



RAPPORT LNR 5027-2006

**Ferskvannsbiologisk
overvåking ved
Tjeldbergodden
2000-2001**



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
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1264 Pirsenteret
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 87 10 34 / 44
Telefax (47) 73 87 10 10

Tittel Ferskvannsbiologisk overvåking ved Tjeldbergodden 2000-2001	Løpenr. (for bestilling) 5027-2006	Dato Januar 2006
	Prosjektnr. Undernr. O-20188	Sider Pris 46
Forfatter(e) Hobæk, Anders Bækken, Torleif Lømsland, Evy R.	Åtland, Åse Kleiven, Einar Håvardstun, Jarle	Distribusjon
	Fagområde Sur nedbør	Trykket NIVA
	Geografisk område Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag	

Oppdragsgiver(e) Statoil Metanol	Oppdragsreferanse
-------------------------------------	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Som et ledd i miljøovervåking av utslipp fra Statoils metanolfabrikk på Tjeldbergodden har NIVA utført ferskvannsbiologiske undersøkelser i fabrikkens influensområde. Programmet i 2000 - 2001 fulgte opp basisundersøkelser fra 1993-94. Undersøkelsene omfattet fisk, bunndyr, dyreplankton og planteplankton i to hovedlokaliteter: Reinsjøen i Aure og Terningvatn i Snillfjord. Som referanselokalitet er Øvre Neådalsvatn i Surnadal (utenfor influensområdet) benyttet.</p> <p>De ferskvannsbiologiske undersøkelsene viste ingen tegn til forsurening som følge av NO_x-deposisjon. Fiskebestandene var i hovedsak uforandret, bortsett fra lavere fangst av aure i Terningvatn enn i 1993. Dette kan ha flere årsaker, bl. a. overbefolkning av røye. Det ble funnet forsurningsfølsomme arter både blant bunndyr, dyreplankton og planteplankton i alle tre innsjøer. Utvalget av sensitive arter var minst i referanselokaliteten. Vannkjemiske parametre lå innenfor variasjonsbredden registrert 1993 - 2000, og viste heller ingen tegn til forsurening i innsjøene.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Overvåking 2. Forsuring 3. Ferskvann 4. Biologisk mangfold 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Surveillance 2. Acidification 3. Inland waters 4. Biodiversity
---	---



Anders Hobæk
Prosjektleder




Thomas Rohrlack
Forskningsleder

Jarle Nygaard
Ansvarlig

**Ferskvannsbiologisk overvåking
ved Tjeldbergodden 2000 - 2001**

Forord

I forbindelse med Statoils bygging av metanolfabrikk på Tjeldbergodden ble det gjennomført basisundersøkelser i 1993 - 94 av en rekke naturforhold, deriblant ferskvannsbiologiske registreringer. I tillegg er en rekke innsjøer overvåket for vannkjemiske parametre i perioden 1993 - 2000. Den foreliggende rapport redegjør for oppfølgende ferskvannsbiologiske undersøkelser i 2000 - 2001. Undersøkelsene hadde samme omfang som tidligere, og inkluderte to overvåkingslokaliteter (Reinsjøen og Terningvatn) samt referanselokaliteten Øvre Neådalsvatn. Overvåkingsprogrammet omfattet fisk, bunndyr, dyre- og planteplankton. Øvre Neådalsvatn inngikk også i EU-prosjektet EMERGE, og vi har derfor benyttet fiskedata fra disse undersøkelsene. Lokaliteten er fra samme tidsrom også blitt inkludert i SFTs landsomfattende overvåking av langtransportert forurensning.

Prosjektet er gjennomført med assistanse fra en rekke medarbeidere ved NIVA: Åse Åtland og Jarle Håvardstun utførte prøvefiske, mens feltarbeidet ellers er utført av Anders Hobæk. Torleif Bækken utførte bunndyrundersøkelser inklusive opparbeiding av materiale, og har skrevet kapitlet om dette. Planteplankton er opparbeidet av Evy R. Lømsland, mens Anders Hobæk har bearbeidet dyreplankton. Einar Kleiven har analysert fiskematerialet fra Reinsjøen og Terningvatn og bidratt til kapitlet om fiskebestandene. Innsamling av plankton og vannprøver i Øvre Neådalsvatn er utført av Erik Kårvatn, Todal.

Takk til alle medarbeidere, samt til Bjørn Olav Rosseland (NIVA/UMB) og Arne Fjellheim (UiB) for tilgang til EMERGE-data fra Øvre Neådalsvatn.

Bergen, januar 2006

Anders Hobæk

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Materiale og metoder	8
2.1 Lokalteter	8
2.2 Prøvefiske	9
2.3 Bunndyr	9
2.4 Dyreplankton	10
2.5 Planteplankton	10
3. Resultater og diskusjon	12
3.1 Fisk	12
3.2 Bunndyr	17
3.3 Dyreplankton	23
3.4 Planteplankton	26
3.5 Vannkjemiske målinger	29
4. Konklusjoner	30
5. Henvisninger	31
Vedlegg A.	32
Vedlegg B.	35
Vedlegg C.	39
Vedlegg D.	46

Sammendrag

Som et ledd i miljøovervåking av NO_x-utslipp fra metanolfabrikken på Tjeldbergodden ble ferskvannsbiologiske undersøkelser gjennomført i fabrikkens influensområde i 2000 - 2001. Undersøkelsene var en oppfølging av basisundersøkelser utført 1993 - 1994 før metanolfabrikken ble satt i drift.

I overvåkingsprogrammet inngår vurderinger basert på fiskebestander, bunndyr, dyreplankton og planteplankton i innsjøer. Hovedstasjoner for ferskvannsbiologisk overvåking er Terningvatn i Snillfjord og Reinsjøen i Aure. Som referanselokalitet benyttes Øvre Neådalsvatn i Surnadal (utenfor influensområdet).

Fiskebestandene i Reinsjøen og Terningvatn omfatter aure, røye og trepigget stingsild. Prøvefisket i 2000 viste at begge er overbefolket av røye, mens aurebestandene er tynnere. Dette gjelder spesielt i Terningvatn. Dette representerer trolig en naturlig tilstand i begge innsjøene. I forhold til 1993 - 94 synes aurebestanden i Terningvatn å ha gått noe tilbake, mens røyebestanden er uendret. Ingen endringer ble funnet i Reinsjøen. I referanselokaliteten Øvre Neådalsvatn er aure eneste fiskeslag. Bestanden var tynn, som den også har vært ved tidligere undersøkelser. Andre undersøkelser har vist at denne lokaliteten ligger i et område påvirket av PAH-forurensning, og at fisken er påvirket av dette. Effekter på populasjonsnivå er imidlertid ikke påvist. Det bør derfor vurderes nærmere om lokaliteten er uegnet som referansestasjon.

Det ble funnet forsuringfølsomme bunndyr i alle tre innsjøer og deres utløpselver. Det ble påvist enkelte endringer i artssammensetning fra 1994 til 2001 både i Reinsjøen og Terningvatnet. Disse forskjellene henger trolig dels sammen med inngrep som er gjort tidligere i utløpsosene i begge innsjøer, og dels med naturlig variasjon.

Planktonsamfunnene i Reinsjøen og Terningvatn viste moderat artsrikdom og synes ikke å avvike fra forventet naturtilstand. En rekke forsuringfølsomme arter av både dyre- og planteplankton forekom i 2000 - 2001 som i 1993 - 94. Andre arter knyttet til klart og næringsfattig vann, og som kan begunstiges ved forsuring, fantes også.

Vannkjemiske målinger viste ganske tilsvarende forhold som er dokumentert ved kontinuerlig overvåking 1993 - 2000.

Resultatene fra 2000 - 2001 gav ingen indikasjon på forsuringsskader i innsjøene.

Summary

Title: Biological monitoring of freshwaters at Tjeldbergodden 2000-2001

Year: 2006

Authors: Hobæk, A., T. Bækken, E. Lømsland, Å. Åtland, E. Kleiven & J. Håvardstun

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4728-9

As part of a surveillance program to monitor effects of NO_x deposition from the methanol factory at Tjeldbergodden, NIVA conducted a freshwater biological survey of lakes in 2000 - 2001. The survey was a sequel to baseline investigations conducted in 1993 - 94, i.e., before production and emissions had started.

Effect evaluations were based on surveying fish stocks, littoral benthic macroinvertebrates, zoo- and phytoplankton in the lakes. The two monitoring locations are Lake Terningvatn (Snillfjord municipality) and Reinsjøen (Aure municipality). For a reference location, similar surveys were conducted in Lake Øvre Neådalsvatn (Surnadal municipality).

The fish stocks in Lakes Reinsjøen and Terningvatn include brown trout (*Salmo trutta*), Arctic Charr (*Salvelinus alpinus*), and Three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). Test-fishing by gill-nets in 2000 indicated that both lakes are over-populated by charr, whereas the trout populations are thin. This particularly applies to Lake Terningvatn. This condition seems to be the natural one. Compared with results from 1993 - 94, the trout stock in Lake Terningvatn seems to have been reduced, while the charr stock remains unchanged. No change was found in Lake Reinsjøen over the same period. In Lake Øvre Neådalsvatn (reference), brown trout is the only fish species present. The population was thin, as in previous surveys. Recent investigations have shown that this lake and its surroundings are polluted by PAH fallout, and that trout has been affected. Population effects are unknown. An evaluation of whether this lake may be unsuitable as a reference locality is suggested.

Macroinvertebrate species sensitive to acidification were found in all three lakes and their outlet rivers. Some differences in species composition were noted relative to 1993-94 in Lakes Reinsjøen and Terningvatn. These changes can be related partly to manipulation of the outlet rivers a few years prior to the first inventory, and partly to natural variability.

The plankton communities of Lakes Reinsjøen and Terningvatn were of moderate species richness, showing no departures from their assumed natural states. Several species sensitive to acidification were present in 2000 - 2001 (as in 1993-94) both among phyto- and zooplankton. We also recorded several species common in clear, nutrient-poor waters, and which may increase during acidification.

Variation in water chemistry parameters were well within the ranges established by continuous monitoring 1993 -2000.

The 2000 - 2001 results provided no indications of acidification damage to the lakes.

1. Innledning

Som en del av overvåkingsprogrammet for metanolfabrikken på Tjeldbergodden har NIVA gjort grunnlagsundersøkelser i 1993 - 94 for vannkjemisk og ferskvannsbiologi. Grunnlagsundersøkelsene var en del av et felles program under 4Ni-instituttene. Etter dette ble et vannkjemisk overvåkingsprogram videreført direkte for Statoil Tjeldbergodden fram til 2000. Hensikten med både vannkjemisk og vannbiologisk overvåking er å følge med på om NO_x-utslipp fra metanolfabrikken har innvirkning på nitratnivået og forsureingssituasjonen i innsjøene i influensområdet.

I 2000 og 2001 ble det vannbiologiske programmet gjentatt. Resultatene av disse undersøkelsene rapporteres her. I programmet inngår to lokaliteter (innsjøer) innenfor metanolfabrikkens influensområde, samt én referanselokalitet utenfor influensområdet. Det er gjort undersøkelser av innsjøenes fiskebestand, dyreplankton og planteplankton, og bunndyrsamfunn er undersøkt både i innsjøenes strandsoner og i deres utløpselver. Programmet har primært vært innrettet mot biosamfunn og organismegrupper der en kjenner respons på forurening av vassdragene.

Tidligere resultater fra overvåking av ferskvann ved Tjeldbergodden finnes i Thomassen (1995), Hobæk m. fl. (1994, 1995), Hobæk (2000; 2003) og De Wit m. fl. (2004).

2. Materiale og metoder

2.1 Lokalteter

Biologiske undersøkelser er gjennomført i hovedlokalitetene fra tidligere overvåking ved Tjeldbergodden. Dette er Reinsjøen, Terningvatn og referanselokaliteten Øvre Neådalsvatn (som ligger utenfor influensområdet for luftutslipp fra metanolfabrikken). Innsjøenes plassering er vist på kartskisse (Figur 1), og nøkkelinformasjon om de tre lokalitetene er vist i Tabell 1.



Figur 1. Kartet viser plassering av metanolfabrikken på Tjeldbergodden og innsjøer som har inngått i overvåking av effekter i ferskvann. Vannbiologiske undersøkelser er utført i de tre hovedlokalitetene merket 1, 2 og 3, mens de øvrige punktene viser innsjøer som inngår i det vannkjemiske programmet.

Tabell 1. Hovedlokaliteter i overvåkingsprogrammet for Tjeldbergodden. Biologiske undersøkelser 2000-2001 er også utført i disse innsjøene.

Innsjø	Kommune	NVE innsjø nr.	NVE vassdrag nr.	Areal (km ²)	H.O.H. (m)
Reinsjøen	Hemne/Aure	971	116.1B	3,89	66
Terningvatn	Snillfjord	978	119.8B	1,87	93
Øvre Neådalsvatn	Surnadal	33993	111.BC	0,508	728

Reinsjøen ligger knapt 5 km fra selve metanolfabrikken, mens Terningvatn ligger ca. 41 km unna østover langs Trondheimsleia. Øvre Neådalsvatn ligger lenger inne i landet ca 70 km sørover fra metanolfabrikken. Alle innsjøene er lite påvirket av menneskelig aktivitet. Ved Reinsjøen og Terningvatn er imidlertid utløpet regulert med en liten dam. I Terningvatnet har dette sammenheng

med at innsjøen tjener som vannkilde for et settefiskanlegg, og i Reinsjøen for drikkevannsforsyning. Utløpsoset i både Reinsjøen og Terningvatn er endret gjennom graving og flytting av løsmasser. Disse inngrepene har vært mest omfattende ved Reinsjøen, der elva er rettet ut og delvis lagt i nytt leie nedenfor utløpsoset. Disse inngrepene i alt vesentlig er utført før oppstart av overvåkingsprogrammet for Tjeldbergodden i 1993.

2.2 Prøvefiske

Det ble prøvefisket i Reinsjøen ved Tjeldbergodden 24-25.10.2000 og i Terningvatn i Agdenes 25-26.10.2000. Prøvefisket ble utført av Åse Åtland og Jarle Håvardstun (NIVA). Det ble ikke utført prøvefiske i Øvre Neådalsvatn, siden denne fiskebestanden har vært gjenstand for omfattende undersøkelser i regi av EMERGE-prosjektet, og data fra dette ansees tilstrekkelig. Fra tidligere foreligger også en rekke data fra EU-prosjektene ALPE og MOLAR.

Til prøvefiskene ble det benyttet seksjonerte oversiktsgarn (30 x 1,5m). Hvert av disse garna er like og sammensatt med 12 maskevidder fra 5 til 55 mm slik at garna til sammen skal fange alle størrelsesklasser av fisk like effektivt. Det ble fisket med 16 garn i Reinsjøen og 12 i Terningvatn.

Fisken ble tatt ut av garna på lokalitetene og frosset ned for videre opparbeidelse. All fisk ble lengdemålt og veid. Kjønn og stadium i kjønnsmodning ble notert sammen med kjøttfarge og grad av fettavleiring rundt innvollene. Dersom fisken var infisert av parasitter ble også dette notert. Det ble tatt ut otolitter (ørestein) og skjellprøver av auren for aldersbestemmelse. Fra røya ble kun otolittene tatt ut til bruk for aldersbestemmelse. Det ble også tatt mageprøver av alle aurene, og 20 røyer fra hver innsjø.

I Terningvatn der fangsten av røye var stor, ble det gjort et tilfeldig utvalg på 48 røyer for disse parametrene.

2.3 Bunndyr

Bunndyr er en samlebetegnelse for forskjellige typer smådyr som lever hele eller deler av livet på bunnen av elver, bekker og innsjøer. Bunndyrene består først og fremst av insektlarver/nymfer, men omfatter også marker, igler, snegler, muslinger, små krepser og vannmidd. Bunndyr er derfor en svært mangartet gruppe organismer med ulike krav til miljøet. I de fleste bekker og elver er bunndyr den eneste dyregruppen ved siden av fisk. Det finnes ekstreme rentvannsarter, men også arter som er svært tolerante overfor forskjellige typer forurensninger. De har med andre ord ulike tålegrenser og preferanseområder. Derfor kan endringer i mengde og forekomst av ulike arter på en lokalitet indikere endringer av vannkvaliteten (ofte på et tidlig stadium) blant annet som følge av økte forurensninger. Bunndyrundersøkelser er derfor mye benyttet i forurensningsovervåking (Aanes & Bækken 1989).

For innsamling av bunndyr er det anvendt "sparkemetoden". Metoden er beskrevet i Norsk Standard 4719. Metoden inngår i NIVAs kvalitetssikringssystem, og anvendes i alle NIVAs bunndyrundersøkelser. Metoden er meget god til å samle inn artene i habitatene, og god til å måle den relative tettheten mellom arter og lokaliteter. Samme metode benyttes også i SFTs overvåking av langtransportert forurensning.

"Sparkemetoden" innebærer bruk av standard håv etter standard prosedyre. Mens en beveger seg motstrøms i en elv/bekk eller sakte beveger seg langs stranden i en innsjø, brukes den ene foten til å sparke opp bunnssubstratet. Et håndnett brukes til å fange opp oppvirkede bunndyr. Prosedyren foregår i ett minutt og gjentas 3 ganger (3 x 1 minutters sparkeprøve). Etter hvert minutt tømmes håvposen for å hindre tetting av maskene i posen. Det anvendes en standard håv med åpning 30 x 30 cm, og med

maskevidde i nettduken på 250 μm . Prøvene konserveres i 70 % etanol. Bunndyrene blir talt og artsbestemt etter standard prosedyrer ved hjelp av binokulær lupe og mikroskop.

For å få en best mulig situasjonsbeskrivelse av bunndyrsamfunnene er det tatt prøver både av sommerpopulasjonene og vinterpopulasjonene. Prøvene ble tatt 28. 7.2001 og 17.10.2001.

På grunnlag av artene som ble påvist ble Forsuringsindeks 1 etter Fjellheim & Raddum (1990) benyttet, som i SFTs overvåkingsprogram. En forsuringfølsom art som ikke er tatt med i grunnlaget for denne indeksen ble gitt indikatorverdi 1 (se resultatkapitlet). Bakgrunnen for dette er gitt av Bækken & Kjellberg (2004)

2.4 Dyreplankton

Innsjøenes samfunn av dyreplankton består av en rekke små dyr (encellede dyr, hjuldyr, krepsdyr og enkelte insektlarver). De fleste av dem er mindre enn 5 mm store. De fleste planktondyrene ernærer seg av partikler (planteplankton og bakterier), men noen av dem er rovdyr på andre dyrearter. Det er vanlig å avgrense dyreplankton i størrelse nedad til det som holdes igjen på en duk med maskevidde 45-90 μm . Omkring 45 arter krepsdyr lever mer eller mindre planktonisk i norske innsjøer, men en rekke av disse har begrenset utbredelse eller er sjeldne. Noen arter er følsomme for forsuring og er derfor gode indikatorer for slik påvirkning.

I overvåkingssammenheng er det vanlig å benytte en kvalitativ prøvetaking vha. en planktonhåv som trekkes vertikalt gjennom vannmassene. Dette sikrer at alle dyp i vannmassen blir representert. I klare innsjøer med lav produksjon er det som oftest ikke problem med håvens masker klogges til, og man får da tetthetstall som kan relateres til overflateareal, og kan da sammenlignes mellom innsjøer. For prøvetaking som stiller strengere kvantitative krav benyttes andre metoder.

I denne undersøkelsen er innsjøene undersøkt med vertikale trekk fra dypet til overflaten med en planktonhåv med diameter 30 cm og maskevidde på 90 μm . Dette fanger alle krepsdyr og de fleste hjuldyr i dyreplanktonet. Prøvene ble fiksert på 90 % etanol. Ved lav tetthet av dyr ble det tatt flere håvtrekk som ble slått sammen til en prøve. Slike prøver inneholder normalt mange tusen individer.

I Reinsjøen og Terningvatn ble det tatt én prøve i oktober 2000 i forbindelse med prøvefisket, og deretter 5 prøver gjennom sommer og høst 2001. I Øvre Neådalsvatn ble det tatt 4 prøver i den isfrie sesongen (juli – oktober) 2001.

I laboratoriet ble prøvene først gjennomgått under lupe (50 X forstørrelse) for å få oversikt over artssammensetningen. Nøyere bestemmelser ble gjort i mikroskop (40 – 400 X forstørrelse). Prøvene ble så talt opp ved å ta ut tre delprøver (vanligvis 3 ml av et volum på 100 ml) som ble anbrakt i en tellesleide og talt opp under lupe.

Alle krepsdyr er artsbestemt. For hjuldyrene ble alle arter som bevarer gjenkjennelig form og struktur ved konservering talt opp. Dette innebærer at artslistene for hjuldyr er ufullstendig, men sammenlignbar mellom lokalitetene og med tidligere undersøkelser i tilsvarende innsjøer (jfr. Hobæk 1998). Hjuldyr er en svært artsrik gruppe, og mange flere arter må antas å finnes i disse innsjøene enn de som er registrert her. Det kreves imidlertid mer inngående undersøkelser for å identifisere disse artene.

2.5 Planteplankton

Planteplankton er en felles betegnelse på en lang rekke arter fra mange forskjellige algegrupper. Felles for disse er at de lever fritt i innsjøenes vannmasser. De fleste av dem er primærprodusenter (auto-

trofe), men en del former er heterotrofe eller mixotrofe. Sammen med bakterieplankton er disse algene næringsgrunnlaget for dyreplankton og i neste omgang fisk i innsjøene. Det er kjent over 1000 arter fra norske innsjøer, men i en enkelt innsjø finner man langt færre. Blant de mange artene i planteplanktonet finner vi gode indikatorarter for ulike påvirkninger som forsurening og overgjødning.

Prøver av planteplankton ble tatt ved hjelp av en 10 m lang plastslange. Denne ble senket ned til mellom 6 og 8 m dyp, klemte sammen i toppen for å holde tett, og trukket opp igjen. Innholdet ble så tømt i en ren bøtte og blandet, og en delprøve på 100 ml ble konservert med Lugols løsning. Dette sikret en representativ blandprøve av de øvre 6-8 m, som erfaringsmessig (basert på temperaturprofiler målt både i 1993 - 94 og i 2001) er tykkelsen på det øvre oppvarmede sjiktet i innsjøene. I Reinsjøen kan dette nå 10 m i slutten av sesongen, og i Øvre Neådalsvatn kan denne lagdelingen være ustabil gjennom den isfrie perioden.

I laboratoriet ble prøvene av planteplankton sedimentert i tellekammer og talt opp i et omvendt mikroskop (Utermöhls metode). Mengden av de ulike alger er uttrykt som celler pr. liter.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Fisk

3.1.1 Reinsjøen

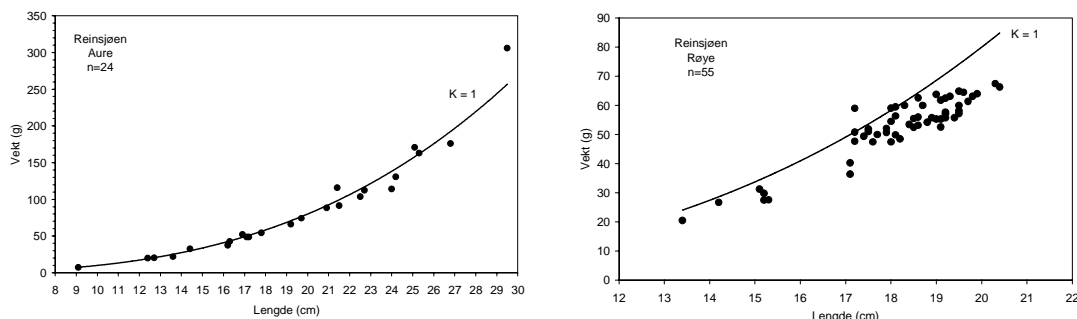
Fangst av røye, aure og stingsild på de ulike dybdeintervallene i Reinsjøen er vist i **Tabell 2**. Det ble tatt 24 aure og 56 røye. Fangstutbyttet tilsvarer 3,3 aure og 7,8 røye pr. 100 m² garnareal. I tillegg ble det tatt 5 stingsild på de grunneste garna. Garnsett dypere enn 20 m ga ingen fangst, og bare en røye ble tatt på garn som sto fra 12 - 20 m.

Tabell 2. Antall garn, og fangst på ulike dybdeintervall i Reinsjøen 24 - 25/10-2000.

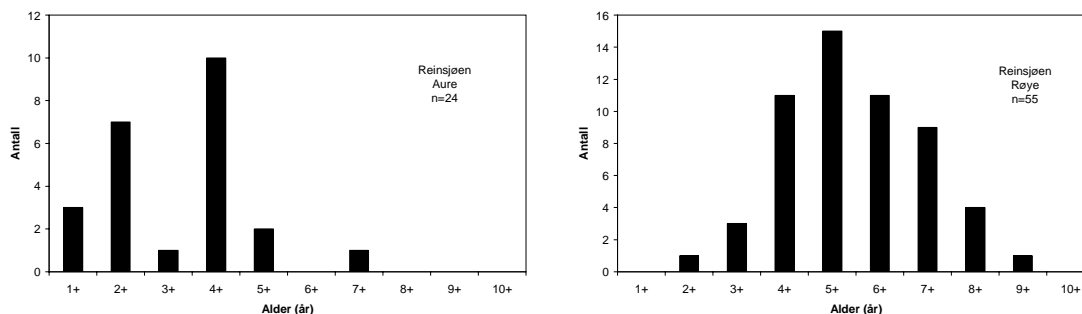
Lokalitet	dybde-intervall	Antall garn	Fangst aure	Fangst røye	Fangst stingsild
Reinsjøen	0-3m	4	11	28	5
	3-6m	4	8	18	0
	6-12m	4	5	9	0
	12-20m	2	0	1	0
	20-35m	1	0	0	0
	35-50m	1	0	0	0
sum		16	24	56	5

Størrelsesfordeling og vekt av aure og røye fanget i Reinsjøen er vist i **Figur 2**. Største aure var på 306 g, mens alle røyer i fangsten var under 70 g. For aure var kondisjonen jevnt god (middel K-faktor = 0,99). Derimot var røya i dårligere hold, og nesten all fisk hadde kondisjonsfaktor under 1,0 (middel K-faktor = 0,87). Kondisjonsfaktoren avtok med fiskens lengde (**Figur 2**).

Figur 3 viser fiskens aldersfordeling for fisken i Reinsjøen. Eldste aure var 7+ år. Fordelingen av årsklasser for aure var noe ujevn. Antall 3+ og 5+ var lave og 6+ manglet helt i fangstene. 4+ klassen dominerte i antall. Årsaken til dette mønsteret er uklar. Dels kan det henge sammen med liten fangst og dermed tilfeldig variasjon, men det kan også skyldes naturlig variasjon i årsklassenes styrke. For røya var antallet større og aldersfordelingen pent normalfordelt. Eldste fisk var 9+ år, mens 5+ var dominerende årsklasse.

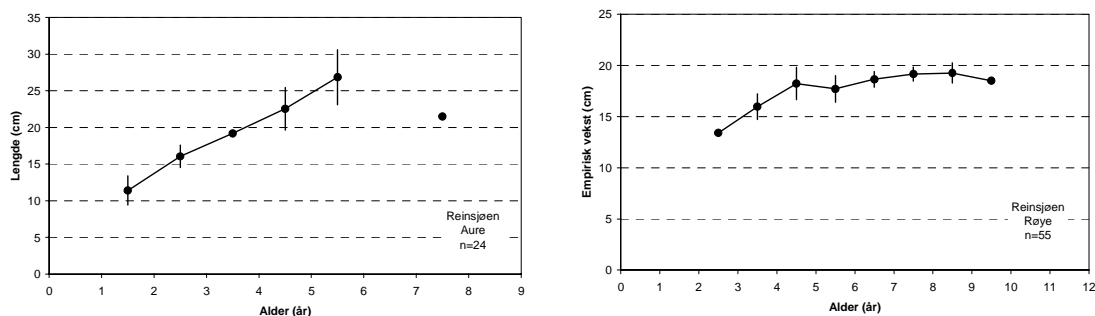


Figur 2. Lengde og vekt hos aure og røye i Reinsjøen i 2001. Linjene viser forholdet mellom lengde og vekt ved kondisjonsfaktor = 1.



Figur 3. Aldersfordeling hos aure og røye i Reinsjøen i 2001.

Vekstkurver for Reinsjøen er vist i **Figur 4**. For auren var veksten jevnt god til og med 5 år. Bare en eldre fisk var med i fangsten, og denne var mindre enn 5-åringene. Om dette indikerer en vekststagnasjon er vanskelig å vurdere ut fra bare en enkelt fisk. Røya vokste brukbart til fire års alder, men deretter flatet vekstkurven av. Veksten stagnerte dermed ved en lengde rundt 20 cm.



Figur 4. Empirisk vekst hos aure og røye i Reinsjøen i 2001. Punktene angir middel lengde for hver aldersgruppe, mens vertikale linjer angir lengdens standard avvik for hver aldersgruppe.

Totalt sett viser prøvefisket at aurebestanden er tynn, men i god forfatning med tanke på størrelse og vekst. Røyebestanden er preget av overbefolkning, vekststagnasjon og næringsbegrensning. Det kan tenkes at aurebestanden er tynn på grunn av begrenset rekruttering, men det foreligger ingen inventering av gyte- og oppvekstmuligheter. Både innløpsbekker og utløpselva er trolig aktuelle. Røya har for god rekruttering (denne gyter i innsjøen), og trenger hard beskatning (f. eks. med flytegar) for å bli en attraktiv matfisk i Reinsjøen. Fiskebestanden viser ingen tegn til forsuringsskader.

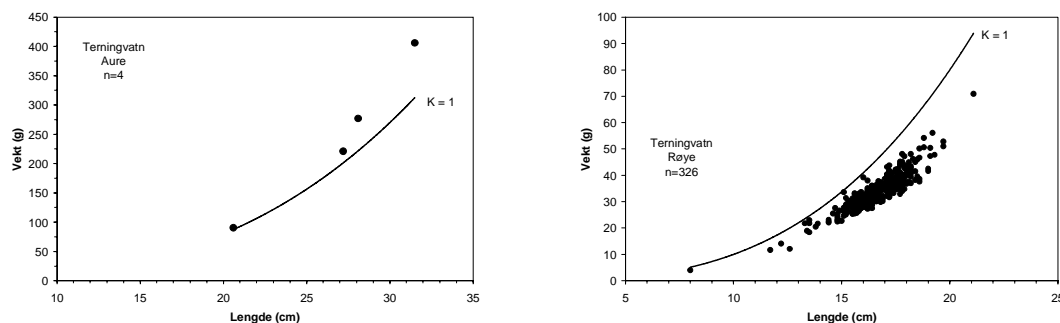
3.1.2 Terningvatn

Garna sto ute 25 -26 oktober 2000, og det ble fanget røye og aure (**Tabell 3**). Antallet røyer var meget høyt (326 fisk), mens bare fire aurer ble fanget. Dette tilsvarer 0,74 aure og 60 røye pr 100 m² garnareal, eller en svært tynn aurebestand og en tett røyebestand. Det ble ikke fanget røye dypere enn 20 m, og bare to fisk under 12 m dyp.

Tabell 3. Antall garn, og fangst på ulike dybdeintervall i Terningvatn 25-26.10.2000.

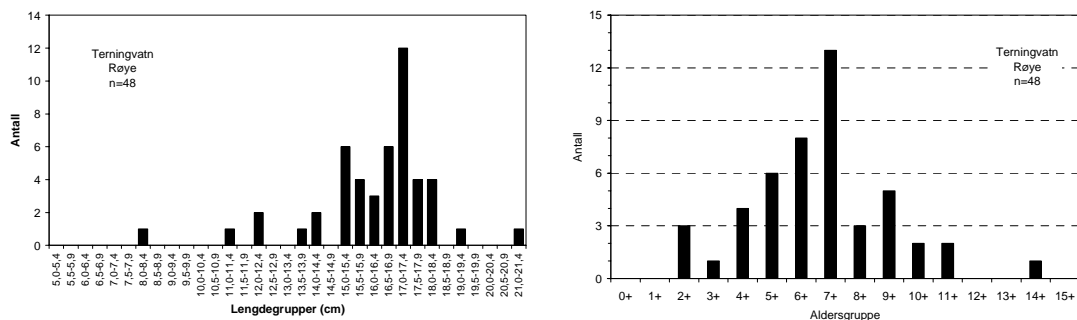
Lokalitet	Dybde-intervall	Antall garn	Fangst aure	Fangst røye
Terningvatn	0-3m	3	1	223
	3-6m	3	1	79
	6-12m	3	2	22
	12-20m	2		2
	20-35m	1		0
sum		12	4	326

Aurene var fra 20 til 31,5 cm lange, og var i god kondisjon (**Figur 5**). Den største av disse fiskene var 5+ år gammel, mens de tre andre var 4+ år. Med bare to årsklasser representert i en svært liten fangst kan vi ikke vurdere rekruttering hos aure. I motsetning til auren var røya småvokst og hadde dårlig kondisjon (**Figur 5**). Middell K-faktor for alle 326 fisk var 0,73.

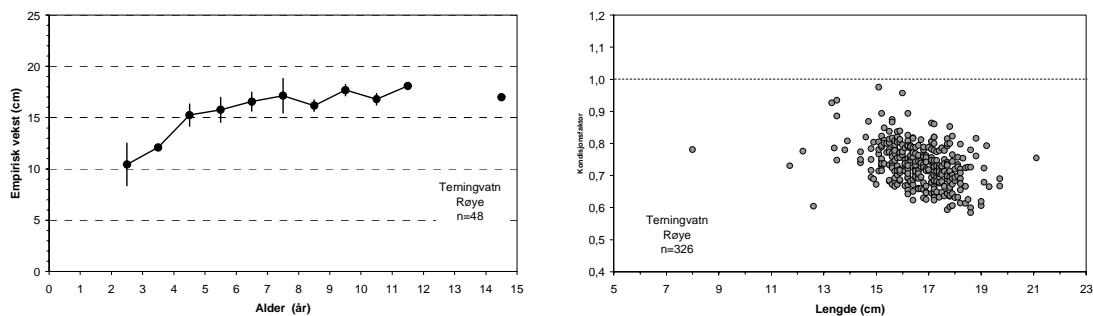


Figur 5. Lengde og vekt hos aure og røye i Terningvatn i 2001. Linjene viser forholdet mellom lengde og vekt ved kondisjonsfaktor = 1.

Fordelingene av røyas lengder og aldersgrupper er vist i **Figur 6**. Middell lengde var 16,6 cm, mens største fisk var 21,1 cm lang. For vekt var middelveiden 34,1 g, mens største fisk veide 70,9 g. Aldersfordelingen var noenlunde normalfordelt i fangsten, med størst innslag av 7+ år gammel fisk. Den eldste røya var 14+ år. **Figur 7** viser at veksten hos røya avtok markert etter 4 år, og stagnerte fra 7 års alder ved en lengde på 17-18 cm. Kondisjonsfaktoren gikk også ned med økende størrelse (og alder), trolig fordi større fisk bruker mer energi på gyting enn på somatisk vekst. Røya i Terningvatn hadde også stor belastning av parasitter.



Figur 6. Lengde- og aldersfordeling hos røye i Terningvatn i 2001.

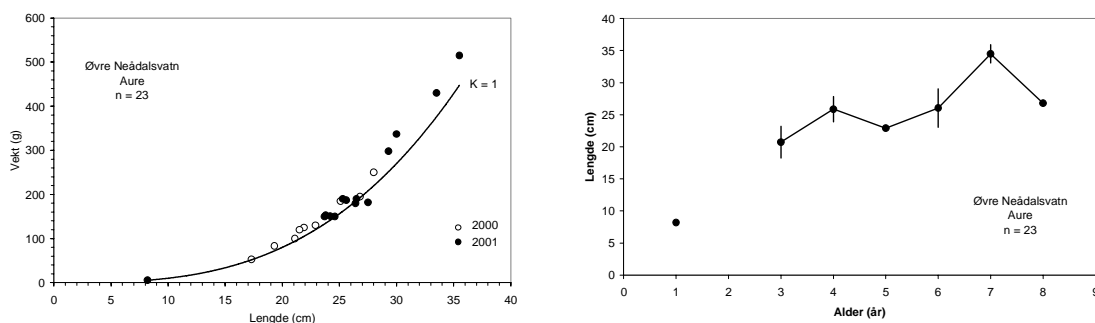


Figur 7. Empirisk vekst (til venstre) og kondisjonsfaktor hos røye (til høyre) i Terningvatn i 2001. Punktene angir middel lengde for hver aldersgruppe, mens vertikale linjer angir lengdens standard avvik for hver aldersgruppe. I figuren til høyre er kondisjonsfaktor plottet mot fiskens lende. Normal kondisjon ($K = 1$) er vist med en horisontal linje.

Terningvatnet er overbefolket av røye, noe som resulterer i næringsbegrensning, dårlig vekst og småfallen fisk. Det vil kreves et hardt fiske for å desimere denne bestanden nok til at den blir attraktiv for fritidsfiske. Årsaken til den tynne aurebestanden kan i alle fall delvis ligge i den tette røyebestanden, men forholdene i mulige gytebekker bør også vurderes. Dette bør inngå ved eventuelle oppfølgende undersøkelser. Trepigget stingsild finnes også i innsjøen. Det ble tatt flere stingsild i bunndyrprøvene fra strandsonen, men ingen på garna.

3.1.3 Øvre Neådalsvatn

Aure er eneste fiskeslag i innsjøen. Resultatene som rapporteres her er basert på fangst gjort innen EMERGE-prosjektet i august 2000 og 2001 (B.O. Rosseland, pers. medd.). Fra og med 2001 inngår Øvre Neådalsvatn også i SFTs overvåkingsprogram for langtransportert forurensning. Fisket ble dette året utført i samarbeid mellom EMERGE og SFTs program, og fangsten fordelt mellom de to prosjektene. I SFTs rapport er ikke EMERGE-prosjektets "andel" av fangsten medregnet. I denne sammenstillingen er fangst fra begge prosjektene tatt i betraktning. Siden lengde- og vektregistreringer bare foreligger fra EMERGE er fangstene fra 2000 inkludert i diagrammer for lengde/vekt og for vekst.



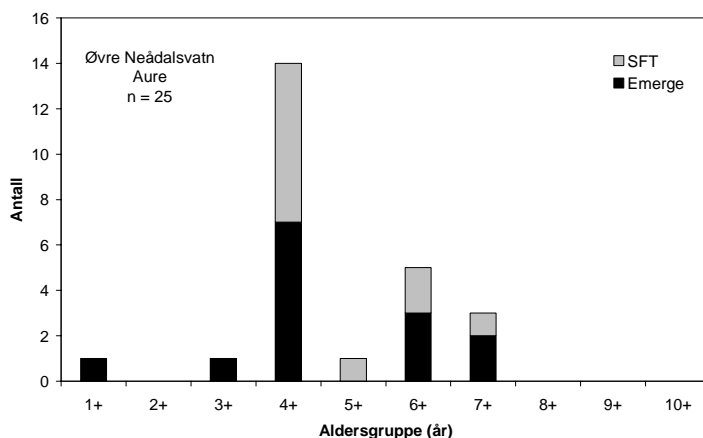
Figur 8. Venstre panel: Lengde og vekt hos aure i Øvre Neådalsvatn i 2000-2001 (til venstre). Linjen viser forholdet mellom lengde og vekt ved kondisjonsfaktor = 1. Høyre panel: Empirisk vekst. Punktene angir middel lengde for hver aldersgruppe, mens vertikale linjer angir lengdens standard avvik for hver aldersgruppe.

I 2000 ble det fanget bare 9 fisk, mens i 2001 var totalfangsten 25 fisk. Fisketettheten synes å være svært lav med ca. 1,5 fisk pr 100 m² garnareal i 2001 (SFT 2002). Imidlertid var dette tallet trolig basert på bare 11 fisk. Hvis vi inkluderer de 14 fisk som ble analysert av EMERGE-prosjektet, blir fangstutbyttet noe høyere, men likevel svært lavt.

Størrelsen varierte mellom 8,2 og 55,5 cm. Middel lengde var 24,7 cm og middel vekt 188 g. Her er medregnet én ettåring, som vanligvis ikke fanges på garn av denne typen. Fisken hadde god kondisjon (middell K-faktor 1,09). **Figur 8** viser forholdet mellom lengde og vekt, samt empirisk vekst. Fisken viste bra vekst fram til 7 års alder. Alders-klassene 5+ og 8+ var bare representert ved én enkelt fisk av forholdsvis liten størrelse, og det er dermed usikkert om tilsynelatende stagnasjon i vekst for disse aldersklassene var reell. Data fra 1997 viste også midlertidig stagnasjon i lengdevækst for aldersklasse 5+, og også for 7+. Dette kan henge sammen med kjønnsmodning og redusert somatisk vekst.

I undersøkelsesprogrammet 1993-94 ble Øvre Neådalsvatn ikke prøvofisket, siden det forelå data fra en undersøkelse i 1991 i regi av ALPE-prosjektet. Også da var fangsten beskjeden (15 fisk). Middell størrelse i 2000-2001 (24,7 cm, 188 g) var noe mindre enn i 1991 (28,6 cm, 294 g), men ganske lik resultater fra 1997 (MOLAR-prosjektet). Kondisjonsfaktoren har ligget rundt 1,1 ved alle undersøkelsene i Øvre Neådalsvatn.

Alderssammensetningen i 2001 er vist i **Figur 9**. Fisk yngre enn 3 somre er ofte underrepresentert i garnfangster siden de gjerne fortsatt oppholder seg på gytebekkene. 4-åringer dominerte, mens 3 og 5 år gammel fisk var dårlig representert. Dette kan tyde på ujevne forhold for vinteroverlevelse for yngel i bekkene, noe som vil gi variabel styrke på årsklassene. De små fangstene i Øvre Neådalsvatn gjør imidlertid disse vurderingene usikre, og tilfeldigheter. En tynn bestand tilsier også at prøvofiske bør utføres varsomt for ikke å beskatte bestanden for hardt.



Figur 9. Aldersfordeling hos aure i Øvre Neådalsvatn i 2001. Total fangst 25 aure, fordelt med 14 fra EMERGE-prosjektet (Rosseland m.fl. 2003) og 11 fra SFT (2002).

Gjennom EU-prosjektet EMERGE er det påvist effekter (leverskader) av polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) på fisk i Øvre Neådalsvatn (Rosseland m. fl. 2003). PAH-tilførslene til disse fjellområdene stammer trolig fra smelteverksindustri eller annen aktivitet med ufullstendig forbrenning. Disse stoffene får fisken i seg gjennom næringskjeden. Metanolfabrikken på Tjeldbergodden har ikke slike utslipp. Det er usikkert om reproduksjon og bestandsstørrelse er påvirket av PAH. Om PAH kan ha effekter på andre organismer i næringskjeden (f. eks. bunndyr og dyreplankton) er heller ikke avklart. Eventuelle skadeeffekter som kan påvirke organismer og biosamfunn kan gjøre lokaliteten mindre egnet som referanselokalitet for overvåking i forbindelse med metanolfabrikken på

Tjeldbergodden. Dette bør eventuelt vurderes nærmere. Innsjøen er nå inkludert i SFTs overvåkingsprogram for langtransporterte forurensninger, slik at overvåkingsdata uansett vil foreligge også i årene som kommer. Fra Øvre Neådalsvatn har vi data tilbake til 1978, og feltforskningsområdet Kårvatn nedenfor i samme vassdrag har vært kontinuerlig overvåket fra samme år. Disse tidsseriene er uerstattelige i overvåkingssammenheng. Det synes derfor rimelig å fortsatt benytte Øvre Neådalsvatn som referanselokalitet også i sammenheng med Tjeldbergodden, men det er viktig å være oppmerksom på eventuelle skadeeffekter av PAH-tilførslene.

3.2 Bunndyr

3.2.1 Reinsjøen og utløpselv

I utløpselva fra Reinsjøen var knottlarver den dominerende bunndyrgruppen i sommerprøvene både på St. 1, ca 100 m nedstrøms utløpsdemningen, og på St. 2, området ca 10m nedenfor demningen. Det var imidlertid også et betydelig innslag av fjærmygglarver på disse stasjonene. Primærdata er vist i Vedlegg A. I høstprøvene dominerte vårfluer på St1, mens fjærmygglarver var vanligst på St. 2. I tillegg ble det begge datoene funnet en rekke andre typer bunndyr, men de ble funnet i langt mindre antall. Stedvis var det et vesenlig innslag av døgnflue- og steinflue-nymfer samt vårfluelarver (**Tabell 4**). Det ble påvist snegler (*Lymnaea peregra*) og småmuslinger på noen av elvestasjonene. Antall arter i de tre hovedgruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer (**EPT: Ephemeroptera, Plecoptera og Trichoptera**) kan anvendes som et enkelt mål på biologisk mangfold, i alle fall i elver. EPT var henholdsvis 7 og 5 på St1 og St2 i sommerprøvene, men EPT var henholdsvis 18 og 17 på de samme stasjonene om høsten (**Figur 10**).

Av døgnfluer ble det bare registrert ett individ i elveprøvene fra sommeren. Dette var *Baetis rhodani*. I høstprøvene var *Baetis rhodani* vanlig på begge elvestasjonene. Ellers ble også *Heptagenia sulphurea* registrert i tillegg til små, vanskelig bestembare individer av *Baetis sp.* og *Heptagenia sp.*. *Metretopus borealis* ble ikke funnet i Reinsjøen.

Alle baetidene er i følge Fjellheim & Raddum (1990) forsuringfølsomme. Dette gjelder for vannforekomster med lite humus og lavt ioneinnhold. Bunndyrsamfunnet i utløpselva fra Reinsjøen slik det var sammensatt i høstprøvene anses derfor lite eller ikke forsuringpåvirket. I sommerprøven ble forsuringfølsomme arter bare funnet i ett eksemplar. Det ble imidlertid funnet tre arter fra ulike grupper, nemlig *Baetis rhodani*, sneglen *Lymnaea peregra* og vårfluen *Athripsodes cinereus* som alle er forsuringfølsomme. Det kan derfor anses at bunndyrsamfunnet fra sommeren er lite eller ikke forsuringpåvirket.

Blant steinfluene var det *Leuctra digitata* som dominerte i sommerprøvene. Ellers ble små individer av vinterarten *Taeniopteryx nebulosa* funnet. I høstprøvene ble det funnet flest av *Isoperla difformis*, men også *Taeniopteryx nebulosa*, *Capnia atra* og *Leuctra hippopus* var også vanlige. Ingen av de registrerte steinflueartene har tilsvarende forsuringfølsomhet som døgnfluene. Den mest følsomme er *Capnia atra*.

Det var få arter og få individer av vårfluer i sommerprøvene. *Rhyacophila nubila* var den vanligste. I høstprøvene var det imidlertid mange arter og mange individer. Små individer av *Hydropsyche sp.* dominerte ved St. 2. Forøvrig var *Rhyacophila nubila*, *Hydropsyche pellucidula* og *Hydropsyche siltalai* vanlige på begge elvestasjonene. Individer fra familien Polycentropodidae ble registret som små, vanskelig bestembare individer og som artene *Neureclipsis bimaculata*, *Polycentropus flavomaculatus* og *Plectrocnemia conspersa*. De mest forsuringfølsomme vårfluene funnet i prøvene var *Athripsodes cinereus* og *Ithytrichia lamellaris*.

Bunndyrprøvene fra Reinsjøens strandsone var dominert av fjærmygglarver. I tillegg var det flere andre typer bunndyr med lavere tettheter. Mange av dyregruppene er de samme vi finner i elver og bekker, men artene vil ofte være andre, mer tilpasset innsjømiljøer. I sommerprøven ble sneglen *Lymnaea peregra* funnet. Snegler anses å være forsuringfølsomme. Av EPT arter ble det registrert færre enn i elvene i sommerprøvene. Dette er normalt. Det ble ikke funnet døgnfluer verken i sommerprøvene eller høstprøvene. EPT var henholdsvis 2 og 6 i sommer og høstprøven. Det ble også funnet trepigget stingsild i bunnprøvene fra innsjøen.

Det var én steinflueart i sommerprøven, *Nemoura sp.*. I høstprøven ble det registrert 3 arter der den vanligste var den moderat forsuringfølsomme *Capnia atra*. Blant vårfluene dominerte ubestemte arter fra familien Limnephilidae. Ellers ble det funnet enkeltindivider av familien Phryganeidae og enkelte ubestembare små individer av vårfluer. Funnet av sneglen *Lymnaea peregra* indikerer at bunndyr-samfunnet er lite eller ikke forsuringspåvirket.

Forsuringsindeksen basert på bunndyr i strandsonen ble 1 i juli og 0,5 i oktober. Dette skyldes at sneglen *Lymnaea peregra* ble funnet her om sommeren, men ikke om høsten. For de to stasjonene i utløpselva ble forsuringsindeksen 1 for begge datoene, basert på forekomst av forsuringfølsomme døgnfluer.

Tabell 4. Sammensetningen av hovedgrupper i bunndyr-samfunnet i Reinsjøen og utløpselva sommer og høst 2001. Prøvene er fra strandsonen i Reinsjøen og fra utløpselva henholdsvis ca 10m og 100 m nedstrøms utløpsoset. Antall registrerte individer av trepigget stingsild i prøven er også angitt. Antall individer per 3x1 minutt sparkeprøve.

Reinsjøen		28.07.01			17.10.01		
		100m St. 1	10m St. 2	strand St. 3	100m St. 1	10m St. 2	Strand St. 3
Børstemark	Oligochaeta	1		8	2	40	4
Snegl	Gastropoda	1		2			
Småmusling	Lamellibranchiata	1				1	
Vannmidd	Hydracarina			10	2	2	16
Muslingkreps	Ostracoda						
Mudderfluer	Sialidae						
Døgnfluer	Ephemeroptera		1		87	63	
Steinfluer	Plecoptera	15	7	6	33	21	80
Billelarver	Coleoptera larver	2		4	1	1	
Biller, voksne	Coleoptera imago		1	19			20
Vårfluer	Trichoptera	14	4	2	535	81	56
Knottlarver	Simuliidae larver	344	1832		32	40	
Fjærmygglarver	Chironomidae larver	200	672	412	224	272	456
Andre tovinger	Andre diptera		4	2	12	1	4
SUM		578	2521	465	928	522	636
3 pigget stingsild				1			3

3.2.2 Terningvatn og utløpselv

Primærdata er vist i Vedlegg A. I utløpselva fra Terningvatnet var fjærmygglarver den dominerende bunndyrgruppen på St. 1, ca 100 m nedstrøms utløpsdemningen, mens knottlarver dominerte på St. 2, området ca 10 m nedenfor demningen. Dette gjaldt både for sommerprøvene og for høstprøvene. I tillegg ble det ved begge datoene funnet en rekke andre typer bunndyr, men de ble funnet i langt

mindre antall. Dette er en vanlig situasjon i norske elver. Stedvis var det et vesentlig innslag av døgnflue- og steinflue-nymer samt vårfluelarver (**Tabell 5**). Både steinfluer og døgnfluer ble hyppigst påtruffet på St. 1. Det ble ikke påvist snegler eller småmuslinger på noen av elvestasjonene.

Antall arter i de tre hovedgruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer (**EPT: Ephemeroptera, Plecoptera og Trichoptera**) kan anvendes som et enkelt mål på biologisk mangfold for disse gruppene. EPT var 8 på begge elvelokalitetene i sommerprøvene, mens de var 12 og 7 på henholdsvis St. 1 og St. 2 om høsten (**Figur 10**).

Av døgnfluer ble det foruten få ubestemte individer av slekten *Baetis sp.*, registrert enkelte individer av *Baetis fuscatus/scambus*, *Baetis subalpinus* og *Metretopus borealis* i sommerprøvene fra utløpselva av Terningvatnet. I høstprøvene ble ingen av disse funnet, men *Baetis rhodani*, Norges vanligste døgnflueart, var vanlig 100 m nedstrøms utløpet. Ingen døgnfluer ble funnet i utløpsoset.

Alle *Baetis*-artene er i følge Fjellheim & Raddum (1990) forsuringfølsomme. Dette gjelder for vannforekomster med lite humus og lavt ioneinnhold. *Metretopus borealis* er ikke påtruffet på Sør- eller Vestlandet sør for Møre og Romsdal, og den er ikke vurdert i Fjellheim & Raddums system. Arten er imidlertid ansett som meget forsuringfølsom i vurderingssystemet for humuspåvirkede elver på Østlandet (Bækken & Kjellberg 2004). Bunndyrsamfunnet i utløpselva fra Terningvatnet anses derfor lite eller ikke forsuringpåvirket.

Blant steinfluene var det *Leuctra digitata* som dominert i sommerprøvene. I høstprøvene ble det funnet flest av *Isoperla difformis*, men *Leuctra hippopus* var også vanlig. Ingen av de registrerte steinflueartene har tilsvarende forsuringfølsomhet som døgnfluene. Den mest forsuringfølsomme er *Capnia atra* som er middels følsom.

Tabell 5. Sammensetningen av hovedgrupper i bunndyrsamfunnet i Terningvatnet og utløpselva sommer og høst 2001. Prøvene er fra strandsonen i Terningvatnet og fra utløpselva henholdsvis ca 10 m og 100 m nedstrøms utløpsoset. Antall registrerte individer av trepigget stingsild i prøven er også angitt. Antall individer per 3x1 minutt sparkeprøve.

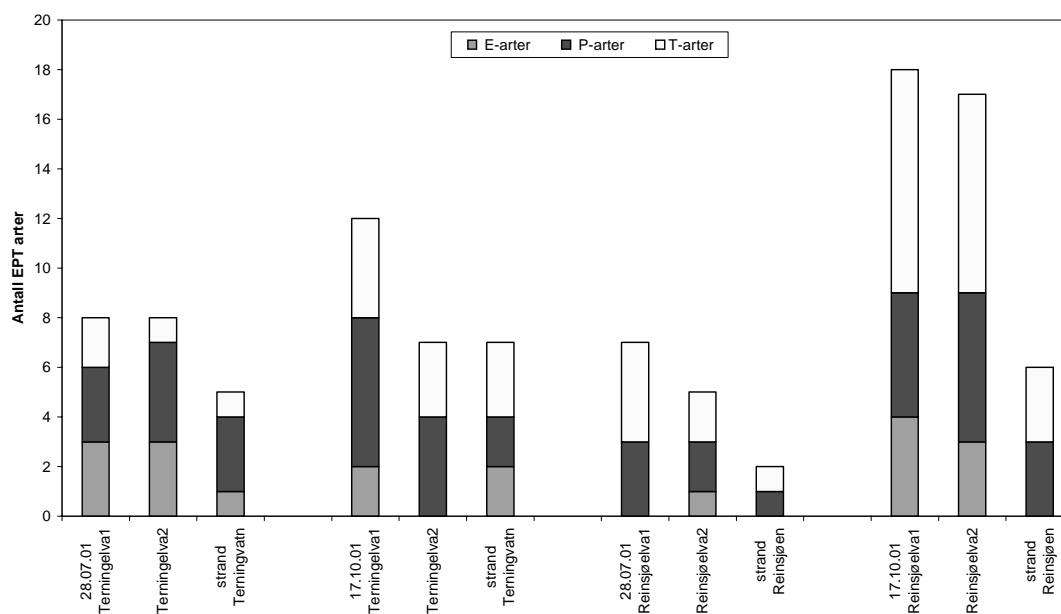
Terningvatnet		28.07.01			17.10.01		
		100 m St 1	10 m St 2	strand St 3	100 m St 1	10 m St 2	strand St 3
Børstemark	Oligochaeta	20	32	16	10	1	3
Snegl	Gastropoda						
Vannmidd	Hydracarina			40	1	1	6
Muslingkreps	Ostracoda					1	
Mudderfluer	Sialidae			4			3
Døgnfluer	Ephemeroptera	9	6	3	22	0	3
Steinfluer	Plecoptera	62	13	23	43	7	14
Billelarver	Coleoptera larver	1			1		
Biller, voksne	Coleoptera imago			5			
Vårfluer	Trichoptera	11	31	10	16	15	56
Knottlarver	Simuliidae larver	152	1360		72	464	
Fjærmyggglarver	Chironomidae larver	288	200	432	96	128	168
Andre tovinger	Andre diptera	1	2		6	8	
SUM		544	1644	533	267	625	253
3 pigget stingsild				12		1	2

Rhyacophila nubila var den vanligste vårfluen. Ellers ble det registrert enkelte individer fra familien Polycetropodidae. Ofte var dette *Polycetropus flavomaculatus* eller *Plectrocnemia conspersa*, men mange var små ubestembare individer. Individer fra familien Limnephilidae ble funnet på alle stasjonene. Alle de registrerte vårflueartene er forsuringstolerante.

Bunndyrprøvene fra Terningvatnets strandsoner var dominert av fjærmygglarver. I tillegg var det flere andre typer bunndyr med lavere tettheter. Mange av dyregruppene er de samme som finnes i elver og bekker, men artene vil ofte være ulike, mer tilpasset innsjømiljøer. Både døgnfluer, steinfluer og vårfluer ble registrert i sommer og høstprøvene. EPT var henholdsvis 5 og 7 i sommer- og høstprøven. Vi fant også trepigget stingsild i bunnprøvene fra strandsonen i innsjøen.

Det ble funnet få individer av døgnfluer i strandsonen i innsjøen. I sommerprøven ble bare *Metretopus borealis* registrert, mens høstprøven hadde innslag av *Cloeon sp* og *Leptophlebia sp.*. Steinfluene i Terningvatnet var dominert av en ubestemt art fra slekten *Nemoura* i sommerprøvene. I høstprøvene var *Capnia atra* den vanligste. Blant vårfluene dominerte ubestemte arter fra familien Limnephilidae. Ellers ble det funnet enkeltindivider av Polycetropodidae-arter. Funnet av *Metretopus borealis* viser at bunndyrsamfunnet er lite eller ikke forsuringspåvirket.

Forsuringsindeks for strandsonen ble 1 i juli og 0,5 i oktober. Forskjellen mellom disse datoene skyldes at *Metretopus borealis* ikke ble funnet i oktober. For stasjon 2 like nedenfor utløpet ble indeksen også 1 i juli og 0,5 i oktober. Her manglet døgnfluene om høsten. Den nederste stasjonen i utløpselva (St. 3) fikk indeksverdi 1 både sommer og høst, siden de forsuringfølsomme døgnfluene her ble påvist begge datoer.



Figur 10. Antall arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT) i Terningvatnet og Reinsjøen med utløpselver 28.07.01 og 17.10.01.

3.2.3 Øvre Neådalsvatn

Som følge av den korte sommersesongen i det høytliggende Øvre Neådalsvatn ble bunndyrprøver bare tatt ved ett tidspunkt (4 september) i 2001. Resultatene er vist i **Tabell 6**. Tettheten av bunndyr var her langt lavere enn i Reinsjøen og Terningvatn, som forventet ut fra innsjøens alpine beliggenhet og lavere produksjon. Utvalget av arter var også mindre. Imidlertid ble det både i inn- og utløpselva påvist døgnfluer av slekten *Baetis*, som er svært forsuringfølsomme. I tillegg ble det funnet en rekke andre moderat følsomme arter, inklusive flimmermarken *Crenobia alpina*. I selve innsjøens strandsone ble det bare påvist moderat følsomme og lite følsomme arter. Dette er som forventet, da de mest følsomme døgnflueartene (*Baetis* spp.) er knyttet til rennende vann. Forsuringsindeksen basert på bunndyr blir 0,5 for strandsonen, og 1 for både innløpsbekken og utløpsbekken.

Tabell 6. Bunndyr i Øvre Neådalsvatn og inn- og utløpsbekken i september 2001. Antall individer per 3x1 minutt sparkeprøve. F-Score angir forsuringsscore for de enkelte arter (Fjellheim og Raddum, 1990). Data fra EMERGE-prosjektet (A. Fjellheim, pers. medd.).

Gruppe	F Score	Art	4.09.01			
			Innløp	Utløp	Strand	
Flimmermark	Turbellaria	0,5	<i>Crenobia alpina</i>		1	
Rundmark	Nematoda			2	4	3
Børstemark	Oligochaeta			7	4	3
Vannmidd	Acari				7	
Muslinger	Bivalvia	0,25	<i>Pisidium</i> sp		1	
Døgnfluer	Ephemeroptera	1	<i>Baetis rhodani</i>	10	3	
		1	<i>Baetis</i> sp	7		
		0,5	<i>Ameletus</i> sp	5	1	
		0,5	<i>Siphonurus lacustris</i>			5
Steinfluer	Plecoptera	0,5	<i>Isoperla</i> sp		9	
		0,5	<i>Diura nanseni</i>		2	
		0,5	<i>Diura</i> sp	6		5
		0,5	<i>Capnia</i> sp	6		
Vårfluer	Trichoptera		<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		3	
			<i>Polycentropodidae</i> indet		9	1
			<i>Limnephilidae</i> indet.	1		
			<i>Rhyacophila nubila</i> larve	1	1	
Fjærmygg larver	Chironomidae larver			31	302	58
Fjærmygg pupper	Chironomidae puppe			2		
Knottlarver	Simuliidae			5	4	
Andre tovinger	Diptera		<i>Dicranota</i> sp			2
			Empididae indet		1	1
			Limonidae	1		
Billelarver	Coleoptera		Dytiscidae indet			1
			<i>Agabus</i> sp			2
Vannlopper	Cladocera				21	9
Hoppekreps	Copepoda			1	7	10
Muslingkreps	Ostracoda			2	1	
SUM				87	381	100

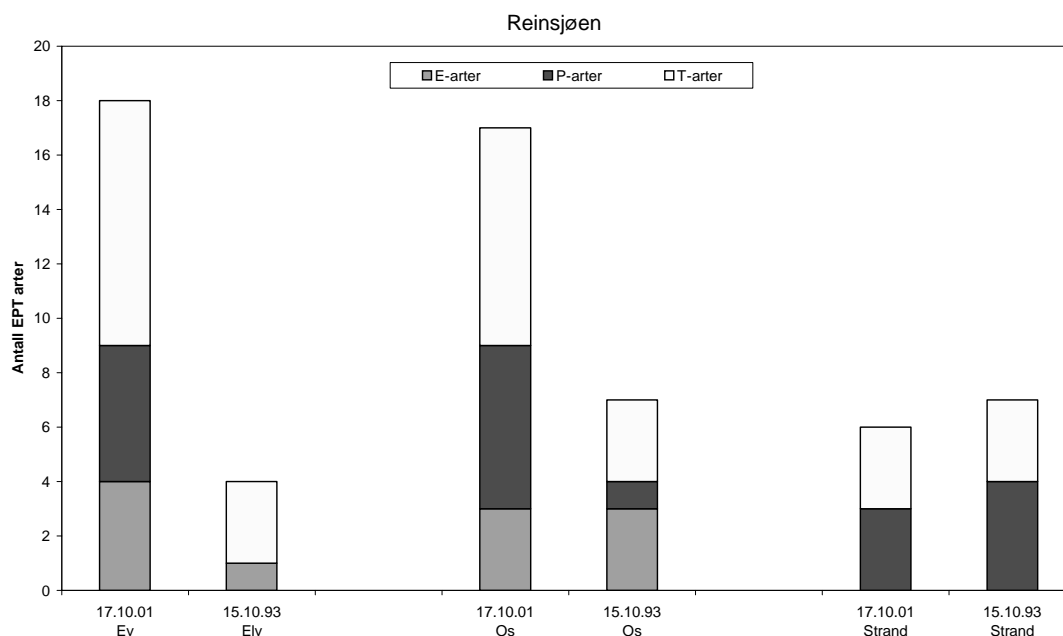
3.2.4 Endringer i bunndyr 1993 - 2001.

Sett i forhold til bunndyrundersøkelser i Reinsjøen og Terningvatn 13. mai og 15. oktober 1993, ble det observert forskjeller i artssammensetningen. De sammenlignbare prøvene er først og fremst oktoberprøvene. En sammenligning av antall EPT-arter mellom de to undersøkelsene er vist for Reinsjøen i **Figur 11**, og for Terningvatn i **Figur 12**.

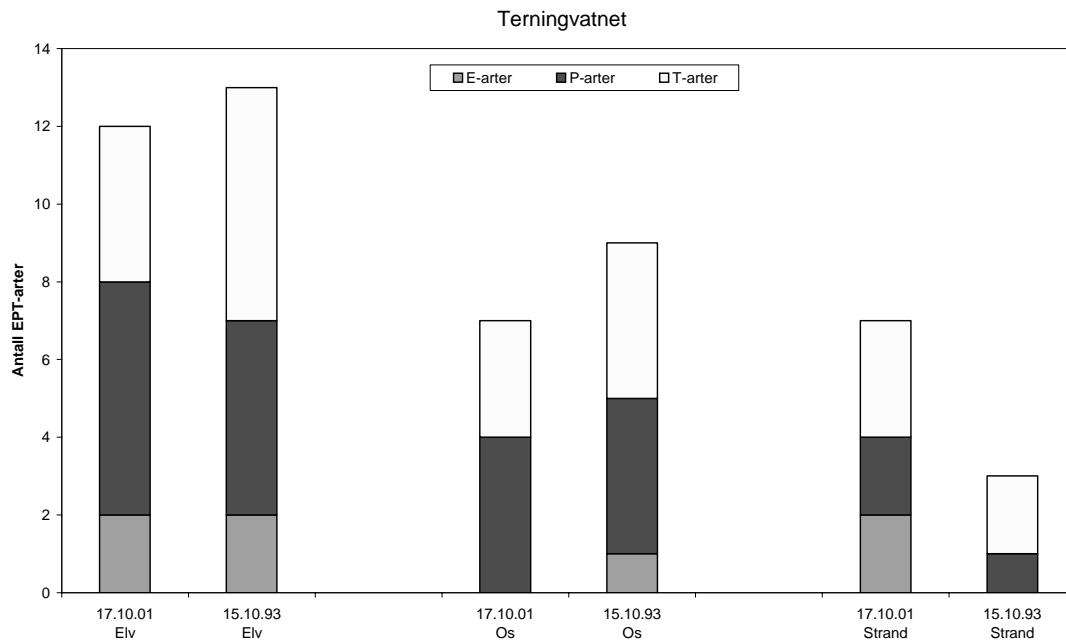
For utløpselva fra Terningvatnet var det små forskjeller i antall EPT-arter mellom de to årene. Det var også i stor grad de samme artene som ble registrert. I strandsonen i Terningvatnet ble det i 2001 funnet noen flere arter, særlig av døgnfluer. Det ble imidlertid bare funnet ett eller to eksemplarer av disse døgnfluene, slik at forskjellene kan være tilfeldige. For utløpselva og utløpsoset i Reinsjøen var det imidlertid en markert forskjell i antall EPT-arter mellom de to undersøkelsene. EPT i elva i 1993 var 4 mot 18 i 2001. Dette medfører da også at artsinventaret var forskjellig de to årene.

Både i Reinsjøen og Terningvatn er utløpselva modifisert med bygging av dam, samt inngrep i selve elveløpet. I Terningvatn er det gjort en del graving, og det er lagt slanger for vannforsyning til et settefiskanlegg. I Reinsjøen er inngrepene mer omfattende, med graving, utretting og til dels omlegging av selve elveløpet. Inngrepene er av nyere dato i Reinsjøen. Det er sannsynlig at inngrepene (som syntes ganske ferske i 1993 - 94) har medført at bunndyrsamfunnet ikke har vært reetablert i utløpselva fra Reinsjøen ved forrige undersøkelse, mens forholdene har vært mer normale i 2001. Dette er den mest sannsynlige forklaring på forskjellen mellom resultatene fra 1993 - 94 og 2001, og at artsantallet i 2001 var langt høyere på elvestasjonene.

I Øvre Neådalsvatn var det bare små og tilfeldige forskjeller i artssammensetning i forhold til 1994. Det ble registrert noe færre arter i 2001. Dette henger trolig sammen med at bunndyrundersøkelsene i 1994 var mer omfattende (utført i MOLAR-prosjektet), med to stasjoner langs stranden og kvantitativ prøvetaking på flere dyp i innsjøen.



Figur 11. Antall EPT-arter i Reinsjøen og utløpselva 15. oktober 1993 og 17. oktober 2001



Figur 12. Antall EPT-arter i Terningvatnet og utløpselva 15. oktober 1993 og 17. oktober 2001

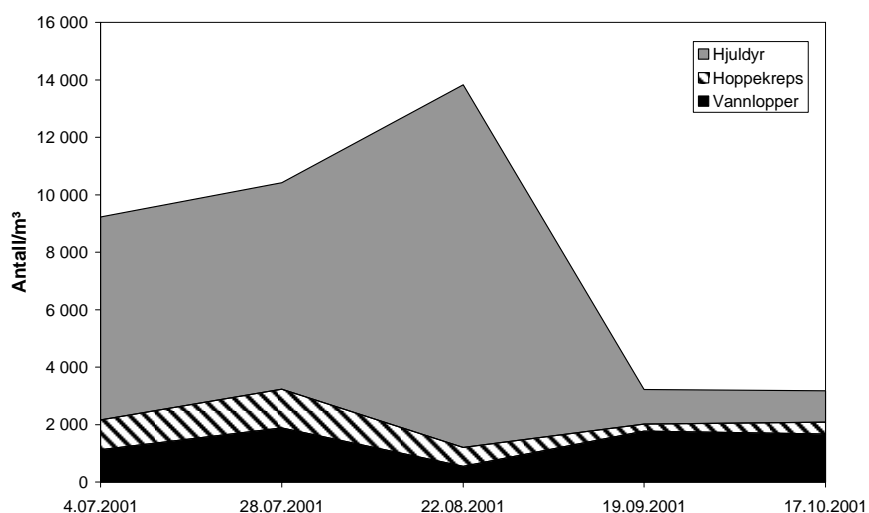
3.3 Dyreplankton

Alle tre lokaliteter hadde et moderat artsrikt dyreplankton. Tettheten var også gjennomgående moderat. Artsutvalget var så godt som identisk med undersøkelsene fra 1993 - 94. Faunaen i Reinsjøen og Terningvatn viste store likhetstrekk, mens den i Øvre Neådalsvatn skilte seg ut med færre arter. Dette er som forventet ut fra innsjøenes beliggenhet, deres næringsfattige status og deres fiskefauna. Det ble ikke registrert noen endringer i planktonsamfunn i forhold til undersøkelsene i 1993 - 94. Alle rådata er gitt i Vedlegg B.

3.3.1 Reinsjøen

I Reinsjøen ble det registrert 9 arter pelagiske krepsdyr, og minst 7 arter hjuldyr. Tettheten var forholdsvis høy fram til august, men falt så til et lavt nivå i september og oktober (**Figur 13**). Krepsdyrene lå totalt sett jevnere i tetthet, og det var mengden hjuldyr som gjorde størst utslag i totalantallet.

Vannlopper dominerte antallsmessig blant krepsdyrene, med *Bosmina longispina* som vanligste art. *Daphnia galeata* forekom gjennom hele perioden i lavt antall. Dette er en forsurningsfølsom art. Lav tetthet av *Daphnia* henger trolig sammen med et moderat til markert beitetrykk fra fisk. Lav tetthet av gelékreps (*Holopedium gibberum*) tyder også på dette, og det samme gjelder en lav, men jevn tilstedeværelse av rovformen *Leptodora kindti*. Både denne arten og *Bythotrephes longimanus* kan regnes som moderat forsurningsfølsomme.



Figur 13. Tetthet av dyreplankton i Reinsjøen i 2001, fordelt på hovedgruppene vannlopper, hoppekreps og hjuldyr.

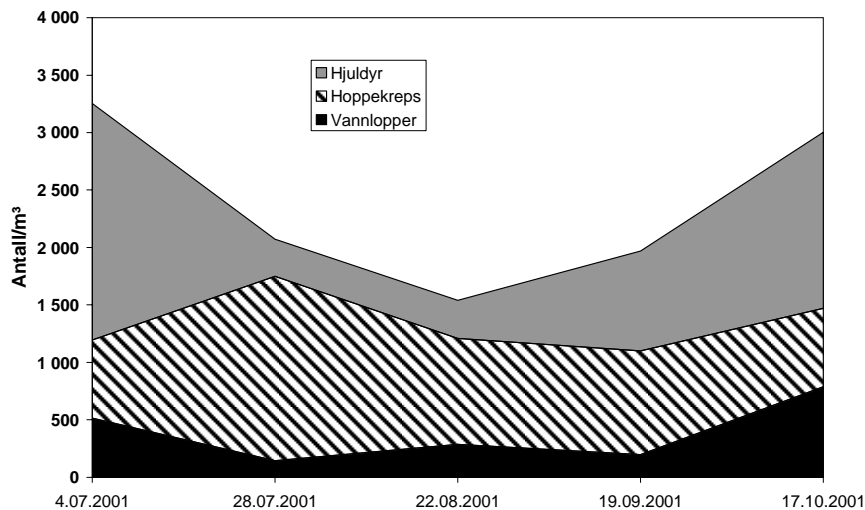
Hoppekrepsene *Arctodiaptomus laticeps* og *Mixodiaptomus laciniatus* er forsuringsfølsomme. Dette gjelder også *Cyclops scutifer*, selv om denne arten tåler noe mer forsurening. Voksne stadier av *C. scutifer* og *A. laticeps* forsvant om høsten, men artene var representert som yngre larvestadier. Blant hjuldyrene dominerte *Kellicottia longispina* og tidvis *Conochilus* spp. Den siste omfatter to arter (*C. unicornis* og *C. hippocrepis*), og disse er her ikke skilt fra hverandre fordi overganger dem i mellom ofte forekommer. Av moderat forsuringsfølsomme arter forekom to arter av *Keratella* (*K. cochlearis* og *K. hiemalis*).

Alle de registrerte artene er vanlige over store deler av Norge. Artsmangfoldet må betegnes som moderat.

3.3.2 Terningvatn

Samfunnet av dyreplankton i Terningvatn viste store likhetstrekk i artssammensetning med det i Reinsjøen. Den totale tettheten var imidlertid lavere (**Figur 14**), spesielt for hjuldyrene. Men også mengden krepsdyr var mindre enn i Reinsjøen, andelen vannlopper var gjennomgående lav. Dette henger trolig sammen med høy tetthet av røye, som er en effektiv beiter på dyreplankton.

Planktonsamfunnet omfattet 9 arter krepsdyr og minst 8 arter hjuldyr. Blant vannloppene fant vi den forsuringsfølsomme *daphnia galeata* og de moderat følsomme artene *Leptodora kindti* og *Bythotrephes longimanus* (som i Reinsjøen). *Diaphanosoma brachyurum* ble også funnet fra juli til september. Dette er en sommerart som tåler ganske intenst beitetrykk fra fisk. Den forekom ikke i Reinsjøen. Imidlertid ble *Polyphemus pediculus* (som forekom i Reinsjøen) ikke påvist, trolig fordi den er et attraktivt bytte for røya.



Figur 14. Tetthet av dyreplankton i Terningvatn i 2001, fordelt på hovedgruppene vannlopper, hoppekreps og hjuldyr.

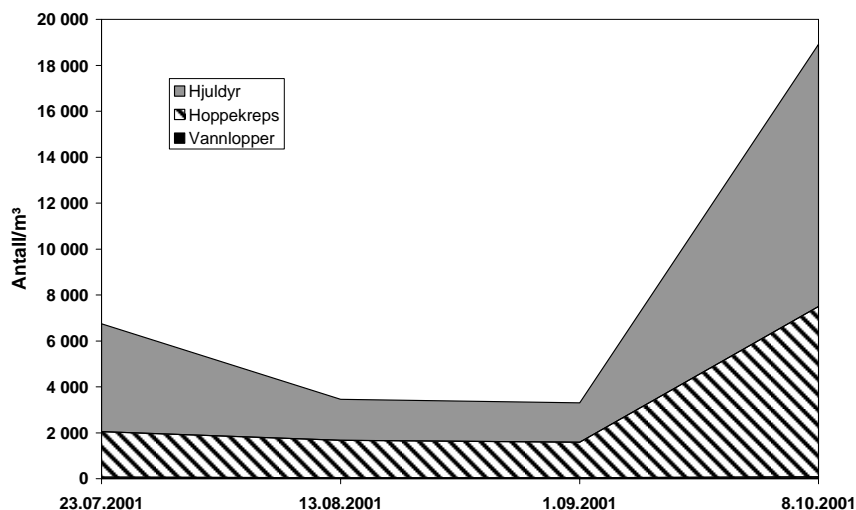
Hoppekrepsene var de samme tre forsurningsfølsomme artene som i Reinsjøen. Også blant hjuldyrene var de fleste artene felles, inklusive de moderat forsurningsfølsomme *Keratella cochlearis* og *K. hiemalis*. Imidlertid manglet *Asplanchna priodonta* i Terningvatnet. Det ble derimot funnet enkelte individer av *Keratella serrulata*. Dette er en art som kan begunstiges ved forsuring. Imidlertid opptrer den også ofte i vannkvaliteter som ikke er forsuret dersom det er en del humus til stede. Dette gjelder til i moderat grad for Terningvatnet, og artens opptreden kan derfor ikke settes i sammenheng med forsuring.

Totalt sett må artsmangfoldet vurderes som moderat, og typisk for en lavlandssjø med relativt intenst beitetrykk fra fiskebestanden.

3.3.3 Øvre Neådalsvatn

I Øvre Neådalsvatn skiller planktonsamfunnet seg en del fra de andre to innsjøene. Vannloppene utgjorde en svært liten andel av samfunnet, som dermed var dominert av hjuldyr og hoppekreps. Den totale tettheten lå mellom nivåene i Reinsjøen og Terningvatn, og viste en kraftig økning om høsten (**Figur 15**). Det var et stort antall hjuldyr samt larvestadier av hoppekrepsen *Cyclops scutifer* som utgjorde denne økningen.

Det ble påvist 3 arter vannlopper, 2 arter hoppekreps og minst 5 arter hjuldyr i Øvre Neådalsvatn. Vi må dermed betegne artsrikdommen som relativt fattig. Vannloppen *Bythotrephes longimanus*, hoppekrepsen *Cyclops scutifer* og hjuldyrene *Keratella cochlearis* og *K. hiemalis* kan alle sies å være moderat følsomme for forsuring, men det ble ikke funnet noen svært følsomme arter av dyreplankton.



Figur 15. Tetthet av dyreplankton i Øvre Neådalsvatn i 2001, fordelt på hovedgruppene vannlopper, hoppekreps og hjuldyr.

Alle artene ble også funnet i de to andre innsjøene, bortsett fra hoppekrepsen *Heterocope saliens*. Dette er en nokså storvokst rovform, som ikke klarer seg med intenst beitetrykk fra fisk. Generelt er alle artene funnet i Øvre Neådalsvatn vanlige og har vid utbredelse hos oss.

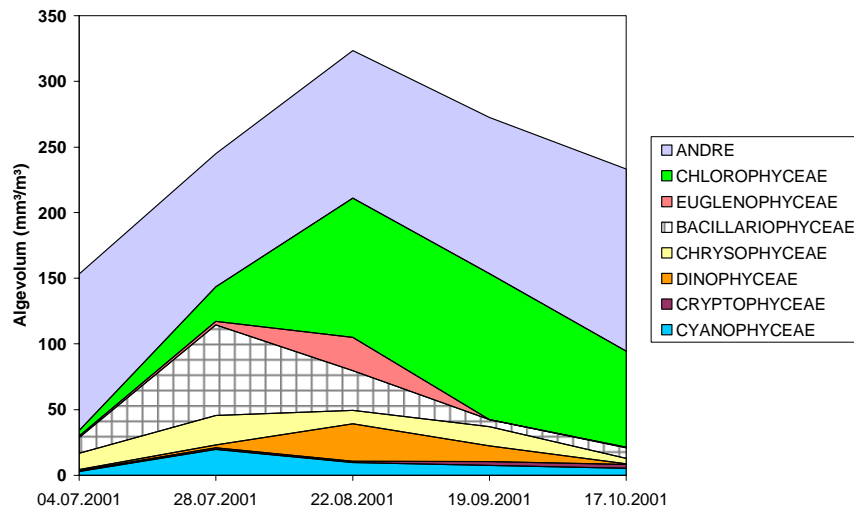
Resultatene samsvarer med undersøkelsene fra 1994, og tyder ikke på merkbare forandringer i denne perioden. I en tidligere undersøkelse fra 1978 (Hobæk & Raddum 1980) ble det imidlertid påvist enkeltindivider av to hoppekrepsarter (*Arctodiaptomus laticeps* og *Mixodiaptomus laciniatus*), og disse er ikke påvist siden.

3.4 Planteplankton

Prøvene av planteplankton representerer det øvre oppvarmede sjiktet av innsjøene i sommersesongen (produksjonsperioden). Alle primærdata (celletall) er gitt i Vedlegg C. Basert på antall celler og cellenes form og størrelse er biovolumet beregnet for de enkelte arter. Figurene oppsummerer algevolum fordelt på hovedgrupper. En rekke uidentifiserbare små celler (vesentlig små flagellater, monader og krageflagellater) er slått sammen til "andre". Disse utgjorde en stor del av algevolumet i alle tre innsjøer. Dette er normalt i næringsfattige innsjøer.

3.4.1 Reinsjøen

Reinsjøen hadde et middel algevolum på 245,5 mm³/m³, og maksimalt volum var 323,5 mm³/m³ (**Figur 16**). Dette nivået viser klart innsjøens næringsfattige tilstand. Kiselalger var dominerende i første del av sommeren, mens grønnalger (Chlorophyceae) overtok dominansen i august-oktober. Gullalger (Chrysophyceae), dinoflagellater (Dinophyceae), øyealger (Euglenophyceae) og blågrønnalger (Cyanophyceae) utgjorde mindre andeler av volumet gjennom hele sesongen. Størst biomasse ble målt i august.



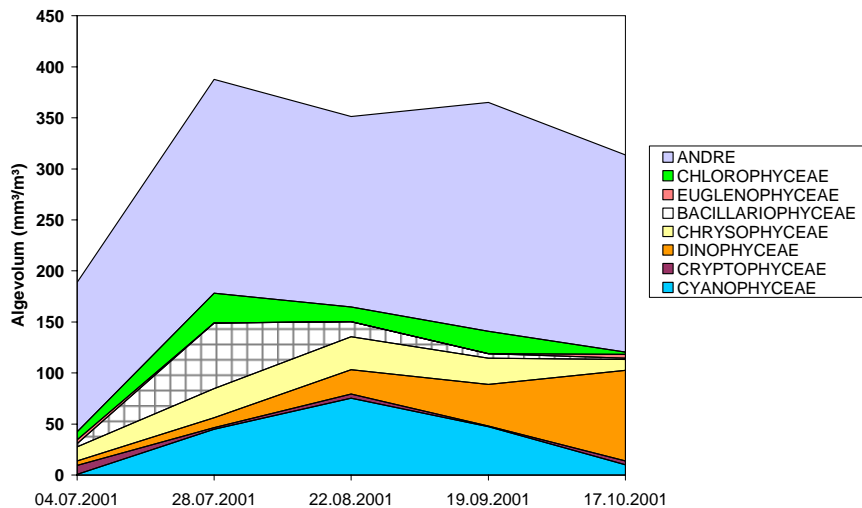
Figur 16. Biomasse (biovolum) av hovedgruppene av planteplankton i Reinsjøen 2001. Gruppen "Andre" omfatter en rekke små uidentifiserbare monader og flagellater, samt krageflagellater.

Artssammensetningen (se Vedlegg C) i Reinsjøen var typisk for mange næringsfattige innsjøer i Norge. Artsrikdommen var moderat, og mange av artene er svært vanlige i "tynne" vannkvaliteter med lite ioner. Enkelte av de påviste artene er sensitive for forsuring. Dette gjelder *Rhodomonas lacustris* v. *nannoplanktonica*, *Dinobryon suecicum*, *Monoraphidium griffithi* og *Trachelomonas* sp. Sistnevnte hører høyst sannsynlig til *T. volvocina*. Alle disse ble også påvist i 1994. En rekke arter må regnes som tolerante overfor forsuring, f. eks. *Merismopedia tenuissima*, *Cryptomonas* spp. og *Bitrichia chodatii*. Det ble også funnet innslag av trådalgen *Mougeotia* sp, som begunstones ved forsuring. I 1994 fant vi også den forsuringbegunstonesete arten *Isthmochloron trispinatum*, men denne ble ikke påvist i 2001.

Totalt sett var samfunnet av planteplankton ganske likt i 1994 og 2001. Noen arter ble bare påvist ett av disse årene. Dette må betraktes som normalt, da planteplankton utgjør et meget dynamisk biosamfund der en lang rekke arter kan gjøre seg gjeldende over lengre tidsperioder. Planteplanktonet i 2001 indikerer dermed ingen merkbare endringer i vannkvaliteten.

3.4.2 Terningvatn

I Terningvatn var algebiomassen noe høyere enn i Reinsjøen. Middel algevolum var $321,3 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, og maksimalverdien $387,6 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ (**Figur 17**). Også disse verdiene ligger godt innenfor det oligotrofe (næringsfattige) området. "Andre" (flagellater, monader, krageflagellater og gulgrønnalger) utgjorde en stor del av volumet gjennom hele sesongen. Ellers var innslaget av kiselalger viktig i juli, mens blågrønnalgene utgjorde en vesentlig del av volumet i juli, august og september. I september-oktober var også dinoflagellatene viktige. Til forskjell fra Reinsjøen fant vi forholdsvis lavt volum av grønnalger gjennom hele sesongen. Algevolumet var størst i juli, men lå nokså jevnt høyt i juli-september (**Figur 17**).



Figur 17. Biomasse (biovolum) av hovedgruppene av planteplankton i Terningvatn 2001. Gruppen "Andre" omfatter en rekke små uidentifiserbare monader og flagellater, samt krageflagellater og gulgrønnalger.

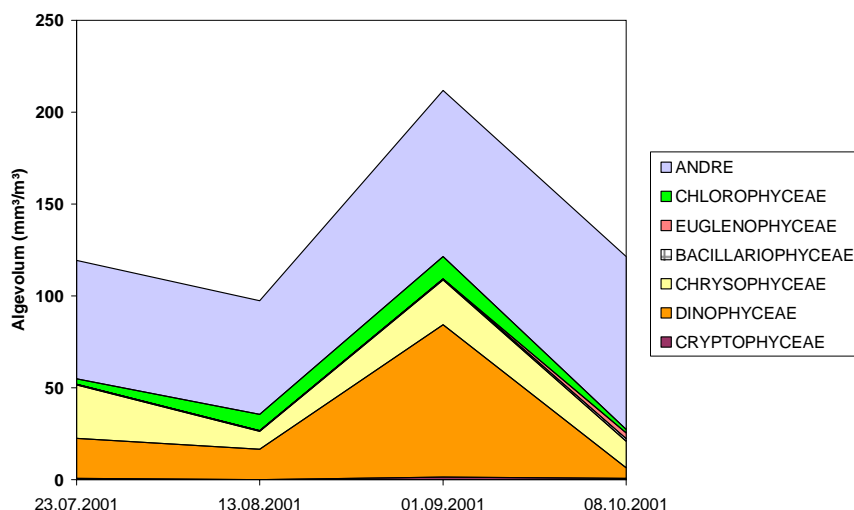
Artsutvalget i Terningvatn hadde mye til felles med Reinsjøen, som ventet ut fra vannkvalitet og klimaforholdene. Dette gjelder også artsrikdom og forekomst av indikatorarter. I tillegg til samme forsuringsfølsomme artene som i reinsjøen, fant vi også grønnalgen *Tetraëdron minimum*, som regnes som svært lite forsurestolerant. Samtidig ble de forsurebegunstigete artene *Mougeotia* sp., *Peridinium inconspicuum* og *Isthmochloron trispinatum* også påvist. Blant disse artene ble *T. minutum* og *P. inconspicuum* ikke funnet i 1994.

På tross av disse endringene var hovedtrekkene i planteplanktonet de samme i 1994 og 2001 i Terningvatn. Blant arter registrert som "nye" i 2001 fant vi en forsurebegunstigete (*P. inconspicuum*) og en forsurefølsom (*T. minimum*). Det er liten tvil om at begge har vært til stede i innsjøen hele tiden. Imidlertid utviklet *P. inconspicuum* en betydelig biomasse utover høsten 2001. Arten er vanlig forekommende også ved høyere pH, spesielt i næringsfattig og ionefattig vann som Terningvatn.

3.4.3 Øvre Neådalsvatn

Som ventet lå biomassen av alger lavere i Øvre Neådalsvatn enn de to andre innsjøene i lavlandet. Middel algevolum var $137,5 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, mens maksimalt volum var $211,8 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ (**Figur 18**). Også i Øvre Neådalsvatn var andelen av "Andre" jevnt høy. Gullalger var ellers den mengdemessig viktigste gruppen i juli, men senere overtok dinoflagellater dominansen. Det ble bare registrert svært små mengder av kiselalger, og blågrønnalger ble ikke funnet.

Floraen av planteplankton var fattigere både i biomasse og artsrikdom (se Vedlegg C) i Øvre Neådalsvatn enn i de to andre innsjøene. Dette er som forventet ut fra klimatiske forhold og en ionefattig vannkvalitet. Det ble ikke funnet noen blågrønnalger i 2001, mens det i 1994 var et beskjedent innslag av *Aphanotece chlathrata*. Den forsurebegunstigete *Isthmochloron trispinatum* ble påvist i beskjeden mengde, sammen med den forsurefølsomme *Trachelomonas* sp. (sannsynligvis *T. volvocina*; også påvist i 1994). Mest bemerkelsesverdig var imidlertid *Peridinium inconspicuum*, som utgjorde det meste av gruppen Dinophyceae i juli-september. I september var den også dominerende art totalt sett. Den samme arten, som begunstiges ved forsuring, ble observert i Terningvatnet. Verken *Isthmochloron* eller *Peridinium* ble påvist i 1994.



Figur 18. Biomasse (biovolum) av hovedgruppene av planteplankton i Øvre Neådalsvatn 2001. Gruppen "Andre" omfatter en rekke små uidentifiserbare monader og flagellater, samt krageflagellater og gulgrønnalger.

Det må igjen understrekes at samfunnet av planteplankton er dynamisk og kan utvise store naturlige fluktusjoner både innen og mellom år. Siden arter som er følsomme for forsurening er påvist sammen med arter som begunstones av forsurening, er det ikke grunnlag for å si at vi har betydelige endringer. Øvre Neådalsvatn ligger utenfor influensområdet til metanolfabrikken.

3.5 Vannkjemiske målinger

Vannkjemiske resultater fra prøver tatt samtidig med biologiske befaringer er vist i Vedleggstabell D. Variasjoner i vannkjemiske forhold i Reinsjøen og Terningvatn er dominert av variabelt i nedfall av sjøsalter (ioner av marin opprinnelse), og avviker ikke fra det som er observert i perioden 1993-2000 (Hobæk 2002) eller senere (De Wit m. fl. 2004). For Øvre Neådalsvatn er det først og fremst sesongvariasjoner som preger vannkjemien.

4. Konklusjoner

De biologiske undersøkelsene 2000-2001 viser i all hovedsak de samme forhold i innsjøene som i 1993-94. Enkelte forskjeller er likevel påvist. I Terningvatn synes aurebestanden å ha gått noe tilbake i forhold til undersøkelsene i 1993, mens røyebestanden er tett og småvokst. Dette skyldes neppe forurensning, men indikerer at aurens gyte- og oppvekstforhold i bekkene bør vurderes nærmere, og at røyebestanden bør beskattes hardere for å gi næringsgrunnlag for færre fisk i bedre kondisjon. I Reinsjøen er forholdet mellom aure og røye i bedre balanse, og det kan ikke påvises noen endringer i forhold til 1993.

Undersøkelsene av bunndyr, dyreplankton og planteplankton har påvist en rekke arter som er følsomme for forurensning, og viser ingen indikasjon på forurensningsskader. Forskjellene i artsutvalg mellom 1993-94 og 2000-2001 var generelt sett ubetydelige og må tilskrives naturlig variasjon og tilfeldigheter (få individer til stede av enkelte arter). Det er også påvist arter som vil kunne begünstiges av forurensning, samt en rekke arter som er relativt tolerante.

Heller ikke i referanselokaliteten Øvre Neådalsvatn ble det påvist vesentlige endringer fra tidligere undersøkelser som kan indikere forurensning. Med hensyn til plante- og dyreplankton er denne innsjøen artsfattig og vi finner færre forurensningsfølsomme arter. Imidlertid forekommer slike blant bunndyr og planteplankton. Aurebestanden i denne innsjøen er fåtallig, og alderssammensetningen kan tyde på uregelmessig rekruttering.

Vannkjemiske resultater fra perioden 1993 – 2001 har ikke vist tegn til forurensning. I de ytre strøkene (inklusive Reinsjøen og Terningvatn) henger variasjon i vannkjemiske forhold primært sammen med variasjon i tilførsel av sjøsalter, mens i Øvre Neådalsvatn lenger inn i landet er det sesongdynamikk som mest preger vannkjemien.

5. Henvisninger

- Aanes, K.J. & Bækken, T. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr 1 Generell del. NIVA Rapport 2278.
- Bækken, T. & Kjellberg, G. 2004. Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forsurening i rennende vann basert på forekomst av makrobunndyr. Klassifiseringssystem tilpasset humusrike elver og bekker i østlandsområdet. NIVA-rapport Lnr.4923-2004. 13 s.
- De Wit, H., B.L. Skjelvåle & L.B. Skancke. 2004. Overvåking av vannkvalitet i ferskvann ved Tjeldbergodden 2004. NIVA-rapport Lnr. 4899-2004. 28 s.
- Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the Total Environment* 96: 57-66.
- Hobæk, A. & G.G. Raddum. Zooplankton communities in acidified lakes in South Norway. SNSF-prosjektet, Intern rapport 75/80. 132 s.
- Hobæk, A. 1998. Dyreplankton fra 38 innsjøer i Sogn og Fjordane. NIVA-rapport Lnr 3871-98. 34 s.
- Hobæk, A., L. Lien & A. Fjellheim. 1994. Miljøovervåking Tjeldbergodden. Delprosjekt A2 Ferskvann. Resultater fra grunnlagsundersøkelsen 1993. NIVA-rapport Lnr. 3108. 24 s.
- Hobæk, A., L. Lien & A. Fjellheim. 1995. Miljøovervåking Tjeldbergodden. Delprosjekt A2 Ferskvann. Resultater fra grunnlagsundersøkelsen 1994. NIVA-rapport Lnr. 3384. 19 s.
- Hobæk, A. 2003. Overvåking av vannkvalitet i ferskvann ved Tjeldbergodden.1993-2000. NIVA-rapport Lnr. 4707-2003. 38 s.
- Rosseland, B.O., Massabuau, J-C., Grimalt, J., Rognerud, S., Hofer, R., Lackner R., Vives, I., Ventura, M., Stuchlik, E., Harriman, R., Collen, P. Raddum, G.G., Fjellheim, A., and Trichkova, T. 2003. Fish Ecotoxicology. In: Patrick, S. (Ed.) EMERGE Final Report, February 2000 January 2003. Contract EVK1-CT-1999-00032, PP. 41-50.
- SFT 2002. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2001. SFT-rapport 854/02, TA-1900/2002. 194 s.
- Thomassen, J. (red.) 1995. Miljøovervåking Tjeldbergodden. Etablering av overvåkingsprogram 1993-1994. NINA Oppdragsmelding 376: 20 s.

Vedlegg A.

Bunndyr i Reinsjøen og Terningvatn og utløpselvene.

Arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer i bunndyrsamfunnet i innsjøer og utløpselver sommer og høst 2001. Prøvene er fra strandsonen i innsjøene og fra utløpselva ca 10 m og 100 m nedstrøms utløpsosen i Reinsjøen og Terningvatnet.

Tabellene viser antall individer per 3x1 minutt sparkeprøve. F-Score angir forsuringsscore for de enkelte arter (Fjellheim og Raddum, 1990; Bækken og Kjellberg 2004).

Data fra Øvre Neådalsvatn er gitt i **Tabell 6** i teksten.

REINSJØEN BUNNDYR

Gruppe/art	F-Score	28.07.01			17.10.01		
		100 m St 1	10 m St 2	strand St 3	100 m St 1	10 m St 2	Strand St 3
DØGNFLUER							
<i>Baetis</i> sp	1				5	3	
<i>Baetis fuscatus</i>	1						
<i>Baetis rhodani</i>	1		1		54	49	
<i>Baetis subalpinus</i>	1						
<i>Cloeon</i> sp							
<i>Heptagenia sulphurea</i>	0,5				13	11	
<i>Heptagenia</i> sp					15		
Leptophlebiidae							
<i>Metretopus borealis</i>	1						
Antall E-arter		0	1	0	4	3	0
STEINFLUER							
<i>Diura nanseni</i>	0,5	1					
<i>Isoperla</i> sp							
<i>Isoperla difformis</i>					16	15	
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	0						
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	0	5	2		9	10	
<i>Amphinemura</i> sp					1	2	
<i>Amphinemura borealis</i>	0					7	
<i>Nemoura</i> sp				6			4
<i>Nemoura avicularis</i>	0						24
<i>Capnia</i> sp							
<i>Capnia atra</i>	0,5				2	12	52
<i>Leuctra</i> sp							
<i>Leuctra digitata</i>	0	9	5				
<i>Leuctra hippopus</i>	0				5	5	
Antall P-arter		3	2	1	5	6	3
VÅRFLUER							
<i>Rhyacophila nubila</i>	0	6	3		92	25	
<i>Ithytrichia lamellaris</i>	0,5				1		
<i>Oxyethira</i> sp	0	1			1		
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	0				20	2	
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	0					1	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	0	4			5	10	
Polycentropodidae					56	2	
<i>Hydropsyche</i> sp		3			280	22	
<i>Hydropsyche siltalai</i>	0,5				58	10	
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	0,5				12	9	
Limnephilidae				2			24
<i>Athripsodes cinereus</i>	0		1				
Phryganeidae							8
Trichoptera indet små							4
Antall T-arter		4	2	1	9	8	3

TERNINGVATN BUNNDYR

Gruppe/art	F-Score	28.07.01				17.10.01		
		100 m St 1	10 m St 2	strand St 3		100 m St 1	10 m St 2	strand St 3
DØGNFLUER								
<i>Baetis</i> sp	1	1	3		3			
<i>Baetis fuscatus</i>	1	2						
<i>Baetis rhodani</i>	1				19			
<i>Baetis subalpinus</i>	1	6	1					
<i>Cloeon</i> sp							1	
<i>Heptagenia sulphurea</i>	0,5							
<i>Heptagenia</i> sp								
Leptophlebiidae							2	
<i>Metretopus borealis</i>	1		3	3				
Antall E-arter		3	3	1	2	0	2	
STEINFLUER								
<i>Diura nanseni</i>	0,5	2						
<i>Isoperla</i> sp			1		1			
<i>Isoperla difformis</i>					14	3		
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	0				7			
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	0		1			2		
<i>Amphinemura</i> sp					8			
<i>Amphinemura borealis</i>	0							
<i>Nemoura</i> sp			1	15		1	5	
<i>Nemoura avicularis</i>	0							
<i>Capnia</i> sp				6				
<i>Capnia atra</i>	0,5					1	9	
<i>Leuctra</i> sp		8		2	2			
<i>Leuctra digitata</i>	0	54	10					
<i>Leuctra hippopus</i>	0				11			
Antall P-arter		3	4	3	6	4	2	
VÅRFLUER								
<i>Rhyacophila nubila</i>	0	10	31		13	12		
<i>Ithytrichia lamellaris</i>	0,5							
<i>Oxyethira</i> sp	0							
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	0							
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	0					1	1	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	0							
Polycentropodidae					1	2	2	
<i>Hydropsyche</i> sp								
<i>Hydropsyche siltalai</i>	0,5							
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	0,5							
Limnephilidae		1		10	1		53	
<i>Athripsodes cinereus</i>	0							
Phryganeidae								
Trichoptera indet små					1			
Antall T-arter		2	1	1	4	3	3	

Vedlegg B.

Dyreplankton i Reinsjøen, Terningvatn og Øvre Neådalsvatn 2000 og 2001.

Tallene angir individer pr. m³, beregnet fra vertikale håvtrekk. I Reinsjøen og Terningvatn ble disse trekkene vanligvis tatt fra 30 m dyp til overflaten, og i Øvre Neådalsvatn fra 15 m dyp til overflaten.

Arter registrert sporadisk i prøvene (for lavt antall til å anslå tetthet) er angitt med ”+”. Nederst er summert antall vannlopper, hoppekreps, krepsdyr, hjuldyr og totalt antall dyr.

Prøven tatt 19.09.01 i Reinsjøen representerer bare de øvre 7 m, da vindforholdene gjorde det umulig å senke håven vertikalt.

REINSJØEN DYREPLANKTON

Gruppe/art	24.10.2000	04.07.2001	28.07.2001	22.08.2001	19.09.2001	17.10.2001
VANNLOPPER (Cladocera)						
<i>Holopedium gibberum</i>	0	15,72	20,07	+	0	2,62
<i>Daphnia galeata</i>	1,96	7,86	2,51	6,29	3,49	17,61
<i>Bosmina longispina</i>	412,62	1097,71	1861,20	545,45	1771,01	1653,12
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0,24	0,47	1,89	0	0,24
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	0	0,71	0	0	0
<i>Leptodora kindti</i>	0,35	2,62	1,18	0,24	0	0
HOPPEKREPS (Copepoda)						
<i>Cyclops scutifer</i>	+	94,31	62,71	1,65	0	0
Cyclopoide copepodittlarver	11,79	421,79	94,06	6,37	3,49	13,10
<i>Arctodiaptomus laticeps</i>	5,89	5,24	7,53	6,29	0	0
<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>	15,72	133,61	230,77	190,20	213,08	261,98
Diaptomidae copepodittlarver	0	248,88	27,59	3,14	5,24	5,24
Nauplius larver	5,89	5,24	7,53	6,29	0	0
HJULDYR (Rotatoria)						
<i>Keratella cochlearis</i>	33,40	220,07	75,25	33,01	3,49	5,24
<i>Keratella hiemalis</i>	5,89	70,74	7,53	+	0	0
<i>Kellicottia longispina</i>	275,08	5808,17	6837,77	1957,02	1100,33	762,37
<i>Polyarthra</i> spp.	0	275,08	52,68	14,15	0	2,62
<i>Conochilus</i> spp.	19,65	117,89	180,60	10586,75	45,41	277,70
<i>Asplanchna priodonta</i>	3,93	565,88	30,10	22,40	59,38	52,40
<i>Ploesoma hudsoni</i>	0	7,86	7,53	14,15	0	0
Sum vannlopper	414,94	1 124,14	1 886,13	553,86	1 774,50	1 673,58
Sum hoppekreps	47,16	1 034,83	1 348,24	649,35	244,52	408,69
Sum Krepsdyr	462,10	2 158,98	3 234,37	1 203,21	2 019,02	2 082,27
Sum Hjuldyr	337,96	7 065,69	7 191,45	12 627,47	1 208,62	1 100,33
Total sum	800,06	9 224,67	10 425,82	13 830,68	3 227,64	3 182,60

TERNINGVATN DYREPLANKTON

Gruppe/art	25.10.2000	4.7.2001	28.7.2001	22.8.2001	19.9.2001	17.10.2001
VANNLOPPER (Cladocera)						
<i>Diaphnosoma brachyurum</i>	0	3,14	+	12,58	3,14	0
<i>Holopedium gibberum</i>	0	88,03	3,14	0	0	0
<i>Daphnia galeata</i>	5,89	9,43	25,15	47,16	69,16	5,24
<i>Bosmina longispina</i>	133,61	414,98	116,32	223,21	122,61	783,33
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0	0	0,28	0,28	0
<i>Leptodora kindti</i>	1,41	0	0,57	3,96	1,13	0,71
HOPPEKREPS (Copepoda)						
<i>Cyclops scutifer</i>	0	62,88	59,73	44,01	3,14	2,62
Cyclopoide copepodittlarver	13,75	78,60	18,86	25,15	56,59	141,47
<i>Arctodiaptomus laticeps</i>	3,93	18,86	0	0	91,17	36,68
<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>	9,82	3,14	88,03	210,63	160,33	10,48
Diaptomidae copepodittlarver	0	125,75	50,30	0	0	0
Nauplius larver	64,84	389,83	1 386,42	641,34	594,18	489,91
HJULDYR (Rotatoria)						
<i>Keratella cochlearis</i>	27,51	150,90	18,86	0	0	0
<i>Keratella hiemalis</i>	5,89	103,75	0	31,44	0	15,72
<i>Keratella serrulata</i>	0,53	0	0	0	0	0,24
<i>Kellicottia longispina</i>	251,50	782,81	193,34	169,77	565,88	668,06
<i>Polyarthra</i> spp.						
<i>Conochilus</i> spp.	471,57	999,73	103,75	125,75	301,80	848,83
<i>Ploesoma hudsoni</i>	3,93	22,01	9,43	3,14	0	0
Sum vannlopper	140,92	515,58	145,18	287,19	196,33	789,28
Sum hoppekreps	92,35	679,06	1 603,34	921,13	905,41	681,16
Sum Krepsdyr	233,27	1 194,64	1 748,52	1 208,32	1 101,75	1 470,43
Sum Hjuldyr	760,94	2 059,19	325,38	330,10	867,69	1 532,84
Total sum	994,21	3 253,83	2 073,90	1 538,42	1 969,43	3 003,27

ØVRE NEÅDALSVATN DYREPLANKTON

	23.07.2001	13.08.2001	01.09.2001	08.10.2001
VANNLOPPER (Cladocera)				
<i>Holopedium gibberum</i>	66,37	11,00	10,48	0
<i>Bosmina longispina</i>	3,49	29,34	27,94	73,36
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0	0,31	0
HOPPEKREPS (Copepoda)				
<i>Cyclops scutifer</i>	48,90	14,67	13,97	94,31
Cyclopoide copepodittlarver	1 128,28	513,49	489,04	4 432,76
<i>Heterocope saliens</i>	125,75	3,77	2,52	3,77
Nauplius larver	665,44	1 092,99	1 040,95	2 902,78
HJULDYR (Rotatoria)				
<i>Keratella cochlearis</i>	0	0	0	+
<i>Keratella hiemalis</i>	+	5,50	5,24	0
<i>Kellicottia longispina</i>	59,38	407,12	387,74	2 284,50
<i>Polyarthra</i> spp.	0	40,35	38,42	261,98
<i>Conochilus</i> spp.	4 652,83	1 342,40	1 278,48	8 865,52
Sum vannlopper	69,86	40,35	38,74	73,36
Sum hoppekreps	1 968,37	1 624,93	1 546,47	7 433,62
Sum Krepsdyr	2 038,23	1 665,27	1 585,21	7 506,98
Sum Hjuldyr	4 712,21	1 795,37	1 709,88	11 412,00
Total sum	6 750,44	3 460,64	3 295,09	18 918,98

Vedlegg C.

Planteplankton i Reinsjøen, Terningvatn og Øvre Neådalsvatn 2001.

Tabellene angir biovolum (i mm^3/m^3) for de enkelte arter/grupper. Nederste rad i hver tabell angir totalt algevolum for hver dato.

REINSJØEN PLANTEPLANKTON

Gruppe/art	04.07.2001	28.07.2001	22.08.2001	19.09.2001	17.10.2001
CYANOPHYCEAE					
Aphanocapsa elachista	0	0	0	0	0,4662
Aphanothece clathrata	2,8280	13,6954	2,1754	5,2752	0,8082
Merismopedia tenuissima	0,0057	4,8422	6,2481	2,1929	3,8483
Snowella lacustris	0	1,0537	1,1495	0	0
CRYPTOPHYCEAE					
Cryptomonas spp. B (17-25 µm)					
Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica	0,2348	0,3287	0,0939	2,7231	1,7137
DINOPHYCEAE					
Ubest. athecat dinofl. L8 B 5-6 µm	0,4188	0,3975	0	0,2058	0
Ubest. athecat dinofl. L10 B 6-8 µm	0	0	4,2109	2,0839	0
Ubestemt athecat dinofl. 10 µm	0	1,6815	0	0	0
Ubest. athecat dinofl. L13 B 10 µm	0	0	0	6,7107	0
Ubest. athecat dinofl. L15 B10-11 µm	0,3395	0	0	2,8618	0
Ubest. athecat dinofl. 15 µm	0	0	0	0	0,3395
Ubest. athecat dinofl. 17 µm	0	0	4,2362	0	0
Ubest. athecat dinofl. 35 µm	0	0	20,1204	0	0
CHRYSOPHYCEAE					
Bitrichia chodatii	0	2,0665	1,0421	0	0
Dinobryon borgei	0,2755	1,6532	0,2779	0	0
D. crenulatum	0	2,2961	0,4121	1,1383	1,7074
D. cf. suecicum	0	0	0,5627	0,5928	0
D. sp. L10 B 3 µm	0	0,2638	0	0	0
Kephyrion cf. ovale	0	1,2267	0	0	0
Mallomonas sp. L30 B10 µm	0,4710	0,1570	0,471	0	0
M. sp. L20 B10 µm	0	0	0	0	0,3663
Ubest. chrysophyce-flagellat 6-8 µm	11,8018	15,0205	7,5102	12,8747	2,1458
BACILLARIOPHYCEAE					
Cyclotella sp. (d = 10-15 µm)	11,8692	68,9073	30,3324	5,5107	7,9128
EUGLENOPHYCEAE					
cf. Trachelomonas sp. 5-7 µm	1,3243	2,6485	3,9728	0	0,6678
cf. T. sp. 8-15 µm	0	0	21,1880	0	0
CHLOROPHYCEAE					
Ankistrodesmus fusiformis	0	4,4142	9,1066	8,0031	4,6924
cf. Chlamydcapsa planktonica	0	0,5097	1,3750	0	0
Chlamydomonas sp. 4-5 µm	0,8824	0	0,2206	0	0,2206
Crusigeniella apiculata	0	0	0,8424	0	0
Dicthysphaerium cf. subsolitarium	0	0	58,8802	35,7487	52,5716
Elakatothrix genevensis L 15 µm	0	0,5911	1,1067	1,4714	0
Monoraphidium dybowskii 13 µm	0	0,0596	0	7,9700	1,4986
M. dybowskii 7 µm	0	0	0	0	1,6093
M. griffithii 35-70 µm	1,0935	12,6970	20,8203	16,2466	10,6662
cf. M. minutum	0	0,0248	0	0	0
Mougeotia sp. B15 L35 µm	0	0	0	39,5640	0
Oocystis rhomboides	0	0,3088	0,6177	0	0
O. sp. L10 B 5 µm	1,8855	0	1,2256	0	1,8436
O. sp. L 5-8 µm	0	7,6868	7,6868	2,1962	0
cf. Willea sp.	0	0	4,4196	0	0

Tabellen fortsetter neste side

Forts. tabell Reinsjøen planteplankton

Gruppe/art	04.07.2001	28.07.2001	22.08.2001	19.09.2001	17.10.2001
UKLASSIFISERT					
Små coccoide celler, 1,5-2 µm	39,7276	17,2181	31,7764	46,3488	95,3434
Flagellater 1,5-2 µm	22,5095	9,2698	21,1937	10,5940	3,9728
Flagellater/monader, 2,5-5 µm	33,1063	31,7764	17,2181	19,8638	27,8150
Flagellater 5,5-9 µm	11,2699	14,4886	30,0409	25,2175	11,2699
Flagellater 10-15 µm	9,6131	28,8393	9,6131	9,6131	0
Cyste 5 µm	0	0	0	0,7664	0
Cyste 8 µm	0	0	1,5024	0	0
Cyste 10 µm	3,0916	0	0	6,1308	0
Krageflagellater 5 µm	0	0	0,8828	0,4414	0,4414
TOTALT VOLUM (mm³/m³)	153,22	245,05	323,46	272,58	233,32

TERNINGVATN PLANTEPLANKTON

Gruppe/art	04.07.2001	28.07.2001	22.08.2001	19.09.2001	17.10.2001
CYANOPHYCEAE					
Aphanothece clathrata	0	31,1506	62,4819	42,2838	8,5787
Merismopedia tenuissima	0,5794	13,5732	12,4980	0	0,0821
cf. Snowella lacustris	0	0	0,2555	5,0574	1,4009
CRYPTOPHYCEAE					
Cryptomonas spp. (15-20 µm)	1,3850	0	2,7466	0	0,6808
C. spp. (23-30 µm)	5,5790	1,3352	0,2861	0,6676	0
C. spp. (35 µm)	0	0,2516	0	0	1,7614
Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica	1,8540	0,1664	0,9270	0,1664	1,3786
DINOPHYCEAE					
Peridinium inconspicuum	0	0	11,5542	32,3518	80,8794
Ubestemt thecat dinoflagellat 23 µm	0	0	0	0	2,2855
Ubest. athecat dinofl. L8 B5-6 µm	0	0	0,8304	0,4188	0
Ubest. athecat dinofl. L10-12 B 8 µm	0	9,6634	2,4159	4,8317	1,2183
Ubest. athecat dinofl. 8 µm	0	0	0,6863	0	0
Ubest. athecat dinofl. L13 B10 µm	4,4611	0	0	0	4,4611
Ubest. athecat dinofl. L15 B10-12 µm	0	0	0	2,8618	0
Ubest. athecat dinofl. 15 µm	0	0	5,6750	0	0
Ubest. athecat dinofl. 40 µm	0	0	2,8743	0	0
CHRYSOPHYCEAE					
Bitrichia chodatii	0	2,0665	1,0421	1,0244	0,5122
Chromulina sp. L10 B 3 µm	0,0243	0	0	0	0
Dinobryon borgei	0,5511	6,0618	0,5511	0,2779	0
D. crenulatum	0,1374	2,2961	1,1579	0	0
D. divergens	0	0	0	0	2,2765
D. cf. suecicum var. longispinum	0	0	0	2,3512	2,3512
D. sp. L10 B 3 µm	0	0,5511	0,5511	0	0
D. cyste 12 µm	0	0	0	0	1,015
Kephyrion cf. ovale	0,2470	0,4898	0,2470	0,2470	0,1214
Mallomonas sp. L30 B10 µm	1,6485	2,7475	0,4710	0,5495	0
M. sp. L20 B10 µm	0,3663	0	0,3663	0	0
M. sp. L12 B10 µm	0	0	0	0,9106	0
cf. Spiniferomonas sp. 3 µm	0	1,4040	0	0	0
Ubest. chrysophyce-flagellat 6-8 µm	10,7289	12,8747	27,8951	20,3849	4,2916
BACILLARIOPHYCEAE					
Cyclotella sp. (d = 5 µm)	0	1,1481	0	0	0
C. sp. (d = 10-15 µm)	3,1651	49,1724	12,3214	3,5608	0
C. sp. (d = 20 µm)	0	13,6590	2,3550	0	1,0990
Tabellaria flocculosa	0	0	0	0,1920	0
Ubest. pennat diatome L25 B3 µm	0	0	0	0,2100	0
Ubest. pennat diatome L50 B10 µm	0	0	0	0,4720	0
Ubest. pennat diatome L100 B5 µm	0	0,4	0	0	0
EUGLENOPHYCEAE					
cf. Trachelomonas sp. 7-10 µm	3,7651	0	0	0	3,7651
XANTHOPHYCEAE					
Isthmochloron trispinatum	0	0	0	0	1,0034

Tabellen fortsetter neste side

Forts. tabell Terningvatn planteplankton

Gruppe/art	04.07.2001	28.07.2001	22.08.2001	19.09.2001	17.10.2001
CHLOROPHYCEAE					
Ankistrodesmus fusiformis	0	1,1035	0,8300	0,1368	0,0189
cf. Chlamydocapsa planktonica 3-5 µm	0,3219	9,0245	2,3542	0,4695	0
Chlamydomonas sp. 4-5 µm	0	1,1030	0,4224	0	0
Elakatothrix genevensis L 10-15 µm	0,2968	4,7085	0,5886	0,2918	0,1459
Mesotaenium sp. L50 B 28 µm	6,1544	0	0	0	0
Monoraphidium dybowskii L12-15 µm	0	3,9850	0,9963	0,9963	0,5024
M. griffithii 35-70 µm	0,1215	2,0308	6,0925	1,0067	1,0067
Mougeotia sp. B10 L200 µm	0	0	0	18,84	0
Oocystis rhomboides	0	0	0,3088	0	0
O. sp. L10 B7 µm	0,3285	0	0	0	0
O. sp. L 5-8 µm	0,5491	7,1377	2,7453	0	0,2769
cf. Tetraëdron minimum 4 µm	0	0	0	0	0,4060
Ubest. slimkoloni celler 13 µm	0,0845	0	0	0	0
Ubest. slimkoloni celler L8 B3 µm	0	0	0	0,2769	0
UKLASSIFISERT					
Små coccoide celler, 1,5-2 µm	62,2371	51,6402	60,9213	135,0710	124,4741
Flagellater 1,5-2 µm	31,7764	52,9701	21,1937	21,1937	18,5339
Flagellater/monader 2,5-5 µm	13,2425	49,3341	20,5287	31,7764	14,9035
Flagellater/monader 5,5-9 µm	19,8531	12,8839	22,5307	13,4157	10,1970
Flagellater/monader 10-13 µm	19,2262	38,4524	57,6786	14,4607	14,4607
Monade L10-12 B5 µm	0	0	3,3719	8,4299	4,2221
Zooflagellater: Gyromitus sp. 15 µm	0	4,2348	0,6050	0	4,3861
Krageflagellater 4-6 µm	0	0	0	0	0,8828
TOTALT VOLUM (mm³/m³)	188,68	387,62	351,36	365,18	313,58

ØVRE NEÅDALSVATN PLANTEPLANKTON

Gruppe/art	23.07.2001	13.08.2001	01.09.2001	08.10.2001
CRYPTOPHYCEAE				
Cryptomonas spp. (15-20 µm)	0	0	0,4930	0
C. spp. (23-30 µm)	0,6676	0,0954	1,0014	0,6676
DINOPHYCEAE				
Peridinium inconspicuum	9,2434	13,8650	67,0144	0
Ubest. athecat dinofl. L8 B5-6 µm	0,8304	0,4188	0	0
Ubest. athecat dinofl. L10-12 B8 µm	7,2476	0	0	0
Ubest. athecat dinofl. 10 µm	0	0	10,0889	0
Ubest. athecat dinofl. L13 B10 µm	4,4611	0	4,4611	4,9949
Ubest. athecat dinofl. 15 µm	0	0,3880	1,3581	0,6791
Ubest. athecat dinofl. L20 B10 µm	0	0	0	0,1173
Ubest. athecat dinofl. 20 µm	0,1173	0,1173	0	0,1173
Ubest. athecat dinofl. L30 B22 µm	0	1,7035	0	0
CHRYSOPHYCEAE				
Bitrichia chodatii	0	0,0353	0,2473	0,4946
Chrysolycos skujae	0	0	1,0421	1,0421
Chromulina sp. L9 B3 µm	0,5794	0,0483	0	0,0483
Dinobryon crenulatum	0	0	0,2748	0,6869
D. sp. L10 B 3 µm	0	0	0	0,0659
D. cyste 12 µm	0	0	0	2,0650
Kephyrion cf. ovale	0,7369	0	0,2470	0
Mallomonas heterospina/multiunca	18,0016	0	0	0
M. sp. L20 B10 µm	0,1047	0	0	0,3663
M. sp. L12 B10 µm	0	0	0	1,0990
Ubest. chrysophyce-flagellat 6-8 µm	9,6560	9,6560	22,5307	8,5831
BACILLARIOPHYCEAE				
Tabellaria flocculosa	0,3840	0,3840	0	1,3440
Sentrisk diatome (d = 15 µm)	0	0	0,3938	0
XANTHOPHYCEAE				
Isthmochloron trispinatum	0	0	0	0,4844
EUGLENOPHYCEAE				
cf. Trachelomonas sp. 10 µm	0	0	0	3,0916
CHLOROPHYCEAE				
cf. Chlamydcapsa planktonica 3-5 µm	0	8,8099	11,7711	0
Crusigenia quadrata	0	0	0	0,0236
Elakatothrix genevensis L 10-15 µm	0	0,1006	0	0
Monoraphidium dybowskii L 6 µm	0	0	0,4966	0
M. dybowskii L 20 µm	0	0	0	0,3668
M. sp. 15 µm	0	0	0	1,2985
Oocystis sp. L1012 B6-7 µm	1,2113	0	0	0
Scenedesmus acutus	0	0	0	0,1425
Selenastrum capricornutum	1,7634	0	0	0
Ubest. desmidiace 20 µm	0	0	0	0,1256

Tabellen fortsetter neste side

Forts. tabell Øvre Neådalsvatn planteplankton

Gruppe/art	23.07.2001	13.08.2001	01.09.2001	08.10.2001
UKLASSIFISERT				
Små coccoide celler, 1,5-2 µm	26,4851	23,8394	31,7764	52,9701
Flagellater 2-3 µm	35,7520	35,7520	31,7764	15,8882
Flagellater/monader 5 µm	0	0	14,625	13,455
Flagellater/monader 6-9 µm	2,1458	2,1458	2,1458	3,2187
Flagellater/monader 10-13 µm	0	0	2,3006	0
Flagellat L18 B 13 µm	0	0	0	1,7254
Cyste 5 µm	0	0	1,5327	1,5327
Cyste 8-10 µm	0	0	0	4,6800
Krageflagellater 4-6 µm	0	0	6,1798	0
TOTALT VOLUM (mm³/m³)	119,39	97,36	211,76	121,37

Vedlegg D.

Vannkjemiske målinger i utløpet av Reinsjøen, Terningvatn og Øvre Neådalsvatn i undersøkelsesperioden.

	Dato	pH	Kond mS/m	Ca mg/L	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L	Alk µekv/L	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ -N µg/L N	Tot-N µg/L N	R Al µg/L	II Al µg/L	L Al µg/L	TOC mg/l C	H+ µekv/L	ANC µekv/L	SO ₄ * µekv/L	(Ca+Mg)* µekv/L	ENa* µekv/L
Reinsjøen	24.10.2000	6,17	4,22	0,75	0,69	5,46	0,26	14	9,50	1,90	40	129	40	39	1	2,5	0,68	28	11,87	31,87	7,74
	04.07.2001	6,22	4,10	0,85	0,73	5,24	0,26	25	9,10	1,90	42	113	39	33	6	2,6	0,60	38	13,03	42,77	7,85
	28.07.2001	6,14	4,08	0,83	0,72	5,06	0,26	24	9,00	1,80	35	122	39	39	0	2,9	0,72	34	11,24	41,61	2,44
	22.08.2001	6,28	4,01	0,81	0,68	5,23	0,25	29	8,70	1,80	35	160	42	39	3	2,8	0,52	45	12,12	39,29	17,09
	19.09.2001	6,13	3,92	0,77	0,66	5,18	0,24	21	8,70	1,80	32	131	34	33	1	3,1	0,74	39	12,12	35,65	14,91
	17.10.2001	6,18	3,96	0,73	0,66	5,13	0,26	21	8,95	1,84	36	131	40	40	0	2,9	0,66	27	12,22	32,01	6,69
	gj. snitt	6,19	4,05	0,79	0,69	5,22	0,26	22	8,99	1,84	37	131	39	37	2	2,80	0,65	35	12,10	37,20	9,45
Terningvatn	25.10.2000	6,20	4,13	0,93	0,65	5,15	0,27	23	9,00	1,80	36	155	64	62	2	3,5	0,63	37	11,24	40,84	6,35
	04.07.2001	6,30	4,05	0,95	0,64	4,87	0,29	30	8,70	1,80	42	125	58	54	4	3,6	0,50	33	12,12	42,99	1,43
	28.07.2001	6,21	4,03	0,9	0,67	4,83	0,28	30	8,60	1,80	27	146	61	63	0	3,7	0,62	35	12,41	43,61	2,11
	22.08.2001	6,32	3,89	0,99	0,64	5,07	0,27	34	8,30	1,80	26	149	66	63	3	4,1	0,48	56	13,28	47,61	19,80
	19.09.2001	6,23	3,75	0,9	0,6	4,85	0,26	28	8,00	1,80	28	155	56	56	0	4,5	0,59	47	14,16	41,79	17,49
	17.10.2001	6,23	3,75	0,88	0,61	4,8	0,27	28	8,06	1,75	32	160	67	68	0	4,4	0,59	44	12,94	41,22	13,86
gj. snitt	6,25	3,93	0,93	0,64	4,93	0,27	29	8,44	1,79	32	148	62	61	2	3,97	0,57	42	12,69	43,01	10,17	
Øvre	23.07.2001	6,49	0,79	0,45	0,11	0,77	0,13	26	0,90	0,60	2	44	11	9	2	0,74	0,32	30	9,87	25,60	11,73
Neådalsvatn	13.08.2001	6,44	0,77	0,41	0,087	0,74	0,12	34	0,80	0,60	1	47	13	12	1	0,85	0,36	28	10,16	22,37	12,84
	01.09.2001	6,40	0,80	0,47	0,1	0,85	0,13	27	0,80	0,60	3	66	13	13	0	1,1	0,40	37	10,16	26,43	17,63
	08.10.2001	6,39	0,84	0,51	0,11	0,81	0,14	36	0,70	0,60	3	65	12	10	2	0,88	0,41	41	10,45	29,91	18,30
gj. snitt	6,43	0,80	0,46	0,10	0,79	0,13	31	0,80	0,60	2	56	12	11	1	0,89	0,37	34	10,16	26,08	15,12	