

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80  
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60  
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer:	0-78014
Undernummer:	VII
Løpenummer:	1411
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:  Jarenvatnet	Dato: 9.8.82
	Prosjektnummer: 0-78014
Forfatter(e): Bjørn Faafeng Åge Brabrand Trond Gulbrandsen Olav Lind Jarl Eivind Løvik Øivind Løvstad Bjørn Rørslett	Faggruppe:
	Geografisk område: Oppland
	Antall sider (inkl. bilag): 62

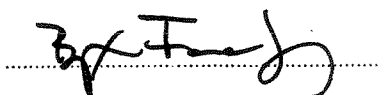
Oppdragsgiver:  Styringsgruppen for Randsfjordundersøkelsen	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Jarenvatnet har mottatt sterkt økende mengder forfor og nitrogen fra husholdninger og fra jordbruksaktiviteter siden 1945. Dette har gitt grunnlag for store bestander vasspest langs strendene og oppblomstring av blågrønnalger. Rapporten gir en oversikt over tilstanden i innsjøen i perioden 1970-1980 og foreslår tiltak for å bedre forholdene.
--

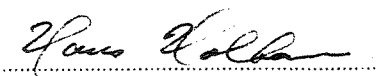
4 emneord, norske:
1. eutrofiering
2. vasspest
3. Jarenvatnet
4. Randsfjordundersøkelsen

4 emneord, engelske:
1. eutrophication
2. Elodea canadensis
3. Jarenvatnet
4. Randsfjordundersøkelsen

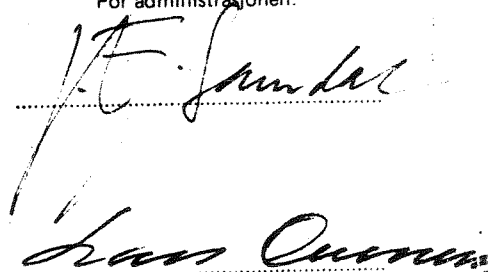
Prosjektleder:



Seksjonsleder:



For administrasjonen:



ISBN 82-577-0528-4

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING  
OSLO

0-78014

JARENVATNET

Oslo, 9. august 1982

Saksbehandler: Bjørn Faafeng  
Medarbeidere: *Åge Brabrand*  
*Trond Gulbrandsen*  
*Olav Lind*  
*Jarl Eivind Løvik*  
*Øivind Løvstad*  
*Bjørn Rørslett*

For administrasjonen:

J.E. Samdal  
Lars N. Overrein

## FORORD

NIVAs undersøkelse av Jarenavatnet i 1980 kom i stand som et resultat av undersøkelsene i Randsfjorden i perioden 1978 - 1980. Styringsgruppen for Randsfjordundersøkelsen ba om at antall stasjoner i Randsfjorden skulle reduseres fra tre til en i 1980 samtidig som at én stasjon skulle opprettes i Jarenavatnet. Dette var mulig å gjennomføre innenfor en beskjeden økonomisk ramme da prøvetaking allikevel foregikk i Randsfjorden med sjøfly.

Styringsgruppen for Randsfjord-undersøkelsen besto av representanter for Oppland Fylke, Randsfjordforbundet og Statens Forurensningstilsyn. Disse institusjonene finansierte også undersøkelsen i Jarenavatnet.

Vi vil takke helseråds-inspektør Olav Lind ved Gran Helseråd for innsamling og forsendelse av vannprøver fra Vigga og andre bekker i vassdraget. Han har også utført bakterie-analysene og har skrevet avsnittet om hygieniske forhold i bekkene.

Cand.real. Øivind Løvstad, Universitetet i Oslo takkes for at han har stilt upublisert materiale fra Jarenavatnet til disposisjon for denne undersøkelsen. Løvstad har også artsbestemt og vurdert øvrig planteplankton. Planteplanktonprøver samlet inn i forbindelse med tidligere forskningsprosjekter på NIVA er også analysert og presentert i denne rapporten.

Innsamling av vannprøver fra Jarenavatnet ble organisert av distrikts-høgskole-kandidat Jarl Eivind Løvik. Han har også arts-bestemt og vurdert dyreplanktonet.

Transport av næringsstoffer i vassdraget er beregnet og vurdert av cand.real. Trond Gulbrandsen.

Kapitlet om høyere vegetasjon er skrevet av cand.mag. Bjørn Rørslett. Distriktshøgskole-kandidat Marit Mjelde har bidratt med bearbeiding av flyfotos.

Cand.mag. Even Dehli takkes for at han stilt upublisert materiale om fisk og kreps til disposisjon. Cand.real. Åge Brabrand har skrevet kapittel 7.

Øvrige kapitler er skrevet av cand.real. Bjørn Faafeng som også har vært NIVAs saksbehandler for dette prosjektet.

INNHold

	side
FORORD	1
1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG	4
2. TILFØRSLER AV NÆRINGSSTOFFER FRA NEDBØRFELTET	5
2.1 Vannføring	5
2.2 Fosfor	7
2.3 Nitrogen	8
2.4 Hygieniske forhold	10
3. VANNETS KJEMISKE OG FYSISKE EGENSKAPER	13
3.1 Temperatur	13
3.2 pH	14
3.3 Oksygen	14
3.4 Ionsammensetning	15
3.5 Turbiditet og farge	16
3.6 Næringsstoffer	18
3.6.1 Fosfor	18
3.6.2 Nitrogen	19
3.6.3 Silikat	19
3.7 Siktedyp og vannets farge	19
3.8 Lysets vertikale svekning	19
4. PLANTEPLANKTON	21
4.1 Generelt	21
4.2 Endringer i mengde og sammensetning 1967 - 1980	21
4.3 Mer om planteplanktonet i 1971 og 1980	22
4.4 Klorofyll 1980	24
4.5 Primærproduksjon 1980	26
5. DYREPLANKTON	29
5.1 Generelt	29
5.2 Hjuldyrplankton	29
5.3 Krepserplankton	30
6. HØYERE VEGETASJON	32
6.1 Innledning	32
6.2 Almen vegetasjonsbeskrivelse	32
6.3 Vasspest ( <u>Elodea canadensis</u> ) i Jarenvatn	33
7. FISK OG KREPS	41

	side
8. MULIGE RESTAURERINGSTILTAK	43
8.1 Generelt	43
8.2 Fjerning av vasspest	43
8.3 Reduksjon av blågrønnalger	44
8.4 Konklusjoner	46
 VEDLEGG	 47

## 1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG

Jarenavatnet er en utpreget overgjødslet (eutrof) innsjø med høy produksjon av planktonalger og høyere vegetasjon. Innsjøen har mottatt så mye spillvann fra husholdninger og avrenning fra jordbruksaktiviteter at anvendbarheten til andre formål enn resipient er sterkt forringet. Bedring av forholdene kan bare oppnås ved fortsatt reduksjon av tilførslene av fosfor, evt. kombinert med forsøk på biologiske restaurerings-metoder innsjøen. De mest aktuelle restaurerings-metoder for Jarenavatnet er:

- høsting av vasspest
- gjennom-bobling av vannmassene
- kontrollert fiske

Utslipp av rensset avløpsvann fra renseanlegget i Brandbu er sansynligvis hovedårsaken til de høye konsentrasjoner av tarmbakterier i nedre deler av Vigga. Det kan ikke ventes bedring her selv om andre utslipp direkte til elva saneres.

Tiltak for å bedre de hygieniske forhold og redusere belastningen av fosfor bør, foruten å rette seg mot de store enkeltutslipp, i første rekke konsentreres om Vassenden-området og om nedbørfeltet til Wøienbekken.

Brede belter av vasspest langs strendene av Jarenavatnet er iøyenfallende. Planten har hatt en eksplosjonsartet utvikling siden slutten av 1950-tallet. Vasspest danner tette bestander ned til 3-4 meters dyp; dypere ned forekommer den bare sparsomt pga. lite lys. Vurdert på grunnlag av et sparsomt tallmateriale kan det se ut til at vasspest bidrar med en vesentlig del av innsjøens primærproduksjon (ca. 25%). Vasspest-bestandene har holdt seg nesten uendret i tidsrommet 1969-75, men kan muligens ha gått noe tilbake senere.

Planteplanktonet domineres av kiselalgen Stephanodiscus hantzschii om våren og av forskjellige arter blågrønn-alger om sommeren og høsten. Artssammensetningen er karakteristisk for næringsrike forhold. Særlig synes blågrønn-algen Oscillatoria agardhii å ha blitt dominerende etter 1976, noe som oppfattes som en negativ utvikling. Årsaken til at denne algen har slått til er ikke kjent i detalj, men teorier går ut på at dette har sammenheng med svak tilbakegang av vasspest og kraftig utvikling av karuss, samt at spormetaller er blitt lettere tilgjengelig for algenes vekst.

## 2. TILFØRSLER AV NÆRINGSSTOFFER FRA NEDBØRFELTET

### 2.1. Vannføring

Kart over nedbørfeltet med stasjonsplassering er vist i fig. 2.1. For beregning av årlige tilførsler av næringsstoffer og organisk stoff

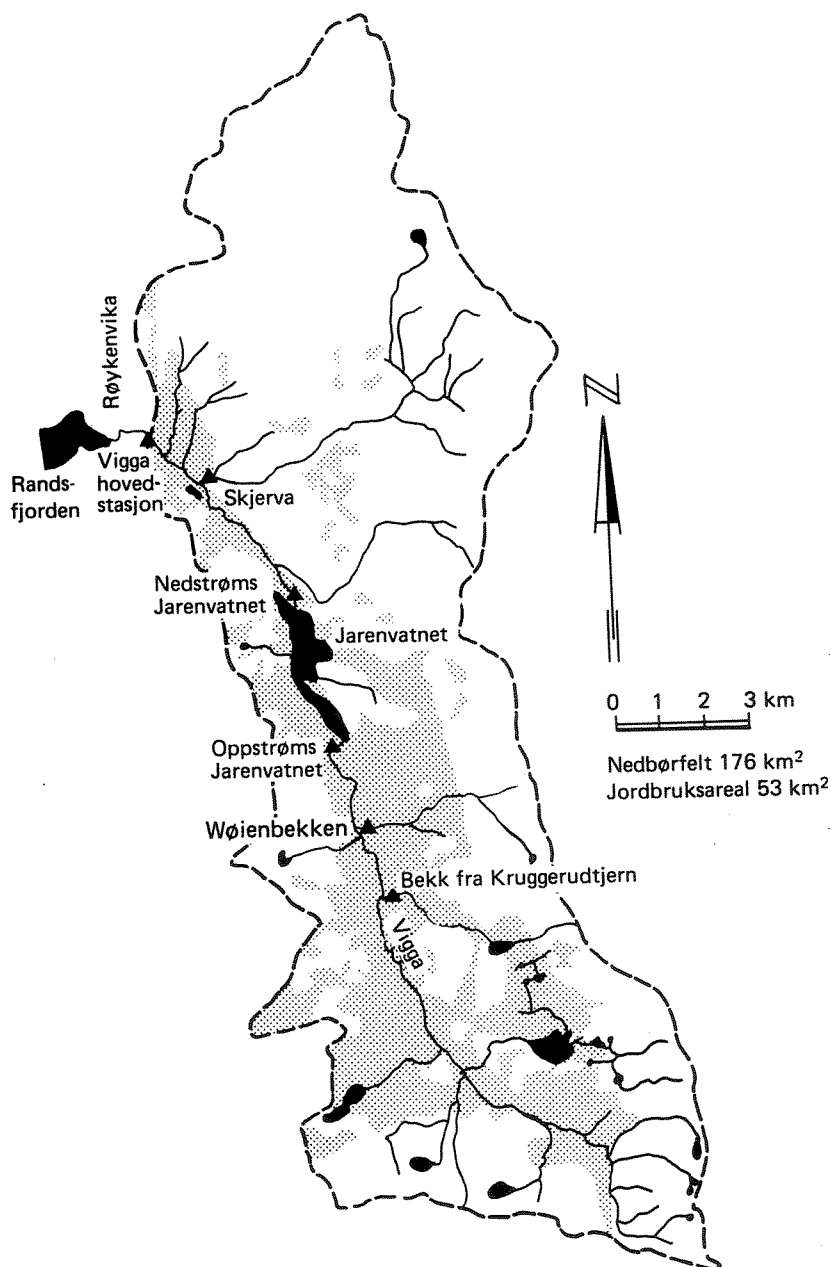


Fig. 2.1. Viggavassdraget med plassering av målestasjonene

er det benyttet vannføringsoppgaver fra NVE for Vigga ved utløpet av Jarenvatnet (Vm 439). Variasjoner i vannføring ved andre punkter i vassdraget er forutsatt å variere etter samme mønster som ved vannføringsstasjonen. Aktuell vannføring ved de forskjellige målestasjonene er beregnet ut fra arealforholdet mellom delnedbørfeltene. Det antas at disse tilnæringer ikke bidrar til

vesentlig unøyaktighet ved beregning av stofftransport.

Daglig vannføring i Vigga ved Vm. 439 for 1978 - 80 er vist i fig. 2.2  
Tabeller over vannføring og stoffkonsentrasjoner er gjengitt i  
vedlegg.

Vannføring  
( m<sup>3</sup>/sek )

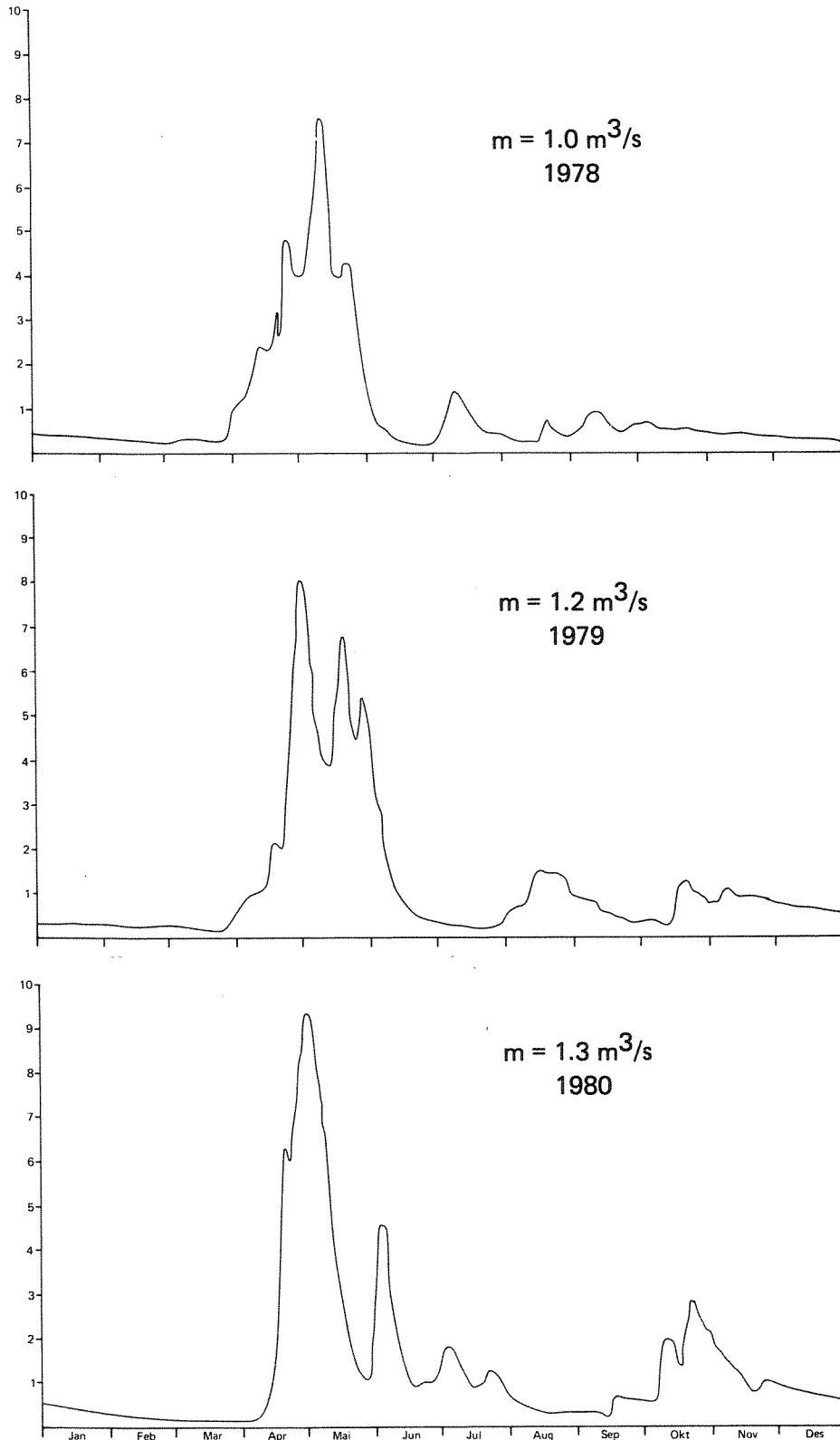


Fig. 2.2. Daglig vannføring i Vigga (Vm. 438) for 1978 - 80



## 2.2. Fosfor

Transporten av næringsstoffer til Jarenavatnet er beregnet på to forskjellige måter. Målt vannføring i bekkene er sammen med punktmålinger av stoffkonsentrasjonen grunnlaget for beregninger for hoved-tilløpene. For øvrige områder er stofftransporten anslått ved å benytte koeffisienter for avrenning av de forskjellige stoffene på de aktuelle typer arealer (jordbruk, skog osv.)

I tab. 2.1 er vist beregnede årsverdier for fosfor- og nitrogen-transport i Vigga og to bekker.

Tab. 2.1. Beregnet transport av fosfor og nitrogen (kg) gjennom ett år på fire stasjoner i Vigga-vassdraget

	Bekk fra Kruggerudtj.	Wøien- bekken	Vigga v. innl. Jarenavatnet	Vigga v. utl. Jarenavatnet
Fosfor	170	149	1675	1450
Nitrogen	21435	15534	176152	154926

Tilførslene av fosfor til Jarenavatnet er beregnet til 2200 kg/år for 1980. Dette omfatter også bidrag fra nedbøren og fra ikke målte restfelter. For restfeltene er det benyttet samme avrenningskoeffisienter som for Viggas nedbørfelt oppstrøms Jarenavatnet (20 kgP/km<sup>2</sup> år). Måleresultater fra bekkene er gjengitt i vedlegg.

Et grovt fosforbudsjett for innsjøen er illustrert i fig. 2.3. Med bakgrunn i disse resultatene er fosfor-retensjonen i Jarenavatnet beregnet til ca. 35%, dvs. at 35% av alt fosfor som tilføres innsjøen holdes tilbake i sedimentene (bunnslammet). Dette er i god overensstemmelse med teoretisk beregnet retensjon på grunnlag av formelen:

$$R = \frac{1}{1 + \frac{1}{\sqrt{\tau_w}}}$$

gitt av Larsen og Mercier (1976), der  $\tau_w$  er vannets teoretiske oppholdstid i innsjøen. Resultatene kan tyde på at frigjøring av fosfor fra sedimentene er av relativt liten betydning når året ses under ett. Størstedelen av det som frigjøres vil sedimentere på nytt, dels i organisk materiale og dels knyttet til felling av kalk.

Den totale fosforbelastning på Jarenavatnet overstiger i høy grad den "kritiske fosforbelastning" for innsjøen. Dette er illustrert i fig. 2.4 der verdien for Jarenavatnet er vist sammen med endel andre innsjøer. Modellen indikerer at tilførslene av fosfor må reduseres til omlag 700 kgP/år for å sikre en "akseptabel" konsentrasjon av

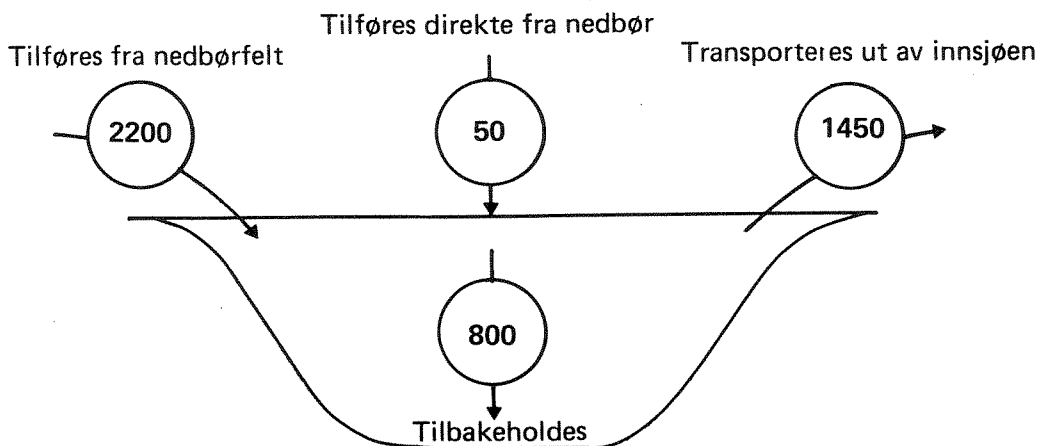


Fig. 2.3. Fosforbudsjett for Jarevatnet ( kg/år)

planteplankton mens det ble målt en tilførsel på nesten 1700 kgP i 1980.

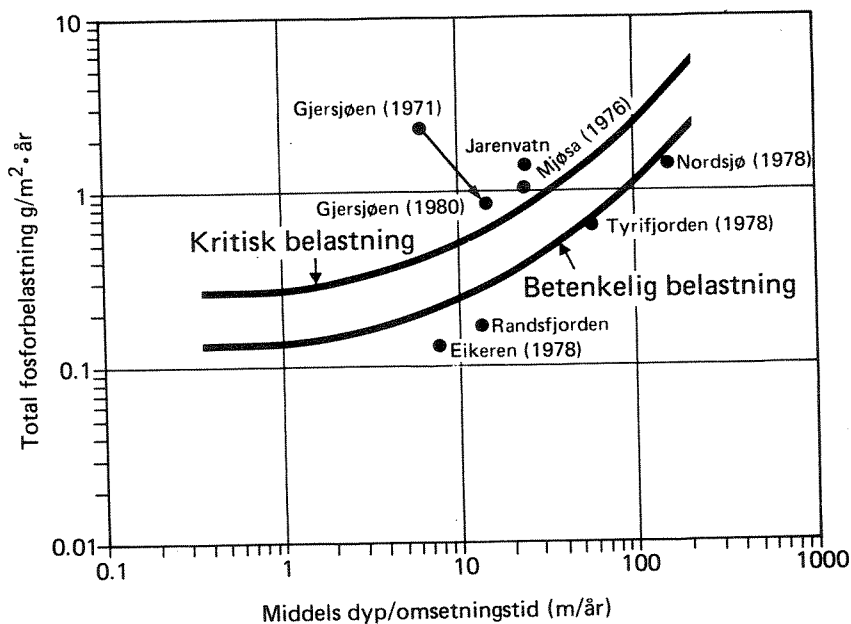


Fig. 2.4. Modell for "akseptabel" og "kritisk" fosforbelastning for innsjøer (etter Vollenweider 1976)

### 2.3. Nitrogen

Analyse-resultatene for nitrogen viser høye verdier for Vigga-vassdraget (tabeller i vedlegg). Det er registrert konsentrasjoner opp mot 11 mgN/l. Det synes klart at en vesentlig del av dette nitrogenet skrives fra jordbruksarealene. Spesifikke avrenningskoeffisienter for nedbørfeltene er vist i tab. 2.2. Til sammenlikning er det også

ført opp tilsvarende resultater fra Skjerva som drenerer mindre påvirkede områder.

Tab. 2.2. Spesifikke avrennings-koeffisienter for fosfor og nitrogen (kg/km<sup>2</sup>/år), og forholdet mellom nitrogen og fosfor

	Fosfor	Nitrogen	N/P
Bekk fra Kruggerudtjern	21	2680	127
Wøienbekken	27	2820	104
Vigga v. innløp Jarevatnet	20	2100	105
Vigga v. utløp Jarevatnet	13	1380	106
Skjerva	4	180	45

De beregnede avrenningskoeffisienter på opp mot 3 tonn N/km<sup>2</sup> år er svært høye. Analyseresultatene viser også at 80 - 90% av tilført nitrogen foreligger som nitrat. Totaltilførslene av nitrogen til Jarevatnet blir på bakgrunn av de foreliggende resultatene omlag 230 tonn for 1980 (fig. 2.5). Transporten av nitrogen ut av Jarevatnet var tilsvarende omlag 155 tonn. Forholdet mellom nitrogen og fosfor (N/P) er svært høy i hele vassdraget slik det framgår av tab. 2.2, noe som viser at påvirkningen fra jordbruksarealene er betydelige.

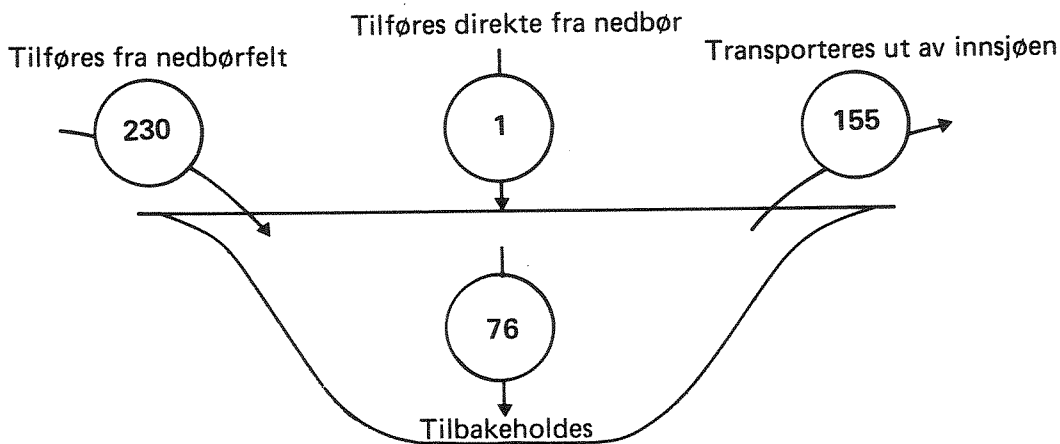


Fig. 2.5. Nitrogenbudsjett for Jarevatnet ( tonn/år )

Verdiene for kjemisk oksygenforbruk (KOF), se tabell i vedlegg, er ikke spesielt høye tatt i betraktning den store påvirkning fra jordbruksområdene sett under ett.

## 2.4. Hygieniske forhold

En hygienisk vurdering kombinert med kjemisk/biologiske undersøkelser, kan gi et mer fullstendig og nyansert bilde av tilførselene til vassdraget og klargjøre de mest hensiktsmessige tiltak i ulike delnedbørfelt. En vurdering av de hygieniske forholdene er også viktige i Viggavassdraget og Jarenvatnet fordi det knytter seg betydelige rekreasjons- og næringsinteresser til vassdraget. Vasspest, algeoppblomstring og ugunstige hygieniske forhold har i stor grad hindret bading i de siste 15-20 år. Lokalt er det stor interesse for å ta Jarenvatnet i bruk til bading igjen.

Vassdraget blir også i stigende grad tatt i bruk til jordbruksvatning, og for arealer som brukes til beiting eller dyrking av bær, frukt og grønnsaker er den bakteriologiske kvaliteten av stor betydning.

De bakteriologiske analysene er gjennomført i samsvar med Norsk Standard (NS 4751). Analysene omfatter:

- kimtall, som indikerer hvor mye bakterier det totalt er i vannet
- koliforme bakterier, som omfatter bakteriegrupper som enten fins i avføringen til mennesker og dyr eller i jord.
- termostabile koliforme bakterier (tarmbakterier) som formerer seg i tarmen hos mennesker og dyr og er indikator på at holdsvise ferske fekalier (avføring) tilføres vassdraget.

I 1980 ble det samlet inn 11 vannprøver for hver av de seks stasjonene (Fig. 2.1) for bakteriologiske og kjemiske analyser. Resultatene er satt opp i tabeller i vedlegg.

### 2.4.1. Resultater

Vassdraget tilføres betydelige mengder bakterier, virus, sopp og andre mikroorganismer fra urensset spillvann fra husholdninger og fra husdyrhold (se vedlegg).

#### 2.4.1.1. Bekk fra Kruggerudtjern

Lengre strekninger av denne bekken består av stryk med god utlufting og gode muligheter for selvrensing. Analysene viser et lavt innhold av bakterier i den kalde årstid. I juni og juli var vannet blakket (grumset) og analysene viste høye konsentrasjoner av tarmbakterier (E.coli). Ved befaring i vassdraget ble det påvist utslipp av silo-pressaft og sig fra gjødsel-kjellere. Det er grunn til å tro at disse var de viktigste forurensnings-kildene til denne bekken.

#### 2.4.1.2. Wøienbekken

Omkring 1975 var det store utslipp til Wøienbekken med soppvekst og fiskedød som resultat. Slike forhold har ikke vært observert etter

1977, men de bakteriologiske analysene fra 1980 viser fortsatt jevnt høyt innhold av tarmbakterier. Samtidig er konsentrasjonen av fosfor høy i denne bekken. Resultatene og befaringer i området tyder på at det kan oppnås betydelig bedring i den hygieniske vannkvaliteten i denne bekken, en strekning av Vigga og i øvre basseng av Jarenvatnet ved oppsamling av spillvann fra husholdninger og transport til renseanlegget. Statens Institutt for Folkehelse (SIFF) anbefaler ikke bading dersom middelverdien (geometrisk middel) for en lengre periode er større enn 50 termostabile koliforme bakterier pr. 100 ml. Middelverdien for 10 målinger på denne stasjonen (mars - november) var hele 169 pr. 100 ml. i 1980.

#### 2.4.1.3. Vigga ved innløp til Jarenvatnet

Den hygieniske vannkvaliteten på denne stasjonen var også tydelig påvirket av urensset spillvann fra husholdninger og inntil videre må det frarådes å bade på den gamle badeplassen ved Sagtangen. I den nye reguleringsplanen er det her foreslått friområde og badeplass. Geometrisk middelverdi for tarmbakterier på denne stasjonen var 217 pr. 100 ml, dvs. vel 4 ganger så høy som anbefalt grenseverdi for badevann. Utlipp til Vigga og til Wøienbekken er årsak til de høye bakterie-konsentrasjonene.

#### 2.4.1.4. Vigga ved utløp fra Jarenvatnet

Ved utløpet av Jarenvatnet ble det praktisk talt ikke påvist tarmbakterier i 1980. Til tross for store tilførsler blir altså disse bakteriene uskadeliggjort pga. lang oppholdstid og stor biologisk aktivitet i innsjøen.

#### 2.4.1.5. Skjerva

Skjerva renner sammen med Vigga i Brandbu sentrum, og store deler av året utgjør Skjerva en vesentlig del av vannføringa i nedre del av Vigga. Skjerva er regulert til en viss grad idet det er gitt konsesjon til uttak av vann til et overrislingsanlegg på et sagbruk. I Skjerva er det kun påvist lave konsentrasjoner av bakterier, fosfor og nitrogen sammenliknet med de andre stasjonene ved denne undersøkelsen. En viss tilførsel av nitrogen og organisk stoff har neppe særlig betydning for tilstanden i denne bekken. Skjerva har derfor en gunstig fortynnende effekt på nedre del av Vigga.

#### 2.4.1.6. Vigga nedstrøms Brandbu

Fra utløpet av Jarenvatnet ned til Røykenvika i Randsfjorden øker konsentrasjonen av bakterier betydelig til tross for flere relativt rene tilløp (Skjerva, Gullåa og Eggeelva) som fortynner Vigga på denne strekningen. Midlere konsentrasjon i 1980 var 465 tarmbakterier pr. 100 ml. Utslipp av rensset spillvann fra Brandbu renseanlegg er trolig en av hovedkildene. Uten renseanlegget ville selvfølgelig belastningen av dette vassdrags-avsnittet vært vesentlig større. Verdiene fra den 27. mai 1980 viser tydelig effekten når renseanlegget ikke fungerer pga. uhell (tab. 2.3), og gir samtidig et bilde av hvor mye som fjernes i anlegget. For en mer komplett tabell se vedlegg.

Tab. 2.3. Analyseresultater fra Vigga og renseanlegget 27. mai 1980 da renseanlegget var ute av drift. For mer fullstendig tabell se vedlegg.

	Total-P (mg P/m <sup>3</sup> )	Total-N (mg N/m <sup>3</sup> )	<u>E. coli</u> (pr. 100 ml)
Vigga oppstr. renseanlegg	26	3000	100
innløp renseanl.	5800	23500	3600000
utløp renseanl.	5800	25000	260000
Vigga nedstr. renseanl.	510	4000	24000

Utfra et hygienisk synspunkt representerer nedre del av Vigga den mest betenkelige del av vassdraget fordi dette vannet til enhver tid vil inneholde rester av avføring fra mange tusen personer, og vil derved sansynligvis permanent inneholde sykdoms-fremkallende bakterier og virus.

### 3. VANNETS KJEMISKE OG FYSISKE EGENSKAPER

#### 3.1. Temperatur

Temperaturen i vannet ble målt til nærmeste  $1/10^{\circ}$  på 11 dyp vha. en termistor-sonde. Resultatene er vist i fig. 3.1. Da Jarenvatnet er relativt godt beskyttet mot vind danner det seg raskt en termoklin, dvs. at de øvre varmere vannmassene skilles fra de dypere liggende og kjøligere vannmassene med en kraftig temperatur-sjiktning mellom 5 og 8 meters dyp fra begynnelsen av juni til begynnelsen av oktober. I denne perioden er det liten utveksling mellom de to vannmassene, slik at bunnvannet ikke får tilført nytt oksygen fra lufta. Tilsvarende vil næringsstoffer som frigjøres fra sedimentet og fra nedbrytning av plante- og dyrerester, ikke føres opp til overflaten før seint på høsten. Dette fører til redusert planteproduksjon om sommeren, men kraftig øking utover høsten.

Om våren er det en kort periode, vårsirkulasjon, da overflatevannet blandes med dypvannet. I fig. 3.1 er dette antydnet med lik temperatur fra overflate til bunnen, selv om vi har for få målinger til å få et detaljert bilde av varigheten av sirkulasjonsperioden.

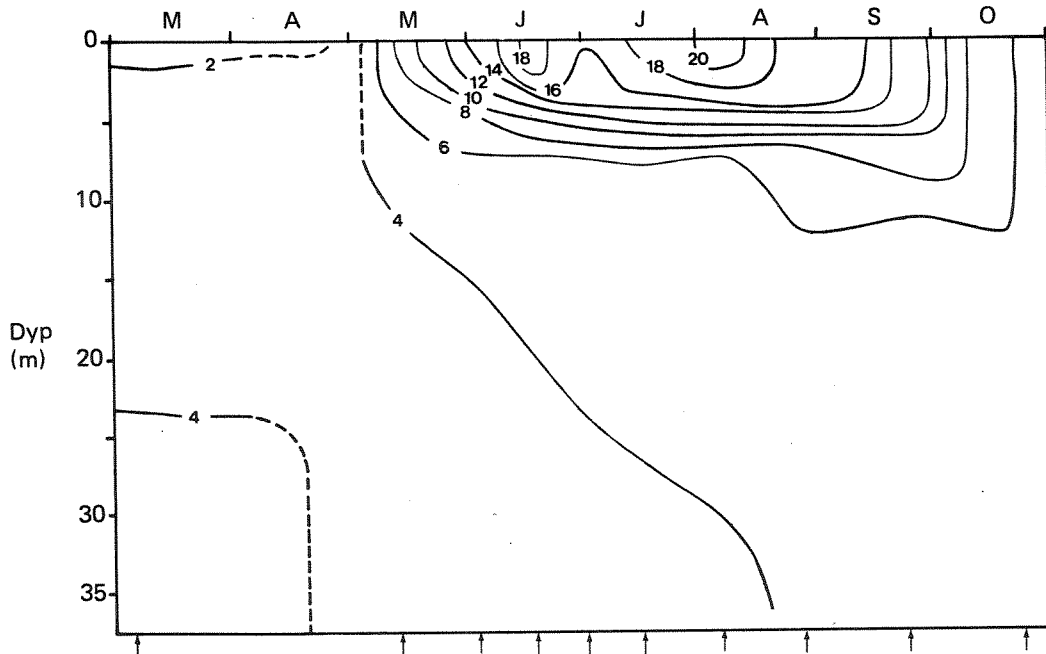


Fig. 3.1. Temperatur i Jarenvatnet 1980. Pilene nederst på diagrammet angir tidspunktene for prøvetaking

### 3.2. pH

På grunn av vannets høye innhold av kalk og høy produksjon av planteplankton vil vannet være svakt basisk hele året (fig. 3.2). Høyeste målte pH-verdi i 1980 var 9.6 midt i juni. Variasjonene i pH gjennom sesongen i overflatevannet vil indikere forskjeller i planteplanktonets produksjon. Høyest pH, og følgelig produksjon, ble målt i mai/juni og august/september (Dette bekreftes også av målingene av oksygen og primærproduksjon).

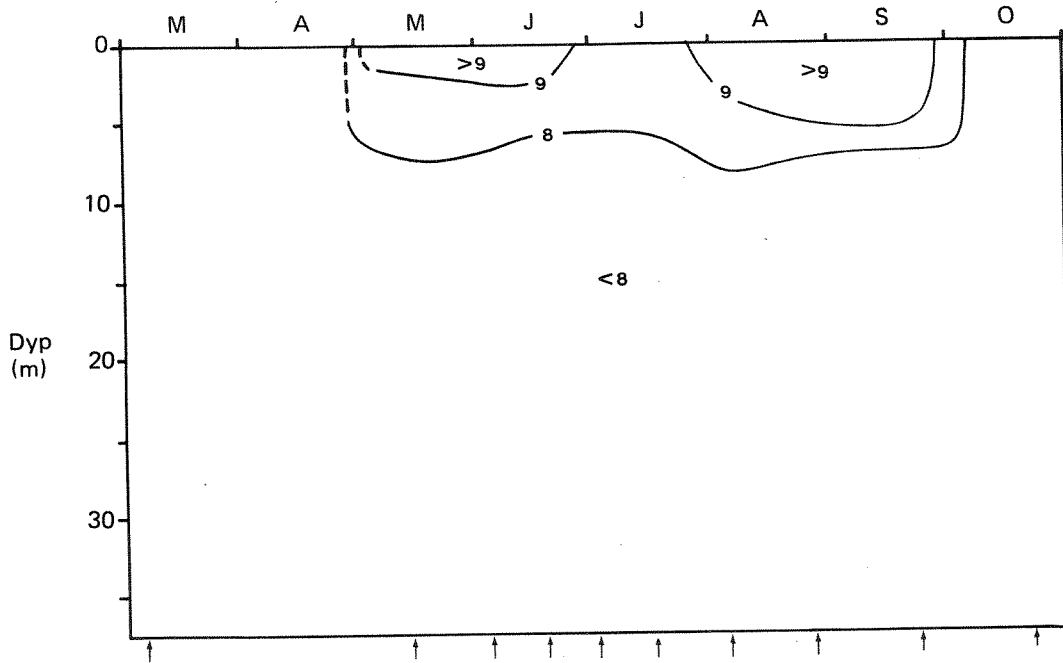


Fig. 3.2. Målt pH i 1980

Sur nedbør vil ikke gi problemer i innsjøer som Jarevatnet. Derimot vil pH-verdier høyere enn 8.5 kunne føre til rask lekkasje av fosfat som er bundet til sedimentet, ut i vann-massene. Betydningen av dette fenomenet er ikke vurdert særskilt ved denne undersøkelsen.

### 3.3. Oksygen

Oksygenet i vannet produseres av de grønne plantene om dagen, både planteplankton og høyere vekster. Oksygenet i vannet forbrukes av dyr og planter, og ikke minst bakterienes nedbrytning av plante- og dyrerester. Det gir seg utslag i lavere oksygen-konsentrasjoner i bunnvannet (fig. 3.3). For en historisk oversikt over oksygenforholdene i Jarevatnet henvises til Bøyum og Hongve(1976).

Oksygenkonsentrasjonen er fremstilt som "metning", dvs. hvor mye oksygen vannet inneholder i forhold til likevektsskonsentrasjonen ved den aktuelle temperaturen. Betydningen av temperatur-sjiktningen går tydelig fram av figuren. I den varme vannmassen over 7 meters dyp der planteproduksjonen er stor, er også oksygenkonsentrasjonen høy. Mer



enn 140% metning ble registrert både i mai og i august. Ved omlag 8 meters dyp avtar oksygen-konsentrasjonen raskt til 40% metning hele sommer-halvåret. Vårsirkulasjonen ser ut til å ha vært ufullstendig i 1980. Pga. kraftig oksygenforbruk i dypvannet avtar konsentrasjonen til mindre enn 2 mg oksygen/l fra juni. Så lave konsentrasjoner ble registrert helt opp til 16 meters dyp i september.

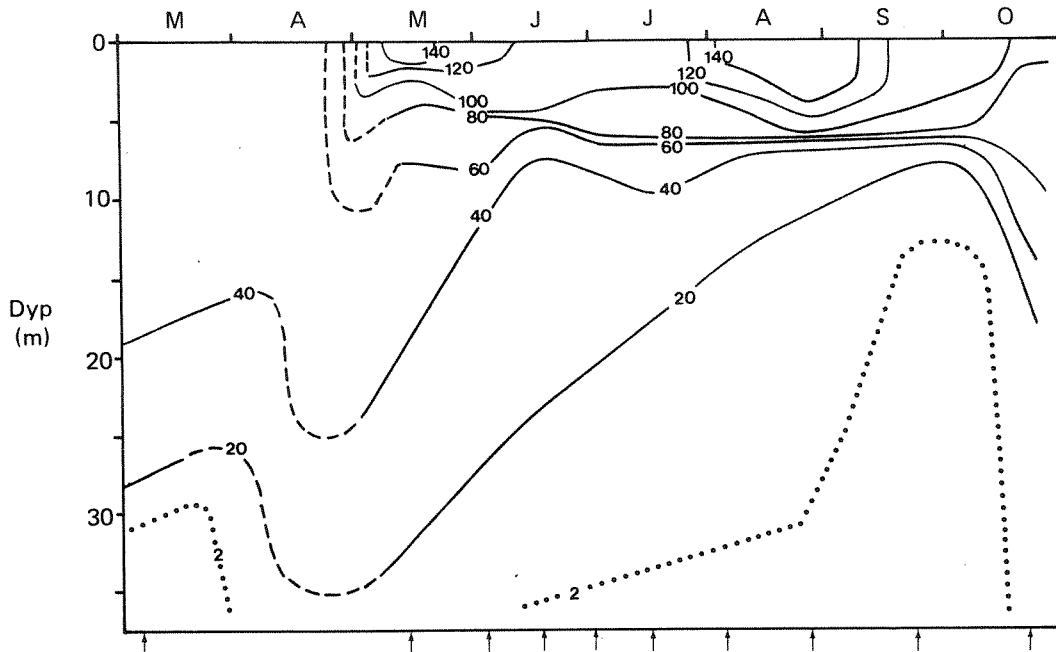


Fig. 3.3. Oksygen-metning (%) i 1980

#### 3.4. Ionsammensetning

Jarenavatnets kjemiske sammensetning er sterkt preget av berggrunnen og løsmassene i nedbørfeltet. Særlig bidrar høyt innhold av kalk, etter norske forhold, til å prege vannkvaliteten. Kalkinnholdet er også en viktig årsak til at jordbruk er så viktig i Viggadalføret. Jordbruksaktivitetene og bosettingen generelt medfører i sin tur forurensninger til vassdraget og har sammen med avløpsvann fra husholdninger bidratt til å forverre vannkvaliteten i Jarenavatnet.

Konduktivitet er et mål for vannets totale innhold av de elementene som forekommer i høyest konsentrasjon i vannet, de såkalte hovedkomponentene. Konduktivitetsverdiene varierer stort sett mellom 250 og 300, noe som vitner om høyt kalkinnhold (se tab. 3.1 og tab. 3.2). Konduktiviteten ser ikke ut til å ha økt nevneverdig siden Strøms undesøkelse i 1940 (Strøm 1941). For sammenlikningens skyld er Jarenavatnets konduktivitet vist sammen med konduktiviteten i enkelte andre innsjøer i fig. 3.4 nedenfor. Konsentrasjonen av kalsium er målt til henholdsvis 24.2 og 63.6 mg/l mellom 0-10 meters dyp i Jarenavatnet vår og høst 1980. Tilsvarende verdier for Randsfjorden var på samme tid 5.7 og 5.3 mg/l.

Kalkinnholdet i Jarenvatnet er faktisk så høyt at kalk ( $\text{CaCO}_3$ ) felles ut i de øvre vannmasser pga. høy planteproduksjon og danner lyse, kalkholdige sedimenter i de øverste metrene. Derved sedimenteres også endel næringsstoffer og partikler ut av vannet. På større dyp løses imidlertid kalken opp igjen pga. høyt innhold av  $\text{CO}_2$  og lavere pH.

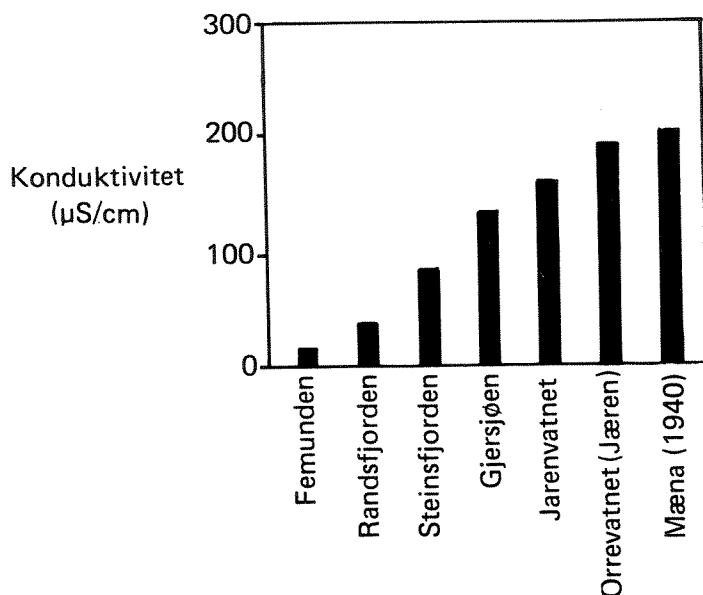


Fig. 3.4. Konduktivitet i en del sør-norske innsjøer

Tab. 3.1. Jarenvann. kjemi, 0-10 meter

Dato	pH	Konduktivitet µS/cm	Farge mg Pt	Turbiditet FTU	Total-P mg/m <sup>3</sup>	Total-P filtrert mg/m <sup>3</sup>	PO <sub>4</sub> -P mg/m <sup>3</sup>	Total-N mg/m <sup>3</sup>	Total-N filtrert mg/m <sup>3</sup>	NO <sub>3</sub> -N mg/m <sup>3</sup>	SiO <sub>2</sub> mg/l	KMnO <sub>4</sub> mg O/l	Org.tørrstoff mg/l	uorg. tørrstoff mg/l
5.3	7,8	113,4	-	0,2	12	10	1,0	2760	2320	2100	-	2,3	1	0,2
13.5	7,9	266	50	0,2	21	6	3,5	3960	3920	3350	4,7	3,9	2,3	1,2
3.6	8,2	263	29	1,2	17	8	2,0	3360	3320	3000	2,6	3,8	3,3	1,0
17.6	8,3	263	42	1,7	38	10	10	3440	3360	3100	1,2	3,5	2,3	2,9
1.7	8,2	273	20	0,8	13	5	4	3040	3040	2800	1,6	2,5	0,8	0,5
15.7	7,9	270	29	1,5	13	-	4,5	3040	-	2700	-	2,7	1,1	0,6
5.8	8,1	287	53	2,3	25	6	3,0	3280	3040	2600	2,5	3,8	3,3	1,9
26.8	8,6	259	63	2,6	16	5	1,5	2640	2520	200	2,8	4,7	2,6	0,3
23.9	8,1	277	48	2,8	16	4	0,5	2440	2080	1900	3,0	4,5	3,4	0,3
22.10	7,9	291	62	2,8	24	3	1,5	2920	248	2100	4,2	4,0	3,0	0,4

### 3.5. Turbiditet og farge

Verdiene for vannets turbiditet og farge angir innholdet av partikler og fargede organiske forbindelser (humusstoffer). Disse parametrene vitner om høyt innhold av alger (plantep plankton) og leirpartikler i flomperioder, og en tydelig påvirkning fra jordbruks- og myrarealer.

Tab. 3.2. Jarenvann. kjemi, 1 meter

Dato	pH	Konduktivitet µS/cm	Farge mg Pt	Turbiditet FTU	Total-P mg/m <sup>3</sup>	Total-P filtrert mg/m <sup>3</sup>	PO <sub>4</sub> -P mg/m <sup>3</sup>	Total-N mg/m <sup>3</sup>	Total-N filtrert mg/m <sup>3</sup>	NO <sub>3</sub> -N mg/m <sup>3</sup>	SiO <sub>2</sub> mg/l	KMnO <sub>4</sub> mg O/l
13.5	8,6	243	67	2,6	28	8	5,5	3800	3760	3100	4,0	4,0
3.6	-	247	31	1,5	23	14	2,0	3240	3160	3000	0,6	4,2
17.6	8,7	254	26	1,0	11	8	1,5	3200	3120	2800	<0,2	3,4
5.8	8,7	267	28	1,3	17	6	1,5	2680	2680	2300	1,1	4,0
26.8	9,0	248	85(13)	4,3	17	5	3,0	2520	2240	100	1,6	5,2
23.9	8,7	262	44(11)	3,0	16	4	0,5	2160	1880	1700	2,2	3,3
22.10	7,8	294	71	3,6	23	5	1,0	2640	2520	2100	4,2	1,9

( ) filtrerte prøver

Partikkel-innholdet i sjiktet 0-10m ble målt ved hver prøvetaking i 1980 (fig. 3.5). De mørke stolpene i diagrammet viser tydelig at tilførselene av leirepartikler var betydelige om våren og om forsommeren. De organiske partiklene, som for det meste består av planteplankton, ble funnet i høy konsentrasjon (mer enn 2mg/l) hele produksjons-sesongen bortsett fra i juli.

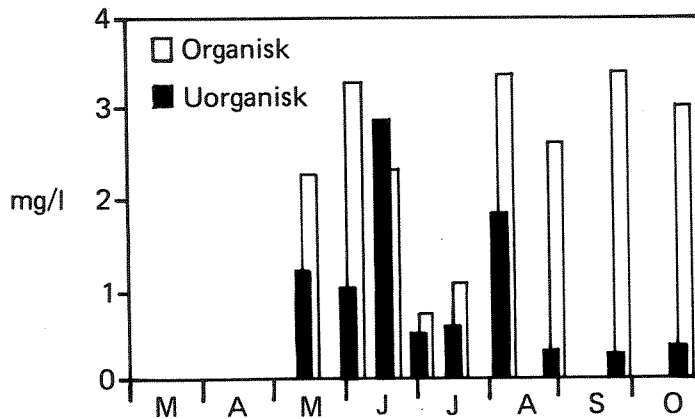


Fig. 3.5. Konsentrasjoner av organisk og uorganisk suspendert materiale i 1980.

Vertikal-fordelingen av partikler den 22. august 1980 er vist i fig. 3.6. Partikkelinnholdet er målt som transmisjon, dvs. vannets gjennomskinnelighet for lys. Høyt partikkelinnhold (lav transmisjon) ned til 8 meters dyp viser tydelig høy konsentrasjon av planteplankton. Vannmassene under 8 meters dyp har tydelig mindre partikkelinnhold.

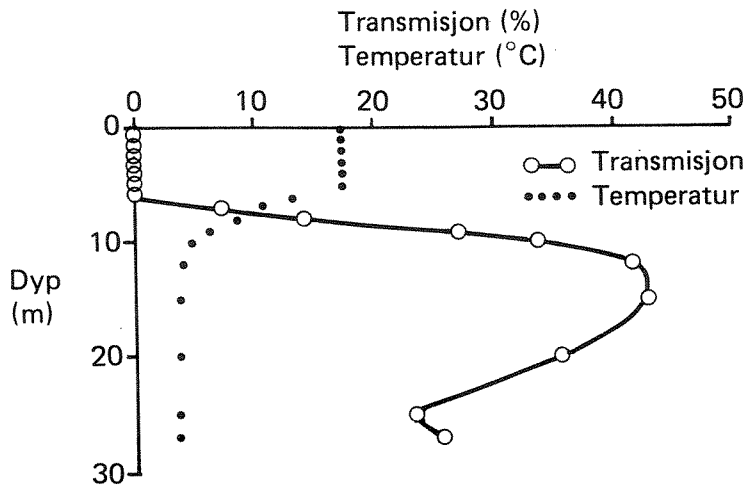


Fig. 3.6. Vertikalfordeling av partikler og temperatur 22. august 1980

### 3.6. Næringsstoffer

#### 3.6.1. Fosfor

Økende mengder av plantenæringsstoffene fosfor (P) og nitrogen (N) stimulerer veksten av planteplankton i innsjøer på samme måten som de samme stoffene stimulerer tilveksten på jordbruksarealer. I motsetning til jordbruksvekster som hovedsakelig stimuleres av nitrogen, er planteplanktonet i norske innsjøer ofte begrenset av fosfor. I innsjøer der tilgangen på fosfor er rikelig kan også nitrogen, silikat, jern o.a. bidra til økt produksjon.

Konsentrasjonen av total-fosfor varierer sterkt gjennom året med maksimale verdier vår og høst i forbindelse med økte tilførsler fra nedbørfeltet. Konsentrasjonen i vårsirkulasjonen anses ofte for å gi et visst uttrykk for hvor store algekonsentrasjoner en kan vente i løpet av sommersesongen (basisfosfor). Det må understrekes at det er en rekke andre forhold som også bidrar til å modifisere dette, bl.a. hvilke former for fosfor som tilføres, når på året de tilføres, innsjøens form, vindpåvirkning, fiskebestandens størrelse og artssammensetning. Konsentrasjonen av fosfor er 20-25 ug/l om våren og varierer stort sett mellom 20 og 40 ug/l resten av året.

Omlag 60% av fosforet er bundet i partikler i vannet, f.eks. planteplankton, leirepartikler eller humuspartikler, mens bare omlag 10% foreligger som fosfat (dvs. LMRP - løst molybdatreaktivt fosfor). Planteplanktonet kan kun utnytte fosfor i form av fosfat. Selv om fosfat forekommer i lav konsentrasjon trenger denne forbindelsen ikke å være begerensende for veksten, i det den omsettes svært raskt i systemet.

Fosfor bundet til den kalken som felles ut i de øvre vannmassene løses opp på større dyp, som nevnt over. I løpet av sommer/vintersesongen akkumuleres derved store mengder fosfat i dypvannet. Dette blandes inn i overflatevannet om våren og høsten og stimulerer planteveksten

som vist i neste kapittel.

### 3.6.2. Nitrogen

Konsentrasjonen av nitrogen er svært høy i Jarenvatnet hele året (tab. 3.1 og tab. 3.2) og det er karakteristisk at en vesentlig del av nitrogenet foreligger som løst nitrat, dvs. en form for nitrogen som er direkte tilgjengelig for algene. Avrenning fra jordbruksområder regnes å være den viktigste nitrogen-kilde til vassdraget. En høy konsentrasjon av løst nitrogen i vannet trenger ikke være en ulempe så lenge ikke fosforkonsentrasjonen økes ytterligere. En viss konsentrasjon av løst nitrogen hindrer nemlig oppvekst av såkalte nitrogenfikserende blågrønnalger, en gruppe alger som kan skape særlige problemer i innsjøer. En reduksjon av tilførslene av løst nitrogen er derfor verken nødvendig eller ønskelig før fosforkonsentrasjonen reduseres betraktelig.

### 3.6.3. Silikat

Silikat er et nødvendig næringsstoff for en gruppe planteplankton: diatomeene, som har et skall av kisel (silikat). Disse algene har ofte kraftig vekst om våren, og dette bekreftes for Jarenvatnet ved at konsentrasjon av løst silikat reduseres betraktelig i slutten av mai og begynnelsen av juni. Dette fører til silikat-begrenset vekst av diatomeene (Løvstad 1977, under utarbeidelse) noe som får størst utslag i overflaten idet disse algene foretrekker høy lysintensitet (se verdiene for 1m og 1-10m dyp i tab. 3.1 og tab. 3.2).

### 3.7. Siktedyp og vannets farge

Siktedypet er et mål for vannets innhold av partikler og løste, fargede forbindelser og måles ved å senke en hvit skive ned i vannet inntil den ikke lenger er synlig. Verdier for siktedyp i Jarenvatnet for 1980 er vist i fig. 3.7. Størst siktedyp måles om vinteren og tidlig på våren før veksten av planteplanktonet setter inn for fullt. Første måling i 1980 var tidlig i mars med hele 7.3 meter siktedyp. Utover våren ble siktedypet betydelig lavere pga. algeoppblomstringen og tilførsler av leire-holdig vann fra nedbørfeltet. Siktedypsverdiene viser at overflatekonsentrasjonene av planteplankton reduseres om sommeren for så å øke igjen utover høsten. Siktedypet vil ha vært enda lavere i Jarenvatnet dersom ikke de dominerende artene i perioder har høyest konsentrasjon mellom 4-8 meters dyp (se fig. 4.2). Til sammenlikning var siktedypet 1. august 1940 5.5 m (Strøm 1941).

### 3.8. Lysets vertikale svekning

Intensiteten av solstrålingen som treffer innsjøens overflate reduseres raskt nedover i vannmassene. Hvor raskt dette foregår bestemmes av vannets innhold av partikler (planteplankton, leire o.l.) og løste fargete forbindelser (f.eks. humusstoffer). "Svekningskoeffisienten" angir hvor fort lyset svekkes. I fig. 3.8 er lysets svekning angitt i logaritmiske enheter.

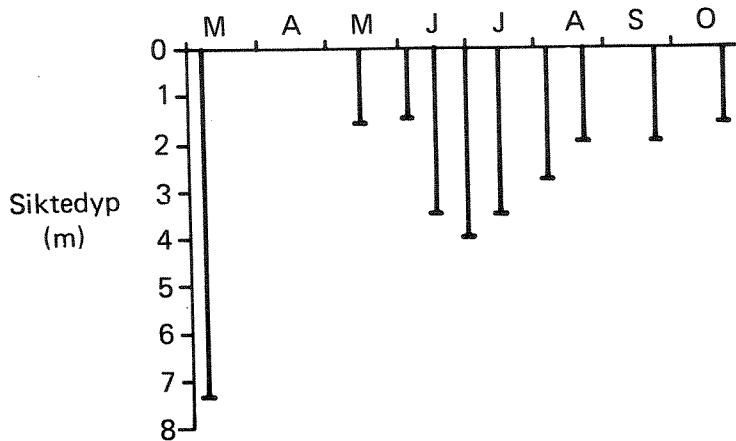


Fig. 3.7. Jarenvann. Siktedyb 1980

Da plantene er avhengig av sollys for vekst, er "lysklimaet" av stor betydning for karakterisering av innsjøen. Lysets svekning vertikalt i vannmassene er målt med en lysmåler som er følsom for de samme lyskvaliteter som plantene (400-700nm). Lysets svekning uttrykkes ved såkalte svekningskoeffisienter (tabell i vedlegg). Som en grov tilnærming kan det anslås at plantene kan vokse ned til det dypet der 1% av overflatelystet er tilbake. Dette tilsvarer 4 til 6.5 meters dyp i Jarenvatnet i 1980.

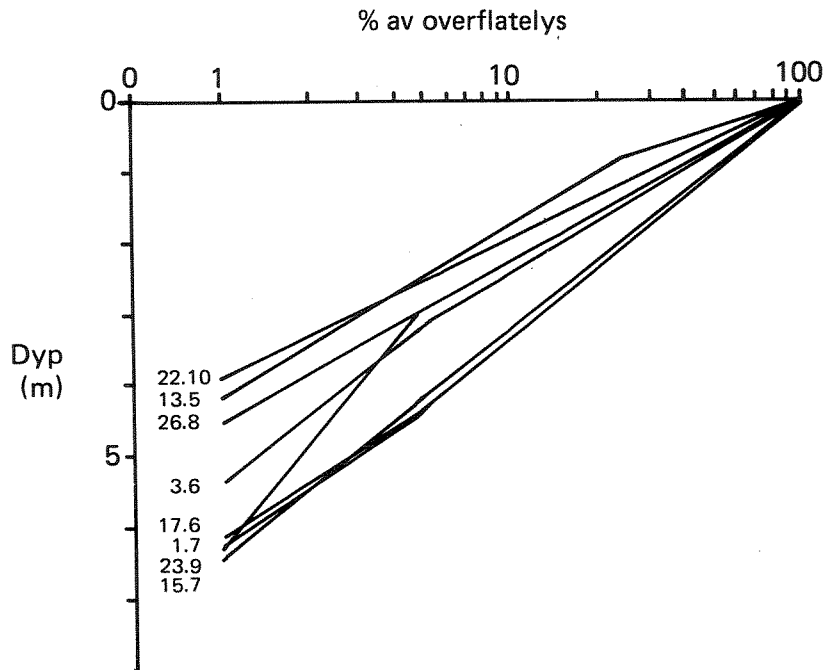


Fig. 3.8. Lysets vertikale svekning

#### 4. PLANTEPLANKTON

##### 4.1. Generelt

Planteplanktonet i innsjøer består av små, frittlevende alger som reagerer raskt på de fleste miljøendringer. Forandringer i tilført mengde næringsstoffer, f.eks. biologisk tilgjengelig fosfor, vil kunne gi endringer i planktonsamfunnet før forskjellen kan registreres med dagens kjemiske analysemetoder. Endringer i planteplanktonets sammensetning og mengde gjennom året gir derfor god informasjon om innsjøens tilstand og eventuelle utvikling.

Store, dype næringsfattige innsjøer vil inneholde små mengder av kiselalger (Bacillariophyceae), grønnalger (Chlorophyceae) og blågrønnalger (Cyanophyceae). Maksimalt algevolum vil i vekstsesongen vanligvis være mindre enn  $1000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  (se f.eks. resultatene fra Randsfjorden). Med økende næringstilførsel vil artssammensetningen utvikles i mer "eutrof" retning og innslaget av de nevnte algegrupper øker. Dermed blir også vannkvaliteten merkbart forringet.

##### 4.2. Endringer i mengde og sammensetning av alger fra 1967 til 1980

Det er sparsomme registreringer av algenes mengde og sammensetning i tidligere år. Det ble tatt kun én prøve i 1967 og i 1968. En grundigere undersøkelse ble foretatt i 1971, men konserveringen av prøvene var for dårlig til at annet enn blågrønnalger, grønnalger og kiselalger kunne identifiseres. Dessuten ble en grundigere undersøkelse utført våren 1976 (Løvstad 1977, under utarbeidelse) og en enkel registrering i august 1979.

tab. 4.1 gir en oppsummering av registreringene fra 1967 til 1979 sammen med noen resultater fra 1980. Variasjoner i siktedypet gir en god indikasjon på endringer i konsentrasjonen av planteplankton, men viser at det ikke var noen nevneverdige forskjeller i 1976, 1979 og 1980. Også algevolumene indikerer at mengden av planteplankton var nokså konstant i disse årene, men noe større enn i 1968, 69 og 71.

Høye konsentrasjoner av kiselalgen Stephanodiscus hantzschii om våren synes å være en årlig foreteelse. Imidlertid har det foregått en markert overgang i sensommer/høst-planktonet. Særlig er det Oscillatoria agardhii som har hatt en dramatisk økning etter 1976. Det har også funnet sted en endring fra dominans av grønnalger og diatomeer til blågrønnalger (tab. 4.1). Dette må kunne sies å representere en utvikling i negativ retning. Oscillatoria har hatt masseforekomst i en rekke innsjøer på Østlandet (Mjøsa, Steinsfjorden, Vansjø, Gjersjøen, Årungen o.a). I enkelte innsjøer ser det ut til at den har etablert seg etter en kombinasjon av gunstige værforhold og for stor belastning av næringsstoffer, for så å forsvinne igjen et seinere år. I andre mer forurensede innsjøer har denne algen kunnet etablere bestander som i samspill med andre forhold i innsjøen (sedimenter, fisk, dyreplankton o.l.) danner stabile systemer som vanskelig lar seg endre før etter svært lang tid. Biotester utført med naturlige Oscillatoria-populasjoner har vist at tilsetning av fosfor eller chelator (som frigjør spormetaller) enkeltvis eller i kombinasjon fremmer veksten ved næringsbegrensning (Løvstad under utarbeidelse).

Tab. 4.1. Totalt algevolum, siktedyp og dominerende arter i 1976, 1979 og 1980

Dato	Totalt algevolum (mm /m )	Siktedyp (m)	Dominerende algeslekt(er)
67.08.01	4500		Ubest. Chlorococcales
68.07.24	240		Asterionella
71.05.19	5900		Stephanodiscus
71.08.17	1915		Gomphosphaeria, Oocystis Fragilaria
76.05.18	3100	1.8	Stephanodiscus
76.06.05	2100	>3.0	Asterionella, Dinobryon
76.06.21	1000	>3.0	Uroglena
76(aug.-sep.)		ca.1	Sphaerocystis
79.08.15	8000	1.2	Oscillatoria
80.05.13	3800	1.6	Stephanodiscus m.fl.
80.06.13	8200	1.5	Synedra, Diatoma
80.06.17	1900	3.5	Uroglena, Synedra
80.06.26	8200	1.5	Oocystis, Oscillatoria

#### 4.3. Mer om planteplanktonet i 1971 og 1980

I 1971 var kiselalger den dominerende gruppe av alger i planteplanktonet store deler av året (fig. 4.2). I august og september utgjorde imidlertid grønnalger og blågrønnalgen Gomphosphaeria lacustris en stor del av det totale algevolum. Det var forholdsvis høy konsentrasjon om våren (ca. 6.000 mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>) som følge av en oppblomstring av kiselalgen Stephanodiscus hantzchii, men resten av året var det relativt lite.

Variasjoner i totalvolum og sammensetning i 1980 for 0-10 meters dyp er vist i fig. 4.1. Totalvolumet varierer fra ca. 1.000 til ca. 11.000, noe som viser at Jarenvatnet er blitt en typisk eutrof (næringsrik) innsjø.

På volumbasis var kiselalgene den dominerende algegruppe i mai/juni (se fig. 4.3). I juni ble også gulalgene (Chrysophyceae) dominerende. I juni/juli var de øvre vannmassene relativt næringsfattige og algekonsentrasjonen avtok sterkt. Det totale algevolum var imidlertid høyere hele sommeren og høsten 1980 enn i 1971. I midten av juli og hele august var grønnalgen Oocystis sp. dominerende i de øverste 4-6 meterene, mens Oscillatoria agardhii ble mer dominerende på større dyp (4-10 meters dyp). På grunn av økende sirkulasjonsdyp i innsjøen ble Oscillatoria mer dominerende fra slutten av august (fig. 4.4), mens grønnalgene avtok sterkt. Deretter holdt konsentrasjonen av Oscillatoria seg relativt konstant til slutten av oktober. Dette er en utvikling som i store trekk er karakteristiske for forurensede innsjøer på Østlandet.



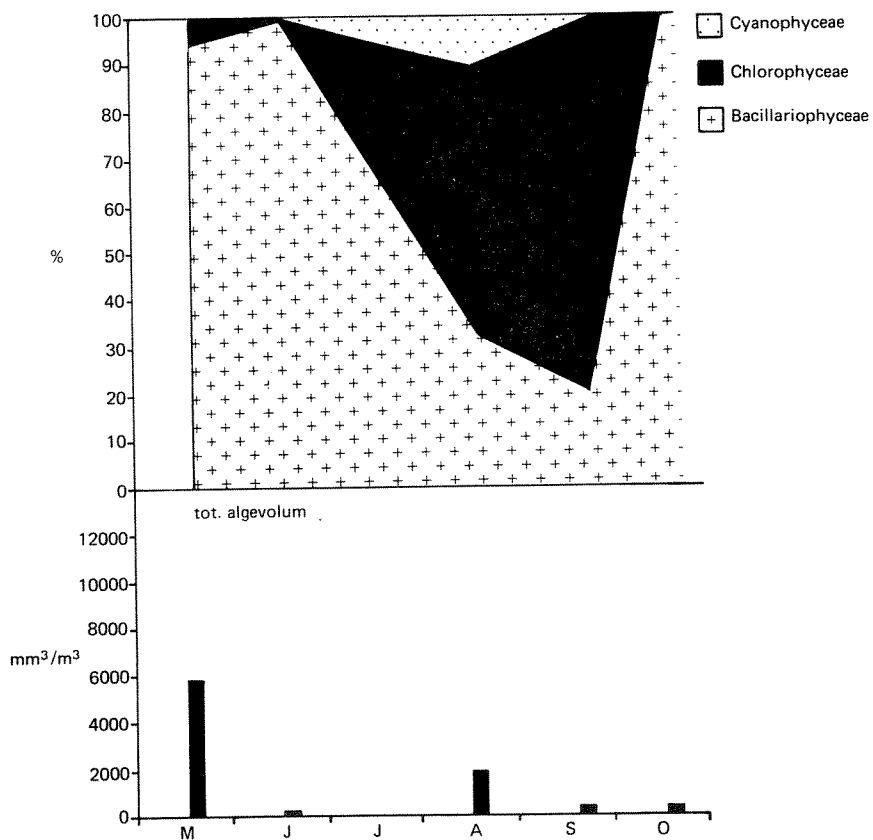


Fig. 4.1. Variasjon i totalvolum og sammensetning av blågrønnalger, grønnalger og kiselalger i 1971 ( 1 meters dyp)

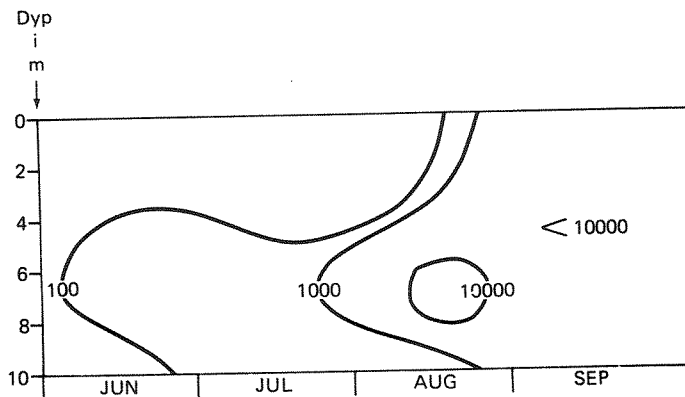


Fig. 4.2. Vertikalfordeling av *Oscillatoria* i 1980

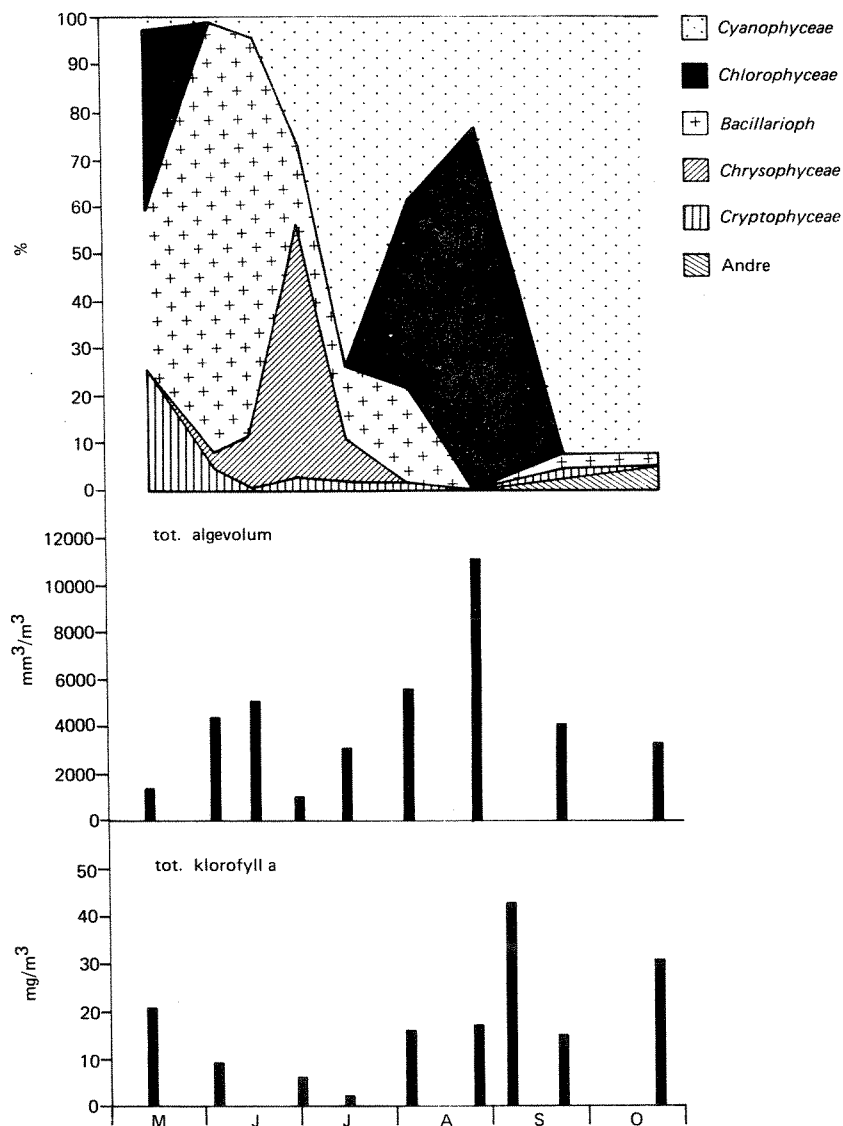


Fig. 4.3. Variasjon i totalvolum, klorofyll og sammensetning av planteplankton i 1980 (0-10 meters dyp)

#### 4.4. Klorofyll 1980

Klorofyll er et grønt fargestoff som finnes i alle planter, inklusive planteplankton. Konsentrasjonen av klorofyll kan derfor brukes som et mål for mengde av planteplankton i vannet. fig. 4.5 viser at variasjonene i klorofyllkonsentrasjon i stor grad følger variasjonene i totalt algeevolum (0-10 m).

Maksimal konsentrasjon av klorofyll ble målt til 51.6 ug Chla/l i sjiktet 2-4 meters dyp i oktober. En så høy konsentrasjon av klorofyll viser at innsjøen er eutrof (næringsrik).

I fig.4.6.6 vises midlere konsentrasjon av klorofyll mellom 0 og 10 meters dyp på prøvetakings-dagene i 1980. Som normalt i innsjøer av Jarevatnets karakter, er det markerte maksimal-verdier om våren og om høsten, med opptil 31 ug klorofyll a/l i oktober mens verdiene i juli var omlag 5 ug/l. De høye verdiene vår og høst skyldes hovedsakelig tilførsler av næringsrikt bunnvann.

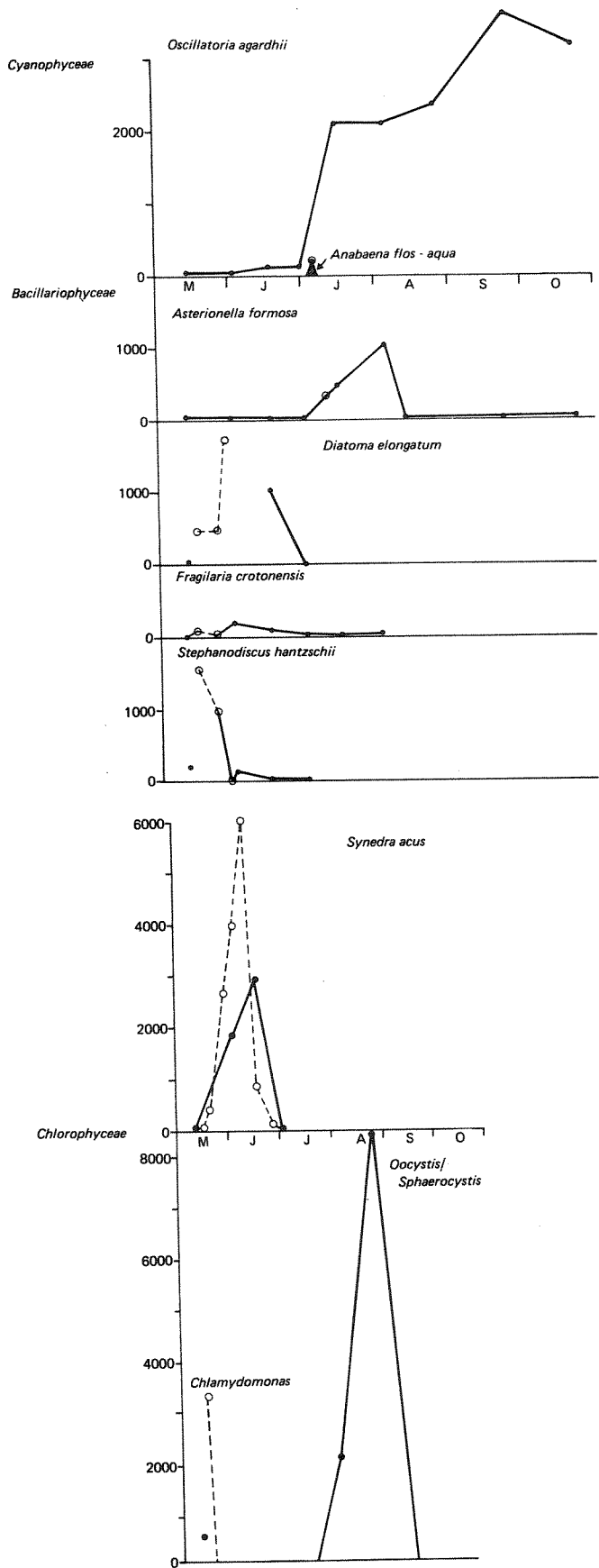


Fig. 4.4. Forekomst av i de viktigste artene mellom 0 og 10 meters dyp i 1980 (o 0-2 meter, ● 0-10 meter)

grad av tilførsler av næringsrikt bunnvann.

Den vertikale fordeling av klorofyll er vist i fig. 4.5b. Som det går fram av figuren er konsentrasjonen av klorofyll, dvs. planteplankton, i perioder om sommeren høyest mellom 4 og 10 meters dyp. Dette er forårsaket av blågrønnalgen Oscillatoria som har tendens til å plassere seg i dette dybdeskiktet, trolig pga. at konsentrasjonen av næringsstoffer er lav i overflaten om sommeren.

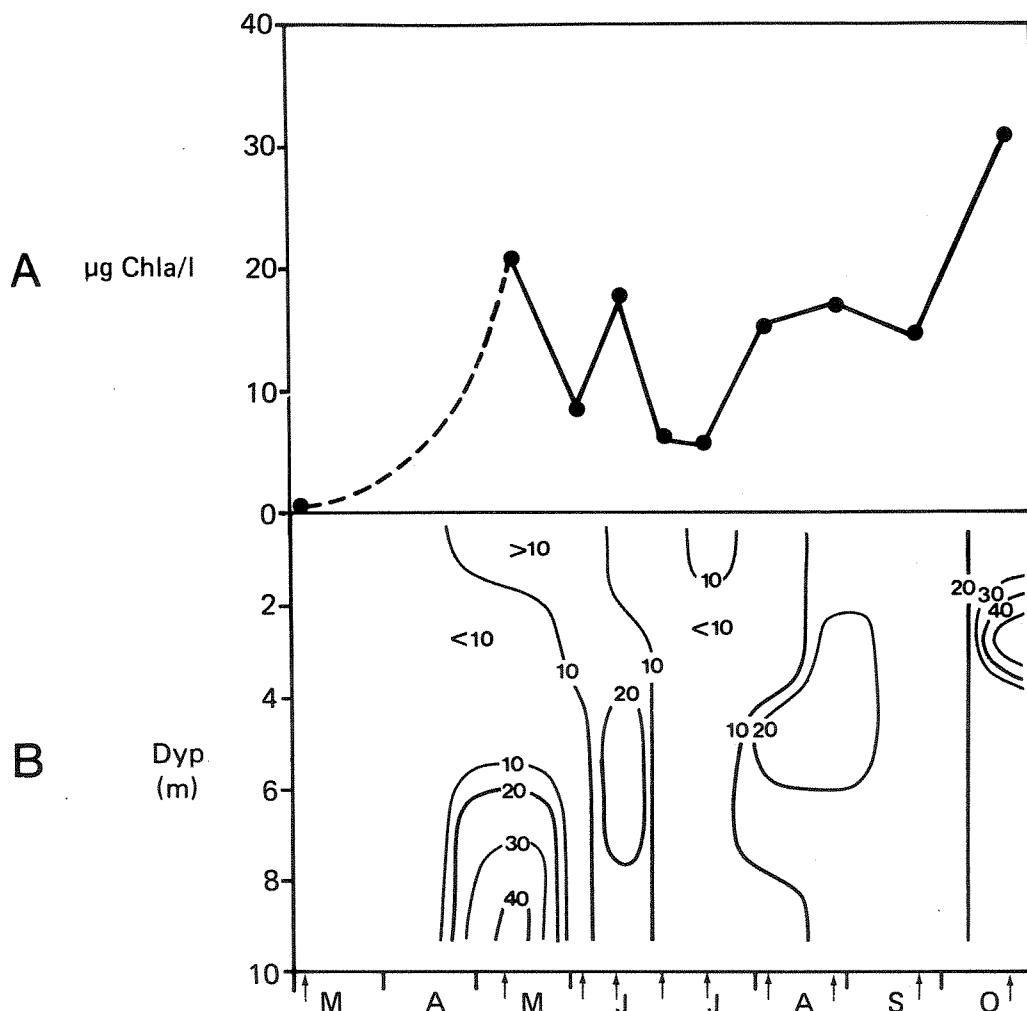


Fig. 4.5. Klorofyllkonsentrasjon mellom 0 og 10 meters dyp i 1980. A. Middelerverdier for 0-10 meters dyp. B. Vertikalfordeling mellom 0 og 10 meters dyp

#### 4.5. Primærproduksjon

Primærproduksjonen er et mål for planteplanktonets vekst. Algenes opptakshastighet av  $CO_2$  fra vannet kan måles og dette tilsvarer hvor raskt algene bygger opp nytt plantemateriale. I fig. 4.7 er den vertikale fordeling av planteplanktonets vekst vist for 8 dager i 1980. Som det går tydelig fram av figuren reduseres veksten raskt med dypet (jfr. kapitlet om vertikal lyssvekning). Legg merke til svak økning av produksjonen på 5 meters dyp den 5. august pga. Oscillatoria. Den totale produksjonen under  $1 m^2$  innsjøoverflate gir

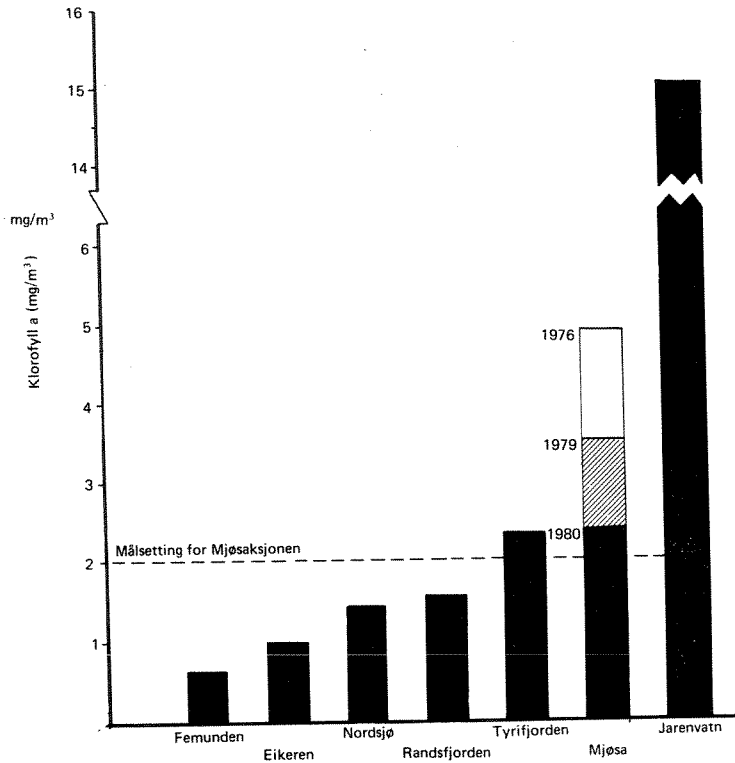


Fig. 4.6. Midlere konsentrasjon av klorofyll i produksjons-  
sesongen i noen øst-norske innsjøer

$\text{mg C} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$

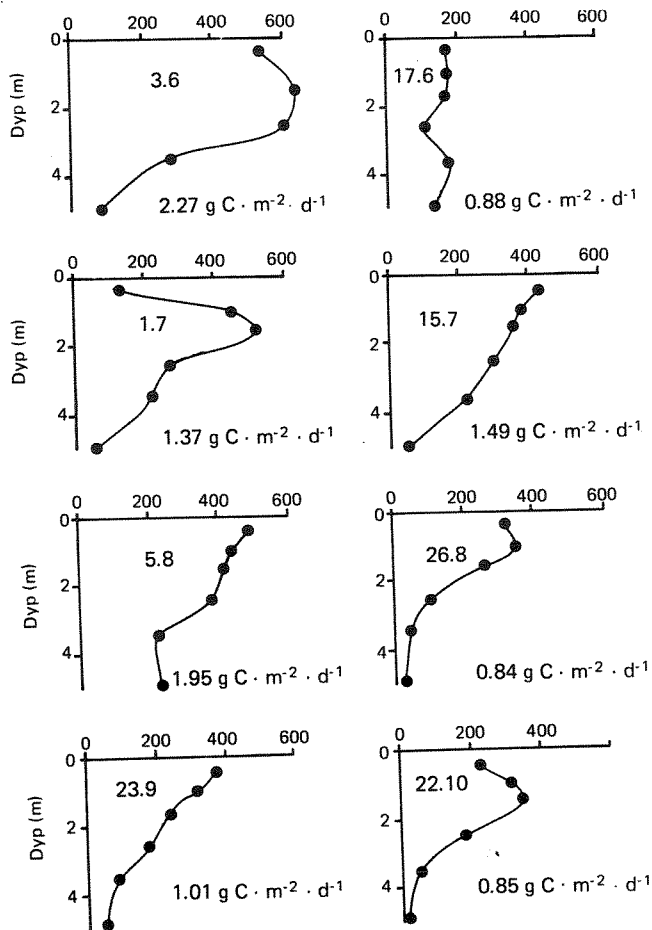


Fig. 4.7. Vertikal fordeling av primærproduksjon 1980

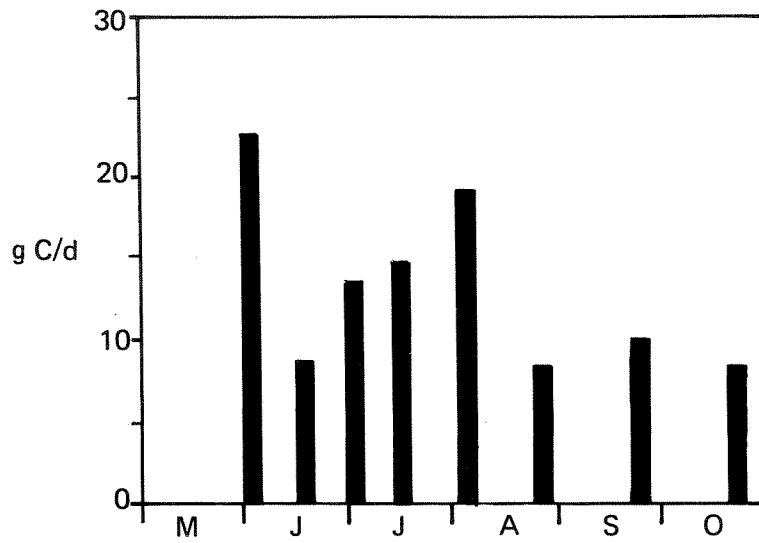


Fig. 4.8. Døgnproduksjon 1980

et god bilde av den totale produksjonen i innsjøen (fig. 4.8). Årlig primærproduksjon er anslått til  $220 \text{ gCm}^{-2}$ , noe som plasserer innsjøen blant de eutrofe (næringsrike) innsjøer.

## 5. DYREPLANKTON

### 5.1. Generelt

Det ble i 1980 tatt tilsammen 10 vertikale håvtrekk fra 0-20 meters dyp i perioden mars til oktober. Maskevidden i håven var 0.095mm. I tillegg ble det de 22. august samlet inn en serie prøver med en 12 liters Schindlerfelle, men foreløpig er bare håvtrekkene bearbeidet. Håvtrekk kan ikke brukes uten videre som et kvantitativt mål for dyreplanktonmengden i en innsjø med så store mengder som i Jarenvatnet. Resultatene presenteres derfor som prosentvis fordeling av de forskjellige artene (fig. 5.1 og tabeller i vedlegg).

### 5.2. Hjuldyrplankton

Hjuldyrene (Rotatoria) så ut til å utgjøre en forholdsvis stor del av dyreplanktonet i Jarenvatnet. I alt 12 arter/slekter ble funnet (tabell i vedlegg) og av disse er det flere som blir betraktet som indikatorer på eutrofe forhold (Filinia longiseta, Brachyonus calyciflorus, Keratella quadrata når den forekommer i store mengder).

I perioden mars-mai dominerte Kellicottia longispina med 80% av hjuldyrplanktonet (fig. 5.1). Fra mai av blir bildet mer sammensatt da arter fra slektene Polyarthra, Synchaeta og Asplanchna kommer inn.

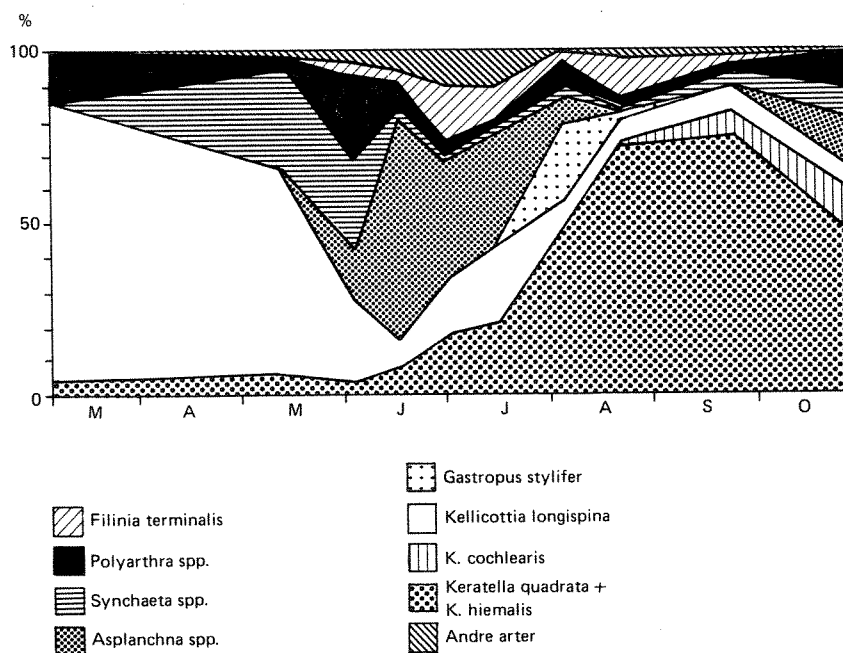


Fig. 5.1. Relativ fordeling av de enkelte arter

Den sistnevnte representerte 64% av hjuldyrene i midten av juni. Filinia longiseta hadde en topp i populasjonen i begynnelsen av juli. Videre utover i juli kom Keratella quadrata sterkt inn, og i august, september og oktober dominerte denne arten hjuldyrplanktonet med

opptil 75% av totalt antall.

### 5.3. Krepssdyrplankton

Det ble funnet i alt 14 arter av krepssdyr (tabell i vedlegg). Av disse tilhører 5 gruppen hoppekrepss og 9 gruppen vannlopper. 2 av disse artene, Chydorus sphaericus og Macrocyclus albidus er å betrakte som strandformer. Det er mulig at det blant de dyrene som er notert som Mesocyclops leuckarti kan ha vært noen få fra den nærstående Thermocyclops oithonoides.

I tillegg til hjuldyrene og krepssdyrene ble det funnet enkelte eksemplarer av svevemyggen Chaoborus flavicans.

Med hensyn til forholdet mellom de to hovedgruppene av krepssdyrplankton, hoppekrepss og vannlopper, så fulgte de et utviklingsmønster som er svært likt det som gjelder i Randsfjorden, men artene som deltar er bare delvis de samme.

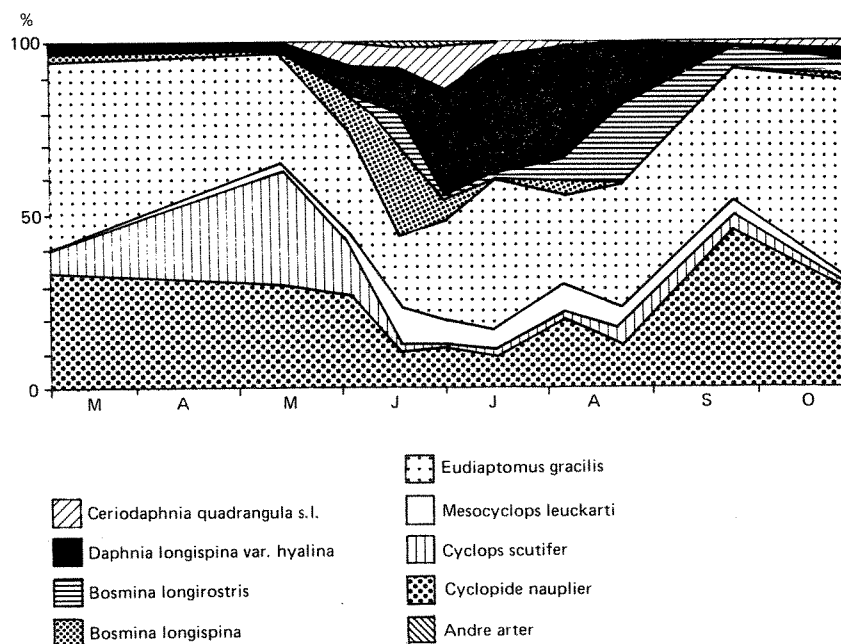


Fig. 5.2. Forekomst og fordeling av de viktigste arter krepssdyr

Hoppekrepss med Eudiaptomus gracilis og Cyclops scutifer dominerte på seinvinteren og om våren. Fra begynnelsen av juni ble disse til en viss grad fortrent til fordel for vannlopper som Bosmina longispina, Daphnia longispina var. hyalina og den lille Ceriodaphnia quadrangula s.l. Vannloppene utgjorde på det meste 57% av krepssdyrplanktonet i midten av juni. Hoppekrepss Mesocyclops leuckarti var best representert fra midten av juni til slutten av august. I slutten av juli ble B. longispina avløst av den mindre arten B. longirostris. I september og oktober var det hoppekrepss som dominerte igjen med E. gracilis og nauplius-larver av Cyclops som de viktigste.



Jarenavatnet skiller seg mye fra Randsfjorden både mhp. fysiske, kjemiske og biologiske forhold. Det er derfor rimelig med betydelige forskjeller i dyreplanktonsamfunnet også. Forskjellene kan neppe tilskrives en eller noen få miljøfaktorer, men vi vil peke på noen forhold som ganske sikkert må spille en avgjørende rolle for arts-sammensetningen:

- høy konsentrasjon av salter (høy konduktivitet)
- store mengder tilgjengelig føde (planteplankton og bakterier)
- antakelig høyt beitetrykk fra plankton-spisende fisk

## 6. HØYERE VEGETASJON

### 6.1. Innledning

Den høyere vegetasjonen i Jarenvatn har ikke vært gjenstand for noen spesiell undersøkelse fra NIVA's side. Dette kapitlet vil derfor konsentreres om vasspest (Elodea canadensis), hvor NIVA har gjort endel stikkprøvetaking gjennom 1970-årene. Dette materialet er lite i omfang, og det er begrenset hva som kan tolkes ut av et så sparsomt tallmateriale. Ved hjelp av tilgjengelige flybilder har vi forsøkt å kartlegge forekomsten av ulike plantegrupper gjennom tiden. Med ett unntak har disse bildene vært i svart/hvitt, og delvis tatt opp på ugunstige tider av året for registrering av vannvegetasjon.

### 6.2. Almen vegetasjonsbeskrivelse

Jarenvatn har etter norske forhold en artsrik og variert høyere vegetasjon (se tab.6.1). Spesielt påfallende er de mange artene undervannsplanter (i sær slekten Potamogeton, tjønnaks). En rekke arter må karakteriseres som næringskrevende (eutrofe). Dette gjelder f.eks. Potamogeton friesii og P.lucens.

Undervannsplanten vasspest (Elodea canadensis) er fremfor noen den karakteristiske art i Jarenvatn. Denne arten forekommer i særlig store mengder, se fig. 6.1 og fig. 6.2.



Fig. 6.1. Jarenvatn. Vasspest (Elodea canadensis) danner tette bestander, som helt kan fylle opp vannmassene langs land.



Fig. 6.2. Situasjonsbilde fra Jarevatn. Vasspest vokser meget tett sammenfiltret.

Det er ofte en klar sammenheng mellom en innsjø's areal og antall arter av vannplanter. Dette forholdet er vist på fig. 6.3. Bedømt etter fig. 6.3 er Jarevatn noe mer artsrik enn forventet for en eutrof innsjø av denne størrelsen ( sammenstillingen i fig. 6.3 tar ikke med strandvegetasjonen).

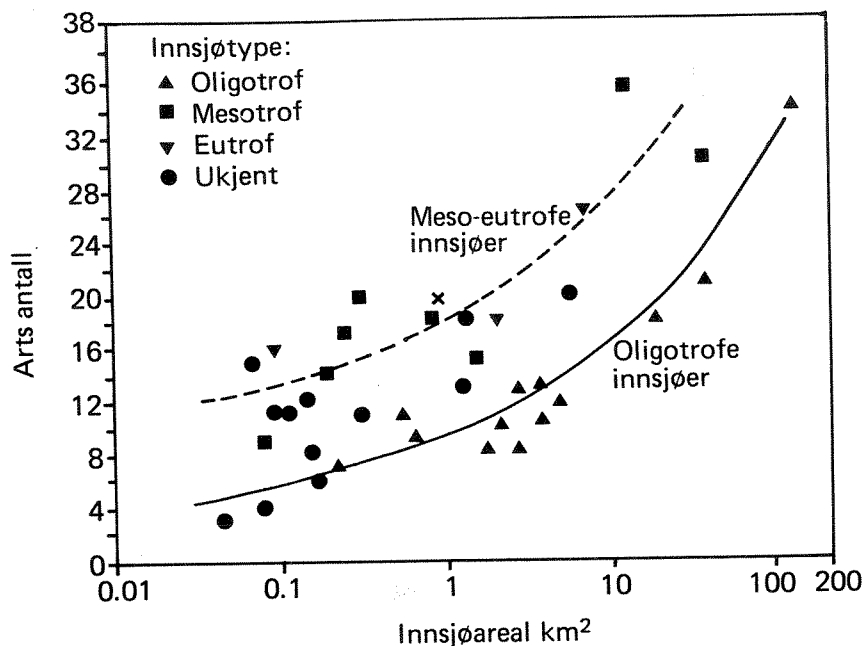


Fig. 6.3. Sambandet mellom innsjø-areal og artsantall (gruppene elodeider, isoetider, lemnider og nymphaeider) i endel norske innsjøer. Etter Rørslett(1982). (X=Jarenavatn).

Strand- og våtmarksvegetasjonen omkring innsjøen domineres av tre arter, takrør (Phragmites australis), sjøsivaks (Schoenoplectus lacustris) og elvesnelle (Equisetum fluviatile). Bestandene er frodige og tettvokste, noe som indikerer en god næringstilgang. Av de tre nevnte artene er takrør den viktigste, innsjøen sett under ett. I det sørlige bassenget kan imidlertid elvesnelle danne svært tette kolonier.

Også blant strandvegetasjonen finnes det noen klart næringskrevende arter. Ett typisk eksempel er flikbrønslé (Bidens tripartita).

### 6.3. Vasspest (Elodea canadensis) i Jarenavatn

#### 6.3.1. Innvandringshistorie

Massebestandene av vasspest (Elodea canadensis) i Jarenavatn har gitt grunnlag for den raske koloniseringen av arten i Hadelandsregionen og videre nedover langs Drammensvassdraget. På fig. 6.4 er den totale utbredelsen av vasspest i Norge angitt.

Vasspestens innvandring og koloniseringshistorie i Jarenavatn er viktig for å forstå hvorfor arten kan bli så "plagsom" i norske vassdrag. I første omgang må vi tidfeste innvandringstidspunktet i Jarenavatn.

De tidligste funn av vasspest i Jarenavatn, gjort av botanikere, stammer fra 1966 (Lye 1971). Koloniene var da allerede så store at "massebestand" er en dekkende betegnelse. Opplysninger fra lokalkjente tyder på en hurtig ekspansjon av planten i første halvdel av 1960-årene.

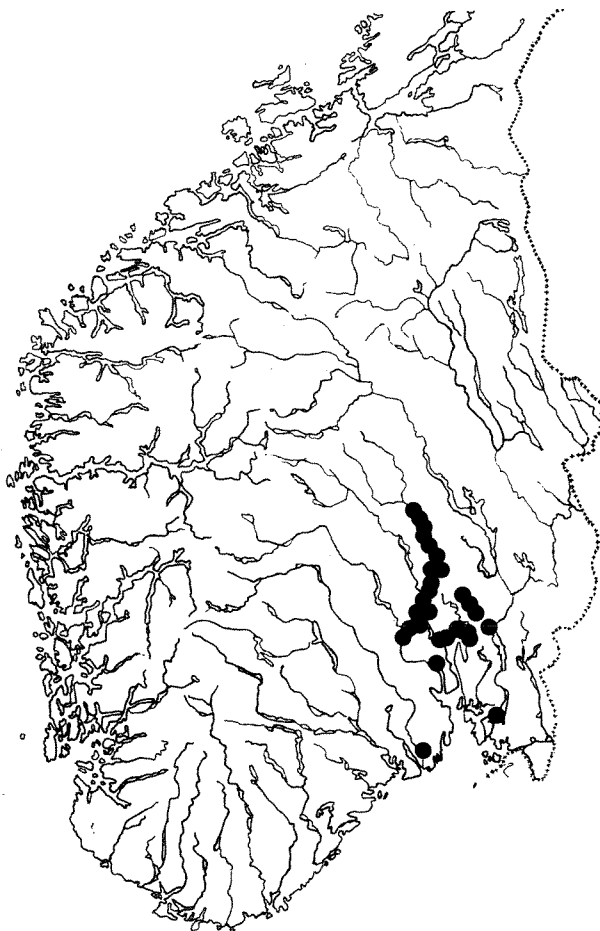


Fig. 6.4. Den norske utbredelsen av vasspest (Elodea canadensis). Etter Rørslett (1982).

Jarenvatn var gjenstand for en grundig limnologisk undersøkelse omkring 1940 (Strøm 1942). Vasspest er ikke omtalt av Strøm (1942), som ellers nevner de store bestandene av takrør og sjøsivaks.

Dosent Jan Økland foretok innsamlinger av bunndyr i Jarenvatn august 1954. Han iakttok ikke vasspest i Jarenvatn, men fant ellers bl.a. tusenblad- og tjønnaks-arter, i følge personlig meddelelse.

Vi kan derfor med rimelig sikkerhet anta at vasspest ikke forekom i Jarenvatn før 1954. Flybildestudier (Rørslett 1977) indikerer at vasspest først innvandret etter senkingen av Jarenvatn, som skjedde omkring 1955. En bildeserie fra 1957 viser forekomster av undervannsvegetasjon i det sørlige bassenget som antakelig er vasspest. Bilder tatt 1961-62 viser helt sikre vasspestbestander rundt hele innsjøen. Senere bildemateriale (1969, 1974, 1975, 1979) dokumenterer den massive forekomsten av vasspest i Jarenvatn. Arealdekningen forandrer seg lite fra slutten av 1960-årene (se avsn. 6.3.2).

Disse opplysningene gir et holdepunkt for å datere vasspestens innvandringstidspunkt i Jarenvatn. Vi vet at planten har en "latenstid" på 2-4 år før de store, sammenhengende bestandene opptrer (Rørslett 1977, 1982). Vasspest har derfor antakelig kommet til Jarenvatn omkring 1955-56, og etter senkingen av innsjøen fått gode ekspansjonsmuligheter her. Det er velkjent at innsjøsenking fører til bedre vekstvilkår for vannvegetasjonen (Lillieroth 1950).

Hvordan vasspest kom til Jarevatnet er derimot fortsatt helt uvisst, selv om vi nå kan si når den innvandret innsjøen. En spredningsmulighet som nevnes er (ufrivillig) utsetting av akvarieplanter. Ettersom den ekte vasspesten (Elodea canadensis) sjelden selges i akvarieforretninger er denne spredningsmåten lite sannsynlig (det meste som i handlen går under navnet vasspest tilhører slekten Egeria). Spredning med menneskelig aktivitet, eventuelt med fugl, er mest sannsynlig. Nærmeste lokalitet for planten i 1950-årene var Østensjøvatn ved Oslo.

### 6.3.2. Dybde- og arealfordeling av Elodea

Vasspest er kjent for å vokse dypt i norske innsjøer (jfr. Rørslett 1977). Jarevatn er i så måte ikke noe unntak. Vasspesten forekommer ned til 5.6m dyp; levende men ikke rotfestede skudd kan finnes ned til 8m dyp (se fig. 6.5).

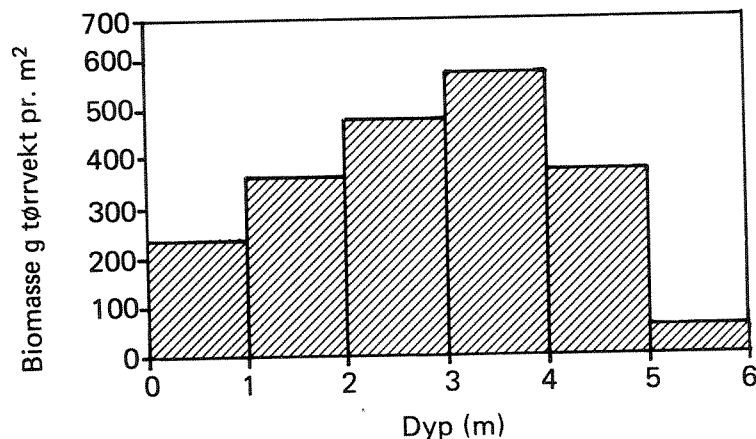


Fig. 6.5. Jarevatn. Dybdefordeling av Elodea canadensis, 1976. Basert på stereofotografisk registrering.

Ut til omlag 4m dyp når plantene helt opp til overflaten. Dypere ned finnes bare små og spredtvoksende planter.

Vasspesten vokser langs strendene rundt hele innsjøen. Bredden av vasspestbeltene veksler, og er størst på beskyttede steder hvor bunnen skråner slakt utover. Basert på flybilder er utbredelsen i 1969 og 1975 kartlagt (se fig. 6.6). I denne perioden har arealdekningen endret seg lite. Fra et besøk i Jarevatn 1978 har vi inntrykk av en viss tilbakegang for Elodea. Flybildematerialet fra 1979 har imidlertid ikke god nok kvalitet til å fastslå eksakt hvor stor denne eventuelle tilbakegangen er.

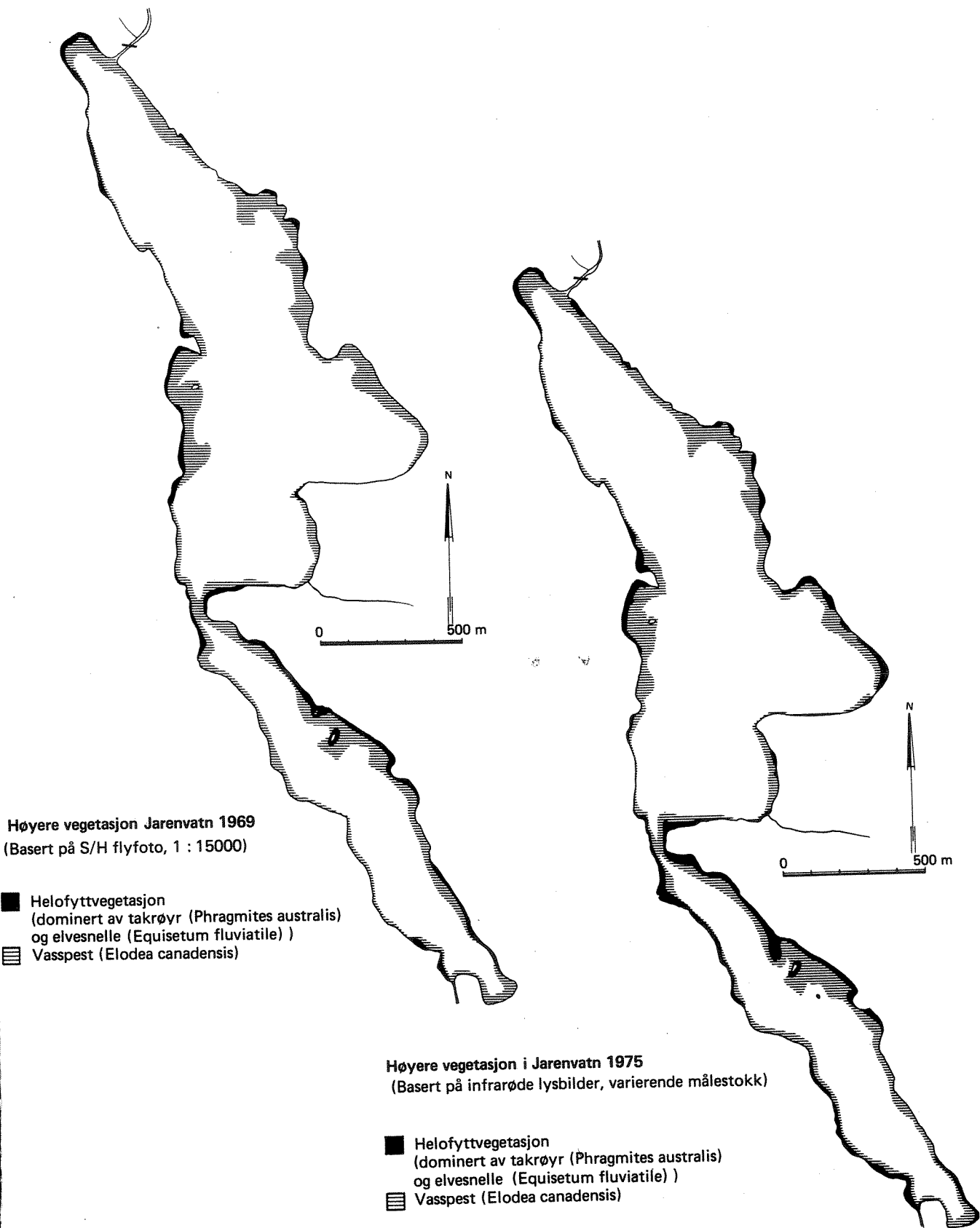


Fig. 6.6. Jarevatn. Utbredelse av Elodea canadensis og helofyttvegetasjon. (A):1969, (B):1975.

Tab. 6.2. Jarenavatn 1969 og 1975. Arealdekning av Elodea canadensis og helofyttvegetasjon, målt fra flybilder.

	1969		1975	
	km	%	km	%
Innsjøoverflate	1.38	100.0	1.38	100.0
Vasspest ,totalt	0.23	16.6	0.24	17.1
" ,sørl.basseng *	0.08	22.6	0.09	23.6
" ,nordl.basseng **	0.15	11.4	0.15	14.7
Helofyttveg., totalt	0.06	4.0	0.07	5.1
" ,sørl.basseng *	0.03	7.5	0.04	10.3
" ,nordl.basseng **	0.03	2.8	0.03	3.2
Vegetasjon, totalt	0.28	20.7	0.31	22.3
" ,sørl.basseng *	0.11	30.1	0.13	33.9
" ,nordl.basseng **	0.17	17.2	0.18	18.0

\* : Prosent av bassengareal (0.37 km )

\*\* : " " " (1.01 km )

I tab. 6.2 er arealdekningen 1969 og 1979 satt opp. Fra tab. 6.2 er det klart at vasspestbestandene utgjør en vesentlig del av det vegetasjonsdekkede arealet i Jarenavatn. Areal tallene for 1969 og 1975 er basert på ulike typer flybilder, antakelig er 1975-bildene (IR-farge) bedre for å avgrense vegetasjonen. Vi må anta at det vegetasjonsdekkede arealet har forandret seg lite fra 1969 til 1975.

Endel kontrollmålinger av plantebeltene (strandvegetasjon) på flybilder tatt 1969 og 1979 viste at tilgroings hastigheten stort sett var lav, omkring 0.1-0.5m pr.år. Dette er relativt lave verdier for en næringsrik innsjø (Mjelde og Rørslett 1981).

### 6.3.3. Kvantitativ forekomst og stoffinnhold

Det foreligger bare noen få bestemmelser av vasspestens produksjon (biomasse) i Jarenavatn. Vasspest har en vekstform som gjør kvantitativ biomassebestemmelse nokså vanskelig. Høsting av plantemasse ble gjort i et dyp av 0.4m, og den samlede biomassen i større dyp ble anslått ved hjelp av dybdefordelingskurve og målt biomassefordeling langs noen utvalgte stengler. På grunt vann lå biomassen omkring 250 g tørrvekt pr.m<sup>2</sup>, og rotbiomassen utgjorde <1% av dette. Dypere ned kommer biomassen opp i minst 5-600 g tørrvekt pr.m<sup>2</sup>, se fig. 6.7. Vasspestplantene er svært rike på mineralsalter. Resultat av kjemisk analyse på tørket plantemateriale, utført ved Norges Landbrukshøyskole på Ås, er satt opp i tab. 6.3. Plantene inneholdt omlag 0.7% fosfor på tørrvektsbasis, som er normalt for Elodea canadensis på næringsrike voksesteder (Rørslett, upubl.).



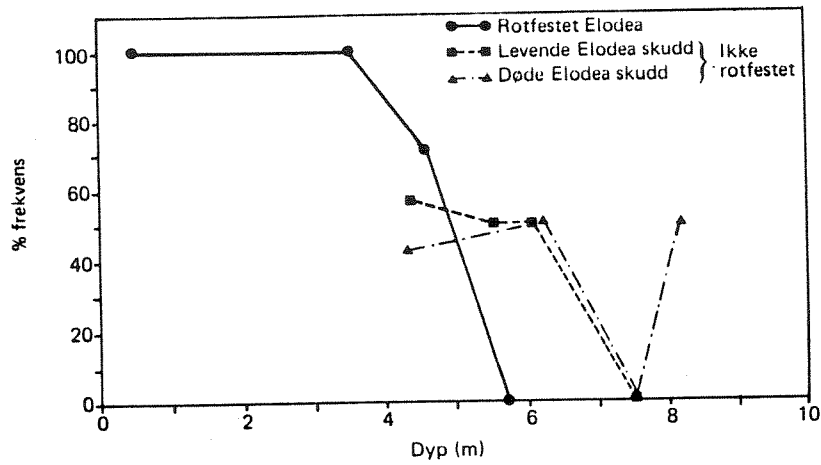


Fig. 6.7. Jarenavatn. Beregnet biomassefordeling av Elodea canadensis mot dyp. Etter Rørslett (upubl.)

Tab. 6.3. Jarenavatn, vestsida 21. september 1976. Stoffinnhold i Elodea-planter (dyp=0.4m).

Prøve nr.	Element mg/g tørrvekt							
Prøve nr.	Aske	Ca	K	N	S	P	Fe	N:P
1	242	53.1	38.3	44.9	4.6	5.4	1.2	8.3
2	261	77.7	32.0	41.9	3.5	6.7	1.9	6.3
3	214	34.8	45.4	42.2	4.5	7.2	1.6	5.9

Med utgang i arealdekningen for vasspest i Jarevatn kan et anslag for samlet biomasse beregnes. Årlig produksjon settes lik toppbiomasse (som antakelig vil underestimere den virkelige produksjonen).

Årlig produksjon	(min.)	90 tonn tørrvekt
Årlig produksjon	(maks.)	140 tonn tørrvekt

som omtrentlig tilsvarer 30-50 tonn karbon pr. år

Årlig produksjon av fytoplankton er ca. 200 g C pr.m<sup>2</sup> (kap.4), som vil gi en samlet produksjon på ca. 200 tonn C for hele innsjøen når arealet dekket av makrovegetasjon ikke medregnes. Med andre ord tilsvarer vasspestens produksjon alene 15-25% av fytoplanktonets produksjon med dagens produksjonsforhold i Jarevatn. Hvordan dette var tidligere på 1970-tallet er uvisst, men det er ikke usannsynlig at vasspest da bidro relativt sett mer til innsjøens primærproduksjon den gang. På teoretisk grunnlag er det mulig at større bestander av vasspest kan mobilisere næringsstoffer fra sedimentene, og indirekte øke algeproduksjonen (Berge og Rørslett 1981). Om dette har skjedd i Jarevatn, kan ikke sikkert fastslås på grunnlag av de sparsomme data som foreligger.

## 7. FISK OG KREPS

Det er ikke utført systematiske registreringer i Jarenavatnet med sikte på å kartlegge fiskebestanden. De endringer i miljøfaktorer som har skjedd i innsjøen har imidlertid i stor grad endret forholdene for fisk, og det er fra forskjellig hold gitt uttrykk for at forholdet mellom de dominerende fiskearter har endret seg. Den foreliggende beskrivelsen baserer seg på lokale fangststatistikker og prøvefiske utført av cand.mag. Even Dehli, Jaren. Prøvefisket er utført i perioden 1975 - 81 med 31 og 39 mm bunn garn.

### 7.1. Røye

Statistikk fra lokale fiskere viser drastisk nedgang i røyefangstene i perioden 1974 - 76. Aldersbestemt røye tatt i 1979 viste kun gamle individer. Det ser ut til at arten har gått sterkt tilbake, mens den dominerte for ca. 20 år siden.

### 7.2. Sik

Fangstene av sik har vist en økning de siste 2-3 år, mens det tidligere bare sporadisk ble tatt sik.

### 7.3. Abbor

Denne arten har alltid vært til stede, men har trolig økt i forhold til de andre artene og er blitt mer småfallen. Abbor er i dag en av de mest dominerende artene i garnfangstene mhp. biomasse.

### 7.4. Ørret

Ørret var tidligere dominerende i garnfangstene sammen med røye og abbor. Bare fra 1975 er ørretbestanden sterkt redusert, og i dag tas det ørret stort sett bare ved isfiske i elver og bekkeos.

### 7.5. Karuss

Karuss begynte å inngå i garnfangstene tidlig på 1970-tallet, men er i dag ved siden av abbor en av de dominerende arter. Bestandsutviklingen har vært eksplosiv og kan trolig settes i forbindelse med tilsvarende utvikling av vasspest.

### 7.6. Gjedde

Gjedde begynte også å inngå i fangstene tidlig på 1970-tallet, og bestandsutviklingen har også her vært eksplosiv. Bestanden av gjedde er i dag meget stor. Mageinnholdet av gjeddene består nesten utelukkende av abbor, mens karuss ikke er observert. Dette kan tyde på at utviklingen av gjeddebestanden ikke alene skyldes endring i næringstilgang, men hovedsakelig bedre rekrutteringsforhold.

### 7.7. Ørekyte og 3-pigget stingsild

Begge disse artene finnes i Jarevatnet. Pga. sparsomme opplysninger er det ikke mulig å angi mer detaljer om bestandene.

### 7.8. Kreps

Krepsebestanden har vært i sterk tilbakegang de siste ca. 20 år. Krepser fantes tidligere i hele Jarevatnet i store mengder, men er nå forsvunnet fra søndre basseng. Kreps finnes fortsatt spredt og i små mengder i den nordre delen. Undersøkelser av Dehli (under utarb.) viser en bestandsreduksjon på den ene av de to strendene med kreps.

## 8. MULIGE RESTAURERINGSTILTAK

### 8.1. Generelt

Vannkvaliteten i Jarevatnet og Vigga er betydelig forringet i løpet av de siste 3-4 tiår. Dette består av vasspest langs strendene og kraftige algeoppblomstringer hindrer at innsjøen kan brukes som drikkevannskilde og reduserer mulighetene for en rekke aktiviteter i vannet: fiske og krepsefangst, bading og rekreasjon o.l. Som vist tidligere i denne rapporten skyldes den dårlige vannkvaliteten tilførsler av store mengder urensset husholdnings-spillvann og avrenning fra jordbruksarealer. En forutsetning for at innsjøen skal få økt anvendbarhet til andre formål igjen er derfor en systematisk reduksjon av tilførslene av nærings-stoffer, særlig fosfor (se kap. 2).

I tillegg til reduksjon av tilførslene av fosfor kan tiltak i selve innsjøen, såkalt innsjø-restaurering, være aktuelle for Jarevatnet. Disse tiltakene retter seg mot fysiske, kjemiske eller biologiske forhold i innsjøen som kan bidra til at utviklingen mot en mer tilfredsstillende tilstand går raskere. Slike tiltak vil ofte kreve betydelig økonomisk innsats og det bør vurderes nøye om innsatsen står i rimelig forhold til den langsiktige effekten som kan forventes. Det må understrekes at det faglige grunnlaget for å anbefale restaurerings-tiltak enda er svakt og at det fortsatt vil kreves en betydelig forskningsinnsats på dette feltet. I tidsskriftet VANN nr. 4/1981 er det en oversikt over en del aktuelle restaureringsmetoder. Hvilken metode som er best varierer med forholdene i den enkelte innsjøen. Under følger en oversikt over metoder som kan være aktuelle for restaurering av Jarevatnet. Tiltakene retter seg i første rekke mot vasspesten og oppblomstring av blågrønnalger og de forhold som bidrar til å opprettholde store konsentrasjoner av disse plantene.

### 8.2. Fjerning av vasspest

De kraftige oppblomstringene av vasspest i europeiske innsjøer har i de fleste tilfeller gått tilbake etter en tid uten at det har lyktes å finne årsaken(e) til dette. Det har vært foreslått at utskillelse av veksthemmende stoffer, konkurranse mellom artene, sykdommer o.a. har vært av betydning. Jarevatnet ser ut til å stå i en særstilling ved at de kraftige bestandene har bestått i svært lang tid. Vi har i dag ikke tilstrekkelige kunnskaper om denne planten til å kunne foreslå tiltak som effektivt og varig reduserer dens vekst i Jarevatnet.

Tradisjonelt er uønsket undervanns-vegetasjon blitt fjernet ved hjelp av forskjellige plantegifter. Dette har imidlertid gitt så mange bivirkninger at metoden regnes for å være uaktuell. Derved gjenstår bare høsting og biologisk bekjempning.

Det er utviklet spesielle "slåmaskiner" for høsting av vegetasjon i vann. Disse er gjerne montert på et hjul-understell, men kan også være flytende. Høsting av vasspest vil måtte foretas én eller flere ganger pr. år. Vegetasjonen må høstes ned mot bunnen på 4-5 meters dyp uten at slammet virvles opp. Plantene må deretter samles opp og fjernes. Muligheten for anvendelse til silofør, jordforbedring etter kompostering eller biogassproduksjon bør vurderes. Ulempen med metoden er selvsagt at den må gjentas hver vekstsesong, men dersom denne

produksjonen kommer til nytte vil det kunne oppveie noen av utgiftene ved høstingen.

Vasspestens utbredelse til Europa er et eksempel på at en organisme som holdes under kontroll i sitt opprinnelige vekstområde (nordstatene i USA) av konkurranse med andre planter, og angrep fra insekter, bakterier o.l., kan slå kraftig til i nye områder der dens naturlige konkurrenter ikke finnes. En aktuell forskningsoppgave kunne være å søke å finne organismer som er spesielt tilpasset å leve av vasspest, slik det nylig er rapportert for en vannbregne i Australia. Bregnen som har spredt seg fra Sør-Amerika, har hatt eksplosjonsartet utvikling i bl.a. Afrika og Australia og dekker ofte hele overflaten i de innsjøene den slår til. Room og medarb. (1981) fant en naturlig "fiende" til vannbregnen i det opprinnelige voksestedet i Sør-Amerika; en bille som i løpet av kort tid klarte å beite ned store bestander. Det kan også tenkes at andre typer organismer som f.eks. virus, sopp eller fisk kan anvendes. Ulempen med biologiske bekjempnings-metoder er at de aktuelle organismene må være så spesifikke at de bare angriper den aktuelle problemlant.

Utsetting av gresskarper har vært diskutert som et tiltak for nedbeiting av vasspest i innsjøer (se Lien 1981). Myndighetene er imidlertid restriktive med å gi tillatelse til utsetting av nye fiskeslag da dette kan gi uønskede bivirkninger i vassdraget (spredning av fiskesykdommer, konkurranse med andre fiskearter, gjødsling av vannmassene o.l.).

Det må understrekes at en reduksjon av konsentrasjonen av næringsstoffer i vannet i seg selv vil kunne begrense vasspestens utbredelse og konsentrasjon. Planten har dårlig utviklet rotsystem og er avhengig av relativt høye konsentrasjoner av næringsstoffer i vannet. Det er påvist at tette bestander av vasspest i spesielt forurensede deler av Randsfjorden og Tyrifjorden har gått tilbake etter at tilførselene av fosfor og nitrogen er redusert (Rørslett pers. medd.).

### 8.3. Reduksjon av blågrønn-alger

Blågrønn-alger er en gruppe alger som opptrer i masseforekomst i sterkt forurensede innsjøer, dvs. der konsentrasjonen av fosfor er høy. Denne type alger kan danne spesielt høye konsentrasjoner i overflaten eller i sprangsjiktet i innsjøer og kan ha evnen til å danne stoffer som er giftige eller som danner lukt og smak på vannet. Blågrønn-algene er dessuten dårlig føde for krepsdyr o.l. som normalt holder algeoppblomstringer i sjakk. Når først blågrønn-algene har etablert seg vil de gjerne vedbli lenge etter at forholdene har bedret seg i innsjøen. Et større forskningsprosjekt under Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd (NTNF) har vært i gang siden 1977 med målsetning å forstå prosessene som fører til oppblomstring av blågrønn-alger bedre, for derved å kunne bringe dem under kontroll. Prosjektet er ikke endelig avsluttet, men de tiltak som skisseres her er i tråd med resultater som er kommet fram. Det må igjen understrekes at innsjøene er så komplekse systemer at det fortsatt gjenstår en betydelig forskningsinnsats før kunnskapene er tilstrekkelige til å forutsi effekten av tiltak med stor grad av sikkerhet.

### 8.3.1. Reduksjon av indre omsetning av fosfor

Fosfor, som oftest er det stoff som begrenser algenes vekst, tilføres fra tilløpsbekkene. Disse tilførslene kan begrenses ved tiltak i nedbørfeltet (ledningsnett, renseanlegg, forskrifter om gjødsling på frossen mark og utslipp av silopressaft o.l.). I tillegg til dette tilføres algene også fosfor fra kilder i innsjøen selv, i hovedsak fra sedimentet, dvs. bunnslammet.

Ved høy pH, slik det er i de øvre vannmasser i sommerhalvåret pga. høy planteproduksjon, kan mye av det fosfor som er bundet i sedimentet frigjøres til det overliggende vannet. Ettersom Jarenavatnet er særlig kalk-rikt har dette mest betydning når pH like over sedimentet ligger mellom 8 og 9. Dette er trolig tilfelle inne i vasspest-beltet store deler av sommerhalvåret, men er ikke undersøkt spesielt. I Jarenavatnet vil de tette bestandene av vasspest langs land trolig oppta en stor del av dette frigjorte fosforet uten at det blir tilgjengelig for planteplankton.

Normalt er frigjøring av fosfor fra oksygenfrie sedimenter av stor betydning i eutrofierte (forurensede) innsjøer. Vanligvis er innholdet av jern så høyt at en stor del av fosfat-fosforet i vannmassene bindes til jernforbindelser og synker til bunns. Ved lave konsentrasjoner av oksygen løses disse forbindelsene opp igjen og fosfatet frigjøres til vannet. I følge våre målinger (fig. 3.3) er vannet like over bunnet i hovedbassenget nær oksygenfritt hele året bortsett fra høst-sirkulasjonen. Imidlertid er det grunn til å tro at konsentrasjonen av jern i Jarenavatnet er relativt lav, og at fosfatet heller bindes til kalsium (kalk). Dette fosfatet er i tilfelle bundet sterkt også ved lav oksygen-konsentrasjon, med andre ord: frigjøring av fosfat fra oksygenfritt sediment er neppe av stor betydning, men det understrekes at våre undersøkelser i 1980 ikke omfattet analyser av sediment og bunnvann.

En rekke undersøkelser tyder på at artssammensetning og mengde av fisk kan ha stor betydning for indre omsetning av fosfor i innsjøer. Effekten av fisk kan være biologisk ved at de beiter ned dyreplanktonet som lever av planteplankton, og fysisk-kjemisk ved at de transporterer næringsstoffer fra sedimentet ut i vannmassene igjen. Et påfallende trekk ved utviklingen i Jarenavatnet er at den kraftige utviklingen av Oscillatoria (kap. 4) falt sammen ned en tilsvarende utvikling av bestanden av karuss (kap. 7). Karuss er kjent for å kunne utnytte høyere vegetasjon og tildels bunndyr og sediment som føde i større grad enn de fiskene som har vært i Jarenavatnet tidligere. Det er mulig at karussen spiller samme rolle i Jarenavatnet som morten har gjort det i en rekke andre innsjøer på Østlandet (og f.eks. i Sør-Sverige), der kraftig økning av morte-bestanden har falt sammen med betydelige oppblomstringer av blågrønn-alger. En reduksjon av bestanden av karuss kan muligens være gunstig i Jarenavatnet, men det trengs mer informasjon om bestandens størrelse, gytemuligheter og fødevalg før dette tiltaket eventuelt kan anbefales. Utsetting av gjedde vil neppe ha særlig positiv effekt da gjedda ser ut til å foretrekke abbor (kap.7).

### 8.3.2. Luftbobling/omrøring

Blågrønn-alger synes å ha konkurransemessig fordel av høy pH i forhold til andre typer alger (Løvstad 1982). Redusert planteproduksjon vil gi lavere pH i de øvre vannmasser. En praktisk mulighet til å redusere pH er å gjennomboble vannmassene med luft. En annen fordel med luftbobling er at den kan redusere/bryte ned den termiske sjiktningen av innsjøen som erfaringsmessig også gir blågrønn-algene fordeler framfor andre alger (dette gjelder særlig Oscillatoria som dominerer i Jarenavatnet). Det kan være flere forhold som bidrar til bedre forhold for andre typer alger, f.eks. redusert temperatur i overflaten og større sirkulerende sjikt, dvs. endret lysklima for algene. Andre typer alger vil på mange måter kunne gi bedre forhold i Jarenavatnet, bl.a. ved at de kan spises av naturlig forekommende krepsdyr. Kiselalgene har også den fordel at de synker til bunns etter oppblomstring om våren/forsommeren og fjerner derved næringsstoffer fra overflatevannet. Dypvannet vil også bli varmere ved gjennombobling slik at nedbrytingen går raskere.

Det er gjennomført en rekke forsøk med luft-bobling/omrøring i utlandet, men metoden har ikke alltid gitt like godt resultat. Et praktisk problem er også at det trengs betydelige mengder energi for å oppnå ønsket effekt i så store innsjøer som Jarenavatnet.

### 8.4. Konklusjoner

Som det går fram av diskusjonen over, er fortsatt reduksjon av tilførselene av fosfor til Jarenavatnet en forutsetning for at innsjøen skal utvikle seg mot en tilstand uten store oppblomstringer av planteplankton og vasspest. Dette er tid- og ressurskrevende og reaksjonen i innsjøen kan ofte komme flere år etter at tiltakene er satt i verk. Parallelt med reduksjon av forurensningen av innsjøen kan det derfor være aktuelt å gjennomføre restaureringstiltak. Før evt. slike tiltak settes i verk er det nødvendig med grundigere undersøkelser og evt. pilotforsøk i mindre skala.

Tiltak som kan være aktuelle å vurdere i Jarenavatnet er:

- høsting av vasspest
- gjennom-bobling/omrøring av vannmassene
- kontrollert fiske.



VEDLEGG

LITTERATUR

- Berge, D. og B. Rørslett 1981. Vasspest i Steinsfjorden. Tyrifjordutvalget, Fagrapport nr. 11.
- Bøyum, A. og D. Hongve 1976. Oksygen i Jarenvannet, Hadeland. En sammenligning mellom tidligere og nyere observasjoner. Vann 1: 70-74.
- Dehli, E. under utarbeidelse. Hovedfagsoppgave i zoologi. Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo.
- Haukaasen, L. under utarbeidelse. Hovedfagsoppgave i limnologi. Avd. for Limnologi, Universitetet i Oslo.
- Holtan, H. og O. M. Skulberg 1969. Resipientundersøkelser på Hadeland 1967-1969; Vigga - Jarenvannet - Augedalselva. NIVA-rapport O-77/66: 1-36.
- Larsen, D. P. and H. T. Mercier 1976. Phosphorus retention capacity of lakes. J. Fish. Res. Bd. Can. 33(8): 1742-1750.
- Lien, L. 1981. Bruk av gresskarper Ctenopharyngodon idella til å redusere makrovegetasjonen i norske vannforekomster. NIVA FP-81807.
- Lillieroth, S. 1950. Über Folgen kulturbedingter Wasserstandsenkungen für Makrophyten- und Planktongemeinschaften in seichten Seen des südschwedischen Oligotrophiegebietes. Acta Limnol. 3, 288s.
- Lye, K. A. 1971. Spreiinga av Elodea canadensis i Noreg. Blyttia 29: 19-24.
- Løvstad, Ø. 1977. Hovedfagsoppgave i limnologi. Avd. for Limnologi, Universitetet i Oslo.
- Mjelde, M. og B. Rørslett 1981. Undersøkelse av høyere vegetasjon i Gogsjø, Vsetfold. NIVA O-78081.
- Løvstad, Ø. under utarbeidelse. Determination of growth-limiting factors for Oscillatoria agardhii Gom. and diatoms in eutrophic lakes.
- Reinsborg, N. 1952. Jaren, Vassjøtjern og Mæna på Hadeland. En limnologisk undersøkelse. Hovedfagsoppgave i limnologi, Univ. i Oslo.
- Room, P. M., K. L. S. Harley, I. W. Forno and D. P. A. Sands 1981. Successful biological control of the floating weed salvinia. Nature 294:78-80.
- Rørslett, B. 1977. Vasspest (Elodea canadensis) på Østlandet fram til 1976. Blyttia 35: 61-66.
- Rørslett, B. 1982. Høyere vegetasjon i Tyrifjorden og Steinsfjorden. NIVA O-7800604.
- Skulberg, O. M. 1972. A comparative investigation of water from fifteen european lakes. NORDFORSK-publ. 2: 85-100.

- Skulberg, O.M. 1975. Observation and monitoring of water quality by use of experimental biological methods.  
Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 2053-2063.
- Strøm, K.M. 1942. Hadeland Lakes. A Limnological outline.  
Skr. norske Vitensk.-Akad. Mat.-Naturv. Klasse 7: 1-42.
- Strøm, K. 1945. Lakes with stagnant deeps.  
Skr. norske Vitensk.-Akad. Mat.-Naturv. Klasse 10:
- Vollenweider, R. 1976. Advances in defining critical loading limits for phosphorus in lake eutrophication.  
Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83.

Jarenvatnet - Temperatur (°C) i 1980

Dato \ Dyp i m	5.3	13.5	3.6	17.6	1.7	15.7	5.8	22.8	26.8	23.9	22.10
0,4	0,5	9,6	14,2	19,1	16,0	18,2	20,8	17,3	16,0	12,6	6,0
1,0	1,0	9,0	14,0	19,0	10,0	18,1	20,8	17,3	16,0	12,4	6,0
1,5	2,0	8,0	13,8	18,8	15,7	18,0	20,8	17,3	16,0	12,3	6,0
2,5	2,5	7,2	13,3	17,6	15,3	17,6	18,6	17,3	16,0	12,2	6,0
3,5	3,0	6,5	12,2	13,5	14,9	15,9	16,6	17,3	16,0	12,2	6,0
5	3,0	5,8	9,1	9,5	11,0	13,5	12,1	17,3	16,0	12,1	6,0
8	3,0	4,2	5,7	5,5	5,2	6,0	5,9	8,3	7,2	8,4	6,0
12	3,0	3,9	4,5	4,3	4,3	4,0	4,5	4,1	5,0	4,5	6,0
16	3,1	3,9	3,9	4,2	4,2	3,7	4,1	3,8	4,8	4,2	5,4
30	4,5	3,4	3,5	3,9	3,8	3,2	4,0	3,6	4,2	4,0	4,5
35	4,8	-	3,5	3,9	3,8	-	4,0	-	4,1	4,0	4,5

Jarenvatnet - pH 1980

Dato \ Dyp (m)	5/3	13/5	17/6	1/7	15/7	5/8	26/8	23/9	22/10
0,1	7,62	9,42	9,6	8,78	-	9,19	9,31	-	7,70
1	7,55	9,47	9,4	8,69	8,64	9,07	9,31	9,09	7,60
2	7,50	8,54	9,0	8,64	8,63	9,13	9,27	9,08	7,63
4	7,46	8,14	9,3	8,44	8,08	8,70	9,30	9,06	7,73
6	7,45	8,15	7,80	7,90	7,84	8,33	8,58	8,42	7,74
8	7,43	7,96	7,58	7,48	7,53	8,02	7,82	7,6	7,74
10	7,41	7,92	7,55	7,40	7,42	7,87	7,70	7,49	7,44
12	7,39	7,92		7,39	7,41	7,82	7,63	7,46	7,42
14	-	-	-	-	7,41	7,80	7,62	-	7,40
16	7,33	7,86	7,50	7,40	7,41	7,74	7,61	7,43	7,31
20	7,16	7,84	7,48	7,36	7,37	7,80	7,55	7,44	-
25	7,07	7,82	7,43	7,25	7,31	7,72	7,57	7,46	7,18
27	7,04	-	-	-	-	-	-	-	-
30	7,07	7,79	7,43	7,26	7,32	7,76	7,63	7,50	7,18
32	7,19	-	-	-	-	-	-	-	-
34	-	-	7,72	7,35	-	8,18	7,65	7,54	7,22

Jarevatnet - Oksygen (mg/l) 1980

Dato Dyp (m)	6/3	13/5	3/6	17/6	1/7	15/7	5/8	26/8	23/9	22/10
0,1	8,4	16,4	12,8	9,4	10,5	-	12,6	13,8	-	10,4
1	8,2	17,2	12,4	9,0	10,5	10,9	13,1	14,1	11,0	10,3
2	7,6	12,6	12,3	9,1	10,6	11,1	12,4	13,9	10,6	9,9
4	7,6	10,0	12,0	11,2	9,6	9,5	11,2	13,9	11,7	9,7
6	7,3	9,0	9,0	6,9	9,7	9,0	9,0	11,6	9,1	9,5
8	7,2	7,9	6,6	4,9	5,5	7,1	5,0	4,8	3,3	9,3
10	7,1	7,0	5,6	4,4	4,7	5,1	3,9	3,6	1,4	6,2
12	6,9	6,5	5,0	3,9	4,4	4,4	3,5	2,6	1,1	6,8
16	6,1	5,8	4,0	3,3	4,0	3,8	1,8	1,8	0,2	3,5
20	5,1	5,3	3,4	3,0	3,2	2,3	0,9	0,6	0,2	1,2
25	3,0	4,6	-	1,8	0,9	0,8	0,8	0,5	0,2	1,2
30	,29	3,7	1,5	,42	0,3	0,3	0,7	0,5	0,2	1,2
34	-	-	0,5	,4	0,2	-	-	0,4	0,2	1,2

Jarevatnet - Oksygenmetning (%) 1980

Dato Dyp (m)	5/3	13/5	3/6	17/6	1/7	15/7	5/8	26/8	23/9	22/10
0,1	58,2	144	125	102	106		141	140		83,5
1	57,6	149	121	97,1	106	115	147	143	103	82,7
2	55,4	106	118	96,6	106	117	137	141	98,9	79,5
4	56,5	81,0	111	106	93,9	95,3	110	141	109	77,9
6	54,2	70,5	77,0	59,7	86,6	85,5	79,8	106	84,5	76,3
8	53,5	60,6	62,9	38,9	49,9	57,0	40,1	39,8	28,2	74,7
10	52,7	53,5	43,3	34,5	36,4	39,9	30,8	28,9	11,0	49,8
12	51,3	49,4	38,6	30,0	33,8	33,6	27,0	20,4	8,5	54,6
16	45,4	44,1	30,4	25,3	30,7	28,8	13,7	14,0	1,5	27,7
20	38,6	40,3	25,7	22,9	24,4	17,3	6,9	4,6	1,5	9,4
25	23,1	34,8	-	13,7	6,8	6,0	6,2	3,8	1,5	9,3
30	2,2	27,8	11,3	3,2	2,3	2,2	5,3	3,8	1,5	9,3
34	-	-	3,8	3,0	1,5	-	-	3,1	1,5	9,3

Jarevatnet Klorofyll a (mg Chla/m<sup>3</sup>) i 1980

	5.3	13.5	3.6	17.6	1.7	15.7	5.8	26.8	23.9	22.10
0-2m	0.3	12.4	11.8	8.4	9.6	10.5	5.1	18.6	14.2	25.8
2-4m	0.3	9.4	10.4	10.0	6.6	4.6	5.8	20.8	15.3	51.6
4-6m	0.2	9.0	8.3	22.7	3.3	3.0	39.7	21.5	15.1	27.0
6-8m	0.2	29.9	7.5	29.9	5.1	4.5	18.6	10.8	15.1	26.4
8-10m	0.1	40.6	5.5	15.7	5.2	4.3	7.4	12.6	11.2	24.2

LOKALITET : JARENVATN

I	I	I	I	I	I	I	I
I	I	I	I	I	I	I	I
I	I	I	I	I	I	I	I
I	I	I	I	I	I	I	I
I	I	I	I	I	I	I	I
I	I	I	I	I	I	I	I
800513	1222.40	0.64	1.33	0.28	0.58	*	
800603	1282.73	0.55	0.97	0.24	0.42	***	
800617	526.65	0.49	0.71	0.21	0.31	**	
800701	1528.60	0.72	1.02	0.31	0.44	*	
800715	1837.95	0.40	0.74	0.17	0.32	**	
800826	214.46	0.53	1.03	0.23	0.45	***	
800923	66.09	0.95	0.69	0.41	0.30	***	
801022	324.63	0.46	1.20	0.20	0.52	***	

\* P < 5%  
 \*\* P < 1%  
 \*\*\* P < 0.1%

LOKALITET : JARENVATN

I	I	I	I DYP (METER) VED RELATIV LYSINTENSITET						I	I	I
I	I	I	I						I	I	I
I	I	I	I						I	I	I
I	I	I	1%	5%	10%	25%	50%	75%	I	I	
I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	
800513	1222.40	4.2	2.1	1.7	1.1	0.6	0.2	1.6	10.92		
800603	1282.73	5.3	3.1	2.4	1.4	0.7	0.3	1.5	23.30		
800617	526.65	6.1	4.4	3.3	2.0	1.0	0.4	3.5	9.07		
800701	1528.60	6.2	2.9	2.3	1.4	0.6	0.3	4.0	2.80		
800715	1837.95	7.5	4.3	3.1	1.9	0.9	0.4	3.5	7.84		
800826	214.46	4.5	2.9	2.3	1.4	0.7	0.3	1.4	22.84		
800923	66.09	6.2	4.3	3.3	2.0	0.9	0.5	2.0	24.61		
801022	324.63	3.8	2.5	1.9	1.2	0.6	0.2	1.6	15.26		

Vannets siktedyp og farge. 1930.

\* = islagt  
 g = gul  
 b = brun  
 gr = grønn

Dato	Jarenvannet.
5.3	7,3 (gr)
13,5	1,6 (gr-g)
3.6	1,5 (b -g)
17.6	3,5 (s-gr)
1.7	4,0 (gr-g)
15.7	3,5 (g-gr)
5.8	2,8 (g-gr)
22.8	2,0 (g-gr)
26.8	1,5 (gr)
23.9	2,0 (gr)
22.10	1,5 (gr)

VIGGA v/utløp Jarevatn 1980

Dato	Tot-P mg/m <sup>3</sup>	Tot-P filtr. mg/m <sup>3</sup>	PO <sub>4</sub> -P mg/m <sup>3</sup>	Tot-N mg/m <sup>3</sup>	Tot-N filtr. mg/m <sup>3</sup>	NO <sub>3</sub> -N mg/m <sup>3</sup>	KOF (KMnO <sub>4</sub> ) mg O/l
23/3	27.0	26.0	22.0	2400	2400	2300	3.35
9/4	6.0	5.0	2.5	2300	2300	2280	2.45
25/4	45.0	-	34.5	5300	4800	4100	3.23
9/5	22.0	22.0	18.5	2500	2500	2480	2.93
12/5	38.0	31.5	23.0	5600	4800	4100	3.73
18/6	38.0	38.0	22.5	3360	3200	3100	3.85
1/7	31.0	24.5	15.0	3160	2920	2800	3.54
24/7	21.0	16.0	9.5	2760	2740	2500	3.81
14/8	21.0	14.0	8.0	2320	2240	2220	4.16
29/8	31.5	23.0	13.5	2360	2200	2260	3.98
25/9	9.5	7.0	3.0	2500	2460	2400	3.27
29/10	37.0	14.0	5.0	2920	2480	2450	3.73

Wøienbekken. 1980

Dato	Tot-P mg/m <sup>3</sup>	Tot-P filtr. mg/m <sup>3</sup>	PO <sub>4</sub> -P mg/m <sup>3</sup>	Tot-N mg/m <sup>3</sup>	Tot-N filtr. mg/m <sup>3</sup>	NO <sub>3</sub> -N mg/m <sup>3</sup>	KOF (KMnO <sub>4</sub> ) mg O/l
15/2, 5/3 og 23/3	49.0	50.0	48.0	8200	7400	5100	1.72
9/4	92.0	90.0	89.0	6600	6000	5700	3.31
25/4	120	110	91.0	11000	9600	9100	4.71
12/5	40.0	32.0	30.5	5700	5000	4600	3.42
18/6	130	130	120	7200	6800	6000	3.15
1/7	66.0	57.0	52.0	5100	5000	4100	3.70
24/7	43.0	39.0	36.0	6300	5500	4400	2.49
14/8	180	170	150	6600	6500	5200	2.53
25/9	44.0	17.0	15.5	4600	4500	4200	1.59
29/10	25.0	24.0	18.5	6600	6100	5700	2.49

Bekk fra KRUGGERUDTJERN 1980

Dato	Tot-P mg/m <sup>3</sup>	Tot-P filtr. mg/m <sup>3</sup>	PO <sub>4</sub> -P mg/m <sup>3</sup>	Tot-N mg/m <sup>3</sup>	Tot-N filtr. mg/m <sup>3</sup>	NO <sub>3</sub> -N mg/m <sup>3</sup>	KOF (KMnO <sub>4</sub> ) mg O/l
15/2, 5/3 og 23/3	26.0	25.0	21.5	5900	-	5200	3.00
9/4	13.5	7.0	4.5	6400	6000	5300	3.00
25/4	71.0	52.0	45.5	10900	8600	8500	10.43
12/5	37.0	33.5	30.0	5200	4400	4200	3.11
18/6	85.0	85.0	68.0	7500	6600	6200	3.31
1/7	63.0	44.0	38.5	5700	5600	4400	5.80
24/7	260	250	230	6500	6800	4400	5.52
14/8	200	160	130	10100	9400	6600	5.17
25/9	10.0	7.0	7.0	3080	3080	3500	2.84
29/10	20.0	20.5	13.5	5900	5800	5500	3.00

SKJERVA 1980

Dato	Tot-P mg/m <sup>3</sup>	Tot-P filtr. mg/m <sup>3</sup>	PO <sub>4</sub> -P mg/m <sup>3</sup>	Tot-N mg/m <sup>3</sup>	Tot-N filtr. mg/m <sup>3</sup>	NO <sub>3</sub> -N mg/m <sup>3</sup>	KOF (KMnO <sub>4</sub> ) mg O/l
15/2, 5/3 og 23/3	6.5	6.0	6.5	1190	1120	860	3.39
9/4	5.0	3.0	1.0	1080	1000	880	3.73
25/4	20.0	-	13.5	1240	1020	780	11.90
12/5	9.0	9.0	4.0	800	680	410	7.82
18/6	4.0	-	1.0	1200	1200	1090	3.89
1/7	12.0	9.0	4.0	660	570	230	12.37
24/7	15.5	12.5	8.0	970	810	470	11.05
14/8	9.5	7.5	1.0	1240	1200	1080	3.19
25/9	3.0	3.0	1.0	610	640	300	8.91
29/10	34.5	30.0	26.5	1120	1020	760	7.24

VIGGA nedstrøms Brandbu 1980

Dato	Tot-P mg/m <sup>3</sup>	Tot-P filtr. mg/m <sup>3</sup>	PO <sub>4</sub> -P mg/m <sup>3</sup>	Tot-N mg/m <sup>3</sup>	Tot-N filtr. mg/m <sup>3</sup>	NO <sub>3</sub> -N mg/m <sup>3</sup>	KOF (KMnO <sub>4</sub> ) mg O/l
23/3	75.0	71.0	61.0	3700	3700	3700	3.32
9/4	58.0	40.0	41.0	3400	3300	3300	3.38
17/4	190	150	150	3680	3280	2800	10.3
22/4	55.0	47.0	45.0	3400	3400	3400	6.67
25/4	39.0	-	31.5	3680	3200	3200	6.07
29/4	35.5	28.0	25.0	3600	3600	3600	7.29
6/5	37.0	28.0	25.5	3600	3600	3600	5.54
9/5	37.0	30.0	26.0	3100	3100	3100	5.73
12/5	52.0	45.5	39.0	4500	3160	3200	4.94
13/6	33.0	26.0	23.0	3200	3160	3100	4.17
18/6	46.0	39.5	28.0	3280	3100	3100	4.67
1/7	28.0	21.5	15.0	1840	1760	1500	8.29
24/7	29.0	24.0	19.5	2160	2100	2100	7.00
14/8	40.0	30.5	28.0	2720	2560	2500	2.88
23/8	68.0	43.0	34.0	2680	2640	2400	5.07
29/8	29.0	25.0	25.0	1720	1560	880	8.15
25/9	23.0	15.5	11.5	1880	1640	1240	6.11
29/10	33.0	22.5	11.5	2360	2280	2280	4.71



Bekk fra Kruggerudtjern. UTM - 874896

Dato	Temperatur (°C)	pH	Konduktivitet (µS/cm)	Kimtall (bakterier pr. ml)	Koliforme bakterier (pr. 100 ml)	E. Coli (pr. 100 ml)
15.2	0,5	8,7	408	1500	150	+
6.3	-	7,3	372	3000	20	10
23.3	2,5	7,4	396	-	20	0
9.4	1,0	7,8	345	1500	330	0
25.4	4,5	8,2	261	550	100	0
12.5	-	8,5	237	2000	30	20
18.6	14	8,2	405	3400	>1000	>1000
24.7	14	8,5	238	6600	660	560
14.8	-	7,8	302	20000	>5000	>5000
25.9	-	8,1	248	5000	-	10
29.10	-	7,7	226	2000	300	35
15.12	-	7.1	235	200	120	10

- = ikke målt

+ = påvist

> = mer enn

Wøienbekken. UTM - 870911

Dato	Temperatur (°C)	pH	Konduktivitet (µS/cm)	Kimtall (bakterier pr. ml)	Koliforme bakterier (pr. 100 ml)	E. Coli (pr. 100 ml)
15.2	0,3	8,7	346	>5000	>1600	+
6.3	-	7,9	419	2000	160	70
23.3	1,0	7,8	435	-	140	40
9.4	1,0	7,7	405	-	>6000	440
25.4	5,0	8,0	325	1450	380	180
12.5	-	8,2	264	5000	820	500
18.6	14	7,9	422	2800	2000	600
24.7	11	8,2	281	1200	120	40
14.8	-	8,0	331	4200	200	180
25.9	-	7,9	308	4000	>300	260
29.10	-	7,9	279	7000	400	150
15.12	-	7.2	286	1900	300	250

Vigga v. innløp Jarenvannet.

UTM - 866929

Dato	Temperatur (°C)	pH	Konduktivitet (µS/cm)	Kimtall (bakterier pr. ml)	Koliforme bakterier (pr. 100 ml)	E. Coli (pr. 100 ml)
15.2	0,3	7,8	372	>5000	410	+
23.3	0,2	7,7	412	-	40	20
9.4	1,0	7,5	363	-	3400	540
25.4	3,8	7,7	309	1800	1600	600
12.5	-	8,2	270	3000	220	160
18.6	14	7,9	397	6500	1200	280
24.7	13	7,9	286	2600	770	270
14.8	-	7,6	319	5000	90	80
25.9	-	7,8	291	15000	>300	420
29.10	-	7,7	272	12000	800	400
15.12	-	7.4	260	1600	4000	2400

- = ikke målt

+ = påvist

> = mer enn

Vigga v. utløp Jarenvannet.

UTM - 853964

Dato	Temperatur (°C)	pH	Konduktivitet (µS/cm)	Kimtall (bakterier pr. ml)	Koliforme bakterier (pr. 100 ml)	E. Coli (pr. 100 ml)
15.2	2,0	8,1	313	140	0	0
23.3	2,5	7,5	325	-	0	0
9.4	2,0	7,5	321	600	0	0
25.4	4,0	7,5	345	1300	180	0
12.5	-	8,5	264	2000	0	0
18.6	16	8,7	278	200	16	0
24.7	18	8,7	207	130	0	0
14.8	-	8,7	204	1100	30	0
25.9	-	8,3	241	350	20	0
29.10	-	7,4	241	300	12	4
15.12	-	7.5	240	200	6	2

Skjerva v. Brandbu.

UTM - 836991

Dato	Temperatur (°C)	pH	Konduktivitet (µS/cm)	Kimtall (bakterier pr. ml)	Koliforme bakterier (pr. 100 ml)	E. Coli (pr. 100 ml)
15.2	-0,8	7,9	74	220	10	0
6.3	-	7,6	241	500	0	0
23.3	05	7,4	74	-	0	0
9.4	-	7,5	77	1500	75	0
25.4	2,7	7,1	56	660	32	0
12.5	-	8,1	42	550	15	0
18.6	14	8,3	105	240	40	16
24.7	12	7,2	51	350	14	10
14.8	-	8,2	90	100	10	2
25.9	-	7,9	40	200	40	12
29.10	-	7,4	48	650	6	4
15.12	-	7,6	45	350	0	0

Vigga nedstr. Brandbu

UTM - 836991

Dato	Temperatur (°C)	pH	Konduktivitet (µS/cm)	Kimtall (bakterier pr. ml)	Koliforme bakterier (pr. 100 ml)	E. Coli (pr. 100 ml)
15.2	0,8	7,7	293	>5000	>1600	+
23.3	1,0	7,4	314	-	600	150
9.4	1,0	7,5	292	-	6000	340
25.4	4,0	7,6	256	2300	2200	1360
12.5	-	7,9	242	10000	4400	1900
18.6	16	8,0	290	2700	1400	80
24.7	13	7,5	164	3500	1200	380
14.8	-	7,6	238	3500	900	1100
25.9	-	7,6	149	2700	2100	450
29.10	-	7,7	190	3500	1400	510
15.12	-	7,7	195	6000	>5000	4200

Analyseresultater fra tilløpsbekker

VIGGA 27/5 1980

	Tot-P mg/m <sup>3</sup>	Tot-P filtr. mg/m <sup>3</sup>	PO <sub>4</sub> -P mg/m <sup>3</sup>	Tot-N mg/m <sup>3</sup>	Tot-N filtr. mg/m <sup>3</sup>	NO <sub>3</sub> -N mg/m <sup>3</sup>	KOF (KMnO <sub>4</sub> ) mg O/l
Vigga oppstrøms renseanlegg	25.5	22.0	15.0	3000	2960	3000	3.82
kloakk innløp renseanlegg	5800	5000	5200	23500	22800	1500	17.2
kloakk utløp renseanlegg	5800	5200	4900	25000	21800	2000	20.7
Vigga nedstrøms Brandbu (renseanlegg)	510	490	510	4000	4000	2800	5.34

VIGGA 27/5 1980 forts.

	pH	kond. uS/cm	kimtall pr. ml	koliforme pr. 100ml	E.coli pr. 100ml
Vigga oppstrøms renseanlegg	8.5	250	5.0·10 <sup>2</sup>	2.0·10 <sup>3</sup>	1.0·10 <sup>2</sup>
kloakk innløp renseanlegg	7.5	475	5.0·10 <sup>6</sup>	1.5·10 <sup>8</sup>	3.6·10 <sup>6</sup>
kloakk utløp renseanlegg	7.8	450	1.6·10 <sup>5</sup>	3.0·10 <sup>6</sup>	2.6·10 <sup>5</sup>
Vigga nedstrøms renseanlegg	8.2	250	4.4·10 <sup>3</sup>	5.0·10 <sup>4</sup>	2.5·10 <sup>4</sup>

Planteplankton (0-2m) 1980  
 (antall: celler pr. l evnt. m pr. l)  
 (volum: mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>)

DATO ART	13.5 ant. vol.	3.6	17.6	1.7	15.7	5.8	26.8	23.9	22.10
CYANOPHYCEAE									
Oscillatoria agardhii	0.5 10	0.3 60	0.5 10	2.4 48			110 2200	190 3800	180 3600
VOLUM CYANOPHYCEAE	10	60	10	48			2200	3800	3600
CHLOROPHYCEAE									
Chlamydomonas sp. Oocystis sp.	2600 1300					600 360 10000	6000		
VOLUM CHLOROPHYCEAE	1300					360	6000		
CHRYSOPHYCEAE									
Dinobryon spp. Uroglena americana Chrysochromulina sp.		1100 200		6300 690	1400 250 4900 540				
VOLUM CHRYSOPHYCEAE		505		690	790				
CRYPTOPHYCEAE									
Cryptomonas sp. Rhodomonas lacustris	9400 1200	50 3100 390		250 30	870 110			1100 140	
VOLUM CRYPTOPHYCEAE	1200	390		30	110				
BACILLARIOPHYCEAE									
Synedra cf. acus Stephanod. hantzschii Asterionella formosa Diatoma elongatum Fragilaria crotonensis	160 65 10000 4000 14100 1100 1900 152 40 22 200 110 4900 2700 26 16 670 400		2200 870	4.4 1.7		620 420	220 121		43 23 190 104 120 72
VOLUM BACILLARIOPHYCEAE	1300	7250	910	46	370	175		95	104
VOLUM ANDRE ALGER			1000					160	160
TOTALVOLUM	3820	8150	1900	810	1260	540	8200	4200	3900

Planteplankton (0-10m) 1980

DATO	13.5	3.6	17.6	1.7	15.7	5.8	26.8	23.9	22.10
CYANOPHYCEAE									
Oscillatoria agardhii	3 60	3.7 74	10.7 214	13.5 270	109 2200	108 2200	134 2700	186 3700	170 3400
VOLUM CYANOPHYCEAE	60	74	214	270	2200	220	2700	3700	3400
CHLOROPHYCEAE									
Chlamydomonas sp.	1200 610					3600 2200	13900 8400		
Oocystis sp.							8400		
VOLUM CHLOROPHYCEAE	610					2200	8400		
CHRYSOPHYCEAE									
Dinobryon spp.					600 110				
Uroglena americana				4900 540	1500 165				
Chrysochromulina sp.		4700 305							
VOLUM CHRYSOPHYCEAE		305		540	275				
CRYPTOPHYCEAE									
Rhodomonas lacustris	3400 425	1600 200		185 23	200 25			370 50	
VOLUM CRYPTOPHYCEAE	425	200		23	25			50	
BACILLARIOPHYCEAE									
Synedra cf. acus	73 29	6000 1800	7200 2900	90 3.6					
Stephanod. hantzschii	5600 450	2800 230	345 28	190 15					
Asterionella formosa	40 22	165 73	10 5.5	96 53	760 420	1960 1100	21 12	107 59	198 109
Diatoma elongatum	82 45	2950 1600	2000 1100	80 44				110 66	
Fragilaria crotonensis	16 10	386 230	270 165	42 25	40 24	85 50			
VOLUM BACILLARIOPHYCEAE	560	3900	4200	173	444	1150	12	125	109
VOLUM ANDRE ALGER		120	500					110	160
TOTALVOLUM	1650	4600	4900	1000	2970	5600	11100	4000	3650

Hjuldyrplankton (Rotatoria) i Jarenvannet 1980.

Prøvene tatt som vertikale håvtrekk 0-20, maskevidde 0,095.

Tallene angir prosentfordelingen mellom artene/slektene.

Art, gruppe	Dato	5/3	13/5	3/6	17/6	1/7	15/7	5/8	22/8	23/9	22/10
<b>HJULDYR (ROTATORIA)</b>											
Brachionus calyciflorus Pallas				1.6	1.8						
Keratella quadrata (Müll.) + K. Hiemalis Carlin }		3.7	5.3	3.4	7.7	16.9	20.3	46.9	71.6	75.6	47.1
Keratella cochlearis (Grosse)		0.2		2.5	1.1	1.1	1.3	2.2	1.0	7.1	11.3
Kellicottia longispina (Kellicott)		80.7	58.8	23.9	7.7	15.8	23.7	6.1	6.7	7.1	6.4
Trichocerca capucina (Eierz. & Zacharias)										0.6	
Gastropus stylifer Imhof								22.2	1.9	0.6	
Asplanchna spp.			1.2	14.9	64.2	35.0	31.8	8.3	0.5		13.7
Synechaeta spp.		0.7	30.0	25.5	3.2	1.1	2.5	2.6	1.0	3.0	8.8
Polyarthra spp.		14.1	2.4	24.5	7.4	3.8	0.4	6.5	2.9	3.6	11.3
Filinia terminalis (Plate)		0.5	1.2	3.4	2.5	15.8	9.7	4.8	10.6	1.2	1.5
Conochilus spp.			1.2	0.3	4.6	10.4	10.2	0.4	3.8	1.2	
Σ HJULDYR		100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Antall talte individer		425	170	322	285	183	236	230	208	168	204

Krepsdyrplankton. Jarenvannet 1980.

Prosentvis fordeling av artene (Håvtrekk 0-20 m).

Art/gruppe	Dato	5/3	13/5	3/6	17/6	1/7	15/7	5/8	22/8	23/9	22/10
<b>HOPPEKREPS (Copepoda)</b>											
Σ Heterocope appendiculata G.O. Sars				0,4	0,3	0,8					
Eudiaptomus gracilis	♀ u/egg	6,9	2,8	0,4	0,3	2,3	0,9	1,0	0,3	5,4	16,8
	♀ m/egg	1,9		0,4	0,3	1,6	0,9	0,2			
	♂	9,2	2,3	1,2	1,3	1,6	2,7	0,7	3,0	5,8	24,9
	cop.	6,4	2,8	3,5	5,6	9,1	26,1	17,9	24,5	22,1	10,3
	naup.	30,6	24,3	23,8	12,9	14,3	12,2	5,6	7,0	4,7	4,7
Σ Eudiaptomus gracilis		55,0	32,2	29,3	20,4	28,9	42,8	25,4	34,8	38,0	57,0
Σ Macrocyclus albidus (Jurine)			0,3								
Cyclops scutifer G.O. Sars	♀ u/egg		0,5	0,8	0,3	0,5	0,9		1,7	1,1	0,3
	♀ m/egg							0,2			0,3
	♂			0,4	0,3		0,3	0,7	1,0	0,4	
	cop.	6,4	32,2	12,9	1,0			0,2	0,3	1,4	
Σ Cyclops scutifer		6,4	32,7	14,1	1,6	0,5	1,2	1,1	3,0	3,3	0,6
Mesocyclops leuckarti (Claus)	♀ u/egg			0,4	1,0	0,8	1,2		0,3	0,4	
	♀ m/egg						0,3	0,3			
	♂				2,0	0,8	0,3				
	cop.		2,0	2,3	7,3	4,2	3,3	8,0	7,4	3,6	1,1
Σ Mesocyclops leuckarti			2,0	2,7	10,3	6,1	5,1	8,0	7,7	4,0	1,1
Σ Cyclopoide nauplier		33,4	29,9	27,3	10,6	12,2	9,7	20,5	12,8	45,7	28,2
TOTALT HOPPEKREPS		94,8	97,1	73,8	43,2	48,5	58,8	55,0	58,3	91,0	86,9
<b>VANNLOPPER (Cadocera)</b>											
Σ Leptodora kindti (Focke)				0,4	0,7	0,3			0,7	0,7	
Σ Diaphnosoma brachyurum Lieven								0,2			

Krepsdyrplankton i Jarenvannet 1980. Fortsatt.

Art, Gruppe	Dato	5/3	13/5	3/6	17/6	1/7	15/7	5/8	22/8	23/9	22/10
<i>Daphnia longispina</i> var. <i>hyalina</i> Leydig	♀ u/egg	2,8	1,0	0,8	4,3	16,4	24,0	16,4	9,1	0,7	0,8
	♀ m/egg	0,2		0,8	1,3			0,5	1,0		
	♀ m/hvileegg										0,6
	♂										2,0
	juv.	0,9	1,5	5,9	6,6	13,8	9,1	14,0	5,4	0,4	0,6
	embr.			0,8	1,0	1,3	0,9	2,2	2,3		
Σ <i>Daphnia longispina</i> var. <i>hyalina</i>		3,9	2,5	8,3	13,2	31,5	34,0	33,1	17,8	1,1	4,0
Σ <i>Daphnia galeata</i> G.O. Sars						0,3					
Σ <i>Daphnia cristata</i> G.O. Sars				0,4	2,0	0,3	0,3				
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> s.l. (O.F. Müller)	♀ u/egg			3,9	1,7	6,8	3,3	1,0		0,4	1,4
	♀ m/egg						0,3				
	♀ m/hvileegg										0,6
	♂										0,6
	juv.		0,3	2,7	3,6	3,4	0,9	0,2		0,4	
	embr.			0,4	0,3	2,3	0,6				
Σ <i>Ceriodaphnia quadrangula</i> s.l.			0,3	7,0	5,6	12,8	4,8	1,2		0,8	2,6
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F. Müller)	♀ u/egg				2,3	0,8	0,3	1,7	12,1	2,5	2,5
	♀ m/egg							0,7	3,4	1,8	0,6
	♂										
	juv.				3,6	1,0	0,9	4,1	7,7	2,2	1,4
	embr.				2,0			1,0			0,3
Σ <i>Bosmina longirostris</i>				7,9	1,8	1,2	7,5	23,2	6,5	4,8	
<i>Bosmina longispina</i> Leydig	♀ u/egg	0,5		5,1	5,9	1,3		0,5			0,6
	♀ m/egg	0,2		0,4	1,0	0,3					0,3
	♂										0,8
	juv.	0,5		4,3	19,8	3,1	0,6	2,4			
	embr.			0,4	0,7	0,3					
Σ <i>Bosmina longispina</i>		1,2		10,2	27,4	5,0	0,6	2,9			1,7
Σ Chydoridae G.O. Sars											0,3
TOTALT VANNLOPPER		5,1	2,8	26,3	56,8	52,0	40,9	44,9	41,7	9,1	13,4
TOTALT KREPSDYRPLANKTON		100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Antall talte individer		422	391	256	303	385	329	414	298	276	358