

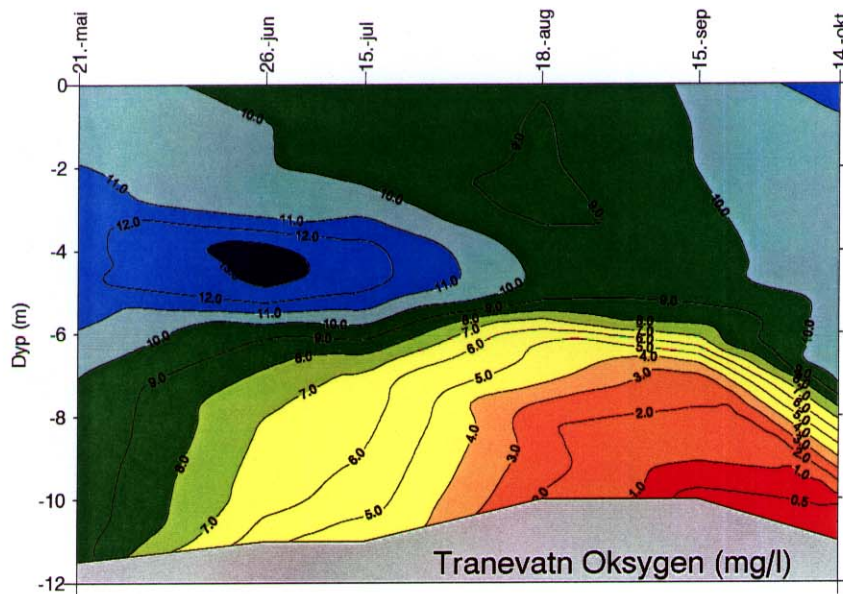
NIVA



RAPPORT LNR 3792-98

Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1997

Gravdals-, Fyllingsdals-, Nesttun-
og Apeltunvassdragene



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

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

Akvaplan-NIVA A/S


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

Tittel Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1997. Gravdals-, Fyllingsdals-, Nesttun- og Apeltunvassdragene.	Løpenr. (for bestilling) 3792-98	Dato 2.02.98	
	Prosjektnr. Undernr. O-97077	Sider 110	Pris kr 150,-
Forfatter(e) Hobæk, Anders	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon	
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA	

Oppdragsgiver(e) Bergen kommune, Kommunalavdeling teknisk utbygging, VA-seksjonen	Oppdragsreferanse 143/97
--	-----------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Gravdalsvassdraget, Fyllingsdalsvassdraget, Nesttunvassdraget og Apeltunvassdraget ble overvåket mht. forurensning av næringssalter og tarmbakterier i 1997. Programmet omfattet 10 innsjøer og 6 elvestasjoner.</p> <p>Etter SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann falt seks innsjøer i klasse IV (dårlig); to i klasse III (mindre god), og én i klasse II (god) mht. næringssalter. Ingen av innsjøene falt i klassene V (meget dårlig) eller I (meget god). Av de fire utløpselvene falt to i klasse III; én i klasse IV og én i klasse V. For forurensning av tarmbakterier falt to av innsjøene i klasse V; fem i klasse IV og tre i klasse III. Tre utløpselver ble vurdert til klasse V, og én til klasse IV.</p> <p>Tilførsler av næringsemnet fosfor til innsjøresipientene er beregnet på grunnlag av tilstanden i innsjøene og hydrologiske data. For 8 av innsjøene overskred fosfortilførslene en 'akseptabel' belastning eller lå meget nær denne. For de fleste innsjøene synes likevel tilførsler lavere enn ved tidligere undersøkelser (1993-94). I Fyllingsdalsvassdraget ble det også registrert lavere verdier for nitrogen enn tidligere.</p> <p>Vassdragenes transport av næringssalter (fosfor og nitrogen) og organisk karbon til sjø er beregnet.</p>

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



Anders Hobæk

Prosjektleder

ISBN 82-577-3367-9



Dag Berge

Forskningssjef

Overvåking av ferskvannsresipienter

i Bergen kommune 1997.

Gravdals-, Fyllingsdals-,

Nesttun-, og Apeltunvassdragene

Forord

På oppdrag for Bergen kommune har NIVAs Vestlandsavdeling utført overvåking av fire vassdrag i kommunen i 1997: Gravdalsvassdraget, Fyllingsdalsvassdraget, Nesttunvassdraget og Apeltunvassdraget. Undersøkelsen inngår i et flerårig program for overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen. Parallelt med resipientovervåkingen er det utført en lekkasjesøking i mange vassdrag og en kartlegging av miljøgifter i sediment i et mindre utvalg innsjøer. Programmet for 1997 omfatter derfor tre 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. Einar Nygaard har bearbeidet alle hydrografiske målinger. Feltarbeidet er gjennomført av Einar Nygaard, Åse Åtland, Inger Midtun, Lars G. Golmen, Torbjørn M. Johnsen, Bjørn Ove Jansen og Anders Hobæk. Inger Midtun har hjulpet med sluttredigering av rapporten.

Bergen kommunes kontaktperson for prosjektet har vært Kjell Rypdal.

Takk til alle medarbeidere for innsats og godt samarbeid.

Bergen, 2. februar 1998

Anders Hobæk

Innhold

1.	Innledning.....	11
2.	Materiale og metoder	12
2.1	Prøvetaking	12
2.2	Analyser og beregninger	12
2.3	Vurdering og klassifisering	14
2.4	Gjennomføring	16
2.5	Nedbør og avrenning i 1997	16
3.	Gravdalsvassdraget	18
3.1	Områdebeskrivelse	18
3.2	Utløp Lyngbøvatn	19
3.3	Gravdalsvatn	21
3.4	Gravdalselv	25
3.5	Massetransport til Byfjorden	28
4.	Fyllingsdalsvassdraget	32
4.1	Områdebeskrivelse	32
4.2	Innløp til Ortuvatn.....	33
4.3	Ortuvatn	36
4.4	Sælen elv.....	40
4.5	Massetransport til Sælenvatnet.....	42
5.	Nesttunvassdraget	47
5.1	Områdebeskrivelse	47
5.2	Grimevatn	48
5.3	Myrdalsvatn	53
5.4	Byrkjelandsvatn	57
5.5	Nesttunvatn	61
5.6	Myravatn.....	65
5.7	Hopsfoss	70
5.8	Massetransport til Nordåsvatnet	72
6.	Apeltunvassdraget	84
6.1	Områdebeskrivelse	84
6.2	Tranevatn	85
6.3	Iglevatn	89
6.4	Apeltunvatn.....	94
6.5	Utløp Nordås.....	98
6.6	Massetransport til Nordåsvatnet	100
7.	Henvisninger.....	110

Sammendrag

Som ledd i et 10-årig overvåkingsprogram for ferskvannsresipienter i Bergen kommune, ble fire vassdrag overvåket i 1997: Gravidalsvassdraget (én innsjøstasjon, en bekk og utløpselv til Byfjorden); Fyllingsdalsvassdraget (én innsjøstasjon og to elvestasjoner); Nesttunvassdraget (fem innsjøstasjoner og utløpselv til Nordåsvatnet) og Apeltunvassdraget (tre innsjøstasjoner og utløpselv til Nordåsvatnet). I innsjøene ble prøvetaking for fysisk/kjemiske parametre supplert med biologiske undersøkelser (planteplankton og dyreplankton). Innsjøene ble undersøkt månedlig i produksjons-perioden mai - oktober, mens utløpselvene ble prøvetatt månedlig i perioden mars - desember 1997.

Overvåkingen er innrettet mot effekter av næringssalter og bakteriell forurensning (kloakk). Resultatene gir dessuten grunnlag for vurdering av tilstand mht. organiske stoffer, partikler og forsurende stoffer. For virkning av organiske stoffer og partikler vil tilstanden i det vesentligste være en sekundær effekt av forurensning med næringssalter. I sammendraget er derfor fokus rettet mot næringssalter og tarmbakterier. 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.

Gravidalsvassdraget

Det ble målt høye konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i utløpet av Lyngbøvatn. I Gravidalsvatnet lå fosformengden lavere som følge av fortykning, men algebiomassen var likevel betydelig. Innsjøens organiske produksjon var stor nok til at oksygen i bunnvannet ble nesten oppbrukt i løpet av sommeren. Beregning av fosfortilførsel til Gravidalsvatn viste at grensen for teoretisk akseptabel tilførsel ikke var overskredet i 1997. Gravidalselven var moderat forurenset av næringssalter. Vassdraget var sterkt til meget sterkt forurenset av tarmbakterier i 1997. Det kunne ikke påvises endringer i vassdragets tilstand siden forrige undersøkelse i 1993.

Vassdraget førte i 1997 0,13 tonn fosfor, 6,2 tonn nitrogen og 21,7 tonn organisk karbon ut i Byfjorden.

Fyllingsdalsvassdraget

Innløpselven til Ortuvatn inneholdt høye konsentrasjoner av næringssalter, organisk karbon og partikler. Ortuvatnet selv var preget av mye næringssalter, stor algebiomasse og oksygenvinn i bunnvannet. De reduserende forhold førte til dannelse av H₂S og utløsning av fosfor fra sedimentet mot slutten av sommeren. Fosfortilførselen til innsjøen lå også i 1997 høyere enn innsjøen tåler. I Sælenelven nedenfor var mengden næringssalter og organisk karbon noe lavere, men innholdet fortsatt betydelig. Sammenliknet med forrige undersøkelse i 1993 kunne det ikke påvises noen endringer i fosfor-mengdene i vassdraget, men derimot var nitrogen-mengdene tydelig lavere i 1997.

Hele den undersøkte delen av vassdraget er fortsatt forurenset av kloakktilførsler, med høye konsentrasjoner av tarmbakterier ved flere tidspunkt i løpet av måleperioden.

Vassdraget førte i 1997 0,26 tonn fosfor, 10,7 tonn nitrogen og 61 tonn organisk karbon til Sælenvatn.

Nesttunvassdraget

Grimevatn hadde lave konsentrasjoner av næringssalter og lav organisk produksjon. I Myrdalsvatn og Byrkjelandsvatn var mengden næringssalter høyere, og særlig i Byrkjelandsvatn førte dette til stor algebiomasse. Her utviklet det seg reduserende forhold i bunnvannet. I Nesttunvatn var fosformengdene høyere, men algemengden lavere. Stor vannutskifting bidrar til at Nesttunvatn tåler fosforbelastningen godt, men bunnvannets oksygenforråd var nesten helt oppbrukt. Myrvatnet var mest næringsrik av de undersøkte innsjøene, med stor organisk produksjon og oksygenvinn i bunnvannet. Bare Grimevatnet hadde tilførsler under det akseptable, mens de fire andre innsjøene ble tilført fosformengder like ved eller over akseptabel grense. I Byrkjelandsvatn og spesielt i Myrvatn ble det frigjort ytterligere næringssalter fra sedimentene. Vassdragets utløp i Hopsfossen hadde litt større mengder næringssalter enn Nesttunvatnet.

Vassdragets øvre deler var moderat forurenset av tarmbakterier, mens de nedre delene var sterkt forurenset. Størst bakterimengde ble funnet i Nesttunvatn.

I samtlige av innsjøene i Nesttunvassdraget var fosforkonsentrasjonene lavere i 1997 enn ved forrige undersøkelse i 1994. For andre parametre var det bare mindre forskjeller.

Vassdraget førte i 1995 2,3 tonn fosfor, 60 tonn nitrogen og 318 tonn organisk karbon til Nordåsvatnet.

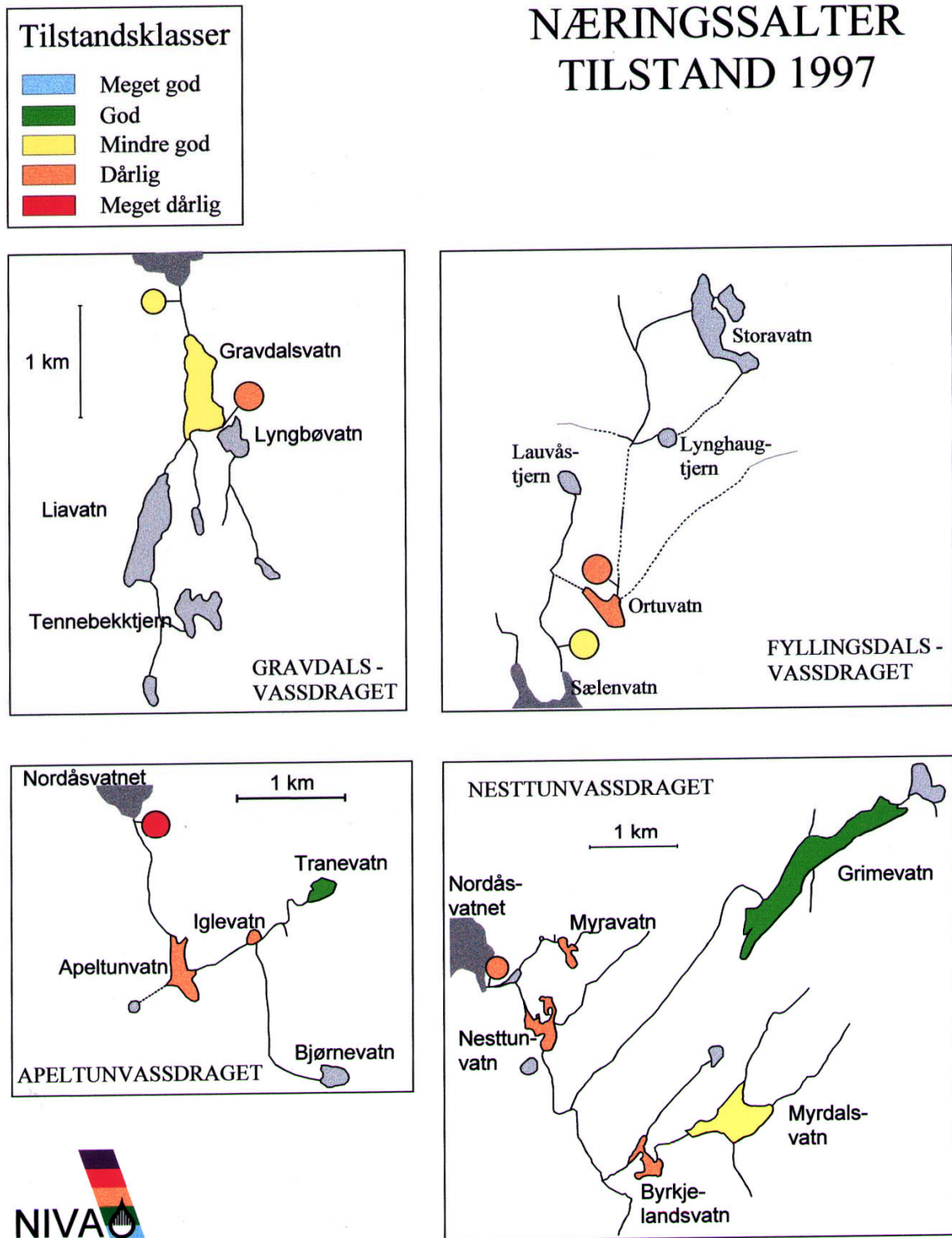
Apeltunvassdraget

Tranevatn hadde lave konsentrasjoner av næringssalter og lav organisk produksjon. I Iglevatn og Apeltunvatn var mengden næringssalter langt høyere, og høy produksjon i disse førte til oksygenvinn og utløsning av fosfor fra sedimentene. Tilførslene av fosfor oversteg akseptabel grense i både Iglevatn og Apeltunvatn. For Tranevatn synes tilførslene å ligge nær det akseptable. Vassdragets utløp ved Nordås var sterkt forurenset av næringssalter, og elven mottar ytterligere tilførsler nedenfor Apeltunvatnet.

Hele den undersøkte delen av vassdraget var påvirket av tarmbakterier ved en eller flere anledninger, og de høyeste konsentrasjonene ble påvist ved stor avrenning om høsten. Iglevatn og utløpselven ved Nordås var sterkest påvirket.

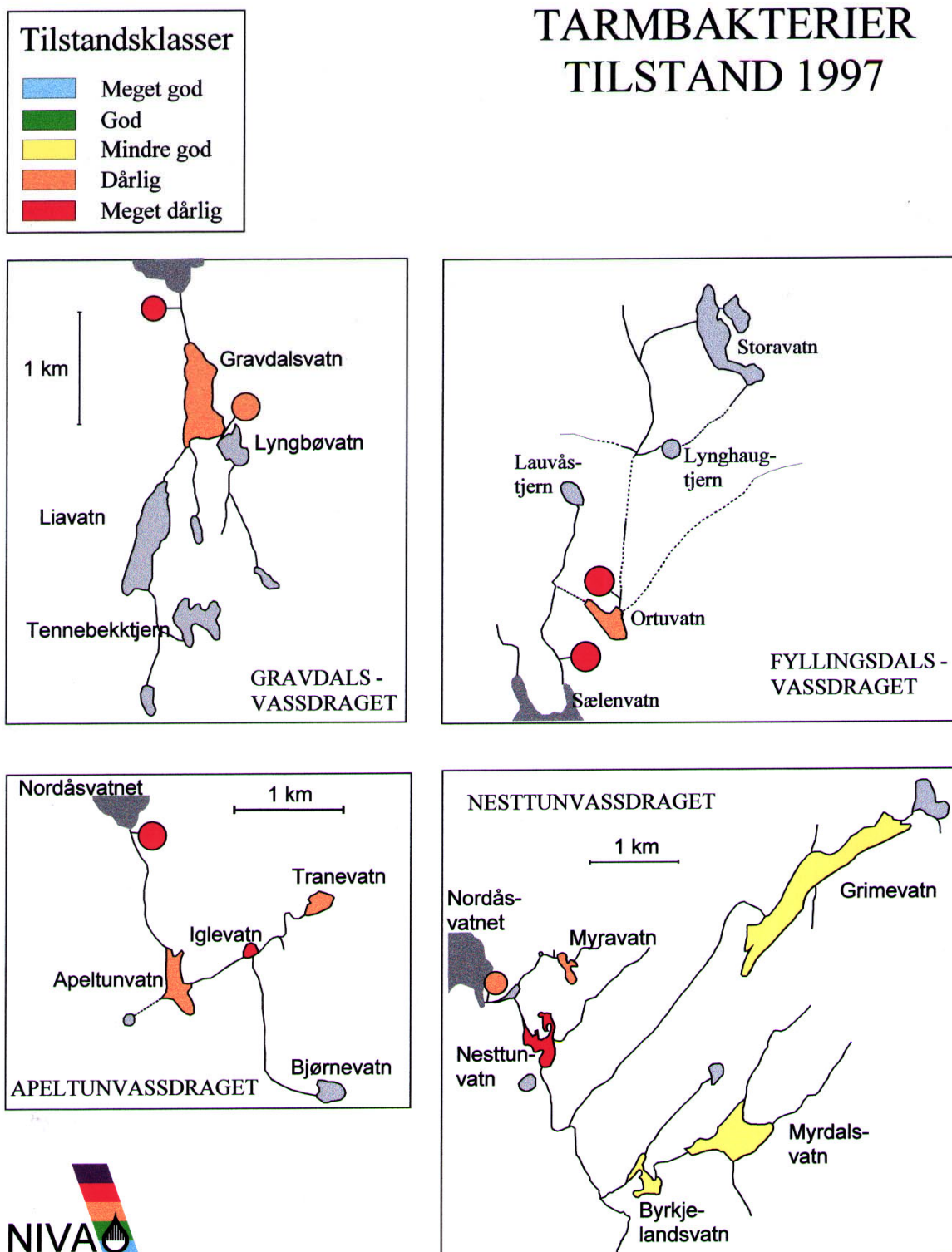
Fosforkonsentrasjonene i de tre innsjøene var betydelig lavere enn målt i 1994. I utløpselven var det derimot ingen forskjell av betydning. For andre parametre var det bare mindre forskjeller.

Vassdraget førte i 1997 0,64 tonn fosfor, 15 tonn nitrogen og 60 tonn organisk karbon til Nordåsvatnet.

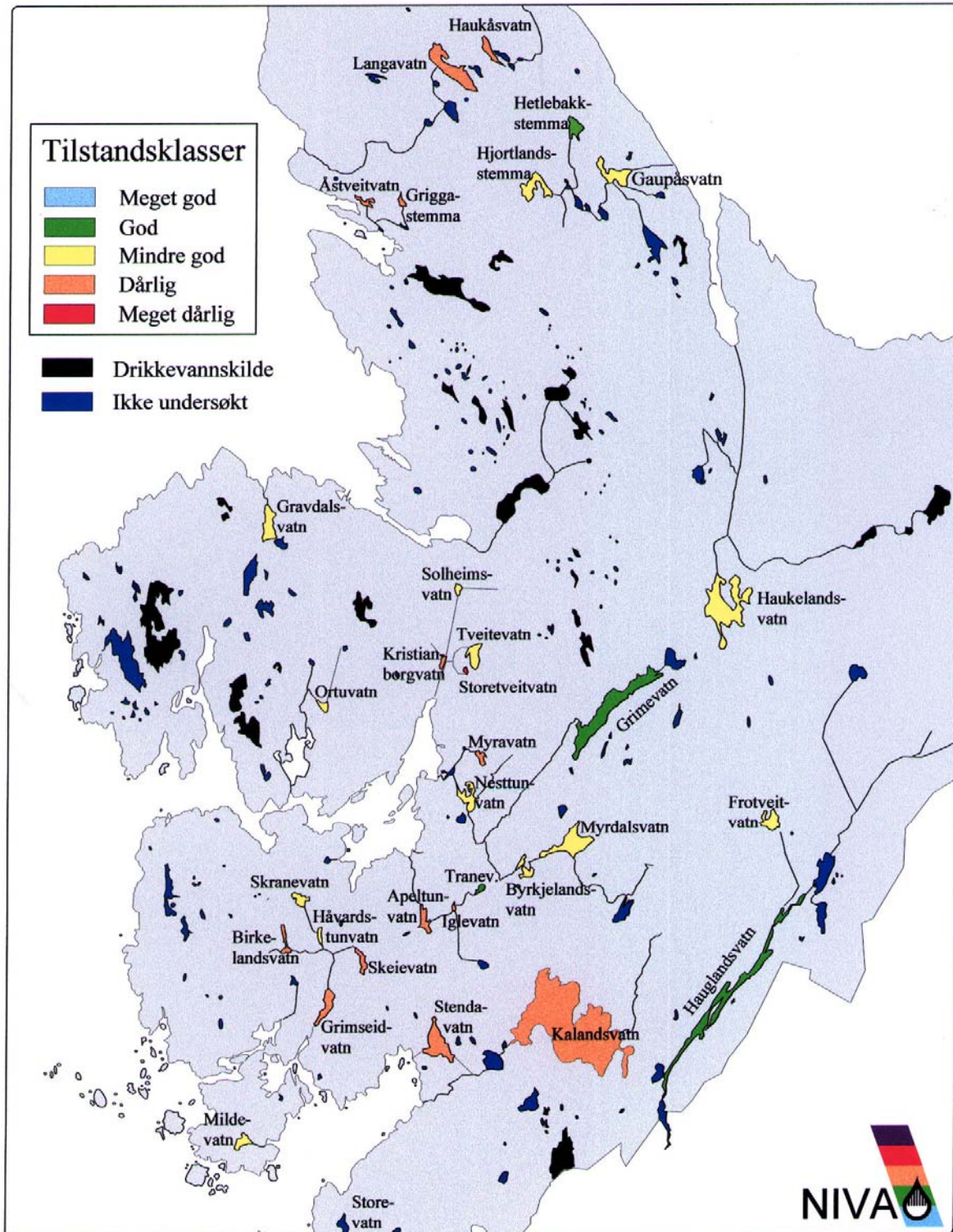


Figur 1. Klassifisering av tilstand mht. effekter av næringsalter 1997. Tilstandsklasser etter SFT (1997).

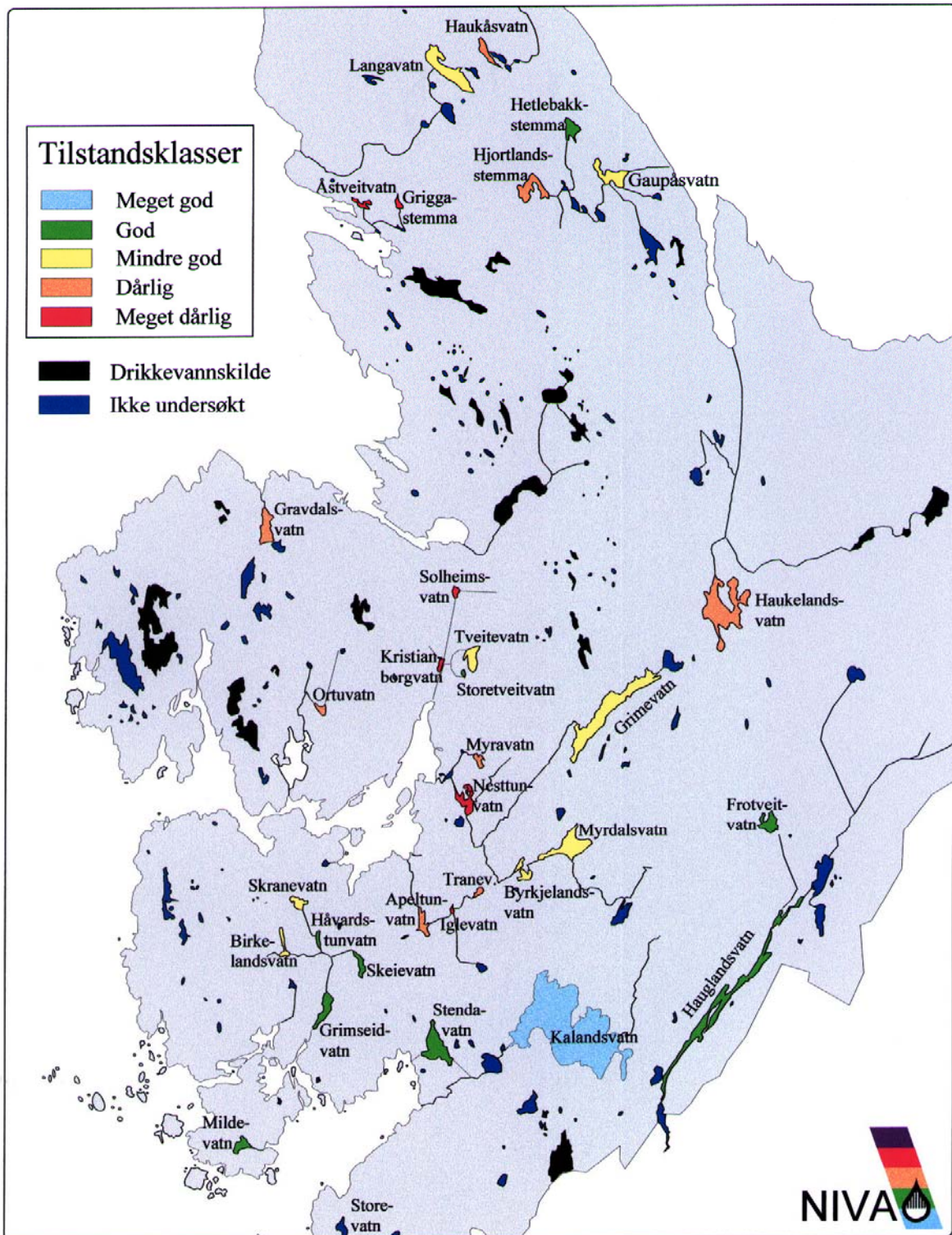
TARMBAKTERIER TILSTAND 1997



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



Figur 3. Innsjøresipienter i Bergen. Status 1997 for tilstand mht. næringssalter. Data fra Bjørklund (1994; 1997); Hobæk (1994; 1996; og denne rapporten). Data fra Mildevatn er fra 1992 (Bjørklund m.fl. 1993).



Figur 4. Innsjøresipienter i Bergen. Status pr. 1997 for tilstand mht. tarmbakterier. Data fra Bjørklund (1994; 1997); Hobæk (1994; 1996; og denne rapporten). Data fra Mildevatn er fra 1992 (Bjørklund m.fl. 1993).

1. Innledning

Denne undersøkelsen er utført som ledd i et flerårig overvåkingsprogram. Bakgrunnen for dette programmet er et pålegg fra Fylkesmannen i Hordaland, gitt i "Utslippstillatelse for Bergen kommune" datert 27.04.90. Programmet omfatter kontinuerlig overvåking av ferskvannsføremønstre i Bergen, rettet mot overgjødning og hygiene. Lekkasjeøkning for å lokalisere utslipp fra transportnettet står også sentralt. I 1993 forelå en oversikt over tilstanden i de aktuelle vassdrag så langt den da var kjent tom. 1992 (Bjørklund m.fl. 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 - 2000. Helhet og kontinuitet i dette programmet er åpenbart viktig, slik at vurderingsgrunnlaget for vassdragene blir mest mulig konsistent. Det er likedan viktig å benytte de best egnede parametre for klassifisering og vurdering.

Innsjøene i årets program er primært undersøkt med tanke på forurensning av næringsalter og tarmbakterier. Begge typer forurensning stammer i vesentlig grad fra kloakkvannstilførsler. Næringsalterene 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.

Som en del av programmet inngår beregning av massetransport av næringsalter til fjord. I utløpselvene er derfor prøvetakingen utvidet i forhold til det oppsatte programmet, siden disse estimatene krever måling av næringsalter også om vinteren. I 1997 er det tatt prøver i perioden mars - desember. En mangel ved programmet generelt er at estimatene for massetransport blir upresise fordi det tas få eller ingen prøver om vinteren.

Resultatene fra tidligere (1992-96) undersøkelser innen denne resipientovervåkingen finnes i Bjørklund (1994; 1997), Bjørklund m.fl. (1993), Hobæk (1996), Hobæk m.fl. (1994).

I denne rapporten presenteres resultatene fra undersøkelsene i 1997, som omfattet Gravdals-, Fyllingsdals-, Nesttun- og Apeltunvassdragene. De to førstnevnte ble sist undersøkt i 1993, mens de to sistnevnte ble overvåket i 1994. I alt ti innsjøer og seks elvestasjoner har inngått i 1997-programmet.

2. Materiale og metoder

2.1 Prøvetaking

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

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

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

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

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

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

Stasjonsnettet er vist i kapitlene 3 - 6 om de enkelte vassdrag.

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.

Oksygenmålinger etter Winkler-metoden ble utført etter standard prosedyre ved NIVAs Vestlands-avdeling.

Hydrografiske målinger er oppsummert i figurer som viser isopleter for temperatur eller oksygenmengde gjennom sesongen. Disse plottene er laget vha. av et dataprogram. Det er benyttet 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 artefakter.

Planteplankton ble analysert ved NIVAs Vestlandsavdeling. Det ble tatt seks prøver fra hver innsjø. Basert på biomassemålinger vha. Klf a ble de fire tidspunkt som hadde høyest biomasse valgt ut for algetelling. Ved hjelp av målinger av cellenes dimensjoner og ulike geometriske modeller for cellenes form, er det beregnet volum for hver art/gruppe.

Algevolum er ikke lagt til grunn for klassifisering av vannkvalitet i SFTs system, og Klorofyll a derfor brukt som parameter i disse vurderingene. Som sammenligningsgrunnlag for å vurdere algevolumene er det benyttet en skala utarbeidet av NIVA (Brettum 1989). Her benyttes maksimal- og gjennomsnittsvolum til å plassere innsjøene langs en 7-delt trofiskala fra ultraoligotrof (svært næringsfattig) til hypereutrof (svært næringsrik). Dette systemet baserer seg på minst seks prøver fra produksjonssesongen, som gjennomført for alle innsjøer i 1997.

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 - næringssaltbelastning.

For hvert vassdrag er det laget et estimat på mengden næringssalter som transporteres til sjø. Disse beregningene baserer seg på mengdene av næringssalter som er målt, samt på data om vassdragets

middelvannføring avlest fra avrenningskart (NVE 1987). Middelvrenningen ble korrigert for avvik fra normal nedbør, og fordelt over året proporsjonalt med nedbørmengdene. Alle beregninger er gjort på månedlig basis, og deretter summert over året 1997.

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 nivå av parameteret. Som hovedregel benyttes aritmetisk eller tidsveid middelerverdi. For noen virkningstyper og parametre brukes øvre (eller nedre) 90 persentil av måleverdiene, eller høyest (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. Aktuelle for dette programmet er:

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

For nærmere omtale av tilstandsklasser vises til SFT (1992; 1997). I kapitlene om de enkelte vassdrag er de mest aktuelle parametrene presentert i figurer, der området for ulike tilstandsklasser er indikert med raster. I mange tilfeller der måleverdiene ligger lavt er de dårligste tilstandsklassene ikke tatt med på figurene, siden variasjonen i måleverdiene da ville komme dårlig fram. Alle figurene er derfor ikke direkte sammenlignbare, og noen har en mer komprimert Y-akse enn andre.

For å vurdere hvor forurenset en resipient er, må man se på avviket mellom tilstanden ved undersøkelse og en forventet naturtilstand. 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.

VIRKNINGER AV:	TILSTANDSKLASSER				
	I	II	III	IV	V
Næringssalter					
Organiske stoffer					
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.

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 referanselokalteter 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 total-fosfor, og det er tidligere foreslått verdier for forventet naturtilstand (fosfor-mengder) 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. 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 forurensningsgrad med hensyn til næringssalter og organisk belastning. De fleste beregninger er utført med FOSRES-modellen, siden de fleste av innsjøene som ble overvåket i 1997 var grunne (middeldyp <15 m). I teksten henvises da bare til FOSRES. For én innsjø har vi benyttet den modifiserte Vollenweider-modellen som omtalt over. I teksten er det da bare henvist til 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 forurensnings-grad mhp. organisk belastning. Dette er likevel gjort for alle innsjøer, men vektlegges ikke spesielt som en egen type forurensning. I enkelte tilfeller kan imidlertid dette være viktig, fordi innsjøen tilføres organisk materiale på annen måte. Dette gjelder oftest humustilførsler.

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

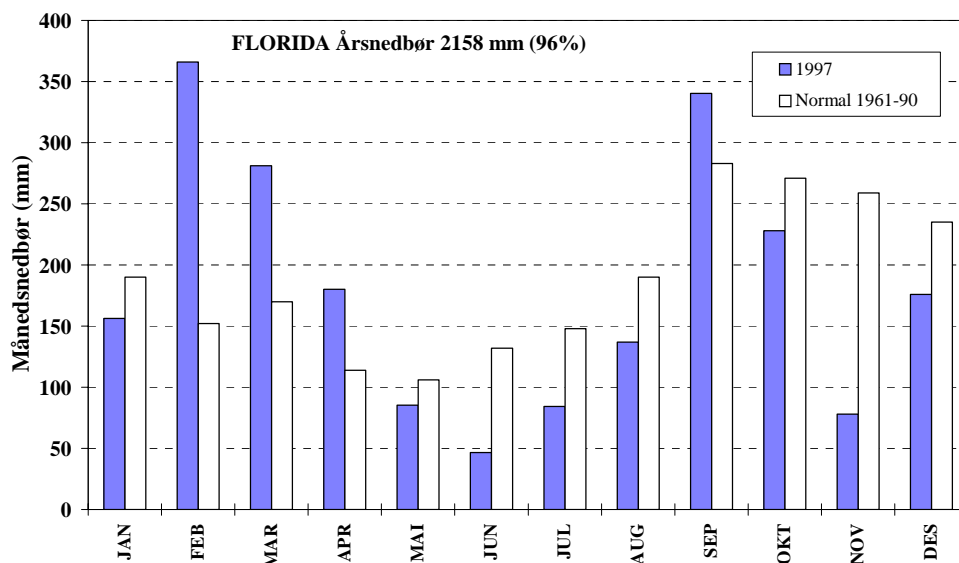
2.4 Gjennomføring

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

Av hensyn til beregningene av massetransport i vassdragene, ble det tatt prøver i utløpselvene utenom den oppsatte programperioden. Disse målingene er gjort fra og med mars til og med desember 1997. Dette omfattet bare fire stasjoner (utløpene av de fire vassdragene).

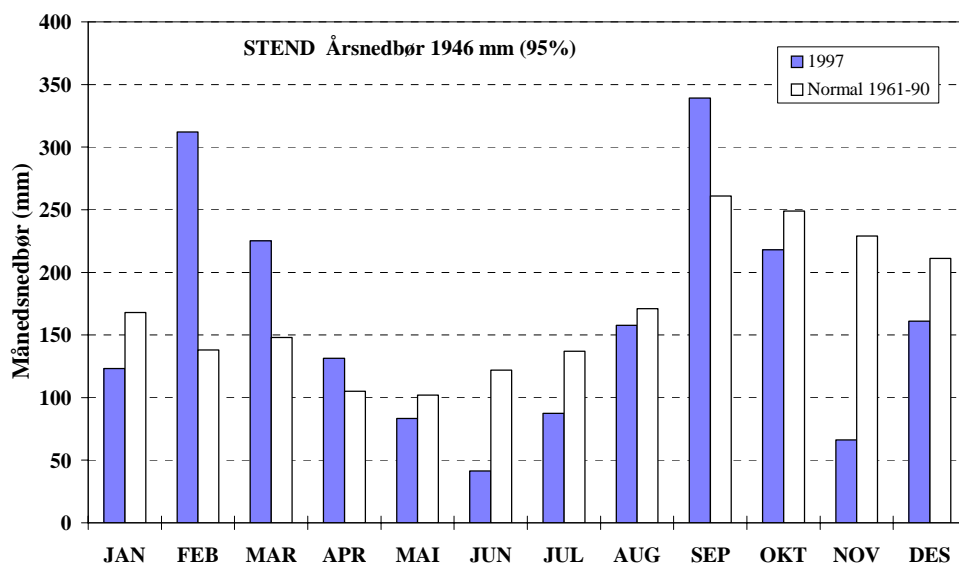
2.5 Nedbør og avrenning i 1997

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 Gravdals- og Fyllingsdalsvassdragene, mens stasjonen på Stend er brukt for Apeltun- og Nesttunvassdragene.



Figur 5. Månedlig nedbør i 1997 (skraverte søyler) og normal nedbør (åpne søyler) på Florida, Bergen. Data fra Meteorologisk Institutt.

Årsnedbør på Florida i Bergen var 2158 mm, som er 96 % 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 1946 mm, som utgjør 95 % av normalen.



Figur 6. Månedlig nedbør i 1997 (skraverte søyler) og normal nedbør (åpne søyler) på Stend, Fana. Data fra Meteorologisk Institutt.

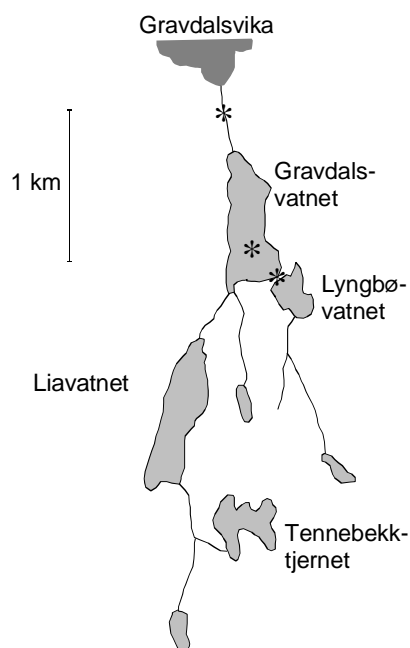
Nedbøren var høyere enn normalt i perioden februar-april, spesielt i februar (241% på Florida). Perioden mai - august var nedbørfattig. I september kom det nokså mye nedbør (130% på Stend), mens resten av høsten var forholdsvis nedbørfattig i forhold til normalen (rundt 30% i november).

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. Det har ikke vært mulig å ta hensyn til dette i beregning av massetransport, siden det ikke foreligger målinger av vannføring i noen vassdrag i kommunen.

3. Gravdalsvassdraget

3.1 Områdebeskrivelse

Vassdraget er relativt lite, med et nedbørfelt på 5,7 km². Høyeste punkt i nedbørfeltet ligger 396 moh., og ca. halvparten av feltet ligger over 100 m. De høyereliggende områdene er for en stor del relativt uberørt utmark. Liavatn (32 moh.) og Tenebekktjønn (98 moh.) har lenge vært drikkevannsmagasiner, men har etter byggingen av ny veitrasé langs Liavatnet vært koblet ut og tjent som reserveforsyning. De bebyggede områder i nedbørfeltet er først og fremst rundt Lyngbøvatnet og Gravdalsvatnet. Disse var tidligere ett vann, som ble delt av den nye veitraséen, og er nå forbundet via en kulvert. Både Gravdalsvatn og særlig Lyngbøvatnet har vært kloakbelastet (Johnsen m.fl. 1992). Fra Gravdalsvatnet renner en kort elvestubb til Simonsviken.



Figur 7. Gravdalsvassdraget. Nedbørfelt og prøvestasjoner (markert med stjerne).

Overvåkingsstasjonene er vist i Figur 7. De øvre vannene som i dag er reserve drikkevann er ikke med i programmet, og den øverste stasjonen lå i kulverten mellom Lyngbø- og Gravdalsvatnet. Nivåforskjellen mellom bassengene er liten, og strømmen i kulverten ofte svak. Siden drikkevannsmagasinerne ikke har vært benyttet i 1997, har all avrenning dette året drenert til Gravdalsvatnet.

Tabell 3. Undersøkte stasjoner i Gravdalsvassdraget 1997.

St. nr.	Stasjon	UTM (32V)	Hoh.
1	Utløp Lyngbøvatn	KM 943 997	12
2	Gravdalsvatn	KM 942 999	12
3	Gravdalselv (utløp)	KM 941 007	1

Noen nøkkeltall for den undersøkte innsjøen er summert opp i Tabell 2. Dybdekart finnes i Bjørklund m.fl. (1994). Vassdraget ble undersøkt innen dette programmet i 1993 (Hobæk m.fl. 1994).

Norsk Blikkvalseverk, nå eid av NB Steel A/S, har fra 1960-årene brukt Gravdalsvatnet som vannkilde for kjøle- og prosessvann. Normalt tar denne bedriften inn over 4 mill m³ pr. år. Det meste av dette brukes til kjøling, og slippes tilbake til Gravdalsvatnet, men en del (i 1997 ca. 1 mill. m³) går inn i prosessen etter rensing og representerer et netto uttak. Gravdalsvatnet er demmet opp ca én meter.

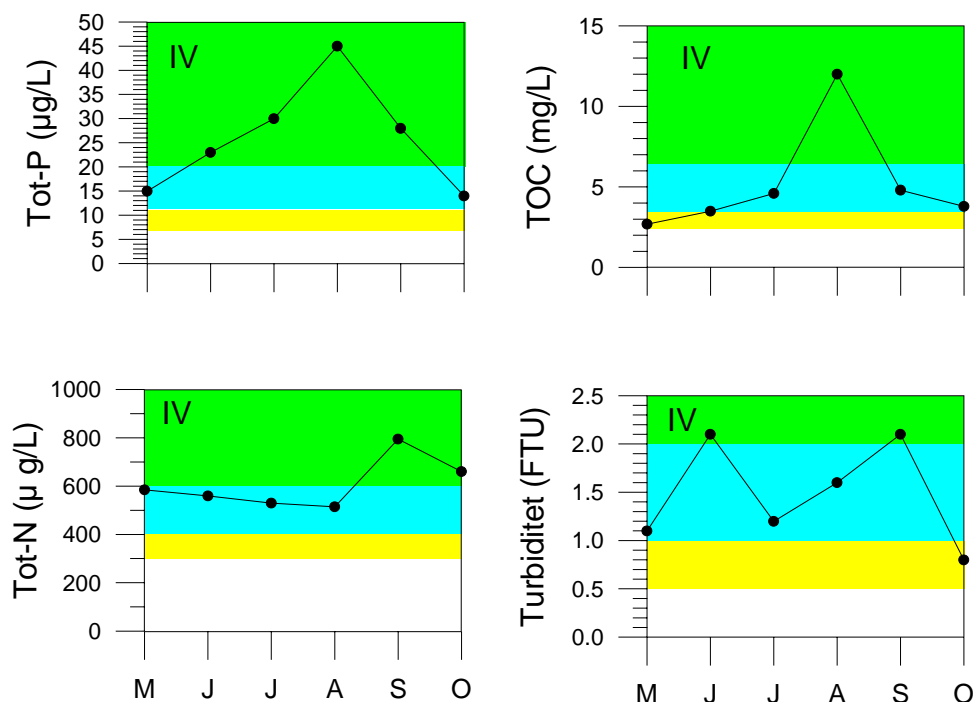
Tabell 4. Gravdalsvatn. Morfologiske og hydrologiske data.

Innsjø	Areal km ²	Dyp		Volum mill. m ³	Utskifting år ⁻¹	Normal Avrenning mill m ³ år ⁻¹
		Middel m	Maks. m			
Gravdalsvatn	0,208	11	25	2,314	4,55	10,51

3.2 Utløp Lyngbøvatn

3.2.1 Vannkvalitet

Ioneinnholdet var middels høyt (11,8 - 17,6 mS/m), med lavest verdi i september (Tabell 11). Surhetsgraden varierte mellom pH 7,50 i august og 6,84 i oktober, med et gjennomsnitt på 7,20 (Tabell 11). Innholdet av fosfor økte markert fra 15 til 45 µg/l fra mai til august, og avtok deretter igjen (Figur 8). Middelerdien var 25, 8 µg/l. For nitrogen var forholdet motsatt, med et svakt avtak fra 585 til 515 µg/l i mai-oktober, men økte til 797 µg/l i september (Figur 8). Middelerdien var 608 µg/l.

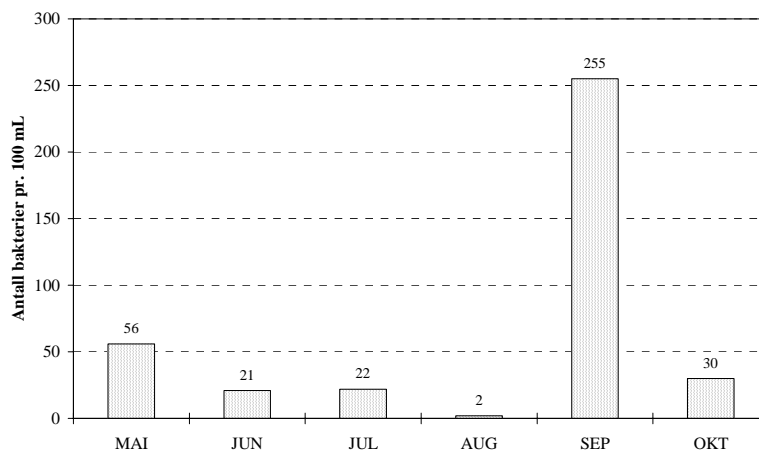


Figur 8. Vannkjemiske målinger fra utløpet av Lyngbøvatn i 1997. Til venstre næringsalter (Tot-P øverst og Tot-N nederst); til høyre turbiditet (nederst) og TOC (øverst). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V).

Partikkelinnholdet var i gjennomsnitt 1,48 FTU, med høye målinger (2,1 FTU) i juni og september (Figur 8). Organisk karbon (TOC) lå relativt lavt i begynnelsen av sesongen, men økte til en meget høy verdi på 12 mg/l i august. Deretter falt verdiene igjen til under 5 mg/l. Gjennomsnittet var 5,2 mg/l. Fargetallet viste også en økning utover sesongen (Tabell 11). Toppen kom her i september (41,3 mg Pt/l) i forbindelse med stor avrenning. Gjennomsnittet var 23,9 mg Pt/l.

3.2.2 Tarmbakterier

Det ble påvist tarmbakterier i alle prøver fra denne stasjonen. Høyeste måling var fra september, da avrenningen var stor. Data fra lekkasjesøkingen viste 488 TKB pr. 100 ml i desember (Hobæk 1998a), og det kan synes som om overløp fra kloakknettet forårsaker slike høye tall.



Figur 9. Termostabile kolibakterier i utløpet av Lyngbøvatn i 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

3.2.3 Tilstand/Vurdering

Grunnlaget for klassifisering av vannkvaliteten er vist i Tabell 5. For virkning av næringssalter blir samlet vurdering klasse IV. Basert på TOC-verdiene settes virkning av organisk stoff til klasse III. Turbiditeten tilsier klasse III for partikler, og pH gir klasse I for forsuring. Dårligst blir tilstandsklassen for tarmbakterier (klasse IV).

Tabell 5. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i utløpet av Lyngbøvatn 1997.

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	25,8	µg/l	IV
	Tot-N	608	µg/l	IV
Organiske stoffer	TOC	5,2	mg/l	III
	Farge	23,9	mg Pt/l	II
Partikler	TURB	1,48	FTU	III
Forsuring	pH	6,82		I
Tarmbakterier	TKB	255	pr. 100 ml	IV

Vurderingsgrunnlaget for forurensningsgrad er sammenfattet i Tabell 6. Avviket fra naturtilstanden er størst for næringssalter og tarmbakterier, og noe mindre for organiske stoffer og partikler. Kloakktilførsler er trolig fortsatt et hovedproblem i Lyngbøvatn.

Resultatene fra 1993 viste et lavere TOC-innhold (snittverdier i 1993 og 1997 hhv. 3,3 og 5,2 mg/l), slik at siden da er tilstanden for virkninger av organisk materiale forverret fra klasse II til III. For de andre virkningstypene var det ingen endringer i tilstandsklasser.

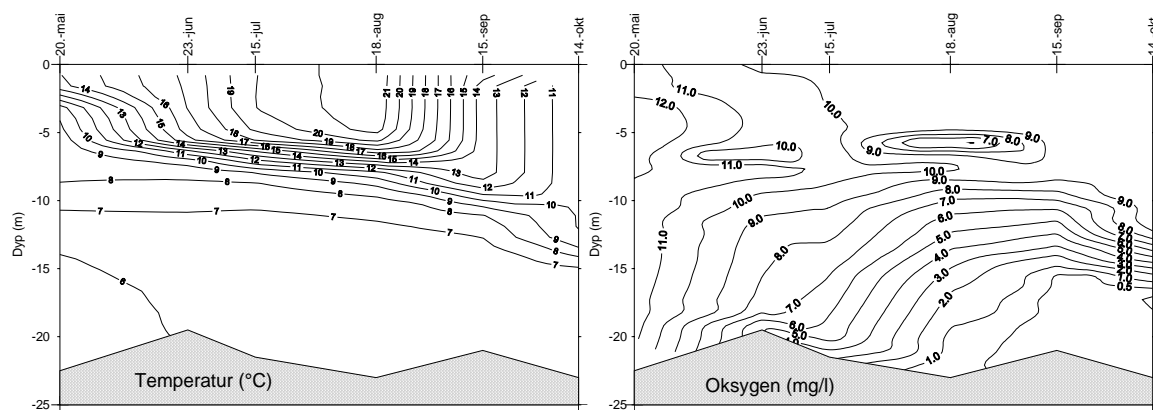
Tabell 6. Forurensningsgrad (SFT 1997) i utløpet av Lyngbøvatn 1997. Antatt naturtilstand er skravert lyst, mens dagens tilstand er skravert mørkt dersom den avviker fra naturtilstanden.

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

3.3 Gravdalsvatn

3.3.1 Hydrografi

Innsjøen var stratifisert gjennom hele sesongen (Figur 10). Overflatetemperaturen var over 21°C i august, og vannet var da over 20°C ned til 4 m dyp. I september var overflatesjiktet godt blandet ned til 6 m dyp, og i oktober ned til 10 m. I bunnvannet var temperaturstigningen ca 1° i løpet av sesongen.



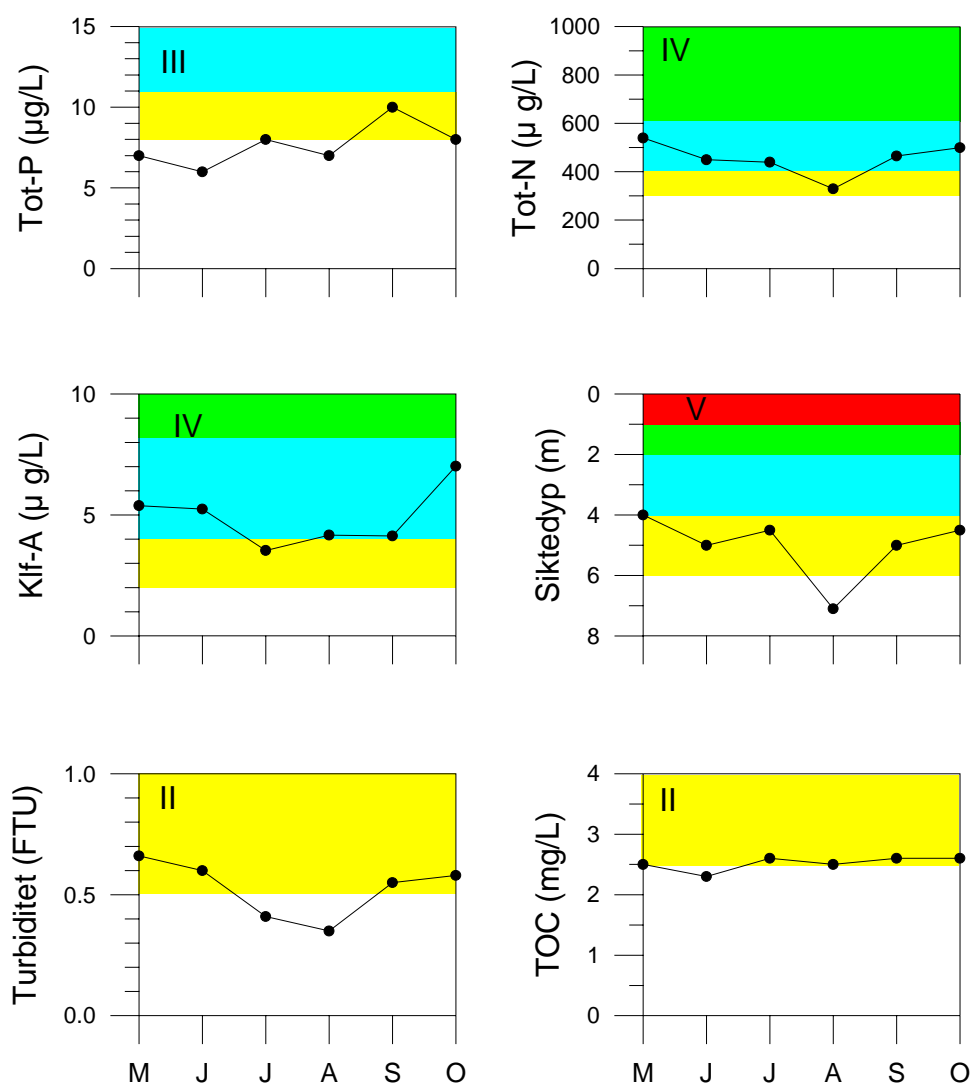
Figur 10. Temperaturforhold (til venstre) og oksygeninnhold (til høyre) i Gravdalsvatn 1997. Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike datoer

Vannmassenes innhold av oksygen er også vist i Figur 10. Etter våromrøringen var det ca. 11 mg/l til bunns, og dette ble gradvis forbrukt i bunnvannet utover i sesongen. I september og oktober var innholdet i bunnvannet under 0,5 mg/l, men helt oksygenfritt ble det ikke. I juni og august fikk vi et lokalt minimum under 5 m, trolig som følge av nedbrytning av døde planktonorganismer.

3.3.2 Vannkvalitet

Vannkjemiske måledata er samlet i Tabell 11, mens sesongvariasjon for en del parametre er vist i Figur 11. Ioneinnholdet var noe lavere enn i Lyngbøvatn med et snitt på 12,3 mS/m. Surhetsgraden varierte lite rundt gjennomsnittsverdien på pH 7,2 (Tabell 11).

Innholdet av fosfor varierte mellom 6 og 10 $\mu\text{g/l}$, med høyeste verdi målt i september. Snitt verdien var 7,7 $\mu\text{g/l}$, altså langt lavere enn utløpet av Lyngbøvatn. Nitrogenmengden var i gjennomsnitt 454 $\mu\text{g/l}$, med laveste verdi i august og høyest i mai (Figur 11). Innholdet av partikler var lavere om sommeren enn vår og høst (Figur 11), med et gjennomsnitt på 0,53 og en maksimalverdi på 0,66 FTU. For organisk karbon (TOC) var gjennomsnittet 2,52 mg/l, og variasjonen svært liten (Figur 11). Siktedypet varierte mellom 4,0 m i mai og 7,1 m i august (Tabell 11). Snittverdien var 5,0 m.

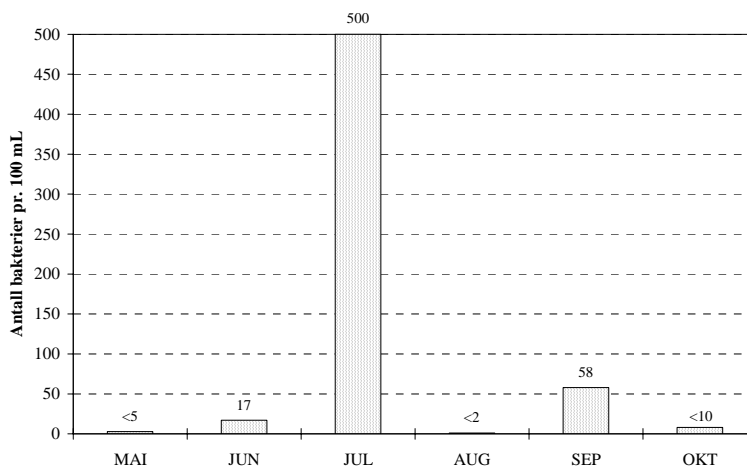


Figur 11. Vannkjemiske målinger fra Gravidalsvatn 1997. Øverst næringssalter (Tot-P til venstre og Tot-N til høyre); i midten Klf a (til venstre) og siktedyp (til høyre); nederst turbiditet (til venstre) og TOC (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V). Klassifisering baseres på middelverdien av parametrene.

Prøver av bunnvannet i september viste et innhold av Tot-P på 17 $\mu\text{g/l}$ og av Tot-N på 745 $\mu\text{g/l}$. Innholdet av TOC var 3,3 mg/l, som var litt høyere enn målt i overflaten på noe tidspunkt. Partikkelinnholdet var betydelig høyere (6,0 FTU mot 0,55 i overflaten). Målingene tyder ikke på noen betydelig lekkasje av næringssalter i løpet av sommerstagnasjonen. Tilsvarende måling av næringssalter i bunnvannet i mai viste imidlertid 29 $\mu\text{g/l}$ Tot-P, mens alle andre parametre lå nær verdiene i overflaten. Vi kan derfor ikke se bort fra at fosfor kan ha lekket fra sedimentene i løpet av vinteren.

3.3.3 Tarmbakterier

Målingene av tarmbakterier i Gravdalsvatn er vist i Figur 12. Prøven fra juli skiller seg klart ut som en ekstrem verdi. Det høye tallet skyldes trolig et utslipp, men kan også skyldes en tilfeldig forurensning f. eks. med fugleskitt. Det ble imidlertid registrert bakterier ved alle prøvetakinger, som ved undersøkelsen i 1993 (Hobæk m.fl. 1994). En måling på 58 TKB pr. 100 ml ble registrert ved stor avrenning i september.

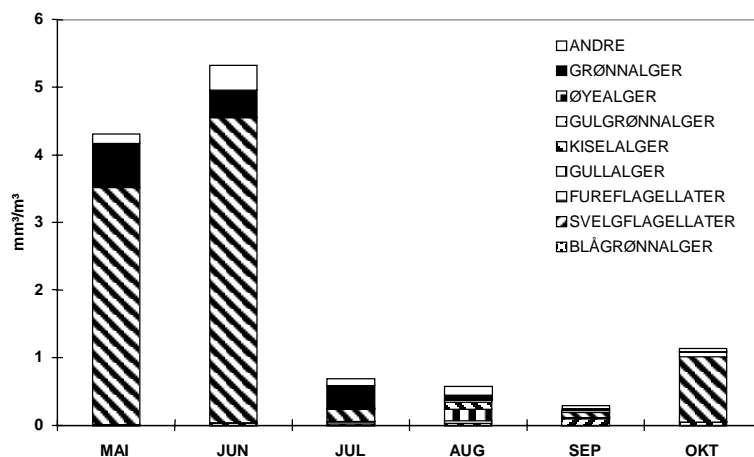


Figur 12. Termotabile kolibakterier i Gravdalsvatn i 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

3.3.4 Planteplankton

Algebiomassen målt som Klf a er vist i Figur 11, mens artssammensetning og beregnet volum er vist i Figur 13 og Tabell 12 (bakerst i kapitlet). I gjennomsnitt lå Klf a på 4,9 $\mu\text{g/l}$. Høyeste verdi (7,02 $\mu\text{g/l}$) ble målt i oktober. Målt som algevolum var snittverdien 2,05 mm^3/m^3 , og maksimalverdien (i juni) 5,3 mm^3/m^3 . Klorofyllmengden tilsvarer tilstandsklasse III, mens algevolumet karakteriserer innsjøen som eutrof til polyeutrof etter Brettum (1989).

Algesamfunnets sammensetning er vist i Figur 13. Framtredende arter var kiselalgene *Asterionella formosa* (1,8 mill. celler/l) og *Tabellaria fenestrata* (2,2 mill. celler/l). Den førstnevnte blomstret om våren, mens den sistnevnte forekom hele sesongen. Dette er arter som kan forekomme tallrikt både i relativt næringsfattige og mer næringsrike vann. Forekomster av en del arter som har preferanse enten for næringsfattige eller mer næringsrike vann kan indikere mesotrofe forhold.



Figur 13. Algevolume og sammensetning i Gravidalsvatn i 1997.

3.3.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 13 (bakerst i kapitlet). I løpet av sesongen ble det påvist 6 arter vannlopper, 4 arter hoppekreps, og 10 arter hjuldyr. I tillegg forekom svevemygg gjennom hele sesongen. Innsjøen var dermed middels artsrik for regionen. Alle artene er vanlige. *Daphnia cf. longispina* var dominerende vannloppe gjennom det meste av sesongen, mens to andre *Daphnia*-arter forekom mer sporadisk. *Bosmina longispina* var også vanlig, og ytterligere to vannlopper forekom fåtallig i korte perioder. Blant hoppekrepsene ble den storvokste rovformen *Heterocope saliens* funnet meget fåtallig. *Eudiaptomus gracilis* var den dominerende hoppekreps sett over hele sesongen, mens to arter av *Cyclops* var vanlige i kortere perioder. Hoppekrepslarver forekom rikelig hele tiden. Innen hjuldyrene var *Keratella cochlearis* totalt sett den dominerende arten, men det var betydelige skiftninger i dominans gjennom sesongen, bl.a. med en markert oppblomstring av *Synchaeta* sp. og *Asplanchna priodonta* sent på sommeren.

Sammenlignet med data fra 1993 (Hobæk m.fl. 1994) var artsutvalget noe endret. Flere arter vannlopper registrert i 1993 ble ikke påvist i 1997, og vice versa. Sannsynligvis har alle artene vært tilstede hele tiden, men noen av dem i så lav frekvens at de bare sporadisk blir registrert. Imidlertid har nok dominansforholdene artene imellom endret seg noe. Også blant hjuldyrene var det endringer, med flere arter i 1997. Dette må primært tilskrives en mer omfattende bearbeidelse av materialet i 1997, i tillegg til endringer i dominansforhold. Planktonsamfunnet er fortsatt preget av relativt store arter som beiter effektivt på alger, og fiskepredasjonen er trolig beskjedne i Gravidalsvatnet.

3.3.6 Tilstand/Vurdering

Grunnlaget for klassifisering av tilstand er vist i Tabell 7. For næringssalter vurderes tilstanden samlet til klasse III, selv om fosforinnholdet ligger såvidt under grensen for klasse II. Også for organisk stoff, partikler, forsurende stoffer og tarmbakterier blir tilstandsklassen II for alle virkningstyper.

Avvik fra naturtilstand (forurensningsgrad) er sammenfattet i Tabell 8. Størst avvik får vi for virkninger av tarmbakterier og organiske stoffer. For den siste kategorien er det den lave oksygenmengden i bunnvannet som gir stort utslag.

Tabell 7. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Gravidalsvatn 1997. 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	7,7	µg/l	II
	Tot-N	454	µg/l	III
	Klf a	4,9	µg/l	III
	Siktedyp	5,0	m	II
Organiske stoffer	TOC	2,5	mg/l	II
	Oksygen (bunn)	<0,5	mg/l	V
	Farge	11,1	mg Pt/l	I
	Siktedyp	5,0	m	II
Partikler	TURB	0,53	FTU	II
	Siktedyp	5,0	m	II
Forsuring	pH	7,06	-	I
Tarmbakterier	TKB	500	pr. 100 ml	IV

Tabell 8. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Gravidalsvatn 1997.

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

Vha. FOSRES kan fosfortilførslene estimeres til 151 kg i 1997. Beregninger med alternativ input (Klf a eller siktedyp i stedet for Tot-P) gav estimerer nær dette. I 1993 ble tilførslene basert på middel Tot-P og middel Klf a beregnet til hhv. 121 og 260 kg. Spriket mellom beregningene var derfor mindre i 1997. Anslagene for tilførsler fra 1993 og 1997 ligger så nær hverandre at det er liten grunn til å tro at belastningen er endret i perioden.

Ved avrenning som 1997 skulle innsjøen teoretisk kunne tåle en belastning på 185 kg·år⁻¹, og den skulle dermed ikke være overbelastet. Imidlertid er den organiske belastningen tydeligvis stor nok til å forbruke nesten alt oksygen i bunnvannet, og Gravidalsvatnet tåler derfor ikke større belastning enn det får i dag. Det meste av tilførslene kommer trolig via Lyngbøvatnet, og en reduksjon av tilførslene til dette vil ha en gunstig effekt også for Gravidalsvatnet.

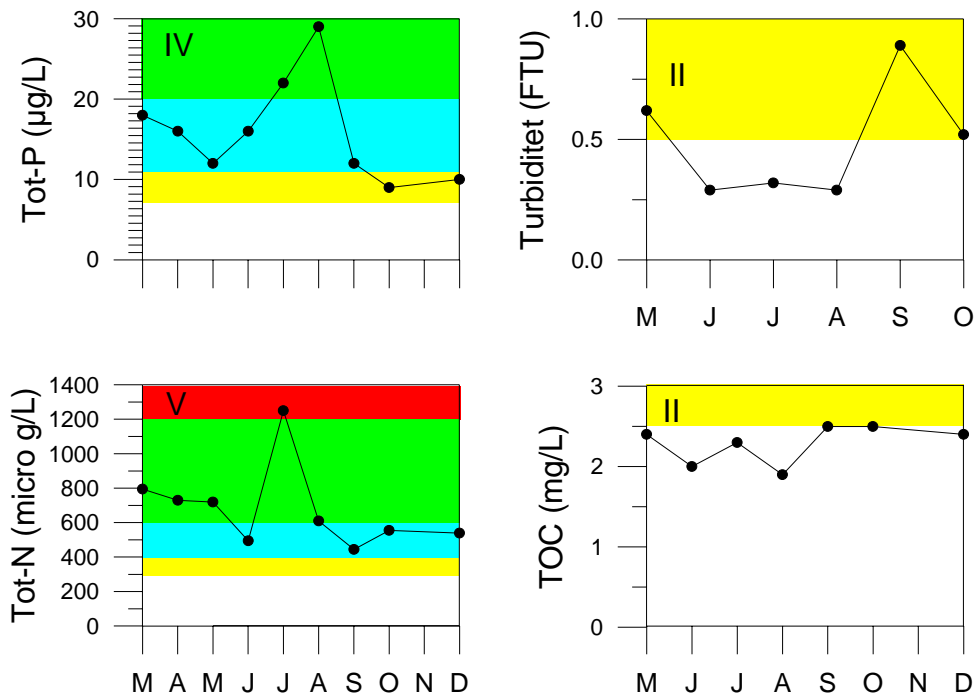
3.4 Gravidalselv

3.4.1 Vannkvalitet

Vannkjemiske måledata er samlet i Tabell 11 bakerst i kapitlet. Figur 14 viser variasjon i de viktigste parametrene. Konduktiviteten lå i gjennomsnitt på 14,3 mS/m, dvs. litt høyere enn i Gravidalsvatn. pH lå i gjennomsnitt på pH 7,10, mens laveste måling var pH 6,79 (juli).

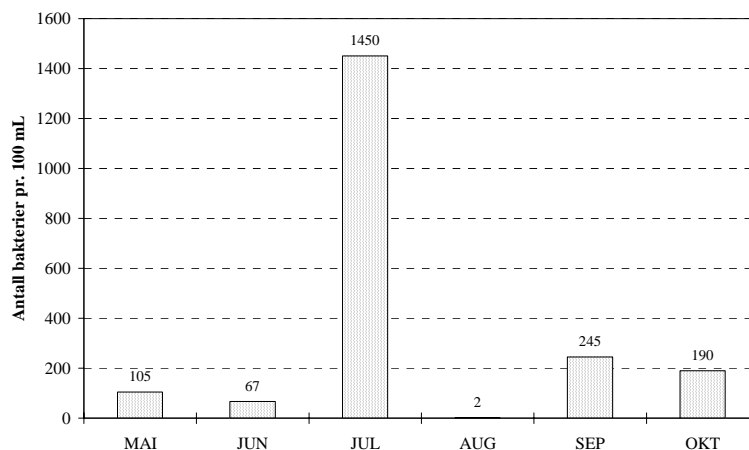
Av næringssaltene lå Tot-P i snitt på 16 $\mu\text{g/l}$, og som i Lyngbøvatn steg innholdet til et maksimum (29 $\mu\text{g/l}$) i august (Figur 14). Tot-N lå mellom 455 og 795 $\mu\text{g/l}$ det meste av sesongen, men en ekstremverdi på 1250 $\mu\text{g/l}$ ble registrert i juli (Figur 14). Middelverdien var 682 $\mu\text{g/l}$.

Innholdet av organisk karbon (TOC) lå i gjennomsnitt på 2,3 mg/l. Variasjonen var liten (Figur 14). Fargetallet (gjennomsnitt 11,2 mg Pt/l; Tabell 11) lå litt høyere om høsten enn om sommeren, men langt lavere enn i utløpet av Lyngbøvatn. Maksimalverdien var 15,4 mg Pt/l i oktober. Turbiditeten (partikkelinnholdet) lå i snitt på 0,49 FTU (Figur 14). Høyest verdi ble målt i september med 0,89 FTU. Også disse målingene lå langt lavere enn i utløpet av Lyngbøvatn.



Figur 14. Vannkjemiske målinger fra Gravdalselven i 1997. Til venstre næringssalter (Tot-P øverst og Tot-N nederst); til høyre turbiditet (øverst) og TOC (nederst). Nivåene for tilstandsklasser er indikert med skravering, og den høyeste tilstandsklassen i hver figur er angitt med romertall (I-V).

3.4.2 Tarmbakterier



Figur 15. Termostabile kolibakterier i Gravdalselven i 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

Det ble påvist tarmbakterier i alle prøvene fra Gravidalselven (Figur 15). Målingen fra juli skiller seg ut med 1450 TKB pr. 100 ml, men det var flere ganske høye bakterietall. Mulige forurensningskilder er nærmere diskutert i Hobæk (1998a).

3.4.3 Tilstand/Vurdering

Vurderingsgrunnlaget for tilstand er sammenfattet i Tabell 9. For virkning av næringssalter blir samlet vurdering klasse III, og for organisk materiale klasse I. Tilstanden mht. forsuring faller i klasse I, og det samme gjelder for partikler. For tarmbakterier blir tilstandsklassen V, som følge av én enkelt høy måling. Av totalt 8 målinger fra 1997 (inklusive lekkasjesøkingen) var 7 innenfor klasse III. Bakterie-tallene fra 1993 viste også én enkelt høy verdi (Hobæk m. fl. 1994) som gav samme klassifisering, og årets målinger bekrefter at elven i enkelte perioder er kraftig forurenset av kloakk.

Tabell 9. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Gravidalselv 1997. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av næringssalter brukes middelverdiene som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes dårligste (laveste eller høyeste) måling. Den viktigste parameter i hver virkningsgruppe er uthevet.

Virkning av	Parameter	Verdi	Enhet	Tilstands-klasse
Næringssalter	Tot-P	16	µg/l	III
	Tot-N	682	µg/l	IV
Organiske stoffer	TOC	2,3	mg/l	I
	Farge	11,2	mg Pt/l	I
Partikler	TURB	0,49	FTU	I
Forsuring	pH	6,79		I
Tarmbakterier	TKB	1450	pr. 100 ml	V

Tabell 10 viser avvik fra naturtilstanden (forurensningsgrad). I 1997 ble det bare påvist avvik mht. næringssalter og tarmbakterier.

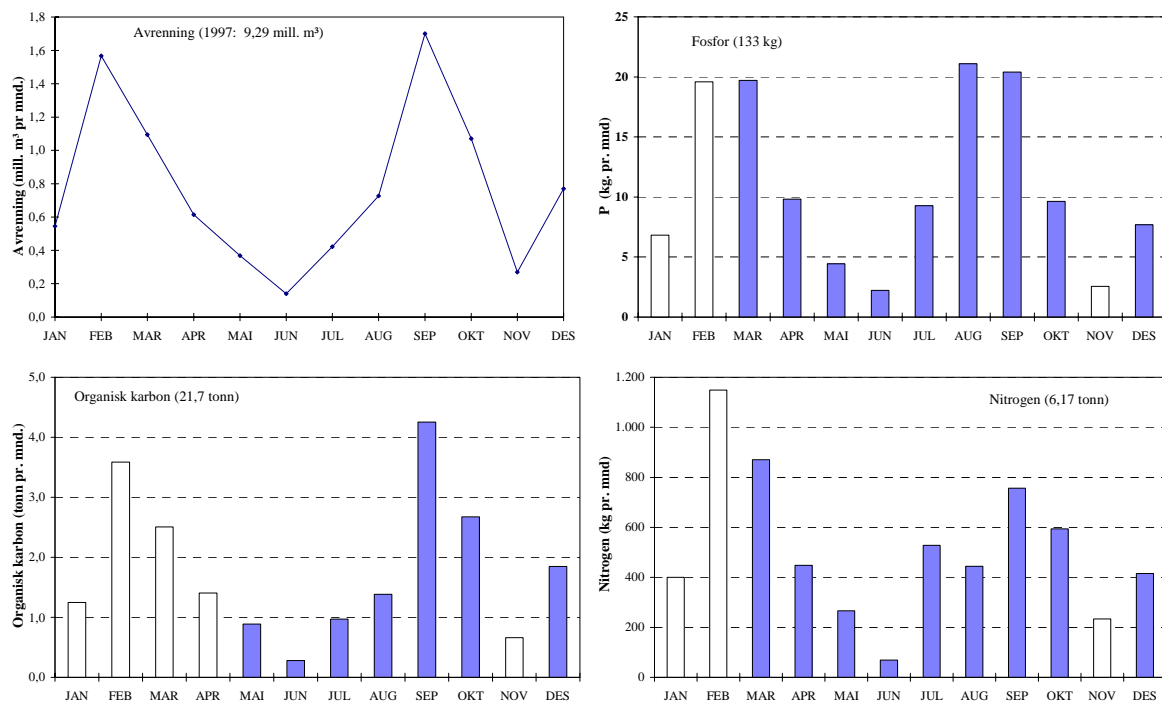
Tabell 10. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Gravidalselv 1997.

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

For Gravidalselven synes tilstanden å ha bedret seg for både næringssalter og partikler siden forrige undersøkelse i 1993. Imidlertid var resultatene den gang sterkt influert av en ekstrem måling. Ser vi bort fra denne, blir forskjellen mellom årene mindre. Et litt lavere gjennomsnitt for TOC-målingene medførte imidlertid endring at tilstandsklassen for organisk stoff fra klasse II til klasse I.

3.5 Massetransport til Byfjorden

Ut fra månedlig nedbørsum er det beregnet månedlig avrenning. Basert på disse volumene og på målte konsentrasjoner av fosfor, nitrogen og karbon er månedlig massetransport med vassdraget beregnet (Figur 16). Avrenning for Gravdalsvassdraget er anslått til 96% av normal avrenning i 1997, basert på årsnedbør målt på Florida. Dette tilsvarer 10,28 mill. m³ i 1997.



Figur 16. Massetransport i Gravdalsvassdraget 1997. Månedlig avrenning (øverst til venstre); og månedlig transport av fosfor (øverst til høyre); nitrogen (nederst til høyre) og organisk karbon (nederst til venstre).

Av dette volumet var 985.000 m³ netto uttak til Blikkvalseverket. Månedlige verdier for dette uttaket (data fra NB Steel A/S) er trukket fra anslagene for månedlig vannmengde. Massetransport via Blikkvalseverket kan anslås ved å gange uttatt vannmengde pr. mnd. med målinger av konsentrasjoner gjort i Gravdalsvatn. For månedene utenom måleprogrammet er det benyttet middelverdier.

Det mangler data for konsentrasjon av N og P i januar-februar, og for karbon i januar-april. For disse datoene er det brukt 13 µg/l P, 733 µg/l N og 2,3 mg/l C i beregningene. Ved prøvetaking i november rant det for lite vann til prøvetaking. For transportberegningen ble det her brukt middel av måling i september og desember.

Fosfortransporten utgjorde etter dette 133 kg i 1997, mens det ble ført 6,17 t nitrogen og 21,7 t karbon ut i fjorden. I tillegg til dette slippes 8 kg P, 468 kg N og 2,5 t organisk C fra vassdraget via NB Steel. Dette tilsvarer hhv. 5,5%, 7,0% og 10,4 % av vassdragets transport av P, N og C, mens vannmengden som slippes via Blikkvalseverket utgjorde 9,6% av vassdragets avrenning i 1997.

Anslagene for massetransport for 1997 ligger noe høyere enn tilsvarende tall for 1993 (Hobæk m.fl. 1994).

Tabell 11. Vannkjemiske målinger fra Gravidalsvassdraget 1995.

Stasjon	Dato	pH	Kond mS/m	TURB FTU	Farge mg Pt/l	TOC mg/l	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Klf-a µg/l	Siktedyp m
Utløp Lyngbø-	20.05.97	7,21	15,6	1,1	13,4	2,7	15	585		
	23.06.97	7,52	16,4	2,1	18,8	3,5	23	560		
	15.07.97	7,13	17,3	1,2	20,5	4,6	30	530		
	18.08.97	7,50	17,6	1,6	25,3	12,0	45	515		
	15.09.97	7,00	11,8	2,1	41,3	4,8	28	795		
	14.10.97	6,82	12,7	0,80	23,8	3,8	14	660		
	Snitt	7,20	15,2	1,48	23,9	5,2	25,8	608		
Gravidalsvatn	20.05.97	7,13	12,3	0,66	11,7	2,5	7	540	5,39	4,0
	23.06.97	7,17	12,7	0,60	9,02	2,3	6	450	5,25	5,0
	15.07.97	7,27	12,6	0,41	7,68	2,6	8	440	3,54	4,5
	18.08.97	7,30	12,8	0,35	8,45	2,5	7	330	4,17	7,1
	15.09.97	7,13	12	0,55	14,6	2,6	10	465	4,14	5,0
	14.10.97	7,06	11,6	0,58	15,4	2,6	8	500	7,02	4,5
	Snitt	7,18	12,3	0,53	11,1	2,5	7,7	454	4,9	5,0
Gravidalselv	27.03.97						18	795		
	24.04.97						16	730		
	20.05.97	7,15	15,6	0,62	12,1	2,4	12	720		
	23.06.97	7,08	16,2	0,29	8,26	2,0	16	495		
	15.07.97	6,79	14,7	0,32	11,1	2,3	22	1250		
	18.08.97	7,23	16,3	0,29	7,68	1,9	29	610		
	15.09.97	7,22	11,8	0,89	12,9	2,5	12	445		
	14.10.97	7,14	11,4	0,52	15,4	2,5	9	555		
	24.11.97		elven tørr							
	10.12.97					2,4	10	540		
Snitt	7,10	14,3	0,49	11,2	2,3	16,0	682			

Tabell 12. Planteplankton i Gravdalsvatn 1997. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

GRUPPE/ART	20.05.97	23.06.97	15.07.97	18.08.97	15.09.97	14.10.97
CYANOPHYCEAE						
Snowella lacustris	40.600					
Pseudoanabaena cf. catenata			323.400	32.000		
CRYPTOPHYCEAE						
Cryptomonas spp. 10-20 µm	57.500	4.600	23.200	121.800	92.000	29.000
" " 20-30 µm		11.500	5.800		69.000	40.600
" " 30-40 µm					23.000	
Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica	46.000	322.000	277.200	277.200	369.600	346.500
DINOPHYCEAE						
Ceratium hirundinella l=250 µm			200	800	400	
C. hirundinella cyste l=70 µm					200	
Peridinium umbonatum 18 µm				11.900		
P. willei		200	200			
Ubestemt thecat dinoflagellat 15-20x10 µm	400	700	5.800			
Ubestemt thecat dinoflagellat 12,5 µm				5.800		
Ubestemt atecat dinoflagellat 10-20 µm			5.800			1.400
CHRYSTOPHYCEAE						
cf. Bitrichia chodatii	700					
Chrysochromulina sp.		46.000	92.400	2.263.800	23.100	
Dinobryon bavarium 8-13x5 µm	9.800					
D. borgei 5x2 µm	11.500					
D. divergens 15x8 µm			800	44.100	23.200	12.400
D. suecicum var. longispinum 5x3 µm	23.000					
cf. Kephyrion boreale 5µm	69.000					
Mallomonas akrokomos 20 µm					5.800	11.600
M. spp. 13-30 µm	2.800	2.100		4.200		3.000
Pseudopedinella sp. 6 µm			11.500			
cf. Stichogloea doederleinii		17.400	2.100	11.600		
cf. Uroglena sp. 7-10x4 µm			37.100			
BACILLARIOPHYCEAE						
Asterionella formosa 60-75 µm	1.785.000	45.000				1.600
Diatoma tenuis 25 µm	11.500					
Fragilaria crotonensis 30-40 µm	149.500	11.600			200	
" " 45-75 µm	184.000			40.600		
F. cf. ulna 350 µm	200					
Rhizosolenia eriensis	149.500	46.000		11.600		
Tabellaria fenestrata 60-70x10 µm	816.000	2.199.000	93.100	3.600	37.400	493.500
T. flocculosa	1.000					
Pennate didiatomeer 15-30 µm	161.000			11.600	5.800	
Sentrisk diatome 6 µm	138.000	103.500		254.100		
" " 15 µm	5.800					
EUGLENOPHYCEAE						
Tracelomonas volvocina 10-17,5 µm	3.000	23.000	17.400	34.800	29.000	34.800
CHLOROPHYCEAE						
Ankyra lanceolata			5.800		17.400	11.600
Chlamydomonas spp. 5 µm	23.000	11.600	11.500			11.500
C. spp. 7,5x3 µm					5.800	
Coelastrum microporum			5.600			
Cosmarium cf. phaseolus 20 µm			1.000	6.300		
Crusigeniella pulchra/truncata	19.600					
Dictyosphaerium elegans 3 µm		11.900				
D. sp. 3 µm	40.600					
D. sp. 5-7,5x4-5 µm				87.000		
Elakatothrix genevensis	400	67.100	2.351.100	5.800	800	
Eudorina elegans 8-10 µm				64.000	65.600	
Koliella spiculiformis	5.800					
Monoraphidium contortum	5.800					
M. dybowskii		5.800				
Oocystis sp. koloni 10x5 µm			40.600	27.400		
O. sp. solitær 15x5 µm			17.400			
Pandorina cf. morum			3.200			
Paulschulzia tenera 8 µm	720.000	411.800		14.000		
Pediastrum borvanum						
Planktosphaeria gelatinosa		11.600	3.000	2.100	5.800	
Sphaerocystis schroeteri 5-10 µm	3.200	14.400	264.000	169.200		46.400
Spondylosium planum		2.200	1.200	10.500		
Staurastrum cf. brebissonii 40 µm						200
S. cf. planktonicum 40 µm					600	1.200
S. sp. 30 µm		1.400				200
Teilingia granulata				5.800		

Tabellen fortsetter neste side

Tabell 12 fortsetter:

UKLASSIFISERT							
Flagellater/monader 1-2,5 µm	5.071.000	644.000	1.336.900	554.400	462.000	1.131.900	
" " 2,5-5 µm	2.525.500	805.000	1.659.600	1.478.400	349.500	462.000	
" " 5-7,5 µm	207.000	425.500	138.300	369.600	69.300	34.500	
" " 7,5-10 µm	23.000	34.500	23.100	23.100	23.000	28.900	
" " 10-15 µm		184.600	5.800	5.800	5.800		
" " 15-20 µm		17.300					
Ubestemt koloni 15x8 µm		19.600	36.000	30.800			
KRAGEFLAGELLATER							
Ubestemte krageflagellater 5-8 µm	149.500	759.000	34.500	28.800		127.000	
ZOOFLAGELLATER							
Gyromitus cordiformis				5.800		200	
TOTALT ALGEVOLUM (mm³/m³)	4,308	5,324	0,689	0,578	0,290	1,135	

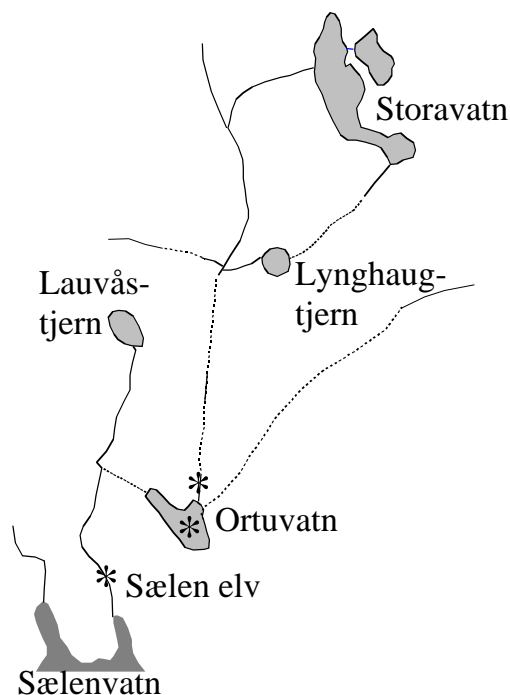
Tabell 13. Dyreplankton i Gravidalsvatn 1997. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få) til +++++ (full dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt i sjiktet 0 - 15 m.

GRUPPE/ART	DATO ⇒	20.05.97	23.06.97	15.07.97	18.08.97	15.09.97	14.10.97
VANNLOPPER							
Diaphanosoma brachyurum					e	e	
Holopedium gibberum			+				
Daphnia cf. pulex			+		e	e	
Daphnia cf. longispina	e	+++	++	+++	++++	++	
Daphnia galeata			+		e	e	
Bosmina longispina	e	+	++	+	+	e	
HOPPEKREPS							
Heterocope saliens			e	e			
Eudiaptomus gracilis	+	++	++	+	++	++	
Calanoide copepoditter	+	+	++	+	++	++	
Calanoide nauplii	+	+	+	++++	+++	++	
Cyclops scutifer	+	+	++	e			
Cyclops abyssorum			+	++	+	e	
Cyclopoide copepoditter	+	+++	+	++	+++	+++	
Cyclopoide nauplii	+	++	++	+	++	+++	
HJULDYR							
Brachionus sp.			e	+	e	e	e
Keratella hiemalis	++	++	+		e	+	
Keratella quadrata	e		e		+	+	
Keratella cochlearis	++	+++	++++	+	e	++	
Kellicottia longispina	+	++	+		+	+	
Polyarthra spp.	+				+	e	
Conochilus spp.	+			+	+		
Filinia cf. longiseta	+						
Synchaeta spp.	+	+		++	+++	+	
Asplanchna priodonta	+		+	+++	++	+	
INSEKTER							
Chaoborus flavicans	e	e	+	+	e	+	

4. Fyllingsdalsvassdraget

4.1 Områdebeskrivelse

Dette er også et relativt lite vassdrag. Nederst i vassdraget ligger Sælenvatnet (0,5 moh.), som har mer karakter av en brakkvannspoll enn av ferskvann, og som i dette programmet ikke regnes som en del av vassdraget.



Figur 17. Skjematisk kart over Fyllingsdalsvassdraget. Stasjoner for prøvetaking er markert med stjerne.

Et oversiktskart over vassdraget og stasjoner for prøvetaking er vist i Figur 17. Nedbørfeltet for innløpselven til Sælenvatnet utgjør 7,31 km². Vassdragets høyeste punkt er Løvstakken (477 moh.). Omtrent 60% av nedbørfeltet ligger høyere enn 100 moh., og består av karrig snaufjell, blandingsskog og utmark. Berggrunnen i området består vesentlig av gneiss og granitt, som er tungt forvitrelige og gir ionefattig avrenning. Imidlertid ligger dalbunnen på marine avsetninger og var tidligere godt jordbruksland, men gårdsdriften er sterkt redusert etter store utbygginger i 70-årene. Vassdraget drenerer idag tett bebygde arealer i Fyllingsdalen.

Tabell 14. Undersøkte stasjoner i Fyllingsdalsvassdraget 1997.

St. nr.	Stasjon	UTM (32V)	Hoh.
1	Innløpselv Ortuvatn	KM 953 958	33
2	Ortuvatn	KM 953 956	32
3	Sælen elv (utløp)	KM 948 953	1

Noen nøkkeltall for den undersøkte innsjøen er summert opp i Tabell 15. Dybdekart finnes i Bjørklund m.fl. (1994). Vassdraget ble undersøkt innen dette programmet i 1993 (Hobæk m.fl. 1994).

Tabell 15. Ortuvatn. 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			
Ortuvatn	0,052	4,8	8	0,25	47,6	11,9

Hovedtilførselen til Ortuvatn kommer fra Storavatnet (146 moh.) som nå er reservedrikkevann, og renner for en stor del i kulvert gjennom de sentrale deler av Fyllingsdalen. Bekken kommer ut i kulvert ved vestre Sælemyr, like ved Ortuvatnet (32 moh.). Denne lille innsjøen er tidligere senket slik at arealet er omtrent halvert (Johnsen m.fl. 1992). I dag er arealet omtrent 0,052 km², max dyp 10 m og gjennomsnittsdypet 4,8 m. Dette gir et innsjøvolum på 0,25 mill. m³ (Johnsen m. fl. 1992). Avrenningen i feltet er estimert til 62,5 l/s/km² eller 11,9 mill. m³ pr år ved normal nedbør. For 1997 er avrenningen estimert til 11,4 mill. m³.

Området rundt Ortuvatnet er opparbeidet til park. Herfra renner elven videre til Sælenvatnet et stykke i kulvert under vei, og følger så et delvis steinsatt elvefar gjennom innmarken til Sælen gård. Dette er den eneste av de opprinnelige gårdene som ennå er i drift. Arealet er stort sett slåttemark, men benyttes også til beite deler av året. Elven mottar også en sidebekk fra Varden-området.

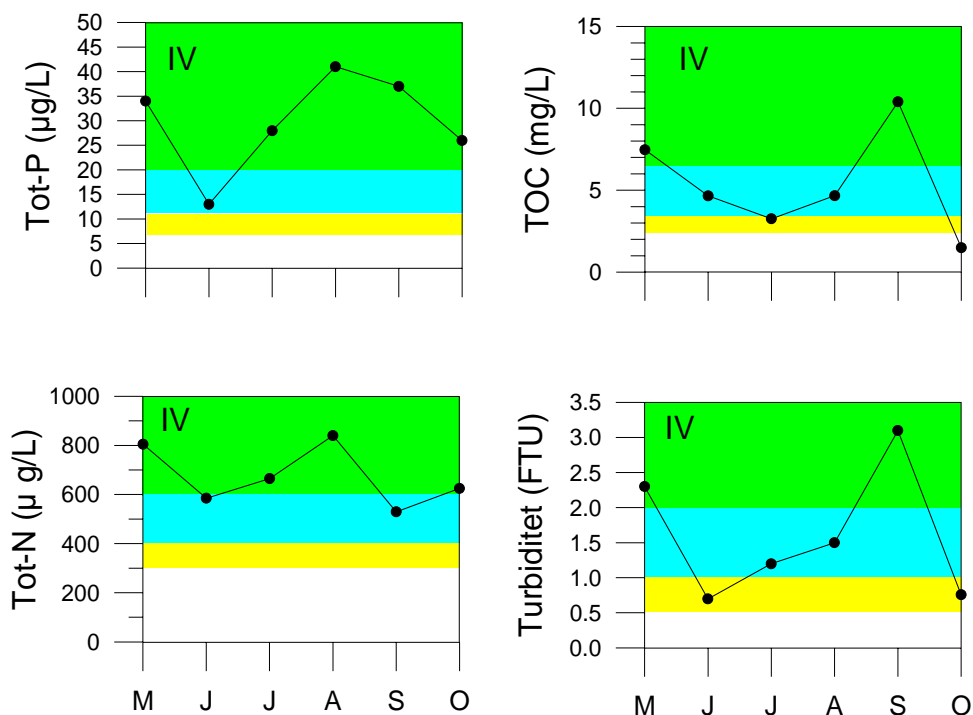
4.2 Innløp til Ortuvatn

Stasjon for prøvetaking ligger like utenfor kulverten ved Vestre Sælemyr Borettslag. Her er et lite strykområde, mens bekken nedenfor er stilleflytende og går i ett med Ortuvatnet. Området her er forsøpelt og gir et lite tiltalende inntrykk. Elven er synlig forurenset med et belegg av påvekst-organismer og jernutfellinger på substratet av stein og grus.

4.2.1 Vannkvalitet

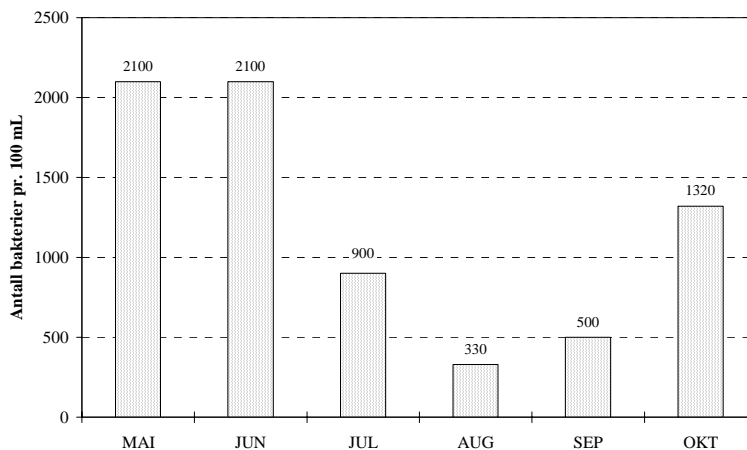
Vannkjemiske data er samlet i Tabell 22 bakerst i kapitlet. De mest sentrale parametre er også vist i Figur 18.

Næringssaltene fosfor og nitrogen lå høyt med gjennomsnittsverdiene hhv. 29,8 og 675 µg/l. Tot-P-verdiene varierte mellom 13 µg/l i juni og 41 µg/l i august (Figur 18). Organisk karbon varierte mellom 2,7 og 4,8 mg/l, med et snitt på 3,85 mg/l (Figur 18). Fargetallet (Tabell 22) var lavest i juni og høyest i september (mye nedbør) med et gjennomsnitt på 23,3 mg Pt/l. Stasjonen lå høyest mht partikkelmengde av samtlige i årets undersøkelse (snitt 1,59 FTU). Spesielt var september-verdien høy, med 3,1 FTU.



Figur 18. Vannkjemiske målinger fra innløpselven til Ortuvatn 1997. Til venstre næringssaltene Tot-P (øverst) og Tot-N (nederst). Til høyre TOC (øverst) og partikkelinnhold (nederst). Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (I - V).

4.2.2 Tarmbakterier



Figur 19. Termostabile kolibakterier i innløpselven til Ortuvatn i 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

Det ble målt høye bakterietall på denne stasjonen gjennom hele perioden (Figur 19). Høyest var målingene i mai og juni, mens august og september hadde lavere bakterietall. Data fra lekksjesøkingen i november og desember lå også relativt lavt (Hobæk 1998).

4.2.3 Tilstand/vurdering

Vurderingsgrunnlaget for klassifisering av tilstand er sammenfattet i Tabell 16. Med unntak for forsuring (klasse I) og organisk stoff (klasse III), faller alle kategorier i de to dårligste klassene.

Tabell 16. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i innløpselv til Ortuvatn 1997. 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 middelerverdier. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

Virkning av	Parameter	Verdi	Enhet	Tilstands-klasse
Næringssalter	Tot-P	29,8	µg/l	IV
	Tot-N	675	µg/l	IV
Organiske stoffer	TOC	4,8	mg/l	III
	Farge	34,9	mg Pt/l	III
Partikler	TURB	3,1	FTU	IV
Forsuring	pH	6,79		I
Tarmbakterier	TKB	2100	pr. 100 ml	V

Avvik fra naturtilstand (forurensningsgrad) er vist Tabell 17. Her slår tarmbakteriene ut med det største avviket. Både næringssalter og partikler har også betydelig utslag, organisk stoff noe mindre avvik, mens det ikke kan spores noen effekt av forsuring. Det er vanskelig å anslå naturtilstand for næringssalter for denne stasjonen, derfor er både klasse I og II skravert som naturtilstand.

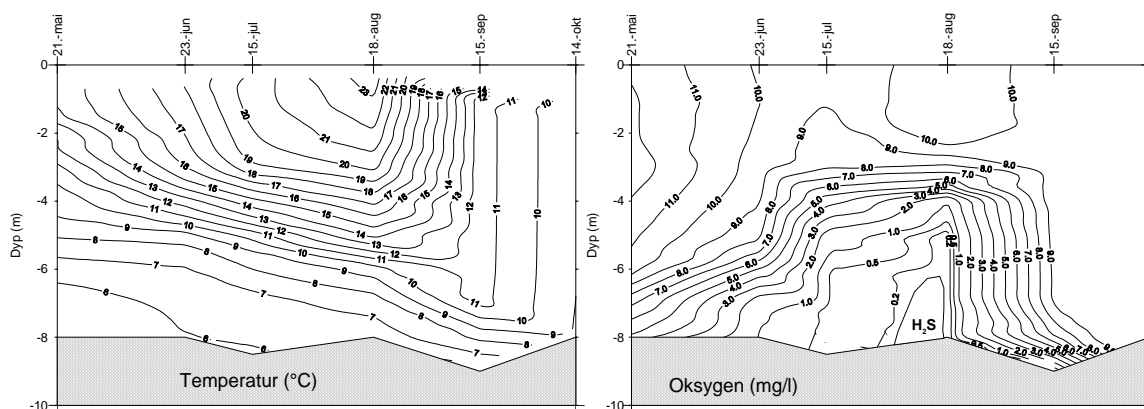
Tabell 17. Forurensningsgrad (SFT 1997) i innløpsbekken av Ortuvatn 1997. Antatt naturtilstand er skravert lyst, mens dagens tilstand er skravert mørkt dersom den avviker fra naturtilstanden.

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

Selv om elven stadig er betydelig forurenset, er det grunn til å merke seg at i 1993 lå næringssaltene vesentlig høyere (tilstandsklasse V). For de andre påvirkningstypene var tilstandsklassene de samme i 1993 og 1997. Det er først og fremst den reduserte mengden Tot-N som er påfallende. Middelerdier i 1993 var på over 2000 µg/l, og forskjellen er statistisk meget signifikant (Mann-Whitney test, $p=0,0051$). Det var ingen signifikant forskjell i fosformengde, selv om klassifiseringen altså falt bedre ut i 1997. TOC-nivået var heller ikke signifikant forskjellig, mens turbiditeten var marginalt signifikant lavere (Mann-Whitney test, $p=0,045$).

4.3 Ortuvatn

4.3.1 Hydrografi



Figur 20. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Ortuvatn 1997. Tilsynelatende variabel dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike datoer. Positiv påvisning av H₂S er angitt.

Hydrografiske målinger er sammenfattet i Figur 20. Innsjøen var sjiktet i perioden mai-august, med overflatetemperatur ver 23°C i august. Nær bunnen steg temperaturen fra 5,5 til nesten 7 °C i den samme perioden. I september var vannmassene under omrøring ved like under 12 °C, og denne hadde nådd ned til nesten 7 m dyp. I oktober var omrøringen fullstendig. Oksygenforbruket i bunnvannet var stort, og allerede i mai var konsentrasjonen bare 5 mg/l. I perioden fram til august ble alt oksygen oppbrukt under ca. 6 m, og vi målte da 0,04 mg/l H₂S på 7 m.

4.3.2 Vannkvalitet

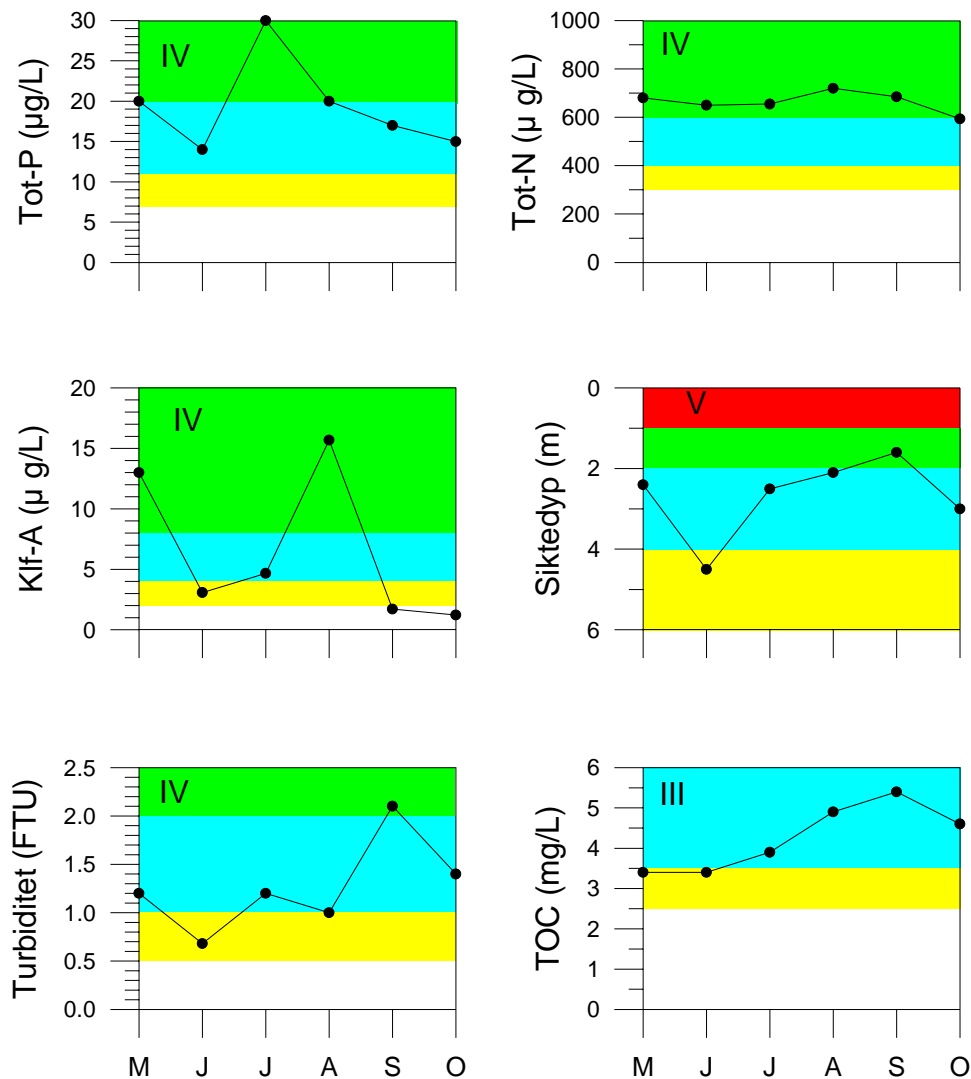
Måledata er samlet i Tabell 22 bakerst i kapitlet, mens hovedparametrene også er vist i Figur 21.

Ioneinnholdet i Ortuvatn var var ganske tilsvarende det i innløpsbekken. Middelerdien var 10,7 mS/m. Målingen fra september skilte seg ut med lavest ledningsevne (Tabell 22). Det var stor vannutskifting på dette tidspunktet. Surhetsgraden varierte fra pH 6,84 i oktober til 7,11 i mai, med en middelerdi på 7,0 (Tabell 22).

Tot-P lå på 20 µg/l i mai. Verdien sank til juni, for så å stige til maksimum (41 µg/l) i juli med synkende verdier de følgende månedene (Figur 21). Gjennomsnittsverdien var 19,3 µg/l. Nitrogen varierte ikke så mye (Figur 21), med et gjennomsnitt på 664 µg/l. Maksimalverdien var 720 µg/l i juli.

Organisk karbon steg fra 3,4 mg/l i mai-juni til 5,4 mg/l i september, med et snitt på 4,3 mg/l. (Figur 21). Målinger av fargetall viste omtrent det samme forløpet med maksimalt 38,6 mg Pt/l i september, mens mai lå lavest med 19,8 mg Pt/l. Gjennomsnittet var 25,8 mg Pt/l (Tabell 22).

Turbiditeten lå i gjennomsnitt på 1,26 FTU (Figur 21). Partikkelmengden var lavest i juni og høyest i september. Det samme mønsteret fant vi for siktedypet (Figur 21), som viste et minimum i september (1,6 m) og et maksimum i juni (4,5 m). Gjennomsnittet var 2,7 m.

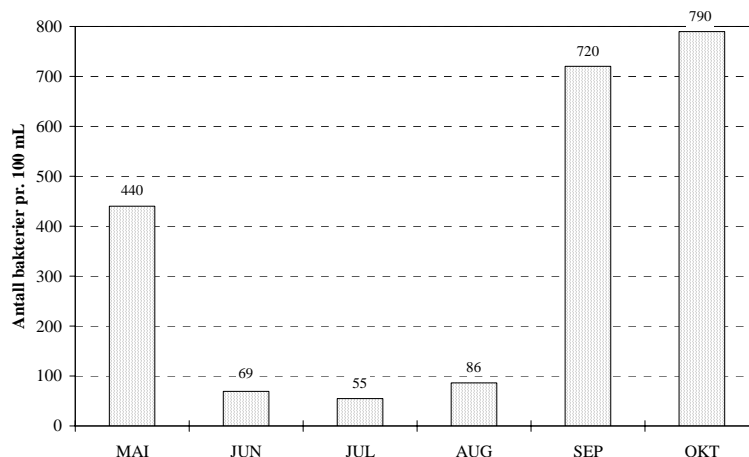


Figur 21. Vannkjemiske målinger fra Ortuvatn 1997. Øverst næringssaltene Tot-P (til venstre) og nitrogen (til høyre), i midten Klif a (til venstre) og siktedyp (til høyre), nederst turbiditet (til venstre) og TOC (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (I - V).

Det ble tatt prøver av bunnvannet i mai og i september. I mai var det små eller ingen forskjeller i Tot-P, Tot-N og TOC. I september ble det imidlertid målt 40 µg/l Tot-P, 3880 µg/l Tot-N, 8,8 mg/l TOC og en turbiditet på 23 FTU. Selv om omrøringen nok hadde tynnet ut konsentrasjonene på dette tidspunktet, ser vi her tegn til utlekking av næringssalter fra sedimentet.

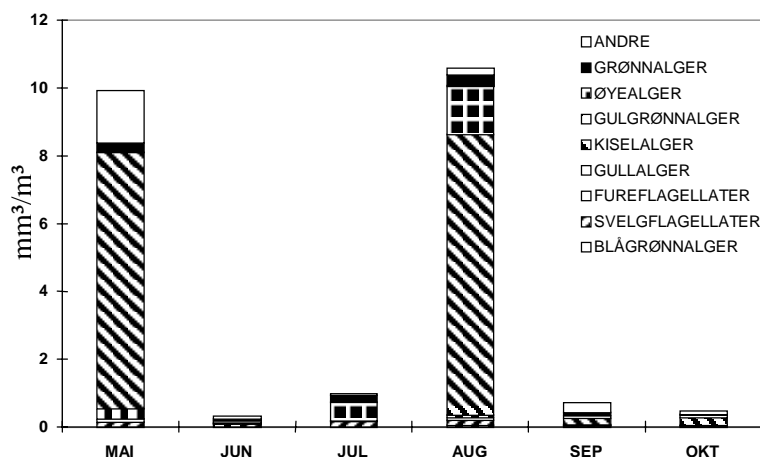
4.3.3 Tarmbakterier

Det ble funnet tarmbakterier i alle prøver fra Ortuvatnet (Figur 22). De høyeste tallene ble målt om høsten (mellom 700 og 800 TBK pr. 100 ml). Noe av dette kan stamme fra ender, gjess og måker (det er en ganske stor bestand av vannfugl i innsjøen), men det meste skyldes nok at tilløpsbekken er så forurenset. Foruten denne er det observert to andre utløpsrør som er sterkt forurensete (lukter kloakk).



Figur 22. Termostabile kolibakterier i Ortuvatn 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

4.3.4 Planteplankton



Figur 23. Volum og sammensetning av planteplankton i Ortuvatn 1997.

Mengden alger i Ortuvatnet varierte sterkt. Biomasseen var spesielt høy i mai og august, med lavere verdier ellers. Målinger av Klf a er vist i Figur 21, og algevolumet i Figur 23. Gjennomsnittsvolumet var 3,8 mm³/m³, og maksimalvolumet 10,6 mm³/m³. I klassifiseringssystemet utviklet av Brettum (1989) tilsvarer disse verdiene en polyeutrof til hypereutrof tilstand, mens middelverdien av Klf a (6,6 µg/l) bare tilsvarer tilstandsklasse III i SFT-systemet.

Algesamfunnets sammensetning er også vist i Figur 23 og i Tabell 23 bak i kapitlet. Kiselalgene *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata* utgjorde det meste av de høye algevolumene i mai og august. Mest tallrik var blågrønnalgen *Aphanothece clathrata* (33,3 mill. celler/l) som blomstret kraftig i august og september. Arten er vanlig i ulike typer vann. Forekomster av *Coelastrum microporum*, *Crusigeniella pulchra* og de kjededannende blågrønnalgene *Limnothrix* og *Pseudoanabaena* indikerer næringsrike forhold.

4.3.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 24. Det ble påvist 6 arter vannlopper, 5 arter hoppekreps, 9 arter hjuldyr i tillegg til svevemygg. Innsjøen er dermed middels artsrik. Blant vannloppene dominerte to arter av

Daphnia, mens de andre artene opptrådte fåtallig eller sporadisk. Av disse bør nevnes *Ceriodaphnia* cf. *megops*, som er ny for Vestlandet og sjelden i Norge som helhet. *Eudiaptomus gracilis* var den dominerende hoppekreps sett over hele sesongen, mens *Cyclops abyssorum* også ble registrert (som voksne) i de fleste prøvene. Ytterligere tre arter forekom sporadisk. Blant hjuldyrene var to arter tilstede gjennom hele seongen (*Keratella quadrata* og *K. cochlearis*). Også *Kellicottia longispina* var vanlig. En rekke andre arter ble også påvist, med *Synchaeta* sp. som den viktigste tallmessig.

Det ble påvist flere arter i 1997 enn i 1993 (Hobæk m.fl. 1994). I alt vesentlig må dette tilskrives en mer omfattende bearbeidelse denne gang. Blant vannloppene synes imidlertid den storvokste *Daphnia* cf. *pulex* å dominere mer enn i 1993, mens den langt mindre *Bosmina longispina* har gått tilbake. I 1993 fikk vi en stor "oppblomstring" av hjuldyret *Brachionus* sp, men denne ble ikke registrert i 1997. Planktonsamfunnet synes å være mest preget av fravær av fiskepredasjon, mens svevemygg er det viktigste rovdyr i systemet. Dette medfører dominans av stor vannlopper (*Daphnia* spp.), og som de mest effektive beiterne på planteplankton bidrar disse til en effektiv omsetning av algeproduksjonen.

4.3.6 Tilstand/vurdering

Grunnlaget for klassifisering av tilstand er vist i Tabell 18. For næringssalter vurderes tilstanden samlet til klasse IV, selv om fosforinnholdet ligger såvidt under grensen for klasse III. For organisk stoff blir tilstandsklassen totalt IV. Oksygenvinnet i dypvannet bevirker dette, på tross av at de andre parametrene tilsier klasse III. partikler, forsurende stoffer og tarmbakterier blir tilstandsklassen II for alle virkningstyper.

Tabell 18. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Ortuvatn 1997. 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 middelveier. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

Virkning av	Parameter	Verdi	Enhet	Tilstands-klasse
Næringssalter	Tot-P	19,3	µg/l	III
	Tot-N	664	µg/l	IV
	Klf-A	6,6	µg/l	III
	Siktedyp	2,7	m	III
Organiske stoffer	TOC	4,3	mg/l	III
	Oksygen (bunn)	0	mg/l	V
	Farge	25,8	mg Pt/l	III
	Siktedyp	2,7	m	III
Partikler	TURB	1,26	FTU	III
	Siktedyp	2,7	m	III
Forsuring	pH	6,84	-	I
Tarmbakterier	TKB	790	pr. 100 ml	IV

Vurdering av forurensningsgrad er sammenfattet i Tabell 19. Naturtilstand for næringssalter antas å ha oversteget klasse I, men dette er usikkert. Det samme gjelder for organisk stoff. For begge kategorier er naturtilstand indikert for både klasse I og II. Forurensningsgraden var størst for tarmbakterier, men utslaget betydelig også for næringssalter, organiske stoffer og partikler. For forsuring var det ikke avvik.

Tabell 19. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Ortuvatn 1997.

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

Vha. FOSRES kan fosfortilførslene beregnes til 280 kg i 1997. Ved å bruke Kl f a eller siktedyp som alternativt grunnlag for beregningen fås lavere estimater (175 og 253 kg P). Ved normalvrenning vil innsjøen teoretisk tåle en belastning på vel 200 kg·år⁻¹. Dagens belastning overskrider altså den akseptable med 40 - 80 kg P. Det synes som om innsjøens pelagiske økosystem klarer seg forbausende bra med en slik belastning, trolig fordi dyreplanktonet omfatter store, effektive beitere på plantep plankton, og dette kan motvirke oppblomstring av uønskede algetyper. Vi ser likevel klare negative effekter i form av oksygenvinn og utvikling av H₂S i bunnvannet.

Et usikkert moment i beregningene er innsjøens hydrologiske belastning. Noe av vannet fra nedbørfeltet fanges opp i overvannsledninger, slik at den reelle vannmengden ganske sikkert er mindre. Dette betyr at tilførslene trolig er overestimert, men samtidig vil også den akseptable belastningen da være mindre.

Basert på undersøkelsen i 1993 ble belastningen da anslått til 312 kg P. Estimaten fra 1997 og 1993 ligger nokså nær hverandre, og det er vanskelig å avgjøre om belastningen har endret seg. Noen endringer er imidlertid klare, spesielt den store reduksjonen i innholdet av nitrogen i innsjøen. Som i innløpselven ovenfor var denne nedgangen statistisk meget signifikant (M-W test, p=0,008). Også partikkelmengden var signifikant lavere (M-W test, p=0,035). Fosformengdene var imidlertid ikke signifikant forskjellige mellom de to årene. En eventuell utlekking fra sedimentet vil også kunne bidra til den totale belastningen.

4.4 Sælen elv

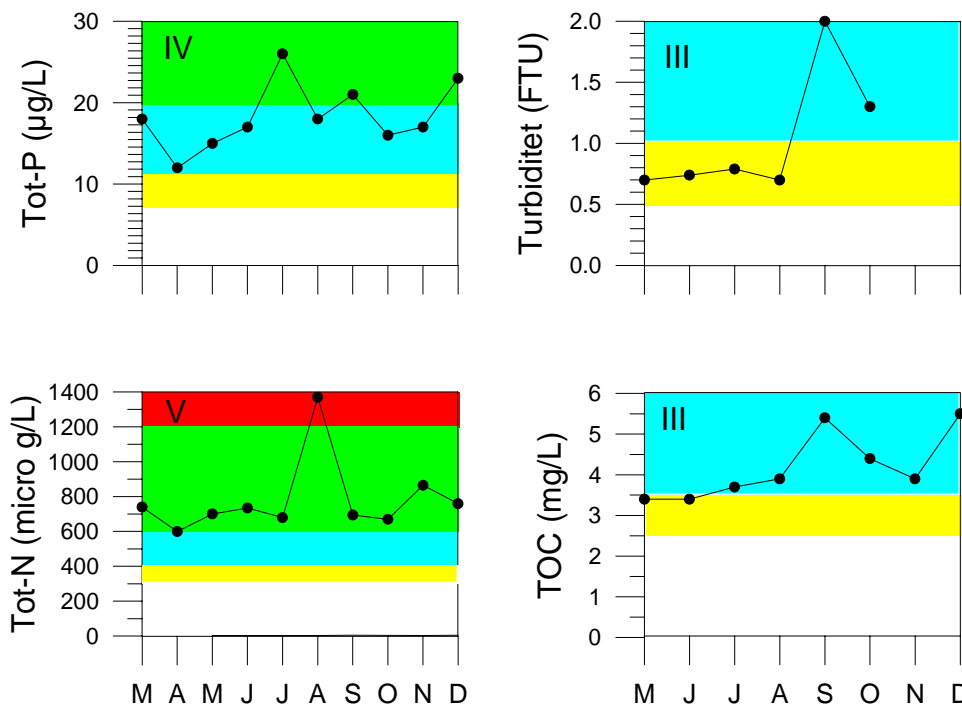
4.4.1 Vannkvalitet

Måledata er samlet i Tabell 22 bakerst i kapitlet, mens hovedparametrene også er vist i Figur 24. Totalt ioneinnhold lå ubetydelig høyere enn i Ortuvatn, med en gjennomsnittlig konduktivitet på 11,3 mS/m. Som på stasjonene ovenfor var ioneinnholdet lavest i september (Tabell 22). Surhetsgraden varierte mellom pH 6,98 - 7,18 (Tabell 22), med maksimum i mai og minimum i september.

Gjennomsnittlig Tot-P (Figur 24) var 18,3 µg/l. Fosformengden var høyest i juni (26 µg/l), og lavest i april (12 µg/l). Tot-N (gjennomsnitt 782 µg/l) varierte vanligvis mellom 600 - 865 µg/l, men fikk en markert topp på 1370 µg/l i august (Figur 24).

Organisk karbon lå i gjennomsnitt på 4,2 mg/l. TOC-målingene steg svakt fra 3,4 - 3,9 mg/l fra mai til august, og så opp til 5,4 mg/l i september og igjen i desember (Figur 24). Fargetallet (Tabell 22) viste et lignende forløp som TOC, med en topp på 40,5 mg Pt/l i september. Gjennomsnittsverdien var 25,9 mg Pt/l.

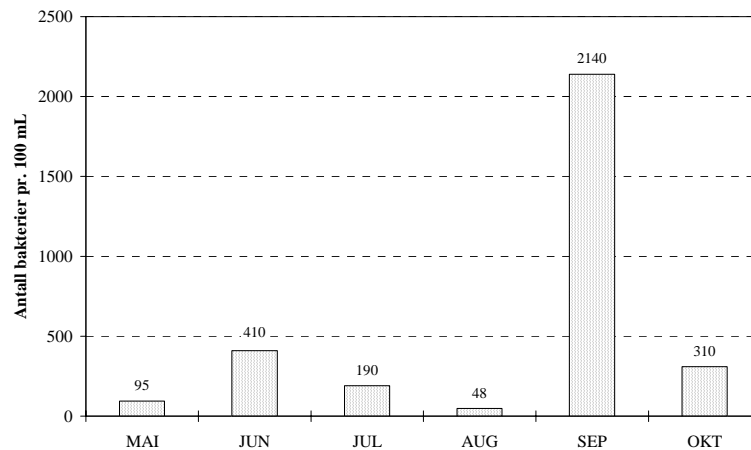
Turbiditeten (Figur 24) lå nokså lavt i mai - august, men fikk en markert topp på 2,0 FTU i september sammen med TOC, Farge og stor vannføring. Gjennomsnittsverdien var 1,04 FTU.



Figur 24. Vannkjemiske målinger fra Sælen elven 1997. Til venstre næringssaltene Tot-P (øverst) og tot-N (nederst). Til høyre TOC (øverst) og partikkelinnhold (nederst).

4.4.2 Tarmbakterier

I Sælenelven ble det påvist betydelige mengder tarmbakterier ved de fleste prøvetidspunkt (Figur 25). Tallene fra sommeren tyder på direkte tilførsler, mens den mye høyere verdien fra september tyder på store tilførsler fra overløp eller avrenning. Resultatene fra lekkasjesøkingen viste det samme (Hobæk 1998).



Figur 25. Termotabile kolibakterier i Sælenelven 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

4.4.3 Tilstand/vurdering

Grunnlaget for klassifisering av tilstand er satt opp i Tabell 20. For næringsalter, organisk materiale og partikler blir samlet vurdering klasse III; for forsurening klasse I og for tarmbakterier klasse V.

Tabell 20. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Sælenelven 1997. Klassifiseringen er basert på data fra 6-10 prøver. For virkning av tarmbakterier og forsurende stoffer brukes høyeste måling som grunnlag, og for de øvrige virkningstyper og parametre benyttes middelverdier. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

Virkning av	Parameter	Verdi	Enhet	Tilstands-klasse
Næringssalter	Tot-P	18,3	µg/l	III
	Tot-N	782	µg/l	IV
Organiske stoffer	TOC	4,2	mg/l	III
	Farge	25,9	mg Pt/l	III
Partikler	TURB	1,04	FTU	III
Forsuring	pH	6,98		I
Tarmbakterier	TKB	2140	pr. 100 ml	V

Avvik fra naturtilstand (forurensningsrad) er vist i Tabell 21. Her slår tarmbakteriene ut med det største avviket. Både næringssalter og partikler har også betydelig utslag, organisk stoff noe mindreavvik, mens det ikke kan spores noen effekt av forsuring. Også for denne stasjonen antas naturtilstanden for næringssalter og organisk materiale å kunne ligge i grenseområdet mellom klassene I og II.

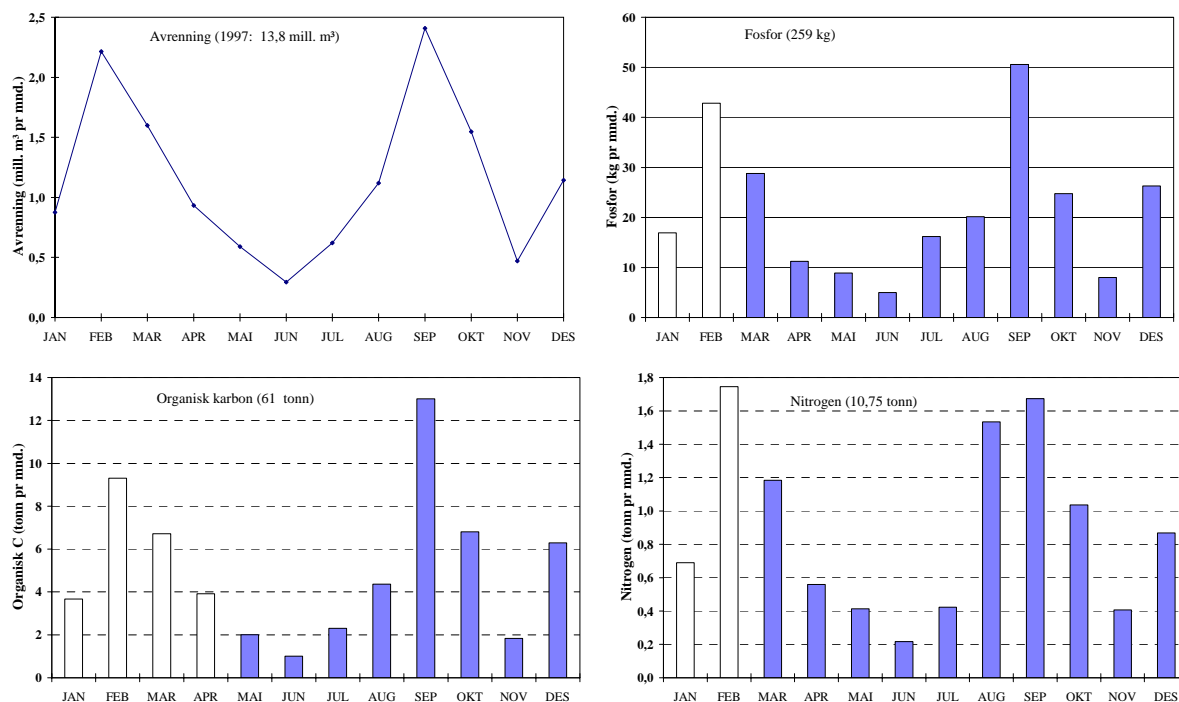
Tabell 21. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Sælenelven 1997. Antatt naturtilstand er skravert grått, mens dagens tilstand er markert svart dersom den avviker fra naturtilstanden.

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

I 1993 ble næringssaltene vurdert til tilstandsklasse V og partikler til klasse IV (Hobæk m.fl. 1994). For organisk stoff, forsuring og tarmbakterier var tilstandsklassene de samme i 1993 og 1997. Som på de to stasjonene ovenfor, er den mest påfallende endringen at nitrogenmengden synes betydelig redusert (gjennomsnitt fra 1993 var 1338 µg/l, mot 816 µg/l i 1997). Forskjellen er statistisk meget signifikant (M-W test, p=0,005). Fosformengdene var imidlertid ganske lik de to årene. Reduksjonen i turbiditet (1993: 2,18 FTU i snitt; 1997: 1,04 FTU i snitt) var også signifikant (M-W test, p=0,036).

4.5 Massetransport til Sælenvatnet

Avrenningen i feltet er anslått til 13,82 mill. m³ (96 % av normalavrenningen på 14,4 mill m³), og fordelt på årets måneder basert på nedbørmengder. Konsentrasjon av P og N ble målt alle måneder unntatt januar og februar, da vi benyttet snittet av målinger fra november, desember og mars. For karbon mangler målinger i perioden januar-april, og for disse ble det benyttet middelverdien på 4,2 mg/l.



Figur 26. Massetransport med Sælenelven til Sælenvatnet 1997. Månedlig avrenning (øverst til venstre), og månedlig transport av fosfor (øverst til høyre); organisk karbon (nederst til venstre) og nitrogen (nederst til høyre). Åpne søyler viser manglende måling av konsentrasjoner.

Beregningene gir en total avrenning på 259 kg P, 10,75 tonn N, og 61 tonn C til Sælenvatnet. Månedlig avrenning og massetransport for de tre elementene er vist i Figur 26.

Beregning av massetransport i 1993 gav litt lavere mengder P og C, men større mengde N. Konsentrasjonene for de to første elementene var omtrent de samme, og høyere transport i 1997 skyldes større avrenning. For N var konsentrasjonene i 1997 betydelig lavere, og på tross av større avrenning var massetransporten av N redusert til ca. 2/3 av mengden fra 1993.

Tabell 22. Vannkjemiske målinger fra Fyllingsdalsvassdraget 1997.

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
Innløp Ortuvatn	21.05.97	7,12	13,3	2,3	18,6	3,6	34	805		
	23.06.97	7,01	10,4	0,70	15,0	2,7	13	585		
	15.07.97	6,95	10,5	1,2	20,4	3,4	28	665		
	18.07.97	7,43	13,1	1,5	24,4	4,7	41	840		
	15.09.97	6,79	6,56	3,1	34,9	4,8	37	530		
	14.10.97	6,94	10,7	0,76	26,3	3,9	26	625		
	Snitt	7,04	10,8	1,59	23,3	3,9	29,8	675		
Ortuvatn	21.05.97	7,11	11,9	1,2	19,8	3,4	20	680	13,0	2,4
	23.06.97	6,91	11,8	0,68	20,5	3,4	14	650	3,09	4,5
	15.07.97	6,83	10,3	1,2	23,6	3,9	30	655	4,68	2,5
	18.07.97	7,45	12,4	1,0	19,8	4,9	20	720	15,7	2,1
	15.09.97	6,86	8,67	2,1	38,6	5,4	17	685	1,73	1,6
	14.10.97	6,84	9,25	1,4	32,4	4,6	15	594	1,23	3,0
	Snitt	7,00	10,7	1,26	25,8	4,3	19,3	664	6,6	2,7
Sælen elv	27.03.97						18	740		
	24.04.97						12	600		
	21.05.97	7,18	12,9	0,70	17,9	3,4	15	700		
	23.06.97	7,09	12,3	0,74	20,2	3,4	17	735		
	15.07.97	7,07	10,7	0,79	23,0	3,7	26	680		
	18.07.97	7,53	13,8	0,70	21,1	3,9	18	1370		
	15.09.97	6,98	8,31	2,0	40,5	5,4	21	695		
	14.10.97	7,08	9,74	1,3	32,4	4,4	16	670		
	24.11.97					3,9	17	865		
	10.12.97					5,5	23	760		
Snitt	7,16	11,3	1,04	25,9	4,2	18,3	782			

Tabell 23. Planteplankton i Ortuvatn 1997. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

GRUPPE/ART	21.05.97	23.06.97	15.07.97	18.08.97	15.09.97	14.10.97
CYANOPHYCEAE						
Aphanothece clathrata				33.330.300	31.197.400	
cf. Coelosphaerium minutissimum 0,8 µm	924.000			388.600		
Limnothrix planctonica celler 10x2-3 µm	4.200				10.600	
Pseudoanabaena cf. catenata	26.600	63.800			30.800	58.400
P. limnetica		116.000		34.800	21.100	
Ubestemt cyanophycekjede-celler 1,2x3 µm					75.400	
Ubestemt cyanophyce 85-140x2 µm	2.100					
CRYPTOPHYCEAE						
Cryptomonas spp. 10-20 µm	369.600	92.000		17.400	23.200	58.000
" " 20-30 µm		80.500	92.800	17.400	5.800	29.000
" " 40- 50 µm		3.500	46.400	700		2.800
Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica	1.383.000	462.000	126.500	1.844.000	23.000	184.000
DINOPHYCEAE						
Peridinium umbonatum 18 µm	2.800				9.000	
P. willei						200
Ubestemt thecat dinoflagellat 20-25x10 µm	6.300					
Ubestemt atecat dinoflagellat 7,5-10 µm	254.100			11.500		
" " 10-20 µm	46.200			103.500	700	
CHRYSOPHYCEAE						
cf. Bitrichia chodatii	438.900					
Chrysolynos skujae	161.700					
Dinobryon bavariicum 8-15x5 µm	5.600			80.500	400	12.600
D. cylindricum 12-17 µm	28.000		2.000		600	
D. divergens 15x8 µm	254.100			36.400		
D. suecicum var. longispinum 5-10x3 µm	69.300					5.800
Mallomonas akrokomos 30-40x5 µm	11.500	63.800	700			
M. cf. heterospina/multiunca 13-18x10-15 µm		29.000		80.500		
M. spp. 13 µm	92.400					700
M. spp. 25 µm				3.500		
M. spp. 35x10 µm	700					
Spiniferomonas sp. 3-4 µm	2.030.600			46.000		
cf. Synura sp. 15-20 µm	162.000					
Ubestemt flagelat 5µm	34.500					
BACILLARIOPHYCEAE						
Asterionella formosa 60-75 µm	1.200					
Fragilaria cf. crotonensis 15-25 µm	346.500					
" " 30-40 µm	716.100	3.500		5.800		
" " 45-75 µm	23.100			17.400	17.400	
F. cf. ulna 350x5 µm				200		
Rhizosolenia eriensis	1.846.000			2.122.900	46.200	58.000
Tabellaria fenestrata 60-70x10 µm		1.600				1.600
T. flocculosa 25 µm	16.800				200	
Pennate diatomeer 15-30 µm	23.100					1.400
Pennate diatomeer 40 µm					1.400	
Sentrisk diatome 15 µm	11.500					
EUGLENOPHYCEAE						
Tracelomonas volvocina 8-17,5 µm	700	40.600	345.000	1.797.900	69.000	69.000
CHLOROPHYCEAE						
Ankyra judayi 35-60 µm	2.800	9.000			11.600	
A. lanceolata 40-60 µm		462.000		207.900	700	700
Chlamydomonas spp. 5 µm	4.984.200			645.400		
C. spp. 7,5x3 µm	1.476.800					11.500
Coelastrum microporum 7,5 µm				232.000		
Crusigenia quadrata				139.200		
Crusigeniella pulchra 6x3 µm	1.600	3.200		3.257.100		24.000
Dictyosphaerium elegans 3 µm				23.200		
Elakatothrix genevensis	2.800		32.000	34.800		
Eudorina elegans 8-10 µm						
Koliella spiculiformis		92.400				
K. longiseta	1.178.100					
Monoraphidium contortum						
M. dybowskii	115.500					
M. minutum	69.300					
Oocystis cf. parva			313.200			
O. sp. solitær 15x5 µm			58.000	5.800		
Planktosphaeria gelatinosa			57.500	230.500		
Scenedesmus quadricauda 15x4 µm		1.600				
Selenasrum capricornutum					923.000	34.500
Sphaerocystis schroeteri 3-12 µm		28.000	539.400	533.600		
Teilingia granulata	23.100	5.800		323.400	231.000	17.400
Ubestemt slimkoloni				23.200		

Tabellen fortsetter neste side

Tabell 23 fortsetter:

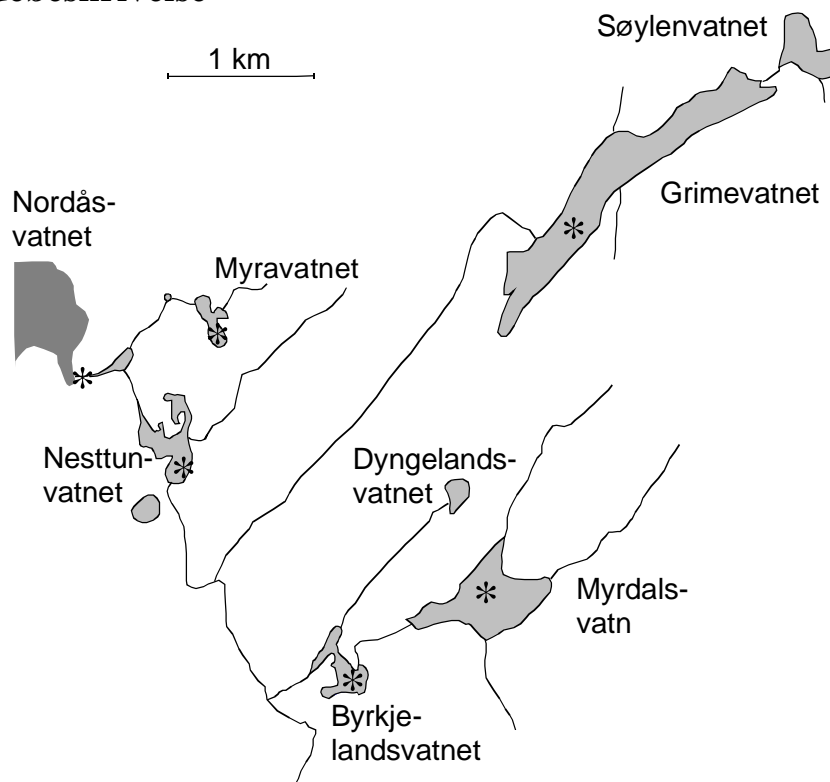
UKLASSIFISERTE ALGER						
Flagellater/monader 1-2,5 µm	8.814.400	2.240.700	658.200	8.122.400	15.137.200	4.748.300
" " 2,5-5 µm	14.029.600	1.778.700	103.500	1.846.000	4.338.100	1.659.600
" " 5-7,5 µm	3.438.300	138.600	57.500	553.800	300.300	138.300
" " 7,5-10 µm	1.292.200	5.800		23.100	161.700	46.200
" " 10-15 µm	184.800		11.600	23.000	5.800	
Ubestemt koloni 15x8 µm					19.600	
KRAGEFLAGELLATER						
Ubestemte krageflagellater 5-8 µm	231.000			46.000	179.500	207.000
ZOOFLAGELLATER						
Gyromitus cordiformis	23.000					
TOTALT ALGEVOLUM (mm³/m³)	9,926	0,327	0,977	10,577	0,714	0,466

Tabell 24. Dyreplankton i Ortuvatn 1997. Mengden av hver art er 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⇒	21.05.97	23.06.97	15.07.97	18.08.97	15.09.97	14.10.97
VANNLOPPER							
Diaphanosoma brachyurum					+		
Daphnia cf. pulex	e	+++	+	++	+	++	
Daphnia cf. longispina		+++	++	e	+	+	
Ceriodaphnia cf. megops				e	e	e	
Bosmina longispina		e	+	e	+	+	
Polyphemus pediculus		+	e	+			
HOPPEKREPS							
Heterocope saliens			e				
Mixodiaptomus laciniatus			e				
Eudiaptomus gracilis	e	+	+	++	+	+	
Calanoide copepoditter	+	+	+	+	+	+	e
Calanoide nauplii	+	+	+	+++	+	+	
Cyclops abyssorum	+	+	++	+	e		
Cyclops scutifer		+					
Cyclopoide copepoditter	+++	+	+++	+++	+	+	
Cyclopoide nauplii	++		++	++++	e		
HJULDYR							
Keratella quadrata	+	++	++	++	++	++	+
Keratella hiemalis	++	e					e
Keratella cochlearis	+++	+	+	++	+	++	
Kellicottia longispina	+	+++	+	+++	+	+	++
Conochilus spp.		e	++	+			
Polyarthra spp.	+	e		+	+		
Synchaeta sp.	+++		+	+++			
Asplanchna priodonta	+						
Ploesoma cf. hudsoni		e					
INSEKTER							
Chaoborus flavicans	e		e	+			

5. Nesttunvassdraget

5.1 Områdebeskrivelse



Figur 27. Skjematisk kart over Nesttunvassdraget. Stasjoner for prøvetaking er markert med en stjerne.

Nesttunvassdraget (Figur 27) er et av de største innen Bergen kommune, med et nedbørfelt på 43,8 km². Nedbørfeltet dekker betydelige høytliggende områder som Landåsfjellet og Totland. Flere mindre innsjøer på Landåsfjellet er magasin for drikkevann (ikke med på Figur 27) og har avrenning til Nesttun gjennom Sandalen. Vassdraget har flere grener som samles som samlesi Nesttunvatnet. Herfra renner vannet til Nordåsvatnet via Hopsfossen.

Tabell 25. Undersøkte stasjoner i Nesttunvassdraget 1997.

St. nr.	Stasjon	UTM (32V)	Hoh.
1	Grimevatn	LM 019 950	72
2	Myrdalsvatn	LM 011 920	74
3	Byrkjelandsvatn	LM 000 914	55
4	Nesttunvatn	KM 987 931	14
5	Myravatn	KM 991 942	32
6	Hopsfoss (utløp)	KM 980 937	10

Tabell 25 viser stasjonene som ble undersøkt i 1997. Nærmere informasjon om de aktuelle innsjøene er gitt i Tabell 26. Den største innsjøen er Grimevatn. Det meste av nedbørfeltet til denne ligger høyt og er ubebygget. Spredt bebyggelse finnes langs innsjøen. Elven fra Grimevatnet løper sammen med elven fra Myrdalsvatn og Byrkjelandsvatn like ovenfor Nesttun. Langs elven fra Grimevatn går det mye biltrafikk, og der ligger en rekke industribedrifter foruten spredt villabebyggelse. Myrdalsvatnet

har også et stort nedbørfelt som omfatter Totlandsområdet med Stignavatnet. Det meste av feltet er skog og fjell, men noen gårdsbruk ligger på Riple og langs elven fra Stignavatnet. Innsjøen er regulert, og vann slippes på utløpselven i tørre perioder for å øke vannføringen ved Hop.

Elven fra Myrdalsvatnet renner til Byrkjelandsvatnet, som også mottar avrenningen fra det lille Dyngelandstjern. Byrkjelandsvatnet er grunt og har stor gjennomstrømming. En mindre del av feltet er tett bebygget, mens det meste er skog. En ny utbygging av boligfelt pågår ved Kyrkjebyrkjeland. Utløpselven løper sammen med elven fra Grimevatnet ovenfor Nesttun, og denne elven renner gjennom Nesttun sentrum til Nesttunvatnet. Dette området er helt nedbygget med boliger, skole, forretningbygg og ulike virksomheter.

Tabell 26. Undersøkte innsjøer i Nesttunvassdraget. 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			
Grimevatn	0,823	35,6	90	29,27	1,02	29,81
Myrdalsvatn	0,215	13,2	37	2,841	13,64	38,74
Byrkjelandsvatn	0,113	5,6	14	0,635	70,20	44,58
Nesttunvatn	0,172	3,6	10	0,612	151,5	92,69
Myrvatn	0,0615	7,6	18	0,465	9,70	4,51

Nesttunvatnet er omgitt av villabebyggelse og en del innmark. Elven fra Sandalen munner også ut her, og denne drenerer foruten de høytliggende områdene også arealer med et større boligfelt, en del spredt bebyggelse, skog og innmark. Ved Hop renner Nesttunvatnet ned i Hopsvatnet, som igjen går i Hopsfossen til sjøen. I Hopsvatn munner også elven fra Myrvatnet ved Eikelund. Nedbørfeltet til Myrvatn omfatter også både skogdekte arealer og områder med bebyggelse. Nærområdet er et lauvskogsreservat.

En mer omfattende beskrivelse av nedbørfeltene finnes i Aanes & Brettum (1989) og Bjørklund (1994). Den sitnevnte omtaler også kloakkeringsforholdene rundt de enkelte innsjøene. Dybdekart for alle innsjøer er samlet i Bjørklund m.fl. (1994).

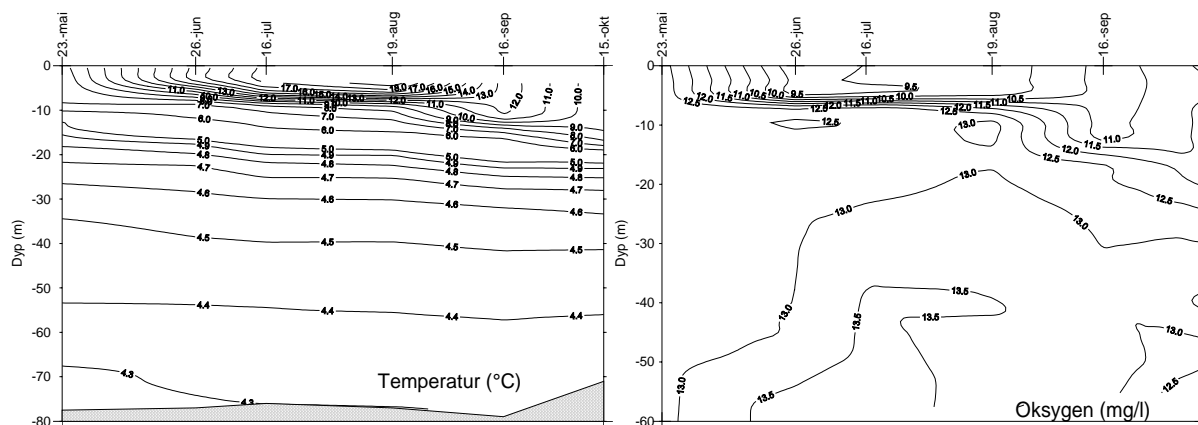
Nesttunvassdraget er regulert for kraftproduksjon. Kraftstasjonen ligger helt nederst i vassdraget ved Hopsfossen. Inntaket til kraftverket ligger i en oppstemmet del av elva like ovenfor. Alle målinger av vannkvalitet er gjort i prøver fra overløpet. Det er lite trolig at det er noen forskjell på vannkvaliteten i vannet som går gjennom kraftverket og vannet som går i overløp, siden vannmassene blandes godt i elva ovenfor. Det er derfor ikke gjort egne beregninger for massetransport gjennom kraftverket.

5.2 Grimevatn

5.2.1 Hydrografi

Det dype Grimevatnet var stabilt stratifisert gjennom hele perioden (Figur 28) Sprangsjiktet lå mellom 5 og 10 m, men i oktober var overflatevannet blandet ned til under 10 m dyp. I overflaten steg temperaturen over 18 °C i august. I dypet var temperaturen under 4,4 °C hele tiden.

Oksygenforholdene i de øvre 60 m er også vist i Figur 28. Et svakt utviklet O₂ maksimum kunne spores under sprangsjiktet i juni og august. Det var ingen tegn til reduksjon i oksygeninnholdet i dypvannet. I tillegg til dataene i Figur 28, har vi en måling fra 80 m dyp i september. Denne viste 9,02 mg/l, altså lavere enn på 60 m. Dette tilsvarer en metning på ca. 70%.



Figur 28. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Grimevatn 1997. 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 39 bakerst i kapitlet. Variasjon i sentrale parametre er også vist i Figur 29.

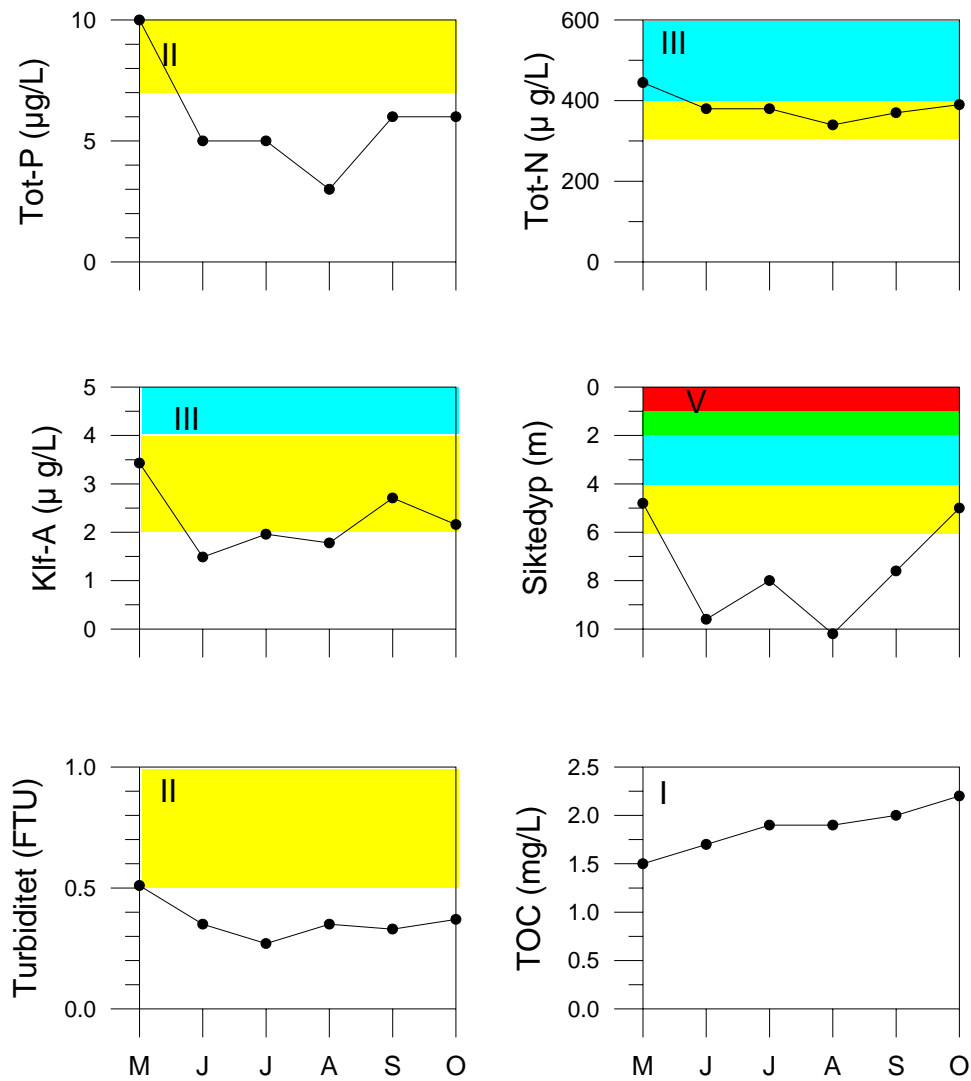
Ioneinnholdet i Grimevatn varierte lite (Tabell 39). Middel konduktivitet var 4,26 mS/m. Surhetsgraden var lavest i mai (pH 6,10) og høyest i august, med et gjennomsnitt på pH 6,32.

Næringssalter er vist i Figur 29. Middelverdien for Tot-P var 5,8 µg/l. Målingen fra mai skilte seg ut med 10 µg/l, ellers lå fosformengden under 7 µg/l. Tot-N lå forholdsvis høyere (snitt 384 µg/l), og hadde også sin høyeste verdi i mai (445 µg/l). Organisk karbon lå lavt (i middel 1,9 mg/l). Verdiene økte fra 1,5 mg/l i mai til 2,1 mg/l i oktober (Figur 29). Fargetallet (Tabell 39) var under 10 mg Pt/l til og med august, og økte til maks. 14 mg Pt/l i september ved mye nedbør. Middelverdien var 9,5 mg Pt/l.

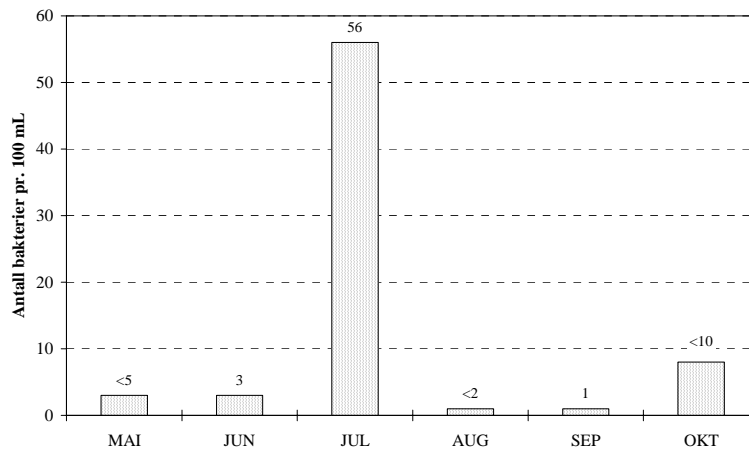
Turbiditeten lå også lavt gjennom hele perioden (0,36 FTU i middel). Partikkelmengden var høyest i mai med 1,5 FTU (Figur 29). Siktedypet (Figur 29) varierte mellom 4,8 og 10,2 m, med et middel på 7,5 m. Vannet var klarest i juni og august.

5.2.3 Tarmbakterier

Av seks prøver fra overflaten i Grimevatn var fem svært lave (Figur 30). I juli ble det målt 56 TKB pr. 100 ml. Årsaken til denne relativt høye verdien er usikker. Det er ikke målt så høyt bakterietall noen gang tidligere. Mest sannsynlig skyldes tallet en tilfeldig forurensning.

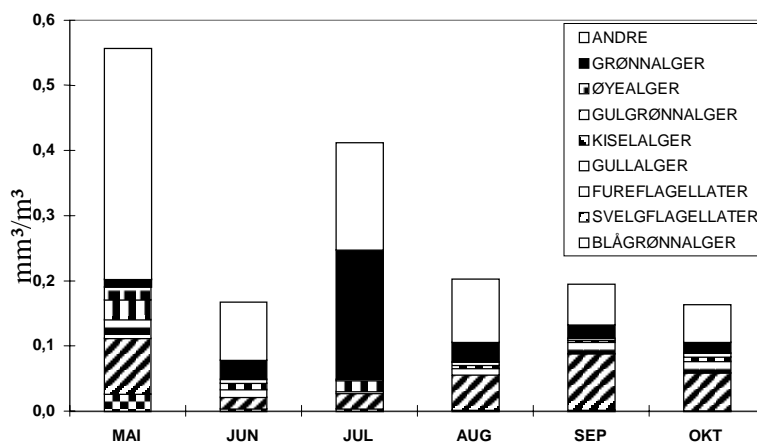


Figur 29. Vannkjemiske målinger fra Grimevatn 1997. Øverst næringssaltene Tot-P (til venstre) og Tot-N (til høyre), i midten Klf a (til venstre) og siktedyp (til høyre), nederst turbiditet (til venstre) og TOC (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (I - V).



Figur 30. Termotabile kolibakterier i Grimevatn 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

5.2.4 Planteplankton



Figur 31. Volum og sammensetning av planteplankton i Grimevatn 1997.

Algemengden i Grimevatn var lav, målt som Klf a (Figur 29) og som volum (Figur 31). Middelerdien for Klf a var $2,26 \mu\text{g/l}$, som tilsvarer tilstandsklasse II. Volumberegningene lå i middel på $0,28 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, med en maksimalverdi på $0,56 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. Begge svarer til oligotrof tilstand i Brettums (1989) klassifisering. Volum og Klf a lå begge høyest i mai.

Uklassifiserte celler dominerte volumet i mai og juni. Senere ble andre grupper også viktige, som grønnalger i juli og svelgflagellater senere (Figur 31). Den tallmessig mest framtrepende arten var *Selenastrum capricornutum*, som i følge Tikkanen & Willén (1992) er vanlig forekommende i ulike typer vann. Brettum (1989) fant imidlertid en eutrof preferens for denne arten. Indikatorarter for oligotrofi forekom sammen med arter som er vanlige i mer næringsrike vann. Celletallene var generelt relativt lave. Fullstendig liste finnes i Tabell 40 bakerst i kapitlet.

5.2.5 Dyreplankton

Resultatene er samlet i Tabell 45 bak i kapitlet. Registreringene omfatter 6 arter vannlopper, 4 arter hoppekreps og 7 arter hjuldyr. Den stort sett strandlevende vannloppen *Sida crystallina* er ikke medregnet her. Innsjøen har dermed relativt få arter i planktonsamfunnet. *Daphnia galeata* var dominerende, sammen med calanoide hoppekreps. Ungstadier av *Cyclops* spp. forekom også i høy tetthet gjennom hele sesongen. Blant hjuldyrene var *Kellicottia longispina* dominant gjennom hele sesongen, og den kolonidannende *Conochilus* sp. var vanlig om sommeren. Totalt sett gir planktonsamfunnet inntrykk av relativt oligotrofe forhold, med et visst predasjonstrykk fra fisk (trolig røye). Abbor har forøvrig etablert seg nylig i innsjøen, og dette kan medføre betydelige endringer i beitetrykket og dermed planktonsamfunnet på lengre sikt. Registreringer i vassdraget fra 1994 (Bjørklund 1994) er for upresise til å gi noe sammenligningsgrunnlag.

5.2.6 Tilstand/vurdering

Grunnlaget for vurdering av tilstand er satt opp i Tabell 27. For næringssalter blir totalvurderingen klasse II, og for organiske stoffer og partikler klasse I. For forsurening blir tilstandsklassen II, og for tarmbakterier klasse III.

Avvik fra naturtilstand (forurensningsgrad) er sammenfattet i Tabell 28. Størst avvik får vi for virkninger av tarmbakterier.

Tabell 27. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Grimevatn 1997. 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 middelerverdi. Nøkkelparametre i hver virkningsgruppe er uthevet.

Virkning av	Parameter	Verdi	Enhet	Tilstands-klasse
Næringssalter	Tot-P	5,8	µg/l	I
	Tot-N	384	µg/l	II
	Klf-A	2,26	µg/l	II
	Siktedyp	7,5	m	I
Organiske stoffer	TOC	1,9	mg/l	I
	Oksygen (bunn)	9,0	mg/l	I
	Farge	9,48	mg Pt/l	I
	Siktedyp	7,5	m	I
Partikler	TURB	0,36	FTU	I
	Siktedyp	7,5	m	I
Forsuring	pH	6,10	-	II
Tarmbakterier	TKB	56	pr. 100 ml	III

Tabell 28. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Grimevatn 1997.

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

Bjørklund (1994) målte Tot-P ved fem tidspunkt, og alle målingene lå høyere enn samtlige verdier fra 1997. Det er ingen tvil om at det er en reell (signifikant) forskjell mellom målingene. Tilstanden ble i 1994 vurdert til klasse III for næringssalter. For organisk stoff var tilstandsklassen III (mot klasse I i 1997). Dette skyldes i alle fall delvis at klassifiseringen da ble basert på kjemisk oksygenforbruk, og ikke på noen av nøkkelparametrene. Dersom primærproduksjonen virkelig var høyere i 1994 som følge av høyere P-konsentrasjon, kan det også ha vært en reell bedring i organisk belastning. Alge-volumene ble imidlertid beregnet til lavere verdier i 1994 enn i 1997, og Klf a ble ikke målt. Heller ikke partikkelinnhold eller fargetall ble målt i 1994. Målingene av siktedyp var lavere i 1994 enn i 1997 (snittverdier 4,9 mot 7,5 m).

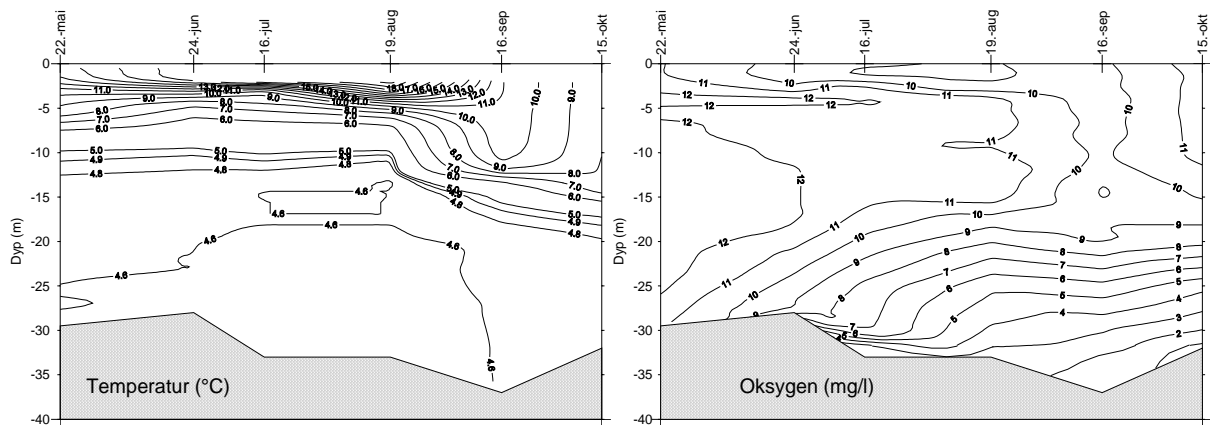
Vha. RBJ-modellen kan fosfortilførselen i 1997 beregnes til ca. 280 kg. Dette er lavere enn den teoretisk akseptable belastning på ca 330 kg. Bjørklund (1994) estimerte P-tilførselen til 250 kg, merkelig nok basert på høyere P-konsentrasjoner enn i 1997.

5.3 Myrdalsvatn

5.3.1 Hydrografi

Myrdalsvatnet var stratifisert gjennom hele perioden (Figur 32). Sprangsjiktet lå mellom 4-7 m dyp fram til august, og etter dette ble det forskjøvet dypere ned og var mindre skarpt. Innsjøen var en god del nedtappet i juni og juli. Overflatetemperaturen var over 19 °C i august, mens nær bunnen varierte temperaturen lite.

Oksygenforholdene er også vist i Figur 32. I mai var oksygenmengden nær bunnen ca 11 mg O/l. I juli registrerte vi noe lavere verdier under 30 m dyp, men situasjonen var ikke merkbart verre i august. Det kan ha blitt tappet vann fra dypet flere perioder om sommeren. I september og oktober var verdiene i bunnvannet igjen blitt lavere, ned til <1 mg O/l i oktober. Det ble ikke registrert redduserende forhold.



Figur 32. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Myrdalsvatn 1997. Tilsynelatende varierende dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike tidspunkt.

5.3.2 Vannkvalitet

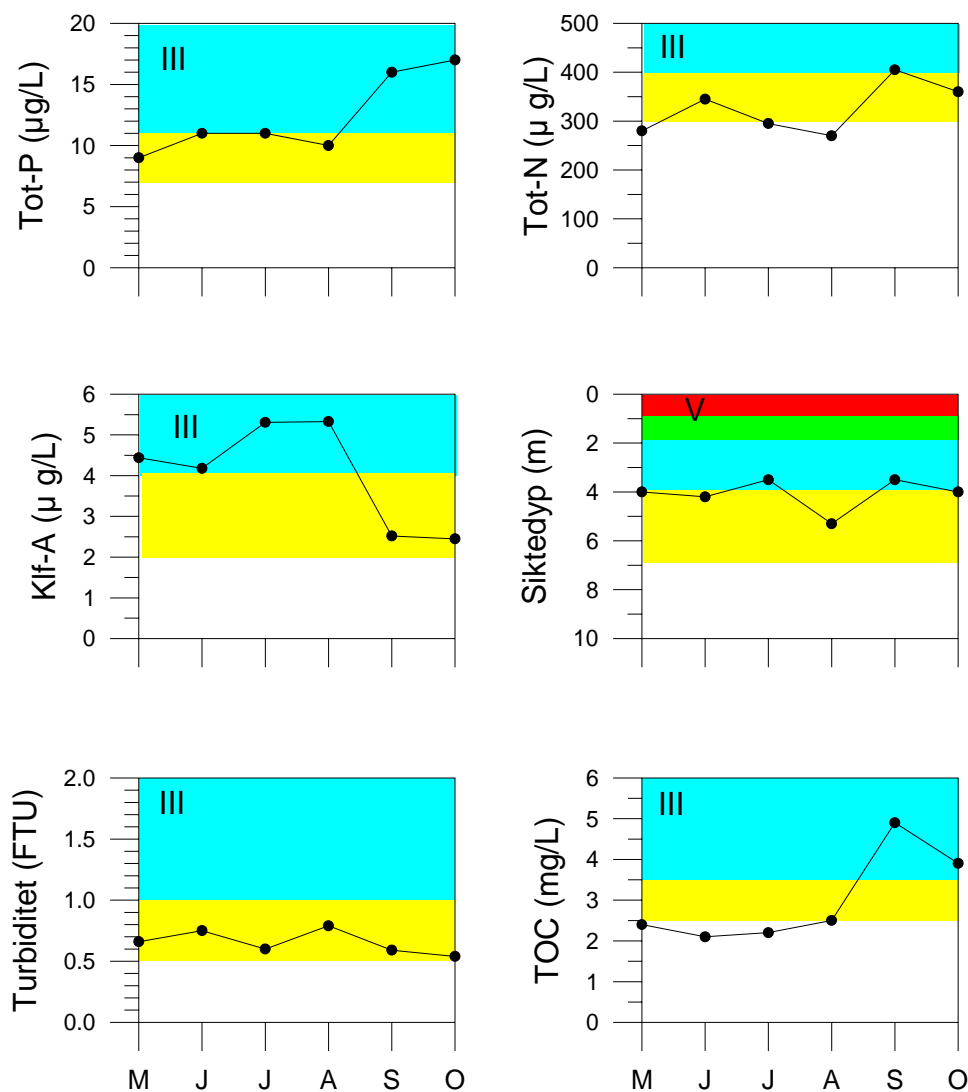
Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 39 bakerst i kapitlet. Variasjon i sentrale parametre er også vist i Figur 33.

Konduktiviteten varierte lite rundt middelverdien på 4,42 mS/m (Tabell 39), bortsett fra et tydelig fall i ledningsevne i september. Surhetsgraden var lavest i juli (pH 5,85), og middelverdien var pH 5,98.

Næringsalter er vist i Figur 33. Tot-P varierte mellom 9 og 17 µg/l, med lave verdier gjennom sommern og en tydelig økning ved stor tilrenning om høsten. Middelverdien var 12,3 µg/l. Tot-N lå i snitt på 326 µg/l, og hadde også høyest verdier om høsten (maks. 405 µg/l; Figur 33).

Organisk karbon lå mellom 2 og 2,5 mg/l fra mai til august, og økte til 4,9 i september (Figur 33). Tilsvarende lå fargetallet (Tabell 39) litt under 15 mg Pt/l om sommeren og økte til 39 mg Pt/l i september.

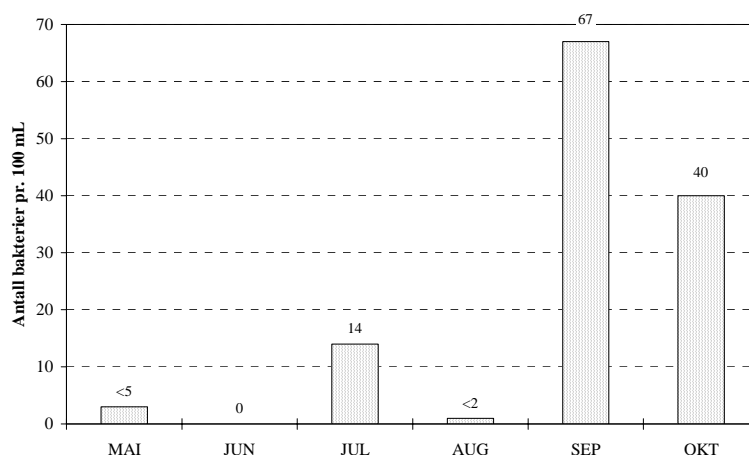
Partikkelmengden varierte lite gjennom perioden (Figur 33). Middelverdien for turbiditet var 0,66 FTU. Også i siktedypet var variasjonen beskjeden, selv om august skilte seg litt ut med klarere vann enn ellers (Figur 33). Middelverdien var 4,1 m.



Figur 33. Vannkjemiske målinger fra Myrdalsvatn 1997. Øverst næringsaltene Tot-P (til venstre) og Tot-N (til høyre), i midten Klf a (til venstre) og siktedyp (til høyre), nederst turbiditet (til venstre) og TOC (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (I - V).

5.3.3 Tarmbakterier

Det ble påvist tarmbakterier i fem av seks prøver fra Myrdalsvatn, men de fleste tallene var lave og bare én av dem var over 50 TKB pr. 100 ml (Figur 34). Denne ble målt i september da det rant svært mye vann. Sannsynligvis forurenses innsjøen av tilrenningen fra Stignavatnet.

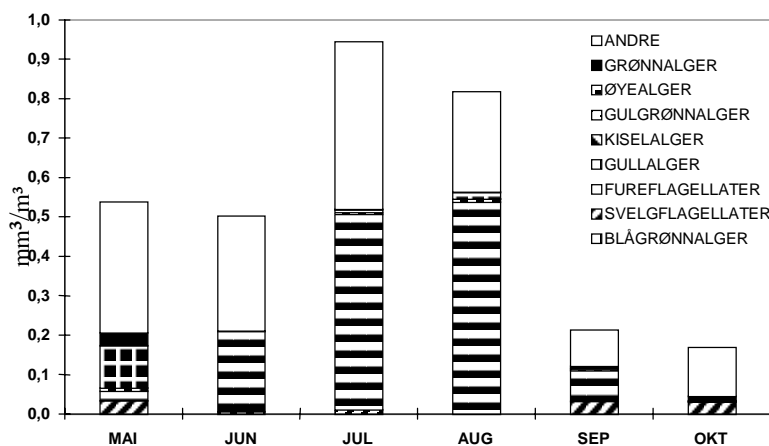


Figur 34. Termostabile kolibakterier i Myrdalsvatn 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

5.3.4 Planteplankton

Klf-a verdiene i mai-august var forholdsvis høye (Figur 33), men sank i september-oktober. Bergeninger av totalt algevolum (Figur 35) viser et helt parallelt bilde. Middelvolum (0,53 $\mu\text{m}^3/\text{m}^3$) og maksimalvolum (0,94) gir begge karakteristikken oligomesotrof i Brettums (1989) system, mens middel Klf a ligger såvidt over grensen for tilstandsklasse III.

I volum dominerte fureflagellater, særlig i juli-august. Bortsett fra et høyt antall av små monader <2,5 μm (maksimalt 68 mill. celler/l) var celletallene for de klassifiserbare algene relativt lave. Høyest celletall hadde *Koliella spiculiformis* (0,8 mill. celler/l) og *Trachelomonas volvocina* (0,4 mill. celler/l). Lave celletall for de enkelte artene gjør det vanskelig å karakterisere vannet, men arter med både oligotrof og eutrof preferens forekom.



Figur 35. Volum og sammensetning av planteplankton i Myrdalsvatn 1997.

5.3.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 46 bak i kapitlet. Registreringene omfatter 9 arter vannlopper, 3 arter hoppekreps og 9 arter hjuldyr (flere strandlevende arter er ikke medregnet). Innsjøen er dermed middels artsrik med hensyn til hjuldyr og hoppekreps, men har høyere artsantall enn vanlig for vannloppene. Alle registrerte arter er imidlertid vanlige. *Bosmina longispina* var dominerende blant vannloppene, og *Cyclops scutifer* blant hoppekrepsene. *Polyarthra* spp. og *Kellicottia longispina*

vekslet på dominansen blant hjuldyrene. Her peker ellers den regelmessige forekomsten av *Keratella serrulata* seg ut. Denne arten er vanligere i innsjøer som er forsuret (eller sterkt humøse). Selv om det ikke er registrert utpreget lav pH i Myrdalsvatnet, skiller dette seg vannkjemisk klart fra de øvrige innsjøene med lavere pH. Ellers gir planktonsamfunnet inntrykk av et visst beitetrykk fra fisk, med dominans av *Bosmina* og få individer av *Daphnia*. Stingsild, aure og røye finnes i Myrdalsvatnet. En reduksjon i fisketetthet vil kunne gi bedre forhold med raskere omsetning av algebiomassen.

5.3.6 Tilstand/vurdering

For Myrdalsvatn blir samlet vurdering for næringssalter tilstandsklasse III, mens for organiske stoffer får vi klasse IV. Det er lavt oksygeninnhold i dypvannet som trekker ned - andre parametre gir en bedre klassifisering (Tabell 29). For partikler blir tilstandsklassen II, og for forsuring og tarmbakterier klasse III. Avvik fra naturtilstand (forurensningsgrad) er sammenfattet i Tabell 30. Størst avvik får vi for virkning av organiske stoffer.

Tabell 29. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Myrdalsvatn 1997. 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	12,3	µg/l	III
	Tot-N	326	µg/l	II
	Klf-A	4,04	µg/l	III
	Siktedyp	4,1	m	II
Organiske stoffer	TOC	3,0	mg/l	II
	Oksygen (bunn)	0,7	mg/l	V
	Farge	21,0	mg Pt/l	III
	Siktedyp	4,1	m	II
Partikler	TURB	0,66	FTU	II
	Siktedyp	4,1	m	II
Forsuring	pH	5,85	-	III
Tarmbakterier	TKB	67	pr. 100 ml	III

Tabell 30. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Myrdalsvatn 1997.

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

Basert på fire målinger i 1994 ble tilstandsklassen for næringssalter vurdert til klasse IV (Bjørklund 1994). Fosformengden lå vesentlig lavere i 1997 enn i 1994 (snitt Tot-P 22 µg/l). Det var bare liten forskjell i Tot-N mellom de to årene. Klassifiseringen for organisk stoff var i 1994 den samme som i 1997.

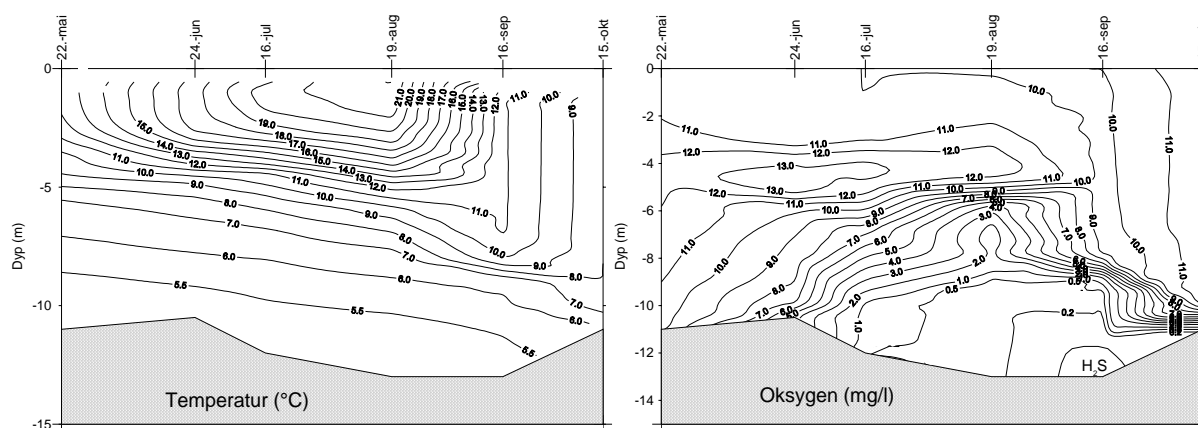
De høyere målingen av Tot-P i 1994 førte også til et høyt estimat for fosfortilførselen til Myrdalsvatn (1300 kg). For 1997 ligger estimatet vha FOSRES lavere med 690 kg P. Både Klif a og siktedyp som alternative beregningsgrunnlag tyder imidlertid på lavere tilførsler. Ved avrenningsforhold som i 1997 kan innsjøen teoretisk tåle 430 kg P. Oksygenforholdene i 1997 bekrefter at belastningen er i overkant av det akseptable.

5.4 Byrkjelandsvatn

5.4.1 Hydrografi

Statiferingen i Byrkjelandsvatn holdt seg gjennom hele perioden, men var nesten brutt helt ned ved siste prøveaking i oktober (Figur 36). Sprangsjiktet lå mellom 2 og 5 m det meste av perioden, men dypere i september. I dypvannet steg temperaturen fra mai til september med under én °C., og var under 6 °C helt til oktober. Da var vannmassene helt omrørt ned til 9 m dyp.

Oksygenforholdene er også vist i Figur 36. I juni-august var det et tydelig oksygenmaksimum i sprangsjiktet, enten som følge av høy primærproduksjon eller stort oksygenforbruk i øvre del av sprangsjiktet. I bunnvannet sank oksygenkonentrasjonen fra 10 mg O/l til under 0,5 mg/l i august, og i september var forholdene reduserende under ca 11 m dyp. H₂S ble da påvist med 0,45 mg/l på 12 m. I oktober var det fortsatt ikke oksygen på 11 m.



Figur 36. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Byrkjelandsvatn 1997. Tilsynelatende varierende dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike tidspunkt. Positiv påvisning av H₂S er angitt.

5.4.2 Vannkvalitet

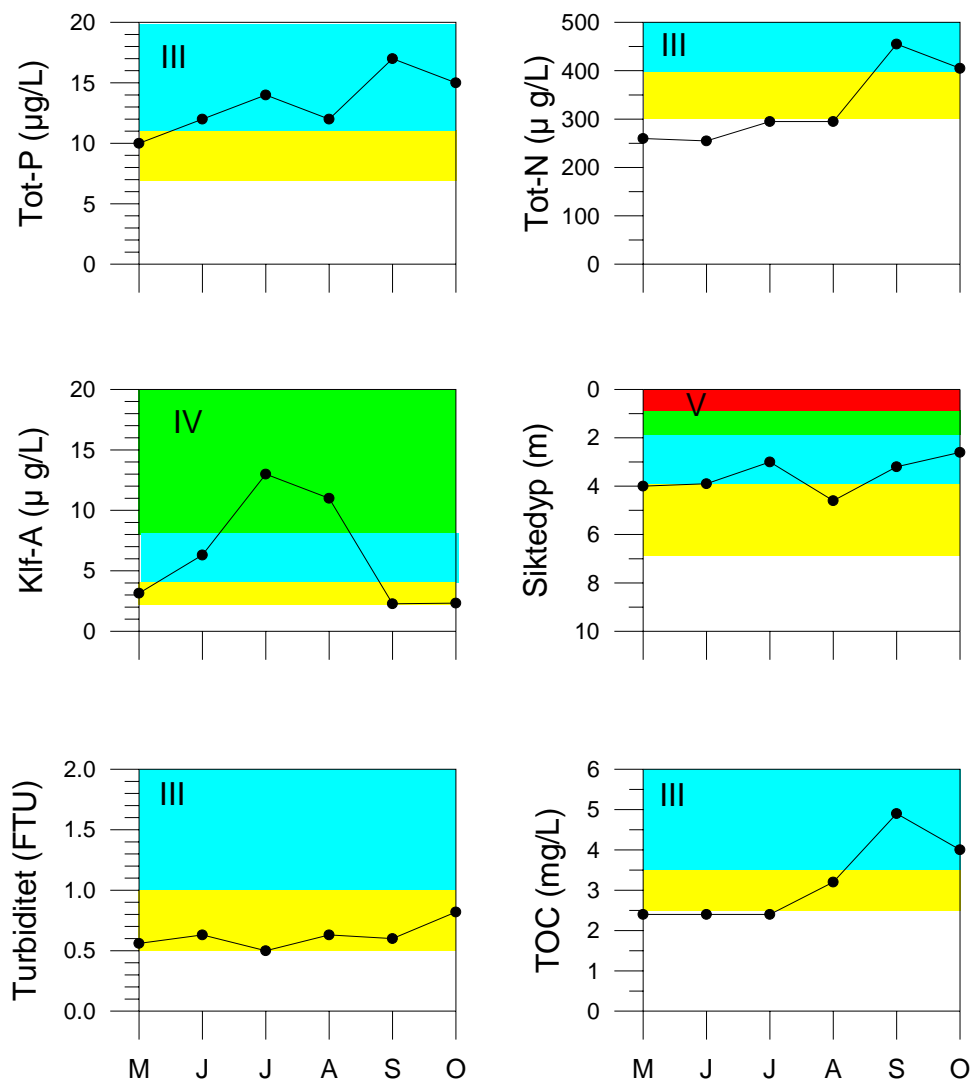
Vannkemiske måleresultater er samlet i Tabell 39 bakerst i kapitlet. Variasjon i sentrale parametre er også vist i Figur 37.

Ioneinnholdet i Byrkjelandsvatn lå litt høyere enn i Myrdalvatnet ovenfor, med en gjennomsnittlig konduktivitet på 5,30 mS/m. Den laveste verdien ble her målt i mai (Tabell 39). Surhetsgraden var bedre (snitt pH 6,59) med laveste målinger i mai og juli (pH 6,3; Tabell 39).

Nærings saltene lå forholdsvis lavt (Figur 37). Tot-P steg fra 10 µg/l i mai til et maksimum på 17 µg/l i september, med en middelverdi på 13,3 µg/l. For tot-N var forløpet de samme med høyeste måling i september (455 µg/l) og en snittverdi på 328 µg/l (Figur 37).

Organisk karbon lå på 2,4 mg/l mai-juli (Figur 37), og steg senere til 4,9 mg/l i september. Middelerdien var 3,2 mg/l. Fargetallet (Tabell 39) lå også lavere om sommeren (under 15 mg Pt/l) enn om høsten, da verdiene steg til 42 mg Pt/l. Gjennomsnittet for perioden var 21,9 mg Pt/l.

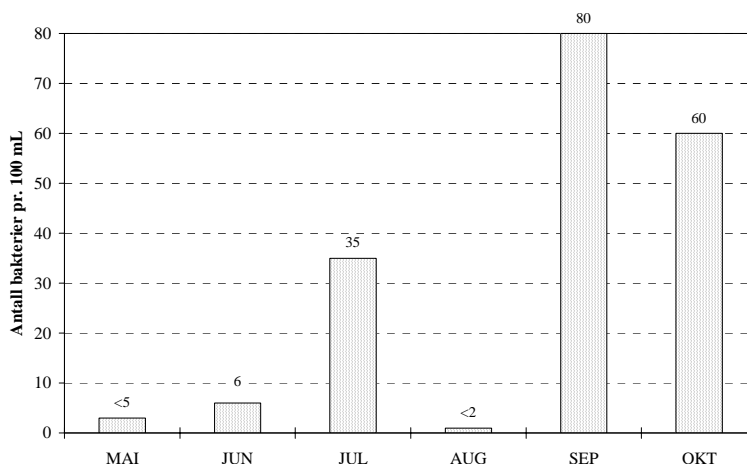
Partikkelinnholdet varierte nokså lite (Figur 37). Middelt turbiditet var 0,62 FTU, og maksimum i oktober var 0,82 FTU. Siktedypet varierte mellom 3 og 5 m (Figur 37), med et snitt på 3,6 m. Prøver av bunnvannet i mai viste små eller ingen forskjeller fra overflaten. Prøver fra september viste litt forhøyet verdi av Tot-P (55 µg/l) og sterkt forhøyet verdi av Tot-N (2030 µg/l). Det ser ikke ut til å ha vært noen omfattende fosforlekkasje.



Figur 37. Vannkjemiske målinger fra Byrkjelandsvatn 1997. Øverst næringssaltene Tot-P (til venstre) og Tot-N (til høyre), i midten Klf a (til venstre) og siktedyp (til høyre), nederst turbiditet (til venstre) og TOC (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (I - V).

5.4.3 Tarmbakterier

Sikre tarmbakterier var tilstede i alle prøver (Figur 38). Tallene var høyest i juli, september og oktober. I de to siste månedene ved stor vannføring var begge registreringene over 50 TBK pr. 100 ml. Både direkte tilførsler og arealavrenning eller overløpsproblemer synes å påvirke innsjøen. Dette er i samvar med resultatene fra lekkasjesøkingen, der prøver tas i utløpet av innsjøen (Hobæk 1998).

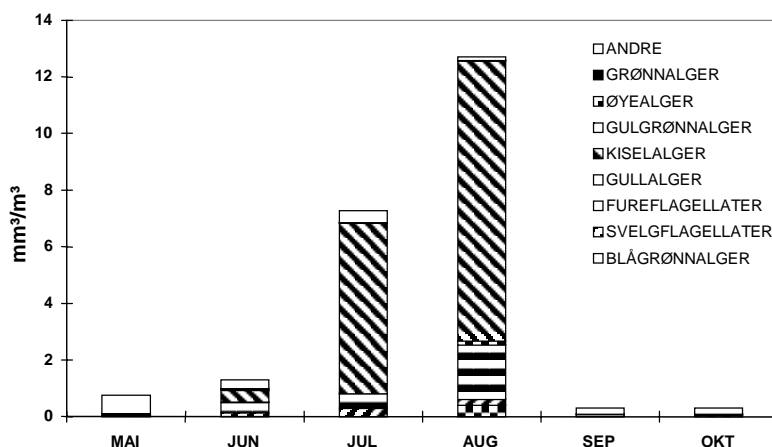


Figur 38. Termotabile kolibakterier i Byrkjelandsvatn 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

5.4.4 Planteplankton

Klf a verdiene var klart høyest om sommeren, og lavere i mai og om høsten (Figur 37). Nivået var høyt, med en middelværdi på 6,35 $\mu\text{g/l}$ og et maksimum på 13 $\mu\text{g/l}$ i juli. Beregnet algevolum (Figur 39) viste det samme mønsteret, men volumet var størst i august. Middelværdien var 3,77 mm^3/m^3 , og maksimum 12,70 mm^3/m^3 . Dette karakteriserer Byrkjelandsvatn som polyeutroft til hypereutroft (høyeste kategori), mens Klf a verdiene tilsvarer tilstandsklasse IV. Algemengdene var dermed høyere enn fosforinnholdet skulle tilsi.

I volum var det kiselalger som dominerte (Figur 39). Mest framtrædende var *Rhizosolenia eriensis* med et maksimalt celletall på 2,4 mill. celler/l. Relativt betydelige forekomster av *Dictyosphaerium elegans* tyder på en eutrof tendens. Det samme gjør forekomstene av *Gonium*, men indikatorarter for oligotrofi forekommer. Bortsett fra et høyt antall små monader $<2,5 \mu\text{m}$ var celletallene på de klassifiserte algene generelt lave. Algeforekomstene kan muligens antyde mesotrofe forhold.



Figur 39. Volum og sammensetning av planteplankton i Byrkjelandsvatn 1997.

5.4.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 47. Det ble registrert 7 arter vannlopper, 4 arter hoppekreps og 10 arter hjuldyr foruten svevemygg. Planktonsamfunnet er dermed middels artsrikt, men preget av høy tetthet

av svevemygg og få individer av *Cyclops*. *Daphnia cf. longispina* var den vanligste vannloppen. Blant hjuldyrene var *Synchaeta* sp. dominerende i deler av sesongen, men flere andre arter forekom i høye tettheter ved ulike tidspunkt. Tettheten av svevemygg var svært høy i august og september. Predasjon fra disse er trolig den viktigste enkelt-faktoren for planktonsamfunnets sammensetning i Byrkjelandsvatn, mens fiskebestanden domineres av gjedde som ikke beiter på plankton. Dette gir innsjøen god evne til å omsette den store algeproduksjonen. Det er ellers sannsynlig at forekomsten av enkelte planktonarter er betinget av transport fra det ovenforliggende Myrdalsvatnet.

5.4.6 Tilstand/vurdering

Grunnlaget for klassifisering av tilstand er vist i Tabell 31 nedenfor, mens Tabell 32 viser avvik fra naturtilstanden. De store algemengdene tyder på tilstandsklasse IV for næringssalter, men både Tot-P og siktedyp ligger i klasse III som blir totalvurderingen. For virkning av organiske stoffer trekker først og fremst reduserende forhold i dypvannet ned. Totalvurderingen blir klasse IV, siden TOC, siktdyp og farge alle ligger i bedre klasser. For partikler får vi klasse III, for forsuring klasse I, og for tarmbakterier klasse III.

Tabell 31. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Byrkjelandsvatn 1997. 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.

Virking av	Parameter	Verdi	Enhet	Tilstands-klasse
Næringssalter	Tot-P	13,3	µg/l	III
	Tot-N	328	µg/l	II
	Klf-A	6,35	µg/l	IV
	Siktedyp	3,6	m	III
Organiske stoffer	TOC	3,2	mg/l	II
	Oksygen (bunn)	0	mg/l	V
	Farge	21,9	Mg Pt/l	II
	Siktedyp	3,6	m	III
Partikler	TURB	0,62	FTU	II
	Siktedyp	3,6	m	III
Forsuring	pH	6,30	-	I
Tarmbakterier	TKB	80	pr. 100 ml	III

Tabell 32. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Byrkjelandsvatn 1997.

Virking av	I	II	III	IV	V
Næringssalter					
Organisk stoff					
Partikler					
Forsuring					
Tarmbakterier					

Vha. FOSRES kan fosfortilførselen til Byrkjelandsvatn estimeres til 660 kg i 1997. Maksimal akseptabel belastning kan teoretisk beregnes til 750 kg ved avrenning som i 1997. Vurdert ut fra de observerte forhold med oksygenvinn er det likevel klart at innsjøen ikke kan tåle så mye, men er overbelastet i dag.

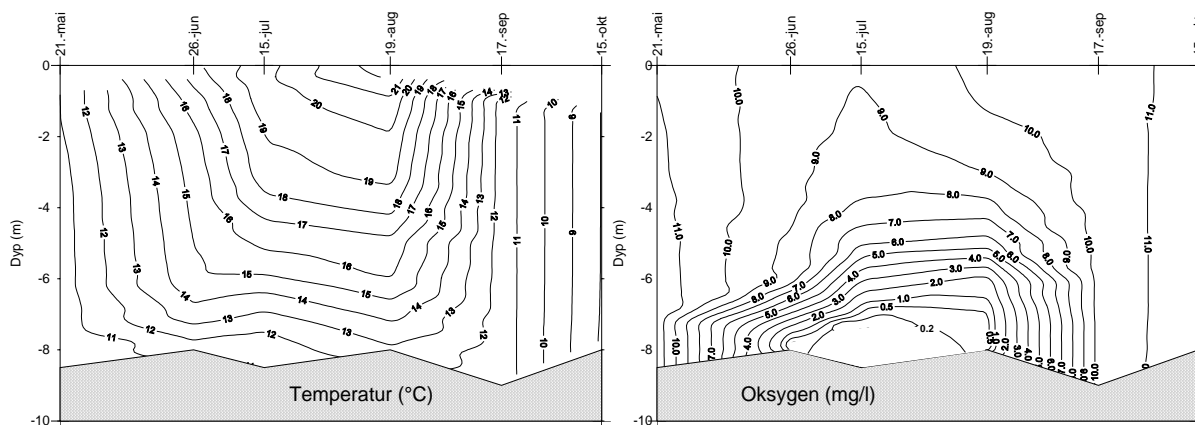
I 1994 ble det målt middel Tot-P (5 prøver) på 23 $\mu\text{g/l}$, og tilførslene ble anslått til nesten 1200 kg P (Bjørklund 1994). Også nitrogenverdiene lå høyere i 1994, så det kan se ut som vi har hatt en reell reduksjon i tilførslene av næringssalter. For organisk belastning var klassifiseringen den samme.

5.5 Nesttunvatn

5.5.1 Hydrografi

Nesttunvatn har stor vanntilførsel, og siden vannet er så grunt blir stratifisering mindre stabil enn i de andre innsjøene vi har undersøkt. Det var ingen stratifisering i mai, men stabile stratifisering i juni-august. Den varme sommeren med lite nedbør bidro nok til større stabilitet i stratifiseringen enn vanlig (Figur 40). Temperaturen i dypvannet var 13 °C i august, og i overflaten var det over 21 °C. I september og oktober var vannmassen fullt omrørt.

Oksygenforholdene er også vist i Figur 40. I løpet av stagnasjonsperioden juni-august var oksygen under 7 m dyp nesten tæret opp, men det ble ikke målt reduserende forhold. Oksygenforbruket har vært stort i denne perioden, både pga. organisk belastning og pga. høy dypvannstemperatur.



Figur 40. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Nesttunvatn 1997. Tilsynelatende varierende dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike tidspunkt.

5.5.2 Vannkvalitet

Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 39 bakerst i kapitlet. Variasjon i sentrale parametre er også vist i Figur 41.

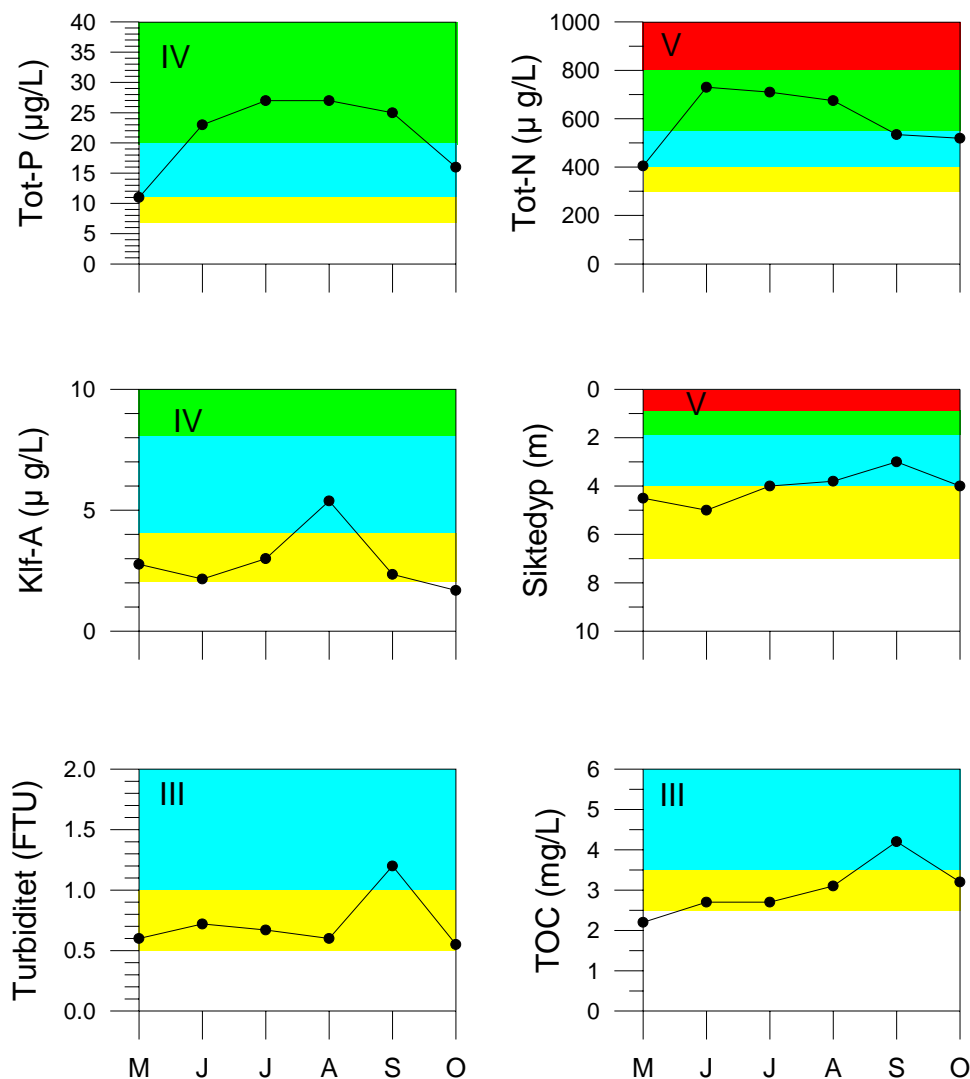
Ioneinnholdet i Nesttunvatn lå litt høyere enn i vassdraget ovenfor, med en gjennomsnittlig konduktivitet på 6,43 mS/cm. Verdiene var vesentlig lavere i mai og september-oktober enn om sommeren (Tabell 39). Surhetsgraden var også litt høyere (snitt pH 6,74), med laveste verdier (rundt pH 6,6) i mai og om høsten ved stor vannføring.

Næringssaltene lå høyere enn i vassdraget ovenfor. Tot-P steg fra 11 $\mu\text{g/l}$ i mai til 23-27 $\mu\text{g/l}$ i juni - september, for deretter å synke i oktober (Figur 41). Middelerdien var 21,5 $\mu\text{g/l}$. For Tot-N var det et lignende forhold, med lavest verdi (405 $\mu\text{g/l}$) i mai, høyest i juni (730 $\mu\text{g/l}$), og gradvis avtakende verdier utover sesongen (Figur 41). Middelerdien var 596 $\mu\text{g/l}$.

Totalt organisk karbon var lavest i mai (2,2 mg/l), steg svakt gjennom sommeren til 3,1 mg/l, for så å øke markert til 4,2 mg/l i september. Ved stor vannføring i oktober var verdien sunket til steg 3,2 mg/l. Middelerdien var 3,0 mg/l, som var litt lavere enn i Byrkjelandsvatnet. Fargetallet (Tabell 39) viste et

lignende forløp som TOC, med laveste måling i mai og maksimum i september (31,1 mg Pt/l). Også i oktober var fargetallet relativt høyt. Middelerdien var 18,9 mg Pt/l.

Mengden partikler (Figur 41) lå nokså jevnt rundt 0,6 - 0,7 FTU fram til september, da den steg markert til 1,2 FTU. I oktober var turbiditeten igjen lavere. Gjennomsnittlig turbiditet var 0,72 FTU. Siktedypet varierte på samme måte, men utslagene var mindre markerte (Figur 41). Minimum i september var 3,0 m, og middelerdien 4,1 m.

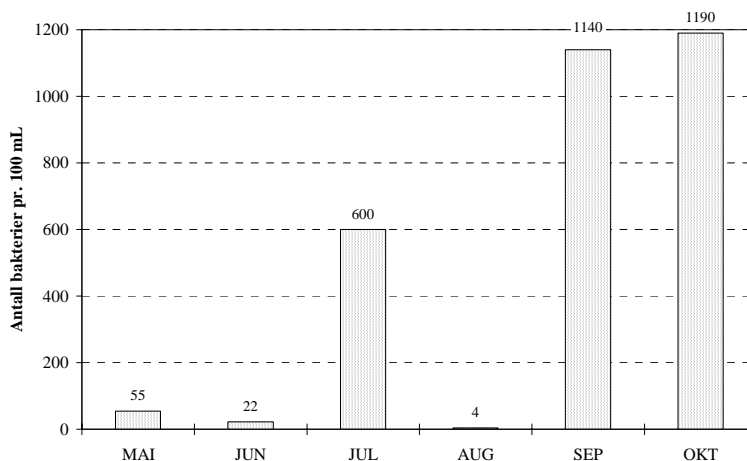


Figur 41. Vannkjemiske målinger fra Nesttunvatn 1997. Øverst nærings saltene Tot-P (til venstre) og Tot-N (til høyre), i midten Klf a (til venstre) og siktedyp (til høyre), nederst turbiditet (til venstre) og TOC (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (I - V).

Målinger i bunnvannet mai viste 12 µg/l Tot-P, 400 µg/l Tot-N, og 2,1 mg/l TOC. Dette var omtrent identisk med overflatemålingene på dette tidspunktet. I september målte vi Tot-P til 26 µg/l (derav 13 µg PO₄-P), 555 µg/l Tot-N, 4,3 mg/l TOC, farge 32,3 mg Pt/l, og turbiditet 1,2 FTU. Disse tallene var også svært nær overflateverdiene. Dette er som ventet ut fra de hydrografiske forhold

5.5.3 Tarmbakterier

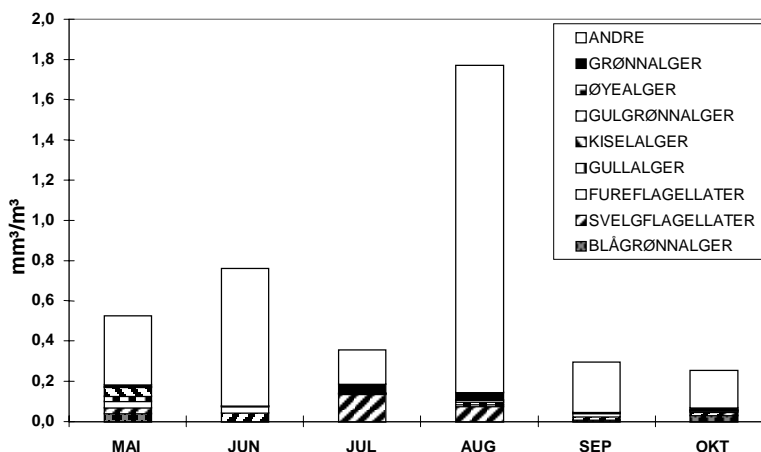
Det ble påvist tarmbakterier ved alle prøvetakinger (Figur 42). Både i juli, september og oktober var bakterietallene svært høye for å være målt ute på en innsjø. Begge målingene om høsten lå over 1100 TKB pr. 100 ml. Relativt høyere bakterietall i juli, september og oktober synes å være et mønster for flere stasjoner i vassdraget i 1997. I alle fall må kloakktilførslene til nesttunvatnet være betydelige for å kunne forklare slike høye bakterietall.



Figur 42. Termostabile kolibakterier i Nesttunvatn 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

5.5.4 Planteplankton

Algemengden målt som Klf a var moderat (Figur 41), med en middelerdi på 2,89 $\mu\text{g/l}$. Maksimum ble registrert i august med 5,39 $\mu\text{g/l}$. Beregnet algevolum viste et tilsvarende forløp (Figur 43), med maksimalverdi i august på 1,77 mm^3/m^3 . Gjennomsnittlig algevolum var 0,66 mm^3/m^3 . Basert på begge disse volumer kan innsjøen karakteriseres som mesotrof (Brettum 1989). Klf a verdiene faller i tilstandsklasse II for næringsalter.



Figur 43. Volum og sammensetning av planteplankton i Nesttunvatn 1997.

Ingen av de klassifiserte algene utmerket seg med svært høye celletall, og uklassifiserte små celler utgjorde det meste av algevolumet. Mest framtrædende var *Rhodomonas lacustris* var. *nannoplanktonica* med 0,7 mill. celler/l i august. Lave forekomster av en del alger med eutrof preferens kan antyde mesotrofe forhold.

5.5.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 48. I innsjøen ble det registrert 6 arter vannlopper, 4 arter hoppekreps og 7 arter hjuldyr, samt svevemygg. Artsmangfoldet var dermed beskjedent i forhold til andre innsjøer i regionen. *Bosmina longispina* dominerte juni-august, men et betydelig innslag av *Daphnia* spp. var tilstede særlig i juli. Det var relativt få voksne hoppekreps tilstede, bortsett fra i mai med dominans av *Cyclops scutifer*. Larver av hoppekreps forekom imidlertid i varierende antall gjennom hele sesongen. Mengden hjuldyr var også beskjeden, bortsett fra i august da *Conochilus* sp. var dominerende. Den store vannutskiftingen i Nesttunvatnet medfører at forholdene for dyreplankton fluktuerer sterkt, og samfunnet var i 1997 (med lite vanngjennomstrømming om sommeren) trolig bedre utviklet enn vanlig. Mengden av store vannlopper og av svevemygg tyder på at beitetrykket fra fiskebestanden (gjedde, aure) er relativt beskjedent.

5.5.6 Tilstand/vurdering

Grunnlaget for vurdering av tilstandsklasser er satt opp i Tabell 33, og forurensningsgrad i Tabell 34 nedenfor. For virkning av næringsalter blir totalvurderingen klasse IV basert på innholdet av Tot-P, for organiske stoffer også klasse IV på grunnlag av lave oksygenmengder i dypvannet, for partikler klasse II, for forsuring klasse I, og for tarmbakterier klasse V.

Tabell 33. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Nesttunvatn 1997. 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.

Virking av	Parameter	Verdi	Enhet	Tilstands-klasse
Næringssalter	Tot-P	21,5	µg/l	IV
	Tot-N	596	µg/l	III
	Klf-A	2,89	µg/l	II
	Siktedyp	4,1	m	II
Organiske stoffer	TOC	3,0	mg/l	II
	Oksygen (bunn)	0,1	mg/l	V
	Farge	18,9	mg Pt/l	II
	Siktedyp	4,1	m	II
Partikler	TURB	0,72	FTU	II
	Siktedyp	4,1	m	II
Forsuring	pH	6,57	-	I
Tarmbakterier	TKB	1190	pr. 100 ml	V

Tabell 34. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Nesttunvatn 1997.

Virking av	I	II	III	IV	V
Næringssalter					
Organisk stoff					
Partikler					
Forsuring					
Tarmbakterier					

Vha. FOSRES kan fosfortilførslene til Nesttunvatn anslås til 1960 kg i 1997. Med årets vannføring skulle innsjøen teoretisk kunne tåle vel 1700 kg P, og den er derfor overbelastet. Imidlertid er

forutsetningen gode for å tåle belastningen godt. Det er ikke alle år at vi får stabil stratifisering i innsjøen, og dermed vil ikke oksygenvinn få anledning til å utvikle seg. Dette var f.eks. tilfelle i 1994 (Bjørklund 1994).

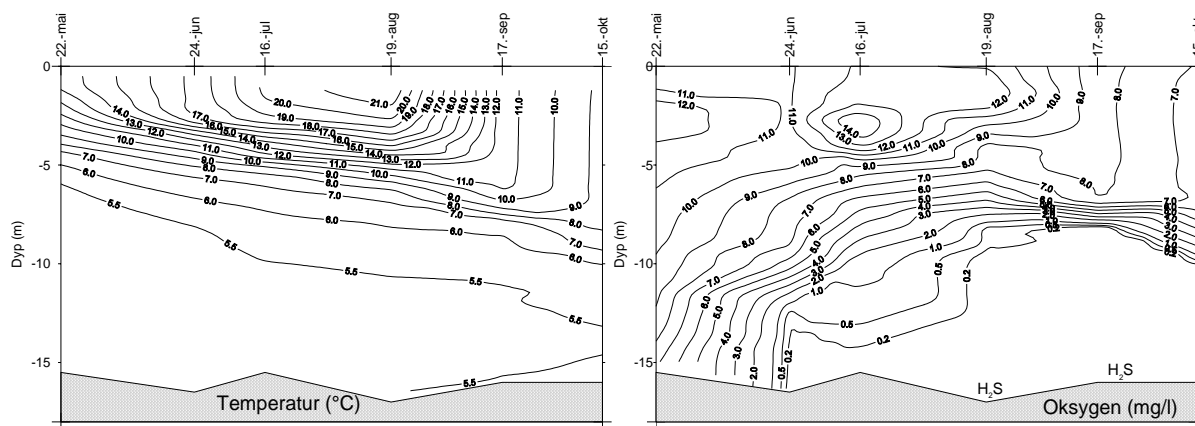
Data fra 1994 (6 prøver) viste høyere fosforkonsentrasjon (middelverdi 36 $\mu\text{g/l}$) enn i 1997 (Bjørklund 1994), og dermed ble også anslaget for tilførsler langt høyere (3300 kg P). Middelerdiene for nitrogen var derimot nesten identiske de to årene. Selv om fosforverdiene var klart høyere i 1994, gav dette seg ikke utslag i høyere tilstandsklasse for næringssalter. Med basis i kjemisk oksygenforbruk var også tilstandsklassen for organisk belastning den samme som i 1997. For tarmbakterier og forsuring var klassifiseringen også den samme, mens partikler ikke ble målt i 1994.

5.6 Myravatn

5.6.1 Hydrografi

Innsjøen var stratifisert gjennom hele perioden (Figur 44). Sprangsjiktet lå mellom 2 og 5 m fram til august men var i september presset ned til vel 6 m dyp. Omrøringen av de øvre lagene hadde nådd ned til 7-8 m i oktober. Temperaturen i dypvannet steg lite i perioden. I overflaten ble høyeste temperatur målt i august.

Oksygenforholdene er også vist i Figur 44. I mai-august lå det et mer eller mindre klart maksimum rundt 3 m dyp, trolig som følge av høy primærproduksjon. I dypvannet sank O₂-konsentrasjonen fra ca 7 mg/l i mai til null på 17 m allerede i juni, og oksygenvinn nådde opp til 10 m eller litt over i august og september. Det ble påvist H₂S både i august og september (0,37 mg/l på 16 m i juli og 0,25 mg/l på 15,5 m i august).



Figur 44. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Myravatn 1997. Tilsynelatende varierende dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike tidspunkt. Positiv påvisning av H₂S er angitt.

5.6.2 Vannkvalitet

Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 39 bakerst i kapitlet. Variasjon i sentrale parametre er også vist i Figur 45.

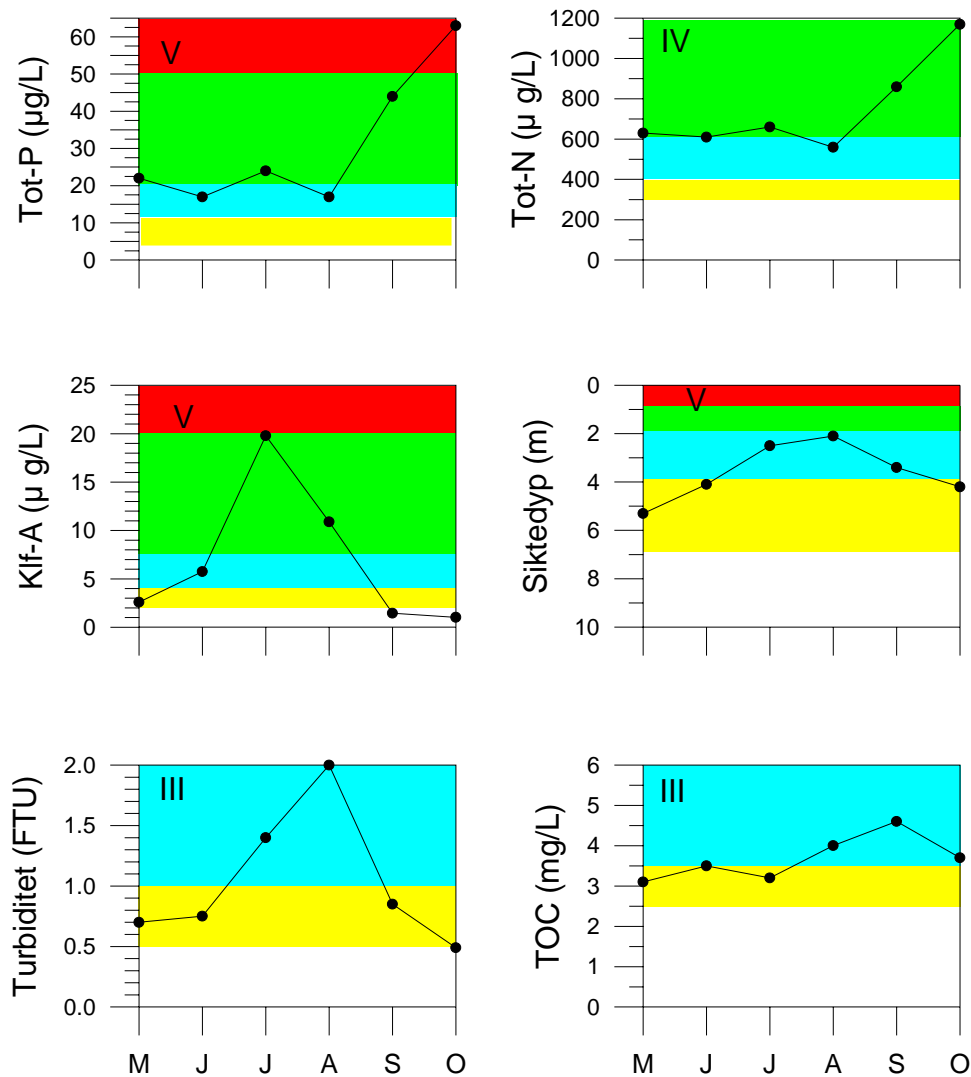
Ioneinnholdet i Myravatn var høyere enn i vadsragnet ellers, med en middelverdi på 12,7 mS/m. Det var bare små variasjoner (Tabell 39). Surhetsgraden var svakt alkalisk (snitt pH 7,39) med laveste verdi pH 7,18 i oktober (Tabell 39).

Næringssalter er vist i Figur 45. Tot-P varierte nokså lite rundt 20 µg/l i mai-august, men steg kraftig i september og oktober til et maksimum på 63 µg/l. Middelerdien for perioden var 31,2 µg/l. Forløpet av Tot-N konsentrasjonen var ganske tilsvarende (Figur 45). Middelerdien var 748 µg/l, mens maksimum i oktober var nesten 1200 µg/l. Innsjøen må ha fått betydelige tilførsler i denne perioden.

Innholdet av TOC (Figur 45) varierte mindre, men steg fra 3,1 til 4,6 mg/l i perioden mai-september. Middelerdien var 3,7 mg/l. Fargetallet (Tabell 39) lå nokså lavt i mai-august, men steg sammen med næringssaltene i september til maks. 31 mg Pt/l. Middelerdien ble 18,7 mg Pt/l.

Partikkelinnholdet (Figur 45) steg kraftig fra en turbiditet på 0,7-0,8 FTU i mai og juni til 2,0 FTU i august. Dette skyldes en oppblomstring av store kolonier av grønnalger. I september-oktober var turbiditeten lav igjen. Middelerdi for perioden ble 1,03 FTU. Siktedyptet (middel 3,6 m) viste et forløp som lignet turbiditeten, men utslaget var mindre. Lavest måling ble gjort i august med 2,1 m (Figur 45).

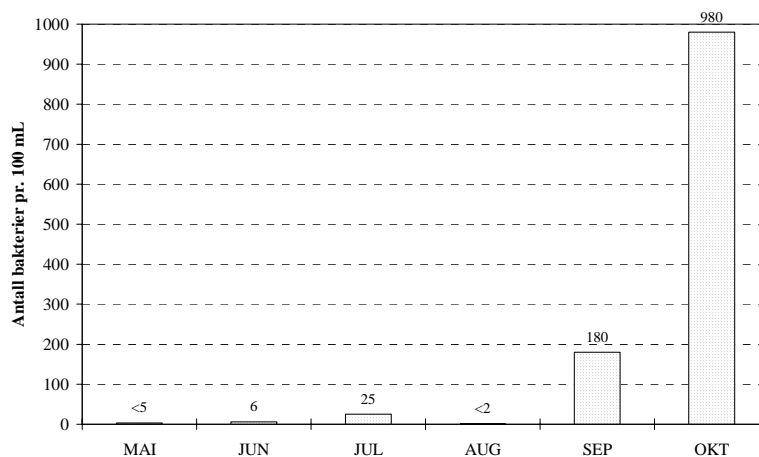
I bunnvannet var mengden Tot-P og Tot-N noe forhøyet i forhold til overflaten allerede i mai. Men i september var fosformengden verdiene langt høyere: 327 µg/l Tot-P, derav 289 µg/l PO₄-P (88%). For nitrogenvar utslaget mindre med 1620 µg/l Tot-N. For TOC, Farge og Turbiditet var verdiene fra bunnvannet nær målingen fra overflaten også i september. Fosforverdien er den høyeste som ble målt i noen av innsjøene, og viser at lekkasje fra sedimentene kan være en viktig kilde av næringssalter.



Figur 45. Vannkjemiske målinger fra Myravatn 1997. Øverst næringssaltene Tot-P (til venstre) og Tot-N (til høyre), i midten Klif a (til venstre) og siktedyp (til høyre), nederst turbiditet (til venstre) og TOC (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (I - V).

5.6.3 Tarmbakterier

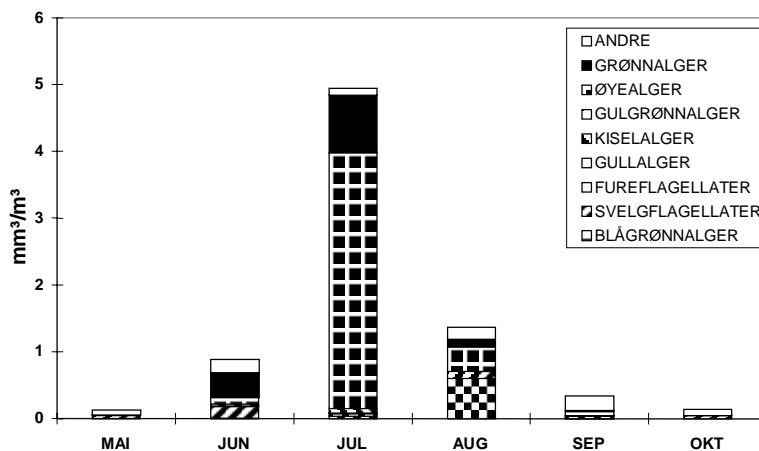
Mengden tarmbakterier var nokså lav i perioden mai-august (Figur 46). I september fant vi imidlertid 180, og i oktober hele 980 TKB pr. 100 ml. Forurensningen synes knyttet til overløp fra kloakksystemet, som beskrevet tidligere (Bjørklund 1994).



Figur 46. Termotabile kolibakterier i Myravatn 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

5.6.4 Planteplankton

Algemengden målt som Klf a var betydelig (Figur 45), med en middelvei på 6,93 $\mu\text{g/l}$. maksimum ble registrert i juni med 19,8 $\mu\text{g/l}$. Beregnet algevolum viste et tilsvarende forløp (Figur 47), med maksimalverdi i juli på 4,94 mm^3/m^3 . Gjennomsnittlig algevolum var 1,30 mm^3/m^3 . Basert på volumene kan innsjøen karakteriseres om mesotrof til eutrof (Brettum 1989). Klf a verdiene tilsier tilstandsklasse III for næringssalter.



Figur 47. Volum og sammensetning av planteplankton i Myravatn 1997.

I volum var det øyeflagellater som dominerte samfunnet (Figur 47). Tallmessig dominerte blågrønnalgen *Anabaena solitaria* med 8,5 mill. celler/l i august. Andre tallmessig framtrede arter med celletall over 1 mill. celler/l var *Coelosphaerium minutissimum*, *Rhodomonas lacustris* var *nannoplanktonica*, *Trachelomonas volvocina*, *Pediastrum boryanum* og *Sphaerocystis Schroeterii*. Dette er arter som enten har en klar eutrof preferens eller kan være tallrike under forhold med forhøyet næringstilgang. Algeforekomstene tyder på relativt eutrofe forhold i Myravatn. I 1994 ble det observert en stor oppblomstring av blågrønnalgen *Lyngbya* (Bjørklund 1994), men denne ble ikke påvist i 1997.

5.6.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 49. Planktonsamfunnet i Myravatn var relativt spesielt med bare 3 arter vannlopper, 3 arter hoppekreps, 9 arter hjuldyr, og høye tettheter av svevemygg. For krepsdyr (vannlopper og hoppekreps) er dette et lavt artsmangfold, mens for hjuldyrene synes artsantallet normalt. Imidlertid var mengden krepsdyr stor, med høy tetthet av *Daphnia cf. pulex* og *Eudiaptomus gracilis* gjennom hele sesongen. Midt på 80-tallet var situasjonen noe annerledes, med *Daphnia longispina* som den dominerende (Giske 1986). Den gang var *Bosmina*-arter knapt registrert. Det synes å ha forekommet et "krasj" i planktonsamfunnet i 1994 (Bjørklund 1994), muligens som følge av en oppblomstring av blågrønnalger. Økologisk sett synes dermed forholdene i Myravatn å være ustabile. Ellers synes svevemygg å være den kontrollerende faktoren i systemet, som i flere andre innsjøer i Bergen der gjedde er eneste fiskeslag (jfr. Schartau m.fl 1997). Dette er gunstig med tanke på stoffomsetningen i innsjøen, men synes å føre til et redusert artsmangfold.

5.6.6 Tilstand/vurdering

Tabell 35. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Myravatn 1997. 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	31,2	µg/l	IV
	Tot-N	748	µg/l	IV
	Klf-A	6,93	µg/l	III
	Siktedyp	3,6	m	III
Organiske stoffer	TOC	3,7	mg/l	III
	Oksygen (bunn)	0	mg/l	V
	Farge	18,7	mg Pt/l	II
	Siktedyp	3,6	m	III
Partikler	TURB	1,03	FTU	III
	Siktedyp	3,6	m	III
Forsuring	pH	7,18	-	I
Tarmbakterier	TKB	980	pr. 100 ml	IV

Tabell 36. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Myravatn 1997.

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

Klassifiseringsgrunnlaget er satt opp i Tabell 36 ovenfor, og forurensningsgrad er vist i Tabell 37. For virkning av næringssalter blir tilstandsklassen IV. For virkning av organisk stoff tilsier de reduserende forholdene i dypvannet klasse V, men siden de andre parametrene ligger i klasse II-III blir totalvurderingen klasse IV. For virkning av partikler var tilstandsklassen III og for tarmbakterier klasse IV, mens det ikke var noe avvik fra naturtilstand mhp. forsuring.

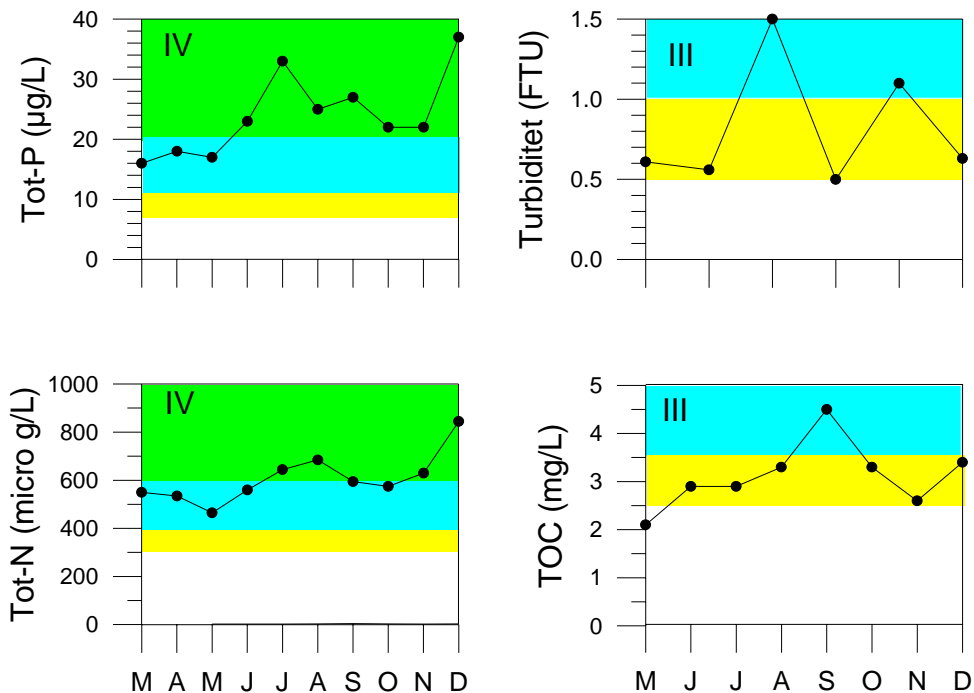
Ved forrige undersøkelse i 1994 lå innholdet av både Tot-P og Tot-N høyere (Bjørklund 1994), og innsjøen ble da vurdert til klasse V for virkning av næringssalter. Tilførslene av fosfor ble da anslått til 470 kg. Tilførslen av næringssalter til Myrvatn synes å være redusert i denne perioden.

Med vannføring som i 1997 kan innsjøen teoretisk tåle en belastning på ca 85 kg P pr år, mens estimert tilførsel (FOSRES) ligger på 218 kg. Innsjøen har dermed et klart avlastningsbehov. Effektene av overbelasting er klart manifestert i det omfattende oksygensvinn som preger innsjøen.

5.7 Hopsfoss

5.7.1 Vannkvalitet

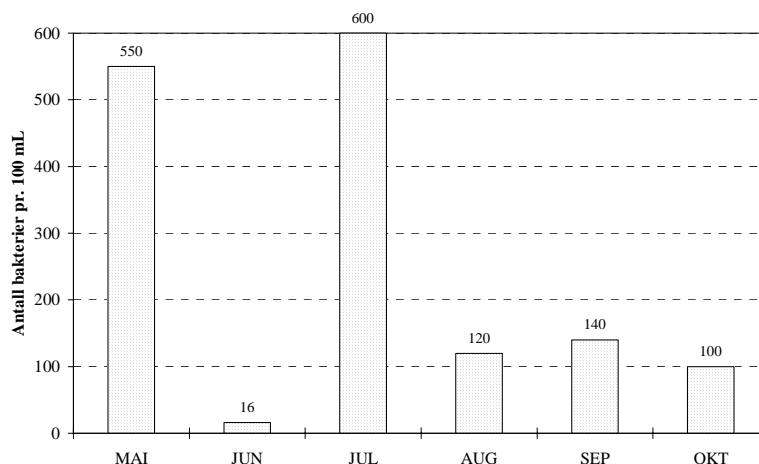
Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 39 bakerst i kapitlet. Variasjon i noen sentrale parametre er også vist i Figur 48.



Figur 48. Vannkjemiske målinger i Hopsfossen 1997. Til venstre næringssaltene Tot-P (øverst) og Tot-N (nederst). Til høyre TOC (øverst) og partikkelinnhold (nederst). Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (I - V).

5.7.2 Tarmbakterier

Det ble påvist tarmbakterier i alle seks prøver fra Hopsfossen, med høyeste tall i mai og juli (Figur 49). Mengden bakterier var imidlertid over 100 TKB pr. 100 ml i fem av seks prøver. Basert på maksimalverdien blir tilstandsklassen IV. De høyeste verdiene ble målt ved lav vannføring, men dette gjelder også den laveste målingen i juni. Resultatene fra lekkasjesøkingen (Hobæk 1998) viste også dels direkte tilførsler i nedre del av vassdraget, men også at bakteriemengden henger sammen med tilstanden i vassdraget ovenfor.



Figur 49. Termostabile kolibakterier i Hopsfossen 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

5.7.3 Tilstand/vurdering

Grunnlaget for vurdering av tilstand er satt opp i Tabell 37, avvik fra naturtilstanden er vist i Tabell 38. Klassifiseringen gir tilstandsklasse IV for næringssalter; klasse II for organiske stoffer og partikler, løasse I for forsuring, og klasse IV for tarmbakterier.

Tabell 37. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Hopsfossen 1997. Klassifiseringen er basert på data fra 6-10 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	24,0	µg/l	IV
	Tot-N	609	µg/l	IV
Organiske stoffer	TOC	3,1	mg/l	II
	Farge	19,4	mg Pt/l	II
Partikler	TURB	0,82	FTU	II
Forsuring	pH	6,73		I
Tarmbakterier	TKB	600	pr. 100 ml	IV

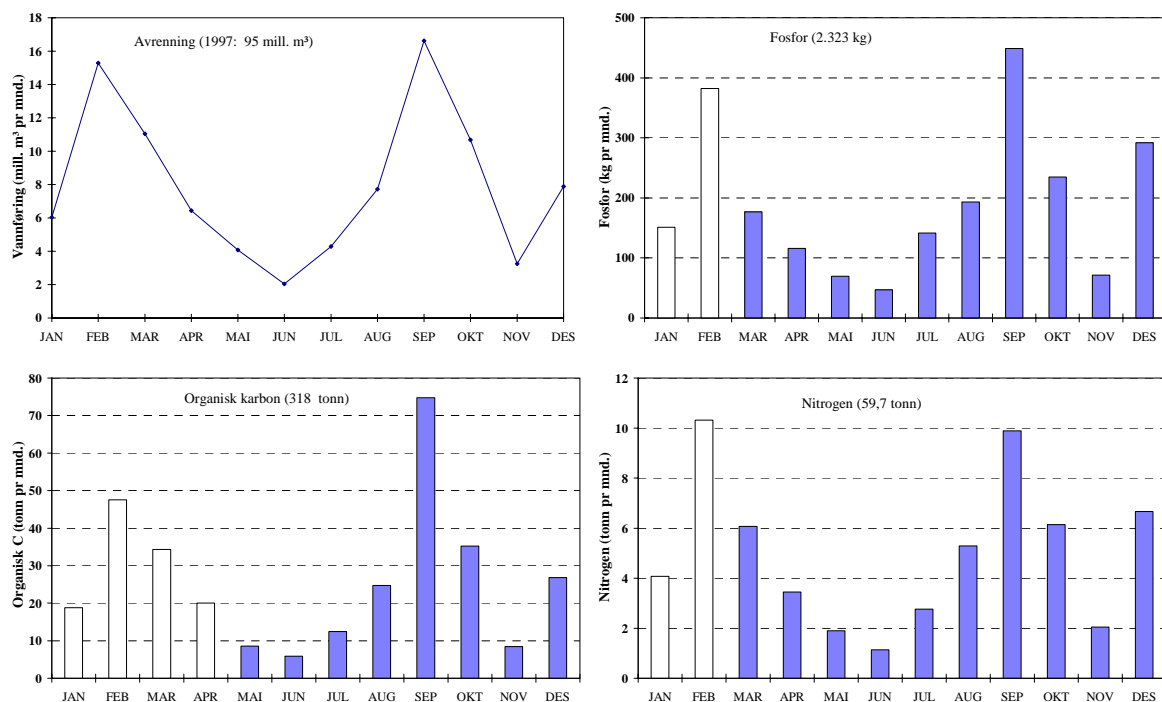
Tabell 38. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Hopsfossen 1997. Antatt naturtilstand er skravert lyst, mens dagens tilstand er skravert mørkt dersom den avviker fra naturtilstanden.

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

Klassifiseringen i 1994 gav samme resultat (Bjørklund 1994), men partikler ble ikke målt. Mengden Tot-P og Tot-N lå noe høyere i 1994.

5.8 Massetransport til Nordåsvatnet

En del av vannføringen (i perioder hele) tas inn i et kraftverk i den gamle Pedek-fabrikken ved Hopsfossen. Inntaket ligger like ovenfor fossen i en oppdemmet del av elven. Det er ingen grunn til å tro at vannkvaliteten i overløpet og i kraftverkets inntak er forskjellig, og i beregningene av massetransport har vi derfor sett bort fra dette. Et vanskeligere problem er at avrenningen fra en stor del av nedbørfeltet kan holdes tilbake i Myrdalvatn i lange perioder (eller magasinet kan tappes i tørre perioder), og avrenningsmønsteret blir dermed utjevnet i forhold til vårt anslag som er basert på nedbørmengder.



Figur 50. Massetransport med Nesttunvassdraget til Nordåsvatnet 1997. Månedlig avrenning (øverst til venstre) og månedlig transport av fosfor (øverst til høyre); organisk karbon (nederst til venstre); og nitrogen (nederst til høyre). Åpne søyler viser manglende måling av konsentrasjoner.

Transport av fosfor, nitrogen og karbon ble beregnet på samme måte som beskrevet tidligere. Totalavrenningen ble anslått til vel 95 mill m³ (95 % av normalavrenning). For konsentrasjonene av P og N i januar-februar ble et gjennomsnitt av målinger fra mars, november og desember benyttet. For manglende måleverdier av C brukte vi middelverdien for hele måleperioden.

Resultatene av beregningene er vist i Figur 50. Total transport for 1997 ble 2323 kg fosfor, 59,7 tonn nitrogen, og 317 tonn karbon. Massetransporten til Nordåsvatnet var lav om sommeren, men høy på sen vinteren og om høsten.

I 1994 ble massetransport anslått til noe høyere tall, spesielt for karbon (Bjørklund 1994). Grunnlaget for estimatene var mye svakere, og det er umulig å vurdere om det ligger en reelle reduksjon bak forskjellene.

Tabell 39. Vannkjemiske målinger fra Nesttunvassdraget i 1997.

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
Grimevatn	23.05.97	6,10	4,18	0,51	9,22	1,5	10	445	3,43	4,8
	26.06.97	6,20	4,31	0,35	7,10	1,7	5	380	1,49	9,6
	16.07.97	6,37	4,28	0,27	6,34	1,9	5	380	1,96	8,0
	19.08.97	6,53	4,23	0,35	7,30	1,9	3	340	1,78	10,2
	16.09.97	6,25	4,19	0,33	14,0	2,0	6	370	2,71	7,6
	15.10.97	6,45	4,38	0,37	12,9	2,2	6	390	2,16	5,0
	Snitt	6,32	4,26	0,36	9,48	1,9	5,8	384	2,26	7,5
Myrdalsvatn	22.05.97	6,00	4,45	0,66	14,8	2,4	9	280	4,44	4,0
	24.06.97	5,96	4,52	0,75	13,4	2,1	11	345	4,18	4,2
	16.07.97	5,85	4,48	0,60	12,7	2,2	11	295	5,31	3,5
	19.08.97	6,15	4,42	0,79	14,8	2,5	10	270	5,33	5,3
	16.09.97	5,91	3,89	0,59	39,0	4,9	16	405	2,52	3,5
	15.10.97	6,02	4,75	0,54	31,1	3,9	17	360	2,45	4,0
	Snitt	5,98	4,42	0,66	21,0	3,0	12,3	326	4,04	4,1
Byrkjelandsvatn	22.05.97	6,31	4,77	0,56	14,4	2,4	10	260	3,16	4,0
	24.06.97	6,45	5,09	0,63	13,8	2,4	12	255	6,31	3,9
	16.07.97	6,30	5,4	0,50	12,5	2,4	14	295	13,0	3,0
	19.08.97	6,90	5,97	0,63	15,0	3,2	12	295	11,0	4,6
	16.09.97	7,30	5,66	0,60	42,0	4,9	17	455	2,28	3,2
	15.10.97	6,27	4,9	0,82	33,8	4,0	15	405	2,34	2,6
	Snitt	6,59	5,30	0,62	21,9	3,2	13,3	328	6,35	3,6
Nesttunvatn	21.05.97	6,57	5,41	0,60	12,5	2,2	11	405	2,77	4,5
	26.06.97	6,69	6,64	0,72	14,8	2,7	23	730	2,16	5,0
	15.07.97	6,75	7,25	0,67	16,3	2,7	27	710	3,00	4,0
	19.08.97	7,11	8,37	0,60	15,6	3,1	27	675	5,39	3,8
	17.09.97	6,65	5,21	1,2	32,4	4,2	25	535	2,35	3,0
	15.10.97	6,64	5,69	0,55	21,7	3,2	16	520	1,69	4,0
	Snitt	6,74	6,43	0,72	18,9	3,0	21,5	596	2,89	4,1
Myravatn	22.05.97	7,53	14,8	0,70	15,6	3,1	22	630	2,59	5,3
	24.06.97	7,33	12,6	0,75	12,9	3,5	17	610	5,76	4,1
	16.07.97	7,44	12,3	1,4	11,9	3,2	24	660	19,8	2,5
	19.08.97	7,52	12	2,0	13,1	4,0	17	560	10,9	2,1
	17.09.97	7,31	11,7	0,85	31,1	4,6	44	860	1,46	3,4
	15.10.97	7,18	12,5	0,49	27,3	3,7	63	1170	1,04	4,2
	Snitt	7,39	12,7	1,03	18,7	3,7	31,2	748	6,93	3,6
Hopsfoss	27.03.97						16	550		
	24.04.97						18	535		
	23.05.97	6,73	6,04	0,61	12,1	2,1	17	465		
	26.06.97	6,79	7,71	0,56	15,0	2,9	23	560		
	16.07.97	6,68	7,51	1,5	15,4	2,9	33	645		
	19.08.97	7,26	9,19	0,50	16,3	3,2	25	685		
	16.09.97	6,86	5,97	1,1	33,2	4,5	27	595		
	15.10.97	6,82	6,35	0,63	24,2	3,3	22	575		
	25.11.97						2,6	22	630	
	09.12.97						3,4	37	845	
	Snitt	6,86	7,13	0,82	19,4	3,1	24,0	609		

Tabell 40. Planteplankton i Grimevatn 1997. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

GRUPPE/Art	23.05.97	26.06.97	16.07.97	19.08.97	16.09.97	15.10.97
CYANOPHYCEAE						
Snowella lacustris	3.257.100	471.500	469.800	241.500	168.200	52.200
CRYPTOPHYCEAE						
Cryptomonas spp. 10-20 µm	29.000		1.400	57.500	57.500	40.600
" " 20-30 µm	23.200	2.100	3.500	80.500	57.500	23.200
" " 30-40 µm		2.100				5.800
Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica	900.900	172.500	277.200	138.000	693.000	462.000
DINOPHYCEAE						
Gymnodinium sp.45 µm					200	
Peridinium umbonatum 18 µm						
P. willei		200				
Ubestemt thecat dinoflagellat 30 µm					700	
Ubestemt thecat dinoflagellat 16-20 µm						5.600
Ubestemt athecat dinoflagellat 7,5-10 µm			23.000	23.000		17.400
" " " 10-20 µm	46.000	5.800		11.500	12.300	13.000
CHRYSOPHYCEAE						
cf. Bitrichia chodatii	11.600		5.800	5.800		
Dinobryon crenulatum 5 µm		11.600	69.000	5.800		
D. sp. solitær 7,5 µm				23.000		
cf. Kephyrion boreale 5µm	11.500					
Mallomonas akrokomos 17,5-25x5 µm	17.400	11.600	11.600	3.000	17.400	46.400
M. cf. heterospina/multiunca 12x10 µm		11.600				
M. lychenensis	46.400			700		
M. spp. 12,5-15 µm	5.800		1.400	5.800	1.400	
M. spp. 20-25 µm		700			1.400	
EUGLENOPHYCEAE						
cf. Tracelomonas ruqulosa 15 µm	5.800					
Tracelomonas volvocina 5-10 µm	161.600	80.500	14.500	46.400	23.000	63.300
CHLOROPHYCEAE						
Ankyra judayi 50 µm	5.800	17.400	11.500			400
A. lanceolata 25 µm	34.500	34.500	69.000			34.800
Chlamydomonas spp. 5x3 µm	2.310		46.200	11.500		
C. spp. 7,5x3 µm	23.100				11.500	
Crusigenia quadrata 2 µm			46.400			
Elakathrix genevensis		52.200				
Koliella spiculiformis 30-45 µm	115.000	485.100		23.200	69.000	87.000
K. longiseta			80.500			
Monoraphidium contortum	57.500	5.800	577.500			11.600
M. dybowskii		5.800	92.000	5.800		
Oocystis rhomboidea			11.600			
Selenasrum capricornutum	11.500		3.734.100	623.700	414.900	277.200
Sphaerocystis schroeteri 3-5 µm			86.800	153.000	49.700	
Staurodesmus 30 µm						200
UKLASSIFISERTE ALGER						
Flagellater/monader 1-2,5 µm	28.451.700	4.103.200	5.532.000	1.386.000	2.120.600	2.910.600
" " 2,5-5 µm	3.719.100	1.871.100	3.180.900	1.455.300	1.060.300	1.131.900
" " 5-7,5 µm	693.000	138.700	368.800	346.500	184.400	92.400
" " 7,5-10 µm	231.000	23.100		23.000		5.800
" " 10-15 µm			11.500			
Cvste? 10 µm	5.800		5.800			
KRAGEFLAGELLATER						
Ubestemte krageflagellater 5-8 µm					92.400	109.800
TOTALT ALGEVOLUM (mm³/m³)	0,557	0,167	0,412	0,202	0,195	0,163

Tabell 41. Planteplankton i Myrdalsvatn 1997. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

GRUPPE/Art	22.05.97	24.06.97	16.07.97	19.08.97	16.09.97	15.10.97
CYANOPHYCEAE						
Oscillatoria sp celler 5x3 µm	56.000					
Pseudoanabaena cf. catenata 1,5x2 µm	7.000					
Snowella lacustris						23.200
CRYPTOPHYCEAE						
Cryptomonas spp. 10-20 µm	34.500	3.500	17.400		2.100	17.400
" " 20-30 µm	34.500	11.200	17.400	700	7.000	11.600
" " 30-40 µm	11.500	1.400				
" " 40- 50 µm			700			
Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica 10-12,5 µm					368.000	300.300
DINOPHYCEAE						
Gymnodinium cf. uberium 25-45 µm (qisn.37)		14.700	36.000	39.000	5.600	
Ubestemt atecat dinoflagellat 7,5-10 µm	11.500				3.000	
" " " 10-20 µm	35.200					
" " " 20-30 µm	200					
CHRYSOPHYCEAE						
Dinobryon crenulatum 5 µm	17.400					
D. divergens 15-25x8 µm					3.600	
D. sp. solitær 7,5 µm	11.500					
cf. Kephyrion boreale 6µm	23.100			23.100		
Mallomonas akrokomos 17,5-25x5 µm	5.800				2.800	1.400
M. lychenensis 20-30 µm						2.100
M. spp. 12,5-15 µm				3.000		1.400
M. spp. 20-25 µm	1.600			3.000		
M. spp. 30 µm			1.400			
Spiniferomonas sp. 7,5 µm			11.600	17.400		
BACILLARIOPHYCEAE						
Asterionella formosa 60-75 µm				1.000		
Pennate diatomeer 15 µm					200	
XANTHOPHYCEAE						
Isthmochloron trispinatum	5.800					
EUGLENOPHYCEAE						
Tracelomonas volvocina 6-17 µm	438.600		28.800	139.300	12.200	5.800
CHLOROPHYCEAE						
Ankyra judayi 50x2,5 µm						5.800
A. lanceolata 25x1,5-2,5 µm			5.800	46.400	11.600	29.000
Chlamydomonas spp. 5x3 µm						23.100
C. spp. 7,5x3 µm						161.700
C. spp. 10x5 µm					23.000	5.800
Closterium acutum var. variabile 70-80 µm					700	400
Elakatothrix genevensis						200
Koliella spiculiformis 25-75 µm	762.300	17.400	40.600	34.800	5.800	23.200
Monoraphidium dybowskii					11.500	
Quadrigula pfitzeri 25x3,5 µm					3.800	
Selenasrum aculeolatus 12,5x2,5 µm	800					
S. capricornutum	11.500					
Sphaerocystis schroeteri 5-8 µm	800				2.000	
Staurastrum anatinum 30 µm					200	200
S. cf planktonicum 40 µm						200
UKLASSIFISERTE ALGER						
Flagellater/monader 1-2,5 µm	12.922.000	61.517.700	68.948.100	41.050.500	6.223.500	17.260.10
" " 2,5-5 µm	3.950.100	3.688.000	6.276.400	3.045.900	2.028.400	1.409.100
" " 5-7,5 µm	785.400	126.500	358.000	254.100	92.000	231.000
" " 7,5-10 µm	138.000		11.500			
" " 10-15 µm	34.500	200	5.800	21.000	5.800	
Ubestemt koloni 1,5 µm						81.200
Cyste? 6 µm			11.600			
" 10 µm	5.800					
" 15 µm		200				
KRAGEFLAGELLATER						
Ubestemte kragflagellater 5-8 µm	23.100		11.500		23.000	254.000
Gyromitus cordiformis						
TOTALT ALGEVOLUM (mm³/m³)	0,543	0,502	0,944	0,818	0,213	0,170

Tabell 42. Planteplankton i Byrkjelandsvatn 1997. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

GRUPPE/Art	21.05.97	24.06.97	16.07.97	19.08.97	16.09.97	15.10.97
CYANOPHYCEAE						
Anabaena solitaria f. solitaria				5.544.800		
cf. Coelosphaerium minutissimum 0,8 µm				575.000		
P. cf. limnetica 1,5x(2,5-3,5)-(5-7,5) µm	104.400	162.400	127.600	1.260.000	25.900	66.000
Snowella lacustris	301.600	23.200				
CRYPTOPHYCEAE						
Cryptomonas spp. 10-20 µm	40.600	115.000	34.500	149.500	11.600	87.000
" " 20-30 µm	28.800	115.000	46.000	80.500	23.200	1.400
" " 30-40 µm	5.800	34.500	69.000	69.000		
" " 40-55 µm		11.500	69.000	23.000		
Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica 10-12,5 µm				161.700	253.000	485.100
DINOPHYCEAE						
Gymnodinium cf. ubermium 25-45 µm (qisn.37)	800	21.000	19.500	115.000	4.200	
Peridinium umbonatum 17,5-20 µm		6.000	103.600	103.500		
Ubestemt thecat dinoflagellat 15-17,5 µm		29.000		11.500		
Ubestemt athecat dinoflagellat 7,5-10 µm	34.800		11.600			
" " 10-20 µm	17.400	46.400	11.600	11.500		23.900
" " 20-30 µm				23.000		
CHRYSOPHYCEAE						
cf. Bitrichia chodatii						
Chrysolykos skujae	5.800					
Dinobryon bavaricum 8-13x4 µm	400	220.400	115.500			
D. borgei 5x2 µm				11.500		
D. crenulatum 5 µm	58.000	5.800				
D. cylindricum 10x5 µm	2.800	2.200				
D. sp. solitær 7,5 µm		5.800				
cf. Kephyrion boreale 6µm				11.500		
Mallomonas akrokomos 20x5 µm					11.600	11.600
M. lychenensis 20-30 µm						700
M. spp. 15-22,5x10-8 µm	11.600	23.200	11.600	300.300		
M. spp. 13-20 µm			17.400		5.800	5.800
M. spp. 50 µm		200				
Spiniferomonas sp. 7,5 µm			11.500	34.500		
cf. Uroglena sp. 5 µm			21.400			
BACILLARIOPHYCEAE						
Asterionella formosa 60-75 µm	3.600	4.800	5.200			
" " 45-75 µm		400				
Rhizosolenia eriensis 50-125x2,5-5(30) µm		92.000	1.455.200	2.397.200		
Tabellaria flocculosa 25 µm	5.400	24.000	800			
Pennate diatomeer 15 µm			200			
Pennate diatomeer 45x5 µm	400					
Pennate diatomeer 30x10 µm					200	
XANTHOPHYCEAE						
Isthmochloron trispinatum	5.800					
EUGLENOPHYCEAE						
Tracelomonas volvocina 5-12 µm	179.100	23.000	11.600		63.300	7.200
CHLOROPHYCEAE						
Ankyra iudayi 32,5-50x2,5 µm						3.000
A. lanceolata 25x1,5-2,5 µm					29.000	4.500
Chlamydomonas spp. 5x3 µm			69.300	184.400		
C. spp. 10x5 µm						207.900
Closterium acutum var. variabile 70-80 µm		1.778.700				2.100
Dictyosphaerium elegans 3 µm				19.600		
D. pulchellum					700	200
Elakatothrix genevensis			700			
Gonium pectorale (9-10 µm)				11.200		
G. sociale 10x7,5 µm		800		2.800		
Koliella spiculiformis 25-80 µm	113.900	29.000	103.500		11.600	17.400
K. longiseta						
Monoraphidium contortum 20 µm	200	3.000	17.400			
Paulschulzia tenera 8 µm				5.600		
Sphaerocystis schroeteri 5-8 µm				2.800	39.900	
Staurastrum anatinum 30 µm						400
Teilingia granulata 10 µm		5.800	5.800			
Ubestemt slimkoloni 5x3 µm	46.400					

Tabellen fortsetter neste side....

Tabell 42 fortsetter:

UKLASSIFISERTE ALGER						
Flagellater/monader 1-2,5 µm	20.490.600	12.737.400	17.737.600	4.425.600	10.429.90	19.198.40
" " 2,5-5 µm	2.838.500	5.907.200	3.459.200	1.521.300	1.753.700	2.861.300
" " 5-7,5 µm	1.432.200	392.700	1.324.800	461.000	69.300	184.800
" " 7,5-10 µm	762.300	92.400	138.600	23.100	254.100	34.500
" " 10-15 µm	46.200	11.500	11.500			5.800
" " 15-20 µm			11.500			
Ubestemt flagellat 22,5x7 µm		17.400				
Ubestemt koloni 2,5x2 µm					32.000	
KRAGEFLAGELLATER						
Ubestemte krageflagellater 5-8 µm	138.600	46.200	69.300		23.100	623.700
ZOOFLAGELLATER						
Gyromitus cordiformis 15 µm			700			200
TOTALT ALGEVOLUM (mm³/m³)	0,756	1,293	7,270	12,701	0,287	0,290

Tabell 43. Planteplankton i Nesttunvatn 1997. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

GRUPPE/Art	21.05.97	26.06.97	16.07.97	19.08.97	17.09.97	15.10.97
CYANOPHYCEAE						
Anabaena solitaria f. solitaria					131.600	21.000
Limnithrix planctonica 125-250x2-2.5 µm*						9.000
Oscillatoria sp 550x10 µm*	200					
Pseudoanabaena cf. catenata 2x3 µm	14.700				3.500	4.900
Snowella lacustris	562.600					185.600
Ubestemt cyanophyce 50-140x1,2 µm*						15.700
CRYPTOPHYCEAE						
Cryptomonas spp. 10-20 µm	69.000		11.500	52.200	23.200	7.000
" " 20-30 µm	11.500	13.500	57.500	11.600	5.800	700
" " 30-40 µm			34.500			
" " 40-55 µm	1.400	7.500	7.000	2.800		700
Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica 8,5-15 µm	195.500	231.000	586.500	739.200	138.000	161.000
DINOPHYCEAE						
Gymnodinium cf. uberium 25-45 µm (qjns.37)	200	2.100			400	
Peridinium willei 60 µm	400					
Ubestemt thecat dinoflagellat 15 µm			1.400			
Ubestemt athecat dinoflagellat 7,5-10 µm					5.800	
" " 10-20 µm	18.900	1.500			11.600	
" " 20-30 µm					700	1.400
CHRYSOPHYCEAE						
Dinobryon borgei 5x2 µm						11.500
D. divergens 15-25x8 µm	3.400					
D. sp. solitær 10x5 µm	1.400					
Mallomonas akrokomos 2035x5 µm	23.200			29.000	6.000	11.600
M. lychenensis 20-30 µm	5.800					
M. spp. 13-25 µm	11.600		1.800	3.500	3.000	1.400
M. spp. 30 µm			200			
cf. Synura sp. 15-20 µm	23.200				200	5.800
BACILLARIOPHYCEAE						
Asterionella formosa 60-75 µm	18.200					
Fragilaria cf. crotonensis 30-40x2,5-3,5 µm				63.800		
Tabellaria bienalis	115.000			400		
T. flocculosa 25 µm	800					
Pennate diatomeer 20x5 µm	23.200			11.600		
Pennate diatomeer 20-60x5-10 µm	400	200	400		200	700
Pennat diatomeer 180x12 µm						200
EUGLENOPHYCEAE						
Cyclidiopsis acus 100x12,5 µm					200	
Tracelomonas volvocina 5-17,5 µm	34.500	700	7.200	11.600		11.500
CHLOROPHYCEAE						
Actinastrum hantzschii						800
cf. Ankistrodesmus fusiformis 30-70x1,5-3,5 µm			400	3.500		
Ankyra iudayi 35-80x2,5-3,5 µm	700		287.500	46.400	1.400	700
A. lanceolata 25-80x2-3µm	700	11.600	368.000	63.800	34.800	11.600
Chlamydomonas spp. 7,5-10x5 µm	34.500				11.500	
C. terapedia 2 µm						46.400
Dictyosphaerium elegans 3 µm	17.400					
D. pulchellum 3-5 µm				58.000		
Elakatothrix genevensis			200			
Koliella spiculiformis 30 µm	138.000	11.600		17.400		5.800
Monoraphidium contortum 20 µm	23.200			23.200	700	
Mougeotia sp. 70x10 µm						1.400
Oocystis sp. koloni 10-12x5 µm				69.600		5.800
O. sp. solitær 15x8,5 µm				29.000		
Planktosphaeria gelatinosa			200	1.400		
Selenasrum aculeolatus 12,5x2,5					200	
S. capricornutum				46.200	5.800	29.000
Staurastrum cf. erasum 30µm				600		200
UKLASSIFISERTE ALGER						
Flagellater/monader 1-2,5 µm	7.753.200	10.706.800	3.968.900	14.768.000	7.845.500	8.676.200
" " 2,5-5 µm	1.844.000	22.059.700	4.338.100	6.922.500	3.968.900	1.661.400
" " 5-7,5 µm	1.293.600	276.900	23.000	9.233.600	830.700	738.400
" " 7,5-10 µm	115.500	23.100	103.500	484.600	23.000	23.000
" " 10-15 µm	46.000			23.000		5.800
" " 15-20 µm	5.800			5.800		
KRAGEFLAGELLATER						
Ubestemte krageflagellater 5-8 µm				17.300	23.000	92.400
ZOOFLAGELLATER						
Gyromitus cordiformis 12 µm					200	700
TOTALT ALGEVOLUM (mm³/m³)	0,525	0,762	0,356	1,772	0,295	0,254

Tabell 44. Planteplankton i Myrvatn 1997. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

GRUPPE/Art	22.05.97	24.06.97	16.07.97	19.08.97	17.09.97	15.10.97
CYANOPHYCEAE						
Anabaena solitaria f. smithii 7,5 µ		231.000	532.000	8.523.900	21.700	
Aphanothece clathrata				719.200		
cf. Coelosphaerium minutissimum 0,8 µ					3.557.400	
Limnothrix planctonica 77-2.5 µ*					700	
Pseudoanabaena cf. catenata 2x3 µ					2.800	
CRYPTOPHYCEAE						
Cryptomonas spp. 10-20 µ		46.000	34.800			
" " 20-30 µ		12.200	5.800			58.000
" " 30-40 µ		700				5.800
Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica 8-15 µ	693.000	2.028.400	414.000	1.362.900	531.300	184.000
DINOPHYCEAE						
Ubestemt thecat dinoflagellat 12,5-15 µ				11.600		200
" " " 10-20 µ		5.800	2.800		5.600	
CHRYSPHYCEAE						
cf. Kephyrion boreale 6µ						23.000
Mallomonas akrokomos 20-35x3-5 µ		29.000	5.800			
M. cf. heterospina/multiunca 15-20 µ		69.000				
M. spp. 17.5x7,5 µ					1.400	
M. spp. 22.5-27.5 µ			11.600		2.100	
BACILLARIOPHYCEAE						
Fragilaria cf. crotonensis-20-25 µ			92.000			
" " 30-40x2,5-3,5 µ	2.100		161.000		700	
" " 40-50 µ	1.400		57.500			
Pennate diatomeer 20-25x2,5 µ	1.400			200	700	
Sentrisk diatome 7 µ	5.800					
EUGLENOPHYCEAE						
Tracelomonas volvocina 8-17,5 µ	1.400	69.300	3.326.400	253.000	34.500	1.400
CHLOROPHYCEAE						
Ankyra iudavi 35x2,5-3,5 µ		63.800	241.500	138.000		
A. lanceolata 25-30x2-3µ		207.000	103.500	138.000		5.800
Coelastrum microporum 5-10 µ		67.200	348.000	16.800		
C. terapedia 2.5 µ					46.400	
Elakatothrix genevensis 15-30 µ		2.600	4.900	38.400	8.400	400
Eudorina elegans 6 µ	9.600					
Koliella spiculiformis 35 µ		5.800	34.500			
Oocystis sp. koloni 10-7,5 µ				28.000	11.200	
Pandorina cf. morum 10 µ				28.000		
Pediastrum boryanum celler 5-15 µ (qi.sn 7)			1.345.600	86.100	11.200	
Planktosphaeria gelatinosa		115.500		700		
Scenedesmus acutus 17,5x4 µ			23.200			
Selenastrum capricornutum					11.500	
Sphaerocystis schroeteri 3-12,5 µ	4.435.200		446.600	57.400		
Ubestemt slimkoloni 7,5-10 µ			232.000			
UKLASSIFISERTE ALGER						
Flagellater/monader 1-2,5 µ	3.595.800	1.613.500	970.200	1.270.500	1.085.700	1.270.500
" " 2,5-5 µ	646.800	4.471.700	1.108.800	4.227.300	993.300	485.100
" " 5-7,5 µ	92.400	414.900	184.800	346.500	138.600	138.600
" " 7,5-10 µ	46.200	17.400	11.500		392.700	46.200
" " 10-15 µ	11.600		11.500			23.200
" " 35 µ			700			
KRAGEFLAGELLATER						
Ubestemte krageflagellater 5-8 µ				5.800	69.300	34.500
Codosiga sp. 10 µ						52.200
ZOOFLAGELLATER						
Gyromitus cordiformis 12 µ			5.800		17.400	
TOTALT ALGEVOLUM (mm³/m³)	0,126	0,883	4,941	1,360	0,335	0,135

Tabell 45. Dyreplankton i Grimevatn 1997. 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.

Gruppe/art	Dato⇒	23.05.97	26.06.97	16.07.97	19.08.97	16.09.97	15.10.97
VANNLOPPER							
Diaphanosoma brachyurum						+	
Holopedium gibberum			+	+	+	++	+
Daphnia cf. longispina						+	+
Daphnia galeata		++	+++	++	+++	+++	+++
Bosmina longispina		+	+++	++++	++	+++	++
Polyphemus pediculus							e
Bythotrephes longimanus			e		e	e	e
HOPPEKREPS							
Eudiaptomus gracilis		++	+			e	++
Mixodiaptomus laciniatus			++	++	++	+	+
Calanoide copepoditter				+	++	++	++
Calanoide nauplii		+	+++	+	+++	+	
Cyclops scutifer		++	+	+			
Cyclops abyssorum		e	e			+	+
Cyclopoide copepoditter		++	++	+++	+++	++	+++
Cyclopoide nauplii		+++	++	++++	+	++	++
HJULDYR							
Kellicottia longispina		++	+	++	++++	+++	+++
Keratella cochlearis		++	+		+	+	+
Keratella hiemalis		+	++	+	++	++	++
Keratella serrulata							e
Polyarthra spp.		+	+	+		+	+
Conochilus sp.			+++	++	++		+
Ploesoma cf. hudsoni			+		+		e

Tabell 46. Dyreplankton i Myrdalsvatn 1997. 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 - 20 m.

Gruppe/art	Dato⇒	22.05.97	24.06.97	16.07.97	19.08.97	16.09.97	15.10.97
VANNLOPPER							
Diaphanosoma brachyurum			+	+	++	+	e
Holopedium gibberum		+	++	+	+	+	
Daphnia cf. pulex			e		e		
Daphnia cf. longispina		e	+	e	++	++	+
Daphnia galeata				e		e	e
Ceriodaphnia quadrangula			e		e	+	+
Bosmina longispina		++++	++++	+++	+++	+++	++
Polyphemus pediculus					e		
Bythotrephes longimanus						e	e
HOPPEKREPS							
Eudiaptomus gracilis			e	e	+	+	+
Calanoide copepoditter		e	e	e	+	+	
Calanoide nauplii					++	+	
Cyclops scutifer		++	+++	++	+	+	+
Cyclops abyssorum				e	+	e	
Cyclopoide copepoditter		+++	+	++	+++	+++	+++
Cyclopoide nauplii		++	+++	+++	+++	+++	++
HJULDYR							
Kellicottia longispina		+	++	+++	+++	++++	++
Keratella cochlearis		+	+	e	+	+	+
Keratella hiemalis		+	e	++	++	+	+
Keratella serrulata		+	e	e	e	e	e
Polyarthra spp.		++	+++	+	e		+
Synchaeta sp.		+	+	+	e	e	+
Conochilus sp.		+	+	+	+		+
Asplanchna priodonta			e				
Ploesoma cf. hudsoni		e	+	+	e		

Tabell 47. Dyreplankton i Byrkjelandsvatn 1997. 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 - 8 m.

Gruppe/art	Dato⇒	21.05.97	24.06.97	16.07.97	19.08.97	16.09.97	15.10.97
VANNLOPPER							
Diaphanosoma brachyurum					e	e	
Holopedium gibberum				e		e	
Daphnia cf. pulex		+	+	e	e	+	
Daphnia cf. longispina				e	++	++	e
Daphnia galeata				+			e
Bosmina longispina		e	+	+	+	+	++
Bythotrephes longimanus				e			
HOPPEKREPS							
Heterocope saliens						e	
Eudiaptomus gracilis		e			e	+	+
Mixodiaptomus laciniatus				e	+		
Calanoide copepoditter				+		+	+
Calanoide nauplii		e		e	+	+	
Cyclops scutifer		+	e	e		e	e
Cyclopoide copepoditter		+	+	++	+		++
Cyclopoide nauplii		+		++	++	+++	++
HJULDYR							
Keratella hiemalis		+	++	e	+	+	+
Keratella quadrata		++	e	+		e	
Keratella cochlearis		+	+	+	+	+	++
Keratella serrulata		e	e			e	e
Kellicottia longispina		e	+	++	+	++	++
Polyarthra spp.		++		+			+
Filinia sp.		e					
Conochilus sp.		++					
Synchaeta sp.		e	+	+++	+++	e	+++
Ploesoma cf. hudsoni				e			
Insekter							
Chaoborus flavicans		e	++	+	+++	+++	e

Tabell 48. Dyreplankton i Nesttunvatn 1997. 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 - 7 m.

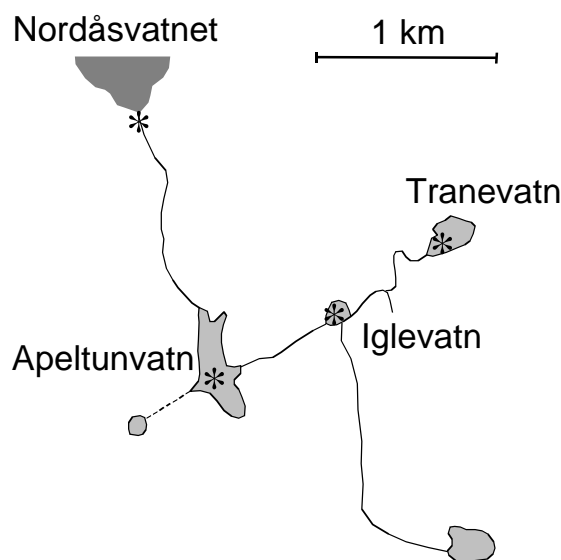
Gruppe/art	Dato⇒	21.05.97	26.06.97	15.07.97	19.08.97	17.09.97	15.10.97
VANNLOPPER							
Daphnia cf. pulex			++		+	+	
Daphnia cf. longispina		e	++	+++	+	+	+
Daphnia galeata			e				
Bosmina longispina		+	++++	+++	++	+	+
Polyphemus pediculus			+	e			
Bythotrephes longimanus					e		
HOPPEKREPS							
Eudiaptomus gracilis		+	+	+	+	e	e
Mixodiaptomus laciniatus			e			e	
Calanoide copepoditter		+	++	+	+		
Calanoide nauplii		+		+	+	+	
Cyclops scutifer		++	e	e			
Cyclops abyssorum		+		+			
Cyclopoide copepoditter		+++	+	+	+	+	+
Cyclopoide nauplii		++	+	+	+++		+
HJULDYR							
Kellicottia longispina		+	+	+	+	+	+
Keratella cochlearis		e		e	e	++	+
Keratella quadrata		+	+	e	+	+	+
Conochilus spp.					+++	+	
Polyarthra spp.		+	e	e	++	+	+
Synchaeta sp.					+		
Ploesoma cf. hudsoni		+					e
INSEKTER							
Chaoborus flavicans			+	e	+	e	

Tabell 49. Dyreplankton i Myravatn 1997. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i pr øven, klassifisert fra + (få) til +++++ (full dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt i sjiktet 0 - 15 m.

Gruppe/art	Dato⇒	22.05.97	24.06.97	16.07.97	19.08.97	17.09.97	15.10.97
VANNLOPPER							
Daphnia cf. pulex		++++	++++	++	++	++	++
Daphnia cf. longispina		e		e	e	+	+
Bosmina longispina		e		++	e	e	e
HOPPEKREPS							
Eudiaptomus gracilis		++	++	++	++	+++	++
Calanoide copepoditter		+	+	+	+	++	+
Calanoide nauplii		e	++	++	++	+	+
Cyclops scutifer		e	e	e			
Cyclops abyssorum							e
Cyclopoide copepoditter		e					
Cyclopoide nauplii		e		+	+		
HJULDYR							
Brachionus cf. rubens				+	e	e	
Kellicottia longispina				+++	+++	+	e
Keratella cochlearis				e	+	++	++
Keratella quadrata		++	+	+	++	++	+
Keratella hiemalis		++		e	e	e	
Keratella serrulata							
Synchaeta spp.		+++++	e	+			
Polyarthra spp.		e			++	+	++
Filinia longiseta		+	e	+		+	e
INSEKTER							
Chaoborus flavicans		+	+++	+	+++	+++	++

6. Apeltunvassdraget

6.1 Områdebeskrivelse



Figur 51. Skjematisk kart over Apeltunvassdraget. Stasjoner for prøvetaking er markert med stjerne.

Vassdraget (Figur 51) er relativt lite med et nedbørfelt på 6,8 km². Nedbørfeltet grenser til Nesttunvassdraget i nord og til Stendavatnets nedbørfelt i sør. Normal avrenning er anslått til 12,9 mill m³·år⁻¹. Feltets øvre deler utgjøres av Smørås/Stendafjellet med høyeste punkt 258 moh. Bjørnevatnet (214 moh.) på Smøråsen drenerer til Iglevatn, som også mottar avrenningen fra Tranevatn. Fra Iglevatnet renner vannet videre til Apeltunvatnet, som er den største innsjøen i vassdraget. Elven herfra går det meste av sitt løp i rør etter at Fritz Riebers vei ble anlagt på 70-tallet, men følger sitt opprinnelige leie i den nederste delen.

De øvre delene av nedbørfeltet er mest utmark (skog og noe beitemark), og noen gårdsbruk ligger ved Smørås/Nøttveit. Ved Tranevatnets vestsida ligger et nokså nytt byggefelt. Ellers er det villabebyggelse i det meste av området ned til Apeltunvatnet. På sørsida av dette ligger Laguneparken med kjøpesentre og servicebedrifter. Det er fylt ut langs bredden av Apeltunvatnet for vei og parkering. Tilrenningen fra Råtjern vest for Apeltunvatnet går i rør hele veien.

Tabell 50. Undersøkte stasjoner i Apeltunvassdraget 1997.

St. nr.	Stasjon	UTM (32V)	Hoh.
1	Tranevatn	LM 987 909	54
2	Iglevatn	LM 982 905	49
3	Apeltunvatn	LM 975 908	32
4	Nordås (utløp)	LM 972 918	1

Tabell 51. Apeltunvassdraget. Morfologiske og hydrologiske data for innsjøer.

Innsjø	Areal km ²	Dyp		Volum mill. m ³	Utskifting år ⁻¹	Normal avrenning mill m ³ år ⁻¹
		Middel m	Maks. m			
Tranevatn	0,046	5,5	14	0,254	5,0	1,27
Iglevatn	0,018	4,3	12	0,076	74,7	5,68
Apeltunvatn	0,126	9,8	29	1,23	9,3	11,4

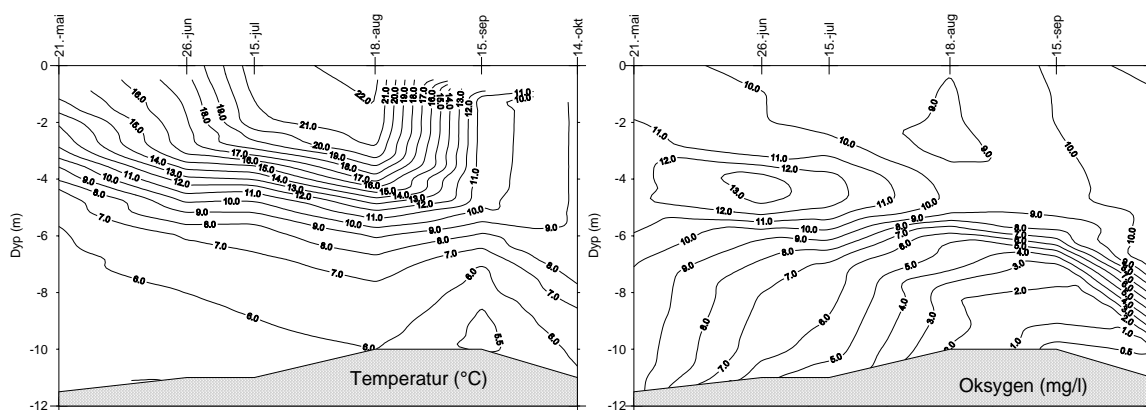
Vassdraget ble undersøkt innenfor dette programmet i 1994 (Bjørklund 1994). Tidligere undersøkelser er kort oppsummert i rapporten fra forrige undersøkelse. Tabell 50 viser stasjonene som er undersøkt, mens en del nøkkeltall for innsjøene er vist i Tabell 51. Dybdekart og flere data om innsjøene og deres nedbørfelt finnes i Aanes & Brettum (1989) og Bjørklund m. fl. (1994).

6.2 Tranevatn

6.2.1 Hydrografi

Tranevatn var stabilt stratifisert fram til september (Figur 52). I oktober var vannmassen omrørt ned til 7 m dyp, og omrøringen var trolig fullstendig noen dager senere. Overflatelaget var godt blandet ned til ca. 2 m, og temperaturen steg til over 22 °C i august. Ved bunnen var temperaturen mellom 5 og 6 °C gjennom hele perioden.

Oksygenmålingene viste et optimum rundt 4 m dyp i juni og juli. I bunnvannet sank mengden oksygen fra vel 9 mg O/l i mai til ca. 0,5 mg/l i september og oktober. Oksygenforbruket var dermed betydelig, men det ble ikke påvist reduserende forhold.



Figur 52. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Tranevatn 1997. Tilsynelatende varierende dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike tidspunkt.

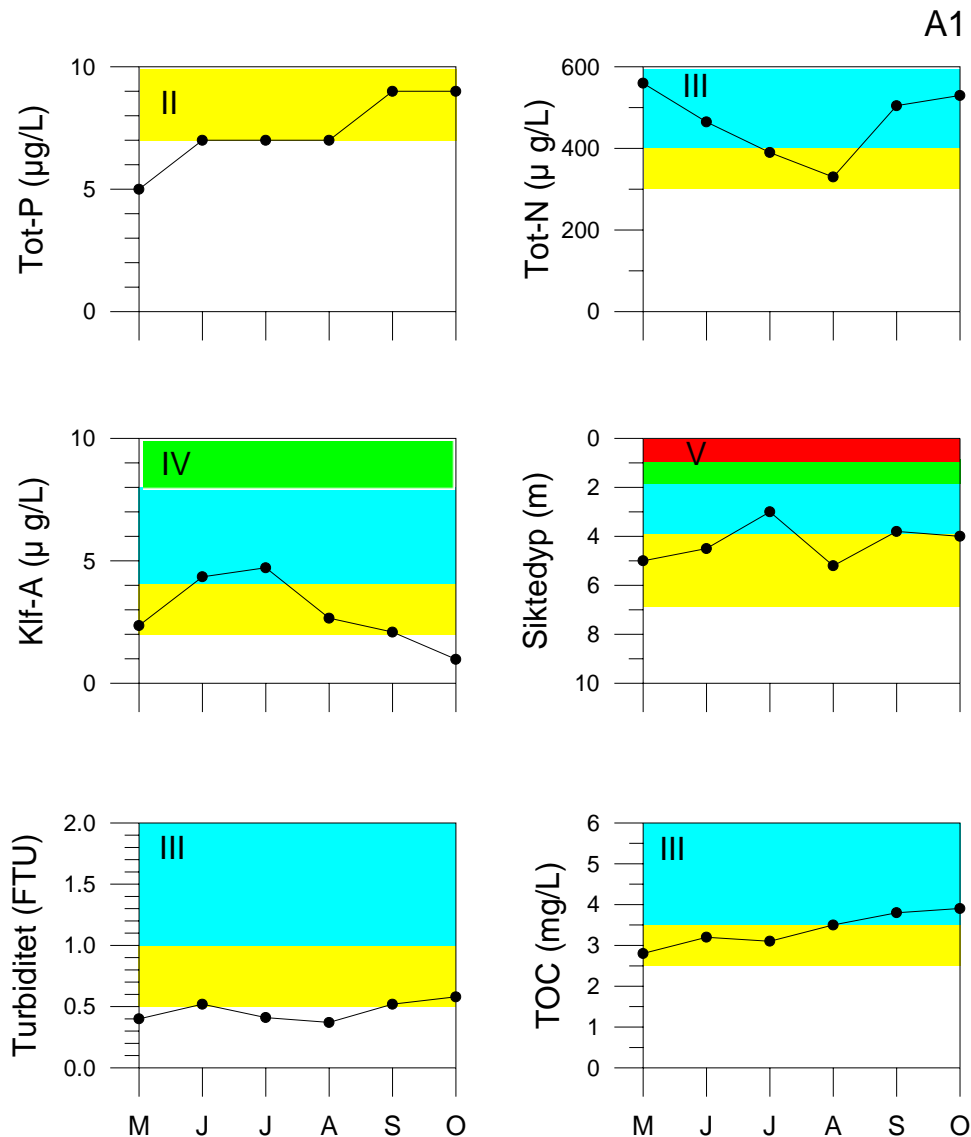
6.2.2 Vannkvalitet

Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 60 bakerst i kapitlet. Variasjon i sentrale parametre er også vist i Figur 53.

Ioneinnholdet varierte lite i Tranevatnet, med en middelv verdi på 9,7 mS/m (Tabell 60). Surhetsgraden var høyest (pH 7,27) i august og lavest i oktober (pH 6,92), og varierte også lite (Tabell 60).

Av næringssaltene (Figur 53) lå Tot-P relativt lavt i tranevatnet, med en middelværdi på 7,3 µg/l. Fosformengden steg fra 5 til 9 µg/l i løpet av undersøkelsesperioden. Tot-N lå forholdsvis høyere, med et gjennomsnitt på 463 µg/l. Høyeste verdi (560 µg/l) ble målt i mai. Deretter sank mengden gradvis til et minimum på 330 µg/l i august, men steg deretter igjen over 500 µg/l (Figur 53).

Organisk karbon steg ganske svakt gjennom perioden fra 2,8 mg/l i mai til 3,9 mg/l i oktober. Middelværdien var 3,4 mg/l. Fargetallet lå mellom 14,8 og 18,2 mg Pt/l i mai-august (Tabell 60), men steg i september og oktober (maks. 27,8 mg Pt/l). Middelværdien var 19,9 mg Pt/l.



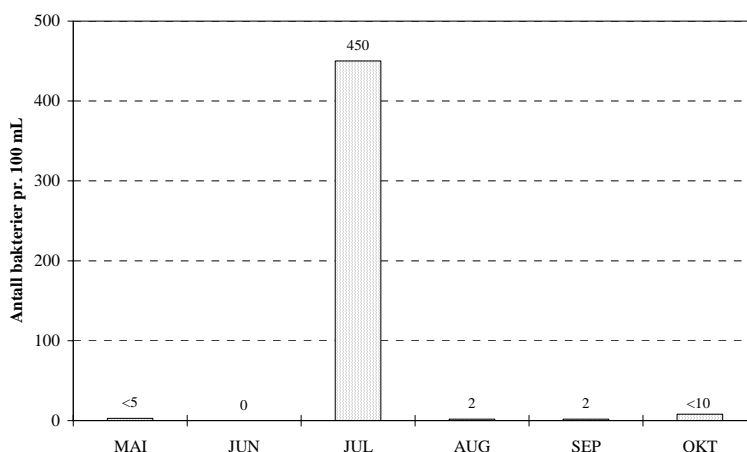
Figur 53. Vannkjemiske målinger fra Tranevatn 1997. Øverst næringssaltene Tot-P (til venstre) og Tot-N (til høyre), i midten Klf a (til venstre) og siktedyp (til høyre), nederst turbiditet (til venstre) og TOC (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (I - V).

Turbiditeten var relativt lav (Figur 53), med et snitt på 0,47 FTU. I september og oktober var partikkelmengden størst. Siktedypet varierte mellom 3,0 m (juli) og 5,2 m (august), med et gjennomsnitt på 4,2 m (Figur 53).

Prøver av bunnvannet i mai viste samme nivå for Tot-P (7 µg/l), Tot-N (615 µg/l), og TOC (2,9 mg/l) som i overflaten. I september inneholdt bunnvannet 12 µg/l Tot-P; 450 µg/l Tot-N; og 3,1 mg/l TOC. Dette var omtrent som i overflaten (30% høyere for Tot-P). Fosfat-fosfor utgjorde 3 µg/l eller 25% av Tot-P. Turbiditeten i bunnvannet var på 1,9 FTU i september, mot 0,52 FTU i overflaten. Partikkelinnholdet var altså noe høyere, mens fargetallet i bunnvannet var litt lavere (21,1 mg Pt/l) enn i overflaten (26,3 mg Pt/l).

6.2.3 Tarmbakterier

Det ble funnet lave tall for tarmbakterier (eller ingen) i 5 av 6 prøver fra Tranevatnet. Imidlertid viste prøven fra juli 450 TBK pr. 100 ml (Figur 54). Dette kan vanskelig forklares uten et direkte utslipp til vannet (eller kontaminering av prøven). Vannet ble mye benyttet til bading på denne tiden, og målingen fra juli lå langt over akseptabel badevannskvalitet. Ingen tidligere målinger fra Tranevatnet har ligget så høyt (Bjørklund 1994).

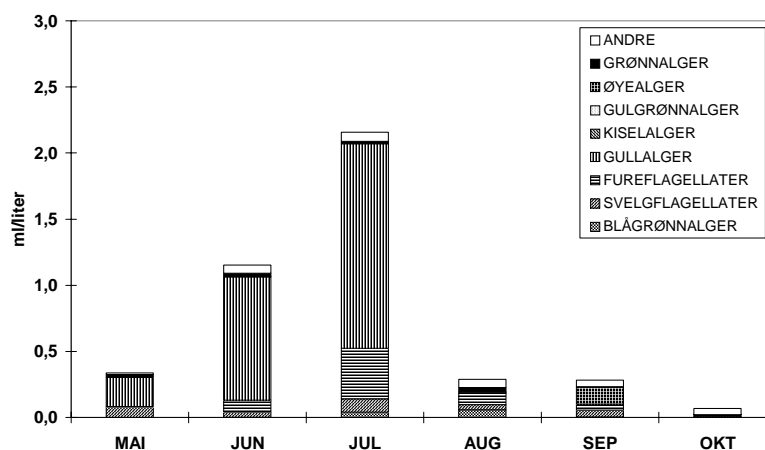


Figur 54. Termotabile kolibakterier i Tranevatn 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

6.2.4 Planteplankton

Mengden alger i Tranevatnet var moderat sammenlignet med innsjøene nedenfor i vassdraget. Biomassen målt som Klf a er vist i Figur 53, mens beregnet algevolum er vist i Figur 55. Begge parametre økte fra mai til juli, og avtok deretter sterkt til oktober. Middelerdiene var 2,86 µg/l for Klf a og 0,71 mm³/m³ for algevolum. Både middel- og maksimalvolumet (2,16 mm³/m³) karakteriserer Tranevatn som mesotroft i systemet til Brettum (1989), mens middel Klf a svarer til SFT-klasse II.

I volum var det gullalger som dominerte i mai-juli. Tallmessig var blågrønnalgen *Aphanothece clathrata* og gullalgen *Dinobryon divergens* mest framtrødende med maksimumstall på 45,9 og 3,3 mill celler/l i henholdsvis august og juli. Dette er arter som kan forekomme i ulike typer vann. *D. divergens* er spesielt karakteristisk for næringsfattige vann, men kan også forekomme under mer eutrofe forhold. *Mallomonas akrokomos*, *Dinobryon bavaricum* og *Stichogloea doederleinii* er også arter som indikerer oligotrofi og den sistnevnte forekom i juni med et celltall på 2 mill. celler/l. Forekomster utover det som kan betraktes som sporadisk, av *Peridinium willei* og i tillegg forekomster av *Ceratium cornutum* kan tyde på en eutrofierende tendens i Tranevatn (Tikkanen & Willén 1992). Brettum (1989) fant imidlertid høyest forekomst av *Peridinium willei* i mer næringsfattig miljø. Flere detaljer om artssammensetningen i Tranevatn finnes i Tabell 61 bakerst i kapitlet.



Figur 55. Volum og sammensetning av planteplankton i Tranevatn 1997.

6.2.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 64. I Tranevatn ble det påvist 7 arter vannlopper, 3 arter hoppekreps, 10 arter hjuldyr og svevemygg i planktonsamfunnet. Innsjøen er dermed middels artsrik. *Daphnia* cf. *longispina* var klart dominerende art blant vannloppene, mens blant hoppekrepsene var *Cyclops scutifer* vanligst på forsommeren og *Eudiaptomus gracilis* om høsten. *Kellicottia longispina* dominerte blant hjuldyrene, men også flere andre arter var vanlige. Svevemygg ble bare fanget i få eksemplarer. Samfunnet synes å være preget av moderat beiting fra fisk (aure).

6.2.6 Tilstand/vurdering

Grunnlaget for tilstandsklasser er satt opp i Fosfortilførselen ble vha. FOSRES beregnet til 16 kg i 1997. Klf a som alternativt beregningsgrunnlag gav et høyere anslag (27 kg). Maksimal (teoretisk) akseptabel belastning er 33 kg pr år. Imidlertid tilsier oksygenforholdene i 1997 at dagens belastning ikke bør overstiges. Ved forrige undersøkelse ble det målt langt høyere verdier for fosfor, og tilførselene estimert til 52 kg. En del av dette kan ha stammet fra indre gjødsling, siden oksygenforholdene i 1994 synes å ha vært dårligere enn i 1997.

Tabell 52. Samlet vurdering for næringssalter blir tilstands-klasse II, og for organiske stoffer klasse IV. For den siste virkningstypen er det lavt oksygeninnhold i bunnvannet som trekker ned, mens de andre parametrene tilsier klasse II. For partikler blir tilstandsklassen II. Her er det siktedypet som trekker ned, mens turbiditeten faktisk ligger innenfor klasse I. Forsuring faller i klasse I, og tarmbakterier i klasse IV.

Avvik fra naturtilstand (forurensningsgrad) er sammenfattet i Tabell 53. Størst avvik får vi for virkninger av tarmbakterier og organiske stoffer. For de siste kategorien er det den lave oksygenmengden i bunnvannet som gir stort utslag.

Tilstanden i Tranevatnet var langt bedre i 1997 enn i 1994. Tot-P lå på ca 1/3 av 1993-verdiene (Bjørklund 1994). Det er ikke engang overlapp i verdiene som er målt, så det er ingen tvil om at forskjellen er signifikant. Derimot var det ubetydelig forskjell i nivået for nitrogen mellom de to undersøkelsene. Klassifiseringen mht. tarmbakterier ble også forskjellig, med klasse II i 1993 og klasse IV i 1997. Dette er en effekt av en enkelt høy måling, og klasse II synes som en bedre beskrivelse av forholdene slik de oftest er observert. Bare mer intens prøvetaking kan nyansere dette bildet.

Fosfortilførselen ble vha. FOSRES beregnet til 16 kg i 1997. Klf a som alternativt beregningsgrunnlag gav et høyere anslag (27 kg). Maksimal (teoretisk) akseptabel belastning er 33 kg pr år. Imidlertid tilsier oksygenforholdene i 1997 at dagens belastning ikke bør overstiges. Ved forrige undersøkelse ble det målt langt høyere verdier for fosfor, og tilførslene estimert til 52 kg. En del av dette kan ha stammet fra indre gjødsling, siden oksygenforholdene i 1994 synes å ha vært dårligere enn i 1997.

Tabell 52. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Tranevatn 1997. 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	7,3	µg/L	II
	Tot-N	463	µg/L	III
	Klf-A	2,86	µg/L	II
	Siktedyp	4,2	m	II
Organiske stoffer	TOC	3,4	mg/L	II
	Oksygen (bunn)	0,5	mg/L	V
	Farge	19,9	mg Pt/L	II
	Siktedyp	4,2	m	II
Partikler	TURB	0,47	FTU	I
	Siktedyp	4,2	m	II
Forsuring	pH	6,92	-	I
Tarmbakterier	TKB	450	pr. 100 mL	IV

Tabell 53. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Tranevatn 1997.

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

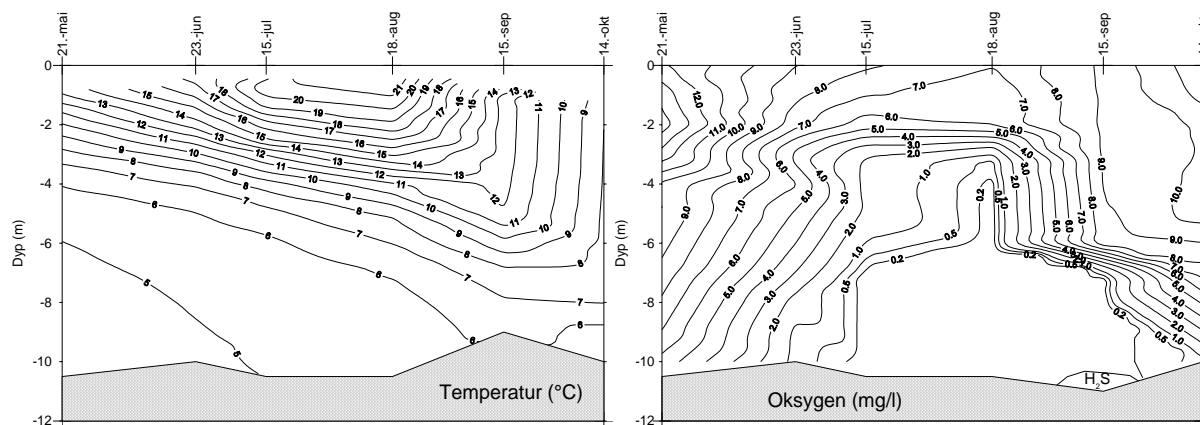
6.3 Iglevatn

6.3.1 Hydrografi

Iglevatnet var stratifisert i hele perioden (Figur 56), men i oktober var vannmassen blandet ned til 8 m dyp og det var like før full omrøring. Sprangsjiktet lå omtrent mellom 2 og 4 m tom. august. Overflaten var også her varmest i august (vel 21 °C), mens bunnvannet holdt seg under 6 °C gjennom hele perioden.

Oksygeninnholdet er også vist i Figur 56. Allerede i mai var O₂-konsentrasjonene i bunnvannet så lav som 5 mg O/l. Videre utover sommeren var forbruket stort, og i juli var mengden like over 0 nær

bunnen. I august og september var det fritt for oksygen, og vi målte 0,057 mg H₂S pr. liter på 10,8 m i september. Det ble observert et mindre oksygenmaksimum rundt 2 m dyp i mai, men dette ble ikke registrert senere.



Figur 56. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Iglevatn 1997. Tilsynelatende varierende dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike tidspunkt. Positiv påvisning av H₂S er angitt.

6.3.2 Vannkvalitet

Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 60 bakerst i kapitlet. Variasjon i sentrale parametre er også vist i Figur 57.

Ioneinnhold var som oftest litt høyere enn i Tranevatn. Gjennomsnittlig konduktivitet var 10,3 mS/m (Tabell 60). I september sank konduktiviteten til under 8 mS/m, trolig som følge av stor tilrenning fra Bjørnevatn. Vannkvaliteten var generelt litt surere enn i Tranevatnet. Gjennomsnittlig pH var 6,85. Under regnværperioden i september ble den laveste verdien på 6,58 målt (Tabell 60).

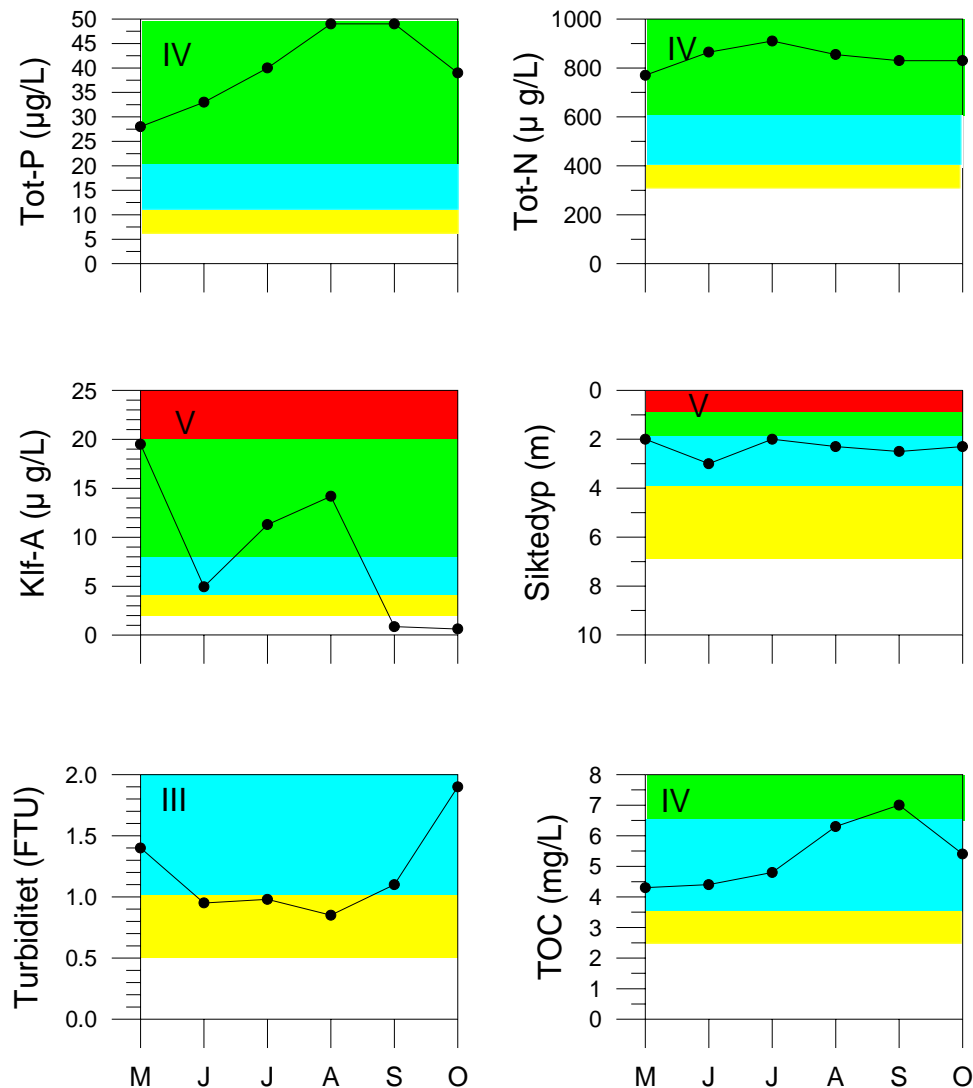
Næringssaltene (Figur 57) lå vesentlig høyere enn i Tranevatn. Middelerdien for Tot-P var 39,7 µg/l. Fosformengden var lavest i mai (28 µg/l), og høyest i august og september (49 µg/l). Tot-N varierte lite rundt middelerdien på 843 µg/l (Figur 57).

TOC-inholdet steg fra 4,3 mg/l i mai til 7,0 i september (Figur 57). Middelerdien var 5,4 mg/l. Fargetallet viste en lignende stigning til august, fra 28,6 til 40,9 mg Pt/l. I september og oktober var fargetallet høyere (maks. 58,4 mg Pt/l i september). Gjennomsnittet var 41 mg Pt/l.

Turbiditeten var høy i mai og oktober (Figur 57), med en maksimalverdi på 1,9 FTU. Om sommeren var verdiene lavere (rundt 1 FTU), og middelerdien 1,2 FTU. Siktedypet varierte ganske lite mellom 2 og 3 m (Figur 57). Klarest var vannet i juni. Middeltallet var 2,4 m.

Prøver av bunnvannet i mai viste litt høyere verdi for Tot-N (1040 µg/l) enn i overflaten, men for Tot-P og TOC var forskjellen mellom bunn og overflate ubetydelig. Derimot innholdt bunnvannet i september langt høyere konsentrasjoner: 219 µg/l Tot-P; 2660 µg/l Tot-N; 8,7 mg/l TOC; og en turbiditet på 1,9 mg/l. Fargetallet var 72,8 mg Pt/l. Fosfat-fosfor utgjorde 170 µg/l eller 78% av Tot-P.

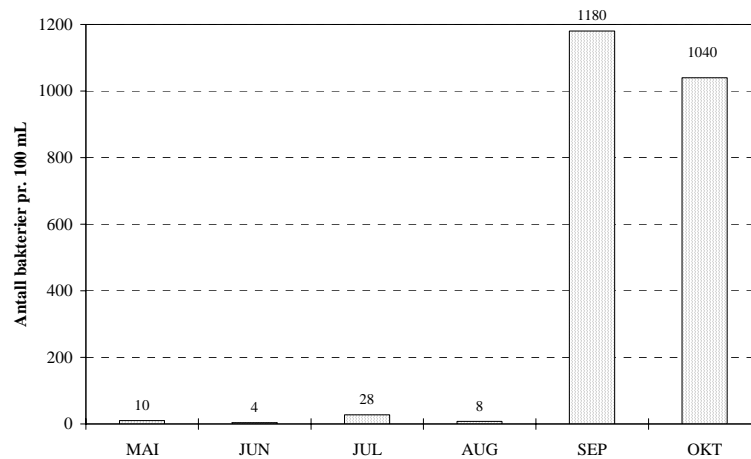
Reduserende forhold med H₂S i bunnvannet og reduksjon av treverdige jern har her ført til en indre gjødsling, og dette bidrar til å forverre forurensningssituasjonen både for Iglevatn, elven nedenfor og for Apeltunvatnet som mottar avrenningen herfra.



Figur 57. Vannkjemiske målinger fra Iglevatn 1997. Øverst næringssaltene Tot-P (til venstre) og Tot-N (til høyre), i midten Klf a (til venstre) og siktedyp (til høyre), nederst turbiditet (til venstre) og TOC (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (I - V).

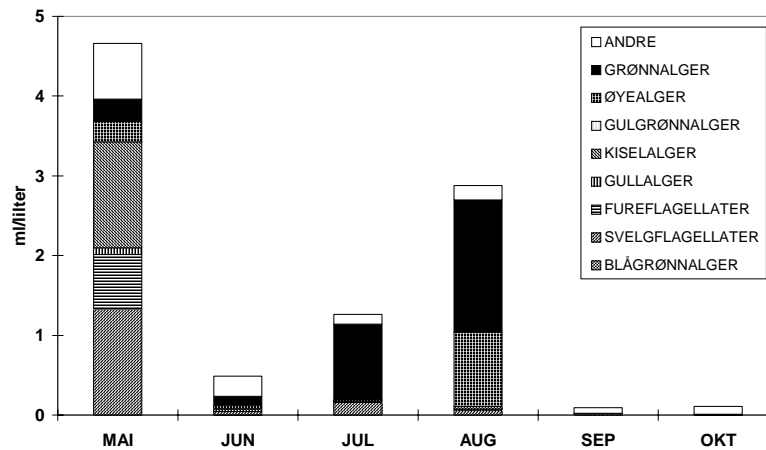
6.3.3 Tarmbakterier

Fram til og med august ble det bare registrert lave tall for tarmbakterier i Iglevatn. Men i september og oktober ble det målt svært store mengder (Figur 58). Det kan se ut som det er store overløpsproblemer her. Dette indikeres også av resultatene fra lekkasjesøkingen i november-desember (Hobæk 1998).



Figur 58. Termostabile kolibakterier i Iglevatn 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

6.3.4 Planteplankton



Figur 59. Volum og sammensetning av planteplankton i Iglevatn 1997.

Algebiomasse målt som Klf a var i Iglevatnet høyest i mai (Figur 57), med en maksimalverdi på 19,5 $\mu\text{g/l}$. Etter et minimum i juni fikk vi en ny topp i august, og langt lavere verdier om høsten. Middelverdien var 8,58 $\mu\text{g/l}$. Algevolumet fulgte samme mønster (Figur 59). Maksimalverdien i mai var på 4,67 mm^3/m^3 , og middelverdien 1,58 mm^3/m^3 . Klorofyll-målingene tilsier tilstandsklasse IV for nærings-salter, mens volumene etter Brettum (1989) karakteriserer innsjøen som eutrof.

I mai var svelgflagellater og kiselalger dominerende i volum. Senere på sesongen overtok grønnalger og øyeflagellater. Mange ulike arter var tallmessig framtrepende i Iglevatn. Spesielt kan nevnes forekomstene av *Fragilaria crotonensis* (3,5 mill. celler/l) i mai og *Dictyosphaerium cf. ehrenbergianum* (31,8 mill. celler/l), og *Kirchneriella obesa* (0,9 mill. celler/l) i august. Alle disse artene er vanlig forekommende i eutrofe vann. Artssammensetningen er vist i detalj i Tabell 62.

6.3.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 65. Vi registrerte 7 arter vannlopper, 3 arter hoppekreps, 13 arter hjuldyr og svevemygg i planktonsamfunnet. Innsjøen er dermed middels artsrik for krepsdyr, og har flere arter hjuldyr enn de fleste innsjøer i regionen. Også her var *Daphnia cf. longispina* dominerende blant vannloppene. Som i Tranevatn skiftet dominansen blant hoppekreps fra *Cyclops scutifer* om våren til

Eudiaptomus gracilis om høsten. Svevemygg ble registrert relativt hyppig. Hjuldyrene var preget av betydelige skiftninger gjennom sesongen. *Keratella testudo* ble påvist i oktober. Dette er en uvanlig art på våre kanter, og er hittil bare kjent fra et annet tjern i Bergen (Hobæk upublisert). I Iglevatn ble det funnet hele 5 arter av slekten *Keratella*. I innsjøen finnes aure og stingsild, men planktonsamfunnet synes lite preget av sterk beiting. Det er mulig at artene som er mest følsomme for predasjon (f. eks. *Daphnia*-arter) unngår dette ved å vandre ned i dypet om dagen. med et høyt innhold av humusstoffer og et lite siktedyp er de her vanskeligere å se for fisken.

6.3.6 Tilstand/vurdering

Tabell 54 viser grunnlaget vurdering av tilstandsklasser. For virkning av næringssalter blir totalvurderingen klasse IV, for organiske stoffer klasse IV, for partikler klasse III, for forsuring klasse I, og for tarmbakterier klasse V.

Tabell 54. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Iglevatn 1997. 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	39,7	µg/L	IV
	Tot-N	843	µg/L	IV
	Klf-A	8,58	µg/L	IV
	Siktedyp	2,4	m	III
Organiske stoffer	TOC	5,4	mg/L	III
	Oksygen (bunn)	0	mg/L	V
	Farge	41,0	mg Pt/L	IV
	Siktedyp	2,4	m	III
Partikler	TURB	1,2	FTU	III
	Siktedyp	4,2	m	III
Forsuring	pH	6,58	-	I
Tarmbakterier	TKB	1180	pr. 100 mL	V

Tabell 55. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Iglevatn 1997.

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

Forurensningsgraden er vist i Tabell 55. Tilstanden i Iglevatn avviker betydelig fra naturtilstand for alle virkningstyper unntatt forsuring. Klassifiseringen var den samme i 1994 (ikke klassifisert for partikler) (Bjørklund 1994).

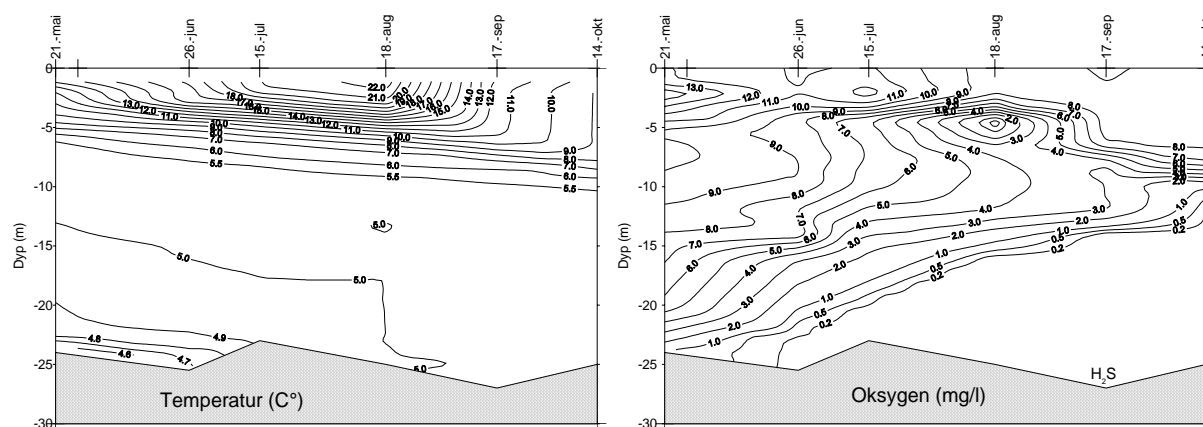
Basert på middel konsentrasjon av Tot-P kan tilførslene til Iglevatn beregnes til 248 kg i 1997. Klif a og siktedyp gir lavere estimater. Bjørklund (1994) estimerte 390 kg P tilført i 1994. Forskjellen skyldes at det ble målt høyere P-konsentrasjoner i 1994. Teoretisk akseptabel tilførsel vil være vel 130 kg P.

6.4 Apeltunvatn

6.4.1 Hydrografi

Apeltunvatnet var stratifisert gjennom hele perioden. Sprangsjiktet lå rundt 3-4 m (Figur 60) om sommeren, men dypere om høsten. I august var overflatetemperaturen over 22 °C. I bunnvannet steg temperaturen knapt en grad i løpet av sesongen.

Oksygenforholdene er også vist i Figur 60. Allerede i mai var det under 2 mg O/l ved bunnen. Det er uklart om det har vært fullstendig omrøring av bunnvannet etter vinterstagnasjonen, eller om dette alene skyldes et stort oksygenforbruk. Allerede i juni var det nær oksygenvinn ved bunnen, og utover sesongen ble omfanget av oksygenvinn større. I september målte vi 0,22 mg H₂S/l på 27 m dyp, og i oktober var det fritt for oksygen under 15 m. Fra juni utviklet det seg også et oksygenminimum rundt 4-5 m. Dette var tilstede også i juli, men først i august hadde det utviklet seg kraftigere til 0,2 mg O/l (Figur 60). Årsaken er trolig nedbrytning av organisk, partikulært materiale produsert i vannmassen over.



Figur 60. Temperaturforhold (til venstre) og oksygenforhold (til høyre) i Apeltunvatn 1997.

Tilsynelatende varierende dybde skyldes at sonden har nådd bunnen ved forskjellig dyp på ulike tidspunkt. Positiv påvisning av H₂S er angitt.

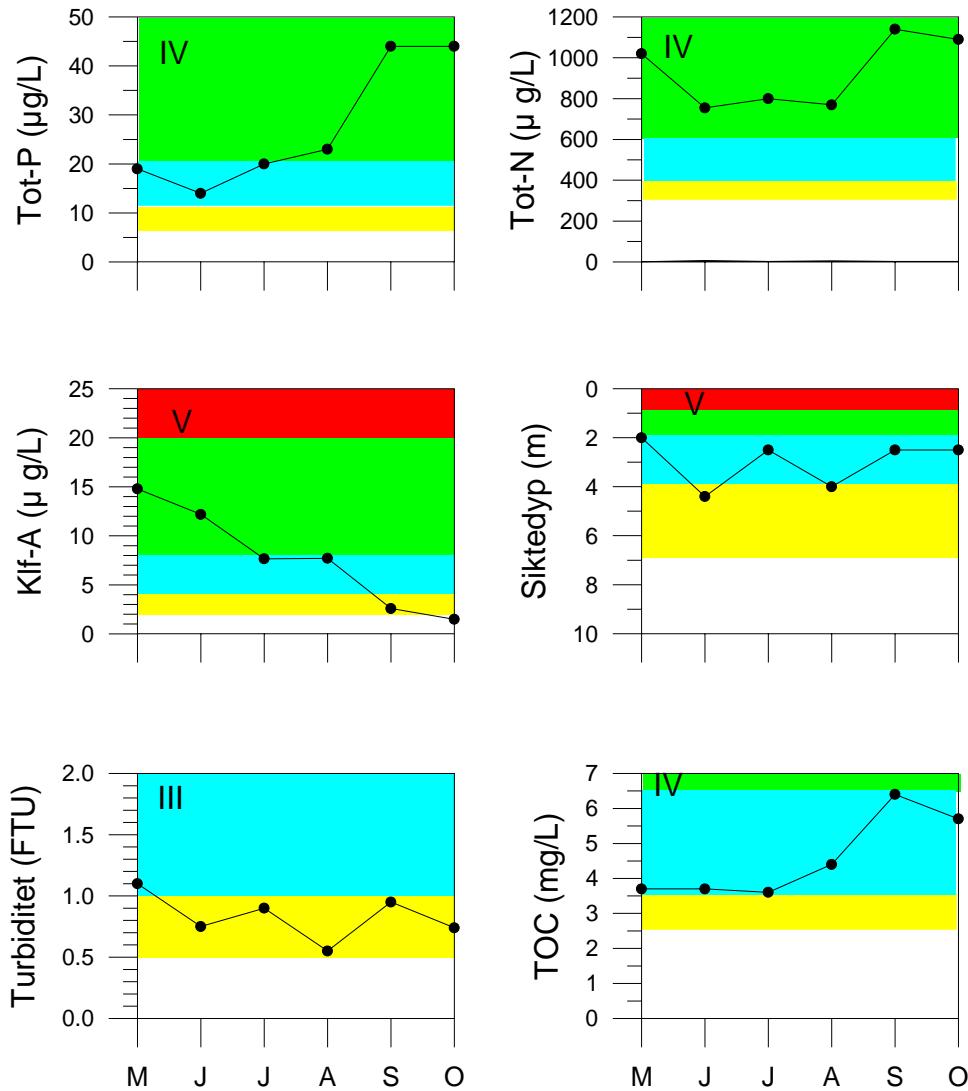
6.4.2 Vannkvalitet

Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 60 bakerst i kapitlet. Variasjon i sentrale parametre er også vist i Figur 61.

Ioneinnholdet lå litt høyere enn i vassdraget ovenfor, med en middleverdi på 13,5 mS/m. Konduktiviteten var litt lavere om høsten enn om sommeren. pH-verdiene varierte mellom 7,36 og 6,99.

Variasjon i næringssalter er vist i Figur 61. Tot-P lå mellom 14 og 23 µg/l i mai-august, men i september-oktober steg verdien til 44 µg/l. Middelerdien var 27,3 µg/l. Tot-N var i gjennomsnitt 929 µg/l (Figur 61). Målingene lå lavere om sommeren (750-800 µg/l) enn i mai og om høsten (over 1000 µg/l).

TOC lå rundt 3,7 mg/l i mai-juli (Figur 61), og steg senere (maks. 6,4 mg/l). Middelverdien var 4,6 mg/l. Fargetallet varierte på samme måte fra rundt 20 til 48 mg Pt/l (Tabell 60). Partikkelmengden var høyest i mai (turbiditet 1,1 FTU) og varierte senere mellom 0,55 og 0,95 FTU (Figur 61). Et lignende forløp fant vi for siktedyp, som også var minst i mai (Figur 61). Middelverdien for turbiditet var 0,83 FTU, og for siktedyp 3,0 m.



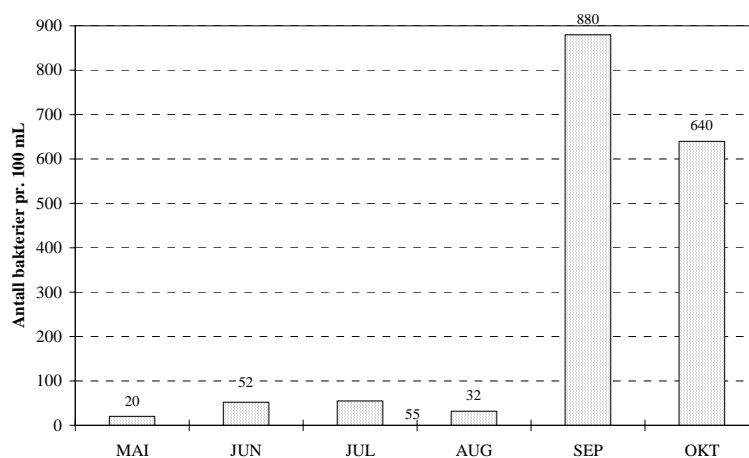
Figur 61. Vannkjemiske målinger fra Apeltunvatn 1997. Øverst næringssaltene Tot-P (til venstre) og Tot-N (til høyre), i midten Klf a (til venstre) og siktedyp (til høyre), nederst turbiditet (til venstre) og TOC (til høyre). Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering. Høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (I - V).

Prøver av bunnvannet ble tatt i mai og september. I mai fant vi litt forhøyet verdi av Tot-P i forhold til overflaten (33 µg/l), og av Tot-N 1410 µg/l. For TOC var det ingen forskjell. I september var fosforinnholdet steget til 272 µg/l, og nitrogen til 6900 µg/l. Fosfat-fosfor utgjorde 239 µg/l eller 88% av Tot-P. Turbiditeten var svært høy (68 FTU), og TOC lå på 21,8 mg/l. Bunnvannet var sterkt brunlig, og fargetallet ble målt til 1030 mg Pt/l.

Omfanget av reduserende forhold i Apeltunvatn var ganske stort. Bunnarealet under 15 m dyp utgjør ca 1/3 av innsjøens areal, og frigjøring av fosfater fra sedimentene bidrar trolig vesentlig til innsjøens belastning.

6.4.3 Tarmbakterier

Også i Apeltunvatn ble det funnet tarmbakterier i alle prøver. Mengdene var likevel moderate gjennom hele sommeren, men høye tall ble funnet i september og oktober (Figur 62).

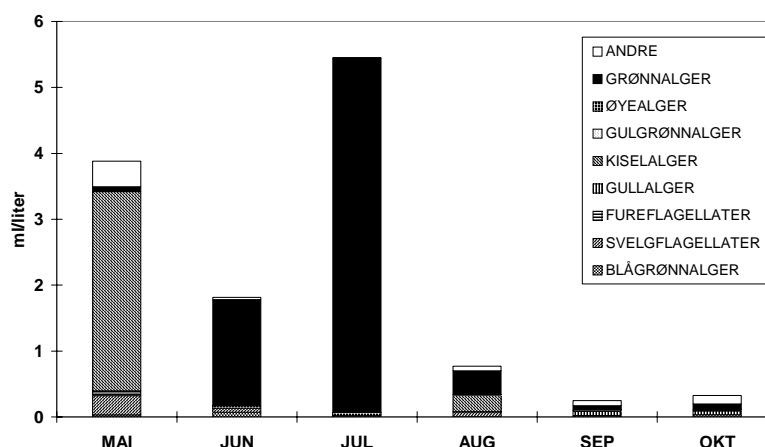


Figur 62. Termostabile kolibakterier i Apeltunvatn 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

6.4.4 Planteplankton

Variasjon i Klf a er vist i Figur 61, og i algevolum i Figur 63. Den førsste parameteren var høyest i mai (15 µg/l), og sank gradvis gjennom sesongen. Middelerdien var 7,75 µg/l. Algevolumet var også høyt i mai, men enda høyere i juli (maksimum 5,45 mm³/m³; middelerdi 2,08 mm³/m³). Volumestimatene karakteriserer innsjøen som eutrof-polyeutrof i systemet til Brettum (1989), mens Klf a mengdene tilsier SFT-klasse III.

I mai utgjorde kiselalger størsteparten av volumet. Den tallmessig dominerende arten var *Fragilaria crotonensis* med et celletal på 5,6 mill. celler/l. I juni og juli var det grønnalger som dominerte volumet. Det ble også registrert en blomstring av blågrønnalgen *Anabaena flos-aqua* med høyest konsentrasjon i juni (3,6 mill. celler/l.). Disse forekomstene sammen med betydelige forekomster av *Monoraphidium contortum* tyder på relativt eutrofe forhold i Apeltunvatn. Artssammensetningen er vist i detalj i Tabell 63 bakerst i kapitlet.



Figur 63. Volum og sammensetning av planteplankton i Apeltunvatn 1997.

6.4.5 Dyreplankton

Resultatene er vist i Tabell 66. I Apeltunvatn ble det i planktonsamfunnet påvist 5 arter vannlopper, 3 arter hoppekreps, 8 arter hjuldyr samt svevemygg. Innsjøen er dermed under middels artsrik for regionen. Vannloppene var dominert av *Daphnia* cf. *longispina* gjennom hele sesongen. Innen hoppekreps var *Cyclops*-artene tallrike i mai, og larver av disse vanlige gjennom hele sesongen. Om sommeren og høsten var *Eudiaptomus gracilis* og larver av denne vanligst. *Kellicottia longispina* dominerte blant hjuldyrene stort sett hele sesongen, selv om også flere andre arter var vanlige. Svevemygg ble registrert fåtallig fra juli av. Innsjøens aurebestand beiter trolig delvis på dyreplanktonet, men samfunnet bærer også her nokså lite preg av dette. Det finnes også betydelige mengder stingsild, men disse tvinges trolig til å holde seg skjult i strandsonen av aure og gjedde, og får dermed liten innflytelse på planktonsamfunnet. Den betydelige tettheten av *Daphnia* spp. er utvilsomt gunstig for innsjøens evne til å omsette primærproduksjonen.

6.4.6 Tilstand/vurdering

Klassifisering av tilstand er sammenstilt i Tabell 56 nedenfor. For næringssalter blir samlet vurdering tilstandsklasse IV; for organisk stoff klasse IV; for partikler klasse III, for forsuring klasse I, og for tarmbakterier klasse IV. Avvik fra naturtilstand (forurensningsgrad) er vist i Tabell 57.

Tabell 56. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i Apeltunvatn 1997. 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.

Virking av	Parameter	Verdi	Enhet	Tilstands-klasse
Næringssalter	Tot-P	27,3	µg/L	IV
	Tot-N	929	µg/L	IV
	Klf-A	7,75	µg/L	III
	Siktedyp	3,0	m	III
Organiske stoffer	TOC	4,6	mg/L	III
	Oksygen (bunn)	0	mg/L	V
	Farge	29,1	mg Pt/L	III
	Siktedyp	3,0	m	III
Partikler	TURB	0,83	FTU	II
	Siktedyp	3,0	m	III
Forsuring	pH	6,99	-	I
Tarmbakterier	TKB	880	pr. 100 ml	V

Tabell 57. Forurensningsgrad (SFT 1997) i Apeltunvatn 1997.

Virking av	I	II	III	IV	V
Næringssalter					
Organisk stoff					
Partikler					
Forsuring					
Tarmbakterier					

For virkning av næringssalter, organisk stoff og partikler kan avvikene fra naturtilstand føres tilbake til tilførsler av næringssalter. Sannsynligvis er kloakktilførsler en hovedkilde for næringssaltene, og selvsagt også for tarmbakterier.

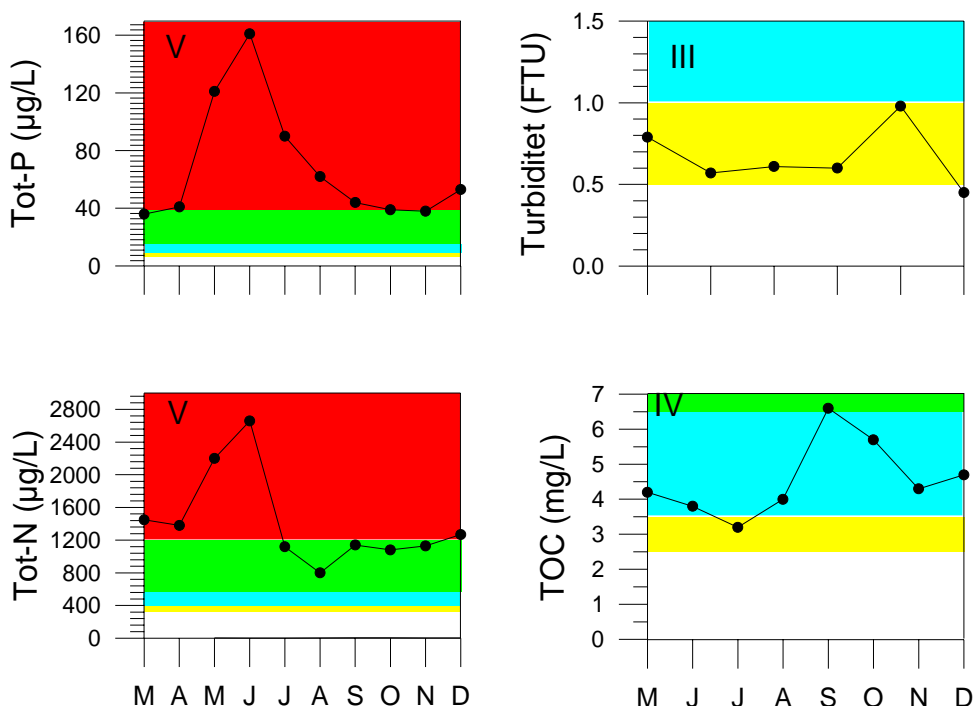
Som for innsjøene ovenfor var fosfor-innholdet i Apeltunvatnet høyere i 1994 (Bjørklund 1994), da snittverdien var over grensen til tilstandsklasse V for næringssalter. For nitrogen var forskjellen mellom de to årene ubetydelig. Derimot ble siktedypet i 1994 målt til lavere verdier enn i 1997. Totalt sett ser det derfor ut til at tilstanden har bedret seg i denne perioden, men innsjøen er fortsatt betydelig forurenset.

Vha. FOSRES kan akseptabel fosforbelastning til Apeltunvatn anslås til 180 kg pr år. Med avrenning og P-konsentrasjoner fra 1997 som grunnlag kan belastningen estimeres til 479 kg. Ved å bruke Klf a eller siktedyp som alternative beregningsgrunnlag blir estimatet for P-tilførsler lavere, men klart over det teoretisk akseptable. Fosfor utløst fra sedimentene vil være med i dette estimatet. Selv om tilførslene reduseres, vil dette reservoaret bidra til å opprettholde dagens forhold inntil produksjonen blir lav nok til at oksygenet ikke frobrukes. Bjørklund (1994) estimerte tilførslene til 890 kg P, basert på betydelig høyere konsentrasjoner i vannmassene i 1994.

6.5 Utløp Nordås

6.5.1 Vannkvalitet

Vannkjemiske måleresultater er samlet i Tabell 60 bakerst i kapitlet. Variasjon i de viktigste parametre er også vist i Figur 64.



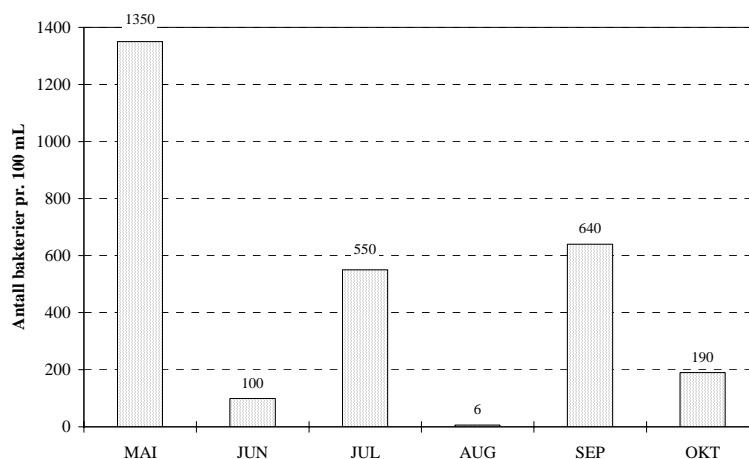
Figur 64. Vannkjemiske målinger i utløpselven ved Nordås 1997. Til venstre næringssaltene Tot-P (øverst) og Tot-N (nederst). Til høyre TOC (øverst) og partikkelinnhold (nederst). Nivåene for tilstandsklasser er vist med skravering, og høyeste klasse på hver figur er angitt med romertall (I - V).

Elektrolyttinnholdet var høyere enn i Apeltunvatn, med en gjennomsnittlig konduktivitet på 16,1 mSm. Også pH var relativt høy, og varierte fra 7,28 til 7,59 (Tabell 60). Næringssaltene varierte sterkt (Figur 64). For både Tot-P og Tot-N fikk vi en svært markert økning fra mai til et maksimum i juli. Da ble det målt 161 µg Tot-P og 2660 µg Tot-N pr. liter. Senere avtok verdiene. For Tot-P var middelverdien 68,5 µg/l, og for Tot-N 1423 µg/l.

TOC-innholdet lå i gjennomsnitt på 4,6 mg/l, men varierte også betydelig (Figur 64). Lavest var målingen fra juni med 3,2 mg/l, mens den høyeste verdi ble målt i september (6,6 mg/l). Fargetallet (Tabell 60) lå nær 20 mg Pt/l i mai-august, og økte sterkt med mye nedbør om høsten (maks. 69,7 mg Pt/l). Turbiditeten lå mellom 0,5 og 1,0 FTU i måleperioden mai-oktober.

6.5.2 Tarmbakterier

Elven ved Nordås er sterkt forurenset av kloakk. Det ble målt høye bakteritall ved de fleste tidspunkt (Figur 65), også i november og desember (Hobæk 1998). Det må finnes store eller mange direkte tilførsler til elvestrekningen.



Figur 65. Termostabile kolibakterier i utløpselven ved Nordås 1997 (antall bakterier pr. 100 ml).

6.5.3 Tilstand/vurdering

Grunnlaget for tilstandsvurdering er sammenstilt i Tabell 58. Totalt vurderes næringssalter og tarmbakterier til klasse V; organiske stoffer til klasse III, partikler til klasse II og forsurening til klasse I.

Tabell 58. Klassifiseringsgrunnlag for tilstandsklasser (SFT 1997) i utløpselv ved Nordås 1997. Klassifiseringen er basert på data fra seks prøver. For virkning av tarmbakterier og forsurening 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	Tilstandsklasse
Næringssalter	Tot-P	68,5	µg/l	V
	Tot-N	1423	µg/l	V
Organiske stoffer	TOC	4,6	mg/l	III
	Farge	31,8	mg Pt/l	III
Partikler	TURB	0,67	FTU	II
Forsuring	pH	7,31		I
Tarmbakterier	TKB	1350	pr. 100 ml	V

Avvik fra naturtilstand (forurensningsgrad) er sammenfattet i Tabell 59. Størst avvik får vi for virkninger av tarmbakterier og næringssalter. For den siste virkningstypen er det mulig at naturtilstanden tilsvarte klasse II, som indikert i Tabell 59.

Tabell 59. Forurensningsgrad (SFT 1997) i utløpselv ved Nordås 1997.

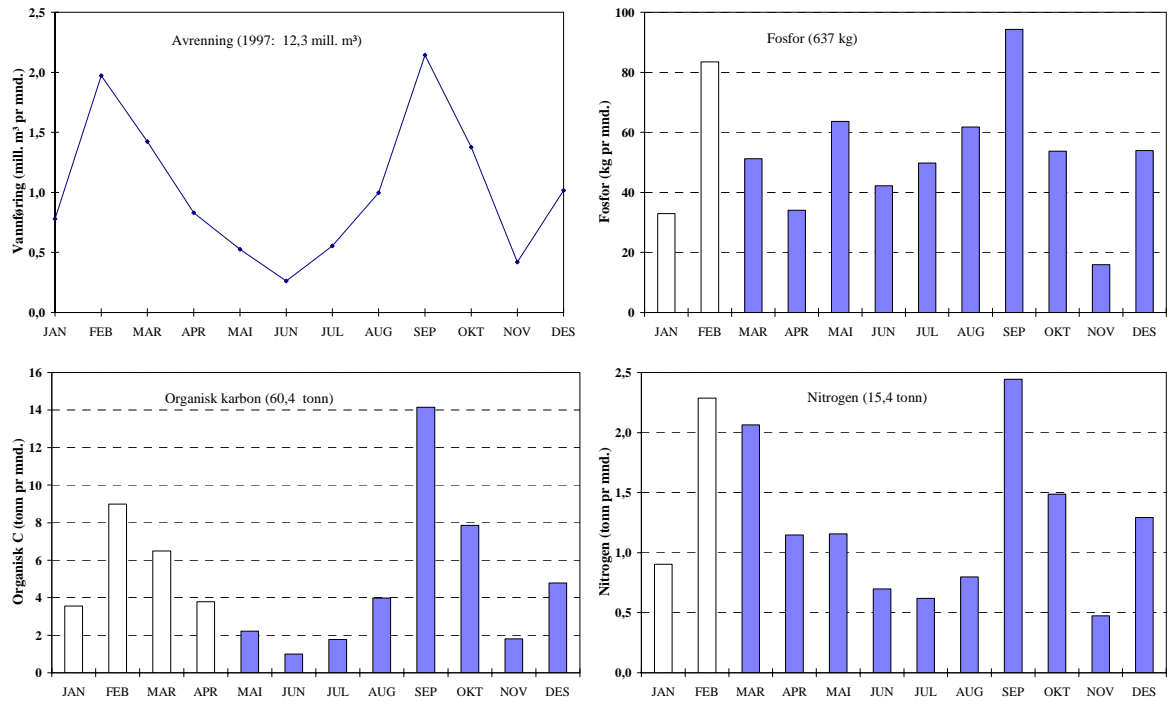
Virkning av	I	II	III	IV	V
Næringssalter					
Organisk stoff					
Partikler					
Forsuring					
Tarmbakterier					

Tilstanden i utløpselven er ikke blitt bedre siden 1994, i motsetning til i innsjøene i vassdraget. Bjørklund (1994) fikk tilstandsklasse V for næringssalter, men målte lavere verdier av Tot-P om sommeren. Det er spesielt de høye tallene fra mai-juni 1997 som bevirker forskjellen. For Tot-N var snittverdien fra 1994 litt høyere enn i 1997, men forskjellen ubetydelig. For tarmbakterier var tallene lavere i 1994 (tilstandsklasse IV). Virkning av organiske stoffer ble da vurdert til klasse IV (mot klasse III i 1997), men dette skyldes ulik parameterbruk og neppe noen virkelig forskjell. Turbiditet ble ikke målt i 1994.

6.6 Massetransport til Nordåsvatnet

Transport av P, N og C ble beregnet på samme måte som beskrevet tidligere. Totalavrenningen ble estimert til 12,3 mill. m³ (95% av normal). Konsentrasjoner av P og N i januar og februar ble anslått til gjennomsnitt et av målinger fra november, desember og mars. For manglende målinger av TOC i januar-april ble middelveiden benyttet.

Totaltransporten i 1997 kan på denne måten anslås til 637 kg P, 15,4 tonn N og 60 tonn C. For fosfor og nitrogen er estimatene noe høyere enn anslått av Bjørklund (1994), mens for karbon er estimatet lavere.



Figur 66. Massetransport med Apeltunvassdraget til Nordåsvatnet 1997. Månedlig avrenning (øverst til venstre) og månedlig transport av fosfor (øverst til høyre); organisk karbon (nederst til venstre); og nitrogen (nederst til høyre). Åpne søyler viser manglende måling av konsentrasjoner.

Tabell 60. Vannkjemiske målinger fra Apeltunvassdraget 1997.

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
Tranevatn	21.05.97	7,01	9,92	0,40	18,2	2,8	5	560	2,36	5,0
	26.06.97	7,01	10,1	0,52	16,1	3,2	7	465	4,35	4,5
	15.07.97	7,00	9,88	0,41	14,8	3,1	7	390	4,72	3,0
	18.08.97	7,27	10	0,37	16,3	3,5	7	330	2,66	5,2
	15.09.97	7,02	9,29	0,52	26,3	3,8	9	505	2,09	3,8
	14.10.97	6,92	9,29	0,58	27,8	3,9	9	530	0,98	4,0
	Snitt	7,04	9,7	0,47	19,9	3,4	7,3	463	2,86	4,2
Iglevatn	21.05.97	7,01	10,2	1,4	28,6	4,3	28	770	19,5	2,0
	23.05.97	6,67	11,1	0,95	33,0	4,4	33	865	4,95	3,0
	15.07.97	6,58	11,4	0,98	38,0	4,8	40	910	11,3	2,0
	18.08.97	7,28	12,5	0,85	40,9	6,3	49	855	14,2	2,3
	15.09.97	6,78	7,88	1,1	58,4	7,0	49	830	0,87	2,5
	14.10.97	6,78	8,9	1,9	46,8	5,4	39	830	0,64	2,3
	Snitt	6,85	10,3	1,20	41,0	5,4	39,7	843	8,58	2,4
Apeltunvatn	21.05.97	7,21	14,1	1,1	22,5	3,7	19	1020	14,8	2,0
	26.06.97	7,32	14,4	0,75	19,4	3,7	14	755	12,2	4,4
	15.07.97	7,15	14,6	0,90	19,0	3,6	20	800	7,67	2,5
	18.08.97	7,36	15,3	0,55	20,4	4,4	23	770	7,71	4,0
	17.09.97	7,05	11,4	0,95	48,6	6,4	44	1140	2,59	2,5
	14.10.97	6,99	11,2	0,74	44,4	5,7	44	1090	1,50	2,5
	Snitt	7,18	13,5	0,83	29,1	4,6	27,3	929	7,75	3,0
Utløp Nordås	27.03.97						36	1450		
	24.04.97						41	1380		
	21.05.97	7,34	16,6	0,79	19,4	4,2	121	2200		
	26.06.97	7,33	18,7	0,57	20,2	3,8	161	2660		
	15.07.97	7,31	19	0,61	18,6	3,2	90	1120		
	18.08.97	7,59	18	0,60	18,2	4,0	62	800		
	15.09.97	7,28	12	0,98	69,7	6,6	44	1140		
	14.10.97	7,26	12,2	0,45	44,4	5,7	39	1080		
	25.11.97					4,3	38	1130		
	09.12.97					4,7	53	1270		
Snitt	7,35	16,08	0,67	31,8	4,6	68,5	1423			

Tabell 61. Planteplankton i Tranevatn 1997. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

GRUPPE/Art	21.05.97	26.06.97	15.07.97	18.08.97	15.09.97	16.10.97
CYANOPHYCEAE						
Anabaena cf. flos aqua celler 7,5x5 µ		34.300	34.300		500	
" " utellbar koloni d= 130 µ *			100			
Aphanothece clathrata 2x1 µm		752.700	736.000	45.853.500	3.220.000	272.600
Snowella lacustris 1,5-2 µ	34.800		149.500			
CRYPTOPHYCEAE						
Cryptomonas spp. 10-20 µm	138.000	34.500	69.000	149.500	12.000	4.900
" " 20-30 µm	11.500	22.500	126.500	34.500	21.000	2.100
Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica 8-15 µm	762.300	322.000	462.000	115.000	531.300	126.500
DINOPHYCEAE						
Ceratium cornutum 140x80 0m			5.000			
C. hirundinella 230x130 µm					100	
Peridinium willei 50-60 µm		2.000	7.200			
Ubestemt athecet dinoflagellat 10-20 µm	5.800	1.500				
" " 20-30 µm		1.500	700		700	
" " 30-40 µm				9.100	2.100	
" " 50 µm					700	
CHRYSOPHYCEAE						
Chrysococcus rufescens 8 µm	762.300					
Dinobryon bavaricum 7,5-17,5x4 µm	7.600		144.000			
D. crenulatum 5 µm		1.500				
D. divergens 10-20x5 µm	4.300	1.707.000	3.288.000	600		
cf. Epiptyxis simplex 6-10 µm		144.000	276.000			
Mallomonas akrokomos 20-35x3-5 µm	9.800	21.000	12.000	300		600
cf. M. caudata 30-40x15 µm	2.800	700				200
M. spp. 10-12x7 µm	11.500	4.500				
M. spp. 20 µm			2.800			
M. spp. 20x10 µm				6.000		
cf. Stichogloea doederleinii 7,5x5 µm		1.989.500				
cf. Synura sp. 15x7 µm	3.200					
Uroglena cf. articulata 4-6 µm		715.500				
BACILLARIOPHYCEAE						
Asterionella formosa 60-75 µm	100					
Fragilaria crotonensis 30-40x2,5-3,5 µm	500					
" " 50- 60x3 µm		2.100	6.000	1.400		800
Tabellaria bienalis 20x10 µm						600
T. fenestrata 70x13 µm		1.100				700
T. flocculosa 25 µm		2.100				400
Pennate diatomeer 40x7 µm		700				
Pennate diatomeer 25x5 µm						200
EUGLENOPHYCEAE						
Tracelomonas volvocina 5-17,5 µm	2.100	1.400	4.200	66.500	73.500	3.000
CHLOROPHYCEAE						
Ankyra judayi 50x3 µm		3.500				6.000
A. lanceolata 30-45x1,5µm	29.000	276.000	9.000	11.600	23.000	23.200
Closterium acutum var. variabile 70-80x3 µm					100	
Crusigenia quadrata 3 µm	3.200	44.800				
C. terapedia 2.5 µm						800
cf. Crusigeniella arcuatus 5x6 µm			9.400			
Elakatothrix genevensis 10-25 µm	800	4.900	9.000	58.000		700
Koliella spiculiformis 50x2 µm	400					
Monoraphidium dybowskii 10-14 µm	23.200	23.000	42.000			
Oocystis rhomboidea 10x6 µm		6.000				
O. sp. koloni 10x7,5 µm	11.600	24.000	5.600			
Planktosphaeria gelatinosa 12,5 µm				11.500		
Quadrigula pfitzeri 25x3,5 µm				800		
Scenedesmus arcuatus 17,5x4 µm		1.600				
Sphaerocystis schroeteri 3-10 µm	284.200	2.800	6.400	448.600	8.000	4.000
S. sp. 40 µm			100			
UKLASSIFISERTE ALGER						
Flagellater/monader 1-2,5 µm	554.400	1.593.900	3.257.100	854.700	2.489.400	2.950.400
" " 2,5-5 µm	184.800	485.100	739.200	1.579.200	1.382.600	1.339.800
" " 5-7,5 µm	28.800	184.800	231.000	115.500	46.200	
" " 7,5-10 µm		46.200	23.100			
Ubestemte krageflagellater 5-8 µm			69.300			
ZOOFLAGELLATER						
Gyromitus cordiformis 12 µm		2.800	200			
BAKTERIER						
cf. Leptothrix ochracea 27,5-30x1,2 µm*						1500
TOTALT ALGEVOLUM (mm³/m³)	0,337	1,151	2,158	0,288	0,283	0,067

Tabell 62. Planteplankton i Iglevatn 1997. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

GRUPPE/Art	21.05.97	23.06.97	15.07.97	18.08.97	15.09.97	16.10.97
CYANOPHYCEAE						
Aphanothece clathrata 2x1 µm	831.600					
cf. Coelosphaerium minutissimum 0,8 µm	278.400				854.700	
Merismopedia punktata		64.400				
Pseudoanabaena cf. catenata 2x3 µm						2.000
Snowella lacustris 1,2 µm	462.000	346.500				
CRYPTOPHYCEAE						
Cryptomonas spp. 18-20 µm	1.384.500	23.000	138.600	58.000		
" " 20-30 µm		37.500	69.300	17.400	2.800	2.100
Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica 8-15 µm	646.800	34.500	11.500	5.800	161.700	17.400
DINOPHYCEAE						
cf. Peridiniopsis penardii 25-32,5x25-30 µm	54.000					
Ubestemt thecat dinoflagellat 17,5 µm	5.800					
Ubestemt athecat dinoflagellat 7,5-10 µm	184.800					
" " " 10-20 µm	392.700					
" " " 20-30 µm					700	
" " " 30-40 µm					200	
CHRYSOPHYCEAE						
Dinobryon cylindricum 10x5 µm	2.000					
D. sertularia	10.000					
D. sp. solitær 10x5 µm	11.600					
Mallomonas akrokomos 20-35x3-5 µm	184.800	161.700	5.800	75.400		
M. spp. 17,5x15 µm			5.800			1.400
M. spp. 20 µm	3.000					
cf. Synura sp. 15x7 µm	138.600					
BACILLARIOPHYCEAE						
Asterionella formosa 60-75 µm	741.000	12.600	8.400	56.000		
Cyclotella sp. 12,5 µm	23.100					
Fragilaria cf. crotonensis 30-50x2,5-3,5 µm	3.507.400	2.400			4.000	
F. tenuis 115x10 µm						200
F. ulna 120-160x5 µm	700					
cf. Meridion circulare 30-55 µm (qisn. 50)	1.600					
Tabellaria flocculosa 25 µm	120.000					
Sentrisk diatome 5 µm	42.600					
EUGLENOPHYCEAE						
Phacus caudatus	3.000					
Trachelomonas klebsi 25x15 µm	34.500					
T. volvocina 7,5-20 µm	1.015.300	115.500	11.600	368.000	700	1.400
CHLOROPHYCEAE						
cf. Ankistrodesmus fusiformis 50x2,5 µm	800					
Ankyra judayi 33x4 µm	5.800	346.500	69.300			
A. lanceolata 23x2µm		1.709.400	531.300	34.800		700
Chlamydomonas spp. 7,5-10x5	738.400		11.500	34.500		
Closterium acutum var. variabile 70-80x3 µm			29.000	110.200		
Coenochloris cf. pyrenoidosa 7,5 µm	46.400					
Crusigenia quadrata 3 µm	1.600					
Dictyosphaerium cf. ehrenbergianum 5-6x3-4 µm				31.751.200	23.200	
D. elegans 3 µm	92.000					
D. subsolitarium	947.100					
D. sp. 3 µm	34.800					
cf. Dimorphococcus lunatus	92.000					
Elakatothrix genevensis 10-30x2,5-5 µm		11.600	115.500	1.104.000		
Kirchneriella obesa 5-8,5 µm (qisn. 6,9)				904.800		
Koliella longiseta 50-75x1,5 µm	1.753.700					
Monoraphidium contortum 20-30x1,5 µm	69.300	11.500			3.000	
M. dybowskii 15-20x5 µm	5.800			11.600		
Oocystis solitaria 10-15x5-9 µm		5.800	924.000			
O. sp. koloni 10x7,5 µm				5.800		
O. sp. solitær 10x5 µm	5.800					
Planktosphaeria gelatinosa 18 µm		11.600				
cf. Pyrobotrys sp. 10x5 µm				72.100		
Scenedesmus cf. armatus 8-11x3-4 µm	2.400	2.800			800	
S. dimorphus 15-17,5x3 µm	2.400					
Selenasrum denticulatus 12,5x5 µm				1.600		
Sphaerocystis schroeteri 4-10 µm	23.200	226.200	4.229.600	1.449.000		
Ubestemt slimkolonier 4-5 µm	69.600	5.800				
Ubestemte solitære celler m/pigget 4-5 µm	553.800					

Tabellen fortsetter neste side.

Tabell 62 fortsetter:

UKLASSIFISERTE ALGER						
Flagellater/monader 1-2,5 µm	19.752.200	2.841.300	3.049.200	2.122.900	3.026.100	9114900
" " 2,5-5 µm	2.907.400	7.969.500	1.524.600	6.184.100	1.270.500	1.455.300
" " 5-7,5 µm	2.076.600	138.600	438.900	11.500	138.600	231.000
" " 7,5-10 µm	599.900	23.100			15.000	
" " 10-15 µm	23.100				5.800	
" " 15-20 µm			5.800			700
Cyste ? 15x10 µm	92.400					
KRAGEFLAGELLATER						
Ubestemte krageflagellater 5-8 µm						92.400
ZOOFLAGELLATER						
Gyromitus cordiformis 12 µm	200					
TOTALT ALGEVOLUM (mm³/m³)	4,663	0,489	1,263	2,876	0,095	0,110

Tabell 63. Planteplankton i Apeltunvatn 1997. Tallene angir celler/l. Nederst i hver kolonne totalt algevolum.

GRUPPE/Art	21.05.97	26.06.97	15.07.97	18.08.97	17.09.97	16.10.97
CYANOPHYCEAE						
Anabaena flos aqua celler 3x4 µ	1.334.000	3.634.000	18.400	38.500		
A. sp. - rett				202.300	224.700	
Aphanothece clathrata 2x1 µ					23.200	
cf. Coelosphaerium minutissimum 0,8 µ	150.800					435.000
Pseudoanabaena cf. catenata 2x5 µ					6.600	
Snowella lacustris 2,5 µ	947.100					
CRYPTOPHYCEAE						
Cryptomonas spp. 15-20 µ	11.600	11.500	34.800	57.500	11.600	23.200
" 20-30 µ	5.800	80.500	11.600	103.500	23.200	11.600
Rhodomonas lacustris var. nannoplanktonica	3.599.700	300.300	126.500	207.000	58.000	323.400
DINOPHYCEAE						
cf. Peridiniopsis penardii 25-32,5x25-30 µ	7.700					
Ubestemt thecat dinoflagellat 20 µ	300					
Ubestemt athecat dinoflagellat 7,5-10 µ	11.500					
CHRYSOPHYCEAE						
Dinobryon cylindricum 20x7,5 µ	1.000					
Mallomonas akrokomos 20-35x3-5 µ	5.800			11.600		11.600
cf. M. caudata 30-40x15 µ				2.100	700	
M. spp. 12,5-15 µ	11.600			1.500		3.000
M. spp. 20x10 µ	11.600					
M. spp. 20 µ						700
Uroglena cf. volvox 10-6 µ					1.755.600	1.455.300
BACILLARIOPHYCEAE						
Asterionella formosa 55-60 µ	2.863.500			459.000	7.000	3.200
Diatoma tenuis 35-40 µ	80.500					
Fragilaria cf. crotonensis-25-70 µ (qisn.40)	5.613.300					
F. ulna 100x8µ	27.000					
" 170x8µ	1.400					
Tabellaria fenestrata 70x13 µ	1.000					400
T. flocculosa 25 µ	1.000					
Pennate diatomeer 22x5 µ					3.000	
Pennat diatome 70 µ					200	
Sentrisk diatome 5-7,5 µ	34.500					
EUGLENOPHYCEAE						
Tracelomonas volvocina 10-17,5 µ	700	23.000	17.400	1.400	17.400	11.600
CHLOROPHYCEAE						
Ankyra judayi 33x4 µ		34.500	5.800	104.400	11.600	17.400
A. lanceolata 23x2µ		69.000	5.800	29.000	40.600	40.600
cf. Chlamydocapsa sp. 12,5 µ		626.400	23.200	139.200		
Chlamydomonas spp. 5x3 µ	11.500	115.500			5.800	138.600
C. spp. 7,5-10x5 µ		46.200	23.000			
Closterium acutum var. variabile 70-80x3 µ				5.600		2.800
Cosmarium sp. 30 µ				200		
Crusigenia lauterbornii 3 µ	1.600					
Dictyosphaerium elegans 3 µ	11.200					
D. sp. 4 µ	531.300				162.400	
Elakatothrix genevensis 20-22,5 µ		200	116.000	36.000	4.200	400
Kirchneriella obesa 10 µ	1.400					
Koliella spiculiformis 40x2 µ				40.600		
K. longiseta 75x1,5 µ	126.500					
Monoraphidium contortum 20-30x1,5 µ	508.200					
M. dybowskii 15-20x5 µ				17.400		
cf. M. griffithii	34.500					
Oocystis sp. 7,5 µ				23.200		
O. sp. koloni 12,5x7,5 µ			29.000			
O. sp. solitær 10x5 µ						
Pandorina cf. morum 7,5-10 µ			22.400	417.600	11.200	
Paulschulzia pseudovolvox			19.200			
Planktosphaeria gelatinosa 12,5 µ		87.000	3.500	29.000	700	
Quadrigula korsikovii 30-32 µ				3.200		
Scenedesmus ecornis	23.000					
Selenastrum capricornutum 3 µ						1.455.300
Sphaerocystis schroeteri 5-12,5 µ	185.600	9.055.200	2.541.500	556.800		
S. cf planktonicum 40 µ		3.500	149.500		1.200	600
Ubestemt slimkoloni 3 µ			7.200			
Ubestemt slimkoloni 4 µ				25.600		
Ubestemt slimkoloni 5 µ					4.200	
Ubestemt slimkoloni 12 µ					2.800	
Ubestemte solitære celler m/pigget 4-5 µ						5.800

Tabell 63 fortsetter:

UKLASSIFISERTE ALGER						
Flagellater/monader 1-2,5 µm	7.476.300	993.300	322.000	1.062.600	1.570.800	1.940.400
" " 2,5-5 µm	6.091.800	646.800	230.000	2.125.200	1.108.800	1.547.700
" " 5-7,5 µm	738.400	92.400	23.000	46.200	254.100	369.600
" " 7,5-10 µm	17.400					69.300
" " 10-15 µm	29.000					
Cyste ? 15x10 µm	17.400					
KRAGEFLAGELLATER						
Ubestemte krageflagellater 5-8 µm						92.400
Codosiga sp. 10 µm					17.400	23.200
ZOOFLAGELLATER						
Gvromitus cordiformis 10-20 µm	34.800				5.800	
TOTALT ALGEVOLUM (mm³/m³)	3,884	1,814	5,452	0,768	0,248	0,325

Tabell 64. Dyreplankton i Tranevatn 1997. 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 - 8 m.

GRUPPE/ART DATO⇒	21.05.97	26.06.97	13.07.97	18.08.97	15.09.97	14.10.97
VANNLOPPER						
Diaphanosoma brachyurum		e	+	++	e	
Holopedium gibberum		+	+	+	+	e
Daphnia cf. longispina	+++	+++	+	++	+	++
Daphnia galeata	+	e				
Bosmina longirostris				e		
Bosmina longispina	+	+	+	+	++	+
Polyphemus pediculus				e		
HOPPEKREPS						
Eudiaptomus gracilis	+	+	+	+	+	++
Calanoide copepoditter	++	+	++	+	+	+
Calanoide nauplii	+	++	+	++	++	+
Cyclops scutifer	++	++	++	+	e	
Cyclops abyssorum						e
Cyclopoide copepoditter	+++	+	+	+	+	+
Cyclopoide nauplii	+++	+	++	+++	+++	+++
HJULDYR						
Kellicottia longispina	++	+	+	++	++++	++
Keratella cochlearis	+	++	++	+	++	+
Keratella hiemalis	++		+	+	e	e
Keratella quadrata			+			
Polyarthra spp.	+	+	+		e	+
Filinia longiseta				+	+	e
Conochilus sp.		e				
Synchaeta sp.	+	+	+	+	+	+
Asplanchna priodonta	++	+		+	+	+
Ploesoma cf. hudsoni		+		e	e	
INSEKTER						
Chaoborus flavicans				e	e	

Tabell 65. Dyreplankton i Iglevatn 1997. 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 - 8 m.

GRUPPE/ART DATO⇒	21.05.97	23.06.97	15.07.97	18.08.97	15.09.97	14.10.97
VANNLOPPER						
Diaphanosoma brachyurum		+	+	e		
Holopedium gibberum	e					
Daphnia cf. longispina	+	+++	++	++	+++	+++
Daphnia galeata	e					
Bosmina longirostris		e				
Bosmina longispina	e		e	e	e	
Polyphemus pediculus		e				
HOPPEKREPS						
Eudiaptomus gracilis	+	+	+	+	+	++
Calanoide copepoditter	+	+	+++	+++	++	+
Calanoide nauplii	e	++	++	++	+	
Cyclops scutifer	++	++	++		e	
Cyclops abyssorum	+	e	+	+	+	
Cyclopoide copepoditter	++++	++	++	++	+	+
Cyclopoide nauplii	++	++	++	+	+	+
HJULDYR						
Brachionus cf. calicyflorus	e					
Kellicottia longispina	+	+	++	+	+	++
Keratella cochlearis	+	+	+	+++	+	
Keratella quadrata	e	++	+	+++	+	+
Keratella hiemalis	+	+	e			
Keratella testudo						+
Keratella serrulata						e
Polyarthra spp.	e			+	+	
Filinia sp.		e				
Conochilus sp.		+	+	++		
Synchaeta spp.	++			+		
Asplanchna priodonta	e	+++	+++	+		
Ploesoma cf. hudsoni						
INSEKTER						
Chaoborus flavicans		+		+	+	+

Tabell 66. Dyreplankton i Apeltunvatn 1997. 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 – 20 m.

GRUPPE/ART DATO⇒	21.05.97	26.06.97	15.07.97	18.08.97	17.09.97	14.10.97
VANNLOPPER						
Diaphanosoma brachyurum		e	+	++		
Daphnia cf. pulex				e		e
Daphnia cf. longispina	++	+++	++++	+++	+++	++
Daphnia galeata		e				
Bosmina longispina	e	+	+	+	+	+
HOPPEKREPS						
Eudiaptomus gracilis	+	+	++	+	+	+
Calanoide copepoditter	+	+	+	++	++	++
Calanoide nauplii	e	+	+	++	+	
Cyclops scutifer	+++	+	+	+	+	+
Cyclops abyssorum	++	+	+	+	+	+
Cyclopoide copepoditter	+++	+++	++	++	+++	++
Cyclopoide nauplii	++	++	+++	++	+	++
HJULDYR						
Kellicottia longispina	++	+++	+++	++	++	++
Keratella cochlearis	++	+	+	++	++	+
Keratella hiemalis	++	++	+	+	+	+
Keratella quadrata		+	+	++	+	+
Polyarthra spp.	+		++			
Conochilus spp.	e	e	e			
Synchaeta spp.	+	+				e
Asplanchna priodonta	+	+	+		+	+
INSEKTER						
Chaoborus flavicans			e	e	e	e

7. Henvisninger

- Aanes, K.J. & P. Brettum. 1989. Nesttunvassdraget og Apeltunvassdraget i Bergen kommune. En orienterende undersøkelse av forurensningssituasjonen forsommeren 1988. NIVA-rapport Lnr. 2416. 62 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.
- Giske, J. 1986. Populasjonsregulerende faktorer hos to arter *Daphnia* i et vatn uten planktivor fisk. Hovedfagsoppgave i zoologisk økologi, Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen. 59 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. Kloakkforurensning av vassdrag i Bergen kommune høsten 1997. NIVA-rapport Lnr. 3791-98. 30 s.
- Hobæk, A. 1998b. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune. Miljøgifter i innsjøsedimenter og i avrenning fra avfallsdeponier. NIVA-rapport Lnr. 3793-98. 27 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.