for Veia. Smestadbekken blir brukt til jordvanning og i tørkeperioder på sommeren kan store deler av bekken tørrlegges.

Forurensningskilder: Potensielle og vedvarende forurensningskilder er i første rekke utsig av boligkloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, utsig fra silo, melkerom, gjødselkjellere og avrenning (jordpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Forurensningseffekter som resultat av økt tilførsel av næringssalter (overgjødning), lettnedbrytbart organisk stoff (saprobieing), tarmbakterier (fekal forurensning) og jord-/siltpartikler (tilslamming) står derfor sentralt.

Forurensningseffekter som økt forekomst av påvekstager, vannmoser og vannplanter (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av heterotrof begroing som sopp, bakterier og ciliater (fornæring/saprobieing), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming (habitatforandring) står derfor sentralt og er viktige vurderingskriterier da vi skal vurdere forurensningssituasjonen i Smestadbekken. 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 Smestadbekken er at vannkvalitetstilstanden i hovedbekkefarene ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at reproduksjonsmulighetene i bekkens nedre del for mjøsharr og mjøsørret mest mulig skal opprettholdes samt at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart. Det er også et mål at vassdraget kan brukes til rekreasjon (inkl. barnelek), fritidsfiske, jordvanning, resipient og som drikkevann for vilt og bufe. Videre er det viktig at vassdraget blir bevart som et positivt innslag i landskapet og på golfbanen, og at kantvegetasjonen kan opprettholdes/etableres som viltbiotop og viltkorridor.

Forurensningssituasjon og biologisk status.

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

- Øverste del av Smestadbekken, som renner gjennom et skogområde, var lite påvirket av forurensninger (Forurensningsklasse I), og hadde en flora og fauna i nært samsvar med

forventet naturtilstand. Den biologiske tilstand ble vurdert som god, og var i samsvar med fastsatt kommunalt miljøkvalitetsmål.

- I området ved Amlı/Hulberg var Smestadbekken moderat overgjødslet (Forurensningsklasse II). Her var det stor forekomst av næringssaltkrevende fastsittende alger. Miljøkvaliteten ble vurdert som mindre god men likevel vurdert som akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- Øvrige deler av vassdraget inkl. dammen på golfbanen var noe påvirket av økt tilførsel av næringssalter (Forurensningsklasse I-II). Lokalt, der det var god lystilgang, var det økt og uønsket stor tetthet av fastsittende alger. Den biologiske tilstand ble likevel vurdert som god.
- En stor del av Smestadbekken 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 også stor partikkeltransport i bekken. Dette forringer levevilkårene (habitatet) for flora og fauna. Årsaken til den økte partikkelforekomsten er uttransport av jordpartikler og sand fra dyrket mark og veier.
- Det 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 separatanlegg i spredt bosetting, husdyrstaller, siloanlegg samt særlig lekkasje av næringssalter og leire- og jordtransport fra dyrket mark og golfbanen som var årsaken til de forurensningseffekter som ble observert.

Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål.

Resipientkapasiteten i Smestadbekken synes for tiden å vare noe overskredet da det er høyst sannsynlig at enkelte bekkestrekninger kan bli direkte forurenset i perioder med lav vannføring. Tilførselen av leire- og jordpartikler og sand er også uønsket stor. Det er derfor påkrevet med ytterligere reduksjon av tilførselen av forurensninger.

Utvikling i forurensningssituasjonen fra 1998 til 2002.

Sammenlignes forurensningssituasjonen i Smestadbekken i 2002 med de forhold som ble registrert i 1998 (se Kjellberg 1999 og figur 4) så har den øvre del blitt noe mer overgjødslet, mens den nedre del blitt klart reinere. Videre var bekken i 2002 betydelig mer belastet med sand, samt leire- og jordpartikler sammenlignet med forholdene i 1998.

3.1.4 Evjua

Bakgrunnsdata

Naturlig nedbørsfelt: 3,3 km².

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

Berggrunn og løsmasser: Kalkstein og skifer overdekket med næringsrik (basisk) morenejord.

Fiskeforekomst: I bekken er det ørekyte, harr og til tider ørret. Tidligere fantes det også niauge i bekken. Evjua var tidligere (innen nedre del av bekken ble lagt i rør) gytebekk for mjøsharr og mjøsørret.

Nedbørsfelt: Evjua er ca. 4 km lang og avvanner i hovedsak skogområder i Storsvehøyda sørøst for Moelv. Den berører også noe dyrket mark med spredt bosetting, den nedlagte søppelplassen i Tandeskogen og et grustak ved Dokken samt boligfeltet ved Kongerstuvika der den munner ut i Mjøsa. Ved Kongerstuvika er det en større campingplass, Strandvik Camping. Bekkens nedre del er lagt i rør. Det tas ut noe vann fra bekken til jordvanning.

Forurensningskilder: Potensielle og vedvarende forurensningskilder er i første rekke lekkasje/overløpsdrift i det kommunale ledningsnett. Kloakk- og utsig av gråvann fra separate avløpsanlegg i spredt bosetting, utsig fra den nedlagte søppelfyllingsplassen i Tandumskogen samt avrenning (jord-/leirepartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøyterester) fra dyrket mark er sannsynligvis av mindre betydning.

Forurensningseffekter som økt forekomst av fastsittende alger (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av bakterier, sopp og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming (habitatforandring) samt økt forekomst av jernforbindelser og eventuelle gifteffekter i forbindelse med avfallsplassen på Tandumskogen står her sentralt og er viktige vurderingskriterier da vi skal vurdere forurensningssituasjonen i Evjua. 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 Evjua er at vannkvalitetstilstanden i hovedbekkefaret ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering) og at vassdraget kan brukes til produksjon av ørretsmolt basert på yngelutsetting 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 viltkorridorer.

Forurensningssituasjon og biologisk status.

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

- Øvre del av Evjua er en skogsbekk. Oppstrøms den nedlagte fyllplasen i Tandekogen var Evju lite påvirket av forurensning (Forurensningsklasse I) og her ble den biologiske tilstand vurdert som god.
- Fra den nedlagte fyllplassen i Tandeskogen tilføres Evjua bl.a. jernforbindelser som forurenset bekken på en strekning av ca 200 meter (Forurensningsklasse III). Her var det

stor forekomst av oker og jernbakterier. Miljøkvaliteten ble her vurdert som ikke akseptabel.

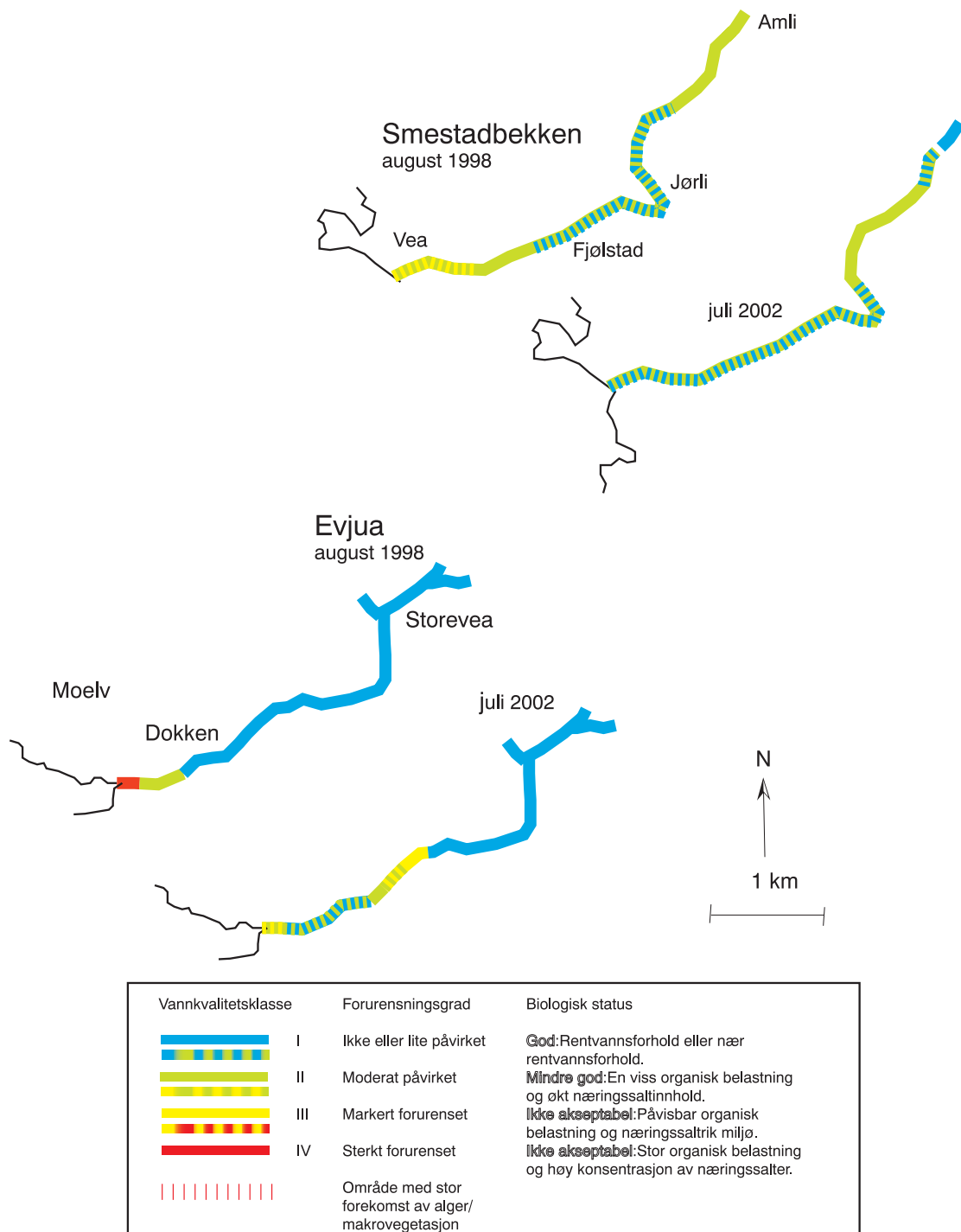
- Øvrige deler av vassdraget var lite til moderat eller moderat overgjødslet (Forurensningsklasse I-II eller II). Her var det økt forekomst av fastsittende alger, og da særlig langs bekkestrekninger med god lystilgang. Unntak var den aldre nederste del av bekken som var moderat til markert påvirket av urensset boligkloakk (Forurensningsklasse II-III).
- Nedre del av Evjua var noe 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 også til tider stor partikkeltransport i denne del av bekken. Dette forringer levevilkårene (habitatet) for flora og fauna. Årsaken til den økte partikkelforekomsten er uttransport av leire-, jord- og sandpartikler fra dyrket mark, veier og et grustak i området ved Dokken.
- Bortsett fra utslippet fra den nedlagte fyllplassen i Tandeskogen har vi ikke registrert markert og/eller sterkt forurensede bekkestrekninger, og vi fant ikke punktutslipp av betydning. I bekkens nedre del synes det 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 var årsaken til de forurensningseffekter som ble observert.

Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål.

Resipientkapasiteten i Evjua er for tiden overskredet langs enkelte strekninger og sannsynligvis vil flere lokaliteter kunne bli direkte forurenset i perioder med lav vannføring. Vi har derfor vurdert miljøkvaliteten i Evjua 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 nødvendig, og dette gjelder særlig for kloakken i bekkens nederste del.

Utvikling i forurensningssituasjonen fra 1998 til 2002.

Sammenligner vi forurensningssituasjonen i Evjua i 2002 med de forhold som ble registrert i 1998 (se Kjellberg 1999 og figur 4) så har det skjedd klare forandringer. Utsiget fra den gamle fyllplassen i Tandeskogen skapte klart større forurensningsproblemer i 2002 sammenlignet med forholdene i 1998, men på den andre siden var det i 2002 ikke noen stor kloakkbetlastning i bekkens nederste del - hvilket var tilfelle i 1998.



Figur 4. Forurensningssituasjonen i Smestadbekken og Evjua i august 1998 og i juli 2002 vurdert ut fra biologisk status.

3.1.5 Steinbekken

Bakgrunnsdata

Naturlig nedbørsfelt: 10,2 km².

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

Berggrunn og løsmasser: Kalkstein og skifer overdekket med næringsrik (basisk) morenejord.

Fiskeforekomst: I bekken er det ørekyte, harr og til tider ørret. Tidligere fantes det også niauge i bekken. I selve utløpsosen er det av og til gjedde, abbor, mort, vederbuk, laue, lake, ferskvannsulke og nipigget stingsild. Steinbekken har tidligere vært en meget god reproduksjonslokalitet for mjøsharr og mjøsørret og det er fanget gytefisk på opp til 4 kg (). Naturgitt årlig "smoltproduksjon" av mjøsørret er beregnet til ca. 400 st. I dag kan ørreten og harren bare bruke de nederste 100 meter av bekken (Taugbøl 1995).

Nedbørsfelt: Steinbekken, som er ca. 5,5 km lang, har sitt utspring i Fulseberget hvoretter den renner gjennom store områder med dyrket mark med noe spredt bosetting. Ringsaker tettsted dreneres også av Steinbekken. Bekken følger E6 over store strekninger og krysser denne flere steder for den munner ut i Mjøsa i Ringsakerfjorden ved Stein gård like syd for Moelv. Det er stort uttak av vann fra bekken til jordvanning og det finnes en større vanningsdam i bekken. Ved stort vannuttak i tørkeperioder går store deler av bekken helt tørr.

Forurensningskilder: Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder av størst betydning er overløpsdrift i det kommunale ledningsnett, utsig av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i spredt bosetting, utsig av pressaft fra siloer, utsig av husdyrgjødsel fra gjødselkjellere, utsig av spillvann fra melkerom samt avrenning (leire- og jordpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøyterester) fra dyrket mark. Videre er det også risiko at bekken kan tilføres vegtrafikkforurensninger fra E6. Aktuelle stoffer er her tungmetaller, salt, organiske mikroforurensninger og partikler (Bækken og Jørgensen 1994).

Forurensningseffekter som økt forekomst av påvekstalger, vannmoser og vannplanter vegetasjon (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 bekkestreknings gå tørr. Redusert vannføring vil forsterke effektene av forurensningene.

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

Forurensningssituasjon og biologisk status.

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

- Øvre del av Steinbekken var lite påvirket av forurensning (Forurensningsklasse I eller I-II) og her ble den biologiske tilstand vurdert som god. Dvs. at flora og fauna var i nært samsvar med forventet naturtilstand.
- Steinbekken på strekningen fra Fulse/Skyberg til Kjos var moderat overgjødslet (Forurensningsklasse II) og her var det lokalt stor forekomst av fastsittende alger. Miljøkvaliteten ble likevel vurdert som akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- Bekkens midtre del var noe påvirket av økt tilførsel av næringssalter (Forurensningsklasse I- II). På enkelte lokaliteter der det var god lystilgang var det likevel uønsket stor tetthet av fastsittende alger. Miljøkvaliteten ble vurdert som akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- Nederste del av Steinbekken var moderat overgjødslet (Forurensningsklasse II) og her var det lokalt uønsket stor forekomst av fastsittende alger. Den biologiske tilstand ble likevel vurdert som akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- Lange 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 også stor partikkeltransport i Steinbekken. Dette forringer levevilkårene (habitatet) for flora og fauna. Årsaken til den økte partikkelforekomsten er uttransport av jordpartikler og sand fra dyrket mark og veier.
- Det 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 separatanlegg i spredt bosetting, husdyrstaller, siloanlegg samt særlig lekkasje av næringssalter og transport av leire- og jordpartikler fra dyrket mark som var årsaken til de forurensningseffekter som ble observert.

Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål.

Resipientkapasiteten i Steinbekken er for tiden noe overskredet da enkelte bekkestrekninger høyst sannsynlig vil kunne bli direkte forurenset i perioder med lav vannføring. Tilførselen av leire- og jordpartikler samt sand er også uønsket stor. Vi har derfor vurdert miljøkvaliteten i Steinbekken som dårlig dvs. at den ikke var akseptabel. Ytterligere reduksjon av tilførselen av forurensninger er derfor påkrevet.

Utvikling i forurensningssituasjonen fra 1998 til 2002.

Sammenlignes forurensningssituasjonen i Steinbekken i 2002 med de forhold som ble registrert i 1998 (se Kjellberg 1999 og figur 5) så har det ikke skjedd noen større forandringer. I 2002 var likevel bekken mer belastet med sand samt leire- og jordpartikler sammenlignet med forholdene i 1998.

3.1.6 Lille Ringsakerbekken

Bakgrunnsdata

Naturlig nedbørsfelt: 3,0 km².

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

Berggrunn og løsmasser: Kalkstein og skifer overdekket med næringsrik (basisk) morenejord.

Fiskeforekomst: I bekken finnes det ørekyte og til tider harr og ørret. Tidligere fantes det også niauge i bekken. I selve utløpsosen er det til tider gjedde, abbor, mort, vederbuk, laue, lake, ferskvannsulke og nipigget stingsild som vandrer opp fra Mjøsa. Lille Ringsakerbekken er gytebekk for mjøsharr og mjøsørret. Naturgitt årlig "smoltproduksjon" av mjøsørret er beregnet til ca. 80 - 100 st. Ørreten gikk tidligere helt opp til Eriksrud, dvs en strekning på 2,3 km. For tiden bruker mjøsørreten en strekning på ca 0,3 km (Taugbøl 1995).

Nedbørsfelt: Lille Ringsakerbekken er ca. 2,8 km lang og kommer fra to mindre tjern ved Sjøheim/Eriksrud. Bekken avvanner i hovedsak jordbruksområder med spredt bosetting, men også to mindre skogområder. Bekken munner ut i Mjøsa ved gården Vesle-Ringsaker like sør for Ringsaker Kirke. Lille Ringsakerbekken var tidligere en meget god gytelokalitet for mjøsharren og mjøsørreten.

Forurensningskilder: Potensielle og vedvarende forurensningskilder av størst betydning er utsig av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i den spredte bebyggelsen, husdyrgjødsel fra gjødselkjellere, spillvann fra melkerom, pressaft fra siloer og avrenning fra dyrket mark (leire- og jordpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark.

Forurensningseffekter som økt forekomst av fastsittende alger, vannmoser og vannplanter (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av heterotrof begroing som sopp, bakterier og ciliater (forråttelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming (habitatforandring) står derfor sentralt og er viktige vurderingskriterier da vi skal vurdere forurensningssituasjonen i L. Ringsakerbekken. 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 Lille Ringsakerbekken er at vannkvalitetstilstanden i hovedbekkfaret ikke bør overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Dvs. at den økologiske status 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. Det er også et mål at vassdraget kan brukes til rekreasjon (inkl. barnelek), fritidsfiske, jordvanning, resipient og som drikkevann for vilt og bufe. Videre er det viktig at vassdraget blir bevart som et positivt innslag i landskapet og at kantvegetasjonen kan opprettholdes som viltbiotop og viltkorridor.

Forurensningssituasjon og biologisk status.

De viktigste resultater fra de biologiske feltobservasjonene i L. Ringsakerbekken kan oppsummeres som følger:

- Tjernene ved Sjøheim/Eriksrud var markert overgjødlet (Forurensningsklasse III-VI).
- Ved Eriksrud var bekken overgjødlet og påvirket av lett nedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II-III). Her var det også tydelig kloakkluft og lokaliteten hadde en ikke akseptabel miljøkvalitet.

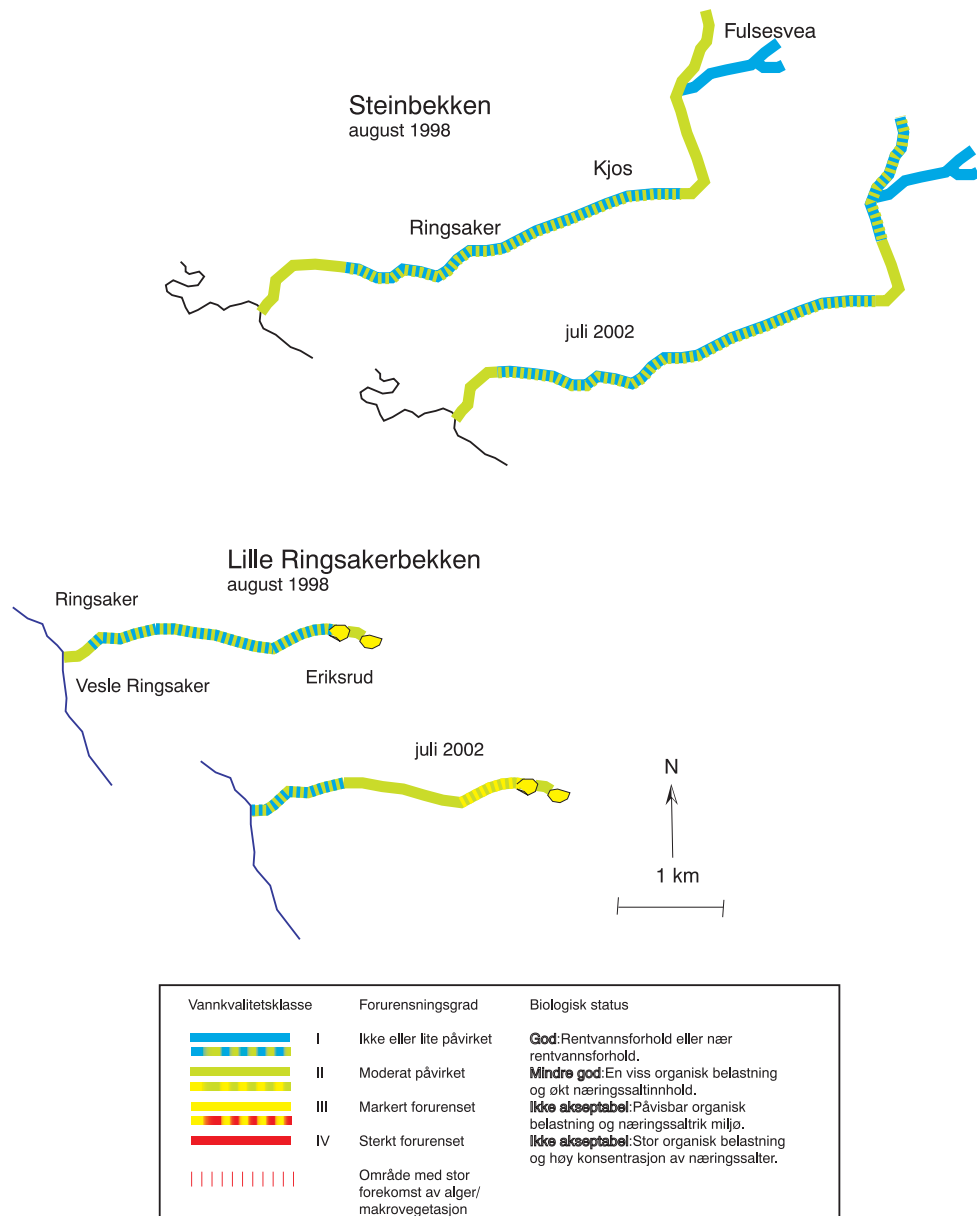
- Bekkens midtre parti var moderat overgjødslet (Forurensningsklasse II), og her var det økt forekomst av mer næringssaltkrevende fastsittende alger.
- Bekkens nederste del var noe overgjødslet (Forurensningsklasse I-II). Rent lokalt, der det var god lystilgang, var det stor forekomst av fastsittende trådformete grønnalger.
- Lange strekninger av Lille Ringsakerbekken 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 også stor partikkeltransport i bekken. Dette forringer levevilkårene (habitatet) for flora og fauna. Årsaken til den økte partikkelforekomsten er uttransport av jordpartikler og sand fra dyrket mark og til dels veier.
- Unntatt forholdene ved Eriksrud, der det kom ut boligkloakk, ble det ikke registrert markert og/eller sterkt forurensede strekninger og vi fant ikke punktutslipp av betydning. Det synes derfor ved siden av kloakkutslippet ved Eriksrud å være utsig av mer diffus karakter fra separatanlegg i spredt bosetting, husdyrstaller, siloanlegg samt lekkasje av næringsalter og jordtransport fra dyrket mark som var årsaken til de forurensningseffekter som ble observert.

Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål.

Resipientkapasiteten i Lille Ringsakerbekkens øvre del er for tiden noe overskredet og sannsynligvis vil denne strekninger bli direkte forurenset i perioder med lav vannføring. Videre er tilførselen av leire- og jordpartikler og sand uønsket stor. Vi har derfor vurdert den økologiske status i L. Ringsakerbekken 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 1998 til 2002.

Samenlignes forurensningssituasjonen i Lille Ringsakerbekken i 2002 med de forhold som ble registrert i 1998 (Kjellberg 1999) så har bekken blitt mer forurenset og dette gjelder særlig området ved Eriksrud. I 2002 var også denne del av bekken betydelig mer belastet med sand samt leire- og jordpartikler sammenlignet med forholdene i 1998.



Figur 5. Forurensningssituasjonen i Steinbekken og Lille Ringsakerbekken i august 1998 og i juli 2002 vurdert ut fra biologisk status.

3.1.7 Gaupa

Bakgrunnsdata

Naturlig nedbørsfelt: 6,5 km².

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

Berggrunn og løsmasser: Kalkstein og skifer overdekket med næringsrik (basisk) morenejord.

Fiskeforekomst: I bekken er det ørekyte, harr og ørret. Tidligere fantes det også niauge i bekken. I selve utløpsosen er det av og til gjedde, abbor, mort, vederbuk, laue, lake, ferskvannsulke og nipigget stingsild. Gaupa var tidligere en meget god reproduksjonslokalitet for mjøsharr og mjøsørret. Naturgitt årlig "smoltproduksjon" av mjøsørret er beregnet til ca. 200 st. For tiden bruker mjøsørreten ca 0,3 km av bekken som rekrutteringslokalitet.

Nedbørsfelt: Gaupa, som er ca. 5 km lang har sitt utspring i Sautjernet og området vest for Herrum. Den avvanner skogområder og store sammenhengende jordbruksområder med noe spredt bosetting samt feriestedet Mariendal og minitettstedet Gaupen. Den munner ut i Mjøsa i Saustadvika i Ringsakerfjorden og her ligger det fire fritidsboliger. Gaupa utnyttes på flere steder til vannuttak for jordvanning og bekken går nesten helt tørr i tørkeperioder på sommeren.

Forurensningskilder: Potensielle og vedvarende forurensningskilder av betydning er lekkasje/overløp av kloakk og gråvann fra de kommunale kloakksystemet og fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, gjødselsig fra gjødselkjellere, pressaft fra siloanlegg, spillvann fra melkerom og avrenning (jord-/leirepartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark.

Forurensningseffekter som økt forekomst av påvekstalger, vannmoser og vannplanter (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av heterotrof begroing som sopp, bakterier og ciliater (forråttelse/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 Gaupa og Sautjernet er at vannkvalitetstilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Dvs. at den biologiske tilstand skal være god eller mindre god. Videre at reproduksjonsmulighetene i bekken for mjøsharren og mjøsørreten blir opprettholdt og forbedret, samt at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart. Det er også et mål at vassdraget kan brukes til rekreasjon (inkl. barnelek), fritidsfiske, jordvanning, resipient og som drikkevann for vilt og bufe. Videre er det viktig at vassdraget blir bevart som et positivt innslag i landskapet og at kantvegetasjonen kan opprettholdes som viltbiotop og viltkorridor.

Forurensningssituasjon og biologisk status.

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

- Øvre del av Gaupa var noe overgjødning (Forurensningsklasse II) og her ble den biologiske tilstand vurdert som moderat. Miljøkvaliteten ble likevel vurdert som akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

- Sautjernet og Herramstjernet var begge markert og synlig overgjødslet med vegetasjonsfarget vann (Forurensningsklasse III) og stor forekomst av vannplanter langs strandkanten. Miljøkvaliteten ble vurdert som ikke akseptabel og var således ikke i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- Øvrige del av Gaupa var lite eller lite til moderat overgjødslet (Forurensningsklasse I eller I-II). I bekkens nedre del, der det var god lystilgang, var det lokalt, uønsket stor tetthet av fastsittende trådformete grønnalger. Miljøkvaliteten ble likevel vurdert som akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- Det ble ikke påvist bekkestrekninger som var direkte forurensede dvs. bekkestrekninger der det var synlig heterotrof vekst og/eller masseforekomst av begroingsalger.
- Lange 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 Gaupa. Dette forringer levevilkårene (habitatet) for flora og fauna. Årsaken til den økte partikkelforekomsten er uttransport av leire-, jord- og sandpartikler fra dyrket mark og veier.
- Det ble som nevnt ovenfor 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 det kommunale avløpsnett, separatanlegg i spredt bosetting, husdyrstaller, siloanlegg samt særlig lekkasje av næringsalter og leire- og jordtransport fra dyrket mark som er årsaken til de forurensningseffekter som forelå.

Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål.

Resipientkapasiteten i Gaupa er for tiden noe overskredet da høyst sannsynlig enkelte bekkestrekninger kan bli direkte forurenset i perioder med lav vannføring. Videre er tilførselen av leire- og jordpartikler samt sand uønsket stor. Vi har derfor stort sett vurdert miljøkvaliteten i Gaupa 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 1998 til 2002.

Sammenlignes forurensningssituasjonen i Gaupa i 2002 med de forhold som ble registrert i 1998 (se Kjellberg 1999 og figur 6) så har det ikke skjedd noen større forandringer. I 2002 var likevel den øvre del av bekken betydelig mer belastet med sand og jordpartikler sammenlignet med forholdene i 1998.

3.1.8 Skredholsbekken

Bakgrunnsdata

Naturlig nedbørsfelt: 4,3 km².

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

Berggrunn og løsmasser: Kalkstein og skifer overdekket med næringsrik (basisk) morenejord.

Fiskeforekomst: I Skredholtjernet finnes gjedde, abbor og karuss. I bekken er det ørekyte, harr og til tider ørret. Tidligere fantes det også niauge i bekken. I selve utløpsosen er det av og til gjedde, abbor, mort, vederbuk, laue, lake, ferskvannsulke og nipigget stingsild som vandrer opp fra Mjøsa. Skredholsbekken var tidligere en god gytebekk for mjøsharr.

Nedbørsfelt: Skredholbekken er ca. 3,5 km lang og kommer fra Skredholtjernet like ved Gjølstad. Bekken avvanner et stort og sammenhengende jordbruksområde med noe spredt bebyggelse inkl. minitettstedet Gjølstad. Det er også noen skogområder i nedbørsfeltet. Vann fra bekken benyttes til jordvanning og i tørkeperioder på sommeren kan bekken gå helt tørr.

Forurensningskilder: Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder er i første rekke utslipp og lekkasjer fra det kommunale avløpsnett. Det kommunale renseanlegget bruker Skredholtjernet som resipient. Videre utsig av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, utsig fra siloanlegg, melkerom og gjødselkjellere samt avrenning (jord-/siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark.

Forurensningseffekter som økt forekomst av fastsittende alger, vannmoser og vannplanter (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av heterotrof begroing som sopp, bakterier og ciliater (forråttelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming (habitatforandring) står derfor sentralt og er viktige vurderingskriterier da vi skal vurdere forurensningssituasjonen i Skredholbekken. 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 Skredholbekken er at vannkvalitetstilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse II (grøn kartmarkering) og at den biologiske tilstand skal være god eller mindre god. Videre at rekrutteringsmulighetene for mjøsharren blir opprettholdt og forbedret, samt at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart. Det er også et mål at vassdraget kan brukes til rekreasjon (inkl. barnelek), fritidsfiske, jordvanning, resipient og som drikkevann for vilt og bufe. Videre er det også viktig at vassdraget blir bevart som et positivt innslag i landskapet og at kantvegetasjonen kan opprettholdes som viltbiotop og viltkorridor.

Forurensningssituasjon og biologisk status.

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

- Øvre del av Skredholbekken var overgjødning (Forurensningsklasse II) og her var det økt og uønsket stor tetthet av fastsittende trådformete grønnalger. Miljøkvaliteten ble vurdert som mindre god men dog i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- Skredholtjernet var markert og synlig overgjødning (Forurensningsklasse III) med vegetasjonsfarget vann og stor forekomst av mer næringskrevende makrovegetasjon langs strendene. Den biologiske tilstand ble vurdert som ikke akseptabel.

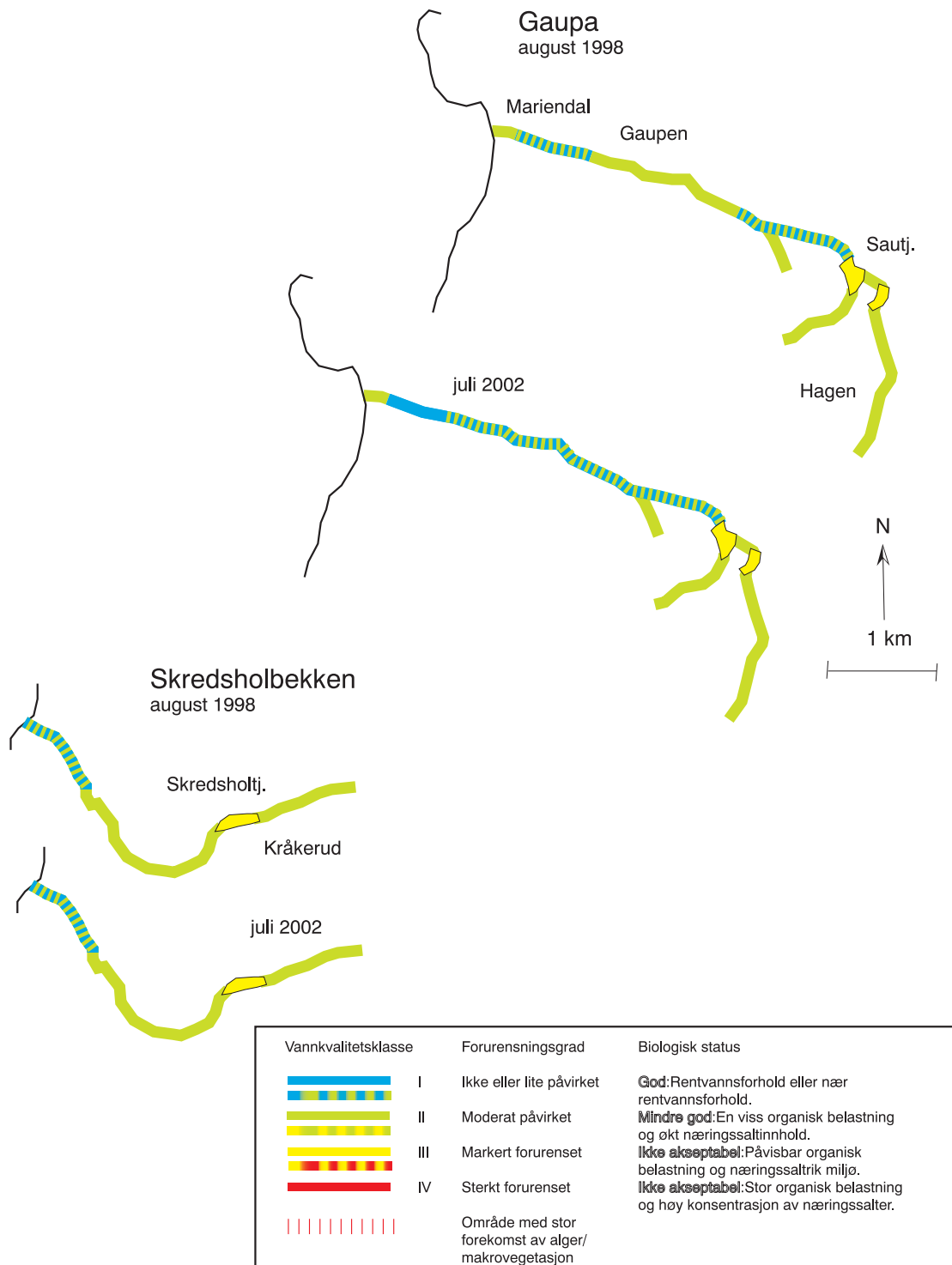
- Strekningen fra Skredsholtjernet ned til Dalby var overgjødset (Forurensningsklasse II), og der det var god lystilgang var det lokalt, stor forekomst av fastsittende alger. Miljøkvaliteten ble vurdert som moderat men likevel i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- Den nederste del av Skredsholsbekken hadde best vannkvalitet, men var litt overgjødset (Forurensningsklasse I-II). Lokalt, der det var god lystilgang, var det uønsket stor tetthet av fastsittende alger. Generelt sett var det likevel god biologisk tilstand i denne del av bekken og miljøkvaliteten ble vurdert som akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- Hele Skredsholsbekken var mer eller mindre påvirket av leire- og jordpartikler og/eller sand som dekket bunnen i kulpene og i mer stilleflytende partier. I regnrrike perioder og i våravsmeltingen er det også stor partikkeltransport i bekken. Dette forringer levevilkårene (habitatet) for flora og fauna. Årsaken til den økte partikkelforekomsten er uttransport av jordpartikler og sand fra dyrket mark og veier.
- Det ble ikke registrert markert og/eller sterkt forurensede bekkestrekninger og vi fant ikke langs selve bekken 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 leire- og jordtransport fra dyrket mark som var årsaken til de forurensningseffekter som ble observert. Unntak var Skredsholtjernet der utslippet fra det kommunale renseanlegget sannsynligvis er den største forurensningskilden.

Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål.

Resipientkapasiteten i Skredsholtjernet er for tiden klart overskredet og sannsynligvis vil enkelte bekkestrekninger bli direkte forurenset i perioder med lav vannføring. Tilførselen av leire- og jordpartikler samt sand er også uønsket stor. Vi har derfor vurdert miljøkvaliteten i Skredsholsbekken totalt sett som dårlig. Dvs. at den ikke var akseptabel og således ikke i samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål. Ytterligere reduksjon av tilførselen av forurensninger er derfor påkrevet.

Utvikling i forurensningssituasjonen fra 1998 til 2002.

Sammenlignes forurensningssituasjonen i Skredsholsbekken i 2002 med de forhold som ble registrert i 1998 (se Kjellberg 1999 og figur 6) så har det ikke skjedd noen større forandringer. I 2002 var likevel bekken betydelig mer belastet med sand samt leire- og jordpartikler sammenlignet med forholdene i 1998.



Figur 6. Forurensningssituasjonen i Gaupa og Skredsholbekken i august 1998 og i juli 2002 vurdert ut fra biologisk status.

3.1.9 Kroksrudbekken

Bakgrunnsdata

Naturlig nedbørsfelt: 9,5 km².

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

Berggrunn og løsmasser: Kalkstein og skifer overdekket med næringsrik (basisk) morenejord.

Fiskeforekomst: I bekken er det ørekyte, harr og til tider ørret. Tidligere fantes det også niauge i bekken. I selve utløpsosen er det av og til gjedde, abbor, mort, vederbuk, laue, lake, ferskvannsulke og nipigget stingsild. Kroksrudbekken var tidligere en viktig gytebekk for mjøsharr. Det går til tider også opp mjøsørret i bekken, men det er usikkert om ørreten gyter eller har gytt i bekken.

Nedbørsfelt: Kroksrudbekken er ca. 7 km lang og avvanner skog og store til dels sammenhengende jordbruksområder med spredt bosetting i området rundt Kroksrud nord for Mengsol. Bekken munner ut i Mjøsa i Ringsakerfjorden like nord for Hagastua. Bekken benyttes til jordvanning og kan i tørkeperioder på sommeren gå helt tørr.

Forurensningskilder: Potensielle og vedvarende forurensningskilder er i første rekke utsig av boligkloakk og gråvann fra spredt bebyggelse, husdyrgjødsel fra gjødselkjellere, spillvann fra melkerom, pressaft fra siloer og avrenning (jord-/leirepartikler, næringsalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark.

Forurensningseffekter som resultat av økt tilførsel av næringsalter (overgjødning), lett nedbrytbart organisk stoff (forråttelse/saprobiering) og tarmbakterier (fekal forurensning) samt tilslamming står derfor sentralt.

Forurensningseffekter som økt forekomst av fastsittende alger, vannmoser og vannplanter (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av heterotrof begroing som sopp, bakterier og ciliater (forråttelse/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 Kroksrudbekken er at vannkvalitetstilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering) og at den biologiske tilstand skal være god eller mindre god. Videre at rekrutteringsmulighetene for mjøsharren blir opprettholdt og forbedret, samt at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart. Det er også et mål at vassdraget kan brukes til rekreasjon (inkl. barnelek), fritidsfiske, jordvanning, resipient og som drikkevann for vilt og bufe. Videre er det viktig at vassdraget blir bevart som et positivt innslag i landskapet og at kantvegetasjonen kan opprettholdes som viltbiotop og viltkorridorer.

Forurensningssituasjon og biologisk status.

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

- Øvre del av Kroksrudbekken, unntatt en mindre tilrennende skogsbekk, som var lite påvirket av forurensninger (Forurensningsklasse I), var moderat overgjødning (Forurensningsklasse II). Her var det økt forekomst og tetthet av næringsaltkrevende fastsittende trådformete grønnalger og da særlig på lokaliteter med stor lystilgang.

Miljøkvaliteten ble vurdert som mindre god, men likevel i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

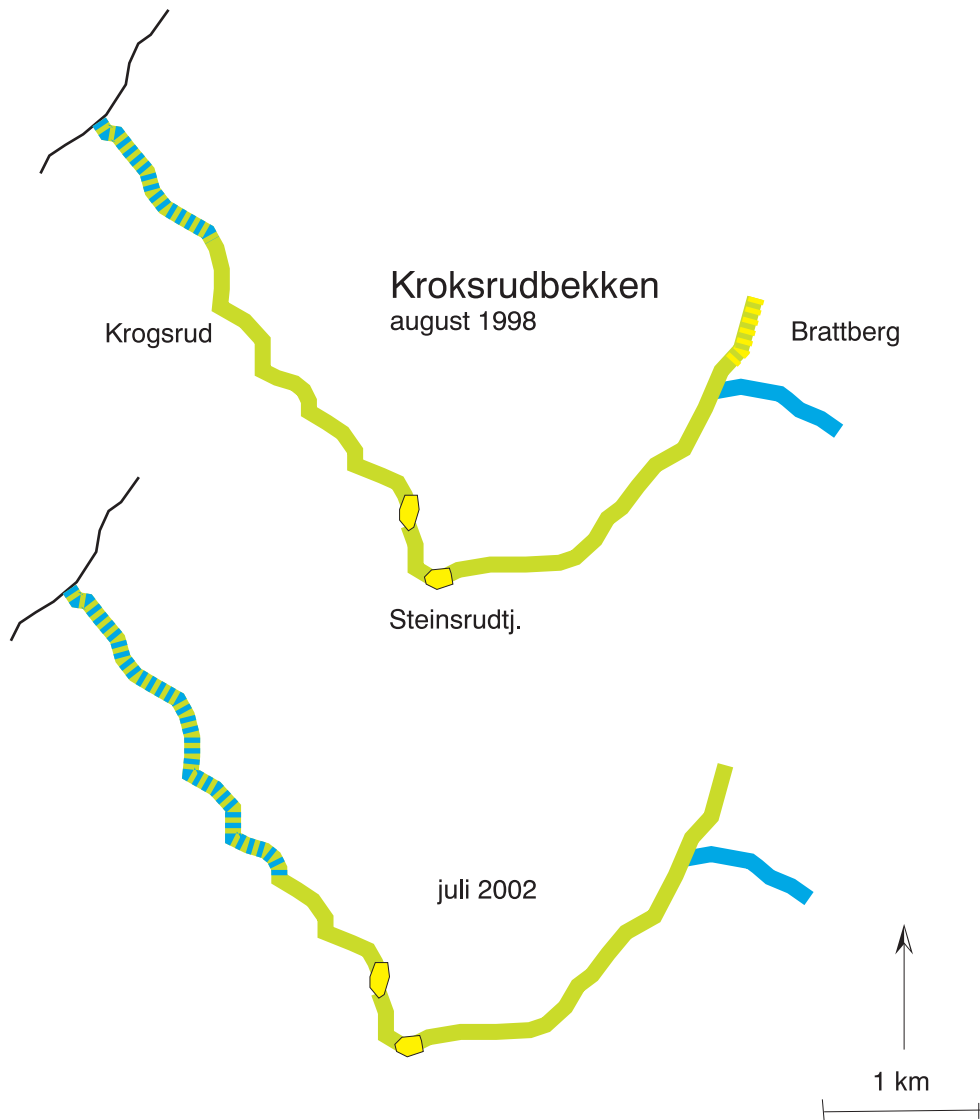
- Steinsrudtjernet og Lønnetjernet var markert overgjødset (Forurensningsklasse III) og hadde vegetasjonsfarget vann og stor forekomst av vannplanter langs strendene. Den biologiske tilstand i tjernene ble vurdert som dårlig dvs. at miljøkvaliteten ikke var akseptabel i forhold til fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- Bekkestrekningen fra Steinsrudtjernet ned til Kroksrud var moderat overgjødset og hadde uønsket stor forekomst av fastsittende alger særlig på lokaliteter der det var god lystilgang.
- Nederste delen av Kroksrubbekken var noe overgjødset (Forurensningsklasse I-II). Rent lokalt der det var god lystilgang var det økt forekomst av fastsittende alger.
- Kroksrubbekken var til stor grad 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 også stor partikkeltransport i bekken. Dette forringer levevilkårene (habitatet) for flora og fauna. Årsaken til den økte partikkelforekomsten er uttransport av jordpartikler og sand fra dyrket mark og veier.
- 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 separatanlegg i spredt bosetting, husdyrstaller, siloanlegg samt særlig lekkasje av næringsalter samt leire- og jordtransport fra dyrket mark som var årsaken til de forurensningseffekter som ble observert.






Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål.

Resipientkapasiteten i Krokerudbekken er for tiden noe overskredet og sannsynligvis vil enkelte bekkestrekninger bli direkte forurenset i perioder med lav vannføring. Videre er tilførselen av leire- og jordpartikler samt sand uønsket stor. 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 1998 til 2002.

Sammenlignes forurensningssituasjonen i Kroksrubbekken i 2002 med de forhold som ble registrert i 1998 (se Kjellberg 1999 og figur 7) så har det ikke skjedd noen større forandringer. Bekkens øverste del ved Brattsberg hadde likevel blitt noe reinere. Videre var bekken i 2002 betydelig mer belastet med sand samt leire- og jordpartikler sammenlignet med forholdene i 1998.



Vannkvalitetsklasse	Forurensningsgrad	Biologisk status
	I Ikke eller lite påvirket	God: Rentvannsforhold eller nær rentvannsforhold.
	II Moderat påvirket	Mindre god: En viss organisk belastning og økt næringssaltinnhold.
	III Markert forurenset	Ikke akseptabel: Påvisbar organisk belastning og næringssaltrik miljø.
	IV Sterkt forurenset	Ikke akseptabel: Stor organisk belastning og høy konsentrasjon av næringssalter.
	Område med stor forekomst av alger/ makrovegetasjon	

Figur 7. Forurensningssituasjonen i Kroksrudbekken i august 1998 og i juli 2002 vurdert ut fra biologisk status.

3.1.10 Aktuelle tiltak og tilrådinger for å bedre forholdene i bekkene.

En forutsetning for at de befarte bekker skal få og i fremtiden kunne opprettholde akseptabel miljøkvalitet er at tilførselen av næringssalter (spesielt fosfor) og særlig leire- og jordpartikler samt sand ytterligere reduseres. Det er også viktig at vassdragene sikres en tilstrekkelig minstevannføring da vannføringen har stor betydning for miljøforholdene i bekkene. Dette fordi effektene av foreliggende forurensningstilførsler kan bli kraftig forsterket i flere av bekkene ved lav vannføring.

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i bekkenes nedbørsfelt må derfor videreføres og forbedres. Hovedinnsatsen må fortsatt settes inn mot overløpsdrift og lekkasjer i det kommunale kloakkanlegg samt 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 "akuttutslipp" fra melkerom, gjødselkjellere, frittliggende lagringsplasser for husdyrgjødsel og siloanlegg. Prosjekt "Miljømål i landbruket" vil her være et viktig tiltak som høyst sannsynlig vil bidra til å forbedre forholdene på gårdsbrukene. Det er også viktig at en iverksetter tiltak som kan redusere uttransport og lekkasje av rester fra sprøytemidler, næringssalter og ikke minst leire- og jordpartikler samt sand fra dyrket mark. Det er også ønskelig med tiltak som kan begrense uttransport av jord og sand fra veier.

Det er derfor viktig at Ringsaker kommune utfører skjerpet kontroll av sine kloakkanlegg, separate kloakkanlegg i spredt bebyggelse, dyrestaller (dvs. melkerom og gjødselkjellere), siloanlegg samt 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 sprøytemiddelsrester, næringssalter og særlig sand samt leire- og jordpartikler i forbindelse med gjødselspredning og jordbearbeiding. I øvrig henvises til tilrådinger til tiltak gitt i NIVA-rapp. Løpenr. 3819-98 (Kjellberg 1998).

Videre er det meget viktig at bekkene 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 vanndirektiv og ny lov om vann og vassdrag setter bl.a. krav til dette, dvs at de strandnære områder skal vernes mest mulig.

Det bør gjennomføres elfiskeregistreringer i de bekker som benyttes eller tidligere har vært benyttet som rekrutteringslokaliteter for mjøsharr og mjøsørret. I forbindelse med fiskeregistreringene vurderes også behov for biotopforbedringstiltak. Det bør også utføres tiltak så at mjøsharren og mjøsørreten kan passere foreliggende vandringshinder.

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

3.2 Vannkvalitet og biologiske forhold i innsjøer

Rådata fra Kroksjøen, Sjusjøen, Grunna og Ljøsvann er stilt sammen i tabeller i vedlegg A (siktedyp, visuell vannfarge og vannkjemi), vedlegg B (planteplankton) og vedlegg C (dyreplankton) bak i rapporten. Figurer som viser variasjon og prosentvis sammensetning av planteplankton i de ulike innsjøer er gitt i teksten i figur 8, 9, 10 og 11.

3.2.1 Kroksjøen (882 m.o.h.)

Bakgrunnsdata.

Kroksjøen ligger i Ringsakerfjellet. Nedbørfeltet er på 46,7 km², og består av fjellområder inklusive to større innsjøer (Reinsvatnet og Melsjøen) som begge er regulert. Feltet ligger i hovedsak mellom 880 – 900 m.o.h. og inkluderer større myrområder som er med på å prege vannkvaliteten. Spesifikk avrenning i området er ca. 21 l/s, km², år. Et stort nedbørfelt i forhold til innsjøens begrensede volum gjør at oppholdstiden bare er noen uker. Innsjøen har en overflateareal på 0,98 km². Største dyp er på 4 meter og middeldypet er beregnet til ca 2 meter. Kroksjøen er regulert 3 meter og vannet tappes via elveutløpet. Fiskefaunen består av ørret, sik og ørekyte. I senere tid har det også kommet inn gjedde i vassdraget (trolig sat ut i Reinsvatnet), men det er uklart om det fortsatt er gjedde i Kroksjøen. Naturgitt fiskefauna er ørret.

Turisme og fritidsaktiviteter knyttet til hytter er en betydelig brukerinteresse i Kroksjøen. De fleste hytter ligger sør-vest for innsjøen. Det er begrensede bademuligheter langs innsjøen så fritidsfiske og båtferdsel er de klart viktigste aktiviteter. Kroksjøen er også resipient for diffus avrenning fra hytteområdene. Videre er det på sommeren mye beitedyr i området like ved innsjøen.

Forurensningskilder.

Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder av betydning i nærområdet til Kroksjøen er utsig av gråvann fra hytteområdene og eventuelt utsig fra kloakkdeponering samt tilsig av husdyrurin og fra husdyrfekalier. For videre informasjon henvises til rapport "Ringsaker kommune. Tilstands- og situasjonsbeskrivelse, avløp. 1995".

Forurensningseffekter som overgjødning (eutrofiering) og økt forekomst av tarmbakterier (fersk fekal forurensning) står sentralt og er viktige vurderingsparametre. Vi bør her også nevne at innsjøens produksjonsevne har blitt betydelig redusert som resultat av reguleringen som medfører at store arealer blir tørrlagt på sen vinteren (se Rognerud et al. 1995).

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Kroksjøen er at innsjøen mest mulig skal ha en vannkvalitet og biologisk tilstand som er i nær samsvar med forventet naturtilstand dvs. at en har som mål å bevare naturgitt sammensetning av arter (biodiversitet) samt til tross for reguleringen opprettholde en så god produksjonsevne som mulig. Det er bl.a. viktig at innsjøen har akseptabel vannkvalitet for rekreasjonsformål og da spesielt som fiskevann. En viss næringsstofftilførsel og herved økt produksjonsevne utover den naturgitte kan derfor aksepteres. Dvs. at en kan akseptere at innsjøen er noe næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand. Videre er det viktig at Kroksjøen inkludert strandsone/kantvegetasjon blir bevart som et viktig innslag som "naturperle" i landskapet.

Resultater og vurderinger fra undersøkelser i 2002.

Vanntemperatur

Vanntemperaturene som ble registrert i Kroksjøen er vist i tabell 2. Kroksjøen er grunn og til tider kraftig vindpåvirket. Dette fører til at hele vannmassen ofte sirkulerer og det er bare i

perioder med varmt vær og lite vind det etableres en mer markert og kortvarig ("diurn") temperatursjiktning. I solrike, varme og vindstille perioder blir temperaturen i overflatevannet som regel godt over 20 °C.

Tabell 1. Temperaturobservasjoner (°C) i Kroksjøen i sommeren 2002.

Dyp	19. juli	21. august	20. september
0,5 meter	16,5	18,0	9,2
1 meter	16,5	18,0	9,2
2 meter	16,5	18,0	9,2
3 meter	16,5	18,0	9,2

Siktedyp og visuell vannfarge.

I Kroksjøen ble det registret lavt siktedyp med registreringer i området 2,0 – 2,2 meter og vannet var markert brunfarget. Lavest siktedyp var det i juli og september. Innsjøen var markert humuspåvirket og det brunfargete vannet reduserte siktbarheten. De algemengder som ble registret påvirket også siktedypet og da særlig i juli da det var relativt stor tetthet av planteplankton. I hovedsak var det likevel det brunfargete vannet (dvs. humusinnholdet) som bestemte siktedypet i Kroksjøen i sommersesongen 2002. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan siktedypet klassifiseres som "mindre god".

Vannkjemi.

Kroksjøen var markert humuspåvirket og hadde svakt surt brunfarget vann med lavt saltinnhold. (Konduktivitetsverdier > 3,00 mS/m vurderes her som lave). Bufferevnen mot tilførsel av surt vann bedømmes som relativt god med en alkalitet i overkant av 0,05 mekv/l. Dette er i samsvar med forventet naturtilstand. Fosfor- og til dels også nitrogenkonsentrasjonen var relativt sett høye og klart høyere en forventet naturtilstand. Fosforkonsentrasjonen varierte med verdier i området 15,5 – 26,7 µg tot-P/l og nitrogenkonsentrasjonen lå i området 294 - 420 µg tot-N/l. Registrerte konsentrasjoner av fosfor og nitrogen viste at Kroksjøen var nærings saltforurenset. Påvirkningsgraden vurdert utfra fosforkonsentrasjonen bedømmes som "moderat forurenset".

Tabell 2. Kjemiske analyseresultater fra Kroksjøen i sommeren 2002. Verdiene er gitt som middelverdi og variasjonsbredde.

Parameter	Middelverdi	Variasjonsbredde
Surhetsgrad pH	6,4	6,3 – 6,5
Alkalitet mekv/l	0,063	0,056 – 0,069
Konduktivitet mS/m	1,4	1,25 – 1,42
Fargetall mg Pt/l	53	49 – 56
Totalfosfor µg P/l	21,5	15,5 – 26,7
NO ₃ µg N/l	5	<5 – 7
Totalnitrogen µg N/l	369	294 – 420
TOC µg C/l	5,8	5,2 – 6,4
Klorofyll-a µg/l	8,0	4,9 – 11,0

Utfra SFT's klassifisering av tilstand kan parametrene klassifiseres som følger:

- pH tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Fargetall tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god til Dårlig".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Total organisk karbon tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".

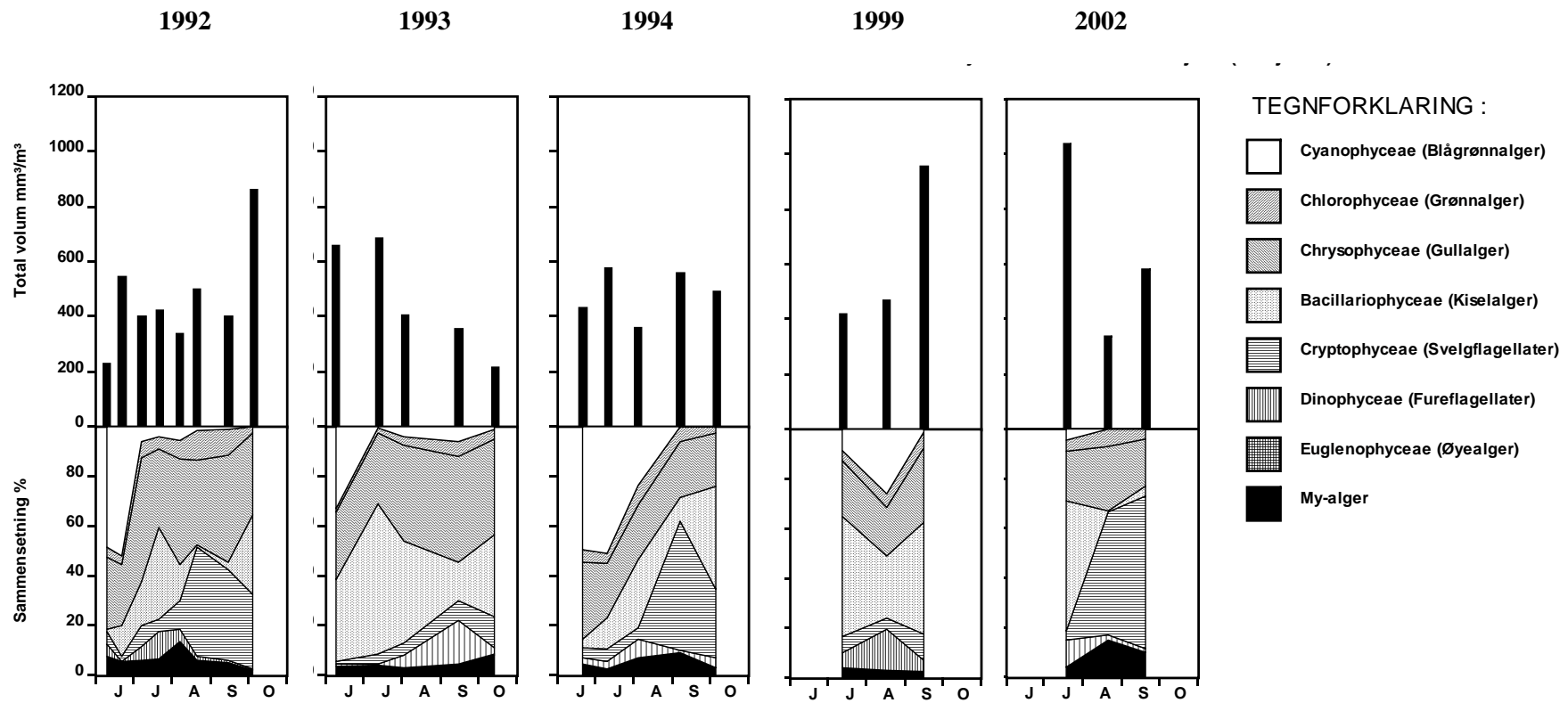
Jevnfør vi resultatene fra 2002 med tidligere vannanalyser fra perioden 1992 – 1994 (Rognerud et al. 1995) og 1999 (Kjellberg 2000) så synes det ikke å ha skjedd noen større og vedvarende endringer av vannkvaliteten. Muligens har nitrogenkonsentrasjonen økt noe, men for å kunne verifisere dette må det tas vannprøver over flere år.

Planteplankton.

Kroksjøen hadde et relativt artsrikt planteplankton dominert av gullalger, kiselalger og svelgflagellater med arter som er vanlig forekommende i næringsfattige (oligotrofe) og noe næringsforurensede innsjøer. Klar indikasjon på økt næringssalttilførsel og økt tilgang på næringssalter (særlig av fosfor) i de frie vannmasser forelå ved at både gjennomsnittsstørrelsen og maksimal biomasse var klart høyere en forventet naturtilstand. Videre var det tegn på algeblomst av cyanobakterien (blågrønnalgen) *Anabaena planctonica*, samt relativt sett stor forekomst av de storvokste stavformete kiselalgene *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata* samt svelgflagellaten *Cryptomonas cf. erosa*. Dette er også tegn på mer næringsrike forhold (se Brettum 1989). Kroksjøen ble derfor vurdert som noe næringsrik (oligomesotrof) og klassifisert som moderat overgjødslet. Kroksjøen har imidlertid en vannkvalitet som gjør at den ligger nær overgangssonen til forhold som er typiske i middels næringsrike (mesotrofe) innsjøer.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyllmålingene. Det ble registrert tot. klorofyll *a*-konsentrasjoner i området 4,9 – 11,0 µg/l og gjennomsnittlig konsentrasjon ble beregnet til 8 µg/l. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan klorofyllkonsentrasjonene betegnes som "Mindre god til Dårlig" og vannet i Kroksjøen vurderes som mindre egnet til friluftsbad og rekreasjon men som egnet for fritidsfiske (se Andersen et al. 1997).

sammenligner vi resultatene fra 2002 med tidligere planteplanktonundersøkelser fra perioden 1992 – 1994 og 1999 så har det generelt sett ikke skjedd noen større forandringer. En bør likevel notere at det var mindre forekomst av cyanobakterier (blågrønnalger) i 2002 sammenlignet med tidligere år.



Figur 8. Variasjoner i totalvolum og prosentvis sammensetning av planteplanktongrupperne i Kroksjøen i perioden 1992 – 2002.

Dyreplankton.

Sommeren 2002 var det i likhet med forholdene i 1999 sparsomt med dyreplankton i Kroksjøens fri vannmasser. Størst forekomst hadde hjuldyrene *Kellicottia longispina*, *Polyarthra vulgaris*, *Polyarthra minor*, og *Conochilus spp.*, hoppekrepsene *Heterocope appendiculata* samt vannloppene *Holopedium gibberum*, *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*. Vi registrerte også forekomst av hjuldyrene *Asplanchna priodonta*, *Keratella cochlearis*, *Synchaeta spp.* og *Euchlanis sp.*, hoppekrepsene *Acanthodiptomus denticornis* og *Cyclops scutifer*, samt vannloppene *Daphnia cristata*, *Polyphemus pediculus* og *Chydorus spp.* Den registrerte dyreplanktonforekomsten bedømmes å være i nært samsvar med forventet naturtilstand og foreliggende fiskeforekomst. De relativt sett små mengdene av dyreplankton i Kroksjøen skyldes trolig stor gjennomstrømning og ”utspyling” av dyr fra den grunne innsjøen.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (fiskpredasjonen) overfor krepsdyreplanktonet bedømmes som ”Moderat” tilsvarende fiskpredasjonsklasse II i følge Løviks klassifiseringssystem. *Daphnia galeata* var dominerende ”dafnia”-art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 1,63 mm. Blant ”bosmidene var *Bosmina longispina* dominerende art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 0,74 mm. Størst beitetrykk var det i september. Sannsynligvis var det slik som var den viktigste planktonspiseren.

Sammenlignes resultatene fra 2002 med tidligere dyreplanktonundersøkelser fra perioden 1992 – 1994 og 1999 så synes det ikke å ha skjedd større forandringer og krepsdyreplanktonet har stort sett vært dominert av de samme arter.

3.2.2 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1999 til 2002.

sammenligner vi den biologiske status som ble registrert i Kroksjøen i 2002 med den biologiske status som ble påvist i 1999 (Kjellberg 2000) så har det ikke skjedd noe større og vedvarende forandringer. Innsjøen var likevel noe mer påvirket av overgjødning i sommeren 2002 sammenlignet med situasjonen i 1999. Videre var krepsdyreplanktonet mindre utsatt for beitepress fra fisk i 2002. Muligens kan den økte forekomsten av mer næringssaltkrevende planteplankton være en indikasjon på at Kroksjøen har blitt noe mer overgjødslet i de siste år. Vi må likevel ha en lengre tidsserie for å kunne stadfeste dette da vi kan regne med at det kan være betydelige og til dels naturgitte år til år variasjoner.

3.2.3 Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål

Resipientkapasiteten i Kroksjøen er noe redusert p.g.a. reguleringen (se Rognerud et al. 1995). I 2002 var resipientkapasiteten klart overskredet, og miljøkvaliteten var ikke i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Det skal bl.a. små tilførsler av næringssalter til før en betydelig algevekst er resultatet.

En forutsetning for at Kroksjøen skal kunne få og på sikt kunne opprettholde akseptabel biologisk tilstand og ønsket miljøkvalitetsmål er at tilførselen av særlig fosfor ytterligere begrenses.

3.2.4 Aktuelle tiltak og tilrådinger

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet til Kroksjøen må videreføres og om mulig forbedres. Det er derfor viktig at hytteeierne foretar tiltak som mest mulig reduserer tilførselen av kloakk og særlig gråvann til Kroksjøen og tilrennende vassdrag (diffus avrenning). Det er bl.a. viktig at en ikke bruker rengjøringsmidler som inneholder fosfor. En bør også vurdere tiltak som kan redusere utsig av næringssalter fra tidligere kloakdeponier. Videre er det viktig at kommunen ved landbruksetaten i samarbeide med

landbruket (dyreeierne) vurderer tiltak som kan begrense tilførselen av næringssalter og tarmbakterier til Kroksjøen inklusive tilrennende bekker fra urin og fekalier fra husdyr som sommerstid beiter i området. For øvrig henvises til tilrådinger gitt i NIVA-rapp. Løpenr. 4169-2000 (Kjellberg 2000).

3.2.5 Sjusjøen (809 m.o.h.)

Bakgrunnsdata.

I Sjusjøens nedbørfelt, som har en areal på 64,2 km², finnes tre større innsjøer (Reinsvatnet, Melsjøen og Kroksjøen) som alle er regulert. Feltet ligger i hovedsak mellom 800 – 900 m.o.h. og inkluderer større myrområder som er med på å prege vannkvaliteten. Spesifikk avrenning i området er ca. 21 l/s, km², år. Et stort nedbørfelt i forhold til innsjøens volum gjør at oppholdstiden bare er et par måneder (0,26 år). Sjusjøen har en overflateareal på 1,15 km². Største dyp er på 22 meter og middeldypet er beregnet til 8,5 meter. Innsjøen er regulert 4,2 meter og fungerer som intaksmagasin for kraftverkene Tyria I og II. Fiskfaunen består av ørret, sik, ørekyte og abbor. I begynnelsen av 1980 kom det også inn gjedde i Sjusjøen og på 1990-tallet har det vært vanlig med gjeddefangster. Naturgitt fiskefauna er ørret og abbor. Innsjøen ble partielt rotenonbehandlet i 1990 og det ble da et godt ørretfiske i noen år.

Turisme og fritidsaktiviteter knyttet til hoteller, fjellstuer, butikker og hytter er en betydelig brukerininteresse i Sjusjøområdet, og aktiviteter som friluftsbading, båtsport og fiske står sentralt da det gjelder selve Sjusjøen. Hyttebebyggelsen i Sjusjøens nedbørfelt er blant de eldste og største i landet og det er over 1000 hytter som ligger nær innsjøen. Hoveddelen av bebyggelsen ligger nord/nordvest for innsjøen, og eventuelle forurensninger transporteres direkte til innsjøen og ikke via hovedtilløpet (Fjellelva). Den betydelige befolkningsskonsentrasjonen som tidvis finnes nær innsjøen vil være en permanent forurensningskilde for vassdraget. Sjusjøen og tilrennende vassdrag er derfor resipient for diffus avrenning og lekkasje/overløpsdrift i det kommunale ledningsnett. Videre er det på sommeren stor forekomst av beitedyr i området. I 1975/76 ble det bygget et renseanlegg for kloakk og gråvann fra hoteller, fjellstuer og butikker med utslipp i Sjusjøen. F.o.m. 1994 overføres kloakk og gråvann til renseanlegget i Lillehammer.

Kommunalt miljømål for Sjusjøen er at innsjøen skal ha akseptabel vannkvalitet for rekreasjonsformål og da spesielt som fiske-, båtsport- og badevann. Videre som et viktig innslag ”naturperle” i landskapet. En viss næringssalttilførsel og herved økt produksjonspotensiale utover den naturgitte kan derfor aksepteres. Dvs. at en kan akseptere at innsjøen er noe næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand.

Forurensningskilder.

Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder i nedbørsområdet til Sjusjøen er utslipp og lekkasje av boligkloakk og råvann fra det kommunale avløpsanlegget samt utslipp av gråvann fra hytter og fra turistanlegg som ligger like ved innsjøen. For videre informasjon henvises til Ringsaker kommune. Tilstands- og situasjonsbeskrivelse, avløp. 1995. På sommeren er det også mye beitedyr i området som kan tilføre innsjøen urin og utslipp fra fekalier.

Forurensningseffekter som overgjødning (eutrofiering) og økt forekomst av tarmbakterier (fersk fekal forurensning) står derfor sentralt og er viktige vurderingsparametre. Vi bør her også nevne at innsjøens produksjonsevne har blitt noe redusert som resultat av reguleringen (se Rognerud et al. 1995). Miljøkvaliteten i Sjusjøen vurderes derfor som mindre god.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Sjusjøen er at innsjøen mest mulig skal ha en vannkvalitet og biologisk tilstand som er i samsvar eller 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 Sjusjøen inkludert strandsone/kantvegetasjon blir bevart som et viktig innslag som "naturperle" i landskapet.

Resultater og vurderinger fra undersøkelsene i 2002.

Vanntemperatur.

Vanntemperaturen som ble registrert i Sjusjøen er vist i tabell 3. Innsjøen er til tider kraftig vindpåvirket. Det etableres derfor som regel ikke noe markert sprangskikt i innsjøen og de overste vannlag har som regel relativt sett lav sommertemperatur. Videre blir det lettere utskifting av vann i de dypere lag.

Tabell 3. Temperaturobservasjoner (°C) i Sjusjøen i sommeren 2002.

Dyp	19. juli	21. august	20. september
0,5 meter	16,6	19,2	11,2
1 meter	16,6	19,0	11,2
2 meter	16,5	18,8	11,2
3 meter	14,5	18,0	11,2
4 meter	14,1	15,8	11,2
5 meter	13,8	15,5	11,2
6 meter	13,5	13,8	11,2
8 meter	13,1	13,2	11,2
10 meter	12,0	10,9	11,1
15 meter	9,0	10,1	11,0

Siktedyp og visuell vannfarge.

I Sjusjøen ble det registrert lavt siktedyp med siktedyp i området 2,7 – 3,2 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 Sjusjøen i sommersesongen 2002, men mengden 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 2002 var stort sett i samsvar med tidligere målinger av siktedypet som ble foretatt av Rognerud et al. (1995) i 1992-94.

Vannkjemi.

Sjusjøen var i sommerperioden 2001 markert humuspåvirket og hadde svakt surt brunfarget vann med relativt høy konsentrasjon av organisk karbon. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som god med alkalitet over 0,05 mekv/l. Vannet hadde videre lavt saltinnhold (konduktivitetsverdier < 3,0 mS/m vurderes som lave). Konsentrasjonen av fosfor (opp til 28 µg/l) og tot. klorofyll-*a* (opp til 7 µg/l) var klart høyere en forventet naturtilstand og viste at Sjusjøen var næringssaltforurenset og innsjøen ble vurdert som moderat overgjødset tilsvarende mesotrof 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 planteplankton (klf. A) en man kunne forvente ut fra fosforkonsentrasjonen. Middelerdi og variasjonsbredde for de ulike parametere er gitt i tabell. 4.

Tabell 4. Kjemiske analyseresultater fra Sjusjøen i sommeren 2002. Verdiene er gitt som middelerverdi og variasjonsbredde.

Parameter	Middelerverdi	Variasjonsbredde
Surhetsgrad pH	6,4	6,3 – 6,4
Alkalitet mekv/l	0,062	0,052 – 0,068
Konduktivitet mS/m	1,30	1,25 – 1,49
Fargetall mg Pt/l	58	47 – 71
Totalfosfor µg P/l	19,7	15,3 – 27,9
NO ₃ µg N/l	5	<5 – 8
Totalnitrogen µg N/l	248	244 – 253
TOC µg C/l	5,5	5,2 – 5,8
Klorofyll- <u>a</u> µg/l	6,1	5,3 – 7,3

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

- pH tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Fargetall tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god" til "Dårlig".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "Meget god".
- Total organisk karbon tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".

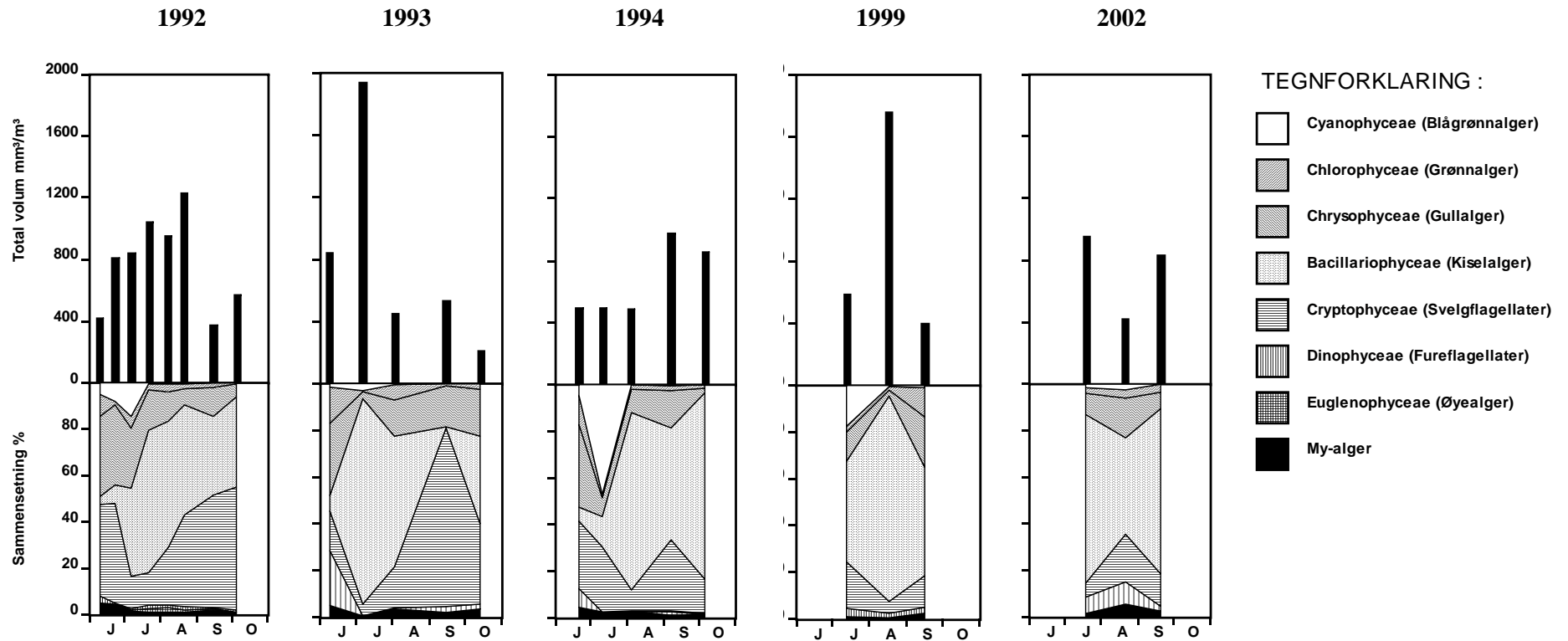
Sammenligner vi den vannkvalitet som ble registrert i Sjusjøen i 2002 med registreringene fra 1992-94 (Rognerud et al. 1995) og 1999 (Kjellberg 2000) så har det ikke skjedd noen større og vedvarende forandringer.

Planteplankton.

Sjusjøen hadde et relativt artsrikt planteplankton dominert av storvokste stavformete kiselalger. Algearter tilhørende gruppene gullalger og svelgflagellater var også vanlig forekommende, mens grupper som cyanobakterier (blågrønnalger), grønnalger, fureflagellater og My-alger hadde mer sparsom forekomst. Algesamfunnet var dominert av arter vi finner i næringsfattige og moderat overgjødslete innsjøer. Større algemengde og større forekomst av mer næringssaltkrevende arter en forventet naturtilstand viste at det var økt tilgang på næringsalter (særlig fosfor) i de fri vannmasser i Sjusjøen. Gjennomsnittsbioassen ble beregnet til 0,7 gram /m³, og maks. totalbiomasse var 1,0 gram/m³. Mer næringssaltkrevende arter som hadde økt forekomst var særlig de storvokste stavformete kiselalgene *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata* samt svelgflagellaten *Cryptomonas cf. erosa*. Dette tilsvarte middels næringsrike forhold og Sjusjøen ble vurdert som mesotrof.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyll-målingene. Det ble registrert moderat høye tot. klorofyll a-konsentrasjoner med verdier i området 5,3 – 7,3 µg/l. Gjennomsnittskonsentrasjonen ble beregnet til 6,1 µg/l. Vi bør likevel nevne at klorofyllinnholdet i kiselalger som bl.a. *Asterionella* og *Tabellaria* er relativt lavt sammenlignet med andre algegrupper. Oppblomstring av stavformete kiselalger gir derfor som regel ikke så stort utslag på klorofyllkonsentrasjonen som bioassen skulle tilsvare. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan klorofyll-konsentrasjonen i Sjusjøen betegnes som "Mindre God" og vannet i Sjusjøen bedømmes som mindre egnet til friluftsbad og rekreasjon men som egnet til fritidsfiske (Andersen et al. 1997).

Sammenlignes resultatene fra 2002 med tidligere planteplanktonundersøkelser fra perioden 1992 – 1994 og 1999 så synes det ikke å ha skjedd noen større forandringer. Biodiversitet, algebiomasse og klorofyllkonsentrasjon var stort sett lik de forhold som ble registrert ved de tidligere undersøkelsene.



Figur 9. Variasjoner i totalvolum og prosentvis sammensetning av planteplanktongruppene i Sjusjøen i perioden 1992 – 2002.

Dyreplankton.

I Sjusjøens fri vannmasser var det i sommeren 2002 et rikt og variert dyreplankton med en sammensetting av arter som var i nært samsvar med forventet naturtilstand og forekommende fiskeforekomst. Blant hjuldyrene var det størst forekomst av arter som *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *Polyarthra minor* og *Conochilus spp.* Vanlig forekommende var også *Synchaeta spp.*, *Ploesoma hudsoni* og *Trichocerca sp.*

Krepsdyrplanktonet var dominert av hoppekrepsen *Cyclops scutifer* og vannloppene *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina*. Vanlig forekommende var også hoppekrepsen *Heterocope appendiculata* samt vannloppene *Holopedium gibberum*, *Daphnia galeata* og *Bosmina longirostris*.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (fiskpredasjonen) overfor krepsdyrplanktonet ble vurdert som "Sterk" 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. 0,66 mm. Sannsynligvis var det stor forekomst av yngre abbor (0+ og/eller1+) samt sik som var årsaken til det store beitetrykket.

Sammenligner vi resultatene fra 2002 med tidligere dyreplanktonundersøkelser fra perioden 1992 – 1994 og 1999 så har beitetrykket fra fisk økt hvilket har medført til at størrelsen av voksne hunner av enkelte vannlopper har blitt redusert. Videre var nå *Daphnia cristata* den dominerende "dafnien". I øvrig var det ikke noen større forandringer.

3.2.6 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1999 til 2001.

Sammenligner vi den biologiske status som ble registrert i Sjusjøen i 2002 med den biologiske status som ble påvist i 1999 (Kjellberg 2000) så har det ikke skjedd noen store forandringer. Innsjøen var likevel mindre overgjødset i sommeren 2002 sammenlignet med situasjonen i 1999. Videre var de planktonlevende krepsdyrene mer utsatt for beitepress fra fisk i 2002. Redusert mengde kan være en indikasjon på at Sjusjøen har blitt mindre 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 Sjusjøen var overskredet, og det skal små tilførsler av næringssalter (spes. fosfor) til før en betydelig algevekst og økt forekomst av blågrønnalger og algeblomstring er resultatet.

En forutsetning for at Sjusjøen skal kunne nå og i fremtiden kunne opprettholde akseptabel biologisk tilstand og ønsket miljøkvalitetsmål er at tilførselen av næringssalter (særlig fosfor) blir redusert.

3.2.8 Aktuelle tiltak og tilrådinger

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet til Sjusjøen 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 det kommunale avløpsanlegget, turistbedrifter og hytter. Det er bl.a. viktig at en ikke bruker rengjøringsmidler som inneholder fosfor. En bør også vurdere tiltak som kan redusere utslipp av næringssalter fra tidligere kloakdeponier. Videre er det viktig at kommunen ved landbruksetaten i samarbeide med landbruket (dyreeierne) vurderer tiltak som kan begrense tilførselen av næringssalter og tarmbakterier til Sjusjøen inklusive tilrennende bekker fra urin og fekalier fra husdyr som sommerstid beiter i området. For øvrig henvises til tilrådinger gitt i NIVA-rapp. Løpenr. 4169-2000 (Kjellberg 2000).

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

3.2.9 Grunna (793 m.o.h.)

Bakgrunnsdata.

Grunna ligger i Ringsakerfjellet i et område med to store hyttefelter (Grunnåsen, Ljøsheim). Innsjøens rekreasjonsverdi og da særlig som fiskevann er derfor stor. Det finnes ørret og ørekyte i innsjøen. Grunnas betydning som resipient for diffus avrenning må også nevnes. Den betydelige befolkningkonsentrasjonen som tidvis finnes i området vil være en permanent forurensningstrussel for vannkvaliteten i innsjøen. Forurensningseffekter som fekal forurensning (forekomst av ferske tarmbakterier og risiko for forekomst av sykdomsfremkallende bakterier og virus) og overgjødning (uønsket stor forekomst av planteplankton og/eller fastsittende alger og vannplanter) står her sentralt. I tillegg kommer forsuring (tap av biodiversitet og produksjonsevne). Nedbørfeltet er dominert av middels nærings- og kalkfattig Brøttumsandstein (NGU's geologiske landsoversikt). Videre avvanner tilrennende bekker store myrarealer. Dette bidrar til at Grunna fra naturens side har surt (pH<7), humøst og tydelig brunfarget vann med lav bufferevne. Grunna er derfor følsom for tilførsel av surt vann (forsuring). Stort innhold av humus vil likevel til en viss grad redusere eventuelle skadeeffekter overfor flora og fauna ved å redusere gifteffektene fra metallforbindelsene (Bækken og Aanes 1990, Bergqvist et al. 1992). Innsjøen dreneres via Grunnbekken til Åsta og videre ut i Glomma. Grunnbekken er en viktig gytebekk for ørret.

Med hensikt å forbedre levevilkorene for ørret samt hindre at det skal oppstå kroniske forsuringsskader på flora og fauna i Grunna og Grunnbekken har innsjøen årlig blitt kalket f.o.m. 1994.

Forurensningskilder.

Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder i nedbørsområdet til Grunna er utsig av gråvann fra hytteområdene og eventuelle utsig fra kloakkdeponering samt tilsig av husdyrurin og fra husdyrfekalier. For videre informasjon henvises til Ringsaker kommunes rapport "Tilstands- og situasjonsbeskrivelse, avløp. 1995".

Forurensningseffekter som overgjødning (eutrofiering) og økt forekomst av tarmbakterier (fersk fekal forurensning) står derfor sentralt og er viktige vurderingsparametre.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Grunna er at innsjøen skal ha en vannkvalitet og biologisk tilstand som er nær forventet naturtilstand (se kap. 1.2 i innledningen). Videre at innsjøen skal være en god lokalitet for fritidsfiske- og friluftsbad. Det er også viktig at Grunna inkludert strandsone/kantvegetasjon blir bevart som et viktig innslag som "naturperle" i landskapet og som en viktig viltlokalitet.

Resultater og vurderinger fra undersøkelser i 2002.

Vanntemperatur.

Vanntemperaturen som ble registrert i Grunna er vist i tabell 5. Innsjøen er vindpåvirket. Det etableres derfor som regel ikke noe markert sprangskikt i Grunna og de øverste vannlag får som regel relativt sett lav sommertemperatur. Videre blir det stort utskiftning av vann i de dypere lag.

Tabell 5. Temperaturobservasjoner ($^{\circ}\text{C}$) i Grunna i sommeren 2002.

Dyp	19. juli	21. august	20. september
0,5 meter	17,2	19,5	9,4
1 meter	17,2	19,4	9,4
2 meter	16,6	19,1	9,4
4 meter	14,4	19,1	9,4
5 meter	13,8	19,1	9,4

Siktedyp og visuell vannfarge.

Grunnas nedbørsfelt består (som nevnt tidligere) i hovedsak av store myrområder. Dette gjør at innsjøen tilføres mye humusforbindelser. Grunna er derfor strekt humuspåvirket med markert brunfarget vann og lavt siktedyp. Innsjøen er videre vindeksponert og grunn noe som ytterligere bidrar til tidvis å gjøre vannet humus- og partikkelrikt ved at bunnsedimentet lett virvles opp i de fri vannmasser. Sommeren 2002 hadde Grunna et siktedyp i området 2 – 3 meter og vannet var markert brunfarget. Dette var i samsvar med forventet naturtilstand. Vurdert ut fra SFT's klassifiseringsystem bedømmes tilstanden ut fra siktedypet som "Mindre god" til "Dårlig". Egnetheten til friluftsbad og fritidsfiske vurderes som egnet til mindre egnet.

Vannkjemi.

Grunna var i sommerperioden 2002 markert humuspåvirket og hadde svakt surt brunfarget vann med relativt høy konsentrasjon av organisk karbon. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som god med en alkalitet større en 0,05 mekv/l. Kalkingen har således gitt ønsket effekt. Vannet hadde videre lavt saltinnhold (konduktivitetsverdier $< 3,0$ mS/m vurderes som lave). Konsentrasjonen av fosfor (opp til 23 $\mu\text{g/l}$) var klart høyere en forventet naturtilstand og viste at Grunna var næringssaltforurenset. Den høye konsentrasjonen av fosfor kan muligens også ha sin forklaring i at det var stort partikkelinnhold i vannmassene da prøvene ble tatt. Dette pga. vind. Nitrogenkonsentrasjonen var middels høy med konsentrasjoner i området 210 – 376 $\mu\text{g N/l}$. 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 hadde betraktelig mindre planteplankton (klf. A) en man kunne forvente ut fra fosforkonsentrasjonen. Middelerverdi og variasjonsbredde for de ulike parametere er gitt i tabell. 6.

Tabell 6. Kjemiske analyseresultater fra Grunna i sommeren 2002. Verdiene er gitt som middelerverdi og variasjonsbredde.

Parameter	Middelerverdi	Variasjonsbredde
Surhetsgrad pH	6,6	6,2 – 7,0
Alkalitet mekv/l	0,098	0,053 – 0,181
Konduktivitet mS/m	1,60	1,115 – 2,44
Fargetall mg Pt/l	71	65 – 80
Totalfosfor $\mu\text{g P/l}$	18,9	14,1 – 23,0
NO_3 $\mu\text{g N/l}$	< 5	< 5 – 5
Totalnitrogen $\mu\text{g N/l}$	274	210 – 376
TOC $\mu\text{g C/l}$	7,3	7,0 – 7,7
Klorofyll-a $\mu\text{g/l}$	3,2	2,9 – 3,7

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

- pH tilsvarte tilstandsklasse "Meget god" til "God"
- Alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Fargetall tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".

- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "Meget god" til "God".
- Total organisk karbon tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".

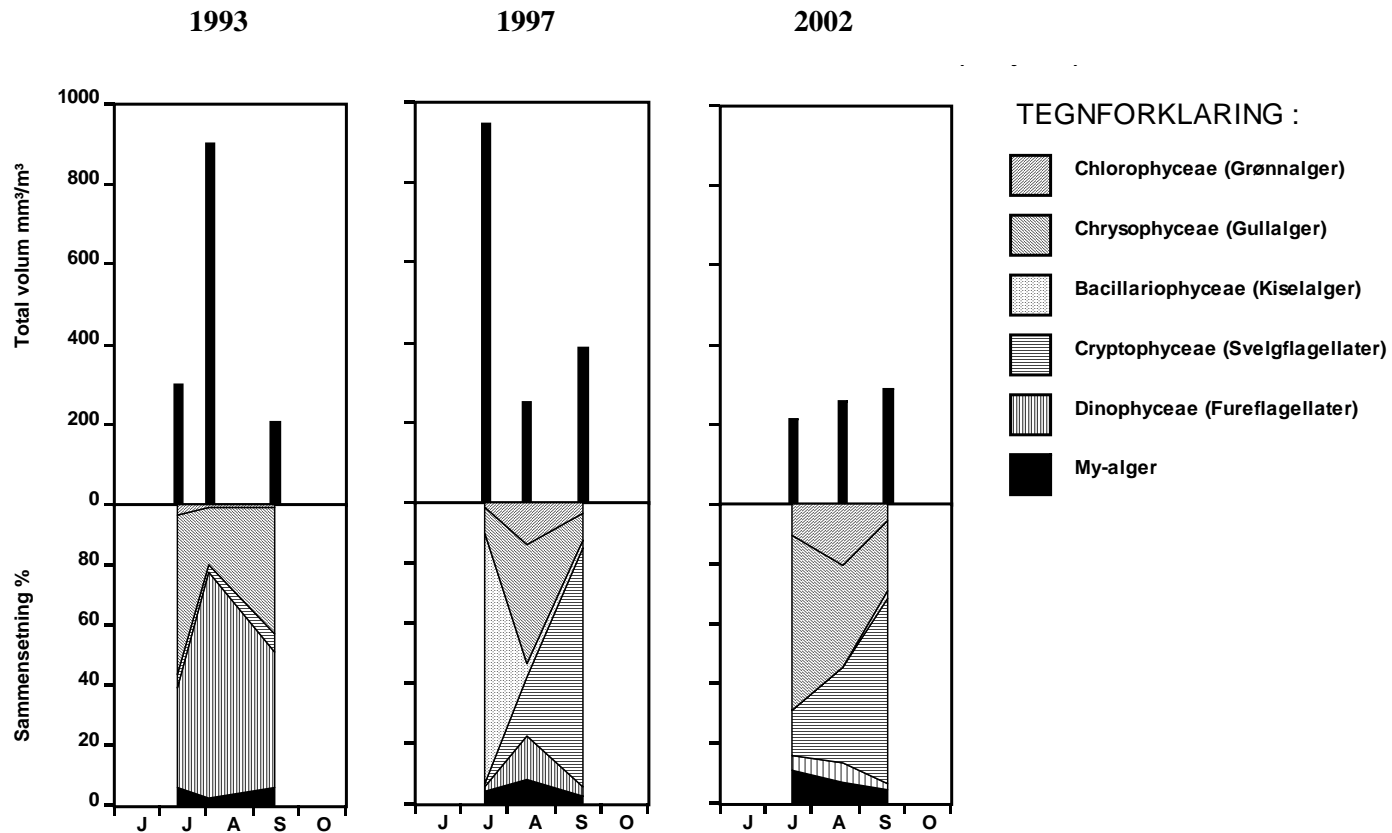
Sammenligner vi den vannkvalitet som ble registrert i Grunna 2002 med de forhold som ble registrert i 1993 og 1997 (Kjellberg 1998) så har det ikke skjedd noen større og vedvarende forandringer.

Planteplankton.

Planteplanktonet i Grunna, som var dominert av gullalger og svelgflagellater, kan betegnes som middels artsrikt. I hovedsak bestod planteplanktonet av arter som er vanlig forekommende i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer og flere av de registrerte arter betegnes som gode indikatorer på oligotrof miljø (se Brettum 1989). Relativt stor forekomst av svelgflagellatene *Cryptomonas erosa* og *Rhodomonas lacustris* kan muligens indikere noe økt næringssalttilførsel. Biomassen av planteplankton (algemengden) var også i samsvar med oligotrof tilstand (se Brettum 1989). Gjennomsnittsbiomassen ble beregnet til 0,25 gram /m³, og maks. totalbiomasse var 0,29 gram/m³. Dvs. at Grunna høyst sannsynlig hadde et planteplanktonsamfunn i nært samsvar med forventet naturtilstand.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyllmålingene. Det ble registrert lave tot. klorofyll *a*-konsentrasjoner med verdier i området 2,9 – 3,7 µg/l. Gjennomsnittskonsentrasjonen ble beregnet til 3,2 µg/l hvilket er i samsvar med næringsfattige (oligotrofe) forhold. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan klorofyllkonsentrasjonen i Grunna betegnes som "God" og vannet i Grunna bedømmes ut fra algetettheten som egnet til friluftsbad og rekreasjon og som godt egnet til fritidsfiske (Andersen et al.1997).

Sammenligner vi forekomsten av planteplankton i 2002 med de forhold som ble registrert i 1993 (Rognerud et al. 1995) og 1997 (Kjellberg 1998) så synes Grunna ha vært mindre overgjødslet i 2002. Bl.a. mindre forekomst av den storvokste stavformete kiselalgen *Asterionella formosa* samt lavere algebiomasse i 2002 indikerte dette.



Figur 10. Variasjoner i totalvolum og prosentvis sammensetning av planteplanktongruppene i Grunna i perioden 1993-2002.

Dyreplankton.

Det var rik forekomst av dyreplankton med en sammensetting av arter (biodiversitet) som var i samsvar med forventet naturtilstand og foreliggende fiskeforekomst. Hjuldyresamfunnet var dominert av *Kellicottia longispina* og arter tilhørende slekten *Polyathra*. Videre registrerte vi forekomst av *Conochilus spp.*, *Asplanchna priodonta* og *Keratella cochlearis*.

Krepsdyrsamfunnet var dominert av hoppekrepsene *Heterocope appendiculata* samt vannloppene *Daphnia longispina* og *Bosmina longispina*. Videre var hoppekrepsen *Heterocope saliens* samt vannloppene *Holopedium gibberum*, *Daphnia cristata*, *Bosmina longerostris* og *Polyphemus pediculus* tidvis vanlig forekommende. Forekomst av mer storvokste arter som særlig hoppekrepsen *Heterocope saliens* og vannloppen *Daphnia longispina* indikerte lavt beitetrykk fra fisk.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (ørekyte og ørret) ble vurdert som "Liten" tilsvarende fiskpredasjonsklasse I i følge Løviks klassifiseringssystem. *Daphnia longispina* var dominerende "dafnia"-art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 2,02 mm. Blant "bosmidene" var *Bosmina longispina* dominerende art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på ca. 0,77 mm.

Sammenligner vi forekomsten av dyreplankton i 2002 med de forhold som ble registrert i 1997 (Kjellberg 1998) så har det ikke skjedd noen store forandringer. Beitetrykket fra fisk var likevel noe mindre i 2002 sammenlignet med forholdene i 1997. Videre registrerte vi i 2002 forekomst av vannloppene *Daphnia cristata* og *Polyphemus pediculus*. Disse ble ikke påvist i 1997.

3.2.10 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1997 til 2001.

Sammenligner vi den biologiske tilstand som ble registrert i Grunna i 2002 med den biologiske tilstand som ble påvist i 1997 (Kjellberg 1998) så var innsjøen mindre overgjødset i 2002. Minket forekomst av særlig den storvokste stavformete kiselalgen *Asterionella formosa* og noe mindre forekomst av svelgflagellaten *Rhodomonas lacustris* viste dette. Muligens kan dette være en indikasjon på at Grunna nå har blitt mindre overgjødset. Vi må likevel ha en lengre tidsserie for å kunne stadfeste dette da vi kan regne med at det forekommer naturgitte år til år variasjoner.

3.2.11 Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål

Resipientkapasiteten i Grunna ble vurdert som akseptabel og innsjøen har for tiden generelt sett god biologisk tilstand i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

En forutsetning for at Grunna også i fremtiden kan opprettholde akseptabel miljøkvalitet og ønsket miljøkvalitetsmål er at tilførselen av fekale tarmbakterier og næringsalter (særlig fosfor) ikke øker.

3.2.12 Aktuelle tiltak og tilrådinger

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet til Grunna må videreføres og om mulig forbedres. Det er derfor viktig at hytteeierne foretar tiltak som mest mulig kan redusere tilførselen av kloakk og gråvann fra hyttefeltene. Det er bl.a. viktig at en ikke bruker hygiene- og rengjøringsmidler som inneholder fosfor. Videre bør landbruksetaten i kommunen sammen med dyreeierne vurdere å gjennomføre tiltak som kan begrense tilførsel og utsig fra fekalier fra bufe. Det er også viktig at en fortsetter å kalke innsjøen, men dette må til vær tid behovsprøves ut fra de biologiske forhold. En må også bruke kalk med lavt innhold av fosfor. For øvrig henvises til tilrådinger gitt i NIVA-rapp. Løpenr. 3819-98 (Kjellberg 1998).

3.2.13 Ljøsvann (818 m.o.h.)

Bakgrunnsdata.

Ljøsvann, som ligger i Ringsakerfjellet, har et nedbørfelt på 1,4 km² som til stor del utgjøres av store myrområder. Innsjøarealet er på 0,32 km². Ljøsvann berøres av et stort hytteområde ved Ljøsheim samt hyttebebyggelse langs innsjøens søndre del. Videre er det til tider stor fritidsaktivitet samt mye beitedyr i området. Lokale forurensningskilder av betydning er utsig av gråvann fra hytteområdene og eventuelle utsig fra kloakkdeponering samt tilsig av husdyrurin og husdyrfekalier. Dette medfører til økt næringssaltbelastning og fekal forurensning. Videre er innsjøen påvirket av forsurening og blir derfor kalket i forbindelse med kalkingsplanen for Hedmark. Ljøsvann ble for første gang kalket i 1989. Deretter har innsjøen blitt kalket årlig med ca 30 tonn f.o.m. 1994. Fiskfaunan består av abbor, ørekyte og ørret. Tidligere var innsjøen et rent ørretvann. Abbor ble utsatt på slutten av 1980-tallet.

Forurensningskilder.

Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder i nedbørsområdet til Ljøsvann er utsig av gråvann fra hytteområdene og eventuelle utsig fra kloakkdeponier samt tilsig av husdyrurin og fra husdyrfekalier. 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 og er viktige vurderingsparametre. Vi bør her også nevne at innsjøens produksjonsevne har blitt redusert som resultat av reguleringen (se Rognerud et al. 1995).

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt miljømål for Ljøsvann er at innsjøen skal ha akseptabel vannkvalitet for rekreasjonsformål og da spesielt som fiske- og badevann. Videre som et viktig innslag som "naturperle" i landskapet. En viss næringssalttilførsel og herved økt produksjonspotensiale utover den naturgitte kan derfor aksepteres. Dvs. at en kan akseptere at innsjøen er noe næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand. Videre må en forhindre at innsjøen påføres forurensningsskader og herved redusert produksjonsevne.

Resultater og vurderinger fra undersøkelsene i 2002.

Vanntemperatur.

Vanntemperaturen som ble registrert i Ljøsvann er vist i tabell 7. Innsjøen ligger så den er sterkt vindpåvirket. Det etableres derfor som regel ikke noe markert sprangsjikt i innsjøen, men i vindstille perioder kan det utvikles en kortvarig (diurn) skiktning. De overste vannlag kan da få en vanntemperatur som overstiger 20 °C.

Tabell 7. Temperaturobservasjoner (°C) i Ljøsvann i sommeren 2002.

Dyp	19. juli	21. august	20. september
0,5 meter	16,5	19,2	9,7
1 meter	16,5	19,1	9,7
2 meter	15,2	19,1	9,7
3 meter	-	18,1	9,7
4 meter	-	-	9,7
5 meter	14,5	15,6	-

Siktedyp og visuell vannfarge.

I Ljøsvann ble det registrert lavt siktedyp med verdier i området 2,0 – 2,4 meter og vannet var sterkt brunfarget. Lavest siktedyp var det i juli og september. Innsjøen var markert humuspåvirket og det brunfargete vannet bidrog i stor grad til at siktdypet ble redusert. De

algemengder som ble registret reduserte også siktedypet noe. I hovedsak så var det likevel brunfargen (dvs. humusinnholdet) som hadde størst betydning for siktedypet i Ljøsvann i sommeren 2002. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan siktedypet klassifiseres som "mindre god".

Vannkjemi.

Ljøsvann var markert humuspåvirket og hadde svakt surt markert brunfarget vann med lavt saltinnhold. (Konduktivitetsverdier < 3,00 mS/m vurderes her som lave). Bufferevnen mot tilførsel av surt vann bedømmes som god med en alkalitet overstigende 0,05 mekv/l. Kalkingen har således gitt ønsket resultat. Særlig fosfor-, men også nitrogenkonsentrasjonene var høye og betydelig høyere en forventet naturtilstand. Fosforkonsentrasjonen varierte i området 33 - 38 µg tot-P/l og nitrogenkonsentrasjonen i området 304 - 364 µg tot-N/l. Registrerte konsentrasjoner av fosfor og nitrogen viste at Ljøsvann var overgjødset. Påvirkningsgraden vurdert ut fra fosforkonsentrasjonen bedømmes som "sterkt forurenset".

Tabell 8. Kjemiske analyseresultater fra Ljøsvann i sommeren 2002. Verdiene er gitt som middelverdi og variasjonsbredde.

Parameter	Middelverdi	Variasjonsbredde
Surhetsgrad pH	6,6	6,5 – 6,7
Alkalitet mekv/l	0,095	0,078 – 0,126
Konduktivitet mS/m	1,80	1,53 – 2,14
Fargetall mg Pt/l	70	68 – 75
Totalfosfor µg P/l	35,8	33,6 – 38,0
NO ₃ µg N/l	<5	<5
Totalnitrogen µg N/l	338	304 – 364
TOC µg C/l	6,7	6,2 – 7,4
Klorofyll-a µg/l	10,3	7,1 – 14,0

Ut fra SFT's 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 "Dårlig".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Total organisk karbon tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god til Dårlig".

Sammenligner vi den vannkvalitet som ble registret i Ljøsvann 2002 med de forhold som ble registrert i 1997 (Kjellberg 1998) og 1999 (Kjellberg 2000) så har det ikke skjedd noen større forandringer unntatt at det var noe lavere konsentrasjon av fosfor og klorofyll a i 2002.

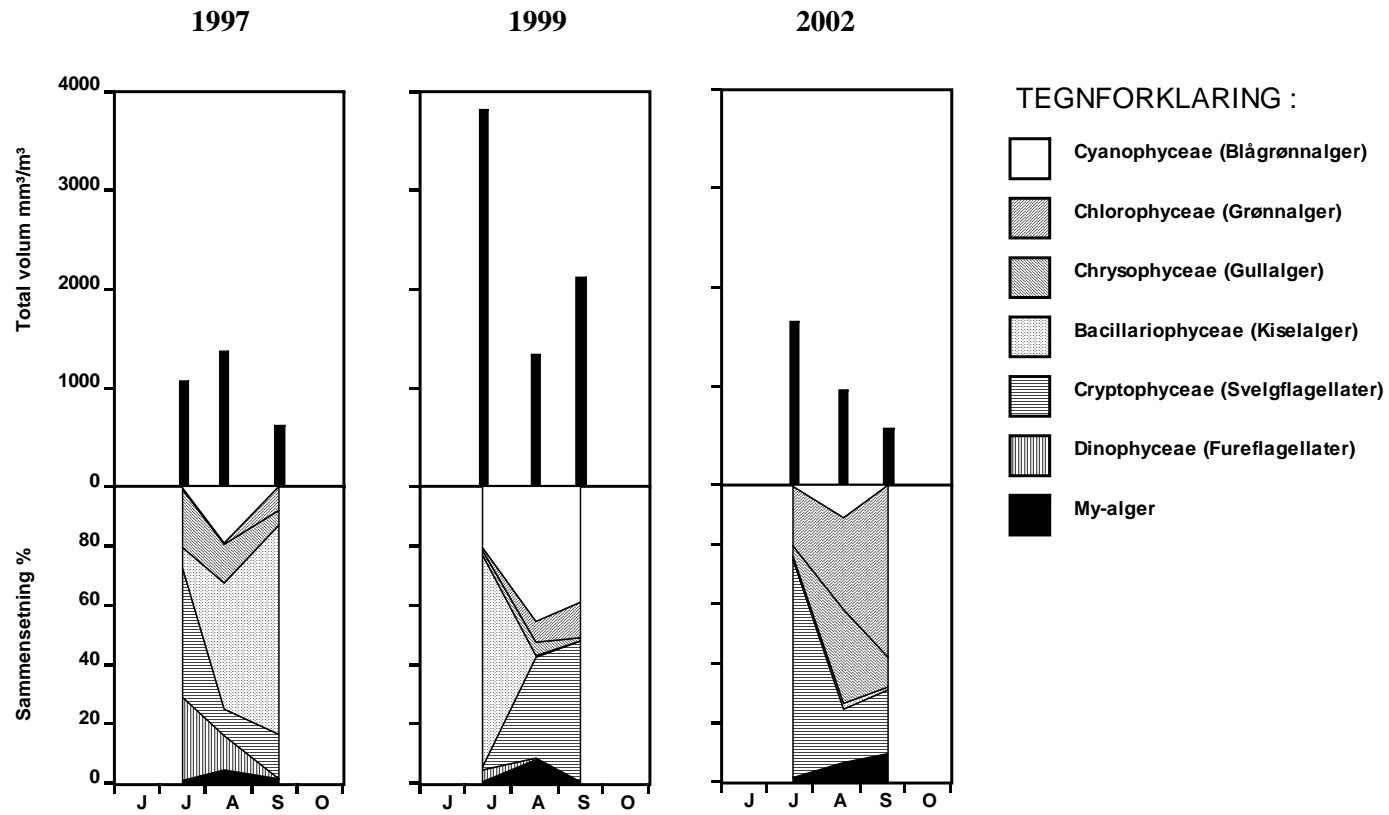
Planteplankton.

Ljøsvann hadde et middels artsrikt planteplankton som var dominert av arter tilhørende gruppene grønnalger, gullalger og svelgflagellater. Relativt høy total algebiomasse med verdier i området 0,6 – 1,7 gram våtvekt/m³ og med en gjennomsnittsstørrelse på 1,1 gram våtvekt/m³, samt til tider stor forekomst av mer næringssaltkrevende arter som cyanobakterien (blågrønnalgen) *Anabaena planctonica*, grønnalgen *Pandorina morum* samt svelgflagellatene *Cryptomonas erosa* og *Rhodomonas lacustris* viste at Ljøsvann hadde økt tilgang på næringssalter i de fri vannmasser (se Brettum 1989). I september var det markert vannblomst av cyanobakterien *Anabaena planctonica*. Videre kan vi nevne at svelgflagellatene *Cryptomonas curvata* betegnes som en god indikator på mer næringssaltrik miljø da den som her i september forekommer i større antall. Ljøsvann ble vurdert som moderat overgjødset

tilsvarende mesotrof tilstand og innsjøen hadde klart større forekomst av planteplankton enn forventet naturtilstand og fastsatt kommunalt miljøkvalitetsmål.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyllmålingene. Det ble registrert relativt høye tot. klorofyll *a*-konsentrasjoner med verdier i området 7 – 14 µg/l. Den gjennomsnittlige klorofyllkonsentrasjonen ble beregnet til 10,3 µg/l. Ut fra SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann kan klorofyllkonsentrasjonen betegnes som "Dårlig" og vannet i Ljøsvann betegnes som ikke egnet til friluftsbad og rekreasjon og som mindre egnet til fritidsfiske (Andersen et al. 1997).

Sammenligner vi forekomsten av planteplankton i 2002 med de forhold som ble registrert i 1997 (Kjellberg 1998) og 1999 (Kjellberg 2000) så synes Ljøsvann ha vært mindre overgjødslet i 2002. Mindre tetthet av cyanobakterien (blågrønnalger) *Anabaena planctonica* og de storvokste stavformete kiselalgene *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata* samt lavere algebiomasse i 2002 indikerte dette.



Figur 11. Variasjoner i totalvolum og prosentvis sammensetning av planteplanktongruppene i Ljøsvann i perioden 1997-2002.

Dyreplankton.

Dyreplanktonet i Ljøsvanns frie vannmasser var dominert av hjuldyrene *Asplanchna priodonta*, *Conochilus spp.* og *Ascomorpha spp.* samt vannloppene *Ceriodaphnia quadrangula*, *Daphnia cristata* og *Bosmina longirostris*. I øvrig var det forekomst av hjuldyrene *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Synchaeta spp.*, *Polyarthra vulgaris*, *Polyarthra minor* samt hoppekrepsen *Mesocyclops leukarti* og vannloppene *Holopedium gibberum*, *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*. Ut fra forventet naturtilstand skulle en forvente at hoppekrepsene *Cyclops scutifer* og *Heterocope appendiculata* skulle ha vært vanlig forekommende i Ljøsvann. Også i 1997 og 1999 var det "unormal" krepsdyreforekomst i innsjøens frie vannmasser og i 1997 ble det bare registrert to krepsdyrarter; hoppekrepsen *Mesocyclops leukarti* og vannloppen *Bosmina longirostris*. Årsaken til den noe "unormale" krepsdyreforekomsten kan være stort predasjonstrykk fra småabbor i kombinasjon med til tider stort partikkel-/slamminnhold i vannmassen. Det senere var særlig markert i 1997 da innsjøen var nedtappet i hele sommersesongen (se Kjellberg 1998).

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (fiskepredasjonen) overfor krepsdyrene ble vurdert som "Meget sterk" tilsvarende fiskpredasjonsklasse V i følge Løviks klassifiseringssystem. *Daphnia cristata* var dominerende "dafnia"-art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 0,78 mm. Blant "bosmidene" var *Bosmina longirostris* dominerende art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på ca. 0.37 mm. Sannsynligvis var det i sommeren i 2002 stor forekomst av yngre abbor (0+ og/eller 1+) som var årsaken til det kraftige beitetrykket.

3.2.14 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1999 til 2002.

Sammenligner vi den biologiske tilstand som ble registrert i Ljøsvann i 2002 med den biologiske status som ble påvist i 1999 (Kjellberg 2000) så var innsjøen mindre overgjødslet i 2002. Redusert forekomst av særlig blågrønnalgene *Anabaena flos-aquae* og *Anabaena planctonica* indikerte dette. Muligens kan dette være en indikasjon på at Ljøsvann nå har blitt mindre påvirket av næringssaltforurensning. 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 overgjødslet innsjø som Ljøsvann (se Reynolds 1984). Sammenlignet med forholdene i 1999 så var beitepresset fra fisk overfor krepsdyrplanktonet noe større i 2002.

3.2.15 Vurdering av resipientkapasitet og oppnåelse av miljøkvalitetsmål

Resipientkapasiteten i Ljøsvann var overskredet og innsjøen har for tiden dårlig biologisk tilstand som ikke er i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

En forutsetning for at Ljøsvann skal få og i fremtiden kunne opprettholde akseptabel miljøkvalitet i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål er at tilførselen av fekale tarmbakterier og næringssalter (særlig fosfor) ytterligere begrenses. Videre er det også ønskelig at predasjonspresset overfor krepsdyrplanktonet fra fisk blir redusert.

3.2.16 Aktuelle tiltak og tilrådinger

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet til Ljøsvann må videreføres og forbedres. Det er derfor viktig at hytteeierne setter i verk tiltak som kan redusere tilførselen av kloakk og gråvann fra hyttefeltene. Det er bl.a. viktig at en ikke bruker hygiene- og rengjøringsmidler som inneholder fosfor. Videre bør landbruksetaten i kommunen sammen med dyreeierne gjennomføre tiltak som kan begrense tilførsel og utsig fra fekalier fra bufe. Det er også viktig at en fortsetter å kalke innsjøen, men dette må til vær tid behovsprøves ut fra de biologiske forhold. En må også bruke kalk med lavt innhold av fosfor. For øvrig henvises til tilrådinger gitt i NIVA-rapp. Løpenr. 3819-98 (Kjellberg 1998) og Løpenr. 4169-2000 (Kjellberg 2000).

Det er ønskelig at det tas ut mer fisk fra Ljøsvann. Det bør derfor foretas et prøvefiske i innsjøen og utarbeides en kultiverings- og driftsplan for fisk. Fjerner en all abbor og ørekyte og herved reetablerer innsjøen som et rent ørretvann vil sannsynligvis også vannkvaliteten kunne bli noe forbedret. Vi vil da få økt beiting fra storvokste vannlopper på planteplanktonet. Vi tilrår derfor at abboren og ørekyten blir fjernet eller at bestanden av disse blir kraftig fortynnet.

4. LITTERATUR.

- Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT- veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s.
- Brettum, P. 1992. Naturens Tålegrenser. Fagrapport nr. 28. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. NIVA-rapp., løpenr. 2800. 29 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.
- 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 undersøkelser i 1995, 1996 og 1997. DN-notat 1999-2. 55 s.
- Forseth, T. et al. 1997. Biologisk status i kalka innsjøer- vedleggsrapport for de enkelte innsjøene. NINA-Oppdragsmelding 509: 1-232.
- Faafeng, B., P. Brettum og D. Hessen. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofittilstanden i 355 innsjøer i Norge. NIVA-rapp. Løpenr. 2355. 64 s.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesientutkimuslaitoksen julkaisu 37, 1-91.
- Holtan, H. 1977. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr.7. Undersøkelser i 1976. NIVA-rapp. O-91/69. 45 s.
- 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., Hegge, O., Lindstrøm, E-A. og Løvik, J. E. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpeler. Årsrapport for 1998. NIVA-rapp. Løpenr. 4022-99. 88 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.
- Kjellberg, G. 2000. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 1999. NIVA-rapp. Løpenr. 4169-2000. 51 s.

- Kjellberg, G. 2006. Tiltaksorientert overvåkning av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 2001. NIVA-rapp. Løpenr. 4683-2006. 65 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.
- Lindstrøm, E-A., P. Brettum, S.W. Johansen og M. Mjelde. 2004. Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenser for forsuring. Effekter av kalking. NIVA-rapp. Løpenr. 4821-2004. 133 s.
- 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.
- Ringsaker kommune. 1995. Tilstands- og situasjonsbeskrivelse, avløp 1995.
- Rognerud, S. 1984. Sjusjøen og Vurrusjøen. Resultater av befaringer i 1984. Notat til Fylkesmannen i Hedmark.
- Rognerud, S., G. Kjellberg og P. Brettum. 1990. Sjusjøen i Hedmark. En undersøkelse av vannkvaliteten. NIVA-rapp. Løpenr. 2512.
- 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. Växtplanktonflora. 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. Siktedyp, vannfarge og kjemiske analyseresultater

Tabell A-1. Siktedyp, visuell vannfarge og kjemiske analyseresultater fra Sjusjøen, Kroksjøen, Grunna og Ljøsvann sommeren 2002. Kjemiprøvene er tatt som blandprøve fra dybdesjiktet 0-5 meter i Sjusjøen og fra 0 - 2 meter i Kroksjøen, Grunna og Ljøsvann.

Parameter	Lokalitet	Sjusjøen			Kroksjøen		
		19.7	21.8	20.9	19.7	21.8	20.9
Surhetsgrad (pH)		6,3	6,4	6,4	6,3	6,5	6,5
Alkalitet	mekv/l	0,052	0,067	0,068	0,056	0,069	0,065
Konduktivitet	mS/m	1,25	1,46	1,49	1,25	1,42	1,41
Fargetall	mg Pt/l	57	47	71	56	49	55
TOC	Mg C/l	5,2	5,8	5,6	5,2	5,7	6,4
Totalfosfor	µg P/l	15,9	15,3	27,9	15,5	22,2	26,7
NO ₃	µg N/l	<5	<5	8	<5	<5	7
Totalnitrogen	µg N/l	244	253	248	294	420	393
Total klorofyll a	µg/l	5,7	5,3	7,3	8,2	4,9	11,0
Siktedyp	meter	2,7	3,2	2,4	2,0	2,2	2,0
Vannfarge	visuelt	Brun	Brun-gul	Brun--gul	Brun	Brun-gul	Brun

Parameter	Lokalitet	Grunna			Ljøsvann		
		19.7	21.8	20.9	19.7	21.8	20.9
Surhetsgrad (pH)		6,2	6,5	7,0	6,5	6,6	6,7
Alkalitet	mekv/l	0,053	0,061	0,181	0,078	0,082	0,126
Konduktivitet	mS/m	1,11	1,26	2,44	1,53	1,72	2,14
Fargetall	mg Pt/l	80	67	65	75	68	68
TOC	Mg C/l	7,7	7,2	7,0	6,4	7,4	6,2
Totalfosfor	µg P/l	14,1	23,0	19,6	33,6	35,7	38,0
NO ₃	µg N/l	<5	<5	5	<5	<5	<5
Totalnitrogen	µg N/l	235	376	210	364	347	304
Total klorofyll a	µg/l	2,9	3,7	3,1	14,0	9,7	7,1
Siktedyp	meter	2,1	3,0	2,6	2,0	2,4	2,0
Vannfarge	visuelt	Brun	Brun-gul	Brun	Brun	Brun-gul	Brun

Vedlegg B. : Planteplankton

Tabell B-1. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Kroksjøen sommeren 2002.

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

	År	2002	2002	2002
	Måned	7	8	9
	Dag	19	21	20
	Dyp	0-2 m	0-2 m	0-2 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
Anabaena lemmermannii		34,3	.	.
Anabaena planctonica		10,8	.	.
Sum - Blågrønnalger		45,1	0,0	0,0
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Ankyra judayi		0,3	2,4	1,6
Ankyra lanceolata		7,3	16,6	5,6
Botryococcus braunii		.	.	4,2
Chlamydomonas sp. (l=12)		1,6	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)		5,0	2,1	.
Cosmarium phaseolus		5,3	.	.
Dictyosphaerium subsolitarium		.	1,0	1,3
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		0,5	.	.
Eutetramorus fottii		.	0,2	.
Gloeotila sp.		0,8	.	.
Gyromitus cordiformis		1,2	.	.
Koliella sp.		.	0,4	0,4
Lagerheimia genevensis		0,5	.	.
Monoraphidium contortum		1,9	0,2	7,2
Monoraphidium dybowskii		.	.	0,5
Oocystis submarina v.variabilis		.	0,7	0,8
Pandorina morum		6,7	.	.
Staurastrum gracile		6,4	.	.
Staurastrum lunatum		2,0	.	.
Staurastrum pseudopelagicum		2,0	.	.
Staurodesmus cuspidatus v.curvatus		2,1	.	.
Teilingia granulata		0,6	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)		2,0	.	.
Sum - Grønnalger		46,2	23,6	21,5
Chrysophyceae (Gullalger)				
Bicosoeca sp.		0,5	0,5	1,2
Bitrichia chodatii		0,7	0,7	1,4
Chromulina nebulosa		0,4	3,1	.

Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	0,4	6,7	9,3
Chrysidiastrum catenatum	22,3	.	.
Craspedomonader	0,5	0,4	.
Dinobryon bavaricum	10,7	.	.
Dinobryon bavaricum v.vanhoeffenii	6,0	.	.
Dinobryon borgei	0,2	.	.
Dinobryon crenulatum	0,8	.	0,8
Kephyrion boreale	0,8	.	.
Kephyrion sp.	0,2	0,1	.
Løse celler Dinobryon spp.	0,4	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	4,2	10,7
Mallomonas caudata	6,6	.	.
Mallomonas crassisquama	15,6	.	3,9
Mallomonas punctifera (M.reginae)	65,5	.	.
Mallomonas spp.	2,5	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	6,0	6,6	8,6
Små chrysomonader (<7)	52,0	55,3	55,1
Spiniferomonas sp.	0,4	1,6	.
Store chrysomonader (>7)	15,5	7,8	20,7
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	0,9	.	.
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0,3	0,3	.
Ubest.chrysophyceae	.	0,2	.
Sum - Gullalger	209,1	87,4	111,7

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	11,7	.	15,7
Aulacoseira alpigena	14,3	2,3	4,5
Cyclotella comta v.oligactis	0,3	.	.
Fragilaria crotonensis	1,1	.	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	.	2,8
Rhizosolenia longiseta	0,5	.	.
Tabellaria fenestrata	517,9	.	1,2
Sum - Kiselalger	545,8	2,3	24,2

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Chroomonas sp.	.	3,2	57,2
Cryptomonas cf.erosa	8,0	12,6	45,3
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	1,1	9,0
Cryptomonas marssonii	.	5,4	93,3
Cryptomonas sp. (l=15-18)	4,0	2,7	5,3
Cryptomonas sp. (l=20-22)	.	8,4	25,4
Cryptomonas spp. (l=24-30)	1,5	1,0	4,0
Katablepharis ovalis	9,8	17,9	9,5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	5,2	73,8	46,9
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	4,0	41,1	61,0
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	1,4	.
Sum - Svelgflagellater	32,4	168,5	357,0

Dinophyceae (Fureflagellater)

Gymnodinium cf.lacustre	6,4	6,4	8,5
Gymnodinium cf.uberrimum	79,2	.	.
Gymnodinium fuscum	20,0	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	3,2	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	4,4	.	.

Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	1,0	.	.
Ubest.dinoflagellat	.	.	1,1
Sum - Fureflagellater	114,1	6,4	9,5
Euglenophyceae (Øyealger)			
Trachelomonas volvocina	.	0,3	.
Sum - Øyealger	0,0	0,3	0,0
My-alger			
My-alger	45,5	51,1	57,7
Sum - My-alge	45,5	51,1	57,7
Sum totalt :	1038,2	339,6	581,7

Tabell B-2. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Sjusjøen sommeren 2002.

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

	År	2002	2002	2002
	Måned	7	8	9
	Dag	19	21	20
	Dyp	0-5 m	0-5 m	0-5 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
Anabaena flos-aquae		6,8	7,8	.
Anabaena planctonica		6,7	2,0	.
Sum - Blågrønnalger		13,5	9,8	0,0
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Ankistrodesmus falcatus		.	.	0,4
Ankyra judayi		0,4	.	1,1
Ankyra lanceolata		2,1	1,1	9,3
Botryococcus braunii		1,4	.	.
Carteria sp. (l=6-7)		1,9	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)		.	1,6	3,2
Chlamydomonas sp. (l=8)		0,3	2,4	1,1
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		.	0,2	.
Eudorina elegans		.	0,5	.
Gyromitus cordiformis		1,2	0,3	0,5
Lagerheimia genevensis		0,8	0,5	0,3
Micractinium pusillum		.	.	0,7
Monoraphidium contortum		0,2	0,8	1,3
Oocystis submarina v.variabilis		.	0,4	0,3
Pandorina morum		3,8	.	.
Paulschulzia pseudovolvox		0,6	.	.

Spermatozopsis exsultans	.	.	0,2
Staurastrum gracile	1,6	4,0	8,0
Staurastrum pseudopelagicum	.	.	1,2
Staurodesmus cuspidatus v.curvatus	0,5	0,5	.
Staurodesmus indentatus	1,4	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	6,0	2,0	.
Sum - Grønnalger	22,2	14,3	27,5

Chrysophyceae (Gullalger)

Bitrichia chodatii	0,8	.	1,3
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	2,7	0,7	0,2
Chrysidiastrum catenatum	5,6	.	.
Chrysococcus spp.	0,5	.	.
Craspedomonader	4,8	2,0	1,3
Dinobryon bavaricum	4,8	.	.
Dinobryon borgei	0,5	.	.
Dinobryon crenulatum	1,6	.	.
Kephyrion boreale	0,5	.	.
Kephyrion sp.	0,1	0,1	.
Løse celler Dinobryon spp.	0,5	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	2,1	0,5	26,2
Mallomonas caudata	12,6	22,4	.
Mallomonas crassisquama	0,6	.	0,3
Mallomonas punctifera (M.reginae)	0,6	.	0,6
Mallomonas spp.	8,0	.	2,4
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	4,8	5,3	1,2
Små chrysomonader (<7)	26,9	23,4	19,5
Store chrysomonader (>7)	8,6	17,2	4,3
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	2,0	.	1,7
Ubest.chrysophyceae	0,7	.	0,7
Sum - Gullalger	89,2	71,7	59,7

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	373,0	159,8	559,2
Aulacoseira alpigena	3,5	2,1	11,0
Fragilaria sp. (l=40-70)	.	.	0,1
Rhizosolenia longiseta	.	0,8	.
Tabellaria fenestrata	312,2	11,6	18,6
Tabellaria flocculosa	1,2	.	.
Sum - Kiselalger	689,9	174,2	588,9

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptomonas cf.erosa	15,9	41,8	49,2
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	1,4	2,4	5,0
Cryptomonas marssonii	1,3	2,2	2,6
Cryptomonas spp. (l=24-30)	.	.	2,0
Katablepharis ovalis	6,0	3,6	18,8
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	14,4	15,9	22,5
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	18,9	21,5	19,9
Sum - Svelgflagellater	57,9	87,3	120,0

Dinophyceae (Fureflagellater)

Gymnodinium cf.lacustre	.	2,1	1,4
Gymnodinium cf.uberrimum	46,2	23,1	13,2

Gymnodinium fuscum	.	4,0	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	0,5	8,6	0,5
Peridinium sp. (l=15-17)	.	2,0	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	5,0	.	.
Peridinium willei	18,0	.	.
Ubest.dinoflagellat	1,1	.	.
Sum - Fureflagellater	70,7	39,8	15,1
Euglenophyceae (Øyealger)			
Trachelomonas volvocina	.	1,0	2,3
Sum - Øyealger	0,0	1,0	2,3
My-alger			
My-alger	13,8	22,6	19,8
Sum - My-alge	13,8	22,6	19,8
Sum totalt :	957,2	420,7	833,3

Tabell B-3. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Grunna sommeren 2002.

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

	År	2002	2002	2002
	Måned	7	8	9
	Dag	19	21	20
	Dyp	0-2 m	0-2 m	0-2 m
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Ankyra judayi		7,9	29,7	3,7
Ankyra lanceolata		2,8	5,3	0,7
Botryococcus braunii		.	1,8	.
Chlamydomonas sp. (l=12)		0,7	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)		0,5	.	.
Crucigenia quadrata		0,6	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		0,5	0,2	1,3
Euastrum denticulatum		0,4	.	.
Gyromitus cordiformis		.	0,1	.
Monoraphidium contortum		5,5	.	.
Oocystis marssonii		1,5	14,6	5,3
Oocystis rhomboidea		0,4	.	.
Oocystis submarina v.variabilis		0,5	0,1	0,8
Sphaerocystis schroeteri		.	0,7	0,9
Staurodesmus dejectus		.	.	0,6
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)		1,0	.	.

Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	.	.	2,2
Sum - Grønnalger	22,4	52,5	15,5
Chrysophyceae (Gullalger)			
Bicosoeca sp.	.	.	0,6
Bitrichia chodatii	.	0,8	0,4
Chromulina nebulosa	1,2	.	0,6
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	4,8	3,1	7,6
Chrysidiastrum catenatum	.	.	0,8
Craspedomonader	6,1	4,9	0,4
Dinobryon crenulatum	.	.	0,4
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	42,9	4,8	18,1
Mallomonas caudata	29,3	20,3	12,6
Mallomonas spp.	1,7	14,8	2,2
Ochromonas sp.	1,1	0,8	1,0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	7,0	5,9	5,3
Små chrysomonader (<7)	26,5	27,9	14,0
Store chrysomonader (>7)	4,3	4,3	1,7
Ubest.chrysophyceae	0,4	.	1,2
Sum - Gullalger	125,2	87,5	66,9
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Asterionella formosa	.	0,2	8,1
Sum - Kiselalger	0,0	0,2	8,1
Cryptophyceae (Svelgflagellater)			
Chroomonas sp.	6,0	7,2	21,1
Cryptomonas erosa	1,1	15,3	34,5
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	1,0	1,8
Cryptomonas marssonii	.	0,9	8,3
Cryptomonas sp. (l=20-22)	.	7,0	1,2
Cryptomonas spp. (l=24-30)	0,5	2,0	3,6
Katablepharis ovalis	7,2	4,8	6,1
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	13,4	38,6	88,7
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	3,1	6,6	12,4
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	0,5	.	.
Sum - Svelgflagellater	31,7	83,3	177,7
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Gymnodinium cf.lacustre	1,4	1,4	.
Gymnodinium cf.uberrimum	9,0	14,5	5,8
Sum - Fureflagellater	10,4	15,9	5,8
My-alger			
My-alger	24,2	19,1	14,1
Sum - My-alge	24,2	19,1	14,1
Sum totalt :	213,9	258,5	288,1

Tabell B-4. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Ljøsvann sommeren 2002.

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

	År	2002	2002	2002
	Måned	7	8	9
	Dag	19	21	20
	Dyp	0-2 m	0-2 m	0-2 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
Anabaena flos-aquae		5,2	.	.
Anabaena planctonica		1,5	105,5	.
Sum - Blågrønnalger		6,7	105,5	0,0
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Ankyra lanceolata		314,8	11,1	.
Botryococcus braunii		.	.	2,8
Closterium setaceum		.	33,6	205,2
Crucigenia quadrata		.	.	2,4
Crucigenia tetrapedia		.	.	4,8
Dictyosphaerium pulchellum		7,5	.	1,0
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		.	0,5	1,0
Eutetramorus foltii		.	8,2	.
Gyromitus cordiformis		.	.	2,7
Monoraphidium dybowskii		.	2,1	2,4
Monoraphidium minutum		.	.	9,5
Pandorina morum		.	36,0	24,0
Paulschulzia pseudovolvox		.	2,6	.
Scenedesmus ecornis		.	.	3,2
Staurastrum erasum		.	6,0	.
Staurastrum gracile		.	4,0	.
Teilingia granulata		.	58,5	0,8
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)		10,3	45,5	16,5
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)		.	62,0	54,9
Ubest. ellipsoidisk gr.alge		.	29,3	.
Sum - Grønnalger		332,6	299,4	331,1
Chrysophyceae (Gullalger)				
Bicosoeca sp.		1,0	.	0,5
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		46,4	1,0	5,5
Cyster av chrysophyceer		.	106,5	24,6
Mallomonas caudata		2,4	.	.
Mallomonas cf. crassisquama		.	0,7	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		.	2,6	1,6
Små chrysomonader (<7)		1,0	179,1	24,1
Store chrysomonader (>7)		.	10,3	.
Ubest.chrysophyceae		.	.	0,5
Sum - Gullalger		50,8	300,2	56,8

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Rhizosolenia longiseta	18,6	18,6	2,8
Tabellaria fenestrata	.	2,9	3,6
Sum - Kiselalger	18,6	21,4	6,4

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Chroomonas sp.	12,7	3,8	2,9
Cryptomonas curvata	.	.	35,1
Cryptomonas erosa	422,9	23,3	26,0
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	153,2	7,6	5,1
Cryptomonas marssonii	39,8	1,1	.
Cryptomonas parapyrenoidifera	55,7	.	.
Cryptomonas spp. (l=24-30)	23,9	11,0	4,0
Katablepharis ovalis	.	.	15,2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	276,8	119,3	23,7
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	229,0	5,8	9,5
Sum - Svelgflagellater	1213,8	171,9	121,6

Dinophyceae (Fureflagellater)

Peridinium pusillum	2,8	.	.
Sum - Fureflagellater	2,8	0,0	0,0

My-alger

My-alger	26,6	64,7	56,0
Sum - My-alge	26,6	64,7	56,0

Sum totalt : 1652,0 963,2 571,7

Vedlegg C. : Dyreplakton

Tabell C-1. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton, basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i Kroksjøen sommeren 2002.

+ = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende (Vurderingskriterier ifølge Jarl Eivind Løvik ved NIVA).

Gruppe/slekt/art Dato	19/7	21/8	20/9
Hjuldyr (Rotatoria):			
Kellicottia longispina	++	++	+++
Asplanchna priodonta	+	-	+
Polyarthra vulgaris	++	+++	+++
Polyarthra spp.	+++	+	++
Conochilus spp.	++	+++	+++
Keratella cochlearis	-	+	+
Synchaeta spp.	+	-	+
Euchlanis sp.	+	+	-
Hoppekreps:			
Heterocope appendiculata	++	+	+
Acanthodiptomus denticornis	+	+	+
Cyclops scutifer	-	-	+
Cyclops ubest. cop. og naup.	-	+	+
Vannlopper:			
Holopedium gibberum	++	+++	+
Daphnia galeata	++	++	+
Daphnia cristata	-	+	+
Bosmina longispina	+	+++	+++
Chydorus spp.	-	-	+
Polyphemus pediculus	-	+	-

Tabell C-2. Lengde (i mm) av voksne hunner av vannlopper gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde. Kroksjøen 2002.

Art	Middelverdi	Variasjonsbredde
Daphnia galeata	1,63	1,52 – 1,73
Bosmina longispina	0,74	0,67 – 0,81
Holopedium gibberum	1,53	1,35 – 1,75

Beitepress: "Moderat".

Tabell C-3. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton, basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i Sjusjøen sommeren 2002.

+ = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende (Vurderingskriterier ifølge Jarl Eivind Løvik, ved NIVA)

Gruppe/slekt/art Dato	19/7	21/8	20/9
Hjuldyr (Rotatoria):			
Kellicottia longispina	++	++	+
Keratella cochlearis	++	++	++
Synchaeta spp.	++	+	+
Polyarthra spp	+++	+++	+
Conochilus spp.	++	+	++
Trichocerca sp.	++	-	+
Ploesoma hudsoni	-	+	+
.			
Hoppekreps:			
Heterocope appendiculata	+	+	+
Cyclops scutifer	-	-	+
Cyclopoida ubest. cop. og naup.	+++	+++	+++
Vannlopper:			
Holopedium gibberum	+	++	+
Daphnia galeata	++	-	+
Daphnia cristata	+	++	++
Bosmina longispina	++	+++	++
Bosmina longirostris	+	+	-

Tabell C-4. Lengde (i mm) av voksne hunner av vannlopper gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde. Sjusjøen 2002.

Art	Middelverdi	Variasjonsbredde
Daphnia cristata	0,94	0,85 – 1,06
Bosmina longispina	0,66	0,58 – 0,73

Beitepress: "Sterk".

Tabell C-5. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton, basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i Grunna sommeren 2002.

+ = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende (Vurderingskriterier ifølge Jarl Eivind Løvik ved NIVA)

Gruppe/slekt/art Dato	19/7	21/8	20/9
Hjuldyr (Rotatoria):			
Kellicottia longispina	+++	+++	+++
Polyathra spp.	++	++	++
Conochilus spp.	-	+	-
Asplanchna priodonta	-	-	+
Keratella cochlearis	-	-	++
Hoppekreps:			
Heterocope appendiculata	+	++	++
Heterocope saliens	-	-	-
Cyclops scutifer	-	+	-
Cyclops ubest. cop. og naup.	+++	+++	+++
Vannlopper:			
Holopedium gibberum	+	+	-
Daphnia longispina	+++	+++	+++
Daphnia cristata	-	-	+
Bosmina longispina	++	++	++
Bosmina longirostris	-	-	++
Polyphemus pediculus	+	-	-

Tabell C-6. Lengde (i mm) av voksne hunner av vannlopper gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde. Grunna 2002.

Art	Middelverdi	Variasjonsbredde
Daphnia longispina	2,02	1,81 – 2,31
Bosmina longispina	0,77	0,71 – 0,88

Beitepress: "Liten".

Tabell C-7. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton, basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i Ljøsvann sommeren 2002.

+ = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende (Vurderingskriterier ifølge Jarl Eivind Løvik ved NIVA)

Gruppe/slekt/art Dato	19/7	21/8	20/9
Hjuldyr (Rotatoria):			
Kellicottia longispina	+	+	+
Keratella cochlearis	-	-	++
Asplanchna priodonta	+++	+++	++
Synchaeta spp.	+	+	+
Polyathra spp.	-	+	++
Conochilus spp.	++	++	+
Ascomorpha spp.	++	++	++
Hoppekreps:			
Mesocyclops leukarti	-	-	+
Cyclopida ubest. cop. og naup.	+	-	+
Vannlopper:			
Holopedium gibberum	+	+	+
Daphnia galeata	+	-	+
Daphnia cristata	+++	+++	++
Ceriodaphnia quadrangula	++	+++	+++
Bosmina longispina	+	-	+
Bosmina longirostris	++	+++	++

Tabell C-8. Lengde (i mm) av voksne hunner av vannlopper gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde. Ljøsvann 2002.

Art	Middelverdi	Variasjonsbredde
Daphnia cristata	0,78	0,71 – 0,86
Bosmina longirostris	0,37	0,31 – 0,58

Beitepress: "Meget strek".

6. APPENDIX.

KRITERIER FOR KLASSIFIKASJON AV FORURENSNINGSGRAD OG VURDERING AV ØKOLOGISK STATUS FOR BEKKER, ELVER, TJERN OG INNSJØER, SOM BLIR BRUKT VED GENERELLE BIOLOGISKE UNDERSØKELSER.

Elver og bekker

Generelt.

Klasseinndeling og bedømmelse av forurensningsgrad i elver og bekker vurdert ut fra økologisk status er vist i tabell A. Inndelingen er fremkommet ved en strengere vurdering og forenkling av saprobiesystemet som er oppstilt av dansken Fjordingstad (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 SFT's 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 økologisk 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 bunnsstratet. 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 Fjordingstads 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 økologisk 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 (utvaskings effekter 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 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 er markert eller sterkt overgjødlet (eutrofiert), er markert med røde tyne tverrstreker. Disse områder kjennetegnes ved at det:

- i strømvassnitt 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 (makrofytter), som i visse tilfeller helt dekker elveleiet.

Masseforekomst av vegetasjon medfører forandringer i de øvrige organismesamfunn, 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 løsevet 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 økologiske status vurderes her som god unntatt de lokaliteter som er sterkt overgjødlet der økologisk status blir vurdert som moderat.

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 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 (saprophiler og saproxener) 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 økologisk status vurderes som moderat.

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 forurensningskildene 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 økologisk 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 økologisk status vurderes her som 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 (H_2S , NH_3 , 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 (jevnfør klasse IV). Økologisk status er her selvfølgelig ikke akseptabel.

Kategori II: Elve- og bekkestrekninger der utslipp av miljøgifter ikke har ført til noen direkte forandring av økologisk status, men der vi kan forvente at det skjer en markert opp-lagring (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 økologisk status vurderes her som mindre god og i enkelte tilfeller som ikke akseptabel (dvs. dårlig eller meget dårlig økologisk status).

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 forsuring et av de alvorligste problem for mange av våre vannforekomster. Av denne grunn er overgjødslings- og forsuringssituasjonen 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 og høyere vegetasjon hører til denne klasse. I direkte tilknytning til utslippsteder 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 gjennomstrømning 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 overgjødslet (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. Planktonalgenes 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 (algeomengder) 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 vedrørende vurderingssystem ved biologiske feltobservasjoner.

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. Vänerns 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.

Fjerdingstad, 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 julkaisu 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 Trysilelva 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.