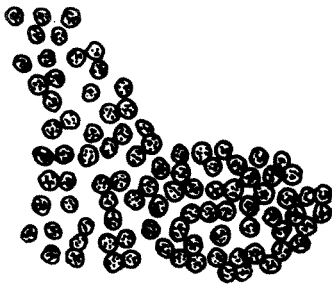


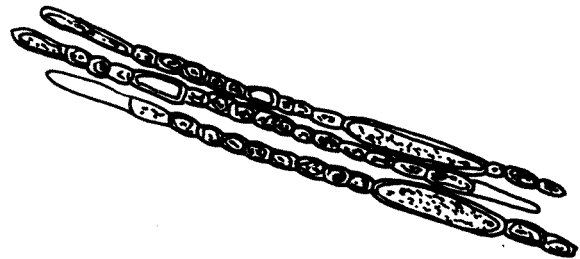
O-84135

Blågrønnalger - vannkvalitet i Akersvatnet, Vestfold

Resultater av undersøkelser i 1987 og 1988
for Vestfold interkommunale vannverk (VIV)



Microcystis aeruginosa



Aphanizomenon flos-aquae

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

| |
|----------------------------|
| Prosjektnr.: O-84135 |
| Undernummer: |
| Løpenummer: 2264 |
| Begrenset distribusjon: |

| | |
|--|-----------------------------------|
| Rapportens tittel: Blågrønnalger - vannkvalitet i Akersvatnet, Vestfold. Resultater fra undersøkelser i 1987 og 1988 for Vestfold interkommunale vannverk (VIV). | Dato: 20.06. 1989 |
| Forfatter (e): Olav Skulberg Jozsef Kotai Randi Skulberg | Prosjektnummer: O-84135 |
| | Faggruppe: Hydrobiologi |
| | Geografisk område: Vestfold |
| | Antall sider (inkl. bilag): 35 |

| | |
|--|----------------------------------|
| Oppdragsgiver: Vestfold interkommunale vannverk (VIV) | Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.): |
|--|----------------------------------|

| |
|--|
| Ekstrakt: <p>Utviklingen av blågrønnalger i Akersvatnet, Vestfold ble i 1987 og 1988 fulgt med biologiske og kjemiske observasjoner. Gjennomgående små algepopulasjoner ble registrert. Meteorologiske faktorer var utslagsgivende for utviklingsforløpet. Basert på teoretiske forutsetninger vil omfattende vannblomst av blågrønnalger i Akersvatnet inntreffe 6-8 ganger i en tidsperiode på 30 år. De aktuelle vannblomstdannende blågrønnalger kan opptre med toksinproduserende stammer. Toksinet akersstox (microcystin-a) produsert av <u>Microcystis aeruginosa</u> er fortsatt det vanligste knyttet til oppblomstringene.</p> |
|--|

- 4 emneord, norske:
1. Vannkvalitet
 2. Blågrønnalger
 3. Biotoksiner
 4. Eutrofiering

- 4 emneord, engelske:
1. Water quality
 2. Cyanophytes
 3. Biotoxins
 4. Eutrophication

Prosjektleder:

Olav Skulberg

For administrasjonen:

Torsten Kjellgren

ISBN 82-577-1563-8

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

OSLO

O - 84135

BLÅGRØNNALGER - VANNKVALITET I AKERSVATNET, VESTFOLD

RESULTATER AV UNDERSØKELSER I 1987 OG 1988

FOR

VESTFOLD INTERKOMMUNALE VANNVERK (VIV)

Oslo, 20. juni 1989

Olav Skulberg

Jozsef Kotai

Randi Skulberg

FORORD

VESTFOLD INTERKOMMUNALE VANNVERK har i 1987 og 1988 ført videre de løpende undersøkelser av Akersvatnet. Hensikten med arbeidet er flere. Det er nødvendig å ha en oppfølging av utviklingen av de toksinproduserende blågrønnalgene. Vannkvaliteten i Akersvatnet er til enhver tid avgjørende for vurderingen av innsjøens bruk som reservevannkilde.

Resultatene fra undersøkelsene disse to årene har hittil bare vært rapportert på møter og i brevs form. Det har vært laget en samling med grafiske fremstillinger som belyser miljøfaktorer av betydning for vannkvaliteten i Akersvatnet (NIVA 1989). Med dette gis en samlet fremstilling av forholdene i Akersvatnet i det aktuelle tidsrom.

Undersøkelsene i Akersvatnet ble gjort i et samarbeid med andre forskningsinstitutter. I første rekke var INSTITUTT FOR NÆRINGSMIDDELHYGIENE og STATENS INSTITUTT FOR FOLKEHELSE med i arbeidet. HELSERÅDSTJENESTEN i Vestfold har bidratt med drøftelser av aktuelle spørsmål og forøvrig vært behjelpelige.

VESTFOLD INTERKOMMUNALE VANNVERK har tilrettelagt undersøkelsene og i betydelig utstrekning gjennomført prøvetaking og annet feltarbeid. Samarbeidet har vært på beste måte.

For faglig bistand og praktisk hjelp rettes det en takk til alle som med sin innsats har gjort arbeidet gjennomførbart.

Oslo, 28. februar 1989

Olav Skulberg

INNHALDSFORTEGNELSE

Side :

| | |
|--|----|
| FORORD | 2 |
| 1. Sammenfatning og konklusjoner | 6 |
| 2. Bakgrunn | 8 |
| 3. Materiale og metoder | 8 |
| 4. Klimatiske faktorer | 9 |
| 4.1 Lufttemperatur | 9 |
| 4.2 Nedbør | 10 |
| 5. Forholdene i Akersvatnet | 11 |
| 5.1 Vanntemperatur og lagdeling | 11 |
| 5.2 Siktedyp og turbiditet | 12 |
| 5.3 Kjemisk vannkvalitet | 12 |
| 5.4 Algeutvikling og toksindannelse | 16 |
| 5.5 Forekomst av <u>Microcystis aeruginosa</u> og akerstox (microcystin-a) i Akersvatnet | 18 |
| 6. Drøftelser av resultater | 28 |
| 6.1 Forekomst av blågrønnalger | 28 |
| 6.2 Forsøk på en teoretisk behandling av klimaets med- virkning til oppblomstringer av blågrønnalger i Akersvatnet | 29 |
| 6.3 Blågrønnalgeutvikling og eutrofiering i Akersvatnet | 30 |
| 6.4 Noen teoretiske beregninger av mulig blågrønn- algeutvikling i Akersvatnet | 31 |
| 7. Henvisninger | 34 |

FIGUROVERSIKT

| | <u>Side:</u> |
|---|--------------|
| FIGUR 1. Lufttemperatur. Månedsmiddel i 1987 og 1988. Melsom ... | 20 |
| FIGUR 2. Lufttemperatur. Min.-maks. - og middelveidier i perioden 1960 - 1988..... | 20 |
| FIGUR 3. Månedlige nedbørhøyder i 1987 og 1988. Melsom | 21 |
| FIGUR 4. Månedlige nedbørhøyder i 1987 og 1988 sammenliknet med normalverdier | 21 |
| FIGUR 5. Vanntemperatur mai - november 1987 | 22 |
| FIGUR 6. Vanntemperatur mai - oktober 1988..... | 22 |
| FIGUR 7. Kontinuerlige registreringer av vanntemperatur i 1988.. | 23 |
| FIGUR 8. Siktedyp-målinger i 1987 og 1988..... | 24 |
| FIGUR 9. Turbiditets-målinger i 1987 og 1988..... | 24 |
| FIGUR 10. Ortofosfat 1987 og 1988 | 25 |
| FIGUR 11. Forholdet mellom totalnitrogen og totalfosfor i 1987 og 1988. 0 - 5 m dyp | 25 |
| FIGUR 12. Kvantitativ utvikling av blågrønnalger 1987. 1 m dyp .. | 26 |
| FIGUR 13. Kvantitativ utvikling av blågrønnalger 1988. 1 m dyp .. | 26 |
| FIGUR 14. Forekomst av <u>Microcystis</u> i perioden 1985 - 1988. Månedss- middelveidier | 27 |
| FIGUR 15. Klimatall og klimafaktor i vekstsesongen for perioden 1958 - 1988 | 27 |

TABELLOVERSIKT

| | <u>Side:</u> |
|---|--------------|
| TABELL 1. Fysiske og kjemiske analysemetoder | 9 |
| TABELL 2. Temperaturavvik, °C (månedsmiddeltemperatur - normaltemperatur). Melsom. | 10 |
| TABELL 3. Månedlige nedbørhøyder som prosent av normalen. Melsom. | 11 |
| TABELL 4. Fysiske og kjemiske analyseresultater mai - november 1987 | 14 |
| TABELL 5. Fysiske og kjemiske analyseresultater mai - oktober 1988 | 15 |
| TABELL 6. Kvantitativ forekomst av blågrønnalger fra 1 m dyp i perioden mai - oktober 1987 | 17 |
| TABELL 7. Toksisitetstesting (musetest) av <u>Aphanizomenon</u> -materiale fra Akersvatnet i 1987 og 1988 | 18 |
| TABELL 8. Biomasse av <u>Microcystis</u> i Akersvatnets frie vannmasser | 18 |

1. SAMMENFATNING OG KONKLUSJONER

- VESTFOLD INTERKOMMUNALE VANNVERK (VIV) har i 1987 og 1988 fortsatt undersøkelsene av Akersvatnet med hensyn til blågrønnalgeutvikling og eutrofiering. Vannkvaliteten i innsjøen er til enhver tid avgjørende for bruken av Akersvatnet som reservevannkilde og trenger løpende oppmerksomhet.
- Rapporten gir en fremstilling av undersøkelsene som ble utført og resultatene som fremkom. De limnologiske forhold blir beskrevet, og utviklingen av blågrønnalger og toksinproduksjon blir behandlet. Resultatene blir drøftet i sammenheng med de klimatiske faktorer. Noen teoretiske vurderinger av Akersvatnets eutrofiering og den resulterende algeutvikling blir fremlagt.
- Både i 1987 og 1988 var utviklingen av blågrønnalger - gjennomgående små algepopulasjoner - preget av de ekstreme klimatiske forhold. I vegetasjonsperioden 1987 var det f.eks. den laveste temperatur i den siste tredveårsperioden. Forholdene hemmet fremveksten av blågrønnalger sterkt. I 1988 var vanntemperaturen i juni og juli omlag 4 °C varmere enn i 1987. De store nedbørmengder om vinteren og våren 1988 laget imidlertid en effektiv utskiftning av vannmasser, og medførte fortykning av næringssaltkonsentrasjoner. I begynnelsen av vegetasjonsperioden var f.eks. konsentrasjonen av ortofosfat i Akersvatnet omlag 50 % lavere enn i 1987. Samtidig var det et meget beskjedent utgangsmateriale med blågrønnalger til opp-poding av vannmassene. Forholdene resulterte i en svak algeutvikling og et klart vann med lav turbiditet gjennom den første del av sommeren. De klimatiske faktorer i resten av vegetasjonsperioden var hovedsakelig ugunstig for masseutvikling av blågrønnalger.
- Blant blågrønnalger i planktonet var fire arter fremtredende (Aphanizomenon flos-aquae, Microcystis aeruginosa, Microcystis botrys, Gomphosphaeria naegeliana). Microcystis hadde en begrenset utvikling i 1987. Bestanden ble sterkt desimert mot årets slutt. Også vinteren 1987-1988 førte til videre reduksjon i Microcystis-populasjonen. I 1988 var det bare en relativt liten forekomst av Microcystis i Akersvatnet. Aphanizomenon flos-aquae har klart øket sin betydning i innsjøens plankton de senere år.

De nevnte arter kan alle danne vannblomst og opptre med toksinproduserende stammer.

- Basert på teoretiske forutsetninger er vannmassenes konsentrasjoner av totalnitrogen (TN) og totalfosfor (TP) i Akersvatnet egnet for en frodig utvikling av blågrønnalger. Når konsentrasjonsforholdet mellom totalnitrogen og totalfosfor blir lavere enn et visst nivå ($TN/TP < 29$), ligger det tilrette for masseutvikling av blågrønnalger. En slik situasjon inntreffer gjerne i Akersvatnet i august og september. Det vil da være de meteorologiske faktorer som blir avgjørende for om en oppblomstring med blågrønnalger realiseres eller ikke.

Som oftest vil en eventuell oppblomstring under de rådende forhold bli med en toksinproduserende stamme av Microcystis aeruginosa eller Aphanizomenon flos-aquae i dominans.

- Med utgangspunkt i teoretiske betraktninger om Akersvatnets trofinivå kan en "akseptabel" konsentrasjon av totalfosfor i vannmassene anslås til 14.6 µg P/l. En betydelig belastningsreduksjon må gjennomføres for eventuelt å kunne oppnå dette konsentrasjonsnivå. Det er trolig urealistisk innen overskuelig fremtid å oppnå et "akseptabelt" konsentrasjonsnivå for totalfosfor på denne måte. Forholdet innebærer at man må regne med vedvarende problemer med blågrønnalgeoppblomstringer i Akersvatnet.
- Teoretiske modeller til beregninger av blågrønnalgeutvikling i Akersvatnet basert på konsentrasjoner av plantenæringsstoffer er lite praktisk anvendbare. Klimatiske betingelser er sterkt varierende, og de har utslagsgivende betydning for algeutviklingen i de enkelte år.
- Med bakgrunn i de undersøkelser som hittil er foretatt i Akersvatnet, og det foreliggende meteorologiske datagrunnlag, kan en vurdering av problemet masseutvikling av blågrønnalger bli gjort. Statistisk sett vil de klimatiske betingelser f.eks. gi muligheter for en stor blågrønnalgeoppblomstring i 6-8 år av en tredveårsperiode.
- Det er nødvendig å kunne gjøre praktiske tiltak med kontroll av algeutvikling i Akersvatnet for å sikre en formålstjenlig råvannskvalitet for Vestfold interkommunale vannverk. De foreliggende erfaringer med at populasjonen av Microcystis aeruginosa hadde vanskeligheter med å ta seg opp igjen etter en desimering av forekomsten, er av praktisk interesse. Dette indikerer at en virkning av et eventuelt algekontrollerende tiltak kan få en effekt som strekker seg over lengre tid i Akersvatnet.
- Det videre arbeid med undersøkelser av vannkvaliteten i Akersvatnet bør ta sikte på:
 - å avklare mulig forekomst av blågrønnalger med dannelse av nevrotoksiner
 - å følge opp blågrønnalgeutviklingen og toksindannelse i innsjøen løpende
 - å utprøve praktiske tiltak for kontroll av algeutvikling
 - å bedømme langsiktige biologiske metoder for bedring av råvannskvalitet
 - å vurdere grunnvannstilsiget til innsjøen
 - å beskrive langtidsutviklingen av innsjøen.

2. BAKGRUNN

I tidligere rapporter (NIVA 1985, 1986a, 1987a) utarbeidet for VESTFOLD INTERKOMMUNALE VANNVERK er problemene med giftproduserende blågrønnalger i Akersvatnet blitt behandlet. For å kunne bedømme helserisiko - samt forstå årsaker og virkninger knyttet til toksindannelsen - er det nødvendig med konkrete holdepunkter om tilstanden i innsjøen. Resultatene fra undersøkelsene danner til enhver tid grunnlag for vurdering av behovet for praktiske forholdsregler.

Denne rapporten stiller sammen resultater og erfaring fra undersøkelsen utført i 1987 og 1988. Det blir foretatt en sammenfattende bedømmelse av den limnologiske situasjon i Akersvatnet. Hovedvekten er lagt på de fysiske og kjemiske miljøfaktorer, og hvordan de biologiske forhold (spesielt utviklingen med blågrønnalger) i vannmassene ble influert i vegetasjonsperiodene.

Kunnskap om vannkvaliteten i råvannskilden er nødvendig for en hensiktsmessig praktisk drift av et vannverk. I denne sammenheng er den hygieniske vurdering av vannkvalitet en sentral oppgave.

3. MATERIALE OG METODER

Undersøkelsene tar utgangspunkt i observasjoner og prøvetaking i Akersvatnet. Dette arbeidet ble i stor utstrekning utført av mannskap fra VESTFOLD INTERKOMMUNALE VANNVERK etter rutinemessig opplegg og med standard fremgangsmåte (NIVA 1985). Det ble i felt foretatt målinger av fysiske faktorer (temperatur, siktedyp) og innsamlet prøver til kjemiske og biologiske analyser. Laboratoriebearbeiding av prøvene begynte umiddelbart etter innsamlingen med måling av turbiditet og pH og filtrering for bestemmelse av seston (Skulberg 1978). Vannprøvene ble deretter direkte transportert til NIVA's laboratorier i Oslo for videre analysering. Metodene som ble anvendt var de rutinemessige for undersøkelser av kjemisk og biologisk vannkvalitet (TABELL 1).

Når det gjelder akutte toksisitetstester, ble disse utført ved INSTITUTT FOR NÆRINGSMIDDELHYGIENE ved Norges veterinærhøgskole. Metodene som ble benyttet er tidligere beskrevet (Berg et al. 1987).

Det kan være grunn til å understreke at arbeidet med undersøkelser av giftproduserende blågrønnalger fortsatt befinner seg i et tidlig stadium av utforskning. Dette gjelder både internasjonalt (WHO 1984), og her i landet (Skulberg 1988). Fremgangsmåter og analyseverktøy er derfor under utprøving og tilpasning. Samtidig er det bare et lite antall av de aktuelle biotoksiner som foreløpig er kjemisk og toksikologisk karakterisert.

TABELL 1. Fysiske og kjemiske analysemetoder

| Analyseparameter | Enhet | Deteksjonsgrense | Metode | Instrument |
|------------------|---|-----------------------|-----------------------------|---|
| Surhetsgrad | pH | 0,1 pH | NS 4720 | Orion Research Model 901 |
| Konduktivitet | mS/m 25 ⁰ C µS/cm 20 ⁰ C | 0,1 mS/m 0,1 µS/cm | NS 4721 | Philips PW 9527 |
| Turbiditet | FTU | 0,1 FTU | NS 4723 | Hach Laboratory Turbidimeter Model 2100 A |
| Totalfosfor | µg P/l | 1,0 µg P/l | NS 4725 | Techn. Autoanalyser II |
| Ortofosfat | µg P/l | 0,5 µg P/l | NS 4724 | " " " |
| Totalnitrogen | µg N/l | 5 µg N/l | NS 4743 | " " " |
| Nitrat | µg N/l | 1 µg N/l | NS 4745 | Techn. Autoanalyser I |
| Tot.org.karbon | mg C/l | 0,02 mg C/l | ISO Standard ISO 8245 | Astro 1850 TOC-TC analyzer |

NS = Norsk Standard

4. KLIMATISKE FAKTORER

De siste årenes uvanlige meteorologiske forhold har gitt ny oppmerksomhet på betydningen av klimatiske faktorer for innsjøenes utvikling. Observasjonene som ble utført i Akersvatnet i 1987 og 1988 har bidratt til å belyse hvordan temperatur og nedbør påvirker de biologiske utviklingsforløp.

I dette avsnitt vil de klimatiske faktorene bli beskrevet. Drøftelsene av konsekvensene de har hatt for Akersvatnet og vannkvaliteten vil bli gjort senere i fremstillingen (avsnitt 6).

De aktuelle observasjonsdata er innhentet fra Det Norske Meteorologiske Institutt. Målestasjonen er Melsom (stasjon nr. 2745) i Stokke kommune. Stasjonens beliggenhet i nærområdet til Akersvatnet gjør den svært egnet til formålet.

4.1 Lufttemperatur

Luftmiddeltemperaturen for 1987 - 1988 er fremstilt som månedsverdier i FIGUR 1. Verdiene kan sammenholdes med gjennomsnittsverdiene, maksimum- og minimumstemperaturene for observasjonsperioden 1960 - 1988 som er fremstilt i FIGUR 2. To forhold er spesielt fremtredende. Sommeren 1987 var særlig kjølig. I vekstsesongen (april - september) ble det registrert den kaldeste sommer i en tredveårsperiode. Vinteren 1987-1988 fremhevet seg som særlig mild. For januar 1988 var f.eks.

månedsmiddeltemperaturen 1,2 °C (temperaturnormalen tilsvarer -4,0 °C).

For å belyse nærmere hvordan temperaturforholdene har avviket fra normalen i den siste femårsperiode, er temperaturavvikene (månedsmiddel - normal) sammenstilt i TABELL 2. Når det gjelder den generelle temperaturutvikling den siste mannsalder på den nordlige halvkule, kan det være interessant å nevne en hovedtendens. Den årlige gjennomsnittstemperatur har vært avtakende siden 1930-årene (omlag 0,3 °C over en tredveårsperiode, Wallén 1986). Samtidig har temperatursvingningene de enkelte år vist større amplityder. Værsituasjonen i såvel 1987 som 1988 demonstrerte tydelig de store svingninger i lufttemperaturen gjennom alle årstider.

TABELL 2. Temperaturavvik, °C (månedsmiddeltemperatur-normaltemperatur). Melsom.

| År | Jan. | Feb. | Mar. | Apr. | Mai | Jun. | Jul. | Aug. | Sep. | Okt. | Nov. | Des. | Jan-Des. | Mai-Okt. | Jul-Sep. |
|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|----------|----------|----------|
| 1984 | 0,0 | 0,8 | -0,2 | 1,1 | 2,0 | 0,7 | -0,7 | 0,7 | -1,2 | 2,2 | 1,6 | 2,6 | 0,8 | 0,6 | -0,1 |
| 1985 | -4,8 | -5,6 | 0,7 | -1,9 | 1,4 | 0,1 | -0,8 | -0,7 | -1,9 | 1,5 | -3,0 | -5,2 | -1,7 | -0,1 | -0,8 |
| 1986 | -3,3 | -4,4 | 1,4 | -1,9 | 0,4 | 1,8 | -0,7 | -2,2 | -2,2 | 0,8 | 3,3 | 0,7 | -1,1 | -0,3 | -0,8 |
| 1987 | -6,7 | -0,5 | -3,8 | 0,3 | -0,9 | -2,3 | -0,5 | -2,4 | -1,5 | 1,5 | -0,8 | -0,3 | -1,5 | -1,0 | -1,7 |
| 1988 | 5,2 | 3,3 | -0,2 | -1,1 | 2,2 | 4,0 | -0,3 | -0,4 | 2,4 | -0,6 | -1,2 | -0,5 | 1,1 | 1,2 | 1,4 |

4.2 Nedbør

Observasjonene av nedbørhøyder i 1987 og 1988 er fremstilt i FIGUR 3. I 1987 var mars, juni og oktober de mest regnfulle måneder. Tilsvarende i 1988 var januar, februar, mars, juli og august nedbørrike måneder. Ved å sammenlikne med normalverdien (FIGUR 4) fremkommer forholdene tydelig. I TABELL 3 er de månedlige nedbørhøyder som prosent av normalen fremstilt for den siste femårsperioden. Året 1988 fremstår i denne sammenheng som særlig nedbørrikt.

TABELL 3. Månedlige nedbørhøyder som prosent av normalen.
Melsom.

| År | Jan. | Feb. | Mar. | Apr. | Mai | Jun. | Jul. | Aug. | Sep. | Okt. | Nov. | Des. | Jan-Des. |
|------|------|------|------|------|-----|------|------|------|------|------|------|------|----------|
| 1984 | 158 | 60 | 76 | 41 | 95 | 135 | 82 | 37 | 127 | 177 | 83 | 108 | 104 |
| 1985 | 63 | 56 | 278 | 197 | 64 | 53 | 161 | 152 | 127 | 54 | 88 | 108 | 103 |
| 1986 | 150 | 2 | 232 | 60 | 164 | 66 | 36 | 293 | 32 | 127 | 97 | 128 | 117 |
| 1987 | 23 | 102 | 327 | 74 | 114 | 164 | 63 | 96 | 131 | 235 | 107 | 22 | 115 |
| 1988 | 286 | 265 | 485 | 83 | 59 | 58 | 233 | 170 | 92 | 90 | 19 | 43 | 135 |

5. FORHOLDENE I AKERSVATNET

Det foreligger et betydelig hydrografisk og biologisk observasjonsmateriale fra Akersvatnet (NIVA 1985, 1986a, 1986b, 1986c, 1986d, 1987a, 1989). Dette danner en bakgrunn for behandlingen i denne rapport.

Ved bruken av innsjøen som råvannskilde for drikkevannsforsyning (NIVA 1984), er det i første rekke tilstanden i de fri vannmasser som har interesse. Fremstillingen konsentrerer seg derfor om forholdene i Akersvatnets vannmasser.

5.1 Vanntemperatur og lagdeling

Resultatene av temperaturmålingene er grafisk fremstilt i FIGUR 5 (1987) og FIGUR 6 (1988). Temperaturer ble registrert i dypene 1, 4 og 8 m gjennom vegetasjonsperioden. Resultatene gjenspeiler i hovedtrekk de klimatiske forhold som ble beskrevet ovenfor.

I 1987 var det gjennomgående lave temperaturer i vannmassene. Det ble ikke en oppvarming av overflatevannet som overskred 20 °C. Vanntemperaturen holdt seg forholdsvis jevnt i området 15-18 °C fra slutten av juni til begynnelsen av august. Deretter foregikk en fremskridende avkjøling inntil islegging i november.

I 1988 ble det en forholdsvis rask oppvarming av vannmassene på forsommeren. Mot slutten av juni fikk overflatevannet temperaturer over 20 °C. Den videre utvikling innebar en gradvis avkjøling. Fra midten av august avtok vanntemperaturen raskere, og den nådde i oktober ned mot 5 °C.

I 1988 ble det utført kontinuerlig registrering av vanntemperatur med bøye-anlegg (temperaturmåler ST-1000, Sensordata A/S). Målingene ga en detaljert innsikt i hvordan temperaturgang og vannsirkulasjon virker sammen i hovedvannmassene til Akersvatnet. Noen resultater er stilt sammen i FIGUR 7.

Både for algeutviklingen i innsjøen og den praktiske bruk av vannmassene til drikkevannsforsyning, er lagdelingen i Akersvatnet svært betydningsfull. De to obsevasjonsårene som behandles var forskjellig med hensyn til lagdelingens mektighet og varighet. I 1987 viste innsjøen en lagdeling fra endt vårfullsirkulasjon til ny fullsirkulasjon fant sted i midten av august. Helt annerledes artet forholdene seg i 1988. Allerede tidlig i juli ble bunnvannsmassene tatt med i sirkulasjon. Fra midten av juli var Akersvatnet i omfattende omrøring inntil islegging fant sted.

5.2 Siktedyp og turbiditet

Observasjoner av siktedyp og turbiditet gir holdepunkter for vannmassenes generelle kvalitet. Vannets klarhet og fargepreg gir gode beskrivelser av tilstanden i en innsjø.

Siktedypet (målt med Secchiskive) er avhengig av bl.a. hvordan partikulære og løste komponenter i vannet innvirker på optiske egenskaper. I Akersvatnet har partikulært materiale i perioder en betydelig innflytelse på siktbarheten i vannmassene. For å bedømme forholdene er det derfor hensiktsmessig å se på resultatene av målingene av siktedyp og turbiditet i sammenheng.

Resultatene av siktedypmålingene er fremstilt i FIGUR 8. I 1987 var det gjennomgående små variasjoner i siktedyp. Månedsmiddelverdiene fra mai til november lå mellom 0,9 og 1,1 m. Dette er lave verdier for siktedyp. Forholdene i 1988 var vesentlig annerledes. Vannmassene var tydelig preget av større klarhet. Spesielt i juni og juli var det stort siktedyp i Akersvatnet i forhold til det vanlige. Den høyeste verdi ble registrert 13. juli 1988 med 2,1 m. Fra midten av august gikk siktedypet igjen ned mot verdier på omkring 1 m.

Resultatene fra turbiditetsmålingene er stilt sammen i FIGUR 9. Vannmassenes partikkelinnhold var gjennomgående betydelig høyere i 1987 sammenliknet med i 1988. Spesielt i juni og første del av juli 1987 var det store utslag i verdiene. En ny topp i turbiditet ble registrert i september. For 1988 varierte verdiene for turbiditet mindre. Det ble heller ikke observert særlig høyt innhold av partikler i vannmassene dette året.

5.3 Kjemisk vannkvalitet

De kjemiske analyseresultater er stilt sammen i TABELL 4 (1987) og TABELL 5 (1988). For å kunne orientere seg nærmere om hvordan de utvalgte kjemiske faktorer beskriver vannkvaliteten gjennom observasjonsperioden, er det laget et sett grafiske fremstillinger til formålet (NIVA 1989). Det vises til disse fremstillinger når det gjelder spesielle detaljer om bl.a. konsentrasjonsforhold og tidsvariasjoner.

I det følgende vil det bli gitt en behandling av enkelte sider ved fosfor- og nitrogen-stoffskiftet i Akersvatnet. Det er i stor grad fosfor- og nitrogenforbindelser som er bestemmende for hvordan

algevegetasjonen i planktonet utvikler seg. Dette gjelder så vel kvalitative som kvantitative sider ved algeutviklingen. Derfor er også problemene med toksindannende blågrønnalger og deres utfoldelse nær knyttet til disse essensielle plantenæringsstoffer (Skulberg 1988).

Gjennom 1987 var det relativt små variasjoner av ortofosfat-konsentrasjonene i overflatevannet (0-5 m dyp). Resultatene av de biologiske undersøkelser viste at i vegetasjonsperioden 1987 var vannmassenes innhold av fosfor-forbindelser ikke begrensede for algeutviklingen i planktonet. Gjennom 1988 varierte innholdet av ortofosfat i Akersvatnets vannmasser på en helt annen måte. Den grafiske fremstilling i FIGUR 10 illustrerer forholdene. På forsommeren i 1988 (mai og juni) var det svært lave verdier av ortofosfat i overflatevannet (gjennomgående $< 5 \mu\text{g P/l}$). I juli ble det registrert store forandringer, og ortofosfatverdiene steg betydelig (høyeste målte verdi $31 \mu\text{g P/l}$ - 13. juli 1988). Videre ut gjennom vekstperioden holdt verdiene for konsentrasjoner av ortofosfat seg på et forholdsvis høyt nivå.

Med hensyn til vannmassenes innhold av nitrogenforbindelser, gjorde det seg gjeldende forholdsvis små konsentrasjonsvariasjoner både i 1987 og 1988 (TABELL 4 og 5).

Verdiene blir benyttet i det følgende til en drøftelse av forholdet mellom totalnitrogen og totalfosfor (TN/TP) i overflatevannet. Forholdet mellom disse stoffgruppene gir vanligvis gode holdepunkter for når det er forutsetninger for masseutvikling av blågrønnalgeplankton i innsjøer (Fogg et al. 1973). Erfaringen viser at det er særlig når konsentrasjonsforholdet TN/TP blir lavere enn verdien 29 at blågrønnalger konsentrasjonsmessig begunstiges og kan få masseutvikling (Seip 1988). I FIGUR 11 er det fremstilt grafisk hvordan dette forholdet var i Akersvatnet i 1987 og 1988. Først mot slutten av juli nærmet verdiene seg det aktuelle området. Fra midten av august og i resten av vegetasjonsperioden var det gunstige kjemiske betingelser i vannmassene for blågrønnalgeutvikling.

TABELL 4. Fysiske og kjemiske analyseresultater mai - november 1987.

| PARAMETER | Dyp m | Mai | | | Juni | | | Juli | | | August | | | September | | | Oktober | | | Novemb. | | | | | |
|----------------------------------|----------|-----|------|------|------|------|------|------|------|------|--------|------|------|-----------|------|------|---------|------|------|---------|------|------|------|------|------|
| | | 12 | 18 | 25 | 01 | 09 | 15 | 22 | 30 | 07 | 13 | 20 | 27 | 04 | 10 | 17 | 24 | 31 | 07 | 14 | 21 | 05 | 19 | 03 | 16 |
| Siktedyp m | | 1.0 | 0.95 | 1.35 | 0.95 | 0.90 | 0.87 | 0.80 | 0.80 | 0.80 | 1.05 | 0.95 | | | 0.95 | 0.95 | 1.00 | 1.00 | 0.95 | 0.95 | 1.00 | 0.90 | 0.80 | 1.05 | 0.85 |
| Vanntemp. °C | 1 | 8.2 | 8.9 | 12.2 | 12.0 | | | 17.8 | 19.7 | 17.8 | 18.2 | 18.6 | 18.1 | | | 17.4 | 16.0 | 15.2 | 15.0 | 14.2 | 12.8 | 10.8 | 9.9 | 7.7 | 5.6 |
| | 4 | 8.0 | 8.8 | 12.2 | 11.3 | | | 17.4 | 18.6 | 16.4 | 18.2 | 18.6 | 18.1 | | | 16.8 | 16.0 | 15.0 | 14.9 | 14.2 | 12.8 | 10.7 | 9.8 | 7.7 | 5.5 |
| | 8 | 7.8 | 8.6 | 9.2 | 10.1 | | | 14.0 | 15.2 | 14.6 | 14.6 | 15.2 | 16.3 | | | 16.4 | 15.8 | 15.0 | 14.8 | 14.2 | 14.6 | 10.6 | 9.7 | 7.6 | 5.5 |
| Surhetsgrad pH | 1 | | | 7.0 | | | | | 8.4 | 7.5 | 7.7 | 7.4 | 7.9 | | | 8.4 | 7.5 | 7.5 | 7.8 | 8.2 | 7.8 | 7.6 | 7.2 | 7.4 | 7.5 |
| | 4 | | | 7.4 | | | | | 7.9 | 7.1 | 7.4 | 7.4 | 7.1 | | | 7.2 | 7.8 | 7.8 | 7.6 | 8.1 | 7.6 | 7.4 | 7.2 | 7.3 | 7.3 |
| | 8 | | | 7.4 | | | | | 7.2 | 7.0 | 7.0 | 6.9 | 7.1 | | | 6.7 | 7.1 | 7.2 | 7.3 | 7.9 | 7.5 | 7.2 | 7.1 | 7.2 | 7.2 |
| Turbiditet FTU | 1 | 1.0 | 2.5 | 2.6 | 5.8 | 7.0 | 7.6 | 8.0 | 9.9 | 4.4 | 5.6 | 4.0 | 4.3 | 4.1 | 5.3 | 4.7 | 5.0 | 5.0 | 7.3 | 7.0 | 7.0 | 6.6 | 9.1 | 5.5 | 6.9 |
| | 4 | 4.8 | 2.5 | 2.9 | 5.5 | 6.3 | 7.0 | 9.0 | 9.0 | 2.9 | 4.4 | 3.7 | 4.5 | 4.6 | 5.6 | 4.0 | 5.3 | 5.5 | 8.5 | 7.0 | 6.6 | 6.7 | 9.5 | 5.6 | 7.0 |
| | 8 | 4.8 | 2.5 | 5.3 | 7.0 | 8.8 | 8.2 | 9.5 | 12.0 | 5.6 | 6.5 | 6.8 | 8.0 | 12.0 | 7.7 | 5.5 | 5.5 | 5.6 | 8.2 | 7.1 | 6.0 | 8.0 | 8.1 | 5.5 | 7.4 |
| Totalfosfor µg P/l | 1 | | 38.0 | | 40.0 | 32.0 | | 50.0 | 50.0 | 27.0 | | | 28.0 | | | 41.0 | | 30.0 | 47.0 | | | 51.0 | 73.0 | 60.0 | |
| | 4 | | 36.0 | | 29.0 | 29.0 | | 34.0 | 34.0 | 24.0 | | | 28.0 | | | 29.0 | | 27.0 | 56.0 | | | 51.0 | 69.0 | 57.0 | |
| | 8 | | 34.0 | | 35.0 | 33.5 | | 42.0 | 42.0 | 26.0 | | | 51.0 | | | 31.0 | | 35.0 | 49.0 | | | 164 | 67.0 | 55.0 | |
| Ortofosfat µg P/l | 1 | | 10.0 | | 7.0 | 10.0 | | 12.0 | 12.0 | 9.5 | | | 5.5 | | | 6.5 | | 6.0 | 7.0 | | | 5.0 | 19.0 | 11.0 | |
| | 4 | | 10.5 | | 7.5 | 9.0 | | 9.0 | 9.0 | 8.0 | | | 5.5 | | | 6.0 | | 5.5 | 10.0 | | | 5.5 | 16.0 | 12.5 | |
| | 8 | | 22.5 | | 11.5 | 12.5 | | 19.0 | 19.0 | 10.0 | | | 24.0 | | | 13.0 | | 9.5 | 6.5 | | | 77.0 | 15.0 | 10.5 | |
| Totalnitrogen µg N/l | 1 | | 1988 | | 1832 | 1896 | | 2288 | 2288 | 1772 | | | 1584 | | | 1460 | | 1196 | 1316 | | | 1344 | 1398 | 1488 | |
| | 4 | | 1884 | | 1752 | 1896 | | 1968 | 1968 | 1748 | | | 1776 | | | 1332 | | 1172 | 1392 | | | 1296 | 1427 | 1488 | |
| | 8 | | 1932 | | 1776 | 1920 | | 1968 | 1968 | 1868 | | | 1800 | | | 1308 | | 1196 | 1297 | | | 1472 | 1385 | 1488 | |
| Nitrat µg N/l | 1 | | 1475 | | 1250 | 1255 | | 1370 | 1370 | 1195 | | | 975 | | | 765 | | 705 | 570 | | | 560 | 750 | 785 | |
| | 4 | | 1445 | | 1315 | 1260 | | 1425 | 1425 | 1245 | | | 980 | | | 780 | | 695 | 575 | | | 560 | 750 | 785 | |
| | 8 | | 1475 | | 1295 | 1260 | | 1475 | 1475 | 1210 | | | 1205 | | | 780 | | 690 | 580 | | | 575 | 750 | 785 | |
| Tot.org.karb. mg C/l | 1 | | | | | | | | | | | | 6.13 | | | 7.35 | | 6.50 | 7.04 | | | | 7.38 | 7.21 | |
| | 4 | | | | | | | | | | | | 6.57 | | | 6.73 | | 6.44 | 6.58 | | | | 7.29 | 7.23 | |
| | 8 | | | | | | | | | | | | 6.23 | | | 14.0 | | 6.73 | 6.81 | | | | 7.58 | 7.37 | |
| Tot.org.karb. (filtr.) mg C/l | 1 | | | | | | | | | | | | 5.35 | | | 5.84 | | 6.02 | 6.32 | | | | 6.31 | 6.29 | |
| | 4 | | | | | | | | | | | | 5.76 | | | 6.10 | | 6.16 | 6.05 | | | | 6.22 | 6.40 | |
| | 8 | | | | | | | | | | | | 5.25 | | | 6.01 | | 6.02 | 6.00 | | | | 6.48 | 6.46 | |

TABELL 5. Fysiske og kjemiske analyseresultater mai - oktober 1988.

| PARAMETER | Dyp m | Mai | | | Juni | | | Juli | | | August | | | September | | | Oktober | | | | | | | |
|----------------------------------|----------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|--------|------|------|-----------|------|------|---------|------|------|------|------|------|------|-----|
| | | 16 | 26 | 30 | 06 | 13 | 20 | 27 | 04 | 13 | 18 | 25 | 01 | 08 | 16 | 22 | 29 | 06 | 13 | 26 | 03 | 10 | 18 | 31 |
| Siktedyp m | | 1,15 | 1,05 | | 1,2 | 1,2 | 1,55 | 1,15 | 2,1 | 1,3 | 1,2 | 1,3 | 1,25 | 1,15 | | | 0,93 | 1,05 | 1,0 | 1,03 | 1,0 | 1,6 | 1,2 | 1,8 |
| | 1 | 12,2 | 12,8 | 16,2 | 15,8 | 18,4 | 20,0 | 23,2 | 21,6 | 19,5 | 20,0 | 17,8 | 18,3 | 18,3 | 17,4 | 17,4 | 17,4 | 16,2 | 15,4 | 13,8 | 12,7 | 11,2 | 9,8 | 6,2 |
| | 4 | | 11,0 | 16,0 | 15,0 | 16,6 | 17,8 | 18,0 | 21,0 | 18,0 | 18,8 | 19,5 | 17,6 | 17,5 | 18,4 | 17,3 | 17,2 | 16,2 | 15,2 | 13,7 | 12,6 | 11,2 | 9,8 | 6,2 |
| Vanntemp. °C | 8 | 7,4 | 9,5 | 9,8 | 9,6 | 11,2 | 11,2 | 11,2 | 11,2 | 19,1 | 17,8 | 17,2 | 16,4 | 18,4 | | 17,2 | 16,1 | 15,2 | 13,7 | 12,6 | 11,1 | 9,6 | 6,2 | |
| | 1 | 7,8 | 7,8 | 9,0 | 8,5 | 7,1 | 7,8 | 7,7 | 7,7 | 7,9 | 7,7 | 7,4 | 7,6 | 8,3 | 8,3 | 8,1 | 8,2 | 7,7 | 7,6 | 7,8 | 7,7 | 7,2 | 7,6 | |
| | 4 | | 6,8 | 8,5 | 7,8 | 7,9 | 7,5 | 7,2 | 7,4 | 7,8 | 7,4 | 7,7 | 7,7 | 8,3 | 8,3 | 8,1 | 8,1 | 7,6 | 7,5 | 7,9 | 7,8 | 7,6 | 7,6 | |
| Surhetsgrad pH | 8 | 7,4 | 6,6 | 7,4 | 7,1 | 7,1 | 7,0 | 7,0 | 6,9 | 6,4 | 7,2 | 7,6 | 7,4 | 8,4 | | 7,9 | 7,5 | 7,6 | 7,8 | 7,7 | 7,7 | 7,3 | 7,6 | |
| | 1 | 2,7 | 2,5 | 2,2 | 2,2 | 2,6 | 2,0 | 1,5 | 3,0 | 2,8 | 3,0 | 3,4 | 3,0 | 4,3 | 3,7 | 3,9 | 2,3 | 3,0 | 4,1 | 3,2 | 4,7 | 3,0 | 2,6 | |
| | 4 | | 2,7 | 2,5 | 2,8 | 2,6 | 1,8 | 1,6 | 4,6 | 3,2 | 3,6 | 3,5 | 3,4 | 4,2 | 4,0 | 3,5 | 2,5 | 3,3 | 3,3 | 2,9 | 5,2 | 2,9 | 2,6 | |
| Turbiditet FTU | 8 | 5,1 | 3,6 | 3,4 | 4,2 | 3,3 | 4,6 | 4,8 | 4,1 | 4,9 | 6,2 | 4,2 | 5,2 | 4,4 | | 3,5 | 2,7 | 3,3 | 3,2 | 3,3 | 5,1 | 3,6 | 2,6 | |
| | 1 | 153 | 154 | 155 | 153 | 161 | 160 | 160 | 156 | 159 | 158 | 162 | 164 | 158 | 157 | 155 | 161 | 153 | 155 | 159 | 148 | 152 | 156 | |
| | 4 | | 157 | 158 | 159 | 160 | 159 | 160 | 158 | 158 | 160 | 163 | 164 | 158 | 153 | 156 | 154 | 155 | 158 | 157 | 150 | 155 | 160 | |
| Konduktivitet µS/cm 20 °C | 8 | 158 | 161 | 162 | 163 | 164 | 165 | 162 | 162 | 168 | 168 | 163 | 168 | 158 | 155 | 153 | 156 | 158 | 155 | 156 | 158 | 151 | 162 | |
| | 1 | 34 | 14 | 16 | 24 | 31 | 28 | 26 | 29 | 62 | 31 | 39 | 29 | 36 | 43 | 48 | 46 | 49 | 37 | 36 | 45 | 37 | 43 | |
| | 4 | | 16 | 36 | 31 | 16 | 21 | 22 | 22 | 48 | 19 | 30 | 35 | 36 | 36 | 48 | 46 | 53 | 38 | 39 | 44 | 37 | 35 | |
| Totalfosfor µg P/l | 8 | 27 | 16 | 16 | 32 | 81 | 26 | 38 | 18 | 35 | 18 | 28 | 24 | 59 | 36 | 61 | 47 | 39 | 41 | 34 | 67 | 38 | 35 | |
| | 1 | | 2,0 | 3,0 | 2,0 | 5,0 | 3,0 | 7,0 | 7,0 | 31,0 | 27,0 | 7,0 | 19,5 | 8,0 | 12,5 | 14,0 | 12,5 | 12,5 | 11,0 | 12,0 | 6,5 | 15,0 | 14,5 | |
| | 4 | | 4,5 | 2,5 | 4,5 | 5,5 | 2,5 | 3,0 | 3,5 | 7,0 | 16,0 | 8,5 | 17,0 | 9,5 | 8,5 | 16,5 | 13,0 | 10,5 | 12,0 | 15,5 | 6,0 | 15,0 | 17,5 | |
| Ortofosfat µg P/l | 8 | 9,0 | 5,5 | 5,5 | 10,0 | 52,0 | 7,5 | 18,0 | 6,0 | 7,0 | 17,0 | 14,0 | 28,5 | 9,0 | | 23,0 | 11,0 | 13,0 | 15,0 | 5,0 | 14,0 | 15,5 | 12,5 | |
| | 1 | 2012 | 1692 | 1476 | 1488 | 1436 | 1221 | 1127 | 1163 | 945 | 1233 | 939 | 1016 | 972 | 987 | 1014 | 1013 | 1026 | 888 | 870 | 953 | 977 | 980 | |
| | 4 | | 1808 | 1437 | 1436 | 1344 | 1251 | 1289 | 933 | 953 | 1040 | 993 | 1070 | 1052 | 927 | 1056 | 1005 | 1020 | 909 | 857 | 953 | 948 | 1002 | |
| Totalnitrogen µg N/l | 8 | 1632 | 1476 | 1932 | 1808 | 1185 | 1304 | 1163 | 1101 | 977 | 980 | 1022 | 1140 | 933 | | 1005 | 1034 | 869 | 870 | 924 | 984 | 959 | 930 | |
| | 1 | 1030 | 835 | 730 | 715 | 560 | 545 | 575 | 495 | 470 | 450 | 425 | 480 | 360 | 400 | 415 | 430 | 395 | 360 | 375 | 430 | 495 | 495 | |
| | 4 | | 1035 | 775 | 780 | 655 | 580 | 645 | 495 | 460 | 455 | 425 | 485 | 375 | 450 | 430 | 430 | 395 | 350 | 380 | 430 | 495 | 515 | |
| Nitrat µg N/l | 8 | 1060 | 1000 | 875 | 795 | 695 | 685 | 555 | 445 | 455 | 385 | 460 | 395 | 375 | | 435 | 435 | 395 | 355 | 375 | 440 | 485 | 515 | |
| | 1 | 7,25 | 6,87 | 7,40 | 6,99 | 6,79 | 6,76 | 6,89 | 6,67 | 6,79 | 6,21 | 6,18 | 6,27 | 6,94 | 6,84 | 6,12 | 6,96 | 6,42 | 7,24 | 6,81 | 7,04 | 7,71 | 6,55 | |
| | 4 | | 6,57 | 7,26 | 6,91 | 6,89 | 6,74 | 6,65 | 6,71 | 6,77 | 6,00 | 6,20 | 6,64 | 6,63 | 6,73 | 7,33 | 6,89 | 6,81 | 7,13 | 6,72 | 7,30 | 7,41 | 6,56 | |
| Tot.org.karb. mg C/l | 8 | 6,41 | 6,73 | 6,57 | 6,78 | 6,80 | 6,44 | 6,38 | 6,57 | 6,14 | 6,00 | 6,62 | 6,81 | 6,98 | | 7,36 | 6,58 | 7,13 | 6,98 | 7,15 | 7,36 | 6,51 | 6,09 | |
| | 1 | 6,74 | 5,86 | 6,39 | 6,03 | 6,41 | 6,50 | 5,89 | 6,13 | | 5,61 | 6,23 | 6,45 | 6,32 | 6,58 | 6,18 | 6,42 | 6,64 | 6,74 | 6,41 | 6,96 | 7,21 | 6,33 | |
| | 4 | | 6,16 | 6,50 | 6,30 | 6,37 | 6,57 | 6,28 | 6,22 | | 5,60 | 6,13 | 6,83 | 6,04 | 6,75 | 6,06 | 6,81 | 6,21 | 6,68 | 6,60 | 6,95 | 6,79 | 6,46 | |
| Tot.org.karb. (filtr.) mg C/l | 8 | 5,99 | 6,23 | 5,21 | 6,30 | 5,94 | 6,03 | 5,99 | | 5,42 | 6,18 | 6,52 | 6,13 | | 6,06 | 6,58 | 6,41 | 6,57 | 6,66 | 7,22 | 7,04 | 6,74 | 6,74 | |

5.4 Algeutvikling og toksindannelse

Både 1987 og 1988 ble utpregede beskjedne år når det gjelder algeutviklingen i Akersvatnet. Spesielt hva blågrønnalger angår, var det i begge vegetasjonsperiodene bare relativt små populasjoner som dannet bestandene av de typiske toksindannende arter.

Observasjonene som ble foretatt i Akersvatnet i 1987 og 1988, har vært de mest fruktbare hittil når det gjelder å få forståelse for samspillet mellom faktorene som styrer masseutviklingen av blågrønnalger i denne innsjøen. Dette blir behandlet i et senere avsnitt av rapporten (se 6.3). Her vil det bare bli gitt en fremstilling av observasjonene av blågrønnalger i den aktuelle perioden.

Fremtredende arter av blågrønnalger i planktonet var Aphanizomenon flos-aquae, Gomphosphaeria naegeliana, Microcystis aeruginosa og Microcystis botrys. Dette er arter som er velkjente i Akersvatnets planktonsamfunn fra langt tilbake (Dalin 1955, Skulberg 1968). Det er spesielt M.aeruginosa som har vært problematisk med sin toksindannelse. Som vannblomstdannende organisme er M.aeruginosa en relativ nykommer i Akersvatnet (NIVA 1986a), men arten har tidligere vært påvist her som i andre eutrofierte innsjøer i Vestfold (Romstad et al. 1972).

Den kvantitative utvikling av de nevnte blågrønnalger er fremstilt i FIGUR 12 og FIGUR 13. Det er verdiene fra 1 m dyp som behandles (TABELL 6). Aph.flos-aquae var av størst mengdemessig betydning i begge år. Når det gjelder M.aeruginosa, hadde denne arten ingen typisk oppblomstring i 1987. En tydelig økning i forekomst av M.botrys ble registrert, og denne arten utgjorde hoveddelen av Microcystis-tøppene i august og september. Gomphosphaeria naegeliana forekom også i større mengder i 1987 enn observert i tidligere undersøkelser, og bidro til en vesentlig del av blågrønnalgeplanktonet fra siste halvdel av august og ut oktober (FIGUR 12).

I 1988 ble de samme arter av blågrønnalger funnet i planktonet, men den totale mengden var liten sammenliknet med tidligere år og i forhold til annet plankton dette året.

I FIGUR 14 er det gjort en sammenlikning av månedsmiddelverdier for algemengde (mm^3/m^3) av Microcystis i tidsrommet 1985-1988. Det er en tilbakegående tendens for mengde av Microcystis i Akersvatnet. Vegetasjonsperioden 1988 viste f.eks. minimale forekomster av denne slekten i planktonet.

Tabell 6. Kvantitativ forekomst av blågrønnalger fra 1 m dyp i perioden mai - oktober 1987. Tallene angir volum, mm³/m³.

| Dato 1987 | Aphan. fl.-aqu. | Gomph. naeg. | Micr. aer. | Micr. botr. | SUM |
|-----------|-----------------|--------------|------------|-------------|------|
| 12.05. | 21 | 2 | 12 | 10 | 45 |
| 18.05. | 25 | 4 | 10 | 3 | 42 |
| 25.05. | 0 | 6 | 18 | 7 | 31 |
| 01.06. | 0 | 13 | 20 | 7 | 40 |
| 09.06. | 41 | 16 | 31 | 11 | 99 |
| 15.06. | 17 | 21 | 38 | 24 | 100 |
| 22.06. | 107 | 24 | 11 | 8 | 150 |
| 30.06. | 195 | 38 | 28 | 34 | 295 |
| 07.07. | 532 | 39 | 22 | 21 | 614 |
| 13.07. | 120 | 27 | 21 | 11 | 179 |
| 20.07. | 448 | 49 | 20 | 10 | 527 |
| 27.07. | 216 | 8 | 15 | 31 | 270 |
| 04.08. | 477 | 36 | 34 | 62 | 609 |
| 10.08. | 357 | 18 | 22 | 51 | 448 |
| 17.08. | 1178 | 602 | 93 | 173 | 2046 |
| 24.08. | 187 | 5 | 3 | 43 | 238 |
| 31.08. | 62 | 86 | 47 | 153 | 348 |
| 07.09. | 436 | 128 | 48 | 202 | 814 |
| 14.09. | 477 | 181 | 65 | 254 | 977 |
| 21.09. | 249 | 149 | 78 | 189 | 665 |
| 05.10. | 62 | 148 | 35 | 52 | 297 |
| 19.10. | 25 | 49 | 13 | 14 | 101 |

Populasjonen av M. aeruginosa i Akersvatnet i 1987 og 1988 bestod av en toksinproduserende stamme av arten (Skulberg 1988). Toksinet som ble produsert var akerstox (microcystin-a, heptapeptid med ringstruktur, molekylvekt 994 dalton - NIVA 1986a). Giftigheten til denne populasjon har holdt seg med liten variasjon gjennom hele perioden som observasjonene har strukket seg over (1985-1988).

Blågrønnalgen Aphanizomenon flos-aquae har fått økende betydning i Akersvatnets plankton de senere år. Også denne populasjonen har vist seg å være dominert av en toksinproduserende stamme av arten. Toksisitetstesting av Aphanizomenon-materiale fra innsjøen ble utført ved Institutt for næringsmiddelhygiene. Metoden som ble benyttet er tidligere beskrevet (NIVA 1985). Resultatene er angitt i TABELL 7. Aph. flos-aquae er fra mange geografiske områder velkjent som produsent av et nevrotoksin (saxitoksin, molekylvekt 372 dalton - Skulberg 1988). Det er imidlertid et annet toksin som er påvist i materialet fra Akersvatnet. Foreløpig er den detaljerte kjemiske natur til stoffet ikke kjent.

TABELL 7. Toksisitetstesting (musetest) av Aphanizomenon-materiale fra Akersvatnet i 1987 og 1988.

| Dato | Dominerende blågrønnalge | Midlere død tid | Levervekt % av kadavervekt |
|----------|--------------------------|-----------------|----------------------------|
| 31.08.87 | Aphanizomenon flos-aquae | 20 t | 5,9 |
| 03.09.87 | Aphanizomenon flos-aquae | 48 t | 5,7 |
| 11.10.88 | Aphanizomenon flos-aquae | 24 t | 4,5 |

5.5 Forekomst av Microcystis aeruginosa og akerstox (microcystin-a) i Akersvatnet.

Det kan være formålstjenlig å stille sammen noen holdepunkter for å prøve på en bedømmelse av eventuell forgiftningsfare ved bruk av Akersvatnet som råvannskilde. Vurderingene nedenfor knyttet til helsemessige forhold er foretatt sammen med Norges veterinærhøgskole og Statens institutt for folkehelse.

Bakgrunnen for vurderingen danner bestanden (biomassen) av toksinproduserende Microcystis aeruginosa i Akersvatnet. I TABELL 8 er det stilt sammen verdier fra observasjoner i innsjøen.

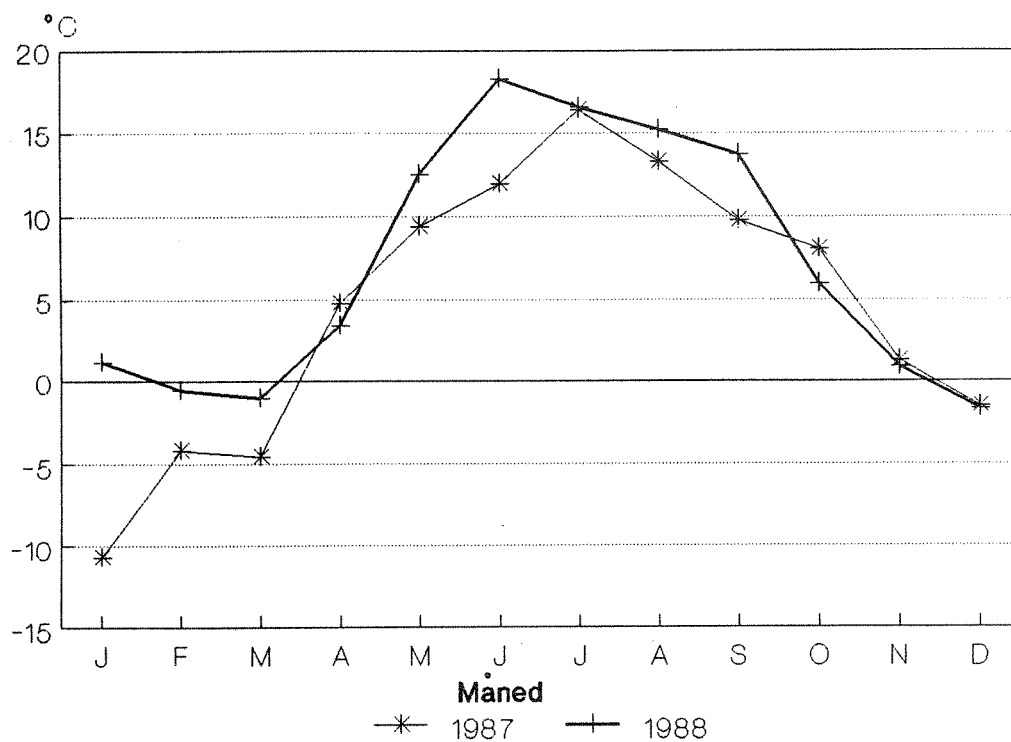
I situasjoner med vannblomst kan det være praktisk talt hva som helst av konsentrasjoner med blågrønnalger i vannmassene og langs strendene. Hypotetisk maksimalverdi for algevolum er $10^9 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ (tilsvarende tørrvekt $100 \text{ kg}/\text{m}^3$). Vi har målinger som viser verdier i området 15-1000-30000 mg/l som tørrvekt av Microcystis.

TABELL 8. Biomasse av Microcystis i Akersvatnets frie vannmasser.

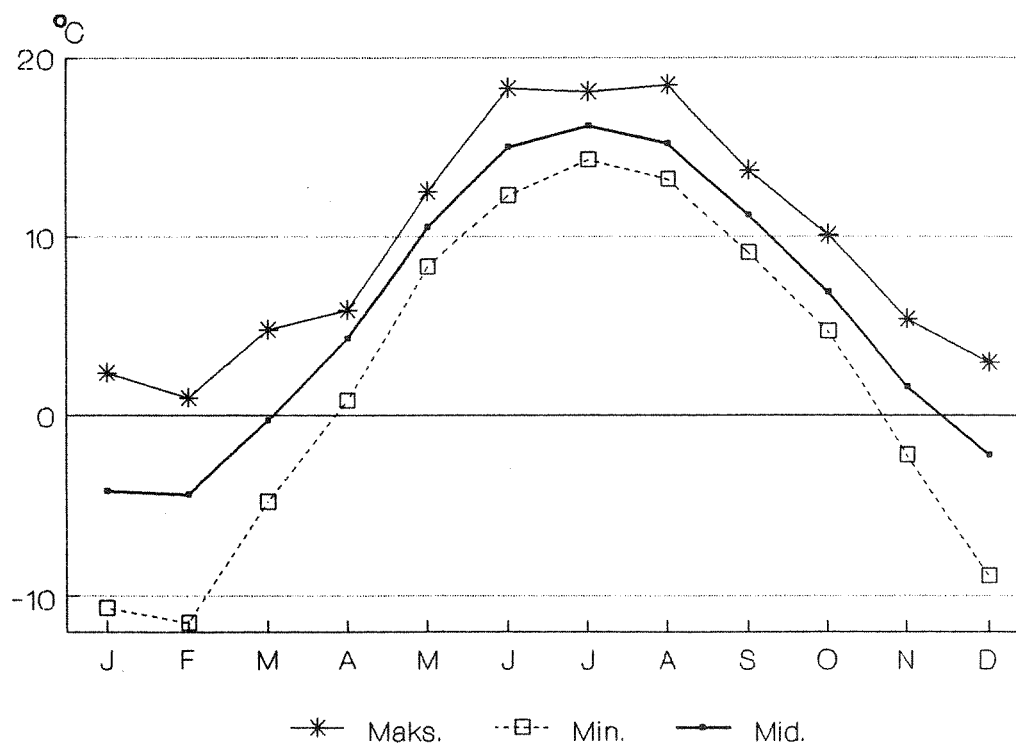
| Biomasse | 1985 | 1986 | 1987 | 1985 - 87 |
|---------------------------------|------|------|------|-----------|
| Volum mm^3/m^3 | | | | |
| Minimum | 6 | 14 | 14 | 6 |
| Middel | 207 | 345 | 93 | 242 |
| Maksimum | 518 | 1647 | 318 | 1647 |
| Tørrvekt mg/m^3 | | | | |
| Minimum | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Middel | 21 | 35 | 9 | 24 |
| Maksimum | 52 | 165 | 32 | 165 |

FIGURER

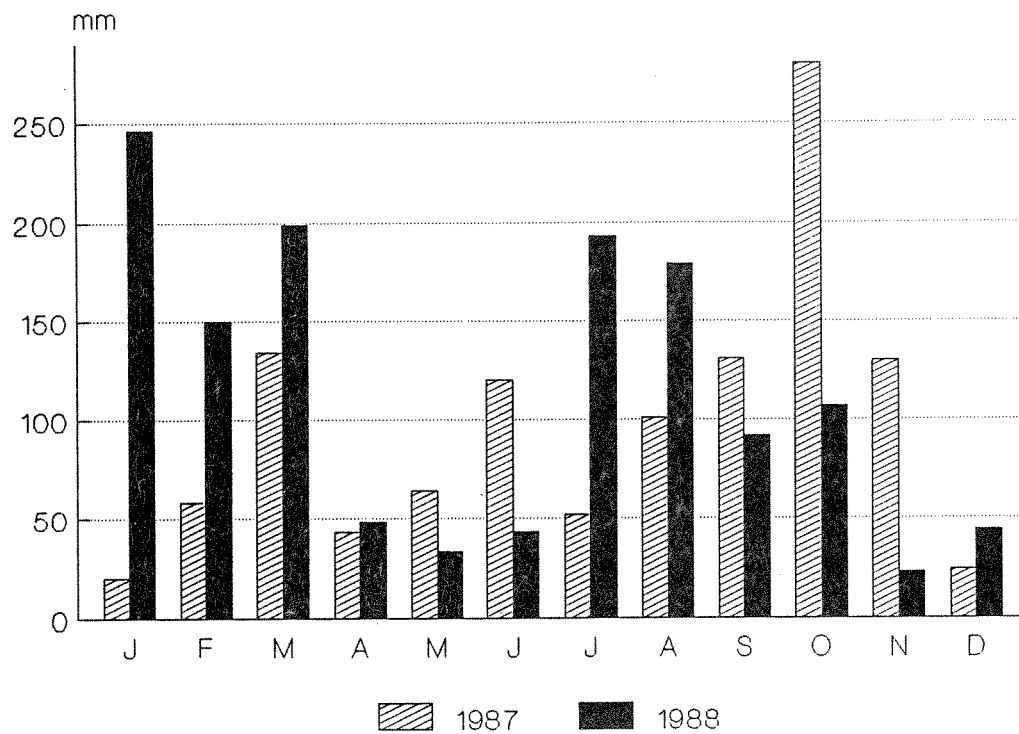
FIGUR 1. Lufttemperatur. Månedsmiddel i 1987 og 1988. Melsom.



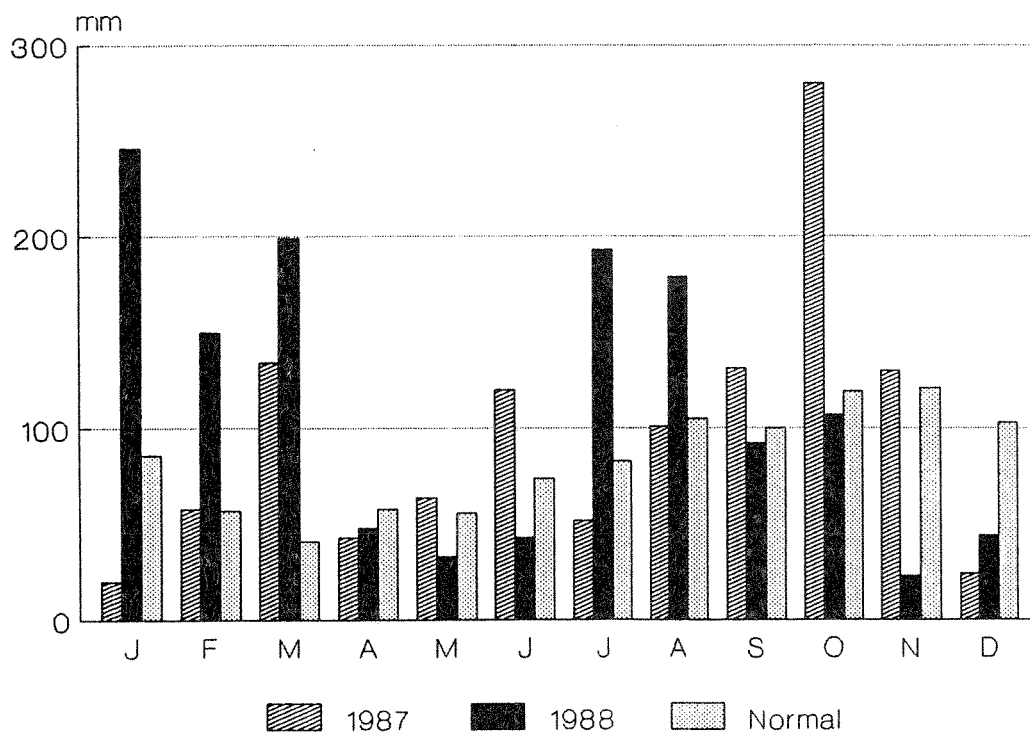
FIGUR 2. Lufttemperatur. Min.- maks.- og middelveidier i perioden 1960 - 1988.



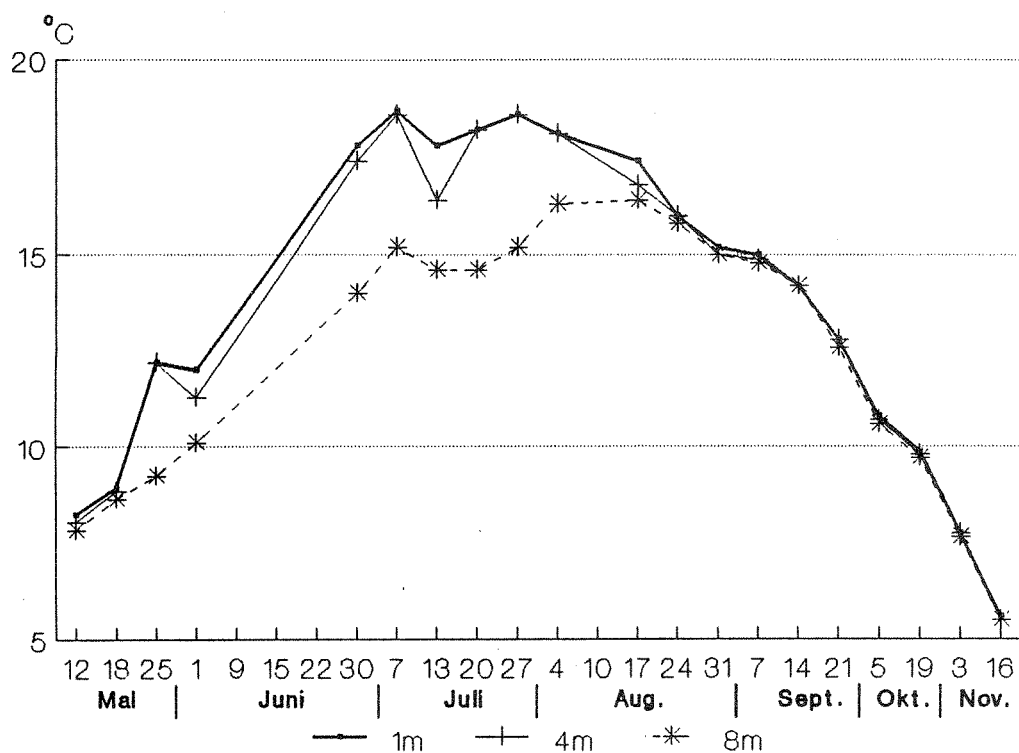
FIGUR 3. Månedlige nedbørhøyder i 1987 og 1988. Melsom.



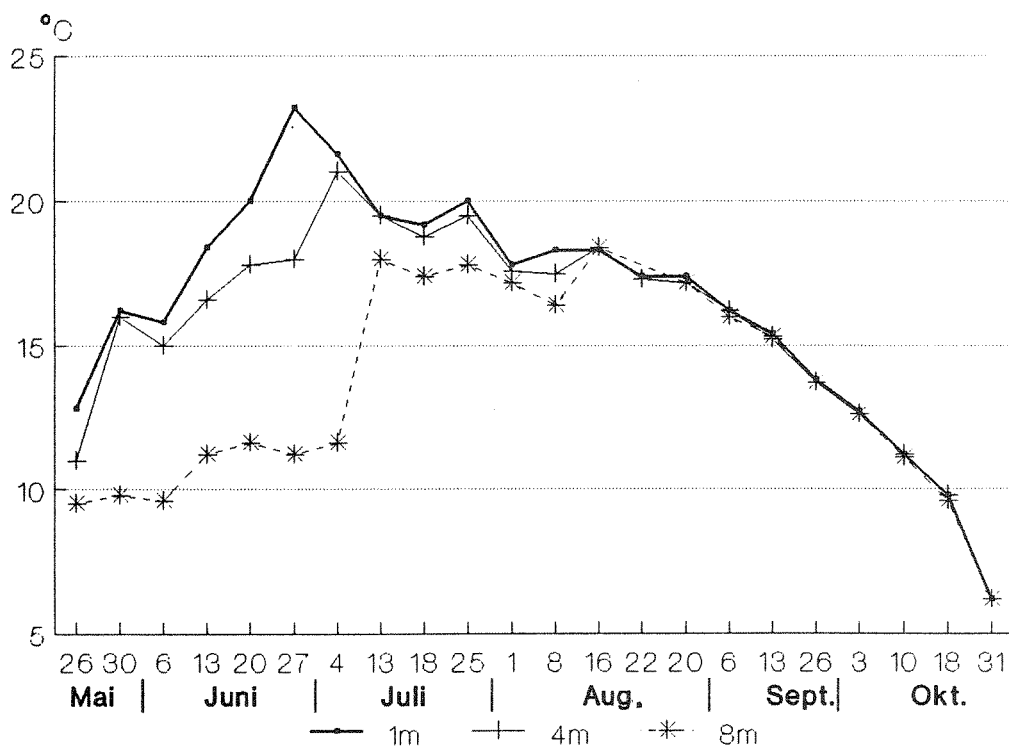
FIGUR 4. Månedlige nedbørhøyder i 1987 og 1988 sammenliknet med normalverdier.



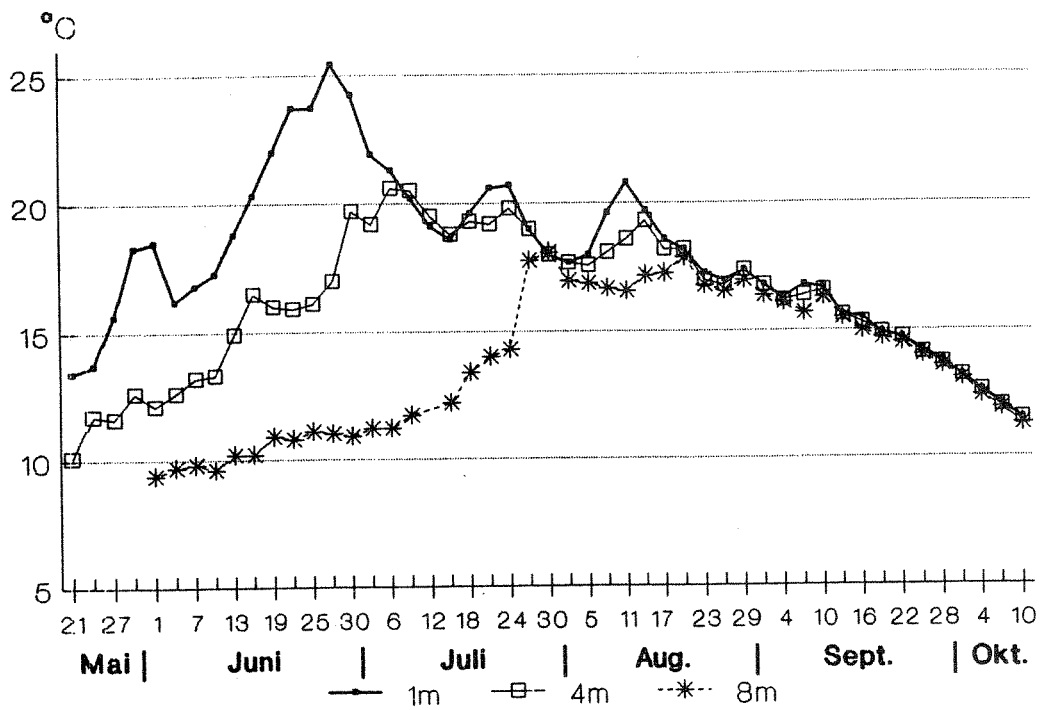
FIGUR 5. Vanntemperatur mai - november 1987.



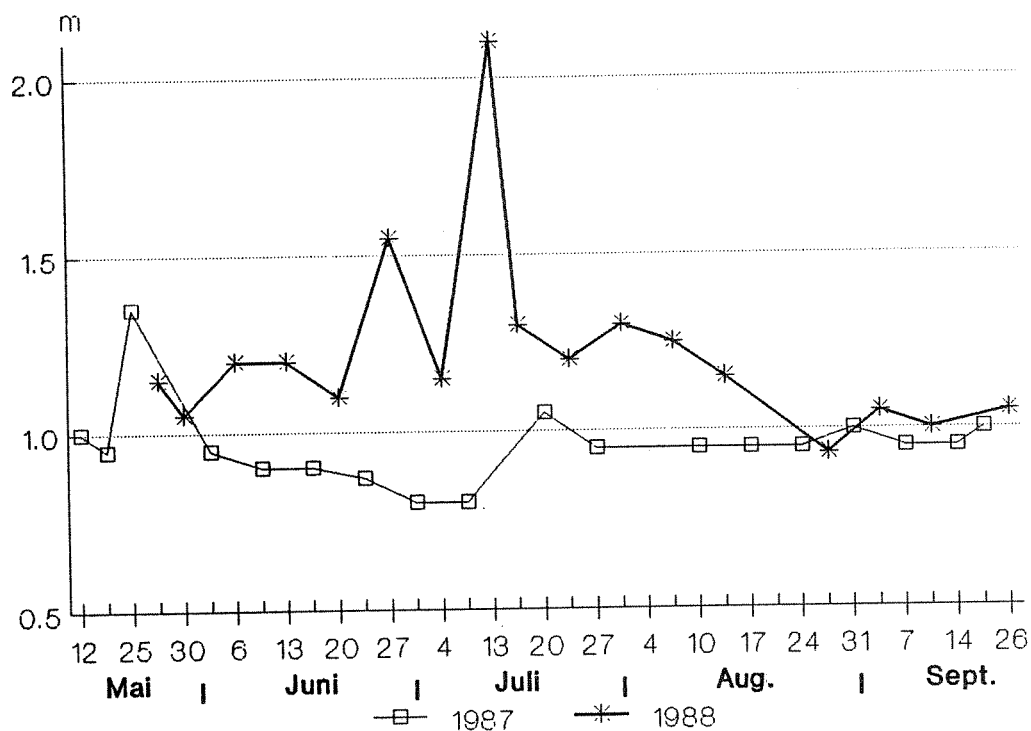
FIGUR 6. Vanntemperatur mai - oktober 1988.



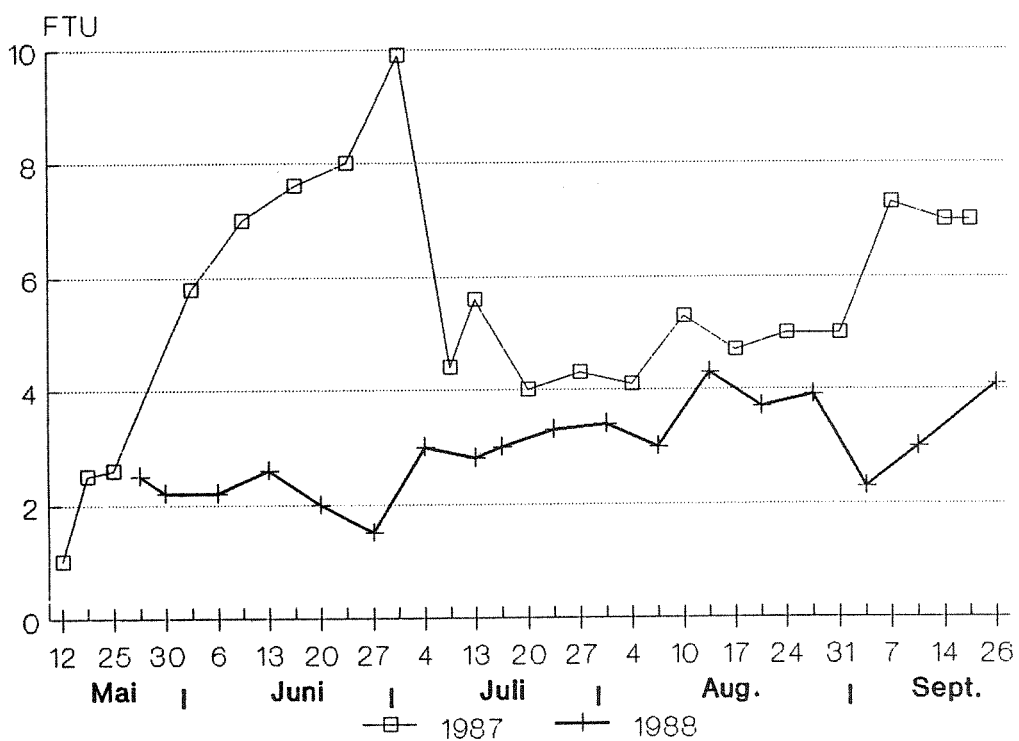
FIGUR 7. Kontinuerlige registreringer av vanntemperatur 1988.



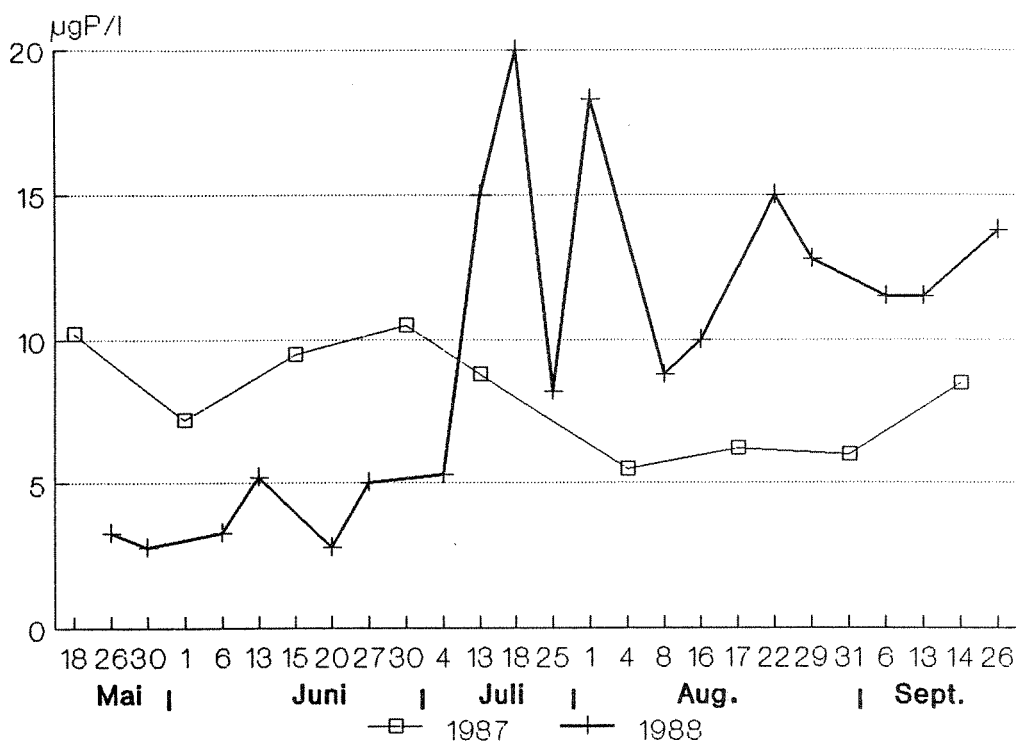
FIGUR 8. Siktedyp-målinger i 1987 og 1988.



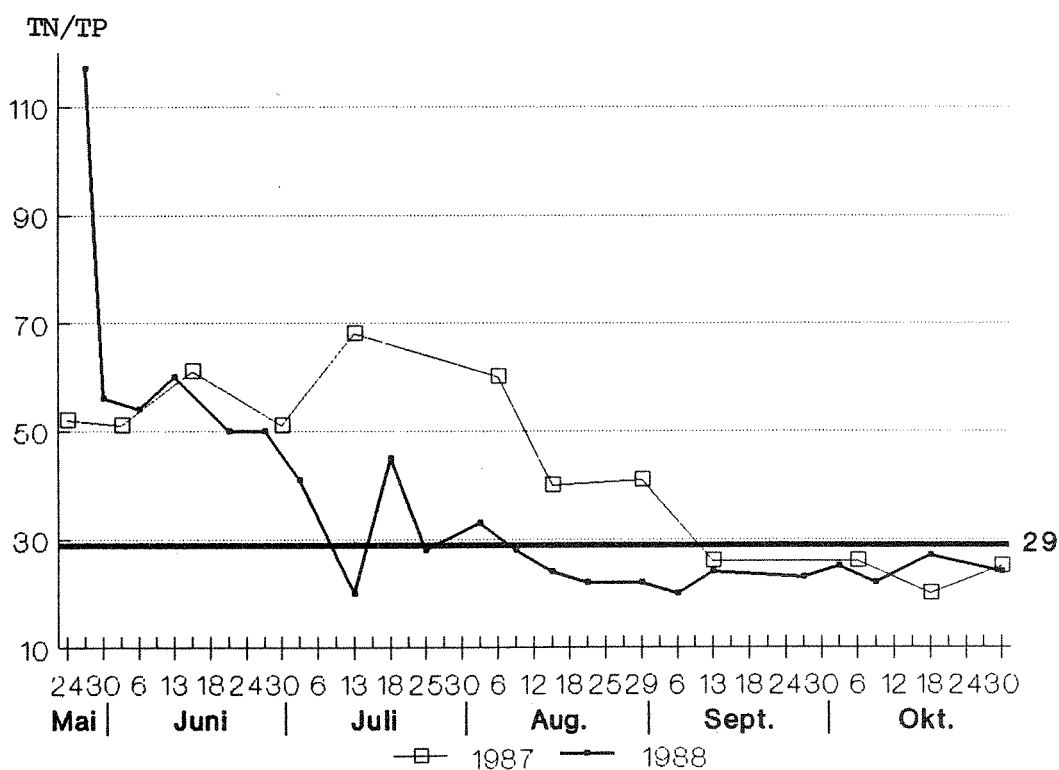
FIGUR 9. Turbiditets-målinger i 1987 og 1988. 1 m dyp.



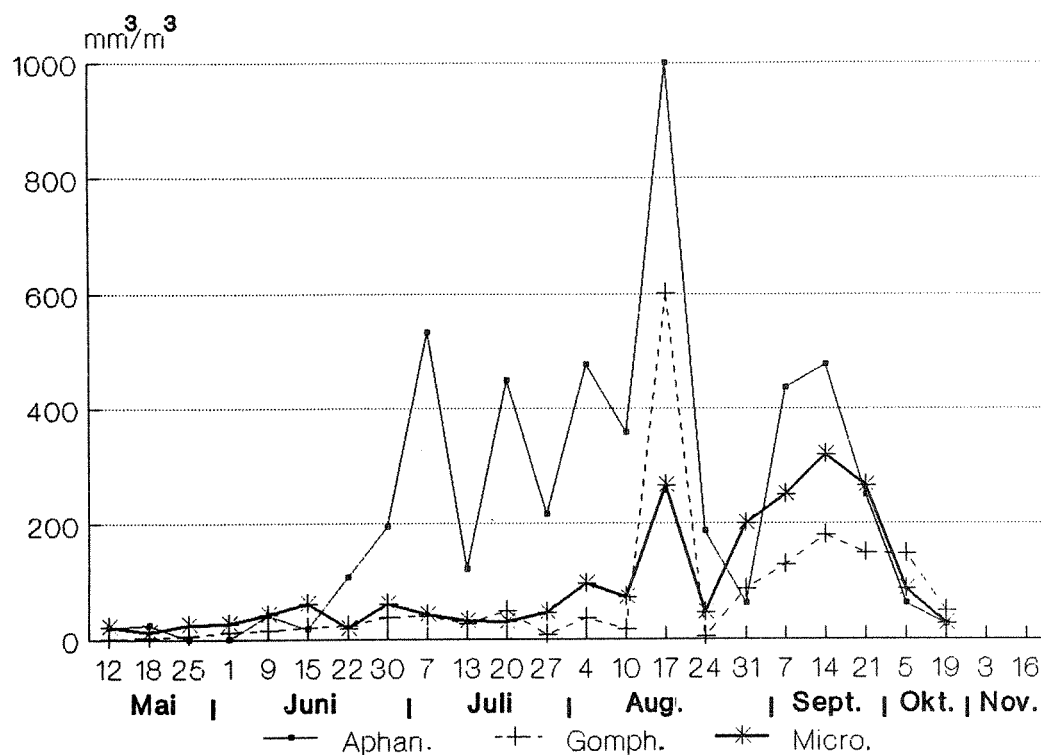
FIGUR 10. Ortofosfat 1987 og 1988. 0 - 5 m dyp.



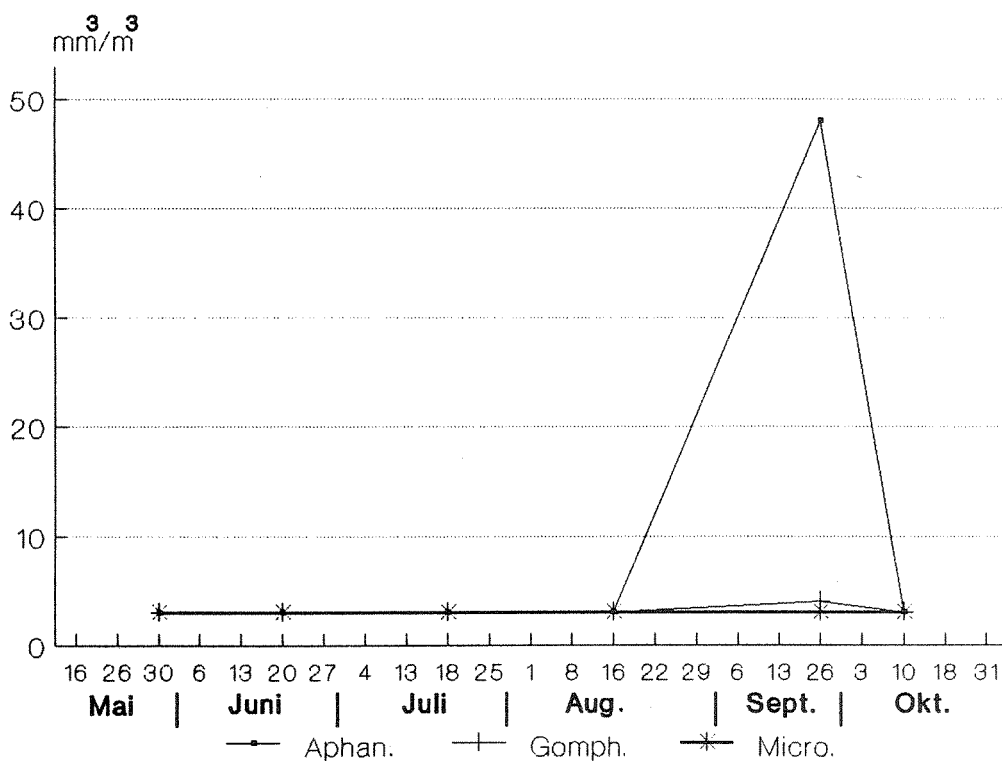
FIGUR 11. Forholdet mellom totalnitrogen og totalfosfor i 1987 og 1988. 0 - 5 m dyp.



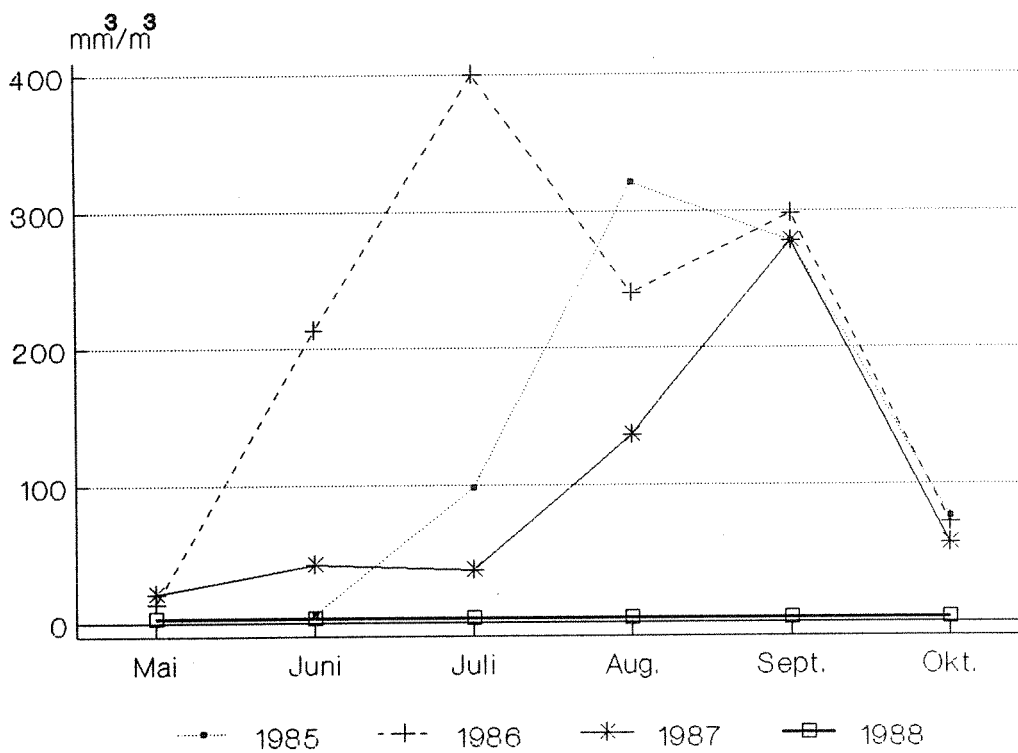
FIGUR 12. Kvantitativ utvikling av blågrønnalger 1987. 1 m dyp.



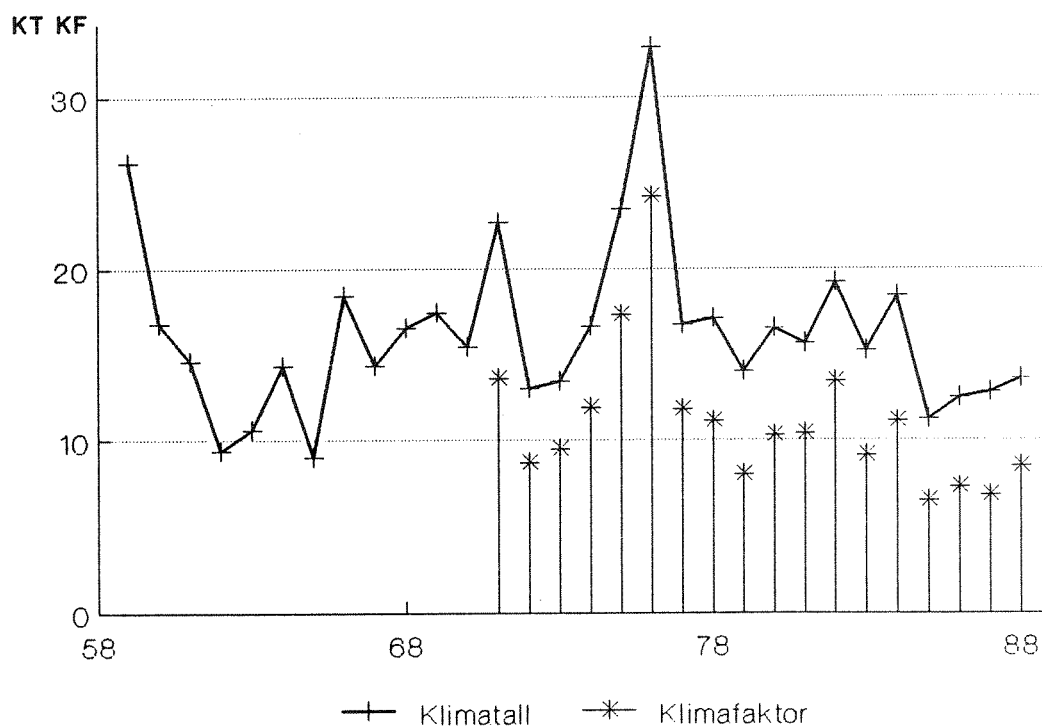
FIGUR 13. Kvantitativ utvikling av blågrønnalger 1988. 1 m dyp.



**FIGUR 14. Forekomst av Microcystis i perioden 1985 - 1988.
Månedsmiddelerverdier.**



FIGUR 15. Klimatall og klimafaktor i vekstsesongen for perioden 1958 - 1988.



6. DRØFTELSE AV RESULTATER

6.1 Forekomst av blågrønnalger

I det følgende blir det gjort en drøftelse av blågrønnalgeutviklingen basert på observasjonene i 1987 og 1988. Det var særlig Aphanizomenon flos-aquae som disse årene var fremtredende i algevegetasjonen i Akersvatnet.

Gomphosphaeria naegeliana utgjorde i 1987 en større andel av blågrønnalgesamfunnet enn i tidligere år, særlig mot slutten av vekstsesongen. I 1988 forekom den bare i små mengder.

Den toksinproduserende Microcystis aeruginosa avtok i mengdemessig forekomst i observasjonsperioden. I vegetasjonsperioden 1987 begynte en oppblomstring av M. aeruginosa og M. botrys i august. Populasjonen kulminerte i september (største målte konsentrasjon $319 \text{ mm}^3/\text{m}^3$). Oppblomstringen gikk sterkt tilbake i oktober. I 1988 hadde M. aeruginosa bare en tilbaketrasket plass i planktonet - noen egentlig oppblomstring ble ikke registrert.

Forklaringen på utviklingsforløpet er entydig knyttet til de spesielle klimatiske forhold som gjorde seg gjeldende i 1987 og 1988. I 1987 ble blågrønnalgeutviklingen hindret av ugunstige temperaturforhold gjennom sommeren. Middelttemperaturen i perioden april-september var bare $10,9 \text{ }^\circ\text{C}$. Dette er den nest laveste middeltemperatur for vegetasjonsperioden i en tredveårs måleperiode.

Det var derfor en beskjeden populasjon av M. aeruginosa i Akersvatnet, da den rekordstore nedbørmengden i oktober 1987 bidro til en kraftig utskifting av vannmassene i Akersvatnet. Utviklingsforløpet videre ble preget av den milde og nedbørrike vinter 1987-1988. Forholdene medførte en ytterligere svekkelse av blågrønnalgepopulasjonen og en fortsatt effektiv utskifting av vannmassene i Akersvatnet. I mai 1988 var konsentrasjonene av fosfor- og nitrogenforbindelser i Akersvatnet særlig lave. Blågrønnalger kunne bare påvises som en sterkt desimert vegetasjon. Forekomsten av M. aeruginosa som kunne danne utgangsbestand (opp-podningsmateriale) for ny blågrønnalgeutvikling i 1988, var minimal.

Forsommeren 1988 (mai og juni) var preget av forholdsvis klart vann og liten algeutvikling i Akersvatnet. Klimatiske forutsetninger for vekst av blågrønnalger var gunstige, og en svak utvikling av M. aeruginosa ble observert. Juli og august ble imidlertid ugunstige for en blågrønnalgeoppblomstring, med bl.a. stor nedbør, ustabile vannmasser og effektiv utskifting av vannmassene.

Det ble ingen frodig utvikling av M. aeruginosa i Akersvatnet i 1988. Den mest dominerende blågrønnalge i planktonet var Aphanizomenon flos-aquae. Som nevnt er også denne arten en toksinprodusent (Skulberg 1988).

6.2 Forsøk på en teoretisk behandling av klimaets medvirkning til oppblomstringer av blågrønnalger i Akersvatnet

For å kunne gi de klimatiske forhold tallmessige verdier som muliggjør beregninger av variasjoner i blågrønnalgeoppblomstringen gjennom tid, innføres to begreper. De betegnes h.h.v. klimatall og klimafaktor. Vi forutsetter at under ellers like betingelser vil økende temperatur og sollys stimulere veksten av blågrønnalger, og at økende nedbør lager ustabile vannmasser og medfører utvasking (borttransport) av blågrønnalger fra innsjøen. Vi forutsetter videre at avløpet er proporsjonalt med nedbørmengden over en lengre periode, i dette tilfellet vekstsesongen april - september. Det blir også tatt som en forutsetning at vanntemperaturen er proporsjonal med lufttemperaturen i den gitte perioden.

Forholdet mellom luftmiddeltemperatur (vanntemperatur) og nedbør (avløp) gir et beregningstall - klimatall. Økende verdier for klimatallet innebærer gunstige betingelser for blågrønnalgeutviklingen, mens minkende verdier tilsvarende er ugunstige.

Beregningstallet som fremkommer ved å multiplisere sum luftmiddeltemperatur (vanntemperatur) med sum globalstråling og dividere med sum nedbør (avløp), betegner vi klimafaktor. På samme måte som for klimatallet, vil økende verdier for klimafaktor være gunstige for blågrønnalgeutviklingen, mens minkende verdier vil være ugunstige.

Matematisk formulerer vi de to nevnte størrelser på følgende måte:

$$\text{Klimatall (KT)} \quad KT = \frac{T_m}{N_m} \cdot 100$$

hvor:

T_m = Luftmiddeltemperatur i $^{\circ}$ C, for perioden april-september.

N_m = Middelnedbør i mm, for perioden april-september.

$$\text{Klimafaktor (KF)} \quad KF = \frac{\sum T_{m\ddot{a}} \cdot \sum G_l}{\sum N}$$

hvor:

$\sum T_{m\ddot{a}}$ = Summen av månedlige middeltemperaturer i $^{\circ}$ C for perioden april-september.

$\sum G_l$ = Summen av globalstråling i 10^3 cal/cm²/døgn i perioden april-september.

$\sum N$ = Summen av nedbør i mm for perioden april-september.

Både klimatall og klimafaktor er relative verdier. De er spesifikke for den enkelte lokalitet - i dette tilfelle Akersvatnet.

Det er med disse teoretiske forutsetninger og aktuelle observasjoner av meteorologiske faktorer fra Melsom, samt data for globalstråling fra Blindern, foretatt beregninger av forholdene knyttet til Akersvatnet. Resultatene er fremstilt i FIGUR 15. Når det gjelder årene 1987 og 1988, fremgår det at disse hører til blant de mest ugunstige for masseutvikling av blågrønnalger i perioden som betraktes.

Det foreligger meteorologiske observasjoner fra Melsom for tidsrommet 1971 frem til 1989. Med grunnlag i data for nedbør og temperatur sammen med globalstråling (Blindern), kan det gjøres en drøftelse av verdiene for klimafaktor (KF). Det fremkommer da at omlag 50% av verdiene ligger i et område som tilsvarer middels egnede betingelser for blågrønnalgeutvikling, 28% av verdiene representerer gunstige forhold, men 22% tilsvarer dårlige klimatiske betingelser. Selv om materialet er lite, kan det antydes at etter disse beregningene vil stor blågrønnalgeoppblomstring kunne finne sted i Akersvatnet i 6 til 8 år av en tredveårsperiode.

6.3 Blågrønnalgeutvikling og eutrofiering av Akersvatnet

Det er nødvendig å gjøre en vurdering av hvordan Akersvatnets eutrofiering har konsekvenser for blågrønnalgeutviklingen. Formålstjenlige tiltak for å bedre råvannskvaliteten i Akersvatnet til Vestfold interkommunale vannverk (VIV) må ha en bakgrunn i realistiske forutsetninger om hva som kan oppnås av forbedringer i praktisk sammenheng.

Med utgangspunkt i teoretiske betraktninger om trofinivåer og "akseptabel" fosforbelastning (Vollenweider 1976) kan det bli gjort beregninger som belyser Akersvatnets situasjon. Med et aktuelt formelgrunnlag tilrettelagt for respons av fosforbelastning i grunne og middelgrunne innsjøer (Berge 1987), kan følgende likninger benyttes for beregning av høyeste "akseptable" fosforkonsentrasjon:

$$[P] \lambda = - 8,68 \cdot \ln \bar{Z} + 30,13$$

hvor $[P] \lambda$ = midlere konsentrasjon av totalfosfor i innsjøen ($\mu\text{g P/l}$)

$$\bar{Z} = \text{innsjøens middeldyp (m).}$$

Akersvatnets middeldyp er 6 m. Den høyeste "akseptable" totalfosforkonsentrasjon blir da etter likningen $14,6 \mu\text{g P/l}$.

I Akersvatnet varierte de aktuelle verdiene for konsentrasjoner av totalfosfor mellom 16 og $52 \mu\text{g P/l}$ i vannlaget $0-5$ m dyp i 1987 og 1988. Middelveien for observasjonsperioden mai-november i 1987 var $41 \mu\text{g P/l}$, og for 1988 tilsvarende $35 \mu\text{g P/l}$. Disse verdiene ligger altså langt høyere enn det som regnes for "akseptabelt" konsentrasjonsnivå for totalfosfor i Akersvatnet.

Året 1987 kan betraktes som et tilnærmet normalår i hydrologisk

sammenheng (basert på de observerte nedbørmengder). Etter de foretatte beregninger var tilførslene av totalfosfor (TP) til Akersvatnet i 1987 887 kg P/år. Befolkningens andel av belastningen med fosfor utgjør anslagsvis 279 kg P/år. Dette innebærer at bidraget med totalfosfor til Akersvatnet knyttet til naturlig avrenning og jordbruk i 1987 utgjorde 608 kg P/år, og i 1988 tilsvarende 1204 kg P/år. Tallene er i samsvar med verdiene fra tidligere beregninger utført for Akersvatnet og nedbørfeltet til innsjøen (NIVA 1986b).

De målte konsentrasjoner av totalfosfor i Akersvatnet i 1987 og 1988 var høyere enn nivået som betraktes som "akseptabelt" ut fra en trofibedømmelse (Berge 1987). Hvis vi kunne redusert fosforbelastningen med befolkningens andel, ville i 1987 middelkonsentrasjonen av totalfosfor i Akersvatnet i vegetasjonsperioden ha vært 28 µg P/l. Omlag to tredeler av dette er beregnet å være bidrag fra landbrukskilder. For å komme ned på det "akseptable" trofinivå, vil det f.eks. da være nødvendig, etter å ha fjernet hele befolkningens andel, ytterligere å fjerne 70% av jordbrukets andel av den totale fosforbelastning i Akersvatnet. En slik reduksjon er trolig urealistisk å kunne gjennomføre i overskuelig fremtid. Det er derfor grunn til å regne med at konsentrasjonen av totalfosfor fortsatt kommer til å ligge i området som bedømmes som "uakseptabelt nivå".

Forholdet innebærer at algeoppblomstringsproblemet, med bl.a. stadige muligheter for masseutvikling av toksinproduserende blågrønnalger, kommer til å fortsette i Akersvatnet.

6.4 Noen teoretiske beregninger av mulig blågrønnalgeutvikling i Akersvatnet

Mengdemessig utvikling av blågrønnalger i grunne innsjøer kan bl.a. drøftes ut fra variasjoner i forholdet mellom totalnitrogen og totalfosfor.

I følge Seip (1988) vil det sannsynligvis ikke være mengdemessig stor forekomst av blågrønnalger i innsjøer hvor forholdet mellom totalnitrogen (TN) og totalfosfor (TP) gjennomgående er større enn 29.

I Akersvatnet vil dette forholdstallet fra begynnelsen av august og ut over sensommeren vanligvis være mindre enn 29 (FIGUR 11), og det kan da være mulighet for frodig utvikling av blågrønnalger.

Det kan være av interesse å se hva noen teoretiske fremgangsmåter for beregning av blågrønnalgeutvikling kan fortelle om forholdene i Akersvatnet. Vi bruker de foreslåtte likninger for aktuelle beregninger til formålet (Seip 1988). BG står i det følgende som betegnelse på blågrønnalger. Tallene i parentes refererer til de tilsvarende likninger i litteraturen som er benyttet (Seip 1988):

For beregning av blågrønnalgenes prosentvise andel av algebiomassen benyttes følgende likninger:

$$(1) \quad \% \text{ BG} = -1,5 \cdot \text{TN/TP} + 86,6$$

$$(8) \quad \% \text{ BG} = 0,386 \cdot \text{TP} + 23$$

Ved bruk av likning (1) og de observerte verdier for 1987 og 1988 finner vi at blågrønnalge-prosenten av total algebiomasse blir:

$$\% BG_{87} = 28 \quad (TN/TP_{87} = 39)$$

$$\% BG_{88} = 39 \quad (TN/TP_{88} = 32)$$

Ved bruk av likning (8) blir tilsvarende blågrønnalgenes prosentvise andel:

$$\% BG_{87} = 39 \quad (TP_{87} = 41 \text{ mg/m}^3)$$

$$\% BG_{88} = 37 \quad (TP_{88} = 35 \text{ mg/m}^3)$$

Spredningen for blågrønnalgenes prosentvise andel blir da i 1987: 28 - 39 % og i 1988 : 37 - 39 %.

Det foreligger for lite bakgrunnsdata til å gjøre en presis vurdering av de aktuelle forhold, men det kan fremheves at blågrønnalgemengden i planktonet i Akersvatnet var helt minimal i 1988 sammenliknet med i 1987 (se avsnitt 5.2).

Til beregning av blågrønnalgemengde som våtvekt (g/m^3) anvendes totalfosfor (TP) som parameter, forutsatt at TP er større enn $13,3 \text{ mg/m}^3$ (Seip 1988).

$$(6) \quad BG = 0,083 \cdot TP - 1,1$$

Hvis vi tar i betraktning innsjøens dybde Z i meter:

$$(3) \quad \log BG = 0,596 \cdot \log TP - 0,963 \cdot \log Z - 0,142$$

Etter likning (6) blir blågrønnalgenes våtvekt:

$$BG_{87} = 2,3 \text{ g/m}^3 \quad (TP_{87} = 41 \text{ mg/m}^3)$$

$$BG_{88} = 1,8 \text{ g/m}^3 \quad (TP_{88} = 35 \text{ mg/m}^3)$$

Etter likning (3) med Z = 13 m, blir våtvekten av blågrønnalger tilsvarende:

$$BG_{87} = 0,55 \text{ g/m}^3 \quad (TP_{87} = 41 \text{ mg/m}^3)$$

$$BG_{88} = 0,51 \text{ g/m}^3 \quad (TP_{88} = 35 \text{ mg/m}^3)$$

Spredningen av våtvektverdiene blir da i 1987: $0,55 - 2,3 \text{ g/m}^3$ og i 1988: $0,51 - 1,8 \text{ g/m}^3$.

For bedre å kunne vurdere mengden av alger ut fra verdiene for våtvekt (g/m^3) kan våtvekt omgjøres til celle volum. Når det gjelder blågrønnalger, vil 1 g/m^3 våtvekt tilnærmet utgjøre $1000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ som celle volum. Basert på teoretiske beregninger vil dette for 1987 tilsi at blågrønnalger skulle tilsvare $550 - 2300 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ som celle volum. De utførte målingene av celle volum til blågrønnalger i Akersvatnet i 1987 ga $400 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ i middel.

De tilsvarende beregninger for 1988 ga som resultat 510 - 1800 mm³/m³ med blågrønnalger. Cellevolumet bestemt ut fra de utførte målinger var i 1988 mindre enn 50 mm³/m³.

Det er forsåvidt riktig når det sies (Seip 1988): "Hvis betingelsene for BG-alger er til stede, kan man benytte en av mange formler til å beregne enten biomassen av blå-grønnalger eller deres andel av den totale algebiomasse i grunne sjøer". Allikevel gir disse ulike likningene for beregninger en nokså stor spredning av resultater i seg selv. Men erfaringene fra Akersvatnet tilsier dessuten at det er særlig nødvendig å ta hensyn til aktuelle klimabetingelser (faktorer som temperatur, stråling, utskiftingsforhold etc.) Disse klimatiske faktorer er minst like viktige for den resulterende blågrønnalgeutvikling som f.eks. vannmassenes konsentrasjon av totalfosfor. Billedlig kan dette uttrykkes som for jordbruk i sin alminnelighet: Gjødsling hjelper produksjonen, men det er i stor grad værforholdene som bestemmer avlingens størrelse og kvalitet. Under norske forhold - med vårt til dels så varierende klima - har derfor de foreslåtte beregningsmåter (Seip 1988) en svært begrenset anvendbarhet i praktisk sammenheng.

Det er nødvendig å nevne at det foreliggende observasjonsmaterialet foreløpig ikke tilfredsstillende kravene til en statistisk behandling. Det vil fortsatt være behov for mye forskningsarbeid før en detaljert forståelse av sammenhenger mellom årsaker og virkninger ved blågrønnalgeutvikling er fremskaffet.

HENVISNINGER

- Berg, K., Carmichael, W.W., Skulberg, O.M., Benestad, Chr. & Underdal, B. (1987): Investigation of a toxic water bloom of Microcystis aeruginosa (CYANOPHYCEAE) in Lake Akersvatn, Norway. Hydrobiologia 144:97-103.
- Berge, D. (1987): Fosforbehandling og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Rapport 0-85110, 24. juni 1987. 44 pp.
- Dalin, O. (1955): Tønsberg drikkevann. Undersøkelser 1953 - 1954. Tønsberg . 73 pp.
- Fogg, G.E., Stewart, W.D.P., Fay, P. & Walsby, A.E. (1973): The blue-green algae. Academic Press, London. 459 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1984): Effektstudier av spylevannsutslipp fra Akersvannverkets renseanlegg. Rapport 0-84027, 5.des. 1984. 20 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1985): Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold. Resultater av undersøkelser i 1984. Rapport 0-84135, 18. april 1985. 21 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1986a): Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold. Resultater av undersøkelser i 1985. Rapport 0-84135, 10. januar 1986. 32 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1986b): Bruksplan for Akersvannet. Bakgrunnsundersøkelser og forslag til tiltak. Rapport 0-85118, 18. august 1986. 107 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1986c): Driftsundersøkelse av VIV's direktefiltreringsanlegg ved Akersvann. Rapport 0-86068, juli 1986. 32 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1986d): VIV's direktefiltreringsanlegg ved Akersvann. Renseeffekter for alger, algetoksiner og andre vannkvalitetsparametre. Rapport 0-86068, desember 1986. 74 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1987a): Giftproduserende blågrønnalger i Akersvatnet. Resultater av undersøkelser i 1986 for Vestfold interkommunale vannverk (VIV). Rapport 0-84135, 9. mars 1987. 32 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1987b): Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold. Undersøkelser i 1986 utført for Miljøvern-avdelingen, Fylkesmannen i Vestfold. Rapport E-83462, 25. mars 1987. 21 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1988): Morfometri, hydrologi, vannkvalitet og beregninger av akseptabel fosforbelastning i 15 Vestfoldinnsjøer. Rapport 0-87062, 28. oktober 1988. 98 pp.

- Norsk institutt for vannforskning (1989): Blågrønnalger - vannkvalitet i Akersvatnet, Vestfold. Grafiske fremstillinger av fysiske og kjemiske observasjoner 1987 og 1988. Rapport 0-84135, 28. februar 1989. 53 pp.
- Romstad, R. & Skulberg, O.M. (1972): Some observations on the distribution and abundance of blue-green algae of inland waters in Southern Norway. IBP i Norden, No. 10: 22-37.
- Seip, K.L. (1988): Et regelsystem for å identifisere innsjøers respons på reduksjoner i fosforbelastning. Del II. Forekomst av blågrønnalger (Cyanobacteria). *Limnos* 3:8-12.
- Skulberg, O.M. (1968): Studies on eutrophication of some Norwegian inland waters. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 14:187-200.
- Skulberg, O.M. (1978): Sestonobservasjoner ved vassdragsundersøkelser. Fauna 31:48-54.
- Skulberg, O.M. (1988): Blågrønnalger - vannkvalitet. Toksiner. Lukt- og smaksstoffer. Nitrogenbinding. Rapport 0-87006, 15.mars 1988. 121 pp.
- Vollenweider, R. A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33:53-83.
- Wallén, C. Chr. (1986): Impact of present century climate fluctuations in the northern hemisphere. *Geogr. Ann.* 68A(4):245-278.
- World Health Organization (1984): Aquatic (marine and freshwater) biotoxins. *Environmental Health Criteria* 37: 1-95.