

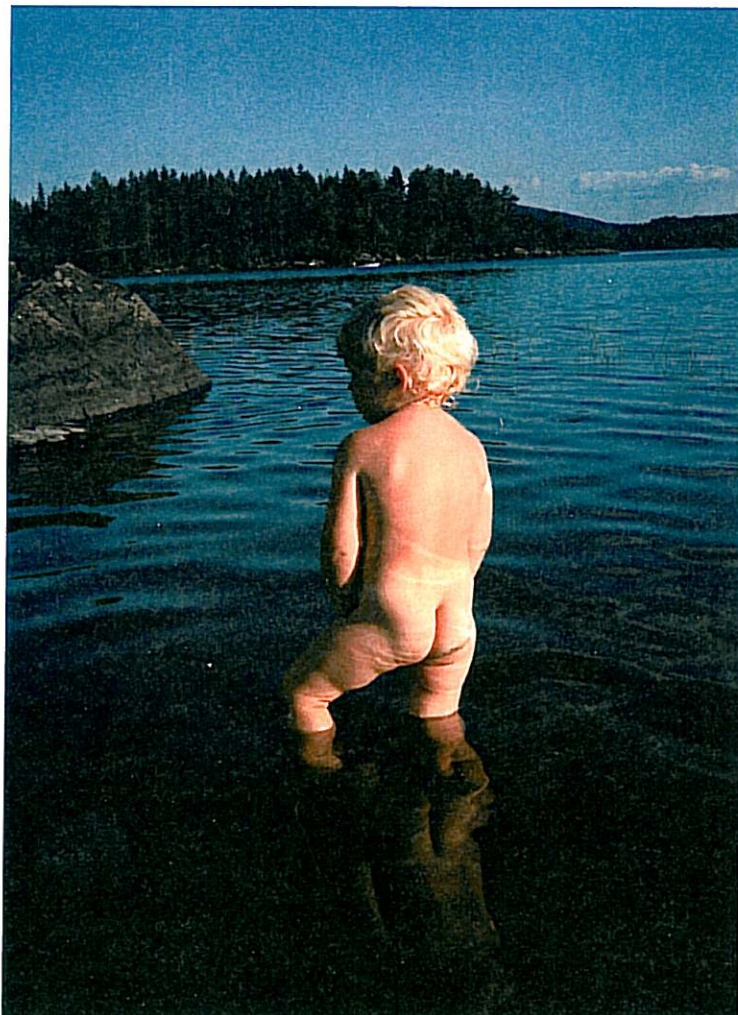
NIVA



RAPPORT LNR 4023-99

Tiltaksorientert
overvåking av vann og
vassdrag i Ringsaker
kommune

Årsrapport for 1998



Badeliv i Næra

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 1998.	Løpenr. (for bestilling) 4023-99	Dato mai 1999
	Prosjektnr. Undernr. 0-97056	Sider Pris 54
Forfatter(e) Gøsta Kjellberg	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Ringsaker kommune
	Geografisk område Hedmark	Trykket NIVA

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


Sammendrag

Ringsaker kommune har f.o.m. 1997 startet opp et overvåkingsprogram for sine vassdrag. Sommeren 1998 ble vannkvalitet og trofegrad vurdert i innsjøen Næra. Videre ble det foretatt biologisk befaringsundersøkelse i følgende 12 bekker: Smestadbekken, Skredsholbekken, Kroksrudbekken, Gaupa, Lille Ringsakerbekken, Steinbekken, Evjua, Smestadbekken, Harbybekken, Ulvenbekken, Dælubekken og Bergsengelva.

Næra var klart påvirket av næringssaltforurensning (overgjødning). Bekkene var lite eller moderat forurenset av letnedbrytbart organisk stoff og næringssalter. Det var stor og sjenerende forekomst av trådformete grønnalger langs mange bekkestrekninger og de fleste tjern og større vanningsdammer som ligger i tilslutning til bekkene hadde stor forekomst av høyere vegetasjon og vegetasjonsfarget vann. Det ble likevel ikke påvist lengre bekkestrekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing (forråtnelse/saprobiering). Mest forurenset ved befaringsstidspunktet var Smedstuabekken, Smestadbekken og Bersengelva samt tjerner som: Sautjernet, Skredsholtjernet og Kinttjernet. Forøvrig kan nevnes at alle bekkene var mer eller mindre påvirket av nedslamming av jord- og siltpartikler fra dyrket mark og veier. Stor vannføring i hele sommerperioden i 1998 bidro til at bekkene hadde god resipientkapasitet. Dette viser at det er viktig at bekkene sikkes tilstrekkelig minstevassføring. For øvrig er det viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltene opprettholdes, dvs. at det er viktig med kontroll, vedlikeholdsarbeider og om mulig forbedringstiltak (gjelder særlig de separate avløpsanlegg og tiltak som kan begrense jorderosjon). Videre er det ønskelig at en fjerner foreliggende vandringshinder for mjøsørreten og mjøsharren så fisken kan benytte sine naturgitte reproduksjonsområder.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Vassdragsovervåkning Ringsaker Vannkjemi Biologiske undersøkelser 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Pollution monitoring Ringsaker Water chemistry Biological investigation
---	---


Prosjektleder


Forskningsleder


Forskningsjef

0-97056

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

Årsrapport 1998

Saksbehandler: Gösta Kjellberg

Medarbeidere: Jarl Eivind Løvik
Mette-Gun Nordheim
Sigurd Rognerud
Karoline Finstad Vold

Forord

Ringsaker kommune har f.o.m. 1997 startet opp et overvåkingsprogram for sine vassdrag. I denne forbindelse har NIVA's Østlandsavdeling på oppdrag av Teknisk Etat i Ringsaker kommune årlig vurdert forurensningsgrad i noen utvalgte innsjøer og bekker. Oppdraget for 1998 ble kontraktfestet 9 mars 1998. Prosjektet administreres og finansieres av Teknisk Etat i Ringsaker kommune /v Per Even Johansen. Gösta Kjellberg er kontaktperson ved NIVA.

NIVA's Østlandsavdeling har vært ansvarlig for undersøkelsene. Dette har i 1998 omfattet innsamling av vannprøver fra Næra for kjemiske analyser samt registrering av planteplankton og krepsdyreplankton. Videre ble det foretatt enkle biologiske befaringsundersøkelser i 12 bekker som renner til Mjøsa. Ved bekkebefaringene har Karoline Finstad Vold fra Fylkesmannen i Hedmark deltatt. Pål Brettum (NIVA, Oslo) har bearbeidet planteplanktonmaterialet og Jarl Eivind Løvik har bearbeidet krepsdyreplanktonmaterialet fra Næra. De vannkjemiske analysene ble utført av Øst-Lab A/S på Hamar etter akkrediterte metoder (EN-45001 /P-036). Rapporten er utarbeidet av personalet ved NIVA's Østlandsavdeling (G. Kjellberg, Jarl Eivind Løvik, Mette-Gun Nordheim og Sigurd Rognerud).

Prosjektleder vil takke alle for godt samarbeid.

Ottestad mars 1999.

Gösta Kjellberg

Innhold

Sammendrag	5
Summary	10
1. INNLEDNING.	11
2. MATERIALE OG METODER.	13
2.1 Biologiske befaringsundersøkelser i bekker.	13
2.2 Tidligere undersøkelser i bekker.	13
2.3 Prøvetaking i Næra.	15
2.4 Tidligere undersøkelser i Næra.	16
3. RESULTATER OG DISKUSJON.	18
3.1 Biologiske befaringsundersøkelser i bekker.	18
3.1.1 Bergsengelva.	18
3.1.2 Dælibekken.	20
3.1.3 Ulvenbekken.	20
3.1.4 Harbybekken.	22
3.1.5 Smestadbekken.	23
3.1.6 Evjua.	23
3.1.7 Steinbekken.	24
3.1.8 Lille Ringsakerbekken.	26
3.1.9 Gaupa.	27
3.1.10 Skredsholbekken/Kråkerudbekken.	27
3.1.11 Kroksrudbekken/Sløbekken.	29
3.1.12 Smedstuabekken.	30
3.2 Vannkvalitet og trofegrad i Næra.	31
3.2.1 Bakgrunnsdata.	31
3.2.2 Vanntemperatur.	31
3.2.3 Siktedyp.	32
3.2.4 Vannkjemi.	32
3.2.5 Plantep plankton.	34
3.2.6 Krepsdyr plankton.	36
3.2.7 Oppsummering og tiltak.	38
4. LITTERATUR.	39
Vedlegg A.	40
Vedlegg B. APPENDIX.	48

Sammendrag

Ringsaker Kommune har f.o.m. 1997 startet opp et årlig overvåkingsprogram for sine vassdrag. Hensikten med overvåkingen er å klarlegge forurensningsgrad og om kommunen ved kontroll, egendrift av kommunale renselanlegg og pålegg om forurensningsbegrensende tiltak har nådd satte lokale og sentrale miljømål. Videre skal overvåkingen gi råd om hovedtiltak for å bevare og/eller bedre vannkvaliteten.

I 1998 ble vannkvalitet og trofegrad vurdert i innsjøen Næra. Videre ble det foretatt en enkel biologisk befaringsundersøkelse i følgende 12 bekker: Bergselva, Dælibekken, Ulvenbekken, Harbybekken, Smestadbekken, Evjua, Steinbekken, Lille Ringsakerbekken, Gaupa, Skredsholbekken, Kroksrudbekken og Smedstuabekken. Bekkebefaringene ble foretatt i perioden 5.-7. august. Bekkene hadde da middels høy vannføring.

Miljømålet for innsjøene og tjernene innebærer at de mest mulig skal ha en vannkvalitet og "miljø tilstand" som er i samsvar med forventet naturtilstand dvs. at naturgitt biologisk mangfold og produksjonsevne blir bevart. Dette gjelder særlig klarvannsjøer. En moderat næringssaltforurensning/påvirkning (oligomesotrofe forhold) kan likevel aksepteres i enkelte av de innsjøer som i hovedsak benyttes til fiske eller som kan betegnes som typiske kulturlandskapsinnsjøer og der det som regel også er et rikt fugleliv.

Miljømål for bekkene er at vannkvalitetstilstanden ikke skal/bør overstige den her benyttede forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at reproduksjonsmulighetene for mjøsharr og mjøsørret skal/bør opprettholdes i de vassdrag som fortsatt benyttes eller tidligere ble brukt som reproduksjonslokalteter av disse fiskeartene. De miljømål som er satt for bekkene betyr også at naturgitt biologisk mangfold stort sett kan opprettholdes.

Resultater og tilrådinger fra undersøkelsen i 1998.

Bekker.

Bergselva.

Ved befaringsstidspunktet var øvre delen av bekken inkl. her forekommende tjern lite forurenset (Forurensningsklasse I og I-II). Hallatjernet og utløpsbekken herfra var moderat påvirket av overgjødning (Forurensningsklasse II). Like nedstrøms gårdsbruket Sveom var det et siloutslipp og her var bekken markert forurenset (Forurensningsklasse III) med synlig vekst av soppen *Leptomitius lacteus*. Det ble likevel ikke registrert større luktproblemer. Lengre nedstrøms ble forholdene suksessivt bedre og ved utløpet ved Bergselva kunne bekken igjen karakteriseres som lite påvirket (Forurensningsklasse I-II). Langs enkelte strekninger var bekken tilslammet med jord- og siltpartikler. Bergselvas resipientkapasitet/tålegrense overskrides fortsatt til tider og det er påkrevet med forurensningsbegrensende tiltak og skjerpet kontroll.

Tiltak: Silopressaftutslipp ved Sveom må stanses. For øvrig er det viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet opprettholdes, dvs. at det er viktig med kontroll, vedlikeholdsarbeider og om mulig forbedringstiltak (gjelder særlig de separate avløpsanlegg og tiltak som kan begrense jorderosjon). Videre er det ønskelig at en fjerner foreliggende vandringshinder for mjøsørreten og mjøsharren så fisken kan benytte sitt gamle reproduksjonsområde samt at bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring.

Dæliblekken.

Kinntjernet, som ligger øverst i Dæliblekken, har i lengre tid vært markert påvirket av overgjødning og kan fortsatt betegnes som en næringsrik (eutrof) vannforekomst. Ved befaringstidspunktet var Dæliblekken nedstrøms Kinnternet moderat påvirket av i første rekke økt næringssalttilførsel (Forurensningsklasse II). Like nedstrøms utslippet fra det kommunale renseanlegget på Brøttum var bekken moderat til markert påvirket av næringssalter og lettnedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II-III). Bekkestrekningen videre ned til Dæli gård ble vurdert som lite forurensningsbelastet (Forurensningsklasse I-II). Fra Dæli og ned til utløpet i Mjøsa var bekken moderat påvirket av næringssalter og lettnedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II). Det ble ikke registrert større og sjenerende vekst av bakterier og sopp, men bekken var langs flere strekninger belastet med jord- og siltpartikler som dekket bunnssubstratet. Dette var spesielt påtagelig i de større kulpene. Generelt sett så var likevel miljøtilstanden i selve bekken i samsvar med satte miljømål. Kinntjernet var fortsatt klart overgjødning og her må tilførselen av særlig fosfor reduseres om ønsket miljømål skal nås.

Tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk videreføres og om mulig forbedres. Det er bl.a. viktig at en reduserer tilførselen av over- og lekkasjevann fra det kommunale ledningssystemet. Tilførselen av silt- og jordpartikler fra dyrket mark (jorderosjonen) må også reduseres. Videre er det viktig at bekken sikres tilstrekkelig minstevannføring og at mjøsharren og mjøsørreten kan komme opp til sine tidligere gyteplasser. Kulverten under jernbanen må derfor ikke utgjøre noe vandringshinder. Det kan være intern gjødning som skaper problemer for Kinntjernet og dette må klarlegges nærmere. Vi vil her anbefale at det utføres oksygenmålinger i bunnvannet på senvinter og sensommer.

Ulvenbekken.

Ved befaringstidspunktet var øvre del av bekken inkl. Persvetjernet 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 jord- og siltpartikler som dekket bunnen i de større kulper. Det ble ikke registrert noe synbar og sjenerende heterotrof begroing og miljøforholdene i bekken var i samsvar med satte miljømål.

Tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk videreføres og om mulig forbedres. Det er viktig at jord- og silttransporten fra dyrket mark til bekken reduseres og at bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring.

Harbybekken.

Ved befaringstidspunktet var Harbybekkens øvre del 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). Harbybekkens resipientkapasitet/tålegrense overskrides således til tider i den øvre del og det er derfor påkrevet med ytterligere forbedringstiltak for å begrense forurensningstilførselen, særlig med hensyn til næringssalter, lettnedbrytbart organisk stoff og jord-/siltpartikler.

Tiltak: Kontroll av punktkilder som silo og gjødselkjellere, forbedringstiltak av separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse og tiltak som kan begrense arealavrenning står her sentralt. Videre er det viktig at bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring.

Smestadbekken.

Ved befaringsstidspunktet var Smestadbekkens øverste del moderat påvirket av i første rekke næringssalter og jordpartikler og strekningen 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 næringssalter, 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 oksygenvisk da flere av de normalt forekommende bunndyregrupper var slått ut. Tidligere silo- eller husdyrgjødselutslipp kan være forklaringen til dette. Det ble likevel ikke registrert lengre bekkestrekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing. Smestadbekkens resipientkapasitet/tålegrense overskrides til tider og det er derfor påkrevet med ytterligere forbedringstiltak for å begrense forurensningstilførselen, særlig med hensyn til fosfor, lettredbrytbart organisk stoff, tarmbakterier og jordpartikler.

Tiltak: Ytterligere reduksjon av kloakktilførselen fra separatanlegg, skjerpet kontroll av siloer og gjødselkjellere samt tiltak som kan redusere jordtransporten fra dyrket mark synes mest påkrevet. Videre er det ønskelig at oppvandringsmulighetene for mjøsharren og mjøsørreten forbedres bl.a. ved at vandringshindret ved jernbanekulverten fjernes samt at bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring.

Evjua.

Evjua oppstrøms Dokkenområdet var ved befaringsstidspunktet 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 er Evjua til tider belastet med kloakkvann fra overløpsdrift i det kommunale ledningssystem og ble her betegnet som sterkt forurenset (Forurensningsklasse IV). Evjuas resipientkapasitet/tålegrense overskrides således i den nederste delen og det er derfor påkrevet med ytterligere forbedringstiltak for å begrense forurensningstilførselen, særlig med hensyn til lettredbrytbart organisk stoff, fosfor og tarmbakterier. Det bør her påtales at det ligger en stor campingplass, Strandvik Camping nær den plass der Evja munnar ut i Mjøsa.

Tiltak: Ytterligere reduksjon av kloakktilførselen fra det kommunale ledningsnett samt fra separatanlegg i spredt bebyggelse synes mest påkrevet. Overløp av urensset kloakkvann rett ut i Kogerstuguvika må stanses. Jordbruket må også stadig gjennomføre vedlikeholdsarbeider og forbedringstiltak for at utslipp og arealavrenning ikke skal øke uten om mulig ytterligere reduseres. Videre er det ønskelig at bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring. Skal bekken benyttes som reproduksjonslokalitet for mjøsharr og mjøsørret må dette skje ved utlegging av rogn ("Vibertmetoden") eller utsetting av yngel.

Steinbekken.

Øvre del av Steinbekken var ved befaringsstidspunktet moderat påvirket av næringssalter og lettredbrytbart 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 næringssalter som resulterte i stor forekomst av den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata* (Forurensningsklasse II). Også her var det problemer med nedslamming. Det ble ikke påvist bekkestrekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing dvs. s.k. "lammehaler" og lignende og resipientkapasiteten/tålegrensen var ikke overskredet.

Tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørsområdet opprettholdes, dvs. at kontroll, vedlikeholdsarbeider og om mulig forbedringstiltak må til. Videre er det viktig at tilførselen

av jord- og siltpartikler til bekken fra dyrket mark reduseres mest mulig og at bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring.

Lille Ringsakerbekken.

Ved befaringstidspunktet var Lille Ringsakerbekken i sin helhet (unntatt småtjernene) lite påvirket av forurensninger (Forurensningsklasse I-II). En viss effekt av økt næringssalttilførsel med økt forekomst av begroingsalger i bekkens nederste del kunne likevel spores. Videre var enkelte bekkestrekninger kraftig tilslammet. Det ble ikke påvist bekkestrekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing og vannkvaliteten i bekken var stort sett i samsvar med satte miljømål. Her må en dokk nevne at det ved Eriksrud til tider er tydelig kloakkluft i bekken. Årsaken til dette er sannsynligvis at et eller flere av de separate avløpsanleggen i dette område ikke fungerer. De som bor ved bekken har ved flere tilfeller meldt dette til kommunen.

Tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet videreføres og forbedres. Dette gjelder særlig enkelte separate avløpsanlegg ved Eriksrud. Jorderosjon fra dyrket mark må også reduseres mest mulig. Videre må en fjerne foreliggende vandringshinder for fisken i bekkens nedre del (kulvertproblematikk), samt sikre at bekken får en tilstrekkelig minstevassføring.

Gaupa.

Ved befaringstidspunktet var Gaupa lite til moderat eller moderat påvirket av i første rekke økt tilførsel av næringssalter (Forurensningsklasse I-II og II). Synlig og sjenerende heterotrof begroing ble ikke påvist og selve Gaupa hadde en vannkvalitet i samsvar med satte miljømål. Den øvre del av bekken oppstrøms Gaupen tettsted var påtagelig tilslammet langs enkelte strekninger. Sautjernet og nærliggende mindre tjern var markert påvirket av næringssaltforurensning (Forurensningsklasse III). Her var det stor forekomst av høyere vegetasjon og vannet var kraftig vegetasjonsfarget p.g.a. stor plantep planktonforekomst. Skal miljømålen for Gaupavassdraget i sin helhet nås er det nødvendig med ytterligere reduksjon av forurensningstilførselen samt at bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring.

Tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk videreføres og om mulig forbedres. Det er viktig at jord- og silttilførselen til bekken fra dyrket mark reduseres og at næringssalttilførselen (særlig av fosfor) til Sautjernet blir redusert. Videre at Gaupa sikres en tilstrekkelig minstevannføring og at en fjerner vandringshinder for gytefisken.

Skredsholbekken/Kråkerudbekken.

Ved befaringstidspunktet var øvre delen av Skredsholbekken moderat påvirket av næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II). Skredsholtjernet kan betegnes som markert påvirket av næringssalter (særlig fosfor) og her var det stor forekomst av plantep plankton som gjorde vannet grumsete og vegetasjonsfarget. 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. Unntatt forholdene i Skredsholtjernet så var vannkvaliteten og miljøforholdene stort sett i samsvar med satte miljømål. Hele bekken var dokk påtagelig nedslammet. Skal hele vassdraget oppnå satte miljømål må forurensningstilførselen ytterligere reduseres.

Tiltak: Det er nødvendig at tilførselen av kloakk og gråvann fra det kommunale ledningsnettet og fra separate avløpsanlegg i spredt bosetning ytterligere begrenses. For øvrig må de tiltak som er satt i verk for å begrense forurensninger fra jordbruksaktiviteter opprettholdes og om mulig forbedres. Det siste gjelder særlig jorderosjon fra dyrket mark. Bekken må også sikres nødvendig minstevannføring.

Kroksrudbekken/Sløbekken.

Ved befaringstidspunktet var Kroksrudbekkens nederste del lite påvirket av forurensninger (Forurensningsklasse I-II), men det var tilslammingsproblemer i kulper og langs mer stilleflytene

strekninger. Lengre oppstrøms var bekken mer påvirket og da fremst p.g.a. økt tilgang på næringsalter og her var det langs enkelte bekkestrekninger stor forekomst av begroingsalger. Også her var bekken nedslammet langs enkelte strekninger. Det ble ikke observert bekkestrekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing. Stort sett hadde således Kroksrudbekken en miljøtilstand i samsvar med satte miljømål.

Tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk videreføres og om mulig forbedres. Det er viktig at en kan opprettholde en akseptabel minstevannføring og at en reduserer tilførselen av jord- og siltpartikler fra dyrket mark.

Smedstuabekken.

Ved befaringsstidspunktet var øverste delen av Smedstuabekken oppstrøms Herstadtjernet lite forurenset (Forurensningsklasse I-II). Herstadtjernet og hele bekkestrekningen nedstrøms var moderat påvirket av i første rekke økt næringsalttilførsel. Dette skapte økt forekomst av høyere vegetasjon i Herstadtjernet og langs den mer stilleflytene delen av utløpsbekken samt i to større vanningsdammer som ligger i bekken. I selve bekken var det stor forekomst av trådformete grønnalger og da særlig langs bekkestrekningen ved Helgeberg (Forurensningsklasse II). Bekken var også påtagelig nedslammet langs mer stilleflytene strekninger samt i kulpene. Det ble ikke registrert bekkestrekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing. Effektene av overgjødningen var likevel så påtagelig og sjenerende at det er påkrevet med ytterligere reduksjon av næringsalter (særlig fosfor).

Tiltak: Det er nødvendig at tilførselen av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i den spredte bebyggelsen ytterligere begrenses. Før øvrig må de tiltak som er satt i verk for å begrense forurensninger fra jordbruksaktiviteten opprettholdes og om mulig forbedres. Dette gjelder særlig jord- og siltavrenning fra dyrket mark. Videre må bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring.

Innsjøer.

Næra kan for tiden betegnes som en næringsfattig til middels næringsrik (oligotrof til mesotrof) innsjø og Næra hadde i 1998 klart høyere næringssaltkonsentrasjoner og større forekomst av næringssaltkrevende planteplanktonarter enn forventet naturtilstand. Innsjøen er således fortsatt klart påvirket av næringssaltforurensning og har en ikke akseptabel vannkvalitet. En videre økning av næringsalttilførsel (særlig av fosfor) vil raskt kunne forringe vannkvaliteten i innsjøen betraktelig og det er da stor risiko for at det vil kunne bli permanent stor og sjenerende forekomst av cyanobakterier hver sommer (slik forholdene var før Mjøsaksjonen). Videre vil også forekomsten av begroingsalger langs strendene øke. Det er derfor viktig at tilførselen særlig av fosfor reduseres mest mulig. Den markerte oppblomstringen av cyanobakterier (blågrønnalger) som ble registrert i 1998 må tas som en klar varselssignal.

Tiltak: Det er påkrevet med ytterligere reduksjon av næringsalttilførselen og da særlig når det gjelder fosfor. En må mest mulig redusere kloakktilførselen fra det kommunale avløpsanleggene samt fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Jordbruket må også stadig gjennomføre vedlikeholds- og forbedringstiltak for at utslipp og arealavrenning ikke skal øke uten om mulig ytterligere kunne reduseres. Videre er det ønskelig at tilførselen av organisk stoff fra sagbruksaktiviteten ved Næroset reduseres.

Summary

Title: Pollution monitoring in rivers and lakes in Rinsaker commune.

Year: 1998.

Author: Gösta Kjellberg.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3397-0

1. INNLEDNING.

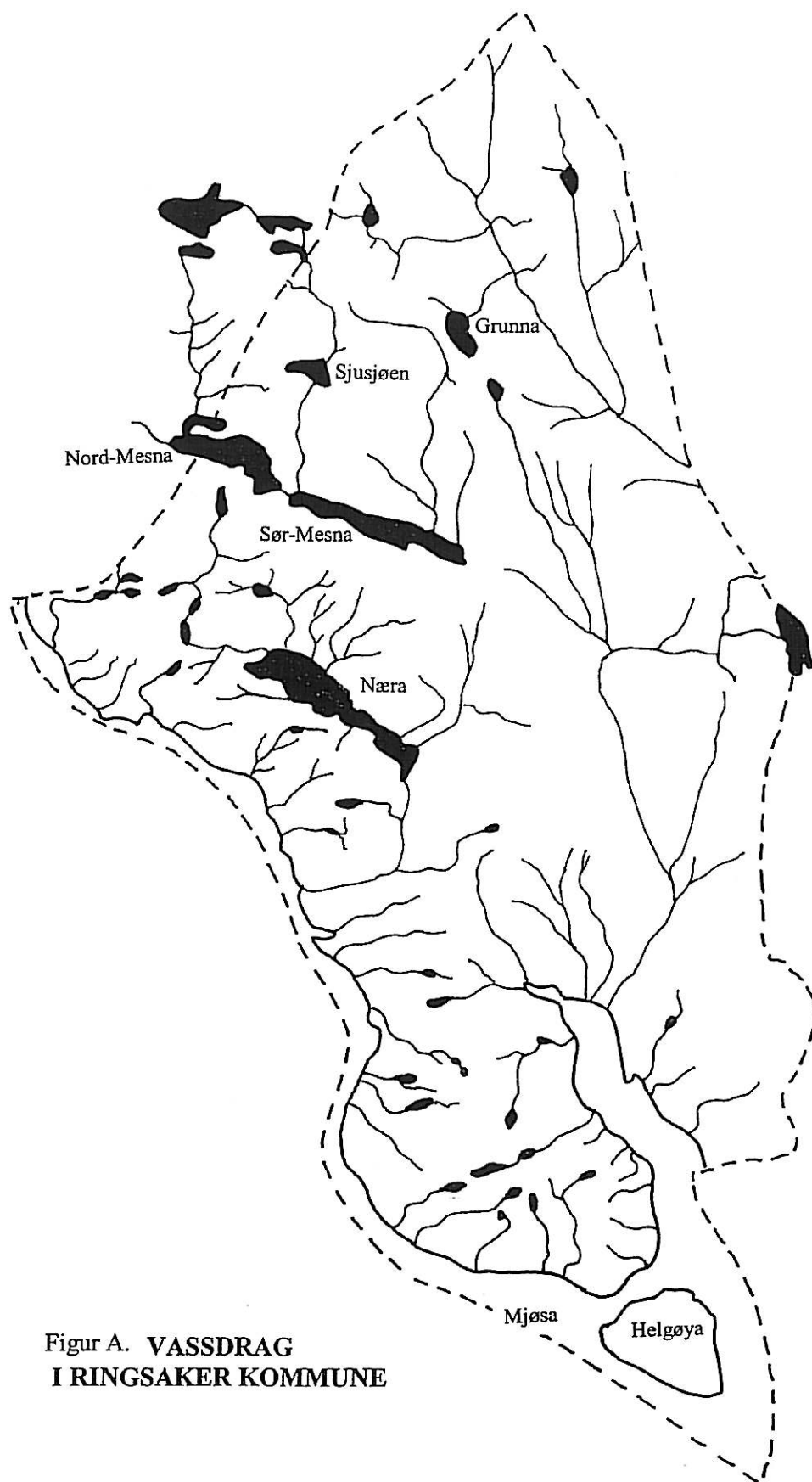
Ringsaker kommune har f.o.m. 1997 startet opp et overvåkingsprogram for sine vassdrag. Hensikten med overvåkingen i 1997 og 1998 er at :

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

Miljømål for bekkene er at vannkvalitetstilstanden ikke skal/bør overstige den her benyttede forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at reproduksjonsmulighetene for mjøsharr og mjøsørret mest mulig skal opprettholdes i de vassdrag som fortsatt benyttes eller som tidligere ble brukt som gytelokaliteter av disse fiskeartene. Det er viktig at mest mulig av de lokale harr- og ørretstammer kan bevares ved naturlig stedegen reproduksjon. De miljømål som er satt for bekkene betyr at naturgitt biologisk mangfold i hovedsak opprettholdes og at bekkene får en akseptabel miljøtilstand i henhold til vannuttak til jordvanning, fiske og rekreasjon.

Lokale miljømålet for innsjøene og tjernene innebærer at de mest mulig skal ha en vannkvalitet og "økologisk tilstand" dvs. miljøtilstand som er i samsvar med forventet naturtilstand dvs. at naturgitt biologisk mangfold og produksjonsevne blir bevart. Dette gjelder særlig de større innsjøene (Næra, Mesnasjøene, Brumundsjøen og Sjusjøen samt fjell- og skogstjerner. En moderat næringssaltforurensning/påvirkning (oligomesotrofe forhold) kan likevel aksepteres i enkelte av de innsjøer som i hovedsak benyttes til fiske eller som kan betegnes som typiske kulturlandskapssjøer og der det som regel også er et rikt fugleliv og forekomst av amfibier. Som eksempel kan vi her nevne Stavsjøen, Herstad tjernet og de tjerner som har nedbørområder med stort innslag av dyrket mark. Flere av disse vannforekomster har sjeldne/sårbare (rødliste) arter og er spesielt verneverdige.

I 1998 ble vannkvalitet og trofegrad vurdert i innsjøen Næra. Videre ble det foretatt en enkel biologisk befaringsundersøkelse i følgende 12 bekker: Bergsengelva, Dælibekken, Ulvenbekken, Harbybekken, Smestadbekken, Evjua, Steinbekken, Lille Ringsakerbekken, Gaupa, Skredsholbekken, Kroksrubbekken og Smedstuabekken. Et kart over hele området er vist på neste side.



Figur A. VASSDRAG
I RINGSAKER KOMMUNE

2. MATERIALE OG METODER.

2.1 Biologiske befaringsundersøkelser i bekker.

Ved generelle eller enklere biologiske befaringsundersøkelser i vassdrag slik det er utført her, bedømmes vannkvalitet og forurensningsgrad utfra feltobservasjoner av begroingsorganismer (sopp, bakterier, ciliater, begroingsalger og vannmoser), høyere vegetasjon og bunndyr. Det legges særlig vekt på forekomst evt. fravær av gode indikatororganismer, dvs. organismer eller populasjoner som er følsomme overfor forurensningstilførsler eller evt. andre inngrep. Avvik fra naturtilstanden (lite eller ikke påvirket referanselokalitet) eller forventet naturtilstand står sentralt ved bedømmelse av forurensningsgrad. Er avviket stort og miljøtilstanden klart forandret bedømmes også forurensningspåvirkningen som stor.

For at resultatene skal bli mer oversiktlige og almenpraktisk anvendbare benyttes fire biologisk relaterte hovedvannkvalitetsklasser (klasse I til klasse IV). Disse klasser tilsvarer i stor grad SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Klassifiseringen skjer på bakgrunn av den foreliggende biologiske status og forurensningsgrad med hensyn til påvirkning av lettnedbrytbart organisk stoff (forråtnelse/saprobiering) og næringssalter (overgjødning/eutrofiering). Eventuell giftpåvirkning og forsurening blir også vurdert. Det er også lagt vekt på fiskeforhold og mer hygieniske aspekter. De ulike klasser og overgangssoner er markert med farger slik at forurensningssituasjonen generelt kan vises på et fargekart. Klassifiseringssystemets klasse I betegner rentvannsforhold der forurensningspåvirkning på det biologisk liv ikke kan dokumenteres eller er liten. For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985) samt vedlegg nr.1 bak i rapporten.

I perioden 5.-7. august i 1998 ble det foretatt enkle biologiske befaringsundersøkelser i følgende 12 bekker: Bergsengelva, Dælibekken, Ulvenbekken, Harbybekken, Smestadbekken, Evjua, Steinbekken, Lille Ringsakerbekken, Gaupa, Skredsholbekken, Kroksrudbekken og Smedstuabekken. Bekkenes geografiske plassering er vist i figur 1. Det var ved befaringsstidspunktene middels høy vannføring i samtlige av bekkene.

2.2 Tidligere undersøkelser i bekker.

Samtlige bekker er tidligere undersøkt av NIVA i 1972 – 1973 i forbindelse med Mjøsundersøkelsen. Reproduksjonsforholdene for harr og ørret ble da vurdert utfra elfiskeundersøkelser og bunndyrundersøkelser. De fleste bekker var da sterkt forurenset og det var synlig bakterie- og soppvekst langs lange strekninger. Langs enkelte strekninger var også alt dyreliv slått ut. Den forurensningskilde som da skapte de største problemer var pressaftutslipp fra siloer.

I 1992, 93 og 97 har Arve Narud på oppdrag av Ringsaker Kommune utført elfiskeundersøkelser i følgende av de undersøkte bekker: Dælibekken, Smestadbekken, Steinbekken, Lille Ringsakerbekken og Gaupa (Narud 1997). De ble da også registrert om det var noen forurensningsproblemer. Elfiskeundersøkelsene ble foretatt for å se om bekkene fortsatt fungerte som reproduksjonlokaliteter for mjøsharr og mjøsørret og derfor ble som regel bare de nederste delene av bekkene befart. Følgende observasjoner foreligger (Narud 1997 og Narud pers medd.). Nedre del av Dælibekken var påvirket av økt tilførsel av næringssalter og jordpartikler. Dette medførte til lokalt stor forekomst av trådformete grønnalger samt nedslammet bunn i kulper og langs mer stilleflytende bekkepartier. Nedre del av Smestadbekken var til dels kraftig nedslammet av jord, silt og grus, men forøvrig lite forurensningspåvirket. Nedre del av Steinbekken var tydelig påvirket av økt næringssalttilførsel med stor forekomst av trådformete grønnalger. Videre var enkelte bekkestrekninger påtagelig nedslammet. Nederste del av Lille Ringsakerbekken var generelt sett lite belastet av forurensninger.

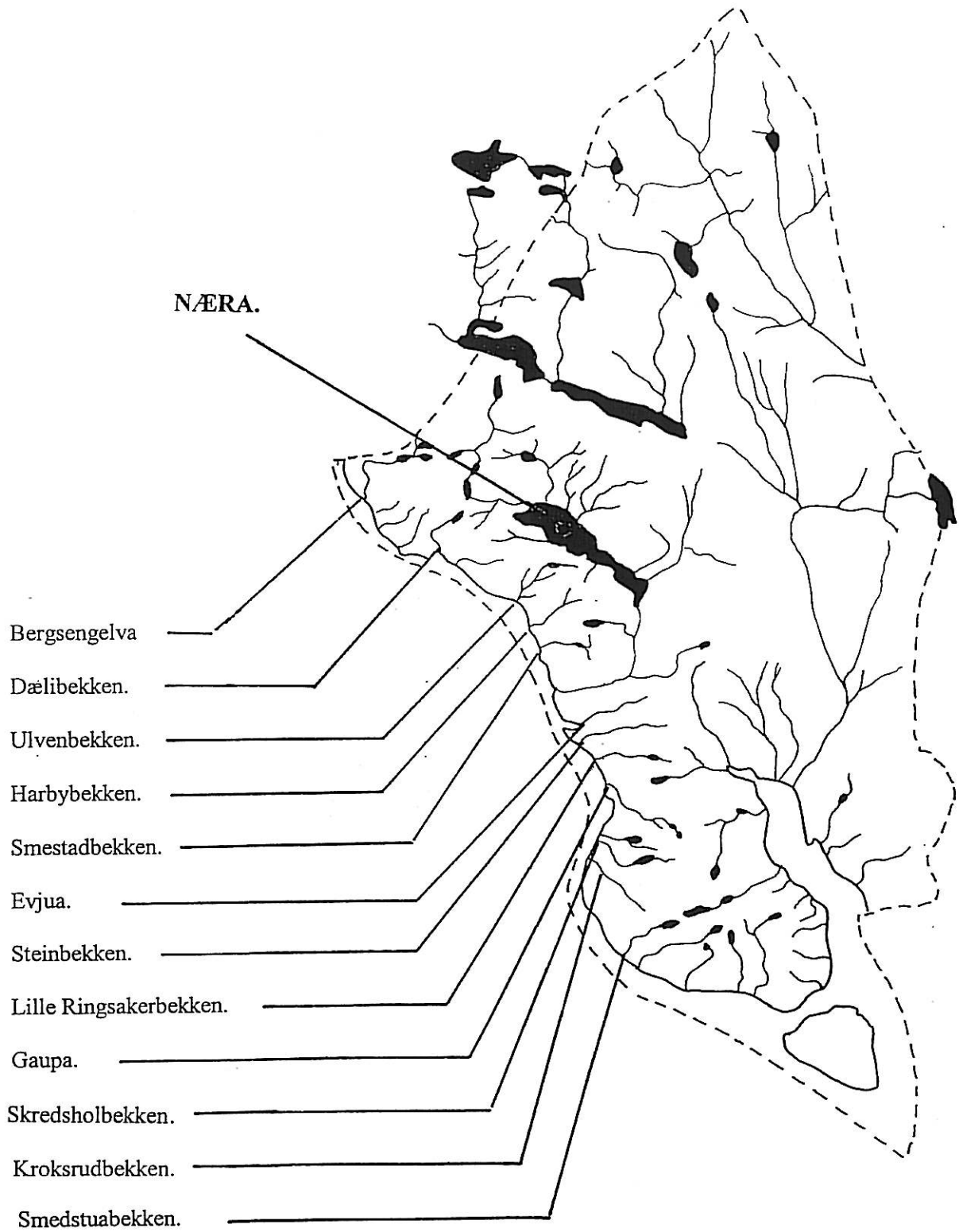


Fig.1 LOKALITETER SOM BLE UNDERSØKT I 1998.

men her var det lokalt (der det var rik tilgang på lys) stor forekomst av trådformete grønnalger som indikerte økt nærings salttilførsel. Gaupa var på strekningen fra Gaupen sentrum til utløpsoset i Mjøsa lite påvirket av forurensninger og gav et rent inntrykk.

Det ble registret ørret og harr i samtlige bekker, men bestanden var svært tynn. Vandringshinder og vannuttak til jordvanning som til tider turrlegger enkelte bekkestrekninger vurderes av Narud som de viktigste årsaker til at fiskebestanden gått tilbake. Forurensning p.g.a. utslipp av nærings salter, lettnekbrytbart organisk stoff og eventuelle giftstoffer ble ikke vurdert som noe større problem for fisken (Narud pers medd.). Videre har Narud fremlagt forslag til biotopforbedrende tiltak. Enkelte av disse tiltak har nå blitt utført i regi av Ringsaker kommune og resterende arbeider vil bli utført i 1999 (Ole Roger Sandbakke pers medd.).

2.3 Prøvetaking i Næra.

I innsjøen Næra ble prøvene tatt ved en hovedstasjon plassert ved det dypeste området i innsjøens nordre del (se fig.1). Dette var i samsvar med den stasjon som blitt brukt ved tidligere undersøkelser (se kap. 2.4.). Det er i nordre del innsjøen har sitt hovedbasseng. Videre ble det i september også tatt prøver fra innsjøens midterste og søndre parti.

Fysisk-kjemiske undersøkelser.

Den 29. mars og 15. mai ble det tatt vannprøver fra 4 forskjellige dyp i en vertikalserie ved hovedstasjonen. Disse prøver er analysert for: Total fosfor (TOT-P), total nitrogen (TOT-N), og nitrat (NO_3). For maiserien tilkom analyse av alkaliet, pH, farge, turbiditet, silisium, konduktivitet og organisk stoff (TOC). Målsetningen med dette analyseprogram var å fastslå basis- og utgangskonsentrasjonen av stoffer som har betydning for produksjonsforholdene i innsjøen.

I tidsrommet mai-oktober ("vegetasjonsperioden") ble det ved hovedstasjonen samlet inn vannprøver som blandprøve fra sjiktet 0-10 meter ved følgende tidspunkter: 15. mai, 10. juni, 14. juli, 12. august, 9. september, 24. september og 7. oktober. Videre ble det tatt liggende vannprøver fra det midterste og søndre partiet av innsjøen den 24. september. Disse prøver er analysert i henhold til totalfosfor, totalnitrogen og nitrat. Målsetningen med dette analyseprogram var å få et bilde av nærings saltenes variasjonsmønster og konsentrasjoner i de øvre vannmasser i vegetasjonsperioden. Samtidig med prøveinnsamlingen ble vanntemperatur (i en vertikalserie) og siktedyp målt. Vannfargen vurdert mot sikteskiva ble også notert.

Vurdering av vannkvalitet og siktedyp er foretatt i henhold til SFT's klassifiseringsnorm for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Eventuell forurensningspåvirkning er vurdert som avvik fra forventet naturtilstand.

Biologiske undersøkelser.

Planteplankton.

Det ble tatt ut planteplanktonprøver fra den samme blandprøve (0-10 meter) som ble benyttet til de kjemiske analyser. Disse prøver er brukt til å bestemme planteplanktonets artssammensetting og biomasse. Som supplement til biomassedataene ble det også analysert for total klorofyll a -konsentrasjon. Algeforekomsten er angitt som volum/biomasse (mm^3/gram våtvekt) pr. m^3 .

Kunnskap om planteplanktonets artssammensetting og volum/biomasse er helt sentral informasjon når vi skal vurdere trofinivå og trofiutviklingen i innsjøer. Næringsstatus (trofinivå) og grad av overgjødning (eutrofiering) blir her vurdert etter vurderingsgrunnlag for innsjøer utarbeidet av Heinonen (1980), Brettum (1989) og Tikkanen og Willen (1992). Her legges det vekt på algebiomasse og forekomst av indikatorarter (se vedlegg nr.1). Vurdering av tot. klor. a -konsentrasjon er foretatt i henhold til SFT's klassifiseringsnorm for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997).

Forurensningsgrad (overgjødning) bedømmes som avvik fra forventet naturtilstand og med overgjødning menes her økt tilførsel av næringssalter som resultat av menneskeskapt (antropogen) aktivitet.

Krepsdyrplankton.

Det ble samlet inn kvantitativt krepsdyrplanktonmaterialet ved hjelp av en 25 l's Schindlerfelle, med 60 μ 's håndduk. Prøvene ble tatt ved hovedstasjonen og det ble tatt prøveserier hver måned (6 ganger) i perioden mai-oktober. Disse prøver ble tatt ved de samme tidspunkter som øvrige prøvemateriale unntatt 24. september da det ikke ble tatt dyreplanktonprøver. Hver prøveserie representerer en vertikalserie og det er tatt prøver fra følgende 5 dyp: 0,5, 2, 5, 8 og 12 meter. Resultatene er angitt som antall individ og biomasse (gram tørrvekt) pr. m².

Kunnskap om krepsdyrsamfunnet i de fri vannmasser gir mulighet å vurdere beitepress fra planktonspisende fisk samt mer generelt å vurdere de økologiske forhold i innsjøenes vannmasser bl.a. med tanke på å kunne opprettholde et naturgitt biologisk mangfold og produksjonsnivå. Enkelte krepsdyrplankton er forsuringfølsomme og er gode indikatorarter da en skall vurdere forsuringpåvirkning og resultater av kalking. Beitepresset på planktonkrepsdyrene fra fisk er vurdert etter vurderingssystem utarbeidet av Løvik (upublisert). Dette systemet tar utgangspunkt i relasjonen mellom middellengden av voksne (eggebærende) hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* Planktonspisende fisk utgjør som regel en strukturerende faktor på krepsdyrsamfunnet. Økt predasjonspress gir minket individstørrelse og overgang mot dominans av mer småvokste arter (se vedlegg nr.1).

2.4 Tidligere undersøkelser i Næra.

Det er tidligere foretatt tre limnologiske undersøkelser i Næra.

Sommeren 1975 tok NIVA den 20. august planktonprøver fra innsjøens nordre parti (hovedbassenget). Det ble tatt dyreplanktonprøver og planteplanktonprøver fra følgende dyp: 0,5, 2, 4, 6, 8 og 12 meter (Holtan 1977). Det ble da registrert algebiomasser i området 0,4-1,4 gram våtvekt/ferskvekt pr. m³, og planteplanktonsamfunnet var helt dominert av cyanobakterien (blågrønnalgen) *Planktothrix agardhii* som utgjorde 50 - 90% av den totale biomassen. Størst mengde var det på 8-meters dyp. Planteplanktonprøvene viste for øvrig en artssammensetning som i hovedsak er typisk for oligotrofe (lavproduktive) innsjøer i skogområder (Peter Blomqvist pers medd.). Krepsdyrplanktonet, som var sterkt påvirket av fiskepredasjon, hadde en artssammensetning i samsvar med forventet naturtilstand unntatt at det ikke ble registrert forekomst av gelekreps. Følgende arter ble registrert: Hoppekrepsene *Heterocope appendiculata*, *Eudiaptomus gracilis*, *Cyclops scutifer*, *Mesocyclops leuckarti* og *Thermocyclops oithonoides* samt vannloppene *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia galeata*, *Daphnia cristata*, *Ceriodaphnia sp.*, *Bosmina longispina*, *B. longirostris*, *Leptodora kindtii* og *Polyphemus pediculus*. Størst forekomst hadde hoppekrepsene *E. gracilis* og *T. oithonoides* samt vannloppen *D. cristata*.

Innsjøen ble i 1975 karakterisert som middels næringsrik (mesotrof) og var i noen grad utsatt for næringsaltforurensning. Urenset kloakkvann, silopressaft, utsig fra gjødselkjellere og melkerum m.m. gikk da rett ut i innsjøen eller rett i tilrennende bekker.

De forurensningsbegrensende tiltak som ble utført i nedbørområdet i forbindelse med "Aksjon Mjøsa" (1971-1986) har kraftig redusert forurensningstilførslene. I 1979 og 1980 ble det foretatt fysisk-kjemiske undersøkelser og registrert primærproduksjon i Næra i forbindelse med en hovedfagsoppgave i limnologi (Kulsvehagen 1981). Prøvene ble tatt ved en stasjon plassert i innsjøens hovedbasseng i den nordre del. Det ble da registrert pH-verdier i området 6,4-7,5 og en alkalitet i området 0,27-0,29 mmol/l. Videre ledningsevne som varierte i området 6,2-10,9 mS/m. Fosforkonsentrasjonen i overflatelaget varierte i området 7 - 15 μ g tot.-P/l og nitrogenkonsentrasjonen

i området 380 - 1125 µg tot.-N/l. Primærproduksjonen var i 1979 og 1980 henholdsvis 20 og 17 gram C/m² og år. Høyeste dagsproduksjon ble målt til 255 mg C/døgn. Det ble ikke observert noen unormalt stor forekomst av cyanobakterier (blågrønnalger) eller av andre alger i innsjøens fri vannmasser i 1979 og 1980 og innsjøen ble karakterisert som middels næringsrik tilsvarende oligomesotrofe forhold og i nært samsvar med forventet naturtilstand (Einar Kulsvehagen pers medd.).

I sommeren 1988 ble det tatt kjemiske og biologiske prøver fra Næras nordre del (hovedbassenget) i forbindelse med en landsomfattende undersøkelse av trofistanden i 355 innsjøer i Norge som NIVA har gjennomført på oppdrag av SFT (Faafeng et al. 1990). Prøvene ble tatt i perioden 7. juni til 27. august. Det ble da registrert relativt sett høye fosfor- og nitrogenkonsentrasjoner med verdier i området 11 - 15 µg tot.-P/l respektive 675 - 794 µg tot.-N/l. Sesongmiddelverdier er beregnet til 13,6 resp. 733 µg/l. Tot. klorofyll *a* konsentrasjonen låg i området 3,7 - 6,5 µg/l og planteplanktonbiomassen varierte i området 0,2 - 0,5 gram våtvekt pr. m³. Sesongmiddelverdier er beregnet til 5,0 µg Klf.a/l resp. 0,422 gram våtvekt pr. m³. De alger som dominerte biomassen var små og store chrysomonader tilhørende algegruppen gullalger, kiselalgen *Cyclotella comta* og svelgflagelaten *Rhodomonas lacustris*. Det ble ikke påvist større forekomster av cyanobakterier (blågrønnalger). Krepsedyresamfunnet i de fri vannmasser hadde en sammensetting i samsvar med forventet naturtilstand unntatt at det ikke ble registrert forekomst av gelekreps. Krepsedyreplanktonet var videre sterkt påvirket av fiskepredasjon. Innsjøen ble i 1988 karakterisert som middels næringsrik (mesotrof), og markert påvirket av næringssaltforurensning (Faafeng et al. 1990). Ifølge Brettums system for karakterisering av trofinivå kan Næra i 1988 karakteriseres som oligomesotrof (Brettum 1989).

Videre har det tidligere Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfisk (DVF, nå DN) i 1976 foretatt et prøvofiske i Næra (DVF 1977). Fiskeforholdene vil ikke bli vurdert i denne rapporten. Vi kan likevel nevne at Næra kan betegnes som fiskerik. Følgende fiskearter forekommer i innsjøen og i tilrennende vassdrag: Bekkeniøye, ørret, krøkle, gjedde, ørekyte, abbor, ferskvannsulke og ferskvannskreps. Fiske etter gjedde og abbor er av størst betydning og Næra er en meget populær isfiskelokalitet. Krepsen ble satt ut den 15. august i 1988 og utsettingen ser ut å være vellykket (Ole Nashoug og Bjarne Danielsberg pers med.). Det har også blitt satt ut ørret i innsjøen, men disse utsettinger har ikke vært vellykket (B. Danielsberg pers med.).

3. RESULTATER OG DISKUSJON.

3.1 Biologiske befaringsundersøkelser i bekker.

Forurensningssituasjonen i bekkene ved befaringstidspunktet er uskadliggjort ved hjelp av fargefigurer i teksten (figur 2 til 6).

3.1.1 Bergsengelva.

Bergsengelva er ca. 5 km lang og avvanner hovedsakelig et større skog og myrområde nord for Brøttum, men også noe jordbruksområder med spredt bosetting. Størst bosetting er det langs Svartbekken i vassdragets øverste del, i området ved Halltjern samt langs bekkens nederste del. I vassdragets øvre del ligger det tre større skogstjern (Kroktjern, Demmtjern og Sandbakktjern). I tjernene er det ørret og abbor og i selve Bergsengelva er det ørret. Bekkens nedre del, en strekning på ca. 2 km, benyttes som gytelokalitet for mjøsørret og mjøsharr. Tidligere kunne ørreten benytte ca. 4 km av bekkens. Naturgitt årlig smoltproduksjon er beregnet til ca. 300 st. En veikulvert like ved Sveom utgjør nå vandringshinder så at ørretens reproduksjonsmuligheter blitt dårligere. Bekken brukes som vannkilde til drikkevann og jordvanning. I tørkeperioder på sommeren reduseres vannføringen kraftig, men bekkens går ikke helt tørr. Miljømål for Bergsengvassdraget er at vannkvalitetstilstanden ikke bør overstige forurensningsklasse I-II (blågrønn kartmarkering). Videre at reproduksjonsmulighetene for mjøsharren og mjøsørreten opprettholdes og at vassdraget kan brukes til rekreasjon og jordvanning.

Potensielle 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, utsig av for- og fekalierester fra en tidligere pelsdyrfarm, samt gjødsel og avrenning (jord/siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Forurensningseffekter som økt forekomst av begroingsalger og vannplanter (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), tilslamming, samt økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) står sentralt.

Miljøinntrykk.

Ved befaringstidspunktet var øvre delen av Bergsengelva lite forurenset (Forurensningsklasse I og I-II). Halltjern og utløpsbekken herfra var moderat påvirket av overgjødning (Forurensningsklasse II). Like nedstrøms Sveom var det et siloutslipp og her var bekkens markert forurenset (Forurensningsklasse III) med synlig vekst av sopp *Leptomitus lacteus*. Lengre nedstrøms ble forholdene suksessivt bedre og ved utløpet ved Bergseng ble bekkens igjen karakterisert som lite forurenset (Forurensningsklasse I-II). Det var likevel noe problem med tilslamming med jordpartikler langs enkelte bekkestrekninger i den nederste del av vassdraget. Bergsengelvas resipientkapasitet/tålegrense overskrides til tider og det er påkrevet med forurensningsbegrensende tiltak.

Tiltak: Silopressaftutslipp ved Sveom må stanses. For øvrig er det viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet opprettholdes. Dette innebærer at det er viktig med kontroll, vedlikeholdsarbeider og om mulig forbedringstiltak (det siste gjelder særlig i henholdt til det kommunale ledningsnett, separate avløpsanlegg og jorderosjon). Videre er det ønskelig at en fjerner foreliggende vandringshinder for mjøsørreten og mjøsharren så fisken kan benytte sitt gamle reproduksjonsområde. Det er også viktig at vassdraget sikres en tilstrekkelig minstevassføring. Behov for biotopiltak og borttransport av "søppel" må også klarlegges.

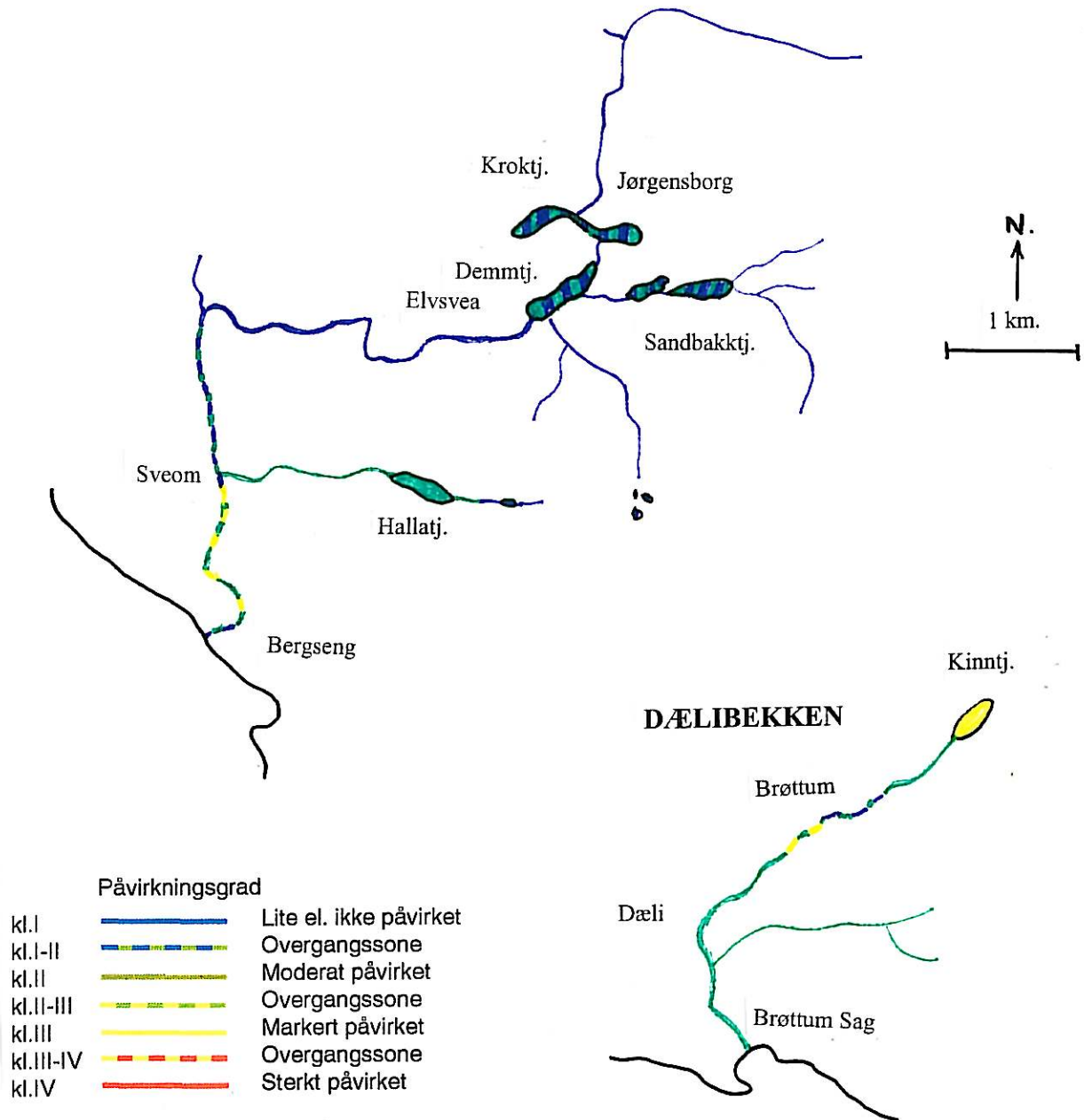


Fig.2 Forurensningssituasjonen i Bergselva og Dælibekken i august 1998, vurdert utfra de biologiske forhold.

3.1.2 Dælibekken.

Dælibekken som er ca. 3,5 km lang har sitt utspring i Kinnstjern som ligger ca. 1 km øst for Brøttum senter. Vassdraget drenerer Brøttum tettsted og store jordbruksområder med spredt bebyggelse. Det er også noe skogområder i nedbørfeltet. Bekken munner ut i Mjøsa ved Moelven Treinteriør ved Brøttum. Nederste delen av bekken var tidligere en viktig gytelokalitet for mjøsharr og mjøsørret. Naturgitt årlig smoltproduksjon av mjøsørret er beregnet til ca. 200 st. Noe reproduksjon foregår fortsatt nedstrøms jernbanekulverten som nå utgjør vandringshinder etter at det her høsten 1996 ble foretatt gravearbeider. Bekken benyttes som resipient for det kommunale renseanlegget ved Brøttum samt som vannkilde for jordvanning. I tørkeperioder på sommeren kan bekken i det nærmeste gå tørr langs enkelte strekninger. Miljømål for Dælibekken er at vannkvalitetstilstanden i hovedbekkefaret ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at nedre del av bekken skal være en god reproduksjonslokalitet for mjøsharr og mjøsørret og at vassdraget kan brukes til rekreasjon og jordvanning.

Potensielle forurensningskilder er i første rekke utsig/overløp av kloakk og gråvann fra de kommunale ledningssystemet og renseanlegget ved Brøttum tettsted. Videre utsig av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i den spredte bosetting. Utsig fra gjødselkjellere, melkerom og siloer, samt avrenning (jord/siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark er også potensielle forurensningskilder av betydning. Forurensningseffekter som økt algevekst og økt forekomst av høyere vannplanter (overgjødsling), stor og sjenerende forekomst av bakterier, sopp og ciliater (saprobiering), tilslamming og økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) står her sentralt.

Miljøinntrykk.

Kinnstjern har i lengre tid vært markert påvirket av overgjødsling og kan fortsatt betegnes som næringsrik (eutrof). Det har likevel skjedd en klar forbedring av vannkvaliteten i de seinere år. Ved befaringstidspunktet var øvre delen av Dælibekken moderat påvirket av i første rekke økt næringssalttilførsel, og her var det en hel del trådformete grønnalger (Forurensningsklasse II). Bekkestrekningen fra Brøttum og ned til Dæli gård kunne betegnes som lite forurensningsbelastet (Forurensningsklasse I-II). Fra Dæli og ned til utløpet i Mjøsa var bekken moderat påvirket av næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II). Det ble ikke registrert større og sjenerende vekst av bakterier og sopp men bekken var langs flere strekninger belastet med jord- og siltpartikler som dekket bunnsstratet. Dette var spesielt påtagelig i de større kulpene. Generelt sett så var likevel tilstanden i bekken i samsvar med satte miljømål.

Tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk videreføres og om mulig forbedres. Det er ønskelig at overløpsdriften i det kommunale avløpsanlegget begrenses mest mulig. Eventuelle feilkoblinger må rettes opp. Det er også ønskelig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m. Tilførselen av silt- og jordpartikler fra dyrket mark (jordeurosjonen) må reduseres. Videre er det viktig at mjøsharren og mjøsørreten kan komme opp til sine tidligere gyteplasser. Kulverten under jernbanen må derfor ikke utgjøre noe vandringshinder. Det er også viktig at vassdraget sikres en tilstrekkelig minstevassføring. Behov for biotopiltak og borttransport av "søppel" må også klarlegges.

3.1.3 Ulvenbekken.

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 og den nederste delen av bekken benyttes som reproduksjonslokalitet for mjøsharr. Det tas ut vann fra bekken til jordvanning og bekkens nedre del kan i perioder tørrelleges. Miljømål for Ulvenbekken inkl. Persvetjern er at vannkvalitetstilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse II. Videre at reproduksjonsmulighetene i bekken for mjøsharren opprettholdes og at vassdraget kan brukes til rekreasjon og jordvanning.

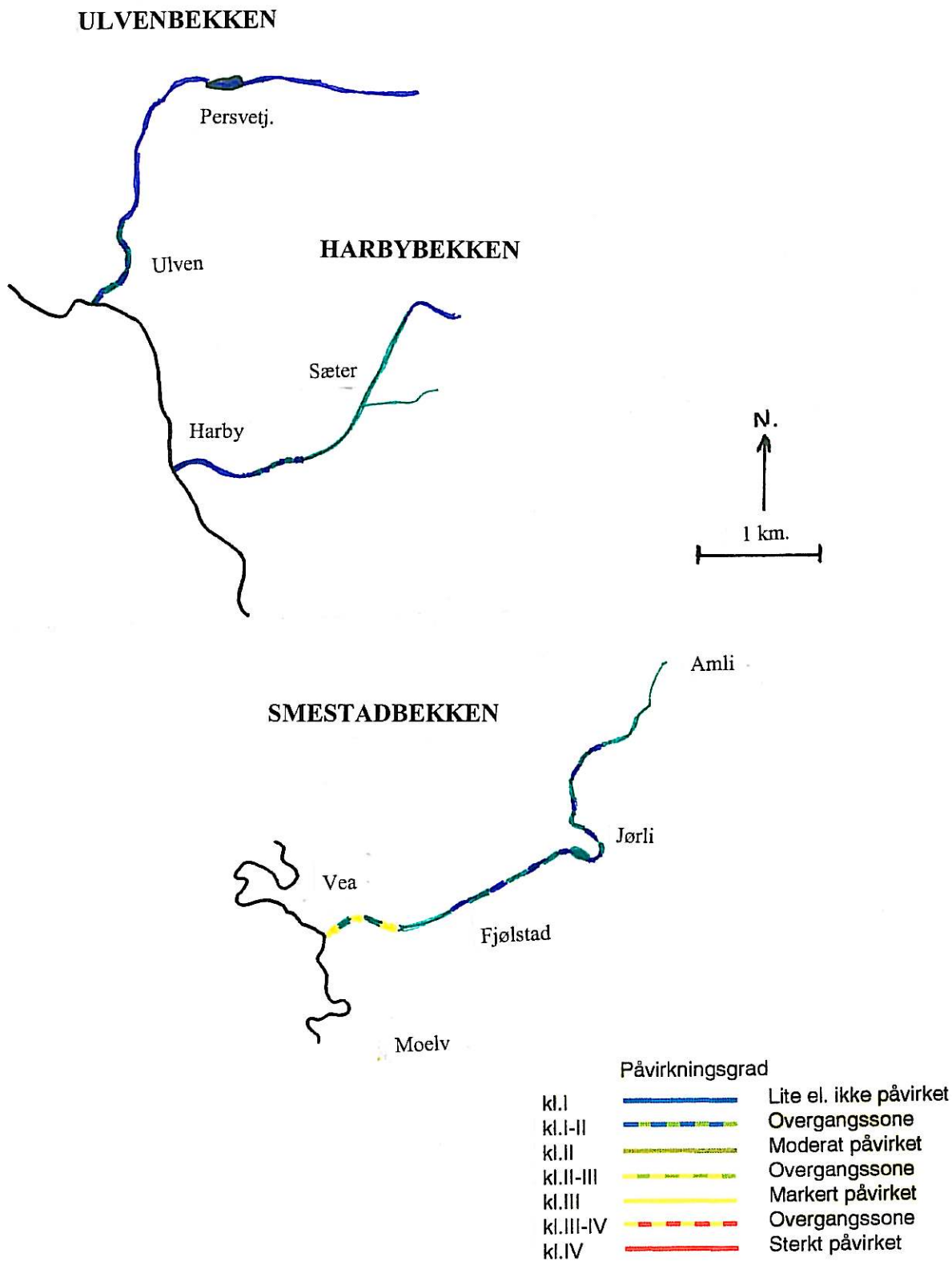


Fig.3 Forurensningssituasjonen i Ulvenbekken, Harbybekken og Smestadbekken i august 1998, vurdert utfra de biologiske forhold.

Potensielle forurensningskilder er i første rekke 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 resultat av økt tilførsel av næringssalter (overgjødning), lettnedbrytbart organisk stoff (forråtnelse/saprobiering) og tarmbakterier (fekal forurensning) samt tilslamming står derfor sentralt.

Miljøinntrykk.

Ved befaringsstidspunktet var øvre del av Ulvenbekken inkl. Persvetjernet lite forurensningspåvirket (Forurensningsklasse I). Den nedre delen var noe mer belastet og her ble bekken bedømt som lite til moderat forurensningspåvirket (Forurensningsklasse I-II). Videre var bekkens nedre del påvirket av jord og siltpartikler som dekket bunnen i de større kulper. Det ble ikke registrert noe synbar og sjenerende heterotrof begroing og forholdene i bekken var i samsvar med satte miljømål.

Tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk videreføres og om mulig forbedres. Det er bl.a. nødvendig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m. Det er også ønskelig at jord- og silttransporten fra dyrket mark til bekken mest mulig begrenses. Videre er det viktig at bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring. Behov for biotopiltak og borttransport av "søppel" må også klarlegges.

3.1.4 Harbybekken.

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. Herfra 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. Bekkens nedre del benyttes som getelokalitet for mjøsharr.

Potensielle forurensningskilder er i første rekke utsig av boligkloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, utsig fra siloer, melkerom og gjødselkjellere samt avrenning (jord-/siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark.

Forurensningseffekter som resultat av økt tilførsel av næringssalter (overgjødning), lettnedbrytbart organisk stoff (forråtnelse/saprobiering) og tarmbakterier (fekal forurensning) samt tilslamming står derfor sentralt. Miljømål for Harbybekken er at vannkvalitetstilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse II. Videre at reproduksjonsmulighetene i bekken for mjøsharren opprettholdes og at bekken kan brukes til rekreasjon og jordvanning.

Miljøinntrykk.

Ved befaringsstidspunktet var Harbybekkens øvre del klart påvirket av forurensning og det var tydelige tegn på at forholdene hadde vært dårligere i tiden like før befaringsstidspunktet. Bekken var her også i stor grad tilslammet av jord- og siltpartikler. Harbybekken ble her likevel bedømt som moderat forurensningspåvirket (Forurensningsklasse II). Lengre ned var forholdene bedre og bekkens nederste del var lite forurenset (Forurensningsklasse I). Harbybekkens resipientkapasitet/tålegrense overskrides således til tider i den øvre del og det er derfor påkrevet med ytterligere forbedringstiltak for å begrense forurensningstilførselen, særlig med hensyn til næringssalter, lettnedbrytbart organisk stoff og jord-/siltpartikler.

Tiltak: Forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m., forbedringstiltak av separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse og tiltak som kan begrense jorderosjon og arealavrenning står her sentralt. Videre er det viktig at Harbybekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring. Behov for biotopiltak og borttransport av "søppel" må også klarlegges.

3.1.5 Smestadbekken.

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 Veå. Smestadbekken blir brukt til jordvanning og i tørkeperioder på sommeren kan store deler av bekken tørrlegges. Bekkens nedre del benyttes av mjøsharr og mjøsørret som gytebekk. Naturgitt årlig smoltproduksjon av mjøsørret er beregnet til ca. 100 st. Reproduksjonsmulighetene er nå begrenset da jernbanekulverten utgjør vandringshinder. Miljømål for Smestadbekken er at vannkvalitetstilstanden i hovedbekkefaret ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering) og at vassdraget kan brukes til rekreasjon og jordvanning. Videre at reproduksjonsmulighetene i bekkens nedre del for mjøsharr og mjøsørret mest mulig skal opprettholdes.

Potensielle 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 (saprobiering), tarmbakterier (fekal forurensning) og jord-/siltpartikler (tilslamming) står derfor sentralt.

Miljøinntrykk.

Ved befaringstidspunktet var Smestadbekkens øverste del moderat påvirket av i første rekke næringssalter og jordpartikler og strekningen ble betegnet som moderat forurenset (Forurensningsklasse II). Lengre nedstrøms ble forholdene klart bedre og bekkestrekningen fra Hulberg ned til Golfbanen ved Fjølstad var lite påvirket av forurensninger (Forurensningsklasse I-II). Den nederste delen av bekken var klart påvirket av næringssalter, lettnedbrytbart organisk stoff og jordpartikler og ble karakterisert som moderat til markert forurenset (Forurensningsklasse II-III). Her var det også tegn på gifteffekter og/eller oksygensvikt da flere av de normalt forekommende bunndyregrupper var slått ut. Tidligere silo- eller husdyrgjødselutslipp kan være forklaringen til dette. Det ble likevel ikke registrert lengre bekkestrekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing. Smestadbekkens resipientkapasitet/tålegrense overskrides til tider og det er påkrevet med ytterligere forbedringstiltak for å begrense forurensningstilførselen, særlig med hensyn til fosfor, lettnedbrytbart organisk stoff, tarmbakterier og jordpartikler.

Tiltak: Ytterligere reduksjon av kloakktilførselen fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, skjerpet kontroll av siloer, melkerom og gjødselkjellere og reduksjon av jordtransport fra dyrket mark synes mest påkrevet. Videre er det ønskelig at oppvandringsmulighetene for mjøsharren og mjøsørreten forbedres bl.a. ved at vandringshindret ved jernbanekulverten fjernes. Det er også viktig at bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring. I øvrig henvises til rapport av Narud (Narud 1997).

3.1.6 Evjua.

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. Evjua ble tidligere benyttet som reproduksjonslokalitet for mjøsharr og mjøsørret, men naturlig gyting er nå umuliggjort. Naturgitt årlig smoltproduksjon av mjøsørret er ikke beregnet. Miljømål 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, rekreasjon og jordvanning.

Potensielle forurensningskilder er i første rekke lekkasje/overløpsdrift i det kommunale ledningsnett. Kloakk- og gråvannsutsig fra separate avløpsanlegg i spredt bosetting, utsig fra den nedlagte søppelfyllingsplassen i Tandumskogen samt avrenning (jord-/siltpartikler, næringssalter,

husdyrgjødsel og sprøyterester) fra dyrket mark er sannsynligvis av mindre betydning. Forurensningseffekter som økt algevekst (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av bakterier, sopp og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og eventuelle gifteffekter står her sentralt.

Miljøinntrykk.

Evjua oppstrøms Dokkenområdet var ved befaringstidspunktet lite påvirket av forurensning (Forurensningsklasse I). Rent lokalt var det likevel synlig jern- og manganutfelling i bekken ved den nedlagte søppelplassen i Tandeskogen. Fra Dokken og nedstrøms var bekken noe påvirket av økt næringstilførsel og ble her bedømt som moderat forurenset (Forurensningsklasse II). Like ved utløpet er Evjua til tider belastet med urensset kloakkvann fra overløpsdrift i det kommunale ledningssystem og må her betegnes som sterkt forurenset (Forurensningsklasse IV). Evjuas resipientkapasitet/tålegrense overskrides således i den nederste delen og det er derfor påkrevet med ytterligere forbedringstiltak for å begrense forurensningstilførselen, særlig med hensyn til letnedbrytbart organisk stoff, fosfor og tarmbakterier. Det er spesielt viktig at overløpsdriften stoppes med tanke på nærheten til campingplassen.

Tiltak: Ytterligere reduksjon av kloakktilførselen fra det kommunale ledningsnett (overløpsdriften må stoppes og feilkoblinger unnvikes) samt fra separatanlegg i spredt bebyggelse synes mest påkrevet. Jordbruket må også stadig gjennomføre vedlikeholdsarbeider og forbedringstiltak for at utslipp og arealavrenning ikke skal øke uten om mulig ytterligere reduseres. Det er bl.a. ønskelig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m. Ytterligere tiltak for å redusere utsigget av jernforbindelser fra fyllplassen ved Tandeskogen bør også vurderes. Videre er det viktig at bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring. Behov for biotiltak og borttransport av "søppel" må også klarlegges.

3.1.7 Steinbekken.

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. Steinbekken har tidligere vært en meget god reproduksjonslokalitet for mjøsørret og mjøsharr. Naturgitt årlig smoltproduksjon av mjøsørret er beregnet til ca. 400 st. Miljømål for Steinbekken er at vannkvalitetstilstanden i hovedbekkfaret ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at reproduksjonsmulighetene i bekken for mjøsharren og mjøsørreten opprettholdes og at vassdraget kan brukes til rekreasjon og jordvanning.

Potensielle forurensningskilder av størst betydning er kloakk- og gråvannsoverløp fra det kommunale ledningsnettet, 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 (jord-/siltpartikler, 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).

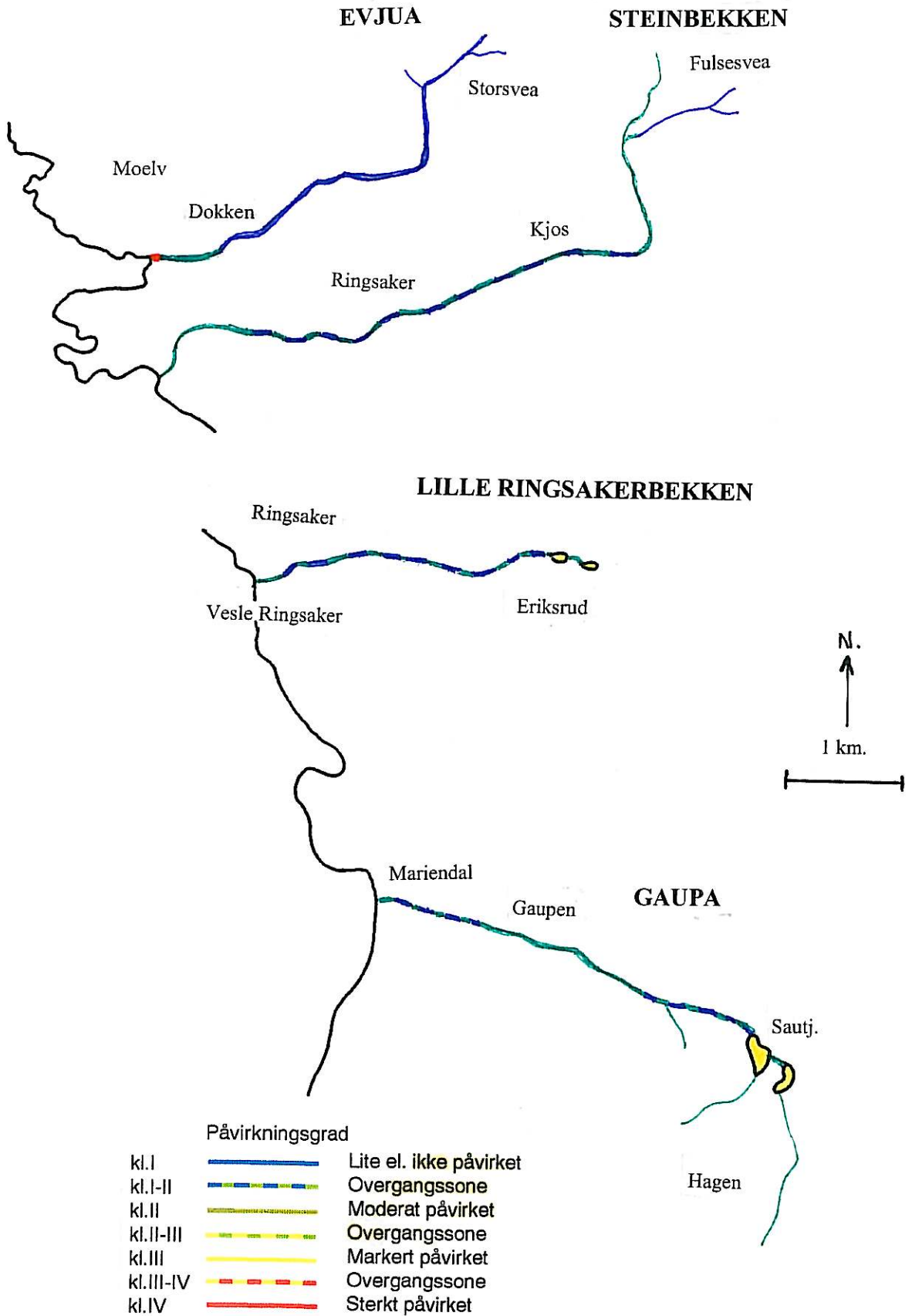


Fig.4 Forurensningssituasjonen i Evjua, Steinbekken, Lille Ringsakerbekken og Gaupa i august 1998, vurdert utfra de biologiske forhold.

Miljøinntrykk.

Øvre del av Steinbekken var ved befaringstidspunktet 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 næringssalter som resulterte i stor forekomst av den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata* (Forurensningsklasse II). Også her var det problemer med tilslamming. Det ble ikke påvist bekkestrekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing dvs. s.k. ”lammehaler” og lignende og resipientkapasiteten/tålegrensen var ikke overskredet.

Tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørsområdet opprettholdes, dvs. at kontroll, vedlikeholdsarbeider og om mulig forbedringstiltak må til. Videre er det ønskelig at tilførselen av jord- og siltpartikler til bekken fra dyrket mark reduseres mest mulig. Det er også viktig at bekken sikres en tilstrekkelig minstevannføring. Forøvrig henvises til rapport av Narud (Narud 1997).

3.1.8 Lille Ringsakerbekken.

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. Naturgitt årlig smoltproduksjon av mjøsørret er beregnet til ca. 80 - 100 st. Fisken gikk tidligere helt opp til Eriksrud. Miljømål for Lille Ringsakerbekken er at vannkvalitetstilstanden i hovedbekkfaret ikke bør overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering) og at bekken kan opprettholdes som en viktig reproduksjonslokalitet for mjøsharr og mjøsørret. Videre at vassdraget kan brukes til rekreasjon og jordvanning.

Potensielle 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 (jord-/siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Forurensningseffekter som økt algeforekomst og økt forekomst av høyere vegetasjon (overgjødning), økt forekomst av sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming står sentralt.

Miljøinntrykk.

Ved befaringstidspunktet var Lille Ringsakerbekken i sin helhet (unntatt småtjernene) lite påvirket av forurensninger (Forurensningsklasse I-II). En viss effekt av økt næringssalttilførsel med økt forekomst av begroingsalger i bekkens nederste del kunne likevel noteres. Dette gjaldt særlig bekkestrekninger med stor lystilgang. Videre var enkelte bekkestrekninger kraftig tilslammet. Det ble ikke påvist bekkestrekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing og vannkvaliteten i bekken var stort sett i samsvar med satte miljømål. Her må en likevel nevne at det ved Eriksrud til tider er tydelig kloakkluft i bekken.

Tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet videreføres og forbedres. Dette gjelder særlig enkelte separate avløpsanlegg ved Eriksrud. Det er også ønskelig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m. Jorderosjon fra dyrket mark må også reduseres mest mulig. Videre må en fjerne foreliggende vandringshinder for fisken i bekkens nedre del. Det er også av vekt at bekken sikres tilstrekkelig minstevannføring. Forøvrig henvises til rapport av Narud (Narud 1997).

3.1.9 Gaupa.

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. Gaupa var tidligere en meget god reproduksjonslokalitet for mjøsharren og mjøsørreten. Naturgitt årlig smoltproduksjon av mjøsørret er beregnet til ca. 200 st. Miljømål for Gaupa og Sautjernet er at vannkvalitetstilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at reproduksjonsmulighetene i bekken for mjøsharren og mjøsørreten opprettholdes og at vassdraget kan brukes til rekreasjon og jordvanning.

Potensielle forurensningskilder av betydning er lekkasje/overløp av kloakk og gråvann fra de kommunale kloakksystemet og fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, gjødselig fra gjødselkjellere, pressaft fra siloanlegg, spillvann fra melkerom og avrenning (jord-/siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Forurensningseffekter som økt forekomst av begroingsalger og høyere vegetasjon (overgjødsling), økt forekomst av heterotrof begroing som sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming står derfor sentralt.

Miljøinntrykk.

Ved befaringstidspunktet var Gaupa lite til moderat eller moderat påvirket av i første rekke næringssalter (Forurensningsklasse I-II og II). Synlig og sjenerende heterotrof begroing ble ikke påvist og selve Gaupa hadde en vannkvalitet i samsvar med satte miljømål. Den øvre del av bekken oppstrøms Gaupen tettsted var påtagelig tilslammet langs mer stilleflytene strekninger. Sautjernet og nærliggende mindre tjern var markert påvirket av næringssaltforurensning (Forurensningsklasse III). Her var det stor forekomst av høyere vegetasjon og vannet var vegetasjonsfarget p.g.a. stor planteplanktonforekomst. Skal miljømålen for Gaupavassdraget i sin helhet nås er det nødvendig med ytterligere reduksjon av forurensningstilførselen samt at bekken får tilstrekkelig minstevassføring.

Tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet videreføres og om mulig forbedres. Det er viktig at jord- og siltilførselen til bekken fra dyrket mark reduseres og at næringssalttilførselen (særlig av fosfor) til Sautjernet blir redusert. Det er derfor ønskelig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m. Videre at vannføringen sikres og at en fjerner vandringshinder for gytefisk. I øvrig henvises til rapport av Narud (Narud 1997).

3.1.10 Skredsholbekken/Kråke rudbekken.

Skredsholbekken er ca. 3,5 km lang og kommer fra Skredsholtjernet like ved Gjølstad. Bekken avvanner et stort og sammenhengende jordbruksområde med noe spredt bebyggelse inkl. minitettstedet Gjølstad. Det er også noe skogområder i nedbørfeltet. Vann fra bekken benyttes til jordvanning og i tørkeperioder på sommeren kan bekken gå helt tørr. Kroksrudbekken var tidligere en god gytebekk for mjøsharren. Miljømål for Kroksrudvassdraget er at vannkvalitetstilstanden i hovedbekkfaret ikke skal overstige forurensningsklasse II (grøn kartmarkering). Videre at reproduksjonsmulighetene i bekken for mjøsharren opprettholdes og at bekken kan brukes til rekreasjon og jordvanning.

Potensielle forurensningskilder av betydning er lekkasje/overløp av kloakk og gråvann fra de kommunale kloakksystemet og fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, gjødselig fra gjødselkjellere, pressaft fra siloanlegg, spillvann fra melkerom og avrenning (jord-/siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Forurensningseffekter som økt forekomst av begroingsalger og høyere vegetasjon (overgjødsling), økt forekomst av heterotrof

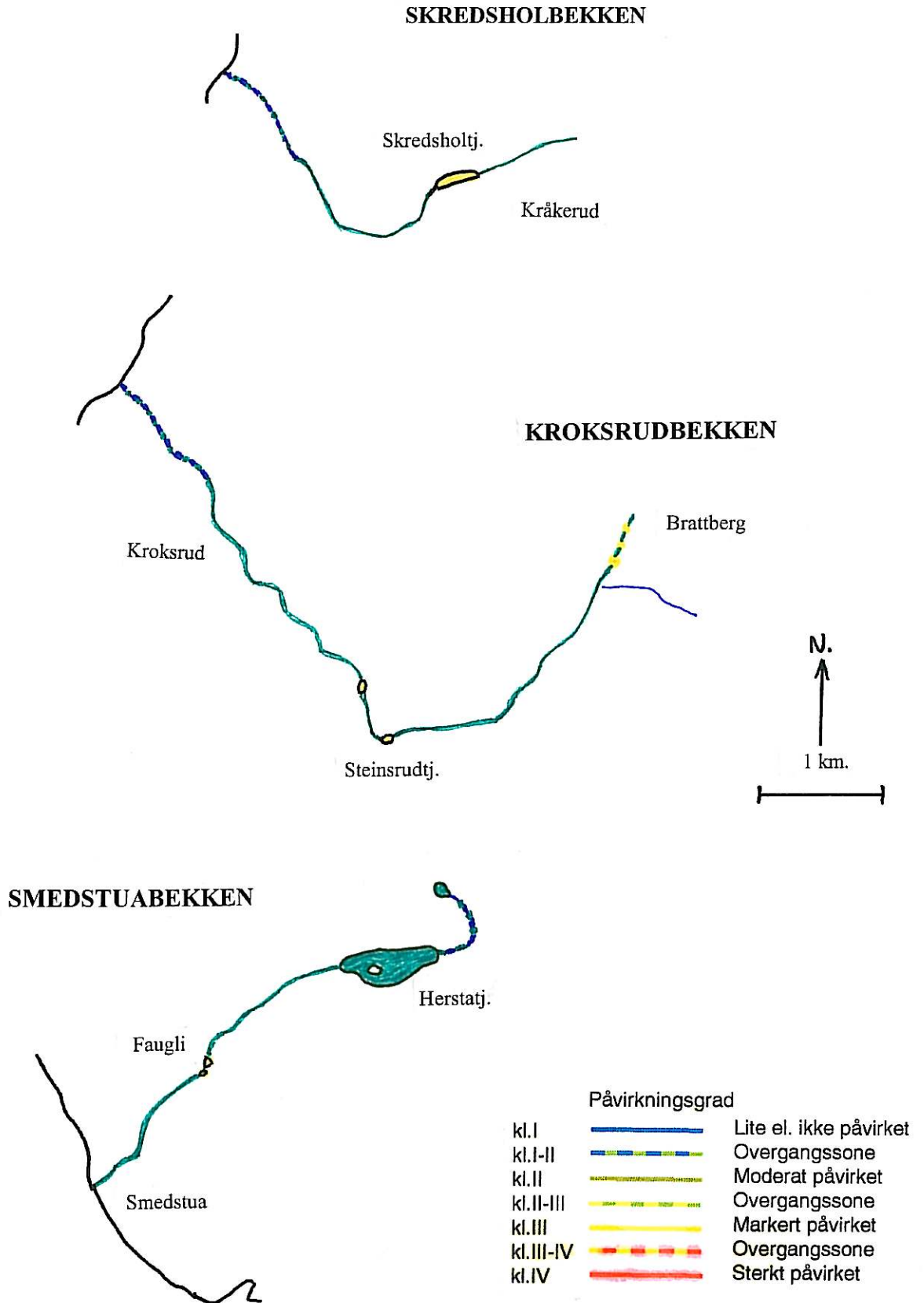


Fig.5 Forurensningssituasjonen i Skredsholbekken, Kroksrudbekken og Smedstuabekken i august 1998, vurdert utfra de biologiske forhold.

begroing som sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming står derfor sentralt.

Miljøinntrykk.

Ved befaringstidspunktet var øvre delen av Skredsholbekken moderat påvirket av næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse I-II). Skredsholtjernet kan betegnes som markert påvirket av næringssalter (særlig fosfor) og her var det stor forekomst av planteplankton som gjorde vannet grumsete og vegetasjonsfarget. 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 og unntatt forholdene i Skredsholtjernet så var vannkvaliteten i samsvar med satte miljømål. Hele bekken var likevel påtagelig tilslammet. Skal hele vassdraget oppnå satte miljømål må forurensningstilførselen ytterligere reduseres.

Tiltak: Det er nødvendig at tilførselen av kloakk og gråvann fra det kommunale ledningsnettet og fra separate avløpsanlegg i spredt bosetning ytterligere begrenses. En bør undersøke om det foreligger feilkoblinger i det kommunale avløpsnettet. For øvrig må de tiltak som er satt i verk for å begrense forurensninger fra jordbruksaktiviteter opprettholdes og om mulig forbedres. Det siste gjelder særlig jorderosjon fra dyrket mark. Det er også ønskelig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m. Bekken må også sikres nødvendig minstevannføring. Behov for biotiltak og borttransport av "søppel" må også klarlegges.

3.1.11 Kroksrudbekken/Sløbekken.

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. Kroksrudbekken var tidligere en god gytelokalitet for mjøsharr. Miljømål for bekken er at vannkvalitetstilstanden i hovedbekkfaret ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at bekken kan tjene som gytebekk for mjøsharren og brukes til rekreasjon og jordvanning.

Potensielle 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-/siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Forurensningseffekter som resultat av økt tilførsel av næringssalter (overgjødning), lett nedbrytbart organisk stoff (forråtnelse/saprobiering), tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming står sentralt.

Miljøinntrykk.

Ved befaringstidspunktet var Kroksrudbakkens nederste del 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 av næringssalter og her var det langs enkelte bekkestrekninger stor forekomst av trådformete begroingsalger. Også her var bekken tilslammet i enkelte lokaliteter. Det ble ikke observert bekkestrekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing. Stort sett hadde således Kroksrudbekken en vannkvalitet i samsvar med satte miljømål.

Tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørsfeltet videreføres og om mulig forbedres. Det er bl.a. ønskelig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m. Det er også viktig at en kan opprettholde en akseptabel

minstevannføring og at en ytterligere kan begrense tilførselen av jord- og siltpartikler fra dyrket mark. Behov for biotiltak og borttransport av ”søppel” må også klarlegges.

3.1.12 Smedstuabekken.

Smestuabekken er ca. 5 km lang og kommer fra Herstadtjernet og en liten skogstjern ved Hellerud vest for Stavsjø minitettsted. Bekken renner ut i ”Stor-Mjøsa” ved Smedstua sør for Mengshol brygge. Vassdraget avvanner i hovedsak store og nær sammenhengende jordbruksområder med en hel del spredt bosetting, men også noe skogområder rundt Herstadtjernet. Bekken er mye brukt til jordvanning og det finnes to større vanningsdammer langs bekken. Enkelte bekkestrekninger kan bli helt tørrlagte i tørkeperioder på sommeren. Smedstuabekken er en viktig gytebekk for mjøsharren. Tidligere var det også reproduksjon av ørret i bekken. Naturgitt årlig smoltproduksjon av mjøsørret er beregnet til ca. 100 st. Miljømål for hovedbekken er at vannkvalitetstilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at bekken kan tjene som gytebekk for mjøsharren og mjøsørreten samt brukes til rekreasjon og jordvanning.

Potensielle 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-/siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Forurensningseffekter som resultat av økt tilførsel av næringssalter (overgjødsling), lettredbrytbart organisk stoff (fornæring/saprobiering), tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming står sentralt.

Miljøinntrykk.

Ved befaringstidspunktet var øverste delen av Smedstuabekken dvs. bekkestrekningen oppstrøms Herstadtjernet lite forurenset (Forurensningsklasse I-II). Herstadtjernet og hele bekkestrekningen nedstrøms var moderat påvirket av i første rekke økt næringssalttilførsel som bidrog til økt forekomst av høyere vegetasjon i Herstadtjernet og langs den mer stilleflytende delen av utløpsbekken samt i vanningsdammene. I selve bekken var det stor forekomst av trådformete grønnalger og da særlig langs bekkestrekningen ved Helgeberg (Forurensningsklasse II). Bekken var også påtagelig nedslammet langs mer stilleflytende strekninger samt i kulpene. Det ble ikke registrert bekkestrekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing. Effektene av overgjødslingen var likevel så påtagelig og sjenerende at det er påkrevet med ytterligere reduksjon av næringssalter (særlig fosfor).

Tiltak: Det er nødvendig at tilførselen av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i den spredte bebyggelsen ytterligere begrenses. Før øvrig må de tiltak som er satt i verk for å begrense forurensninger fra jordbruksaktiviteten opprettholdes og om mulig forbedres. Dette gjelder særlig jord- og siltavrenning fra dyrket mark. Det er også ønskelig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m. Videre må bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring. Behov for biotiltak og borttransport av ”søppel” må også klarlegges.

3.2 Vannkvalitet og trofi grad i Næra.

Primærdata er sammenstilt i tabeller i vedlegg A bak i rapporten.

3.2.1 Bakgrunnsdata.

Bortsett fra Mjøsa er Næra med en overflateareal på 9,33 km² og med et vannvolum på ca. 106 m³ ved normalvannstand den største innsjøen i Ringsaker kommune. Høyde over havet er 339 meter, største registrerte dyp 24,2 meter og middeldyp er beregnet til 8,32 meter (Kulsvehagen 1981). Innsjøen er regulert med en reguleringshøyde på 3 meter. Tapping skjer om vinteren og oppfylling fra midten av april, og med tilnærmet konstant vannstand fra juni til november. Det 138 km² store nedbørfeltet består av skog (71 %) og myrområder (11 %) med innslag av dyrket mark (10 %). Det er store sammenhengende myrområder i den vestlige delen av innsjøen som i flomperioden om våren står under vann. Berggrunnen i nedbørfeltet består av sparagmittformasjoner med innslag av sandstein, kalkstein, dolomitt og konglomerat (Skjeseth 1963). Dette medfører at vannet som tilføres Næra er relativt ionerikt og har god bufferevne overfor tilførsel av surt vann. Det er fire større bekker (Bøvra, Hølbekken, Kvernbekken og Mysuholta) som munner ut i innsjøen. Den mest vannrike er Mysuholta som kommer fra Botshaugtjernet og renner ut i Næras vestre del. Bekken avvanner områder med jordbruk og spredt bebyggelse i Lismarka, Solbergåsen og Brukroa. Bøvra drenerer i hovedsak skog- og myrområder, men her ligger også enkelte gårdsbruk. Bøvra renner ut i den østre delen av innsjøen nær utløpsosen hvilket sannsynligvis begrenser dess betydning for innsjøen. Hølbekken og Kvernbekken renner ut i den nordvestlige delen av innsjøen (hovedbassenget). Begge bekker avvanner i hovedsak myr og skogområder, men også her ligger det enkelte gårdsbruk.

I alt bor det ca. 700 personer i nedbørområdet og størst bosetting og menneskelig aktivitet er det i områdets nordvestre del (Lismarka og Åsmarka). Det er i hovedsak spredt bosetting i området, men i Åsmarka er det et mindre boligområde med butikker og skole som kan betegnes som et minitettstenter. Her er det et kommunalt renseanlegg. Det er også kommunalt renseanlegg i Lismarka. I øvrig er de sanitære forhold løst med separatanlegg som septiktanker kombinert med sandfiltergrøfter. Det er ca. 40 hytter ved innsjøen og de viktigste brukerinteresser er fritidsfiske (gjedde og abbor) samt bading og rekreasjon. Videre bruker enkelte gårdsbruk vannet fra innsjøen til drikkevann og jordvanning. tilrennende større bekker inkl. tjern og mindre innsjøer brukes også som vannkilder for jordvanning.

3.2.2 Vanntemperatur.

Isotermdiagram for Næra (hovedstasjonen) sommeren 1998 er gitt i figur 6 i teksten.

Sommeren 1998 må betegnes som spesielt kald og vanntemperaturen i Næras nordre parti oversteg 18° C bare under noen få dager i august. Mesteparten av sommeren lå overflatetemperaturen i området omkring 17° C.

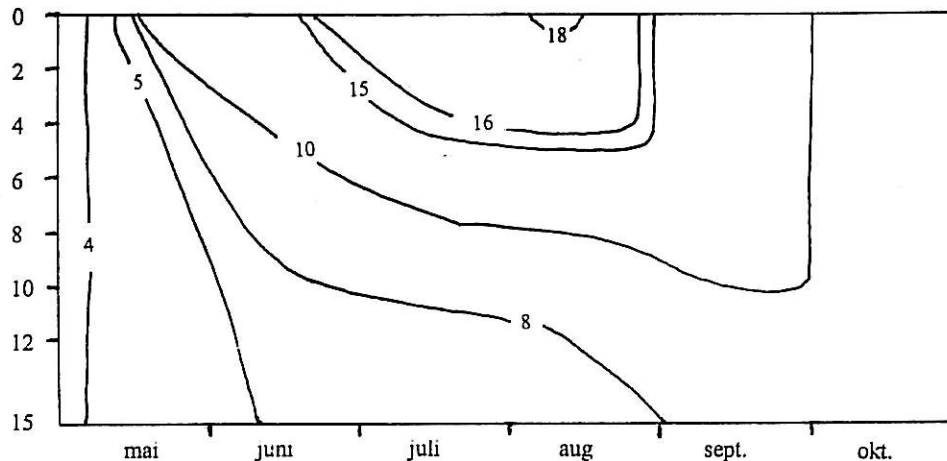


Fig.6 Isotermdiagram (vanntemperatur) i næra ved hovedstasjonen i 1998.

3.2.3 Siktedyp.

Variasjonen for siktedypet i sommeren 1998 er vist i figur 7 i teksten.

Næra er humuspåvirket og har til tider markert brunfarget vann. Dette bidrar til at innsjøen som kan betegnes som mesohumøs har naturgitt lavt siktedyp som sjelden vil overstige 6 meter. Sannsynligvis vil siktedypet i sommersesongen naturlig variere i området 3-5 meter og vannfargen bedømt mot sikteskiven vil være brun eller gullig-brun. Ved større forekomst av planteplankton vil også disse påvirke siktedypet og bidra til redusert siktbarhet og vegetasjonsfarget vann. Vannfargen vil da kunne bli mer gulaktig, gullig-grønn eller grønn.

I sommeren 1998 varierte siktedypet ved hovedstasjonen i området 4,0-5,3 meter og vannfargen bedømt mot sikteskiven varierte fra brun til gullig-grønn. Størst siktedyp ble registrert i juni og lavest i forbindelse med stor forekomst av planteplankton i september. I september ble det også målt siktedyp i innsjøens søndre og midterste del. Siktedypet var her 3,6 resp. 3,4 meter og vannfargen var nærmest rent grønn. Årsaken til det lave siktedypet og det grønnfargete vannet var stor forekomst av storvokste planteplankton bl.a. cyanobakterier (blågrønnalger).

Siktedypsmålingene i 1998 var i nært samsvar med de siktedyp som ble registrert av Kulsvehagen (1981) i 1979 og 80. De ble da funnet siktedyp i området 3 til 6 meter med de laveste siktedypen på forsommeren like etter våravsmeltingen og de høyeste på senhøsten. Vannfargen bedømt mot sikteskiven varierte da fra lysebrun til gullig-brun.

Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan siktedypet i Næra klassifiseres som "mindre god til god".

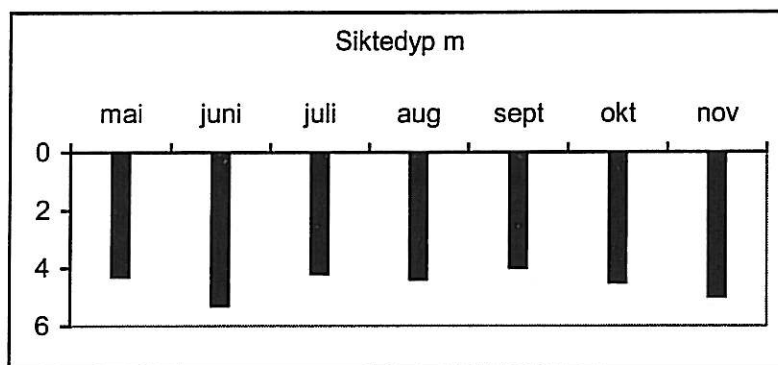


Fig.7 Variasjon i siktedyp i Næra ved hovedstasjonen, sommeren 1998.

3.2.4 Vannkjemi.

Næringssaltkonsentrasjon på senvinteren.

På senvinteren er det relativt stabile forhold år fra år og innsjøen er lite påvirket av flom og arealavrenning. Det er viktig at næringssaltkonsentrasjonen på senvinteren ("basiskonsentrasjonen") er lav og mest mulig i samsvar med forventet naturtilstand og ikke viser en økende trend over tid. På bakgrunn av dagens kunnskap om Næra, samt erfaringer fra andre innsjøer, har vi vurdert en basisfosforkonsentrasjon på ca. 4-5 $\mu\text{g tot.-P/l}$ og en basisnitrogenkonsentrasjon på ca. 300-350 $\mu\text{g tot.-N/l}$ som nær naturgitt konsentrasjonsnivå for Næras nordre parti.

De ble målt en basiskonsentrasjon av fosfor på ca. 6 $\mu\text{g tot.-P/l}$. Dette var i samsvar med de forhold som ble registrert av Kulsvehagen (1981) i 1979 og 1980. Det synes derfor ikke å ha skjedd noen større forandring når det gjelder fosforkonsentrasjonen i den senere tid, men konsentrasjonsnivået indikerte at innsjøen var noe påvirket av økt fosfortilførsel. Basiskonsentrasjonen av nitrogen ble målt til ca. 730 $\mu\text{g tot.-N/l}$ og ca. 420 $\mu\text{g tot.-NO}_3/\text{l}$. Dette var klart høyere konsentrasjoner jevnført med de

som ble registrert i 1979 og 1980. Næra var således klart påvirket av økt nitrogentilførsel og konsentrasjonsnivået synes å være økende.

Utfra SFT's klassifisering av tilstand kan basiskonsentrasjonen av fosfor klassifiseres som "god" og basiskonsentrasjonen av nitrogen som "dårlig".

Næringssaltkonsentrasjon i vårsirkulasjonen.

Middelkonsentrasjonen i vårsirkulasjonen i mai, den s.k. "utgangskonsentrasjonen" av fosfor og nitrogen, ble i 1998 målt til 9,3 µg tot.-P/l, 842 µg tot.-N/l og 528 µg NO₃/l. Dette var stort sett i samsvar med de forhold som ble registrert i 1979 og 1980. Det kan være til dels store naturgitte år til år svingninger i utgangskonsentrasjonene som resultat av forskjellige avrenningsmønstre og intensitet ved våravsmeltingen i en innsjø som Næra. Det er derfor vanskelig å vurdere eventuell tidsutvikling i perioden 1979-1998 utfra foreliggende materiale.

Utfra SFT's klassifisering av tilstand kan utgangskonsentrasjonen av fosfor klassifiseres som "god" og utgangskonsentrasjonen av nitrogen som "dårlig". Dette er et vanlig forhold når det gjelder innsjøer som er påvirket av avrenning fra jordbruksområder.

Generell vannkjemi.

I vårsirkulasjonsperioden ble det også analysert for parametere som surhetsgrad, bufferevne, farge, ledningsevne, turbiditet, silisiumkonsentrasjon og innhold av organisk karbon (se tabell 3 i vedlegg). Næra har nært nøytralt vann med god bufferevne og innsjøen er ikke påvirket av forsuring. Innsjøen er moderat humuspåvirket og har relativt høyt innhold av organisk karbon og kan betegnes som mesohumøs. Vannet i Næra er videre moderat rikt på salter og silisium. Registreringene i 1998 var i godt samsvar med de forhold som ble dokumentert av Kulsvehagen (1981) i 1979 og 1980.

Utfra SFT's klassifisering av tilstand kan parametrene klassifiseres som følger:
pH og alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "meget god".
Farge og turbiditet tilsvarte tilstandsklasse "mindre god".
Organisk karbon (TOC) tilsvarte tilstandsklasse "dårlig".

Næringssaltkonsentrasjon i de øvre vannlag i sommerperioden.

Variasjonen i næringssaltkonsentrasjonen er vist i figur 8 i teksten. Fosforkonsentrasjonene i de øvre vannlag (0-10 m) i vekstsesongen varierte i området 7,8 - 10,6 µg tot.-P/l. Forventet naturtilstand er 5-7 µg tot.-P/l. Innsjøen bedømmes derfor som noe overgjødset med fosforforbindelser. Konsentrasjonsnivåene i 1998 var likevel noe lavere jevnført med forholdene som ble registrert av Kulsvehagen (1981) i 1979 og 1980.

De registrerte fosforkonsentrasjoner i 1998 tilsvarte tilstandsklasse "god" i SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.

Nitrogenkonsentrasjonene varierte i området 665 - 849 µg tot.-N/l og 319 - 556 µg NO₃/l. Forventet naturtilstand er ca. 350 µg tot.-N/l så innsjøen bedømmes som klart påvirket av økt nitrogentilførsel. Konsentrasjonsnivåene i 1998 var stort sett i samsvar med Kulsvehagens (1981) registreringer fra 1979 og 1980. Årsaken til den økte nitrogenkonsentrasjonen er sannsynligvis stor nitrogentilførsel fra dyrket mark.

De registrerte nitrogenkonsentrasjoner i 1998 tilsvarte tilstandsklasse "dårlig" i SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.

3.2.5 Planteplankton.

Variasjon i totalvolum og sammensetning av større grupper er vist i figur 9 i teksten.

Næra hadde i sommeren 1998 planteplanktonmengder som tilsvarte næringsfattige (oligotrofe) forhold med en algebiomasse i området 300 til 400 mg våtvekt / m³. På forsommeren var algesamfunnet dominert av arter tilhørende grupper som gullalger, svelgflagelater og fureflagellater. Størst forekomst hadde arter tilhørende gullalgeslektene *Dinobryon* og *Mallomonas*, store og små chrysomonader, svelgflagellater som *Cryptomonas* og *Rhodomonas* samt fureflagellaten *Gymnodinium helveticum*. Dette er alger som er vanlig forekommende i næringsfattige innsjøer. Utover sensommer og høst økte forekomsten av cyanobakterier (blågrønnalger) representert av følgende arter: *Planktothrix agardhii*, *P. mougeotii* og *Woranichinia naegeliana*. Disse arter får økt forekomst i næringssaltrik miljø, og indikerte mer nærinssaltrike forhold. Algesammensetningen utover sensommer og høst viste at Næra fortsatt var klart påvirket av økt næringssalttilførsel. Det synes derfor ikke å ha skjedd store forandringer i innsjøen jevnført med de forhold som ble registrert i 1988.

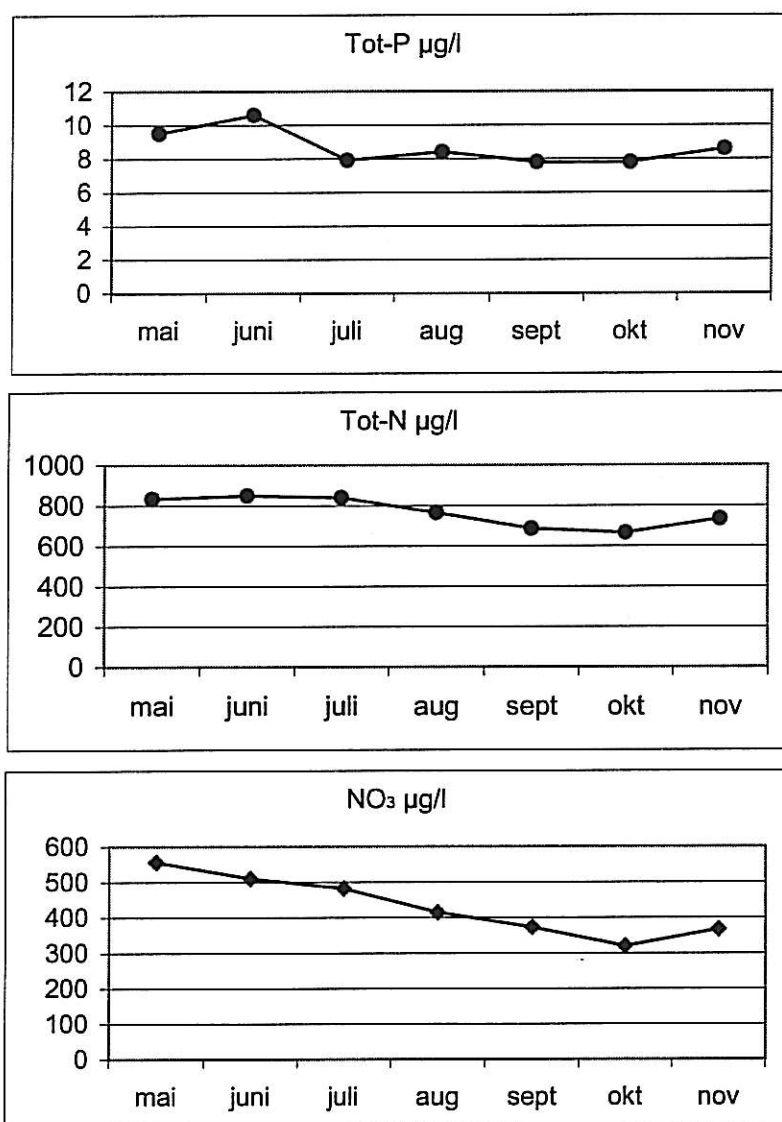
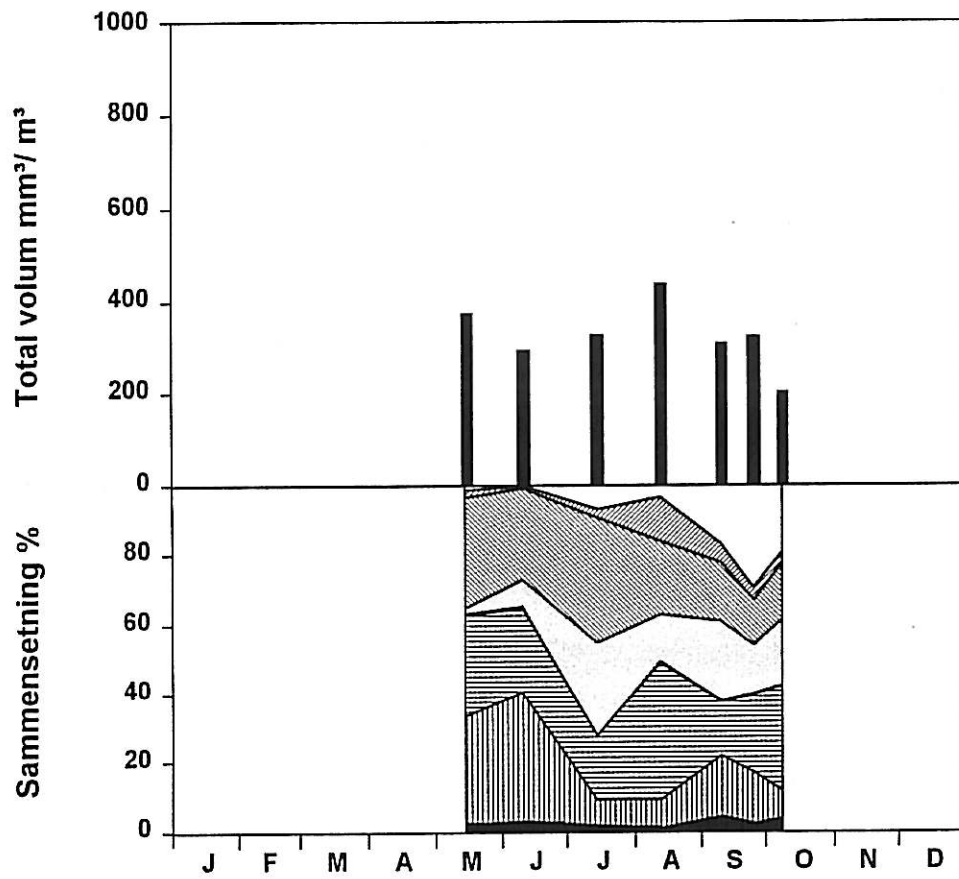


Fig.8 Variasjon i næringssaltkonsentrasjonen i de øvre vannlag (0-10m) ved hovedstasjonen i Næra, 1998.



TEGNFORKLARING




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

Fig.9 Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Næra 1998. Totalvolum gitt i $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt.

3.2.6 Krepsdyrplankton.

Biomassefordelingen over sommeren for de viktigste artene er vist i figur 10 i teksten.

Næra hadde i sommeren 1998 et artsrikt krepsdyrplanktonsamfunn og følgende 15 arter ble registrert:

- De calanoide hoppekrepsene *Heterocope appendiculata* og *Eudiaptomus gracilis*.
- De cyclopide hoppekrepsene *Cyclops scutifer*, *Mesocyclops leuckarti* og *Thermocyclops oithonoides*.
- Vannloppene *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum*, *Daphnia galeata*, *D. cristata*, *Ceriodaphnia* sp., *Bosmina longispina*, *B. longirostris*, *Leptodora kindtii* og *Polyphemus pediculus*.

Dette var i samsvar med de registreringer som ble foretatt i august 1975 og i juni og august 1998. I 1975 og 1998 ble det likevel ikke registrert forekomst av vannloppen *H. gibberum*. Årsaken til dette er sannsynligvis at prøvene i disse år ble tatt så sent på sesongen at gelekrepsbestanden gått ut. I innsjøer med stor fiskepredasjon forekommer gelekrepsen som regel bare på forsommeren.

Totalt individantall varierte sommeren 1998 i området 170000-500000 ind./m² og størst forekomst av planktonkreps var det i juli og august. Størst individantall hadde hoppekrepsene *E. gracilis* og *T. oithonoides* samt vannloppene *D. cristata* og *B. longispina*. Hoppekrepsen *E. gracilis* og vannloppene *D. cristata* og *B. longispina* er viktige næringsdyr for planktonspisende fisk.

Biomassen varierte i området 0,2 - 1,2 gram tørrvekt pr. m² i sjiktet 0-12 m tilsvarende en biomasse på 0,017 - 0,104 gram tørrvekt pr. m³. Høyest biomasse ble registrert i juni og juli. Middelbiomasse i tidsrommet mai-oktober er beregnet til ca. 0,7 gram tørrvekt pr. m² tilsvarende ca 0,06 gram tørrvekt pr. m³. Dette er i samsvar med det vi betegner som middels rik krepsdyrforekomst (se vedlegg D). I august i 1975 ble det registrert en biomasse på 1,5 gram tørrvekt pr. m² tilsvarende en biomasse på 0,127 gram tørrvekt pr. m³ og i 1998 i juli en biomasse på 0,038 gram tørrvekt pr. m³ og i august en biomasse på 0,13 gram tørrvekt pr. m³.

Dominerende *Daphnia* i 1998 var *D. cristata* og de eggebærende hunnene hadde en middelstørrelse på 0,878 mm. *B. longispina* var dominerende *Bosmina*-art og de eggebærende hunnene hadde en middelstørrelse på 0,516 mm. Krepsdyrplanktonet bedømmes derfor som sterkt til meget sterkt påvirket av fiskepredasjon tilsvarende predasjonsklasse IV-V i Løviks klassifiseringssystem (se appendix). Stor forekomst av abbor og krøkle i kombinasjon med at innsjøen er relativt grunn er årsaken til dette. Øvrige fiskearter som finnes i innsjøen er gjedde og ørekyte. (DVF 1977). Det finnes til tider også enkelte ørreter i innsjøen.

Generelt sett så synes krepsdyrplanktonet i Næra å være i samsvar med de naturgitte forutsetninger og direkte effekter av eventuelle forurensningspåvirkninger eller annen forurensning/påvirkning ble ikke registrert. Sannsynligvis har dokk produksjonspotensialet økt p.g.a. den økte næringsstoffsalttilførselen. Det synes heller ikke som om det har skjedd noen større forandringer i artssammensetningen i perioden 1975-1998. Naturgitte år til år svingninger vil likevel kunne forekomme bl.a. på grunn av forandringer i fiskebestanden og herved variasjoner i beitepresset.

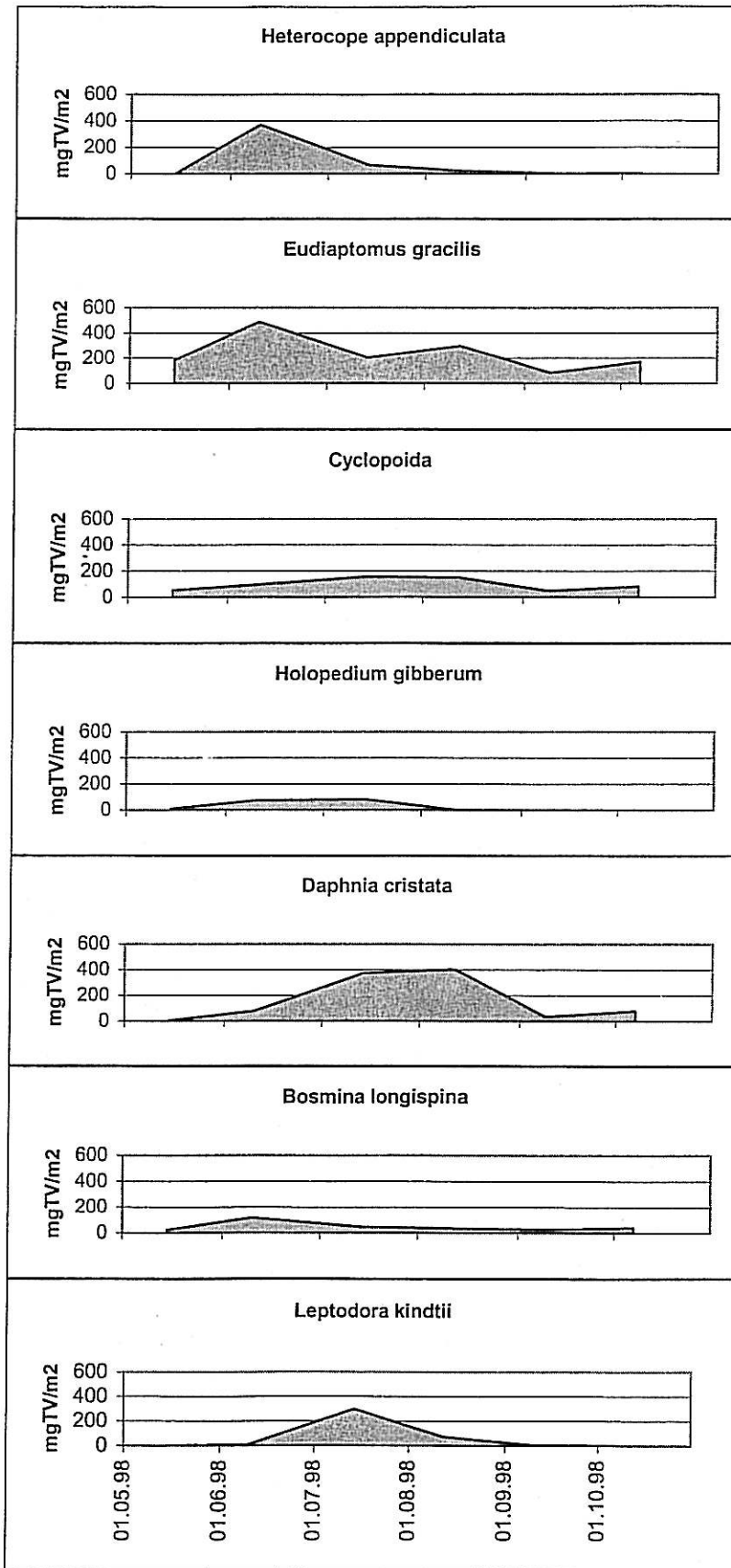


Fig.10 Biomassefordeling over sommeren for de viktigste krepsdyrplanktonarter ved hovedstasjonen i nære i 1998.

3.2.7 Oppsummering og tiltak.

Fosfor- og særlig nitrogenkonsentrasjonen i Næra var høyere en forventet naturtilstand og innsjøen er fortsatt markert påvirket av næringssaltforurensning. Økt nærinssalttilgang og da spesielt av fosfor har ført til økt planteplanktonbiomasse og økt forekomst av mer næringssaltkrevende arter som bl.a. cyanobakteriene (blågrønnalgene) *Planktothrix agardhii*, *P. mougeotii*, *Woranichinia naegeliana* og *Anabaena flos-aquae* samt de stavformete og mer storvokste kiselalgene *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata*. Disse alger er når de forekommer i større antall til sjenanse for brukerinteresser som fiske og friluftsbad. Trådformete cyanobakterier som *P. agardhii*, *P. mougeotii* og stavformete kiselalger gir økt påslag av "grønske" i garna og cyanobakterien *A. flos-aquae*. kan til tider gi algeblomst og kan da ansamles i store mengder langs badestrendene. Denne alge kan forekomme med toksinproduserende stammer og vil da være til sjenanse for de badende ved å skape hudirritasjon og hudutslett. Videre er det registrert økt forekomst av begroingsalger langs strendene og på grunnere bunnområder samt økt forekomst av høyere vannplanter. Det siste gjelder særlig i de fire større bekkeosene samt i grundtområdene i den sørøstre og nordvestre del av innsjøen. Området ved Kongssund er også berørt. Begroingsalgene som nå finnes på enkelte bunnområder har i de siste vintrer vært til sjenanse for isfiskene da de fester på pilkene.

En videre økning av næringssalttilførselen (særlig av fosfor) vil raskt kunne forringe vannkvaliteten i innsjøen betraktelig og det er da stor risiko for at det vil kunne bli permanent stor og sjenerende forekomst av cyanobakterier (blågrønnalger) hver sommer. Videre vil også forekomsten av begroingsalger langs strendene øke. Det er derfor **viktig at tilførselen særlig av fosfor reduseres mest mulig**. Den markerte oppblomstringen av cyanobakteriene (blågrønnalgene) *Planktothrix agardhii*, *P. mougeotii* og *Woranichinia naegeliana* høsten 1998 må tas som en klar varselssignal.

Potensielle forurensningskilder med tanke på fosfor er i første rekke lekkasje/overløpsdrift i de kommunale avløpsledninger samt driftsstyrrelser og overløpsdrift ved renseanleggene i Lismarka og Åsmarka. Videre utsig av kloakk og gråvann fra separatanlegg i spredt bebyggelse, utsig fra silokummer, melkerom og gjødselkjellere, avrenning fra dyrket mark samt utsig av organisk stoff fra bark- og flisfyllingene samt fra tømmervanning ved Ringsaker Almenning's sagbruk ved Næroset. En må derfor mest mulig redusere kloakktilførselen fra det kommunale avløpsanleggene samt fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Jordbruket må også stadig gjennomføre vedlikeholds- og forbedringstiltak for at utslipp og arealavrenning ikke skal øke, men om mulig ytterligere kunne reduseres. Det bør innføres silokontroll i området. Videre er det ønskelig at tilførselen av organisk stoff fra sagbruksaktiviteten ved Næroset reduseres.

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. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapp., løpenr. 2344. 111 s.
- Bækken, T. og T. Jørgensen. 1994. Vannforurensning fra veg – langtidseffekter. Vegdirektoratet, Publikasjon nr. 73. 61 s.
- Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfisk. 1977. Fiskeribiologiske undersøkelser i Moelva og Mesnavassdraget i 1976. D.V.F. Rapport nr.7. 41 s.
- Faafeng, B., P. Brettum og D. Hessen. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofitalstanden 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.
- Kulsvehagen, E. 1981. Hydrografi, oksygenforbruk og primærproduksjon i Næra. Hovedfagsoppgave i limnologi. Institutt for Marinbiologi og Limnologi. Avdeling for Limnologi. Universitetet i Oslo.
- Narud, A. 1997. Ringsakerbekker. Undersøkelse av fiskebestand og behov for biotopiltak høsten 1997. Rapport utarbeidet for Ringsaker kommune, november 1997. 51 s.
- Skjeseth, S. Contribution of the geology of the Mjøsa districts and the classical sparagmits area in southern Norway. NGU 220. 126 s.
- Tikkanen, T. og T. Willen. 1992. Växtplanktonflora. Naturvårdsverket Förlag. ISBN 91-620-1115-4. 280 s.

Vedlegg A.

PRIMÆRDATA FRA UNDERSØKELSENE I 1998.

- Tabell nr.1 Temperaturobservasjoner i Næra
- Tabell nr.2-4 Siktedyp og kjemianalyser fra Næra.
- Tabell nr.5 Kvantitative planteplanktonanalyser i Næra.
- Tabell nr.6-7 Krepsdyrplankton i Næra.

Tabell 1 Temperaturobservasjoner (°C) ved hovedstasjonen i Næra, 1998

Dyp	15/5	10/6	14/7	12/8	9/9	7/10
0,5 m	10,5	11,6	16,2	17,8	13,1	9,7
2 m	5	11,6	16,2	17,4	13,1	9,7
4 m	4,3	10	15,4	16,7	13,1	9,7
6 m	4,2	9,1	10,5	12	13	9,7
8 m	4,2	6,8	9,4	9,6	11,3	9,7
10 m	4,2	6,8	8,8	8,7	9,4	9
12 m	4,2	6,4	8	7,9	8,7	8,8
15 m	4,2	6,3	7,4	7,8	8,4	8,6

Tabell 2 Kjemiadata fra en dybdeprofil ved hovedstasjonen i Næra 29.mars, 1998

Dyp	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ µg/l
2 m	5,4	786	446
10 m	7,4	699	413
15 m	7,4	714	410
20 m	5,1	735	406
Middel	6,3	734	419
Dyp. midl.			

Tabell 3 Kjemiadata fra en dybdeprofil ved hovedstasjonen i Næra 15.mai, 1998

Dyp	pH	Alk. pH 4,2 mmol/l	Farge mg Pt/l	Ledn. mS/m	Turb. FTU	Silisium mg SiO ₂ /l	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ µg/l	Tot.org.karb. mg C/l
1 m	6,92	0,256	29	6,57	1	3	12,2	858	552	6,9
5 m	6,92	0,306	28	7,63	1,1	3,3	10	889	554	5,6
10 m	6,93	0,312	29	7,78	0,84	3,3	8,6	868	561	7,4
15 m	6,76	0,352	25	8,28	0,7	4,1	6,5	751	445	7,3
Middel	6,88	0,307	28	7,57	0,91	3,4	9,3	842	528	6,8
Dyp.midl.										

Tabell 4 Siktedyp samt næringssalt- og tot.klor.a-målinger fra blandprøve 0-10 meter ved hovedstasjonen og to komplementstasjoner i Næra, 1998.

Dato	Siktedyp m	Farge mot sikteskive	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO ₃ µg/l	Tot.kl.a µg/l
15.5	4,3	Gul-brun	9,5	834	556	1,64
10.6	5,3	Gul-grønn	10,6	849	510	2,73
14.7	4,2	Brun	7,9	839	482	3,9
12.8	4,4	Brun	8,4	765	415	3,99
9.9	4	Brun	7,8	685	372	3,82
24.9	4,5	Gul-grønn	7,8	665	319	3,99
7.10	5	Brun	8,6	733	367	2,85
Middel	4,5		8,7	767	432	3,27
Tid.midl. mai-okt						
Tid.midl. juni-okt						
Søndre del 24.9	3,6	Grønn	8,2	626	285	3,9
Midtre del 24.9	3,4	Grønn	10,3	622	227	4,32

Tabell 5. Kvantitative planteplanktonanalyser i Næra i 1998.

Dato ⇒	980515	980610	980714	980812	980909	980924	981007
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter							
Cyanophyceae (blågrønnalger)							
Anabaena flos-aquae	.	.	3.4	2.3	.	.	.
Planktothrix agardhii	1.6	.	12.8	6.8	25.2	16.0	4.0
Planktothrix mougeotii	4.6	.	6.3	4.2	14.7	48.3	7.7
Woronichinia naegeliana	1.2	.	1.6	3.6	12.8	30.4	27.2
Sum	7.4	.	24.1	16.9	52.7	94.7	38.9
Chlorophyceae (grønnalger)							
Botryococcus braunii	.	.	.	1.6	0.8	1.6	.
Carteria sp. (l=6-7)	0.7	0.5	0.5
Chlamydomonas sp. (l=8)	0.3	.	0.5	0.8	0.3	.	.
Dictyosphaerium pulchellum	0.6	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0.4	0.4	0.7	0.3	1.3	0.3	1.3
Gloeotila sp.	.	.	3.2	41.3	8.7	0.8	.
Gyromitus cordiformis	.	.	0.1	3.6	.	1.2	.
Monoraphidium dybowskii	.	0.2	1.4	4.5	2.7	3.6	1.6
Oocystis submarina v.variabilis	.	0.2	3.1	0.5	0.3	0.7	1.3
Pandorina morum	.	.	.	0.5	.	.	0.5
Pediastrum privum	.	.	.	1.9	0.9	1.6	0.8
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	.	.	.	0.3	.	.	0.4
Staurastrum paradoxum	.	.	.	0.5	1.2	1.2	.
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	0.4
Ubest.gr.flagellat	4.7	1.6	.	0.7	.	.	.
Sum	5.7	2.8	8.9	56.5	16.9	12.1	6.4
Chrysophyceae (gullalger)							
Bitrichia chodatii	.	.	1.7	.	0.3	.	.
Chromulina nebulosa	0.1
Chrysidiastrum catenatum	.	0.4	5.6
Chrysochromulina parva	5.1	2.7	0.6	1.8	3.3	4.5	1.4
Chrysolykos skujaei	0.5
Craspedomonader	3.8	1.5	1.1	0.3	0.9	1.3	1.1
Dinobryon bavaricum	.	1.2	5.4	19.5	3.2	0.8	1.1
Dinobryon bavaricum v.vanhoeffenii	0.1	.	.
Dinobryon borgei	0.2	.	.
Dinobryon crenulatum	0.4	0.8	1.6	0.8	.	.	.
Dinobryon cylindricum	10.8	0.1
Dinobryon divergens	.	0.1	22.3	4.1	.	.	.
Dinobryon sociale	.	.	6.3	.	.	1.4	.
Dinobryon suecicum v.longispinum	0.2	0.6	.	.	0.5	0.9	.
Epipyxis polymorpha	.	.	0.2
Kephyrion sp.	0.4	0.6	0.1	1.0	.	0.2	.
Løse celler Dinobryon spp.	3.2	0.4	5.1
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	16.6	3.6	1.6	1.1	.	.	1.1
Mallomonas caudata	1.6	.	2.4	.	0.7	3.2	4.9
Mallomonas punctifera (M.reginae)	8.0	3.4	0.2	.	.	0.6	0.6
Mallomonas spp.	1.5	9.1	2.0	2.0	2.0	2.0	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	12.0	5.4	8.2	11.9	5.8	5.2	4.2
Pseudokephyrion sp.	0.2	.	.	0.1	.	.	.
Små chrysomonader (<7)	27.2	12.2	19.8	27.8	15.2	11.2	9.5
Spiniferomonas sp.	.	0.3	0.4
Store chrysomonader (>7)	26.7	28.4	21.5	9.5	15.5	9.5	7.8
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	.	4.2	3.2	.	4.2	.	.
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	0.3	1.7	.	0.3	.	1.3
Ubest.chrysophyceae	0.3	0.9	0.5
Ubest.chrysophyceae (l=8-9)	.	.	.	8.8	.	.	.
Uroglena americana	.	0.4	6.0	0.3	0.3	.	.
Sum	118.1	75.8	116.8	88.9	52.9	41.6	33.3
Bacillariophyceae (kiselalger)							
Asterionella formosa	1.6	6.1	8.1	5.6	9.2	10.2	9.0
Cyclotella cf.comensis	.	1.9	19.5	3.7	3.7	.	0.9
Cyclotella comta v.oligactis	.	.	30.3	19.0	4.5	.	.
Cyclotella glomerata	0.9	0.4	.	.	3.9	5.9	3.2
Cyclotella radiosa	.	.	0.6	.	15.6	0.5	4.5
Diatoma tenuis	2.5	2.1
Fragilaria sp. (l=30-40)	0.6
Fragilaria sp. (l=40-70)	1.0	1.4	5.3	.	2.3	3.1	1.2
Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")	.	.	.	0.5	1.5	5.5	7.5
Rhizosolenia longiseta	.	0.3	1.2	14.9	10.3	12.7	8.3
Stephanodiscus hantzschii	0.8	8.1	0.3	5.0	1.8	4.4	5.8
Tabellaria fenestrata	.	4.5	23.2	15.2	17.6	4.7	.
Tabellaria flocculosa	1.0	.	.
Sum	7.4	24.6	88.6	64.0	71.4	47.1	40.4
Cryptophyceae							
Cryptaulax vulgaris	0.3	0.5	.	0.3	.	.	.
Cryptomonas erosa	9.5	8.7	7.4	52.5	20.4	17.5	16.6
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	2.5	6.4	2.1	11.5	6.5	4.8	1.2
Cryptomonas marssonii	1.8	1.1	0.8	3.2	.	0.8	0.6
Cryptomonas sp. (l=15-18)	1.1	7.4	.	.	.	5.3	2.1
Cryptomonas spp. (l=24-30)	22.2	12.6	1.2	28.8	3.0	21.0	15.5
Katablepharis ovalis	1.6	10.5	16.5	11.8	3.3	4.1	5.2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	71.4	25.4	23.9	47.9	12.5	20.2	21.0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	1.7	.	7.2	17.5	2.7	.	.
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	.	3.6	1.0	1.2	0.2	.
Sum	112.1	72.7	62.6	174.5	49.6	73.9	62.2

N æ r a forts.

Dato ⇒	980515	980610	980714	980812	980909	980924	981007
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter							
Dinophyceae (fureflagellater)							
Ceratium hirundinella	.	.	12.0	6.0	12.0	.	.
Gymnodinium cf. lacustre	1.2	.	1.1	.	0.9	0.9	.
Gymnodinium cf. uberrimum	.	.	.	3.0	18.0	.	.
Gymnodinium helveticum	18.0	91.8	4.0	4.8	12.0	22.0	16.0
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	.	.	5.3	10.1	7.9	1.0
Gymnodinium sp. (l=28-30 b=33-36)	78.0	.	5.2
Gymnodinium uberrimum	15.0	.
Peridinium sp. (l=15-17)	0.7	.
Peridinium umbonatum (P. inconspicuum)	11.0	.	1.2	6.8	2.7	.	.
Peridinium willei	9.0	18.0	.	9.0	.	.	.
Sum	117.2	109.8	23.5	34.9	55.7	46.5	17.0
My-alger							
My-alger	9.2	7.8	6.4	5.7	12.7	8.0	7.3
Total sum (mm³/m³ = mg våtvekt/m³)	377.1	293.6	330.8	441.3	311.9	323.8	205.5

Kvantitative planteplankton analyser: N æ r a (k o m p s t . 1)

Dato ⇒	980924
Gruppe	Volum
Arter	
Cyanophyceae (blågrønnalger)	
Planktothrix agardhii	21.6
Planktothrix mougeotii	25.9
Woronichinia naegeliana	16.0
Sum	63.5
Chlorophyceae (grønnalger)	
Cosmarium granatum	0.3
Dictyosphaerium pulchellum v.minutum	0.3
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	2.0
Gloeotila sp.	0.8
Gyromitus cordiformis	1.3
Monoraphidium dybowskii	2.3
Oocystis submarina v.variabilis	1.3
Pandorina morum	0.7
Pediastrum primum	0.8
Quadrigula pfitzeri	0.4
Sphaerocystis Schroeteri	0.3
Staurastrum paradoxum	4.0
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	0.7
Sum	15.2
Chrysophyceae (gullalger)	
Bitrichia chodatii	0.3
Chrysochromulina parva	7.1
Craspedomonader	1.9
Dinobryon bavaricum v.vanhoeffenii	0.1
Dinobryon sociale	1.1
Dinobryon suecicum v.longispinum	0.3
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	2.7
Mallomonas caudata	1.4
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	6.0
Små chrysomonader (<7)	21.4
Store chrysomonader (>7)	10.3
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	2.3
Ubest.chrysophyceae	0.9
Uroglena americana	0.3
Sum	56.1
Bacillariophyceae (kiselalger)	
Asterionella formosa	20.1
Cyclotella cf.comensis	0.9
Cyclotella glomerata	3.9
Cyclotella radiosa	8.0
Fragilaria sp. (l=40-70)	1.2
Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")	11.5
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	1.6
Rhizosolenia longiseta	8.3
Stephanodiscus hantzschii	9.0
Tabellaria fenestrata	13.7
Sum	78.3
Cryptophyceae	
Cryptomonas erosa	35.0
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	8.3
Cryptomonas marssonii	0.3
Cryptomonas spp. (l=24-30)	27.5
Katablepharis ovalis	7.6
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	66.6
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	3.6
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	1.2
Sum	150.0
Dinophyceae (fureflagellater)	
Gymnodinium cf.uberrimum	18.2
Gymnodinium helveticum	12.0
Gymnodinium sp. (l=14-16)	18.2
Peridinium willei	18.0
Sum	66.4
My-alger	
My-alger	12.3
Total sum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	441.9

Kvantitative planteplankton analyser: N æ r a (k o m p s t . 2)

Dato ⇒	980924
Gruppe	Volum
Arter	
Cyanophyceae (blågrønnalger)	
Planktothrix agardhii	32.4
Planktothrix mougeotii	37.8
Woronichinia naegeliana	40.0
Sum	110.2
Chlorophyceae (grønnalger)	
Chlamydomonas sp. (l=8)	0.3
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0.7
Monoraphidium dybowskii	1.4
Nephrocytium lunatum	0.2
Oocystis submarina v.variabilis	2.5
Pediastrum privum	0.7
Staurastrum paradoxum	1.6
Sum	7.3
Chrysophyceae (gullalger)	
Bitrichia chodatii	0.3
Chrysochromulina parva	3.2
Craspedomonader	0.5
Dinobryon bavaricum	0.4
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	1.1
Mallomonas caudata	1.6
Mallomonas punctifera (M.reginae)	0.4
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	5.0
Små chrysomonader (<7)	25.1
Store chrysomonader (>7)	11.2
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	1.1
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	1.0
Ubest.chrysophycee	0.4
Uroglena americana	0.2
Sum	51.5
Bacillariophyceae (kiselalger)	
Asterionella formosa	21.0
Cyclotella cf.comensis	1.4
Cyclotella glomerata	2.4
Cyclotella radiosa	1.2
Fragilaria sp. (l=40-70)	1.4
Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")	2.5
Rhizosolenia longiseta	14.3
Stephanodiscus hantzschii	17.3
Tabellaria fenestrata	25.2
Sum	86.7
Cryptophyceae	
Cryptomonas erosa	31.8
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	4.2
Cryptomonas spp. (l=24-30)	16.0
Katablepharis ovalis	1.9
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	38.1
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	7.2
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	1.4
Sum	100.5
Dinophyceae (fureflagellater)	
Gymnodinium cf.lacustre	3.7
Gymnodinium cf.uberrimum	21.0
Gymnodinium helveticum	9.6
Gymnodinium sp. (l=14-16)	6.0
Sum	40.3
My-alger	
My-alger	11.4
Total sum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	408.0

Tabell 6. Krepssdyrplankton i Næra 1998 gitt som antall individer pr. m² i sjiktet 0-12 m.

	980515	980610	980714	980812	980909	981007
CALANOIDE HOPPEKREPS:						
<i>Heterocope appendiculata</i>	8000	32600	68060	4980	520	
<i>Eudiatomus gracilis</i>	137820	88580	119520	134420	52140	50600
Calanoida totalt	145820	121180	187580	139400	52660	50600
CYCLOPOIDE HOPPEKREPS:						
<i>Cyclops scutifer</i>	30500	9020	14300	6900	1620	540
<i>Mesocyclops leuckarti</i>			2100	3120	1120	4440
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	6300	21040	41600	70040	21200	5900
<i>Cyclopoida naup.</i>	11680	49180	37500	135200	53260	259080
Cyclopoida totalt	48480	79240	95500	215260	77200	269960
VANNLOPPER:						
<i>Holopedium gibberum</i>	4820	8580	1140			
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		700		240		
<i>Daphnia galeata</i>		200	1140	580	580	
<i>Daphnia cristata</i>	920	27480	114000	129880	28980	52620
<i>Ceriodaphnia sp.</i>					120	
<i>Bosmina longispina</i>	5620	47060	20300	15100	11020	21500
<i>Bosmina longirostris</i>	40	10240	10000	900	1640	2880
<i>Leptodora kindtii</i>		500	1980	500	40	
<i>Polyphemus pediculus</i>			1200	40		
Vannlopper totalt	11400	94760	149760	147240	42380	77000
Krepssdyrplankton totalt	205700	295180	432840	501900	172240	397560

Tabell 7. Krepssdyrplankton i Næra 1998 gitt som mg tørrvekt pr. m² i sjiktet 0-12 m.

	980515	980610	980714	980812	980909	981007
CALANOIDE HOPPEKREPS:						
<i>Heterocope appendiculata</i>	4,0	371,8	67,6	21,9	2,4	
<i>Eudiatomus gracilis</i>	180,7	487,3	203,1	298,0	80,6	168,7
Calanoida totalt	184,7	859,1	270,7	319,9	83,0	168,7
CYCLOPOIDE HOPPEKREPS:						
<i>Cyclops scutifer</i>	37,5	36,1	73,7	42,3	10,5	3,1
<i>Mesocyclops leuckarti</i>			7,0	7,9	2,5	8,9
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	12,9	47,3	67,1	66,2	21,8	6,0
<i>Cyclopoida naup.</i>	2,9	12,3	9,4	33,8	13,3	64,8
Cyclopoida totalt	53,4	95,7	157,2	150,2	48,2	82,8
VANNLOPPER:						
<i>Holopedium gibberum</i>	8,0	73,4	81,1			
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		2,9				
<i>Daphnia galeata</i>		0,3	4,6	4,3	2,3	
<i>Daphnia cristata</i>	3,5	77,8	372,8	401,3	33,9	76,8
<i>Ceriodaphnia sp.</i>					0,3	
<i>Bosmina longispina</i>	23,3	112,9	45,7	34,0	24,8	40,2
<i>Bosmina longirostris</i>	0,1	16,0	14,4	1,4	2,5	4,3
<i>Leptodora kindtii</i>		10,0	297,0	75,0	6,0	
<i>Polyphemus pediculus</i>			2,4	0,1		
Vannlopper totalt	35,0	293,2	817,9	516,0	69,8	121,4
Krepssdyrplankton totalt	273,0	1248,1	1245,8	986,1	200,9	372,9

Vedlegg B. APPENDIX.

VURDERING AV FORURENSNINGSGRAD OG KLASSEINDELING FOR BEKKER, ELVER OG INNSJØER BASERT PÅ DE BIOLOGISKE FORHOLD.

Bekker og Elver.

Generelt.

Inndelingen er fremkommet ved en strengere vurdering og forenkling av saprobiesystemet som er oppstilt av dansken Fjerdingstad (1960). Fargebetegnelser og vurderingsnormer er også til del hentet fra Stjerne-Pooth (1978). For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985). Klasseinndelingen er stort sett i direkte samsvar med SFT,s klassifisering av miljø i ferskvann (Andersen et al 1997 og Holtan og Rosland 1992) som beskriver forurensningsgrad dvs. avvik fra forventet naturtilstand.

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge): Elve- eller bekkestrekninger som ikke eller i liten grad er påvirket av forurensningstilførsel. Naturlige eller tilnærmet naturlige forhold, dvs. rentvannsforhold. Flora og fauna er sammensatt av arter som normalt burde foreligge for en slik elvestrekning. Som regel er det stabile biologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Høy mineraliseringsgrad av organisk stoff, høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnsubstratet. Hygienisk sett som regel god vannkvalitet. Benyttes nedbørsfeltet av beitedyr, eller det finnes bever, tilføres vassdraget som regel tarmbakterier som kan påvirke vannkvaliteten, særlig i mindre vassdrag. Det er som regel gode livsvilkår for laksefisker. (Klasse I er nærmest å jevnføre med den katharobe sonen i Fjerdingstads system).

Områder innenfor denne klasse, med høy humuspåvirkning eller markert forurensning, er angitt med brune tverrstreker. Disse områdene karakteriseres av lav bufferkapasitet (alkalitet < 0,05 mekv/l), til tider lav pH (< 5,5), ikke forekomst av forurensningsfølsomme organismer, lav produksjon, og ved at fiskens reproduksjonsmuligheter er blitt dårligere eller helt umuliggjort (pH < 4,8). I enkelte tilfeller er fisken helt slått ut. I mange tilfeller er det betydelig forekomst av trådformete grønnalger, særlig *Mougeotia spp.* og enkelte arter i slektene *Microspora* og *Binuclearia* langs disse strekninger. Kalkede bekke - og elvestrekninger er markert med brun-blå tverrstreker.

Klasse I-II (overgangssone): Forholdene er stort sett som for klasse I, men både flora og fauna er noe rikere (bl.a. økt fiskeproduksjon) på grunn av en viss tilførsel av organisk stoff og næringsalter. Denne tilførsel kan være forårsaket enten av reguleringsinngrepp (utvaskningseffekter s.k. demningseffekter i ovenforliggende magasin og/eller endret vannregime), begrenset jordbruksaktivitet og/eller kloakkutslipp fra spredt bebyggelse og/eller renseanlegg. I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, husdyrgjødsel) er vannet rent lokalt hygienisk sett som regel utilfredsstillende (> 100 termotabile koliforme bakterier pr. 100 ml), og da spesielt ved lavvannføring. (Denne klasse kan nærmest regnes til den oligosaprobe sone i Fjerdingstads system).

Klasse II (grønn farge): Elve- og bekkestrekninger der en moderat og biologisk påvisbar påvirkning foreligger. Påvirkningen har for det første ført til økt næringsgrunnlag (tilførsel av organisk materiale og næringsalter) og dermed økt plante- og dyreproduksjon (eutrofiering). Som regel har vi økt algevekst og/eller økt forekomst av moser og høyere vegetasjon langs disse elvestrekninger. Rent lokalt i direkte tilknytning til utslippssteder med lett nedbrytbart organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og husdyrgjødsel), kan det være noe synlig fremtredende heterotrof

begroing (sopp, bakterier og ciliater). Oksydasjon og mineralisering av organisk stoff er allikevel relativt fullstendig. Som regel er det gode oksygenforhold i såvel bunnsubstratet 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 hygienisk sett ikke egnet som drikkevann uten omfattende rensing.

Strekninger med markert eller sterk overgjødslingspåvirkning (eutrofiering), er markert med røde 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 elve- og bekkestrekninger med stor lystilgang.
- i mer stilleflytende partier er markert vekst av høyere vegetasjon (makrofytter), som i visse fall helt dekker elveleiet.

Disse forhold medfører forandringer i de øvrige organismesamfunn, påvirker fiskens gytemuligheter samt medfører vanskeligheter 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 liten vannføring medfører tørleggelse og forråtnelse samt at løsevet algebegroing fester seg på garn og andre fiskeredskaper). I visse tilfeller kan også algeveksten bidra til vond smak på fiskekjøttet. (Klasse II er nærmest å regne til den oligosapsobe sonen i Fjerdingstads system, men med en mer markert betoning av overgjødslingseffekten).

Klasse II-III (overgangssone): Forholdene er som for klasse II, men innslaget av synlig fremtredende heterotrof begroing (s.k. lammehaler og lignende) er mer markert, dvs. økt organisk belastning (saprobiering). Bl.a. kan nedsatt oksygentilgang i bunnsubstratet bidra til noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for laksefisker. (Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingstads Y-mesosaprobe sone).

Klasse III (gul farge): Elve- og bekkestrekninger der en markert forurensningspåvirkning (overgjødsling og forråtnelse/saprobiering) foreligger. 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 utslippsstedene. Oksygeninnholdet i bunnlagen kan ved lav vannføring i kombinasjon med høy vanntemperatur være sterkt redusert. Oksygeninnholdet i vannmassene er da vanligvis > 5 mg/l. Flora- og faunasammensetningen er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprophiler og saproxener) og individantallet av enkelte av disse arter er som oftest stort. 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.

Oksydasjonen og mineraliseringen av nedbrytbart organisk materiale er ikke fullstendig, og det er rikelig med aminosyrer. Vond lukt foreligger av og til. Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men reproduksjonsmulighetene er begrenset. I enkelte tilfeller kan det være meget stor fiskeproduksjon på disse stedene. Av og til kan det være lukt- og smaksforringelser på fiskekjøttet. Da forurensningskilden eller kildene er av fekal art, er det rikelig med tarmbakterier (> 500 termotabile koliforme bakterier pr. 100 ml), og vannet er fra hygienisk synspunkt utilfredsstillende og ikke brukbart til drikkevann eller vaskevann uten omfattende rensing, og det er heller ikke egnet til badevann eller til vanning av grønnsaker og frukt. (Klassen er nærmest å henføre til den a- og b-mesosaprobe sonen i Fjerdingstads system).

Klasse III-IV (overgangssone): Forholdene er som nevnt ovenfor, men den organiske belastningen medfører tidvis til oksygenbrist og hydrogensulfidutvikling i bunnlagen (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 Fjerdingsstads system er den som nærmest stemmer overens med denne klasse).

Klasse IV (rød farge): Sterkt forurenset (saprobiert) elve- eller bekkestrekning med masseutvikling av synlig fremtredende heterotrofe organismer som bakterier, sopp og/eller ciliater. Forråtnelsesprosesser dominerer og gir opphav til påtagelige luktulempen ved frigjørelse av oppløst hydrogensulfid (H₂S) og andre svovelforbindelser. Som regel er det oksygenfrie tilstander i bunnssubstratet hvor hydrogensulfid og jernsulfid er fremherskende (sort belegget 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 oksygenbrist, sort vann og betydelige luktproblemer. Floraen og faunaen består av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptrer i meget stort individantall. Langskuddsplanter (elodeider) og kortskuddsplanter (isoetider) savnes som regel helt. Ustabile biologiske forhold med store svingninger. En visuelt markert begroing 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 sulfitfabrikker) er som regel vanlig og setter sitt preg på elve/bekkestrekningen. 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 Fjerdingsstads saprobiesystem).

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

Da det gjelder utslipp (først og fremst fra industri) av uorganisk art, som regel i form av salter, 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: Område der det høyere organismelivet er helt eller delvis utslått på grunn av utslipp av mer akutt toksisk art (lav pH, cyanid, fenol, visse metallsalter osv.). Områder med direkte toksisk påvirkning er markert med sorte tverrstreker (jevnfør klasse IV ovenfor).

Kategori II: Område hvor utslipp ikke medfører til noen større forandring av de herskende tilstander, men der en markert biokonsentrasjon, bioakkumulasjon og eventuelt også biomagnifikasjon av f.eks. visse tungmetaller eller organiske miljøgifter som f.eks. klororganiske mikroforurensninger kan ventes å skje i organismene og som på lengre sikt kan medføre til alvorlige konsekvenser (genetiske skader, konsumrestriksjoner osv.). Disse områder er markert med sorte prikker i fargefeltet.

Endelig er det viktig å understreke at forurensningssituasjonen i et vassdrag ved siden av variasjoner i utslippsmengde, også varierer med både vannføring og årstid (temperatur). Ved høy vannføring blir påvirkningen oftest mindre merkbar, mens selv meget små forurensningsmengder ved ekstremt lavvann kan få betydelige skadevirkninger. Forurensningssituasjonen et år med rikelig nedbør kan derfor være en annen enn et år med sparsom 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 silopressaftutslippene. Mindre vassdrag kan f.eks. under silosesongen og umiddelbart etter betegnes som sterkt forurenset (klasse IV), mens de under resten av året kan ha nesten helt upåvirkede

tilstander (klasse II). Som eksempel kan vi her nevne tidligere forhold i Steinsengbekken på Nes. (Mjærum 1974).

Innsjøer.

Generelt.

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 planktonalger og høyere vegetasjon forårsaket av økende tilførsel av næringssalter (eutrofi-/øvergjødslingsutvikling) er ved siden av forurensningen et av de alvorligste problem for mange av våre innsjøforekomster. Av denne grunn er overgjødslings- og forurensningssituasjonen valgt som hovedgrunnlag for her benyttet klasseinndeling for innsjøer.

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge): Innsjøer og tjern med biologisk status og produksjonsnivå i samsvar med de naturgitte forhold tilhører denne kategori. Klassens innsjøer kan karakteriseres som upåvirket eller lite påvirket av næringsaltforurensning og her finner vi oligotrofe, dystrofe såvel som naturlige mesotrofe innsjøer.

Forsurede innsjøer og tjern er markert med brune tverrstreker. Kalkede lokaliteter er markert med brun-blå tverrstreker.

Klasse I-II (overgangssone): Innsjøer og tjern, som på grunn av økt næringstilførsel har fått en viss økning av algeproduksjonen og/eller høyere vegetasjon hører til denne klasse. I direkte tilknytning til utslippssteder av fekal natur er vannet i hygienisk sammenheng som regel utilfredsstillende. Fra fiskerisynspunkt er som oftest påvirkningen positiv ved at fiskproduksjonen øker. Innsjøen kan karakteriseres som lite til moderat påvirket.

Klasse II (grønn farge): Denne klasse omfatter innsjøer med markert og målbar økning av algemengden, algeproduksjonen og/eller høyere vegetasjon som resultat av økt antropogen næringssaltbelastning (begynnende overgjødsling). Algefloreaen (planteplankton) er forskjøvet fra naturtilstanden mot økt forekomst av kiselalger (større innsjøer) eller grønnalger (mindre innsjøer/tjern) med innslag av mer næringskrevende blågrønnalger. Det er videre særlig i vegetasjonsperioden nedsatt siktedyp, markert begroing "s.k. grønske" langs strendene. Masseoppblomstring 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 natur (først og fremst regulert boligkloakk) er vannet hygienisk sett utilfredsstillende. På grunn av høyt bakterieinnhold egner vannet seg ikke til bading. Enkelte områder kan være betydelig belastet med organisk materiale. Tilstanden medfører som regel til en betydelig økt fiskeproduksjon. Innsjøen kan karakteriseres som moderat forurensningspåvirket.

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 domminanse av karpefisk særlig mort og brasme hvis slike forekommer. Det er også vanlig at det skjer mindre algeoppblomstringer.

Klasse III (gul farge): Innsjøer og tjern med betydelig nærings saltbelastning og dermed stor algeproduksjon og algeoppblomstringer 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) hører til denne klassen. Av og til er det algeblomst og betydelig begroing langs strendene i vegetasjonsperioden. Dette fører til perioder med sterkt redusert siktedyp, markerte pH-svingninger i overflatelagene og økt belastning av organisk stoff i bunnelagene. I grunnere innsjøer med liten gjennomstrømning er oksygeninnholdet som regel betydelig redusert i de dypere områdene og i visse tilfeller er det fullstendig oksygenmangel. Fiskeproduksjonen er stor og det er markert artsforskyvning mot større forekomst av karpefisk der slike forekommer. Utøvelse av fiske er vanskeliggjort bl.a. på grunn av begroinger på fiskeredskaper, tidvis lukt- og smaksforringelser av fiskekjøttet m.m.

Hgienisk 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, igjentetting av filter o.l. Innsjøen kan karakteriseres som markert overgjødslet, dvs. markert forurensningspåvirket.

Klasse III-IV (overgangssone): Forholdene er som overfor, men med et mer markert innslag av blågrønnalger og algeblomst, spesielt på sensommeren.

Klasse IV (rød farge): Omfatter innsjøer og tjern med betydelig nærings salttilførsel og dermed betydelig algeproduksjon (i grunne innsjøer markert utviklet høyere vegetasjon). Algefloraen domineres av blågrønnalger og/eller når det gjelder små innsjøer grønnalger. Ustabile biologiske forhold med store svingninger. Betydelig algeblomst er vanlig i sommerhalvåret, herved reduseres siktedypet kraftig og vannet blir vegetasjonsfarget, lukt og smaksproblemer på såvel vann som fiskekjøtt kan oppstå. Det er store pH-variasjoner i overflatelagene. Enkelte blågrønnalger kan være giftproduserende samt forårsake hudirritasjon og allergier.

Den organiske belastning i bunnområdene medfører sterk oksygenforbruk, og ofte (sensommer og vinter) er det anaerobe (oksygenfrie) forhold i de dypere vannmasser. Det siste gjelder spesielt i innsjøer med liten gjennomstrømning. Det er som oftest kraftig artsforskyvning mot mindre verdifulle fiskearter (mortfisker) hvis slike forekommer. I alle fall er fiskeproduksjonen og fangstutbyttet av mer verdifulle arter sterkt redusert. Til tider 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, dvs. sterkt forurensningspåvirket.

PLANTEPLANKTON SOM INDIKATOR PÅ TROFINIVÅ I INNSJØER.

Generelt.

Planteplankton i innsjøer består av små, frittlevende alger (primærprodusenter) som vanligvis reagerer raskt på miljøendringer i vannmassene. Små forandringer i tilført mengde næringsstoffer vil derfor om næringsstoffene foreligger i en for algene tilgjengelig form, gi signifikante endringer i planktonsamfunnet lenge for forskjellen kan registreres med dagens kjemiske analysemetodikk. Planktonalgens artssammensetning, biomasse og årssuksesjon gir derfor en god informasjon om innsjøens næringsstatus og eventuelle utvikling over tid. Utpreget eutrofi resp. oligotrofi kan derfor enkelt utifra indikatorarter registreres med hjelp av bare en planktonplanteprøve tatt midt i vekstsesongen. Brettum (1989) og Tikkanen og Willen (1992) har utarbeidet fortekninger over indikatorarter. Videre presenterer Brettum (1989) og Heinonen (1980) følgende biomassetall (algemengder) gitt som våtvekt/ferskvekt:

	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
Begynnende eutrofe *	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 gram/m ³	> 10 gram/m ³

* Svakt mesotrof er benyttet som benevning i rapporten.

FORSURING.

Forsuringssituasjonen i elver og bekker er vurdert ved bruk av fastsittende alger og bunndyr som indikator etter metode gitt av Lindstrøm (1992) og Bækken og Kjellberg 1998. Forsuringssituasjonen i innsjøer og tjern er vurdert ved bruk av vannkjemi og forekomst av planktonalger etter metode gitt av Brettum (1989).

VURDERINGSGRUNNLAG FOR KREPSDYRPLANKTONBIOMASSE.

Vurderingen er basert på beregnet middelbiomasse (gram tørrvekt/m²) i vegetasjonsperioden (mai/juni-oktober) og bygger på foreliggende resultater fra innsjøer i østlandsområdet. Videre at tørrvekten utgjør 10 % av våt-/ferskvekten.

Svært høy	> 2,00	gram tørrvekt/m ²	> 20	gram våtvekt/m ²
Høy	1,01 – 2,00	gram tørrvekt/m ²	10 - 20	gram våtvekt/m ²
Middels	0,51 – 1,00	gram tørrvekt/m ²	5 -10	gram våtvekt/m ²
Lav	0,25 – 1,00	gram tørrvekt/m ²	2,5 - 5	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 en klart strukturerende påvirkning på en innsjøes krepsdyrplankton. Økt predasjonspress gir økt påvirkning. Predasjonspresset fra fisk er her vurdert etter klassifiseringssystem utarbeidet av Løvik (in prep.). Dette systemet tar utgangspunkt i relasjonen mellom middellengden av voksne (eggberende) hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* Økt predasjonspress gir minket middellengde og overgang mot dominanse av mer småvokste arter.

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

LITTERATUR.

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

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

Bækken, t. og G. Kjellberg. 1998. Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forsurening i rennende vann basert på forekomst av bunndyr. In prep.

Fjordingstad, 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.

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.

Tikkanen, T. og T. Willen. 1992. Växtplanktonflora. Naturvårdsverket Förlag. ISBN 91-620-1115-4. 280 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.