

RAPPORT LNR 3506-96

Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1995

Grimseid-, Fjøsanger- og
Gaupåsvassdragene



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 04 30 33
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgt 55
5008 Bergen
Telefon (47) 55 32 56 40
Telefax (47) 55 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

| | | | |
|---|---------------------------------------|--------------------|------------------|
| Tittel Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1995. Grimseid-, Fjøsanger- og Gaupåsvassdragene. | Løpenr. (for bestilling) 3506-96 | Dato 1995.03.28 | |
| | Prosjektnr. Undernr. O-95090 95091 | Sider 112 | Pris kr 150,- |
| Forfatter(e) Hobæk, Anders | Fagområde Eutrofi ferskvann | Distribusjon | |
| | Geografisk område Hordaland | Trykket NIVA | |

| | |
|--|-----------------------------|
| Oppdragsgiver(e) Bergen kommune, Kommunalavdeling teknisk utbygging, VA-seksjonen | Oppdragsreferanse 292/95 |
|--|-----------------------------|

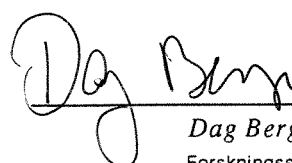
| |
|--|
| <p>Sammendrag</p> <p>Grimseidvassdraget, Fjøsangervassdraget og Gaupåsvassdraget ble overvåket mht. forurensning fra næringssalter og tarmbakterier i 1995. Programmet omfattet 12 innsjøer og to utløpselver.</p> <p>Etter SFT's system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann falt to innsjøer i klasse V (meget dårlig); fire i klasse IV (dårlig); fem i klasse III (nokså dårlig) og én i klasse II (mindre god) mht. næringssalter. Begge utløpselvene falt i klasse IV. For forurensning av tarmbakterier falt to innsjøer i klasse V; én i klasse IV; fire i klasse III og fem i klasse II. Én utløpselv vurderes til klasse IV og én i klasse III.</p> <p>Tilførsler av næringsemnet fosfor til innsjøresipientene er beregnet på grunnlag av tilstanden i innsjøene og hydrologiske data. For 7 av innsjøene overskred tilførslene en 'akseptabel belastning'. De mest belastede innsjøene mht. næringssalter var Skeievatn i Grimseidvassdraget og Storetveitvatn i Fjøsanger-vassdraget. For de fleste av innsjøene ble det likevel registrert en bedring i tilstanden siden forrige undersøkelse (1990-1992).</p> <p>For Grimseid- og Gaupåsvassdragene er transport til sjø av fosfor, nitrogen og organisk karbon beregnet.</p> |
|--|

| | |
|--|--|
| <p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Resipientundersøkelser 2. Næringssalter 3. Eutrofiering 4. Kloakkforurensning | <p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Recipient surveillance 2. Nutrients 3. Eutrophication 4. Sewage pollution |
|--|--|



Anders Hobæk
Prosjektleder

ISBN 82-577-3048-3



Dag Berge
Forsknings sjef

Overvåking av ferskvannsresipienter

i Bergen kommune 1995.

Grimseid-, Fjøsanger- og Gaupåsvassdragene

Forord

På oppdrag for Bergen kommune har NIVA Vestlandsavdelingen utført overvåking av tre vassdrag i kommunen i 1995. Vassdragene var Grimseidvassdraget, Fjøsangervassdraget og Gaupåsvassdraget. Undersøkelsene inngår i et flerårig program for overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen. Parallelt med vassdragsovervåkingen er det også utført lekkasjesøking i mange vassdrag innenfor det samme programmet. Disse undersøkelsene rapporteres separat.

Chemlab Services A/S har utført alle bakterietellinger, mens vannkjemiske analyser er utført ved NIVA's laboratorium. Identifikasjon og opptelling av planteplankton er utført av Evy. R. Lømsland med assistanse fra Torbjørn M. Johnsen, mens Anders Hobæk har bearbeidet dyreplankton. Einar Nygaard, Marc Berntssen har utført mye av feltarbeidet, og Inger Midttun har hjulpet med både feltarbeid og redigering av rapporten. Ansvarlig i Bergen kommune og kontakt for prosjektet har vært Kjell Rypdal.

Takk til alle medarbeidere for innsats og godt samarbeid.

Bergen, 28. mars 1995

Anders Hobæk

Innhold

| | |
|--------------------------------------|------------|
| 1. INNLEDNING | 11 |
| 2. MATERIALE OG METODER | 12 |
| 2.1 PRØVETAKING..... | 12 |
| 2.2 ANALYSER OG BEREGNINGER..... | 12 |
| 2.3 VURDERING OG KLASSIFISERING..... | 13 |
| 2.4 GJENNOMFØRING..... | 15 |
| 2.5 NEDBØR OG AVRENNING I 1994..... | 16 |
| 3. GRIMSEIDVASSDRAGET | 18 |
| 3.1 OMRÅDEBESKRIVELSE..... | 18 |
| 3.2 BIRKELANDSVATN..... | 19 |
| 3.3 SKRANEVATN..... | 24 |
| 3.4 HÅVARDSTUNVATN..... | 29 |
| 3.5 SKEIEVATN..... | 33 |
| 3.6 GRIMSEIDVATN..... | 38 |
| 3.7 UTLØP I GRIMSEIDPOLLEN..... | 43 |
| 3.8 MASSETRANSPORT TIL SJØ..... | 45 |
| 4. FJØSANGERVASSDRAGET | 56 |
| 4.1 OMRÅDEBESKRIVELSE..... | 56 |
| 4.2 TVEITEVATN..... | 57 |
| 4.3 STORETVEITVATN..... | 63 |
| 4.4 SOLHEIMSVATN..... | 68 |
| 4.5 KRISTIANBORGVATN..... | 72 |
| 5. GAUPÅSVASSDRAGET | 85 |
| 5.1 OMRÅDEBESKRIVELSE..... | 85 |
| 5.2 HJORTLANDSSTEMMA..... | 86 |
| 5.3 HETLEBAKKSTEMMA..... | 91 |
| 5.4 GAUPÅSVATN..... | 96 |
| 5.5 UTLØP VED YTRE ARNA..... | 101 |
| 5.6 MASSETRANSPORT TIL SJØ..... | 104 |
| 6. HENVISNINGER | 112 |

Sammendrag

Som ledd i et 10-årig overvåkingsprogram for ferskvannsresipienter i Bergen kommune, ble tre vassdrag overvåket i 1995: Grimseidvassdraget (fem innsjøstasjoner og utløpselv til Grimseidpollen); Fjøsangervassdraget (fire innsjøstasjoner) og Gaupåsvassdraget (tre innsjøstasjoner og utløpselv til Sørfjorden). I innsjøene ble prøvetaking for fysisk/kjemiske parametre supplert med biologiske undersøkelser (planteplankton og dyreplankton). Innsjøene ble undersøkt månedlig i produksjonsperioden mai - oktober, mens utløpselvene ble prøvetatt månedlig i perioden februar - desember 1995.

Overvåkingen er innrettet mot effekter av næringssalter og bakteriell forurensning (kloakk). Resultatene gir dessuten grunnlag for vurdering av tilstand mht. organiske stoffer, partikler og forsurende stoffer. For sistnevnte kategori synes ingen av vassdragene å avvike merkbart fra naturtilstanden. For både organiske stoffer og partikler vil tilstanden i det vesentligste være en sekundær effekt av forurensning med næringssalter. I sammendraget er derfor fokus rettet mot næringssalter og tarmbakterier. Tilstandsklassifisering for effekter av næringssalter er vist i Figur 1. Tilsvarende for effekter av tarmbakterier er vist i Figur 2. En sammenfatning av tilstandsstatus for alle innsjøer som inngår i overvåkingsprogrammet er vist i Figur 3 for næringssalter og Figur 4 for tarmbakterier.

Grimseidvassdraget.

Det ble målt svært høye konsentrasjoner av næringssalter i Skeievatn, og høye konsentrasjoner i Birkelandsvatn og Grimseidvatn. I Skranevatn og Håvardstunvatn var konsentrasjonene moderate. Som følge av høye nivåer av næringssalter ble det målt stor biomasse av planteplankton, særlig i Skeievatn, men også i Birkelandsvatn og Grimseidvatn. I Birkelandsvatn og Skeievatn førte stor organisk produksjon til oksygenfrie forhold i bunnvannet, og dermed frigivelse av næringssalter fra bunn sedimentene. Det var oksygenvinn også i Skranevatn og Grimseidvatn, men her var omfanget ikke stort nok til å forårsake lekkasje av næringssalter fra sedimentene. Utløpselva til Grimseidpollen var moderat forurenset med næringssalter.

Beregning av fosfortilførsler i 1995 viste at grensen for akseptabel tilførsel er overskredet i Birkelandsvatn, Skeievatn og Grimseidvatn, mens Skranevatn og Håvardstunvatn ikke tilføres mer enn de tåler.

Vassdraget var moderat forurenset av tarmbakterier i 1995. Bakteriemengdene var lave i Håvardstunvatn, Skeievatn og Grimseidvatn, og noe høyere i Birkelandsvatn og Skranevatn. Utløpselva var også forurenset på samme nivå som de to sistnevnte innsjøene.

Utviklingen i vassdraget siden forrige undersøkelse i 1992 har vært gunstig. Mengden næringssalter var redusert på samtlige stasjoner. Mest påfallende var dette for Skranevatn, Grimseidvatn og for utløpselva. Også mht. forurensning med tarmbakterier var tilstanden generelt bedre i 1995, og spesielt for Skranevatn og Skeievatn.

Vassdraget førte i 1995 570 kg fosfor, 13 tonn nitrogen og 93 tonn organisk karbon ut i Grimseidpollen.

Fjøsangervassdraget.

Storetveitvatn var svært rikt på næringssalter. Kristianborgvatn var også ganske næringsrikt, mens mengden næringssalter var noe lavere i Solheimsvatnet. I Tveitevatn var fosformengden lav, mens nitrogenmengden var uforholdsmessig høy. Muligens skyldes dette sigevann fra en eldre søppelfylling. Som følge av næringsrikt vann og dermed stor organisk produksjon, ble bunnvannet tidlig oksygenfritt i Storetveitvatn, og næringssalter ble frigjort fra sedimentene. De økologiske forholdene var ustabile, med oppblomstring av blågrønnalger i august. Det var lite eller ikke oksygen i de dypeste lagene også i Tveitevatn, Solheimsvatn og Kristianborgvatn, men lekkasje av næringssalter var av liten eller ingen betydning.

Beregning av fosfortilførsler viser at Kristianborgvatn, Tveitevatn og Storetveitvatn alle er overbelastet. I Storetveitvatn stammer en del av tilførslene trolig fra tjernets egne sedimenter. For Solheimsvatn mangler foreløpig datagrunnlag (innsjøvolum) for å kunne beregne tilførsler.

Solheimsvatn var sterkt forurenset av tarmbakterier. I august var også Kristianborgvatnet sterkt belastet, men ellers i perioden var bakterietallene her lave. Det var lave bakterietall også i Tveitevatn gjennom sommeren, men en høyere måling ble gjort om høsten. I Storetveitvatn var bakterietallene lave gjennom hele sesongen.

Solheimsvatn og Kristianborgvatn er ikke undersøkt tidligere. For Tveitevatn og Storetveitvatn har utviklingen vært positiv siden 1992 mht. mengde næringssalter, og for Storetveitvatn også mht. tarmbakterier.

Gaupåsvassdraget.

Hetlebakkstemma hadde lave konsentrasjoner av næringssalter og lav organisk produksjon. I både Hjortlandsstemma og Gaupåsvatn var mengden næringssalter høyere. Hjortlandsstemma hadde også relativt store algemengder, mens disse noe uventet var lavere i Gaupåsvatn (som hadde høyest fosforinnhold). Utløpselva ved Ytre Arna inneholdt omtrent samme mengde næringssalter som Gaupåsvatn.

Nedbrytning av organisk materiale medførte redusert oksygenkonsentrasjon i bunnvannet i alle innsjøene, men omfanget av oksygenvinn var ikke stort nok til at næringssalter lekket ut av sedimentene i nevneverdig grad.

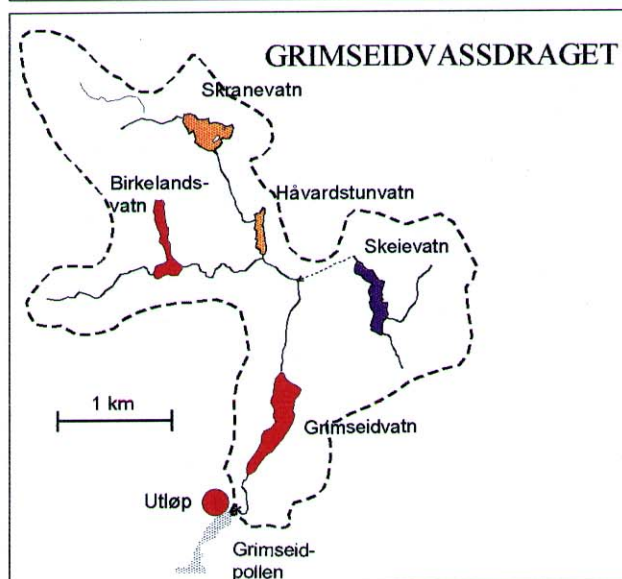
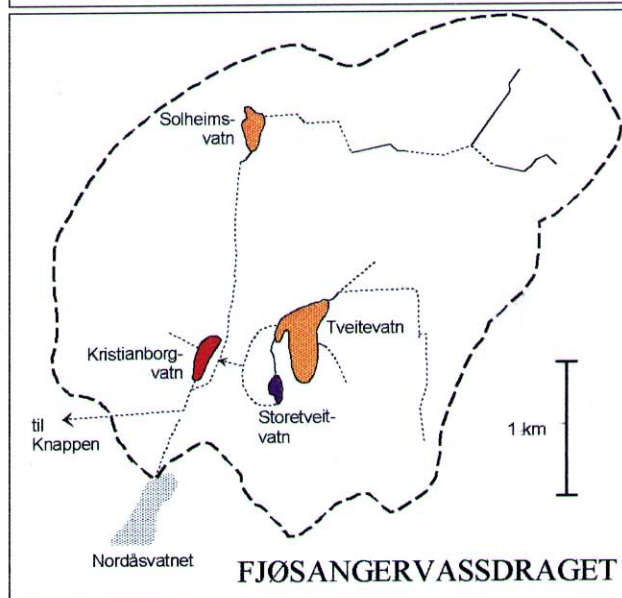
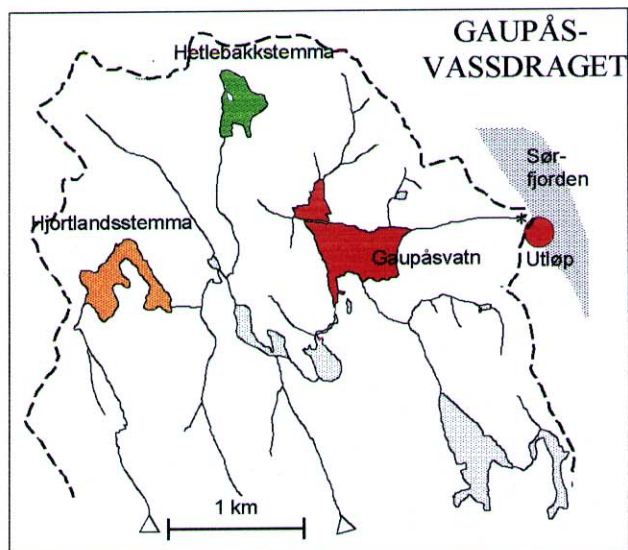
Tilførslene av fosfor overstiger grensen for akseptabel mengde i Hjortlandsstemma og Gaupåsvatn, i særlig grad for det siste. For Hetlebakkstemma var situasjonen derimot gunstig, og tilførslene ligger lavere enn akseptabel mengde.

Mengden tarmbakterier var lave i Hetlebakkstemma, litt høyere i Gaupåsvatn og høyest i Hjortlandsstemma. I utløpselva (restvannføringen) ble det påvist høye bakterietall gjennom hele sesongen.

I forhold til tidligere undersøkelser i 1990 og 1992 har utviklingen vært positiv for Hetlebakkstemma både mht. næringssalter og tarmbakterier. Også i Hjortlandsstemma har mengden næringssalter gått noe ned, mens situasjonen for tarmbakterier synes uendret. I Gaupåsvatn er forholdene ikke blitt bedre, mens for utløpselva er belastningen av næringssalter litt lavere enn i 1992.

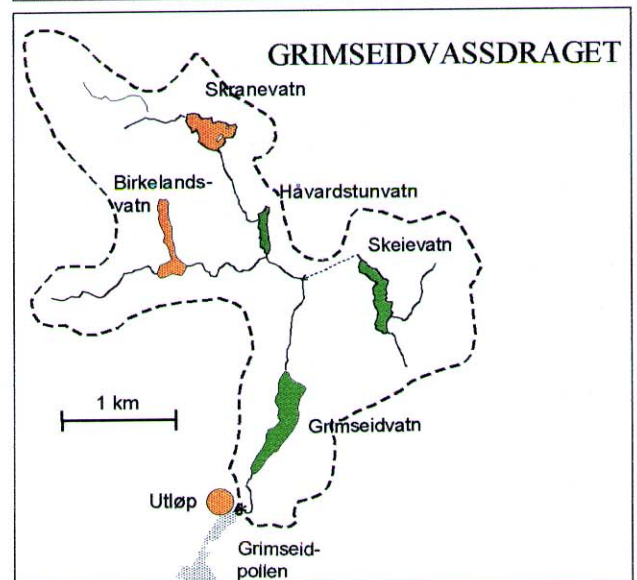
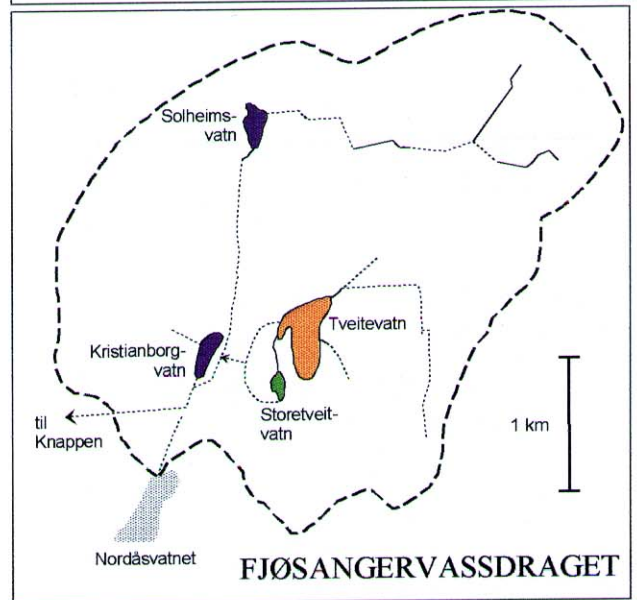
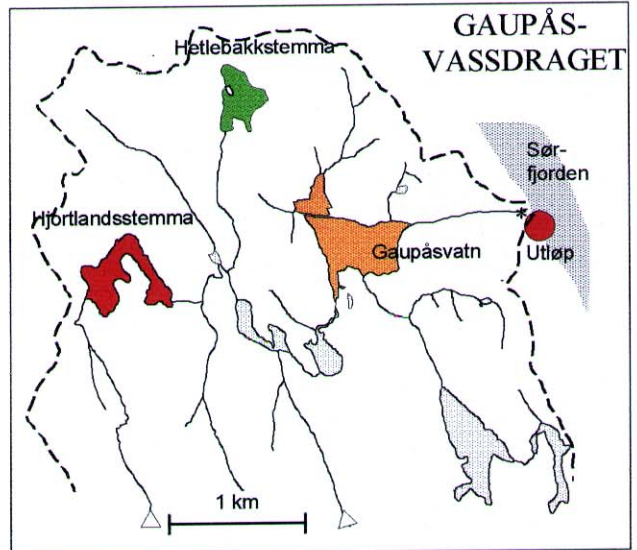
Vassdraget førte i 1995 1086 kg fosfor, 25 tonn nitrogen og 217 tonn organisk karbon ut i Sørfjorden.

Tilstand næringsalter 1995

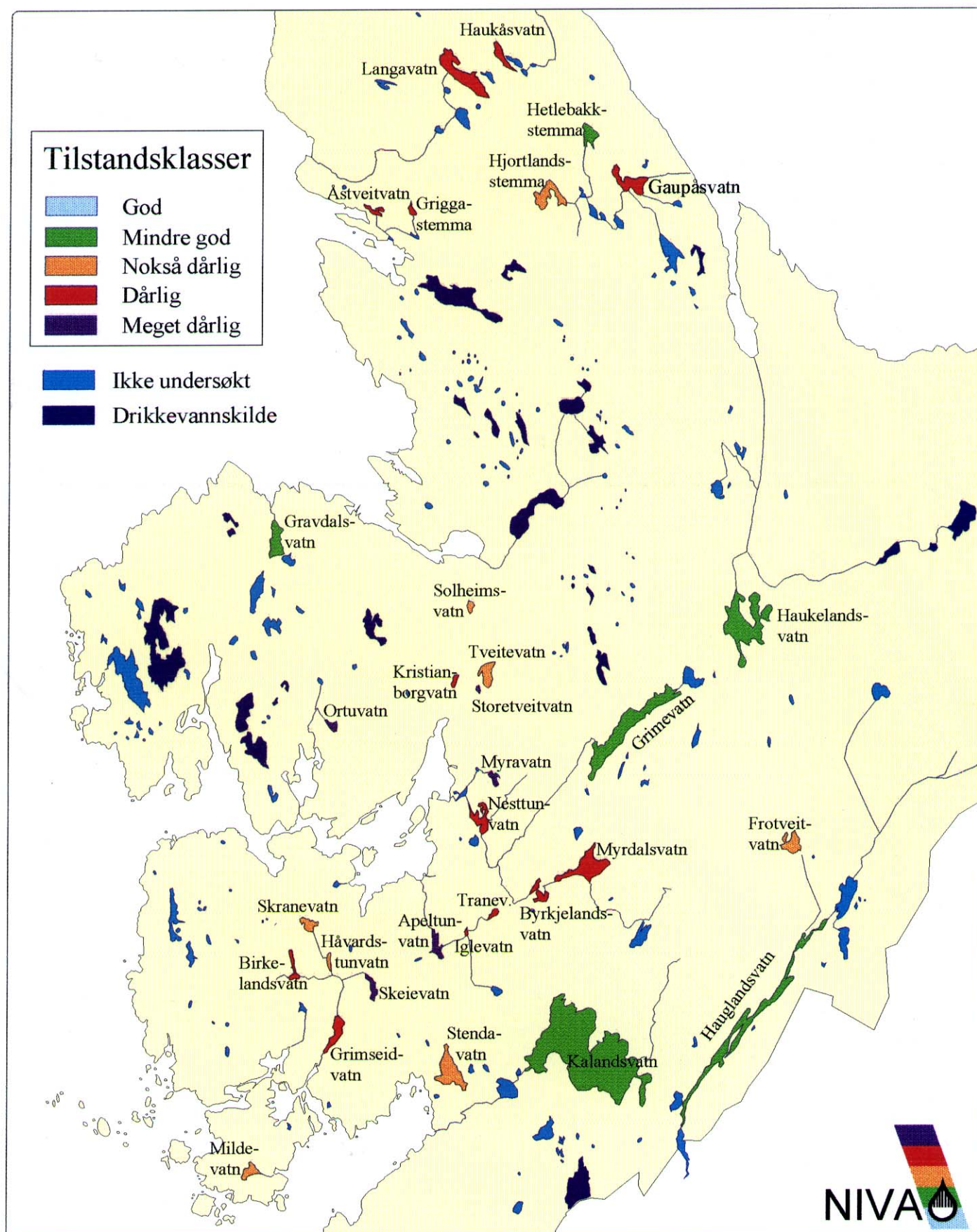


Figur 1. Klassifisering av tilstand mht. effekter av næringsalter 1995. Tilstandsklasser etter SFT (1992).

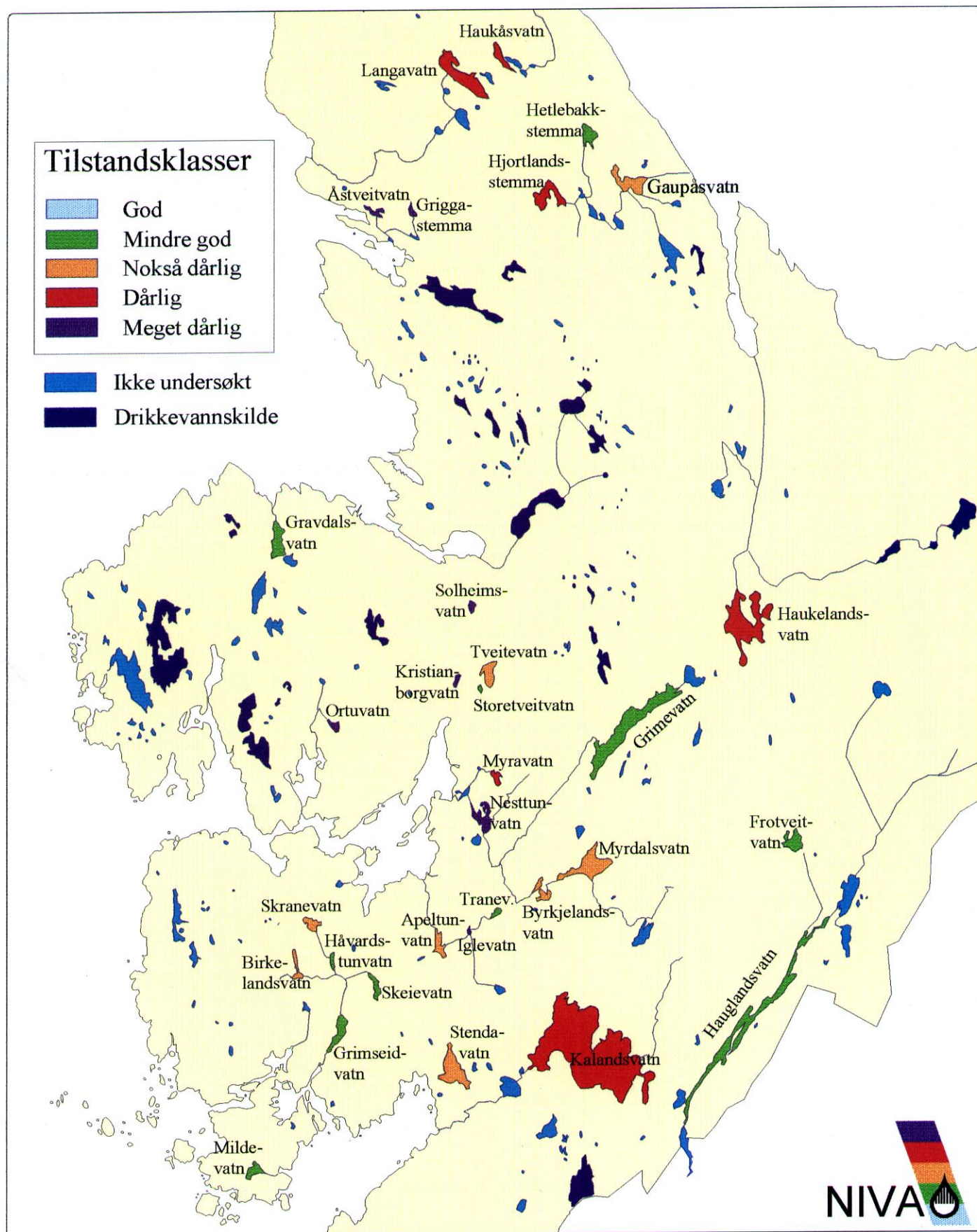
Tilstand tarmbakterier 1995



Figur 2. Klassifisering av tilstand mht. effekter av tarmbakterier (termostabile koliforme bakterier) 1995. Tilstandsklasser etter SFT (1992).



Figur 3. Innsjøresipienter i Bergen. Status pr. 1995 for tilstand mht. nærings-salter. Data fra Hobæk m. fl. (1994); Bjørklund (1994) og denne rapporten. Data fra Mildevatn er fra 1992 (Bjørklund m.fl. 1993).



Figur 4. Innsjøresipienter i Bergen. Status pr. 1995 for tilstand mht. tarmbakterier. Data fra Hobæk m. fl. (1994); Bjørklund (1994) og denne rapporten. Data fra Mildevatn er fra 1992 (Bjørklund m.fl. 1993).

1. Innledning

Denne undersøkelsen er utført som ledd i et flerårig overvåkingsprogram. Bakgrunnen for dette programmet er et pålegg fra Fylkesmannen i Hordaland, gitt i "Utslippstillatelse for Bergen kommune" datert 27.04.90. Programmet omfatter kontinuerlig overvåking av ferskvannsforkomster i Bergen, rettet mot overgjødning og hygiene. Lekkasjesøking for å lokalisere utslipp fra transportnettet står også sentralt. I 1993 forelå en oversikt over tilstanden i de aktuelle vassdrag så langt den da var kjent tom. 1992 (Bjørklund m.fl. 1994a). I alt inngår 13 vassdrag og to enkelt-innsjøer i programmet. En prioritert plan for årlige vassdragsundersøkelser er laget på grunnlag av dette. Det er meningen at alle aktuelle vassdrag skal undersøkes to til tre ganger i perioden 1992 - 2000. Helhet og kontinuitet i dette programmet er åpenbart viktig, slik at vurderingsgrunnlaget for vassdragene blir mest mulig konsistent. Det er likedan viktig å benytte de best egnete parametre for klassifisering og vurdering.

Innsjøene i årets program er primært undersøkt med tanke på forurensning av næringssalter og tarmbakterier. Begge typer forurensning stammer i vesentlig grad fra kloakkvannstilførsler. Nærings-saltene er som regel også den viktigste faktor med hensyn til organisk belastning pga. økt algeproduksjon i innsjøene, slik at disse to aspektene henger nøye sammen.

Hovedvekten i programmet er lagt på innsjøresipienter, og det inngår få elvestasjoner. Disse er først og fremst utløpselver til fjord i alle vassdrag, og i noen tilfeller enkelte viktige tilførselselver til innsjøene. Både vannkjemiske og biologiske undersøkelser inngår i programmet, og utgjør tilsammen grunnlaget for å vurdere forurensningstilstand i resipientene.

Som en del av programmet inngår beregning av massetransport av næringssalter til fjord. I utløpselvene er derfor prøvetakingen utvidet i forhold til det oppsatte programmet, siden disse estimatene krever måling av næringssalter også om vinteren. I 1995 er det tatt prøver alle måneder bortsett fra januar. En mangel ved programmet generelt er at estimatene for massetransport blir upresise fordi det tidligere er tatt få (eller ingen) prøver om vinteren.

I 1992 ble det gjennomført undersøkelser i Midtbygda-, Gaupås-, Grimseid- og Fjøsanger-vassdragene, samt Mildevatnet (Bjørklund m.fl. 1993). Undersøkelsene i 1993 omfattet Gravdals-, Fyllingsdals-, Kaland- og Hauglandsdalsvassdragene (Hobæk m.fl. 1994). I 1994 omfattet overvåkingsprogrammet Haukås-, Åstveit-, Arna-, Nesttun- og Apeltunvassdragene (Bjørklund og Johnsen 1994).

I denne rapporten presenteres resultatene fra undersøkelsene i 1995, som omfattet Grimseid-, Fjøsanger- og Gaupåsvassdragene. Disse vassdragene ble undersøkt i 1992, og inkluderer flere av de mest belastede innsjøene i kommunen. I alt tolv innsjøer og to elvestasjoner har inngått i programmet.

2. Materiale og metoder

2.1 Prøvetaking

I innsjøene ble det tatt en vertikalprofil av temperatur og konduktivitet med en hurtigregistrerende sonde (Seabird SBE 19), som registrerer begge parametre hvert 0,5 s. Data lagres i sondens minne, og lastes senere over til en PC for bearbeiding. Dette gir svært presise data for temperaturforholdene, og sonden har ikke problemer med reduserende forhold i dypvannet slik som oksygensonder. Det ble også brukt en nedsenkbar sonde (YSI Model 58) til måling av temperatur og oksygeninnhold. Hvert tokt ble det i tillegg tatt vannprøver med en Ruttner vannhenter fra ulike dyp med lave og høye O₂ konsentrasjoner. Disse prøvene ble tatt på lufttette flasker for titrimetrisk bestemmelse av O₂. Disse målingene ble brukt til å kontrollere for eventuelle kalibreringsavvik på YSI-sonden.

Ved hvert besøk målte vi også siktedyp med en standard Secchi-skive, og vannfargen ble bedømt med Secchi-skiven hengende på halvparten av siktedypet.

Ved den siste undersøkelsen av innsjøene (i oktober) tok vi vannprøver fra bunnvannet i innsjøene, både for O₂-bestemmelse og for analyser av innhold av næringssalter og organisk karbon.

På elvestasjonene ble vannprøver tatt direkte i elven, godt ut fra bredden. I innsjøene er det brukt en slangehenter, som gir en prøve av hele vannsøylen så langt ned som den senkes (4-8 m i de aktuelle innsjøene). Slangens innhold ble tømt i en plastdunk og blandet godt, og herfra ble det tappet vannprøve til vannkjemiske analyser, prøve til analyse av planteplankton, og vann til filtrering for klorofyll-a (biomasse av planteplankton). Prøve av planteplankton ble tappet på 100 ml mørke medisinflasker og fiksert med Lugols løsning. For analyse av klorofyll-a ble vann filtrert i felt på et glassfiberfilter (Whatman GF/C) til filteret begynte å bli tett, med et maksimalt undertrykk på 0,25 atm. Vannmengden som ble filtrert varierte fra 0,5 - 2 liter. Filteret ble pakket i en plastpose og oppbevart i kjølebag mellom to fryseelementer, og senere oppbevart i i fryseboks til analyse.

Det ble tatt separate prøver for analyse av fosfor, nitrogen og organisk karbon. Disse ble tappet på 100 ml flasker og fiksert med svovelsyre enten umiddelbart, eller i enkelte tilfeller ved retur til NIVA.

Bakterieprøver ble tatt på sterile plastflasker (250 ml). I innsjøene ble det her ikke tappet vann fra blandprøvene, men prøven for bakterier ble istedet tatt i overflaten ved undersøkesstasjonen. Etter prøvetaking ble flaskene oppbevart i kjølebag og kjøleskap til de ble levert til analyse (innen 20 timer etter prøvetaking).

Dyreplankton ble samlet inn med en planktonhåv (diameter 30 cm, maskevidde 95 µm). Håven ble senket fra overflaten til ca 5 m over bunnen, og deretter trukket opp igjen. Håven fanget begge veier. Prøvene ble vasket over i flasker og fiksert umiddelbart i ethanol eller med Lugol's løsning.

Stasjonsnettet er vist i kapitlene 2 - 4 om de enkelte vassdrag.

2.2 Analyser og beregninger

Vannprøvene er analysert på NIVA's laboratorium i Oslo, med unntak for tarmbakterier som ble analysert ved Chemlab Services A/S, Bergen. En oversikt over analyseparametre er gitt i Tabell 1.

Oksygen-målinger etter Winkler-metoden ble utført etter standard prosedyre ved NIVA's Vestlandsavdeling.

Planteplankton ble analysert ved NIVA's Vestlandsavdeling. Det ble tatt seks prøver fra hver innsjø. Basert på biomassemålinger vha. Klf a ble de fire tidspunkt som hadde høyest biomasse valgt ut for

algetelling. Ved hjelp av målinger av cellenes dimensjoner og ulike geometriske modeller for cellenes form, er det beregnet volum for hver art/gruppe.

Algevolum er ikke lagt til grunn for klassifisering av vannkvalitet i SFT's system, og Klorofyll-A derfor brukt som parameter i disse vurderingene. Som sammenligningsgrunnlag for å vurdere algevolumene er det benyttet en skala utarbeidet av NIVA (Brettum 1989). Her benyttes maksimal- og gjennomsnittsvolum til å plassere innsjøene langs en 7-delt trofiskala fra ultraoligotrof (svært næringsfattig) til hypereutrof (svært næringsrik). Dette systemet baserer seg på minst seks prøver fra produksjons-sesongen, mens materialet fra 1995 bare omfatter data fra fire tidspunkt. Det er derfor lagt mest vekt på maksimalvolumet for hver innsjø i denne karakteristikken. For Klf-a foreligger seks målinger.

Tabell 1. Analyseparametre brukt i overvåkingsprogrammet.

| PARAMETER | FORKORTEELSE | FORKLARING | ENHET |
|------------------------------------|--------------------|---|----------------------|
| pH | pH | Surhetsgrad | - |
| Konduktivitet | KOND | Elektrisk ledningsevne; mål for totalt ioneinnhold | mS/m |
| Farge | FARGE | Løst organisk stoff | mg Pt/l ¹ |
| Turbiditet | TURB | Partikkel-innhold | FTU ² |
| Total-nitrogen | Tot-N | Totalt nitrogen-innhold | µg/l |
| Total-fosfor | Tot-P | Totalt fosfor-innhold | µg/l |
| Fosfat-fosfor | PO ₄ -P | Fosfor i form av fosfat | µg/l |
| Klorofyll A | Klf-a | Fotosyntetisk pigment; mål for algebiomasse | µg/l |
| Totalt organisk karbon | TOC | Partikulært og løst organisk karbon | mg/l |
| Termotolerante koliforme bakterier | TKOL | Bakterier fra avføring (varmblodige dyr og fugler) | Antall pr. 100 ml |

¹ Farge måles i forhold til en standardløsning av platina (Pt), og enheten er derfor mg Pt/l

² Formazin Turbidity Units

Dyreplankton ble også bearbeidet ved NIVA's Vestlandsavdeling. Her ble alle forekommende arter registrert, og tettheten av hver art/gruppe rangert i 6 klasser. Disse data er benyttet i en vurdering av økologiske forhold i innsjøen, særlig mht. innsjøens reaksjon på - og evne til å tåle - nærings saltbelastning.

For hvert vassdrag er det laget et estimat på mengden næringssalter som transporteres til sjø. Disse beregningene baserer seg på mengdene av næringssalter som er målt, samt på data om vassdragets middelvannføring avlest fra avrenningskart (NVE 1987). Middelvannføringen ble korrigert for avvik fra normal nedbør, og fordelt over året proporsjonalt med nedbørmengdene. Alle beregninger er gjort på månedlig basis, og deretter summert over året 1995.

2.3 Vurdering og klassifisering

Vurderingssystemet som benyttes er utviklet av NIVA for Statens Forurensningstilsyn (SFT 1992). Dette er beskrevet i tidligere rapporter innen dette programmet, og blir derfor ikke gjennomgått i detalj. I korthet går systemet ut på at målinger av viktige parametre gir grunnlag for å tilordne lokalitetene ulike tilstandsklasser, der hver klasse er definert av et nivå av parameteret. Det benyttes vanligvis

middelverdier ved denne vurderinger, men i noen tilfelle 90 persentil for måleverider, eller høyeste (dårligste) måling. Det opereres i den reviderte utgaven av systemet med 5 tilstandsklasser (Tabell 2).

Tabell 2. Tilstandsklasser etter SFT (1992).

| TILSTANDSKLASSE | BESKRIVELSE |
|-----------------|----------------|
| I | 'God' |
| II | 'Mindre god' |
| III | 'Nokså dårlig' |
| IV | 'Dårlig' |
| V | 'Meget dårlig' |

Klassifisering kan gjøres for en rekke forurensningstyper. Aktuelle for dette programmet er:

- **Næringssalter** (Aktuelle parametre: fosfor, nitrogen, klorofyll-a, siktedyp, O₂-metning)
- **Organiske stoffer** (Aktuelle parametre: TOC, KOF_{Mn}, fargetall, siktedyp, O₂-metning)
- **Partikler** (Aktuelle parametre: Turbiditet, siktedyp)
- **Tarmbakterier** (Aktuell parameter: Termotabile koliforme bakterier)
- **Forsurende stoffer** (Aktuelle parametre: pH, alkalitet)

For nærmere omtale av tilstandsklasser vises til SFT (1992). I kapitlene om de enkelte vassdrag er de mest aktuelle parametrene presentert i figurer, der området for ulike tilstandsklasser er indikert med raster. I mange tilfeller der måleverdiene ligger lavt er de dårligste tilstandsklassene ikke tatt med på figurene, siden variasjonen i måleverdiene da ville komme dårlig fram. Alle figurene er derfor ikke direkte sammenlignbare, og noen har en mer komprimert Y-akse enn andre.

For å vurdere hvor forurenset en resipient er, må man se på avviket mellom tilstanden ved undersøkelse og en forventet naturtilstand. Forholdet mellom disse gir grunnlag for å tilegne resipienten en forurensningsgrad, som også kan deles inn i 5 kategorier eller klasser:

| FORURENSNINGSGRAD | BESKRIVELSE |
|-------------------|--------------------------------|
| 1 | Lite forurenset |
| 2 | Moderat forurenset |
| 3 | Markert forurenset |
| 4 | Sterkt forurenset |
| 5 | Meget sterkt forurenset |

Det kan ofte være vanskelig å vurdere hva naturtilstanden har vært, da det sjelden finnes pålitelige målinger fra før forurensningen startet. Det er heller ingen referanselokaliteter med i undersøkelsene. Det er derfor påkrevet at klassiferingen gjøres med omhu, og gjerne basert på flere aktuelle parametre samtidig. I dette programmet er den viktigste enkelt-parameteren total-fosfor, og det er tidligere utarbeidet anslag for forventet naturtilstand i de ulike vassdragsavsnitt som skal overvåkes (Bjørklund m. fl. 1993).

Et hovedmoment i vurderingene er om belastningen av næringssalter (fosfor) til innsjøene overskrider innsjøenes tålegrense. Grunnlaget for slike vurderinger skriver seg fra Vollenweider's modell (Vollenweider 1976) for forholdet mellom hydrologisk belastning og tilført fosfor. Denne er lagt til grunn ved tidligere sammenstillinger av tilstand i resipientene (Johnsen m.fl. 1992; Bjørklund m.fl. 1993). NIVA har rekalibrert denne modellen (Rognerud m.fl. (1979), slik at den gir bedre presisjon med vanlige norske vannkvaliteter. Imidlertid egner denne modellen (og Vollenweiders modell) seg dårlig i grunne innsjøer. Dette omfatter de fleste av innsjøene som inngår i overvåkingsprogrammet for

Bergen kommune. For denne typen innsjøer er det benyttet en annen belastningsmodell spesielt utviklet for grunne innsjøer, kalt 'FOSRES'. Denne modellen er også utviklet av NIVA (Berge 1987).

I de følgende kapitler avsluttes behandlingen av de enkelte innsjøer med et avsnitt om nærings-saltbelastning av innsjøen. Her gis en vurdering av forurensningsgrad med hensyn til nærings-salter og organisk belastning. Alle beregninger er utført med FOSRES-modellen, siden samtlige innsjøer som ble overvåket i 1995 var grunne (middeldyp <15 m). I teksten henvises det bare til FOSRES.

Organisk belastning er i de fleste innsjøer vesentlig en sekundær effekt av stor egenproduksjon ved stor belastning av nærings-salter. Det er derfor som oftest lite tilleggsinformasjon i å beregne forurensnings-grad mhp. organisk belastning. Dette er likevel gjort for alle innsjøer, men vektlegges ikke spesielt som en egen type forurensning. I enkelte tilfeller kan imidlertid dette være viktig, fordi innsjøen tilføres organisk materiale på annen måte. Dette gjelder oftest humustilførsler.

En annen type vurdering gjelder sammenligninger mellom resultater fra tidligere og fra årets undersøkelser. Det kan i noen tilfeller være vanskelig å avgjøre om forskjellene skyldes tilfeldig variasjon eller endringer i tilstand, f. eks. mht. mengden nærings-salter. Jo mer variable resultatene er, jo vanskeligere er det å trekke sikre slutninger. Som et mer objektivt grunnlag for vurderinger har vi benyttet en enkel statistiske metode (enveis variansanalyse) for å sammenligne mellom år. I enkleste tilfelle sammenligner man mellom to år, og testen er da identisk med en t-test (som er bedre kjent). Variansanalyse (engelsk Analysis of Variance eller ANOVA) er brukt her, fordi den tillater testing av flere datasett enn to samtidig. Dersom det er mindre enn 5% sjanse for at datasettene er trukket fra samme materiale (dvs. variasjon mellom år er tilfeldig), ansees forskjellen statistisk signifikant. Sannsynligheten (kalt p) er angitt for hver test. Testene som er brukt her er basert på målinger fra en normalfordelt mengde, og at variasjonen (variansen) er den samme mellom år. Det kan diskuteres om disse forutsetningene er oppfylt, og testene kunne vært utført på mange alternative måter. Vi har likevel valgt denne metoden fordi den er robust og vel kjent. Den er beskrevet i enhver læretekst i statistikk.

Presentasjonen av resultatene er ordnet etter vassdrag, og tabeller med primærdata er samlet bakerst i hvert kapittel. Resultatene blir gjennomgått stasjonsvis i hvert kapittel, og det er derfor ikke noe eget resultatkapittel.

2.4 Gjennomføring

Produksjonsperioden i innsjøer i regionen regnes normalt for mai-oktober, og programmet omfatter derfor månedlige prøvetakinger i denne perioden. Normalt opprettholdes lagdelingen i innsjøer i regionen til utgangen av oktober. Som en del av programmet inngår prøvetaking av bunnvann ved slutten av stagnasjonsperioden, og dette ble gjennomført ved siste prøvetaking i oktober. Hensikten med dette er å måle etter en så lang stagnasjonsperiode som mulig, siden utslagene av oksygenforbruk og evt. utløsning av nærings-salter fra sedimentene da blir størst. I enkelte av de grunneste innsjøene var imidlertid høstomrøringen i gang ved prøvetakingstidspunktet i oktober. Muligheten for dette var forutsett, og det ble derfor tatt grundige oksygenprofiler i september. Et kraftig regnvær vasket imidlertid en del disse dataene ut av feltboken, så noe av denne informasjonen gikk tapt.

Av hensyn til beregningene av massetransport i vassdragene, ble det tatt prøver i utløpselvene utenom den oppsatte programperioden. Målinger er tatt fra og med februar til og med desember 1995. Dette omfattet bare to stasjoner (utløpene av Gaupåsvassdraget og Grimseidvassdraget). Avrenningen fra Fjøsangervassdraget fanges opp i tunnel og føres med kloakk til renseanlegg på Knappen.

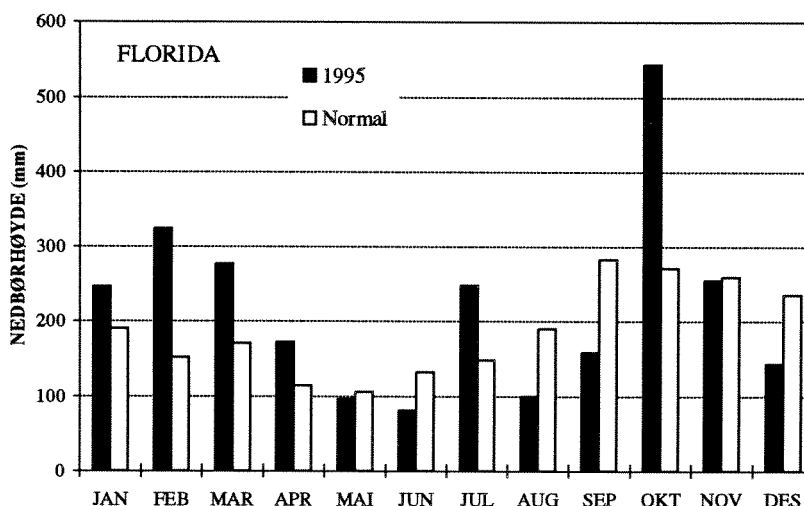
Ved Gaupåsvassdragets utløp ved Ytre Arna er situasjonen litt spesiell mht. avrenning, siden vann tappes fra Gaupåsvatnet til kraftverket til Høie Arne A/S. Vannføringen i det opprinnelige elvefaret er ofte lav når innsjøen er nedtappet. Utløpet fra kraftverket går tilbake til utløpselva like ovenfor munningen. Vannprøver for vannkjemiske analyser er tatt nedenfor dette utløpet, og representerer derfor vassdragets totale avrenning. Elvemunningen er her influert av tidevannet. Konduktiviteten ble derfor målt i elva før prøvetaking, for å sikre at prøvene representerte ferskvannet i elva, og ikke blandingssonen. I juli ble

imidlertid dette uteglemt, og det ble senere påvist at prøven hadde høy konduktivitet. Data fra denne prøven er derfor ikke tatt i betraktning. Prøver for tarmbakterier ble tatt ovenfor utløp fra kraftverket, siden disse ellers ville blitt kraftig fortynnet av vann fra kraftverket. Prøvene for tarmbakterier viser derfor i hvilken grad restvannføringen mottar kloakktilførsler, men ikke selve utløpet (i motsetning til de vannkjemiske resultatene). Da kraftverket sto i ferien, ble bakterie- og vannprøver tatt på samme stasjon.

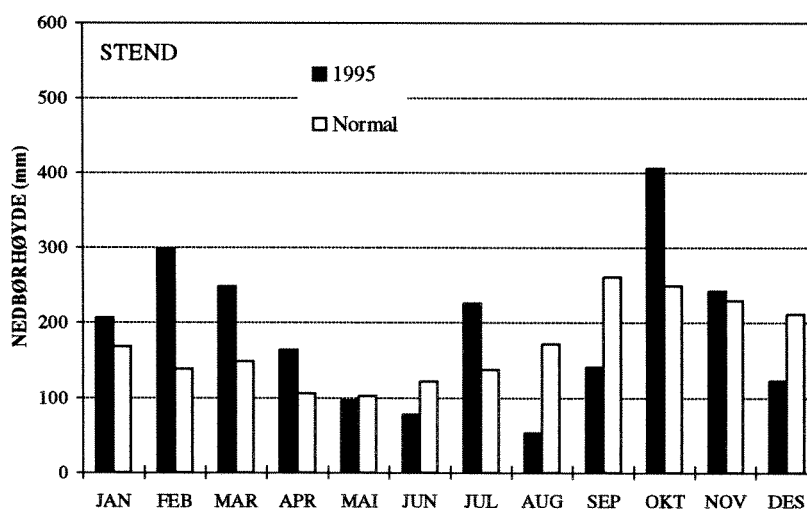
2.5 Nedbør og avrenning i 1994

Som bakgrunn for omtalen av de enkelte vassdrag, og spesielt for beregningene av massetransport, gis her en oversikt over månedlig nedbør på to stasjoner i området. Nedbørstasjonen på Florida (Bergen) er benyttet for Gaupås- og Fjøsangervassdragene, mens stasjonen på Stend er brukt for Grimseidvassdraget. Årsnedbør på Florida var 2643 mm, som er 117 % av normalen. Månedlig nedbør er vist i Figur 5 sammen med normalnedbøren. Tilsvarende data for Stend er vist i Figur 6. Her var totalnedbøren 2279 mm, som utgjør 112 % av normalen.

Nedbøren var høyere enn normalt i perioden januar-april, og spesielt i februar. I mai og juni var det litt mindre nedbør enn normalt, mens juli var nedbørrik. August og september var svært nedbørfattige i forhold til normalen (31-56%), mens oktober igjen hadde mye nedbør. November var normal mht. nedbørmengde, og i desember kom det mindre enn normalt (ca. 60%).



Figur 5. Månedlig nedbør i 1995 (skraverte søyler) og normal nedbør (åpne søyler) på Florida, Bergen. Data fra Meteorologisk Institutt.



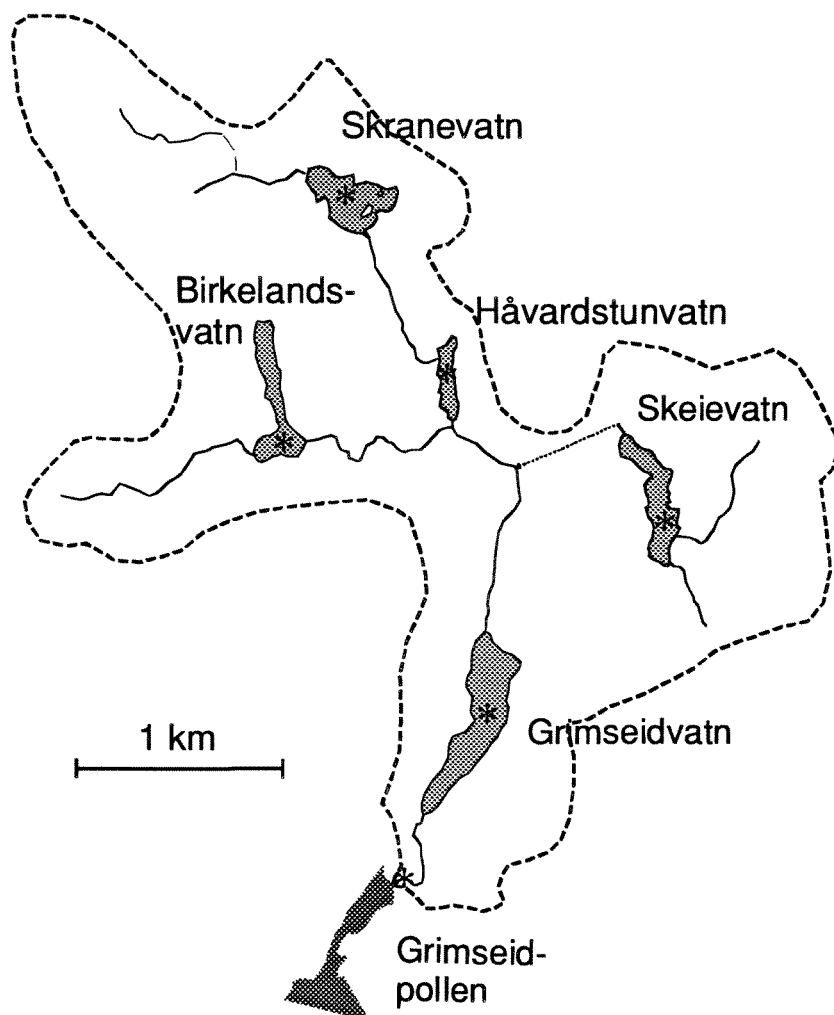
Figur 6. Månedlig nedbør i 1995 (skraverte søyler) og normal nedbør (åpne søyler) på Stend, Fana. Data fra Meteorologisk Institutt.

Avrenningen i vassdragene regnes å følge nedbørmønsteret i området ganske godt. Dette gjelder fordi både vassdragene og innsjømagasinene er små, og forsinkelsene i vanntransport dermed mindre enn i større vassdrag. I november og desember var det imidlertid kaldt, og nedbøren ble liggende som is og snø. I november forsvant dette i en mildværsperiode i slutten av måneden, men i desember holdt frosten seg over i januar. Det har ikke vært mulig å ta hensyn til dette i vurderingene, siden det ikke foreligger målinger av vannføring i noen vassdrag i kommunen. Snømengden i desember var imidlertid liten.

3. Grimseidvassdraget

3.1 Områdebeskrivelse

Grimseidvassdraget i Fana hadde opprinnelig et nedbørfelt på ca 6 km², med fire innsjøer: Skranevatn, Birkelandsvatn, Håvardstunvatn og Grimseidvatn. I tillegg er avrenningen fra Skeievatnets nedbørfelt på 1,8 km² overført til vassdraget (Figur 7), slik at det totale nedbørfeltet nå er ca. 7,8 km². Skeievatnet drenerte tidligere til Nordåsvatnet. Grimseidvassdraget renner ut i Grimseidpollen i Fanafjorden. Oversikt over stasjonene som er undersøkt er vist i Tabell 3.



Figur 7. Grimseidvassdraget. Nedbørfelt og prøvestasjoner (markert med stjerner) .

Berggrunnen består av grunnfjellsbergarter og litt anortositt. Nedbørfeltet ligger lavt, og en del marine avsetninger finnes. Bjørklund m.fl. (1993; 1994a) har anslått naturtilstand for fosfor og nitrogen i vassdraget til hhv. 8 og 250 µg/l. I nedbørfeltet finner vi bebygde områder, dyrket mark, og skog. I Skeievatnets nedbørfelt ligger Fana Stadion og en golfbane. Steigen & Raddum (1986) undersøkte Håvardstunvatn i 1985, mens den første overvåkingsrunden av alle innsjøene i vassdraget ble gjennomført i 1992 (Bjørklund m.fl. 1993).

Tabell 3. Undersøkte stasjoner i Grimseidvassdraget 1995.

| St. nr. | Stasjon | UTM (32V) | Höh. |
|---------|------------------------|------------|------|
| 1 | Birkelandsvatn | KM 942 898 | 35 |
| 2 | Skranevatn | KM 944 911 | 41 |
| 3 | Håvardstunvatn | KM 949 900 | 28 |
| 4 | Skeievatn | KM 959 894 | 22 |
| 5 | Grimseidvatn | KM 951 884 | 7 |
| 6 | Utløp i Grimseidpollen | KM 947 877 | 3 |

Tabell 4. Innsjøer i Grimseidvassdraget. Morfologiske og hydrologiske data.

| Innsjø | Areal km ² | Dyp | | Volum mill. m ³ | Utskifting år ⁻¹ | Normal avrenning mill m ³ år ⁻¹ |
|----------------|--------------------------|-------------|------------|-------------------------------|--------------------------------|---|
| | | Middel m | Maks. m | | | |
| Birkelandsvatn | 0,077 | 8,3 | 16 | 0,638 | 4,76 | 3,04 |
| Skranevatn | 0,085 | 6,2 | 15 | 0,523 | 5,34 | 2,79 |
| Håvardstunvatn | 0,033 | 3,7 | 8 | 0,122 | 30,1 | 3,67 |
| Skeievatn | 0,078 | 3,8 | 9 | 0,296 | 11,7 | 3,46 |
| Grimseidvatn | 0,154 | 11,2 | 20 | 1,724 | 8,79 | 15,15 |

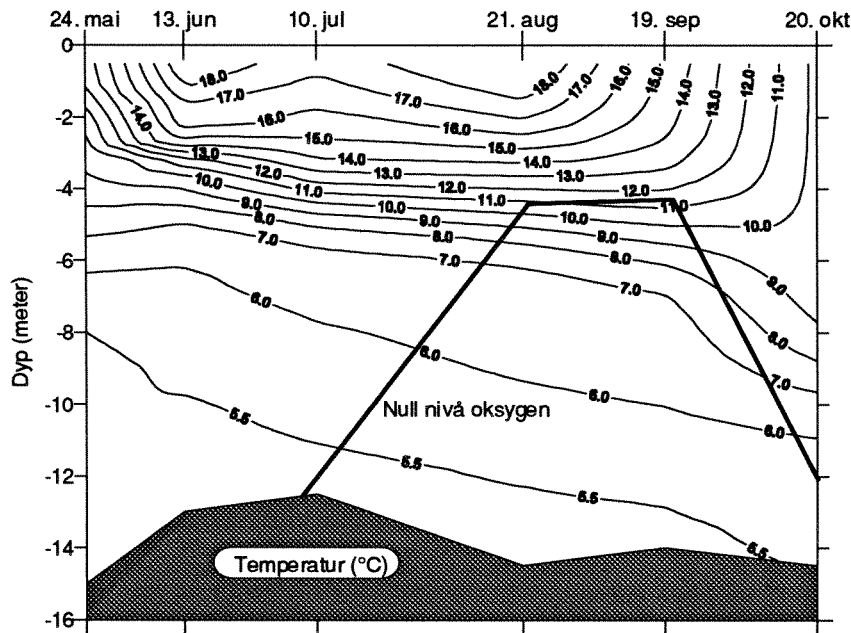
Dybdekart for alle innsjøene finnes i Bjørklund m.fl. (1994a), og er derfor ikke tatt med her. De viktigste nøkkeltall for de enkelte innsjøene er oppsummert i Tabell 4.

3.2 Birkelandsvatn

Innsjøen ligger i den vestligste delen av vassdragets nedbørfelt. Feltet som drenerer til Birkelandsvatn er anslått til 1,75 km² (Bjørklund m.fl. 1993). Dyrket mark utgjør ca 1 km². Ellers er omgivelsene dominert av furu- og blandingsskog (ca. 0,6 km²). Fiskebestanden utgjøres av gjedde og ål. Prøvene ble tatt i den søndre enden der bassenget er på det dypeste (16 m). Blandprøvene ble tatt i sjiktet 0 - 6 m. I denne enden av innsjøen er det noe villa-bebyggelse, og et gartneri ved innløpsbekken. Rv. 1 passerer også langs sørenden, og gjennom hele undersøkelsesperioden pågikk her anleggsarbeid i forbindelse med opparbeidelse av sykkelsti langs riksveien. En liten del av nedbørfeltet ligger SV for Blomsterdalskrysset, og herfra kommer en bekk som drenerer til innsjøen. Omfattende gravearbeid har vært i gang her fra høsten 1995, og en periode har vannet rent motsatt vei av den normale i denne bekken, dvs. ut av Birkelandsvatnet.

3.2.1 Hydrografi

Birkelandsvatn hadde stabil stratifisering gjennom hele perioden (Figur 8). Sprangsjiktet var på det skarpeste i juni (rundt 3 m dyp). Innsjøen ligger relativt skjermet for vind, og dette forklarer det relativt grunne overflatesjiktet. Fra 6 m og dypere lå temperaturen mellom 5,5 og 7,0°C til september, men i oktober var sjiktningen i de øvre lagene blitt svakere, og varmere vann var blandet inn ned mot 10 m. Isolinjen for 6°C sank jevnt utover sesongen fra vel 6 til ca. 11 m dyp (Figur 8).



Figur 8. Temperaturforhold i Birkelandsvatn 1995. Grensen for oksygenfrie forhold er vist med tykk strek. Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunn ved forskjellig dyp på ulike datoer

I mai hadde bunnvannet ca. 62 % metning, og dette sank til ca. 20 % i juni. I juli var bunnvannet nesten oksygenfritt (<1 % metning). Grensen for oksygenert vann steg gjennom sommeren til 4,5 m i september. Gradvis nedblanding av overflatevann presset denne grensen nedover igjen til i oktober (Figur 8). Det ble registrert svak lukt av H_2S i bunnvannet fra august. I oktober ble H_2S -innholdet i bunnvannet titrert til 0,46 mg/l.

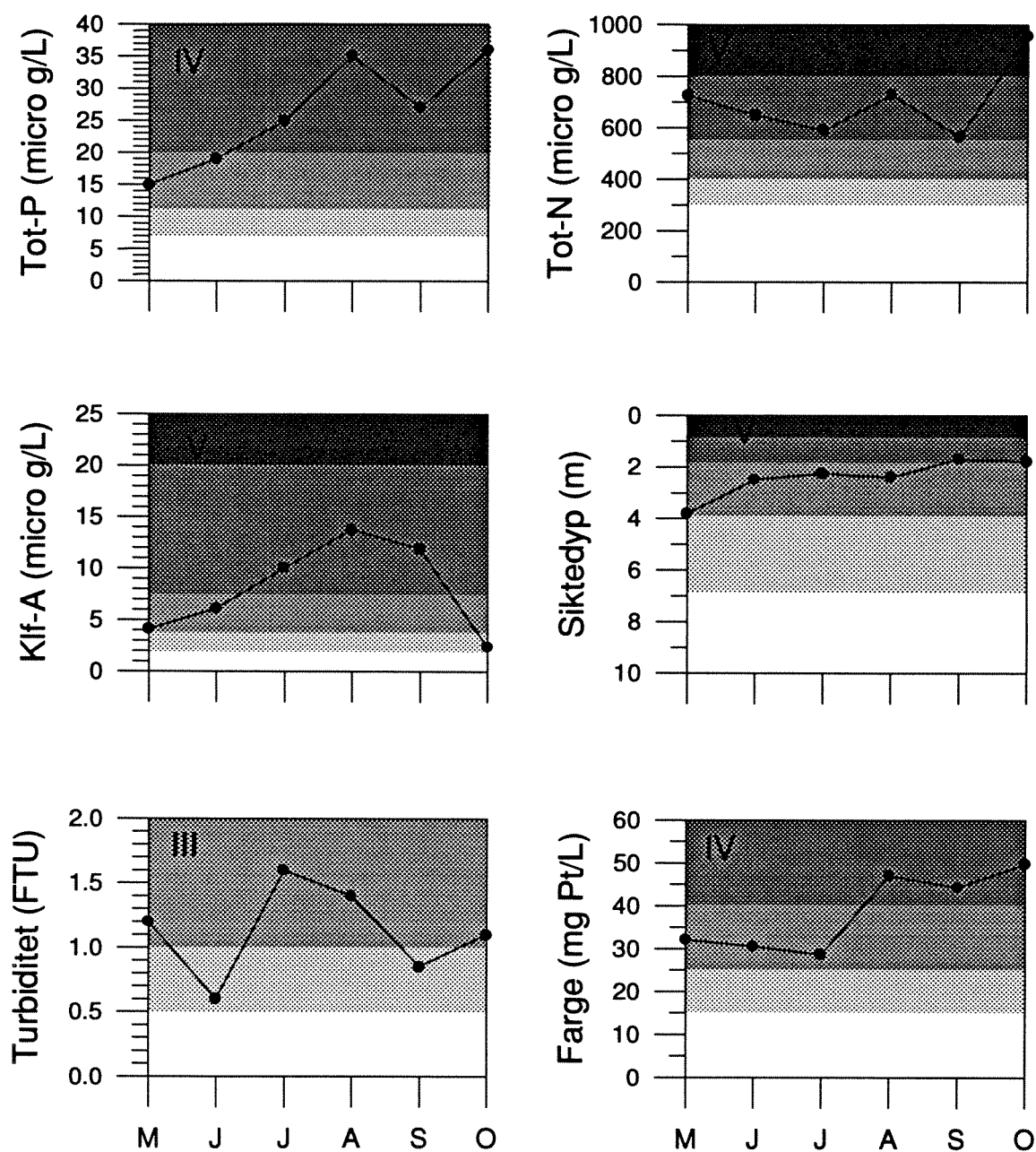
3.2.2 Vannkvalitet

Måleresultater er samlet i Tabell 17 bakerst i kapitlet. Figur 9 viser de viktigste parametre gjennom sesongen. Vannet i Birkelandsvatn hadde relativt høy konduktivitet gjennom hele sesongen (snitt 18,0 mS/m). Ioneinnholdet sank fra 19,7 i mai og juni til 16,0 i oktober. Surhetsgraden varierte fra 7,5 til 7,1 (snitt 7,2), med de høyeste verdier i mai og juli.

Vannfargen (Figur 9) lå rundt 30 mg Pt/l i begynnelsen av sesongen, og steg markant til mellom 45 og 50 mg Pt/l i august-oktober. Vannet var dermed ganske humøst. Turbiditet (partikkelinnhold) varierte fra 0,6 til 1,4 FTU, med høyest verdi i juli (Figur 9), og med et snitt på 1,13. Siktedypet lå på 3,8 m i mai, og ble mindre gjennom sesongen til 1,7 - 1,8 m i høstmånedene (Figur 9). Gjennomsnittet var 2,4 m. Fargen målt med Secchiskiven varierte fra brunlig gul til gullig brun, og bekrefter at vannet er tydelig humuspåvirket.

Innhold av organisk materiale i overflatesjiktet lå rundt 4,6 mg/l i mai/juni, og steg deretter til 6,2 - 7,0 mg/l i august-oktober (snitt 5,8 mg TOC/l; Tabell 17).

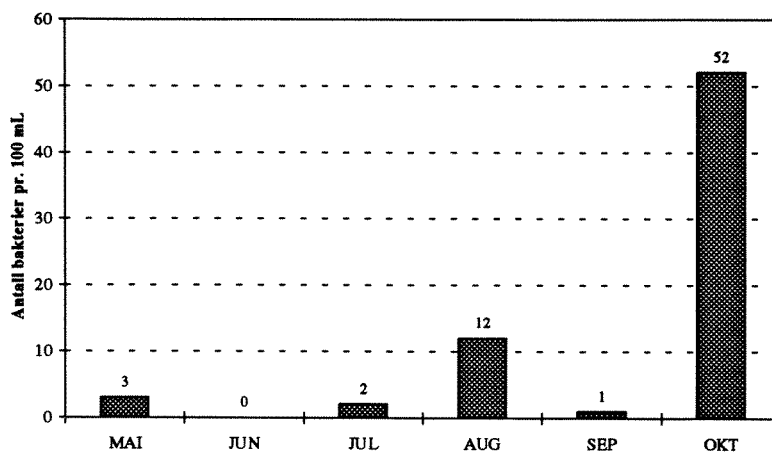
Næringssaltet fosfor (Tot-P; Figur 9) steg jevnt fra 15 $\mu\text{g/l}$ i mai til 35 $\mu\text{g/l}$ i august. I september var verdien 27, og i oktober igjen 36 $\mu\text{g/l}$. Gjennomsnittet var 26,2 $\mu\text{g/l}$. Totalt nitrogen lå i gjennomsnitt på 703 $\mu\text{g/l}$, med høyest verdi i oktober. N/P forholdet lå rundt 27:1. De forhøyete verdiene av næringssalter i oktober har trolig sammenheng med begynnede innblanding av dypvann. Målinger fra dypvannet i oktober viste 435 $\mu\text{g tot-P/l}$ (derav 410 $\mu\text{g PO}_4\text{-P}$), og 1680 $\mu\text{g/l tot-N}$. Dette viser en betydelig utløsning av næringssalter fra det anoksiske sedimentet (indre gjødsling).



Figur 9. Vannkjemiske målinger fra Birkelandsvatn 1995. Øverst næringssalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre); i midten klorofyll-A (til venstre) og siktedyp (til høyre); nederst turbiditet (til venstre) og farge (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skraving, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V). Klassifisering baseres på middelverdier av parametrene.

3.2.3 Tarmbakterier

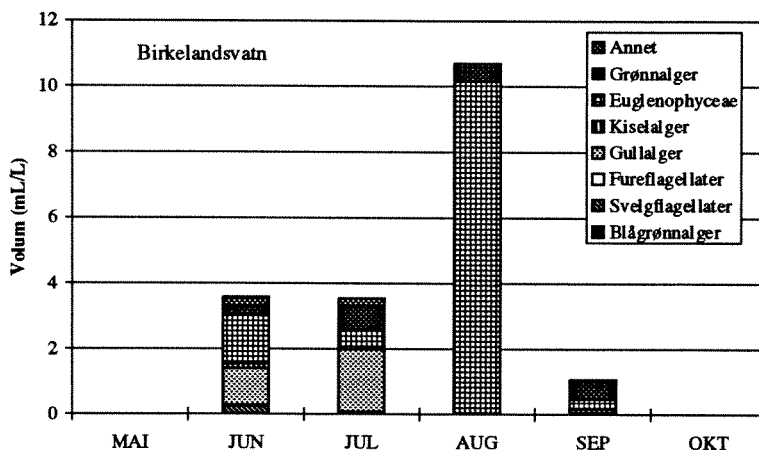
Med unntak av en måling på 52 termotolerante kolibakterier pr 100 ml i oktober, lå bakterietallene lavt (<5 untatt i august med 12) i Birkelandsvatn (Figur 10). Et tilsvarende høyt tall ble registrert i oktober 1992. De høye verdiene senhøstes kan ha sammenheng med nye nedbør.



Figur 10. Termotabile kolibakterier i Birkelandsvatn i 1995 (antall bakterier pr. 100 ml).

3.2.4 Planteplankton

Biomassen av alger (målt som Klf-a) lå i gjennomsnitt på 8,1 µg/l, og varierte fra 4,1 i mai til 13,8 i august (Figur 9). Artssammensetning og algevolum er vist i Figur 11, og i Tabell 18 bakerst i kapitlet. Midlere algevolum (4,7 ml/l) var omtrent det samme som ble beregnet i 1992 (4,2 ml/l). Klassifisering etter Brettum (1989) tilsier hypereutrofi eller polyeutrofi, basert på hhv. max- (10,7 ml/l) eller middelveidene.



Figur 11. Algevolum og sammensetning i Birkelandsvatn 1995.

Euglenophyceen *Trachelomonas volvocina* var en framtrødende art i Birkelandsvatnet med blomstringer både om våren og høsten (Figur 11). Dette er en art som ofte forekommer i næringsrike vann. Grønnalgen *Crucigenia tetrapedia* som er karakteristisk og vanlig i eutroft miljø, hadde en kraftig oppblomstring ut på høsten. Dessuten ble *Dimorphococcus lunatus* funnet, og denne grønnalgen opptrer ofte sporadisk i brune, eutrofe vann.

3.2.5 Dyreplankton

Artssammensetningen av dyreplankton er vist i Tabell 23 (bakerst i kapitlet). Samfunnet var dominert av vannlopper av slekten *Daphnia* (to arter). Begge er storvokste og meget effektive beitere på mindre algeceller.

3.2.6 Tilstand og vurdering

Vurderingsgrunnlaget for tilstand i Birkelandsvatn er sammenstilt i Tabell 5. Innsjøen er preget av tilførsler av næringssalter, og den organiske belastningen som oppstår som følge av dette fører til oksygensvinn og ytterligere utløsning av fosfor fra sedimentet. Middelverdien for fosfor (26,2 µg/l) var svært lik den fra 1992 (28,3 µg/l), mens for nitrogen var 1995-verdien (703 µg/l) litt lavere enn i 1992 (800 µg/l). Også for organisk belastning, partikler og tarmbakterier ble klassifiseringen den samme. Materialet fra 1995 er dobbelt så stort, og klassifiseringen dermed vesentlig sikrere. Forskjellene mellom datasettene for P og N fra 1992 og 1995 er ikke statistisk signifikante (enveis ANOVA). Det kan derfor ikke påvises noen vesentlig endring i forholdene i innsjøen i perioden.

Vha. FOSRES-modellen kan fosfortilførslene til Birkelandsvatn estimeres til 156 kg i 1995. Akseptabel belastning ved normalavrenning er ca. 64 kg·år⁻¹, og overbelastningen utgjør dermed 92 kg P·år⁻¹. Bjørklund m.fl. (1994a) anslo årlige tilførsler teoretisk til 87 kg·år⁻¹, nesten utelukkende fra arealavrenning (54 kg) og gjødsel (31 kg). Hvis dette er riktig, må indre gjødsling utgjøre et vesentlig bidrag (69 kg·år⁻¹) av tilførslene til den øvre vannmassen. Imidlertid er en del av overflateavrenningen fra den bebyggete del av nedbørfeltet fanget opp i et overvannssystem som ledes bort fra innsjøen, og den reelle vannmengden derfor mindre enn forutsatt i beregningene. Hvis vi antar en 10% reduksjon i vannføring (til 3 mill. m³ i 1995), gir dette et estimat for tilførsler på 143 kg P, og akseptabel belastning på 63 kg·år⁻¹. Dette betyr i så fall at overbelastningen av fosfor utgjør 80 kg P pr. år.

Siden indre gjødsling fra sedimentene gir et vesentlig bidrag til fosforbelastningen, vil det ta lang tid før innsjøen når en akseptabel tilstand selv om tilførslene reduseres til et teoretisk akseptabelt nivå.

Tabell 5. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1992) i Birkelandsvatn 1995. For virkning av næringssalter brukes middelverdiene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|--------------------------|----------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 26,2 | µg/l | IV |
| | Tot-N | 703 | µg/l | IV |
| | Klf-A | 8,1 | µg/l | IV |
| | Siktedyp | 2,4 | m | III |
| Organiske stoffer | TOC | 7,6 | mg/l | IV |
| | Oksygen (bunn) | 0 | mg/l | V |
| | Farge | 38,7 | mg Pt/l | III |
| | Siktedyp | 2,4 | m | III |
| Partikler | TURB | 1,13 | FTU | III |
| | Siktedyp | 2,4 | m | III |
| Forsuring | pH | 7,2 | | I |
| Tarmbakterier | TKOL | 52 | pr. 100 ml | III |

Tabell 6. Forurensningsgrad (SFT 1992) i Birkelandsvatn 1995.

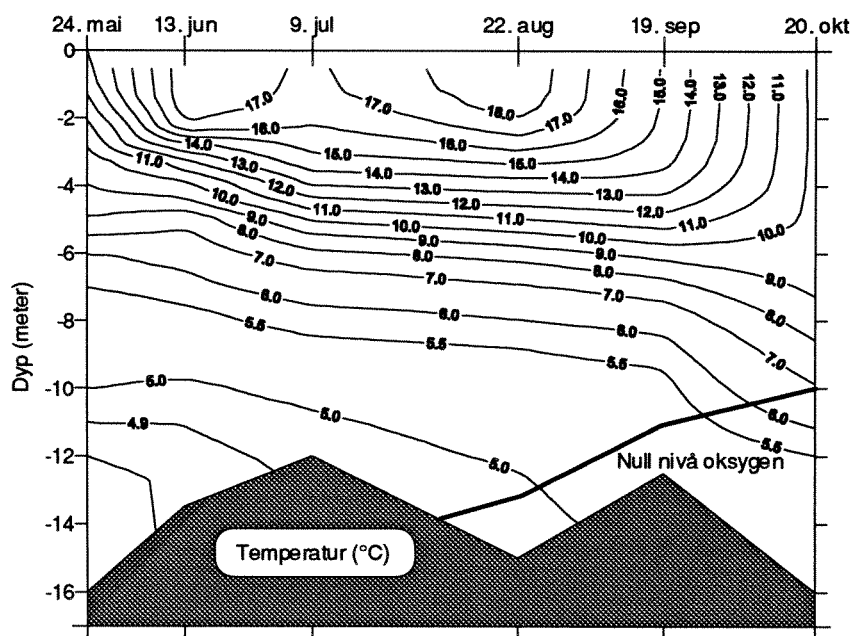
| Virkning av | Parameter | Enhet | Antatt naturtilstand | Observert verdi | Forurensnings grad |
|----------------|-----------|-----------|----------------------|-----------------|--------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | 8 | 26,2 | 4 |
| | Tot-N | µg/l | 250 | 703 | 4 |
| | Klf-A | µg/l | 3 | 8,1 | 3 |
| Organisk stoff | TOC | mg/l | 5 | 7,6 | 3 |
| Partikler | TURB | FTU | 0,5 | 1,6 | 3 |
| Forsuring | pH | - | 7 | 7,2 | 1 |
| Tarmbakterier | TKOL | pr 100 ml | 0 | 52 | 3 |

I Tabell 5 er klassifiseringsgrunnlaget for tilstand satt opp, og anslått forurensningsgrad er vist i Tabell 6. Resultatene for virkning av næringssalter vurderes samlet til forurensningsgrad 4, men algebiomassen viser lavere forurensningsgrad. Dette er et generelt trekk for mange av innsjøene i programmet, som kommentert i sammendraget. For organisk stoff og partikler er naturtilstand vanskelig å anslå, og vurderingen dermed usikker. Dessuten er forhøyete verdier av disse parametrene i forhold til naturtilstand i stor grad et resultat av innsjøens egenproduksjon av organisk materiale, og i mindre grad av direkte tilførsler til innsjøen. Birkelandsvatn har imidlertid et høyt naturlig innhold av humus, og dette bidrar åpenbart til oksygenforbruket i stagnasjonsperiodene. Siden laveste oksygeninnhold var null i bunnvannet, ville dette indikere en forurensningsgrad på 5 for virkning av organisk stoff i SFT-systemet. Dette er det ikke tatt hensyn til i vurderingen over, og vurderingen baseres på TOC-innholdet.

3.3 Skranevatn

Innsjøen ligger øverst i den nordvestre delen av vassdraget. Nedbørfeltet er anslått til 1,61 km² (Bjørklund m.fl. 1993). Av dette utgjør furu- og blandingsskog ca. 0,5 km². Det er ikke dyrkede arealer i feltet. Langs den nordre og østre bredden ligger en del bebyggelse, men området skal være helt kloakksanert. For øvrig vises til beskrivelse i Bjørklund m. fl. (1993; 1994a). Data for innsjøens morfologi og avrenning er vist i Tabell 4. Prøvene ble tatt ved bassengets dypeste område (15 m). Blandprøvene ble tatt i sjiktet 0 - 6 m. Langs store deler av bredden er det en velutviklet vannvegetasjon.

3.3.1 Hydrografi

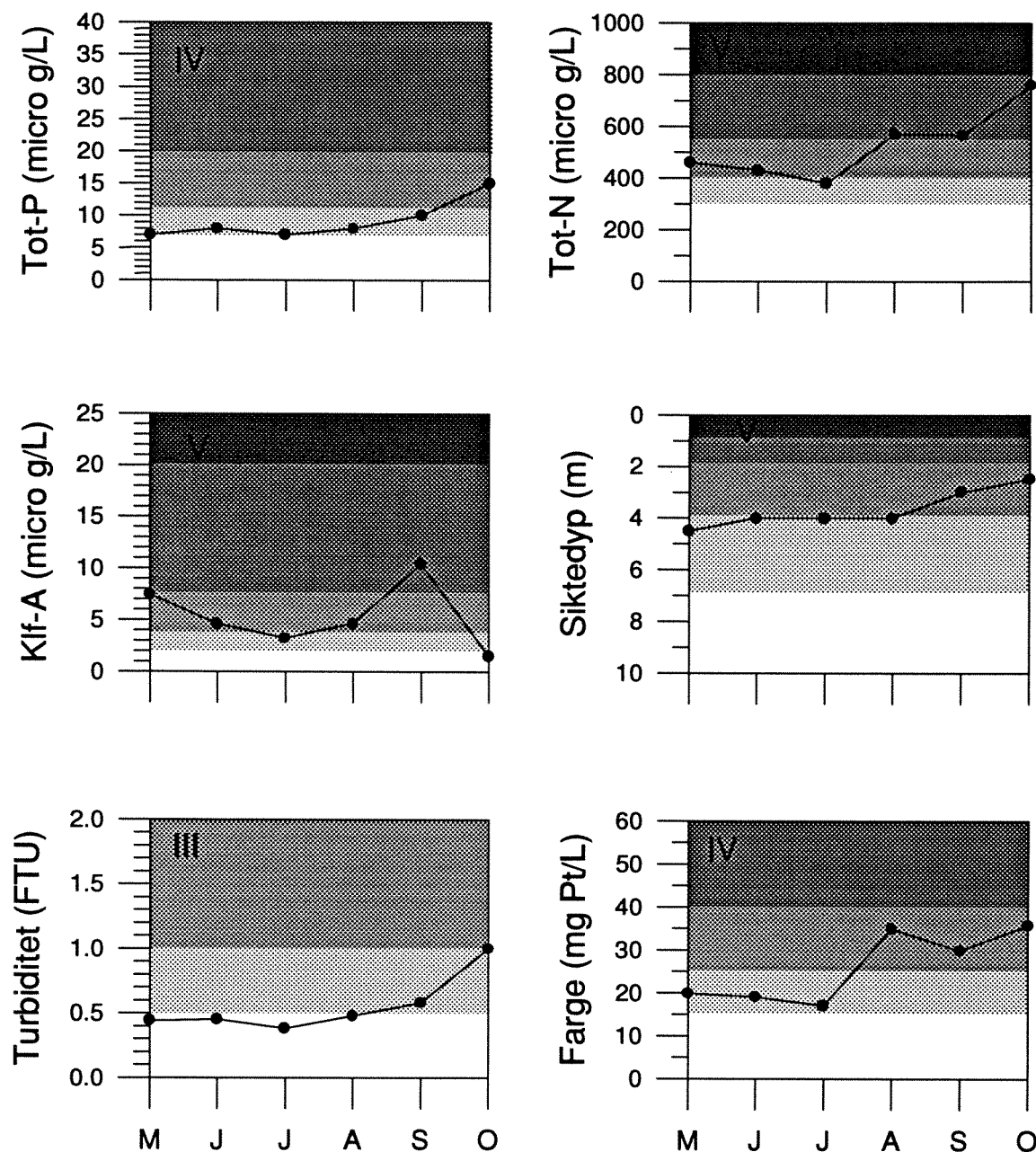


Figur 12. Temperaturforhold i Skranevatn 1995. Grensen for oksygenfrie forhold er vist med tykk strek. Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunn ved forskjellig dyp på ulike datoer

Temperaturforholdene er vist i Figur 12. Skranevatn hadde stabil stratifisering gjennom hele undersøkelsesperioden, men temperaturrediferansen i oktober var kraftig redusert. Termoklinen lå rundt 5 m dyp. I overflaten var maksimum vel 18°C. Bunnvannet ble ikke varmere enn 5,5 °C, men isotermlinene for 6°C ble presset nedover fra ca. 6 til 10,5 m i løpet av sesongen. Oksygenmetningen i bunnvannet var ca. 78 % i mai, og sank til 39 % i juli. Fra august av ble det registrert oksygenvinn i bunnvannet, men ingen dannelse av H₂S ble påvist. Ellers ble det registrert et oksygenminimum i termoklinen mellom 4 og 6 m dyp på sensommeren, med et minimum på ca. 30% metning i september.

3.3.2 Vannkvalitet

Måleresultater er samlet i Tabell 17 bakerst i kapitlet. Figur 13 viser variasjon gjennom perioden for en del sentrale parametre. Ioneinnholdet var noe lavere enn i Birkelandsvatnet (snitt 12,7 mS/m). pH varierte mellom 7,2 og 7,5, med høyest verdi i mai (Tabell 17).



Figur 13. Vannkjemiske målinger fra Skranevatn 1995. Øverst næringssalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre); i midten klorofyll-A (til venstre) og siktedyp (til høyre); nederst turbiditet (til venstre) og farge (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V). Klassifisering baseres på middelverdien av parametrene.

Organisk materiale (TOC) lå i snitt på 4,8 mg/l. Karbonmengden var lavere i mai - juli (3,5-3,7 mg /l), og steg markert til august (5,8 mg/l). I september og oktober lå TOC >5 mg/l (Tabell 17). Bunnvannet

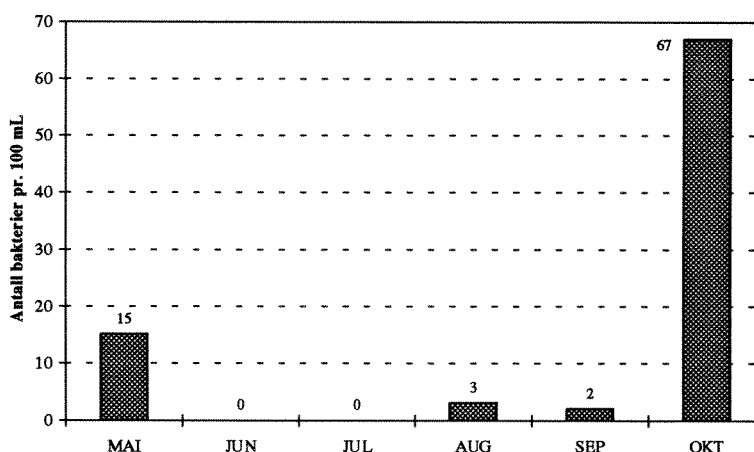
inneholdt i oktober 4,0 mg/l, altså mindre enn overflatevannet. Fargetallet lå mellom 18 og 21 mg Pt/l i perioden mai - juni, og steg deretter markert til 30 - 36 mg Pt/l (Figur 13). Vannet var tydelig humøst, og vannfargen vurdert med Secchiskiven var gullig brun.

Partikkelinnholdet lå jevnt på 0,4 - 0,5 FTU i perioden mai - august, og steg deretter til 0,6 i september og 1,0 i oktober (Figur 13).

Fosforinnholdet i Skranevatn lå lavere enn ventet ut fra tidligere data. Fra mai til august lå Tot-P på 7-8 µg/l (Figur 13), men steg deretter noe og nådde 15 µg/l i oktober. Gjennomsnittet var 9,2 µg/l. Den relativt høye verdien i oktober kan tenkes å være influert av begynnende innblanding av dypvann. Ved samme tidspunkt ble det målt 25 µg/l i bunnvannet. Selv om dette var klart høyere enn i overflaten, synes det ikke å ha vært noen betydelig lekkasje fra sedimentene. Ca. 64 % av fosforet i bunnvannet var fosfat-fosfor (16 µg/l). Også for nitrogen lå nivået noe lavere enn i 1992, med et gjennomsnitt for Tot-N på 528 µg/l i blandprøvene. Nivået lå lavere i mai - juli (380 - 460 µg/l) enn i august -september (565 - 760 µg/l), med den høyeste målingen i oktober (Figur 13). På dette tidspunktet ble det målt 725 µg/l i bunnvannet, dvs. omtrent som i overflaten. Forholdet mellom P og N var ca. 1:57, altså klart overskudd av nitrogen.

3.3.3 Tarmbakterier

Mengden tarmbakterier er vist i Figur 14. I mai ble det målt 15 tarmbakterier pr. 100 ml. Gjennom sommeren lå verdien <5 pr. 100 ml, men i oktober ble det målt 67 pr. 100 ml. Høyest tall i oktober er et fellestrekk for alle innsjøene i vassdraget, og har trolig sammenheng med store nedbørmengder og arealavrenning. Om sommeren brukes Skranevatn til bading, og slik situasjonen var i 1995, holdt innsjøen god badevannskvalitet i sommermånedene juni -august.

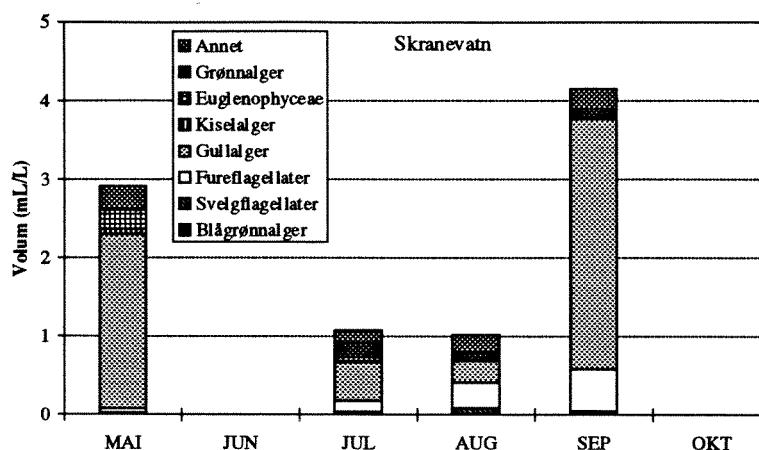


Figur 14. Termotabile kolibakterier i Skranevatn i 1995 (antall bakterier pr. 100 ml).

3.3.4 Planteplankton

Biomassen av alger (klf-A) lå i gjennomsnitt på 5,0 µg/l, og varierte mellom 1,5 og 10,4 µg/l (Figur 13). Høyeste verdi ble målt i september. Sammensetning og volumberegninger er vist i Tabell 19 bakerst i kapitlet. I snitt lå algevolumet på 2,3 ml/l, dvs. det samme som i 1992. Både middelveiden og maksimalverdien (2,9 ml/l) ligger innenfor det eutrofe området (Brettum (1989)).

I Skranevatn ble det om sommeren og høsten funnet betydelige forekomster av dinoflagellatene *Ceratium hirundinella* og *Peridinium willei*. Begge disse artene er vanlige i eutrofe vann. Ellers var gullalger den dominerende gruppe (*Uroglena* spp.).



Figur 15. Algevolum og sammensetning i Skranevatn 1995.

3.3.5 Dyreplankton

Som i de andre innsjøene i vassdraget, preges dyreplanktonsamfunnet (Tabell 24 bakerst i kapitlet) av at det ikke beites av fisk. Storvokste *Daphnia*-arter utgjør en viktig del av samfunnet, og disse beiter hardt på planteplankton. Svevemyggen *Chaoborus* er det dominerende rovdyr i de åpne vannmassene, og forekommer i høyt antall. Hjuldyret *Kellicottia longispina* var vanlig i 1995, men ble ikke funnet i 1992.

3.3.6 Tilstand og vurdering

Innsjøen er fortsatt preget av moderat til høy biologisk produksjon, og den organiske belastningen dette representerer fører til oksygenvinn mot slutten av produksjonssesongen. Det ser imidlertid ikke ut til at vi har nevneverdig utløsning av fosfor fra sedimentet. I Tabell 7 er klassifiseringsgrunnlaget for tilstand satt opp, og anslått forurensningsgrad er vist i Tabell 8. Tilstandsklasse for virkning av næringsalter blir samlet satt til III, men fosformengden alene tilsier klasse II. Tilsvarende er forurensningsgraden samlet vurdert til 2, men fosforinnholdet alene indikerer grad 1. Gjennomsnittlig algevolum var omtrent det samme i 1992 og 1995.

For organisk stoff og partikler (begge forurensningsgrad 3) er naturtilstand vanskelig å anslå, og vurderingen dermed usikker. Igjen må organisk belastning vesentlig vurderes som en effekt av næringsalter, men humusinnholdet bidrar til oksygenforbruket i stagnasjonsperiodene. Siden laveste oksygeninnhold var null i bunnvannet, ville dette indikere en forurensningsgrad på 5 for virkning av organisk stoff i SFT-systemet. Dette er det ikke tatt hensyn til i vurderingen over, og vurderingen baseres på TOC-innholdet.

FOSRES-modellen estimerer fosfortilførslene til Skranevatn til 50 kg i 1995. Akseptabel belastning ved normalavrenning er ca. 70 kg·år⁻¹ (77 kg i 1995), og innsjøen er dermed ikke overbelastet. Bjørklund m.fl. (1994a) anslo årlige tilførsler basert på informasjon om nedbørfeltet til 12 kg·år⁻¹, vesentlig fra arealavrenning (9 kg). Kloakktilførsler skal være eliminert, men det er mulig at det fortsatt forekommer utslipp i perioder siden tarmbakterier ble påvist i 4 av 6 prøver i 1995. Disse kan imidlertid også stamme fra innsjøens rike fugleliv, bortsett fra en høyere verdi fra oktober. Målingene fra 1995 tyder ikke på at indre gjødsling er noe stort problem, men ved større produksjon kan dette godt ha vært tilfelle tidligere.

Tabell 7. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1992) i Skranevatn 1995. For virkning av næringssalter brukes middelveidene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|-------------------|----------------|------------|-------------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 9,2 | µg/l | II |
| | Tot-N | 528 | µg/l | III |
| | Klf-A | 5,3 | µg/l | III |
| | Siktedyp | 2,5 | m | III |
| Organiske stoffer | TOC | 5,8 | mg/l | III |
| | Oksygen (bunn) | 0 | mg/l | V |
| | Farge | 35,7 | mg Pt/l | III |
| | Siktedyp | 2,5 | m | III |
| Partikler | TURB | 1,0 | FTU | III |
| | Siktedyp | 2,5 | m | III |
| Forsuring | pH | 7,3 | | I |
| Tarmbakterier | TKOL | 67 | pr. 100 ml | III |

Tabell 8. Forurensningsgrad (SFT 1992) i Skranevatn 1995.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Antatt naturtilstand | Observert verdi | Forurensnings grad |
|----------------|-----------|-----------|----------------------|-----------------|--------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | 8 | 9,2 | 1 |
| | Tot-N | µg/l | 250 | 528 | 3 |
| | Klf-A | µg/l | 3 | 5,33 | 1 |
| Organisk stoff | TOC | mg/l | 3,5 | 5,8 | 3 |
| Partikler | TURB | FTU | 0,5 | 1,0 | 3 |
| Forsuring | pH | - | 7 | 7,3 | 1 |
| Tarmbakterier | TKOL | pr 100 ml | 0 | 67 | 3 |

Innsjøen ser ut til å være inne i en god utvikling mhp. fosforbelastning. Gjennomsnittsmengden i overflaten i 1995 (9,2 µg/l) var under 40% av snittet fra 1992 (24 µg/l). For nitrogen var forskjellen mindre (528 µg/l i 1995; 665 µg/l i 1992). Vurderingen fra 1992 bygger på 3 prøvetakinger, mot 6 i 1995. Statistisk sett er forskjellen mellom årene signifikant for fosfor (enveis ANOVA; $p=0,016$), men ikke for nitrogen ($p=0,21$).

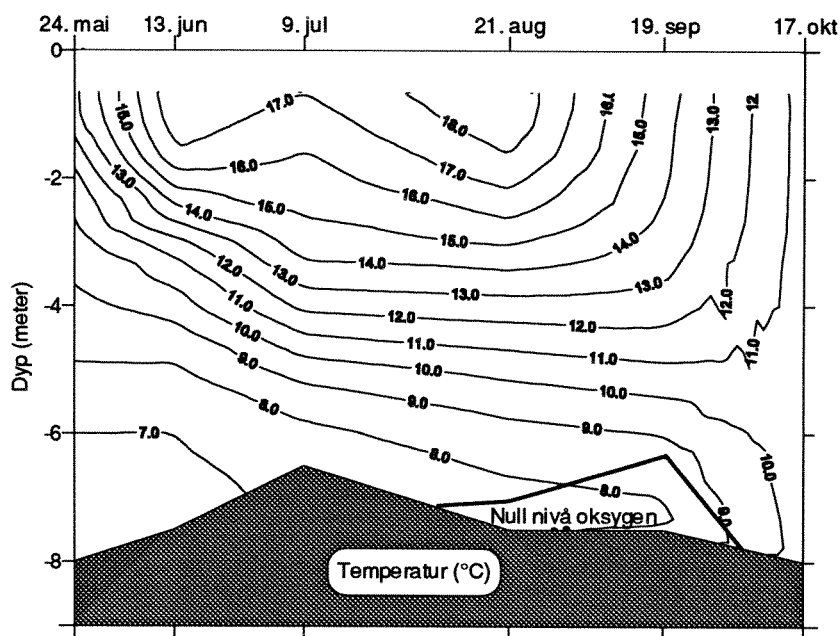
Fortsatt lave tilførsler av fosfor vil kunne bidra til at oksygenvinnet blir mindre. Dette avhenger bl. a. av vintersituasjonen, og en lang periode med islegging med påfølgende oksygenvinn og utløsning av fosfor vil kunne sette denne utviklingen tilbake.

3.4 Håvardstunvatn

Håvardstunvatn (Tabell 3; Figur 7) ligger direkte nedstrøms Skranevatn. Innsjøen er liten og grunn (max 8 m; Tabell 4), og har en velutviklet vannvegetasjon. Nedbørfeltet på 0,5 km² består dels av dyrkede arealer (0,27 km²), en del skog (0,1 km²) og dels av bebygde arealer (Bjørklund m.fl. 1994a). I undersøkelsesperioden var et nytt boligkompleks under oppføring langs vestbredden. Området brukes til friluftsliv (turvei langs vestbredden) og bading om sommeren. Det ble registrert aure og gjedde i Håvardstunvatn i 1985 (Bjørklund m.fl. 1993). Tabell 4 viser morfometriske og hydrologiske data. Prøvene ble tatt ved innsjøens dypeste punkt, og blandprøvene ble tatt fra sjiktet 0 - 5 m.

3.4.1 Hydrografi

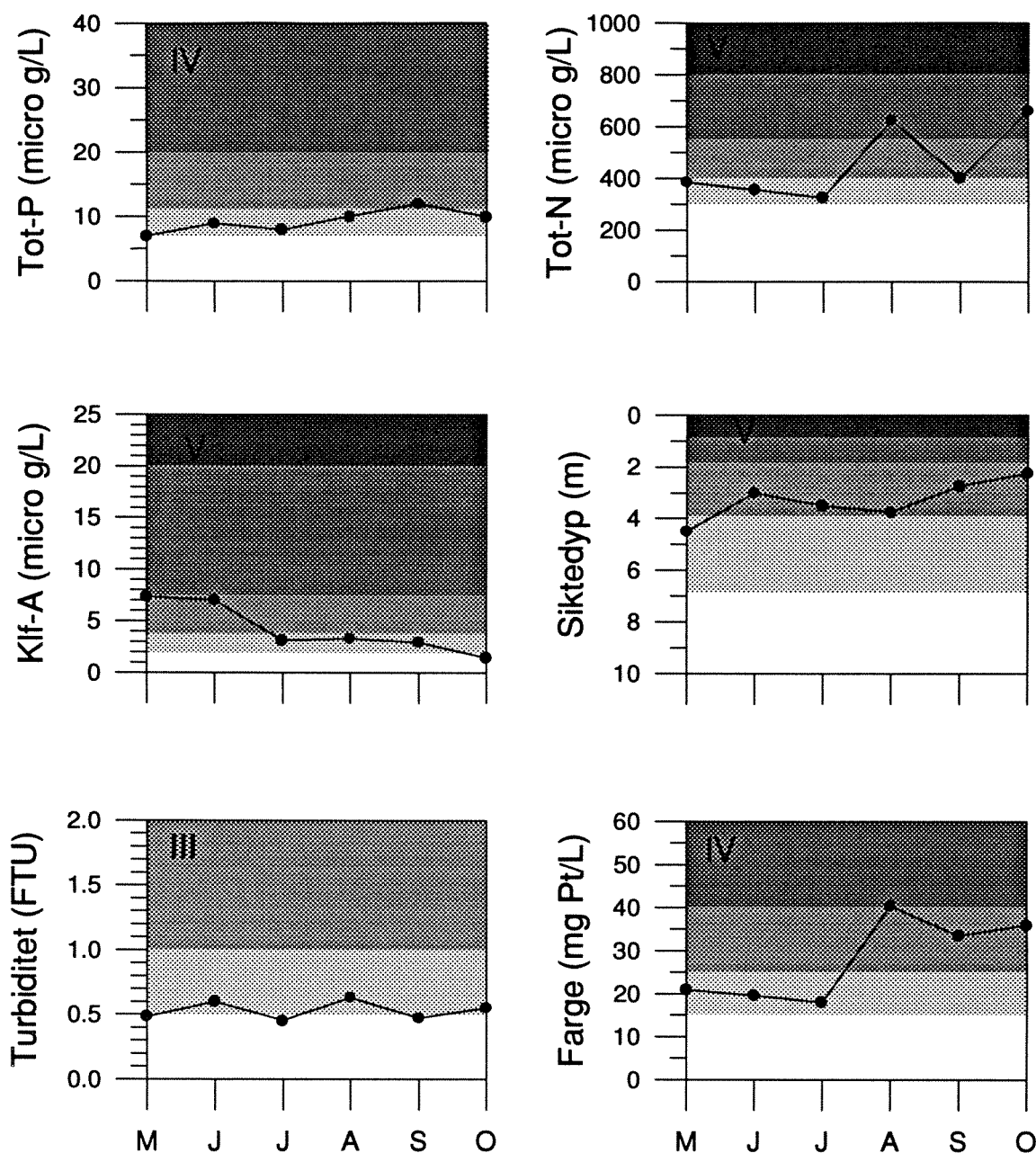
Håvardstunvatnet var sjiktet i perioden fram til oktober (Figur 16), da hele vannet var omrørt og temperaturen mellom 10 og 11 °C i hele vannmassen. Overflatetemperaturen var > 18° i august, mens temperaturen i bunnvannet gradvis steg til 8°C i september. Oksygenmetningen i bunnvannet var rundt 63% i mai, i juni 29% og i juli 1%. I august og september var det en svak utvikling av oksygenvinn, men omrøringen i oktober fjernet dette (Figur 16). Omrøringen var ikke fullstendig ved prøvetakingen i oktober, og bunnvannet (9 m pga. høy vannstand) holdt da ca. 41% oksygenmetning. Fra 7 m og til overflaten var metningen like under 80%.



Figur 16. Temperaturforhold i Håvardstunvatn 1995. Grensen for oksygenfrie forhold er vist med tykk strek. Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunn ved forskjellig dyp på ulike datoer

3.4.2 Vannkvalitet

Måledata fra Håvardstunvatnet er samlet i Tabell 17 bakerst i kapitlet. Variasjon i en del sentrale parametre gjennom undersøkelsesperioden er vist i Figur 17. Ioneinnhold (konduktivitet) lå litt høyere enn for Skranevatn, med et snitt på 13,3 mS/m. Surhetsgraden varierte mellom pH 7,2 og 7,5.



Figur 17. Vannkjemiske målinger fra Håvardstunvatn 1995. Øverst næringssalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre); i midten klorofyll-A (til venstre) og siktedyp (til høyre); nederst turbiditet (til venstre) og farge (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skraving, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V). Klassifisering baseres på middelverdien av parametrene.

Mengden organisk materiale (TOC) lå i snitt på 5,0 mg/l, og varierte mellom 3,8 og 6,2 mg/l. På samme måte som i Skranevatn, lå TOC lavere i begynnelsen av sesongen (3,8-3,9 mg/l i mai-juni), og økte juli-august (maksimum 6,2 mg/l). Utover høsten lå verdiene >5 mg/l (Tabell 17). En del av det organiske materialet må tilskrives humus, som vist av relativt høye fargetall (Figur 17). Variasjonen i farge var helt parallell med den i Skranevatn og Birkelandsvatn, med lavest verdier i begynnelsen (18-21 mg Pt/l), og høyere verdier i slutten av sesongen (33-40 mg Pt/l). Middelverdien (28,1 mg Pt/l) var omtrent som i Skranevatn, og lavere enn i Birkelandsvatn. Vannet var synlig farget.

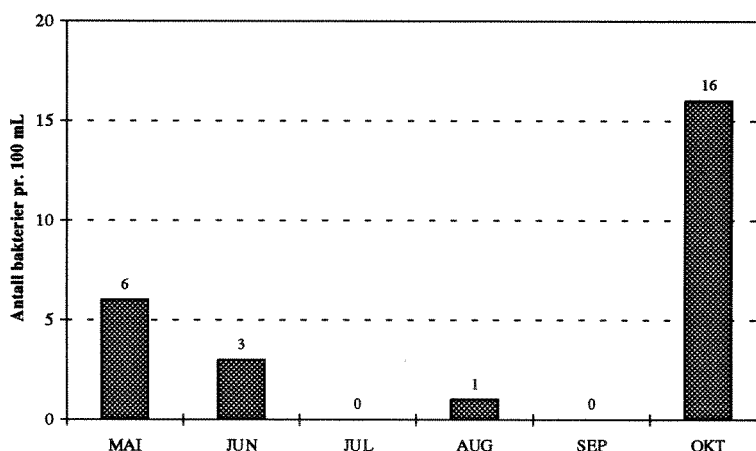
Også partikkelmengden (turbiditeten) lå i gjennomsnitt nær den i Skranevatn, men fluktuerte mindre rundt middelveien på 0,53 FTU (Figur 17). Den markerte toppen i oktober som ble observert i de to foregående innsjøene opptrådte ikke. Maksimumsverdien var 0,63 FTU (august).

Fosforinnholdet er også vist i Figur 17. Gjennomsnittet (9,3 µg/l) var nesten identisk med Skranevatn. Verdiene var litt lavere i begynnelsen av sesongen. Maksimumsverdien var 12 µg/l (september). Nitrogenmengden var den laveste i vassdraget, med et snitt på 458 µg/l. Verdiene fluktuerte mer enn fosforverdiene, og lå høyest i august og oktober. Laveste måling var 325 µg/l i juli, og maksimum 660 µg/l i oktober. Forholdet mellom N og P lå i snitt på 49:1, og fosfor er derfor den klart begrensende faktor for planteplanktonets vekst.

Ved prøvetaking i oktober var vannmassene under omrøring, og målingene av næringssalter i bunnvannet var så godt som identiske med overflatevannet. Av bunnvannets fosfor-innhold (10 µg/l) var 30% fosfat-fosfor. Det synes ikke som om oksygenvinnet har vært stort nok til å forårsake utløsning av fosfor fra sedimentene, siden det ikke var noen økning i Tot-P fra september til oktober (Figur 17).

3.4.3 Tarmbakterier

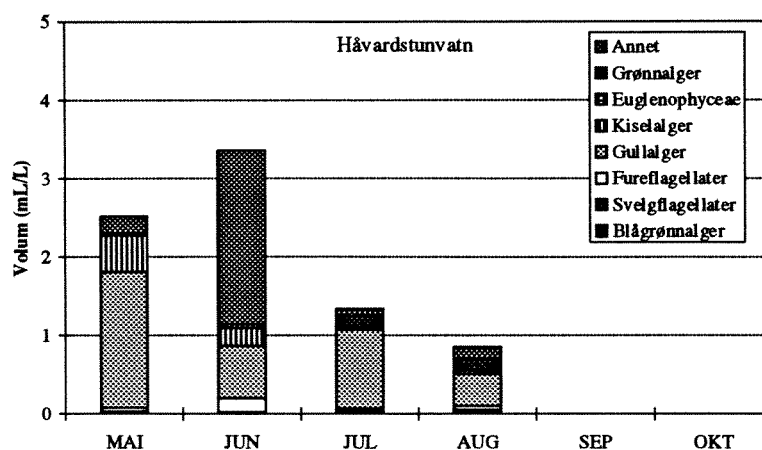
Tallene for tarmbakterier i Håvardstunvatnet var lave (Figur 18). Som for de andre innsjøene i vassdraget ble den høyeste målingen gjort i oktober (16 kolibakterier pr. 100 ml). Vannet holdt god badevannskvalitet gjennom hele sommeren, og tallet fra oktober kan trolig tilskrives arealavrenning.



Figur 18. Termotabile kolibakterier i Håvardstunvatn 1995 (antall bakterier pr. 100 ml).

3.4.4 Planteplankton

Biomassen av planteplankton (klorofyll A) er vist i Figur 17. Verdiene var høyest i mai (maksimum 7,4 µg/l), og sank gjennom sesongen til 1,5 i oktober. Snittverdien var 4,21 µg/l, som er litt lavere enn i Skranevatn. Artssammensetning og algevolum fra fire datoer er vist i Figur 19 og i Tabell 20. Volumet var høyest i juni (3,36 ml/l) og lavest i august (0,85 ml/l). Både maksimal- og snittverdien (2,0 ml/l) faller i det eutrofe området (Brettum 1989), og er bare litt lavere enn i Skranevatn.



Figur 19. Algevolum og sammensetning i Håvardstunvatn 1995.

I mai dominerte gullalger av slekten *Uroglena*. Ulike *Dinobryon*-arter i samme gruppe blomstret sommerstid, og dette er generelt arter som forbindes med oligotrofe vann, men *D. divergens* og *D. bavaricum* synes å ha en mesotrof preferens. Kiselalgen *Diatoma vulgare* og *Fragilaria crotonensis* forekom om våren, og disse artene finnes ofte i eutrofe vann. I tillegg ble gullalgen *Synura* spp. som er en vanlig våralge med klart eutrofe tendenser, funnet.

3.4.5 Dyreplankton

Artssammensetningen er vist i Tabell 25. Samfunnet preges også her av svevemygg som dominerende rovdyr, og dominans av store vannlopper. Det var ingen påfallende endringer i forhold til 1992, bortsett fra at hjuldyret *Kellicottia longispina* hadde etablert seg, som i Skranevatnet.

3.4.6 Tilstand og vurdering

Håvardstunvatn klassifiseres i tilstandsklasse III mhp. næringssalter (Tabell 9). Klorofyll A og Tot-N tilsier klasse III, mens Tot-P ligger under grensen for klasse II. Situasjonen er altså den samme som for Skranevatn, som naturlig er siden dette drenerer direkte til Håvardstunvatnet (Figur 7).

Tabell 9. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1992) i Håvardstunvatn 1995. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av næringssalter brukes middelveiene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|-------------------|----------------|-------|------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 9,3 | µg/l | II |
| | Tot-N | 458 | µg/l | III |
| | Klf-A | 4,21 | µg/l | III |
| | Siktedyp | 2,3 | m | III |
| Organiske stoffer | TOC | 6,2 | mg/l | III |
| | Oksygen (bunn) | 0 | mg/l | V |
| | Farge | 40,5 | mg Pt/l | IV |
| | Siktedyp | 2,3 | m | III |
| Partikler | TURB | 0,63 | FTU | II |
| | Siktedyp | 2,3 | m | III |
| Forsuring | pH | 7,2 | | I |
| Tarmbakterier | TKOL | 16 | pr. 100 ml | II |

For organisk stoff blir tilstandsklassen III. Maksimalt fargetall ligger såvidt over grensen for klasse IV, og oksygensvinn i bunnvannet tilsier klasse V. Hovedvekten legges her på TOC.

Tabell 10. Forurensningsgrad (SFT 1992) i Skranevatn 1995.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Antatt naturtilstand | Observerte verdi | Forurensnings grad |
|----------------|-----------|-----------|----------------------|------------------|--------------------|
| Næringsalter | Tot-P | µg/l | 8 | 9,3 | 1 |
| | Tot-N | µg/l | 250 | 458 | 3 |
| | Klf-A | µg/l | 3 | 4,21 | 1 |
| Organisk stoff | TOC | mg/l | 3,5 | 6,2 | 3 |
| Partikler | TURB | FTU | 0,5 | 1,0 | 3 |
| Forsuring | pH | - | 7 | 7,2 | 1 |
| Tarmbakterier | TKOL | pr 100 ml | 0 | 16 | 2 |

Grunnlaget for vurdering av forurensningsgrad er vist i
 . Samlet vurdering for næringsalter blir forurensningsgrad 2.

Tilførslene til Håvardstunvatn estimeres til 50 kg P i 1995 (FOSRES). Dette er vesentlig lavere enn maksimal akseptabel belastning (92 kg pr. år ved normal avrenning). Det ser imidlertid ut for at innsjøen ikke tåler stort større produksjon enn dagens uten at oksygensvinnet blir større. Det er mulig at nedbrytning av en forholdsvis stor biomasse av makrovegetasjon bidrar vesentlig til dette forholdet.

Resultatene tyder på en positiv utvikling siden 1992, men denne er mindre markert enn for Skranevatn. Dette henger trolig sammen med bedringen i Skranevatnet, og i mindre grad med reduksjon av lokale tilførsler til Håvardstunvatn. Fosformengden er sunket fra 13,2 µg/l i 1992 (Bjørklund m.fl. 1993) til 9,3 µg/l i 1995. En enveis ANOVA viser at forskjellen er signifikant ($p=0,0016$). Nitrogenmengden sank også litt, fra 522 til 458 µg/l. Denne forskjellen er ikke signifikant ($p=0,40$). Alle gjennomsnittsverdier er her basert på 6 målinger (1992 og 1995). Algevolumet var derimot lavere i 1992 enn i 1995 (gjennomsnitt 0,9 mot 2,0 ml/l, 4 beregninger hvert år). Som for Skranevatn vil en lang isleggingsperiode kunne sette den gode utviklingen tilbake.

3.5 Skeievatn

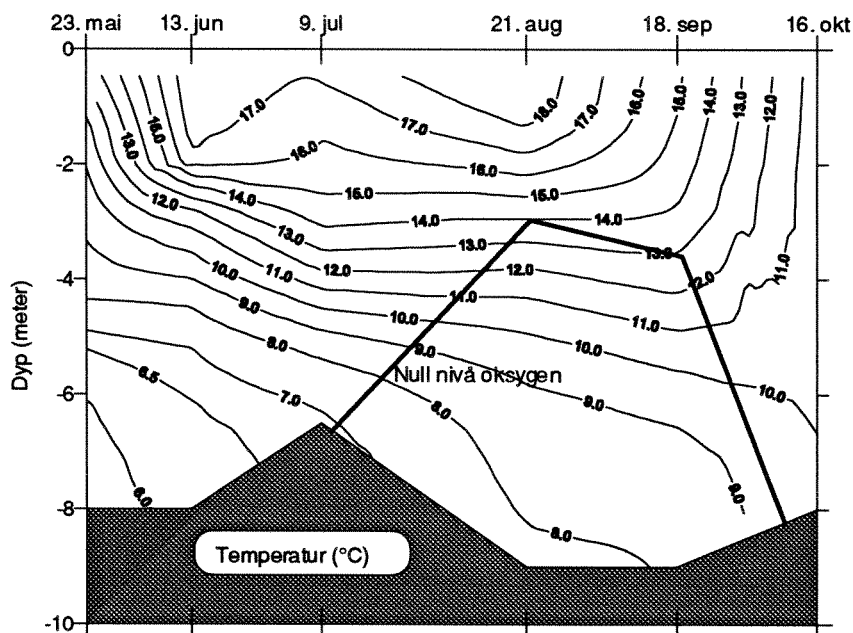
Skeievatn og dets nedbørfelt ligger øst i vassdraget (Figur 7). Innsjøen drenerte tidligere nordover til Steinsviken i Nordåsvatnet, men utløpselva er overført til Grimseidelva. Skeievatn er liten og grunn (maks 8-9 m, avhengig av vannstand), med rike belter av makrovegetasjon langs bredden. Data om morfometri og hydrologi er oppsummert i Tabell 4. Nedbørfeltet på 1,83 km² består dels av blandingsskog (ca. 48%) og dels av dyrket mark (ca. 52%). Der er også noe bebyggelse, og anslaget for dyrket mark omfatter både Fana Stadion og en mindre golfbane. Den siste ligger kloss i vannet.

Innsjøen er en av de mest næringsrike i kommunen, og Bjørklund m.fl. (1993; 1994a) nevner tidligere kraftige algeoppblomstringer. Alle boliger skal nå være tilknyttet offentlig kloakk. Overføringen av avrenningen herfra til Grimseidvassdraget representerer en betydelig belastning på de nedenforliggende delene, spesielt Grimseidvatnet.

3.5.1 Hydrografi

Temperaturforholdene i Skeievatn er vist i Figur 20. Innsjøen var stratifisert fram til september, men ved prøvetakingen i oktober var temperaturforskjellene nesten helt utjevnet. Termoklinen lå mellom to og fire m dyp. I bunnvannet steg temperaturen fra <6°C i mai til >8 °C i september, mens overflaten var varmest

(>18°C) i august. I juli var oksygenmetningen på 7 m ca 1%, og i august ble det påvist H₂S i bunnvannet (0,81 mg/l). Vannet var da oksygenfritt under ca. 3 m. Til september hadde god omrøring oksygenert overflatelaget ned mot 4 m dyp. I oktober ble det ikke påvist anoksiske forhold. Metningen på 8 m var ca. 4%, og fra 6 m og til overflaten ca. 59 %. Omrøringen på dette tidspunktet var altså ikke fullstendig.



Figur 20. Temperaturforhold i Skeievatn 1995. Grensen for oksygenfrie forhold er vist med tykk strek. Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunn ved forskjellig dyp på ulike datoer

3.5.2 Vannkvalitet

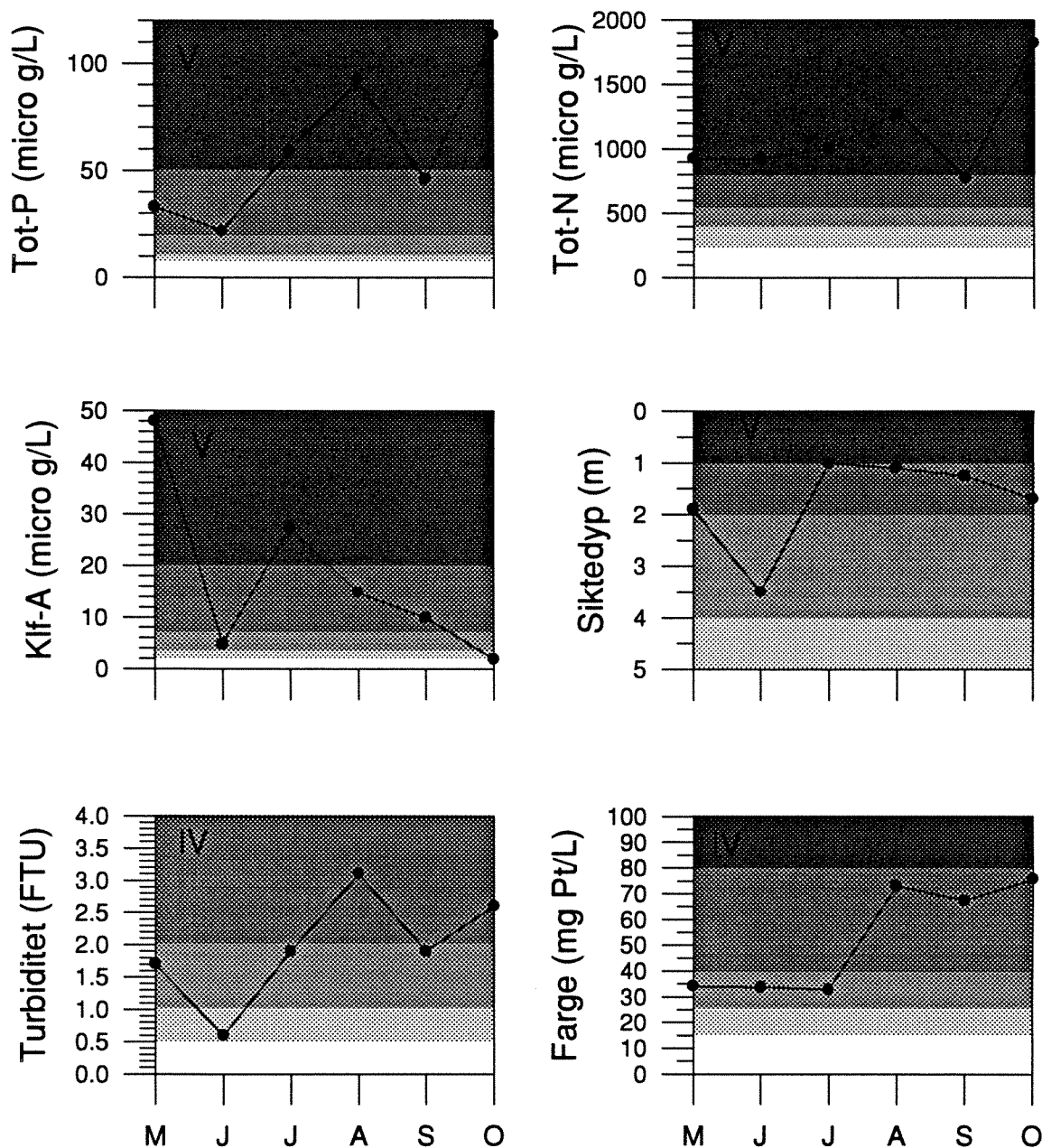
Vannkjemiske måledata er samlet i Tabell 17 bakerst i kapitlet. Figur 21 viser variasjon i endel sentrale parametre. I Skeievatn lå konduktiviteten (totalt ioneinnhold) svært høyt, med et snitt på 19,5 mS/m. Den høyeste målingen ble registrert i juli, og den laveste i oktober (som i de hele vassdraget forøvrig). Surhetsgraden var gunstig (pH 7,05 - 7,55), med lavest verdi i juli.

Skeievatn hadde de høyeste konsentrasjoner av næringssalter som ble målt i denne undersøkelsen (Figur 21). Fosforverdiene steg kraftig fra mai til august, mens stigningen for nitrogen i samme tidsrom var langt mindre (Figur 21). I september derimot sank begge parametre kraftig, for igjen å stige under omrøringen i oktober. For perioden mai - september varierte Tot-P mellom 22 og 92 µg/l (Figur 21), med en middelvei på 50,4 µg/l. Dersom maksimalverdien fra oktober tas med, blir snittet 60,8 µg/l. Tilsvarende verdier for Tot-N var 982 og 1122 µg/l. Utenom oktober ble den høyeste verdien registrert i august (1280 µg/l). N/P-forholdet var lavere enn i innsjøene ovenfor (snitt 19), men P var likevel klart det vekstbegrensende element for primærproduksjon.

Ved prøvetakingen i oktober ble det målt 135 µg P og 2080 µg N pr. L i bunnvannet. Av Tot-P mengden var 76% (103 µg) fosfat-fosfor. Konsentrasjonene i bunnvannet har utvilsomt vært langt høyere før omrøringen satte inn, og det meste av bunnvannets fosfor og nitrogen var allerede blandet opp i hele vannmassen.

Også organisk materiale (målt som TOC) lå høyere enn i de øvrige innsjøene (Figur 21). Målingene varierte mellom 5,5 og 8,7 mg/l, med et snitt på 7,4 mg/l. Den høyeste verdien ble registrert i august, men nivået i perioden juli - oktober lå klart høyere enn i mai - juni (Tabell 17). Fargetallet lå mellom 30 og 35 mg Pt/l i mai-juli, og steg deretter kraftig. I august - oktober lå verdiene mellom 65 og 75 mg Pt/l.

Dette er de høyeste tallene fra vassdraget. En del av TOC kan derfor utvilsomt tilskrives humus, men TOC steg kraftig fra juni til juli uten en tilsvarende økning i farge. Den synlige vannfargen i Skeievatnet var brunlig gjennom hele perioden.

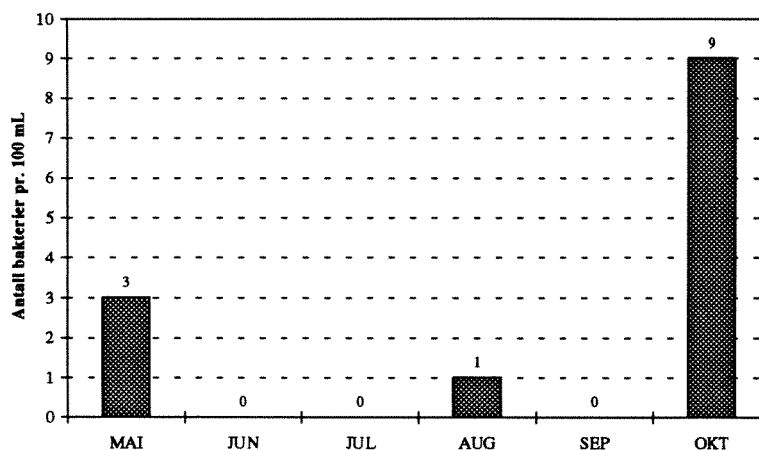


Figur 21. Vannkjemiske målinger fra Skeievatn 1995. Øverst næringsalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre); i midten klorofyll-A (til venstre) og siktedyp (til høyre); nederst turbiditet (til venstre) og farge (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V). For klassifiseringsgrunnlag, se Materiale og metoder.

Partikkelmengden (turbiditet) lå også høyt i Skeievatnet (Figur 21). I gjennomsnitt lå verdien på 2 FTU, med laveste verdi i juni (0,59 FTU) og høyeste verdi i august (3,1 FTU). De høye tallene skyldes primært stor biomasse av plankton.

Siktedypet var naturlig nok lite i Skeivatnet, som følge både av stor partikkelmengde og høyt innhold av løst organisk materiale. Middelverdien på 1,7 m var den laveste i vassdraget. Bare i juni var det god sikt (3,5 m) i innsjøen.

3.5.3 Tarmbakterier

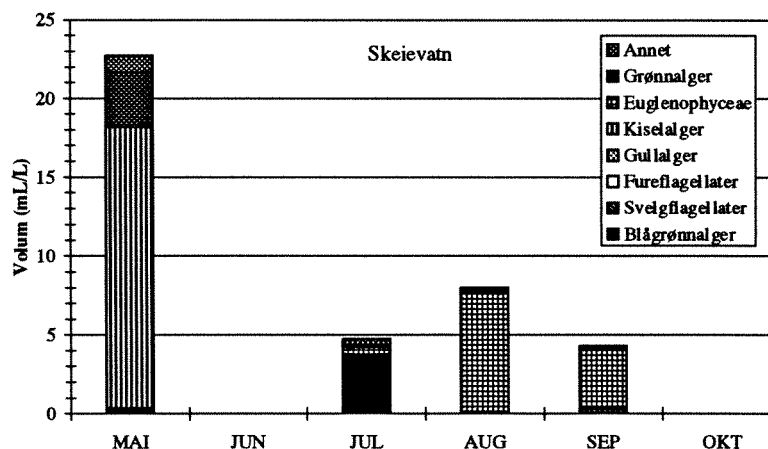


Figur 22. Termostabile kolibakterier i Skeivatnet 1995 (antall bakterier pr 100 ml).

Det ble bare registrert lave bakterietall i Skeivatnet (Figur 22). Den høyeste verdien i oktober ble målt ved store nedbørmengder, og faller sammen med tilsvarende registreringer i alle vassdragene. Situasjonen synes vesentlig forbedret fra 1992 (Bjørklund m.fl. 1993).

3.5.4 Planteplankton

Målinger av klorofyll A er vist i Figur 21. Mengden var svært høy i mai og tildels i juli, men lå relativt lavere senere i sesongen. Både middelverdien på 17,8 µg/l og maksimalverdien på 48 µg/l var svært høye. Algevolumet (beregnet på fire av prøvedatoene) lå også svært høyt i mai (22,7 ml/l; Tabell 21 bakerst i kapitlet), men de to parametrene samvarierte i liten grad i perioden juli - september. Gjennomsnittlig algevolum var 9,9 ml/l. Maksimal- og middelverdiene lå begge svært høyt (hypereutroft iflg. Brettum 1989).



Figur 23. Algevolum og sammensetning i Skeivatnet 1995.

Om våren hadde kiselalgen *Fragilaria crotonensis* en betydelig blomstring i Skeievatn. Samtidig forekom grønnalgene *Micractinium pusillum* og *Monoraphidium contortum* i stort antall. Senere på året blomstret blågrønnalgen *Anabaena cf. solitaria* og ut på høsten hadde *Trachelomonas volvocina* en blomstring. Alle disse artene er karakteristiske arter for eutrofe vann.

3.5.5 Dyreplankton

Artssammensetningen er vist i Tabell 26 bakerst i kapitlet. Samfunnet av dyreplankton i Skeievatn er det mest ekstreme av innsjøene i vassdraget, med en nesten fullstendig mangel av hoppekreps. Artsantallet er svært lavt, trolig som følge av sterk predasjon fra svevemygg som har svært høy tetthet. situasjonen var omtrent identisk i 1992, men i 1995 var *Daphnia longispina* dominerende istedet for *Daphnia pulex*.

3.5.6 Tilstand og vurdering

Grunnlaget for vurdering av tilstandsklasser er satt opp i Tabell 11, og for forurensningsgrad i Tabell 12. Siden oktoberverdiene for næringssalter var tydelig influert av oppblanding med bunnvannet, er disse ikke tatt med i beregnet middelvei for næringssalter. Samlet vurdering for tilstand mhp. virkning av næringssalter blir klasse V (dårligste klasse), og for virkning av organisk materiale klasse IV.

Basert på en middelkonsentrasjon av Tot-P på 50,4 µg/l (dvs. oktobermålingen er utelatt) gir FOSRES-modellen et estimat for tilførsler av fosfor på 296 kg i 1995. Dette tilsvarer at middelkonsentrasjonen i vannet som renner til innsjøen er ca. 76 µg/l. Ved normalavrenning er maksimal akseptabel belastning ca. 99 kg (109 kg i 1995). Avlastningsbehovet er altså bortimot 200 kg pr. år. Tilførslene er teoretisk beregnet til 290 kg (derav 198 kg fra arealavrenning og 90 kg fra gjødseltilsig; Bjørklund m.fl. 1994a). Trolig kan litt av fosformengden tilskrives indre gjødsling fra sedimentet. Høstomrøringen 1995 resulterte i en økning i Tot-P fra 46 til 113 µg/l, og fortsatt var konsentrasjonen høyere i bunnvannet. Dette tilsvarer en økning på 67 µg/l, eller totalt omtrent 20 kg P. Ved fullstendig omrøring vil mengden bli litt høyere. Lekkasje fra sedimentene kan dermed forklare en del av fosfortilførslene, men det er likevel klart at tilførslene fra nedbørfeltet fortsatt er langt større enn innsjøen kan tåle.

Tabell 11. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1992) i Skeievatn 1995. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av næringssalter brukes middelveiene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|-------------------|----------------|-------|------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 50,4 | µg/l | V |
| | Tot-N | 982 | µg/l | V |
| | Klf-A | 17,85 | µg/l | IV |
| | Siktedyp | 1,0 | m | IV |
| Organiske stoffer | TOC | 8,7 | mg/l | IV |
| | Oksygen (bunn) | 0 | mg/l | V |
| | Farge | 75,6 | mg Pt/l | IV |
| | Siktedyp | 1,0 | m | IV |
| Partikler | TURB | 3,1 | FTU | IV |
| | Siktedyp | 1,0 | m | IV |
| Forsuring | pH | 7,1 | | I |
| Tarmbakterier | TKOL | 9 | pr. 100 ml | II |

Tabell 12. Forurensningsgrad (SFT 1992) i Skeievatn 1995.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Antatt naturtilstand | Observert verdi | Forurensnings grad |
|----------------|-----------|-----------|----------------------|-----------------|--------------------|
| Næringsalter | Tot-P | µg/l | 8 | 50,4 | 5 |
| | Tot-N | µg/l | 250 | 982 | 4 |
| | Klf-A | µg/l | 4 | 17,85 | 3 |
| Organisk stoff | TOC | mg/l | 4 | 8,7 | 4 |
| Partikler | TURB | FTU | 0,5 | 3,1 | 5 |
| Forsuring | pH | - | 7 | 7,1 | 1 |
| Tarmbakterier | TKOL | pr 100 ml | 0 | 9 | 2 |

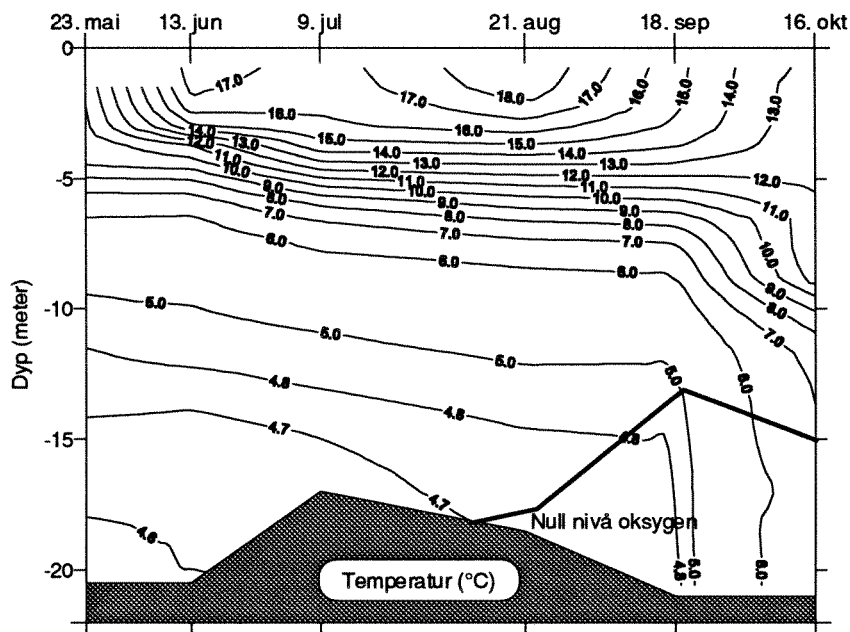
Målinger av Tot-P i Skeievatn i 1992 gav en snittverdi på 88,4 µg/l. Den siste av disse var også influert av høstomrøringen, som i 1995. Snittet av overflatemålingene fra mai-september var 74,6 µg/l, mot 50,4 µg/l i tilsvarende periode i 1995. Det kan derfor synes som om det har skjedd en bedring i tilstanden. Også nitrogenmengden lå noe lavere i 1995 enn i 1992 (982 mot 1157 µg/l, snitt for mai-september begge år). Statistisk vurdert er hverken fosfor- eller nitrogenkonsentrasjonene forskjellige mellom de to årene (enveis ANOVA), og forskjellene må derfor (iallefall foreløpig) tilskrives tilfeldigheter. Gjennomsnittlig algeevolum i 1992 var under halvparten av snittet for 1995, og dette tyder ikke på noen bedring i situasjonen.

3.6 Grimseidvatn

Dette er den nederste og den største av innsjøene i Grimseidvassdraget. Morfometriske og hydrologiske data er gitt i Tabell 4. Iflg. Bjørklund m.fl. (1993; 1994a) er vannets nedbørfelt 2,54 km², men da er ikke områdene som drenerer til innsjøene ovenfor regnet med. Nedbørfeltet omfatter det meste av hele vassdraget, dvs. omtrent 8 km². Nærområdet består for det meste av blandingsskog (48%), mens det dyrkede arealet utgjør ca. 26%. Bosettingen i området er spredt, men det skal ikke være kloakktilførsler til innsjøen. Grimseidvatn har moderate til rike belter av makrovegetasjon.

3.6.1 Hydrografi

Grimseidvatnet var stratifisert gjennom hele undersøkelsesperioden, med et sprangsjikt mellom ca. 3 og 7 m dyp (Figur 24). I oktober var sprangsjiktet mer utjevnet, men omrøring var ikke kommet skikkelig i gang. Som i de andre innsjøene i vassdraget var overflatelaget varmest i august. I bunnvannet var temperaturen 4,5°C i mai, og denne steg til 4,8° i september. Fra september til oktober steg temperaturen til over 6°. Utpå sensommeren fikk vi et oksygenminimum på 4 - 5 m dyp i termoklinen. Lavest var metningen i september, med ca. 31%. I bunnvannet (18-20 m) var oksygenmetningen 71 % i mai, og sank til 39% i juni og 15% i juli. I august var metningen her bare 2,5%, og i september var det fritt for oksygen under ca. 17 m. En svak oppblanding med vann fra termoklinen hadde imidlertid gitt bunnvannet 4% metning i oktober (Figur 24). Oksygenvinnet var dermed kortvarig i Grimseidvatnet.



Figur 24. Temperaturforhold i Grimseidvatn 1995. Grensen for oksygenfrie forhold er vist med tykk strek. Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunn ved forskjellig dyp på ulike datoer

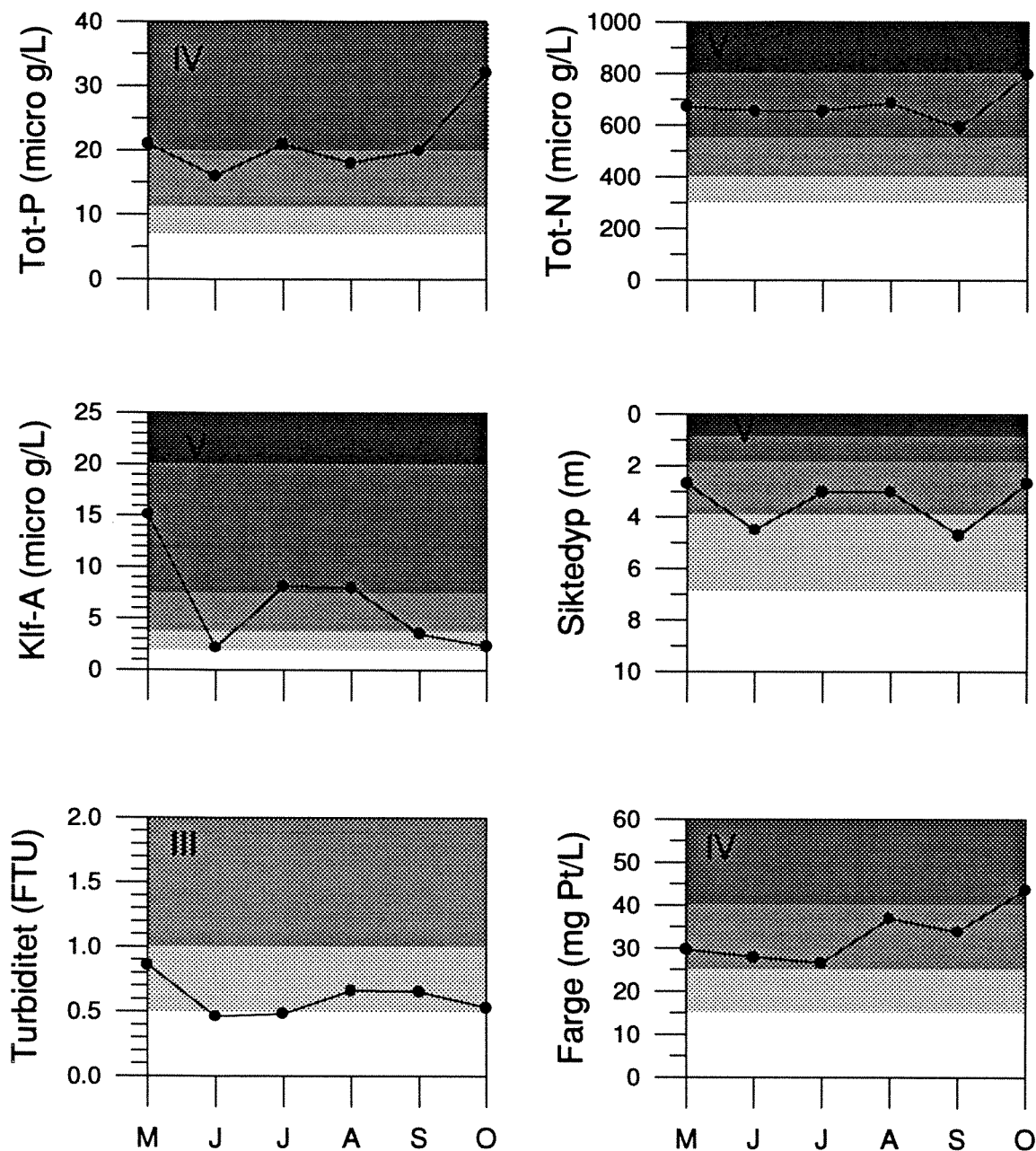
3.6.2 Vannkvalitet

Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 17 bakerst i kapitlet, mens Figur 25 viser variasjon i en del viktige parametre. Ioneinnholdet (konduktivitet) i Grimseidvatn lå litt lavere enn i Skeievatn, med et gjennomsnitt på 16,4 mS/m. Høyeste måling var i juli (17,3 mS/m). Verdiene var høyere (>17 mS/m) i mai-juli enn i august-oktober (>16 mS/m). Surhetsgraden varierte mellom 7,15 og 7,46 (Tabell 17).

Selv om nivået på næringssalter lå langt lavere enn i Skeievatnet, var mengdene relativt høye (Figur 25). Tot-P hadde en middelvei på 21,3 µg/l, og varierte mellom 16 (juni) og 32 (oktober) µg/l. For Tot-N var middelveien 675 µg/l, med maksimum i oktober på 795 µg/l. Laveste måling (590 µg/l) ble gjort i september (Figur 25). Begge næringssaltene lå dermed bare litt lavere enn i Birkelandsvatnet, og vesentlig høyere enn i Skranevatn og Håvardstunvatn.

I bunnvannet målte vi i oktober 81 µg Tot-P og 955 µg Tot-N pr liter. 86% (70 µg) av Tot-P var fosfatfosfor. Det har vært altså en merkbar fosforlekkasje fra sedimentet i perioden med oksygensvinn.

TOC-målingene lå lavere i mai-juli (4,5-4,9 mg/l) enn i august-september (5,4-6,2 mg/l) (Tabell 17). Middelveien var 5,2 mg/l. I bunnvannet ble det i oktober målt 5,7 mg/l, som var lavere enn verdien i overflaten. Nivået for organisk karbon lå vesentlig lavere enn i Skeievatnet, og også noe lavere enn i Birkelandsvatnet. Som for de ovenforliggende innsjøene utgjøres en del av det organiske materialet av humus. Fargetallet lå lavere enn i Skeievatn og i Birkelandsvatn, men høyere enn i Skranevatn og Håvardstunvatn. Snittverdien var 33 mg Pt/l. Også her var verdiene lavere i mai-juli enn i august-oktober (Figur 25).

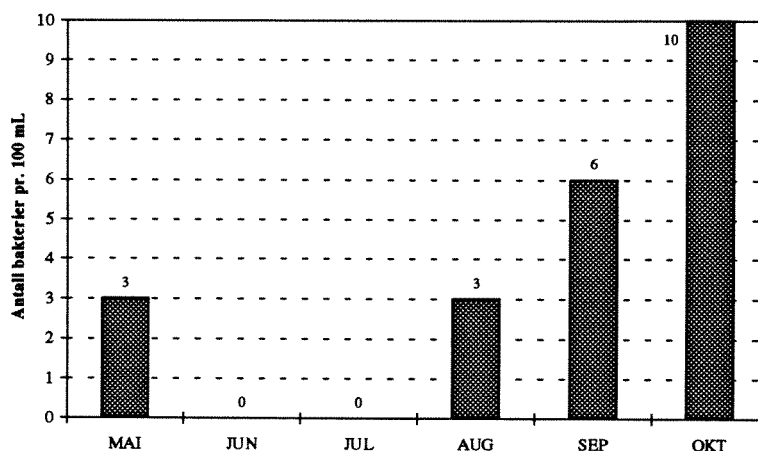


Figur 25. Vannkjemiske målinger fra Grimseidvatn 1995. Øverst næringsalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre); i midten klorofyll-A (til venstre) og siktedyp (til høyre); nederst turbiditet (til venstre) og farge (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skraving, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V). Klassifisering baseres på middelverdien av parametrene.

Partikkelmengden (turbiditet; Figur 25) lå i gjennomsnitt på 0,6 FTU. Dette er bare litt høyere enn i Skranevatn og Håvardstunvatnet, og langt lavere enn i Birkelandsvatn og Skeievatn. Høyest var partikkelmengden i mai (0,86 FTU). Siktedypet (Figur 25) var også relativt stort i Grimseidvatnet, med et snitt på 3,4 m. Dette er høyere enn forventet ut fra mengden næringsalter.

3.6.3 Tarmbakterier

Det ble målt lave bakterietall i Grimseidvatnet (Figur 26). Høyeste måling kom også her i oktober, med 10 termostabile koli pr. 100 ml.

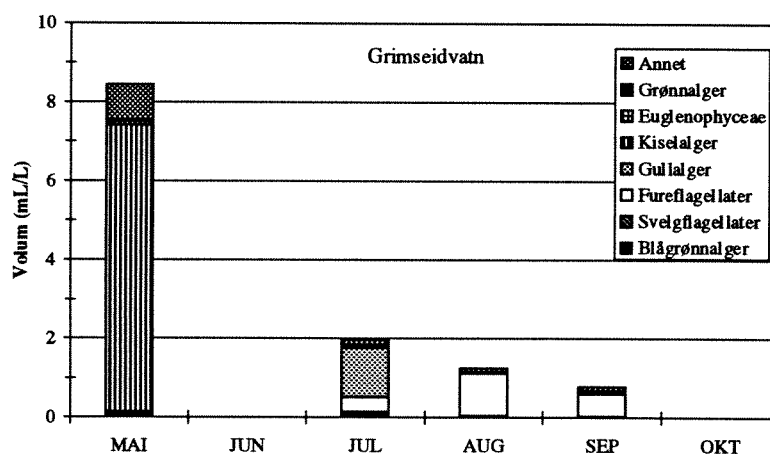


Figur 26. Termostabile kolibakterier i Grimseidvatn 1995 (antall bakterier pr 100 ml).

3.6.4 Planteplankton

Klorofyllmengden lå litt lavere i Grimseidvatnet enn i Birkelandsvatnet, med en middelerdi på 6,6 µg/l (Figur 25). Den høyeste målingen ble gjort i mai (15 µg/l). Algevolumet ble beregnet på fire datoer (Figur 27), og var også høyest i mai (8,4 ml/l). I middel var algevolumet 3,1 ml/l, som er nesten identisk med snittet fra 1992. Både maksimal- og middelerdiene plasserer Grimseidvatn i det polyeutrofe området iflg. Brettum (1989).

I Grimseidvatn var det en betydelig blomstring av kiselalger om våren. Volummessig dominerte gullalger i juli og fureflagellater i august-september (Figur 27). Kiselalgene *Diatoma vulgaris*, *D. tenuis* og *Fragilaria crotonensis* forekom alle i relativt stort antall. Ut på sommeren var det tilløp til *Anabaena*-blomstring. De nevnte artene er alle vanligst i næringsrike innsjøer.



Figur 27. Algevolum og sammensetning i Grimseidvatn 1995.

3.6.5 Dyreplankton

Artssammensetning av dyreplankton er vist i Tabell 27 bakerst i kapitlet. Også i Grimseidvatnet synes samfunnet å være preget av at svevemygg er det dominerende rovdyr, men artsutvalget er mer normalt enn i de fleste vannene ovenfor i vassdraget. Blant vannloppene finnes bare *Daphnia*, med to arter tilstede. Her finnes også en rimelig andel hoppekreps. I motsetning til i 1992 ble arten *Cyclops abyssorum* ikke funnet (som voksne individer), men dette kan godt ha sammenheng med at prøvene ble tatt sent i mai. Det ble påvist flere hjuldyrarter enn i 1992, bl. a. *Kellicottia longispina* som ser ut til å ha etablert seg i vassdraget generelt.

3.6.6 Tilstand og vurdering

Grunnlaget for klassifisering av tilstand i Grimseidvatnet er satt opp i Tabell 13, og for vurdering av forurensningsgrad i Tabell 14. For virkning av næringssalter blir tilstandsklassen samlet satt til IV. Algemengden alene (Klf a) tilsier klasse III. Forurensningsgraden blir samlet vurdert til 3 for virkning av næringssalter. Nitrogenmengden alene tilsier grad 4, mens algebiomasen tilsier grad 2 (Tabell 14).

Tabell 13. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1992) i Grimseidvatn 1995. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av næringssalter brukes middelveidene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|-------------------|----------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 21,3 | µg/l | IV |
| | Tot-N | 675 | µg/l | IV |
| | Klf-A | 6,56 | µg/l | III |
| | Siktedyp | 2,7 | m | III |
| Organiske stoffer | TOC | 6,2 | mg/l | III |
| | Oksygen (bunn) | 0 | mg/l | V |
| | Farge | 43,6 | mg Pt/l | IV |
| | Siktedyp | 2,7 | m | III |
| Partikler | TURB | 0,86 | FTU | II |
| | Siktedyp | 2,7 | m | III |
| Forsuring | pH | 7,2 | - | I |
| Tarmbakterier | TKOL | 10 | pr. 100 ml | II |

Tilstandsklasse for organisk belastning blir III, og forurensningsgrad 3. Naturtilstanden er vanskelig å anslå for karbonmengden. Oksygenforholdene er ikke vektlagt i vurderingen. Partikkelmengden gir tilstandsklasse III og forurensningsgrad 3. Både organisk belastning og partikkelmengden må betraktes som sekundæreffekter av næringssalttilførselene.

Tabell 14. Forurensningsgrad (SFT 1992) i Grimseidvatn 1995.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Antatt naturtilstand | Observert verdi | Forurensnings grad |
|----------------|-----------|-----------|----------------------|-----------------|--------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | 8 | 21,3 | 3 |
| | Tot-N | µg/l | 250 | 675 | 4 |
| | Klf-A | µg/l | 4 | 6,56 | 2 |
| Organisk stoff | TOC | mg/l | 3,5 | 6,2 | 3 |
| Partikler | TURB | FTU | 0,5 | 0,86 | 3 |
| Forsuring | pH | - | 7 | 7,2 | 1 |
| Tarmbakterier | TKOL | pr 100 ml | 0 | 10 | 2 |

FOSRES-modellen gir et estimat på tilført fosfor på 575 kg P·år⁻¹. Dersom Klif-A eller siktedyp legges til grunn for beregningen, blir anslaget betraktelig mindre, men dette er ikke vurdert videre her. Maksimal akseptabel belastning ved normal avrenning er ca 225 kg P årlig. Grimseidvatnet er dermed overbelastet med 350 kg P·år⁻¹. Basert på data fra nedbørfeltet anslo Bjørklund m.fl. (1994a) tilførslene til 616 kg pr år. Det meste av dette (295 kg) skulle komme med elva fra innsjøene ovenfor, med Skeievatn som den viktigste kilden. I tillegg skal arealavrenning bidra med 146 kg og tilsig fra gjødsel med 170 kg (Bjørklund m.fl. 1994a). Tilstanden i 1995 tyder på at innsjøen tåler belastningen bedre enn fosfortallene skulle tilsi. Potensialet for mer omfattende oksygensvinn og indre gjødsling indikerer imidlertid at situasjonen kan være ustabil, og reduksjoner er derfor nødvendig.

Utviklingen i innsjøen har vært god: Midlere fosformengde i 1995 (21,3 µg/l) var bare 45% av verdien fra 1992 (47,3 µg/l). Også nitrogenmengden lå lavere i 1995 enn i 1992 (ca. 24% reduksjon). Verdiene fra 1992 var basert på bare tre målinger (Bjørklund m.fl. 1993), men forskjellene i konsentrasjoner av næringsalter var likevel signifikant forskjellige (enveis ANOVA; p=0,011 og 0,015 for hhv. P og N). Oksygensvinnet synes også å ha vært mer omfattende i 1992 enn i 1995, mens beregningen av algevolum hadde samme gjennomsnittsverdi for de to årene.

3.7 Utløp i Grimseidpollen

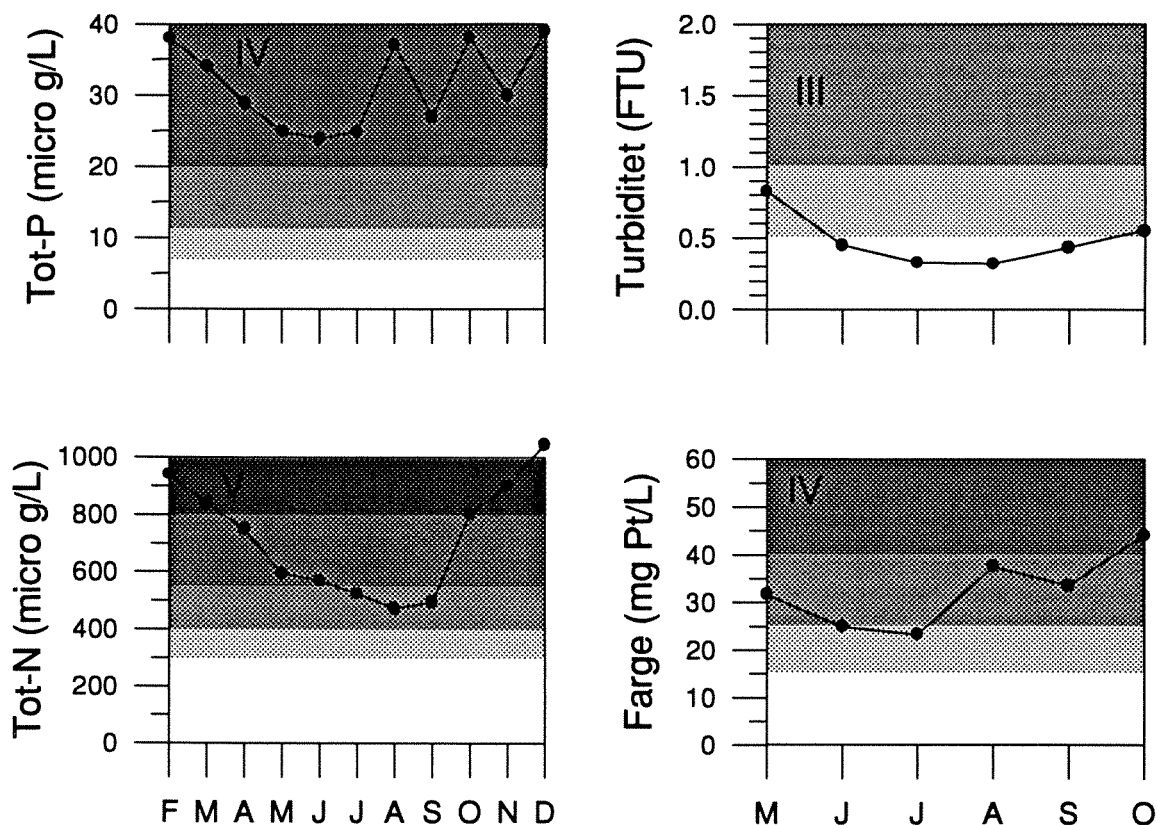
Elvestrekning mellom Grimseidvatnet og utløpet i Grimseidpollen er bare noen hundre meter, og renner gjennom dyrket areal. Deler av strekningen flyter elva ganske rolig, og det er kraftig vekst av makrovegetasjon i disse delene. Utløpet går i en liten foss, denne forseres av sjøørret som går opp i elva. Ifølge lokalkjente er elva ovenfor Grimseidvatnet et viktig oppvekstområde for sjøaure.

3.7.1 Vannkvalitet

Vannkemiske måleresultater er samlet i Tabell 17 (bakerst i kapitlet), mens Figur 28 viser variasjon i enkelte parametre. Ioneinnholdet (konduktiviteten) var omtrent som i Grimseidvatnet ovenfor (Tabell 17), mens pH gjennomgående lå litt høyere (snitt 7,5). Det samme gjelder for organisk karbon (TOC) med et snitt på 5,4 mg/l, og fargetallet (snitt 32,6 mg Pt/l; Figur 28).

Partikkelinnholdet lå høyest i mai (turbiditet 0,83 FTU), og lå deretter lavt gjennom sommeren for så å øke litt om høsten (Figur 28). Den relativt høye verdien i mai reflekterer og stor biomasse av alger og dermed høyt partikkelinnhold i Grimseidvatnet ovenfor.

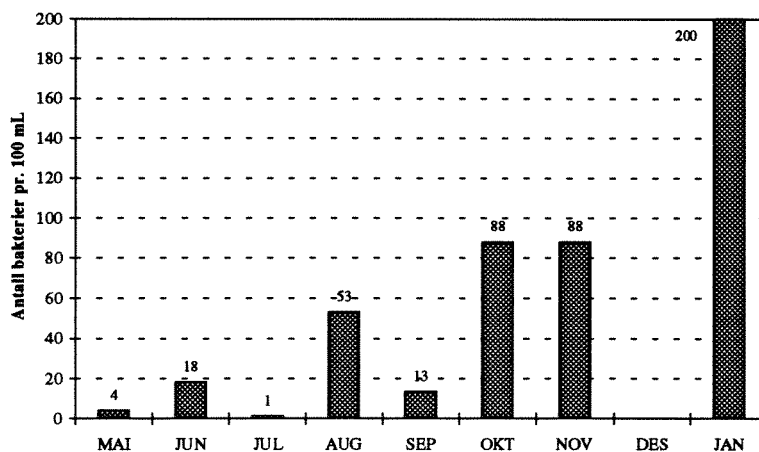
Tot-P lå i gjennomsnitt på 31,5 µg/l, med lavest verdier om sommeren og høyest i desember (39 µg/l). For Tot-N var forløpet omtrent det samme, med en snittverdi på 722 µg/l. Disse verdiene ligger høyere enn i det ovenforliggende Grimseidvatnet. For Tot-P lå verdiene høyere enn i Grimseidvatn (Tabell 17) i sommerhalvåret, men høye verdier om vinteren bidrar også til forskjellen mellom stasjonene. Derimot lå Tot-N i om sommeren oftest litt lavere enn i Grimseidvatn, og de høye vinterverdiene gir alene utslag i en høyere middelvei. N/P forholdet (snitt 23) var lavere enn i Grimseidvatnet, og gjenspeiler at elva får tilført forholdsvis mer fosfor.



Figur 28. Vannkjemiske målinger fra utløpet i Grimsøidpollen 1995. Til venstre næringsstoffer (total-fosfor øverst og total-nitrogen nederst); til høyre turbiditet (øverst) og farge (nederst). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V). Klassifisering baseres på middelverdien av parametrene.

3.7.2 Tarmbakterier

Figur 29 viser registreringer av tarmbakterier i utløpselva. Her er også inkludert data fra lekkasjesøking i november '95 og januar '96. Verdiene lå lavere enn i 1992 (Bjørklund m.fl. 1993), og i overvåkingsperioden var høyeste bakterietall 88 pr. 100 ml i oktober. Dette er sammenfallende for hele vassdraget, og skyldes trolig arealavrenning pga. mye nedbør. Resultatene fra prøvene i november og januar viser derimot tilførsler fra lekkasjer og overløp (Hobæk 1996).



Figur 29. Termotabile kolibakterier i utløpselva til Grimsøidpollen (antall bakterier pr. 100 ml).

3.7.3 Tilstand og vurdering

Grunnlaget for klassifisering av vannkvalitet er satt opp i Tabell 15. For næringsalter blir tilstandsklassen IV og for organiske stoffer klasse III. For tarmbakterier blir tilstandsklassen III, for partikler klasse II og for forsuring klasse I.

Tabell 15. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1992) i utløpselva i Grimseidpollen 1995. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av næringsalter brukes middelverdiene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Verdi | Tilstands-klasse |
|-------------------|--------------|------------|-------|------------------|
| Næringsalter | Tot-P | µg/l | 31,5 | IV |
| | Tot-N | µg/l | 722 | IV |
| Organiske stoffer | TOC | mg/l | 6,3 | III |
| | Farge | mg Pt/l | 44,2 | IV |
| Partikler | TURB | FTU | 0,83 | II |
| Forsuring | pH | - | 7,3 | I |
| Tarmbakterier | TKOL | pr. 100 ml | 200 | III |

Vurdering av forurensningsgrad er vist i Tabell 16. For næringsalter blir forurensningsgraden 4, mens for organiske stoffer, partikler og tarmbakterier blir forurensningsgraden 3.

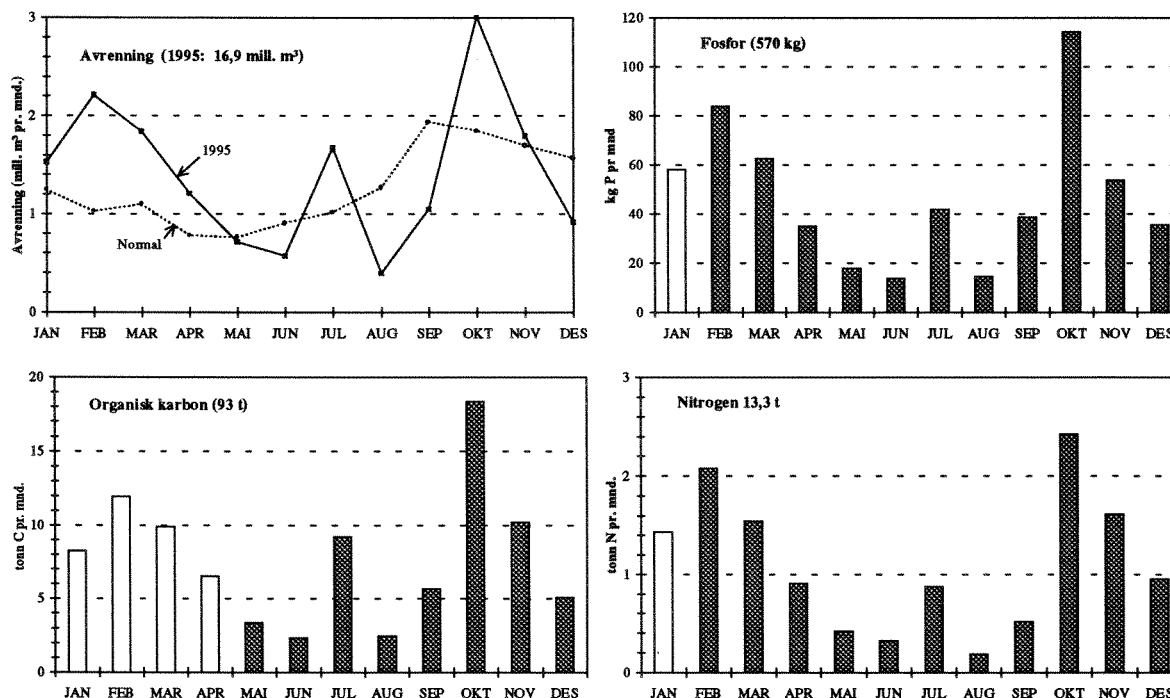
Tabell 16. Forurensningsgrad (SFT 1992) i utløpselva i Grimseidpollen 1995.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Antatt naturtilstand | Observert verdi | Forurensningsgrad |
|----------------|-----------|-----------|----------------------|-----------------|-------------------|
| Næringsalter | Tot-P | µg/l | 8 | 31,5 | 4 |
| | Tot-N | µg/l | 250 | 722 | 4 |
| Organisk stoff | TOC | mg/l | 3,5 | 6,3 | 3 |
| Partikler | TURB | FTU | 0,5 | 0,83 | 3 |
| Forsuring | pH | - | 7 | 7,3 | 1 |
| Tarmbakterier | TKOL | pr 100 ml | 0 | 200 | 3 |

Både fosfor- og nitrogenmengdene var lavere i utløpselva i 1995 enn i 1992. Hvis vi sammenligner seks prøver fra hvert år (mai-oktober), er reduksjonen i fosfor marginalt signifikant (enveis ANOVA, $p=0,065$). Hvis vi sammenligner 11 prøver fra 1995 med 6 prøver fra 1992, er forskjellen klart signifikant (enveis ANOVA, $p=0,019$). For nitrogen er forholdet motsatt, dvs. en signifikant forskjell mellom seriene fra mai-oktober ($p=0,023$) viskes ut når vi inkluderer hele datasettet fra 1995 ($p=0,12$). Dette er naturlig, siden vinterverdiene for nitrogen var så klart høyere enn sommerkverdiene.

3.8 Massetransport til sjø

Avrenningen i Grimseidvassdraget er anslått til 1,12 ganger normalavrenning i 1995, basert på årsnedbør målt på Stend (Figur 6). Dette gir 16,902 mill. m³ i 1995. Ut fra nedbørsum pr. måned er det beregnet månedlig avrenning. Basert på dette volumet og på målte konsentrasjoner av fosfor, nitrogen og karbon er månedlig massetransport til Grimseidpollen beregnet (Figur 30).



Figur 30. Massetransport i Grimseidvassdraget 1995. Månedlig avrenning (øverst til høyre); og månedlig transport av fosfor (øverst til høyre); nitrogen (nederst til høyre) og organisk karbon (nederst til venstre). Åpne søyler indikerer manglende data for konsentrasjon (se tekst).

Data for konsentrasjoner av P og N mangler i januar, og for karbon i januar - april. For karbon er det brukt årsmiddel (5,4 mg C/l) i den aktuelle perioden, mens for P og N er måleresultatet fra februar benyttet for januar også.

Fosfortransporten til Grimseidpollen utgjorde 570 kg i 1995, mens det ble transportert 13,3 t nitrogen og 93 t organisk karbon. Figur 30 illustrerer klart hvordan massetransport styres av vannføringen. Den kraftige nedbøren i oktober gav seg klart utslag i stor massetransport. Det er ellers tydelig at transporten er høyere om vinteren enn om sommeren.

I 1992 ble det anslått en massetransport på 1400 kg P (Bjørklund m.fl. 1993). Dette estimatet avviker vesentlig fra 1995, mens anslagene for N og C i 1992 lå mye nærmere (14 t N og 91 t C; Bjørklund m.fl. 1993). Avviket for fosfor skyldes en mye høyere middelkonsentrasjon i 1992. Denne middelveiden var sterkt influert av to svært høye målinger, og det er derfor usikkert hvor stor den reelle forskjellen er.

Tabell 17. Vannkjemiske målinger fra Grimseidvassdraget 1995.

| Stasjon | Dato | pH | Kond mS/m | TURB FTU | Farge mg Pt/l | TOC mg/l | Tot-P µg/l | Tot-N µg/l | Klf-a µg/l | Siktedyp m |
|----------------|-------|------|--------------|-------------|------------------|-------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Birkelandsvatn | 24.05 | 7,48 | 19,6 | 1,20 | 32,1 | 4,7 | 15 | 725 | 4,13 | 3,8 |
| | 13.06 | 7,15 | 19,7 | 0,60 | 30,5 | 4,5 | 19 | 650 | 6,12 | 2,5 |
| | 10.07 | 7,06 | 19,5 | 1,60 | 28,6 | 5,4 | 25 | 590 | 10,1 | 2,3 |
| | 21.08 | 7,20 | 17,0 | 1,40 | 47,0 | 7,0 | 35 | 730 | 13,8 | 2,4 |
| | 19.09 | 7,15 | 17,3 | 0,85 | 44,2 | 6,2 | 27 | 565 | 11,9 | 1,7 |
| | 20.10 | 7,12 | 16,0 | 1,10 | 49,7 | 7,0 | 36 | 955 | 2,41 | 1,8 |
| | Snitt | 7,19 | 18,2 | 1,13 | 38,7 | 5,8 | 26,2 | 702,5 | 8,1 | 2,4 |
| Skranevatn | 24.05 | 7,50 | 13,0 | 0,44 | 19,8 | 3,5 | 7 | 460 | 7,48 | 4,5 |
| | 14.06 | 7,32 | 13,2 | 0,45 | 19,0 | 3,6 | 8 | 430 | 4,66 | 4,0 |
| | 09.07 | 7,31 | 13,5 | 0,38 | 17,0 | 4,7 | 7 | 380 | 3,26 | 4,0 |
| | 22.08 | 7,36 | 12,0 | 0,48 | 34,9 | 5,8 | 8 | 570 | 4,67 | 4,0 |
| | 19.09 | 7,25 | 12,6 | 0,58 | 29,8 | 5,7 | 10 | 565 | 10,4 | 3,0 |
| | 20.10 | 7,21 | 11,9 | 1,00 | 35,7 | 5,3 | 15 | 760 | 1,50 | 2,5 |
| | Snitt | 7,33 | 12,7 | 0,56 | 26,0 | 4,8 | 9,2 | 527,5 | 5,3 | 3,7 |
| Håvardstunvatn | 24.05 | 7,51 | 13,4 | 0,48 | 20,9 | 3,9 | 7 | 385 | 7,39 | 4,5 |
| | 13.06 | 7,23 | 13,5 | 0,60 | 19,6 | 3,8 | 9 | 355 | 7,00 | 3,0 |
| | 09.07 | 7,26 | 13,9 | 0,45 | 18,0 | 5,0 | 8 | 325 | 3,14 | 3,5 |
| | 21.08 | 7,23 | 12,6 | 0,63 | 40,5 | 6,2 | 10 | 625 | 3,30 | 3,8 |
| | 19.09 | 7,20 | 13,5 | 0,47 | 33,4 | 5,6 | 12 | 400 | 2,96 | 2,8 |
| | 17.10 | 7,29 | 12,7 | 0,55 | 35,9 | 5,5 | 10 | 660 | 1,48 | 2,3 |
| | Snitt | 7,29 | 13,3 | 0,53 | 28,1 | 5,0 | 9,3 | 458,3 | 4,2 | 3,3 |
| Skeievatn | 23.05 | 7,55 | | 1,70 | 34,0 | 5,7 | 33 | 925 | 48,1 | 1,9 |
| | 13.06 | 7,19 | 19,7 | 0,59 | 33,6 | 5,5 | 22 | 925 | 4,89 | 3,5 |
| | 09.07 | 7,05 | 21,4 | 1,90 | 32,8 | 8,0 | 59 | 1005 | 27,4 | 1,0 |
| | 21.08 | 7,17 | 18,7 | 3,10 | 73,0 | 8,7 | 92 | 1280 | 14,8 | 1,1 |
| | 18.09 | 7,16 | 19,7 | 1,90 | 67,2 | 7,9 | 46 | 775 | 9,96 | 1,3 |
| | 16.10 | 7,10 | 18,2 | 2,60 | 75,6 | 8,5 | 113 | 1820 | 1,96 | 1,7 |
| | Snitt | 7,20 | 19,5 | 1,97 | 52,7 | 7,4 | 60,8 | 1121,7 | 17,9 | 1,7 |
| Grimseidvatn | 23.05 | 7,46 | 17,0 | 0,86 | 29,6 | 4,5 | 21 | 670 | 15,1 | 2,7 |
| | 13.06 | 7,18 | 17,2 | 0,46 | 27,7 | 4,3 | 16 | 655 | 2,19 | 4,5 |
| | 09.07 | 7,15 | 17,3 | 0,48 | 26,5 | 4,9 | 21 | 655 | 8,13 | 3,0 |
| | 21.08 | 7,26 | 15,9 | 0,66 | 36,9 | 5,6 | 18 | 685 | 8,00 | 3,0 |
| | 18.09 | 7,23 | 15,3 | 0,65 | 33,8 | 5,4 | 20 | 590 | 3,55 | 4,7 |
| | 16.10 | 7,30 | 15,4 | 0,53 | 43,6 | 6,2 | 32 | 795 | 2,36 | 2,7 |
| | Snitt | 7,26 | 16,4 | 0,61 | 33,0 | 5,2 | 21,3 | 675,0 | 6,6 | 3,4 |
| Utløpselv | 19.02 | | | | | | 38 | 940 | | |
| | 29.03 | | | | | | 34 | 840 | | |
| | 30.04 | | | | | | 29 | 750 | | |
| | 23.05 | 7,58 | 16,8 | 0,83 | 31,7 | 4,7 | 25 | 595 | | |
| | 13.06 | 7,40 | 16,7 | 0,45 | 25,0 | 4,1 | 24 | 570 | | |
| | 09.07 | 7,35 | 17,1 | 0,33 | 23,4 | 5,5 | 25 | 525 | | |
| | 21.08 | 7,73 | 14,5 | 0,32 | 37,6 | 6,3 | 37 | 475 | | |
| | 18.09 | 7,69 | 15,6 | 0,43 | 33,6 | 5,4 | 27 | 495 | | |
| | 16.10 | 7,30 | 15,1 | 0,55 | 44,2 | 6,1 | 38 | 805 | | |
| | 20.11 | | | | | 5,7 | 30 | 900 | | |
| | 28.12 | | | | | 5,6 | 39 | 1045 | | |
| | Snitt | 7,51 | 16,0 | 0,49 | 32,6 | 5,4 | 31,5 | 721,8 | | |

Tabell 18. Planteplankton i Birkelandsvatn 1995. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne (dato) er totalvolumet (ml/l) angitt.

| GRUPPE | SLEKT/ART | 13.06.95 | 10.07.95 | 21.08.95 | 19.09.95 |
|---------------------|--|---|---|---|---|
| CYANOPHYCEAE | cf. Pseudoanabaena limnetica Ubestemt slimkoloni | 92.300 | 8.000 | | |
| CRYPTOPHYCEAE | Cryptomonas spp. Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica Ubestemt cryptophyce | 184.600 2.492.000 17.800 | 69.200 300.000 46.100 | 63.800 57.700 | 116.900 207.700 184.600 |
| DINOPHYCEAE | Ubest. athecat dinofl., 10-20 µm Ubest. thecat dinofl., 20 µm | 46.100 | 5.900 | | |
| CHRYSOPHYCEAE | Chryso-sphaerella sp. Dinobryon divergens Mallomonas akrokomos M. spp. cf. Pseudopedinella elastica Uroglena cf. uplandica Uroglena sp. | 6.000 276.900 40.400 738.400 46.100 1.292.100 | 9.000 11.500 10.060.200 | 11.500 | 8.100 34.600 34.600 369.200 |
| BACILLARIOPHYCEAE | Fragilaria sp. Tabellaria flocculosa Ubest. pennat diatome, 10-20 µm | 221.000 400 | 700 11.500 | 400 | |
| EUGLENOPHYCEAE | Trachelomonas volvocina | 2.111.300 | 813.400 | 14.501.800 | 426.800 |
| CHLOROPHYCEAE | Ankyra judayi A. cf. lanceolata Chlamydomonas sp. Coelastrum microsporium Cosmarium spp. Crucigenia tetrapedia Crucigeniella cf. pulchra C. cf. rectangularis C. cf. truncata Dimorphococcus lunatus Elakathrix genevensis Eudorina elegans Monoraphidium dybowskii Oocystis spp. Scenedesmus arcuatus cf. Westella botryoides Willea vilhelmii Ubest. slimkoloni | 200 11.500 415.300 47.300 23.100 35.500 5.900 17.700 23.100 35.500 5.900 8.900 2.600 5.900 | 700 11.500 1.199.700 2.400 184.600 311.500 11.500 82.800 5.800 17.700 8.900 2.600 5.900 | 5.800 184.600 400 57.499.800 23.100 225.000 196.100 11.500 207.600 126.900 | 1.500 184.600 1.500 57.499.800 161.500 738.400 11.500 23.800 28.800 |
| UKLASSIFISERT | Små coccoide celler, <5 µm Små coccoide celler, 5-10 µm Små flagellater, <5 µm Små flagellater, 5-10 µm Flagellater, 10-20 µm Flagellater, 35 µm | 8.998.900 92.300 1.707.500 692.200 8.900 | 3.138.000 184.600 4.614.800 553.800 11.500 | 738.400 184.600 1.845.900 369.200 | 1.015.200 92.300 23.100 700 |
| CRASPEDOMONADINA | cf. Sphaeroeca volvox Ubest. krageflagellat | 357.100 | 92.300 | 119.000 | 161.500 |
| VOLUM (ml/l) | | 3,58 | 3,53 | 10,69 | 1,05 |

Tabell 19. Planteplankton i Skranevatn 1995. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne (dato) er totalvolumet (ml/l) angitt.

| GRUPPE | SLEKT/ART | 24.05.95 | 09.07.95 | 22.08.95 | 19.09.95 |
|---------------------|---|--|--|--|--|
| CYANOPHYCEAE | cf. Aphanocapsa sp. Aphanothece clathrata | | 230.700 138.400 | 403.800 | 230.700 |
| CRYPTOPHYCEAE | Cryptomonas spp. Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica Ubestemt cryptophyce | 32.500 196.100 | 41.400 300.000 69.200 | 138.500 576.900 69.200 | 115.300 138.400 46.100 |
| DINOPHYCEAE | Ceratium hirundinella Peridinium willei Ubest. thecat dinofl., 10-20 µm Ubest. thecat dinofl., 20-30 µm Ubest. thecat dinofl., 30-40 µm Ubest. thecat dinofl., 20-30 µm | 200 700 400 5.900 | 1.400 800 3.000 3.000 | 7.600 1.800 23.100 7.400 1.500 | 5.000 5.000 17.700 |
| CHRYSOPHYCEAE | Dinobryon divergens D. spp. (solitære) Mallomonas akrokomos cf. M. caudata M. spp. cf. Pseudopedinella elastica Synura sp. Urogena cf. uplandica Uroglena sp. | 280.700 34.600 288.400 5.583.900 2.076.700 | 65.800 11.500 3.000 200 150.000 46.100 2.399.700 | 102.000 23.100 11.500 1.292.100 | 42.100 1.476.700 14.454.700 |
| BACILLARIOPHYCEAE | Achnanthes sp. Fragilaria crotonensis Fragilaria sp. Tabellaria flocculosa Ubest. pennat diatome, 20-30 µm | 23.100 92.300 200 | 23.100 1.200 4.400 | 5.800 | |
| EUGLENOPHYCEAE | Trachelomonas volvocina | 357.600 | 69.200 | 5.800 | 5.800 |
| CHLOROPHYCEAE | Ankistrodesmus fusiformis Chlamydomonas sp. Chlorogonium maximum Elakatothrix genevensis Eudorina elegans Monoraphidium griffithii Oocystis spp. Ubest. slimkoloni | 800 23.100 | 800 323.000 700 6.400 1.500 23.100 11.800 | 207.700 1.500 23.100 5.900 | 230.700 |
| UKLASSIFISERT | Små coccoide celler, <5 µm Små coccoide celler, 5-10 µm Små flagellater, <5 µm Små flagellater, 5-10 µm Flagellater, 10-20 µm | 3.184.200 784.500 1.984.400 784.500 | 2.215.100 92.300 4.707.000 276.900 11.500 | 1.476.700 46.100 10.244.700 323.100 | 923.000 369.200 6.829.800 646.100 11.500 |
| CRASPEDOMONADINA | Sphaeroeca volvox Ubest. krageflagellat | | 69.200 | 180.000 | |
| ZOOFLAGELLATA | Gyromitus cordiformis | | | | 5.800 |
| VOLUM (ml/l) | | 2,91 | 1,07 | 1,02 | 4,14 |

Tabell 20. Planteplankton i Håvardstunvatn 1995. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne (dato) er totalvolumet (ml/l) angitt.

| GRUPPE | SLEKT/ART | 24.05.95 | 13.06.95 | 09.07.95 | 21.08.95 |
|---------------------------------|---|-----------|-----------|-----------|-----------|
| CYANOPHYCEAE | Anabaena sp. | | | 1.000 | 12.600 |
| | Aphanothece clathrata | | 196.100 | 16.400 | |
| | Snowella lacustris | | 1.292.100 | | |
| CRYPTOPHYCEAE | Cryptomonas spp. | 35.500 | 23.100 | 31.900 | 57.700 |
| | Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica | 161.500 | 34.600 | 207.700 | 415.300 |
| | Ubestemt cryptophyce | 115.400 | 46.100 | 11.500 | 69.200 |
| DINOPHYCEAE | Ceratium hirundinella | | 600 | 800 | 2.000 |
| | Peridinium willei | | | | 400 |
| | P. spp., 20-25 µm | 8.900 | | | |
| | P. spp., 45 µm | 700 | | | |
| | Ubest. athecat dinofl., 10-20 µm | | 126.900 | 11.500 | |
| | Ubest. athecat dinofl., 20-30 µm | | 11.500 | | |
| | Ubest. athecat dinofl., 30-40 µm | | 1.400 | | |
| | Ubest. thecat dinofl., 20 µm | | | 4.400 | |
| Ubest. thecat dinofl., 70 µm | | | 200 | | |
| CHRYSOPHYCEAE | Dinobryon bavaricum | 11.800 | 115.400 | | |
| | D. cylindricum | 11.800 | 777.400 | 1.713.100 | |
| | D. divergens | | 115.400 | 415.300 | 193.600 |
| | D. spp. (solitære) | | 2.122.800 | 2.953.500 | 1.661.300 |
| | Kephyrion sp. | 11.500 | | | |
| | Mallomonas akrokomos | 11.500 | 23.100 | | 103.800 |
| | M. spp. | | 11.500 | | 4.600 |
| | cf. Synura sp. | 392.300 | 173.100 | | |
| | Uroglena cf. uplandica | 5.445.400 | 57.700 | | |
| U.uplandica, cyster | 103.800 | | | | |
| BACILLARIOPHYCEAE | Achnanthes sp. | 161.500 | 161.500 | | |
| | Asterionella formosa | 3.000 | | | |
| | Diatoma tenuis | 46.400 | 11.500 | | |
| | D. vulgaris | 553.800 | 288.400 | | |
| | Fragilaria crotonensis | 115.370 | | | |
| | F. spp. | | 23.100 | 1.500 | |
| | Tabellaria flocculosa | 600 | | | |
| Ubest. pennat diatome, 10-20 µm | | | | 11.500 | |
| EUGLENOPHYCEAE | Phacus sp. | 700 | 400 | | |
| | Trachelomonas volvocina | | | 11.500 | 92.300 |
| CHLOROPHYCEAE | Ankistrodesmus fusiformis | 3.000 | | | |
| | Chlamydomonas sp. | | | 207.700 | 253.800 |
| | Closterium sp. | 200 | | | |
| | Cosmarium spp. | | 11.500 | 16.300 | |
| | Dictyosphaerium sp. | 92.300 | | | |
| | Elakatothrix genevensis | 11.500 | | 1.500 | 700 |
| | Monoraphidium griffithii | | | | 200 |
| | Oocystis spp. | 5.800 | | | 3.000 |
| Scenedesmus cf. arcuatus | | 3.000 | | | |

tabellen fortsetter neste side

Tabell 20 forts.

| | | | | | |
|---------------------|------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| UKLASSIFISERT | Små coccoide celler, <5 µm | 923.000 | 92.300 | 923.000 | 1.384.400 |
| | Små coccoide celler, 5-10 µm | | 105.400 | 92.300 | |
| | Små flagellater, <5 µm | 5.168.500 | 15.782.400 | 784.500 | 3.968.700 |
| | Små flagellater, 5-10 µm | 1.476.700 | 21.227.800 | 461.500 | 738.400 |
| | Flagellater, 10-20 µm | | 26.600 | | |
| | Flagellater, 35 µm | | | 4.400 | |
| ZOOFLAGELLATA | Gyromitus cordiformis | | 4.400 | 200 | |
| VOLUM (ml/l) | | 2,51 | 3,36 | 1,34 | 0,85 |

Tabell 21. Planteplankton i Skeievatn 1995. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne (dato) er totalvolumet (ml/l) angitt.

| GRUPPE | SLEKT/ART | 23.05.95 | 09.07.95 | 21.08.95 | 18.09.95 |
|---------------------|---|--------------|-------------|-------------|-------------|
| CYANOPHYCEAE | Anabaena cf. solitaria | 106.700 | 52.628.800 | 407.700 | 46.400 |
| CRYPTOPHYCEAE | Cryptomonas spp. | 925.000 | 115.600 | | 66.700 |
| | Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica | 8.900 | 26.700 | 35.600 | 3.415.300 |
| DINOPHYCEAE | Ubest. thecat dinofl., 10-20 µm | 35.600 | | | |
| | Ubest. thecat dinofl., 20 µm | 17.800 | | | |
| BACILLARIOPHYCEAE | Fragilaria crotonensis | 24.760.500 | | | |
| | Ubest. sentr. diatome, d = 9 µm | 44.500 | | | |
| EUGLENOPHYCEAE | Trachelomonas volvocina | 8.900 | 667.100 | 10.957.400 | 5.372.000 |
| CHLOROPHYCEAE | Chlamydomonas sp. | 97.800 | | | |
| | Coelastrum microsporum | | 231.200 | | |
| | Dictyosphaerium cf. elegans | 2.294.700 | | | |
| | Elakatothrix genevensis | | 8.900 | 26.700 | 35.600 |
| | Eudorina elegans | 129.000 | | 35.600 | 70.400 |
| | cf. Gonium sociale | 80.000 | | | |
| | cf. Micractinium pusillum | 2.490.300 | | | |
| | Monoraphidium contortum | 6.332.400 | | | |
| | M. komarkovae | 44.500 | | | |
| | Oocystis spp. | | 35.600 | 8.900 | 8.900 |
| | Pediastrum sp. | | 3.200 | | |
| | Scenedesmus acutus | 35.600 | | | |
| | cf. S. ecornis | 8.900 | | | |
| | S. quadriquadra | 426.900 | 800 | | |
| | Ubest. slimkoloni | | 106.700 | 675.900 | 249.000 |
| Ubest. koloni | 61.222.600 | 80.000 | | | |
| UKLASSIFISERT | Små coccoide celler, <5 µm | 11.792.900 | 9.534.200 | 640.400 | 1.209.600 |
| | Små coccoide celler, 5-10 µm | 5.018.200 | 426.900 | | |
| | Små flagellater, <5 µm | | 3.272.900 | 996.100 | 996.100 |
| | Små flagellater, 5-10 µm | 102.300 | 1.067.300 | 1.174.000 | 320.200 |
| CRASPEDOMONADINA | Ubest. krageflagellat | 17.800 | | | |
| | Ubest. krageflagellat, koloni | | 151.200 | | |
| VOLUM (ml/l) | | 22,73 | 4,73 | 7,99 | 4,27 |

Tabell 22. Planteplankton i Grimseidvatn 1995. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne (dato) er totalvolumet (ml/l) angitt.

| GRUPPE | SLEKT/ART | 23.05.95 | 09.07.95 | 21.08.95 | 18.09.95 |
|------------------------------|---|-------------|-------------|-------------|-------------|
| CYANOPHYCEAE | Anabaena flos-aqua | 3.600 | 548.300 | | |
| | A. cf. solitaria | 219.200 | 1.642.100 | 22.200 | |
| | Aphanothece clathrata | 484.600 | | | |
| | Snowella lacustris | | | | 23.100 |
| CRYPTOPHYCEAE | Cryptomonas spp. | 34.600 | 23.100 | 14.800 | 13.300 |
| | Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica | 461.500 | 161.500 | 323.000 | 150.000 |
| | Ubestemt cryptophyce | 461.500 | | 23.100 | 34.600 |
| DINOPHYCEAE | Ceratium hirundinella | | 23.700 | 69.500 | 36.200 |
| | C. hirundinella, hvilespore | | | 3.000 | 3.700 |
| | Peridinium willei | | | | 200 |
| | Ubest. thecat dinofl., 10-20 µm | 34.600 | 3.000 | | |
| CHRYSOPHYCEAE | Ubest. thecat dinofl., 10-20 µm | 23.100 | | | |
| | Dinobryon cylindricum | | 6.900 | | |
| | Mallomonas spp. Uroglena sp. | 23.100 | 6.645.200 | 200 | |
| BACILLARIOPHYCEAE | Asterionella formosa | 76.800 | | | |
| | cf. Cyclotella sp. | 738.400 | | | |
| | Diatoma tenuis | 5.722.300 | | | |
| | D. vulgaris | 2.953.400 | | | |
| | Fragilaria crotonensis | 3.784.100 | | | |
| | F. cf. "ulna" | 17.700 | | | |
| | Tabellaria flocculosa | 17.700 | | | |
| Ubest. pennat diatome, 80 µm | | 200 | | | |
| EUGLENOPHYCEAE | Trachelomonas volvocina | | 23.100 | 8.900 | 46.100 |
| CHLOROPHYCEAE | Ankyra cf. lanceolata | | | 57.700 | 57.700 |
| | Chlamydomonas sp. | 184.600 | 57.700 | 23.100 | |
| | Coelastrum microsporum | | | | 41.400 |
| | Cosmarium spp. | | | | 2.200 |
| | Crucigeniella cf. rectangularis | | | 6.400 | |
| | Elakatothrix genevensis | 23.100 | | | 5.800 |
| | Eudorina elegans | 19.200 | 6.400 | | |
| | Monoraphidium contortum | 11.500 | | | |
| | Oocystis spp. | | | 3.000 | 1.600 |
| | Paulschulzia tenera | | 3.600 | | |
| | Staurastrum cf. planktonicum | | | | 5.200 |
| S. sp. | | 200 | 200 | | |
| Ubest. slimkoloni | | | 35.200 | | |
| UKLASSIFISERT | Små coccoide celler, <5 µm | 16.843.800 | 1.569.000 | 969.100 | 738.400 |
| | Små coccoide celler, 5-10 µm | 565.300 | 34.600 | 138.400 | 92.300 |
| | Små flagellater, <5 µm | 4.522.500 | 3.322.600 | 1.522.900 | 1.869.000 |
| | Små flagellater, 5-10 µm | 3.622.600 | 796.100 | 276.900 | 207.700 |
| | Flagellater, 10-20 µm | 184.600 | | 3.000 | 34.600 |
| CRASPEDOMONADINA | Ubest. krageflagellat | | 46.100 | | 11.500 |
| ZOOFLAGELLATA | Gyromitus cordiformis | | | 3.000 | 5.800 |
| VOLUM (ml/l) | | 8,43 | 1,97 | 1,23 | 0,77 |

Tabell 23. Dyreplankton i Birkelandsvatn 1995. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få individer) til +++++ (full dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt vertikalt i sjiktet 0-12 m dyp.

| GRUPPE/ART | 25.05.95 | 13.06.95 | 10.07.95 | 21.08.95 |
|-----------------------------|----------|----------|----------|----------|
| Vannlopper | | | | |
| Daphnia pulex | +++ | +++ | + | + |
| Daphnia longispina | ++ | ++ | ++ | +++ |
| Polyphemus pediculus | | e | | |
| Hoppekreps | | | | |
| Eudiaptomus gracilis | + | + | ++ | ++ |
| Calanoide copepoditter | + | + | + | + |
| Calanoide nauplii | ++ | + | ++ | |
| Cyclopoide copepoditter | + | + | + | + |
| Diacyclops cf. bicuspidatus | e | | e | + |
| Cyclopoide nauplii | | + | + | |
| Hjuldyr | | | | |
| Brachionus sp. | | | | e |
| Keratella quadrata | ++++ | ++++ | ++ | ++ |
| Keratella cochlearis | | | | e |
| Polyarthra spp. | | | e | + |
| cf. Synchaeta sp. | ++ | + | + | |
| Filinia sp. | + | | | |
| Andre | | | | |
| Chaoborus flavicans larver | + | ++ | +++ | +++ |
| Acari (midd) | | e | | |

Tabell 24. Dyreplankton i Skranevatn 1995. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få individer) til +++++ (full dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt vertikalt i sjiktet 0-12 m dyp.

| GRUPPE/ART | 24.05.95 | 09.07.95 | 22.08.95 | 14.09.95 |
|----------------------------|----------|----------|----------|----------|
| Vannlopper | | | | |
| Daphnia pulex | + | ++ | +++ | ++ |
| Daphnia longispina | | e | | + |
| Hoppekreps | | | | |
| Eudiaptomus gracilis | + | ++ | ++ | ++ |
| Calanoide copepoditter | + | ++ | ++ | + |
| Calanoide nauplii | e | +++ | + | e |
| Cyclopoide copepoditter | + | + | e | e |
| Cyclopoide nauplii | | | | |
| Hjuldyr | | | | |
| Keratella quadrata | | + | e | |
| Keratella cochlearis | | + | + | + |
| Kellicottia longispina | + | ++ | ++ | ++ |
| Conochilus spp. | | | | + |
| Polyarthra spp. | | | | + |
| cf. Synchaeta sp. | | | e | + |
| Andre | | | | |
| Chaoborus flavicans larver | + | ++ | ++ | ++ |
| Acari (midd) | | | e | |

Tabell 25. Dyreplankton i Håvardstunvatn 1995. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få individer) til +++++ (full dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt vertikalt i sjiktet 0-5 m dyp.

| GRUPPE/ART | 24.05.95 | 13.06.95 | 09.07.95 | 21.08.95 |
|----------------------------|----------|----------|----------|----------|
| Vannlopper | | | | |
| Daphnia pulex | e | | e | e |
| Daphnia longispina | ++ | + | +++ | +++ |
| Polyphemus pediculus | | e | | |
| Hoppekreps | | | | |
| Eudiaptomus gracilis | + | ++ | +++ | + |
| Calanoide copepoditter | e | + | + | ++ |
| Calanoide nauplii | e | + | + | + |
| Cyclopoide copepoditter | e | e | e | e |
| Cyclopoide nauplii | e | | e | e |
| Hjuldyr | | | | |
| Keratella quadrata | + | +++ | + | e |
| Keratella cochlearis | + | e | e | e |
| Kellicottia longispina | ++ | + | ++ | |
| Conochilus spp. | | ++ | +++ | + |
| Polyarthra spp. | | | | + |
| cf. Synchaeta sp. | ++ | ++ | + | + |
| Andre | | | | |
| Chaoborus flavicans larver | | + | ++ | + |

Tabell 26. Dyreplankton i Skeievatn 1995. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få individer) til +++++ (full dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt vertikalt i sjiktet 0-6 m dyp.

| GRUPPE/ART | 23.05.95 | 13.06.95 | 09.07.95 | 21.08.95 |
|-----------------------------|----------|----------|----------|----------|
| Vannlopper | | | | |
| Daphnia pulex | + | + | + | + |
| Daphnia longispina | +++ | +++ | ++ | +++ |
| Hoppekreps | | | | |
| Cyclopoide copepoditter | | e | e | + |
| Diacyclops cf. bicuspidatus | e | e | | |
| Cyclopoide nauplii | e | e | e | + |
| Hjuldyr | | | | |
| Brachionus sp. | | +++ | ++ | + |
| Keratella quadrata | +++ | + | ++ | + |
| Polyarthra spp. | | + | ++ | |
| cf. Synchaeta sp. | + | | | |
| Andre | | | | |
| Chaoborus flavicans larver | +++ | ++ | ++ | ++ |
| Statoblaster av mosdyr | e | | | |

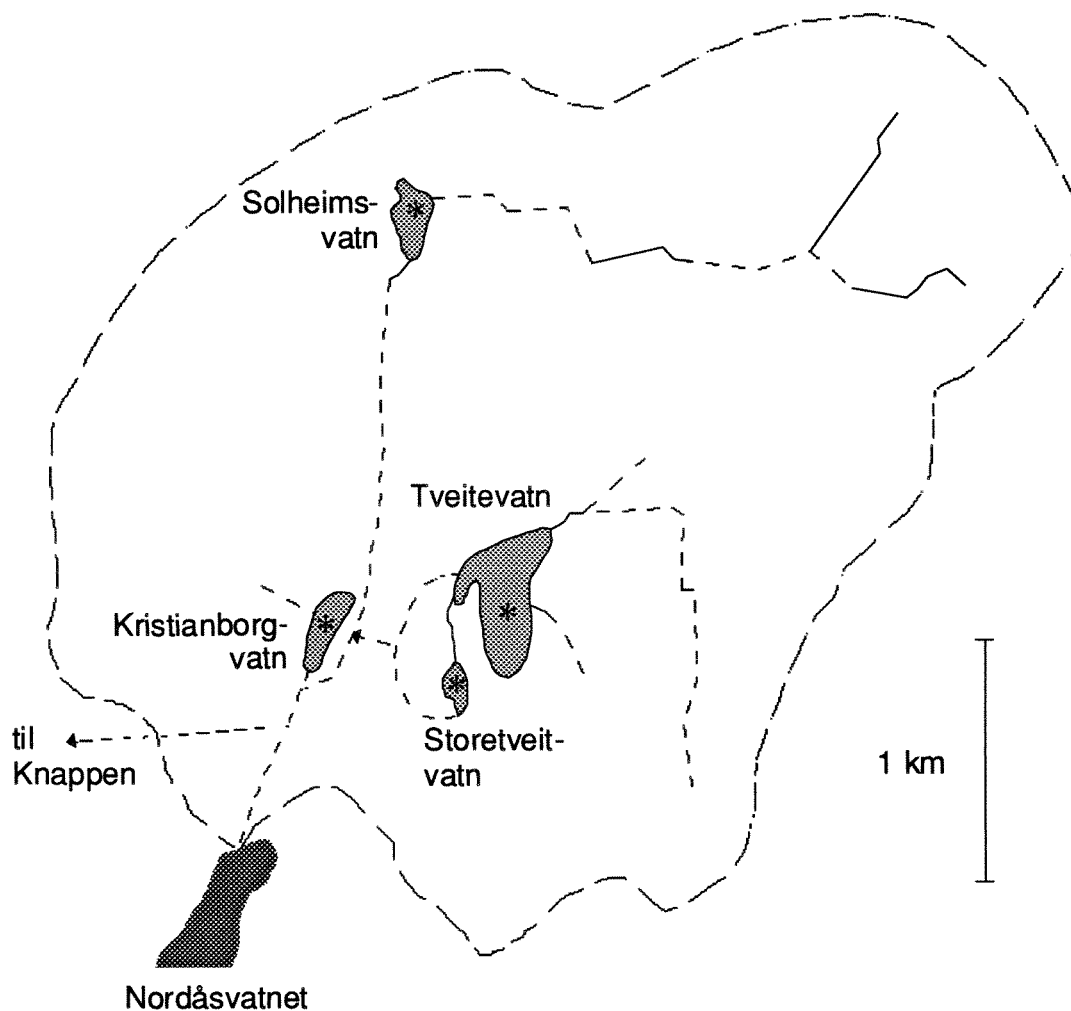
Tabell 27. Dyreplankton i Grimseidvatn 1995. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få individer) til +++++ (full dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt vertikalt i sjiktet 0-16 m dyp.

| GRUPPE/ART | 23.05.95 | 13.06.95 | 09.07.95 | 21.08.95 | 18.09.95 |
|--------------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Vannlopper | | | | | |
| Daphnia pulex | | | | + | + |
| Daphnia longispina | + | ++ | +++ | ++++ | +++ |
| Hoppekreps | | | | | |
| Eudiaptomus gracilis | + | + | + | + | + |
| Calanoide copepoditter | ++ | ++ | + | ++ | + |
| Calanoide nauplii | | + | e | + | + |
| Cyclops scutifer | ++ | | | | |
| Cyclopoide copepoditter | +++ | + | + | + | ++ |
| Cyclopoide nauplii | | ++ | + | + | + |
| Hjuldyr | | | | | |
| Keratella quadrata | +++ | ++++ | ++ | +++ | +++ |
| Keratella cochlearis | + | | | e | + |
| Kellicottia longispina | ++ | ++ | ++ | + | ++ |
| Conochilus spp. | | | | | + |
| Polyarthra spp. cf. Synchaeta sp. | | + | + | e | |
| Asplanchna priodonta | | | e | | |
| Filinia sp. | | | | e | + |
| Andre | | | | | |
| Chaoborus flavicans larver | ++ | + | + | + | ++ |

4. Fjøsangervassdraget

4.1 Områdebeskrivelse

Dette vassdraget ligger midt i Bergensdalen, mellom Ulriken i øst og Løvstakken i vest. De øvre delene av feltet har preg av snaufjell. Det meste av arealet ligger imidlertid lavere, og er i stor grad bebygget. Vassdraget har et naturlig nedbørfelt på ca. 10 km² (Figur 31). Det er vanskelig å estimere det effektive arealet av nedbørfeltet, siden deler av overflateavrenningen fanges opp i kloaknettet og ledes bort. De fleste naturlige elver og bekker er lagt i rør eller ført over i tunneler. Vassdraget drenerte opprinnelig til Nordåsvatnet, men idag fanges nesten hele feltets avrenning opp i tunnel og føres til kloakkrensingsanlegg på Knappen (Figur 31).



Figur 31. Fjøsangervassdraget. Nedbørfelt og prøvestasjoner (markert med stjerne).

Vassdraget har fire innsjøer (Figur 31): Storetveitvatn, Tveitevatn, Solheimsvatn og Kristianborgvatn. Tidligere var området mellom de to siste (Mindemyren) en nesten sammenhengende våtmark med rik vannvegetasjon og fugleliv, men i dag er området nesten fullstendig utfyllt og bebygget. Elven ligger nå i rør det meste av veien, og vestsiden av Kristianborgvatnet er utfyllt. Tilsvarende ligger tilførselsbekkene til Tveitevatn og Solheimsvatn for det meste i rør og overvannstunneler.

Berggrunnen i dalbunnen består kambrosiluriske, sedimentære bergarter som tilhører den lille Bergensbuen. I øst ligger en stor del av feltet på Ulrikens gneisfelt, og i vest på grunnfjell. Innsjøene ligger alle under den marine grense, og løsavsetninger bidrar til at vannkvaliteten er godt bufret, og har naturlig et relativt høyt innhold av næringssalter.

Eldre søppelfyllinger finnes i nedbørfeltene til Tveitevatnet og Solheimsvatnet. Begge fyllingene er planert til idrettsbaner. Innsjøene har vært eutrofiert gjennom en årrekke, bl.a. som følge av kloakktilsig (Holtan 1964; Bjørklund m.fl. 1993).

Oversikt over de undersøkte innsjøene finnes i Tabell 3 og Tabell 4 nedenfor. Siden vassdragets avrenning er avskåret og føres til rensanlegg, inngår ingen elvestasjon for utløpet. Pga. inkonsistenser i tidligere oppgitte data, er nedbørfeltene anslått vha. planimetri på kart i målestokk 1:25 000 for de enkelte innsjøer. Avrenningen er anslått basert på spesifikkavrenning på 62 l/s/km² for Tveitevatnets nedbørfelt, og 60 l/s/km² for de andre innsjøene (NVE 1987).

Solheimsvatnet har det største nedbørfeltet (ca. 3,97 km²). Tveitevatnets felt utgjør fra naturens side ca. 3,7 km², inklusive Storetveitvatnets felt (0,62 km²). Begge disse dreneres i dag via tunnel, og passasjen av vann dem imellom er trolig minimal. Tveitevatnets felt er dermed redusert til ca. 3,09 km². Kristianborgvatn har et nedbørfelt på ca. 2,47 km² (ikkemedregnet de ovenforliggende innsjøenes felt).

Tabell 28. Undersøkte stasjoner i Fjøsangervassdraget 1995.

| St. nr. | Stasjon | UTM (32V) | Höh. |
|---------|------------------|------------|------|
| 1 | Tveitevatn | KM 989 964 | 50 |
| 2 | Storetveitvatn | KM 987 961 | 51 |
| 3 | Solheimsvatn | KM 986 981 | 36 |
| 4 | Kristianborgvatn | KM 981 964 | 15 |

Tabell 29. Innsjøer i Fjøsangervassdraget. Morfologiske og hydrologiske data. Sikre data for Solheimsvatn foreligger ikke. Data basert på et antatt middeldyp på 5 m står i kursiv.

| Innsjø | Areal km ² | Dyp | | Volum mill. m ³ | Utskifting år ⁻¹ | Normal avrenning mill m ³ år ⁻¹ |
|------------------|--------------------------|-------------|------------|-------------------------------|--------------------------------|---|
| | | Middel m | Maks. m | | | |
| Tveitevatn | 0,151 | 10,34 | 22 | 1,561 | 3,9 | 6,04 |
| Storetveitvatn | 0,023 | 4,04 | 8 | 0,093 | 12,6 | 1,17 |
| Solheimsvatn | 0,035 | 5 | 10 | 0,175 | 50,2 | 7,51 |
| Kristianborgvatn | 0,05 | 2,18 | | 0,109 | 42,9 | 4,67 |

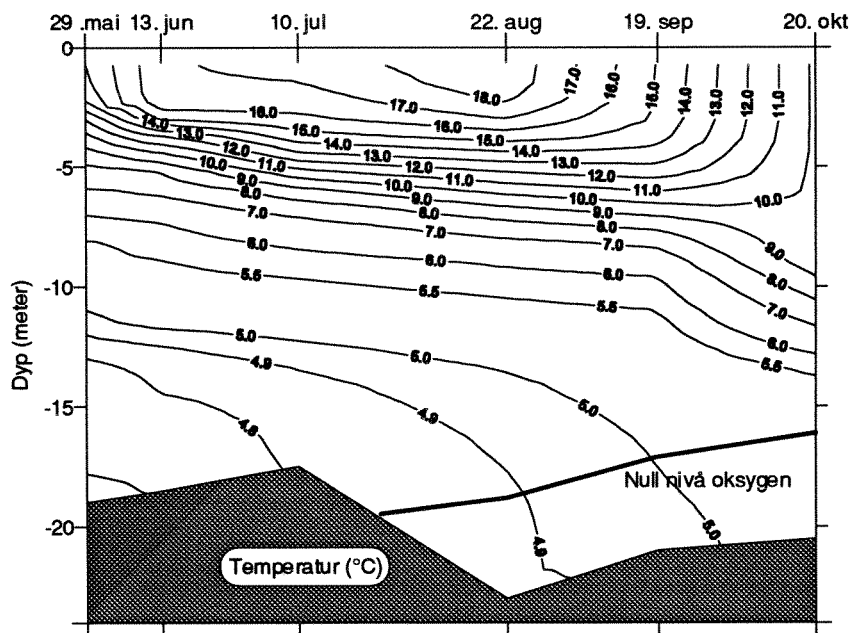
4.2 Tveitevatn

Dette er den største og dypeste innsjøen i vassdraget (Tabell 4). Blandprøver ble tatt i 0-8 m dyp. Nærområdet er delvis park og delvis bebygget. Det meste av nedbørfeltet ellers er tettbygd, bortsett fra de øverste delene mot Landåsfjellet. Innsjøen er undersøkt flere ganger tidligere (Holtan 1964; Bjørklund m.fl. 1993; foruten enklere undersøkelser), og har lenge vært belastet med kloakktilførsler. Den viktigste tilførselselven er en overvannsledning som munner ut i nordenden av vannet (Figur 31), og denne er sterkt forurenset av kloakk (Hobæk 1994). En annen tilførselsbekk munner på østbredden, og drenerer en gammel fylling. Det er påvist forhøyete konsentrasjoner av jern, sink og bly i bekken (Bjørklund m.fl. 1993), foruten svært høye nitrogenmengder. Kvikksølvinnhold i innsjøsedimentet ligger høyere enn normalt (Bjørklund m.fl. 1994a), men det ble ikke funnet målbare konsentrasjoner i bekken fra fyllingen i 1992 (Bjørklund m.fl. 1993).

Innsjøen har moderat utviklede belter av makrovegetasjon. Det skal finnes både gjedde og aure i innsjøen, men auren er trolig bare utsatt fisk som ikke har gytemuligheter. Ved en undersøkelse av metallinnhold i aure i 1992 ble det ikke påvist forhøyete konsentrasjoner av kvikksølv eller bly i fisken, mens kadmiuminnholdet lå i overkant av normalområdet for ferskvannsfisk (Bjørklund m.fl. 1993).

4.2.1 Hydrografi

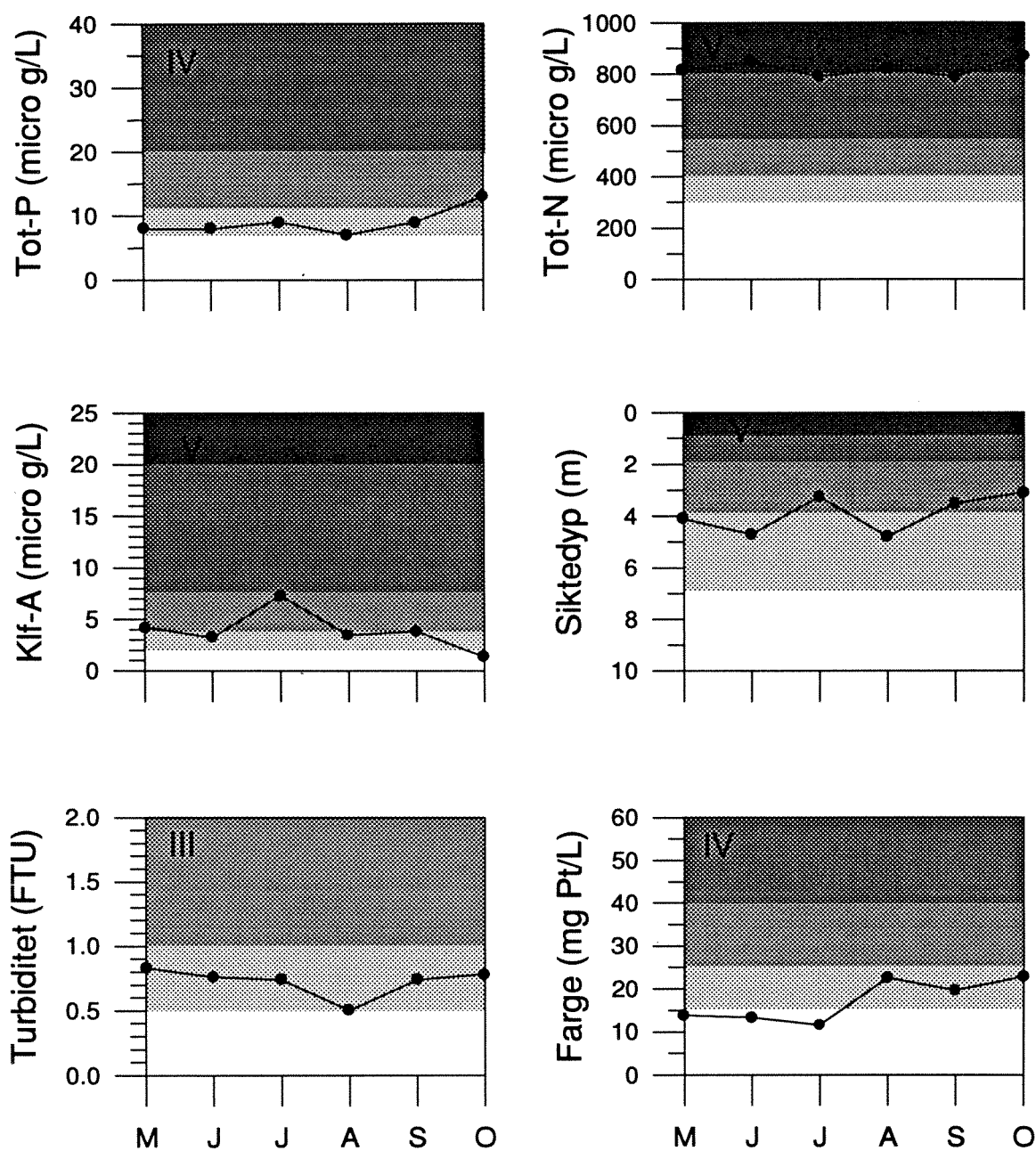
Tveitevatn var stratifisert gjennom hele undersøkelsesperioden (Figur 32). Ved prøvetakingen i oktober hadde overflatelaget blandet seg ned til vel 9 m dyp, og den gjenværende temperaturgradienten til bunnen var bare 4 °C. I august var overflatetemperaturen over 18°C, men bunnvannet holdt seg < 5° tom. september.



Figur 32. Temperaturforhold i Tveitevatn 1995. Grensen for oksygenfrie forhold (målt med YSI-sonde) er vist med tykk strek. Winkler-målinger påviste oksygen også i dette området (se tekst). Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunn ved forskjellig dyp på ulike datoer

I mai hadde bunnvannet en oksygenmetning på 75%, og i juni var dette sunket til 50%. Målinger med YSI-sonden viste oksygensvinn ved undersøkelsene i juli - oktober som vist i Figur 32. Winkler-titreringer av prøver fra bunnvannet viste imidlertid at det var litt oksygen tilstede. Laveste måling var 1,7% metning (0,2 mg O/l) på 22 m dyp i august. Det ble aldri registrert noen H₂S-lukt av bunnvannet. Hvis det har vært fullstendig oksygensvinn, så har dette vært begrenset til det aller dypeste partiet (<20 m) i 1995. Fra overflaten til 10 m var metningen i oktober 81-86% (9,4-9,9 mg O/l), og på 12 m 17 %.

Ved undersøkelsen i 1961-62 var oksygensvinn sannsynligvis ganske omfattende (Holtan 1964). I 1992 ble det målt oksygensvinn fra 12-13 m dyp i september (også med YSI-sonde; Bjørklund m.fl. 1993). Det er altså ingen tvil om at oksygenforholdene var bedre i 1995, selv om vi bare kan sammenligne målinger gjort med sondene.



Figur 33. Vannkjemiske målinger fra Tveitevatn 1995. Øverst næringssalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre); i midten klorofyll-A (til venstre) og siktedyp (til høyre); nederst turbiditet (til venstre) og farge (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V).

4.2.2 Vannkvalitet

Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 38 bakerst i kapitlet. Figur 33 viser variasjon gjennom sesongen i en del parametre. I Tveitevatn lå ioneinnholdet (konduktiviteten) høyt, med et gjennomsnitt på 16,6 mS/m. I mai-juli lå verdiene høyere enn i august - oktober (Tabell 38). Nivået er omtrent det samme som i Grimseidvassdraget, og langt høyere enn i Gaupåsvassdraget. Surhetsgraden varierte lite rundt snittverdien på pH 7,4 (Tabell 38).

Det var relativt liten variasjon i mengden næringssalter. Tot-P lå ganske stabilt mellom 7 og 9 $\mu\text{g/l}$ fra mai til september, og økt til 13 $\mu\text{g/l}$ i oktober (Figur 33). Gjennomsnittsverdien var 9,0 $\mu\text{g/l}$. For Tot-N lå gjennomsnittet på 823 $\mu\text{g/l}$ (Figur 33). Dette nivået er svært høyt i forhold til fosformengden (N/P = 91). Nitrogenmengden var omtrent den samme som i 1992, mens fosformengden var ca. 65% av 1992-nivået.

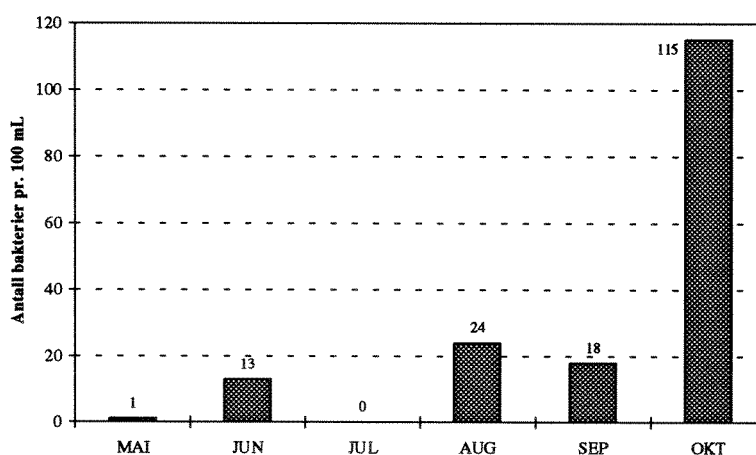
I bunnvannet (20 m) ble det i oktober målt bare 8 $\mu\text{g P/l}$. Av dette var 3 $\mu\text{g/l}$ fosfat-fosfor. Innholdet av Tot-N var 785 $\mu\text{g/l}$. Nivået for begge elementene var dermed lavere enn i overflaten på samme tidspunkt, og det kan ikke ha vært noen lekkasje fra sedimentene. Dette samsvarer med at det ble påvist lave konsentrasjoner av oksygen gjennom hele sesongen.

Målingene av TOC varierte mellom 2,5 og 3,5 mg/l, med et snitt på 3,0 mg/l. Verdiene var lavest i mai-juni (Tabell 38). På 20 m dyp ble det i oktober målt 2,8 mg C/l. Fargetallet (Figur 33) steg fra 11,5-13,8 mg Pt/l i mai-juli til rundt 20 i august-oktober. Høyest verdi ble målt i oktober, med 22,8 mg Pt/l. Dette er lavere enn målingene fra 1992 (29 -41 mg Pt/l; Bjørklund m.fl. 1993).

Partikkelinnholdet (turbiditet) varierte fra 0,5 - 0,83 FTU, og var dermed relativt lavt (Figur 33). I 1992 var maksimalverdien 1,4 FTU (Bjørklund m.fl. 1993). Siktedypet i Tveitevatnet lå mellom 3,1 og 4,8 m (Figur 33). Laveste verdi ble målt i oktober, men dette skyldes trolig vanskelige værforhold. Nivået var omtrent som i 1992.

4.2.3 Tarmbakterier

Det ble påvist tarmbakterier i 5 av 6 prøver fra overflaten i Tveitevatn (Figur 34). Om sommeren lå verdiene lavt (maks 24 kolibakterier pr. 100 ml). I tillegg ble det tatt prøve fra badestranden i sørenden og ved utløpet i nordenden 6.08.95, som viste hhv. 36 og 290 kolibakterier pr. 100 ml.



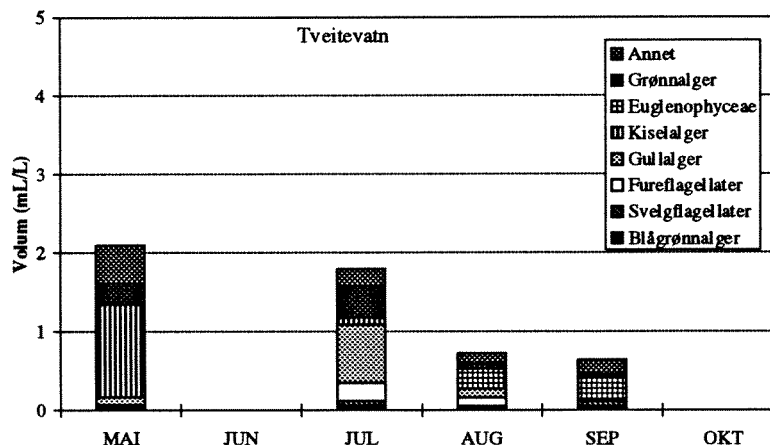
Figur 34. Termotabile kolibakterier i Tveitevatn i 1995 (antall bakterier pr. 100 ml).

Tilsvarende nivå ble målt sommeren 1992 (Bjørklund m.fl. 1993). Lekkasjesøkingen har vist at overvannskanalen som løper inn i nord er sterkt forurenset med kloakk (Hobæk 1993a). I november 1995 ble det her målt 1500 kolibakterier pr. 100 ml, og i januar 1996 100 bakterier pr 100 ml (Hobæk 1996).

I selve Tveitevatnet (inklusive sørenden) har vannkvaliteten likevel vært akseptabel for bading i perioden mai -august både i 1992 og 1995. Det kan imidlertid ikke anbefales å bade i nordenden pga. de tidvis høye bakterietall som forekommer her. Denne situasjonen vil vedvare inntil de mest alvorlige tilførselene til overvannsledningen blir sanert.

4.2.4 Planteplankton

Biomassemålinger som Klf-a er vist i Figur 33. Middelerdien lå på 3,9 µg/L, og mengden varierte forholdsvis lite. Høyest var Klf-a mengden i juli (7,3 µg/L). Algevolumet (Figur 35) var også relativt lavt, med maksimalverdi i mai (2,09 ml/l). Både snittverdien (1,3 ml/l) og maksimalverdien karakteriserer Tveitevatn som en mesotrof innsjø. Volumberegningene fra 1992 lå noe lavere (Bjørklund m.fl. 1993).



Figur 35. Algevolum og sammensetning i Tveitevatn i 1995.

Artssammensetningen er vist i Tabell 39. Kiselalger dominerte volummessig i mai. Senere på sommeren utgjorde gullalger og grønnalger størstedelen av volumet, og utpå høsten overtok euglenophyceen *Trachelomonas volvocina* dominansen (Figur 35). Om sommeren og høsten var det også blomstring av blågrønnalgen *Aphanothece clathrata*. Denne arten, sammen med kiselalgen *Asterionella formosa*, forbindes gjerne med relativt næringsrikt vann.

4.2.5 Dyreplankton

Artssammensetningen er vist i Tabell 44 bakerst i kapitlet. Samfunnet ligner for en stor del på flere av innsjøene i Grimseidvassdraget, med *Chaoborus* som det dominerende rovdyr, og to arter av *daphnia* som et dominerende element. Her ble også funnet få individer av en liten vannloppe (*Bosmina longirostris*), som ikke ble registrert i 1992. Ellers er endringene små, bortsett fra flere hjuldyrarter ble funnet.

4.2.6 Tilstand/Vurdering

Grunnlaget for klassifisering av tilstand er samlet i Tabell 30. Tilstandsklassene for næringsalter spriker sterkt, fordi fosfornivået ligger langt lavere enn nitrogennivået. Samlet vurderes tilstanden for nærings-salter til klasse III. For organisk belastning blir tilstandsklassen II-III (basert primært på innholdet av organisk karbon), og for partikler klasse II. Tilstanden mht. surhetsgrad er god, mens for tarmbakterier blir tilstandsklassen III.

Tabell 31 viser grunnlaget for vurdering av forurensningsgrad. For fosfor blir graden 1, og for nitrogen 4. Hvis fosfor tillegges størst vekt pga. økologiske effekter kan forurensningsgrad for næringsalter samlet vurderes til 2. For organiske stoffer blir forurensningsgraden 1 basert på TOC-målingene fra 1995. Dette må likevel ikke få dekke over at bunnvannet var bortimot oksygenfritt, og den organiske belastningen dermed i største laget for innsjøens kapasitet (se nedenfor).

Tabell 30. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1992) i Tveitevatn 1995. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av næringsalter brukes middelveiene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Verdi | Tilstands-klasse |
|-------------------|----------------|-------------------|-------------|------------------|
| Næringsalter | Tot-P | µg/L | 9,0 | II |
| | Tot-N | µg/L | 823 | V |
| | Klf-A | µg/L | 3,92 | III |
| | Siktedyp | m | 3,1 | III |
| Organiske stoffer | TOC | mg/L | 3,5 | II-III |
| | Oksygen (bunn) | mg/L | 0,2 | V |
| | Farge | mg Pt/L | 22,8 | II |
| | Siktedyp | m | 3,1 | III |
| Partikler | TURB | FTU | 0,83 | II |
| | Siktedyp | m | 3,1 | III |
| Forsuring | pH | - | 7,3 | I |
| Tarmbakterier | TKOL | pr. 100 ml | 115 | III |

Tabell 31. Forurensningsgrad (SFT 1992) i Tveitevatn 1995.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Antatt naturtilstand | Observert verdi | Forurensnings grad |
|----------------|-----------|-----------|----------------------|-----------------|--------------------|
| Næringsalter | Tot-P | µg/L | 8 | 9 | 1 |
| | Tot-N | µg/L | 250 | 823 | 4 |
| | Klf-A | µg/L | 3 | 3,92 | 1 |
| Organisk stoff | TOC | mg/L | 3 | 3,5 | 1 |
| | Oksygen | % metning | 50% | 1,7% | 4 |
| Partikler | TURB | FTU | 0,5 | 0,83 | 3 |
| Forsuring | pH | - | 7 | 7,3 | 1 |
| Tarmbakterier | TKOL | pr 100 ml | 0 | 115 | 3 |

Med 1995-dataene gir FOSRES en estimert fosfortilførsel på 115 kg til Tveitevatn. Nedbørmengdene i 1995 var høyere enn normalt, og i 1995 var tilførslene ikke høyere enn akseptabelt (125 kg P). Dette tallet er imidlertid følsomt for vannføringen, og normalavrenning gir en akseptabel grense på 87 kg. Hvis denne legges til grunn, er grensen for akseptabel tilførsel overskredet med 28 kg P.

Relativt høy vannføring kan dermed forklare en del av forbedringen i vannkvalitet som synes å ha skjedd i Tveitevatn fra 1992 til 1995. Dette er foreløpig uklart, siden 1992 dataene hittil ikke er vurdert i forhold til avrenning. Tilstanden i innsjøen var markert bedre i 1995 enn i 1992. Oksygenforholdene er omtalt ovenfor. Forskjellen i fosformengde var statistisk signifikant (enveis ANOVA, $p=0,029$), mens dette ikke var tilfelle for den mindre forskjellen i nitrogenmengde. Selv om fosformengden var lavere i 1995, synes dette ikke igjen på algevolumet, som var høyere enn i 1992.

4.3 Storetveitvatn

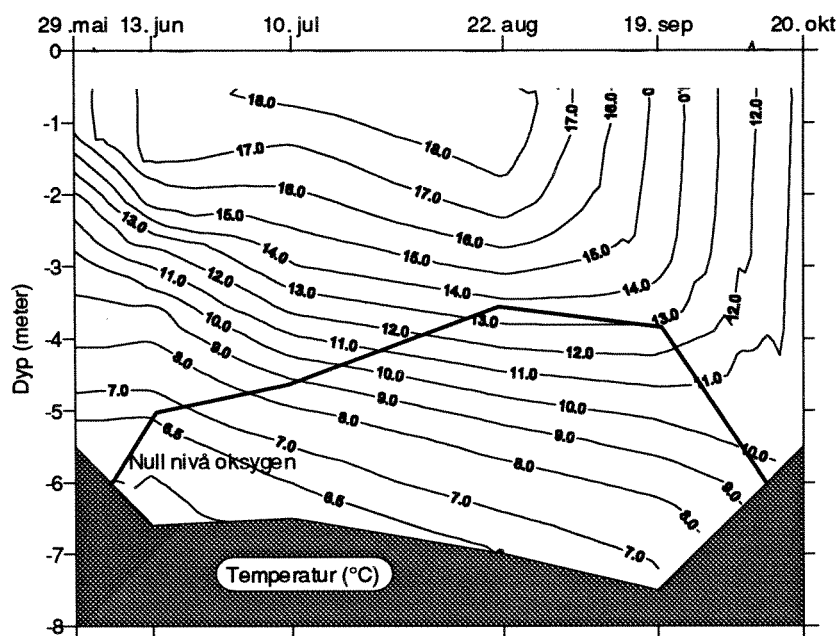
Dette lille tjernet ligger like ved Tveitevatn, og har naturlig avrenning til dette. I dag fanger et overløp i sørenden opp avrenningen. De to innsjøene har nok tidligere hengt sammen, men forbindelsen er grodd igjen med vegetasjon. Denne våtmarken er etterhvert fylt ut og bebygget. I 1995 pågikk bygging av en bilforretning/verksted kloss i nordenden, og utfyllingen har trolig ført en del partikulært materiale ut i tjernet. Blandprøver ble tatt i 0-4 m dyp.

Storetveitvatn har et lite nedbørfelt (anslått til 0,62 km²), som nesten helt består av villabebyggelse og hager. Tjernet holder på å gro igjen, og det står kraftig makrovegetasjon rundt hele bredden. Det er bestander av gjedde og karuss i tjernet. Ved prøvetakingen i august fant vi død karuss drivende i overflaten.

Tidligere har tjernet mottatt kloakktilsig fra bebyggelsen omkring (ca. 195 pe.; Bjørklund m.fl. 1994a) og har vært svært næringsrikt (Bjørklund m.fl. 1993). I 1993 ble kloakktilførslene fullstendig sanert.

4.3.1 Hydrografi

Storetveitvatn var stabilt stratifisert i perioden mai-september, men ved undersøkelsen i oktober var omrøringen i full gang (Figur 36). I overflaten var temperaturen over 18°C både i juli og august. I bunnvannet steg temperaturen fra 5° i mai til 7° i september. I september var overflatevannet godt blandet ned til 3 m dyp. Den 20. oktober var temperaturen 10,6-10,7° i hele vannsøylen.

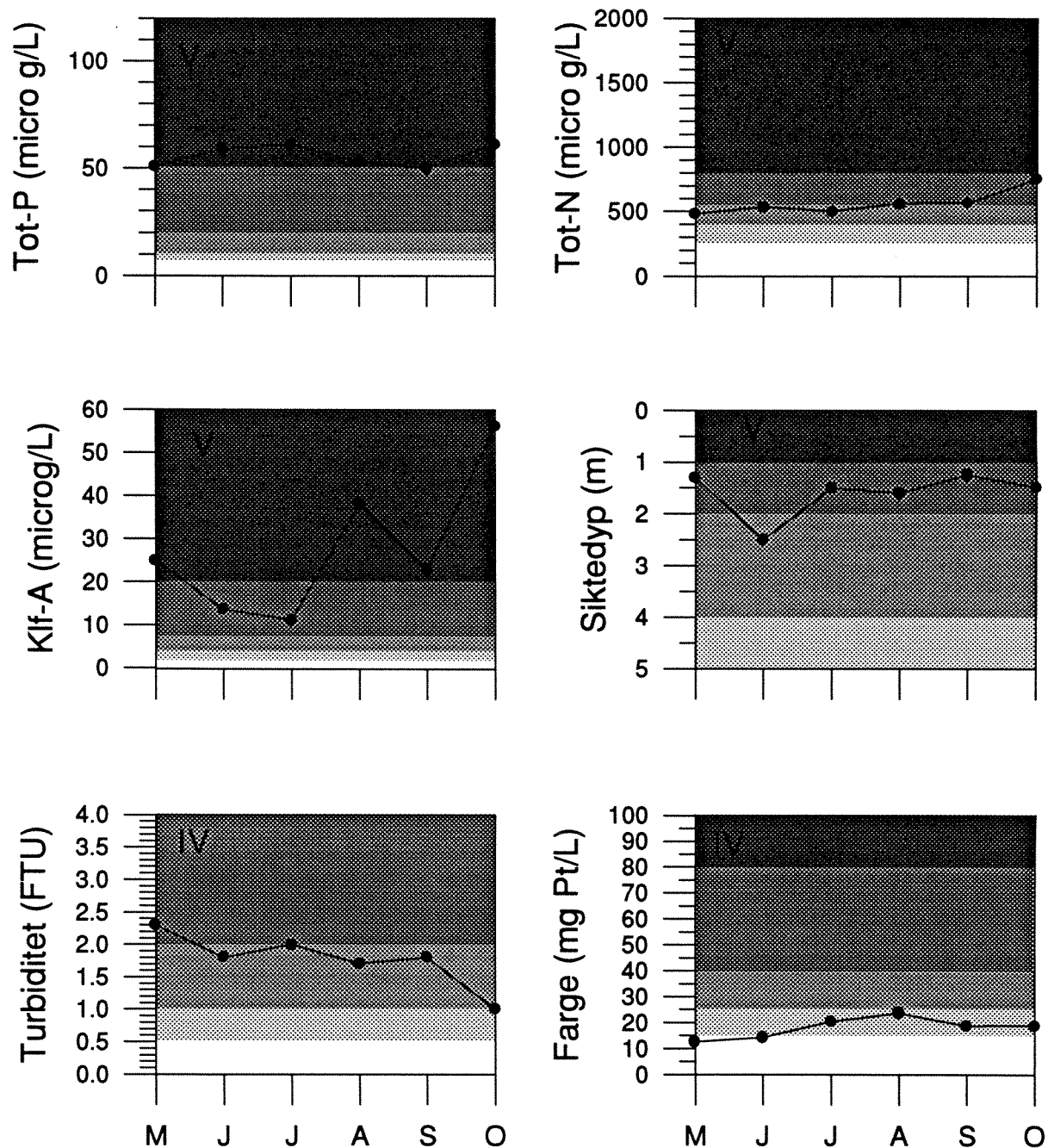


Figur 36. Temperaturforhold i Storetveitvatn 1995. Grensen for oksygenfrie forhold er vist med tykk strek. Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunn ved forskjellig dyp på ulike datoer

Ved første prøvetaking 29. mai var oksygenmetningen 0,92 % på 7,5 m dyp. Allerede i juni hadde vi oksygenvinn på 5 m dyp (), og dette utviklet seg til å omfatte hele vannmassen under 3,5 m i august. Sirkulasjon i overflatelagene presset nivået litt ned igjen til målingen i september, da metningen var 0,65% på 4 m dyp. I oktober hadde omrøringen nådd nesten til bunns. Fra overflaten til 7 m var metningen mellom 81 og 73 %. Under 7 m hadde vi en skarp gradient, med 6,9% på 7,5 m og 2,5 % på 8 m dyp. I overflatelaget var overmetning av oksygen som følge av algenes fotosyntese tydeligst i mai, med 121% metning på 2 m dyp.

4.3.2 Vannkvalitet

Som i Tveitevatnet lå ioneinnholdet relativt høyt, med en gjennomsnittlig konduktivitet på 17,6 mS/m (Tabell 38). Verdiene var høyest i mai og juni. pH-verdiene lå mellom 7,2 og 7,6 (Tabell 38), med høyest verdi i mai.



Figur 37. Vannkjemiske målinger fra Storetveitvatn 1995. Øverst næringssalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre); i midten klorofyll-A (til venstre) og siktedyp (til høyre); nederst turbiditet (til venstre) og farge (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V).

Konsentrasjonen av fosfor var fortsatt høy i Storetveitvatnet (Figur 37). Total-fosfor varierte relativt lite mellom 50 og 60 µg/l, med en snittverdi på 55,8 µg/l. For Tot-N (snittverdi 566 µg/l) var variasjonen

litt større, og måleverdiene steg fra 480 i mai til 565 $\mu\text{g/l}$ i september. I oktober lå verdien på 755 $\mu\text{g/l}$, men denne målingen er influert av oppvirvling av bunnvann som da var i gang. Merkelig nok var denne effekten ikke påfallende for fosfor. Middelerdi uten oktober-målingen var 54,8 og 528 $\mu\text{g/l}$ for hhv. Tot-P og Tot-N. Disse verdiene er brukt i tilstandsvurdering og beregning av tilførsler. I bunnvannet målte vi i oktober høye konsentrasjoner av næringsalter, med 1163 $\mu\text{g P}$ og 4040 $\mu\text{g N}$ pr. liter. 94% (1089 $\mu\text{g/l}$) av fosforet forelå i form av fosfat. Indre gjødsling utgjør dermed en betydelig kilde av næringsalter i Storetveitvatnet.

Nivået av næringsalter synes å ha ligget noe høyere i 1992 (Bjørklund m.fl. 1993), men fra den undersøkelsen foreligger bare tre målinger, og den ene av disse var kraftig påvirket av høstomrøringen. Det ble i august 1992 målt enda høyere konsentrasjoner av næringsalter i bunnvannet enn i 1995.

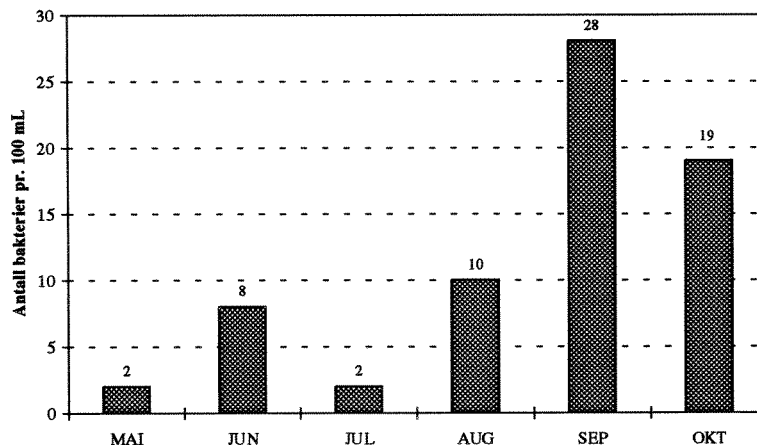
Innholdet av organisk karbon lå betydelig høyere enn i Teitevatn. TOC-verdiene lå mellom 4,2 og 5,3 mg/l , med laveste målinger i mai-juni og høyeste i juli (Tabell 38). Humusinnholdet var moderat, med fargetall nokså tilsvarende Tveitevatn (middelerdi 18,0 mg Pt/l). Verdiene varierte omtrent på samme måte gjennom sesongen med maksimalverdi i august (23,6 mg Pt/l), men uten en ny topp i oktober (Figur 37).

Partikkelmengden var høy i Storetveitvatnet (Figur 37). Høyest var målingen i mai (2,3 FTU). Dette faller sammen med en høy algebiomasse (Figur 37 og Figur 39). Også senere målinger lå høyt (1,7 - 2,0 FTU), men i oktober sank verdien til 1,0 FTU. Dette har delvis sammenheng med store algemengder, men trolig også med partikler forårsaket av utfyllingen av våtmarksområdet i nordenden.

Siktedypet var naturlig nok også lavt (Figur 37), med et snitt på 1,6 m og et minimum på 1,3 m i mai. Vannet var klarest i juni (2,5 m).

4.3.3 Tarmbakterier

Det ble registrert tarmbakterier i alle seks prøver fra Storetveitvatnet, men verdiene var lave (Figur 38). Situasjonen synes derfor tydelig forbedret i forhold til 1992. Siden området er kloakksanert i mellomtiden, var dette forventet. Prøver tatt i overløpet i oktober 1995 og i januar 1995 inneholdt hhv. 2 og 0 tarmbakterier pr. 100 ml. Utviklingen mht. kloakkforurensning har dermed vært gunstig for denne lokaliteten. Noen tilførsler finnes tydeligvis enda, men det er mulig at bakterietallen kan skyldes både arealavrenning (høyest verdier i september og oktober med mye nedbør) og fugleskitt.

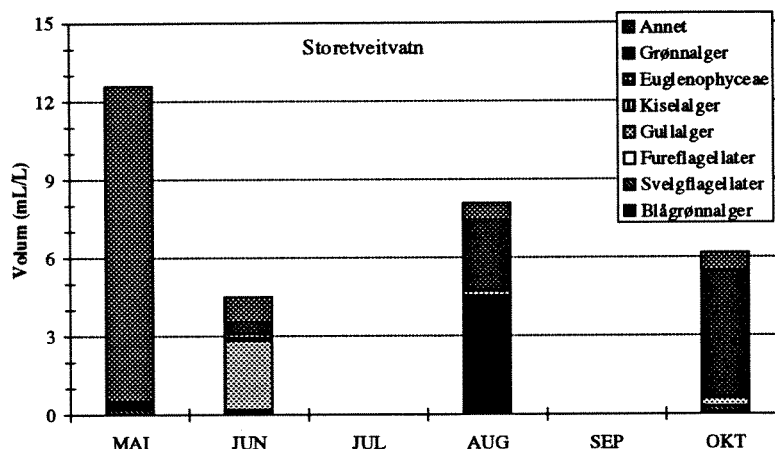


Figur 38. Termotabile kolibakterier i Storetveitvatn i 1995 (antall bakterier pr. 100 ml).

4.3.4 Planteplankton

Algebiomasse er vist som Klf-a i Figur 37, og beregninger av algevolum i Figur 43. Mengden Klf-a var meget høy i hele perioden, med en middelerdi på 27,9 $\mu\text{g/l}$. Den høyeste målingen var fra oktober, men

også august- og maiverdiene var svært høye. Biomassen målt som volum viste imidlertid et noe annet forløp, med lavere tall for august og oktober enn for mai (Figur 39).



Figur 39. Algevolume og sammensetning i Storetveitvatn i 1995.

Artssammensetningen er vist i Tabell 40 (bakerst i kapitlet). Volummessig dominerte uklassifiserte coccoide celler i mai, mens gullalgene *Uroglena* og *Dinobryon* gjorde mest av seg i juni. Blågrønnalger og grønnalger dominerte i august, og i oktober var grønnalgene alene dominerende (Figur 39.)

Grønnalgen *Closterium acutum* var *variabile* fantes allerede i mai og blomstret opp utover i sesongen. I tillegg blomstret blågrønnalgene *A. cf. solitaria* og *Snowella lacustris* opp ut på høsten. Dette er arter som har preferanse for næringsrikt vann. Det samme er tilfelle for blågrønnalgen *Woronichinia (Gomphosphaeria) cf. naegeliana* som også blomstret opp i august. Denne arten har i flere tilfeller vist seg å forekomme med giftige stammer, og det er mulig at forekomsten i Storetveitvatnet har vært giftproduserende (se nedenfor).

4.3.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 44. Samfunnet var preget av en sterk dominans av vannloppen *Bosmina longirostris*. Dessuten forekom enkelte arter hjuldyr (*Filinia* og *Polyarthra*) i høye tettheter. Blant vannloppene var i 1992 *Daphnia pulex* og *D. longispina* dominerende, men i 1995 var disse bare tilstede i svært lavt antall. Tettheten av svevemygg synes å ha vært lavere enn tidligere. Det ble registrert flere arter av hjuldyr enn tidligere, deriblant *Hexarthra cf. mira* som ikke er vanlig i regionen.

Endringene i dyreplanktonet fra 1992 til 1995 var ganske dramatiske, og gir inntrykk av at økosystemet er i ubalanse eller endring. Årsaken(e) til endringene er ukjent. Dersom det har skjedd endringer i fiskebestanden (karussen var ikke kjent fra før), kan dette være en forklaring. En kan også tenke seg at en toksisk virkning av blågrønnalgen *Woronichinia cf. naegeliana* kan ha ført til endret dominans blant vannloppene.

4.3.6 Tilstand/Vurdering

Klassifiseringsgrunnlaget er sammenfattet i Tabell 32 for tilstand og Tabell 33 for forurensningsgrad. For næringssalter blir samlet vurdering av tilstand klasse V, og for organiske stoffer klasse IV. For partikler blir tilstanden klasse IV, og for tarmbakterier klasse II.

Forurensningsgrad for næringssalter blir vurdert til 5, og for organisk belastning grad 4. Også partikkelforurensningen blir grad 4.

Tabell 32. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1992) i Storetveitvatn 1995. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av næringssalter brukes middelerverdiene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|-------------------|----------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 54,8 | µg/L | V |
| | Tot-N | 528 | µg/L | III |
| | Klf-A | 27,9 | µg/L | V |
| | Siktedyp | 1,3 | m | IV |
| Organiske stoffer | TOC | 8,0 | mg/L | IV |
| | Oksygen (bunn) | 0 | mg/L | V |
| | Farge | 23,6 | mg Pt/L | II |
| | Siktedyp | 1,3 | m | IV |
| Partikler | TURB | 2,3 | FTU | IV |
| | Siktedyp | 1,3 | m | IV |
| Forsuring | pH | 7,2 | | I |
| Tarmbakterier | TKOL | 28 | pr. 100 ml | II |

Tabell 33. Forurensningsgrad (SFT 1992) i Storetveitvatn 1995.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Antatt naturtilstand | Observerte verdi | Forurensnings grad |
|----------------|-----------|-----------|----------------------|------------------|--------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/L | 8 | 54,8 | 5 |
| | Tot-N | µg/L | 250 | 566 | 3 |
| | Klf-A | µg/L | 4 | 24,35 | 5 |
| Organisk stoff | TOC | mg/L | 3,5 | 8 | 4 |
| Partikler | TURB | FTU | 0,5 | 2,3 | 4 |
| Forsuring | pH | - | 7 | 7,2 | 1 |
| Tarmbakterier | TKOL | pr 100 ml | 28 | 28 | 2 |

Ved beregning av fosfor-tilførsler er det sett bort fra målingen fra oktober, fordi disse var influert av høstomrøringen. Vha. FOSRES estimeres tilførselen til 115 kg i 1995. I forhold til akseptabel belastning på 32 kg er dette en overbelastning på 32 kg. En del av tilførslene må imidlertid tilskrives lekkasje fra sedimentene. Bjørklund m.fl. (1994a) anslø bidraget fra nedbørfeltet (utenom kloakk) til å være 15 kg·år⁻¹. Dessverre gir ikke datamaterialet grunnlag for å estimere hvor mye fosfor som kan tilskrives indre gjødsling.

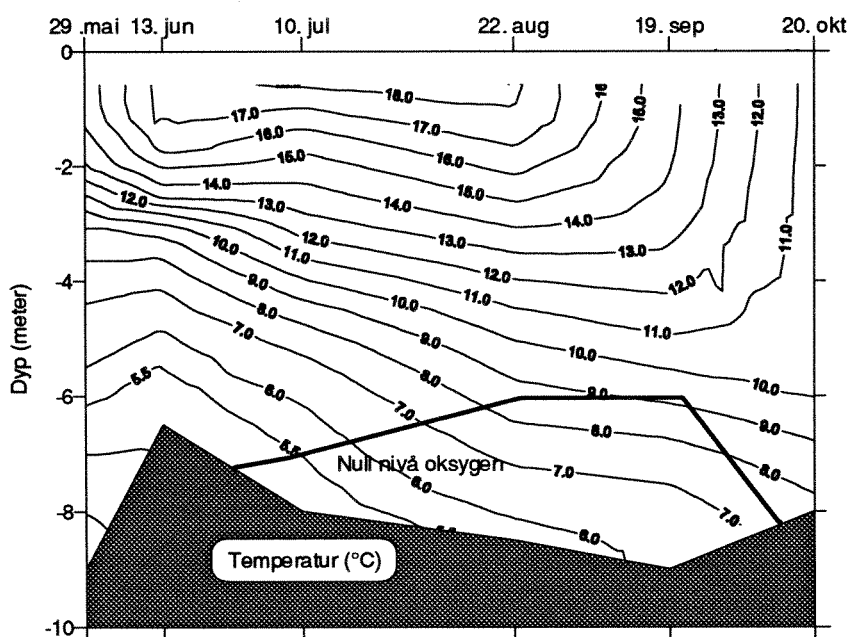
Det er vanskelig å vurdere om situasjonen er bedret siden 1992 mht. mengde næringssalter, som nevnt i avsnitt 4.3.2. Statistisk vurdert er det ikke signifikant forskjell i fosformengdene målt i 1992 og 1995, men dette forklares i stor grad av at bare to prøver fra 1992 kan brukes til sammenligning. Derimot er forskjellen (reduksjonen) i nitrogenmengder signifikant (enveis ANOVA, p=0,026) selv når oktobermålingene fra begge år er ekskludert. Dette kan gi grunnlag for å anta at vi har en reell reduksjon i tilførsler. Men selv om tilførslene er redusert, vil det ta lang tid før noen virkelig bedring gjør seg gjeldende, siden indre gjødsling etter alt å dømme vil fortsette å bidra til et høyt innhold av næringssalter.

4.4 Solheimsvatn

Denne lille innsjøen ligger i nordenden av Mindemyren, som tidligere var et sammenhengende stort våtmarksområde sørover mot Fjøsanger. Hovedtilførselen kommer fra Landås og Lægdene gjennom en overvannstunnel fra øst. Denne drenerer også idrettbanene ved Brann Stadion. Dette området har også tidligere vært våtmark, men er fylt ut bl. a. med søppel. Tidligere undersøkelser har vist mye okerutfelling i avrenningen herfra (Hobæk 1994a). Overvannsledningen er også svært belastet med kloakkforurensning. Blandprøver ble tatt i 0-4 m dyp.

Solheimsvatnet er ikke opploddet, og vi mangler derfor data for innsjøvolum og vannutskifting. Største dyp er bortimot 10 m (Tabell 4), men det meste av innsjøen er grunnere. I en forløpig vurdering har vi antatt et middeldyp på 5 m (Tabell 4). Innsjøen er delvis utfyllt i forbindelse med utbygging av Mindemyren. Nærområdet er delvis park og delvis bebygget. Det står brede belter med makrovegetasjon (sivaks) langs bredden nordøst i vannet.

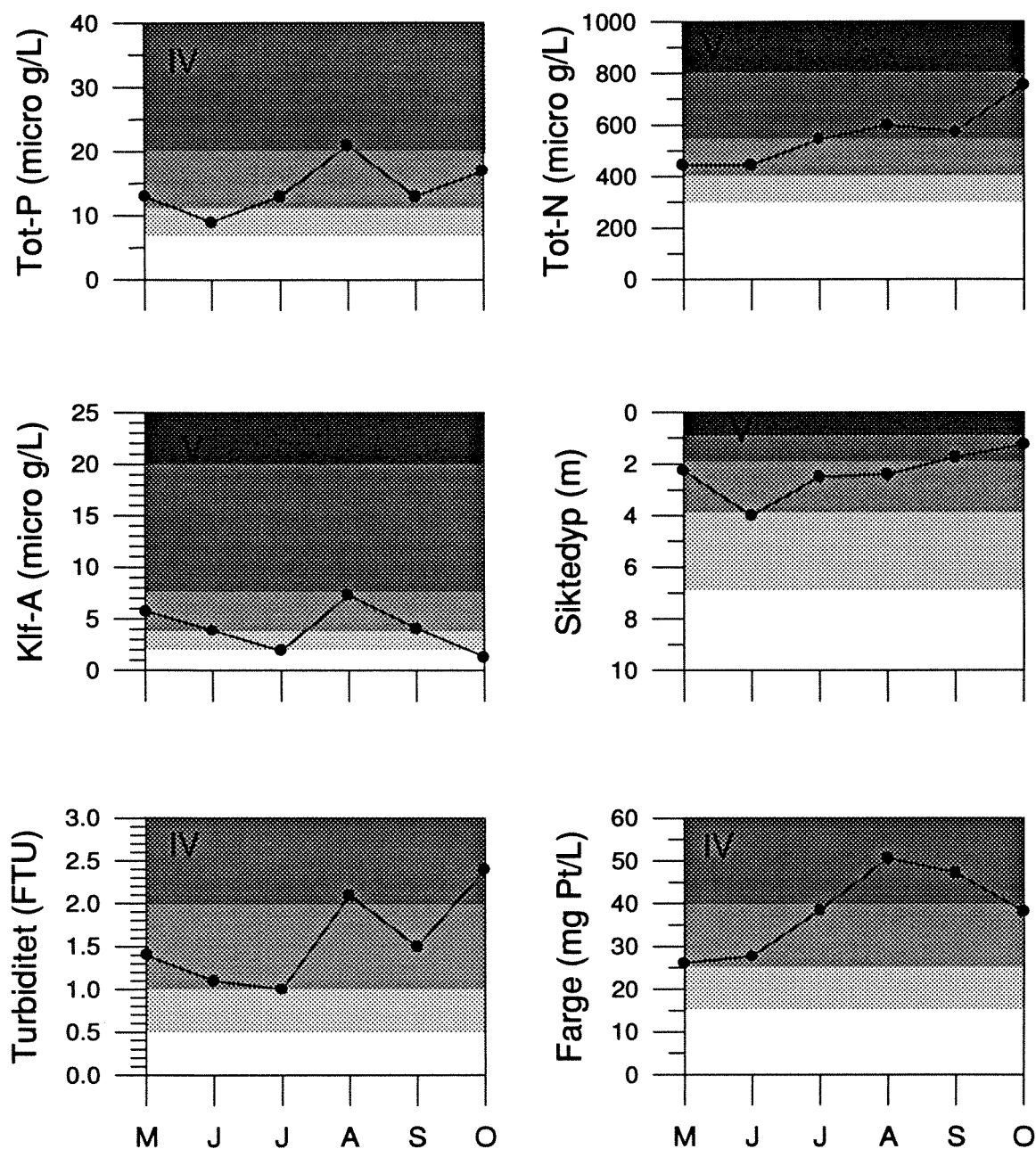
4.4.1 Hydrografi



Figur 40. Temperaturforhold i Solheimsvatn 1995. Grensen for oksygenfrie forhold (målt med YSI-sonde) er vist med tykk strek. Winkler-målinger påviste oksygen også i dette området (se tekst). Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunn ved forskjellig dyp på ulike datoer

Solheimsvatnet var stabilt stratifisert tom. september (Figur 40). I oktober var overflatevannet godt blandet ned til 6 m, med bare 2° C temperaturdifferanse til bunnen. I bunnvannet steg temperaturen fra mai (4,7°) til september (6,5°) og oktober (8°). I overflaten var temperaturen over 18° både i juli og august.

I overflatelaget var vannet ofte overmettet med oksygen (høyest i mai med 142%). Bunnvannet hadde i mai en metning på 44%. Metningsgraden sank gjennom juni (30%), juli (3,2%) og august (1,9%) til 0 i september. I oktober hadde vi fått en innblanding av varmere vann, og oksygenmetningen var steget til 4,2%. Også i Solheimsvatn ble det påvist lave konsentrasjoner av oksygen i bunnvannet med Winkler-metoden selv om YSI-sonden viste 0. Figur 40 viser grensen for oksygen målt med YSI-sonden, men helt fritt for O₂ var det altså bare i september. Det var ikke tegn til H₂S-lukt av bunnvannet.



Figur 41. Vannkjemiske målinger fra Solheimsvatn 1995. Øverst næringssalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre); i midten klorofyll-A (til venstre) og siktedyp (til høyre); nederst turbiditet (til venstre) og farge (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V).

4.4.2 Vannkvalitet

Vannkjemiske måledata er samlet i Tabell 38 bakerst i kapitlet. Figur 41 viser variasjon i ulike parametre gjennom sesongen. Totalt ioneinnhold lå litt lavere i Solheimsvatnet enn i de to foregående innsjøene. Konduktiviteten varierte mellom 10,8 og 13,2 mS/m, med en middelvei på 12,0 mS/m. Surhetsgraden varierte fra pH 7,36 til 7,61 (snitt 7,57).

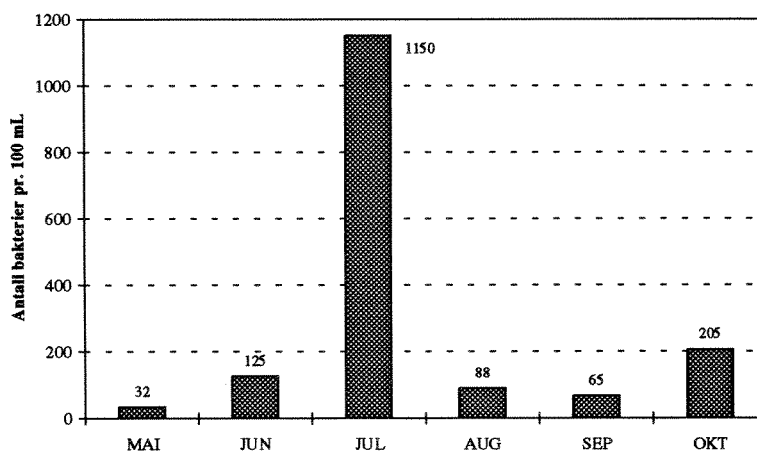
Innholdet av fosfor (Tot-P, Figur 41) var i gjennomsnitt 14,3 µg/l. Laveste verdi ble målt i juni, og høyeste i september. Nitrogenmengden var ganske høy i forhold til fosfor, med et gjennomsnitt på 561 µg/l. Mengden varierte fra 445 til 755 µg/l, og sted markert utover høsten (Figur 41). I bunnvannet målte vi i oktober 12 µg/l Tot-P, derav 6 µg/l PO₄-P. Dette var lavere enn i overflaten på samme tidspunkt. Tot-N lå på 740 µg/l, dvs. omtrent som i overflaten. Det synes ikke å ha vært noen lekkasje av næringsalter fra bunnsedimentene.

Organisk karbon lå i gjennomsnitt på 3,6 mg/l i overflaten (Tabell 38). Konsentrasjonene var lavest i mai-juni (2,5 - 2,7 mg/l), og lå høyere i juli - oktober (4,0 - 4,3 mg/l). I bunnvannet ble det i oktober målt 3,4 mg/l TOC. Fargetallet (Figur 41) lå høyere i Solheimsvatnet enn i de andre innsjøene i vassdraget, med et gjennomsnitt på 38 mg Pt/l. vannet var altså relativt rikt på åhumus, og var tydelig farget. Verdiene var lavere i begynnelsen av sesongen, og høyest i august (Figur 41).

Partikkelmengden var relativt høy. Laveste turbiditetsmåling var 1,0 FTU i juli, og høyeste 2,4 FTU i oktober (Figur 41). Middeltallet var 1,6 FTU. Siktedypet (Figur 41) lå i snitt på 2,4 m, og var størst i juni (4,0 m) og minst i oktober (1,3 m).

4.4.3 Tarmbakterier

Det var tarmbakterier i alle prøvene fra Solheimsvatn (Figur 42). Lavest var målingen i mai. I juli fikk vi en ekstremverdi på 1150 kolibakterier pr. 100 ml, og det var flere målinger over 100. Den høye bakteriemengden er neppe overraskende, siden overvannsledningen fra øst er sterkt forurensset av kloakk (Hobæk 1994a).

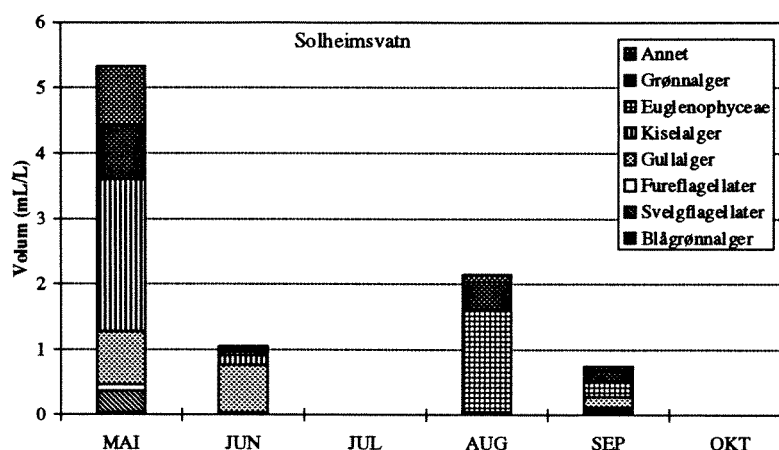


Figur 42. Termostabile kolibakterier i Solheimsvatn i 1995 (antall bakterier pr. 100 ml).

4.4.4 Planteplankton

Algemengden målt som Klf-a lå i gjennomsnitt på 4,07 µg/l (Figur 41). Maksimumsverdien på 7,3 µg/l ble målt i august. Algevolumet (Figur 43) viste maksimum i mai (5,3 ml/l), og en middelvei på 2,3 ml/l. Disse tallene ligger i det eutrofe til polyeutrofe området iflg. Brettum (1989).

Artssammensetningen er vist i Tabell 40 bakerst i kapitlet, og gruppenes dominans i Figur 43. I mai dominerte kiselalger, men grønn- og gullalger utgjorde også store volum. I juli var volumet langt lavere, og ble dominert av gullalger. Euglenophyceen *Trachelomonas volvocina* utgjorde de fleste av volumet i august, mens i oktober var dominansforholdet nokså jevnt mellom grønnalger, euglenophyceer og fureflagellater.



Figur 43. Algevolum og sammensetning i Solheimsvatn i 1995.

I Solheimsvatn er det betydelige forekomster av *Dinobryon cylindricum*, *Snowella lacustris*, *Fragilaria* spp. og *T. volvocina*. Disse artene er vanlige i næringsrike vann.

4.4.5 Dyreplankton

Artsutvalget av dyreplankton i Solheimsvatnet (Tabell 45) lignet mye på det vi fant i Grimseidvassdraget. Også her fant vi svevemygg som dominerende predator, og nesten ingen cyclopoide hoppekreps. To arter av *Daphnia* dominerte biomassen. *Bosmina longirostris* dukket opp i juli, men forsvant igjen senere.

4.4.6 Tilstand/Vurdering

Grunnlaget for tilstandsvurdering er satt opp i Tabell 34. Nitrogenmengden tilsier tilstandsklasse IV, men for næringssalter blir samlet vurdering tilstandsklasse III. For virkning av organisk stoff blir tilstandsklassen III, basert på TOC-målingene. Partikkelinnholdet tilsvarer tilstandsklasse IV, og det høye innholdet av kolibakterier gir klasse V for virkning av tarmbakterier.

Tabell 34. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1992) i Solheimsvatn 1995. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av næringssalter brukes middelveiene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Verdi | Tilstands-klasse |
|-------------------|----------------|------------|-------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/L | 14,3 | III |
| | Tot-N | µg/L | 561 | IV |
| | Klf-A | µg/L | 4,07 | III |
| | Siktedyp | m | 1,3 | III |
| Organiske stoffer | TOC | mg/L | 4,3 | III |
| | Oksygen (bunn) | mg/L | 0 | V |
| | Farge | mg Pt/L | 50,7 | IV |
| | Siktedyp | m | 1,3 | III |
| Partikler | TURB | FTU | 2,4 | IV |
| | Siktedyp | m | 1,3 | III |
| Forsuring | pH | - | 7,3 | I |
| Tarmbakterier | TKOL | pr. 100 ml | 1150 | V |

Vurdering av forurensningsgrad er sammenfattet i Tabell 35. Samlet vurdering for virkning av næringssalter blir grad 2, for organisk belastning grad 3 og for partikler grad 4. For virkning av tarmbakterier blir forurensningsgraden 5.

Tabell 35. Forurensningsgrad (SFT 1992) i Solheimsvatn 1995.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Antatt naturtilstand | Observert verdi | Forurensnings grad |
|----------------|-----------|-----------|----------------------|-----------------|--------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/L | 8 | 14,3 | 2 |
| | Tot-N | µg/L | 250 | 561 | 3 |
| | Klf-A | µg/L | 3 | 4,07 | 2 |
| Organisk stoff | TOC | mg/L | 3 | 4,3 | 3 |
| Partikler | TURB | FTU | 0,5 | 2,4 | 4 |
| Forsuring | pH | - | 7 | 7,3 | 1 |
| Tarmbakterier | TKOL | pr 100 ml | 0 | 1150 | 5 |

Siden vi mangler dybdekart for Solheimsvatn er det ikke grunnlag for å beregne fosfortilførsler. Som et eksempel er det gjort beregninger basert på et middeldyp på 5 m, som tilsvarer et innsjøvolum på 0,175 mill. m³. FOSRES-modellen gir da et estimat for tilført fosfor på 154 kg i 1995. Dette er i så fall omtrent identisk med maksimal akseptabel belastning ved normal avrenning. Endelige beregninger vil bli utført så snart innsjøen er loddet opp.

Det foreligger ikke sammenlignbare data fra tidligere i Solheimsvatn. Bjørklund m.fl. (1994) siterte målinger av Tot-P fra 1990, med et middel (?) på 13,1 µg/l. Det synes derfor ikke som tilstanden har forandret seg i perioden 1990 - 95.

4.5 Kristianborgvatn

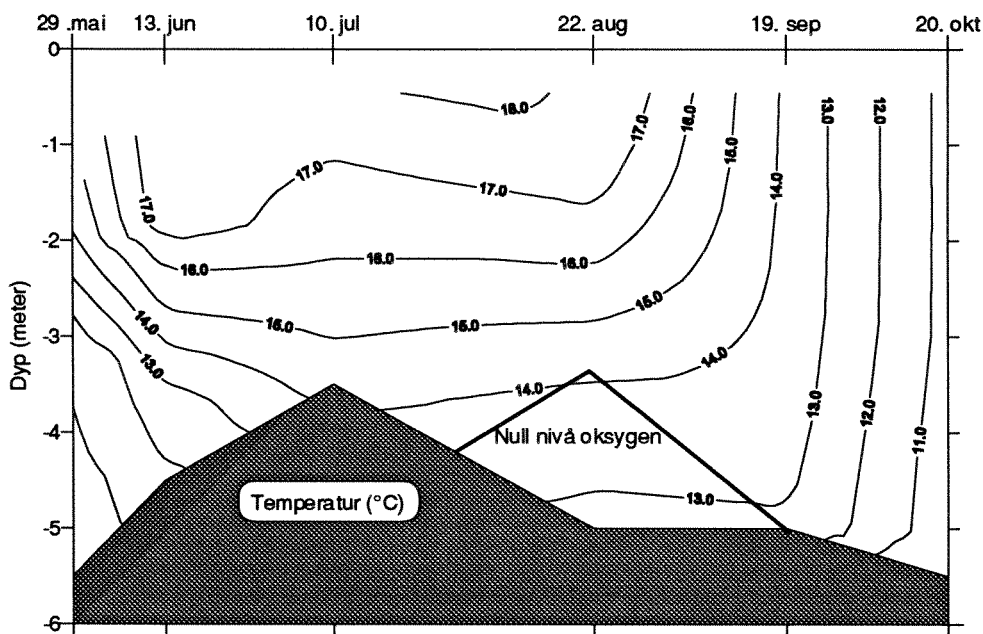
Dette er også en liten og grunn innsjø (Tabell 4), som ligger i sørenden av Mindemyren (Figur 31). Den er omgitt av friarealer med park og skog på østsiden, mens vestsiden er utfylt for utvidelse av Fjøsangerveien. Ellers er en del av nedbørfeltet bebygget, og en del ligger ovenfor bebyggelsen på Løvsstakksiden. Tidligere mottok vannet all avrenning fra Solheimsvatnet, men denne er nå ledet utenom.

Det er gjedde og karuss i innsjøen. En del makrovegetasjon finnes i sør- og nordendene, og en del vannfugl pleier å holde til her. Blandprøver ble tatt i 0-4 m dyp.

4.5.1 Hydrografi

Det grunne Kristianborgvatnet viste svak stratifisering i mai -august (Figur 44). Temperaturforskjellen mellom overflate og bunn var maksimalt vel 5°C. I bunnvannet steg temperaturen fra 10° i mai til 13° i august. I september og oktober var vannmassen nesten fullstendig omrørt.

I slutten av mai var hele vannmassen mettet eller overmettet (opptil 123%) med oksygen. Overflaten var overmettet også juni, juli og august, men i bunnvannet sank metningen. YSI-sonden viste nær null i juli, og oksygenvinn under 3 m i august. Men igjen viste Winkler-målinger at oksygen var tilstede. Med denne metoden ble det målt 3,1% metning (0,32 mg/l) på 4 m dyp i august. Sannsynligvis har det vært bortimot fritt for oksygen aller dypest på dette tidspunktet. I september var omrøringen i gang, og hele vannmassen undermettet (58 - 47% metning i 0 - 3 m dyp, 1,4% på 5 m). Også i oktober var oksygennivået under metning, men var høyere enn i september (27 % på 5,5 m, 81% i overflaten).



Figur 44. Temperaturforhold i Kristianborgvatn 1995. Grensen for oksygenfrie forhold målt med YSI-sonde er vist med tykk strek. Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunn ved forskjellig dyp på ulike datoer

4.5.2 Vannkvalitet

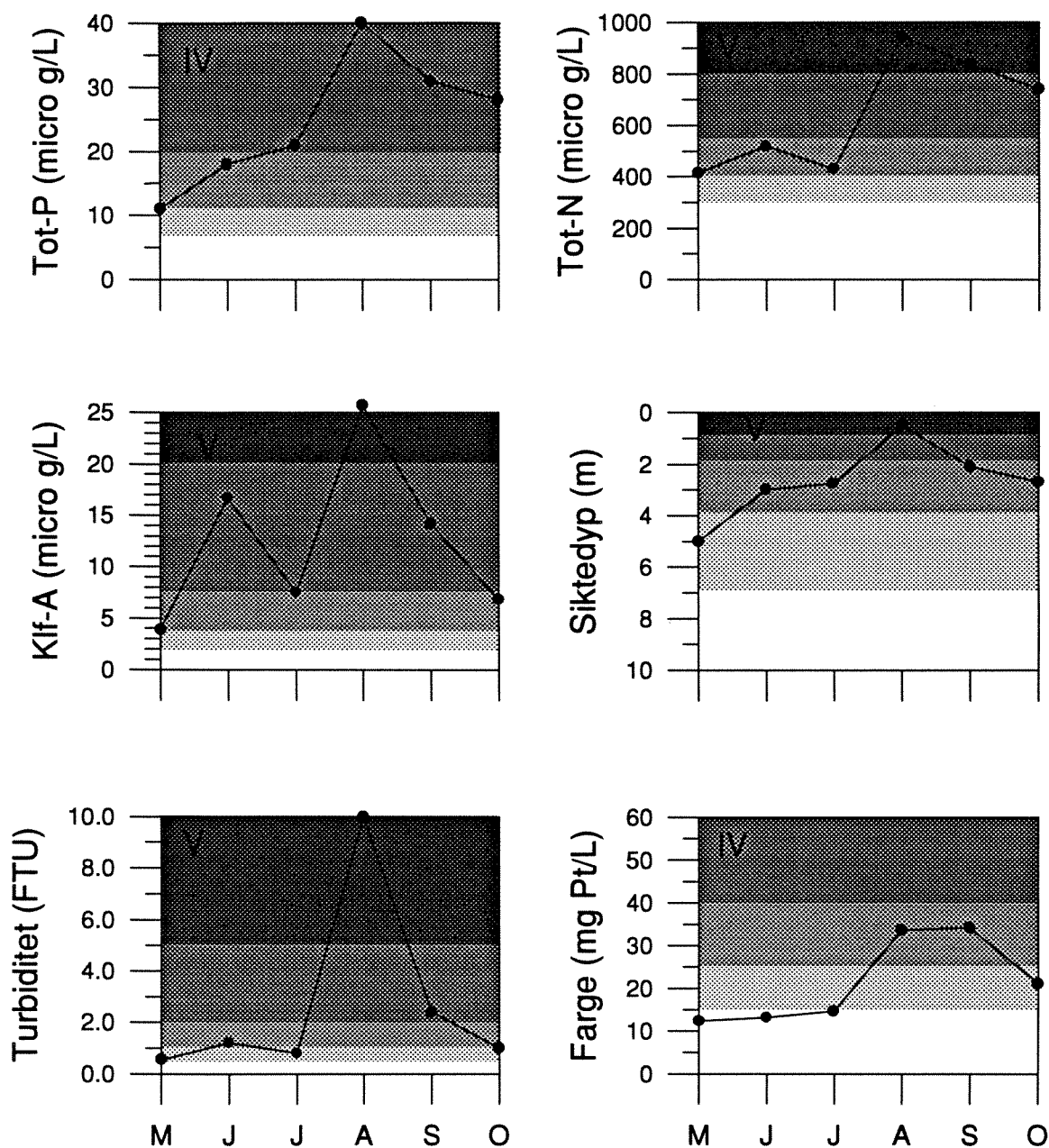
Vannkjemiske målinger er samlet i Tabell 38, mens Figur 45 viser sesongvariasjon i en del parametre. I Kristianborgvatnet var ioneinnholdet litt høyere enn i Solheimsvatn, men lavere enn i de to høyere-liggende innsjøene (Tabell 38). Målingene varierte lite rundt middelverdien på 14 mS/m. Surhetsgraden var også ganske lik den i de ovenforliggende innsjøene, med en middel pH på 7,35.

En ganske dramatisk endring i vannkvaliteten skjedde i august, og de fleste parametre gjenspeiler dette. Trolig har det skjedd en feil ved spyling av kloaknettet i nærheten, og store mengder kloakk har gått ut i innsjøen. Dette uheldet gav seg utslag i en kraftig redusert vannkvalitet, og klassifisering av tilstand og forurensningsgrad blir også preget av dette.

Fosfor-konsentrasjonen (Tot-P) økte fra 11 µg/l i mai til 21 µg/l i juli (Figur 45). I august gjorde den et hopp til 40 µg/l, og ble deretter uttynnet til 28 µg/l i oktober. Middelverdien ble 25 µg/l. For nitrogen var tidsforløpet ganske tilsvarende. Konsentrasjonen av Tot-N lå mellom 415 og 520 µg/l i mai-juli, og steg så til 945 µg/l i august. I oktober var konsentrasjonen sunket til 740 µg/l (Figur 45). For sesongen var middelverdien 648 µg/l.

Innholdet av organisk karbon steg fra 2,9 mg/l i mai til 5,0 mg/l i juli. I august fikk vi maksimumsverdien på 5,5 mg/l (Tabell 38), og mengden sank deretter til 3,2 mg/l i oktober. Også fargetallet hoppet fra 12,3 - 14,6 mg Pt/l i mai - juli til 33,6 mg Pt/l i august. Fargetallet holdt seg høyt også i september (34,2 mg Pt/l), og sank til 21,1 i oktober (Figur 45).

I bunnvannet ble det tatt prøve i oktober. Innholdet av Tot-P var 37 µg/l, derav 68 % (25 µg) PO₄-P. For Tot-N ble det målt 890 µg/l, og for TOC 3,6 mg/l. Disse verdiene er litt høyere enn målingen fra overflaten på samme tidspunkt (Tabell 38). Det synes lite trolig at dette er et resultat av oksygenvinn, siden vannmassene var omrørt allerede i september. Det er mulig at forhøyete konsentrasjoner kan tilskrives utlekking av sedimentert materiale fra utspylingen i august.



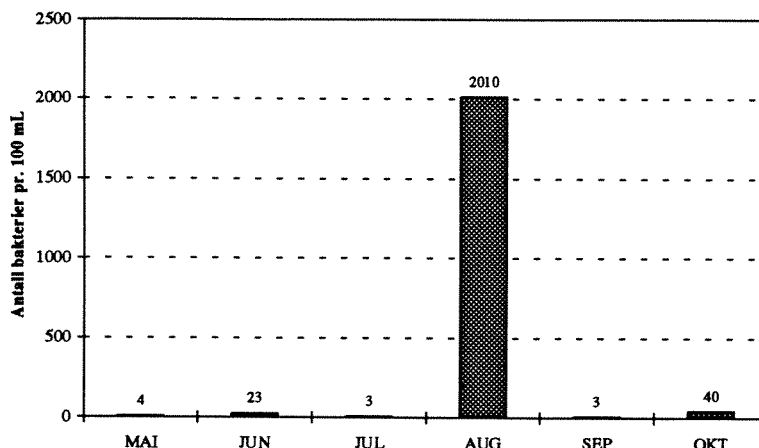
Figur 45. Vannkjemiske målinger fra Kristianborgvatn 1995. Øverst næringsalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre); i midten klorofyll-A (til venstre) og siktedyp (til høyre); nederst turbiditet (til venstre) og farge (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V).

Partikkelmengden var moderat i mai - juli (0,53 - 1,2 FTU), og steg til 10 FTU i august (Figur 45). Dette er svært høyt. Mengden avtok gjennom september og oktober til 1,0 FTU.

I mai lå siktedypet på 5 m, og avtok til 2,8 m i juli (Figur 45). I august var sikten bare 0,5 m, og steg deretter til 2,7 m i oktober.

4.5.3 Tarmbakterier

Resultatene av bakterietellinger er vist i Figur 46. Tallene var ganske lave gjennom hele perioden, bortsett fra i august, da det ble talt 2010 kolibakterier pr. 100 ml. Det ser derfor ut til at innsjøen normalt er lite belastet, men klassifiseringen for 1995 blir klasse V som følge av episoden i august.

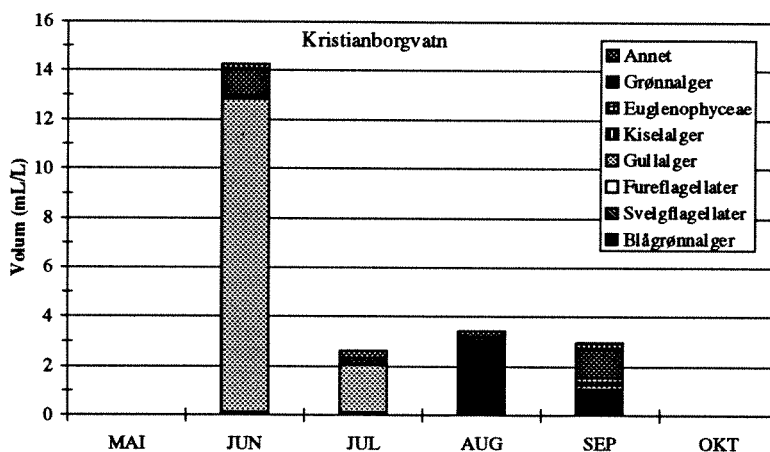


Figur 46. Termotabile kolibakterier i Kristianborgvatn i 1995 (antall bakterier pr. 100 ml).

4.5.4 Planteplankton

Målt som Klf A var algebiomassen i Kristianborgvatn ganske høy (Figur 45), med en middelvei på 12,5 µg/l. Også denne parameteren var høyest i august (25,7 µg/l). Laveste måling var i mai (3,9 µg/l). Målt som algevolum var biomassen høyest i juni (14,25 ml/l), vesentlig gullalger (Figur 47). Samme gruppe dominerte i juli, mens i august blomstret blågrønnalger. Samme gruppe var viktig også i september, men da sammen med grønnalger (særlig *Eudorina elegans*). Middelveiden for algevolum var 5,8 ml/l. Algevolumet (både max- og middelveiene) plasserer Kristianborgvatn i klassen hypereutrof (Brettum 1989).

Tidlig på sommeren ble det registrert høye konsentrasjoner av gullalgen *Uroglena* sp. Senere blomstret blågrønnalgene *Anabaena* cf. *solitaria* og *Aphanothece clathrata* som begge forbindes med eutrofe vann.



Figur 47. Algevolum og sammensetning i Kristianborgvatn i 1995.

4.5.5 Dyreplankton

Samfunnet av dyreplankton i Kristianborgvatnet ligner svært på de andre innsjøene i Fjøsanger- og Grimseidvassdragene, med svevemygg og store arter av *Daphnia* som dominerende innslag. Arts-sammensetningen er vist i Tabell 46. Et litt spesielt innslag var hjuldyret *Brachionus calyciflorus*, som forekom sammen med en annen art i samme slekt.

4.5.6 Tilstand/Vurdering

Tabell 36 sammenfatter klassifiseringsgrunnlaget. For næringssalter blir samlet vurdering tilstandsklasse IV, og for organisk belastning klasse III. Hvis man vektlegger oksygen- og siktedypmålingene burde klassen for organisk stoff settes til IV. For partikler og tarmbakterier faller innsjøen i klasse V. Utslippet i august var svært avgjørende for klassifiseringen. Sannsynligvis ville klasse II blitt resultatet for både næringssalter og partikler uten denne episoden, for tarmbakterier klasse II.

Tabell 36. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1992) i Kristianborgvatn 1995. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av næringssalter brukes middelverdiene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Verdi | Tilstands-klasse |
|-------------------|----------------|------------|-----------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/L | 24,8 | IV |
| | Tot-N | µg/L | 648 | IV |
| | Klf-A | µg/L | 12,47 | IV |
| | Siktedyp | m | 0,5 | V |
| Organiske stoffer | TOC | mg/L | 5,5 | III |
| | Oksygen (bunn) | mg/L | ca. 0 | V |
| | Farge | mg Pt/L | 34,2 | III |
| | Siktedyp | m | 0,5 | V |
| Partikler | TURB | FTU | 10 | V |
| | Siktedyp | m | 0,5 | V |
| Forsuring | pH | - | 7,2 | I |
| Tarmbakterier | TKOL | pr. 100 ml | >2000 | V |

Grunnlaget for vurdering av forurensningsgrad er vist i Tabell 37. For næringssaltene vurderes forurensningsgraden samlet til 4.

Tabell 37. Forurensningsgrad (SFT 1992) i Kristianborgvatn 1995.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Antatt naturtilstand | Observert verdi | Forurensningsgrad |
|----------------|-----------|-----------|----------------------|-----------------|-------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/L | 8 | 24,8 | 4 |
| | Tot-N | µg/L | 250 | 648 | 3 |
| | Klf-A | µg/L | 3 | 12,47 | 3 |
| Organisk stoff | TOC | mg/L | 3,5 | 5,5 | 3 |
| Partikler | TURB | FTU | 0,5 | 10 | 5 |
| Forsuring | pH | - | 7 | 7,2 | 1 |
| Tarmbakterier | TKOL | pr 100 ml | 0 | >2000 | 5 |

Med FOSRES-modellen kan fosfortilførelsen til Kristianborgvatn beregnes til 166 kg i 1995. Maksimal akseptabel tilførsel vil være $156 \text{ kg}\cdot\text{år}^{-1}$ med normal vannføring, og overbelastningen var dermed 29 kg i 1995. Disse beregningene er i stor grad avhengig av anslagene for innsjøvolum og vannføring. Hvis f. eks. utfylling og gjengroing har redusert middeldypet med 20 cm til 1,9 m, blir akseptabel tilførsel 161 kg, og beregnet tilførsel 163 kg. Hvis 20% av avrenningen fra nedbørfeltet er avledet, blir tilførslene beregnet til 138 kg, og akseptabel grense 130 kg. I begge tilfeller blir overbelastningen mindre enn anslått ovenfor.

Det foreligger ikke data fra tidligere som kan belyse utvikling over tid i Kristianborgvatn.

Tabell 38. Vannkjemiske målinger fra Fjøsangervassdraget 1995.

| Stasjon | Dato | pH | Kond mS/m | TURB FTU | Farge mg Pt/l | TOC mg/l | Tot-P µg/l | Tot-N µg/l | Klf-a µg/l | Siktedyp m |
|-----------------------|-------|------|--------------|-------------|------------------|-------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Tveitevatn | 29.05 | 7,45 | 17,8 | 0,83 | 13,8 | 2,5 | 8 | 815 | 4,21 | 4,1 |
| | 13.06 | 7,30 | 18,2 | 0,76 | 13,3 | 2,7 | 8 | 850 | 3,25 | 4,7 |
| | 10.07 | 7,44 | 17,9 | 0,74 | 11,5 | 3,0 | 9 | 790 | 7,31 | 3,3 |
| | 22.08 | 7,40 | 15,5 | 0,50 | 22,5 | 3,5 | 7 | 820 | 3,47 | 4,8 |
| | 19.09 | 7,35 | 16,1 | 0,74 | 19,6 | 3,1 | 9 | 790 | 3,88 | 3,5 |
| | 20.10 | 7,28 | 14,4 | 0,78 | 22,8 | 3,3 | 13 | 870 | 1,38 | 3,1 |
| | Snitt | 7,37 | 16,6 | 0,73 | 17,3 | 3,0 | 9,0 | 822,5 | 3,92 | 3,9 |
| Storetveitvatn | 29.05 | 7,60 | 18,0 | 2,30 | 12,5 | 4,2 | 51 | 480 | 25,0 | 1,3 |
| | 13.06 | 7,23 | 18,1 | 1,80 | 14,2 | 4,2 | 59 | 535 | 13,6 | 2,5 |
| | 10.07 | 7,21 | 17,7 | 2,00 | 20,4 | 5,3 | 61 | 500 | 11,2 | 1,5 |
| | 22.08 | 7,29 | 16,5 | 1,70 | 23,6 | 5,2 | 53 | 560 | 38,2 | 1,6 |
| | 19.09 | 7,18 | 17,5 | 1,80 | 18,6 | 4,5 | 50 | 565 | 23,0 | 1,3 |
| | 20.10 | 7,25 | 17,5 | 1,00 | 18,8 | 4,3 | 61 | 755 | 56,1 | 1,5 |
| | Snitt | 7,29 | 17,6 | 1,77 | 18,0 | 4,6 | 55,8 | 565,8 | 27,85 | 1,6 |
| Solheimsvatn | 29.05 | 7,61 | 10,8 | 1,40 | 26,1 | 2,5 | 13 | 445 | 5,77 | 2,3 |
| | 13.06 | 7,43 | 11,7 | 1,10 | 27,7 | 2,7 | 9 | 445 | 3,91 | 4,0 |
| | 10.07 | 7,36 | 11,6 | 1,00 | 38,4 | 4,0 | 13 | 545 | 1,93 | 2,5 |
| | 22.08 | 7,59 | 12,3 | 2,10 | 50,7 | 4,0 | 21 | 600 | 7,33 | 2,4 |
| | 19.09 | 7,56 | 13,2 | 1,50 | 47,2 | 4,3 | 13 | 575 | 4,11 | 1,8 |
| | 20.10 | 7,29 | 11,3 | 2,40 | 38,2 | 4,2 | 17 | 755 | 1,34 | 1,3 |
| | Snitt | 7,47 | 12,0 | 1,58 | 38,1 | 3,6 | 14,3 | 560,8 | 4,07 | 2,4 |
| Kristianborg- vatn | 29.05 | 7,58 | 13,1 | 0,53 | 12,3 | 2,9 | 11 | 415 | 3,90 | 5,0 |
| | 13.06 | 7,26 | 14,9 | 1,20 | 13,1 | 4,1 | 18 | 520 | 16,7 | 3,0 |
| | 10.07 | 7,29 | 15,4 | 0,79 | 14,6 | 5,0 | 21 | 430 | 7,49 | 2,8 |
| | 22.08 | 7,40 | 13,7 | 10,0 | 33,6 | 5,5 | 40 | 945 | 25,7 | 0,5 |
| | 19.09 | 7,31 | 14,6 | 2,40 | 34,2 | 5,0 | 31 | 835 | 14,2 | 2,1 |
| | 20.10 | 7,23 | 11,6 | 1,00 | 21,1 | 3,2 | 28 | 740 | 6,84 | 2,7 |
| | Snitt | 7,35 | 14,0 | 2,65 | 21,5 | 4,3 | 24,8 | 647,5 | 12,47 | 2,7 |

Tabell 39. Algevolum og sammensetning i Tveitevatn 1995.

| GRUPPE | SLEKT/ART | 29.05.95 | 10.07.95 | 22.08.95 | 19.09.95 |
|---------------------|---|-------------|-------------|-------------|-------------|
| CYANOPHYCEAE | Aphanothece clathrata | | 49.236.500 | 782.700 | 40.200.300 |
| CRYPTOPHYCEAE | Cryptomonas spp. | 6.600 | 44.500 | 44.300 | 124.600 |
| | Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica | 142.300 | 462.500 | 444.700 | 382.400 |
| | Ubestemt cryptophyce | 266.800 | 71.200 | 17.800 | 35.600 |
| DINOPHYCEAE | Ceratium hirundinella | 200 | 4.400 | | |
| | C. hirundinella, hviles pore | | | 9.900 | |
| | Peridinium willei | 800 | 3.900 | 1.100 | |
| | Ubest. thecat dinofl., 10-20 µm | 2.200 | | | |
| | Ubest. thecat dinofl., 10-20 µm | 2.200 | 8.900 | | 8.900 |
| CHRYSOPHYCEAE | Dinobryon bavaricum | 26.700 | | | |
| | D. cylindricum | 53.400 | 35.600 | | |
| | D. divergens | 4.400 | 320.200 | | |
| | D. sp. (solitær) | 8.900 | | | |
| | cf. Kephyrion sp. | 306.800 | | | |
| | Mallomonas akrokomos | 53.400 | 8.900 | 13.300 | 26.700 |
| | M. spp. | 53.400 | | 5.500 | |
| | Pedinella sp. | | 71.200 | 8.900 | |
| | Synura sp. | 195.700 | | | |
| Uroglena sp. | | 3.486.400 | 569.200 | 17.800 | |
| BACILLARIOPHYCEAE | Asterionella formosa | 1.805.500 | 20.200 | | 13.200 |
| | Fragilaria crotonensis | 240.100 | | | |
| | F. spp. | 275.700 | 128.900 | | |
| EUGLENOPHYCEAE | Trachelomonas volvocina | 8.900 | 8.900 | 355.800 | 391.300 |
| CHLOROPHYCEAE | Ankyra judayi | 8.900 | 26.700 | 22.200 | 8.900 |
| | A. lanceolata | | 26.700 | 142.300 | 35.600 |
| | Chlamydomonas sp. | 8.900 | 284.600 | | 17.800 |
| | Coelastrum microsporum | | | 55.600 | |
| | Cosmarium spp. | | | 600 | |
| | Elakatothrix genevensis | 44.500 | 8.900 | 1.100 | 3.300 |
| | Eudorina elegans | | 26.700 | | 6.600 |
| | Oocystis spp. | | 622.600 | 28.600 | 45.900 |
| | Paulschulzia cf. pseudovolvox | 266.800 | | | |
| | Scenedesmus cf. arcuatus | | 53.400 | 13.200 | |
| | S. cf. eornis | | 35.600 | | |
| | Staurastrum sp. | | 200 | | |
| | cf. Willea vilhelmii | | 25.300 | | |
| Ubest. slimkolonier | 17.800 | 48.300 | 24.800 | 17.800 | |
| UKLASSIFISERT | Små coccoide celler, <5 µm | 7.968.900 | 1.138.400 | 2.774.900 | 3.344.100 |
| | Små coccoide celler, 5-10 µm | 853.800 | | 142.300 | 293.500 |
| | Små flagellater, <5 µm | 6.617.000 | 5.122.900 | 2.988.300 | 2.063.400 |
| | Små flagellater, 5-10 µm | 595.900 | 1.138.400 | 284.600 | 640.400 |
| | Flagellater, 10-20 µm | 71.200 | 8.900 | | |
| CRASPEDOMONADINA | Ubest. krageflagellat | 355.800 | 142.300 | 124.500 | |
| VOLUM (ml/l) | | 2,09 | 1,79 | 0,72 | 0,64 |

Tabell 40. Algevlum og sammensetning i Storetveitvatn 1995.

| GRUPPE | SLEKT/ART | 29.05.95 | 13.06.95 | 22.08.95 | 20.10.95 |
|---------------------------|---|--------------|-------------|-------------|-------------|
| CYANOPHYCEAE | Anabaena cf. solitaria | | | 6.821.700 | |
| | Snowella lacustris | | | | 6.901.600 |
| | Woronichinia cf. naegeliana (kolonier) | | | 791.600 | 4.400 |
| CRYPTOPHYCEAE | Cryptomonas spp. | 231.300 | 373.500 | 35.600 | 747.100 |
| | Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica | 1.067.300 | 1.067.300 | 8.900 | |
| | Ubestemt cryptophyce | 1.778.800 | 71.100 | 284.600 | 711.500 |
| DINOPHYCEAE | Ubest. thecat dinofl., 10-20 µm | 26.700 | | 35.600 | 8.900 |
| | Ubest. thecat dinofl., 10-20 µm | | | | 17.800 |
| CHRYSOPHYCEAE | Dinobryon divergens | 124.500 | 2.739.400 | | |
| | D. sp. (solitær) | 17.800 | 88.900 | | |
| | Mallomonas spp. | | | 22.200 | |
| | Pedinella sp. | 35.600 | | 142.300 | |
| | Uroglena cf. uplandica | 26.700 | 6.830.500 | | 889.400 |
| BACILLARIOPHYCEAE | Asterionella formosa | 97.800 | 77.600 | 4.800 | 102.300 |
| EUGLENOPHYCEAE | Trachelomonas volvocina | 44.500 | 284.600 | 320.200 | 53.400 |
| CHLOROPHYCEAE | Ankyra judayi | | | 8.900 | |
| | Chlamydomonas sp. | | | 925.000 | |
| | Closterium acutum var. variabile | 249.000 | 231.200 | 2.348.000 | 10.459.200 |
| | C. gracile | | | | 75.600 |
| | Elakatothrix gelatinosa | | 17.800 | | |
| | E. genevensis | | 17.800 | 8.900 | 17.800 |
| | Eudorina elegans | | | 71.200 | 284.600 |
| | Kirchneriella obesa | | | | 426.900 |
| | Monoraphidium contortum | 533.600 | | | 533.600 |
| | M. minutum | | | 17.800 | 533.600 |
| | M. cf. tortile | | 160.100 | 15.937.800 | 498.100 |
| | Mougeotia sp. | 7.200 | | | |
| | Oocystis spp. | | | 302.400 | 498.100 |
| | Scenedesmus cf. arcuatus | 4.400 | 142.300 | | |
| S. cf. armatus | | | 44.500 | 533.600 | |
| Selenastrum capricornutum | 17.800 | | | | |
| Ubest. slimkolonier | 35.600 | 1.921.100 | 106.700 | | |
| UKLASSIFISERT | Små coccoide celler, <5 µm | 812.646.800 | 57.709.800 | 35.930.600 | 26.596.700 |
| | Små coccoide celler, 5-10 µm | 71.200 | 213.500 | 373.600 | 426.900 |
| | Små flagellater, <5 µm | 498.100 | 1.138.400 | 1.921.100 | 711.500 |
| | Små flagellater, 5-10 µm | 711.500 | 853.800 | 213.500 | 1.067.300 |
| | Flagellater, 10-20 µm | 569.200 | | | |
| CRASPEDOMONADINA | Ubest. krageflagellat | 17.800 | | | 213.500 |
| ZOOFLAGELLATA | Gyromitus cordiformis | 8.900 | | | 8.900 |
| VOLUM (ml/l) | | 12,57 | 4,48 | 8,07 | 6,15 |

Tabell 41. Algevolum og sammensetning i Solheimsvatn 1995.

Solheimsvatn

| GRUPPE | SLEKT/ART | 29.05.95 | 13.06.95 | 22.08.95 | 19.09.95 |
|---------------------|---|-------------|-------------|-------------|-------------|
| CYANOPHYCEAE | Snowella lacustris cf. Merismopedia | 2.561.400 | | | 1.565.300 |
| CRYPTOPHYCEAE | Cryptomonas spp. | 289.000 | 2.200 | 73.400 | 124.500 |
| | Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica | 2.703.700 | 364.700 | 53.400 | 71.200 |
| | Ubestemt cryptophyce | 1.351.900 | 17.800 | | 71.200 |
| DINOPHYCEAE | Ubest. thecat dinofl., 10-20 µm | 106.700 | | | |
| | Ubest. thecat dinofl., 10-20 µm | 17.800 | | | |
| CHRYSOPHYCEAE | Dinobryon bavaricum | 80.000 | | | |
| | D. cylindricum | 2.374.700 | 3.112.900 | | |
| | D. divergens | | 8.900 | 20.900 | 487.700 |
| | D. sp. (solitær) | 142.300 | | | |
| | Mallomonas akrokomos | 8.900 | 17.800 | | 26.700 |
| | M. spp. | 391.300 | | 17.800 | 35.600 |
| | cf. Uroglena uplandica | 71.200 | 249.000 | | |
| | Uroglena cf. articulata | 44.500 | 115.600 | | |
| U. sp. | | | | 160.100 | |
| BACILLARIOPHYCEAE | Asterionella formosa | | | | |
| | Fragilaria spp. | 3.859.900 | 249.000 | | 200 |
| | Tabellaria flocculosa | 2.400 | 200 | | |
| | Ubest. pennat diatome, 50 µm | | | 600 | 200 |
| EUGLENOPHYCEAE | Trachelomonas volvocina | | 71.200 | 2.241.300 | 338.000 |
| CHLOROPHYCEAE | Ankyra lanceolata | | | 71.200 | 40.000 |
| | Chlamydomonas sp. | 1.138.400 | 35.600 | | |
| | Coelastrum microsporum | | | | 1.600 |
| | Crucigenia tetrapedia | 80.000 | | | 275.700 |
| | Dictyosphaerium sp. | | | 17.800 | |
| | Elakatothrix genevensis | | | 8.900 | |
| | Scenedesmus cf. arcuatus | | | | 71.200 |
| | Mougeotia sp. | | | 400 | |
| | Oocystis spp. | | | 1.423.100 | 17.800 |
| | Tetraedron minimum | 355.800 | 17.800 | | |
| | Ubest. slimkolonier | | | 75.600 | 182.300 |
| | Ubest. flagellatkoloni | 17.800 | | | |
| UKLASSIFISERT | Små coccoide celler, <5 µm | 3.486.400 | 373.500 | 1.849.900 | 818.200 |
| | Små coccoide celler, 5-10 µm | 142.300 | 35.600 | 284.600 | 53.400 |
| | Små flagellater, <5 µm | 8.467.000 | 355.800 | 711.500 | 462.500 |
| | Små flagellater, 5-10 µm | 4.126.800 | 320.200 | 124.500 | 266.800 |
| | Flagellater, 10-20 µm | 213.500 | 8.900 | | |
| CRASPEDOMONADINA | Ubest. krageflagellat | 925.000 | | | 71.200 |
| ZOOFLAGELLATA | Gyromitus cordiformis | 71.200 | | | |
| VOLUM (ml/l) | | 5,32 | 1,05 | 2,13 | 0,74 |

Tabell 42. Algevolum og sammensetning i Kristianborgvatn 1995.

| GRUPPE | SLEKT/ART | 13.06.95 | 10.07.95 | 22.08.95 | 19.09.95 |
|---------------------|----------------------------------|--------------|-------------|-------------|-------------|
| CYANOPHYCEAE | Anabaena cf. solitaria | | 163.500 | 42.264.300 | 14.159.200 |
| | Aphanothece clathrata | 3.112.900 | 11.633.400 | 3.913.400 | 40.556.100 |
| | cf. Pseudoanabaena limnetica | 17.800 | | | 142.300 |
| CRYPTOPHYCEAE | Cryptomonas spp. | 88.900 | 186.800 | 22.200 | 115.600 |
| | Rhodomonas lacustris | | | | |
| | var. nannoplanktonica | 1.316.300 | 711.500 | 53.400 | 71.200 |
| | Ubestemt cryptophyce | | | 798.100 | 35.600 |
| CHRYSOPHYCEAE | Dinobryon divergens | 1.476.500 | 1.587.700 | | |
| | Mallomonas akrokomos | 17.800 | 4.400 | | |
| | M. spp. | 17.800 | | | 213.500 |
| | Uroglena sp. | 65.739.000 | 8.253.500 | | |
| | Pedinella sp. | | 355.800 | | |
| BACILLARIOPHYCEAE | Achnanthes spp. | 17.800 | | | |
| | Asterionella formosa | | 37.600 | 1.000 | 85.100 |
| | Fragilaria spp. | 8.900 | 17.800 | 600 | 8.900 |
| | Tabellaria flocculosa | | 1.200 | 1.200 | 1.600 |
| | Ubest. pennat diatome, 12 µm | 35.600 | | | |
| EUGLENOPHYCEAE | Trachelomonas volvocina | 151.200 | 44.500 | 124.500 | 71.200 |
| | Ubest. euglenophyce | | | | 17.800 |
| CHLOROPHYCEAE | Ankyra judayi | 13.300 | 8.900 | | |
| | A. lanceolata | 44.500 | 26.700 | | 160.100 |
| | Chlamydomonas spp. | 1.850.000 | 142.300 | | |
| | Closterium acutum var. variabile | | | 6.600 | 17.700 |
| | Coelastrum microsporum | | 35.600 | | |
| | Cosmarium spp. | | 4.400 | 200 | 600 |
| | Crucigenia tetrapedia | | 62.300 | | 142.300 |
| | Crucigeniella truncata | | 40.000 | 177.900 | 85.100 |
| | Elakatothrix gelatinosa | | 17.800 | 17.800 | 17.800 |
| | E. genevensis | 35.600 | 53.400 | 53.400 | 44.500 |
| | Eudorina elegans | | 35.200 | 9.600 | 569.200 |
| | Monoraphidium dybowskii | 8.900 | | | |
| | Mougeotia sp. | | | 800 | |
| | Oocystis spp. | 102.300 | 160.100 | 75.600 | 160.100 |
| | Scenedesmus cf. arcuatus | | 35.600 | | |
| | Staurastrum cf. planktonicum | | 800 | 200 | |
| | Ubest. slimkolonier | 609.200 | 61.600 | 182.300 | 640.400 |
| UKLASSIFISERT | Små coccoide celler, <5 µm | 3.628.700 | 4.055.600 | 5.194.000 | 8.751.600 |
| | Små coccoide celler, 5-10 µm | 142.300 | | 142.300 | |
| | Små flagellater, <5 µm | 996.100 | 11.028.400 | 5.620.900 | 7.155.100 |
| | Små flagellater, 5-10 µm | 782.700 | 782.700 | 335.800 | 71.200 |
| CRASPEDOMONADINA | cf. Sphaeroeca volvox | 569.200 | 119.000 | 53.400 | 119.000 |
| VOLUM (ml/l) | | 14,25 | 2,62 | 3,42 | 2,95 |

Tabell 43. Dyreplankton i Tveitevatn 1995.

| GRUPPE/ART | 29.05.95 | 13.06.95 | 10.07.95 | 19.09.95 | 20.10.95 |
|----------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Vannlopper | | | | | |
| Daphnia pulex | + | e | e | + | + |
| Daphnia longispina | ++ | ++ | ++ | + | + |
| Bosmina longirostris | | + | e | + | e |
| Polyphemus pediculus | | | + | | |
| Hoppekreps | | | | | |
| Eudiaptomus gracilis | ++ | + | ++ | ++ | ++ |
| Calanoide copepoditter | ++ | ++ | ++ | + | ++ |
| Calanoide nauplii | + | ++ | + | ++ | ++ |
| Cyclopoide copepoditter | e | e | e | | |
| Cyclopoide nauplii | e | e | | | e |
| Hjuldyr | | | | | |
| Keratella quadrata | +++ | | + | + | e |
| Keratella cochlearis | ++ | ++ | ++ | +++ | ++ |
| Kellicottia longispina | + | ++ | + | | e |
| Conochilus spp. | e | | | | |
| Polyarthra spp. | ++ | | | ++ | |
| cf. Synchaeta sp. | ++ | + | + | ++ | |
| Asplanchna priodonta | | | | + | |
| Filinia sp. | +++ | + | | + | e |
| Ubestemt art | | | e | | |
| Andre | | | | | |
| Chaoborus flavicans larver | + | + | + | + | + |

Tabell 44. Dyreplankton i Storetveitvatn 1995.

| GRUPPE/ART | 29.05.95 | 14.06.95 | 10.07.95 | 21.08.95 | 19.09.95 |
|----------------------------|-------------|----------|----------|----------|----------|
| Vannlopper | | | | | |
| Daphnia pulex | skallrester | | | | |
| Daphnia longispina | e | | e | e | e |
| Bosmina longirostris | ++++ | ++++ | ++++ | +++++ | ++ |
| Hoppekreps | | | | | |
| Eudiaptomus gracilis | ++ | + | ++ | + | ++ |
| Calanoide copepoditter | + | + | +++ | ++ | + |
| Calanoide nauplii | ++ | + | ++ | e | + |
| Cyclopoide copepoditter | + | + | e | + | + |
| Cyclopoide nauplii | + | | e | | |
| Hjuldyr | | | | | |
| Brachionus spp. | | | | | |
| Keratella quadrata | ++ | ++ | ++ | + | + |
| Keratella cochlearis | + | + | | ++ | ++ |
| Polyarthra spp. | + | | + | | +++++ |
| Asplanchna priodonta | | + | + | | |
| Filinia sp. | ++++ | +++ | +++ | + | ++ |
| Hexarthra cf. mira | | | | | + |
| Andre | | | | | |
| Chaoborus flavicans larver | + | | + | + | + |
| Chironomidae larver | | | | | e |

Tabell 45. Dyreplankton i Solheimsvatn 1995.

| GRUPPE/ART | 29.05.95 | 13.06.95 | 10.07.95 | 22.08.95 | 19.09.95 |
|----------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Vannlopper | | | | | |
| Daphnia pulex | e | + | + | + | + |
| Daphnia longispina | ++ | +++ | +++ | ++++ | ++ |
| Bosmina longirostris | | | ++ | | |
| Polyphemus pediculus | | e | | | |
| Hoppekreps | | | | | |
| Eudiaptomus gracilis | + | ++ | ++ | + | + |
| Calanoide copepoditter | ++ | + | ++ | ++ | +++ |
| Calanoide nauplii | + | + | ++ | + | +++ |
| Cyclopoide copepoditter | ++ | + | | | |
| Cyclopoide nauplii | ++ | + | | + | |
| Hjuldyr | | | | | |
| Brachionus sp. | | | e | | |
| Keratella quadrata | +++ | ++++ | + | +++ | ++ |
| Keratella cochlearis | ++ | ++++ | + | ++ | +++ |
| Kellicottia longispina | | + | | | |
| Conochilus spp. | +++ | ++ | + | | + |
| Polyarthra spp. | +++ | + | | +++ | ++++ |
| cf. Synchaeta sp. | +++ | ++ | | + | + |
| Filinia sp. | + | + | + | ++ | |
| Andre | | | | | |
| Chaoborus flavicans larver | + | ++ | | ++ | ++ |

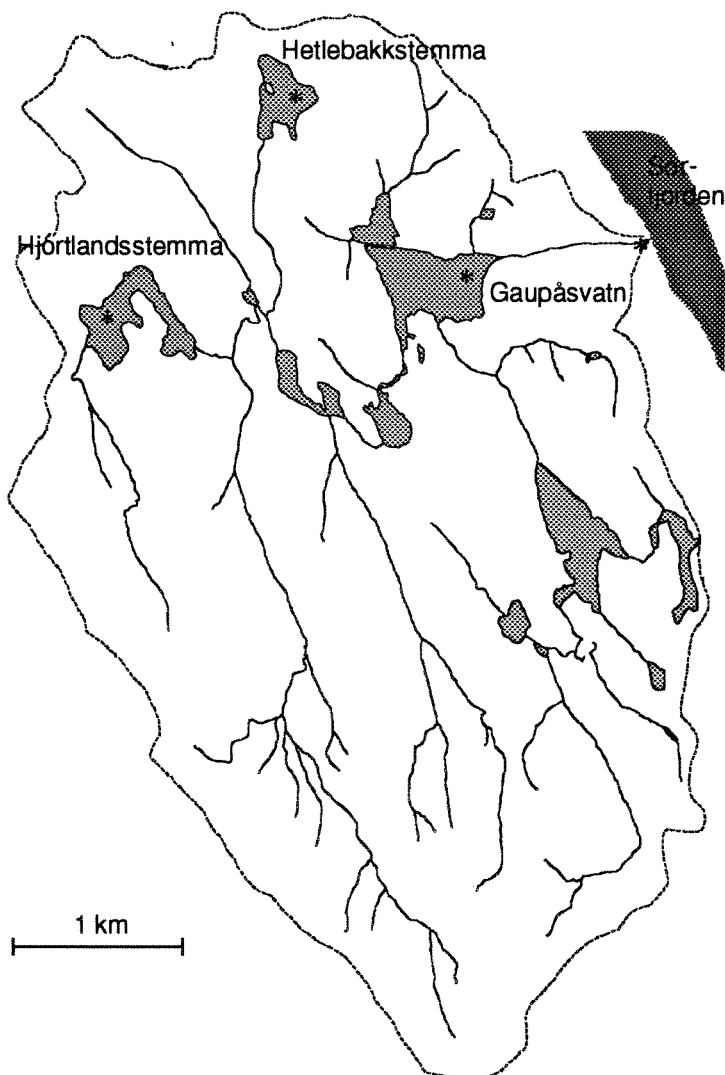
Tabell 46. Dyreplankton i Kristianborgvatn 1995.

| GRUPPE/ART | 14.06.95 | 10.07.95 | 23.08.95 | 21.09.95 |
|----------------------------|----------|----------|----------|----------|
| Vannlopper | | | | |
| Daphnia pulex | +++ | +++ | e | e |
| Daphnia longispina | ++ | + | +++ | ++ |
| Bosmina longirostris | e | | | |
| Hoppekreps | | | | |
| Eudiaptomus gracilis | + | ++ | +++ | ++ |
| Calanoide copepoditter | ++ | + | | e |
| Calanoide nauplii | + | + | + | |
| Eucyclops sp. | e | | | |
| Cyclopoide copepoditter | + | | | |
| Cyclopoide nauplii | | | + | ++ |
| Hjuldyr | | | | |
| Brachionus spp.. | + | e | +++ | + |
| Keratella quadrata | + | + | + | ++ |
| Keratella cochlearis | +++ | ++ | + | ++ |
| Kellicottia longispina | e | e | e | + |
| Conochilus spp. | | | + | |
| Polyarthra spp. | + | + | | +++ |
| cf. Synchaeta sp. | + | | | ++ |
| Filinia sp. | + | | | |
| Andre | | | | |
| Chaoborus flavicans larver | + | ++ | + | + |
| Acari (midd) | | e | | |
| Corixidae (buksvømmere) | | e | | |

5. Gaupåsvassdraget

5.1 Områdebeskrivelse

Dette er det største vassdraget i årets program, med et nedbørfeltet på 21,4 km². De undersøkte stasjonene ligger i den nordlige delen av feltet (Figur 1) som er mest påvirket av menneskelig aktivitet, mens størsteparten av arealet er lite påvirket utmark og fjell. Høyeste punkt er 600 m (?). Vassdraget drenerer til Sørfjorden med utløp ved Ytre Arna. Området har næringsfattig berggrunn (grunnfjell og dypbergarter i Bergensbuene). De lavereliggende områdene har betydelige løsavsetninger og jordbruksarealer. Her er spredt bebyggelse stort sett uten tiknytning til offentlig kloakk. Selve utløpselva følger et trangt juv til Ytre Arna, som er et industri-område med en del bosetting.



Figur 48. Gaupåsvassdraget. Nedbørfelt og prøvestasjoner (markert med stjerne).

Overvåkingsprogrammet omfatter tre innsjøer samt utløpselva (Tabell 1). Gaupåsvatn ligger nederst (Figur 1, Tabell 2). Denne innsjøen mottar avrenning fra flere elver. Den vestligste av disse er størst, og fører avrenning fra de to andre innsjøene som er undersøkt. Denne elva drenerer også et større felt i sør (Figur 48). De andre tilførselselvene drenerer de sørøstlige delene av feltet. Den ene av dem (Spåkeelva) er relativt stor, og drenerer Spåkevatt og Stemmevatnet.

Vassdraget er regulert for kraftproduksjon med kraftverk i Ytre Arna. Vannrettighetene eies av Høie Arne A/S. Hovedmagasinet er Gaupåsvatnet, men også de høyereliggende vannene er stemmet opp og kan tappes ned i Gaupåsvatnet. I 1995 er Hjortlandsstemma blitt tappet, mens Hetlebakkstemma har hatt stabilt vannnivå.

Tabell 47. Undersøkte stasjoner i Gaupåsvassdraget 1995.

| St. nr. | Stasjon | UTM (32V) | Höh. |
|---------|------------------|------------|------|
| 1 | Hjortlandsstemma | LN 006 077 | 111 |
| 2 | Hetlebakkstemma | LN 019 091 | 122 |
| 3 | Gaupåsvatn | LN 030 078 | 65 |
| 4 | Utløp Ytre Arna | LN 041 080 | 1 |

Tabell 48. Innsjøer i Gaupåsvassdraget. Morfologiske og hydrologiske data.

| Innsjø | Areal km ² | Dyp | | Volum mill. m ³ | Utskifting år ⁻¹ | Normal avrenning mill m ³ år ⁻¹ |
|------------------|--------------------------|-------------|------------|-------------------------------|--------------------------------|---|
| | | Middel m | Maks. m | | | |
| Hjortlandsstemma | 0,337 | 4 | 25 | 1,29 | 5 | 6,62 |
| Hetlebakkstemma | 0,097 | 5 | 8 | 0,487 | 2,7 | 1,31 |
| Gaupåsvatn | 0,335 | 8 | 34 | 2,63 | 17,5 | 45,9 |

Noen nøkkeltall for de tre undersøkte innsjøene er summert opp i Tabell 2. Dybdekart finnes i Bjørklund m.fl. (1994a). Hetlebakkstemma ble sist undersøkt i 1989-90 (Johnsen & Kambestad 1990), mens de tre øvrige stasjonene ble undersøkt under dette programmet i 1992 (Bjørklund m.fl. 1993). Det foreligger også undersøkelser fra Gaupåsvatn i 1981 (Aanes & Erlandsen 1982) og fra Hjortlandsstemma i 1983 (Aanes & Brettum 1983). Vassdraget er også kalt Hauglandsvassdraget.

5.2 Hjortlandsstemma

Innsjøen er også kalt Kråvatnet, og ligger 111 moh. Den er ganske grunn over det meste av arealet, med et mindre dypere parti i den vestlige grenen. Nedbørfeltet er 3,0 km². Ifølge Bjørklund m.fl. (1994) består nedbørfeltet av ca. 80% skog, mens dyrket areal utgjør ca. 10%. En del av bebyggelsen i området er eldre hus uten tilknytning til kloaknett. Dette tilsvarer 96 pe. (data fra 1993; Bjørklund m. fl. 1994). Nærområdet er mest skog, men en del bebyggelse finnes nord for vannet, og noe beitemark langs innløpsbekken i vest. Denne bekken fra Hjortlandsdalen drenerer foruten jordbruksland også en søppelfylling nedlagt i 1978.

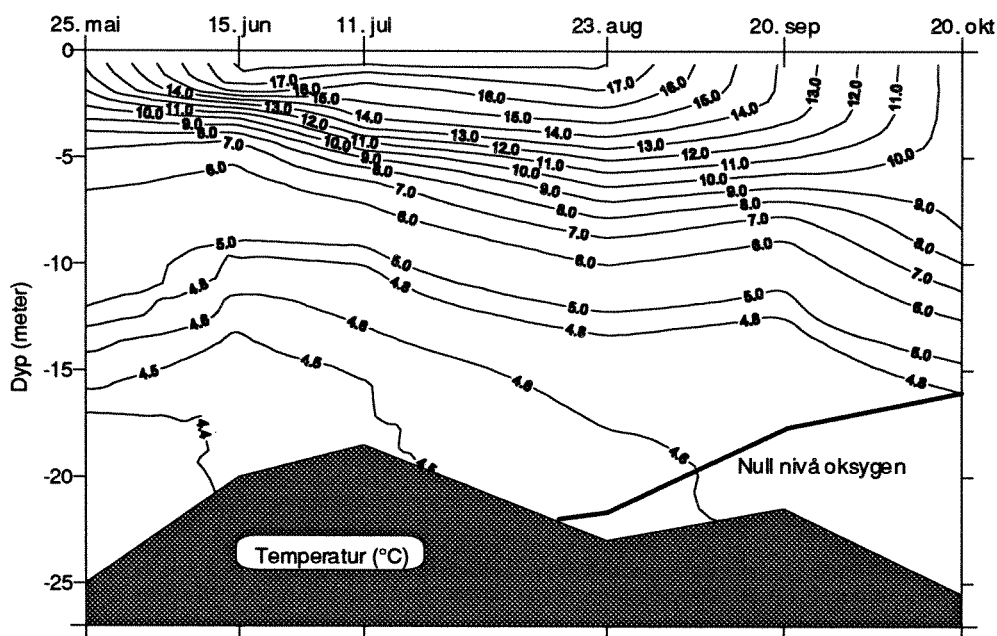
Reguleringshøyden er maksimalt 6,5 m. Vannstanden i innsjøen varierte mellom fullt magasin og ca. 4 m lavere på undersøkelsestidspunktene. En gang i løpet av sommeren skal magasinet ha blitt tappet ned til minimum for årlig inspeksjon av dammen.

Strandvegetasjonen er sparsomt utviklet rundt hovedbassenget, men tettere i de grønne vikene. Vi har ikke informasjon om fiskebestand.

5.2.1 Hydrografi

Hjortlandsstemma var stratifisert gjennom hele undersøkelsesperioden (Figur 49). Overflaten ble raskt opp-varmet, og nådde over 18 °C allerede 15. juni. Omrøringen i overflaten har vært beskjeden fram til september, med en relativt grunn temperaturgradient ned til 5 m i mai - juli, og senere til 10 m. I oktober var imidlertid de øvre 8 m helt blandet, og temperaturgradienten ned til bunnen var på ca 5 °. I

bunnvannet steg temperaturen fra 4,3 ° i mai til 4,6 ° i oktober, og det synes å ha vært liten innblanding av varmere vann under 15 m dyp. Dette synes rimelig, siden så store dyp bare finnes i et 'hull' i den vestre del av bassenget.



Figur 49. Temperaturforhold i Hjortlandsstemma 1995. Grensen for oksygenfrie forhold målt med YSI-sonde er vist med tykk strek. Tilsynelatende variabel dybde skyldes dels at sonden har nådd bunn ved forskjellig dyp på ulike datoer, og dels at vannstanden har variert med ca. 4 m i perioden.

I overflaten ble det målt overmetning av oksygen ved flere anledninger (høyest i mai med 125% i overflaten). I sjiktet 4 - 8 m dyp utviklet det seg et oksygenminimum utover sommeren. I august var oksygenmengden sunket til 7,5% metning på 6 m dyp. I september var dette minimum borte, men vannmassen var undermettet helt til topps (85% i overflaten).

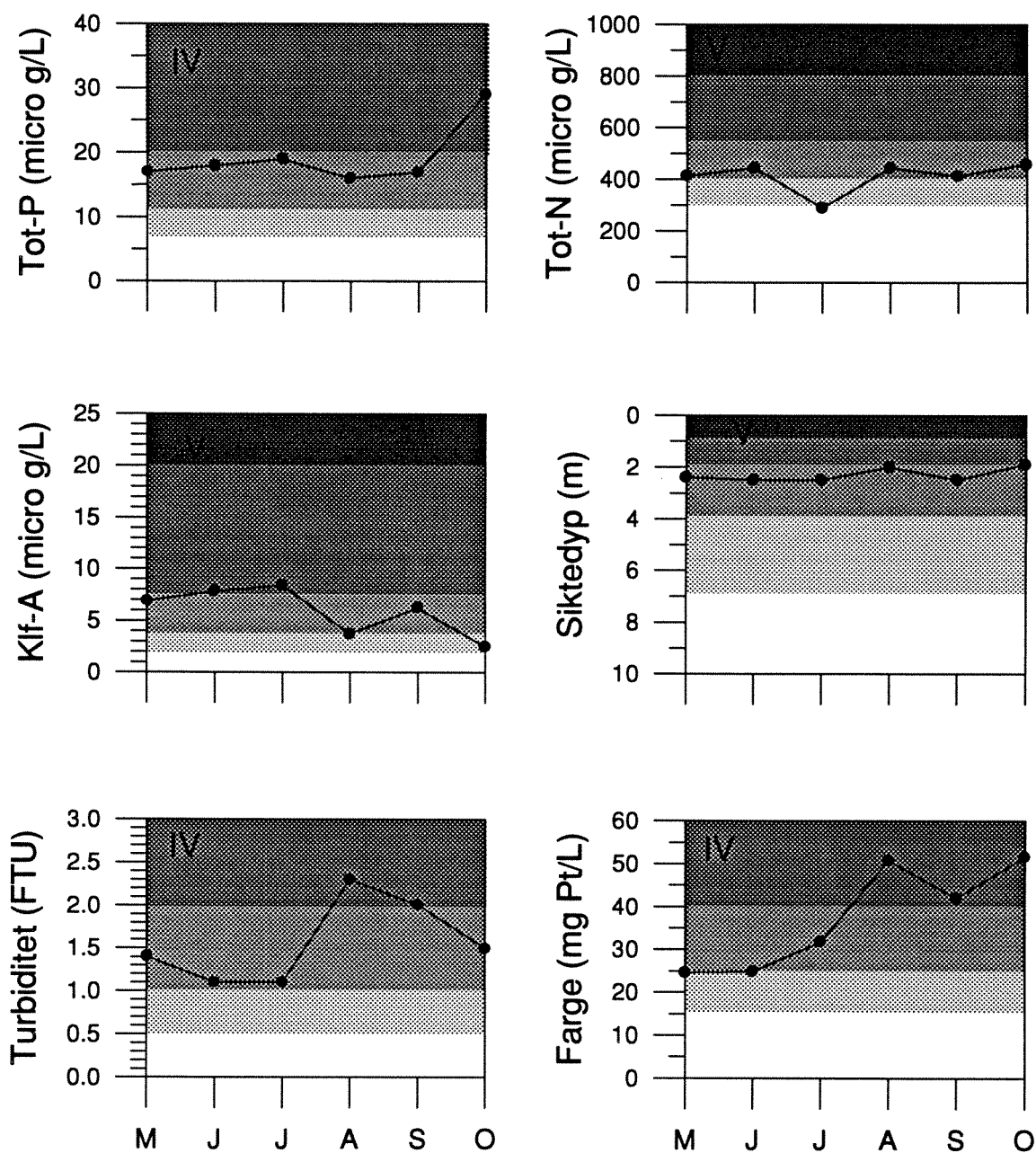
Oksygenforholdene var gode i mai, med over 9 mg O/l helt ned til 25 m. Metningen var da 69% som minimum. På 20 m dyp sank metningen fra 74% i mai til 48% i juni og 18% i juli. I august var metningen på 20 m nede i 2,1%, og i september 0. Vi hadde da 0,6% på 18 m. I oktober ble det målt oksygeninnhold fra 16 m. Også i Hjortlandsstemma fikk vi et avvik mellom Winkler-metoden og målinger med YSI-sonden ved verdier nær null, slik at YSI-sonden viste null ved svært lav oksygentensjon. Dette avviket var mest merkbart i oktober. Mye tyder på at Winkler-målingen var i høyeste laget, men det synes likevel klart at oksygeninnholdet ikke var så stort som Figur 49 gir inntrykk av. Det ble ikke registrert H₂S-lukt av bunnvannet.

5.2.2 Vannkvalitet

I likhet med resten av vassdraget, lå det totale ioneinnholdet i Hjortlandsstemma vesentlig lavere enn i de to andre vassdragene som ble undersøkt i 1995. I middel lå konduktiviteten på 4,5 mS/m. Variasjonene var små (Tabell 57). Surhetsgraden varierte mellom pH 6,28 og 6,47, med et snitt på 6,4 (Tabell 57).

Fosformengden lå i snitt på 19,3 µg/l Tot-P i blandprøvene. Gjennom mai -september lå alle målingene mellom 16 og 19 µg/l, men i oktober var mengden oppe i 29 µg/l (Figur 50). Også for total nitrogen ble den høyeste verdien målt i oktober (460 µg/l), men økningen her var mindre påfallende (Figur 50). I juli var verdien lav (290 µg/l). Gjennomsnittet ble 412 µg/l.

Konsentrasjonene av næringssalter i bunnvannet ble målt i oktober. For Tot-P var mengden den samme som i overflaten, dvs. 29 $\mu\text{g/l}$. Av dette var 14 μg (48%) fosfat-fosfor. Av nitrogen ble det målt 640 $\mu\text{g/l}$, som er nesten 40% høyere enn i overflaten. Det var ikke tegn til betydelig fosforlekkasje, og dette bekrefter at oksygenvinnet har vært lite omfattende.



Figur 50. Vannkjemiske målinger fra Hjordlandsstemma 1995. Øverst næringssalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre); i midten klorofyll A (til venstre) og siktedyp (til høyre); nederst turbiditet (til venstre) og farge (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V).

Mengden organisk karbon var lavest i mai og juni (begge med 2,9 mg/l TOC), og høyest i oktober (6, 2 mg/l). I snitt lå TOC på 4,4 mg/l. TOC i bunnvannet ble målt i oktober til 4,4 mg/l. Vannet ga et

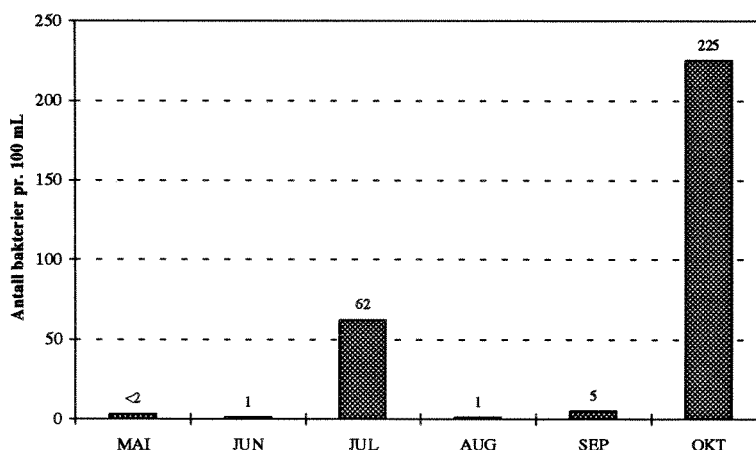
tydelig humøst inntrykk, og fargetallene lå relativt høyt. Verdiene var relativt lavere (25 mg Pt/l) i mai - juni, men økte til det dobbelte i august-september (Figur 50).

Turbiditeten (partikkelinnholdet) lå relativt høyt, med et gjennomsnitt på 1,57 FTU. Høyeste verdi ble målt i august med 2,3 FTU (Figur 50), mens de laveste verdiene ble målt i juni og juli. Både humus- og partikkelinnholdet gjenspeiles i lavt siktedyp (snitt 2,3 m). Dårligste måling ble gjort i oktober (1,9 m), men også augustmålingen var lav.

De relativt markerte endringene i farge og turbiditet fra juli til august kan tenkes å ha sammenheng med nedtapping av magasinet.

5.2.3 Tarmbakterier

Det ble målt lavt antall tarmbakterier (5 eller færre pr. 100 ml) ved fire tidspunkt i Hjortlandsstemma. Høyere tall ble målt i juli og oktober (Figur 51). Forurensningssituasjonen mht. kloakk synes vesentlig bedre enn i 1992 (Bjørklund m.fl. 1993), men pga. den høye oktoberverdien blir tilstandsklassifiseringen den samme (klasse IV).

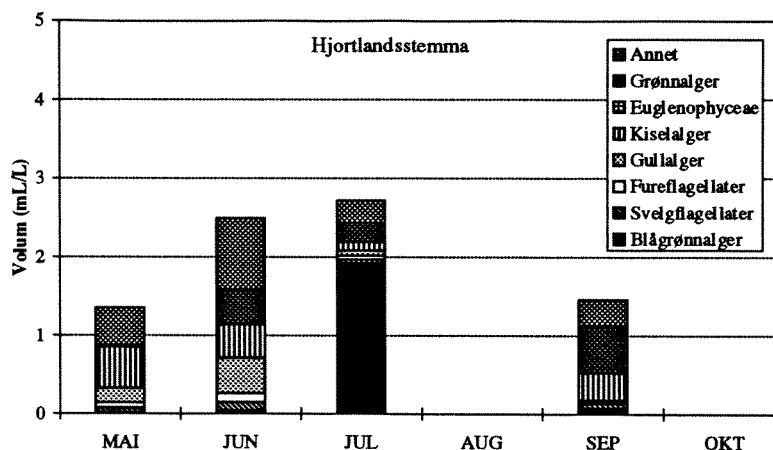


Figur 51. Termotabile kolibakterier i Hjortlandsstemma i 1995 (antall bakterier pr. 100 mL).

5.2.4 Planteplankton

Artssammensetning og totalvolum er vist i Tabell 58 og i Figur 52, mens Figur 50 viser måleresultater for Klorofyll A. Biomassen målt som Klorofyll A lå i gjennomsnitt på 5,95 µg/l. Maksimalverdien var 8,43 µg/l, og ble målt i juli (Figur 50). Dette samsvarer bra med mengden næringssalter. Målt i volum var gjennomsnittet 2,0 ml/l, og maksimalverdien (også juli) på 2,7 ml/l (Tabell 58). Snittverdien tilsvarer et eutroft nivå i klassifisering etter Brettum (1989), mens maksimalverdien lå lavere enn dette (tilsvarende mesotroft nivå).

Kiselalger dominerte algevolumet i mai, mens både grønnalger, kiselalger og gullalger gjorde mye av seg i juni. Oppblomstringen av blågrønnalgen *Aphanothece clathrata* startet allerede i mai og nådde et kraftig maksimum i juli med over 1,5 milliarder celler pr. liter. Også volummessig dominerte blågrønnalgene på dette tidspunktet. I oktober var dominansen av blågrønnalger over, og grønnalger og kiselalger utgjorde størst andel av algevolumet. Foruten *Aphanothece* var *Snowella lacustris*, *Dinobryon bavaricum* og *Fragilaria crotonensis* framtrepende arter, som alle forbindes med relativt næringsrikt vann.



Figur 52. Algevolum og sammensetning i Hjortlandsstemma i 1995.

5.2.5 Dyreplankton

Innsjøene i Gaupåsvassdraget skiller seg fra de to foregående vassdragene i dyreplanktonets sammensetning, med flere arter vannlopper og et mer normalt utvalg av hjuldyr. Resultatene fra Hjortlandsstemma er vist i Tabell 61. Slekten *Daphnia* mangler her, men derimot finnes flere andre vanlige arter vannlopper (*Holopedium*, *Diaphanosoma*, *Bosmina longispina*). Svevemygg ble ikke registrert. Artslisten var omtrent identisk i 1992.

5.2.6 Tilstand/Vurdering

Grunnlaget for klassifisering av vannkvaliteten er vist i Tabell 49. For virkning av næringsstoffer blir samlet vurdering entydig klasse III. Basert på TOC-verdiene settes også virkning av organisk stoff til klasse III, men her peker både fargetall, oksygenmengde og siktedyp på en dårligere tilstand. Det må imidlertid tas i betraktning at disse oksygenforholdene gjelder en svært liten del av innsjøens volum.

Tilstand mht. forsurening blir klasse II, og mht. partikler klasse IV (Tabell 49).

Tabell 49. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1992) i Hjortlandsstemma 1995. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av næringsstoffer brukes middelveiene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|-------------------|----------------|-------|------------|------------------|
| Næringsstoffer | Tot-P | 19,3 | µg/L | III |
| | Tot-N | 412 | µg/L | III |
| | Klf-A | 5,95 | µg/L | III |
| | Siktedyp | 1,9 | m | IV |
| Organiske stoffer | TOC | 6,2 | mg/L | III |
| | Oksygen (bunn) | 0 | mg/L | V |
| | Farge | 51,6 | mg Pt/L | IV |
| | Siktedyp | 1,9 | m | IV |
| Partikler | TURB | 2,3 | FTU | IV |
| | Siktedyp | 1,9 | m | IV |
| Forsuring | pH | 6,3 | | II |
| Tarmbakterier | TKOL | 225 | pr. 100 mL | IV |

Vurderingsgrunnlaget for forurensningsgrad er sammenfattet i Tabell 50. Virkning av næringssalter blir samlet vurdert til forurensningsgrad 2, mens foranisk stoff blir graden 4 og for partikler 4. For tarmbakterier blir forurensningsgraden også 4.

Fosfortilførslene til Hjordlandsstemma kan estimeres til 257 kg i 1995 (FOSRES). Ved normalvannføring vil innsjøen kunne tåle omtrent 216 kg, og overbelastningen er dermed 41 kg·år⁻¹. Basert på data om nedbørfeltet har Bjørklund m.fl. (1994) anslått årlige fosfortilførsler til 244 kg. Av dette tilskrives 84 kg til gjødsel og 70 kg til kloakk. En fullstendig kloakksanering burde dermed bringe innsjøen 'over kneiken' mht. fosforbelastning.

Tabell 50. Forurensningsgrad (SFT 1992) i Hjordlandsstemma 1995.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Antatt naturtilstand | Observert verdi | Forurensnings grad |
|----------------|-----------|-----------|----------------------|-----------------|--------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/L | 10 | 19,3 | 2 |
| | Tot-N | µg/L | 300 | 412 | 2 |
| | Klf-A | µg/L | 3 | 5,95 | 2 |
| Organisk stoff | TOC | mg/L | 3,5 | 6,2 | 3 |
| Partikler | TURB | FTU | 0,5 | 2,3 | 4 |
| Forsuring | pH | - | 6,5 | 6,3 | 1 |
| Tarmbakterier | TKOL | pr 100 mL | 0 | 225 | 4 |

Målinger fra 1983 (Aanes & Brettum 1985) og 1992 (Bjørklund m.fl. 1993) viste høyere fosforkonsentrasjoner (hhv. 33 og 30 µg/l), og i klassifikasjonssystemet har innsjøen såvidt nådd under grensen for klasse III mot tidligere klasse IV. Også for nitrogen var verdiene litt lavere i 1995 enn i 1992, men klassifiseringen er uendret (klasse III). Statistisk sett er fosformengdene klart forskjellige mellom årene (enveis ANOVA, $p=0,0003$), og det er 1995 som skiller seg ut fra de andre. For Tot-N er forskjellen mellom 1992 og 1995 ikke statistisk signifikant (enveis ANOVA, $p=0,08$).

Også oksygenforholdene tyder på en bedret situasjon i 1995. Bjørklund m.fl. (1993) rapporterte oksygenvinn på 17 m fra august, og trolig allerede fra juli av under 20 m dyp. Det ble også målt høyere fosformengder i dypvannet enn i bunnvannet i august 1992. Indre gjødsling vil trolig ikke bety så mye for fosformengden i innsjøen siden det dype arealet er så lite, men dette forholdet kan gi en god pekepinn på utviklingen. I motsetning til de andre parametrene var beregnet algevolume vesentlig høyere i 1995 enn i 1992.

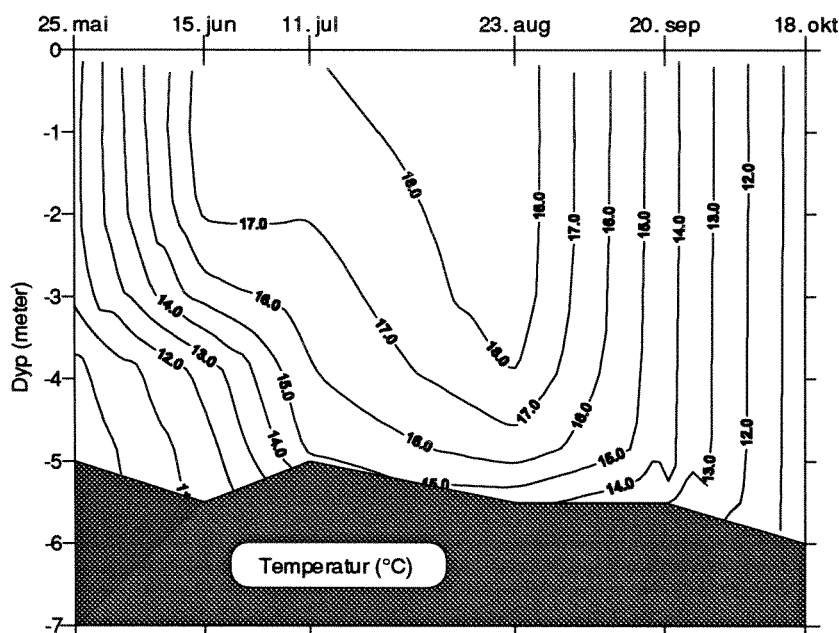
5.3 Hetlebakkstemma

Dette er den høyestliggende av de undersøkte stasjonene i vassdraget (121 moh.). Den ligger i en nordlig gren, og utløpeselva løper sammen med bekken fra Hjordlandstemma (og flere andre bekker) før utløp i Gaupåsvatn (Figur 48). Vannet er nokså grunt, med maksimal dybde på 8 m. Hetlebakkstemma er også stemmet opp som magasin for kraftverket i Ytre Arna. I 1995 er det ikke tappet vann herfra, og vannstanden har derfor vært stabil. Vi har ikke data om fiskebestanden. Makrovegetasjonen langs breddene er bskjedent utviklet, men vannet er så grunt at det vokser kortskuddsplanter (Isoetes spp.) over omtrent hele arealet.

Nedbørfeltet er bare 0,7 km², og består vesentlig av skog (0,5 km²), mens dyrket areal utgjør 0,075 km² (Bjørklund m.fl. 1994a). Det er ikke offentlig kloakk i området, men bebyggelsen er pålagt oppsamling eller utslipp via et lite renseanlegg. En undersøkelse i 1989-90 viste belastning av tarmbakterier og næringssalter (Johnsen & Kambestad 1990), med kloakk som den viktigste kilden.

5.3.1 Hydrografi

Det grunne bassenget var bare svakt stratifisert i mai, og stabilt startifisert i juni - august (Figur 53). I september var omrøringen nesten fullstendig, og i oktober var temperaturen jevn (10,3 °C) i hele vannsøylen. Overflatetemperaturen var 18,7 ° i august, og vannet var da over 18° nesten ned til 4 m dyp. Ved bunnen steg temperaturen 9° i mai til bortimot 15° i august.



Figur 53. Temperaturforhold i Hetlebakkstemma 1995. Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunn ved forskjellig dyp på ulike datoer

I mai var vannmassen mettet med oksygen til bunns, og svakt overmettet i overflaten (109%). I juni var vannet på 6 m dyp overmettet (114%), og i juni 1375 (5 m dyp). I august ble de laveste oksygenverdiene målt i bunnvannet, med 30% metning på 6 m og 90% på 5 m. Oksygenforbruket var dermed tydelig i perioden juni - august, men surstoffet ble ikke brukt opp før omrøringen satte inn. I september målte vi undermetning på ca 83% i hele vannsøylen, mens avvikene fra metning var ubetydelige i oktober (103% på 6 m, 96% på 0 m).

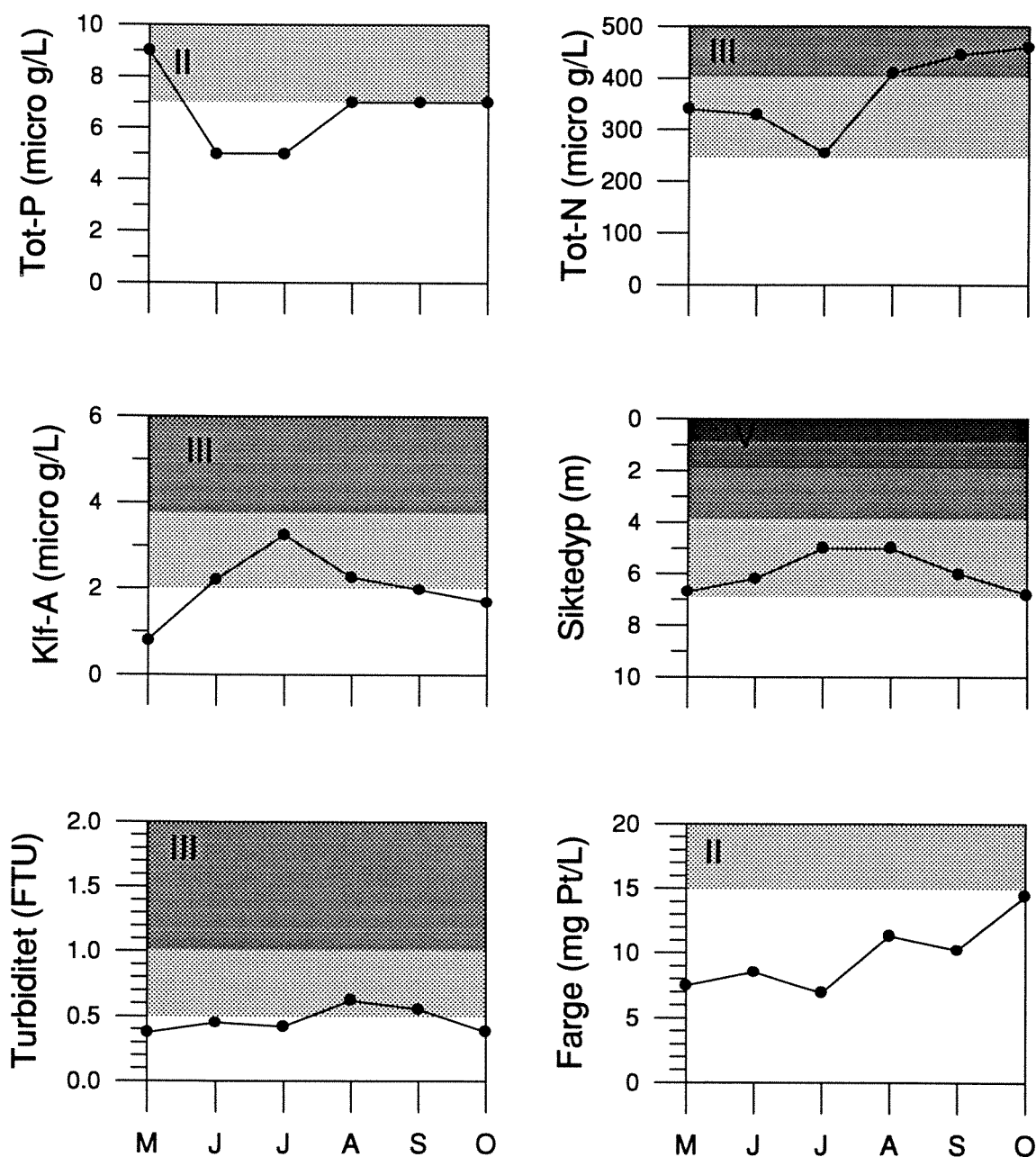
5.3.2 Vannkvalitet

Vannkjemiske måledata er samlet i Tabell 57, mens sesongvariasjon for en del parametre er vist i Figur 54. Ioneinnholdet i Hetlebakkstemma lå litt litt høyere enn i Hjortlandsstemma, med en snittverdi på 5,05 mS/m (Tabell 57). Variasjonen i konduktivitet var liten, med høyeste verdier i mai og juni. Surhetsgraden varierte også lite rundt gjennomsnittsverdien på pH 6,5 (Tabell 57).

Innholdet av næringssalter lå lavest av alle innsjøene som ble undersøkt i 1992. For Tot-P ble den høyeste verdien målt i mai (11 µg/l; Figur 54), og laveste i mai og juni (begge med 5 µg/l). Snittverdien var 6,8 µg/l. Dette er vesentlig lavere enn måleresultatene fra 1990, da gjennomsnittsverdien lå på over 16 µg/l (Johnsen & Kambestad 1990). Nitrogen lå forholdsvis høyere enn fosfor, med en gjennomsnittlig Tot-N mengde på 373 µg/l i 1995 (Figur 54). Verdiene lå høyest om høsten, med maksimalverdi i oktober (460 µg/l).

Det ble tatt prøver av grunnvannet i oktober. Tot-P lå litt høyere enn i overflaten (11 µg/l), men bare 2 µg av dette var fosfat-fosfor. Tot-N i grunnvannet (445 µg/l) var nesten identisk med overflateverdien (Figur 54). Lekkasje av næringssalter fra sedimentene var ikke noe problem i 1995.

Innholdet av organisk karbon lå også lavt i Hetlebakkstemma (Tabell 57). Middelerdien for overflateprøvene av TOC var 2,3 mg/l, og høyeste måling var 2,6 mg/l i august. Også i grunnvannet i oktober ble det målt 2,6 mg/l. Fargetallet lå i gjennomsnitt på 9,8 mg Pt/l. Verdiene var lavest i mai-juli, og økte noe i august-oktober (Figur 54). Nivået var lavere enn i de andre innsjøene i vassdraget.

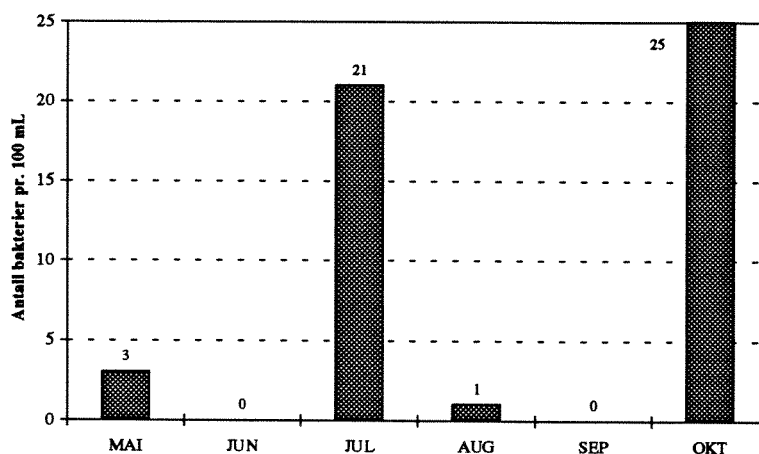


Figur 54. Vannkjemiske målinger fra Hetlebakkstemma 1995. Øverst næringssalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre); i midten klorofyll-A (til venstre) og siktedyp (til høyre); nederst turbiditet (til venstre) og farge (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V). Klassifisering baseres på middelerdien av parametrene.

Mengden partikler lå også lavt (Figur 54). Høyeste turbiditetsmåling var 0,62 FTU i august. Middelerdien var 0,47 FTU. Siktedypet var i mai og september helt til bunns (> 6,0-6,7 m). Dårligste måling var 5,0 m i juli og august. Middelerdien ble 6,0 m. Hetlebakkstemma var dermed den klareste av de undersøkte innsjøer i 1995.

5.3.3 Tarmbakterier

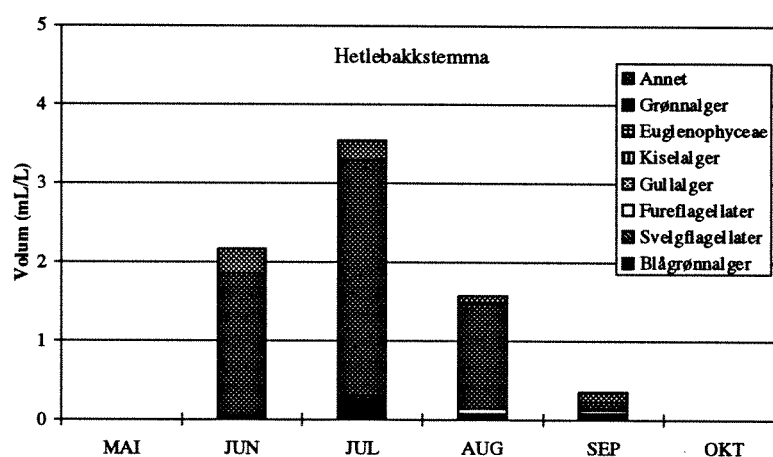
Målingene av tarmbakterier lå lavt i Hetlebakkstemma. I fire av seks prøver var antallet 3 pr. 100 ml eller lavere (Figur 55). I juli var antallet 21, og i oktober 25 pr. 100 ml. situasjonen synes derfor å være betraktelig bedret siden 1990.



Figur 55. Termostabile kolibakterier i Hetlebakkstemma i 1995 (antall bakterier pr. 100 mL).

5.3.4 Planteplankton

Algebiomassen målt som Klf a er vist i Figur 54, mens artssammensetning og beregnet volum er vist i Figur 56 og Tabell 59 (bakerst i kapitlet). I gjennomsnitt lå Klf a på 2,0 µg/l, som er den laveste snittverdien i årets undersøkelse. Høyeste verdi (3,25 µg/l) ble målt i juli. Målt som algevolum var snittverdien 1,9 ml/l, og maksimalverdien (i juli) 3,54 ml/l. Klorofyllmengden tilvarer tilstandsklasse II, mens volumene faller i gruppen eutrof etter Brettum (1989).



Figur 56. Algevolum og sammensetning i Hetlebakkstemma i 1995.

Volummessig var grønnalger dominerende i Hetlebakkstemma. Blågrønnalgene *Merismopedia tenuissima* og *A. clathrata* forekom begge med betydelige celledtall. *M. tenuissima* er en god indikatorart

for oligotrofi. Dessuten forekom grønnalgeslekten *Oocystis* i relativt stort antall, men vanskeligheter med bestemmelse til artsnivå gjør det vanskelig å benytte denne slekten til indikasjon på vannkvalitet.

5.3.5 Dyreplankton

Artssammensetningen er vist i Tabell 62 bakerst i kapitlet. Vannloppene *Holopedium gibberum*, *Daphnia cf. longispina* og *Bosmina longispina* var alle vanlige. Blant hoppekrepsene dominerte *Eudiaptomus gracilis* i antall. Hjuldyrene *Kellicottia longispina* og den kolonidannende *Conochilus* sp. fantes i høyt antall.

En relativt høy tetthet av hoppekrepsen *Heterocope saliens* og stor kroppstørrelse på *Daphnia* tyder på et lavt beitetrykk fra fisk i vannet.

5.3.6 Tilstand/Vurdering

Grunnlaget for klassifisering av tilstand er vist i Tabell 51. For næringssalter vurderes tilstanden samlet til klasse II, selv om fosforinnholdet ligger såvidt under grensen for klasse I. Også for organisk stoff, partikler, forsurende stoffer og tarmbakterier blir tilstandsklassen II for alle virkningstyper.

Tabell 51. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1992) i Hetlebakkstemma 1995. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av næringssalter brukes middelveidene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|-------------------|----------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 6,8 | µg/L | I |
| | Tot-N | 373 | µg/L | II |
| | Klf-A | 2,03 | µg/L | II |
| | Siktedyp | 5,0 | m | II |
| Organiske stoffer | TOC | 2,6 | mg/L | II |
| | Oksygen (bunn) | 3,0 | mg/L | IV |
| | Farge | 14,4 | mg Pt/L | I |
| | Siktedyp | 5,0 | m | II |
| Partikler | TURB | 0,62 | FTU | II |
| | Siktedyp | 5,0 | m | II |
| Forsuring | pH | 6,4 | - | II |
| Tarmbakterier | TKOL | 25 | pr. 100 mL | II |

Vurdering av forurensningsgrad er sammenfattet i Tabell 52. Bare næringssalter og tarmbakterier synes å avvike merkbart fra antatt naturtilstand, og får forurensningsgrad 2.

Tabell 52. Forurensningsgrad (SFT 1992) i Hetlebakkstemma 1995.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Antatt naturtilstand | Observerte verdi | Forurensningsgrad |
|----------------|-----------|-----------|----------------------|------------------|-------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/L | 5 | 6,8 | 1 |
| | Tot-N | µg/L | 250 | 373 | 2 |
| | Klf-A | µg/L | 1 | 2,03 | 2 |
| Organisk stoff | TOC | mg/L | 3 | 2,6 | 1 |
| Partikler | TURB | FTU | 0,5 | 0,62 | 1 |
| Tarmbakterier | TKOL | pr 100 mL | 0 | 25 | 2 |

Vha. FOSRES kan fosfortilførslene estimeres til 20 kg i 1995. Ved normalvrenning vil innsjøen tåle en belastning på 31 kg·år⁻¹, og den er dermed ikke lenger overbelastet.

Basert på data om nedbørfeltet anslo Bjørklund m.fl. (1994a) årlig fosfortilførsel til 98 kg, derav 75 kg via kloakk og 20 kg fra arealavrenning. Det kan derfor synes som om kloakktilførslene er bortimot fullstendig eliminert.

Utviklingen i Hetlebakkstemma har altså vært svært positiv siden undersøkelsen i 1989-90, og tilstanden er meget nær tilfredsstillende. Riktignok ble det også i 1995 påvist tarmbakterier i innsjøen, men verdiene var langt lavere enn tidligere.

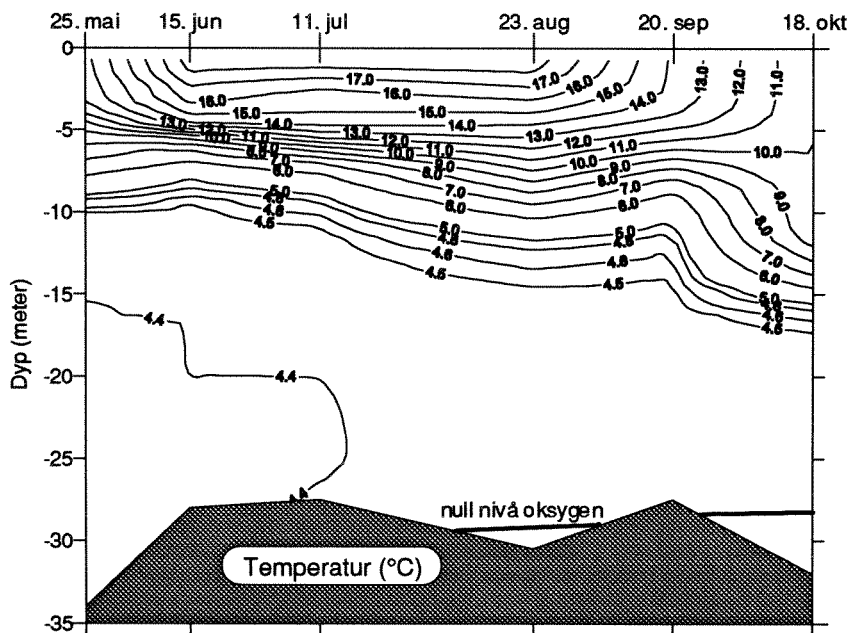
5.4 Gaupåsvatn

Gaupåsvatnet er det største bassenget i vassdraget, og hovedmagasinet for kraftverket i Ytre Arna. Regulerings-høyden er ca. 7 m. I 1995 ble det tappet ca. 19,6 mill m³ via kraftverket. Dette er ca. 39% av vassdragets total-vannføring i 1995. Vann fra de ovenforliggende magasinene slippes til Gaupåsvatn i perioder med lite nedbør.

Utløpet er lagt i tunnel ca. 300 m pga. veitraséen, men elva følger deretter sitt naturlige løp ned til ytre Arna. I forbindelse med veitraséen er den nordligste viken delvis avsnørt av utfylling for veibanen. Den vestlige og nordlige delen av innsjøen er svært grunn (<5 m), mens den østlige delen mot utløpet har et maksimaldyp på 34 m. Dybdekart finnes i Aanes & Erlandsen (1983) og Bjørklund m.fl. (1994a).

Langs østenden av innsjøen er strandsonen preget av utfylling for veier. Strendene er her bratte urer og har lite eller ingen vegetasjon. I den grunnere delen av innsjøen er vegetasjon beder utviklet, men også her relativt sparsom pga. vannstandsvariasjonene. I Gaupåsvatnet finnes både aure og gjedde, men vi kjenner ikke til bestandenes tetthet.

5.4.1 Hydrografi



Figur 57. Temperaturforhold i Gaupåsvatn 1995. Grensen for oksygenfrie forhold (målt med YSI sonde) er vist med tykk strek. Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunn ved forskjellig dyp på ulike datoer

Gaupåsvatnet var stratifisert gjennom hele perioden (Figur 57). Allerede i juni var overflatetemperaturen over 18°C. Temperaturgradienten var særlig markert rundt 5 -7 dyp. Isotermen for 4,5° lå på 10 m dyp i mai, og ble gradvis ned mot 15 m i september. I oktober var temperaturgradienten mellom overflate og bunn fortsatt mer enn 5°, men de øverste 10 m var nesten omrørt.

I mai var overflaten svakt overmettet med oksygen (111%), mens bunnvannet holdt 83% oksygenmetning. Overflatevannet lå nær metning i juni og juli, men i august fikk vi et minimum på 4 m dyp med bare 2 mg O/l (20% metning). Under 4 m steg oksygenmengden igjen til 80% metning på 10 m, og avtok igjen under dette. I oktober var hele vannsøylen undermettet, fra 90% i overflaten til 49% på 20 m. I dypvannet ble det da målt 14% metning på 32 m dyp, og under 5% på 34 m.

Målinger med YSI-sonden viste oksygenvinn i det aller dypeste sjiktet fra august (som vist i Figur 57), men parallelle målinger med Winkler tydet på at små mengder oksygen fortsatt var tilstede. Det var imidlertid en svært skarp gradient i oksygenkonsentrasjon under 30 m, og dette vanskeliggjør prøvetakingen for Winkler-analyser. Vi kan derfor ikke utelukke at oksygenvinn oppsto under 32 m dyp.

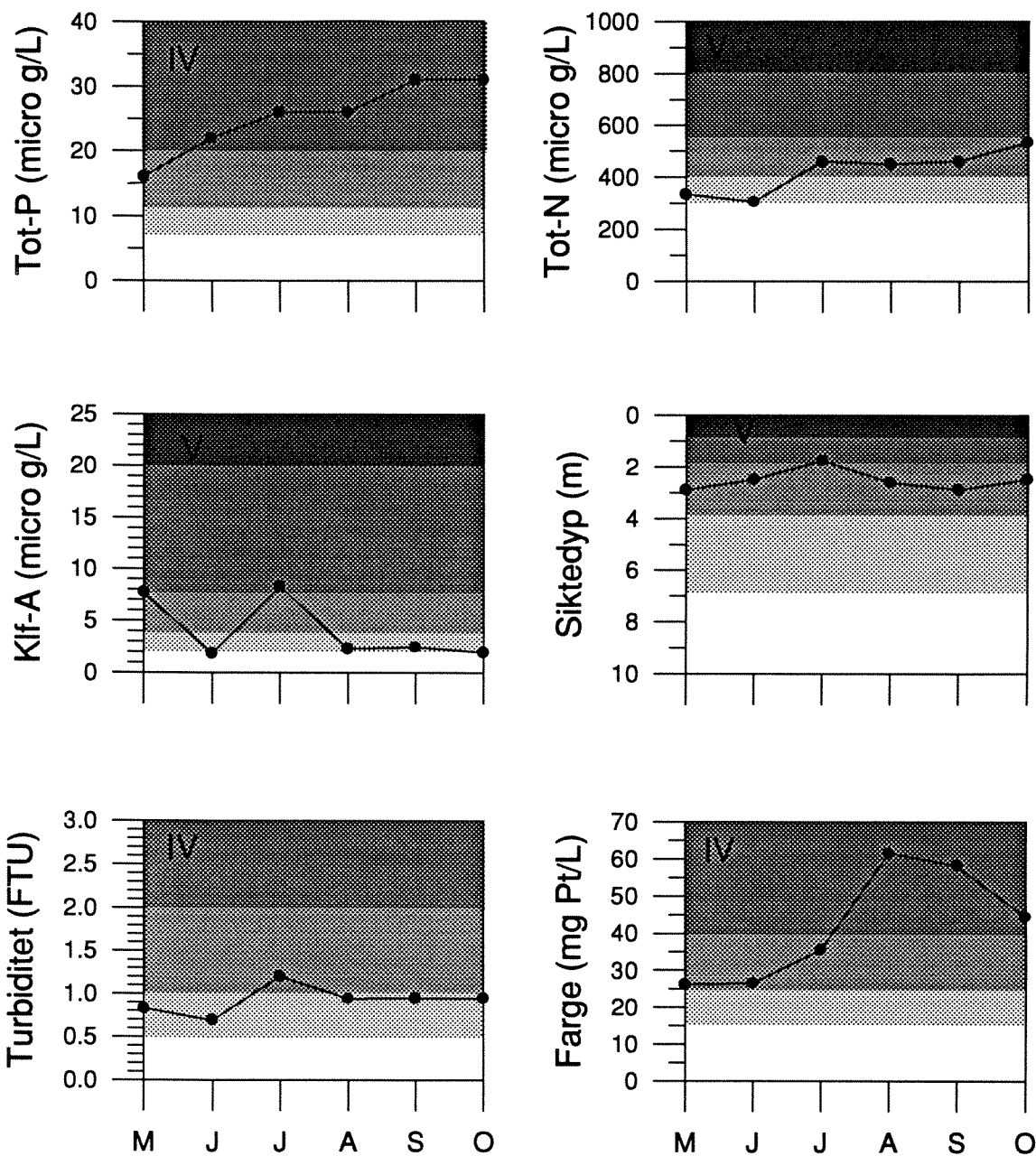
5.4.2 Vannkvalitet

Vannkjemiske måledata er samlet i Tabell 57 bakerst i kapitlet. Figur 58 viser variasjon i en del sentrale parametre. Ioneinnholdet i Gaupåsvatn lå litt lavere enn i innsjøene ovenfor. Konduktiviteten lå i gjennom-snitt på 4,3 mS/m. Som for de to foregående innsjøene var verdien lavest i juli (3,7 mS/m). pH-verdiene var også ganske tilsvarende med et snitt på pH 6,56. Laveste verdi ble målt i juni (pH 6,43).

Mengden næringssalter var relativt høy. Tot-P lå i snitt på 25,3 µg/l, med lavere verdier tidlig i sesongen og høyere om høsten (Figur 58). Maksimalverdien var 31 µg/l. Variasjonsmønsteret var det samme for Tot-N, med verdier stigende fra 335 til 535 µg/l i løpet av sesongen (Figur 58). Middelverdien ble 424 µg/l. I bunnvannet målte vi 41 µg/l Tot-P i oktober, og av dette var 28 µg fosfat-fosfor. Dette var altså litt høyere enn i overflaten på samme tid. For Tot-N var derimot verdiene i bunnvann og overflate identiske med 535 µg/l. En svak utlekking av fosfor kan ha gjort seg gjeldende, men effekten av dette blir i tilfelle svært liten.

Innholdet av organisk karbon (TOC) lå på samme nivå som i Hjortlandsstemma, med et gjennomsnitt på 4,5 mg/l. Igjen fikk vi laveste målinger i mai og juni, og deretter en markert økning til maksimum i august (5,8 mg/l). I bunnvannet målte vi 2,8 mg TOC/l i oktober, som var halvparten av mengden i overflaten. Fargetallet varierte i takt med TOC-verdiene, med lave verdier først i sesongen og maksimum i august (61,6 mg Pt/l; Figur 58). Middelverdien ble 42,1 mg Pt/l.

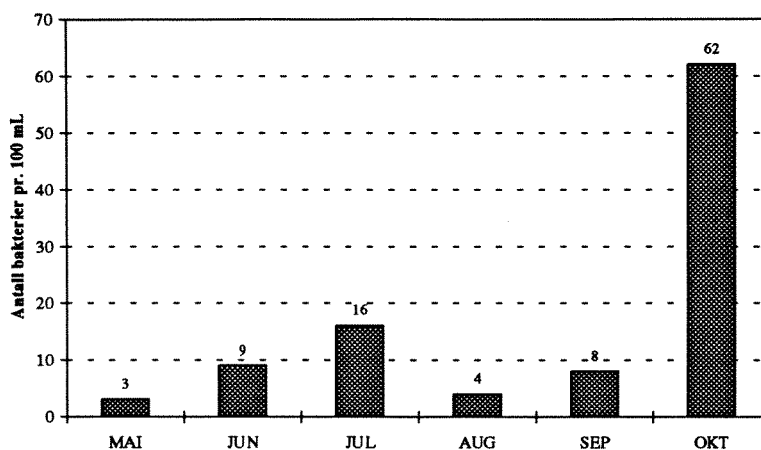
Turbiditeten (partikkelinnholdet) lå i snitt på 0,93 FTU (Figur 58). Høyest verdi ble målt i juli med 1,2 FTU. Dette falt også sammen med det minste siktedypet som ble målt (1,8 m; Figur 58). I middel lå siktedypet på 2,5 m. Det ble målt 2,9 m både i mai og i september.



Figur 58. Vannkjemiske målinger fra Gaupåsvatn 1995. Øverst næringssalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre); i midten klorofyll-A (til venstre) og siktedyp (til høyre); nederst turbiditet (til venstre) og farge (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V). Klassifisering baseres på middelverdien av parametrene.

5.4.3 Tarmbakterier

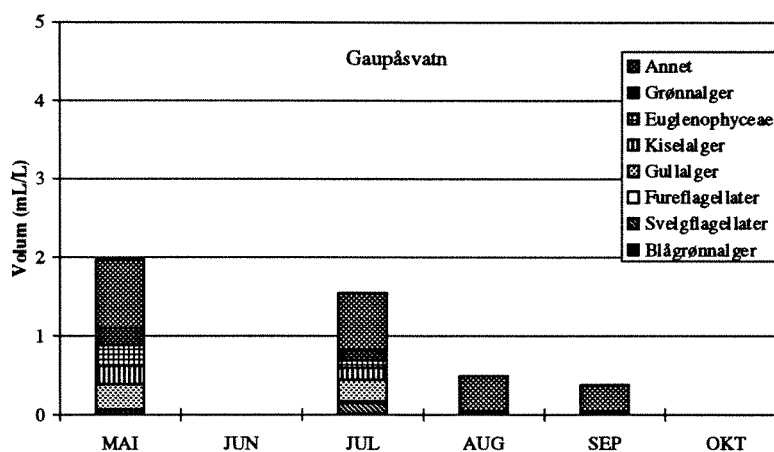
Det ble påvist tarmbakterier i alle prøvene fra Gaupåsvatnet (Figur 59). Målingen fra oktober skiller seg ut med 62 kolibakterier pr. 100 ml, mens høyeste måling tidligere i sesongen var 16. med unntak for oktobertallet, var verdiene nokså like målingene fra 1992 (Bjørklund m.fl. 1993).



Figur 59. Termostabile kolibakterier i Gaupåsvatn i 1995 (antall bakterier pr. 100 mL).

5.4.4 Planteplankton

Målinger av Klorofyll A er vist i Figur 58, mens Figur 60 viser algevolum og sammensetning. Resultater fra algetellingene er vist i Tabell 60 bakerst i kapitlet. For Klorofyll A var middelverdien 4,09 $\mu\text{g/l}$, som er noe lavere enn i Hjortlandsstemma. I 1982 fant Aanes & Erlandsen (1983) et tilsvarende gjennomsnitt på 8,7 $\mu\text{g/l}$, mens det ikke ble målt klorofyll i 1992. Beregning av algevolum ga verdier mellom 0,37 og 1,96 ml/l (Figur 60), med et middeltall på 1,1 ml/l. Volumet var høyest i mai. Både middel- og maksimalverdiene var ganske like målingen fra 1992 (Bjørklund m.fl. 1993). Algemengden synes å ligge relativt lavt i forhold til mengden næringsalter i Gaupåsvatnet.



Figur 60. Algevolum og sammensetning i Gaupåsvatn 1995.

Små uidentifiserbare celler utgjorde størsteparten av algevolumet gjennom hele sesongen. Forekomst av gullalgene *D. crenulatum*, *D. sociale* var. *americana*, *Bitrichia chodatii* og *Chrysolykos skujai* indikerer vann av mer oligotrof karakter.

5.4.5 Dyreplankton

Gaupåsvatnet hadde et artsrikt samfunn av dyreplankton i forhold til de fleste innsjøer i denne undersøkelsen, som vist i Tabell 63 (bakerst i kapitlet). Også her finnes svevemygg (*Chaoborus*), men tettheten synes langt lavere her, og beitetrykket dermed mindre. Her finnes også andre rovdyr blant invertebratene, som *Bythotrephes* og *Heterocope*. Det ble dessuten fanget buksvømmere i håvtrekkene. Dette er uvanlig, og tyder på at det er lite eller ingen fisk som beiter på dyreplankton i innsjøen.

I tillegg til den dominerende *Daphnia galeata*, ble *D. longispina* funnet i få eksemplarer. Denne arten ble ikke funnet i 1992. Ellers var det bare små endringer i artssammensetningen.

5.4.6 Tilstand/Vurdering

Vurderingsgrunnlaget for tilstand er sammenfattet i Tabell 53. For virkning av næringssalter blir samlet vurdering klasse IV, og for organisk materiale klasse III. For virkning av partikler og tarmbakterier får vi også tilstandsklasse III, mens tilstand mht. forsurening faller i klasse II.

Tabell 54 viser grunnlaget for vurdering av forurensningsgrad. For næringssalter legges her mest vekt på fosfor, og samlet forurensningsgrad blir 3. Det samme resultatet får vi for organiske stoffer, partikler og tarmbakterier.

Beregning av fosfortilførsler med FOSRES gir et anslag på ca. 1900 kg P i 1995. Ved normal vannføring vil innsjøen tåle en belastning på 816 kg·år⁻¹. Innsjøen er altså betydelig overbelastet med fosfor. Vi ser imidlertid ikke så sterke utslag av denne belastningen i form av algevekst, og biomassen av alger ligger lavere enn fosformengden skulle tilsi. Bjørklund m.fl (1994a) beregnet totale tilførsler til Gaupåsvatnet til 1675 kg·år⁻¹ basert på informasjon fra nedbørfeltet. Av dette skal kloakk bidra med 583 kg, og gjødsel med 357 kg pr år.

Tabell 53. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1992) i Gaupåsvatn 1995. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av næringssalter brukes middelveiene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|-------------------|----------------|-------|------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 25,3 | µg/L | IV |
| | Tot-N | 424 | µg/L | III |
| | Klf-A | 4,09 | µg/L | III |
| | Siktedyp | 1,8 | m | IV |
| Organiske stoffer | TOC | 5,8 | mg/L | III |
| | Oksygen (bunn) | 0,1 | mg/L | V |
| | Farge | 61,6 | mg Pt/L | IV |
| | Siktedyp | 1,8 | m | IV |
| Partikler | TURB | 1,2 | FTU | III |
| | Siktedyp | 1,8 | m | IV |
| Forsuring | pH | 6,4 | | II |
| Tarmbakterier | TKOL | 62 | pr. 100 mL | III |

Tabell 54. Forurensningsgrad (SFT 1992) i Gaupåsvatn 1995.

| Virkning av | Parameter | Enhet | Antatt naturtilstand | Observerte verdi | Forurensningsgrad |
|----------------|-----------|-----------|----------------------|------------------|-------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/L | 10 | 25,3 | 3 |
| | Tot-N | µg/L | 300 | 424 | 2 |
| | Klf-A | µg/L | 2 | 4,09 | 2 |
| Organisk stoff | TOC | mg/L | 3 | 5,8 | 3 |
| Partikler | TURB | FTU | 0,5 | 1,2 | 3 |
| Tarmbakterier | TKOL | pr 100 mL | 0 | 62 | 3 |

Situasjonen i Gaupåsvatn er i hovedsak uendret siden 1992. Det er ikke skjedd noen endring i tilstandsklasser, og det kan ikke påvises statistiske forskjeller i mengden næringssalter. Situasjonen synes derimot å være stabilt dårligere enn i 1982. For Total-fosfor er det funnet følgende middelveier : 19,3 µg/l (1982); 26,2 µg/l (1992); og 25,3 µg/l (1995). Tot-N ble ikke målt i 1982, men for 1992 var middelveien 464 µg/l mot 424 µg/l i 1995. Algebiomassen (algevolum) var lavere i 1982 (0,15 ml/l) enn i 1992 (0,9 ml/l) og 1995 (1,1 ml/l). For turbiditet, fargetall, siktedyp og oksygenforhold var det også bare små forskjeller mellom 1992 og 1995.

5.5 Utløp ved Ytre Arna

Utløpselva fra Gaupåsvatn passerer et trangt og utilgjengelig gjel ved Ytre Arna før den når sjøen. Området rundt utløpet er helt tilbygget med industribebyggelse, og elva er delvis overbygget. Både de bratte skråningene ned mot elva og selve elveløpet er betydelig forsøplet.

Vann fra kraftverket slippes ut et lite stykke ovenfor utløpet i sjøen. Vannprøvene er tatt så langt nedenfor dette utløpet som mulig, for å få mest mulig representative prøver for hele avrenningen fra vassdraget. For å unngå at disse prøvene ble påvirket av sjøvann, ble det målt konduktivitet i elva før prøvetaking. Dette ble uteglemt i juli, og denne prøven viste seg også å være sjøvannspåvirket.

Prøver for tarmbakterier ble tatt like ovenfor utløpet av kraftverket. Det ble vurdert som lite interessant å måle etter fortykning med vann fra kraftverket, siden denne fortykningen varierer svært. Ved å måle ovenfor, får man indikasjon på eventuelle tilførsler til selve elva.

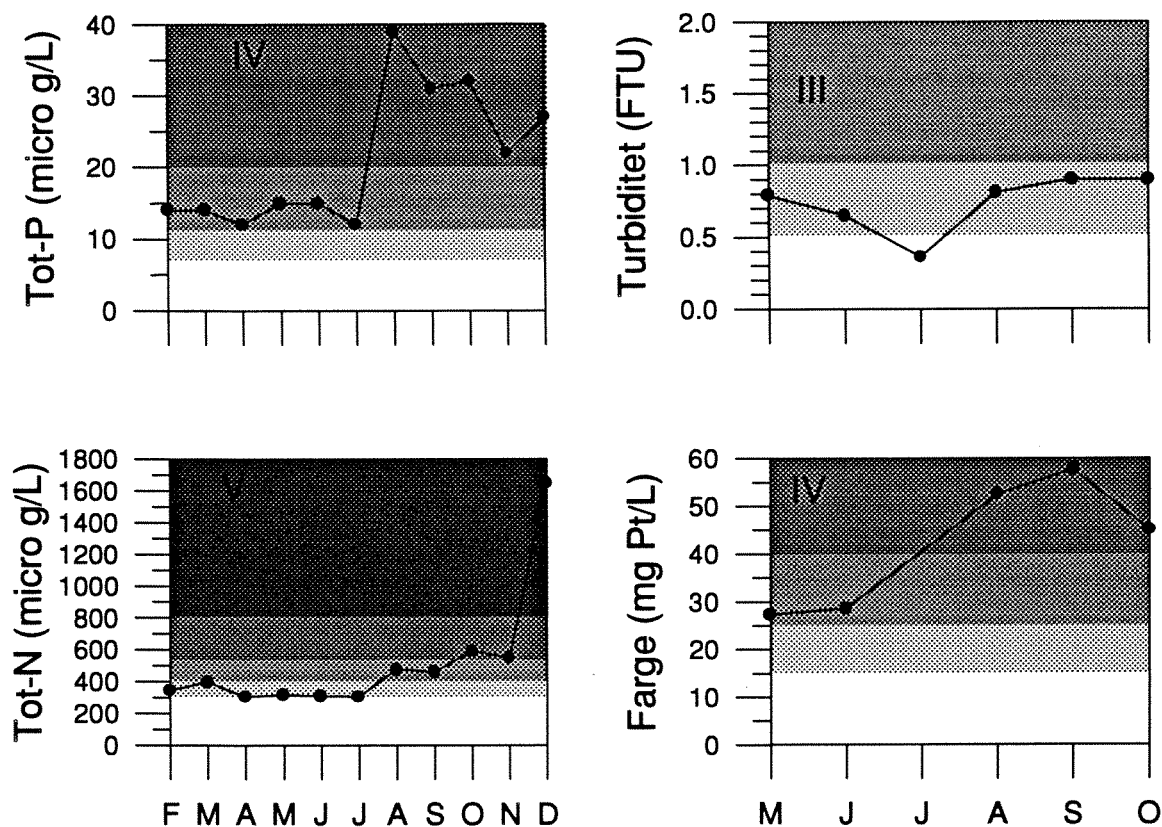
Restvannføringen i det gamle elveløpet varierte svært, ettersom Gaupåsvatnet rant over eller var tappet under terskelen. Basert på tall fra Høie Arne A/S, kan vannmengden som er kjørt gjennom kraftverket anslås til 39% av vassdragets totale avrenning i 1995. Kraftverket sto i juli og august.

5.5.1 Vannkvalitet

Vannkemiske måleresultater er samlet i Tabell 57, mens Figur 61 viser sesongvariasjon i en del parametre. Ioneinnholdet (konduktiviteten) lå ganske nær den i Gaupåsvatnet ovenfor (Tabell 57), med en snittverdi på 4,29 mS/m. pH lå jevnt over litt høyere enn i Gaupåsvatn, men forskjellen var ikke stor (Tabell 57). I gjennomsnitt lå pH på 6,68.

Næringssaltene viste betydelig variasjon (Figur 61). Tot-P var ganske stabil rundt 14 µg/l fram til august, da konsentrasjonen gjorde et kraftig hopp til 40 µg/l. I de følgende månedene lå verdiene lavere, men fortsatt høyere enn de første månedene. Noe av det samme forløpet fant vi for Tot-N, men her fikk vi i tillegg en svært høy topp på 1650 µg/l i desember (Figur 61). Middelkonsentrasjonene ble 22,1 µg/l P og 541 µg/l N. Den siste influeres sterkt av ekstremverdien i desember. Hvis vi ser bort fra denne, får vi en middelveier på 417 µg/l N.

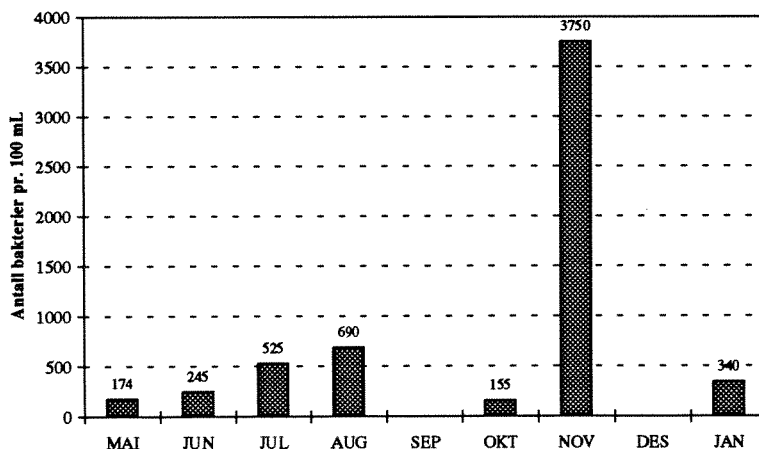
Mengden av organisk materiale lå også lavere i de første månedene enn utover høsten (Tabell 57). Høyeste verdier ble målt i august -oktober (5,1 mg/l), mens middelveien var 4,0 mg/l. Fargetallet varierte fra 27 mg Pt/l i mai til 57,8 i september (Figur 61). Denne parameteren følger målingene i Gaupåsvatnet.



Figur 61. Vannkjemiske målinger fra utløpet ved Ytre Arna 1995. Til venstre næringssalter (total-fosfor øverst og total-nitrogen nederst); til høyre turbiditet (øverst) og farge (nederst). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V).

Partikkelmengden jevnt over lå en tanke lavere enn i Gaupåsvatnet. Dessverre ble prøven fra juli ødelagt, og det er mulig at partikkelmengden ville ha ligget høyere enn de andre målingene, siden den da var klart høyest i Gaupåsvatn. Høyeste måling ved Ytre Arna var 0,9 FTU (september og oktober), mens middelveiden lå på 0,8 FTU.

5.5.2 Tarmbakterier



Figur 62. Termotabile kolibakterier i utløpselva ved Ytre Arna i 1995 (antall bakterier pr. 100 mL).

Det ble påvist tarmbakterier i alle prøvene fra stasjonen, og bakterietallene var svært høye (Figur 62). Prøven fra september ble ved en feil tatt nedenfor utslippet fra kraftverket, og hadde ikke bakterier. I forbindelse med lekkasjesøking ble det tatt prøver på denne stasjonen også i november '95 og januar '96. Prøven fra november ble tatt ved tørt vær og streng kulde, og det høye bakterietallet tyder klart på en lekkasje eller direkte utslipp til elva ovenfor. Resultatene fra disse prøvene er ikke tatt med i tilstandsvurderingen nedenfor, men er benyttet i vurderingen ved lekkasjesøkingen (Hobæk 1996).

I juli ble det tatt prøve for bakterietelling både ovenfor og nedenfor kraftverket. Prøven ovenfor inneholdt 525 kolibakterier pr. 100 ml, mens prøven nedenfor viste 1200. Mellom disse stasjonene synes det altså å finnes en tilførsel.

5.5.3 Tilstand/Vurdering

Vurderingsgrunnlaget for tilstand er satt opp i Tabell 55. Tilstandsklassene blir IV for næringssalter og tarmbakterier, III for organisk stoff og II for partikler og forsuring. Dersom man tar hensyn til målingen av tarmbakterier i november, blir tilstandsklassen for denne virkningsgruppen V.

Tabell 55. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1992) i utløpselva ved Ytre Arna 1995. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av næringssalter brukes middelverdiene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|-------------------|-----------|-------|------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 21,2 | µg/L | IV |
| | Tot-N | 541 | µg/L | III |
| Organiske stoffer | TOC | 5,1 | mg/L | III |
| | Farge | 57,8 | mg Pt/L | IV |
| Partikler | TURB | 0,9 | FTU | II |
| Forsuring | pH | 6,5 | - | II |
| Tarmbakterier | TKOL | 690 | pr. 100 mL | IV |

Tabell 56. Forurensningsgrad (SFT 1992) i utløpselva ved Ytre Arna 1995.

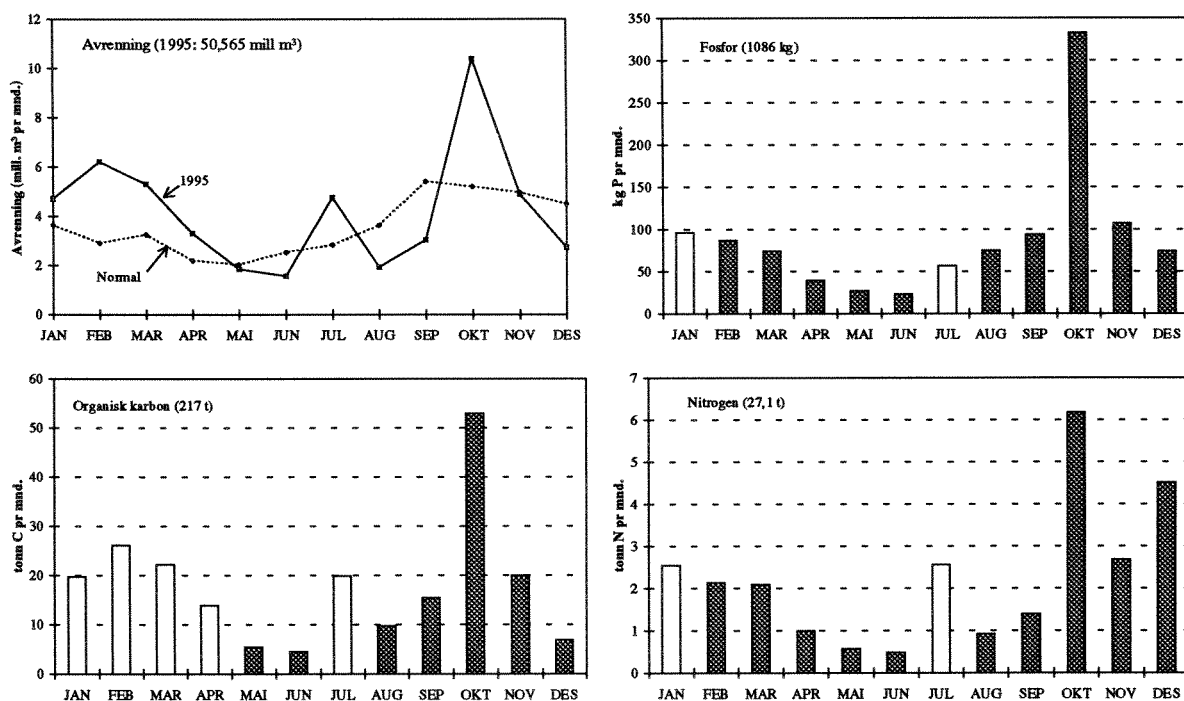
| Virkning av | Parameter | Enhet | Antatt naturtilstand | Observert verdi | Forurensningsgrad |
|----------------|-----------|-----------|----------------------|-----------------|-------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/L | 10 | 21,2 | 3 |
| | Tot-N | µg/L | 300 | 541 | 3 |
| Organisk stoff | TOC | mg/L | 3 | 5,1 | 3 |
| Partikler | TURB | FTU | 0,5 | 0,9 | 3 |
| Tarmbakterier | TKOL | pr 100 mL | 0 | 690 | 4 |

En sammenfatning av grunnlaget for beregning av forurensningsgrad er vist i Tabell 56. Forurensningsgraden blir 3 for næringssalter, for organiske stoffer og for partikler, og 4 for tarmbakterier.

Sammenlignet med målinger fra 1992 (Bjørklund m.fl. 1993) var mengden næringssalter lavere i 1995. Også høyeste turbiditetsmåling og fargetall lå lavere. For næringssaltene er forskjellen statistisk reell, mens for de andre parametrene kan det være mer tilfeldig. Siden mengden næringssalter i Gaupåsvatn var uendret i denne perioden, må forskjellene tilskrives reduserte tilførsler av forurensning til restvannføringen.

5.6 Massetransport til sjø

Avrenning i Gaupåsvassdraget er anslått til 1,17 ganger normalavrenning i 1995, basert på årsnedbør målt på Florida. Dette tilsvarer 50,565 mill. m³ i 1995. Ut fra månedlig nedbørsum er det beregnet månedlig avrenning. Basert på disse volumene og på målte konsentrasjoner av fosfor, nitrogen og karbon er månedlig massetransport med vassdraget beregnet (Figur 63).



Figur 63. Massetransport i Gaupåsvassdraget 1995. Månedlig avrenning (øverst til venstre); og månedlig transport av fosfor (øverst til høyre); nitrogen (nederst til høyre) og organisk karbon (nederst til venstre).

Det mangler data for konsentrasjon av N og P i januar og juli. og for karbon i januar -april samt juli. Det er brukt middelveier for disse datoene.

Fosfortransporten utgjorde etter dette 1086 kg i 1995, mens det ble ført 27,1 t nitrogen og 217 t karbon ut i fjorden.

Tabell 57. Vannkjemiske målinger fra Gaupåsvassdraget 1995.

| Stasjon | Dato | pH | Kond mS/m | TURB FTU | Farge mg Pt/l | TOC mg/l | Tot-P µg/l | Tot-N µg/l | Klf-a µg/l | Siktedyp m |
|------------------|--------|------|--------------|-------------|------------------|-------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Hjortlandsstemma | 25.05 | 6,43 | 4,56 | 1,40 | 24,6 | 2,9 | 17 | 415 | 6,90 | 2,4 |
| | 15.06 | 6,36 | 4,69 | 1,10 | 24,8 | 2,9 | 18 | 445 | 7,82 | 2,5 |
| | 11.07 | 6,47 | 4,70 | 1,10 | 31,7 | 4,9 | 19 | 290 | 8,43 | 2,5 |
| | 23.08 | 6,28 | 4,27 | 2,30 | 50,7 | 5,2 | 16 | 445 | 3,76 | 2,0 |
| | 20.09 | 6,37 | 4,53 | 2,00 | 42,0 | 4,5 | 17 | 415 | 6,26 | 2,5 |
| | 20.10 | 6,33 | 4,43 | 1,50 | 51,6 | 6,2 | 29 | 460 | 2,52 | 1,9 |
| | Snitt | 6,4 | 4,52 | 1,57 | 37,6 | 4,4 | 19,3 | 412 | 5,95 | 2,3 |
| Hetlebakkstemma | 25.05 | 6,42 | 5,22 | ,37 | 7,5 | 2,1 | 9 | 340 | 0,80 | >6,7 |
| | 15.06 | 6,44 | 5,25 | 0,45 | 8,5 | 2,0 | 5 | 330 | 2,21 | 6,2 |
| | 11.07 | 6,51 | 5,15 | 0,42 | 6,9 | 2,4 | 6 | 255 | 3,25 | 5,0 |
| | 23.08 | 6,59 | 4,77 | 0,62 | 11,3 | 2,6 | 7 | 410 | 2,26 | 5,0 |
| | 20.09 | 6,53 | 5,03 | 0,55 | 10,2 | 2,2 | 7 | 445 | 1,98 | >6,0 |
| | 18.10 | 6,47 | 4,95 | 0,38 | 14,4 | 2,5 | 7 | 460 | 1,68 | 6,8 |
| | Snitt | 6,49 | 5,05 | 0,47 | 9,8 | 2,3 | 6,8 | 373 | 2,03 | 6,0 |
| Gaupåsvatn | 25.05 | 6,59 | 4,12 | 0,83 | 26,1 | 3,0 | 16 | 335 | 7,71 | 2,9 |
| | 15.06 | 6,43 | 4,11 | 0,69 | 26,5 | 2,8 | 22 | 305 | 1,86 | 2,5 |
| | 11.07 | 6,61 | 4,62 | 1,20 | 35,5 | 4,7 | 26 | 460 | 8,24 | 1,8 |
| | 23.08 | 6,53 | 3,97 | 0,94 | 61,6 | 5,8 | 26 | 450 | 2,30 | 2,6 |
| | 20.09 | 6,66 | 4,38 | 0,95 | 58,2 | 5,2 | 31 | 460 | 2,45 | 2,9 |
| | 18.10 | 6,51 | 4,64 | 0,95 | 44,4 | 5,3 | 31 | 535 | 1,96 | 2,5 |
| | Snitt | 6,56 | 4,29 | 0,93 | 42,1 | 4,5 | 25,3 | 424 | 4,09 | 2,5 |
| Utløp Ytre Arna | 21.02 | | + | | | | 14 | 345 | | |
| | 29.03 | | + | | | | 14 | 395 | | |
| | 30.04 | | + | | | | 12 | 305 | | |
| | 29.05 | 6,59 | 4,14 | 0,79 | 27,3 | 3,0 | 15 | 315 | | |
| | 15.06 | 6,45 | 3,70 | 0,65 | 28,6 | 2,9 | 15 | 310 | | |
| | *11.07 | | | | | | | | | |
| | 24.08 | 6,97 | 4,02 | 0,81 | 52,6 | 5,1 | 39 | 480 | | |
| | 20.09 | 6,81 | 5,00 | 0,90 | 57,8 | 5,1 | 31 | 460 | | |
| | 20.10 | 6,59 | 4,57 | 0,90 | 45,1 | 5,1 | 32 | 595 | | |
| | 21.11 | | | + | | | 4,1 | 22 | 550 | |
| | 21.12 | | | + | | | 2,5 | 27 | 1650 | |
| | Snitt | 6,68 | 4,29 | 0,81 | 42,3 | 4,0 | 22,1 | 541 | | |

* Prøven fra 11.07 var influert av tidevannet, og måleverdiene er kuttet ut.

+ Konduktivitet ble målt i felt for å kontrollere for mulig sjøvannspåvirkning, men målingene er ikke tatt med her. Feltemålingene lå mellom 4,0 og 4,5 mS/m.

Tabell 58. Planteplankton i Hjortlandsstemma 1995. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne er totalvolumet (ml/l) angitt.

| GRUPPE | SLEKT/ART | 25.05.95 | 15.06.95 | 11.07.95 | 20.09.95 |
|---------------------|---|-----------|------------|---------------|-----------|
| CYANOPHYCEAE | Aphanothece clathrata | 2.490.300 | 23.479.800 | 1.516.940.600 | |
| | cf. Pseudoanabaena limnetica | | | | 355.800 |
| | Rhabdoderma cf. lineare | | | 35.600 | |
| | Snowella lacustris | | 853.800 | 1.360.800 | 7.808.900 |
| CRYPTOPHYCEAE | Cryptomonas spp. | 249.000 | 8.900 | 26.700 | 106.800 |
| | Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica | 53.400 | 1.316.300 | 533.600 | 426.900 |
| | Ubestemt cryptophyce | 142.300 | 142.300 | | |
| DINOPHYCEAE | Ubest. athecat dinofl., 10-20 µm | 80.000 | | 35.600 | 8.900 |
| | Ubest. athecat dinofl., 20-30 µm | | 4.400 | 4.400 | 4.400 |
| | Ubest. athecat dinofl., >30 µm | | 6.600 | | |
| CHRYSOPHYCEAE | Dinobryon bavaricum | 427.000 | 1.743.300 | | |
| | D. crenulatum | 26.700 | 17.800 | | |
| | D. cylindricum | 373.600 | 106.700 | | |
| | D. sp. (solitær) | 88.900 | 35.600 | | |
| | Mallomonas spp. | 8.900 | 124.500 | 62.300 | 35.600 |
| | Uroglena sp. | | | 142.300 | |
| BACILLARIOPHYCEAE | cf. Cyclotella sp. | 8.900 | | | 8.900 |
| | Fragilaria crotonensis | 729.300 | | 97.800 | |
| | F. spp. | | 2.200 | | |
| | Rhizosolenia eriensis | | 106.700 | 8.900 | 88.900 |
| | Tabellaria flocculosa | 1.700 | 4.400 | 1.100 | |
| EUGLENOPHYCEAE | Trachelomonas volvocina | | | 1.100 | |
| CHLOROPHYCEAE | Chlamydomonas spp. | | 711.500 | 89.000 | 320.200 |
| | Cosmarium spp. | | | 8.900 | |
| | Crucigenia quadrata | | | 480.300 | 106.700 |
| | cf. Dictyosphaerium pulchellum | 222.400 | | 151.200 | 44.500 |
| | cf. D. subsolitarium | | 35.600 | | |
| | Elakatothrix genevensis | 4.400 | 35.600 | 26.700 | |
| | Monoraphidium minutum | | | 8.900 | |
| | Oocystis spp. | | | 35.600 | |
| | Paulschulzia cf. tenera | | | | 462.500 |
| | Spondylosum planum | | | 97.800 | |
| | Staurodesmus cf. incus | | 200 | | |
| Ubest. slimkolonier | | 355.800 | 522.400 | 35.600 | |
| UKLASSIFISERT | Små coccoide celler, <5 µm | 4.838.300 | 50.433.400 | 2.774.900 | 4.269.100 |
| | Små coccoide celler, 5-10 µm | 711.500 | 604.800 | 594.800 | 960.500 |
| | Små flagellater, <5 µm | 4.126.800 | 2.774.900 | 853.800 | 2.632.600 |
| | Små flagellater, 5-10 µm | 1.849.900 | 498.100 | 1.209.600 | 711.500 |
| | Flagellater, 10-20 µm | 53.400 | | | |
| CRASPEDOMONADINA | Ubest. krageflagellat | 71.200 | | 284.600 | 71.200 |
| VOLUM (ml/l) | | 1,35 | 2,48 | 2,71 | 1,46 |

Tabell 59. Planteplankton i Hetlebakkstemma 1995. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne er totalvolumet (ml/l) angitt.

| GRUPPE | SLEKT/ART | 15.06.95 | 11.07.95 | 23.08.95 | 20.09.95 |
|---------------------|---|-------------|-------------|-------------|-------------|
| CYANOPHYCEAE | Aphanothece clathrata | | 77.424.400 | 30.737.200 | 23.442.900 |
| | cf. Merismopedia tenuissima | 266.800 | 33.725.600 | | |
| | Oscillatoria sp. | | 400 | | |
| | Snowella lacustris | | 6.545.900 | 480.300 | 2.537.900 |
| CRYPTOPHYCEAE | Cryptomonas spp. | 8.900 | 44.500 | | 80.800 |
| | Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica | 88.900 | 160.100 | 275.700 | 103.800 |
| | Ubestemt cryptophyce | 53.400 | 53.400 | 142.900 | |
| DINOPHYCEAE | Ubest. atecat dinofl., 10-20 µm | 8.900 | 8.900 | 4.400 | |
| | Ubest. atecat dinofl., 20-30 µm | 2.200 | 4.400 | 6.700 | 700 |
| | Ubest. atecat dinofl., >30 µm | | | 2.200 | 3.000 |
| | Ubest. thecat dinofl., 10-20 µm | | | 6.700 | |
| CHRYSOPHYCEAE | Bitrichia chodatii | | 124.500 | 4.400 | 5.800 |
| | Chrysolykos skujai | | | 2.200 | |
| | Dinobryon crenulatum | | 53.400 | 6.700 | |
| | D. sp. | | | | 5.800 |
| BACILLARIOPHYCEAE | Fragilaria spp. | | | | 200 |
| | Ubest. pennat diatome, 60 µm | | 2.200 | | |
| EUGLENOPHYCEAE | Trachelomonas volvocina | | | | 5.800 |
| CHLOROPHYCEAE | Chlamydomonas spp. | | | 17.800 | 92.300 |
| | Crucigenia quadrata | 4.400 | | | |
| | Elakatothrix genevensis | | 17.800 | 8.900 | 5.800 |
| | Monoraphidium dybowskii | 249.000 | 17.800 | | |
| | Oocystis spp. | 3.931.100 | 284.600 | 35.600 | 3.000 |
| | cf. Willea vilhelmii | | 257.900 | | |
| Ubest. slimkolonier | 3.771.000 | 15.937.800 | 7.328.600 | 277.900 | |
| UKLASSIFISERT | Små coccoide celler, <5 µm | 6.332.400 | 4.411.400 | 3.771.000 | 2.399.700 |
| | Små coccoide celler, 5-10 µm | 142.300 | 569.200 | 17.800 | 69.200 |
| | Små flagellater, <5 µm | 5.336.300 | 1.992.200 | 2.205.700 | 2.861.100 |
| | Små flagellater, 5-10 µm | 1.280.700 | 569.200 | 17.800 | 369.200 |
| CRASPEDOMONADINA | Ubest. krageflagellat | | 71.200 | | |
| VOLUM (ml/l) | | 2,16 | 3,54 | 1,57 | 0,35 |

Tabell 60. Planteplankton i Gaupåsvatn 1995. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne er totalvolumet (ml/l) angitt.

| GRUPPE | SLEKT/ART | 25/05/95 | 11/07/95 | 23/08/95 | 20/09/95 |
|-------------------|---|----------|----------|----------|----------|
| CYANOPHYCEAE | <i>Snowella lacustris</i> | 69.200 | 92.300 | | |
| CRYPTOPHYCEAE | <i>Cryptomonas</i> spp. | 46.100 | 442.800 | 20.300 | 12.200 |
| | <i>Rhodomonas lacustris</i> var. <i>nannoplanktonica</i> | 369.200 | 276.900 | 80.800 | 23.100 |
| | Ubestemt cryptophyce | 461.500 | 415.300 | | |
| DINOPHYCEAE | Ubest. athecat dinofl., 10-20 µm | 5.800 | 11.500 | | |
| | Ubest. athecat dinofl., 20-30 µm | | 700 | | |
| | Ubest. athecat dinofl., >30 µm | | 700 | | |
| | Ubest. thecat dinofl., 20-30 µm | | | 400 | |
| CHRYSOPHYCEAE | <i>Bitrichia chodatii</i> | | 5.800 | | |
| | <i>Chrysolykos</i> skujai | 23.100 | | | |
| | <i>Dinobryon bavaricum</i> | 312.900 | | | |
| | <i>D. borgei</i> | | 23.100 | | |
| | <i>D. crenulatum</i> | 57.700 | 230.700 | | |
| | <i>D. cylindricum</i> | 566.000 | | | |
| | <i>D. sociale</i> var. <i>americanum</i> | | 680.600 | | |
| | <i>D. sp.</i> (solitær) | 138.400 | 23.100 | | |
| | cf. <i>Kephyrion</i> sp. | 46.100 | | | |
| | <i>Mallomonas akrokomos</i> | 46.100 | 11.500 | 11.500 | 17.300 |
| | cf. <i>M. caudata</i> | | | | 200 |
| | <i>M. spp.</i> | 34.600 | 115.400 | | 200 |
| | <i>Pedinella</i> sp. | 46.100 | 17.300 | | |
| <i>Synura</i> sp. | 623.000 | | | | |
| BACILLARIOPHYCEAE | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 69.200 | 126.900 | | |
| | <i>F. spp.</i> | 28.800 | | | |
| | <i>Rhizosolenia eriensis</i> | | 276.900 | | |
| | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 180.300 | 5.900 | | |
| | Ubest. pennat diatome, 15 µm | | | | 200 |
| | Ubest. pennat diatome, 80 µm | | | | 200 |
| EUGLENOPHYCEAE | <i>Trachelomonas volvocina</i> | 369.200 | 132.700 | | 17.300 |
| CHLOROPHYCEAE | <i>Ankyra judayi</i> | 34.600 | 369.200 | 34.600 | 46.100 |
| | <i>A. lanceolata</i> | 276.900 | | 57.700 | 34.600 |
| | <i>Chlamydomonas</i> spp. | 184.600 | 115.300 | 11.500 | |
| | <i>Coelastrum reticulatum</i> | 3.000 | | | |
| | <i>Dictyosphaerium elegans</i> | 11.800 | 20.700 | | 3.000 |
| | <i>Elakatothrix genevensis</i> | 5.800 | | | |
| | <i>Monoraphidium minutum</i> | 115.400 | | | |
| | <i>Mougeotia</i> sp. | 126.900 | | | |
| | <i>Oocystis</i> spp. | | 23.100 | 23.100 | |
| | <i>Scenedesmus</i> sp. | | | | 69.200 |
| | <i>S. cf. ecornis</i> | | 115.400 | | |
| | <i>Staurastrum anatinum</i> f. <i>vestitum</i> | | 400 | | |
| | <i>S. cf. erasum</i> | | 200 | | |
| | <i>S. sp.</i> | | | 400 | |
| | <i>Staurodesmus</i> cf. <i>triangularis</i> | 1.500 | | | |
| | Ubest. slimkolonier | | 65.000 | | |

tabellen fortsetter neste side

Tabell 60 fortsetter:

| | | | | | |
|------------------|-------------------------------|------------|------------|------------|------------|
| UKLASSIFISERT | Små coccoide celler, <5 µm | 29.072.900 | 11.998.400 | 27.042.400 | 16.336.200 |
| | Små coccoide celler, 5-10 µm | 92.300 | 461.500 | 11.500 | 46.100 |
| | Små coccoide celler, 10-20 µm | | 92.300 | | |
| | Små flagellater, <5 µm | 7.199.000 | 5.168.500 | 2.122.800 | 1.476.700 |
| | Små flagellater, 5-10 µm | 3.230.300 | 2.538.100 | 300.000 | 664.300 |
| | Flagellater, 10-20 µm | 46.100 | 23.100 | | |
| CRASPEDOMONADINA | Ubest. kragflagellat | 46.100 | 461.500 | 23.100 | |
| ZOFLAGELLATA | Gyromitus cordiformis | 700 | | | |
| VOLUM (ml/l) | | 1,96 | 1,55 | 0,48 | 0,37 |

Tabell 61. Dyreplankton i Hjortlandsstemma 1995. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i pr øven, klassifisert fra + (få) til +++++ (full dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt i sjiktet 0 - 15 m.

| GRUPPE/ART | 25.05.95 | 15.06.95 | 11.07.95 | 20.09.95 |
|-------------------------|----------|----------|----------|----------|
| Vannlopper | | | | |
| Diaphanosoma brachyurum | + | e | +++ | + |
| Holopedium gibberum | + | + | e | |
| Bosmina longispina | + | ++ | +++ | e |
| Chydorus sp. | e | | | |
| Hoppekreps | | | | |
| Heterocope saliens | + | + | + | e |
| Eudiaptomus gracilis | ++ | +++ | +++ | ++++ |
| Calanoide copepoditter | +++ | ++ | +++ | ++ |
| Calanoide nauplii | +++ | + | + | + |
| Cyclops abyssorum | + | ++ | ++ | + |
| Cyclopoide copepoditter | ++ | + | + | + |
| Cyclopoide nauplii | + | + | + | ++ |
| Hjuldyr | | | | |
| Keratella hiemalis | + | ++ | | ++ |
| Keratella cochlearis | + | + | + | |
| Kellicottia longispina | ++++ | +++++ | +++ | +++ |
| Polyarthra spp. | | e | | ++ |
| Asplanchna priodonta | e | | | |

Tabell 62. Dyreplankton i Hetlebakkstemma 1995. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få) til +++++ (full dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt i sjiktet 0 - 5 m.

| GRUPPE/ART | 15.06.95 | 11.07.95 | 23.08.95 | 20.09.95 |
|-------------------------------------|----------|-----------|----------|----------|
| Vannlopper | | | | |
| Diaphanosoma brachyurum | e | e | e | e |
| Holopedium gibberum | +++ | +++ | ++ | + |
| Daphnia longispina | ++ | ++ | +++ | +++ |
| Daphnia galeata | | e | | |
| Bosmina longispina | + | + | ++ | ++ |
| Polyphemus pediculus | | | e | |
| Hoppekreps | | | | |
| Heterocope saliens | + | + | + | + |
| Eudiaptomus gracilis | e | + | ++ | + |
| Calanoide copepoditter | ++ | ++ | ++ | + |
| Calanoide nauplii | + | + | ++ | + |
| Cyclops abyssorum | | e | | |
| Cyclopoide copepoditter | e | | e | e |
| Cyclopoide nauplii | | | e | e |
| Hjuldyr | | | | |
| Kellicottia longispina | ++++ | + | ++ | ++ |
| Conochilus spp. cf. Ploesoma sp. | + | ++++ e | +++ | ++ e |
| Andre | | | | |
| Acari (midd) | e | | | |

Tabell 63. Dyreplankton i Gaupåsvatn 1995. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i pr øven, klassifisert fra + (få) til +++++ (full dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt i sjiktet 0 - 25 m.

| GRUPPE/ART | 25.05.95 | 15.06.95 | 11.07.95 | 23.08.95 | 20.09.95 |
|------------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Vannlopper | | | | | |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> | e | | | | |
| <i>Holopedium gibberum</i> | + | + | e | | |
| <i>Daphnia longispina</i> | e | | | | e |
| <i>Daphnia galeata</i> | +++ | +++ | +++ | ++ | + |
| <i>Bosmina longispina</i> | +++ | ++ | + | +++ | + |
| <i>Bythotrephes longimanus</i> | | e | | | |
| Hoppekreps | | | | | |
| <i>Heterocope saliens</i> | + | + | + | e | |
| <i>Eudiaptomus gracilis</i> | ++ | ++ | e | ++ | ++ |
| Calanoide copepoditter | + | + | | + | ++ |
| Calanoide nauplii | + | +++ | ++ | + | e |
| <i>Cyclops scutifer</i> | ++ | + | + | | |
| <i>Cyclops abyssorum</i> | + | + | + | + | + |
| Cyclopoide copepoditter | + | + | ++ | +++ | ++ |
| <i>Diacyclops cf. bicuspidatus</i> | | | e | | |
| Cyclopoide nauplii | +++ | +++ | ++ | + | e |
| Hjuldyr | | | | | |
| <i>Keratella quadrata</i> | e | e | | | |
| <i>Keratella hiemalis</i> | | e | e | | |
| <i>Keratella cochlearis</i> | e | e | | | e |
| <i>Keratella serrulata</i> | | | e | | |
| <i>Kellicottia longispina</i> | ++ | +++ | + | ++ | + |
| <i>Conochilus spp.</i> | ++ | +++ | ++++ | +++ | + |
| <i>Polyarthra spp.</i> | | | e | + | e |
| cf. <i>Synchaeta sp.</i> | e | | | | |
| cf. <i>Ploesoma sp.</i> | e | e | | e | |
| Andre | | | | | |
| <i>Chaoborus flavicans</i> larver | e | | e | e | e |
| Corixidae (buksvømmere) | | | | e | |

6. Henvisninger

- Aanes, K.J. & A.J. Erlandsen. 1983. Langavatn og Gaupåsvatn i Bergen kommune. . En orienterende undersøkelse av forurensningssituasjonen i 1982. NIVA-rapport Lnr. 1594. 49 s
- Aanes, K.J. & P.Brettum. 1985. Hjortlandsstemma og Stendavatn i Bergen kommune. En orienterende undersøkelse av forurensningssituasjonen 1983. NIVA-rapport Lnr. 1719. 55 s.
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5 - 15 m. NIVA-rapport Lnr. 2001. 44 s.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Phytoplankton. NIVA-rapport Lnr. 2344. 111 s.
- Bjørklund, A. 1994. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1994. Rådgivende Biologer, Rapp. nr. 145. 166 s.
- Bjørklund, A. & G. Johnsen 1993. Bakteriologisk undersøkelse av vassdrag i Bergen med hensyn på forurensing fra kloakk. Rådgivende Biologer, Rapp. nr. 79. 35 s.
- Bjørklund, A., G. Johnsen & A. Kambestad. 1994. Miljøkvalitet i vassdragene i Bergen kommune, status 1993. Rådgivende Biologer, Rapp. nr. 110. 156 s.
- Bjørklund, A. & G. Johnsen 1994. Bakteriologisk undersøkelse av vassdrag i Bergen med hensyn på forurensing fra kloakk 1994. Rådgivende Biologer, Rapp. nr. 121. 29 s.
- Bjørklund, A., G. Johnsen, Å.Åtland & A. Kambestad 1993. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune i 1992. Rådgivende Biologer, Rapp. nr. 81. 168 s.
- Hobæk, A. 1994. Kloakkforurensing av to overvannsledninger i Bergen karakterisert ved tarmbakterier. NIVA-rapport Lnr. 3013. 18 s.
- Hobæk, A. 1996. Kloakkforurensning av vassdrag i Bergen kommune vinteren 1995-96. NIVA-rapport Lnr. 3507-96. 28 s.
- Hobæk, A., E.A. Lindstrøm & K.J. Aanes. 1994. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1993. Gravdals-, Fyllingsdals-, Hauglandsdals- og Kalandsvassdragene. NIVA-rapport Lnr. 3026. 119 s.
- Johnsen, G. H., G.B. Lehmann & K. Birkeland. 1992. Forberedende kartlegging for overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune. Rådgivende Biologer, Rapport nr 61. 112 s.
- NVE 1987. Avrenningskart for Norge. Referanseperiode 1.9.1930 - 31.8.1960. NVE Vassdragsdirektoratet, Hydrologisk avdeling. Kartblad nr. 1.
- Rognerud, S., D. Berge & M. Johannessen. 1979. Telemarksvassdraget - Hovedrapport for undersøkelsene i perioden 1795 - 1979. NIVA-rapport Lnr. 1147. 82 s.
- Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem.Ist.Ital Idrobiol. 33: 53-83.
- SFT 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon. TA-905/1992. 32 s.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3506-96

ISBN 82-577-3048-3