

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

O - 174/73

EN UNDERSØKELSE AV BORREVATN, 1975

24. november 1976

Saksbehandler Pål Brettum
Medarbeidere Rolf T. Arnesen
Dag Berge
Morten Laake
Bjørn Rørslett

Instituttssjef Kjell Baalsrud

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
1. INNLEDNING	5
2. BESKRIVELSE	7
2.1 Generell del	7
2.2 Virksomhet i og tilførsler fra nedbørfeltet	8
2.3 Geologiske forhold	14
2.4 Meteorologiske forhold 1975	15
2.5 Vannstandsvekslinger	18
3. RESULTATER AV DE UTFØRTE UNDERSØKELSER	20
3.1 Prøvetaking og prøvetakingssteder	20
3.2 Fysisk-kjemiske forhold i Borrevatn	22
3.2.1 Generelt om en del fysisk-kjemiske parametre	22
3.2.2 Kommentarer til fysisk-kjemiske forhold i Borrevatn 1975	25
3.2.3 Tørrstoff og siktedyp	39
3.2.4 Noen kommentarer til de fysisk-kjemiske forhold i tilløpselver og utløp	41
3.3 Planktonalgene og deres primærproduksjon	46
3.3.1 Variasjonene i planktonalgenes sammensetning og mengder i 1975	46
3.3.2 Primærproduksjonen	65
3.4 Høyere vegetasjon i og omkring Borrevatn	71
3.4.1 Innledning	71
3.4.2 Artene i den høyere vegetasjonen	71
3.4.3 Taksonomiske merknader	78
3.4.4 Vegetasjonskartlegging i Borrevatn	78
3.4.4.1 Tilgjengelig bildemateriale	79
3.4.4.2 Artsidentifisering fra flybilder	80
3.4.4.3 Arealutbredelsen av høyere vegetasjon i Borrevatn	82
3.5 Dyreplanktonet (Zooplanktonet)	88
3.6 Bunnfauna	90

	Side
4. UNDERSØKELSER AV SEDIMENTENE	93
4.1 Sedimentanalyser	93
4.1.1 Innledning	93
4.1.2 Prøvetaking og analyser	94
4.1.3 Presentasjon av resultatene	94
4.1.4 Diskusjon av resultatene	95
4.1.5 Sammenfatning og vurderinger	105
4.2 Utbredelsen av områder påvirket av slam fra vannverkets renseanlegg	108
5. DISKUSJON	111
6. AVSLUTTENDE VURDERING	114
7. LITTERATUR	117

TABELLFORTEGNELSE

1. Arealfordeling og -disponering i nedbørfeltet	9
2. Befolkning og tilførsler fra befolkning til vassdrag i nedbørfeltet	10
3. Tilførsel av nitrogen og fosfor fra gjødsel	12
4. Tilførsel fra skog og utmark til vassdrag i nedbørfeltet	13
5. Tilførsler totalt fra de ulike tilførselskilder	13
6. Vindobservasjoner fra Slagentangen 1975	17
7. Fysisk-kjemiske analyseresultater Borrevatn 6. mars 1975	32
8. Fysisk-kjemiske analyseresultater Borrevatn 6. mai 1975	33
9. Fysisk-kjemiske analyseresultater Borrevatn 3. juni 1975	34
10. Fysisk-kjemiske analyseresultater Borrevatn 8. juli 1975	35
11. Fysisk-kjemiske analyseresultater Borrevatn 22. august 1975	36
12. Fysisk-kjemiske analyseresultater Borrevatn 24. september 1975	37
13. Fysisk-kjemiske analyseresultater Borrevatn 6. desember 1975	38
14. Fysisk-kjemiske analyseresultater fra tilløpselver Borrevatn, St. BE 1	42
15. Fysisk-kjemiske analyseresultater fra tilløpselver Borrevatn, St. BE 2	43

	Side
16. Fysisk-kjemiske analyseresultater fra tilløpselver Borrevatn, St. BE 3	44
17. Fysisk-kjemiske analyseresultater fra utløp Borrevatn, St. BE 4	45
18. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 6. mars 1975	50
19. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 6. mai 1975	51
20. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 3. juni 1975	52-53
21. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 8. juli 1975	54-55
22. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 22. august 1975	56-57
23. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 24. september 1975	58-59
24. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 6. desember 1975	60
25. Primærproduksjonsresultater fra en del norske innsjøer	69
26. Høyere vegetasjon i og omkring Borrevatn	74-77
27. Arealdekning av ulike vegetasjonstyper i Borrevatn. Basert på flybilder 1975	85
28. Dyreplanktonet i Borrevatn 1975	89
29. Variasjoner i antall individer for de viktigste hovedgruppene av bunndyr i Borrevatn 1975	91
30. Kjemiske analyser på bunnvann (B) og sedimentenes interstitialvann (I)	96
31. Analyseverdier for silikat, klorid og metaller i bunnvannet (stikkprøver)	99
32. Analyseverdier for tungmetaller i sedimentene	100
33. Biologiske og andre analysedata for sedimentene	101
34. Utbredelsen av bunndyr i områder påvirket av slam fra vannverkets renseanlegg	108

FIGURFORTEGNELSE

	Side
1. Borrevatn og dets nedbørfelt	6
2. Variasjoner i maksimums-, minimumstemperatur og nedbør for Borrevatn 1975	16
3. Vannstanden i Borrevatn 1975	19
4. Beliggenheten av prøvetakingsstasjoner i Borrevatn 1975	21
5. Fysisk-kjemiske forhold i Borrevatn 1975	26-27
6. Oksygenvariasjoner i Borrevatn 1974	29
7. Variasjoner i tørrstoff totalt, organisk tørrstoff og siktedyp i Borrevatn 1975	40
8. Prosentvis sammensetning av ulike grupper av planteplankton basert på volumet disse gruppene representerer og totalvolumet av planteplankton 1975	47
9. Variasjonene i gjennomsnitts totalvolum av planteplankton pr. liter prøve	64
10. Primærproduksjonsprofiler for Borrevatn 1975	66
11. Primærproduksjon beregnet som mg C/m ² dag i Borrevatn 1975	68
12. Vegetasjonskart over Borrevatn	83
13. Flyfoto av Vassbotn 1963 og 1972	87
14. Kjemiske analyser på bunnvann og sedimenter (pH, konduktivitet, nitrogen)	97
15. Kjemiske analyser på bunnvann og sedimenter (fosfat, jern, mangan og aluminium)	98
16. Profiler for organisk stoff, klorofyll, biomasse (ATP) anaerob aktivitet og redoksforhold i sedimenter	102
17. Sammenhengen mellom jern og mangan i bunnvann og sedimentets interstitialvann	106
18. Områder dekket av slam fra vannverkets renseanlegg i Borrevatn	109

1. INNLEDNING

Horten vannverk har i en årrekke benyttet Borrevatn som vannkilde til drikkevannsforsyningen for Horten. I rensingen av råvannet har inngått felling med aluminiumsulfat. Dette har gjennom årene medført store mengder slam, som er ført tilbake til Borrevatn. Det vesentlige av dette slammet består av aluminiumhydroxyd ($\text{Al}(\text{OH})_3$), og dekker i dag deler av bunnen i Borrevatn.

I et møte mellom representanter for SFT (Statens forurensningstilsyn), A/S VIAK (rådgivende ingeniørfirma) og NIVA 29. november 1973, ble NIVA bedt om å utforme et undersøkelsesprogram for Borrevatn.

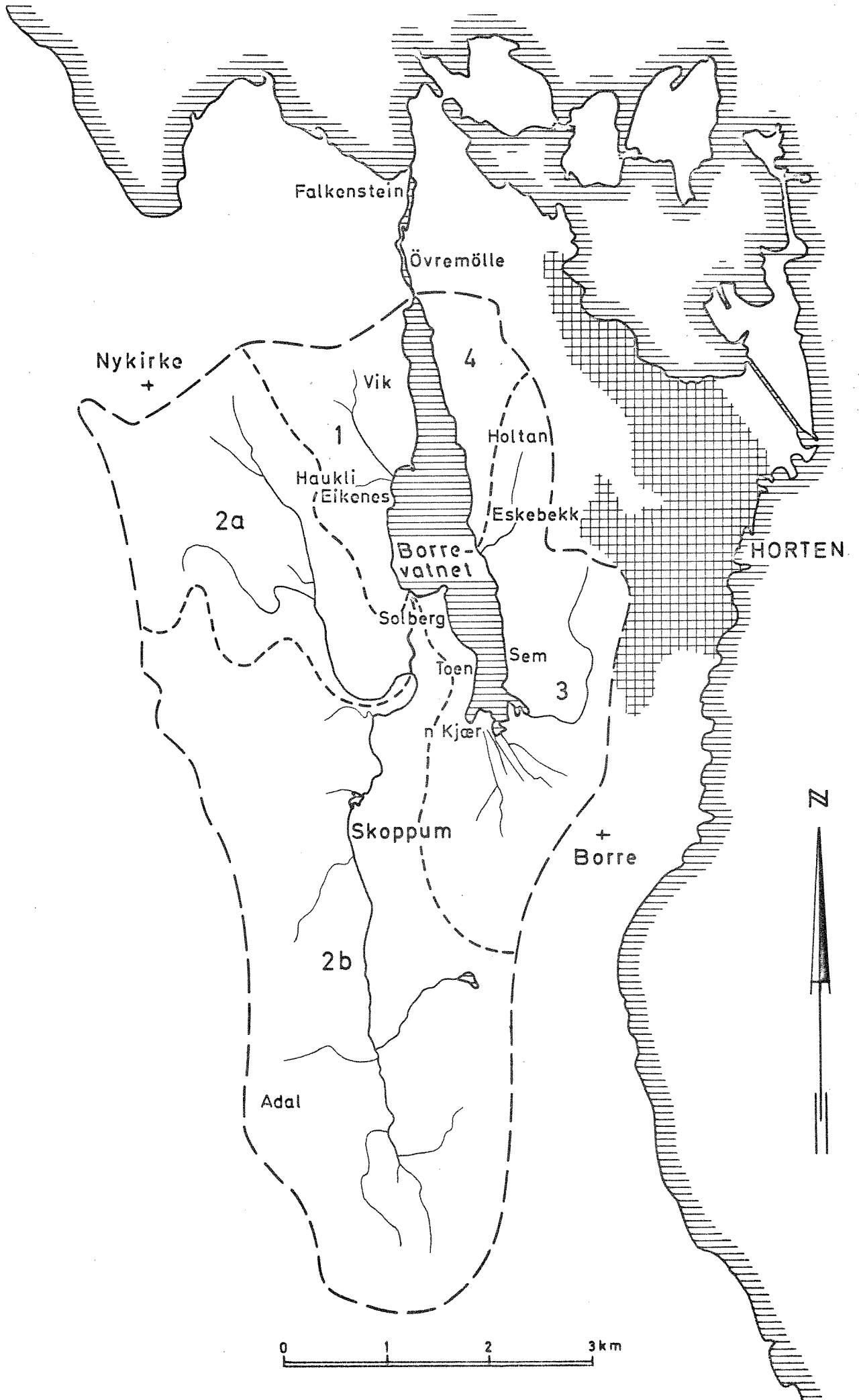
Undersøkelsene skulle i hovedsaken være en limnologisk undersøkelse av innsjøen for å klarlegge tilstander i dag. Videre skulle den ha som mål å klarlegge utbredelsen av bunnarealer påvirket av aluminiumhydroxyd-slam og den betydning dette slammet hadde på de biologiske forhold i disse områdene. Endelig skulle undersøkelsene klargjøre hvorvidt restaurerende tiltak i Borrevatn var aktuelle og i tilfelle hvilke typer restaurerende tiltak som ville være mest hensiktsmessig.

Borrevatn er tidligere relativt grundig undersøkt (Skulberg 1957 og Økland 1964), spesielt på en rekke biologiske parametre, slik at en hadde et godt grunnlag å bygge på for å vurdere den utvikling som har skjedd i innsjøen de seneste ca. 20 år.

NIVA utformet et undersøkelsesprogram og oversendte dette til Horten kommune 8. mai 1974.

I brev av 2. oktober 1974 ble NIVA av Horten kommune bedt om å gjennomføre undersøkelsene etter det utformede programmet.

Fig.1 Borrevatn og dets nedbørfelt



Feltarbeidet har foregått i 1975, og hovedvekten ble lagt på kartlegging av variasjoner i de fysisk/kjemiske komponenter og planteplanktonet i de frie vannmasser. Videre er det foretatt undersøkelser av den høyere vegetasjonen, spesielt i søndre del av innsjøen, og analyser av sedimentene samt en kartlegging av utbredelsen av lagene med slam fra renseanlegget.

Siv.ing. Morten Laake har bearbeidet sedimentprøvene og utformet rapportdelen om sedimentene.

Cand.mag. Bjørn Rørslett har foretatt undersøkelsene av den høyere vegetasjon og utformet den tilsvarende rapportdel.

En spesiell takk også til cand.mag. Dag Berge for assistanse ved innsamling av materiale og arbeid med bearbeidelse av bunndyrmateriale og primærproduksjonsmateriale.

Cand.real. Pål Brettum har vært hovedansvarlig for undersøkelsene, for sammenstillingen av materialet og for utformingen av den samlede rapporten.

Vi vil rette en takk til personalet ved pumpestasjonen for bistand under undersøkelsene.

2. BESKRIVELSE AV OMRÅDET

2.1 Generell del

Borrevatn ligger i Borre kommune i Vestfold fylke, ca. 2,5 km vest for Horten. Beliggenheten er vist på fig. 1.

Innsjøen hører til Falkensteinvassdraget og har et nedbørfelt på ca. 32 km², hvorav 30,5 km² ligger i Borre kommune, mens 1,5 km² ligger i Sem kommune. En del data for Borrevatn er oppsummert nedenfor.

Høyde over havet	8-9 m
Største dyp	15-16 m
Største lengde	4100 m
Største bredde	870 m
Overflateareal	2 km ²
Volum	13 mill. m ³
Middeldyp	6,5 m
Lengde av strandlinje	10 km

Seks elver (bekker) renner inn i Borrevatn. Den største av disse er Sandelva som begynner med en gren ved Huseklepp i Undrumsdal 6,5 km syd for munningen, og med en gren nordover mot Grette ved Nykirke. Utløpet for Borrevatn er ved Oset i den nordlige delen av innsjøen. Her begynner Falkensteinelva som 1,4 km lengre nord munner ut i Falkensteinbukta i Oslofjorden.

Landskapet omkring innsjøen er preget av et lavt relieff der små åser med skog preger bildet. I den nordlige delen strekker det seg åsrygger med høyder ca. 100 m.o.h. Mot den sydlige delen flater terrenget ut, og her er det flatt, svakt skrånende terreng. Endringer i vannstanden fører i denne delen av innsjøen til forholdsvis store endringer i flateinnholdet.

Langs sydøstre delen av nedbørfeltet går Vest-raet, og den sydlige delen av nedbørfeltet er preget av dyrket mark, mens den vestre og østre delen i stor utstrekning består av skog og skogsmark. Det meste av bebyggelsen i nedbørfeltet er konsentrert ved Skoppum og Borre.

2.2 Virksomhet i og tilførsler fra nedbørfeltet

Av nedbørfeltets ca. 30 km² (eksklusive selve sjøen på ca. 2 km²) er 11,7 km² dyrket mark, 8,2 km² skog av forholdsvis høy bonitet, mens resten vesentlig er fjellgrunn og myr.

Nedbørfeltet er for tilførselsberegningen delt i følgende 5 delområder (se kartskisse fig. 1):

1. Nord-vest (til innløpet av Adalsbekken (Sandeelva) i Borrevatn.
- 2 a. "Rygglandsbekken" (bekken fra Grette før samløp med Adalsbekken - Sandeelva).
- 2 b. Resten av Adalsbekkens nedbørfelt.
3. Syd-øst (Vassbotn og Sem).
4. Øst og nord-øst (fra Eskebekk og nordover).

Av disse delområdene svarer 2a til dreneringsområdene for prøvestasjon BE 3 og 2b til dreneringsområdene for prøvestasjon BE 2 (se kartskisse for prøvestasjoner fig. 4, s. 21). Disponering og fordeling av arealene er vist i tabell 1.

Tabell 1 . Arealfordeling og -disponering i nedbørfeltet. (verdiene i km²).

Delområde \ Disponering	Dyrket mark km ²	Skog km ²	Annet km ²	Sum km ²
1	0,31	0,90	1,44	2,65
2a	1,74	1,53	2,00	5,27
2b	6,82	4,06	4,28	15,16
3	2,77	1,28	1,53	5,58
4	0,06	0,43	0,75	1,24
Sum	11,7	8,2	10,0	29,9
Borre kommune	10,4	7,5	9,7	27,6
Sem kommune	1,3	0,7	0,3	2,3

Som det fremgår av tabellen, utgjør dyrket mark over en tredjedel av det samlede nedbørfelt, og jordbruk er den viktigste aktiviteten.

Det er ingen industri av betydning i nedbørfeltet.

Befolkningen er spredt, med unntak av Skoppum-området, der det er en befolkningkonsentrasjon.

Forurensningstilførsler

Befolkning

Forurensningstilførslene fra befolkningen i de forskjellige delområder er beregnet ut fra antall innbyggere tilknyttet vannklosett. Opplysningene er hentet fra Borre og Sem kommuners tekniske etater og folketellingen 1969. Følgende spesifikke mengder er benyttet:

BOF ₇ :	1	personekvivalent	=	75	g O/døgn
Totalfosfor:	1	- " -	=	2,5	g P/døgn
Totalnitrogen:	1	- " -	=	12	g N/døgn

Resultatene er vist i tabell 2.

Tabell 2. Befolkning og tilførsler fra befolkning til vassdrag i nedbørfeltet.

Delområde	Personekvivalent	Til vassdrag kg/år		
		Nitrogen	Fosfor	BOF ₇
1	15	66	14	411
2a	85	372	78	2327
2b	450	1971	411	12319
3	30	131	27	821
4	20	88	18	547
Sum	600	2628	548	16425

Jordbruk

Næringssalttilførslene fra gjødsel (handels- og husdyrgjødsel) er beregnet som produkt av anvendt mengde og en utslippsfaktor. For handelsgjødsel er følgende mengder benyttet:

10.000 kg N/km² (10 kg N/da) og

3.100 kg P/km² (3,1 kg P/da).

Anvendte mengder husdyrgjødsel er beregnet som en prosentdel av handelsgjødselmengden, korrigert for husdyrtettheten. Det er benyttet følgende verdier:

20% for nitrogen, N

15% for fosfor, P

Alt er beregnet for delområde 2b, der husdyrholdet er konsentrert.

Utslippsfaktoren for gjødsel til vassdraget er, som foreslått av Mikkelsen m.fl. (1974), beregnet som:

Utslippsfaktoren for nitrogen, $NF = 13,4$ for Borrevatnets nedbørfelt.

Utslippsfaktoren for fosfor, $PF = \frac{1}{10} \cdot NF = 1,34$ for Borrevatnets nedbørfelt.

Verdiene ved beregning av NF og PF er hentet dels fra Mikkelsen (1974), dels fra Jordbrukstillingen 1969 og dels fra opplysninger gitt av herredsa-
gronomene i Borre og Sem kommuner.

Verdiene beregnet for de enkelte delområder og totalt er gitt i tabell 3.

Opplysninger fra herredsa-
gronomene i Borre og Sem viser at det bare er 5 - 6 gårdsbruk i nedbørfeltet til Borrevatn som har storfehold, ialt ca. 85 kuer. Sammen med 80 ungdyr, 7000 høns og 500 griser gir dette 300 storfeekvivalenter.

Halmlutningsanlegg er ikke i bruk i nedbørfeltet. Ferdig silomasse er ca. 1000 m^3 pr. år (12 m^3 pr. ku). En regner 23% pressaft av silomassen og følgende sammensetning av pressaft:

Nitrogen	=	0,14%	av pressaft
Fosfor	=	0,04%	av pressaft
BOF ₇	=	60 g O	pr. kg. pressaft.

Utslippsfaktoren for pressaft til vassdrag er beregnet til 0,6 og dette gir følgende mengder til vassdraget:

Nitrogen	:	200 kg.	pr. år
Fosfor	:	60 kg.	pr. år
BOF ₇	:	8650 kg.	pr. år.

Skogbruk og utmark

Næringssalttilførslene fra skogsområder er beregnet etter bl.a. Brink & Gustafson (1970), OECD-rapport (1973) og Bylterud & Uhlen (1973).

Tabell 3. Tilførsel av nitrogen og fosfor fra gjødsel.

Felt	Dyrket mark km ²	Total tilførsel av nitrogen		N faktor	Nitrogen til vassdrag kg	Total tilførsel av fosfor		P faktor	Fosfor til vassdrag kg
		Kunstgj. tonn	Husdyrgj. Sum			Kunstgj. tonn	Husdyrgj. Sum		
1	0,31	3,1	-	13,4	415	0,96	-	1,34	13
2a	1,74	17,4	-	13,4	2330	5,39	-	1,34	72
2b	6,83	68,3	13,7	13,4	10980	21,17	3,17	1,34	326
3	2,78	27,8	-	13,4	3720	8,62	-	1,34	115
4	0,06	0,6	-	13,4	80	0,19	-	1,34	2
Sum	11,7	117,2	13,7	13,4	17525	36,3	3,2	1,34	528

Det er god overensstemmelse mellom deres tall, og det regnes her med en avrenning på 220 kg N/km²-år og 6,4 kg P/km²-år.

Myr, fjellområder og andre områder som ikke omfattes av dyrket mark og skog, bidrar også med nitrogen- og fosfortilførsler til vassdragene. Bylterud & Uhlen (1973) regner med 120 kg N/km²-år og 3,2 kg P/km²-år. Ut fra disse verdiene skulle tilførslene fra skog og utmark i Borrevatnets nedbørfelt bli som vist i tabell 4.

Tabell 4. Tilførsel fra skog og utmark til vassdragene i nedbørfeltet.

Delområde	Skog km ²	Avrenning kg/år		Utmark, annet ₂ areal km	Avrenning kg/år	
		Nitrogen	Fosfor		Nitrogen	Fosfor
1	0,90	198	5,8	1,44	173	4,6
2a	1,53	337	9,8	2,00	240	6,4
2b	4,06	893	26,0	4,28	514	13,7
3	1,28	282	8,2	1,53	184	4,9
4	0,43	95	2,7	0,75	90	2,4
Sum	8,2	1805	52,5	10,00	1201	32,0

For oversiktens skyld og for lettere å kunne sammenligne, er tilførslene fra de ulike tilførselskilder sammenstilt nedenfor:

Tabell 5. Tilførsler totalt fra de ulike tilførselskilder

	Nitrogen kg/år	Fosfor kg/år	BOF ₇ kg O/år
Befolkning	2628	548	16425
Jordbruk, gjødsel	17525	528	
Jordbruk, pressaft	200	60	8650
Skog	1800	53	
Utmark	1200	32	
Sum	23353	1221	25075

Av denne tabellen går det klart frem at jordbruket gir den største tilførselen av nitrogen til Borrevatn via dreneringsområdene, hele 75% av det tilførte. Med hensyn til fosfor derimot, er tilførslene fra befolkningen og fra jordbruket av omtrent samme størrelsesorden.

2.3 Geologiske forhold

På grunn av landhevningen etter istiden ble Borrevatn isolert fra Oslofjorden. Da vannflatens høyde over havet ikke er mer enn 9 m, regner en med at adskillelsen skjedde så sent som for ca. 2500 år siden (Økland 1964).

Borrevatn ligger innenfor Oslofeltet, og berggrunnen består av permiske lavabergarter, vesentlig ulike typer av rombeporfyrer. I nord finnes også mindre felter med basalt. Innsjøen demmes i sydøst opp av Vest-raet som er en glacimarin israndsavsetning. Rundt sydlige delen av innsjøen og i sydlige delen av nedbørfeltet er det kvartære avsetninger, hovedsakelig sand og leire.

I nord-syd retning i nedbørfeltet går flere forkastningslinjer, og en slik linje går i hele innsjøens lengde. Borrevatn kan imidlertid ikke betraktes som en forkastningsinnsjø, men det er erosjonen langs den gamle forkastningslinjen som har utformet bassenget. Selve utgravningen skyldes brevirkosomhet og kan karakteriseres som resultat av en selektiv erosjon av isskjold på underlag med forkastning (Strøm, 1935).

Vannet som siger gjennom de forskjellige bergarter og løsavsetninger i nedbørfeltet, løser opp stoffer og transporterer dem til innsjøen. Da en stor del av Borrevatns nedbørfelt er dekket av løsavsetninger og det meste av disse benyttes til intensivt jordbruk, er det løsmassenes sammensetning og bruken av dem som har størst innflytelse for Borrevatns vedkommende.

2.4 Meteorologiske forhold 1975

Når det gjelder målinger av lufttemperatur og nedbør, er disse eksakte for Borrevatnområdet, idet pumpestasjonen for Horten vannverk har utført observasjoner av disse parametre i en årrekke, også i den aktuelle undersøkelsesperiode.

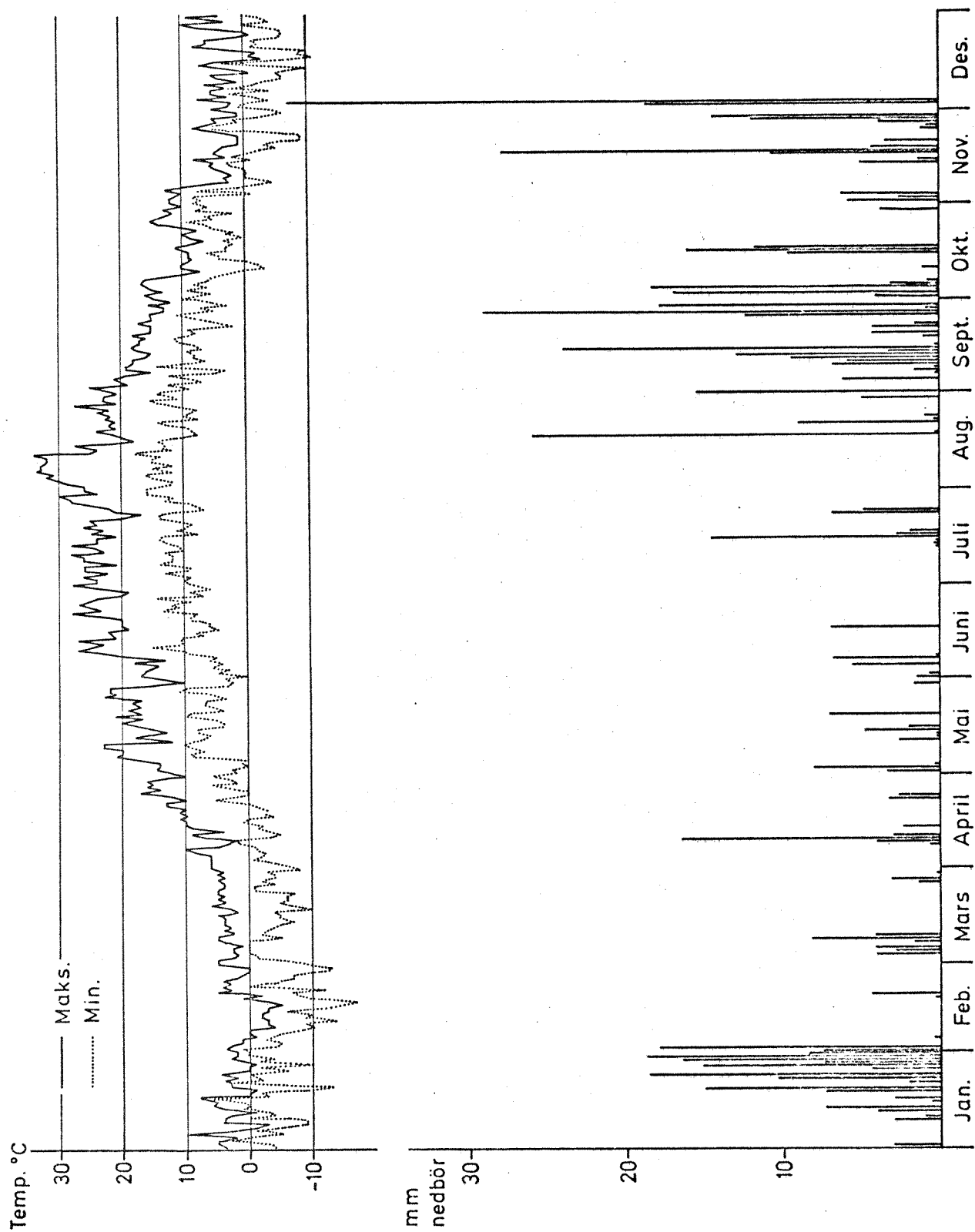
Vindobservasjoner blir imidlertid ikke utført, og for å få et begrep om vindforholdene i undersøkelsesperioden, har en derfor vært henvist til å bruke nærmeste meteorologiske stasjon, som var Slagentangen. En kan imidlertid gå ut fra at vindforholdene ved Slagentangen og ved Borrevatn (avstand ca. 12 km) stort sett var de samme i undersøkelsesperioden.

I fig. 2 er vist maksimums- og minimumstemperatur på pumpestasjonen sammen med nedbørmengdene der i 1975. Som det fremgår av figuren, var sommeren 1975 meget tørr og varm med maksimumstemperaturer oppe i 34°C. (11. august), og en rekke dager med mer enn 30°C. Det er nødvendig å understreke her at værforholdene spesielt i sommermånedene i 1975 avvok tildels sterkt fra normalen. Nedbøren var betydelig mindre enn normalt med årsnedbør på 772 mm mot normalt 968,5 mm; altså 20% under normalen.

Nedbøren var hovedsakelig konsentrert til januar, september, oktober og november.

Isleggingen foregår vanligvis på Borrevatn i slutten av desember, og isen går opp i siste halvdel av april (Skulberg 1957). Dette var omtrent isleggingsperioden også vinteren 1974/75. Vindstatistikken for 1975 for Slagentangen er gitt i tabell 6. Statistikken bygger på tre observasjoner pr. dag, og antall observasjoner for de ulike hovedvindretningene er gitt sammen med den gjennomsnittlige vindstyrke i Beauforts vindskala for disse observasjonene. Vindobservasjonene representerer ved hvert observasjonspunkt den gjennomsnittlige vindstyrke over 10 minutter. Over kortere perioder og i kast kan det ha vært betydelig kraftigere vind.

Fig.2 Variasjoner i maksimums-, minimumstemperatur og nedbør for Borrevatn 1975



Tabell 6. Vindobservasjoner fra Slagentangen 1975.

Resultatene er basert på tre daglige observasjoner og gir antall tilfelle med vindstille og vind fra de 12 hovedretninger (36 er nord, 09 er øst, 18 er syd, osv.) og den midlere vindstyrken etter Beaufort's vindskala (se nedenfor).

TIDSPUNKT	36 (N)		03		06		09 (Ø)		12		15		18 (S)		21		24		27 (V)		30		33		VIND- STILLE
	ANT	STYRKE	ANT	STYRKE	ANT	STYRKE	ANT	STYRKE	ANT	STYRKE	ANT	STYRKE	ANT	STYRKE	ANT	STYRKE	ANT	STYRKE	ANT	STYRKE	ANT	STYRKE	ANT	STYRKE	
JANUAR	10	2,1	4	3,0	2	2,5	4	3,8	9	3,8	4	2,5	13	3,9	18	3,0	8	2,8	9	3,1	3	4,0	8	3,0	1
FEBRUAR	11	2,3	3	1,7	1	1,0	1	1,0	0	0	2	1,5	8	2,5	15	2,5	5	2,2	3	1,3	5	1,2	18	2,0	12
MARS	20	3,5	5	3,2	2	2,5	2	3,0	3	2,3	9	2,4	12	2,6	7	1,3	1	1,0	1	1,0	3	1,3	25	2,4	3
APRIL	12	3,3	6	2,8	2	2,5	6	1,5	3	2,7	7	3,1	11	2,5	11	2,0	6	1,8	1	3,0	4	3,5	16	3,4	5
MAI	22	2,9	3	3,3	2	2,5	3	1,7	3	2,0	9	2,3	12	2,8	10	2,7	5	2,0	2	1,5	3	3,0	12	2,7	7
JUNI	8	2,8	7	2,7	1	2,0	3	3,0	2	2,0	11	3,4	17	2,9	12	2,1	4	2,8	6	3,3	6	2,3	9	2,4	4
JULI	4	3,5	2	2,5	2	1,5	2	1,5	4	2,0	18	3,0	30	2,8	15	2,4	6	2,2	2	1,5	2	2,0	4	2,8	2
AUGUST	14	2,7	7	2,7	1	1,0	3	2,0	5	2,0	10	3,3	16	2,4	16	2,4	2	2,0	2	1,5	4	2,3	9	2,3	4
SEPTEMBER	2	2,5	5	2,2	2	3,0	3	2,3	2	3,5	8	3,0	11	3,0	35	2,8	11	2,3	4	1,8	6	2,5	1	3,0	0
OKTOBER	12	2,8	6	3,2	8	3,0	4	2,8	3	2,7	3	2,0	11	2,5	11	2,6	9	3,1	7	2,4	0	0	15	2,7	4
NOVEMBER	12	3,5	5	2,6	2	2,0	4	2,5	4	3,8	3	3,3	12	3,3	17	2,4	5	2,4	2	1,0	7	2,1	13	2,8	4
DESEMBER	5	4,8	1	4,0	0	0	1	4,0	1	6,0	2	3,5	13	2,9	27	2,8	13	2,8	6	2,8	16	3,7	4	3,0	4
SUM ANTALL + GJ.SNITT VINDSTYRKE	132	3,1	54	2,8	25	2,0	36	2,4	39	2,7	89	2,8	166	2,8	194	2,4	75	2,3	45	2,0	59	2,3	134	2,7	50

0 - Vindstille
 1 - Flau vind
 2 - Svak vind
 3 - Lett bris
 4 - Løber bris
 5 - Frisk bris
 6 - Liten kuling

7 - Stiv kuling
 8 - Sterk kuling
 9 - Liten storm
 10 - Sterk storm
 11 - Full storm
 12 - Økan

Som det fremgår av tabellen, var det vindretningene på langs av innsjøen (nord-syd retningene, 33, 36, 03 og 15, 18, 21) som var de fremherskende (ialt 70% av observasjonene), og vindene i disse retningene hadde også den kraftigste styrke.

2.5 Vannstandsvekslinger

Vannstandsmålinger er regelmessig foretatt ved pumpestasjonen ved Borrevatn siden 1955. Bildet av variasjonene gjennom året for de ulike år varierer tildels sterkt og er nøye korrelert med nedbøren i området (Skulberg 1957). Hovedtrekkene er imidlertid de samme, med et vinterminimum og sensommerminimum og et maksimum om våren og høsten. Tidspunktet for når disse maksimum og minimum inntreffer, varierer noe, spesielt for vinterminimum og vårmaksimum, avhengig av temperaturforholdene i denne perioden. Vannstandsvariasjonen for Borrevatn 1975 er vist i fig. 3. 1975 representerte som nevnt tidligere, en meget tørr og varm sommer, og dette vises på vannstanden som ble meget lav. Amplituden for høyeste og laveste vannstand gjennom året er på godt over 2 meter. I 1955 og 1959 var det tilsvarende varme og tørre somre som i 1975, og også vintersituasjonen var mye den samme (Økland 1964). Vannstandsvariasjonene var derfor i disse år meget lik forholdene i 1975.

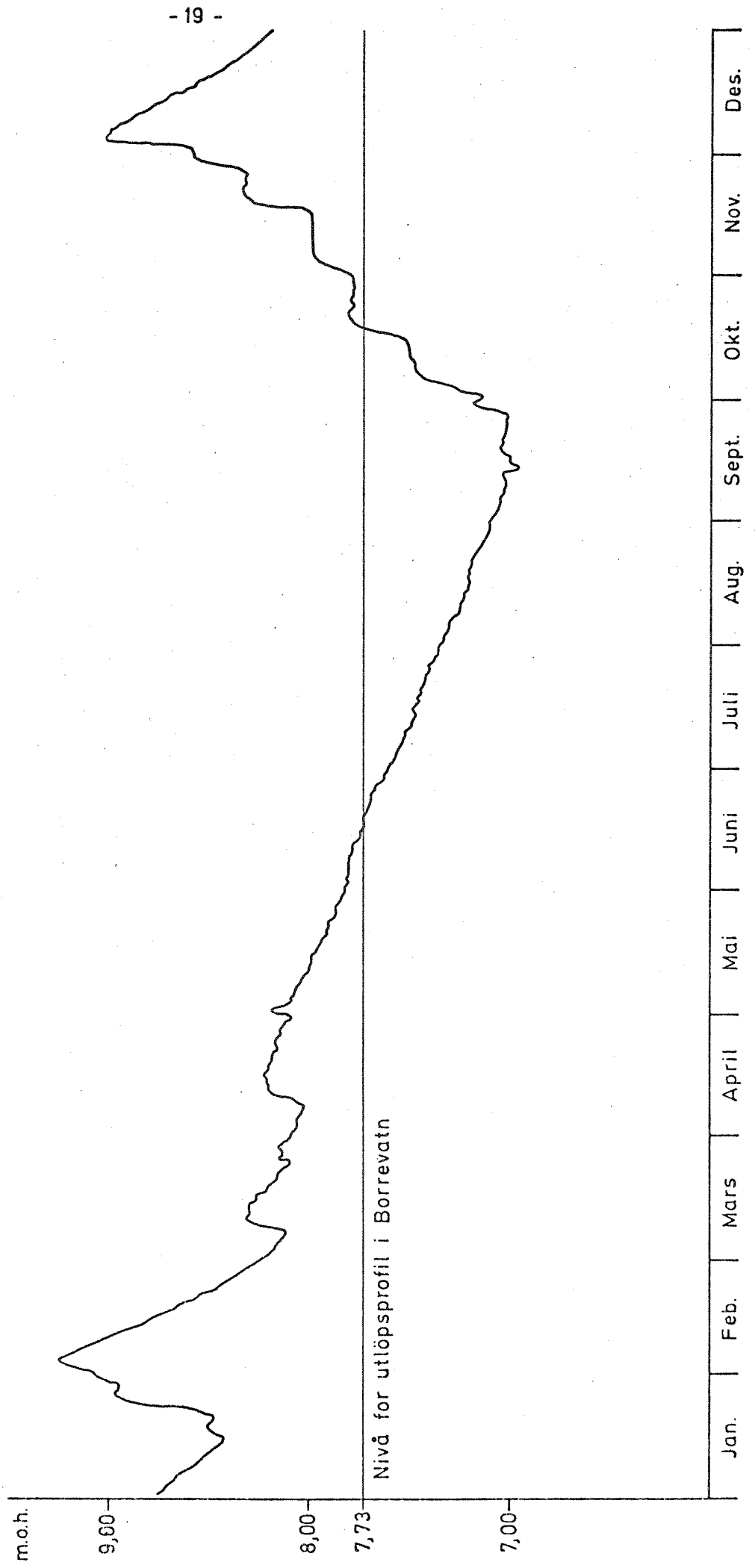
Som fig. 3 viser var vannstanden fra midten av juni til midten av oktober under nivået for utløpsprofilen, og det rant i denne perioden ikke noe vann ut av Borrevatn. Også det meste av tilløpene var i denne perioden uttørket eller hadde helt minimal vannføring. Med andre ord var det i denne perioden liten fornying av vannmassene med unntak av tilførsler gjennom grunnvannstilsig som antagelig er forholdsvis betydelig i Borrevatn.

Forbruket av vann til vannverket var i 1975 på 3,7 millioner m³ (frem til 1. oktober gikk vannverket normalt, etter denne dato har Borrevatn fungert som reservevannkilde). Vannvolumet i hele Borrevatn er beregnet til ca. 13 millioner m³.

I perioder som sommerperioden 1975 da det ikke var noe avløp fra Borrevatn og tilførslene også var helt minimale, fører et slikt uttak av vann til kraftig senkning i vannstanden.

Fig.3 Vannstanden i Borrevatn 1975

Verdiene gitt i antall meter over normalt havnivå



3. RESULTATER AV DE UTFØRTE UNDERSØKELSER

3.1 Prøvetaking og prøvetakingssteder

Prøvetakingsstedene for de ulike typer prøver innsamlet i Borrevatn 1975 er markert på kartskissen (fig. 4).

Hovedstasjonen, kalt BH1 på kartskissen, ligger i området med det største dyp i sjøen. På denne stasjonen ble det samlet inn prøver for fysisk-kjemiske analyser, planteplanktonanalyser, analyser av dyreplanktonet foruten prøver for analyse av partikulært organisk og uorganisk materiale. Prøvene ble samlet inn fra ulike dyp.

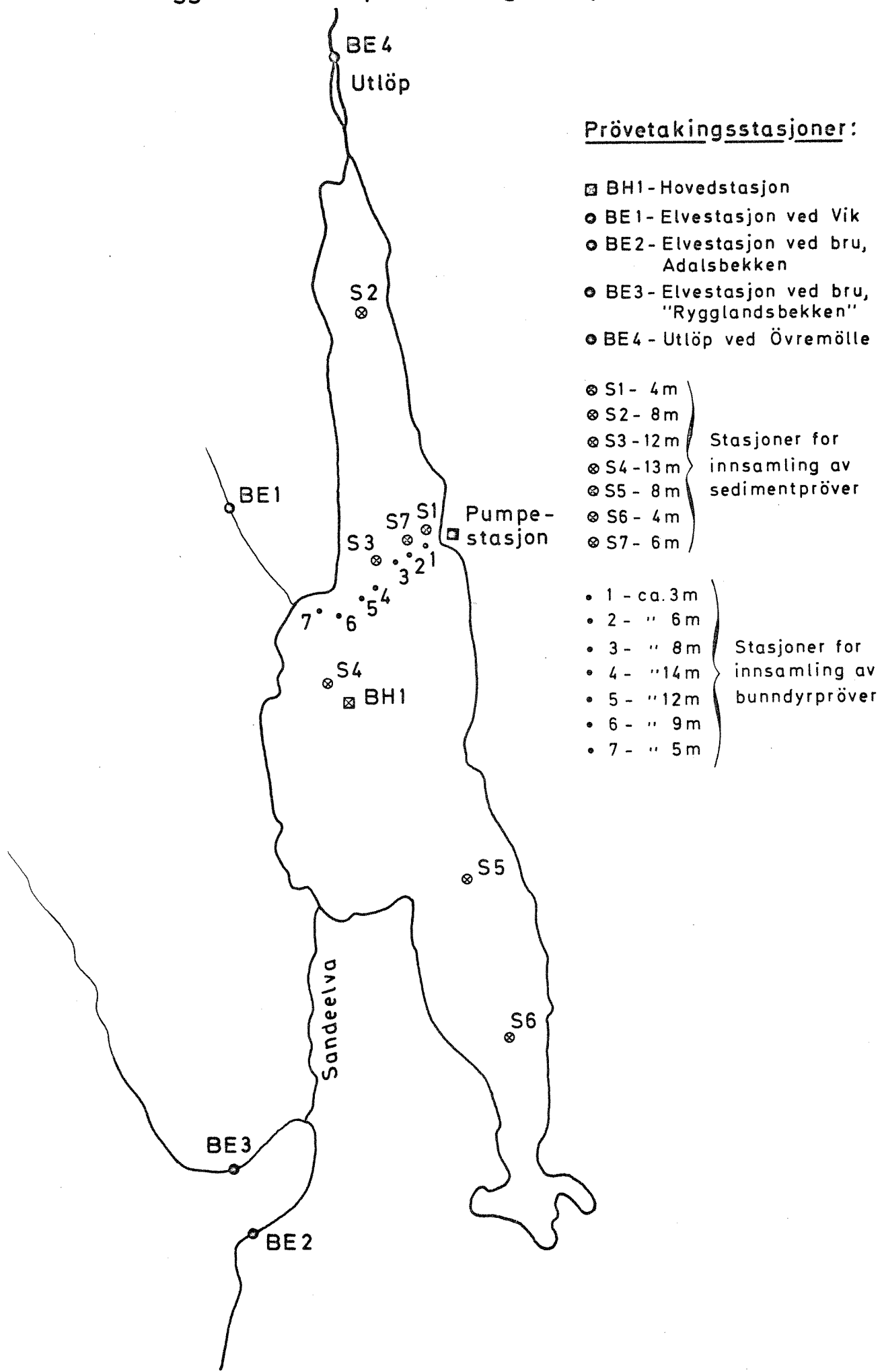
Prøver ble samlet inn fra denne stasjonen ved følgende tidspunkt: 6. mars, 6. mai, 3. juni, 8. juli, 22. august, 24. september og 6. desember 1975.

Alle vannprøver ble innsamlet ved hjelp av en Ruttner vannhenter. Dyreplanktonprøvene ble samlet inn ved hjelp av en håv med 50 µm duk. Det ble her utført vertikaltrekk fra bunnen og opp til overflaten. På samme tidspunkt som for innsamling av prøver på hovedstasjonen (BH1), ble det samlet inn prøver fra tre av de viktigste tilløpselvene og fra utløpet så sant det var strømmende vann i disse (til tider sommeren 1975 var både tilløpsbekkene og utløpet helt eller delvis tørket ut). Beliggenheten av elvestasjonene som er benevnt BE1 - BE4, er vist på kartskissen (fig. 4). Prøvene ble analysert med hensyn på fysisk-kjemiske parametre. Med unntak av prøvetakingsdagene i mars og juli, ble det samlet inn en bunndyrprøve (Ekmangrabb) fra syv stasjoner i et snitt tvers over Borrevatn fra pumpestasjonen samtidig med innsamlingen av prøvene fra hovedstasjonen og elvestasjonene. Den omtrentlige plasseringen av stasjonene for innsamling av bunndyrprøver er vist på kartskissen (fig. 4) Her er også antydnet det omtrentlige dyp prøvene ble tatt fra.

For analyse av sedimentene ble det under prøveinnsamlingen 6. desember samlet inn prøver fra en del steder rundt i innsjøen. Prøvestedene er på kartskissen (fig. 4) markert med betegnelsene S1 - S7, og her er også dybdeangivelsen gitt.

Fig.4

Beliggenheten av prøvetakingsstasjoner i Borrevatn 1975



3.2 Fysisk-kjemiske forhold i Borrevatn

3.2.1 Generelt om en del fysisk-kjemiske parametre

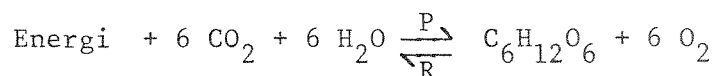
Temperatur. Temperaturen er en hovedfaktor for innsjøens stoffomsetning. En kan skille mellom de direkte virkninger gjennom hastigheten i de biologiske prosesser og de indirekte virkninger ved temperatursjiktning i vannmassene og derav følgende fundamentale virkninger på organismer og miljøforhold.

Innsjøens morfometri (form) og vindeksponering er hovedansvarlig for varmfordelingen i innsjøen, mens klimaet setter grensene for varmebudsjettet.

Oksygen. Oksygen er en fundamental faktor for en innsjøes stoffomsetning. Oksygenforholdene i innsjøer på forskjellige tider av året gir et godt grunnlag for å vurdere trofigraden i økosystemet. Flere faktorer innvirker på den vertikale fordeling av oksygen i en innsjø:

a. Fysiske faktorer. Vannets evne til å ta opp og løse molekylært oksygen (O_2) minker når temperaturen øker. Det viktigste er imidlertid vindens arbeid som bølger, vertikale strømminger og turbulens. Derfor minker mulighetene for transport av oksygen til dyplagene når sjøen er islagt.

b. Biologiske faktorer. De grunnleggende biologiske prosesser, fotosyntese (P) og respirasjon (R), kan sammenstilles slik:



Strålingsenergi, karbondioxyd og vann danner organiske forbindelser og oksygen når reaksjonen går mot høyre (fotosyntese, primærproduksjon), og oksygen forbrukes til å bryte ned organisk material når reaksjonen går mot venstre (respirasjon).

I en innsjø foregår fotosyntesen i det trofogene sjiktet (den delen av vannmassen som mottar tilstrekkelig strålingsenergi gjennom sollyset til at prosessen ovenfor skal gå mot høyre), mens respirasjonen foregår i hele vannmassen.

I innsjøer med store mengder planktonalger er det mulighet for en overmetning med O_2 i det trofogene sjikt i produksjonsperioden, og hvis det er en utpreget temperatursjiktning i innsjøen, oksygenvinn eller fullstendig oksygenmangel i de bunnære, dypere vannmassene.

c. Morfometriske faktorer: Det viktigste her er volumet av vannmassene over et eventuelt temperatursjikt (epilimnion) i forhold til volumet under dette sjiktet (hypolimnion).

pH og konduktivitet (K_{20}). Av ligningen for fotosyntese/respirasjon (se foran) kan en se at karbondioksyd (CO_2) spiller en sentral rolle i de biologiske prosesser. Den frie gassen CO_2 står i likevekt med bikarbonat (HCO_3^-) og karbonat (CO_3^{--}).

I innsjøer som Borrevatn er det "bikarbonat-systemet" som regulerer og bestemmer pH. I det trofogene sjiktet kan CO_2 -assimilasjonen (fotosyntesen, primærproduksjon) medføre en markert økning av pH.

Vannets spesifikke elektrolyttiske ledningsevne, konduktiviteten (K_{20}), er et mål på vannets innhold av løste salter (elektrolytter). Elektrolyttinnholdet i innsjøene er i stor grad en funksjon av geologien i nedbørfeltet.

Siktedyp. Siktedypet, målt mot en hvit skive (Secchiskive) som senkes ned i vannet til det dyp der den forsvinner for synet, er vesentlig betinget av vannets egenfarge, suspendert materiale og plankton. Variasjoner i siktedyp i en innsjø gjennom året er vesentlig forårsaket av variasjon i det alloktone (tilførte) og autoktone (produsert i innsjøen) materiale.

Siktedypet gir i de fleste tilfelle en tilnærmet, men relativt god, karakteristik av innsjøens optiske egenskaper.

Klorid (Cl). Cl inngår i liten grad i de biologiske prosesser. Høye Cl-konsentrasjoner i en innsjø kan skyldes en eller flere av følgende faktorer:

- 1) Tilførsler fra den marine leire i nedbørfeltet.
- 2) Tilførsler fra regnvannet.
- 3) Tilførsler fra menneskets aktiviteter i nedbørfeltet.

De viktigste plantenæringsstoffer. Fosfor (P), Nitrogen (N) og Silicium (Si).

Innsjøens produktivitet reguleres av en rekke faktorer. Av næringssaltene tillegges fosfor (P) og Nitrogen (N) særlig stor vekt i en slik sammenheng, men også silisium (Si) er av betydning, spesielt for kiselalgene.

Fosfor (P). Fosfor ansees ofte å være en nøkkelfaktor ved eutrofi-ering av innsjøer (Vollenweider 1971). I upåvirkete innsjøer er fosfor oftest et minimumssalt, som begrenser veksten av planteorganismer, spesielt alger. Ved f.eks. tilførsler av ubehandlet kommunalt avløpsvann eller tilsig fra større jordbruksarealer, blir innsjøene tilført så store mengder fosfor at dette næringssaltet ikke lenger begrenser veksten av algene.

Det totale fosfor består av:

- 1) Sestonisk fosfor, dvs. fosfor bundet i partikler - både organiske og uorganiske.
- 2) Løst organisk fosfor.
- 3) Løst fosfat-fosfor (polyfosfat og ortofosfat).

Det løste fosfat foreligger som 2) og 3), og er det en vanligvis betegner som direkte assimilerbart fosfat til plantenes vekst.

Sestonisk fosfor (1) må gjennomgå en bakteriell nedbrytning før det kan inngå i plantenes vekstprosesser.

Løst fosfat inkorporeres i biomassen (sestonisk P), og denne sedimenteres eller omsettes ved bakteriell nedbrytning i de frie vannmasser.

Hvis de øverste sjikt av sedimentene er oksydert, vil fosfat absorberes til komplekser med Fe(III), noe som virker som en barriere for frigivelse til vannmassene igjen. Ved reduserende forhold i de øverste sedimentlag vil Fe(III) reduseres og fosfat frigis og diffunderer ut i vannmassene igjen.

Nitrogen (N). Uorganiske nitrogenforbindelser i vann er nitrat (NO_3), nitritt (NO_2), fritt nitrogen (N_2) og ammonium (NH_4).

Nitrat og ammonium er de viktigste nitrogenforbindelsene med hensyn til tilgjengeligheten for planteplanktonet. I de øverste vannlag forbrukes nitrogenforbindelsene (NO_3 og NH_4) ved plantplanktonets primærproduksjon (enkelte blågrønnalger kan fikserer nitrogen direkte fra luften). Ved nedbrytning av organisk materiale blir NH_4 sluttproduktet, som ved bakteriell virksomhet oksyderes til NO_3 i nærvær av oksygen.

I reduserende miljø er NH_4 stabil, og konsentrasjonene av NH_4 øker ofte i takt med reduksjonen av oksygen. Totalnitrogen (tot-N) omfatter i tillegg til uorganiske forbindelser, også løste organiske nitrogenforbindelser (dødt og levende plankton og annet organisk partikulært materiale).

Silisium (Si). Kisel (SiO_2)-kretsløpet kan kort beskrives slik: Kisel forbrukes av kiselalger (og noen andre alger) i det trofogene sjiktet (de øverste lysrike lag av vannmassene). Variasjon i kisel gjennom året kan derfor i en del sjøer korreleres med utviklingen i kiselalgesamfunnene. Kisel regenereres ved nedbrytning av sedimenterende alger og fra sedimentene. Tilførselene fra sedimentene øker når oksygenkonsentrasjonen avtar. Ved kraftig oksygenvinn eller anaerobe forhold i bunnvannet i en del sjøer øker derfor kismengden ofte kraftig.

3.2.2 Kommentarer til fysisk-kjemiske forhold i Borrevatn 1975

Data for de fysisk-kjemiske forhold i Borrevatn i 1975 er gitt i fig. 5 og tabell 7-13.

Fig. 5 viser at oksygenforholdene var forholdsvis gode i mars. Noe oksygenvinn ble registrert mot bunnen, men dette hadde sannsynligvis ingen vesentlig betydning for de kjemiske prosesser i dyplagene. Temperaturen var forholdsvis jevn med en svak økning mot bunnen.

Oksygenkurven og temperaturkurven viser at vannmassene både i mai og juni var godt gjennomblandet, selv om en begynnende oksygenvikt i de dypere lagene kan sees. I mai var det en overmetning i de øverste vannlag på grunn av algeproduksjonen. Utover sommeren ble det opparbeidet et

Fig.5 Fysiske - kjemiske forhold i Borrevatn 1975

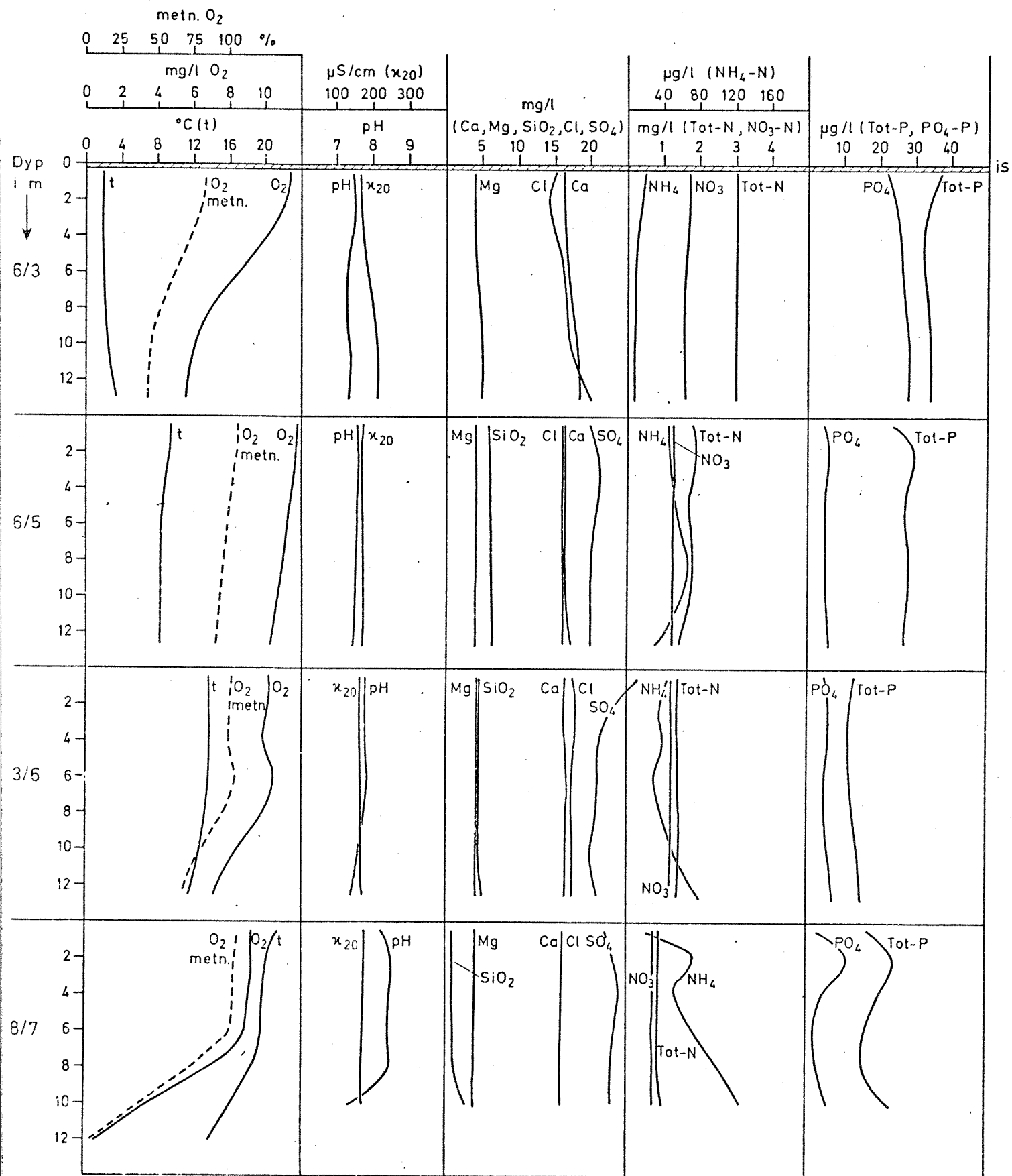
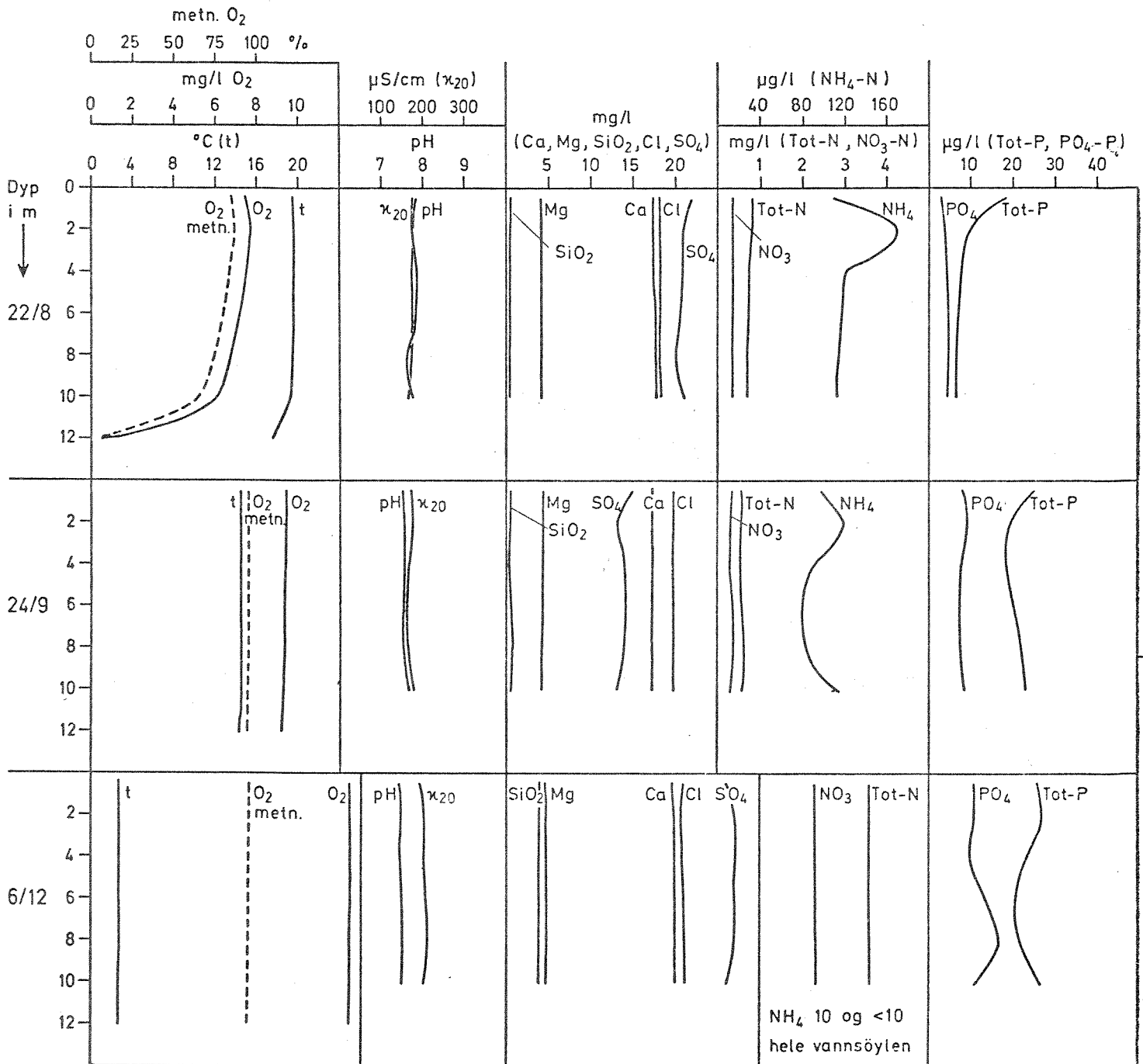


Fig.5 (forts.)



temperatursprang som lå dypt (under 6 m 3. juli og under 10 m 22. august), og under dette avtok oksygenkonsentrasjonen raskt mot null mot bunnen. I juli var det også en overmetning i de øverste vannlag som skyldes algenes primærproduksjonsaktivitet.

Målinger av oksygen ble på dette tidspunkt ikke foretatt dypere enn til 12 m, men det er rimelig å anta at det var oksygenfrie forhold like over bunnen.

Som det fremgår av temperatur- og oksygenkurvene (fig. 5), var vannmassene godt gjennomblandet i september og desember.

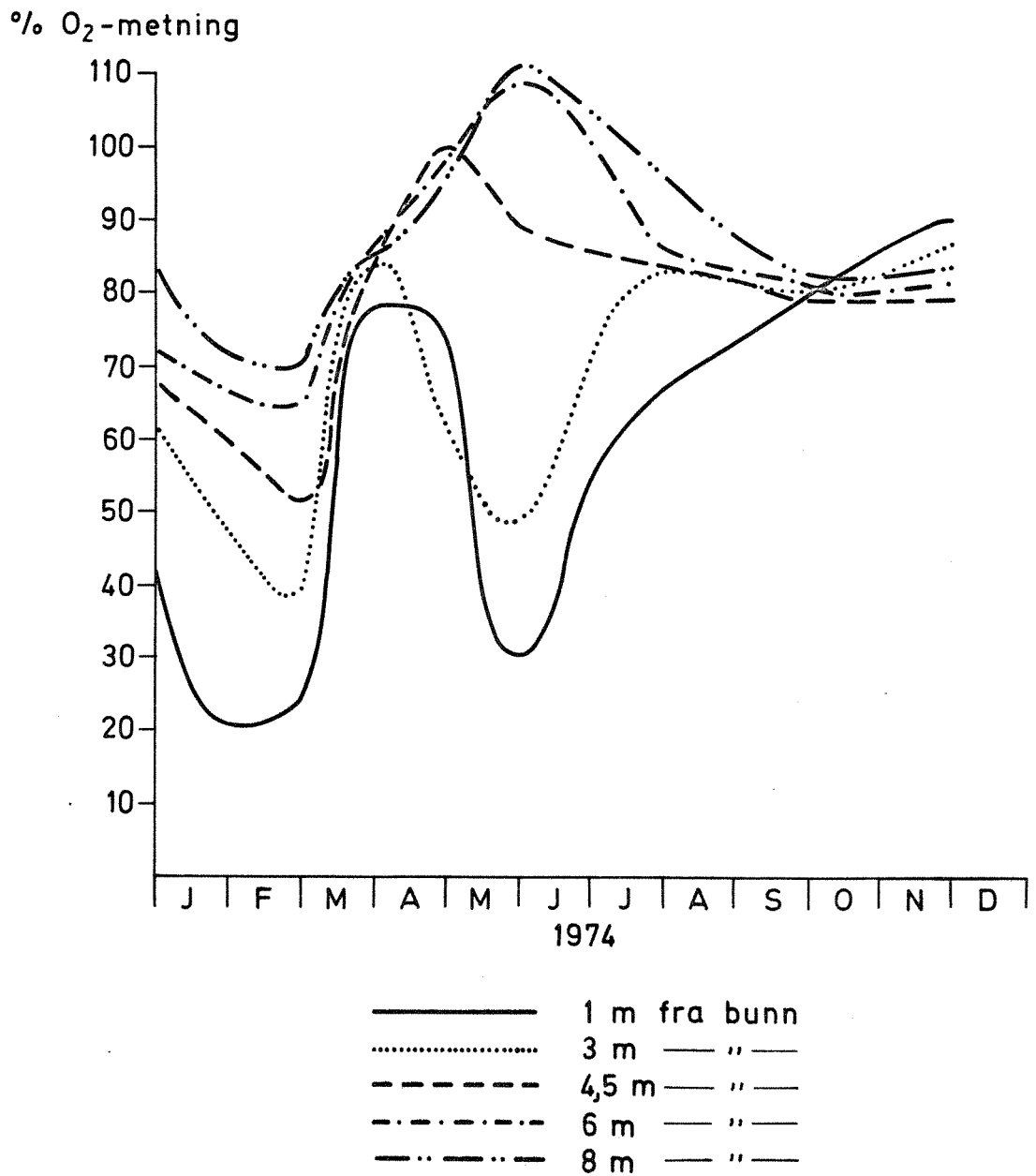
Til sammenligning er vist oksygenutviklingen i ulike dyp i 1974 i Borrevatn (fig. 6). Analysene er her utført av byveterinæren i Horten.

pH og konduktivitet er det meste av året forholdsvis jevn nedover i vannmassene. pH-kurven for mars viser at verdiene var noe høyere i vannlagene like under isen. Av fig. 8 (s. 47) fremgår det at algebiomassen og primærproduksjonen på denne tiden var høyere her enn i resten av vannsøylen. De høyere pH-verdiene skyldes derfor etter all sannsynlighet primærproduksjon. En ser ofte at det i forholdsvis næringsrike innsjøer blir en økt fotosyntesevirksomhet hos alger i vannet under isen, når sneen smelter på isflaten og lyset kan trenge ned. Dette viser også at lyset er viktigere for en del algers vekstbetingelser enn temperaturen.

I juli er pH-verdiene markert høyere enn tidligere på året, noe som harmonerer godt med den maksimale algebiomassen og primærproduksjonen som ble registrert på denne tiden (se fig. 8 og fig. 10).

Magnesiumkonsentrasjonen i Borrevatn var forholdsvis konstant i alle dyp hele året. Det samme var tilfelle med kalsium. Kloridkonsentrasjonen var også forholdsvis konstant gjennom året med unntak av forholdene i mars. Da var konsentrasjonen lavere i de øverste vannlagene. Mot bunnen derimot, økte konsentrasjonen. De lavere konsentrasjonene i de øverste lag kan henge sammen med snøsmeltingen i nedbørfeltet. Dette vannet vil blande seg inn med vannet i de øverste lag og gi en fortykningseffekt. Økningen mot bunnen kan muligens skyldes en tilførsel fra saltoppkommet i sørenden av vannet. I de rolige forholdene under isen vil dette vannet synke ned mot bunnen.

Fig.6 Oksygenvariasjoner i Borrevatn 1974
(Analyser utført av byveterinæren i Horten)



Sulfatkonsentrasjonen varierte en del gjennom året, og det var også til tider markerte forskjeller i de ulike dyp. En del av disse variasjonene må skyldes tilførsler fra utvasking i nedbørfeltet.

Ortofosfatverdien var høy i mars, mens isen lå på innsjøen, og utgjorde den vesentlige delen av totalfosforkonsentrasjonen. I de øverste vannlag under isen ser én en svak nedgang i fosfatverdien, samtidig med en økning i totalfosfor. Dette henger sammen med økningen i algebiomassen i vannlagene på denne tiden. Løst fosfat tas opp av algene under produksjonsprosessene og bygges inn i cellene, hvor det gir seg utslag i totalfosforverdiene.

I mai var fosfatverdiene blitt relativt lave og det meste var forbrukt av algene. Totalfosforverdiene var fremdeles relativt høye.

I juni var ennå fosfatverdiene lave, og totalfosforverdiene var lavere enn tidligere på året. Dette kunne skyldes at en del av det algesamfunnet som ble utviklet tidlig på våren, døde ut og sedimenterte og dermed forsvant en del av fosforet til sedimentene. Algebiomassen og primærproduksjonsresultatene for juni var lavere enn i mai. De klimatiske forhold kan også ha spilt inn her.

Utover i juli øker primærproduksjonsaktiviteten kraftig og algebiomassen øker samtidig. Kurven på fig. 5 viser en topp både i fosfatverdiene og totalfosforverdien i 2 m dyp. Totalfosforverdiene henger antagelig sammen med algebiomassemaksimum i dette dyp. At også fosfatverdiene hadde en topp her, kan henge sammen med at det foregikk en rask nedbrytning og resirkulering av fosfat i dette dypet som følge av at den termiske sjiktningen på denne tiden i stor utstrekning hindret døde alger i å synke og sedimentere.

Økningen i verdiene mot bunnen henger antagelig sammen med det oksygenfattige miljøet i dypvannet på denne tiden og dermed en større diffundering av fosfor tilbake til vannmassene fra sedimentene.

At fosfat- og totalfosfor-verdiene øker utover høsten sammenlignet med sommermånedene, kan henge sammen med at det ikke var noen tilførsel av materiale i tilløpsbekkene om sommeren på grunn av tørken. Utover høsten ga økt nedbør et mer normal tilførsel fra tilløpsbekkene.

Spesielt i desember kunne en ved mikroskopiske undersøkelser se at vannet inneholdt mye detritus (dødt organisk materiale), hvorav endel ikke var produsert i innsjøen, men blitt tilført via bekkene.

Nitrogenanalyseresultatene er vanskeligere å gi en tolkning av enn fosforresultatene. Totalnitrogen- og nitrat-verdiene varierer parallelt gjennom året, og det er ingen særlig synbare forskjeller i verdiene i de ulike dyp i vannmassene. Dette henger etter all sannsynlighet sammen med at verdiene er meget høye, slik at selv et kraftig forbruk av nitrat av algene og en innebygging av dette i algecellene, blir meget lite sammenlignet med bakgrunnsverdiene i vannmassene.

Algenes forbruk av nitrogen blir med andre ord ikke mulig å registrere på samme måte som for fosfor, som det er relativt sett små mengder av, og der forbruket derfor gir seg mer tydelig utslag.

Den nitrogenkomponent som viser variasjoner til ulike tider av året og i ulike dyp, er ammonium. Av kurven i fig. 5 ser en at ammonium øker mot bunnen i de periodene da det er oksygenvinn i de bunnære vannmasser. Som nevnt under den generelle delen, henger dette sammen med at nitrat reduseres under slike forhold til ammonium som dermed øker.

Imidlertid er det også økning av ammonium uten at oksygenmengden forandres. Dette kan muligens, på samme måte som tilfelle var med fosfat, henge sammen med en intens nedbrytningsprosess som foregår i de øvre vannlag, samtidig med høy produksjonsaktivitet i dette nivå. Med andre ord, på grunn av en viss termisk sjiktning om sommeren, vil produksjonen og nedbrytningsprosessene bli konsentrert i de øvre vannlag, det skjer en rask resirkulering av næringssalter i dette sjiktet. En økt nedbrytning av alger vil antagelig føre til en opphopning av ammonium som er et av nedbrytningsproduktene.

Tabell 7. Fysisk-kjemiske analyseresultater Borrevatn 6. mars 1975.

Dyp		0,5	2	6	10	13
Parameter						
Temperatur	°C	1,75	1,75	1,80	2,25	3,10
pH		7,45	7,50	7,32	7,35	7,31
Konduktivitet	µS/cm, 20°C	168	167	180	211	210
Farge (ufiltr.)	mg Pt/l	150	150	127	99	105
" (filtr.)	mg Pt/l	59	64	59	54	54
Turbiditet	J.T.U.	5,1	5,1	4,5	3,8	4,2
Totalfosfor	µg/l	37	34	32	34	34
Ortofosfat	µg/l	22	24	26	28	28
Totalnitrogen	µg/l	3000	3000	3000	3000	3000
Nitrat	µg/l	1700	1700	1600	1600	1600
Ammonium	µg/l	20	15	<10	<10	<10
Alkalitet						
pH 4,5	meq/l	6,34	7,51	6,76	7,72	7,66
pH 4,0	meq/l	7,25	8,47	7,61	8,67	8,63
Aluminium	µg/l	100	130	90	80	90
Kalsium	mg/l	16,1	15,9	16,5	18,1	18,1
Magnesium	mg/l	3,9	4,0	4,1	5,0	5,0
Kalium	mg/l	3,35	3,36	3,47	3,87	3,82
Natrium	mg/l	11,6	11,6	12,6	15,4	15,2
Klor	mg/l	15,0	14,0	16,0	17,0	20,0
Sulfat	mg/l	-	-	-	-	-
Silisium	mg/l	-	-	-	-	-
Permanganattall	mg/l	-	-	-	-	-
Oksygen		11,4	11,1	9,3	6,0	5,5
Oksygen % metn.		84,5	82,5	68,7	45,2	42,6
Kobber	µg/l	9,5	-	-	-	6,5
Sink	µg/l	5	-	-	-	10
Bly	µg/l	1,5	-	-	-	1,0

Tabell 8. Fysisk-kjemiske analyseresultater Borrevatn 6. mai 1975.

Dyp		0,5	2	5	8	12,6
Parameter						
Temperatur	°C	9,50	9,30	8,35	8,30	8,10
pH		7,57	7,59	7,52	7,50	7,39
Konduktivitet	µS/cm, 20°C	172	165	169	162	168
Farge (ufiltr.)	mg Pt/l	127	130	127	124	140
" (filtr.)	mg Pt/l	26	28	33	31	31
Turbiditet	J.T.U.	2,5	2,4	2,3	2,5	2,8
Totalfosfor	µg/l	24	30	27	28	27
Ortofosfat	µg/l	5	6	5	5	6
Totalnitrogen	µg/l	1900	1900	1740	2040	1740
Nitrat	µg/l	1250	1250	1260	1240	1250
Ammonium	µg/l	45	50	55	70	30
Alkalitet						
pH 4,5	meq/l	7,05	7,38	7,12	7,12	6,84
pH 4,0	meq/l	7,88	8,26	7,99	7,99	7,75
Aluminium	µg/l	70	-	-	-	-
Kalsium	mg/l	16,4	16,4	16,4	16,2	16,8
Magnesium	mg/l	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0
Klor	mg/l	16,4	16,2	16,0	16,0	16,0
Sulfat	mg/l	20,0	21,0	21,0	20,0	20,0
Silisium	mg/l	5,8	5,8	5,9	6,0	6,1
Permanganattall	mg/l	4,42	4,11	3,95	3,87	4,27
Oksygen		11,8	11,7	11,3	11,0	10,3
Oksygen % metn.		106,7	105,3	99,4	96,7	90,2

Tabell 9. Fysisk-kjemiske analyseresultater Borrevatn 3. juni 1975.

Dyp		0,5	2	4	6	10	12,5
Parameter							
Temperatur	°C	13,75	13,73	13,73	13,70	12,30	11,50
pH		7,77	7,74	7,76	7,85	7,53	7,40
Konduktivitet	µS/cm, 20°C	166	166	169	165	165	169
Farge (ufiltr.)	mg Pt/l	62	69	67	62	69	94
" (filtr.)	mg Pt/l	19	19	19	19	19	23
Turbiditet	J.T.U.	1,5	1,4	1,5	1,2	2,0	2,6
Totalfosfor	µg/l	13	12	12	12	14	15
Ortofosfat	µg/l	5	6	6	5	6	7
Totalnitrogen	µg/l	1410	1390	1400	1420	1430	1410
Nitrat	µg/l	1220	1200	1250	1250	1210	1200
Ammonium	µg/l	45	35	40	30	55	80
Alkalitet							
pH 4,5	meq/l	7,63	7,63	7,65	7,64	7,65	7,67
pH 4,0	meq/l	8,52	8,53	8,54	8,51	8,53	8,53
Aluminium	µg/l	90	80	80	80	90	90
Kalsium	mg/l	16,4	16,2	16,4	16,6	16,6	16,4
Magnesium	mg/l	4,08	4,04	4,05	4,07	4,10	4,06
Klor	mg/l	17,5	17,8	17,6	17,4	17,4	17,4
Sulfat	mg/l	29	23	21	21	20	21
Silisium	mg/l	4,2	4,2	4,1	4,3	4,3	5,0
Permanganattall	mg/l	4,58	4,90	4,74	4,66	4,90	4,35
Oksygen		10,2	10,1	9,9	10,4	8,3	7,1
Oksygen % metn.		101,2	100,6	98,6	103,6	79,9	67,0

Tabell 10. Fysisk-kjemiske analyseresultater Borrevatn 8. juli 1975.

Dyp		0,5	2	4	6	8	10	12
Parameter								
Temperatur	°C	21,40	20,08	19,65	19,55	18,50	-	13,70
pH		8,24	8,50	8,47	-	8,44	7,31	-
Konduktivitet	µS/cm, 20°C	172,3	171,3	172	-	172	172,3	-
Farge (ufiltr.)	mg Pt/l	54	67	91	-	64	67	-
" (filtr.)	mg Pt/l	19	23	19	-	17	19	-
Turbiditet	J.T.U.	2,1	2,5	2,4	-	2,2	2,3	-
Totalfosfor	µg/l	17	24	20	-	16	23	-
Ortofosfat	µg/l	3	11	4	-	3	6	-
Totalnitrogen	µg/l	900	920	870	-	880	1000	-
Nitrat	µg/l	760	760	770	-	770	760	-
Ammonium	µg/l	25	75	55	-	105	125	-
Alkalitet								
pH 4,5	meq/l	8,21	8,19	8,26	-	8,28	8,31	-
pH 4,0	meq/l	9,20	9,14	9,19	-	9,19	9,26	-
Aluminium	µg/l	80	100	90	-	50	30	-
Kalsium	mg/l	17,0	16,9	16,7	-	16,7	17,0	-
Magnesium	mg/l	4,0	4,0	4,0	-	4,0	4,0	-
Klor	mg/l	17,2	16,6	16,8	-	16,8	16,8	-
Sulfat	mg/l	22,0	23,0	24,0	-	23,0	23,0	-
Silisium	mg/l	0,9	1,0	0,9	-	1,5	2,9	-
Permanganattall	mg/l	1,78	4,70	3,67	-	3,75	3,20	-
Oksygen		9,3	9,2	9,1	8,8	6,6	-	0,5
Oksygen % metn.		107,0	104,6	102,2	99,2	72,7	-	4,5

Tabell 11. Fysisk-kjemiske analyseresultater Borrevatn 22. august 1975.

Dyp		0,5	2	4	8	10	12
Parameter							
Temperatur	°C	19,8	19,8	19,8	19,7	19,5	17,8
pH		7,84	7,73	7,75	7,73	7,65	-
Konduktivitet	µS/cm, 20°C	177,8	178	184,1	165,4	172,9	-
Farge (ufiltr.)	mg Pt/l	85	82	85	108	91	-
" (filtr.)	mg Pt/l	19	14	7	17	7	-
Turbiditet	J.T.U.	2,4	2,2	2,2	2,2	2,6	-
Totalfosfor	µg/l	18	9	8	7	7	-
Ortofosfat	µg/l	3	4	4	5	5	-
Totalnitrogen	µg/l	800	880	720	750	730	-
Nitrat	µg/l	330	330	330	330	320	-
Ammonium	µg/l	110	170	120	115	115	-
Alkalitet							
pH 4,5	meq/l	8,85	8,81	8,81	8,77	8,79	-
pH 4,0	meq/l	9,79	9,75	9,75	9,71	9,74	-
Aluminium	µg/l	120	120	130	120	120	-
Kalsium	mg/l	17,5	17,5	17,5	17,8	17,8	-
Magnesium	mg/l	4,18	4,11	4,11	4,15	4,15	-
Klor	mg/l	18,2	12,2	18,2	18,0	18,2	-
Sulfat	mg/l	22,0	21,0	21,0	20,0	21,0	-
Silisium	mg/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	-
Permanganattall	mg/l	3,16	2,84	3,79	3,56	4,11	-
Oksygen		7,5	7,7	7,4	6,8	82	0,7
Oksygen % metn.		84,5	86,7	83,2	76,0	69,2	7,7
Kobber	µg/l	21,5	-	-	-	-	-
Sink	µg/l	<10	-	-	-	-	-
Bly	µg/l	2,5	-	-	-	-	-

Tabell 12. Fysisk-kjemiske analyseresultater Borrevatn 24.september 1975.

Dyp		0,5	2	4	8	10	12
Parameter							
Temperatur	°C	14,45	14,45	14,45	14,45	14,35	14,25
pH		7,57	7,62	7,56	7,50	7,69	-
Konduktivitet	µS/cm, 20°C	172	177,8	166	168	176	-
Farge (ufiltr.)	mg Pt/l	93	105	94	108	105	-
" (filtr.)	mg Pt/l	28	31	33	31	28	-
Turbiditet	J.T.U.	3,1	2,4	3,0	3,3	2,8	-
Totalfosfor	µg/l	25	19	19	22	23	-
Ortofosfat	µg/l	8	9	8	8	9	-
Totalnitrogen	µg/l	590	590	550	600	580	-
Nitrat	µg/l	320	300	300	310	310	-
Ammonium	µg/l	100	120	90	85	115	-
Alkalitet							
pH 4,5	meq/l	9,02	9,08	8,56	8,90	9,06	-
pH 4,0	meq/l	-	-	-	-	-	-
Aluminium	µg/l	90	60	70	70	80	-
Kalsium	mg/l	17,5	17,2	17,5	17,5	17,5	-
Magnesium	mg/l	4,40	4,30	4,35	4,25	4,30	-
Klor	mg/l	19,8	19,8	19,8	19,8	19,8	-
Sulfat	mg/l	15,0	13,0	14,0	14,0	13,0	-
Silisium	mg/l	0,7	0,7	0,7	0,8	0,7	-
Permanganattall	mg/l	3,40	2,92	2,69	2,69	2,69	-
Oksygen		9,5	9,5	9,5	9,5	9,2	9,2
Oksygen % metn.		95,9	95,9	95,9	95,9	93,4	93,2

Tabell 13. Fysisk-kjemiske analyseresultater Borrevatn 6. desember 1975.

Dyp		0,5	2	4	8	10	12
Parameter							
Temperatur	°C	2,8	2,8	2,7	2,7	2,6	2,5
pH		7,41	7,46	7,41	7,52	7,46	-
Konduktivitet	µS/cm, 20°C	198	203	199	208	200	-
Farge (ufiltr.)	mg Pt/l	118	138	138	174	147	-
"	(filtr.) mg Pt/l	23	23	23	23	25,5	-
Turbiditet	J.T.U.	4,5	5,3	5,2	5,4	5,0	-
Totalfosfor	µg/l	26	27	23	22	27	-
Ortofosfat	µg/l	11	11	10	17	11	-
Totalnitrogen	µg/l	3600	3600	3600	3600	3600	-
Nitrat	µg/l	2300	2300	2300	2300	2300	-
Ammonium	µg/l	<10	10	<10	10	10	-
Alkalitet							
pH 4,5	meq/l	7,47	7,42	7,31	7,36	7,39	-
pH 4,0	meq/l	8,50	8,40	8,30	8,29	8,32	-
Aluminium	µg/l	105	95	85	90	100	-
Kalsium	mg/l	19,5	20,0	20,0	20,0	20,0	-
Magnesium	mg/l	4,85	4,90	4,85	4,85	4,90	-
Klor	mg/l	21,0	20,6	20,8	21,0	21,2	-
Sulfat	mg/l	26	27	27	27	26	-
Silisium	mg/l	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	-
Permanganattall	mg/l	3,87	3,79	3,79	3,95	8,06	-
Oksygen		12,5	12,5	12,5	12,5	12,4	12,4
Oksygen % metn.		95,6	95,6	95,4	95,4	94,2	94,0

Ved intens produksjonsaktivitet har det vist seg at nedbrytning av døende alger og oppbygging av nye ofte går så raskt at en del av nedbrytningsproduktene har tendens til å hope seg opp.

Kisel-(SiO_2) konsentrasjonen viste i Borrevatn en jevn nedgang utover våren og forsommeren til et minimum i august - september. Utover høsten og mot vinteren økte så konsentrasjonene igjen til maksimumsverdier om vinteren.

Dette er godt korrelert med utviklingen av kiselalgene som øker utover våren og forsommeren til et maksimum i juli, og deretter avtar til et minimum mot vinteren igjen.

Kiselalgene benytter kisel til oppbyggingen av sine skall, og variasjonene i kiselkonsentrasjonen følger derfor oppbyggingen og nedbrytningen av kiselalgesamfunnene.

3.2.3 Tørrstoff og siktedyp

I fig. 7 er gitt data for tørrstoff, gløderest og siktedyp. Tørrstoffet er gitt som total tørrstoff og organisk tørrstoff. Differansen er her gløderesten eller det uorganiske tørrstoff som blir igjen etter glødingen av prøvene.

Organisk tørrstoff i Borrevatn omfattet hovedsakelig planteorganismer, men også noe humuspartikler og annet tilført (allokton) materiale.

Det uorganiske tørrstoff består vesentlig av leirpartikler, men også for en stor del av f.eks. kisel skall fra kiselalgene.

Av figuren går det frem at i mars og mai var den totale tørrstoffmengden i vannmassene forholdsvis høy, men den organiske tørrstoffdelen var liten i mars, men betydelig høyere i mai. I denne perioden må en gå ut fra at det meste av det uorganiske materialet er leirpar-

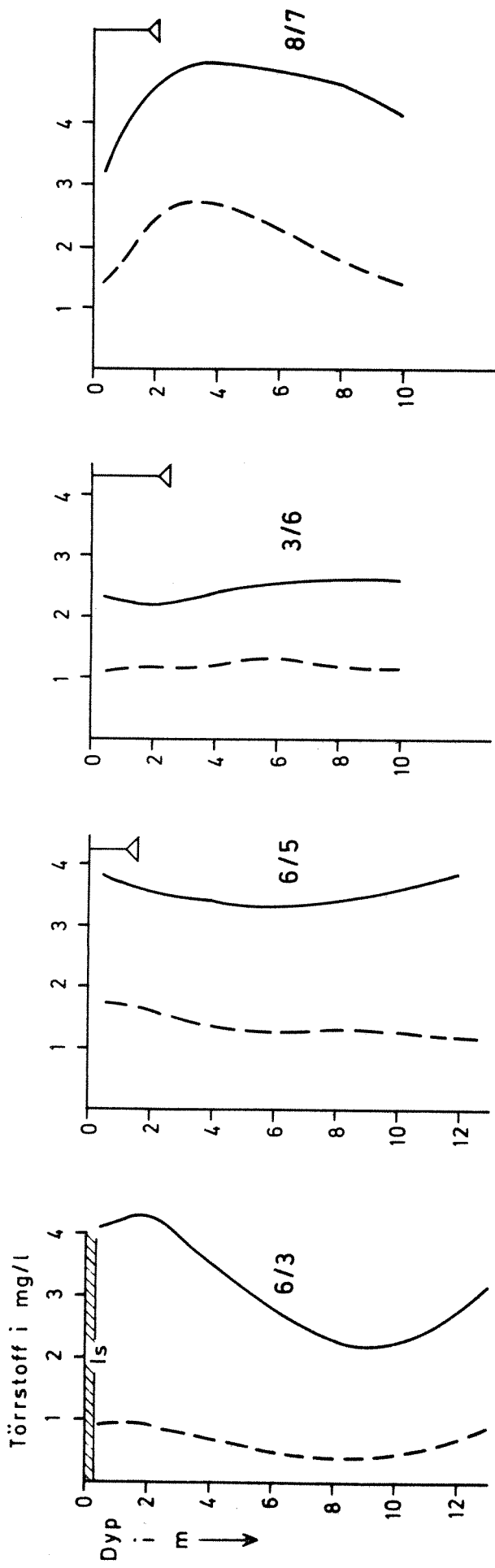
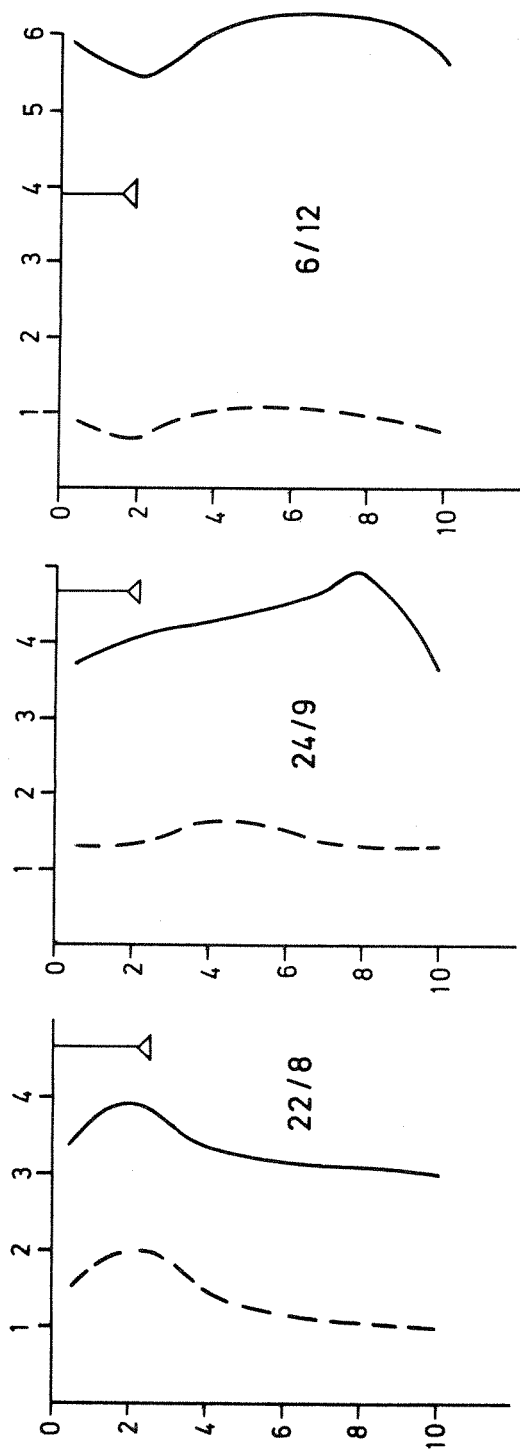


Fig.7
Variasjoner i tørrstoff totalt
(—), organisk tørrstoff
(---) og siktedyp i Borre-
vatn 1975



tikler som føres ut med vårflommen. Det samme er også tilfelle i mai, men på dette tidspunkt utgjør algeplanktonet en vesentlig del også av det uorganiske materialet (kiselalger). At algebiomassen var høy på denne tiden er vist i fig. 8 (s. 47).

I juni var den organiske delen av tørrstoffet den samme som i mai, men den uorganiske delen hadde avtatt betraktelig, noe som antagelig hang sammen med at leirpartikkeltilførslene på denne tiden var liten på grunn av liten vannføring.

I juli og august utgjorde tørrstoffet hovedsakelig bare planktonet i innsjøen, og det organiske tørrstoffet utgjorde på dette tidspunkt omtrent halvparten av det totale tørrstoff.

På høsten og vinteren økte den uorganiske delen av tørrstoffet igjen, primært ved at tilførselselvene igjen førte leirpartikler til innsjøen.

En må anta at det på denne tiden også har vært en del tilførsler til vannet av materiale fra nedbørfeltet og strandsonen av annet organisk og uorganisk materiale.

Siktedypet forandrer seg forholdsvis lite i løpet av året og varierer mellom 1,5 og 2,5 m. Laveste siktedyp hadde en om våren og senhøsten, når tilførslene av leirpartikler var størst.

Om sommeren er siktedypet bestemt av planktonorganismeinnholdet, og var lavest når mengdene av disse var størst, dvs. i juli måned.

3.2.4 Noen kommentarer til de fysisk-kjemiske forhold i tilløpselver og utløp.

I 1975 var tilløpselvene så og si tørre det meste av sommeren. Det samme var tilfelle med utløpet. Det er derfor få observasjonsserier som foreligger om de kjemiske forhold. Resultatene er gitt i tabell 14-17.

Prøver ble samlet fra de to viktigste tilførselene, bekken fra nordvestre del av nedbørfeltet med stasjon BE 3 og bekken fra søndre del av nedbørfeltet med stasjon BE 2 (se stasjonskartet fig. 4). Stasjonene ble lagt

Tabell 14. Fysisk-kjemiske analyseresultater fra tilløpselver Borrevatn
St. BE 1.

Parameter	Dato	6/3	6/5	3/6
pH		7.33	7.28	7.43
Konduktivitet	µS/cm, 20°C	99	84.2	166
Farge (ufiltr.)	mg Pt/l	241	99	51
" (filtrert)	mg Pt/l	49	31	23
Turbiditet	J.T.U.	4.1	1.8	1.6
Totalfosfor	µg/l	53	33	23
Ortofosfat	µg/l	43	26	7
Totalnitrogen	µg/l	1160	410	400
Nitrat	µg/l	660	200	80
Ammonium	µg/l	225	< 10	125
Alkalitet pH 4.5	meq/l	5.49	4.44	10.60
" pH 4.0	meq/l	6.37	5.18	11.60
Aluminium	µg/l	110	-	60
Kalsium	mg/l	11.0	9.8	15.4
Magnesium	mg/l	2.2	1.7	2.82
Klor	mg/l	6.1	4.4	6.8
Sulfat	mg/l	-	11.0	8.9
Silisium	mg/l	-	8.3	8.2
Permanganattall	mg/l	-	4.66	4.11
Kalium	mg/l	1.26	-	-
Natrium	mg/l	6.5	-	-
Kobber	µg/l	6	-	-
Sink	µg/l	< 5	-	-
Bly	µg/l	1.0	-	-

Tabell 15. Fysisk-kjemiske analyseresultater fra tilløpselver
Borievatn St. BE 2.

Parameter	Dato	6/3	6/5	3/6	24/9	6/12
pH		7.58	7.72	7.71	7.71	7.28
Konduktivitet	µS/cm, 20°C	170	173	246	285	175
Farge (ufiltr.)	mg Pt/l	286	121	143	82	108
" (filtrert)	mg Pt/l	80	46	38	72	10
Turbiditet	J.T.U.	6.7	3.3	2.8	2.2	4.7
Totalfosfor	µg/l	210	57	90	80	46
Ortofosfat	µg/l	180	41	48	62	26
Totalnitrogen	µg/l	5400	1450	1000	2200	6800
Nitrat	µg/l	2100	990	550	2000	5100
Ammonium	µg/l	1000	15	100	55	40
Alkalitet pH 4.5	meq/l	9.63	10.29	20.31	18.92	5.59
" pH 4.0	meq/l	10.56	11.28	21.44	-	6.48
Aluminium	µg/l	110	-	50	20	140
Kalsium	mg/l	17.9	18.4	29.1	34.5	20.0
Magnesium	mg/l	3.7	3.6	5.06	6.20	4.00
Klor	mg/l	11.0	11.6	19.2	22.0	14.4
Sulfat	mg/l	-	15.0	15.0	34.0	21.0
Silisium	mg/l	-	7.1	5.1	13.0	9.4
Permanganattall	mg/l	-	4.66	6.00	3.79	3.08
Kalium	mg/l	4.6	-	-	-	-
Natrium	mg/l	10.8	-	-	-	-
Kobber	µg/l	6	-	-	-	-
Sink	µg/l	5	-	-	-	-
Bly	µg/l	2	-	-	-	-

Tabell 16. Fysisk-kjemiske analyseresultater fra tilløpselver Borrevatn
St. BE 3.

Parameter	Dato	6/3	6/5	3/6	24/9	6/12
pH		7.66	7.58	7.63	7.51	7.15
Konduktivitet	µS/cm, 20°C	135	128	225	236	123
Farge (ufiltr.)	mg/ Pt/l	279	76	133	85	118
" (filtrert)	mg/ Pt/l	69	51	36	82	33
Turbiditet	J.T.U.	7.7	4.7	4.2	1.9	4.3
Totalfosfor	µg/l	71	33	33	34	23
Ortofosfat	µg/l	61	21	29	16	12
Totalnitrogen	µg/l	3000	830	630	510	4400
Nitrat	µg/l	1470	570	320	380	3000
Ammonium	µg/l	275	<10	75	40	<10
Alkalitet pH 4.5	meq/l	7.44	7.14	18.55	18.26	3.69
" pH 4.0	meq/l	8.37	7.94	19.63	-	4.56
Aluminium	µg/l	130	-	80	20	160
Kalsium	mg/l	14.6	13.2	26.8	27.2	13.0
Magnesium	mg/l	3.5	3.2	5.21	5.45	3.15
Klor	mg/l	9.4	7.0	18.0	21.0	10.2
Sulfat	mg/l	-	13.0	20.0	24.0	18.0
Silisium	mg/l	-	7.4	7.9	11.0	9.4
Permanganattall	mg/l	-	4.98	4.74	4.66	0.47
Kalium	mg/l	2.51	-	-	-	-
Natrium	mg/l	9.7	-	-	-	-
Kobber	µg/l	11	-	-	-	-
Sink	µg/l	5	-	-	-	-
Bly	µg/l	1.5	-	-	-	-

Tabell 17. Fysisk-kjemiske analyseresultater fra utløp Borrevatn St. BE 4.

Parameter	Dato	6/3	6/5	3/6	6/12
pH		7.53	7.43	7.74	7.46
Konduktivitet	µg/cm, 20°C	169	165	166	200
Farge (ufiltr.)	mg Pt/l	165	133	88	128
" (filtrert)	mg Pt/l	59	28	21	19
Turbiditet	J.T.U.	4.8	3.2	2.5	4.3
Totalfosfor	µg/l	35	27	14	23
Ortofosfat	µg/l	18	7	7	11
Totalnitrogen	µg/l	3000	1840	1290	3800
Nitrat	µg/l	1600	1250	1100	2200
Ammonium	µg/l	25	25	55	<10
Alkalitet pH 4.5	meq/l	6.48	7.14	8.03	7.60
" pH 4.0	meq/l	7.40	7.96	8.95	8.53
Aluminium	µg/l	200	-	120	70
Kalsium	mg/l	16.1	16.8	17.4	19.5
Magnesium	mg/l	3.8	4.0	3.94	4.85
Klor	mg/l	14.0	16.2	17.4	21.2
Sulfat	mg/l	-	20.0	22.0	27.0
Silisium	mg/l	-	5.9	3.6	3.8
Permanganattall	mg/l	-	4.90	5.14	0.71
Kalium	mg/l	3.21	-	-	-
Natrium	mg/l	11.0	-	-	-
Kobber	µg/l	4	-	-	-
Sink	µg/l	5	-	-	-
Bly	µg/l	1.5	-	-	-

før disse bekken løper sammen til Sandelva, den viktigste tilførselselv til Borrevatn. Videre ble det tatt prøver fra en stasjon, BE 1 i bekken forbi Vik gård på vestsiden av Borrevatn, og fra utløpet.

Vannet var svakt basisk og hadde høy alkalitet i samtlige tilløpsbekker. Den høye konduktiviteten om våren viste at saltinnhold var høyt på denne tiden, noe som hang sammen med stor utvasking av salter fra jordmonnet i forbindelse med vårflommen. Også verdiene for næringssalter var meget høye på denne tiden. Nitrogenverdiene var spesielt høye i desember. Det er mulig å anta at variasjoner i disse komponentene hang sammen med utvasking fra jordbruksområdene da de høyeste verdiene forekom på de nedbørrikeste tidene, særlig i forbindelse med snesmeltingen om våren. Det er imidlertid vanskelig å kommentere variasjoner i de kjemiske komponenter nærmere når en ikke kjenner vannføringsvariasjonene i tilførselsbekkene.

Når det gjelder utløpet, var variasjonene i de fysisk-kjemiske forhold her omtrent parallelle med de tilsvarende variasjoner i vannmassene i innsjøen, slik en må forvente.

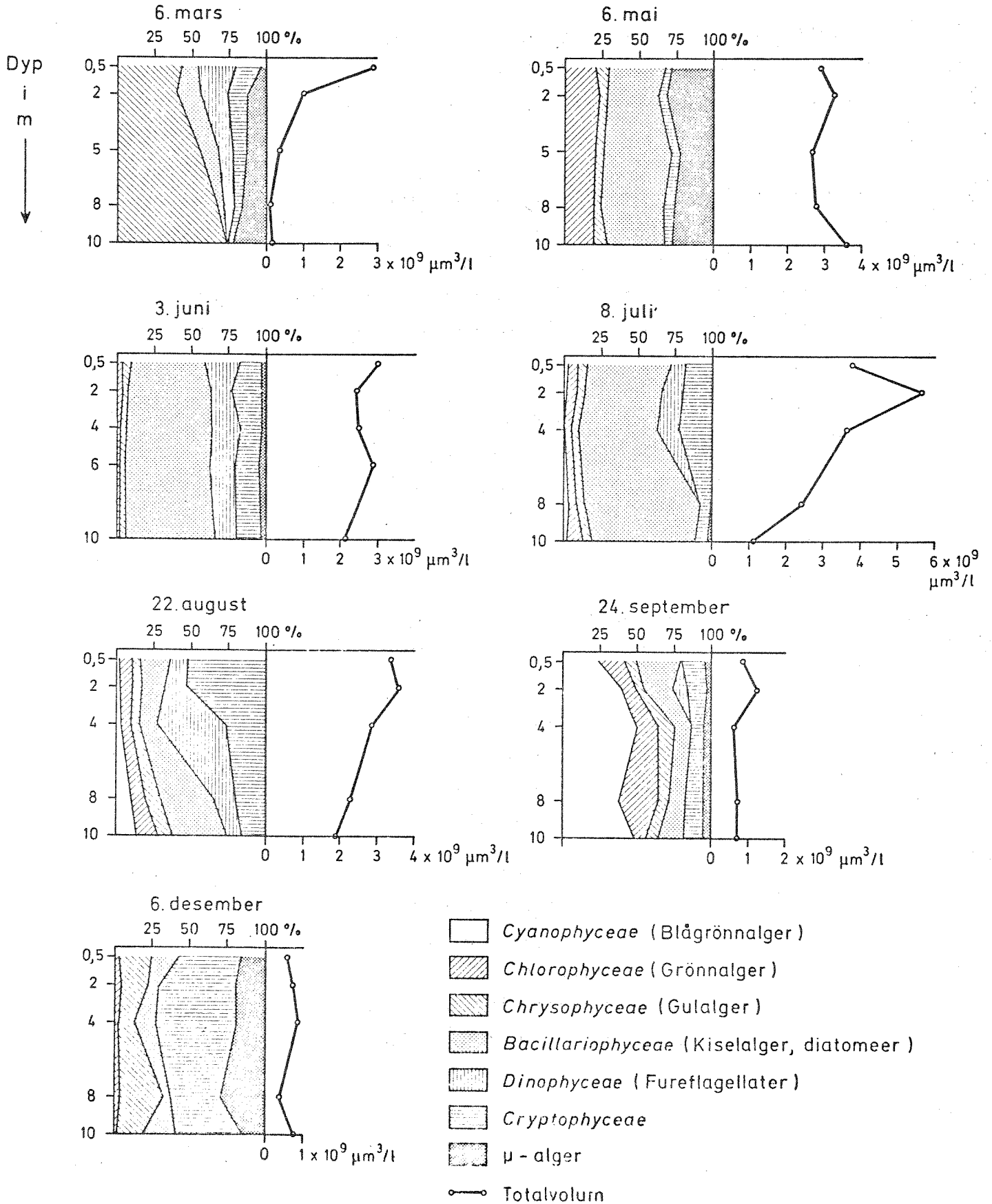
3.3 Planktonalgene og deres primærproduksjon

3.3.1 Variasjonene i planktonalgenes sammensetning og mengder i 1975

Artssammensetningen og mengdene av hver art av planteplankton pr. volum-enhet prøve og hvorledes disse varierer gjennom året, er viktige parametre for å forstå en innsjø's tilstand. En eutrofierende utvikling som går langsomt i en innsjø, vil gi organismelivet og dermed planteplanktonet en mulighet til hele tiden å tilpasse seg de endrede forhold og opprette ny likevekt i takt med utviklingen. Dette gir et organismeliv som er i balanse og vidner om "sunne" forhold i innsjøen.

For planteplanktonet vises dette ved et stort artsantall og mange arter forekommer i individantall av omtrent samme størrelsesorden.

Fig.8 Prosentvis sammensetning av ulike grupper av planteplankton basert på volumet disse gruppene representerer og totalvolumet av planteplankton 1975



En rask eutrofierende utvikling i en innsjø (f.eks. ved stor belastning av husholdningskloakkvann eller fra industriutslipp) fører derimot til at organismelivet ikke greier å opprette ny likevekt i takt med utviklingen.

For planteplanktonet fører dette til at arter tilpasset de nye forholdene, ofte opptrer i masseforekomster, fordi konkurransen fra de tidligere etablerte formene blir minimal.

I fig. 8 er satt opp fordelingen av planteplankton på de ulike prøvetakingsdatoene. Fremstillingen viser variasjoner i totalvolumet av planktonalger med dypet, og den prosentvise andel av totalvolumet i hvert dyp som de ulike hovedgrupper av planktonalger utgjør. Antall individer pr. liter prøve av de ulike artene til forskjellige tider av året og i forskjellige dyp, er gitt i tabell 18-24.

Den kvantitative beregning av planteplanktonet er utført ved hjelp av sedimenteringsmetoden og etterfølgende telling i omvendt mikroskop (Utermöhl 1958). Volumet er beregnet ved å sammenligne de enkelte artene med kjente romfigurer (kule, sylinder, ellipsoid o.l.) og beregne egenvolumet for hver art ut fra det.

Som fig. 8 viser var det 6. mars 1975 en betydelig algevekst i de øverste vannlag innunder isen, men mengdene av alger avtok raskt mot dypet. På dette tidspunkt var det lite eller ingen sne på isen, slik at lyset trengte gjennom isen og ned i vannet. Lysmengden avtok imidlertid raskt nedover. Da lyset er den viktigste miljøfaktor for algevekst ved siden av næringssalter, vil en på ettervinteren når sneen smelter, finne algevekst rett under isen i de fleste næringsrike innsjøer.

I Borrevatn var det gruppen gulalger (Chrysophyceae) som dominerte planktonet på denne tiden, men også andre algegrupper var bra representert i de øverste vannlag. Chrysophyceene er vanskelige å identifisere, og er derfor som regel slått sammen i to grupper etter størrelsen i små chrysophyceer og store chrysophyceer. Disse to gruppene sammen med chrysophyceen *Mallomonas heterospina*, var de viktigste rent volummessig. Spesielt var disse formene

viktige i de øverste vannlag. Gruppen "µ-alger" består av små planktonformer som ikke er identifisert nærmere og forekommer i et stort individtall, men utgjør i store deler av vekstsesongen en prosentvis liten andel av planktonvolumet. 6. mars utgjorde disse imidlertid en vesentlig del av det samlede plankton. Ved siden av fulagene (Chrysophyceae) var det gruppen Cryptophyceae, som 6. mars i de øverste vannlag også var en mengdemessig vesentlig gruppe. Disse består av forholdsvis store flagellatformer, dvs. planktonalger med egenbevegelse ved hjelp av pisketråder (flageller).

Fureflagellatene (Dinophyceae) var representert ved en art, *Peridinium aciculiferum*, som er en forholdsvis sjelden alge i norske vannforekomster.

Med unntak av én art, *Stephanodiscus hantzschii* (v. *pusillus*) som er en typisk kaldvannsform i næringsrike innsjøer, var diatomeene eller kiselalgene (Bacillariophyceae) lite representert i prøvene fra 6. mars.

Grønnalgene utgjorde en helt underordnet gruppe på denne tiden av året.

6. mai var planteplanktonbildet endret. Totalvolumet var i hele vannsøylen økt betraktelig. Den forholdsvis jevne mengden i hele vannsøylen skyltes omrøringen av vannmassene. Borrevatn er sterkt vindeksponert, noe som førte til sterk omrøring av vannmassene store deler av året 1975.

Kiselalgene (Bacillariophyceae) var nå blitt den dominerende algegruppen med *Cyclotella glomerata* som den viktigste arten.

Gruppen "µ-alger" utgjorde ennå på dette tidspunkt en større andel av det samlede plankton.

Med den økende temperaturen i vannmassene begynte grønnalgene å gjøre seg mer gjeldende, med de små formene *Coccomyxa* sp. og *Dispora* sp. som de viktigste komponentene sammen med *Tetraëdron minimum* v. *tetralobulatum*

Gruppene Chrysophyceae og Cryptophyceae utgjorde på dette tidspunkt bare beskjedne prosentvise andeler av det samlede planteplanktonvolum.

Både 3. juni og 8. juli dominerte kiselalgene i planteplanktonet (se figuren), med arter som *Cyclotella glomerata*, *Cyclotella meneghiniana*, *Cyclotella stelligera* og *Melosira italica* som de viktigste artene blant

Tabell 18. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 6. mars 1975

Antall celler pr. liter og volum av planteplanktonarter.

antallet celler gitt i tusen. Volumet er beregnet som $\mu\text{m}^3 \times 10^6$ ($1000 \mu\text{m}^3 \times 10^6 = 1 \text{ mm}^3$).

ARTER	Dyp		0.5		2		5		8		10	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
GRØNNALGER (CHLOROPHYCEAE)												
Ankistrodesmus falcatus v. aciculare	7785	1.2										
Chlamydomonas spp.	233550	42.5	73179	8.9	6228	0.6						
Chlorocytium maximum	12456	19.2	1557	2.4								
Dispora sp.	56052	3.4	46710	2.8	21798	1.3	7785	0.5	17127	1.0		
Cyromitus cordiformis			1557	1.9								
Tetraëdron minimum v. tetralobulatum	21798	1.1	20241	1.0	1557	0.1						
Sum grønnalger		67.4		17.0		2.0		0.5		1.0		
GULALGER (CHRYSOPHYCEAE)												
Erkenia subaequeiliata			4671	0.4								
Kephyrion sp.	1557	0.1										
Mallomonas cf. heterospina	962226	601.4	270032	168.8	107433	67.1	17127	10.7	18684	11.7		
Mallomonas spp.	87192	91.6	7785	8.2								
Små chrysophyceer	5793900	376.6	1906380	123.9	1027950	66.8	728910	47.4	479710	31.2		
Store chrysophyceer	255430	134.1	186900	98.1	99680	52.3	68508	36.0	124600	65.4		
Sum gulalger		1203.8		399.4		186.2		94.1		108.3		
KISELALGER (BACILLARIOPHYCEAE)												
Melosira cf. italica	31140	31.1	17127	17.1				3114	3.1			
Stephanodiscus hantzschii	323856	291.4	140130	126.1	40482	36.4	3114	2.8				
Sum kiselalger		322.5		143.2		36.4		5.9				
FUREFLAGELLATER (DINOPHYCEAE)												
Gymnodinium cf. lacustre	124560	77.9	21798	13.6	12456	7.8	1557	1.0				
Gymnodinium sp. (stor diam. 28)	28026	322.3	7785	89.5								
Peridinium aciculiferum	26469	304.4	7785	89.5	2335	26.9	780	9.0				
Sum fureflagellater		704.6		192.6		34.7		10.0				
CRYPTOPHYCEAE												
Cryptomonas spp. (store)	124560	308.3	23355	57.8	3114	7.7	780	1.9	1557	3.9		
Ectablepharis ovalis	130788	19.6	40482	6.1	18684	2.8	20241	3.0	9342	1.4		
Rhodomonas minuta (=v.nannoplantica)	853236	127.9	298944	44.8	51381	7.7	4671	0.7	1557	0.2		
Rhodomonas sp. (lens)	84078	50.4	31140	18.7	9342	5.6						
Sum cryptophyceae		506.2		127.4		23.8		5.6		5.3		
KRAVEFLAGELLATER (CRASPEDOPHYCEAE)												
Stelexomonas dichotoma	20241	1.8	3114	0.3	3114	0.3						
Sum kraveflagellater		1.8		0.3		0.3						
ANDRE GRUPPER												
μ -alger	7737660	116.1	7924560	118.9	3139920	47.1	1569960	23.5	2242800	33.6		
Sum volum totalt pr. 1 pr. dyp:		2922.4		998.8		330.5		139.6		148.4		

Tabell 19. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 6. mai 1975

Antall celler pr. liter og volum av planteplanktonarter.

Antallet celler gitt i tusen. Volumet er beregnet som $\mu\text{m}^3 \times 10^6$ ($1000 \mu\text{m}^3 \times 10^6 = 1 \text{mm}^3$).

ARTER	Dyp		0.5		2		5		8		10	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
GRØNNALGER (CHLOROPHYCEAE)												
Ankistrodesmus falcatus v. setiformis			3114	0.2							3114	0.2
Chlamydomonas spp.							12456	0.3			12456	0.3
Coccomyxa sp.	22428000	560.7	29156400	728.9	20185200	504.6	21082320	527.1	26465040	661.6		
Dispora sp.	492170	29.5	336312	20.2	401706	24.1	333198	20.0	529380	31.8		
Oocystis cf. lacustris					6228	6.2			6228	6.2		
Scenedesmus denticulatus									6228	1.9		
Scenedesmus cf. obliquus	1557	0.5										
Scenedesmus quadricauda											3114	3.7
Tetraëdron caudatum			3114	0.5								
Tetraëdron minimum v. tetralobulatum	523320	26.1	361224	18.1	429723	21.5	476442	23.8	345654	17.3		
Ubestemt chlorophyceé					43596	4.4	12456	1.2	28026	2.8		
Sum grønnalger		616.8		767.9		561.1		574.0		723.9		
GULALGER (CHRYSOPHYCEAE)												
Cyster av chrysophyceae	31140	5.6	15570	2.8	28026	5.0	18684	3.4	34254	6.2		
Erkenia subaequiciliata					87192	7.8	143244	12.9	108990	9.8		
Mallomonas akromonas	1557	0.8	15570		7.8		3114	1.6				
Små chrysophyceer	3139920	204.1	1302070	84.6	716450	46.6	504630	32.8	847008	55.1		
Store chrysophyceer	74736	39.2	130788	68.7	127674	67.0	161928	85.0	407934	214.2		
Sum gulalger		249.7		156.1		126.4		135.7		285.3		
KISELALGER (BACILLARIOPHYCEAE)												
Asterionella formosa							12456	8.4				
Cyclotella cf. glomerata	12559680	1067.6	12559680	1067.6	12559680	1067.6	13008240	1105.7	14353920	1220.1		
Eunotia arcus					3114	1.2						
Fragilaria crotonensis					93420	56.1					124560	74.7
Melosira cf. italica	37368	37.4	12456	12.5	46710	46.7	52938	53.0	87192	87.2		
Nitzschia sigmaidea					6228	15.6						
Stephanodiscus astraea			6228	15.6								
Synedra sp. (liten)	4671	1.0	28026	6.0	15570	3.3	15570	3.3	28026	6.0		
Sum kiselalger		1106.0		1101.7		1190.5		1170.4		1388.0		
FUREFLAGELLATER (DINOPHYCEAE)												
Cymnodinium cf. lacustre	15570	9.7										
Peridinium inconspicuum					3114	8.9	3114	8.9				
Sum fureflagellater		9.7				8.9		8.9				
CRYPTOPHYCEAE												
Cryptomonas spp.	52938	99.3	77850	164.9	80964	138.3	77850	154.4	77850	166.2		
Katablepharis ovalis	21798	3.3	24912	3.7	71622	10.7	80964	12.1	71622	10.7		
Rhodomonas minuta (+v. nannoplantica)	74736	11.2	90306	13.5	40482	6.1	68508	10.3	65394	9.8		
Sum cryptophyceae		113.8		182.1		155.1		176.8		186.7		
KRAVEFLAGELLATER (CRASPEDOPHYCEAE)												
Stelaxomonas dichotoma			12456	1.1							3114	0.3
Ubestemte craspedophyceer							3114	0.4				
Sum kraveflagellater				1.1				0.4				0.3
ANDRE GRUPPER												
μ -alger	53378640	800.7	67284000	1009.3	39921840	598.8	47098800	706.5	63695520	955.4		
Sum volum totalt pr. 1 pr. dyp:		2896.7		3218.2		2640.8		2772.7		3539.6		

Tabell 20. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 3. juni 1975

Antall celler pr. liter og volum av planteplanktonarter

Antallet celler gitt i tusen. Volumet er beregnet som $\mu\text{m}^3 \times 10^6$ ($1000 \mu\text{m}^3 \times 10^6 = 1 \text{ mm}^3$).

ARTER	Dyp		0.5		2		5		8		10	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
BLÅGRØNNALGER ((YANOPHYCEAE)												
Aphanocapsa sp.	3114	1.6	9342	4.7							12456	6.2
Sum blågrønnalger		1.6		4.7								6.2
GRØNNALGER (CHLOROPHYCEAE)												
Ankistrodesmus falcatus v. spirilliforme							3114	0.1	3114	0.1	3114	0.2
Chlamydomonas spp.												
Coccolyxia sp.	137016	3.4										
Coelastrum microporum	3114	6.7					3114	6.7	3114	6.7		
Dispora sp.	71622	4.3	93420	5.6			77850	4.7	65394	3.9	96534	5.8
Elakatothrix gelatinosa											3114	0.2
Gloeococcus Schroeteri			9342	46.7							6228	0.3
Kirchneriella obesa											15570	5.6
Oocystis spp.	9342	3.4										
Pediastrum tetras	3114	1.4										
Scenedesmus armatus	49824	17.9	49824	17.9			49824	17.9	24912	9.0	49824	17.9
Scenedesmus denticulatus	9342	2.8	18684	5.6					15570	4.7	15570	4.7
Scenedesmus quadricauda	43596	52.3	12456	14.9			12456	14.9	9342	11.2	3114	3.7
Selenastrum bibrainum							34254	4.3				
Tetraëdron caudatum	15570	2.5	3114	0.5			6228	1.0	18684	3.0	9342	1.5
Tetraëdron minimum v. tetralobulatum	24912	1.2	3114	0.2			9342	0.5	12456	0.6		
Ubestemt chlorophyceé	34254	3.4	49824	5.0			46710	4.7	31140	3.1	37368	3.7
Sum grønnalger		99.3		96.4				54.8		42.3		43.9
GULALGER (CHRYSOPHYCEAE)												
Cyster av chrysophyceae	49824	9.0	121446	21.9			202410	36.4	130788	23.5	65394	11.8
Pirobryon divergens							15570	4.7	3114	0.9	15570	4.7
Likenia subaequiliata	80964	7.3	71622	6.4			56052	5.0	84078	7.6	24912	2.2
Mallomonas akromonas	12456	6.2	9342	4.7			12456	6.2	3114	1.6		
Mallomonas sp.	24912	26.1										
Mallomonas spp.							9342	9.8	6228	6.5		
Små chrysophyceer	591660	38.5	513810	33.4			351882	22.9	351882	22.9	330084	21.5
Store chrysophyceer	233550	122.6	165042	86.7			205524	107.9	211752	111.2	211752	111.2
Sum gualger		209.7		153.1				192.9		174.2		151.4

Tabell 20. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 3. juni 1975 forts.

ARTER	Dyp		0.5		2		5		8		10	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
KISELALGER (BACILLARIOPHYCEAE)												
Achnanthes sp.	130788	26.2	133902	26.8	14(358	29.3	143244	28.6	84078	16.8		
Asterionella formosa	3775380	320.9	4223940	359.0	9342	6.3	21798	14.7	9342	6.3		
Cyclotella cf. glomerata	80964	202.4	65394	163.5	4261320	362.2	5027610	427.3	4429530	376.5		
Cyclotella meneghiniana	482670	386.1	376794	301.4	68508	171.3	68508	171.3	56052	140.1		
Cyclotella cf. stelligera	663282	397.9	495126	297.0	376794	301.4	641484	513.2	470214	376.2		
Fragilaria crotenensis					498240	299.0	657054	394.2	330084	198.1		
Melosira distans			112104	170.4	24912	37.9	12456	18.9	31140	47.3		
Melosira cf. italica			52938	52.9	171270	171.3	102762	102.8	84078	84.1		
Nitzschia gracilis			15570	3.1					28026	5.6		
Synedra acus			28026	18.9					9342	6.3		
Synedra spp.	56052	22.4	6228	2.5					28026	11.2		
Synedra uina					12456	5.0	6228	2.5				
Sum kiselalger		1468.0		1395.5		1402.6		1690.3		1287.6		
FUREFLAGELLATER (DINOPHYCEAE)												
Gymnodinium cf. lacustre	71622	44.8	43596	27.2	46710	29.2	56052	35.0	59166	37.0		
Gymnodinium sp. (middele 14x16)			108990	178.7	49824	81.7	62280	102.1	12456	20.4		
Peridinium sp. (m. kappe)	87192	265.9	34254	104.5	108990	332.4	93420	284.9	77850	237.4		
Sum fureflagellater		713.9		310.4		443.3		422.0		294.8		
CRYPTOPHYCEAE												
Cryptomonas spp.	99648	191.0	93420	168.6	68508	106.0	105876	189.6	68508	99.9		
Katablepharis ovalis	361224	54.2	339426	50.9	401706	60.3	401706	60.3	336312	50.4		
Rhodomonas minuta (+v.nannoplantica)	1528974	229.3	1569456	235.4	1379502	206.9	1500948	225.1	1068102	160.2		
Sum cryptophyceae		474.5		454.9		373.2		475.0		310.5		
KRAVEFLAGELLATER (CRASPEDOPHYCEAE)												
Ubestemte craspedophyceer			9342	1.0			12456	1.4	18684	2.1		
ANDRE GRUPPER												
p-alger	2896950	43.5	2541840	38.1	4466910	67.0	5139750	77.1	2392320	35.9		
Sum volum totalt pr. 1 pr. dyp:		3010.5		2454.1		2534.8		2882.3		2132.4		

Tabell 21. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 8. juli 1975

Antall celler pr. liter og volum av planteplanktonarter.

Antallet celler gitt i tusen. Volumet er beregnet som $\mu\text{m}^3 \times 10^6$ ($1000 \mu\text{m}^3 \times 10^6 = 1 \text{ mm}^3$).

ARTER	Dyp		0.5		2		4		8		10	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
BLÅGRØNNALGER (CYANOPHYCEAE)												
Anabaena planctonica	21798	73.0	6228	20.9					9342	31.3		
Anabaena spituoides	65394	32.7	62280	31.1	28026	14.0			52938	26.5	46710	23.4
Aphanocapsa sp.			12456	24.9	6228	12.4			12456	24.9	3114	6.2
Gomphosphaerium lacustris												
Sum blågrønnalger		105.7		76.9		26.4				82.7		29.6
GRØNNALGER (CHLOROPHYCEAE)												
Chlamydomonas spp.	62280	5.2	158814	72.3			96534	45.4			31140	10.1
Coelastrum reticulatum	3114	17.4	3114	17.4					3114	17.4		
Cosmarium depressum	21798	78.5	21798	78.5			12456	44.8			6228	22.4
Cosmarium reniforme	3114	0.8							3114	11.2		
Dictyosphaerium elegans									6228	1.6		1.6
Dictyosphaerium cf. simplex				0.2								
Dispora sp.	90306	5.4	115218	6.9			118332	7.1			99648	6.0
Elakatothrix gelatinosa	12456	0.6	9342	0.5			3114	0.2			6228	0.4
Gloeococcus schroeteri	21798	108.9	24912	124.6			6228	31.1			3114	15.5
Gyromitus cordiformis	6228	7.5										
Oocystis spp.												
Pediastrum duplex v. clathratha												
Pediastrum tetras	15570	7.2	9342	4.3					15570	7.2		
Scenedesmus armatus			12456	4.5			34254	12.3			31140	11.2
Scenedesmus denticulatus	21798	6.5	24912	7.5			28026	8.4			15570	4.7
Scenedesmus quadricauda	6228	7.5	18684	22.4			3114	3.7			3114	3.7
Tetraëdron caudatum	28026	4.4	24912	4.0			15570	2.5			15570	2.5
Tetraëdron minimum											6228	1.2
Tet-aëdron minimum v. tetralobulatum			9342	0.5								
Ubestemt chlorophyceé	137016	13.7	121446	12.1			183726	18.4			112104	5.6
Sum grønnalger		263.6		355.7		173.9				116.0		102.2
GULALGER (CHRYSOPHYCEAE)												
Cyster av chrysophyceae	152586	27.5	133902	24.1			183726	33.1			99648	17.9
Erkenia subaequeiliata	747360	67.3	903060	81.3			407934	36.7			21798	2.0
Mallomonas spp.	6228	6.5										
Ochromonas sp.				7.8								
Små chrysophyceer	622800	40.5	722448	47.0			706878	45.9			445302	28.9
Store chrysophyceer	146358	76.8	174384	91.6			108990	57.2			31140	16.3
Sum gulalger		218.6		251.8		172.9				114.5		65.1

Tabell 21. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 8. juli 1975. (fortsatt)

ARTER	Dyp		0.5		2		4		8		10	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
KISELALGER (BACILLARIOPHYCEAE)												
Achnanthes sp.				1.2	6228				6228	1.2		
Asterionella formosa	3114	2.1				6228	4.2	6228	4.2	9342	6.3	
Cyclotella cf. glomerata	604116	51.3	1080558	91.8		738018	62.7	663282	56.4	809640	68.8	
Cyclotella meneghiniana			6228	15.6								
Cyclotella cf. stelligera	80964	64.8	71622	57.3		71622	57.3	46710	37.4	56052	44.8	
Fragilaria crotonensis	2142026	1885.2	4253066	2557.8		2877336	1726.4	2706066	1623.6	1008936	605.4	
Melosira distans	18684	28.4	18684	28.4				43596	66.3	37368	56.8	
Melosira cf. italica	87192	87.2	102762	102.8		65394	65.4	62280	62.3	52938	52.9	
Nitzschia gracilis								3114	0.6			
Synedra acus	12456	8.4	15570	10.5		9342	6.3	12456	8.4			
Synedra acus v. radians						3114	5.4					
Sum kiselalger		2127.4		2865.4			1927.7		1860.4		759.9	
FUREFLAGELLATER (DINOPHYCEAE)												
Ceratium hirundinella			3114	124.6								
Gymnodinium cf. lacustre	15570	9.7	24912	15.6		6228	3.9			3114	1.9	
Gymnodinium sp. (middels 16x16)	49824	81.7	130788	214.5		71622	117.5			6228	10.2	
Peridinium aciculiferum	6228	71.6										
Peridinium cinctum								9342	285.1			
Peridinium inconspicuum	21368	61.4	31140	89.5		3114	9.0					
Peridinium sp. (w. kappe)	43596	132.9	108990	332.4		24912	76.0					
Sum fureflagellater		357.3		776.6			491.5		12.1			
CRYPTOPHYCEAE												
Cryptomonas marsonii	21798	26.2	93420	112.1		40482	48.6		21798	26.2	15570	18.7
Cryptomonas spp. (store)	143244	354.5	311400	770.7		183726	454.7		43596	107.9	12456	30.8
Katablepharis ovalis	24912	3.7	12456	1.9		31140	4.7		90306	13.5	62280	9.3
Rhodomonas minuta (+v. nannoplantctica)	1170864	175.6	1743840	261.6		1055646	158.3		258462	38.8	289602	43.4
Rhodomonas sp.	118332	71.0	205524	123.3		196182	117.7		18684	11.2	18684	11.2
Sum cryptophyceae		631.0		1269.6			784.0		197.6		113.4	
ANDRE GRUPPER												
µ-alg.	1850310	27.8	1121400	16.8		1140090	17.1		1233540	18.5	1607340	24.1
Sum volum totalt pr. 1 pr. dyp:		3731.4		5612.8			3593.5		2401.8		1094.3	

Tabell 22. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 22. august 1975

Antall celler pr. liter og volum av planteplanktonarter.
 Antallet celler gitt i tusen. Volumet er beregnet som $\mu\text{m}^3 \times 10^6 = 1 \text{ mm}^3$.

ARTER	0.5		2		4		8		10	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
DYP										
BLÅGRØNNALGER (CYANOPHYCEAE)										
Anabaena spiroides	28026	93.9	18684	62.6			28026	93.9	24912	83.5
Aphanocapsa sp.			15570	7.8			6228	3.1	28026	14.0
Gomphosphaerium lacustris			6228	12.5			6228	12.5		
Microcystis cf. flos-aquae					9342	112.1	12456	149.5	15570	186.8
Sum blågrønnalger		93.9		82.9		112.1		259.0		284.3
GRØNNALGER (CHLOROPHYCEAE)										
Chlamydomonas sp.	146358	91.5	177498	110.9	87192	54.5	121446	75.9	130788	81.7
Coelastrum reticulatum	15570	86.8	3114	17.4	6228	34.8	6228	34.8	12456	69.4
Cosmarium depressum	3114	11.2	6228	22.4	3114	11.2	9342	33.6	6228	22.4
Diapora sp.	12456	0.7	37368	2.2	28026	1.7	15570	0.9	15570	0.9
Elakatoctrix gelatinosa										
Gyromitus cordiformis	9342	11.2	15570	18.7	9342	11.2	3114	0.2	3114	0.2
Oocystis spp.	24912	9.0					3114	3.7	6228	7.4
Pediastrum duplex v. clathratha	3114	9.5	3114	9.5	3114	9.5	6228	19.0	6228	19.0
Pediastrum tetros			3114	1.4	3114	1.4	6228	2.8		
Scenedesmus armatus	18684	6.7	15570	7.2	28026	12.9	24.912	11.5	18684	8.6
Scenedesmus denticulatus	18684	5.6			12456	3.7	9.342	2.8	3114	0.9
Scenedesmus quadricauda	12456	14.9	6228	7.4	3114	3.7	3114	3.7	9342	11.2
Tetraëdron caudatum			6228	1.0	6228	1.0	6228	1.0		
Tetraëdron minimum			3114	0.6						
Ubestemt chlorophyceæ	342540	34.2	364338	36.4	320742	32.1	453.996	35.5	255348	25.5
Sum grønnalger		281.3		234.5		178.3		225.4		248.4
GULALGER (CHRYSOPHYCEAE)										
Cyster av chrysophyceae	124560	22.4	149472	26.9	186840	33.6	158814	28.6	189954	34.2
Dinobryon sp.	24912	3.7	49824	7.5	34254	5.1	28026	4.2	24912	3.7
Trichocapsa subaqueiciliata	591660	53.2	345654	31.1	320742	28.9	501354	45.1	305172	27.5
Små chrysophyceer	429732	27.9	629028	40.9	641484	41.7	644598	41.9	678852	44.1
Store chrysophyceer	115218	60.5	168156	88.3	152586	80.1	168156	88.3	158814	83.4
Sum gulalger		167.8		194.7		189.4		208.1		192.9

Tabell 22. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 22. august 1975. (fortsett)

ARTER	DYP		0.5		2		4		8		10	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
KISELALGER (CHRYSOPHYCEAE)												
<i>Asterionella formosa</i>												8.4
<i>Cyclotella cf. glomerata</i>	152586	13.0	199296	16.9	305172	25.9	379908	32.3	445302	37.9		
<i>Cyclotella cf. stelligera</i>	21798	17.4	31140	24.9	28026	22.4	24912	19.9	56052	44.8		
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1061874	637.1	772272	463.4	460872	276.5	1220688	732.4	943542	566.1		
<i>Melosira cf. italica</i>	6228	6.2	12456	12.5	12456	12.5	9342	9.3				
<i>Nitzschia gracilis</i>			6228	1.2							3114	0.6
<i>Synedra acus</i>											3114	2.1
<i>Synedra acus v. radians</i>			6228	10.7								
Sum kiselalger		673.7		529.6		337.3		793.9				659.9
FUREFLAGELLATER (DINOPHYCEAE)												
<i>Ceratium hirundinella</i>	3114	1.9	3114	124.6			6228	249.2	3114	124.6		
<i>Gymnodinium cf. lacustre</i>	46710	76.6	31140	51.0	12456	20.4	3114	5.1	3114	5.1		5.1
<i>Gymnodinium sp.</i>	9342	285.1	9342	285.1	28026	855.4	6228	190.1	6228	190.1		
<i>Peridinium cinctum</i>			3114	9.0								
<i>Peridinium inconspicuum</i>	9342	28.5	28026	85.5			31140	95.0				
<i>Peridinium sp.</i>												
Sum fureflagellater		392.1		555.2		1220.0		319.8				195.1
CRYPTOPHYCEAE												
<i>Cryptomonas marsonii</i>	121446	145.7	90306	108.4	21798	26.2	24912	29.9	21798	26.2		
<i>Cryptomonas spp.</i>	601002	1487.5	685080	1695.6	255348	631.9	143.244	354.5	84078	208.1		
<i>Katablephacis ovalis</i>	71622	10.7	62280	9.3	68508	10.3	96534	14.5	99648	14.9		
<i>Rhodomonas minuta</i>	588546	98.2	618686	92.9	476442	71.5	124560	18.7	90306	13.5		
<i>Rhodomonas sp.</i>	43596	26.2	56052	33.6	49824	30.0	37368	22.4	12456	7.5		
Sum cryptophyceae		1753.3		1939.8		769.9		440.0				270.2
KRAVEFLAGELLATER (CRASPEDOPHYCEAE)												
Ubestemte craspedophyceer	90306	10.3	90306	10.3	87192	10.0	84078	9.7	71622	8.2		
ANDRE GRUPPER												
u-a'ge	1065330	16.0	1569960	23.5	1532580	23.0	1233540	18.5	1495200	22.4		
Sum volum totalt pr. 1 pr. dyp:		3393.4		3570.5		2840.0		2274.4				1881.5

Tabell 23. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 24. september 1975

Antall celler pr. liter og volum av planteplanktonarter.
 Antallet celler gitt i tusen. Volumet er beregnet som $\mu\text{m}^3 \times 10^6 = 1 \text{ mm}^3$.

ARTER	DYP		0,5		2		4		8		10	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
BLÅGRØNNALGER (CYANOPHYCEAE)												
Anabaena spiroides				31.3	9342				6228	20.9	3114	10.4
Coelosphaerium naegelianum	3114	4.7		4.7	3114				12456	18.8	3114	4.7
Microcystis cf. flos-aquae	15570	186.8		411.0	34254		21798	261.6	15570	186.8	24912	298.9
Microcystis sp. (løse celler)	1320760	42.3		36.5	1140090		884660	28.3	1084020	34.7	629230	20.1
Sum blågrønnalger		215.8		483.5			289.9			261.2		334.1
GRØNNALGER (CHLOROPHYCEAE)												
Chlamydomonas sp.	18684	11.7		15.6	24912		21798	13.6	12456	7.8	6228	3.9
Coelastrum reticulatum	3114	17.4		34.8	6228				3114	17.4		
Cosmarium depressum	3114											
Diopora sp.	65394	3.9		2.2	37368		34254	2.1	46710	2.8	49824	3.0
Elakatothrix gelatinosa	3114	0.2										
Gloeococcus shroeteri	6228	31.1		15.6	3114		6228	31.1	15570	77.9		
Gyromitus cordiformis												
Oocystis cf. lacustris	24912	24.9		12.5	12456		18684	18.7	21798	21.8	3114	3.7
Pediastrum duplex v. clathratha	3114	9.5							6228	19.0	3114	3.1
Pediastrum tetras	9342	4.3		1.4	3114							
Scenedesmus armatus	6228	2.2							12456	4.4	18684	6.6
Scenedesmus denticulatus	3114	0.9		5.6	18684				12456	3.6	18684	5.6
Scenedesmus quadricauda	9342	11.2		7.5	6228		6228	7.5			3114	3.7
Selenastrum bitraianum				1.6	12456							
Tetraëdron caudatum	9342	1.5		2.5	15570		9342	1.5	6228	1.0	3114	0.5
Tetraëdron minimum v. tetraëdrolatum	9342	0.5		0.5	9342						18684	1.0
U'esiær chlorophyceè	205524	20.6		11.5	115218		84078	8.4	148472	14.9	146358	14.6
Sum grønnalger		139.9		111.3			85.6			170.6		45.6
CULALGER (CHRYSOPHYCEAE)												
Jyster av chrysophyceae	90306	16.3		16.8	93420		65394	11.8	93420	16.8	87192	15.7
Erkenia subaeque subaequeciliata	25076	2.5		1.7	18684		6228	0.6	43596	3.9	65394	5.9
Maillemannia tonsurata									12456	13.1		
Små chrysophyceer	171270	11.1		9.1	140130		65394	4.3	105876	6.9	155700	10.1
Store chrysophyceer	68508	36.0		37.6	71612		68508	36.0	43596	22.9	59166	31.1
Sum gualger		65.9		65.2			65.8			50.5		62.8

Tabell 23. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 24. september 1975 (fortsatt).

ARTER	0.5		2		4		8		10	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
DYP										
KISELALGER (BACILLARIOPHYCEAE)										
Achnanthes sp.					6228	1.2				
Cyclotella glomerata	277146	23.6	205524	17.5	280260	23.8	292716	24.9	274032	23.3
Cyclotella cf. stelligera	3114	2.5	15570	12.5	3114	2.5	9342	7.5	9342	7.5
Fragilaria crotonensis	354996	212.9	354996	212.9	56052	33.6	62280	37.4	137016	82.2
Ulosira distans					6228	9.5		4.7		
Melosira cf. italica	9342	9.3							6228	6.2
Nitzschia gracilis	12456	2.5								
Synedra acus			3114	2.1						
Sum kiselalger		250.8		245.0		70.6		74.5		119.2
FUREFLAGELLATER (DIPHYCEAE)										
Gymnodinium sp.	6228	10.2	3114	5.1						
Peridinium cinctum			3114	95.0						
Sum fureflagellater		10.2		100.1						
CRYPTOPHYCEAE										
Cryptomonas marsonii			15570	18.7			6228	7.5		6228
Cryptomonas spp.	34254	84.8	46710	115.6	3114	7.7	15570	38.5	21798	54.0
Katablepharis ovalis	31140	4.7	18684	2.8	6228	0.9	24912	3.7	28026	4.2
Rhodomonas minuta	280260	42.0	242892	36.3	245892	36.9	267804	40.2	189954	28.4
Rhodomonas sp.	24912	14.9	6228	3.7					3114	1.8
Sum cryptophyceae		146.4		177.1		45.5		89.9		95.9
ANDRE GRUPPER										
µ-alger	2373630	35.6	1383060	20.7	1551270	23.3	1682100	25.2	1981140	29.7
Sum volum + st. lt pr. l pr. dyp:		864.6		1202.9		580.7		671.9		687.3

Tabell 24. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver i Borrevatn 6. desember 1975

Antall celler pr. liter og volum av planteplanktonarter.

Antallet celler gitt i tusen. Volumet er beregnet som $\mu\text{m}^3 \times 10^6$ ($1000 \mu\text{m}^3 \times 10^6 = 1 \text{ mm}^3$).

ARTER	DYP		0.5		2		5		8		10	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
GRØNNALGER												
Chlamydomonas spp.	18684	11.7	9342	5.8	6228	3.9						
Coelastrum microporum			3114	6.7								
Dispora sp.	59166	3.5	65394	3.9	46710	2.8	65394	3.9	56052	3.4		
Elakatothrix gelatinosa			3114	0.2								
Oocystis spp.			31140	11.2	9432	3.4	12456	4.5				
Scenedesmus armatus			6228	2.2	9432	3.4	6228	2.2				
Tetraëdron minimum v. tetralobulatum	52938	2.6	62280	3.1	37368	1.9	56052	2.8	74736	3.7		
Tetrastrum staurogeniforme			6228	1.6	6228	1.6			6228	1.6		
Ubestemt chlorophyceæ	3114	0.3	12456	1.2	3114	0.3	6228	0.6	15570	1.6		
Sum grønnalger		18.1		35.9		17.3		14.0		10.3		
GULALGER (CHRYSOPHYCEAE)												
Cyster av chrysophyseae	18684	3.4	6228	1.1	6228	1.1	21795	3.9	9342	1.7		
Erkenia subaequeciliata	31140	2.8	46710	4.2	52938	4.8	34254	3.1	37368	3.4		
Små chrysophyceer	261576	17.0	286488	18.6	267804	17.4	249120	16.2	333198	21.7		
Store chrysophyceer	180612	94.8	189954	99.7	124560	65.4	137.016	71.9	174.384	91.6		
Sum gulalger		118.0		123.6		88.7		95.1		118.4		
KISELALGER (BACILLARIOPHYCEAE)												
Cyclotella cf. glomerata	205524	17.5	149472	12.7	112104	9.5	146358	12.4	242892	20.6		
Cyclotella meneghiniana					6228	15.6						
Cyclotella cf. stelligera			3114	2.5								
Fragilaria crotonensis	43596	26.2							62280	37.3		
Melosira distans	6228	9.5	18684	29.4	56052	85.2			37368	56.8		
Melosira cf. italica	46710	46.7	9432	9.4	15579	15.6			31140	31.1		
Sum kiselalger		99.9		54.0		125.9		12.4		145.8		
FUREFLAGELLATER (DINOPHYCEAE)												
Cymnodinium cf. lacustre					6228	3.9	3114	1.9	9342	5.8		
Cymnodinium sp.	9432	15.5										
Peridinium sp.					6228	19.0						
Sum fureflagellater		15.5				22.9		1.9		5.8		
KRYPTOPHYCEAE												
Cryptomonas marsorii	21798	26.2										
Cryptomonas spp.	65394	161.9	102762	254.3	133902	331.4	21798	54.0	80964	200.4		
Katablephcis ovalis	34254	5.1	80964	12.1	90306	13.5	77850	11.7	90306	13.5		
Rhodomonas minuta	65394	9.8	105876	15.9	87192	13.1	96534	14.5	71622	10.7		
Rhodomonas sp.	49824	29.9	130788	78.5	149472	89.7	52938	31.8	127674	76.6		
Sum cryptophyceae		232.9		360.8		447.7		112.0		301.2		
ANDRE GRUPPER												
U-alger	5326650	79.9	8148840	122.2	8335740	125.0	6242460	93.6	8260980	123.9		
Sum volum totalt pr. l pr. dyp:		564.3		696.5		827.5		329.0		705.4		

de sentriske formene og *Fragilaria crotonensis* blant de pennate. Særlig 8. juli var det spesielt store forekomster av *Fragilaria crotonensis* som er en typisk sommeralge i næringsrike innsjøer.

Av de andre gruppene som var representert i planktonet, var det fureflagellatene (Dinophyceae) med arter som *Gymnodinium* spp., *Peridinium* sp. og *Peridinium inconspicuum* som de viktigste arter og Cryptophyceae med artene *Rhodomonas minuta*, *Katablepharisis* og *Cryptomonas* spp. som var mest fremtredende.

Grønnalgene (Chlorophyceae), gulalgene (Chrysophyceae) og gruppen "µ-alger" var i sommersesongen av helt underordnet betydning rent mengdemessig, selv om særlig grønnalgene hadde en ganske stor artsrikdom på denne tiden.

Av figur 8 fremgår det også at det 3. juni var forholdsvis jevnt fordelt mengdemessig med planteplankton nedover i vannmassene, noe som sannsynligvis skyldes omrøring på grunn av vindpåvirkning. Dette kom tydelig frem av temperaturresultatene (fig. 5, s. 26).

8. juni var det derimot en noe større termisk sjiktning i vannmassene, noe som ga seg utslag i en mer typisk planteplanktonfordeling med et markert maksimum i 2 m dyp, der lysforholdene antagelig var mest optimale for de fleste planktonalgene, og en minking mot bunnen og mot overflaten.

Algene søker, om mulig, å komme i det vannlag der lysforholdene er mest optimale. Ovenfor dette dyp er det for kraftig lys, noe som virker hemmende på den fotosyntetiserende aktivitet, og nedenfor er det de dårligere lysforhold som virker hemmende.

22. august viser figuren at de ulike algegruppene var forholdsvis like-
lig fordelt mengdemessig med hensyn til volumet. På dette tidspunkt var det ingen termisk sjiktning av vannmassene, og det utpregede maksimum i 2 m dyp som en fant 8. juli, var da også mye mindre markert i august.

Gruppen Cryptophyceae med arter som *Rhodomonas minuta*, *Cryptomonas marsonii* og *Cryptomonas* spp. var den mest markante volummessig i de øverste vannlag på dette tidspunkt. Gruppen fureflagellater (Dinophyceae) med

arter som *Gymnodinium* sp., *Peridinium cinctum* og *Peridinium* sp. hadde et mengdemessig maksimum i de midtre deler av vannsøylen, mens kiselalgene (Bacillariophyceae) var mest utpreget mot bunnlagene. Blant kiselalgene var *Fragilaria crotonensis*, *Cyclotella glomarata* og *Coccolotella stelligera* mest fremtredende.

Som tilfelle var i juni og juli, utgjorde grønnalgene en forholdsvis beskjeden del av totalvolumet, men gruppen var representert i planktonet med en rekke arter, hvorav *Chlamydomonas* sp. og en ubestemt form innen grønnalgene var mest vanlig.

Også gulalgene (Chrysophyceae) var meget beskjedent representert. En interessant organisme blant denne gruppens arter var *Erkenia subaequiciliata*. Arten var også i prøvene fra juni og juli, spesielt i juli. Denne arten er tidligere ikke, såvidt vites, notert fra norske ferskvannsføremster. Dette henger sannsynligvis sammen med at den er liten og ikke så lett å oppdage hvis en ikke er oppmerksom på den. Antagelig er den tidligere i stor utstrekning regnet sammen med andre små chrysophyceer. En del undersøkelser som er utført ved NIVA i den senere tid, har vist at arten er vanlig i en lang rekke norske vannforekomster, da særlig i de mer næringsrike.

Gruppen blågrønnalger (Cyanophyceae) som i juli spilte en helt underordnet rolle i det samlede plankton, hadde ved prøvetakingen i august fått en prosentvis noe større andel av totalvolumet, men spilte fremdeles en beskjeden rolle. Den vanligste arten blant blågrønnalgene var *Anabaena spiroides*.

24. september var totalvolumet sunket til omkring en tredjedel av det gjennomsnittlige volumet i sommersesongen. På dette tidspunkt var det blågrønnalgene (Cyanophyceae) som dominerte planktonet og utgjorde ca. 50% av det samlede volum. Den viktigste var en art av *Microcystis*. Med reservasjon var arten notert som *Microcystis flos-aquae*, men bestemmelsen er svært usikker. På tross av at blågrønnalgene dominerte i planteplankton, var det likevel ikke noen form for masseutvikling av disse i Borrevatn i 1975.

De andre planteplanktongruppene var forholdsvis likt fordelt i gjennomsnitt med hensyn til prosentvis andel av totalvolumet. Unntaket var

fureflagellatene (Dinophyceae) som på dette tidspunkt var av helt underordnet betydning. Som tidligere på året, var det et stort antall grønnalgearter i planktonet, med *Dispora* sp. og *Chlamydomonas* sp. som de viktigste sammen med *Oocystis* cf. *lacustris*. Den siste er noe usikker med hensyn til artsbestemmelsen.

Blant gulalgene (Chrysophyceae) var det som tidligere, gruppene små og store chrysophyceer som sammen med *Erkenia subaequiciliata* og cyster (hvilestadier) av chrysophyceer som var mest fremtredende. At cystene begynner å øke i planktonet er vanlig mot vinterhalvåret. Cystene er et overvintringsstadium som er vanlig blant gulalgene (Chrysophyceae).

Kiselalgene (Bacillariophyceae) var som tidligere i vekstsesongen, dominert av *Cyclotella glomerata* og *Fragilaria crotonensis*, men individantallet av *Fragilaria crotonensis* var gått sterkt tilbake. Dette er jo, som tidligere nevnt, en typisk sommerform.

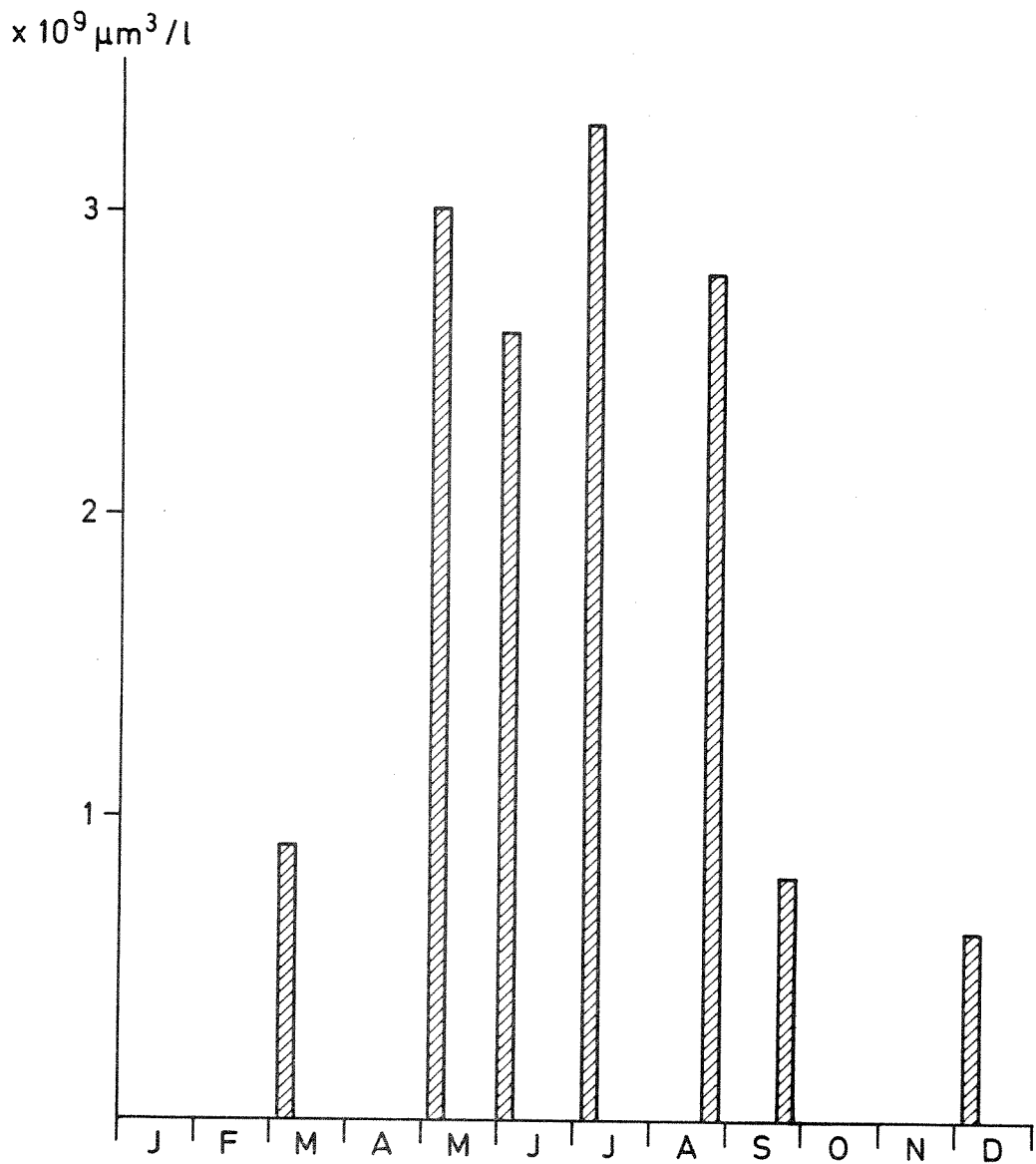
Blant Cryptophyceae var det de samme artene som tidligere på året, som var av betydning. Det vil si *Rhodomonas minuta*, *Katablepharis ovalis* og *Cryptomonas* spp.

I september begynte gruppen "µ-alger" igjen å utgjøre en større volummessig andel av planktonet.

6. desember var totalvolumet av planteplankton nede på et minimum, og Chryptophyceae er på dette tidspunkt den største gruppen med *Rhodomonas minuta*, *Rhodomonas* sp., *Katablepharis ovalis* og *Cryptomonas* spp. som de viktigste artene. Dette er former som normalt kan greie seg med forholdsvis små lysmengder, og derfor på dette tidspunkt har en konkurransemessig fordel i forhold til en del av de andre gruppene. Som det fremgår av fig. 8 utgjorde µ-algene i desember igjen en stor prosentvis andel av det samlede planteplanktonvolum, og det samme var tilfelle med gulalgene (Chrysophyceae) med de samme formene som omtalt tidligere.

Kiselalgene (Bacillariophyceae) besto i desember hovedsakelig av en art, *Cyclotella glomerata*, og den prosentvise andel av planktonet var beskjeden i forhold til sommerhalvåret.

Fig.9 Variasjonene i gjennomsnitts totalvolum av planteplankton pr. liter prøve



Blågrønnalger ble ikke funnet i planteplanktonet, og grønnalgene var helt uten betydning mengdemessig sett. Artsantallet var også betydelig redusert blant grønnalgene på dette tidspunkt.

Mengden av planteplankton i Borrevatn beregnet som volum er meget høyt sett i sammenheng med andre norske ferskvannsføremønstre. I fig. 9 er vist variasjonene i gjennomsnittlig totalvolum (snittet av mengdene fra de fem dyp pr. prøvetakingsdato), og som det fremgår av denne, er mengdene av omtrent samme størrelsesorden hele sommerhalvåret. Dette er typisk for næringsrike innsjøer der planktonmengdene hovedsakelig reguleres av lys- og temperaturforholdene og der næringstilgangen er god i alle vannlag hele året. I næringsfattige innsjøer vil en få et markert minimum midt på sommeren når algene har forbrukt næringen og den termiske sjiktning hindrer oppstrømming av næringsrikere vann fra bunnlagene. Sammensetningen av planteplanktonet i Borrevatn er imidlertid svært differensiert med et stort artsantall, noe som indikerer at selv om Borrevatn er en eutrof innsjø (næringsrik med høyt produksjonspotensial) så har utviklingen mot den tilstanden vi har i dag gått så langsomt at planteplanktonet hele tiden har hatt mulighet til å innstille en ny likevekt i forhold til utviklingen. Det har hele tiden vært et organismeliv i balanse.

3.3.2 Primærproduksjonen

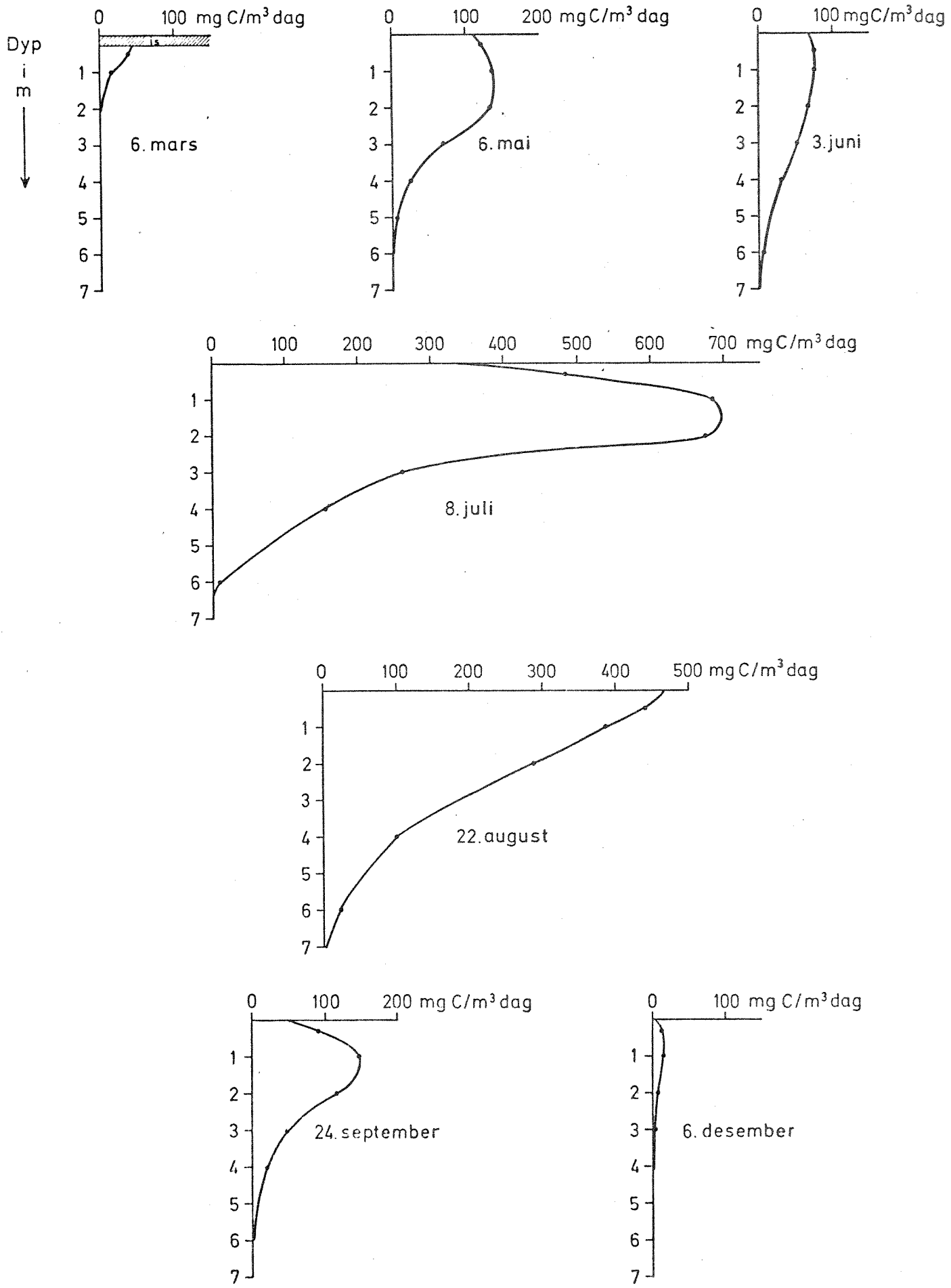
Planteplanktonets primærproduksjon eller assimilasjon, det vil si oppbygging av enkle karbonhydrater på grunnlag av karbondioksyd og vann og med sollyset som energikilde, er bestemt ved hjelp av ^{14}C -metoden (metoden er beskrevet bl.a. i IBP Handbook No. 12 1969).

Det er benyttet korttidseksponeringer, og dagsverdiene for produksjonen er så beregnet på grunnlag av dette.

Primærproduksjonsaktiviteten er avhengig av lystilgangen, og det er derfor viktig at målingene fra gang til gang utføres under så like betingelser som mulig for å kunne sammenligne resultatene.

I fig. 10 er vist primærproduksjonens vertikale fordeling ved de ulike prøvetakingsdatoer.

Fig.10 Primærproduksjonsprofiler for Borrevatn 1975



Fordi fotosyntesen bare kan foregå der lystilgangen er tilstrekkelig, vil primærproduksjonen avta nedover i dypet avhengig av hvor god lysgjennomtrengeligheten i vannet er.

Store partikkelmengder i vannet vil absorbere lyset, og det trenger bare et lite stykke ned i vannet. Derfor vil en i næringsrike innsjøer om sommeren, når lystilgangen er god, få en kraftig økning av algemengdene i de øverste vannlag, men disse vil absorbere lyset som derfor bare vil trenge kort ned i vannet.

På en primærproduksjonsprofil vil en under slike betingelser få en kraftig produksjonsstopp i 1-2 m dyp, og så avtar primærproduksjonsverdiene meget raskt videre nedover i vannmassene.

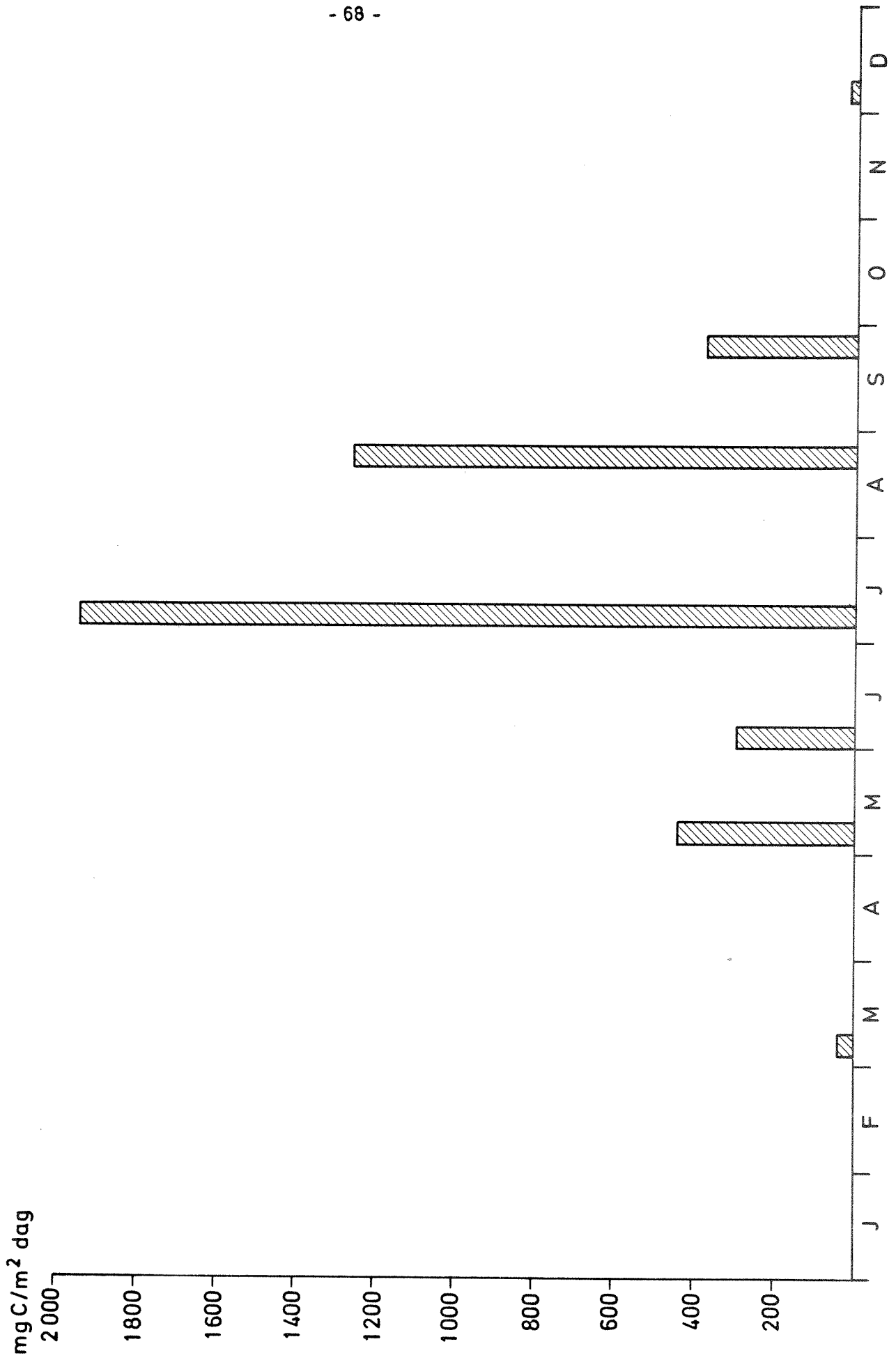
I fig. 10 ser vi dette spesielt av resultatene fra 8. juli. Algemengdene var også maksimale på denne tiden.

Ellers viser fig. 10 en vanlig utvikling av primærproduksjonsprofilen i en næringsrik innsjø. Unntaket er resultatene fra 3. juni, som er en del lavere enn en skulle forvente, men dette henger etter all sannsynlighet sammen med at målingene her ble utført under meget dårligere lysbetingelser (overskyet, tildels regn) enn hva som var tilfelle de andre prøvetakingsdatoene. I figuren er primærproduksjonen fremstilt som mg assimilert C pr. m^3 pr. dag.

For å kunne sammenligne resultatene fra Borrevatn med resultater fra en del andre innsjøer, er det nødvendig å regne om resultatene til antall mg assimilert C pr. m^2 pr. dag, altså den samlede primærproduksjon under en m^2 vannflate.

Dette er fremstilt i fig. 11. Som det fremgår av figuren, økte primærproduksjonen jevnt (med unntak av resultatene fra 3. juni som antagelig ikke er representative) til midtsommer, for så å avta utover høsten igjen. Dette er en vanlig utvikling i næringsrike innsjøer der tilgangen på næringssalter for algene er stor hele året, og algeutviklingen således i stor grad bare er avhengig av lys- og temperaturforholdene.

Fig.11 Primærproduksjon beregnet som $\text{mg C/m}^2 \cdot \text{dag}$ i Borrevatn 1975



Tabell 25. Primærproduksjonsresultater fra en del norske innsjøer.

Innsjø	Mjøsa (Oppland)	Østensjø- vatn (Oslo)	Langvatn (Akershus)	Kolbotnvatn (Akershus)	Årungen (Ås)	Hillestad- vatn (Vestfold)
Antatt årsproduksjon g C/m ² . dag	50	-	-	-	-	330
Gj.sn. dagsprod. i vekstsesongen mg C/m ² . dag	350	-	-	-	-	1626
Høyeste målte dags- prod. mg C/m ² . dag	914-438 ulike st.	3240	3110	3226	3270	5500

Innsjø	Pollen (Akershus)	Gjersjøen (Akershus)	Tyrifjorden (Buskerud)	Borrevatn (Vestfold)
Antatt årsproduksjon g C/m ² . dag	50	275	30	199
Gj.sn. dagsprod. i vekstsesongen mg C/m ² . dag	200	1420	200	693
Høyeste målte dags- prod. mg C/m ² . dag	743	1900	350	1938

I næringsfattige sjøer vil det opptre et minimum om sommeren når algene har brukt opp det meste av nærings saltene i de øverste vannmasser til sin vekst, og temperatursjiktning gjør at en ikke får sirkulert opp næringsrikere vann fra bunnelagene.

For sammenligningens skyld er i tabell 25 gitt resultater fra en del andre innsjøer i Norge.

Resultatene i tabellen er hentet fra: Mjøsa (Brettum & Lillevold 1974), Østensjøvatn, Langvatn, Kolbotnvatn og Årungen (NIVA-rapport A2-05), Hillestadvatn (Berge 1976), Pollen (Fåfeng 1976), Gjersjøen (Lillevold 1975) og Tyrifjorden (Rognerud 1975).

Som det fremgår av tabellen, er Borrevatn en eutrof innsjø, det vil si en innsjø med høy produksjon. Flere av de innsjøene som er angitt ovenfor, har imidlertid meget høyere produksjon. Hillestadvatn i Vestfold er sterkt forurensset av kloakk, og det samme gjelder Langvatn, Kolbotnvatn og Gjersjøen, noe som har gitt seg utslag i en kraftig algevekst og et biosystem som er sterkt ute av likevekt.

Østensjøvatn ved Oslo derimot er mer lik Borrevatn, med et forholdsvis balansert dyre- og planteliv bestående av mange arter.

Som det fremgår av tabellen er produksjonen i Østensjøvatn betydelig høyere enn i Borrevatn. Østensjøvatn er da også betydelig mer påvirket av forurensninger enn Borrevatn.

I følge Vollenweider (1968) settes det en øvre grense for næringsfattige, lite produktive (oligotrofe) innsjøer på en årsproduksjon på 50 g C/m^2 forutsatt at største målte dagsproduksjon ikke overstiger 300 mg C/m^2 .

Av tabellen fremgår det at resultatene for Borrevatn ligger langt over dette nivået, noe som viser at Borrevatn er en næringsrik, produktiv (eutrof) innsjø.

3.4 Høyere vegetasjon i og omkring Borrevatn

3.4.1 Innledning

Planteveksten omkring Borrevatn er artsrik og frodig utviklet. Den grunne sørenden, Vassbotn, er nesten helt tilgrodd med høyere vegetasjon. Takrør (*Phragmites communis*) og sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*) er fremtredende planter i slike bevoksninger. Under vannoverflaten finnes store bestander av neddykkede planter - mange tjønnaksarter (*Potamogeton*), tusenblad (*Myriophyllum*) og hornblad (*Ceratophyllum*).

Sammensetningen og utformingen av plantedekket i innsjøen viser at næringstilgangen er god. En finner sjeldenheter i landets flora, sammen med andre mer utbredte planter. Våtmarkene i Vassbotn hører til landets største. Her er det et rikt fugleliv.

Vegetasjonsforholdene i Borrevatn er tidligere behandlet av Skulberg (1957) og Økland (1964). Til sammen gir disse arbeidene en bred bakgrunn for å klarlegge endringer som innsjøens plantedekke undergår.

Hovedvekten ved denne delen av undersøkelsene er lagt på en vegetasjonskartlegging av Borrevatn. Arealene dekket av ulike vegetasjonstyper er bestemt. Tilgroingens hastighet og omfang i Vassbotn kan klarlegges på bakgrunn av et slikt vegetasjonskart.

3.4.2 Artene i den høyere vegetasjonen

Innsjøen huser et stort antall plantearter etter norsk målestokk. Det er strand- og våtmarksområdene som utmerker seg med et særlig artsrikt plantedekke.

Under diskusjonen av vegetasjonens sammensetning kan det være hensiktsmessig å ordne plantene inn i livsformgrupper. De anvendte betegnelsene er:

Overvannsplanter (helofytter):

Oftest storvokste, rotfestede planter langs strandbreddene og på grunt vann (eksempel *Phragmites communis*, *Schoenoplectus lacustris*). Plantene har bladmassen over vannoverflaten, og tar opp karbondioksyd fra atmosfæren. Næringsopptak gjennom røttene er fra bunnelagene i innsjøen.

Flytebladsplanter (nymphaeider):

Det meste av bladmassen er utviklet som flyteblader på vannoverflaten (eksempel *Nuphar lutea*, *Potamogeton natans*, *Polygonum amphibium*). Plantene avgir oksygen og tar opp karbondioksyd fra atmosfæren. Næringsopptak skjer mest fra bunnelagene i innsjøen.

Kortskuddsplanter (isoetider):

Denne gruppen omfatter småvokste, ett- til flerårige planter med bladene samlet i rosetter. De vokser gjerne på grunt vann, eller på oversvømte strandpartier. Artene er konkurransesvake. Næringsopptak skjer gjennom røtter og blad. Borrevatn har noen få representanter for denne gruppen (*Ranunculus reptans*, *Eleocharis acicularis*, *Alopecurus aequalis*).

Langskuddsplanter (elodeider):

Neddykkede planter med all eller det meste av bladmassen som undervannsblader (*Potamogeton*, *Myriophyllum*). Frittflytende vannboende planter som *Ceratophyllum* og *Utricularia* tilhører også denne gruppen.

Både oksygen- og karbondioksyd-utveksling skjer med omgivende vannmasser. Næringsopptak kan skje direkte fra vannmassene, eller gjennom rotsystemer.

Flytere (lemnider):

Frittflytende, rotløse planter med blad på vannoverflaten. Bare en art i Borrevatn (*Lemna minor*).

Det finnes ingen skarp grense mellom land- og vannplanter. Særlig innenfor helofyttene finnes alle overganger fra klart vannboende arter til planter som bare unntaksvis står i vann.

I tabell 27 er artene i den høyere vegetasjonen ført opp. Artsantallet for innsjøen med våtmarkene omkring er 92. Av disse plantene er 15 arter rent vannboende (nymphaeider, elodeider, lemnider), mens 78 arter forekommer i våtmarkenes fuktige deler. En rekke planter er tilfeldige (efemære) beboere i strandsonen, i alt 21 arter. De fleste av disse er kommet inn fra åkrer og annen dyrket mark i nærheten.

Den høyere vegetasjonen i Borrevatn viser mange fellestrekk med en annen norsk planterik innsjø, Østensjøvatn ved Oslo. Av de vannboende artene er 7 arter felles for de to innsjøene. Forskjellen ligger i Borrevatnets artsrike undervannsvegetasjon, som Østensjøvatnet mangler (med unntak av den felles art *Ceratophyllum demersum*).

Likheten er meget stor for strand- og våtmarksplantene: Av 57 arter i Borrevatn finnes 47 også i Østensjøvatn (tilfeldige innvandrere er holdt utenfor).

Tabell 26. Høyere vegetasjon i og omkring Borrevatn

Navnebruk følger Lid (1963) med få unntak.

Tegnforklaring: (S) funnet av Skulberg (1957).

ikke observert 1975.

fm Vokser på fuktmark.

ef Tilfeldig innvandret i strandområdene.

Kortskuddsplanter (isoetider)

<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol.	- vassreverumpe
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.)R.et S.	- nålesivaks
<i>Peplis pertula</i> L.	- vasskryp
<i>Ranunculus reptans</i> L.	- evjesoleie

Langskuddsplanter (elodeider)

(S) <i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	- dikevasshår
<i>Callitriche verna</i> L.	- småvasshår
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	- hornblad
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	- akstusenblad
<i>Potamogeton crispus</i> L.	- kurstjønnaks
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	- grastjønnaks
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	- hjertetjønnaks
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix.	- småvass-soleie
<i>Utricularia vulgaris</i> L.	- storblærerot

Flytebladsplanter (nymphaeider)

<i>Polygonum amphibium</i> L.	- vass-slirekne
<i>Potamogeton natans</i> L.	- vanlig tjønnaks
<i>Nuphar lutea</i> (L.)Sibth. et Sm.	- gul nøkkerose
<i>Nymphaea alba</i> L. (coll.)	- hvit nøkkerose

Flytere (lemnider)

<i>Lemna minor</i> L.	- vanlig andemat
-----------------------	------------------

Overvannsplanter (helofytter)

Alisma plantago-aquatica L.	- vassgro
Calamagrostis canescens (Web.)Roth	- vassrørkvein
Carex acuta L.	- kvass-starr
Carex nigra (L.)Reich.	- slåttestarr
Carex vesicaria L.	- sennegras
Eleocharis palustris (L.)R. et S.	- sumpsivaks
Equisetum fluviatile L.	- elvesnelle
Glyceria fluitans (L.)R.Br.	- mannasøtgras
Iris pseudacorus L.	- sverdlilje
Phalaris arundinacea L.	- strandrørkvein
Phragmites communis Trin.	- takrør
Poa palustris L.	- myrrapp
Schoenoplectus lacustris (L.)Palla	- sjøsivaks
Sparganium ramosum Huds.	- kjempepiggnopp

Øvrig strand- og våtmarksvegetasjon

Achillea ptarmica L.	- nyseryllik
fm Agrostis canina L.	- hundekvein
Agrostis stolonifera L.	- krypkvein
ef Alopecurus geniculatus L.	- knereverumpe
Barbarea stricta Anderz.	- stakekarse
Bidens tripartita L.	- flikbrønsl
Calla palustris L.	- myrkongle
Caltha palustris L.	- soleihov
Cardamine pratensis L.	- engkarse
fm Carex canescens L.	- gråstarr
fm Carex disticha Huds.	- duskstarr
fm Carex flava L.	- gulstarr
ef Carex hirta L.	- lodnestarr
ef Carex remota L.	- slakstarr
ef Chenopodium album L.	- meldestokk
ef Chenopodium polyspermum L.	- frømelde
Comarum palustre L.	- myrhatt
fm Deschampsia caespitosa (L.)PB.	- sølvbunke
fm Elytrigia repens (L.)Nevski	- kveke
Epilobium adenocaulon Hausskn.	- amerikamjølke

(S) Epilobium roseum Schreb.	- dunmjølke
Equisetum arvense L.	- åkersnelle
fm Filipendula ulmaria (L.)Max.	- mjødurt
Galium palustre L.	- myrmaure
Galium uliginosum L.	- sumpmaure
ef Gnaphalium uliginosum L.	- åkergråurt
ef Herniaria glabra L.	- brokkurt
Juncus articulatus L.	- ryllsiv
ef Juncus bufonius L.	- paddesiv
(S) Juncus bulbosus L.	- krypsiv
ef Juncus compressus Jacq.	- flatsiv
fm Juncus effusus L.	- lyssiv
fm Juncus filiformis L.	- trådsiv
Lycopus europaeus L.	- klourt
fm Lysimachia vulgaris L.	- vanlig fredløs
Lysimachia thyrsoflora	- gulldusk
Lythrum salicaria L.	- kattehale
fm Mentha arvensis L.	- åkermynte
Menyanthes trifoliata L.	- bukkeblad
Myosotis laxa Lehm.	- dikeforglemmegei
ef Plantago major L.	- groblad
ef Poa annua L.	- tunrapp
ef Polygonum aviculare L.	- tungras
ef Polygonum persicaria L.	- grønt hønsegras
ef Polygonum tomentosum Schrank	- rødt hønsegras
fm Potentilla anserina L.	- gåsemure
fm Ranunculus flammula L.	- grøftesoleie
fm Ranunculus repens L.	- krypsoleie
ef Rorippa islandica (Oed.)Borb.	- brønnskarse
Rumex aquaticus L.	- vasshøymol
ef Rumex domesticus L.	- vanlig høymol
ef Rumex obtusifolius L.	- byhøymol
Scutellaria galericulata L.	- skjoldbærer
ef Senecio vulgaris L.	- vanlig svineblom
ef Setaria viridis (L.)PB.	- grønnhirse
Solanum dulcamara L.	- slyngsøtvier

ef	<i>Spergula arvensis</i> L.	-	linbendel
fm	<i>Stachys palustris</i> L.	-	åkersvinerot
fm	<i>Stellaria graminea</i> L.	-	grasstjerneblom
ef	<i>Taraxacum</i> sp.	-	løvetann
fm	<i>Thalictrum flavum</i> L.	-	vanlig frøstjerne
ef	<i>Trifolium repens</i> L.	-	hvitkløver
fm	<i>Urtica dioica</i> L.	-	stornesle
	<i>Veronica beccabunga</i> L.	-	bekkeveronika
	<i>Veronica scutellata</i> L.	-	veikveronika

3.4.3 Taksonomiske merknader

I Borrevatnets flora forekommer flere grupper med såkalt "vanskelige" arter, dvs. planter med usikker taksonomisk plassering. De vannboende artene innenfor slekten *Ranunculus* (seksjonen *Batrachium*) hører til et slikt "vanskelig" kompleks. Artsavgrensningene er vesentlig basert på blomst- og fruktkarakterer, som kan være vanskelig tilgjengelig i felt.

Borrevatn har et takson av *Ranunculus* sect. *Batrachium*.

Skulberg (1957, s. 104) omtaler dette taksonet som *Ranunculus confervoides* (Fr.) Asch. et Graebn. med noe reservasjon. Stundom oppfattes dette taksonet som variant av den nærstående arten *Ranunculus trichophyllus* Chaix., og skal da hete *R. trichophyllus* var. *eradicatus* (Læst.) Drew.

Ved befaringen i Borrevatn 7. juli 1975 ble det funnet rikelig med blomstrende og fruktifiserende planter av *Ranunculus*. Plantene vokste på grunt vann og var gjennomgående spinkle og kortvokste. Stengellengden var bare sjelden opp til 50 cm. Blomstene var utviklet under vann og av kleistogam (selvbefruktende) type. Antall støvbærere varierte i området 5 til 20. Nøttefruktene var svakt flattrykte og bar tydelige, glassaktige hår på ryggsiden. Det kan ikke være tvil om at disse plantene tilhører hovedtypen av *Ranunculus trichophyllus* Chaix.

Angivelsen av *Ranunculus confervoides* fra Borrevatn (Skulberg 1957, Økland 1964) kan bero på feilbestemmelser.

3.4.4 Vegetasjonskartlegging i Borrevatn

En kartlegging av vegetasjonen i og omkring Borrevatn kan tjene flere formål, blant de viktigste er:

1. Dokumentasjon av den nåværende tilstand, dvs. den høyere vegetasjonens utbredelse og sammensetning.

2. Gi muligheter for å beregne den høyere vegetasjonens stoffproduksjon totalt, og dermed vurdere betydningen av denne produksjonen for innsjøens livsmiljø.
3. Sammenholdt med tidligere data, f.eks. fra flybilder, kan omfang og hastighet av tilgroing belyses.
4. Områder med spesiell, eller sårbar vegetasjon kan påvises, og hensyn til dette kan tas ved planlegging og utnyttelse av områder.

Flybilder kan være et velegnet grunnlag for kartlegging av høyere vegetasjon i vann- og våtmarker. Mange av de aktuelle artene opptrer i mer eller mindre renbestander, som lar seg identifisere på bildematerialet. I de tilfeller der direkte artsidentifisering ikke lar seg gjennomføre, kan likevel bildene gi et holdepunkt for å vurdere vegetasjonens sammensetning og utbredelse.

3.4.4.1 Tilgjengelig bildemateriale

Det foreligger flere sett med brukbare flybilder over Borrevatn.

Det ble brukt følgende bildeserier (i parentes bildenummer fra Fjellanger-Widerøe A/S):

- 1) (1500 H 5-7) pankromatisk svart/hvitt 1:15000, opptak 14.5.1962.
- 2) (4464 A 5-7) pankromatisk svart/hvitt 1:15000, opptak 24.4.1975.

Kommersielt tilgjengelige svart/hvitt flybilder er oftest tatt opp på en ugunstig årstid (vår/høst) for kartlegging av makrovegetasjonen. Det ble derfor ansett som ønskelig å utfylle bildematerialet med opptak på infrarødfølsom fargefilm. Denne filmtypen har vist seg å være velegnet til detaljert kartlegging av høyere vannvegetasjon (Rørslett 1971, 1975). Ved fotografering med infrarød fargefilm 9.7.1975 ble det brukt 35 mm format kameraer med 85 mm optikk. Bildemålestokk var ca. 1:8000. Sammen med tidligere flybilder og feltmessig befarings ga dette muligheter for å fremstille vegetasjonskart med god oppløsning.

3.4.4.2 Artsidentifisering fra flybilder

Tidligere publiserte vegetasjonskart over Borrevatn (i Skulberg, 1957 og Økland, 1964) har hatt mest detaljer angående helofyttvegetasjonen. Undervannsvegetasjonen er mindre godt dekket ved disse kartene. Fra de infrarøde fargebildene kunne mange av de fremtredende artene i og ved Borrevatn identifiseres. Plantebestandenes fargetone og utseende på infrarød fargefilm er viktige i identifiseringsarbeidet. Fremstillingen nedenfor forteller om artenes gjengivelse og muligheten for å foreta positiv identifikasjon:

- a) *Nymphaea alba* + *nuphar lutea* ("storbladet" flytebladsvegetasjon): får en særegen lysrød fargegjengivelse, bestandene har grov "tekstur". Artene kan ikke skjernes fra hverandre.
- b) *Polygonum amphibium* + *Potamogeton natans* ("småbladet" flytebladsvegetasjon): gjengis i skiftende rødtoner, stort sett forskjellig fra *Nymphaea/Nuphar*. *Polygonum amphibium*-bestandene er avbildet i rødlig fargetone, mens *Potamogeton natans* oftest blir gjengitt i brunaktig farge. Artene kan skjernes fra hverandre i renbestander.
- c) Neddykket vegetasjon (elodeider): bunnforholdene i Borrevatn er ikke gunstig for å observere undervannsvegetasjon, som kommer best frem mot en "bakgrunn" av sand eller leire (Rørslett, 1975). Derfor er det overraskende å se hvor tydelig undervannsvegetasjonen blir gjengitt på bildene fra Borrevatn. Den lave vannstanden ved opptakstidspunktet kan være noe av forklaringen på dette. Vannmassene absorberer infrarød stråling, og vegetasjonen under vann blir gjengitt i mørke fargetoner. Der plantene stiger opp mot vannoverflaten blir fargegjengivelsen lysere. Undervannsplanter som f.eks. *Potamogeton* spp. utvikler sterkt forgrenede skudd like under vannoverflaten i samband med blomstringen. De infrarøde bildene kan derfor gi verdifull informasjon om fertilitetsforhold i bestand av slike planter.

I Borrevatn er det fire arter som utgjør en vesenlig andel av den neddykkede vegetasjonen; *Potamogeton crispus*, *P. perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum* og *Ceratophyllum demersum*. Disse artene vokser dels i blanding og dels i renbestander. Bildematerialet gir holdepunkter for å påvise bestander av de nevnte artene, der koloniene når et visst omfang:

Potamogeton crispus/*P. perfoliatus*: gjengis i rødlig til brunaktig fargetone. Det er små fargeforskjeller mellom artene, og det vil neppe la seg gjøre å skjelne sikkert mellom dem på grunnlag av flybildematerialet alene.

Myriophyllum spicatum: avbildes i en svakt gulbrun fargetone.

Ceratophyllum demersum: denne arten nådde ved flyfotograferingen ikke opp mot vannoverflaten til forskjell fra de andre artene, og har av denne grunn en meget mørk, grønnaktig fargegjengivelse.

- d) Helofyttvegetasjonen. Borrevatn har en meget artsrik vegetasjon i strand- og våtmarksområder. Langs strendene er det tre storvokste helofyttarter som preger vegetasjonens utseende: *Phragmites communis*, *Schoenoplectus lacustris* og *Equisetum fluviatile*. Arealutbredelsen av helofyttvegetasjonen fremstår meget tydelig på de infrarøde fargebildene. I Borrevatn kan en ofte finne et *Carex*-samfunn innefor beltene av de store helofyttene (*Phragmites* etc.)

Ved fotograferingen 1975 var vannstanden eksepsjonelt lav. *Carex*-vegetasjonen var helt tørrlagt, og kom tildels dårlig frem på bildematerialet. Større områder med *Carex*-preget vegetasjon, eksempelvis i Vassbotn og ved utløpet av Sandselva, lot seg avgrense av smale *Carex*-belter av den type som finnes i Borrevatnets nordlige del, men kunne ikke kartlegges fra flybildene alene.

De nevnte artene kan til dels vokse i blandede bestander, vanligst *Schoenoplectus* og *Equisetum*. Bestandene av *Phragmites* er gjengitt entydig på fargebildene, med en lys rød fargetone og en fin "gropet" overflatetekstur. Det kan derimot være problematisk å skille mellom *Equisetum fluviatile* og *Schoenoplectus lacustris*, særlig når artene blandes. Begge har en ganske mørk rød fargegjengivelse, med *Schoenoplectus* dragende mot brunt og *Equisetum* mot blått. *Schoenoplectus*-bestandene har en jevn kant med tydelig slagskygge, mens *Equisetum* har sammenheng med denne artens vegetative formering (Rørslett, 1970). Koloniene har en pionerfase i retning av dypere vann, bestående av parallell-voksende rhizomer med vegetative skudd fra rhizomnodene, (se Rørslett, 1970).

3.4.4.3 Arealutbredelsen av høyere vegetasjon i Borrevatn.

Resultater fra analysene av flybilder er stilt sammen i et vegetasjonskart over Borrevatn (fig. 12). Dette kartet ligger til grunn for bestemmelse av plantedekket areal i og omkring innsjøen.

Arealbestemmelsene er foretatt ved planimetrering av vegetasjonskartet. Bare plantebestander med nær 100% dekning på bakken kan avgrenses noenlunde nøyaktig ved denne fremgangsmåten. Helofyttvegetasjonen langs breddene av Borrevatn hører til slike kategorier. For andre vegetasjonstyper blir arealbestemmelsene mer unøyaktige jo lavere plantenes dekning er. Det er derfor stilt opp kategorier med "høy" og "lav" dekning for slike vegetasjonstyper.

Ikke alle av de viktigste planteartene i Borrevatn kan arealbestemmes hver for seg. Blandingsbestander forekommer ofte.

- Takrør (*Phragmites communis*)
- Elvesnelle (*Equisetum fluviatile*)
- Sjøsvaks (*Schoenoplectus lacustris*)
- Blandingsbestander, inklusiv starr (*Carex*)
- Blanding sivaks + nøkkerose (*Schoenoplectus* + *Nymphaea* + *Nuphar*)
- Nøkkeroser (*Nymphaea* + *Nuphar*)
- Annen flytebladsvegetasjon (*Potamogeton natans* + *Polygonum amphibium*)
- Undervannsvegetasjon (*Potamogeton* spp. + *Ceratophyllum* + *Myriophyllum*)

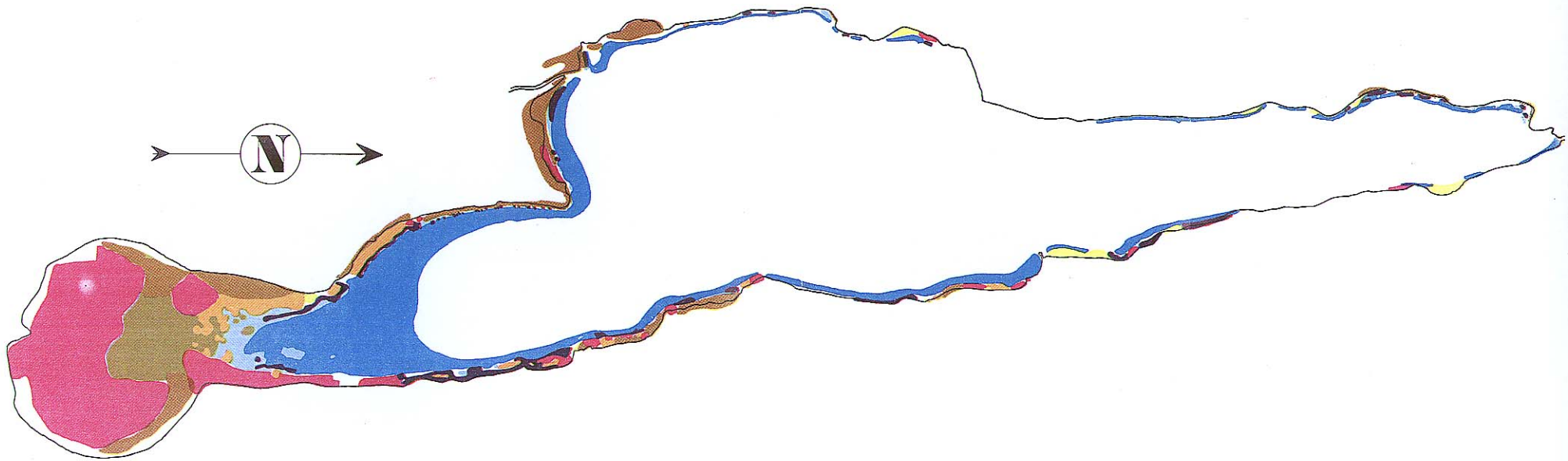


Fig. 12. Vegetasjonskart for Borrevatn 1975, basert på infrarøde flybilder.

De planimetererte plantegruppene omfatter:

- A 1 Equisetum fluviatile
- A 2 Equisetum fluviatile + Schoenoplectus lacustris
- A 3 Schoenoplectus lacustris + Phragmites communis (Kongsodden)
- A 4 Schoenoplectus lacustris
- A 5 Schoenoplectus lacustris + Nymphaea/Nuphar (Vassbotn)
- A 6 Phragmites communis
- B 1 Nymphaea/Nuphar (ekskl. Vassbotn)
- B 2 Polygonum amphibium + Potamogeton natans
- C 1 Undervannsvegetasjon, mest Potamogeton spp.
Myriophyllum spicatum og Ceratophyllum demersum
(ekskl. Vassbotn, indre deler)

Resultatene er stilt sammen i tabell 27.

Tabell 27. Arealdekning av ulike vegetasjonstyper i Borrevatn. Basert på flybilder 1975.

(- = ikke mulig å bestemme).

Vegetasjonstype	Arealdekning m ²		
	Vassbotn	Øvrig	Total
A 1 Equisetum fluviatile	-	13 100	13 100
A 2 Equisetum fluviatile + Schoenoplectus lacustris	-	25 700	25 700
A 3 Schoenoplectus lacustris + Phragmites	-	5 800	5 800
A 4 Schoenoplectus lacustris	-	30 400	30 400
A 5 Schoenoplectus lacustris + Nuphar/Nymphaea	-	-	36 300
A 6 Phragmites communis	164 500	40 900	205 400
B 1 Muphar/Nymphaea	(36 300)	26 800	(63 100)
B 2 Polygonum amphibium tett	-	15 300	
+ Potamogeton natans sparsom	-	8 300	23 600
C 1 Undervannsvegetasjon tett	-	232 500	232 500
sparsom	-	-	-
Dekning av overvannsvegetasjon	164 500	115 900	280 400
Dekning av flytebladsvegetasjon	36 300	50 400	86 700
Dekning av undervannsvegetasjon	-	232 500	232 500

Det fremgår her at tre helofyttarter, *Phragmites communis*, *Schoenoplectus lacustris* og *Equisetum fluviatile*, preger innsjøens overvannsvegetasjon. Størst rolle spiller utvilsomt *Phragmites communis*, spesielt i den vegetasjonsrike Vassbotn. Overvannsvegetasjonen dekker i alt ca. 0.28 km^2 , derav 0.16 km^2 i Vassbotn.

Den kartlagte undervannsvegetasjonen dekker anslagsvis 0.23 km^2 . Ifølge flybildene fra 1975 går undervannsvegetasjonen i sørenden av innsjøen ut til et vanddyb mellom 5 og 6 m. Dette stemmer vel overens med opplysninger av Skulberg (1957) der dybdegrensen angis til 6 m.

Vegetasjonskartet (fig. 12) stemmer i store trekk overens med tidligere publiserte kart (Skulberg 1957, fig. 28). Undervannsvegetasjonen er innsluttet av markeringen for litoralsonen (0-6 m). Det er uklart om markeringen også skal være uttrykk for undervannsvegetasjonens utbredelse i 1954-55 (som teksten s. 88, i Skulberg 1957, antyder). Er det siste riktig, er utbredelsen av undervannsvegetasjonen knapt endret i tidsrommet fra Skulberg's undersøkelse til i dag (1975).

Endringer i mengdeforekomst av de forskjellige artene kan derimot påvises. Eksempelvis var *Potamogeton crispus* langt hyppigere i 1975 enn i 1954-55.

Når det gjelder overvannsvegetasjonen er tilgjengelige opplysninger for sparsomme til å spore de forandringer som finner sted i Borrevatn. Eldre flybilder gir inntrykk av at det skjer en tiltakende tilgroing, spesielt i Vassbotn (se fig. 13). Hastigheten av denne tilgroingen kan anslås til ca. 0.3 m/år for tidsrommet 1963-74.



Fig. 13. Flyfoto av tilgroing i Vassbotn, Borrevatn. A 1963 – B 1974.



3.5 Dyreplanktonet (Zooplanktonet)

For å få en viss oversikt over dyreplanktonet og variasjoner i sammensetning av dette, ble det ved hver innsamlingsdato tatt et vertikalt håvtrekk fra nær bunnen og opp til overflaten. Maskevidden på håven var 50 μm .

En slik prøve er i første rekke kvalitativ, det vil si at den gir et bilde av artssammensetningen av dyreplanktonet i vannmassene. Ved å vurdere det relative forholdet mellom individantallet for de ulike artene i prøven, kan en imidlertid også få et begrep om de mengdemessige forhold, riktignok svært grovt.

I tabell 26 er et slikt mengdemessig forhold for de ulike artene forsøkt vurdert og gitt et tallmessig uttrykk.

Til dyreplanktonet i de frie vannmasser hører dyr innen gruppene *Rotatoria* (hjuldyr) og *Crustacea* (krepser). Dødt organisk materiale (detritus), alger og bakterier er næringsgrunnlaget for dyreplanktonet. Sammensetningen av disse komponenter er derfor avgjørende for hvilke dyreplanktonarter som kommer til å dominere.

Artssammensetningen i Borrevatn (tabell 26) viser en sammensetning slik en vanligvis finner den i eutrofe innsjøer (næringsrike innsjøer med høyt produksjonspotensial), men den store diversiteten (stort antall arter med relativt likt mengdemessig forhold) vidner om en innsjø der det er en god balanse mellom produksjonsleddene og konsumentleddene blant organismene, det vil si en innsjø i forholdsvis god likevekt.

I innsjøer som er ute av en slik likevekt, f.eks. på grunn av tilførsel av store mengder kloakkvann e.l. fra menneskelig aktivitet, vil dyreplanktonet på samme måte som planteplanktonet, som regel inneholde store mengder av en eller noen få arter.

Som tabellen viser er det tidlig på året rotatoriene (hjuldyrene) som er mest fremtredende i dyreplanktonet, spesielt *Filinia longiseta*. Dette henger sammen med at rotatoriene har kort utviklingstid. *Filinia longiseta* er en kaldstenoterm art, dvs. at den har sine optimale for-

Tabell 28. Dyreplanktonet i Borrevatn 1975.

Prøvetakingsdato Gruppe	6/3	6/5	3/6	8/7	22/8	24/9	6/12
ROTATORIA (HJULDYR)							
Asplanchna sp.	1	2	1		1	1	1
Filinia longiseta	1	3	1				+
Keratella cochlearis				2	+		1
Keratella quadrata	1	1	1	1		1	1
Polyarthra sp.					1	+	
CRUSTACEAE (KREPSDYR)							
<u>Copepoda:</u>							
Cyclops sp.	1		1	1	1		
Cyclops strenuus	2	1	1				
Diaptomus sp.					+	1	
Eurytemora velox			1	1	1	1	1
Mesocyclops leuckarti	1		1	1	1	1	1
<u>Cladocera:</u>							
Bosmina longirostris	1						2
Daphnia cristata		1	1	1	1		
Daphnia cucullata			1	2	2	1 ²⁾	1
Daphnia longispina	1	1					1
Daphanosoma brachyvrum				1	1	1	
Eubosmina mixta			2	1	2	3	1
Leptodora kindtii		1 ¹⁾		1	1		

Mengdemessig bedømmelseskala

- | | | | |
|---|------------------------------|----|------------|
| + | spredte eksemplarer i prøven | 1) | larver |
| 1 | vanlig forekommende i prøven | 2) | 50% hanner |
| 2 | hyppig forekommende i prøven | | |
| 3 | dominerende i prøven | | |

hold innen et forholdsvis snevert intervall, mens vannmassene er kalde og derfor den kraftige utviklingen tidlig på året.

Utover våren og sommeren overtar krepsdyrene i dominans, og spesielt innslaget av gruppen *Cladocera* blir større. På ettersommeren/høsten er de dominerende komponentene *Daphnia cucullata* og *Eubosmina mixta* indikatorer på eutrofe forhold, og utviklingen av Daphniene viser at Borrevatn har et forholdsvis høyt trofinivå.

Den store utviklingen av *Bosmina longirostris* henger antagelig sammen med det relativt store innholdet av småpartikler på dette tidspunkt (små algeformer, detrituspartikler o.l.)

Eurytemora velox som ble funnet i de fleste prøvene er en relikart. Som helhet kan en si at dyreplanktonet er dominert av arter som en finner i næringsrike sjøer.

3.6 Bunnfauna

For å få et grovt bilde av bunnfaunaen i Borrevatn ble det i forbindelse med fire av prøvetakingsdatoene samlet inn bunndyrprøver fra 7 stasjoner lagt som et snitt i øst-vest-retning fra pumpestasjonen (for plasseringen av stasjonene se kartskisse fig. 4, s. 21).

Stasjon 1 var plassert inne i området som var sterkt påvirket av aluminiumsholdig slam fra renseanlegget på pumpestasjonen, stasjon 2 helt i ytterkanten av dette viste det seg senere (se avsnittet om utbredelsen av slammet fra renseanlegget i Borrevatn, kap. 4.2).

Det er ikke gjort noe forsøk på å gjøre en detaljert studie av bunndyrforholdene langs dette snittet, men å få en forståelse av hvilke hovedgrupper som dominerer og i grove trekk variasjonene for disse grupper gjennom året.

Resultatene bygger på analyse av en innsamlet prøve ved hjelp av en Ekman bunnhenter pr. stasjon pr. prøvetakingsdato. Et slikt bunnhenterklipp representerer $1/50 \text{ m}^2$ bunnflate.

hovedgruppene av bunndyr i Borrevatn 1975.

Stasjon Dyregruppe	1	2	3	4	5	6	7
	Chironomidae (fjærmygg)	0	4	10	9	8	3
Oligochaetae (fåbørstemark)	0	0	0	0	1	17	
Chaoboridae (svevemygg)	0	1	0	11	3	0	

6. mai

Stasjon Dyregruppe	1	2	3	4	5	6	7
	Chironomidae (fjærmygg)	0	2	2	3	1	0
Oligochaetae (fåbørstemark)	0	1	8	0	1	16	13
Chaoboridae (svevemygg)	0	0	0	1	2	0	0

3. juni

Stasjon Dyregruppe	1	2	3	4	5	6	7
	Chironomidae (fjærmygg)	0	3	5	5	19	10
Oligochaetae (fåbørstemark)	0	12	34	37	12	22	18
Chaoboridae (svevemygg)	0	0	1	3	6	3	0

24. sept.

Stasjon Dyregruppe	1	2	3	4	5	6	7
	Chironomidae (fjærmygg)	0	6	12	19	13	20
Oligochaetae (fåbørstemark)	0	37	33	77	24	15	35
Chaoboridae (svevemygg)	0	0	0	0	10	7	0

6. des.

I tabell 29 er antall individer funnet pr. bunnhenterklipp angitt for de viktigste hovedgruppene.

Bunndyrene funnet i prøvene fordelte seg på tre hovedgrupper: *Chironomidae* (fjærmygg), *Oligochaeta* (fåbørstemark) og *Chaoboridae* (svevemygg). Enkelte eksemplarer av dammuslingen *Anodonta piscinalis* ble også funnet i prøvene, men er ikke tatt med.

Den 22. august ble det også samlet inn bunndyrprøver fra de samme stasjonene, men dessuten på en rekke andre stasjoner. Denne innsamlingsserien ble tatt i forbindelse med undersøkelsene av utbredelsen og mektigheten av slamavsetningene fra avfallsvannet fra pumpestasjonen, og blir behandlet under dette kapittel (4.2).

Som det fremgår av tabell 29, ble det på stasjon 1 (stasjonen nærmest pumpestasjonen) ikke funnet noen former for bunndyr i de analyserte bunnprøvene. Derimot var det fra og med stasjon 2 og resten av snittet mot vest en forholdsvis rik bunnfauna, selv om stasjon 2 hadde noe mindre enn de øvrige.

Manglen på bunndyr ved stasjon 1 og den noe mindre forekomsten på stasjon 2 i forhold til de andre, henger antagelig sammen med mektigheten av aluminiumhydroksydslammet i dette området. (Dette vil bli nærmere behandlet under kapittel 4.2).

Bunnfaunaen virket rik, men på grunn av det sparsomme materialet er det ikke mulig å gjøre en sammenligning med Øklands grundige og omfattende arbeid (Økland 1964).

4. UNDERSØKELSER AV SEDIMENTENE

4.1 Sedimentanalyser

4.1.1 Innledning

Sedimentene i innsjøen er i eutrofiutviklingsammenheng viktige, hovedsakelig av to årsaker; en vesentlig del av energi- og stoff-omsetningen foregår i sedimentene, og innsjøens historiske utvikling både i et kort og et langt tidsperspektiv avspeiles. Organisk materiale som tilføres sjøen fra omgivelsene (allokton) og som produseres av innsjøens organismer (autokton) vil i større eller mindre grad sedimentere i dypområdene. Mengden pr. år og karakteren av materialet avhenger av fysiske og biologiske prosesser i strandsonen og i vannmassene.

I sedimentets toppsjikt (de øverste 10 cm) foregår det normalt en intens biologisk aktivitet, som hovedsakelig skyldes mikroorganismer og små, virvelløse dyr. Gjennom deres aktivitet mineraliseres det sedimenterte materialet helt eller delvis til enkle karbonforbindelser og nærings-salter, som tilbakeføres til vannmassene og gir opphav til ny produksjon.

En del tungt nedbrytbare forbindelser vil akkumuleres i sedimentene, som klorofyll og humusaggregater. Viktige elementer som jern, mangan, fosfor og svovel kan felles ut i sedimentet som mer eller mindre løselige forbindelser og komplekser avhengig av oksygen- og pH-forholdene i bunnvannet. Sedimentene utgjør et nærings-salt-reservoir i innsjøen, spesielt for fosfat, som vil frigjøres i perioder med oksygenfritt vann.

Kjemiske og biologiske data for forskjellige nivåer i sedimentene gjenspeiler normalt mengden og karakteren av det materialet som har sedimentert i perioden, produksjonsutviklingen i innsjøen og oksygenforholdene i bunnvannet. De kan også fortelle om årsaken til eventuelle forandringer, som for eksempel forsurening, nedslamming, forurensningsbelastning, gifteffekter overfor organismesamfunnet og annet. Ved forskjellige dateringsmetoder kan også tidspunktet for endringer fastlegges, men det er ikke blitt gjort i denne sammenheng.

4.1.2 Prøvetaking og analyser

To sedimentkjerner (indre diameter 57 mm, lengde ca. 300 mm) ble tatt i profundalsonen på 7 stasjoner 6. desember 1975 (se kartskisse fig. 4, s.21). Det ble valgt ut et syd-nord snitt langs dyprennen (stasjon 6, 5, 4, 3 og 2) og et vest-øst snitt fra dyprennen mot det kommunale vannverkets pumpestasjon og deponeringsområdet for aluminiumhydroksydholdig slam fra renseanlegget (stasjon 3, 7 og 1). Prøvene ble tatt med en modifisert Kajak prøvetager med 600 mm lange utskiftbare rør. Den senkes langsomt mot bunnen og tar tilnærmet uforstyrrede bunnvanns- og sedimentprøver. Kjernene ble lukket og transportert til laboratoriet stående i en isolert trekasse.

På en kjerneprøve ble redoks-potensialet (E_h) i sedimentprofilen målt med platina-elektrode. Deretter ble bunnvannet sifonert av, sedimentet snittet og sjiktene 0-1, 2-3, 5-6 og 10-11 cm anvendt for bestemmelse av total mengde levende organismer (biomasse) ved ekstraksjon av ATP (Laake 1976), restmengder av sedimentert klorofyll (Klorofyll a+b) og for bestemmelse av anaerob omsetningsaktivitet som dehydrogenaseaktivitet (Pamatmat & Bhagwat 1973).

Den andre kjerneprøven ble anvendt for kjemiske analyser på bunnvann, interstitialvann og fast sediment og for bestemmelse av organisk stoff som glødetap. Interstitialvannet ble presset ut gjennom et glassfiberfilter uten å komme i direkte kontakt med luft. Prøven fra stasjon 1 besto av en løs, homogen masse, vesentlig aluminiumhydroksyd iblandet organisk stoff, og av denne ble to blandprøver anvendt for analysene. Ved en feiltagelse ble ikke totalnitrogen og totalfosfor analysert på fast sediment.

4.1.3 Presentasjon av resultatene

Kjemiske analyser utført på alle bunnvanns- og interstitialvannsprøver, vesentlig næringssalter, jern, mangan og organisk stoff, er gjengitt i tabell 30. De fleste resultatene er fremstilt grafisk i figur 14 og 15 langs syd-nord og vest-øst profilen. Bunnvannet fra 3 stasjoner ble

i tillegg analysert for silikat, klorid og forskjellige metaller som vist i tabell 31.

Fast sediment ble etter utpressing av interstitialvann analysert for jern, mangan og aluminium og på 3 stasjoner også for tungmetaller. Aluminium ble analysert etter oppløsning med kald, fortynnet saltsyre, og de øvrige etter oppløsning av varm, konsentrert saltpetersyre. Resultatene er beregnet som ppm relativt til tørrvekten av sedimentet, som vist i tabell 32. Verdiene for jern, mangan og aluminium langs profilene er vist i figur 15.

Biologiske og gravimetrisk analysedata er gjengitt i tabell 33, mens figur 16 viser redoksprofil, organisk stoffinnhold og sedimentert klorofyll, ATP-biomasse og anaerob respirasjonsaktivitet relativt til organisk stoff.

4.1.4 Diskusjon av resultatene

Organisk stoffinnhold i 0-5 cm-sjiktet øker fra 2.3 til 6.9% fra sør til stasjon 3 og avtar svakt til 6.3% ved stasjon 2 i nord. I 5-10 cm-sjiktet varierer verdiene fra 3.2 til 4.9%. Resultatene kan tyde på øket organisk sedimentasjon i det nordlige basseng de siste 30-50 år om man regner en vanlig sedimentakkumulasjon på 1-1.5 mm pr. år. Profilene for sedimentert klorofyll viser maksima ved 2-3 cm i nordlig basseng, og øket organisk sedimentasjon kan tilskrives en tiltagende eutrofigrad med øket autokton produksjon i perioden.

Minsket klorofyllnivå i 0-1 cm-sjiktet på disse stasjonene tyder imidlertid på at det de siste 10-20 år er sedimentert mye organisk materiale av en annen opprinnelse, spesielt i sentralbassenget og nordenfor (stasjon 4, 3 og delvis 2) samtidig som eutrofieringsutviklingen har kulminert.

Levende biomasse målt som ATP omfatter i prinsippet alle organismer i sedimentet, men mikroorganismer og interstitialvannsfauna (ciliater, nematoder, rotatorier) dominerer. Resultatene viser at aktiviteten

Tabell 30. Kjemiske analyser på bunnvann (B) og sedimentenes interstitialvann (I)

Stasjon	Snitt cm	pH	KOND µS/cm	TOT N µg N/l	NO ₃ µg N/l	NH ₄ µg N/l	TOT P µg P/l	ORT P µg P/l	Fe µg/l	Mn µg/l	PERM mg O ₂ /l
1	I 0-30	7.17	333.0	10000	10	7900	28	11	690	12300	9.72
2	B	7.41	225.0	410	160	70	34	19	140	120	4.50
	I 0-5	7.46	259.0	2200	20	520	57	-	230	970	-
	I 5-10	7.49	194.0	2200	20	1000	-	120	720	810	6.40
3	B	7.50	340.0	590	150	155	25	13	160	1300	4.58
	I 0-5	7.58	366.0	3200	20	1700	90	52	1160	2500	-
	I 5-10	7.60	314.0	2800	10	1600	-	-	5600	2000	-
4	B	7.28	292.0	630	190	65	47	32	190	670	4.50
	I 0-5	7.37	354.0	1800	40	1700	71	44	460	1550	-
	I 5-10	7.34	335.0	1600	40	670	99	84	2250	1650	3.79
5	B	7.62	248.0	540	210	10	44	27	380	150	4.82
	I 0-5	7.36	397.0	1600	100	1550	49	33	310	1800	3.00
	I 5-10	7.39	577.0	2200	40	1700	63	42	435	570	-
6	B	7.62	236.0	650	210	45	39	18	210	150	4.42
	I 0-5	7.45	311.0	1800	20	1750	-	110	850	1800	-
	I 5-10	7.68	377.0	2200	30	2100	-	250	2850	1600	-
7	B	7.69	233.0	750	200	65	12	7	40	160	4.11
	I 0-5	7.73	291.0	-	120	720	-	27	130	-	-
	I 5-10	7.74	314.0	-	40	2250	-	2	25	2250	-

Fig.14 Kjemiske analyser på bunnvann og sedimenter (pH, konduktivitet, nitrogen)

Borrevatn projeksjon syd → nord

vest → øst

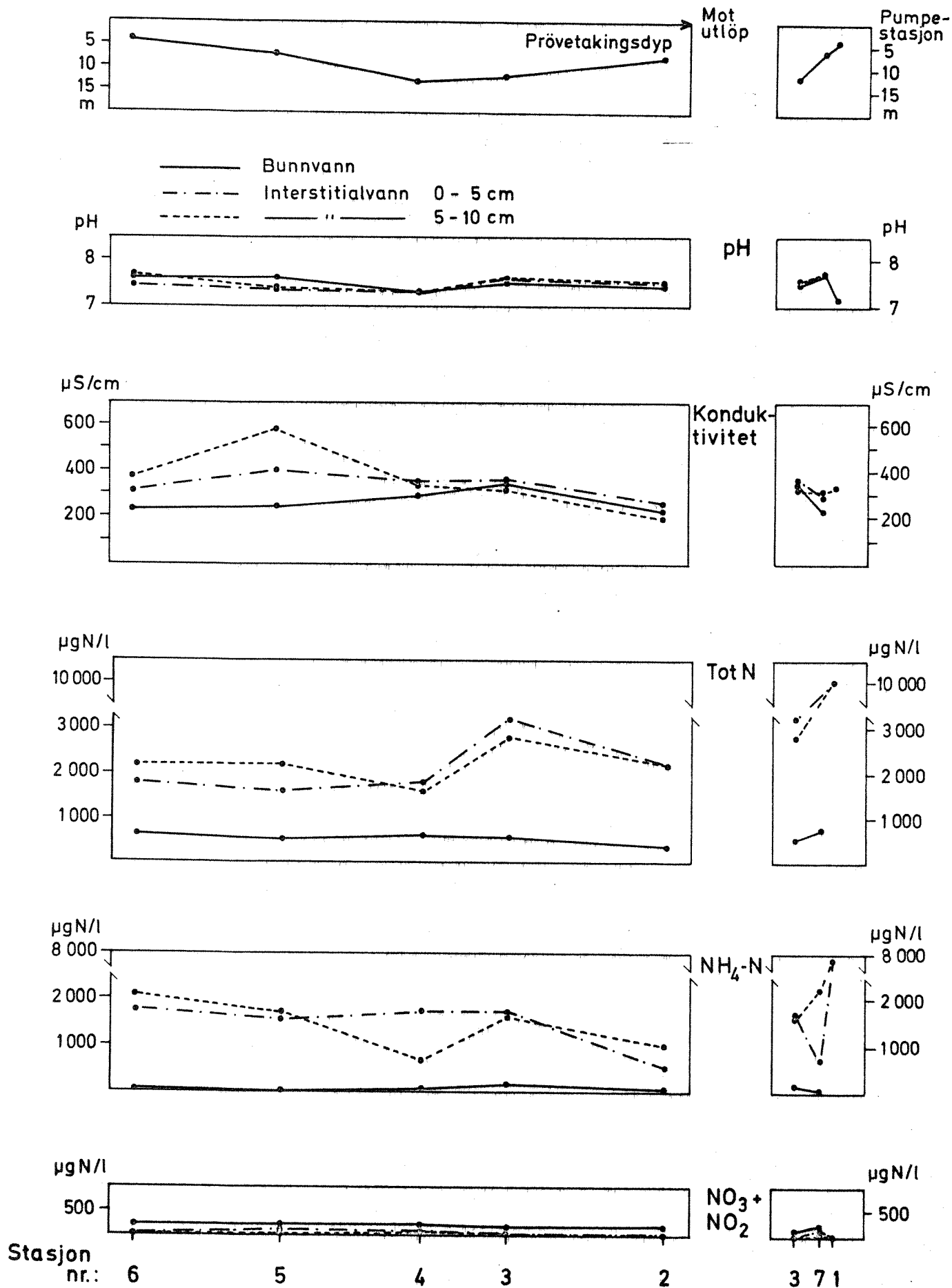
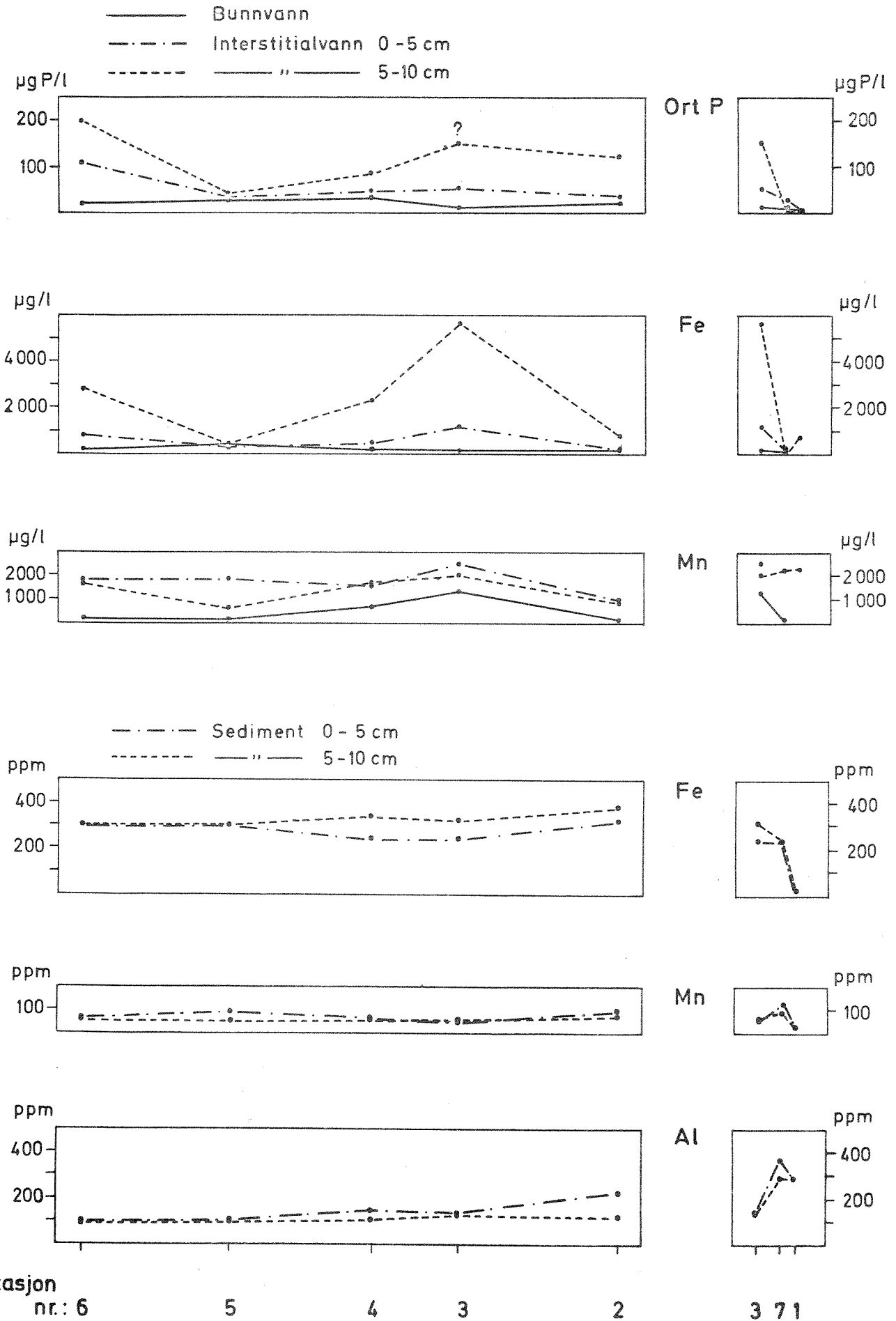


Fig.15 Kjemiske analyser på bunnvann og sedimenter (fosfat, jern, mangan og aluminium)

Borrevatn projeksjon syd → nord

vest → öst



Tabell 31. Analyseverdier for silikat, klorid og metaller i bunnvannet (stikkprøver)

Stasjon nr.	SiO ₂ mg/l	Cl mg/l	Na mg/l	K mg/l	Al µg/l	Cu µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l
2	4.9	21	18.1	3.64	140	15.0	2.0	25
3	7.8	35	29.0	4.8	40	20.5	0.5	60
7	4.4	22	17.5	3.83	50	25.5	0.5	40

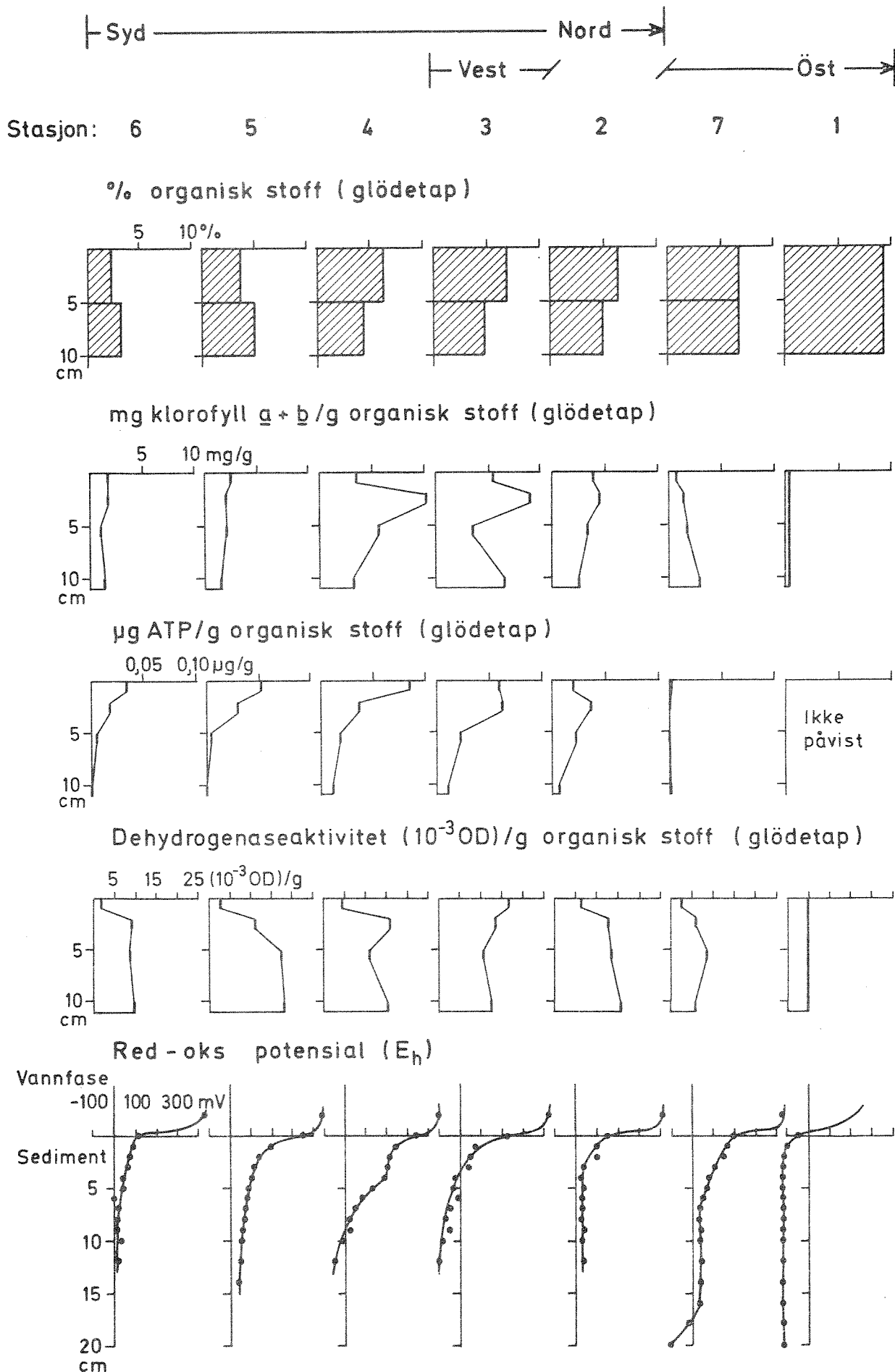
Tabell 32. Analyseverdier for tungmetaller i sedimentene
(sediment oppsluttet etter utpressing av interstitialvann)

Stasjon nr.	Snitt	Fe ppm	Mn ppm	Al ppm	Cu ppm	Pb ppm	Zn ppm
1	0-30	26	26	290	26	29	115
2	0-5	320	92	230	24	48	210
	5-10	380	67	120	21	45	195
3	0-5	240	49	140	25	48	195
	5-10	320	56	130	25	43	215
4	0-5	240	61	150	-	-	-
	5-10	340	55	110	-	-	-
5	0-5	300	92	110	-	-	-
	5-10	300	49	100	-	-	-
6	0-5	300	63	100	-	-	-
	5-10	300	60	90	-	-	-
7	0-5	240	128	370	-	-	-
	5-10	240	93	290	-	-	-

Tabell 33. Biologiske og andre analysedata for sedimentene

Stasjon nr.	Snitt cm	Vanninnhold %	Tørrvekt g/ml	Glødetap %	ATP µg/ml	DHA OD/ml	Chl <u>a+b</u> mg/ml	E _h mV
1	0-30	-	1.1752	9.32	0	0.0428	3.38	-120
2	0-1	46.4	2.3300	6.33	0.1365	0.0430	26.66	+100
	2-3	43.8			0.2453	0.0868	30.88	+ 40
	5-6	41.7	2.5297	4.87	0.1792	0.1070	27.48	+ 30
	10-11	36.0			0.0534	0.1260	20.98	+ 30
3	0-1	44.5	2.2715	6.92	0.3830	0.1050	35.05	+ 70
	2-3	46.0			0.4014	0.0843	56.65	+ 40
	5-6	41.7	2.0075	4.80	0.2383	0.1099	36.72	- 40
	10-11	39.5			0.1134	0.1290	67.83	-100
4	0-1	48.0	2.7329	6.25	0.4969	0.0251	20.48	+240
	2-3	45.6			0.2173	0.0933	59.60	+200
	5-6	41.6	2.6668	4.37	0.1574	0.0948	47.86	+ 80
	10-11	38.4			0.0957	0.1290	27.64	- 50
5	0-1	41.1	3.4946	3.67	0.4135	0.0222	19.20	+190
	2-3	41.5			0.2445	0.0859	15.73	+110
	5-6	39.9	2.6624	4.92	0.0319	0.1322	15.56	+ 80
	10-11	37.5			0.0029	0.1368	11.89	+ 50
6	0-1	44.6	3.5259	2.29	0.4204	0.0231	21.68	+ 80
	2-3	43.9			0.2239	0.1122	22.17	+ 60
	5-6	40.8	2.3028	3.19	0.0791	0.1154	13.92	0
	10-11	38.2			0.0073	0.1257	18.91	+ 20
7	0-1	52.9	1.5493	6.65	0.0154	0.0245	7.34	+165
	2-3	51.0			0.0048	0.0610	13.96	+105
	5-6	50.9	1.5217	6.68	0	0.0826	17.21	+ 50
	10-11	52.9			0.0074	0.0548	29.55	+ 40

Fig.16 Profiler for organisk stoff, klorofyll, biomasse (ATP), anaerob aktivitet (dehydrogenaseaktivitet) og redoksforhold i sedimenter



hovedsakelig er knyttet til de øvre 4-6 cm og øker langs sør-nord-profilen mot stasjon 3 i samsvar med økende organisk stoffinnhold. Tross sterk økning i organisk stoff avtar biomassen mot null langs vest-øst-profilen, noe som viser at metallslammet virker sterkt hemmende på normal biologisk aktivitet.

Anaerob respirasjon viser maksimum på nivåer under 2-3 cm dyp i sedimentet, bortsett fra på stasjon 3 og 1, som viser høy aktivitet også i toppsjiktet. Resultatene stemmer godt overens med redoks-profilene, som jevnt over viser en skarp gradient idet oksygen forsvinner ned mot 2-3 cm-nivået. Sammenholdt med ATP-verdiene ser en likevel at størstedelen av biomassen utgjøres av organismer i det aerobe sjiktet. Aerobe bakterier, interstitialvannsorganismer, børstemark (oligochaeter) og fjærmygglarver (chironomider) står normalt for den vesentligste del av stoff- og energiomsætningen. Disse mangler på stasjon 7 og 1.

Langs sør-nord-profilen viser anaerob respirasjon godt samsvar med organisk stoffinnhold, mens aktiviteten avtar langs vest-øst-profilen tross økning i organisk stoff. Resultatet viser at metallhydroksydslammet virker hemmende også på anaerobe mikroorganismer, og mineraliseringen av organisk stoff må være sterkt nedsatt. Det foregår likevel en relativt intens anaerob aktivitet på stasjon 1. Redoks-potensialet på -120 mV må skyldes intens produksjon av sumpgass (metan) og hydrogensulfid, som også kunne luktes. Det utvikles og akkumuleres også ammoniakk ved nedbrytningsprosessene, som vist ved ammoniumkonsentrasjoner på 7900 µg N/l i interstitialvannet.

Aluminiumhydroksydslam hindrer normal gassdiffusjon, både for oksygen fra vannet og produserte gasser fra sedimentet. Dette er den vesentligste årsaken til utviklingen av sterkt anaerobe forhold. Gassansamlinger vil periodevis løfte hele slamtepper og lokalt ha skadelige effekter på vannlevende organismer. Bunnvannet like over sedimentet vil være permanent oksygenfritt og gjennom høye konsentrasjoner av hydrogensulfid, ammoniakk og muligens metaller virke toksisk. Bunnen er her følgelig helt uegnet for bunnlevende dyr.

Analyseresultatene for nitrogenkomponenter utfyller det bildet som her er beskrevet. Ammonium produseres normalt i sedimentene ved nedbrytning av organisk stoff, og interstitialvannkonsentrasjoner i området 500 til 2000 $\mu\text{g N/l}$ er vanlig for organiske sedimenter. Konsentrasjonene i oksygenrikt vann er lave, her 10-70 $\mu\text{g N/l}$, da ammonium ved diffusjon ut fra sedimentet raskt oksyderes til nitrat av nitrifiserende bakterier i redoksgradienten. Nitrat-verdiene i bunnvannet viser normale nivåer på 150-210 $\mu\text{g N/l}$. I perioder med oksygenmangel kan ammonium akkumuleres til høyere konsentrasjoner i vannmassene.

Nitrat opptas delvis igjen av sedimentenes anaerobe sjikt og reduseres til nitrogengass ved anaerob nitratrespirasjon (denitrifikasjon). Respirasjon av karbondioksyd til metan og nitrat til nitrogen utgjør normalt hoveddelen av aktiviteten målt som dehydrogenaseaktivitet i ferskvann. På stasjon 1 tyder meget lave nitrat + nitrittverdier på hemmet nitrifikasjon og denitrifikasjon, og sulfatrespirasjon til hydrogensulfid har tatt nitratrespirasjonens plass.

Interstitialvannets totalnitrogen domineres helt av ammonium i det sørlige bassenget, men viser høyere verdier i nord og en økning langs vest-øst-profilen. Dette må skyldes en tilsvarende økning i oppløste, organiske nitrogenforbindelser, sannsynligvis aminosyrer og løselige proteiner. Fra stasjon 3 til 2 utgjør disse 1200-1500 $\mu\text{g N/l}$ og på stasjon 1 opptil 2100 $\mu\text{g N/l}$. De høye verdiene tyder på hemning av nedbrytningsprosessene. Bunnvannets totalnitrogen består av 55% organisk bundet nitrogen (310 $\mu\text{g N/l}$) som oppløste stoffer, partikler og organismer.

Ortofosfat, jern og i mindre grad mangan viser samvariasjon i bunnvann og interstitialvann (fig. 17), som skyldes at fosfat vesentlig er bundet til lettløselige metallkomplekser. Langs syd-nord-profilen viser fosfat, jern og mangan maksima i sør (stasjon 6) og i nordlige sentralbasseng (stasjon 3). Årsaken kan være tilførsel ved erosjon av nærliggende bunnområder ved sterk nedtapping av vannreservoiret. Verdiene for fast sediment varierer lite i sør-nord-profilen, men østover fra stasjon 3

avtar både fritt og bundet jern sterkt, mens aluminium øker. Fosfatkonsentrasjonene i interstitialvannet avtar sterkt og er svært lave selv på 5-10 cm-nivå på stasjon 7. En må anta at en del fosfat foreligger bundet til utfelte aluminiumhydroksyder, som er frafiltrert før analysen. Aluminium i sedimentet viser økning også mot nord og høy bunnvannskonsentrasjon ved stasjon 2. Resultatet bekrefter at det skjer en viss slamtransport og sedimentering mot utløpet.

Verdiene for pH i bunnvann og interstitialvann varierer lite. Bunnvannet viste minimum i dypbassenget med pH 7.28, økende til 7.62 i sør og 7.41 i nord. Spesifikk elektrolyttisk ledningsevne (konduktivitet) i bunnvannet viser maksimum ved stasjon 3, mens interstitialvannsverdiene øker mot sør. Verdiene for stasjon 3 samsvarer med høye verdier for klorid, natrium og kalium, som er av marin opprinnelse. Økende konduktivitet mot sør reflekterer salt-tilførsler fra marine avsetninger.

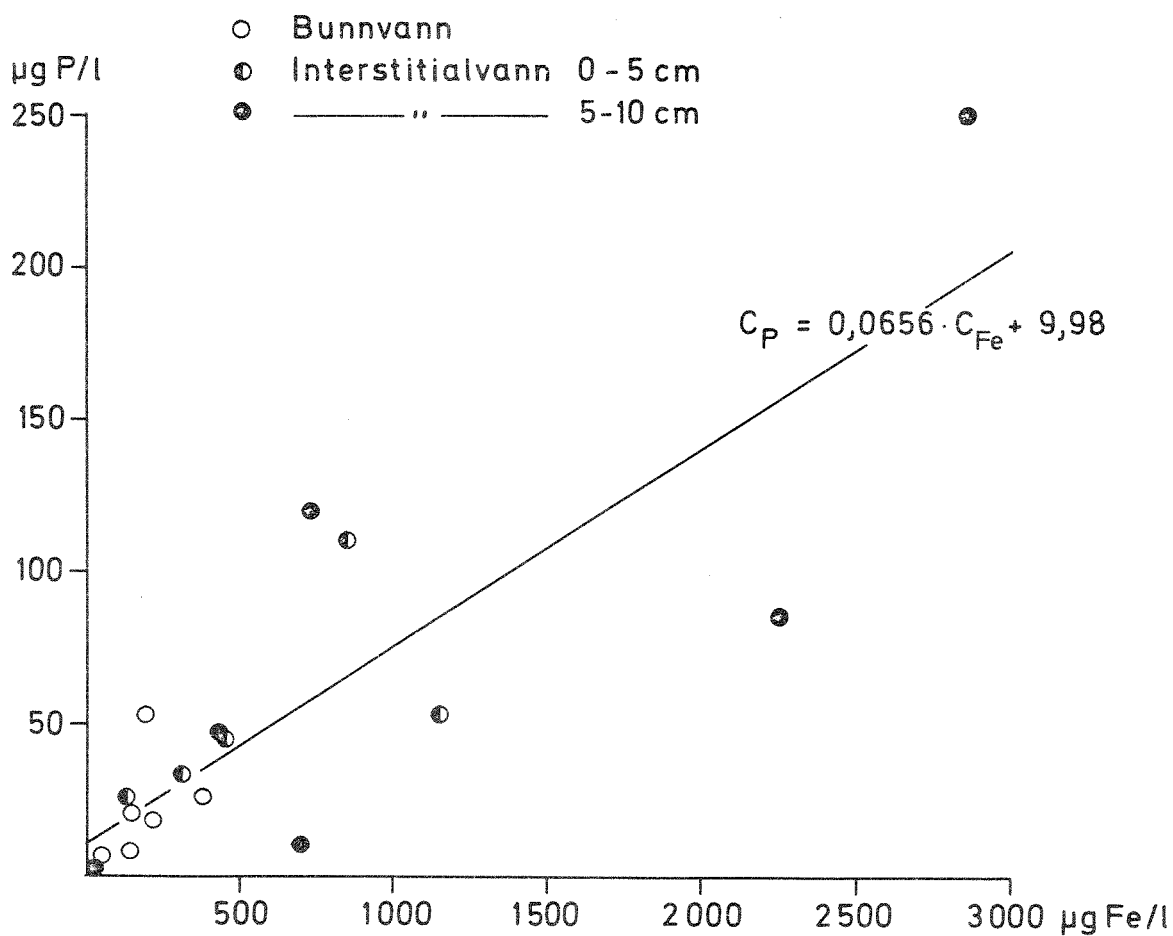
Stikkprøver for tungmetaller i bunnvannet viser verdier for kobber og sink som ligger klart over normale bakgrunnsverdier for norske vannforekomster, mens blyverdiene er normale. Verdiene er høyest over aluminiumhydroksydavsetningene, men er ikke umiddelbart betenkelige fra et hygienisk synspunkt. Negative effekter på plante- og dyresamfunnene er tenkelige, men er avhengig også av metallenes kjemiske tilstandsform.

4.1.5 Sammenfatning og vurderinger

Bedømt ut fra sedimentanalysene har eutrofieringsutviklingen kulminert og produktiviteten nådd en ny stabil likevekt. Sedimentene utgjør en fosfatreserve som kan frigjøres og bringes tilbake i produksjon, dersom senere endringer i belastningsforholdene leder til øket utbredelse og varighet av oksygenmangel i bunnvannet. Dette vil kunne påvirke eutrofi-graden i sjøen.

Deponeringen av aluminiumhydroksyd-slam fra renseanlegget har hindret oksygendiffusjonen til sedimentene i deponeringsområdet og ført til kraftig utvikling av ammoniakk, metan, hydrogensulfid og nitrogen-gass

Fig.17 Sammenhengen mellom jern og fosfor i bunnvann og sedimentets interstitialvann



i området. Anaerobe mikroorganismer er de eneste som finner livsbetingelser i avsetningene. Deponeringen har også påvirket sedimentene i sentrale og nordlige områder, vesentlig som en øket sedimentasjon av organisk stoff. Andre effekter er ikke direkte påvist. Årsaken til unormalt høye konsentrasjoner av kobber og sink bør klarlegges nærmere, og undersøkelsen omfatte også andre tungmetaller. Slamdeponeringen har foreløpig hatt relativt lokale effekter i deponeringsområdet.

En eventuell restaurering av bunnen i deponeringsområdet må bestå i en fjerning av metallslammet fra innsjøen. Dette vil blottlegge sterkt anaerobe avsetninger og frigjøre gassansamlinger som kan virke drepende på alt dyreliv som eksponeres direkte. Arbeidet må utføres med stor forsiktighet for å unngå oppvirvling, og slammet suges opp og avvannes på land. Dreneringsvannet må luftes godt før det eventuelt føres i retur. Arbeidet bør utføres over en lengre periode med gode oksygenforhold og relativt lave temperaturer, f.eks. etter vårsirkulasjonen. Vannet må ikke igjen benyttes til drikkevannsformål før metallanalyser, bakteriologiske analyser og smaksvurderinger er foretatt. En normalisering av de biologiske forhold i området kan ventes i løpet av en 5-års-periode etter slamfjerningen, som neppe vil føre til varige endringer i sjøens produktivitet som helhet.

4.2 Utbredelsen av områder påvirket av slam fra vannverkets renseanlegg

For å få en oversikt over hvor store områder av bunnen i Borrevatn som er påvirket av slam fra vannverkets renseanlegg, ble det 22. august 1975 samlet inn en sedimentpropp og en bunndyrsprøve fra en rekke stasjoner i nordre del av innsjøen. Stasjonenes beliggenhet er plottet inn på kartskissen, fig. 18.

I sedimentproppen ble det bare registrert hvorvidt det var aluminiums-hydroksyd, $Al(OH)_3$, på toppen og omtrentlig tykkelse av dette, og i den tilsvarende bunndyrsprøve ble antall individer i de tre hovedgruppene, *Chironomidae* (fjærmygg), *Oligochaetae* (fåbørstemark) og *Chaoboridae* (svevemygg) registrert. Resultatene av bunndyranalysene er gitt i tabell 34 nedenfor (på hver stasjon ble samlet inn to parallelle bunndyrprøver ved denne prøvetakingsdato).

Tabell 34.		Stasjon		A		B		C		D		E		F		G		H		I	
Dyregruppe		Parall.		1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Chironomidae</i>		0	0	0	0	2	3	2	1	6	5	3	12	3	3	3	6	6	3		
<i>Oligochaetae</i>		0	0	0	0	4	18	0	1	6	1	17	19	2	2	8	12	11	3		
<i>Chaoboridae</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Dyregr.	St. Pa.	J		K		L		M		N		O		P		Q		R		S	
		1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Chironomidae</i>		4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	9	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Oligochaetae</i>		6	4	0	0	0	0	0	0	3	6	10	8	0	0	0	0	0	1	8	2
<i>Chaoboridae</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

På grunnlag av sedimentprøvene kunne en angi omtrent utbredelsen av det området der slammet fra vannverket var dominerende øverst i sedimentet. Dette området er inntegnet på kartskissen i fig.18. (Stasjonene er inntegnet på kartet i henhold til dybdeangivelsen minus det vannstands-nivået som var under prøvetakingen. Dybdekartet i området er antagelig ikke helt korrekt.)

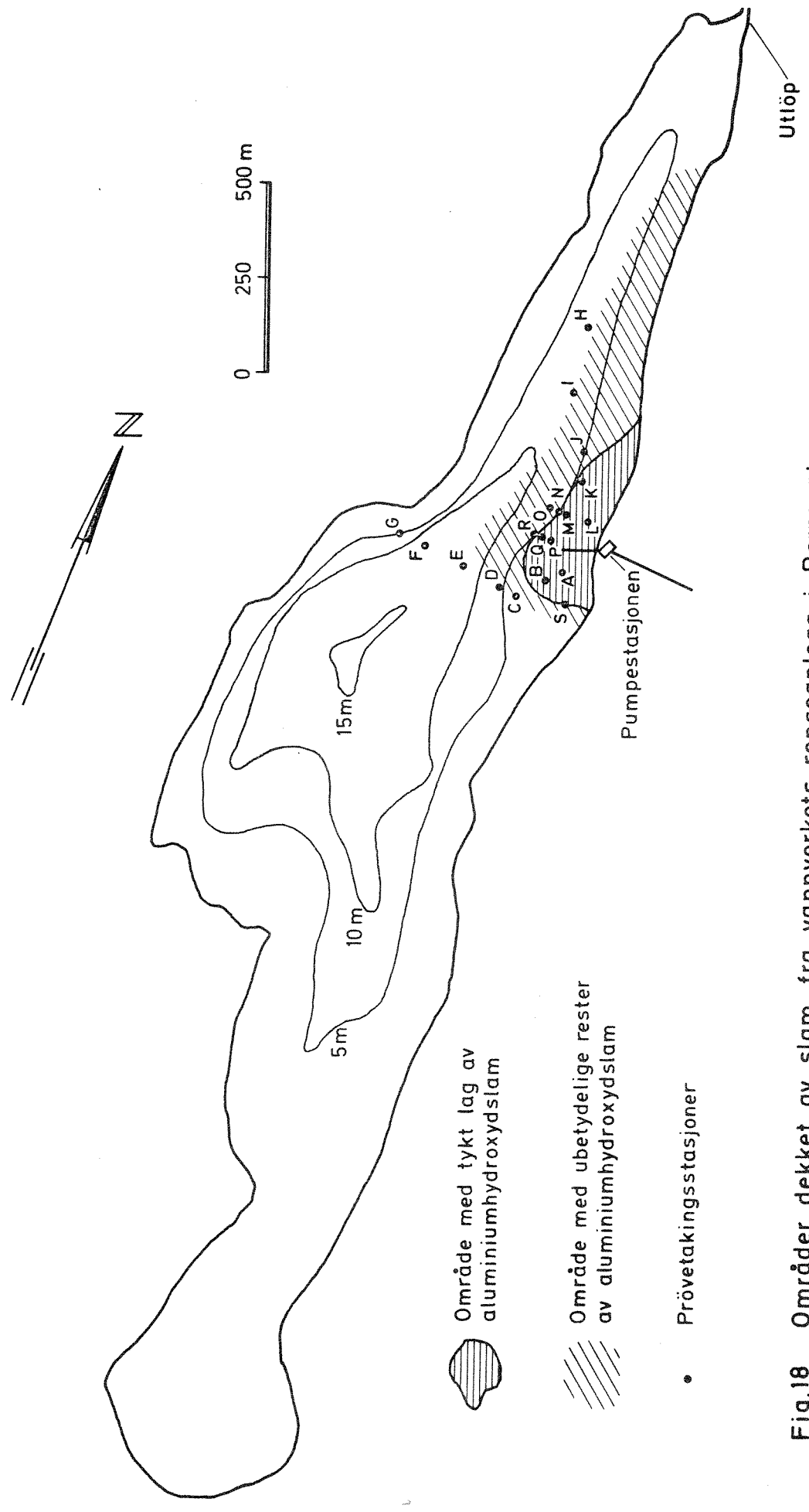


Fig.18 Områder dekket av slam fra vannverkets renseanlegg i Borrevatn

På stasjonene som faller innenfor dette området, ble det i prøvene ikke funnet bunndyr (se fig. 18 og tabell 34).

Utenfor dette avgrensede området, ned mot dyprennen, ble det også på enkelte stasjoner funnet spor av aluminiumhydroksydslam, men her i meget tynt lag og antagelig spredt. Det antatte området med spredte flak av et tynt lag med aluminiumhydroksydslam, er skravert på fig. 18. På samtlige stasjoner i dette området var det bunndyr tilstede i prøvene (se tabell 34). Stasjonene i grenseområdet hadde noe bunndyr, men mengdene var betydelig mindre.

Denne undersøkelsen tyder på at aluminiumhydroksydslammet i seg selv antagelig ikke virker toksisk på bunndyrene, men at tykkere lag av slammet gir en bunntype som det er umulig for bunndyrene å etablere seg i; med andre ord er det den rent mekaniske effekten av slammet som virker ødeleggende på bunndyrene. Som nevnt i kapitlet foran, fører det tykke aluminiumhydroksydslaget også til dannelse av anaerobe forhold som virker toksisk på de fleste bunndyrformer.

I strandsonen langs dette området var det ikke aluminiumhydroksydslam av betydning. Dette henger antagelig sammen med at vannstandsvariasjonene fører til at slammet i denne sonen blir vasket vekk og ført litt lengre utover.

Da kartskissen sannsynligvis er noe unøyaktig i området, og stasjonene er plassert på kartet i henhold til de observerte dyp med en viss korreksjon for vannstands nivået i det aktuelle tidsrom, må en beregning av arealet dekket med tykkere lag av aluminiumhydroksydslam bli bare omtrentlig.

Arealet ble beregnet til ca. 50 dekar (arealet fra 0-1 m dyp på normalnivå er her trukket fra da dette området hadde lite eller ingen slam). Tallet representerer antagelig et maksimaltall. Det totale areal for Borrevatn er beregnet til ca. $2 \text{ km}^2 = 2000$ dekar.

Arealet dekket av et tykkere lag aluminiumhydroksydslam i Borrevatn skulle ut fra dette bli ca. 2,5% av hele bunnarealet.

5. DISKUSJON

Som nevnt har det vært foretatt undersøkelser i Borrevatn også tidligere. De mest omfattende av disse undersøkelsene har vært:

Olav Skulberg (1957): "Borrevannet, en eutrof innsjø i Vestfold fylke" som er en hovedfagsoppgave, og Jan Øklands publikasjon (1964): "The eutrophic lake Borrevann (Norway) - an ecological study on shore and bottom fauna with special reference to gastropods, including a hydrographic survey".

Disse undersøkelsenes resultater er et verdifullt grunnlag for å vurdere tilstanden i Borrevatn og de endringer som eventuelt må ha skjedd i innsjøen de senere årene.

Når det gjelder sammenligning av fysisk-kjemiske komponenter, har de nevnte undersøkelser som sammenligningsgrunnlag mer begrenset verdi, da det ved undersøkelsene dengang bare ble analysert på et fåtall fysisk-kjemiske parametre.

Av undersøkelsene som ble utført i 1975, går det frem at Borrevatn er en eutrof innsjø. Det vil si en innsjø med høyt næringssaltinnhold og med et høyt produksjonspotensial.

Antagelig har Borrevatn hatt en eutrof karakter over meget lang tid av innsjøens historie. Denne antagelse er foranlediget av de tilførsler innsjøen har fått naturlig fra jordsmonnet i nedbørfeltet. Videre har det vært drevet jordbruk i store deler av nedbørfeltet i meget lang tid, noe som også har ført med seg økte næringssalttilførsler til vannet. Den senere tid har det foregått en viss utbygging i nedbørfeltet, og kloakkvann tilfører også vannmassene i Borrevatn næringssalter.

Med utgangspunkt i de tilførselsdata som er oppgitt fra kommunale myndigheter i området (se tabell 5), er det imidlertid klart at det er fra jordbruket de største tilførslene kommer, i tillegg til de naturlige tilførsler ved utvasking av jordsmonnet.

Den eutrofiering en har hatt i Borrevatn må imidlertid ha utviklet seg forholdsvis langsomt. Dette vidner sammensetningen av organismsamfunnene i innsjøen om.

Spesielt planteplankton og dyreplankton har stor diversitet, det vil si at disse samfunnene består av mange arter som forekommer i tilnærmet de samme mengder, selv om enkelte arter til tider er mer dominerende enn andre. Slike samfunn vidner om god balanse mellom de ulike organismesamfunn - det oppstår en likevekt. Samfunn av denne typen finner en gjerne i innsjøsystemer der den eutrofierende utviklingen har gått så langsomt at organismene har fått tid til å tilpasse seg endringene i innsjøen etterhvert som disse har oppstått. I innsjøer der endringene kommer raskt, f.eks. ved tilførsel av store mengder kloakkvann eller utslipp fra industri, vil organismelivet bestå av et fåtall arter som forekommer i meget store mengder, og der disse hele tiden dominerer. I slike innsjøer er organismesamfunnene ustabile, og endringer i samfunnene skjer raskt.

Sammenligner en planteplanktonundersøkelsene til Skulberg (1957) med undersøkelsene i 1975, ser en at planteplanktonsamfunnet stort sett besto av de samme elementer den gang som nå, og at antall individer også er av omtrent samme størrelsesorden, selv om det kanskje for visse arters vedkommende har vært en mengdemessig økning.

Andelen av blågrønnalger i planteplanktonsamfunnet var under Skulbergs undersøkelser forholdsvis beskjedent, og undersøkelsene i 1975 viste at disse algene også i dag utgjør en beskjeden del av det samlede planteplanktonsamfunn.

Dette kan tas som et tegn på at forholdene ikke har endret seg særlig i løpet av disse ca. 20 år. Også for den høyere vegetasjon gjelder at sammensetningen av samfunnene ikke har endret seg nevneverdig, men for visse arter har det vært en mengdemessig økning. Spesielt i Vassbotn er dette tilfelle, og den tiltakende tilgroingen en kan registrere på flybildene, kan skyldes mer intensivt jordbruksaktivitet i området som drenerer til denne delen og det faktum at det har vært tappet ut betydelige vannmengder i Borrevatn i vekstsesongen i en årrekke.

I tørre somre fører uttappingen til en betydelig vannsenkning i Borrevatn. Dette vil føre til at store områder i Vassbotn blir betydelig grunnere lange perioder av vekstsesongen og dermed gjør disse lettere tilgjengelig for tilgroing.

For næringssaltene, spesielt fosfor- og nitrogenforbindelsene, er det ikke mulig å uttale seg om konsentrasjonene av disse har økt, da analyseresultater fra tidligere ikke foreligger.

Med hensyn til oksygenresultater viser disse at oksygenforholdene stort sett følger et mønster som er vanlig for eutrofe innsjøer, med stagnasjonsperioder om vinteren og sommeren da det opptrer oksygensvinn i de bunnære vannmasser. Tykkelsen av det oksygenreduerte vannlaget avhenger av varigheten av islegging om vinteren, og av omrøringsforholdene som følge av vinden om sommeren.

I perioder om sommeren med spesielt rolige forhold, kan mektigheten av laget med oksygensvinn eller oksygenmangel bli betydelig, som tilfellet var i 1955 (Skulberg 1957). Til andre tider når vindpåvirkningen er mer utpreget, blir mektigheten mindre, slik tilfellet var sommeren 1975.

Ved rensing av drikkevannet på vannverket blir det benyttet aluminiumsulfat. Ved rensesprosessen dannes aluminiumhydroksydslam som pumpes tilbake til innsjøen. Som nevnt under kapittel 4.2 har slikt slam lagt seg i et forholdsvis tykt lag over et areal av ca. 50 dekar. Området som en mener ble dekket er vist i fig. 18. Aluminiumhydroksyden i seg selv er forholdsvis inaktivt kjemisk, og den toksiske effekten på dyre- og plantelivet er antagelig liten. I det tette aluminiumslammet vil det imidlertid bli anaerobe forhold som virker toksisk på de fleste organismer og bare gir livsbetingelser for anaerobe mikroorganismer. Videre er slammet av en slik natur at det rent mekanisk virker på f.eks. bunndyrsamfunnene, slik at ingen bunndyrformer kan etablere seg der slammet dekker bunnen.

Området som er dekket er imidlertid begrenset, så langt en kunne bedømme dette ut fra de undersøkelser som ble utført, og det har derfor neppe noen vesentlig betydning for bunndyrsamfunnet i innsjøen som helhet.

Borrevatn er en meget produktiv innsjø som inneholder et rikt dyre- og planteliv med et stort antall arter, hvorav flere er sjeldne her i landet. Sørenden, Vassbotn, omfatter dessuten et meget viktig våtmarksområde som er hekkeplass for en rekke fuglearter typiske for mellom-europeiske slettesjøer.

Av vitenskapelige grunner, men også av rekreasjonsmessige grunner, er det derfor viktig at Borrevatn bevares mest mulig intakt.

Under Prosjekt Aqua (1972), som gikk ut på å registrere vannforekomster som det var viktig å beskytte på grunn av forekomstenes naturvidenskapelige interesse, hadde Borrevatn høy prioritet.

Borrevatn inngår videre i "Utkast til verneplan for våtmarksområder i Vestfold fylke", utarbeidet av Fylkesmannen i Vestfold 1975. Denne planen omfatter selve innsjøen og dens nærmeste omgivelser. For at innsjøen skal vernes er det like viktig at det holdes en streng kontroll med aktivitetene i nedbørfeltet.

6. AVSLUTTENDE VURDERING

Borrevatn er en eutrof innsjø, men en innsjø der det virker som dyre- og planteorganismesamfunnene er i god balanse med hverandre. Det er likevekt mellom de ulike organismesamfunn.

Ved sammenligning av resultatene fra denne undersøkelsen med tidligere undersøkelser, Skulberg (1957) og Økland (1964), virker det ikke som det har skjedd store endringer i Borrevatn de siste ca. 20 år.

Som nevnt under diskusjonen, er Borrevatn en produktiv innsjø som inneholder et rikt dyre- og planteliv med et stort antall arter, hvorav flere er sjeldne her i landet. Sørenden, Vassbotn, omfatter dessuten et viktig våtmarksområde som er hekkeplass for en rekke fuglearter, hvorav flere er sjeldne for vår klimatiske sone.

Av denne grunn inngår Borrevatn i planer over områder som bør vernes. En verving av Borrevatn innebærer at en forsøker å hindre en videre utvikling i innsjøen i negativ retning.

Derfor må en, så langt som mulig, søke å få kontroll med tilførslene av avløpsvann til innsjøen, slik de foreligger i dag, og i størst mulig grad forsøke å sanere disse. Det er videre viktig at eventuelle aktiviteter som en finner å måtte sette igang i nedbørfeltet i fremtiden og som kan medføre økt belastning på Borrevatn av forurensede tilførsler, blir pålagt strenge rensetekniske tiltak, og helst at utslippene føres ut av Borrevatnets nedbørfelt.

Da jordbruksaktiviteten i nedbørfeltet er den viktigste tilførselskilden av næringssalter til innsjøen idag, er det viktig at mengdene av gjødsel som tilsettes jordbruksarealene og tidspunktet for gjødslingen, i størst mulig grad samstemmes med jordbruksarealenes tilstand og den vekst som skal foregå der.

Gjødsling på frossen mark vil f.eks. føre til at store mengder av gjødslen blir ført til vassdraget, og dermed ikke komme jordbruket til nytte, samtidig som det fører til endrede forhold i vassdraget ved økt vekst av alger og sivvegetasjon.

Det bør være en "bufferzone", dvs. en sone mellom dyrket areal og åpne vannveier, innsjø, elver og bekker, bestående av tett vegetasjonsdekke, som kan fange opp den overskytende gjødsel fra jordbruksarealene før den når åpent vann.

Et viktig moment i arbeidet med å bevare Borrevatn er at en forsøker å holde en jevn vannstand. Spesielt i vekstsesongen er det viktig at vannstanden er stabil og at den legges så høyt som mulig. Dette for å forsinke en økende tilgroing, særlig i Vassbotn i innsjøens søndre del.

Behovet for tekniske tiltak av restaurerende art i Borrevatn, mener vi ikke er stort. Som nevnt innledningsvis i dette kapittel, ser det ut til å være en god balanse mellom de ulike dyre- og plantesamfunn i Borrevatn, og tekniske tiltak kan derfor vise seg mer skadelige enn gagnlige for innsjøen og dens organismeliv.

Området med aluminiumhydroksydslam vil, hvis ikke nytt slam tilføres i fremtiden, etterhvert dels bli transportert vekk og dels dekket ved normal sedimentering av partikler fra vannmassene. På denne måten vil dette området av innsjøen med tiden igjen bli tilgjengelig for bunndyr. Å ta tiden til hjelp vil antagelig være den beste løsningen på slamproblemet.

Hvis det av estetiske eller andre grunner allikevel ansees ønskelig å fjerne slammet, kan det best skje ved oppsuging og tørking. Et slikt tiltak vil gjøre områdene som i dag er dekket av aluminiumhydroksydslam, raskere tilgjengelig for bunndyr. Det er imidlertid viktig at en slik oppsuging foregår meget forsiktig, slik at minst mulig av slammet og de anaerobe vannmassene i og under slammet blir hvirvlet opp og fordelt til andre deler av bunnen og til vannmassene. De tekniske tiltak som måtte settes igang, må i tilfelle utredes nærmere.

Til slutt anbefaler vi at det utarbeides et kontrollprogram for Borrevatn som kan gå kontinuerlig. Dette er viktig for at en hele tiden har kontroll med tilstanden og i tide kan oppdage utviklingstendenser som kan ha uheldige virkninger for innsjøen.

7. LITTERATURLISTE

- Berge, D. 1976. En limnologisk undersøkelse av Hillestadvatn og Grennesvatn i Vestfold. - Hovedfagsoppgave ved Inst. for limnologi og marin biologi, avd. Limnologi, Univ. i Oslo.
- Brettum, P. & Lillevold, L. 1974. Planteplankton i Mjøsa - biomasse og produksjon. Forskningsnytt nr. 8.
- Brink, N. & Gustafson, A. 1970. Kväve och fosfor från skog, åker og bebyggelse. Lantbrukshögskolan. Inst. för markvetenskap. Vattenvård nr. 1. Uppsala.
- Bylterud, A. & Uhlen, G. 1973. Beskrivelse av utslipp av forurensede spillprodukter. NLH 1973. St.meld. nr. 71. Langtidsprogrammet 1974-1977. Spesialanalyse I. Forurensninger.
- Faafeng, B. 1976. En limnologisk undersøkelse av innsjøen Pollen i Ås kommune med hovedvekt på innsjøhistorie og primærproduksjon. Hovedfagsoppgave i Limnologi, Universitetet i Oslo.
- Laake, M. 1976. Determination of ATP in aquatic sediments. In Edberg, N. & Wilander, A. (ed.); Biologisk omsättning i sediment. Fjärde sedimentsymposiet, Norr Malma 1975. SNV PM 694, Svenska Naturvårdsverket, Stockholm.
- Lid, J. 1963. Norsk og Svensk flora. Det norske samlaget, Oslo.
- Lillevold, L. 1975. Gjersjøen 1972-73. En limnologisk undersøkelse med hovedvekt på fyttoplanktonproduksjon og fosfor- og nitrogenomsetning. Hovedfagsoppgave i limnologi, Universitetet i Oslo.
- Mikkelsen, K. m.fl. 1974. Norsk jordbruk og vannressursene. Utarb. ved NLH. Del I. Vannforurensninger fra jordbruket, regional fordeling og utvikling. Arb.rapport nr. 6. Landsplan for bruk av vannressursene.

- NIVA-rapport A2-05. 1975. Små eutrofe innsjøer i tettbygde strøk.
Østensjøvatn, Oslo. Årungen, Ås. Kolbotnvatn, Oppegård.
Langvatn, Lørenskog.
- OECD-rapport 1973. Report of the Working Group on fertilizers and agricultural waste products. Environmental Directorate.
Water Management Sector Group. Paris 1973.
- Pamatmat, M.M. & Bhagwat, A.M. 1973. Anaerobic metabolism in Lake Washington sediments. *Limnology & Oceanography* 18 (4).
- Rognerud, S. 1975. Primærproduksjonen i Tyrifjorden 1972-73, sammenlignet med Krødern, Sperillen og Randsfjorden.
Hovedfagsoppgave i limnologi, Universitetet i Oslo.
- Rørslett, B. 1975. Potamogeton perfoliatus i Øra, et brakkvannsområde ved Fredrikstad. *Blyttia* 33.
- Rørslett, B. & Skulberg, O.M. 1970. Vassdragsundersøkelser i forbindelse med Sundsbarm-reguleringen. 4. Vegetasjonsforhold i Norsjø og påvirkning av vannstandsvekslinger.
NIVA-raport 0-124/70.
- Rørslett, B. & Skulberg, O.M. 1971. Bruk av infrarød fargefilm ved regionale vassdragsundersøkelser. Forurensningsvirkninger på høyere akvatisk vegetasjon. NIVA-rapport 0-55/68.
- Project Aqua 1972. Beskyttelse av vannforekomster i Norge med naturvidenskapelig interesse. Norsk IBP/PF.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 9.
- Vollenweider, R. 1968. The Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and flowing Waters, with particular reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication.
OECD-rapport.

- Vollenweider, R. 1969. A Manual on Methods for measuring Primary Production in Aquatic Environments.
IBP Handbook No. 12.
- Vollenweider, R. 1971. Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and flowing Waters, with particular reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication.
OECD-rapport.
- Skulberg, O.M. 1957. Borrevannet, en eutrof innsjø i Vestfold fylke. Hydrografiske og biologiske observasjoner des. 1954 - nov. 1955. Hovedfagsoppgave i botanikk, Universitetet i Oslo.
- Strøm, K. 1935. Sammensatte botnsjøer og litt om geomorfologiske sjøtyper i Norge. Norsk geogr. Tidsskr., 5.
- Økland, J. 1964. The eutrophic lake Borrevann (Norway) - an ecological study on shore and bottom fauna with special reference to gastropods, including a hydrographic survey.
Folia Limnologica Scandinavica No. 13.