

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
BLINDERN

O - 91/69

MJØSPROSJEKTET

Fremdriftsrapport nr. 5
Undersøkelser 1974
Resultater og kommentarer

Saksbehandler: Cand.real. Hans Holtan
Rapporten avsluttet: Mars 1975

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
1. INNLEDNING	8
2. MJØSA MED NEDBØRFELT. MORFOMETRISKE OG HYDROLOGISKE DATA	10
3. FORURENSNINGSTILFØRSLER TIL MJØSA	11
4. UNDERSØKELSER AV JORBRUKETS BETYDNING SOM FORURENSNINGSKILDE (Ole Nashoug)	13
4.1 Frangbekken	13
4.2 Jordbruksbekker i Ringsaker	17
5. SØPPELBEHANDLING OG SØPPELPLASSPROBLEMATIKK I MJØSOMRÅDET (Ole Nashoug og Ole Jakob Johansen)	18
5.1 Nygaard søppelfyllplass, Gjøvik. Befaring 6/12-74	18
5.2 Tandeskogen søppelfyllplass, Ringsaker. Befaring 3/1-74	20
5.3 Kontroll av vannforurensning fra søppelfyllplasser	21
5.3.1 Kontroll av sigevann	22
5.3.2 Infiltrasjon i grunn	24
6. BIOLOGISKE UNDERSØKELSER I TILLØPSELVER TIL MJØSA (Gösta Kjellberg)	25
6.1 Svartelva	26
6.1.1 Berggrunnsgeologi	26
6.1.2 Arealfordeling, befolkning, industri	26
6.1.3 Vassdragets forurensningstilstand og biologiske forhold	27
6.1.3.1 Generelt	27
6.1.3.2 Strekningen ovenfor Gjetholmsjøen	29
6.1.3.3 Gjetholmsjøen og elvestrekningen ned til Rokosjøen	30
6.1.3.4 Rokosjøen	31
6.1.3.5 Rokosjøen - Klæpa bruk	31
6.1.3.6 Klæpa bruk - Ådals bruk	32
6.1.3.7 Ådals bruk - samløp Fura	32
6.1.3.8 Svartelva nedenfor Klevfoss	34
6.1.4 Undersøkelse av utslippet fra Løiten Brænderi A/S	38

	Side
6.2 Sällerbekken	44
6.3 Stensengbekken	47
6.4 Bøvra, Otta og Lågen	56
6.4.1 Innledning	56
6.4.2 Materiale og metodikk	57
6.4.3 Beregning av mulig fiskeproduksjon	58
6.4.4 Klassifisering av vassdragets biologiske status og forurensningssituasjon	60
6.4.5 Resultater	67
7. ELVENES VEKSTPOTENSIAL (Torsten Källqvist)	74
8. VORMA (Gösta Kjellberg)	78
8.1 Forhold i nedbørfeltet	78
8.1.1 Fjellgrunn og jordsmonn	78
8.1.2 Arealfordeling, husdyrhold	80
8.1.3 Kommunale avløp	82
8.1.4 Industriutslipp	84
8.2 Fysisk-kjemiske undersøkelser	84
8.2.1 Surhetsgrad - pH	84
8.2.2 Spesifikk elektrolytisk ledningsevne	86
8.2.3 Organisk stoff	86
8.2.4 Næringssalter	88
8.2.5 Mineralsalter	91
8.2.6 Jern	91
8.3 Biologiske forhold	93
8.3.1 Andelva	93
8.3.2 Vorma	95
9. VARMEOMSETNING OG STRØMNINGSFORHOLD I MJØSA (Torodd Hauger og Hans Holtan)	96
9.1 Generelt	96
9.2 Teori	96
9.3 Den totale varmeomsetning i Mjøsa sommeren 1973	98
9.4 Innlagning og innblanding av Lågen i Mjøsa	98
9.5 Generell undersøkelse av temperatur og strømningsforhold	106
9.6 Undersøkelse av temperatur og strømforhold i Furnesfjorden - Hamarområdet	107

10.	FYSISK-KJEMISKE FORHOLD (Torodd Hauger og Hans Holtan)	109
10.1	Temperatur	109
10.2	Surhetsgrad - pH	111
10.3	Spesifikk elektrolytisk ledningsevne	111
10.4	Oksygenforholdene	112
10.5	Nitrogen- og fosforvariasjonene i de øvre vannmasser	112
10.6	Organisk stoff	115
11.	BIOLOGISKE FORHOLD (Lars Lillevold og Pål Brettum)	116
11.1	Plantep plankton: produksjon og biomasse	116
12.	BUNNSEDIMENTER	120
12.1	Adsorberte tungmetaller i Mjøsas sedimenter. Foreløpige resultater (Per Aagaard)	120
12.2	Undersøkelse av diatomeer (kiselalger) i Mjøsas bunnsedimenter (Frode Berge)	124
13.	PRAKTISKE KONKLUSJONER	129
14.	LITTERATURLISTE	140

TABELLFORTEGNELSE

	Side
1. Summarisk oppstilling av registreringsdata	11
2. Transport av næringssalter og organisk stoff til Mjøsa via de viktigste tilløp	12
3. Arealfordeling for Frangbekkens nedbørfelt	15
4. Beregnet årlig stofftransportmengde av total fosfor, total nitrogen, organisk og uorganisk stoff fra Frangbekken	16
5. Jordbruksbekker i Ringsaker. Beregning av årlig transport av tot. P, tot. N, organisk og uorganisk stoff pr. km ²	17
6. Analyseverdier av sivevann fra Nygaard søppelfyllplass	19
7. Starelvas nedbørfelt, arealfordeling, befolkning og industri	27
8. Oversikt over Vormas største tilløpselver og nærområder	78
9. Oversikt over arealfordeling og husdyrhold i Vormas nærområder og større tilløpselver	81
10. Oversikt over samlet industrielt og kommunalt avløp i Vormas nedbørfelt	82
11. Vormasystemet. Middelerverdier for partikulært organisk stoff og kjemisk oksygenforbruk i 1974 (14/5-25/11)	86
12. Vormasystemet. Middelerverdier for total fosfor, fosfat, total nitrogen og nitrat i 1974	88
13. Vormasystemet. Middelerverdier og variasjonsbredde for mineralsalter	92
14. Adsorberte tungmetaller i Mjøsas sedimenter	122
15. Årlig transport av næringssalter og organisk stoff til Mjøsa	129

FIGURFORTEGNELSE

	Side
1. Skisse over Frangbekkens nedbørfelt	14
2. Skisse over Nygaard søppelfyllplass	19
3. Skisse over Tandeskogen søppelfyllplass	20
4. Forurensningssituasjonen i Svartelva i slutten av augsut 1974	28
5. Situasjonsbilde ved et drankutslipp	41
6. Transportsituasjoner i Fura ved drankutslipp fra Løiten Brænderi A/S	42
7. Forurensningssituasjonen i Fura og nedre delen av Svartelva november 1973	43
8. Forurensningssituasjonen i Sållerudbekken den 15/5-1973	45
9. Lengde- og aldersfordeling av oppvandrende gyteharr i Stensengbekken 27/4-10/5-1974	49
10. Tilvekstkurve for harr i Stensengbekken	50
11. Forholdet mellom lengde og vekt av harr i Stensengbekken	51
12. Tilvekstkurve for harr fra noen sjø- og elvelokaliteter	53
13. Småharrens valg av føde i Stensengbekken 1973	55
14. Diagram over forholdet mellom bunnfauna, mulig fiskeproduksjon og fangstutbytte for Lågen og Mjøsområdetets småbekker	59
15. Situasjonsbilde av Otta, nedre Lågen og Vorma	69
16. Vekstpotensial i tilløpselver februar-oktober 1974	75
17. Middelerverdier for vekstpotensial i tilløpselver til Mjøsa februar-oktober 1974	77
18. Oversikt over Vormas nærområder, største tilløpselver og prøvetakingsstasjoner	79
19. Oversikt over industrielle og kommunale avløp i Vormas nedbørfelt	83
20. Vorma. pH-variasjoner i 1974.	85

21.	Vorma. Spes. el. ledningsevne-variasjoner i 1974	87
22.	Vorma. Totalt fosfor-variasjoner i 1974	89
23.	Vorma. Totalt nitrogen-variasjoner i 1974	90
24.	Stolpediagram over varmeomsetningen i Mjøsa	99
25.	Vannføringsforhold i Lågen	100
26.	Temperaturvariasjoner i Lågen og Mjøsa	101
27.	Temperaturobservasjoner i Mjøsa ved Brøttum	101
28.	Strømsituasjonen i nordlige del av Mjøsa	103
29.	Observasjonsverdier for temperatur og spes. el. ledningsevne i Mjøsa ved Brøttum og Gjøvik 1973	104
30.	Observasjonsverdier for temperatur, oksygen og spes. el. ledningsevne i Mjøsa 1973	110
31.	Middelverdier av total nitrogen, nitrat, total fosfor og orto-fosfat i de øverste 30 m 1974	113
32.	Midlere innhold av organisk stoff i de øvre 20 m 1973	114
33.	Plantep planktonproduksjonen 1973	117
34.	Plantep planktonproduksjonen 1974	118
35.	Adsorberte tungmetaller i sedimentene i nordre del av Mjøsa	123
36.	Relativ forekomst av planktoniske og perifytiske diatomeer i sedimentprofiler fra fire forskjellige lokaliteter i Mjøsa	125
37.	Relativ forekomst av utpreget eutrofi-indikerende diatomeer i sedimentprofiler fra fire forskjellige lokaliteter i Mjøsa	127

1. INNLEDNING

Undersøkelsene i forbindelse med NIVAs Mjøsprosjekt er i 1974 i det alt vesentligste blitt gjennomført etter programmet:

0 - 91/69 Mjøsprosjektet

Undersøkelserprogram for tidsrommet 1974-1976

Blindern 23. november 1973.

Arbeidet med selve Mjøsa har omfattet temperatur- og strømningsundersøkelser samt undersøkelser av de fysiske-kjemiske og biologiske forhold. Materialet er bearbeidet i den utstrekning det er nødvendig for umiddelbare praktiske konklusjoner. Materialet vil senere bli videre bearbeidet ved modellbetraktninger over Mjøsas forurensningsstatus og utviklingsforløp.

I 1974 er det som tidligere år, foretatt undersøkelser av materialtransporten i de viktigste tilløpselvene til Mjøsa, og det er i samarbeid med Norges landbrukshøgskole (NLH) foretatt undersøkelser av avrenningsforholdene fra jordbruksområder. Arbeidet med å undersøke forurensningssituasjonen i tilløp til Mjøsa pågikk også i 1974. Dessuten er det samlet inn et betydelig observasjonsmateriale fra Vormå-Andelva-Glåma-systemet.

Etter oppdrag fra Statskraftverkene er forholdene i Gudbrandsdalslågen relativt grundig undersøkt i 1974. Dette observasjonsmateriale er under bearbeidelse og vil bli fremlagt i en egen rapport våren 1975. I denne forbindelse er også temperaturforholdene i den nordlige del av Mjøsa blitt nøye undersøkt av Hydrologisk avdeling ved Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen (NVE). Dette materialet er ennå ikke bearbeidet og rapport foreligger ikke.

Bunnsedimentene i Mjøsa er blitt undersøkt av Per Aagaard, Geologisk institutt, Universitetet i Oslo. Lektor Frode Berge, Fagernes har foretatt visse paleolimnologiske undersøkelser av bunnsedimentene. Ellers kan nevnes at siv.ing. Ole Lien har foretatt visse strømningsundersøk-

elser i Furnesfjorden og utenfor Hamar som diplomarbeide ved Institutt for vassbygging, Norges Tekniske Høgskole (NTH). Ellers har en rekke av instituttets faste stab deltatt i prosjektet.

Prosjektledelsen har også i 1974 hatt et godt samarbeid med prosjektets styringsgruppe og de kommunale myndigheter på Hamar. I denne sammenheng vil vi takke byveterinær Holager. Den våkenhet og entusiasme vi møter i fylkesadministrasjonen, hos kommunale myndigheter, hos lokalforeninger og blant den menige mann er en viktig stimulans i vårt arbeid.

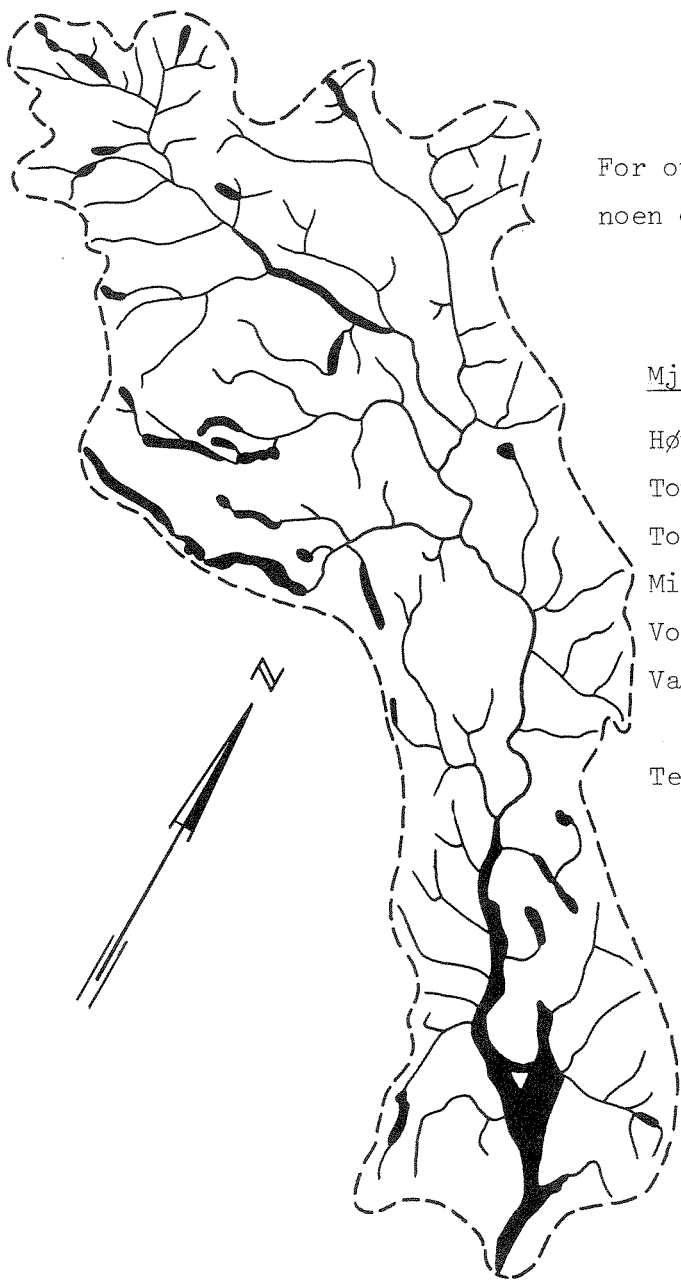
De totale omkostninger med Mjøsprosjektet beløp seg i 1974 til ca. 1,1 mill. kroner, hvorav kr. 800.000,- var oppdragsmidler. Etter instituttets oppfatning er det relativt store forskningstilskudd rettferdiggjort ved den mer generelle forskningsbetonte innsats som gjøres i forbindelse med prosjektet.

2. MJØSA MED NEDBØRFELT. MORFOMETRISKE OG HYDROLOGISKE DATA

For oversiktens skyld er det nedenfor angitt noen oversiktsdata om Mjøsa med nedbørfelt.

Mjøsa. Morfometriske og hydrologiske forhold.

Høyde over havet	122 m
Totalt areal	365 km ²
Total dybde	449 m
Midlere dybde	153 m
Volum	56.244 mill.m ³
Vannføring totalt:	320 m ³ /s
" via Lågen:	256 m ³ /s
Teoretisk oppholdstid:	ca. 6 år



Mjøsas nedbørfelt.

	Gudbrandsdalen		Mjøsas totale nedbørfelt	
	km ²	%	km ²	%
Totalt areal:	11.459	100	16.420	100
Uprod. områder:	9.889	86,3	11.565	70,4
Skog:	1.256	11,0	3.380	20,6
Jordbruksareal:	231	2,0	966	5,9
Annet areal:	83	0,7	509	3,1
Antall mennesker:	39.700		196.000	

3. FORURENSNINGSTILFØRSLER TIL MJØSA

Registreringsarbeidet av forurensningskilder og forurensningsutslipp til Mjøsa med tilløp er nå avsluttet, og materialet vil bli lagt frem i egen rapport i løpet av 1975. Denne aktivitet er også blitt behandlet i tidligere årsrapporter.

For oversiktens skyld er de viktigste resultater fra registreringsarbeidet summarisk oppstilt i tabell 1. Beregningsresultater fra transport av næringsstoffer og organisk materiale via tilløpselvene i 1973 og 1974 er angitt i tabell 2.

Tabell 1. Summarisk oppstilling av registreringsdata

A.	Kommunalt avløpsvann:	Antall pers.	Tot. fosfor tonn P/år	Tot. nitrogen tonn N/år	Org.stoff tonn BOF ₇ /år
	1. Avløp til Mjøsa	64930	59	284	1770
	2. Avløp til tilløpselver	40080	36	175	1090
	3. Ikke tilknyttet reg. avløp	91370	83	400	2500
	Totalt	196380	178	859	5360
	Sum pkt. 1 og 2:		95	469	2860
B.	Industri:		102,5	592	11655
C.	Jord- og skogbruk:				
	1. Avrenning fra jordbruksområder		20	(700)	(-)
	2. Siloavrenning		16,4	65	(2500)
	3. Halmluting		4,5	22	(132)
	4. Skogbruk		20	(700)	(-)
	Sum (C)		42,9	1487	2632
D.	Tilførsel fra lite produktive områder		70	(1400)	(-)
	Sum A 1, B, C og D		310,4	3948	17147

Diffuse tilførsler er ikke tatt med her.

Tabell 2. Transport av næringsalter og organisk stoff (tørrstoff - gløderest) til Mjøsa via de viktigste tilløp i tonn/år.
(^x) Tatt fra tabell 15, side 37 i Mjørapp. for 1973.)

Vassdrag	1973				1974			
	Middel vannfør. m ³ /s	Tot.P	Tot.N	Tørrstoff ÷glød. rest	Middel vannf. m ³ /s	Tot.P	Tot.N	Tørrstoff ÷gløderest
Vikselva	0,7	0,4	14	16	1,6	1,0	44	80
Svartelva ¹⁾	2,2	4,3	73	114	6,8	12,2	298	540
Flagstadelva ¹⁾	0,8	1,5	24	30	4,4	6,2	224	210
Brumunda	2,2	2,0	42	76	3,6	1,3	63	104
Kvernveita ²⁾	0,7	14,0	68	1371	0,1	1,3	6,1	178
Moelva	2,0	2,0	34	58	2,2	1,5	59	80
Mesna	4,4	11,0	54	1650	4,5	8,1	88	701
Gudbrandsdalslågen 3)	249,5	125,0	1650	3400	225,5	41	1398	2813
Gausa	10,8	5,0	147	156	15,0	4,6	265	332
Rinda	1,89	0,4	31	16	1,7	0,3	29	53
Vismunda	2,34	0,6	48	29	3,8	0,7	65	56
Stokkelva	1,6	0,6	30	18	2,4	0,6	63	50
Braastadelva	0,7	0,5	17	12	0,7	0,4	18	27
Hunnselva	3,3	18,0	371	3976	4,6	15,5	337	3433
Lenaelva	2,1	8,0	145	226	3,7	14,4	457	810
SUM	285,23	193,3	2752	10248	280,6	109,1	3414,1	9467
4) Diffus tilførsel og direkte utslipp		140	1440	1500		155	1500	3000
Sum: ca.		333,3	4192	11748		264,1	4914,1	12467
Vorma	290,5	98,0	4721	4450	285,41	76,0	3347,0	4837
Differanse		235,3	÷529	7298		188,1	1567,1	7630

1) Usikre observasjonstall for 1973.

2) Kvernveita stengt. Avløpsvannet føres direkte til Mjøsa.

3) Ulike vannføringsforhold og partikkeltransport 1973-1974.

4) Diffuse tilførsler antatt (1973-tall).

4. UNDERSØKELSER AV JORDBRUKETS BETYDNING SOM FORURENSNINGSKILDE

Jordbrukets betydning i forurensningssammenheng er behandlet i tidligere rapporter. Imidlertid er det vanskelig å finne frem til noenlunde pålitelige verdier for denne belastnings størrelsesorden idet det ofte dreier seg om diffuse og sesongbetonte tilførsler. Ved siden av de undersøkelser Instituttet for kulturteknikk ved Norges Landbrukshøgskole (NLH) utfører i Stensengbekken i Ringsaker og som det ennå ikke foreligger noen rapport fra, foretar NIVA tildels i samarbeid med NLH, undersøkelser av stofftransporten i 4 bekker som i vesentlig grad drenerer jordbruksområder, nemlig:

Frangbekken i Stange
Tjernebekken i Ringsaker
Østre Kisebekk i Ringsaker
Vestre Kisebekk i Ringsaker.

4.1 Frangbekken

Nedbørfelt (fig. 1).

Frangbekken ligger i Stange kommune, ca. 12 km syd for Hamar, og har sitt utløp ved Frangstøa. Bekkens nedbørfelt er på 2180 da.

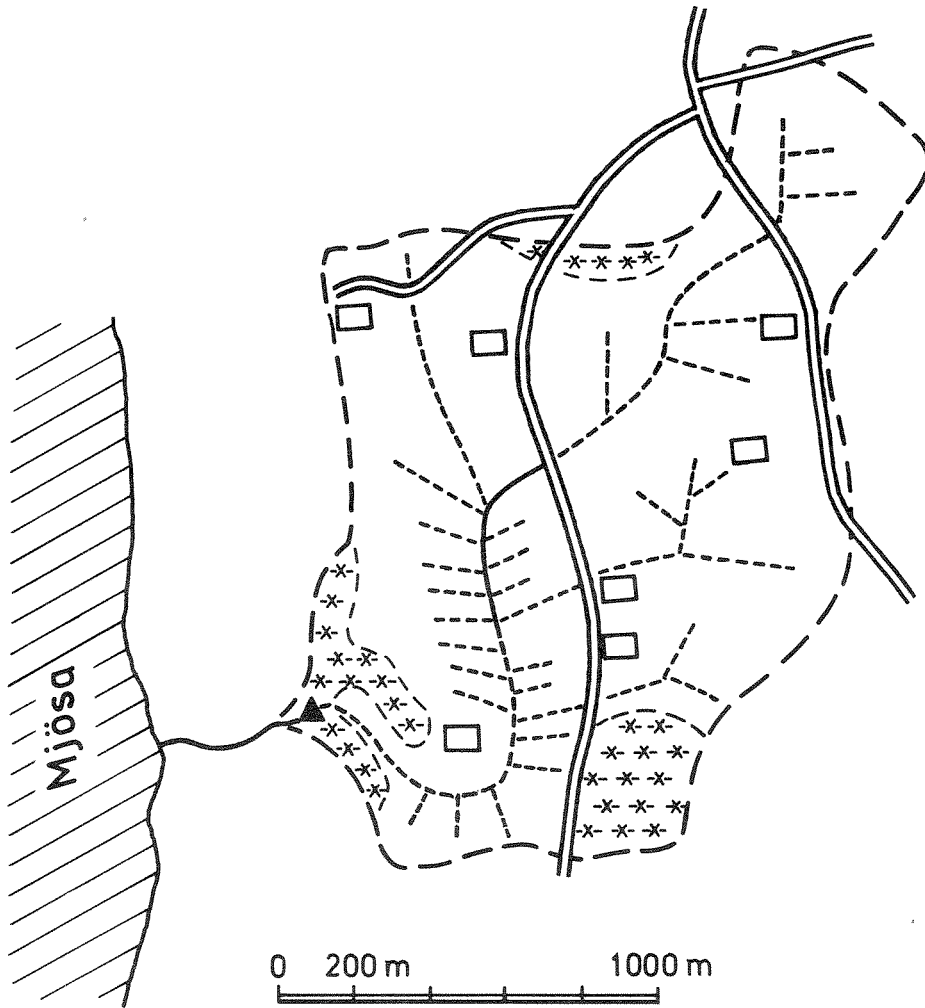
Geologiske forhold:

Berggrunnen innen nedbørfeltet består i alt vesentlig av alunskifer som er dekket med et tildels tykt (over 1 m) moldriktmateriale. I de sydlige deler, ved Frang gård, er det et mindre parti grunnfjellsbergarter. Her er morenen tynnere og inneholder mer leire.

Arealfordeling:

Nedbørfeltet domineres av jordbruksarealer som utgjør 1900 da., dvs 87,2% av hele feltet. Det øvrige areal er skog, beite, gårdstun og veinett (tabell 3).

Fig.1 Skisse over Frangbekkens nedbørfelt



Tabell 3. Arealfordeling for Frangbekkens nedbørfelt.

	da.	%
Dyrket mark	1900	87,2
Skog, beite	180	8,2
Gårdstun, veinett	100	4,6
Totalt areal	2180	

Nedbørfeltets drenssystem:

Størstedelen av nedbørfeltet dreneres av et lukket grøftesystem. Bare ved målestasjonen og på en mindre strekning mellom Rekstad og Frang gård er bekken åpen. Hele nedbørfeltet er godt grøftet. De lavere områder i de syd-vestre deler kan sies å være systemgrøftet.

Befolkning og avløpsforhold:

Det bor 43 personer innen nedbørfeltet som fordeler seg på 7 gårder (våningshus) og 5 enkeltboliger. Generelt føres avløpene fra disse hus via septiktanker til nærmeste grøft.

Landbruksaktiviteter:

Størstedelen av jordarealene benyttes til korn og potetproduksjon. Denne driftsform innebærer en årlig gjødsling på ca. 50 kg fullgjødsel D (20N, 5P,9K) pr. da. I de nord-østre deler drives noe grønnsakdyrking. To gårder har en produksjon av svin som tilsammen varierer fra 500-1000 svin. Det er lite storfehold i nedbørfeltet, og det legges ikke ned sur-fôr (silo). Gårdenes gjødselkjellere er relativt nye og antas å være tette.

Analysekomponenter:

Alle innsamlede prøver er analysert på: pH, elektrolytisk ledningsevne, total nitrogen, nitrat, total fosfor, orto fosfat, organisk (tørrstoff-gløderest) og uorganisk stoff (gløderest). Til enkelte tider er også mineralsaltinnholdet bestemt. Det er bare stofftransport av tot. N og tot. P, organisk og uorganisk stoff som her vil bli omtalt.

Resultater

Det har vært store variasjoner i avrenningen fra nedbørfeltet gjennom perioden - variasjonsbredde 25-8035 m³/døgn. Året 1973 hadde en relativt

jevn avrenning på grunn av liten sommer/høstnedbør, mens 1974, med tidlig snøsmelting og store nedbørmengder (i høstperioden) skapte store vannføringsvariasjoner.

Konsentrasjonen av tot. N varierte stort sett proporsjonalt med vannføringen. Ved lav vannføring ble det målt konsentrasjoner ned til 125 µg N/l, mens det ved høy vannføring ble bestemt verdier på over 18.000 µg N/l. Generelt har stigende vannføring medført økte nitrogenkonsentrasjoner i perioder med nedbør (særlig om sommeren).

Fosforkonsentrasjonene har variert fra 55-800 µg/l.

På bakgrunn av ca. 80 vannprøver tatt i tidsperioden april 1973 - nov. 1974 og vannføringstall er den daglige transport av total fosfor, total nitrogen, organisk og uorganisk materiale ut av feltet beregnet. Resultatene viser at transportmengden for alle stoffer varierte i takt med vannføringen. Relativt liten nedbør i 1973 skapte gjennomgående lave transportverdier, mens rask vårmelting og mye nedbør sensommer og høst 1974 medførte høye transportmengder i disse tidsperioder. Målt avrenning fra nedbørfeltet i 1973 lå på ca. 50.000 m³ mot 433500 m³ i 1974, dvs. ca. 9 ganger større siste år.

Tabell 4 viser årlig stoff-transportmengde beregnet på bakgrunn av 1973 og 1974-observasjonene hver for seg, samt middel for begge observasjonsår.

Tabell 4. Beregnet årlig stofftransportmengde (kg) av total fosfor, total nitrogen, organisk (tørrstoff-gløderest) og uorganisk stoff (gløderest) fra Frangbekken.

Transport	Fosfor (P)		Nitrogen (N)		Organisk stoff ₂		Uorganisk stoff ₂	
	Totalt pr. km ²		Totalt pr. km ²		Totalt pr. km ²		Totalt pr. km ²	
1973	9,4	4,3	452,5	207,5	49,5	22,7	66,7	30,6
1974	75,9	34,8	7325,6	3360,3	4084,8	1873,8	30786,4	14122,2
Middel av begge observasjoner	36,9	16,9	3265,1	1497,8	362,1	166,1	16182,0	7422,9

Disse beregninger viser at avrenning av fosfor har vært relativt konstant og bare økt proporsjonalt med vannføringen. Transportverdiene for nitrogen, organisk og uorganisk stoff er relativt sett mye høyere i 1974 enn i 1973. Dette har antakelig sammenheng med større tilførsel av erosjonsmateriale til bekken i flomperioder. Transport av uorganisk (mineralsk) stoff ut av feltet i 1974 er målt til 14 tonn pr. km². Disse tall stadfester tidligere observasjoner om at transporten av erosjonsprodukter fra åkerjord i perioder kan være meget betydelig. Ikke minst fra jordbrukssynspunkt bør man forsøke å finne frem til metoder eller tiltak som kan redusere jorderosjonen og transport av slike stoffer til vassdrag.

4.2 Jordbruksbekker i Ringsaker.

I samarbeid med Norges landbrukshøgskole er det foretatt undersøkelser av stofftransporten fra 3 mindre jordbruksbekker i Ringsaker kommune. I motsetning til Frangbekken i Stange, som ikke hadde nevneverdig husdyrhold, er disse bekker påvirket av silopressaft og tilsig av husdyrgjødsel. Bekkens arealfordeling, husdyrhold og befolkning er beskrevet i Fremdriftsrapport 3 A (Mjøsprosjektet 1972). På bakgrunn av de foreløpige vannføringstall har en beregnet den årlige transportmengde av tot. N, tot. P, organisk og uorganisk stoff fra disse jordbruksbekkene, (tabell 5). Beregningene bygger på midlere transportmengder av 50 observasjoner i tiden 4/7 1973 - 12/12 1974.

Tabell 5. Jordbruksbekker i Ringsaker. Beregning av årlig transport av tot. P, tot. N, organisk og uorganisk stoff pr. km²

Bekk	Areal da.	Husdyr ku gris		Avrenning i kg/km ²			
				Tot. P	Tot. N	Organisk stoff	Uorganisk stoff
Tjernebekken	1037	65	0	113,2	2126,4	8106,2	6415,4
Østre Kisebekken	2360	115	15	65,3	1691,4	9177,1	6591,9
Vestre Kisebekken	568	54	610	9,7	2221,4	4619,8	3592,9

Disse jordbruksbekker har gjennomgående høyere avrenningsverdier pr. km² av total fosfor, nitrogen og organisk materiale enn Frangbekken i Stange. Dette har sammenheng med husdyrholdet i bekkenes nedbørfelt. Nedlegging av silo med påfølgende pressaft-avrenning samt utette gjødselkjellere er av stor betydning i denne sammenheng.

Der er store variasjoner i avrenningen fra sesong til sesong og fra år til år. Det er derfor nødvendig å fortsette undersøkelsene, slik at det kan bli mulig å komme frem til mer almenlydige verdier.

5. SØPPELBEHANDLING OG SØPPELPLASSPROBLEMATIKK I MJØSOMRÅDET

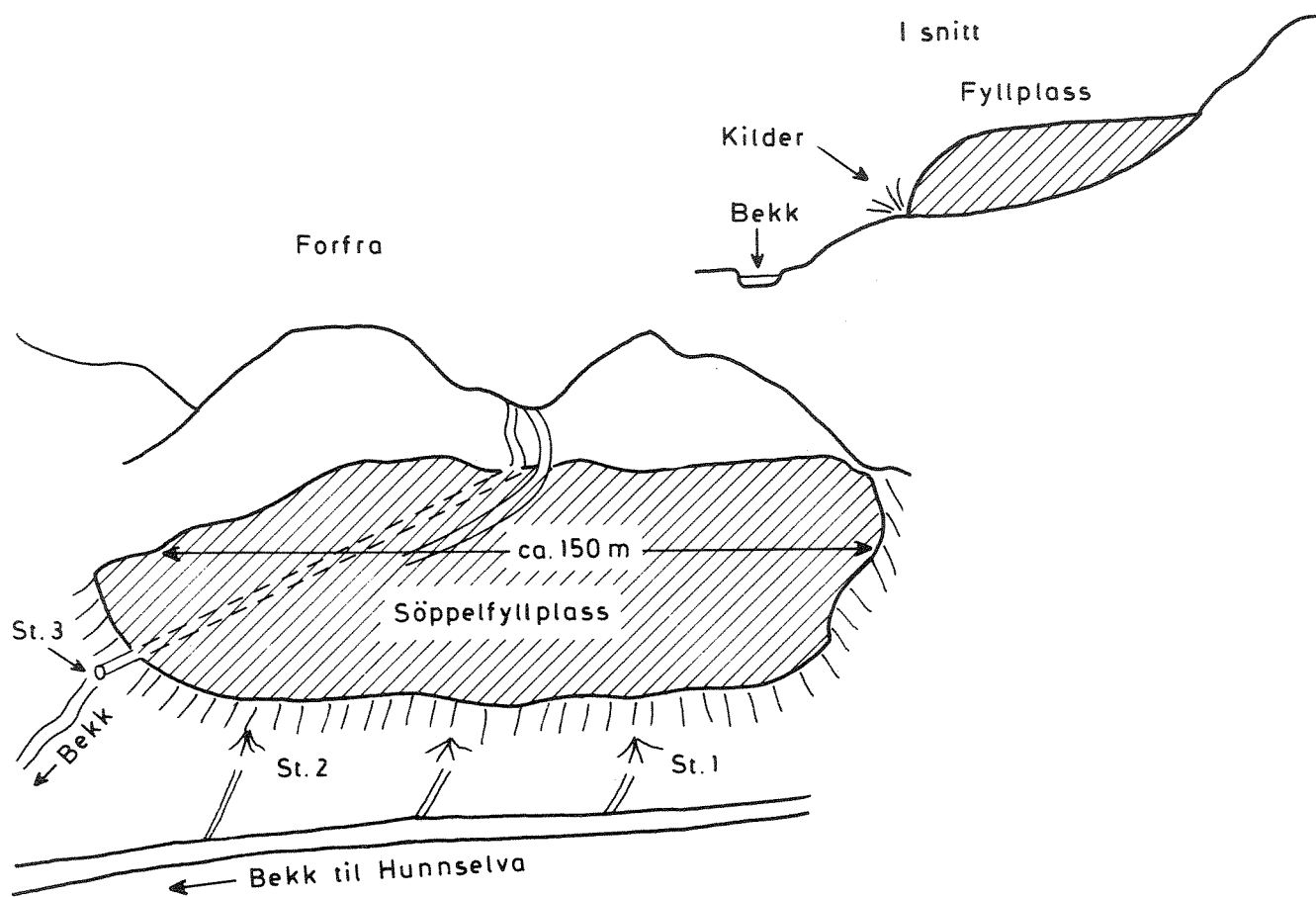
I den senere tid har det vært en del problemer i forbindelse med søppeldeponering i Mjøsområdet. Gålåsfyllinga (Hamar) ble i noen grad behandlet i fjorårets rapport. I 1974 ble det foretatt enkle befaringer til søppelfyllplassene for Gjøvik og Ringsaker. Forholdene på disse steder er skildret nedenfor. Dessuten er søppelproblematikken noe mer generelt behandlet.

5.1 Nygaard søppelfyllplass, Gjøvik. Befaring 6/12-74.

Nygaard søppelfyllplass ligger på østsiden av Hunnselva ved Nygaard i Gjøvik kommune. Søppelfyllplassen mottar husholdningsavfall fra ca. 16.000 personer (som er tilknyttet den offentlige renovasjonsordning) samt industriavfall og septikslam.

Behandlingsmåten er komprimering og overdekking med jord. Geologisk består løsavsetningene av spredte grus- og sandforekomster i de øvre lag, mens materialet nedover i dypet har en tettere og mer finkornet (leirholdig) karakter. Under befaringen ble det registrert flere kildeut-spring på nedsiden av fyllingen - noen små, andre større. Det største finner en i den nordlige delen hvor en bekk renner ut fra fyllingen, figur 2. Denne bekken starter i nedbørfeltet ovenfor fyllingen og ble lagt i rør da søppelfyllplassen ble opprettet. Da rørskjøtene ikke er tette, får drencsystemet også tilførsel av sigevann fra fyllingen. Alt sigevannet fra fyllingen dreneres til en mindre bekk lengre nede som igjen renner til Hunnselva.

Skisse over Nygaard søppelfyllplass



Det ble samlet inn tre vannprøver fra kildeutspring og en større bekk på befaringdagen. En kunne da iakta markerte forurensninger på alle prøvetakingssteder. Sigevannets kjemiske sammensetning varierer med årstid og nedbørforhold, og analyseverdiene som er fremstilt i tabell 6 er derfor bare representative for forholdene på prøvetakingsdagen.

Tabell 6. Analyseverdier av sigevann fra Nygaard søppelfyllplass.

Stasjon nr.	pH	El. ledn. evne $\mu\text{S}/\text{cm}$	Org. stoff $\text{mg KMnO}_4/\text{l}$	Jern Fe $\mu\text{g}/\text{l}$	Kobber Cu $\mu\text{g}/\text{l}$	Sink Zn $\mu\text{g}/\text{l}$	Bly Pb $\mu\text{g}/\text{l}$
1	6,94	2900	320,8	92000	3,5	85	0,5
2	6,90	7800	1270,0	350000	35,0	2200	~ 5
3	6,20	169	18,96	> 1000	2,0	25	< 0,5

Resultatene viser at alle prøvene er sterkt forurenset av sigevann fra fyllingen. At verdiene for st. 3 er lavere enn de øvrige skyldes en fortynning på grunn av tilsig av drensvann fra ovenforliggende område. Prøvene viser at forurensningen alt vesentlig består av organisk stoff

og jern, men resultatene fra st. 2 viser også markerte konsentrasjoner av kobber, sink og bly. Det høye innhold av organisk stoff og jern har forårsaket en sterk begroing av jernbakterier i bekkesedimentene nedstrøms kildeutspringene.

Forholdene rundt Nygaard søppelfyllplass må undersøkes nærmere med tanke på å redusere forurensningssituasjonen den tydeligvis er årsak til.

5.2 Tandeskogen søppelfyllplass. Ringsaker. Befaring 3/1-75.

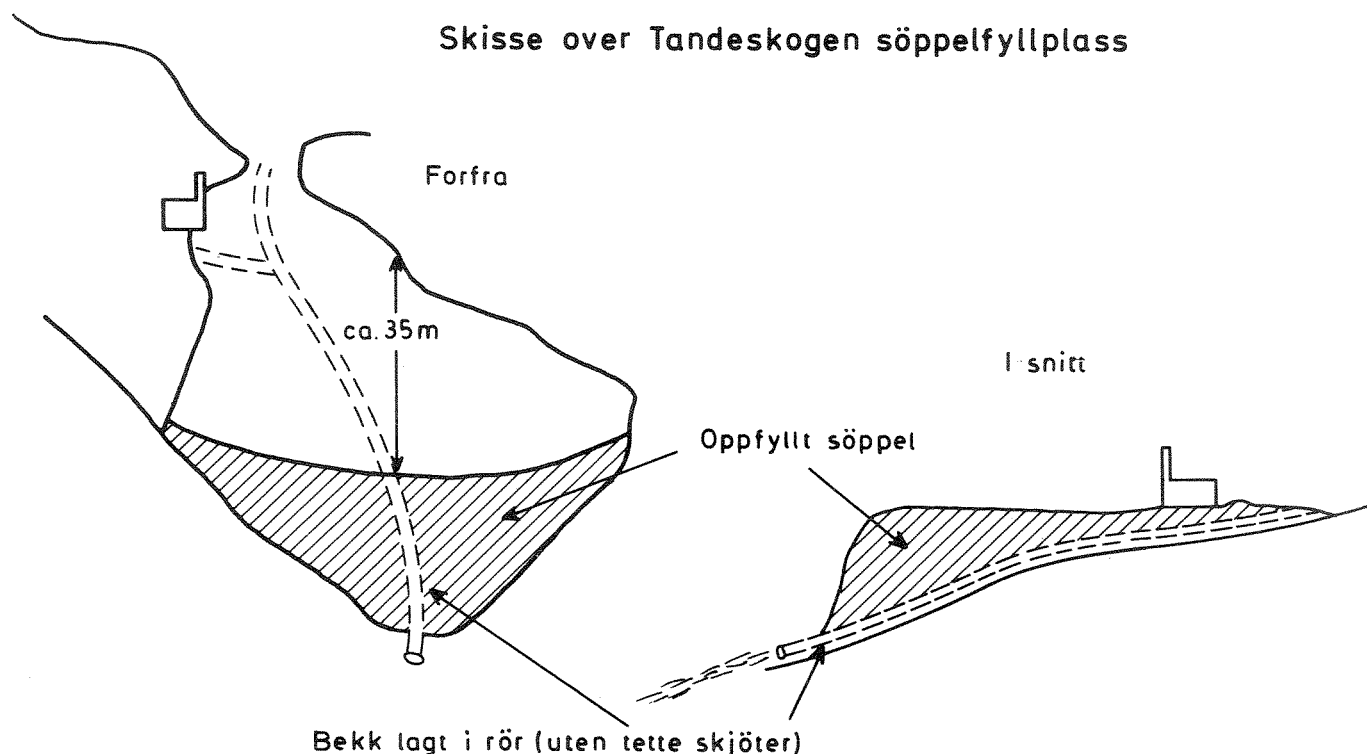
Tandeskogen søppelfyllplass ligger ca. 2 km sydøst for Moelv i Ringsaker kommune. Fyllplassen mottar husholdningsavfall fra ca. 10.000 personer samt industriavfall.

Behandlingsmåte er her forbrenning med påfølgende komprimering i fylling.

Løsavsetningene i området består av morene, med andre ord relativt tett grunn. Topografisk ligger fyllingen i et dalsøkk hvor det renner en mindre bekk som er lagt i rør (uten tette skjøter) under fyllingen. Bekken får mest vann fra det ovenforliggende område, men noe kommer også til fra et grunnvannsutsig like ved forbrenningsanlegget (figur 3).

Fig.3

Skisse over Tandeskogen søppelfyllplass



Alt brennbart avfall forbrennes, mens resterende jern- og metallgjenstander blir kjørt på fyllingen. Det er relativt mye jernskrot i fyllingen.

Fra bekkeutløpet nedenfor søppelfyllingen ble det tatt en vannprøve, og de kjemiske analyser av denne viste følgende resultater:

pH	El. ledn. evne $\mu\text{S}/\text{cm}$	Org. stoff $\text{mg KMnO}_4/\text{l}$	Jern $\text{Fe } \mu\text{g}/\text{l}$	Kobber $\text{Cu } \mu\text{g}/\text{l}$	Sink $\text{Zn } \mu\text{g}/\text{l}$	Bly $\text{Pb } \mu\text{g}/\text{l}$
7,10	450	6,32	220	2,0	268,8	> 0,5

Resultatene viser at vannet er påvirket av jern, kobber og sink, som må skyldes tilførsel av sigevann fra fyllingen. Jernkonsentrasjonene er foreløbig relativt lave.

Det bør foretas undersøkelser av hvilken betydning fyllingen har som forurensningskilde og hvilke forurensningsbegrensende tiltak som eventuelt kan gjøres.

5.3 Kontroll av vannforurensning fra søppelfyllplass

En feilaktig lokalisert søppelfyllplass med en ufullstendig teknisk utforming vil vanligvis representere en stor forurensningskilde for grunnvann eller overflatevann. Fyllplassene må derfor få en teknisk utforming som reduserer sigevannsmengdene og muliggjør en effektiv oppsamling. Sigevannet bør så renses eller bortledes på forsvarlig måte.

Hvordan oppstår sigevann?

Sigevann oppstår ved at vann kommer i kontakt med søppelet og løser ut organiske og uorganiske forbindelser. Mengder og sammensetning av sigevannet avhenger av vanntilførsel og nedbrytningsprosessen som foregår inne i fyllingen.

Har søppelet rikelig tilgang på oksygen, foregår en aerob (med tilgang på oksygen) nedbrytning som gir sluttprodukter som er relativt stabile. Denne nedbrytning utvikler også meget varme, slik at vann tilført i be-

grenset mengde vil fordampe. Aerob nedbrytning av søppel vil derfor produsere små sigevannsmengder med relativt lave forurensningskonsentrasjoner.

I praksis har det vist seg meget vanskelig å oppnå en aerob nedbrytning av søppel. Forbruk av oksygen i de ytterste lag av fyllingen med påfølgende gassutvikling, medfører at de anaerobe (uten oksygen) prosesser overtar relativt raskt. De anaerobe prosesser vil på grunn av ugunstige forhold ikke forløpe fullstendig. Mellomproduktene er lettløselige i vann og gir et stort bidrag til konsentrasjonene av organisk stoff. Man får også en senkning av pH, slik at løseligheten av de fleste metaller øker. Vannet som siger gjennom fyllingene, kan derfor få konsentrasjoner av oppløst organisk og uorganisk stoff som kan bli mer enn 100 ganger høyere enn i kommunalt avløpsvann.

5.3.1 Kontroll av sigevann

Den ideelle metode for å hindre produksjon av sigevann er å hindre vann i å komme i kontakt med søppelet. Konsentrasjoner og mengder av sigevann avhenger i første rekke av den mengde vann som tillates å trenge inn i fyllingen. Nedbrytningen av søppelet foregår vanligvis langsomt. Derfor vil en fyllplass fortsette å avgi sigevann i årtier etter avslutning.

Vann kan komme i kontakt med søppelet ved følgende mekanismer:

1. Nedbør direkte på fyllingen.
2. Overflatevann fra fyllingens tilgrensende områder.
3. Grunnvann tilføres fyllingen nedenfra.
4. Utette bekkelukninger som føres gjennom fyllingen.
5. Vann fra uavvannet slam.

Med utgangspunkt i disse mekanismer, må følgende tekniske tiltak iverksettes:

1. Sørge for god overdekking av ferdigfylte arealer med forholdsvis impermeable masser og med tilstrekkelig fall for å sikre god avrenning.

2. Grøfter rundt fyllplassen som kan lede bort overflatevann fra tilgrensende områder og overflatevann fra fyllplass.
3. Senking av grunnvannstand og heving av fyllplassens bunn før søppelfylling starter. Fyllplassens bunn gjøres samtidig tett med impermeable masser.
4. Bekkelukninger gjennom fylling må utføres absolutt tett.
5. Avvanning av slam.

Med unntak av punkt 1 burde problemene kunne løses ved tekniske tiltak. Gjøres dette, vil mengde vann som faller på fyllingen i form av nedbør, ikke være større enn at sigevannet kunne tas hånd om på en enkel måte.

For punkt 1 gjelder

Mengde vann som trenger inn i fyllingen gjennom overdekningen, bestemmes av infiltrasjonskapasiteten. Denne er avhengig av faktorer som korngradering, porøsitet, trykkgradient, tykkelse og helning av overdekning samt vegetasjon og klima. Leire blandet med matjord gir en meget impermeabel overdekning. Matjorden iblandes for å minske sprekkdanning og for å få en god vegetasjon. Vegetasjonen minsker erosjon, gjør fyllingen mer estetisk, og i sommermånedene minsker infiltrasjonen ved plantenes transpirasjon. For å unngå vannansamlinger, bør overdekningen ha et minimumsfall, men på grunn av erosjon ikke mer enn ca. 2% (3).

For punkt 2 gjelder

Svært få norske fyllplasser er utstyrt med grøfter som kan transportere overflatevann fra tilgrensende områder. Ved sterk nedbør eller ved snøsmelting, kan derfor bekker strømme inn i fyllingen, og dette resulterer i en kraftig utvasking av fyllingens forurensningskomponenter.

For punkt 3 gjelder

Grunnvann må ikke få anledning til å komme i kontakt med søppelet. Der hvor slike problemer kan oppstå, bør grunnvannstanden senkes, eller man må foreta en oppfylling av fyllplassens bunn. Oppfyllingen bør skje med grove masser underst for å bryte ned kapillære sugehøyder. Deretter legges et lag av impermeable masser. Beayttes leire, bør denne blandes med

matjord for å hindre sprekkdannelse. Utføres fyllingen med et slikt tett bunnlag, vil en effektiv oppsamling av sigevannet være mulig.

For punkt 4 gjelder

Typisk for norske fyllplasser er at de er lagt i et dalsøkk hvor dalførets bekk er ført gjennom fyllingen. Som regel er denne bekk ført gjennom fyllingen i utette bekkerør hvor vann fra bekken kan strømme inn i fyllingen eller sigevann ut. Problemet med disse utette bekkelukninger bør løses ved at det benyttes plastledninger, eller like-verdige som beskyttes mekanisk ved f.eks. inntrenging i betongrør. Problemet med inntrenging av vann fra bekkelukninger synes imidlertid å være så stort at bekken om mulig burde ledes rundt fyllingene.

Mengde sigevann kan i sommermånedene reduseres noe ved tilbakepumping og spredning over fyllplassen. Her i Norge hvor vi har stor nedbør og forholdsvis lave temperaturer, vil denne kontrollmetode være relativt lite effektiv. Det er langt bedre å begrense vanntilførselen ved andre tekniske tiltak. Resirkulering av sigevann vil normalt øke nedbrytningshastigheten i fyllingen og derved øke sigevannets forurensningskonsentrasjoner. Hvis sigevannet ikke renses eller bortledes, betyr dette øket forurensningsbelastning på grunnvann eller i nedenforliggende vassdrag. På den annen side vil den økende nedbrytningshastigheten ved resirkulering gi en raskere stabilisering av fyllingen, slik at vannforurensningene ikke vil vare så mange år, og fyllingen kan tas i bruk til andre formål på et tidligere tidspunkt. God kontroll over grunnvann og overflatevann gir høye forurensningskonsentrasjoner i sigevannet. Hvor denne kontroll mangler, vil sigevannet ha lave forurensningskonsentrasjoner, men sigevannsproduksjonen vil bli desto større, slik at total forurensningsmengde kan øke til det mangedobbelte.

5.3.2 Infiltrasjon i grunn

Selvrensing av sigevann kan i en viss utstrekning foregå ved infiltrasjon i løsmassene under fyllplassen. Graden av selvrensing vil i første rekke avhenge av type løsmasser, avstand til grunnvannsnivå, oppholdstid over og i grunnvannet. Vanligvis vil det mest permeable lag i de geologiske avsetninger kontrollere graden av selvrensning. Selvrensingen foregår

ved biologiske, fysiske og kjemiske prosesser. De fysiske og kjemiske prosesser foregår hovedsakelig som filtrering, adsorpsjon og ionebytte. I impermeable avsetninger - slik som leire -, kan fjerning av oppløst uorganisk stoff ved hjelp av ionebytte bli meget effektivt. Men når ionebyttekomplekset blir mettet av de forskjellige komponenter av det oppløste stoff, vil selvrensingen opphøre.

Sigevannet har meget høye nitrogenkonsentrasjoner som selvrensningsprosessene normalt ikke kan ta hånd om. Ved selvrensing må nitrogenforbindelsene først oksyderes til nitrat for deretter i et anaerobt miljø reduseres til nitrogengass. Under en fylling og i grunnvann eksisterer et ugunstig miljø for disse biokjemiske reaksjoner, slik at nitrogenforbindelsene vil forbli som ammonium eller nitrat. I grunnvann vil også fortynningsmekanismene være minimale på grunn av laminær strømning. Konsentrasjonen av nitrogenforbindelsene vil derfor forbli relativt høye selv i betydelig avstand fra fyllingen. Nitrat og ammonium er giftige ved relativt lave konsentrasjoner. I drikkevann bør disse konsentrasjoner ikke overskride 10 og 0,5 mg N/l for henholdsvis nitrat og ammonium. I områder hvor det eksisterer brukerinteresser av grunnvannet nå og i fremtiden, bør derfor infiltrasjon av sigevann i grunn ikke tillates.

6. BIOLOGISKE UNDERSØKELSER I TILLØPSELVER TIL MJØSA

Som i tidligere år er det også i 1974 foretatt relativt grundige undersøkelser av tilløpselver til Mjøsa. Følgende elver er undersøkt og behandlet nedenfor:

Svartelva
Sållerudbekken
Stensengbekken
Gudbrandsdalslågen.

Observasjonsmaterialet som er lagt til grunn ved behandlingen av den sistnevnte lokalitet, er samlet inn i tidligere år. NIVA er nå i ferd med en grundigere undersøkelse av Otta-Lågen på oppdrag fra Statskraftverkene. Dette observasjonsmaterialet er nå under bearbeidelse og vil bli behandlet i en egen rapport.

6.1 Svartelva

6.1.1 Berggrunnsgeologi

Det er tre bergartstyper som dominerer Svartelvas nedbørfelt:

1. Grunnfjellsbergarter
2. Sparagmitt (sandsteinsbergarter)
3. Kambriske skiferbergarter

Disse bergarter har en variert kjemisk sammensetning og forvitringsegenskap - noe som preger de fysiske-kjemiske og biologiske forhold i de ulike vassdragsavsnitt.

1. Ca. 50% av nedbørfeltet, de sørøstre deler, består av grunnfjell. innenfor disse områder ligger Svartelvas største sjøer, Rokosjøen og Gjetholmsjøen. Grunnfjellet består av kalkfattige gneis/granit-tiske bergarter og må betraktes som svakt sure. Høyt innhold av kvartsfeltspatt medvirker til at den vanskelig forvitrer.
2. Sparagmitt (sandsteinsbergarter) finner en i de nordlige deler av nedbørfeltet, ovenfor Gøsbu i Vang og Gryllingsetra i Løten. Denne bergart er kvartsrik, men i enkelte sprekksone forekommer basiske skifer bergarter.
3. Kalkstein-skiferbergartene har sin største utbredelse i midtre og nedre deler av nedbørfeltet. Disse bergartene er kalkholdige (basiske) og lettforvitrelige.

6.1.2 Arealfordeling, befolkning, industri

Arealfordeling, befolkning, industri etc. er fremstilt i tabell 7. Forøvrig henvises til rapport 0-91/69 "Mjøsprosjektet. Undersøkelser 1971. Resultater og kommentarer. Desember 1971."

Tabell 7. Svartelvas nedbørfelt, arealfordeling, befolkning og industri

Arealfordeling

	Innmark	Skog	Myr	Uprod.omr.	Vann	Tettbeb.	Sum
Antall km ²	127	319,0	30,1	2,8	6,1	2,7	487,7
%-fordeling	26	65,4	6,2	0,6	1,3	0,5	100
Beregnet overfl. avrenning tonn/år	Tot P	2,54	2,04				
	Tot N	89,-	71,-				

	Nedlagt silo og halm i tonn/år	Total P tonn/år	Total N tonn/år	BOF ₇ tonn/år
Beregnet avrenning fra siloanlegg	15680	1,37	5,49	220
" " " halm-lutingsanlegg	722	0,43	2,16	11

Befolkning:

Antall personer:	14500	Total fosfor (P) :	4,1 tonn/år
Tilh.avløpsanl.: ca.	4500	Total nitrogen (N):	19,7 tonn/år
Antall/km ² :	29,7	BOF ₇ :	123 tonn/år.

Her er det bare tatt hensyn til de som er tilknyttet avløpsanlegg.

Industri:

Total fosfor (P) :	1,3 tonn/år
Total nitrogen (N):	9,3 tonn/år
BOF ₇ :	206 tonn/år.

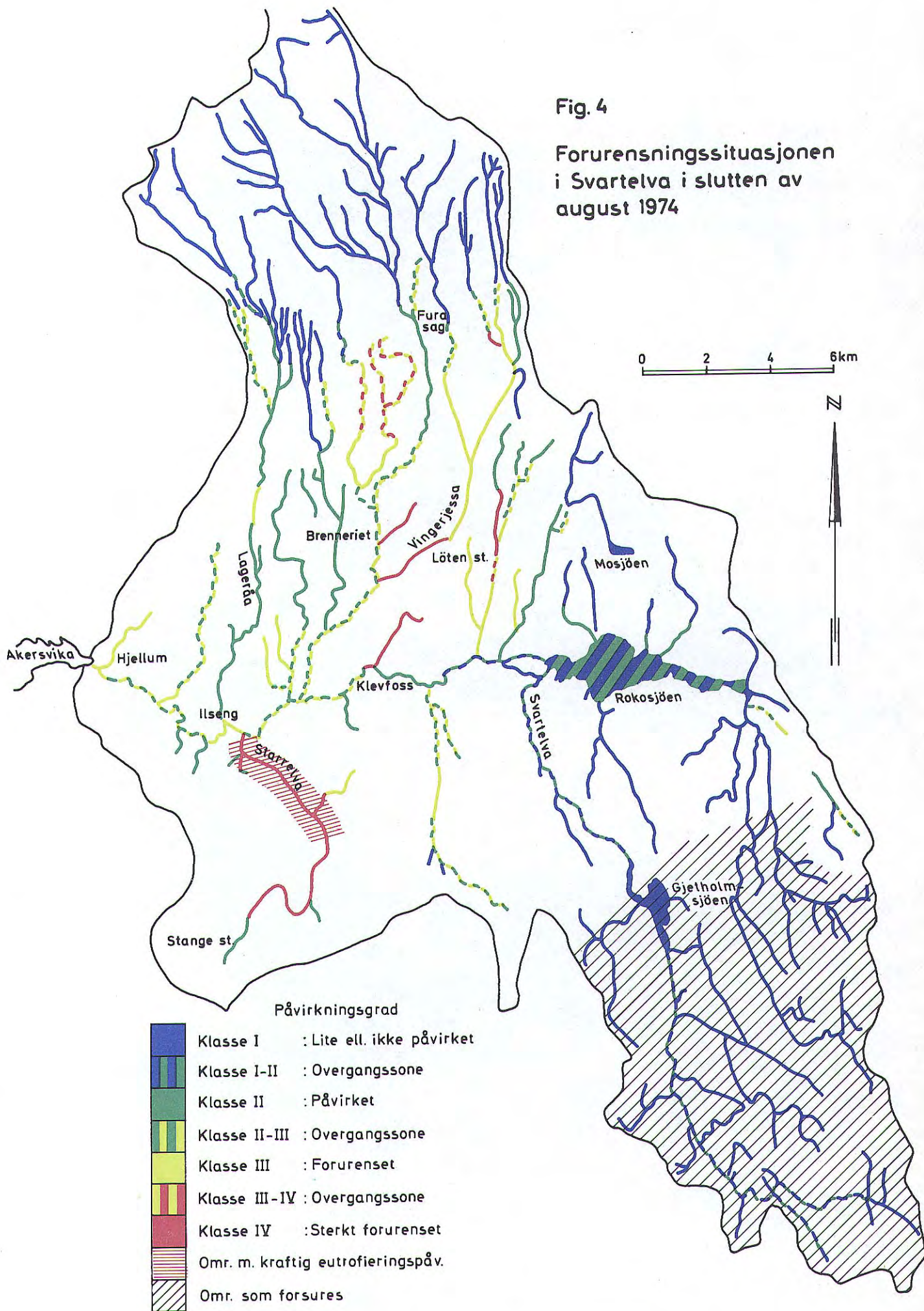
6.1.3 Vassdragets forurensningstilstand og biologiske forhold

6.1.3.1 Generelt

I slutten av august 1974 ble det gjennomført en biologisk og kjemisk undersøkelse av Svartelva. Resultatene av denne undersøkelse er frem-

Fig. 4

Forurensningssituasjonen
i Svartelva i slutten av
august 1974



stilt i figur 4. For nærmere informasjon om undersøkelsesmetoder og anvendt klassifisering henvises til side 56, kap. 6.4, samt rapport 0-91/69. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 3A. Undersøkelser i 1972. Resultater og kommentarer, april 1973.

6.1.3.2 Strekningen ovenfor Gjetholmsjøen

I selve hovedløpet, spesielt på strekningen ovenfor Gjetholmsjøen, er vannet brunt og humusrikt med tildels sterkt sur karakter. Det ble her under befaringen målt pH-verdier mellom 4,9 og 6,3. Dette skyldes dreinsvann fra de store myrområdene samt lav bufferkapasitet (lav alkalitet). (En eventuell forsurening av nedbøren er muligens en medvirkende årsak til de lave pH-verdier.) Tidligere var det på denne elvestrekningen en del aure. Denne bestand er nå gått betydelig tilbake, og fisken er forsvunnet fra de øverste delene av vassdraget.

Det var på flere steder en markert algevekst, og på enkelte steder var elvebunnen fullstendig dekket av en frodig algematte. Det ble på slike steder målt en algebiomasse på 70 gram/m^2 uttrykt som tørrvekt. Dominerende arter var *Batrachospermum vagum*, *Bulbochaete* spp. og *Tabellaria flocculosa*. Denne markerte algevekst i dette forøvrige næringsfattige området, må ses i sammenheng med skogbruksaktivitet (grøfting, snauhogst osv.) og muligens økt forsurening og forurensning av nedbør.

De vanlig forekommende bunndyr var steinfluer (*Nemoura*, *Leuctra*), døgnfluelarver (*Leptophlebia*), vårfluelarver (*Polycentropidae*, *Rhyacophilidae*) og knottlarver (*Simulium*). Bunndyrmengden var sparsom og følgelig var produksjonen, også fiskeproduksjonen, lav - anslagsvis ca. 5-20 kg/ha og år. Men dette må også ses i relasjon til forsureningen som i det minste har redusert aurens reproduksjonsmuligheter. Man regner med at den laveste pH-grensen for en heldig klekking for aurens vedkommende, ligger i området pH 4,8-4,9. Elveavsnittet må betraktes som lavproduktivt.

6.1.3.3 Gjetholmsjøen og elvestrekningen ned til Rokosjøen

Gjetholmsjøen er i likhet med elvestrekningen ovenfor, betydelig påvirket av humus og følgelig er vannet sterkt brunfarget og svakt surt. pH ligger i området 6,0, og innsjøen er nærmest meso - til polyhumus. I innsjøen finnes en rik bestand av abbor samt en del ørekyte, mort og gjedde. I enkelte tilfeller er det også blitt fanget aure. Forekomsten av den sistnevnte er imidlertid blitt mindre i løpet av de siste 10 år. Innsjøen er lavproduktiv, og mulig fiskeproduksjon er anslått til ca. 10 kg/ha og år, og fangstutbyttet til ca. 3-4 kg/ha og år.

Gjetholmsjøen tjener som utjevnings- og sedimentasjonsbasseng samtidig som det skjer en viss buffring av vannet i det minste under vekstsезonen. Elvestrekningen nedenfor (ned til Rokosjøen) har derfor mindre sur karakter. Vannet bærer imidlertid fortsatt preg av humuspåvirkning. Fargen er 20-80 Pt-enheter lavere enn i tilrenningsvannet, og pH-økningen dreier seg om ca. en pH-enhet.

Forekomsten av alger er betydelig på enkelte strekninger, men ikke av samme omfang som på strekningen ovenfor i Gjetholmsjøen. Vanlig forekommende slekter var *Batrachospermum* og *Zygnema*.

Bunnfaunaen er noe rikere og har mer pH-følsomme grupper som ertemuslingen *Pisidium* og døgnfluelarvene *Baëtidae* og *Ephemereilla*. Ellers ble det notert forekomster av steinfluelarver (*Nemoura* og *Leuctra*), vårfluelarver (*Polycentropidae*, *Hydropsyche* og *Rhyacophila*) samt knottlarver (*Simulium*) og fjærmygglarver (*Chironomidae*). Mulig fiskeproduksjon på denne strekningen ble anslått til ca. 10-20 kg/ha og år.

Dessuten var det til dels rikelig forekomst av abbor, mort, ørekyte og gjedde. Enkelte aurer ble også funnet på denne strekningen. Selv om det aldri på denne strekningen har vært noen større aurebestand, er det ifølge opplysninger imidlertid skjedd en betraktelig tilbakegang i de senere år.

6.1.3.4 Rokosjøen

Rokosjøen er også sterkt preget av humusstoffer og kan nærmest betraktes som meso-humus. pH-verdiene varierer mellom 6 og 7. Innsjøen er regulert, og denne regulering som består i en oppdemming, kan bl.a. ha medført at det har utviklet seg en betydelig bestand av småvokst abbor. Foruten abbor finnes mort, gjedde, ørekyte og enkelte aurer i innsjøen. Innsjøen er lavproduktiv, og mulig fiskeproduksjon ligger anslagsvis på omkring 10-15 kg/ha og år. Det er ikke foretatt noen undersøkelse av i hvilken grad sagbruksaktiviteten innvirker på vannets kvalitet, men man kan anta at det fra slike aktiviteter kan tilføres løst, såvel som bundet organisk materiale.

De mindre bekkene som renner inn i Rokosjøen, er mer eller mindre humuspåvirket, og et flertall av dem har pH-verdier mellom 6 og 7, dvs. svakt sur karakter. Vesleåa er, i likhet med selve hovedløpet, sterkt humuspåvirket, og det er blitt målt pH-verdier like over pH 5. Det var også her en markert algevekst, først og fremst av *Batrachospermum vagum*. Kvernbecken, som munner ut i Rokosjøens østlige del, tilføres kloakkvann og silopressaft som setter sitt preg på store deler av den. Dessuten må en regne med en betydelig tilførsel av generelle jordbruksforurensninger. Forøvrig er Svartelva på denne strekning i liten grad berørt av direkte forurensningsutslipp.

6.1.3.5 Rokosjøen - Klæpa bruk

På strekningen Rokosjøen - Klæpa bruk påvirkes hovedløpet i liten grad av forurensninger, men humuspåvirkningen er også her markert. Elven er her korttidsregulert med avstenging av vannet om helgene. Denne regulering medfører at store deler av spesielt foss- og strykpartiene mer eller mindre er tørrlagt i perioder med lav vannføring. Dette, samt en markert humuspåvirkning, særlig under flomperioder, medfører at produksjonen av bunndyr er lav. Mulig fiskeproduksjon på strekningen er anslått til ca. 10-30 kg/ha og år. Av fiskearter kan nevnes steinulke, mort, abbor, gjedde, ørekyte, lake, niøye, enkelte eksemplarer av aure samt kreps. Krepsbestanden og aurebestanden har gått tilbake i de senere år. Som for den nedenforliggende strekningen, var det tidligere

et betydelig krepsefiske her. Vanlig forekommende bunndyr var steinfluelarver (*Leuctra*, *Nemoura*), døgnfluelarver (*Baëtidae*, *Ephemerevellidae*), vårfluelarver (*Hydropsychidae*, *Polycentropidae*, *Rhyacophilidae*) samt fjærmygglarver (*Chironomidae*).

Tilløpsbekken fra nord som renner inn i Svartelva like oppstrøms Klæpa, er sterkt påvirket av såvel silopressaft som boligkloakk.

6.1.3.6 Klæpa bruk - Ådals bruk

På strekningen fra Klæpa bruk til Ådals bruk, som først og fremst består av et mer stilleflytende parti, er forurensningstilførselen fra boligkloakk og jordbruksaktivitet mer markert. Dette har resultert i en økt algebegroing i fossepartiene, spesielt kiselalger. Forøvrig er forholdene som beskrevet for strekningen ovenfor. På grunn av bedre produksjonsgrunnlag fra naturens side er imidlertid såvel bunndyrmengden som fiskeproduksjonen høyere, og den mulige fiskeproduksjon er her anslått til 20-30 kg/ha og år. På strekningen er det fortsatt en relativt god krepsebestand, men det har skjedd en betydelig tilbakegang jevnført med forholdene tidligere. Betydelig mink-bestand i kombinasjon med korttids-regulering har sikkert sin betydning, men det kan også være andre faktorer som spiller inn på krepsebestanden.

Bjerkholsbekken som munner ut i Svartelva mellom Ådalsbruk og Klæpa, bar tydelig preg av kloakkpåvirkning, og den nederste delen er utsatt for tilførsel av silopressaft og gjødseltilsig fra jordbruksaktiviteter. Tidligere har det her vært en god aurebestand, men på prøvetakingspunktet ble det bare funnet få aurer ved siden av en del ørekyte. De mest påvirkede strekninger var helt fisketomme. Mulig fiskeproduksjon er anslått til ca. 20-40 kg/ha og år. Bekken er markert humuspåvirket. Vanlig forekommende bunndyr var steinfluelarver (*Nemoura*), døgnfluelarver (*Heptagenia*, *Baëtis*), vårfluelarver (*Stenophylax*), fjærmygglarver (*Chironomidae*) samt knottlarver (*Simulium*).

6.1.3.7 Ådals bruk - samløp Fura

Strekningen nedstrøms Ådals bruk til samløp med bielven Fura har en del større kloakkutslipp samt utslipp fra Klevfoss cellulosefabrikk og et

felles halmlutingsanlegg ved By. Utslipp av skyllevann og svartlut fra halmlutingsanlegget medfører alvorlige problemer med akutt fiskedød vinterstid på en strekning av ca. 1 km nedstrøms utslippspunktet. Elvestrekningen har tidligere vært en god gyte- og oppvekstlokalitet for Mjøsaure. Fiskedøden kan dokumenteres tildels på grunn av funn av død fisk og tildels ved burforsøk vinteren 1973-74. Foruten fisk, døde også frosk som oppholdt seg på denne strekningen. Videre har det vist seg at bunnfauna og aurerogn er blitt påvirket, men dog ikke i så høy grad som fisk og frosk. Nedenfor den berørte strekningen er det en større kulp som i noen grad tjener som utjevningsbasseng og på denne måten bidrar til at påvirkningen blir mindre merkbar. Det er de høye lutkonsentrasjonene (høy pH), spesielt svartlututslippet som er mest alvorlig i denne sammenheng.

Tidligere, da sulfittfabrikken på Klevfoss var i drift, var utslippet derfra et stort problem for elven nedstrøms. Nå er utslippet fra Klevfoss fabrikk betydelig redusert, og noen akutt forurensningssituasjon kunne ikke spores her. Av og til er det imidlertid endel generende utslipp av fiber.

Utenom de perioder da utslippet fra halmluteriet foregår, er det brukbare forhold for fisk på hele denne strekningen. Artssammensetningen er omtrent som nevnt ovenfor med den forskjell at nedenfor utslippet fra Klevfoss er krepsbestanden borte. Mjøsaure og mjøsharr kan vandre opp til inntaksdammen straks ovenfor fabrikkene. At krepsen er blitt borte på strekningen, må selvfølgelig ha sammenheng med en eller annen form for påvirkning. Det kan dreie seg om toksiske utslipp i visse perioder eller tilsig av dreneringsvann fra avfallshaugene som ligger langs elvebredden nedstrøms selve fabrikkene.

Forurensningstilførslene i området skaper et økt næringsgrunnlag for bunnfauna og muligens en økt fiskeproduksjon. Den mulige fiskeproduksjon kan her anslås til ca. 30-50 kg/ha og år, men det er selvfølgelig også nødvendig å ta de negative effektene i betraktning i denne sammenheng. I kulper og mer stilleflytende partier er det tildels rik forekomst av høyere vegetasjon. Blant bunndyrene er steinfluelarver

(*Leuctra*), døgnfluelarver (*Heptagenia*, *Baëtis*, *Ephemerella*), vårfluelarver (*Hydropsyche*, *Rhyacophila*, *Limmophilidae*), fjærmygglarver (*Chironomidae*) samt enkelte snegler og ertemuslinger vanlig forekommende. Forekomsten av gråsuggen (*Aseillus*) like nedenfor Klevfoss kan muligens settes i forbindelse med fiberutslippet.

Også denne del av elvestrekningen berøres av korttidsreguleringen, men på grunn av diverse tilsig er ikke påvirkningen så markert som på den ovenforliggende strekning. Reguleringen medfører betydelig skade for såvel fisk som bunnfauna. Skadene forsterkes av lututslipp fra halm-lutingsanlegget fordi dette utslippet til sine tider skjer i forbindelse med lavvannsføringen. Dette var flere ganger tilfelle i høstperioden 1973.

6.1.3.8 Svartelva nedenfor Klevfoss

Den nederste delen av Svartelva mottar betydelige mengder kloakkvann. Kloakkvannbelastningen via Starelva og utslippet ved Ilseng er spesielt merkbart. Dette setter sitt tydelige preg på elvestrekningen nedstrøms, hvor det bl.a. er luktulempet og markert heterotrof begroing langs elvebunnen. Kloakkutslippene i elvens nederste del medfører også markerte ulemper på den berørte elvestrekningen, men kanskje i første rekke har disse utslipp betydning for Akersvika. I tidsperioden oktober - mars tilføres via bielven Fura betydelige mengder organisk materiale i form av drank fra Løiten Brænderi A/S. Et flertall av de fiskearter som forekommer i Mjøsa, finner man igjen i den nederste delen av elven. Oppgangen av mort og laue om våren er velkjent og representerte i gamle dager betydelig fangst. På elvestrekningen var det flere gode reproduksjonsområder for mjøsaure. Dette er nå på det nærmeste totalt ødelagt på grunn av forurensningssituasjonen. Strekningen er imidlertid rik på fisk, og den mulige fiskeproduksjon kan anslås til ca. 20 kg/ha og år langs den dårligste strekningen til opp mot 60 kg/ha og år langs den mer produktive. Av vanlig forekommende bunndyr kan nevnes døgnfluelarver (spesielt slekten *Baëtidae*), vårfluelarver (*Hydropsyche*, *Rhyacophila*) og fjærmygglarver (*Chironomidae*). Også på denne nederste strekningen kan man merke reguleringsvirkningen, men vannstandsvaria-

sjonene er mindre her på grunn av tilløpene Fura og Lageråa. I tørrværsperioder er imidlertid påvirkningen betydelig, spesielt i foss- og strykpartiene.

Starelva som fra sør renner inn i hovedløpet ved Ilseng, kan nærmest betraktes som et åpent kloakkdike. Dette har i første rekke sammenheng med kloakkvannstilførselen via laguneanlegget i Stange, men betydelige kloakkvannsmengder tilføres også ellers. Ved siden av luktulempen og annen påvirkning, bidrar de store næringsssaltkonsentrasjonene til at elven gror eller vokser igjen. Dette er en årsak til omfattende oversvømmelser under flom. Dette er bl.a. til stor sjenanse for jordbruksdriften langs elven.

I elvens nedre deler går det i visse perioder en del fisk som ørekyte, mort og gjedde. Elven må imidlertid nærmest betraktes som totalt ødelagt hva fiskeproduksjon angår.

Fra nord kommer det flere sidevassdrag, men her skal bare Lageråa og Fura behandles. Lageråa er den av de større sidevassdrag som er minst påvirket av forurensninger. Foruten en mer lokal påvirkning i direkte tilknytning til utslippspunkter, er det bare en viss eutrofieringspåvirkning som her gjør seg gjeldende. Lageråa har fra naturens side flomkarakter, og store vannstandsfluktuasjoner er vanlige. Grøftingen i området har forsterket dette forhold. Spesielt under flomsituasjoner har den en markert humusbelastning. Dette har sin årsak i myrområdene rundt elvens øverste deler. Lageråa har siden gamle dager vært et viktig reproduksjonsområde for Svartelvas mjøsaurebestand, men på den tid da halmluting var vanlig langs elven, ble både auren og også annen fisk på det nærmeste utryddet. Bestanden er imidlertid nå i oppgang igjen.

I elvens nedre deler er det ingen markert begroing av hverken alger eller mose, mens det derimot i de øvre delene var en til dels stor forekomst av den tråddformede grønnalgen *Spirogyra* ved siden av en del mose.

Vanlig forekommende bunndyr var steinfluelarver (*Leuctra*, *Nemoura*, *Isoperla*), døgnfluelarver (*Heptagenia*, *Baëtis*), vårfluelarver (*Polycentropidae*, *Rhyacophilidae*, *Limmophilidae*), fjærmygglarver (*Chironomidae*) og knottlarver (*Simulium*). På grunn av flomkarakteren er bunnfaunaen relativt sparsom og fiskeproduksjonen lav. Foruten aure finnes ørekyte og steinulke samt til sine tider en del gjedde, abbor og mort i elvens aller nederste del. Den mulige fiskeproduksjon for den nedre delen kan anslåes til ca. 10 - 20 kg/ha og år, og for de øvre delene ca. 5-8 kg/ha og år.

I Fura som er det største av sidevassdragene, er store deler av elvesystemet betydelig påvirket av såvel kloakkutslipp, silopressaft som utsig fra utette gjødselkjellere. Dertil kommer om vinteren betydelig drankutslipp fra Løiten Brænderi A/S og utslipp i forbindelse med gårdsanlegg for halmluting. Det er silopressaft og drankutslippet som har størst betydning og medfører de største ulemper. Spesielt er flere av de mindre sidebekkene sterkt påvirket av silopressaft.

Elven har fra naturens side flomkarakter, med store variasjoner i vannføring, og i likhet med for Lageråa, har den økte grøftingen forsterket dette. Dette har igjen medført at elven er blitt mer følsom for forurensningsbelastning. Elven er spesielt i sine øvre deler markert humuspåvirket, og om våren under snøsmeltingen er pH-verdien under 6. I elvens nedre del hvor saltinnholdet og bufferevnen er større, er pH-situasjonen betydelig bedre, og her ligger pH like over 7.

Fura har tidligere, i likhet med Lageråa, vært en viktig reproduksjonslokalitet for mjøsaure. Fortsatt gyter det en del fisk i de øvre delene, men mange av gyteområdene som tidligere var viktige, er nå ødelagt. Dette gjelder bl.a. de nederste delene av hovedløpet, hoveddelen av Vingerjessa samt Bergsengbekken.

I Fura finnes foruten aure, steinulke, niøye, en rik bestand av ørekyte samt enkelte harr, gjedde, mort og abbor i den aller nederste delen.

Den ujevne vannføringen medfører reduksjon i bunnfaunaen, men dette blir i noen grad oppveiet av forurensningssituasjonen som, der hvor

den ikke direkte slår ut faunaen, bidrar til et økt næringsgrunnlag. Blant bunndyrene er steinfluelarver (*Nemoura*, *Leuctra*), døgnfluelarver (*Baëtidae*, *Heptagenidae*), vårfluelarver (*Polycentropidae*, *Rhyacophilidae*, *Linnophilidae*), fjærmygglarver (*Chironomidae*) og knottlarver (*Simulium*) vanlig forekommende.

Den mulige fiskeproduksjon i hovedløpets (Fura) nedre del er anslått til ca. 20-50 kg/ha og år. I hovedløpets øvre del er den mulige fiskeproduksjon anslått til ca. 10 kg/ha og år. I Vingerjessa er den anslått til ca. 20-50 kg/ha og år, og ca. 5-10 kg/ha og år i henholdsvis nedre og øvre deler. I de mindre tilløpsbekkene ligger produksjonsverdiene vanligvis omkring 20-40 kg/ha og år. Disse tall må imidlertid sees i sammenheng med forurensningssituasjonen, idet det selvfølgelig ikke kan være noen fiskeproduksjon der hvor fisken ikke kan overleve.

Da Svartelva og bielvene Fura og Lageråa tidligere har vært viktige reproduksjonslokaliteter for mjøsaure, kan det være av interesse å jevnføre dagens situasjon med den som engang var:

Da elven var noenlunde upåvirket, var den midlere produksjon (det har sikkert vært stor variasjon fra år til år) ca. 2800 - 3000 utvandrende småaure fordelt på ca. 1700 - 1800 fra Fura, ca. 350-400 fra Lageråa og ca. 800 fra de øvrige deler av vassdraget. Denne reproduksjonen tilsvarer årlig fangstutbytte på ca. 1 til 1,5 tonn voksen fisk. I 1973 beregnes antallet utvandrende småaure til ca. 250, hvorav de fleste kom fra Lageråa og Fura. Dette vil gi et mulig fangstutbytte på ca. 100 kg voksen fisk. Rekrutteringen av småaure fra Svartelva til Mjøsa er i dag ca. 8% av den naturlige. Dette vil i årlig fangstutbytte bety 7-10% av det opprinnelige. Det bør imidlertid bemerkes at forholdene i 1973 var spesielt dårlige; det hadde nemlig da i flere år vært lite nedbør som hadde skapt store problemer for fisken i flere av elvene omkring Mjøsa. Foruten den aureproduksjon som her er berørt, kommer i tillegg produksjonen av stasjonær fisk, dvs. fisk som tilbringer hele livet sitt i elven.

6.1.4 Undersøkelse av utslippet fra Løiten Brønneri A/S

Den 12. november 1973 ble det gjort synoptiske undersøkelser for å belyse påvirkningen av utslipp av drank og i noen grad frukt- og vaskevann fra Løiten Brønneri A/S. Det er imidlertid spesielt drankutslippet som medfører problemer for vassdraget. Disse utslipp skjer som punktutslipp med varierende konsentrasjon, beroende på hvor mye som til enhver tid blir hentet til dyrefor i den periode spritproduksjonen pågår (fra oktober til mars). Årlig spritproduksjon er ca. 500.000 liter 96% sprit, hvilket gir ca. 50.000 liter drank pr. døgn. Den ferske dranken er et utmerket dyrefor med høy forverdi og var tidligere i høy grad ettertraktet. Økt korndyrking på bekostning av husdyrholdet og økt anvendelse av kraftfor har medført at det blir hentet mindre drank til dyrefor i dag enn tidligere. Dessuten er produksjonen ved brenneriet økt. Det har vist seg at utslippsmengden er størst i begynnelsen av sesongen. Dette har sammenheng med at en liten del hentes til dyrefor i denne perioden. I perioder med drank-henting er drankutslippet beregnet til ca. 10.000 l pr. døgn. Drank er det stoffet som blir igjen av poteten etter gjæring. Stivelsen blir ved hjelp av enzymer spaltet til sukker, som videre forgjærer til alkohol som fradestilleres. Drankutslippet består i det vesentligste av løst og bundet organisk materiale (protein, råfett, cellulose og en del sukker m.m.), hvorav en stor del er nedbrytbart og således skaper grobunn for heterotrofe mikroorganismer. Påvirkningen av vassdraget gjør seg i første rekke utslag i at store deler av bunnen på de berørte strekninger blir igjengrodd av sopp og bakterier (saprobieing). I dette tilfelle var soppen *Leptomitus lacteus* den visuelt dominerende. På grunn av den lave vanntemperatur på denne årstid går imidlertid nedbrytningsprosessene langsomt, og oksygenforbruket blir derved moderat. Noen akutt oksygenbrist oppstår derfor ikke i selve vannmassene. Fisken kan derfor overleve innenfor området; noe som burforsøk med aure har vist. Forholdene er imidlertid ikke fordelaktige for aure, idet denne tydeligvis vandrer ut fra området, mens ørekyte til en viss grad står igjen. Den lave nedbrytningsaktiviteten forårsaker at en mye lengre strekning blir berørt enn hva tilfelle ville ha vært ved en høyere temperatur. Videre bør det bemerkes at det av og til er en markert drift av sopp fra de kraftigst berørte områdene. Denne soppdrift har stor betydning for de nedenforliggende områdene, særlig i kulper og i stilleflytende partier hvor store mengder løsreven sopp samler seg.

Man må ikke se bort fra at de konsentrerte utslipp forårsaker sjokk-effekter som muligens kan medføre fiskedød. Dette er forhold som bør undersøkes nærmere.

Den alvorligste påvirkning i forbindelse med disse utslipp er, som tidligere nevnt, sterk begroing av sopp og bakterier langs elvebunnen. Disse heterotrofe organismer forbruker store oksygenmengder ved sin nedbrytning av det organiske stoffet. Selv om det derved ikke oppstår akutte oksygenproblemer i selve vannmassen, blir oksygeninnholdet i bunnsstratet sterkt redusert. Dette forårsakes tildels av organismenes oksygenforbruk og tildels av at bunnen fullstendig tildekkes av soppen *Leptomitus lacteus*, slik at vannutvekslingen mellom de frie vannmassene og bunnen nedsettes. Aurerognen som ligger nedgravd i bunnsstratet på denne årstid, har sterkt behov for god tilgang på oksygenrikt vann. Under de betingelser som er nevnt ovenfor, vil dette ikke være mulig. Dette gjelder også de fleste bunndyr som lever på elvestrekningen. Ved utplassering av Vibert-esker med befruktet mjøsaure-rogn fra Hamar Sportsfiskeforenings klekkeri i Brumunddal, viste det seg at 73% av rognen som var plassert ovenfor fabrikkutslippet, overlevde, mens rognen i de 3 esker som var plassert langs den delen av Fura som er berørt av utslippet, ikke overlevde. 22% av rognen overlevde i den esken som var plassert ved Ilseng.

I grove trekk kan reproduksjonstapet settes til ca. 1000 utvandrende småaure pr. år, hvilket medfører et tap i fangstutbyttet på ca. 400 kg større fisk pr. år. Dertil kommer tap av mer stasjonær fisk som i årlig fangstutbytte er anslått til ca. 120 kg, dvs. at årlig fangsttap ialt er på ca. 520 kg. Den primære påvirkning har mindre betydning for selve Mjøsa bortsett fra reproduksjonstapet av mjøsaure. Den sekundære påvirkning i form av tilførsel av næringssalter har selvfølgelig betydning for eutrofieringsutviklingen i Mjøsa. En stor del av de næringssalter, spesielt fosfor, nitrogen og kalium samt vitaminer som ved utslippet hovedsakelig finnes i bundet organisk form, frigjøres av de heterotrofe organismene, hvorpå de tilføres Mjøsa.

I den hensikt å få en forståelse av de ulike næringssaltene betydning sett i relasjon til de øvrige tilførsler på det berørte elveavsnittet,

er transportsituasjonen ved drankutslipp som foregikk på ettermiddagen den 12. november 1973, fremstilt i figurene 5, 6 og 7. Disse figurene viser at selve konsentrasjonstoppen forflyttet seg ca. 2 km nedenfor utslippspunktet i løpet av observasjonsperioden, og renere elvevann trengte inn mellom selve utslippet og utslippspunktet. Utslippet går nærmest som en konsentrasjonsbølge nedover i elvesystemet, men blir sannsynligvis mer utdradd og fortynnet jo lengre ned det kommer. Dranken inneholder relativt store fosformengder. Når det gjelder nitrogen såvel som kalium, er transporten av disse stoffer allerede på forhånd betydelig, og selve utslippet gjør seg derfor ikke så sterkt gjeldende sett i relasjon til fosfortransporten. Imidlertid er den reelle transport av kalium og nitrogen betydelig høyere enn for fosfor (størrelsesorden gram/s for N og K, og milligram for P).

Forøvrig kan nevnes at drankutslippet ved siden av å være årsak til høy turbiditet i vannet, medfører en viss pH-senkning (selve dranken har sur karakter, og pH ligger omkring 5). Videre øker ledningsevnen i noen grad, dessuten er det en markert økning av natrium, klorid, jern og mangan. Disse utslipp fører til at en del følsomme alger, moser og bunndyr forsvinner, og i stedet blir det masseutvikling av sopp og bakterier. Vannføringen i elven er av avgjørende betydning. Ved lav vannføring er påvirkningen betydelig kraftigere enn ved høyere vannføring. På grunn av at vannføringen er spesielt lav om vinteren vil også forurensningsvirkningen bli mest utpreget på denne årstid.

Undersøkelsene som her er gjort, understøtter de konklusjoner vitenskapelig konsulent E. Snekvik i Direktoratet for vilt og ferskvannsfisket trakk i anledning av utslippet fra Løiten Brænderi A/S den 3. august 1966, dvs. for 8 år siden: "Bielven Fura til Svartelva har like til de siste år vært en utmerket gyte- og fiske-elv, men den tiltagende forurensning fra Løiten Brænderi A/S med økt utslipp av drank, vil ødelegge Fura som gyteelv for aure. Elva vil bli fullstendig omdannet til kloakkelv, med luktulempet og begroing med alger og sopp". (Det kan i dag konstateres at Snekviks spådom er gått i oppfyllelse.) Dette er forhold som også i betydelig grad berører selve hovedløpet av Svartelva. Imidlertid må utslipp fra brenneriet bare betraktes som en av flere kilder til

Fig.5 Situasjonssbilde ved et drankutslipp

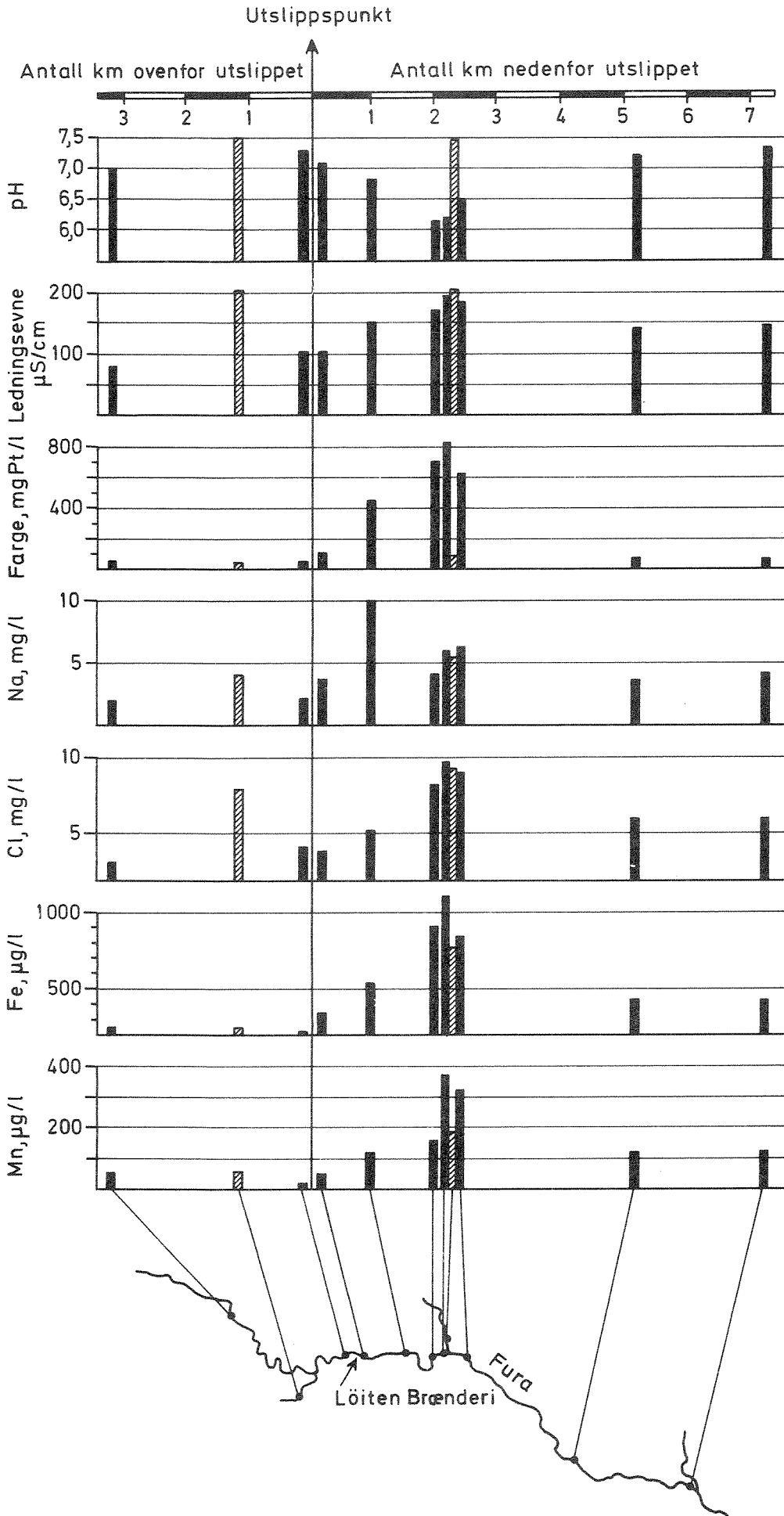


Fig.6 Transportsituasjonen i Fura ved drankutslipp fra Løiten Brænderi A/S

(Figuren viser hvordan forurensningen beveger seg som en konsentrasjonsbølge nedover vassdraget)

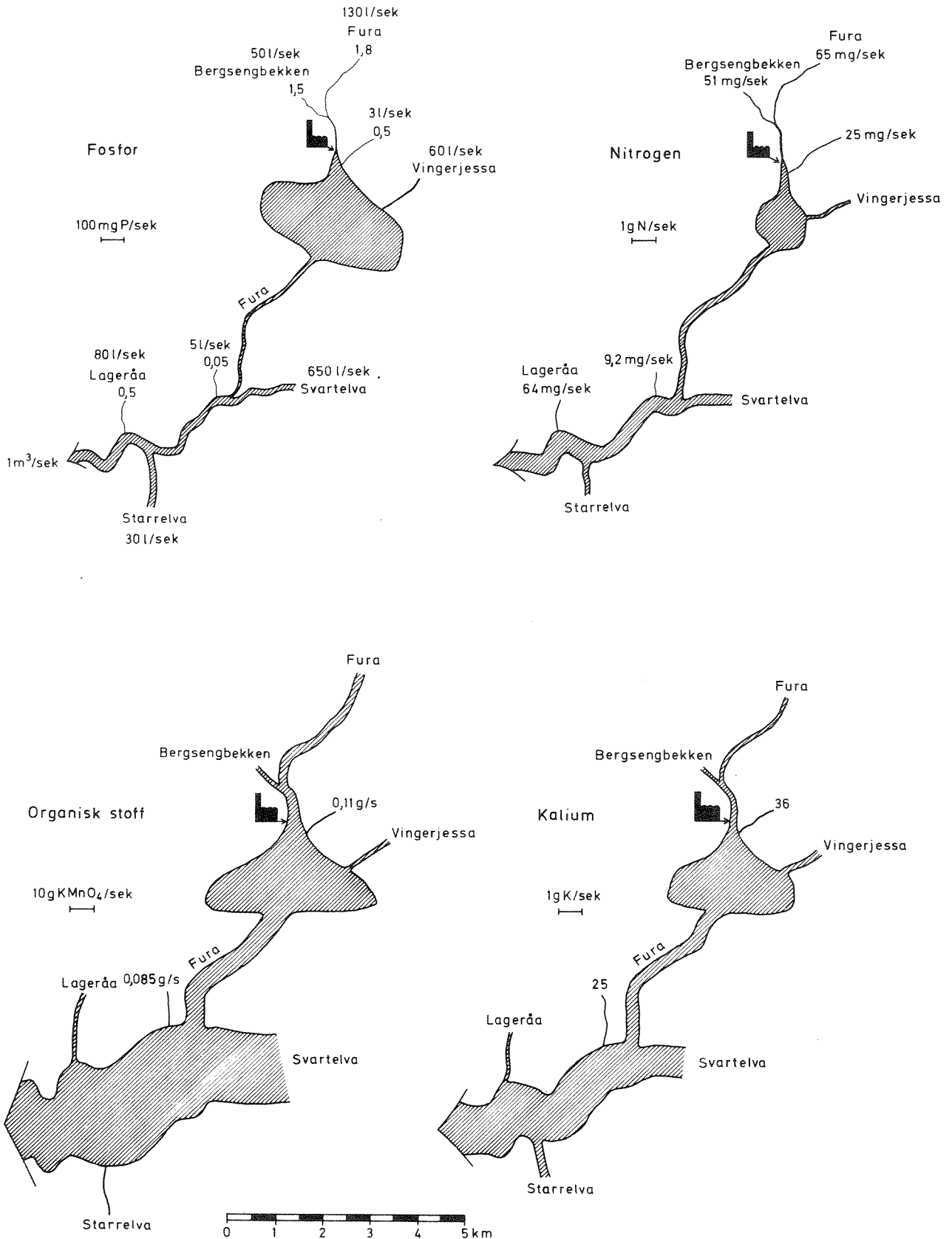
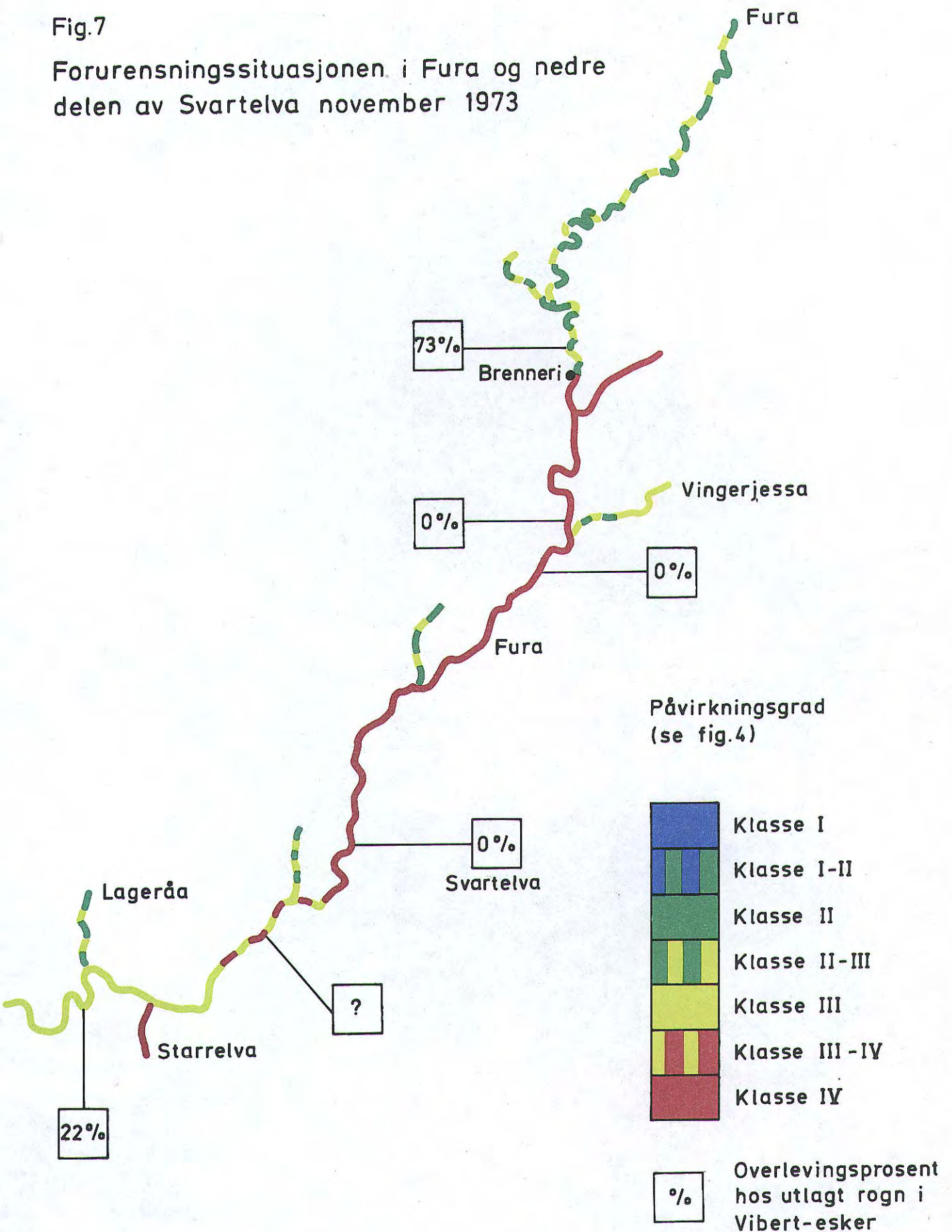


Fig.7

Forurensningssituasjonen i Fura og nedre delen av Svartelva november 1973



dagens forurensningstilstand. Som nevnt tidligere, er halmluting såvel som kloakkutslipp en betydelig medvirkende årsak til denne tilstand.

6.2 Sållerudbekken

Forurensningssituasjonen ved det tidspunkt befaringen foregikk fremgår av fig. 8. Angående fortolkningen av den anvendte klasseinndeling henvises til kapitlet over forurensningssituasjonen i Lågen-vassdraget. Som det fremgår av figuren, er den øvre delen av bekken (strekningen ovenfor Gubberud stasjon) sterkt forurenset og må nærmest betraktes som et åpent kloakkdike. Forurensningen består i hovedsaken av direkte utslipp av kloakk fra bostedsområder ved Ottestad samt mer spredt bebyggelse som direkte eller via grøftesystemer når bekken med sine utslipp. Utsig fra gjødselkjellere forekommer også. I hvilken grad utslipp av lut fra halmlutingsanlegg og silopressaft fra siloer fortsatt forekommer, er ikke kjent, men ifølge oppgaver fra lokalbefolkningen har dette opphørt. (Det har skjedd en overgang fra husdyrhold til korn dyrking i området.)

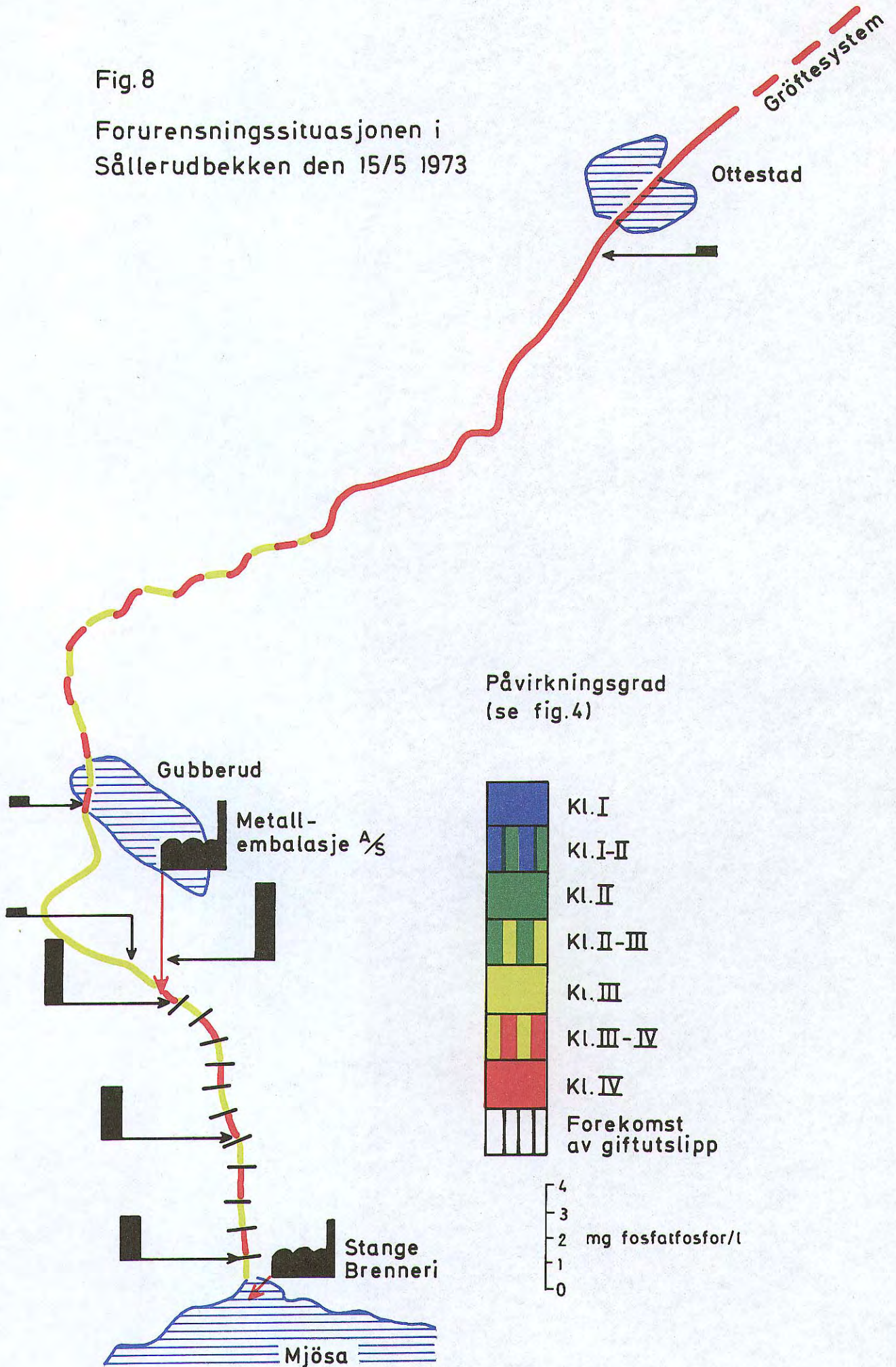
Faunaen og floraen på den berørte strekningen består av motstandskraftige arter, og på dyresiden kan fjærmygglarven *Chironomus plumosus*, fåbørstemarken *Tubifex tubifex* og knottlarven *Simulium* (den sistnevnte bare i fossepartiene) nevnes som rikelig forekommende. På florasiden var det en rikelig vekst av kiselalger (*Cymbella*, *Meridion*, *Navicula* og *Fragilaria*) samt på oversiden av stenene kraftig vekst av *Stigeoclonium* mest påtakelig. Soppen *Leptomitus lacteus* var også rikelig forekommende.

Fisk forekom ikke, men det kan nevnes at mjøsharren for inntil ca. 5-6 år siden anvendte denne strekningen som gyteområde. Dette gjaldt også for ørekyte samt mort. Den siste vandret på forsommeren opp fra Mjøsa, mens den første hadde en stasjonær bestand. For ca. 16 år siden var det også bra med aure i bekken nedstrøms Ottestad.

På strekningen mellom Gubberud stasjon og det kommunale kloakkutslippet fra selve Gubberud er forurensningsbelastningen mindre og selvrensningsprosesser gjør seg her sterkt gjeldende. Livsvilkårene for organismene blir derved bedre og faunaen får en noe annen sammensetning, f.eks. kan

Fig. 8

Forurensningssituasjonen i
Sållerudbekken den 15/5 1973



Ottestad

Gubberud

Metall-
embalasje A/S

Stange
Brenneri

Mjøsa

Påvirkningsgrad
(se fig.4)

- Kl. I
- Kl. I-II
- Kl. II
- Kl. II-III
- Kl. III
- Kl. III-IV
- Kl. IV
- Forekomst av giftutslipp

4
3
2 mg fosfatfosfor/l
1
0

nevnes en rik forekomst av gråsuggen (*Asellus aquaticus*), diverse små fjærmygglarver (*Chironomidae*), knottlarver (*Simulium*) og steinfluelarver tilhørende slekten *Nemoura*.

Det er ikke observert noe fisk på denne strekningen, til tross for intens bruk av elektrisk fiskeapparat. Så sent som for 2 år siden gikk imidlertid en del mjøsharr opp hit, og heldig gyteresultat kunne også fastslåes (oppgave innsamlet av lokalbefolkningen). For noen få år tilbake (ca. 5-6) fantes det også en del aure her, dels som resultat av utsetting, dels ved at tilfeldig mjøsaure vandret opp under vårflommer. Ifølge opplysninger fra befolkningen skal for ca. 16 år siden denne del av bekken ha vært reproduksjonslokalitet for mindre mjøsaure (0,3 - 1,0 kg). Mort og ørekyte var også tidligere (5-6 år siden) vanlig forekommende i dette området.

På strekningen nedstrøms kloakkutslippet fra Gubberud (utslipp fra Metallemballasje A/S skjer også her) øker igjen forurensningsbelastningen, og resten av bekkestrekningen ned til utløpet i Mjøsa er markert forurenset med sterk begroing av bl.a. sopp.

Fisk ble ikke observert til tross for at mjøsharren skulle ha gått opp i bekken på denne tiden av året. Noen uker tidligere hadde man ifølge opplysninger, sett 2 gyteharr i en kulp ved bekkemunningen, ellers ble det ikke observert fisk inneværende vår. I likhet med bekkestrekningen ovenfor var det før bra med både harr, aure, ørekyte og mort i denne del av bekken. Dessuten gikk det tidligere også opp vederbuk i bekkens nederste del for gyting om våren. Her kan også nevnes at harrbestanden som før var rikelig, har gått kraftig tilbake i løpet av de siste 5-6 årene. Den synes nå å være på det nærmeste utdødd.

Under befaringen viste det seg at faunaen på strekningen var markert redusert kvantitativt sett, hvilket ikke bare kan forklares av kloakkutslippet, men det tyder også på en toksisk virkning. Utslipp av fosforholdig avløpsvann fra Metallemballasje A/S, bør man spesielt merke seg.

6.3 Stensengbekken

Høsten 1973 ble det bygd en felle for fisk i bekkens nederste del. Hensikten med denne fellen var å vurdere mjøsharrens og mjøsaurens reproduksjonsforhold, dvs. antall oppvandrende gytefisk såvel som dens størrelse, alders- og kjønnsfordeling, tidspunkt for gytevandring, antall utvandrede unger - dvs. størrelse og tidspunkt for utvandring osv.

Videre var det meningen ved merkingsforsøk å få en oppfatning av reproduksjonens betydning i praktisk sammenheng - dvs. fangstkvantum pr. utvandret unge. Slike oppgaver er svært betydningsfulle for et generelt fiskestallarbeide for Mjøsa. Dette er spesielt viktig når det gjelder harren, idet det for denne fiskeart ikke foreligger slike oppgaver. Når det gjelder mjøsauren foreligger det allerede en hel del fakta om dette i forbindelse med de omfattende undersøkelser som er gjort av Direktoratet for vilt og ferksvannsfisket i forbindelse med Hunderfossreguleringen.

Man hadde regnet med å starte undersøkelsen allerede våren 1974. Dessverre ble ikke fellen ferdig til denne tid, og en mer detaljert studie kunne således ikke utføres. Ved hjelp av elektrisk fiskeapparat er det imidlertid blitt samlet inn endel materiale. Det må imidlertid bemerkes at de resultater som hittil er fremkommet, bare er av preliminær art og nærmest bør betraktes å være til almen orientering.

Gytetid:

De første gyteharr ble observert i bekkens nederste del den 25. april 1974, og gytevandring kan antas å starte ved dette tidspunkt. Samtlige av de først observerte fisk var hanner. Antall oppvandrende fisker økte etter hvert og kulminerte i de første dager av mai. Oppvandringen av gytefisk kunne imidlertid registreres til og med den 10. mai, dvs. at oppvandringsperioden omfattet ca. 2 uker. I denne sammenheng er det av interesse å merke seg at en del mindre harr (2 vintre gamle) som ikke var gytemoden, også gikk opp i bekken sammen med gytefisken. Oppvandringen av denne småfalne fisken var mest markert under den siste delen av gytevandringen og pågikk forøvrig i større og mindre grad gjennom hele mai måned.

Det har ennå ikke vært mulig å beregne eksakt antall oppvandret gytefisk, men på grunnlag av de foretatte undersøkelser og gjenfangststudier av merket fisk, kan den totale gytebestanden under gyteperioden våren 1974, anslåes til ca. 110-120 stk. fordelt på 52% hunner og 48% hanner, med andre ord nokså jevn kjønnsfordeling.

Gytefiskens lengde, alder og kjønnsfordeling fremgår av figur 9. Størstedelen av gytebestanden utgjøres av 3- og 4-vintrer gammel fisk. De 2-vintrer gamle hunner som ble registrert, var ikke kjønnsmodne. Både hanner og hunner blir trolig gytemodne i løpet av sitt 3. leveår.

Hovedmengden av gytefisk vandrer omgående ut i Mjøsa igjen etter gyting, men fiskeundersøkelser som ble gjort i bekken senere på sommeren, viste at en del større harr ble stående i bekken i lengre tid og vandret først ut i juli måned. Videre har undersøkelser vist at større harr - såvel i Stensengbekken som i andre av Mjøsas tilløp - kan gå opp og stå i bekken i kortere perioder under flom.

I forbindelse med studiet av harrens gytevandring er det også blitt notert en sparsom oppgang av utvandningsferdige småaure. Disse aureunger kan stamme fra Brumunda. Det faktum at de utvandrende aureunger ved utvandningsperioden gjerne oppsøker andre vassdrag og mindre bekker enn de stammer fra, er velkjent i Mjøsområdene.

Tilvekst:

I den hensikt å få informasjon om gyteharrens aldersfordeling samt mer generelt Stensengbekk-populasjonens tilvekst, er det blitt foretatt en del vekt, lengde og skjellbestemmelser fra eldre harr i selve bekken (først og fremst under selve gyteperioden) samt fra Mjøsa i området omkring bekkeutløpet.

Resultatet av skjellanalysene fremgår av figur 10 og 11, som også viser harrungenes tilvekst under dens første levesommer i selve bekken. Materialet som er blitt brukt, er samlet inn ved hjelp av elektrisk fiskeapparat på 12 ulike tidspunkter under den aktuelle tidsperioden i 1973.

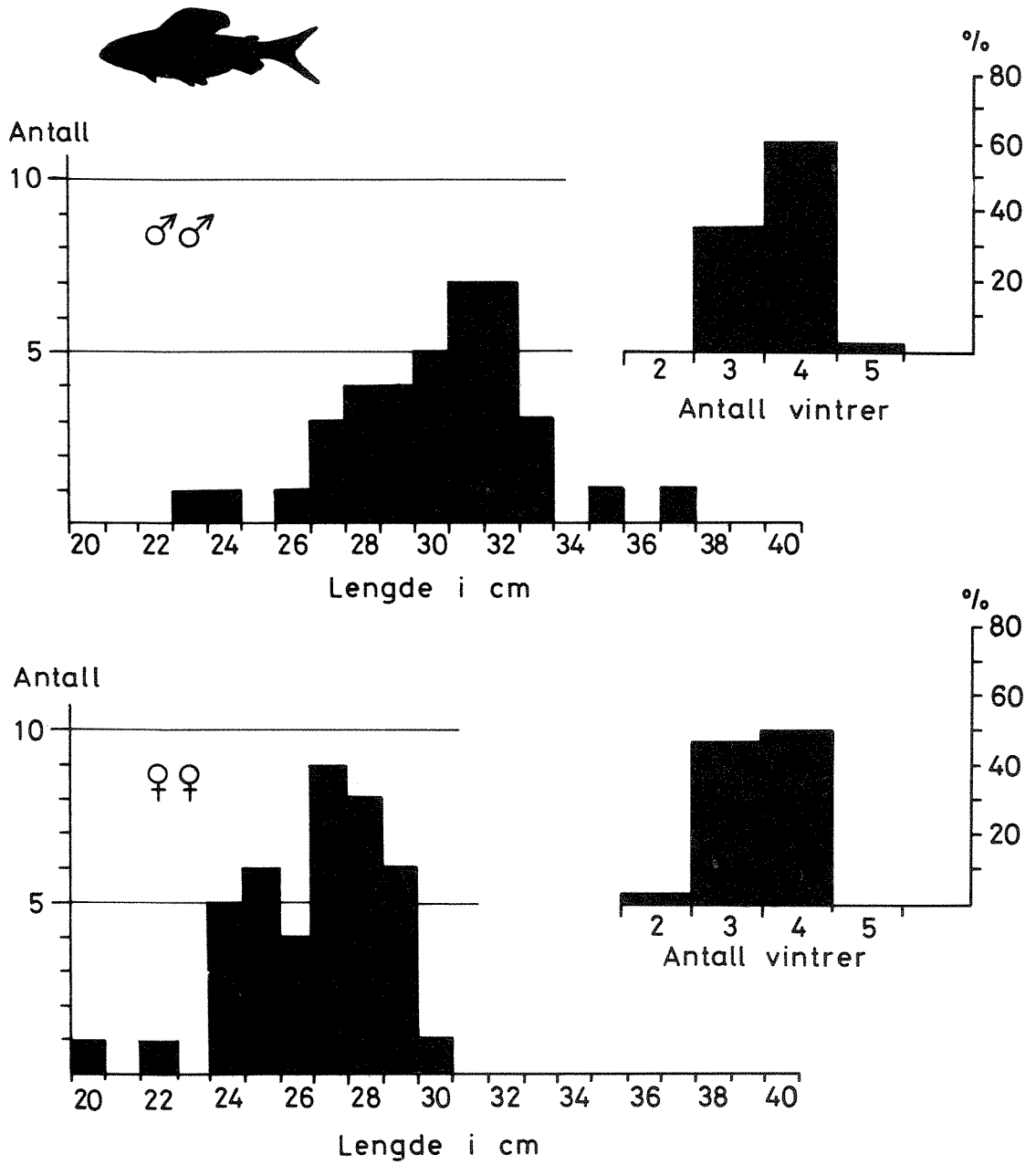


Fig.9 Lengde- og aldersfordeling av oppvandrende gyteharr i Stensengbekken 27.4 - 10.5 1974.

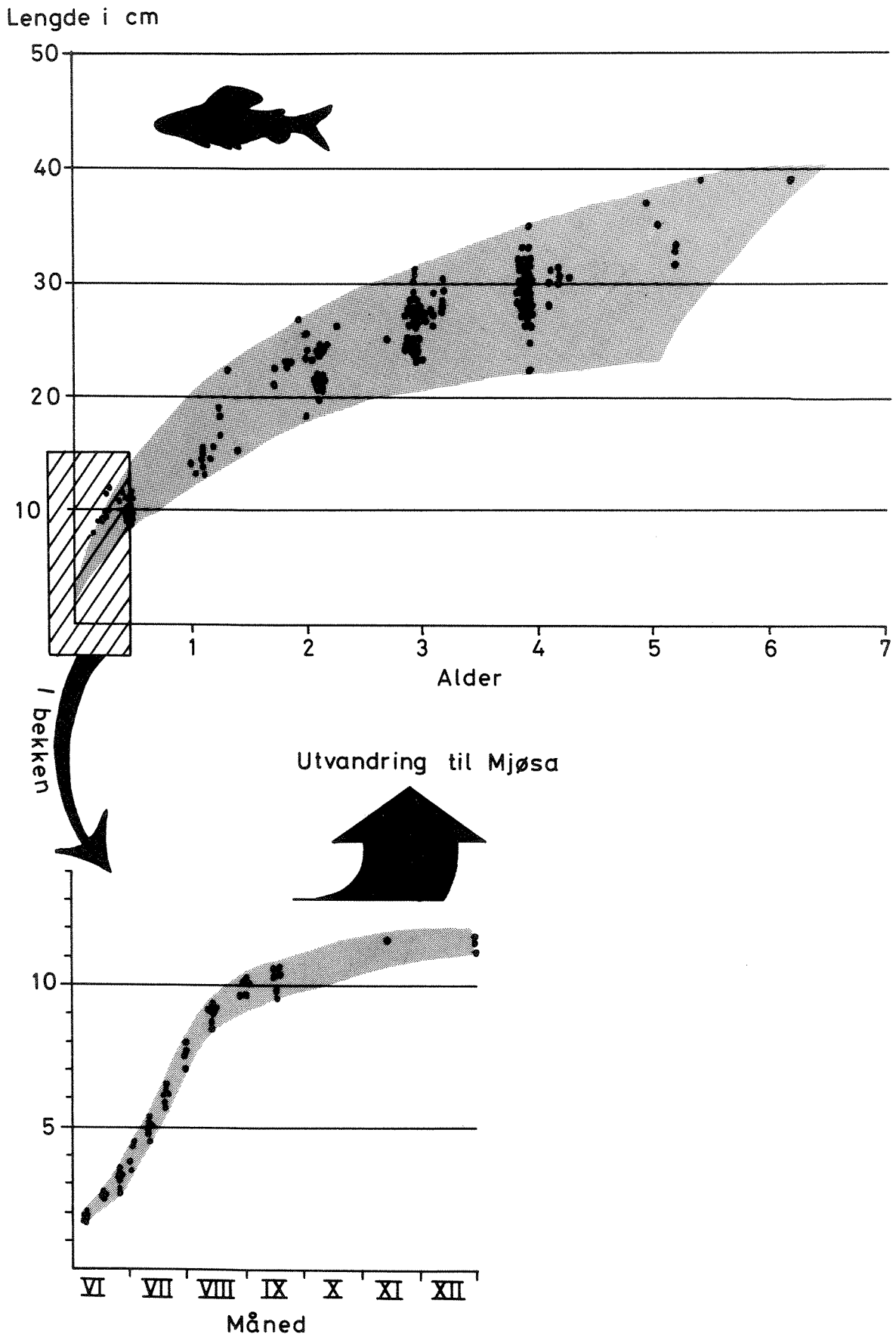


Fig.10 Tilvekstkurve for harr i Stensengbekken.

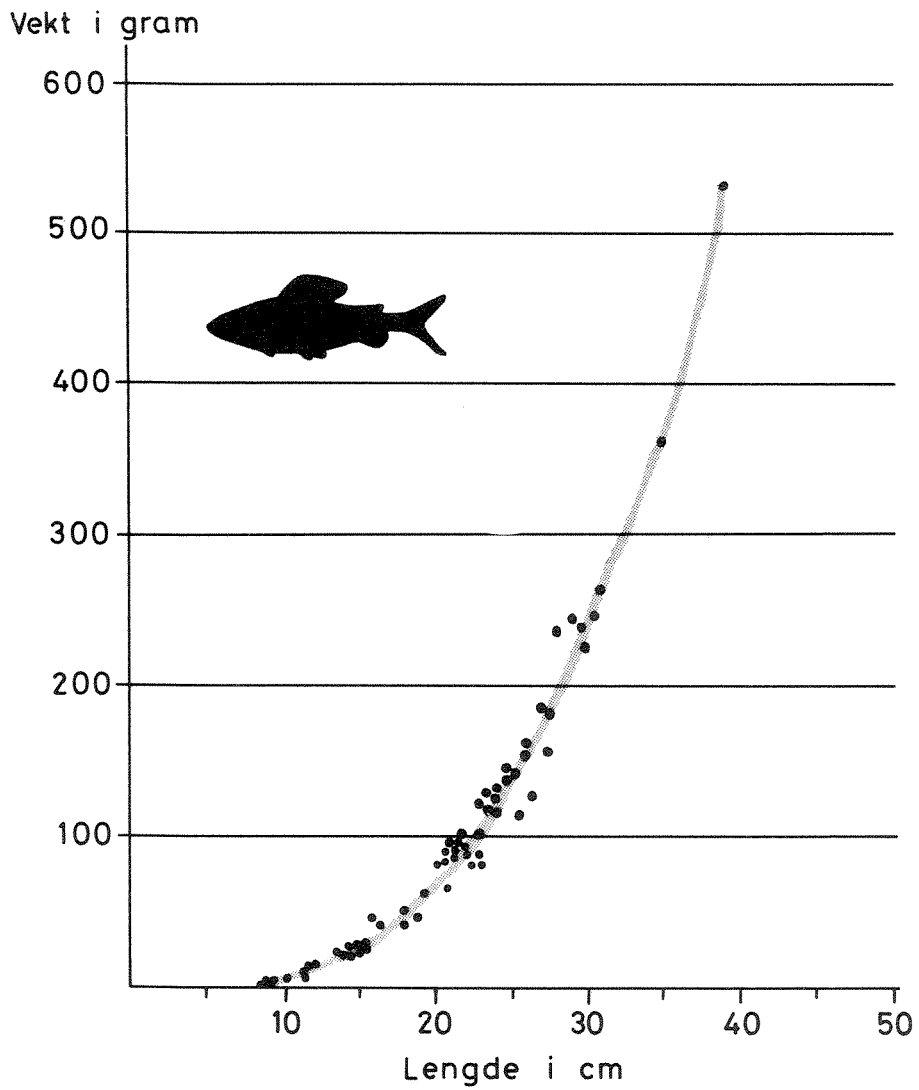


Fig. 11 Forholdet mellom lengde og vekt av harr i Stensengbekken.

Harrens tilvekst kan betraktes som god de første leveårene, og et flertall oppnår en lengde av 30 cm ved sitt 4. leveår, tilsvarende en vekt av ca. 250 g. Hannene vokser noe raskere enn hunnene, men ved høyere alder er det antakelig en viss utjevning. Dette er forhold som også er observert i andre lokaliteter (Svårdson 1964). Harren er en småvoksen fisk, og i en alder av 7-8 år og eldre, er tilveksten svært liten, bare noen få cm pr. år (Nilson, Peterson 1964). Man kan derfor anta at storparten av den harr som finnes i Mjøsa i dag, er mindre fisk i aldersgruppene 2-5 år. Den fisk som vanligvis fanges er 3-5 år med en vekt på omkring 200-400 gram. Det er imidlertid nødvendig med et betydelig større materiale for mer eksakt å belyse dette. Til jevnføring har tilveksten i noen lokaliteter i Danmark, Sverige og Finland blitt stilt sammen i fig. 12.

Når det gjelder harrungene som i Stensengbekken klekkes i begynnelsen av juni, er deres tilvekst i bekken meget hurtig i juni, juli og begynnelsen av august, og et flertall unger oppnår i løpet av denne tidsperiode en lengde på 9-10 cm. Utover høsten avtar tilveksten betydelig, og de harrunger som fortsatt stod i bekken på prøvetakings-tidspunktet i desember, hadde nådd en lengde på 11-12 cm. De fleste harrungene synes å forlate bekken i perioden september-november, da de har nådd en lengde av 10-11 cm - en lengde som kan betegnes som en slags terskel, dvs. en størrelse da utvandringsmodningen inntreffer.

Foreliggende resultater fra andre elve- og bekkelokaliteter omkring Mjøsa viser imidlertid at et mindre antall står i bekken/elven og ikke forlater denne før ved neste sensommer og høst, da de har nådd en lengde av ca. 15-16 cm. Andelen overvintrende øker antakelig i vassdrag med lav næringstilgang. Hovedmengden av de unger som blir stående, måler ca. 8-9 cm i desember måned, og dette skulle da tyde på at den kritiske lengden for utvandring, dvs. terskelstørrelsen (ca. 10-12 cm) ikke er oppnådd. Antakelig vil en del mindre og nyklekket yngel bli tilført Mjøsa under flomsituasjoner. Et viktig spørsmål i denne sammenheng er i hvilken grad disse mer eller mindre nyutklekte yngel overlever og bidrar til reproduksjon når de kommer ut i Mjøsa. Dette at flertallet av harrunger forlater sin oppvekstplass i bekker og elver allerede om

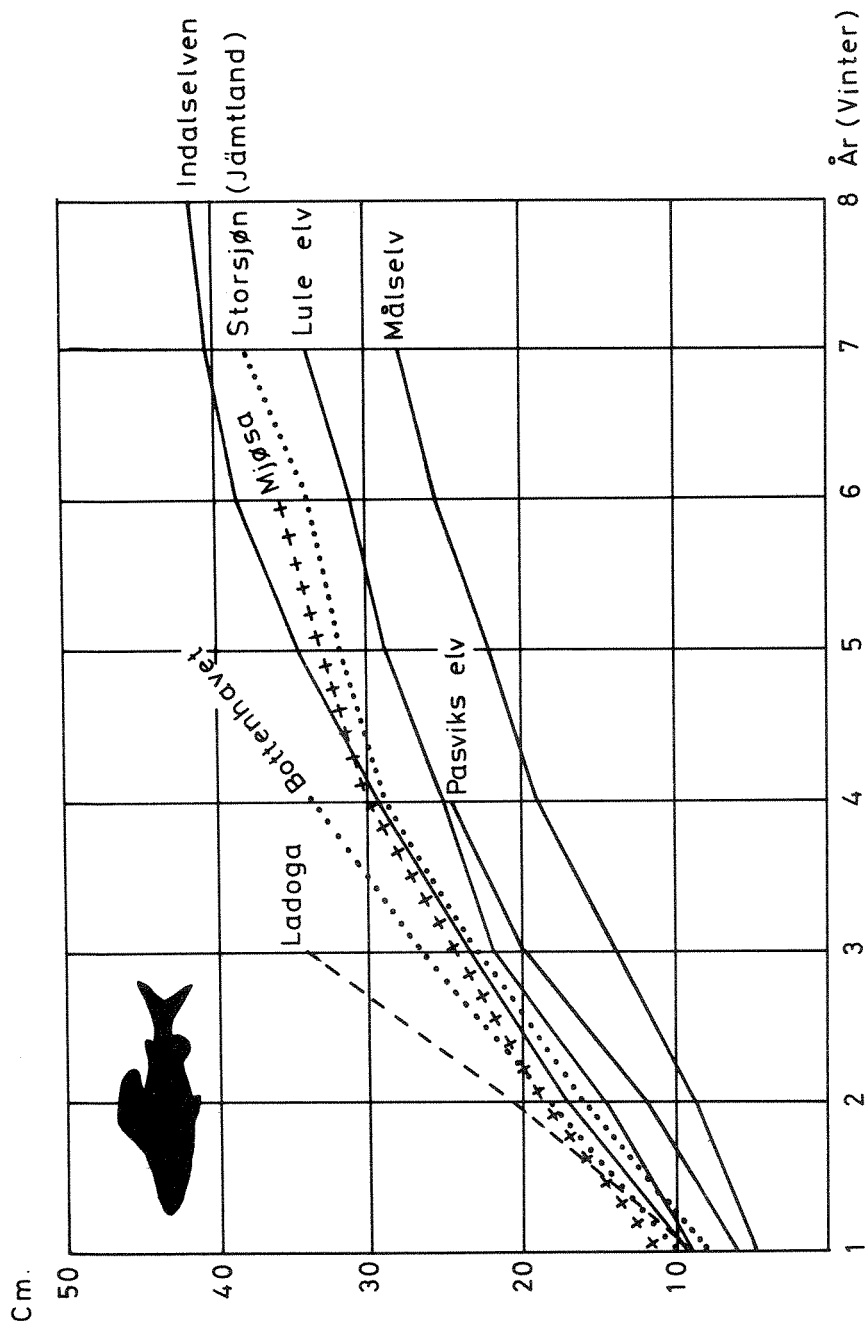


Fig.12 Tilvekstkurve for harr fra noen sjø- og elvelokaliteter

høsten, er årsak til at harren kan berge seg unna vinterperiodens halmlutingsutslipp som tidligere, men også i dag, i høy grad har bidratt til at mjøsauren har forsvunnet fra en rekke av Mjøsas tilløpselver/bekker. Aureungene tilbringer - i motsetning til harrungene - en lengre tid i bekker og elver før de vandrer ut, og flertallet har vist seg å være 3 vintre gamle før de vandrer ut i Mjøsa (innsamlet skjellmateriale bearbeidet av dr. Per Aass, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisket).

Dette forhold at harren til en viss grad unngår halmlutingsutslipp, har ført til at harrungene f.eks. i Finsahlbekken såvel som i Stensengbekken i sin første tilvekstperiode slipper næringskonkurrenter, idet både aure, steinulke og ørekyte tidligere er slått ut. Resultatet av dette er en hurtig tilvekst og at et flertall unger blir utvandringsferdige og forlater bekken før halmlutingssesongen starter.

Harrungenes næringsvalg:

Det innsamlede fiskemateriale av harrunger er brukt for studier av hvilke næringsorganismer fisken lever av. Resultatet av denne undersøkelse er stillt sammen i figur 13, som bygger på maveanalyser fra 10 eksemplarer ved hver prøvetaking.

De første næringsorganismer som ble fanget, var små 1-2 mm lange døgnfluelarver, *Ephemeroptera*, fjærmygglarver, *Chironomidae* samt knottlarver, *Simulium*, med de førstnevnte som dominant. Dette næringsutvalg, foruten en del små vårfluelarver og en mindre del luftinsekter, dominerer harrungenes maveinnhold under hele den periode da tilveksten er størst, dvs. juni, juli og begynnelsen av august. Det kan her være av interesse å nevne at forurensningsbelastningen (bl.a. silopressaft og boligkloakk) som berører såvel Stensengbekken på den aktuelle strekningen som et flertall av de øvrige reproduksjonslokaliteter for mjøsharr, fremmer produksjonen av døgnfluelarver, knottlarver og fjærmygglarver, og disse forekommer derfor her som oftest i meget stort antall.

Byttedyrenes størrelse øker med harrungenes tilvekst, og allerede i begynnelsen av juli tas bytteobjekter på en størrelse av ca. 5 mm.

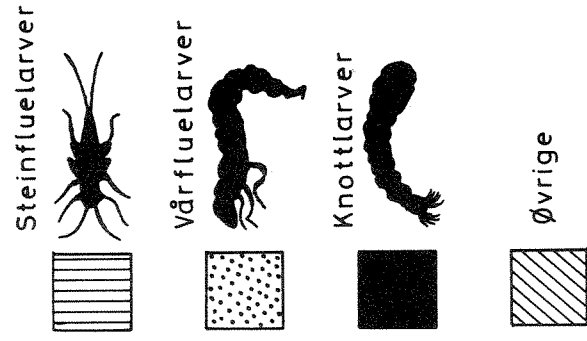
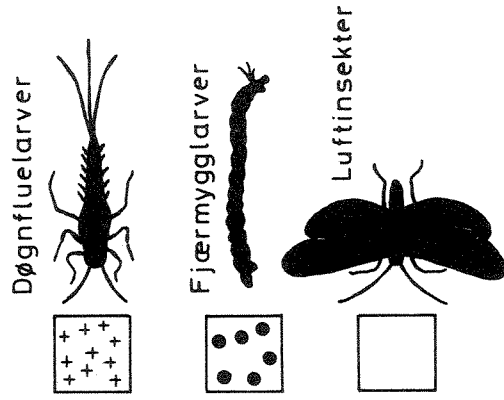
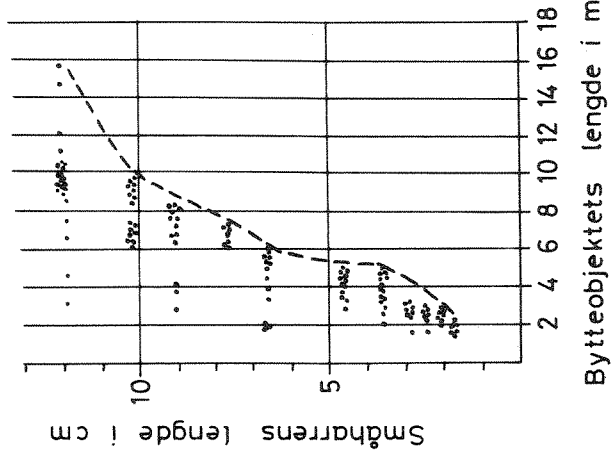
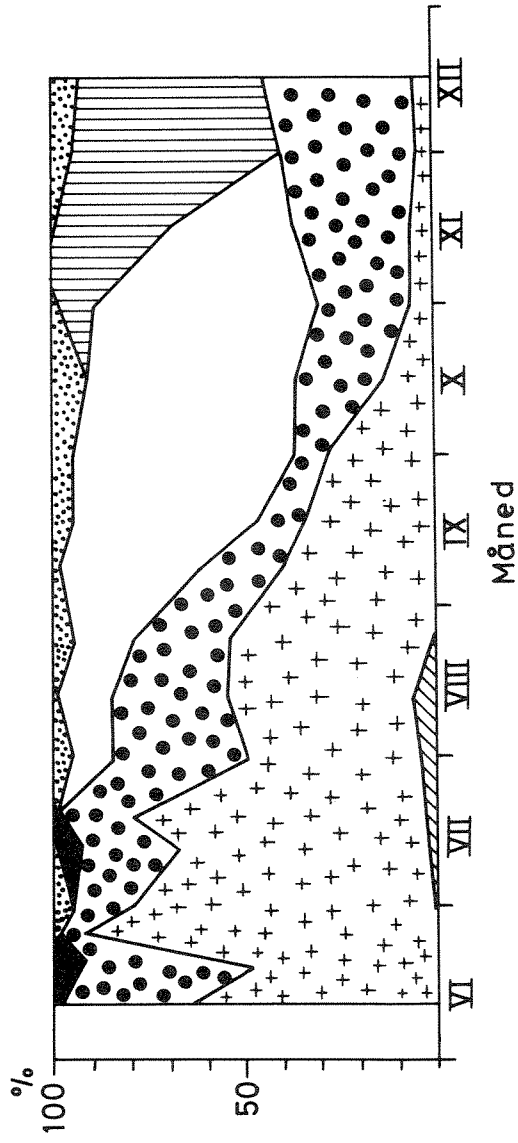


Fig. 13 Småharrrens valg av føde (mageinnhold) i Stensengbekken 1973 uttrykt i volumprosent.

På sensommeren og høsten avtok andelen av døgnfluelarver samt i en viss monn også fjærmygglarvene. Luftinsekter ble nå mer vanlige som fødeobjekt for senere å dominere maveinnholdet i oktober.

I november og desember økte i høy grad gruppen steinfluelarver som tidligere ikke - eller i svært liten utstrekning - ble utnyttet. Samtidig avtok andelen luftinsekter hurtig (kaldt vær).

Når harrungene i løpet av sensommeren og høsten har nådd en lengde av ca. 10 cm eller mer, utnyttes så godt som samtlige av de her forekommende bytteobjekter, bl.a. større *Rhyacophelid*- og *Polycentropid*-larver såvel som voksne ferdigdannede vårfluer. Det er bare de største eksemplarene av husbærende vårfluelarver som spises.

6.4 Bøvra, Otta og Lågen nedstrøms Sel

6.4.1 Innledning

Floraens og faunaens kvalitative og kvantitative sammensetning i et vassdrag viser som regel et mer nyansert bilde av produksjonskapasitet og påvirkning enn hva som fremkommer bare ved en kjemisk analyse av hovedvannmassene. Dette har sammenheng med at organismelivet gir et bilde av de forhold som vassdraget utsettes for gjennom en lengre tidsperiode (Skulberg 1967). Dessuten er som oftest organismelivet i vannmassene mer følsomme parametre enn de kjemiske, som først og fremst indikerer situasjonen nettopp i det aktuelle prøvetakingsøyeblikket. Videre er det: a) den biologiske respons (masseutvikling av høyere planter og alger, heterotrof begroing, artsforskyvning innenfor fiskepopulasjonene, fiskedød osv.) på forurensninger som har størst praktisk interesse og som rent visuelt gjør seg gjeldende. b) ved siden av tilført organisk materiale fra nedbørfeltet (aloktont organisk materiale), produksjon av vekster (produsenter) og hvirvelløse dyr (primærkonsumenter) som gir grunnlag for et vassdrags fiskeproduksjon.

Nedenfor er det foreliggende materiale fra Otta og berørte deler av Lågenvassdraget sammenstilt i den hensikt å gi en mer almen biologisk beskrivelse og forståelse av:

- a) den nåværende forurensningssituasjon og biologiske status.
- b) vassdragets produksjonskapasitet særlig med henblikk på mulig fiskeproduksjon.

Det må imidlertid påpekes at det skjer betydelige årsvariasjoner og også variasjoner mellom ulike år i våre vassdrag. Dette har sammenheng med forandringer i værforhold, vannføring og forurensningsbelastning. For å få en forståelse av de faktiske forhold og årsak/virkning i et vassdrag, er det nødvendig med omfattende og fortløpende prøvetakinger (fysisk/kjemiske og biologiske) gjennom en lang tidsperiode. En slik undersøkelse har det hittil ikke vært mulig å få gjennomført, og derfor må resultatet nedenfor bare betraktes som tilnærmet og brukes som en foreløpig orientering.

6.4.2 Materiale og metodikk

Materialet som er behandlet i denne sammenfatning stammer fra:

1. Tidligere undersøkelser som NIVA har foretatt i området (Østlands-utredningen 1967. Rapport I, del 2 og del 3 samt rapport 0-71/70 Ottavassdraget, Sjoa og Gudbrandsdalslågen. Orienterende fysisk/kjemiske og biologiske undersøkelser sommeren 1970).
2. Nylig fremlagt NIVA-rapport i forbindelse med Jotunheim-utbyggingen. (0-71/70. Vågåvatn, Ottavassdraget/Gudbrandsdalslågen. En limnologisk undersøkelse 1972.)
3. Data og erfaringer som er fremkommet ved de pågående Mjøs-undersøkelser (Rapport 0-91/69. Mjøsprosjektet. Undersøkelser 1971, 1972 og 1973).

I praksis er det meget arbeidskrevende og vanskelig å få gode verdier for begroing og bunnfaunaens bestandsstørrelse både når det gjelder individantall (abundans) og biomasse i rennende vann (Hynes 1972, Schwoerbel 1966 m.fl.). Den metodikk som er blitt anvendt (steinplukking i soll (Schröder 1932)), er ment bare å gi et visst inntrykk av

forholdene mellom de ulike stasjonene, og må ikke betraktes som et eksakt bilde av de faktiske forhold på den respektive stasjon. Den anvendte metode gir som regel lave verdier når det gjelder individtall, men noenlunde riktige verdier når det gjelder biomassen (Albrecht 1961).

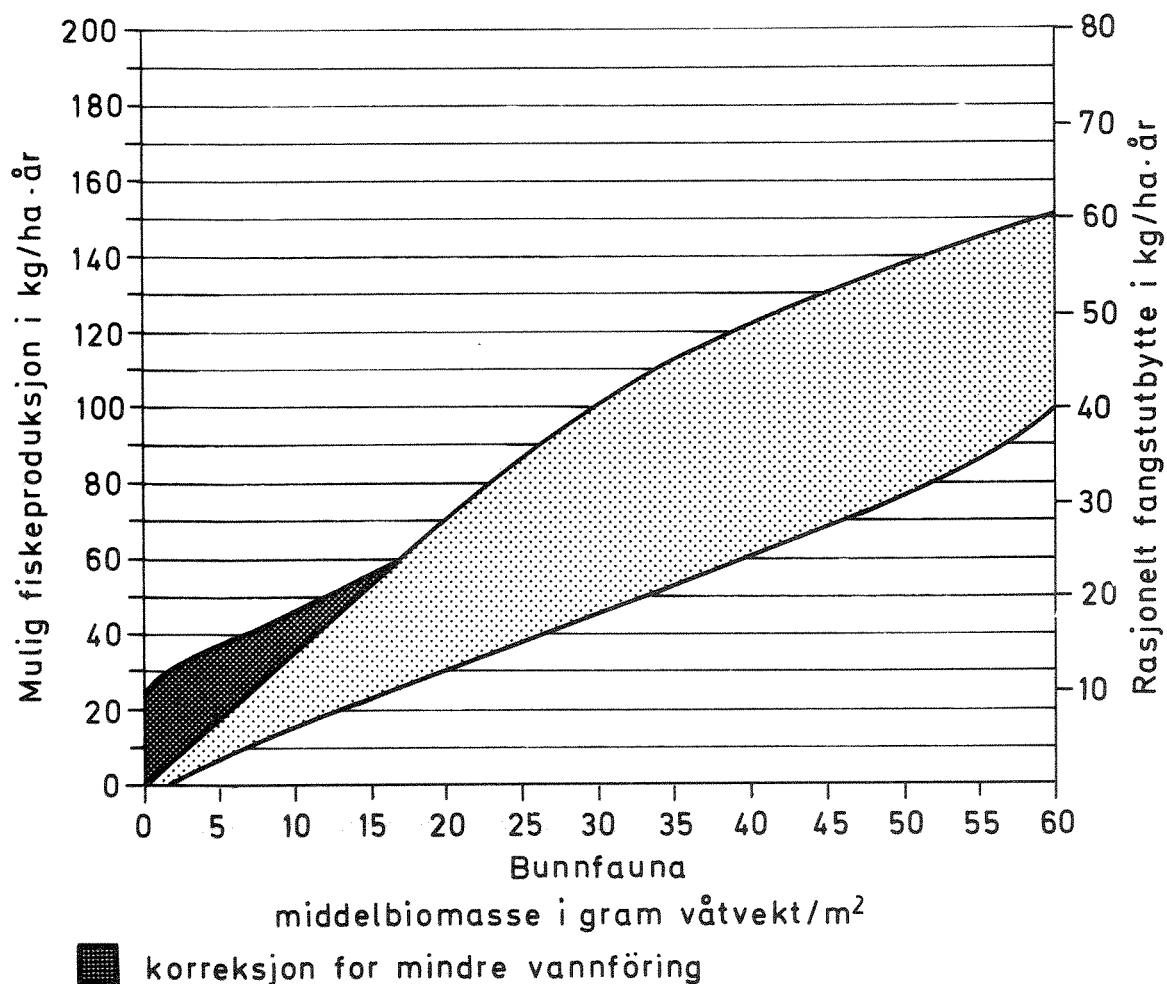
6.4.3 Beregning av mulig fiskeproduksjon

Beregningene bygger på Huet's av Albrecht forbedrede system (tabell Albrecht 1959) som i noen grad er blitt modifisert ¹⁾ for å gi et situasjonsbilde som er i overensstemmelse med forholdene slik de her foreligger (fig. 14). Det bør imidlertid understrekes at denne metode for bestemmelse av fiskeproduksjonen er beheftet med store feilkilder (Hynes 1972). Tidsperioden må være valgt slik at bunnfaunaens biomasse er tilnærmet lik den midlere årsbiomasse. I dette tilfelle er høstperioden fordelaktig da bunnfaunaen i det berørte elve-system for det meste utgjøres av insektgrupper (Hynes 1961).

Det er således størrelsesområdet (dvs. om det dreier seg om 5, 10, 50, 100 eller 1000) og forholdet mellom de ulike lokaliteter som her er viktigst og ikke de eksakte verdier for hver lokalitet på det aktuelle tidspunktet. Den eksakte fiskeproduksjon under prøvetakingen (dvs. på hvilken måte næringsressursene utnyttes) beror i høy grad på fiskepopulasjonens størrelse samt arts- og aldersfordeling, dvs. en stor bestand av småfallen og eldre fisk har betydelig lavere nettoproduksjon enn en bestand av yngre og færre fisk. Om denne mulige fiskeproduksjon i det aktuelle område skal oppnås eller ikke, er nærmest et spørsmål om hvor godt denne ressurs utnyttes og som igjen har sammenheng med riktig fiskestell (Jensen 1972).

1) På grunn av innsamlet data over bunnfaunaens biomasse og dens sammensetning, er bunnfaunaproduksjonen på hver lokalitet blitt beregnet ved hjelp av kjente oppgaver om forholdet mellom produksjon og biomasse. "The turnover ratio" dvs. forholdet $\frac{P}{B}$ der P er årsproduksjonen og B middelbiomassen (Waters 1969, Thomas et al. 1973). På grunnlag av produksjonsverdiene for bunnfaunaen samt bedømmelse av dens tilgjengelighet som fiskeføde, er mulig fiskeproduksjon siden blitt beregnet bl.a. på grunnlag av forholdet mellom inntatt næringsmengde og tilvekst (Winberg 1960).

Fig.14 Diagram over forholdet mellom bunnfauna, mulig fiskeproduksjon og fangstutbytte for Lågen og Mjösområdetets småbekker



Fiskeproduksjon i forhold til bunnfauna (Albrecht 1959)

Bunnfauna i g/m ²	Fiskeproduksjon i kg/ha
0 - 10	10 - 45
10 - 40	45 - 120
> 40	105 - 200

Til orientering kan nevnes at fiskeproduksjonen i rennende vann for tempererte områder normalt varierer mellom 20 og 180 kg/ha og år (Chapman 1966), men den kan naturligvis i spesielle produktive vanntyper være betydelig høyere. Verdier omkring 400-500 kg/ha og år er blitt notert (Allen 1951, Mann 1965).

Til slutt er det viktig å bemerke at mulig fiskeproduksjon ikke må sammenblandes med mulig fangstutbytte. Med fiskeproduksjon menes i dette tilfelle nydannet fiskekjøtt pr. år og hektar. I hvilken grad dette siden utnyttes i forbindelse med fangst er som tidligere nevnt, nærmest et spørsmål om godt fiskesteli.

Videre behøver ikke produksjonslokalitet og fangstlokalitet være den samme i et vassdrag hvor fisken har mulighet til lange vandringer.

6.4.4 Klassifisering av vassdragets biologiske status og forurensningssituasjon

For at resultatene skal bli mer oversiktlige og praktisk anvendbare, er de berørte elvestrekninger og innsjøer inndelt i fire hovedklasser på bakgrunn av den nåværende biologiske situasjon.

Når det gjelder påvirkning av organiske utslipp (spesielt boligkloakk) til rennende vann (saprobiering), finnes en rekke systemer som beskriver påvirkningsgraden. Det eldste og mest kjente er saprobiesystemet til Kolkwitz og Marsson (1908, Kolkwitz 1950). Dessverre har det vist seg at man ikke helt ukritisk kan overføre et system som er bygget opp på grunnlag av forholdene innenfor et visst område, til et annet. Dette har sammenheng med forskjellig klima, topografi, organismesamfunn m.m. Det som særpreger forholdene i de aktuelle elver og bekker, er den rikelige forekomst av stryk, fosser og hurtigrennende vann og få stilleflytende partier. Dessuten er vanntemperaturen som regel lav og saltinnholdet er også lite, til forskjell fra de forhold som hersker i Mellom-Europa, som er opprinnelsesområde for de fleste av de oppstilte system. Dette medfører bl.a. at tilførsel av oksygen er betydelig bedre i våre vassdrag enn i de som er undersøkt i Mellom-Europa, hvor

nettopp oksygeninnholdet eller retttere sagt mangel på oksygen, var en av de viktigste faktorer ved opprettelsen av saprobiesystemet. Derfor har ingen av de foreliggende system helt ukritisk kunnet anvendes her.

Inndelingen nedenfor er fremkommet ved en modifisering og forenkling av i første rekke saprobiesystemet som er oppstilt av Fjerdingstad (1960). Ved bruk av organismesamfunn istedenfor indikatorarter er det forsøkt å dele inn vassdragene i klasser for dermed å gi en så almenpraktisk tilpasning som mulig. Det bør dog bemerkes at systemet er laget på grunnlag av de nåværende forhold i dette elvesystem og kan derfor ikke ukritisk overføres til andre lokaliteter og områder.

A. Klasseinndeling for elver:

Klasse I: Områder der det ikke er noen merkbar påvirkning av forurensninger. Flora og fauna er sammensatt av arter og har det antall som normalt burde foreligge for en slik elvestrekning, dvs. langtgående oksydasjon og mineralisering av organisk stoff, høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnsedimentene. Gode livsvilkår for laksefisker (klasse I er nærmest å jevnføre med den katharobe sonen i Fjerdingstads system).

Områder innenfor denne klasse, men med høy humuspåvirkning eller med markert forsurening, er betegnet med brune tverrstreker. Disse områdene karakteriseres av lav pH, lav produksjon (antakelig på grunn av lav bakterieforekomst (Hynes 1972)), og ved at fiskens reproduksjonsmuligheter er blitt dårligere eller helt umuliggjort. I enkelte tilfeller er fisken helt slått ut.

Klasse I-II er en overgangssone med moderat påvirkning. Forholdene er stort sett som for klasse I, men både flora og fauna er noe rikere (bl.a. økt fiskeproduksjon) på grunn av en viss tilførsel av bl.a. organisk stoff og næringssalter. Denne tilførsel kan være forårsaket enten av reguleringsinngrep (utvaskings effekter og endret vannregime), begrenset jordbruksaktivitet eller kloakkutslipp fra spredt bebyggelse. I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, gjødselsig) er vannet hygienisk sett som regel utilfredsstillende og da

spesielt ved lavvannsføring. (Denne klasse kan nærmest henregnes til den oligosaprobe sone i Fjerdingstads system.)

Klasse II: Områder der en mer merkbar påvirkning gjør seg gjeldende. Påvirkningen har for det første ført til et økt næringsgrunnlag (tilførsel av organisk materiale og nærings-salter) og dermed økt plante- og dyreproduksjon (eutrofiering). Lokalt i direkte tilknytning til utslippssteder av lett nedbrytbart organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og gjødsel), kan det være noe heterotrof begroing (sopp, bakterier og protozoer). Oksydasjon og mineralisasjon av organisk stoff er kommet langt. Som regel er det gode oksygenforhold i såvel bunnsstratet som i vannmassene. Livsvilkårene for laksefisk (bl.a. økt næringsgrunnlag) er gode. Dersom det foreligger utslipp av fekal karakter, er vannet som regel hygienisk sett ikke egnet som drikkevann uten omfattende rensing.

Områder med markert eutrofieringspåvirkning er tegnet med røde tverrstreker. Disse områder kjennetegnes ved at det a) i strømvassnitt periodevis er masseutvikling av en eller flere algearter som danner begroinger over store bunnarealer. b) i mer stilleflytende partier er markert vekst av høyere vegetasjon (makrofyter).

Disse forhold medfører forandringer i de øvrige organismesamfunn, påvirker fiskens gytemuligheter samt medfører vanskeligheter ved utøvelse av fiske og annen bruk av vannforekomsten (bl.a. risiko for oversvømmelse).

(De ovenfor nevnte klasser er nærmest å henregne til den oligosaprobe sonen i Fjerdingstads system, men med en markert betoning av eutrofi-effekten).

Klasse II-III er en overgangssone. Forholdene er som ovenfor, men innslaget av heterotrof begroing er mer markert. Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingstads σ -mesosaprobe sone).

Klasse III. Områder der en markert forurensningspåvirkning (saprobi-ering) forekommer. Her er det et rikt innslag av heterotrof begroing (sopp, bakterier og protozoer) som er visuelt fremherskende. Oksygeninnholdet i bunnlagene kan til visse tider være sterkt redusert. Oksygeninnholdet i vannmassene er vanligvis >5 mg/l. Fauna- og florasammensetningen er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprophiler og saproxener), individtallet av hver art er som oftest stort. Oksydasjonen og mineraliseringen av nedbrytbart materiale er ikke fullstendig, og det er rikelig med aminosyrer. Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men gytemulighetene er sterkt begrenset. Der forurensningskilden eller kildene er av fekal art, er det rikelig med tarmbakterier, og vannet er fra et hygienisk synspunkt utilfredsstillende og ikke brukbart til drikkevann, og i visse tilfeller er det heller ikke egnet til badevann eller til vanning av grønnsaker og frukt. (Klassen er nærmest å henføre til den a- og b-mesosaprobe sonen i Fjerdingstads system).

Klasse III-IV er en overganssone. Forholdene er som nevnt ovenfor, men den organiske belastning har medført oksygenbrist og hydrogensulfidutvikling i bunnlagene. En meget markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmassene (3-5 mg O₂/l). Det er ikke gytemuligheter for laksefisk. Der forurensningskildene er av fekal art, er vannet hygienisk sett utilfredsstillende som for klasse III. (Den Y-polysaprobe sonen i Fjerdingstads system er den som nærmest stemmer overens med denne klasse.)

Klasse IV: er en sterkt forurenset (saprobiert) sone med masseutvikling av heterotrofe organismer som bakterier, sopp (Saccharomyceter) og protozoer. Forråtnelsesprosesser dominerer. Som regel er det oksygenfrie tilstander i bunnslammet hvor hydrogensulfid og jernsulfid er fremherskende. Også oksygeninnholdet i de frie vannmasser er sterkt redusert, ofte <3 mg/l, og i visse perioder, spesielt i mer stilleflytende partier, kan det være anaerobe forhold, dvs. total oksygenbrist.

Faunaen og floraen består av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptrer i stort individtall. En visuelt markert begroing av den heterotrofe bakterien *Sphaerotilus natans* eller soppen *Leptomitius lacteus*, samt i visse tilfeller soppen *Fusarium aqueductum* er som regel vanlig. Laksefisk kan det bare være i disse områder når vannføringen er høy eller når påvirkningen av en eller annen grunn er mindre (lav temperatur, sesongbetonet utslipp, osv.). Fiskedød forekommer som regel fra tid til annen. Hygienisk sett er vannkvaliteten høyst utilfredsstillende.

Områder innenfor klasse IV, der høyere organismeliv er mer eller mindre helt utslått samt der fisk ikke kan overleve, er markert med svarte tverrstreker. Det kan her dreie seg om kraftig organisk belastning med total oksygenmangel eller utslipp av organiske stoffer med direkte toksisk virkning (H_2S , NH_3 , osv.).

(Denne klasse tilsvarer nærmest den a- og b-polysaprobe sonen i Fjerdingstads saprobiesystem.)

Når det gjelder utslipp (først og fremst fra industri) av uorganisk art, som regel i form av salter, er det betydelig vanskeligere å stille opp noe system, idet utslippets kvalitet i høy grad varierer fra industriaktivitet til industriaktivitet. Det er derfor ikke gjort noe forsøk på mer inngående inndeling i denne sammenheng, men to typer av påvirkning kan henføres til følgende hovedkategorier:

Kategori I: sone hvor det høyere organismelivet er helt borte på grunn av utslipp av akutt toksisk art (lav pH, cyanid, visse metallsalter osv.). Denne kategori kan jevnføres med klasse IV ovenfor.

Kategori II: sone hvor berørte utslipp ikke medfører noen større forandring for de herskende tilstander, men der en markert akkumulasjon av f.eks. tungmetaller eller andre miljøgifter kan ventes å skje og som på lengre sikt kan medføre alvorlige konsekvenser.

B. Klasseinndeling for innsjøer:

Den klassiske inndelingen for innsjøer har lenge basert seg på innsjøens produksjonsforhold, dvs. næringstilførsel i forhold til innsjøens morfometri (Naumann 1919, Thienemann 1921).

Da nettopp produksjonsforandringen, i første rekke masseutvikling av primærprodusenter som planktonalger, og høyere vegetasjon forårsaket av økt tilførsel av næringssalter til våre vassdrag, dvs. eutrofieringsproblematikken, i dag må anses som et av de alvorligste problemer for mange av våre innsjøforekomster, har vi valgt eutrofieringssituasjonen som grunnlag for denne klasseinndelingen.

Klasse I: Innsjøer som har en biologisk situasjon i samsvar med innsjøens morfometri og naturlige påvirkning (bl.a. næringssalttilførsel). Upåvirket forhold.

Klasse I-II: Innsjøer der en viss økning av algeproduksjonen og/eller utvikling av høyere vegetasjon kan merkes som resultat av økt nærings-saltbelastning. I direkte tilknytning til utslippsstedene av fekal natur er vannet i hygienisk sammenheng som regel utilfredsstillende. Ubetydelig til moderat påvirkning.

Klasse II: Innsjøer med markert økning av algeproduksjonen som resultat av økt nærings-saltbelastning. Algefloraen (planteplankton) er forskjøvet mot økt forekomst av kiselalger og innslag av blågrønnalger. Det er videre nedsatt siktedyp, markert begroing langs strendene og begyn-nende eutrofiering. I områder som er berørt av større utslipp av fekal natur (her først og fremst regulert boligkloakk) er vannet hygienisk sett utilfredsstillende. På grunn av høyt bakterieinnhold egner vannet seg ikke til drikkevann uten omfattende rensing, og bading er heller ikke tilrådelig i visse tilfeller.

Klasse II-III: Som ovenfor, men med en mer markert artsforskyvning mot mer eutrofiindikerende planteplanktonarter.

Klasse III: Innsjøer med betydelig næringssaltbelastning og dermed stor algeproduksjon som domineres av kiselalger og blågrønnalger (i grunne innsjøer markert utvikling av høyere vegetasjon). Av og til er det algeblomst og betydelig begroing langs strendene i sommerhalvåret. Dette har bl.a. ført til sterkt redusert siktedyp, markerte pH-svingninger i overflatelagene og økt belastning av organisk stoff i bunnelagene. I grunnere innsjøer med liten gjennomstrømning er oksygeninnholdet som regel betydelig redusert i de dypere områdene og i visse tilfeller er det fullstendig oksygenmangel. Det foreligger artsforskyvning mot større forekomster av mindre verdifulle fiskearter (karpefisker). Utøvelsen av fiske er vanskeliggjort bl.a. på grunn av igjengroing av fiskeredskap m.m. Markert eutrofiering.

Hygienisk sett er forholdene som for klasse II. De øverste vannmassene (i grunnere innsjøer hele vannmassen) er som regel lite egnet som drikkevann på grunn av algesmak, igjentetting av filter o.l.

Klasse III-IV: Forholdene i slike soner er som ovenfor, men med markert innslag av blågrønnalger, spesielt på sensommeren.

Klasse IV: omfatter innsjøer med betydelig næringssalttilførsel og dermed betydelig algeproduksjon (i grunnere innsjøer markert utviklet høyere algevegetasjon). Algefloraen domineres av blågrønnalger, og algeblomst er vanlig i sommerhalvåret. Til visse tider kraftig redusert siktedyp og stor pH-variasjon i overflatelagene samt stor belastning av organisk stoff i bunnområdene og dermed sterkt oksygenforbruk som fører til redusert oksygeninnhold eller helt anaerobe (oksygenfrie) forhold i de dypere vannmasser. Det siste gjelder spesielt i innsjøer med liten gjennomstrømning. Det er kraftig artsforskyvning mot mindre verdifulle fiskearter hvis fisk i det hele tatt forekommer. I alle fall er fiskeproduksjonen og fangstutbyttet sterkt redusert. I grunnere innsjøer med liten tilrenning er det ofte fiskedød i vinterhalvåret. I drikkevannssammenheng og hygienisk sett er forholdene som for kl. III bare enda mer markert. Bade- og rekreasjonsinteressene er høyst utilfredsstillende. Klassen kan karakteriseres som sterkt eutrofiert.

6.4.5. Resultater

På grunnlag av nevnte klasseinndeling og foreliggende observasjonsmateriale er fig. 15 utarbeidet.

I de øvre deler av Otta-vassdraget er det så godt som upåvirkete tilstander. Området er fra naturens side næringsfattig, og i både innsjøer og vassdrag er produksjonen lav.

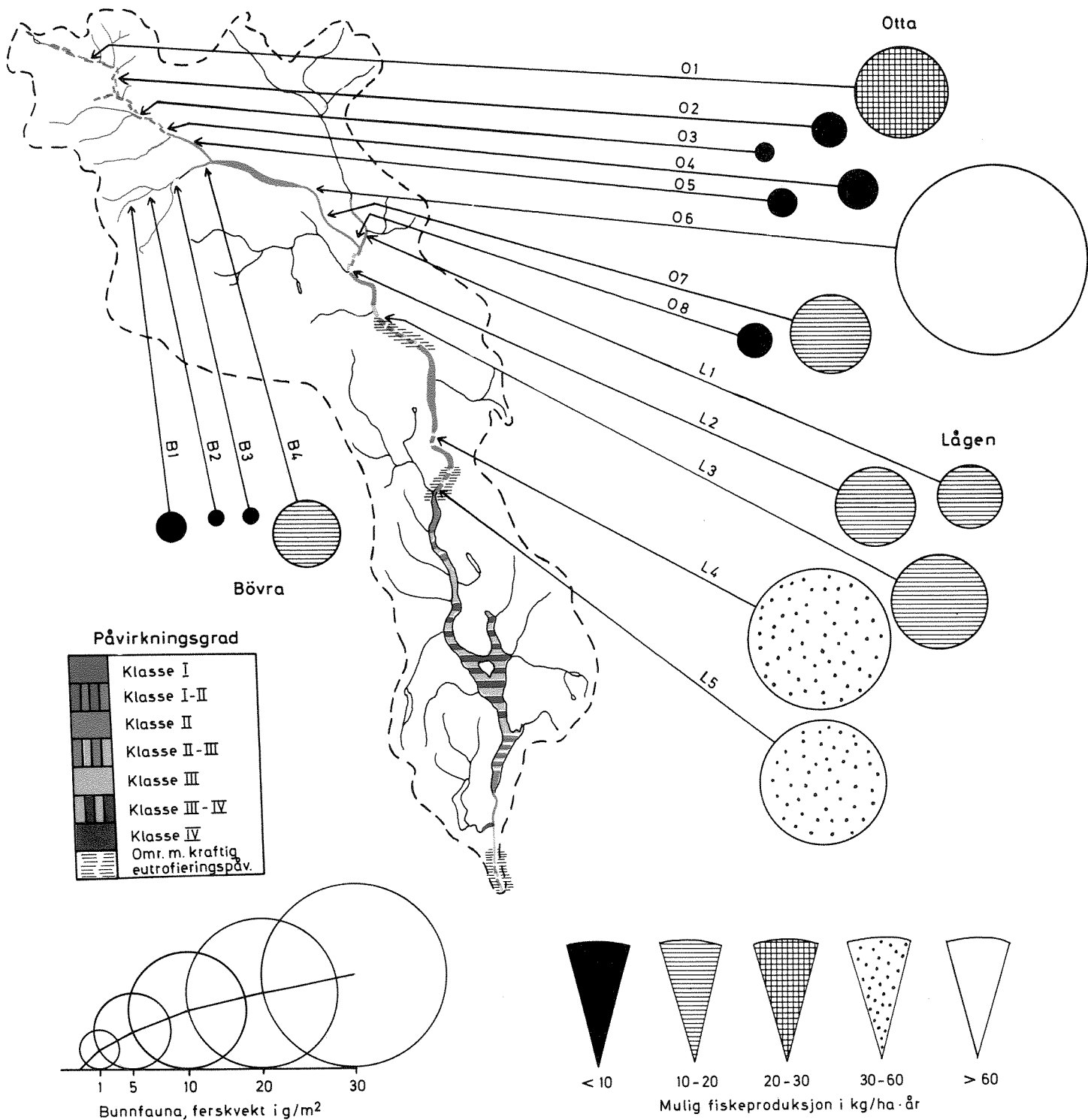
I innsjøene er det liten planktonforekomst og ubetydelig påvekst langs strendene. Blant dyreplanktonartene er hoppekrepsen *Cyclops scutifer* og *Diptomus laticeps* vanlige og i visse tilfeller også vannloppen *Holopedium gibberum*. De to førstnevnte dominerer som regel helt dyreplanktonsamfunnet. Flere av innsjøene er av og til kraftig påvirket av breslam (spesielt Raudalsvatn og Lundadalsvatn).

I elvene er det som regel en sparsom visuell vegetasjon. Denne vegetasjon utgjøres først og fremst av moser og grønnalger. Vanlig forekommende alger er trådformede grønnalger som *Zygnema*, *Mougeotia* og i enkelte tilfeller også *Microspora*. Dertil kommer en varierende kiselalgeflora med bl.a. slekter av *Tabellaria* samt lokalt rikelig forekomst av blågrønnalger tilhørende slekten *Chamaesiphon*.

Dyresamfunnene er både kvantitativt og kvalitativt sett å betrakte som sparsomme. Vanlig forekommende dyregrupper er knottlarver (*Prosimulium*), fjærmygglarver (*Orthocladinae*, spes. slekten *Diamesa*), døgnfluelarver (*Baëtidae*, *Heptagenidae*), steinfluelarver (*Isoperla* sp., *Leuctra* spp., *Nemoura* spp. og *Diura* sp.), fåbørstemark og vårfluelarver (spes. slekten *Rhyacophila*).

"Utløpseffekten": Ved innsjøers utløp er både fauna (spesielt hva de filtrerende arter angår) og flora noe rikere på grunn av økt stoffomsättning. Dette er betinget av økt tilførsel av organisk materiale (spesielt i form av plante- og dyreplankton) som er blitt produsert i ovenforliggende innsjø (autokton tilførsel) (Brehm and Ruttner 1926, Müller 1954).

Fig.15 Situasjonsbilde av Otta, nedre Lågen og Vorma
Påvirkningsgrad og produksjonsforhold, oktober 1972



En spesielt markert økning av organismesamfunnene foreligger nedstrøms de regulerte innsjøene Breidalsvatn og Raudalsvatn (Framrusta). Dette kan antakelig settes i direkte sammenheng med en økt næringssalttilførsel og derved en økt algeproduksjon i forbindelse med reguleringen av disse innsjøer. Denne effekt er antakelig avtakende da utvaskingen av næringssalter fra oppdemte strender som regel er mer markert i de første år umiddelbart etter reguleringsinngrepet enn senere. (Svårdson och Nilsson 1964). Effekter i forbindelse med endret vannregime har man ennå.

Selve Otta samt flere av tilløpselvene (spesielt Framrusta og Skjøli) er til sine tider markert påvirket av brevann og breslam. Dette bidrar til at produksjonen synker (lavere temperatur, endret lysforhold, overslamming og fosforbinding) og det er gjennomgående symptomatisk at den mest sparsomme forekomst av flora og fauna finnes innenfor de mest breslampåvirkede områder.

I Bøvra bærer organismesamfunnene sterkt preg av den brevann- og breslampåvirkningen som til sine tider gjør seg gjeldende her. Algene er under flomperioden så godt som fullstendig borte, og den ytterst sparsomme vegetasjon består først og fremst av moser. Dyresamfunnene er sterkt dominert av en tildels rikelig forekomst av fjærmygglarver av slekten *Diamesa*. Disse, som for en stor del lever av organisk materiale som tilføres fra breene (allokton materiale), er spesielt karakteristiske for breslampførende vassdrag (Sæther 1968, Steffan 1971). Forøvrig er det en sparsom forekomst av knottlarver (*Prosimulium*), steinfluelarver (*Leuctra* og *Nemoura*) og døgnfluelarver (*Baëtidae*). Området har lavt produksjonsnivå.

I Bøvras nederste løp påvirkes organismesamfunnet i en viss grad av den menneskelige aktivitet (boligkloakk og belastning i forbindelse med jordbruksaktivitet). Næringsgrunlaget er rikere og produksjonsnivået er derved høyere. Faunasammensetningen er noe forandret, og forekomsten av døgnfluelarver (*Baëtidae* og *Ephemerelellidae*) og vårfluelarver (først og fremst *Rhyacophilidae*) er mer markert. Videre forekommer det en hel del kiselalger.

Det er imidlertid ingen markert primær forurensningssituasjon (saprobiering), men det kan bemerkes at det lokalt i direkte sammenheng med utslippspunktene av og til kan forekomme en del visuell heterotrof begroing, spesielt av bakterien *Sphaerotilus natans*.

Brevannspåvirkningen demper antakelig den biologiske respons som er mulig på grunn av den belastning som vassdraget er utsatt for. Dette gjelder eksempelvis utviklingen av grønnalger.

Otta, på strekningen fra Bismo til utløpet i Lågen, bærer preg av den påvirkning som utslipp av boligkloakk og jordbruksavrenning (spesielt silopressaft) forårsaker. På grunn av økt tilførsel av organisk materiale og næringssalter har næringsgrunnet og produksjonsnivået økt vesentlig. Denne påvirkning tiltar jo lenger ned i vassdraget man kommer. Det er til dels rikt utviklet vegetasjon av moser og alger, spesielt i forbindelse med utslippsstedene samt ved utløpet fra Vågåvatn. Vanlig forekommende alger er tråddannende grønnalger som *Zygnema*, *Spirogyra*, *Oedogonium* og lokalt også et rikt innslag av *Ulothrix zonata* (spesielt i forbindelse med utslippssteder), samt kiselalger som *Tabellaria*, *Synedra*, *Ceratoneis*, *Achnantes*, og spesielt i nedre delen av vassdraget rikelig forekomst av *Didymosphenia geminata*.

Faunaen er både kvantitativt og kvalitativt rikere, og spesielt markert er forekomsten av døgnfluelarver av slekten *Baëtidae*. Effekt fra innsjøutløp er spesielt markert nedstrøms Vågåvatn, der produksjonskapasiteten like nedenfor utløpet relativt sett kan betraktes som høy. Dette er forårsaket bl.a. av det rike innslaget av filterere, som f.eks. vårfluelarver av slekten *Hydropsyche* som her forekommer rikelig.

Brevannpåvirkningen, som er spesielt markert nedenfor tilløpet Bøvra, demper antakelig i høy grad effekten av forurensningsbelastningen såvel i Vågåvatn som på elvestrekningen nedenfor, og det foreligger ingen markert primær forurensningssituasjon, dvs. saprobiering, bortsett fra en del visuell heterotrof begroing i direkte sammenheng med utslippspunkter. Dessuten er det en viss drift av plastartikler og annet søppel.

Situasjonen i selve Vågåvatn er betinget av den spesielle påvirkning isbreene forårsaker i sommerhalvåret (gjennomstrømming, lav temperatur og stor slamtransport). Planteplanktonproduksjonen er lav, spesielt i den tidsperiode brevannspåvirkningen er mest markert. Dyreplanktonet er fattig både når det gjelder kvalitet og kvantitet, og produksjonen er lav. Spesielt markert er den sparsomme forekomst av vannlopper (*Cladocera*). Bunnfaunaen bærer også preg av det spesielle miljø som er nevnt ovenfor. Et karakteristisk trekk er dominansen av fåbørstemark (*Oligochaeta*). Bortsett fra fjærmygglarver (*Chironomidae*), fåbørstemarkene (*Oligochaeta*), og ertemuslingene (*Pisidium*), er organismegruppene fattige på arter og individer. Fra et fiskeribiologisk synspunkt må bunnfaunaproduksjonen betraktes som lav.

Generelt sett er Vågåvatn en oligotrof innsjø. En relativt høy planteproduksjon i tidspunkter under vekstperioden når brevannspåvirkningen er lav, indikerer imidlertid at innsjøen er belastet med plantenærings-salter.

I Lågen fra samløp med Otta til utløp i Mjøsa bærer organismesamfunnet preg av påvirkning av den aktivitet som skjer langs vassdraget. På visse strekninger er dette spesielt påtakelig (nedstrøms Otta og Vinstra samt på elvestrekningen mellom Losna og Mjøsa). Brevannspåvirkningen om sommeren er markert langs hele strekningen og demper effekten av forurensningsbelastninger. Den påvirkning som først og fremst gjør seg gjeldende, er en eutrofieringseffekt (økt primærproduksjon) på grunn av økt tilførsel av næringssalter. Dette medfører økt mose- og algevekst som ved siden av at det også skjer en økt organisk belastning, bidrar til et høyere produksjonsnivå.

Nedstrøms Otta er denne eutrofieringspåvirkning spesielt markert, og her er det til sine tider rik vekst av trådformede grønnalger (*Ulothrix zonata*, *Spirogyra* og *Zygnema*), kiselalger (*Tabellaria*, *Synedra ulna* samt *Didymosphenia geminata*), i en viss utstrekning blågrønnalger (*Phormidium* og *Oscillatoria*) samt innslag av heterotrof begroing (spesielt bakterien *Sphaerotilus natans*). Faunaen består av vanlig forekommende arter med rikelig forekomst av bl.a. døgnfluelarver (spesielt

Baëtidae) som er en indikasjon på rikt næringsgrunnlag, og med et markert innslag av slekten *Diamesa* blant fjærmygglarvene. Dette indikerer en betydelig breslampåvirkning.

Området nedover mot Vinstra bærer ikke det samme preg av påvirkning, men alge- og mosevekst er lokalt betydelig, f.eks. ved Sjoa. Vanlige alger av *Oedogonium*, *Ceratoneis*, *Stigonema*, *Didymosphenia* og *Tabellaria*. Visuell primær forurensningspåvirkning, dvs. saprobiering, forekommer bare lokalt i tilknytning til utslippslokaliteter.

Ved Vinstra er elven lokalt betydelig påvirket, og en visuell forurensningspåvirkning foreligger med rik utvikling av moser og spesielt trådformede grønnalger som *Ulothrix zonata*, *Spirogyra* (bred form) og *Zygnema* i kombinasjon med betydelig innslag av heterotrof påvekst, først og fremst av bakterien *Sphaerotilus natans* (var. *Cladotrix dichotoma*). Selve utslippsstedene er klart markert ved rikelig forekomst av dopapirpartikler og fekalier og annen organisk partikkelbelastning. Det er en klar belastningsforskjell i elven nedstrøms Vinstra jevnført med strekningen ovenfor.

På strekningen nedstrøms Harpefoss er det et liknende organismsamfunn som ovenfor, men utviklingen av alger som *Ulothrix zonata* og *Didymosphenia geminata* er spesielt markert, og disse dekker til sine tider store deler av bunnen. Innslaget av heterotrof påvekst (visuell saprobiering) er mindre fremtredende. Forholdet medfører av og til praktiske problemer i forbindelse med fiske på grunn av stor algedrift i vannmassene. Det er mulig at reguleringen i forbindelse med Vinstra og Harpefossen kraftanlegg også kan ha hatt innvirkning (forsterker algeveksten).

Ved Ringebu er påvirkningen igjen mindre, men det er en relativt rik mose- og algeflora (lokalt til sine tider masseutvikling av kiselalgen *Didymosphenia geminata* og trådformede grønnalger, spesielt *Ulothrix zonata*).

I direkte tilknytning til utslippsstedene forekommer til sine tider visuell heterotrof begroing samt rik forekomst av dopapirpartikler og annet organisk partikulært stoff.

Det er ikke tatt noen prøver fra Losna, antakelig begrenses også her, i likhet med i Vågåvatn, algeveksten i selve vannmassene av strøm- og breslampåvirkningen. I forbindelse med undersøkelsene av det planlagte reguleringsinngrep i Jotunheimen, pågår her innsamling av prøvemateriale, og resultatene fra denne undersøkelse kommer til å bli fremlagt senere.

På elvestrekningen nedstrøms Losna til utløpet i Mjøsa er det, spesielt i fossepartiene, en rikt utviklet alge- og moseforekomst samt lokalt innslag av visuell heterotrof begroing (saprobiering). Dette er spesielt påtakelig ved Tretten (delvis innsjø-utløpseffekt) og i elvens nederste del. Floraen er artsrikere, og kiselalger som *Synedra*, *Didymosphenia*, *Navicula* og *Diatoma* samt blågrønnalger som *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Stigonema* og *Dichothrix* er mer fremtredende på dette parti, jevnført med ovenforliggende partier. Også faunaen er her både kvalitativt og kvantitativt rikere. Spesielt fremtredende er økt forekomst av vårfluelarver av slekten *Polycentropidae*, *Limmophilidae*, *Leptoceridae* og *Hydropsychidae* samt snegler (spesielt *Lymnaea peregra*) og innslag av vanngråsuggen *Asellus aquaticus*.

Lokalt ved Tretten samt på strekningen nedstrøms Hunderfossen til Mjøsa er det til sine tider en markert vekst av *Didymosphenia geminata*.

Sensommeren og høsten 1972 var dette spesielt markert (lav vannføring) og medførte betydelige vanskeligheter ved utøvelse av fiske. Det er også en del visuelt innslag av heterotrof begroing. Man kan heller ikke se bort fra at utbyggingen og driften av Hunderfossen kraftanlegg har en viss betydning. Denne strekning av Lågen er et viktig gyteområde for et flertall av Mjøsas viktigste fiskeslag.

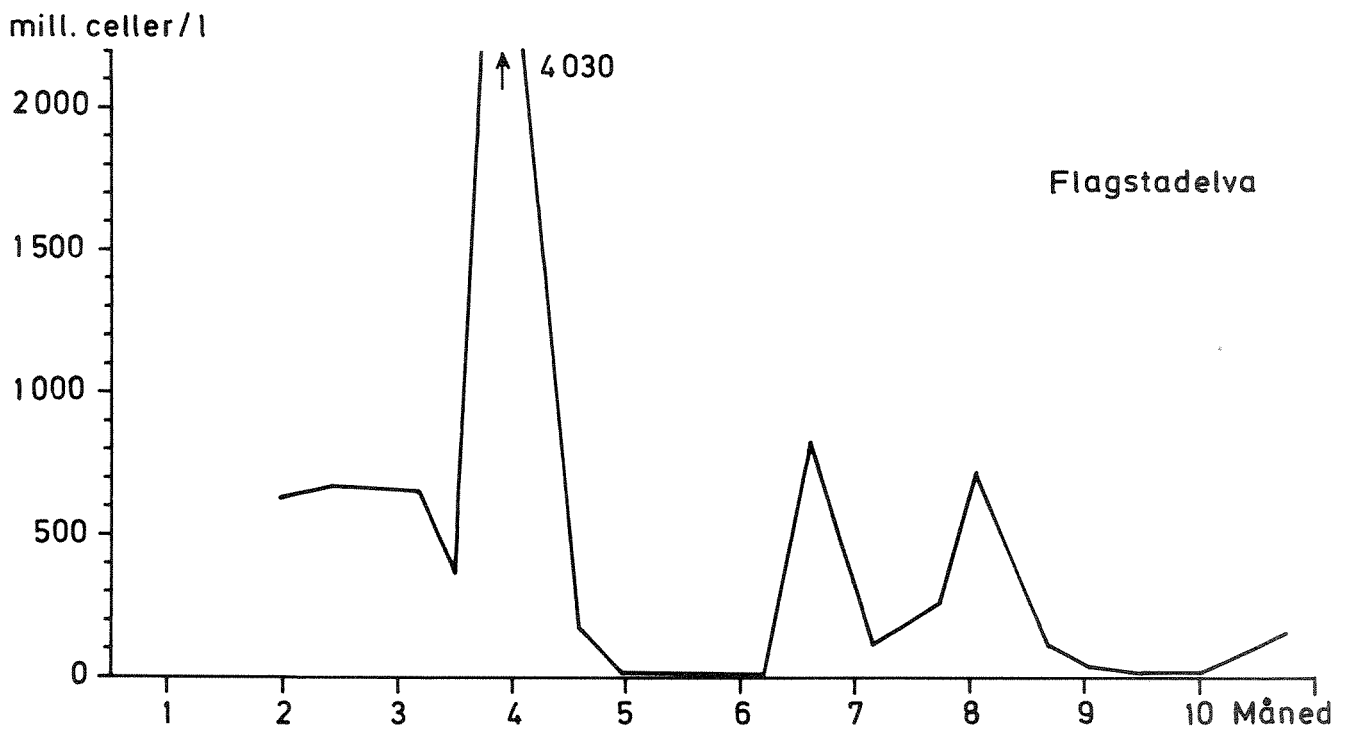
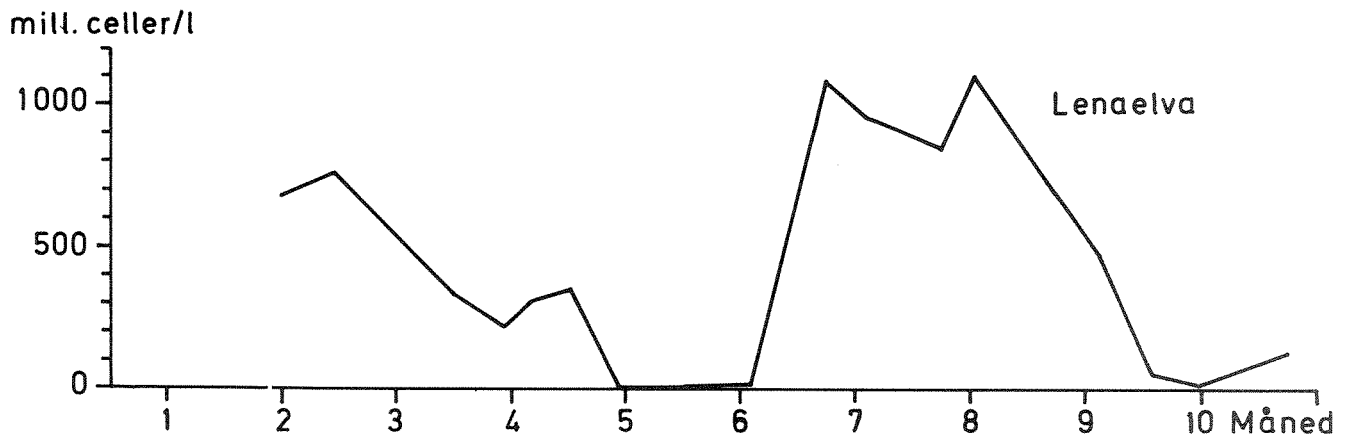
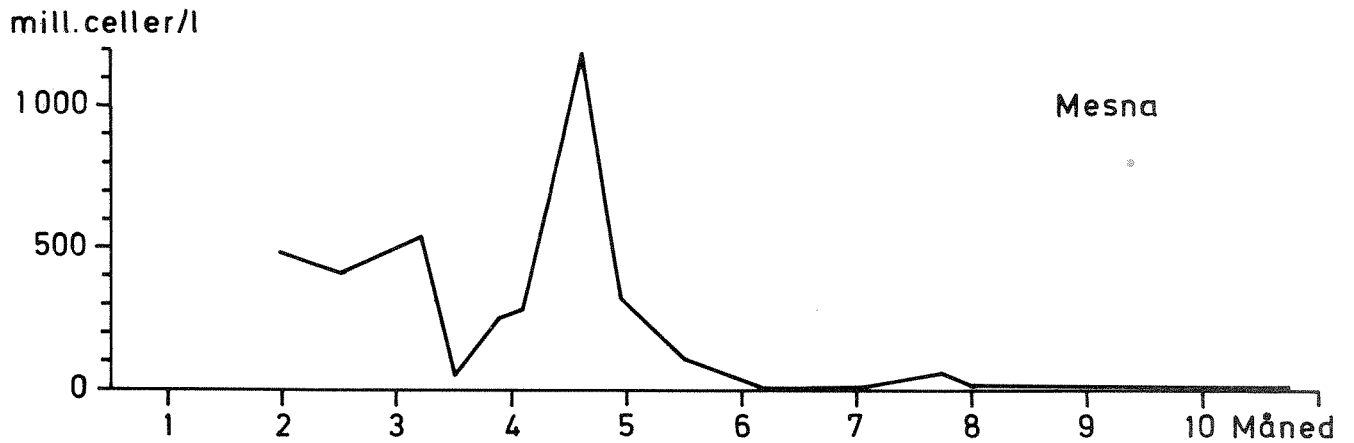
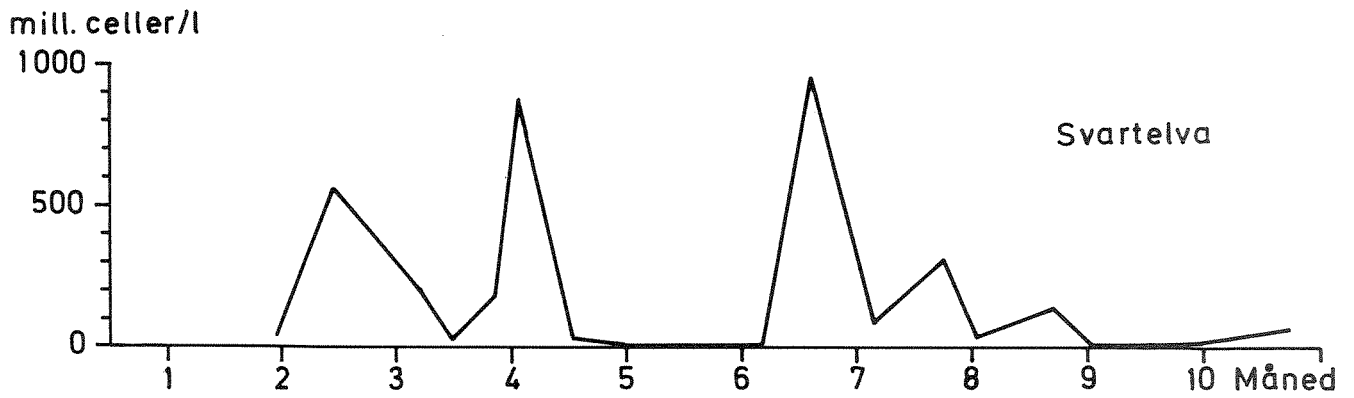
7. ELVENES VEKSTPOTENSIAL

I 1973 ble det tatt prøver for algetester fra 13 av tilløpselvene til Mjøsa og av utløpet ved Minnesund hver 14. dag. Algetesten er gjort på filtrert vann.

Prinsippet for algetest er at den mengde alger som kan produseres i en vannprøve, blir bestemt. Dette gjøres ved at en liten mengde encellede testalger (*Selenastrum capricornutum*) settes til den filtrerte vannprøven i en glasskolbe som plasseres i et klimarom under kontinuerlig belysning. Algene vokser da til næringsstoffene er brukt opp, og den produserte algemengde er derfor et mål på vannets vekstpotensial. Ved å følge variasjonene i vekstpotensialet i elvene gjennom et helt år er det mulig å bedømme de forskjellige elvers bidrag til eutrofieringen av Mjøsa, og ved hvilke tider de største næringstransporter skjer. Vekstpotensialet påvirkes også av eventuelle giftstoffer som virker hemmende på algeveksten. I vannprøvene fra Hunnselva kunne alger ikke vokse til tross for at innholdet av fosfor og nitrogen var høyt. Dette viser at vannets sammensetning hemmer veksten. En forklaring til dette kan være det forholdsvis høye innholdet av tungmetallene kobber og sink som er meget giftige for alger.

Variasjonene i vekstpotensial i de øvrige 13 undersøkte elvene følger et bestemt mønster, men forskjellen mellom elvene er stor. Vekstpotensialet i fire av de mest næringsrike elvene er vist i fig. 16. I midten av februar er vekstpotensialet forholdsvis høyt i alle elvene. Dette faller sammen med topp i vannføringen ved dette tidspunkt i flere av elvene og er derfor sannsynligvis et resultat av en kort snesmeltingsperiode. I begynnelsen av vårmeltingen (mars-april) er vekstpotensialet høyt, men minker igjen i midten av april. Neste topp i vekstpotensialet inntreffer i slutten av sommeren og kan høre sammen med økt forurensnings-tilførsel fra siloer. I september-oktober er vekstpotensialet lavere igjen, sannsynligvis på grunn av de store nedbørmengdene i løpet av høsten.

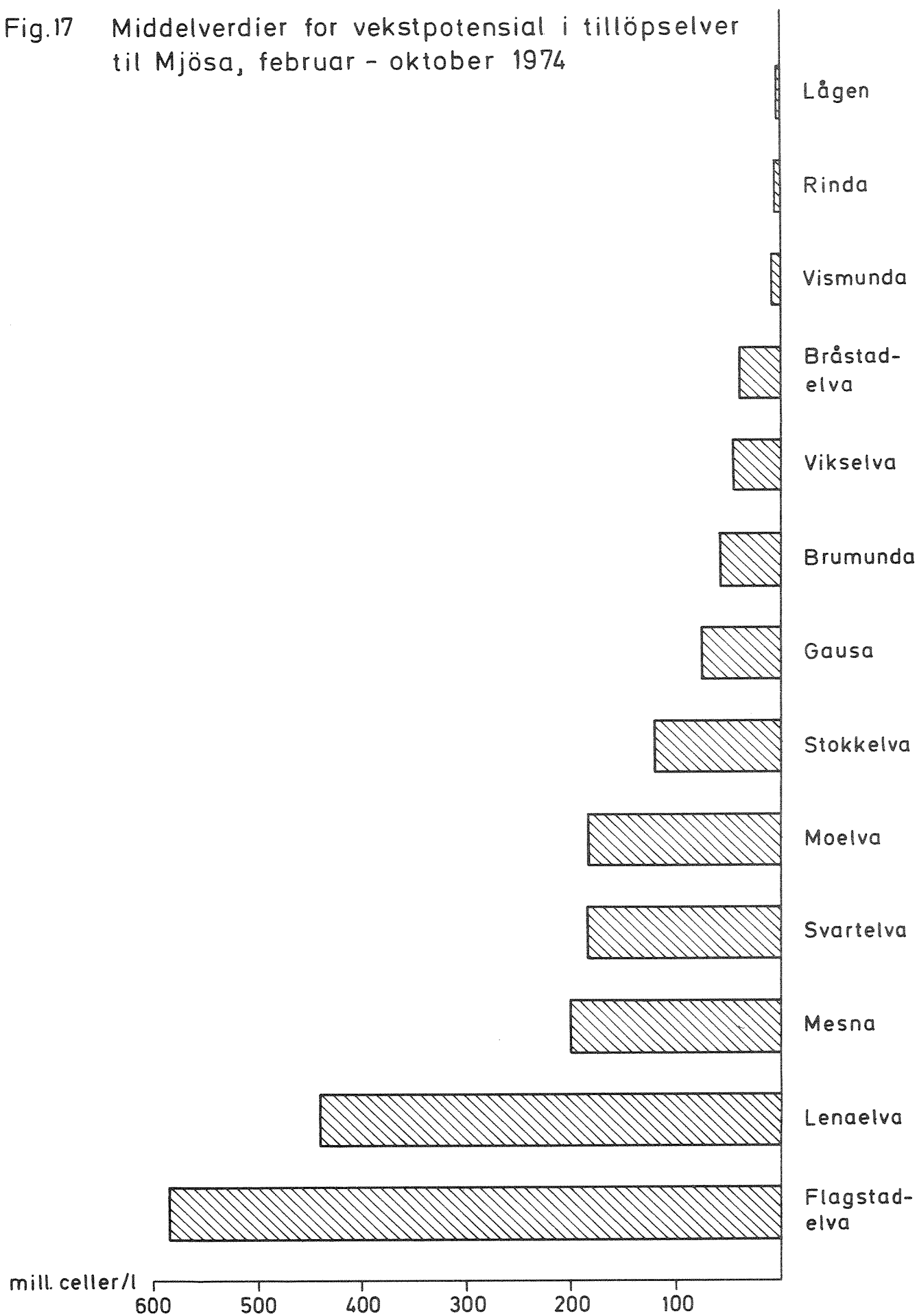
Fig.16 Vekstpotensial i tilløpselver, februar - oktober 1974



Ved å beregne middelveier for vekstpotensial for hele perioden februar-oktober kan man få et begrep om forskjellen i næringsforholdet mellom elvene. Middelveierne for vekstpotensialet i 1974 er vist i fig. 17.

Høyeste verdi har Flagstadelva og Lenaelva (over 400 mill. celler/l). Av disse har Flagstadelva høyeste vekstpotensial om våren og Lenaelva høyest om høsten. 4 elver: Mesna, Svartelva, Moelva og Stokkelva, har vekstpotensial mellom 100 og 200 mill. celler/l. Neste gruppe av elver har vekstpotensial 35 - 75 mill. celler/l. Til denne gruppen hører Gausa, Brumunda, Vikselva og Bråstadelva. Lavest vekstpotensial (mindre enn 10 mill. celler/l) hadde Vikselva, Rinda og Lågen.

Fig.17 Middelverdier for vekstpotensial i tilløpselver til Mjösa, februar - oktober 1974



8. VORMA

8.1 Forhold i nedbørfeltet

Vormas nedbørfelt mellom Minnesund og Vormsund omfatter deler av Eidsvoll, Ullensaker og Nes kommune. Hele arealet er på 363 km² som er fordelt med 209 km² på vestsiden av Vorma og 154 km² på østsiden. Julsrudåa, Andelva (nedenfor Hurdalssjøen), Holtelva og Jøndalsåa er de største tilløpselvene til Vorma og utgjør 67% av hele nedbørfeltet. Det øvrige areal, som alt vesentlig ligger langs Vorma mellom Eidsvoll og Vormsund, har fått betegnelsen nærområder (Se tabell 8 og fig. 18).

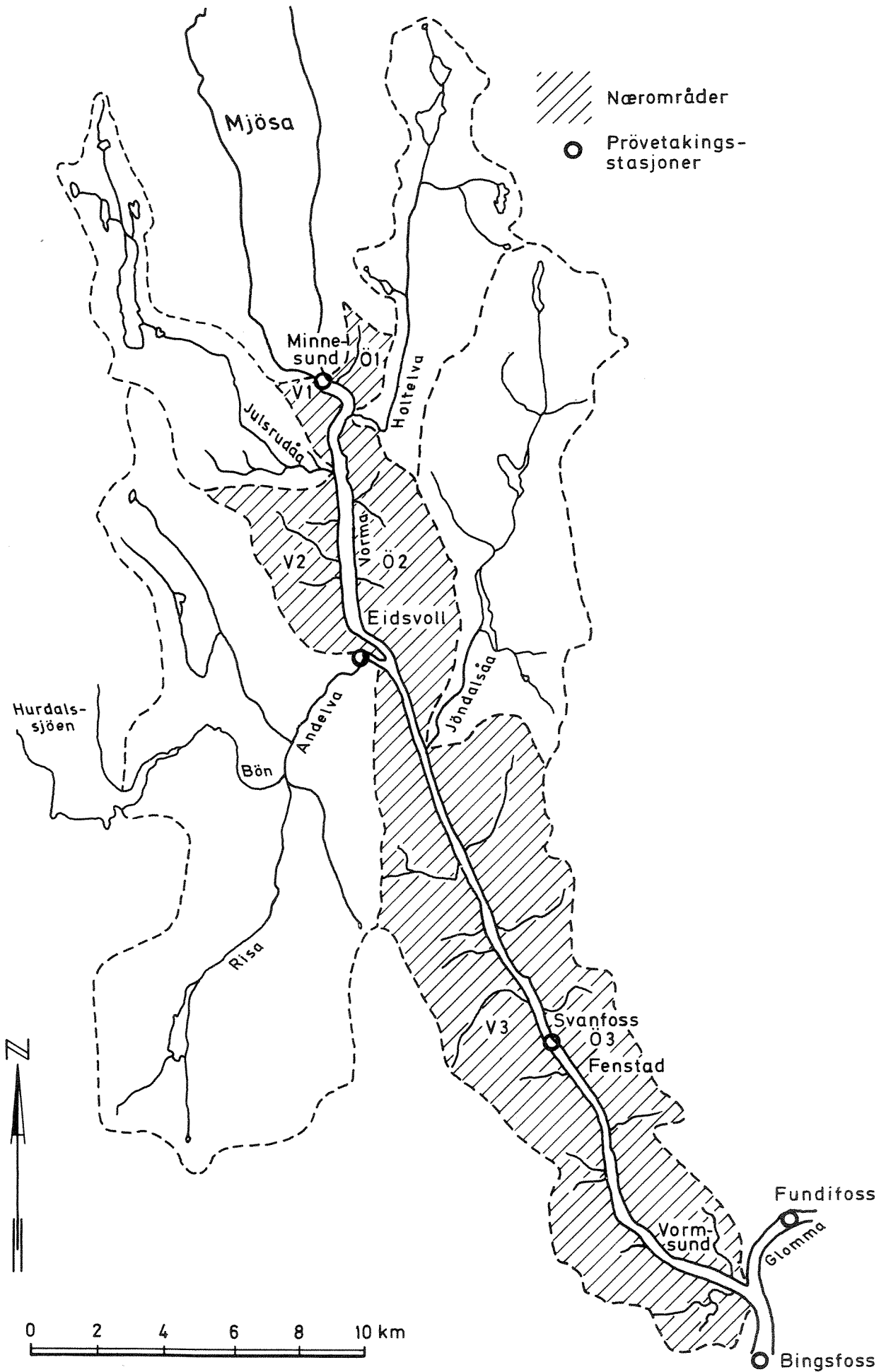
Tabell 8. Oversikt over Vormas største tilløpselver og nærområder.

Kode nr.	Tilløpselver	Nedbørfelt km ²	Kode nr.	Nærområder	Nedbørfelt km ²
Jul	Julsrudåa	31,0	V 1	Mellom Minnesund og Julsrudåa	3,1
And	Andelva	117,2	V 2	" Julsrudåa-Andelva	11,2
Jøn	Jøndalsåa	56,3	V 3	" Andelva-Vormsund	46,0
Hol	Holtelva	39,5	Ø 1	" Minnesund-Holtelva	2,7
Sum		244,-	Ø 2	" Holtelva-Jøndalsåa	16,0
			Ø 3	" Jøndalsåa-Vormsund	40,0
				Sum	119,0

8.1.1 Fjellgrunn og jordsmonn

Størstedelen av nedbørfeltet ligger i det syd-øst norske grunnfjellområdet som består av gneis/granittiske bergarter. I de nord-vestre deler av Julsrudåa og Andelvas nedbørfelt finner en noen mindre partier med kalkstein/skifer og syenittbergarter.

Fig.18 Oversikt over Vormas nærrområder, største tilløps-
elver og prøvetakingsstasjoner



Løsavsetningene domineres av grus, sand og leire. Disse har sin største mektighet i de lavere partier langs Vorma og Andelva (mot Hurdalssjøen og Hersjøen).

Sand- og grusavsetningene ved Minnesund er begrenset til området ovenfor Julsrudåas utløp. Lenger syd, mot Eidsvoll og Bøn, er det leire i de lavere områder og finsand (silt) på de høyere partier langs E6 og R.v. 177 (på østsiden av Vorma). På begge sider av Risa ved Dal er det større mektigheter med grus og sand som går over til ren finsand sydover rundt Hersjøen. Mellom Eidsvoll og Vormsund er det leire som dominerer løsmaterialet. Bare lokalt, langs fjellssidene, forekommer mindre partier med finsand (silt).

Fjellssidene langs Vorma er dekket av bunnmorener som avtar i mektighet oppover dalsidene.

8.1.2 Arealfordeling, husdyrhold

Det samlede skogareal utgjør godt og ved 78% av hele nedbørfeltet og er konsentrert til liene og de høyere fjellpartier langs Vorma. Jordbruksarealene utgjør 17,5% og ligger alt vesentlig på leire/siltflatene langs hovedvassdragene (Vorma og Andelva). Resterende areal består av myr, vann og bebodde arealer.

Husdyrholdet domineres av melkeproduksjon som består av ca. 2000 melke-dyr og 2300 ungdyr fordelt på 130 gårdsenheter. Total nedlagt surfôrmengde ligger på ca. 9000 tonn. Avløpsforholdene fra surfôranleggene varierer med grunnforholdene og infiltrasjonsmulighetene. Der det er sand og grus (ved Minnesund, Dal og Hersjøen) går press-saften i grunnen. I leireområdene, ved Eidsvoll og sydover mot Vormsund, er siloenes avløp ledet direkte til nærmeste grøft eller bekkesystem. På bakgrunn av dette kan en si at ca. 50% av silopress-saften ledes direkte til vassdrag. Det er foreløpig få anlegg som har anskaffet oppsamlingskummer for silopress-saft. Det er et felles halmlutingsanlegg ved Andelvas utløp, men det har ikke vært i drift de siste år. Innen nærområdet Vormsund vest (V 3) er det 3 mindre gårdsanlegg.

Tabell 9. Oversikt over arealfordeling og husdyrhold i Vormas nærrområder og større tilløpselver.

Kode nr.	Nedbørfelt	Tot. areal km ²	Arealfordeling i km ²					Husdyrhold				Nedlagt surfør i tonn
			Dyrket mark, beit	Skog	Myr	Vann	Bebyggd areal	Melke-kyr	Ungdyr	Gris	Høns	
Jul.	Julsrudåa	31,0	3,20	25,68	0,35	1,62	0,15	66	42	865	2400	100
And.	Andelva	117,25	18,00	92,45	0,65	1,40	4,75	1000	1238	920	66870	4730
Hol.	Holtelva	39,5	1,30	35,4	1,40	1,40	0	16	29	137		100
Jøn.	Jøndalsåa	56,25	2,00	51,65	1,50	1,10	0	1	19	270		0
Nærrområde												
V 1	Mellom Minnesund og Julsrudåa	3,12	0,70	2,38	0	0,04	0	0	0	0	0	0
V 2	" Julsrudåa-Andelva	11,25	4,50	6,00	0,15	0,05	0,55	150	176	325	110	700
V 3	" Andelva-Vormsund	46,0	13,7	30,92	1,00	0,03	0,35	319	291	156	0	ca. 1500
Ø 1	" Minnesund-Holtelva	2,75	0,70	2,03	0,02	0	0	1	17	25	100	0
Ø 2	" Holtelva-Jøndalsåa	16,0	7,00	7,75	0,13	0	1,12	294	326	557	0	855
Ø 3	" Jøndalsåa-Vormsund	40,-	12,50	25,43	1,90	0,02	0,15	168	163	264	1800	ca. 1000
Vormas nedbørfelt		363,12	63,6	279,69	7,10	5,66	7,07	2015	2321	3519	71280	8985

Gris-produksjonen innen nedbørfeltet ligger på ca. 3500 dyr fordelt på ca. 120 driftsenheter. Av disse er det 6 gårder som har besetning på over 100 dyr.

Det er 9 større fjørfeprodusenter, hvorav to har over 20.000 høns.

Tabell 9 viser en detaljoversikt over arealfordeling og husdyrhold i Vormas nærområder og større tilløpselver. Oversikten viser at Andelva og nærområdene mellom Eidsvoll og Vorma har de største jordbruksaktiviteter.

8.1.3 Kommunale avløp

Fig. 19 viser at de kommunale utslipp er fordelt langs hele elveavsnittet. Tettstedene Eidsvoll, Riholt og Bøn skiller seg ut med de største avløp hvor 950-1400 personer er tilknyttet. Utslippene fra tettstedene ved Minnesund, Finstad og Vormsund varierer fra 80-420 personer. Den beregnede forurensningsbelastning av tot. P, tot N. og organisk stoff fra disse avløp fremgår av fig. 19 og tabell 10. Det er ingen renseanlegg ved eksisterende avløp. Samlet døgnutslipp fra kommunale avløp er beregnet til 13,3 kg fosfor, 64 kg nitrogen og 400 kg organisk materiale. Dette tilsvarer en belastning på 5330 p.e. (personekvivalenter).

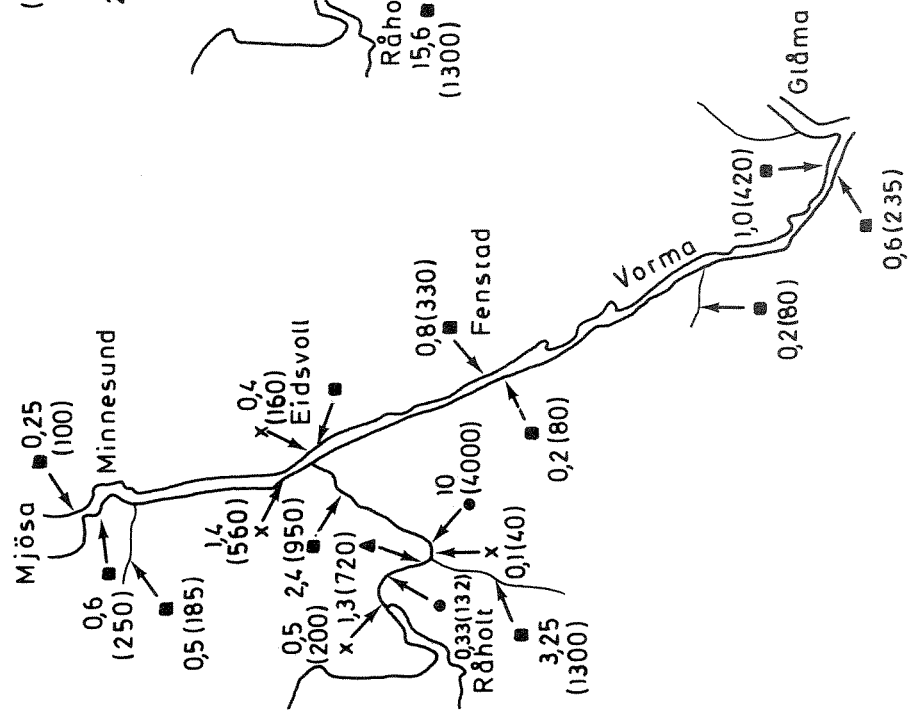
Tabell 10. Oversikt over samlet industrielt og kommunalt avløp i Vormas nedbørfelt.

Type utslipp	Antall pers.	Utslippsmengde kg pr. døgn		
		Fosfor	Nitrogen	Org.matr. BOF ₇ /døgn
Avløp fra kommunal boligkloakk	5330	13,3	64	401
" fra treforedlingsindustri		1,8	-	16000
" fra næringsmiddelindustri		2,4	-	95
" fra kjemisk/metallindustri		0,43	-	-

Fig.19 Oversikt over industrielle og kommunale avløp i Vormas nedbørfelt (teoretisk beregnet)

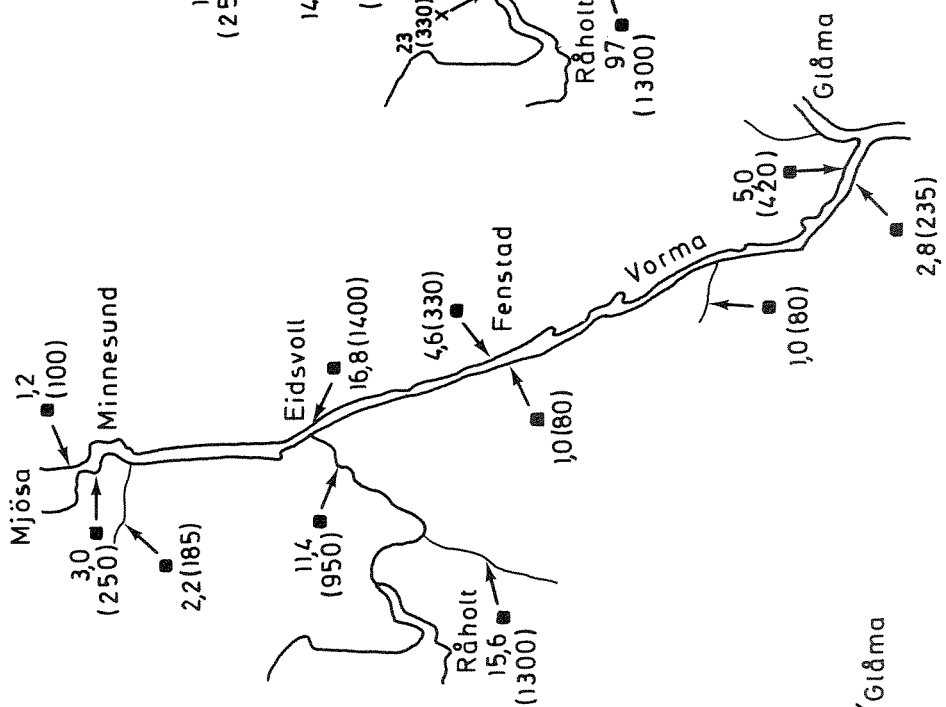
Utslipp av fosforforbindelser, regnet som kg P/døgn og i person-ekvivalenter (50)

- Kommunale utslipp
- ▲ Treforedlingsindustri
- Kjem. overfl. beh. av metaller
- x Næringsmiddelindustri



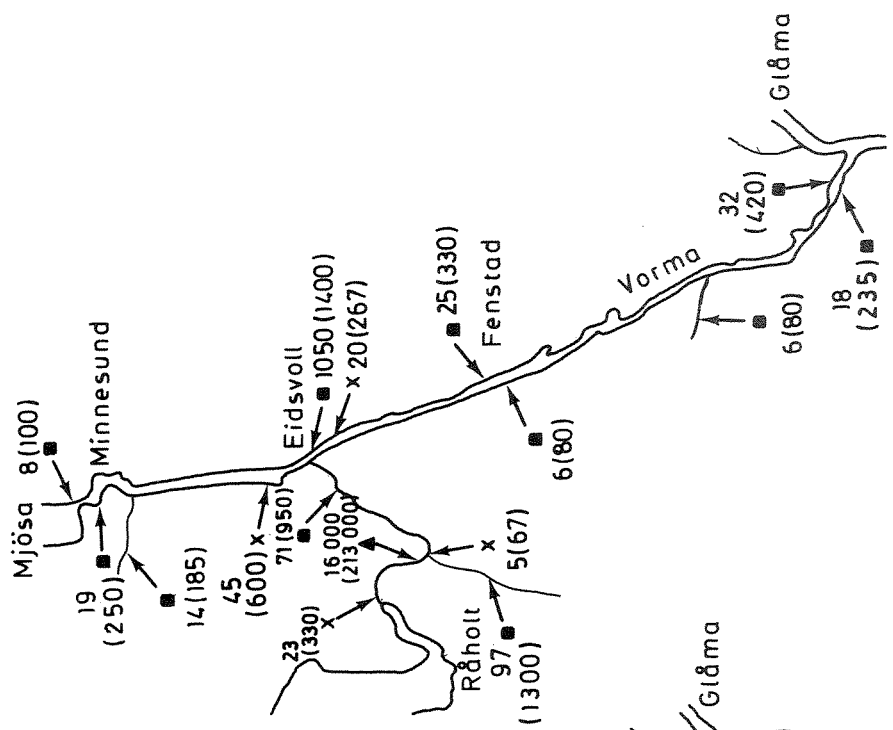
Utslipp av nitrogenforbindelser, regnet som kg N/døgn og i person-ekvivalenter (50)

- Kommunale utslipp



Utslipp av organisk stoff, angitt som kg BOF₇/døgn og i personekvivalenter (50)

- Kommunale utslipp
- ▲ Treforedlingsindustri
- x Næringsmiddelindustri



8.1.4 Industriutslipp

Det er 3 bedrifter som foretar kjemisk overflatebehandling av metaller, 4 næringsmiddel- og 1 treforedlingsbedrift innen nedbørfeltet. Alle ligger ved Eidsvoll og i Andelvas nedbørfelt. Foreløpig har en bare oversikt over utslipp av fosfor og organisk materiale. Dette er fremstilt i tabell 10 og fig. 19. De totale fosforutslipp fra bedriftene ligger på ca. 4,5 kg pr. døgn, mens utslipp av organisk materiale er meget høyt. Utslippene fra cellulosefabrikken ved Bøn, som er det største, er målt til 16.000 kg BOF_7 /døgn, dvs. 213.000 personekvivalenter. Næringsmiddelindustrien tilfører også en god del organisk materiale (ca. 2.000 p.e.).

8.2 Fysisk-kjemiske undersøkelser i Vorma-Andelva. Glåmasystemet

På kartskissen (fig. 18) er angitt stasjoner for innsamling av fysisk-kjemiske prøver i Vorma-Andelva-Glåma-systemet:

Vorma v/Minnesund (Bro E6)
Andelva v/foss (nederste veibro)
Vorma v/Svanfoss
Glåma v/Fundifoss
Glåma v/Bingsfoss

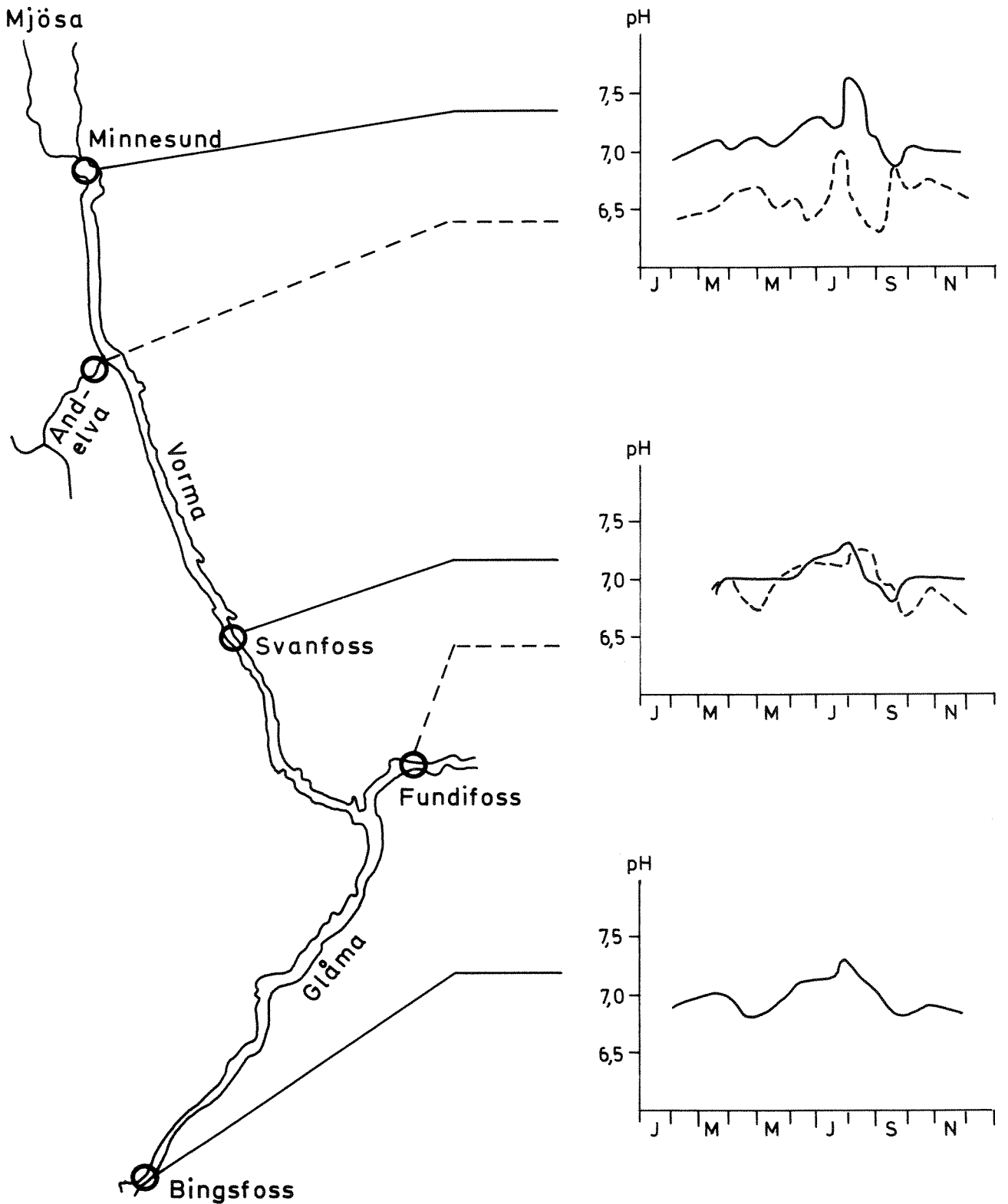
I sommerhalvåret 1974 er det fra disse stasjoner samlet inn prøver annenhver uke. Under resten av året samles det inn månedlige prøver.

8.2.1 Surhet - pH (fig. 20)

Under vinterhalvåret varierer pH-verdiene i Vorma rundt nøytralpunktet. Om sommeren øker verdiene noe. Dette må sees i sammenheng med planktonproduksjonen i Mjøsas overflatelag.

I Andelva ligger pH-verdiene ca. en halv verdi lavere enn i Vorma. Det er sannsynlig at utslippene fra cellulosefabrikken ved Bøn (sulfitavlut) fører til en noe surere vanntype. Det er på grunnlag av foreliggende observasjonsmateriale vanskelig å vurdere i hvilken grad den heterotrofe begroingen nedstrøms fabrikken innvirker på pH i elva.

Fig.20 Vorma
pH-variasjoner i 1974



8.2.2 Spesifikk elektrolytisk ledningsevne (fig. 21)

Ledningsevnen oppstrøms samløpet med Andelva varierte lite i løpet av året (35-40 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Selv om Andelva har et adskillig høyere elektrolyttinnhold, har dette mindre innflytelse på forholdene i Vorma. Til det er vannføringen i Andelva for liten. Det finnes enkelte områder med kalkstein/skifer i Andelvas nedbørfelt som kan bidra til økt ledningsevne. Den vesentligste årsak er grunnvannstilførsel fra Romeriksområdet spesielt via Risa. Utslippene bidrar også i noen grad til det høye elektrolyttinnholdet.

Vannmassene i Glåma er noe fattigere på elektrolytter enn vannet i Vorma. Resultatene fra Glåma nedstrøms samløp Vorma bærer preg av dette (Bingsfoss).

Generelt er ledningsevnen noe høy i vinterhalvåret som følge av relativt stort grunnvannstilskudd.

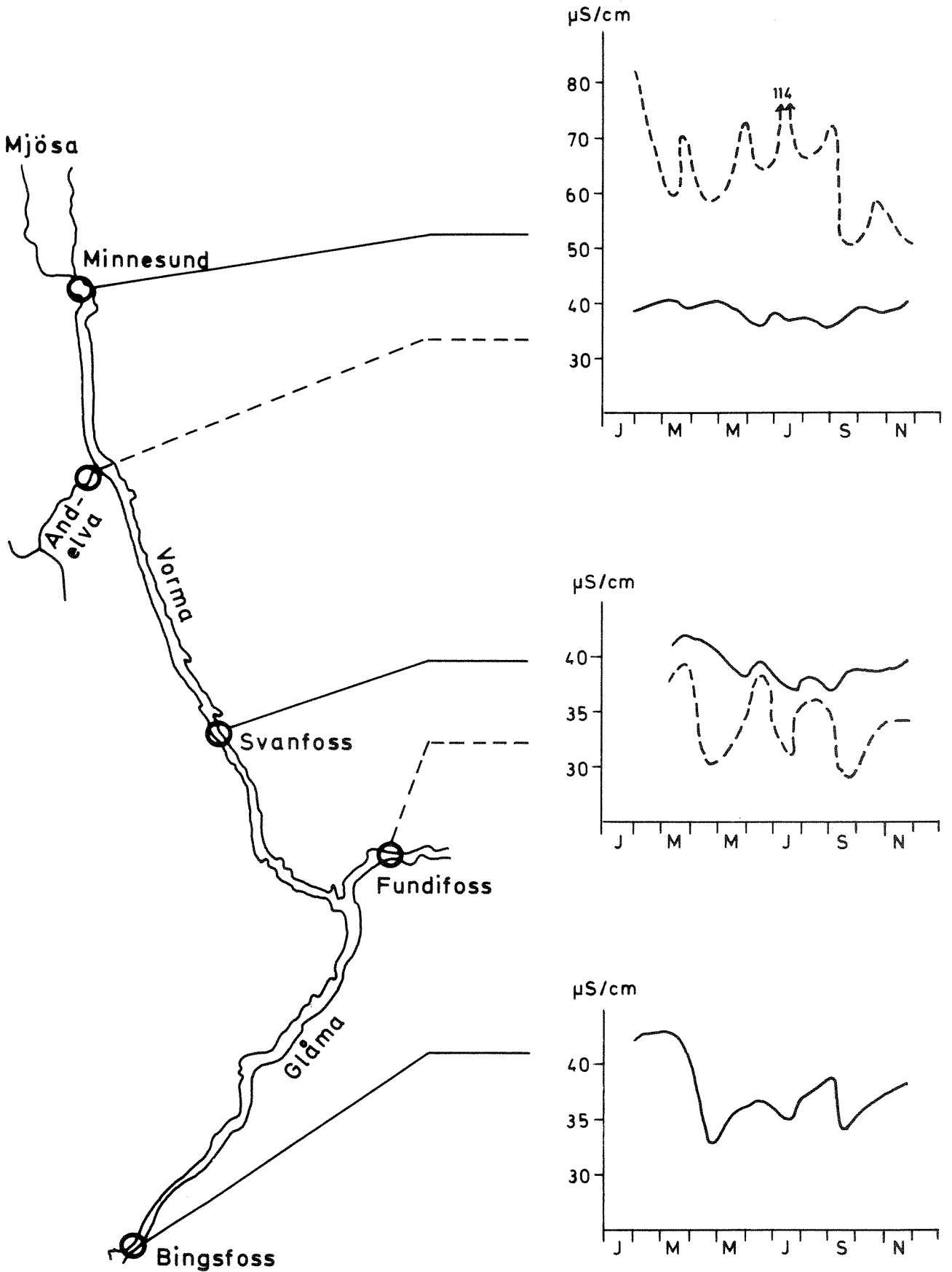
8.2.3 Organisk stoff

Organisk stoff i vann foreligger både løst og partikulært. Tørrstoff minus gløderest (på filter) er et uttrykk for partikulært organisk materiale, mens dikromattallet (kjemisk oksygenforbruk) er et uttrykk for bortimot det totale innhold av organisk stoff.

Tabell 11. Vormasystemet. Middelveier for partikulært organisk stoff (tørrstoff ÷ gløderest) (mg/l) og kjemisk oksygenforbruk (KOF) (mg O/l) i perioden 14/5-25/11-1974.

Stasjon	KOF mg O/l	Org. stoff (partikulært) mg/l
Vorma v/Minnesund	5,25	0,66
Andelva	65,49	4,56
Vorma v/Svanfoss	13,37	0,77
Glåma v/Fundifoss	13,06	0,84
Glåma v/Bingsfoss	10,06	1,07

Fig.21 Vorma
Sp. elektrolyttisk ledn. evne - variasjoner i 1974



Tilførselene av organisk stoff via Andelva er meget høy. Totalt belastes Andelva med 16.196 kg BOF₇/døgn. Av dette utgjør avløpet fra cellulosefabrikken 16.000 kg. Tatt i betraktning at den midlere vannføring i Andelva ligger i området 10 m³/sek., er dette meget stor belastning for Andelva. Den biologiske virkning av dette er omtalt i kap. 8.3.

Den organiske belastningen av Vorma øker som følge av dette med nærmere det tredobbelte fra Minnesund til Svanfoss.

Ved samløpet mellom Vorma og Glåma var innholdet av organisk stoff i de to elvene tilnærmet det samme. Glåmas vannmasser er nemlig sterkt humuspreget.

Konsentrasjonen av organisk stoff i Vorma varierte til dels mye. I tiden 14/5-25/11 varierte det kjemiske oksygenforbruk ved Svanfoss i området 4,4-73,1 mg O/l. De største verdiene forekom i begynnelsen av flomperiodene og i forbindelse med intense lokale regnvær.

8.2.4 Næringssalter (fig. 22 og 23)

Tabell 12. Vormasystemet. Middelerdier for totalt fosfor, fosfat, totalt nitrogen og nitrat i 1974 (µS/l).

Stasjon	Tot.P	PO ₄	Tot.N	NO ₃
Vorma v/Minnesund	9	2	389	269
Andelva	27	13	437	129
Vorma v/Svanfoss	10	4	379	258
Glåma v/Fundifoss	10	5	275	98
Glåma v/Bingsfoss	10	4	330	198

Konsentrasjonen av direkte assimilerbart fosfat og nitrat varierer i nært samsvar med produksjonsnivået i vannmassene. Følgelig vil man finne de laveste konsentrasjonene i sommerhalvåret.

Fig.22 Vorma
Totalt fosfor-variasjoner i 1974

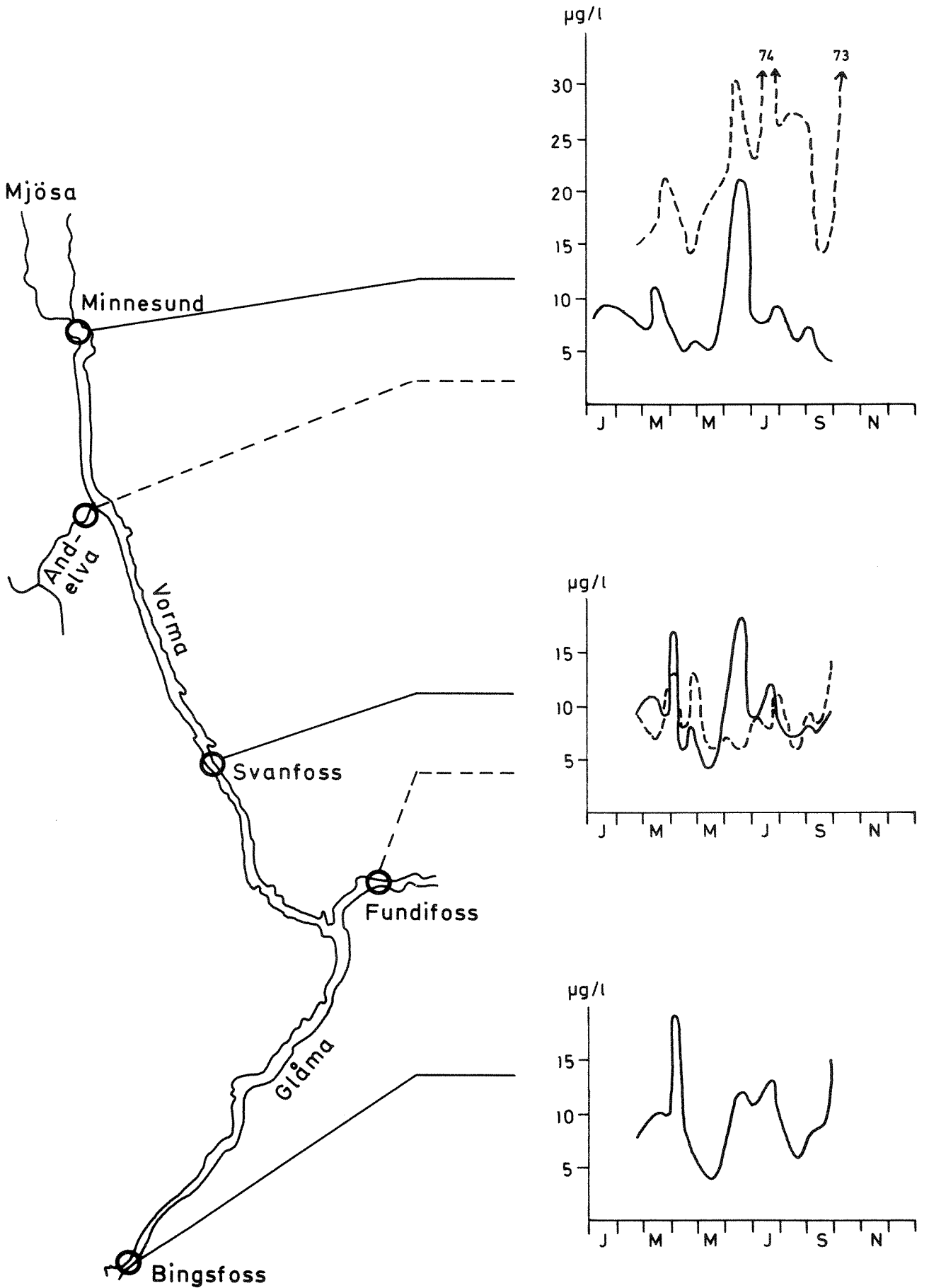
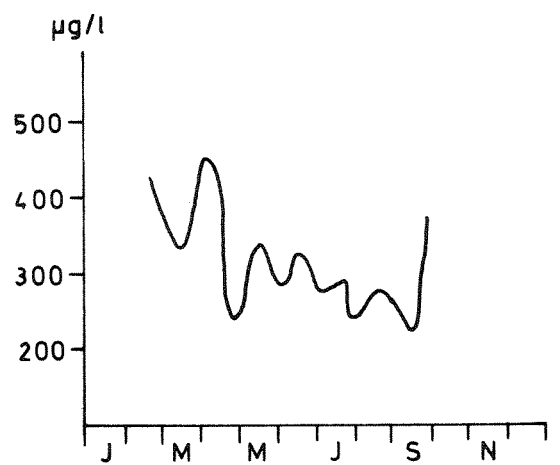
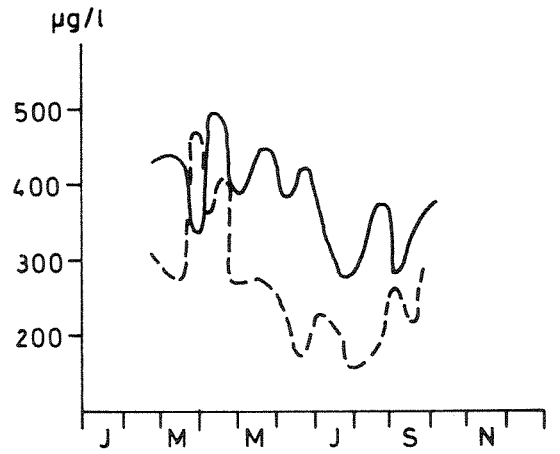
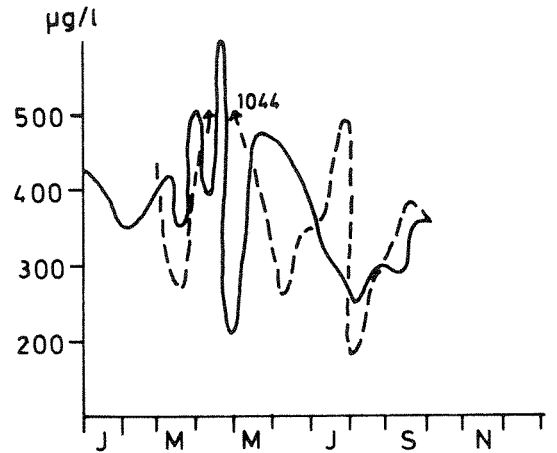
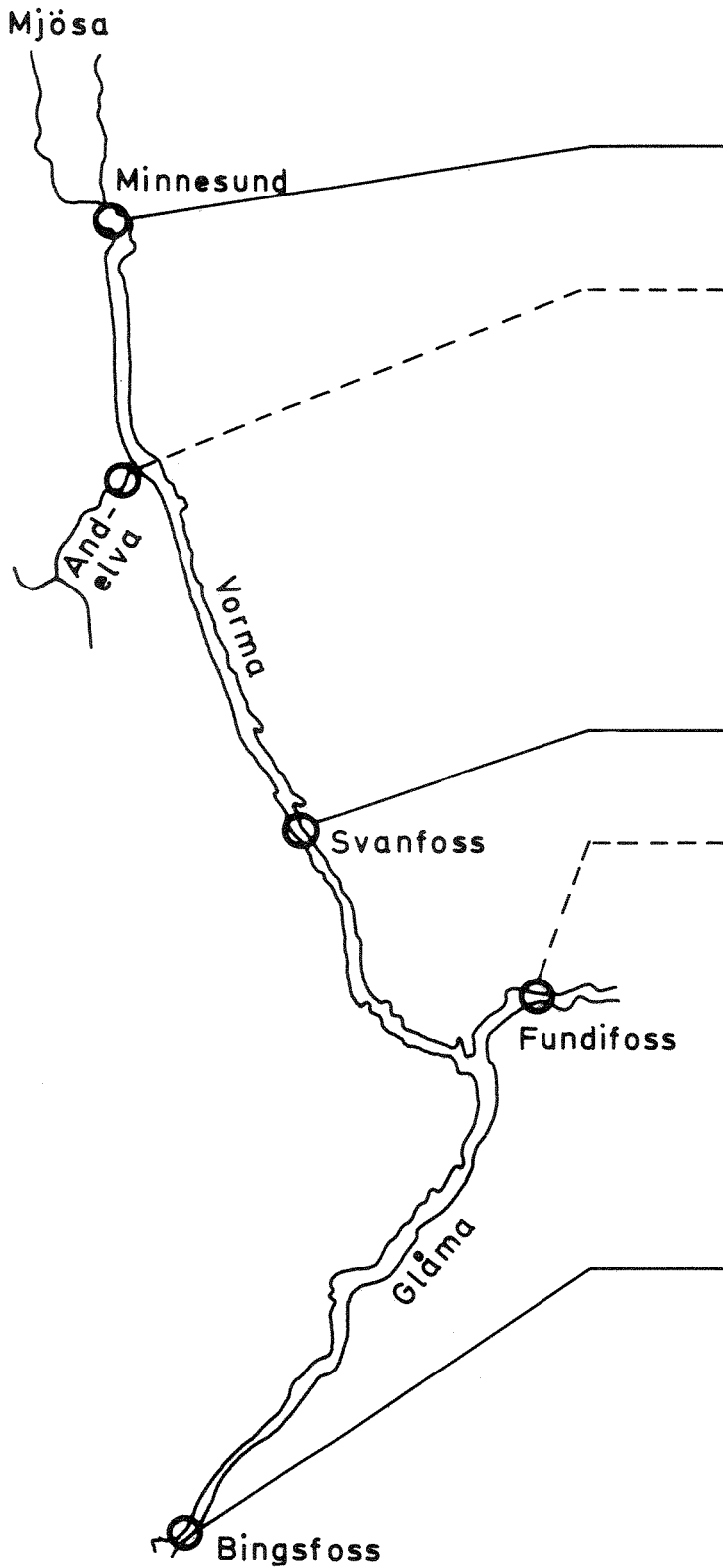


Fig.23 Vorma
Totalt nitrogen-variasjoner i 1974



Fosforkonsentrasjonene i Andelva er høye og sees i sammenheng med utslipp av avløpsvann samt tilrenning fra jordbruket. Nitratinnholdet er til sine tider meget lavt. Midtsommers ble det målt verdier på 10 µg N/l (Middelverdien over året var 129 µg N/l). Konsentrasjonen av totalt nitrogen viste ikke tilsvarende variasjonsmønster og lave verdier. Dette skyldes trolig en reduksjon av nitrat til ammonium som følge av lavt oksygeninnhold i vannmassene. Dette kan derimot ikke dokumenteres ut fra foreliggende materiale.

Glåma har før samløpet noe lavere nitrogenkonsentrasjoner enn Vorma.

8.2.5 Mineralsalter

De viktigste salter i vann er kationene: kalsium, magnesium, natrium og kalium og anionene: klor, sulfat og bikarbonat. Bortsett fra i Andelva varierer saltkonsentrasjonene litt gjennom året. Det er derfor her valgt å presentere middelverdier for året samt variasjonsbredden (tabell 13).

Andelva viser, også når det gjelder disse komponentene, høye verdier. De høye sulfat- og kalsiumkonsentrasjonene kan til dels ha sammenheng med avløpet fra cellulosefabrikken, men også andre forurensningsutslipp bidrar i noen grad til å øke saltholdigheten.

Når det gjelder saltinnholdet i Vorma kontra Glåma, viser den sistnevnte noe lavere verdier.

8.2.6 Jern

Ved Minnesund er jerninnholdet generelt lavt (10-40 µg Fe/l). Andelva tilfører deretter Vorma vannmasser med en jernkonsentrasjon som gjennom året varierte fra 110-780 µg Fe/l. Ved Svanfoss var variasjonsbredden 40-270 µg Fe/l.

Middelverdiene i Glåma før samløpet (Fundifoss) med Vorma var 290 µg Fe/l.

Tabell 13. Vormasystemet. Middelværdier og variasjonsbredde for mineralsalter.

Kationer Stasjon	Kalsium		Magnesium		Natrium		Kalium	
	Middel	V. bredde	Middel	V. bredde	Middel	V. bredde	Middel	V. bredde
Vorma v/Minnesurd	4,94	4,21- 5,40	0,67	0,63-0,69	1,21	0,93-1,79	0,63	0,45-0,75
Andelva	9,30	6,30-12,20	1,04	0,77-1,50	2,02	1,56-2,58	0,77	0,63-1,24
Vorma v/Svanfoss	5,21	4,51- 5,80	0,71	0,65-0,83	1,19	0,96-1,44	0,65	0,46-0,86
Glåma v/Fundifoss	4,28	3,51- 5,30	0,67	0,65-0,93	1,50	0,94-1,53	0,52	0,34-0,90
Glåma v/Bingsfoss	4,76	4,42- 5,40	0,78	0,66-0,95	1,27	1,03-1,57	0,66	0,40-0,94

Anioner Stasjon	Klor		Sulfat		Bikarbonat	
	Middel	V. bredde	Middel	V. bredde	Middel	V. bredde
Vorma v/Minnesurd	1,13	0,8-1,4	5,2	4,6- 6,4	2,86	2,54-3,94
Andelva	2,70	2,0-3,8	10,9	1,2-20,0	3,31	2,15-8,50
Vorma v/Svanfoss	1,34	0,8-1,7	5,6	4,9- 6,3	2,88	2,59-4,17
Glåma v/Fundifoss	1,25	0,8-2,1	4,9	4,2- 6,0	2,67	2,08-4,11
Glåma v/Bingsfoss	1,42	0,8-1,8	5,6	4,7- 8,4	2,75	1,96-4,12

8.3 Biologiske forhold i Andelva-Vorma

Følgende beskrivelse og vurdering bygger på relativt raske befaringer med innsamling av prøver fra elvesystemet. Mer omfattende befaringer vil bli foretatt senere (1975-1976).

8.3.1 Andelva

Høy vannføring og ugunstige værforhold vanskeliggjorde det biologiske feltarbeid sommeren 1974. Imidlertid ble det foretatt flyktige befaringer av elven, og det følgende må betraktes som et første inntrykk av forholdene.

Elven er nedstrøms utslipp fra sulfittfabrikken i Bønsdalen sterkt belastet med løst organisk materiale samt fiber. Denne belastning påvirker også i høy grad Vorma nedstrøms utløpet fra Andelva.

Denne belastning forårsaker betydelig oksygenforbruk, og i store deler av elvebunnen, spesielt i stilleflytende partier, er det mer eller mindre oksygenfrie tilstander. Til sine tider er det betydelig utvikling av hydrogensulfid og andre gasser - metan. Store deler av elvefaret er dekket med soppen *Leptomitius lacteus*, og det er periodevis en kraftig soppdrift i selve vannmassene, noe som også i høy grad berører Vorma nedstrøms Andelva. I fossen ved nederste veibru er det betydelig innslag av soppen *Fusarium aqueductum*, og selve berggrunnen i fossen er rødfarget på grunn av tett vekst av denne sopp. Også langs stranden umiddelbart nedstrøms fossen er *Fusarium*-innslaget meget markert, men når man kommer lengre ned i et mer stilleflytende parti, domineres den heterotrofe begroing igjen av *Leptomitius lacteus*. Rike innslag av *Fusarium* akkurat i fossepartiet har sammenheng med at denne sopp trenger rikeligere tilgang på oksygen enn *Leptomitius* (Vallin 1958, Hynes 1963). I fossepartiet er på grunn av turbulens tilgangen på luft selvfølgelig mye større enn ellers. Videre synes *Fusarium* å bli favorisert av sure utslipp, og den er derfor vanlig i samband med utslipp fra sulfitt-industri dersom oksygentilgangen er tilstrekkelig (Butcher 1932, Vallin 1958).

Forurensningstilstanden på elvestrekningen, i det minste når det gjelder den nedre delen, etter samløp med bielven Risa, er imidlertid ikke dårligere enn at det her finnes en rik fiskeforekomst som i første rekke består av mort-fisker. Det har således skjedd en forskyvning fra mer verdifulle arter som aure og harr, som før var i rik forekomst, til forholdsvis mindre verdifulle mort-fisker. Av og til rapporteres fiske-død fra forskjellige steder på elvestrekningen. Ved befaringen i desember 1974 ble det registrert en større mengde død harr på strekningen mellom de to nederste veibroer. Fra fiskesynspunkt er Andelvas hovedløp nedstrøms Bøndalen, nærmest å betrakte som verdiløs. Denne delen av Andelva, sammen med Hunselva ved Gjøvik, kan betraktes som de verste tilfeller av forurensningspåvirkning i Mjøsområdet. Dessuten blir Vorma via Andelva i sterk grad påvirket av forurensningsbelastning, spesielt ved lave vannføringer, men selv ved store vannføringer er påvirkningen markert. Også her er det, på utsatte strekninger, markert oksygensvikt i bunnsedimentene.

På strekningen fra Hurdalssjøen ned til Bøndalen (sulfittfabrikken) bærer elven sterkt preg av påvirkning fra boligkloakk, industri og jordbruksaktivitet, men her er forholdene dog adskillig bedre. Påvirkningen er mest fremtredende i de nedre deler av den berørte strekningen. Ved samtaler med stedets befolkning fremkom det at fiske, først og fremst gjedde og abbor, var blitt betydelig dårligere, og da spesielt sommeren 1974. I den øverste delen, like nedenfor Hurdalssjøen, er forholdene gode, og her er det fortsatt et ganske godt aurefiske.

Bielven Risa er i liten grad undersøkt, men denne elv synes å ha en god bestand av harr og aure, spesielt da av harr.

Til slutt kan nevnes at flere av de mindre bekkene i området er sterkt forurenset, og ved befaring i desember 1974 ble det registrert masseutvikling av soppen *Leptomit* og i visse tilfeller også bakterien *Sphaerotilus natans*.

En grundigere befaring og undersøkelse av de biologiske forhold vil bli foretatt senere - i 1975/76.

8.3.2 Vorma

De biologiske forhold i Vorma er hittil lite undersøkt, men på grunnlag av de observasjoner som foreligger, bl.a. orienterende befaringer i 1973 og 1974, kan det nevnes at elveavsnittet ned til samløp med Andelva først og fremst bærer preg av forholdene i Mjøsa. Det skjer en markert drift av organisk materiale av autokton natur fra Mjøsa, spesielt i sommerhalvåret, som kan påvises helt ned til Øyeren og antakelig også i høy grad påvirker denne innsjø og således også forholdene nedstrøms (Lindstrøm et al. 1973).

Nedstrøms Eidsvoll, og spesielt nedstrøms tilløpet fra Andelva, er vannmassene sterkt belastet med organisk materiale på grunn av tilførsler fra i første rekke utslipp fra sulfittfabrikken i Bønsdalen samt annet utslipp i Vorma, f.eks. boligkloakk og jordbruksaktivitet i Eidsvollområdet. En markert saprobiert tilstand gjør seg gjeldende, og store deler av bunnen er til sine tider bevokst med bakterien *Sphaerotilus natans* og soppen *Leptomitius lacteus*. Dette er spesielt markert vinterstid og har antakelig sammenheng med en lavere vannføring og at bakterieaktiviteten er mindre på denne årstid. Antakelig er det et direkte konkurranseforhold mellom bakterien *Sphaerotilus* og soppen på den ene siden og visse kaldtelskende arter på den andre (Liebmann 1951, Hynes 1963). Den heterotrofe påvirkningen (saprobieringen) gjør seg gjeldende på hele strekningen ned til Vormsund, men er mindre markert i den nedre delen, hvilket bl.a. viser seg ved at soppen og bakteriekoloniene (*Sphaerotilus*) ofte er overtrukket av en brunaktig kiselalgepåvekst, til forskjell fra området nærmere Andelvas utløp, der disse er betydelig kraftigere og hvite i fargen på grunn av bedre livsbetingelser. Ved store vannføringer er som regel forholdene bedre, og da er det ikke noen påtakelig visuell forekomst av soppen. Eutrofieringspåvirkningen er også betydelig, og til sine tider er det stor drift av alger i vannmassene. Spesielt har grønnalgen *Ulothrix zonata* til sine tider masseutvikling, og bl.a. har dette medført problemer i forbindelse med utøvelse av fiske.

9. VARMEOMSETNING OG STRØMNINGSFORHOLD I MJØSA

9.1 Generelt

I en innsjø's totale varmeomsetning inngår en rekke termokinetiske og hydrofysiske forhold. Ut fra en total vurdering er det utvekslingen med atmosfæren som har størst innflytelse. Lokalt kan også tilløps- og avrenningsforholdene spille en avgjørende rolle. Generelt vil innflytelsen avta med økt avstand fra elvemunningen.

Det vil også til dels skje en varmeutveksling med sedimentene. Disse forhold vil derimot bety lite i en så dyp innsjø som Mjøsa.

For ordens skyld vil alle prosesser som inngår i den totale varmeomsetningen, bli oppsummert i det følgende.

9.2 Teori

Varmetilførslene består av:

- Kortbølget stråling : Direkte solstråling, $R_K \downarrow$
Indirekte diffus himmelstråling
- Langbølget stråling : Fra atmosfæren $R_L \downarrow$
Fra omkringliggende fjellområder
- Kondensasjonsvarme (negativ avdunsting) $R_E \downarrow$
- Tilført varme fra atmosfæren $R_L \downarrow$
(under perioder da luften er varmere enn vannet)
- Tilført varme fra bunnen $R_G \downarrow$
(når vannet er kaldere enn bunnsedimentene)
- Varmetilførsel via tilsiget $R_i \downarrow$

Varmetapet består av:

- | | |
|---|----------------|
| - Kortbølget stråling : Refleksjon fra vannoverflaten | $R_K \uparrow$ |
| - Langbølget stråling : Utstråling fra vannoverflaten | $R_L \uparrow$ |
| - Varmetap gjennom avdunsting | $R_E \uparrow$ |
| - Varmetap ved borttransport av vanndamp | $R_e \uparrow$ |
| - Varmetap ved ledning fra vannet til sedimentene
(når vannet har høyere temperatur enn sedimentene) | $R_G \uparrow$ |
| - Varmetap til atmosfæren
(når vannet er varmere enn luften) | $R_L \uparrow$ |
| - Varmetap via avrenning | $R_i \uparrow$ |

Hvis strålingsparametrene sammenfattes til nettostrålingen R_n , kan den totale energibalansen uttrykkes som:

$$\theta = R_n + R_L \downarrow - R_L \uparrow + R_i \downarrow - R_i \uparrow + R_e \downarrow - R_e \uparrow - R_G \uparrow + R_G \downarrow - R_G \uparrow$$

θ = netto varmeutveksling.

For enkelthets skyld er R_n , R_L , R_E , R_e og R_G slått sammen under beregningene, og vil bli betraktet som netto varmeutveksling med omgivelsene, R_o .

$$\theta = R_i + R_o$$

Det totale varminnholdet i Mjøsa (R_T) er i det følgende relatert til 0°C og er utregnet etter formelen:

$$1) \quad R_T = C \int_0^{Z \text{ max}} A_z t_z \rho_z dz.$$

C = spesifikk varmekapasitet ($\approx 1 \text{ cal/g.}^\circ\text{C}$)

z = dyp

t_z = temperatur, ($^\circ\text{C}$) i Z meters dyp

ρ_z = tettheten på z .meters dyp. ($\approx 1 \text{ g/cm}^3$)

A_z = areal på z meters dyp.

Varmeutvekslingen som følger av tilsig og avrenning er utregnet etter tilsvarende formel:

$$2) \quad R_i = 8,64 \cdot 10^4 \cdot C \cdot \rho \sum_0^n Q \cdot t$$

$$Q = \text{vannføring } m^3/s$$

$$t = \text{temperatur i vannmassene}$$

$$n = \text{antall dager}$$

9.3 Den totale varmeomseningen i Mjøsa - sommeren 1973

Det er på bakgrunn av 1973-data utregnet månedlige verdier for θ , $R_{i\uparrow}$, $R_{i\downarrow}$ og R_o (1/5-1/11). Resultatet er fremstilt i figur 24.

Som man kunne forvente har tilløpselvene størst innvirkning på den totale netto varmeutveksling under forsommeren. Ifølge figur 25 var vannføringen i mai generelt mye lavere enn midlere vannføring i samme måned. Følgelig utgjør tilløpselvene vanligvis en større andel av den totale inngående varmemengde i mai enn det diagrammet gir uttrykk for.

9.4 Innlagning og innblanding av Lågen i Mjøsa

Vannmassene som tilføres Mjøsa vil blande seg inn i og gjennomstrømme vannmasser med tilsvarende temperatur. Figur 26 viser temperaturforholdene i Lågen og forskjellige dyp av Mjøsa i 1973. Ut fra disse observasjoner må man regne med at Lågen lagret seg inn i de epilimniske (det øverste sjikt) vannmasser hele sommerhalvåret.

Temperaturgradienten vil på grunn av tetthetsforskjellene, epi- og hypolimnion (dyplagene) fungere som en "sperrone" og motvirke blanding mellom de to vannmasser. Ytre krefter (bølgebevegelser og vindindusert strøm) samt den hydrologiske strøm vil likevel "erodere" på sprangsjiktet, slik at det utover sommeren skyves nedover i vannmassene. Temperaturvariasjonene ved Brøttum (1973) er fremstilt i figur 27.

Fig.24 Stolpediagram over varmeomsetningen i Mjösa

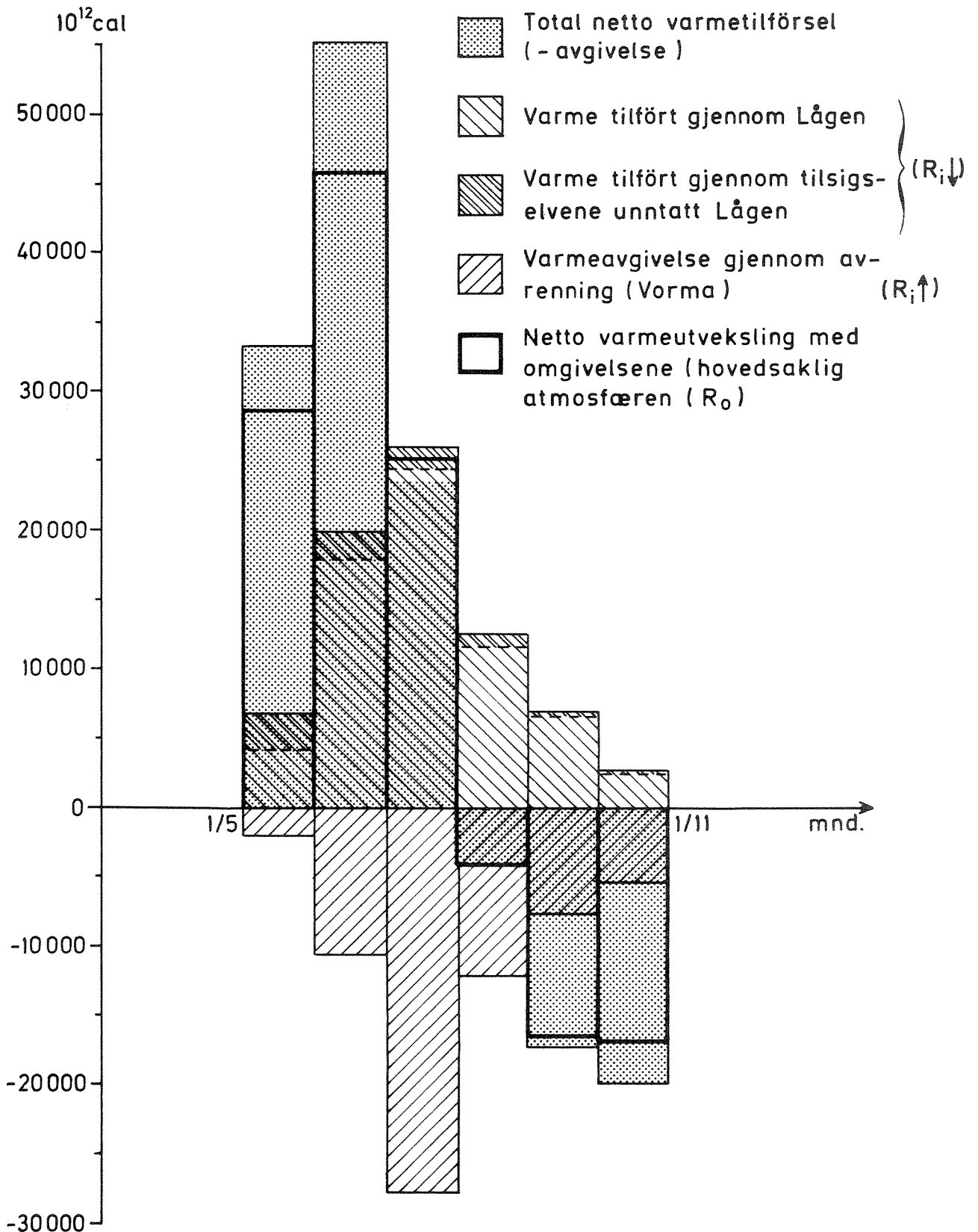


Fig.25

Vannføringsforhold i Lågen

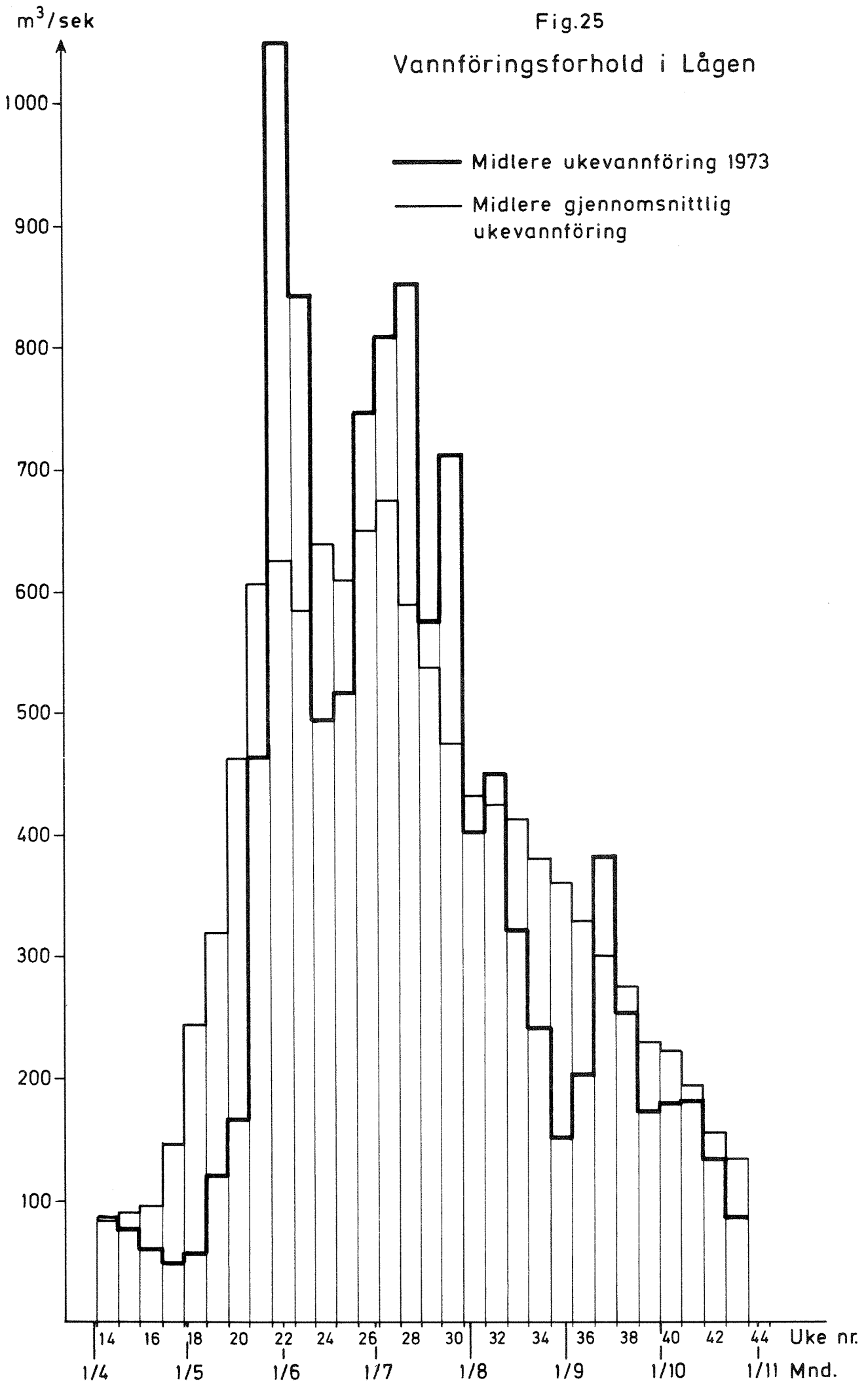


Fig.26 Temperaturvariasjoner i Lågen og Mjøsa (Bröttum)

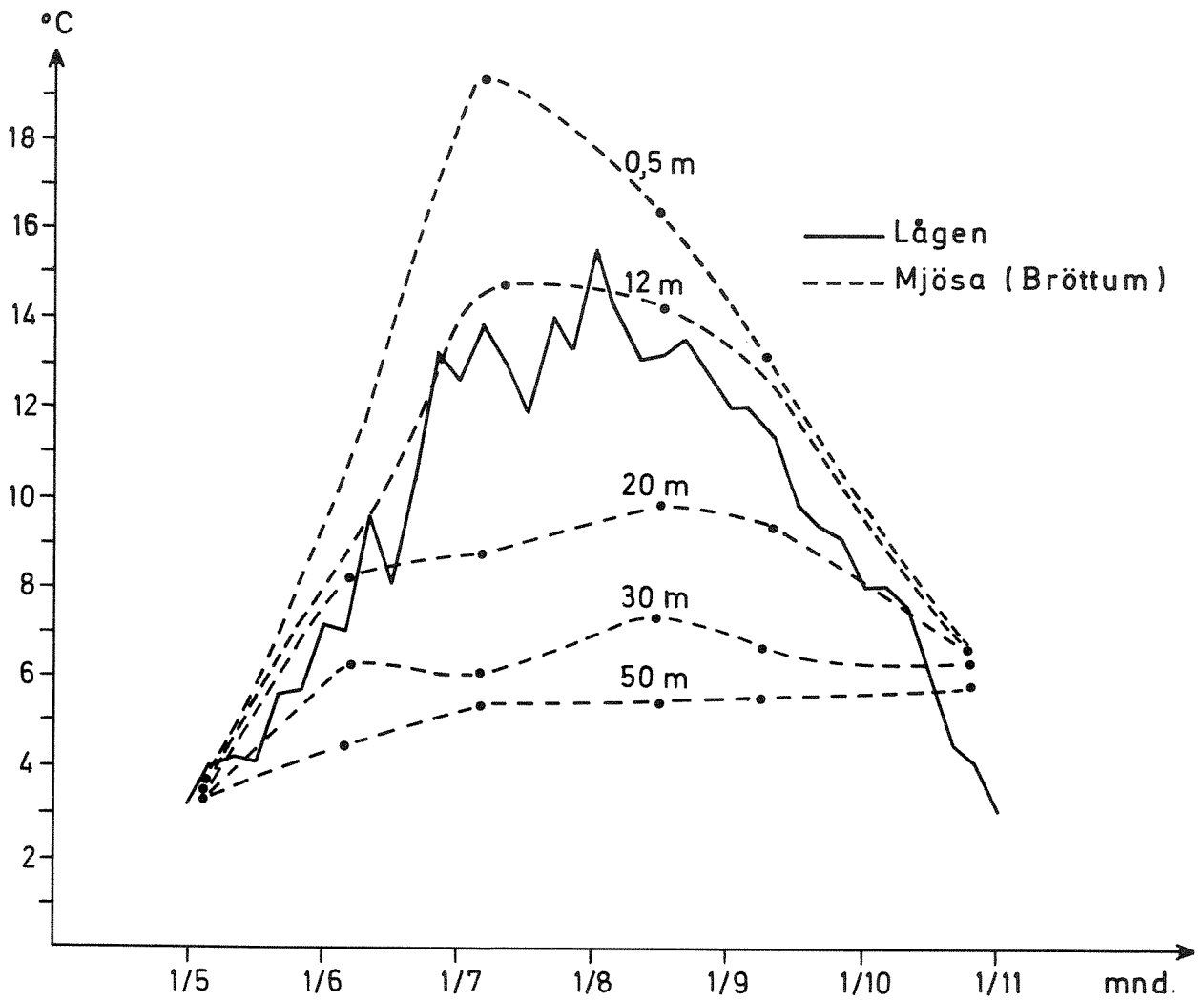
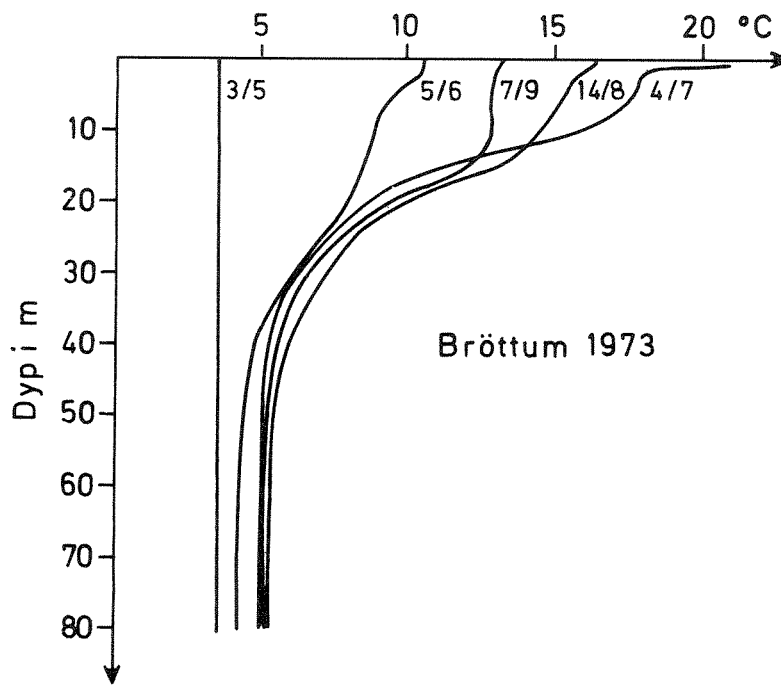


Fig.27 Temperaturobservasjoner i Mjøsa ved Bröttum



Vindforholdene vil også til dels være med å bestemme innlagningen og innblandingen av Lågen i Mjøsa.

Ved sørlig vind vil varme overflatemasser bli ført nordover som følge av friksjon og bølgebevegelser. Opphopning av lett, varmt vann ved utløpet av Lågen vil effektivt "presse" det relativt kaldere ellevannet ned til teoretisk innlagningsdyp. Temperaturdifferansen vil generelt motvirke enhver blanding av to vannmasser. Med andre ord vil en opphopning av varme vannmasser ved munningen hindre at Lågen blander seg inn i og avkjøler overflatevannmassene.

Nordlig vind fører derimot overflatevannmassene sydover. Disse vil erstattes av dypereliggende vannmasser og overflatetemperaturer vil synke.

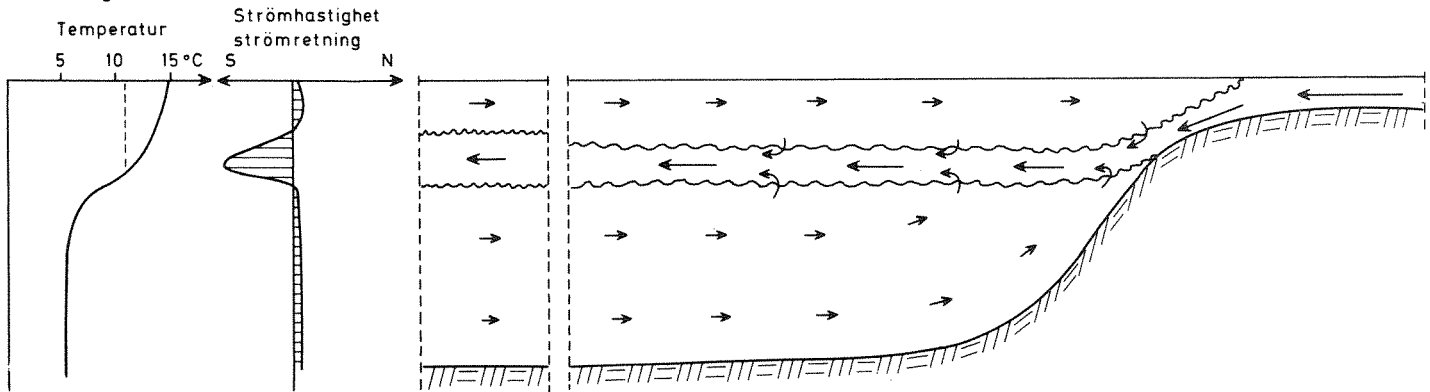
Temperaturdifferansen mellom Lågen og overflatevannmassene i den nordlige del av Mjøsa avtar, og det vil lettere kunne skje en innlagning og innblanding i overflaten.

For det tredje vil hastigheten (avhengig av vannføringen) hvormed Lågen renner inn i Mjøsa være bestemmende for i hvilken grad Lågen og Lågens temperatur vil gjøre seg gjeldende i overflatevannmassene i Mjøsa. Hastigheten vil avta raskt etter samløpet og medrivning og turbulente blandingsmekanismer vil følgelig ha størst betydning straks nedstrøms "osen". Etter hvert som hastigheten reduseres avtar medrivningen.

Under brefflommen midtsommers vil man ofte kunne observere det "grønne" brevannet liggende som et teppe i overflaten. Dette kan strekke seg ned til syd for Lillehammer. Ut fra temperaturforholdene skulle det ha lagret seg inn på et forholdsvis stort dyp. På grunn av den store hastigheten og tregheten i vannmassene vil derimot elva straks nedenfor samløpet flyte i overflaten. Her vil turbulenser, medrivning og bølgebevegelser gi en god innblanding i overflatevannmassene. Dette vil resultere i en tiltagende temperatur i de vannmasser som etter hvert inngår i den hydrologiske strøm. Med andre ord vil teoretisk innlagningsdyp bli redusert. Dette kan igjen resultere i en gjennomstrømning i overflaten.

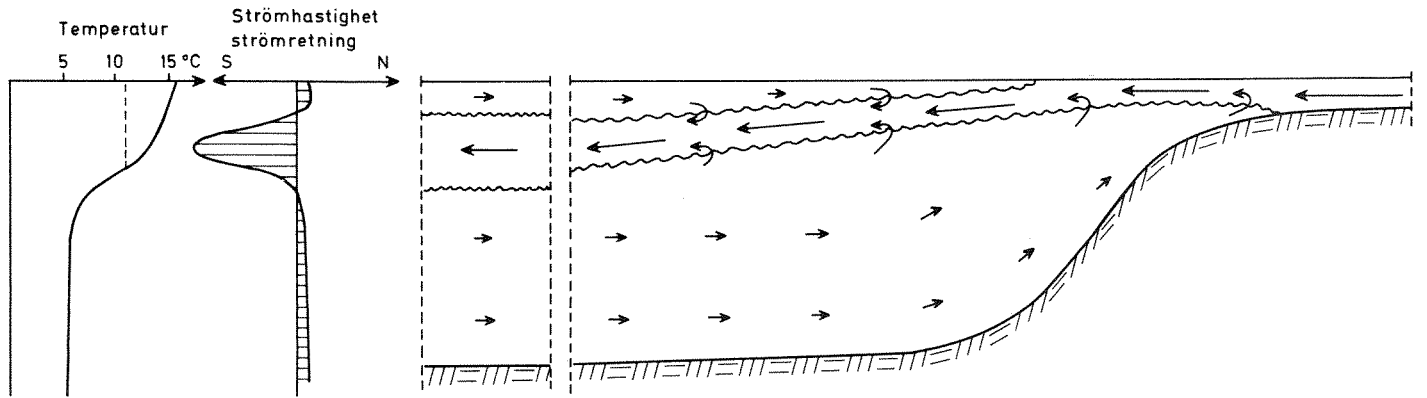
Fig.28 Strømsituasjonen i nordlige del av Mjøsa

Vind: Stille
Vannføring: Liten



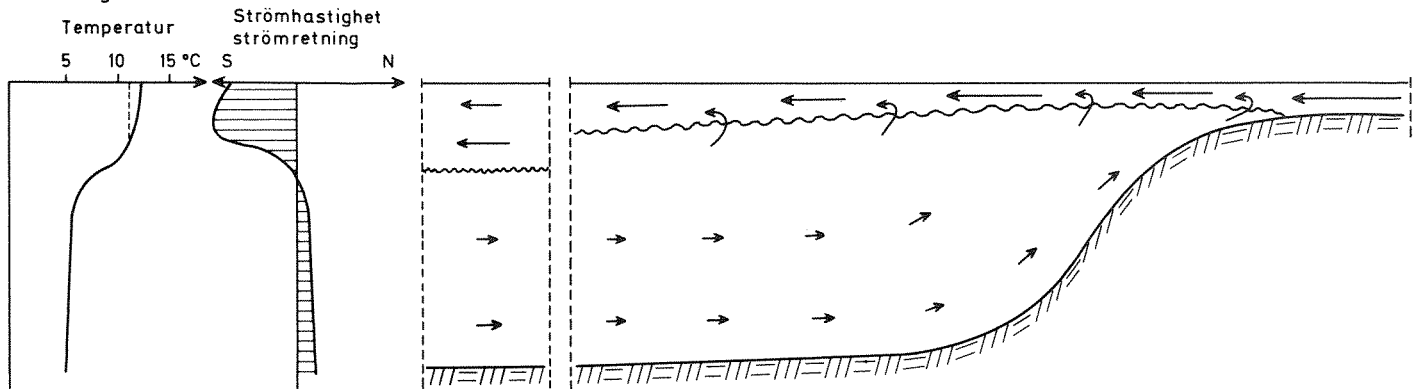
Situasjon A

Vind: Stille
Vannføring: Flom



Situasjon B

Vind: Nordlig (sterk)
Vannføring: Flom



Situasjon C

Vind: Sydlig (sterk)

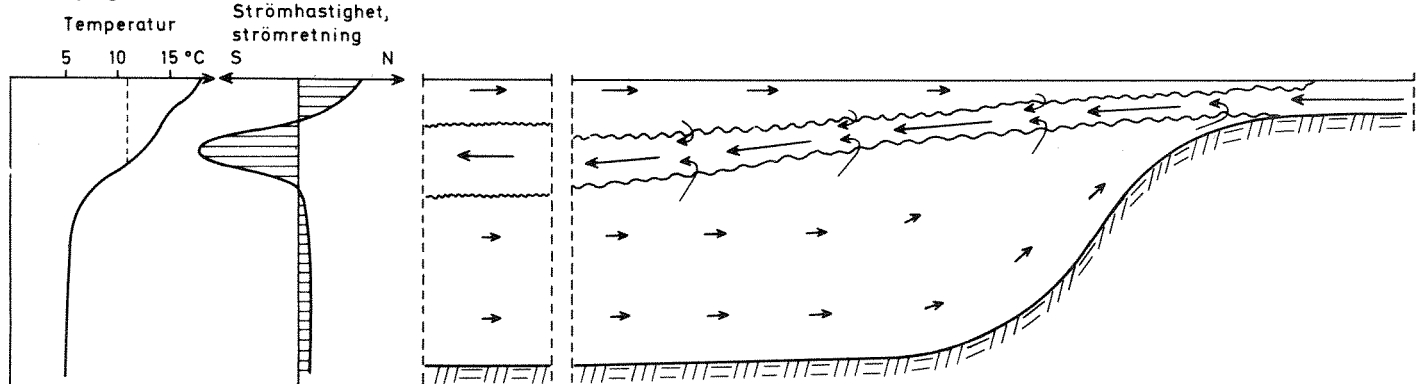
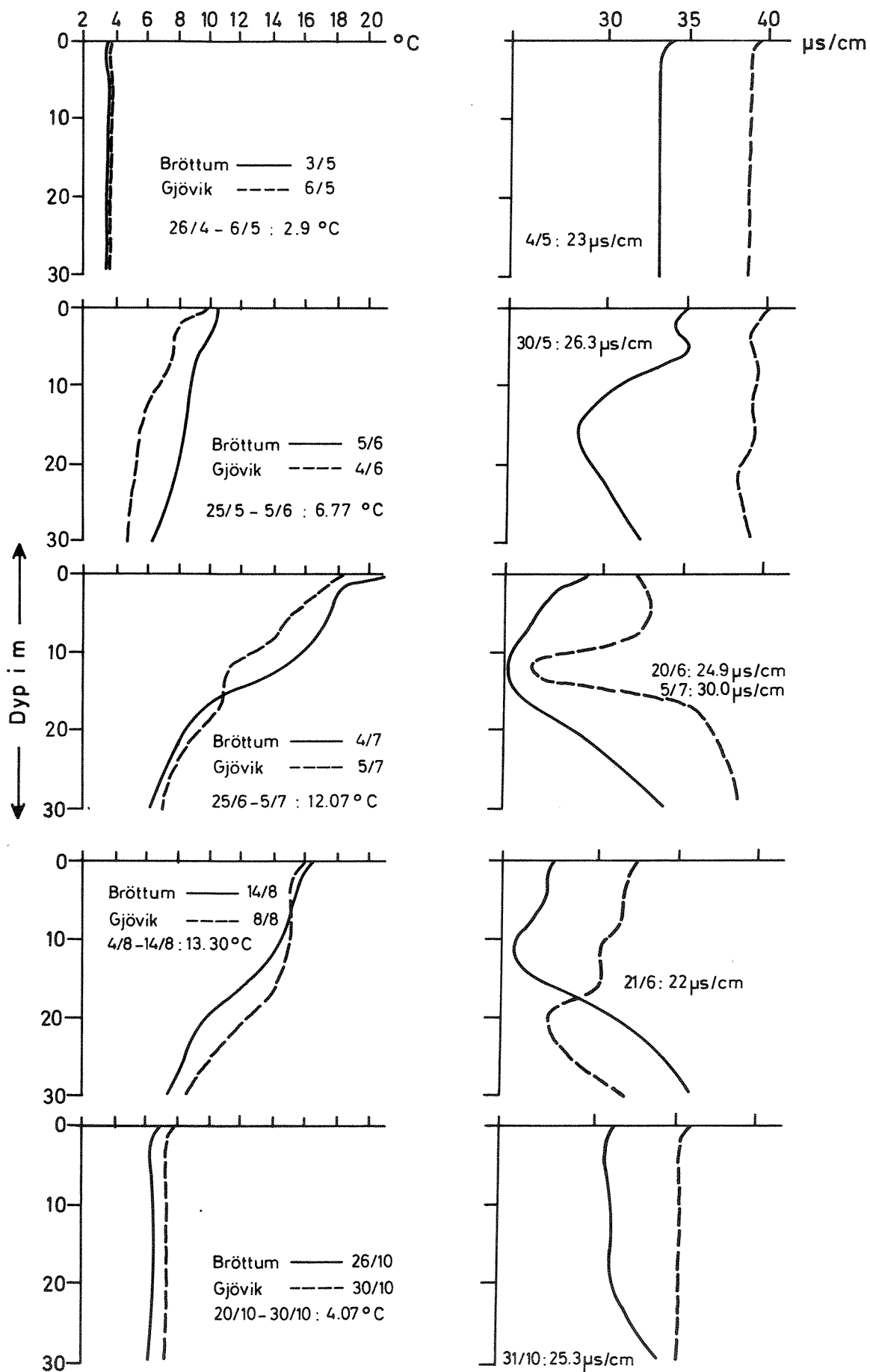


Fig.29 Observasjonsverdier for temperatur og sp. el. ledningsevne i Mjösa ved Bröttum og Gjøvik i 1973



Det er i fig. 28 gitt en idealisert fremstilling av hvordan innlagningen og innblanding av Lågen vil foregå i sommerhalvåret. Situasjonsdata er gitt på figuren.

Ved situasjonsskissene A, B og C er det gjort et forsøk på å fremstille forholdene under den såkalte brefflommen.

Saltinnholdet i Lågen er betraktelig lavere enn i Mjøsa. Man kan derfor til enhver tid bestemme innlagningsdypet ved å betrakte variasjonene i spesifikk elektrolytisk ledningsevne (fig. 29). Etter dette ble Lågen på observasjonsdagene sommeren 1973 innlagret på 10-15 meters dyp.

Innlagningen lå noe høyere oppe i vannmassene enn hva man skulle forvente ut fra temperaturforholdene. Dette kan skyldes tre forhold.

1. God innblanding av relativt varmt overflatevann ved munningen.
2. Temperaturgradienten er mindre i overkant enn i underkant av det hydrologiske strømområde. Det vil med andre ord lettere kunne skje en medrivning/innblanding av varmere enn av kladere vannmasser.
3. Bølgebevegelsen og vindinduserte strømmer vil gjøre seg mer gjeldende desto nærmere man kommer overflaten.

Som det fremgår av det forannevnte, bestemmes innlagningen og innblanding av en rekke naturgitte parametre. Lågens innflytelse på vannmassene i Mjøsas øvre del vil følgelig i stor grad være bestemt av de samme forhold.

9.5 Generell undersøkelse av temperatur og strømningsforhold i Mjøsa

I 1974 var det montert såkalte Aandraa-målere for registrering av temperatur på i alt seks steder i Mjøsa. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen var ansvarlig for 3 av disse. Loggerne registrerer temperaturen hvert 20. minutt i 11 punkter i en vertikalserie fra 0 til 50 meter (se Mjøsrapport for 1972, A3). Hensikten med disse undersøkelser er ved siden av de rent temperaturmessige, først og fremst å få holdepunkter for

en bedømmelse av hvilken betydning de indre bølger har for vannbevegelsene i Mjøsa.

Undersøkelser som tar sikte på å belyse eventuelle endringer i vannets temperatur i Gudbrandsdalslågen og nordlige deler av Mjøsa som følge av de planlagte reguleringsiltak i Jotunheimen, er blitt gjennomført av NVE i forståelse med NIVA. Arbeidet er under bearbeidelse og vil bli fremlagt i egen rapport fra NVE.

9.6 Undersøkelse av temperatur og strømforhold i Furnesfjorden-Hamarområdet.

En diplomkandidat fra NTH, Ole Lien, gjennomførte i løpet av sommeren og høsten 1974 en undersøkelse av strømforholdene i Furnesfjorden og i Mjøsaområdet mellom Hamar og Helgøya. Nedenfor er tatt med et sammendrag av Liens rapport:

Undersøkelsen ble utført i tidsrommet 24. juni til 15. oktober 1974, og den ble basert på måling av temperatur, spesifikk elektrolytisk ledningssevne, siktedyp og strømmåling med strømkors. I tillegg ble det nyttet meteorologiske og hydrologiske data fra området samt foreliggende data-materiale fra tidligere undersøkelser.

Undersøkelsen viste at strømforholdene i de øvre lag ble dominert av vindforholdene i dette tidsrom. Ut fra målingene lar det seg vanskelig gjøre å angi noen generelle strømretninger, da dette er helt avhengig av vindretningene.

Strømhastighetene var som regel lave og lå vanligvis under 10 cm/s. Seiches-pendlinger (indre stående bølger) spilte tydeligvis en viktig rolle etter perioder med sterk vind og førte til vannutskiftninger også i stille vær.

Ved rolige vindforhold hadde jordens rotasjon (Goriolikraften) en viss innflytelse på strømretningene, særlig i området Hamar-Helgøya, ved at strømmene ble bøyet av mot høyre. Dette gjorde seg også gjeldende under

et visst dyp i Furnesfjorden, der utslippene fra Brumunddal tydeligvis spredte seg sørover langs fjordens vestsida på 10-20 m dyp.

Undersøkelserresultatene tyder på en relativt god og hyppig utskifting av vannet i Furnesfjorden i perioden. Tidligere undersøkelser i fjorden (bl.a. i 1972 og 1973) viser at man om sommeren har målt spesifikk elektrolytisk ledningsevne opp i 46-47 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i overflatelaget. I 1974 ble det imidlertid knapt målt verdier på over 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Dette må bero på at vindretning og styrke har medført en mindre transport av forurenset vann innover Furnesfjorden fra Hamarområdet. En bedre omblanding av overflatevannmassene spiller sannsynligvis også en viss rolle.

Sommeren 1974 var det mer vind og uroligere vær enn vanlig. Også de biologiske undersøkelser i 1974 tyder på dette. Målingene i området Hamar-Helgøya viste at det skjedde betydelige omveltninger i vannmassene i dette området. Vannet i Hamarbukta ble utskiftet særlig ved nordlig og nordvestlig vind. Disse forhold syntes å gi opphav til sørvestgående strømmer langs Stangelandet og utover i området mellom Stange og Helgøya. Slike forhold ble også observert i stille vær. Ved sørlig og østlig vind ble vann fra Hamarbukta ført nordvest-over og kunne spores et stykke innover langs Furnesfjordens østside. Under slike forhold gikk tydeligvis hovedstrømmen utenfor Stange og Hamarbukta nordover mot Furnesfjorden.

I og med at strømforholdene i stor grad er avhengig av vind, er vindobservasjoner av stor interesse. Dette har ikke vært mulig i noen særlig utstrekning, men data fra Kise på Nes, viser at vinden hadde en periodisk variasjon om sommeren. Vinden var oftest nordlig første halvdel av døgnet. Den snudde så sørlig midt på dagen og frisknet til, for så å løye igjen til kvelden og dreie nordlig igjen. (Solgangsbris.) Hvordan denne periodiske variasjon influerer på strømforholdene, er vanskelig å si, men det er mulig dette kan gi opphav til karakteristiske pendelbevegelser i vannmassene og derav et komplisert strømningsbilde.

Utover høsten så det ut til at vinden hadde lettere for å rive med seg en større del av vannmassene enn om sommeren. Dette skyldes de mer homogene temperaturforhold om høsten og dermed mindre tetthetsforskjeller.

10. FYSISK-KJEMISKE FORHOLD

De fysisk-kjemiske forhold i Mjøsa ble relativt grundig beskrevet i årsrapporten for 1971, 0-91/69. Mjøsprosjektet. Undersøkelser 1971. Resultater og kommentarer. - De senere års observasjoner har vist at forholdene i dyplagene er relativt konstante, og det er i disse nivå vanskelig å finne noen markert variasjon fra år til år. I overflate-lagene derimot, hvor det er et sterkt samspill mellom de fysisk-kjemiske og biologiske faktorer, varierer vannkvaliteten sterkt i løpet av året. Dessuten virker de klimatiske faktorer inn, slik at variasjonsmønsteret kan være meget forskjellig fra det ene året til det andre. I det følgende er de fysisk-kjemiske forhold behandlet for tidsperioden mai-november (1973) - produksjonsperioden.

10.1 Temperatur

Temperatur og vindforholdene i Mjøsa er behandlet i pkt. 9, men da disse faktorer har sterk innflytelse på såvel de kjemiske som de biologiske forhold, kan det være naturlig med en oppsummering av forholdene i 1973.

Temperaturforholdene på de forskjellige stasjoner i 1973 er fremstilt i fig. 30.

Vinden har stor innflytelse på temperaturforholdene i Mjøsa. I sommerperioder med fremherskende sørlige vinder, vil det varme overflatelaget forskyves nordover. Dette gir seg utslag i en gjennomgående høyere overflatetemperatur i de nordlige deler. Nordlig vind vil gi opphav til det motsatte forhold.

I området nord for Gjøvik har tilløpet fra Lågen en forholdsvis stor innflytelse på de fysiske forhold. Lågen lagrer seg inn i og gjennomstrømmer vannmasser med tilsvarende temperatur. Lågen har i sommermånedene generelt noe lavere temperatur enn Mjøsas overflatelag, og vil derfor bare unntaksvis gjennomstrømme de aller øverstliggende vannmasser. Kompensasjonsstrømmer og turbulens samt bølgebevegelser vil derimot etter hvert homogenisere vannmassene.

10.2 Surhetsgrad pH

I dyplaget av Mjøsas hovedbasseng varierte pH på alle observasjonsdager i området 6,8-7,0. Utenfor Brøttum var vannet i dypet noe surere (pH variasjon 6,6-6,9).

I overflatelagene var det derimot på alle stasjoner betydelig variasjon i vannets surhetsgrad. I Furnesfjorden ble det målt pH-verdier opp til 9,1. Dette skyldes i det vesentlige planteplanktonets fotosynteseprosesser. Spesielt høy var pH-verdiene i Furnesfjordens overflate lag under sommeren, men også i Mjøsas hovedområde tyder pH-verdier på at det på enkelte tidspunkter var høy produksjon av planktonalger.

10.3 Elektrolytisk ledningsevne

Vannets evne til å lede elektrisk strøm er avhengig av vannets innhold av salter, dvs. den elektrolytiske ledningsevne (benevning $\mu\text{S}/\text{cm}$) er direkte proporsjonal med vannets innhold av salter.

Verdiene for den elektrolytiske ledningsevne i Mjøsa viser at vannet er bløtt og kalkfattig. Under vårsirkulasjonen var det i hovedbassenget (st. II, st. III, st. VII) ens forhold fra overflate til bunn med el. ledningsevne på 39 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Ledningsevnen er betydelig lavere i de nordlige deler av Mjøsa enn lengre sørover. (Brøttum under vårsirkulasjonen: 33 $\mu\text{S}/\text{cm}$.)

Den elektrolytiske ledningsevnen i Furnesfjorden varierte i nært samsvar med de fremherskende vindretninger. På forsommeren førte sørlige vinder det elektrolytt-rike Akersvikvannet innover fjorden, og saltinnholdet i overflaten økte (se 9.6). Brumundas vannmasser bidrog i samme retning. Det motsatte skjedde på ettersommeren. Overflatevannet ble skjøvet sørover og erstattet av elektrolytt-fattigere vann fra dypområdene.

Ser man bort fra forholdene under breflommen, ligger ledningsevnen i Lågen i området 20-30 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ut fra fig. 30 kan man observere i hvilket dyp innlagningen har skjedd. Dette stemmer godt overens med det man skulle forvente ut fra temperaturforholdene.

10.4 Oksygenforholdene

Om sommeren er det i enkelte perioder betydelig overmetning av oksygen i de øverste vannmasser (epilimnion)(fig. 30). Dette har sammenheng med planteplanktonproduksjonen som ved oppbygging av organisk stoff av karbondioksyd (CO_2), frigir oksygen. På grunn av nedbrytningsprosesser (frigivelse av CO_2 og forbruk av O_2) avtok oksygeninnholdet svakt mot dypet. Oksygeninnholdet i dyplaget varierte mellom 75-90% metning hele året igjennom, men det var ingen systematisk variasjon med tiden. Det synes imidlertid alltid å være en avtakende tendens mot dypet.

Undertiden oppstår det en situasjon med en vesentlig mindre oksygenmengde i sprangsjiktområdet (metalimnion) enn dypere nede. Dette er en følge av at organisk stoff innlagres i eller like over dette lag. På grunn av de horisontale strømmer i metalimnion (hydrologiske, vindinduserte treghetsstrømmer), kan organisk materiale i tilsiget og stoff som synker ned bli opphopet i dette sjikt.

Oksygeninnholdet i Mjøsa kan fortsatt karakteriseres som godt, men den avtagende oksygenmengden mot dypet indikerer en viss nedbrytning av organisk materiale nedover i vannmassene. I hvilken grad dette skyldes primært og/eller sekundært organisk stoff er vanskelig å avgjøre.

10.5 Nitrogen og fosforvariasjonene i de øvre vannmasser

Næringssaltkonsentrasjonene i de øvre vannmasser varierer i takt med tilførsler og produksjonsforhold. Det er en markert økning i konsentrasjonene utover våren og forsommeren. Under vårsirkulasjonen, før planktonproduksjonen som forbruker næringssalter er kommet i gang, tilføres også vannmassene i betydelig grad næringssalter fra jordbruket. Fosfatene danner lite løslige bindinger med bl.a. Al, Fe og Ca og følgelig vil tilførselen av fosfor fra jordbruket hovedsakelig skje i forbindelse med jorderosjon. Tilløps-elveene vil under vårflommen føre med seg store mengder erosjonsmateriale og tilførselen av organiske fosforforbindelser er følgelig stor i denne tidsperiode (fig. 31).

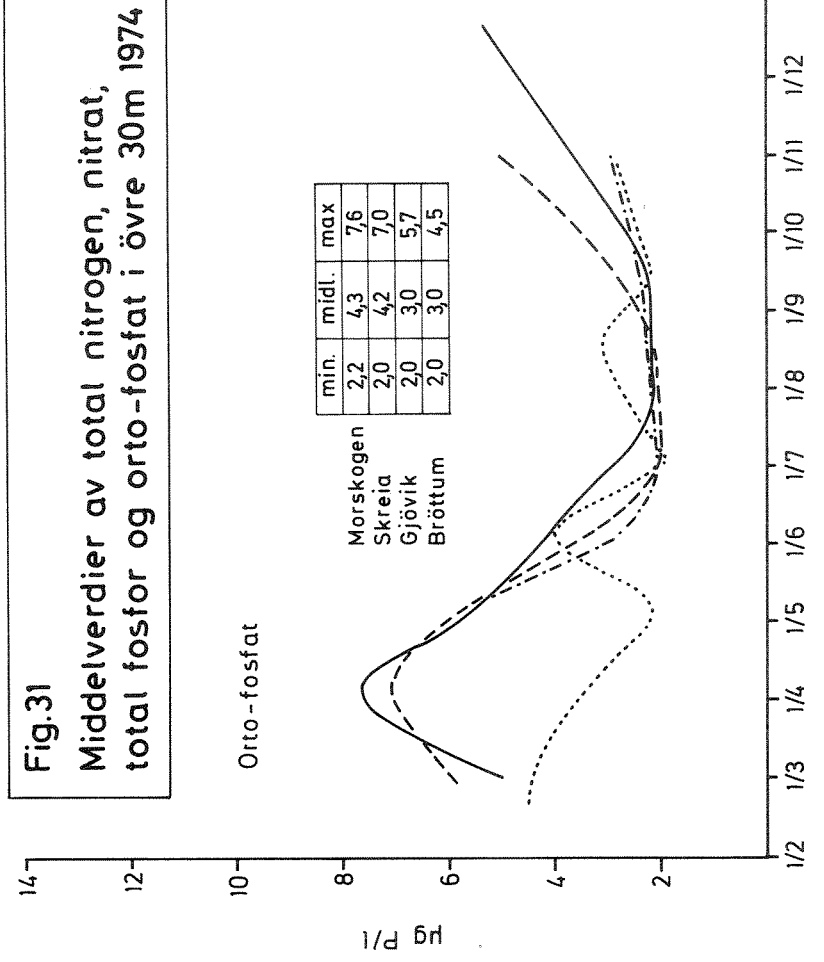
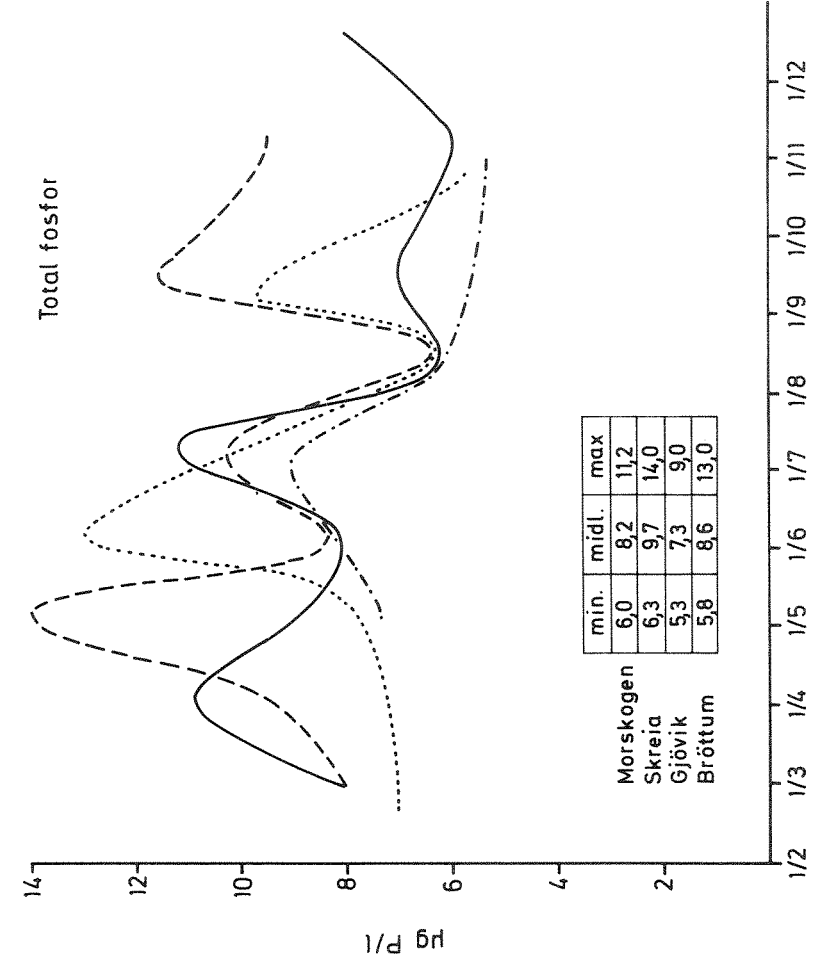
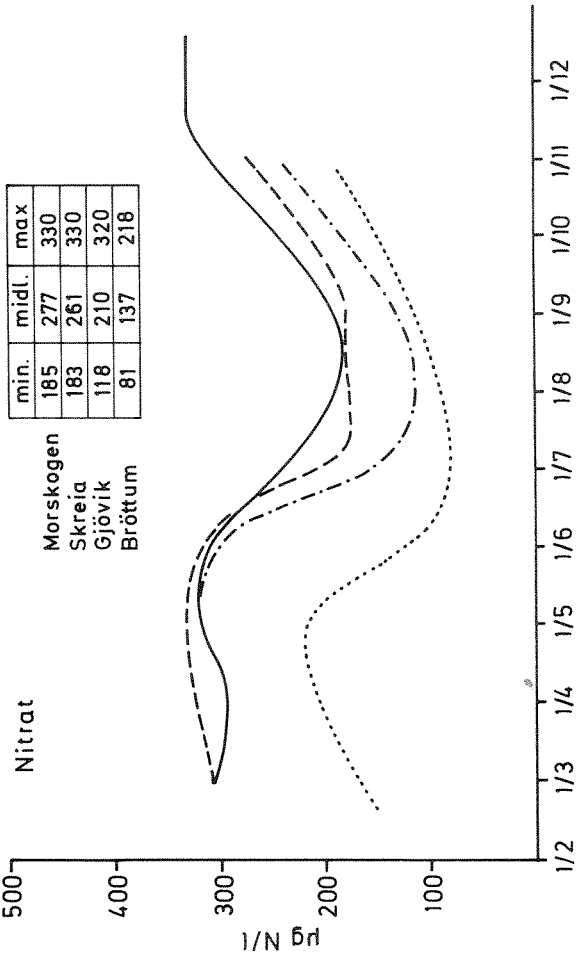
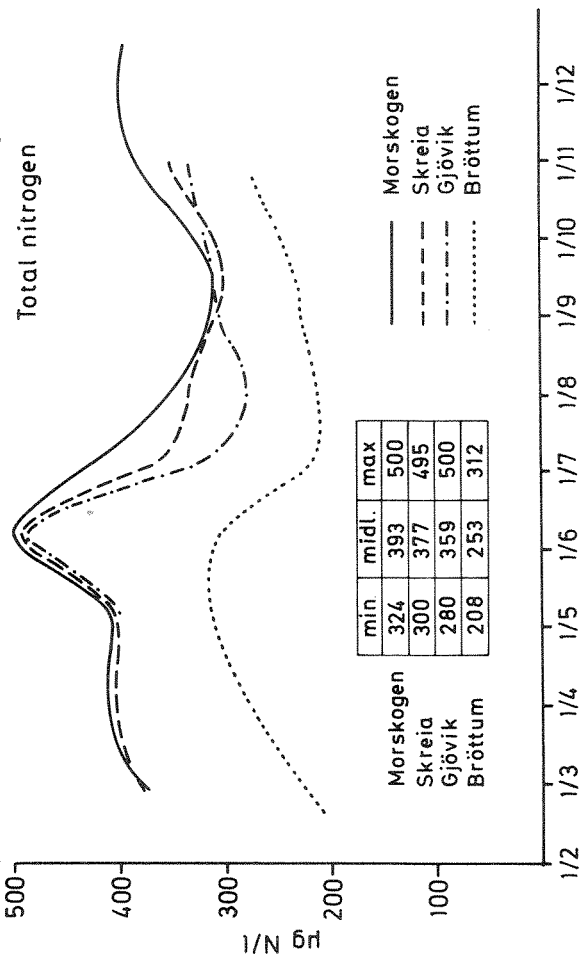
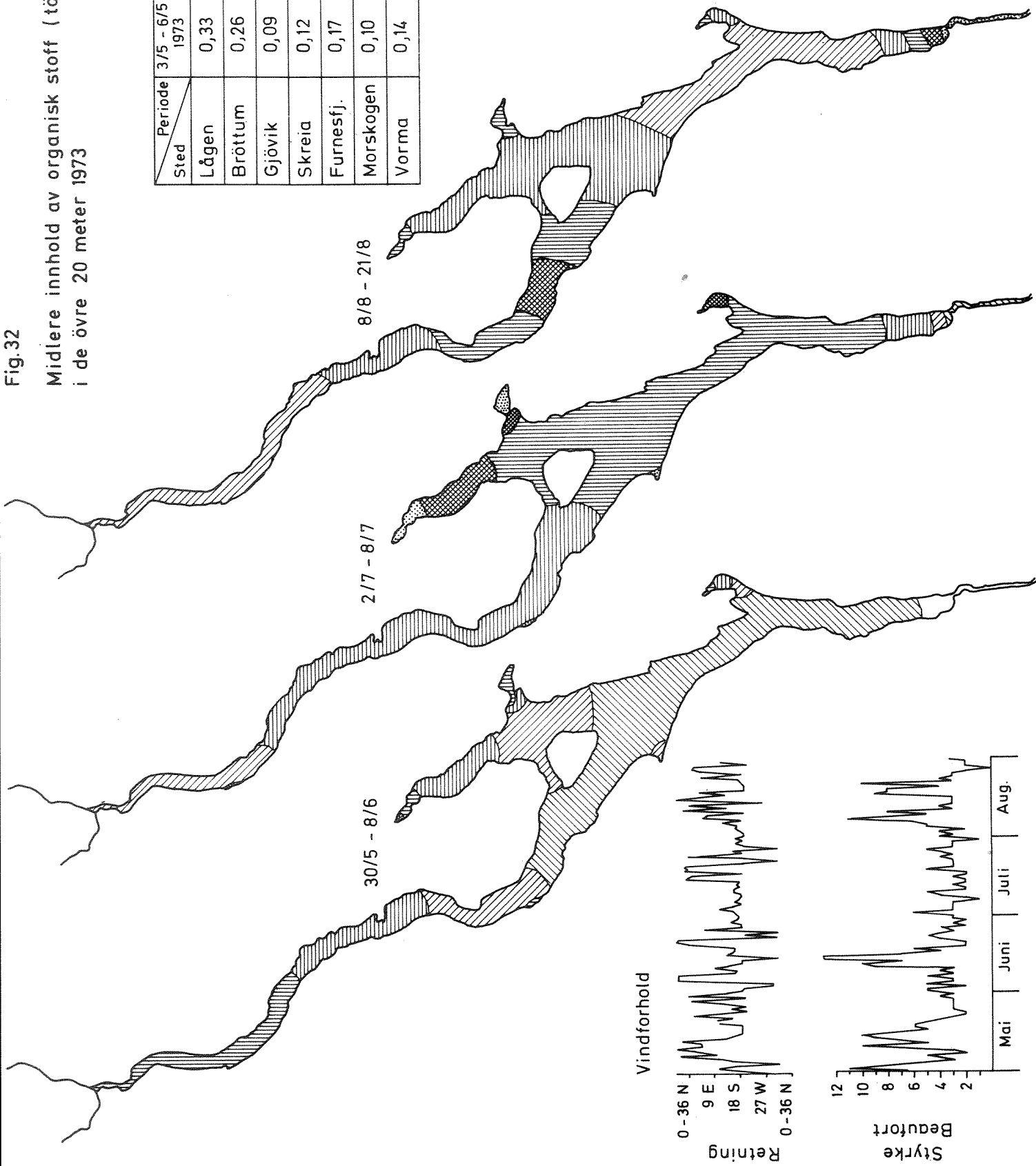
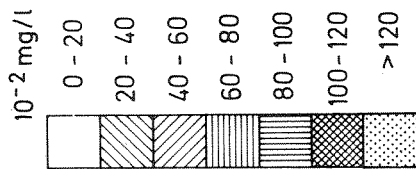


Fig.31
Middelverdier av total nitrogen, nitrat, total fosfor og orto-fosfat i øvre 30m 1974

Fig.32

Midlere innhold av organisk stoff (tørrstoff-gløderest, mg/l)
i de øvre 20 meter 1973

Sted	Periode 1973	3/5 - 6/5 1973	30/5 - 8/6 1973	2/7 - 8/7 1973	8/8 - 21/8 1973
Lågen	0,33	0,90	0,50	0,40	
Bröttum	0,26	0,84	0,64	0,44	
Gjøvik	0,09	0,35	0,75	1,06	
Skreia	0,12	0,23	0,89	0,57	
Furnesfj.	0,17	0,69	1,06	0,68	
Morskogen	0,10	0,35	0,83	0,49	
Vorma	0,14	0,09	0,40	1,20	



Vårflommen finner sted adskillig tidligere i Mjøsas mindre tilløpselver enn i Lågen. Den største tilførselen av fosforforbindelser via Lågen vil derfor skje i en periode med høy produksjon og avtagende nærings-saltkonsentrasjon. Næringssaltkonsentrasjonen vil deretter avta frem til høsten når redusert vekst, øket tilsig og høstsirkulasjonen igjen hever innholdet av nitrogen og fosfor i det øvre lag.

Konsentrasjonen av nitrogenforbindelser var ved utløpet av Mjøsa (Morskogen) generelt nærmere det dobbelte av hva som ble registrert i Mjøsas nordlige del (Brøttum). Tar man i betraktning den store fortynningen, avspeiler dette en stor tilførsel av nitrater og nitrogenforbindelser i Mjøsområdet. Tilsiget skyldes, foruten utslipp av husholdningskloakk og annet avløpsvann, i stor grad avrenning fra jordbruket (tabell 1).

10.6 Organisk stoff (tørrstoff-gløderest)

Det ble benyttet samme analysemetodikk som beskrevet i fremdriftsrapport nr. 3 for 1972.

Det totale innhold av organisk materiale bestod av materiale tilført via tilløpselvene og direkte utslipp (primært organisk materiale) samt organisk materiale produsert i innsjøen (sekundært organisk materiale). Fordelingen av det organiske materialet varierte med hensyn på tiden som følge av endringer i produksjons- og vindforhold.

Figur 32 viser konsentrasjonsbildet under tre perioder (forsommer, midtsommer, sensommer). Inndelingen er fremkommet ved en enkel interpolering mellom hovedstasjonene, tilløpselvene og Vorma.

På forsommeren (begynnelsen av juni) var planktonproduksjonen fortsatt lav. I denne perioden tilførtes derimot store mengder organisk stoff via Lågen og andre tilløpselver.

Planktonproduksjonen var høy i sommermånedene. Fremherskende sørlig vind førte overflatemassene nordover. Følgelig ble konsentrasjonene høye i Furnesfjorden. I sørenden av Mjøsa ble overflatevannmassene erstattet med dypvannmasser. Innholdet av organisk stoff ved utløpet var derfor forholdsvis lavt.

På ettersommeren dreide vinden mer nord-nordøstlig. Overflatemassene ble nå ført sørover. Dette medførte god utskiftning i Furnesfjorden, mens derimot en økning av organisk materiale fant sted i sørenden. En lokal økning i Gjøvik-området den 8. august har sammenheng med at det i denne tidsperiode var kraftig østlig vind som medførte en oppstuvning av overflatevann i dette området.

11. BIOLOGISKE FORHOLD

I 1974 ble det samlet inn et betydelig dyreplanktonmateriale fra Mjøsa. Materialet er imidlertid ikke bearbeidet ennå. Planteplanktonproduksjonen i overflatelagene ble undersøkt dels ved innsamling av planktonprøver og dels ved primærproduksjon, klorofyll og tørrstoffbestemmelser. Nedenfor er planteproduksjon og biomasse kort behandlet.

11.1 Planteplankton: produksjon og biomasse

Resultatene av produksjonsmålingene i 1973 og 1974 er fremstilt i figurene 33 og 34. De viser at planteplanktonproduksjonen på sammenlignbare datoer lå omtrent på samme nivå disse to årene. Produksjonen var størst i sommermånedene juni- juli og august.

I 1973 ble den høyeste døgnproduksjonen, 914 mg C/m^2 , målt 20. juli på stasjon Furnesfjorden, mens høyeste verdi i 1974 ble målt på stasjon Morskogen med 756 mg C/m^2 . Verdiene målt på stasjon Furnesfjorden var på dette tidspunkt omtrent like høye.

Produksjonsmålingene fra stasjon Brøttum viste at den nordligste delen av Mjøsa, fra Lillehammer og nedover til Gjøvik; særlig i den mest intense vekstperiode har lavere verdier enn andre deler av Mjøsa.

Den viktigste årsaken ligger i den påvirkning vannmassene fra Lågen har på denne del av Mjøsa. Spesielt har vårflommen stor betydning på grunn av relativt kaldt vann og suspendert materiale. Dette virker hemmende på fotosynteseaktiviteten hos algene.

Fig.33 Planteplanktonproduksjon, mg C/m²/dögn 1973

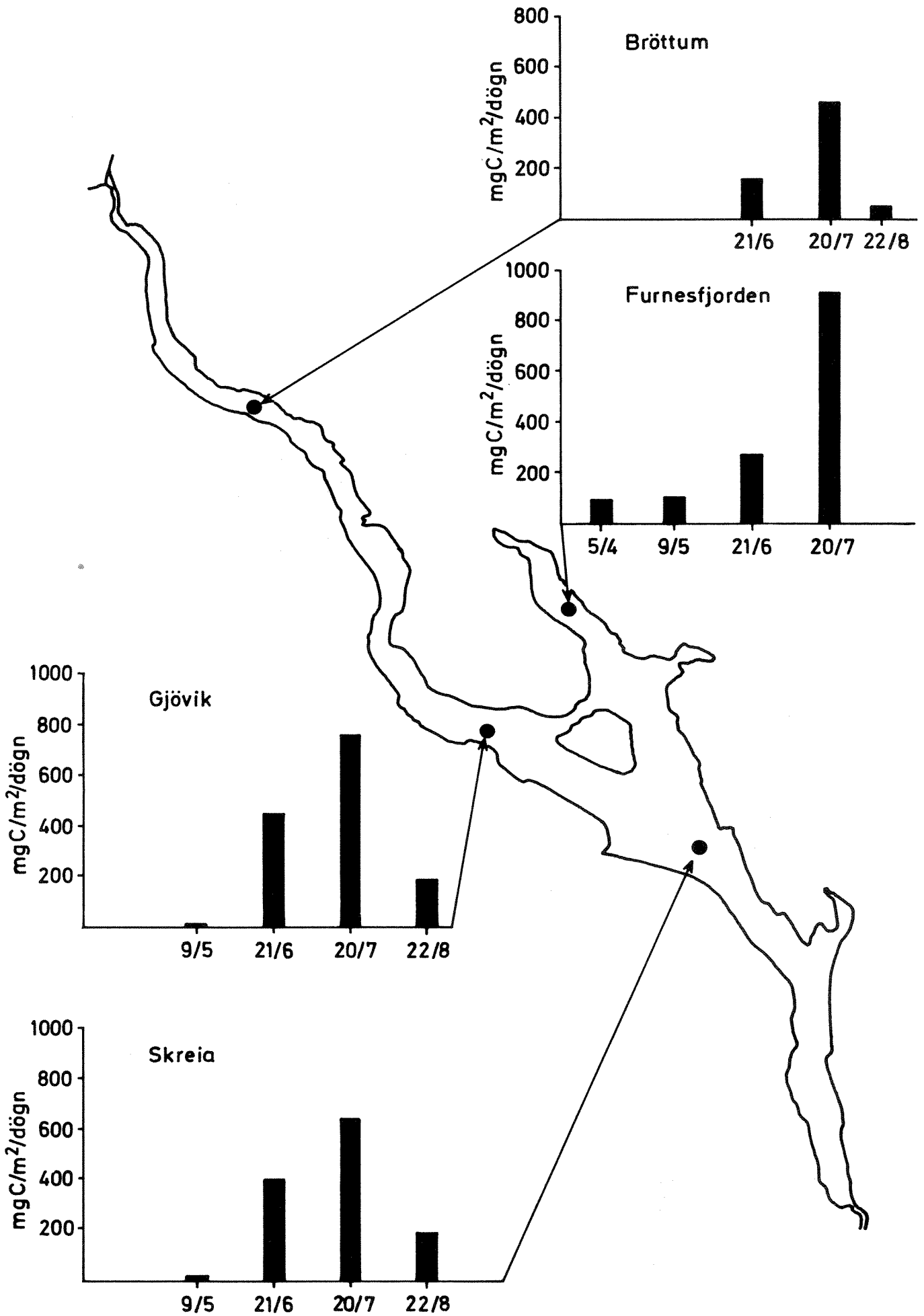
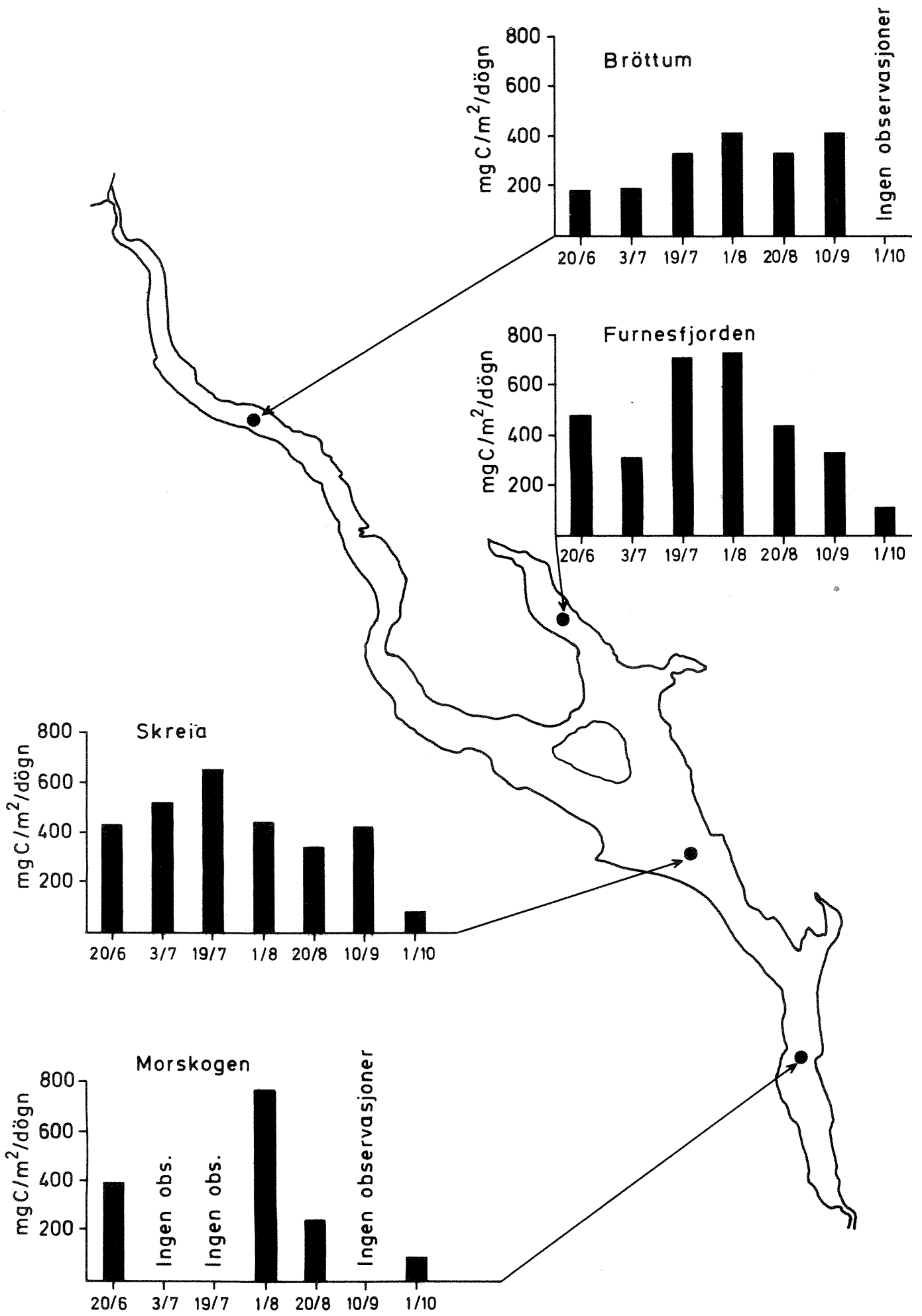


Fig. 34 Planteplanktonproduksjon, mgC/m²/dögn 1974



Ut fra de foreliggende produksjonsmålingene er planteplanktonets årlige produksjon av organisk karbon beregnet. I middel for hele Mjøsa ligger årsproduksjonen på 50 g C/m^2 . Da overflaten av Mjøsa er på 365 km^2 , blir planktonalgernes produksjon av karbon på årsbasis 18250 tonn. Normalt utgjør karbon 40-60% av det organiske tørrstoff i en algebiomasse. Med 40% blir dette en årlig produksjon av organisk stoff på 45625 tonn. (Tørrstoff \rightarrow gløderest.) Til sammenligning kan nevnes at transporten av organisk stoff til Mjøsa er beregnet til vel 17000 tonn/år (diffuse tilførsler ikke medregnet).

Bruker en det generelle vektforholdet mellom karbon, nitrogen og fosfor (40:7, 2:1) i en algebiomasse til å beregne nitrogen- og fosforomsetningen gjennom planteplanktonproduksjonen, finner man at planteplanktonet i Mjøsa brukte henholdsvis 3260 tonn nitrogen og 456 tonn fosfor til sin produksjon av organiske forbindelser.

Til sammenligning kan nevnes at de beregnede verdier for tilførsler av nitrogen og fosfor til Mjøsa i 1973 var henholdsvis 3950 tonn og 310 tonn (diffuse tilførsler ikke medregnet). Dette kan tyde på at det tilføres mer nitrogen til Mjøsa enn det algene forbruker i sin syntese, mens det forbrukes mer fosfor. Dette skulle igjen tyde på at fosfor omsettes raskere enn nitrogen i Mjøsa.

Det må her presiseres at alle disse tallverdier er beregnet på grunnlag av et lite materiale og at de benyttede verdier for forholdstall mellom karbon, nitrogen og fosforinnhold i algene er gjennomsnittsverdier, slik at de beregnede verdiene kun må ses på som orienterende for å gi et begrep om hvilken størrelsesorden det er tale om for de ulike komponenter.

Mjøsa har som nevnt en relativt lav årlig primærproduksjon, ca. 50 g C/m^2 . Ut fra en klassifiseringskala utarbeidet av Vollenweider (1968) vil dette klassifisere Mjøsa som en oligotrof innsjø, dvs. en innsjø med en lav produktivitet. Døgnproduksjonsverdiene om sommeren er imidlertid høye, $700-900 \text{ mg C/m}^2$, noe som indikerer en eutrof innsjø, dvs. en innsjø med en høy produktivitet etter samme skala.

Den relativt lave årsproduksjonen skyldes den korte vekstsesongen, som i hovedtrekkene reguleres av vannets temperatur.

12. BUNNSEDIMENTER

Undersøkelser av bunnsedimentenes kjemiske sammensetning og innhold av plantenæringsstoffer, giftstoffer etc. er undersøkt av Geologisk institutt (cand.real. Per Aagaard). Den primære målsetning for denne undersøkelse er et doktorarbeid som tar sikte på å studere sedimentenes sammensetning og struktur, men materialet kan åpenbart brukes i en praktisk sammenheng for bl.a. å kartlegge tungmetallenes utbredelse i Mjøsa.

Det er gjerne slik at en forurensningseffekt eller virkning ikke opphører umiddelbart etter at utslippet er opphørt. På grunn av akkumulering av slike stoffer i sedimentene, næringskjeder o.l., kan virkningen av det forurensningsbegrensende tiltak forskyves i tid, avhengig av hvilket stoff det dreier seg om. Bunnsedimentene deltar meget aktivt i organismelivets stoffhusholdning eller næringscyklus, og det er derfor viktig i en forurensningssituasjon å få klarlagt både sedimentenes kjemiske og biologiske aspekt. Geologisk institutt er i ferd med å bearbeide sitt observasjonsmateriale. Nedenfor er gjengitt en foreløpig uttalelse.

Hendelses- eller utviklingsforløpet i den eutrofieringsprosess som nå er i gang i Mjøsa, er selvsagt av stor interesse. Sedimentenes stratigrafi eller lagdeling kan i noen grad gjenspeile det utviklingsforløp innsjøen har gjennomgått. Ved å studere organismerester o.l. i sedimentene, kan man nemlig i noen grad være i stand til å rekonstruere utviklingsforløpet i innsjøer. En spesialist på dette fagfelt, lektor Frode Berge, har foretatt slike undersøkelser på flere lokaliteter i Mjøsa. Resultatene av disse undersøkelser er fremlagt i egne rapporter, og sammendrag av disse rapporter er gjengitt i punkt 12.2.

12.1 Adsorberte tungmetaller i Mjøsas sedimenter. Foreløpige resultater

Generelt

Adsorberte tungmetaller er bestemt på en rekke sedimentprøver fra Mjøsa. De analyserte elementer er bly (Pb), kobber (Cu), sink (Zn) og kvikksølv (Hg). Med adsorbent er her forstått den del som lar seg fjerne

med en kunstig ionebytter. Fra ionebytteren elueres tungmetallene, og disse bestemmes således i løsning ved atomabsorpsjon.

Den fraksjon av sedimentene med kornstørrelse under 180 μm benyttes. Dette gjøres av to årsaker. Man ønsker sammenlignbare data, og det er vel kjent at størstedelen av tungmetaller i sedimentene er knyttet til de finere fraksjoner. Likeledes er denne grense (180 μm) den samme som NGU's geokjemiske avdeling bruker.

Resultater

Verdier for adsorbert form er regnet om på basis av sedimentvekt (60⁰C). Pb, Zn, Cu er angitt i ppm, og Hg i ppb av sedimentvekt på fraksjonen < 180 μm .

I tabell 14 er adsorberte tungmetaller i 30 sedimentprøver fra Mjøsa angitt. Alle prøvene representerer gjennomsnitts-sedimentet i overflaten. For kjerneprøver dreier dette seg om de øvre 1-2 cm, for grabbprøver de øvre 5-10 cm. Det er gjennomsnittsverdier av duplikate prøver med unntak av prøve 51/1, hvor det bare er en bestemmelse.

For å få en regional oversikt er verdiene forsøkt tegnet inn på fig. 35.

Verdiene fra hovedbassenget i de dypeste og mest sentrale områder er ytterst små. Særlig gjelder det prøve 36/1.

Bly (Pb)

Elementet er ennå ikke analysert på alle prøver. Variasjonsmønsteret i nordenden av Mjøsa fra Lillehammer og sørover kan tyde på en viss tilførsel fra Lillehammer. Eventuell urban og industriell påvirkning fra Gjøvik finnes det foreløpig ikke data for. De høye verdier rett ut for Redalen kan antakelig tilbakeføres til de kjente blyforekomster i Snertingdal.

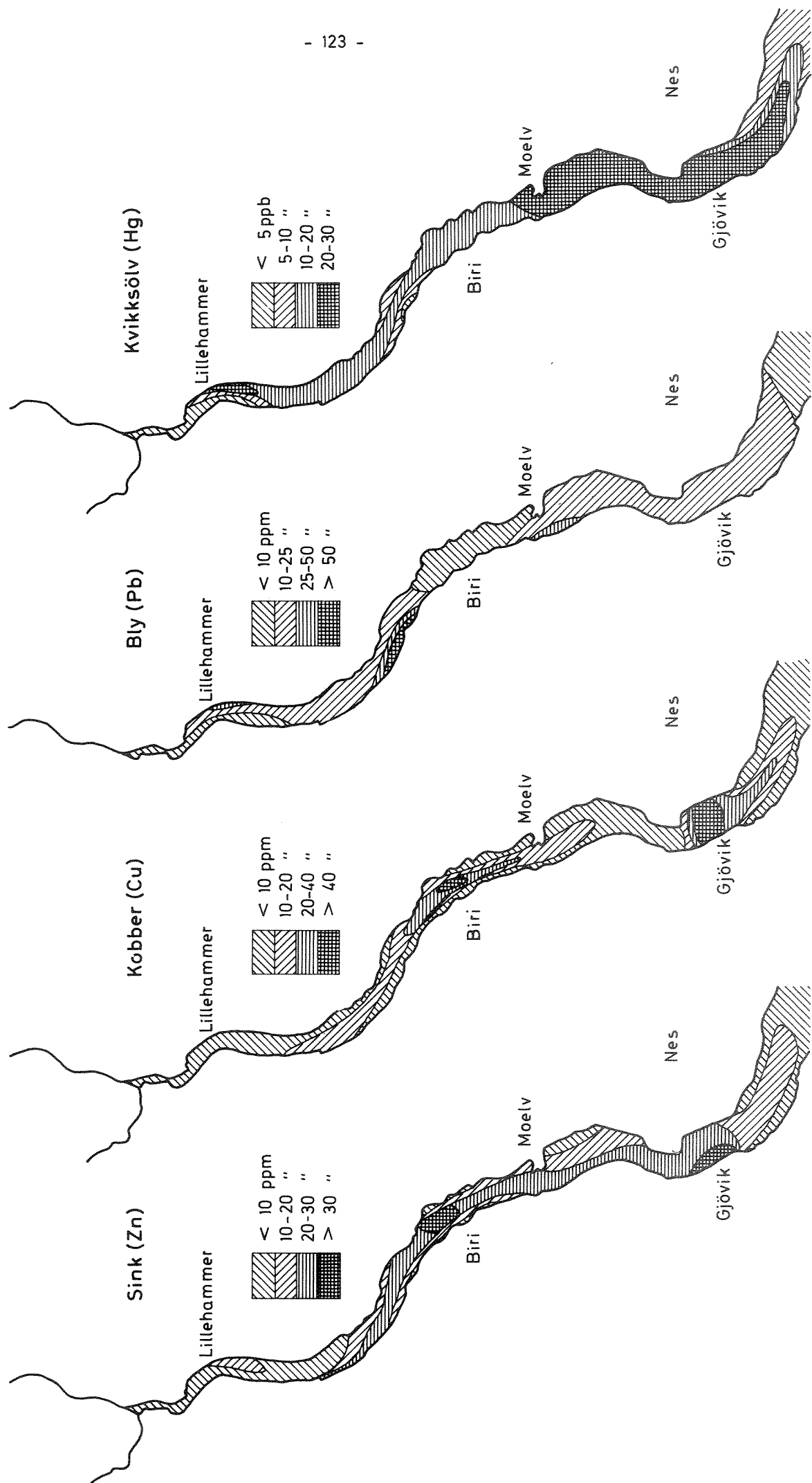
Kvikksølv (Hg)

De høyeste verdier har man i området Biri-Redalen, likeledes rett sør for Gjøvik (77/1). Om dette er industriell påvirkning eller naturlige bakgrunnsverdier, er vanskelig å si på nåværende tidspunkt.

Tabell 14. Adsorberte tungmetaller i Mjøsas sedimenter
(Avrundete gjennomsnittsverdier)

Prøve	Zn ppm	Pb ppm	Cu ppm	Hg ppb
36/1	4	2	1	< 3
37/1	9		8	
38/1	18		26	
39/1	26		43	
40/1	42		40	
51/1	16		-	
53/1	34		22	
55/1	5	8	2	19
56/1	5	8	2	14
57/1	40	122		
58/1	4	7	2	18
59/1	27		25	
60/1	5	5	1	< 3
61/1 oks.	26		18	
red.	26		10	
63/1	11	8	2	< 7
64/1	11	27	5	<22
65/1	2	7	1	< 4
66/1	2	5	1	<12
67/1	5	12	2	18
70/1	20	17	11	<14
71/1	8		-	
72B/1	26	38	5	26
73/1	14		13	
74/1	2	10	1	22
76/1	27		2	
77/1	5	12	2	27
78/1	2	6	2	6
81/1	19		7	
82B/1	4	10	2	9
83/1	6		11	

Fig.35 Adsorberte tungmetaller i sedimentene i nordre del av Mjøsa



Sink og kobber (Zn og Cu)

Den regionale fordeling for disse komponenter er vanskelig å tolke. Den store Cu-anomali rett utenfor Biri er spesielt vanskelig å forklare. Bildet rundt Gjøvik tyder imidlertid på en viss urban forurensningspåvirkning.

Mekanismene for tungmetallenes transport og oppbevaring i sedimentene er ennå ikke klarlagt for alle sedimentasjonsmiljøer. Foruten å variere med de fysiske-kjemiske forhold, varierer de også fra element til element.

For å komplettere bildet for Mjøsas vedkommende vil de samme prøver, som er analysert på adsorberte tungmetaller, også undersøkes på syre-uttrekk.

12.2 Undersøkelser av diatomeer (kiselalger) i Mjøsas bunnsedimenter (Preliminær oppsummering av resultater fra 4 delrapporter (1,2,3,4)).

Analyse av innsjøsedimenters innhold av diatomeskall kan gi informasjon om viktige særtrakk ved et vannsystems økologiske historie når skiftende miljøforhold reflekteres av tilsvarende endringer i diatomefloraens sammensetning.

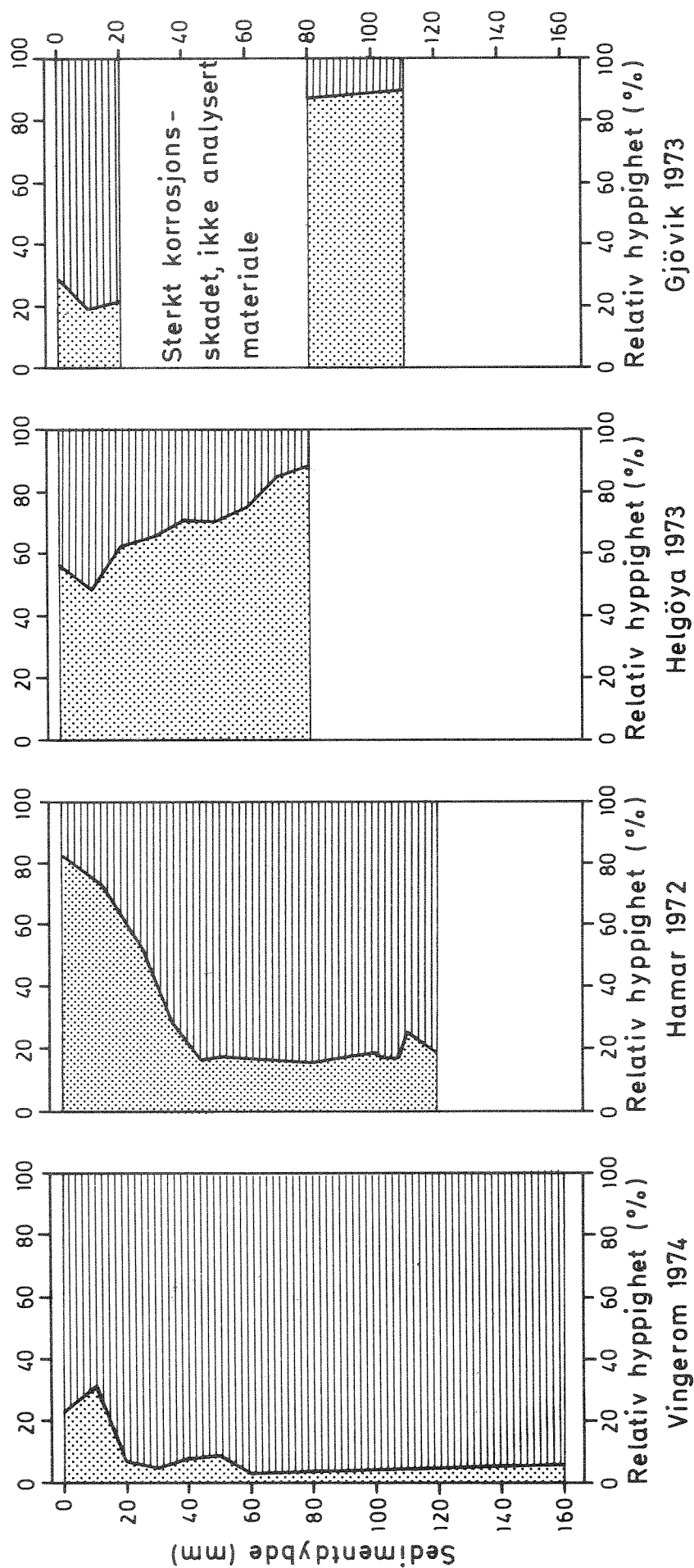
For Mjøsa foreligger det til nå analyseresultater fra følgende områder:

1. Sør for Hamar (11 meters dyp).
2. Nord for Helgøya (35 meters dyp).
3. Sørøst for Gjøvik (8 meters dyp).
4. Øst for Vingrom (20 meters dyp).

A. Eutrofiutviklingen

Figur 36 gir en oversikt over de undersøkte sedimentprofilers innhold av planktoniske og perifytiske alger (påvekstalger). Et fellestrekk for profilene fra Hamar og Vingrom er en markert økning i den senere tid av planktoniske alger. Dette må betraktes som en direkte manifestasjon av Mjøsas tiltagende eutrofiering.

Fig.36 Relativ forekomst av planktoniske og periphytiske diatomeer i sedimentprofiler fra fire forskjellige lokaliteter i Mjøsa



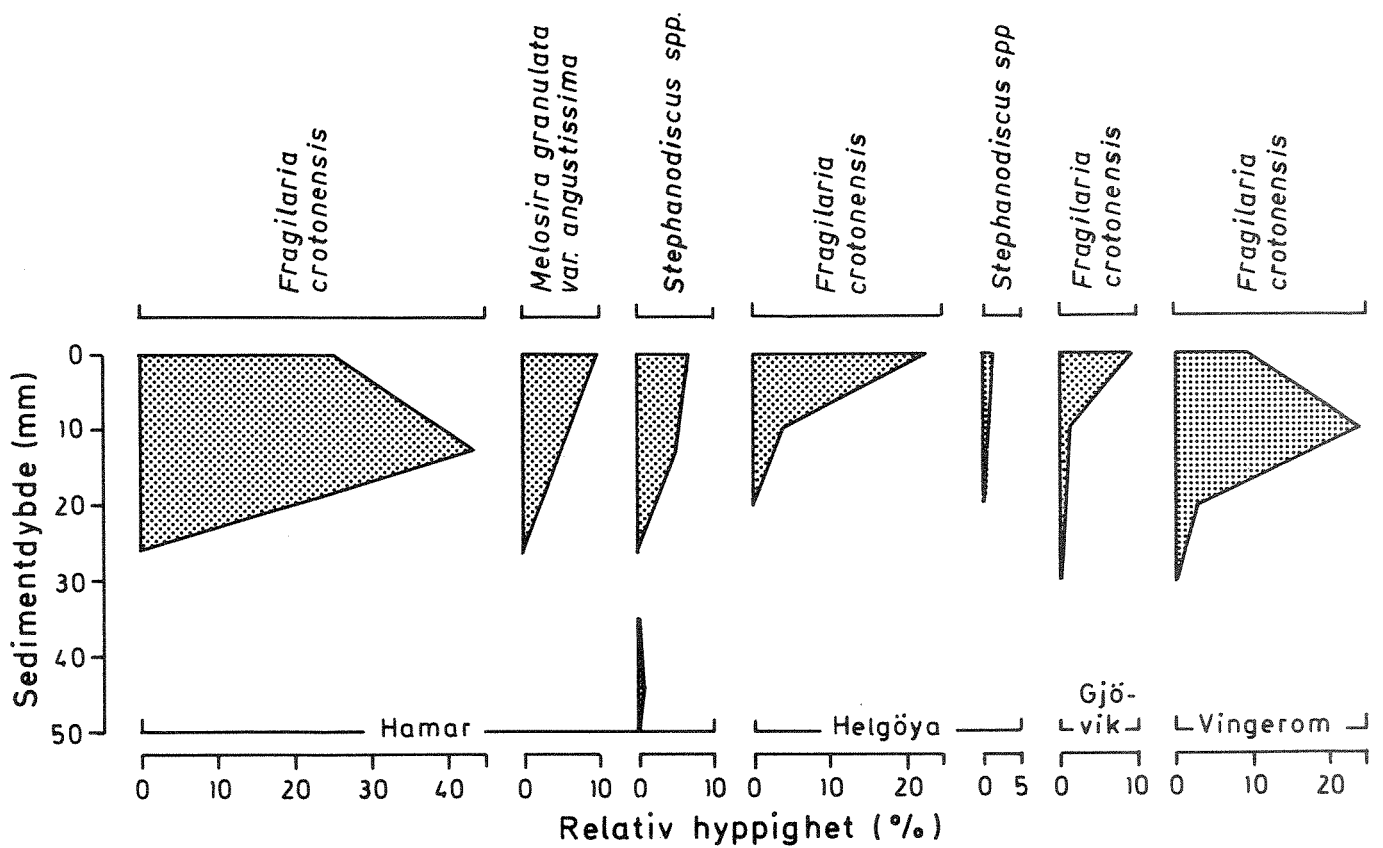
Materialet fra Helgøya og Gjøvik viser, bortsett fra de aller øverste sedimentnivåer, den motsatte tendens, nemlig avtagende forekomst av planktoniske alger regnet nedenfra og oppover langs sedimentprofilene. Denne forskjellen skyldes imidlertid at materialet fra Helgøya og Gjøvik, i motsetning til de øvrige profiler, er sterkt påvirket av korrosjon. I dypereliggende sedimentlag er kun de mest robuste diatomeskall bevart (*Melosira* spp. og *Tabellaria flocculosa*), og diatomeforekomstene i disse nivåer er dermed ikke representative for den floraen som eksisterte da sedimentasjonen fant sted. De aller øverste analyserte sedimentlag (overflaten og 10 mm nivået) synes imidlertid ikke å være vesentlig påvirket av korrosjon, og her indikerer profilene fra Helgøya og Gjøvik den samme tendens som materialet for øvrig, nemlig tiltakende forekomst av planktonalger.

Inntrykket av økende eutrofiering bekreftes ytterligere av diatomefloraens kvalitative og kvantitative sammensetning. Fig. 37 viser den relative forekomst av Mjøsas viktigste eutrofi-indikerende diatomearter, nemlig *Fragilaria crotonensis*, *Stephanodiscus* spp. og *Melosira granulata* var. *angustissima*. Sedimentene under 20 mm nivået er praktisk talt uten innhold av disse diatomeartene, mens en sterk økning finner sted innenfor de øverste 2-3 cm av profilene. Denne forskyvning i favør av næringskrevende alger viser klart at det i den senere tid har funnet sted en markert økning i vannets innhold av næringssalter.

Med hensyn til spesielle former for belastning kan det nevnes at Gjøvikprofilens rikelige innhold av *Nitzschia* spp. tyder på at vannmassene her preges av betydelige tilførsler av organisk materiale.

Selv om Mjøsa heller ikke i tidligere perioder har vært utpreget oligotrof (dypereliggende sedimenters betydelige innhold av visse *Melosira*- og *Fragilaria*-arter vitner om dette), er det likevel grunnlag for å hevde at innsjøen nå er inne i en økologisk omveltningssperiode som klart skiller seg fra tidligere tiders relativt stabile forhold. Når de foreliggende analyseresultater sammenholdes med en rekke planktonundersøkelser fra Mjøsa (Braarud et al. 1928, Holmboe 1900, Holtan et al. 1973, Huitfeldt-Kaas 1906, 1946) synes det rimelig å tidfeste startfasen for

Fig.37 Relativ forekomst av utpreget eutrofiindikerende diatomeer i sedimentprofiler fra fire forskjellige lokaliteter i Mjøsa



de mest markerte forandringer til begynnelsen av 1960-årene. Resultatene i fig. 36 og fig. 37 tyder på at eutrofieringen tok til tidligere og er nådd lenger utenfor Hamar enn på de øvrige undersøkte lokaliteter.

B. pH-analyse.

pH-analyse på grunnlag av sedimentenes innhold av diatomeer innebærer muligheter for å avsløre temporale forandringer av vannets surhetsgrad.

På grunn av døgn- og sesongvariasjoner i vannets surhetsgrad, vil økologiske indikatororganismer (som f.eks. visse diatomearter) dessuten kunne gi et mer relevant bilde av det rådende pH-miljø enn de punktobservasjoner i rom og tid som normalt oppnås ved hjelp av måleinstrumenter.

Spesiell pH-analyse på grunnlag av diatomeforekomstene er foretatt av materialet fra Gjøvik og Vingrom. Med visse forbehold, på grunn av materialets beskjedne omfang, viser analysen av Gjøvikprofilen at vannet her gjennomgående har et pH-nivå som ligger litt i overkant av nøytralt punktet under høstens fullsirkulasjon.

Vingromprofilen inneholder for mye elvetransportert materiale til at noe pH-nivå kan beregnes for denne lokaliteten.

De to profilene viser ingen vesentlige forskyvninger av pH-nivået i den senere tid. De høye pH-verdier som er målt i forbindelse med stor fotosynteseaktivitet hos planteplanktonet, synes derfor å ha vært situasjonsbestemte fenomener som hittil ikke har preget vannmassene over lengre tidsrom på de to undersøkte lokaliteter. Forholdene er muligens noe annerledes utenfor Hamar og Helgøya. Sedimentprofilene herfra er ikke detaljansjert med hensyn på vannets surhetsgrad, men diatomeenes arts- og mengdefordeling viser at pH-nivået i disse områdene ligger noe høyere enn utenfor Gjøvik. Materialet antyder dessuten en viss miljøforskyvning i stadig mer alkalisk retning.

13. PRAKTISKE KONKLUSJONER

1. Materialbalanse

Observasjonsmateriale fra tilløpselver i 1974 og innsamlede registreringsdata gir grunnlag for følgende oppstilling for innsjøens materialbalanse (P, N og organisk stoff). Materialet vil bli videre bearbeidet og fremstilt i egen rapport. Tallene må derfor betraktes som orienterende.

Tabell 15. Årlig transport av næringssalter og org.stoff til Mjøsa.

	Tonn pr. år		
	Total fosfor (P)	Total nitrogen (N)	Organisk materiale tørrst. - gløder.
Transport inn	264	4910	12470
" ut	76	3350	4840
Differanse	188	1560	7630
<u>Belastningens %-fordeling</u>			
Naturlige tilførsler	22,6	35,4	-
Jordbruk + skogbruk	13,8	37,7	15,3
Kommunalt avl.vann	30,6	11,9	16,7
Industri	33,0	15,0	68,0
Totalt	100	100	100

2. Forurensningsbegrensende tiltak

I forbindelse med planlegging og bygging av rensetekniske tiltak fra kommunalt avløpsvann er det på grunnlag av det foreliggende observasjonsmateriale også i 1974 blitt gitt råd (notater) i forbindelse med f.eks. plassering av utslippsteder for Hamar, Gjøvik, Lillehammer og Brumunddal. Slike råd må selvsagt gis

i hvert enkelt tilfelle i henhold til den lokale situasjon og avløpsproblematikk.

Omlegging av produksjonsprosesser o.l. har medført en viss reduksjon av industriens forurensningsbidrag. Ut fra et alment forurensningssynspunkt er det imidlertid innenfor industrien nødvendig å forsere igangsettelse av tiltak, omlegging av produksjonsprosesser o.l. I denne sammenheng er det først og fremst grunn til å minne om forurensningsproblemer i forbindelse med potetmelindustrien og treforedlingsindustrien, men visse metallurgiske industribedrifter er også av betydning i denne sammenheng.

Forurensningssituasjonen i jordbruksbekker og større tilløp til Mjøsa viser at eventuell sanering av avløpsproblemene i jordbruket (silos, utette gjødselkjellere o.l.) i liten grad er gjennomført hittil. I tilfeller hvor siloutslipp o.l. er blitt tatt hånd om på en forsvarlig måte, er bekkenes forurensningstilstand vesentlig forandret. Den generelle tilstand i vannforekomstene tilsier at saneringen av avløpsforholdene også på dette felt må forseres.

3. Sjøpelfyllplasser

Det er i løpet av 1974 foretatt befaringer til flere sjøpelfyllplasser i Mjøsområdet. Problemer i forbindelse med sjøpelfyllplassene for Gjøvik og Ringsaker er kort behandlet i rapporten. De potensielle forurensningskilder disse fyllinger representerer er meget betenkelig og bør underkastes nærmere undersøkelser.

Sjøpelbehandling og deponering av sjøpel er tydeligvis et stort problem i Mjøsområdet. Sjøpel av nær sagt alle kategorier samt septikkslam (kloakkslam) henlegges ofte i samme fylling som geografisk sett er valgt mer eller mindre tilfeldig. Ofte blir fordypninger i terrenget og daler benyttet til dette formål. Man er kanskje mer opptatt av å få plassert fyllinger på bortgjemte steder enn å få dem plassert slik at de ikke skaper forurensningsproblemer for vassdrag både lokalt og i en større sammenheng. Det estetiske så vel

som det forurensningsmessige må selvsagt telle med ved vurdering av fyllingenes plassering og den behandlingsmåte som bør benyttes.

Da ukontrollerte søppelfyllinger lett kan medføre alvorlige forurensningsproblemer i et vassdragssystem, har vi i denne rapport gitt en generell beskrivelse av hvordan slike problemer kan løses. Ut fra et forurensningssynspunkt er det av vesentlig betydning at søppelfyllinger blir plassert slik at man kan ha kontroll med sigevannet - dette gjelder uansett hvilken behandlingsmetode man velger. Industriavfall (tungmetaller, giftstoffer o.l.) må taes vare på spesielt og behandles på dertil egnede anlegg.

4. Svartelva

Svartelva bærer i dag sterkt preg av at avløpsforholdene i nedbørfeltet ikke er sanert, og forholdene er i mange tilfeller svært utilfredsstillende. Tidligere tiders viktige reproduksjonsområder for mjøsaure er i mange tilfeller ødelagt, og i dag er reproduksjonen bare ca. 10% av den naturlige. I de mindre sidebekker samt i vassdragets øvre deler er det først og fremst utslipp av silopressaft, og i visse tilfeller utslipp fra halmlutningsaktivitet, som skaper ulemper. Rent lokalt kan utslipp av kloakkvann også være til stor sjenanse. I elvens nedre og sentrale deler er det ved siden av drankutslippet fra Løiten Brænderi A/S, først og fremst kloakkvannet som medfører ulemper. I denne sammenheng er det spesielt grunn til å nevne utslippene fra Ilseng, Stange via Starelva samt Sannerud Sykehus, men det er også andre større kloakkutslipp det er grunn til å merke seg.

Fellesluteriet ved By utgjør en alvorlig forurensningskilde og medfører under driftssesongen betydelig fiskedød på en strekning av ca. 1 km nedenfor utslippstedet. I elvesystemet ovenfor Gjetholmsjøen har det i de senere år sannsynligvis foregått en forsurening som bl.a. kan ha medført en reduksjon i fiskebestanden. Dette må antakelig sees i sammenheng med sur nedbør samt vannets lave bufferkapasitet og stor tilførsel av humusrikt vann fra myrområdene. I de øvre delene av Lageråa og Fura som også drenerer store myrområder, er vannets

bufferevne større, og forsureningen har derfor ikke gjort seg så sterkt gjeldende.

Elvesystemet er i sin helhet markert humuspåvirket, og dette kommer spesielt til syne under flomsituasjoner. Økt grøfting påvirker i vesentlig grad vannregimet i visse deler av vassdraget. Korttidsregulering av hovedløpet nedstrøms Rokosjøen (lav vannføring i helgene) medvirker til å senke elvens produksjonsevne og gjøre vassdraget mer følsomt for forurensningstilførsler.

Det antas at målsetningen er å bedre forholdene i Svartelva, både hva fiskeproduksjon og andre forhold angår (bading, drikkevann, vanning osv.). I så fall er det nødvendig å gjennomføre en omfattende sanering av alle utslipp langs elva. Dette gjelder tilførsel av silopressaft, drank fra Løiten Brænderi A/S, utslipp fra halmlutningsaktiviteter (gårdsanlegg så vel som fellesanlegg), kloakkvann og sig fra utette gjødel skjellere og dyrestaller.

Man bør også være oppmerksom på de følger en økt grøfting medfører så vel for vassdragets produksjons- og selvrensningsevne, som for bruk av vannet til vanningsanlegg osv. Dette er et problem som med den nåværende jordbruksutvikling kommer til å øke ytterligere.

Det forhold at krepsen ikke synes å kunne overleve like nedenfor utslippet fra Klevfoss, må undersøkes nærmere, da det i fremtiden kan være ønskelig også å utnytte elvens nedre deler for krepsproduksjon.

5. Sållerudbekken, Stange

- a. Hele Sållerudbekken bærer preg av sterk forurensning. En viss forbedring på grunn av selvrensning kunne imidlertid spores i bekkens nedre deler. Hovedårsaken til den foreliggende forurensningssituasjon er utslipp av urensset boligkloakk fra tettsteder og spredt bebyggelse langs bekken.

- b. Utslipp av toksiske stoffer pågår eller har i løpet av den senere tid foregått i de nedre deler av bekken.
- c. Den økte forurensning av bekken som synes å ha vært spesielt markert i de siste 5-6 årene, har medført at livsvilkårene for fisken er sterkt redusert, og nå er det gått så langt at fisk bare kan overleve under spesielle høyvannsperioder. En alvorlig konsekvens av dette er at en viktig reproduksjonslokalitet for mjøsharren og i noen grad også mjøsauren, er blitt ødelagt.
- d. Det tilføres betydelige kvanta fosfor via utslipp fra Metallemballasje A/S. Tidligere har dette utslippet vært ca. 5-10 tonn pr. år, men er nå redusert på grunn av prosessomlegging.
- e. Generelt er mindre bekker og vannforekomster i tettbebyggelser, utpregete jordbruksområder o.l. sterkt utsatt for overbelastning av forurensninger. På grunn av at så mange mennesker er berørt av de ulemper forurensningene fører med seg, er det meget viktig at man i slike tilfeller tar spesielle hensyn til avløps- og forurensningsproblematikken i utnyttelsesplanleggingen. Ved nyetablering av aktiviteter (boligområder, industri o.l.) må man på slike steder være langt mer restriktive på dette felt enn hva som tidligere har vært vanlig. Utbedring av gamle synder ved avskjærende kloakkledninger, renseanlegg, prosesstekniske forbedringer innenfor industrien o.l. vil hurtig kunne føre til bedre forhold i vannforekomsten.

6. Stensengbekken, Ringsaker

Som tidligere nevnt (bl.a. i undersøkelsesprogrammet for 1974-76), blir det i Stensengbakkens nedbørfelt utført et betydelig forskningsarbeid av Norges landbrukshøgskole (NLH) i den hensikt å få en forståelse av jordbrukets rolle i forurensningssammenheng. NIVA deltar i dette prosjekt ved å utføre visse biologiske undersøkelser i hovedbekken. Den generelle forurensningssituasjon og biologiske forhold ble i noen grad behandlet i fjorårets årsrapport (0-91/69 Mjøspro-

sjektet. Fremdriftsrapport nr. 4. Undersøkelser 1973. Resultater og kommentarer).

I 1974 er fiskens, først og fremst harrens gytevandring og reproduksjon i Stensengbekken i noen grad undersøkt. Et viktig moment i denne sammenheng er at harrens rogn som blir gytt i månedsskiftet april-mai, klekkes i juni og allerede i september-november vandrer de fleste unger ut i Mjøsa. Derved unngås de uheldige forhold som ofte oppstår i små bekker om vinteren - lav vannføring, utslipp av halmlut, kloakkvann o.l. Aureunger derimot, tilbringer en betydelig lengere tid i bekker og elver (opptil 3 år) før de vandrer ut i Mjøsa. Følgelig er denne fiskeart mere utsatt for de ugunstige forhold som er omtalt ovenfor.

7. Forurensningssituasjonen i Lågenvassdraget.

Tidligere utførte undersøkelser (NIVA-rapport O-71/70. Vågåvatn, Ottavassdraget, Gudbrandsdalslågen. En limnologisk undersøkelse 1972) av forurensningssituasjonen i Lågen kan gi grunnlag for følgende sammenfattende konklusjon:

- a. Avløpsforholdene langs vassdraget er stort sett løst på en tilfeldig måte. En rekke større og mindre utslipp av urensset avløpsvann kan observeres i vannkanten.
- b. Den primære forurensningspåvirkning, saprobieringen (dvs. områder med visuell heterotrof begroing), synes å ha økt i løpet av de siste 5-6 år. Denne virkning (saprobieringen) utgjør dog ikke store problemer selv om det ved lavvannsføringer rent lokalt er uakseptable forhold. Dette gjelder selvsagt bare for hovedvassdraget, idet flere av de mindre sidevassdrag er, i hvert fall til sine tider (siloperioder) kraftig belastet med organisk stoff, noe som fører til saprobieringsutvikling og utarming av den naturlige flora og fauna.

- c. Den sekundære påvirkning (eutrofiering) som var godt synlig på enkelte elveavsnitt i 1967, har økt betydelig i omfang. Spesielt når det gjelder vassdraget nedstrøms Vinstra, utgjør den i dag et alvorlig forurensningsproblem.
- d. Flom og isbrepåvirkning (stor vannføring, lav temperatur og høy partikkeltransport) demper sannsynligvis den biologiske produksjon i vassdraget, samtidig som den mulige biologiske responsen på tilførte forurensninger (organisk materiale, næringsalter) derved begrenses.
- e. Selv om det ikke ennå er foretatt noen større bakteriologisk undersøkelse i hele elveavsnittet (en slik undersøkelse utføres for tiden i forbindelse med Jotunheim-undersøkelsen), er det all grunn til å anta at vassdraget hygienisk sett, har en utilfredsstillende vannkvalitet.
- f. Det er i første rekke kloakkutslipp og avrenning fra jordbruksaktiviteter som i det minste lokalt er årsak til uheldige forurensningssituasjoner, men enkelte industriaktiviteter som f.eks. slakteriet på Otta, visse meierier/ysterier o.l. bidrar også med en betydelig belastning. Selv om aktivitetene i Lågendalføret er små arealmessig sett i forhold til i Mjøsområdet, er de allikevel meget viktige på grunn av deres nære beliggenhet til hovedvassdraget. Jordbruksarealene f.eks. ligger som regel kloss opp til vassdragene. Dette ved siden av brattlendt terreng medfører en relativt stor tilrenning av bl.a. næringsalter fra jordbruksaktiviteter.

Både av hensyn til lokale ulemper og til eutrofieringsutviklingen i Mjøsa er det viktig å forsere saneringen av avløpsforholdene langs Lågen.

8. Vurdering av tilløpselvenes betydning for plantevekst (vekstpotensial)

I rapport O-91/69. "Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 3 A. Undersøkelser 1972. Resultater og kommentarer", ble det konstatert

at avløpene fra de sentrale Mjøsområder (Lena, Hunnselva, Svartelva og Flagstadelva) relativt sett var de største bidragsytere hva eutrofieringsutviklingen i innsjøen angår. Eksperimentelle undersøkelser - vekstpotensial - studier, understøtter denne konklusjon. Forsøkene viser imidlertid at Mesna, Moelva og Stokkelva også ligger høyt oppe på listen i denne sammenheng. I Hunnselva ble det ingen vekst, noe som sannsynligvis har sammenheng med utslipp av veksthemmende stoffer. Kvernveita i Brumunddal som er (var) sterkt forurenset, er ikke tatt med i denne forsøksserie.

Som nevnt tidligere, er Gudbrandsdalslågen lokalt markert forurenset på enkelte strekninger. Denne forurensning gir seg utslag i sterk begroing på elvebunnen, transport av partikulært materiale som kan tilbakeføres til f.eks. kloakkutslipp, tidvis høyt bakterieinnhold o.l. Næringssaltkonsentrasjonene i de frie vannmasser er imidlertid ikke så høye at de gir seg utslag i høye verdier for vekstpotensialet sett i relasjon til flere av de øvrige tilløp til Mjøsa. I hvilken grad vannføringen virker inn på disse forhold vil bli gjenstand for diskusjon på et senere tidspunkt når et mer fyldig materiale foreligger.

9. Vorma-Andelva

Følgende oppstilling viser en oversikt over arealfordeling og en del aktiviteter i Vormas og Andelvas nærområder (nedbørfelt):

	Vorma	Andelva
Tot. areal (km ²)	363	117
Dyrket mark (km ²)	64 (18%)	18 (15,5%)
Skog (km ²)	280	92
Bebygget areal (km ²)	7	4,8
Antall mennesker	ca.18700	ca.10400
Industri (org. stoff)	215000 personekv. (p.e.)	215000 (p.e.)

Andelva som i betydelig grad tilføres grunnvann fra Romeriksområdet har et relativt høyt innhold av salter. På grunn av stor vannføring medfører ikke dette noen vesentlig økning av saltholdigheten i Vorma. Vannkvaliteten i denne elv preges i noen grad av det biologiske variasjonsmønster i Mjøsa. Forurensningsutslippene i Andelva, spesielt hva organisk stoff angår, gjør seg imidlertid sterkt gjeldende også i Vorma hvor det kjemiske oksygenforbruket KOF øker fra vel 5 mg O/l ovenfor samløp til vel 13 mg O/l ved Svanfoss (nedenfor samløp).

Sterk vekst av heterotrofe organismer (bakterier og sopp) kunne registreres på hele elvestrekningen fra og med Andelva til Vormsund. Store deler av elvebunnen er til sine tider dekket av dette organismsamfunn. Om sommeren bærer Vorma preg av algeveksten i Mjøsa. Vannet er både i hygienisk sammenheng og ellers lite tilfredsstillende til vannforsyning.

En reduksjon eller eliminering av det organiske stoffutslipp vil i vesentlig grad forbedre vannkvaliteten, men en sanering av kloakkutslipp og avrenning fra jordbruket er også i høyeste grad påkrevet.

10. Varmeomsetning og strømningsforhold i Mjøsa.

- a. For Mjøsa som helhet har varmeutvekslingen med atmosfæren langt den største betydning for vannets temperatur. Tilløpselvene har størst betydning for vannmassenes varmeinnhold på forsommeren.
- b. Vannmassene som tilføres Mjøsa via de store tilløp vil blande seg inn og gjennomstrømme vannmasser med samme temperatur. Det er en rekke faktorer som bestemmer strømmens gang, hvorav temperatur i tilløpene kontra i Mjøsa, tilløpenes vannføring, vindstyrke og retning, bølgebevegelse er de viktigste. På observasjonsdagene i 1973 foregikk gjennomstrømningen forårsaket av Lågen i 10-15 meters dyp.

Disse undersøkelser stadfester på nytt hvor uheldig det er at vanninntak er plassert i 15-20 meters dyp. Det er nettopp i disse områder forurensninger som tilføres via elvene eller ved direkteutslipp brer seg ut i Mjøsa. Ved å plassere vanninntakene dypere ned, f.eks. i 60 meters dyp, vil man i vesentlig grad unngå disse ugunstige forhold. Imidlertid må man regne med at helsemyndighetene selv ved en slik plassering, vil kreve relativt omfattende rensing.

11. Fysisk-kjemiske forhold i Mjøsa

De fysisk-kjemiske forhold i dyplagene av Mjøsa er relativt stabile fra år til annet. I disse lag varierte oksygeninnholdet i området 75-90 % av full metning, dvs. verdier som er i overensstemmelse med hva som tidligere er observert.

I overflatelagene varierer de fysisk-kjemiske forhold i overensstemmelse med variasjonene i tilløpnes vannkvalitet og produksjonsforholdene i selve Mjøsa. I Furnesfjorden ble det målt pH-verdier på over pH 9,0 - noe som i det vesentligste har sammenheng med produksjonen av planteplankton (fotosyntese). Vannets innhold av plantenæringsstoffer varierer også i henhold til planteplanktonproduksjonen - lavere verdier under produksjonsperiodene enn ellers. Tilførslene av nitrogen fra Mjøsas nærmeste områder, først og fremst fra jordbruket, forårsaker nesten en fordobling av konsentrasjonsverdiene fra Lillehammer til Minnesund. Det er grunn til å ha det tilsynelatende økende nitrogeninnhold under nøye oppsikt.

12. De biologiske forhold

Vannets innhold av organisk stoff avspeiler tilførsler fra nedbørfelt og utslipp, samt produksjon av planktonalger i løpet av sommeren. Mens produksjonen av planktonalger er beregnet til å representere henimot 46000 tonn org. stoff/år, er tilførslene utenifra minst 20000 tonn org. stoff pr. år. De førstnevnte tall er foreløpig meget usikre. De tilførte organiske stoffmengder skaper lokalt be-

tydelige forurensningsproblemer (vekst av bakterier og sopp), og slike tilførsler må derfor tillegges stor vekt ved valg av type renseanlegg o.l.

13. Bunnsedimenter

De foreløpige kjemiske resultater av bunnsedimentundersøkelser viser intet klart mønster for sedimentenes innhold av tungmetaller. For enkelte komponenters vedkommende er det en tendens til høyere verdier utenfor by- og tettstedområder. Vannets innhold av slike komponenter er lavt. Allikevel kan disse stoffer akkumuleres i næringskjeden ved at bunnorganismer som lever av bunnsedimenter (org. materiale) blir spist av høyerestående organismer f.eks. fisk.

På grunnlag av paleolimnologiske undersøkelser - undersøkelser av organismerester i bunnsedimentene, har det vært mulig å fastslå at det for alvor kom fart i eutrofieringsutviklingen i begynnelsen av 1960 årene. De samme undersøkelser stadfester også at denne utvikling gjorde seg tidligst og også kraftigst gjeldende i Furnesfjord-Hamarområdet. Både organismeartene og mengden (rester i sedimentene) stadfester dette.

HOL/KEN/IBO

24/4-1975

14. LITTERATURLISTE

- Albrecht, M.L. 1959. Die quantitative Untersuchung der Bodenfauna fließender Gewässer (Untersuchungsmethoden und Arbeitsergebnisse).
- Albrecht, M.L., 1961. Ein Vergleich Quantitativer Methoden zur Untersuchung der Makrofauna fließender Gewässer. Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 14, 486-490.
- Allen, K.R., 1951. The Horokivi Stream: a study of a trout population. Fish. Bull. N.S., 10, 1-238.
- Berge, F., 1973. En undersøkelse basert på fossile diatomeer i en sedimentprofil utenfor Hamar 1972. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 1. 31 p.
- Berge, F., 1973. En undersøkelse av fossile diatomeer i en sedimentprofil fra Mjøsa utenfor Helgøya 1973. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr.2. 21 p.
- Berge, F., 1974. Diatomeer i en sedimentprofil fra strandsonen sør for Gjøvik 1973. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 3. 21 p.
- Berge, F., 1974. Diatomeer i en sedimentprofil fra Mjøsa utenfor Vingerom 1974. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 4. 20 p.
- Brehm, V. and Ruttner, F. 1926. Die Biocönossen der Lunzer Gewässer. Ibid. 16 281-391.
- Braarud, T., Føyn, B., Gran, H.H., 1928. Biologische Untersuchungen in einigen Seen des östlichen Norweges, August-September 1927. Avh. Det norske Vidensk.-Akad., Oslo I. Matem.Nat.v.sk. kl., nr. 2:1-37.

- Chapman, D.W., 1966. Production in fish populations. In Gerking, S D, The Biological Basis of Freshwater Fish Production,- Oxford, Blackwell.
- Fjerdingstad, E., 1960. Forurening af vandløb biologisk bedømt, Nordisk Hygienisk Tidsskrift Vol XLI sid. 149-196.
- Holmboe, J., 1900. Undersøgelser over norske ferskvannsdiatoméer. Arch. Math. Naturv. 22:1-72.
- Holtan, H.,
Kjellberg G. &
Nashoug, O., 1973. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 3 A. Undersøkelser 1972. NIVA 0-91/69. 113 p.
- Huitfeldt-Kaas, H., 1906. Planktonundersøgelser i Norske Vande. Christiania 1906.
- Huitfeldt-Kaas, H., 1946. The plankton in Mjøsa. Nytt Mag. Naturvid. 85: 161-221.
- Hynes, H.B.N., 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. Arch. Hydrobiol. 57, 344-88.
- Hynes, H.B.N., 1963. The biology of polluted waters. Liverpool University press.
- Hynes, H.B.N., 1972. The Ecology of Running Waters. Liverpool University press.
- Jensen, K.W., 1972. Drift av fiskevann. Småskrifter utgitt av Direktoratet for jakt, viltstell og ferskvannsfiske nr. 5.
- Kolkwitz, R.,
Marsson, M., 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien, Berichte Deutseh. Bot. Gess., 26a, 505-19.

- Kolkwitz, R., 1950. Ökologie der Saprobien, Schriftenreihe Ver. Wasser - Boden u. Lufthyg., 4, 1-64.
- Liebmann, H., 1951. Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie. Munich.
- Lindstrøm, E.-A.,
Skulberg, R.,
Skulberg, O.M., 1973. Observations on Planktonic Diatoms in the Lake-River System Lake Mjøsa - Lake Øyeren - River Glåma, Norway. Norwegian Journal of Botany. Vol. 20 Nos. 2-3 183-195.
- Mann, K.H., 1965. Energy transformation by a population of fish in the River Thames. J. Anim. Ecol., 34, 253-275.
- Müller, K., 1954 c. Faunistisch - ökologische Untersuchungen in nordschwedischen Waldbächen. OIKOS, 5, 77-93.
- Naumann, E., 1919. Några synpunkter ang. limnoplanktons økologi. Svensk Botanisk Tidskrift.
- Nilsson, O.W. &
Peterson, H.H., 1964. Harren. Gebers Förlag AB
- Schräder, T., 1932. Über die Möglichkeit einer quantitativen Untersuchung der Boden - und Ufertierwelt fließender Gewässer.
- Schwoerbel, J., 1966. Methoden der Hydrobiologie. Franckhische verlagshandlung. W.Keller & Co., Stuttgart.
- Steffan, A.W., 1971. Chironomid (Diptera) Biocoenoses in scandinavian Glacier Brooks. The Canadian Entomologist, Volume 103, Number 3.: 477-486.

- Svårdson, G. och
Nilsson N.-A., 1964. Fiskebiologi,
LTs Førlag
- Sæther, O.A., 1968. Chironomids of the Finse Area, Norway, with
special reference to their distribution in
a glacier brook. Arch. Hydrobiol, 64 (4) :
426-482.
- Thienemann, A., 1921. Seentypen. Sonderabdruck aus die Naturwis-
senschaften Heft. 18.
- Thomas, F. Waters and
Grawford G.W., 1973. Annual Production of a stream mayfly popu-
lation: A comparison of methods. Limnology
and Oceanography Vol. 18, No. 2, 286-296.
- Vollenweider, R.A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication
of lakes and flowing waters, with particular
reference to nitrogen and phosphorus as
factors in eutrophication. OECD-report. Water
management research. 1968.
- Waters, T.F., 1969. The turnover ratio in production ecology of
freshwater invertebrates. Amer. Natur. 103 :
173-185.
- Windberg, G.G., 1960. Rate of metabolism and food requirements of
fish. Fish Res Bd Can., Transl. Ser. 194,
253 p.p.
- Zugleich: Fischereibiologische Untersuchungen im
Weswegebiet I.Z. Fisch. 30, 105-125.