

NIVA



RAPPORT LNR 4363-2001

Tiltaksorientert
overvåking av
vann og vassdrag i
Ringsaker kommune
Årsrapport for 2000



Fiske i Brøttumsmarka: Foro: *Simen Mæhlum.*

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 2000.	Løpenr. (for bestilling) 4363-2001	Dato Juli 2001
	Prosjektnr. Undernr. 0-99074	Sider Pris 61
Forfatter(e) Gøsta Kjellberg	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Ringsaker kommune
	Geografisk område Hedmark/Ringsaker kommune	Trykket NIVA

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

I 2000 ble det foretatt limnologiske undersøkelser i 5 skogstjern som ligger i nedbørfeltet til innsjøen Næra i Moelva-vassdraget. Videre ble det utført biologiske befaringer i de større tilløpsbekkene til Næra, samt i Bruvoldbekken, Viksbekken, Stensengbekken og Nerlienbekken som renner til Mjøsa.

På grunn av nærings saltforurensning fra jordbruksområder med fast bosetting var Stavsjøen og flere av tjernene overgjødset. Kinnlitjernet var sterkt påvirket. Stavsjøen og Grøtlitjern var markert til sterkt påvirket. Jønserudtjernet og Brukstjernet var markert påvirket, mens Erstjernet, Langtjernet, Haugomtjernet og Listjernet var moderat påvirket. Svarttjernet, Olavstjernet, Klufftjernet, Ellungstjernet, Bothaugstjernet og Haugtjernet, som i hovedsak har nedbørdsfelter som består av skogsområder, var lite påvirket.

Bekkene var lite eller moderat påvirket av forurensninger og hadde stort sett økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljølvalitetsmål. Unntak var nedre del av Stensengbekken samt Skrukkbekken og Glebekken. De to siste renner til Næra. Disse bekkene var på enkelte strekninger forurenset av nærings salter og lett nedbrytbart organisk stoff.

Dersom fastsatte miljølvalitetsmål skal opprettholdes eller nås er det viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i Moelva-vassdraget og i nedbørfeltene til Bruvollbekken, Viksbekken, Stensengbekken og Nerlienbekken fortsetter. Det er nødvendig med kontroll (bl.a. av kommunale avløpsanlegg, separatanlegg i spredt bebyggelse, gjødselkjellere, melkerom og siloanlegg), vedlikeholdsarbeider og om mulig forbedringstiltak. Det siste gjelder særlig de separate avløpsanlegg og tiltak som kan begrense jorderosjon. Det er også behov for biotopforbedrende tiltak og fjerning av vandringshinder for fisk.

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


Prosjektleder


Forskningsleder


Forsknings sjef

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 2000.	Løpenr. (for bestilling) 4363-2001	Dato Juli 2001
	Prosjektnr. Udemnr. 0-99074	Sider Pris 61
Forfatter(e) Gøsta Kjellberg	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Ringsaker kommune
	Geografisk område Hedmark/Ringsaker kommune	Trykket NIVA

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

I 2000 ble det foretatt limnologiske undersøkelser i 5 skogstjern som ligger i nedbørfeltet til innsjøen Næra i Moelva-vassdraget. Videre ble det utført biologiske befaringer i de større tilløpsbekkene til Næra, samt i Bruvoldbekken, Viksbekken, Stensengbekken og Nerlienbekken som renner til Mjøsa.

På grunn av næringssaltforurensning fra jordbruksområder med fast bosetting var Stavsjøen og flere av tjernene overgjødlet. Kinnlitjernet var sterkt påvirket. Stavsjøen og Grøtlitjern var markert til sterkt påvirket. Jønserudtjernet og Brukstjernet var markert påvirket, mens Erstjernet, Langtjernet, Haugomtjernet og Listjernet var moderat påvirket. Svarttjernet, Olavstjernet, Klufftjernet, Ellungstjernet, Bothaugstjernet og Hautgjernet, som i hovedsak har nedbørfelter som består av skogsområder, var lite påvirket.

Bekkene var lite eller moderat påvirket av forurensninger og hadde stort sett økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Unntak var nedre del av Stensengbekken samt Skrukkbekken og Glebekken. De to siste renner til Næra. Disse bekkene var på enkelte strekninger forurenset av næringssalter og lettredbrytbart organisk stoff.

Dersom fastsatte miljøkvalitetsmål skal opprettholdes eller nås er det viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i Moelva-vassdraget og i nedbørfeltene til Bruvollbekken, Viksbekken, Stensengbekken og Nerlienbekken fortsetter. Det er nødvendig med kontroll (bl.a. av kommunale avløpsanlegg, separatanlegg i spredt bebyggelse, gjødselkjellere, melkerom og siloanlegg), vedlikeholdsarbeider og om mulig forbedringstiltak. Det siste gjelder særlig de separate avløpsanlegg og tiltak som kan begrense jorderosjon. Det er også behov for biotopforbedrende tiltak og fjerning av vandringshinder for fisk.

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

0-99074

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

Årsrapport for 2000

Saksbehandler: Gösta Kjellberg

Medarbeidere: Pål Brettum
Jarl Eivind Løvik
Mette-Gun Nordheim

Forord

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

I 2000 har overvåkingen omfattet limnologiske undersøkelser i fem tjern, som ligger i nedbørfeltet til innsjøen Næra. Videre ble det foretatt generelle biologiske befaringer i de større bekker (10 st.) som renner til Næra samt i fire (4 st.) bekker som renner til Mjøsa. Befaringene inkluderer også innsjøer/tjern (10 st.) som ligger i bekkenes nedbørfelter.

Oppdraget ble kontraktfestet 26 juni 2000. Prosjektet administreres og finansieres av Teknisk Etat i Ringsaker kommune /v Per Even Johansen. Gösta Kjellberg ved NIVA's Østlandsavdeling er prosjektleder og kontaktperson ved NIVA.

Feltarbeidet i tjernene ble utført av G. Kjellberg og Jarl Eivind Løvik ved NIVA's Østlandsavdeling. Pål Brettum (NIVA, Oslo) har bearbeidet planteplanktonmaterialet og G. Kjellberg har bearbeidet krepsdyrmaterialet. De vannkjemiske analysene er utført av Lab-Nett A/S på Lillehammer etter akkrediterte metoder (EN-45001/P-036).

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

Rapporten er utarbeidet av G. Kjellberg og Mette-Gun Nordheim ved NIVA's Østlandsavdeling.

Prosjektleder vil takke alle for godt samarbeid.

Ottestad juni 2001.

Gösta Kjellberg

Innhold

Sammendrag	5
Summary	8
1. INNLEDNING	9
2. MATERIALE OG METODER	11
2.1 Generelle biologiske befaringer i bekker	11
2.2 Tidligere undersøkelser i bekker	12
2.3 Prøvetaking i tjern	14
2.4 Tidligere undersøkelser i Erstjernet	15
2.5 Tidligere undersøkelser i Langtjernet	15
2.6 Tidligere undersøkelser i Svarttjernet	15
2.7 Tidligere undersøkelser i Brukstjernet	16
2.8 Tidligere undersøkelser i Botshaugtjernet	16
3. RESULTATER, KOMMENTARER OG TILRÅDNINGER	17
3.1 Generelle biologiske befaringer i bekker	17
3.1.1 Bruvoldbekken	17
3.1.2 Viksbekken	19
3.1.3 Stensengbekken	20
3.1.4 Nerlienbekken	23
3.1.5 Større tilrennende bekker til Næra	26
3.2 Forekomst av termotolerante koliforme bakterier i tilløpsbekkene til Næra.	29
3.3 Vannkvalitet og biologiske forhold i tjern i nedbørfeltet til Næra	29
3.3.1 Erstjernet (372 m.o.h.)	29
3.3.2 Langtjernet (377 m.o.h.)	32
3.3.3 Svarttjernet (421 m.o.h.)	34
3.3.4 Brukstjernet (431 m.o.h.)	36
3.3.5 Bothaugstjernet (592 m.o.h.)	37
4. LITTERATUR.	41
5. VEDLEGG	43
6. APPENDIX.	55

Sammendrag

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

Kommunalt miljøkvalitetsmålet for innsjøene og tjernene i Ringsaker er at de skal ha en økologisk status som er i samsvar eller i nært samsvar med forventet naturtilstand dvs. at naturgitt vannkvalitet, biologisk mangfold og produksjonsevne mest mulig kan bli bevart. Dette gjelder særlig "klarvannsinnsjøer". Vannkvaliteten skal være egnet for friluftsbad og rekreasjon, fritidsfiske og jordvanning. Der en tar ut råvann til drikkevann må kravene til vannkvaliteten skjerpes. En moderat påvirkning av næringsalter (oligomesotrofe forhold) kan likevel aksepteres i enkelte av de innsjøer og tjern som i hovedsak benyttes til fiske eller der det er et rikt fugleliv ("kulturlandskapsinnsjøer").

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

I år 2000 ble det utført limnologiske undersøkelser i følgende tjern: Erstjernet, Langtjernet, Svarttjernet, Brukstjernet og Botshaugtjernet. Videre ble det foretatt generelle biologiske befaringer i følgende bekker: Hølbekken, Mysuholta (inkl. Olasvetjernet), Kvernbekken, Klobbmyrabekken, Haugsvebekken, Hølbekken, Bøvra (inkl. Listjernet, Klufftjernet og Ellungstjernet), Skrukkebekken, Bruvoldbekken, Viksbekken (inkl. Kinnstjern), Stensengbekken (inkl. Jønserudtjern og Haugstjern) og Nerlienbekken (inkl. Stavsjøen, Grøtlitjernet og Haugomtjernet).

Erstjernet, Langtjernet, Svarttjernet, Brukstjernet og Botshaugtjernet ble undersøkt i juli - september og bekkbefaringene ble foretatt 4. - 7. september. Bekkene hadde da litt over middels vannføring. Bekkene hadde forholdsvis høy vannføring og enkelte av tjernene stor vanngjennomstrømning i stort sett hele sommerperioden i 2000. De utførte undersøkelsene gir derfor et bedre bilde av forurensningssituasjonen i bekkene og i enkelte av tjernene enn om undersøkelsen hadde blitt utført i en periode med lav vannføring slik metodikken for slike befaringsundersøkelser foreskriver (se vedlegg B). De viktigste resultater er gitt i fargefigurene (fig. 3, 4, 5, 6 og 7) og kan oppsummeres som følger:

Næravassdraget

- Tjern, bekker og bekkestrekninger som i hovedsak har nedbørfelt som består av skogsområder var lite påvirkede av lokalbettinget forurensning. Det ble heller ikke registrert skadeeffekter p.g.a. tilførsel av surt vann. Vi vurderte den økologiske status i disse vannforekomster som god

(forurensningsklasse I eller I-II) og i nær samsvar med forventet naturtilstand. Tjern som Svarttjernet, Bothaugstjernet, Olasvetjernet, Klufftjernet, Ellungstjernet og Haugomtjernet hør til denne gruppe. Samme økologiske status hadde bekker som øvre del av Bøvra, Hølbekken, Kvernbekken, Klobbmyrabekken og øvre del av Mysuholta.

- Erstjernet, Langtjernet, Brukstjernet og Listjernet som tilføres vann fra jordbruksområder med fast bosetting var påvirket av økt tilførsel av næringssalter. Tjernene ble vurdert som markert overgjødslet og de hadde klart høyere konsentrasjoner av næringssalter og større forekomst av plantep plankton og høyere vannvegetasjon enn forventet naturtilstand (forurensningsklasse II-III). Den økologiske status bedømmer vi her som mindre god. Det er ønskelig at tilførselen av næringssalter til disse lokaliteter blir redusert da resipientkapasiteten synes å være overskredet, og foreliggende økologisk status ikke er i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- De bekkestrekninger i Mysuholta, Bøvra, Kvernbekken Haugsvebekken, Klobbmyrabekken, Hølbekken og Skrukkebekken samt enkelte mindre bekker, som berøres av jordbruksområder var mer eller mindre påvirket av lokale forurensningskilder. Økt tilførsel av næringssalter og i visse tilfeller også av lett nedbrytbart organisk stoff hadde ført til at disse bekkestrekninger var noe påvirket (Klasse I-II), moderat påvirket (Klasse II) eller moderat til markert forurenset (Klasse II-III). Det ble likevel ikke påvist markert eller sterkt forurensete bekkestrekninger med vond lukt og med synlig og sjenerende heterotrof begroing (forråtnelse/saprobiering). Bekkene hadde således stort sett en miljøkvalitetstilstand i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål, og vi har vurdert den økologiske status som god eller mindre god. Unntak var nedre del av Skrukkebekken samt en kortere strekning av Glebekken der resipientkapasiteten var overskredet. Her vurderte vi den økologiske status som ikke akseptabel. Videre var enkelte bekkestrekninger mer eller mindre nedslammet av jordpartikler og sand dvs. av erosjonsmateriale fra dyrket mark og veier. Dette forringet levevilkårene for enkelte alger, moser og bunndyr.

Bekker som renner til Mjøsa

- **Bruvollbekken.** Ved befaringsstidspunktet var Bruvollbekk-vassdraget lite til moderat påvirket av lett nedbrytbart organisk stoff og næringssalter. Den økologiske status i vassdraget ble vurdert som god eller akseptabel og var stort sett i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- **Viksbekken.** Viksbekkens hovedløp var moderat påvirket av næringssalter (overgjødslet), men til en viss grad også av lett nedbrytbart organisk stoff. Direkte forurensete bekkestrekninger ble likevel ikke observert. Bekkens økologiske status ble vurdert som akseptabel. Sidebekken som kommer fra Kolstad var lite til moderat påvirket av lett nedbrytbart organisk stoff og næringssalter og hadde i den nedre del god økologisk status. Kinnlitjernet var sterkt overgjødslet og hadde en ikke akseptabel økologisk status. Ved befaringsstidspunktet var det masseforekomst av blågrønnalger tilhørende slekten *Planktothrix* i Kinnlitjernet. Ser vi bort fra forholdene i Kinnlitjernet så var den økologiske status i Viksbekken stort sett i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- **Stensengbekken.** Stensengbekk-vassdraget hadde en forurensningsgrad som varierte i området lite påvirket til markert forurenset. Vassdragets øvre del er lite påvirket av lokalbettinget forurensning og hadde god økologisk status. Jønsrudtjernet var markert overgjødslet og bekkens nedre del var moderat påvirket til markert forurenset av økt tilførsel av næringssalter og noe lett nedbrytbart organisk stoff. Den økologiske status på disse lokaliteter vurderte vi som ikke akseptabel. Tålegrensen var således overskredet i deler av vassdraget og forholdene var ikke i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

- **Nerlienbekken.** Ved befaringstidspunktet hadde Nerlienbekk-vassdraget en forurensningsgrad som varierte fra lite påvirket til nær sterkt forurenset. Hovedproblemet for vassdraget er ”gamle synder” p.g.a. at Stavsjøen er utsatt for ”indre” gjødsling. Bekken som kommer fra Haugom inklusive Haugomtjernet var lite forurenset og den økologiske status ble her vurdert som god. Selve Nerlienbekken var moderat forurenset av økt tilførsel av næringssalter (overgjødslet) og vi vurderte den økologiske status i bekken som mindre god. Stavsjøen og Grøtlietjern var markert til sterkt overgjødslet og har for tiden ikke akseptabel økologisk status. Ved befaringstidspunktet var det masseforekomst av blågrønnalger tilhørende slekten *Microcystis* i begge lokaliteter. Størst forekomst var det i Stavsjøen. Den økologiske status i deler av Nerlienbekken-vassdraget var således ikke i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

Aktuelle tiltak og tilrådninger

De limnologiske undersøkelsene i Erstjernet, Langtjernet og Brukstjernet samt de biologiske befaringene i bekker, innsjøer og tjern viste at det var forurensningsproblemer og ikke akseptabel økologisk status i Kinnlitjern, Stavsjøen, Grøtlietjern og Jønserudtjern. Disse lokaliteter var sterkt overgjødslet. Videre var det lite ønskede forhold i Erstjern, Langtjern, Brukstjern og Listjern, samt langs enkelte bekkestrekninger i Bøvra (Glebekken), Skrukkebekken, Stensengbekken og Nerlienbekken. Hovedproblemet i bekkene var også overgjødsling, men her tilkom også effekter av tilførsel av lettredbrytbart organisk stoff (forråtnelse/saprobiering) samt tilførsel av jordpartikler og sand.

Skal de forurensede lokaliteter kunne få akseptabel vannkvalitet og ønskede biologiske forhold i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål er det nødvendig at forurensningstilførselen ytterligere reduseres, at en rydder opp i gamle ”forurensningssynder”, samt at vassdragenes bekker sikres nødvendig minstevassføring og innsjøer og tjern sikkres forsvarlig minstevannstand. Dette er nødvendig om naturgitt biologisk mangfold, egnet vannkvalitet til foreliggende brukerformål, samt tilstrekkelig resipientkapasitet mht. forurensningstilførsler skal opprettholdes. Dvs. at bl.a. fisk kan overleve og at vassdragene kan brukes til rekreasjon, fritidsfiske, friluftsbad, resipient og jordvanning.

Det er viktig at det foretas effektivt vedlikeholdsarbeid og kontinuerlig utføres forbedringstiltak av de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i de aktuelle nedbørfelt. Det bør videre foretas spesielle tiltak for å løse forurensningssituasjonen (”indre” gjødsling) i Stavsjøen og Kinnlitjern. Tilførselen av jordpartikler og sand fra dyrket mark (jorderosjonen) og veier må mest mulig reduseres. Det er videre viktig at mjøsørreten og mjøsharren kan komme opp til sine tidligere gyteplasser i Stensengbekken og Nerlienbekken. Eksisterende vandringshinder for disse fisker bør derfor fjernes. Behov for biotopforbedringstiltak bør også klarlegges der det blitt foretatt menneskelige inngrep i vassdragene. Det er også ønskelig at en fjerner ”søppel” som nå ligger i og langs bekkene.

Summary

Title: Pollution monitoring in rivers and lakes in Ringsaker community.

Year: 2001.

Author: Gösta Kjellberg.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4000-4

1. INNLEDNING

Ringsaker kommune har f.o.m. 1997 startet opp et overvåkingsprogram for sine vassdrag (se figur 1). Hensikten med overvåkingen er at :

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

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

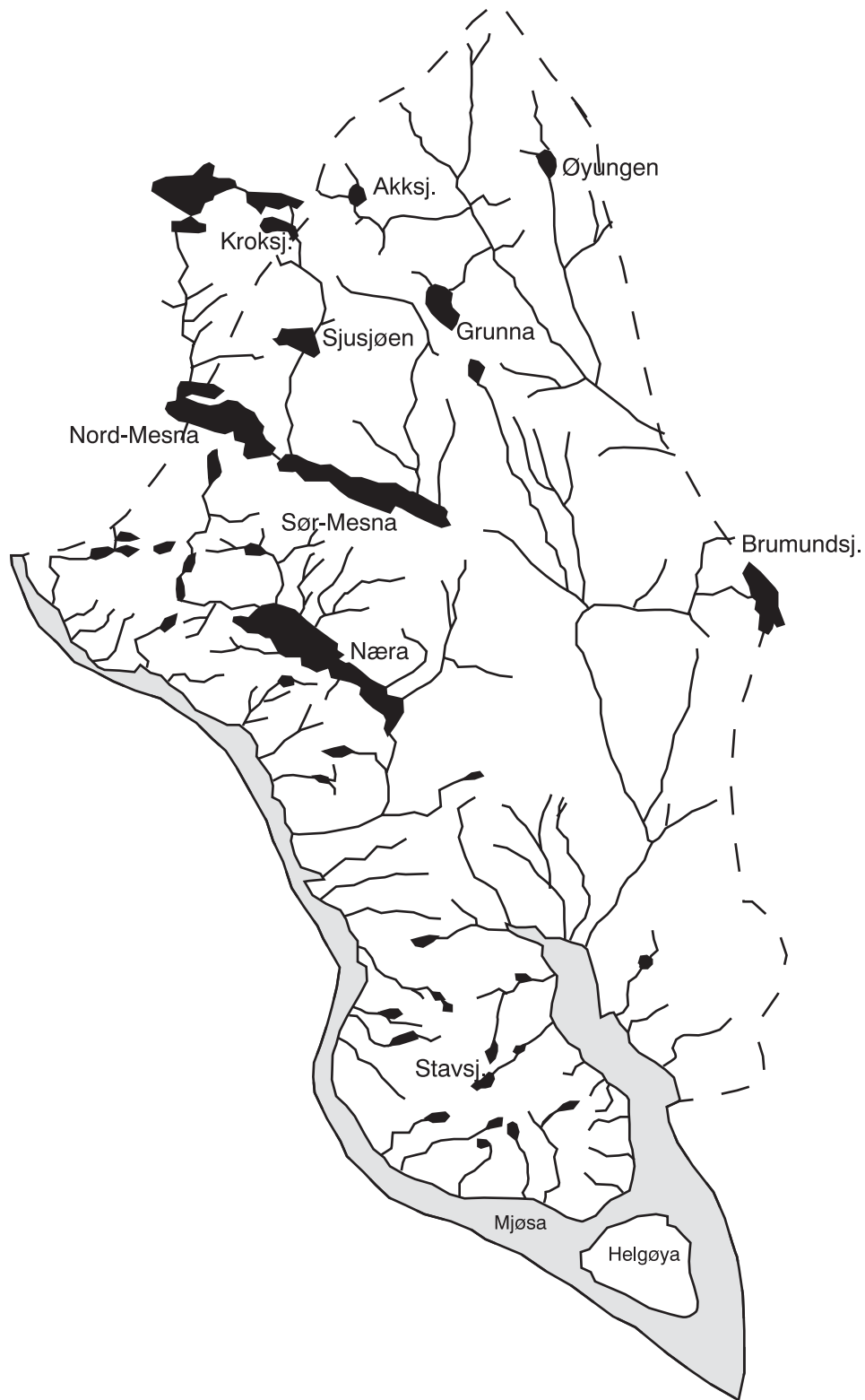
I skogs- og fjellbekker samt i elvene (Åsta, Fjellelva, Moelva og Brumunda) er det et kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål at en ikke overskrider klasse I-II (blågrønn markering). Dette er også i samsvar med de interkommunale miljøkvalitetsmål som er fastsatt for de større tilløpselvene til Mjøsa (Kjellberg et al. 1999).

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for innsjøene og tjernene innebærer at de mest mulig skal ha en økologisk status som er i samsvar med forventet naturtilstand dvs. at naturgitt vannkvalitet, biologisk mangfold, artssammensetting og produksjonsevne blir bevart. Dette gjelder særlig de større innsjøene (Næra, Mesnasjøene, Brumundsjøen og Sjusjøen samt fjell- og skogstjern). En moderat overgjødning (oligomesotrofe forhold) kan likevel aksepteres i enkelte av de mindre innsjøer og tjern som i hovedsak benyttes til fritidsfiske og/eller som kan betegnes som typiske "kulturlandskapsinnsjøer" der det som regel også er et rikt fugleliv og i enkelte tilfeller også forekomst av amfibier. Som eksempel kan vi her nevne Stavsjøen, Herstadtjernet og de tjern som har nedbørområder med stort innslag av dyrket mark. Flere av disse vannforekomster har sjeldne/sårbare (rødliste) arter og er derfor spesielt verneverdige.

I 2000 utførte NIVA limnologiske undersøkelser i følgende tjern: Erstjernet, Langtjernet, Svarttjernet, Brukstjernet og Botshaugtjernet. Videre har Gösta Kjellberg ved NIVA's Østlandsavdeling foretatt generelle biologiske befaringer i følgende bekker: Hølebekken, Mysuholva (inkl. Olasvetjernet), Kvernbecken, Haugsvebekken, Bøvra (inkl. Listjernet, Klufftjernet og Ellungtjernet), Skrukkebekken, Bruvoldbekken, Viksbekken (inkl. Kinnstjern), Stensengbekken (inkl. Jønsrudtjernet og Haugtjernet) og Nerlienbekken (inkl. Stavsjøen, Grøtlitjernet og Haugomtjernet).

De limnologiske undersøkelser i utvalgte tjern ble foretatt i juli, august og september og bekkbefaringene ble foretatt 4. - 7. september. Bekkene hadde da litt over middels vannføring. Bekkene hadde forholdsvis høy vannføring og flere tjern hadde stor vanngjennomstrømning stort sett hele sommerperioden 2000. Undersøkelsene gir derfor et bedre bilde av forurensningssituasjonen i bekkene og i enkelte tjern enn om undersøkelsene hadde blitt utført i en periode med lav vannføring, slik metodikken for slike befaringsundersøkelser foreskriver (se appendix).

De viktigste resultater er gitt i fargefigurene (fig. 3, 4, 5, 6 og 7).



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

2. MATERIALE OG METODER

De tjern som ble undersøkt og de bekker som ble biologisk befart i Ringsaker kommune i 2000 er vist i figur 2.

2.1 Generelle biologiske befaringer i bekker

Ved de biologiske befaringer i bekker og elver i Ringsaker kommune benytter vi en metode for "Generelle biologiske befaringer i vassdrag" som også benyttes i den interkommunale overvåkingen av Mjøsas tilløpselver (Kjellberg et al. 1985, Kjellberg et al. 1999). Metoden er beskrevet i appendix bak i rapporten. De biologiske befaringene skal fortrinnsvis utføres ved lav vannføring. Årsaken til dette er at i slike perioder er effektene av forurensning tydeligst, samt at kilder til forurensning er lettest å identifisere.

Ved befaringene vurderer vi biologiske forhold, forurensningsgrad og til dels vannkvalitet for å kunne vurdere vassdragets økologiske status. Økologiske forhold og klassifisering av forurensningsgrad i elver og bekker blir vurdert ut fra feltobservasjoner av begroingsorganismer (sopp, bakterier, ciliater, bentiske alger og vannmoser), høyere vannvegetasjon og makrobunndyr. I innsjøer og tjern vurderer vi forekomst av bentiske alger og vannplanter langs strendene og vannkvaliteten i de fri vannmasser ved hjelp av planktonhåvtrekk. I elver og bekker legger vi særlig vekt på forekomst og eventuelt fravær av s.k. indikatororganismer, dvs. rentvannsorganismer eller populasjoner som er følsomme overfor forurensningstilførsler eller andre menneskelige påvirkninger. I innsjøer og tjern legger vi størst vekt ved eventuell forekomst av næringssaltkrevende planteplanktonarter og mengden planteplankton. Om nødvendig tar vi biologiske prøver for videre analyse i laboratoriet. Kunnskap om forekomst av "røddlistearter" (utrydningstruede arter) inkluderes også i vurderingene.

Klassifisering av forurensningsgrad foretar vi ut fra avvik fra forventet naturtilstand, i henhold til SFT's "Miljømål for vannforekomstene" (Bratli 1995). Videre vurderes de biologiske forhold etter mengdemessig forekomst av organismer, dominansforhold og artsmangfold i biosamfunn. Som regel ønsker en å beholde en vannkvalitet, biodiversitet og biologisk produksjonspotensiale dvs. økologisk status som er lik eller tilnærmet lik forventet naturtilstand (se SFT's "Miljømål for vannforekomstene" (Bratli 1995, Bratli et al. 1998, Hauan og Sørset 1997)). Denne målsetting er også lagt til grunn for vurderingene i undersøkelsene i Ringsaker. Dvs. at vannforekomsten som utgangspunkt bør ha en økologisk status i nært samsvar med forventet naturtilstand

Økologisk status bedømmer vi ut fra en samlet vurdering av vannkvalitet, biologiske forhold og forurensningssituasjon i samsvar med EU's rammedirektiv for vannressurser (Qvortrup 2000). Vi har i overvåkingsprosjekt for Ringsaker benyttet oss av følgende kategorier:

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

For at resultatene skal bli mer oversiktlige og anvendbare benytter vi fire biologisk relaterte vannkvalitetsklasser (klasse I til klasse IV) før å angi forurensningsgrad og økologisk status (Kjellberg et al. 1985). Disse klassene er i så stor grad som mulig forsøkt tilpasset SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Klassifiseringen skjer på bakgrunn av økologisk status og forurensningsgrad med hensyn til lokalbetinget forurensning som påvirkning av

lettnedbrytbart organisk stoff (forråtnelse/saprobiering) og næringssalter (overgjødning/eutrofiering). Eventuelle påvirkninger av giftutslipp og skadeeffekt av forsuring blir også vurdert. Vi legger også vekt på fiskeforhold og hygieniske aspekter.

De ulike klasser og overgangssoner er markert med farger slik at forurensningssituasjonen og økologisk status generelt kan vises på et fargekart, se figurene 3, 4, 5, 6 og 7. Klasse I betegner rentvannsforhold der menneskelig forurensningspåvirkning på det biologiske liv ikke kan dokumenteres. Klasse II angir vannforekomster som er noe forurensningspåvirket, men der flora og fauna stort sett har arter i samsvar med de naturgitte forhold. Som regel er det økt produksjonskapasitet i disse lokaliteter og økt forekomst av mer tolerante arter. Klasse III og IV angir vannforekomster som er forurenset og hvor naturgitt biodiversitet er redusert og til dels har gått tapt. Disse lokaliteter vil av folk flest bli oppfattet som forurenset og lite akseptable. Ved tvils tilfeller benyttes overgangssoner. Ønskes mer informasjon vises det til Kjellberg og medarbeidere (1985) samt appendix bak i rapporten.

Som operativ målsetting for å skille mellom akseptabel og ikke akseptabel tilstand dvs om økologisk status er i samsvar eller ikke i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål i de ulike resipienttypene gjelder

Lokalitetstype	Målsetting
Småbekker som renner gjennom jordbruksområder, og tettbebygde strøk.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. Dvs. god og mindre god økologisk status.
Elver og store bekker, samt bekker i skogsområder.	Overgangssone I-II (blågrønn markering) eller bedre. Dvs. god økologisk status.
Innsjøer og tjern i kulturlandskapet.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. Dvs. god og mindre god økologisk status.
Større innsjøer samt innsjøer og tjern i fjell- og skogområder.	Overgangssone I-II (blågrønn markering) eller bedre. Dvs. god økologisk status.

I perioden 4.-7. september 2000 ble det foretatt generelle biologiske befaringer i følgende bekker: Hølebekkene, Mysuholta, Kvernbekken, Klobbmyrabekken, Haugsvebekken, Hølbekken, Bøvra, Skrukkbekken, Bruvoldbekken, Viksbekken, Stensengbekken og Nerlienbekken. Bekkene hadde forholdsvis høy vannføring og som resultat av dette økt resipientkapasitet stort sett i hele sommerperioden. Undersøkelsene gir derfor et bedre bilde av forurensningssituasjonen i bekkene enn det hadde gjort om undersøkelsene hadde blitt utført i en periode med lav vannføring, slik metodikken for slike befaringsundersøkelser foreskriver (se appendix).

2.2 Tidligere undersøkelser i bekker

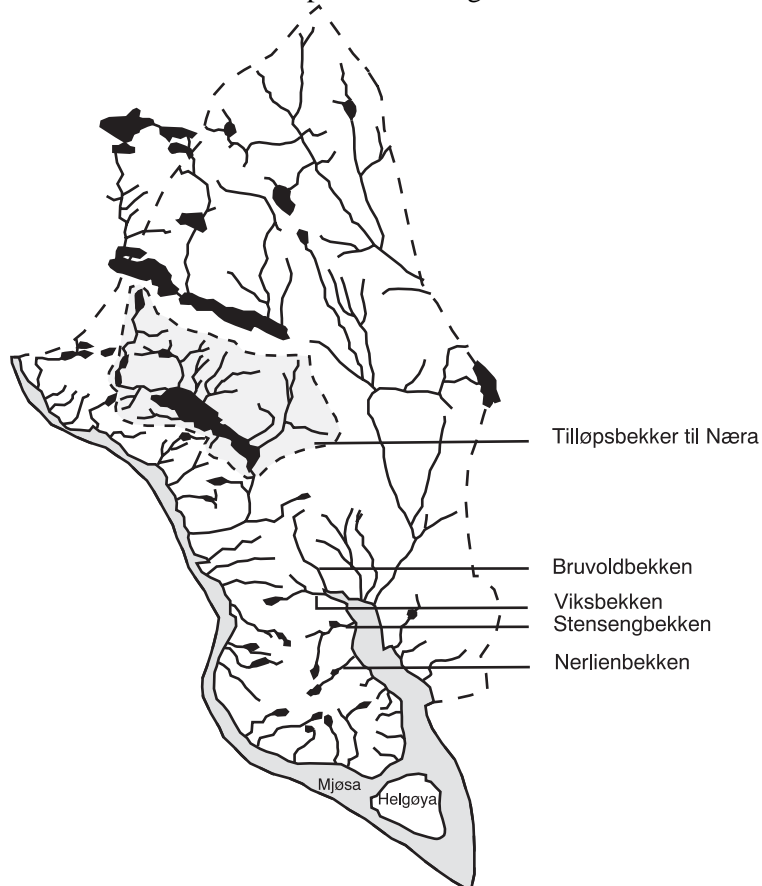
Tilrennende bekker til Næra ble undersøkt av NIVA i 1975 (Holtan 1977) og i 1992 (Kjellberg 1993) i forbindelse med Mjøsundersøkelsen. Flere av bekkene var i 1975 dvs. før Mjøsaksjonen sterkt forurenset og det var synlig bakterie- og soppvekst (s.k. "lammehaler") langs lange strekninger. I noen bekker var det til tider ikke levemuligheter for fisk og bunndyr p.g.a. tidvis oksygenmangel og forekomst av svovelforbindelser. Mest påvirket var Mysuholta der den passerer grenda Lismarka og Haugsvebekken som kommer fra grenda Åsmarka. Utslipp av silopressaft og kommunalt avløpsvann skapte de største problemer i sommeren 1975, men utsig fra gjødselkjeller og utsig/utslipp av kloakkvann fra spredt bebyggelse skapte også problemer.

Resultatet fra undersøkelsen i 1992 viste at de forurensningsbegrensende tiltak som har blitt utført i nedbørfeltet til Næra f.o.m. 1977 har hatt en klar positiv effekt (for mer inngående informasjon se Kjellberg 1993). I sommeren 1992 var det bare øvre del av Mysuholta og nedre del av Skrukkbekken

som var direkte forurenset. Øvrige deler av Næravassdraget ble da vurdert som lite eller lite til moderat påvirket av lokalbettinget forurensning.

I 1992, 93 og 97 har Arve Narud på oppdrag av Ringsaker kommune utført elfiskeundersøkelser i Bruvoldbekken, Stensengbekken og Nerlienbekken (Narud 1977). Forurensningssituasjonen ble da også vurdert. Elfiskeundersøkelsene ble foretatt for å se om bekkene fortsatt fungerte som rekrutteringslokaliteter for mjøsharr og mjøsørret og derfor ble som regel bare den nederste delen av bekkene befart. Følgende observasjoner foreligger (Narud 1997 og Narud pers. medd.). Det ble registrert mjøsørret og mjøsharr i alle bekkene, men bestanden var tynn og mindre enn en skulle forvente ut fra foreliggende økologisk status. Vandringshinder (særlig i Stensengbekken og Nerlienbekken) og vannuttak til jordvanning som til tider tørrlegger enkelte bekkestrekninger vurderes av Narud som de viktigste årsaker til at fiskebestanden har gått tilbake. Forurensning p.g.a. utslipp av næringssalter, lettnedbrytbart organisk stoff og eventuelle giftstoffer ble ikke vurdert som noen større problem for fisken. Videre har Narud fremlagt forslag til biotopforbedringstiltak. Enkelte av disse tiltak har nå blitt utført i regi av Ringsaker kommune og resterende arbeider vil bli utført i de nærmeste år (Ole Roger Sandbakke pers. medd.).

I juli 1997 ble det utført biologiske befaringer i Bruvoldbekken, Stensengbekken og Nerlienbekken i forbindelse med prosjekt "Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune" (Kjellberg 1998). Resultatene fra disse befaringer er innarbeidet i denne rapport og vist i figurene 3, 5 og 6. For mer informasjon henvises til NIVA-rapport løpenr. 3819-98. I Viksbekken har det tidligere ikke blitt utført noen biologiske befaringer, men her har Kise forsøksstasjon en målestasjon (Kolstadbekken) for beregning av næringssaltransport og registrering av sprøytmiddelrester. Målingene har pågått siden 1985 og prosjektet inngår i prosjekt "Jordsmonnovervåking i Norge" som utføres av Jordforsk og finansieres av Landbruksdepartementet og SFT.



Figur 2. Tjern og bekker i Ringsaker kommune som ble undersøkt i 2000.

2.3 Prøvetaking i tjern

I 2000 ble det tatt prøver i følgende tjern: Erstjernet, Langtjernet, Svarttjernet, Brukstjernet og Botshaugtjernet. Prøvene er tatt ved en stasjon plassert ved det antatt dypeste området. For Botshaugtjernet var dette i samsvar med den stasjon som ble brukt i 1997 (Kjellberg 1998).

Fysisk-kjemiske undersøkelser

Den 17. juli, 16. august og 20. september ble det tatt vannprøver fra Erstjernet, Langtjernet og Botshaugtjernet. I Svarttjernet og Brukstjernet ble det tatt vannprøver den 24. august. Prøvene er tatt som blandprøve fra sjiktet 0-5 meter unntatt Svarttjernet og Brukstjernet der prøvene ble tatt fra sjiktet 0 – 2 meter. Disse prøver er analysert for: totalfosfor (Tot-P), totalnitrogen (Tot-N), alkalitet, pH, farge og konduktivitet. Hensikten med dette analyseprogram var å fastslå konsentrasjonsnivå og/eller variasjonsbredde av stoffer som har betydning for produksjonsforholdene i tjernene. Videre for å vurdere bufferevnen mot tilførsel av surt vann. Spesiell vekt har blitt lagt på fosforkonsentrasjon, humusinnhold (vurdert ut fra fargetall) samt pH og alkalitet. Samtidig med prøveinnsamlingen ble vanntemperatur (i en vertikalsekvens) og siktedyp målt. Vannfargen visuelt vurdert mot sikteskiven 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 (se SFT's "Miljømål for vannforekomster" (Bratli 1995, Bratli et al. 1998, Hauan og Sørset 1997)).

Biologiske undersøkelser.

Planteplankton.

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

Det ble fra hver tjern tatt ut planteplanktonprøver som blandprøve fra sjiktet 0 – 2 meter. Disse prøver er brukt til å bestemme planteplanktonets artssammensetning og biomasse. Som supplement til biomassedataene ble det også analysert for total klorofyll a-konsentrasjon. Forekomsten av planteplankton er angitt som volum/biomasse (mm³/gram våtvekt) pr. m³, og klorofyllkonsentrasjoner blir angitt som µg tot. klorofyll a/l.

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

Krepsdyrplankton.

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

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

2.4 Tidligere undersøkelser i Erstjernet

Det er tidligere ikke foretatt noen limnologiske undersøkelser i Erstjernet, men tjernets økologiske status ble vurdert i forbindelse med de biologiske befaringer som ble foretatt i Moelva-vassdraget i juli 1975 (Holtan 1976) og juli 1992 (Kjellberg 1993). I 1975 dvs. før Mjøsaksjonen ble Erstjernet vurdert som moderat overgjødslet og det var da en hel del blågrønnalger i håvprøven. I 1992 ble tjernet vurdert som lite til moderat forurensningspåvirket. Det har således blitt en viss forbedring (mindre planteplankton) av den økologiske status i Erstjernet etter Mjøsaksjonen.

2.5 Tidligere undersøkelser i Langtjernet

Det har tidligere ikke blitt foretatt noen limnologiske undersøkelser i Langtjernet, men tjernets økologiske status ble vurdert i forbindelse med de biologiske befaringer som ble foretatt i Moelva-vassdraget i juli 1975 (Holtan 1976) og juli 1992 (Kjellberg 1993). I 1975 dvs. før Mjøsaksjonen ble Langtjernet vurdert som moderat til markert overgjødslet. Det var da stor forekomst av planteplankton i tjernen og vannet var tydelig vegetasjonsfarget. I 1992 ble tjernet vurdert som lite til moderat forurensningspåvirket. Det har således blitt en forbedring av den økologiske status i Langtjern etter Mjøsaksjonen.

2.6 Tidligere undersøkelser i Svarttjernet

Det er tidligere ikke foretatt noen limnologiske undersøkelser i Svarttjernet, men tjernets økologiske status ble vurdert i forbindelse med de biologiske befaringer som ble foretatt i Moelva-vassdraget i juli 1975 (Holtan 1976) og juli 1992 (Kjellberg 1993). Ved begge befaringene ble Svarttjernet vurdert som lite påvirket av lokalbettinget forurensning og tjernet hadde en økologisk status i nært samsvar med de naturgitte forhold.

2.7 Tidligere undersøkelser i Brukstjernet

Det har tidligere ikke blitt foretatt noen limnologiske undersøkelser i Brukstjernet, men tjernets økologiske status ble vurdert i forbindelse med de biologiske befaringer som ble foretatt i Moelva-vassdraget i juli 1975 (Holtan 1976) og juli 1992 (Kjellberg 1993). I 1975 dvs. før Mjøsaksjonen ble Brukstjernet vurdert som noe påvirket av økt tilførsel av næringssalter, mens tjernet i 1992 ble vurdert som lite forurensningspåvirket med økologisk status i nært samsvar med de naturgitte forhold.

2.8 Tidligere undersøkelser i Botshaugtjernet

Økologisk status i Botshaugtjernet ble vurdert ved de biologiske befaringer som ble utført i Moelva-vassdraget i 1975 (Holtan 1976) og 1992 (Kjellberg 1993). Videre ble Botshaugtjernet undersøkt i 1997 i forbindelse med prosjekt "Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune" (Kjellberg 1998). Ved samtlige tidspunkter har tjernet blitt vurdert som lite forurensningspåvirket. I 1997 ble Botshaugtjernet beskrevet som en oligotrof innsjø med god økologisk status i nært samsvar med forventet naturtilstand (Kjellberg 1998).

3. RESULTATER, KOMMENTARER OG TILRÅDNINGER

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

3.1 Generelle biologiske befaringer i bekker

Forurensningssituasjonen og den økologiske status som ble registrert i bekkene i september 2000 er gitt i fargefigurer i teksten (figur 3 - 7). Figurene viser også den forurensningsgrad og den økologiske status som ble registret/vurdert ved undersøkelser foretatt av NIVA i de samme vassdrag i 1975, 1992, 1997 og 1998 (Holtan 1997, Kjellberg 1993 og Kjellberg 1998).

3.1.1 Bruvoldbekken

Bakgrunnsdata.

Bruvoldbekken, som er ca. 5 km lang, avvanner skog- og jordbruksområder i området nord for Rudshøgda. Bekken munner ut i Mjøsa inne i Botsenden nord for Brumunddal tettsted. I jordbruksområdene er det en hel del fast bosetting. Videre berøres vassdraget også av aktiviteten på Rudshøgda næringspark. Bekken benyttes som rekrutteringslokalitet for mjøsharr og mjøsørret. Årlig naturgitt "smoltproduksjon" av mjøsørret er beregnet til ca. 300 st. For ca. 60 år siden var det godt om småørret i hele vassdraget. Nå er den lokale bekkeørretstammen borte. Bekken benyttes til jordvanning og det er anlagt to dammer for jordvanning i bekkens øvre del. I lengre tørrværsperioder kan enkelte bekkestrekninger gå tørr.

Forurensningskilder.

Potensielle forurensningskilder av størst betydning for Bruvoldbekken er utsig av kloakk og gråvann fra separatanlegg i den spredte bebyggelsen, husdyrgjødsel fra gjødselkjellere og avrenning (jordpartikler, sang, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøtemiddelrester) fra dyrket mark. Uhellsslipp fra melkerom og siloanlegg kan også forekomme. Forurensningseffekter som økt forekomst av påvekstalter, vannmoser og høyere vegetasjon (overgjødsling), stor og sjenerende forekomst av heterotrof begroing som sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming (habitatforandring) står derfor sentralt og er viktige vurderingskriterier.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Bruvoldbekken er at forurensningssituasjonen ikke bør overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering) og at den økologiske status skal være god eller mindre god. Videre at rekrutteringsmulighetene for mjøsharren og mjøsørreten blir opprettholdt, samt at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart og at vassdraget kan brukes til rekreasjon, fritidsfiske, jordvanning og resipient. Det er også viktig at vassdraget blir bevart som et "positivt" innslag i landskapet.

Forurensningssituasjon og økologisk status.

Ved befaringstidspunktet var øvre delen av Bruvoldbekken lite påvirket av forurensning (Forurensningsklasse I). Øvrige deler av vassdraget ble vurdert som lite til moderat påvirket av økt tilførsel av næringssalter (Forurensningsklasse I-II og II). Bekkens nedre del var markert påvirket av jordpartikler og sand som dekket bunnen langs mer stilleflytende partier og i større kulper. Det ble ikke påvist bekkestrekninger som var direkte forurensete der det var heterotrof vekst og/eller

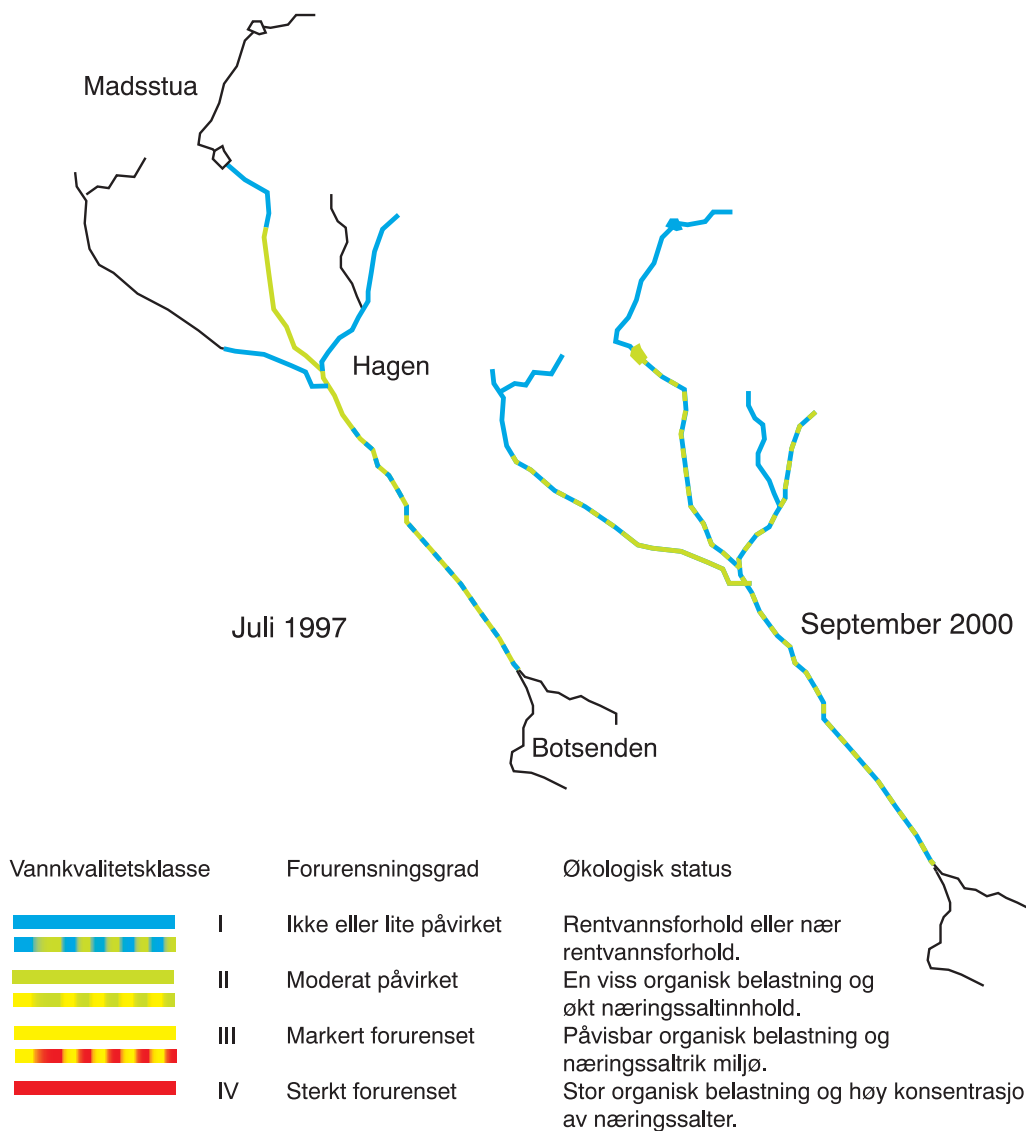
masseforekomst av begroingsalger. Vi har vurdert den økologiske status i Bruvollbekk-vassdraget som mindre god men likevel i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

Utvikling i forurensningssituasjonen fra 1997 til 2000.

Jevnføres forurensningssituasjonen i 2000 med de forhold som ble registrert i 1997 (Kjellberg 1998) så har det ikke skjedd noen nevneverdige forandringer i Bruvoldbekken.

Forslag til tiltak.

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk videreføres og om mulig forbedres. Det er bl.a. ønskelig med mer hyppige kontrollrutiner for å unngå utsig og utslipp fra separatanlegg i spredt bebyggelse samt uhellsutslipp og utsig fra melkerom, gjødselkjellere og siloanlegg. Det er også ønskelig at jord- og sandtransporten fra dyrket mark til Bruvollbekkens nedre del begrenses. Videre er det viktig at bekken sikres en tilstrekkelig minstevannføring, så naturgitt biodiversitet kan bevares/vernes. Da det gjelder behov for biotopforbedringstiltak og fjerning av vandringshinder m.m. henviser vi til Narud (1997).



Figur 3. Forurensningssituasjonen i Bruvoldbekken i juli 1997 og i september 2000 vurdert ut fra biologiske forhold. Lokalteter som ikke blitt befart er markert med svart.

3.1.2 Viksbekken

Bakgrunnsdata.

Viksbekken kommer fra Kinnlitjernet og området ved gardene Furberg og Steinberg. Bekken er ca. 3 km lang og har sitt utløp til Mjøsa i indre del av Botsenden like nord for Brumunddal tettsted. Bekken drenerer store jordbruksområder med noe skog. Det tas ut vann til jordvanning fra Kinnlitjernet og fra flere steder i bekken. I tørkeperioder kan lange bekkestrekninger bli tørrlagt. Viksbekken ble tidligere benyttet som gytelokalitet for mjøsharr og mjøsørret. Mjøsørreten kunne tidligere vandre helt opp til Kinnlitjernet. Årlig naturgitt "smoltproduksjon" av mjøsørret er beregnet til ca. 200 st. Det er fortsatt en del mjøsharr i bekkens nedre del men det er usikkert om det fortsatt skjer rekruttering av mjøsørret i vassdraget.

Forurensningskilder.

Potensielle forurensningskilder av størst betydning for Viksbekken er utsig av kloakk og gråvann fra separatanlegg i spredt bebyggelse, vaskevann fra melkerom, husdyrgjødsel fra gjødselkjellere, pressaft fra siloer samt avrenning (jordpartikler, sand, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Forurensningseffekter som økt forekomst av begroingsalger, vannmoser og høyere vegetasjon (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av heterotrof begroing som sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming (habitatforandring) står derfor sentralt og er viktige vurderingskriterier.

Miljøkvalitetsmål.

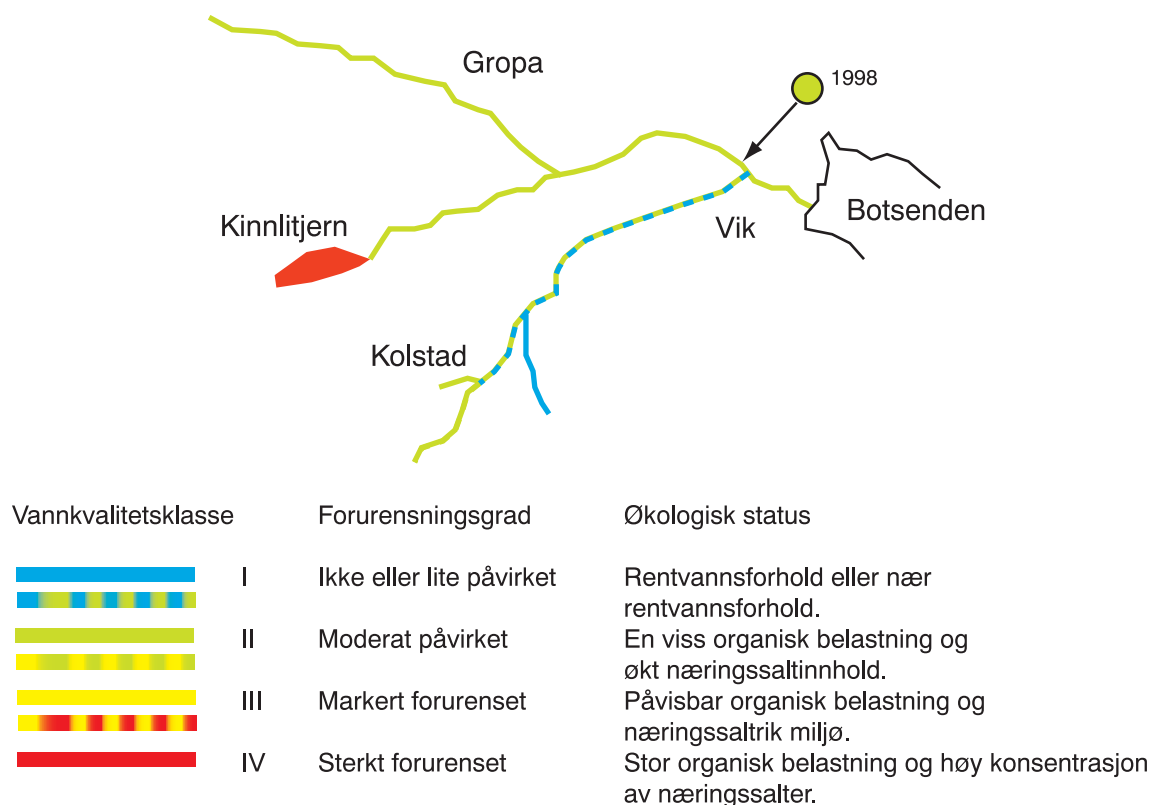
Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Viksbekken (inkl. Kinnlitjernet) er at forurensningsgraden ikke bør overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering) og at den økologiske status skal være god eller moderat. Videre at rekrutteringsmulighetene for mjøsharren og mjøsørreten blir reetablert, at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart og at vassdraget kan brukes til rekreasjon, fritidsfiske, jordvanning samt som resipient. Det er også viktig at vassdraget blir bevart som et "positivt" innslag i landskapet.

Forurensningssituasjon og økologisk status.

Ved befaringsstidspunktet var Viksbekkens hovedløp moderat påvirket av økt tilførsel av næringssalter og til dels lett nedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II). Det ble ikke registrert direkte forurensede bekkestrekninger med synlig heterotrof vekst (dvs. "lammehaler" og lignende), men bekken var langs flere strekninger sterkt belastet med jordpartikler og sand som dekket bunnsubstratet. Dette var spesielt påtagelig i de større kulpene og i de mer stilleflytende partiene. Bekken som kommer fra Kolstad (Kolstadbekken) var lite til moderat påvirket av økt tilførsel av næringssalter (Forurensningsklasse I-II). Kinnlitjernet var sterkt overgjødning med masseforekomst av blågrønnalger (*Planktothrix spp.*). Den økologiske status i bekken ble vurdert som mindre god, mens Kinnlitjernet hadde en ikke akseptabel økologisk status. Kinnlitjernet er trolig utsatt for intern gjødning. Viksbekkens resipientkapasitet/tålegrense overskrides fortsatt til tider og det er påkrevet med ytterligere forurensningsbegrensende tiltak og da særlig i Kinnlitjernet.

Forslag til tiltak.

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk videreføres og om mulig forbedres. Det er bl.a. ønskelig med mer omfattende kommunale kontrollrutiner for å redusere utsig og utslipp fra forurensningskilder som separate kloakkanlegg i spredt bebyggelse, samt uhellsutslipp og utsig fra melkerom, gjødselkjellere og siloanlegg. Det er også påkrevet at jord- og sandtransporten fra dyrket mark til bekken og Kinnlitjernet mest mulig blir redusert. Videre er det viktig at bekken sikres en tilstrekkelig minstevannføring, så naturgitt biodiversitet kan bevares. Det bør gjennomføres elfiskeregistreringer i bekken og garnfiske i Kinnlitjern. I forbindelse med fiskeregistreringene i bekken vurderes behov for biotopforbedringstiltak og eventuelt fjerning av vandringshinder m.m. Behov for fjerning av "søppel" som ligger i og ved vassdraget bør også klarlegges.



Figur 4. Forurensningssituasjonen i Viksbekken i september 2000 vurdert ut fra biologiske forhold. Forurensningssituasjonen i bekkens nedre del i 1998 er også vist i figuren. Lokalteter som ikke blitt befart er markert med svart.

3.1.3 Stensengbekken

Bakgrunnsdata.

Stensengbekken har to hovedfar og er i alt ca. 8 km lang. Bekken avvanner skogområder (Solbergåsen og Liberget) og områder med dyrket mark inklusive spredt bosetting. Det er to tjern i nedbørfeltet, Haugtjernet og Jønsrudtjernet. Bekken renner ut i Mjøsa i Kvarbergvika inne i Furnesfjorden. Stensengbekkens nedre del er rekrutteringslokalitet for mjøsharr og mjøsørret. Årlig naturgitt "smoltproduksjon" av ørret er beregnet til ca. 100 st. Tidligere gikk mjøsørreten opp til området der bekkens fra Haugtjernet renner in i Stensengbekken. I dag kan ørreten bare bruke bekkens nedre del p.g.a. at det blitt etablert vandringshinder. For mer informasjon viser vi til Narud (1997). Bekken benyttes til jordvanning og i lengre tørrvårsperioder kan enkelte bekkestreknings bli tørrlagt.

Forurensningskilder.

Potensielle forurensningskilder av betydning for Stensengbekken er utsig og utslipp av kloakk og gråvann fra spredt bebyggelse (inkl. en skole), gjødselutsig og uhellsutslipp fra gjødselkjellere samt avrenning (næringsalter, husdyrgjødsel, sprøytmiddelrester, jordpartikler og sand) fra dyrket mark. Uhellsutslipp og utsig fra melkerom og siloanlegg kan også forekomme. Forurensningseffekter som økt forekomst av påvekstalter, vannmoser og/eller høyere vegetasjon (overgjødsling/eutrofiering), stor og sjenerende forekomst av sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming (habitatforandring) står derfor sentralt og er viktige vurderingskriterier.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt miljøkvalitetsmål for Stensengbakkens nedre løp (inkl. Jønserudtjernet) er at forurensningsgraden ikke bør overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering), og at den økologiske status skal være god eller moderat. Videre at rekrutteringsmulighetene for mjøsharren og mjøsørreten reetableres mest mulig og på sikt blir opprettholdt. Det er også viktig at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart og at vassdraget kan brukes til rekreasjon, fritidsfiske, jordvanning og som resipient. Den del av vassdraget (inkl. Haugtjernet) som avvanner skogområder bør ikke ha en forurensningsgrad som overstiger forurensningsklasse I-II (blågrønn kartmarkering) dvs. god økologisk status. Det er også viktig at vassdraget blir bevart som et "positivt" innslag i landskapet.

Forurensningsgrad og økologisk status.

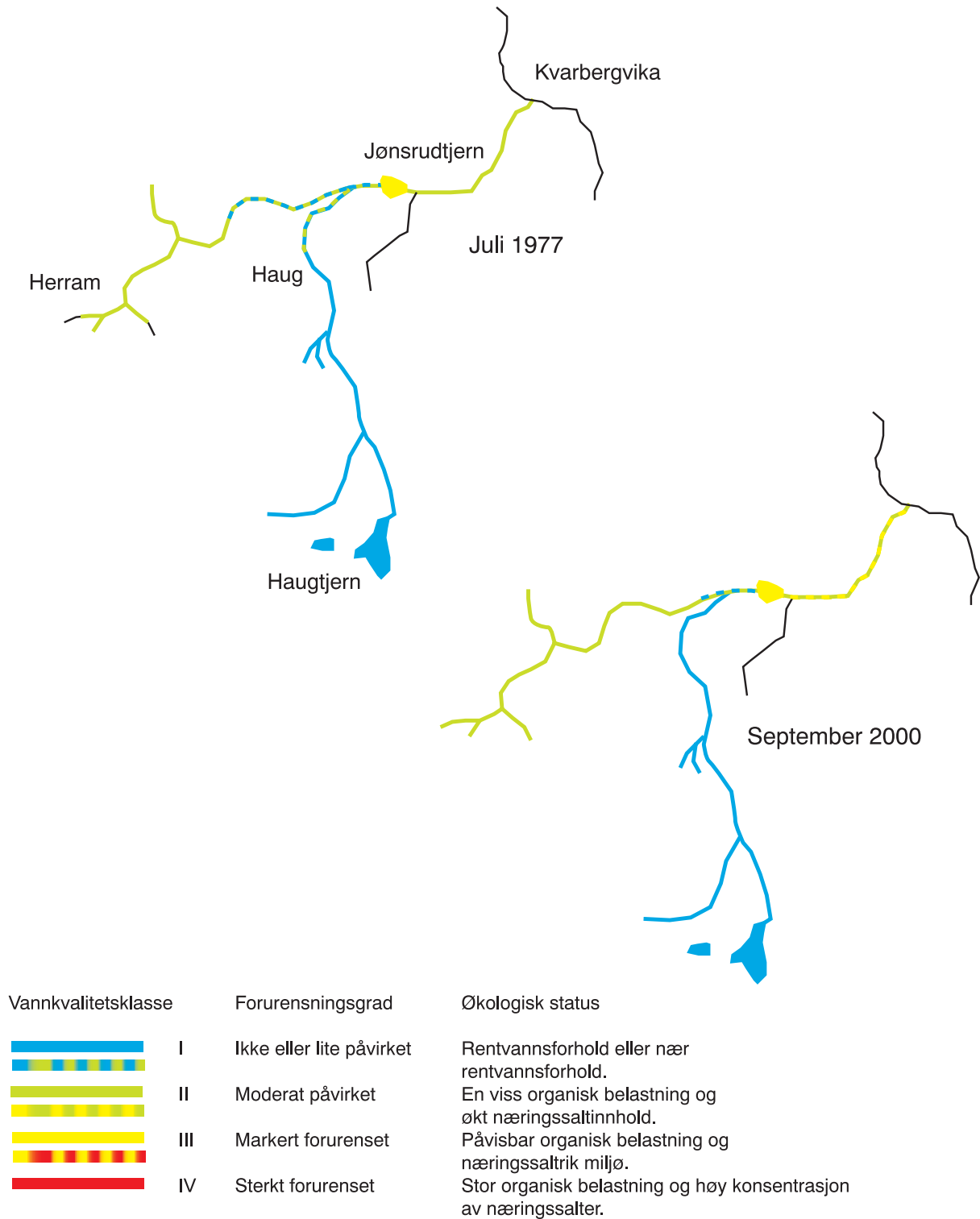
Ved befaringstidspunktet var den del av Stensengbekken som kommer fra Haugtjernet lite påvirket av lokalbettinget forurensning (Forurensningsklasse I), og hadde god økologisk status i nært samsvar med forventet naturtilstand. Dette gjaldt også for Haugtjernet. Den del av bekken som avvanner området ved Korslund var moderat påvirket av økt tilførsel av næringssalter og også, like ved Korslund, noe påvirket av lettnedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II). Jønserudtjernet var markert overgjødset (Forurensningsklasse III) og her var det stor forekomst av planteplankton og tydelig vegetasjonsfarget vann. Sannsynligvis er tjernet påvirket av intern gjødsling. Bekkestrekningen fra Jønserudtjernet ned til utløpet i Mjøsa ble vurdert som moderat til markert påvirket av økt tilførsel av næringssalter og lettnedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II-III). Det ble likevel ikke registrert noe synbar og sjenerende heterotrof begroing, men det var lokalt stor forekomst av trådformete grønnalger (bl.a. arten *Ulothrix zonata*). Videre var store deler av Stensengbekken, der den renner igjennom jordbruksområder, sterkt belastet med jordpartikler og sand som dekket bunnen i kulper og i mer stilleflytende partier. Den økologiske status ble vurdert som mindre god i den del av bekken som kommer fra området ved Korslund og som ikke akseptabel i Jønserudtjernet og i bekken fra utløpet fra Jønserudtjernet ned til utløpet i Mjøsa. I Stensengbakkens nedre del var således tålegrensen overskredet og den økologiske status var ikke i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Skal fastsatte miljøkvalitetsmål nås er det nødvendig at forurensningsbelastningen til vassdraget blir redusert.

Utvikling i forurensningssituasjonen fra 1997 til 2000.

Jevnfør vi forurensningssituasjonen i 2000 med de forhold som ble registrert i 1997 (Kjellberg 1998) så har det ikke skjedd noen nevneverdige forandringer i Stensengbakkens øvre deler og heller ikke i Jønserudtjernet. Bekkens nedre del synes likevel å ha blitt noe mer forurenset av næringssalter og lettnedbrytbart organisk stoff.

Forslag til tiltak.

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk forbedres. Det synes bl.a. å være nødvendig med mer omfattende kommunale kontrollrutiner for å unngå utslipp og utsig fra separatanlegg i spredt bebyggelse samt uhellsutslipp og utsig fra melkerom, gjødsekkjellere, siloanlegg. Det er også påkrevet at jord- og sandtransporten fra dyrket mark til Stensengbekken mest mulig begrenses. Videre er det viktig at bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring så at naturgitt biologisk mangfold kan bevares. En bør også undersøke om Jønserudtjernet er påvirket av intern gjødsling. Da det gjelder behov for biotopforbedringstiltak og fjerning av vandringshinder m.m. henviser vi til til Narud (1997).



Figur 5. Forurensningssituasjonen i Stensengbekken i juli 1997 og i september 2000 vurdert ut fra biologiske forhold. Lokalteter som ikke blitt befart er markert med svart.

3.1.4 Nerlienbekken

Bakgrunnsdata.

Nerlienbekken er ca. 6 km lang og har sitt utspring i Stavsjøen og området ved Stavsjø tettsted. Bekken renner ut i Mjøsa nær Nerlieholmen i Furnesfjorden. Nedbørfeltet består av skogområder (Solbergåsen) og områder med dyrket mark med spredt bosetting. Videre avvanner Nerlienbekken som nevnt Stavsjø tettsted. Det er en mindre innsjø i nedbørsfeltet Stavsjøen og tre tjern Grøtlitjernet, Haugomtjernet og en liten tjern like ved Stavsjø. Stavsjøen og Grøtlitjernet er sterkt overgjødset (eutrofiert) med til tider algeblomst av blågrønnalger. Stavsjøen er påvirket av intern gjødsling. For mer informasjon se Kjellberg (1998). Nedre del av Nerlienbekken er en viktig gytelokalitet for mjøsharr og mjøsørret. Naturgitt årlig "smoltproduksjon" av mjøsørret er beregnet til ca. 200 - 250 st. Vassdraget blir mye brukt til jordvanning og i tørrværsperioder reduseres vannføringen betraktelig.

Forurensningskilder.

Potensielle forurensningskilder av størst betydning for Nerlienbekken er kloakk- og gråvannsutslipp fra det kommunale ledningsnett i Stavsjø tettsted og fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, lekkasje av oljeprodukter fra bensinstasjonen og bilverkstedet på Stavsjø, utslipp og uhellsslipp av husdyrgjødsel fra gjødselkjellere samt avrenning (næringssalter, husdyrgjødsel, sprøytemidler, jordpartikler og sand) fra dyrket mark. Videre kan det også skje uhellsslipp og utslipp fra siloer og melkerom. Forurensningseffekter som økt forekomst av begroingsalger, vannmoser og høyere vegetasjon (overgjødsling/eutrofiering), stor og sjenerende forekomst av sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning), tilslamming (habitatforandring) og eventuelle gifteffekter står her sentralt og er viktige vurderingskriterier.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Nerlienbekken inklusive Stavsjøen og tjernene er at forurensningsgraden ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at rekrutteringsmulighetene for mjøsharren og mjøsørreten opprettholdes og om mulig forbedres i bekkens nedre del, at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart samt at vassdraget kan brukes til rekreasjon, friluftsbad, fritidsfiske, jordvanning og som resipient. Her bør vi likevel nevne at det ut fra foreliggende forurensningssituasjon neppe er mulig å restaurere/avlaste Stavsjøen så ønsket økologisk status i Stavsjøen og Grøtlitjernet kan nås i nær fremtid (Kjellberg 1998). Det er også viktig at vassdraget blir restaurert så det kan bli et "positivt" innslag i landskapet.

Forurensningsgrad og økologisk status.

Ved befaringsstidspunktet ble Stavsjøen vurdert som markert til sterkt overgjødset (Forurensningsklasse III-VI), dvs. at vi her hadde en ikke akseptabel økologisk status. Nerlienbekken var på strekningen fra utløpet av Stavsjøen ned til innløpet til Grøtlitjernet moderat påvirket av økt tilførsel av næringssalter (Forurensningsklasse II). Grøtlitjernet ble i liket med Stavsjøen vurdert som markert til sterkt overgjødset (Forurensningsklasse III-IV). Nedre del av Nerlienbekken var lite til moderat eller moderat påvirket av næringssalter (Forurensningsklasse I-II eller II). Den økologisk status i selve bekken ble vurdert som mindre god. I bekken like nedstrøms Grøtlitjernet var det likevel stor forekomst av trådformete grønnalger. Det ble ikke registrert direkte forurensede bekkestrekninger med synbar og sjenerende forekomst av heterotrof begroing. Bekken som kommer fra Haugomtjernet var lite forurensningspåvirket og hadde god økologisk status. Haugomtjernet ble også vurdert som lite påvirket av forurensninger. Kulper og mer stilleflytende bekkestrekninger i Nerlienbekken var i stor grad tilslammet av jordpartikler og sand. Dette forringet levevilkårene for bl.a. bunndyr og fisk. Den økologiske status i Stavsjøen og i Grøtlitjernet tilsier at Nerlienbekkens resipientkapasitet/tålegrense er overskredet og at forurensningstilførselen må reduseres om fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål skal nås og på sikt kunne bli opprettholdt.

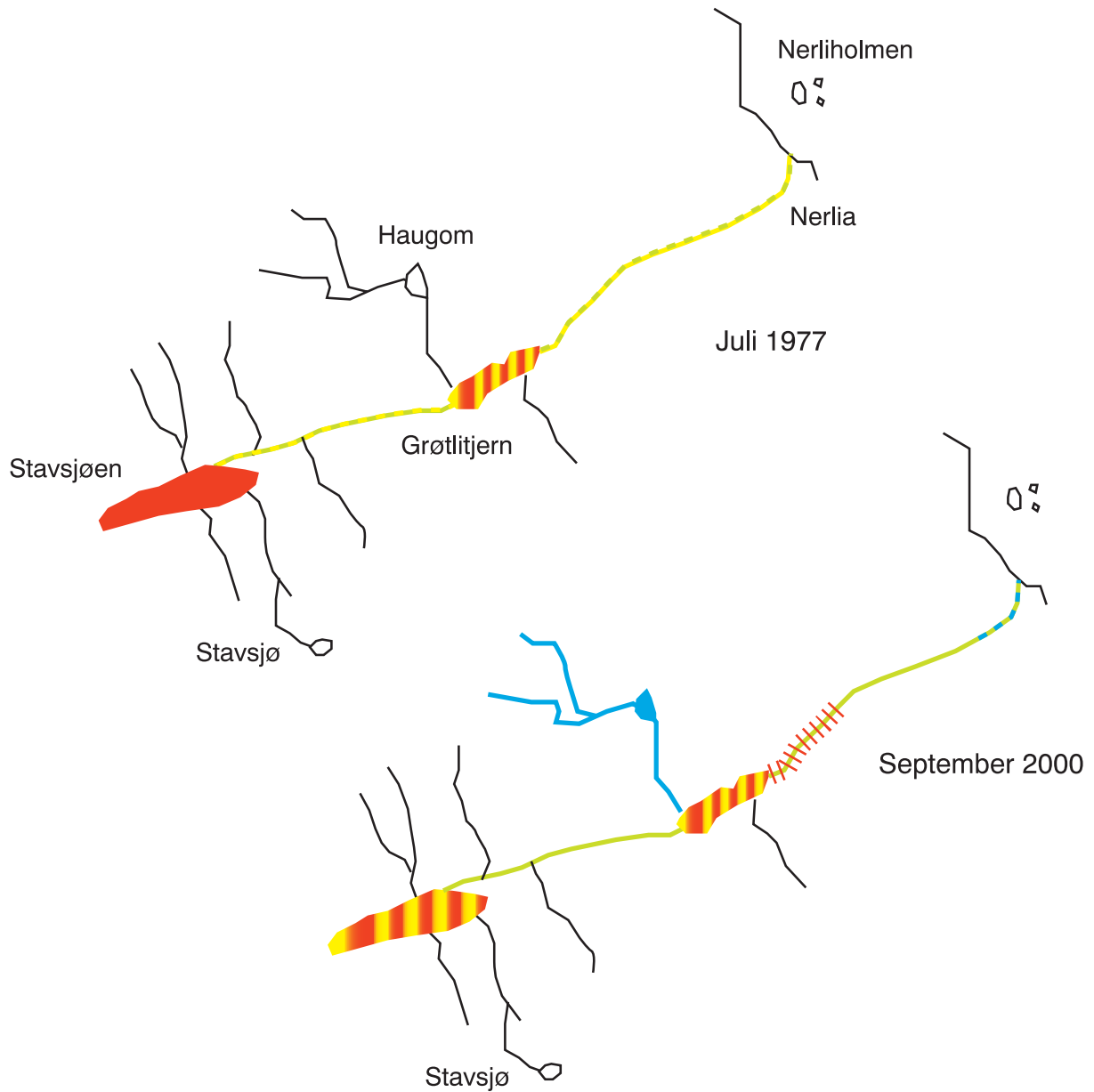
Utvikling i forurensningssituasjonen fra 1997 til 2000.






Jevnfører vi forurensningssituasjonen i 2000 med de forhold som ble registrert i 1997 (Kjellberg 1998) så har det skjedd visse forbedringer i Nerlienbekken. Sannsynligvis er dette et resultat av økt resipientkapasitet p.g.a. større vannføring og fortynningsevne i 2000 jevnført men situasjonen i 1997. Tar vi hensyn til dette så har det sannsynligvis ikke skjedd noen større forandringer i forurensningssituasjonen i Nerlienbekken i de siste år.

Forslag til tiltak.

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet må videreføres og om mulig forbedres. Det er ønskelig med mer omfattende kommunale kontrollrutiner for å redusere utslipp og utsig fra det kommunale ledningsnettet på Stavsjø og separatanlegg i spredt bebyggelse. Kontroll av melkerom, gjødselkjellere og siloanlegg er også påkrevet. Det er også nødvendig at jord- og sandtransporten fra dyrket mark og veier til Nerlienbekk-vassdraget mest mulig begrenses. Videre er det viktig at bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring så at naturgitt biologisk mangfold kan bli bevart. Da det gjelder behov for biotopforbedringstiltak og fjerning av vandringshinder m.v. henviser vi til Narud (1997). Behov for fjerning av ”søppel” som nå ligger i og ved bekken bør også klarlegges.

Skal forurensningssituasjonen i Stavsjøen og Grøtlitjernet bli akseptabel og Nerlienbekk-vassdraget kunne få en økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål er det påkrevet med reduksjon av næringsstofftilførselen til innsjøen og tjernet og da særlig når det gjelder fosfor. Intern fosforgjødsling foreligger sannsynligvis i Stavsjøen og er trolig hovedkilden til nåværende overgjødslingen av innsjøen inklusive Grøtlitjernet. En må derfor sette inn tiltak som kan redusere eller helst stoppe den interne gjødslingen.



Vannkvalitetsklasse	Forurensningsgrad	Økologisk status
	I	Ikke eller lite påvirket
	II	Moderat påvirket
	III	Markert forurenset
	IV	Sterkt forurenset
		
		Rentvannsforhold eller nær rentvannsforhold.
		En viss organisk belastning og økt næringssaltinnhold.
		Påvisbar organisk belastning og næringsfattig miljø.
		Stor organisk belastning og høy konsentrasjon av næringsalter.

Figur 6. Forurensningssituasjonen i Nerlienbekken i juli 1997 og i september 2000, vurdert ut fra biologiske forhold. Lokalteter som ikke blitt befart er markert med svart.

3.1.5 Større tilrennende bekker til Næra

Bakgrunnsdata

Nedbørfeltet til Næra er på 138 km² og består av 71 % skog, 11 % myr og 10 % dyrket mark. Berggrunnen i nedbørfeltet består av sparagmittformasjoner med innslag av sandstein, kalkstein, dolomitt og konglomerat (Skjeseth 1963). Dette medfører at vannet i tilrennende bekker til Næra er relativt ionerikt og har god bufferevne overfor tilførsel av surt vann. Det er fire større bekker (Bøvra, Hølbekken, Kvernbekken og Mysuholta) samt tolv mindre bekker 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. Mysuholta benyttes som resipient for det kommunale renseanlegget i Lismarka. Bøvra som er den nest største av de tilrennende bekker 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. Haugsvebekken avvanner området ved Åsmarka og bekken benyttes som resipient for det kommunale renseanlegget i Åsmarka minitettsted. Haugsvebekken renner ut i Næras hovedbassenget.

Det bor ca. 700 personer i nedbørsområdet 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 minitettsted. I Lismarka og Åsmarka er det kommunale renseanlegg. I Lismarka er det tilknyttet 150 personer og i Åsmarka 190 personer. Renseanlegget i Lismarka bruker som blitt nevnt Mysuholta som resipient og renseanlegget i Åsmarka bruker Haugsvebekken som resipient. I øvrig er de sanitære forhold løst med separatanlegg som septiktanker kombinert med sandfiltergrøfter.

Tilløpssvassdragene til Næra benyttes til rekreasjon, fritidsfiske, jordvanning og som resipient. Øvre del av Bøvra er en god ørretbekk og det er også noe ørret i deler av Mysuholta. Tjernene i området ("Brøttumsmarka") blir fremst brukt til fritidsfiske. I Bothaugstjernet foregår også friluftsbad. I lengre tørrværsperioder kan enkelte bekkestrekninger gå tørr p.g.a. uttak av vann til jordvanning.

Forurensningskilder.

Potensielle forurensningskilder i de tilrennende bekker til Næra er kloakk- og gråvannsutslipp fra det kommunale avløpsanleggene i Lismarka og Åsmarka samt fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Videre lekkasje av oljeprodukter fra bensinstasjonen i Åsmarka, utslipp og uhellsslipp av husdyrgjødsel fra gjødselkjellere samt avrenning (næringssalter, husdyrgjødsel, sprøytemidler, sand og jordpartikler) fra dyrket mark. Utslipp og uhellsslipp av vaskevann fra melkerom samt silopressaft fra siloanlegg kan også forekomme. Forurensningseffekter som økt forekomst av begroingsalger, vannmoser og høyere vegetasjon (overgjødning/eutrofiering), stor og sjenerende forekomst av sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning), tilslamming (habitatforandring) og eventuelle gifteffekter står sentralt i bekkene og er viktige vurderingskriterier. I tjernene er det effekter av overgjødning som er det viktigste vurderingskriterie. Metyl-kvikksølvinnholdet i eldre fiskespisende fisk (ørret, gjedde og abbor) kan være så høyt at det foreligger kostholdsregler og salgsforbud. Årsaken til dette er at vassdradene er humusrike.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for bekker som renner til Næra er at lite forurensningspåvirkede s.k. skogsbekker ikke skal overskride forurensningsklasse I-II (blågrønn kartmarkering). Dette tilsvarer god økologisk status. Bekker eller deler av bekker som berøres av jordbruksområder og/eller blir benyttet som resipienter for kommunale renseanlegg skal ikke overskride forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Dvs at de ikke skal ha en økologisk status som understiger mindre god økologisk status. Videre er det et mål at naturgitt biologisk mangfold mest mulig skal bli bevart og at

vassdragene kan brukes til rekreasjon, fritidsfiske, jordvanning og som resipienter. Det er også viktig at Næravassdraget i sin helhet blir bevart som et ”positivt” innslag i landskapet.

Forurensningsgrad og økologisk status.

Ved befaringsstidspunktet ble det ikke registrert markert eller sterkt forurensede bekkestrekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing og luktulemper. Det ble heller ikke funnet markert eller sterkt overgjødelse bekkestrekninger med masseforekomst av alger. Viss påvirkning av lettnedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II-III) forelå likevel i Glebekken og i Skrukkebekken. I øvrig var Mysuholta, øvre deler av Kvernbecken, Haugsvebben, Hølbekken, deler av Bøvra, og Kullbotbekken noe påvirket av økt tilførsel av næringssalter. Stort sett var således tilløpsbeckenene til Næra lite forurensningsbelastede og vi vurderte den økologiske status som god eller akseptabel. Kulper og mer stilleflytende strekninger i de bekker som renner gjennom jordbruksområder var i betydelig grad tilslammet av jordpartikler og sand. Dette foringet levevilkorene for bl.a. bunndyr og fisk. Forurensningstilførselen til Glebekken og Skrukkebekken må reduseres om fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål skal nås og kunne oppretholdes i Næra-vassdraget.

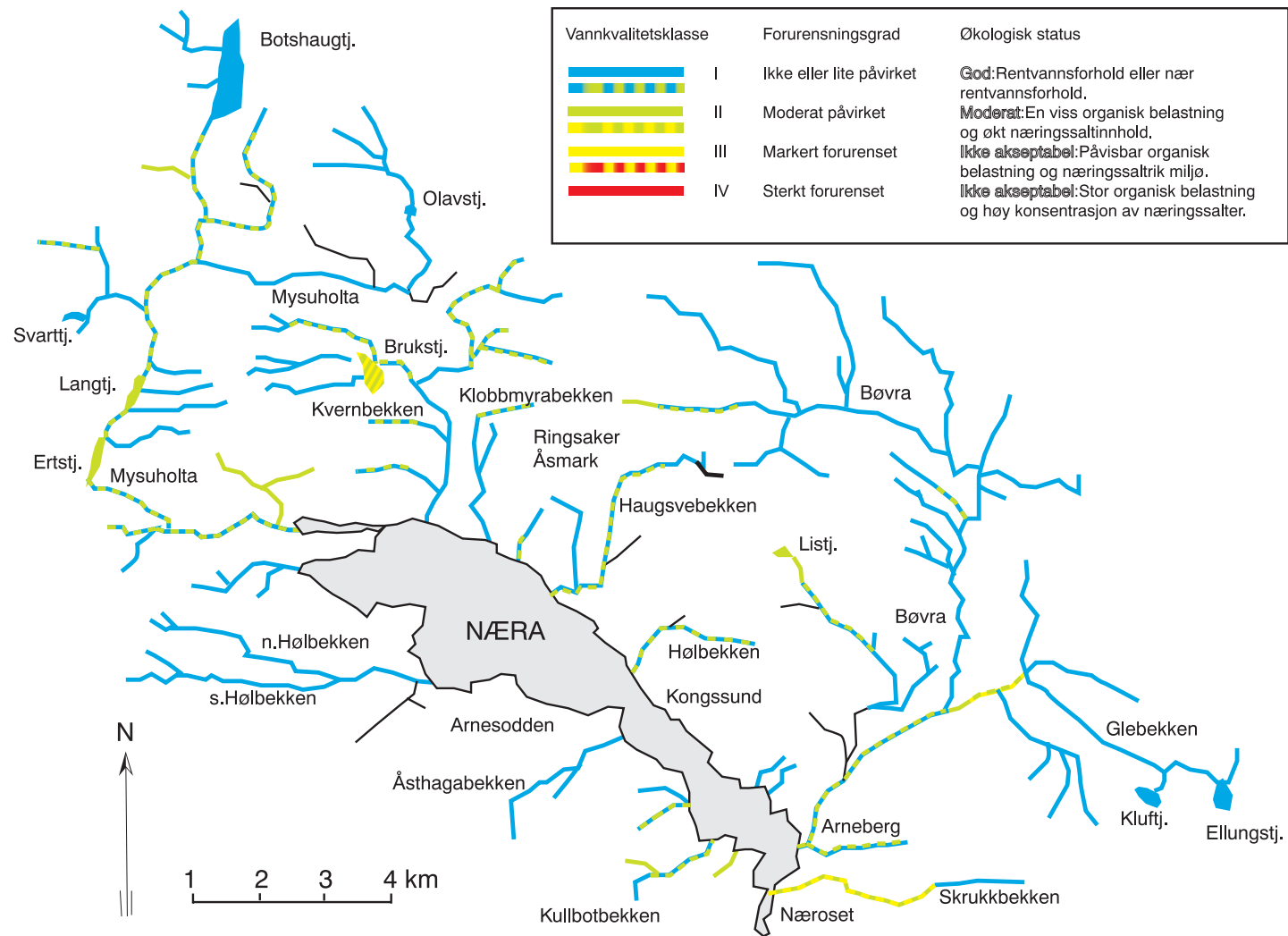
Utvikling i forurensningssituasjonen fra 1975 til 2000.

Jevnfører vi forurensningssituasjonen i 2000 med de forhold som ble registrert i 1975 (Holtan 1977) så har det skjedd klare miljøkvalitetsforbedringer i Næra-vassdraget etter aksjon Mjøsa. Størst forbedring har det blitt i Mysuholta og Haugsvebben som tidligere var de bekker som var mest forurenset. Tidligere var det utslipp av kloakk og silopressaft som skapte de største problem i Næra-vassdraget. I dag synes det å være diffus tilførsel fra spredt bosetting, utsig fra gjødselkjellere og øverløpsdrift ved det kommunale renseanlegget i Åsmarka som skaper størst problemer. Til tider kan stort uttak av vann til jordvanning redusere resipientkapasitetn og gi økte forurensningseffekter. Enkelte bekkestrekninger kan også bli tørrlagte.

Forslag til tiltak.

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet må videreføres og om mulig forbedres. Det er bl.a. behov for et nytt og bedre renseanlegg i Åsmarka. Videre er det ønskelig med mer omfattende kommunale kontrollrutiner for å redusere utslipp og utsig fra det kommunale ledningsnett, separatanlegg i spredt bebyggelse, melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m. Det er også ønskelig at jord- og sandtransporten fra dyrket mark til bekkene begrenses. Videre er det viktig at bekkene sikres en tilstrekkelig minstevassføring så at naturgitt biologisk mangfold mest mulig kan bli bevart. En bør klarlegge om det er behov for biotoforbedringstiltak og fjerning av vandringshinder, søppel m.v.

Skal forurensningssituasjonen i Næra-vassdraget bli akseptabel og tillrenende bekker til Næra kunne få en økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål er det påkrevet med ytterligere reduksjon av forurensningstilførselen til Haugsvebben, Glebekken og Skrukkebekken.



Figur 7. Forurensningssituasjonen i de større tilløpsbekkene til Næra i september 2000 vurdert ut fra biologiske forhold. Lokalteter som ikke blitt befart er markert med svart.

3.2 Forekomst av termotolerante koliforme bakterier i tilløpsbekkene til Næra.

Primærdata for de bakteriologiske prøver er sammenstilt i tabell B-1 i vedlegg B bak i rapporten.

Ved prøvetakingstidspunktet var samtlige bekker unntatt n. Hølbekken påvirket av fersk fekal forurensning. Bøvra, Hølbekken, Kvernbekken, Mysuholta og Åsthagabekken var moderat påvirket, mens Skrukkbekken, Haugsvebekken, Klobbmyrabekken og Mysuholta ved Lismarka var markert påvirket. Størst forekomst av termotabile koliforme bakterier dvs. fersk fekal forurensning registrerte vi i Haugsvebekken som blir brukt som resipient for det kommunale renseanlegget i Åsmarka. Ifølge SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) så var det godt egnet vann i alle bekkene til friluftsbad og rekreasjon, men vannet var ikke egnet som drikkevann uten rensing. Unntak var nordre Hølbekken der vi ikke fant termotabile koliforme bakterier. Vannet i Haugsvebekken og i Klobbmyrabekken var ikke egnet til jordvanning. Vannet i Mysuholta ved Lismarka bedømmes som mindre egnet til jordvanning, mens vannet i de øvrige bekkene var egnet til dette foremål.

3.3 Vannkvalitet og biologiske forhold i tjern i nedbørfeltet til Næra

Primærdata fra Erstjernet, Langtjernet, Svarttjernet, Brukstjernet og Bothaugstjernet er sammenstilt i tabeller i vedlegg A (vannkjemi), C (planteplankton) og D (dyreplankton) bak i rapporten.

3.3.1 Erstjernet (372 m.o.h.)

Bakgrunnsdata.

Erstjernet er en grunn humusrik skogstjern. Nedbørfeltet består av skog og myrområder samt jordbruksområder med spredt bebyggelse inklusive Lismarka minitettsted. I Lismarka er det kommunalt renseanlegg som bruker tilløpsbekken Mysuholta som resipient. Det ligger likevel ingen bebyggelse eller jorder like ved tjernet. Bergrunnen i nedbørfeltet består av sandstein og mørk sandstein samt lettforvittret skifer, mens løsmassene består av skiferrike morener med noe sanstein. Det er gjedde, abbor og ørekyte i tjernet. Erstjernet ble rotenonbehandlet i midten av 1960-tallet og det ble satt ut ørret. Tjernet blir idag bruk til fritidsfiske og i viss utstrekning også til friluftsbad. Det er likevel vanskelig å fiske og bade da strandkanten er lite tilgjengelig.

Forurensningskilder.

Erstjernet blir via tilløpsbekken Mysuholta tilført forurensninger fra det kommunale avløpsanlegget, spredt bebyggelse og jordbruksaktivitet i Lismarka. Det kommer også inn to mindre bekker til tjernet som berøres av jordbruksområder med spredt bosetting (bl.a. fra Solbergenga). For mer informasjon se kapittel 3.1.5. Sannsynligvis er det høy konsentrasjon av metyl-kvikksølv i stor abbor og gjedde p.g.a. at tjernet tilføres mye humusstoffer.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Erstjernet er at tjernet skal ha akseptabel vannkvalitet for rekreasjonsformål og da spesielt for fritidsfiske og friluftsbad. Videre skal tjernet være et viktig innslag "naturperle" i landskapet og bevares som en viktig fuglelokalitet. En viss næringssalttilførsel og herved økt produksjonspotentiale utover den naturgitte kan derfor aksepteres. Dvs. at en kan akseptere at tjernet er noe næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand, dvs blågrønn kartmarkering (Forurensningsklasse I – II).

Resultater fra undersøkelsene i 2000.

Siktedyp.

I Erstjernet ble det registrert siktedyp i området 2,5 – 3,5 meter og vannet var brunfarget. Lavest siktedyp ble registrert i juli. Tjernet er markert humuspåvirket og det brunfargete vannet bidrar til at siktdypet reduseres. De algemengder som ble registrert reduserte også siktedypet noe og da særlig i august da det var stor forekomst av svelgeflagellater. I hovedsak var det likevel brunfargen (dvs. humusinnholdet) som bestemte siktedypet i tjernet i sommeren 2000. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan siktedypet klassifiseres som "mindre god".

Vannkjemi.

Primærdata for vannkjemien i Erstjernet er sammenstillt i vedlegg A (tabell A-1) bak i rapporten.

Erstjernet var markert humuspåvirket og hadde neutralt brunfarget vann med relativt høgt saltinnhold. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som god med en alkalitet i området 0,3 – 0,5 mekv/l. Måleresultatene var i nært samsvar med forventet naturtilstand. Fosfor- og nitrogenkonsentrasjonen var høy og klart høyere en forventet naturtilstand. Dette gjalt særlig for nitrogenet. Konsentrasjonen av fosfor varierte i området 13 - 18 µg tot-P/l og konsentrasjonen av nitrogen lå i området 600 - 1000 µg tot-N/l. Registrerte konsentrasjonsnivåer viste at Erstjernet var næringssaltbelastet og tjernet bedømmes som moderat overgjødset. De høye nitrogenkonsentrasjonene er sannsynligvis i hovedsak forårsaket av arealavrenning fra dyrket mark.

Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan vannkvalitetsparametrene klassifiseres som følger:

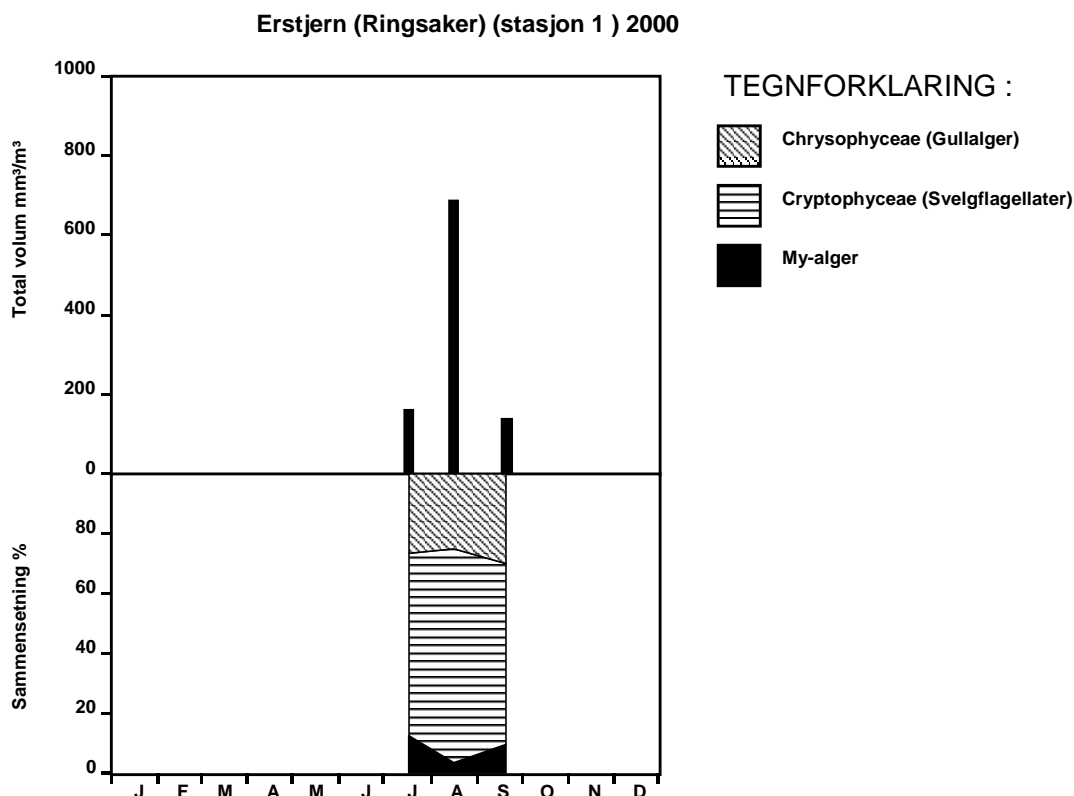
- pH og alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "meget god".
- Farge tilsvarte tilstandsklasse "dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "mindre god".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "dårlig".

Planteplankton.

Primærdata for planteplankton er gitt i vedlegg C (tabell C-1), og resultatene vist i figur 8.

I Erstjernet var planteplanktonet dominert av gullalger og svelgeflagellater. My-alger var også vanlig forekommende. I august var det stor forekomst av svelgeflagellaten *Rhodomonas lacustris*. Planteplanktonets mengde og sammensetting viste at det var økt tilgang på næringssalter (særlig fosfor) i de fri vannmasser i Erstjernet og at det var større algemengde og større forekomst av mer næringssaltkrevende arter en forventet naturtilstand. Gjennomsnittsbiomassen er beregnet til ca. 0,34 gram /m³, og maks. totalbiomasse var 0.70 gram/m³. Dette tilsvarte oligomesotrof tilstand og Erstjernet kan betegnes som middels næringsrik. Den økologiske status i Erstjernet i 2000 ble vurdert som mindre god.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyll-målingene. Det ble registrert lave til moderat høye tot. klorofyll a-konsentrasjoner med verdier i området 1,9 – 5,0 µg/l. Gjennomsnittskonsentrasjonen er beregnet til 3,1 µg/l. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan konsentrasjonen av klorofyll betegnes som "god". Vannet i Erstjernet bedømmes i følge SFT's klassifisering av egnet til fritidsfiske, friluftsbad og rekreasjon.



Figur 8. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Erstjernet i sommeren 2000.

Dyreplankton.

Primærdataba for dyreplanktonet i Erstjernet er gitt i vedlegg D (tabell D-1).

I Erstjernets fri vannmasser var det i sommeren 2000 et rikt og variert dyreplankton med en artssammensetning som vi vurderer å være i samsvar med forventet naturtilstand. Blant hjuldyren var det størst forekomst av artene *Kellicottia longispina*, *Polyarthra vulgaris* og *Conochilus spp.* Krepsdyrplanktonet var dominert av hoppekrepsene *Diaptomus gracilis* og *Thermocyclops oithonoides* samt vannloppene *Daphnia cristata*, *Holopedium gibberum* og *Bosmina longispina*. Vanlig forekommende var også hoppekrepsene *Heterocope appendiculata*, *Acanthodaptomus denticornis* og *Cyclops spp.* samt vannlopper som *Daphnia galeata*, *Daphnia longispina*, *Bosmina longirostris*, *Polyphemus pediculus*, *Leptodora kindtii*, *Bytotrephes longimanus* og *Diaphanozoma brachurum*. Vannloppen *Chydorus sp.* ble bare påvist som enkelte individer.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (ørekyte og yngre abbor) ble vurdert som markert tilsvarende fiskpredasjonsklasse III i følge Løviks klassifiseringssystem. *Daphnia cristata* var dominerende "dafnia"-art og de eggebærende hunnene hadde en middellengde på ca. 1,1 mm. Blant "bosmidene" hadde *Bosmina longispina* størst forekomst og her hadde de eggebærende hunnene en middellengde på ca. 0.65 mm.

Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1975 til 2000.

Jevnfør vi forurensningssituasjonen og den økologiske status som ble registrert i Erstjernet i 2000 med den økologiske status som ble påvist i 1975 (Holtan 1977) så har det skjedd en viss forbedring av vannkvaliteten i tjernet etter aksjon Mjøsa.

Forslag til tiltak.

Det er ønskelig at en ytterligere reduserer tilførselen av kloakk og gråvann fra det kommunale avløpsanlegget i Lismarka samt fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Videre er det viktig med kontroll av melkerom, gjødselkjellere og siloanlegg så uhellsutslip og eventuelt utsig fra disse kan reduseres/stoppes. Se også kapittel 3.1.5.

3.3.2 Langtjernet (377 m.o.h.)*Bakgrunnsdata.*

Langtjernet er en middels dyp og humusrik skogstjern. Nedbørfeltet består av skog og myrområder samt jordbruksområder med spredt bebyggelse inklusive Lismarka minitettsted. Det ligger ingen bebyggelse eller jorder like ved tjernet. Bergrunnen i nedbørfeltet består av sandstein og mørk sandstein, mens løsmassene består av skifferrike morener med noe sandstein. I tjernet finnes gjedde, abbor og ørekyte. Langtjernet ble rotenonbehandlet i midten på 1960-tallet, og det ble satt ut ørrt. Tjernet blir for tiden noe bruk til fritidsfiske. Det er likevel vanskelig å fiske fra strandkanten som er lite tilgjengelig. Mulighetene for friluftsbad er også sterkt begrenset.

Forurensningskilder.

Langtjernet blir via bekken Mysuholta tilført forurensninger fra det kommunale avløpsanlegget, spredt bebyggelse og jordbruksaktivitet i Lismarka. For mer informasjon se kapittel 3.1.5. Sannsynligvis er det p.g.a. at tjernet tilføres humusrikt vann høy konsentrasjon av metyl-kvikksølv i større gjedde og abbor.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Langtjernet er at tjernet skal ha akseptabel vannkvalitet for rekreasjonsformål og da spesielt for fritidsfiske. Videre skal tjernet være et viktig innslag "naturperle" i landskapet. Det er også ønskelig å bevare tjernet som en god fuglebiotop. En viss næringsstofftilførsel og herved økt produksjonspotentiale utover den naturgitte kan derfor aksepteres. Dvs. at en kan akseptere at tjernet er noe næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand, dvs blågrønn kartmarkering (Forurensningsklasse I – II).

*Resultater fra undersøkelsene i 2000.**Siktedyp.*

I Langtjernet ble det registret siktedyp i området 2,5 – 3,5 meter og vannet var tydelig brunfarget. Lavest siktedyp ble registrert i juli og august. Tjernet var markert humuspåvirket og det brunfargete vannet bidrar til at siktedypet blir lavt. De algemengder som ble registrert reduserte også siktedypet noe og da særlig i august da det var stor forekomst av svelgeflagellater. I hovedsak var det likevel humusinnholdet som bestemte siktedypet i tjernet i sommeren 2000. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan siktedypet klassifiseres som "mindre god".

Vannkjemi.

Primærdata for vannkjemi i Langtjernet er sammenstillt i vedlegg A (tabell A-1) bak i rapporten.

Langtjernet var markert humuspåvirket og hadde neutralt brunfarget vann med relativt høgt saltinnhold. Fargetallet varierte i området 56 – 60 mg Pt/l og ledningsevnen lå i området 6 – 8 mS/m. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som god med en alkalitet i området 0,3 – 0,5 mekv/l. Disse målinger var i nært samsvar med forventet naturtilstand. Fosfor- og nitrogenkonsentrasjonen var høy og klart høyere en forventet naturtilstand. Dette gjalt særlig for nitrogenet. Konsentrasjonen av fosfor varierte i området 13 - 22 µg tot-P/l og konsentrasjonen av nitrogen lå i området 680 - 840 µg tot-N/l. Registrerte konsentrasjonsnivåer viste at Langtjernet var næringsstoffbelastet og tjernet ble vurdert som moderat overgjødset. De høge nitrogenskonsentrasjonene er sannsynligvis i første rekke årsaket av arealavrenning fra dyrket mark.

Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan vannkvalitetsparametrene klassifiseres som følger:

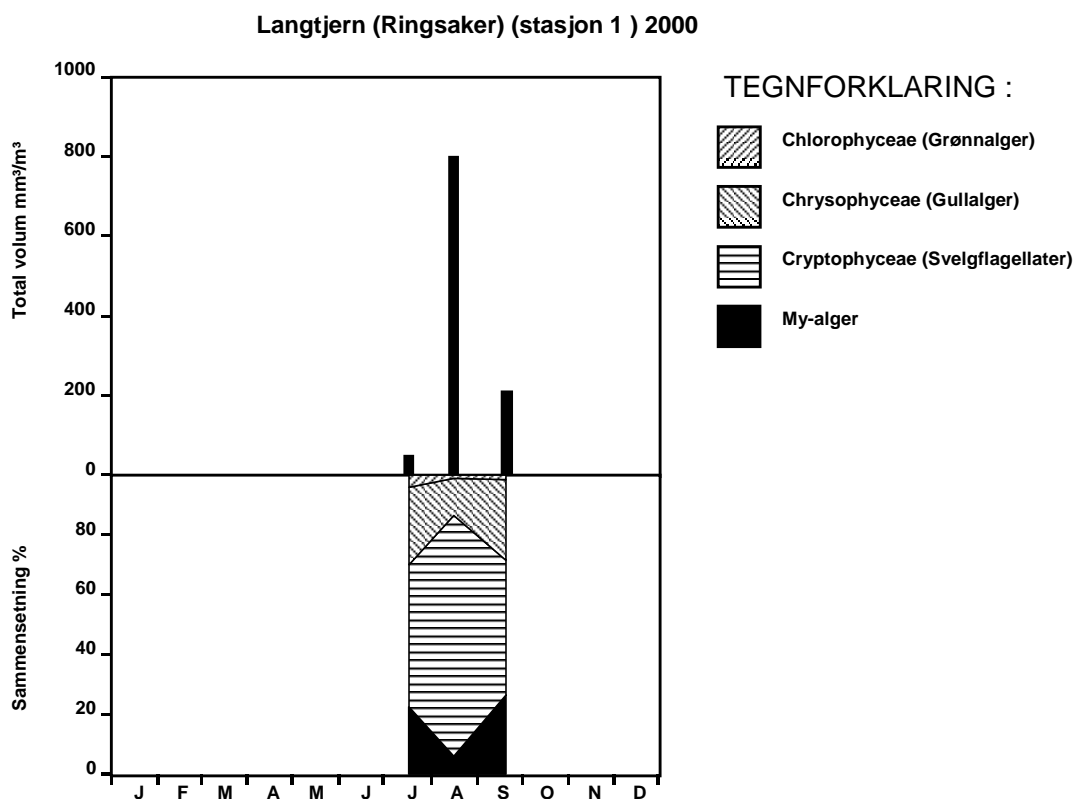
- pH og alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "meget god".
- Farge tilsvarte tilstandsklasse "dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "mindre god" til "dårlig".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "dårlig".

Planteplankton.

Primærdata for planteplankton er gitt i vedlegg C (tabell C-2), og resultatene vist i figur 9.

Planteplanktonet i Langtjernet var dominert av gullalger og svelgflagellater. Grønnalger og My-alger var også vanlig forekommende. I august var det stor forekomst av svelgeflagellater og særlig av artene *Rhodomonas lacustris* og *Cryptomonas cf. erosa* samt av gullalgen *Mallomonas akrokomos*. Planteplanktonet mengde og sammensetting viste at det til tider var økt tilgang på næringssalter (særlig fosfor) i de fri vannmasser i Langtjernet og at det var større planteplanktonmengde og større forekomst av mer næringssaltkrevende arter en forventet naturtilstand. Gjennomsnittsbiomassen er beregnet til 0,36 gram /m³, og maks. totalbiomasse var på 0.80 gram/m³. Dette tilsvarte oligomesotrof tilstand og Langtjernet kan betegnes som middels næringsrik.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyll-målingene. Det ble registret lave til moderat høye tot. klorofyll *a*-konsentrasjoner med verdier i området 0,9 – 5,3 µg/l. Gjennomsnittskonsentrasjonen har vi beregnet til 2,8 µg/l. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan konsentrasjonen av klorofyll betegnes som "god". Vannet i Langtjernet bedømmes i følge SFT's klassifisering av egnethet som egnet til fritidsfiske, friluftsbad og rekreasjon.



Figur 9. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Langtjernet i sommeren 2000.

Dyreplankton.

Primærdata for dyreplankton i Langtjernet er gitt i vedlegg D (tabell D-2).

I Langtjernets frie vannmasser var det stor forekomst av dyreplankton med en artssammensetting som vi bedømmer var i samsvar med forventet naturtilstand. Blant hjuldyren var det spesielt stor forekomst av arter tilhørende slektet *Conochilus*. Arten *Kellicottia longispina* var til tider også vanlig forekommende. Krepserplanktonet var dominert av hoppekrepsene *Diaptomus gracilis* og *Thermocyclops oithonoides* samt vannloppene *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina*. Vanlig forekommende var også hoppekrepsene *Acanthodiaptomus denticornis* og *Cyclops scutifer* samt vannlopper som *Daphnia galeata*, *Daphnia longispina* og *Leptodora kindtii*. Vannloppene *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia sp.* og *Holopedium gibberum* ble bare påvist som enkelte individer.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (ørekyte og yngre abbor) ble vurdert som markert tilsvarende fiskpredasjonsklasse III i følge Løviks klassifiseringssystem. Eggbærende hunner hos *Daphnia cristata*, som var dominerende "dafnia"-art, hadde en middellengde på 1,2 mm og middellengden av eggbærende hunner hos *Bosmina longispina*, som var dominerende "bosmide", var 0,6 mm.

Den økologiske status i Langtjernet i 2000 ble vurdert som mindre god på grensa til ikke akseptabel. En økt næringsstofftilførsel vil derfor raskt kunne føre til en ikke akseptabel økologisk status.

Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1975 til 2000.

Jevnfør vi forurensningssituasjonen og den økologiske status som ble registrert i Langtjernet i 2000 med den økologiske status som ble påvist i 1975 (Holtan 1977) så har det skjedd en klar forbedring av vannkvaliteten i tjernet. Langtjernet var i 2000 mindre overgjødset jevnført med situasjonen før Mjøsaksjonen.

Forslag til tiltak.

Det er ønskelig at en ytterligere reduserer tilførselen av kloakk og gråvann fra det kommunale avløpsanlegget i Lismarka samt fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Videre er det viktig med kontroll av melkerom, gjødselkjellere og siloanlegg så uhellsutslip og eventuelle utsig fra disse kan reduseres mest mulig. Se også kapittel 3.1.5.

3.3.3 Svarttjernet (421 m.o.h.)

Bakgrunnsdata.

Svarttjernet er en liten grunn humusrik skogstjern som er lite påvirket av lokalbettinget forurensning. Nedbørfeltet består av skog og myrområder. Berggrunnen består av sandstein og letforvittret skifer og løsmassene består av skiferrike morener med noe sandstein. Det ligger ingen bebyggelse eller jorder i nedbørfeltet. I tjernet finnes abbor og ørekyte. Svarttjernet blir noe bruk til fritidsfiske.

Forurensningskilder.

Svarttjernet blir ikke direkte påvirket av lokale forurensningskilder og det er heller ikke registrert forurensningskilder i tjernet. Sannsynligvis er det p.g.a. stor humustilførsel høy konsentrasjon av metylkvikksølv i stor og fiskspisende abbor om slike forekommer.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Svarttjernet er at tjernet skal ha en økologisk status i nært samsvar med de naturgitte forhold. Videre som et viktig innslag "naturperle" i landskapet. Dvs. at Svarttjernet mest mulig skal bevares i sin nåværende tilstand.

Resultater fra undersøkelsene i 2000.

Siktedyp.

Ved prøvetakingstidspunktet i august ble det registrert et siktedyp på 3,5 meter og vannet var markert brunfarget. Vi kan regne med at det er humusinnholdet som bestemte siktedypet i tjernet. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan siktedypet klassifiseres som "mindre god".

Vannkjemi.

Primærdata for vannkjemien i Svarttjernet er sammenstillt i vedlegg A (tabell A-1) bak i rapporten.

Ved prøvetakingstillfellet i august hadde Svarttjernet neutralt brunfarget vann med moderat saltinnhold. Fargetallet ble målt til 46 mg Pt/l og ledningsevnen til 3,0 mS/m. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som god med en alkalitet på 0,24 mekv/l. Vannkvaliteten var i samsvar med forventet naturtilstand. Konsentrasjonen av fosfor var 10 µg tot-P/l og konsentrasjonen av nitrogen var 387 µg tot-N/l. Sannsynligvis er Svarttjernet noe påvirket av økt tilførsel av nitrogen, som resultat av økt nitrogenkonsentrasjon i nedbøren.

Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan vannkvalitetsparametrene klassifiseres som følger:

- pH og alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "meget god".
- Farge tilsvarte tilstandsklasse "dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "god".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "god".

Planteplankton.

Primærdata for planteplankton i Svarttjernet er gitt i vedlegg C (tabell C-3).

I august var planteplanktonet i Svarttjernet dominert av småvokste grønnalger. Vanlig forekommende var også gullalger, svelgflagellater og My-alger. Også disse var representert av småvokste arter (s.k. "monader"). Planteplanktonbiomassen ble registrert til 0,22 gram/m³. Dette tilsvarer næringsfattig (oligotrof tilstand). Den økologiske status i Svarttjernet i 2000 ble vurdert som god og stort sett (untatt nitrogenkonsentrasjonen) i samsvar med de naturgitte forhold.

Dyreplankton.

Primærdata for dyreplankton i Svarttjernet er gitt i vedlegg D (tabell D-3).

I august hadde Svarttjernet et relativt rikt og variert dyreplankton med en artssammensetting som vi bedømmer var i samsvar med de naturgitte forhold. Blant hjuldyren var det størst forekomst av artene *Kellicottia longispina*, *Polyarthra vulgaris* og *Conochilus spp.* Det ble også funnet en hel del *Synchaeta sp.* Krepserplanktonet var dominert av hoppekrepsene *Acanthodiaptomus denticornis* og *Cyclops scutifer* samt vannloppene *Daphnia longispina* og *Holopedium gibberum*. Vanlig forekommende var også vannlopper som *Ceriodaphnia sp.* og *Bosmina longispina*. Vannloppen *Daphnia cristata* ble også påvist, men bare som enkelte individer.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (ørekyte og yngre abbor) ble vurdert som markert tilsvarende fiskpredasjonsklasse III i følge Løviks klassifiseringssystem. *Daphnia longispina* var dominerende "dafnia"-art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 1,2 mm. Blant "bosmidene" var *Bosmina longispina* dominerende art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på ca. 0.6 mm.

Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1975 til 2000.

Jevnfør vi den økologiske status som ble registrert i Svarttjernet i 2000 med den økologiske status som ble påvist i 1975 (Holtan 1977) så synes det ikke å ha skjedd noen direkte forandringer i tjernet.

Forslag til tiltak.

Det er i dag ikke behov for noen forurensningsbegrensende tiltak i nedbørfeltet til Svarttjernet. Dagens vannkvalitet bør bevares. En bør likevel kontrollere kvikksølvinnholdet i stor abbor om sådan finnes.

3.3.4 Brukstjernet (431 m.o.h.)*Bakgrunnsdata.*

Brukstjernet er en grunn humusrik skogstjern som er omgitt av store myrområder. Nedbørsområdet består i hovedsak av skog og myrområder. Berggrunnen utgjøres av sandstein og letforvittred skifer og løsmassene av skiferrike morener med noe sandstein. Det ligger ingen bebyggelse eller jorder like ved tjernet, men en av tilløpsbekkene avvanner et mindre jordbruksområde med fast bosetting (Grasbakken). Det er ørret, gjedde, abbor og ørekyte i tjernet og Brukstjernet blir noe bruk til fritidsfiske. Myrområdene langs tjernet gjør det likevel vanskelig å nå frem til strandkanten. Tjernet og myrområdene rundt er en god fulebiotop og det hekker bl.a. traner i dette område.

Forurensningskilder.

Brukstjernet blir via bekken som kommer fra Grasbakken tilført forurensninger fra spredt bebyggelse og jordbruksaktivitet. Potensielle forurensninger er utsig av kloakk- og gråvann fra separate avløpsanlegg. Videre utsig og uhellsutslipp av husdyrgjødsel fra gjødselkjellere, vaskevann fra melkerom samt silopressaft fra siloanlegg. Avrenning (næringssalter, husdyrgjødsel, sprøytemidler, jordpartikler og sand) fra dyrket mark vil også kunne påvirke Brukstjernet. Forurensningseffekter som økt forekomst av planteplankton og høyere vegetasjon (overgjødning), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming (habitatforandring i bunnområder) står derfor sentralt og er viktige vurderingskriterier. Dette gjelder særlig planteplanktonforekomsten og forekomsten av høyere vannvegetasjon. Sannsynligvis er det p.g.a. stor humustilførsel høye konsentrasjoner av metyl-kvikksølv i gjedder samt i stor abbor og ørret.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatte miljøkvalitetsmål for Brukstjernet er at tjernet skal ha akseptabel økologisk status for rekreasjonsformål og da spesielt for fritidsfiske. Videre at tjernet bevares som en god fuglelokalitet og som et viktig innslag "naturperle" i landskapet. En viss næringssalttilførsel og herved økt produksjonspotentiale utover den naturgitte kan derfor aksepteres. Dvs. at en kan akseptere at tjernet er noe næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand, dvs blågrønn kartmarkering (Forurensningsklasse I – II).

*Resultater fra undersøkelsene i 2000.**Siktedyp.*

Ved prøvetakingstidspunktet i august ble det registrert et siktedyp på 2,5 meter og vannet var markert brunfarget. Det er derfor humusinnholdet som bestemmer siktedypet i tjernet. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan siktedypet klassifiseres som "mindre god".

Vannkjemi.

Primærdata for vannkjemien i Brukstjernet er sammenstillt i vedlegg A (tabell A-1) bak i rapporten.

Ved prøvetakingstillfellet i august hadde Brukstjernet nøytralt markert brunfarget vann med moderat saltinnhold. Fargetallet ble målt til 80 mg Pt/l og ledningsevnen til 4,4 mS/m. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som god med alkalitet på 0,25 mekv/l. Den generelle vannkvaliteten bedømmes som i nært samsvar med forventet naturtilstand, mens konsentrasjonen av fosfor og nitrogen var noe høyere en forventet naturtilstand. I august ble det registrert en fosforkonsentrasjon på 13,4 µg tot-P/l og en konsentrasjonen av nitrogen på 419 µg tot-N/l.

Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan vannkvalitetsparametrene klassifiseres som følger:

- pH og alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "meget god".
- Farge tilsvarte tilstandsklasse "dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "mindre god".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "mindre god".

Planteplankton.

Primærdata for planteplanktonet i Brukstjernet er gitt i vedlegg C (tabell C-4).

I august var planteplanktonet i Brukstjernet dominert av fureflagellater med stor forekomst av arter som *Gymnodinium cf. uberrimum*, *Peridinium goslaviense* og *Peridinium umbonatum*. Vanlig forekommende var også gullalger og svelgflagellater. Planteplanktonbiomassen ble registrert til 2,78 gram/m³. Dette tilsvarer middels næringrike forhold (mesotrof tilstand) og tjernet var klart næringssaltforurenset (overgjødslet) med en større planteplanktonforekomst en forventet naturtilstand.

Dyreplankton.

Primærdata for dyreplankton i Brukstjernet er gitt i vedlegg D (tabell D-4).

I august hadde Brukstjernet et dyreplankton som var dominert av hjuldur med stor forekomst av arter som *Syncheta spp.*, *Keratella cochlearis*, *Polyartra vulgaris* og *Asplanchna priodonta*. Vanlig forekommende var også arten *Kellicottia longispina*. Det var sparsomt med krepsedyr. Følgende krepsdyrarter ble registrert: hoppekrepsene *Acanthodiptomus denticornis* og *Cyclops scutifer* samt vannloppene *Holopedium gibberum*, *Bosmina longispina*, *Bosmina longerostris*, *Daphnia cristata* og *Ceriodaphnia sp.* Sammensettingen av dyreplanktonet og størrelsen på krepsdyrplanktonet skulle tyde på at det var stor beitepress fra fisk på krepsdyrplanktonet i Brukstjernet i sommeren 2000. Beitetrykket fra planktonspisende fisk (ørekyte og yngre abbor) ble vurdert som meget sterkt tilsvarende fiskpredasjonsklasse V i følge Løviks klassifiseringssystem. Sannsynlig årsak til dette er stor fiskeforekomst og at fisken lett kommer i kontakt med krepsdyrplanktonet i det grunne tjernet. Middellengden hos eggbærende hunner av *Daphnia cristata* var 0,85 mm og middellengden hos eggbærende hunner av *Bosmina longispina* var 0,3 mm.

Den økologiske status i Brukstjernet i 2000 ble vurdert som mindre god på grensa til ikke akseptabel. En ytterligere næringssalttilførsel vil raskt kunne gi tjernet en ikke akseptabel økologisk status.

Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1975 til 2000.

Jevnfør vi den økologiske status som ble registrert i Brukstjernet i 2000 med den økologiske status som ble påvist i 1975 (Holtan 1977) så har Brukstjernet høyst sannsynligvis blitt mer overgjødslet jevnført med situasjonen i 1975. Ytterligere overgjødning av Brukstjernet er ikke ønskelig.

Forslag til tiltak.

Det er påkrevet at en mest mulig begrenser forurensningsutsig og uhellsutslipp fra Grasbakken. Det er derfor ønskelig med økt kommunal kontrollvirksomhet og forbedringer av de forurensningsbegrensende tiltak som ble foretatt i forbindelse med Mjøsaksjonen. Kvikksølvinholdet i gjedde samt i stor abbor og ørret bør registreres.

3.3.5 Bothaugstjernet (592 m.o.h.)

Bakgrunnsdata.

Botshaugtjernet er et middels dypt noe humuspåvirket større skogstjern. Nedbørfeltet består av skog og myrområder. Bergrunnen består av sandstein og lettforvitret skifer og løsmassene av skiferrike morener med noe sandstein. I Bothaugstjernet nordre del er det noe spredt bebyggelse og enkelte fritidshytter. Tjernet blir benyttet til fritidsaktiviteter som friluftsbad og fritidsfiske. Bothaugstjernet

blir også brukt som vannmagasin for jordvanning. Det er etablert en dam i utløpet som medført at ørreten i Mysuholta nå ikke kan vandre opp i tjernet. Det finnes ørret, abbor, ørekyte, røye og kreps i Bothaugstjernet. Krepsen og røyen er utsatt. Tidligere ble det også satt ut ørret. For tiden er det liten forekomst av røye, ørret og kreps i vannet, mens abbor og ørekyte har økt i antall.

Forurensningskilder.

Potensielle forurensningskilder for Botshaugtjernet er utsig av kloakk og gråvann fra separatanlegg i den spredte bebyggelsen. Det kan også komme utsig av gråvann og kloakk fra hyttene. Disse kilder fører til økt næringssalttilførsel og fekal forurensning. Forurensningseffekter som økt forekomst av planteplankton og høyere vannvegetasjon (overgjødning) og økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) står derfor sentralt og er her de viktigste vurderingskriteriene. Sannsynligvis er det høy konsentrasjon av metyl-kvikksølv i stor fiskespisende abbor om disse forekommer. Årsaken til dette er at Botshaugtjernet har humøst vann og tilføres rikelig med humusforbindelser.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Botshaugtjernet er at vannet skal beholde en økologisk status mest mulig i samsvar med forventet naturtilstand (Forurensningsklasse I). Fritidsfiske, friluftsbad og jordvanning vil også i fremtiden være de viktigste bruksformer. Videre skal Botshaugtjernet være et viktig innslag "naturperle" i landskapet.

Resultater fra undersøkelsene i 2000.

Siktedyp.

I Bothaugstjernet ble det registrert siktedyp med verdier i området 4,5 meter og vannet var noe brunfarget. Tjernet er humuspåvirket og det brunfargete vannet bidrar til at siktedypet reduseres. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan siktedypet klassifiseres som "god".

Vannkjemi.

Primærdata for vannkjemien i Botshugtjernet i 2000 er sammenstillt i vedlegg A (tabell A-1) bak i rapporten.

Botshaugtjernet var noe humuspåvirket og hadde neutralt noe brunfarget vann med relativt lavt saltinnhold. Fargetallet varierte i området 35 – 43 mg Pt/l og ledningsevnen lå i området 3,2 – 3,5 mS/m. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som god med en alkalitet på 0,19 mekv/l. Den generelle vannkvaliteten synes å være i samsvar med de naturgitte forhold. Fosfor- og nitrogenkonsentrasjonen var relativt lave. Konsentrasjonen av fosfor varierte i området 2 - 9 µg tot-P/l og var stort sett i samsvar med forventet naturtilstand. Konsentrasjonen av nitrogen lå i området 291 - 336 µg tot-N/l. Sannsynligvis er Bothaugstjernet noe påvirket av økt tilførsel av nitrogen, som resultat av økt nitrogenkonsentrasjon i nedbøren. Vi vurderer derfor nitrogenkonsentrasjonen som noe høyere en forventet naturtilstand.

Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan vannkvalitetsparametrene klassifiseres som følger:

- pH og alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "meget god".
- Farge tilsvarte tilstandsklasse "mindre god".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "god".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "god".

Planteplankton.

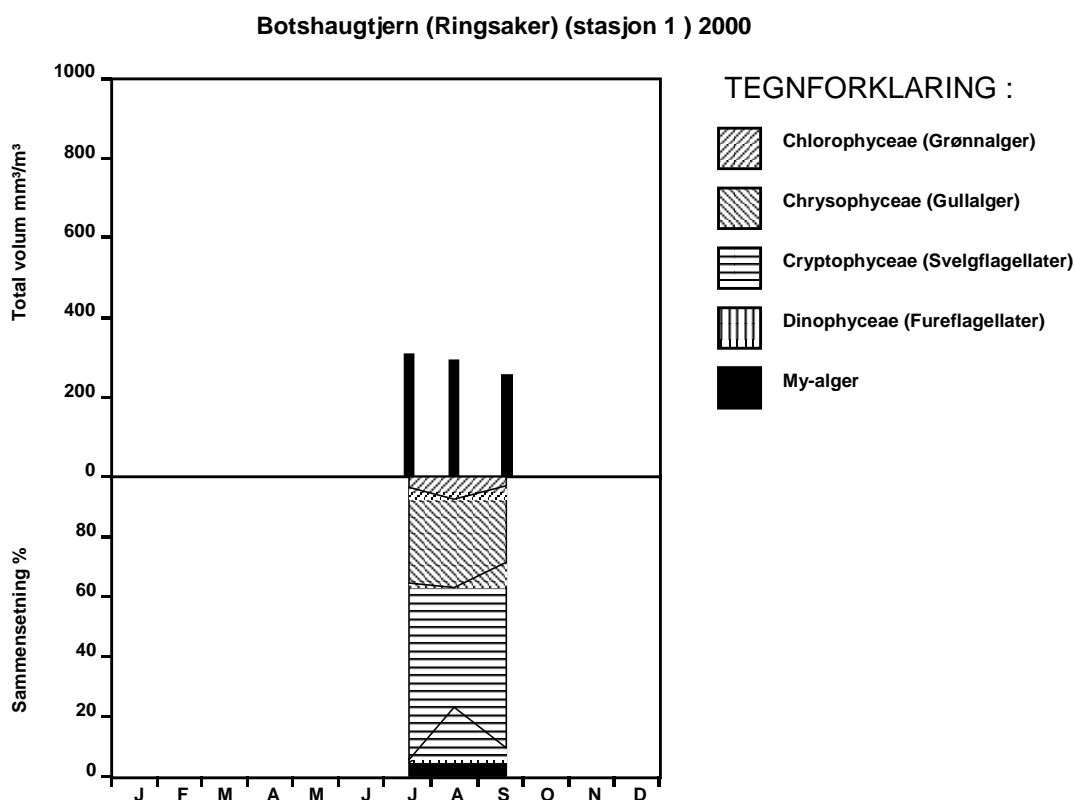
Primærdata for planteplankton i Botshautjernet i 2000 er gitt i vedlegg C (tabell C-5), og resultatene vist i figur 10.

I Botshaugtjernet var planteplanktonet dominert av gullalger og svelgflagellater. My-alger og grønnalger var også vanlig forekommende. Gullalgene var fremst representert av arter/grupper som

Mallomonas caudata, *Mallomonas punctifera*, *Kephyrion sp.*, *Ochromonas sp.* samt store og små chrysomonader. Blant svelgflagellatene var det størst forekomst av artene *Chroomonas sp.*, *Cryptomonas erosa v. reflexa*, *Cryptomonas marssonii* og *Rhodomonas lacustris*.

Gjennomsnittsbiomassen er beregnet til 0,30 gram /m³, og den maksimale biomassen var på 0.32 gram/m³. Planteplanktonets mengde og sammensetting indikerte næringsfattige (oligotrofe) forhold med lave biomasser og med et planteplanktonsamfunn som var dominert av algearter og algegrupper som er vanlig forekommende i næringsfattig miljø. Større forekomst av mer næringssaltkrevende arter ble ikke funnet. Botshaugtjernet bedømmes derfor som lite påvirket av næringsaltforurensning og kan betegnes som en næringsfattig vannforekomst med en planteplanktonflora stort sett i samsvar med forventet naturtilstand. Markert økt forekomst av høyere vannvegetasjon i tjernets nordre del i de senere år kan likevel være en indikasjon på økt næringsalttilførsel.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyll-målingene. Det ble registret lave tot. klorofyll *a*-konsentrasjoner med verdier i området 3,0 – 3,7 µg/l. Gjennomsnittskonsentrasjonen er beregnet til 3,3 µg/l. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan konsentrasjonen av klorofyll betegnes som "god". Vannet i Botshaugtjernet bedømmes i følge SFT's klassifisering av egnethet som godt egnet til fritidsfiske og jordvanning samt egnet til friluftsbad og rekreasjon.



Figur 10. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Botshaugtjernet i sommeren 2000.

Dyreplankton.

Primærdata for dyreplankton i Botshaugtjernet er gitt i vedlegg D (tabell D-5).

Botshaugtjernet hadde et relativt rikt og variert dyreplankton med en artssammensetting i samsvar med forventet naturtilstand. Blant hjuldyren var det størst forekomst av artene *Kellicottia longispina*, *Polyarthra vulgaris* og *Conochilus spp.* Krepserplanktonet var dominert av hoppekrepsen *Cyclops scutifer* samt vannloppene *Holopedium gibberum*, *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*. Vanlig forekommende var også hoppekrepsene *Heterocope appendiculata* og *Diaptomus gracilis* samt vannlopper som *Daphnia cristata*, *Leptodora kindtii* og *Bytotrephes longimanus*.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (ørekyte og yngre abbor og muligens også røye) ble vurdert som moderat tilsvarende fiskpredasjonsklasse II i følge Løviks klassifiseringssystem. *Daphnia galeata* var dominerende "dafnide" og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 1,6 mm. *Bosmina longispina* hadde eggbærende hunner med en middellengde på 0,7 mm.

Den økologiske status i Bothaugtjernet vurderes som høg/god og det er viktig at dagens vannkvalitet blir bevart.

Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1975 til 2000.

Jevnfør vi forurensningssituasjonen og den økologiske status som ble registrert i Bothaugtjernet i 2000 med de forhold som ble påvist i 1975 (Holtan 1977) så har det ikke skjedd noen større forandringer i tjernet, untatt at det blitt økt forekomst av vannplanter i tjernets nordre del.

Forslag til tiltak.

En bør ytterligere reduserer tilførselen av kloakk og gråvann fra den spredte bosettingen. De tiltak som er satt iverk for å begrense forurensningen fra spredt bebyggelse må derfor forbedres og det er ønskelig med økt kommunal kontroll. En bør også kontrollere om det skjer utsig av forurensninger (spes. fosfor) fra hyttene. Kommunalt miljøkvalitetsmål for Botshaugtjernet bør vara at tjernet skal ha en vannkvalitet i samsvar med de naturgitte forhold. Videre bør en vurdere tiltak som kan styrke krepsebestanden samt utvikle Bothaugtjernet til et godt ørretvann. Vandringshindret ved utløpet bør fjernes. Videre bør en kontrollere kvikksølvinholdet i stor og fiskspisende abbor om såda forekommer.

4. LITTERATUR.

- Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT- veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s.
- Brettum, P. 1992. Naturens Tålegrenser. Fagrapport nr. 28. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. NIVA-rapp., løpenr. 2800. 29 s.
- Brandrud, T. E., Mjelde, M., Kjellberg, G. og Vøllestad A. 1996. Limnologisk og fiskeribiologisk undersøkelse av Einafjorden sommeren 1995. NIVA-rapp. Løpenr. 3454-96. 39 s.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapp., løpenr. 2344. 111 s.
- Forseth, T. et al. 1997. Biologisk status i kalka innsjøer- vedleggsrapport for de enkelte innsjøene. NINA-Oppdragsmelding 509: 1-232.
- Faafeng, B., P. Brettum og D. Hessen. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofittilstanden i 355 innsjøer i Norge. NIVA-rapp. Løpenr. 2355. 64 s.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesientutkimuslaitoksen julkaisu 37, 1-91.
- Holtan, H. 1977. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr.7. Undersøkelser i 1976. NIVA-rapp. O-91/69. 45 s.
- Kjellberg, G., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.
- Kjellberg, G. 1993. Tiltaksorientert overvåning av Moelva, Brumunda, Flagstadelva, Svartelva og Vikselva. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på de biologiske forhold, juli 1992. NIVA-rapp. Løpenr. 2943. 38 s.
- Kjellberg, G. 1998. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 1997. NIVA-rapp. Løpenr. 3819-98. 45 s.
- Kjellberg, G., Hegge, O., Lindstrøm, E-A. og Løvik, J. E. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpeler. Årsrapport for 1998. NIVA-rapp. Løpenr. 4022-99. 88 s.
- Kjellberg, G., Brettum, P. og Lindstrøm, E-A. 2000. Undersøkelser av vannkvalitet, planteplankton, begroingsalger og bunndyr i Flensjøvassdraget i september 1998 og 1999. NIVA-rapp. Løpenr. 4021-99. 45 s.
- Langeland, A. og O. Skulberg. 1971. Undersøkelser av Mesnavassdraget ved Lillehammer. NIVA-rapp. O-63/68.
- Langeland, A. 1972. A comparison of the zooplankton communities in seven mountain lakes near Lillehammer, Norway (1896 and 1971). *Norw. J. Zool.* 20, 213 – 226.

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

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

Rognerud, S. 1984. Sjusjøen og Vurrusjøen. Resultater av befaringer i 1984. Notat til Fylkesmannen i Hedmark.

Rognerud, S., G. Kjellberg og P. Brettum. 1990. Sjusjøen i Hedmark. En undersøkelse av vannkvaliteten. NIVA-rapp. Løpenr. 2512.

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

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

5. VEDLEGG

PRIMÆRDATA FRA UNDERSØKELSENE I 2001.

Vedlegg A. Kjemidata

Vedlegg B. Bakteriologiske data

Vedlegg C. Planteplankton

Vedlegg D. Dyreplankton

Vedlegg A:Kjemidata

Tabell A-1. Siktedypsmålinger og kjemiske analyseresultater fra Erstjernet, Langtjernet, Botshaugtjernet, Svarttjernet og Brukstjernet sommeren 2001.

Parameter	Lokalitet	Erstjernet			Langtjernet			Botshaugtjernet		
		18.7	16.8	22.9	18.7	16.8	22.9	18.7	16.8	22.9
Surhetsgrad (pH)		7,24	7,41	7,32	7,25	7,40	7,32	7,25	7,32	7,13
Alkalitet	mekv/l	0,33	0,45	0,49	0,32	0,48	0,49	0,19	0,19	0,19
Konduktivitet	mS/m	6,2	6,9	7,9	6,0	7,8	8,0	3,2	3,4	3,5
Fargetall	mg Pt/l	83	55	55	85	60	56	43	39	35
Totalfosfor	µg P/l	18,3	13,5	13,3	13,6	21,5	18,6	2,0	8,4	9,1
Totalnitrogen	µg N/l	989	593	667	842	705	684	336	291	311
Total klorofyll a	µg/l	2,42	4,95	1,86	0,85	5,25	2,32	2,95	3,70	3,33
Siktedyp	m	2,5	3,4	3,5	2,5	2,5	3,5	4,5	4,5	4,5

Parameter	Lokalitet	Svarttjernet	Bruktjernet
		24.8	24.8
Surhetsgrad (pH)		7,05	7,15
Alkalitet	mekv/l	0,24	0,25
Konduktivitet	mS/m	3,0	4,4
Fargetall	mg Pt/l	46	80
Totalfosfor	µg P/l	10,0	13,4
Totalnitrogen	µg N/l	387	419
Siktedyp	m	3,5	2,5

Vedlegg B: Bakteriologiske data

Tabell A-2. Forekomst av termotolerante koliforme bakterier (T.K.B.) (dvs. sikker indikasjon på fersk fekal forurensning) i tilløpsbekker til Nære den 6. og 14. september 2001.

Lokalitet	Dato	Antall T.K.B. pr. 100ml.
Skrukkbekken	6.9.	16
Bøvra	6.9.	6
Hølbekken	6.9.	7
Haugsvæbekken	6.9.	80
Klobbmyrabekken	6.9.	55
Kvernbekken	6.9.	7
Mysuholta	6.9.	3
Mysuholta v/Lismarka	6.9.	30
n.Hølbekken	14.9.	0
Åsthagabekken	14.9.	3

Vedlegg C: Planteplankton

Tabell C-1 Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Erstjern (Ringsaker), 1, 0-2 m

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

	År	2000	2000	2000
	Måned	7	8	9
	Dag	17	16	20
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Ankyra lanceolata		.	6,3	1,3
Chlamydomonas sp. (l=12)		0,4	0,3	.
Chlamydomonas sp. (l=8)		.	.	0,3
Closterium setaceum		.	0,5	.
Monoraphidium dybowskii		0,5	.	.
Quadrigula pfitzeri		0,4	.	.
Selenastrum capricornutum		0,2	.	.
Sphaerocystis Schroeteri		.	.	0,2
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)		1,0	1,1	.
Ubest.gr.flagellat		.	1,0	0,3
Sum - Grønnalger		2,5	9,2	2,2
Chrysophyceae (Gullalger)				
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		0,2	3,5	1,2
Chrysococcus sp.		.	24,6	.
Craspedomonader		.	.	1,7
Dinobryon borgei		0,3	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		11,1	83,5	17,1
Mallomonas allorgei		.	10,5	0,4
Mallomonas caudata		.	1,3	.
Mallomonas spp.		.	6,9	1,3
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		10,9	11,4	8,2
Små chrysomonader (<7)		17,4	26,9	7,4
Store chrysomonader (>7)		2,6	1,7	2,6
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)		.	.	0,6
Ubest.chrysophyceae		.	.	0,8
Sum - Gullalger		42,6	170,2	41,3
Bacillariophyceae (Kiselalger)				
Achnanthes sp. (l=15-25)		0,8	1,6	0,4
Asterionella formosa		.	0,2	.
Aulacoseira alpigena		.	0,4	0,3
Cyclotella glomerata		0,2	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)		0,2	.	0,4
Sum - Kiselalger		1,2	2,2	1,0
Cryptophyceae (Svelgflagellater)				
Cryptomonas cf.erosa		.	6,7	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)		0,5	7,7	1,1
Cryptomonas marssonii		10,4	16,0	6,8
Cryptomonas sp. (l=20-22)		14,6	66,6	16,1
Cryptomonas spp. (l=24-30)		10,5	64,8	10,4
Katablepharis ovalis		1,9	13,4	5,0
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		56,9	304,0	36,5
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)		4,0	13,4	7,3
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?		.	0,5	0,7
Sum - Svelgflagellater		98,8	493,0	83,9
Dinophyceae (Fureflagellater)				
Gymnodinium cf.lacustre		1,6	1,8	0,5
Gymnodinium helveticum		.	.	2,4
Peridinium sp. (l=15-17)		.	3,0	.
Ubest.dinoflagellat		.	0,5	.
Sum - Fureflagellater		1,6	5,2	2,9
Euglenophyceae (Øyealger)				
Trachelomonas volvocina		.	.	0,3
Sum - Øyealger		0,0	0,0	0,3
My-alger				
My-alger		20,5	24,9	13,6
Sum - My-alge		20,5	24,9	13,6
Sum totalt :		167,1	704,7	145,2

Tabell C-2 Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Langtjern (Ringsaker), 1, 0-2 m

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

	År	2000	2000	2000
	Måned	7	8	9
	Dag	17	16	20
Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
Anabaena lemmermannii		0,1	.	.
Sum - Blågrønnalger		0,1	0,0	0,0
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Ankyra lanceolata		0,1	5,2	2,2
Chlamydomonas sp. (l=12)		0,4	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)		0,4	.	.
Eutetramorus fottii		0,2	.	.
Pandorina morum		1,0	.	.
Scenedesmus ecornis		.	.	0,1
Sum - Grønnalger		2,0	5,2	2,3
Chrysophyceae (Gullalger)				
Chromulina nebulosa		0,1	6,6	0,3
Craspedomonader		.	.	0,4
Cyster av chrysophyceer		.	.	0,3
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		1,2	46,8	32,0
Mallomonas allorgei		0,5	3,6	1,0
Mallomonas spp.		1,0	9,9	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		3,9	8,8	8,7
Små chrysomonader (<7)		5,9	20,5	10,0
Store chrysomonader (>7)		0,9	4,3	1,7
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)		.	0,3	2,0
Ubest.chrysophyceae		.	.	1,1
Sum - Gullalger		13,4	100,9	57,4
Bacillariophyceae (Kiselalger)				
Achnanthes sp. (l=15-25)		0,9	.	.
Aulacoseira alpigena		0,6	.	.
Sum - Kiselalger		1,5	0,0	0,0
Cryptophyceae (Svelgflagellater)				
Cryptomonas cf.erosa		7,8	82,6	15,9
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)		.	23,5	4,8
Cryptomonas marssonii		0,7	20,1	2,2
Cryptomonas spp. (l=24-30)		3,5	61,5	9,5
Katablepharis ovalis		1,1	2,4	1,9
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		9,3	423,3	55,7
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)		1,9	30,7	4,8
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?		0,1	0,2	0,2
Sum - Svelgflagellater		24,5	644,3	94,9
Dinophyceae (Fureflagellater)				
Gymnodinium cf.lacustre		0,4	0,6	.
Ubest.dinoflagellat		0,5	.	0,5
Sum - Fureflagellater		0,9	0,6	0,5
Euglenophyceae (Øyealger)				
Rhabdomonas incurva		.	1,2	.
Sum - Øyealger		0,0	1,2	0,0
My-alger				
My-alger		11,7	51,0	56,0
Sum - My-alge		11,7	51,0	56,0
Sum totalt :		54,1	803,2	211,1

Tabell C-3 Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Svarttjern (Ringsaker), 1, 0-2 m

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

	År	2000
	Måned	8
	Dag	24
Cyanophyceae (Blågrønnalger)		
Merismopedia tenuissima		5,0
Sum - Blågrønnalger		5,0
Chlorophyceae (Grønnalger)		
Botryococcus braunii		9,9
Chlamydomonas sp. (l=8)		1,9
Crucigenia tetrapedia		0,3
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		0,2
Monoraphidium dybowskii		3,4
Oocystis marssonii		0,2
Oocystis parva		3,7
Oocystis rhomboidea		0,8
Sphaerocystis Schroeteri		4,6
Tetraedron caudatum		0,5
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)		87,8
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		13,5
Sum - Grønnalger		126,8
Chrysophyceae (Gullalger)		
Bitrichia chodatii		0,3
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		0,1
Chrysococcus sp.		1,9
Kephyrion sp.		0,6
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		0,5
Mallomonas spp.		2,0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		10,7
Små chrysomonader (<7)		13,1
Store chrysomonader (>7)		6,0
Sum - Gullalger		35,3
Bacillariophyceae (Kiselalger)		
Eunotia sp.		0,3
Sum - Kiselalger		0,3
Cryptophyceae (Svelgflagellater)		
Cryptomonas marssonii		0,4
Cryptomonas sp. (l=20-22)		3,9
Cryptomonas spp. (l=24-30)		5,0
Katablepharis ovalis		2,1
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		7,6
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)		5,2
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?		9,3
Sum - Svelgflagellater		33,5
Dinophyceae (Fureflagellater)		
Gymnodinium cf.lacustre		2,2
Gymnodinium sp. (l=14-16)		4,3
Peridinium sp. (l=15-17)		1,0
Sum - Fureflagellater		7,5
Euglenophyceae (Øyealger)		
Trachelomonas volvocina		2,0
Sum - Øyealger		2,0
My-alger		
My-alger		12,7
Sum - My-alger		12,7
Sum totalt :		223,1

Tabell C-4 Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Brukstjern (Ringsaker), 1, 0-2 m

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

	År	2000
	Måned	8
	Dag	24
Chlorophyceae (Grønnalger)		
Cosmarium phaseolus		5,8
Cosmarium pygmaeum		0,4
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		4,3
Monoraphidium dybowskii		0,5
Sum - Grønnalger		10,9
Chrysophyceae (Gullalger)		
Chrysococcus sp.		1,3
Craspedomonader		7,8
Dinobryon bavaricum		1,4
Dinobryon bavaricum v.vanhoeffenii		1,3
Dinobryon borgei		3,7
Dinobryon crenulatum		0,4
Kephyrion sp.		0,1
Løse celler Dinobryon spp.		3,1
Mallomonas caudata		10,6
Mallomonas spp.		4,0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		10,9
Små chrysomonader (<7)		38,6
Spiniferomonas sp.		1,6
Store chrysomonader (>7)		19,8
Syncrypta sp.		9,5
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)		0,4
Uroglena americana		0,6
Sum - Gullalger		115,2
Bacillariophyceae (Kiselalger)		
Fragilaria sp. (l=40-70)		1,1
Rhizosolenia longiseta		63,6
Sum - Kiselalger		64,7
Cryptophyceae (Svelgflagellater)		
Cryptomonas cf.erosa		9,5
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)		21,2
Cryptomonas sp. (l=15-18)		39,8
Cryptomonas spp. (l=24-30)		478,1
Katablepharis ovalis		16,7
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		24,2
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)		42,9
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?		3,6
Sum - Svelgflagellater		636,0
Dinophyceae (Fureflagellater)		
Gymnodinium cf.uberrimum		776,9
Gymnodinium sp. (l=14-16)		3,2
Peridinium goslaviense		586,6
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)		550,9
Ubest.dinoflagellat		3,2
Sum - Fureflagellater		1920,9
Euglenophyceae (Øyealger)		
Trachelomonas furcata		0,7
Sum - Øyealger		0,7
My-alger		
My-alger		31,5
Sum - My-alger		31,5
Sum totalt :		2779,7

Tabell C-5 Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Botshaugtjern (Ringsaker), 1, 0-2 m

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

	År	2000	2000	2000
	Måned	7	8	9
	Dag	17	16	20
Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
Anabaena lemmermannii		0,4	0,7	2,0
Chroococcus minutus		.	1,9	2,7
Woronichinia compacta		4,0	.	.
Sum - Blågrønnalger		4,4	2,6	4,6
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Botryococcus braunii		1,4	6,3	2,8
Chlamydomonas sp. (l=12)		.	4,8	0,2
Chlamydomonas sp. (l=8)		.	0,8	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		.	0,6	0,3
Eudorina elegans		.	.	0,5
Koliella sp.		.	0,2	.
Nephrocytium lunatum		.	0,2	.
Oocystis marssonii		0,6	.	.
Pandorina morum		2,3	3,5	2,9
Quadrigula pfitzeri		1,4	1,7	.
Scenedesmus quadricauda		.	0,3	0,3
Sphaerocystis schroeteri		3,6	.	.
Willea irregularis		0,9	2,6	.
Sum - Grønnalger		10,2	20,9	7,0
Chrysophyceae (Gullalger)				
Aulomonas purdyi		.	0,1	.
Bicosoeca sp.		.	.	0,1
Bitrichia chodatii		0,3	0,3	0,3
Chromulina nebulosa		0,8	.	.
Chrysidiastrum catenatum		.	5,6	.
Chrysochromulina parva		4,9	1,0	0,5
Craspedomonader		0,3	0,5	0,7
Cyster av chrysophyceer		.	0,5	.
Dinobryon borgei		0,5	2,9	.
Dinobryon crenulatum		2,0	0,5	0,4
Dinobryon suecicum v.longispinum		.	0,3	.
Kephyrion sp.		1,1	9,4	1,7
Løse celler Dinobryon spp.		.	1,1	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		0,8	2,4	.
Mallomonas caudata		33,8	5,2	10,5
Mallomonas cf.maioensis		.	.	2,0
Mallomonas crassisquama		.	.	0,4
Mallomonas punctifera (M.reginae)		.	.	5,3
Mallomonas spp.		2,0	1,6	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		12,2	17,2	7,6
Små chrysomonader (<7)		27,0	27,4	20,5
Spiniferomonas sp.		0,4	0,3	.
Stichogloea doederleinii		6,1	.	.
Store chrysomonader (>7)		5,2	5,2	12,1
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)		2,3	0,3	2,7
Ubest.chrysophyceer		0,3	3,2	.
Uroglena americana		.	2,4	.
Sum - Gullalger		99,9	87,3	64,8
Bacillariophyceae (Kiselalger)				
Asterionella formosa		0,2	.	.
Aulacoseira alpigena		4,4	5,2	5,0
Cyclotella comta v.oligactis		.	.	1,4
Cyclotella glomerata		.	1,6	.
Eunotia sp.		.	0,2	.
Fragilaria sp. (l=40-70)		.	.	0,2
Tabellaria flocculosa		1,2	.	.
Sum - Kiselalger		5,8	7,0	6,5

Tabell C-5 forts. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Botshaugtjern (Ringsaker), 1, 0-2 m

	Verdier gitt i mm ³ /m ³ (=mg/m ³ våtvekt)			
	År	2000	2000	2000
	Måned	7	8	9
	Dag	17	16	20
Cryptophyceae (Svelgflagellater)				
Chroomonas sp.	.	.	10,4	
Cryptaulax vulgaris	.	.	0,3	
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	11,8	1,6	3,2	
Cryptomonas marssonii	24,4	4,6	19,8	
Cryptomonas sp. (l=20-22)	47,8	20,8	36,1	
Cryptomonas spp. (l=24-30)	34,2	15,8	24,0	
Katablepharis ovalis	2,2	1,7	3,1	
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	53,3	66,8	52,3	
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	8,2	5,2	9,2	
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	0,5	0,5	
Sum - Svelgflagellater	181,9	116,8	158,9	
Dinophyceae (Fureflagellater)				
Gymnodinium cf.lacustre	.	0,6	0,3	
Gymnodinium sp. (l=14-16)	3,2	13,5	0,5	
Peridiniopsis edax	.	5,6	.	
Peridinium sp. (l=15-17)	.	4,4	1,3	
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	1,6	1,2	
Ubest.dinoflagellat	.	0,8	0,9	
Sum - Fureflagellater	3,2	26,5	4,3	
Euglenophyceae (Øyealger)				
Trachelomonas volvocina	0,7	.	4,0	
Sum - Øyealger	0,7	0,0	4,0	
My-alger				
My-alger	15,1	41,7	20,5	
Sum - My-alge	15,1	41,7	20,5	
Sum totalt :	321,2	302,6	270,6	

Vedlegg D: Dyreplakton

Tabell D-1. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton, basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i Erstjernet sommeren 2000.

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

Dato	17/7	16/8	20/9
Gruppe/art			
Hjuldyr:			
Conochilus spp.	-	+++	++
Polyarthra spp.	-	+++	+
Kellicottia longispina	-	++	++
Hoppekreps:			
Heterocope appendiculata	-	+	-
Acanthodiptomus denticornis	+	-	+
Diptomus gracilis	+++	+++	+++
Cyclops spp.	+	+	+
Thermocyclops oithonoides	+++	+++	++
Vannlopper:			
Holopedium gibberum	++	++	+
Bosmina longispina	+	++	+
Bosmina longirostris	-	+	+
Daphnia longispina	+	+	++
Daphnia galeata	++	-	-
Daphnia cristata	++	+++	++
Diaphanozoma brachyurum	-	+	++
Leptodora kindtii	+	++	-
Polyphemus pediculus	+	-	-
Bythotrephes longimanus	+	-	-

Tabell D-2. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton, basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i Langtjernet sommeren 2000.

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

Dato	17/7	16/8	20/9
Gruppe/art			
Hjuldyr:			
Conochilus spp.	+++	+++	-
Polyarthra vulgaris	-	+	+
Kellicottia longispina	-	+	-
Hoppekreps:			
Acanthodiptomus denticornis	+	+	+
Diptomus gracilis	+++	+++	+++
Cyclops scutifer	++	++	+
Thermocyclops oithonoides	+++	+++	+++
Vannlopper:			
Holopedium gibberum	-	-	+
Bosmina longispina	+++	+++	+++
Bosmina longirostris	-	+	+
Daphnia longispina	+	+	-
Daphnia galeata	++	+	++
Daphnia cristata	+++	+++	+++
Ceriodaphnia sp.	-	-	+
Leptodora kindtii	+	++	-

Tabell D-3. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton, basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i Svarttjernet sommeren 2000.

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

Gruppe/art	Dato	24/8
Hjuldyr:		
Conochilus spp.		+++
Polyarthra vulgaris		++
Kellicottia longispina		++
Synchaeta spp.		+
Hoppekreps:		
Acanthodiaptomus denticornis		+++
Cyclops spp. (nauplier og copepoditer)		+++
Vannlopper:		
Holopedium gibberum		+++
Bosmina longispina		++
Daphnia longispina		+++
Daphnia cristata		+
Ceriodaphnia sp.		++

Tabell D-4. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton, basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i Brukstjernet sommeren 2000.

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

Gruppe/art	Dato	24/8
Hjuldyr:		
Keratella cochlearis		+++
Synchaeta spp.		+++
Polyarthra vulgaris		++
Polyarthra remata		+
Asplanchna priodonta		++
Kellicottia longispina		+
Hoppekreps:		
Acanthodiaptomus denticornis		++
Cyclops spp. (nauplier og copepoditer)		++
Vannlopper:		
Holopedium gibberum		++
Bosmina longispina		++
Bosmina longirostris		+
Daphnia cristata		+
Ceriodaphnia sp.		+

Tabell D-5. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton, basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i Botstjernet sommeren 2000. Data for krepsdyrplankton fra 14. august i 1997 er også gitt i tabellen.

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

Gruppe/art	Dato	17/7-01	16/8-01	20/9-01	14/8-97
Hjuldyr:					
Conochilus spp.		++	++	+++	
Polyarthra vulgaris		++	++	++	
Kellicottia longispina		++	++	+++	
Hoppekreps:					
Heterocope appendiculata		+	+	++	++
Diaptomus gracilis		+	+	-	-
Cyclops scutifer		++	++	+++	++
Vannlopper:					
Holopedium gibberum		++	+++	+++	-
Bosmina longispina		+	+	+++	++
Daphnia galeata		+++	++	+++	+
Daphnia cristata		-	+	-	-
Leptodora kindtii		-	+	-	-
Polyphemus pediculus		-	-	-	++
Bytotrephes longimanus		++	-	-	-
Chydoride ubet.		-	-	-	+

6. APPENDIX.

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

Bekker og elver

Bakgrunn.

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

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge): Denne klasse omfatter elve- eller bekkestrekninger som ikke eller i liten grad er påvirket av forurensningstilførsel. Disse lokaliteter har naturlig eller tilnærmet naturlig økologisk status, dvs. rentvannsforhold med en flora og fauna som er sammensatt av arter som normalt burde foreligge for en slik bekke- eller elvestrekning. Som regel er det stabile biologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Videre er det høy mineralisering av organisk stoff samt høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnssubstratet. Hygienisk sett er det som regel god vannkvalitet. Benyttes nedbørsfeltet av beitedyr, eller det finnes bever, tilføres vassdraget likevel tarmbakterier som kan påvirke vannkvaliteten, særlig i bekker og små elver. Det er som oftest gode levevilkår for laksefisker på disse elve- og bekkestrekninger. (Klasse I er nærmest å jevnføre med den katharobe sonen i Fjerdingstads system og den blå fargebetegningen dvs. oligosaprob tilstand i Stjerna-Pooth's system).

Elver og bekker innenfor klasse I, som er forsuret, er angitt med brune tverrstreker. Disse vassdrag karakteriseres av lav bufferkapasitet (alkalitet $< 0,05$ mekv/l), til tider lav pH ($< 5,5$), ikke forekomst av forsuringfølsomme 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. Kalkt bekke- og elvestrekninger der kalking gitt positive resultater 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) som resultat av økt tilførsel av organisk stoff og næringssalter. Denne tilførsel kan være forårsaket enten av reguleringsinngrepp (utvaskingseffekter s.k. demningseffekter i ovenforliggende magasin og/eller endret vannregime), begrenset jordbruksaktivitet og/eller kloakkutsig fra spredt bebyggelse og/eller av rensed kloakk fra renseanlegg. I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, husdyrgjødsel) er vannet som regel hygienisk sett utilfredsstillende (> 100 termostabile koliforme bakterier pr. 100 ml). Dette gjelder spesielt ved lav vannføring. (Denne klasse kan nærmest regnes til den oligosaprobe sone i Fjerdingstads system og den blågrønne farvebetegningen i Stjerna-Pooth's system).

Klasse II (grønn farge): Denne klasse omfatter elve- eller bekkestrekninger der en moderat og biologisk påvisbar påvirkning av økt tilførsel av lettnedbrytbart organisk stoff og næringssalter gjør seg gjeldende. Utslipet/en har ført til økt næringsgrunnlag og dermed økt plante- og dyreproduksjon (overgjødning/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 utslippsteder med lett nedbrytbar organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og husdyrgjødsel), kan det være synlig heterotrof begroing (sopp, bakterier og ciliater). Oksidasjon og mineralisering av organisk stoff er allikevel relativt fullstendig, og 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 fekale utslipp, er vannet hygienisk sett ikke egnet som drikkevann uten omfattende rensing. Det kan også være betenkelig å bruke vannet til vanning av grønnsaker.

Bekke- og elvestrekninger som er markert eller sterk overgjødslet (eutrofiert), er markert med røde tverrstreker. Disse områder kjennetegnes ved at det:

- i strømvannsnitt periodevis er masseutvikling av en eller flere algearter og/eller langskuddsplanter (eloider) som danner tette "vegetasjonstepper" over store bunnarealer. Dette gjelder særlig på elve- og bekkestrekninger der det er stor lystilgang.
- i mer stilleflytende partier er markert vekst av høyere vegetasjon (makrofytter), som helt kan dekke elveleiet.

Masseforekomst og stor produksjon av vegetasjon medfører forandringer i de øvrige organismesamfunn, påvirker fiskens gytemuligheter samt medfører vanskeligheter ved utøvelse av fiske og annen bruk av vannforekomsten (bl.a. risikoen for oversvømmelse ved at elve-/bekkeløpet vokser igjen av høyere vegetasjon, luktulemper når liten vannføring medfører tørrleggelse og forråtnelse av plantemateriale samt at løsrevet 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 oligosaprobe sone i Fjerdingsstads system, men med en mer markert betoning av overgjødslingseffekten. I Stjerna-Pooth's system tilsvarer klasse II grønn farvemarkering, dvs. b-mesosaprob tilstand).

Klasse II-III (overgangssone): Forholdene er som for klasse II, men innslaget av synlig heterotrof begroing (s.k. "lammehaler" og lignende) er mer markert, dvs. økt organisk belastning (saprobieing). Som regel foreligger her også luktproblemer. Videre kan nedsatt oksygentilgang i bunnsubstratet bidra til noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for laksefisker. (Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingsstads Y-mesosaprobe sone og den grønn-gule farvebetegnelsen i Stjerna-Pooth's system).

Klasse III (gul farge): Denne klasse omfatter elve- og bekkestrekninger som er markert forurensset av næringssalter (overgjødslet/eutrofiert) og lett nedbrytbart organisk stoff (saprobiert). Her er det blant algebegroing og høyere vegetasjon et rikt innslag av heterotrof begroing (sopp, bakterier og ciliater) som er tydelig synlig (s.k. "lammehaler") og da spesielt i tilknytning til utslippstedene. Oksygeninnholdet i bunnlagen er ved lav vannføring i kombinasjon med høy vanntemperatur som regel sterkt redusert. Oksygeninnholdet i vannmassene er da vanligvis > 5 mg/l. Sammensetningen av flora og fauna er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprophiler og saproxener) og antallet individ av enkelte av disse arter er som oftest meget stort. På disse elve- og bekkestrekninger er det som oftest stabile biologiske forhold med store og raske svingninger bl.a. kan sopp- og bakterieveksten bli mer markert om vinteren og i perioder med lav vannføring. Algebegroingen vil også i stor grad kunne variere med vannføringen.

Oksidasjonen og mineraliseringen av nedbrytbar organisk materiale er ikke fullstendig på disse lokaliteter, og det er rikelig med aminosyrer. Vond lukt foreligger derfor av og til og da særlig ved lav vannføring. Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men reproduksjonsmulighetene er begrenset. I enkelte tilfeller er det være meget stor fiskeproduksjon og/eller forekomst av fisk på disse stedene p.g.a. økt tilgang på føde. Av og til kan det være lukt- og smaksforringelser på fiskekjøttet. Da forurensningskilden eller kildene er av fekal art, stor forekomst av termotolerante koliforme bakterier

(> 500 bakterier pr. 100 ml). Vannet er derfor fra hygienisk synspunkt utilfredsstillende og ikke brukbart til drikkevann eller vaskevann uten omfattende rensing, og det er lite 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 og den gule "a-mesosaprobe" farvebetegnelsen i Stjerna-Pooth's system).

Klasse III-IV (overgangssone): Forholdene er som for klasse III, men den organiske belastningen medfører tidvis til oksygenbrist og hydrogensulfidutvikling av hydrogensulfid i bunnlagene (sort belegg under steiner). En meget markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmassene (3 - 5 mg O₂/l). Som regel foreligger her betydelige luktulempen bl.a. som resultat av frigjøring av oppløst hydrogensulfid (H₂S) og andre svovelforbindelser. Det er ikke reproduksjonsmuligheter for laksefisk og reproduksjonsmulighetene for andre fisker er redusert.. Der forurensningskildene er av fekal art er vannet hygienisk sett utilfredsstillende for de fleste brukerinteresser. (Den Y-polysaprobe sonen i Fjerdingstads system er den som nærmest stemmer overens med denne klasse og den gulrøde farvebetegnelsen i Stjerna-Pooth's system).

Klasse IV (rød farge): Denne klasse betegner elve- og bekkestrekning som er sterkt forurenset med næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff. Her er det masseutvikling av synlige heterotrofe organismer som bakterier, sopp og/eller ciliater. Forråtnelsesprosesser dominerer og gir opphav til påtagelige luktulempen ved frigjørende av oppløst hydrogensulfid (H₂S) og andre svovelforbindelser. Som regel er det oksygenfrie tilstander i bunnssubstratet hvor hydrogensulfid og jernsulfid er fremherskende (sort belegg i bunnlaget). 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. Flora og fauna består av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptrer i meget stort antall. Langskuddsplanter (elodeider) og kortskuddsplanter (isoetider) savnes som regel helt. Her er det ustabile biologiske forhold med store svingninger. En visuelt markert begroing av bakterien *Sphaerotilus natans* (kloakk, husdyrgjødsel) og/eller soppen *Leptomitus lacteus* (silopressaft, næringsmiddelindustri), samt i visse tilfeller den rødfargede soppen *Fusarium aquaeductum* (surt miljø som f.eks. ved utslipp fra sulfittfabrikker) er som regel vanlig og setter sitt preg på elve/bekkestrekningen. Fisk 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.). Bunndyrs- og fiskedød forekommer som regel fra tid til annen. Hygienisk sett er vannkvaliteten høyst utilfredsstillende og ikke egnet for de fleste bruksformål. (Klasse IV tilsvarer nærmest den a- og b-polysaprobe sonen i Fjerdingstads saprobiesystem og den røde "polysaprobe" farvebetegnelsen i Stjerna-Pooth's system).

Områder innenfor klasse IV, der høyere organismeliv er utslått, samt der fisk og de fleste bunndyr 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 skadeeffekt i høy grad varierer fra industriaktivitet til industriaktivitet. Det er derfor ikke gjort noe forsøk på mer inngående inndeling i denne sammenheng, men to hovedtyper 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.). Elve- og bekkestrekninger som er påvirket av giftutslipp er markert med sorte tverrstreker (jevnfør klasse IV ovenfor).

Kategori II: Område hvor utslipp ikke medfører til noen større forandring av den økologiske status, men der en markert biokonsentrasjon, bioakkumulasjon og eventuelt også biomagnifikasjon av f.eks. visse tungmetaller (Hg, Cd og Pb) og/eller organiske miljøgifter som f.eks. klororganiske

mikroforurensninger kan ventes å skje i organismene og som på lengre sikt kan gi alvorlige skadeeffekter/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 ekstrem lavvannføring kan gi betydelige skadevirkninger. Forurensningssituasjonen et år med rikelig nedbør kan derfor være en annen enn et år med lite nedbør. En mild vinter eller spesielt varm sommer gir en annen påvirkning enn en kald osv. Videre er flere typer av påvirkning sesongbetont, og her kan vi bl.a. nevne utslipp av silopressaft. Mindre vassdrag kan f.eks. under silosesongen og umiddelbart etter betegnes som sterkt forurenset (klasse IV), mens de under resten av året kan ha nesten helt upåvirket tilstand (klasse II). Som eksempel kan vi her nevne tidligere forhold i Steinsengbekken på Nes. (Mjærum 1974).

Innsjøer og tjern

Bakgrunn.

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

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

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

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

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

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

Klasse II (grønn farge): Denne klasse omfatter innsjøer med markert og registrerbar økning av algemengden, algeproduksjonen og/eller forekomsten av høyere vegetasjon som resultat av økt antropogen tilførsel av næringssalter (begynnende overgjødsling). Planteplanktonet er forskjøvet fra naturtilstanden mot økt forekomst av kiselalger (større innsjøer) eller grønnalger (mindre innsjøer/tjern) med økt innslag av blågrønnalger som *Anabaena spp.* og *Planktothrix*. Det er videre særlig i sommerperioden nedsatt siktedyp, markert begroing "s.k. grønske" langs stredene. Oppblomstring av alger som gir lukt og smaksproblemer kan forekomme. Enkelte av disse kan også

danne toksiner. I områder som er berørt av større utslipp av fekal karakter (først og fremst boligkloakk) kan vannet bli lite egnet til friluftsbading og rekreasjon og er ikke egnet som råvanskilde til drikkevann. Enkelte områder kan også være betydelig belastet med organisk materiale. Overgjødslingen medfører som regel til en betydelig økt fiskeproduksjon. Innsjøen eller tjernet kan karakteriseres som moderat overgjødslet dvs. moderat påvirket av forurensning.

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

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

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

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

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

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

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 ut fra indikatorarter registreres med hjelp av bare en planteplanteprøve tatt midt i vekstsesongen. Brettum (1989) og Tikkanen og Willen (1992) har utarbeidet lister over indikatorarter. Videre presenterer Brettum (1989) og Heinonen (1980) følgende verdier for biomassen av alger (mengde planteplankton) gitt som våtvekt/ferskvekt:

	Brettum (1989).	Heinonen (1980).
Ultra-oligotrofe 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
Poly-eutrofe innsjøer	5,0 - 10,0 gram/m ³	-----
Hypere-utrofe innsjøer	> 10 gram/m ³	> 10 gram/m ³

* Svakt mesotrof/noe næringsrik er benyttet som benevninger 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 planteplankton etter metode gitt av Brettum (1989).

VURDERINGSGRUNNLAG FOR KREPSDYRPLANKTONBIOMASSE.

Vurderingen er basert på beregnet middel biomasse (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 (Kjellberg et al. 1999). Dette systemet tar utgangspunkt i relasjonen mellom middellengden av voksne (eggeberende) hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* Økt predasjonspress gir minket middellengde og overgang mot dominans 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 mm.	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.

Fjerdingstad, E. 1960. Forurensning af vandløp biologisk bedømt. Nordisk Hygienisk Tidsskrift. Vol. XLI, s. 149-196.

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

Holtan, H. og D.S. Rosland. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr. 92:06. TA-905/1992.

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

Kjellberg, G., O. Hegge, E-A. Lindstrøm og J. E. Løvik. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1998. NIVA-rapp. Løpenr. 4022-99. 88 s.

Lindstrøm, E-A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. NIVA-rapp., løpenr. 2805. 49 s.

Mjærum, E. 1974. Forurensninger i et landbruksområde, Ringsaker kommune, Hedmark. Årsrapport 1974. Fremdriftsrapport nr. 6. Rapport fra Norges Landbrukshøgskole. 80 s.

Nauman, E. 1919. Några synpunkter ang. Limnoplanktons ökologi. Svensk Botanisk Tidsskrift. 13: 129-163.

Stjerna-Pooth, I. 1978. Undersökning av benthos och vattnets kvalitet i sjöar och rinnande vatten. Statens Naturvårdsverk. Lund 1978. 78 s.

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.