

NIVA



RAPPORT LNR 4177-2000

Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1999

Mildevatn, Midtbygda-, Åstveit-,
Arna- og Kalandsvassdragene



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
Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 32 22 51

Akvaplan-NIVA A/S
Polarmiljøseneteret
9269 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

| | | | |
|--|---------------------------------------|-----------------|------------------|
| Tittel Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1999. Mildevatn, Midtbygda-, Åstveit-, Arna- og Kalandsvassdragene. | Løpenr. (for bestilling) 4177-2000 | Dato 1.02.00 | |
| | Prosjektnr. Undernr. O-99090 | Sider 84 | Pris kr 100,- |
| Forfatter(e) Hobæk, Anders | Fagområde Eutrofi ferskvann | Distribusjon | |
| | Geografisk område Hordaland | Trykket NIVA | |

| | |
|--|-----------------------------|
| Oppdragsgiver(e) Bergen kommune, Kommunalavdeling teknisk utbygging, VA-seksjonen | Oppdragsreferanse 149/99 |
|--|-----------------------------|

| |
|---|
| <p>Sammendrag</p> <p>Midtbygdivassdraget, Åstveitvassdraget, Arnavasdraget og Kalandsvassdraget samt Mildevatnet ble overvåket mht. forurensning av næringssalter og tarmbakterier i 1999. Programmet omfattet totalt 7 innsjøer og 4 elvestasjoner.</p> <p>Etter SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann vurderes tre innsjøer til klasse IV (dårlig); tre til klasse III (mindre god), og én til klasse II (god) mht. næringssalter. Ingen av innsjøene falt i klassene V (meget dårlig) eller I (meget god). Av utløpselvene falt én i klasse II, én i klasse III; én i klasse IV og én i klasse V. For forurensning av tarmbakterier falt fem av innsjøene i klasse III; én i klasse II og én i klasse I. Tre utløpselver ble vurdert til klasse IV, og én til klasse V.</p> <p>Tilførsler av næringsemnet fosfor til innsjøresipientene er beregnet på grunnlag av tilstanden i innsjøene og hydrologiske data. For alle de 7 innsjøene overskred fosfortilførslene en 'akseptabel' belastning. For noen av resipientene synes fosfortilførslene å være lavere enn ved tidligere undersøkelser på 80- og 90-tallet.</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


Anne Lyche Solheim
Forskningsleder


Nils Roar Sælthun
Forskningssjef

Overvåking av ferskvannsresipienter

i Bergen kommune 1999.

Mildevatn, Midtbygda-, Arna,-

Åstveit- og Kalandsvassdragene

Forord

På oppdrag for Bergen kommune har NIVAs Vestlandsavdeling utført overvåking av fire vassdrag og én enkeltresipient i kommunen i 1999: Midtbygdavassdraget, Åstveitvassdraget, Arnavassdraget, Kalandsvassdraget og Mildevatn. Undersøkelsen inngår i et flerårig program for overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen. Parallelt med resipientovervåkingen er det utført en lekkasjesøking i 13 vassdrag. Programmet for 1999 omfatter derfor to selvstendige rapporter, hvorav denne er én.

Chemlab Services A/S har utført alle bakterietellinger, mens vannkjemiske analyser er utført ved NIVAs laboratorium. Identifikasjon og opptelling av planteplankton er utført av Evy R. Lømsland med assistanse av Torbjørn M. Johnsen, mens Anders Hobæk har bearbeidet dyreplankton. Arild Sundfjord har bearbeidet alle hydrografiske målinger. Feltarbeidet er gjennomført av Arild Sundfjord, Camilla Grimsby, Lars G. Golmen og Anders Hobæk.

Bergen kommunes kontaktperson for prosjektet har vært Kjell Rypdal.

Takk til alle medarbeidere for innsats og godt samarbeid.

Bergen, 1. februar 2000

Anders Hobæk

Innhold

| | |
|--|-----------|
| 1. INNLEDNING | 11 |
| 2. MATERIALE OG METODER | 12 |
| 2.1 PRØVETAKING | 12 |
| 2.2 ANALYSER OG BEREGNINGER | 13 |
| 2.3 VURDERING OG KLASSIFISERING..... | 14 |
| 2.4 NEDBØR OG AVRENNING I 1999 | 16 |
| 3. MIDTBYGDAVASSDRAGET | 18 |
| 3.1 OMRÅDEBESKRIVELSE | 18 |
| 3.2 LANGAVATN | 19 |
| 3.3 DALELVEN VED KVERNEVIK..... | 23 |
| 3.4 MASSETRANSPORT TIL BYFJORDEN | 25 |
| 4. ÅSTVEITVASSDRAGET | 29 |
| 4.1 OMRÅDEBESKRIVELSE | 29 |
| 4.2 GRIGGASTEMMA | 30 |
| 4.3 ÅSTVEITVATN | 34 |
| 4.4 UTLØPSELVEN..... | 39 |
| 4.5 MASSETRANSPORT TIL EIDSVÅGEN..... | 41 |
| 5. ARNAVASSDRAGET | 46 |
| 5.1 OMRÅDEBESKRIVELSE | 46 |
| 5.2 HAUKELANDSVATN | 47 |
| 5.3 STORELVA | 51 |
| 5.4 MASSETRANSPORT TIL ARNAVÅGEN | 54 |
| 6. KALANDSVASSDRAGET | 57 |
| 6.1 OMRÅDEBESKRIVELSE | 57 |
| 6.2 KALANDSVATN | 58 |
| 6.3 STENDAVATN..... | 63 |
| 6.4 FANAELVEN | 67 |
| 6.5 UTLØPSBEKK FRA STENDAVATN..... | 70 |
| 6.6 MASSETRANSPORT TIL FANAFJORDEN | 70 |
| 7. MILDEVATN | 74 |
| 7.1 OMRÅDEBESKRIVELSE | 74 |
| 7.2 RESULTATER..... | 75 |
| 8. HENVISNINGER | 83 |

Sammendrag

Som ledd i et 10-årig overvåkingsprogram for ferskvannsresipienter i Bergen kommune, ble følgende vassdrag overvåket i 1999: Midtbygdavassdraget (Langavatnet og utløpselv til Byfjorden); Åstveitvassdraget (Griggastemma, Åstveitvatnet og utløpselv til Eidsvågen i Byfjorden); Arnassdraget (Haukelandsvatn og utløpselv til Arnavågen; Kalandsvassdraget (Kalandsvatn, Stendavatn og utløpselv til Fanafjorden); dessuten enkeltresipienten Mildevatnet i Fana. I innsjøene ble prøvetaking for fysisk/kjemiske parametre supplert med biologiske undersøkelser (planteplankton og dyreplankton). Innsjøer og elver ble undersøkt månedlig i produksjonsperioden mai – oktober 1999.

Overvåkingen er innrettet mot effekter av næringssalter og bakteriell forurensning (kloakk). Resultatene gir dessuten grunnlag for vurdering av tilstand mht. organisk stoff, partikler og forsurende stoffer. For virkning av organisk stoff 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. Klassifisering av tilstand 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.

Midtbygdavassdraget

I Langavatn var innholdet av næringsalter relativt høyt (tilstandsklasse IV). Algemengden lå totalt sett noe lavere enn forventet ut fra mengden næringssalter. Den organiske produksjonen var likevel stor nok til å medføre et betydelig forbruk av oksygen i innsjøens bunnvann (tilstandsklasse V for organisk belastning), men ikke stort nok til at tidligere sedimenterte næringssalter ble utløst i nevneverdig omfang. Tilførsler av tarmbakterier var også betydelige, og innsjøen klassifiseres til klasse IV også for denne kategorien. Nivået av næringssalter lå noe lavere enn ved tidligere undersøkelser på 80- og 90-tallet, men forskjellen er ikke statistisk signifikant. Innsjøen har behov for 50-60% reduksjon i fosfortilførslene for å oppnå en akseptabel tilstand.

Ved utløpet i Kvernevik var Dalelva meget sterkt forurenset av næringssalter og tarmbakterier (tilstandsklasse V for begge kategorier).

Åstveitvassdraget

Griggastemma får tilført betydelige mengder næringssalter (tilstandsklasse IV). Belastningen fører til stor organisk produksjon og oksygenvinn i bunnvannet (tilstandsklasse V for organisk belastning). Det ble påvist hydrogensulfid i bunnvannet og utløsning av næringssalter fra sedimentene som følge av denne belastningen. Innsjøen har stor naturlig kapasitet for fosfortilførsler pga. stor gjennomstrømming av vann, men har likevel behov for over 50 % reduksjon i fosfortilførselen for å oppnå en akseptabel tilstand. Tarmbakterier ble også påvist i Griggastemma (tilstandsklasse III), trolig som følge av kloakklekkasjer og overløpsproblemer. Det kunne ikke påvises endringer i tilstanden fra tidligere.

I Åstveitvatnet var også innholdet av næringssalter høyt (tilstandsklasse IV). Effekten av dette er stor organisk produksjon, og i 1999 fikk vi også en markert oppblomstring av blågrønne alger (vannblomst). Artene som opptrådte kan være giftproduserende, og potensielt føre til sykdom ved bading. Oksygenforholdene i bunnvannet ble dårlige (tilstandsklasse V for organisk belastning), men det ble ikke påvist hydrogensulfid eller nevneverdig utløsning av næringssalter fra bunnsedimentet. Faren for dette er imidlertid til stede, og dette vil medføre en betydelig forverring av forurensningssituasjonen i innsjøen. Kloakklekkasje kan ha medført en forverring av forholdene, selv

om det ikke kan påvises statistisk sikre endringer siden forrige undersøkelse. Det ble regelmessig påvist tarmbakterier (tilstandsklasse III). Innsjøen har behov for 50% reduksjon i fosfortilførslene.

Utløpselven til Åstveitvassdraget var naturlig nok også belastet med næringssalter (tilstandsklasse IV), som innsjøene ovenfor. Effekten av organisk belastning var her mindre (tilstandsklasse III), men mengden tarmbakterier større (tilstandsklasse IV).

Arnavassdraget

Haukelandsvatn vurderes til tilstandsklasse III for næringssalter, klasse III for organisk belastning, og klasse II for tarmbakterier. Tilstanden i innsjøen synes uforandret fra tidligere på 90-tallet, men tilførslene av næringssalter noe større enn på slutten av 80-tallet. Avlastningsbehovet for fosfor er betydelig, men de økologiske effektene av dagens belastning er ikke alarmerende.

Storelva ved utløp til Arnavågen hadde næringssalter tilsvarende tilstandsklasse II. For tarmbakterier ble tilstandsklassen IV. Imidlertid lå de fleste målinger i 1999 innenfor klasse II, inklusive lekkasjesøking i oktober og november. Det ser derfor ut til at situasjonen i Storelva er bedret de senere årene med hensyn til kloakktilførsler. Dette har også gitt seg utslag i lavere mengder næringssalter.

Kalandsvassdraget

Kalandsvatn hadde forholdsvis lave konsentrasjoner av næringssalter (tilstandsklasse II) og lav organisk produksjon. Det ble bare påvist meget beskjedne mengder av tarmbakterier i innsjøen (tilstandsklasse I). Sammenlignet med vurderingen fra 1996 var tilstanden for næringssalter klart bedre, og lignet mer på situasjonen i 1988-1993. Innsjøen forurenses fortsatt med næringssalter, men effektene av disse tilførslene var ikke store i 1999.

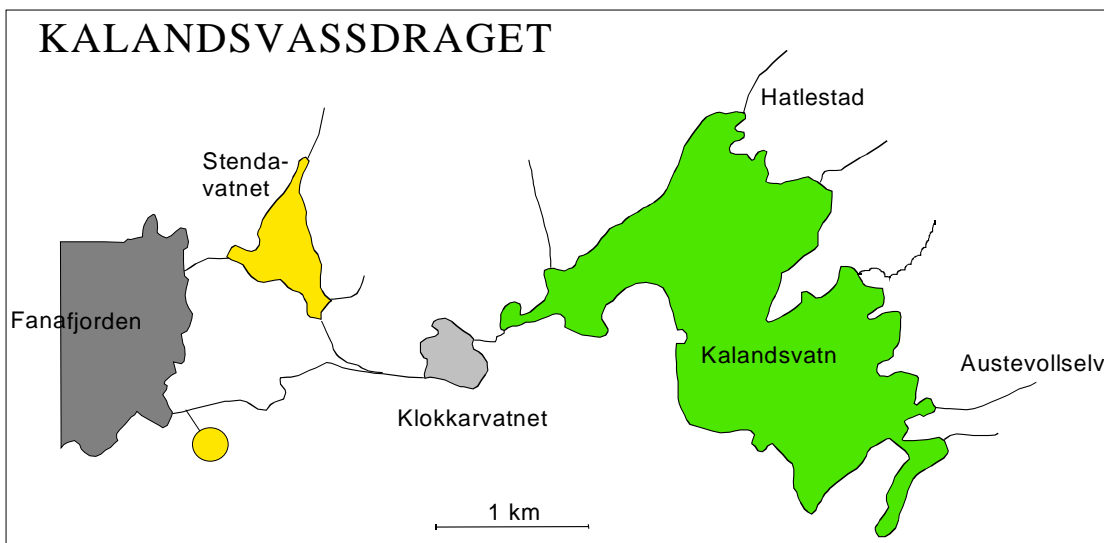
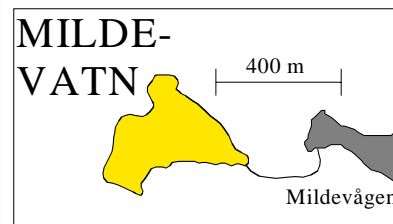
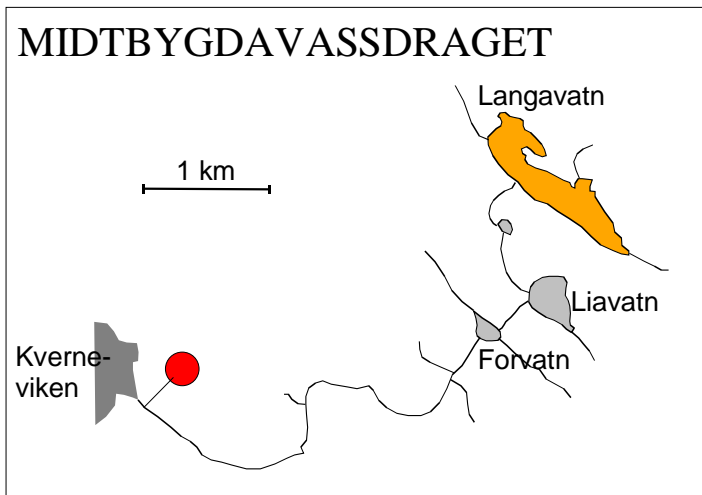
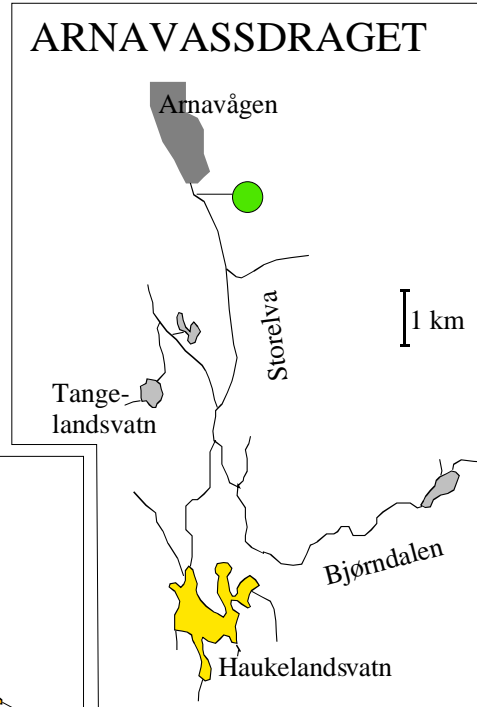
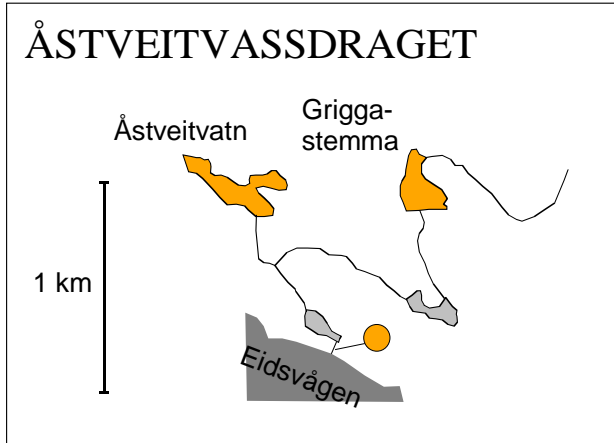
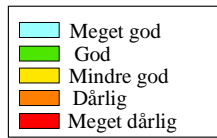
I Stendavatnet var den hydrologiske situasjonen gunstig i 1999, med store overførsler av vann fra Fanaelven. Tilstanden med hensyn til næringssalter (tilstandsklasse III) var vesentlig bedre enn i 1996, da overførslene av vann var mindre. Belastningen med næringssalter til innsjøen er imidlertid fortsatt stor, og tilstanden er helt avhengig av vannmengdene som overføres fra Fanaelven. Fra august fikk vi en markert oppblomstring av blågrønnalger (svakt utviklet vannblomst), og oksygenmengden i bunnvannet ble kraftig redusert i løpet av sesongen. For tarmbakterier var tilstandsklassen III, og situasjonen synes ikke forandret fra tidligere. Innsjøen vurderes som økologisk ustabil som følge av forurensning, og har et markert behov for avlastning selv om den hydrologiske situasjonen er gunstig for innsjøens tilstand.

Fanaelven ved utløpet til Fanafjorden ble vurdert til tilstandsklasse III for næringssalter og klasse IV for tarmbakterier. For begge kategorier var tilstanden klart bedre enn i 1996. Partikkelmengden har gått ned på denne stasjonen i løpet av 90-tallet.

Mildevatn

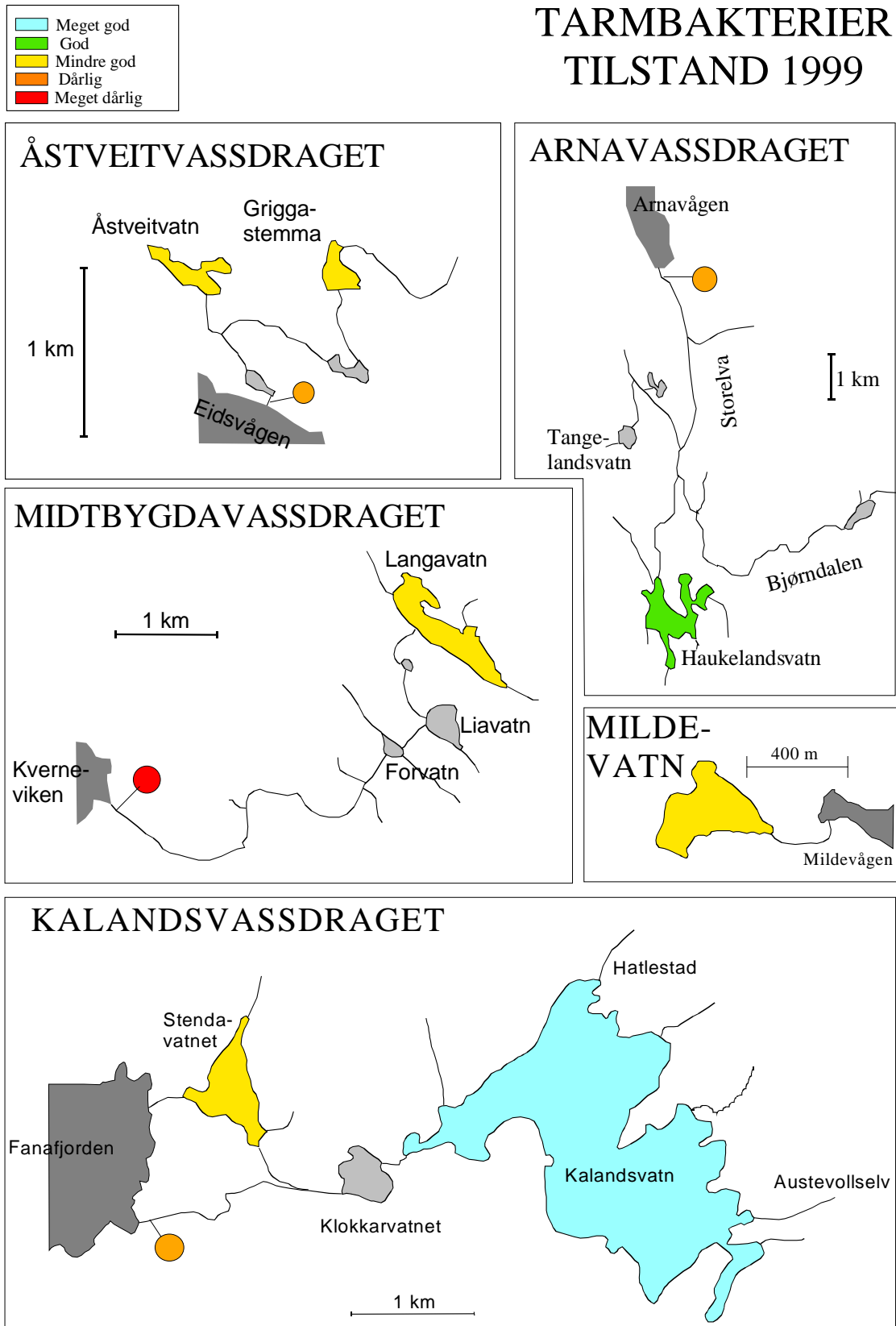
I Mildevatn vurderes tilstanden for både næringssalter og tarmbakterier til klasse III. Det synes ikke å ha skjedd vesentlige endringer i forurensningstilførsler siden forrige undersøkelse i 1992. Innsjøen er fortsatt overbelastet med næringssalter, og har i utgangspunktet en høy naturlig belastning av organiske materiale. Oksygeninnholdet i bunnvannet ved slutten av sesongen var derfor lavt. Det ble ikke påvist reduserende forhold, men mulighetene for dette vil være stor i somrer med lite nedbør. En avlastning av tilførselen av næringssalter synes nødvendig for å redusere muligheten for indre gjødsling i innsjøen.

NÆRINGSSALTER TILSTAND 1999

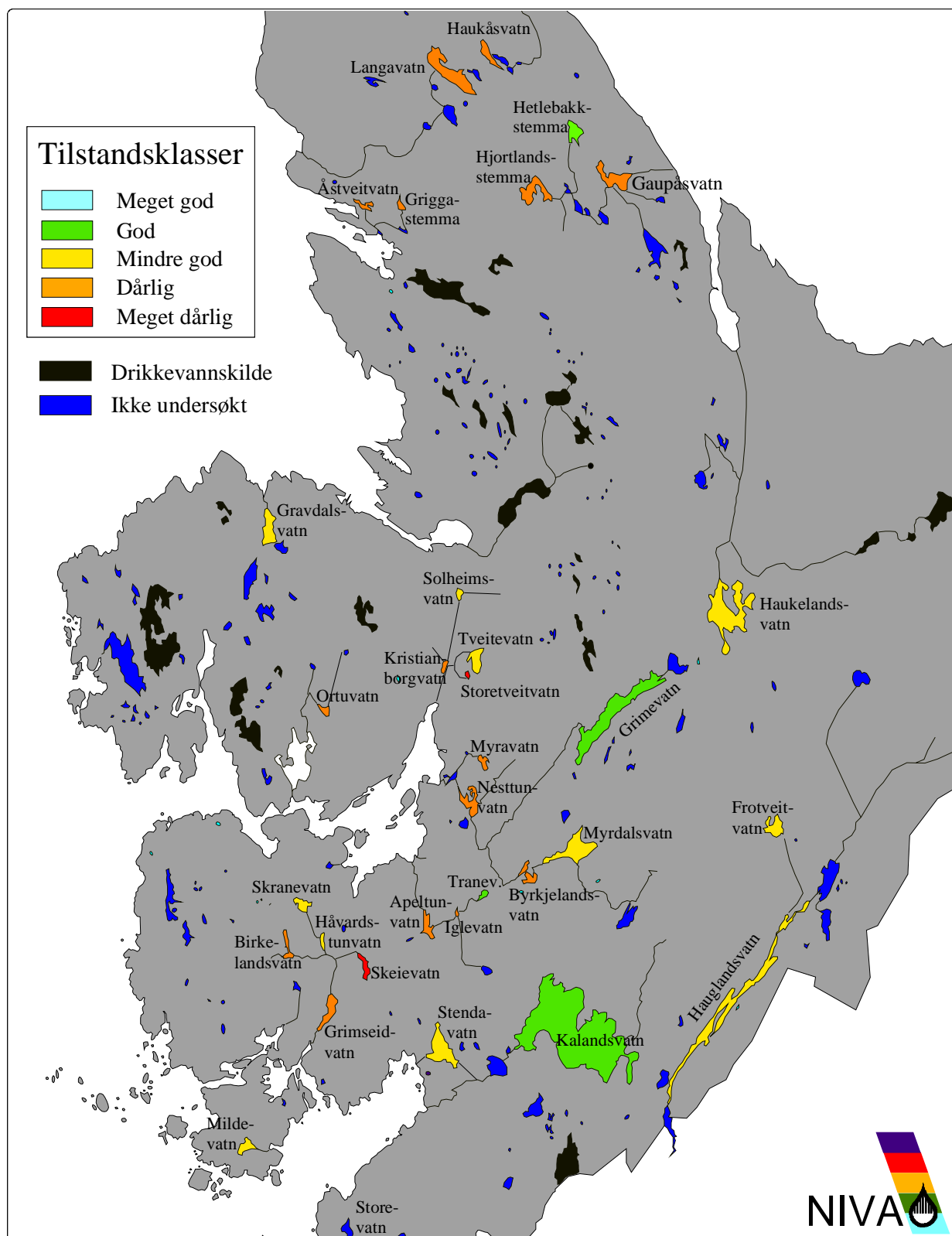


Figur 1. Klassifisering av tilstand mht. effekter av næringssalter 1999. Tilstandsklasser etter SFT (1997).

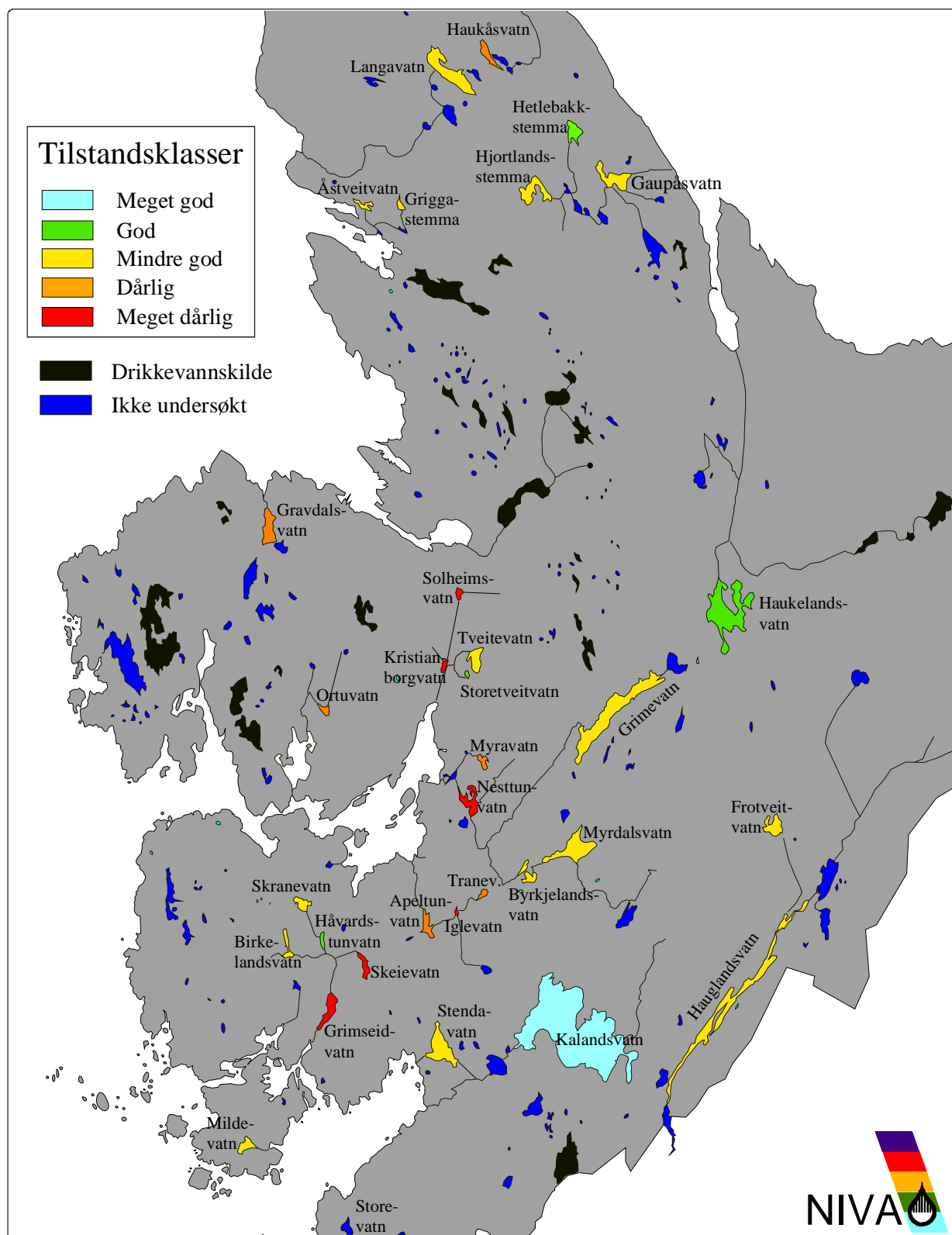
TARMBAKTERIER TILSTAND 1999



Figur 2. Klassifisering av tilstand mht. effekter av tarmbakterier (termostabile koliforme bakterier) 1999. Tilstandsklasser etter SFT (1997).



Figur 3. Innsjøresipienter i Bergen. Status 1999 for tilstand mht. næringssalter. Basert på data fra Bjørklund (1994; 1997); Bjørklund & Brekke 1999; Hobæk (1996; 1998 og denne rapporten).



Figur 4. Innsjøresipienter i Bergen. Status pr. 1999 for tilstand mht. tarmbakterier. Basert på data fra Bjørklund (1994; 1997); Bjørklund & Brekke 1999; Hobæk (1996; 1998 og denne rapporten).

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 utlipp 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. 1994). I alt inngår 13 vassdrag og to enkeltinnsjøer 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 - 2001. 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 egnede 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. Næringssaltene er som regel også den viktigste faktor med hensyn til organisk belastning p.g.a. 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 til sammen grunnlaget for å vurdere forurensningstilstand i resipientene.

Siden beregning av transport av næringssalter med vassdragene til sjø ikke er en prioritert oppgave i dette programmet, er bare enkle anslag av massetransport beregnet ved å benytte middeltall for konsentrasjoner i vassdragene sammenholdt med anslått årlig avrenning.

Resultatene fra tidligere (1992-98) undersøkelser innen denne resipientovervåkingen finnes i Bjørklund (1994; 1997), Bjørklund m.fl. (1993), Bjørklund & Brekke (1999), Hobæk (1996; 1998), Hobæk m.fl. (1994).

I denne rapporten presenteres resultater fra undersøkelsene i 1999, som omfattet Midtbygda-, Åstveit-, Arna- og Kalandsvassdragene, samt enkeltresipienten Mildevatn. Mildevatn ble sist undersøkt i 1992 (Bjørklund m. fl. 1993). Åstveitvassdraget og Arnavassdraget var med i overvåkingsprogrammet i 1994 (Bjørklund 1994). Kalandsvassdraget og Midtbygdivassdraget ble sist overvåket i 1996 (Bjørklund 1997).

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. 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 og oksygensonden på Seabird SBE 19.

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 undersøkelsene i september tok vi vannprøver fra bunnvannet i innsjøene, både for O₂-bestemmelse og for vannkjemiske analyser. Til disse prøvene benyttet vi en nedsenkbar pumpe for dyp ned til 20 m, og en Ruttner vannhenter for prøver fra større dyp.

På elvestasjonene ble vannprøver tatt direkte i elven, godt ut fra bredden. I innsjøene er det brukt en slangehenter, som gir en representativ blandprøve av hele vannsøylen så langt ned som den senkes (3-10 m i de aktuelle innsjøene). Slangens innhold ble tømt i en plastdunk og blandet godt, og herfra ble det tappet vannprøver til vannkjemiske analyser, prøve til analyse av planteplankton, vann til filtrering for klorofyll a (biomasse av planteplankton), og 10 liter vann for en kvantitativ prøve av dyreplankton. Prøve av planteplankton ble 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 frosset ned i felt, og senere oppbevart 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.

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 undersøkelsesstasjonen. Etter prøvetaking ble flaskene oppbevart i kjølebagg 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.

Stasjonsnett er vist i kapitlene 3 - 7 om de enkelte vassdrag.

Produksjonsperioden i innsjøer i regionen regnes normalt for mai-oktober, og programmet omfatter derfor månedlige prøvetakinger i denne perioden. Normalt opprettholdes termisk sjiktning i innsjøer i regionen til utgangen av oktober. Som en del av programmet inngår prøvetaking av bunnvann ved slutten av stagnasjonsperioden. Hensikten med dette er å måle etter en så lang stagnasjonsperiode som mulig, siden utslagene av oksygenforbruk og eventuell utløsning av næringssalter fra sedimentene, som da blir størst. Basert på tidligere erfaringer vil stratifisering ofte være under nedbrytning i oktober, og denne prøvetakingen ble derfor utført i september.

2.2 Analyser og beregninger

Vannprøvene er analysert på NIVAs 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.

Analyser av oksygen etter Winkler-metoden ble utført etter standard prosedyre ved NIVAs Vestlandsavdeling.

Hydrografiske målinger er oppsummert i figurer som viser isopleter for temperatur eller oksygenmengde gjennom sesongen. Disse plottene er laget vha. av et dataprogram som benytter en egen algoritme for interpolasjon mellom målepunktene. Dette kan noen ganger gi litt pussige effekter når det er langt mellom målepunktene, og enkelte små merkelige slyng på isopletene kan derfor godt være artifakter.

Planteplankton ble analysert ved NIVAs Vestlandsavdeling. Det ble tatt seks prøver fra hver innsjø. Ved hjelp av målinger av cellenes dimensjoner og ulike geometriske modeller for cellenes form, er det beregnet volum for hver art/gruppe. Et uavhengig mål på algebiomasse er Klorofyll (se ovenfor).

Algevolum er ikke lagt til grunn for klassifisering av vannkvalitet i SFTs system, og Klf a er derfor brukt som parameter i disse vurderingene. Som sammenligningsgrunnlag for å vurdere algevolumentene 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 produksjonssesongen, som gjennomført for alle innsjøer i 1999.

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 | Partikkelinnhold | FTU ² |
| Total-nitrogen | Tot-N | Totalt nitrogeninnhold | µg/l |
| Total-fosfor | Tot-P | Totalt fosforinnhold | µg/l |
| Fosfat-fosfor | PO ₄ -P | Fosfor i form av orthofosfat | 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 | TKB | 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 NIVAs 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 – belastning med næringssalter.

For hvert vassdrag er det laget et enkelt anslag over mengden næringssalter som transporteres til sjø. Disse beregningene baserer seg på mengdene av næringssalter som er målt gjennom produksjonssesongen, samt på data om vassdragets middelvannføring avlest fra avrenningskart (NVE 1987). Denne prosedyren er sterkt forenklet i forhold til normal beregning av massetransport, og det må presiseres at fremgangsmåten bare gir et grovt anslag. Normalt skal slike beregninger baseres på minst månedlige målinger av konsentrasjoner i utløpselvene, og på kontinuerlige målinger av vannføring. Slike målinger finnes imidlertid ikke fra noen vassdrag i Bergen kommune.

2.3 Vurdering og klassifisering

Vurderingssystemet som benyttes er utviklet av NIVA for Statens Forurensningstilsyn (SFT 1992; 1997). Dette er beskrevet i tidligere rapporter innen dette programmet, og blir derfor ikke gjennomgått i detalj. Man skal imidlertid være oppmerksom på at det i siste revisjon er gjort enkelte endringer for noen parametre (f.eks. for Tot-N), og for å kunne sammenligne med tidligere undersøkelser kan det være nødvendig å revidere tidligere klassifiseringer. 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 konsentrasjonsintervall for de aktuelle parametrene. Som hovedregel benyttes aritmetisk eller tidsveid middelveid. For noen virkningstyper og parametre brukes øvre (eller nedre) 90 persentil av måleverdiene, eller høyeste (dårligste) måling dersom målingene er få. Det opereres i den reviderte utgaven av systemet med 5 tilstandsklasser (Tabell 2).

Tabell 2. Tilstandsklasser etter SFT (1997).

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

Klassifisering kan gjøres for en rekke forurensningstyper:

- **Næringssalter** (Aktuelle parametre: fosfor, nitrogen, klorofyll a, siktedyp, O₂-metning)
- **Organisk stoff** (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)
- **Miljøgifter** (Aktuelle parametre: Tungmetaller, organiske miljøgifter)

For nærmere omtale av tilstandsklasser vises til SFT (1992; 1997). For å vurdere hvor forurenset en resipient er, må man se på avviket mellom tilstanden ved undersøkelse og en forventet naturtilstand. Tidligere brukte man forholdet mellom disse som grunnlag for å tilegne resipienten en forurensningsgrad. Denne tilnærmingen er nå forlatt, og istedet sammenliknes tilstandsklassen ved (antatt) naturtilstand med den observerte. Hvis en innsjø må antas å ha vært i tilstandsklasse I mhp. næringssalter før den ble påvirket, og i dag vurderes til klasse IV, er altså forurensningsgraden ganske enkelt forskjellen mellom disse klassene. Et hypotetisk eksempel på en slik fremstilling er vist nedenfor.

| | TILSTANDSKLASSER | | | | |
|----------------|------------------|----|-----|----|---|
| VIRKNINGER AV: | I | II | III | IV | V |
| Næringssalter | | | | | |
| Organisk stoff | | | | | |
| Partikler | | | | | |
| Forsuring | | | | | |
| Miljøgifter | | | | | |
| Tarmbakterier | | | | | |

Dagens tilstandsklasse er her vist med mørk skravering, og naturtilstanden med lys skravering. I eksemplet over er avviket fra naturtilstand størst for virkning av tarmbakterier, mens det for forsuring ikke er noe avvik. Miljøgifter er ikke undersøkt innen dette programmet i 1999, og kategorien er derfor ikke med videre i rapporten. Resultater av miljøgiftundersøkelser innen dette programmet er presentert i Hobæk (1998c).

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 enkeltparameteren totalt fosfor, og det er tidligere foreslått verdier for forventet naturtilstand (fosformengder) 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 imidlertid recalibrert denne modellen (Rognerud m.fl. (1979), slik at den gir bedre presisjon med vanlige norske vannkvaliteter. Denne kalles i det følgende for RBJ-modellen.

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).

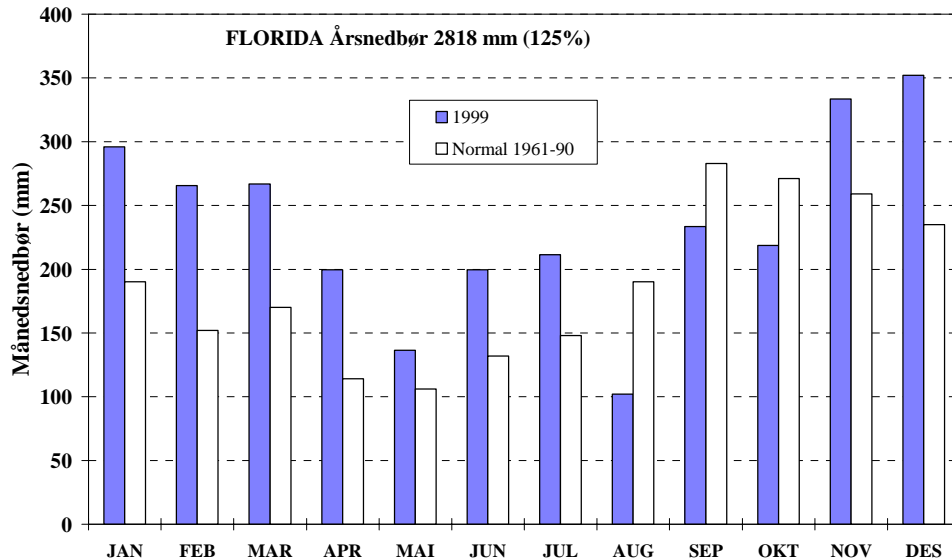
I de følgende kapitler avsluttes behandlingen av de enkelte innsjøer med et avsnitt om næringssaltbelastning av innsjøen. Her gis en vurdering av forurensningsrad med hensyn til næringssalter og organisk belastning. De fleste beregninger er utført med FOSRES-modellen, siden de fleste av innsjøene som ble overvåket i 1999 var grunne (middeldyp <15 m). I teksten henvises da bare til FOSRES. For to innsjøer med middeldyp over 15 m har vi benyttet RBJ-modellen.

Organisk belastning er i de fleste innsjøer vesentlig en sekundær effekt av stor egenproduksjon ved stor belastning av næringssalter. Det er derfor som oftest lite tilleggsinformasjon i å beregne forurensningsgrad 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 kan gjelde humustilførsler fra jordsmonnet, organiske utslipp som f. eks. silosaft, eller plantemateriale som tilføres fra omgivelsene.

Presentasjonen av resultatene er ordnet etter vassdrag, og tabeller med primærdata er samlet bakerst i hvert kapittel.

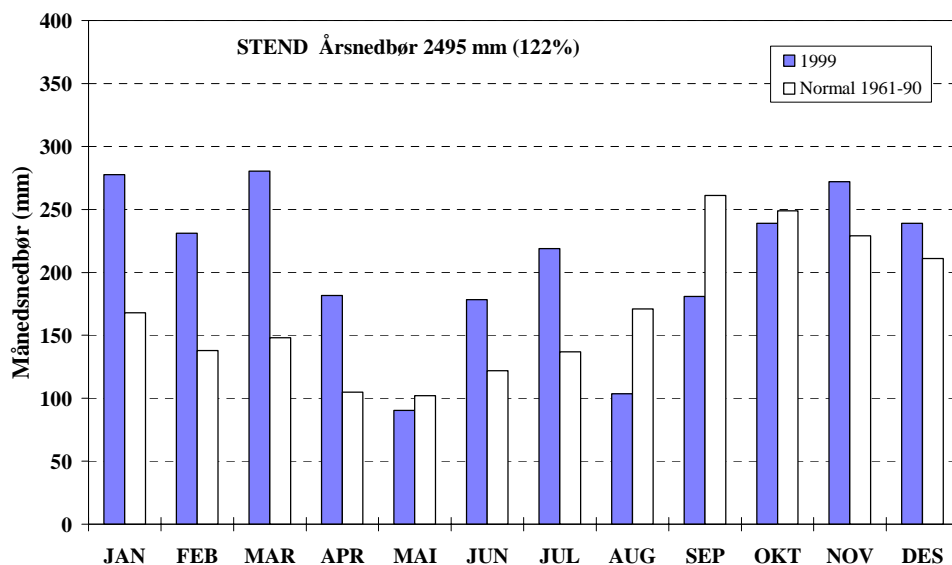
2.4 Nedbør og avrenning i 1999

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 Midtbygda-, Åstveit- og Arnassdragene, mens stasjonen på Stend er brukt for Kalandsvassdraget og Mildevatn.



Figur 5. Månedlig nedbør i 1999 (skraverete søyler) og normal nedbør (åpne søyler) på Florida, Bergen. Data fra Meteorologisk Institutt.

Årsnedbør på Florida i Bergen var 2818 mm, som er 125 % av normalen (1961-90). Månedlig nedbør er vist i Figur 5 sammen med normalnedbøren. Tilsvarende data for Stend er vist i Figur 6. Her var totalnedbøren 2495 mm, som utgjør 122 % av normalen.



Figur 6. Månedlig nedbør i 1999 (skraverete søyler) og normal nedbør (åpne søyler) på Stend, Fana. Data fra Meteorologisk Institutt.

Nedbøren var høyere enn normalt i perioden januar-juli, med unntak for mai på Stend. August og september var nedbørfattige, og oktober lå også litt under normalen. I årets to siste måneder falt det igjen mye nedbør, spesielt på Florida.

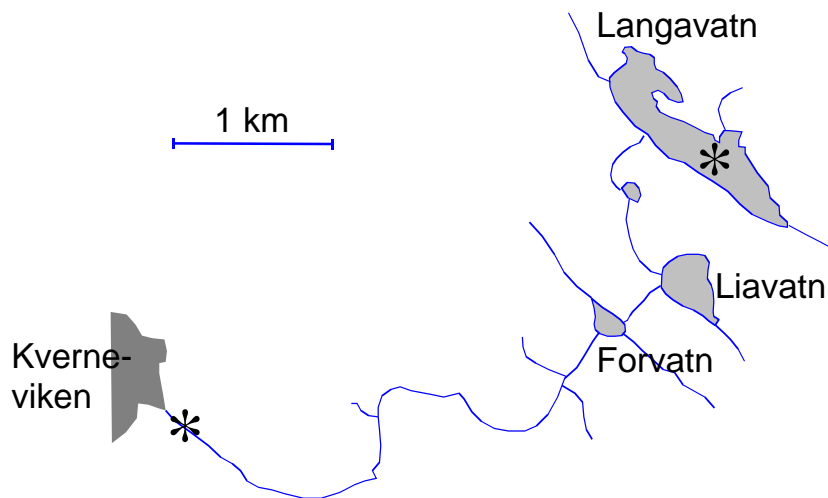
Avrenningen i vassdragene regnes å følge nedbørmønsteret i området ganske godt. Dette gjelder fordi både vassdragene og innsjømagasinene er (relativt) små, og forsinkelsene i vanntransport dermed mindre enn i større vassdrag. Perioder med frost og snø holder imidlertid igjen avrenningen, spesielt i de nedbørfelt som har høyereliggende områder.

På det ytre Vestlandet var 1999 et av de varmeste år som er registrert i løpet av 140 år. Spesielt var dette merkbart om høsten. Perioden august til oktober var i tillegg nedbørfattig. I vassdragene gav dette seg utslag i en forholdsvis lang produksjonssesong, og at innsjøene fortsatt var stratifiserte ved undersøkelsens avslutning.

3. Midtbygdavassdraget

3.1 Områdebeskrivelse

Vassdraget ligger i Åsane nord i kommunen, og har et nedbørfelt på ca. 16 km². Høyeste punkt i nedbørfeltet ligger 464 moh., og ca. halvparten av feltet ligger over 100 m. De høyereliggende områdene er for en stor del utmark (lynghei), mens de sentrale delene er tildels tettbygd. Det er også en del jordbruk i området. Et større handlesenter preger sentrale deler av nedbørfeltet. Den største innsjøen er Langavatn (90 moh.). Denne er omgitt jordbruksområder og villabebyggelse. Nedstrøms denne ligger Liavatnet (89 moh.) og Forvatnet (32 moh.). Dalelva renner videre gjennom områder preget av næringsvirksomhet og bebyggelse til utløpet i Kverneviken.



Figur 7. Skisse over Midtbygdavassdraget. Prøvestasjoner er markert med stjerne.

Middelvannføring for vassdraget er anslått til 35,7 mill. m³ pr. år. En del av vassdragets avrenning fanges opp i overvannstunnel fra Flaktveit, med inntak også flere steder lengre nede. Denne tunnelen munnar ut igjen i Dalelva ca. 500 m oppstrøms utløpet til fjorden. Overvåkingsstasjonene er vist i Figur 7 og Tabell 3, og omfatter bare Langavatnet og vassdragets utløp. Vassdraget ble første gang undersøkt i 1981 (Aanes & Brettum 1982), og er senere undersøkt innen dette programmet i 1992 (Bjørklund m.fl. 1993) og 1996 (Bjørklund 1997).

Tabell 3. Undersøkte stasjoner i Midtbygdavassdraget 1999.

| St. nr. | Stasjon | UTM (32V) | Hoh. |
|---------|-----------------------|------------|------|
| 1 | Langavatn | KN 990 105 | 90 |
| 3 | Dalelva ved Kvernevik | KN 953 088 | 2 |

Tabell 4. Langavatn. 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 | | | |
| Langavatn | 0,375 | 33 | 54 | 11,45 | 1,3 | 15,0 |

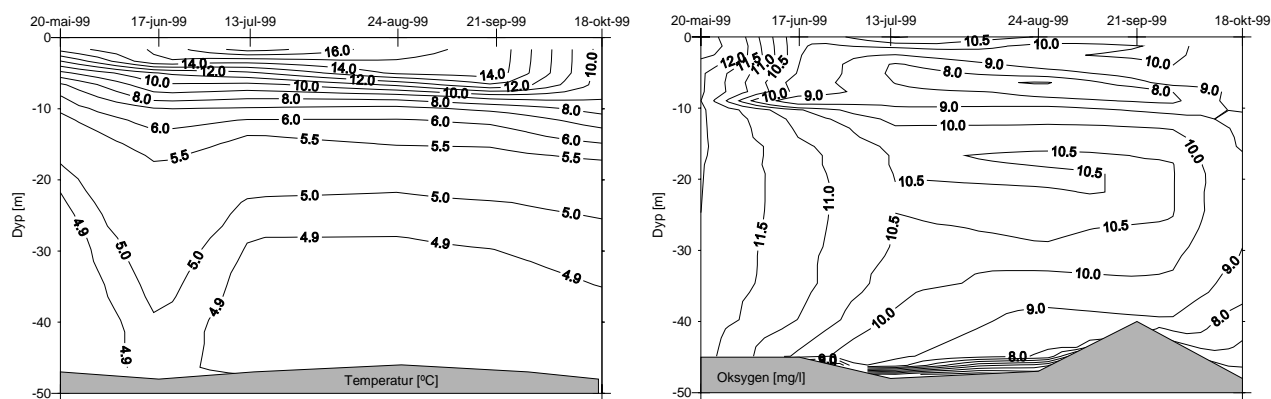
3.2 Langavatn

Noen nøkkeltall for den undersøkte innsjøen er summert opp i Tabell 2. Dybdekart er utarbeidet av Aanes & Brettum (1982), og finnes gjengitt i Bjørklund m.fl. (1994). I Langavatn finnes aure og røye.

3.2.1 Hydrografi

Langavatn var stabilt stratifisert gjennom hele undersøkelsesperioden (Figur 8). Overflate-temperaturen var høyest i juli med 19,5 °C. Sprangsjiktet lå mellom 4 og 10 m i juni, og ble presset ned til 8-15 m dyp i oktober. Bunnvannet holdt 4,6 – 4,8 °C gjennom hele perioden. I juni ble det målt 5 °C i bunnvannet, men dette er trolig en artifakt pga. skifte i instrument. Dette synes også tydelig på Figur 8.

Oksygenmålingene (Figur 8) viste et svakt minimum rundt 7-8 m gjennom det meste av sesongen. I bunnvannet sank konsentrasjonen av oksygen fra 11,5 til 6,0 mg/l. Like over sedimentet målte vi 0,5 mg/l på 48 m i juli og august, men det ble ikke funnet H₂S. Det er også tydelig at det bare var et meget lite volum helt nede ved sedimentet med lav oksygenkonsentrasjon.

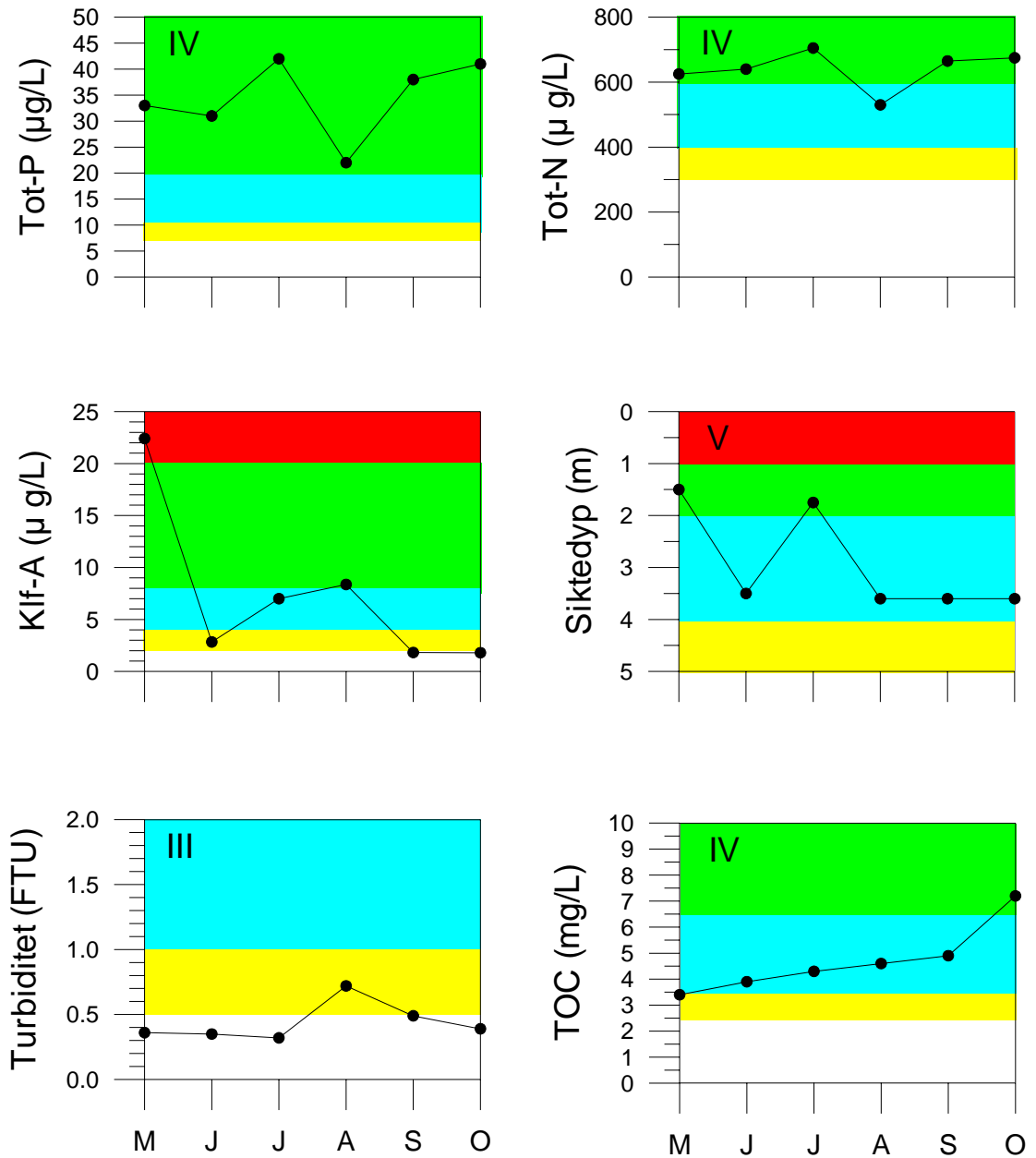


Figur 8. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Langavatn 1999. Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike datoer.

3.2.2 Vannkvalitet

Ioneinnholdet var middels høyt (6,39 – 7,11 mS/m), med høyest verdi i mai (Tabell 9). Surhetsgraden varierte mellom pH 6,53 i juli og 7,11 i mai, med et gjennomsnitt på pH 6,61 (Tabell 9). Innholdet av fosfor varierte ganske mye (Figur 9). Middelerdien var 34,5 µg/l, med høyeste verdi i juli (42 µg/l) og laveste i august (22 µg/l). Også for total nitrogen fikk vi den høyeste verdien i juli og den laveste i august (Figur 9). Middelerdien var 640 µg/l.

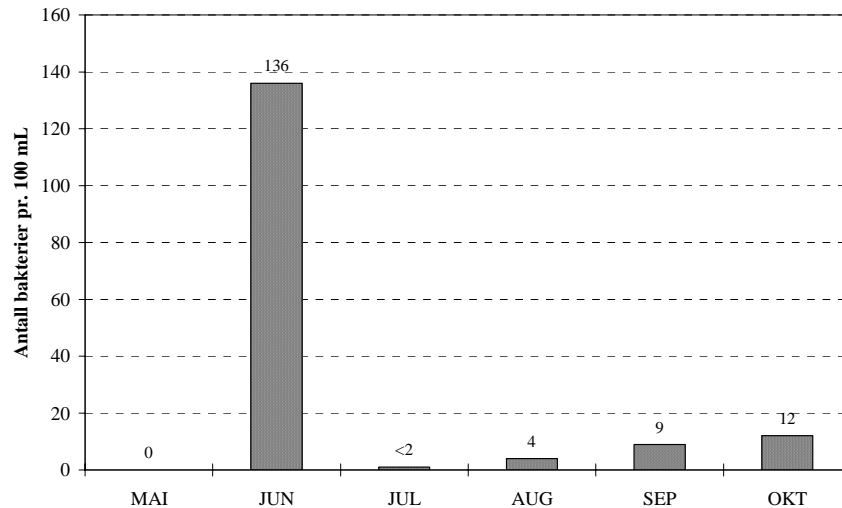
Partikkelinnholdet var i gjennomsnitt 0,44 FTU, med maksimal verdi i juni (Figur 9). Organisk karbon (TOC) lå relativt lavt i mai, og økte gjennom sesongen til maksimalverdien på 7,2 mg/l i oktober. Middelerdien var 4,7 mg/l. Fargetallet viste også en tilsvarende økning utover sesongen (Tabell 9), fra 31,3 til 43,0 mg Pt/l. Gjennomsnittet var 37,5 mg Pt/l.



Figur 9. Vannkjemiske målinger i Langavatn i 1999. Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering. Høyeste tilstandsklasse i hver figur er angitt med romertall (III-V).

3.2.3 Tarmbakterier

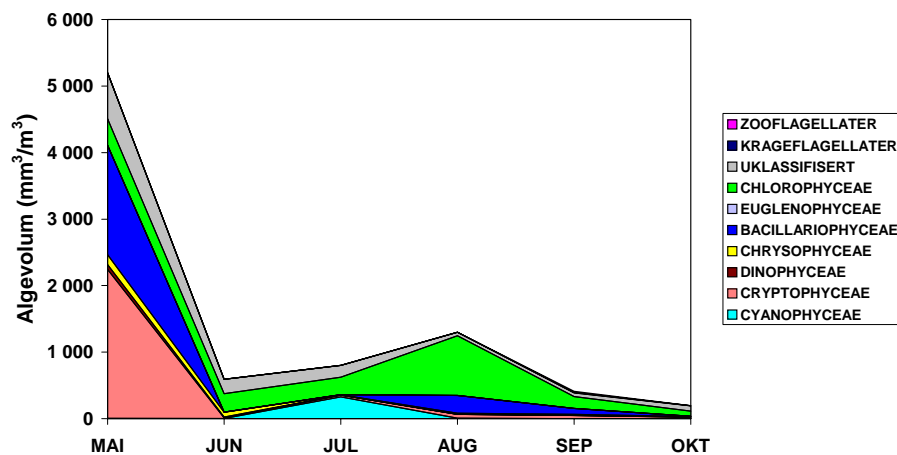
Det ble påvist tarmbakterier i fire av seks prøver fra Langavatn. Målingen i juni skilte seg markert ut med 136 TKB pr. 100 ml. Ellers var verdiene lave (Figur 10). Med unntak for den høye juni-verdien syntes bakteriemengden å ligge litt lavere enn i 1992 (Bjørklund 1993).



Figur 10. Termotabile kolibakterier i Langavatn i 1999 (antall bakterier pr. 100 ml).

3.2.4 Planteplankton

Målinger av Klf a er vist i Figur 9, og algevolumet i Figur 11. Innsjøen utmerket seg med svært høy biomasse i mai - $5.200 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ - en verdi som plasserer innsjøen på grensen mellom eutrof og polyeutrof. Videre utover året var algebiomassen betydelig lavere og med et gjennomsnittlig algevolum på $1.417 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ plasserer dette innsjøen på grensen mellom mesotrof og eutrof. Den høye algebiomassen i mai skyldtes i hovedsak en kraftig oppblomstring av cryptophyceen *Rhodomonas lacustris* var. *nanoplanktonica* (26 mill. celler/l). Også kiselalgen *Fragilaria crotonensis* som har en klar eutrof preferanse, forekom i høy konsentrasjon i mai (2,3 mill. celler/l). Andre tallmessig framtrædende arter var *Chromulina* spp., små uklassifiserte flagellater (29 mill. celler/l), og grønnalgen *Monoraphidium contortum*, som er en art med eutrof preferanse. Utover sommeren ble grønnalger og blågrønnalger mer framtrædende med betydelige forekomster av grønnalgene *Ankyra lanceolata*, *Closterium acutum* var. *variable*, *Staurastrum* cf. *planktonicum* og blågrønnalgen *Anabaena* sp. I tillegg forekom kiselalgen *Asterionella formosa*. Stor biomassemessig andel av arter med eutrof preferanse indikerer eutrofe forhold i Langavatn. En fullstendig liste over algesamfunnets sammensetning er gitt i Tabell 10 bak i kapitlet.



Figur 11. Volum og sammensetning av planteplankton i Langavatn i 1999.

3.2.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 11 bak i kapitlet. I løpet av sesongen ble det påvist fem arter vannlopper, fire arter hoppekreps og seks arter hjuldyr. Innsjøen er dermed middels artsrik for regionen. I tillegg ble det funnet larver av svevemygg (*Chaoborus flavicans*) ved prøvetaking i september.

I forhold til registreringene gjort i 1992 var det små endringer i dyreplanktonet. Arter som ikke ble registrert i 1992 var vannloppen *Diaphanosoma brachyurum*, hoppekrepsen *Cyclops abyssorum* og svevemygg. Det ble også påvist flere hjuldyrarter i 1999. Identifikasjon av *Daphnia*-artene er oppført som noe usikre i Tabell 11. Dette skyldes at de fleste individene i populasjonen trolig er hybrider mellom de to artene som er ført opp, mens det også forekommer individer som er nær typiske for artene. I 1992 ble det ikke skjelnet mellom disse, men de har høyst sannsynlig vært tilstede. Maksimal størrelse lå rundt 1,65 mm i 1999.

Samfunnet av dyreplankton indikerer en moderat predasjon fra fisk i de åpne vannmassene, selv om det er røye i innsjøen. Trolig er fisketettheten forholdsvis lav. Mengden av *Daphnia*-arter utover i sesongen kan være noe av forklaringen på at algemengden holdt seg relativt lavt i forhold til fosforbelastningen.

3.2.6 Tilstand/Vurdering

Grunnlaget for klassifisering av vannkvaliteten er vist i Tabell 5. For virkning av næringsalter blir samlet vurdering klasse IV. Basert på oksygenforholdene i bunnvannet må virkning av organisk stoff vurderes til klasse IV. Turbiditeten tilsier klasse I for partikler, og pH gir klasse I for forsuring. Tilstandsklassen for tarmbakterier ble klasse III.

Tabell 5. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Langavatn 1999. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av tarmbakterier og forsuring brukes dårligste måling som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes middelverdi. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|----------------|-----------------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringsalter | Tot-P | 34,5 | µg/l | IV |
| | Tot-N | 640 | µg/l | IV |
| | Klf-A | 7,37 | µg/l | III |
| | Siktedyp | 2,9 | m | III |
| Organisk stoff | TOC | 4,7 | mg/l | III |
| | Oksygen (bunn) | 0,5 | mg/l | IV |
| | Farge | 37,5 | mg Pt/l | III |
| | Siktedyp | 2,9 | m | III |
| Partikler | TURB | 0,44 | FTU | I |
| | Siktedyp | 2,9 | m | III |
| Forsuring | pH | 6,67 | - | I |
| Tarmbakterier | TKB | 136 | pr. 100 ml | III |

Vurdering av forurensningsgrad er sammenfattet i Tabell 6. Som naturtilstand antas tilstandsklasse II for næringsalter og organisk stoff. Avviket fra naturtilstanden for organisk stoff må her betraktes som en sekundær virkning av næringssaltene.

Tabell 6. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Langavatn 1999. Antatt naturtilstand er skravert lyst, mens dagens tilstand er skravert mørkt dersom den avviker fra naturtilstanden.

| Virkning av | I | II | III | IV | V |
|--------------------|----------|-----------|------------|-----------|----------|
| Næringssalter | | | | | |
| Organisk stoff | | | | | |
| Partikler | | | | | |
| Forsuring | | | | | |
| Tarmbakterier | | | | | |

Fosfortilførsel i 1999 kan estimeres til 1070 kg P med RBJ-modellen. Det er da lagt til grunn et avrenningsvolum på 18,75 mill. m³ (125 % av normalavrenning) og en middel P-konsentrasjon på 34,5 µg/l. Et akseptabelt nivå kan antas å ligge på 300 kg P pr. år, som tilsvarer en middelkonsentrasjon nær antatt naturtilstand (10 µg/l) ved normal avrenning. Dette tilsvarer også det anslåtte nivået på arealavrenning fra nedbørfeltet uten bidrag fra jordbruk og kloakk (Bjørklund m.fl. 1994).

Resultatene fra undersøkelsene i 1996 (Bjørklund 1997) gav en middelkonsentrasjon på 45,2 µg P/l. Selv om dette synes betydelig høyere enn i 1999, er det ikke statistisk signifikant forskjell mellom datasettene (t-test, p=0,10). Dette gjelder også andre sammenlignbare parametre som Tot-N og Algevolum. Enveis variansanalyser av alle registreringer av Algevolum, Klf a, Tot-P, Tot-N og Farge med år som faktor (1982, 1992, 1996, 1999) viser ingen signifikante forskjeller, bortsett fra at fargetallene i 1982 var signifikant høyere enn senere (p<0,001). For TURB skilte årene 1982 og 1996 seg ut fra 1992 og 1999 med høye enkeltverdier og middeltall. Pga. ulik varians er disse sammenlignet vha. Kruskal-Wallis ikke-parametriske variansanalyse, som viser signifikant forskjell (p=0,023).

Data fra 1996 (middel P 45,2 µg/l; avrenning 11,1 mill. m³) gir et anslag på 855 kg tilført P vha. RBJ-modellen. Dette er sammenlignbart med årets estimat, siden begge er usikre (først og fremst pga. dårlige anslag for avrenningsvolum). Belastningssituasjonen for Langavatn synes derfor uendret i denne perioden, og innsjøens avlastningsbehov ligger på 500-600 kg P pr. år.

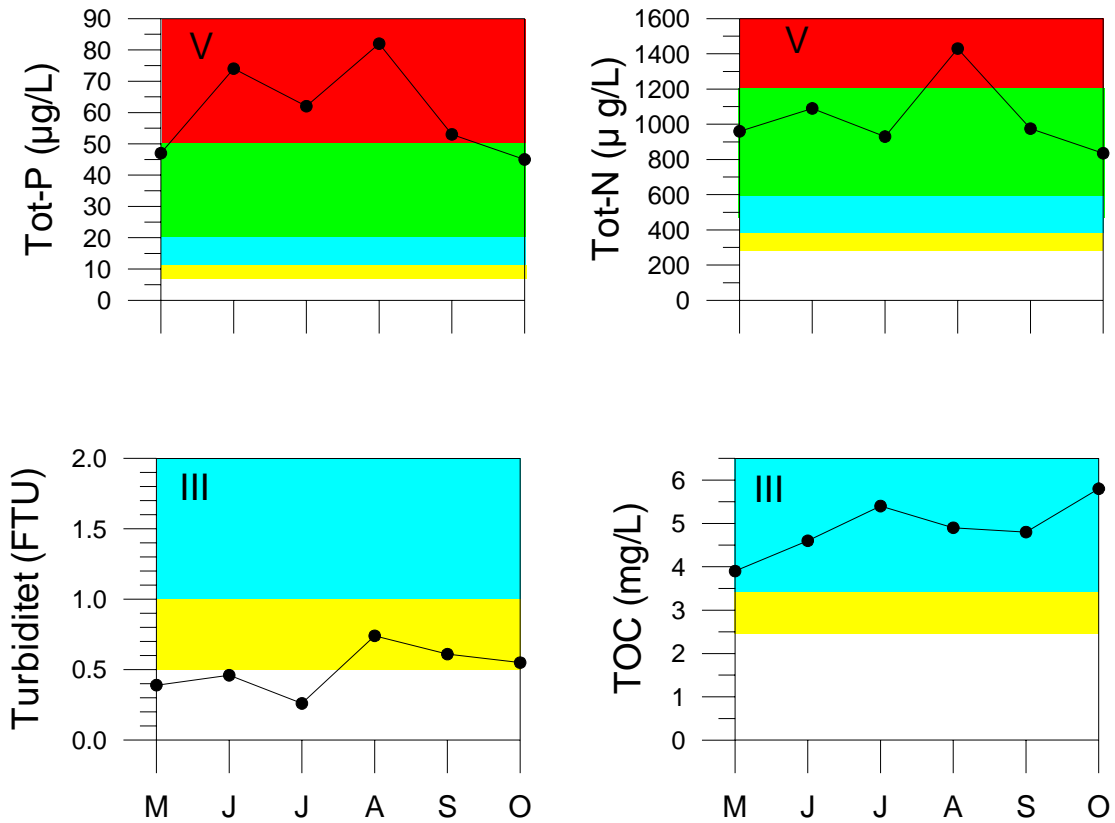
3.3 Dalelven ved Kvernevik

3.3.1 Vannkvalitet

Vannkjemiske måledata er samlet i Tabell 9, mens sesongvariasjon for en del parametre er vist i Figur 12. Ioneinnholdet var høyere enn i Langavatn med et snitt på 10,9 mS/m. En meget høy verdi på 63 mS/m målt i september er sett bort fra i gjennomsnittet (se fotnote til Tabell 9). Surhetsgraden varierte lite rundt middelverdien på pH 7,15 (Tabell 9).

Innholdet av fosfor varierte mellom 47 og 82 µg/l (Figur 12), med et gjennomsnitt på 60,5 µg/l. Nitrogenmengden var i gjennomsnitt 1037 µg/l, og varierte fra 835 til 1430 µg/l (Figur 12). Begge parametrene varierte i takt, men uten noe klart sesongmønster.

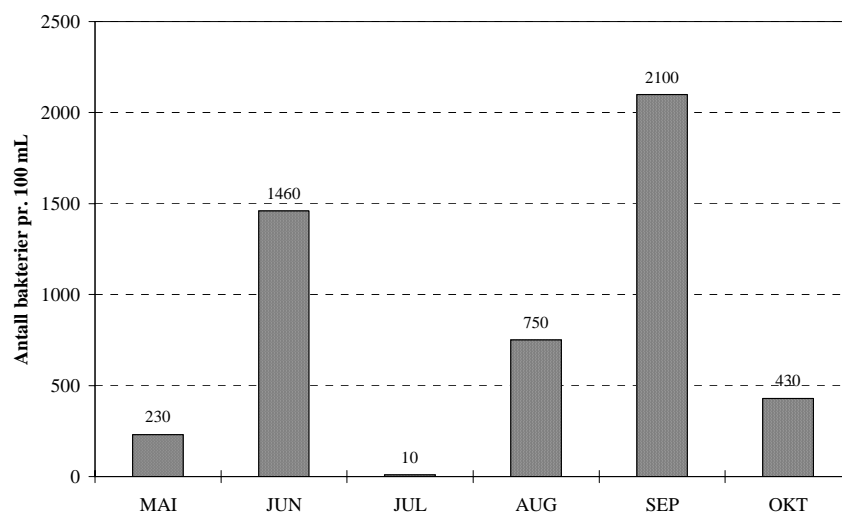
Innholdet av partikler var lavere i mai-juli enn i august-oktober (Figur 12), med et gjennomsnitt på 0,50 og en maksimalverdi på 0,74 FTU. For organisk karbon (TOC) var gjennomsnittet 4,9 mg/l, og verdiene steg fra laveste måling i mai til topper i juli og oktober (Figur 12). Fargetallet lå også høyere enn i Langavatn, med en middelverdi på 45,9 mg Pt/l.



Figur 12. Vannkjemiske målinger fra Dalelven ved Kvernevik 1999. Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (III-V).

3.3.2 Tarmbakterier

Målingene av tarmbakterier i Dalelva er vist i Figur 13. Med unntak for juli var det betydelig forurensning med tarmbakterier gjennom hele perioden, som ved tidligere undersøkelser. Lekkasje-søkingen i dette programmet har vist at både lekkasjer og overløp forurenses her (Hobæk 2000).



Figur 13. Termotabile kolibakterier i Dalelva ved Kvernevik i 1999 (antall bakterier pr. 100 ml).

3.3.3 Tilstand/Vurdering

Grunnlaget for klassifisering av tilstand er vist i Tabell 7. For næringsalter vurderes tilstanden samlet til klasse V. Samme klassifisering får virkning av tarmbakterier. For organisk stoff får vi tilstandsklasse IV, selv om TOC-verdiene bare tilsier klasse III. For denne virkningstypen er naturtilstand vanskelig å anslå. Et betydelig humusinnhold tilsier klasse II eller III som naturtilstand, men det usikkert hvor mye denne parameteren er påvirket av inngrep og forurensning i vassdraget. For partikler blir tilstandsklassen II, og for forsurende stoffer klasse I (som naturtilstand).

Avvik fra naturtilstand (forurensningsgrad) er sammenfattet i Tabell 8. Størst avvik får vi for virkninger av tarmbakterier og næringsalter.

Tabell 7. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Dalelva ved Kvernevik i 1999. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av tarmbakterier og forsuring brukes dårligste måling som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes middelvei. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|----------------|--------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringsalter | Tot-P | 60,5 | µg/l | V |
| | Tot-N | 1037 | µg/l | IV |
| Organisk stoff | TOC | 4,9 | mg/l | III |
| | Farge | 45,9 | mg Pt/l | IV |
| Partikler | TURB | 0,50 | FTU | II |
| Forsuring | pH | 7,01 | | I |
| Tarmbakterier | TKB | 2100 | pr. 100 ml | V |

Tabell 8. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Dalelva ved Kvernevik i 1999.

| Virkning av | I | II | III | IV | V |
|----------------|---|----|-----|----|---|
| Næringsalter | | | | | |
| Organisk stoff | | | | | |
| Partikler | | | | | |
| Forsuring | | | | | |
| Tarmbakterier | | | | | |

3.4 Massetransport til Byfjorden

Årsavrenningen i vassdraget er anslått til 44,63 mill. m³ i 1999 (125% av normalavrenning). Multiplisert med middelvei for konsentrasjoner målt i utløpselven ved Kvernevik gir dette følgende anslag for massetransport for året 1999: 2700 kg P, 46 tonn N og 219 tonn C. Samtlige verdier ligger høyere enn tilsvarende anslag fra 1992 (Bjørklund m. fl. 1993) og 1996 (Bjørklund 1997). Årsaken til dette er først og fremst stor avrenning.

Tabell 9. Vannkjemiske målinger fra Midtbygdavassdraget 1999.

| 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 |
|-----------------------|--------------|-------------|--------------|-------------|------------------|-------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Langavatn | | | | | | | | | | |
| 0-8 m | 20.05.99 | 6,84 | 7,11 | 0,36 | 31,3 | 3,4 | 33 | 625 | 22,4 | 1,5 |
| 0-8 m | 17.06.99 | 6,83 | 6,89 | 0,35 | 32,6 | 3,9 | 31 | 640 | 2,84 | 3,5 |
| 0-8 m | 13.07.99 | 6,53 | 6,48 | 0,32 | 37,6 | 4,3 | 42 | 705 | 7,00 | 1,8 |
| 0-8 m | 24.08.99 | 6,81 | 6,39 | 0,72 | 38,0 | 4,6 | 22 | 530 | 8,37 | 3,6 |
| 0-8 m | 21.09.99 | 6,71 | 6,42 | 0,49 | 42,3 | 4,9 | 38 | 665 | 1,82 | 3,6 |
| 0-8 m | 19.10.99 | 6,67 | 6,39 | 0,39 | 43,0 | 7,2 | 41 | 675 | 1,80 | 3,6 |
| | Snitt | 6,73 | 6,61 | 0,44 | 37,5 | 4,7 | 34,5 | 640 | 7,37 | 2,9 |
| 47 m | 21.09.99 | | | 0,40 | 30,5 | 3,8 | 49 | 700 | | |
| Dalelva ved Kvernevik | | | | | | | | | | |
| | 20.05.99 | 7,20 | 13,4 | 0,39 | 31,5 | 3,9 | 47 | 960 | | |
| | 16.06.99 | 7,14 | 11,0 | 0,46 | 37,4 | 4,6 | 74 | 1090 | | |
| | 14.07.99 | 7,01 | 9,05 | 0,26 | 56,5 | 5,4 | 62 | 930 | | |
| | 25.08.99 | 7,32 | 13,0 | 0,74 | 36,5 | 4,9 | 82 | 1430 | | |
| | 21.09.99 | 7,13 | 63,2 * | 0,61 | 57,9 | 4,8 | 53 | 975 | | |
| | 19.10.99 | 7,10 | 8,05 | 0,55 | 55,8 | 5,8 | 45 | 835 | | |
| | Snitt | 7,15 | 10,9* | 0,50 | 45,9 | 4,9 | 60,5 | 1037 | | |

* Konduktivitet målt i Dalelva 21.09.99 er ikke regnet med i gjennomsnittet, fordi den avviker svært fra måleserien for øvrig. Andre parametre målt i den samme prøven avviker imidlertid ikke fra måleseriene, og den høye konduktiviteten er derfor vanskelig å forklare. Dersom sjøvann hadde influert på vannkvaliteten nederst i elven burde dette vist igjen på andre parametre. Analysefeil kan også utelukkes. Forurensning av selve prøveflasken er en mulig forklaring.

Tabell 10. Planteplankton i Langavatn 1999. Tallene angir algevolum (mm^3/m^3) for hver gruppe/art. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

| GRUPPE/ART | 20.05.99 | 17.06.99 | 13.07.99 | 24.08.99 | 21.09.99 | 10.10.99 |
|--|----------------|---------------|---------------|----------------|---------------|---------------|
| CYANOPHYCEAE | | | | | | |
| Anabaena sp. 5-6x5 μm | | | 306,20 | 5,44 | | |
| Anabaena sp. (kolonier) | | | 19,30 | 0,65 | | |
| Pseudanabaena cf. mucicola | | 1,41 | | | | |
| Snowella lacustris | 3,97 | | | | | |
| CRYPTOPHYCEAE | | | | | | |
| Cryptomonas spp. 20-30 μm | 148,10 | 0,28 | 13,57 | 47,41 | 26,46 | 2,38 |
| Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica | 2091,12 | 10,97 | 16,46 | 11,88 | 21,94 | 19,20 |
| DINOPHYCEAE | | | | | | |
| Ubestemt thecat dinoflagellat 14 μm | | | | | | 1,41 |
| Ubestemt thecat dinoflagellat 22,5 μm | 34,15 | | | | | |
| Ubestemt athecat dinoflagellat 10-20 μm | 37,55 | | | | | |
| Ubestemt athecat dinoflagellat 50 μm | | 10,78 | | | | |
| CHRYSOPHYCEAE | | | | | | |
| Chromulina spp. (5-7,5 μm) | 146,25 | 73,13 | | 18,28 | 15,66 | 6,53 |
| Mallomonas caudata | | | 2,95 | | 0,47 | |
| M. spp. 17,5 μm | 0,96 | | | | | |
| M. spp. 20-40 μm | 2,85 | | | | | |
| Ubest. chrysophyce 6 μm | | | | | | 2,31 |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | | | | |
| Asterionella formosa 60-75 μm | | | 2,23 | 265,94 | 89,16 | 6,17 |
| Fragilaria crotonensis 30-50 μm | 1636,42 | 1,44 | 0,58 | | | |
| Tabellaria fenestrata 60-70x10 μm | 1,56 | | | | | |
| T. flocculosa | 1,92 | | | | | |
| EUGLENOPHYCEAE | | | | | | |
| Trachelomonas volvocina 5-8 μm | 5,11 | | | | | |
| CHLOROPHYCEAE | | | | | | |
| Ankistrodesmus fusiformis | 0,04 | | | | | |
| Ankyra lanceolata | | 103,37 | 43,53 | 6,80 | 34,00 | 2,72 |
| A. judayi | 16,32 | | | 5,44 | 1,74 | |
| cf. Chlamydocapsa planctonica | | | 55,23 | 44,09 | 2,12 | |
| Chlamydomonas spp. 6-9 μm | 14,49 | | | | | |
| Chlamydomonas spp. 9-12,5 μm | 15,45 | | | | | |
| Closterium acutum var. variabile | 0,21 | 0,28 | 88,68 | 5,23 | 2,61 | 1,55 |
| Elakatothrix genevensis | | | | 0,23 | 0,06 | |
| Eudorina elegans 8-10 μm | | | | 20,87 | | |
| Monoraphidium contortum | 339,50 | 14,55 | | | 0,41 | 0,81 |
| O. sp. solitær 7,5x5 μm | 5,44 | | | | | |
| Pandorina cf. morum | | | | 0,77 | 0,77 | |
| cf. Planktosphaeria gelatinosa | | | 0,35 | 313,56 | | |
| Staurastrum cf. planktonicum 40 μm | | 159,75 | 74,84 | 500,11 | 138,16 | 69,08 |
| Staurastrum sp. (50x40 μm) | 4,61 | | | | | |
| UKLASSIFISERT | | | | | | |
| Flagellater 1-2,5 μm | 67,91 | 9,85 | 6,48 | 5,18 | 1,56 | 0,52 |
| " 2,5-5 μm | 29,03 | 6,22 | 31,10 | 20,74 | 6,22 | 5,17 |
| " 5-7,5 μm | 584,39 | 3,32 | 19,92 | 13,28 | 13,28 | 19,92 |
| " 7,5-10 μm | | | | 1,90 | 3,70 | |
| " 10-15 μm | | 94,46 | | | | 47,18 |
| " 15-20 μm | | 64,87 | 97,17 | | | |
| Monader 1-2,5 μm | | 14,77 | 12,18 | 4,67 | 5,18 | 3,89 |
| " 2,5-5 μm | 12,44 | 22,81 | 4,15 | | 16,59 | 5,17 |
| " 5-7,5 μm | | | | 6,63 | 6,63 | |
| " 15-20 μm | | | 7,43 | | | |
| KRAGEFLAGELLATER | | | | | | |
| Ubestemte krageflagellater 5-8 μm | | | | | 6,96 | 1,31 |
| ZOOFLAGELLATER | | | | | | |
| Gyromitus cordiformis | | | | | 17,39 | |
| Totalt algevolum | 5199,76 | 592,27 | 802,34 | 1299,09 | 411,09 | 195,32 |

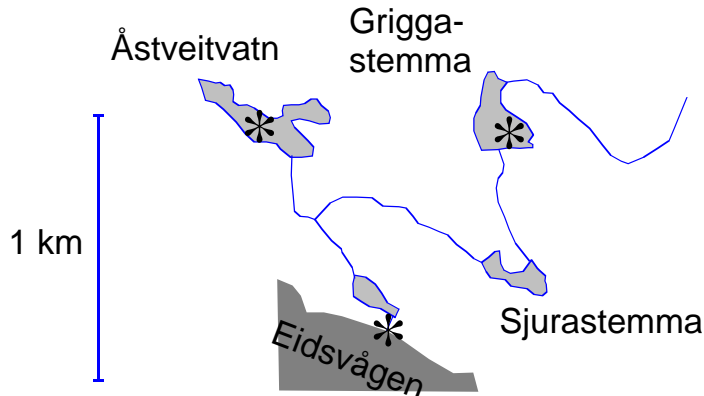
Tabell 11. Dyreplankton i Langavatn 1999. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i pr øven, klassifisert fra + (få) til +++++ (full dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt i sjiktet 0 - 40 m (0-30 i august og september).

| GRUPPE/ART DATO ⇨ | 20.05.99 | 17.06.99 | 13.07.99 | 24.08.99 | 21.09.99 | 19.10.99 |
|----------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| VANNLOPPER | | | | | | |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> | | | | e | e | |
| <i>Daphnia cf. longispina</i> | + | ++ | +++ | +++ | ++ | |
| <i>Daphnia cf. galeata</i> | ++ | + | | | ++ | ++ |
| <i>Bosmina longispina</i> | + | ++ | ++ | +++ | +++ | e |
| * <i>Chydorus cf. sphaericus</i> | | | e | | | |
| <i>Bythotrephes longimanus</i> | | e | e | e | e | |
| HOPPEKREPS | | | | | | |
| <i>Heterocope saliens</i> | | + | + | e | e | |
| <i>Eudiaptomus gracilis</i> | ++ | + | ++ | +++ | ++ | ++ |
| Calanoide copepodittlarver | +++ | ++ | + | ++ | +++ | ++ |
| Calanoide naupliuslarver | +++ | + | + | + | + | + |
| <i>Cyclops scutifer</i> | ++ | + | +++ | +++ | ++ | |
| <i>Cyclops abyssorum</i> | e | + | + | + | + | + |
| Cyclopoide copepodittlarver | ++++ | ++++ | ++ | + | +++ | + |
| Cyclopoide naupliuslarver | | ++ | ++++ | ++++ | +++ | ++++ |
| HJULDYR | | | | | | |
| <i>Kellicottia longispina</i> | +++ | ++++ | ++++ | ++ | +++ | + |
| <i>Keratella cochlearis</i> | + | ++ | + | + | +++ | + |
| <i>Keratella hiemalis</i> | +++ | +++ | ++++ | ++ | ++ | ++ |
| <i>Conochilus</i> sp. | ++ | ++ | + | | + | |
| <i>Synchaeta</i> sp. | + | | | | | |
| <i>Polyarthra</i> sp. | + | + | | + | + | + |
| INSEKTER | | | | | | |
| <i>Chaoborus flavicans</i> | | | | | e | |

4. Åstveitvassdraget

4.1 Områdebeskrivelse

Dette er et lite vassdrag med et areal på 2,26 km², som drenerer til Eidsvågen. Et oversiktskart over vassdraget og stasjoner for prøvetaking er vist i Figur 14. En østlig gren omfatter små oppdemmete tjern (Griggastemma og Sjurastemma), mens Åstveitvatnet ligger i en vestlig gren. Dette er også oppdemmet. Nedenfor samløpet mellom de to grenene går bekken gjennom enda en liten 'stemme' før den når utløpet.



Figur 14. Skjematisk kart over Åstveitvassdraget. Stasjoner for prøvetaking er markert med stjerne.

Nedbørfeltets berggrunn består vesentlig av gneiss og granitt, som er tungt forvitrelige og gir ionefattig avrenning. Det er lite løsmasser, men feltet ligger lavt slik at en viss påvirkning av marine avsetninger må antas. I nedbørfeltet finner vi tungt trafikkerte veier, tettbygde områder, flere skoler, mindre næringsområder, helseinstitusjoner og en golfbane. Ellers er det en del furu- og blandingsskog i feltet, særlig i nærområdet til Åstveitvatnet. Normalavrenningen i feltet er ca. 4.3 mill. m³ pr. år. Noen nøkkeltall for den undersøkte innsjøen er summert opp i Tabell 13. Dybdekart finnes i Bjørklund m.fl. (1994). Vassdraget ble undersøkt innen dette programmet i 1994 (Bjørklund 1994).

Tabell 12. Undersøkte stasjoner i Åstveitvassdraget 1999.

| St. nr. | Stasjon | UTM (32V) | Hoh. |
|---------|--------------|------------|------|
| 1 | Griggastemma | KN 976 075 | 61 |
| 2 | Åstveitvatn | KN 966 079 | 30 |
| 3 | Utløpselv | KN 972 070 | 5 |

Tabell 13. Innsjøer i Åstveitvassdraget 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 | | | |
| Griggastemma | 0,039 | 3,5 | 8 | 0,135 | 16,0 | 2,16 |
| Åstveitvatn | 0,052 | 4,1 | 14 | 0,213 | 3,73 | 0,79 |

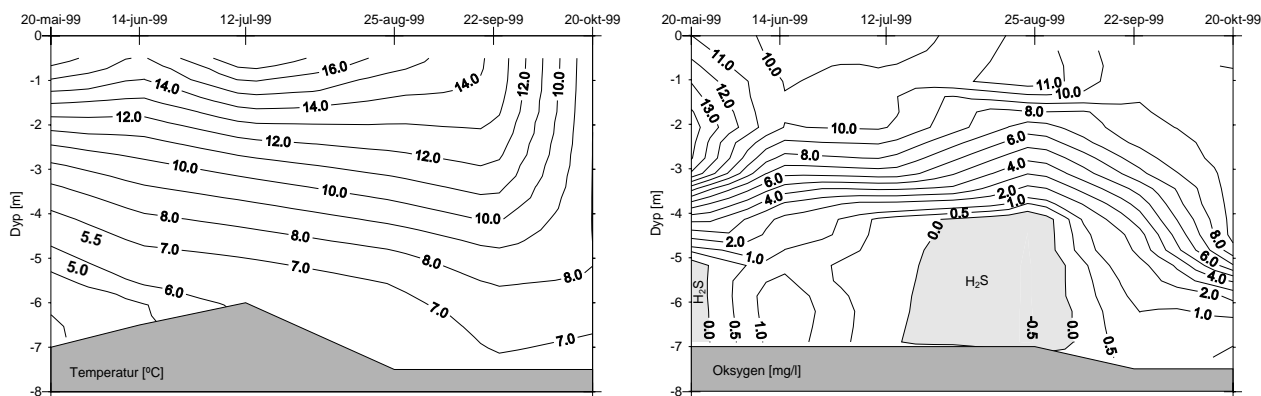
4.2 Griggastemma

Denne lille innsjøen har et maksimaldyp på 8 m. Bunnens topografi er svært ujevn, kanskje pga. store steinblokker. Dybdekart finnes i Bjørklund m.fl. (1994). Det dypeste området hvor prøvetakingen er gjort ligger nær demningen og den østre bredden. Nedbørfeltet er 1,14 km² med en normalavrenning på 2,16 mill. m³ pr. år, og den teoretiske utskiftingen av vannmassene derfor stor (Tabell 13). I 1999 antas avrenningen å ha vært 25% større (2,7 mill. m³), og utskiftingen dermed 20 ganger. I sommermånedene ble innsjøen brukt til bading av området's beboere. Av fiskeslag finnes bare aure.

4.2.1 Hydrografi

Innsjøen var stratifisert i perioden mai-september, mens i oktober var omrøringen nådd ned til 6 m dyp (Figur 15). I overflaten nådde temperaturen opp i 18 °C i juli. I bunnvannet økte temperaturen fra 5 til 7 °C fra mai til oktober (Figur 15).

Oksygenforholdene i Griggastemma var dårlige under ca. 3,5 m dyp. Ved første prøvetaking i mai ble det påvist fullstendig oksygenmangel og H₂S på 5-7 m. Det var imidlertid > 1,0 mg O pr liter på 7 m dyp i juni, bare 0,06 mg/l i juli og en ny episode med H₂S på 4-7 m i august. I september og oktober var H₂S igjen borte. Dette viser at det skjer en diffusjon av oksygen gjennom termoklinen i innsjøen. Oksygenforbruket er imidlertid for stort til at dette er tilstrekkelig.

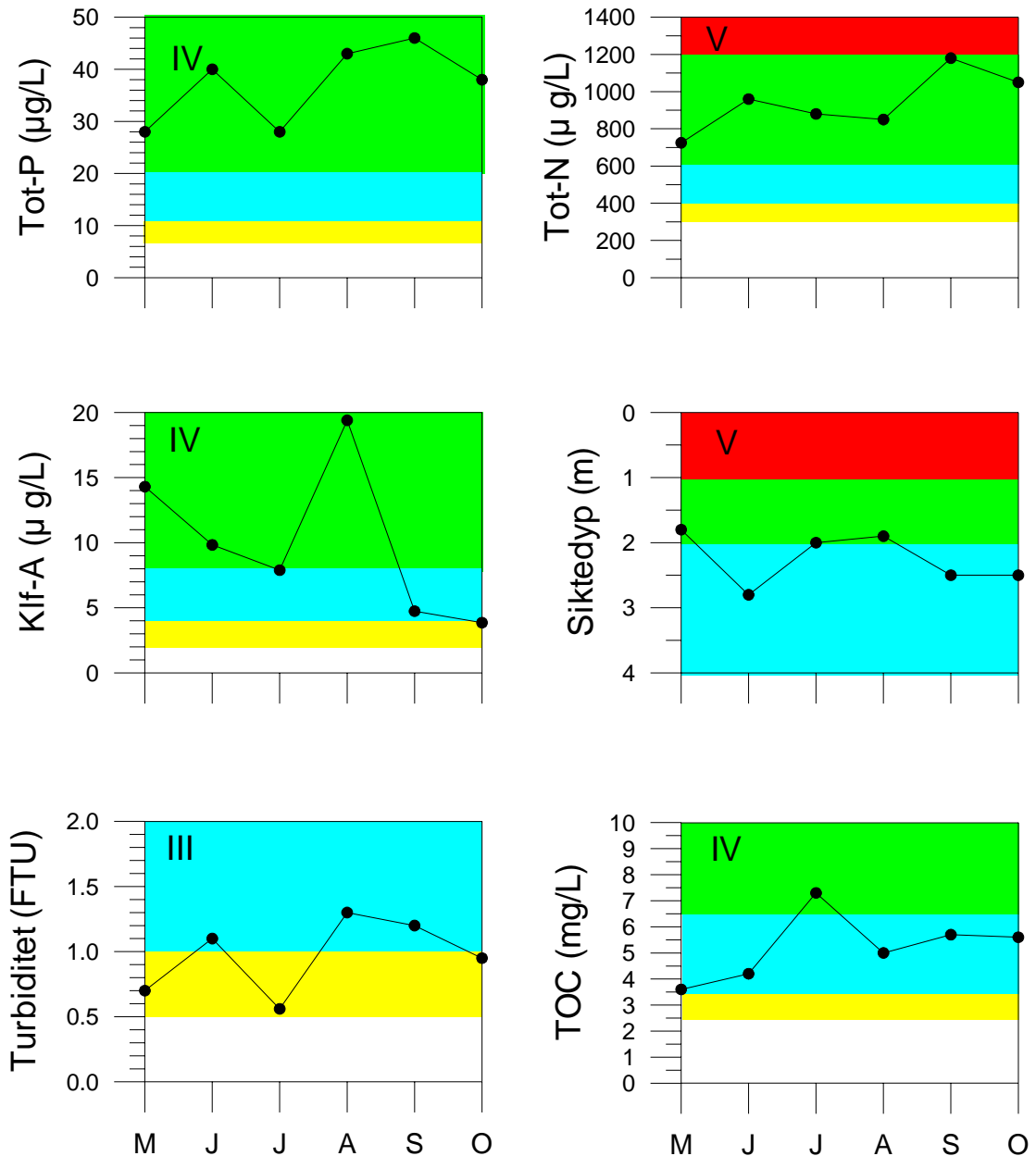


Figur 15. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Griggastemma 1999. Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike datoer. Positiv påvisning av H₂S er skravert.

4.2.2 Vannkvalitet

Vannkjemiske data er samlet i Tabell 20 bakerst i kapitlet. De viktigste parametre er også vist i Figur 16. Ioneinnholdet i Griggastemma lå forholdsvis høyt (middelverdi 8,92 mS/m). Verdien var høyest i mai. pH varierte mellom 6,5 – 7,0, med et middel på 6,75.

Fosforinnholdet (Tot-P) lå høyt (28 – 46 µg/l, gjennomsnitt 37,2 µg/l). Det samme gjaldt nitrogen (Tot-N: 725 – 1180 µg/l, snitt 941 µg/l). Begge parametre lå høyest i september (Figur 16). Totalt organisk karbon varierte mellom 3,6 og 7,3 mg/l, med et snitt på 5,2 mg/l (Figur 16). Høyeste verdi ble registrert i juli. Fargetallet (Tabell 20) varierte mellom 28 og 51 mg Pt/l, med høyest verdi i juli og i september. Gjennomsnittsverdien var 41,7 mg Pt/l. Partikkelmengden var også relativt høy, med en gjennomsnittlig turbiditet på 0,97 FTU, men med betydelig variasjon (0,56 – 1,3 FTU, Figur 16).

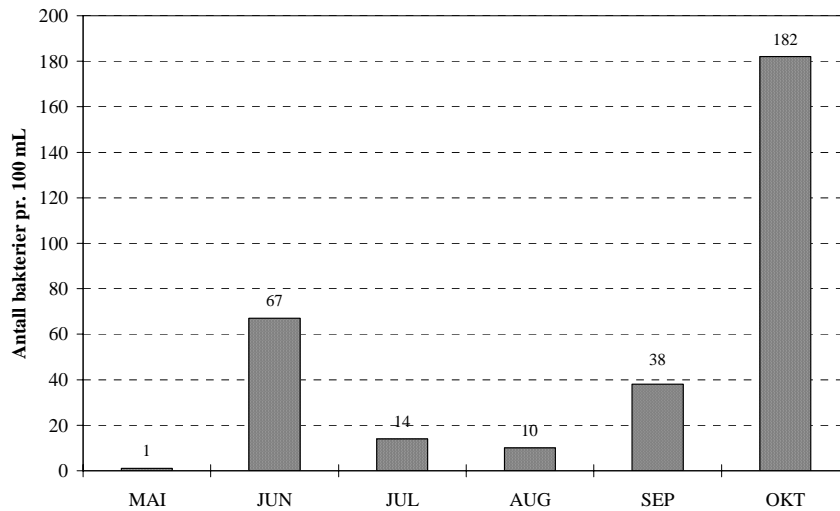


Figur 16. Vannkjemiske målinger i Griggastemma 1999. Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (III - V).

Siktedypet varierte mellom 1,8 og 2,8 m, med de dårligste målingene i mai og august. Dette falt sammen med høy algetetthet. Gjennomsnittsverdien lå på 2,3 m. Vannfargen var hovedsakelig gul til brunlig gul pga. humusinnholdet.

I september tok vi prøve av bunnvannet på 7 m (Tabell 20). Denne prøven viste svært dårlige forhold med 300 $\mu\text{g/l}$ Tot-P (derav var 251 μg $\text{PO}_4\text{-P}$) og 2900 $\mu\text{g/l}$ Tot-N. Både TOC, farge og partikkelmengde var også meget høye. Målingene tyder på betydelig utlekking av næringsalter fra bunnsedimentet.

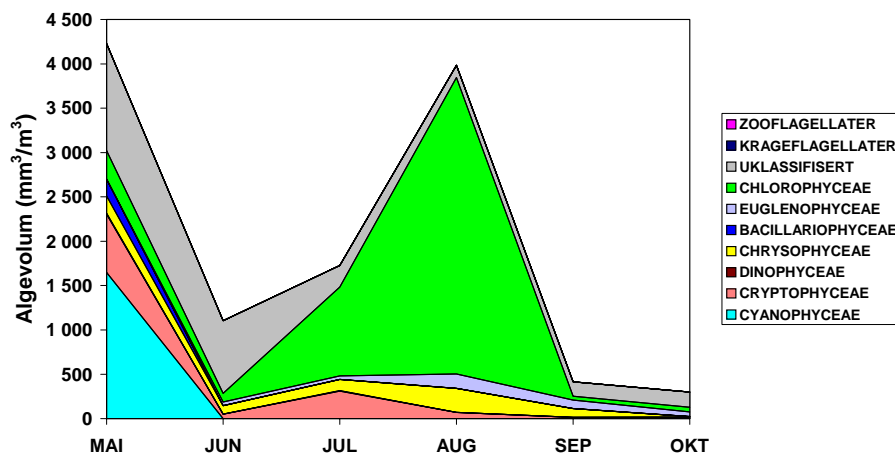
4.2.3 Tarmbakterier



Figur 17. Termotabile kolibakterier i Griggastemma i 1999 (antall bakterier pr. 100 ml).

Det ble påvist sikre tarmbakterier i alle prøvene fra Griggastemma (Figur 17). Høyest var målingen i oktober, mens den i mai var meget lav. I ”badesesongen” var bakterietallene innenfor grensen for å være ”godt egnet” for bading etter SFTs kriterier. Resultatene fra lekkasjesøkingen både i 1999 og tidligere tyder på at innsjøen forurenses av lekkasjer/direkte utslipp, men høye bakterietall forekommer primært som følge av overløp/arealavrenning (Hobæk 2000).

4.2.4 Planteplankton



Figur 18. Volum og sammensetning av planteplankton i Griggastemma i 1999.

Målinger av Klf a er vist i Figur 16, og algevolument i Figur 18. Begge parametre viste høye algemengder i mai og august. Høy maksimal algebiomasse på $4228 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ plasserer innsjøen i det eutrofe området (Brettum 1989), noe som også var tilfellet for den totale gjennomsnittlige algebiomassen på $1927 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. Blågrønnalger dominerte om våren og tallmessig var forekomstene av blågrønnalgen *Snowella lacustris* høye (201 mill. celler/l). Betydelige mengder små coccoide celler bidro til høy biomasse for de uklassifiserte algene. Disse kan være blågrønnalger. Framtredende var også cryptophyceen *Rhodomonas lacustris* var. *nanoplanktonica* og grønnalgen *Monoraphidium contortum* som har eutrof preferanse. Utover sommeren ble grønnalgene mer og

mer dominerende. *Ankyra lanceolata* blomstret i juli og i august utgjorde cf. *Planktosphaeria gelatinosa* hele 82 % av det totale algevolumet. Også chrysophyceen *Chromulina* spp. var av biomassemessig betydning på sensommeren. En fullstendig liste over algesamfunnets sammensetning er vist i Tabell 21 bakerst i kapitlet.

4.2.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 23 bakerst i kapitlet. Det ble funnet tre arter vannlopper, to arter hoppekreps, fem arter hjuldyr, samt svevemygg i innsjøen. Det ble også funnet et par arter som ikke hører til de åpne vannmassene, men hører til i strandsonen. Innsjøen var totalt sett artsfattig med tanke på dyreplankton

Biomassemessig dominerte *Daphnia longispina* gjennom det meste av sesongen. Dyrene var middelstore, med lengder opp til 1,8 mm. Antallsmessig var imidlertid hoppekrepsene tallrike (*Eudiaptomus gracilis* og *Cyclops abyssorum* med larvestadier), mens hjuldyrene gjorde mindre av seg sett over hele sesongen (Tabell 23). Det ble påvist svevemygg fåtallig bare ved ett tidspunkt. Selv om det bare er aure i innsjøen, er dette trolig nok til å holde et visst beitetrykk på dyreplanktonet. Både artsutvalg og kroppsstørrelse hos *Daphnia* tyder på dette. Dominans av *Daphnia* gir et høyt beitetrykk på algene, og kan bidra til å forklare dominansen av beiteresistente alger i planteplanktonet på sensommeren, som f. eks. nåleformete eller gelatinøse grønnalger.

Et særtrekk ved innsjøen imidlertid at den vanlige hoppekrepsen *Cyclops scutifer* synes å mangle her.

4.2.6 Tilstand/vurdering

Vurderingsgrunnlaget for klassifisering av tilstand er sammenfattet i Tabell 14. For næringssalter blir totalvurderingen klasse IV, for organisk stoff klasse V, partikler klasse II, forsuring klasse I-II, og for tarmbakterier klasse III. Det er oksygenmangel og forekomst av H₂S i bunnvannet som tilsier klasse V for organisk stoff, mens de øvrige parametre for denne kategorien tilsier klasse II-IV.

Tabell 14. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Griggastemma i 1999. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av tarmbakterier og forsuring benyttes dårligste måling som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre brukes middelverdier. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|----------------|-----------------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 37,2 | µg/l | IV |
| | Tot-N | 941 | µg/l | IV |
| | Klf-A | 10,0 | µg/l | IV |
| | Siktedyp | 2,3 | m | III |
| Organisk stoff | TOC | 5,2 | mg/l | III |
| | Oksygen (bunn) | 0 | mg/l | V |
| | Farge | 41,7 | mg Pt/l | IV |
| | Siktedyp | 2,3 | m | III |
| Partikler | TURB | 0,97 | FTU | II |
| | Siktedyp | 2,3 | m | III |
| Forsuring | pH | 6,50 | - | I-II |
| Tarmbakterier | TKB | 182 | pr. 100 ml | III |

Tabell 15. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Griggastemma i 1999. Antatt naturtilstand er skravert lyst, mens dagens tilstand er skravert mørkt dersom den avviker fra naturtilstanden.

| Virkning av | I | II | III | IV | V |
|--------------------|----------|-----------|------------|-----------|----------|
| Næringssalter | | | | | |
| Organisk stoff | | | | | |
| Partikler | | | | | |
| Forsuring | | | | | |
| Tarmbakterier | | | | | |

Avvik fra naturtilstand (forurensningsgrad) er vist Tabell 15. Her slår næringssalter og organisk belastning ut med det største avviket. Effektene av organisk belastning er i dette tilfellet primært et resultat av stor primærproduksjon. Resipienten har liten kapasitet for nedbrytning av organisk materiale som følge av et lite dypvannsvolum, og på tross av stor vannutskifting er belastningen altfor stor.

Vha. FOSRES kan fosfortilførslene estimeres til 143 kg i 1999. Beregninger med alternativ input (Klf a eller siktedyp i stedet for Tot-P) gir lavere estimater. Algemengden og siktedypet betraktes i modellen som en direkte funksjon av fosformengden. Dersom en stor del av fosforet ikke er tilgjengelig for algevekst, eller denne kontrolleres av andre faktorer enn næringssalter, vil beregningene avvike fra hverandre. Lavere algemengder enn forventet ut fra fosformengdene er observert i alle innsjøer som var med i undersøkelsene i 1999.

Ved normal avrenning kan innsjøen teoretisk tåle en fosforbelastning på 62 kg·år⁻¹, og er dermed overbelastet med ca. 80 kg·år⁻¹.

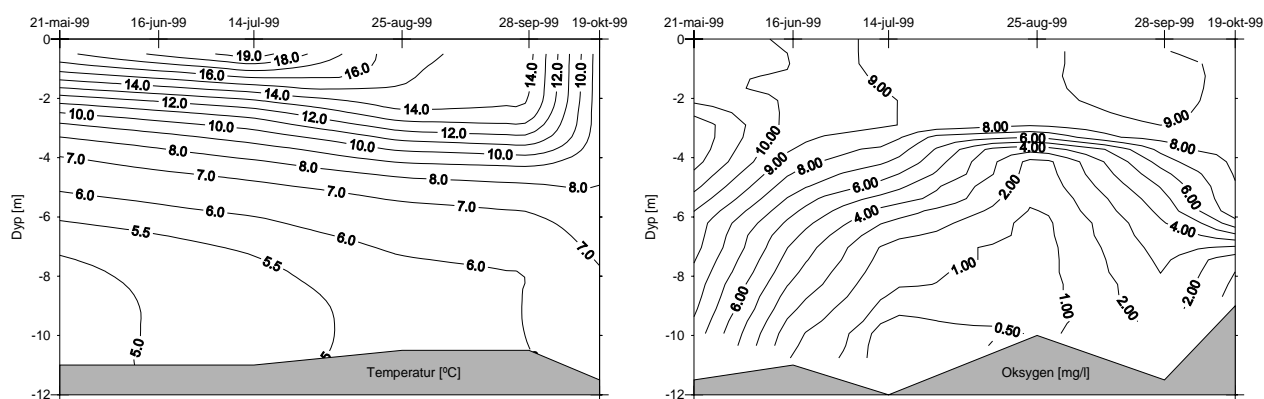
Tidligere anslag for Griggastemma omfatter arealberegninger (79 kg P; Bjørklund m. fl. 1994) og beregning vha. FOSRES basert på målinger i 1994 (120 kg P; Bjørklund 1994). Resultatene fra 1999 bekrefter at tilførslene er vesentlig større enn arealberegningen tilsier. Trolig skyldes dette kloakktilførsler. Indre gjødsling (utløsning av fosfater bundet i sedimentet ved oksygenvinn) vil imidlertid også bidra til økt belastning, og målingene i 1999 tyder på at dette er et hyppig forekommende problem i Griggastemma på tross av den store vannutskiftingen.

4.3 Åstveitvatn

Dette er også en liten innsjø. Den er imidlertid dypere enn Griggastemma, og har langt mindre vannutskifting. Nedbørfeltet er bare 0,42 km², med en normalavrenning på 0,79 mill. m³ pr. år. Største dyp er 14 m, mens middeldypet bare er 4,1 m. Dybdekart finnes i Bjørklund m.fl. (1994). Innsjøen ligger godt skjermet for vind, og dette medfører skarp termoklin og lite sirkulasjon i dypvannet. Nærområdet er vesentlig skog, men en del boliger finnes ved den vestre enden. Området er idyllisk og brukes til rekreasjon. Om sommeren er også bading populært her. I følge beboere har det i 1999 (trolig også året før) vært problemer med lekkasje fra kloaknettet til den vestre delen av innsjøen.

4.3.1 Hydrografi

Hydrografiske målinger er sammenfattet i Figur 19. Innsjøen var stabilt sjiktet gjennom hele perioden. Om sommeren lå sprangsjiktet mellom 2 og 4 m. I oktober var de øvre 4 m av vannmassen godt blandet. Høyeste overflatetemperatur var nær 20 °C i juli. Nær bunnen steg temperaturen fra 4,7 til 6,1 °C fra mai til oktober.



Figur 19. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Åstveitvatn 1999. Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike datoer.

Oksygenforbruket i bunnvannet var stort, og allerede i juni var konsentrasjonen bare 1,6 mg O/l. I perioden fram til juli sank oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet til <0,5 mg/l, men forholdene bedret seg noe til august. Det ble ikke påvist H₂S på noe tidspunkt i Åstveitvatn.

4.3.2 Vannkvalitet

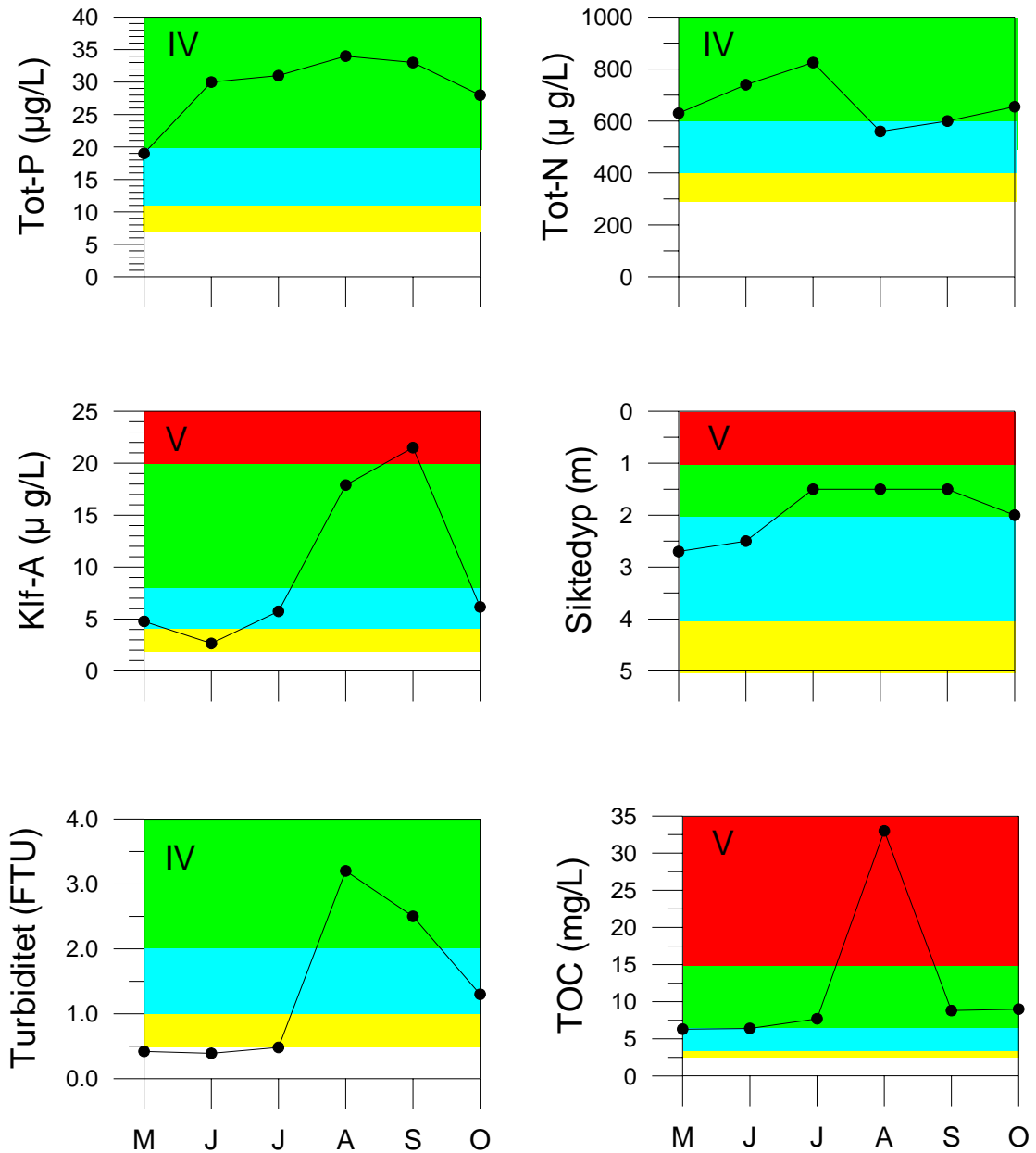
Måledata er samlet i Tabell 20 bakerst i kapitlet, mens hovedparametrene også er vist i Figur 20.

Ioneinnholdet i Åstveitvatn var relativt høyt, som i vassdraget ellers. Middelverdien for konduktivitet var 8,08 mS/m (Tabell 20). Surhetsgraden varierte fra pH 6,43 i juli til 6,88 i august, med en middelverdi på 6,66 (Tabell 20).

Tot-P lå på 19 µg/l i mai. Verdien steg fram til august til 34 µg/l, for så å avta til 28 µg/l i oktober (Figur 20). Gjennomsnittsverdien var 29,8 µg/l. Nitrogeninnholdet økte fra 630 til 825 µg/l i perioden mai-juli, avtok i august til 560 µg/l, og økte litt igjen om høsten (Figur 20). Gjennomsnittet var 668 µg/l.

Innholdet av organisk karbon var høyt i Åstveitvatn. Fra 6,3 mg/l i mai steg TOC-innholdet til 7,7 mg/l i juli (Figur 20). I august var verdien eksepsjonelt høy (33,3 mg/l). Dette henger sammen med en oppblomstring av alger. I september-oktober lå TOC-innholdet rundt 9 mg/l. Middelverdien for TOC var 11,9 mg/l for hele perioden. Dette er langt høyere enn i andre innsjøer innen årets undersøkelser. Også fargetall viste høye verdier i denne innsjøen, med et middeltall på 69,7 mg Pt/l. Verdien var lavest i juni (56,3) og høyest i oktober (79,7 mg Pt/l) (Tabell 20). Dette skyldes et høyt humusinnhold i innsjøen, og vannfargen gikk fra brunlig gul i mai-juli til brun i august-oktober.

Partikkelinnholdet var moderat fram til juli (<0,5 FTU). I august økte turbiditeten til 3,2 FTU, som er en høy verdi for en innsjø. Også i september var partikkelinnholdet høyt, men avtok noe til oktober (Figur 20). Den høye turbiditeten hang sammen med store mengder, på samme måte som for TOC. Middelverdien ble 1,38 FTU, som er det høyeste middeltall blant innsjøene i 1999. Siktedypet var lite i innsjøen, både som følge av høyt humusinnhold og store algetettheter (Figur 20). Gjennomsnittet var 1,95 m.

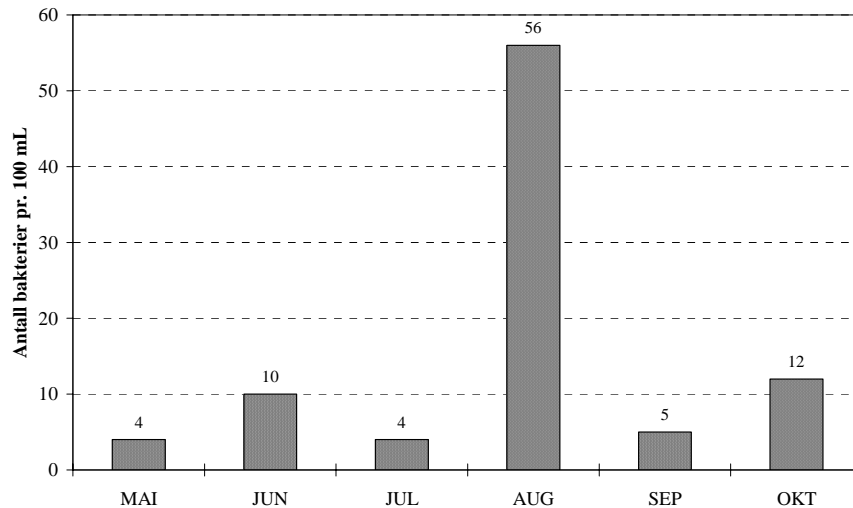


Figur 20. Vannkjemiske målinger fra Åstveitvatn 1999. Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (III - V).

Det ble tatt prøver av bunnvannet på 10 m i september (Tabell 20). Det var noe høyere konsentrasjon av Tot-P i bunnvannet ($60 \mu\text{g/l}$) enn i overflaten, men bare 38% av dette var $\text{PO}_4\text{-P}$ ($23 \mu\text{g/l}$). For Tot-N, TOC, og Fargetall var forskjellene mellom bunnvann og overflatevann små, mens turbiditeten var høyere i bunnvannet (3,1 FTU).

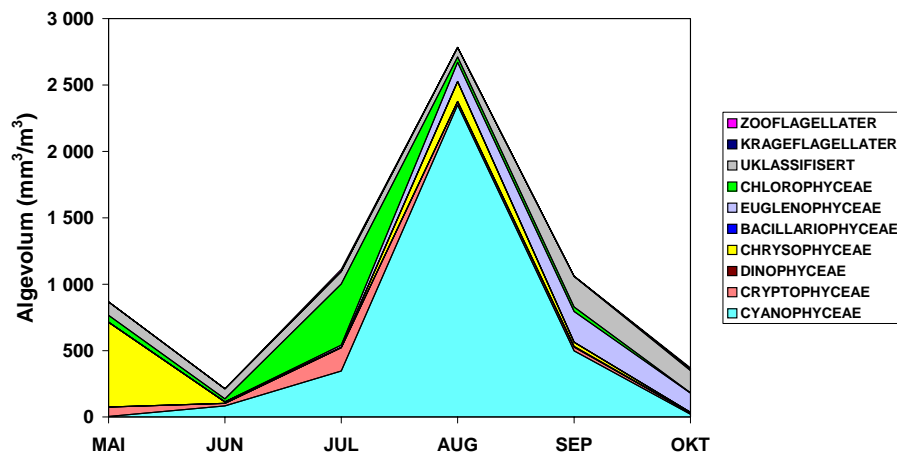
4.3.3 Tarmbakterier

Det ble funnet tarmbakterier i alle prøver fra Åstveitvatnet (Figur 21). Det høyeste tallet ble målt i august. Det ble likevel ikke påvist bakterietall som overstiger grensen for egnethet for bading. Noe av bakteriene kan stamme fra ender og hegrer, men det synes klart at innsjøen forurenses av direkte tilførsel av kloakk.



Figur 21. Termotabile kolibakterier i Åstveitvatn 1999 (antall bakterier pr. 100 ml).

4.3.4 Planteplankton



Figur 22. Volum og sammensetning av planteplankton i Åstveitvatn 1999.

Målinger av Klf a er vist i Figur 20, og algevolument i Figur 22. Maksimalt totalt algevolument ($2.783 \text{ mm}^3/\text{m}^3$) lå i øvre del av det mesotrofe området i følge Brettum (1989) og det samme gjorde gjennomsnittsvolumet ($1.068 \text{ mm}^3/\text{m}^3$) for de seks innsamlingene. Klf a tallene tilsier tilstandsklasse IV i SFT-systemet. Blågrønnalger dominerte algebiomassen unntatt i mai og oktober. I august og september var det en markert irrgønn overflatehinne av blågrønnalger, og høy turbiditet i vannmassen som følge av algetettheten. Mest framtrædende var *Anabaena flos-aqua/lemmermanni* og *Woronichinia naegeliana* som begge dannet vannblomst. Disse to artene kan også være toksiske. Også *Anabaena cf. affinis* forekom i et betydelig antall. Begge *Anabaena*-artene har en eutrof preferanse. Generelt synes artsforekomstene å ligge innenfor det som er vanlig i mesotrofe innsjøer. Av andre tallmessige framtrædende arter kan nevnes grønnalgene cf. *Chlamydocapsa planktonica*, *Chlamydomonas* spp. og *Elakatotrix genevensis*, cryptophyceene *Rhodomonas lacustris* var. *nanoplanktonica*, *Cryptomonas* spp., chrysophyceene *Dinobryon divergens* og *Ochromonas* sp./*Uroglena* sp. Også her var det forekomster av *Closterium acutum* var. *variabile* som har en viss eutrof preferanse. Resultater av algetellinger er vist Tabell 22 bakerst i kapitlet.

4.3.5 Dyreplankton

I Åstveitvatn ble det av planktoniske arter påvist 3 vannlopper, én hoppekreps, åtte arter hjuldyr samt larver av svevemygg (Tabell 24). I tillegg ble det funnet flere arter som normalt er knyttet til strandsonen. Totalt sett er dette en artsfattig fauna, og spesielt for hoppekrepsene. Alle artene er vanlige i landsdelen.

Daphnia longispina var klart dominerende blant krepsdyrene, mens *Eudiaptomus gracilis* også var forholdsvis tallrike i midtre del av sesongen. Blant hjuldyrene skiftet dominansforholdene mer, med *Kellicottia longispina* som den mest tallrike totalt sett. Artssammensetningen er nokså karakteristisk for mange av de små innsjøene i Bergensområdet der fiskefaunaen er sterkt redusert.

Fra august av var tettheten av alle grupper i prøvene markert lavere enn de tre første månedene. Særlig uttalt var dette for hjuldyrene, men også for de to dominerende krepsdyrene var det godt merkbart. Hos *Daphnia* gikk formeringen drastisk tilbake, og de aller fleste individer bar få eller ingen egg i denne perioden. Dette har trolig sammenheng med oppblomstringen av blågrønne alger. Både plante- og dyreplankton gir dermed indikasjon på økologisk ustabilitet. Dyreplanktonsamfunnets sammensetning er gunstig i dette bildet, med dominans av storvokste *Daphnia longispina* (opp til 2,5 mm). Dersom det hadde vært mer fisk i innsjøen ville beitingen på planteplankton vært mindre effektiv, og algeproblemet kanskje enda mer markert.

4.3.6 Tilstand/vurdering

Grunnlaget for klassifisering av tilstand er vist i Tabell 16. For næringsalter indikerer alle parametre tilstanden til klasse IV. For organisk stoff blir tilstandsklassen totalt V. Oksygenvinnet i dypvannet bevirker dette, på tross av at de andre parametrene tilsier klasse IV. For virkninger av partikler og tarmbakterier blir tilstandsklassen III, mens for forsurening får vi klasse II. For forsurening er det neppe grunn til å tro at tilstanden avviker fra naturtilstand.

Tabell 16. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Åstveitvatn 1999. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av tarmbakterier og forsurening benyttes dårligste måling som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre brukes middelveier. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|----------------|-----------------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringsalter | Tot-P | 29,2 | µg/l | IV |
| | Tot-N | 668 | µg/l | IV |
| | Klf-A | 9,79 | µg/l | IV |
| | Siktedyp | 1,95 | M | IV |
| Organisk stoff | TOC | 11,9 | mg/l | IV |
| | Oksygen (bunn) | 0,03 | mg/l | V |
| | Farge | 69,7 | mg Pt/l | IV |
| | Siktedyp | 1,95 | M | IV |
| Partikler | TURB | 1,38 | FTU | III |
| | Siktedyp | 1,95 | M | IV |
| Forsuring | pH | 6,43 | - | II |
| Tarmbakterier | TKB | 56 | pr. 100 ml | III |

Tabell 17. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Åstveitvatn 1999.

| Virkning av | I | II | III | IV | V |
|--------------------|----------|-----------|------------|-----------|----------|
| Næringssalter | | | | | |
| Organisk stoff | | | | | |
| Partikler | | | | | |
| Forsuring | | | | | |
| Tarmbakterier | | | | | |

Vurdering av forurensningsgrad er sammenfattet i Tabell 17. Naturtilstand for virkning av organisk stoff er usikker, og både tilstandsklasse II og III er skravert. For næringssalter er naturtilstand klasse I. Avviket fra naturtilstand var størst for næringssalter, og dette bevirker også en øket organisk belastning. Avskjæring av kloakkforurensning er nødvendig for å bedre forholdene i Åstveitvatnet. Det er sannsynlig at vi kan få H₂S-dannelse i dypvannet og indre gjødsling hvis dagens situasjon ikke bedres.

Vha. FOSRES kan fosfortilførslene beregnes til 52 kg i 1999. Ved å bruke Klf a som alternativt grunnlag for beregningen fås et lavere estimat (32 kg P), mens ved å benytte siktedypet får vi samme estimat som basert på P-konsentrasjon. Ved normalavrenning vil innsjøen teoretisk tåle en belastning på 26 kg·år⁻¹. Dagens belastning er altså dobbelt så stor som akseptabelt, og avlastningsbehovet er klart. Forekomsten av vannblomst av alger som er potensielt giftproduserende sammen med oksygenvinn taler sitt tydelige språk om effektene av belastningen. Faren for indre gjødsling tilsier at tiltak for denne innsjøen gis høy prioritet, da dette vil bidra til å forverre forurensningssituasjonen betraktelig.

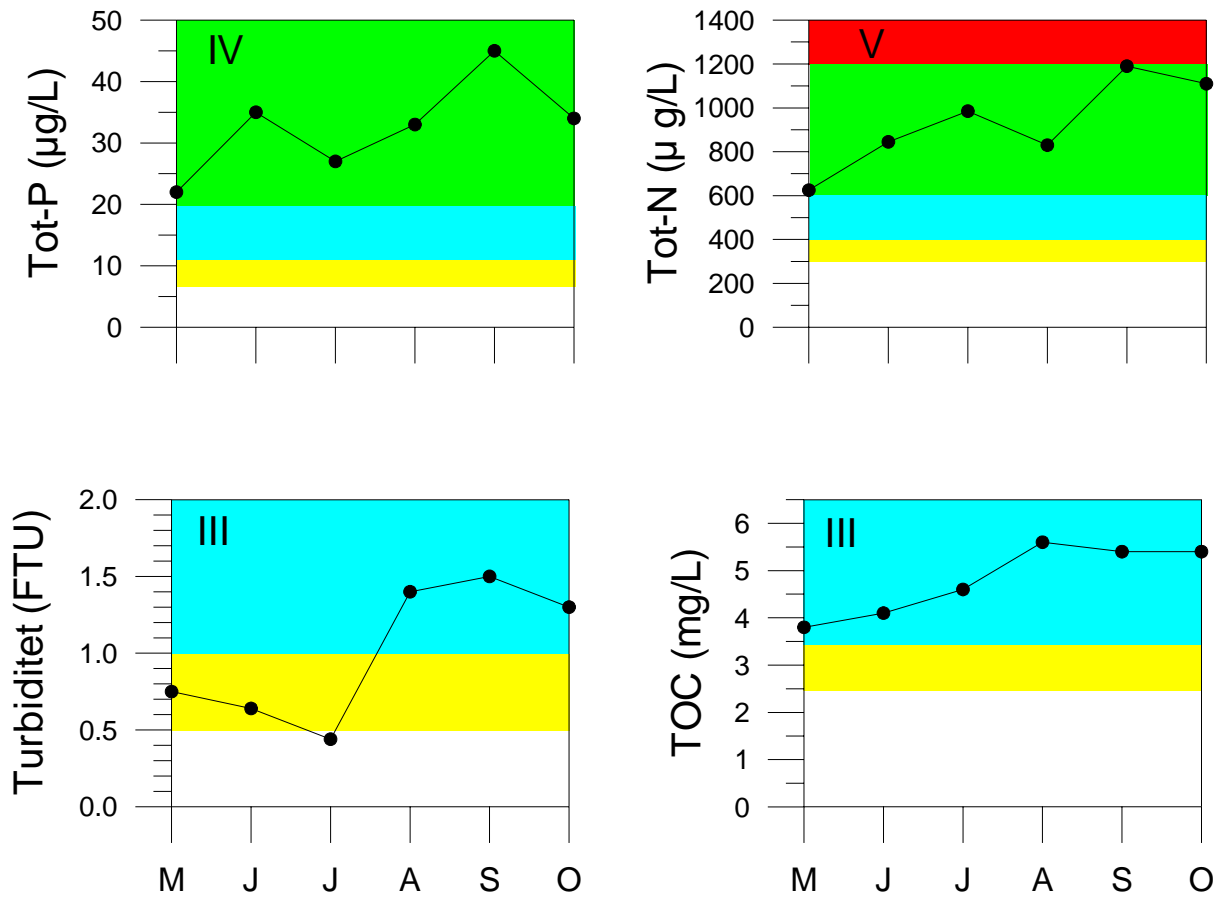
Bjørklund (1994) anslo P-belastningen til 40 kg pr år. Situasjonen i Åstveitvatn synes dermed å ha forverret seg siden 1994, og dette stemmer med hva beboerne i området opplyser med hensyn til kloakklekkasjer. Det kan imidlertid ikke påvises signifikante forskjeller i noen av måleparametrene som kan sammenlignes mellom de to årene (Tot-P, Tot-N, Algevolum, Siktedyp).

4.4 Utløpselven

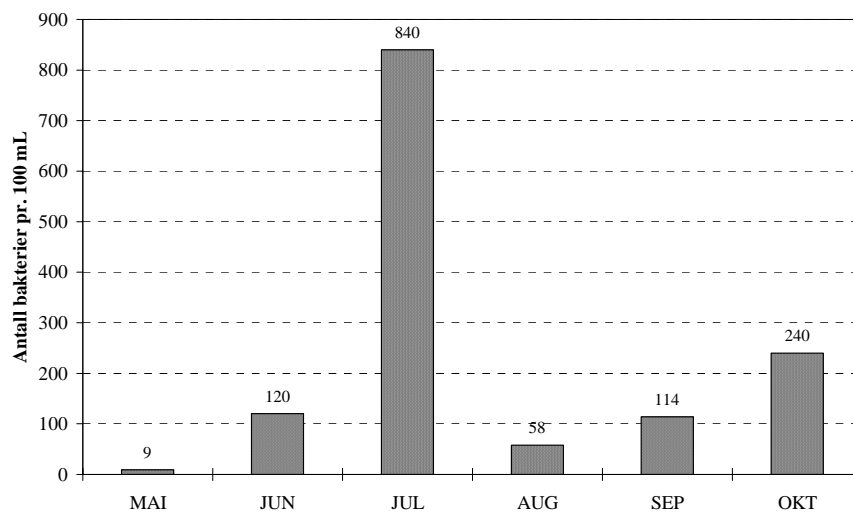
4.4.1 Vannkvalitet

Vannkjemiske måledata er samlet i Tabell 20, mens sesongvariasjon for en del parametre er vist i Figur 23. Ioneinnholdet var litt høyere enn i innsjøene ovenfor med et snitt på 10,1 mS/m. pH-verdiene (Tabell 20) var også litt høyere (middel 6,93; laveste verdi 6,86 målt i juli)

Innholdet av fosfor varierte mellom 22 og 45 µg/l Tot-P, med høyeste verdi målt i september. Snittverdien var 32,7 µg/l. Nitrogenmengden var i gjennomsnitt 931 µg/l, med laveste verdi i mai (630 µg/l) og høyest i september (1110 µg/l; Figur 23). Som næringssaltene viste også organisk karbon (TOC) en stigning gjennom sesongen fra 3,8 mg/l i mai til 5,4-5,6 mg/l i august-oktober (Figur 23). Gjennomsnittet var 4,8 mg/l. Fargetallet (Tabell 20) viste omtrent samme forløp som TOC med lavest verdi i mai (27,6 mg Pt/l) og høyest i september (49,6 mg Pt/l). Snittverdien var 41,6 mg Pt/l. Innholdet av partikler var markert høyere i de tre siste månedene enn i de tre første (Figur 23), med et gjennomsnitt på 1,01 FTU og en maksimalverdi på 1,50 FTU.



Figur 23. Vannkjemiske målinger fra Åstveitvassdragets utløp 1999. Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (III-V). Klassifisering baseres på middelverdien av parametrene.



Figur 24. Termotabile kolibakterier i Åstveitvassdragets utløp 1999 (antall bakterier pr. 100 ml).

4.4.2 Tarmbakterier

Målingene av tarmbakterier i Åstveitvassdragets utløp er vist i Figur 24. Det ble påvist sikre tarmbakterier i alle prøver. Prøven fra juli skiller seg klart ut som en ekstrem verdi. Det ser ut som direkte tilførsler av kloakk har gjort seg gjeldende i 1999, mens tidligere har overløp/arealavrenning vært dominerende forurensningskilde her (Hobæk 2000).

4.4.3 Tilstand/Vurdering

Grunnlaget for klassifisering av tilstand er vist i Tabell 18. For virkning av næringssalter, organisk stoff og tarmbakterier vurderes tilstanden til klasse IV, for partikler til klasse III, og for forsurende stoffer til klasse I.

Tabell 18. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Åstveitvassdragets utløp 1999.

Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av tarmbakterier og forsuring brukes dårligste måling som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes middelverdi. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|----------------|--------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 32,7 | µg/l | IV |
| | Tot-N | 931 | µg/l | IV |
| Organisk stoff | TOC | 4,8 | mg/l | III |
| | Farge | 41,6 | mg Pt/l | IV |
| Partikler | TURB | 1,01 | FTU | III |
| Forsuring | pH | 6,80 | - | I |
| Tarmbakterier | TKB | 840 | pr. 100 ml | IV |

Tabell 19. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Åstveitvassdragets utløp 1999.

| Virkning av | I | II | III | IV | V |
|----------------|---|----|-----|----|---|
| Næringssalter | | | | | |
| Organisk stoff | | | | | |
| Partikler | | | | | |
| Forsuring | | | | | |
| Tarmbakterier | | | | | |

Avvik fra naturtilstand (forurensningsgrad) er sammenfattet i Tabell 19. Størst avvik fant vi for virkninger av næringssalter og tarmbakterier.

Det er ingen signifikante forskjeller mellom datasettene fra 1994 (Bjørklund 1994) og fra 1999 i parametrene Tot-P og Tot-N.

4.5 Massetransport til Eidsvågen

Avrenningen i feltet er anslått til 5,38 mill. m³ i 1999 (125 % av normalavrenningen på 4,3 mill m³). Konsentrasjon av P, N og organisk C ble målt seks ganger fra mai til oktober. Dette gir følgende forenklete estimater av massetransport til Eidsvågen: 176 kg P, 5,0 tonn N og 25,9 tonn C.

Tabell 20. Vannkjemiske målinger fra Åstveitvassdraget 1999.

| 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 |
|--------------|----------|-------------|--------------|-------------|------------------|-------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Griggastemma | 20.05.99 | 7,02 | 11,0 | 0,70 | 28,2 | 3,6 | 28 | 725 | 14,3 | 1,8 |
| 0-3 m | 14.06.99 | 6,67 | 9,87 | 1,1 | 28,8 | 4,2 | 40 | 960 | 9,83 | 2,8 |
| 0-3 m | 14.07.99 | 6,50 | 7,94 | 0,56 | 51,0 | 7,3 | 28 | 880 | 7,89 | 2,0 |
| 0-3 m | 25.08.99 | 6,87 | 8,21 | 1,3 | 42,5 | 5,0 | 43 | 850 | 19,4 | 1,9 |
| 0-3 m | 22.09.99 | 6,74 | 8,46 | 1,2 | 51,3 | 5,7 | 46 | 1180 | 4,74 | 2,5 |
| 0-3 m | 20.10.99 | 6,70 | 8,04 | 0,95 | 48,4 | 5,6 | 38 | 1050 | 3,86 | 2,5 |
| Snitt | | 6,75 | 8,92 | 0,97 | 41,7 | 5,2 | 37,2 | 941 | 10,0 | 2,3 |
| 7 m | 22.09.99 | | | 25,0 | 91,5 | 5,8 | 330 | 2900 | | |
| Åstveitvatn | 21.05.99 | 6,64 | 10,1 | 0,42 | 63,1 | 6,3 | 19 | 630 | 4,77 | 2,7 |
| 0-3 m | 16.06.99 | 6,71 | 9,80 | 0,39 | 56,4 | 6,4 | 30 | 740 | 2,65 | 2,5 |
| 0-3 m | 14.07.99 | 6,43 | 8,86 | 0,48 | 73,5 | 7,7 | 31 | 825 | 5,74 | 1,5 |
| 0-3 m | 25.08.99 | 6,88 | 8,49 | 3,2 | 71,6 | 33,0 | 34 | 560 | 17,9 | 1,5 |
| 0-3 m | 28.09.99 | 6,65 | 8,16 | 2,5 | 73,7 | 8,8 | 33 | 600 | 21,5 | 1,5 |
| 0-3 m | 19.10.99 | 6,67 | 8,08 | 1,3 | 79,7 | 9,0 | 28 | 655 | 6,16 | 2,0 |
| Snitt | | 6,66 | 8,92 | 1,38 | 69,7 | 11,9 | 29,2 | 668 | 9,79 | 1,95 |
| 10 m | 28.09.99 | | | 3,1 | 50,6 | 7,7 | 60 | 756 | | |
| Utløp | 20.05.99 | 7,02 | 12,4 | 0,75 | 27,6 | 3,8 | 22 | 625 | | |
| | 16.06.99 | 6,95 | 10,9 | 0,64 | 29,0 | 4,1 | 35 | 845 | | |
| | 14.07.99 | 6,86 | 9,30 | 0,44 | 47,7 | 4,6 | 27 | 985 | | |
| | 25.08.99 | 7,06 | 9,71 | 1,4 | 49,6 | 5,6 | 33 | 830 | | |
| | 21.09.99 | 6,80 | 9,39 | 1,5 | 47,1 | 5,4 | 45 | 1190 | | |
| | 19.10.99 | 6,87 | 8,72 | 1,3 | 48,8 | 5,4 | 34 | 1110 | | |
| Snitt | | 6,93 | 10,1 | 1,01 | 41,6 | 4,8 | 32,7 | 931 | | |

Tabell 21. Plantep plankton i Griggastemma 1999. Tallene angir algevolum (mm^3/m^3) for hver gruppe/art. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

| GRUPPE/ART | 20.05.99 | 14.06.99 | 14.07.99 | 25.08.99 | 22.09.99 | 10.10.99 |
|--|----------------|----------------|----------------|----------------|---------------|---------------|
| CYANOPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Snowella lacustris</i> | 1646,87 | | | | | 1,13 |
| CRYPTOPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Cryptomonas</i> spp. 10-20 μm | | | 29,71 | | | |
| " " 20-30 μm | | 25,72 | 185,14 | 52,91 | 5,41 | 10,82 |
| <i>Rhodomonas lacustris</i> var. <i>nannoplanktonica</i> | 658,12 | 25,59 | 95,06 | 16,46 | 9,14 | 4,68 |
| DINOPHYCEAE | | | | | | |
| Ubestemt thecat dinoflagellat 15-20 μm | 10,72 | | | | | 0,29 |
| Ubestemt athecate dinoflagellat 10-20 μm | | | 7,29 | | | |
| CHRYSOPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Chromulina</i> spp. (5-7,5 μm) | | 94,02 | 62,68 | 271,61 | 99,24 | 6,53 |
| <i>Mallomonas akrokomos</i> 20 μm | | 1,15 | 62,12 | | 1,15 | |
| <i>Spiniferomonas</i> sp. | 4,53 | | | | | |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | | | | |
| Pennate diatomeer 30-50 μm | 189,18 | | | | | |
| EUGLENOPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Trachelomonas volvocina</i> 7,5 μm | | | | 40,81 | | |
| <i>T. volvocinopsis</i> 15 μm | | 40,85 | 40,85 | 122,38 | 94,08 | 53,06 |
| CHLOROPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Ankistrodesmus fusiformis</i> | | 8,71 | | | | |
| <i>Ankyra lanceolata</i> | | | 805,23 | 39,45 | 21,76 | 10,88 |
| <i>A. iudayi</i> | 24,49 | 54,41 | 32,65 | 4,08 | 2,72 | 1,36 |
| cf. <i>Chlamydocapsa planctonica</i> | | | | 33,18 | 0,86 | 1,15 |
| <i>Chlamydomonas</i> spp. 3-6 μm | | 5,66 | | | | 0,44 |
| <i>Chlamydomonas</i> spp. 9-12,5 μm | 7,74 | | | | | |
| <i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> | | | | 0,07 | 7,31 | 33,40 |
| <i>Monoraphidium contortum</i> | 248,10 | | | | | |
| cf. <i>Planktosphaeria gelatinosa</i> | | | 163,23 | 3264,47 | 10,43 | 1,24 |
| <i>Scenedesmus acutus</i> | 8,42 | | | | | |
| <i>S. cf. quadricauda</i> | 3,74 | | | | | 3,74 |
| <i>Scenedesmus</i> sp. | 29,25 | 29,25 | | | | |
| UKLASSIFISERT | | | | | | |
| Flagellater 1-2,5 μm | | 2,85 | 7,78 | 7,78 | 2,07 | 0,52 |
| " 2,5-5 μm | 80,35 | 85,02 | 53,91 | 62,21 | 16,59 | 16,59 |
| " 5-7,5 μm | 53,13 | 26,56 | 6,63 | 3,32 | 1,65 | 13,99 |
| " 7,5-10 μm | 534,61 | 14,84 | | | | 2,86 |
| Monader 1-2,5 μm | 486,96 | 438,27 | 86,57 | 32,66 | 56,50 | 65,32 |
| " 2,5-5 μm | 49,77 | 250,90 | 87,09 | 33,18 | 82,94 | 70,50 |
| " 5-7,5 μm | | | | | 1,65 | |
| " 7,5-10 μm | | | | | | 0,97 |
| Ubestemt koloni, enkeltceller 5 μm | 3,02 | | 0,77 | | | |
| Totalt algevolum | 4038,99 | 1103,79 | 1726,72 | 3984,56 | 413,54 | 299,45 |

Tabell 22. Planteplankton i Åstveitvatn 1999. Tallene angir algevolum (mm^3/m^3) for hver gruppe/art. Nederst i hver kolonne totalt algevolum. + indikerer at en art er tilstede uten at volumet gir målbart utslag.

| GRUPPE/ART | 21.05.99 | 16.06.99 | 14.07.99 | 25.08.99 | 28.09.99 | 10.10.99 |
|---|---------------|---------------|----------------|----------------|----------------|---------------|
| CYANOPHYCEAE | | | | | | |
| Anabaena cf. affinis | | | | 37,06 | 117,73 | 3,03 |
| A. flos-aqua/lemmermannii | 4,53 | 83,62 | 333,73 | 294,79 | 35,55 | 8,87 |
| Microcystis cf. reinboldii | | | 0,29 | | | |
| Woronichinia naegliana | | | 12,49 | 1511,94 | 61,90 | |
| W. naegliana (kolonier) | | | | 505,56 | 282,21 | 8,90 |
| CRYPTOPHYCEAE | | | | | | |
| Cryptomonas spp. 10-20 μm | | | | | 2,05 | |
| " " 20-30 μm | 48,78 | 6,79 | 116,37 | 2,71 | 21,69 | 5,41 |
| Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica | 21,94 | 11,88 | 60,32 | 23,77 | 5,48 | 4,57 |
| DINOPHYCEAE | | | | | | |
| Ceratium hirundinella l=250 μm | | | | | 3,04 | |
| Peridinium sp. 35 μm | | | | | 2,31 | |
| Ubestemt atecat dinoflagellat 10-20 μm | 0,44 | | | 0,13 | | |
| CHRYSTOPHYCEAE | | | | | | |
| Chromulina spp. (5-7,5 μm) | | 6,53 | | | | |
| Dinobryon divergens 15x8 μm | 350,37 | | | 149,97 | 18,19 | 0,75 |
| D. divergens, hvilesporer | 2,32 | | | | | |
| D. sp. 15x4 μm | | | | 0,38 | | |
| Mallomonas akrokomos 20 μm | 8,89 | 5,69 | 1,15 | | 6,81 | 0,15 |
| M. caudata | | | 1,01 | | 1,01 | 1,48 |
| M. spp. 17-20 μm | 0,26 | | | 0,35 | | |
| M. spp. 20-35 μm | | | | | 5,47 | 2,35 |
| Ochromonas/Uroglena sp. 7,5 μm | 275,44 | | | | | |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | | | | |
| Tabellaria flocculosa | 0,38 | | | | | |
| EUGLENOPHYCEAE | | | | | | |
| Trachelomonas volvocina 8-12,5 μm | | | 16,11 | | 2,09 | |
| T. volvocinopsis | | | | 144,42 | 228,35 | 144,42 |
| CHLOROPHYCEAE | | | | | | |
| Ankistrodesmus fusiformis | | | 0,54 | | | |
| Ankyra lanceolata | 2,72 | 4,08 | | 13,61 | 1,36 | 0,02 |
| A. judayi | 0,08 | 1,39 | | | | 0,08 |
| cf. Chlamydocapsa ampala | | | | 9,27 | | |
| cf. C. planctonica | 7,17 | 17,67 | 282,00 | 4,24 | 12,74 | 0,17 |
| Chlamydomonas spp. 3-6 μm | 12,18 | | | | 0,22 | |
| Chlamydomonas spp. 6-9 μm | 0,00 | | 29,01 | | | |
| Chlamydomonas spp. 9-12,5 μm | 15,45 | | | | | |
| C. spp. 15 μm | | | 58,01 | | | |
| Closterium acutum var. variabile | | | 5,23 | 2,08 | 1,06 | 2,61 |
| Cosmarium sp. 30x25 μm | | | | | 1,97 | |
| Elakatothrix genevensis 12-30x2,5 μm | 13,06 | 0,01 | 2,86 | | | 0,05 |
| Koliella cf. spiculiformis | 0,77 | | | | | |
| Pandorina cf. morum | | | 0,77 | | 10,45 | 0,62 |
| cf. Planktosphaeria gelatinosa | | | 81,53 | 10,43 | 5,31 | |
| Quadrigula cf. pfizteri | | | 0,25 | | 0,49 | |
| Scenedesmus sp. | 0,54 | | | | | |
| Tetraspora lemmermannii | | | | + | | |
| UKLASSIFISERT | | | | | | |
| Flagellater 1-2,5 μm | 2,85 | 5,18 | 2,85 | 5,70 | 4,15 | 7,78 |
| " 2,5-5 μm | 49,77 | 10,37 | 5,70 | 12,44 | 8,29 | 2,90 |
| " 5-7,5 μm | | 6,63 | 6,63 | | 39,85 | 26,56 |
| " 7,5-10 μm | | | | | 11,13 | |
| " 10-15 μm | 11,77 | | 23,64 | 23,64 | | |
| Monader 1-2,5 μm | 12,18 | 41,99 | 7,00 | 7,26 | 47,17 | 35,77 |
| " 2,5-5 μm | 24,88 | 10,37 | 22,29 | 10,37 | 41,47 | 20,74 |
| " 5-7,5 μm | | | 26,56 | 13,28 | 79,69 | 53,13 |
| " 7,5-10 μm | | | | | | 7,43 |
| " 10-15 μm | | | | | | 11,77 |
| KRAGEFLAGELLATER | | | | | | |
| Ubestemte krageflagellater 5-8 μm | | | | | 0,43 | 13,93 |
| ZOOFLAGELLATER | | | | | | |
| Gyromitus cordiformis | | | 17,39 | | 1,06 | 6,97 |
| Totalt algevolum | 866,79 | 212,21 | 1113,74 | 2783,39 | 1060,72 | 370,48 |

Tabell 23. Dyreplankton i Griggastemma 1999. 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 - 6 m.

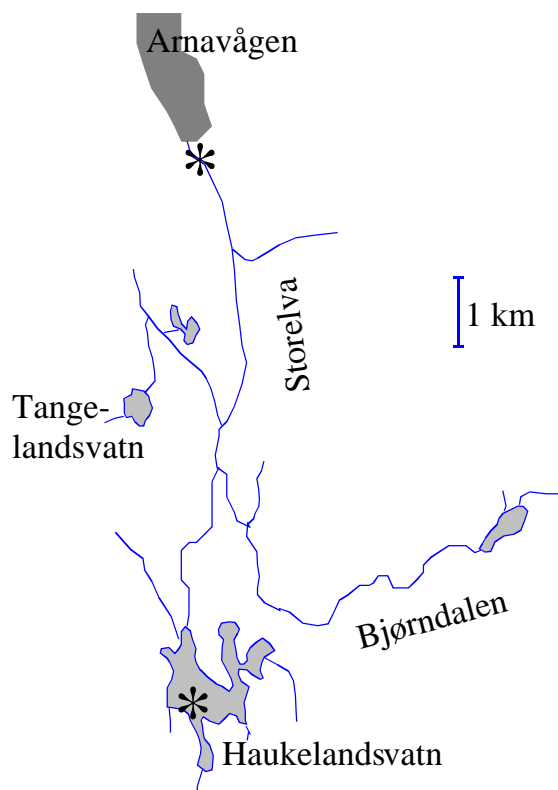
| Gruppe/art | Dato⇒ | 20.05.99 | 14.06.99 | 14.07.99 | 25.08.99 | 22.09.99 | 20.10.99 |
|----------------------------------|-------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| VANNLOPPER | | | | | | | |
| <i>Daphnia longispina</i> | | + | ++ | +++ | +++ | +++ | ++ |
| <i>Bosmina longispina</i> | | ++ | ++++ | + | e | +++ | + |
| * <i>Chydorus cf. sphaericus</i> | | e | | | | | |
| <i>Polyphemus pediculus</i> | | e | | e | e | | |
| HOPPEKREPS | | | | | | | |
| <i>Eudiaptomus gracilis</i> | | + | ++ | + | ++ | + | + |
| Calanoide copepodittlarver | | + | ++ | + | +++ | +++ | + |
| Calanoide naupliuslarver | | ++ | ++ | +++ | +++ | ++ | ++ |
| <i>Cyclops abyssorum</i> | | ++ | +++ | e | ++ | ++ | + |
| Cyclopoide copepodittlarver | | +++ | +++ | +++ | ++ | +++ | + |
| Cyclopoide naupliuslarver | | ++ | + | e | e | ++ | ++ |
| HJULDYR | | | | | | | |
| <i>Kellicottia longispina</i> | | ++ | + | ++ | +++ | ++++ | + |
| <i>Keratella cochlearis</i> | | + | | | + | + | +++ |
| <i>Keratella hiemalis</i> | | + | | | | | |
| <i>Polyarthra</i> sp. | | ++ | + | + | | | + |
| <i>Conochilus</i> sp. | | | + | + | ++ | | + |
| * <i>Lepadella</i> sp. | | | | | | | e |
| INSEKTER | | | | | | | |
| <i>Chaoborus flavicans</i> | | | | | e | | |

Tabell 24. Dyreplankton i Åstveitvatn 1999. 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. Arter/grupper merket med stjerne (*) er normalt knyttet til strandsonen. Håvtrekkene er tatt i sjiktet 0 - 9 m.

| Gruppe/art | Dato⇒ | 21.05.99 | 16.06.99 | 14.07.99 | 25.08.99 | 28.09.99 | 19.10.99 |
|--|-------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| VANNLOPPER | | | | | | | |
| <i>Daphnia longispina</i> | | ++++ | +++ | +++ | ++ | ++ | ++ |
| <i>Bosmina longispina</i> | | + | + | | | | |
| <i>Polyphemus pediculus</i> | | + | e | | | | |
| * <i>Chydorus cf. sphaericus</i> | | e | | e | | | |
| * <i>Alona affinis</i> | | | | e | | | |
| * <i>Alonella nana</i> | | | e | e | | | |
| HOPPEKREPS | | | | | | | |
| <i>Eudiaptomus gracilis</i> | | + | ++ | ++ | ++ | ++ | e |
| Calanoide copepoditt larver | | + | + | | e | + | + |
| Calanoide nauplius larver | | ++ | ++ | ++ | e | + | + |
| Cyclopoide copepoditt larver | | + | + | ++ | + | e | |
| Cyclopoide nauplius larver | | | | | e | | |
| HJULDYR | | | | | | | |
| <i>Kellicottia longispina</i> | | ++++ | ++ | ++ | | e | e |
| <i>Keratella cochlearis</i> | | +++ | + | | | + | + |
| <i>Keratella quadrata</i> | | +++ | | + | e | | |
| <i>Asplanchna priodonta</i> | | +++ | ++ | | | | |
| <i>Synchaeta</i> sp. | | ++ | | + | | e | e |
| <i>Filinia longiseta</i> | | +++ | + | | e | | |
| <i>Conochilus</i> sp. | | + | + | + | ++ | | e |
| <i>Polyarthra</i> sp. | | | | | | | e |
| ANDRE GRUPPER | | | | | | | |
| Svevemygg (<i>Chaoborus flavicans</i>) | | e | e | e | ++ | + | |
| *Muslingkreps (Ostracoda indet.) | | | e | | | | |
| *Flimmermark (Turbellaria indet.) | | | e | e | | | |
| Midd (Acari indet.) | | e | e | | e | | |

5. Arnavassdraget

5.1 Områdebeskrivelse



Figur 25. Skjematisk kart over Arnavassdraget. Stasjoner for prøvetaking er markert med en stjerne.

Arnavassdraget (Figur 25) er et av de største innen Bergen kommune, med et nedbørfelt på 51 km². Nedbørfeltet dekker betydelige høytliggende områder i øst mot Gullfjellet og i vest mot Byfjellene. Innsjøene i Bjørndalen opp mot Gullfjellet er hovedkilde for byens drikkevannsforsyning (ikke alle innsjøer er med på Figur 25). Vassdragets største innsjø er Haukelandsvatn, som har et nedbørfelt på 15,2 km². Vassdragets normalavrenning er 128,7 mill. m³ pr. år.

Tabell 25. Undersøkte stasjoner i Arnavassdraget 1999.

| St. nr. | Stasjon | UTM (32V) | Hoh. |
|---------|----------------|------------|------|
| 1 | Haukelandsvatn | LM 048 972 | 73 |
| 2 | Storelva | LM 056 034 | 8 |

Nedbørfeltet består hovedsakelig av grunnfjellsbergarter, med innslag av anorthositt i lavere strøk. Marine avsetninger finnes i dalbunnen langs Storelva og ved Haukelandsvatnet. Langs hovedelva går Riksvei 580, og det er villabebyggelse langs det meste av denne. En del jordbruksarealer finnes også, bl. a. ved Haukelandsvatnet og i Langedalen ved Tangelandsvatn. Langs nedre deler av Storelva mot Arna ligger det flere industribedrifter. Nedbørfeltet over ca. 400 m.o.h. er snau fjell, mens bjørke- og blandingskog utgjør betydelige arealer lenger nede. Tabell 25 viser stasjonene som ble undersøkt i 1999. Vassdraget er tidligere undersøkt en rekke ganger fra 1981 (Aanes 1982) til 1994 (Bjørklund 1994).

Tabell 26. Haukelandsvatn. 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 | | | |
| Haukelandsvatn | 0,75 | 14,2 | 40 | 10,65 | 3,6 | 38,3 |

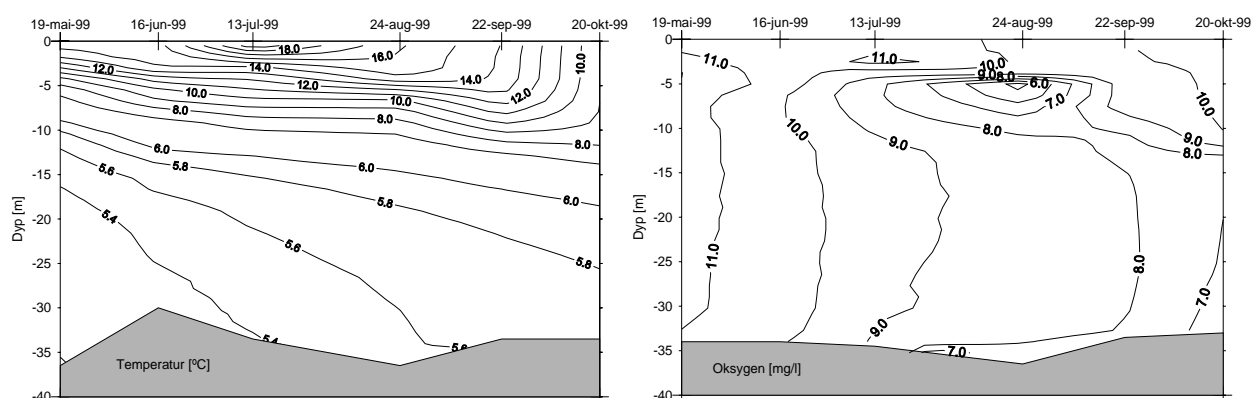
5.2 Haukelandsvatn

Nøkkeltall for innsjøen Haukelandsvatn er gitt i Tabell 26. Dybdekart er utarbeidet av Aanes (1982), og finnes gjengitt i Bjørklund m.fl. (1994). Innsjøen ligger i et relativt fruktbart område med marine avsetninger, og dette er naturlig nok jordbruksland. Innsjøen finnes aure, røye og gjedde, og den benyttes mye til friluftsliv og fiske. Innsjøens normalavrenning er anslått til 38,34 mill. m³ pr. år.

5.2.1 Hydrografi

Haukelandsvatn var stabilt sjiktet gjennom hele perioden (Figur 26). Sprangsjiktet lå rundt 5 m til august, og ble i løpet av september-oktober presset ned mot 10 m. Høyeste målte overflatetemperatur var 19,6 °C i juli. I dypet steg temperaturen fra 5,2 °C i mai til 5,7 °C i oktober.

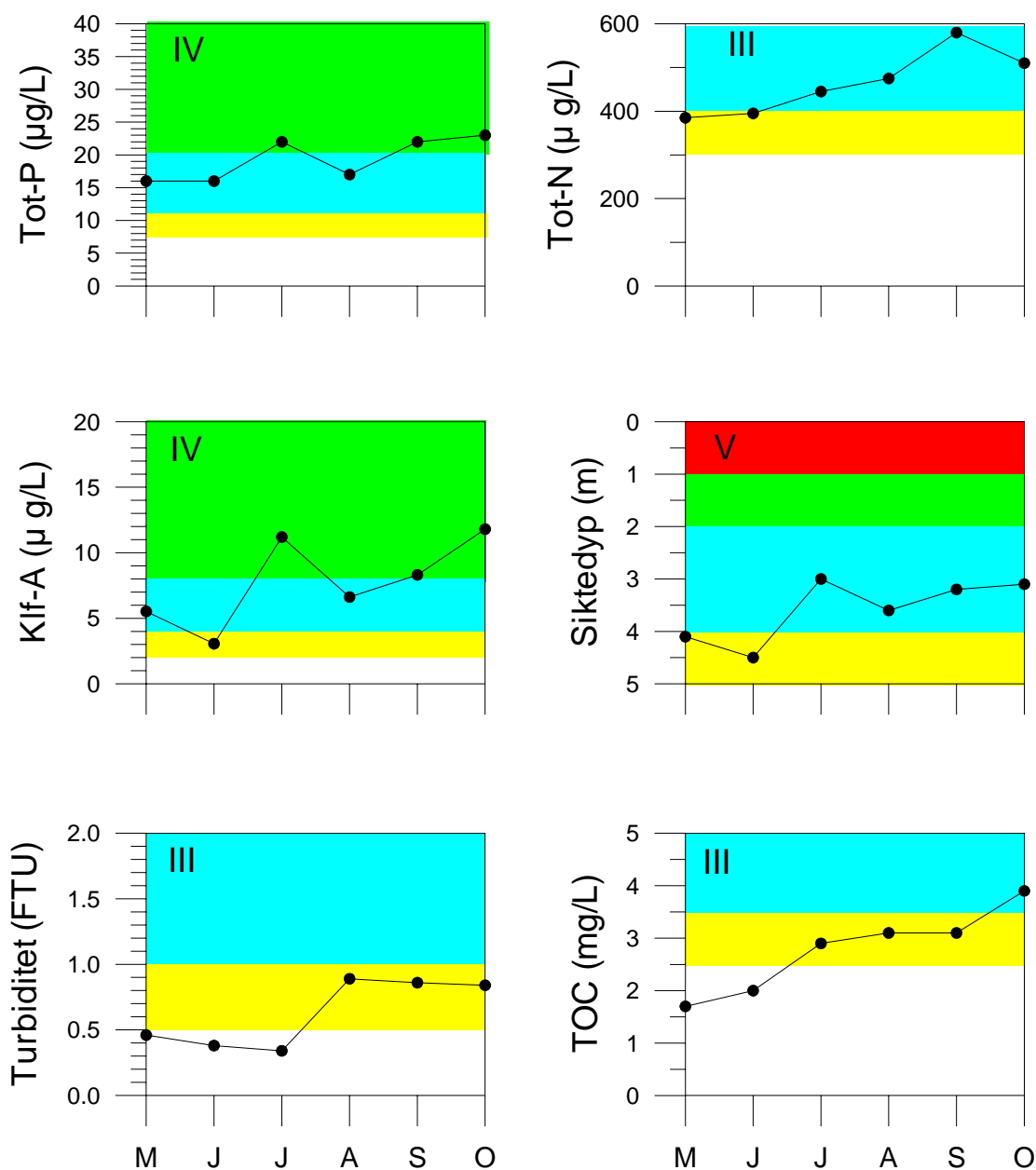
Oksygenforholdene er også vist i Figur 26. Et O₂ minimum oppsto rundt sprangsjiktet i juli og august. I dypvannet målte vi 10,9 mg/l i mai (34 m). O₂-innholdet sank utover sesongen til 6,5 mg/l i oktober (52% metning). Oksygenforbruket var dermed tydelig, men ikke problematisk stort i Haukelandsvatn.



Figur 26. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Haukelandsvatn 1999. Tilsynelatende varierende dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike tidspunkt.

5.2.2 Vannkvalitet

Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 31 bakerst i kapitlet. Variasjon i sentrale parametre er også vist i Figur 27. Ioneinnholdet i Haukelandsvatn var middels høyt (Tabell 31), med en middel konduktivitet på 3,53 mS/m. Det var ubetydelig variasjon i undersøkelsesperioden. Surhetsgraden varierte også lite mellom pH=6,41 og 6,60 (Tabell 31). Middelerdien var pH 6,55.



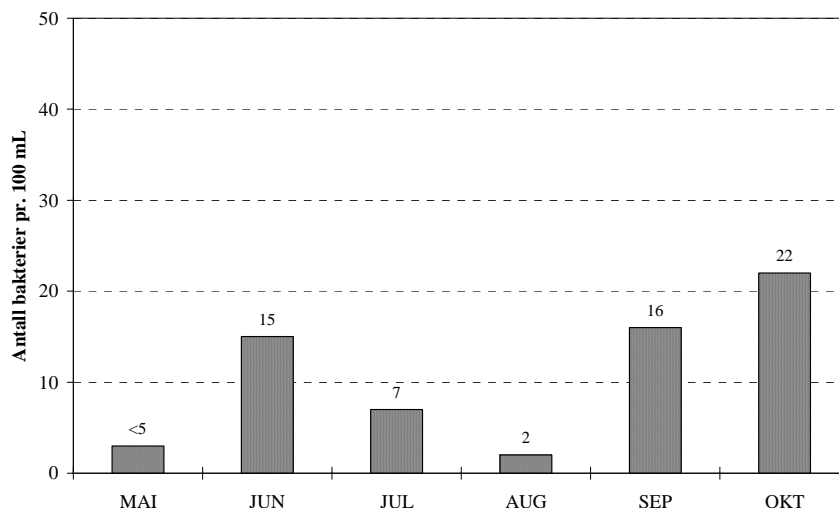
Figur 27. Vannkjemiske målinger i Haukelandsvatn 1999. Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (III - V).

Næringsalter er også vist i Figur 27. Middelerdien for Tot-P var $19,3 \mu\text{g/l}$. Målingene fra mai og juni lå lavest ($16 \mu\text{g/l}$), og verdiene tiltok utover sommeren og høsten til $23 \mu\text{g/l}$ i oktober (Figur 27). Tot-N lå i gjennomsnitt på $465 \mu\text{g/l}$, og hadde sin høyeste verdi i september ($580 \mu\text{g/l}$; Figur 27). Organisk karbon (TOC) viste en markert stigning gjennom sesongen fra $1,7 \text{ mg/l}$ i mai til $3,9 \text{ mg/l}$ i oktober (Figur 27). Middelerdien var $2,8 \text{ mg/l}$. Fargetallet lå rundt 15 mg Pt/l i mai og juni, og steg til rundt 25 mg/l de fire siste månedene av perioden (Tabell 31). Middelerdien var $22,2 \text{ mg Pt/l}$.

Turbiditeten lå også lavt i begynnelsen av perioden ($<0,5 \text{ FTU}$), men viste en markant økning til rundt $0,85 \text{ FTU}$ i august-oktober (Figur 27). Gjennomsnittet ble $0,63 \text{ FTU}$. Siktedypet (Figur 27) varierte mellom $3,0$ og $4,5 \text{ m}$, med et middel på $3,6 \text{ m}$. Vannet var klarest i mai og juni. Fargen på vannet skiftet fra grønnlig gul de første månedene til brunlig gul om høsten.

Prøve av bunnvannet i september (Tabell 31) viste forhøyet konsentrasjon av Tot-P (40 µg/l) og høyere turbiditet (2,0 FTU). Det meste av fosforet var orthofosfat (83%). For øvrige parametre var verdiene lavere enn i overflaten.

5.2.3 Tarmbakterier

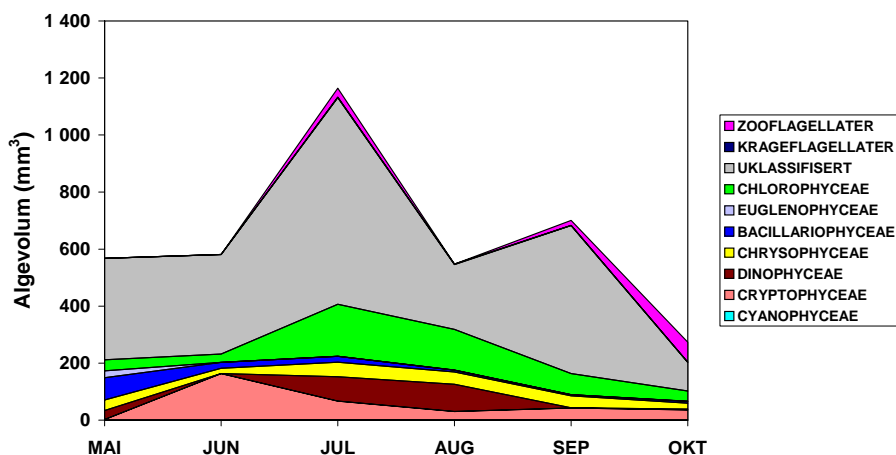


Figur 28. Termotabile kolibakterier i Haukelandsvatn 1999 (antall bakterier pr. 100 ml).

Tarmbakterier var tilstede i alle seks prøver fra Haukelandsvatnet (Figur 28). I oktober ble høyeste verdi målt til 22 TKB pr. 100 ml. Situasjonen synes bedret siden undersøkelsen i 1996 (Bjørklund 1997), da det ble registrert enkelte høyere bakterietall. Men det må fortsatt finnes jevnlig tilførsler til innsjøen.

5.2.4 Planteplankton

Algemengden målt som Klf a er vist i Figur 27 og volumberegninger i Figur 29. Middelverdien for Klf a var 7,75 µg/l, som tilsvarer tilstandsklasse IV i SFT-systemet. Maksimalt totalt algevolum (1.164 mm³/m³) lå på grensen mellom oligomesotrofi og mesotrofi i følge Brettum (1989) og det samme gjorde gjennomsnittsvolumet (639 mm³/m³) for de seks innsamlingene. Den biomassemessig mest framtrepende gruppen gjennom hele sesongen var uklassifiserte flagellater og monader, der små coccoide uflagellerte celler, som kan være cyanophyceer, dominerte. Av de klassifiserbare algene var cryptophyceene mest framtrepende i juni med *Rhodomonas lacustris* var. *nanoplanktonica* som dominerende art, mens grønnalgene var mest framtrepende videre utover sesongen. Tallmessig framtrepende grønnalgearter var *Ankyra lanceolata*, *Koliella* cf. *spiculiformis*, cf. *Chlamydocapsa planktonica*, *Chlamydomonas* spp. og *Monoraphidium komarkovae*. Kiselalgen *Asterionella formosa* forekom hele sesongen. Artsforekomstene viste et betydelig innslag av arter som har eutrof preferanse som for eksempel *Closterium acutum* var. *variabile*, *Monoraphidium contortum*, *M. komarkovae* og *Staurastrum* spp., og forekomstene synes å være ganske typiske for et mesotroft miljø. Fullstendig liste over registreringene finnes i Tabell 32 bakerst i kapitlet.



Figur 29. Volum og sammensetning av planteplankton i Haukelandsvatn 1999.

5.2.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 33. I Haukelandsvatn ble det påvist 6 arter vannlopper, 4 arter hoppekreps, og 7 arter hjuldyr (normalt strandlevende arter ikke medregnet). Innsjøen er dermed middels artsrik, og må sies å ha et normalt samfunn av dyreplankton for regionen. Alle artene er vanlig forekommende i landsdelen.

Antallsmessig var hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis* og *Cyclops*-artene med larvestadier de dominerende, men også vannloppene *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* var viktige arter. Blant de langt mindre hjuldyrene var *Kellicottia longispina* den dominerende. Begge *Daphnia*-artene var storvokste (*D. galeata* opp til 2,4 mm, og *D. cf. longispina* opp til 2,9 mm lange). Dette er uvanlig store individer for en innsjø som Haukelandsvatn, hvor man forventer et betydelig predasjonstrykk fra fisk i de åpne vannmassene. Det finnes gjedde, aure og røye i innsjøen. Resultatene fra 1999 tyder på at fisken i liten grad bruker de åpne vannmassene, og at fisketettheten, særlig av røye, må være ganske lav. Også den relativt høye tettheten av andre store arter som *Heterocope saliens* kan tyde på dette.

For den økologiske tilstand i Haukelandsvatnet er denne situasjonen gunstig, fordi et samfunn av storvokste algepisere i planktonsamfunnet kan dempe effekten av næringsalter ved å redusere algenes biomasse.

5.2.6 Tilstand/vurdering

Grunnlaget for vurdering av tilstand er satt opp i Tabell 27. For næringsalter blir totalvurderingen klasse III, og det samme for organisk stoff. For partikler, forsurening og tarmbakterier får vi tilstandsklasse II. Naturtilstanden for næringsalter tilsvarer trolig klasse II, men siden dette er usikkert, er både klasse I og II angitt som naturtilstand i Tabell 27. Tilsvarende usikkerhet gjelder for virkning av organisk stoff. Det antas at det ikke er noe avvik mhp. forsurening.

Avvik fra naturtilstand (forurensningsgrad) er sammenfattet i Tabell 28.

Tabell 27. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Haukelandsvatn 1999. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av tarmbakterier og forsuring brukes dårligste måling som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes middelverdi. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|-----------------------|-----------------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 19,3 | µg/l | III |
| | Tot-N | 465 | µg/l | III |
| | Klf-A | 7,75 | µg/l | III |
| | Siktedyp | 3,6 | m | III |
| Organisk stoff | TOC | 2,8 | mg/l | II |
| | Oksygen (bunn) | 6,5 | mg/l | III |
| | Farge | 22,2 | mg Pt/l | II |
| | Siktedyp | 3,6 | m | III |
| Partikler | TURB | 0,63 | FTU | II |
| | Siktedyp | 3,6 | m | III |
| Forsuring | pH | 6,41 | - | II |
| Tarmbakterier | TKB | 22 | pr. 100 ml | II |

Tabell 28. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Haukelandsvatn 1999.

| Virkning av | I | II | III | IV | V |
|----------------|---|----|-----|----|---|
| Næringssalter | | | | | |
| Organisk stoff | | | | | |
| Partikler | | | | | |
| Forsuring | | | | | |
| Tarmbakterier | | | | | |

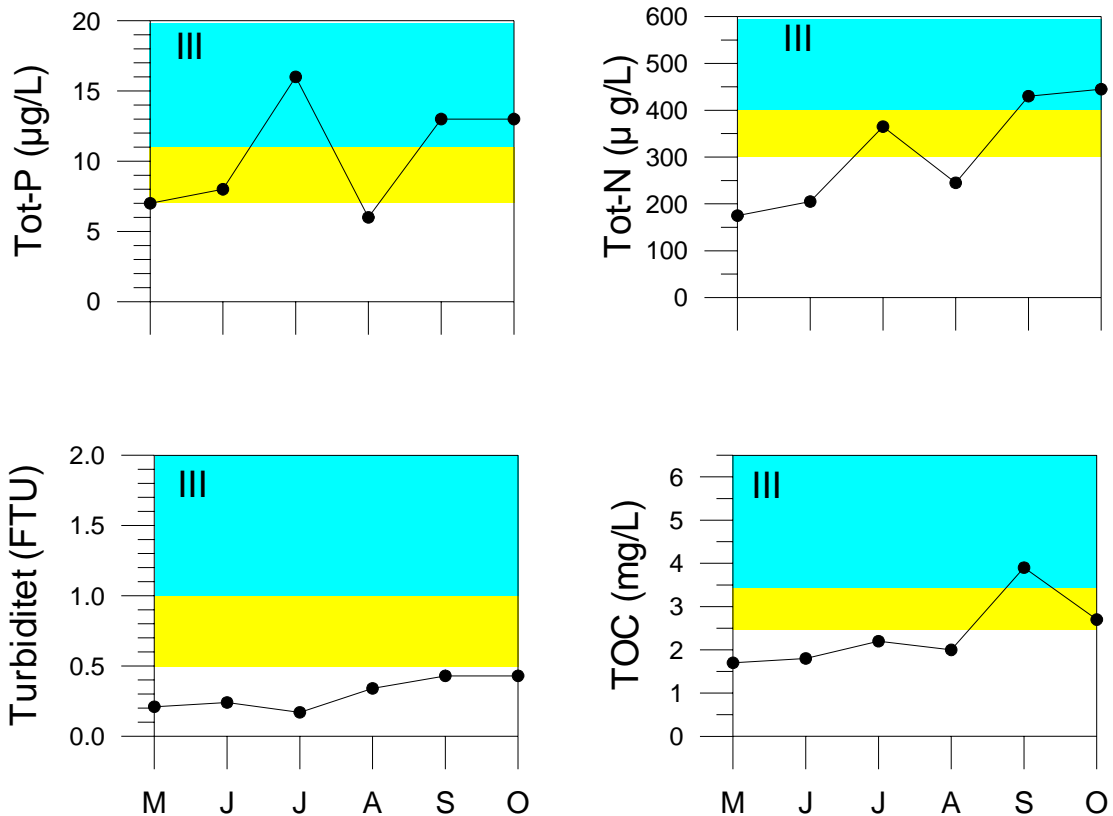
Det foreligger tidligere data fra Haukelandsvatn fra 1981 (Aanes 1982), 1988 (Faafeng m.fl. 1990), 1989 (Aanes upubliserte data), og 1994 (Bjørklund 1994). Variansanalyser av parameterne Tot-P, Tot-N, Klf a og Algevolum med undersøkelsesår som faktor viser ingen signifikante forskjeller gjennom denne perioden. Likevel synes 1988-89 å skille seg ut med lavere fosforverdier, og en parvis test for Tot-P mellom 1988 og 1999 er marginalt signifikant (t-test, $p=0,048$).

Fosfortilførselen i 1999 kan vha. FOSRES estimeres til 1667 kg i 1999, basert på middelkonsentrasjon av Tot-P (19,3 µg/l) og en avrenning på 47,9 mill. m³ (125 % av normalen). En antatt naturtilstand på 10 µg/l P (Bjørklund m.fl. 1994) tilsvarer en belastning på ca. 650 kg P pr. år. Dette tilsvarer omtrent de naturlige tilførsler basert på arealkoeffisienter (Bjørklund m.fl. 1994). Innsjøen har derfor behov for ytterligere avskjæring av fosfortilførsler.

5.3 Storelva

5.3.1 Vannkvalitet

Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 31 bakerst i kapitlet. Variasjon i noen sentrale parametre er også vist i Figur 30. Konduktiviteten (totalt ioneinnhold) lå i middel (3,60 mS/m) omtrent som i Haukelandsvatnet ovenfor, men variasjonen var større i Storelva (Tabell 31). pH lå litt høyere enn i Haukelandsvatn ved alle tidspunkt. Middelverdien var pH 6,82, og laveste måling pH 6,63.

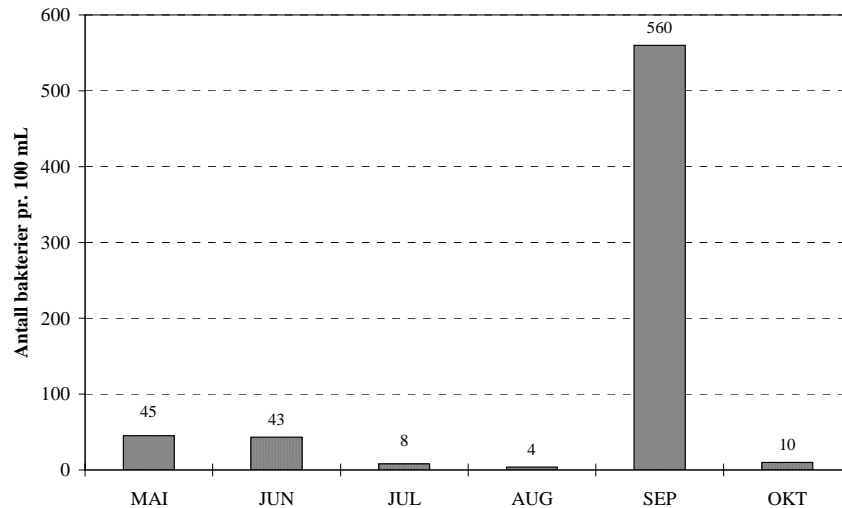


Figur 30. Vannkjemiske målinger i Storelva 1999. Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (III - V).

Tot-P lå i middel på 10,5 µg/l, og varierte mellom 6 µg/l i august og 16 µg/l i juli (Figur 30). Tot-N viste en generell økning utover sesongen fra 175 µg/l i mai til 445 µg/l i oktober (Figur 30). Middelerdien var 311 µg/l. Organisk karbon lå nokså lavt fram til september (Figur 30), da den steg markert til 3,9 mg/l. Gjennomsnittet ble 2,4 mg/l. Fargetallet viste et tilsvarende forløp (Tabell 31), med verdier mellom 10 og 18 mg Pt/l i mai-august, og en kraftig økning i september til 39,6 mg Pt/l. Økningen i farge kan forklare det meste av økningen i TOC. Årsaken til denne økningen i TOC og farge er ukjent, men det kan ikke utelukkes utslipp eller lekkasje av organisk materiale. Næringssaltene viste også en markert økning fra måneden før. Partikkelinnholdet lå lavt (<0,5 FTU) gjennom hele sesongen.

5.3.2 Tarmbakterier

Det ble påvist tarmbakterier i alle seks prøver fra Storelva, med høyeste verdi i september (Figur 31). Mengden bakterier var imidlertid under 50 TKB pr. 100 ml i fem av seks prøver. Basert på maksimalverdien blir tilstandsklassen IV. De høyeste verdiene ble målt ved lav vannføring, men også ved noen av de lavere målingene var vannføringen liten. Resultatene fra lekkasjesøkningen (Hobæk 2000) viste også forholdsvis lave bakterietall (10 – 20 TKB pr. 100 ml).



Figur 31. Termostabile kolibakterier i Storelva 1999 (antall bakterier pr. 100 ml).

5.3.3 Tilstand/vurdering

Grunnlaget for vurdering av tilstand er satt opp i Tabell 29, mens avvik fra naturtilstanden er vist i Tabell 30. Klassifiseringen gir tilstandsklasse IV for tarmbakterier; klasse II for organisk stoff og næringssalter, og klasse I for forsuring og partikler.

Tabell 29. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Storelva 1999. Klassifiseringen er basert på data fra 6 prøver. For virkning av tarmbakterier og forsuring brukes dårligste måling som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes middelerverdi. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|----------------|--------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 10,5 | µg/l | II |
| | Tot-N | 311 | µg/l | II |
| Organisk stoff | TOC | 2,4 | mg/l | I |
| | Farge | 20,1 | mg Pt/l | II |
| Partikler | TURB | 0,30 | FTU | I |
| Forsuring | pH | 6,63 | | I |
| Tarmbakterier | TKB | 560 | pr. 100 ml | IV |

Tabell 30. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Storelva 1999. Antatt naturtilstand er skravert lyst, mens dagens tilstand er skravert mørkt dersom den avviker fra naturtilstanden.

| Virkning av | I | II | III | IV | V |
|----------------|---|----|-----|----|---|
| Næringssalter | | | | | |
| Organisk stoff | | | | | |
| Partikler | | | | | |
| Forsuring | | | | | |
| Tarmbakterier | | | | | |

Naturtilstand for organisk stoff vil trolig være klasse II, tatt i betraktning naturlige svingninger i fargetall. Datasettet for 1999 gir dermed ikke grunnlag for å hevde noe avvik fra naturtilstanden som endrer tilstandsklassen. Det samme blir resultatet for forsurende stoffer og for partikler. Sammenlignet med klassifiseringen fra 1994 (Bjørklund 1994) tyder resultatene på en klar bedring i tilstand for alle kategorier. Imidlertid ble det i 1994 ikke målt for partikler eller farge, så datasettene er ikke helt sammenlignbare. I tillegg var klassifiseringen for organisk stoff i 1994 basert på kjemisk oksygenforbruk.

For de sammenlignbare parametre var det signifikant lavere nivå for Tot-P i 1999 enn i 1994 (t-test, $p=0,0365$), men ikke for Tot-N (t-test, $p=0,589$).

5.4 Massetransport til Arnavågen

Arnavassdragets totale vannføring anslås til 160,9 mill m³ i 1999 (125 % av normalt). Basert på middelkonsentrasjoner av P, N og C i perioden mai – oktober får vi da følgende forenklete estimat av massetransport til Arnavågen: 1690 kg P, 50 tonn N, og 386 tonn C.

Tabell 31. Vannkjemiske målinger fra Arnavassdraget i 1999.

| 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 |
|----------------|----------|-------------|--------------|-------------|------------------|-------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Haukelandsvatn | | | | | | | | | | |
| 0-8 m | 19.05.99 | 6,51 | 3,65 | 0,46 | 14,5 | 1,7 | 16 | 385 | 5,52 | 4,1 |
| 0-8 m | 16.06.99 | 6,61 | 3,64 | 0,38 | 15,4 | 2,0 | 16 | 395 | 3,06 | 4,5 |
| 0-8 m | 13.07.99 | 6,44 | 3,37 | 0,34 | 25,9 | 2,9 | 22 | 445 | 11,2 | 3,0 |
| 0-8 m | 24.08.99 | 6,60 | 3,40 | 0,89 | 24,7 | 3,1 | 17 | 475 | 6,62 | 3,6 |
| 0-8 m | 22.09.99 | 6,60 | 3,48 | 0,86 | 26,4 | 3,1 | 22 | 580 | 8,31 | 3,2 |
| 0-8 m | 20.08.99 | 6,54 | 3,63 | 0,84 | 26,2 | 3,9 | 23 | 510 | 11,8 | 3,1 |
| Snitt | | 6,55 | 3,53 | 0,63 | 22,2 | 2,8 | 19,3 | 465 | 7,75 | 3,6 |
| 37 m | 22.09.99 | | | 2,0 | 17,4 | 1,9 | 40 | 500 | | |
| Storelva | | | | | | | | | | |
| | 19.05.99 | 6,71 | 3,65 | 0,21 | 14,9 | 1,7 | 7 | 175 | | |
| | 16.06.99 | 6,79 | 3,06 | 0,24 | 10,8 | 1,8 | 8 | 205 | | |
| | 13.07.99 | 6,63 | 3,50 | 0,17 | 18,3 | 2,2 | 16 | 365 | | |
| | 24.08.99 | 7,18 | 4,15 | 0,34 | 14,1 | 2,0 | 6 | 245 | | |
| | 22.09.99 | 6,84 | 3,64 | 0,43 | 39,6 | 3,9 | 13 | 430 | | |
| | 20.08.99 | 6,76 | 3,62 | 0,43 | 22,6 | 2,7 | 13 | 445 | | |
| Snitt | | 6,82 | 3,60 | 0,30 | 20,1 | 2,4 | 10,5 | 311 | | |

Tabell 32. Planteplankton i Haukelandsvatn 1999. Tallene angir algevolum (mm^3/m^3) for hver gruppe/art. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

| GRUPPE/ART | 19.05.99 | 16.06.99 | 13.07.99 | 24.08.99 | 22.09.99 | 10.10.99 |
|--|---------------|---------------|----------------|---------------|---------------|---------------|
| CYANOPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Pseudanabaena cf. catenata</i> | | | 1,20 | | | |
| <i>Snowella lacustris</i> | | | | | 0,76 | |
| CRYPTOPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Cryptomonas</i> spp. 10-20 μm | 2,29 | 0,30 | 27,42 | 4,10 | | |
| " " 20-30 μm | 0,32 | 4,08 | | | 21,69 | 17,61 |
| <i>Rhodomonas lacustris</i> var. <i>nannoplanktonica</i> | | 159,04 | 38,39 | 26,51 | 20,11 | 18,28 |
| DINOPHYCEAE | | | | | | |
| Ubestemt thecat dinoflagellat 14-20 μm | | | | 0,49 | | 2,46 |
| Ubestemt thecat dinoflagellat 18-20 μm | 3,23 | | 54,39 | | | |
| Ubestemt atecat dinoflagellat 10-20 μm | 28,18 | | 18,82 | 94,00 | 0,57 | |
| Ubestemt atecat dinoflagellat 20-30 μm | | | 12,10 | 0,81 | | |
| CHRYSOPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Bitrichia chodatii</i> | | | 1,04 | | | |
| <i>Chromulina</i> spp. (5-7,5 μm) | | | 5,22 | | 5,22 | 2,61 |
| <i>Dinobryon bavaricum</i> 8-13x5 μm | | | 0,20 | | | 0,08 |
| <i>D. crenulatum</i> | 6,79 | 0,59 | | | | |
| <i>Mallomonas akrokomos</i> 20 μm | 26,62 | 13,31 | 0,27 | | 1,15 | |
| <i>M. caudata</i> | | | 3,96 | 41,65 | 35,68 | 17,04 |
| <i>M. cf. lychenensis</i> | | | 16,11 | 0,96 | | 1,41 |
| <i>M. spp.</i> 10-20 μm | 2,72 | 1,36 | 2,78 | 0,35 | | |
| <i>M. spp.</i> 20-40 μm | 0,50 | 3,43 | | | | |
| <i>Pedinella sp.</i> 5 μm | | | 21,74 | | | |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Asterionella formosa</i> 60-75 μm | 7,05 | 1,02 | 3,53 | 0,37 | 2,23 | 6,49 |
| <i>Fragilaria crotonensis</i> 45-75 μm | | | | | 0,50 | |
| <i>Tabellaria flocculosa</i> | | | | | 0,77 | |
| Pennate diatomeer 30-50 μm | 70,94 | 19,87 | 16,99 | 5,66 | 0,67 | |
| EUGLENOPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Trachelomonas volvocina</i> 5-8 μm | 12,76 | | | | | 0,33 |
| <i>T. volvocinopsis</i> 12,5 μm | 11,77 | | | 0,72 | | |
| CHLOROPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Ankyra lanceolata</i> | 0,35 | 27,20 | 3,83 | 14,96 | 4,08 | |
| cf. <i>Chlamydocapsa planctonica</i> | | | 106,22 | | 4,78 | |
| <i>Chlamydomonas</i> spp. 3-6 μm | 7,40 | | | | 1,74 | |
| <i>Chlamydomonas</i> spp. 6-9 μm | 1,81 | | | | | |
| <i>Chlamydomonas</i> spp. 12,5 μm | 3,85 | | | | | |
| <i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> | | 0,28 | 16,70 | | 5,23 | 0,53 |
| <i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> | | | 3,47 | | | |
| <i>D. subsolitariium</i> | | | 0,02 | | | |
| <i>D. sp.</i> 3 μm | | | | | 0,84 | |
| <i>Elakatothrix genevensis</i> | | | | | 0,21 | |
| <i>Eudorina elegans</i> 8-10 μm | | | | | 20,87 | 22,64 |
| <i>Golenkinia paucispina</i> | | | | | 2,54 | |
| <i>Koliella cf. spiculiformis</i> | 24,01 | | | | | 0,25 |
| <i>Monoraphidium contortum</i> | 0,81 | | 1,63 | | | 5,72 |
| <i>M. dybowskii</i> | | 1,51 | | 2,27 | | |
| <i>Monoraphidium komarkovae</i> | | | | 6,04 | 18,13 | |
| <i>Pandorina cf. morum</i> | | | | | 0,77 | 0,42 |
| cf. <i>Planktosphaeria gelatinosa</i> | | | 41,74 | 5,31 | 5,31 | |
| <i>Staurastrum cf. anatinum</i> 25 μm | | | | 3,99 | | |
| <i>Staurastrum cf. planktonicum</i> 40 μm | | | | 95,70 | 5,76 | 4,32 |
| <i>Staurastrum sp.</i> | | | 5,36 | 13,93 | | |
| <i>Staurodesmus triangularis</i> | | | | 0,47 | 0,94 | 0,47 |
| <i>S. dejectus</i> | | | | | 2,83 | 1,41 |
| <i>Staurodesmus sp.</i> 20 μm | | | 3,30 | | | |
| UKLASSIFISERT | | | | | | |
| Flagellater 1-2,5 μm | 4,67 | 4,41 | 15,55 | 1,04 | 2,07 | 3,11 |
| " 2,5-5 μm | 24,88 | 55,99 | 80,87 | 95,38 | 37,32 | 12,44 |
| " 5-7,5 μm | 39,83 | 159,39 | 278,91 | 66,41 | 13,28 | 26,56 |
| " 7,5-10 μm | 170,78 | 51,97 | 37,14 | 14,84 | 207,92 | 14,84 |
| " 10-15 μm | | 11,77 | 141,64 | | | |
| Monader 1 μm | | | | | 8,18 | |
| " 1-1,5 μm | 93,83 | 36,29 | 105,49 | 33,18 | 64,28 | 16,85 |
| " 2,5-5 μm | 4,15 | 6,24 | 8,29 | 16,59 | 132,71 | 6,22 |
| " 5-7,5 μm | 16,61 | | | | 53,13 | 13,28 |
| " 7,5-10 μm | | 18,57 | | | | 7,43 |
| " 10-15 μm | 1,02 | | 15,15 | | | |
| Ubestemt koloni, enkeltceller 10x7,5 μm | | 4,64 | | | | |
| Ubestemt koloni, enkeltceller d= 15-20 μm | | | 41,56 | | | |
| KRAGEFLAGELLATER | | | | | | |
| Ubestemte krageflagellater 5-8 μm | | | 1,89 | 1,74 | 0,87 | 0,87 |
| ZOOFLAGELLATER | | | | | | |
| <i>Gyromitus cordiformis</i> | | | 31,31 | | 17,39 | 69,72 |
| Totalt algevolum | 567,18 | 581,25 | 1164,23 | 547,47 | 700,51 | 273,41 |

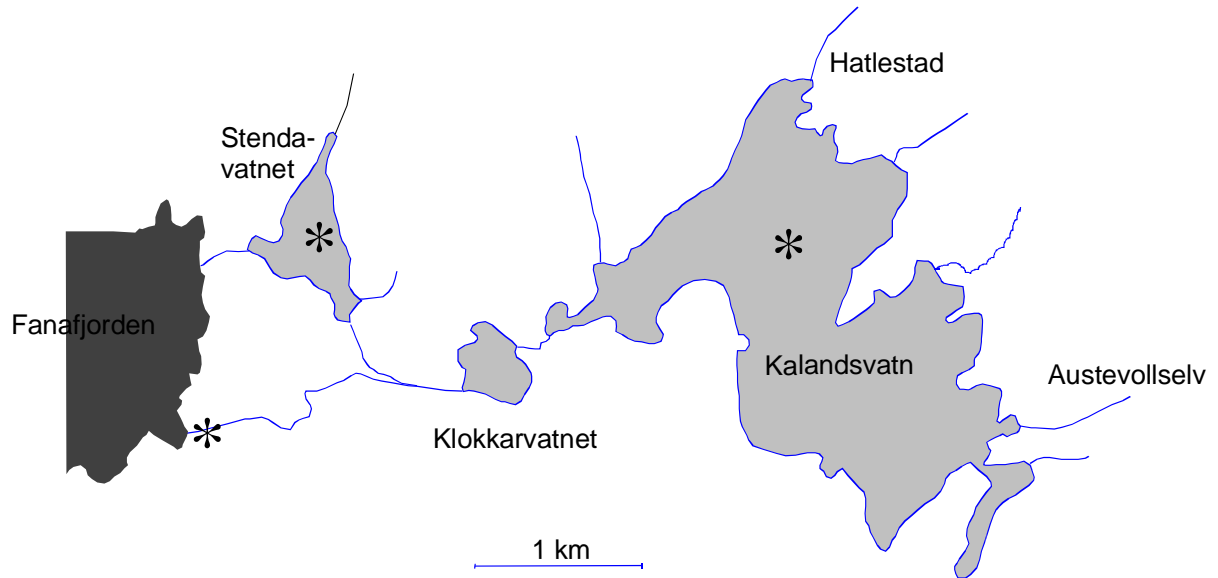
Tabell 33. Dyreplankton i Haukelandsvatn 1999. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få) til +++++ (full dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt i sjiktet 0- 25 m (mai), 0 - 30 m (juli-oktober), eller 0-35 m (juni). Prøven fra september var ved en feiltakelse ikke konserververt.

| Gruppe/art | DATO⇒ | 19.05.99 | 16.06.99 | 13.07.99 | 24.08.99 | 22.09.99 | 20.10.99 |
|--------------------------------|-------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| VANNLOPPER | | | | | | | |
| <i>Holopedium gibberum</i> | | e | e | | | | |
| <i>Daphnia galeata</i> | | ++ | ++ | ++ | ++ | | ++ |
| <i>Daphnia cf. longispina</i> | | e | + | e | | | e |
| <i>Bosmina longispina</i> | | + | + | + | +++ | | ++ |
| <i>Polyphemus pediculus</i> | | | | e | | | |
| <i>Bythotrephes longimanus</i> | | | + | e | | | |
| HOPPEKREPS | | | | | | | |
| <i>Heterocope saliens</i> | | e | + | + | + | | e |
| <i>Eudiaptomus gracilis</i> | | ++ | +++ | ++ | +++ | | ++++ |
| Calanoide copepoditt larver | | ++ | + | ++ | ++ | | +++ |
| Calanoide nauplius larver | | ++++ | e | + | +++ | | |
| <i>Cyclops scutifer</i> | | +++ | +++ | +++ | + | | ++ |
| <i>Cyclops abyssorum</i> | | + | + | + | ++ | | ++ |
| <i>Megacyclops gigas</i> | | | | | e | | e |
| Cyclopoide copepodittlarver | | +++ | ++ | +++ | +++ | | + |
| Cyclopoide nauplius larver | | + | ++ | ++++ | +++ | | +++ |
| HJULDYR | | | | | | | |
| <i>Kellicottia longispina</i> | | +++ | +++ | +++ | ++++ | | +++ |
| <i>Keratella cochlearis</i> | | + | + | + | ++ | | ++ |
| <i>Keratella hiemalis</i> | | + | + | + | | | + |
| <i>Keratella serrulata</i> | | | | | e | | |
| <i>Synchaeta</i> sp. | | ++ | | | | | e |
| <i>Conochilus</i> sp. | | + | +++ | +++ | ++++ | | + |
| <i>Polyarthra</i> sp. | | e | e | | e | | e |

6. Kalandsvassdraget

6.1 Områdebeskrivelse

Vassdraget (Figur 32) er relativt stort med et totalt nedbørfelt på 29,6 km². Feltet når maksimalt opp i 600 m.o.h. Utmarksområdene er for det meste skogdekket. Berggrunnen består vesentlig av grunnfjellsbergarter. De lavereliggende områdene med innsjøene ligger imidlertid under marin grense, og løsavsetningene gjør dette til godt jordbruksland. Ved Stendavatn ligger Stend jordbruksskole.



Figur 32. Skjematisk kart over Kalandsvassdraget. Stasjoner for prøvetaking er markert med stjerne.

Opprinnelig har Stendavatnets nedbørfelt vært et separat vassdrag, men er nå forbundet med Fanaelven gjennom Konows kanal. En del av avrenningen i Fanaelven går dermed gjennom Stendavatn og tappes gjennom Stend kraftverk. I 1999 gikk 26,9 mill m³ gjennom kraftverket, og det ble ikke sluppet vann i Stendavatnets naturlige avløp ifølge BKK som nå driver kraftverket. Stendavatnets opprinnelige nedbørfelt var bare 3,0 km², og avrenningen har derfor vært langt mindre enn i dag. Normal avrenning for hele feltet er anslått til 72,2 mill m³·år⁻¹, og for 1999 antas avrenningen å ha vært 22% høyere (88 mill m³) basert på nedbørmengder målt på Stend.

Tabell 34. Undersøkte stasjoner i Kalandsvassdraget 1999.

| St. nr. | Stasjon | UTM (32V) | Hoh. |
|---------|-------------------|------------|------|
| 1 | Kalandsvatn | LM 004 882 | 54 |
| 2 | Stendavatn | KM 977 875 | 49 |
| 4 | Fanaelven (utløp) | KM 974 860 | 8 |

Tabell 35. Kalandsvassdaget. Morfologiske og hydrologiske data for innsjøer. For Stendavatn er avrenning og utskifting for 1999 oppgitt. For denne innsjøen finnes ingen normal, siden avrenningen avhenger av overføringer fra Fanaelven.

| Innsjø | Areal km ² | Dyp | | Volum mill. m ³ | Utskifting år ⁻¹ | Normal avrenning mill m ³ år ⁻¹ |
|-------------|--------------------------|-------------|------------|-------------------------------|--------------------------------|---|
| | | Middel m | Maks. m | | | |
| Kalandsvatn | 3,4 | 33,5 | 101 | 120 | 0,43 | 51,8 |
| Stendavatn | 0,326 | 12,1 | 36 | 3,95 | 6,8 | 26,9 |

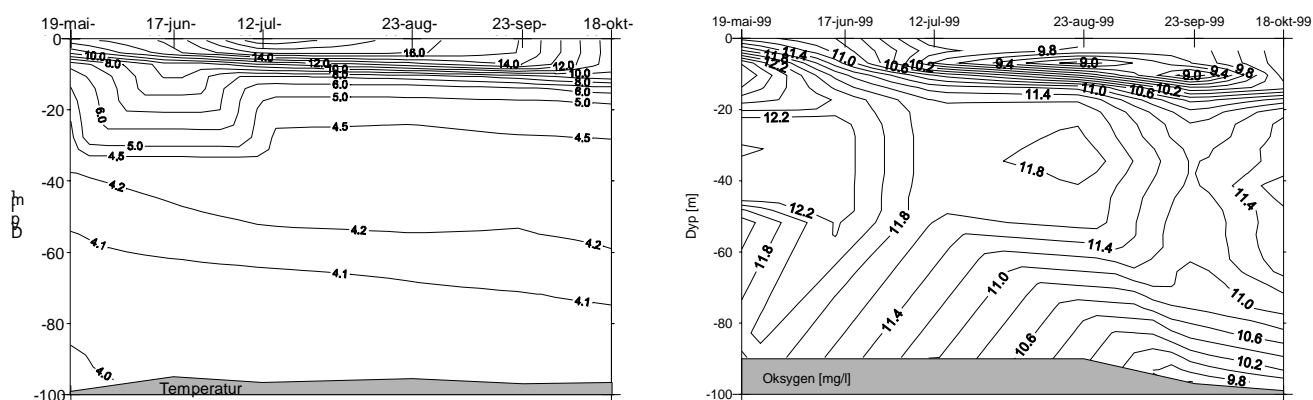
6.2 Kalandsvatn

Dette er kommunens største innsjø. Dens nedbørfelt er 24,4 km², hvorav ca. 9 % er dyrket. Det finnes også en god del bebyggelse i feltet, spesielt ved Hatlestad og Vallaheiene i nordenden av innsjøen. Ellers er det meste skogdekket. Innsjøen er blitt undersøkt i 1981 (Aanes 1982), 1988 (Faafeng m.fl. 1990), 1990 (Johnsen & Kambestad 1990), 1993 (Hobæk m.fl. 1994), og 1996 (Bjørklund 1997). De to sistnevnte undersøkelser er gjort innenfor dette overvåkingsprogrammet. Det foreligger også målinger fra en dato i 1966 (NIVA, gjengitt av Aanes [1982]). Dybdekart ble utarbeidet i forbindelse med en hovedoppgave i 1947, og er gjengitt i Bjørklund m.fl. (1994).

6.2.1 Hydrografi

Kalandsvatn var stabilt sjiktet fram gjennom hele perioden (Figur 33). Sprangsjiktet lå mellom 5 og 10 m dyp, med økende dyp utover sesongen. Høyeste overflatetemperatur ble målt i juli (16,4 °C). Ved bunnen var temperaturen mellom 4,0 og 4,1 °C gjennom hele perioden.

Oksygenmålingene viste et optimum rundt 10 m dyp i mai. Fra juli fikk vi et svakt minimum rundt 6 m. Dette vedvarte gjennom sesongen, men forflyttet seg ned mot 12,5 m i oktober. Bunnvannet var godt oksygenert. I mai var oksygenmengden på 90 m 12,0 mg/l. I oktober målte vi 10,5 mg/l i samme dyp, og 9,5 mg/l på 98 m.

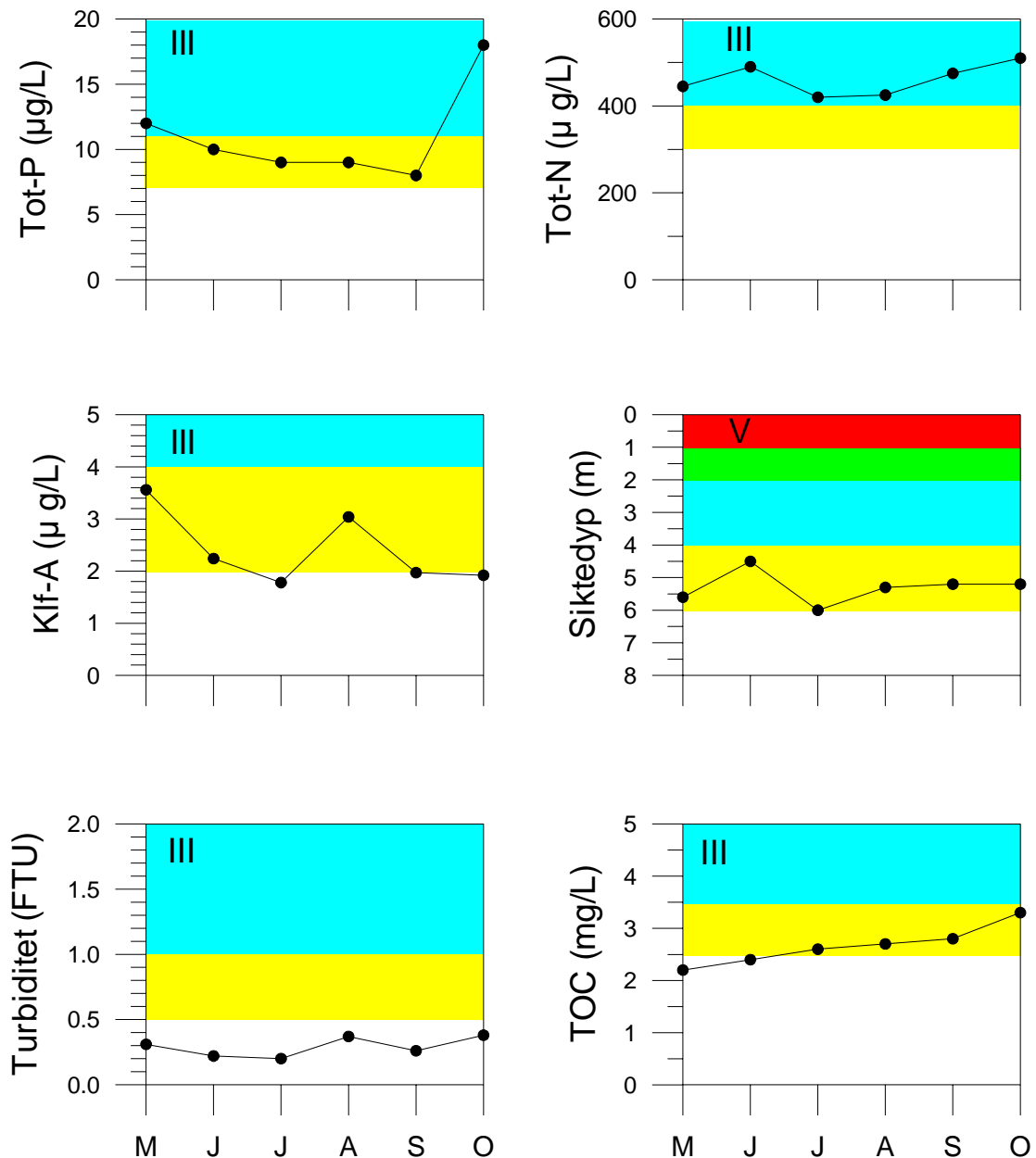


Figur 33. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Kalandsvatn 1999. Tilsynelatende varierende dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike tidspunkt.

6.2.2 Vannkvalitet

Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 42 bakerst i kapitlet. Variasjon i sentrale parametre er også vist i Figur 34. Ioneinnholdet (konduktiviteten) var middels høyt med en middelværdi på 4,69 mS/m (Tabell 42). Verdiene avtok svakt gjennom sesongen. Surhetsgraden varierte lite (Tabell 42), med en middelværdi på 6,48. Laveste måling var pH 6,41.

Av næringssaltene (Figur 34) lå Tot-P relativt lavt i Kalandsvatn, med en middelværdi på 11,0 µg/l. Fosformengden minket fra mai til september, men steg kraftig til oktober (Figur 34). Tot-N lå i gjennomsnitt på 461 µg/l. Høyeste verdi (510 µg/l) ble målt i oktober, mens laveste måling var på 420 µg/l i juni (Figur 34).



Figur 34. Vannkvalitet i Kalandsvatn 1999. Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (III - V).

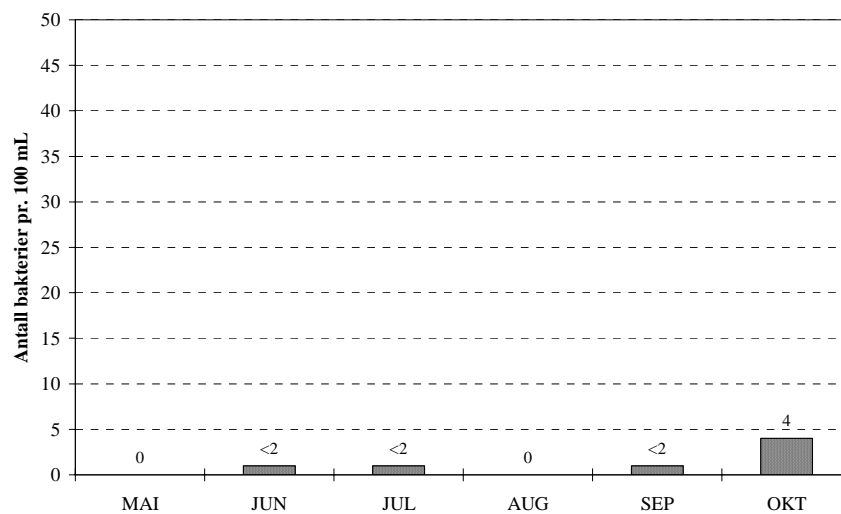
Organisk karbon steg ganske jevnt gjennom perioden fra 2,2 mg/l i mai til 3,3 mg/l i oktober. Middelverdien var 2,7 mg/l. Fargetallet lå mellom 15,4 og 22,8 mg Pt/l, med høyere verdier i august-oktober enn i mai-juli (Tabell 42). Middelverdien var 18,9 mg Pt /l.

Turbiditeten var relativt lav gjennom hele perioden (Figur 34), med et snitt på 0,29 FTU. I oktober var partikkelmengden størst (0,38 FTU). Siktedypet varierte mellom 4,5 m (juni) og 6,0 m (juli), med et gjennomsnitt på 5,3 m (Figur 34).

Prøve av bunnvannet i september viste ingen høye verdier for noen parametre, og lignet mest på målingen fra overflaten i mai (Tabell 42).

6.2.3 Tarmbakterier

Det ble funnet lave tall (<5 TKB pr. 100 ml) for tarmbakterier i alle 6 prøver fra Kalandsvatnet. Bare prøven fra oktober gav sikker påvisning.

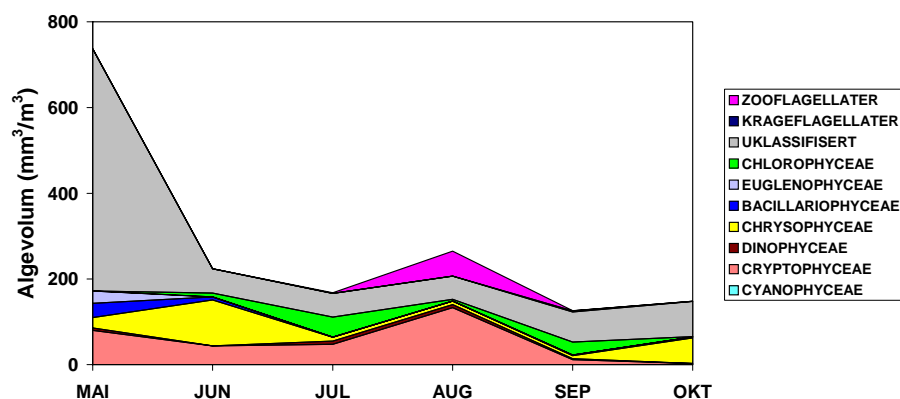


Figur 35. Termotabile kolibakterier i Kalandsvatn 1999 (antall bakterier pr. 100 ml).

6.2.4 Planteplankton

Biomasse av planteplankton målt som Klf a er vist i Figur 34, mens beregnet algevolum er vist i Figur 36. Middelverdiene for Klf a var 2,42 µg/l, og maksimalverdien var 3,56 µg/l målt i mai. Maksimalt totalt algevolum (736 mm³/m³) lå på grensen mellom oligotrofi og oligomesotrofi i følge Brettum (1989), mens gjennomsnittsvolumet (279 mm³/m³) for de seks innsamlingene lå innenfor det oligotrofe området.

De mest framtrede algeklassene var cryptophyceer og chrysophyceer. Cryptophyceen *Rhodomonas lacustris* var. *nanoplanktonica* var tallmessig mest framtrede og forekom hele sesongen. Av chrysophyceene var flagellater tilhørende slekten *Chromulina*, som er vanlig forekommende i oligotrofe innsjøer, tallrike tidlig på våren. En viss tallmessig betydning hadde også den kolonidannende grønnalgen cf. *Chlamydocapsa planktonica* og euglenophyceen *Trachelomonas volvocina*. Grønnalgen *Closterium acutum* var. *variabile*, som har en eutrof preferanse, forekom i lave antall. Innslaget av blågrønne alger var meget beskjedent, og mindre enn registrert tidligere på 90-tallet. Tabell 44 bakerst i kapitlet viser resultater av registreringene.



Figur 36. Volum og sammensetning av planteplankton i Kalandsvatn 1999.

6.2.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 45. Det ble funnet 4 arter vannlopper, 4 arter hoppekreps og 7 arter hjuldyr i planktonprøvene fra Kalandsvatn, som dermed er middels artsrik. Alle artene er vanlige i regionen.

Blant vannloppene dominerte *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*. Antall hoppekreps var også høyt i de fleste prøvene, men bare *Eudiaptomus gracilis* forekom i høyt antall som voksne dyr. *Mixodiaptomus laciniatus* forekom i første del av sommeren, mens *E. gracilis* dominerte senere. I andre innsjøer i Bergensområdet kan *E. gracilis* være dominerende gjennom hele sommeren. Blant hjuldyrene dominerte *Kellicottia longispina*, *Keratella hiemalis* og *Conochilus* sp., som alle er vanlige.

Daphnia galeata var av moderat størrelse i Kalandsvatnet (maksimalt 1,65 mm). Dette passer med inntrykket av en markert predasjonseffekt fra fisk på dyreplanktonet. I innsjøen finnes aure og røye foruten gjedde, karuss og stingsild, og predasjonseffekten skyldes nok først og fremst røya.

Sammenlignet med registreringer fra 1993 var det små endringer i samfunnet av dyreplankton. Gelékreps (*Holopedium gibberum*) ble imidlertid ikke registrert i 1993, mens hjuldyret *Asplanchna priodonta* var vesentlig hyppigere i 1993. Dette kan tyde på at predasjonstrykket fra fisk er blitt noe mindre i perioden.

6.2.6 Tilstand/vurdering

Grunnlaget for tilstandsklasser er satt opp i Tabell 36. Samlet vurdering for næringssalter blir tilstandsklasse II, for forsuring klasse II, og for effekter av partikler og tarmbakterier klasse I.

Avvik fra naturtilstand (forurensningsgrad) er sammenfattet i Tabell 37. I denne vurderingen er naturtilstand for næringssalter og organisk stoff satt til tilstandsklasse I, og vi fikk dermed et avvik til klasse II for disse kategoriene. Dette kan være diskutabelt, og f. eks. Bjørklund m.fl. (1994) anslår naturlig fosforkonsentrasjon til 10 µg/l, dvs. klasse II. Hvis dette er riktig, tilsier det ingen avvik fra naturtilstanden i Kalandsvatnet. Vi må anta at klassifisering av effekter av organisk stoff vil følge klassifiseringen av næringssalter, siden innsjøens egen primærproduksjon er totalt dominerende karbonkilde.

Tilstanden i Kalandsvatnet var betydelig bedre i 1999 enn i 1996. Middelverdien av Tot-P lå under halvparten av 1996-verdien (Bjørklund 1997), og bare én verdi fra 1999 nådde nivået fra 1996. Forskjellen er klart signifikant (t-test, $p=0,016$). For Tot-N var det derimot bare små forskjeller, og

det samme gjelder algevolum. De høye fosformålingene fra 1996 er vanskelige å forklare. Målingene fra 1988, 1990 og 1993 ligger alle ganske nær resultatene fra 1999, mens 1996 skiller seg ut og ligger nærmere tallene fra 1981. I den sistnevnte prøveserien var høye P-verdier koplet til høy algebiomasse (volum og Kl f a), mens dette ikke var tilfelle i 1996. Dette kan tyde på en systematisk feil i P-målingene fra 1996.

Fosfortilførselen ble vha. RBJ-modellen beregnet til 1255 kg i 1999. Dersom vi antar 10 µg/l som en naturlig fosforkonsentrasjon i innsjøen, tilsvarer dette en årlig tilførsel på 960 kg P ved normal avrenning. En naturtilstand på 8 µg P/l tilsvarer en årlig P-tilførsel på 770 kg. Modellberegningene setter 7 µg/l Tot-P som målsetning, og dette tilsvarer en akseptabel belastning på under 700 kg.

Tabell 36. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Kalandsvatn 1999. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av tarmbakterier og forsuring brukes dårligste måling som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes middelverdi. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|----------------|-----------------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 11,0 | µg/l | II |
| | Tot-N | 461 | µg/l | III |
| | Klf-A | 2,42 | µg/l | II |
| | Siktedyp | 5,3 | m | II |
| Organisk stoff | TOC | 2,7 | mg/l | II |
| | Oksygen (bunn) | 9,47 | mg/l | I |
| | Farge | 18,9 | mg Pt/l | II |
| | Siktedyp | 5,3 | m | II |
| Partikler | TURB | 0,29 | FTU | I |
| | Siktedyp | 5,3 | m | II |
| Forsuring | pH | 6,41 | - | II |
| Tarmbakterier | TKB | 4 | pr. 100 ml | I |

Tabell 37. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Kalandsvatn 1999.

| Virkning av | I | II | III | IV | V |
|----------------|---|----|-----|----|---|
| Næringssalter | | | | | |
| Organisk stoff | | | | | |
| Partikler | | | | | |
| Forsuring | | | | | |
| Tarmbakterier | | | | | |

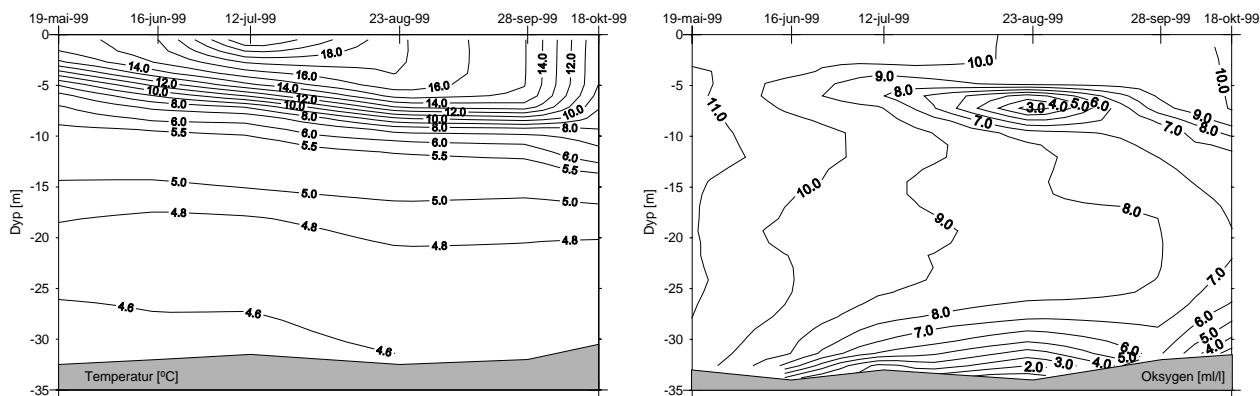
6.3 Stendavatn

Innsjøens naturlige nedbørfelt er lite (ca. 3 km²). Områdene opp mot Stendafjell er skogkledte, mens langs vannets østside finner vi vesentlig villabebbyggelse. Langs den sørlige bredden ligger jordbruksland. Innsjøens regulering medfører en mangedobling av vannets utskifting. Vannmengden som overføres fra Fanaelven har variert sterkt. I 1993 gikk det 18,9 mill. m³, i 1996 11,4 mill. m³, og i 1999 29,6 m³. gjennom Stend kraftverk. Variasjonene i vannmengden har delvis hatt sammenheng med utbedringsarbeider av kanalen. Tidligere undersøkelser (Aanes & Brettum 1985; Hobæk m. fl. 1994; Bjørklund 1997) har vist stor variasjon i trofittilstand som etter alt å dømme henger sammen med variasjon i overføringene fra Kalandsvassdraget. Lokale næringstilførsler omfatter kloakk (offentlig og privat), jordbruksavrenning og forurensning fra en privat fyllplass. Miljøgifter i Stendavatn ble undersøkt av Hobæk (1998c).

6.3.1 Hydrografi

Stendavatnet var stratifisert i hele perioden (Figur 37). Sprangsjiktet lå rundt 4 m i mai, og ble presset ned til 10 m i løpet av sesongen. I overflaten ble høyeste temperatur målt i juli med 21,3 °C. Temperaturen i bunnvannet forandret seg lite gjennom sesongen (4,5 - 4,6 °C).

Oksygeninnholdet er også vist i Figur 37. I juni kunne et minimum spores rundt 6 m dyp. Dette ble mer omfattende i løpet av sommeren til august, samtidig som det ble skjøvet dypere ned i vannmassen. I august målte vi 1,9 mg/l på 7 m, men i september var dette langt svakere utviklet og forskjøvet til 10 m dyp. Et slikt minimum er normalt forårsaket av nedbrytning av organisk materiale som synker ned fra de produktive øvre lag. I mai var O₂-konsentrasjonene i bunnvannet god, med 10,6 mg/l. Et betydelig forbruk i løpet av sommeren reduserte dette til < 2 mg/l. Imidlertid var det bare de aller dypeste lagene (under ca. 30 m) hvor oksygenmengden sank til <5 mg/l. Det ble ikke påvist H₂S på noe tidspunkt.



Figur 37. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Stendavatn 1999. Tilsynelatende varierende dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike tidspunkt.

6.3.2 Vannkvalitet

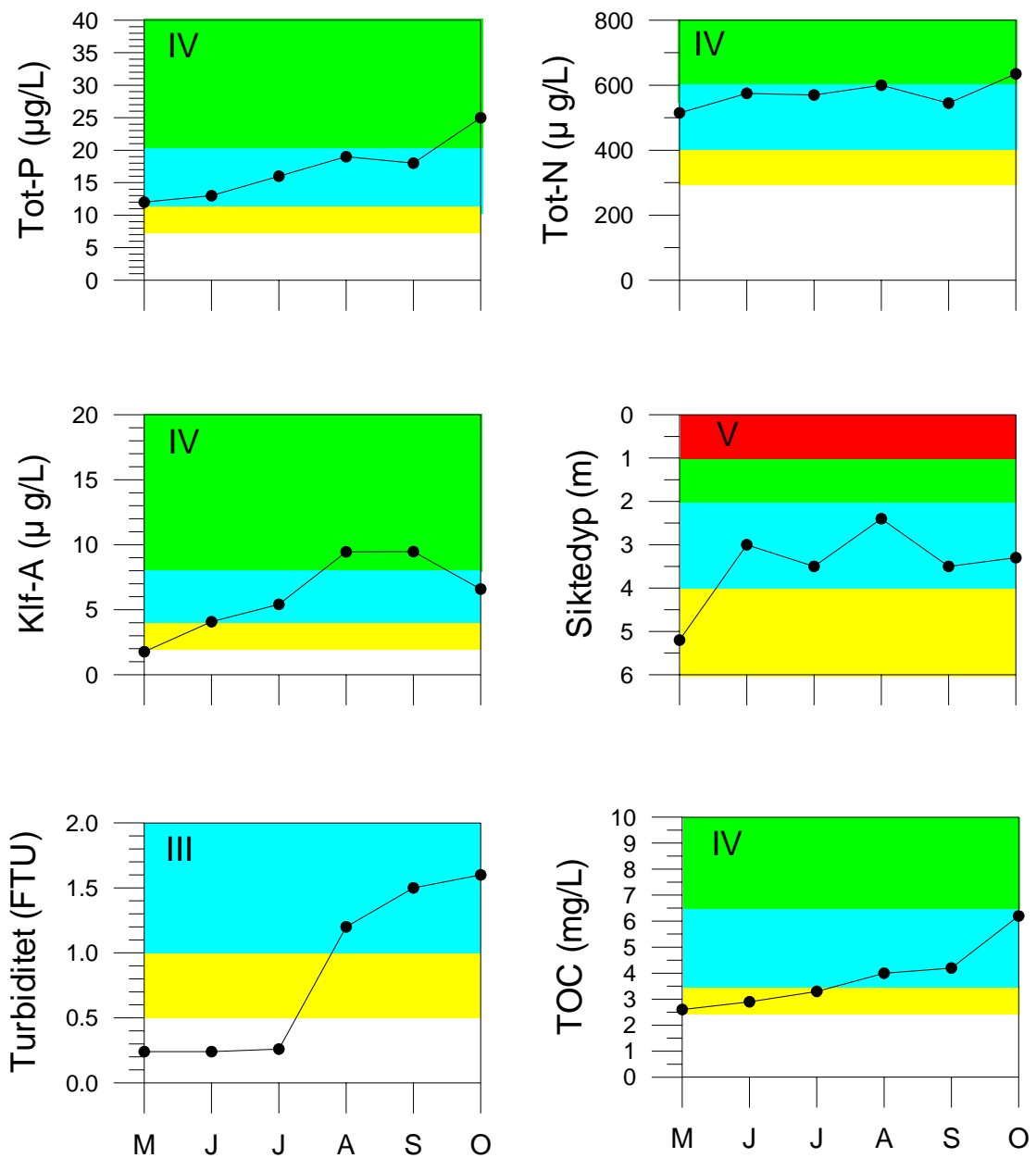
Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 42 bakerst i kapitlet. Variasjon i sentrale parametre er også vist i Figur 38. Ioneinnhold var høyere enn i Kalandsvatn. Gjennomsnittlig konduktivitet var 6,19 mS/m (Tabell 42), og variasjonen var liten. Surhetsgraden varierte mellom pH 6,54 i mai og 6,97 i september, med en middel pH på 6,75.

Næringssaltene (Figur 38) lå som ventet høyere enn i Kalandsvatn. Middelerdien for Tot-P var 17,2 µg/l. Fosformengden var lavest i mai (12 µg/l), og høyest i oktober (25 µg/l). Tot-N viste sammen variasjonsmønster, med laveste verdi i mai (515 µg/l) og høyeste (635 µg/l) i oktober. Middelerdien var 573 µg/l (Figur 38).

TOC-innholdet steg på samme måte som næringssaltene fra 2,6 mg/l i mai til 6,2 mg/l i oktober (Figur 38). Middelveidien var 3,9 mg/l. Fargetallet viste en tilsvarende stigning fra 19,3 til 30,9 mg Pt/l (Tabell 42). Gjennomsnittet var 24,2 mg Pt/l.

Turbiditeten var lav (<0,5 FTU) i mai – juli (Figur 38), men økte kraftig til 1,2 - 1,6 FTU i august-oktober. Stigningen i august kom samtidig med en oppblomstring av alger. Middelturbiditet var 0,84 FTU. Siktedypet var >5m i mai, men varierte senere mellom 2,4 og 3,5 m (Figur 38). Middeltallet var 3,5 m.

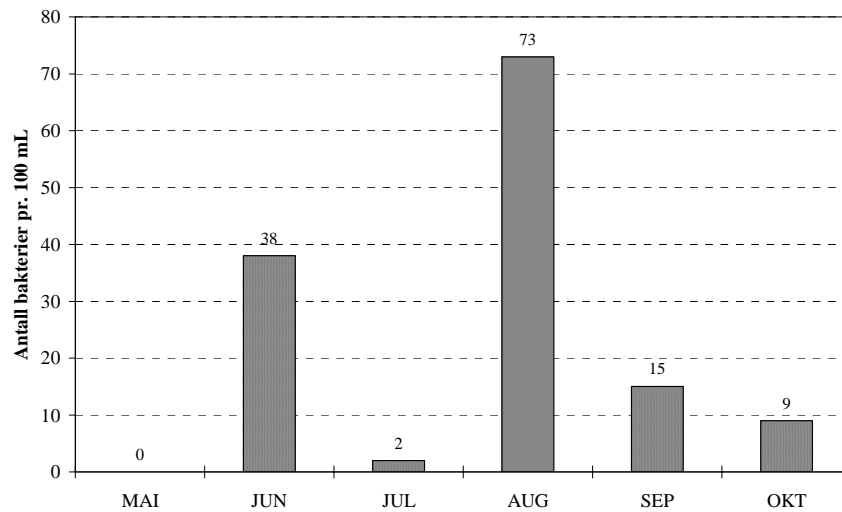
Prøver av bunnvannet i september (Tabell 42) viste høye verdier for Tot-P (68 µg/l), Tot-N (815 µg/l) og TURB (4,1 FTU). 72 % av fosforet var orthofosfat. Fargetall og TOC lå imidlertid på samme nivå som i overflaten.



Figur 38. Vannkvalitet i Stendavatn 1999. Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (III - V).

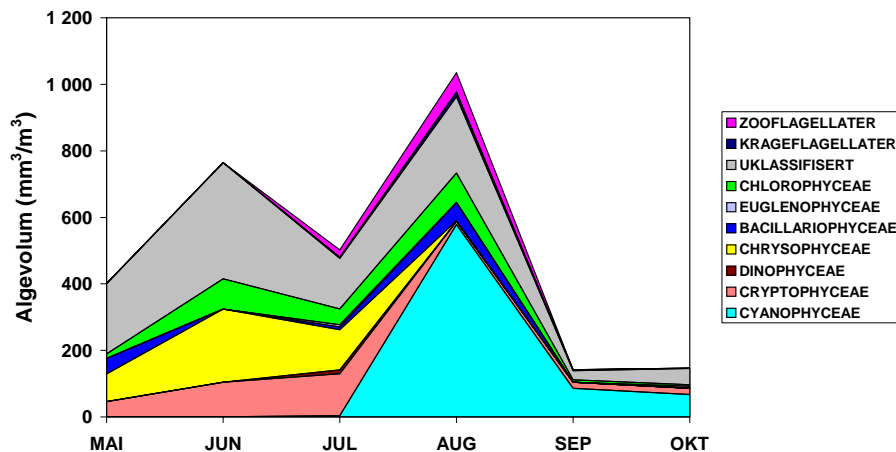
6.3.3 Tarmbakterier

Det ble påvist tarmbakterier i 5 av seks prøver fra Stendavatn. Det høyeste tallet ble påvist i august, med 73 TKB pr. 100 ml. Nivået var omtrent som i 1996 (Bjørklund 1997).



Figur 39. Termotabile kolibakterier i Stendavatn 1999 (antall bakterier pr. 100 ml).

6.3.4 Planteplankton



Figur 40. Volum og sammensetning av planteplankton i Stendavatn 1999.

Algebiomasse målt som Klf a var i Stendavatnet høyest i august-september (Figur 38), med en maksimalverdi på 9,45 $\mu\text{g/l}$. Middelerdien var 6,13 $\mu\text{g/l}$, og tilsier tilstandsklasse III. Sammensetningen av algesamfunnet er vist i Figur 40 og Tabell 44. Maksimalt totalt algevolum ($1.035 \text{ mm}^3/\text{m}^3$) lå i det oligomesotrofe området i følge Brettum (1989) og det samme gjorde gjennomsnittsvolumet ($499 \text{ mm}^3/\text{m}^3$) for de seks innsamlingene.

På våren og forsommeren var både cryptophyceer, chrysophyceer og chlorophyceer biomassemessig framtrepende sammen med uklassifiserte flagellater og monader. Av de klassifiserbare algene var *Rhodomonas lacustris* var. *nanoplanktonica*, *Chromulina* spp, *Ankyra lanceolata*, *Ankyra judayi* og cf.. *Chlamydocapsa planktonica* mest tallrike. Ut på sommeren var det blågrønnalgene som dominerte biomassemessig med *Aphanothece clathrata*, *Woronichinia naegeliana* og *Anabaena flos-aqua/lemmermanni* som de mest framtrepende artene. I august og september var det tendens til vannblomst dannet av de to sistnevnte artene. Også i Stendavatn var det innslag av arter med eutrof

preferanse som *Closterium acutum* var. *variabile*, *Monoraphidium contortum* og *Staurastrum* spp., noe som stemmer bra med plasseringen av innsjøen i det oligomesotrofe området.

6.3.5 Dyreplankton

I Stendavatn ble det av planktoniske arter påvist fem arter vannlopper, fem arter hoppekreps og sju arter hjuldyr (Tabell 46). Innsjøen er dermed middels artsrik, mens blant hoppekrepsene er artsantallet over middels. Alle artene er vanlige i landsdelen. Blant krepsdyrene dominerte *Daphnia galeata* gjennom hele sesongen. *Bosmina longispina* var uvanlig fåtallig bortsett fra i mai, og manglet helt i prøvene ved to tidspunkt. *Daphnia galeata* var uvanlig storvokste i Stendavatn (2,5-3 mm), som også observert tidligere (Hobæk. m.fl. 1994 og senere upubliserte observasjoner). Artssammen-setningen og de storvokste *Daphnia* tyder på at predasjonstrykket fra fisk på dyreplankton Stendavatn er ganske beskjedent, og at beitetrykket på planteplanktonet var betydelig fram til juli.

Hoppekreps og hjuldyr var normalt tallrike til og med juli, men avtok sterkt i antall og biomasse fra august. Dette gjelder i litt mindre markert grad også vannloppene. Hos *Daphnia* fikk vi en markert stagnasjon i formeringen, med svært få egg spesielt i september-oktober. Det er også påfallende hvordan hjuldyrene nesten forsvant i den samme perioden. Det ser ut for at vi har hatt bortimot et sammenbrudd i dyreplanktonet i denne perioden, som faller sammen med oppblomstringen av blågrønne alger. Den økologiske situasjonen i Stendavatn ser derfor ut til å være ustabil, med markert forverrede forhold i perioden august-oktober.

Siden 1993 (Hobæk m. fl. 1994) har det skjedd enkelte endringer i samfunnet av dyreplankton. Vannloppearten *Diaphanosoma brachyurum* var vanlig i 1993, men ble ikke påvist i 1999. Hoppekrepsene *Mixodiaptomus laciniatus* og *Cyclops abyssorum* har økt sin andel siden 1993. Årsaken til disse endringene er usikker, men en mulighet ligger i at ørretbestanden kan være redusert i forhold til 1993. Siden *M. laciniatus* trolig er rekruttert fra det ovenforliggende Kalandsvatnet, kan økt overføring av vann til Stendavatn også være en medvirkende årsak.

6.3.6 Tilstand/vurdering

Tabell 38 viser grunnlaget vurdering av tilstandsklasser. For virkning av organisk stoff blir totalvurderingen klasse IV, for næringssalter klasse III, for partikler klasse II, for forsuring klasse I, og for tarmbakterier klasse III.

Tabell 38. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Stendavatn 1999. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av tarmbakterier og forsuring benyttes dårligste måling som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre brukes middelverdier. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|----------------|-----------------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 17,2 | µg/l | III |
| | Tot-N | 573 | µg/l | III |
| | Klf-A | 6,13 | µg/l | III |
| | Siktedyp | 3,5 | M | III |
| Organisk stoff | TOC | 3,9 | mg/l | III |
| | Oksygen (bunn) | 0,1 | mg/l | V |
| | Farge | 24,2 | mg Pt/l | II |
| | Siktedyp | 3,5 | m | III |
| Partikler | TURB | 0,84 | FTU | II |
| | Siktedyp | 3,5 | m | III |
| Forsuring | pH | 6,54 | - | I |
| Tarmbakterier | TKB | 73 | pr. 100 ml | III |

Tabell 39. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Stendavatn 1999.

| Virkning av | I | II | III | IV | V |
|--------------------|----------|-----------|------------|-----------|----------|
| Næringssalter | | | | | |
| Organisk stoff | | | | | |
| Partikler | | | | | |
| Forsuring | | | | | |
| Tarmbakterier | | | | | |

Forurensningsgraden er vist i Tabell 39. Tilstanden i Stendavatn avviker fra naturtilstand for alle virkningstyper unntatt forsuring. Klassifiseringen var lik den i 1993 (Hobæk m.fl. 1994) bortsett fra for forsuring, og bedre enn i 1996 for næringssalter og organisk stoff (Bjørklund 1997). Forskjellene i fosforkonsentrasjoner mellom årene 1983, 1993, 1996 og 1999 er klart statistisk signifikante (enveis variansanalyse, log-transformerte data, $p < 0,01$). Årene med de høyeste nivåene (1983 og 1996) var ikke forskjellige innbyrdes, heller ikke årene med lavere nivåer (1993 og 1999). Tot-N var signifikant høyere i 1996 enn i 1993 og 1999 (enveis variansanalyse, $p < 0,01$).

Et merkelig trekk er imidlertid at algevolumet i 1996 ikke var forskjellig fra 1993 og 1999, mens i 1983 var både Klf a og algevolum høyere enn senere. Klf a ble ikke målt i 1996. Ellers er det klare forskjeller i farge og turbiditet mellom de ulike årene. Et spesielt trekk for 1999 var en kraftig økning i turbiditet i løpet av sesongen. Dette har trolig sammenheng med dominans av store kolonier av blågrønne alger i denne perioden. Generelt må vi anta at overføringen av vann fra Fanaelven, som var større i 1999 enn noen av de tidligere observasjonsårene, medfører stor variasjon i vannkvaliteten.

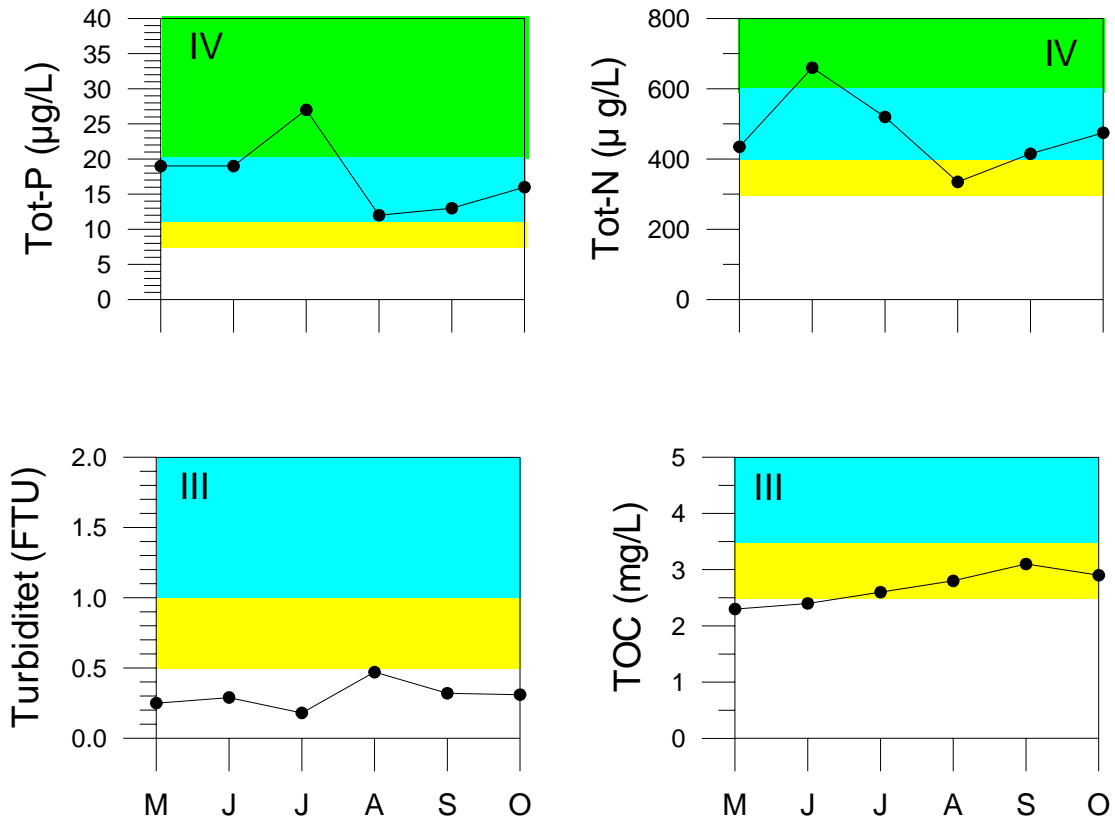
Basert på middel konsentrasjon av Tot-P kan tilførslene til Stendavatn beregnes til 780 kg i 1999. Klf a og siktedyp som grunnlag for beregning i stedet for Tot-P gir begge lavere estimater (rundt 510 kg P). Teoretisk akseptabel tilførsel ved vannføring som i 1999 er 385 kg P. Det er ingen tvil om at innsjøen er overbelastet, men samtidig klart at overføringene av vann fra Fanaelven demper effektene av forurensningen betydelig (så lenge fosforkonsentrasjonene er lavere her). Avrenningen fra Stendavatnets opprinnelige nedbørfelt var i 1999 omtrent 6,9 mill. m³, slik at overføring fra Fanaelven har utgjort ca. 20 mill. m³. Med denne overføringen har det fulgt ca. 220 kg P (basert på middelkonsentrasjon i Kalandsvatn). Dette betyr at rundt 560 kg P stammer fra det opprinnelige nedbørfeltet til Stendavatn, og denne tilrenningen har en middel fosforkonsentrasjon på 80 µg/l.

6.4 Fanaelven

6.4.1 Vannkvalitet

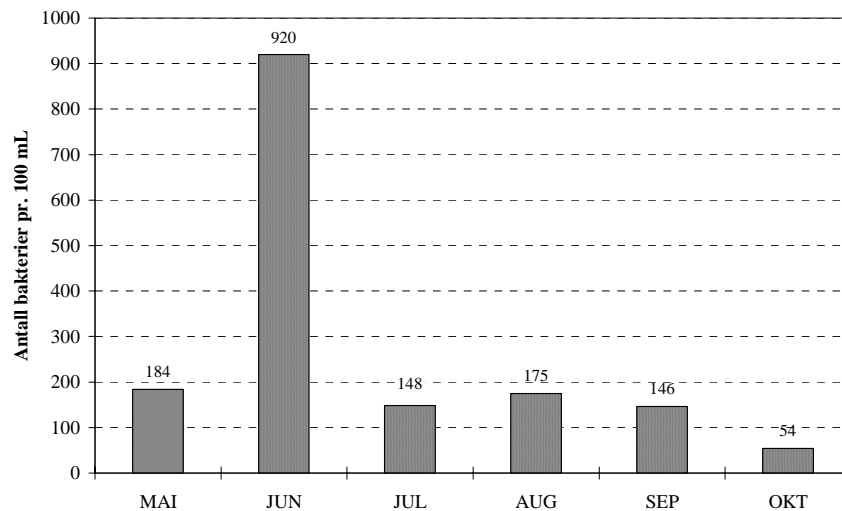
Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 42 bakerst i kapitlet. Variasjon i de viktigste parametre er også vist i Figur 41. Konduktiviteten (totalt ioneinnhold) var litt høyere i utløpselven enn i Kalandsvatnet ovenfor. Middelerdien var 4,92 mS/m. Høyeste verdi ble målt i mai, og laveste i oktober (Tabell 42). Middel pH var 6,59, med laveste verdi i mai (pH 6,47) og høyeste i august. Variasjonen var imidlertid beskjeden (Tabell 42).

Fosformengden i Fanaelven lå innenfor intervallet for SFT-klasse III, bortsett fra en høyere verdi i juli (Figur 41). Middelerdien for Tot-P var 17,7 µg/l. For Tot-N var middelerdien 473 µg/l, og varierte også betydelig. I juni målte vi den høyeste verdien til 660 µg/l, mens i august lå verdien på 335 µg/l (Figur 41).



Figur 41. Vannkvalitet i Fanaelven 1999. Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering, og høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (III - V).

TOC-innholdet lå i gjennomsnitt på 2,7 mg/l, og viste en svak stigning i perioden mai – september (Figur 41). Maksimalverdien var 3,1 mg/l. Fargetallet (Tabell 42) steg også her markant fra 13 mg Pt/l i mai til maksimalt 23,4 mg Pt/l i september. Middelerdien var 19,3 mg Pt/l. Turbiditeten lå i gjennomsnitt på 0,30 FTU, og ingen målinger oversteg 0,5 FTU (Figur 41).



Figur 42. Termotabile kolibakterier i Fanaelven 1999 (antall bakterier pr. 100 ml).

6.4.2 Tarmbakterier

Fanaelven er sterkt forurensset av kloakk. Det ble målt høye bakterietall ved de fleste tidspunkt (Figur 42), også i oktober og november (Hobæk 2000). Sannsynligvis er arealavrenning fra innmark årsak til de høyeste bakterietallene, men siden elven alltid er forurensset må det finnes flere kilder.

6.4.3 Tilstand/vurdering

Grunnlaget for tilstandsvurdering er sammenstilt i Tabell 40. Totalt vurderes tarmbakterier til klasse IV, næringssalter til klasse III; organisk stoff til klasse II, partikler til klasse I og forsuring til klasse II.

Tabell 40. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Fanaelven 1999. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av tarmbakterier og forsuring brukes dårligste måling som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes middelvei. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|----------------|--------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 17,7 | µg/l | III |
| | Tot-N | 473 | µg/l | III |
| Organisk stoff | TOC | 2,7 | mg/l | II |
| | Farge | 19,3 | mg Pt/l | II |
| Partikler | TURB | 0,30 | FTU | I |
| Forsuring | pH | 6,47 | | II |
| Tarmbakterier | TKB | 920 | pr. 100 ml | IV |

Avvik fra naturtilstand (forurensningsgrad) er sammenfattet i Tabell 41. Størst avvik får vi for virkninger av tarmbakterier. For næringssalter tilsvarer naturtilstanden trolig klasse II, som indikert i Tabell 41. Det kan tenkes at dette også vil gjelde for organisk stoff, slik at avviket fra naturtilstand kan være mindre enn Tabell 41 gir inntrykk av.

Tabell 41. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Fanaelven 1999.

| Virkning av | I | II | III | IV | V |
|----------------|---|----|-----|----|---|
| Næringssalter | | | | | |
| Organisk stoff | | | | | |
| Partikler | | | | | |
| Forsuring | | | | | |
| Tarmbakterier | | | | | |

Tilstanden i utløpselven var bedre enn i 1996 for alle kategoriene unntatt forsuring. Både fosfor og nitrogen lå høyere i 1996 Bjørklund (1997), mens forskjellen i organisk innhold neppe er av betydning. Statistisk sett er forskjellen mellom 1996 og de andre to årene signifikant for Tot-P, men ikke for Tot-N (enveis variansanalyse, $p=0,023$ for Tot-P; $p=0,15$ for Tot-N). TOC-verdiene lå i middel høyere i 1999 enn i 1993, men forskjellen er ikke signifikant). For turbiditet var verdiene i 1993 signifikant høyere enn i 1996 og 1999 (enveis variansanalyse, $p<0,01$). Dataene indikerer en klar tendens til reduksjon i partikkelmengde gjennom perioden (lineær regresjon, $p<0,001$, $R^2=0,52$).

6.5 Utløpsbekk fra Stendavatn

Denne stasjonen var tørr gjennom det meste av sesongen, og bare i september og oktober var det nok vann til å ta representative vannprøver. Vannføringen i bekken var derfor bare tilsig fra området nedenfor Stendavatnet. Vannkjemiske data finnes i Tabell 42. Vannkvaliteten var dårlig for næringssalter og organisk innhold. Klassifisering av vannkvalitet har ingen hensikt på et så spinkelt grunnlag, men målingene tyder ikke på noen bedring siden 1993 (Hobæk m.fl. 1994). I september ble det funnet 230, og i oktober 96 TKB pr. 100 ml. Dette tyder på direkte tilførsler av kloakk til denne bekken.

6.6 Massetransport til Fanaelven

Fra Stendavatn var avrenningen 29,6 mill. m³. For Fanaelven får vi et anslag for avrenning på 58,4 mill. m³ i 1999. Basert på middelkonsentrasjoner målt i perioden mai-oktober gir dette følgende forenklete anslag for massetransport til Fanaelven:

| | Fosfor (kg) | Nitrogen (t) | Organisk karbon (t) |
|----------------|--------------|--------------|---------------------|
| Fra Stendavatn | 509 | 17,0 | 115 |
| Med Fanaelv | 1.034 | 27,6 | 158 |
| Totalt | 1.543 | 44,6 | 273 |

Tabell 42. Vannkjemiske målinger fra Kalandsvassdraget 1999.

| 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 |
|--------------|----------|-------------|--------------|-------------|------------------|-------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Kalandsvatn | | | | | | | | | | |
| 0-10 | 19.05.99 | 6,43 | 4,97 | 0,31 | 16,4 | 2,2 | 12 | 445 | 3,56 | 5,6 |
| 0-10 | 17.06.99 | 6,57 | 4,80 | 0,22 | 15,4 | 2,4 | 10 | 490 | 2,24 | 4,5 |
| 0-10 | 12.07.99 | 6,41 | 4,65 | 0,20 | 18,7 | 2,6 | 9 | 420 | 1,78 | 6,0 |
| 0-10 | 23.08.99 | 6,49 | 4,61 | 0,37 | 20,3 | 2,7 | 9 | 425 | 3,04 | 5,3 |
| 0-10 | 23.09.99 | 6,56 | 4,55 | 0,26 | 19,7 | 2,8 | 8 | 475 | 1,97 | 5,2 |
| 0-10 | 18.10.99 | 6,43 | 4,57 | 0,38 | 22,8 | 3,3 | 18 | 510 | 1,92 | 5,2 |
| Snitt | | 6,48 | 4,69 | 0,29 | 18,9 | 2,7 | 11,0 | 461 | 2,42 | 5,3 |
| 95 m | 23.09.99 | | | 0,25 | 15,6 | 2,1 | 12 | 500 | | |
| Stendavatn | | | | | | | | | | |
| 0-8 | 19.05.99 | 6,54 | 6,17 | 0,24 | 19,9 | 2,6 | 12 | 515 | 1,77 | 5,2 |
| 0-8 | 16.06.99 | 6,75 | 6,28 | 0,24 | 19,3 | 2,9 | 13 | 575 | 4,08 | 3,0 |
| 0-8 | 12.07.99 | 6,64 | 6,26 | 0,26 | 23,9 | 3,3 | 16 | 570 | 5,41 | 3,5 |
| 0-8 | 23.08.99 | 6,79 | 6,05 | 1,2 | 24,5 | 4,0 | 19 | 600 | 9,45 | 2,4 |
| 0-8 | 28.09.99 | 6,97 | 6,28 | 1,5 | 26,4 | 4,2 | 18 | 545 | 9,47 | 3,5 |
| 0-8 | 18.10.99 | 6,81 | 6,11 | 1,6 | 30,9 | 6,2 | 25 | 635 | 6,59 | 3,3 |
| Snitt | | 6,75 | 6,19 | 0,84 | 24,2 | 3,9 | 17,2 | 573 | 6,13 | 3,5 |
| 32 m | 28.09.99 | | | 4,1 | 23,5 | 3,1 | 68 | 815 | | |
| Fanaelv | | | | | | | | | | |
| | 18.05.99 | 6,47 | 5,23 | 0,25 | 13,6 | 2,3 | 19 | 435 | | |
| | 16.06.99 | 6,62 | 5,19 | 0,29 | 15,4 | 2,4 | 19 | 660 | | |
| | 12.07.99 | 6,47 | 4,77 | 0,18 | 20,7 | 2,6 | 27 | 520 | | |
| | 23.08.99 | 6,74 | 4,80 | 0,47 | 19,7 | 2,8 | 12 | 335 | | |
| | 23.09.99 | 6,63 | 4,77 | 0,32 | 23,4 | 3,1 | 13 | 415 | | |
| | 18.10.99 | 6,58 | 4,67 | 0,31 | 23,0 | 2,9 | 16 | 475 | | |
| Snitt | | 6,59 | 4,92 | 0,30 | 19,3 | 2,7 | 17,7 | 473 | | |
| Utløp | 23.09.99 | 7,35 | 10,2 | 0,58 | 34,9 | 4,8 | 53 | 990 | | |
| Stendavatn | 18.10.99 | 7,44 | 14,1 | 0,44 | 37,8 | 5,6 | 53 | 1530 | | |

Tabell 43. Planteplankton i Kalandsvatn 1999 Tallene angir algevolum (mm^3/m^3) for hver gruppe/art. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

| GRUPPE/ART | 19.05.99 | 17.06.99 | 12.07.99 | 23.08.99 | 23.09.99 | 10.10.99 |
|--|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| CYANOPHYCEAE | | | | | | |
| Anabaena sp. | | | 0,02 | | | 0,18 |
| Pseudanabaena cf. catenata (kjeder) | | | | | | 0,13 |
| CRYPTOPHYCEAE | | | | | | |
| Cryptomonas spp. 10-20 μm | | 1,17 | | | 4,97 | 0,30 |
| " " 20-30 μm | 12,20 | 20,31 | 21,69 | 116,50 | | |
| Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica | 67,64 | 21,94 | 25,59 | 16,46 | 6,40 | 1,83 |
| DINOPHYCEAE | | | | | | |
| Ubestemt thecat dinoflagellat 15 μm | | | | | 0,51 | |
| Ubestemt athecat dinoflagellat 10-20 μm | 5,64 | | 7,29 | 7,29 | 1,90 | |
| CHRYSOPHYCEAE | | | | | | |
| Chromulina spp. (5-7,5 μm) | | 104,47 | 6,53 | 2,61 | 5,22 | 6,53 |
| Mallomonas akrokomos 20 μm | 19,31 | 2,27 | 1,69 | | 1,15 | 32,96 |
| M. caudata | | | | | 0,94 | 19,85 |
| M. heterospina/multiunca | | | | 2,85 | | |
| M. spp. 15 μm | | 0,87 | 1,16 | | | |
| M. spp. 30 μm | | | | 2,52 | | |
| Spiniferomonas sp. | | | | | | 0,75 |
| Ubest. chrysophyceer. 5-6 μm | 4,82 | | | 4,82 | | |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | | | | |
| Cyclotella sp. (d = 14-20 μm) | 20,89 | 6,97 | 0,35 | | | 2,10 |
| Tabellaria flocculosa | 0,77 | | | | | |
| Pennate diatomeer 15-30 μm | 6,91 | | | | | |
| Pennate diatomeer 50 μm | 4,80 | | | | | |
| Sentrisk diatome 15 μm | | | | | 1,06 | |
| EUGLENOPHYCEAE | | | | | | |
| Trachelomonas volvocina 6-7,5 μm | 29,04 | | | | 0,27 | |
| CHLOROPHYCEAE | | | | | | |
| Ankyra judayi | | 5,58 | 0,18 | | 5,92 | |
| A. lanceolata | | | 0,52 | 2,78 | 5,22 | 0,35 |
| cf. Chlamydocapsa planctonica | | 3,18 | 44,23 | 1,44 | 2,01 | |
| Closterium acutum var. variabile | | | | | | 0,28 |
| Koliella cf. spiculiformis | | | 0,07 | | | |
| cf. Planktosphaeria gelatinosa | | | 0,25 | | | |
| Quadrigula cf. korsikowii | | | | | 16,98 | |
| Staurastrum sp. 30 μm | | | 1,07 | | | |
| UKLASSIFISERT | | | | | | |
| Flagellater 1-2,5 μm | 6,22 | 3,11 | 1,56 | 0,52 | 0,71 | 0,78 |
| " 2,5-5 μm | 20,74 | 15,55 | 14,52 | 13,48 | 10,89 | 20,74 |
| " 5-7,5 μm | 26,56 | | 11,61 | 6,63 | 9,96 | 4,98 |
| " 7,5-10 μm | | 0,97 | 14,84 | 3,70 | 18,57 | 2,86 |
| Monader 1-2,5 μm | 76,20 | 33,95 | 9,85 | 3,95 | 11,99 | 14,77 |
| " 2,5-5 μm | 435,45 | 3,11 | 3,11 | 1,55 | 15,03 | 31,10 |
| " 5-7,5 μm | | | | 1,65 | 3,32 | 3,32 |
| " 7,5-10 μm | | | | 22,27 | | 3,70 |
| KRAGEFLAGELLATER | | | | | | |
| Ubestemte krageflagellater 5-8 μm | | | | | 2,61 | 0,43 |
| ZOOFLAGELLATER | | | | | | |
| Gvromitus cordiformis | | | 1,70 | 58,44 | 0,40 | |
| Totalt algevolum | 737,18 | 223,45 | 167,81 | 269,47 | 126,03 | 147,96 |

Tabell 44. Planteplankton Stendavatn 1999. Tallene angir algevolum (mm^3/m^3) for hver gruppe/art. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

| GRUPPE/ART | 19.05.99 | 16.06.99 | 12.07.99 | 23.08.99 | 28.09.99 | 10.10.99 |
|---|---------------|---------------|---------------|----------------|---------------|---------------|
| CYANOPHYCEAE | | | | | | |
| Anabaena flos-aqua/lemmermannii | | | | 13,16 | 8,15 | 0,54 |
| Anabaena sp. 5-7,5x5 μm | 0,03 | 0,31 | | | | |
| Aphanothece clathrata | | | | 187,84 | | |
| Pseudanabaena catenata | | | 0,04 | 0,45 | | |
| Woronichinia naegliana | | | 1,83 | 86,67 | | |
| W. naegliana (kolonier) | | | 2,01 | 290,25 | 77,97 | 66,90 |
| CRYPTOPHYCEAE | | | | | | |
| Cryptomonas spp. 10-20 μm | | 6,85 | | 2,29 | | |
| " " 20-30 μm | 23,02 | 40,67 | 56,90 | | 2,02 | 9,49 |
| Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica | 22,85 | 56,67 | 69,47 | 7,31 | 16,46 | 9,14 |
| DINOPHYCEAE | | | | | | |
| Ubestemt atecat dinoflagellat 10-20 μm | | | 11,21 | | | |
| CHRYSTOPHYCEAE | | | | | | |
| Chromulina spp. (5-7,5 μm) | 83,58 | 219,37 | 15,66 | | | |
| Mallomonas akrokomos 20 μm | | | | | | |
| M. caudata | | | | | | |
| M. spp. 10 μm | | 0,25 | | | | |
| M. spp. 15 μm | | 0,42 | 3,27 | 1,63 | | |
| cf. Paraphysomonas vestita | | | 101,91 | | | |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | | | | |
| Asterionella formosa 60-75 μm | 0,56 | | | | | 0,74 |
| Cyclotella sp. (d = 14-20 μm) | 16,79 | | 8,39 | | | |
| Fragilaria crotonensis 30-50 μm | | | | 55,39 | | |
| " " 60 μm | 16,99 | | | | | |
| Tabellaria flocculosa | 0,38 | | | | | |
| Pennate diatomeer 30-50 μm | 11,84 | | | | | |
| EUGLENOPHYCEAE | | | | | | |
| Trachelomonas volvocina 10 μm | | | 6,18 | | | |
| T. volvocinopsis 15 μm | | | | | | 5,31 |
| CHLOROPHYCEAE | | | | | | |
| Ankistrodesmus fusiformis | 0,54 | | | | | |
| Ankyra lanceolata | 1,63 | 44,61 | 2,79 | 2,17 | | |
| A. judayi | 0,35 | 29,92 | 2,78 | | | |
| cf. Chlamydocapsa planctonica | 10,46 | 2,71 | 41,48 | 16,32 | 0,38 | |
| Chlamydomonas spp. 3-6 μm | | 1,74 | | | 0,44 | |
| Closterium acutum var. variabile | 0,14 | 0,07 | | | 1,06 | 0,53 |
| Crusigenia quadrata | 0,17 | | | | | |
| Eudorina elegans 5 μm | | | | 7,74 | | |
| Koliella cf. spiculiformis | 0,77 | | | | | |
| Monoraphidium contortum | 0,21 | | | 2,45 | | |
| Pandorina cf. morum | | | 0,21 | | | |
| Paulschulzia tenera 8 μm | | | | 18,57 | 0,86 | |
| cf. Planktosphaeria gelatinosa | | 11,85 | | 40,85 | | |
| cf. Pseudosphaerocystis lacustris | | | 0,58 | | | |
| Quadrigula cf. pfizeri | | 0,07 | 0,30 | | | |
| Staurastrum cf. planktonicum 40 μm | | | | | | 4,32 |
| Staurastrum sp. (50x40 μm) | | | | | 4,61 | |
| UKLASSIFISERT | | | | | | |
| Flagellater 1-2,5 μm | 2,59 | 12,18 | 16,59 | 4,15 | 0,78 | 1,04 |
| " 2,5-5 μm | 26,96 | 10,37 | 26,96 | 53,91 | 6,74 | 5,18 |
| " 5-7,5 μm | | 46,48 | 46,48 | 73,05 | | 2,98 |
| " 7,5-10 μm | | | 29,70 | 37,10 | | 11,13 |
| " 10-15 μm | | | | 23,64 | | |
| " 15-20 μm | | 259,21 | | | | |
| Monader 1-2,5 μm | 16,07 | 6,74 | 21,25 | 8,29 | 2,33 | 4,15 |
| " 2,5-5 μm | 165,88 | 1,04 | 7,26 | 16,59 | 14,00 | 22,81 |
| " 5-7,5 μm | | 13,28 | | 13,28 | 3,32 | 0,43 |
| " 7,5-10 μm | | | | | | 0,97 |
| " 10-15 μm | | | 3,28 | | | |
| KRAGEFLAGELLATER | | | | | | |
| Ubestemte krageflagellater 5-8 μm | | | 3,48 | 13,93 | 2,61 | 1,31 |
| ZOOFLAGELLATER | | | | | | |
| Gyromitus cordiformis | | | 22,38 | 58,08 | | |
| Totalt algevolum | 401,81 | 764,82 | 502,40 | 1035,12 | 141,71 | 146,96 |

Tabell 45. Dyreplankton i Kalandsvatn 1999. 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 - 40 m.

| GRUPPE/ART DATO⇒ | 19.05.99 | 17.06.99 | 12.07.99 | 23.08.99 | 23.09.99 | 18.10.99 |
|---------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| VANNLOPPER | | | | | | |
| <i>Holopedium gibberum</i> | + | + | + | e | e | |
| <i>Daphnia galeata</i> | +++ | +++ | ++++ | ++++ | +++ | ++ |
| <i>Bosmina longispina</i> | ++++ | +++ | +++ | +++ | ++ | ++ |
| <i>Bythotrephes longimanus</i> | | + | e | e | e | |
| HOPPEKREPS | | | | | | |
| <i>Hetercope saliens</i> | | + | + | e | + | e |
| <i>Mixodiaptomus laciniatus</i> | | + | + | + | | |
| <i>Eudiaptomus gracilis</i> | + | | + | ++ | ++++ | +++ |
| Calanoide copepodittlarver | ++ | +++ | ++++ | ++ | ++ | + |
| Calanoide naupliuslarver | ++ | + | + | +++ | ++ | + |
| <i>Cyclops scutifer</i> | + | + | + | e | | |
| Cyclopoide copepodittlarver | ++++ | ++ | +++ | + | + | ++ |
| Cyclopoide naupliuslarver | + | + | + | + | +++ | +++ |
| HJULDYR | | | | | | |
| <i>Kellicottia longispina</i> | +++ | ++ | ++ | +++ | ++ | +++ |
| <i>Keratella cochlearis</i> | | + | e | | + | + |
| <i>Keratella hiemalis</i> | ++ | ++ | + | + | + | + |
| <i>Synchaeta</i> sp. | + | | | | | e |
| <i>Asplanchna priodonta</i> | | + | | | | |
| <i>Polyarthra</i> sp. | | + | + | | | |
| <i>Conochilus</i> sp. | + | + | | +++ | + | |
| Ubestemt art | | | | | | e |

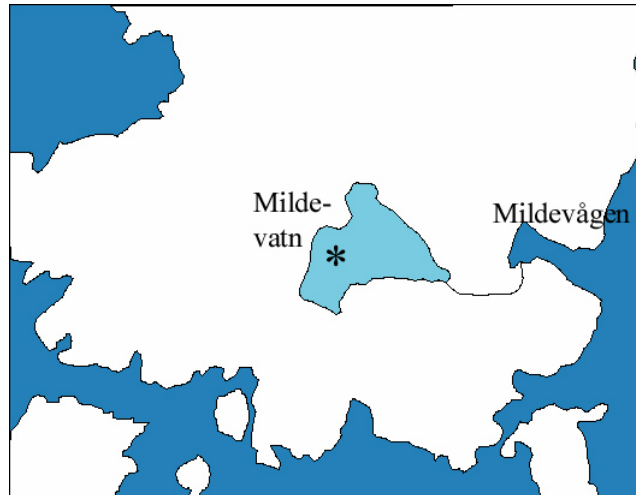
Tabell 46. Dyreplankton i Stendavatn 1999. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få) til +++++ (full dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Arter/grupper som normalt hører til strandsonen er markert med en stjerne (*). Håvtrekkene er tatt i sjiktet 0-20 eller 0-25 m.

| GRUPPE/ART DATO⇒ | 19.05.99 | 16.06.99 | 12.07.99 | 23.08.99 | 28.09.99 | 18.10.99 |
|--------------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| VANNLOPPER | | | | | | |
| <i>Daphnia galeata</i> | ++++ | ++++ | +++++ | +++ | +++ | +++ |
| <i>Daphnia</i> cf. <i>longispina</i> | | | | | | e |
| <i>Bosmina longispina</i> | ++ | | | + | + | + |
| <i>Polyphemus pediculus</i> | | | e | | | |
| <i>Bythotrephes longimanus</i> | | e | e | | | |
| * <i>Alonella nana</i> | | | | e | | |
| HOPPEKREPS | | | | | | |
| <i>Hetercope saliens</i> | + | + | + | + | | |
| <i>Mixodiaptomus laciniatus</i> | ++ | ++ | + | | | |
| <i>Eudiaptomus gracilis</i> | + | ++ | ++ | + | ++ | + |
| Calanoide copepoditt larver | + | +++ | +++ | e | +++ | ++ |
| Calanoide nauplius larver | +++ | ++ | + | + | | |
| <i>Cyclops scutifer</i> | ++ | ++ | ++ | + | | e |
| <i>Cyclops abyssorum</i> | ++ | +++ | ++ | | + | + |
| * <i>Megacyclops gigas</i> | e | | | | e | e |
| Cyclopoide copepoditt larver | ++ | + | | + | + | ++ |
| Cyclopoide nauplius larver | | + | + | | | + |
| HJULDYR | | | | | | |
| <i>Kellicottia longispina</i> | +++ | +++ | +++ | ++ | | + |
| <i>Keratella cochlearis</i> | + | + | + | | | e |
| <i>Keratella hiemalis</i> | +++ | ++ | ++ | e | | |
| <i>Keratella serrulata</i> | e | e | | | | |
| <i>Asplanchna priodonta</i> | + | | | | | |
| <i>Conochilus</i> spp. | | ++ | ++ | | + | |
| <i>Synchaeta</i> sp. | + | | | e | | |

7. Mildevatn

7.1 Områdebeskrivelse

Innsjøen (Figur 43) ligger på Mildehalvøya sør i Bergen kommune. Nedbørfeltet er ganske lite (0,8 km²). Normal avrenning er anslått til 1,4 mill m³·år⁻¹.



Figur 43. Skjematisk kart over ytre del av Mildehalvøya med Mildevatn. Stasjon for prøvetaking er markert med stjerne.

Langs den nordre bredden ligger jordbruksland og litt bebyggelse. Et nedlagt gartneri finnes også her. Området rundt utløpet i øst er nå blitt en del av Arboretet på Milde, og dermed et rekreasjonsområde av økende betydning. I sør og vest er det meste av arealet furu- og blandingsskog. Rundt nesten hele innsjøen står et velutviklet sivbelte dominert av takerør. Dette representerer en betydelig organisk produksjon, som visner hver høst og må brytes ned i innsjøen. Innsjøen har en uvanlig fiskefauna med hele 7 påviste arter, hvorav tre er introduserte (karuss, karpe og hork).

Nøkkeltall for Mildevatn er vist i Tabell 47. Vassdraget ble undersøkt innenfor dette programmet i 1992 (Bjørklund m.fl. 1993). Dybdekart finnes i Bjørklund m. fl. (1994).

Tabell 47. Mildevatn. Morfologiske og hydrologiske data.

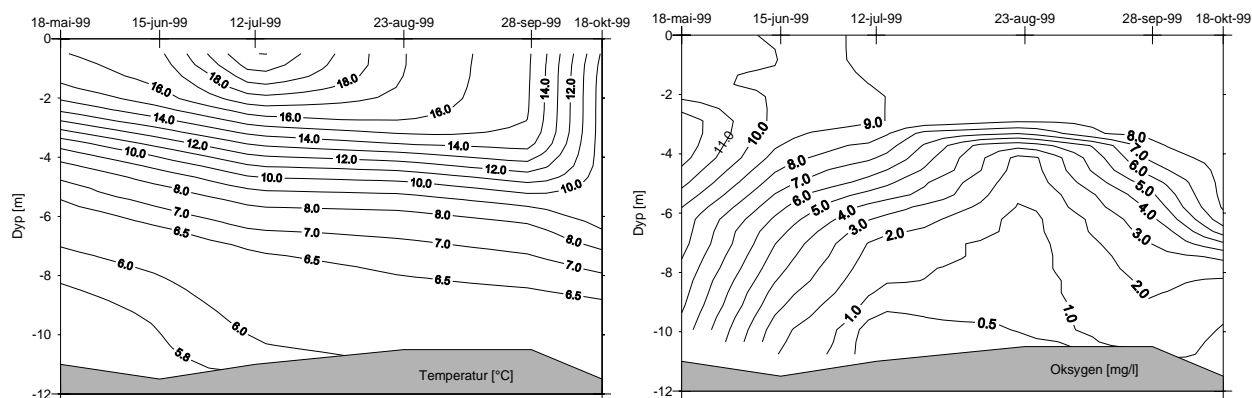
| Innsjø | Areal km ² | Dyp | | Volum mill. m ³ | Utskifting år ⁻¹ | Normal avrenning mill m ³ år ⁻¹ |
|-----------|--------------------------|-------------|------------|-------------------------------|--------------------------------|---|
| | | Middel m | Maks. m | | | |
| Mildevatn | 0,1 | 5 | 12 | 0,51 | 2,73 | 1,39 |

7.2 Resultater

7.2.1 Hydrografi

Mildevatn var stabilt sjiktet fram til oktober (Figur 44). Ved den siste undersøkelsen var vannmassen omrørt ned til 6 m dyp. Overflatelaget var godt blandet ned til ca. 2 m, og temperaturen steg til over 20 °C i juli. Ved bunnen var temperaturen mellom 5 og 6 °C gjennom hele perioden.

I bunnvannet sank mengden oksygen fra vel 7 mg O/l i mai til < 0,5 mg/l i juli-august. I september var oksygenmengden på 10 m dyp ca 1,0 mg/l, men nivået sank igjen til <0,5 mg/l til oktober. Det ble imidlertid ikke påvist reduserende forhold.



Figur 44. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Mildevatn 1999. Tilsynelatende varierende dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike tidspunkt.

7.2.2 Vannkvalitet

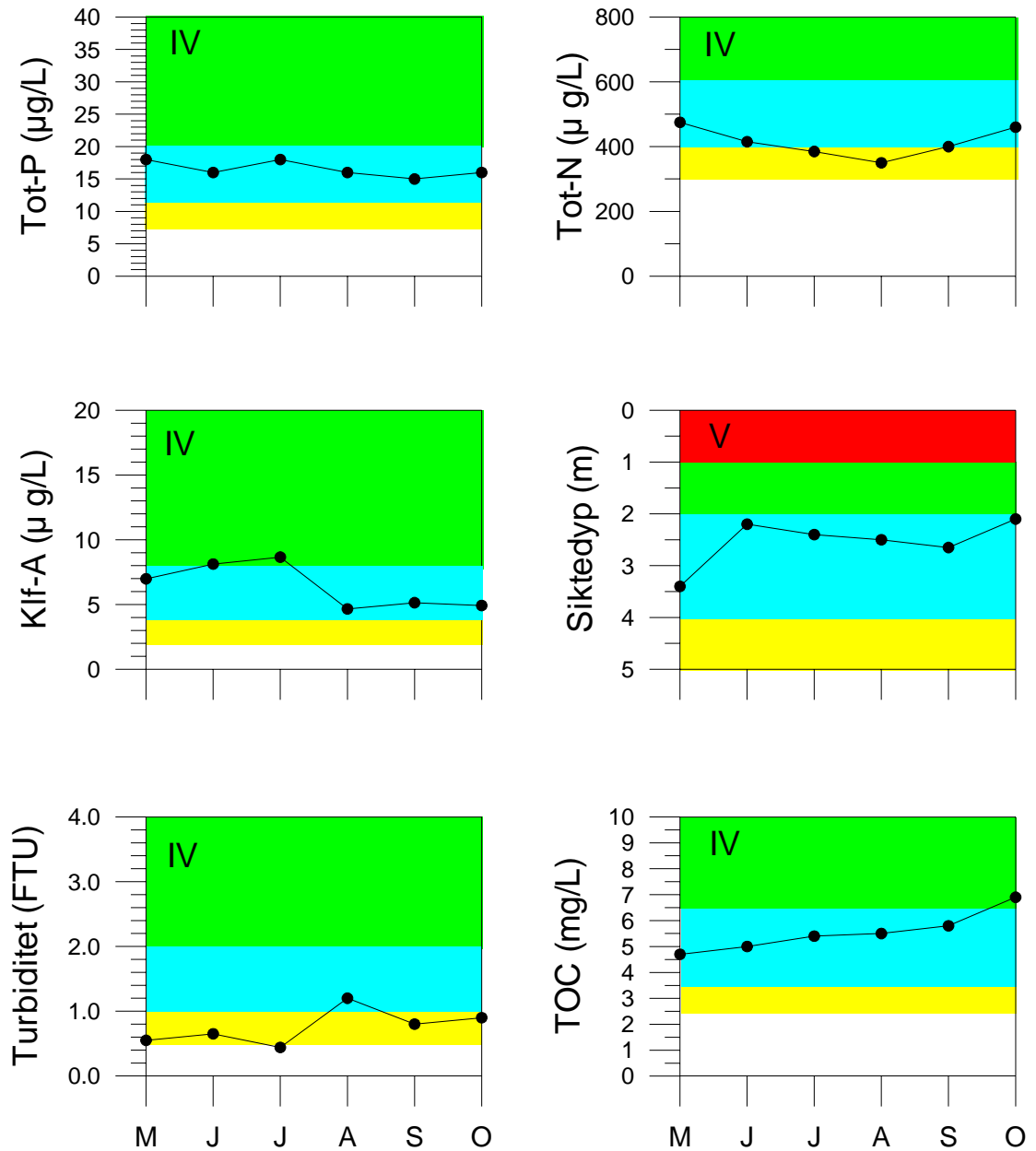
Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 50 bakerst i kapitlet. Variasjon i sentrale parametre er også vist i Figur 45. Ioneinnholdet varierte lite i Mildevatnet, med en middelværdi på 8,4 mS/m (Tabell 50). Surhetsgraden var høyest (pH 6,82) i august og lavest i juli (pH 6,57), og varierte også lite (Tabell 50).

Av næringssaltene (Figur 45) lå Tot-P nokså jevnt rundt middelværdien på 16,5 µg/l. Tot-N sank fra 475 µg/l i mai til 350 µg/l i august, for så å stige igjen til 460 i oktober (Figur 45). Middelværdien var 414 µg/l.

Organisk karbon steg svakt gjennom perioden fra 4,7 mg/l i mai til 6,9 mg/l i oktober. Middelværdien var 5,6 mg/l, altså et relativt høyt nivå (tilstandsklasse III). Fargetallet lå mellom 28 og 32 mg Pt/l i mai-juli (Tabell 50), men steg så fram til oktober (maks. 42,7 mg Pt/l). Middelværdien var 34,1 mg Pt/l.

Turbiditeten lå lavere i mai – juli enn senere i sesongen (Figur 45). Høyeste verdi ble målt i august (1,2 FTU), og middelværdien var 0,76 FTU. Siktedypet varierte mellom 3,4 m i mai til 2,1 m i oktober, med et gjennomsnitt på 2,5 m (Figur 45).

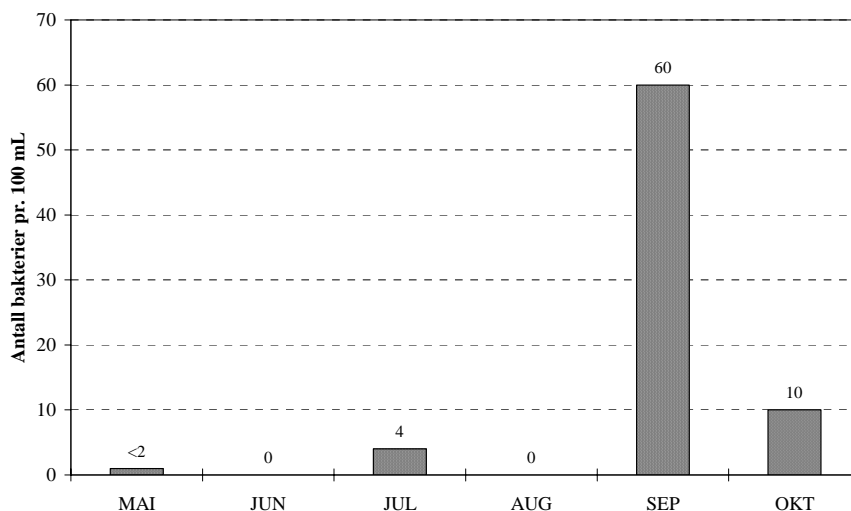
Prøver av bunnvannet i september (Tabell 50) viste forhøyede verdier av næringssalter (39 µg/l Tot-P; 1270 µg/l Tot-N) og organisk stoff (8,0 mg/l TOC; farge 112 mg Pt/l). Fosfat-fosfor utgjorde 14 µg/l eller 36% av Tot-P. Også partikkelinnholdet var vesentlig høyere enn i overflaten.



Figur 45. Vannkjemiske målinger i Mildevatn 1999. Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (III - V).

7.2.3 Tarmbakterier

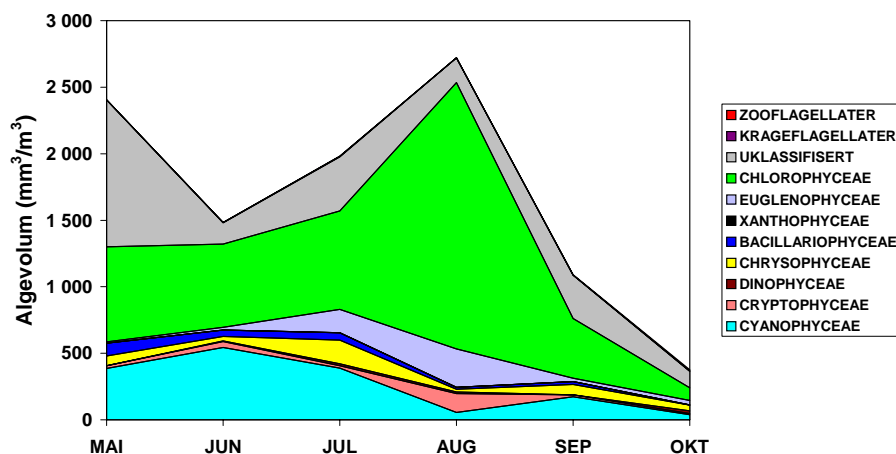
Det ble påvist tarmbakterier i 4 av 6 prøver fra Mildevatnet. Tallene var lave, med unntak for september (Figur 46).



Figur 46. Termotabile kolibakterier i Mildevatn 1999 (antall bakterier pr. 100 ml).

7.2.4 Planteplankton

Biomassen målt som Klf a er vist i Figur 45, mens beregnet algevolum er vist i Figur 47. Det var lite samsvar mellom de to parametrene, men årsaken til dette er uklar. Klf a viste moderate svingninger med høyest verdi i juli, mens algevolumet viste topper i mai og i august. Middelverdien for Klf a var $6,41 \mu\text{g/l}$ (tilstandsklasse III). Maksimalt totalt algevolum ($2.721 \text{ mm}^3/\text{m}^3$) lå i øvre del av det mesotrofe området i følge Brettum (1989), mens gjennomsnittsvolumet ($1.677 \text{ mm}^3/\text{m}^3$) for de seks innsamlingene plasserte vannet i det eutrofe området.



Figur 47. Volum og sammensetning av planteplankton i Mildevatn 1999.

Både blågrønnalger og grønnalger var framtrepende algegrupper. Blågrønnalgene *Merismopedia warmingiana*, *Microcystis cf. reinboldii*, *Snowella lacustris* og *Woronichinia naegeliana* gav alle betydelige bidrag til biomassen. Alle disse artene kan forekomme ved ulike miljøforhold. Blant grønnalgene var særlig *Chlamydocapsa planktonica*, *Crusigenia quadrata*, *Crusigenia tetrapedia* viktige arter. Særlig *Crusigenia tetrapedia* er en art som forekommer i eutroft miljø, men også *Crusigenia quadrata* er mest tallrik under eutrofe forhold. Artsdiversiteten var relativt høy i Mildevatn, og mange av artene som forekom i mer moderate mengder, var arter med eutrof preferanse. En liste over alle arter og volum er gitt i Tabell 51 bakerst i kapitlet.

7.2.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 52 bakerst i kapitlet. Det ble registrert 7 arter vannlopper, 2 arter hoppekreps og 9 arter hjuldyr i planktonsamfunnet, foruten svevemygg (*Chaoborus flavicans*). Mildevatnet er dermed en av de mer artsrike innsjøene i Bergensområdet. Ingen av artene er uvanlige i regionen, men flere av dem er uvanlige å finne i samme innsjø.

Vannloppene *Daphnia cf. galeata* og *Diaphanosmoma brachyurum* og hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* var antallsmessig dominerende blant krepsdyrene. *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis* og *Asplanchna priodonta* var de dominerende blant hjuldyrene. Blant vannloppene fantes også mindre arter som *Bosmina longirostris* og *Ceriodaphnia quadrangula*, og den store rovformen *Bythotrephes longimanus*. *Daphnia cf. galeata* var av moderat størrelse (max. 1,8 mm).

Dominans av gelatinøse kolonidannende grønnalger i planteplanktonet tyder på et høyt beitetrykk fra dyreplankton. Innslaget av både små arter (som ofte er typiske for fiskerike innsjøer) og større arter som tåler mindre beiting fra fisk gjør Mildevatnet spesielt i forhold til de aller fleste innsjøer i regionen. Dette henger etter alt å dømme dels sammen med at Mildevatnet har en ganske unik fiskefauna, og dels med bunnvannet blir oksygenfattig og kan gi tilflukt fra de mest aktive planktonspiserne. Forekomsten av svevemygglarver avhenger åpenbart av dette, men også andre arter kan utnytte dette i ulik grad. Fiskefaunaen i Mildevatn omfatter aure, stingsild, karuss, karpe, hork, foruten ål og skrubbeflyndre. I tillegg har vi altså svevemygg. Dette gir et uvanlig og interessant predasjonstrykk på planktonsamfunnet, da både fisk og invertebrater som svevemygg kan ha markerte effekter på sammensettingen av samfunnet (jfr. Schartau m.fl. 1997).

7.2.6 Tilstand/vurdering

Grunnlaget for tilstandsklasser er satt opp i Tabell 48. Samlet vurdering for næringssalter blir tilstandsklasse III, og for organisk stoff klasse IV. For den siste virkningstypen er det lavt oksygeninnhold i bunnvannet som trekker ned, mens de andre parametrene tilsier klasse III. For partikler blir tilstandsklassen II Forsuring faller i klasse I, og tarmbakterier i klasse III.

Avvik fra naturtilstand (forurensningsgrad) er sammenfattet i Tabell 49. For organisk stoff er naturtilstanden vanskelig å anslå, men det er sannsynlig at innsjøens naturlig høye fargetall vil tilsi klasse III. For fosfor er det tidligere antatt et naturlig innhold på 8 µg/l.

Tabell 48. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Mildevatn i 1999. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av tarmbakterier og forsuring brukes dårligste måling som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes middelverdi. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

| Virkning av | Parameter | Verdi | Enhet | Tilstands-klasse |
|----------------|-----------------------|-------------|-------------------|------------------|
| Næringssalter | Tot-P | 16,5 | µg/l | III |
| | Tot-N | 414 | µg/l | III |
| | Klf-A | 6,41 | µg/l | III |
| | Siktedyp | 2,5 | m | III |
| Organisk stoff | TOC | 5,6 | mg/l | III |
| | Oksygen (bunn) | 0,06 | mg/l | V |
| | Farge | 34,1 | Mg Pt/l | III |
| | Siktedyp | 2,5 | m | III |
| Partikler | TURB | 0,76 | FTU | II |
| | Siktedyp | 2,5 | m | III |
| Forsuring | pH | 6,52 | - | I |
| Tarmbakterier | TKB | 60 | pr. 100 ml | III |

Tabell 49. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Mildevatn i 1999.

| Virkning av | I | II | III | IV | V |
|--------------------|----------|-----------|------------|-----------|----------|
| Næringssalter | | | | | |
| Organisk stoff | | | | | |
| Partikler | | | | | |
| Forsuring | | | | | |
| Tarmbakterier | | | | | |

Tilstanden i Mildevatnet synes ikke forandret fra 1992 til 1999. Både Tot-P og Tot-N lå i snitt litt lavere i 1999, mens algevolumet lå litt høyere. Bare forskjellen i Tot-P er statistisk signifikant (t-test, $p=0,036$). Det var også høyere fargetall i 1992 enn i 1999 (Mann-Whitney test, $p=0,0049$). Trolig henger de observerte forskjellene sammen med større avrenning og fortykning i 1999. Det ble imidlertid funnet noe høyere bakterietall i 1999, og klassifiseringen for dette ble dårligere.

Fosfortilførselen ble vha. FOSRES beregnet til 53 kg i 1999, basert på middelkonsentrasjon av Tot-P og en avrenning på 1,70 mill m^3 (22% over normalavrenning). Klf a som alternativt beregningsgrunnlag gav et lavere anslag (38 kg), mens siktedypet gav et høyere anslag enn Tot-P. Maksimal (teoretisk) akseptabel belastning er 44 kg pr år ved normal avrenning. Tidligere er det bare anslått tilførsler basert på arealkoeffisienter (104 kg P). Målingene fra 1992 (Bjørklund m. fl. 1993) gir imidlertid grunnlag for et estimat på 52 kg P i 1992 basert på Tot-P, altså så godt som identisk med estimatet for 1999.

Innsjøen er naturlig belastet med organisk materiale både gjennom humusinnholdet og gjennom store produksjon av siv langs bredden. Nedbrytning av dette materialet fører til et oksygenforbruk som er større enn modellen antar (ut fra algeproduksjon alene). Innsjøen tåler derfor mindre fosfortilførsler enn de 44 $kg \cdot \text{år}^{-1}$ som modellen tilsier, og har et klart behov for avlastning. Bjørklund m.fl. (1994) anslo naturlige tilførsler til 25 kg P pr. år, mens tilførsler fra landbruk lå på 27 kg og kloakk på 52 kg. Siden totalbelastningen basert på målinger ligger langt under estimatet på 104 kg, synes det viktig å avklare disse kildenes betydning for å vurdere hvilke tiltak som er mest effektive.

Tabell 50. Vannkjemiske målinger fra Mildevatn 1999.

| 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 |
|--------------|----------|-------------|--------------|-------------|------------------|-------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Mildevatn | | | | | | | | | | |
| 0-5 m | 18.05.99 | 6,57 | 8,58 | 0,55 | 32,0 | 4,7 | 18 | 475 | 6,98 | 3,4 |
| | 15.06.99 | 6,80 | 8,50 | 0,65 | 28,0 | 5,0 | 16 | 415 | 8,12 | 2,2 |
| | 12.07.99 | 6,52 | 8,36 | 0,44 | 30,5 | 5,4 | 18 | 385 | 8,66 | 2,4 |
| | 23.08.99 | 6,82 | 8,46 | 1,2 | 34,5 | 5,5 | 16 | 350 | 4,66 | 2,5 |
| | 28.09.99 | 6,63 | 8,29 | 0,80 | 36,9 | 5,8 | 15 | 400 | 5,14 | 2,7 |
| | 18.10.99 | 6,61 | 8,18 | 0,90 | 42,7 | 6,9 | 16 | 460 | 4,92 | 2,1 |
| Snitt | | 6,66 | 8,40 | 0,76 | 34,1 | 5,6 | 16,5 | 414 | 6,41 | 2,5 |
| 10 m | | | | 6,0 | 112 | 8,0 | 39 | 1270 | | |

Tabell 51. Planteplankton Mildevatn 1999. Tallene angir algevolum (mm³/m³) for hver gruppe/art. Nederst i hver kolonne totalt algevolum. + indikerer at en art er tilstede uten at volumet gir målbart utslag.

| GRUPPE/ART | 18.05.99 | 15.06.99 | 12.07.99 | 23.08.99 | 28.09.99 | 10.10.99 |
|--|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| CYANOPHYCEAE | | | | | | |
| Anabaena sp. 5x3 µm | | 3,25 | | | | |
| Anabaena sp. 10 µm | | | 0,31 | | | |
| Aphanothece clathrata | | 0,19 | | | | |
| Merismopedia warmingiana | | 54,84 | | | | |
| Microcystis cf. reinboldii | 55,10 | 36,19 | 240,42 | 8,72 | 8,80 | 4,40 |
| Snowella lacustris | 297,73 | 194,96 | 81,61 | 12,85 | | |
| Woronichinia naegliana | | | 6,19 | | | |
| W. naegliana (kolonier) | 33,70 | 254,54 | 59,36 | 33,70 | 77,97 | 33,70 |
| Ubest. cyanophyce d = 1,5 µm, l = 3 µm | | | | | 85,68 | |
| CRYPTOPHYCEAE | | | | | | |
| Cryptomonas spp. 10-20 µm | 2,29 | 6,85 | | 4,57 | | |
| " " 20-30 µm | 5,46 | 4,72 | 8,12 | 6,79 | 6,10 | 1,38 |
| Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica | 12,80 | 32,90 | 10,97 | 129,80 | 10,05 | 7,31 |
| DINOPHYCEAE | | | | | | |
| Ceratium hirundinella l=250 µm | | | 3,04 | 3,04 | | |
| Peridinium sp. 70 µm | | | 10,40 | 10,40 | | 20,80 |
| Ubestemt thecat dinoflagellat 10 µm | | 4,34 | | | | |
| CHRYSOPHYCEAE | | | | | | |
| Bitrichia chodatii | 1,04 | | | | | |
| Chrysochromulina sp. | | | | 2,61 | | |
| Dinobryon bavaricum 8-13x5 µm | 13,45 | 0,13 | 0,03 | 1,51 | | 0,13 |
| D. bavaricum hvilesporer | 7,85 | | | | | |
| D. crenulatum | 0,59 | | 0,59 | 2,90 | | |
| D. cylindricum | | 0,20 | | 0,86 | | |
| Dinobryon sp. | | | 0,38 | 0,74 | | |
| Mallomonas akrokomos 20 µm | 44,39 | 1,15 | | | 1,15 | 1,15 |
| M. caudata | 0,47 | | 2,01 | | 3,96 | 13,88 |
| M. cf. lychenensis | | 18,97 | 1,89 | 1,89 | 2,38 | 4,75 |
| M. spp. 20 µm | | | 0,77 | 0,77 | | |
| M. spp. 15 µm | | | | 0,29 | | 0,29 |
| M. spp. 20-40 µm | 4,19 | 13,04 | | | 0,85 | |
| Spiniferomonas sp. | | | 3,02 | 7,55 | 1,51 | |
| Ubest. chrysophyce 7,5x5 µm | | | 170,02 | | 67,99 | 22,65 |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | | | | |
| Asterionella formosa 60-75 µm | 0,74 | 6,12 | 5,89 | 10,95 | 20,55 | 1,21 |
| cf. Fragilaria sp. 30-50 µm | 93,60 | | | | | |
| " " 60-70 µm | | | | 4,60 | | 0,47 |
| Tabellaria fenestrata 60-70x10 µm | | 3,43 | 2,18 | | | 0,31 |
| T. flocculosa | 2,69 | 2,50 | 0,19 | | | |
| Pennate diatomeer 40-70 µm | | 36,43 | 46,82 | | | |
| XANTHOPHYCEAE | | | | | | |
| cf. Gloeobotrys limneticus | | | + | | | |
| EUGLENOPHYCEAE | | | | | | |
| Trachelomonas volvocina 6 µm | 10,53 | | | | | |
| T. volvocina 10-20 µm | | 20,87 | 163,23 | 285,61 | 5,31 | |
| T. cf. volvocinopsis | | | 11,77 | 3,07 | 21,19 | 33,26 |

Tabellen fortsetter neste side.

Tabell 51 fortsetter:

| GRUPPE/ART | 18.05.99 | 15.06.99 | 12.07.99 | 23.08.99 | 28.09.99 | 10.10.99 |
|---|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|---------------|
| CHLOROPHYCEAE | | | | | | |
| Ankyra lanceolata | 1,36 | | | | | |
| cf. Chlamydocapsa planctonica | 298,61 | 218,82 | 111,97 | 746,48 | 431,30 | 31,87 |
| Chlamydomonas spp. 3-6 µm | | 0,44 | 1,30 | | | 0,44 |
| Closterium acutum var. variabile | 0,78 | 2,08 | | | 0,07 | 0,53 |
| Crusigenia quadrata | 6,79 | 141,28 | 243,17 | | | |
| Crusigenia tetrapedia | 1,73 | 32,30 | 78,45 | 3,46 | | |
| Crusigenia sp | 7,21 | | | | | |
| Crusigeniella sp | | 13,29 | 9,97 | 13,29 | | |
| Dictyosphaerium sp. 2-3 µm | | 7,17 | 0,98 | 1,96 | | |
| Elakatothrix genevensis 12,5-20x2,5 µm | | 4,08 | | 1,63 | 0,52 | |
| Elakatothrix genevensis 10 µm | | | | | 0,10 | |
| Fusola viridis | 3,65 | | 12,96 | | | |
| Kirchneriella obesa | | 0,49 | 7,21 | | 2,72 | 46,95 |
| Koliella cf. spiculiformis | 0,77 | 0,51 | | | | |
| Monoraphidium contortum | 39,18 | 16,32 | 48,97 | | 11,42 | 6,53 |
| M. dybowskii | 7,56 | 24,18 | 15,11 | | | |
| M. cf. griffithii | 29,09 | | | | | |
| Oocystis rhomboidea | 7,31 | | | | | |
| O. sp. solitær 5 µm | | | 0,77 | | | |
| O. sp. solitær 6-7,5 µm | 12,18 | 3,65 | 0,61 | | | |
| cf. Planktosphaeria gelatinosa | 244,76 | | 122,38 | 40,85 | | |
| Quadrigula cf. pfitzeri | | 0,07 | | | 0,49 | 1,98 |
| Scenedesmus arcuatus | | 3,20 | 33,41 | 33,41 | 0,00 | 0,00 |
| S. cf. obliquus | | | 50,10 | 1136,02 | 0,54 | 6,43 |
| S. cf. quadricauda | 22,47 | 1,01 | 0,25 | 3,74 | | |
| S. cf. serratus | | 127,96 | | 20,47 | | |
| Scenedesmus sp. 5x2 µm | 3,48 | 0,39 | 0,77 | | | |
| Spondyliosium planum | | 0,28 | | | | |
| Staurastrum cf. paradoxum | | 0,51 | | | | |
| Staurastrum sp. (30 µm) | 1,00 | | 0,28 | | | |
| Staurodesmus cf. triangularis var. limneticus | 7,07 | 27,79 | 1,88 | | | |
| Tetraedron sp. | 18,68 | | | | | |
| UKLASSIFISERT | | | | | | |
| Flagellater 1-2,5 µm | 2,59 | 7,26 | 11,92 | 3,11 | 0,26 | 1,04 |
| " 2,5-5 µm | 74,65 | 33,18 | 29,03 | 17,62 | 14,52 | 8,29 |
| " 5-7,5 µm | 212,50 | 19,92 | 23,24 | 39,85 | 53,13 | 13,28 |
| " 7,5-10 µm | 148,51 | 22,27 | | 7,43 | 37,14 | 14,84 |
| " 10-15 µm | | | | | 47,18 | |
| Monader <1 µm | 314,01 | 5,67 | 52,34 | 0,13 | | |
| " 1-2,5 µm | 7,78 | 4,15 | 62,21 | 7,39 | 35,77 | 21,51 |
| " 2,5-5 µm | 37,32 | | 78,79 | 31,10 | 70,50 | 58,06 |
| " 5-7,5 µm | 185,94 | | 53,13 | 6,63 | 26,56 | 6,63 |
| " 7,5-10 µm | 120,77 | 66,84 | 96,51 | 51,97 | 37,14 | |
| Ubestemt koloni, enkeltceller 5x3 µm | | | | 18,14 | 0,64 | |
| Ubestemte kolonier, enkeltceller d = 3-4 µm | | | | 2,07 | 4,15 | |
| KRAGEFLAGELLATER | | | | | | |
| Ubestemte krageflagellater 5-8 µm | | 2,61 | 2,61 | 0,87 | | 3,48 |
| ZOOFLAGELLATER | | | | | | |
| Gyromitus cordiformis | | | 2,27 | | 4,54 | 8,92 |
| Totalt algevolum | 2404,34 | 1483,34 | 1981,82 | 2720,88 | 1092,17 | 376,47 |

Tabell 52. Dyreplankton i Mildevatn 1999. 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 - 9 m.

| GRUPPE/ART DATO⇒ | 18.05.99 | 15.06.99 | 12.07.99 | 23.08.99 | 28.09.99 | 18.10.99 |
|---------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| VANNLOPPER | | | | | | |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> | | e | ++ | +++ | e | |
| <i>Holopedium gibberum</i> | + | ++ | ++ | + | + | + |
| <i>Daphnia cf. galeata</i> | ++ | +++ | ++ | +++ | + | ++ |
| <i>Ceriodaphnia quadrangula</i> | ++ | ++ | + | + | + | +++ |
| <i>Bosmina longirostris</i> | + | + | + | + | + | + |
| <i>Bosmina longispina</i> | e | | | e | | |
| <i>Bythotrephes longimanus</i> | e | e | + | e | | |
| HOPPEKREPS | | | | | | |
| <i>Eudiaptomus gracilis</i> | +++ | + | ++ | +++ | + | ++ |
| Calanoide copepodittlarver | ++ | +++ | ++ | +++ | + | + |
| Calanoide naupliuslarver | +++ | ++ | ++++ | +++ | ++ | ++ |
| <i>Cyclops scutifer</i> | + | + | ++ | ++ | e | |
| Cyclopoide copepodittlarver | ++ | ++ | ++ | + | e | + |
| Cyclopoide naupliuslarver | | +++ | ++ | +++ | ++ | + |
| HJULDYR | | | | | | |
| <i>Kellicottia longispina</i> | +++ | ++ | ++ | +++ | e | + |
| <i>Keratella cochlearis</i> | ++++ | +++ | ++ | ++++ | ++ | ++ |
| <i>Keratella hiemalis</i> | + | + | + | | | e |
| <i>Synchaeta</i> spp. | ++ | ++ | + | ++ | | |
| <i>Asplanchna priodonta</i> | + | ++ | ++ | +++ | e | + |
| <i>Ploesoma hudsoni</i> | | + | e | e | e | |
| <i>Polyarthra</i> sp. | | | + | | | |
| <i>Filinia longiseta</i> | | | | + | | e |
| <i>Conochilus</i> sp. | ++ | ++ | +++ | + | + | |
| <i>Trichocerca</i> sp. | | | | | e | |
| INSEKTER | | | | | | |
| <i>Chaoborus flavicans</i> | | | e | + | e | e |

8. Henvisninger

- Aanes, K.J. 1982. Kalandsvatn og Haukelandsvatn i Bergen kommune. En orienterende undersøkelse av forurensningssituasjonen i 1981. NIVA-rapport Lnr. 1383. 46 s.
- Aanes, K.J. & P. Brettum. 1985. Hjortlandsstemma og Stendavatn i Bergen kommune. En orienterende undersøkelse av forurensningssituasjonen i 1983. NIVA-rapport Lnr. 1719. 55 s.
- Aanes, K.J. & A.H. Erlandsen. 1982. Gaupåsvatn og Langavatn i Bergen kommune. En orienterende undersøkelse av forurensningssituasjonen i 1982. NIVA-rapport Lnr. 1594. 49 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. 1719. 55 s.
- Bjørklund, A. E. 1994. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1994. Rådgivende Biologer Rapp. Nr. 145. 166 s.
- Bjørklund, A. E. 1997. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1996. Rådgivende Biologer Rapp. Nr. 263. 89 s.
- Bjørklund, A.E., G. Johnsen, Å. Åtland & A. Kambestad. 1993. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune. Rådgivende Biologer Rapp. nr. 81. 168 s
- Bjørklund, A.E., G. Johnsen & A. Kambestad. 1994. Miljøkvalitet i vassdragene i Bergen kommune, status 1993. Rådgivende Biologer Rapp. nr. 110. 156 s.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Phytoplankton. NIVA-rapport Lnr. 2344. 111 s.
- Faafeng, B.A., P. Brettum & D.O. Hessen. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofilitilstanden i 355 innsjøer i Norge. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT. Rapport nr. 389/90. NIVA Lnr. 2355. 57 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.
- Hobæk, A. 1996. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1995. Grimseid-, Fjøsanger- og Gaupåsvassdragene. NIVA-rapport Lnr. 3506-96. 112 s.
- Hobæk, A. 1998a. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1997. Gravdals-, Fyllingsdals-, Nesttun- og Apeltunvassdragene. NIVA-rapport Lnr. 3792-98. 110 s.
- Hobæk, A. 1998b. Kloakkforurensning av vassdrag i Bergen kommune høsten 1997. NIVA-rapport Lnr. 3791-98. 30 s.
- Hobæk, A. 1998c. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune. Miljøgifter i innsjøsedimenter og i avrenning fra avfallsdeponier. NIVA-rapport Lnr. 3793-98. 27 s.
- Johnsen, G.H. & A. Kambestad. 1990. Resipientvurdering av Kalandsvatn i Bergen. Rådgivende Biologer Rapp. nr .39. 51 s.
- Johnsen, G.H., G.B. Lehmann & K. Birkeland. 1992. Forberedende kartlegging for overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune. Rådgivende Biologer Rapp. 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. Telemarkvassdraget – Hovedrapport for undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport Lnr. 1147. 82 s.
- Schartau, A.K.L, A. Hobæk, B. Faafeng, G. Halvorsen, J.E. Løvik, T. Nøst, A.L. Solheim & B. Walseng. 1997. Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Kunnskapsstatus – Dyreplankton og litorale krepsdyr. NINA Temahefte 14/NIVA Rapport Lnr. 3768-97. 58 s.
- SFT 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon. TA-905/1992. 32 s.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. TA 1468/1997. 31 s.

Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83.