

NIVA



RAPPORT LNR 4528-2002

**Tiltaksorientert
overvåking av
vann og vassdrag i
Nord-Odal kommune**

Årsrapport for 2001



*Prøvetaking på Råsen
Tegning: Frida 5 1/2 år*

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 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 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Nord-Odal kommune. Årsrapport for 2001.	Løpenr. (for bestilling)- 4528-2002	Dato mai 2002
	Prosjektnr. Undernr. O-21156	Sider Pris 52
Forfatter(e) Gösta Kjellberg	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Nord-Odal kommune
	Geografisk område Hedmark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Nord-Odal kommune Næringsetaten	Oppdragsreferanse Plan- og miljøvernrådsgiver Jørn K. Undelstvedt
--	---

Sammendrag:

Nord-Odal kommune har f.o.m. 2001 startet opp et rullerende overvåkingsprogram for sine vassdrag. I 2001 ble det foretatt generelle biologiske undersøkelser i Trautåa og Søndre Sandbekken samt en limnologisk undersøkelse av innsjøen Råsen. Søndre Sandbekken og flere av skogsbekkene som tilrenner Trautåa fra vest var forsuringspåvirket. Trautåa's hovedløp blir kalket.

Øvre del av Trautåa var lite påvirket av lokalbettinget forurensning og flora og fauna var i nært samsvar med forventet naturtilstand. De fri vannmasser i Råsen hadde i sommeren 2001 moderate mengder og innsjøen ble vurdert som oligomesotrof, dvs noe påvirket av næringssaltforurensning. Det største problemet i Råsen er at innsjøens strandnære og grunne områder er i ferd med å vokse igjen av tette bestander av vannvegetasjon.

Det er ønskelig at tilførselen av næringssalter og jordpartikler til nedre del av Trautåa og Råsen blir redusert mest mulig. Videre er det ønskelig med tiltak som kan redusere vegetasjonen langs enkelte strandområder (dvs strandområder som tidligere var uten vegetasjonsbelter). Det er også viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet til Råsen videreføres og om mulig blir forbedret. Dvs at det er nødvendig med kontroll av separatanlegg i spredt bebyggelse, gjødselkjellere, melkerom og siloanlegg samt tiltak som kan begrense jorderosjon og lekkasje av næringssalter fra dyrket mark. En bør utføre biotopforbedrende tiltak i Trautåa på strekningen fra Gjeddvatnet til Råsen. Videre bør en vurdere behov og omfang for fortsatt kalking av Trautåa.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Vassdragsovervåking	1. Water quality monitoring
2. Nord-Odal kommune	2. Nord-Odal commune
3. Vannkvalitet	3. Water quality
4. Biologiske forhold	4. Biological investgasjon

Gösta Kjellberg
Prosjektleder

Anne Lyche Solheim
Forskningsleder
ISBN 82-577-4181-7

Nils Roar Sælthun
Forskningsjef

O-21156

**Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i
Nord-Odal kommune.**

Årsrapport for 2001.

Saksbehandler: Gösta Kjellberg
Medarbeidere: Mette-Gun Nordheim
Jørn Kristian Undelstvedt
Ellisiv Hovig
Knut Flikkenrud

Forord

Nord-Odal kommune har f.o.m. 2001 startet overvåking av sine vassdrag. I denne forbindelse har NIVAs Østlandsavdeling på oppdrag av og i samarbeide med Næringssetaten i Nord-Odal kommune ved leder Ellisiv Hovig og Plan- og miljøvernråd giver Jørn Kristian Undelstvedt utarbeidet et tiltaksrettet overvåkingsprogram for kommunens innsjøer, elver og større bekker. Overvåkingsprogrammet er rullerende og har en syklus på 5 år. Dvs at programmet er tilpasset EUs "vanndirektiv" der en legger opp til rapportering av økologisk status i aktuelle vassdrag hvert 6 år.

Rapporten omhandler undersøkelser som ble utført i 2001. Oppdraget ble kontraktfestet 18. juli 2001. Prosjektet blir administrert og finansiert av Næringssetaten i Nord-Odal kommune ved Plan- og miljøvernråd giver Jørn Kristian Undelstvedt. Gösta Kjellberg er prosjektleder og kontaktperson ved NIVA.

NIVAs Østlandsavdeling har vært ansvarlig for undersøkelsene i 2001. Dette har omfattet innsamling av vannprøver for kjemiske analyser samt registrering av planteplankton og krepsdyrplankton fra Råsen. Videre ble det foretatt generelle biologiske undersøkelser i Trautåa og Sandbekken.

Feltarbeidet på Råsen er utført av G. Kjellberg med assistanse av Ellisiv Hovig, Jørn Kristian Undelstvedt samt Knut Flickerud. K. Flickerud har stilt sin båt til disposisjon. De biologiske undersøkelsene i elvene er utført av G. Kjellberg. Pål Brettum (NIVA, Oslo) har bearbeidet planteplanktonmaterialet og G. Kjellberg har vurdert de kjemiske analyseresultater og bearbeidet krepsdyrmaterialet fra Råsen.

De vannkjemiske analysene ble utført av Lab-Nett A/S på Hamar etter akkrediterte metoder (EN-45001/P-036).

Knut Flickerud og Hans Breiby som er rettighetshavere til Råsen har bidratt med informasjon om fiskeforekomst, fiske og generell informasjon om utviklingen i Råsen. Videre har vi fått informasjon om forholdene i Trautåa og Søndre Sandbekken av Svein Vang i Sand Jeger og Fiskerforening (Sand JFF).

Rapporten er utarbeidet av G. Kjellberg og Mette-Gun Nordheim ved NIVAs Østlandsavdeling i samarbeid med Nærings sjef Ellisiv Hovig og Miljøvernråd giver J. K. Undelstvedt i Nord-Odal kommune.

Prosjektleder vil takke alle for godt samarbeid.

Ottestad, mai 2002

Gösta Kjellberg

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. INNLEDNING	8
1.1 Bakgrunn og hensikt	8
1.2 Miljøkvalitetsmål og miljøkvalitetsnormer	8
1.3 Utførte undersøkelser i 2001	10
2. MATERIALE OG METODER	12
2.1 Generelle biologiske undersøkelser i Trautåa og Sandbekken	12
2.2 Limnologisk undersøkelse i Råsen	13
2.3 Tidligere undersøkelser i de undersøkte vassdrag	15
3. RESULTATER OG DISKUSJON	16
3.1 Generelle biologiske undersøkelser i Trautåa og Sandbekken	16
3.1.1 Trautåa	16
3.1.2 Søndre Sandbekken	21
3.2 Vannkvalitet og trofegrad i Råsen	24
3.2.1 Bakgrunnsdata	24
3.2.2 Forurensningskilder	24
3.2.3 Miljøkvalitetsmål	24
3.2.4 Resultater og vurderinger fra undersøkelsene i 2001	25
3.2.5 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1988 til 2001	28
3.2.6 Vurdering av resipientkapasitet og tålegrense	29
3.2.7 Aktuelle tiltak og tilrådinger	29
4. LITTERATUR	31
5. VEDLEGG	34
Vedlegg A.	35
Vedlegg B.	39
Vedlegg C.	49
Vedlegg D.	50
Vedlegg E.	52

Sammendrag

Nord-Odal kommune har f.o.m. 2001 startet opp et kommunalt overvåkingsprogram for sine vassdrag. Overvåkingsprogrammet er rullerende og har en syklus på 5 år. Dvs at programmet er tilpasset EUs "Vanndirektiv" der en legger opp til rapportering av økologisk status i påvirkede vassdrag hvert 6 år. Hensikten med overvåkingen er at den skal klarlegge forurensningssituasjonen og økologisk status samt eventuelle endringer over tid i kommunens innsjøer, tjern, elver og større bekker. Det legges vekt på å beskrive forurensningsgraden med utgangspunkt i de biologiske forhold, og sammenholde resultatene med de miljøkvalitetsmål som er fastsatt i kommunal og statlig regi. Nord-Odal kommune tar sikte på å benytte "føre- var-prinsippet" og et høyt beskyttelsesnivå i forvaltningen av sine vassdrag. Forurensningsgraden blir vurdert ut fra endring av forventet naturtilstand. Med naturtilstanden menes her den økologiske status en ville ha forventet uten påvirkning fra menneskelige aktiviteter.

Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) har fått i oppdrag å gjennomføre overvåkingen i perioden 2001 - 2005. Arbeidet kontraktfestes for hvert år.

I 2001 ble det foretatt generelle biologiske undersøkelser i Trautåa og Søndre Sandbekken som renner ut i Råsen. Det ble også foretatt limnologiske undersøkelser i Råsen. Resultatene fra undersøkelsene viste at:

- **Søndre Sandbekken** og enkelte tilløpsbekker til **Trautåa** var påvirket av sur nedbør. Her ble det bare påvist forekomst av forsuretolerante organismer.
- Kalkingen i **Trautåa** (Litlersjøen, Knuksjøen, Gransjøen og Bergsjøen) synes å gi god effekt. For tiden er det levedyktige og til dels rike bestander av flere forsuringfølsomme organismer langs hele hovedvassdraget. Vannkvaliteten i **Råsen** har også blitt forbedret (økt pH og alkalitet). Minket nedfall av svovel i den senere tid har sannsynligvis også bidratt til den positive utviklingen i Trautåa og Råsen.
- **Søndre Sandbekken** og øvre del av **Trautåa** var i liten grad påvirket av lokalbettinget forurensning.
- Like ved den nedlagte kommunale fyllplassen ved Slettholen var **Trautåa** noe påvirket av jernforbindelser. Dette hadde likevel ikke ført til direkte skadeeffekter på flora og fauna.
- Nedre del av **Trautåa** med tilrennende bekker var noe til moderat påvirket av økt næringssalttilførsel som medførte at enkelte elve- og bekkestrekninger hadde rik forekomst av vannmoser, påvekstalger og/eller høyere vegetasjon.
- Det ble ikke registrert direkte forurensede bekk- eller elvestrekninger med synbar og sjenerende forekomst av heterotrof begroing, vond lukt eller lignende.
- Jevnfører vi forurensningssituasjonen i nedre del av **Trautåa** i 2001 med de forhold som ble registrert i 1994 (Hovig 1995) så har det ikke skjedd noen nevneverdige forandringer. Et unntak var nedre del av Sandbekken i Bruvoll som nå var klart mindre påvirket av forurensning jevnført med forholdene i 1994.
- I **Råsen** ble det i sommerperioden registrert lavt siktedyp på 2,6 – 3,2 meter og vannet var markert brunfarget. I hovedsak var det humusinnholdet som reduserte siktedypet.
- **Råsen** var i sommerperioden markert humuspåvirket og hadde svakt surt vann med lavt saltinnhold og høyt fargetall. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes likevel som relativt god.
- Konsentrasjonen av fosfor og tot. klorofyll-*a* var klart høyere en forventet naturtilstand og viste at **Råsen** var påvirket av økt næringssalttilførsel. Rikt humusinnhold bidrar til at en stor del av fosforet er adsorbent til humuspartikler og herved blir mindre biotilgjengelig. Innsjøen vurderes som moderat overgjødset tilsvarende oligomesotrof tilstand.

- **Råsen** hadde økt konsentrasjon av nitrogen, men nivået var likevel relativt lavt til tross for at Råsen tilføres nitrogenforbindelser ved lekkasje og arealavrenning fra store områder med dyrket mark som ligger like ved innsjøen.
- Jevnfører vi forurensningssituasjonen og den biologiske status som ble registrert i 2001 med de forhold som ble påvist i 1988 så er **Råsen nå** mindre påvirket av sur nedbør, men i øvrig har det ikke skjedd større forandringer. Indikasjon på økt næringssaltforurensning foreligger likevel, bl.a. har det blitt mer og tettere vegetasjon langs strendene. Videre har det i 2001 også etablert seg bestander av tjønnaks på områder der den tidligere ikke har blitt observert.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

Skal de biologiske forhold gjenopprettes i **Søndre Sandbekken** må vassdraget kalkes. Vi vil likevel fraråde dette p.g.a. at Sandbekken er tørkesvak og sterkt flomutsatt. Et kalkingsprosjekt vil her sannsynligvis bli meget dyrt (kalkdoserere) samt gi liten biologisk gevinst. Muligens kan en her benytte seg av terrengkalking. Dette bør vurderes.

Skal ønsket vannkvalitet og biologiske forhold opprettholdes i øvre del av **Trautåa** må en sannsynligvis fortsatt kalke vassdraget. Behovet for kalking (mengde kalk og tidspunkt for kalking) bør likevel revurderes. Redusert svovelnedfall (dvs mindre sur nedbør) kan ha bidratt til at kalkmengden nå kan reduseres. Behov for kalking i forbindelse med kvikksølv i fisk må også vurderes.

Skal ønsket vannkvalitet opprettholdes og/eller forbedres i nedre del av **Trautåa** og i **Råsen** bør en ytterligere redusere tilførselen av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i boliger, institusjoner og bedrifter. Videre er det viktig at kommunen jevnlig foretar kontroll av melkerom, gjødselkjellere og siloanlegg så uhellsutslipp og eventuelle utsig fra disse blir stoppet. Det er også viktig at en over tid begrenser arealavrenning og lekkasje av næringssalter (nitrogen og fosfor) fra dyrket mark. Uttransport av næringsrike jordpartikler og næringssalter skaper bl.a. grunnlag for økt forekomst av høyere vegetasjon og kan slamme igjen bunnområder. For øvrig henvises til de forslag til tiltak som er gitt av Jordforsk (Slyngstad et al. 1994). Her blir bl.a. god gjødselplanlegging og overgang fra høst- til vårbearbeiding av jorda samt bedre rens tiltak for spredt bebyggelse nevnt som viktige tiltak.

For tiden utgjør den tette vannvegetasjonen langs **Råsens** strender og i gruntområdene problemer for brukerinteresser som friluftsbad, rekreasjon og fritidsfiske. Kreprens leveområder har også blitt forringet. Det er derfor ønskelig at vegetasjonen langs enkelte strandområder blir fjernet. Vi vil foreslå at en fjerner vegetasjonen fra noen av de områder som tidligere var helt fri eller på det nærmeste fri for høyere vegetasjon, som eksempelvis strandområdene ved Vilborg og Eng samt strandområdet i innsjøens søndre del. Videre bør en redusere vegetasjonsbeltene i områder som kan utvikles til gode krepselokalteter. En bør også kartlegge og stedsfeste områder som tidligere hadde god krepseforekomst. Her er det også ønskelig å redusere vegetasjonen så krepsen får bedre habitat.

Forslagsvis kan en prøve å fjerne eller tynne ut vegetasjonen ved en kombinasjon av beiting fra storfe og innhøsting. Flerårig høsting/fjerning vil redusere forekomsten av helofytter (bl.a. sjøsvaks).

Videre vil vi vise til de forslag til tiltak som er gitt av Erik Evenrud i "Plan for kalking og fisketiltak i Nord-Odal kommune". Her vil vi spesielt fremheve de biotopforbedrende tiltak i Trautåa (prosjekt Tjernsjøen-Råsen) og heving av vannstanden i Geddvasdammen, samt overvåking av krepsebestanden i Råsen. I følge Norges Vassdrags- og Energidirektorat (NVE) er det mulig å foreta biotopforbedrende tiltak på elvestrekningen Gjeddvatnet-Råsen.

Summary

Title: Pollution monitoring in rivers and lakes in Nord-Odal municipality.

Year: 2002

Author: Gösta Kjellberg

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4181-7

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn og hensikt

I Nord-Odal kommunes Hovedplan for avløp står det "Vannkvaliteten i vassdragene våre skal overvåkes i henhold til foreslått overvåkingsprogram, slik at publikum, politikere og kommunens administrasjon får informasjon om forurensning og hygienisk tilstand" (Hovedplan for avløp 1997).

Nord-Odal kommune har f.o.m. 2001 startet opp et kommunalt overvåkingsprogram for sine vassdrag. Et kart over alle større vassdrag i kommunen som inngår i overvåkingsprogrammet er vist i figur 1. Overvåkingsprogrammet er rullerende og har en syklus på 5 år (se vedlegg C og "Overvåkingsprogram for vannforekomster i Nord-Odal kommune i perioden 2001-2005" (Kjellberg 2001)). Det kommunale overvåkingsprogrammet må sees i sammenheng med interkommunal og nasjonal overvåkingsaktivitet som bl.a. den pågående "Glommaundersøkelsen" (se Kjellberg 2002). Programmet er også tilpasset EUs "Vanndirektiv" der det legges opp til rapportering av økologisk status i aktuelle vassdrag hvert 6 år. Den kommunale overvåkingen skal klarlegge økologisk status og eventuelle endringer av denne over tid i kommunens innsjøer, tjern, elver og større bekker. Det legges vekt på å beskrive forurensningsgraden med utgangspunkt i de biologiske forhold, og sammenholde resultatene av disse undersøkelser med de miljøkvalitetsmål som er fastsatt i kommunal og statlig regi. Forurensningsgraden blir vurdert ut fra endring av forventet naturtilstand. Med naturtilstanden menes ifølge Direktoratet for naturforvaltning og Statens forurensningstilsyn (1997) den økologiske status en ville ha forventet uten påvirkning fra menneskelige aktiviteter. Nord-Odal kommune tar sikte på å benytte "føre-var-prinsippet" og et høyt beskyttelsesnivå i forvaltningen av sine vassdrag. Datainnsamling og analyser skal gjøres etter kvalitetssikrede metoder. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) har fått i oppdrag å gjennomføre overvåkingen i perioden 2001 - 2005. Arbeidet kontraktfestes for hvert år.

Kommunen vil legge vekt på å viderefremme den kunnskapen miljøovervåkingen gir til innbyggerne, politikerne og administrasjonen.

1.2 Miljøkvalitetsmål og miljøkvalitetsnormer

I følge Direktoratet for Naturforvaltning (DN) og Statens forurensningstilsyn (SFT) (Hauan og Størset 1997) skal fastsetting av kommunale miljøkvalitetsmål for vannforekomster med tilhørende miljøkvalitetsnormer skje slik at bruken av vannforekomsten og krav til vannkvalitet fastsettes etter en helhetsvurdering der hensyn til miljø og brukerpotensialet vektlegges. For Nord-Odal kommunes vedkommende vil dette si mest mulig bevaring av naturgitt biologisk mangfold og urørt natur. Brukerinteresser som friluftsliv, rekreasjon (friluftsbad og båtliv), fritidsfiske, jordvanning og bevaring av stedegne krepse og ørretstammer er prioriterte områder for kommunen.

De kommunale miljøkvalitetsmål er gitt i "Hovedplan for avløp 1997" og hovedmålet for kommunens vassdrag er som følger:

"Storsjøen med tilhørende vassdrag skal ha vannkvalitet som tilfredsstillende kravene til bading, båtliv og fiske. Vannkvaliteten skal være av en slik karakter at naturlige fiske- og krepsebestander får oppfylt sine krav til gyte- og oppvekstbetingelser".

Videre foreligger det miljøkvalitetsmål for hvert vassdrag basert på egnethet for jordvanning, friluftsbad og fritidsfiske (se vedlegg D). Kommunens langsiktige mål innebærer også tiltak mot forurensning (kalking) og tiltak for bedret vannføring. Biotopforbedrende tiltak i gamle fløttingsvassdrag blir også vurdert (se Plan for kalking og fisketiltak i Nord-Odal kommune (Evenrud 1995)).

Konkretiserer vi de kommunale miljøkvalitetsmålene til de ulike vassdrag og de vurderingsnormer som benyttes ved overvåkingen gjelder:

- Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for bekker, som renner gjennom jordbruksområder med fast bosetting og/eller tettsteder, er at forurensningsgraden ikke skal/bør overstige den i overvåkingsrapporten benyttede forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at reproduksjonsmulighetene for lokale ørretstammer skal opprettholdes eller reetableres i de bekker som fortsatt benyttes eller som tidligere ble brukt som rekrutterings- og levelokaliteter for disse stammer. Det er viktig at mest mulig av de lokale ørretstammer i kommunen kan bevares ved naturlig rekruttering (se Garnås et al. 1996). De kommunale miljøkvalitetsmål som er satt for de forurensningsbelastede bekkene betyr at naturgitt biologisk mangfold stort sett kan bli bevart og at bekkene får en akseptabel/egnet miljøkvalitetstilstand (økologisk status) i henhold til aktuelle verne- og brukerinteresser som bevaring av biologisk mangfold, vannuttak til jordvanning, fritidsfiske, rekreasjon og resipient.
- I de større elvers hovedløp (Mørkåa/Løsetåa, Trautåa/Trøftåa, Haugsåa, Juråa/Tannåa, Austvasåa og Kugga) og småelver (Evja, Geita, Sørka, Fjellsåa, Grøn, Størja, Trøa og Songa) samt i bekker som ikke direkte berøres av lokalbettinget forurensning (her nevnt som "skogsbekker" bl.a. Søndre Sandbekken og Hanorsbekken) er det et kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål at en ikke overskrider klasse I-II (blågrønn markering). Dette er i samsvar med fastsatte interkommunale miljøkvalitetsmål som for tiden gjelder for de større tilløpselvene til Mjøsa (se Kjellberg et al. 1999).
- Miljøkvalitetsmål for innsjøene og tjernene i Nord-Odal kommune er at de mest mulig skal ha en økologisk status som er i samsvar med forventet naturtilstand dvs. at kommunen har som mål å mest mulig opprettholde og bevare naturgitt artssammensetting og produksjonsevne i disse lokaliteter. Med naturtilstanden menes den økologiske status (oligotrof tilstand) som skulle ha eksisteret i innsjøen/tjernet uten påvirkning fra menneskelige aktiviteter. Denne målsetting gjelder særlig de større innsjøene (Storsjøen, Ottsjøen, Meitsjøen, Nøklevatnet, Skurvsjøen og Sætersjøen) samt de mindre skogssjøene og tjernene. Moderat påvirkning av næringssalter (oligomesotrofe forhold) kan aksepteres i Råsen, Granerudtjernet, Ringnestjernet og Nordre Tjernet som ligger i eller påvirkes av forurensning fra jordbruksområder med spredt bosetting. Disse som kan betegnes som kulturlandskapsinnsjøer har som regel økt fiskeproduksjon og rikt fugleliv. I enkelte tilfeller (fisketomme lokaliteter) også stor forekomst av amfibier. Disse vannforekomster kan ha sjeldne/sårbare (rødliste) arter og er da spesielt verneverdige med behov for spesiell beskyttelse til tross for at de kan være noe forurensningspåvirket. Dette gjelder spesielt våtmarksområder som har utviklet seg til verdifulle fuglelokaliteter. Nord-Odal kommune har fått registrert alle disse lokaliteter m.h.p. fugleliv og eksempel på gode fuglebiotoper er bl.a. Råsen og nederste del av Trautåa (Bekken 1993). For tiden pågår registrering av biologisk mangfold i kommunens våtmarksområder (pers. med. E. Hovig).

For øvrig henvises til "Forslag til retningslinjer for kommunal fastsetting av miljømål og miljøkvalitetsnormer" som blitt utarbeidet av Direktoratet for Naturforvaltning (DN) og Statens Forurensningstilsyn (SFT) (Hauan og Størset 1997).

Da det gjelder fisk og fiske har kommunen fastsatt følgende mål: Forvalte fisken og dens livsmiljø til beste for naturen, grunneiere og den fiskeinteresserte almenhet (se "Plan for kalking og fisketiltak i Nord-Odal kommune" (Evenrud 1995)).

1.3 Utførte undersøkelser i 2001

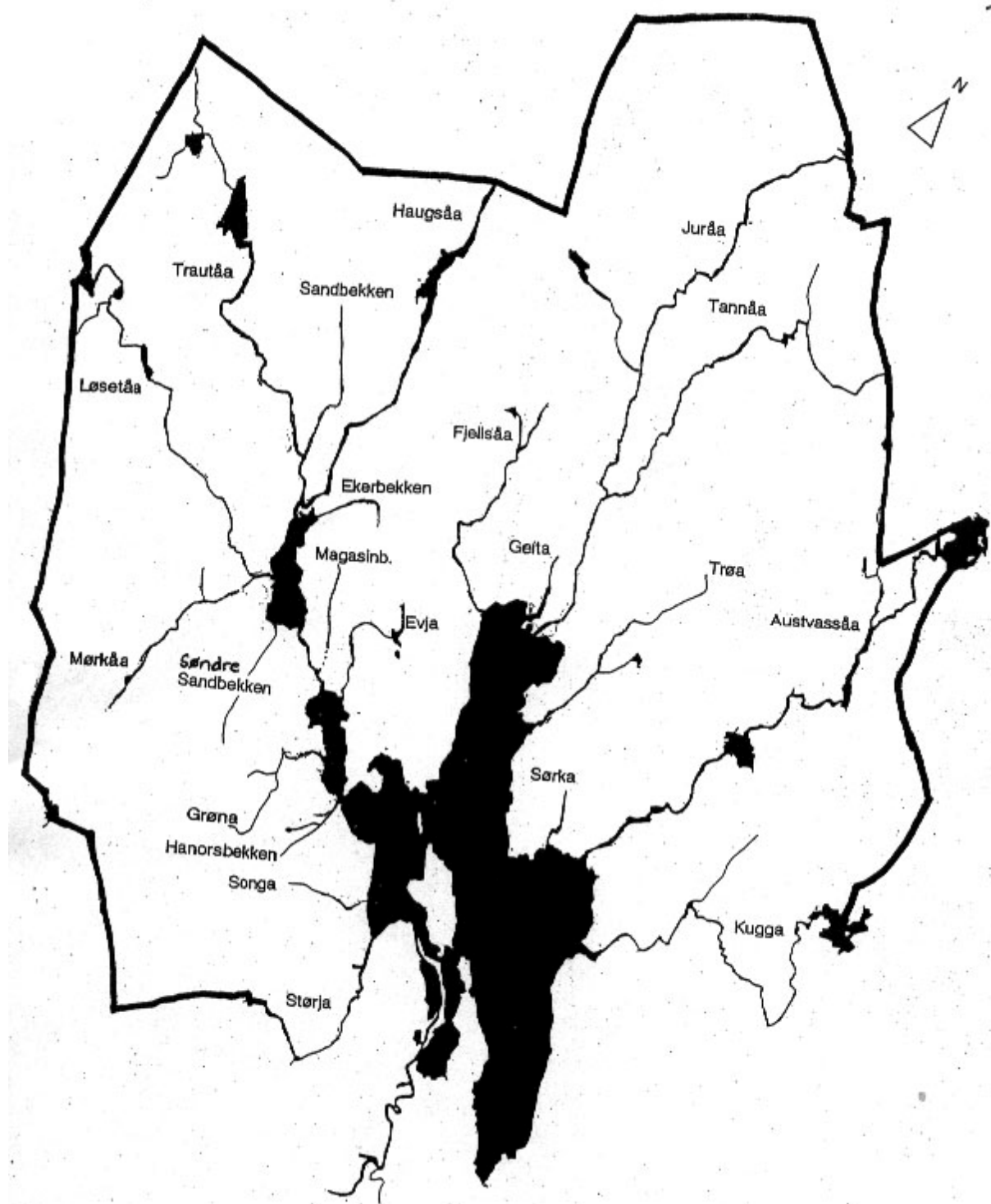
Elver og bekker.

Den 10. juli ble det foretatt generelle biologiske undersøkelser i **Trautåa** og **Søndre Sandbekken** med sidebekker. Vassdragene ligger i Nord-Odal kommunens nordvestre del og renner inn i innsjøen Råsen (se figur 1). Hensikten med undersøkelsene i 2001 var at NIVA skulle vurdere biologisk status (miljøkvalitetstilstand) samt kartlegge og visualisere forurensningssituasjonen i de nevnte vassdrag. Videre om mulig å identifisere lokale forurensningskilder. Vassdragenes resipientkapasitet skulle også vurderes og det skulle skisseres tiltak og gis tilrådinger for å bedre, eventuelt hindre en forringelse av vannkvaliteten og de biologiske forhold i vassdrag der dette syntes nødvendig. Videre skulle NIVA også vurdere andre menneskelige inngrep som har eller har hatt betydning for vassdragenes økologiske status.

Da undersøkelsene ble utført var det middels høy vannføring i Trautåa og Søndre Sandbekken. Vassdragene hadde likevel forholdsvis høy vannføring og herved økt resipientkapasitet (fortynningsevne) stort sett hele sommerperioden i 2001. Undersøkelsene gir derfor et bedre bilde av forurensningssituasjonen i Trautåa og Søndre Sandbekken enn om undersøkelsene hadde blitt utført i en periode med lav vannføring, slik metodikken for slike biologiske undersøkelser foreskriver (se vedlegg B).

Innsjøer og tjern.

I 2001 har NIVA foretatt en limnologisk undersøkelse av innsjøen **Råsen**. Her ble det tatt prøver ved tre tidspunkter i perioden juli - september. Hensikten med undersøkelsen var å klarlegge trofilitilstanden (næringsinnhold) og eventuell påvirkning av tilførsel av surt vann. Jevnt stor vanntilførsel i sommerperioden 2001 bidro til at Råsen hadde økt resipientkapasitet p.g.a. mindre oppholdstid for vannet i innsjøen dette år. Undersøkelsen gir derfor sannsynligvis et noe bedre bilde av forurensningssituasjonen (unntatt forsurings-situasjonen) i Råsen enn om undersøkelsen hadde blitt utført i en sommer med mindre nedbør. Økt vannføring vil bidra til at Råsen tilføres mer surt vann så her får vi det motsatte forhold.



Figur 1. Vassdrag som inngår i prosjekt "Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Nord-Odal kommune".

2. MATERIALE OG METODER

2.1 Generelle biologiske undersøkelser i Trautåa og Sandbekken

De biologiske undersøkelsene i Nord-Odal kommunes elver og bekker blir utført i samsvar med en metode for "Generelle biologiske undersøkelser i vassdrag" som også benyttes i overvåkingen av Mjøsas tilløpselver og tilløpsbekker (Kjellberg 1993, 1998 og Kjellberg et al. 1999). Metoden er beskrevet i vedlegg B bak i rapporten og i Kjellberg et al. (1985). De biologiske undersøkelsene skal fortrinnsvis utføres ved lav vannføring. Årsaken til dette er at i slike perioder er effektene av lokalbetinget forurensning tydeligst, samt at kilder til forurensning er lettest å identifisere. Unntak er her påvirkning av sur nedbør som har størst effekt ved høy vannføring (surstøt).

Ved de biologiske undersøkelsene bedømmer vi forhold som biologisk status, forurensningsgrad og til dels vannkvalitet ut fra feltobservasjoner av begroingsorganismer (sopp, bakterier, ciliater, begroingsalger og vannmoser), høyere vegetasjon og makrobunndyr. Vi legger særlig vekt på forekomst og eventuelt fravær av s.k. "indikator"-organismer, dvs. rentvannsorganismer eller populasjoner som er følsomme overfor forurensningstilførsler eller andre menneskelige påvirkninger. Avvik fra naturtilstanden (lite eller ikke påvirket referanselokalitet(er) eller forventet naturtilstand er viktige kriterier da vi skal vurdere påvirknings- og forurensningsgrad og bedømme økologisk status. Med forventet naturtilstand menes den biologiske status (miljøkvalitetstilstand) en ville ha hatt i vassdraget om det ikke hadde vært påvirket av menneskelige aktiviteter. Dersom avviket er stort og det biologiske mangfoldet er klart redusert betegnes vassdraget som forurenset. Der avviket er lite bruker vi benevnningen påvirket. Er høyere biologisk liv utslått betegnes vassdraget som totalskadet.

For at resultatene skal bli oversiktlige og praktisk anvendbare benyttes fire biologisk relaterte vannkvalitetsklasser (klasse I til klasse IV, se vedlegg B) for å karakterisere biologisk status (Kjellberg et al. 1985). Disse klasser 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 biologiske forhold og påvirknings- og forurensningsgrad med hensyn til påvirkning av lett nedbrytbart organisk stoff (fornætnelse/saprobiering) og næringssalter (overgjødning/eutrofiering). Eventuell giftpåvirkning og skadeeffekter av forurensning blir også vurdert. Det er også lagt vekt på fiskeforhold og hygieniske aspekter. Videre vurderer vi også biologiske effekter av andre menneskelige inngrep som har eller har hatt betydning for den økologiske status i vassdraget.

De ulike klasser og overgangssoner er markert med farger slik at forurensningssituasjonen generelt kan visualiseres på et fargekart, se figur 2 og 3 i denne rapport. Klassifiseringssystemets klasse I betegner rentvannsforhold der menneskelig forurensningspåvirkning på det biologisk liv ikke kan dokumenteres. Klasse II angir elve- og bekkestrekninger som er noe forurensningspåvirket, men der flora og fauna stort sett har arter i samsvar med de naturgitte forhold. Som regel er det økt produksjonskapasitet på disse lokaliteter og en markert økt forekomst av mer tolerante arter. Klasse III og IV angir lokaliteter som er direkte forurenset og der naturgitt biodiversitet er redusert og til dels har gått tapt. Disse elve- og bekkestrekninger har som regel synlig heterotrof begroing (s.k. "lammehaler" og lignende) og her foreligger også som regel sjenereende lukt. Disse lokaliteter oppfattes også av folk flest som forurenset.

Overgangssonene klasse I-II o.s.v. benyttes der det er vanskelig å vurdere hvilken klasse som skal velges for å karakterisere lokaliteten. For videre informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985) samt vedlegg B bak i rapporten.

Som operativ målsetting for å skille mellom akseptabel og ikke akseptabel tilstand dvs. om resipientkapasiteten/tålegrensen er overskredet eller ikke i de ulike vassdragstypene i Nord-Odal kommune gjelder:

Lokalitetstype	Målsetting = Akseptabel tilstand
Småbekker som renner gjennom jordbruksområder, og/eller områder med spredt bosetting.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. God og mindre god økologisk status.
Bekker som renner gjennom tettbygde strøk som boligfelter og minitettsteder.	Klasse II (grønn markering) eller bedre. God og mindre god økologisk status. (Elva Geita har vedtatt mål tilstandsklasse III i dag)
Bekker i skogsområder (s.k. "skogsbekker") som er lite påvirket av forurensninger.	Klasse I eller I-II (blå eller blågrønn markering). God økologisk status.
Elver.	Klasse I eller I-II (blå eller blågrønn markering). God økologisk status. (Haugsåa og øvre del av Trautåa og Juråa har målsetting som tilstandsklasse I).

Dvs. at klasse I (blå markering) og som regel klasse I-II (blågrønn markering) og i enkelte tilfeller klasse II (grønn markering) blir vurdert som akseptabel tilstand i bekker som avvanner jordbruksområder, mens klasse II-III (grønn gul markering) og klassene over anses som ikke akseptabel tilstand. Dette medfører at naturgitt biodiversitet stort sett kan bli varig opprettholdt i disse bekker, og at vi aksepterer at vi i enkelte bekker kan få en økt produksjonskapasitet i form av økt forekomst av høyere vegetasjon og til tider markert økt forekomst av påvekststalger samt økt forekomst av bunndyr og fisk. Videre at en unngår direkte forurensede bekkestrekninger med sjenerende lukt p.g.a. forråtnelsesprosesser med synlig forekomst av heterotrofe organismer (s.k. "lammehaler" og lignende). Bekkene vil da kunne opprettholde biologiske forhold som er i nært samsvar med rentvannsforhold og visuelt av folk flest oppfattes som reine. I ikke eller lite forurensningspåvirkede bekker (s.k. "skogsbekker") samt i elvene der fortykningsevnen dvs. resipientkapasiteten er større settes det strengere krav. Her bedømmes forurensningsklasse II og klassene over som ikke akseptabel tilstand dvs. at resipientkapasiteten har blitt overskredet (se også kap. 1.2 Miljøkvalitetsmål).

2.2 Limnologisk undersøkelse i Råsen

Prøvene i Råsen er tatt ved en stasjon plassert i innsjøens nordre del ved det antatt dypeste området. Her ble det registret dyp på ca. 10 meter.

Fysisk-kjemiske undersøkelser.

Den 17. juli, 16. august og 14. september ble det tatt vannprøver. Prøvene er tatt som blandprøve fra sjiktet 0-5 meter. Disse prøver er analysert for: totalfosfor (Tot-P), totalnitrogen (Tot-N), alkalitet, pH, fargetall, total innhold av organisk karbon (TOC) og konduktivitet. Hensikten med dette analyseprogrammet var å fastslå konsentrasjonsnivå og variasjonsbredde av stoffer som har betydning for produksjonsforholdene i Råsen. Videre for å vurdere bufferevnen mot tilførsel av surt vann. Spesiell vekt har blitt lagt på fosforkonsentrasjon, humusinnhold (vurdert ut fra fargetall og TOC) samt pH og alkalitet. Samtidig med prøveinnsamlingen ble vanntemperatur (i en vertikalserie) og siktedyp målt. Vannfargen visuelt vurdert mot sikteskiven ble også notert og blir omtalt som farge.

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 Størset 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 raskt kunne gi signifikante endringer i planktonsamfunnet. 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 en innsjøes økologiske status og eventuelle utvikling over tid.

Det ble i Råsen tatt ut planteplanktonprøver som blandprøve fra sjiktet 0 – 5 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 eller biomasse (mm³ eller gram våtvekt) pr. m³, og klorofyllkonsentrasjonene blir angitt som µg tot. klorofyll-a/l.

Kunnskap om planteplanktonets artssammensetning og volum eller 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 vedlegg B). 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 aktiviteter. Der vi har vurdert trofinivå (dvs. om innsjøene skal vurderes som oligotrofe, mesotrofe eller eutrofe) samt grad av forurensning ved eventuell overgjødning har vi lagt størst vekt på resultatene fra planteplanktonprøvene.

Krepsdyrplankton.

I Råsen ble det samlet inn kvalitativt dyreplanktonmateriale som vertikale håvtrekk ved hjelp av en planktonhåv med 60 µm håvduk. Disse prøver ble tatt ved samme sted og på samme tidspunkt som de øvrige prøver. Dvs. at det ble samlet in håvtrekk den 17. juli, 16. august og 14. september. Hjuldyrene (*Rotifera*) er bestemt til art eller slekt, mens krepsdyrene (*Crustacea*) i hovedsak 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 vannløpper tilhørende slektene *Daphnia* og *Bosmina*. Vi har da brukt de arter som hadde størst forekomst på sensommeren.

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 når 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 (Løvik i Kjellberg et al. 1999). Dette systemet tar utgangspunkt i relasjonen mellom middellengden av voksne (eggbærende) hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* *Daphnia* er styrende art der disse finnes. Planktonspisende fisk utgjør som regel en strukturerende faktor på krepsdyrsamfunnet. Økt predasjonspress gir minnet individstørrelse og overgang mot dominans av mer småvokste arter (se appendix og Brandrud et al. 1996).

2.3 Tidligere undersøkelser i de undersøkte vassdrag

Vannkvaliteten i **Trautåa** har blitt undersøkt i perioden 1990 - 1994. I 1990, 1991 og 1992 har Nord-Odal kommune tatt ut vannprøver. Disse er analysert for pH, turbiditet, ledningsevne, nitrat, totalfosfor, jern, fargetall og KOF. Det ble også analysert for innhold av termotolerante bakterier (Hovig 1995). I 1994 ble det av NIVA foretatt en generell biologisk undersøkelse supplert med vannprøver. Vannprøvene ble analysert på følgende parametre: pH, alkalitet, nitrat, total-fosfor og fargetall. Ved den gamle fyllplassen (Slettholen) ble det også analysert for krom. Videre ble det analysert for termotolerante koliforme bakterier og fekale streptokokker. Undersøkelsen ble foretatt i begynnelsen av juli ved lav vannføring.

Nedre del av Trautåa ble i begynnelsen av 1990-åra vurdert som lite til moderat påvirket av næringssalter mens den øvre del av vassdraget var ubetydelig påvirket av lokalbettinget forurensning. Unntak var her en kortere elvestrekning like nedstrøms den gamle søppelplassen ved Slettholen der elva var noe påvirket av utsig av jernforbindelser. Videre var elva forsuret (Hovig 1995). Lav pH med pH-verdier < 5,5 har blitt registret ved høy vannføring i våravsmeltingen og på høsten (Hovig 1995). Til tider var også elva noe påvirket av fersk fekal forurensning.

For øvrig viste resultatene fra undersøkelsene at Trautåa hadde svakt surt humusrikt vann med lavt saltinnhold. Dvs forhold som var i samsvar med forventet naturtilstand.

Sandbekken som har utløp i Trautåa og kommer fra Vatningmyra var tidligere markert påvirket av næringsstoffer sannsynligvis via kloakkutslipp (fosfor), men også fra dyrket mark (nitrogen). Bekken var ikke forsuret og hadde forekomst av bunndyr og begroingsalger som er følsomme for forurensning. Det var også anlagt en fiskedam like ved bekken (Hovig 1995). Det var bra ørretfiske i Sandbekken helt ut i 1960-åra. Under krigen og på 1950-tallet ble det tatt mye ørret i bekken, men etter at Vatningmyra ble grøftet, og Sandbekken ble mer utsatt for tørrlegging, har fisket gått kraftig tilbake.

Det har tidligere ikke blitt utført undersøkelser i **Sandbekken** som renner ut i Råsens søndre del. Denne bekk benevnes i rapporten som **Søndre Sandbekken**.

Sommeren 1988 ble det tatt kjemiske og biologiske prøver i **Råsen** i forbindelse med en landsomfattende undersøkelse av trofittilstanden i 355 innsjøer i Norge som NIVA har gjennomført på oppdrag av SFT (Faafeng et al. 1990). Videre har Nord-Odal kommune tatt vannprøver i innsjøen i 1991, 1992 og 1993. Disse prøver er analysert for pH, turbiditet, ledningsevne og fargetall (Hovig 1995). Det foreligger også pH-målinger fra 1969 og 1988 (Evenrud 1995). I forbindelse med en undersøkelse av krepsbestanden i Sollauståa (Taugbøl 1993, 1994) så ble det også tatt kjemiske vannprøver som ble analysert for følgende parametre: pH, alkalitet, nitrat, total-fosfor og fargetall. Sollauståa er vassdraget som ligger mellom Råsen og Storsjøen.

Foreliggende talmateriale viser at Råsen i 1969, i slutten av 1980-åra og i begynnelsen av 1990-tallet hadde svakt surt humusrikt vann med lavt saltinnhold. Innsjøen var sannsynligvis noe påvirket av sur nedbør samt påvirket av økt tilførsel av næringssalter (oligomesotrof tilstand). Videre at innsjøen til tider var moderat påvirket av fersk fekal forurensning.

Lag, foreninger og enkeltpersoner i samarbeide med kommunen gjennomførte i 1990 en "pH-dugnad". Det ble da målt pH i vannprøver samlet inn fra 47 lokaliteter spredt i hele kommunen. Resultatene er gitt av Evenrud (1995). Evenrud har også stilt sammen alle tidligere måleresultater av pH og alkalitet fra vann og vassdrag i Nord-Odal kommune (se Plan for kalking og fisketiltak i Nord-Odal kommune).

3. RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Generelle biologiske undersøkelser i Trautåa og Sandbekken

Mål.

Hensikten med de biologiske undersøkelsene i Trautåa og Sandbekken i 2001 var å:

- Klarlegge forurensningssituasjonen i hovedvassdragene (inklusive innsjøer og tjern) samt i tilrennende større bekker. Det skulle utarbeides fargekart som visualiserte vannkvalitetsklasse, forurensningsgrad og biologisk status i de ulike vassdragsavsnitt ved befaringsstidspunktet. Undersøkelsen av Trautåa gjelder bare den del av vassdraget som ligger i Nord-Odal kommune.
- Lokalisere og vurdere (finne årsaken til) åpenbare forurensningskilder. Der det var potensielle forurensningskilder av betydning (bl.a. i jordbruksområder) skulle også mindre bekker befares.
- Vurdere resipientkapasiteten i hovedvassdragene.
- Gi forslag til avbøtende tiltak og andre tilrådinger om dette var nødvendig.

Metodikk og omfang av undersøkelsene.

Beskrivelse av metodikk og vurderingsnormer som NIVA har brukt ved den biologiske undersøkelsene i Trautåa og Sandbekken er gitt i kapittel 2 og i vedlegg B.

3.1.1 Trautåa

Bakgrunnsdata.

Naturlig nedbørfelt: ca. 108,5 km².

Årlig middelavrenning (isohydat): 12-14 l/s km².

Fiskeforekomst: bekkeniøye, ørret, gjedde, abbor, lake, mort og ørekyte. I den nederste delen finnes også kreps og steinsmett samt til tider laue og brasme som vandrer opp fra Råsen.

Berggrunnen består i hovedsak av de prekambriske grunnfjellsbergartene odalsgranitt og solørgneis. Lokalt finnes små forekomster av amfibolitt og glimmerskifer som f.eks. ved Bergsjøen og Trautskogen. Nedbørfeltet består således i hovedsak av bergarter som har liten evne til å motstå forsuring.

De deler av vassdraget som avvanner områder der berggrunnen i hovedsak består av gneis og granitt er negativt påvirket av sur nedbør. Sannsynligvis er det såkalte "surstøt" ved høy vannføring, særlig i forbindelse med snøsmeltingen som gir de største skadeeffektene (se Bækken et al. 1999). For tiden blir Litlersjøen, Knuksjøen, Gransjøen og Bergsjøen kalket i forbindelse med kalkningsplan Hedmark (se Linløkken 1989 og Qvenild 1995).

Trautåa, som er ca. 20 km lang og er den nest største elva i Nord-Odal kommune, har et nedbørfelt som strekker seg innover Stangedelet både på nord- og vestsida. Nedbørfeltet inneholder flere myrer, tjern og innsjøer. På Stangesiden bl.a. Spetalsjøen, Bergsjøen og Hersjøen. I Nord-Odal kommune finnes bl.a. Tjernsjøen, Rundsjøen, Gjeddvatnet og Lognsjøen. Elva drenerer i hovedsak skog og myrområder, men i de nederste sju, åtte kilometerne renner åa gjennom et større jordbruksområde med spredt bosetting, før elva renner gjennom våtmarksområdet i nordenden av Råsen og sammen med Haugsåa ut i Råsen. Også i elvas øvre del er det noe jordbruksaktivitet ved Tjernli og Trautskogen. Her er det også hyttebebyggelse (ca. 50 hytter). Det ble foretatt omfattende myrgrøfting i elvas øvre

deler like etter krigen og på 1950- og 1960-tallet. Dette har påvirket vannregimet så elva idag er mer flompåvirket samt at det blir lavere vannføring i tørrværsperioder. Trautåa/Trøftåa ble tidligere brukt til tømmerfløting, og langs flere strekninger av elva er elveleiet kanalisert og elvebunnen utjevnet. Dette har bl.a. medført dårligere levevilkår for bl.a. ørreten.

Det er i hovedsak den nedre del av åa som berøres av lokale forurensninger og potensielle forurensningskilder er i første rekke utsig av kloakk og gråvann fra separatanlegg i den spredte bosettingen. Videre også episodiske utslipp (s.k. uhellsutslipp) og utsig fra gjødselkjellere, melkerom og siloer samt avrenning (jordpartikler, sand, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Videre er også den nedlagte kommunale fyllplassen ved Slettholen en potensiell forurensningskilde. Jordbruksaktiviteten i den øvre del av vassdraget ved Tjernli og Trautskogen er for tiden liten og har sannsynligvis liten betydning for vannkvaliteten i elva.

Forurensningseffekter som økt forekomst av påvekstalger, vannmoser og høyere vegetasjon (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning), og tilslamming (habitatforringelse) står her sentralt og er viktige vurderingskriterier. Ved den nedlagte fyllplassen er det risiko for utsig av jernforbindelser og miljøgifter (tungmetaller og organiske mikroforurensninger).

Resipientkapasiteten i vassdraget vil minke og skadeeffektene av nevnte forurensninger vil kunne øke ved redusert vannføring.

De viktigste brukerinteresser er fritidsfiske, friluftsbad og rekreasjon samt vannuttak til jordvanning. Vassdraget er også viktig drikkevannskilde for vilt og bufe.

Tidspunkt for undersøkelsen.

Undersøkelsen i Trautåa-vassdraget ble foretatt den 10. juli 2001. Vassdraget hadde da lav til middels stor vannføring. Det bør her nevnes at Trautåa hadde forholdsvis rikelig med vann i hele sommerperioden 2001, noe som skyldes mye og jevnt fordelt nedbør. Stor vannføring gir økt fortynningskapasitet noe som i stor grad har gitt vassdraget økt resipientkapasitet. De generelle biologiske undersøkelsene utføres, som nevnt i vedlegg B, fortrinnsvis i vegetasjonsperioden etter en lengre periode med lav vannføring. Årsaken til dette er at i slike perioder er resipientkapasiteten (fortyningsevnen) lav og de biologiske effekter av lokalbetenget forurensning blir mer synlig samt at kilder til forurensning er lettere å identifisere. Her utførte undersøkelse gir derfor et noe bedre bilde av forholdene i nedre del av Trautåa enn om undersøkelsene hadde blitt utført i en periode med lav vannføring eller i en mer "normal" sommer.

Resultater og kommentarer.

Resultater fra den biologiske undersøkelsen i Trautåa-vassdraget inklusive Sandbekken er gitt i nedenstående punkter, samt visualisert i figur 2.

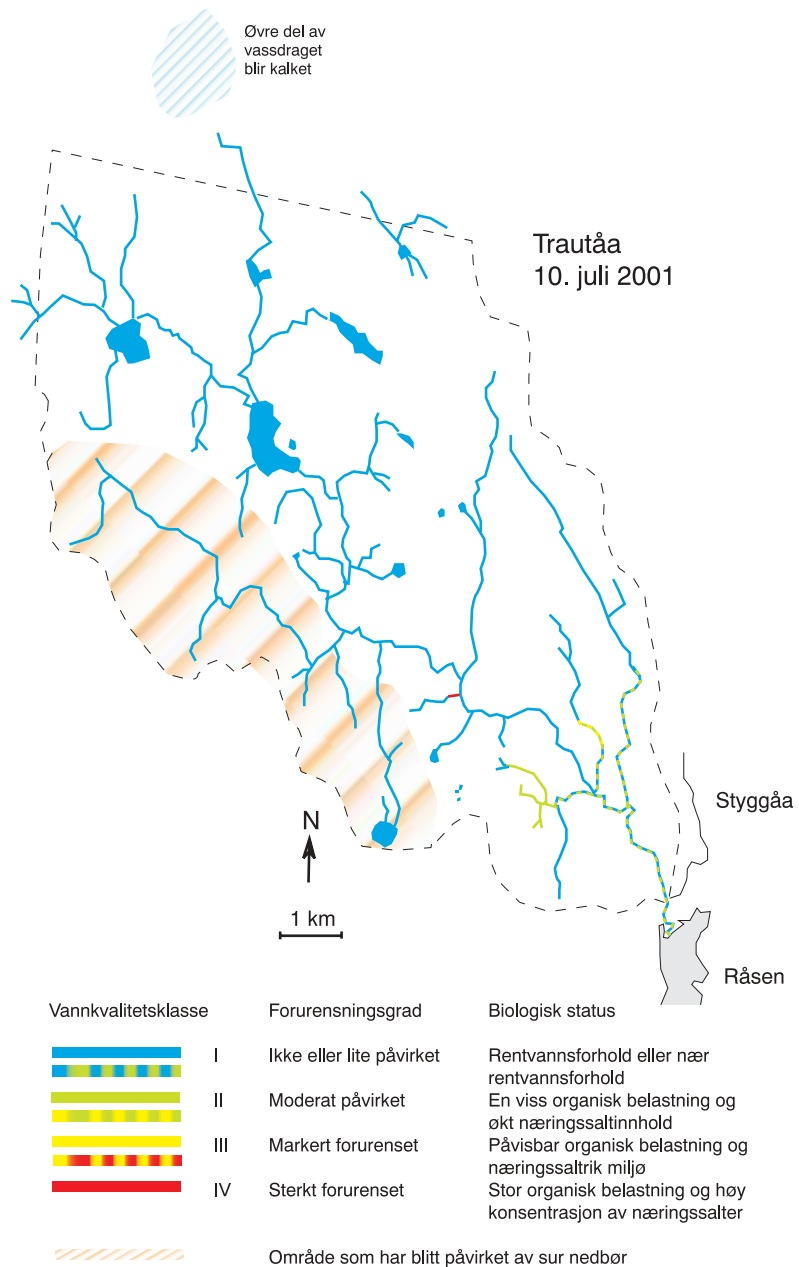
- Den del av hovedvassdraget (Hersjøelva og Trautåa) som ligger nord for Rovelstad, og i hovedsak drenerer skogområder, samt øvre del av Sandbekken, hadde i begynnelsen av juli 2001 rentvannskaraktter (Forurensningsklasse I) med en flora og fauna i samsvar eller nært samsvar med forventet naturtilstand. Dette var også situasjonen i de større bekker som drenerte skogområdene i nordre og østre del av nedbørfeltet. I disse vassdrag ble det heller ikke observert elve- og/eller bekkestrekninger med unormalt stor forekomst av påvekstalger (s.k. "grønnske problematikk").
- Flertallet av de skogbekker som drenerer den vestre del av nedbørfeltet var likevel forsuret og her ble det ikke funnet levedyktige bestander av forsurningsfølsomme organismer. Langs enkelte bekkestrekninger var det også stor forekomst av trådformete grønnalger (s.k. "grønnske").

- Ved den nedlagte kommunale fyllplassen ved Slettholen var Trautelva lokalt påvirket av jernforbindelser som dekket det meste av elvebunnen langs en ca. 100 meter lang strekning. Det ble likevel ikke påvist forhold som indikerte eller viste at jernutsiget fra fyllplassen forårsaket gifteffekter på flora og fauna. Dette var i samsvar med tidligere registreringer (se Hovig 1995).
- I nedre del av Trautåa-vassdraget, der elva renner gjennom jordbruksområder, var åa noe påvirket av økt tilførsel av næringssalter (Forurensningsklasse I-II). Dette gjaldt også nedre del av Sandbekken. Her var det økt forekomst av påvekstalgler og der det var god lystilgang (mye sol) var det på flere lokaliteter masseforekomst av trådformete grønnalger. På mer stilleflytende strekninger var det også stor forekomst av høyere vegetasjon. Enkelte strekninger var markert påvirkede av jordpartikler som dekket bunnen i kulper og på mer stilleflytende partier. Det ble likevel ikke observert direkte forurensede elve- eller bekkestrekninger (Forurensningsklasse II-III og høyere), dvs. strekninger og lokaliteter med synlig heterotrof begroing og vond lukt. Fiskedammen som ligger ved Sandbekken like ved Rovelstad synes ikke å påvirke vannkvaliteten i bekken i noen større grad.
- De undersøkte småbekkene som drenerer jordbruksområder og større beiteområder var moderat til sterkt påvirkede av jordpartikler som dekket bunnen i kulper og på mer stilleflytende partier. Som regel var de også noe overgjødslet (Forurensningsklasse I-II, II og II-III) og hadde lokalt (der det var god lystilgang) stor forekomst av påvekstalgler. Det ble likevel ikke observert direkte forurensede bekkestrekninger med synlig heterotrof begroing og vond lukt. Det ble heller ikke oppdaget noe synlig punktutslipp.
- Resipientkapasiteten i Trautåa-vassdragets elver og større bekker bedømmes stort sett som akseptabel da vannføringen er i samsvar med forholdene i 2001. Ved lav vannføring vil sannsynligvis resipientkapasiteten bli overskredet langs enkelte bekkestrekninger i vassdragets nedre del. Dette gjelder deler av bekken som renner forbi Østby og Trauten samt bekken som drenerer området ved Rovelstad. Sandbekken har for tiden sannsynligvis tilstrekkelig resipientkapasitet også ved lav vannføring. Problemet i Sandbekken er at bekkens øvre del nærmest tørker ut i perioder med lite nedbør.
- En forutsetning for at Trautåa og de større tilrennende bekker (særlig Sandbekken) skal kunne opprettholde akseptabel vannkvalitet og biologiske forhold samt tilstrekkelig resipientkapasitet er at forurensningstilførslene ikke øker. Det er derfor viktig at det foretas effektivt vedlikehold og forbedringer av de forurensningsbegrensende tiltak som allerede er gjennomført i nedbørsfeltet. Det er blant annet ønskelig at en mest mulig reduserer avrenning av næringssalter og jordtransport fra dyrket mark. Videre er det viktig at de deler av vassdraget som blir benyttet til jordvanning sikres nødvendig minstevannføring. Det er også ønskelig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå episodiske utslipp (s.k. uhellsutslipp) og utsig fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse og bedrifter, samt fra melkerom, gjødselkjellere og siloanlegg. Tilførselen av næringssalter, husdyrgjødsel, sprøytemiddelrester samt sand og jordpartikler til vassdraget fra dyrket mark (jorderosjon) bør reduseres mest mulig (se også Slyngstad 1994, og "Hovedplan for avløp 1998-2001). Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning enn at en sikrer en så stor vannføring at levevilkårene for fisk blitt opprettholdt i de fiskeførende deler av vassdraget. Kantvegetasjonen må i størst mulig grad spares/vernes. Kantvegetasjonen bidrar bl.a. til å redusere forurensningstilførsler. Videre bidrar den til å øke produksjonspotensialet i vassdraget ved å tilføre vannet organisk stoff (allokton materiale). Kantvegetasjonen gir også skyggeeffekter. Behov for biotopforsterkningstiltak bør også klarlegges. Biotopforbedring vil bidra til bedre gyte- og oppvekstvilkår, økt fødeproduksjon og tilstrekkelig med skjulesteder og hvileplasser for særlig ørreten (se Evenrud 1995). Videre vil biotopforbedrende tiltak skape en bedre fiskeelv og øke mulighetene til fritidsfiske. Mange av forbygningene som ble skapt da elva ble benyttet til fløting

er i dag verdifulle kulturminner. Dette må det tas hensyn til ved vurdering av de biotopforbedrende tiltak. Ifølge Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) så kan det gjennomføres tiltak på strekningen fra Gjeddvatnet til Råsen (Hamarsland et al. 2001). Det er videre viktig at alle veikulverter og veibruer er utformet så det ikke etableres varige vandringshinder for fisk som skal kunne vandre opp i hovedelva og i aktuelle bekker.

- Biologisk mangfold bør kartlegges, og eventuelt behov for spesiell beskyttelse vurderes.
- Innsamling av hygienisk bakteriologiske og vannkjemiske prøver bør inngå i en fremtidig undersøkelse/overvåking.

Jevnfører vi forurensningssituasjonen i Trautåa og Sandbekken i 2001 med de forhold som ble registrert i 1994 (Hovig 1995) så har det ikke skjedd noen nevneverdige forandringer i Trautåa, mens forholdene i Sandbekken er blitt klart bedre.



Figur 2. Forurensningssituasjonen i Trautåa i juli 2001 vurdert ut fra biologiske forhold.

3.1.2 Søndre Sandbekken

Bakgrunnsdata.

Naturlig nedbørfelt: ca. 8,2 km².

Årlig middelvrenning (isohydat): 13 l/s km².

Fiskeforekomst: I selve bekken finnes til tider ørret og ørekyte og i Svarttjernet er det abbor.

Berggrunnen i nedbørfeltet er dominert av de prekambriske grunnfjellsbergartene odalsgranitt og solørgneis. Dette er bergarter som gir liten evne til å motstå forsuring og Søndre Sandbekken har derfor blitt negativt påvirket av sur nedbør. Sannsynligvis er det såkalte "surstøt" ved høy vannføring, særlig i forbindelse med snøsmeltingen som gir de største skadeeffekter (se Bækken et al. 1999).

Søndre Sandbekken har sitt utspring i skogområdet syd for Råsen og renner ut i Råsens søndre del ved Nybakk. Bekken er ca. 5,5 km lang og i vassdragets øvre del ligger Svarttjernet. Svarttjernet benyttes som drikkevannskilde. For øvrig finnes det ikke innsjøer eller tjern i vassdraget. Søndre Sandbekken drenerer skogområder som ligger i bratt terreng. Det er lite myr i området. Disse forhold gjør at bekken er flomutsatt og har raskt stigende og stor vannføring ved snøsmelting og i nedbørrike perioder og meget lav vannføring i tørrværsperioder. I lengre tørkeperioder på sommeren kan deler av bekken bli helt tørrlagt. Uttak av drikkevann fra Svarttjern bidrar til å redusere vannføringen i Sandbekken.

Søndre Sandbekken er i liten grad påvirket av lokale forurensningskilder, men er markert påvirket av sur nedbør. Unntak er den aller nederste del av bekken som renner gjennom dyrket mark. Her kan bekken tilføres næringsalter, sand- og jordpartikler samt fekal forurensning fra arealavrenning og til tider beitedyr. Videre kan vi nevne at det går en vei like ved bekken langs en betydelig strekning av vassdraget. I snøsmeltingsperioden og i perioder med mye nedbør tilføres sannsynligvis bekken sand fra veien.

Forurensningseffekter som igjenslamming (habitatforringelse) samt økt forekomst av påvekstalger (overgjødning) og økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) i bekkens nederste del står sentralt og er viktige vurderingskriterier. Det ligger en badeplass i Råsen like øst for bekketløpet.

Den viktigste brukerinteressen i Søndre Sandbekken er at Svarttjern blir brukt til drikkevannskilde. Vassdraget er også viktig drikkevannskilde for vilt og bufe. Videre blir Søndre Sandbekken noe brukt til fritidsfiske og rekreasjon.

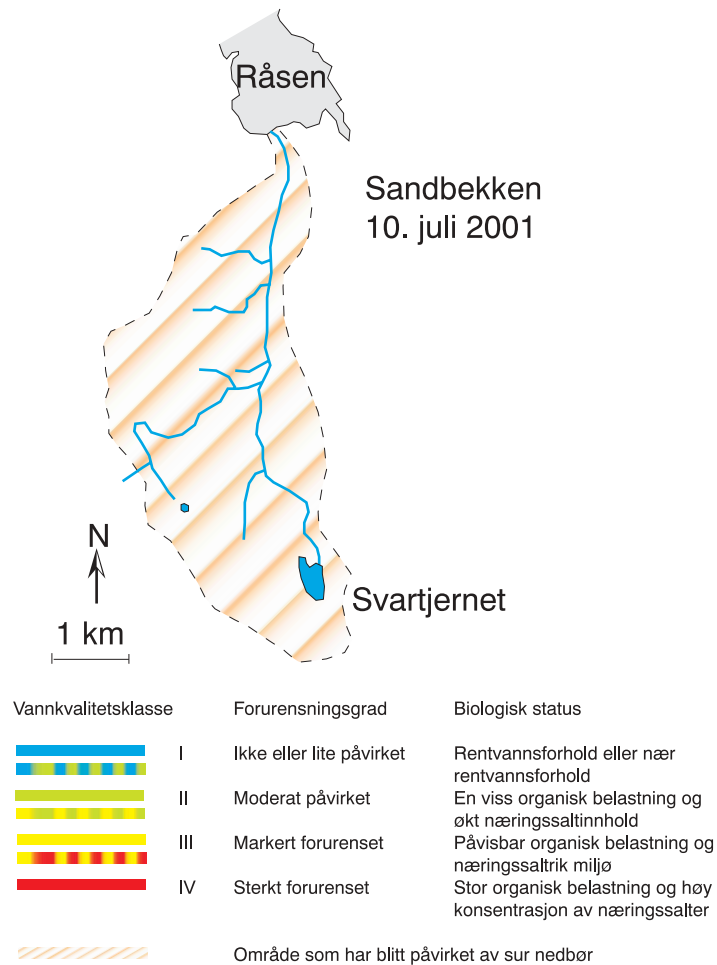
Tidspunkt for undersøkelsen.

Undersøkelsen i Søndre Sandbekken ble foretatt den 10. juli 2001. Sandbekken hadde da lav til middels stor vannføring. Det bør her nevnes at bekken hadde forholdsvis rikelig med vann i hele sommerperioden 2001, noe som skyldes mye og jevnt fordelt nedbør. Stor vannføring gir økt fortynningskapasitet noe som i stor grad har gitt vassdraget økt resipientkapasitet. De biologiske undersøkelsene utføres, som nevnt i vedlegg B, fortrinnsvis i vegetasjonsperioden etter en lengre periode med lav vannføring. Årsaken til dette er at i slike perioder er resipientkapasiteten (fortynningsevnen) lav og de biologiske effekter av forurensning blir mer synlig samt at kilder til forurensning er lettere å identifisere. Her utførte undersøkelse gir derfor et noe bedre bilde av forholdene i nedre del av bekken enn om befaringen hadde blitt utført i en periode med lav vannføring eller i en mer "normal" sommer.

Resultater og kommentarer.

Resultater fra den biologiske undersøkelsen i Søndre Sandbekken er gitt i nedenstående punkter, samt visualisert i figur 3.

- Søndre Sandbekken hadde i begynnelsen av juli 2001 rentvannskarakter (Forurensningsklasse I). Flora og fauna var likevel påvirket av sur nedbør og det ble bare registrert levedyktige bestander av forsuretolerante organismer. Dvs. at vassdraget hadde en flora og fauna som ikke var i samsvar med forventet naturtilstand. Bl.a. fant vi ikke døgnfluenymfer tilhørende slektene *Baetis* og *Heptagenia*. Dette var også situasjonen i de tilrennende bekker.
- Det ble ikke observert bekkestrekninger med unormalt stor forekomst av påvekstalger (s.k. ”grønne problematik”).
- I Søndre Sandbekkens nederste del der bekken renner gjennom dyrket mark var bekken påvirket av jordpartikler som dekket bunnen i kulper og i mer stilleflytende partier.
- Ser vi bort fra at Søndre Sandbekken er forsuret så bedømmes resipientkapasiteten som god og fullt akseptabel når vannføringen er i samsvar med forholdene i 2001. Sannsynligvis er likevel resipientkapasiteten ikke tilstrekkelig i bekkens aller nederste del i perioder med lav vannføring.
- En forutsetning for at Søndre Sandbekken skal kunne få tilbake og kunne opprettholde akseptabel vannkvalitet og nær naturgitte biologiske forhold er at den ikke tilføres forurensninger og at bekken blir kalket. Sannsynligvis er det ikke forsvarlig å kalke et så tørkesvakt vassdrag som Søndre Sandbekken. Søndre Sandbekken kan derfor brukes som et referansevassdrag i forbindelse med studie av forurensningsutviklingen i området. Det er viktig at det foretas effektivt vedlikehold og forbedringer av de forurensningsbegrensende tiltak som allerede er gjennomført i bekkens nederste del. Det er bl.a. ønskelig at en mest mulig reduserer avrenning av næringssalter og jordtransport fra dyrket mark (se også Slyngstad 1994 og ”Handlingsplan for avløp 1998-2001). Behov for biotopforsterkningstiltak bør også vurderes om vannkvaliteten blir bedre. Dvs om bekken blir mindre forsuret. Kantvegetasjonen må i størst mulig grad spares/vernes. Det er videre viktig at alle veikulverter og veibruer er utformet så det ikke etableres varige vandringshinder for fisk som skal kunne vandre opp i hovedelva og i aktuelle bekker.
- Søndre Sandbekkens betydning som gyteplass for fisken i Råsen bør klarlegges.
- Innsamling av vannkjemiske prøver for bestemmelse av pH, alkalitet, fargetall og TOC bør inngå i en fremtidig undersøkelse om Søndre Sandbekken blir etablert som et referansevassdrag.



Figur 3. Forurensningssituasjonen i Sandbekken i juli 2001 vurdert ut fra biologiske forhold.

3.2 Vannkvalitet og trofi grad i Råsen

3.2.1 Bakgrunnsdata

Råsen er en grunn humusrik skogssjø med et areal på 2,13 km². Store områder av innsjøen er ikke dypere en 4-5 meter og største registrerte dyp er på 12 meter (pers. med. Knut Flikkerud). NVE oppgir maksimalt dyp på 11,5 meter (dybdekart utarbeidet av NIVA og NVE finnes i vedlegg E). Vannvolumet er ved normalvannstand 11,19 mill. m³. Tre elver (Trautåa, Haugsåa og Mørkåa og flere bekker renner inn i innsjøen. Råsen har i lengre tid blitt overgjødset og det har utviklet seg tette vegetasjonsbelter langs strendene og på grunnere partier. Innsjøen har derfor i dag mer preg av å være en kulturlandskapsjø der det som regel også er et rikt fugleliv. Noen større algeoppblomstring har likevel ikke blitt observert i innsjøen (pers. med. Knut Flikkerud). Før det ble kalket i Trautåa og Haugsåa var Råsen noe påvirket av sur nedbør. Dette var også forholdene i Sollautåa som utgjør Råsens utløp til Storsjøen (Taugbøl 1993,1994). Nedbørfeltet består av skog og myrområder samt jordbruksområder med spredt bebyggelse, med særlig konsentrasjon ved Rovelstad og Rud/Verkensgrenda. Det meste av jordbruksarealet ligger like ved innsjøen på Råsens østside. Berggrunnen i nedbørfeltet består av de prekambriske grunnfjellsbergartene odalsgranitt og solørgneis, mens løsmassene like ved Råsen består av marin leire (Evenrud 1995). I følge Evenrud (1995) finnes det elveniøye, gjedde, lake, abbor, hork, laue, brasme, mort, ørekyte, steinsmett og enkelte ørret i Råsen. Sannsynligvis er det høy konsentrasjon av metyl-kvikksølv i stor lake, abbor og gjedde p.g.a. at Råsen tilføres mye humusstoffer. Det var tidligere også relativt stor forekomst av krepse i innsjøen (Evenrud 1995). Krepsebestanden har kraftig minket i den senere tid (pers. med. k. Flikkerud). Råsen blir for tiden brukt til jakt, fritidsfiske og i viss utstrekning også til friluftsbad. Det er likevel vanskelig å fiske og bade da det meste av strandkanten er lite tilgjengelig p.g.a. tette vegetasjonsbelter Det er en badeplass ved utløpet av Søndre Sandbekken (litt østenfor), det er også adkomst fra nord-øst langs Ekerbekken, med fiskemuligheter. Det ligger ifølge kartblad 2015 IV ca 10 hytter like ved innsjøen.

3.2.2 Forurensningskilder

Råsen blir via tilløpselvene og det nærliggende jordbruksområdet tilført forurensninger fra spredt bebyggelse, industribedrifter og jordbruksaktiviteter. Potensielle forurensningskilder er i første rekke utsig av kloakk og gråvann fra separatanlegg i den spredte bosetting og fra bedrifter og institusjoner. Videre også episodiske utslipp (s.k. uhellsutslipp) og utsig fra gjødselekkjellere, melkerom og siloer samt avrenning (jordpartikler, sand, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Nær 10000 dekar jordbruksareal ligger i nedbørfeltet til Råsen. Arealet drives hovedsaklig som åker til kornproduksjon. For mer inngående informasjon henvises til Slyngstad et al. (1994).

Forurensningseffekter som økt forekomst av planteplankton i de frie vannmasser og påvekststalger og høyere vegetasjon langs strendene og i grunnere partier (overgjødning/eutrofiering), samt økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning), og tilslamming av bunnområder (habitatforringelse) står her sentralt og er viktige vurderingskriterier.

3.2.3 Miljøkvalitetsmål

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Råsen er at innsjøen skal ha akseptabel vannkvalitet for rekreasjonsformål og da spesielt for fritidsfiske og friluftsbad. Det er ønskelig at krepsebestanden mest mulig kan bli reetablert. Videre skal vannkvaliteten være av en slik karakter at de naturlige fiske- og krepsebestander får oppfylt sine krav til gyte- og oppvekstbetingelser. Det er også ønskelig med tiltak som kan redusere kvikksølvnivået i fisken. Videre bør Råsen være et viktig innslag "naturperle" i landskapet og bevares som en viktig fuglelokalitet (våtmarksområde). En viss næringssalttilførsel og herved økt produksjonspotensiale utover den naturgitte kan derfor aksepteres. Dvs. at en kan akseptere at Råsen er noe næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand, dvs noe påvirket av næringssaltforurensning tilsvarende blågrønn kartmarkering (Forurensningsklasse I-II).

3.2.4 Resultater og vurderinger fra undersøkelsene i 2001

Primærdata fra Råsen i 2001 er sammenstilt i tabeller i vedlegg A bak i rapporten.

Mål.

Hensikten med undersøkelsen i Råsen i 2001 var å klarlegge innsjøens næringsstatus (trofitilstanden). Videre å vurdere om innsjøen var negativt påvirket av tilførsler av surt vann.

Vanntemperatur.

Vanntemperaturen som ble registrert i Råsen er vist i tabell 1. Råsen er grunn og til tider sterkt vindpåvirket. Dette fører til at en stor del av vannmassen ofte sirkulerer og det er bare i perioder med varmt vær og lite vind det etableres en mer markert temperatursjiktning. I slike varme og vindstille perioder blir temperaturen i overflatevannet godt over 20 °C.

Tabell 1. Vanntemperatur (°C) i Råsen i sommeren 2001.

Dyp	Dato	17. juli	16. august	14. september
0,5 meter		18,2	18,9	13,2
1 meter		18,2	18,8	13,2
2 meter		19,9	18,8	13,2
4 meter		14,0	16,2	13,2
5 meter		12,8	16,0	13,1
9 meter		11,2	13,1	12,5

Siktedyp og farge.

I Råsen ble det registrert lavt siktedyp med siktedyp i området 2,6 – 3,2 meter og vannet var markert brunfarget. Lavest sikt var det i september og høyest i juli. I hovedsak var det det brunfargede vannet (dvs. humusinnholdet) som bestemte siktedypet i Råsen i sommersesongen 2001. Ut fra SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann kan siktedypet i Råsen klassifiseres som "Mindre god".

Jevnfører vi siktedypsverdiene fra 2001 med de forhold som ble registrert i 1988 (Faafeng et al. 1999) så var det litt bedre "sikt" i 2001. I følge Knut Flickerud (pers. medd.) så hadde Råsen frem til begynnelsen på 1950-tallet betydelig klarere vann. Skogsgrøfting som ble foretatt på 1950- og 1960-tallet og dagens mer intense skogsdrift er trolig årsaken til at Råsen i senere tid blitt mer humuspåvirket. Ved skogsgrøfting og ved større flatehogst får en som regel økt lekkasje av humusstoffer. Videre har muligens også pågående klimaforandring økt humustilførselen til vassdraget ved økt nedbør og mildere og våtere vintre (se Palmer and Räisänen 2002).

Vannkjemi.

Råsen var i sommerperioden 2001 markert humuspåvirket og hadde svakt surt brunfarget vann med lavt saltinnhold (konduktivitetsverdier < 3,0 mS/m vurderes som lave). Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som relativt god. Konsentrasjonen av fosfor (ca. 14 µg/l) og tot. klorofyll-*a* (3,8 µg/l) var klart høyere en forventet naturtilstand og viste at Råsen var næringssaltbelastet og innsjøen bedømmes som moderat overgjødset. Nitrogenkonsentrasjonen var likevel relativt lav til tross for at innsjøen tilføres arealavrenning og lekkasje fra relativt store områder med dyrket mark som ligger nær innsjøen. Rikt humusinnhold bidrar til at en stor del av fosforet er adsorbent til humuspartikler og herved blir mindre biotilgjengelig (Rognerud 1989). Dette sammen med mulig lysbegrensning er trolig årsaken til at innsjøen har mindre planeplankton (klf. A) enn man kunne forvente ut fra total fosfor-konsentrasjonen. Middelerdi og variasjonsbredde for de ulike parametre er gitt i tabell 2.

Tabell 2. Kjemiske analyseresultater fra Råsen i sommeren 2001. Verdiene er gitt som middelveier og variasjonsbredde.

Parameter	Middelveier	Variasjonsbredde
Surhetsgrad pH	6,3	6,10 – 6,45
Alkalitet mekv/l	0,09	0,08 – 0,09
Konduktivitet mS/m	2,1	2,0 – 2,1
Total organisk karbon mg C/l	8,0	6,9 – 9,2
Fargetall mg Pt/l	73	59 – 88
Total fosfor µg/l	13,6	13,3 – 13,7
Total nitrogen µg/l	349	323 – 394
Tot. klorofyll-a µg/l	3,8	3,4 – 4,3

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

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

Jevnfører vi den vannkvalitet som ble registrert i Råsen i 2001 med de forhold som ble registrert i 1988 (Faafeng et al. 1990) og i 1991-93 (Hovig 1995) så har pH og alkalitet økt noe jevnført med forholdene i 1988, mens klorofyllkonsentrasjonen har blitt noe redusert. For øvrig har det ikke skjedd noen nevneverdige forandringer. At Trautåa nå blir kalket og at en tidligere kalket i Haugsåa (Gaukilsjøen i Stange) er trolig en forklaring på at Råsen har fått økt bufferevne i forhold til tilførsel av surt vann, dvs. at innsjøen har blitt mindre sur. Videre har reduserte utslipp av svovel i Europa medført at konsentrasjonene av sulfat i nedbør i Norge har avtatt med 52 – 75 % fra 1980 til 2000 (SFT, 2001). Følgen av dette er bedret vannkvalitet med økning i pH og ANC og nedgang i konsentrasjonen av uorganisk (giftig) aluminium. De forsurede innsjøene i Østlandsområdet som inngår i SFT's overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør har vist en kraftig forbedring i forsureingssituasjonen gjennom overvåkingsperioden.

Utslippene av både nitrogenoksider og ammonium (NH₄) økte frem til 1990, men har avtatt i perioden 1990 til 1998 med henholdsvis ca. 20 og 14 % (SFT, 2001).

SFT (2001) vurderer for tiden forsureingssituasjonen i Norge som nevnt nedenfor.

"Selv om vi kan glede oss over en positiv utvikling av forsureingssituasjonen, er det viktig å understreke at det er langt igjen før forsureningsproblemet i Norge er løst. Problemet er avtagende, men fremdeles mottar store deler av Sør-Norge mer forsurende komponenter i nedbør enn naturen greier å ta hånd om. Resultatet av dette er fortsatt forsurening og dertil store skader på biologiske samfunn". Videre skriver Skjelkvåle (2001) "Langvarig forskningsinnsats kombinert med politisk innsats har bidratt til å snu forsureningsutviklingen i Norge og resten av Europa. De faktorene som det er knyttet størst usikkerhet til i framtiden er effektene av klimaendringer, tilførsler av nitrogen og fortsatte tilførsler av svovel. Tidsaspektet for biologisk gjenhenting er ikke godt kjent og selv om

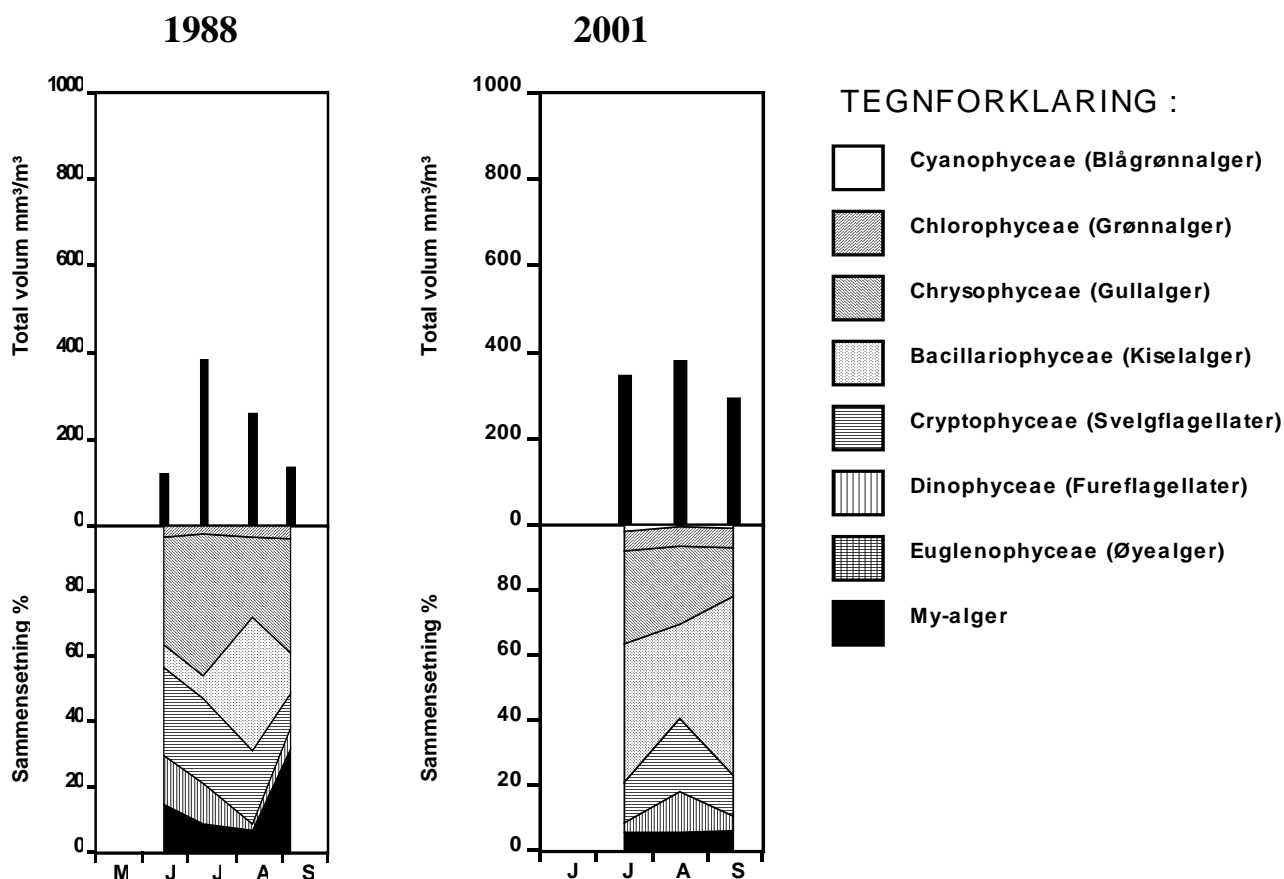
forsuringssituasjonen er i bedring, vil kalking fortsatt være nødvendig i mange tiår framover for å bevare og beskytte det biologiske mangfoldet i norske elver og innsjøer.”

Planteplankton.

Planteplanktonsamfunnet i Råsen var i sommeren 2001 dominert av grupper og arter som er vanlig forekommende i næringsfattige (oligotrofe) og svakt næringsrike (oligomesotrofe) innsjøer. Eksempel på arter som har stor forekomst i oligomesotrofe innsjøer og også var rikt representert i Råsen var : blågrønnalgen *Anabaena lemmermannii*, grønnalgene *Crucigenia tetrapedia*, *Dictyosphaerium pulchellum* og *Sphaerocystis Schroeteri*, gullalgene *Dinobryon bavaricum*, *D. divergens*, *Mallomonas caudata* og *M. reginae*, kiselalgene *Rhizosolenia longiseta* og *Tabellaria fenestrata*, svelgflagellaten *Cryptomonas cf. erosa* samt fureflagellatene *Peridinium palustre* og *P. inconspicuum*.

Biomassen av planteplankton (algemengden) var relativt lav med nivåer som varierte i området 0,30 – 0,38 gram våtvekt/m³. Middelerdien er beregnet til 0,34 gram våtvekt/m³. Dette er mengder som er i samsvar med det vi finner i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer (se Brettum 1989). Til tider stor andel av kiselalgen *Tabellaria fenestrata* og *Cryptomonas cf. erosa* indikerte likevel at Råsen var noe påvirket av økt tilførsel av næringssalter (fosfor), dvs litt overgjødset.

Råsen bedømmes ut fra planteplanktonforekomstene som noe næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand i Brettums (1989) klassifiseringssystem, og blir her vurdert som moderat forurenset av næringssalter. Dvs at innsjøen var noe overgjødset.



Figur 4. Variasjon i total biomasse og sammensetning av planteplankton i Råsen i sommeren 2001. Biomassen er gitt i mg/m³ våtvekt. De forhold som ble registrert i 1988 er også tatt med i figuren.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyll-målingene. Det ble som tidligere blitt nevnt registrert tot. klorofyll-*a* konsentrasjoner i området 3,4 – 4,3 µg/l og gjennomsnittlig konsentrasjon er beregnet til 3,8 µg/l. Dette tilsvarer ”God” tilstandsklasse ifølge SFT’s klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997).

Jevnfører vi planteplanktonforekomsten i 2001 med de forhold som ble registrert i 1988 (Faafeng et al. 1990) så har det ikke skjedd noen store forandringer. Råsen var likevel noe mer overgjødslet i sommeren i 2001 jevnført med situasjonen i 1988. Relativt stor forekomst av kiselalgen *Tabellaria fenestrata* og mindre andel gullalger, samt større biomasse i 2001 indikerte dette. Det vil alltid være år til år variasjoner som er naturgitte. Det er derfor ikke mulig å klarlegge om Råsens fri vannmasser har blitt noe mer overgjødslet i den senere tid jevnført med forholdene i 1988. Videre undersøkelser vil kunne verifisere dette.

Dyreplankton.

I Råsens fri vannmasser var det i sommeren 2001 et rikt og variert dyreplankton med en artssammensetting som vi vurderte å være i nært samsvar med forventet naturtilstand. Blant hjuldyrene var det størst forekomst av artene *Kellicottia longispina*, *Polyarthra vulgaris* og til en viss del *Gastropus stylifer*. I juli var det også stor forekomst av arten *Keratella cochlearis*. Videre registrerte vi forekomst av *Asplanchna priodonta* og *Ascomorpha sp.* Krepsdyrplanktonet var dominert av hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis*, *Cyclops scutifer* og *Thermocyclops oithonoides* samt vannlopperne *Limnoscira frontosa*, *Bosmina longirostris*, *B. coregoni* og *Daphnia cristata*. Vanlig forekommende var også hoppekrepsen *Heterocope appendiculata* samt vannloppene *Leptodora kindtii*, *Diaphanosoma brachyurum* og *Bosmina longispina*. Vannloppene *Camptocercus sp.* og *Alona sp.* ble bare påvist som enkelte individer.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (laue, mort, yngre brasme og abbor samt ørekyte) ble vurdert som meget sterk tilsvarende fiskepredasjonsklasse V i følge Løvik’s klassifiseringssystem (se Løvik i Kjellberg et al. 1999). Dette kan en også forvente i en innsjø der det som i Råsen er stor forekomst av karpfisker og abbor. *Daphnia cristata* var dominerende ”dafnia”-art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 0,79 mm. Blant ”bosmidene” hadde *Bosmina coregoni* størst forekomst og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 0,40 mm.

Tabell 3. Lengder av vannlopper i mm gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde for voksne (eggbærende) hunner.

Art	Gjennomsnitt	Variasjonsbredde
<i>Daphnia cristata</i>	0,79	0,73 – 0,87
<i>Bosmina coregoni</i>	0,40	0,33 – 0,48

Jevnfører vi forekomsten av dyreplankton i 2001 med de forhold som ble registrert i 1988 (Faafeng et al. 1990) så har det ikke skjedd noen større forandringer. Den eneste forskjell var at vannloppen *Bosmina longirostris* ikke ble påvist i 1988. Vi har ikke funnet noen forklaring på dette, men det har ikke noen stor betydning for dyreplanktonsamfunnet. For øvrig var det de samme arter og grupper som dominerte. Beregnet middellengde hos eggbærende hunner av *Daphnia cristata* og *Bosmina* var også den samme.

3.2.5 Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1988 til 2001

Jevnfører vi forurensningssituasjonen og den økologiske status som ble registrert i 2001 med den økologiske status som ble påvist i 1988 (Faafeng et al. 1990) så har Råsen blitt mindre påvirket av sur nedbør, men for øvrig har det ikke skjedd større forandringer. I følge Knut Flikkerud og Hans Breiby (pers. medd.) har det likevel blitt mer og tettere vegetasjon langs strendene. Videre har det i 2001 også kommet tjønnaks på områder der den tidligere ikke er observert. Dette kan være en indikasjon på at

Råsen har blitt noe mer overgjødset. Det er ikke ønskelig med økt forekomst av høyere vegetasjon bl.a. med tanke på krepseforekomsten og at bunnområdene kan få økt innhold av organisk stoff. Videre blir tigjengligheten til innsjøen dårligere.

3.2.6 Vurdering av resipientkapasitet og tålegrense

Resipientkapasiteten i Råsen bedømmes stort sett som akseptabel når vannføringen er i samsvar med forholdene i 2001. Ved lav vannføring vil sannsynligvis resipientkapasiteten bli overskredet når det gjelder næringssaltforurensningen og det vil kunne oppstå perioder med uønsket stor planteplanktonforekomst. Det er derfor ønskelig at tilførselen av spesielt fosfor reduseres mest mulig. Reduksjon av nitrogentilførselen er også påkrevet med tanke på at det er ønskelig å kunne redusere forekomsten av høyere vegetasjon samt tilførselen av nitrogen via Glomma til Nordsjøen.

3.2.7 Aktuelle tiltak og tilrådinger

Det er ønskelig at kommunen foretar tiltak som ytterligere kan redusere tilførselen av kloakk og gråvann fra boliger, institusjoner og bedrifter til Råsen. Dvs. at en reduserer lekkasje og overløpsdrift i det kommunale ledningsnettets samt at en minker utsig og utslipp fra de separate avløpsanlegg (se også Slyngstad et al. (1994)). Ut fra Jordforsks beregninger var det boliger med direkte utslipp (etter slamavskiller) som forurenset desidert mest (Slyngstad et al. 1994, så også "Hovedplan for avløp").

Videre er det viktig at kommunen ved landbruksetaten jevnlig foretar kontroll av melkerom, gjødselkjellere og siloanlegg så uheldsutslipp og eventuelle utsig fra disse blir redusert mest mulig. Prosjektet "Miljø i landbruket" vil her være et viktig tiltak. Det er også viktig at en mest mulig begrenser arealavrenningen fra dyrket mark. Transport av næringsrike jordpartikler ut i innsjøen skaper grunnlag for økt forekomst av høyere vegetasjon og kan tilslamme bunnområder. Videre er hovedkilden for nitrogen lekkasje fra dyrket mark (Slyngstad et al. (1994), se også "Hovedplan for avløp 1998-2001").

Det bør utarbeides et jordsmonnsskart for landbruksarealene i Råsens nedbørfelt.

For tiden utgjør den tette vannvegetasjonen langs Råsens strender og i gruntområdene problemer for brukerinteresser som friluftsliv, bad og fritidsfiske. Krepseleveområder blir også forringet (se også Evenrud 1995). Det er derfor ønskelig at vegetasjonsbeltene langs enkelte strandområder blir fjernet. Vi vil foreslå at en fjerner vegetasjonen fra noen av de områder som tidligere var helt eller i det nærmeste fri for høyere vegetasjon. Dette gjelder enkelte odder samt strandpartier i innsjøens søndre del. Videre bør en redusere forekomsten av høyere vegetasjon fra områder som tidligere var gode krepselekaliteter. Her må en lokalisere og kartfeste de områder som tidligere hadde god krepseforekomst. Ved fjerning av høyere vegetasjon er det dokk fare før at det kan bli økt forekomst av planteplankton. Da det her vil være relativt små mengder som skal fjernes bedømmer vi ikke dette som noe direkte problem.

Forslagsvis kan en prøve å fjerne eller tynne ut vegetasjonen ved en kombinasjon av beiting fra storfe og innhøsting. Fjerner en vegetasjonen (her i hovedsak sjøsivaks *Scirpus lacustris*) i tre år så blir den som regel borte. Forslagsvis kan Jordforsk, NINA og NIVA etablere et prøveprosjekt i Råsen der en kan vurdere ulike metodikk før å fjerne uønsket stor forekomst av vannvegetasjon i strandkanten. Samtidig som NINA vurderer tiltaket i forhold til kreps.

Evenrud (1995) har i "Plan for kalking og fisketiltak i Nord-Odal kommune" foreslått at kommunen overvåker krepsebestanden i Råsen. Vi støtter dette samt vil i denne forbindelse foreslå at det snarest gjennomføres et prøvefiske som kan dokumentere nåværende størrelse og utbredelse av krepsebestanden i Råsen.

Til slutt vil vi også foreslå at en vurderer mulighetene for å gjennomføre et uttynningsfiske i Råsen.

Et uttynningsfiske av i første rekke mort og småfallen brasme vil kunne forbedre Råsen som fritidsfiskevann. Vannkvaliteten vil sannsynligvis også kunne bli forbedret ved at vi i perioder kan få redusert forekomst av planteplankton, p.g.a. økt beitetrykk fra krepsdyrplankton.

4. LITTERATUR

- Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT- veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s
- Bekken, J. 1993. 5 våtmarksområder i Nord-Odal Kommune. Naturverdier og forvaltning. Desember 1993.
- Brandrud, T.E., M. Mjelde, G. Kjellberg og A. Vøllestad. 1996. Limnologisk og fiskeribiologisk undersøkelse av Einafjorden sommeren 1995. NIVA-rapport. Løpenr. 3454-96. 39 s.
- Bratli, J.L. 1995. Miljømål for vannforekomstene. Forventet naturtilstand. Veiledning 95:04. Statens forurensningstilsyn TA-nummer 1141/1995. 43 s.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapp. Løpenr. 2344. 111 s.
- Brettum, P. 1992. Naturens Tålegrenser. Fagrapport nr. 28. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. NIVA-rapport. Løpenr. 2800. 29 s.
- Bækken, T., G. Kjellberg og A. Linløkken. 1999. Overvåking av bunndyr i grensekryssende vassdrag i Østlandsområdet i forbindelse med vassdragskalking. Sluttrapport for undersøkelsene i 1995, 1996 og 1997. DN-notat 1999-2. 55 s.
- Direktoratet for Naturforvaltning og Statens Forurensningstilsyn. 1997. Miljømål for vannforekomstene. Forslag til retningslinjer for kommunal fastsetting av miljømål og miljøkvalitetsnormer. 16 s.
- Evenrud, E. 1995. Utkast til Plan for kalking og fisketiltak i Nord-Odal kommune. Nord-Odal kommune, Næringsetaten. 43 s.
- Forseth, T., G. A. Halvorsen, O. Ugedal, I. Fleming, A-K L. Schartau, T. Nøst, R. Hartvigsen, G. Raddum, W. Mooij og E. Kleiven. 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.
- Faafeng, B. og T.J. Oredalen. 2002. Landsomfattende trofiundersøkelse av norske innsjøer. Kartfremstilling i samarbeid med NVE.
- Garnås, E., O. Hegge, B. Kristensen, T. Næsje, T. Qvenild, J. Skurdal, B. Veie-Rosvoll, B. Dervo, Ø. Fjeldseth og T. Taugbøl. 1996. Forslag til forvaltningsplan for storørret. Utredning for DN 1997-2.
- Hamarsland, A., A. Mobæk, T. Hjemseter, O. Nashoug og T. Qvenild. 2001. Biotoptiltak og restaurering av vassdrag-Hedmark. NVE-rapp. 15/2001. 18 s.
- Hauan, E. og L. Størset. Miljømål for vannforekomstene – Retningslinjer og anbefalte miljøkvalitetsnormer. Retningslinjer 97:02. Statens forurensningstilsyn TA-nummer 1500/1997. 19 s.

- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 37, 1-91.
- Hovig, E. 1995. Vassdragsundersøkelse i Nord-Odal kommune, Hedmark 1994. En undersøkelse av vannkvaliteten og mulige forurensningskilder. 35 s.
- Kjellberg, G., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysilva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.
- Kjellberg, G. 1993. Tiltaksorientert overvåking 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 tilløpselver. Årsrapport for 1998. NIVA-rapp. Løpenr. 4022-99. 88 s.
- Kjellberg, G., Brettum, P. og Lindstrøm, E-A. 2000. Undersøkelser av vannkvalitet, planteplankton, begroingsalger og bunndyr i Flensjøvassdraget i september 1998 og 1999. NIVA-rapp. Løpenr. 4021-99. 45 s.
- Kjellberg, G. Overvåkingsprogram for vannforekomster i Nord-Odal kommune i perioden 2001-2005. 25 s.
- Kjellberg, G. 2002. Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma. Resultater og kommentarer fra perioden 1996 – 2000. Under utarbeidelse.
- Linløkken, A. 1989. Kalkningsplan for Hedmark. Rapport nr. 34/1989. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen.
- Nord-Odal kommune. 1997. Hovedplan for avløp 1998-2001. 81 s.
- Palmer, T.N. and J. Räisänen. 2002. Quantifying the risk of extreme seasonal precipitation events in a changing climate. *Nature*, 415: 483-484.
- Qvenild, T. Kalking i Hedmark. Fylkesmannen i Hedmark. 71 s.
- Rognerud, S. 1989. Glåma i Kongsvinger-regionen og Storsjøen i Odalen. Sluttrapport for undersøkelsene i 1987 og 1988. NIVA-rapp. Løpenr. 2255. 34 s.
- Slyngstad, B, A. Grønlund og H. Wekre. 1994. Forurensningstilførsel til Råsen og Storsjøen fra Nord-Odal kommune. Jordforsk. Rapport nr. 7.0418-02/1. 25 s.
- SFT, 2001. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport- Effekter 2000. SFT-rapport 834/01, TA-1830/2001. 197 s.
- Skjelkvåle, B.L. 2001. Redusert forsuring og biologisk forbedring. NIVA Årbok 2000: 11-13.
- Taugbøl, T. 1993. Krepseundersøkelser 1992. ØF-Notat nr. 22/93. 16 s.

Taugbøl, T. 1994. Krepseundersøkelser i 1993. Overvåking og tiltak i regi av krepseutvalget. ØF-Notat nr. 08/94. 23 s.

Tikkanen, T. og T. Willen. 1992. Växtplanktonflora. Naturvårdsverket Förlag. ISBN91-620-1115-4. 280 s.

5. VEDLEGG

Vedlegg A Rådata fra undersøkelsene i 2001.

Vedlegg B Vurdering av forurensningsgrad og klasseinndeling for bekker, elver, innsjøer og tjern basert på de biologiske forhold.

Vedlegg C Interkommunal og kommunal overvåking av vassdrag i Nord-Odal kommune.

Vedlegg D Hoved og delmål for vannkvalitet i vassdrag i Nord-Odal kommune.

Vedlegg E Dybdekart for Råsen.

Vedlegg A.

RÅDATA FRA UNDERSØKELSENE I 2001.

Tabell nr. 4. Vanntemperatur i Råsen.

Dato	17. juli	16. august	14. september
Dyp i meter			
0,5	18,2	18,9	13,2
1	18,2	18,8	13,2
2	17,9	18,8	13,2
4	14,0	16,2	13,2
5	12,8	16,0	13,1
9	11,2	13,1	12,5

Tabell nr. 5. Siktedyp og kjemiske analyseresultater fra Råsen.

Parameter	Dato	17. juli	16. august	14. september
Surhetsgrad pH		6,36	6,10	6,45
Alkalitet mekv/l		0,09	0,08	0,09
Konduktivitet mS/m		2,0	2,1	2,1
Total organisk karbon mgC/l		6,9	7,8	9,2
Fargetall mg Pt/l		59	71	88
Total fosfor µg/l		13,3	13,7	13,7
Total nitrogen µg/l		330	323	393
Tot. klorofyll- <u>a</u> µg/l		3,4	4,3	3,7
Siktedyp i meter		3,2	2,8	2,6

Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Råsen, 1

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

	År	2001	2001	2001
	Måned	7	8	9
	Dag	17	16	14
	Dyp	0-5 m	0-5 m	0-5 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
Anabaena lemmermannii		6,5	.	.
Merismopedia tenuissima		.	1,9	2,2
Sum - Blågrønnalger		6,5	1,9	2,2
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Chlamydomonas sp. (l=8)		0,5	1,6	0,8
Crucigenia tetrapedia		0,4	0,4	.
Dictyosphaerium pulchellum		.	1,6	5,5
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		1,9	0,3	0,5
Gloeotila sp.		2,0	0,7	.
Gyromitus cordiformis		2,4	1,3	.
Koliella sp.		.	0,1	0,3
Monoraphidium dybowskii		1,6	4,1	0,7
Monoraphidium griffithii		.	0,4	0,4
Oocystis rhomboidea		.	0,8	.
Oocystis submarina v.variabilis		1,8	1,4	0,2
Scenedesmus opoliensis		0,1	.	.
Sphaerocystis Schroeteri		3,8	.	.
Staurastrum paradoxum		.	1,4	.
Staurodesmus indentatus		.	1,5	2,1
Staurodesmus mamillatus		1,0	1,5	3,0
Tellingia granulata		.	.	1,7
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		4,5	.	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge		0,8	4,5	3,4
Sum - Grønnalger		20,8	21,4	18,7
Chrysophyceae (Gullalger)				
Bitrichia chodatii		1,0	0,3	1,3
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		1,3	.	0,1
Chrysococcus cordiformis		1,7	6,4	2,1
Craspedomonader		0,2	2,3	0,1
Cyster av Chrysolykos skujai		0,2	.	.
Dinobryon bavaricum		2,3	2,2	1,6
Dinobryon borgei		.	0,3	0,3
Dinobryon crenulatum		.	0,4	.
Dinobryon divergens		.	1,6	0,8
Dinobryon sociale v.americanum		0,4	.	0,9
Kephyrion sp.		.	.	0,1
Mallomonas allorgei		45,6	1,5	1,0
Mallomonas caudata		1,3	1,4	.
Mallomonas cf.maiorensis		0,7	.	.
Mallomonas crassisquama		2,3	4,5	1,5
Mallomonas punctifera (M.reginae)		0,2	.	.
Mallomonas spp.		4,0	1,7	2,0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		6,7	8,9	5,2
Pseudokephyrion sp.		0,3	.	.
Små chrysomonader (<7)		20,5	46,9	19,8
Stichogloea doederleinii		3,7	2,4	.

Store chrysomonader (>7)	6,0	8,6	6,0
Ubest.chrysofytce	.	2,9	0,1
Sum - Gullalger	98,3	92,2	43,1
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Asterionella formosa	0,6	1,6	2,0
Aulacoseira alpigena	30,4	3,9	3,4
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	2,1	1,1
Eunotia lunaris	0,6	.	0,3
Eunotia zasuminensis	15,9	37,7	15,7
Fragilaria sp. (l=40-70)	0,8	13,1	1,0
Rhizosolenia eriensis	.	.	5,6
Rhizosolenia longisetata	5,2	.	3,2
Tabellaria fenestrata	91,2	51,0	108,3
Tabellaria flocculosa	3,6	.	23,0
Sum - Kiselalger	148,3	109,4	163,4
Cryptophyceae (Svelgflagellater)			
Cryptomonas cf.erosa	8,0	6,4	13,3
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	5,2	5,4	4,8
Cryptomonas marssonii	6,5	0,4	.
Cryptomonas spp. (l=24-30)	11,5	7,2	7,2
Katablepharis ovalis	3,1	9,1	1,9
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	1,4	41,4	5,6
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	3,7	11,9	2,3
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	3,8	4,3	1,4
Sum - Svelgflagellater	43,2	86,0	36,4
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Gymnodinium cf.lacustre	0,2	2,0	1,9
Gymnodinium cf.uberrimum	2,9	17,4	5,8
Gymnodinium fuscum	.	3,6	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	3,9	3,4
Peridinium raciborskii (P.palustre)	.	8,0	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	8,1	12,0	1,8
Ubest.dinoflagellat	0,9	0,9	0,5
Sum - Fureflagellater	12,2	47,8	13,3
Euglenophyceae (Øyealger)			
Trachelomonas hispida	.	0,4	.
Sum - Øyealger	0,0	0,4	0,0
My-alger			
My-alger	18,9	21,3	18,4
Sum - My-alge	18,9	21,3	18,4
Sum totalt :	348,1	380,5	295,6

Tabell nr. 7. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton, basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i Råsen sommeren 2001.

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

Gruppe/art	Dato	17. juli	16. august	14. september
Hjuldyr:				
<i>Kellicottia longispina</i>		+++	++	++
<i>Keratella cochlearis</i>		++		
<i>Asplanchna priodonta</i>			+	
<i>Ascomorpha sp.</i>			+	
<i>Gastropus stylifer</i>		+	++	+
<i>Polyartra vulgaris</i>		++	+++	+
Hoppekreps:				
<i>Heterocope appendiculata</i>		++	+	
<i>Eudiaptomus gracilis</i>		+++	+++	+++
<i>Cyclops scutifer</i>		+++	++	++
<i>Thermocyclops oithonoides</i>		+++	+++	+++
<i>Cyclopoida</i> ubst. cop. og naup.		++	+	+
Vannlopper:				
<i>Leptodora kindtii</i>		++	++	+
<i>Diaphanozoma brachurum</i>		+	+	
<i>Limnosida frontosa</i>		++	++	+
<i>Daphnia cristata</i>		++	+++	++
<i>Bosmina longispina</i>		+	+	+
<i>Bosmina longerostris</i>		++	++	+
<i>Bosmina coregoni</i>		+	++	++
<i>Camptocercus sp.</i>		+		
<i>Alona sp.</i>		+		

Tabell nr. 8. Lengde av voksne vannloppehunner i mm gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde.

Art	Middelverdi	Variasjonsbredde
<i>Daphnia cristata</i>	0,79	0,73 – 0,87
<i>Bosmina coregoni</i>	0,40	0,33 – 0,48

Vedlegg B.

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

Bekker og Elver.

Generelt.

Klasseinndeling og bedømmelse av forurensningsgrad i elver og bekker vurdert ut fra økologisk status er vist i tabell 1. Inndelingen er fremkommet ved en strengere vurdering og forenkling av saprobiesystemet som er oppstilt av dansken Fjerdingstad (1960). Fargebetegnelser og vurderingsnormer er også til del hentet fra Stjerne-Pooth (1978). For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985). Klasseinndelingen er stort sett i samsvar med SFT,s klassifisering av miljø i ferskvann (Andersen et al 1997 og Holtan og Rosland 1992) som beskriver tilstandsklasser og forurensningsgrad ut fra avvik fra forventet naturtilstand. Med forventet naturtilstand menes den miljøkvalitetstilstand (økologisk status) en ville ha forventet uten påvirkning fra menneskelige aktiviteter (Direktoratet for Naturforvaltning og Statens Forurensningstilsyn 1997).

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge): Elve- eller bekkestrekninger som ikke eller i liten grad er påvirket av forurensningstilførsel og/eller andre menneskelige inngrep som påvirker/skader de biologiske forhold. Disse strekninger har en økologisk status i samsvar med forventet naturtilstand. Som regel er det her stabile økologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Mineraliseringsgrad av organisk stoff er høy og det er høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnsubstratet. Hygienisk sett er det som regel god vannkvalitet. Benyttes nedbørsfeltet av beitedyr, eller det finnes bever, tilføres vassdraget likevel tarmbakterier som i små vassdrag kan påvirke vannkvaliteten. Det er som regel gode livsvilkår for laksefisk i disse elve- og bekkestrekninger. Klasse I er nærmest å jevnføre med den katharobe sonen i Fjerdingstads system og økologisk status blir vurdert som høy eller god.

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

Klasse I-II (overgangssone): De biologiske forholdene i elve- og bekkestrekningene er stort sett som for klasse I, men både flora og fauna er noe rikere (bl.a. økt fiskeproduksjon) på grunn av økt tilførsel av organisk stoff og særlig næringssalter. Tilførselen av nevnte stoffer kan være forårsaket enten av reguleringsinngrep (utvaskingseffekter s.k. demningseffekter i ovenforliggende magasin og/eller endret vannregime), begrenset jordbruksaktivitet og/eller moderat kloakkutslipp fra spredt bebyggelse og/eller kommunale avløpsanlegg. I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, husdyrgjødsel) er vannet hygienisk sett som regel ikke tilfredsstillende (> 100 termostabile koliforme bakterier pr. 100 ml). Dette blir forsterket ved lav vannføring. Denne klasse kan nærmest regnes til

den oligosaprobe sone i Fjerdingstads system og ser vi bort fra de hygienisk-bakteriologiske forhold så vurderes økologisk status som god.

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












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

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

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

Tabell I. Klasseinndeling og bedømmelse av forurensningspåvirkning i elver og større bekker vurdert utfra økologisk status.

Vannkvalitetsklasse	Påvirkningsgrad	Økologisk status
 I	Ingen eller liten	Rentvannsforhold i samsvar med de naturgitte forhold.
 I – II	Overgangssone
 II	Moderat	Noe organisk belastning og økt næringsinnhold som gir økt produksjonskapasitet.
 II – III	Overgangssone	Spesielt følsomme organismer savnes.
 III	Markert	Påvisbar organisk belastning med synbar heterotrof vekst og næringsrik miljø. Påvisbar tap av naturgitt biologisk mangfold.
 III – IV	Overgangssone
 IV	Sterk	Masseforekomst av heterotrofe organismer og høye konsentrasjoner av næringssalter. Rentvannsorganismer savnes.
 Kategori I	Gifteffekter	Utarmet organismsamfunn.
 Kategori II	Miljøgifter	Miljøgifter i biota.
	Sterkt overgjødslet område	Masseutvikling av påvekstalger og/eller høyere vegetasjon.
	Forsuret område	Tap av naturgitt flora og fauna.

Klasse III (gul farge): Elve- og bekkestrekninger som er markert forurenset av næringsalter (overgjødning) og organisk materiale (forråttelse/saprobiering) hør til denne klasse. Her er det blant algebegroing og høyere vegetasjon et rikt innslag av heterotrof begroing (sopp, bakterier og ciliater) som er synlig fremherskende (s.k. "lammehaler") og da spesielt i tilknytning til utslippsstedene. Oksygeninnholdet i bunnlagene kan ved lav vannføring i kombinasjon med høy vanntemperatur være sterkt redusert. Dette gjelder særlig små vassdrag med lav resipientkapasitet. Oksygeninnholdet i vannmassene er da vanligvis < 5 mg/l. Flora- og faunasammensetningen er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprophiler og saproxener) og individantallet av enkelte av disse arter er som oftest stort. I disse elve- og bekkestrekninger er det som regel ustabile biologiske forhold med store og raske svingninger, bl.a. kan sopp- og bakterieveksten bli mer markert om vinteren og i perioder med lav vannføring på sommeren.

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

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

Klasse IV (rød farge): Elve- og bekkestrekninger som er sterkt forurenset (saprobiert) av næringsalter og særlig organisk stoff. Her er det masseutvikling av heterotrofe organismer som bakterier, sopp og/eller ciliater. Forråttelsesprosesser dominerer og gir opphav til påtagelige luktulempen bl.a. ved frigjøring av oppløst hydrogensulfid (H₂S) og andre svovelforbindelser. Som regel er det oksygenfrie tilstander i bunnsubstratet hvor hydrogensulfid og jernsulfid er fremherskende (sort belegg på bunnen). Også oksygeninnholdet i de frie vannmasser er som oftest sterkt redusert, ofte < 3 mg O₂/l, og i visse perioder, spesielt i mer stilleflytende partier, kan det være anaerobe forhold, dvs. total oksygenmangel, "sort" vann og betydelige luktproblemer. Flora og fauna består av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptrer i meget stort individantall. Langskuddsplanter (elodeider) og kortskuddsplanter (isoetider) savnes som regel helt. Det er oftest ustabile biologiske forhold med store og raske svingninger i disse elve- og bekkestrekninger. Til tider er det masseutvikling av bakterien *Sphaerotilus natans* (kloakk, gjødselsig) og/eller soppen *Leptomitium lacteus* (silopressaft, næringsmiddelindustri), samt i visse tilfeller den rødfargede soppen *Fusarium aquaeductum* (surt miljø som f.eks. ved utslipp fra sulfittfabrikker) som setter sitt preg på lokalitetene. Laksefisk kan det bare være i disse områder når vannføringen er høy eller når påvirkningen av en eller annen grunn er

Klasse IV forts.

mindre (lav temperatur, sesongbetont utslipp, osv.). Fiskedød forekommer som regel fra tid til annen. Hygienisk sett er vannkvaliteten høyst utilfredsstillende og dette gjelder også for de fleste andre bruksformål. Klasse IV tilsvarer nærmest den a- og b-polysaprobe sonen i Fjerdingstads saprobiesystem og økologisk status vurderes her som ikke akseptabel.

Områder innenfor klasse IV, der høyere organismeliv er helt utslått, samt der fisk ikke kan overleve, blir markert med sorte tynne tverrstreker over det røde feltet. Det kan her dreie seg om kraftig organisk belastning med total oksygenmangel eller utslipp/produksjon av stoffer med direkte giftvirkning (H_2S , NH_3 , harpikssyre osv.)

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

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

Kategori II: Elve- og bekkestrekninger der utslipp av miljøgifter ikke har ført til noen direkte forandring av økologisk status, men der vi kan forvente at det skjer en markert oppkonsentrasjon (biokonsentrasjon, bioakkumulasjon) i organismene og eventuelt også oppkonsentrasjon (biomagnifikasjon) i næringskjeden av enkelte tungmetaller og/eller organiske miljøgifter som f.eks. kvikksølv, bly, kadmium, klororganiske mikro-forurensninger, PAH'er, og som på lengre sikt kan medføre alvorlige biologiske skadeeffekter, konsumrestriksjoner osv. Disse områder er markert med sorte prikker i fargefeltet og økologisk status vurderes her som moderat og i enkelte tilfeller som ikke akseptabel.

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

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 et al. (1999).

Innsjøer.

Generelt.

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

Produksjonsforandringer, i første rekke masseutvikling av primærprodusenter som planktonalger og høyere vegetasjon forårsaket av økende tilførsel av næringssalter (eutrofi-/øvergjødslingsutvikling) er ved siden av forurensningen et av de alvorligste problem for mange av våre innsjøforekomster. Av denne grunn er overgjødslings- og forurensningssituasjonen valgt som hovedgrunnlag for klasseinndelingen for innsjøer.

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

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

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

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

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

Klasse II-III (overgangssone): Innsjøer og tjern i denne klasse har en mer markert artsforskyvning mot mer eutrofiindikerende planteplanktonarter og/eller høyere vegetasjon, samt økt forekomst og dominanse av karpefisk særlig mort og brasme hvis slike forekommer. Det er også vanlig at det skjer mindre algeoppblomstringer.

Klasse III (gul farge): Innsjøer og tjern med betydelig næringssaltbelastning og dermed stor algeproduksjon og algeoppblomstringer som i større innsjøer domineres av kiselalger og blågrønnalger, og i mindre innsjøer som oftest av grønnalger (i grunne innsjøer markert utvikling av høyere vegetasjon) hører til denne klassen. Av og til er det algeblomst og betydelig begroing langs

strendene i vegetasjonsperioden. Dette fører til perioder med sterkt redusert siktedyp, markerte pH-svingninger i overflatelagene og økt belastning av organisk stoff i bunnlagene. I grunnere innsjøer med liten gjennomstrømning er oksygeninnholdet som regel betydelig redusert i de dypere områdene og i visse tilfeller er det fullstendig oksygenmangel. Fiskeproduksjonen er stor og det er markert artsforskyvning mot større forekomst av karpfisk der slike forekommer. Utøvelse av fiske er vanskelig gjort bl.a. på grunn av begroinger på fiskeredskaper, 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, igjentetting av filter o.l. Innsjøen kan karakteriseres som markert overgjødslet, dvs. markert forurensningspåvirket.

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

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

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

PLANTEPLANKTON SOM INDIKATOR PÅ TROFINIVÅ I INNSJØER.

Generelt.

Planteplankton i innsjøer består av små, frittlevende alger (primærprodusenter) som vanligvis reagerer raskt på miljøendringer i vannmassene. Små forandringer i tilført mengde biotilgjengelige næringsstoffer vil derfor raskt kunne gi signifikante endringer i planktonsamfunnet. Planktonalgenes artssammensetning, biomasse og årssuksesjon gir derfor god informasjon om innsjøens næringsstatus og eventuelle utvikling over tid. Utreget eutrofi resp. oligotrofi kan derfor enkelt registreres ut fra indikatorarter med hjelp av bare en planktonplanteprøve tatt midt i vekstsesongen. Brettum (1989) og Tikkanen og Willen (1992) har utarbeidet oversikt over indikatorarter. Videre presenterer Brettum (1989) og Heinonen (1980) følgende biomassetall (algemengder) gitt som våtvekt/ferskvekt:

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

* Svakt mesotrof/noe næringsrik er benyttet som benevninger i rapporten.

FORSURING.

Forsuringssituasjonen i innsjøer og tjern er vurdert ved bruk av vannkjemi og forekomst av planktonalger etter metode gitt av Brettum (1989).

VURDERINGSGRUNNLAG FOR KREPSDYRPLANKTONBIOMASSE.

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

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

VURDERING AV PREDASJONSPÅVIRKNING PÅ KREPSDYRPLANKTON FRA FISK.

Planktonspisende fisk kan ha en klart strukturerende påvirkning på en innsjøs 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 (eggberende) 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., G. Kjellberg og A. Linløkken. 1998. Overvåking av bunndyr i grensekryssende vassdrag i Østlandsområdet i forbindelse med vassdragskalking. Samlerapport for undersøkelsene i 1995, 1996 og 1997. DN-notat 1999-2. 55 s.
- Fjerdingstad, E. 1960. Forurensning af vandløp biologisk bedømt. Nordisk Hygienisk Tidsskrift. Vol. XLI, s. 149-196.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 37, 1-91.
- Holtan, H. og D.S. Rosland. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr. 92:06. TA-905/1992.
- Kjellberg, G., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysilva 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.

Vedlegg C.

INTERKOMMUNAL OG KOMMUNAL OVERVÅKING AV VASSDRAG I NORD-ODAL KOMMUNE

	Metode	Ambisjonsnivå	År				
			2001	2002	2003	2004	2005
Interkommunalt overvåkningssamarbeid <i>Lokalitet:</i> Storsjøen Ottensjøen	Innsjøprogram II * Innsjøprogram III	Middels Lavt		x			x
Kommunal overvåkning <i>Lokalitet:</i> Råsen Sætersjøen Gardvikstjernet Granerudtjernet Ekornholtjernet	Innsjøprogram II Innsjøprogram III Innsjøprogram III Innsjøprogram III Innsjøprogram III	Middels Lavt Lavt Lavt Lavt	x				x x x x
Trautåa Sandbekken	Biol. befarings Biol. befarings	Middels Middels	x x				
Haugsåa Ekerbekken	Biol. befarings Biol. befarings	Middels Middels		x x			
Magasinbekken Evja Juråa Tannåa Vikerbekken Geita Løsetåa Sørka Fjellsåa Grøna Størja Trøa	Biol. befarings Biol. befarings Biol. befarings Biol. befarings Biol. befarings Biol. befarings Biol. befarings Biol. befarings Biol. befarings Biol. befarings Biol. befarings Biol. befarings	Middels Middels Middels Middels Middels Middels Middels Middels Middels Middels Middels Middels			x x	x x	x x x x
Mørkåa Songa Hanorsbekken Austvasåa Kugga	Biol. befarings Biol. befarings Biol. befarings Biol. befarings Biol. befarings	Middels Middels Middels Middels Middels				x x x x	

* Storsjøen bør undersøkes etter innsjøprogram I hvert 10 år, forslagsvis i 2006, 2016 osv.

Vedlegg D.

DELMÅL VANNKVALITET FOR VASSDRAG I NORD-ODAL KOMMUNE

6. Mål

Hovedmål

Langsiktig mål for arbeidet med forurensning av vassdrag i Nord-Odal kommune:

Storsjøen med tilhørende vassdrag skal ha vannkvalitet som tilfredsstiller kravene til bading, båtliv og fiske. Vannkvaliteten skal være av en slik karakter at de naturlige fiske- og krepsebestander får oppfylt sine krav til gyte- og oppvekstbetingelser.

Det fremgår av tabell 3 side 30 at det er avvik mellom kommunens langsiktige mål og dagens status. I denne planperioden er det derfor angitt delmål for vannkvaliteten. Disse innebærer en kvalitetsbedring av flere vassdrag og bør kunne nås dersom de planlagte tiltak gjennomføres som forutsatt. Det er satt opp mål for Storsjøen og de vassdragene som munner ut i den.

Kommunens langsiktige mål innebærer også tiltak mot forurensning (kalking) og tiltak for bedret vannføring. Dette må følges opp gjennom iverksetting av kommunens fisketiltaksplan (side 19).

Delmål vannkvalitet

1. Vannkvaliteten i vassdragene våre skal overvåkes i henhold til foreslått overvåkingsprogram, slik at publikum, politikere og kommunens administrasjon får informasjon om forurensning og hygienisk tilstand.

2. Kommunen vil søke samarbeid med skolene og lokale lag og foreninger ved innhenting, bearbeiding og presentasjon av miljødata.

3. Kommunen vil legge vekt på å videreformidle den kunnskapen miljøovervåkingen gir, til innbyggere, politikere og administrasjonen.

I tabell 5 på neste side viser tallkolonnene 1–4 under status og mål til:

- Tilstandsklasse (1)
- Egnethet for jordvanning (2)
- Egnethet for bading (3)
- Egnethet for sportsfiske (4)

Jfr. tabell 2 side 29.

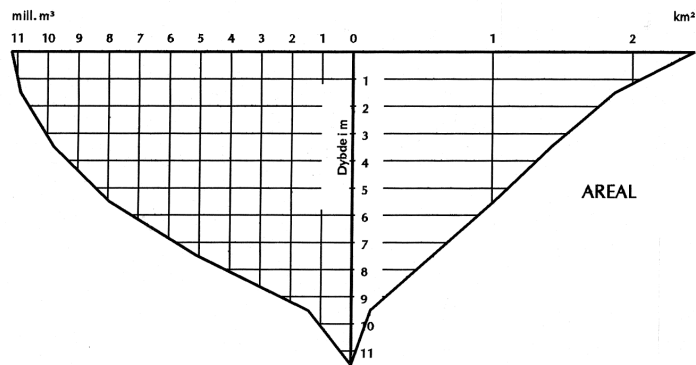
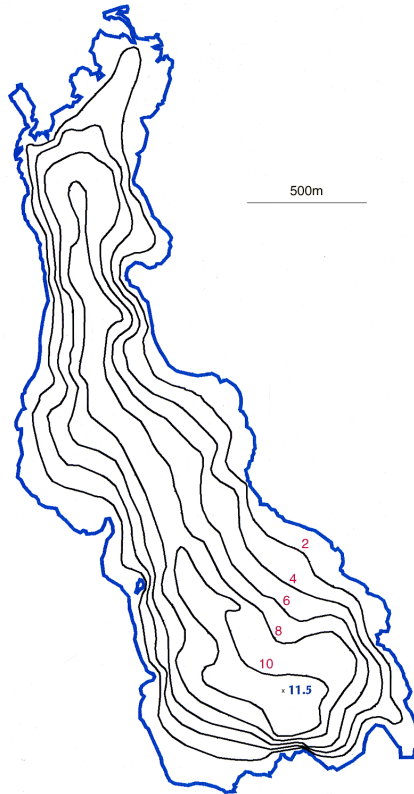
Tabell 5. (Forklaring, se forrige side.)

Navn	Status 1994				Mål 2001				Merknader:
	1	2	3	4	1	2**	3	4	
Størja 2v/Rv24	1	1	1	3	1	1	1	3*	surt og liten vannføring
Kugga	1	1	1	3	1	1	1	3*	surt og liten vannføring
Austvassåa	1	1	1	2	1	1	1	2*	surt
Trautåa v/Slettholen	1	1	1	1	1	1	1	1	
Grøna v/Ekornh.tj.	1	2	1	1	1	2	1	1	Delmål Grøna avh. av virkning av utslipp fra nytt drikkevannrensaneanlegg
Trautåa 2	1,5	2	1	1	1	1	1	1	Avh. av tiltak landbruk red. nitrattilførsel
Songa	2	2	2	2	2	2	2	2	Ikke foreslått tiltak- ingen forbedring
Hanorsbekken	2	2	2	2	2	2	2	2	Ikke foreslått tiltak- ingen forbedring
Mørkåa	2	2	2	2	2	2	2	2	Dersom kloakkering S7: andre mål
Løsetåa 1v/stamph.	2	2	2	2	1,5	1	1	1	Avh. av tiltak landbruk
Trøa	2	2	2	2	2	2	2	2	Sanering spredt beb: nye mål
Juråa 2v/samløp m. Tannåa	2	2	2	2	1	1	1	2*	Avh. av økt tilknytningsgrad innen rensedistriktet.
Tannå	2	2	2	2	2	2	2	2	Kloakkering M2,3,4 el. andre saneringstiltak: andre målsetting
Haugsåa	2	3	1	1	1	1	1	1	Avh. av økt tilknytning innenfor rensedistriktet og kloakkering av S3.
Evja	2,5	2	2	2	1	1	1	1	Avh. av økt tilknytning + tiltak landbruk
Juråa 3v/Knapper	2,5	2	2	2	2	2	2	2	Ved kloakkering M5,M6: andre målsetting
Størja nær utløp	2,5	2	2	2	2	1	2	1	Avh. av sanering eldre beb.
Grøna 1 v/Rv 24	2,5	3	2	2	2,5	3	2	2	Kloakkering S10: andre målsetting
Sandb. i Bruvoll	2,5	3	2	2	2	2	2	2	Avhenger av tiltak fiskedam + landbr.
Sørka	2,5	3	3	3	2	3	3	3	Ambisjoner avh. av hvorvidt det blir kloakkering av Austvatn. Sørka fungerer som tilbakeholdesefelle for næringsstoffer og vil ant. alltid være rel. næringsrik.
Fjellsåa	2,5	4	4	3	2	2	2	2	Avh. sanering eldre beb. + tiltak landbr.
Ekerbekken	2,5	4	4	4	2	2	2	2	Avh. av økt tilknytningsgrad i RD samt ev. red. nødoverløp pumpestasjon samt tiltak landbruk - redusert nitrattilførsel.
Løsetåa 2 v/Fv 261	3	2	2	2	2	2	1	1	Avh. av tiltak landbruk + kloakkering S6
Juråa 1v/Mo krk.	3	3	3	2,5	2	1	1	1	Avh. av sanering Østmoåsen, ev. red. ant. nødoverløp pumpest. samt redusere feilkobling av kloakk til overløp.
Magasinbekken	3	3	3	4	2	2	2	2	Avh. av sanering Prestberget, samt utbedre feilkobling av kloakk til overløp.
Geita	3	4	4	4	3	4	4	4	Hvis kloakkering M9, M10 samt tiltak landbruk: andre målsetting
Juråa 4	4	4	4	4	2	2	2	2	Emil Fjell A/S' sagbruk nedlagt.

*Avh. av ev. kalking. **Det er kun vurdert egnethet til vanning av åker og eng. Vann som skal brukes til frukt og grønnsaker som salat o.l. skal ha drikkevannskvalitet. Det innebærer blant annet at termotabile koliforme bakterier ikke skal være tilstede.

Vedlegg E.

DYBDEKART FOR RÅSEN



Dybdekart Råsen.
Utarbeidet av NIVA og NVE