



RAPPORT LNR 4759-2003

Akersvatnet

Overvåking av vannkvalitet og
toksinproduserende cyano-
bakterier i 2003



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 2003.	Løpenr. (for bestilling) 4759-2003	Dato 01.12.03
	Prosjektnr. Undemr. 23325	Sider Pris 45
Forfatter(e) Tone Jøran Oredalen	Fagområde Eutrofiering, ferskvann	Distribusjon
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Vestfold Interkommunale Vannverk (VIV)	Oppdragsreferanse Sverre Mollatt
--	-------------------------------------

Sammendrag

Formålet med overvåkingen i 2003 var å undersøke vannkvaliteten (fysisk, kjemisk og biologisk) i Akersvatnet som grunnlag for Vestfold interkommunale vannverk (VIV) til å bedømme 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-september) ved hovedstasjonen i Akersvatnet. Årets resultater tyder på en forbedring i vannkvaliteten i forhold til tidligere år, ved at tilstandsklassen er endret fra "meget dårlig" i 2001 og 2002 til "dårlig" i 2003 for variablene fosfor og klorofyll. Med hensyn på nitrogen-konsentrasjon klassifiseres vannkvaliteten fortsatt som "meget dårlig" (tilstandsklasse V). Kjemiske variabler, algebiomasse og planteplankton sammensetning viser at Akersvatnet er en eutrof innsjø. Toksinanalysene gav verdier under den laveste standarden på 0,5 µg microcystin pr. liter for alle prøvetagningsdatoer, med unntak av prøvene på 0, 2 og 4 meter den 30. juni og på 12 meters dyp den 11. august. Disse prøvene viste alle et innhold av microcystiner på mellom 0,5 og 3 µg/L. ELISA-metoden som er brukt, registrerer microcystiner og nodularin (levertoksiner), men ikke anatoksiner (nevrotoksiner). Dette vil bidra til usikkerhet ved vurdering av vannkvalitet mhp. helseisiko knyttet til bading og drikkevannsuttak. Videre overvåking bør inkludere kvantitativ analyse av anatoksiner. Vi håper å få utviklet metoder for dette i løpet av 2004.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Akersvatnet 2. Cyanobakterier 3. Eutrofiering 4. overvåking 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Lake Akersvatnet 2. Cyanobacteria 3. Eutrophication 4. monitoring
--	--

Tone Jøran Oredalen
Prosjektleder

Anne Lyche Solheim
Forskningsleder

Ulrik Paa Seeth
Forskningsdirektør

Akersvatnet

Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende
cyanobakterier i 2003

Forord

Denne rapporten presenterer resultater fra overvåkingen av vannkvalitet og potensielt toksiske cyanobakterier i Akersvatnet i 2003, på oppdrag fra Vestfold Interkommunale vannverk (VIV). Årets resultater blir også sett i sammenheng med tidligere målinger, for å få et mer helhetlig bilde av tilstanden i innsjøen.

Feltarbeidet er utført Else Øyvor Sahlqvist og Camilla Blikstad Halstvedt (NIVA) i samarbeid med Tom Antonsen fra VIV. Kjemiske analyser er analysert etter akkrediterte metoder ved laboratoriet på NIVA.

Kvantitative planktontellinger er utført av Pål Brettum, og undersøkelser av håvtrekk og sestonfiltre av Randi Skulberg, begge NIVA. ELISA hurtigtest av algetoksiner er utført av Camilla Blikstad Halstvedt. Bearbeiding av dataene er utført av Pål Brettum og Tone Jøran Oredalen. Rapportering er utført av Tone Jøran Oredalen. Kvalitetssikrer for rapporten er Anne Lyche Solheim. Forsidefoto er tatt av Olav Skulberg.

Vi takker VIV for et godt samarbeide.

Oslo, 1. desember 2003

Tone Jøran Oredalen

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Metoder og områdebeskrivelse	8
3. Resultater og diskusjon	10
3.1 Feltmålinger	10
3.1.1 Vanntemperatur og sjiktning	10
3.1.2 Lys	10
3.1.3 Siktedyb	11
3.1.4 Ledningsevne	12
3.1.5 Oksygen	13
3.2 Vannkjemiske forhold	14
3.2.1 Fosfor	14
3.2.2 Nitrogen	16
3.2.3 N/P-forhold	17
3.2.4 Organisk karbon	18
3.3 Planteplankton	20
3.3.1 Klorofyll	20
3.3.2 Planktonsammensetning	22
3.3.3 Cyanotoksiner og helserisiko	25
3.3.4 Konklusjoner	25
4. Referanser	27
Vedlegg A. Kjemiske analyseresultater	28
Vedlegg B. Felldata	30
Vedlegg C. Volumrelaterte beregninger	32
Vedlegg D. Resultater fra ELISA-immunoassay	33
Vedlegg E. Kvantitative planteplanktonanalyser	34
Vedlegg F. Kjemiske analysemetoder	38

Sammendrag

Akersvatnet er en grunn og næringsrik innsjø i Vestfold. Vestfold interkommunale vannverk (VIV) har siden 1968 hatt Akersvatnet som reservedrikkevannskilde for Vestfold fylke. Akersvatnet utnyttes også til jordvanning, rekreasjon, sportsfiske og er dessuten et naturvernområde. Undersøkelser av Akersvatnet på 1980-tallet viste at innsjøen ikke hadde en tilfredsstillende vannkvalitet som råvannskilde til drikkevannsforsyning. 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.

Formålet med overvåkingen i 2003 var å ha et løpende tilsyn med vannkvaliteten (fysisk, kjemisk og biologisk) i Akersvatnet. Dette for å gi VIV grunnlag til å bedømme vannkvaliteten til Akersvatnet 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.

Rapporten presenterer resultater fra målinger og prøvetaking utført i mars og månedlig i produksjonsperioden (mai - september) ved hovedstasjonen i Akersvatnet. Variablene som ble undersøkt var vanntemperatur, oksygenforhold, siktedyp, konduktivitet, lysinnstråling, konsentrasjon av næringssalter, klorofyll og organisk karbon, samt cyanotoksiner og kvantitativ sammensetning av planteplankton.

Vannkvalitet i Akersvatnet i 2003 er noe forbedret i forhold til tidligere år, ut fra SFT's vannkvalitetssystem. For både fosfor og klorofyll er tilstandsklassifiseringen endret fra tilstandsklasse V "Meget dårlig" i 2002 til klasse IV "Dårlig" i 2003. Klassifiseringen er basert på middelkonsentrasjoner av fosfor, klorofyll, nitrogen for 0-8 meters dyp, samt på gjennomsnittlig siktedyp gjennom produksjonssesongen (mai-september):

Variabel	benevning	I	II	III	IV	V
		"Meget god"	"God"	"Mindre god"	"Dårlig"	"Meget dårlig"
Total fosfor	µg/L				49,4	
Klorofyll a	µg/L				14,7	
Siktedyp	m				1,32	
Total-nitrogen	µg/L					1250

Blågrønnbakteriene dominerte i planteplanktonet fra slutten av juni til midten av august, innenfor en variasjon på 26-93% av biomassen. Også innenfor de andre algegruppene som ble registrert, indikerer de hyppigst forekommende artene at Akersvatnet fortsatt er en markert eutrof innsjø.

De mest dominerende artene blant cyanobakteriene som ble registrert i Akersvatnet sesongen 2003 er potensielt toksiske, og kan produsere levertoksiner og/eller nevrotoksiner. Toksinanalysene gav verdier under den laveste standarden på 0,5 µg microcystin pr. liter for alle prøvetagningsdatoer, med unntak av prøvene på 0, 2 og 4 meter den 30. juni og på 12 meters dyp den 11. august. Disse prøvene viste alle et innhold av microcystiner på mellom 0,5 og 3 µg/L. Det må bemerkes at ELISA-metoden som er brukt, registrerer microcystiner og nodularin (levertoksiner), men ikke anatoksiner (nevrotoksiner). Fordi to av de dominerende cyanobakterie-artene i Akersvatnet kan produsere slike anatoksiner, vil metode-begrensningen bidra til usikkerhet ved vurdering av vannkvalitet mhp. helseisiko knyttet til bading og drikkevannsutttak. Det anbefales derfor at videre overvåking av vannkvaliteten i Akersvatnet også inkluderer kvantitativ analyse av anatoksiner.

Summary

Title: Monitoring of water quality and toxin producing Cyanobacteria in Lake Akersvatnet, 2003.

Year: 2003

Author: Tone Jøran Oredalen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4434-4

Lake Akersvatn is a shallow eutrophic lake in Vestfold County, south in Norway. Vestfold Intermunicipal Water Works (VIV) has since 1968 used the lake as a substitute drinking water reservoir. Lake Akersvatn is also utilized for irrigation, sports-fishing and recreational activities, besides being a national protected area. Investigations of Lake Akersvatn in the early 1980-ies revealed that the lake had an unsatisfactory water quality as raw water for water supply. NIVA has been engaged by VIV to monitor the water quality in Lake Akersvatnet since the 1980-ies, with a special focus on the presence of potentially toxic Cyanobacteria.

The aim of the investigation in 2003 was, as previously, to monitor the water quality and development of phytoplankton and potentially toxic Cyanobacteria in Lake Akersvatn. This information is needed to assess the water quality of the lake as a substitute drinking water reservoir, and to provide basis for warning on mass occurrence of toxic Cyanobacteria, that can make practical problems for the utilization of the water.

This report presents the results from samplings and measurements performed in March and monthly in the period May to September, at the main sampling station in Lake Akersvatnet. The water quality in Lake Akersvatnet in 2003 shows some improvement compared to 2002 and 2001. According to the national system for water quality classification, the water quality in Lake Akersvatn is now classified as poor, based on average concentrations on phosphorous, chlorophyll and secchi-depth. The water quality is still classified as very poor according to the concentrations of nitrogen:

Variabel	unit	I "Very good"	II "Good"	III "Less good"	IV "Poor"	V "Very poor"
Total phosphorous	µg/L				49,4	
Chlorophyll-a	µg/L				14,7	
Secchi-depth	m				1,32	
Total nitrogen	µg/L					1250

The bluegreenbacteria was dominating the phytoplankton community from the end of June to mid August, within a variation of 26-93% of the biomass. The species most frequently occurring within the other systematic groups represented, also indicate that Lake Akersvatnet is a strongly eutrophic lake.

The most dominating species among the bluegreenbacteria in Lake Akersvatnet in 2003 are potentially toxic, and might produce hepato- and/or neurotoxins. The analysis of toxins made from Lake Akersvatn showed values $< 0,5 \mu\text{g}$ microcystins/L for all dates, except the samples from 0, 2 and 4 meters depth at the 30th of June and at 12 meter the 11th of August. In these samples the values showed a microcystin concentration between 0,5 and 3 μg microcystins/L. The limit value set by WHO for acceptable water quality according to bathing and raw water for drinking water supply is 1 μg microcystins/L. It must be mentioned that the ELISA-method is able to detect microcystins and nodularin (both hepatotoxins), but not anatoxins (neurotoxins). Because two of the dominating species in lake Akersvatn might produce anatoxins, the limitations in the method will contribute to uncertainty in assessment of water quality in relation to bathing and drinking water supply. Further monitoring should therefore include quantitative analysis of anatoxins.

1. Innledning

Vestfold interkommunale vannverk (VIV) har siden 1968 hatt Akersvatnet som reservedrikkevannskilde for Vestfold. Akersvatnet utnyttes 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 vannkvaliteten i Akersvatnet.

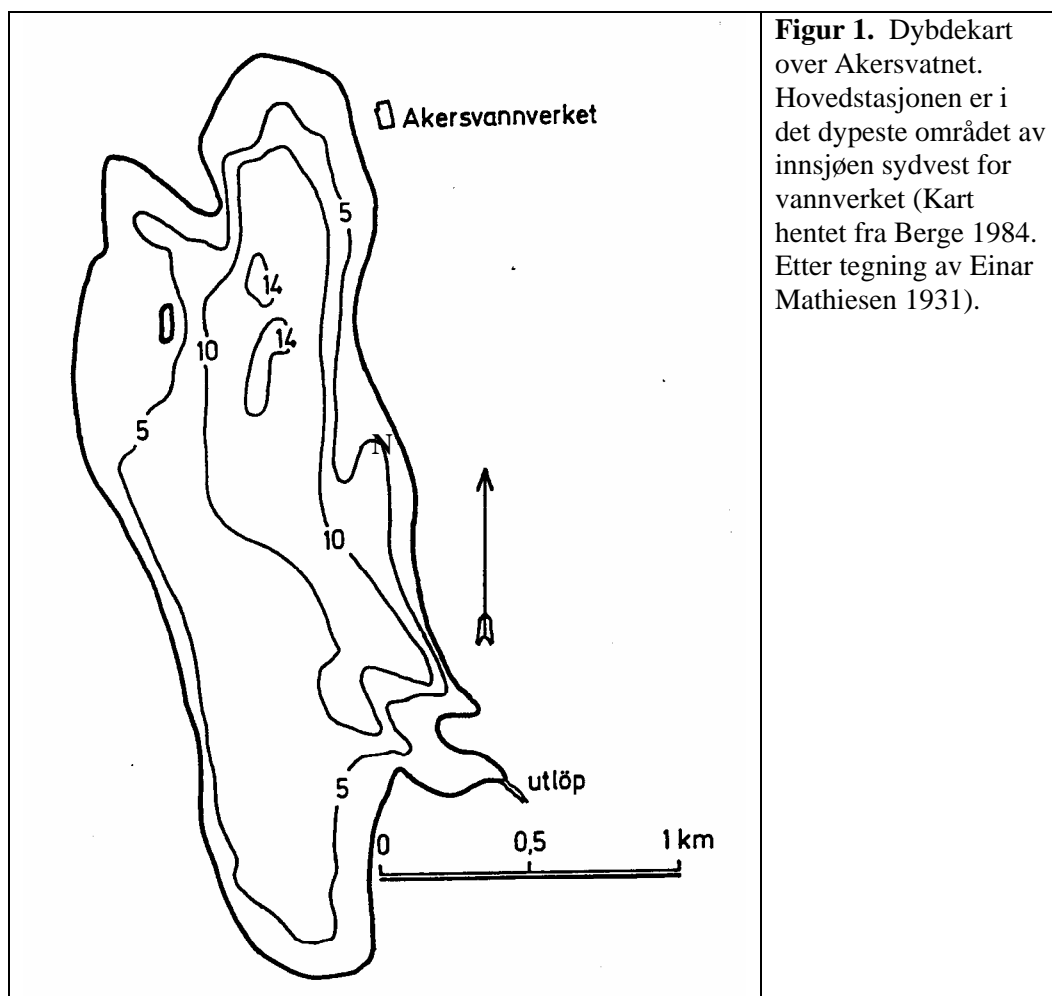
Formålet med overvåkingen i 2003 var å ha et løpende tilsyn med vannkvaliteten (fysisk, kjemisk og biologisk) i Akersvatnet. Dette for å gi VIV grunnlag til å bedømme den rådende vannkvaliteten til Akersvatnet som reserve-drikkevannskilde for Vestfold. Et annet formål var å kunne gi varsel om fare for masseutvikling av giftproduserende blågrønnbakterier og skadelige alger som vil kunne medføre praktiske problemer for bruken 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 1993-2002 til sammenligning og for å kunne vurdere om forholdene er forandret over tid.

2. Metoder og områdebeskrivelse

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 **Figur 1**).

Årets første prøvetaking ble foretatt under vinterforhold gjennom hull i isen den 06. mars 2003. Etter isløsningen ble prøvetaking og målinger foretatt månedlig gjennom produksjonsperioden den 8. mai, 4. og 30. juni, 28. juli, 11. august og 11. september.



En oversikt over fysiske, kjemiske og biologiske parametere som ble undersøkt er vist i **Tabell 1**. En mer detaljert beskrivelse av de kjemiske analysene er gitt i Vedlegg F. Temperatur, lys- og oksygenforhold 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). Seston på filter fra hver meter ble undersøkt i mikroskop. Kjemiske parametere og klorofyllkonsentrasjon ble analysert i prøver fra faste, utvalgte dyp (se Tabell 1). Kvantitative planteplanktonundersøkelser ble utført med prøver fra 0, 2 og 4 m (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 ble utført for alle prøvetakingsdatoer.

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 C).

Tabell 1. Oversikt over analysevariabler, prøvetakingsdyp, metoder og instrumenter brukt ved feltarbeid og analyser på Akersvatnet 2003.

Parameter	Enhet	Dyp (m)	Metode (NIVA-metode nr., instrument)
Feltmålinger			
vanntemperatur	°C	hver m	YSI Model 58 termometer
oksygenkonsentrasjon	mg L ⁻¹ , % metning	hver m	YSI Model 58 oppløst oksygen måler
ledningsevne	mS m ⁻¹	hver m	Conduktometer WTW LF 191
lysintensitet	µmol m ⁻² s ⁻¹	hver m	LICORE 1000 lysmåler
siktedyp	m	-	Secchi skive
vannets farge		halve siktedypet	Farge mot secchi-skive
Kjemiske analyser			
Total-P/L (total P)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D2-1, Skalar autoanalysator
Total-P/P (partikulært P)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D2-1, Skalar autoanalysator
PO4-P (fosfat)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D1-1, Skalar autoanalysator
Tot-N/L (total N)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D6-1, Skalar autoanalysator
NH4-N (ammonium)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D5-1, Technicon autoanalysator
NO3-N(nitrat)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D3, Skalar autoanalysator
TN/GFF (partikulært N)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	G6, Carlo Erba elementanalysator
TOC (total organisk C)	mg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	G4-2 Phoenix TOC-TC analysator
TOC/GFF (partikulært organisk C)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	G6 Carlo Erba elementanalysator
KLA/S (klorofyll a)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	H1-1 Perkin-Elmer spektrofotometer
Biologiske analyser			
Planteplanktonvolum og artssammensetning	mm ³ m ⁻³	0, 2 og 4 m,	se Brettum 1989
Planteplanktonsammen- setning	kvalitativt	hver m	mikroskopisk undersøkelse av sestonfilter
Toksinanalyse			
microcystin- immunoassay	µg L ⁻¹	utvalgte	EnviroLogix Inc. "ELISA- testkit"

¹ Bunnvann ved 11 eller 12 m dyp

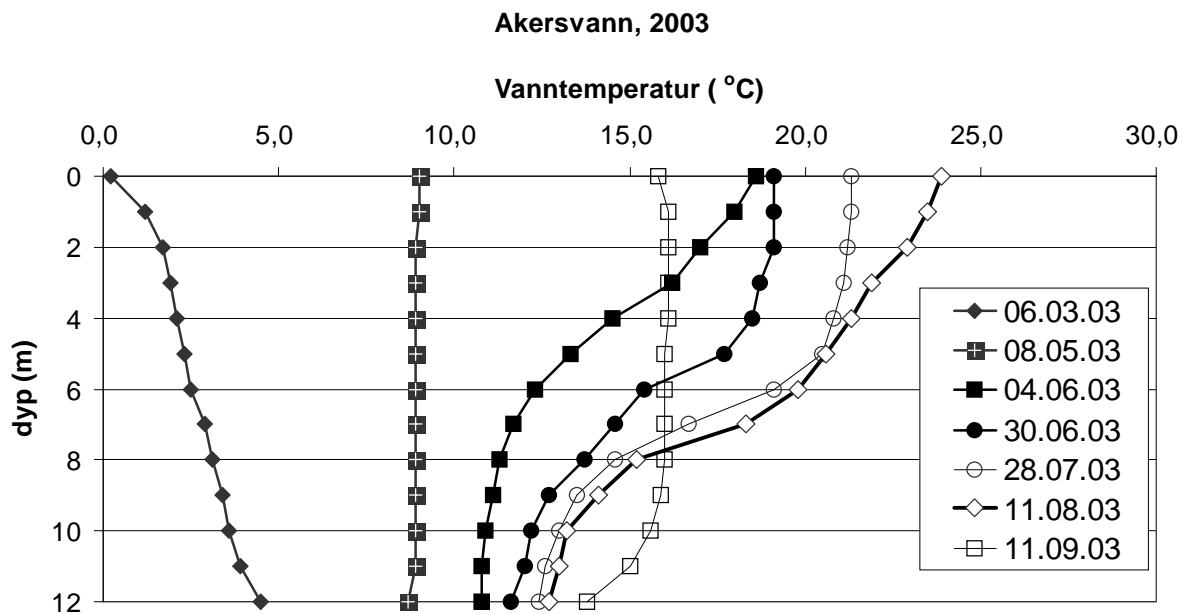
Det ble gitt løpende informasjon til VIV i form av korte rapporter (28.04, 01.07, 15.07, 07.09, 17.10) om resultatene fra feltmålinger, laboratorieanalyser og planteplanktontellinger.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Feltmålinger

3.1.1 Vanntemperatur og sjiktning

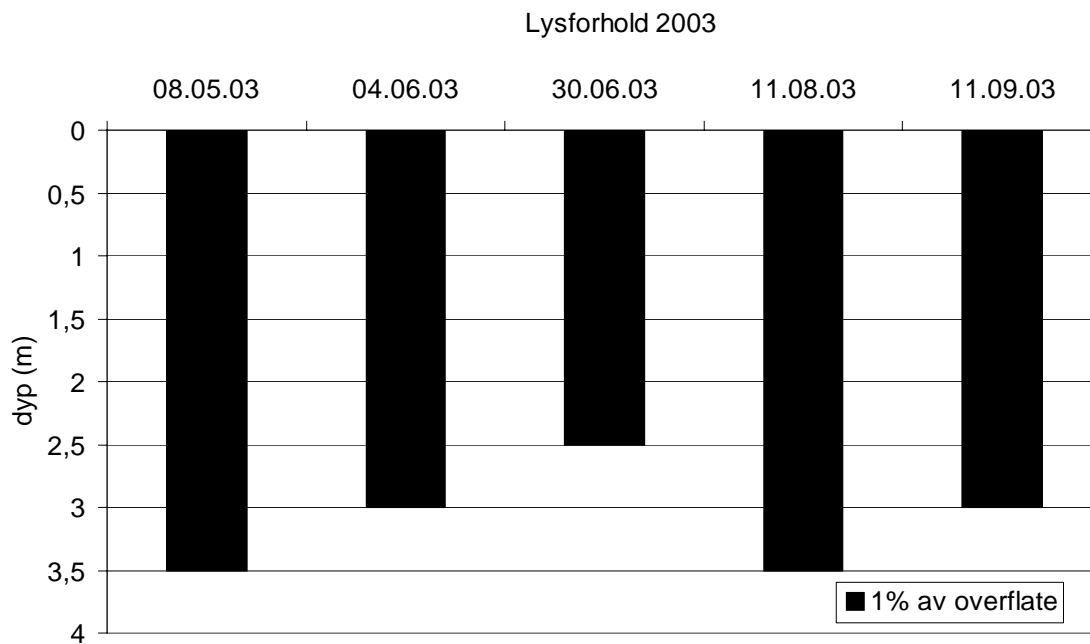
Vannmassenes lagdeling har avgjørende betydning for kjemiske og biologiske prosesser i en innsjø og derfor for fordeling og vekst av alger og cyanobakterier. Vanntemperaturprofiler målt i 2003 er vist i **Figur 2**. Kurvene viser at vannmassene fullsirkulerte i begynnelsen av mai. Utover sommeren fortsatte temperaturen i overflatelaget å stige, og ble registrert på sitt høyeste ved målingen den 8. august (23,9 grader). Sprangsjiktet varierte mellom 1 og 8 meters dyp gjennom sesongen, som ved tidligere år. Sprangsjiktet er definert som overgangslaget mellom overflatelaget (epilimnion) og bunnvann (hypolimnion), der temperaturendringen er mer enn 1°C pr. meter dyp. Høstfullsirkulasjonen hadde startet ved målingen den 11. september, men full omrøring av vannmassen var ikke fullført.



Figur 2. Temperaturvertikalprofil for Akersvatnet 2003

3.1.2 Lys

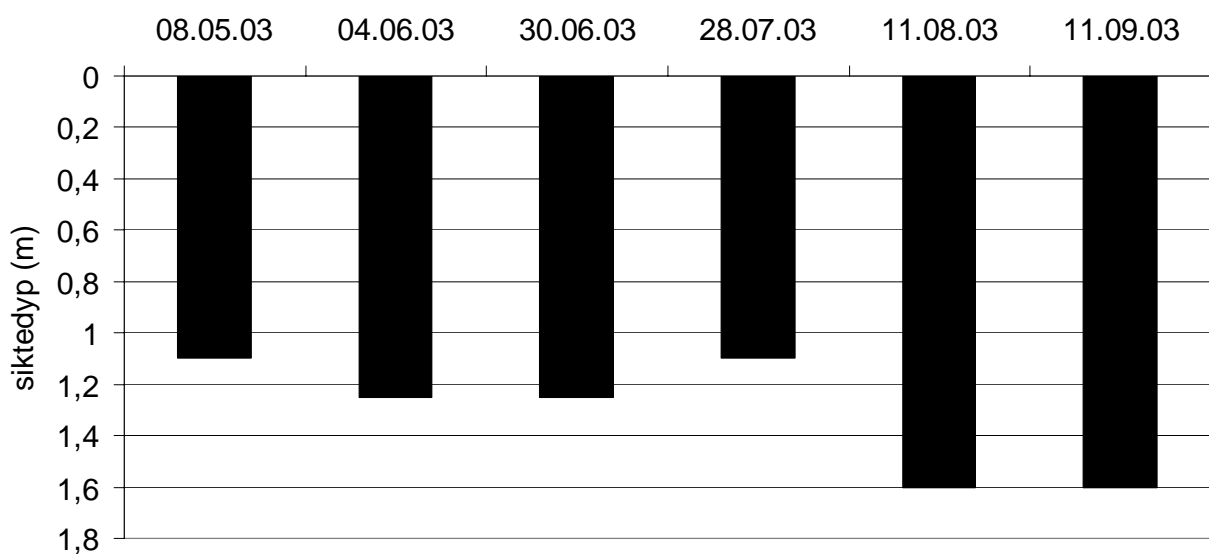
Innsjøens gjennomtrengelighet for lys er av stor betydning for hvor dypt ned algene kan vokse. Det nedre dybdenivå hvor algene kan vokse (fotosyntese og respirasjon balanserer slik at netto primærproduksjon blir null) kalles for kompensasjonsdypet, og sammenfaller vanligvis med 1% lysdyp. **Figur 3** viser dypet hvor det gjensto 1% av overflatelyset i 2003. I sommersesongen varierte 1% lysdyp mellom 2,5 og 3,5 meter. Dette ligger noe lengre ned enn det som er registrert i Akersvatnet for perioden 1998-2002. Likevel indikerer målingene i 2003 en mulig lysbegrensning i algesamfunnet, da sirkulasjonsdypet er større enn 4 meter gjennom en stor del av vekstsesongen.



Figur 3. Dyp i Akersvatnet med gjenværende 1% av innstrålt lys, 2003

3.1.3 Siktedyp

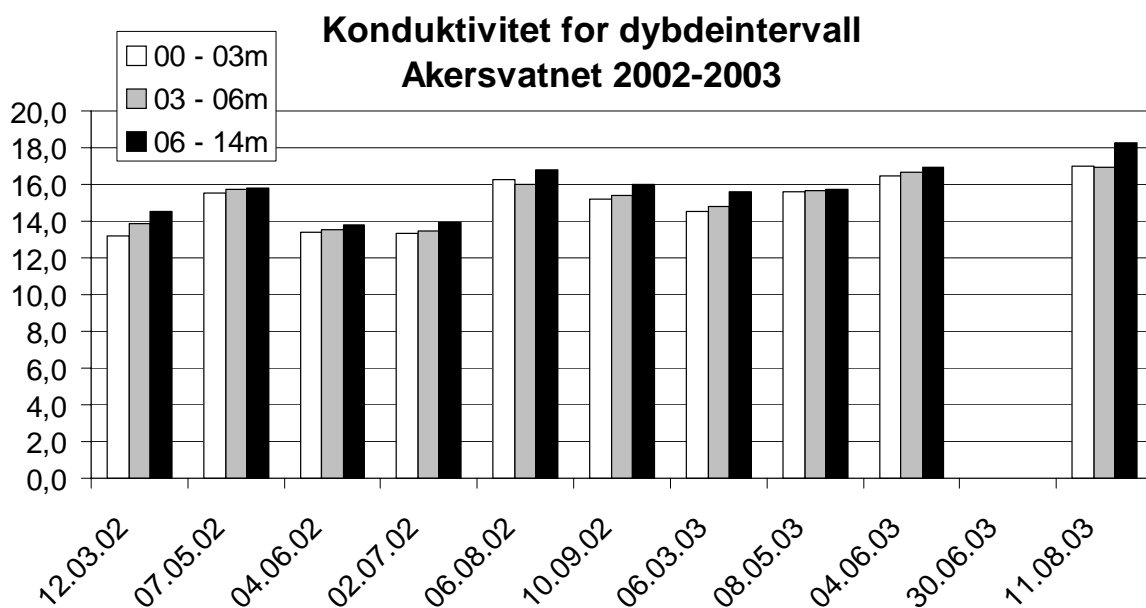
Siktedyp er et mål for klarheten i vannet. Innsjøens innhold av partikler, kolloider og løste fargekomplekser er avgjørende for siktedypet. Målingene av siktedyp for 2003 er vist i **Figur 4**. Minste siktedyp ble målt i mai og juli (1,1 meter), største siktedyp var i august og september med 1,6 meter. Gjennomsnittlig siktedyp for perioden mai til september var på 1,34 meter, noe høyere enn det som ble målt i 2001 og 2002 (1,15 m). Utfra SFTs klassifiseringssystem (SFT 1997) plasseres fortsatt Akersvatn i tilstandsklasse IV "Dårlig" mhp. siktedyp i 2003. Siktedypet må opp i 2 meter (som snitt gjennom sesongen) for at tilstandsklassifiseringen skal forbedres til klasse III "Mindre god".



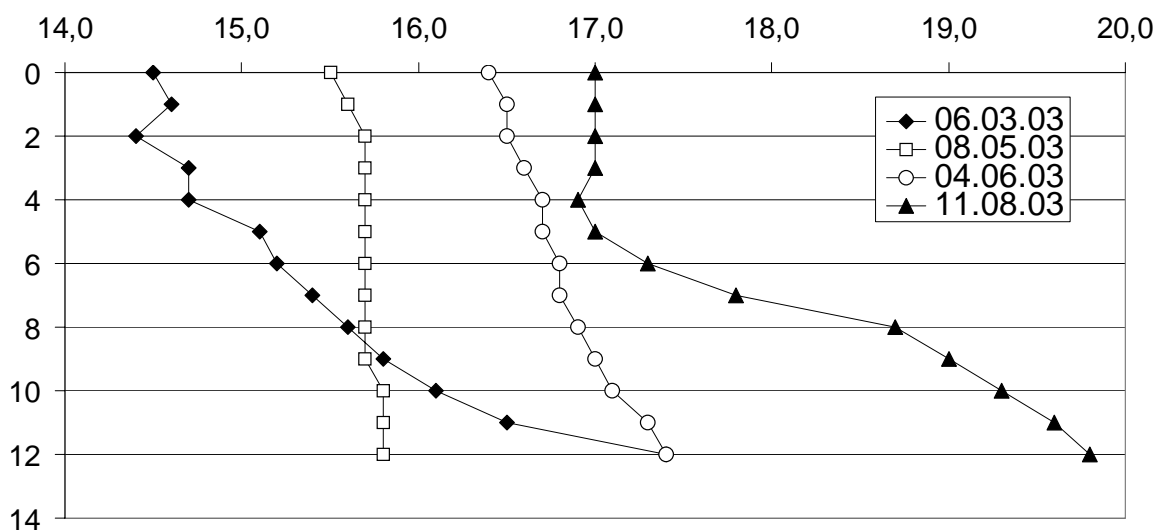
Figur 4. Siktedyp i Akersvatnet for 2003.

3.1.4 Ledningsevne

Elektrolytisk ledningsevne eller konduktivitet er et mål for mengden positive og negative ladete partikler (ioner) i vannet. Konduktiviteten for dybdeintervall i Akersvatnet i 2003 er vist i **Figur 5**, og som funksjon av dypet i **Figur 6**. Variasjonene i konduktivitet var generelt små gjennom vannsøylen i hele sesongen, bortsett fra i slutten av stagnasjonsperiodene (mars og august), da den økte noe i bunnvannet. Høyere ledningsevne i dypvannet kan skyldes utløsning av salter fra sedimentene p.g.a. oksygenfritt vann over sedimentoverflaten, tilsig av mineralrikt grunnvann, og høyere grad av nedbrytning av organisk materiale (mineralisering) i dypvannet enn i epilimnion. Konduktiviteten beregnet for hele vannsøylen var i 2003 i gjennomsnitt $16,5 \text{ mS m}^{-1}$. Dette er noe høyere enn det som ble registrert i 2001 og 2002, da middelverdien var hhv. $13,5$ og $14,7 \text{ mS m}^{-1}$ (Edvardsen 2002 og Oredalen 2002). Til tross for en liten økning de siste par årene, er det en tendens til redusert konduktivitet gjennom hele måleperioden fra 1993-2003.



Figur 5. Beregnet ledningsevne (mS/m) for dybdeintervall i Akersvatnet i 2001-2003

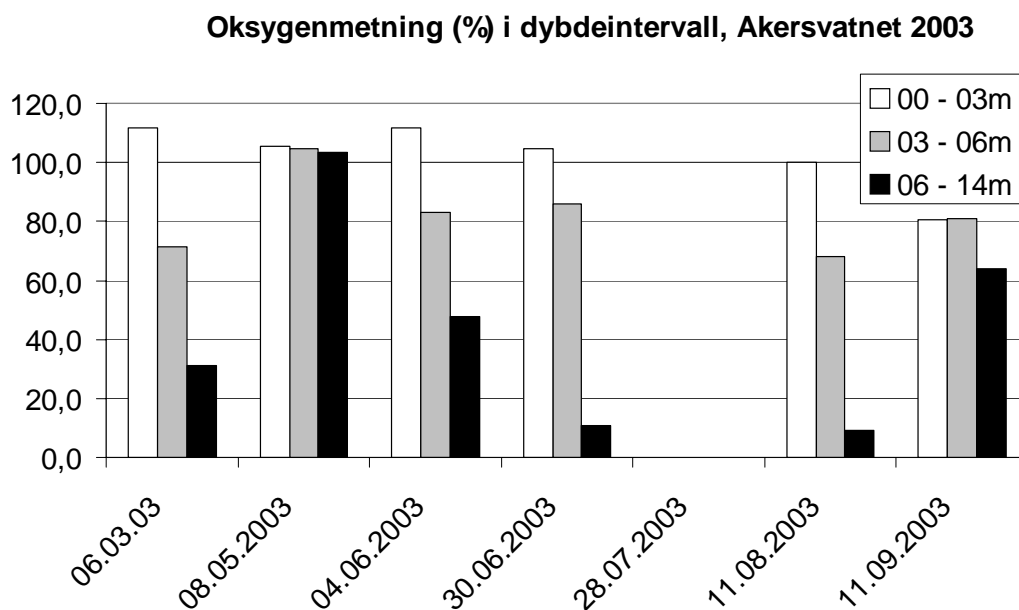


Figur 6. Vertikalsnitt for ledningsevne (mS/m) i Akersvatnet for sesongen 2003

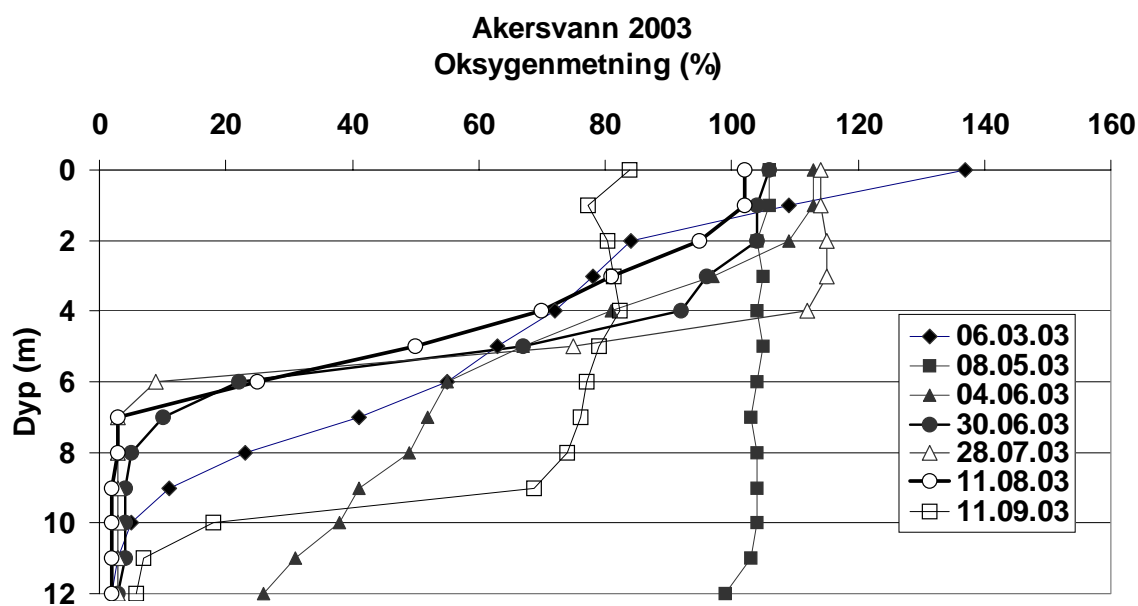
3.1.5 Oksygen

En innsjø tilføres oksygen fra overflatelaget ved innblanding av atmosfærisk oksygen, fra planter og algers fotosyntese, samt fra elvevann. Akersvatnet er grunn og vindeksponert, noe som medfører at vannmassene blandes godt under både vår og høstsirkulasjonene. **Figur 7** viser oksygenmetningen i tre dybdeintervall gjennom sesongen i Akersvatn. Oksygenmetningen reduseres i nedre vannlag utover i sommerstagnasjonsperioden, og først ved fullsirkulasjonen i september/oktober er det igjen 100 % metning gjennom hele vannsøylen. Til tross for at nedre dybdeintervall (6-14 meter) i sjøen aldri ble registrert under 9 % i 2003 (11. august), viser oksygenprofilene i **Figur 8** at vannsjiktet rett over sedimentet (10-12 meter) er tilnærmet oksygenfritt fra målingen i slutten av juni til og med målingen den 11. august. Ved septembermålingen var det fortsatt lav metning like over bunnen, men den begynnende høstsirkulasjonen hadde bidratt til gradvis innblanding av oksygenrikt vann inn i bunnvannet.

Perioder med oksygenmangel i bunnvannet bidrar til å forverre situasjonen i sjøen, fordi fosfor kan frigjøres fra sedimentene og ut i bunnvannet under anaerobe forhold. Når dette fosforet bringes opp i hele vannmassen under fullsirkulasjonsperiodene, blir den biotilgjengelige fraksjonen tatt opp i planktonbiomassen gjennom algenes fotosyntese. Når algebiomassen senere brytes ned, forbrukes oksygen, og innsjøen kommer inn i en selvforsterkende negativ utvikling (indre gjødsling).



Figur 7. Beregnet oksygenmetning (%) for ulike dybdeintervall i Akersvatn i 2003.



Figur 8. Vertikalsnitt av oksygenmetning (%) i Akersvatn gjennom sesongen 2003.

3.2 Vannkjemiske forhold

3.2.1 Fosfor

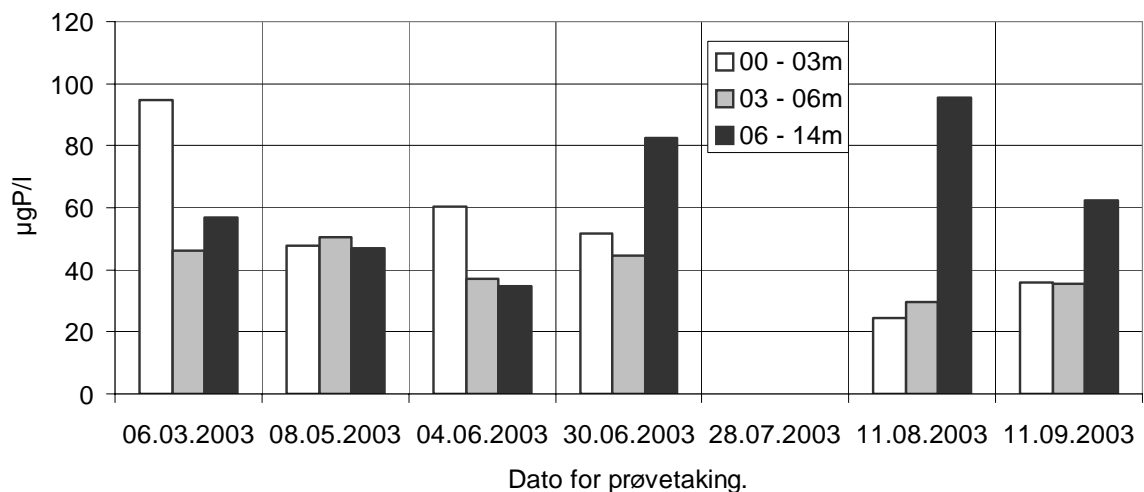
Vannmassenes innhold av næringsalter har avgjørende betydning for planteplanktonutviklingen i en innsjø, både kvantitativt og kvalitativt.

Fosfor i innsjøer finnes som oppløst organisk fosfor, som fosfat (PO_4^{3-}) og partikkelbundet i uorganisk eller organisk materiale. Total-fosfor-analysene omfatter alle fraksjonene. Fosfat (PO_4^{3-}) er den mest biotilgjengelige fraksjonen for planteplanktonet, og blir tatt opp i algebiomassen gjennom fotosyntesen

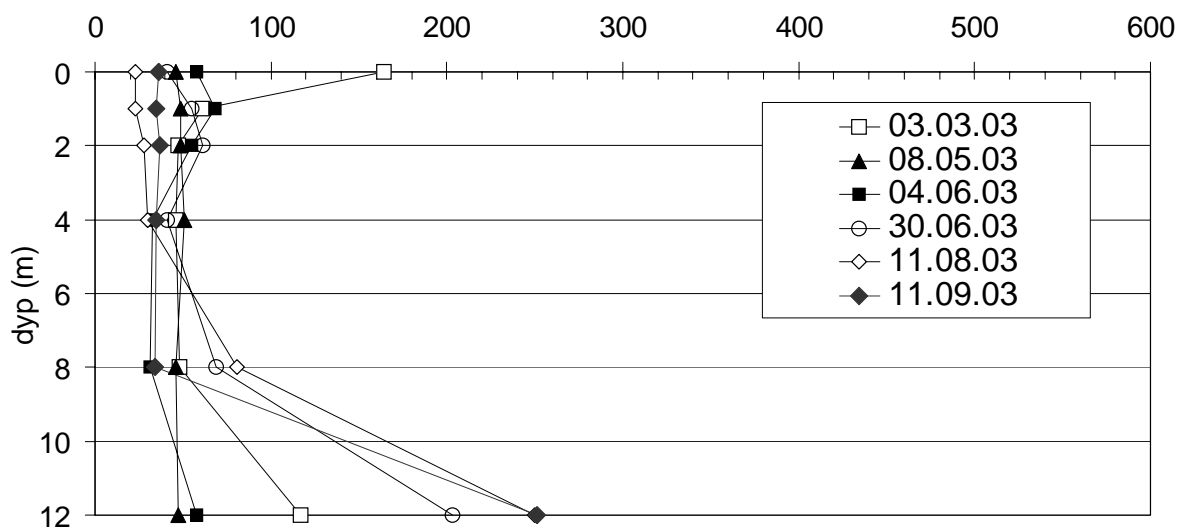
Fosfor-konsentrasjonen fordeler seg relativt jevnt gjennom vannmassen (**Figur 9**), gjennom første del av produksjonssesongen. Ved målingene fra slutten av juni og fram til midten av september viser analysene kraftig økning i konsentrasjonen i vannlaget rett over sedimentoverflaten (**Figur 10**). Dette skyldes oksygenmangel og reduserende forhold i sedimentet. Under slike forhold reduseres 3-verdig jern til 2-verdig, og gjennom denne prosessen frigis fosfat (som var bundet til 3-verdig jern) fra sedimentet. Vi ser av **Figur 10** og **Figur 11** at en stor andel av det målte total-fosforet er i form av lett biotilgjengelig fosfat.

Generelt er konsentrasjonene av total-fosfor høye også i de øvre vannlagene. Middelverdien for sesongen i vannlaget 0-8 meter, der ekstremverdiene fra bunnlaget er utelatt, er $49,4 \mu\text{g/L}$. Dette plasserer Akersvatnet i tilstandsklasse IV "Dårlig" i SFT sitt klassifikasjonssystem (SFT 1997), noe som er en bedring fra 2002, da tilstandsklassifiseringen var klasse V "Meget dårlig", og middelverdien for sesongen var $56,5 \mu\text{g/L}$. Grenseverdien mellom tilstandsklasse IV "Dårlig" og klasse V "Meget dårlig" er på $50 \mu\text{g tot-P/L}$. Akersvatnet ligger rundt dette nivået i fosforkonsentrasjon, noe som medfører at relativt små endringer i konsentrasjoner i Akersvatnet kan føre til endret tilstandsklassifisering.

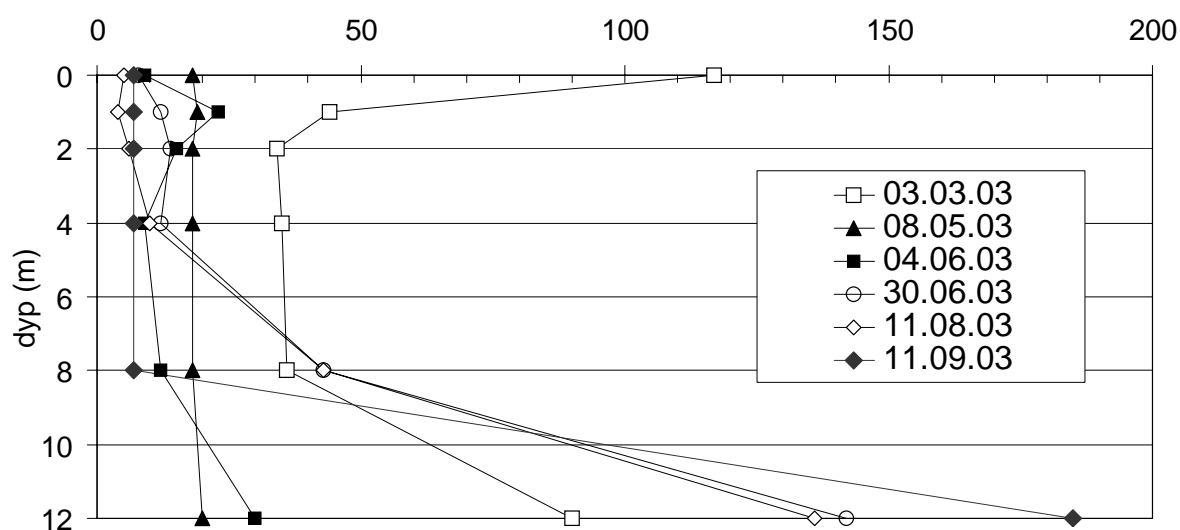
Akersvatnet 2003. Beregnet konsentrasjon av total-fosfor (TP µgP/l) i dybdeintervall.



Figur 9. Beregnet innhold av total-fosfor (µg/L) i dybdeintervall for Akersvatn 2003.



Figur 10. Vertikalsnitt av målte totalfosfor-konsentrasjoner (µg/L) i Akersvatnet gjennom sesongen 2003.



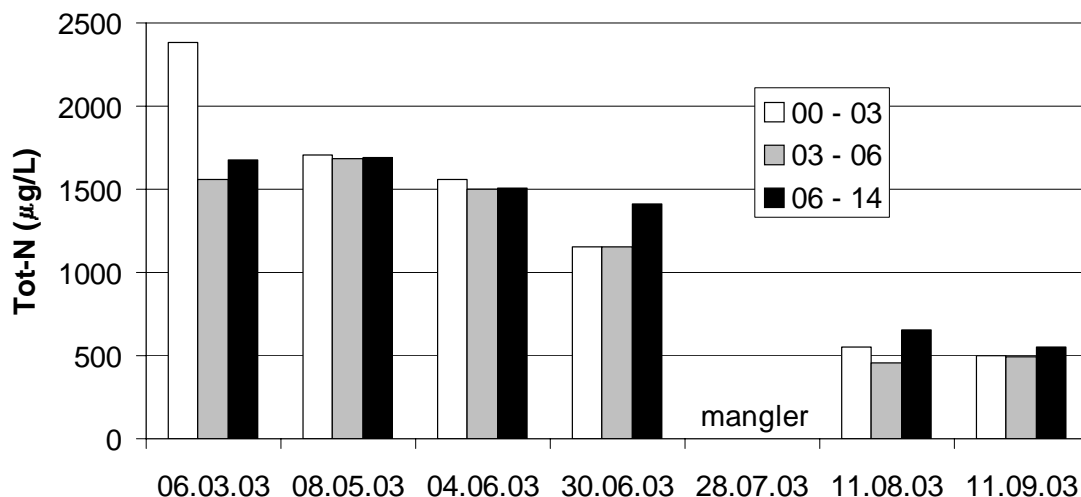
Figur 11. Vertikalprofil av målte fosfat-konsentrasjoner ($\mu\text{g/L}$) i Akersvatnet gjennom sesongen 2003.

3.2.2 Nitrogen

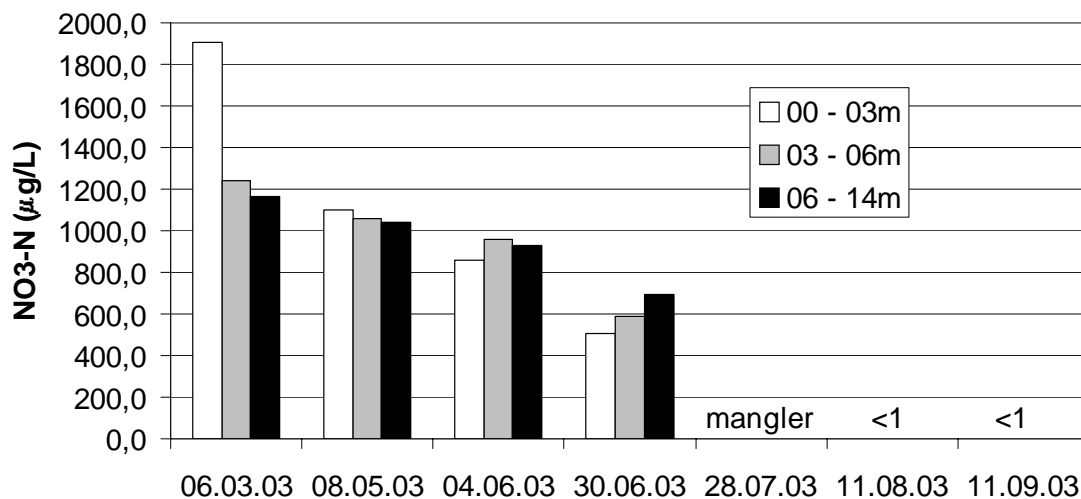
Nitrogen i innsjøene består primært av nitrat (NO_3^-) og organisk bundet nitrogen (organisk N), mens ammonium (NH_4^+) normalt finnes i lave konsentrasjoner under oksygenerete forhold. Mikrobiell nedbrytning av organisk materiale vil imidlertid frigjøre ammonium eller ammoniakk (NH_4^+ eller NH_3). Nitrat og ammonium er de viktigste nitrogen-kildene for primærprodusentene, dvs. i hovedsak alger i innsjøsystemer. I tillegg til opptak i algebiomasse kan nitrat også reduseres ved bakteriell aktivitet (denitrifikasjon) under sterkt anaerobe forhold. Slike forhold oppstår gjerne i nedre vannmasser (hypolimnion) i næringsrike sjøer under stagnasjonsperiodene sommer og vinter.

Nitrogeninnholdet fordeler seg relativt jevnt i de ulike vannlagene, men utover ettersommeren og høst reduseres nitrogen-mengdene i øvre vannlag og øker i bunnlaget (**Figur 12**). En stor andel av nitrogenet finnes i form av nitrat tidlig i sesongen, men andelen blir gradvis redusert utover sommeren, og nitraten er så godt som oppbrukt gjennom hele vannmassen i august/september (**Figur 13**). Årsaken til dette forløpet er at nitrat forbrukes gjennom primærproduksjonen, og ved maksimal biomasse i august og september er tilnærmet all nitrogen bundet i algebiomasse. En del nitrogen felles ut og blir "borte" fra vannsøylen, fordi algene dør og synker ned mot sedimentet. Næringsstoffene blir delvis tilbakeført til vannfasen ved fullsirkulasjonen i oktober. De lave konsentrasjonene av total-nitrogen i august og september skyldes trolig også lite eksterne tilførsler i denne nedbørfattige perioden. De lave NO_3^- -konsentrasjonene i slutten av vekstsesongen indikerer at planteplanktonet kan ha vært nitrogenbegrenset i august og september. Dette gir en konkurransefordel for blågrønnbakteriene som er i stand til å ta opp nitrogen direkte fra atmosfæren.

Gjennomsnittlig konsentrasjon av total-nitrogen i 0-8 meters dyp var $1250 \mu\text{g/L}$ for sesongen 2003. Etter SFTs klassifiseringssystem innplasseres vannkvaliteten i Akersvatnet for 2002 i tilstandsklasse V "Meget dårlig" mhp. nitrogen-konsentrasjon (SFT 1997).



Figur 12. Beregnet innhold av total-nitrogen ($\mu\text{g/L}$) i dybdeintervall for Akersvatn 2003.

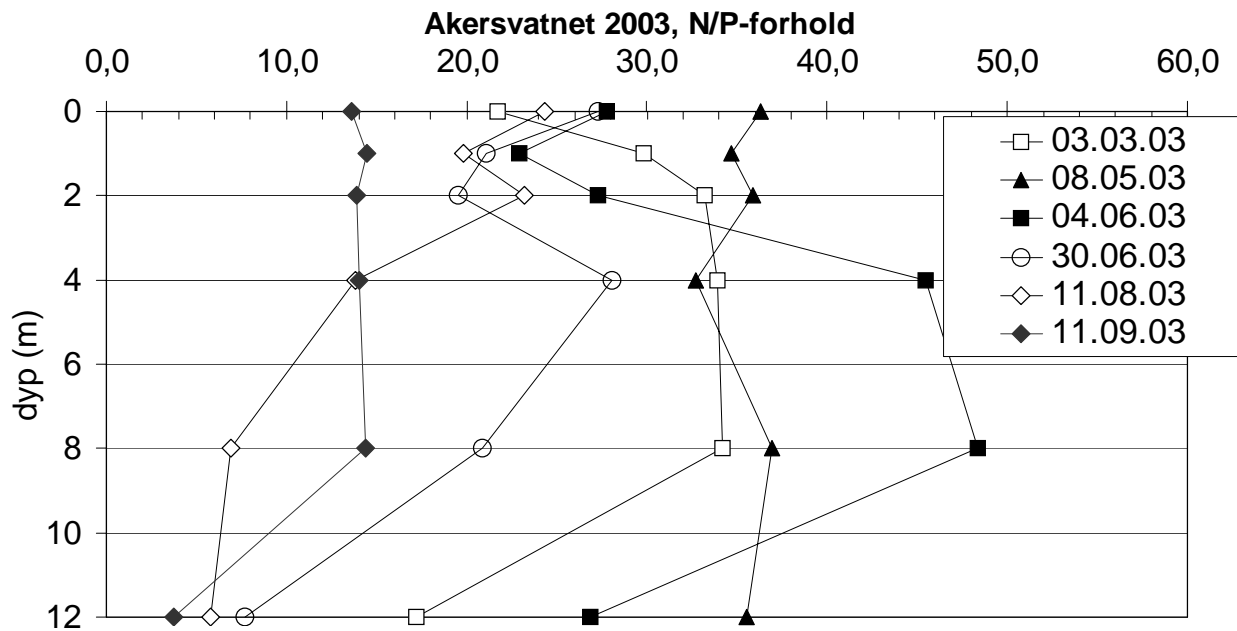


Figur 13. Beregnet innhold av nitrat ($\mu\text{g/L}$) i dybdeintervall for Akersvatn 2003.

3.2.3 N/P-forhold

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 1984). Fra mars til ut midten av august ligger N/P forholdet mellom 20 og 50 (

Figur 14) i vannlaget fra 0-8 meter. Generelt synker forholdstallet ned mot bunnen av vannmassene. Dette skyldes i hovedsak at fosfor-konsentrasjonene øker i området over sedimentoverflaten.

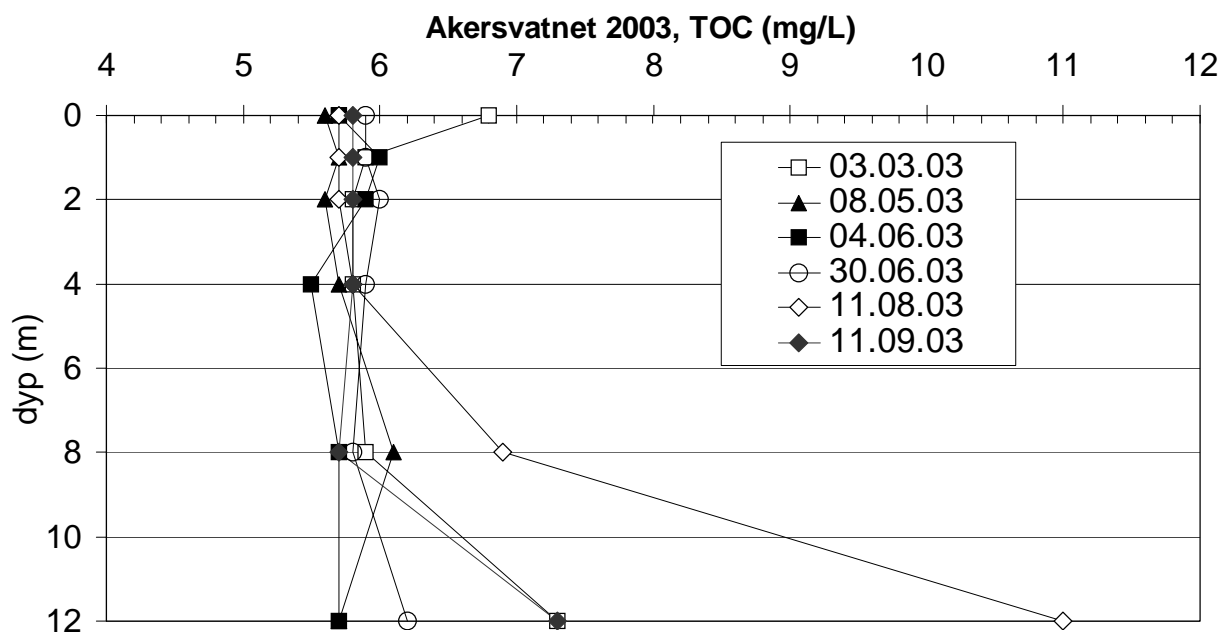


Figur 14. Vertikalprofil av beregnet tot-N/tot-P-forhold i Akersvatnet gjennom sesongen 2003.

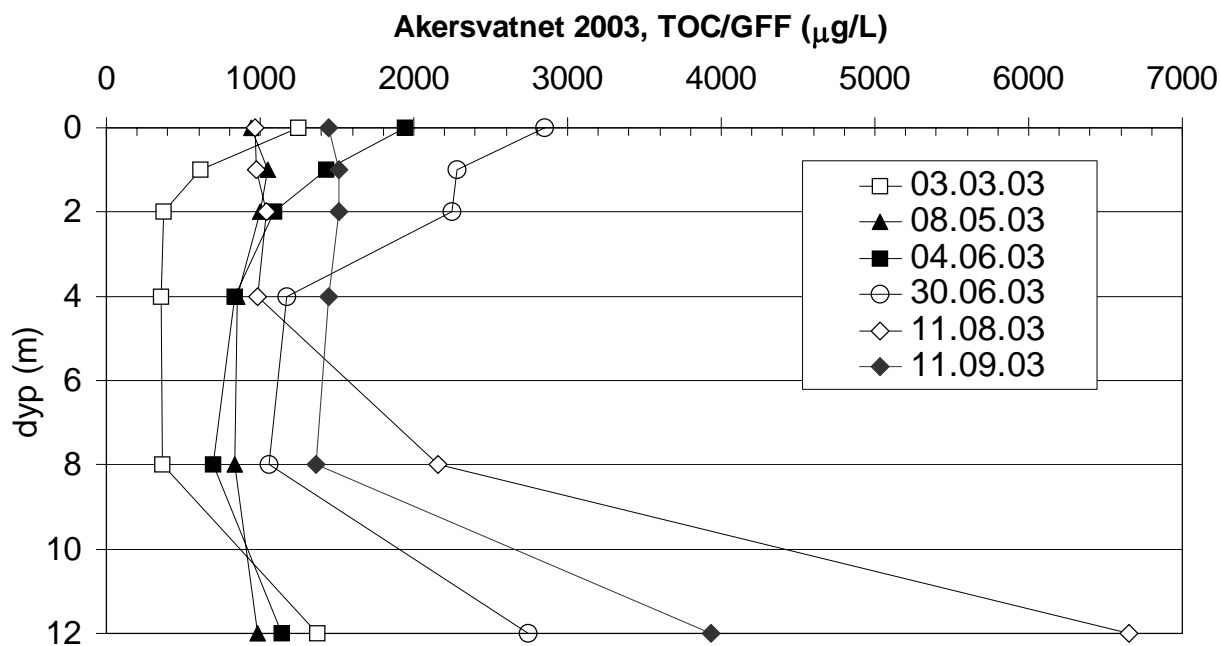
3.2.4 Organisk karbon

TOC (total organic carbon) uttrykker direkte mengden organisk karbon i vannmassene, og TOC/GFF er mengden partikulært organisk karbon. I Akersvatnet er det generelle bildet gjennom sesongen en økning i konsentrasjon av både total organisk karbon og den partikulære fraksjonen mot bunnen (mars, juni, august, september). Dette skyldes at dødt organisk materiale synker ned gjennom vannlagene og oppkonsentreres i dypvannet. Dette er også årsaken til høye konsentrasjoner i bunnvannet ved slutten av vinterstagnasjonen i mars.

Generelt ser vi også en økning av andelen partikulært karbon i de øvre metrene av vannsøylen (**Figur 16**). I 2003 var dette markert i mars og ved de to målingene i juni. Dette sammenfaller godt med tidspunkt og dyp for maksimal klorofyllkonsentrasjon og biomasse av planteplankton.



Figur 15. Vertikalprofil av målte verdier av totalt organisk karbon (mg/L) i Akersvatnet gjennom sesongen 2003.



Figur 16 Vertikalprofil av målte verdier av partikulært organisk karbon (TOC/GFF, $\mu\text{g/L}$) i Akersvatnet gjennom sesongen 2003.

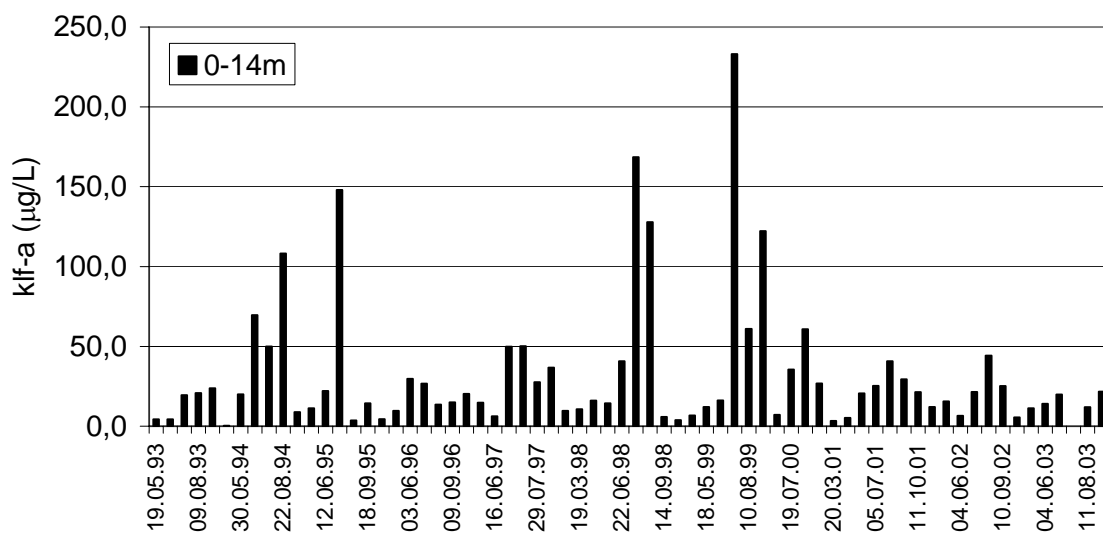
3.3 Planteplankton

3.3.1 Klorofyll

Alle planter, alger og fotosyntetiserende bakterier (bl.a. cyanobakterier) inneholder pigmentet klorofyll for å høste solenergi til fotosyntesen. Klorofyllkonsentrasjonen brukes som mål for planteplanktonbiomasse, selv om klorofyllinnhold pr. celle varierer noe fra en organismegruppe til en annen, samt med lysforholdene.

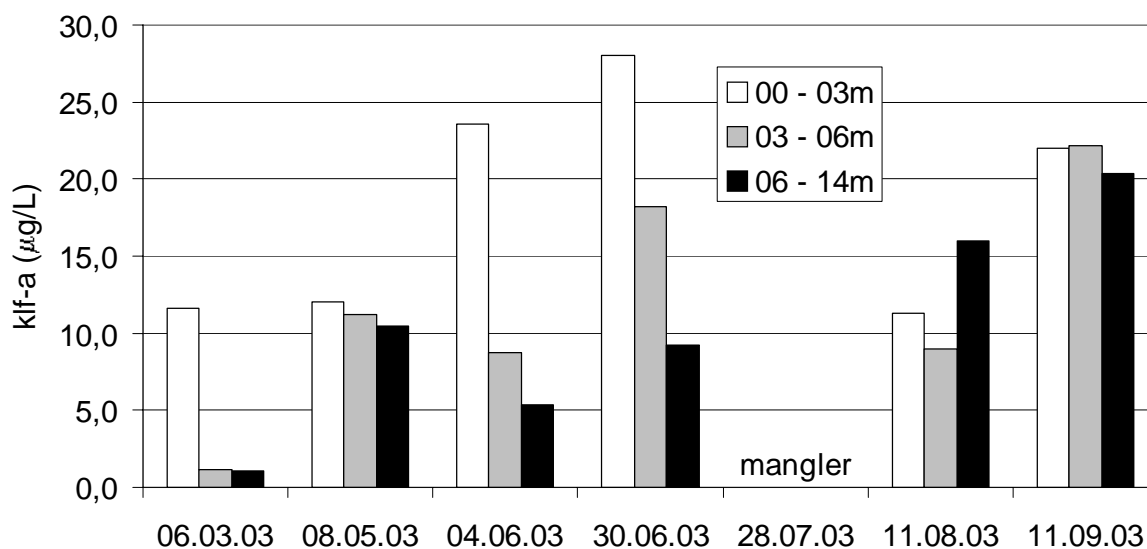
Figur 17 viser beregnet klorofyllinnhold for hele vannmassen i Akersvatnet for perioden 1993-2002. Maksimalt klorofyllinnhold i 2003 ble registrert i september, men verdien lå langt under det som er registrert enkelte tidligere år, f.eks i 1995, 1998 og 1999. Gjennomgående er klorofyllinnholdet høyest i vannsjiktet fra 0-3 meter, og lavest i dyplaget (6-14 meter) (**Figur 18**). Målingene samvarierer godt med registreringene av planteplankton ved samme prøvetakingstidspunkt.

Klorofyll fordelt på hele vannsøylen (0-14 m), Akersvatn 1993-2003



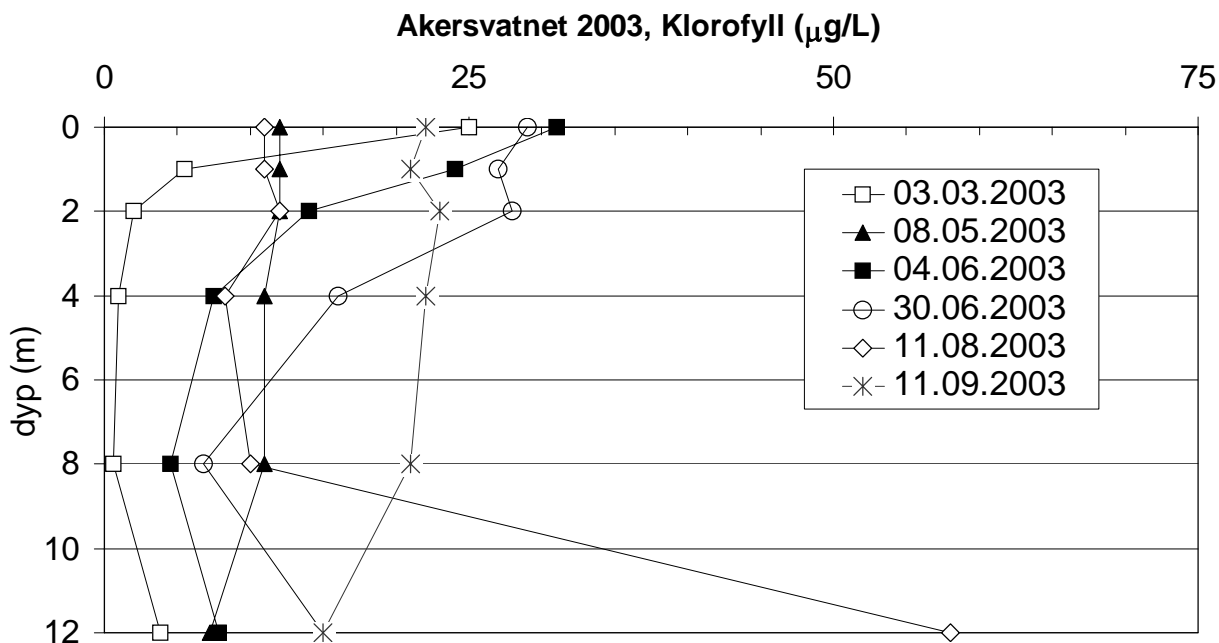
Figur 17. Beregnet konsentrasjoner av klorofyll (µg/L) i hele vannsøylen (0-14 meter) i Akersvatn 1993-2003.

Klorofyll i dybdeintervall, Akersvatn 2003



Figur 18. Beregnede konsentrasjoner av klorofyll ($\mu\text{g/L}$) i 3 dybdeintervall i Akersvatn 2003.

Figur 19 viser hvordan klorofyllkonsentrasjonen varierer med dyppet gjennom sesongen 2003. Høyeste konsentrasjoner i overflaten ble registrert den 3. mars samt 4. og 30. juni, noe som sammenfaller med måleverdiene for organisk karbon.



Figur 19. Vertikalprofiler av målte klorofyllverdier ($\mu\text{g/L}$) i Akersvatnet 2003.

Gjennomsnittlig klorofyllkonsentrasjon i 0-8 meters dyp var 14,7 µg/L for sesongen 2003. Etter SFTs klassifiseringssystem innplasseres vannkvaliteten i Akersvatnet i tilstandsklasse IV "Dårlig" mhp. klorofyll-konsentrasjon (SFT 1997). Dette er en bedring fra 2002, da tilstandsklassifiseringen var klasse V "Meget dårlig". Grenseverdien mellom klasse IV og V er 20 µg/L. Bedringen fra 2002 er derfor relativt stor.

3.3.2 Planktonsammensetning

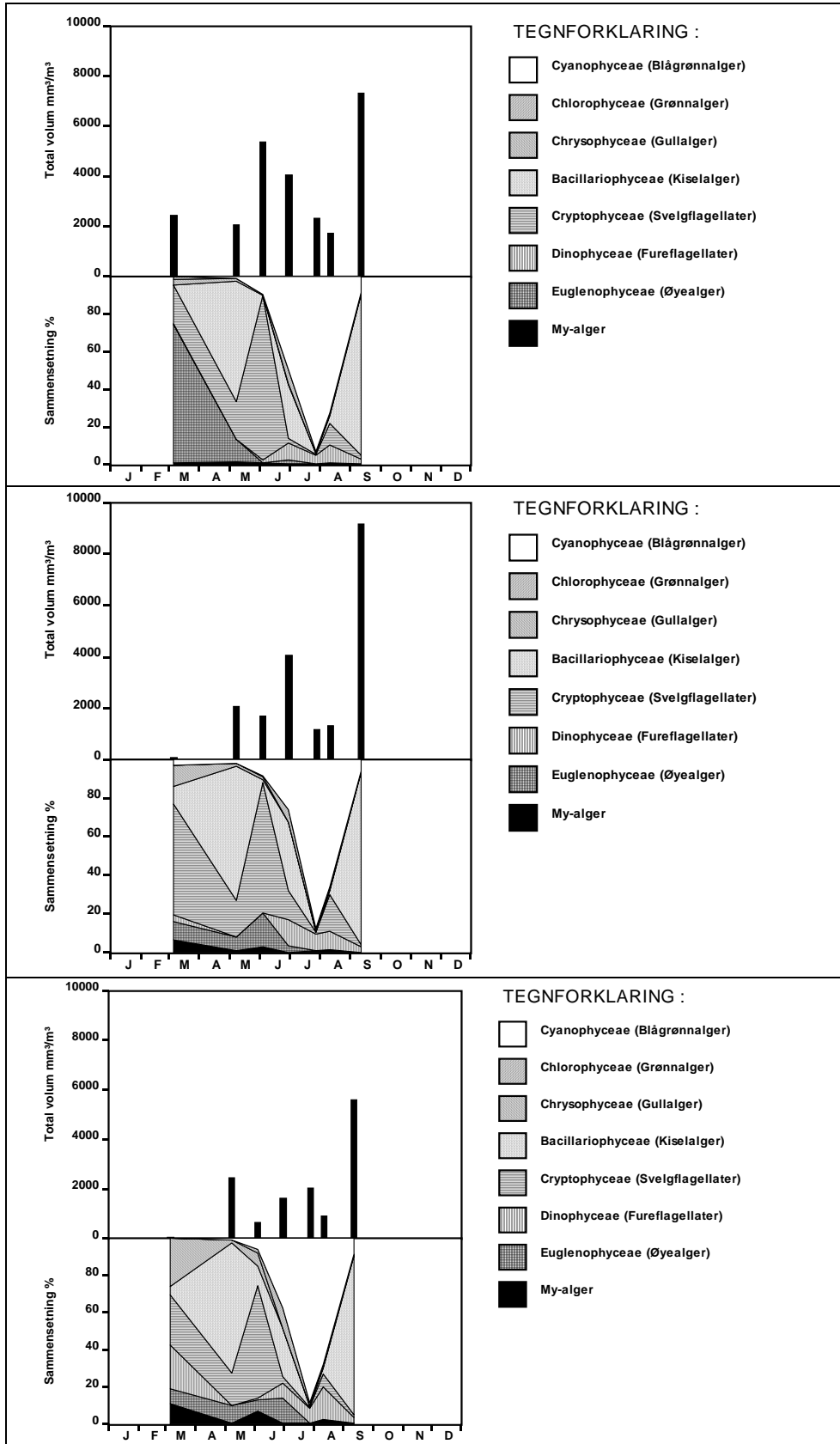
Maksimal total volum av planteplankton ble målt på 2 meters dyp i Akersvatnet den 11. september i 2003 (

Figur 20), med 9163 mm³/m³. Dette tilsvarer en biomasse på 9,2 mg/L (våtvekt). Den totale biomassen var høy også på 1 og 4 meters dyp, med hhv. 7,3 og 5,6 mg/L. I 2002 var den maksimale totale algebiomassen betydelig høyere enn i 2003, med 15,8 mg/L på 0 meters dyp den 6. august.

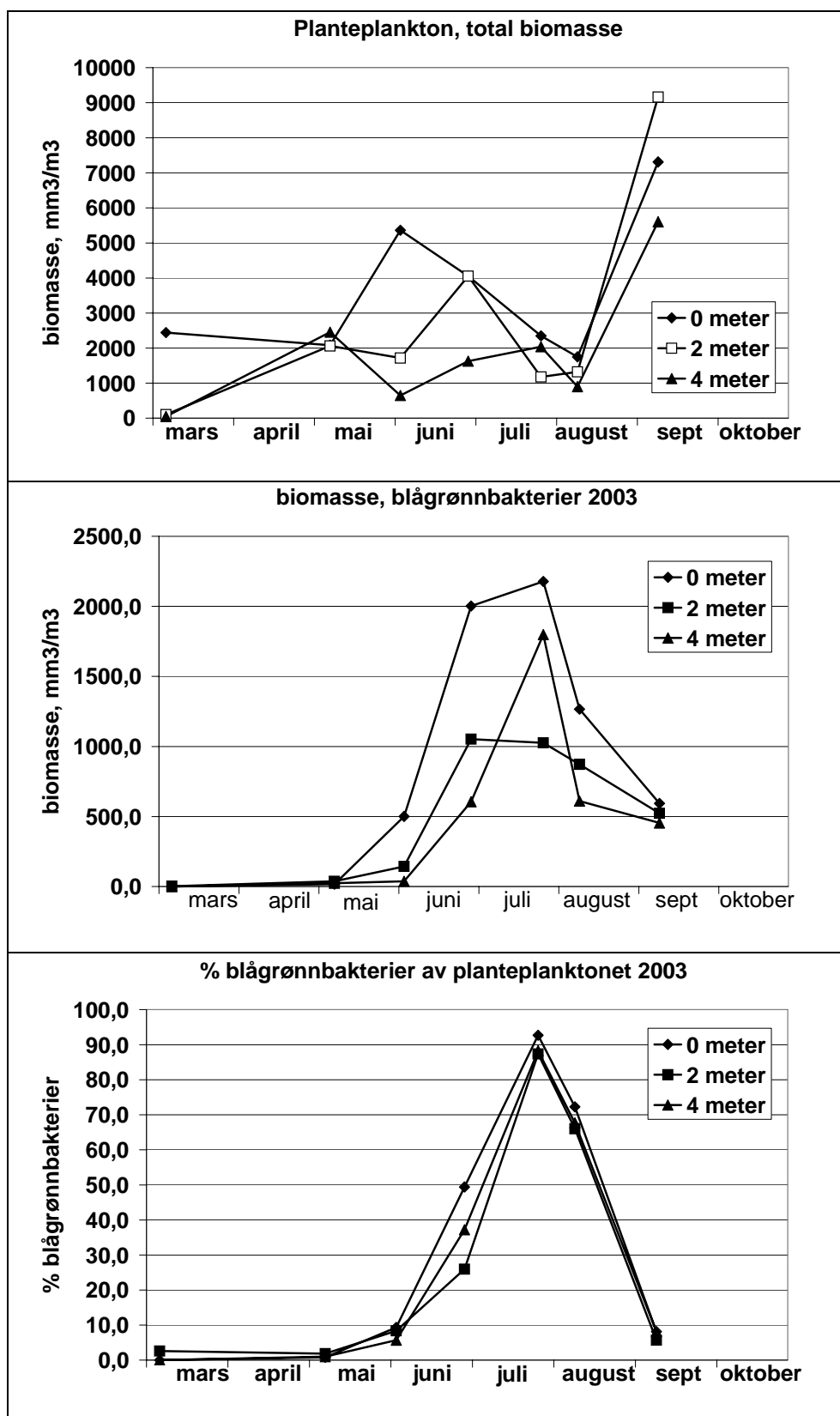
Maksimal registrert biomasse av blågrønnbakterier i 2003 var også betydelig lavere enn tilsvarende i 2002, da maksimal registrert biomasse var på 11,3 mg/L (i overflaten den 11. August 2002). I 2003 var både maksimal biomasse og andelen av blågrønnbakterier høyest i overflatelaget ved målingen den 28. juli (2,2 mg/L), for så å avta noe ned mot 2 og 4 meter. Både biomassen og prosentvis andel blågrønnbakterier av det totale planteplanktonet var høyest i perioden 30. juni til 11. august i 2003, både for 0, 2 og 4 meters dyp (**Figur 21**). For alle dypene lå andelen av blågrønnbakterier mellom 26 og 93 % i denne perioden. De vanligst forekommende artene av blågrønnbakterier var *Microcystis aeruginosa*, *Woronichinia naegeliana*, *Anabaena spiroides* og *Microcystis wesenbergii* (vedlegg E).

Gruppene kiselalger og svelgflagellater var også betydelig representert gjennom sesongen (**Figur 20**, vedlegg E). Av kiselalgene var *Stephanodiscus hantzschii* v. *pusillus* dominerende i mai, mens *Aulacoseira granulata* hadde høyest forekomst av kiselalgene ved målingene 30.juni og 11. september. I september utgjorde *A.granulata* mellom 83 og 88 % av den totale planteplanktonbiomassen på 0, 2 og 4 meters dyp. Svelgflagellatene var rikelig representert med flere *Cryptomonas*-arter og *Rhodomonas lacustris* i mai og tidlig juni. Ved målingen den 4. juni utgjorde svelgflagellatene 88 % av planteplanktonbiomassen i overflatevannet.

En høy andel av blågrønnbakterier, samt arts-sammensetningen totalt sett, bekrefter sterkt eutrofe forhold i Akersvatnet.



Figur 20. Kvantitativ sammensetning av planteplankton i Akersvatnet 2003 ($\text{mg}/\text{m}^3 = \mu\text{g}/\text{L}$). Øverst: 0 meters dyp, i midten: 2 meters dyp, nederst: 4 meters dyp.



Figur 21. Total planteplanktonbiomasse gjennom sesongen (øverst), Biomasse av blågrønnbakterier gjennom sesongen (i midten) og andel blågrønnbakterier (%) av total planteplanktonbiomasse for 3 dyp i Akersvatnet 2003 (nederst).

3.3.3 Cyanotoksiner og helserisiko

De dominerende artene i blågrønnbakteriesamfunnet i Akersvatnet var *Woronichinia naegeliana*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergii* og *Anabaena spiroides* i 2003. *M. aeruginosa* og *W. naegeliana* (encelleter, kolonidannende) kan produsere toksiner av typen microcystiner. Dette er levertoksiner som kan føre til kroniske leverskader hos mennesker og andre pattedyr. De kan også produsere ukjente toksiner med protrauert giftvirkning (fordrøyet effekt i museforsøk, Utkilen 1996) Den trådformete arten *Anabaena spiroides* kan i tillegg produsere nevrotoksiner av typen anatoksiner.

Det ble tatt toksisitetstest med ELISA-immunoassay av utvalgte prøvedyp fra Akersvatnet (0, 2 og 4 eller 12 meter) for alle prøvetakingsdatoer. Prøvedypene ble valgt etter at det var gjort en analyse av seston-filtrene. Vannprøvene fra de dypene som viste størst tetthet av blågrønnbakterier på filtrene ble analysert videre på toksiner. Toksinanalysene gav verdier under den laveste standarden på 0,5 µg microcystin pr. liter for alle datoer, med unntak av prøvene på 0,2 og 4 meter den 30. juni og på 12 meters dyp den 11. august. Disse prøvene viste alle et innhold av microcystiner på mellom 0,5 og 3 µg/L (vedlegg D).

ELISA immunoassay er en semi-kvantitativ test som først og fremst måler på ulike typer av microcystiner (formene LR, LA, RR og YR), der LR er den mest potente formen. I tillegg vil den gi utslag på nodularin, som også er en type levertoksin. Metoden vil derimot ikke slå ut på anatoksiner (nevrotoksiner) fra *Anabaena* og *Aphanizomenon*, noe som vil øke usikkerheten i vurdering av vannkvalitet mhp. helserisiko knyttet til bading og drikkevannsuttak.

WHO's anbefalte øvre grense (Chorus & Bartram 1999) er satt til 1 µg microcystin-LR per liter rensedrikkevann, og baserer seg på et forbruk av 2 liter vann per dag av en voksen person på 60 kg. Bading hvor man svelger badevann (opptil 200 mL per dag) frarådes ved toksinnivåer høyere enn 10 µg microcystin/L.)

3.3.4 Konklusjoner

Tilstanden for vannkvaliteten i Akersvatnet er noe forbedret fra 2001 (Edwardsen 2002) og 2002 (Oredalen 2002). Etter SFTs inndeling i vannkvalitetsklasser vil vannkvaliteten basert på middelkonsentrasjoner av fosfor, klorofyll *a* og siktedyp vurderes som "Dårlig" (tilstandsklasse IV) i 2003 (**Tabell 2**). For nitrogen klassifiseres vannkvaliteten som "Meget dårlig" (tilstandsklasse V).

Variabel	benevning	I	II	III	IV	V
		"Meget god"	"God"	"Mindre god"	"Dårlig"	"Meget dårlig"
Total fosfor	µg/L				49,4	
Klorofyll <i>a</i>	µg/L				14,7	
Siktedyp	m				1,32	
Total-nitrogen	µg/L					1250

Tabell 2. Klassifisering av tilstand i Akersvatnet 2003, etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1997). Tallene angir middelverdien for sesongen i 0-8 meters dyp.

Blågrønnbakteriene dominerte i planteplanktonet fra slutten av juni til midten av august, innenfor en variasjon på 26-93%. Også innenfor de andre algegruppene som ble registrert, indikerer de hyppigst forekommende artene at Akersvatnet fortsatt er en markert eutrof innsjø.

De mest dominerende artene blant cyanobakteriene var *Woronichinia naegeliana*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergii* og *Anabaena spiroides*. Med unntak av *M. wesenbergii* er alle artene potensielt toksiske, og kan produsere levertoksiner og/eller nevrotoksiner. Toksinanalysene viste en microcystinkonsentrasjon på mellom 0,5 og 3 µg microcystin/L i øvre vannlag den 30.juni, og på 12 meters dyp den 11. august. ELISA-metoden som er brukt, registrerer microcystiner og nodularin (levertoksiner), men ikke anatoksiner (nevrotoksiner). Dette vil bidra til usikkerhet ved vurdering av vannkvalitet mhp. helserisiko knyttet til bading og drikkevannsuttak. Videre overvåking av vannkvalitet og helserisiko ved bruk av Akersvatnet bør derfor inkludere kvantitative analyser av anatoksiner.

WHOs anbefalte øvre grense (Chorus & Bartram 1999) er satt til 1 µg microcystin-LR per liter renset drikkevann, og baserer seg på et forbruk av 2 liter vann per dag av en voksen person på 60 kg. Bading hvor man svelger badevann (opptil 200 mL per dag) frarådes ved toksinnivåer høyere enn 10 µg microcystin/L.)

4. Referanser

- Berge, D. 1984. Effektstudier av spylevannsutslipp fra Akersvannverkets renseanlegg. NIVA-rapport, O-84027. Lnr. 1690, ISBN 82-577-0869-0.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. NIVA-rapport nr.2344. O-86116. 111 s.
- 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.
- Edvardsen, B. 2002. Akersvatnet. Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende cyanobakterier i 2001. NIVA-rapport nr. 4521-2002, ISBN 82-577-4174-4. 52 s.
- 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.
- Oredalen, T.J 2002. Akersvatnet. Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende cyanobakterier i 2002. NIVA-rapport nr. 4605-2002, ISBN 82-577-4265-1. 46 s.
- Statens forurensningstilsyn 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. ISBN 82-7655-368-0. TA-1468/1997, 31 s.
- 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. Kjemiske analyseresultater

dato	dyp m	STS/L	SGR/L	TotP/L	TotP/Part	PO4P	TotN/L	NH4N	NO3N	TN/GFF	N/P	TOC	TOC/GFF	KLS/S
		mg/L B 2	mg/L B 2	µg/L D 2-1	µg/L D 2-1	µg/L D 1-1	µg/L D 6-1	µg/L D 5-1	µg/L C 4-3	µg/L G 6		mg/L G 4-2	µg/L G 6	µg/L H 1-1
03.03.2003	0	4,80	2,20	164	74,3	117	3560	290	2900	228	21,7	6,8	1250	25
03.03.2003	1	2,00	1,00	61	19,3	44	1820	35	1450	106	29,8	5,9	608	5,5
03.03.2003	2	1,60	0,80	47	10,6	34	1560	<5	1200	60,1	33,2	5,8	375	2
03.03.2003	4	1,47	1,07	46	8,6	35	1560	<5	1250	53,7	33,9	5,8	358	0,96
03.03.2003	8	1,80	0,80	48	10,5	36	1640	<5	1250	48,9	34,2	5,9	367	0,65
03.03.2003	12	12,00	8,40	117	77,1	90	2010	570	575	193	17,2	7,3	1370	3,8
min		1,5	0,8	46,0	8,6	34,0	1560,0	35,0	575,0	48,9	17,2	5,8	358,0	0,7
max		12,0	8,4	164,0	77,1	117,0	3560,0	570,0	2900,0	228,0	34,2	7,3	1370,0	25,0
middel		3,9	2,4	80,5	33,4	59,3	2025,0	298,3	1437,5	115,0	28,3	6,3	721,3	6,3
median		1,9	1,0	54,5	15,0	40,0	1730,0	290,0	1250,0	83,1	31,5	5,9	491,5	2,9

dato	dyp m	STS/L	SGR/L	TotP/L	TotP/Part	PO4P	TotN/L	NH4N	NO3N	TN/GFF	N/P	TOC	TOC/GFF	KLS/S
		mg/L B 2	mg/L B 2	µg/L D 2-1	µg/L D 2-1	µg/L D 1-1	µg/L D 6-1	µg/L D 5-1	µg/L C 4-3	µg/L G 6		mg/L G 4-2	µg/L G 6	µg/L H 1-1
08.05.2003	0	8,00	6,00	46	29,3	18	1670	105	1100	<138	36,3	5,6	940	12
08.05.2003	1	7,80	5,60	49	33,4	19	1700	100	1100	206	34,7	5,7	1050	12
08.05.2003	2	7,60	5,60	49	31,6	18	1760	110	1100	225	35,9	5,6	1000	12
08.05.2003	4	7,80	5,80	51	28,9	18	1670	115	1050	175	32,7	5,7	855	11
08.05.2003	8	4,60	6,00	46	27,6	18	1700	100	1050	138	37,0	6,1	833	11
08.05.2003	12	9,20	7,20	47	26,4	20	1670	120	1000	184	35,5	5,7	987	7,2
min		4,6	5,6	46,0	26,4	18,0	1670,0	100,0	1000,0	138,0	32,7	5,6	833,0	7,2
max		9,2	7,2	51,0	33,4	20,0	1760,0	120,0	1100,0	225,0	37,0	6,1	1050,0	12,0
middel		7,5	6,0	48,0	29,5	18,5	1695,0	108,3	1066,7	185,6	35,4	5,7	944,2	10,9
median		7,8	5,9	48,0	29,1	18,0	1685,0	107,5	1075,0	184,0	35,7	5,7	963,5	11,5

dato	dyp m	STS/L	SGR/L	TotP/L	TotP/Part	PO4P	TotN/L	NH4N	NO3N	TN/GFF	N/P	TOC	TOC/GFF	KLS/S
		mg/L B 2	mg/L B 2	µg/L D 2-1	µg/L D 2-1	µg/L D 1-1	µg/L D 6-1	µg/L D 5-1	µg/L C 4-3	µg/L G 6		mg/L G 4-2	µg/L G 6	µg/L H 1-1
04.06.2003	0	6,5	3,0	58	41,0	9	1610	270	845	389	27,8	5,7	1940	31
04.06.2003	1	6,6	3,5	68	59	23	1560	200	850	283	22,9	6	1430	24
04.06.2003	2	5,6	3,2	55	38	15	1500	190	890	227	27,3	5,9	1090	14
04.06.2003	4	4,5	2,9	33	24	9	1500	130	975	165	45,5	5,5	834	7,5
04.06.2003	8	6,7	5,3	31	21	12	1500	145	955	130	48,4	5,7	691	4,5
04.06.2003	12	11,0	8,7	58	37	30	1560	375	745	177	26,9	5,7	1140	7,8
min		4,5	2,9	31,0	21,0	9,0	1500,0	130,0	745,0	130,0	22,9	5,5	691,0	4,5
max		11,0	8,7	68,0	59,0	30,0	1610,0	375,0	975,0	389,0	48,4	6,0	1940,0	31,0
middel		6,8	4,4	50,5	36,7	16,3	1538,3	218,3	876,7	228,5	33,1	5,8	1187,5	14,8
median		6,6	3,4	56,5	37,5	13,5	1530,0	195,0	870,0	202,0	27,5	5,7	1115,0	10,9

Vedlegg A- fortsatt : Kjemiske analyseresultater

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC mg/L G 4-2	TOC/GFF µg/L G 6	KLS/S µg/L H 1-1	
30.06.2003	0	9,20	3,00	41	31,2	8	1120	<5		485	514	27,3	5,9	2850	29,0
30.06.2003	1	9,00	3,40	55	31,2	12	1160	<5		515	360	21,1	5,9	2280	27,0
30.06.2003	2	9,20	3,60	61	37,6	14	1190	<5		530	415	19,5	6,0	2250	28,0
30.06.2003	4	6,00	3,60	41	32,0	12	1150		72	605	260	28,0	5,9	1170	16,0
30.06.2003	8	14,80	12,40	69	52,2	43	1440		260	780		20,9	5,8	1060	6,8
30.06.2003	12	36,00	29,00	203	164,0	142	1560		730	295		7,7	6,2	2740	15,0
min		6,0	3,0	41,0	31,2	8,0	1120,0	72,0	295,0	260,0	7,7	5,8	1060,0	6,8	
max		36,0	29,0	203,0	164,0	142,0	1560,0	730,0	780,0	514,0	28,0	6,2	2850,0	29,0	
middel		14,0	9,2	78,3	58,0	38,5	1270,0	354,0	535,0	387,3	20,8	6,0	2058,3	20,3	
median		9,2	3,6	58,0	34,8	13,0	1175,0	260,0	522,5	387,5	21,0	5,9	2265,0	21,5	

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC mg/L G 4-2	TOC/GFF µg/L G 6	KLS/S µg/L H 1-1
11.08.2003	0	4,20	2,00	23	15,3	5	560	<5	<1	137	24,3	5,7	968	11
11.08.2003	1	4,60	2,20	23	19,5	4	455	<5	<1	145	19,8	5,7	979	11
11.08.2003	2	6,40	3,80	28	21,1	6	650	<5	<1	165	23,2	5,7	1040	12
11.08.2003	4	5,40	2,80	30	19,1	10	415	<5	<1	145	13,8	5,8	986	8,3
11.08.2003	8	7,80	4,00	81	20	43	560	15	<1	327	6,9	6,9	2160	10
11.08.2003	12	23,20	6,80	250	149	136	1450	125	<1	1150	5,8	11	6650	58
min		4,2		23,0	15,3	4,0	415,0	<5		137,0	5,8	5,7	968,0	8,3
max		23,2	6,8	250,0	149,0	136,0	1450,0	125,0		1150,0	24,3	11,0	6650,0	58,0
middel		8,6		72,5	40,7	34,0	681,7			344,8	15,6	6,8	2130,5	18,4
median		5,9		29,0	19,8	8,0	560,0			155,0	16,8	5,8	1013,0	11,0

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC mg/L G 4-2	TOC/GFF µg/L G 6	KLS/S µg/L H 1-1
11.09.2003	0	7,00	4,00	36	28,6	7	490	<5	<1	157	13,6	5,8	1450	22
11.09.2003	1	7,60	4,80	35	26,4	7	505	<5	<1	175	14,4	5,8	1510	21
11.09.2003	2	7,20	4,60	37	29,0	7	515	<5	<1	150	13,9	5,8	1510	23
11.09.2003	4	7,40	4,80	35	27,0	7	490	<5	<1	144	14,0	5,8	1450	22
11.09.2003	8	6,40	4,00	34	24,8	7	490	<5	<1	140	14,4	5,7	1360	21
11.09.2003	12	15,30	7,30	251	130,0	185	940	165	<1	387	3,7	7,3	3930	15
min		6,4	4,0	34,0	24,8	7,0	490,0	<5	<1	140,0	3,7	5,7	1360,0	15,0
max		15,3	7,3	251,0	130,0	185,0	940,0	165,0		387,0	14,4	7,3	3930,0	23,0
middel		8,5	4,9	71,3	44,3	36,7	571,7			192,2	12,4	6,0	1868,3	20,7
median		7,3	4,7	35,5	27,8	7,0	497,5		<1	153,5	14,0	5,8	1480,0	21,5

Vedlegg B. Felldata

dato	Siktedyp	Farge
03.03.2003	1,5	brun
08.05.2003	1,1	gullig brun
04.06.2003	1,25	gullig grønn
30.06.2003	1,25	gullig grønn
28.07.2003	1,1	
11.08.2003	1,6	gullig grønn
11.09.2003	1,6	gullig brun
min (mai-sept)	1,10	
max (mai-sept)	1,60	
middel (mai-sept)	1,32	
median (mai-sept)	1,25	

Vanntemperatur Akersvatnet 2003 (°C)

Dyp(m)/dato	06.03.03	08.05.03	04.06.03	30.06.03	28.07.03	11.08.03	11.09.03
0	0,2	9,0	18,6	19,1	21,3	23,9	15,8
1	1,2	9,0	18,0	19,1	21,3	23,5	16,1
2	1,7	8,9	17,0	19,1	21,2	22,9	16,1
3	1,9	8,9	16,2	18,7	21,1	21,9	16,1
4	2,1	8,9	14,5	18,5	20,8	21,3	16,1
5	2,3	8,9	13,3	17,7	20,5	20,6	16,0
6	2,5	8,9	12,3	15,4	19,1	19,8	16,0
7	2,9	8,9	11,7	14,6	16,7	18,3	16,0
8	3,1	8,9	11,3	13,7	14,6	15,2	16,0
9	3,4	8,9	11,1	12,7	13,5	14,1	15,9
10	3,6	8,9	10,9	12,2	13,0	13,2	15,6
11	3,9	8,9	10,8	12,0	12,6	13,0	15,0
12	4,5	8,7	10,8	11,6	12,4	12,7	13,8

Vedlegg B fortsatt: Feltdata

Oksygenmetning (%), 2003

Dyp (m)/ dato	06.03.03	08.05.03	04.06.2003	30.06.2003	28.07.2003	11.08.2003	11.09.2003
0	137	106	113	106		102	84
1	109	106	113	104		102	77
2	84	104	109	104		95	80
3	78	105	97	96		81	81
4	72	104	81	92		70	82
5	63	105	67	67		50	79
6	55	104	55	22		25	77
7	41	103	52	10		3	76
8	23	104	49	5		3	74
9	11	104	41	4		2	69
10	5	104	38	4		2	18
11	3	103	31	4		2	7
12	2	99	26	3		2	6

Konduktivitet (mS/m), 2003

dyp (m) / dato	06.03.2003	08.05.2003	04.06.2003	30.06.2003	11.08.2003	10.09.02
0	14,5	15,5	16,4		17,0	
1	14,6	15,6	16,5		17,0	
2	14,4	15,7	16,5		17,0	
3	14,7	15,7	16,6		17,0	
4	14,7	15,7	16,7		16,9	
5	15,1	15,7	16,7		17,0	
6	15,2	15,7	16,8		17,3	
7	15,4	15,7	16,8		17,8	
8	15,6	15,7	16,9		18,7	
9	15,8	15,7	17		19,0	
10	16,1	15,8	17,1		19,3	
11	16,5	15,8	17,3		19,6	
12	17,4	15,8	17,4		19,8	

Vedlegg C. Volumrelaterte beregninger

Intervall For 0-13m			
Prøve (m)	dybde-intervall (m)	mill*m3	%
0	¹ 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

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

Vedlegg D. Resultater fra ELISA-immunoassay

ELISA-test								
		06.03.2003	08.05.2003	04.06.2003	30.06.2003	28.07.2003	11.08.2003	11.09.2003
Prøve	Abs.							
0,5 µg/L		1,601	1,270	1,369	1,770	1,385	1,493	1,203
3 µg/L		1,341	0,506	0,476	0,497	0,340	0,556	0,460
0 m		1,817	1,704	1,606	1,437	1,510	1,696	1,510
2 m		1,800	1,675	1,571	0,860	1,647	1,779	1,460
4 m		1,842	1,675	1,633	0,891	1,454	(12m) 1,464	1,354
Resultat:								
0 m		< 0,5	< 0,5	< 0,5	>0,5 og < 3	< 0,5	< 0,5	<0,5
2 m		< 0,5	< 0,5	< 0,5	>0,5 og < 3	< 0,5	< 0,5	<0,5
4 m		< 0,5	< 0,5	< 0,5	>0,5 og < 3	< 0,5	(12m) >0,5 og < 3	<0,5

Vedlegg E. Kvantitative planteplanktonanalyser

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

	År	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003
Måned	3	3	3	5	5	5	6	6	6	6	6	6	7	7	7	8	8	8	9	9	9	
Dag	6	6	6	8	8	8	4	4	4	30	30	30	28	28	28	11	11	11	11	11	11	
Dyp	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	
Cyanophyceae (Blågrønner)																						
Anabaena spiroides	43,6	12,1	4,7	23,5	11,4	27,5	808,0	366,5	12,7	6,0	4,7	1,3	
Aphanizomenon gracile	.	.	.	0,7	.	.	55,7	1,5	.	24,4	16,1	4,0	2,1	.	.	1,1	8,5	.	19,1	11,9	23,6	
Microcystis aeruginosa	.	2,7	.	12,1	37,5	20,1	379,1	139,4	35,7	1696,8	842,2	498,5	2095,3	945,0	1692,7	447,6	467,7	574,9	534,7	432,8	369,8	
Microcystis wesenbergii	38,0	2,4	1,2	53,0	34,0	14,0	44,4	39,6	76,8	4,2	25,2	20,4	9,6	4,8	2,4	
Snowella lacustris	1,1	2,9	2,6	2,1	24,1	68,3	53,9	
Woronichinia naegeliana	.	.	.	4,0	.	4,0	28,0	.	.	184,0	148,0	84,0	12,0	30,0	.	2,0	2,0	.	.	.	3,2	
Sum - Blågrønner	0,0	2,7	0,0	16,8	37,5	24,1	500,8	143,3	36,9	2001,8	1052,4	605,1	2177,3	1025,9	1798,1	1265,7	872,4	610,1	593,5	522,6	454,3	
Chlorophyceae (Grønner)																						
Ankistrodesmus falcatus	1,6
Ankyra judayi	0,7	1,3	.	2,4	4,2	1,9	0,4	0,3	0,4	8,9	6,0	3,2	0,4	.	0,5	
Botryococcus braunii	0,8	0,8	.	.	1,6	0,8	0,7	.	.	2,4	3,2	0,8	0,7	.	0,8	
Carteria sp. (I=6-7)	.	0,5
Chlamydomonas sp. (I=8)	35,0	.	.	0,8	0,8
Closterium acutum v. variabile	2,8	3,5	2,5	.	0,1	.	.	0,1	0,1	0,8	0,4	0,5	
Closterium limneticum	0,4
Closterium sp.	0,3
Closterium stigosum	0,4
Closterium strigosum	0,3
Closterium tumidulum	4,5	4,8	0,8
Coelastrum asteroideum	0,2	.	.	3,2	3,2	0,2	6,4	3,2
Coelastrum microporum	19,6	5,3	5,3
Cosmarium reniforme	1,2
Cosmarium subcostatum	38,2	19,7	9,1	3,2	2,0	5,6	2,9	2,4	1,4	1,6	2,0	1,6	
Dictyosphaerium pulchellum	2,1	.	6,2	.	1,4	0,7	.	34,5	28,2	17,2	
Fusola viridis	1,3	1,1
Oocystis lacustris	0,6	.	13,3	8,0	8,0	0,2

NIVA 4759-2003

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

	År	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003
	Måned	3	3	3	5	5	5	6	6	6	6	6	6	7	7	7	8	8	8	9	9	9	9
	Dag	6	6	6	8	8	8	4	4	4	30	30	30	28	28	28	11	11	11	11	11	11	11
	Dyp	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	4 m
Oocystis parva		39,8	25,4	14,3	2,1	2,1	.	.	2,1	1,3	3,2	.	.	.
Pediastrum boryanum		1,6	1,0	.	1,6	1,6	1,6	2,0	.	3,0	.	.	.
Pediastrum duplex		1,0	.	28,0	5,0	6,0	1,0	4,0	.
Scenedesmus armatus		4,0	3,2	4,8	2,1	3,6	2,1
Scenedesmus bicaudatus		1,2	1,3	1,2
Scenedesmus denticulatus		9,5	0,2	0,2
Scenedesmus quadricauda		0,4	0,8	4,2	0,7	0,7	.	0,4	.	.	0,3	.	5,3	0,8	0,4	.	.
Staurastrum erasum		4,8	20,0	16,0
Staurastrum gracile		84,8	89,6	62,4	.	.	6,4	2,0
Staurastrum lunatum		3,2
Staurastrum paradoxum		37,1	35,0	42,7	19,6	11,2	18,9	4,8	0,7	0,6	9,6	22,4	11,2	.
Staurastrum planctonicum		1,8
Staurastrum planktonicum		21,2	4,8
Tetrastrum staurogeniforme		0,5
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)		0,7	1,0	1,0	0,7
Sum - Grønnalger		35,0	0,5	0,0	0,8	1,1	0,0	9,2	11,0	14,6	309,3	249,1	178,4	26,4	15,7	31,3	20,4	17,9	12,7	54,8	60,8	45,2	.
Chrysophyceae (Gullalger)																							
Aulomonas purdyi		.	0,1	.	.	0,1	.	.	0,1
Bicosoeca sp.		.	0,1
Chromulina nebulosa		12,2
Craspedomonader		.	1,1	4,0	0,1	0,1	2,4	3,3	8,6
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		7,2	2,4	2,5	2,8	0,9	1,4	1,5	0,4	4,2	0,9	0,9	0,1	0,4	1,0	0,9	0,3	0,4	0,6	2,3	1,5	1,9	.
Små chrysomonader (<7)		45,5	4,1	5,3	23,8	20,5	25,8	18,6	14,1	31,3	9,0	3,1	1,9	2,8	4,0	5,2	5,7	4,3	5,5	10,0	6,5	7,4	.
Store chrysomonader (>7)		3,4	3,4	1,3	6,9	6,0	6,9	3,4	5,2	9,5	0,9	0,9	.	.	0,9	.	0,9	0,9	.	1,7	1,7	0,9	.
Sum - Gullalger		68,3	11,3	13,2	33,6	27,5	34,2	23,6	19,8	45,2	10,7	4,9	2,0	3,1	5,8	6,1	6,8	5,5	6,1	16,4	13,1	18,7	.

NIVA 4759-2003

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

	År	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003
Måned	3	3	3	5	5	5	6	6	6	6	6	6	6	7	7	7	8	8	8	9	9	9
Dag	6	6	6	8	8	8	4	4	4	30	30	30	28	28	28	11	11	11	11	11	11	11
Dyp	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m
Bacillariophyceae (Kiselalger)																						
Achnanthes sp. (l=15-25)	1,6
Asterionella formosa	.	6,5	2,2	0,7	0,6	1,9	0,9	.	.	40,5	59,0	41,4	2,1	0,7	0,7
Aulacoseira alpigena	0,3
Aulacoseira granulata	.	.	.	15,4	27,5	23,0	.	7,7	53,9	797,5	888,4	185,2	4,0	2,0	3,5	11,0	14,7	19,1	6117,5	8067,3	4686,5	
Aulacoseira granulata v. angustissima	4,7	2,1	11,4	0,1	.	.	6,4	7,2	17,5
Aulacoseira italica	.	0,7	15,4
Aulacoseira italica v. tenuissima	0,4
Cyclotella glomerata	.	1,9	0,8	11,9	11,4
Fragilaria crotonensis	2,8	.	317,1	485,1	188,4	5,0	.	8,8	58,3	8,0	8,8	150,8	97,9	81,4	.	
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	.	.	.	2,0	2,0
Melosira lineata	.	.	.	1,1
Nitzschia sp. (l=40-50)	.	.	.	2,8	0,9	1,9	0,9	0,9	0,9	1,9
Stephanodiscus hantzchii v. pusillus	.	.	.	1311,8	1399,2	1678,8	.	.	2,6
Sum - Kiselalger	0,0	9,0	2,2	1331,7	1430,2	1723,6	2,7	24,8	67,9	1159,9	1434,5	426,4	9,0	2,0	12,3	70,2	24,7	27,9	6276,8	8173,0	4786,1	
Cryptophyceae (Svelgflagellater)																						
Chroomonas sp.	.	0,7	.	.	.	12,7	.	6,4	14,6	.	.	6,4
Cryptomonas curvata	0,9
Cryptomonas erosa	51,9	2,9	.	286,2	248,0	212,0	2006,4	485,9	203,9	57,9	598,9	27,7	8,0	4,0	11,8	31,8	35,0	10,1	105,7	72,9	55,4	
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)	9,5	.	.	27,4	30,9	22,8	462,2	198,2	67,6	23,9	14,3	15,1	2,9	3,2	.	9,6	2,5	.	20,1	12,2	15,6	
Cryptomonas marssonii	.	0,6	.	17,0	1,0	.	63,6	4,0	7,4	.	.	.	0,6	1,0	0,3	.	7,4	0,8	3,7	.	.	
Cryptomonas pyrenoidifera	.	.	.	10,6	25,4	67,8	187,4	51,9	3,7	.	9,5	3,2	.	.	
Cryptomonas spp. (l=24-30)	4,0	.	.	25,7	18,5	19,0	7,2	4,1	.	6,0	.	4,1	1,4	.	.	.	6,0	.	0,9	2,7	5,4	
Cyathomonas truncata	2,0	0,4
Katablepharis ovalis	9,5	5,2	1,4	2,1	5,7	6,7	25,4	57,8	43,0	0,5	0,3	2,4	0,8	0,5	.	
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	424,4	50,1	12,4	26,8	46,1	52,9	1882,1	324,4	39,1	4,0	1,2	0,4	2,4	2,0	0,4	150,1	187,3	43,6	8,6	15,2	10,9	
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	5,8	.	.	14,6	18,9	25,4	55,1	29,3	14,3	2,9	.	3,4	1,7	1,6	.	12,1	14,6	10,2	6,6	9,5	14,3	
Sum - Svelgflagellater	505,3	59,6	13,9	410,3	394,7	420,3	4689,5	1161,8	393,6	95,1	623,9	57,1	17,0	11,8	12,5	203,6	252,8	64,9	151,2	115,4	102,6	

NIVA 4759-2003

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

	År	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003
	Måned	3	3	3	5	5	5	6	6	6	6	6	6	7	7	7	8	8	8	9	9	9
	Dag	6	6	6	8	8	8	4	4	4	30	30	30	28	28	28	11	11	11	11	11	11
	Dyp	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m
Dinophyceae (Fureflagellater)																						
	Ceratium furcoides	24,0	.	6,0	216,0	312,0	102,0	90,0	90,0	162,0	138,0	90,0	156,0	138,0	204,0	156,0
	Ceratium hirundinella	24,0	.	.	150,0	228,0	30,0	12,0	6,0	.	18,0	30,0	.	48,0	48,0	12,0
	Gymnodinium cf. lacustre	.	1,4	0,2	.	1,2	2,1	1,1	4,8	6,0	1,1	.	.	.
	Gymnodinium sp. (I=14-16)	3,2
	Katodinium sp. (I=12-14)	4,2
	Peridiniopsis edax	7,3	1,5	2,2	.	0,7	.	.	.	0,9
	Peridinium goslaviense	5,3
	Peridinium raciborskii (P. palustre)	6,6
	Peridinium sp. (I=15-17)	.	2,3	11,9	.	.	.	4,4	4,4
	Sum - Fureflagellater	9,6	3,7	12,0	0,0	1,2	2,1	60,7	4,4	6,0	372,6	540,0	132,0	102,0	97,5	164,2	164,0	126,7	157,1	186,0	252,0	168,9
Euglenophyceae (Øyealger)																						
	Trachelomonas hispida	1,4	.	.	0,8	0,8	3,3	.	3,3	.	.	3,3	0,5	0,5	.	.	.
	Trachelomonas volvocina	1801,5	9,6	4,0	256,1	146,2	227,4	21,9	293,0	39,4	83,1	126,8	214,3	11,6	10,2	4,0
	Sum - Øyealger	1802,8	9,6	4,0	256,8	146,9	230,6	21,9	296,3	39,4	83,1	130,1	214,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	11,6	10,2	4,0
My-alger																						
	My-alger	24,2	6,9	5,7	32,2	22,4	21,0	52,5	55,3	45,1	18,4	16,6	11,8	14,3	15,7	12,6	21,0	21,4	22,0	21,7	15,7	25,2
	Sum - My-alge	24,2	6,9	5,7	32,2	22,4	21,0	52,5	55,3	45,1	18,4	16,6	11,8	14,3	15,7	12,6	21,0	21,4	22,0	21,7	15,7	25,2
	Sum totalt :	2445,1	103,1	51,0	2082,2	2061,5	2455,9	5360,7	1716,7	648,6	4050,9	4051,6	1627,5	2349,0	1174,5	2037,0	1751,6	1321,3	901,3	7311,8	9162,8	5604,9

Vedlegg F. Kjemiske analysemetoder

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
B 1	Suspendert tørrstoff og gløderest	mg/l	STS, SGR
Tittel:			
Bestemmelse av suspendert stoff og dets gløderest i avløpsvann.			
Anvendelsesområde:			
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.			
Prinsipp:			
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.			
Instrument(er):			
Filteroppsats, vannstrålepumpe, Whatman GF/C glassfiberfilter med diameter 47 mm. Thermaks 4115 varmeskap, Naber Multitherm N11/R glødeovn, Sartorius R 200 D vekt.			
Måleusikkerhet:			
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 middelerdi og standard avvik på 49.6 og 1.9 mg/l for STS, og 21.0 og 2.7 mg/l for SGR.			
Referanser:			
NS 4733. Bestemmelse av suspendert stoff i avløpsvann og dets gløderest. 1983, 2. utgave.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 1-1	Fosfat	µg/l P	PO4-P
Tittel:			
Bestemmelse av fosfat med Skalar Autoanalysator.			
Anvendelsesområde:			
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 ₂ lavere enn 5 mg/l.			
Prinsipp:			
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.			
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:			
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.			
Referanser:			
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
Tittel:			
Bestemmelse av totalfosfor i ferskvann og sjøvann med Skalar Autoanalysator etter oppslutning med peroksodisulfat.			
Anvendelsesområde:			
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 fortynning er 500 µ g/l P. Prøver med høyere innhold av fosfor må fortynnes. Nedre bestemmelsesgrense er 1 µ g/l P.			
Prinsipp:			
Komplekse, uorganiske fosfater og organisk bundet fosfor omdannes til ortofosfat ved oppslutning med peroksodisulfat i surt miljø. Oppslutningen skjer ved koking i lukket teflon-beholder i autoklav. 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. 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.			
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:			
20 målinger av en kaliumhydrogenfosfatløsning med konsentrasjon 4,85 µg/l ga middelværdi 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.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4725. Bestemmelse av totalfosfor – Oppslutning 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
Tittel:			
Bestemmelse av nitritt + nitrat med Skalar Autoanalysator i ferskvann, sjøvann og rensset avløpsvann.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av summen av nitrat- og nitritt-nitrogen i naturlig ferskvann og sjøvann, samt i rensset 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 bølgelengden 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 middelveien 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
Tittel:			
Bestemmelse av ammonium-nitrogen med Technicon Autoanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Denne metoden gjelder for bestemmelse av ammonium-nitrogen i ferskvann og sjøvann. Minste bestembare konsentrasjon er 5 µg/l . Høyeste konsentrasjon for direkte bestemmelse er 500 µg/li ferskvann og 250 µg/l for sjøvann. Ved å bruke en 1:10 fortykning kan man analysere opp til 5000 µg/l. Prøver med høyere ammoniuminnhold, forurensede prøver og sulfidholdig sjøvann analyseres med ammonium elektrode.			
Prinsipp:			
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).			
Instrument(er):			
Technicon Autoanalysator II med ammoniumkasett og Sampletron prøveveksler.			
Måleusikkerhet:			
43 målinger av en ammoniumsulfatløsning med konsentrasjon 200 µg/l N i ferskvann ga middelerdi 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.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4746. Vannundersøkelse. Bestemmelse av ammonium-nitrogen. 1. utg. 1975. Modifisert ved automatisering av bestemmelsen.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 6-1	Totalnitrogen	µg/l N	Tot-N/L
Tittel:			
Bestemmelse av nitrogen i ferskvann og sjøvann etter opplutning med peroksidisulfat, sluttbestemmelse med Skalar Autoanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogeninnhold i ferskvann og sjøvann etter opplutning 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.			
Prinsipp:			
Metodebeskrivelsen angir en automatisert metode som gjelder for analysesystemer der det anvendes luftsegmentering. Organiske og uorganiske nitrogenforbindelser oksideres til nitrat ved opplutning 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.			
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:			
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.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4743. Vannundersøkelse – Bestemmelse av nitrogen etter oksidasjon med peroksidisulfat.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
G 4 - 2	Totalt organisk karbon	mg/l	TOC
Tittel:			
Bestemmelse av totalt organisk karbon med peroksidisulfat / UV metoden.			
Anvendelsesområde:			
Totalt organisk karbon i ferskvann uten partikler, eventuelt filtreres med GF/F-filter, gir løst organisk karbon, DOC (dissolved organic carbon). Under analysen gjennomobiles prøven, og flyktige organiske forbindelser drives også ut sammen med uorganisk CO ₂ , 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.			
Prinsipp:			
Prøven surgjøres med fosforsyre og gjennomobiles med oksygen for å fjerne uorganisk karbon. OBS! Flyktig organisk karbon blir også fjernet ved denne behandlingen! Den gjennomobilete prøven tilsettes en løsning av natriumperoksydisulfat, og UV-bestråles. Organiske karbonforbindelser oksideres til CO ₂ , som blir kvantitativt målt med en IR-detektor.			
Instrument(er):			
Phoenix 8000 TOC-TC analysator med prøvekarusell STS 8000.			
Måleusikkerhet:			
23 målinger av en kaliumhydrogenftalatløsning med konsentrasjon 0.5 mg/l ga middelvei 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.			
Referanser:			
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:
G 6	Totalt karbon og nitrogen	mg/l	TC/F, TN/F, TOC/F
Tittel:			
Bestemmelse av karbon og nitrogen i fast stoff med Carlo Erba elementanalysator.			
Anvendelsesområde:			
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.			
Prinsipp:			
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 ₂ -gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N ₂ - og CO ₂ -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.			
Instrument(er):			
Carlo Erba Elementanalysator 1106, med prøveveksler AS 400 LS.			
Måleusikkerhet:			
84 målinger av sulfanilamid med teoretisk verdi 41.84 % C ga middelvei 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.			
Referanser:			
CARLO ERBA STRUMENTAZIONE, ELEMENTAL ANALYZER 1106. Instruction manual. APPLICATION LAB REPORTS, Elemental analysis lab, Carlo Erba. January 1987.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
H 1-1	Klorofyll a	µg/l	KLA/S
Tittel:			
Spektrofotometrisk bestemmelse av klorofyll a i metanolekstrakt.			
Anvendelsesområde:			
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 µ g/l.			
Prinsipp:			
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 sløyyet 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.			
Instrument(er):			
Perkin-Elmer Lambda 40 spektrofotometer med 50 mm kyvetter av optisk spesialglass.			
Måleusikkerhet:			
10 dobbeltanalyser av tre ulike prøver ga følgende middelveier 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.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4767 Vannundersøkelse. Bestemmelse av klorofyll- <u>a</u> , spektrofotometrisk måling i metanolekstrakt.			