

NIVA



RAPPORT LNR 4521-2002

## Akersvatnet

Overvåking av vannkvalitet og  
toksinproduserende cyanobakterier  
i 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

**Akvaplan-niva**

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

Tittel Akersvatnet. Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende cyanobakterier i 2001.	Løpenr. (for bestilling) 4521-2002	Dato 08.04.2002
	Prosjektnr. Undernr. O-92040	Sider Pris 52
Forfatter(e) Bente Edvardsen	Fagområde ferskvann, eutrofiering	Distribusjon Fri
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Vestfold interkommunale vannverk (VIV)	Oppdragsreferanse Sverre Mollatt
--	-------------------------------------

**Sammendrag**

Formålet med overvåkingen i 2001 var å undersøke vannkvaliteten (fysisk, kjemisk og biologisk) i Akersvatnet som grunnlag for Vestfold interkommunale vannverk (VIV) til å bedømme den rådende vannkvaliteten til Akersvatnet som reserve-drikkevannskilde for Vestfold. Et annet formål var å kunne gi varsel om fare for masseutvikling av giftproduserende cyanobakterier og skadelige alger som kan medføre praktiske problemer for bruken av Akersvatnet. Rapporten presenterer resultater fra målinger og prøvetaking utført i mars og månedlig i produksjonsperioden (mai-oktober) ved hovedstasjonen i Akersvatnet. Vannkvaliteten i Akersvatnet basert på nitrogen-, fosfor- og klorofyll *a*-konsentrasjoner vurderes som meget dårlig (tilstandsklasse V) etter SFTs inndeling i vannkvalitetsklasser for trofegrad. Algebiomassen og planteplanktonsammensetningen viser at Akersvatnet er eutrof – hypereutrof. Cyanotoksiner av typen microcystin ble påvist i vannprøver fra juli, august og september. Nivåene var imidlertid lavere enn WHO's anbefalte maksimumsverdi for drikkevann. Hovedproblemet med Akersvatnet som reservevannskilde i 2001 var dermed de store algemengdene i juni - september, som ville kunne ført til problemer for den rensetekniske behandlingen av vannet, samt lukt- og smakpåvirkning ved bruk av vannverket i denne perioden.

Fire norske emneord 1. Akersvatnet 2. cyanobakterier 3. eutrofiering 4. overvåking	Fire engelske emneord 1. cyanobacteria 2. eutrophication 3. Lake Akersvatnet 4. monitoring
--	--

Bente Edvardsen  
Prosjektleder

Anne Lyche Solheim  
Forskningsleder  
ISBN 82-577-4174-4

Nils Roar Sælthun  
Forskningsjef

Norsk institutt for vannforskning

O-92040

Akersvatnet

Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende  
cyanobakterier i 2001

## Forord

Vestfold interkommunale vannverk (VIV) har siden 1968 hatt Akersvatnet som reservevannkilde for Vestfold. På oppdrag for Vestfold interkommunale vannverk innledet Norsk institutt for vannforskning (NIVA) overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende cyanobakterier (= blågrønnalger) i Akersvatnet på 1980-tallet. Cyanobakterienes toksiner (cyanotoksiner) og toksisitet ble undersøkt i samarbeide med Norges veterinærhøyskole (NVH) og Nasjonalt folkehelseinstitutt (NIPH).

Denne rapporten presenterer resultater fra overvåkingen av vannkvalitet og toksinproduserende cyanobakterier i 2001 som ble utført på oppdrag fra VIV.

Feltarbeidet er utført av Else-Øyvor Sahlqvist, Jozsef Kotai og Bente Edvardsen fra NIVA i samarbeid med Tom Antonsen fra VIV. Kjemiske analyser er utført ved NIVAs analyselaboratorier i Oslo. Planteplanktontellinger er utført av Pål Brettum, og undersøkelser av håvtrekk og sestonfiltre av Randi Skulberg, begge ved NIVA. Toksinanalyser med HPLC er utført av Nina Gjølme ved Nasjonalt folkehelseinstitutt. Bearbeiding av data er utført av Jozsef Kotai, Pål Brettum og Bente Edvardsen. Rapportering er utført av Bente Edvardsen, som også har vært prosjektleder. En takk går til Olav Skulberg og andre kollegaer fra NIVA for verdifulle faglige råd, samt til VIV for godt samarbeid.

Oslo, 8. april, 2002

*Bente Edvardsen*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>8</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>10</b>
<b>2. Metoder</b>	<b>11</b>
2.1 Målestasjon	11
2.2 Frekvens	11
2.3 Parametre	11
2.4 Rapportering	12
<b>3. Områdebeskrivelse</b>	<b>13</b>
<b>4. Resultater og diskusjon</b>	<b>14</b>
4.1 Hydrografi / fysiske forhold	14
4.1.1 Vanntemperatur og sjiktningsforhold	14
4.1.2 Lysforhold	15
4.1.3 Siktedyb	16
4.1.4 Ledningsevne	16
4.1.5 Oksygen	17
4.2 Kjemiske forhold	19
4.2.1 Nitrogen	19
4.2.2 Fosfor	21
4.2.3 N/P-forhold	23
4.2.4 Organisk karbon	23
4.2.5 Suspendert organisk og uorganisk tørrstoff	24
4.3 Planteplankton og toksinproduserende cyanobakterier	25
4.3.1 Klorofyll a	25
4.3.2 Planteplankton	26
4.3.3 Cyanobakterier (blågrønnalger)	28
4.4 Cyanotoksiner og helserisiko	28
4.5 Konklusjoner	30

---

<b>5. Litterturhenvisning</b>	<b>31</b>
<b>Vedlegg A. Beskrivelse av kjemiske analysemetoder</b>	<b>33</b>
<b>Volumrelaterte beregninger</b>	<b>39</b>
<b>Vedlegg B. Hydrografiske primærdata</b>	<b>40</b>
<b>Vedlegg C. Kjemiske primærdata</b>	<b>43</b>
<b>Vedlegg D. Data fra planteplanktontellinger</b>	<b>45</b>

---

## Sammendrag

Akersvatnet er en grunn og næringsrik innsjø i Vestfold. Innsjøen var i mange år drikkevannskilde for befolkningen i Tønsbergdistriktet, men siden 1968 har Vestfold interkommunale vannverk (VIV) hatt Akersvatnet kun som reservedrikkevannskilde for Vestfold. Store forekomster av planktonalger i sommerhalvåret har vist seg å kunne medføre problemer ved renseprosessen i vannverket. Et annet problem er forekomst av toksinproduserende cyanobakterier (= blågrønnalger) som kan innebære en helseisriko ved bruk av vannet.

Formålet med overvåkingen i 2001 var, som tidligere, å ha et løpende tilsyn med vannkvaliteten (fysisk, kjemisk og biologisk) i Akersvatnet for å gi grunnlag for VIV til å bedømme den rådende vannkvaliteten til Akersvatnet som reserve-drikkevannskilde for Vestfold. Et annet formål var å kunne gi varsel om fare for masseutvikling av giftproduserende cyanobakterier og skadelige alger som kan medføre praktiske problemer for bruken av Akersvatnet.

Rapporten presenterer resultater fra målinger og prøvetaking utført i mars og månedlig i produksjonsperioden (mai-oktober) ved hovedstasjonen i Akersvatnet. Parametre som ble undersøkt var: vanntemperatur, lysintensitet, siktedyp, ledningsevne, oksygenkonsentrasjon, næringssaltkonsentrasjoner (total fosfor, partikulært fosfor, fosfat, total nitrogen, ammonium, nitrat, partikulært nitrogen), konsentrasjon av organisk karbon (total, partikulært), suspendert organisk og uorganisk tørrstoff, klorofyll *a*-konsentrasjon, kvalitative og kvantitative planteplanktonundersøkelser samt cyanotoksiner. Rapporten inkluderer noen resultater fra overvåkingen foretatt i Akersvatnet i 1993-2000 til sammenligning og for å kunne vurdere om det har skjedd forandringer over tid.

Isløsningen foregikk i april og ble etterfulgt av fullsirkulasjon av vannmassene. Et termisk sprangsjikt ble etablert i løpet av mai, og i perioden juni - august var Akersvatnet preget av sommerstagnasjon med sprangsjikt i området 3-10 m dyp. Full høst sirkulasjon forekom fra september og utover høsten. Lysforholdene i Akersvatnet var tilnærmet som i 2000 med 1% lysdyp i 2-2,5 m dyp og et gjennomsnittlig siktedyp på 1,2 m i perioden mai-oktober. Konduktiviteten i Akersvatnet viser en avtagende tendens siden 1993. Mulige årsaker kan være redusert sjøpåvirkning p.g.a. endrede vind- og nedbørforhold eller redusert andel grunnvannstilsg p.g.a. av øket nedbør i nedbørfeltet. Oksygenkonsentrasjonen i Akersvatnet var i 2001 tilnærmet som tidligere år siden 1996, med lave nivåer i bunnvannet i juli og august (ned til 0,2 mg O<sub>2</sub>L<sup>-1</sup>). Det ble ikke registrert oksygenfritt bunnvann eller plutselig fiskedød i 2001.

Konsentrasjonen av total nitrogen for perioden mars - oktober var i gjennomsnitt for hele vannsøylen 1200 µg N L<sup>-1</sup> og gjennomsnittlig konsentrasjon av nitrat var 650 µg N L<sup>-1</sup>. Høye ammoniumkonsentrasjoner ble målt i bunnvannet i august og september (opp til 940 µg N L<sup>-1</sup>), fremst p.g.a. nedbrytning av organisk materiale (døde planktonalger). Konsentrasjonen av total fosfor for perioden mars - oktober var i gjennomsnitt for hele vannsøylen 75 µg P L<sup>-1</sup> og gjennomsnittlig konsentrasjon av fosfat var 38 µg P L<sup>-1</sup>. N/P-forholdet, samt absolutte næringssaltnivåer i Akersvatnet i stagnasjonsperioden kan tyde på at planteplanktonproduksjonen var begrenset av fosfor i juni og juli, og nitrogenbegrenset i august og september, i tillegg til eventuell lysbegrensning. Etter SFTs inndeling i vannkvalitetsklasser for trofigrad vil vannkvaliteten i Akersvatnet basert på nitrogen- og fosfor-konsentrasjoner vurderes som meget dårlig (tilstandsklasse V).

Klorofyll *a*-konsentrasjonen i produksjonsperioden varierte fra 17-124 µg L<sup>-1</sup>, og var i gjennomsnitt 27 µg L<sup>-1</sup> for hele vannsøylen i denne perioden. Den høyeste klorofyllverdien ble målt 13. august, da dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* dannet oppblomstring i 0-2 m dyp. I september hadde *C. hirundinella*-oppblomstringen kulminert og blitt erstattet av svelgflagellater og cyanobakterier. Etter SFTs vannkvalitetsklasser for trofigrad vil vannkvaliteten i Akersvatnet basert på kl. *a* vurderes som meget dårlig (tilstandsklasse V). Algebiomassen i overflatevannet i stagnasjonsperioden (juni -

september) varierte fra 5-37 mg våtvekt L<sup>-1</sup> og viser at Akersvatnet er eutrof-hypereutrof. En høy andel cyanobakterier (opp til 66% av planteplanktonet), samt stort innslag av cyanobakteriene *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon* cf. *klebani* (tidligere kaldt *A. flos-aquae*) og *Anabaena spiroides* er også indikatorer på sterkt eutrofe forhold. I juni og juli var det spesielt den trådformete *Aphanizomenon* cf. *klebani* som dominerte cyanobakteriesamfunnet. *Microcystis aeruginosa*, *Woronichinia naegeliana* og *Anabaena spiroides* var også tilstede. I august ble de kolonidannende artene *M. aeruginosa* og *Woronichinia naegeliana* dominerende blant cyanobakteriene. I september og oktober var *Woronichinia naegeliana* den dominerende cyanobakteriearten. Av disse artene er det særlig *Microcystis aeruginosa* og *Anabaena spiroides* som er toksinproduserende i Akersvatnet.

Cyanotoksiner av typen microcystiner ble påvist med immunoassay-metoden ELISA i vannprøver fra 13. august (2 m dyp) og i algeflak i overflaten fra 6. september. Microcystiner ble påvist med kjemisk metode (HPLC) i vannprøver isolert 5. juli og 6. september. Det var kun i algeflak i overflaten at microcystinnivået oversteg WHO's anbefalte maksimumsverdi for drikkevann (1 µg microcystin L<sup>-1</sup> i renset vann). Etter WHO's kriterier kunne vannet trolig regnes som akseptabelt for bading.

Hovedproblemet med Akersvatnet som reservevannskilde i 2001 var dermed de store algemengdene i juni - september, som trolig ville ført til problemer for den rensetekniske behandlingen av vannet og eventuelt lukt- og smakproblemer ved bruk av vannverket i denne perioden.



## Summary

Title: Monitoring of water quality and toxin producing cyanobacteria in Lake Akersvatnet, 2001.

Year: 2002

Author: Bente Edvardsen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 82-577-4174-4

Lake Akersvatnet is a shallow eutrophic lake in Vestfold, Southern Norway. The lake used to be a drinking water reservoir for the Tønsberg region, but since 1968 it is used only as a substitute drinking water reservoir by Vestfold Intermunicipal Water Works (VIV). High densities of phytoplankton during summer and autumn may cause problems during the treatment in the water works. Mass development of potentially toxic cyanobacteria may imply a health risk when using the lake for raw water supply or for recreation. NIVA has monitored the water quality in Lake Akersvatnet for VIV since the 1980-ies.

The aim of the investigation in 2001 was, as previously, to monitor water quality and development of phytoplankton and toxin producing cyanobacteria in Lake Akersvatnet, to provide current information for assessment of the quality of the lake as a substitute drinking water reservoir. It also aims at providing warning for mass occurrence of toxic cyanobacteria.

The report presents results from measurements and sampling performed in March and monthly in the productive period May- October, 2001 at the main sampling station in Lake Akersvatnet. Parameters measured were: water temperature, irradiance, Secchi depth, conductivity, oxygen concentration, nutrient concentrations (N, P), concentration of organic carbon, suspended organic and inorganic matter, chlorophyll *a* concentration, phytoplankton biomass and species composition, and cyanotoxin concentrations. The report includes some results from the monitoring in Lake Akersvatnet during 1993-2000 for comparison, and for evaluation of possible changes over time.

Physical conditions, such as water temperature, irradiance, Secchi depth and oxygen concentration were in general similar in 2001 to the conditions observed in 2000. The conductivity, however, has declined since 1993. The causes can be related to changes in wind direction or precipitation, or both. Sporadic oxygen depletion in the hypolimnion has previously been reported, but was not recorded in 2001.

The concentration of total nitrogen in the period March – October was in average for the entire water column  $1200 \mu\text{g N L}^{-1}$ , and average concentration of nitrate  $650 \mu\text{g N L}^{-1}$ . Levels up to  $940 \mu\text{g N L}^{-1}$  of ammonium was recorded in the bottom water (August). The concentration of total phosphorous for the period March – October was in average for the whole water column  $75 \mu\text{g P L}^{-1}$ , and the average phosphate concentration was  $38 \mu\text{g P L}^{-1}$ . The N/P-ratio in Lake Akersvatnet during June-September may indicate that the primary production was limited by phosphorous in June and July and by nitrogen in August and September, in addition to light limitation. The chlorophyll *a* concentration during the productive season varied between  $17\text{-}124 \mu\text{g L}^{-1}$ , and was in average  $27 \mu\text{g L}^{-1}$  for the entire water column in this period. Concentrations of nitrogen, phosphorous and chlorophyll *a* indicate a problematic raw water quality according to criteria set by SFT for eutrophication.

The highest chlorophyll *a* level was recorded in August during a bloom of the dinoflagellate *Ceratium hirundinella* in 0-2 m depth. In September the *C. hirundinella*-bloom had declined. The algal biomass in 0 m depth during June – September varied between  $5\text{-}37 \text{ mg wet weight L}^{-1}$  showing eutrophic – hypereutrophic conditions. A high percentage of cyanobacteria (up to 66% of the total phytoplankton biomass in October), and high abundance of the cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*,

*Aphanizomenon* cf. *klebahnii* (previously termed *A. flos-aquae*) and *Anabaena spiroides* also demonstrate strongly eutrophic conditions. In June and July *Aphanizomenon* cf. *klebahnii* dominated the cyanobacterial community. *Microcystis aeruginosa*, *Woronichinia naegeliana* and *Anabaena spiroides* were also present. In August the coccoid, colony forming species *M. aeruginosa* and *Woronichinia naegeliana* were the most abundant cyanobacterial species. In September and October *Woronichinia naegeliana* dominated among the cyanobacteria. Of these species *Microcystis aeruginosa* and *Anabaena spiroides* are usually considered as the most toxigenic species in Lake Akersvatnet.

The cyanotoxins microcystins were detected by the immunoassay method ELISA in water samples from August 13 (2 m depth,  $0.5 \mu\text{g L}^{-1}$ ) and in cyanobacterial material collected from the surface on September 6 ( $2\text{-}3 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Low levels of microcystins were also detected by a chemical method (HPLC) in water samples from July 5 and September 6. It was only in the cyanobacterial scum material that the level of microcystins exceeded the WHO's Guideline values for drinking water ( $1 \mu\text{g microcystin L}^{-1}$  in treated water).

The high abundance of phytoplankton in Lake Akersvatnet in the period June – September 2001 would, based on previous experience, most probably cause problems during the cleaning process in the water works of Lake Akersvatnet in this period.

# 1. Innledning

Vestfold interkommunale vannverk (VIV) har siden 1968 hatt Akersvatnet som reservedrikkevannskilde for Vestfold. Akersvatnet utnyttet også til jordvanning, rekreasjon, sportsfiske og er dessuten et naturvernområde. I 1980 ble det nye reservevannverket ved Akersvatnet ferdig utbygget. Undersøkelser av Akersvatnet på 1980-tallet viste at innsjøen hadde en utilfredsstillende vannkvalitet som råvannskilde til drikkevannsforsyning (bl.a. Skulberg & Underdal 1985, Skulberg 1991). Hovedproblemet var da og er fortsatt stor forekomst av alger som medfører problemer ved renseprosessen i vannverket. Et annet problem er forekomst av toksinproduserende cyanobakterier (= blågrønnalger). På oppdrag for Vestfold interkommunale vannverk innledet Norsk institutt for vannforskning (NIVA) på 1980-tallet undersøkelser av toksinproduserende cyanobakterier og overvåking av vannkvalitet i Akersvatnet.

Akersvatnet er en sterkt eutrof innsjø, dvs. den har store tilførsler av næringssalter som gir høy produksjon av planteplankton. Oppblomstringer av cyanobakterier har forekommet i Akersvatnet siden lang tid tilbake (bl.a. Dalin 1955, Skulberg 1994). Dalin (1955) beskriver oppblomstringer, trolig av cyanobakterieslektene *Anabaena* og *Aphanizomenon*. I 1960-årene dominerte arten *Planktothrix mougeotii* (Utkilen et al. 1996). I 1968 ble vannstanden i Akersvatnet senket med 2 m for innvinning av jordbruksareal. Etter dette inngrepet ble arter i cyanobakterieslekten *Microcystis* dominerende. I 1984 forekom en oppblomstring av *Microcystis aeruginosa* som var toksinproduserende (Skulberg 1985).

Formålet med overvåkingen i 2001 var å ha et løpende tilsyn med vannkvaliteten (fysisk, kjemisk og biologisk) i Akersvatnet for å gi grunnlag for VIV til å bedømme den rådende vannkvaliteten til innsjøen som reserve-drikkevannskilde for Vestfold. Et annet formål var å kunne gi varsel om fare for masseutvikling av giftproduserende blågrønnbakterier og skadelige alger som vil kunne medføre praktiske problemer for bruken av Akersvatnet (f.eks. oksygenbrist).

Forståelsen av årsaker og virkninger knyttet til forandringer i vannkvalitet er et nødvendig kunnskapsgrunnlag for å vurdere tiltak og for forvaltning av Akersvatnet.

Rapporten presenterer resultater fra målinger og prøvetaking utført i mars og månedlig i produksjonsperioden (mai - september) ved hovedstasjonen i Akersvatnet. Rapporten inkluderer også noen resultater fra overvåkingen foretatt i Akersvatnet i perioden 1993-2000 til sammenligning og for å kunne vurdere om forholdene har forandret seg over tid.

## 2. Metoder

### 2.1 Målestasjon

Prøvetaking og målinger ble utført ved hovedstasjonen, posisjon ca. 59°15.13' N, 10°19.90' E, i det dypeste området av Akersvatnet (12-13 m, se Fig. 1).

### 2.2 Frekvens

Årets første prøvetaking ble foretatt under vinterforhold gjennom hull i isen den 20. mars 2001. Etter isløsningen ble prøvetaking og målinger foretatt månedlig gjennom produksjonsperioden den 9. mai, 7. juni, 5. juli, 13. august og 6. september og 11. oktober.

### 2.3 Parametre

En oversikt over fysiske, kjemiske og biologiske parametre som ble undersøkt er vist i Tabell 1. En mer detaljert beskrivelse av de kjemiske analysene er gitt i Vedlegg A. Fysiske parametre ble målt i hver meter fra overflaten til bunnen. I tillegg ble siktedyp bestemt. Vannprøver ble tatt i hver meter med vannhenter (Limnos, 3,5 L). Suspendert organisk og uorganisk materiale ble bestemt for hver meter. Seston på filter fra hver meter ble undersøkt i mikroskop. Kjemiske parametre og klorofyllkonsentrasjon ble analysert i prøver fra faste, utvalgte dyp (se Tabell 1). Kvantitative planteplanktonundersøkelser ble utført med prøver fra 0 og 4 m samt noen tilleggsdyp (Tabell 1) etter metode beskrevet av Brettum (1989) og Olrik et al. (1998). Levende håvtreksprøver ble undersøkt kvalitativt under mikroskop. Toksinanalyser av typen microcystin ELISA-test og HPLC- bestemmelse av microcystiner ble utført ved utvalgte datoer.

Beregninger av gjennomsnitt for ulike vannvolum er utført ved å vekte verdiene i forhold til hvor stor andel av innsjøens totale volum som intervallet representerer, s.k. volumrelatert vektning (se Vedlegg B).

**Tabell 1.** Oversikt over analyseparametre, prøvetakingsdyp, og metoder og instrumenter brukt ved prøvetaking og analyser av Akersvatnet 2001.

Parameter	Enhet	Dyp (m)	Metode (NIVA-metode nr., instrument)
<b>Fysiske faktorer</b>			
vanntemperatur	°C	hver m	YSI Model 58 termometer
oksygenkonsentrasjon	mg L <sup>-1</sup> , % metning	hver m	YSI Model 58 oppløst oksygen måler
ledningsevne	mS m <sup>-1</sup>	hver m	Conduktometer WTW LF 191
lysintensitet	µmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	hver m	LICORE 1000 lysmåler
siktedyp	m	-	Secchi skive
<b>Kjemiske faktorer</b>			
Total-P/L (total P)	µg L <sup>-1</sup>	0, 1, 2, 4, 8, 12 <sup>1</sup>	D2-1, Skalar autoanalysator
Total-P/P (partikulært P)	µg L <sup>-1</sup>	0, 1, 2, 4, 8, 12 <sup>1</sup>	D2-1, Skalar autoanalysator
PO4-P (fosfat)	µg L <sup>-1</sup>	0, 1, 2, 4, 8, 12 <sup>1</sup>	D1-1, Skalar autoanalysator
Tot-N/L (total N)	µg L <sup>-1</sup>	0, 1, 2, 4, 8, 12 <sup>1</sup>	D6-1, Skalar autoanalysator
NH4-N (ammonium)	µg L <sup>-1</sup>	0, 1, 2, 4, 8, 12 <sup>1</sup>	D5-1, Technicon autoanalysator
NO3-N(nitrat)	µg L <sup>-1</sup>	0, 1, 2, 4, 8, 12 <sup>1</sup>	D3, Skalar autoanalysator
TN/GFF (partikulært N)	µg L <sup>-1</sup>	0, 1, 2, 4, 8, 12 <sup>1</sup>	G6, Carlo Erba elementanalysator
TOC (total organisk C)	mg L <sup>-1</sup>	0, 1, 2, 4, 8, 12 <sup>1</sup>	G4-2 Phoenix TOC-TC analysator
TOC/GFF (partikulært organisk C)	µg L <sup>-1</sup>	0, 1, 2, 4, 8, 12 <sup>1</sup>	G6 Carlo Erba elementanalysator
KLA/S (klorofyll a)	µg L <sup>-1</sup>	0, 1, 2, 4, 8, 12 <sup>1</sup>	H1-1 Perkin-Elmer spektrofotometer
STS/L (suspendert tørrstoff)	mg L <sup>-1</sup>	hver m	B2, Sartorius vekt
SGR/L gløderest	mg L <sup>-1</sup>	hver m	B2, Sartorius vekt
<b>Biologiske faktorer</b>			
Planteplanktonvolum og artssammensetning	mm <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	0 og 4 m, samt 1, 2 og/eller 8/10 m	se Brettum 1989
Planteplanktonsammen- setning	kvalitativt	hver m	mikroskopisk undersøkelse av sestonfilter
<b>Toksinanalyse</b>			
microcystin- immunoassay	µg L <sup>-1</sup>	utvalgte	EnviroLogix Inc. "ELISA- testkit"
microcystin	µg L <sup>-1</sup>	dyp	HPLC-DA

<sup>1</sup> Bunnvann ved 11 eller 12 m dyp

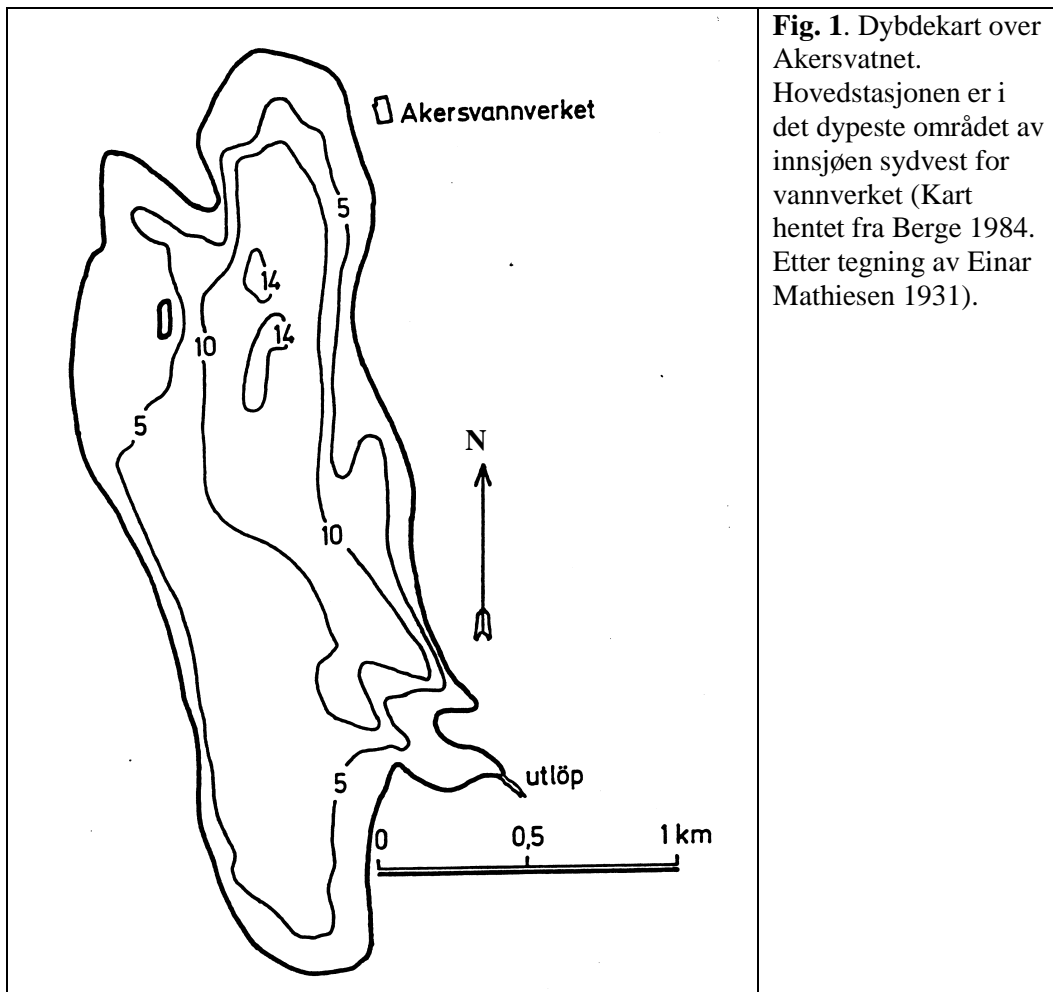
## 2.4 Rapportering

Det ble gitt løpende informasjon til VIV i form av korte rapporter (23.1, 26.4, 18.5, 26.6, 9.7, 26.7, 16.8, 26.9) om resultatene fra feltmålinger, laboratorieanalyser og planteplanktontellinger.

### 3. Områdebeskrivelse

Akersvatnet i Vestfold er en grunn innsjø med middeldyp 6 m og med største dyp 13-14 m (Fig. 1, Berge 1984). Kartet i Fig. 1 er tegnet før vannstanden ble senket i 1968. Innsjøen er 3 km lang og største bredde er 1 km. Arealet av innsjøen er 2,3 km<sup>2</sup> og volumet er beregnet til 15·10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> (Berge 1984). Vannmassenes oppholdstid er beregnet til 1,7-1,9 år. Innsjøen har utløp til Tønsbergfjorden ved Melsomvik via Melsombekken. Innsjøen ligger ca 14 m over havet og vannstanden ble senket ca 2 m i 1968 for å innvinne jordbruksarealer. Det er kun grunne bekker (spesielt Haslestadbekken og Grimestadbekken) og grunnvannssig som forsyner innsjøen med vann (Berge 1984).

Planteplanktonet i Akersvatnet er beskrevet av bl.a. Skulberg (bl.a. Skulberg & Underdal 1987; Skulberg et al. 1989a, 1989b; Skulberg 1991, 1995, 1998).



## 4. Resultater og diskusjon

### 4.1 Hydrografi / fysiske forhold

#### 4.1.1 Vanntemperatur og sjiktningforhold

Vannmassenes lagdeling har avgjørende betydning for kjemiske og biologiske prosesser i en innsjø og derfor fordeling og vekst av alger og cyanobakterier. Vanntemperaturen målt i 2001 er vist i Fig. 2. Hydrografiske primærdata er vist i Vedlegg C. Isløsningen foregikk i april og ble fulgt av en periode med fullsirkulasjon av vannmassene. I løpet av mai bygget det seg opp et termisk sprangsjikt. I perioden juni - august var Akersvatnet preget av termisk vertikal sjiktning, s.k. sommerstagnasjon med et varmere overflatelag (epilimnion), et underliggende sprangsjikt (metalimnion) og et kjøligere dyplag (hypolimnion). Ved prøvetakingen 7. juni lå sprangsjiktet i dybdeintervallet 5-9 m under overflaten. Den høyeste vanntemperaturen i 2001 ble målt i juli da overflatevannet hadde temperaturen 21,8 °C. En viss avkjøling av overflatevannet i august førte til at spranglaget forflyttet seg til en dypere posisjon (partialsirkulasjon). Sprangsjiktet var ved prøvetakingen 13. august i dybdeintervallet 8-10 m. Fra september kom hele vannmassen i høstfullsirkulasjon.

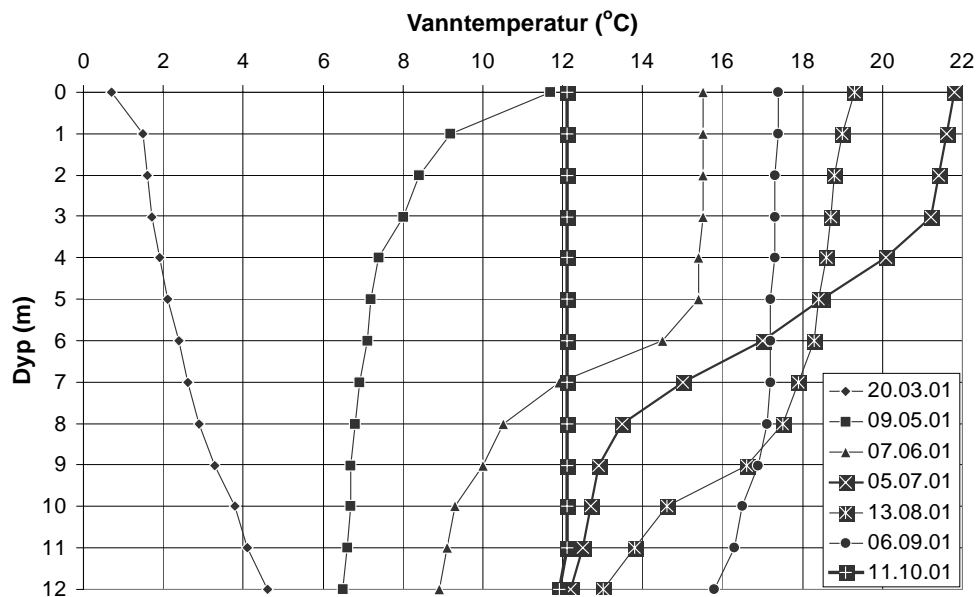


Fig. 2. Vanntemperatur som funksjon av dypet i Akersvatnet 2001.

Vanntemperaturen beregnet for dybdeintervallet 0-13 m i perioden 1995-2001 er vist i Fig. 3.

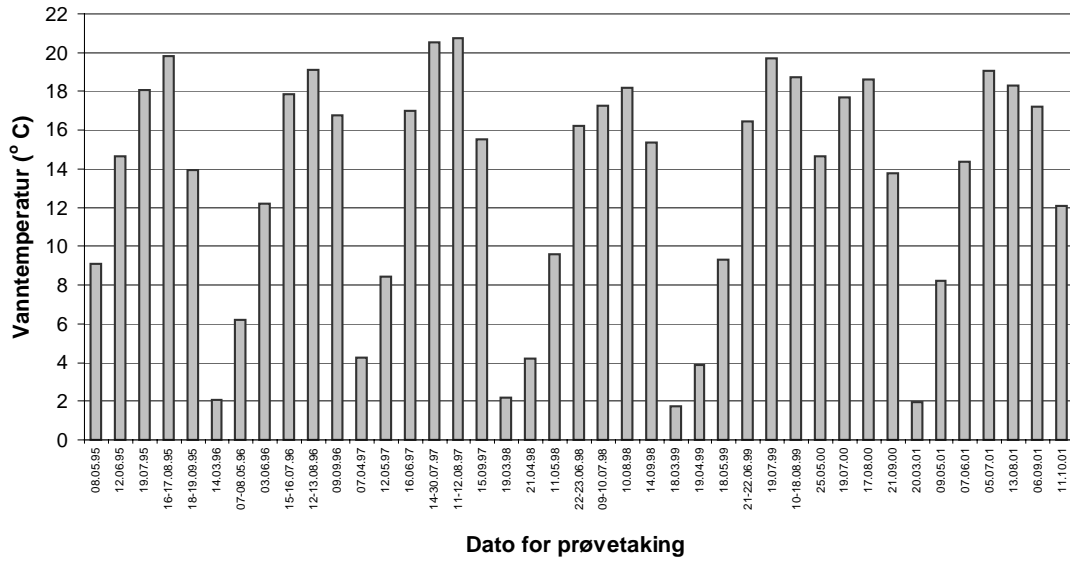


Fig. 3. Vanntemperaturen beregnet for dybdeintervallet 0-13 m i Akersvatnet i perioden 1995-2001.

#### 4.1.2 Lysforhold

Innsjøens gjennomtrengelighet for lys er av stor betydning for hvor dypt ned algene kan vokse. Det nedre dybdenivå hvor algene kan vokse (fotosyntese og respirasjon balanserer slik at netto primærproduksjon blir null) kalles for kompensasjonsdypet, og sammenfaller vanligvis med 1% lysdypet. Fig. 4 viser dypet hvor det gjensto 1% av overflatelyset i perioden 2000-2001. I sommerhalvåret 2001 var 1% lysdyp mellom 2,1-2,5 m og tilsvarer det som ble målt i 2000.

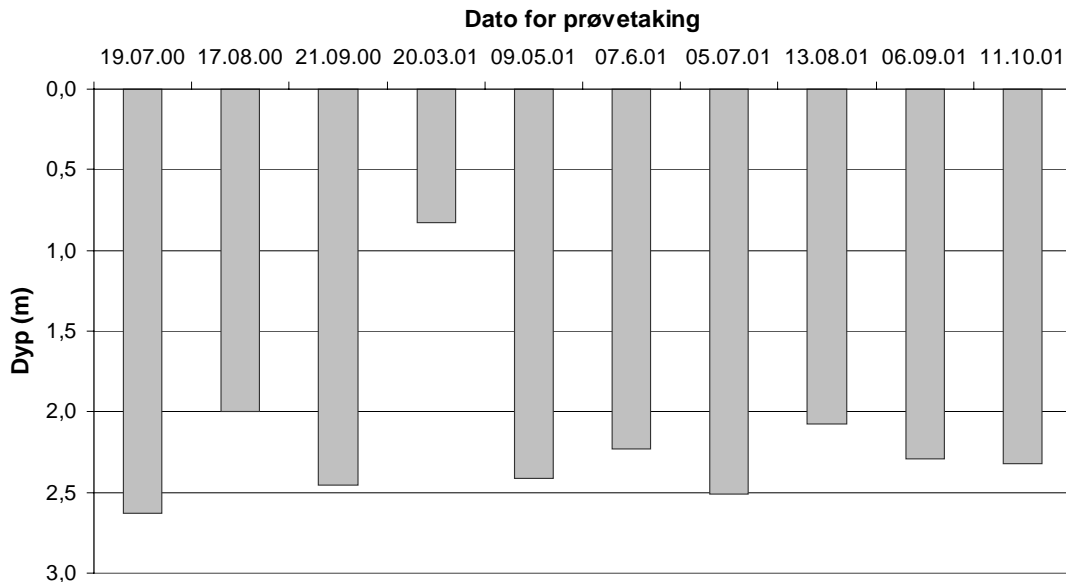
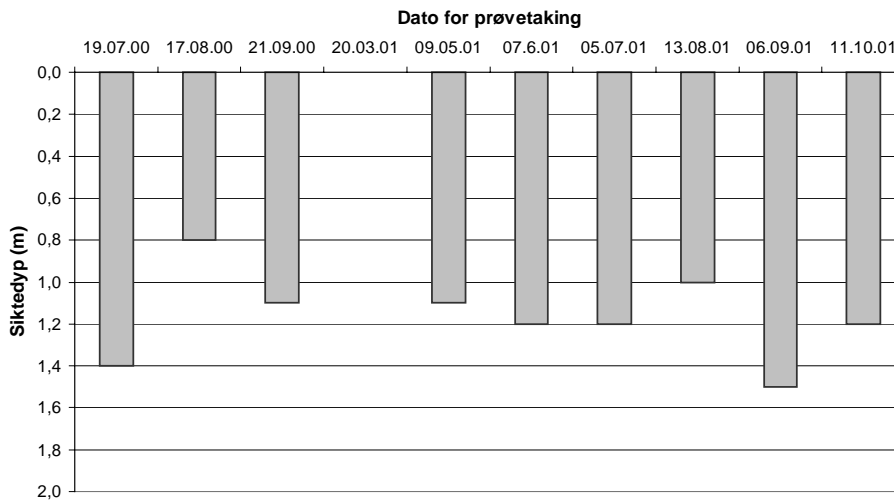


Fig. 4. Dyp med 1% av overflatelyset i Akersvatnet i perioden 2000-2001.





**Fig. 5.** Siktedyp i Akersvatnet 2000-2001.

#### 4.1.3 Siktedyp

Siktedyp er et mål for klarheten i vannet, og er det dyp der en hvit rund skive (Secchi-skive) som senkes ned i vannet ikke lenger er synlig fra overflaten. Innsjøens innhold av partikler, kolloider og løste fargekomplekser er avgjørende for siktedypet. Siktedypet i Akersvatnet i perioden mai - oktober, 2001 varierte fra 1,0 m (august) – 1,5 m (september, Fig. 5) og var i gjennomsnitt 1,2 m. Siktedypet i Akersvatnet var på tilsvarende nivå som 2001 i årene 1985-1990, for deretter å vise en økende tendens frem til 1997. Etter 1997 har siktedypet gradvis blitt redusert (Berge et al. 2000). Etter SFTs inndeling i vannkvalitetsklasser for trofigrad (SFT 1997) vil vannkvaliteten i Akersvatnet basert på siktedyp vurderes som ”dårlig” som drikkevannskilde (tilstandsklasse IV).

#### 4.1.4 Ledningsevne

Elektrolytisk ledningsevne eller konduktivitet er et mål for mengden positive og negative ladete partikler (ioner) i vannet. Konduktiviteten som funksjon av dypet i Akersvatnet i 2001 er vist i Fig. 6. I mai- september var konduktiviteten tilnærmet lik i hele vannsøylen, mens i mars økte den gradvis med dypet (Fig. 6). Høyere ledningsevne i dypvannet kan skyldes tilsig av mineralrikt grunnvann, samt høyere grad av nedbrytning av organisk materiale (mineralisering) i dypvannet enn i epilimnion. Konduktiviteten beregnet for hele vannsøylen var i 2001 i gjennomsnitt  $13,9 \text{ mS m}^{-1}$ . Dette er betydelig lavere enn det som har vært registrert tidligere år (sammenlignet med målinger siden 1993). Målinger av konduktiviteten viser en generell reduksjon siden 1993 (Fig. 7). Årsaken til den observerte nedgangen i konduktivitet i Akersvatnet kan være redusert tilførsel av ioner fra sjøvann p.g.a. forandret vindretning i perioder med nedbør og/eller en økt fortynning av ioner p.g.a. økt nedbør og påfølgende redusert grunnvannstilsig. Konduktivitet sammenholdt med daglig vindretning og daglig nedbør undersøkes nå for å utrede dette nærmere (J. Kotai pers. medd.).

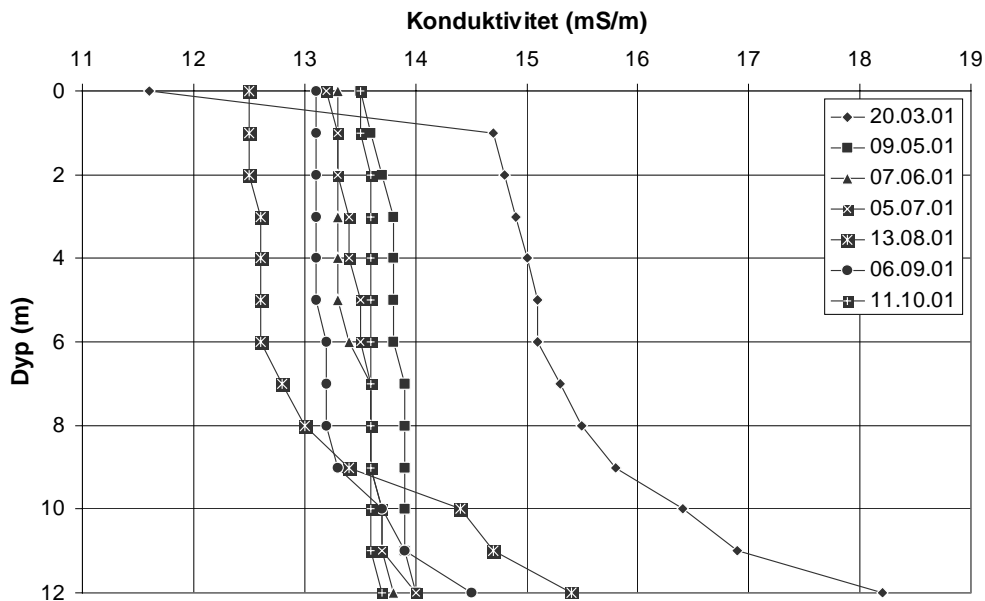


Fig. 6. Ledningsevne (konduktivitet) som funksjon av dypet i Akersvatnet i 2001.

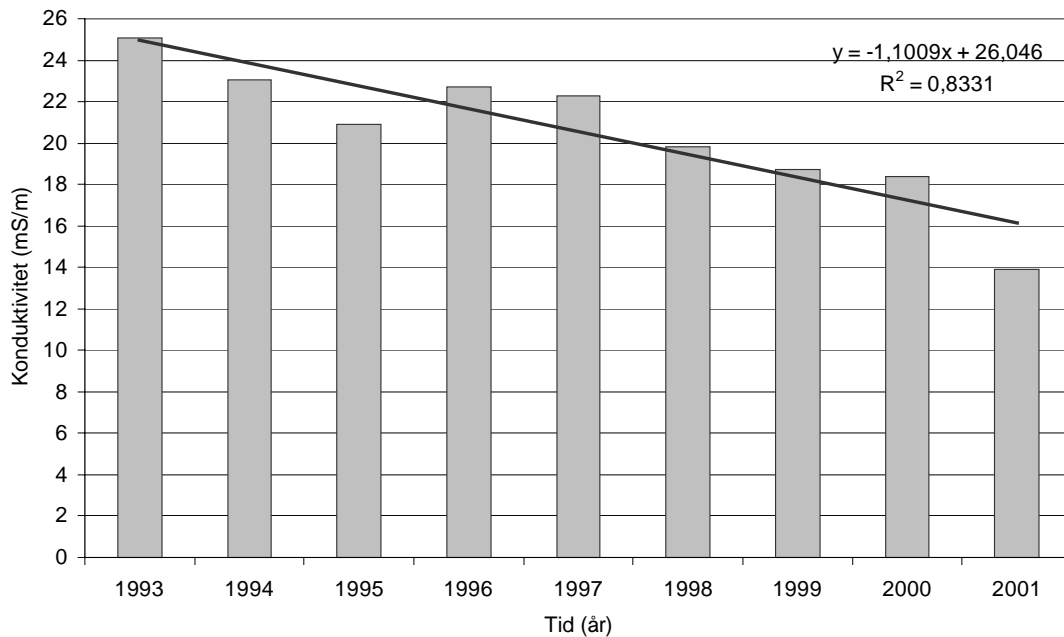


Fig. 7. Beregnet ledningsevne (konduktivitet) for hele volumet i Akersvatnet i perioden 1993-2001.

#### 4.1.5 Oksygen

En innsjø tilføres oksygen fra overflatelaget ved innblanding av atmosfærisk oksygen, fra planter og algers fotosyntese, samt fra ellevann. Akersvatnet er grunn og vindeksponert, noe som medfører at vannmassene blandes godt under både vår og høstsirkulasjonene. Etter at den termiske sjiktningen inntrådte i løpet av mai avtok oksygenkonsentrasjonen i dypvannet utover sommeren fremst p.g.a. nedbrytning av organisk materiale. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet sank i 2001 fra 10,0 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> i mai til 0,2 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> i juli (Fig. 8). Dette tilsvarer en reduksjon fra 80 % (mai) til 2 % (juli)

oksygenmetning ved bunnen (Fig. 9). I en kanadisk undersøkelse ble oksygenkravet til ferskvannsfisk funnet å være minimum  $4 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ , og  $2,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  for å unngå skader på blandede populasjoner (Davis 1975 i Fjeld et al. 1995). Hvis dette kan overføres til forholdene i Akersvatnet kunne fisk ikke oppholde seg på dypere vann enn 6 m i juli måned. Avkjølingen av overflatevann i august førte gradvis til at spranget forflyttet seg til en dypere posisjon, og ved partiell sirkulasjon ble oksygen ført ned til dypere vann. Det ble ikke registrert oksygenfritt bunnvann i 2001. Gjennomsnittlig oksygenmetning for hele vannvolumet i perioden 1995-2001 er vist i Fig. 10.

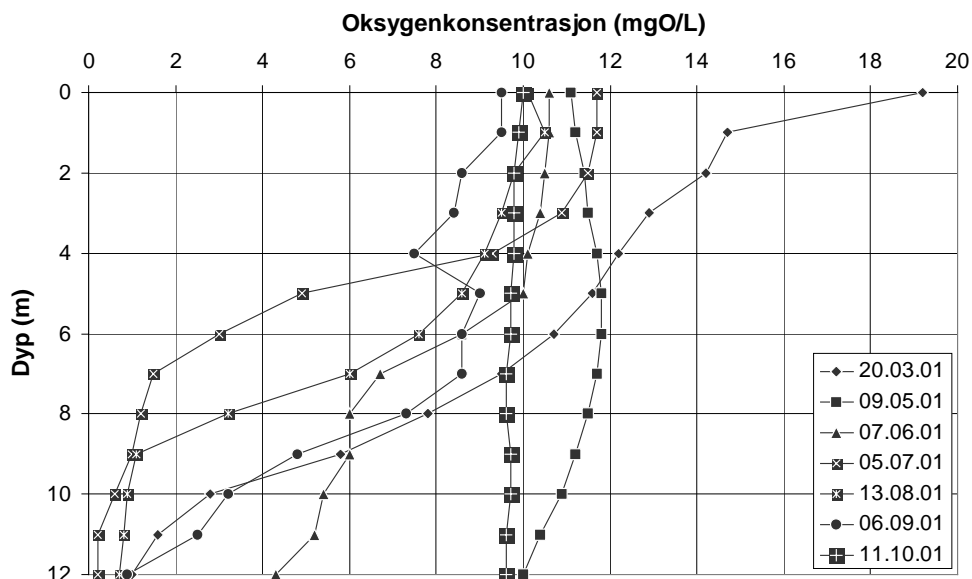


Fig. 8. Oksygenkonsentrasjon som funksjon av dypet i Akersvatnet 2001.

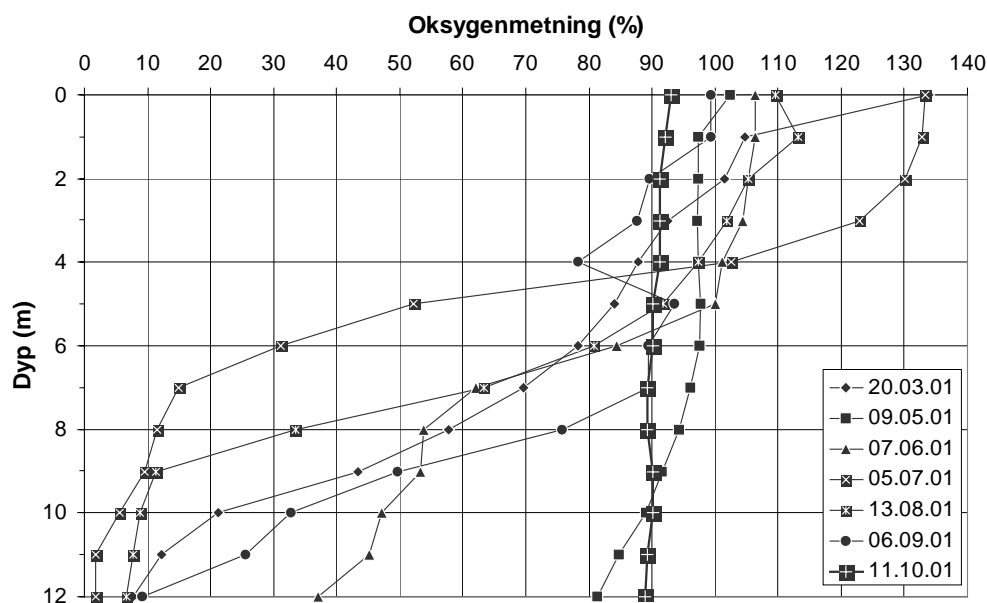
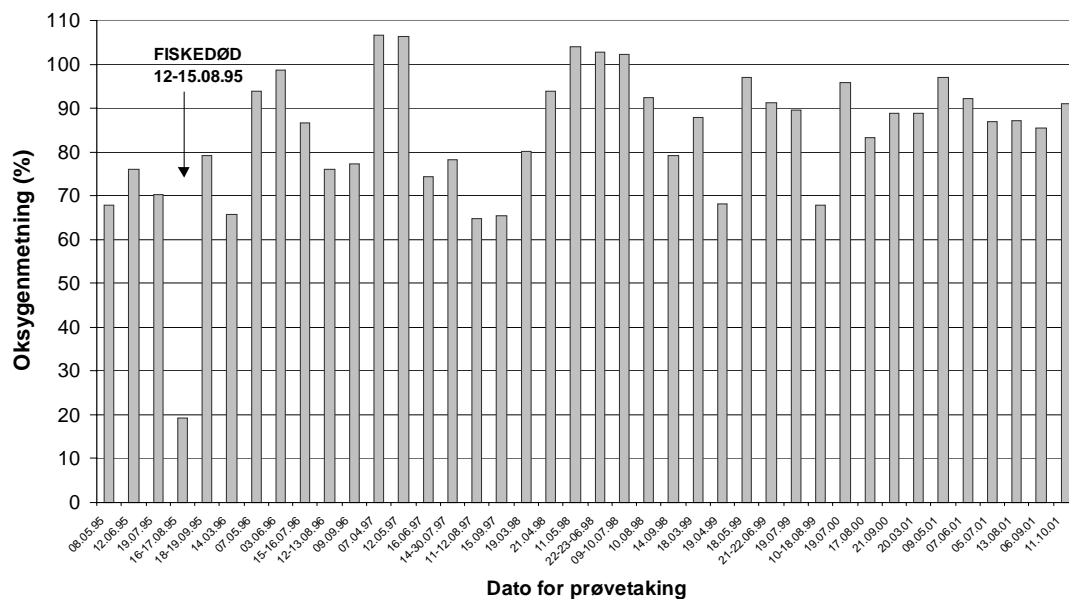


Fig. 9. Oksygenmetning som funksjon av dypet i Akersvatnet 2001.



**Fig. 10.** Gjennomsnittlig oksygenmetning (volumrelatert) i Akersvatnet i hele vannvolumet 0-13 m i perioden 1995-2001.

## 4.2 Kjemiske forhold

Vannmassenes innhold av næringsalter har avgjørende betydning for planteplanktonutviklingen i en innsjø, både kvantitativt og kvalitativt. Kjemiske primærdata er vist i Vedlegg D.

### 4.2.1 Nitrogen

Nitrogen i innsjøene består primært av nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) og organisk bundet nitrogen (organisk N), mens ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) normalt finnes i lave konsentrasjonen under oksygenerte forhold. Mikrobiell nedbrytning av organisk materiale vil imidlertid frigjøre ammonium eller ammoniakk ( $\text{NH}_4^+$  eller  $\text{NH}_3$ ). Konsentrasjonen av nitrat og total nitrogen med dypet i Akersvatnet i 2001 er vist i Fig. 11 og Fig. 12. Konsentrasjonen av totalt nitrogen og nitrat i 2001 beregnet for hele vannvolumet er vist i Fig. 13. Konsentrasjonen av total nitrogen i Akersvatnet i 2001 varierte fra 1920 (mars) - 540 (sept.)  $\mu\text{g N L}^{-1}$ , og var i gjennomsnitt ca 1200  $\mu\text{g N L}^{-1}$  i hele vannsøylen fra mars - september (Fig. 13). Konsentrasjonen av nitrat varierte fra 1560 (mars) - <1 (august)  $\mu\text{g N L}^{-1}$  og var i gjennomsnitt 650  $\mu\text{g N L}^{-1}$  (Fig 13). I hele vannsøylen skjedde et kraftig nitratuttak utover sommeren, hvor konsentrasjonen ble redusert fra i gjennomsnitt 1306  $\mu\text{g N L}^{-1}$  i mai (rett etter vårsirkulasjonen) til 5 resp. 13  $\mu\text{g N L}^{-1}$  i august og september (se Fig 11, 13). Ammoniumkonsentrasjonen ( $\text{NH}_4$ ) var i den samme perioden betydelig, spesielt i bunnvannet, hvor opp til 940  $\mu\text{g N L}^{-1}$  ble målt i august (Vedlegg D). Årsaken var sannsynligvis nedbrytning av dødt organisk materiale fra alger, som også førte til økt oksygenforbruk.

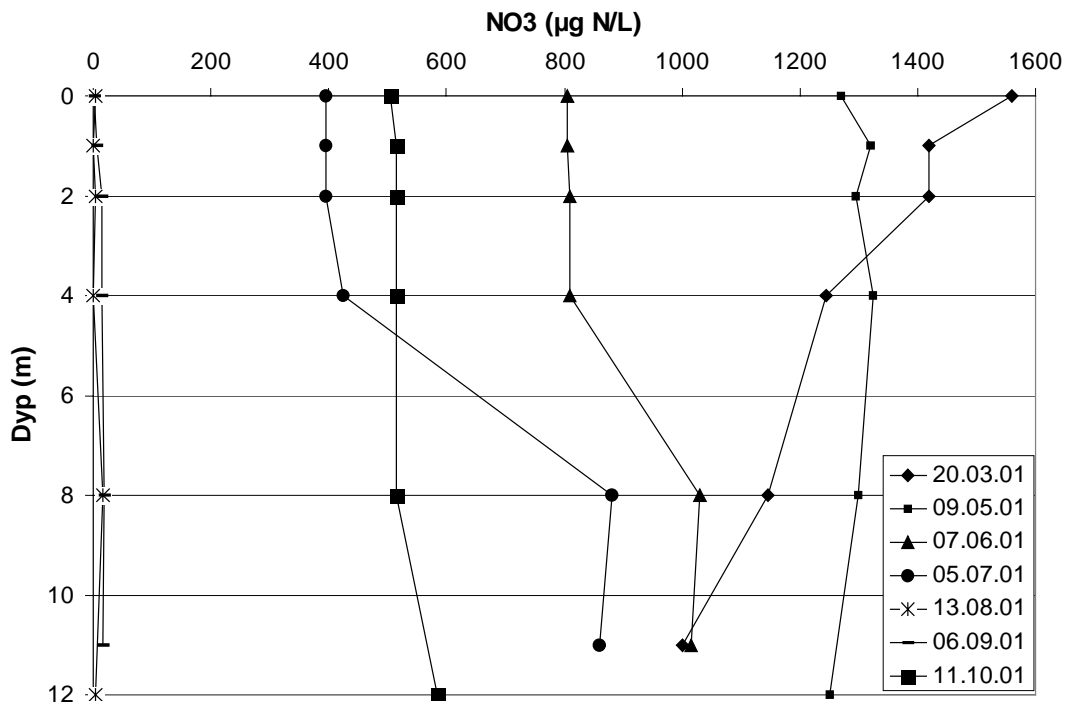


Fig. 11. Konsentrasjon av nitrat (NO<sub>3</sub>-N) som funksjon av dypet i Akersvatnet 2001.

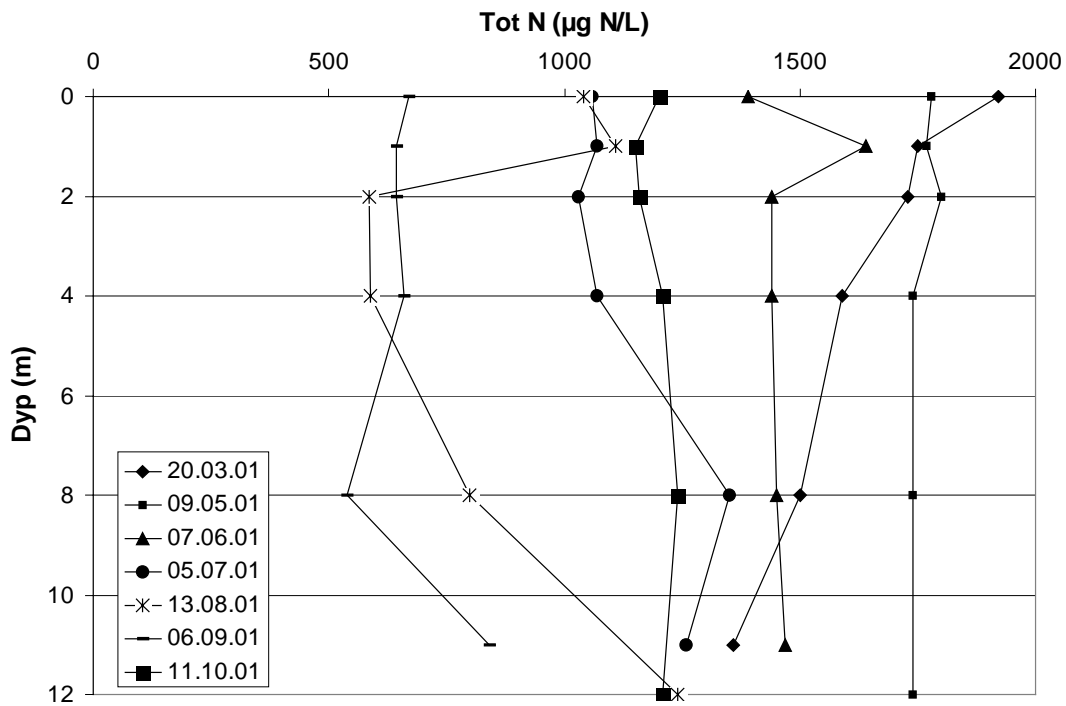
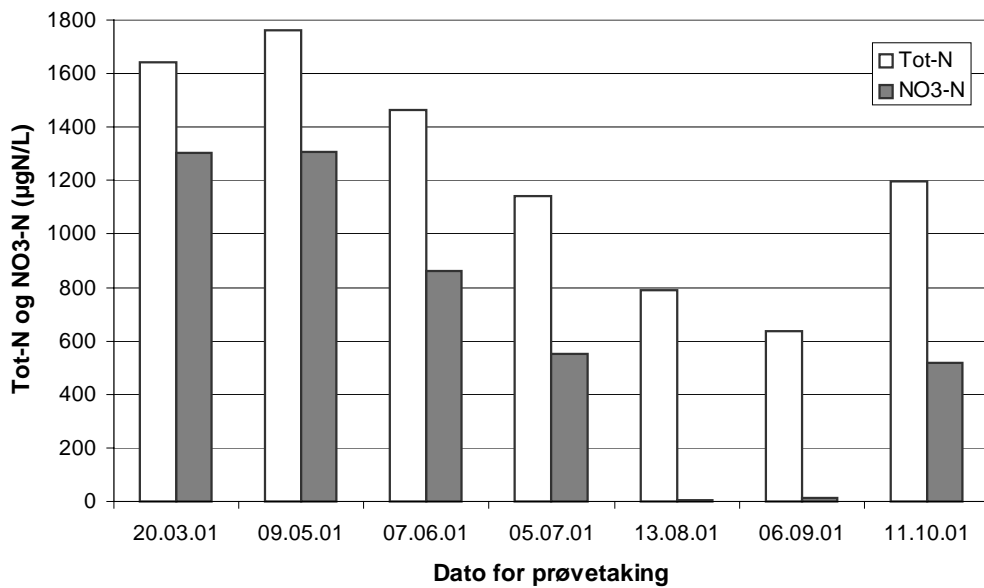


Fig. 12. Konsentrasjon av total nitrogen (Tot-N) som funksjon av dypet i Akersvatnet 2001.



**Fig. 13.** Gjennomsnittlig konsentrasjon av total nitrogen (Tot-N) og nitrat (NO<sub>3</sub>-N) i hele volumet 0-13 m i Akersvatnet i 2001.

#### 4.2.2 Fosfor

Fosfor i innsjøer finnes som oppløst organisk fosfor, som fosfat (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) og partikkelbundet i uorganisk eller organisk materiale. Konsentrasjonen av fosfat og total fosfor med dypet i Akersvatnet i 2001 er vist i Fig. 14 og Fig. 15. Konsentrasjonen av totalt fosfor og fosfat i 2001 beregnet for hele vannvolumet er vist i Fig. 16. Konsentrasjonen av total fosfor i epilimnion og metalimnion i Akersvatnet i 2001 varierte fra 35 (mars) til 115 (august) µg P L<sup>-1</sup>, og var i gjennomsnitt ca 75 µg P L<sup>-1</sup> i hele vannsøylen fra mars - september (Fig. 15, 16). Konsentrasjonen av fosfat i epilimnion og metalimnion varierte fra 10 (august) - 65 (mars) µg P L<sup>-1</sup> (Fig. 14, 16), og var i gjennomsnitt 38 µg P L<sup>-1</sup> for hele vannsøylen (volumrelatert beregning). I august inneholdt bunnvannet høy konsentrasjon av oppløst og partikulært fosfor. Høy fosfatkonsentrasjon i bunnvannet skyldes fremst frigjøring av fosfat fra anaerobe sedimenter (intern gjødsling). I oktober hadde fullsirkulasjonen startet, og alle næringsalter var jevnt fordelt i vannsøylen (Fig. 11, 12, 14, 15).

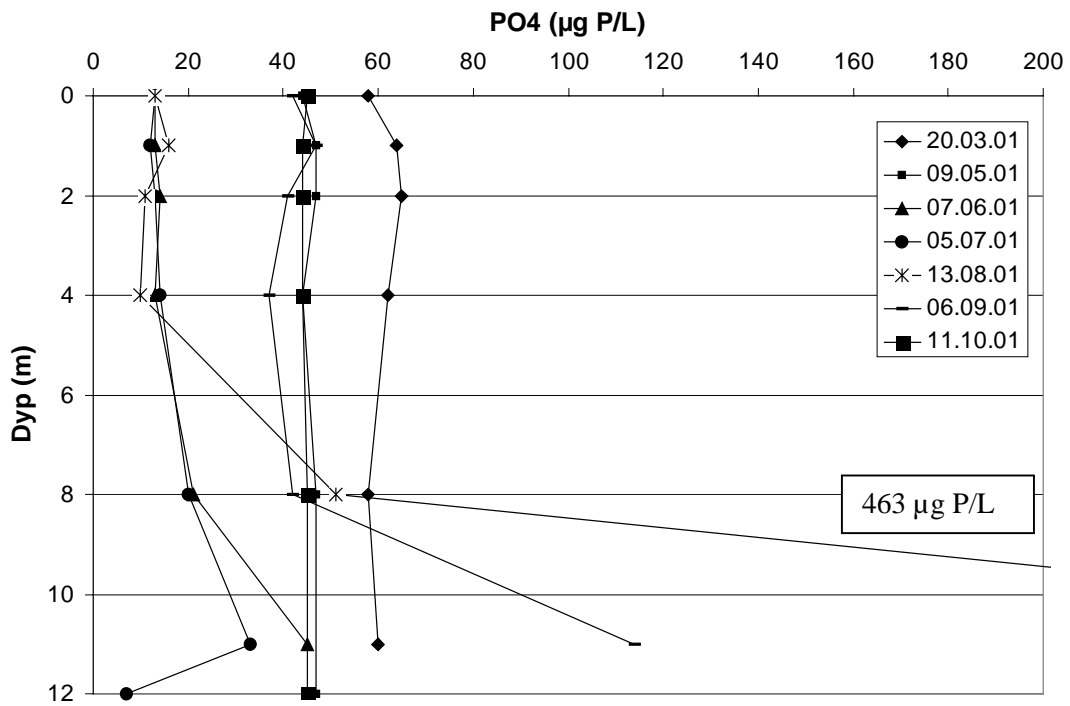


Fig. 14. Konsentrasjon av ortofosfat (PO<sup>4</sup>-P) som funksjon av dypet i Akersvatnet 2001.

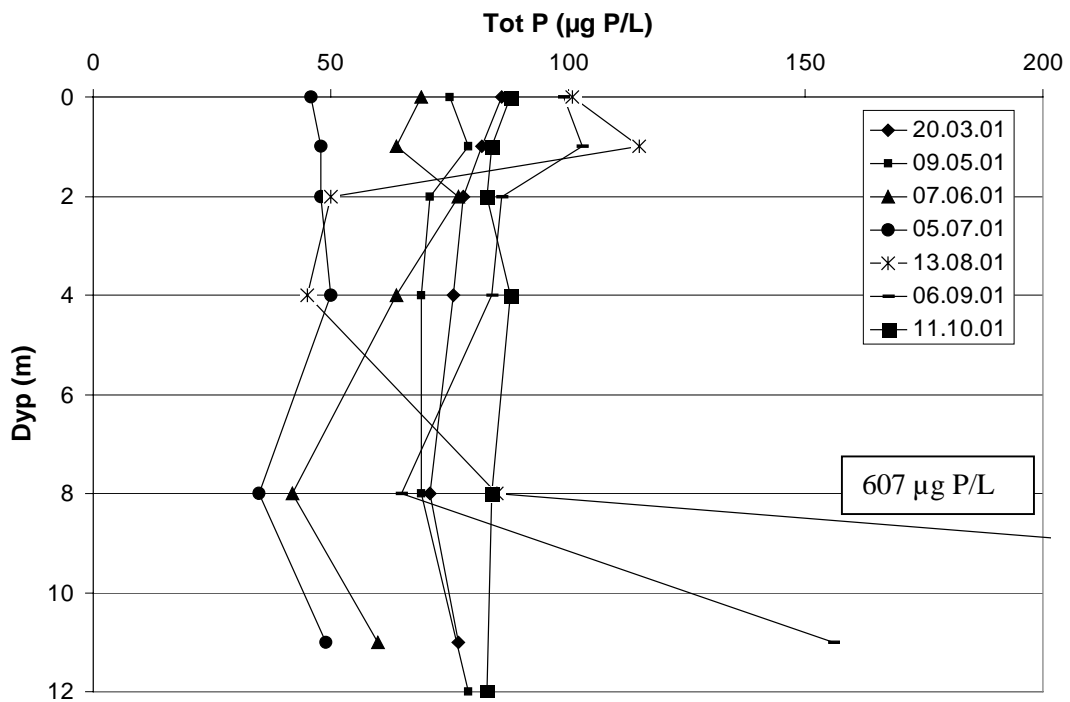
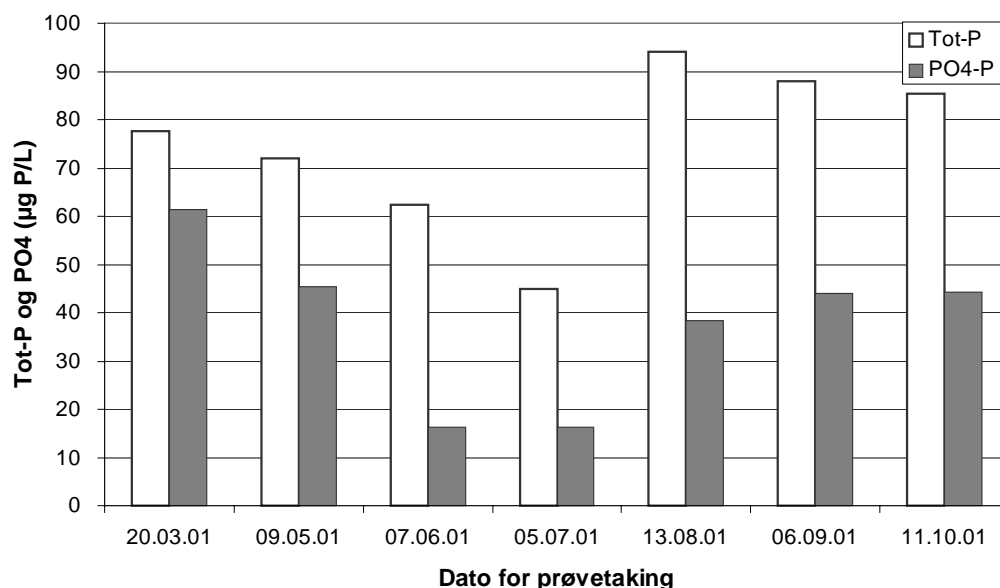


Fig. 15. Konsentrasjon av total fosfor (Tot-P) som funksjon av dypet i Akersvatnet 2001.



**Fig. 16.** Gjennomsnittlig konsentrasjon av total fosfor (Tot-P) og ortofosfat (PO<sub>4</sub>-P) i hele volumet 0-13 m i Akersvatnet i 2001.

#### 4.2.3 N/P-forhold

Forholdet mellom total nitrogen og total fosfor i hele vannvolumet i perioden mai – september 2001 varierte fra 7-25 og var i gjennomsnitt 16 (Tabell 2). Planktonalger inneholder i gjennomsnitt ca. 16 N atomer for hvert P atom og har et N/P forhold på vektbasis på ca 1:7. Ved N/P-forhold (på vektbasis) høyere enn 12 regnes primærproduksjonen å være begrenset av fosfor (Berge 1983).

Planteplanktonproduksjonen i Akersvatnet antas derfor å ha vært fosforbegrenset i juni og juli og nitrogenbegrenset i august og september (Tabell 2). Det lave N/P-forholdet og lave nitrat- og ammoniumnivåer i juli og august kan ha fremmet vekst av nitrogenfikserende cyanobakterier som bl.a. *Anabaena* spp., men også andre cyanobakterier med lavt krav til nitrogenkonsentrasjon. Etter SFTs inndeling i vannkvalitetsklasser for trofegrad (SFT 1997) vil vannkvaliteten i Akersvatnet basert på N- og P-konsentrasjoner vurderes som ”meget dårlig” som drikkevannskilde (tilstandsklasse V).

**Tabell 2.** Gjennomsnittlig konsentrasjon av næringssalter i hele vannvolumet (0-13 m), samt beregnet N/P-forhold i Akersvatnet i 2001.

	20.03.01	09.05.01	07.06.01	05.07.01	13.08.01	06.09.01	11.10.01	gjennomsnitt
Tot-P	78	72	62	45	94	88	85	75
PO <sub>4</sub> -P	61	45	16	16	38	44	44	38
Tot-N	1645	1760	1465	1144	789	639	1197	1234
NO <sub>3</sub> -N	1305	1306	863	554	5	13	517	652
N/P	21	24	24	25	8	7	14	16

#### 4.2.4 Organisk karbon

TOC (total organic carbon) uttrykker direkte mengden organisk karbon i vannmassene, og TOC/GFF er mengden partikulært organisk karbon. Konsentrasjonen av total organisk karbon i 2001 varierte



forholdsvis lite gjennom sesongen og med dypet og var mellom 5,8- 8,5 mg C L<sup>-1</sup>, hvorav 70-95 % var oppløst karbon i mai, juni, juli og oktober (Vedlegg D). I august og september var andelen oppløst karbon betydelig lavere enn dette ved noen dyp, dvs. en stor del av karbonet var partikkelbundet (opp til 94 % i august).

#### 4.2.5 Suspendert organisk og uorganisk tørrstoff

Mengden organisk og uorganisk tørrstoff med dypet i 2001 er vist i Fig. 17 og 18.

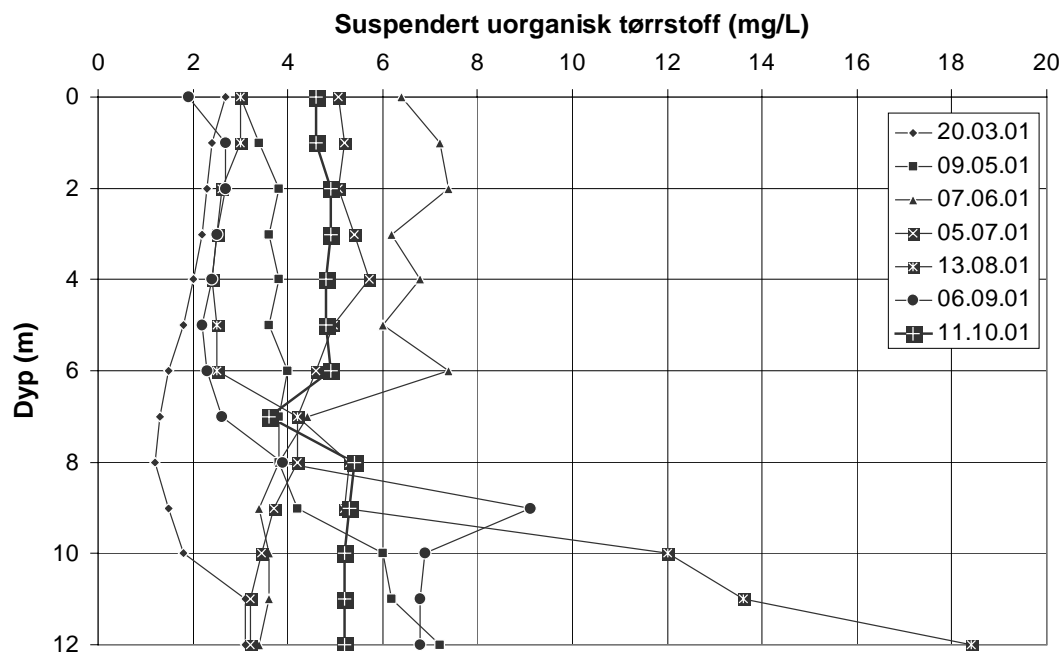


Fig. 17. Suspendert uorganisk tørrstoff som funksjon av dypet i Akersvatnet i 2001.

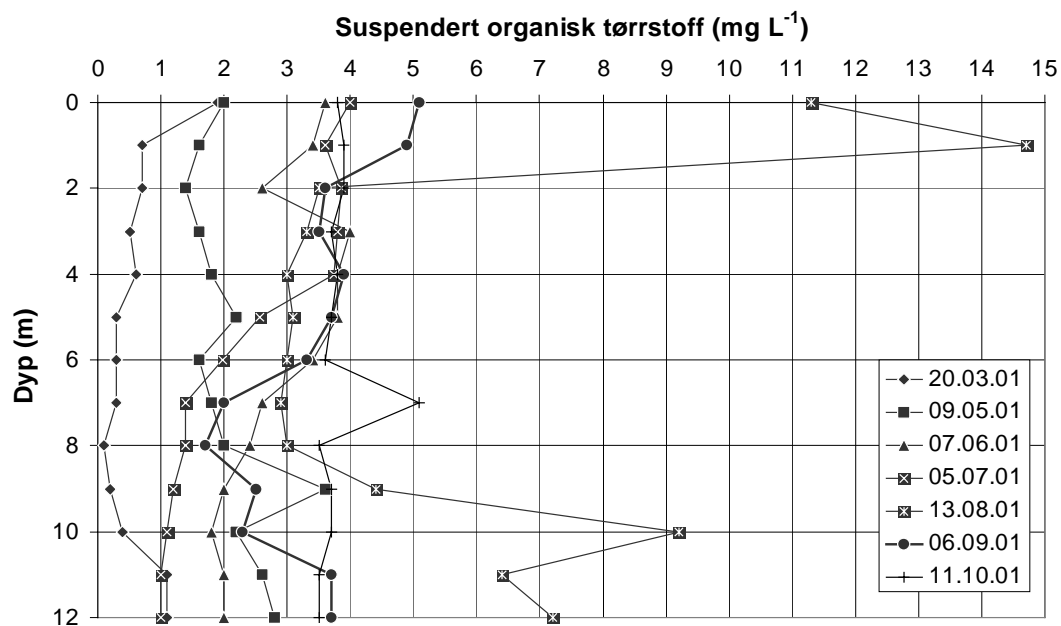


Fig. 18. Suspendert organisk tørrstoff som funksjon av dypet i Akersvatnet i 2001.

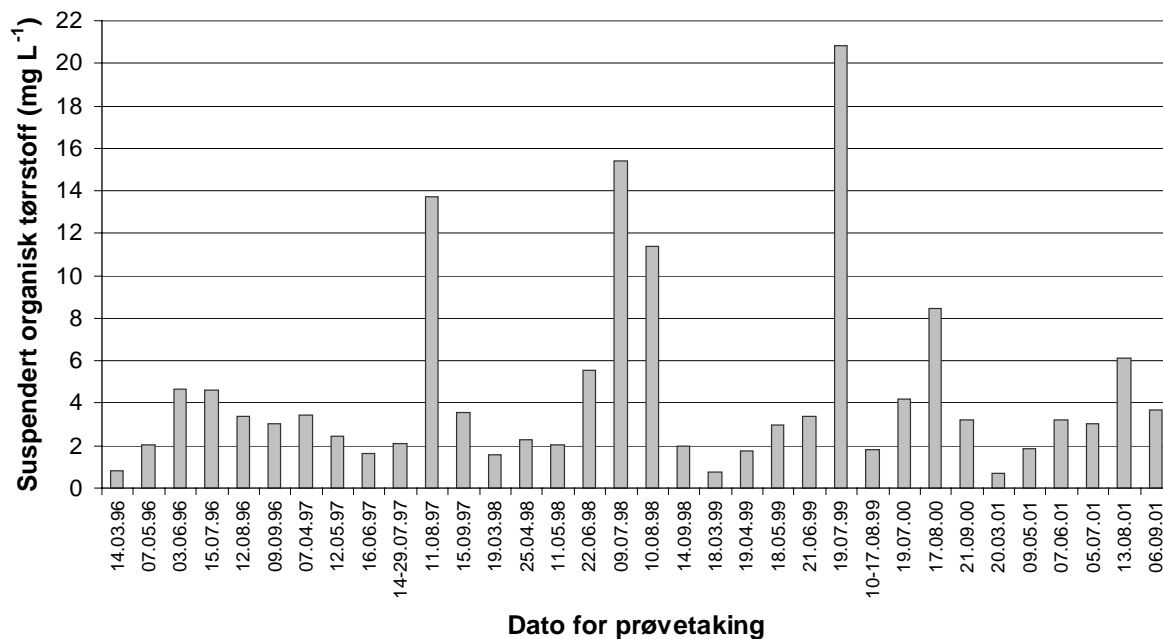


Fig. 19. Gjennomsnittlig konsentrasjon av suspendert organisk tørrstoff i hele vannvolumet 0-13 m i Akersvatnet i perioden 1996-2001.

## 4.3 Planteplankton og to ksinproduserende cyanobakterier

### 4.3.1 Klorofyll *a*

Alle planter, alger og fotosyntetiserende bakterier (bl.a. cyanobakterier) inneholder pigmentet klorofyll for å høste solenergi til fotosyntesen. Klorofyllkonsentrasjonen brukes som mål for planteplanktonkonsentrasjon, selvom den varierer noe fra en organismegruppe til en annen, samt med lysforholdene. Klorofyll *a*-konsentrasjonen i 2001 (Fig. 20, 21, Vedlegg D) viste ganske god samvariasjon gjennom sesongen med beregnet algebiomasse basert på kvantitative planteplankton tellinger i Akersvatnet i 2001 (Fig. 22A, 22B, Vedlegg E), som viser at dette er et brukbart estimat for total algebiomasse. Resultatene kan imidlertid indikere at mengden klorofyll *a* per algevolum/algebiomasse er spesielt høy i perioder da cyanobakterier utgjør en betydelig andel av planteplanktonsamfunnet.

Klorofyll *a*-konsentrasjonen i det godt opplyste dybdeintervallet (0-2 m) i produksjonsperioden i 2001 varierte fra 17-124  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Den høyeste klorofyllverdien ble målt 13. august, da dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* dannet oppblomstring i 0-2 m dyp. Gjennomsnittlig klorofyllkonsentrasjon for hele vannvolumet var mellom 20-39  $\mu\text{g L}^{-1}$  i perioden juni til oktober (Fig. 21). Etter SFTs vannkvalitetsklasser for trofigrad vil vannkvaliteten i Akersvatnet basert på kl. *a* vurderes som ”meget dårlig” som drikkevannskilde (tilstandsklasse V).

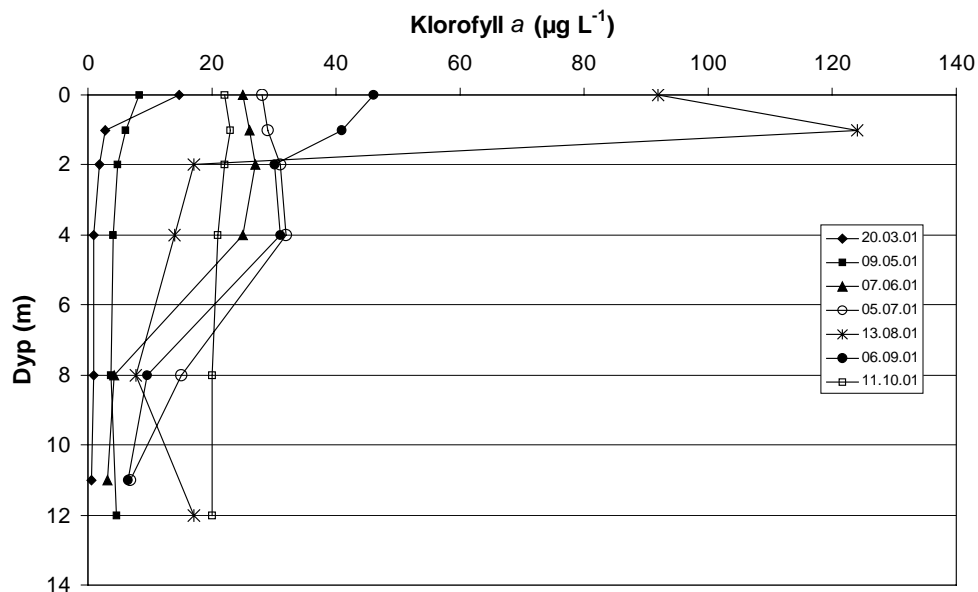


Fig. 20. Konsentrasjon av klorofyll *a* som funksjon av dypet i Akersvatnet i 2001.

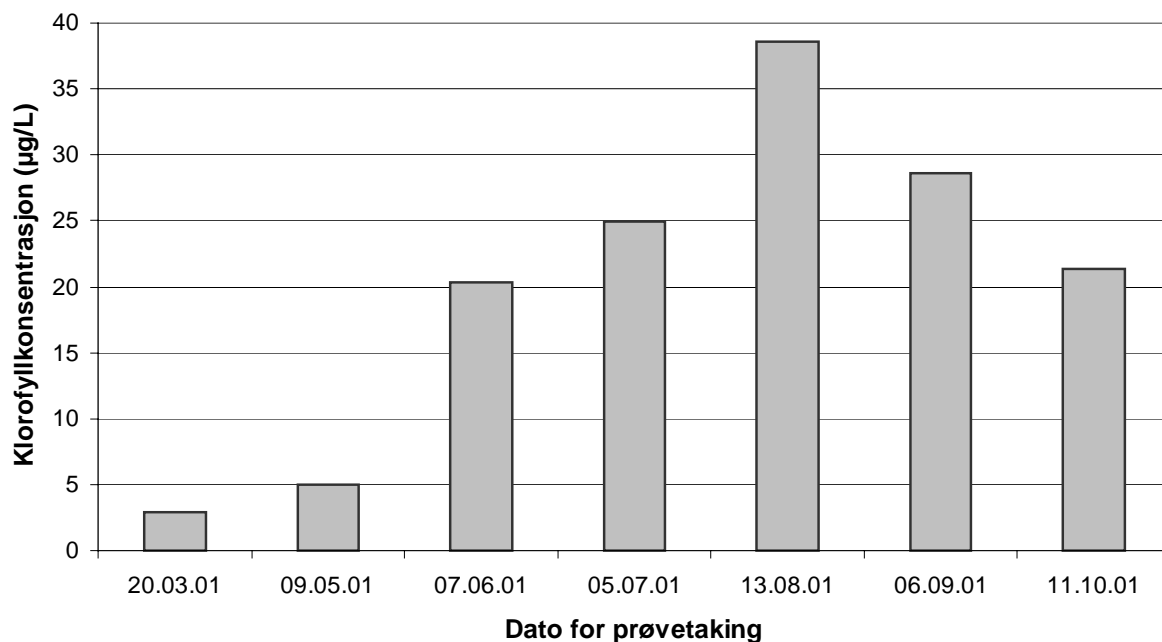
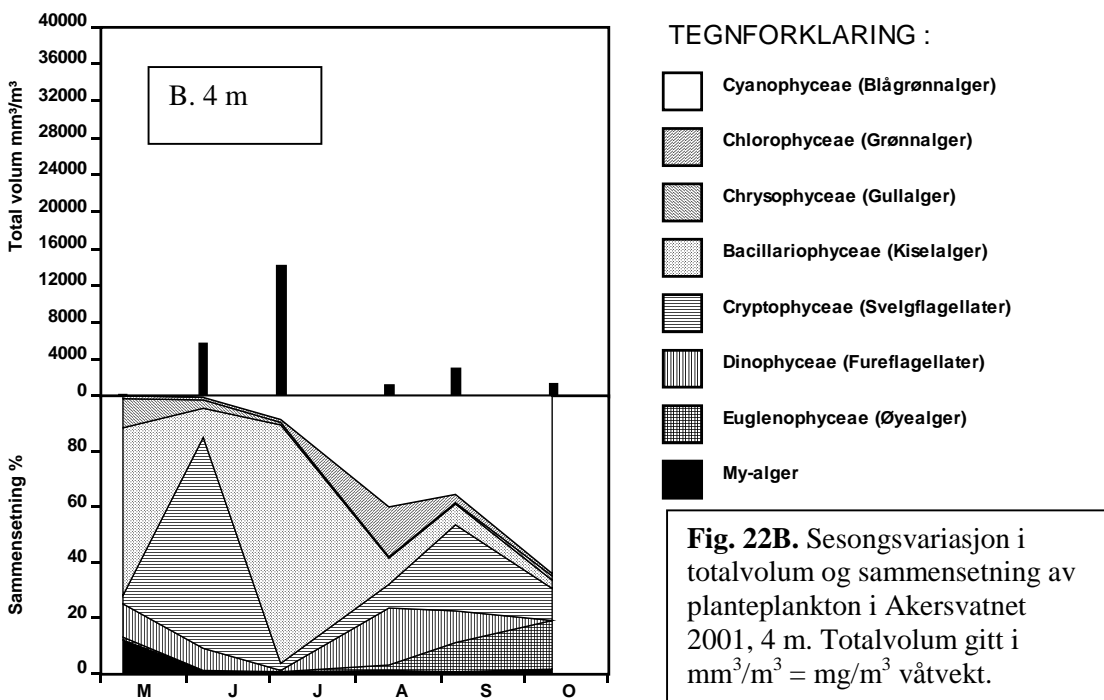
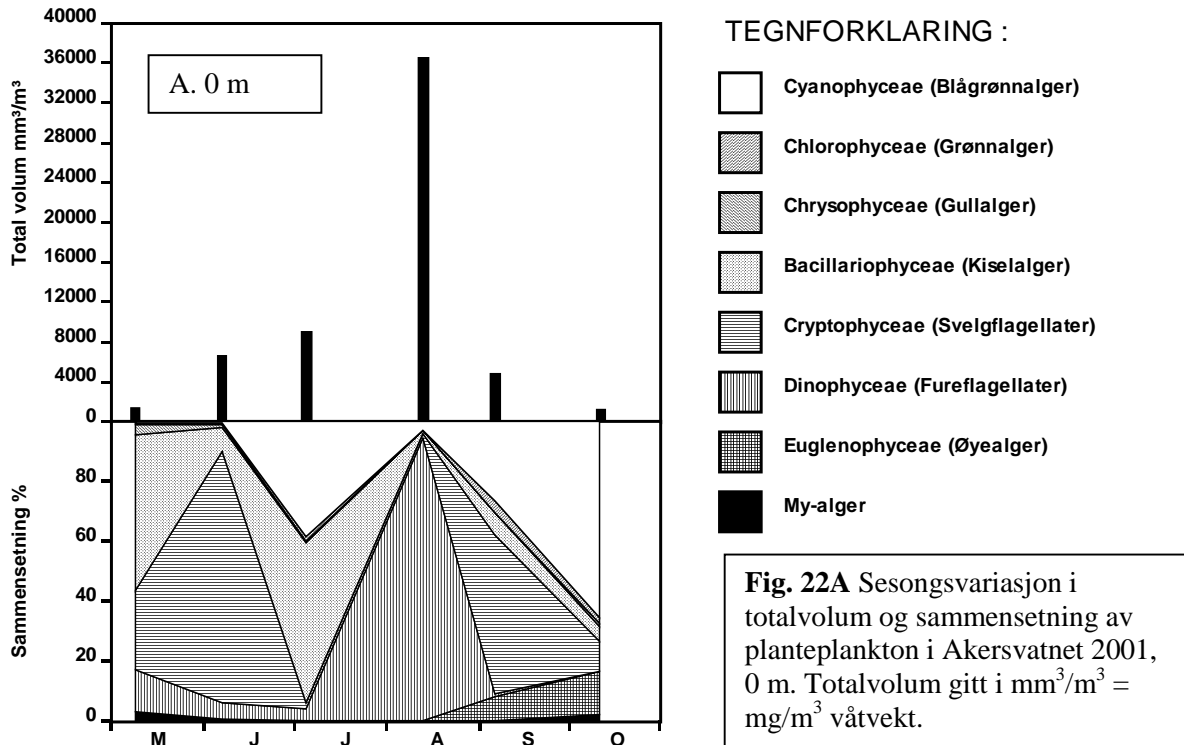


Fig. 21. Gjennomsnittlig konsentrasjon klorofyll *a* i Akersvatnet i 2001.

#### 4.3.2 *Plantep plankton*

Figur 22A og 22B, øvre del, viser gjennomsnittlig biomasse av planktonalger i 0 respektive 4 m dyp basert på plantep planktontellinger og beregninger av algevolum (Vedlegg E). Gjennomsnittlig plantep planktonvolum i stagnasjonsperioden (juni - september) i 0 m varierte fra ca 5000-37000 mm<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>, som tilsvarer biomassen (våtvekt) 5-37 mg L<sup>-1</sup> (Fig. 22A). I 4 m dyp i samme periode varierte algebiossamen fra 1,2-14 mg våtvekt L<sup>-1</sup> (Fig. 22B). Disse algemengdene viser at Akersvatnet er eutrof -hypereutrof (Brettum 1989). Akersvatnet hadde et plantep planktonsamfunn i 2001 som støtter dette.

En høy andel cyanobakterier deler av året, samt stort innslag av cyanobakteriene *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon* og *Anabaena spiroides* er indikatorer på sterkt eutrofe forhold (Fig. 22, Vedlegg E, Brettum 1989). *Woronichinia naegeliana* (var fremtredende i september) forekommer både i mesotrofe og eutrofe innsjøer (Brettum 1989).



Sammensetningen av planteplankton i Akersvatnet gjennom sesongen er vist i Fig. 22A (0 m dyp) og 23B (4 m dyp), nedre del, samt Vedlegg E. Dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* dannet en oppblomstring i august i 0-2 m dyp. I september hadde denne populasjonen brutt sammen og blitt erstattet av svelgflagellater (*Cryptomonas* spp.) og cyanobakterier. Oppblomstring av *C. hirundinella* i perioden 11-18 august, 1995 førte til omfattende fiskedød i Akersvatnet. Fem tonn død fisk ble samlet opp fra overflaten, hvorav 95 % var gjørs (Fjeld et al. 1995). Plutselig fiskedød ble ikke rapportert i sammenheng med *C. hirundinella*-oppblomstringen i 2001, selvom oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet var meget lav. Fisken har trolig oppholdt seg høyere opp i vannsøylen enn 6 m i juli.

#### 4.3.3 Cyanobakterier (blågrønn alger)

Andelen cyanobakterier varierte i 0 m dyp fra 0 % (20. mars) til 66 % (11. oktober) og var høyest i juli, september og oktober. Konsentrasjonen av cyanobakterier i utvalgte dyp i Akersvatnet, 2001 er vist i Fig. 23. I juni og juli var det spesielt den trådformete *Aphanizomenon* cf. *klebahi* (tidligere kaldt *A. flos-aquae*) som dominerte cyanobakteriesamfunnet (Fig. 23, Vedlegg E). *Microcystis aeruginosa*, *Woronichinia naegeliana* og *Anabaena spiroides* var også tilstede i de kvantitative prøvene i denne perioden. I august ble de kolonidannende artene *M. aeruginosa* og *Woronichinia naegeliana* mest tallrike av cyanobakteriene i 0, 1, og 8 m dyp. I september og oktober var *Woronichinia naegeliana* den dominerende cyanobakteriearten. Av disse artene er det særlig *Microcystis aeruginosa* og *Anabaena spiroides* som er toksinproduserende i Akersvatnet.

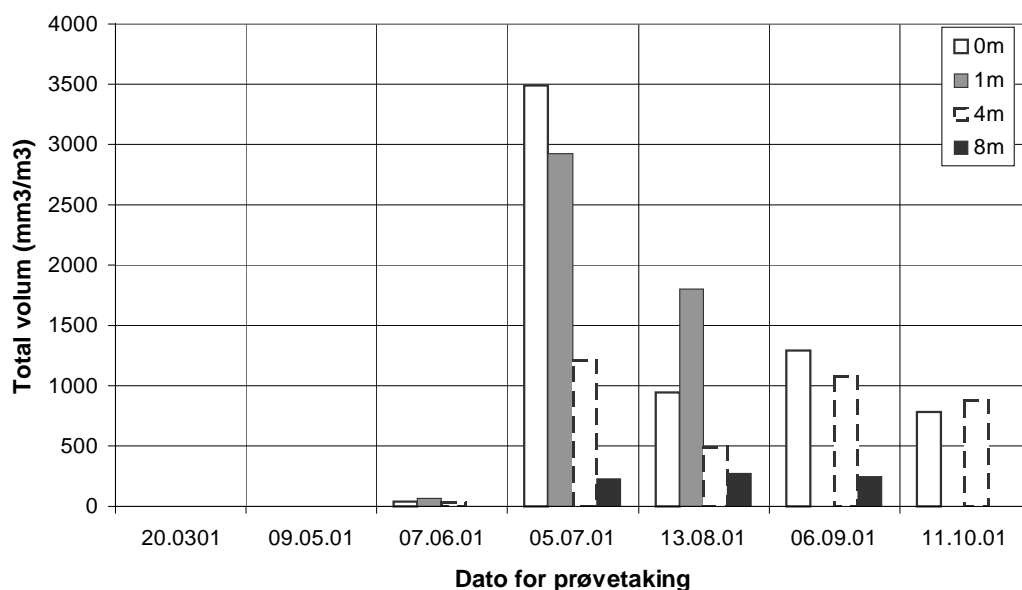


Fig. 23. Totalvolum cyanobakterier per kubikkmeter (= mg våtvekt L<sup>-1</sup>) i utvalgte dyp i Akersvatnet 2001.

#### 4.4 Cyanotoksiner og helsesisiko

De fire dominerende cyanobakterieartene i Akersvatnet i 2001 er alle potensielt toksiske, dvs. noen stammer kan være toksiske. *M. aeruginosa* og *W. naegeliana* (encellede, kolonidannende som hører til orden Chroococcales) kan produsere cyanotoksiner av typen microcystiner (MC). Dette er levertoksiner som kan føre til kroniske leverskader hos mennesker og andre pattedyr (Chorus & Bartram 2000). De kan også produsere ukjente toksiner med protrauert giftvirkning (fordøyet effekt i

musforsøk, Utkilen 1996). De trådformete artene *Anabaena spiroides* og *Aphanizomenon cf. klebahni* (Nostocales) kan i tillegg produsere nevrotoksiner av typen anatoksiner. Tabell 3 viser resultat fra toksinanalyse av vann fra Akersvatnet utført ved NIVA med ELISA-metoden og Tabell 4 resultater med kjemisk metode (HPLC) utført ved Nasjonalt folkehelseinstitutt.

**Tabell 3.** Resultat fra toksinanalyse (microcystin) med ELISA-immunoassay (EnviroLogix tube assay kit) av vannprøve eller algemateriale fra Akersvatnet 2001. Prøvene ble forbehandlet med ultrasonisering i 2 min for å lysere (sprekke) cellene hvis ikke annet er oppgitt.

Prøvedato-nr	Type prøve	Absorbans 450 nm	Microcystinkonsentrasjon ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )
2001.08.13-1	Standard 0,5 $\mu\text{g MC-LR L}^{-1}$	1,156	
2001.08.13-2	Standard 3 $\mu\text{g MC-LR L}^{-1}$	0,260	
2001.08.13-3	vannprøve 0 m, 3 x frysing	1,381	<0,5
2001.08.13-4	vannprøve 0 m, sonikert	1,446	<0,5
2001.08.13-5	vannprøve 2 m, 3 x frysing	1,1922	0,5
2001.08.20-1	Standard 0,5 $\mu\text{g MC-LR L}^{-1}$	1,082	
2001.08.20-2	Standard 3 $\mu\text{g MC-LR L}^{-1}$	0,201	
2001.08.20-3	vannprøve 0-1 m	1,580	<0,5
2001.08.20-4	vannprøve 0-1 m	1,755	<0,5
2001.09.06-1	Standard 0,5 $\mu\text{g MC-LR L}^{-1}$	1,165	
2001.09.06-2	Standard 3 $\mu\text{g MC-LR L}^{-1}$	0,315	
2001.09.06-3	algeflak i overflaten	0,436	0,5-3, ca 2
2001.09.06-4	algeflak i overflaten	0,375	0,5-3, ca 3
2001.09.06-5	vannprøve 0 m	1,618	<0,5
2001.09.06-6	vannprøve 0 m	1,569	<0,5
2001.09.06-7	vannprøve 2 m	1,603	<0,5
2001.09.06-8	vannprøve 2 m	1,551	<0,5

**Tabell 4.** Resultat fra toksinanalyse (microcystin) av algemateriale fra Akersvatnet på GF/C-filter utført med HPLC-DA ved Nasjonalt folkehelseinstitutt. Deteksjonsgrensen for kvantitative resultater var ca 1  $\mu\text{g MC L}^{-1}$ . Alle analyser viste lavere nivå enn dette, men i noen prøver kunne spor av toksiner påvises.

Prøvedato	Dyp (m)	Dominerende cyanobakteriearter	Analyseresultat
2001.06.07	1	<i>A. cf. klebahni</i>	ikke påvist microcystiner
2001.06.07	5	<i>A. cf. klebahni</i> (4 m)	ikke påvist microcystiner
2001.07.05	0	<i>A. cf. klebahni</i> , <i>M. aeruginosa</i>	liten microcystin-topp, n=2
2001.07.05	2	<i>A. cf. klebahni</i> , <i>M. aeruginosa</i>	liten microcystin-topp
2001.08.13	0	<i>M. aeruginosa</i> , <i>W. naegeliana</i> , <i>A. spiroides</i>	ikke påvist microcystiner
2001.08.13	2	<i>M. aeruginosa</i> , <i>W. naegeliana</i> , <i>A. spiroides</i> (1 m)	ikke påvist microcystiner
2001.09.06	0	<i>W. naegeliana</i> , <i>A. spiroides</i> , <i>A. cf. klebahni</i> , <i>M. aeruginosa</i>	liten microcystin-topp, n=2
2001.09.06	1	-	liten microcystin-topp, n=2
2001.09.06	2	<i>W. naegeliana</i> , <i>A. spiroides</i> , <i>M. aeruginosa</i> , <i>A. cf. klebahni</i>	liten microcystin-topp, n=2
2001.09.06	4	<i>W. naegeliana</i> , <i>A. spiroides</i> , <i>M. aeruginosa</i> , <i>A. cf. klebahni</i>	liten microcystin-topp, n=2

Cyanotoksiner av typen microcystiner ble påvist med immunoassay-metoden ELISA i en vannprøve og i vann med algeflak samlet i overflaten i strandkanten den 6. september. Kvantitativ vannprøve fra 2 m dyp tatt 13. august inneholdt ca 0,5 µg microcystin L<sup>-1</sup>, mens i de andre vannprøvene var microcystinnivået under deteksjonsgrensen (< 0,5 µg microcystin L<sup>-1</sup>). Vann i overflaten med algeflak, samlet inn 9. september, inneholdt mellom 0,5-3 µg microcystin L<sup>-1</sup> eller anslagsvis 2-3 µg microcystin L<sup>-1</sup> (Tabell 3). Microcystiner ble påvist med kjemisk metode (HPLC) i vannprøver isolert 5. juli og 6. september (Tabell 4). Årsaken til noe ulike resultater med de to metodene kan være at nivåene var nær eller under deteksjonsgrensen for en eller begge metodene.

WHO's anbefalte maksimumsverdi for drikkevann er satt til 1 µg microcystin-LR L<sup>-1</sup> renset drikkevann (Chorus & Bartram 1999). Anbefalingen baserer seg på konsum av 2 L vann per dag av en voksen person på 60 kg. Anbefalte maksimumsverdier (Guideline values) for rekreasjon er mer usikre avhengig av graden og typen av eksponering. Bading hvor man svelger badevann (opptil 200 mL per dag) frarådes ved toksinnivåer høyere enn 10 µg MC L<sup>-1</sup>. Det var kun i algeflak i overflaten at microcystinnivået oversteg WHO's anbefalte maksimumsverdi for drikkevann (renset). Etter WHO's kriterier kunne vannet trolig regnes som akseptabelt for bading, men cyanobakteriene kan gi opphav til hudirritasjoner og kløing, samt diaré og oppkast hvis man svelger vann. Det ble derfor i september anbefalt at barn og følsomme personer (personer med allergi) bør unngå å bade i Akersvatnet når overflaten er farget grønn av cyanobakterier i masseforekomst.

## 4.5 Konklusjoner

Etter SFTs inndeling i vannkvalitetsklasser for trofigrad vil vannkvaliteten i Akersvatnet basert på N- og P-konsentrasjoner og konsentrasjon av klorofyll *a* vurderes som "meget dårlig" som drikkevannskilde (tilstandsklasse V). Konsentrasjonen av algebiomasse i overflatevannet (0 m dyp) i stagnasjonsperioden (juni - september) viser at Akersvatnet er eutrof-hypereutrof. En høy andel cyanobakterier (opp til 66% av planteplanktonet), samt stort innslag av cyanobakteriene *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon cf. klebahnii* (tidligere kalt *A. flos-aquae*) og *Anabaena spiroides* er også indikatorer på sterkt eutrofe forhold. Alle de fire dominerende cyanobakterieartene i Akersvatnet i 2001 er potensielt toksiske. Det var imidlertid kun i algeflak i overflaten at microcystinnivået oversteg WHO's anbefalte maksimumsverdi for drikkevann (1 µg microcystin L<sup>-1</sup> i renset vann). Ved bruk av Akersvatnet som drikkevannskilde under slike forhold bør toksinkonsentrasjonen måles også i det rensede drikkevannet. Etter WHO's kriterier kunne vannet trolig regnes som akseptabelt for bading. Hovedproblemet med Akersvatnet som reservevannskilde i 2001 var dermed de store algemengdene i juni - september, som sannsynligvis ville ført til problemer for den rensetekniske behandlingen av vannet og eventuelt lukt- og smakpåvirkning ved bruk av vannverket i flere dager i perioden juni - september.

## 5. Litteraturhenvisning

- Berge, D. (red.) 1983. Tyrifjorden. Tyrifjordundersøkelsen 1978-1981. Sammenfattende sluttrapport. Tyrifjordutvalget, NIVA, Oslo, Norge. ISBN 82-90356-31-5. 156 sider.
- Berge, D. 1984. Effektstudier av spylevannsutslipp fra Akersvannverkets renseanlegg. NIVA-rapport, O-84027. Lnr. 1690, ISBN 82-577-0869-0.
- Berge, D., Vandsemb, S.M., Bechmann, M. 2000. JOVÅ – Overvåkning av jordbrukspåvirkede innsjøer 1999. Tiltaksgjennomføring, vannkvalitetstilstand og utvikling. NIVA-rapport, O-95025. Lnr. 4315-2000. ISBN 82-577-3947-2.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. NIVA-rapport, O-86116. Lnr. 2344, ISBN 82-577-1627-8.
- Chorus, I., Bartram, J. (red.) 1999. Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. World Health Organization, E & FN Spon, London, 416 sider.
- Dalin, O. 1955. Tønsberg drikkevann. Undersøkelser 1953-1954. Tønsberg. 73 sider.
- Fjeld, E., Berge, D., Skulberg, O.M. 1995. Episodisk fiskedød i Akersvannet, august 1995. NIVA-rapport, O-95190. Lnr 3343:95. ISBN 82-577-2872-1.
- Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G., Eloranta, P. (1998). Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, Part I. Naturvårdsverkets rapport nr. 4860. 86 s.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT veiledning 97:04. TA nr 1468/1997. ISBN 7655-368-0. 31 sider.
- Skulberg, O.M., Underdal, B. 1985. Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold. Resultater av undersøkelser i 1984. NIVA-rapport, O-84135. Lnr 1716. ISBN 82-577-0904-2.
- Skulberg, O.M., Berglind, L., Underdal, B. 1986. Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold. Resultater fra undersøkelser i 1985. NIVA-rapport, O-84135. Lnr 1830. ISBN 82-577-1036-9.
- Skulberg, O.M., Underdal, B. 1987. Giftproduserende blågrønnalger i Akersvatnet. Resultater fra undersøkelser i 1986 for Vestfold interkommunale vannverk (VIV). NIVA-rapport, O-84135. Lnr 1982. ISBN 82-577-1224-8.
- Skulberg, O.M., Kotai, J., Skulberg, R. 1989a. Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold. Undersøkelser utført i 1987 og 1988. NIVA-rapport, O-87173. Lnr 2254. ISBN 82-577-1550-6.
- Skulberg, O.M., Kotai, J., Skulberg, R. 1989b. Blågrønnalger – vannkvalitet i Akersvatnet, Vestfold. Resultater fra undersøkelser i 1987 og 1988 for Vestfold interkommunale vannverk (VIV). NIVA-rapport, O-84135. Lnr 2264. ISBN 82-577-1563-8.
- Skulberg, O.M. 1991. Akersvatnet. Blågrønnalger – vannkvalitet, resultater av undersøkelser i 1989 og 1990. NIVA-rapport, O-90086. Lnr 2646. ISBN 82-577-1952-8.



Skulberg, O.M. 1994. Akersvatnet. Hydrobiologisk vannkvalitet og kontrollert utskiftning av vannmasser. Observasjoner 1992 og 1993. NIVA-rapport. Lnr. 3007. ISBN 82-577-2423-8.

Skulberg, O.M. 1995. Akersvatnet. Hydrobiologisk vannkvalitet og kontrollert utskiftning av vannmasser. Observasjoner 1994. NIVA-rapport. Lnr. 3230. ISBN 82-577-2716-4.

Skulberg, O.M. 1998. Akersvatnet. Hydrologisk vannkvalitet. Observasjoner 1997. NIVA-rapport. Lnr. 3785-98. ISBN 82-577-3359-8.

Utkilen, H., Skulberg, O.M., Underdal, B., Gjølme, N., Skulberg, R., Kotai, J. 1996. The rise and fall of toxigenic population of *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae/cyanobacteria)- a decade of observations in Lake Akersvatnet, Norway. *Phycologia* 35:189-197.

## Vedlegg A. Beskrivelse av kjemiske analysemetoder

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
<b>B 1</b>	<b>Suspendert tørrstoff og gløderest</b>	mg/l	<b>STS, SGR</b>
<b>Tittel:</b>			
Bestemmelse av suspendert stoff og dets gløderest i avløpsvann.			
<b>Anvendelsesområde:</b>			
Til bestemmelse av suspendert stoff og gløderest av dette i avløpsvann. Nedre grense er 5 mg/l, (denne grensen kan endres avhengig av filtrert prøvevolum). Metoden kan ikke brukes til å bestemme suspendert olje.			
<b>Prinsipp:</b>			
Prøven filtreres gjennom glassfiberfilter Whatman GF/C, som tørkes ved 105 °C og veies. Det suspenderte tørrstoffet i prøven representeres ved filterets vektøkning. Filteret glødes ved 550 °C og gløderesten bestemmes gjennom veiing. Vektreduksjonen ved glødingen er glødetapet.			
<b>Instrument(er):</b>			
Filteroppsats, vannstrålepumpe, Whatman GF/C glassfiberfilter med diameter 47 mm. Thermaks 4115 varmeskap, Naber Multitherm N11/R glødeovn, Sartorius R 200 D vekt.			
<b>Måleusikkerhet:</b>			
7 målinger av STS og 6 målinger av SGR i en cellulose/kaolin blanding med forventet verdi 50.5 og 21.9 mg/l, ga middelværdi og standard avvik på 49.6 og 1.9 mg/l for STS, og 21.0 og 2.7 mg/l for SGR.			
<b>Referanser:</b>			
NS 4733. Bestemmelse av suspendert stoff i avløpsvann og dets gløderest. 1983, 2. utgave.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
<b>D 1-1</b>	<b>Fosfat</b>	µg/l P	<b>PO4-P</b>
<b>Tittel:</b>			
Bestemmelse av fosfat med Skalar Autoanalysator.			
<b>Anvendelsesområde:</b>			
Metoden gjelder for bestemmelse av fosfat i naturlig ferskvann og sjøvann. Den maksimale fosforkonsentrasjon som kan bestemmes uten fortykning er 500 µg/l P. Prøver med høyere innhold av fosfor må fortynnes. Nedre bestemmelsesgrense er 1 µg/l P. Silisium og arsen kan interferere, men ved de betingelser som brukes her interfererer ikke SiO <sub>2</sub> lavere enn 5 mg/l.			
<b>Prinsipp:</b>			
I en løsning med svovelsyrekonsentrasjon ca. 0,1 mol/l reagerer ortofosfat med molybdat og treverdig antimon til en gulfarget molybdofosforsyre. Denne reduseres av askorbinsyre til et blåfarget heteropolykompleks (molybdenblått). Absorbansen til komplekset måles ved 880 nm. Metoden utføres automatisert med autoanalysator.			
<b>Instrument(er):</b>			
Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.			

<b>Måleusikkerhet:</b>
43 målinger av en syntetisk fosfatløsning med konsentrasjon 4 µg/l ga som middelvei 4,03 µg/l og standardavvik 0,14 µg/l. Tilsvarende for 41 målinger av 40 µg/l ga 40,0 og 0,41 µg/l, og 42 målinger av 400 µg/l ga 400,2 og 2,7 µg/l.
<b>Referanser:</b>
Norsk Standard NS 4724. Bestemmelse av fosfat. 2. Utg. 1984. Modifisert ved at metoden er automatisert.

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 2-1	Totalfosfor	µg/l P	Tot-P/L
<b>Tittel:</b>			
Bestemmelse av totalfosfor i ferskvann og sjøvann med Skalar Autoanalysator etter opplutning med peroksodisulfat.			
<b>Anvendelsesområde:</b>			
Metoden gjelder for bestemmelse av totalfosfor i naturlig ferskvann og sjøvann med Skalar autoanalysator, og er ikke egnet for avløpsvann med høyt innhold av organisk materiale. Den maksimale fosforkonsentrasjon som bestemmes uten fortykning er 500 µ g/l P. Prøver med høyere innhold av fosfor må fortynnes. Nedre bestemmelsesgrense er 1 µ g/l P.			
<b>Prinsipp:</b>			
Komplekse, uorganiske fosfater og organisk bundet fosfor omdannes til ortofosfat ved opplutning med peroksodisulfat i surt miljø. Opplutningen skjer ved koking i lukket teflon-beholder i autoklav. I en løsning med svovelsyrekonsentrasjon ca. 0.1 mol/l reagerer ortofosfat med molybdat og treverdige antimon til en gul farget molybdofosforsyre. Denne reduseres av askorbinsyre til et blåfarget heteropolykompleks (molybdenblått). Absorbansen til komplekset måles ved 880 nm. For prøver med høyt innhold av organisk stoff må en kraftigere oksidasjonsmetode benyttes. Interferens fra fritt klor elimineres av askorbinsyren under den fargefrem-kallende reaksjon.			
<b>Instrument(er):</b>			
Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.			
<b>Måleusikkerhet:</b>			
20 målinger av en kaliumhydrogenfosfatløsning med konsentrasjon 4,85 µg/l ga middelvei 4,76 µg/l og standardavvik 0,17 µg/l. Tilsvarende for 20 målinger av 48,5 µg/l ga 48,6 og 0,62 µg/l, og 19 målinger av 485 µg/l ga 487,6 og 2, µg/l.			
<b>Referanser:</b>			
Norsk Standard, NS 4725. Bestemmelse av totalfosfor – Opplutning med peroksodisulfat. 3. Utg. 1984. Modifisert ved at bestemmelsestrinnet er automatisert.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 3	Nitrat + nitritt-nitrogen	µg/l N	NO3-N
<b>Tittel:</b>			
Bestemmelse av nitritt + nitrat med Skalar Autoanalysator i ferskvann, sjøvann og rensset avløpsvann.			
<b>Anvendelsesområde:</b>			

Metoden gjelder for bestemmelse av summen av nitrat- og nitritt-nitrogen i naturlig ferskvann og sjøvann, samt i rensed avløpsvann. Metoden er ikke egnet for direkte bestemmelse i avløpsvann med høyt innhold av metaller eller organisk materiale. Avløpsvann som inneholder partikulært materiale må filtreres før analyse. Metoden er tilpasset syrekonserverte prøver. Den maksimale nitrogenkonsentrasjon som kan bestemmes uten fortykning av prøven er 1200 µg/l, og nedre bestemmelsesgrense er 1 µg/l.

**Prinsipp:**

Metodebeskrivelsen angir en automatisert metode som gjelder for systemer der det anvendes luftsegmentering. Nitrat reduseres av kobberbelagt kadmium til nitritt i en bufret løsning der pH = 8.0 - 8.5. Nitritt reagerer i sur løsning (pH = 1.5 - 2) med sulfanilamid til en diazoforbindelse, som kobles med N-(1-naftyl)-etylendiamin til et azofargestoff. Absorbansen til dette måles spektrofotometrisk ved bølglengden 540 nm.

**Instrument(er):**

Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.

**Måleusikkerhet:**

Området 1 – 150 µg/l: 44 målinger av en kaliumnitratløsning 5 µg/l N ga middelverdien 5,6 µg/l og standardavviket 1,0 µg/l. 43 målinger av 50µg/l ga tilsvarende 49,7 og 1,3 µg/l. For området 5 – 1200 µg/l: 45 målinger av 5 µg/l ga 4,8 og 1,1 µg/l, 43 målinger av 50 µg/l ga 49,2 og 1,7 µg/l, og 42 målinger av 1000 µg/l ga 1013 og 16 µg/l.

**Referanser:**

Norsk Standard, NS 4745. Bestemmelse av summen av nitritt- og nitratnitrogen. 2. Utg, 1991. Modifisert ved automatisering av bestemmelsen.

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 5-1	Ammonium-nitrogen	µg/l	NH4-N, NH4-N-Sj
<b>Tittel:</b>			
Bestemmelse av ammonium-nitrogen med Technicon Autoanalysator.			
<b>Anvendelsesområde:</b>			
Denne metoden gjelder for bestemmelse av ammonium-nitrogen i ferskvann og sjøvann. Minste bestembar konsentrasjon er 5 µ g/l . Høyeste konsentrasjon for direkte bestemmelse er 500 µ g/li ferskvann og 250 µg/l for sjøvann. Ved å bruke en 1:10 fortykning kan man analysere opp til 5000 µ g/l. Prøver med høyere ammoniuminnhold, forurensede prøver og sulfidholdig sjøvann analyseres med ammonium elektrode.			
<b>Prinsipp:</b>			
Ammonium reagerer i svakt alkalisk løsning (pH 10.8 til 11.4) med hypokloritt under dannelse av monokloramin, som i nærvær av fenol og overskudd av hypokloritt gir en blåfarget forbindelse, indofenolblått. Absorbansen til denne forbindelsen måles ved bølge-lengden 630 nm. Reaksjonen blir katalysert av pentacyanonitrosylferrat (nitroprussid).			
<b>Instrument(er):</b>			
Technicon Autoanalysator II med ammoniumkasett og Sampletron prøveveksler.			
<b>Måleusikkerhet:</b>			
43 målinger av en ammoniumsulfatløsning med konsentrasjon 200 µg/l N i ferskvann ga middelverdi 199,8 µg/l og standardavvik 1,9 µg/l. Tilsvarende for en 200 µg/l løsning i sjøvann ga			

42 målinger 201,0 og 5,0 µg/l N.
<b>Referanser:</b>
Norsk Standard, NS 4746. Vannundersøkelse. Bestemmelse av ammonium-nitrogen. 1. utg. 1975. Modifisert ved automatisering av bestemmelsen.

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
<b>D 6-1</b>	<b>Totalnitrogen</b>	µg/l N	<b>Tot-N/L</b>
<b>Tittel:</b>			
Bestemmelse av nitrogen i ferskvann og sjøvann etter oppslutning med peroksidisulfat, sluttbestemmelse med Skalar Autoanalysator.			
<b>Anvendelsesområde:</b>			
Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogeninnhold i ferskvann og sjøvann etter oppslutning med peroksidisulfat. Metoden er tilpasset syrekonserverte prøver. Den maksimale nitrogenkonsentrasjon som kan bestemmes uten fortykning av prøven er 1500 µg/l, og nedre bestemmelsesgrense settes da til 10 µg/l. Prøvene fortyknes maksimalt 1:4. Prøver med høyere nitrogeninnhold sendes til bestemmelse av TOT-N/H.			
<b>Prinsipp:</b>			
Metodebeskrivelsen angir en automatisert metode som gjelder for analysesystemer der det anvendes luftsegmentering. Organiske og uorganiske nitrogenforbindelser oksideres til nitrat ved oppslutning med kaliumperoksidisulfat i alkalisk miljø. Nitrat bestemmes som nitritt etter reduksjon i en kobberbelagt kadmiumkolonne i en bufret løsning med pH = 8.0 - 8.5. Nitritt reagerer i sur løsning (pH = 1.5 - 2.0) med sulfanilamid til en diazoforbindelse, som kobles med N-(1-naftyl)etylendiamin til et azofargestoff. Absorbansen til dette måles spektrofotometrisk ved bølgelengden 540 nm.			
<b>Instrument(er):</b>			
Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.			
<b>Måleusikkerhet:</b>			
45 målinger av en kaliumnitratløsning med konsentrasjon 400 µg/l ga middelværdien 405 µg/l og standardavviket 7,9 µg/l. 45 målinger av en EDTA-løsning med 400 µg/l N ga tilsvarende 405 og 7,2 µg/l.			
<b>Referanser:</b>			
Norsk Standard, NS 4743. Vannundersøkelse – Bestemmelse av nitrogen etter oksidasjon med peroksidisulfat.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
<b>G 4 - 2</b>	<b>Totalt organisk karbon</b>	mg/l	<b>TOC</b>
<b>Tittel:</b>			
Bestemmelse av totalt organisk karbon med peroksidisulfat / UV metoden.			
<b>Anvendelsesområde:</b>			
Totalt organisk karbon i ferskvann uten partikler, eventuelt filtreres med GF/F-filer, gir løst organisk karbon, DOC (dissolved organic carbon). Under analysen gjennombløses prøven, og flyktige organiske forbindelser drives også ut sammen med uorganisk CO <sub>2</sub> , slik at det er ikke-			

flyktig organisk karbon som bestemmes, NPOC (non-purgeable organic carbon). Metoden er mindre egnet til å oksidere partikulært materiale. Området for direkte bestemmelse er 0,1 - 20 mg/l C. 20 – 50 mg/l fortynnes. Deteksjonsgrensen er 0.10 mg/l C.
<b>Prinsipp:</b>
Prøven surgjøres med fosforsyre og gjennombobles med oksygen for å fjerne uorganisk karbon. OBS! Flyktig organisk karbon blir også fjernet ved denne behandlingen! Den gjennomboblete prøven tilsettes en løsning av natriumperoksydisulfat, og UV-bestråles. Organiske karbonforbindelser oksideres til CO <sub>2</sub> , som blir kvantitativt målt med en IR-detektor.
<b>Instrument(er):</b>
Phoenix 8000 TOC-TC analysator med prøvekarusell STS 8000.
<b>Måleusikkerhet:</b>
23 målinger av en kaliumhydrogenftalatløsning med konsentrasjon 0.5 mg/l ga middelværdi 0.49 mg/l og standardavvik 0.025mg/l. Tilsvarende for 30 målinger av 5.0 mg/l ga 4.89 og 0.069 mg/l.
<b>Referanser:</b>
Wet Chemical Oxidation IR-detection (EPA godkjent metode nr. 415.1 - STANDARD). Standard Methods 5310C, ASTM D 4779 og D 4839.

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
<b>G 6</b>	<b>Totalt karbon og nitrogen</b>	mg/l	<b>TC/F, TN/F, TOC/F</b>
<b>Tittel:</b>			
Bestemmelse av karbon og nitrogen i fast stoff med Carlo Erba elementanalysator.			
<b>Anvendelsesområde:</b>			
Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogen og karbon i tørt stoff og i ikke-flyktige, tungt-flytende væsker, samt frafiltrert materiale på glassfiberfiltre. Konsentrasjonsområdet for bestemmelsen er 0.1 % - 100 %. Tørkede prøver må kunne homogeniseres til pulverform da uttaket pr. prøve er fra 0.5 mg til 10 mg. Deteksjonsgrenser : 0.1% nitrogen - 1.0 µ g/mg N, 0.1% karbon - 1.0 µ g/mg C.			
<b>Prinsipp:</b>			
Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N <sub>2</sub> -gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N <sub>2</sub> - og CO <sub>2</sub> -gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program. Resultatene regnes ut i prosent, skrives ut og lagres på diskett.			
<b>Instrument(er):</b>			
Carlo Erba Elementanalysator 1106, med prøveveksler AS 400 LS.			
<b>Måleusikkerhet:</b>			
84 målinger av sulfanilamid med teoretisk verdi 41.84 % C ga middelværdi 41.66 % og standardavvik 0.22 % C. For nitrogen er teoretisk verdi 16.27 %, og 84 målinger ga her 16.37 og 0.36 % N.			
<b>Referanser:</b>			
CARLO ERBA STRUMENTAZIONE, ELEMENTAL ANALYZER 1106. Instruction manual. APPLICATION LAB REPORTS, Elemental analysis lab, Carlo Erba. January 1987.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
<b>H 1-1</b>	<b>Klorofyll a</b>	µg/l	<b>KLA/S</b>

<b>Tittel:</b>
Spektrofotometrisk bestemmelse av klorofyll a i metanolekstrakt.
<b>Anvendelsesområde:</b>
Klorofyll- <u>a</u> kan brukes som et indirekte mål for algebiomassen, men man må være oppmerksom på at algenes innhold av klorofyll- <u>a</u> varierer avhengig av lys, temperatur, næringsforhold etc. Metoden kan anvendes både for ferskvann og sjøvann. Fremgangsmåten forutsetter filtrering av inntil 2,5 liter vann avhengig av algekonsentrasjonen i vannet. Den minste klorofyllmengden som kan bestemmes ved bruk av f.eks. 1 liter vann, 5 cm kyvetter og 5 ml ekstraktvolum er ca. 0,25 µg/l.
<b>Prinsipp:</b>
Denne metoden beskriver en spektrofotometrisk metode for bestemmelse av klorofyll- <u>a</u> i 100 % metanol, og er basert på metoden foreslått av Richard & Thompson (1952) med modifikasjoner foreslått av Marker et.al. (1980). Det korrigeres ikke for klorofyll <u>b</u> , <u>c</u> og nedbrytningsprodukter (phaeopigmenter). Denne metoden avviker noe fra Norsk Standard (NS 4767) idet tørkingen av filterne etter filtrering er sløffet i denne metoden. Klorofyllet ekstraheres med metanol, og ekstraktets absorbans måles ved absorpsjonsmaksimum, som normalt (ikke nedbrutt) er ved bølgelengden 665 ± 1 nm. Korreksjon for turbiditet i ekstraktet gjøres ved å trekke fra absorbansen ved 750 nm hvor klorofyll har lav absorbans.
<b>Instrument(er):</b>
Perkin-Elmer Lambda 40 spektrofotometer med 50 mm kyvetter av optisk spesialglass.
<b>Måleusikkerhet:</b>
10 dobbeltanalyser av tre ulike prøver ga følgende middelverdier og standardavvik: Maridalsvannet 2.2 og 0.09 µg/l, Gjersjøen 9.5 og 0.25 µg/l, og Helgetjern 91 og 3.6 µg/l.
<b>Referanser:</b>
Norsk Standard, NS 4767 Vannundersøkelse. Bestemmelse av klorofyll- <u>a</u> , spektrofotometrisk måling i metanolekstrakt.

## Volumrelaterte beregninger

Intervall For 0-13m			
Prøve (m)	dybde-intervall (m)	mill*m3	%
0	<sup>1</sup> 0,0- 0,8	1,79	12,4
1	0,8- 1,8	2,04	14,2
2	1,8- 2,8	1,86	12,9
3	2,8- 3,8	1,69	11,8
4	3,8- 4,8	1,53	10,6
5	4,8- 5,8	1,35	9,3
6	5,8- 6,8	1,17	8,1
7	6,8- 7,8	0,95	6,6
8	7,8- 8,8	0,71	4,9
9	8,8- 9,8	0,58	4,0
10	9,8-10,8	0,37	2,6
11	10,8-11,8	0,25	1,7
12	11,8-14	0,16	1,1
Sum		14,4	100

<sup>1</sup> Vannprøve for intervallet 0-0,8 m er tatt med lokket av vannhenter i 0 m dyp osv.



## Vedlegg B. Hydrografiske primærdata

Dyp (m)	Vanntemperatur (°C)						
	20.03.01	09.05.01	07.06.01	05.07.01	13.08.01	06.09.01	11.10.01
0	0,7	11,7	15,5	21,8	19,3	17,4	12,1
1	1,5	9,2	15,5	21,6	19,0	17,4	12,1
2	1,6	8,4	15,5	21,4	18,8	17,3	12,1
3	1,7	8,0	15,5	21,2	18,7	17,3	12,1
4	1,9	7,4	15,4	20,1	18,6	17,3	12,1
5	2,1	7,2	15,4	18,5	18,4	17,2	12,1
6	2,4	7,1	14,5	17,0	18,3	17,2	12,1
7	2,6	6,9	11,9	15,0	17,9	17,2	12,1
8	2,9	6,8	10,5	13,5	17,5	17,1	12,1
9	3,3	6,7	10,0	12,9	16,6	16,9	12,1
10	3,8	6,7	9,3	12,7	14,6	16,5	12,1
11	4,1	6,6	9,1	12,5	13,8	16,3	12,1
12	4,6	6,5	8,9	12,2	13,0	15,8	11,9

Dyp (m)	Konduktivitet (mS/m)						
	20.03.01	09.05.01	07.06.01	05.07.01	13.08.01	06.09.01	11.10.01
0	11,6	13,5	13,3	13,2	12,5	13,1	13,5
1	14,7	13,6	13,3	13,3	12,5	13,1	13,5
2	14,8	13,7	13,3	13,3	12,5	13,1	13,6
3	14,9	13,8	13,3	13,4	12,6	13,1	13,6
4	15	13,8	13,3	13,4	12,6	13,1	13,6
5	15,1	13,8	13,3	13,5	12,6	13,1	13,6
6	15,1	13,8	13,4	13,5	12,6	13,2	13,6
7	15,3	13,9	13,6	13,6	12,8	13,2	13,6
8	15,5	13,9	13,6	13,6	13	13,2	13,6
9	15,8	13,9	13,6	13,6	13,4	13,3	13,6
10	16,4	13,9	13,7	13,7	14,4	13,7	13,6
11	16,9	13,9	13,7	13,7	14,7	13,9	13,6
12	18,2	14,0	13,8	14,0	15,4	14,5	13,7

Dyp (m)	Oksygenkonsentrasjon (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )						
	20.03.01	09.05.01	07.06.01	05.07.01	13.08.01	06.09.01	11.10.01
0	19,2	11,1	10,6	11,7	10,1	9,5	10,0
1	14,7	11,2	10,6	11,7	10,5	9,5	9,9
2	14,2	11,4	10,5	11,5	9,8	8,6	9,8
3	12,9	11,5	10,4	10,9	9,5	8,4	9,8
4	12,2	11,7	10,1	9,3	9,1	7,5	9,8
5	11,6	11,8	10,0	4,9	8,6	9,0	9,7
6	10,7	11,8	8,6	3,0	7,6	8,6	9,7
7	9,5	11,7	6,7	1,5	6,0	8,6	9,6
8	7,8	11,5	6,0	1,2	3,2	7,3	9,6
9	5,8	11,2	6,0	1,0	1,1	4,8	9,7
10	2,8	10,9	5,4	0,6	0,9	3,2	9,7
11	1,6	10,4	5,2	0,2	0,8	2,5	9,6
12	1,0	10,0	4,3	0,2	0,7	0,9	9,6

Dyp (m)	Oksvaenmetnina (%)						
	20.03.01	09.05.01	07.06.01	05.07.01	13.08.01	06.09.01	11.10.01
0	134	102	106	133	110	99	93
1	105	97	106	133	113	99	92
2	102	97	105	130	105	90	91
3	92	97	104	123	102	88	91
4	88	97	101	103	97	78	91
5	84	98	100	52	92	94	90
6	78	98	84	31	81	89	90
7	70	96	62	15	63	89	89
8	58	94	54	12	34	76	89
9	43	92	53	9	11	50	90
10	21	89	47	6	9	33	90
11	12	85	45	2	8	26	89
12	8	81	37	2	7	9	89

Dyp (m)	Lvsintensitet. vann ( $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ )						
	20.03.01	09.05.01	07.6.01	05.07.01	13.08.01	06.09.01	11.10.01
0	133	1180	319	1202	1009	325	410
1	6,87	132	61	260	74,24	54,1	46,2
2	0,87	28	9,2	42,5	15,18	12,2	7,35
3	0,165	4,8	1,54	7,2	3,2	2,69	1,45
4	0,026	0,9	0,26	1,1	0,9	0,716	0,25
5		0,2	0,05	0,32	0,29	0,184	0,038
6		0,02		0,08	0,08	0,04	
7						0,009	
8							
9							
10							
11							
12							

Dyp (m)	Lvsintensitet. luft ( $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ )						
	20.03.01	09.05.01	07.6.01	05.07.01	13.08.01	06.09.01	11.10.01
0	1123	1344	473	1681	1352	791	449
1	1123	1363	506	1689	1357	783	424
2	1126	1364	586	1692	1354	788	426
3	1127	1376	697	1699	1357	786	417
4	1129	1369	774	1693	1357	815	417
5		1346	808	1706	1350	834	404
6		1371		1696	1349	828	210
7						856	
8							
9							
10							
11							
12							



## Vedlegg C. Kjemiske primærdata

Konsentrasjon av fosfor (total fosfor, partikulært fosfor, fosfat), nitrogen (total nitrogen, ammonium, nitrat, partikulært nitrogen), karbon (total organisk karbon, partikulært organisk karbon), klorofyll *a* i utvalgte dyp (0, 1, 2, 4, 8 og 11/12 m) i Akersvatnet i 2001.

Prøve- taking	Dyp (m)	Tot- P/L	Tot- P/P	PO4- P	Tot- N/L	NH4 -N	NO3 -N	TN/ GFF	TOC	TOC /GFF	KLA /S
dato	Met.nr.	D2-1 µg/L	D2-1 µg/L	D1-1 µg/L	D6-1 µg/L	D5-1 µg/L	D3 µg/L	G6 µg/L	G4-2 mg/L	G6 µg/L	H1-1 µg/L
2001		P	P	P	N	N	N	N	C	C	
20.03	0	86	31,5	58	1920		1560	145	6,2	862	14,6
20.03	1	82	19,3	64	1750		1420	65,9	7	550	2,8
20.03	2	78	17,3	65	1730		1420	55,1	7	483	1,75
20.03	4	76	14,7	62	1590		1245	37,9	7,2	430	0,87 <sup>1</sup>
20.03	8	71	11,4	58	1500		1145	39,6	7	351	0,93 <sup>2</sup>
20.03	11	77	22,8	60	1360		1000	61,8	7,5	698	0,63 <sup>3</sup>
09.05	0	75	28	44	1780	30	1270	123	6,1	835	8,28
09.05	1	79	27	47	1770	40	1320	108	6,2	785	6,04
09.05	2	71	27	47	1800	41	1295	103	6,2	734	4,79
09.05	4	69	25	49	1740	38	1325	75,7	6,2	596	4,1
09.05	8	69	25	50	1740	40	1300	72,6	6,3	586	3,64
09.05	12	79	36	58	1740	54	1250	82	6,2	836	4,61
07.06	0	69	38,3	13	1390	6	805	322	6,2	1670	25
07.06	1	64	37,8	13	1640	6	805	278	6,1	1420	26
07.06	2	77	38,5	14	1440	7	810	270	6,2	1350	27
07.06	4	64	39,5	13	1440	6	810	304	6,2	1560	25
07.06	8	42	20,7	21	1450	8	1030	89	6,0	699	4,2
07.06	11	60	21,6	45	1470	12	1015	57	5,8	554	3,2
05.07	0	46	24	13	1060	32	395	275	6	1790	28
05.07	1	48	25	12	1070	36	395	254	6,1	1620	29
05.07	2	48	25	13	1030	34	395	263	6	1660	31
05.07	4	50	26	14	1070	46	425	233	6,1	1560	32
05.07	8	35	25	20	1350	10	880	96	5,8	637	15
05.07	11	49	22	33	1260	19	860	60	5,8	557	6,7
13.08	0	101	79	13	1040	9	4	643	6,3	4660	92
13.08	1	115	91	16	1110	9	<1	828	6,3	5870	124
13.08	2	50	33	11	585	11	4	233	5,8	1500	17
13.08	4	45	31	10	590	12	<1	210	6,0	1260	14
13.08	8	85	39	51	800	122	16	168	6,1	1110	8
13.08	12	607	238	463	1240	940	4	386	8,5	3300	17
06.09	0	99	72	42	670	13	2	543	5,9	2820	46
06.09	1	103	68,8	47	645	17	6	372	5,9	2000	41
06.09	2	86	59,2	41	645	24	14	298	5,8	1560	30
06.09	4	84	54	37	660	30	14	298	5,9	1630	31
06.09	8	65	32	42	540	70	19	116	5,9	785	9,6
06.09	11	156	55,7	114	840	311	16	212	6,3	1260	6,4
11.10	0	88	50,2	45	1200	61	505	310	6,2	1680	22
11.10	1	84	51,2	44	1150	61	515	301	6,2	1680	23
11.10	2	83	48	44	1160	59	515	264	6,2	1580	22
11.10	4	88	47,6	44	1210	61	515	291	6,1	1590	21
11.10	8	84	45,6	45	1240	61	515	283	6,1	1590	20
11.10	12	83	46,8	45	1210	59	585	263	6,2	1490	20

<sup>1</sup>Prøve fra 3 m dyp, <sup>2</sup>Prøve fra 4 m dyp, <sup>3</sup>Prøve fra 5 m dyp

Dyp (m)	Suspendert orgaanisk tørrstoff (mg/L)						
	20.03.01	09.05.01	07.06.01	05.07.01	13.08.01	06.09.01	11.10.01
0	1,9	2,0	3,6	4,0	11,3	5,1	3,8
1	0,7	1,6	3,4	3,6	14,7	4,9	3,9
2	0,7	1,4	2,6	3,9	3,5	3,6	3,9
3	0,5	1,6	4,0	3,8	3,3	3,5	3,7
4	0,6	1,8	3,8	3,7	3,0	3,9	3,8
5	0,3	2,2	3,8	2,6	3,1	3,7	3,7
6	0,3	1,6	3,4	2,0	3,0	3,3	3,6
7	0,3	1,8	2,6	1,4	2,9	2,0	5,1
8	0,1	2,0	2,4	1,4	3,0	1,7	3,5
9	0,2	3,6	2,0	1,2	4,4	2,5	3,7
10	0,4	2,2	1,8	1,1	9,2	2,3	3,7
11	1,1	2,6	2,0	1,0	6,4	3,7	3,5
12	1,1	2,8	2,0	1,0	7,2	3,7	3,5

Dyp (m)	Suspendert uorganisk tørrstoff (mg/L)						
	20.03.01	09.05.01	07.06.01	05.07.01	13.08.01	06.09.01	11.10.01
0	2,7	3,0	6,4	5,1	3,0	1,9	4,6
1	2,4	3,4	7,2	5,2	3,0	2,7	4,6
2	2,3	3,8	7,4	5,1	2,6	2,7	4,9
3	2,2	3,6	6,2	5,4	2,5	2,5	4,9
4	2,0	3,8	6,8	5,7	2,4	2,4	4,8
5	1,8	3,6	6,0	5,0	2,5	2,2	4,8
6	1,5	4,0	7,4	4,6	2,5	2,3	4,9
7	1,3	3,8	4,4	4,2	4,2	2,6	3,6
8	1,2	3,8	3,8	4,2	5,3	3,9	5,4
9	1,5	4,2	3,4	3,7	5,2	9,1	5,3
10	1,8	6,0	3,6	3,5	12,0	6,9	5,2
11	3,1	6,2	3,6	3,2	13,6	6,8	5,2
12	3,1	7,2	3,4	3,2	18,4	6,8	5,2

## Vedlegg D. Data fra planteplanktontellinger

### Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Akersvatn

Verdier gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt)

	År	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001
Måned		3	3	5	5	5	6	6	6	6	7	7	7	7
Dag		20	20	9	9	9	7	7	7	7	5	5	5	5
Dyp		0 m	5 m	0 m	5 m	10 m	0 m	1 m	2 m	4 m	0 m	1 m	4 m	8 m
<b>Cyanophyceae (Blågrønnalger)</b>														
Anabaena spiroides		.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,5	12,2	.	.
Aphanizomenon cf.klebahni		.	.	.	.	.	31,7	65,3	45,5	29,0	3174,4	2693,5	1061,1	209,6
Microcystis aeruginosa		.	.	.	.	.	2,7	.	.	.	315,0	215,3	148,8	21,0
Snowella lacustris		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Woronichinia naegeliania		.	.	1,6	.	.	3,2	.	.	.	1,6	.	.	.
Sum - Blågrønnalger		0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	37,6	65,3	45,5	29,0	3492,6	2920,9	1209,8	230,6
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>														
Ankistrodesmus falcatus		.	.	.	.	.	.	.	.	.	4,8	3,6	1,3	2,0
Ankyra judayi		.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,8	4,3	1,3	1,3
Ankyra lanceolata		.	.	.	.	.	6,6	.	.	.	.	.	.	.
Botryococcus braunii		.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,8	0,7	.	.
Carteria sp. (I=6-7)		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,9	.
Chlamydomonas sp. (I=12)		.	.	5,2	.	.	.	.	.	.	27,0	17,5	12,7	1,6
Chlamydomonas sp. (I=8)		540,6	0,5	3,2	.	.	.	.	.	.	12,5	14,8	10,6	0,8
Closterium acutum v.variabile		.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	0,3
Closterium limneticum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Closterium stigosum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.
Closterium strigosum		.	.	.	.	.	.	.	2,0	.	.	.	.	.
Closterium tumidum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,7	1,8	.	.
Coelastrum asteroideum		.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.	0,3	.

Coelastrum microporum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4,9	1,5	.	.
Coelastrum reticulatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cosmarium granatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,4	.	.	.
Cosmarium ornatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cosmarium subcostatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3,2	9,6	12,8	2,4
Dictyosphaerium pulchellum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gyromitus cordiformis	.	.	.	1,4	.	.	.	.	.	.	.	.	2,4	.
Koliella longiseta	.	.	.	.	.	0,7	0,7	0,7	.	.	.	.	.	.
Koliella sp.	5,1	.	.	0,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Micractinium pusillum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Monoraphidium contortum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,6	0,4	1,3	.
Oocystis lacustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6,4	.	.	.
Oocystis parva	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,6	9,5	.	1,6
Pandorina morum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pediastrum boryanum	.	.	.	.	.	4,8	.	.	.	.	2,4	.	4,0	.
Pediastrum duplex	.	.	.	.	1,0	.	3,0	.	.	.	14,0	20,0	20,0	2,0
Scenedesmus arcuatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8,5	.	.
Scenedesmus armatus	.	.	.	.	.	.	4,2	7,2	4,8	.	15,5	6,5	8,5	17,0
Scenedesmus bicaudatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,3	.	.
Scenedesmus denticulatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4,2	1,7	0,7	6,4
Scenedesmus ecomis	.	.	.	.	.	3,2	6,4	3,2	6,4	.	.	.	.	.
Scenedesmus quadricauda	.	.	.	.	.	1,0	.	.	0,6	0,6	0,6	1,0	1,6	.
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	15,1	5,0	22,5	1,7
Schroderia setigera	.	.	.	.	.	7,4	30,6	31,0	39,9	11,1	5,3	.	.	.
Scourfieldia cordiformis	2,3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Staurastrum erasum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2,5	2,5	2,6
Staurastrum gracile	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4,8	28,8	24,0	1,6
Staurastrum paradoxum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4,2	9,1	9,8	9,6
Staurastrum paradoxum v.parvum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Staurastrum planctonicum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8,0
Sum - Grønnalger	548,0	0,5	8,3	1,6	1,0	23,6	44,9	44,0	52,1	135,7	153,4	138,7	58,8	

Chrysophyceae (Gullalger)

Aulomonas purdyi	.	.	.	.	.	1,1	.	0,8	0,2	.	.	.	.	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	3,3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Craspedomonader	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,5	0,3	0,2	0,2	

NIVA 4521-2002

Mallomonas akrokomos (v.parvula)	2,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mallomonas spp.	53,0	1,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	9,2	2,4	10,6	6,9	6,2	9,3	37,8	47,2	28,3	8,6	11,5	18,3	6,2
Små chrysomonader (<7)	42,0	5,3	41,3	11,5	17,4	48,2	90,9	90,9	136,4	40,3	30,0	74,4	7,8
Stelexomonas dichotoma	1,9	0,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Store chrysomonader (>7)	17,2	3,0	.	3,4	6,9	.	13,8	8,6	8,6	3,4	2,6	6,9	.
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Uroglena sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Gullalger	128,8	12,4	51,9	21,9	30,4	58,6	142,5	147,6	173,6	53,8	44,3	99,9	14,1

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnanthes sp. (l=15-25)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Asterionella formosa	.	.	.	.	0,1	.	.	0,4	.	9,3	2,7	8,0	30,5
Aulacoseira alpigena	.	.	.	.	.	8,2	6,8	5,8	5,4	.	.	.	39,4
Aulacoseira ambigua	.	.	.	1,3	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aulacoseira granulata	.	.	.	1,2	.	224,4	132,3	298,1	302,4	4132,0	3058,8	11877,3	3878,1
Aulacoseira granulata v.angustissima	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2,4	.	0,9
Aulacoseira italica	.	.	0,8	6,1	13,1	.	.	.	.	.	.	.	.
Aulacoseira italica v.tenuissima	.	.	2,7	1,5	.	29,8	.	3,2	5,2	.	.	.	4,2
Cyclotella glomerata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,9	0,4	.	0,4
Fragilaria crotonensis	.	.	.	.	.	3,3	.	.	0,9	670,5	250,8	313,3	18,2
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	.	.	2,0	4,0	.	66,0	44,0	58,0	34,0	2,0	.	37,8	347,4
Melosira varians	.	.	.	.	.	.	.	8,4	8,4	.	.	2,0	.
Nitzschia sp.	.	.	.	.	.	140,7	165,8	138,3	181,3	.	8,3	.	9,5
Nitzschia sp. (l=40-50)	.	.	.	.	.	22,3	18,6	11,1	16,7	5,6	1,9	22,3	.
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	.	.	704,5	109,4	66,0	38,3	44,8	72,3	27,6	.	.	.	.
Stephanodiscus hantzschii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,0
Sum - Kiselalger	0,0	0,0	710,0	123,5	79,2	532,8	412,2	595,7	581,8	4820,2	3325,2	12260,6	4329,6

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Chroomonas sp.	1,5	.	41,3	.	.	114,5	108,1	165,4	190,8	.	.	6,4	.
Cryptomonas cf.erosa	.	.	.	.	.	2014,0	1074,8	1636,4	1497,3	48,2	52,5	38,2	2,9
Cryptomonas curvata	.	.	1,0	.	.	3,0	2,0	.	.	10,0	3,0	1,0	.
Cryptomonas erosa	.	.	135,7	1,7	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	.	.	.	.	593,6	360,4	248,0	534,2	10,6	19,1	20,1	4,8
Cryptomonas marssonii	.	.	84,8	.	.	305,3	37,1	178,1	207,2	.	4,8	.	.



NIVA 4521-2002

Cryptomonas parapyrenoidifera	.	.	.	.	.	127,2	.	31,8	70,0	4,8	.	.	.
Cryptomonas sp. (I=15-18)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cryptomonas spp. (I=24-30)	.	.	4,0	.	.	106,0	212,0	92,8	172,3	19,9	16,5	13,3	3,0
Cyathomonas truncata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,2	9,5	0,4
Katablepharis ovalis	131,7	6,2	0,5	1,8	1,1	1460,6	1589,6	1404,3	1064,2	13,8	18,4	211,8	5,6
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	15,9	1,2	90,9	2,8	.	814,1	726,1	533,3	577,0	53,7	55,5	10,0	1,7
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	.	.	.	.	6,9	6,9	3,2	15,9	17,2	22,4	8,0	.
Sum - Svelgflagellater	149,1	7,4	358,2	6,3	1,1	5545,1	4117,0	4293,2	4328,9	178,1	193,2	318,2	18,3
<b>Dinophyceae (Fureflagellater)</b>													
Ceratium furcoides	.	.	.	.	.	5,4	.	.	32,4	126,0	366,0	84,0	.
Ceratium hirundinella	.	.	162,0	.	.	330,0	288,0	294,0	396,0	186,0	270,0	36,0	6,0
Gymnodinium cf.lacustre	0,7	1,0	.	.	.	8,0	4,8	7,2	6,4	18,0	5,3	4,2	.
Gymnodinium cf.uberrimum	.	.	7,2	4,8	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gymnodinium sp.	3,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gymnodinium sp. (I=14-16)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8,3	.	.	.
Peridiniopsis edax	.	.	.	.	.	.	.	.	.	27,0	51,2	1,9	.
Peridinium aciculiferum	.	.	2,0	1,3	1,3	.	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium cinctum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium goslaviense	40,0	0,9	9,1	5,2	3,6	.	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium polonicum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium raciborskii (P.palustre)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium sp. (I=15-17)	33,3	9,6	7,9	12,9	10,6	8,7	17,5	1,7	26,2	.	.	.	8,7
Ubest.dinoflagellat	.	.	.	.	.	.	.	3,2	.	.	.	.	.
Sum - Fureflagellater	77,5	11,5	188,2	24,2	15,5	352,1	310,3	306,0	461,0	365,3	692,5	126,1	14,7
<b>Euglenophyceae (Øyealger)</b>													
Trachelomonas hispida	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trachelomonas volvocina	.	.	0,4	2,3	1,3	.	.	.	.	.	.	.	0,8
Sum - Øyealger	0,0	0,0	0,4	2,3	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8
<b>My-alger</b>													
My-alger	202,9	3,8	45,5	24,5	28,0	56,0	42,0	45,5	52,5	28,0	31,5	66,5	14,0
Sum - My-alge	202,9	3,8	45,5	24,5	28,0	56,0	42,0	45,5	52,5	28,0	31,5	66,5	14,0
Sum totalt :	1106,3	35,6	1364,2	204,3	156,4	6605,8	5134,2	5477,4	5678,9	9073,7	7360,9	14219,8	4680,9

**Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Akersvatn, forts.**Verdier gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt)

	År	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001
	Måned	8	8	8	8	9	9	9	9	10	10
	Dag	13	13	13	13	6	6	6	6	11	11
	Dyp	0 m	1 m	4 m	8 m	0 m	1 m	4 m	8 m	0 m	4 m
<b>Cyanophyceae (Blågrønnalger)</b>											
Anabaena spiroides		124,3	49,6	48,6	2,7	345,1	203,0	289,6	38,8	34,8	35,5
Aphanizomenon cf.klebahni		43,7	2,4	9,0	.	201,1	55,4	131,2	5,8	13,4	11,4
Microcystis aeruginosa		417,4	1368,1	46,4	148,8	90,1	87,5	148,8	59,5	.	17,8
Snowella lacustris		.	0,6	2,7	.	4,0	4,0	6,0	2,8	.	.
Woronichinia naegeliana		360,4	381,6	382,4	123,6	654,4	577,6	496,0	142,4	730,4	810,1
Sum - Blågrønnalger		945,8	1802,3	489,1	275,0	1294,7	927,5	1071,4	249,3	778,7	874,8
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>											
Ankistrodesmus falcatus		.	.	.	.	.	.	.	.	0,3	.
Ankyra judayi		3,6	2,0	1,0	0,7	2,9	3,0	2,1	1,6	.	.
Ankyra lanceolata		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Botryococcus braunii		.	.	0,7	0,7	3,0	0,7	2,8	.	.	.
Carteria sp. (l=6-7)		0,5	.	.	.	1,1	.	0,5	0,8	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)		.	1,6	1,6	.	6,4	1,6	1,6	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Closterium acutum v.variabile		.	.	.	0,1	0,2	.	.	.	.	.
Closterium limneticum		.	.	.	.	.	0,4	.	0,8	0,5	1,0
Closterium stigosum		.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.
Closterium strigosum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Closterium tumidum		.	1,2	.	.	1,0	0,5	.	.	.	.
Coelastrum asteroideum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Coelastrum microporum		.	.	.	.	.	0,5	.	0,4	.	.
Coelastrum reticulatum		.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.
Cosmarium granatum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cosmarium ornatum		.	15,0	.	3,3	.	0,5	.	3,3	.	.
Cosmarium subcostatum		4,2	1,0	5,3	3,8	4,2	4,2	5,8	1,0	.	.

Dictyosphaerium pulchellum	.	.	2,8	.	2,8	.	.	.	.	.
Gyromitus cordiformis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Koliella longiseta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Koliella sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Micractinium pusillum	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.
Monoraphidium contortum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Oocystis lacustris	2,7	.	.	.	.	0,2	.	0,2	.	2,7
Oocystis parva	1,6	.	.	.	4,8	1,3	.	1,6	9,3	3,2
Pandorina morum	.	.	.	.	0,5	2,9	0,5	.	0,5	1,0
Pediastrum boryanum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pediastrum duplex	.	9,0	2,0	1,0	2,0	1,0	.	1,0	.	.
Scenedesmus arcuatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scenedesmus armatus	.	.	.	2,6	.	1,1	.	.	0,9	2,1
Scenedesmus bicaudatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scenedesmus denticulatus	.	0,2	3,2	3,2	.	.	.	0,2	4,2	.
Scenedesmus ecomis	.	.	.	1,3	.	.	.	1,3	.	0,4
Scenedesmus quadricauda	14,3	1,2	2,8	0,8	12,7	.	0,8	2,0	0,4	1,2
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Schroderia setigera	.	.	.	.	.	.	.	.	0,7	.
Scourfieldia cordiformis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Staurastrum erasum	.	.	5,2	.	.	.	.	.	.	.
Staurastrum gracile	127,2	66,6	156,8	54,4	112,0	46,4	73,6	38,4	2,0	4,0
Staurastrum paradoxum	.	9,1	9,1	4,9	37,1	31,8	4,2	3,5	1,4	0,7
Staurastrum paradoxum v.parvum	.	.	.	.	0,8	.	.	.	.	.
Staurastrum planctonicum	.	22,4	28,8	18,0	3,2	3,2	1,6	6,4	1,6	1,6
Sum - Grønnalger	154,1	129,3	219,2	95,3	194,5	99,2	93,4	63,2	21,8	17,7

Chrysophyceae (Gullalger)

Aulomonas purdyi	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Craspedomonader	.	.	.	0,1	.	0,1	.	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mallomonas spp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	1,4	2,0	2,5	4,8	0,7	3,5	3,3	6,1	3,9	5,3
Små chrysomonader (<7)	1,9	5,3	5,0	6,4	3,6	2,6	3,3	7,6	7,4	8,8
Stalexomonas dichotoma	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

NIVA 4521-2002

Store chrysomonader (>7)	.	1,7	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	1,7	1,7	2,6
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	.	.	.	.	.	.	.	0,8	.
Uroglena sp.	.	.	.	.	.	.	1,0	.	.	.
Sum - Gullalger	3,3	9,1	8,4	12,2	5,2	7,1	8,4	15,4	13,9	16,7

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnanthes sp. (l=15-25)	.	.	.	.	.	.	.	.	0,4	.
Asterionella formosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,4
Aulacoseira alpigena	.	2,3	1,1	4,5	.	.	6,8	4,5	21,4	2,0
Aulacoseira ambigua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aulacoseira granulata	64,4	94,5	89,1	100,2	182,5	350,6	114,5	211,1	36,5	33,8
Aulacoseira granulata v.angustissima	.	.	0,4	.	23,1	4,0	6,2	13,9	.	.
Aulacoseira italica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aulacoseira italica v.tenuissima	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cyclotella glomerata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fragilaria crotonensis	.	1,7	16,5	6,6	59,4	36,3	13,2	25,0	.	.
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	262,4	14,4	8,0	10,0	108,0	102,0	86,0	102,0	.	.
Melosira varians	.	.	.	.	.	1,3	.	1,3	.	.
Nitzschia sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nitzschia sp. (l=40-50)	.	.	.	1,9	.	.	.	.	.	.
Stephanodiscus hantzchii v.pusillus	.	1,1	.	.	.	.	1,7	.	.	6,9
Stephanodiscus hantzschii	.	0,3	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Kiselalger	326,7	114,2	115,1	123,1	372,9	494,2	228,4	357,8	58,2	43,0

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Chroomonas sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cryptomonas cf.erosa	196,4	206,7	59,4	.	1068,0	451,3	583,3	4,0	76,3	115,8
Cryptomonas curvata	11,9	.	.	.	1,0	13,0	10,0	.	3,0	1,0
Cryptomonas erosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	116,6	95,4	25,2	.	911,6	254,4	254,4	5,3	15,6	13,3
Cryptomonas marssonii	.	.	.	.	62,0	19,1	19,1	.	.	.
Cryptomonas parapyrenoidifera	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	.	.	.	.	.	.	.	1,6	.
Cryptomonas spp. (l=24-30)	66,3	33,1	11,9	.	536,6	145,8	79,5	13,3	19,5	17,0
Cyathomonas truncata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Katablepharis ovalis	0,7	0,3	4,5	2,1	.	2,4	2,9	2,9	1,9	5,0

NIVA 4521-2002

Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	40,4	14,3	0,3	.	9,7	3,6	3,6	.	0,3	2,7
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Svelgflagellater	432,3	349,8	101,2	2,1	2588,8	889,5	952,8	25,4	118,2	154,8
<b>Dinophyceae (Fureflagellater)</b>										
Ceratium furcoides	6439,5	3418,5	102,0	6,0	30,0	306,0	348,0	.	.	6,0
Ceratium hirundinella	28143,0	20272,5	150,0	.	.	.	.	.	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	3,6	2,1	.	.	.	.	.	.	.	.
Gymnodinium cf.uberrimum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gymnodinium sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	3,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peridiniopsis edax	61,6	12,1	3,7	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium aciculiferum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium cinctum	.	96,0	.	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium goslaviense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium polonicum	.	.	.	.	7,6	2,4	2,4	.	.	.
Peridinium raciborskii (P.palustre)	.	.	.	.	16,0	.	.	.	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	8,7	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ubest.dinoflagellat	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Fureflagellater	34659,6	23801,2	255,7	6,0	53,6	308,4	350,4	0,0	0,0	6,0
<b>Euglenophyceae (Øyealger)</b>										
Trachelomonas hispida	.	.	.	.	.	4,9	.	.	.	.
Trachelomonas volvocina	5,2	45,1	20,7	8,7	387,6	354,2	319,2	131,2	170,5	236,1
Sum - Øyealger	5,2	45,1	20,7	8,7	387,6	359,1	319,2	131,2	170,5	236,1
<b>My-alger</b>										
My-alger	12,2	16,4	16,3	25,5	15,7	21,0	12,9	10,5	28,0	24,5
Sum - My-alge	12,2	16,4	16,3	25,5	15,7	21,0	12,9	10,5	28,0	24,5
Sum totalt :	36539,2	26267,3	1225,7	548,0	4913,0	3105,9	3037,0	852,7	1189,3	1373,6