

O-151/73

GUDBRANDSDALSVASSDRAGET,

MJØSA, VORMA

Resipientundersøkelser

i forbindelse med planlagte vassdragsreguleringer

1974 - 1975

A. Resultater og vurderinger

Blindern, oktober 1975.

Saksbehandler: Cand.real. Hans Holtan

Medarbeidere:

Cand.real. Rolf Tore Arnesen
Cand.real. Pål Brettum
Ingeniør Brynjar Hals
Siv.ing. Torodd Hauger
Fil.cand. Gösta Kjellberg
Cand.mag. Sverre Kolstad
Kjemiker Josef Kotai

Fil.cand. Torsten Källqvist
Siv.ing. Oddvar Lindholm
Cand.mag. Eli-Anne Lindstrøm
Cand.real. Leif Malme
Tekniker Ole Nashaug
Cand.real Olav Skulberg

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
1. INNLEDNING	18
2. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	19
2.1 Undersøkellesområde og arbeidsopplegg	19
2.2 Arealfordeling, befolkning og aktivitetsvolum	23
2.3 Meteorologiske og hydrologiske forhold	23
2.4 Vassdragstilstande i dag	25
2.4.1 Fysisk-kjemisk vannkvalitet	25
2.4.2 Biologiske forhold	28
2.5 Reguleringsinngrepets betydning for forurensningstilstanden i vassdraget	36
2.6 Minstevannføring	39
2.7 Vannføringsvariasjoner	44
2.8 Fortsatte undersøkelser	44
2.9 Konklusjon	45
3. GEOLOGISKE FORHOLD	47
3.1 Berggrunngologi	47
3.2 Kwartargeologi	47
4. AREALFORDELING, BOSETTING OG INDUSTRIVIRKSOMHET I NEDBØRFELTET	52
5. METEOROLOGISKE FORHOLD	58
5.1 Nedbør	58
5.2 Temperatur - klima	62
6. HYDROLOGI	65
6.1 Vannføringer ved nåværende reguleringer	65
7. GJENNOMSTRØMNING OG INNBLANDING AV LÅGENS VANNMASSER I MJØSA	72
7.1 Generelt	72
7.2 Gjennomstrømningsforholdene	73
7.3 Innblandingsforholdene	73
7.4 Oppholdstider for vannmassene i Mjøsa	77

	Side
8. DE UTFØRTE UNDERSØKELSER OG BEFARINGER	80
8.1 Fysisk-kjemiske forhold. Resultater og kommentarer	83
8.1.1 Otta oppstrøms Ottavatn	83
8.1.2 Bøvra	86
8.1.3 Ottavatn/Vågåvatn	89
8.1.4 Elvestrekning Vågåmo - samløp Lågen	90
8.1.5 Lågen oppstrøms Otta	93
8.1.6 Lågen fra Otta til Harpefoss	96
8.1.7 Lågen fra Harpefoss til Tretten	99
8.1.8 Lågen fra Tretten til Fåberg	104
8.1.9 En samlet oversikt over de fysisk-kjemiske forhold i Otta-Lågenvassdraget	104
8.1.10 Mjøsa	117
8.1.11 Vorma - Glåma	119
8.2 Biologiske forhold i Lågenvassdraget	121
8.2.1 Undersøkelser av alger og andre begroingsorganismer i Lågen- og Ottavassdraget høsten 1974 og våren 1975	121
8.2.1.1 Begroing på den enkelte prøvetakingsstasjoner	122
8.2.1.2 Diskusjon	131
8.2.2 Undersøkelser av høyere vegetasjon i Lågen og Otta	136
8.2.2.1 Innledning	136
8.2.2.2 Stasjonsbeskrivelse	137
8.2.2.3 Sammendrag og diskusjon	149
a. Artssammensetning	149
b. Sammenheng mellom strømforhold, bunns substrat og vegetasjon	151
c. Sammenheng mellom hydrokjemiske faktorer og vegetasjon	153
8.2.3 Bunndyr i Lågenvassdragets foss- og strykpartier	154
8.2.3.1 Innledning	154
8.2.3.2 Metodikk	155
8.2.3.3 Beskrivelse av prøvetakingsstasjonene	158
a. Lågen	158
b. Otta	159

	Side
8.2.3.4 Resultater	160
A. Begroing	160
B. Bunndyr	165
B.1 Kvalitativ fordeling	165
B.2 Kvantitativ fordeling	174
B.3 Diskusjon	175
8.2.4 Dyreplankton og bunndyr i stilleflytende partier	179
8.2.4.1 Øvre Ottavatn	179
8.2.4.2 Losna	184
8.2.4.2.1 Dyreplankton	184
8.2.4.2.2 Bunndyr	189
8.2.4.3 Gillebofjorden	193
8.2.4.4 Kraftverksdam ved Hunderfossen	198
8.3 Sestonobservasjoner - undersøkelser av vannmassenes partikkelinnhold i Otta - Lågen	202
8.3.1 Metode	202
8.3.1.1 Seston	202
8.3.1.2 Observasjoner og prøvetaking	202
8.3.1.3 Bearbeiding av observasjoner og materiale	203
8.3.2 Foreliggende observasjoner og materiale	205
8.3.3 Variasjon i konsentrasjon av seston	205
8.3.4 Variasjon i transport av seston	208
8.4 Eksperimentelle undersøkelser	215
8.4.1 Observasjoner under eksperimentelle betingelser ved Harpefoss	215
8.4.1.1 Innledning	215
8.4.1.2 Forsøksanleggets utforming	215
8.4.1.3 Observasjoner, resultater og vurderinger	217
8.4.1.4 Erfaringer og konklusjoner	219
8.4.2 Eksperimentelle laboratorieundersøkelser	221
8.4.2.1 Innledning	221
8.4.2.2 Algevekstpotensial i vassdraget	221
8.4.2.3 Begrensende plantenæringsstoff	221
8.4.2.4 Virkning av kloakkvannsbelastning	224
8.4.2.5 Slameffekter	226

	Side
8.5 Biologiske forhold i Lågenvassdraget sett i nygienisk sammenheng	228
8.5.1 Generell orientering	228
8.5.2 Metoder	233
8.5.3 Undersøkelsesopplegg og analyseresultater	233
8.5.4 Konklusjon	234
8.6 Generell beskrivelse av forurensningssituasjonen i Otta- og Lågenvassdraget	239
8.6.1 Innledning	239
8.6.2 Materiale og metodikk	240
8.6.3 Klassifisering av vassdragets biologiske status og forurensningssituasjon	240
8.6.4 Beregning av mulig fiskeproduksjon	248
8.6.5 Resultater	251
8.7 Forurensningssituasjonen i Mjøsa	260
8.7.1 Innledning	260
8.7.2 Hygieniske forhold	261
8.7.3 Organisk belastning	263
8.7.4 Eutrofiering	264
8.7.4.1 Generelt om eutrofiering	264
8.7.4.2 Eutrofiutviklingen i Mjøsa	269
8.7.5 Forurensningsårsaker og forurensningstilstander	274
8.7.6 Vorma - Glåma-systemet	286
9. REGULERINGSVIRKNINGER	287
9.1 Generelt om vassdragsreguleringer og reguleringseffekter	287
9.1.1 Innledning	287
9.1.2 Kraftverksutbygging og vassdragsregulering	287
9.1.3 Virkninger av reguleringsinngrep	288
9.1.4 Positive virkninger av reguleringer	291
9.1.5 Negative virkninger av reguleringer	292
9.2 Reguleringsinngrepets virkninger på vannføringsforholdene i Otta - Lågenvassdraget	299
9.3 Reguleringsinngrepets innvirkning på temperaturforholdene i Otta - Lågenvassdraget	304
9.3.1 Innledning	304
9.3.2 Generelle forhold	304

	Side	
9.3.3	Temperaturforholdene i vassdrags- avsnittet oppstrøms Ottavatn	306
9.3.4	Temperaturforholdene i Bøvra	306
9.3.5	Temperaturforholdene i Vågåvatn	307
9.3.6	Temperaturforholdene på strekningen Vågåmo - Otta	308
9.3.7	Temperaturforholdene på strekningen Otta - Harpefoss	309
9.3.8	Temperaturforholdene nedstrøms Harpefoss	309
9.4	Lågens innvirkning på temperaturforholdene i Mjøsa	311
9.4.1	Generelt	311
9.4.2	Reguleringens innvirkning på temperatur- forholdene i Mjøsa	313
9.5	Reguleringsinngrepets innvirkning på forurens- ningssituasjonen i Otta - Lågenvassdraget	318
9.5.1	Innledning	318
9.5.2	Minstevannføringer	319
9.5.3	Otta ovenfor Ottavatn	328
9.5.4	Bøvra	333
9.5.5	Vågåvatn	336
9.5.6	Otta fra Vågåvatn til Eidefoss	338
9.5.7	Otta fra Eidefoss til Otta	341
9.5.8	Lågen fra Otta til Harpefoss	342
9.5.9	Lågen fra Harpefoss til Tretten	350
9.5.10	Lågen fra Tretten til Fåberg	352
9.6	Reguleringsinngrepets innflytelse på produksjonsforholdene i Mjøsa	356
10.	AVSLUTTENDE BEMERKNINGER	376
11.	LITTERATURLISTE	379

TABELLFORTEGNELSE

	Side
1. Oversikt over vannføringsforholdene i Otta - Lågen før og etter regulering (Etter Statskraftverkene 1973)	21
2. Otta - Lågen, Mjøsa, Vormå og Glåma. Noen fysisk-kjemiske observasjoner. Middelerverdier 1974	26
3. Arealfordeling og bosetting i nedbørfeltet	53
4. Spesifikke avløpstall	57
5. Normalnedbør (1901-1930) og nedbør i 1974 i mm	61
6. Fordunsting i mm fra fri vannflate ved Norderhus, Lesja	61
7. Potensiell evapotranspirasjon (Kise) i mm	61
8. Middeleremperatur på meteorologiske stasjoner i Otta - Lågen-dalføret	62
9. Middelervannføringer i Otta og Lågen ved nåværende reguleringer	68
10. Gudbrandsdalslågen. Beskrivelse av prøvetakningsstasjoner med prøvetakingsdata 1974/1975	82
11. Otta v/Ofossen. Aritmetiske middelerverdier og variasjonsbredde for kjemiske komponenter	84
12. Bøvra. Aritmetiske middelerverdier og variasjonsbredde for kjemiske komponenter	87
13. Otta. Aritmetiske middelerverdier og variasjonsbredde for kjemiske komponenter	91
14. Lågen oppstrøms Otta. Aritmetiske middelerverdier og variasjonsbredde for kjemiske komponenter	94
15. Lågen fra Otta til Harpefoss. Aritmetiske middelerverdier og variasjonsbredde for kjemiske komponenter	97
16. Lågen fra Harpefoss til Tretten. Aritmetiske middelerverdier og variasjonsbredde for kjemiske komponenter	101
17. Bielver til Lågen på strekningen Harpefoss - Tretten. Aritmetiske middelerverdier og variasjonsbredde for kjemiske komponenter	102
18. Lågen på strekningen Tretten - Fåberg. Aritmetiske middelerverdier og variasjonsbredde for kjemiske komponenter	105

	Side
19. Mjøsa. Fysisk-kjemiske analyseresultater 1974	118
20. Utslipp av næringssalter og organisk stoff i Vorma og dens tilløpselver	120
21. Vormasystemet. Aritmetiske middelveidier for næringssalter, organisk stoff og kjemisk oksygenforbruk (KOF) 1974	121
22. De viktigste funne arter av begroing i Lågen og Ottavassdraget høsten 1974 og våren 1975	123
23. Forbindelse mellom strømhastighet og produksjon av fiskenæring i rennende vann	156
24. Artsliste over benthiske påvekststalger funnet i Lågenvassdraget 24/9 - 9/10 1974	164
25a. Fordeling av de viktigste bunndyrgrupper i Otta, september - oktober 1974. Antall og % andel (steinplukk)	166
25b. Fordeling av de viktigste bunndyrgrupper i Lågen, september - oktober 1974. Antall og % andel (steinplukk)	167
25c. Fordeling av de viktigste bunndyrgrupper i Lågen, september - oktober 1974. Antall og % andel. Metodikk: Surber sampler	168
26. Dyreplankton, Ottavatn 23/8 1974. Individantall/m ³	181
27. Bunnfaunaens fordeling og størrelse i Øvre Ottavatn 23/8 1974 uttrykt som antall, % andel og biomasse pr. m ² bunnflate	183
28. Krepsdyrplankton fra Losna uttrykt som individantall og biomasse under 1 m ² overflate	186
29. Bunnfaunaens dybdefordeling i de bløte bunn-sedimenter, uttrykt pr. m ² bunnareal, Losna 23/7 1974	190
30. Bunnfaunaens fordeling i Gillebofjordens bløte bunn-partier 22/8 1974, uttrykt som individantall, % andel og biomasse pr. m ² bunnareal	196,
31. Bunnfaunaen i Hunderfossens kraftverksdams bløte bunn-partier 22/8 1974 uttrykt som antall, % andel og biomasse pr. m ² bunnareal	200
32. Materiale fra sestonstasjoner i Otta - Lågen	205
33. Seston. Aritmetiske middelveidier i tiden 1973 - 1974	209

	Side
34. Aritmetiske middelverdier for sestontransportenheter i tiden 1973 - 1974	211
35. Gjennomstrømningssystemer ved forsøksanlegget ved Harpefoss	215
36. Fremtredende alger i begroingssamfunn	218
37. Vekstbestemmelser ved forsøkene i gjennomstrømningssystemer	220
38. Normer for bakterieinnhold i drikkevann	234
39. Lågenvassdraget. Bakteriologiske analyse-resultater 1974 - 1975	237
40. Oppstilling av noen av de viktigere planteplanktonarters temperaturoptimum i naturen	294
41. Temperaturobservasjoner i °C i Otta v/Skjåk, Bøvra v/Lom og ved utløp Vågåvatn sommeren 1974	308
42. Temperaturobservasjoner i °C i Otta ved Åsåren og i Lågen ved Sel og oppstrøms Sjoa sommeren 1974	309
43. Temperaturobservasjoner i °C i Lågen ved Harpefoss og Hunderfossen sommeren 1974	310
44. Beregnede temperaturendringer i Mjøsa på grunn av reduksjon i vannføringen. °C	315
45. Oversikt over vannføringsforholdene i Otta - Lågen før og etter regulering (etter Statskraftverkene 1973)	318
46. Fosforkonsentrasjoner og subjektiv vurdering av forurensningsgrad i noen norske vassdrag	322
47. Øvre Ottas nedbørfelt ned til Ofossen. Arealfordeling og antall innbyggere	330
48. Bøvra. Verdier for middelvannføring før og etter regulering	334
49. Bøvras nedbørfelt. Arealfordeling og antall innbyggere	334
50. Otta. Midlere vannføringsforhold i m ³ /s ved Lalm vannverk	339
51. Befolkning og arealfordeling ovenfor Vågåmo	339
52. Midlere vannføring i m ³ /s i Otta før samløp Lågen	341
53. Befolkning og arealfordeling på strekningen Vågåmo - Åsåren	342

	Side
54. Lågen. Midlere vannføring i m ³ /s ved Sel og oppstrøms Sjoa	343
55. Lågen fra Sel til Harpefoss. Teoretiske beregninger for tilførsler av total fosfor i kg/døgn	344
56. Lågen. Midlere tilførsler av fosfor i kg P/døgn på strekningen Sjoa - Kvam	349
57. Lågen. Midlere vannføring ved Losna	350
58. Lågen. Teoretiske verdier for fosfortransport (total fosfor) ved Harpefoss, Fåvang og Tretten i kg/døgn	351
59. Midlere teoretiske fosforkonsentrasjoner i µg P/l ved Tretten	352
60. Teoretisk næringssalttransport i kg/døgn ved Fåberg	353
61. Midlere teoretisk næringssaltkonsentrasjon i µg P/l i Lågen ved Fåberg ved de forskjellige alternativ	354
62. Vannføringsdata for Mjøsas lokale nedbørfelt, Lågen og Vorma, m ³ /s	356
63. Forurensningstilførsler til Mjøsa 1974	358
64. Teoretiske tilførsler av fosfor og nitrogen til Mjøsa fra nærområdene (nedbørfelt ÷ Lågen) i kg/døgn	359
65. Midlere fosforkonsentrasjoner i µg P/l i de samlede tilløp til Mjøsa	360
66. Midlere teoretisk fosfor- og nitrogenkonsentrasjon (µg P/l og µg N/l) for Mjøsas lokale nedbørfelt og for det totale nedbørfelt	361
67. Vannføring (ukemidler) og oppholdstider for vannmassene i den nordlige del av Mjøsa over 10 m (vår- og forsommersituasjon)	365
68. Vannføring (ukemidler) og oppholdstider for vannmassene i den nordlige del av Mjøsa over 10 m. År og uke er valgt i henhold til flomsituasjoner i Lågen. Statskraftverkens simuleringsmateriale er brukt	369
69. Øvre Otta etter samløp Ostri	372
70. Otta ved Lalm. Vannføringsverdier i m ³ /s	373

FIGURFORTEGNELSE

	Side
1. Jotunheimen. Østlige vassdrag utbygd mot øst. Øvre Otta mot vest. (Etter Statskraftverkene 1973)	20
2. Undersøkelsesopplegg (fremdriftsplan) og prøvetakings- stasjoner ved undersøkelsen i Gudbrandsdalsvassdraget 1974 - 1975	22
3. Situasjonsbilde av Lågenvassdraget. Påvirkningsgrad og produksjonsforhold 1972-1974	31
4. Gudbrandsdalslågens nedbørfelt. Geologisk oversiktskart	48
5. Beregnet utslipp av organisk stoff som BOF ₇	54
6. Beregnet tilførsel av total fosfor	55
7. Beregnet tilførsel av total nitrogen	56
8. Meteorologiske stasjoner i Mjøsas nedbørfelt	59
9. Nedbørens kvartalsvise fordeling over året	60
10. Lufttemperatur og nedbør 1974 på meteorologisk stasjon Fokstua II og Vinstra-Solstad	63
11. Lufttemperatur og nedbør 1974 på meteorologisk stasjon Bråtås og Kise på Hedmark	64
12. Varighetskurver for Lågenvassdraget	66
13. Varighetskurver for Ottavassdraget	66
14. Varighetskurver for Lågenvassdraget v/Rosten	67
15. Varighetskurver for Ottavassdraget v/Fredriksvatn	67
16. Otta. Vannføringer i m ³ /s 1974/1975	69
17. Lågen v/Fåberg, Sjoa og Sel. Vannføringer i m ³ /s 1974/1975	70
18. Vinstra. Vannføringer i m ³ /s 1974/1975	71
19. Eksempler på konduktivitetens variasjon mot dypet - avhengig av innlagringsdyp	72
20. Strømsituasjon i nordlige del av Mjøsa	74

	Side
21. Observasjonsverdier for temperatur og konduktivitet i $\mu\text{S}/\text{cm}$ i Mjøsa ved Brøttum og Gjøvik i 1973	78
22. Prøvetakingsstasjoner i Gudbrandsdalslågen, Mjøsa og Vorma	81
23. Otta v/Ofossen 1974/1975. Vannføring og transportverdier for nitrogen samt observasjonsverdier for konduktivitet	85
24. Otta v/Ofossen 1974/1975. Vannføring og transportverdier for total fosfor og tørrstoff	85
25. Bøvra 1974/1975. Vannføring og transportverdier for total nitrogen samt observasjonsverdier for konduktivitet	88
26. Bøvra 1974/1975. Vannføring og transportverdier for total fosfor og tørrstoff	88
27. Otta v/Åsåren 1974/1975. Vannføring og transportverdier for total nitrogen samt observasjonsverdier for konduktivitet	92
28. Otta v/Åsåren 1974/1975. Vannføring og transportverdier for total fosfor og tørrstoff	92
29. Lågen v/Sel 1974/1975. Vannføring og transportverdier for total nitrogen samt observasjonsverdier for konduktivitet	95
30. Lågen v/Sel 1974/1975. Vannføring og transportverdier for total fosfor og tørrstoff	95
31. Lågen ovenfor Sjoa 1974/1975. Vannføring og transportverdier for total nitrogen samt observasjonsverdier for konduktivitet	98
32. Lågen ovenfor Sjoa 1974/1975. Vannføring og transportverdier for total fosfor og tørrstoff	98
33. Lågen v/Fåberg 1974/1975. Vannføring og transportverdier for total nitrogen samt observasjonsverdier for konduktivitet	103
34. Lågen v/Fåberg 1974/1975. Vannføring og transportverdier for total fosfor og tørrstoff	103
35. Lågen og Otta. Konduktivitet og pH	106
36. Lågen og Otta. Kalsium og magnesium	107
37. Lågen og Otta. Natrium og kalium	108
38. Lågen og Otta. Klorid og sulfat	109
39. Lågen og Otta. Alkalitet og organisk stoff	110

	Side
40. Lågen og Otta. Tørrstoff og gløderest	111
41. Lågen og Otta. Turbiditet og farge	112
42. Lågen og Otta. Jern og silisium	113
43. Lågen og Otta. Total fosfor og orto-fosfat	114
44. Lågen og Otta. Total nitrogen og nitrat	115
45. Lågen og Otta. % ionesammensetning	116
46. Dekningsgrad av <i>Didymosphaenia geminata</i> september - oktober 1974	133
47. Dekningsgrad av <i>Hydrurus foetidus</i> april 1975	134
48. Subjektiv bedømmelse av påvekstalger, Lågenvassdraget september - oktober 1974	161
49. Algesamfunnets utvikling med fallende vannstand i et strykparti ved Fåberg høsten 1974	162
50. Bunndyrenes abundans, uttrykt som individantall/m ² i strøm- og fosspartier i Lågenvassdraget september - oktober 1974	169
51. Bunndyrenes biomasse uttrykt som gram våtvekt pr. m ² i Lågenvassdragets strøm- og fosspartier, september - oktober 1974	170
52. Bunndyrgruppene prosentvise fordeling (steinplukk) i Lågenvassdraget, september - oktober 1974	171
53. Forekomst av fjærmygglarver og døgnfluelarver i relasjon til algemengde	177
54. Vertikalfordeling hos de viktigste dyreplankton- grupper i Losna den 23/7 og 7/11 1974	188
55. Bathymetrisk fremstilling av bunndyrenes dybdefordeling i Losna 23. juli 1974	191
56. Driftfaunaens fordeling og sammensetning i Gillebofjorden i juli 1974	195
57. Bathymetrisk fremstilling av bunndyrenes dybdefordeling i Gillebofjordens bløte bunnområder 22. august 1974	197
58. Stasjoner for sestonobservasjoner i Otta - Lågen	204
59. Seston. Pentademidler 1973 og 1974	206

	Side
60. Aritmetiske middel av sestonverdier i Otta for tidsrommet 1973 - 1974	207
61. Aritmetiske middel av sestonverdier i Lågen for tidsrommet 1973 - 1974	207
62. Årsgjennomsnitt av sestonverdier i Otta og Lågen i 1973 og 1974	208
63. Aritmetiske middelverdier av sestontransport i Otta for 1973 og 1974	212
64. Aritmetiske middelverdier av sestontransport i Lågen for 1973 og 1974	212
65. Årsgjennomsnitt av sestontransport i Otta og Lågen i 1973 og 1974	213
66. Aritmetiske middelverdier av sestontransport ved Fåberg i 1971, 1972, 1973 og 1974	213
67. Aritmetiske middelverdier av Si-konsentrasjoner og Si-transport i Otta og Lågen 1974	214
68. Forsøksanlegg ved Harpefoss	216
69. Lågenvassdraget. Middelverdier for vekstpotensial. September 1974 - februar 1975	222
70. Celleutbytte i kulturer av <i>Selenastrum capricornutum</i> i vann fra Lågen, Sjøa og Otta 18/3 1975	223
71. Celleutbytte av <i>Selenastrum capricornutum</i> i vann fra Lågen ved Sel tilsatt kloakkvann	225
72. Fosfatopptak fra partikler	226
73. Opptak av radioaktivt P fra leirpartikler til alger	227
74. Celleutbytte av <i>Selenastrum capricornutum</i> i overflatevann fra Mjøsa med og uten breslam (10 mg/l) ved tilsetning av fosfat og kloakkvann	229
75. Antall coliforme bakterier og fekale coliforme bakterier pr. 100 ml vann ved prøvetakingsstasjonene i Gudbrandsdalslågen	238
76. Diagram over forholdet mellom bunnfauna, mulig fiskeproduksjon og fangstutbytte for Lågen og Mjøsområdets småbekker	249
77a. Forhold mellom siktedyp og algevolum i Mjøsas hovedbasseng sett i samband med en mer generell eutrofi-betraktning	266

	Side
77b. Subjektiv bedømmelse av den generelle eutrofi-utvikling i Mjøsa	266
78. Skjematisk fremstilling av vassdragsreguleringens virkning på økosystemet	290
79. Skjematisk fremstilling av aktivitetskurver for stenoterme og euryterme organismer	294
80a. Midlere vannføring - ukemidler. Otta v/Ofossen	300
80b. Midlere vannføring - ukemidler. Bøvra v/Lom	300
80c. Midlere vannføring - ukemidler. Utløp Vågåvatn	300
80d. Midlere vannføring - Ukemidler. Otta v/Åsåren	300
80e. Midlere vannføring - ukemidler. Lågen oppstrøms Otta	301
80f. Midlere vannføring - ukemidler. Lågen nedstrøms Otta	301
80g. Midlere vannføring - ukemidler. Lågen v/Kvam	301
80h. Midlere vannføring - ukemidler. Lågen v/Fåvang	302
80i. Midlere vannføring - ukemidler. Lågen v/Fåberg	302
81. Varighetskurver for vannføring i Otta v/Åsåren	303
82. Varighetskurver for vannføring i Lågen ovenfor Sjøa	303
83. Teoretisk innblanding av Lågen i Mjøsa	312
84. Vannomsetningen i en innsjø	314
85. Enkel fremstilling av forholdet mellom fosforkonsentrasjon og forurensningsgrad i noen norske vassdrag	323
86. Otta v/Ofossen og Bøvra v/Lom. Vannføring 1974/1975 i m ³ /s	326
87. Øvre Otta. Skisse av nedbørfelt og overføringssystemer	328
88. Bøvra. Skisse av nedbørfelt og overføringssystemer	333
89. Otta fra Vågåmo til Eidefoss	338
90. Otta fra Eidefoss til Otta	341
91. Elveavsnittet fra Eidefoss i Otta til Harpefoss i Lågen	343

	Side
92. Lågen fra Harpefoss til Tretten	350
93. Lågen fra Tretten til Fåberg	353
94. Jotunheimutbyggingen. Midlere ukevannføringer ut av Mjøsa ved ulike utbyggingsalternativ	357
95. Temperatursituasjonen i Mjøsa 1974	363
96. Vannføringer (ukemidler) ved Hunderfossen år 1923 uten og med utbygging	366
97. Vannføringer (ukemidler) ved Hunderfossen år 1934 uten og med utbygging	366
98. Vannføringer (ukemidler) ved Hunderfossen år 1941 uten og med utbygging	367
99. Vannføringer (ukemidler) ved Hunderfossen år 1945 uten og med utbygging	367
100. Lågen v/Losna. Vannføring i m ³ /s og temperatur i °C. 1974.	370

1. INNLEDNING

Etter oppdrag fra Statskraftverkene, NVE, har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) utført en undersøkelse og vurdering av Otta-Lågen-Mjøsa-Vorma-vassdraget med sikte på å belyse betydningen av kraftutbygging i vassdraget for vannkvalitet, forurensningsutvikling og resipientinteresser. Det er den endelige rapport som herved legges frem.

Forhistorien er i grove trekk følgende:

- 1970 Befaring med innsamling av prøver etter oppdrag av Statskraftverkene.
- 1972 Undersøkelse av Vågåvatn med tilgrensende vassdrag etter oppdrag av Statskraftverkene.
- Sept. 1973 Henvendelse fra Miljøverndepartementet om å vurdere virkningen på det berørte vassdragssystem av en eventuell kraftutbygging i Jotunheimen.
- Des. 1973 Statskraftverkene la frem planer (søknad) i 2 alternativer (fig. 1) for utbygging av vassdrag i Jotunheimen.
- 24.jan. 1974 NIVA oversendte forslag til undersøkelsesprogram til Miljøverndepartementet. Dette programforslag ble av Miljøverndepartementet videresendt til Statskraftverkene.
- 30. april 1974 Statskraftverkene ga NIVA i oppdrag å utføre undersøkelser.

Programforslaget til NIVA av 22. januar 1974 ble utarbeidet på grunnlag av kjennskap til vassdraget fra andre undersøkelser, spesielt

1. Utredningen fra Østlandskomiteén 1967.
2. Mjøsuundersøkelsen som tok til i 1971.
3. Tidligere undersøkelse for Statskraftverkene (1970, 1972).

I forbindelse med planlegging av undersøkelsen ble det holdt et orienterende møte i Statskraftverkene 17. april 1974, og et praktisk arbeidsprogram for gjennomføringen av oppdraget er datert 2. juli 1974.

Feltarbeidet tok til i april 1974 og ble avsluttet i mai 1975 (fremdriftsplan er forøvrig illustrert i fig. 2).

Denne rapport er utarbeidet på grunnlag av observasjonsresultatene fra 1974 - 1975 så vel som resultatene av tidligere undersøkelser.

2. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

2.1 Undersøkelsesområde og arbeidsopplegg

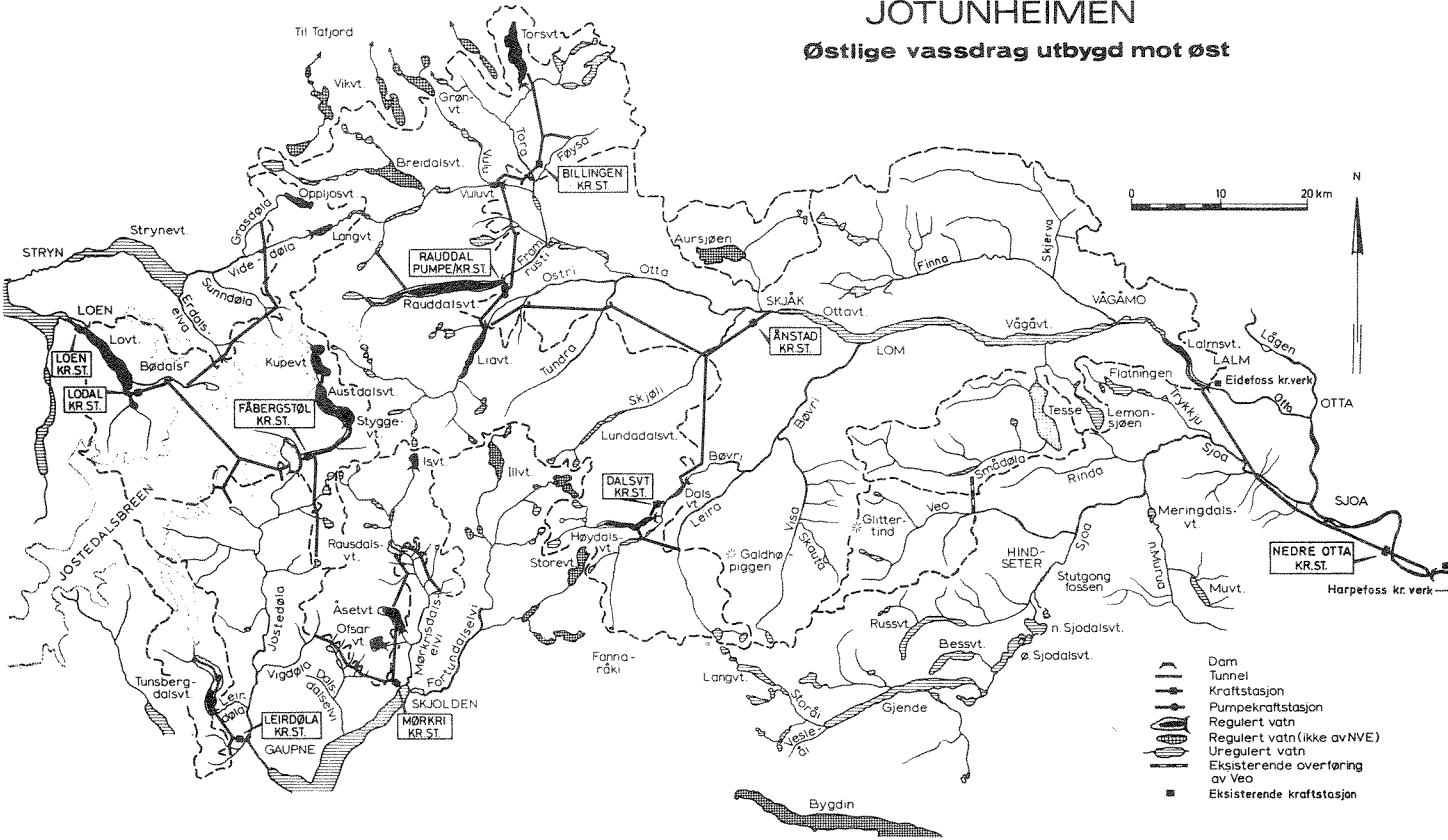
Statskraftverkene har lagt frem sine utbyggingsplaner for Jotunheimen i to hovedalternativer (fig. 1). Øst mot vest-alternativet går ut på at avrenningsvannet fra et høyfjellsareal på vel 1.000 km² skal samles til et hovedbasseng - Raudalsvatn - hvorfra vannet skal føres i tunnel til Fåbergstøl pumpekraftstasjon øverst i Jostedalen. Ved øst mot øst-alternativet skal også Raudalsvatnet tjene som hovedmagasin hvorfra vannet føres i tunnel til Ånstad kraftstasjon i Skjåk. Ved begge alternativ skal vann fra de høyere deler av Bøvras nedbørfelt føres østover til et kraftverk ved Ottavatn (hhv. Bøvri kraftstasjon og Ånstad kraftstasjon). Øst mot øst-alternativet medfører dessuten en tunneloverføring av Otta ved Eidefoss til Harpefoss i Gudbrandsdalslågen. Hvilken virkning dette har på vannføringsforholdene i vassdraget, går i noen grad frem av tabell 1.

NIVA's oppdrag har gått ut på å utrede eventuelle virkninger av disse inngrep på vassdrag på østsiden av Jotunheimen. For å kunne skaffe bakgrunnsmateriale for slike vurderinger er det i tidsrommet april 1974 til april/mai 1975 foretatt både fysisk-kjemiske og biologisk/bakteriologiske undersøkelser i Otta og Gudbrandsdalslågen. De foreløbige resultater av Mjøsundersøkelsen er i vesentlig grad lagt til grunn for vurdering av eventuelle virkninger på Mjøsa og vassdraget nedstrøms.

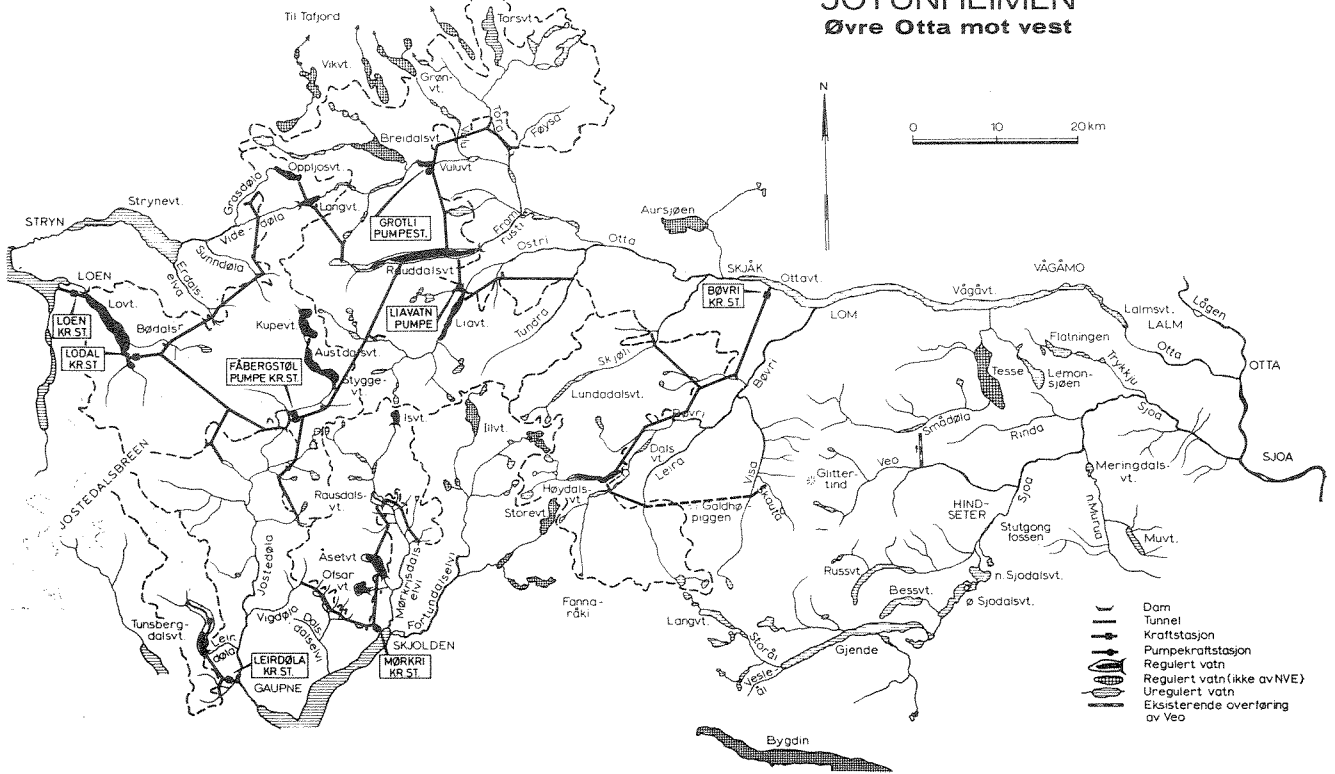
Det ble i undersøkelsesperioden rutinemessig samlet inn prøver fra vel 20 stasjoner i Otta-Lågenvassdraget. De bakteriologiske forhold er undersøkt ved 4 anledninger. Det biologiske observasjonsmateriale ble samlet inn ved en rekke befaringer langs vassdraget. Det er kontinuerlig fremskaffet informasjon om den partikulære materialtransport (1973-1974) ved såkalte sestonundersøkelser. For å belyse de biologiske (økologiske) problemer ytterligere er det foretatt visse eksperimentelle undersøkelser både i felten og på laboratoriet. Resultater fra tidligere undersøkelser har også vært av stor betydning i denne sammenheng. Iskontoret, Hydrologisk avd. i Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen (VHI) har foretatt undersøkelser av temperaturforholdene i Otta - Lågenvassdraget og i Mjøsa. Resultatene er fremlagt i tabells form og kommentert i VHI's notat av 6. august d.å. og i tidligere notater (fig. 2).

Fig.1

JOTUNHEIMEN Østlige vassdrag utbygd mot øst



JOTUNHEIMEN Øvre Otta mot vest



Tabell 1. Oversikt over vannføringsforholdene i Otta - Lågen før og etter regulering.
 (etter Statkraftverkene 1973).

Å = året. V = vinter (1. oktober - 30. april). S = sommer (1. mai - 30. september).

"I dag" = vannføring med de eksisterende reguleringer.

Elv	Sted	Naturlig vannføring			I dag			Etter utbygging					
		Å	V	S	Å	V	S	Å r e t		V i n t e r		S o m m e r	
								Mot vest	Mot øst	Mot vest	Mot øst	Mot vest	Mot øst
Otta	Etter samløp med Ostri	51	12	105	50	25	92	6,2	4,3	1,5	1,0	13	8,9
Otta	Før Ånstad Kraftst.	63	15	129	62	29	106	11	9,3	5	4,6	21	16
Otta	Etter Ånstad Kraftst.	63	15	129	62	29	106	11	74	5	86	21	58
Otta	Ved Lålm	107	26	219	110	46	197	63	110	31	105	108	118
Otta	Før samløp med Lågen	109	26	224	112	47	202	66	2,1	31	0,5	113	4,4
Lågen	Etter samløp med Otta	147	35	301	150	56	279	103	40	46	15	183	75
Lågen	Før samløp med Sjoa	148	36	303	151	56	281	104	41	46	15	105	76
Lågen	Etter samløp med Sjoa	186	45	382	185	64	352	138	74	54	23	255	145
Lågen	Ved Losna	250	64	509	249	104	451	202	249	94	176	355	351

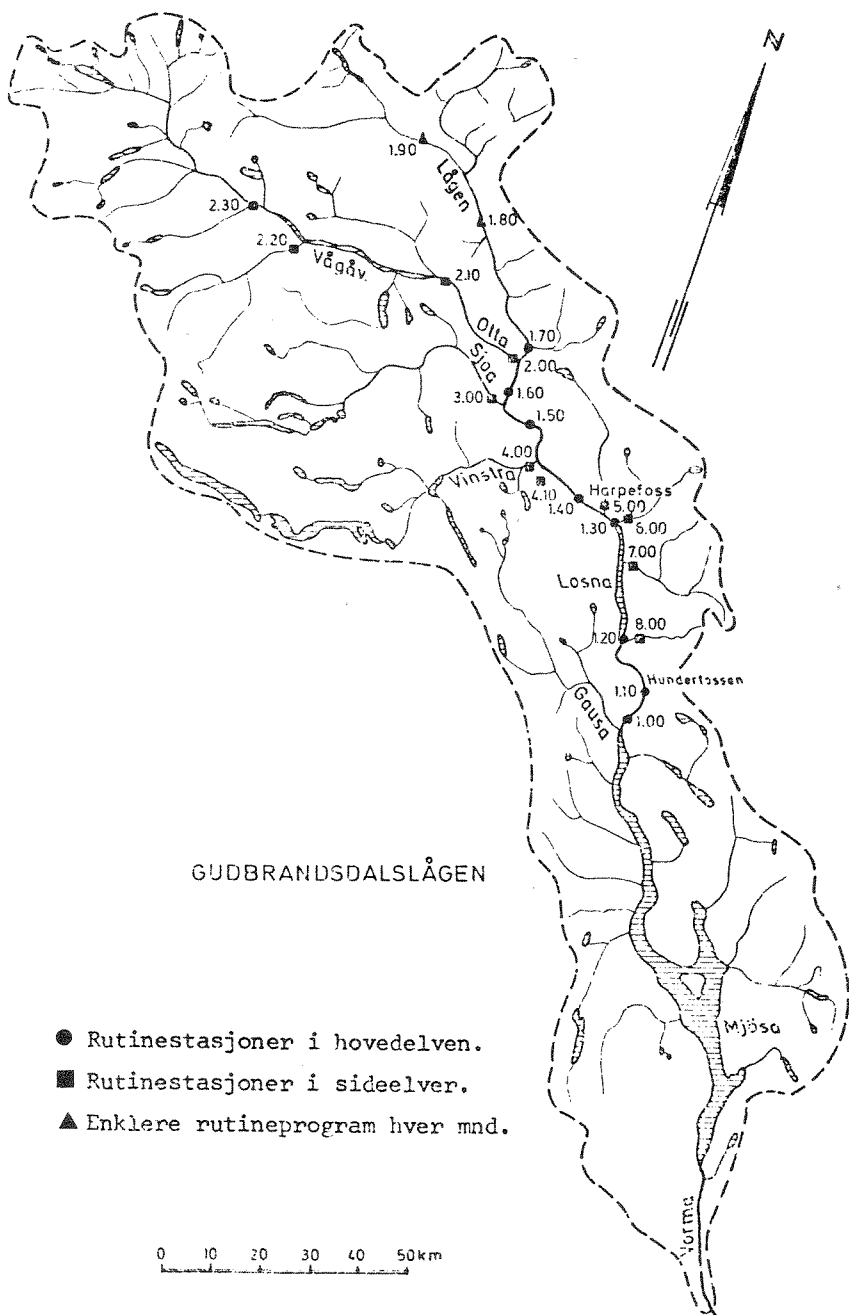
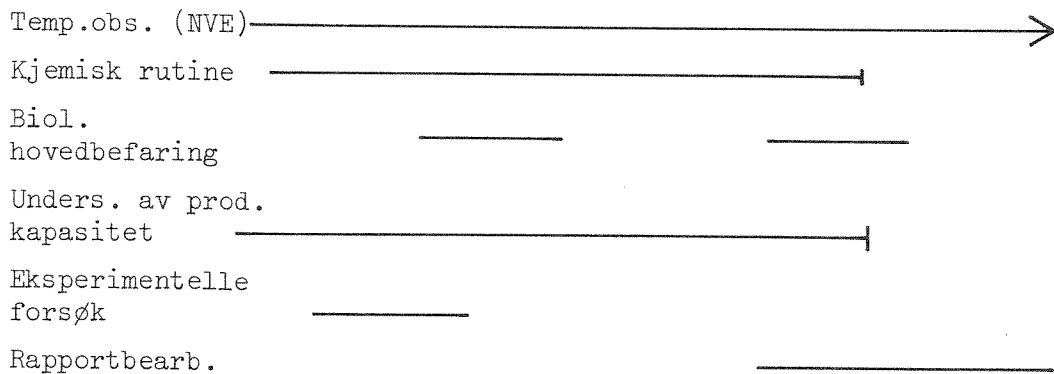
Fig. 2

Undersøkelseopplegg (fremdriftsplan) og prøvetakingsstasjoner ved undersøkelsen i Gudbrandsdalsvassdraget 1974/1975.

1974.

1975

M J J A S O N D J F M A M J J A S



2.2 Arealfordeling, befolkning og aktivitetsvolum

I nedbørfeltet til Lågenvassdraget som er på 11.500 km² hvorav 223 km² (2%) dyrket mark, bor det knapt 40.000 mennesker. Industriaktiviteten består av meierier, slakteri, sagbruk, sponplatefabrikk o.l. Både jordbruksarealer, bosetning og industrivirksomhet ligger som regel kloss opp til vassdraget - noe som har stor betydning i forurensningsmessig sammenheng.

I Mjøsas nærområder er både bosetting, industri og jordbruksaktiviteter av en helt annen størrelsesorden enn i Gudbrandsdalen. Dette kan best illustreres ved den nåværende næringssaltkonsentrasjonen (fosfor og nitrogen) i tilløpsvannet. Mens den teoretiske konsentrasjonen av fosfor og nitrogen (årsmidler) er henholdsvis ca. 11 µg P/l og ca. 257 µg N/l i Lågen, er de tilsvarende tall for tilsig fra Mjøsas lokale nedbørfelt (nedbørfeltet innenfor området Minnesund-Fåberg) vel 130 µg P/l og 1870 µg N/l. Dette tilsvarer en årstransport i Lågen ved Fåberg på ca. 90 tonn fosfor og ca. 1800 tonn nitrogen, mens den totale årstransport til Mjøsa er på ca. 330 tonn fosfor og ca. 5000 tonn nitrogen (hvorav ca. 240 tonn P og vel 3000 tonn N stammer fra Mjøsas lokale nedbørfelt).

2.3 Meteorologiske og hydrologiske forhold

Lokalt i Lesja og Skjåk-området er nedbørhøyden ekstremt lav - 250 - 300 mm/år - og av samme størrelsesorden som årsfordunstningen i området. Videre nedover dalføret øker nedbøren noe. I fjellområdene både i vest, nord og øst er verdiene for årsnedbøren betydelig høyere (årsmidler på opp mot 1000 mm). Den mest vanlige nedbørhøyde i det resterende felt er fra 400 - 800 mm.

Den naturlige vannføring er i enkelte vassdragsdeler som f.eks. Bøvra, meget lav om vinteren. Om sommeren derimot er det hele tiden relativt høy vannføring med til sine tider markerte flomtopper. Årsaken til dette er variasjon i de klimatiske forhold og snø- og issmelting i høyfjellet. Sistnevnte effekt er av særlig stor betydning for hovedvassdragets vannføring under varme, tørre somrer når vannføringen i ikkebrepåvirkede elver kan være meget lav.

I og med at Otta er den dominerende bielv til Lågen hva vannføring angår, blir hele vassdraget nedstrøms Otta påvirket av forholdene i denne. F.eks. kan nevnes at i 1974 var bidraget fra Otta på årsbasis ca. 75% av den totale vannføring nedstrøms samløp med Lågen. Ca. 60% av Ottas vannmengde på årsbasis kom i perioden juni-august.

De elvestrekninger som blir sterkest berørt ved en eventuell regulering, er Øvre Otta (ovenfor Ottavatn) ved begge alternativer og strekningen Eidefoss - Harpefoss ved et eventuelt øst mot øst-alternativ. Deler av disse strekninger kan i visse situasjoner bli praktisk talt tørrlagt hvis ikke minstevannføringer slippes på. Øst mot øst-alternativet vil forøvrig medføre en økning av den midlere vintervannføring (ved Losna) fra 104 til 176 m³/s, dvs. en økning på vel 70 m³/s. Den midlere sommervannføring vil ved samme sted avta fra 451 til 351 m³/s, dvs. en reduksjon på 100 m³/s. Øst mot vest-alternativet betyr en reduksjon i midlere vintervannføring fra 104 til 94 m³/s. Den midlere sommervannføring vil bli 355 m³/s mot 351 m³/s ved øst mot øst-alternativet.

2.4 Vassdragstilstand i dag

2.4.1 Fysisk-kjemisk vannkvalitet

a. Otta og Lågen

Vannet i Otta og Lågen er bløtt, saltfattig og med omtrent nøytral reaksjon (tabell 2). Årsaken til dette er de harde, tungt eroderbare fjellmassivene som utgjør størsteparten av Lågens nedbørfelt. Avrenningsvannet fra de lavereliggende deler, dvs. områdene langs elven og dalsidene, har til sine tider betydelig høyere saltholdighet enn selve hovedelva. Dette har i det vesentlige sammenheng med de kambro-siluriske bergarter som ligger som en såle under de harde bergmassiver og enkelte steder kommer frem i dagen i dalsidene. Disse effekter påvirker vannkvaliteten i en del sideelver samt i Lågen oppstrøms Otta hvor saltholdigheten normalt er noe høyere enn ellers i vassdraget. Forskjellen i tilsigsvannets kvalitet i høyfjellet kontra i dalførene er et vesentlig moment som det må taes hensyn til ved reguleringsinngrep. Resultatet av slike tiltak kan nemlig bli at vannkvaliteten i de mest utsatte elvestrekninger til tider i betydelig grad kan endre karakter når høyfjellsvannet reduseres (jevnfør vannkvalitet i Vinstra elv og avløpsvannet fra Nedre Vinstra kraftverk).

Vannkvaliteten i Otta og Lågen er forøvrig sommerstid (midt- og sensommer) sterkt preget av erosjonsprodukter fra breområdene som gir vannet en grønn farge (optisk fenomen). Denne effekten avtar noe nedover vassdraget mot Mjøsa, men til og med den nordlige del av Mjøsa kan til sine tider være grønnfarget om sommeren.

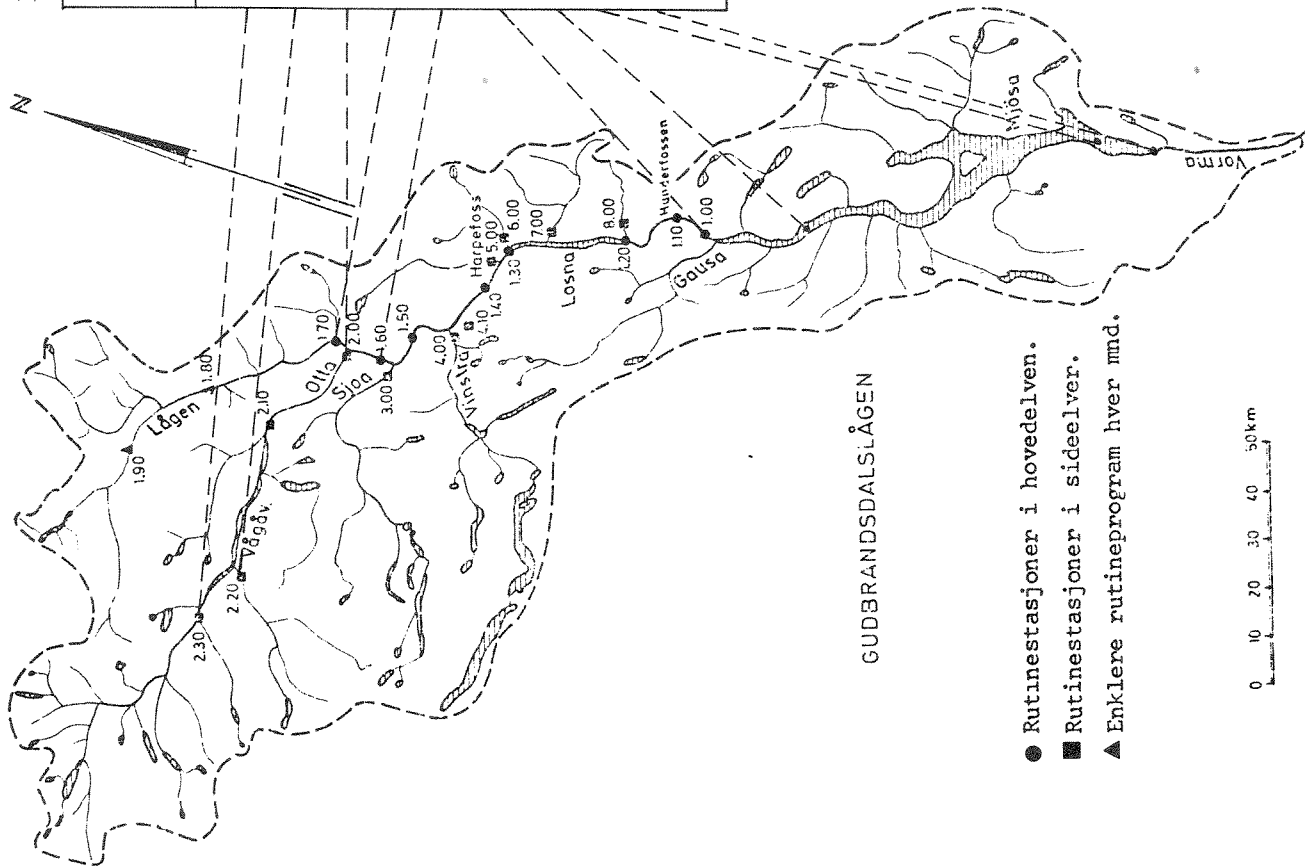
Næringssaltkonsentrasjonene viser markerte sesongvariasjoner med noe (til dels betydelig) høyere verdier enn ellers under lavvannsføringer og i perioder hvor man kan vente seg betydelige næringssaltbidrag fra f.eks. jordbruksaktiviteter. I perioder med stort tilskudd av høyfjellsvann er konsentrasjonene spesielt lave.

Vannets temperatur i Lågen er generelt lav sommerstid, og den overstiger sjelden 14°C ved Fåberg. I tilløpsvannet til Otta - Vågåvatn overstiger temperaturen sjelden $9-11^{\circ}\text{C}$. Oppvarmingen som skjer nedover vassdraget, har i første rekke sammenheng med tilført strålingsvarme i de stille-

Otta - Lågen, Mjøsa, Vorma og Glåma. Noen fysisk-kjemiske observasjoner.
Middelverdier 1974.

Stasjoner	pH	Kond. µS/cm 20 C	Turb. JTU	Tot.N µg N/l	Tot.P µg P/l	Tørr- stoff mg/l	Gløde- rest mg/l
Otta v/Ofossen	6,5	13,0	0,7	118	6	2,14	1,81
Bøvra	7,0	29,9	3,0	177	21	10,97	10,47
Otta ovenf. Otta sentrum	6,9	20,4	1,4	141	8	6,22	5,61
Lågen v/Sel	7,1	38,6	0,4	177	14	2,90	2,39
Lågen ovenf. Sjøa	7,0	24,2	0,9	153	8	6,80	6,10
Lågen v/Fåberg	7,0	26,6	0,5	209	7	1,29	0,91
Mjøsa v/Brøttum	6,9	31,8	0,3	262	9	0,89	0,45
Mjøsa v/Morskogen	7,0	37,5	0,2	382	8	0,83	0,29
Vorma v/Minnesund	7,1	38,2	0,3	386	8	1,10	0,67
Glåma v/Bingsfoss	7,0	30,3	2,3	330	10	4,00	2,95

Tabellen viser klart hvordan Otta virker inn på vannkvaliteten i Lågen: Minsker konduktiviteten og fosforkonsentrasjonene, øker turbiditeten og den suspenderte materialtransport (tørrstoff) o.l. Gløderestens (mineralske stoffer) andel av tørrstoffet er relativt sett betydelig høyere ovenfor Mjøsa enn nedenfor. Dette har sammenheng med den biologiske produksjon i Mjøsa. Videre er fosforkonsentrasjonen i Mjøsa (gjennomsnitt for hele Mjøsa 10 µg P/l) markert høyere enn i Lågen v/Fåberg. De høye fosforverdier i Bøvra skyldes apatitt fosfor (breslam).



GUDBRANDSDALSÅGEN

- Rutinestasjoner i hovedelven.
- Rutinestasjoner i sideelver.
- ▲ Enklere rutineprogram hver mnd.

0 10 20 30 40 50 km

flytende partier. Under høy- og sensommer er temperaturen i Lågen til dels betydelig lavere enn overflatetemperaturen i Mjøsa, mens Lågen-vannet om våren er noe varmere enn Mjøsas vannmasser, og således medfører en viss oppvarming i denne periode. Lågens vannmasser betyr totalt sett en avkjøling av Mjøsas overflatelag (over sprangsjiktet). Avkjølingens størrelse er nøye knyttet sammen med vannføringen i Lågen.

b. Mjøsa og Vormå-systemet

Henimot 80% (på grunnlag av årsmiddel på ca. $250 \text{ m}^3/\text{s}$) av vannmassene i Mjøsa har teoretisk sett sin opprinnelse i Gudbrandsdalslågens nedbørfelt. På grunn av de topografiske forhold må disse vannmasser passere innsjøen i hele dens lengderetning, og Mjøsa må derfor, særlig hva de nordlige deler (nord for Gjøvik) angår, betraktes som en gjennomstrømningssjø. Vannmassenes oppholdstid og strømningsmønsteret er avhengig av mange faktorer, hvorav følgende 3 er av størst betydning:

1. Vannføringen i Lågen.
2. Temperaturen i Lågen kontra i Mjøsa.
3. Vindforholdene i Mjøsa.

Undersøkelser har vist at på grunn av temperaturforholdene ligger gjerne gjennomstrømningskjernen noe i overkant av det termiske sprangsjikt om sommeren. Dette mønster influeres ofte sterkt av vindforholdene. Om vinteren foregår gjennomstrømningen normalt i de øverste lag og betinger ofte et markert termisk sprangsjikt i 15-20 meters dyp. Jordrotasjon (Coriolikrefter) bevirker at de sydgående strømmer normalt beveger seg langs vestsiden.

I dypere lag har man en nordgående kompensasjonsstrøm. Denne strømmens størrelse og betydning øker med elvens vannføring og dermed med størrelsen av den sydgående strøm. Endringer i vannføringsforholdene i Lågen vil av denne grunn medføre endringer i strømnings- og vannmassenes dynamiske forhold, særlig i den nordlige del av Mjøsa. Dette har bl.a. stor betydning for vannets temperatur, konsentrasjoner av næringssalter o.l. Flomsituasjonene i Lågen med flere flomtopper i løpet av sommeren virker i betydelig grad dempende på veksten av plankton først og fremst i den nordlige del av Mjøsa, men i noen grad også i de sydlige områder.

Vannets kjemiske sammensetning i Mjøsa er i vesentlig grad betinget av områdets geologiske oppbygging samt menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet. På grunn av kalkholdige bergarter rundt Mjøsas sentrale deler fordobles praktisk talt mineralsaltkonsentrasjonene, mens vannet strømmer fra nord mot syd. Likevel må utløpsvannet (Vorma) betraktes som bløtt og saltfattig (tabell 2).

Forurensningstilførslene virker blant annet stimulerende på algeveksten, og det fører til sine tider om sommeren til markert overmetning av oksygen og høye pH-verdier (>9) i det øverste vannsjikt (produksjonslaget). Flere steder har stor algevekst i kombinasjon med betydelig tilførsel av organisk materiale (treforedling, næringsmiddelindustri og boligkloakk) medført markert oksygenforbruk. Rent lokalt har det ført til oksygenfrie tilstander i visse bunnområder. Totalt sett er imidlertid oksygenforholdene i bunnområdene og de dypere partier tilfredsstillende (80-90%).

Næringssaltkonsentrasjonene er under vårsirkulasjonen ca. 10 µg P/l og ca. 400 µg N/l (total fosfor og total nitrogen). Dette er høye tall sammenlignet med andre store norske innsjøer (f.eks. Tyrifjorden ca. 5 µg P/l og ca. 300 µg N/l).

De kjemiske forhold i Mjøsas utløpselv, Vorma, bærer preg av forholdene i innsjøen såvel som av lokale tilførsler.

2.4.2 Biologiske forhold

a. Otta og Lågen

De biologiske forhold i Lågenvassdraget er, særlig hva organismesamfunnenes sammensetning angår, først og fremst betinget av de naturgitte forhold. Smeltevannet fra høyfjellsområdene (spesielt breavsmelting i Ottavassdraget) som bidrar til høy vannføring og stor transport av erosjonsprodukter (breslam) hele sommeren igjennom, senker produksjonsnivået.

Bosetting, industri, landbruk og annen menneskelig påvirkning i dalføret medfører tilførsel av organisk stoff og næringsalter som fosfor og nitrogen.

Disse stoffer høyner produksjonsgrunnlaget for organismelivet og bidrar til en vesentlig økning av det naturgitte produksjonsnivå. Resultatet av dette er at deler av vassdraget til tross for slameeffekten i dag er markert eutrofiert med til sine tider betydelig algebegroing i foss- og stryk-partier. Når denne begroing dør eller løsner fra sitt underlag, representerer den en markert organisk belastning på vassdraget. Algedriften i elvevannet vil under slike perioder medføre en viss sjenanse for utøvelse av fiske ved at garn o.l. får belegg av disse fragmenter og ikke fanger fisk. Utslipp av kloakkvann og lett nedbrytbart organisk stoff kan ved enkelte lokaliteter og til sine tider medføre sjenerende sopp- og bakterievekst.

Områder som er spesielt berørt i denne sammenheng, er de øverste deler av Lågen (Dombås - Lesja), Otta umiddelbart nedenfor Vågåvatn samt Lågen på strekningen nedstrøms Vinstra. Her tiltar denne utvikling markert jo lengre ned i vassdraget man kommer. Foss- og stryk-partiene er mest føl-somme i denne sammenheng. Algebegroingen kan på enkelte lokaliteter og til visse tider fullstendig dekke elvebunnen over store områder.

På elvestrekninger hvor algeveksten er mest fremtredende, kan man idag spore visse forandringer når det gjelder den opprinnelige fauna- og flora-sammensetning. Organismer som foretrekker ren bunn, er mengdemessig redusert, mens mer motstandsdyktige organismer synes å ha økt i antall. Det førstnevnte synes å gjelde for noen av de viktigste næringsorganismer for aure som f.eks. knottlarver og døgnfluelarver. Visse mosearter som normalt er et godt substrat for en rekke av laksefiskenes viktigste næringsdyr, synes også å ha blitt negativt påvirket av økt algevekst. På den andre siden synes kraftig algevekst å begunstige mange arter fjærmygg-larver. Ved siden av algebegroingens omfang og sammensetning er begroingsperiodens varighet viktig i denne sammenheng.

I tillegg til de praktiske problemer som kraftig algevekst medfører (begroing langs bunnen, drift i vannmassene), synes den å stimulere forekomst av mindre verdifulle fiskearter som mort, brasme og abbor (der slike finnes) på bekostning av edlere fiskearter som harr og aure. Her kan bemerkes at de nedre deler av Lågen utgjør et viktig reproduksjonsområde for et flertall av Mjøsas viktigste fiskearter (bl.a. Hunderaure og lågåsild).

Smeltevannet fra breområdene demper i betydelig grad den biologiske respons på tilførte forurensninger så vel som vassdragets produksjonsevne. Det er således karakteristisk at forurensningspåvirkningen biologisk sett er spesielt markert i perioder med lav vannføring og avtakende brevannspåvirkning (sensommer, høst), mens den så vidt kan spores ved stor vannføring.

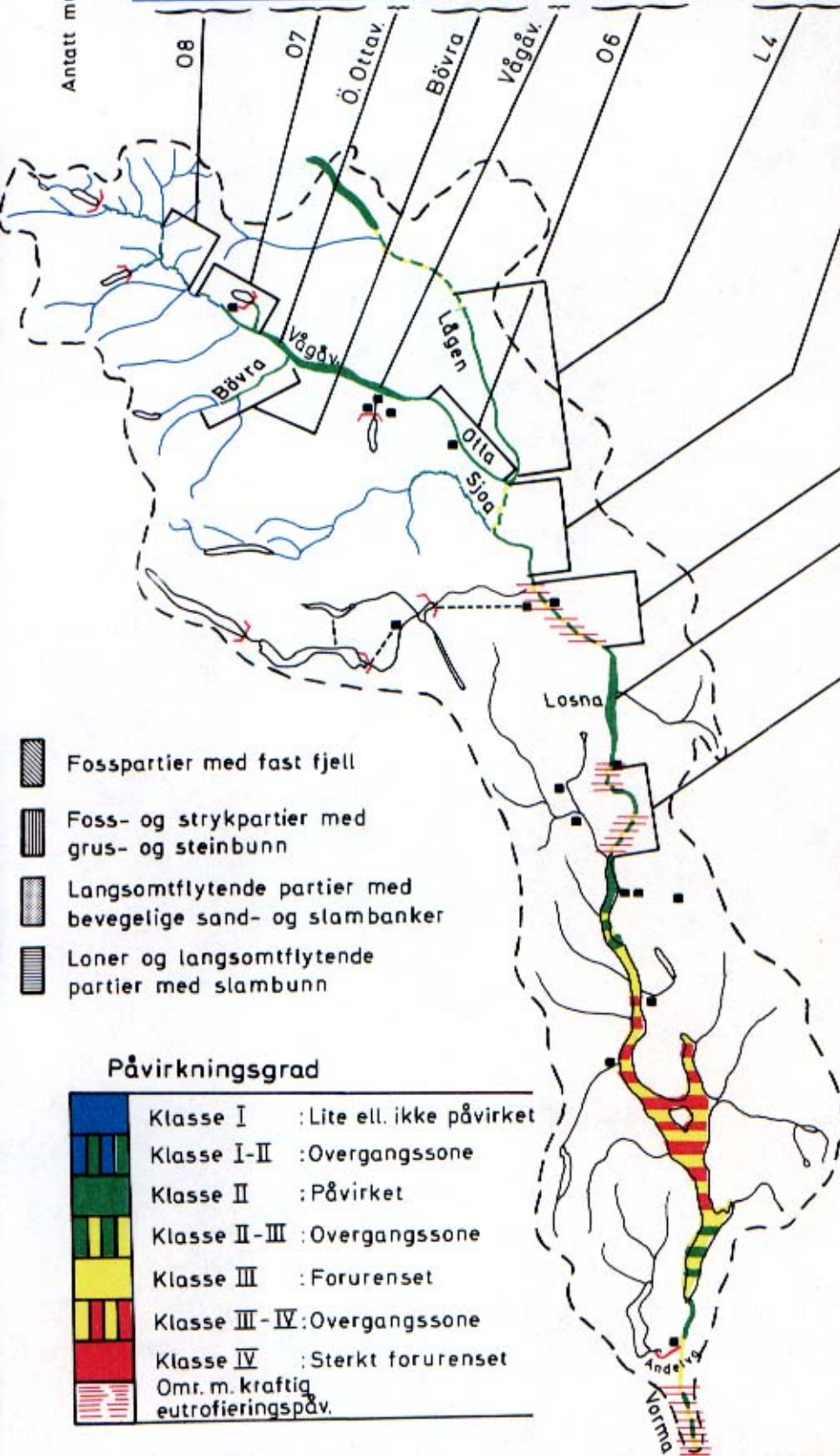
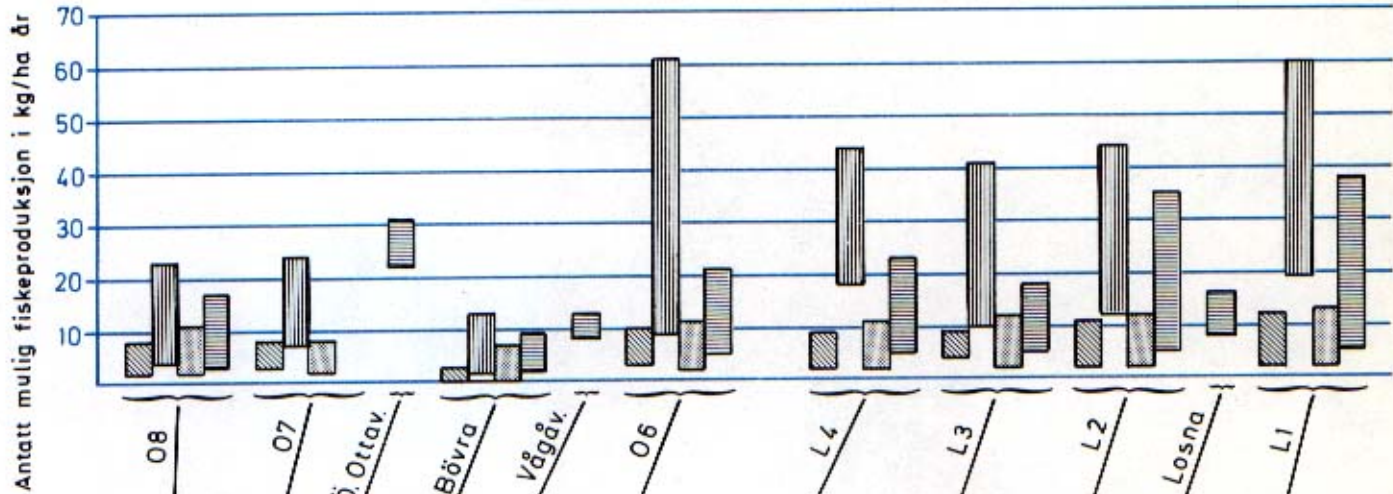
Dette har for det første sammenheng med at høy vannføring medfører bedre fortykning av tilførte forurensninger selv i varme, tørre somre når vannføringen i ikkebrepåvirkede vassdrag er ekstremt lav. Smeltevannet fra breområdene har lav temperatur, og selv om vannet i betydelig grad blir varmet opp nedover i vassdraget, vil temperaturen likevel være relativt lav (sammenlignet med vassdrag uten smeltevann) - noe som vil virke dempende på den biologiske aktivitet.

På grunn av isbreavsmelting er Otta og Lågen til sine tider sterkt slamførende (breslam) om sommeren. Slampartiklene har en viss adsorberende evne hva fosfater angår, og dette vil bl.a. gjøre fosfatene mindre tilgjengelig for plantevekst. Plantenes vekstkapasitet nedsettes ytterligere på grunn av at partikkeltransporten medfører dårligere lystilgang og energitilførsel. Slampartiklenes slipeeffekt demper også vekst og produksjonskapasiteten. Endelig vil det spesielt i stilleflytende partier foregå en viss sedimentasjon og dermed overslamming av bunnssubstratet.

Flomtoppene fører til bevegelse og omlagring av sand og grus med utvasking av bunnssubstratet, og dette nedsetter sterkt vekstmulighetene for høyere vegetasjon, moser og storvokste alger. Samtidig blir småvokste alger (kisel-alger) og organismer som krever rene, oksygenrike bunnområder begunstiget.

Tidligere av NIVA utførte undersøkelser (tidsrom 1967-1974, se innledning) av forurensningssituasjonen i Otta- og Lågenvassdraget sett i sammenheng med denne undersøkelse, gir grunn til følgende sammenfattende konklusjon (fig. 3):

1. Avløpsforholdene langs vassdraget er stort sett løst på en tilfeldig måte. En rekke større og mindre utslipp av urensset avløpsvann kan observeres i vannkanten.



- Fosspartier med fast fjell
- Foss- og strykpartier med grus- og steinbunn
- Langsomtflytende partier med bevegelige sand- og slambanker
- Loner og langsomtflytende partier med slambunn

Påvirkningsgrad

	Klasse I : Lite ell. ikke påvirket
	Klasse I-II : Overgangssone
	Klasse II : Påvirket
	Klasse II-III : Overgangssone
	Klasse III : Forurenset
	Klasse III-IV : Overgangssone
	Klasse IV : Sterkt forurenset
	Omr. m. kraftig eutrofieringspåv.

Fig.3
 Situasjonssbilde av
 Lågenvassdraget
 Påvirkningsgrad og
 produksjonsforhold 1972 - 74

- Demninger ved regulerte vann
- Kraftstasjoner
- Tunneler og rørledninger

2. Den primære forurensningspåvirkning, dvs. sopp og bakterievekst, synes å ha økt i løpet av de siste 6-7 år. Denne påvirkning utgjør dog ikke noe stort problem i dag, selv om det ved lavvannsføringer rent lokalt er uakseptable forhold. Dette gjelder bare for hovedvassdraget, idet flere av de mindre sidevassdrag, i hvert fall til sine tider (siloperioder), er kraftig belastet med organisk stoff, noe som fører til masseutvikling av sopp og bakterievekst.
3. Den sekundære påvirkning (eutrofiering) som var godt synlig på enkelte elveavsnitt i 1967, har økt betydelig i omfang. Spesielt gjelder dette vassdraget nedstrøms Vinstra.
4. Flom og isbrepåvirkning (stor vannføring, lav temperatur og høy partikkeltransport) demper den biologiske produksjon, samtidig som den biologiske responsen på tilførte forurensninger (organisk materiale, næringsalter) også begrenses.
5. Vannet er bakteriologisk sett av en slik kvalitet at det ikke kan brukes som drikkevann for mennesker og dyr uten forutgående rensing.
6. Det er i første rekke kloakkutslipp og avrenning fra jordbruksaktiviteter som er årsak til forurensningssituasjonen, men enkelte industriaktiviteter som f.eks. slakteriet på Otta, visse meieri/ysterier, sponplatefabrikk. o.l., bidrar med en viss belastning. Selv om aktivitetene i Lågendalføret er små sett i forhold til aktivitetene rundt Mjøsa, er de likevel viktige for forholdene i Mjøsa bl.a. på grunn av deres nære beliggenhet til hovedvassdraget.
7. Fosfor er minimumsfaktor (dvs. fosforet vil først bli mangelvare) for begroing og algevekst.
8. Hovedkonklusjon ut fra dagens vassdragstilstand (forurensningstilstand): Både av hensyn til lokale ulemper og til eutrofieringsutviklingen (algevekst) i Mjøsa er det viktig å forsere saneringen av avløpsforholdene langs Lågen (uansett regulering eller ikke regulering).

b. Mjøsa - Vorma-systemet

De biologiske forhold i Mjøsa - Vorma-systemet karakteriseres i høy grad av menneskelig påvirkning.

Vannet i Mjøsa er forurenset av bakterier, særlig i overflatelagene og utenfor byer og tettsteder. Vannets bakteriologiske kvalitet i de dypere lag er betydelig bedre. Imidlertid kan heller ikke vann fra Mjøsas dyp-lag brukes til offentlige vannforsyninger uten forutgående rensing og desinfisering.

Også vannet i Vorma-systemet er i bakteriologisk forstand sterkt forurenset, og det kan ikke brukes som drikkevann uten rensing og desinfisering. Lokale utslipp i dette området påvirker de bakteriologiske forhold sterkt.

Stor organisk belastning har ført til oksygen-reduksjon i visse bunnområder. I noen tilfeller er bunnfaunaen helt utslått, mens den i andre tilfeller er endret mot mer motstandsdyktige organismer. Dette gjelder i dag bare lokalt begrensede områder med særlig stor tilførsel av organisk materiale (indre deler av Furnesfjorden, visse strandområder ved Hamar, området utenfor Hunnselvas utløp samt visse dypere partier i den nordligste del). De øvrige deler av Mjøsas bunnområder har stort sett fortsatt gode livsvilkår for faunaen.

Vorma nedstrøms samløpet med Andelva er sterkt belastet med organisk materiale, og her er det til sine tider betydelig soppvekst i bunnområdene.

For Mjøsas vedkommende er imidlertid den alvorligste påvirkning i dag den stadig økende algevekst (eutrofiering). Innsjøen som tidligere hadde oligotroft (liten algevekst) preg, er i løpet av den senere tid blitt stadig mer eutrofiert.

Denne utvikling som synes å ha startet i begynnelsen av 50-årene, var på dette tidspunkt mest markert i de sentrale områder og da særlig i Hamar-regionen - Furnesfjorden. I begynnelsen av 60-årene synes en mer markert og gjennomgripende utvikling å ha gjort seg gjeldende. Algemengden økte betydelig samtidig som det inntraff store forandringer i plankton-

floraens sammensetning. Den senere tids utvikling karakteriseres av mer regional tiltagende algevekst. I dag er eutrofieringen mest fremtredende i Mjøsas sentrale områder (områdene utenfor Gjøvik, Hamar, Furnesfjorden). De nordligste områder og området syd for Tangen er minst berørt.

Hovedårsaken til denne utvikling er en stadig økende tilførsel av nærings-salter (spes. fosfor, som også her er minimumsfaktor). Kommunalt avløpsvann er i første rekke årsak til dette, men industrielt avløpsvann og avrenningsvann fra jordbruksaktiviteter har også stor betydning.

En videre eutrofiutvikling kan medføre alvorlige og i høy grad uønskede konsekvenser av til dels irreversibel natur. Dette gjelder også det nedenforliggende vassdrag.

Blant naturgitte forhold som reduserer og demper eutrofiutviklingen, kan nevnes:

- Liten overflate i forhold til vannvolum og dyp (stor fortynningskapasitet, lange og gjennomgripende sirkulasjonsperioder, sen oppvarming og store oksygenreserver. Innsjøens dybde og utforming medfører liten belastning pr. flateenhet av bunnområdene).
- Innsjøens utforming skaper spesielle og markerte strømningsforhold som ytterligere forsterker fortynningsevnen.
- Stor vannføring i Lågen sommerstid (stor fortynningsevne, økt utspyling av alger og nærings-salter fra innsjøen, nedsatt oppvarming av de øverste vannlag, økt turbiditet - nedsatt lystilgang, breslammets adsorpsjonsevne).

Forurensningssituasjonen kan i korthet sammenfattes på følgende måte (fig 3):

1. I overflatelagene har Mjøsa et høyt innhold av bakterier - både coliforme bakterier og kimtall.
2. I de senere år har det i sommerhalvåret vært betydelig oppblomstring av alger over hele Mjøsa. Maksimalt algevolum i de sentrale partier

ligger omkring $5-6 \text{ mm}^3/\text{l}$. Maksimal algeproduksjon pr. døgn er målt til ca. 1000 mg C/m^2 og årsproduksjonen er beregnet til ca. 50 g C/m^2 som er mer enn det dobbelte av hva som totalt sett tilføres av organisk stoff pr. år.

3. Dyreplanktonet har en annen sammensetning nå enn ved århundreskiftet. Enkelte oligotrofiindikerende arter er forsvunnet, mens andre mer eutrofitilpassede arter er kommet til.
4. Planktonproduksjonen er årsak til et høyt innhold av organisk og partikulært materiale. Til sine tider er tørrstoffinnholdet (partikulært) større enn 3 mg/l i overflatelagene om sommeren. I utpregede eutrofierte (høyeutrofe) innsjøer her i landet (Gjersjøen - Kolbotnvatn) er tørrstoffinnholdet vanligvis $6 - 7 \text{ mg/l}$ i overflatelagene om sommeren. I oligotrofe eller næringsfattige innsjøer er det partikulære tørrstoffinnholdet vanligvis $< 0,2 \text{ mg/l}$.
5. Nedbryting av organisk materiale (tilført og produsert) medfører oksygenvinn i dyplagene. I lokale områder av Mjøsa, som f.eks. syd for Lillehammer (Lillehammer - Moelv) samt innerst i Furnesfjorden, er dette forbruk meget markert i de bunnære vannmasser vinterstid.
6. Rent lokalt er mindre bunnområder totalt oksygenfrie, og høyere organismeliv er her utslått.
7. Middelveidien for vannets innhold av total fosfor og total nitrogen er i Mjøsa henholdsvis ca. $10 \text{ } \mu\text{g P/l}$, og ca. $400 \text{ } \mu\text{g N/l}$. Tilsvarende verdier for lite produktive innsjøer på Østlandet er $< 5 \text{ } \mu\text{g P/l}$ og $< 200 \text{ } \mu\text{g N/l}$.
8. Den årlige fosfortilførselen tilsvarer i dag en fosforbelastning på ca. 1 gram P/m^2 innsjøoverflate. Generelt sett er en vannforekomst truet av en hurtig eutrofiutvikling hvis den årlige fosforbelastning tilsvarer $0,2 - 0,5 \text{ g P/m}^2$ innsjøoverflate.

Man kan vente spesielt alvorlig eutrofiutvikling når belastningen når en størrelse av 1 g P/m^2 innsjøoverflate. Innsjøens dybde og morfologi spiller imidlertid en betydelig rolle i denne sammenheng, idet store og dype innsjøer tåler høyere belastning enn grunne.

2.5 Reguleringsinngrepets betydning for forurensningstilstanden i vassdraget

a. Otta og Lågen

Hele det undersøkte vassdragsavsnitt er i dag markert forurensset. Dette kommer til uttrykk både gjennom det fysisk-kjemiske, biologiske og bakteriologiske observasjonsmateriale. Reguleringsinngrepet vil forsterke forurensningspåvirkningen. Spesielt er dette tilfelle på de strekninger hvor vannføringen blir sterkt redusert. På grunn av lavere sommervannføringer vil også forurensningstrykket på de resterende deler av vassdraget bli mer markert etter reguleringen. Forurensningssituasjonen i og langs vassdraget er i dag moden for omfattende forurensningsbegrensende tiltak. Ved en regulering er behovet for slike tiltak skjærpet. Hvis reguleringsinngrepet gjennomføres før forurensningstilførslene er tatt hånd om på en forsvarlig måte, vil tilstanden i vassdraget kunne bli meget betenkelig hva andre brukerinteresser angår. Spesielt gjelder dette de mest utsatte elveavsnitt. Øvre Otta (ovenfor Ottavatn), Bøvra og vassdragsstrekningen Eidefoss i Otta til Harpefoss i Lågen (ved øst mot øst-alternativet. Dessuten er det så langt som mulig nødvendig å skjærme Mjøsa mot forurensningstilførsler. Uansett valg av reguleringsalternativ bør forurensningsutviklingen og vassdragstilstanden nøye overvåkes.

b. Mjøsa

Mjøsas forurensningstilstand er i løpet av de siste årtier blitt stadig forverret og er i dag til stor sjenanse for en rekke brukerinteresser. Dette skyldes i første rekke forurensningstilførsler fra Mjøsas lokale nedbørfelt, men tilstanden i Lågen spiller også en viss rolle i denne sammenheng. Likevel er konsentrasjonen av f.eks. næringsalter i Lågen betydelig lavere enn i de fleste øvrige tilløpselver til Mjøsa. Konsekvensene av dette er at Lågens vannmasser fortynner eller nedsetter næringssaltkonsentrasjonene i Mjøsa.

Øst mot øst-alternativet vil ikke endre de midlere årskonsentrasjoner av fosfor i det samlede tilløpsvannet til Mjøsa. Øst mot vest-alternativet vil derimot øke den midlere teoretiske årskonsentrasjon av fosfor i det samlede tilløpsvann med ca. 16%. Da det er endringer i fortynningsmulig-

hetene det her dreier seg om, vil rensetekniske tiltak ikke influere vesentlig på forskjellen mellom alternativene i prosent. Imidlertid er det her forutsatt at effektive forurensningsbegrensende tiltak er satt i verk før et eventuelt reguleringsinngrep blir realisert.

Reguleringsinngrepet vil uansett alternativ, redusere sommervannføringen - noe som bl.a. vil medføre høyere næringssaltkonsentrasjoner i innsjøens overflatelag på denne årstid, og følgelig vil algeveksten øke. Den midlere teoretiske konsentrasjonsøkning av fosfor i det samlede tilløp svannet til Mjøsa om sommeren etter rensing og uansett alternativ, vil bli henimot 20%. I og med at avløpsvann og forurensninger under denne periode tilføres overflatelagene, er det i første rekke disse lag - produksjonslagene - som blir sterkest berørt av konsentrasjonsøkningene.

Om vinteren vil øst mot vest-alternativet redusere middelvannføringen i Lågen (Losna) fra $104 \text{ m}^3/\text{s}$ i dag til $94 \text{ m}^3/\text{s}$ etter regulering. Dette betyr at gjennomstrømmingseffekten avtar og Lågen som fortynningsfaktor, svekkes med henimot 10% sammenlignet med nåværende forhold. Øst mot øst-alternativet øker derimot den midlere vintervannføring fra $104 \text{ m}^3/\text{s}$ til $176 \text{ m}^3/\text{s}$. Derved vil den gjennomstrømnings- og fortynningseffekten Lågen representerer, øke med henimot 70% sammenlignet med nåværende forhold. Forurensningene tilføres de øverste vannlag hvor også gjennomstrømmingseffekten gjør seg gjeldende. Derfor vil en økt vintervannføring i Lågen medvirke til å øke transporten av forurensninger ut av Mjøsa under denne tidsperiode. Dette betyr bl.a. at konsentrasjonen av næringsalter ved produksjonsperiodens begynnelse vil bli lavere ved øst mot øst- enn ved øst mot vest-alternativet (eller uten regulering). Under sommersesongen vil næringssaltkonsentrasjonene i overflatelagene ved begge utbyggingsalternativ øke betydelig i forhold til dagens situasjon. Ved øst mot vest-alternativer er utgangskonsentrasjonene om våren (nevnt ovenfor) høyest, og derfor vil dette alternativ gi de ugunstigste resultater. Reduksjon av flomvannsmengdene og endringer av variasjonsmønsteret med hensyn til flommer, vil i betydelig grad virke inn på næringssaltkonsentrasjonene samt strømnings- og temperaturforholdene i Mjøsa, først og fremst i den nordlige del. Resultatet av dette vil bli at vekstbetingelsene for alger i Mjøsa vil bli betydelig bedre ved begge utbyggings-

alternativ enn uten utbygging, forutsatt samme rensegrad for avløpsvannet. Totalt sett er øst mot vest-alternativet mest betenkelig hva forurensningssituasjonen i Mjøsa angår.

c. Vorma - Glåma

Vannkvaliteten og de biologiske forhold i Vorma og de berørte deler av Glåma er i vesentlig grad betinget av vannets tilstand i Mjøsa. En uheldig utvikling i denne innsjø har konsekvenser for vassdraget nedstrøms. Forholdene i vassdragsavsnittet er i dag lite tilfredsstillende for de fleste brukerinteresser. Dette skyldes manglende eller dårlig løsning av avløpsproblemene så vel i vassdragsavsnittets lokale nedbørfelt som i nedbørfeltet ovenfor.

Reguleringsinngrepet vil også for dette elveavsnitt i det lange løp forsterke eller påskynde eutrofierings- eller forurensningsutviklingen. Særlig er dette tilfelle hvis øst mot vest-alternativet skulle bli en realitet. Dette skyldes som nevnt, mindre tilførsel av Lågenvann eller fortynningsvann og dermed større algevekst i Mjøsa. Øst mot vest-alternativet resulterer også i en hurtigere konsentrasjonsøkning av nærings-salter i Mjøsa så vel som i elveavsnittet enn hva som ellers vil være tilfelle.

Det gjøres uttrykkelig oppmerksom på at diskusjonen ovenfor angående reguleringsinngrepets betydning her bare er behandlet ut fra forureningsbetraktninger, men selvfølgelig er det nødvendig at det ved den samlede vurdering også blir tatt hensyn til andre forhold, f.eks. klimatiske, fiskeribiologiske o.l.

2.6 Minstevannføring

Et reguleringsinngrep medfører ofte en sterk reduksjon (tørrlegging) av vannføringen i vedkommende vassdrag eller vassdragsavsnitt.

Dette vil berøre en rekke andre interesser som er knyttet til vann og vassdrag. I tilfeller der vassdraget brukes som resipient for avløpsvann eller tilføres forurensninger på annen måte, kan det bl.a. oppstå betydelige forurensningsproblemer, og det er derfor nødvendig å bestemme en viss minstevannføring. Behandlingen av minstevannføringsproblematikken er nedenfor gjort ut fra resipientbetraktninger.

Det er i denne sammenheng nødvendig å ta standpunkt til begrepet "sjenerende forurensningstilstander". Vurderinger av denne art må nødvendigvis bli subjektive og i betydelig grad bygge på erfaringer og kvalifisert skjønn. Generelt synes det å være økende begroing og algevekst (eutrofiering, eventuelt saprobiering eller belastning med organisk stoff) som er av størst praktisk sjenanse for en rekke bruksinteresser, og som derfor volder størst bekymring.

Begroingsutviklingen (eutrofiering) i et vassdragssystem er den biologiske respons på tilførsler av næringssalter, i første rekke fosfor- og nitrogenforbindelser. Eksperimentelle undersøkelser (algetester) har vist at av næringssaltene er det fosfor som er bestemmende for algeveksten (produksjonen) i hele Lågenvassdraget, dvs. at enhver reduksjon av denne komponent vil dempe begroingsutviklingen.

Avløpsvannets (kloakkvann og industrielt avløpsvann) fosforinnhold kan i vesentlig grad reduseres ved effektive rensetekniske innretninger. Selv om slike anlegg ved optimal drift kan redusere kloakkvannets innhold av fosfor med 90-95%, har det vist seg i praksis at man normalt bør regne med langt lavere rensegrad. Dette har sammenheng med spredt bebyggelse, vanskelig kloakkering, driftsvanskeligheter på anleggene, utette ledninger osv.

Det er foreløpig ikke realistisk å regne med mer enn ca. 60% fosforreduksjon ved rensetekniske tiltak på kloakkvannssiden i slike områder. Vassdragene tilføres dessuten betydelige forurensningsmengder fra jordbruksaktiviteter som overflateavrenning o.l. og som det er vanskelig å begrense ved rensetekniske tiltak.

Undersøkelser (både eksperimentelle og *in situ*) har vist at meget små økninger i fosforbidraget til oligotrofe, fosfatfattige resipienter vil kunne gi merkbare utslag. Ved belastninger av totalfosfor over 7 til 8 $\mu\text{g P/l}$ vil det være en overhengende fare for at eutrofieringen vil bli så kraftig at det opprinnelige organismsamfunn vil bryte sammen. Man vil da få dominans av andre arter alger enn tidligere. Dette vil ofte føre til at de tilstedeværende beitedyr ikke lenger vil være i stand til å sørge for en effektiv omsetning av primærproduktene. Man vil da få opphopning av organisk stoff på det laveste trinn i næringskjeden, noe som vil føre til ulemper i vassdragene.

På grunnlag av disse undersøkelser og et stort erfaringsmateriale angående koblingen fosforkonsentrasjon - biologisk respons, synes det rimelig å sette grenseverdien (i Lågenvassdraget) lik 7 $\mu\text{g P/l}$ (total fosfor). Det antas at fosforkonsentrasjoner over dette nivå vil stimulere til en begroingsutvikling som vil virke sterkt sjenerende for den praktiske bruk av vassdraget. En frodig begroing kan utvikles ved betydelig lavere fosforkonsentrasjoner enn 7 $\mu\text{g P/l}$ hvis vannføring, strøm og temperaturforhold er optimale for plantevekst.

Ut fra disse betraktninger kan minstevannføringen i et vassdrag beregnes ved hjelp av et enkelt fosforbudsjett. Fosfortransporten etter reguleringen som er produktet av tolerabel fosforkonsentrasjon (7 $\mu\text{g P/l}$) og fremtidig minstevannføring, må tilsvare nåværende fosfortransport minus fosformengden i de bortregulerte vannmasser samt 60% fosforreduksjon fra kommunalt avløpsvann.

Ved tolking av resultatene er det viktig å ta hensyn til adsorpsjon av fosfater til leirepartikler, en viss sedimentasjon og selvrensningseffekt, spesielt i stilleflytende partier osv. Videre er det viktig å

ta hensyn til variasjonsmønsteret for elvens vannføring. Beregningsresultatene må derfor bare brukes som vurderingsgrunnlag ved bestemmelse av minstevannføringer.

De foreliggende planer for reguleringsinngrepet i Jotunheimen vil medføre at enkelte elveavsnitt i Otta/Lågen får en meget liten vannføring. Dette gjelder Øvre Otta ned til Ottavatn, Bøvra og strekningen Eidefoss i Otta til Harpefoss i Lågen ved øst mot øst-alternativet. En så stor reduksjon i vannføringen som her er foreslått, antas selv etter effektiv rensing av avløpsvannet, å kunne medføre betydelige forurensningsproblemer i de vassdragsavsnitt det gjelder.

Ved moderne og effektive rens tiltak for kommunalt og industrielt avløpsvann og med det nåværende aktivitetsvolum, vil forurensningstilstandene i de øvrige deler av Lågenvassdraget ned til Mjøsa bli tilfredsstillende uansett hvilke av de to reguleringsalternativer som kommer til utførelse.

Øvre Otta (ovenfor Ottavatn)

Øvre Otta tilføres avløpsvann og dermed fosfor fra bolighus, campingplasser o.l. samt fra visse jordbruksaktiviteter. Dessuten er det en viss tilførsel av løst og partikulært fosfor i form av forvittringsprodukter (kjemisk, mekanisk) fra berggrunn og løsavsetninger. Observasjonsmaterialet gir grunn til å anslå vannets nåværende vanlige fosforkonsentrasjon i dette elveavsnitt til 5 og 4 $\mu\text{g P/l}$ for henholdsvis vinter og sommer.

Ved å anvende en tolerabel fosforkonsentrasjon på 7 $\mu\text{g P/l}$ og redusere de observerte verdier (5 og 4 $\mu\text{g P/l}$) tilsvarende 60% fosforreduksjon fra kloakkvannet, gir ovenfornevnte fosforbudsjett følgende verdier som minstevannføring i Otta v/Ofossen:

Vinter (1/10 - 1/5): 9 m^3/s

Sommer (1/5 - 1/10): 26 m^3/s

Variasjonsmønsteret for elvens vannføring spiller en betydelig rolle for minstevannføringens størrelse. Dette har sammenheng med organismesam-

funnenes sesongvariasjoner, variasjoner med hensyn til selvrensningsprosessenes effektivitet osv. På bakgrunn av beregningsresultatene ovenfor og forutsatt rimelige vannføringsvariasjoner, bør minstevannføringen i Otta ved Ofossen etter vårt skjønn ikke settes til mindre enn:

Vinter: $6 \text{ m}^3/\text{s}$

Sommer: $20 \text{ m}^3/\text{s}$

Ved eventuelle endringer hva befolkningsmengde, turisme eller andre aktiviteter angår, må minstevannføringens størrelse taes opp til fornyet vurdering.

Bøvra

Den alminnelige forurensningssituasjonen i nedre del av Bøvra er i dag utilfredsstillende, særlig vinterstid. Elven tilføres på denne strekning kloakkvann fra den faste bosetting, hoteller, campingplasser o.l. Dessuten må man regne med betydelige forurensningstilførsler fra jordbruksaktiviteter.

I perioder om vinteren er den naturlige vannføringen ved Lom mindre enn $1 \text{ m}^3/\text{s}$. Ved en eventuell regulering av vassdraget vil vannføringen over året bli omtrent halvert, og vintervannføringen må antas å bli tilsvarende mindre. Etter vår vurdering burde minstevannføringen i Bøvra ved Lom ikke være mindre enn $2 \text{ m}^3/\text{s}$ om vinteren selv etter at kloakkrenseanlegg er satt i drift. Om sommeren vil den regulerte vannføring ut fra resipientbetraktninger være tilstrekkelig.

Forholdene i de øvre deler av Bøvra er ikke undersøkt, men ifølge reguleringsplanene vil vannføringen her bli meget liten. Hvis disse planer skal opprettholdes, må det for å unngå uheldige tilstander i vassdraget, sørges for at avløpsvannet blir tatt tilstrekkelig hånd om ved rensetiltak, overføringer til bedre resipienter eller liknende.

Otta nedstrøms Eidefoss

I Ottaområdet tilføres vassdraget betydelige forurensningsmengder fra bebyggelse, industri og jordbruk. I dag er middelvannføringen i Lågen oppstrøms Otta $10 \text{ m}^3/\text{s}$ og $82 \text{ m}^3/\text{s}$ for henholdsvis vinter og sommer. Ved en eventuell utbygging av Jora - Sel antar Statskraftverkene at de tilsvarende tall for middelvannføring blir henholdsvis $15 \text{ m}^3/\text{s}$ (vinter) og $75 \text{ m}^3/\text{s}$ (sommer).

For å oppnå tilfredsstillende resipientforhold i Lågen nedstrøms Otta ved 60% fosforreduksjon for avløpsvannet fra bebyggelse og industri, viser beregningsresultatene at vannføringen i Otta elv v/Otta ikke må underskride:

Vinter ved nåværende forhold ($10 \text{ m}^3/\text{s}$):	$12,2 \text{ m}^3/\text{s}$
Vinter ved Jora-Sel utbyggn. ($15 \text{ m}^3/\text{s}$):	$2,0 \text{ m}^3/\text{s}$
Sommer ved nåværende forhold ($82 \text{ m}^3/\text{s}$):	$25,3 \text{ m}^3/\text{s}$
Sommer ved Jora-Sel utbyggn. ($75 \text{ m}^3/\text{s}$):	$28,0 \text{ m}^3/\text{s}$

Når disse tall blir lagt til grunn for vurdering av minstevannføring på denne elvestrekning, må man ta i betraktning at vannføringen i Lågen ovenfor Otta i dag er meget liten ($<3 \text{ m}^3/\text{s}$) i lange perioder om vinteren. Videre er de eksakte utbyggingsplaner og manøvreringsreglement for Jora og Sel ikke kjent.

På bakgrunn av beregningsresultatene, et rimelig variasjonsmønster for vannføringen og de momenter som er nevnt ovenfor, vil vi foreslå følgende verdier som minste vannføring i Otta elv før samløp Lågen (før Jora-Sel-utbyggingen):

Vinter:	$10 \text{ m}^3/\text{s}$
Sommer:	$20 \text{ m}^3/\text{s}$.

Hvis utbyggingen av Jora - Sel skulle bli en realitet, må minstevannføringen på strekningen taes opp til fornyet vurdering. Otta er et større tettsted med betydelige aktiviteter av forskjellig slag. Resipientforholdene her bør derfor nøye overvåkes, slik at justering av minstevannføringen og/eller effektivisering av rensetekniske innretninger kan gjøres ved eventuelle betenkelige utviklingstendenser.

En senkning av minstevannføringene utover det som her er foreslått, må medføre at kravene til de forurensningsbegrensende tiltak skjerpes.

2.7 Vannføringsvariasjoner

1. Det antas som nevnt at det for visse elvestrekninger vil bli stilt krav om minstevannføring. Forslagsmessig vil det kunne være ønskelig å holde noen av de mindre vassdrag utenfor reguleringen som grunnstamme for opprettholdelse av en minstevannføring spesielt i de øvre deler av Otta. Derved vil man få mer naturlige forhold hva vannføringsvariasjoner og temperaturforhold angår. Sett fra et fiskeribiologisk synspunkt vil også en slik løsning være fordelaktig. For å unngå uheldige temperatureffekter, bør man unngå at ytterligere bidrag for å opprettholde minstevannføringen blir tatt fra magasinenes dypere vannlag.
2. Det vil fra et forurensningssynspunkt være fordelaktig å bygge ut vassdraget etappevis. På grunn av brevannets og slamtransportens store betydning som dempende vekstfaktor, vil det være fordelaktig å holde f.eks. Bøvra utenfor reguleringen med sikte på videre vurderinger før et eventuelt inngrep finner sted. Derved kan man bl.a. få tid til ytterligere undersøkelser av virkningene av reguleringsinngrepet.

2.8 Fortsatte undersøkelser

På grunn av elvens størrelse og forurensningstilstand, klimatiske variasjoner fra år til år og at vi mangler erfaring og dokumentasjon av hvilke virkninger et reguleringsinngrep har for vassdragstilstanden og for de bruksinteresser som knytter seg til vassdraget, ligger det i sakens natur at et år er for kort tid for en omfattende undersøkelse av et slikt problemkompleks. Momenter som vil være av stor verdi å få ytterligere undersøkt og belyst er:

1. Forståelse av avrenningsforholdene i relasjon til de klimatiske forhold.
2. Variasjoner i elvevannets temperaturforhold og virkning på innsjøer.
3. Grunnvannsmagasinenes størrelse og betydning for vassdragets vannkvalitet.

4. Vassdragets nåværende biologiske tilstand (det foreliggende materiale er ikke fullgodt som referanse og basismateriale).
5. Slamtransportens betydning for vannkvaliteten og de biologiske forhold.
6. Kartlegging av de tørrlagte bunnarealers størrelse ved en regulering, og i denne sammenheng hvilken betydning reduksjonen har for vassdragets produksjonskapasitet.
7. Betydningen av økt begroing bl.a. hva fiskeforhold angår.
8. Nærmere studier av hvilken virkning på vannets fysisk-kjemiske og biologiske tilstand de endrede vintervannføringer representerer.
9. Strømningsforholdene og de biologiske forhold i Mjøsa i relasjon til reguleringsvirkninger i Lågen.
10. Lokale ulemper i forbindelse med tørrlagte sidevassdrag som taes inn i tunneler.

Det er således behov både for spesialundersøkelser og generelle oppfølgingsundersøkelser som kan gi ytterligere informasjoner for en rasjonell utnyttelse av vassdraget. Det er viktig at slike undersøkelser kommer i gang snarest mulig.

2.9 Konklusjon

1. Lågen - Mjøsa - Vorma - Glåma-systemet er i dag betydelig og til dels sterkt forurensset av kommunalt såvel som av industrielt avløpsvann samt avrenningsvann fra jordbruket. Effektive forurensningsbegrensende tiltak er derfor nødvendig langs hele vassdragssystemet (dette gjelder alle forurensningsskapende aktiviteter). For Mjøsas vedkommende er dette spesielt viktig da eutrofieringsutviklingen her synes å være kommet til et stadium da gjennomgripende og alvorlige forandringer av til dels irreversible art er i ferd med å oppstå.

2. Snø- og bre-avsmeltingen om sommeren spesielt i Ottavassdragets høyfjellsområder, demper i dag den biologiske respons på tilførte forurensninger i Lågen og Mjøsa.
3. Et reguleringsinngrep i Jotunheimen vil øke graden av forurensning betydelig både i Lågen, Mjøsa og vassdraget nedstrøms. Øst mot vest-alternativet vil i denne sammenheng generelt sett medføre størst skadevirkning (totalt sett mindre fortykningsevne).
4. Omfattende og effektive forurensningsbegrensende tiltak som klart bedrer forurensningssituasjonen i vassdraget, må gjennomføres før eventuelle reguleringsplaner realiseres.
5. På enkelte utsatte strekninger må akseptable minstevannføringer slippes på for at andre brukerinteresser ikke skal bli sterkt skadelidende.
6. Det vil være fordelaktig at en eventuell utbygging gjennomføres etappevis, slik at det kan bli mulig å følge opp eventuelle virkninger i vassdraget før alle inngrep er gjennomført.
7. I forbindelse med de foreslåtte reguleringsinngrep er det sterkt ønskelig å fortsette undersøkelsen av vannkvalitet og biologisk respons gjennom en flerårsperiode (f.eks. 3 år) før reguleringen realiseres. Dessuten må vassdraget overvåkes etter at reguleringen er gjennomført.
8. Det er av Statskraftverkene og andre kraftverksselskaper forutsatt at Smådøla, Finna, Jora og Sel skal bygges ut. Disse reguleringsinngrep vil også virke inn på forholdene i vassdraget. Det er ikke mulig å gi en helhetsvurdering av virkningen av de samlede reguleringsinngrep før de nødvendige undersøkelser også av disse vassdrag og elveavsnitt er foretatt.

3. GEOLOGISKE FORHOLD

3.1 Berggrunnsgeologi

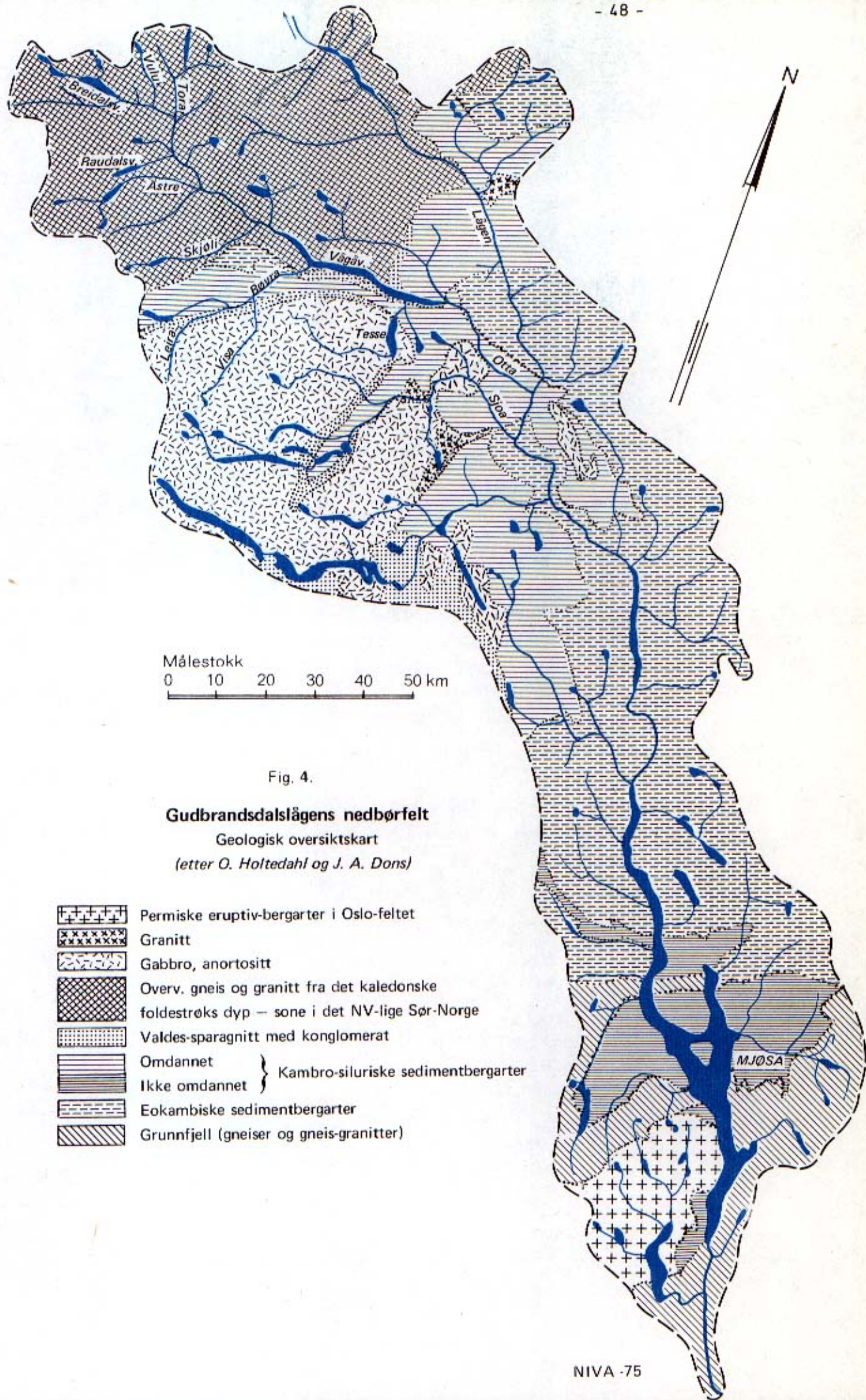
Berggrunnen i Gudbrandsdalslågens nedbørfelt varierer fra næringsrik skifer til magre gneis-granittiske bergarter (fig. 4). I den nordvestre del av nedbørfeltet består berggrunnen av gneiser og andre metamorfe bergarter. Litt lengre syd (syd for Bøvra) finner en mørke gabbroide bergarter. Langs kanten av denne ligger - som en smal stripe - "Valdres-sparagmitt" (sandstein). Deler av fjellene i Rondane og i nedbørfeltene til Otta, Sjoa og Gausa består av pressede kambro-siluriske sedimentbergarter (fyllitter og glimmerskifer). Flere steder ved Otta og Vågå er det større klebersteinsforekomster. Berggrunnen i selve Gudbrandsdalen består vesentlig av eokambriske sandsteiner, som har en metamorf karakter, særlig i de sentrale og nordlige deler av dalen. Lengere syd mot Mjøsa er kalkstein/skiferlagene blitt foldet til et "berg og dal landskap" på grunn av trykkpåvirkninger. Mellom Moelv og Lillehammer veksler berggrunnen med kalkstein, konglomerat og ulike sandsteiner.

I strøkene rundt Ringsaker, Hamar, Gjøvik, Lena osv. finner en kambrosiluriske sedimentbergarter som består av svart svovelholdig (alun) skifer, leirskifer og lys kalkstein. Skreiafjellene på vestsiden av Mjøsa, er bygd opp av nordmarkitt (rødlig syenitt). I de sydøstre deler av nedbørfeltet fra Stange og sydover består fjellgrunnen av gneis-granittiske bergarter.

3.2 Kvartærgeologi

Løsavsetningene i Gudbrandsdalen har en meget variert sammensetning. Avsetningene kan deles i følgende fire hovedgrupper:

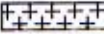

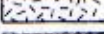



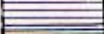
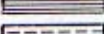
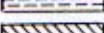
1. Moreneavsetninger, dvs. usortert og kantet materiale.
2. Glasifluviale avsetninger. Dette er smeltevannsavsetninger som er dårlig sortert og uregelmessig oppbygget.
3. Fluviale avsetninger. Dette er mer sortert (elveavsatt) materiale som forekommer som to forskjellige typer:
 - a. Relativt fint materiale (sand) som er transportert med elven og avsatt langs dens bredder.



Målestokk
 0 10 20 30 40 50 km

Fig. 4.

Gudbrandsdalslågens nedbørfelt
 Geologisk oversiktskart
 (etter O. Holtedahl og J. A. Dons)

-  Permiske eruptiv-bergarter i Oslo-feltet
 -  Granitt
 -  Gabbro, anortositt
 -  Overv. gneis og granitt fra det kaledonske foldestrøks dyp – sone i det NV-lige Sør-Norge
 -  Valdes-sparagnitt med konglomerat
 -  Omdannet
 -  Ikke omdannet
 -  Eokambiske sedimentbergarter
 -  Grunnfjell (gneiser og gneis-granitter)
- } Kambro-siluriske sedimentbergarter

- b. Grovere materiale (stein og grus) som er transportert med sideelvene og avsatt utenfor disse som vifter i hoveddalføret.
4. Bresjøsedimenter. Dette er finmateriale (silt) som er avsatt i stille vann (f.eks. i innsjø mellom is og fjellside).

Da det ikke foreligger noe detaljkart over kvartærgeologien ovenfor Sjøa (samløp med Lågen), er beskrivelsen av denne del av nedbørfeltet meget generell.

Mellom Lesjaskogvatn og Dovre domineres løsavsetningene i de lavereliggende områder langs vassdraget av bresjøsedimenter, dvs. finsand og silt. Lengere opp i dalsidene (over 640 m koten) overtar morenemateriale. Morenens tykkelse avtar opp mot snaufjellet som i grove trekk følger 1000 m koten. Syd for Dombås mot Hjelle er det store mengder av glasifluvialt materiale. De fluviale avsetningene langs Lågen ved Lesja er finkornet, mens avsetningene syd for Dovre består av grovere materiale (grus og stein) som er tilført via sideelvene.

Mellom Dovre og Sel er dalen trang med tildels bratte morenedekkede dalsider. Langs den øverste del av elvestrekningen er det fluviale avsetninger. Ved tilløpselvenes utløp har løsmassene glasifluvial opprinnelse.

Langs elven mellom Sel og Otta er det større mektigheter med fluviale avsetninger. Dalsidene er dekket av morene med variert tykkelse. Urdmoen ved Urdas samløp med Lågen er et gammelt elvedelta som består av sand og grus.

Mellom Breidalsvatn og Ottavatn forener hoveddalen seg med mindre smådaler med bratte morenedekkede lisider. Ved sidedalens samløp med hoveddalen forekommer glasifluviale sand- og grusavsetninger. Disse har størst mektighet ved Bismo. I Ottavatn og Vågåvatn er det store avsetninger med breslam (i silt-leir-fraksjon). Langs innsjøene er dalsidene dekket av morene og skredjord.

I Bøverdalen varierer morenetykkelsen med dalens utforming. I dalens vide partier har morenen stor mektighet, mens den i trangere partier er erstattet med blokkrik skredjord. Nederst mot Lom finnes mindre partier med glasifluviale avsetninger.

I området ved Tessevatn er det flere markerte glasifluviale avsetninger.

Elvestrekningen mellom Vågåmo og Otta består hovedsakelig av morene og forvittringsjord. Lokalt forekommer enkelte sand- og grusavsetninger.

Kvartærgeologien i Gudbrandsdalen mellom Sjoa og Lillehammer er detaljbeskrevet av geologene Ole Fredrik Bergersen og Kari Garnes ved universitetet i Bergen (Bergersen 1971). Nedenfor er det gitt et sammendrag av denne beskrivelse.

I den østlige dalside fra Sjoa til Kvam er jordartene og fordelingen av disse sterkt varierende. Omkring Sjoa er det mest glasifluvialt materiale. Ovenfor E 6 er store deler av dalsiden nesten bar etter kraftig avspyling. Nærmere Kvam, øst for Løften ligger det mye morenemasse i dalsiden. Selve dalbunnen er oppfylt med store mengder fluvialt materiale hvor overflaten består av grus og stein. I selve Kvamsvingen ligger det på dalens nord- og østside store morenemasser.

Mellom Kvam og Vinstra består østsiden av dalen av renspylt fjell, mens vestsiden har morenemateriale oppover liene. Langs elva forekommer mindre fluviale avsetninger.

På elvestrekningen Vinstra - Harpefoss karakteriseres dalbunnen av store mengder elve-avsatt materiale (grus og sand) som ligger som vifter og elveterasser 10-30 m over Lågen-leiet. Selve Harpefossens terskel tvers over dalen er kraftig avspylt og nesten bar, i motsetning til den sydlige dalside som har godt morenedekke.

Gjennom Sør-Fron er dalføret sterkt preget av løsmateriale som Augla og Fossåa har transportert og lagt ut i hoveddalen. Materialet er grovt (består av stein og grus) og ligger som "vifter" 50-100 m over dalbunnen. Med Lågennivået som akkumulasjonsbasis er det nedenfor terrassen avleiret elvevifter. Fossåas dalføre har store morenemasser. Ved Sør-Fron har hoveddalen markerte "dalhyller" som er dekket av morenemateriale. En del av dette er vasket, noe som har skapt sandig jordbunn flere steder.

På elvestrekningen Frya - Ringebu - Fåvang gjør løsmassene seg sterkt gjeldende i sidedalene. Langs Frya, Fossåa, Våla, Tromsa, Moelva og langs flere mindre elver opptrer store mengder bunnmorene. Ved sidedalenes munning til Lågendalføret er det hauger og rygger med glasifluvialt materiale. Disse avsetninger består av grovt materiale (mye stein og lavt grunnvannsnivå) og danner en skarp avgrensning mot andre jord-

arter i hoveddalen. Størst mektighet har massene utenfor Frya, og de strekker seg nesten ned til Vålebru. Avsetningene er her bygd opp til nesten 100 m over Lågens nivå.

En annen jordart som har tilknytning til sidedalene, er de store delta - eller vifter som sideelvene har lagt ut i hoveddalen. Materialet i disse avsetninger veksler noe, men består i alt vesentlig av grovt grus og stein.

Løsavsetningene lengere oppe i dalsidene består av sandige jordarter (vasket morene) og skredjord. Deler av Kjønnåsen og Søndre Vekkom har sparsomt jorddekke.

Langs elveavsnittet ligger det store sandavsetninger.

Langs Losna veksler løsmassene mye, men er stort sett sandige og av beskjeden tykkelse. Mange steder er fjellgrunnen nesten bar, men rent lokalt kan det være ganske store morenemasser i dalsidene, som f.eks. ved Myra vest for Fåvang st., Årnes og Årneslia. Også i bekkedalene og i innbuktninger i dalsider er det store morenemasser.

På østsiden av Lågen, ved Tretten og mellom Tuterud og Stav, er det betydelige mengder glasifluvialt materiale - både sand- og grusavsetninger. Området nordvest for Tuterud, neset vest for Tretten st. og Vardekampen lenger syd, er avspylt og har bare et tynt dekke av løsmateriale. Musdalen og vestre dalside ned til Øyer har fullt morenedekke helt ned til elva. Skardsmoen på den andre siden av dalen har et mer uregelmessig jordartsdække.

På vestsiden av Lågen, ved Øyer er det en 5 km lang rygg med glasifluvialt materiale som når 40 m over elva og er flere hundre meter bred. Innenfor ryggen er det en forsenkning fylt med silt og sand. Den vestre dalside består ellers av morenemateriale og finkornet dekke samt skredavsetninger oppover lia.

På østsiden av dalen mellom Vedemsåa og Brynsåene er dalbunnen og de nedste 100 m av dalsiden avspylt. Utenfor munningen av Brynsåene og Måka ligger store sorterte masser avsatt fra disse tilløpselver. Litt lenger syd kommer en over til Granrudmoen som består av flere jordarter. Jordartene oppover dalsiden består av morene.

Øvre del av dette avsnitt fra Hunderfossen til Lillehammer, består av tildels bratte dalsider med tynt jordlag. Jordlaget er blokkrik morene som stammer fra den lokale berggrunn.

Ved Lågens munning (Fåberg) er det lite både av smeltevannsavsetninger og elveavsetninger. Store deler av Hovmoen (nord for Lillehammer) og Lågen-deltaet er bygd opp av materiale fra Gausa. Avsetningene ved Hovmoen har store variasjoner i sortering og kornstørrelser. Øst for Hovmoen og langs dalsiden sørover til forbi Mesnas munning er det store sandavsetninger opp mot 70 m over Mjøsas nivå. Smeltevannsavsetningen som danner Jørstadmoen (ved Gausa) består av store sandavsetninger. Det samme gjelder Lågens delta i Mjøsa.

4. AREALFORDELING, BOSETTING OG INDUSTRIVIRKSOMHET I NEDBØRFELTET

Arealforelingen ble bestemt ut fra gradteigskart (målestokk 1:50 000) og kartverket: "Produksjonsgrunnlaget for landbruket" (målestokk 1:100 000). Innbyggertallet i de enkelte nedbørfelt ble bestemt på grunnlag av folke- og bolig telling i 1970.

Resultatene av beregningene er fremstilt i tabell 3.

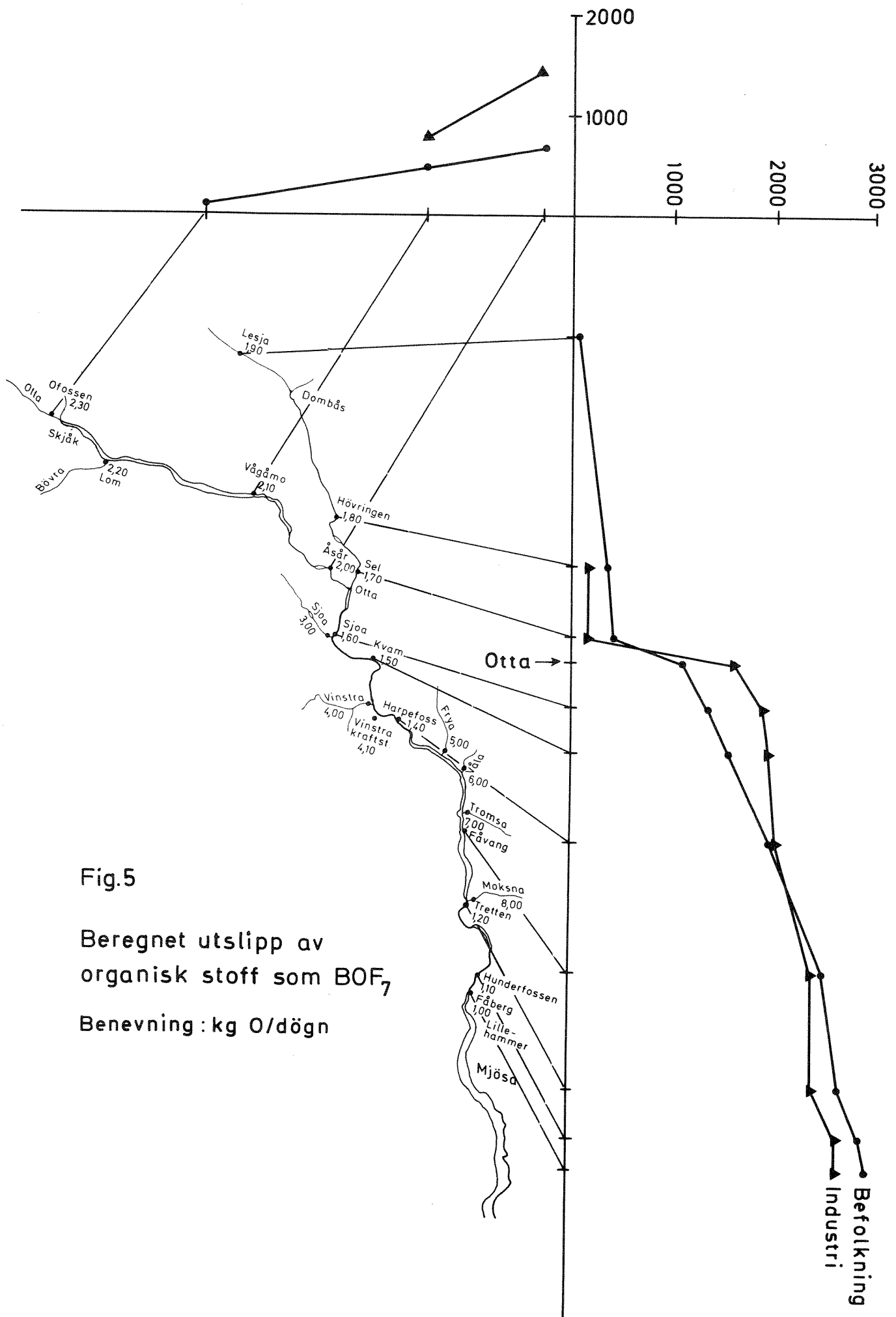
Kartlegging av tilførsler av organisk stoff og næringssalter

Resultatene av beregningene er fremstilt grafisk i figurene 5, 6 og 7.

Det er knyttet til dels stor usikkerhet til beregningene i det man har benyttet erfaringstall som er hentet fra områder med andre geografiske forhold. Det er videre ikke tatt hensyn til de mekaniske, kjemiske og biologiske selvrensingsforhold i vassdraget. Figurene gir derfor bare et tilnærmet relativt bilde av tilførslene til vassdraget.

Tabell 3. Arealfordeling og bosetting i nedbørfeltet (alle arealer i km²).

Elv	St.	Nedbørfelt	Tot.nedbørf.		Jordbruk		Skog		Myr		Uprod.		Vann		Antall innb.	
			Lokalt	Sum	Lokalt	Sum	Lokalt	Sum	Lokalt	Sum	Lokalt	Sum	Lokalt	Sum	Lokalt	Sum
Gudbrandsdalslågen	1.90	Lesja	658	658	7	7	150	150	-	-	494	494	7	7	1098	1098
	1.80	Rosti (Høvringen)	1141	1799	22	29	208	358	16	16	873	1367	22	29	4017	5115
	1.70	Sel	119	1918	8	37	45	403	2	18	62	1429	2	31	916	6031
	-	Otta	4179	6097	51	88	430	833	6	24	3531	4960	161	192	9141	15172
	1.60	Sjoa	258	6355	6	94	85	918	3	27	159	5119	5	197	3428	18600
	1.50	Kvam	1410	7765	14	108	448	1366	18	45	869	5988	61	258	2380	20980
	1.40	Harpefoss	1831	9596	20	128	669	2035	77	122	925	6913	140	398	5620	26600
	1.30	Fåvang	1312	10908	49	177	716	2751	95	217	422	7335	30	428	7040	33640
	1.20	Tretten	332	11240	22	199	244	2995	12	229	26	7361	28	456	2485	36125
	1.10	Hunderfossen	198	11438	21	220	150	3145	12	241	11	7372	4	460	2653	38778
1.00	Fåberg	62	11500	3	223	53	3198	2	243	3	7375	1	461	960	39738	
Østg	2.30	Skjåk	1685	1685	7	7	178	178	1	1	1417	1417	82	82	1220	1220
	2.10	Vågå	1884	3569	28	35	168	346	3	4	1618	3035	67	149	5333	6553
	2.00	Åsåren	610	4179	16	51	84	430	2	6	496	3531	12	161	2588	9141



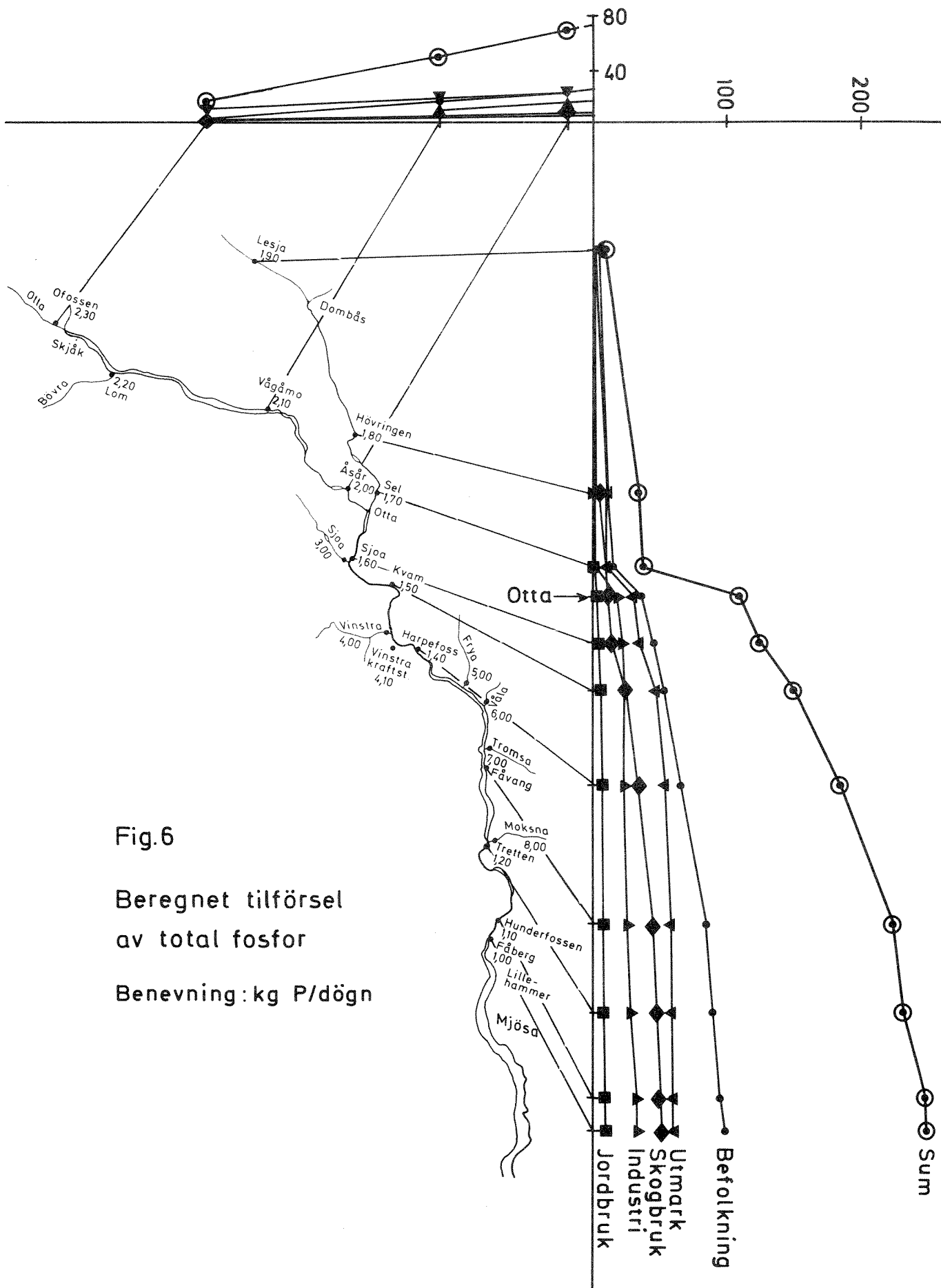


Fig.6

Beregnet tilførsel
av total fosfor

Benevning: kg P/døgn

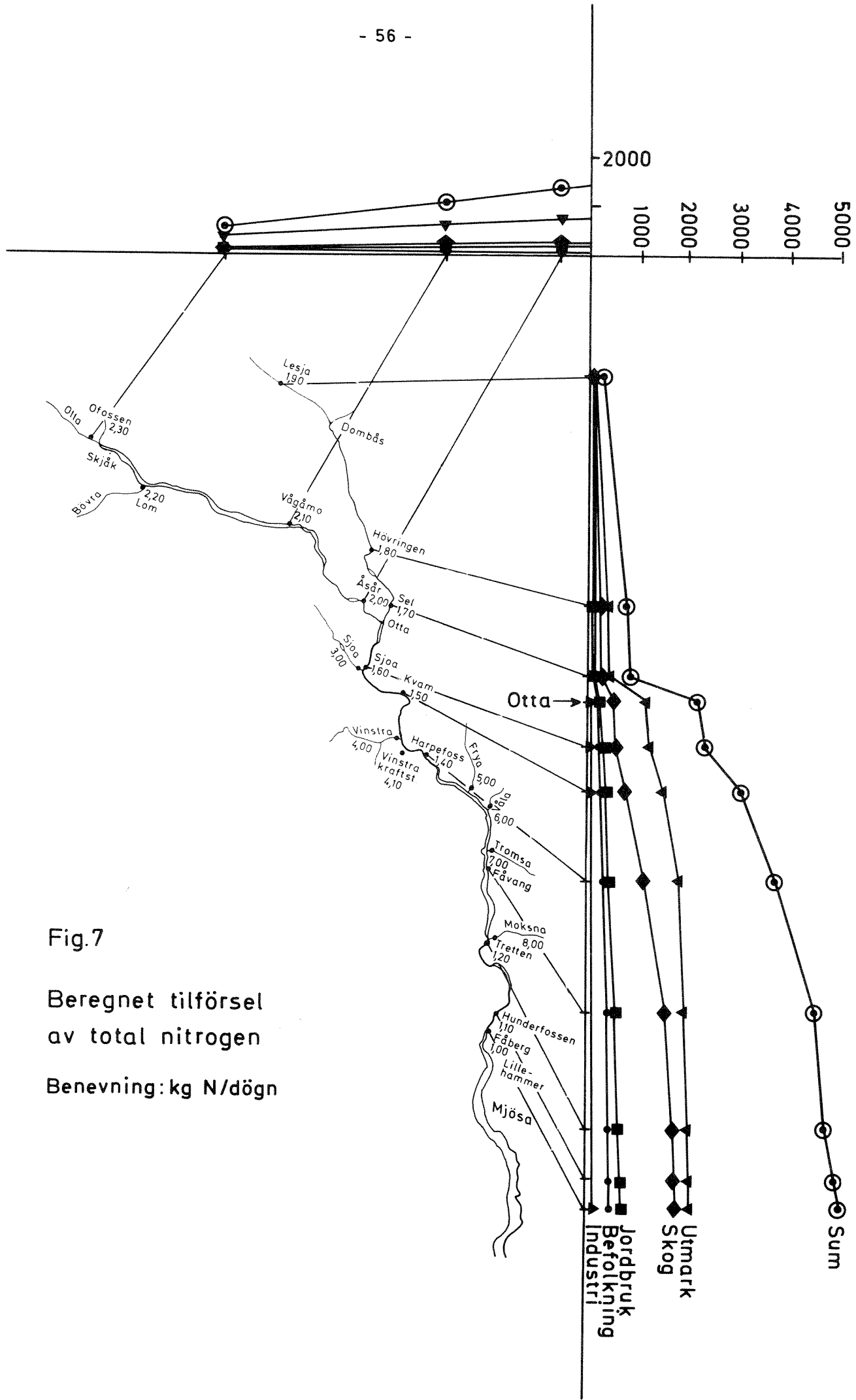


Fig.7

Beregnet tilførsel
av total nitrogen

Benevning: kg N/døgn

Tilførsler fra befolkning

Tilførslene er beregnet ut fra antall innbyggere (1 innbygger = 1 person-ekvivalent). Det er ikke tatt hensyn til varierende sanitær- og avløpsforhold. I beregningene er det benyttet følgende tallverdier:

Organisk stoff målt som BOF ₇	:	1 p.e. = 75 g O/døgn
Total fosfor	:	1 p.e. = 2,5 g P/døgn
Total nitrogen	:	1 p.e. = 12 g N/døgn

Tilførsler fra industri

Utslippstallene er til dels hentet fra utslippssøknader til Statens forurensningstilsyn og til dels anslått ut fra undersøkelser av avløpsvann fra sammenliknbare bedrifter.

Tilførsler fra jordbruk, skog og utmark

Utslippstallene er fremkommet ved bruk av spesifikke avløpstall hentet fra litteraturen (se tabell 4).

Tabell 4. Spesifikke avløpstall

Tilførsler	Total fosfor	Total nitrogen
- fra jordbruk:	0,04 kg/km ² døgn	3,00 kg/km ² døgn
- fra skog :	0,016 " " "	0,55 " " "
- fra utmark :	0,008 " " "	0,27 " " "

5. METEOROLOGISKE FORHOLD

5.1 Nedbør

I Gudbrandsdalen ovenfor Ringebru samt i Ottadalføret er den årlige nedbørshøyde vanligvis <500 mm, og andre steder som f.eks. Lesja og Skjåk, er den bare 250 - 300 mm/år.

For vurdering av nedbørforholdene i 1974 i Mjøsas nedbørfelt er alle stasjonene i feltet tatt med. I tillegg kommer 7 stasjoner som ligger like utenfor feltet.

Høydeforholdene innen Mjøsas nedbørfelt er av vesentlig betydning for nedbørens art og fordeling. Av størst betydning er topografien innen området, og da særlig de vestre høyfjellsområder med avskjermende effekt med hensyn til nedbøren.

På figurene 8 og 9 vises de forskjellige nedbørstasjonene og nedbørens kvartalsvise fordeling over året (1974) som isolinjer. Et nedbørfattig område opptre nord og nordvest for Otta. Nedbørshøyden avtar fra vest mot Gudbrandsdalen, for så å øke igjen nedover mot Mjøsa og mot fjellområdene øst for dalføret.

Videre viser figurene at nedbøren er størst i de vestre høyfjellsområder, hvor den midlere nedbørshøyden over året er ca. 900-1000 mm. Denne nedbør faller som snø det meste av året. Avrenningen om vinteren blir liten, men om sommeren stor på grunn av snøsmeltingen.

Som tabell 5 viser, var den årlige nedbørshøyde på de fleste av nedbørstasjonene større i 1974 enn i normalåret 1901-1930. Fordelingen over året på de forskjellige observasjonssteder viser i store trekk at fra januar til april var det avtakende nedbør. Fra da av var det økende nedbørmengder til september måned, og så svakt avtakende ut året.

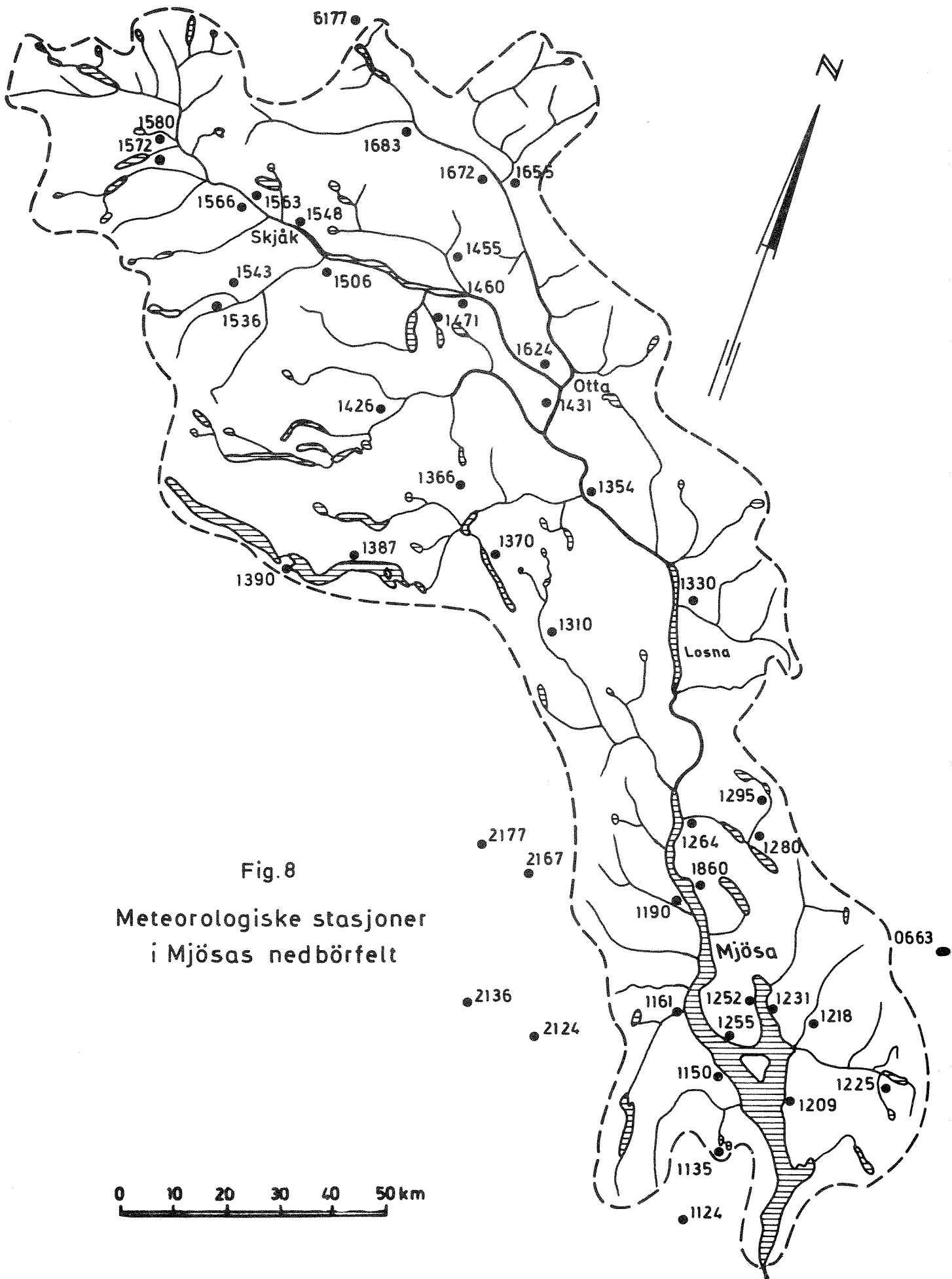


Fig. 8

Meteorologiske stasjoner
i Mjösas nedbørfelt

0 10 20 30 40 50 km

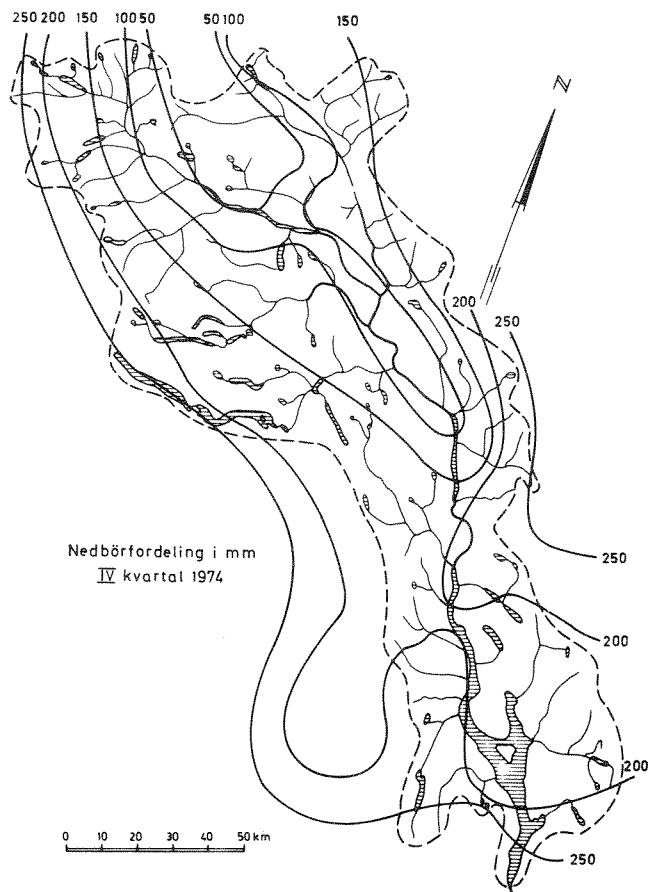
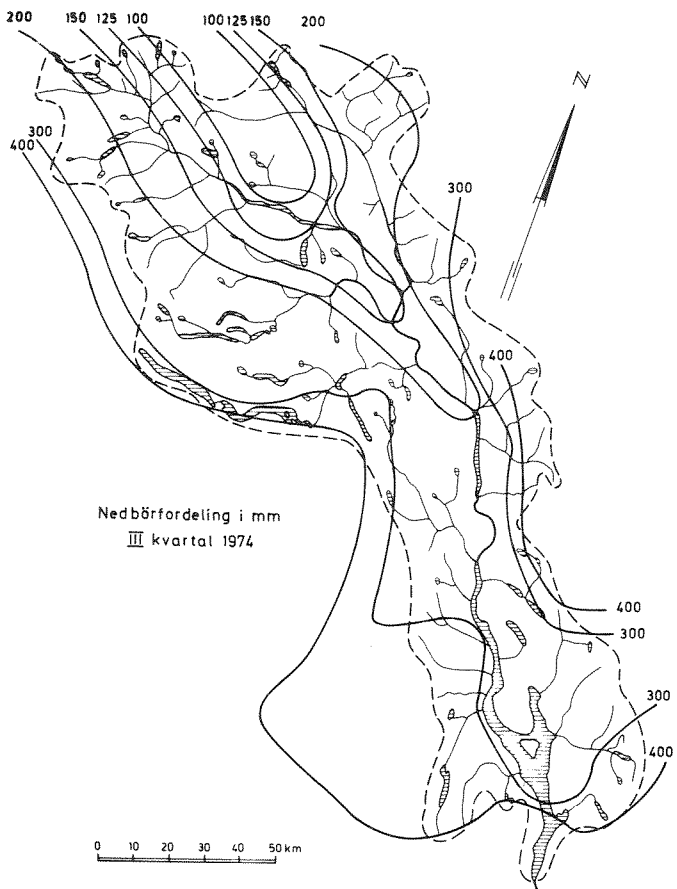
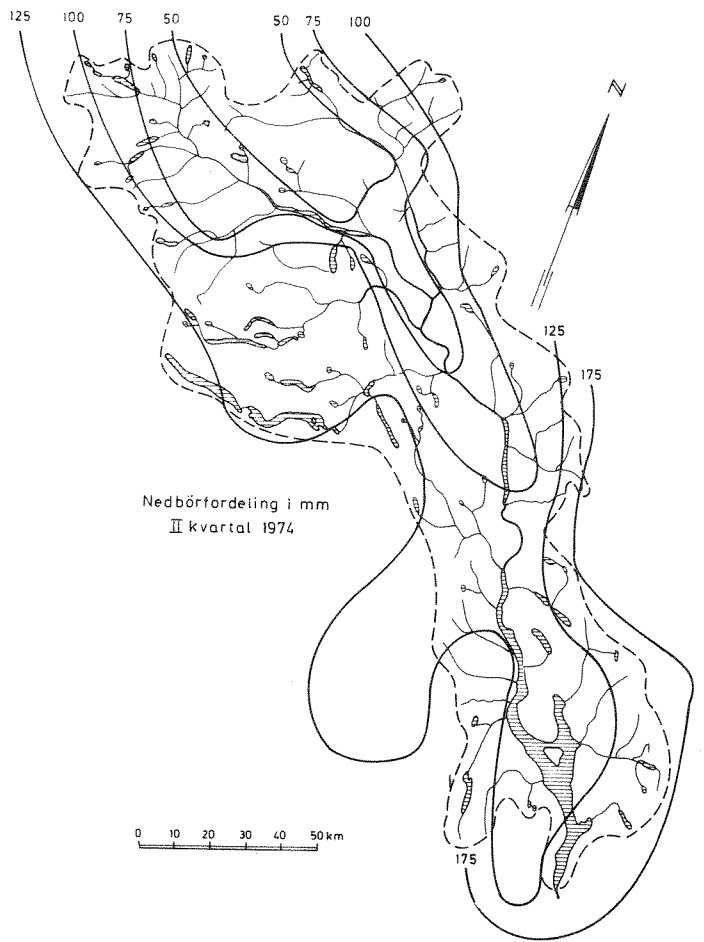
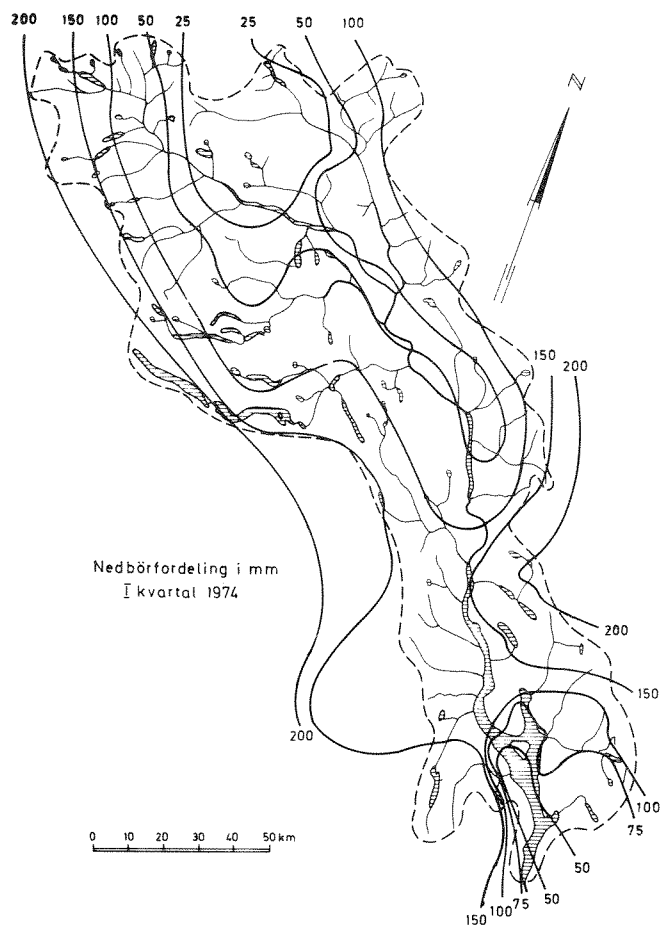


Fig.9 Nedbörens kvartalsvisa fördelning över året

Tabell 5. Normalnedbør (1901-1930) og nedbør i 1974 i mm.

Periode	Sted	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	År
01-30	Ringebu	40	56	68	98	46	525
1974	"-	27	67	105	54	111	540
01-30	Lom	12	22	35	46	25	274
1974	"-	22	69	61	27	30	294
01-30	Skjåk I	13	22	32	42	30	279
1974	"-	25	44	75	42	27	316

Det foreligger lite informasjonsmateriale angående fordunstningen i dette område. Dosent Rognerud ved NLH har imidlertid foretatt visse fordunstningsmålinger ved Norderhus i Lesja, som i noen grad kan gi holdepunkter om disse forhold (tabell 6).

Tabell 6. Fordunstning i mm fra fri vannflate ved Norderhus, Lesja.

(Fordunstningen er målt ved hjelp av et såkalt Thorsrud evaprimeter). Etter Rognerud 1975.

År \ Måned	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Sum
1967				60	36	96
1968		90	86	74	41	291
1969	54,8	70,4	65,9	65,3	30,9	287,3
1970	56,6	84,4	55,4	59,1	27,6	283,1
Middel	55,7	81,6	69,1	64,6	33,9	304,9 ^x

x) årsmiddel.

Fordunstningen ved Kise på Hedmark i tidsrommet 1958-1960 er vist i tabell 7.

Tabell 7. Potensiell evapotranspirasjon (Kise) i mm.

År \ Måned	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Mai Aug.	April Sept.
1958	27	56	85	83	57	37	281	345
1959	23	75	100	100	95	48	370	441
1960	36	77	95	75	60	38	307	381
Middel	29	69	93	86	71	41	319	389

Vanligvis regner man med at evapotranspirasjonen fra plantedekket utgjør ca. 80% (Rognerud 1975) av fordunstningen fra fri vannoverflate, dvs. at i Lesjaområdet vil den årlige potensielle evapotranspirasjon være ca. 240 mm. Dette viser at den potensielle evapotranspirasjonen er av samme størrelsesorden som den årlige nedbørhøyden i de ekstremt nedbørfattige områder (Lesja - Skjåk). Disse forhold er av stor betydning når man skal vurdere avrenningsvannets mengde og kvalitative egenskaper.

5.2 Temperatur - klima

Mjøsas nedbørfelt har en utstrekning på ca. 25 mil i nord-sydlig retning. Dette medfører temperatur(klima)-forskjeller mellom områdets nordre og søndre deler, som også forsterkes av høydeforskjellene (tabell 8 og fig. 10). I de nordre og nordvestre områder fra Otta er temperaturskillnaden mellom sommer og vinter gjennomgående mindre enn for områder sydover. Dette beror mindre på den geografiske beliggenhet enn på den topografiske.

Tidspunktet for sjøenes islegging og isløsning varierer sterkt, både mellom sjøer av ulike størrelse, dyp, strømforhold, og mellom år med forskjellige temperaturer, sol og vindforhold. Temperaturutviklingen under sommerhalvåret bestemmer lengden av vegetasjonsperioden og er betydningsfull for hydrologien og vannkvaliteten, dels gjennom vegetasjonens innvirkning på vannbalansen og også for planktonforekomstene i vannmiljøet.

Tabell 8. Middeltemperaturer på meteorologiske stasjoner i Otta - Lågendalføret (st. angitt i fig. 8).

Året 1974	April	Mai	Juni	Juli	August	År
1 (060) Lillehammer III	4,6	9,0	12,3	13,0	13,1	3,9
2 (044) Vinstra-Solstad	5,4	10,0	13,1	13,1	13,3	3,5
3 (033) Otta-Bredvangen	4,6	9,1	12,6	13,0	12,7	3,2
4 (037) Øvre Tessa	2,3	6,4	9,7	9,6	10,1	1,3
5 (036) Vågåmo	4,4	8,8	11,8	12,0	12,3	3,3
6 (041) Bøverdalen-Sletten	3,5	6,8	10,5	10,4	10,8	2,4
7 (035) Geilo i Skjåk	5,3	8,9	12,5	12,1	12,6	4,0
8 (038) Bråta	2,8	6,4	9,8	9,6	10,4	2,2

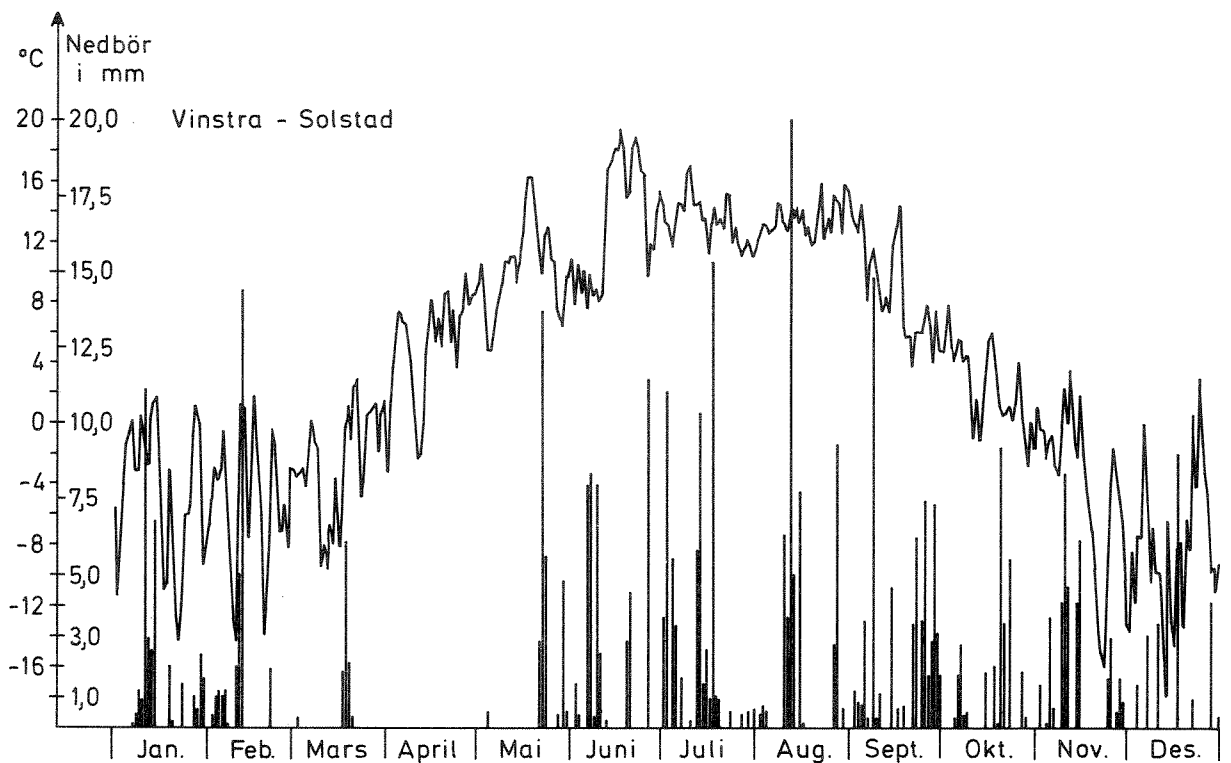
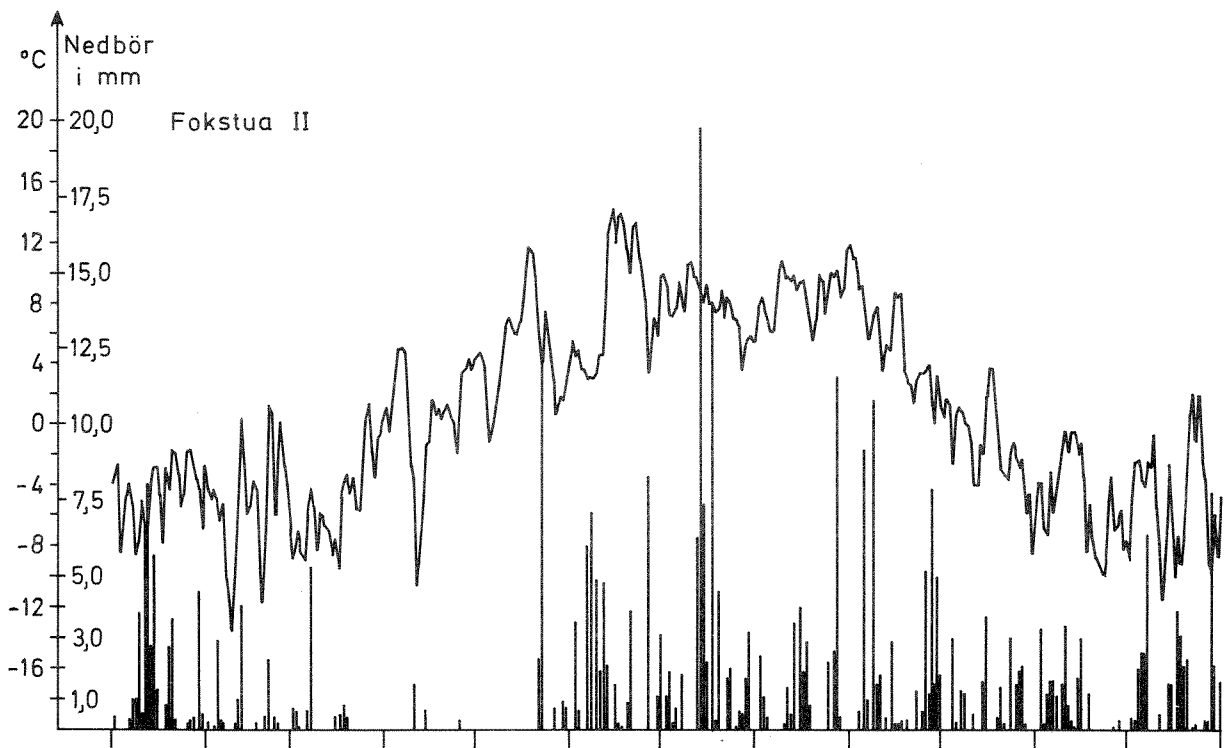


Fig.10 Lufttemperatur og nedbör 1974

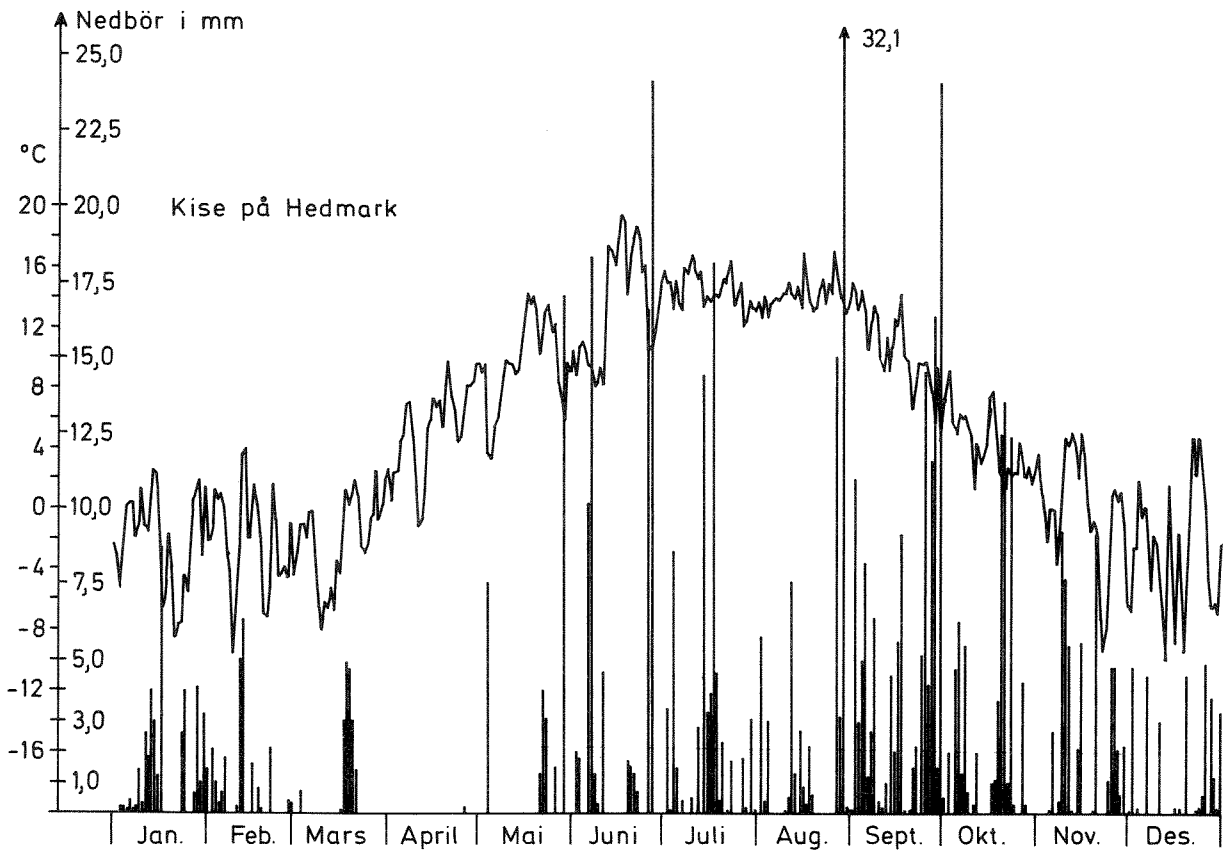
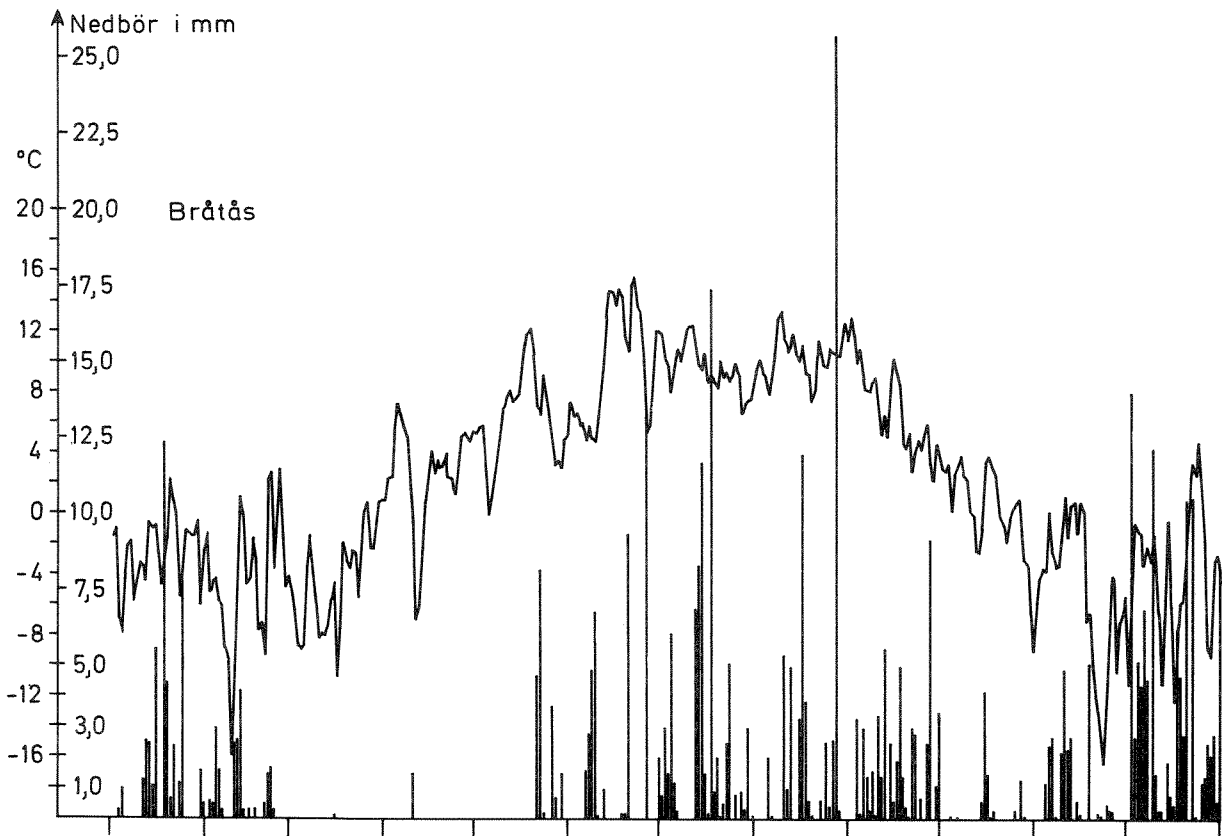


Fig.11 Lufttemperatur og nedbør 1974

6. HYDROLOGI

6.1 Vannføring ved nåværende reguleringer

Fig. 12 viser varighetskurver for Lågen ved vannmerke 411, Rosten, og vannmerke 412, Losna. Kurven for Rosten viser f.eks. at 10% av perioden 1918-1972 har hatt en avrenning mindre enn $1,7 \text{ l/s km}^2$.

For Losna er vist varighetskurven for perioden 1944-1972 hvor vannføringen er regulert, og for perioden 1896-1920 hvor vannføringen er uregulert.

Av diagrammet kan man se at den minste vannføringen som opptrer 90% av tiden, har økt fra $1,8$ til $6,3 \text{ l/s km}^2$ som følge av nåværende reguleringer.

Varighetskurver for Otta-vassdraget ved vannmerket 415, Lalm, vannmerket 294, Marstein i Bøvra, og vannmerket 916, Fredriksvatn, er vist på fig.13.

For Lalm og Fredriksvatn er varighetskurvene før og etter nåværende regulering vist. Kurvene viser en betydelig økning i vannføring i de tørre perioder samt at de større vannføringene minskes.

Varighetskurver for alle august-, september- og oktober-måneder i perioden 1918 - 1973 er vist på figur 14 for Rosten i Lågen. Medianvannføringene for de tre måneder er 20 , 14 og 10 l/s km^2 . Den uregulerte vannføring ved Rosten i Lågen blir derfor halvert fra august til oktober.

Tilsvarende kurver for Fredriksvatn i Otta er vist på figur 15.

I tillegg til uregulerte kurver i perioden 1934-1941 er vist kurver for den nåværende regulering i perioden 1944-1968. Endringer i vannføringene som følge av de nåværende reguleringer, er for august, september og oktober måneder relativt små.

Middelvannføringer for Otta og Lågen ved nåværende reguleringer er vist i tabell 9.

Fig.12 Varighetskurver for Lågen-vassdraget

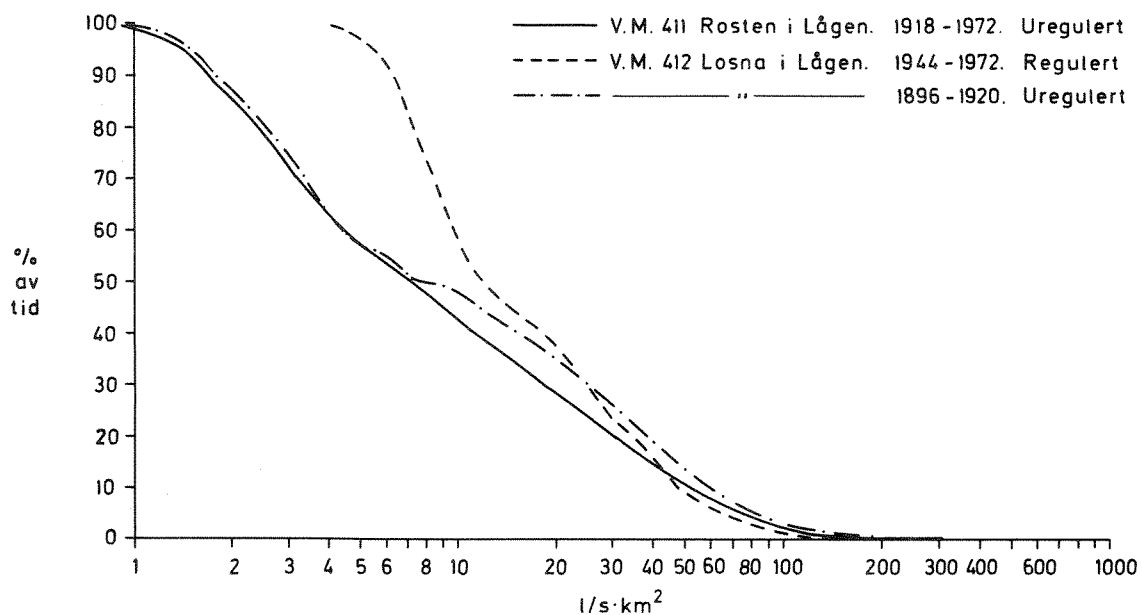


Fig.13 Varighetskurver for Ottavassdraget

- V.M. 415 Lalm i Otta 1944-1970. Regulert }
1914-1941. Uregulert }
- V.M. 294 Marstein i Bövra (Otta) 1935-1960. Uregulert }
..... }
- V.M. 916 Fredrikvatn i Otta 1944-1968. Regulert }
1934-1941. Uregulert }

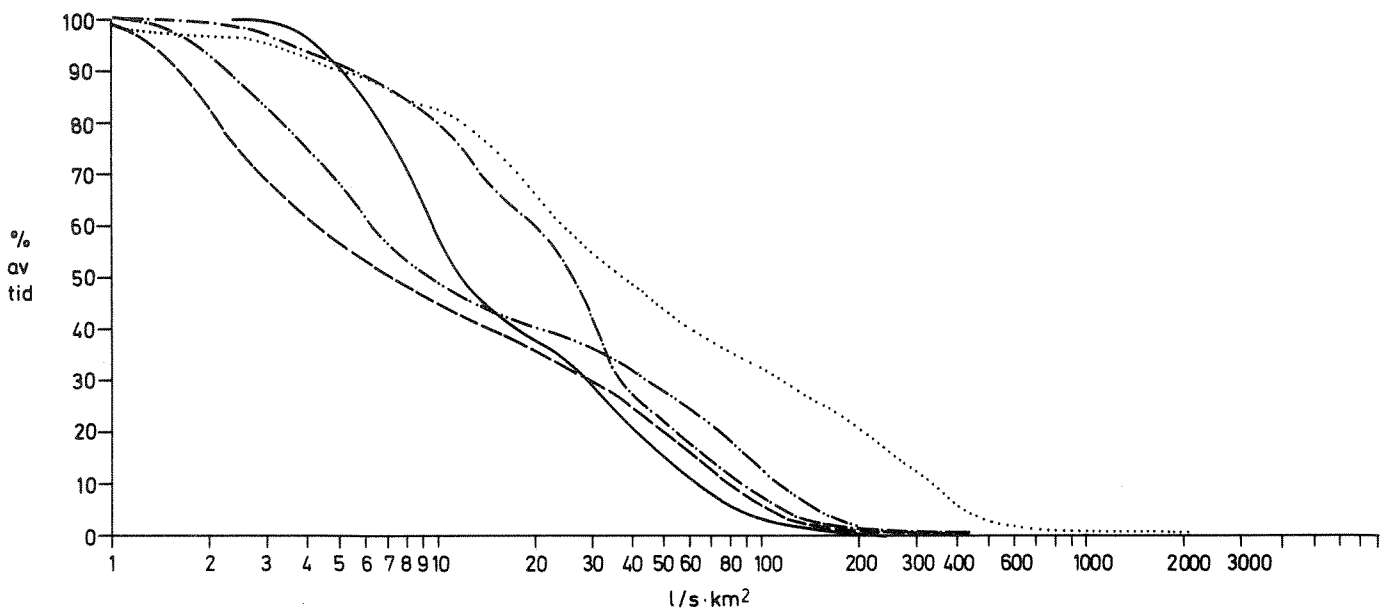


Fig.14 Varighetskurver for Lågen-vassdraget

V.M. 411 Rosten i Lågen 1918-1973. Uregulert

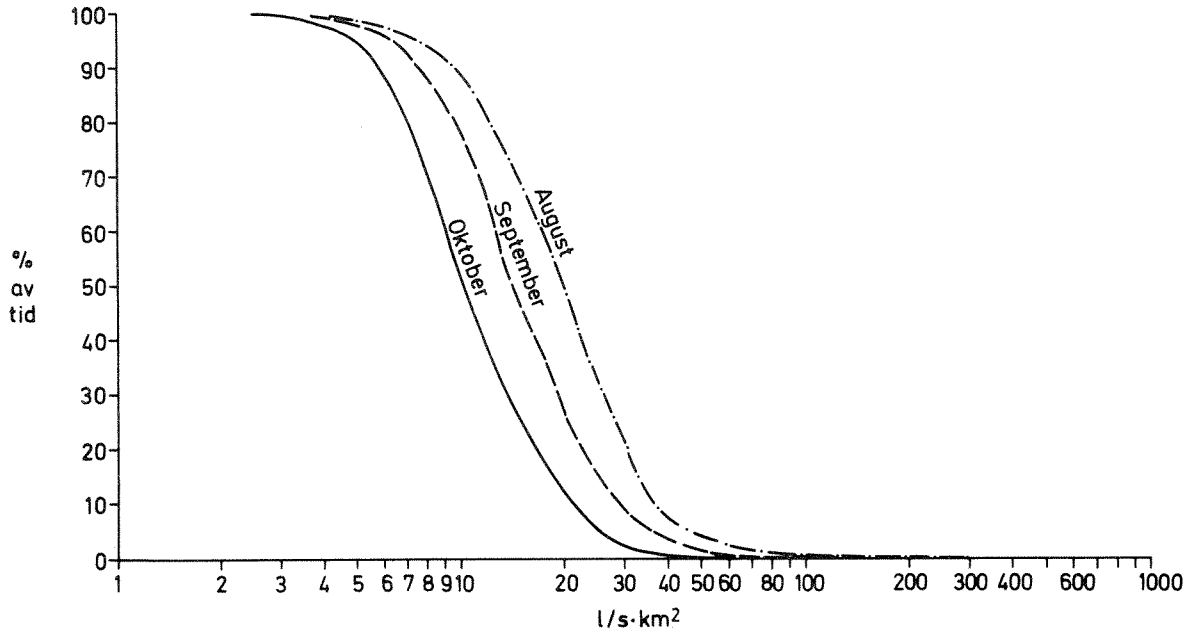
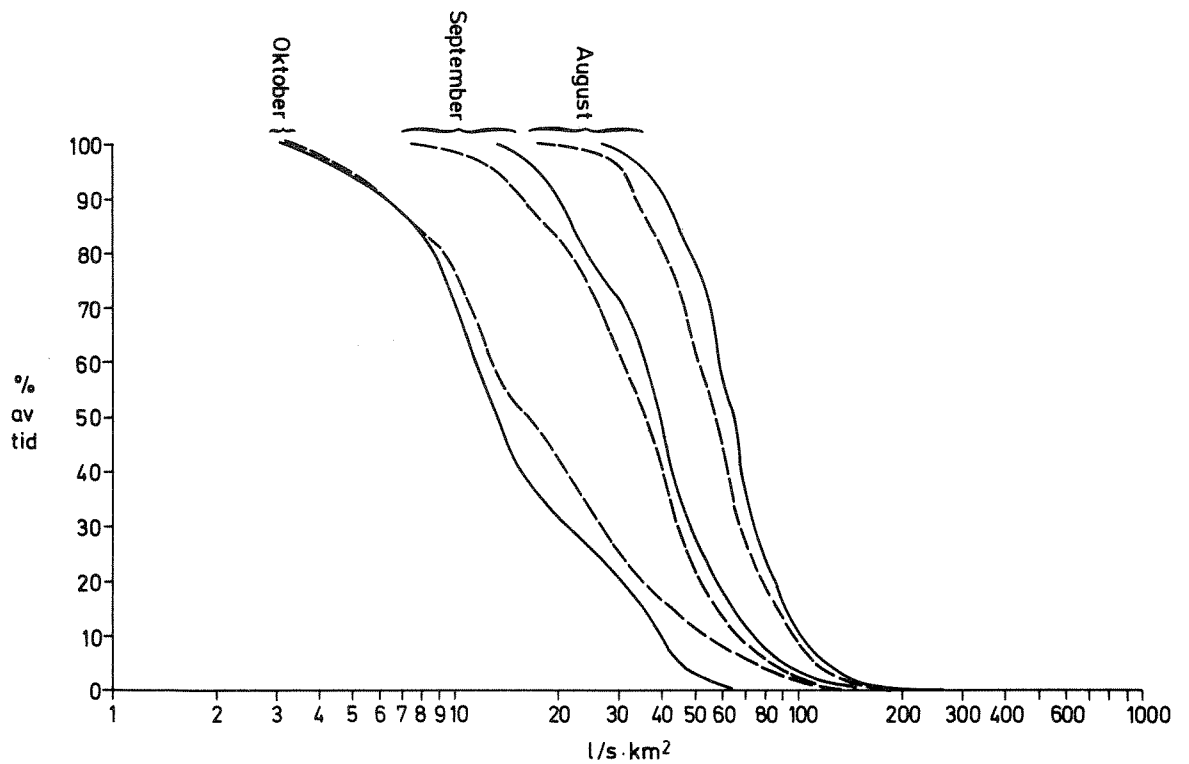


Fig.15 Varighetskurver for Ottavassdraget

V.M. 916 Fredriksvatn i Otta 1934-1941. Uregulert

V.M. 916 Fredriksvatn i Otta 1944-1968. Regulert



Tabell 9. Middelvannføringer i Otta og Lågen ved nåværende reguleringer.

Prøvestasjonsnr.	Sted	Nr. i modellen	Middelvannføring i m ³ /s
1.90	Lesja	1	12,6
1.80	Rosti	2	34
1.70	Sel	3	36
1.60	ovenfor Sjoa	4	143
1.50	Kvan	5	187
1.40	Harpefossen	6	230
1.30	Fåvang	7	250
1.20	Tretten	8	254
1.10	Hunderfoss	9	256
1.00	Fåberg	10	257
2.30	Ofossen	11	51
2.10	Vågå	12	94
2.00	Åsåren	13	103

Vannføringsforholdene i 1974/1975 på forskjellige steder i Otta og Lågen er vist i fig. 16 og 17. Vannføring i vinterhalvåret er spesielt lav i Bøvra. Dette har sammenheng med at denne elv ikke er regulert. Vannføringsforholdene i Øvre Otta derimot er betydelig influert av den nåværende regulering (Breidalsvatn, Raudalsvatn m.fl.) Om sommeren er vannføringen relativt høy på alle stasjoner, men snø- og isavsmelting og kraftig nedbør er årsak til flere relativt høye flomtopper utover hele sommerperioden. På grunn av værforholdene opptratte ingen ekstremsituasjoner denne sommer.

Otta er den dominerende bielv hva vannføringen i Lågen angår. I 1974 var bidraget fra Otta på årsbasis ca. 75% av den totale vannføring nedstrøms samløp med Lågen. Ca. 60% av Ottas vannmengde på årsbasis kom i perioden juni - august.

Fig.16 Otta. Vannføringer i m³/sek. 1974/1975

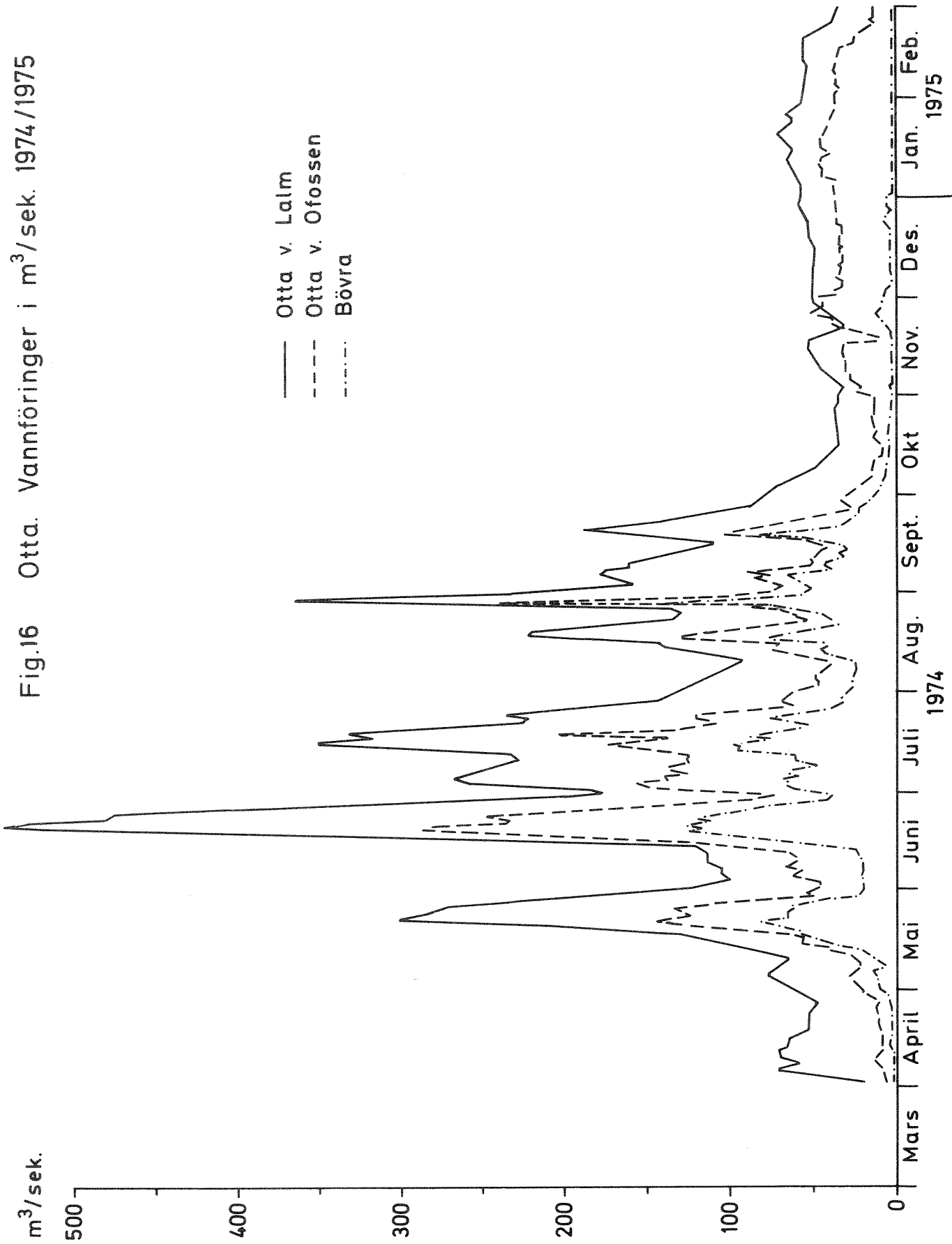


Fig.17 Lågen. Vannføringer i m³/sek. 1974/1975

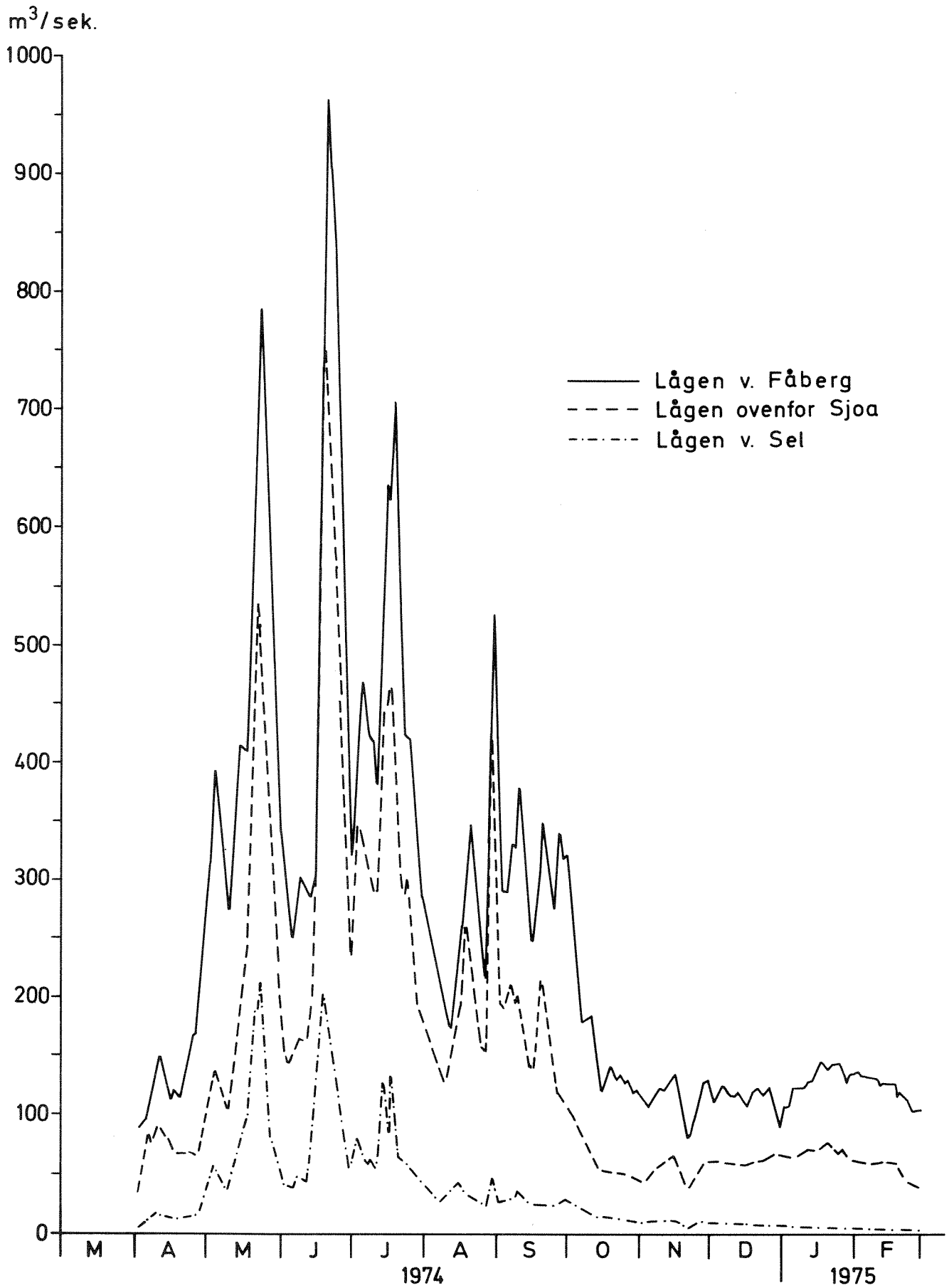


Fig.18 Vinstra. Vannføringer i m³/sek. 1974 / 1975

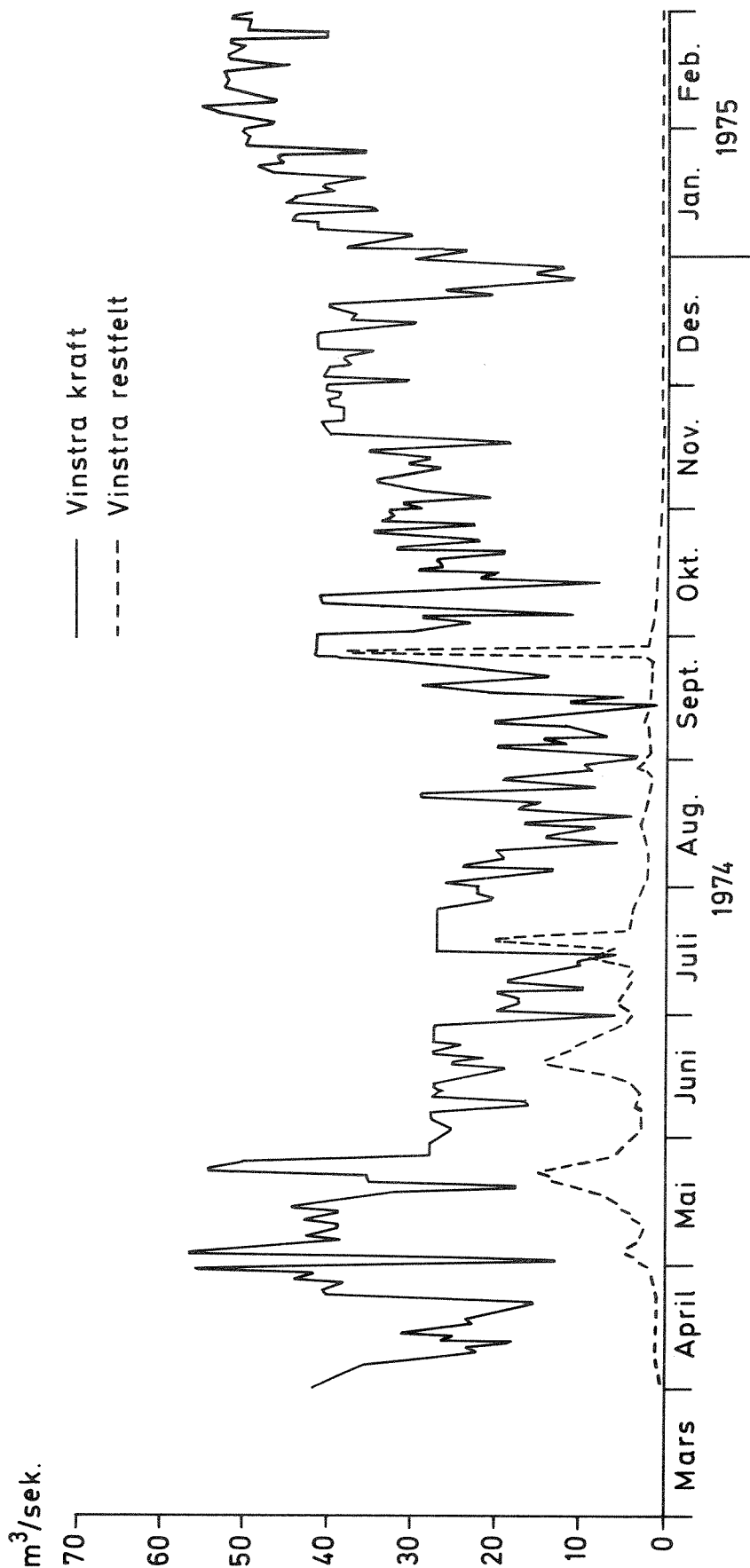


Fig. 18 viser vannføringsforholdene i sideelva Vinstra som er sterkt regulert. Mesteparten av året er vannføringen i denne elv meget liten. På grunn av effektiv magasinering blir denne heller ikke i vesentlig grad berørt av flomtilstander (snøsmelting og kraftig nedbør). Avrenningen fra Vinstra kraftstasjon varierer med kraftverkets driftsrutiner. Denne samt andre reguleringsinngrep er årsak til at midlere vintervannføring ved Losna i dag er ca. 63% høyere enn den naturlige, mens midlere sommervannføring av samme grunn er ca. 11% lavere.

7. GJENNOMSTRØMNING OG INNBLANDING AV LÅGENS VANNMASSER I MJØSA

7.1 Generelt

Det er hovedsakelig temperatur- og konduktivitetsmålinger fra 1973 og 1974 som ligger til grunn for vurderingene nedenfor.

I kjemisk henseende er forholdene under sprangsjiktet relativt konstante. Konduktiviteten varierte i perioden 1972-1975 fra 33-40 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Lågen har generelt noe lavere konduktivitet i sommerhalvåret (20-25 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Følgelig kan man ved å betrakte konduktivitetens vertikalvariasjoner på hver enkelt målestasjon, få et visst inntrykk av hvor innlagringen (gjennomstrømningen) har skjedd og i hvilken grad fortykning har gjort seg gjeldende (se fig. 19).

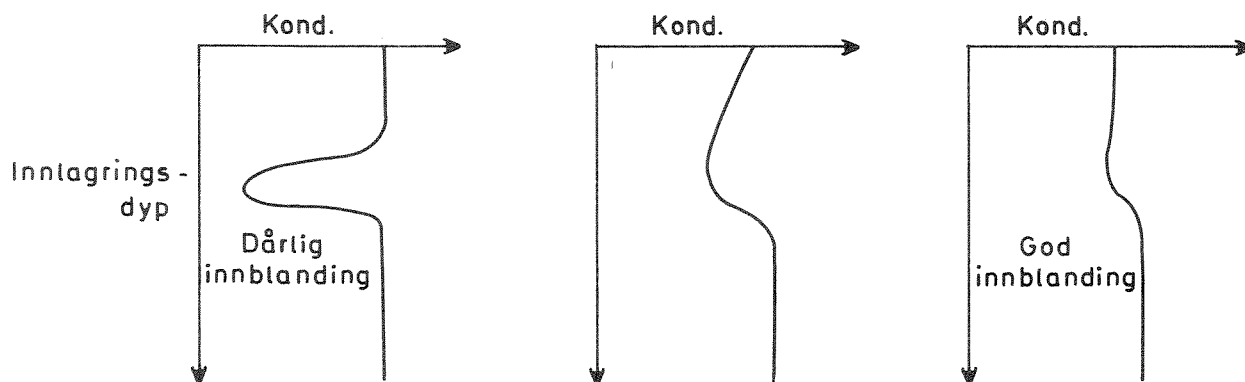


Fig. 19. Eksempler på konduktivitetens variasjon mot dypet - avhengig av innlagringsdyp.

7.2 Gjennomstrømningsforholdene.

De vannmasser som tilføres Mjøsa, vil lagre seg inn i og gjennomstrømme det dyp som har en tilsvarende temperatur. Således vil gjennomstrømningsdypet teoretisk være bestemt av den vertikale temperaturfordelingen (tetthetsfordelingen) i Mjøsa og temperaturen (tettheten) i Lågen. Tettheten vil imidlertid også influeres av vannets innhold av kjemiske komponenter samt suspendert materiale. I dette tilfellet er konsentrasjonene så lave at de uten videre kan neglisjeres i denne sammenheng.

Gjennomstrømningshastigheten vil avta ganske raskt etter innløpet i Mjøsa. Dette skyldes foruten tverrsnittsutvidelsen, medrivningseffekter og energitap som følge av turbulent blanding. Enhver blanding krever energi. Ved turbulent blanding taes denne hovedsakelig fra vannmassenes kinetiske energipotensial, enten det er fra vindindusert eller hydrologisk vannstrøm.

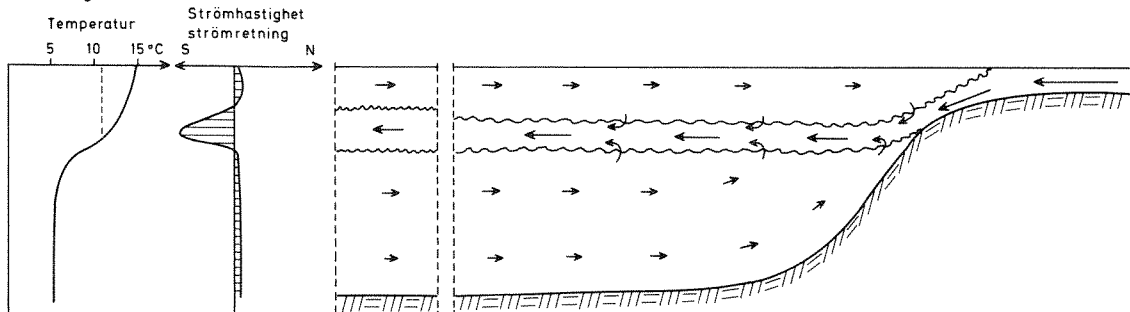
De vannmasser som strømmer inn i Mjøsa vil rive med seg en del av de omkringliggende vannmasser. Ved en slik medrivning vil den tilgjengelige kinetiske energi stadig bli fordelt på en større vannmasse, og hastigheten avtar.

Strømsituasjoner for den nordlige del av Mjøsa er skjematisk beskrevet i figurene 20 a, b, c, d, e.

Fig.20 Strømsituasjonen i nordlige del av Mjøsa

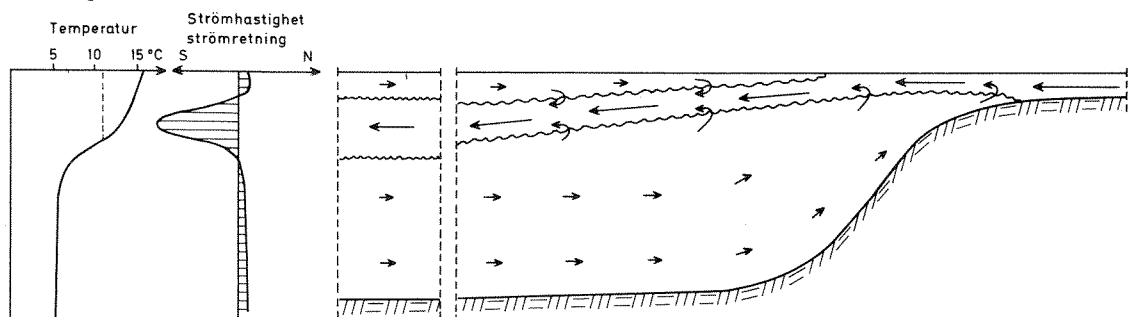
Situasjon a

Vind: Stille
Vannføring: Liten



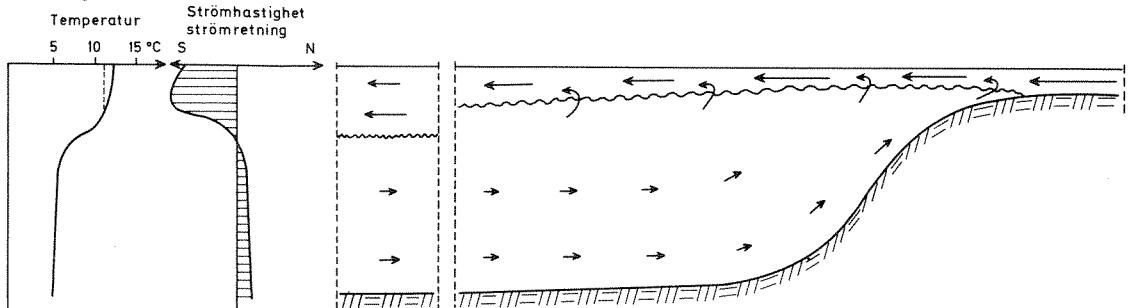
Situasjon b

Vind: Stille
Vannføring: Flom



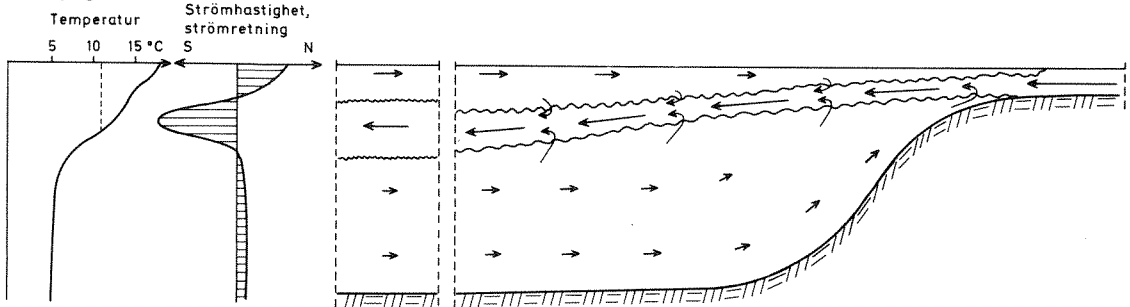
Situasjon c

Vind: Nordlig (sterk)
Vannføring: Flom



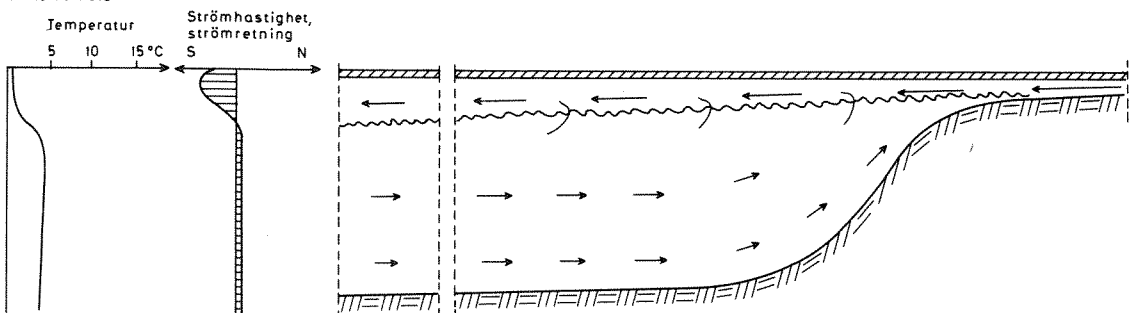
Situasjon d

Vind: Sydlig (sterk)



Situasjon e

Vinterforhold



I den isfrie perioden vil også vindforholdene indirekte være med å bestemme det dyp hvor Lågen lagrer seg inn. Dette er en følge av at vindinduserte strømmer vil transportere vannmasser med vindretningen og derigjennom forandre temperaturfordelingen i vannsøylen. Det er slike fenomener som er beskrevet i figur 20, situasjon c og d.

Ved sydlig vind vil varmt overflatevann bli ført nordover. Opphopning av "lett" varmt vann i de nordlige deler vil heve temperaturen i epilimnion og presse sprangsjiktet nedover. Dette vil resultere i at teoretisk innlagringsdyp skyves ned mot et større dyp.

Nordlig vind vil derimot føre overflatevannet sydover. Disse vil erstattes av dypereliggende relativt kalde vannmasser og overflate-temperaturen vil avta. Temperaturdifferansen mellom Lågen og overflatevannmassene vil følgelig bli redusert og innlagringen vil kunne skje lenger opp i vannmassen. Under langvarig nordlig vind kan man få gjennomstrømming i overflaten.

Om vinteren vil det i de islagte områder gjøre seg gjeldende mer stabile forhold (fig. 20 e). Det skjer ingen vindpåvirkning og temperaturen i epilimnion er relativt konstant ($0,0 - 0,5^{\circ}\text{C}$). Temperatursprangsjiktet ligger på 5-10 meters dyp. Temperaturforholdene i Lågen betinger gjennomstrømming like under isen.

Under sirkulasjonsperioden vår og høst vil forholdene være ytterst labile. Temperaturen i Mjøsa vil stort sett være den samme fra overflate til bunn (ca. 4°C). I slike perioder vil innlagringen være helt bestemt av temperaturen i Lågen.

7.3 Innblandingsforholdene

Blanding av vannmasser kan skje via diffusjon, termisk konveksjon og som følge av turbulens.

Diffusjonen er en meget treg prosess og vil gjøre seg lite gjeldende ved de konsentrasjonsforskjeller det her er tale om.

Under sirkulasjonsperioden vår og høst vil termiske vertikalstrømmer kunne spille en betydelig rolle for blandingen og homogeniseringen av vannmassene i Mjøsa. Under stagnasjonsperiodene er det derimot rimelig å anta at dette har liten innflytelse på det totale innblandingsforløpet. Slike prosesser vil da fortrinsvis gjøre seg gjeldende i de øverste lag (epilimnion).

I denne forbindelse er det turbulensfenomener som spiller den sentrale rolle. Hvis hastighetsgradienten mellom vannmassene blir tilstrekkelig stor, vil det oppstå turbulens langs strømranden.

Hastighetsgradienten vil være bestemt av den hastighet som Lågen gjennomstrømmer Mjøsa med og av interne strømmer i innsjøen (vindinduserte strømmer/seiches, kompensasjonsstrømmer, trykkinduserte strømmer). Hastigheten som Lågen gjennomstrømmer Mjøsa med (grunnstrømmen) samt vindforholdene, vil følgelig spille den største og avgjørende rolle for innblanding.

Innblanding blir begrenset av innsjøbredden (horisontalt) og temperatursjiktningen (vertikalt). Den energi som skal til for å vertikalblende to vannmasser, er avhengig av tetthetsdifferansen (temperaturdifferansen). Desto større denne differansen er, desto mer energi må til. Dette er årsaken til at et vertikalt temperatursprangsjikt vil virke som en spærre mot blanding ned i dypet.

Om sommeren er det vinden som representerer den største blandingskilden. Vindens virkninger (indusert strøm, bølgebevegelser) avtar ganske raskt med dypet. Følgelig vil en god innblanding være avhengig av en grunn innlagring og gjennomstrømning.

Som nevnt tidligere vil en økende temperaturgradient bety økende motstand mot blanding vertikalt i vannmassen. Da temperaturforholdene betinger gjennomstrømning i området over sprangsjiktet, vil en god innblanding av Lågen være avhengig av tildels homogene temperaturforhold innen epilimnion. I de øvre (nordlige) deler av Mjøsa vil nordlig vind kunne medvirke til en slik temperaturfordeling (fig. 20. sit.c). Sydlig vind vil imidlertid

føre varme overflatevannmasser nordover. Dette vil resultere i forholdsvis høye temperaturer i epilimnion og følgelig dårligere innblandingsforhold.

Utfra de konduktivitetstmålinger som er blitt gjort på stasjonene ved Brøttum og Gjøvik (fig. 21), kan man tydelig se hvor Lågen ligger og "flyter". Det er oppsiktsvekkende hvor liten fortyningen er i enkelte perioder.

Resultatene for juni, juli og august tyder på at gjennomstrømningen foregikk i 10-20 meters dyp. Dette illustrerer imidlertid bare forholdene på prøvetakingsdagene, men antyder likevel at situasjonene antakelig er typiske.

Syd for Gjøvik vider Mjøsa seg ut. Vinden vil her få større innflytelse, og det vil skje en adskillig bedre blanding her enn i områdene lengere nord. Analyseresultater fra Skreia (Mjøsas dypeste område) tyder på at det allerede i dette området er delvis homogene forhold innen epilimnion.

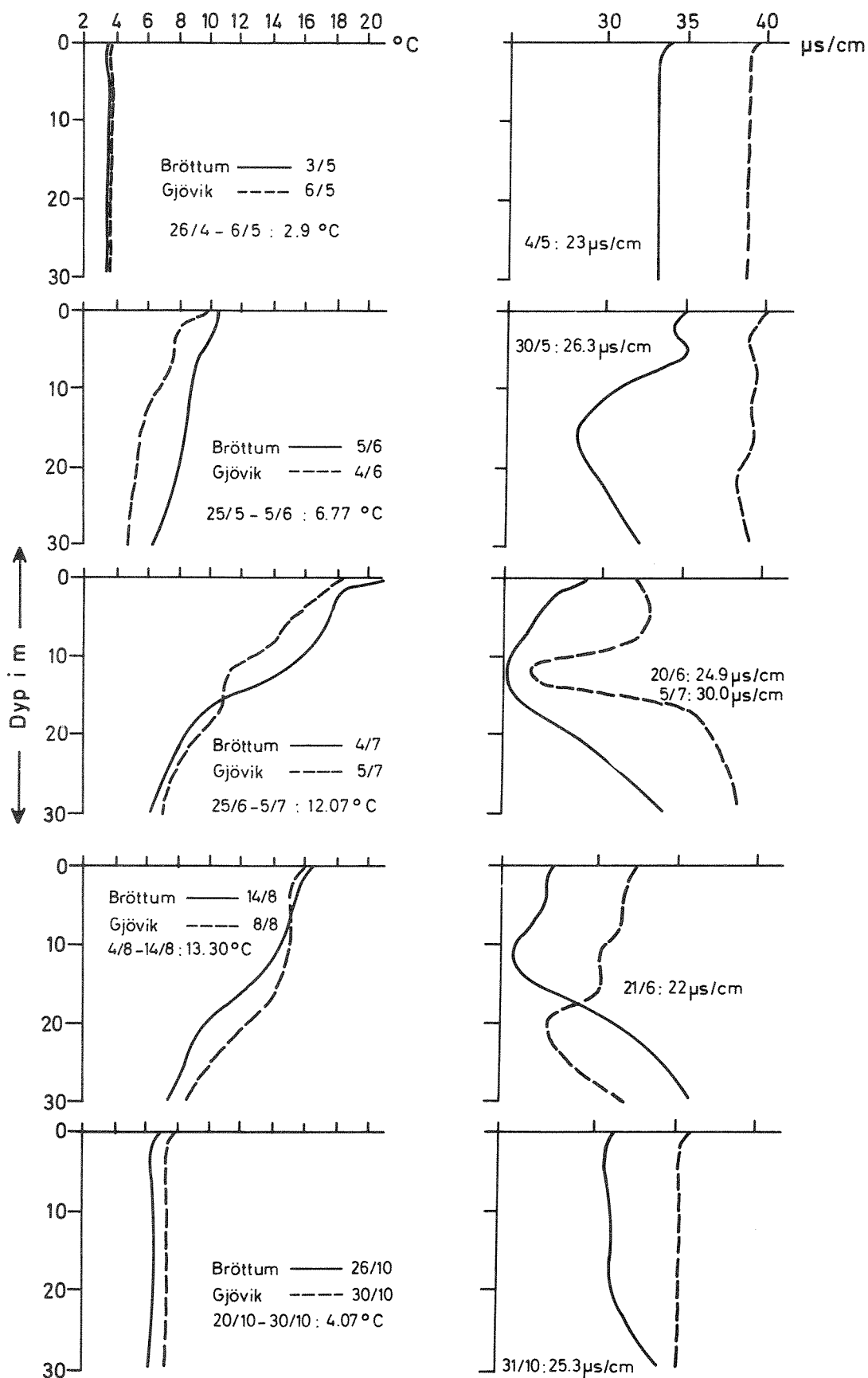
I vinterhalvåret vil isen hindre vinden i å tilføre vannet energi og turbulensen blir svakere. Observasjonene tyder imidlertid på at det likevel foregår en ikke ubetydelig blanding. Dette skyldes turbulens i randsonen til den hydrologiske strøm. Det er små temperaturforskjeller i epilimnion og dermed gode betingelser for blanding.

Vår og høst vil forholdene ligge til rette for en god innblanding av Lågen. Vannsøylen er termisk homogen (labil), og det er følgelig ingen termoklin som hindrer vertikal blanding. Analyseresultatene tyder også på at det foregår en omfattende innblanding av Lågen i disse periodene.

7.4 Oppholdstider for vannmassene i Mjøsa

I følge NVE, Hydrologisk avdeling er vannmassenes teoretiske oppholdstid (V/Q) i Mjøsa under nåværende forhold 5,6 år. Ved et eventuelt øst mot vest-alternativ vil det i middel bli holdt tilbake en vannmengde på $47 \text{ m}^3/\text{s}$. Dermed vil den teoretiske oppholdstid bli forlenget med ca. 1 år til ca. 6,6 år.

Fig.21 Observasjonsverdier for temperatur og konduktivitet $\mu\text{S/cm}$ 20°C i Mjøsa ved Bröttum og Gjøvik i 1973



Vannets reelle oppholdstid er meget vanskelig å beregne, idet innblanding i dyplagene, fordunstning m.m. griper inn. Om sommeren ligger sprangsjiktet i Mjøsa normalt på 15 - 20 meters dyp, og en må anta at gjennomstrømningen i det vesentlige finner sted i det øverste lag. Midlere sommervannføring i Lågen er $451 \text{ m}^3/\text{s}$ og middelavrenningen for nærområdene ca. $110 \text{ m}^3/\text{s}$. Mjøsas volum over nevnte dybdenivå er henholdsvis $4 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ og $6 \cdot 10^9 \text{ m}^3$. Fornyelsestiden av vannmassene over 15 resp. 20 m dyp blir da (det er her sett bort fra medrivning og tilførsel av vann fra dypere lag):

Fornyelsestid hvis sprangsjiktet ligger i 15 m dyp:

$$4 \cdot 10^9 / 561 \cdot 86,4 \cdot 10^3 = \text{ca. } \underline{82 \text{ døgn}}$$

Fornyelsestid hvis sprangsjiktet ligger i 20 m dyp:

$$6 \cdot 10^9 / 561 \cdot 86,4 \cdot 10^3 = \text{ca. } \underline{124 \text{ døgn}}$$

Hvis de tilførte vannmengder ved en regulering blir redusert med ca. $100 \text{ m}^3/\text{s}$ i middel om sommeren, blir oppholdstiden:

Ved sprangsjikt i 15 meters dyp: ca. 100 døgn

Ved sprangsjikt i 20 meters dyp: ca. 150 døgn,

dvs. i begge tilfeller vil oppholdstiden øke med ca. 20%.

8. DE UTFØRTE UNDERSØKELSER OG BEFARINGER

Undersøkelsene ble foretatt i tidsrommet april 1974 - april 1975.

De faste prøvetakingsstasjoner for kjemisk og bakteriologisk prøvetaking er angitt i fig. 22 og tabell 10 som også angir dato for prøvetaking.

Det kjemiske analysearbeid er blitt utført til dels ved NIVA's laboratorium på Hamar og til dels ved hovedlaboratoriet i Oslo. De bakteriologiske analyser er blitt utført ved Statens mikrobiologiske laboratorium på Lillehammer.

Det biologiske observasjonsmaterialet er samlet inn ved befaringer 22. juli, 22. og 23. august - 24. og 28. september - 7 til 10. oktober - 31. oktober til 1. november - 7. november 1974 samt 10. og 11. april 1975.

Ved Harpefoss kraftstasjon ble det i tidsrommet juli - november 1974 utført observasjoner under eksperimentelle betingelser i renneoppstillinger.

I 1973 - 1974 og de første måneder av 1975 ble det hver dag samlet inn seston-material fra følgende steder: Otta v/Bismo, Skjåk, Bøvra v/Lom, Otta v/Eidefoss, Lågen v/Sel, Lågen v/Harpefoss og Lågen v/Fåberg. Dette materialet er delvis bearbeidet og blir presentert i denne rapport.

De kjemiske og bakteriologiske prøver er som regel samlet inn fra broer og på steder hvor det er gode strømforhold. Det er lagt vekt på at prøvene skal være representative for elvas hovedvanmasser.

Prøver av begroing og bunndyr samt driftfauna og flora er samlet inn på steder hvor det er markert strømmende vann. Det er blitt samlet inn både kvantitativt og kvalitativt prøvemateriale.

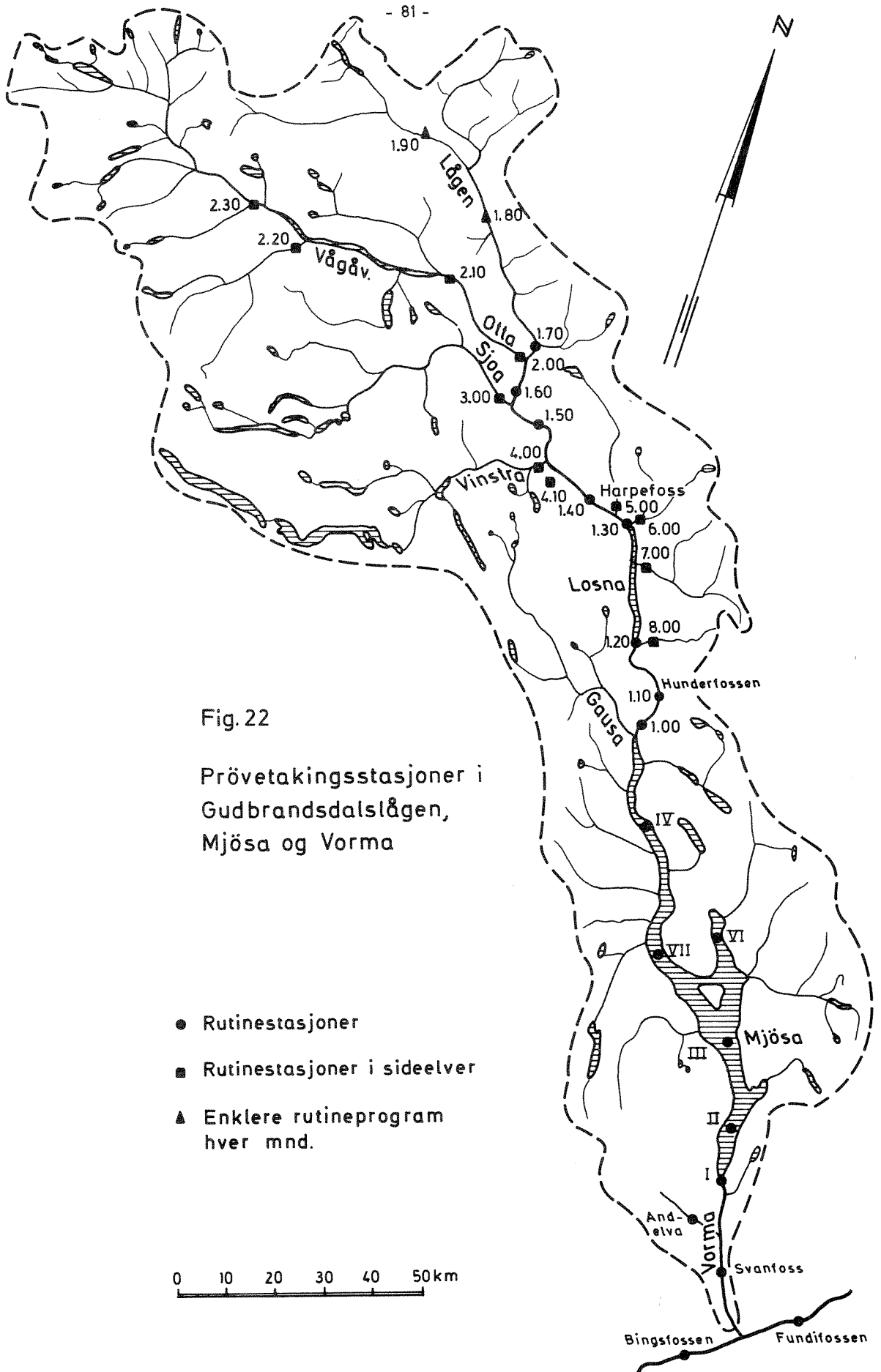


Fig. 22
Prøvetakingsstasjoner i
Gudbrandsdalslågen,
Mjøsa og Vormå

- Rutinestasjoner
- Rutinestasjoner i sideelver
- ▲ Enklere rutineprogram hver mnd.

0 10 20 30 40 50 km

Tabell 10. Gudbrandsdalslågen.

Beskrivelse av prøvetakingsstasjoner med prøvetakingsdata 1974/1975.

x = Kjemiske prøver. o = bakteriologiske prøver.

Prøvested	St. nr.	Stasjonsbeskrivelse	3	29-30	14-15	5-6	18-19	3-4	23	2	20-21	3-4	17	1-2	21-22	26	7	28-29	25
			4	4	5	6	6	7	7	8	8	9	9	10	10	11	1	1	2
Lågen:																			
Veibro Lesja kirke	1.90	Rolige strømforh. Sandbunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Veibro Rosti	1.80	Småfosser og stryk, blokk og steinbunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Veibro Sel	1.70	Kraftig, rolig strøm, småstein og sand	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Veibro oppstr. Sjoa	1.60	Kraftig strøm. Turbulens. Storsteinet	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Veibro Kvam	1.50	Kraftig strøm. Steinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Utl. kraftv. Harpefoss	1.40	Sterk strøm. Storsteinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Veibro Fåvang	1.30	Sterk strøm. Steinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Veibro Tretten	1.20	Jevn, kraftig strøm. Steinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Hunderfossen	1.10	Nedstrøms dam event. overl., steinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Veibro Fåberg	1.00	Jevn, kraftig strøm	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Otta:																			
Veibro nedstr. Ofossen	2.30	Kraftig strøm. Storsteinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Bøvra ved Lom	2.20	Kraftig strøm. Storsteinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Veibro Vågåvatn	2.10	Kraftig strøm. Storsteinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Veibro ved Åsåren	2.00	Strøk. Steinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Sjoa ved nederste veibro	3.00	Småfosser. Storsteinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Vinstra ved nederste veibro	4.00	Småfosser. Storsteinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Avløp Vinstra kraftv.	4.10	Kanal	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Frya ved veibro	5.00	Kraftig strøm. Storsteinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Våla	6.00	Kraftig strøm. Storsteinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Tromsa	7.00	Kraftig strøm. Storsteinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x
Moksa	8.00	Kraftig strøm. Storsteinete bunn	x	x	x	x	x	o	x	x	o	x	x	x	o	x	x	o	x

8.1 Fysisk-kjemiske forhold. Resultater og kommentarer

Ved diskusjon og kommentering til de forskjellige kjemiske parametre har en funnet det hensiktsmessig å dele vassdraget i følgende avsnitt:

1. Otta oppstrøms Ottavatn
2. Bøvra
3. Ottavatn/Vågåvatn
4. Otta på strekningen Vågåmo - samløp Lågen
5. Lågen ovenfor Otta
6. Lågen, Otta - Harpefoss
7. Lågen, Harpefoss - Tretten
8. Lågen. Tretten - Lillehammer
9. Mjøsa
10. Vormå - Glåma.

8.1.1 Otta oppstrøms Ottavatn. St. 2.30.

Det er blitt samlet inn prøver fra en stasjon på denne elvestrekningen, nemlig ved veibro nedstrøms Ofossen (st. 2.30). Analyseresultatene er gjengitt i bilag. Fig. 23 viser at elvens vannføring på dette sted varierte sterkt i løpet av sommerperioden (fra ca. 40 til henimot 300 m³/s). Om høsten og våren var vannføringen nede i ca. 10 m³/s, mens vintervannføringen lå på 30 - 40 m³/s. Aritmetiske middelverdier og variasjonsbredde for de forskjellige komponenter går frem av tabell 11.

Vannet i Otta oppstrøms Ottavatn er saltfattig, spesielt i flomperiodene om sommeren. Relativt sett større bidrag av grunnvann i lavvannsperioder medfører en økning av saltholdigheten. pH-verdiene eller surhetsgraden er relativt konstant og varierer mellom pH 6,4 og pH 6,8.

Farge (ufiltrert) og turbiditetsverdiene som gir uttrykk for vannets innhold av løste fargestoffer og partikulært materiale, var gjennomgående lave. De laveste verdier ble målt i lavvannsperioder og de høyeste verdier i perioder med betydelig vannføring, spesielt kan de høye verdier den 17. september 1974 (henholdsvis 94 og 3,4) bemerkes.

Tabell 11. Otta v/Ofossen (st. 2.30). Aritmetiske middelveidier og variasjonsbredde for kjemiske komponenter.

Parameter	Middelveidier	Variasjon
Vannføring, m ³ /s	68,2	6,9 - 287,0
Temperatur, °C	5,8	0,1 - 11,6
pH	6,52	6,36 - 6,81
Konduktivitet, µS/cm 20°C	13,3	8,8 - 21,7
Farge, mg Pt/l	15	6 - 94
Turbiditet, JTU	0,7	0,2 - 3,4
Jern, µg Fe/l	44	30 - 90
Kalsium, mg Ca/l	2,3	0,8 - 5,8
Magnesium, mg Mg/l	0,19	0,13 - 0,25
Natrium, mg Na/l	0,93	0,64 - 1,32
Kalium, mg K/l	0,30	0,17 - 0,58
Klorid, mg Cl/l	0,74	0,4 - 1,0
Sulfat, mg SO ₄ /l	2,9	1,4 - 4,2
Alkalitet ml N/10 HCl/l	0,72	0,45 - 1,19
Silisium, mg SiO ₂ /l	2,40	1,4 - 4,1
Tot. nitrogen, µg N/l	118	65 - 265
Nitrat, µg N/l	48	10 - 100
Tot. fosfor, µg P/l	5,8	2 - 16
Ortofosfat, µg P/l	3,0	2 - 6
Tørrstoff, mg/l	2,0	0,44 - 9,53
Gløderest, mg/l	1,64	0,26 - 9,00
Organisk stoff mg/l	0,31	0,18 - 0,42

Fig.23 Otta v/ Ofossen 1974 / 1975

Vannføring m³/sek. Transportverdier for total nitrogen. Konduktivitet μ S/cm 20°C

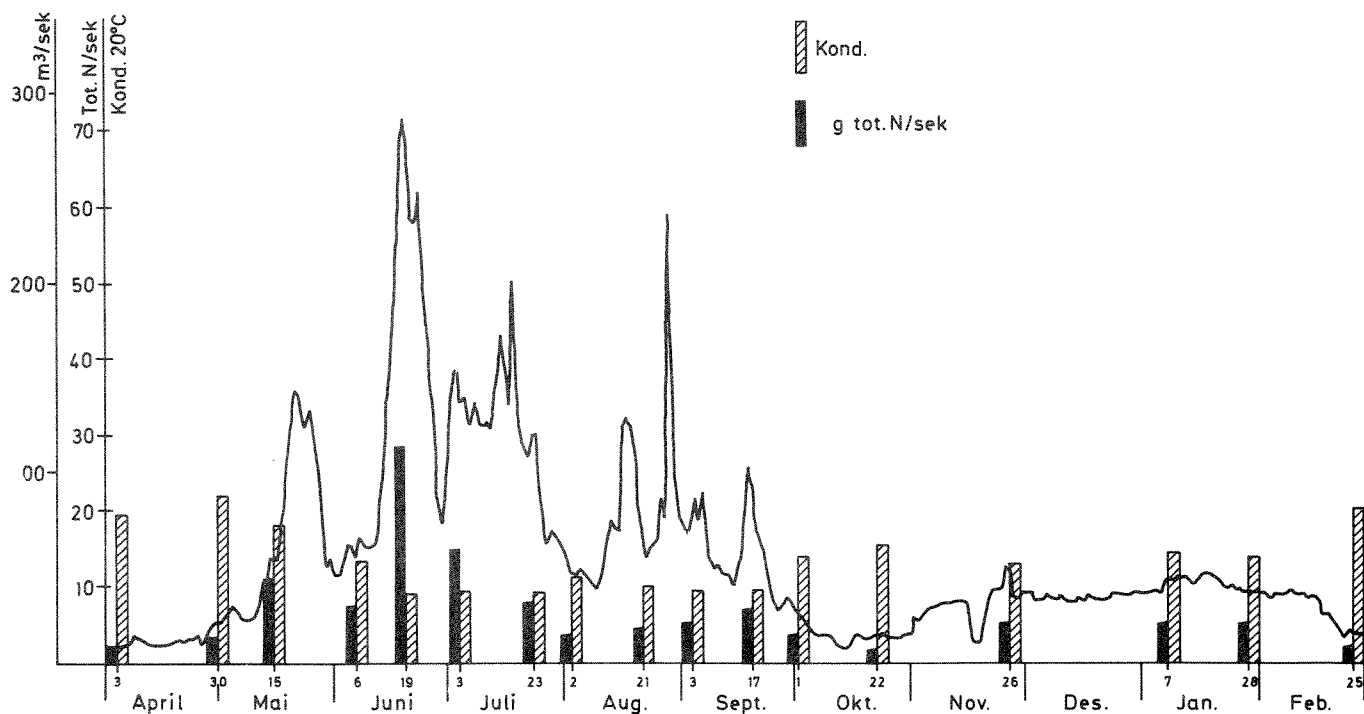
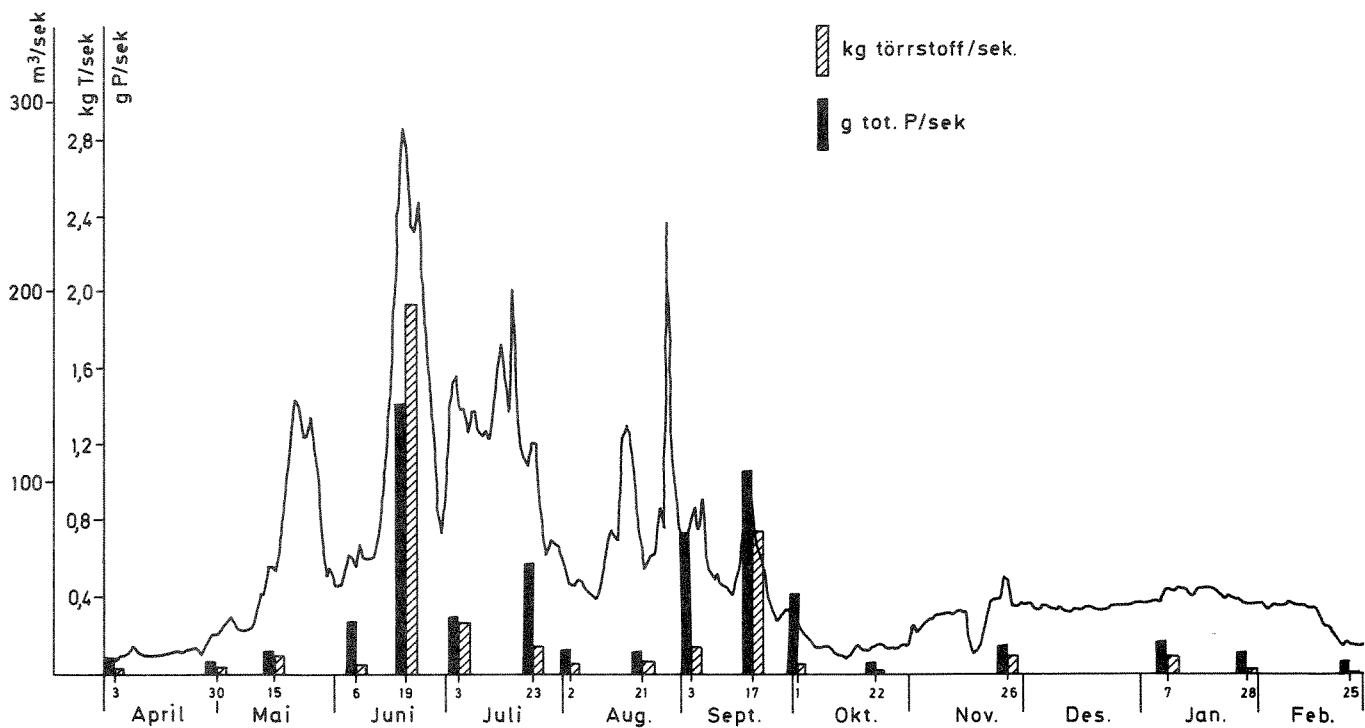


Fig.24 Otta v/ Ofossen 1974 / 1975

Vannføring m³/sek. Transportverdier for total fosfor og tørrstoff



Vannets innhold av næringssalter varierer til dels i samsvar med vannføringsforholdene og til dels med produksjonsforholdene. Nitrogenverdiene var lavest under produksjonsperioden om sommeren (biologisk forbruk) og høyest om vinteren. Fosforverdiene var høyest høst og vinter og lavest vår og sommer. Dette skyldes både biologisk aktivitet og variasjon i høyfjellsflommen.

Variasjoner i konduktivitet og transportverdier for tørrstoff, total nitrogen og total fosfor går frem av figurene 23 og 24 som gir et klart bilde av vannføringens betydning for stofftransporten.

8.1.2 Bøvra (st. 2.20)

I Bøvra er det blitt samlet inn prøver fra en stasjon (st. 2.20) like ovenfor Lom Campingplass.

Fig. 25 viser at elvens vannføring varierte sterkt i sommermånedene, mens vintervannføringen er konstant lav.

Tabell 12 viser aritmetiske middelverdier og variasjonsbredde for de kjemiske komponenter.

Det som i første rekke karakteriserer vannkvaliteten i Bøvra, er den periodevis store belastning av partikulært materiale. Denne belastning er absolutt størst ved stor vannføring om sommeren.

Den 17. september 1974 var således turbiditeten 13 JTU, mens fargeverdien var 290 mg Pt/l. Under lave vannføringer på senhøsten og vinteren var partikkelkonsentrasjonen lav (henholdsvis 0,2 JTU og 4-7 mg Pt/l). Vannets pH-verdier varierer omkring nøytralpunktet (pH 7,0) med de høyeste verdier om vinteren (pH 7,3).

Konduktiviteten som avspeiler vannets innhold av salter, er relativt lav under snø- og ismeltingen ($<20 \mu\text{S}/\text{cm}$) om sommeren, mens verdiene er relativt høye om vinteren $50-60 \mu\text{S}/\text{cm}$. Årsakssammenhengen er at det er relativt sett betydelige grunnvannstilførsler ved lave vannføringer. I perioder med stor tilførsel av smeltevann er det også høye jernkonsentrasjoner - noe som avspeiler erosjonsmaterialets innhold av denne komponent.

Tabell 12. Bøvra. Aritmetiske middelveier og variasjonsbreidde for kjemiske komponenter.

Parameter	Middelveier	Variasjon
Vannføring, m ³ /s	33,6	1,5 - 116,5
Temperatur, °C	4,8	0,1 - 9,8
pH	7,06	6,81 - 7,34
Konduktivitet, µS/cm 20°C	34,0	15,4 - 59
Farge, mg Pt/l	45	4 - 290
Turbiditet, JTU	2,5	0,2 - 13,0
Jern, µg Fe/l	170	20 - 500
Kalsium, mg Ca/l	5,6	2,5 - 9,0
Magnesium, mg Mg/l	0,74	0,38 - 1,27
Natrium, mg Na/l	0,82	0,45 - 1,10
Kalium, mg K/l	0,76	0,46 - 1,72
Klorid, mg Cl/l	0,74	0,2 - 1,6
Sulfat, mg SO ₄ /l	5,12	2,2 - 8,1
Alkalitet, ml N/10 HCl/l	2,4	1,15 - 4,52
Silisium, mg SiO ₂ /l	3,0	1,7 - 4,1
Tot. nitrogen, µg N/l	199	75 - 495
Nitrat, µg N/l	122	30 - 300
Tot. fosfor, µg P/l	17,9	3 - 88
Ortofosfat, µg P/l	16,6	2 - 37
Tørrstoff, mg/l	9,11	0,24 - 69,2
Gløderest, mg/l	8,67	0,04 - 68,4
Organisk stoff, mg/l	0,44	0,10 - 1,04

Fig.25 Bövra 1974/1975

Vannføring m³/sek. Transportverdier for total nitrogen. Konduktivitet μ S/cm 20°C

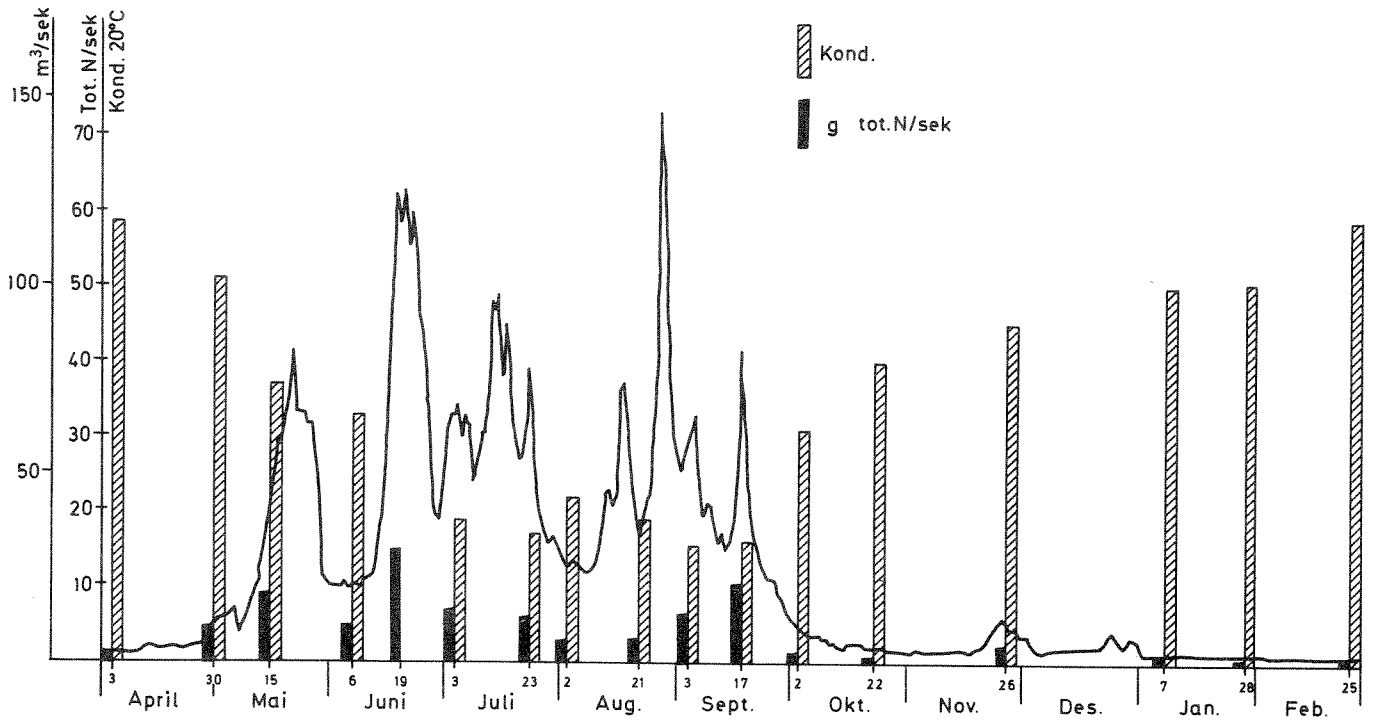
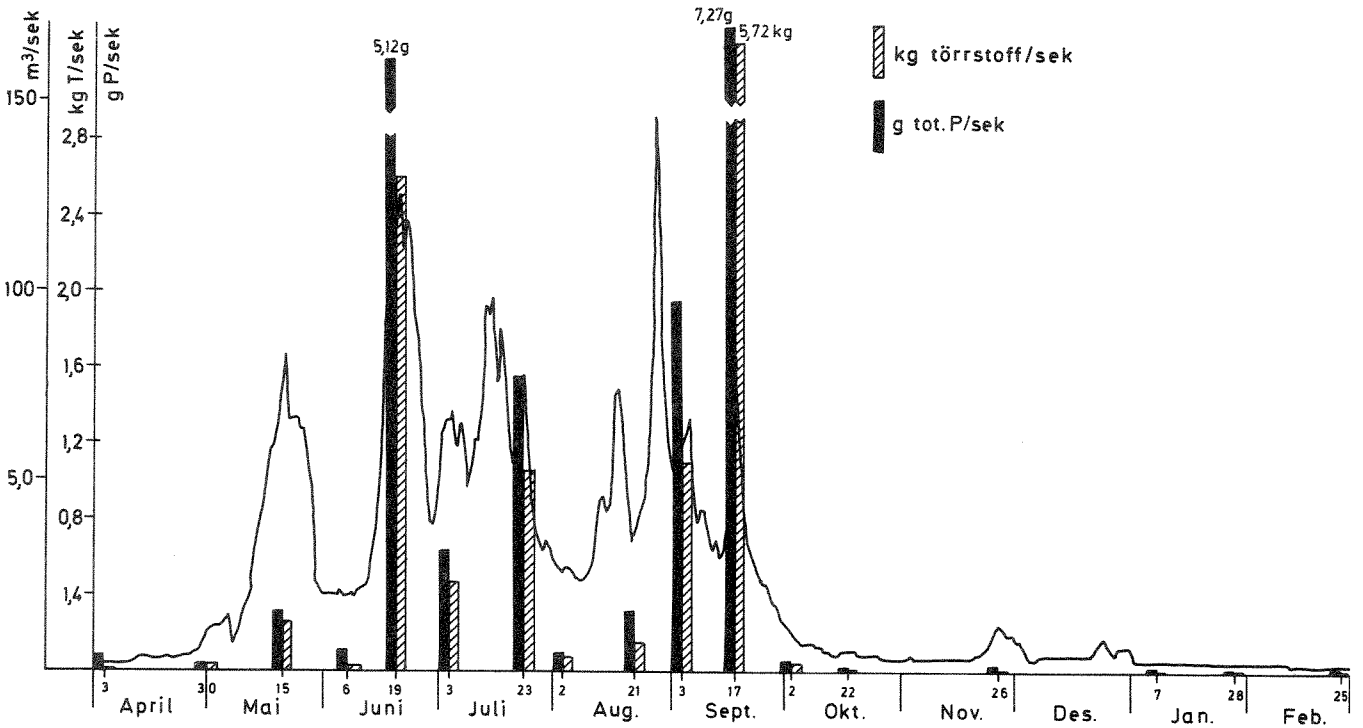


Fig.26 Bövra 1974/1975

Vannføring m³/sek. Transportverdier for total fosfor og tørrstoff



Vannets nitroginnhold varierer som i Otta oppstrøms Ottavatn, med relativt høye verdier om vinteren og betydelig lavere verdier om sommeren (ca. 100 µg N/l). Fosforkonsentrasjonene varierer sterkt og i samsvar med variasjoner i vannføring og partikulær materialtransport. Dette har sammenheng med at isbreene eroderer fjellmassiver som er bygd opp av gabbroide bergarter med innslag av det fosforholdige mineral apatitt.

Tørrstoff- og gløderestverdiene som angir det totale innhold av partikulært materiale, varierer følgelig i samsvar med vannføring og slamtransport.

Fig. 25 og 26 viser den totale transport av næringssalter og partikulært materiale. Verdiene er spesielt høye ved sp. høy vannføring om sommeren, mens transporten er beskjeden vinterstid. Transportverdiene for partikulært materiale og fosfor er betydelig høyere enn i Otta oppstrøms Ottavatn.

8.1.3 Ottavatn/Vågåvatn

De fysiske-kjemiske forhold i Vågåvatn er undersøkt og beskrevet av Norsk institutt for vannforskning tidligere: (0-71/70. Vågåvatn. Ottavassdraget - Gudbrandsdalslågen. En limnologisk undersøkelse 1972. Blindern, april 1974).

Vannets fysiske-kjemiske kvalitet i Vågåvatn er generelt sett preget av stort innhold av suspendert materiale. Om vinteren når vannføringen er liten, er vannets kvalitet god kjemisk sett. Fargeverdiene på ufiltrerte prøver er stort sett mindre enn 20 mg Pt/l på denne årstid. Om sommeren derimot er det målt verdier på bortimot 400 mg Pt/l - noe som skyldes vannets innhold av partikulært materiale.

Av observasjonsmaterialet går det frem at det er visse nyanser i vannets kjemiske sammensetning. Vannets innhold av jern og fosfor varierer i samsvar med vannets innhold av suspendert materiale - som viser at begge disse komponenter er bundet til mineralpartikler.

Det er først og fremst isbreene i Bøvrås nedbørfelt og deres erosjonsaktivitet som er årsak til den store materialtransport i elvesystemet.

Observasjonene tyder imidlertid på at transporten på forsommeren i vesentlig grad skyldes erosjon av avsatt løsmateriale i Vågåvatn og langs elvebredden, mens transporten senere på sommeren primært skyldes breenes erosjonsaktivitet.

På alle observasjonsdager om sommeren var temperaturen i Bøvra ca. 2°C lavere enn i Otta og i Vågåvatn. Resultatet av dette er at materialtransporten gjennom Vågåvatn foregår i vannlagene like over sprangsjiktet (15 - 20 m).

8.1.4 Elvestrekningen Vågåmo - samløp Lågen (st. 2.10 og st. 2.00).

På denne elvestrekning er det samlet inn prøver fra to stasjoner, nemlig ved Vågåmo (st. 2.10) og ved Åsåren bru (st. 2.00). Resultatene er gjengitt i bilag. Vannføringsforholdene går frem av fig. 27.

Aritmetiske middelveidier og variasjonsbredde for de forskjellige kjemiske komponenter går frem av tabell 13.

Vannet på elvestrekningen er praktisk talt nøytralt, men med høyeste pH-verdi om vinteren. Saltholdigheten som alltid er lav, oppviser også høyeste verdier i vinterhalvåret. Dette har som tidligere nevnt, sammenheng med relativt sett større grunnvannstilførsler om vinteren enn om sommeren når smeltevannet dominerer.

Vannets innhold av partikulært materiale, farge, jern og totalfosfor er betydelig høyere ved Åsåren enn ved Vågåmo. Dette har antakelig sammenheng med gjennomstrømningsforløpet i Vågåvatn og transport av partikulært materiale langs bunnen eller i dypere vannmasser. Vågåvatn-undersøkelsen viste at det partikulære materiale ble transportert gjennom innsjøen i et noe dypere lag. Prøvene ved st. 2.10 er tatt i overflatelagene, og dermed vil en del av det partikulære materiale være unndratt prøven her. De relativt lave fosforverdier ved Vågåvatnets utløp kan også ha sammenheng med produksjonsforholdene i Vågåvatn.

Vannets nitrogeninnhold viste et variasjonsmønster med betydelig høyere vinterverdier enn sommerverdier. Dette har sammenheng både med produksjons- og avrenningsforholdene.

Tabell 13. Otta (Vågåmo og Åsåren) Aritmetiske middelverdier og variasjonsbredde for kjemiske komponenter.

Parameter	Vågåmo		Åsåren	
	Middelverdier	Variasjonsbredde	Middelverdier	Variasjonsbredde
Vannføring, m ³ /s	119,8	33 - 479	130	36 - 518
Temperatur, °C	6,8	0,2 - 13,1	6,7	0,1 - 12,50
pH	6,9	6,77 - 7,19	6,9	6,72 - 7,35
Konduktivitet µS/cm 20°C	21,3	13,3 - 38,9	20,5	13,9 - 36,0
Farge, mg Pt/l	16	8 - 49	22	8 - 63
Turbiditet, JTU	0,8	0,2 - 3,3	1,2	0,2 - 3,0
Jern, µg Fe/l	44	30 - 60	170	60 - 290
Kalsium, mg Ca/l	2,5	2,0 - 4,1	2,9	1,84 - 5,00
Magnesium, mg Mg/l	0,41	0,30 - 0,77	0,46	0,27 - 0,72
Natrium, mg Na/l	0,79	0,67 - 0,97	0,80	0,60 - 0,95
Kalium, mg K/l	0,37	0,25 - 0,44	0,43	0,34 - 0,52
Klorid, mg Cl/l	0,6	0,5 - 0,8	0,6	0,6 - 0,8
Sulfat, mg SO ₄ /l	3,1	2,3 - 4,3	3,2	2,2 - 4,1
Alkalitet, ml N/10 HCl/l	1,32	1,06 - 1,98	1,53	1,02 - 2,15
Silisium, mg SiO ₂ /l	2,3	1,9 - 2,6	2,4	1,9 - 2,8
Tot. nitrogen µg N/l	148	95 - 415	139	80 - 280
Nitrat, µg N/l	64	20 - 100	47	20 - 90
Tot. fosfor µg P/l	4,5	3 - 9	7,2	3 - 15
Ortofosfat µg P/l	2	- 2 -	6,0	2 - 12,0
Tørrstoff, mg/l	1,6	0,54 - 2,96	5,3	0,39 - 19,50
Gløderest, mg/l	1,3	0,40 - 4,60	4,8	0,23 - 18,05
Org. stoff, mg/l	0,32	0,14 - 0,72	0,53	0,16 - 1,45

Fig.27 Otta v/Åsåren 1974/1975

Vannføring m³/sek. Transportverdier for total nitrogen. Konduktivitet μ S/cm 20°C

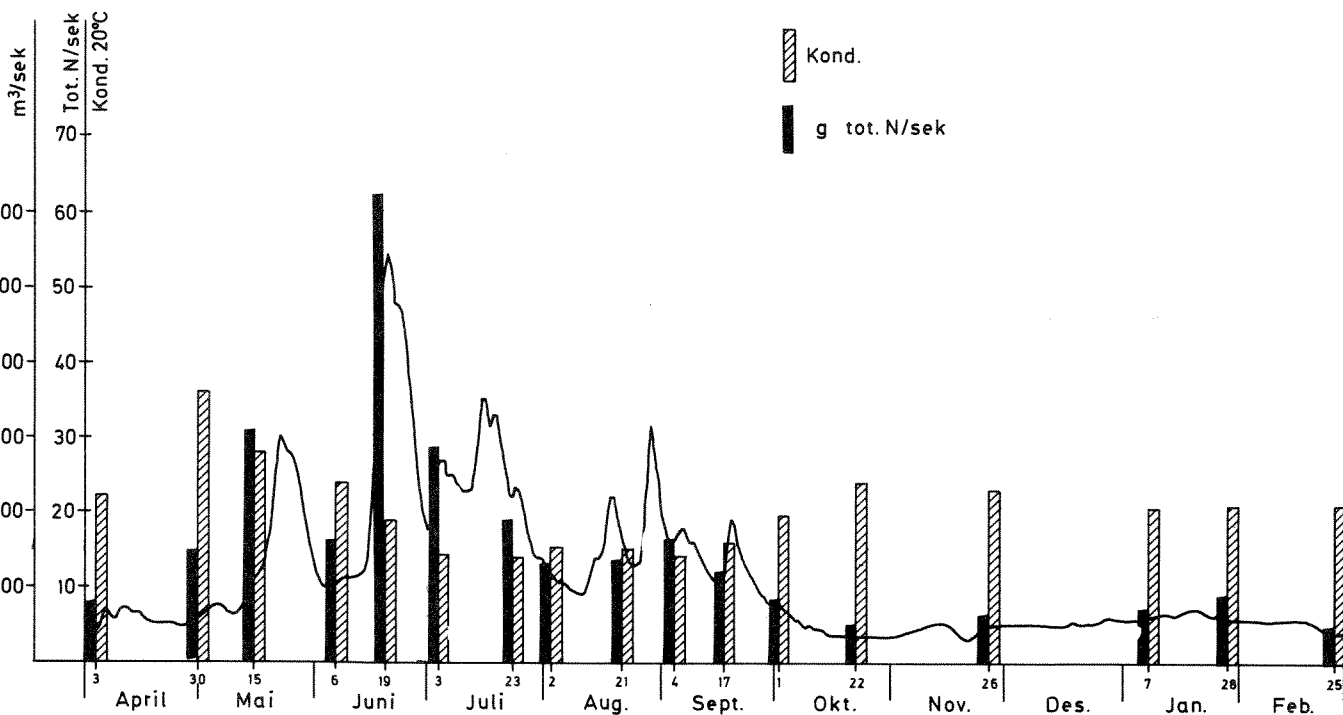
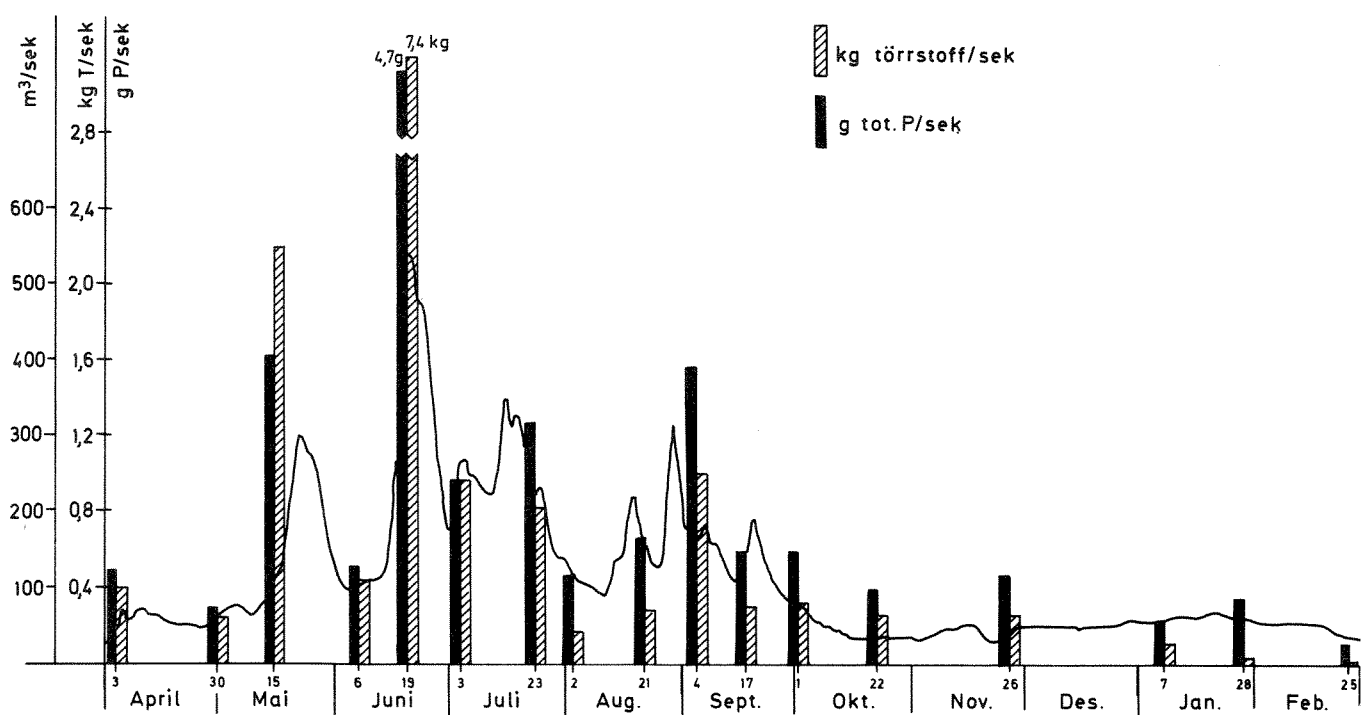


Fig.28 Otta v/Åsåren 1974/1975

Vannføring m³/sek. Transportverdier for total fosfor og tørrstoff



Transportverdiene for partikulært materiale og næringssalter ved Åsåren går frem av fig. 27 og 28. Også her er transportverdiene betydelig høyere ved stor vannføring enn ved liten.

8.1.5 Lågen oppstrøms Otta (st. 1.90, 1.80 og 1.70)

På elvestrekningen er det samlet inn prøver fra tre stasjoner, nemlig veibro, Lesja kirke (st. 1.90), veibro Rosti (st. 1.80) og veibro Sel (st. 1.70).

Resultatene er gjengitt i bilag. Vannføringsforholdene er gjengitt i fig. 29. Vannføringen er $<5 \text{ m}^3/\text{s}$ under lavvannsføringen om vinteren og under flomperiodene om sommeren er den $>200 \text{ m}^3/\text{s}$. Aritmetiske middelværdier og variasjonsbredde for de kjemiske parametre går frem av tab. 14.

Vannets surhetsgrad eller pH-verdi stiger markert på strekningen fra Lesja til Sel. Ved Lesja ble det ikke målt pH-verdier over 7,0 - de laveste verdier ble målt under snøsmeltingen om våren og forsommeren. Dette siste gjelder også for stasjonene Rosti og Sel, men her var verdiene noe høyere. Resten av året var pH-verdiene på begge disse steder $>7,0$. Dette fenomen med laveste pH-verdier om våren og forsommeren, må i noen grad sees i sammenheng med sur nedbør. Vannets elektrolyttinnhold (konduktivitet) og da særlig hva kalsium, magnesium, sulfat og hydrogenkarbonat (alkalitet) angår, var normalt bortimot dobbelt så høyt på de nederste stasjoner som på den øverste. Dette beror på at berggrunnen og løsavsetningenes innhold av kalkholdige forbindelser øker nedover dalføret. Vannets buffer - eller nøytraliserende egenskaper - blir derved bedre. Dette er også årsaken til pH-endringene som finner sted på strekningen. De høyeste verdier for vannets innhold av salter ble forøvrig observert under lavvannsføringen om vinteren når grunnvannstilskuddet relativt sett er størst.

Vannets innhold av næringssalter varierte betydelig over året. De høyeste nitrogenverdier (opp til $800 \mu\text{g N/l}$) ble observert under lavvannsføringen om vinteren. Dette har selvsagt sammenheng med at fortynningsmulighetene for direkte utslipp avtar med vannføringen. På grunn av jordbruksvirksomheten er det grunn til å regne med at grunnvannets innhold av slike

Tabell 14. Lågen oppstrøms Otta. Aritmetiske middelvrdier og variasjonsbredde for kjemiske komponenter.

Parameter	Lesja st. 1.90		Rosti st. 1.80		Sel st. 1.70	
	Middel- verdier	Variasjon	Middel- verdier	Variasjon	Middel- vardier	Variasjon
Vannføring, m ³ /s	14,4	1,3 - 67,1	37,6	3,5 - 183,4	40,2	3,7 - 195
Temperatur, °C	5,8	0,1 - 12,8	6,2	0,1 - 12,1	6,4	0,1 - 12,1
pH	6,8	6,51 - 6,90	7,2	6,70 - 7,52	7,2	6,70 - 7,50
Konduktivitet, µS/cm, 20°C	25,0	9,0 - 47,5	42,0	10,6 - 82,0	44,5	10,9 - 83,0
Farge, mg Pt/l	16	4 - 62	14	6 - 46	15	5 - 41
Turbiditet, JTU	0,7	0,1 - 1,3	0,4	0,1 - 2,2	0,4	0,1 - 1,3
Jern, µg Fe/l	63	30 - 110	122	20 - 220	106	40 - 180
Kalsium, mg Ca/l	2,3	0,9 - 3,5	6,4	1,3 - 11,7	6,5	1,3 - 11,7
Magnesium, mg Mg/l	0,33	0,19 - 0,45	0,84	0,25 - 1,65	0,92	0,25 - 1,72
Natrium, mg Na/l	1,17	0,89 - 1,59	1,22	0,84 - 1,94	1,22	0,88 - 1,95
Kalium, mg K/l	0,46	0,33 - 0,56	1,24	0,33 - 4,11	1,24	0,38 - 4,14
Klorid, mg Cl/l	0,6	0,2 - 1,0	1,2	0,2 - 3,4	1,2	0,2 - 3,4
Sulfat, mg SO ₄ /l	3,5	1,2 - 5,3	4,7	1,5 - 7,0	5,1	1,5 - 7,0
Alkalitet ml N/10 HCL/l	1,14	0,7 - 1,61	3,26	0,82 - 7,18	3,30	0,86 - 7,09
Silisium mg SiO ₂ /l	4,4	2,2 - 6,0	3,7	1,7 - 4,9	3,6	1,7 - 4,8
Tot. nitrogen, µg N/l	136	75 - 300	195	80 - 644	205	80 - 804
Nitrat µg N/l	33	10 - 60	110	10 - 400	108	10 - 400
Total fosfor, µg P/l	11,0	2 - 93	14,5	2 - 140	13,2	2 - 120
Orto-fosfat, µg P/l	2,5	2 - 3	28,6	2 - 130	28,2	2 - 120
Tørrstoff, mg/l	15,7	0,7 - 217	2,9	0,24 - 13,25	2,5	0,12 - 10,60
Gløderest mg/l	14,8	0,4 - 209	2,4	0,08 - 11,95	2,0	0,02 - 9,30
Organisk stoff mg/l	0,9	0,14 - 8,12	0,5	0,16 - 1,55	0,5	0,08 - 1,30

Fig.29 Lågen v/Sel 1974/1975

Vannføring m³/sek. Transportverdier for total nitrogen. Konduktivitet μ S/cm 20°C

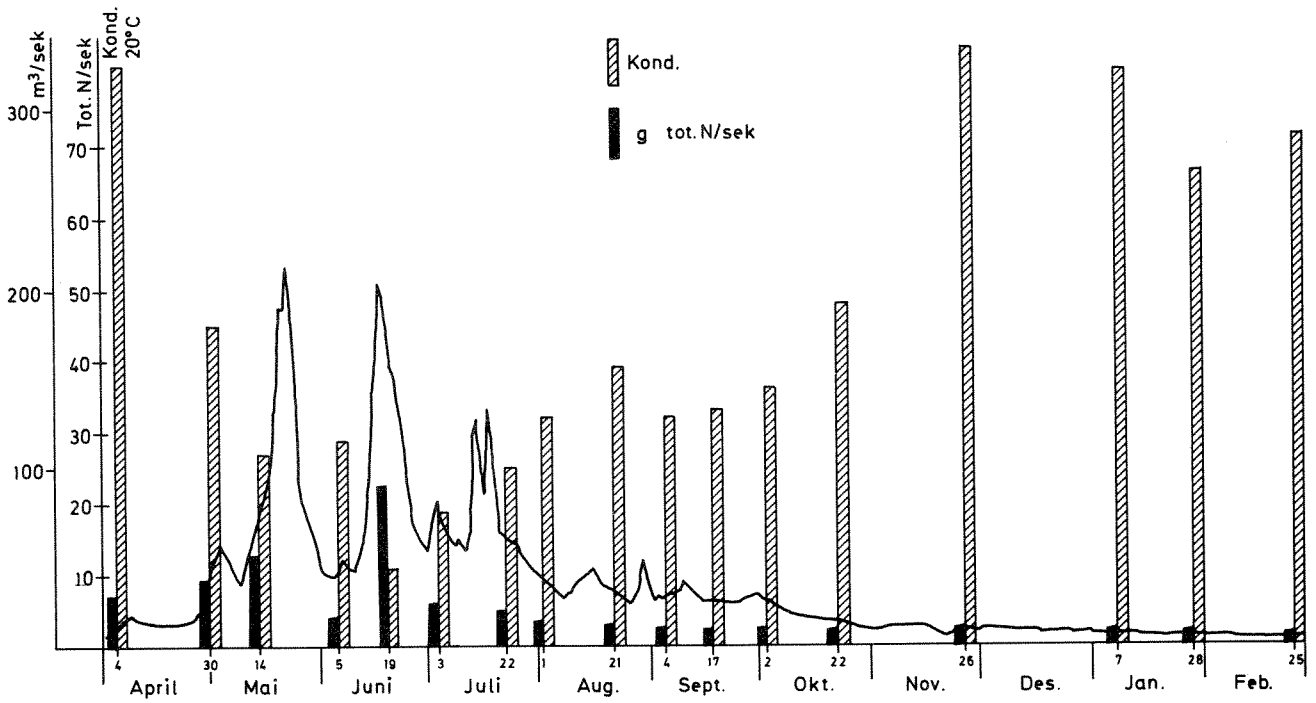
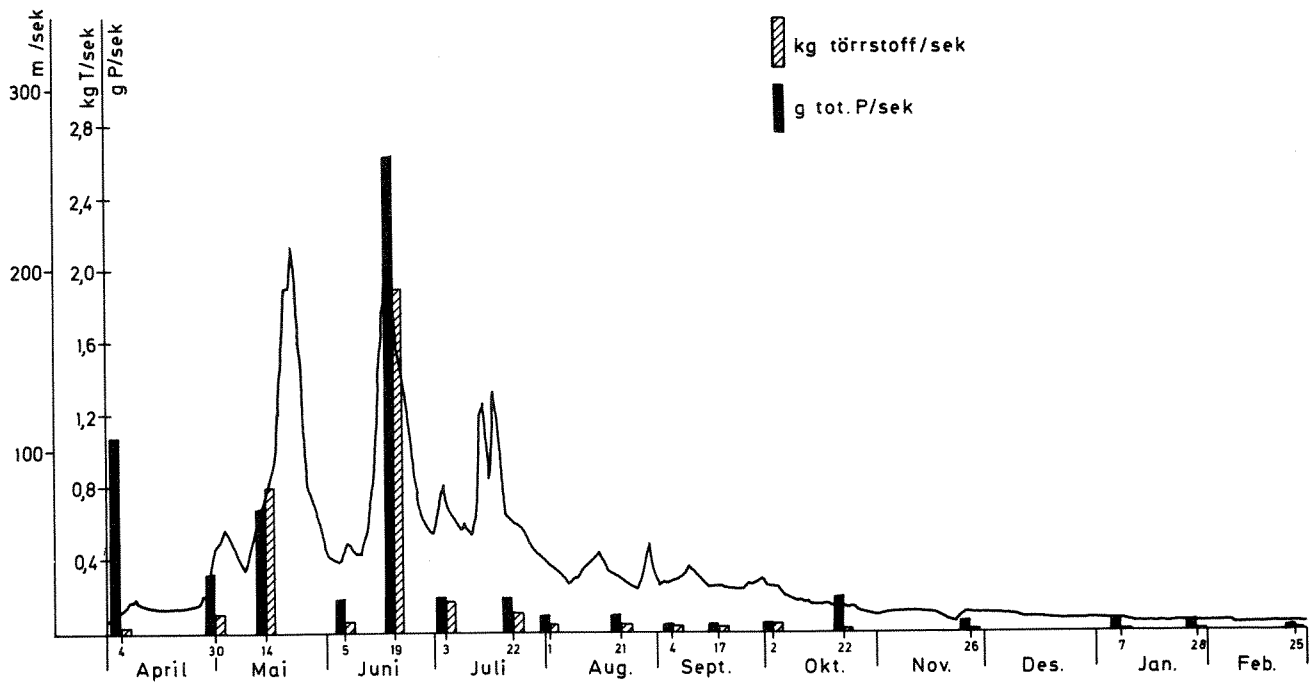


Fig.30 Lågen v/Sel 1974/1975

Vannføring m³/sek. Transportverdier for total fosfor og tørrstoff



komponenter er betydelig. Nitrogeninnholdet under høyvanns- og produksjonsperioden om sommeren var på alle stasjoner $<100 \mu\text{g N/l}$. Analyseverdiene for fosfor var vanligvis høyest vinterstid - noe som må sees i sammenheng med de fortynningsmuligheter som foreligger.

Bortsett fra i enkelte situasjoner under flom var vannets innhold av partikulært materiale relativt lavt. Ved normale vannføringer var den organiske andel av det partikulære materiale 20-25%.

Transportverdier for næringssalter og partikulært materiale på de forskjellige observasjonsdager er fremstilt i fig. 29 og 30.

8.1.6 Lågen fra Otta til Harpefoss (st. 1.60 og 1.50)

På denne elvestrekning er det samlet inn prøver fra to stasjoner, nemlig ved veibro ovenfor Sjoa (st. 1.60) og ved veibro ved Kvam (st. 1.50).

Dessuten er det samlet inn prøver fra bielvene Sjoa (st. 3.00) og Vinstra (st. 4.00) og fra avløpet fra Nedre Vinstra kraftstasjon (st. 4.10).

Resultatene er presentert i bilag.

Vannføringsforholdene ovenfor Sjoa går frem av fig. 31.

Tabell 15 angir aritmetiske middelverdier og variasjonsbredde for de forskjellige kjemiske parametre på de fem stasjoner.

Når det gjelder vannets pH og innhold av elektrolytter, er det god overensstemmelse mellom de to stasjonene i Lågen og i Sjoa. Surhetsgraden varierer på alle disse steder rundt pH 7,0. De høyeste verdier er observert under lavvannsføringen om vinteren, og de laveste under snø- og is-smelteperioden vår og sommer. Det samme variasjonsmønster gjør seg gjeldende for konduktivitet eller vannets innhold av salter. Vinterverdiene for konduktiviteten ($40 \mu\text{S/cm}$) var opptil over dobbelt så høye som sommerverdiene ($15-16 \mu\text{S/cm}$). Dette har som nevnt sammenheng med grunnvannets relative andel av elvas vannføring.

Vannets innhold av næringssalter på disse stasjoner er også høyest om vinteren og lavest om sommeren. Verdiene, spesielt hva fosfor angår, er noe høyere i Lågen oppstrøms Sjoa enn ved Kvam. Sjoa har enda noe lavere verdier. Dette er i overensstemmelse med hva en kunne vente ut fra forurensningstilførsler.

Tabell 15. Lågen fra Otta til Harpefoss. Aritmetiske middelværdier og variasjonsbredde for kjemiske komponenter 1974 - 1975.

Parameter	Oppstr. Sjøa, st.1.60		Kvam, st. 1.50		Sjøa, st. 3,00		Vinstra, st. 4,00		Vinstra Kraftutl.st.4.10	
	Middel- verdier	Variasjon	Middel- verdier	Variasjon	Middel- verdier	Variasjon	Middel- verdier	Variasjon	Middel- verdier	Variasjon
Vannføring, m ³ /s	173	41 - 734	206	45 - 830	32	4 - 89	2,8	0,26 - 13,76	30	11 - 50
Temperatur, °C	6,8	0,1 - 13,4	7,0	0,1 - 13,5	6,7	0,2 - 13,2	6,7	0,1 - 14,7	7,5	0,4 - 13,70
pH	7,0	6,81 - 7,30	7,0	6,85 - 7,33	7,1	6,90 - 7,43	7,4	7,27 - 7,69	6,9	6,50 - 7,08
Konduktiviteten, µS/cm, 20°C	24,6	15,6 - 41,0	25,6	16,9 - 40,4	26,3	16,5 - 42,0	65,6	40,8 - 105,0	19,6	13,0 - 23,0
Farge, mg Pt/l	19	6 - 52	17	7 - 36	12	5 - 42	15	4 - 71	16	6 - 24
Turbiditet, JTU	0,8	0,2 - 2,0	0,7	0,2 - 2,5	0,4	0,2 - 0,9	0,3	0,1 - 1,8	0,3	0,2 - 0,4
Jern, µg Fe/l	112	50 - 240	108	50 - 220	112	20 - 250	44	20 - 150	50	- 50 -
Kalsium, mg Ca/l	3,5	1,95 - 5,23	3,9	1,99 - 5,80	3,5	1,72 - 5,60	9,8	7,50 - 15,60	2,8	2,37 - 3,32
Magnesium, mg Mg/l	0,56	0,33 - 0,82	0,69	0,37 - 1,02	0,97	0,51 - 1,45	2,33	1,24 - 3,91	0,68	0,67 - 0,69
Natrium, mg Na/l	0,93	0,66 - 1,24	0,95	0,60 - 1,22	0,82	0,55 - 0,99	1,49	0,98 - 2,60	0,79	0,79 - 0,80
Kalium, mg K/l	0,58	0,42 - 1,00	0,57	0,39 - 0,99	0,53	0,30 - 1,13	0,81	0,39 - 1,74	0,31	0,17 - 0,39
Klorid, mg Cl/l	0,7	0,4 - 1,2	0,7	0,4 - 1,2	0,6	0,2 - 1,2	2,0	0,8 - 6,0	0,5	0,4 - 0,5
Sulfat, mg SO ₄ /l	3,8	2,2 - 5,1	3,7	2,2 - 5,1	3,6	1,8 - 5,8	6,4	5,1 - 8,0	2,5	2,2 - 2,7
Alkalitet, ml N/10 HCl/l	1,9	1,02 - 2,85	2,2	1,07 - 3,91	2,2	1,15 - 3,94	5,2	2,67 - 9,37	1,6	1,59 - 1,60
Silisium, mg SiO ₂ /l	2,8	2,1 - 3,4	3,0	2,3 - 3,6	3,6	2,3 - 4,9	5,2	4,0 - 6,0	3,8	3,5 - 4,1
Tot. nitrogen, µg N/l	155	85 - 305	158	90 - 355	152	100 - 390	303	115 - 1260	131	115 - 150
Nitrat, µg N/l	66	20 - 140	64	20 - 160	74	20 - 250	300	60 - 1170	10	- 10 -
Total fosfor, µg P/l	7,8	3 - 23	6,4	3 - 20	5,1	2 - 22	8,3	2 - 65	3,7	2 - 5
Ortofosfat, µg P/l	6,8	2 - 15	6,0	2 - 13	6,6	2 - 18	11,8	2 - 47	2	- 2 -
Tørrstoff, mg/l	5,8	0,74 - 43,70	3,2	0,56 - 18,05	2,3	0,44 - 12,50	1,4	0,15 - 10,30	0,9	0,30 - 1,25
Cløderest, mg/l	5,2	0,60 - 40,60	2,7	0,40 - 16,95	1,9	0,29 - 11,20	0,7	0,02 - 4,10	0,4	0,15 - 0,75
Organisk stoff mg/l	0,6	0,14 - 3,10	0,5	0,14 - 1,15	0,4	0,06 - 1,30	0,7	0,04 - 6,20	0,5	0,12 - 0,65

Fig.31 Lågen ovenfor Sjoa 1974/1975

Vannføring m³/sek. Transportverdier for total nitrogen. Konduktivitet µS/cm 20°C

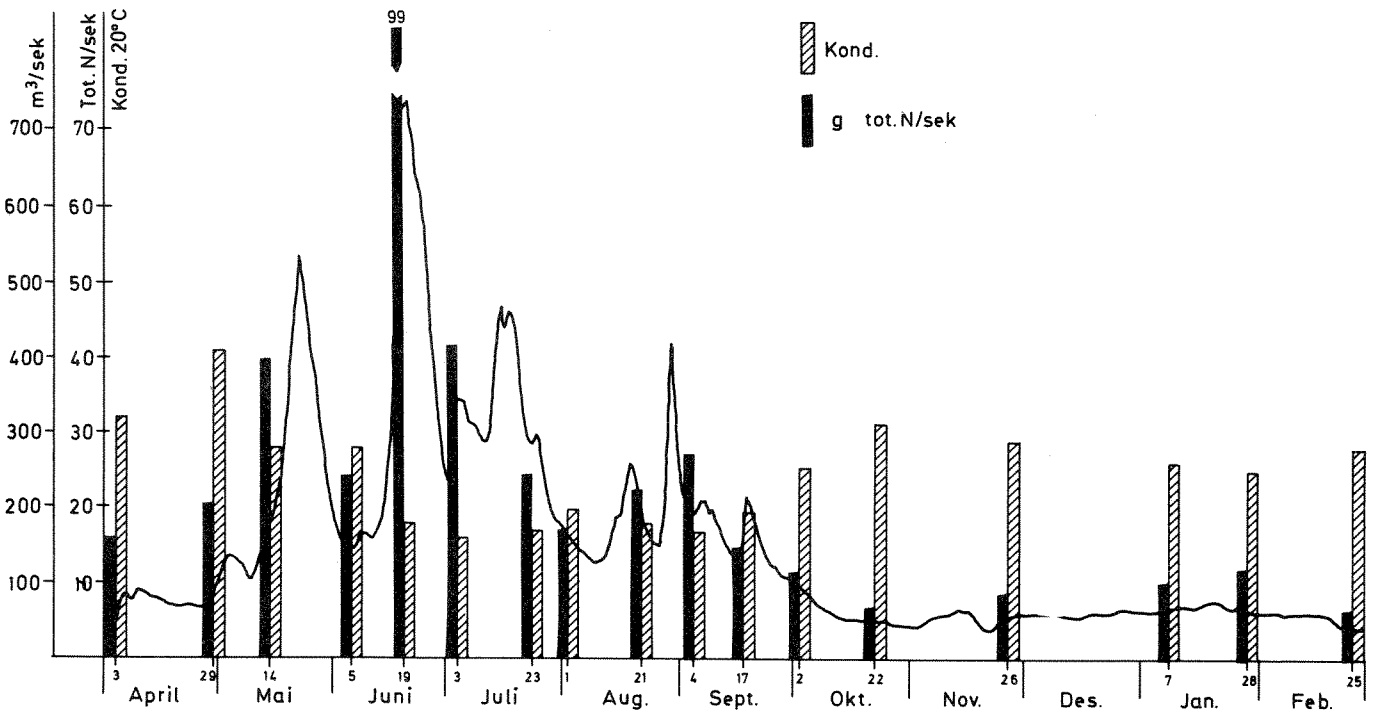
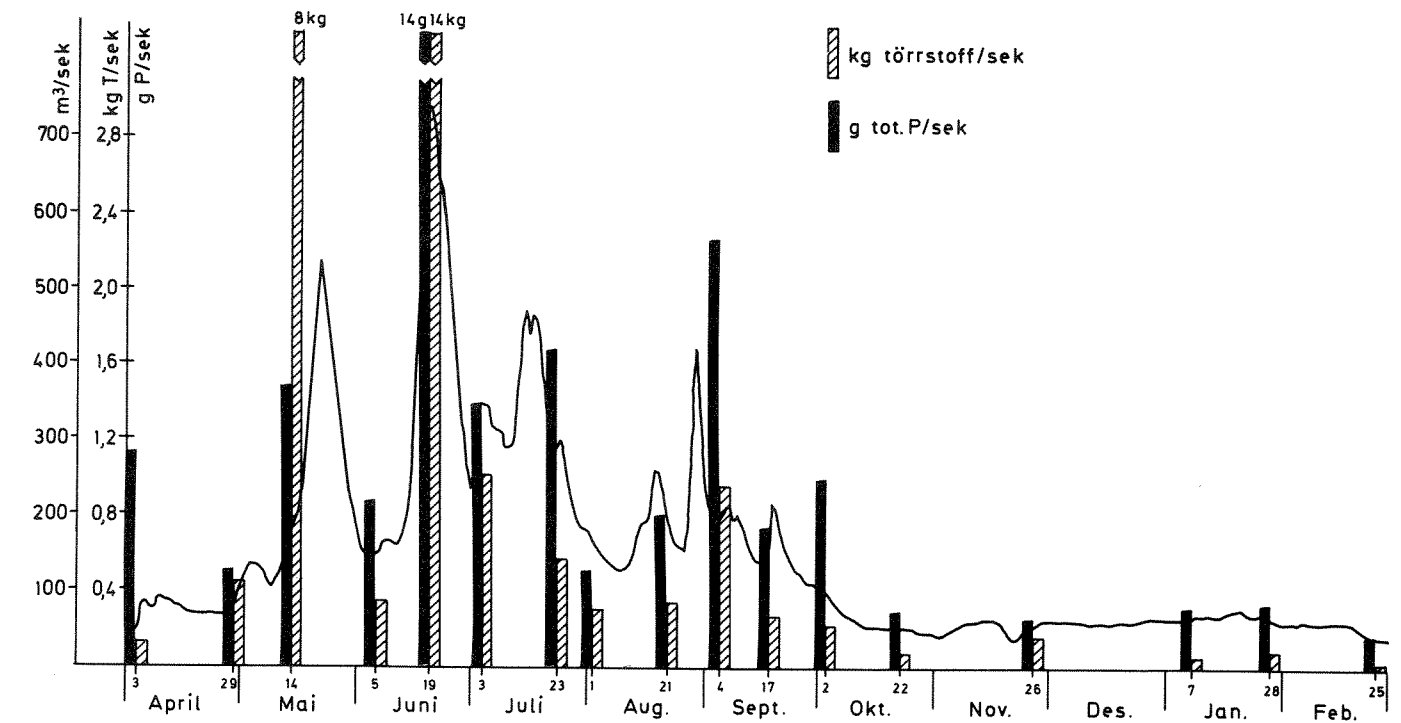


Fig.32 Lågen ovenfor Sjoa 1974/1975

Vannføring m³/sek. Transportverdier for total fosfor og tørrstoff



Den partikulære materialtransport (også konsentrasjonen) som i vesentlig grad består av uorganisk materiale, er av en annen størrelsesorden under flomperiodene om sommeren enn under lavvannsperioder, spesielt om vinteren (fig. 32). Dette er videre behandlet i avsnitt 8.3.

Situasjonen i Vinstra (elva og utløpet fra kraftverket) er preget av det reguleringsinngrepet som har funnet sted der. På grunn av reguleringen er vannføring i elva til sine tider meget lav, mens vannføringen i utløpet fra kraftverket er relativt jevn.

Utløpet fra kraftverket representerer avrenningen fra høyfjellsområder, mens elvevannet representerer avrenningen fra den nederste delen av nedbørfeltet, dvs. at elvevannet til sine tider er sterkt preget av grunnvann. Vintertemperaturen i kraftverksvannet er til sine tider betydelig høyere enn i elva (opptil 0,7°C). Elvevannets pH er i middel 0,5 pH-enheter høyere enn i kraftverksavløpet. Grunnvannets innflytelse på vannkvaliteten kommer klart til syne ved konduktivitetsverdiene som i elva er over 3 ganger så høye som i kraftverksavløpet (middelvei). Spesielt er saltholdigheten i elva høy under lavvannsføringen om vinteren.

Vannets innhold av næringssalter er relativt jevn og lav i kraftverksavløpet, mens både fosfor- og nitrogenverdiene varierer betydelig med årstidene i elva - de høyeste verdier under lavvannsføringen om vinteren. Den partikulære materialtransport er her relativt lav sammenlignet med Lågenvannet, og omtrent halvparten av den transporterte tørrstoffmengde er av organisk opprinnelse.

Reguleringens betydning for Vinstravassdraget bør gjøres til gjenstand for grundigere undersøkelser for derved å skaffe tilveie erfaringsmateriale om hva slike inngrep betyr for vannets kjemiske kvalitet og vassdragstilstanden.

8.1.7 Lågen fra Harpefoss til Tretten (st. 1.40, 1.30 og 1.20).

På denne elvestrekning er det samlet inn prøver fra ialt 3 stasjoner i hovedelva, nemlig Harpefoss v/utløp kraftverk (st. 1.40), veibro v/Fåvang (st. 1.30) og veibro v/Tretten (st. 1.20). Dessuten er det samlet inn prøver fra Frya (st. 5), Våla (st. 6), Tromsa (st. 7) og Moksa (st. 8). De fysisk-kjemiske analyseresultater går frem av bilag.

Vannføringsforholdene varierer i samsvar med vannføringsvariasjonene ovenfor Sjoa og ved Fåberg, og er fremstilt i henholdsvis fig. 25 og 33.

Tabell 16 angir aritmetiske middelverdier og variasjonsbredde for de kjemiske komponenter på prøvetakingsstasjonene i Lågen, mens tabell 17 angir tilsvarende verdier for sidevassdragene.

På denne strekningen passerer elva den innsjølignende elveutvidelse Losna, hvor vannet får en betydelig oppholdstid. Dette gjenspeiler seg tydeligst i vannets innhold av partikulært materiale som i middel avtar fra 6,4 mg tørrstoff/l ved Fåvang til 1,9 mg tørrstoff/l ved Tretten. De høyeste transportverdier ble observert om sommeren ved høy vannføring. Den organiske fraksjon økte fra ca. 10% ved Fåvang til 36% ved Tretten i middel.

Vannets pH og elektrolyttinnhold (saltholdighet) viser omtrent samme variasjonsmønster på de 3 stasjoner. pH-verdiene varierte noe rundt pH 7. Konduktiviteten var betydelig lavere under flomperioden om sommeren enn om vinteren når høyfjellsvannet ikke gjør seg så sterkt gjeldende.

På grunn av partikkeltransporten er også vannets farge til sine tider relativt høy.

Vannets innhold av næringssalter både hva fosfor og nitrogen angår, er betydelig på strekningen fra Harpefoss til Tretten. Dette er i overensstemmelse med vannets kvalitet i en del av tilløpene som munner ut her. Den midlere fosforkonsentrasjonen i Tromsa og Moksa var f.eks. henholdsvis 8,4 og 58 µg P/l. Nitrogeninnholdet var også høyt i disse elvene, spesielt om vinteren ved lav vannføring.

Ut fra de kjemiske analyseresultater synes vannkvaliteten i Frya og Våla å være betydelig bedre enn i Tromsa og spesielt Moksa (tabell 17). Det er først og fremst næringssaltkonsentrasjonen som antyder dette, men vannets innhold av partikulært materiale og organisk stoff var høyest i de sistnevnte tilløp. Tromsa hadde forøvrig noe høyere elektrolyttinnhold enn de øvrige elver. En må imidlertid merke seg at prøvene er tatt langt nede i tilløpene, altså etter at de har passert en god del bebyggelse, dyrket mark o.l.

Tabell 16. Lågen fra Harpefoss til Tretten. Aritmetiske middelverdier og variasjonsbredde for de kjemiske komponenter 1974 - 1975.

Parameter	Harpefoss st. 1.40		Fåvang st. 1.30		Tretter st. 1.20	
	Middel- verdier	Variasjon	Middel- verdier	Variasjon	Middel- verdier	Variasjon
Vannføring, m ³ /s	252	80 - 738	263	99 - 602	260	93 - 614
Temperatur, °C	7,4	0,10 - 13,20	7,9	0,10 - 13,40	7,7	0,10 - 14,60
pH	7,0	6,80 - 7,22	7,0	6,78 - 7,23	7,0	6,79 - 7,18
Konduktivitet, µS/cm, 20°C	24,7	16,9 - 45,1	24,9	17,8 - 39,8	26,8	19,0 - 35,2
Farge, mg Pt/l	19	6 - 49	18	6 - 37	30	9 - 100
Turbiditet, JTU	0,7	0,2 - 2,0	0,7	0,2 - 1,2	0,5	0,3 - 1,3
Jern, µg Fe/l	94	40 - 210	88	60 - 120	198	50 - 720
Kalsium, mg Ca/l	3,1	2,01 - 5,0	3,5	2,20 - 5,50	3,7	2,92 - 4,50
Magnesium, mg Mg/l	0,59	0,40 - 0,90	0,64	0,39 - 0,95	0,52	0,43 - 0,66
Natrium, mg Na/l	0,83	0,65 - 0,99	0,91	0,61 - 1,11	0,91	0,75 - 1,20
Kalium, mg K/l	0,45	0,32 - 0,57	0,43	0,32 - 0,59	0,51	0,29 - 1,07
Klorid, mg Cl/l	0,6	0,4 - 0,8	0,5	0,4 - 0,6	0,6	0,4 - 0,6
Sulfat, mg SO ₄ /l	3,4	2,4 - 4,7	3,9	2,5 - 5,3	4,0	3,5 - 4,7
Alkalitet, ml N/10 HCl/l	1,8	1,10 - 2,35	1,8	1,19 - 2,57	1,9	1,66 - 2,16
Silisium mg SiO ₂ /l	2,9	2,3 - 3,8	3,0	2,2 - 4,1	3,2	2,8 - 3,6
Tot. nitrogen, µg N/l	157	100 - 300	144	90 - 250	190	95 - 340
Nitrat µg N/l	64	20 - 130	45	20 - 80	54	30 - 100
Total fosfor, µg P/l	5,9	3 - 21	8,4	4 - 28	8,7	3 - 27
Orto fosfat, µg P/l	4,2	2 - 9	4,0	3 - 6	3,2	2 - 8
Tørrstoff, mg/l	3,0	0,22 - 20,0	6,4	1,08 - 42,80	1,9	0,72 - 7,10
Gløderest mg/l	2,6	0,10 - 18,70	5,8	0,90 - 40,36	1,2	0,27 - 4,00
Organisk stoff mg/l	0,4	0,11 - 1,30	0,6	0,14 - 2,44	0,7	0,28 - 3,10

Tabell 17. Bielver til Lågen på strekningen Harpefoss - Tretten. Aritmetiske middelveier og variasjonsbreidde for kjemiske komponenter 1974 - 1975.

Parameter	Frya st. 5		Våla st. 6		Tromsa st. 7		Moksa st. 8	
	Middel- verdier	Variasjon	Middel- verdier	Variasjon	Middel- verdier	Variasjon	Middel- verdier	Variasjon
Vannføring, m ³ /s	7,3	0,7 - 37,4	6,4	0,6 - 32,8	7,0	0,7 - 35,8	2,1	0,7 - 6,5
Temperatur, °C	6,6	0,2 - 13,7	6,2	0,1 - 13,3	6,3	0,1 - 14,3	7,2	0,2 - 17,7
pH	7,2	6,88 - 7,53	7,2	6,73 - 7,48	7,3	6,94 - 7,60	7,0	6,73 - 7,18
Konduktivitet, µS/cm 20°C	33,0	17,5 - 55,0	28,6	15,5 - 44,0	46,8	24,6 - 94,0	32,1	20,0 - 39,0
Farge, mg Pt/l	16	5 - 51	32	12 - 82	36	9 - 150	51	28 - 112
Turbiditet, JTU	0,3	0,1 - 1,4	0,3	0,1 - 1,7	0,7	0,1 - 5,3	0,6	0,3 - 1,1
Jern, µg Fe/l	36	20 - 100	62	20 - 200	248	30 - 1100	472	150 - 1020
Kalsium, mg Ca/l	4,5	3,08 - 7,80	4,3	3,31 - 6,90	9,0	5,30 - 16,60	4,9	3,90 - 6,20
Magnesium, mg Mg/l	1,16	0,72 - 2,24	0,72	0,57 - 1,25	0,60	0,39 - 1,39	0,44	0,39 - 0,52
Natrium, mg Na/l	0,93	0,81 - 1,21	1,06	0,88 - 1,37	1,31	0,89 - 2,45	1,21	0,95 - 1,57
Kalium, mg K/l	0,38	0,18 - 0,69	0,33	0,10 - 0,49	0,60	0,15 - 1,32	0,74	0,14 - 2,27
Klorid, mg Cl/l	0,6	0,2 - 1,2	0,6	0,2 - 1,0	1,3	0,2 - 4,6	1,0	0,4 - 2,4
Sulfat, mg SO ₄ /l	3,9	2,7 - 6,0	3,2	2,2 - 4,6	6,2	4,5 - 11,0	5,1	4,5 - 5,3
Alkalitet, ml N/10 HCl/l	2,9	1,75 - 5,80	2,7	1,79 - 5,09	3,7	1,92 - 7,34	2,2	1,60 - 3,81
Silisium, mg SiO ₂ /l	3,6	2,9 - 4,3	4,1	3,4 - 5,5	4,4	3,4 - 5,5	3,7	3,0 - 5,0
Tot. nitrogen, µg N/l	186	110 - 530	185	110 - 465	230	100 - 960	287	180 - 1204
Nitrat, µg N/l	130	40 - 440	106	20 - 370	214	10 - 960	28	10 - 50
Total fosfor, µg P/l	3,3	2 - 9	5,7	3 - 15	8,4	2 - 64	58	10 - 540
Orto fosfat, µg P/l	2,4	2 - 3	3,4	2 - 9	9,6	2 - 39	95	3 - 440
Tørrstoff, mg/l	1,5	0,18 - 12,05	1,9	0,10 - 19,10	4,1	0,10 - 54,40	2,5	0,70 - 13,20
Gløderest, mg/l	1,2	0,08 - 10,65	1,5	0,02 - 17,05	3,6	0,04 - 49,87	1,2	0,15 - 9,70
Organisk stoff, mg/l	0,3	0,06 - 1,40	0,4	0,08 - 2,05	0,5	0,04 - 4,53	1,3	0,20 - 3,80

Fig.33 Lågen v/ Fåberg 1974/1975
 Vannføring m³/sek. Transportverdier for total nitrogen. Konduktivitet μ S/cm 20°C

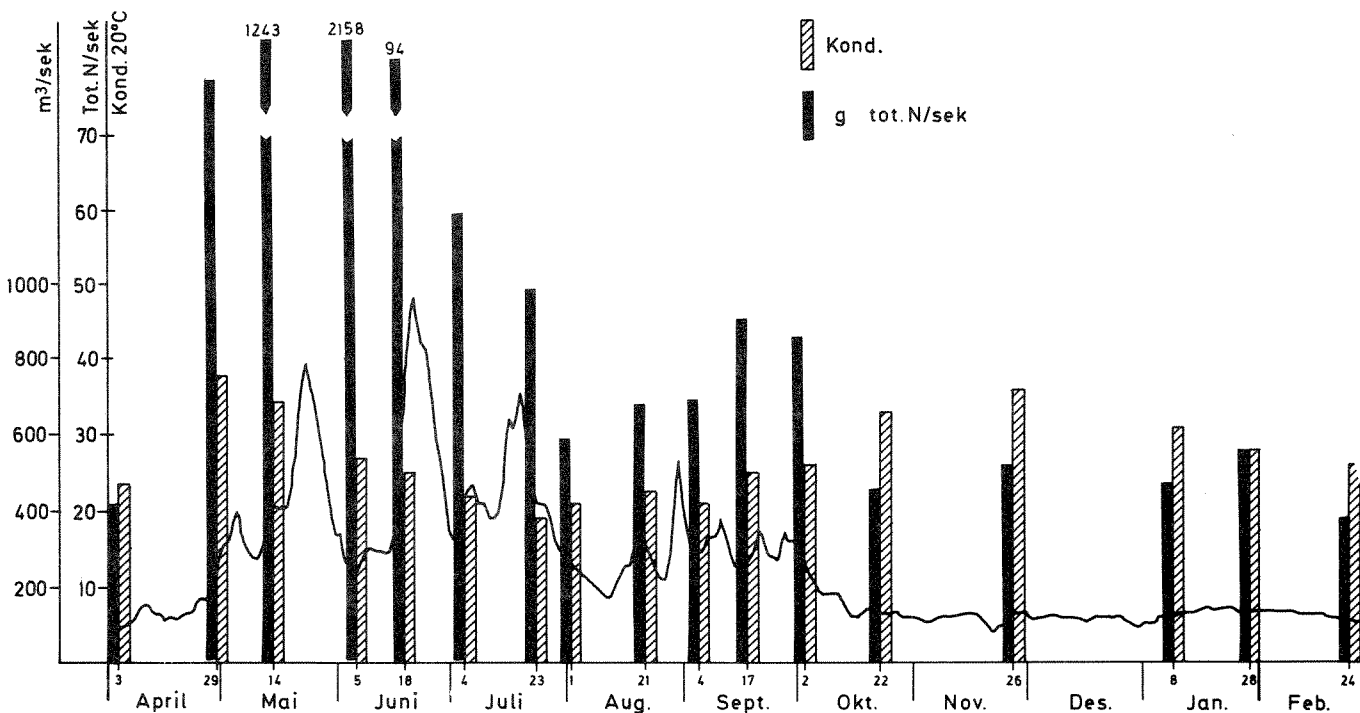
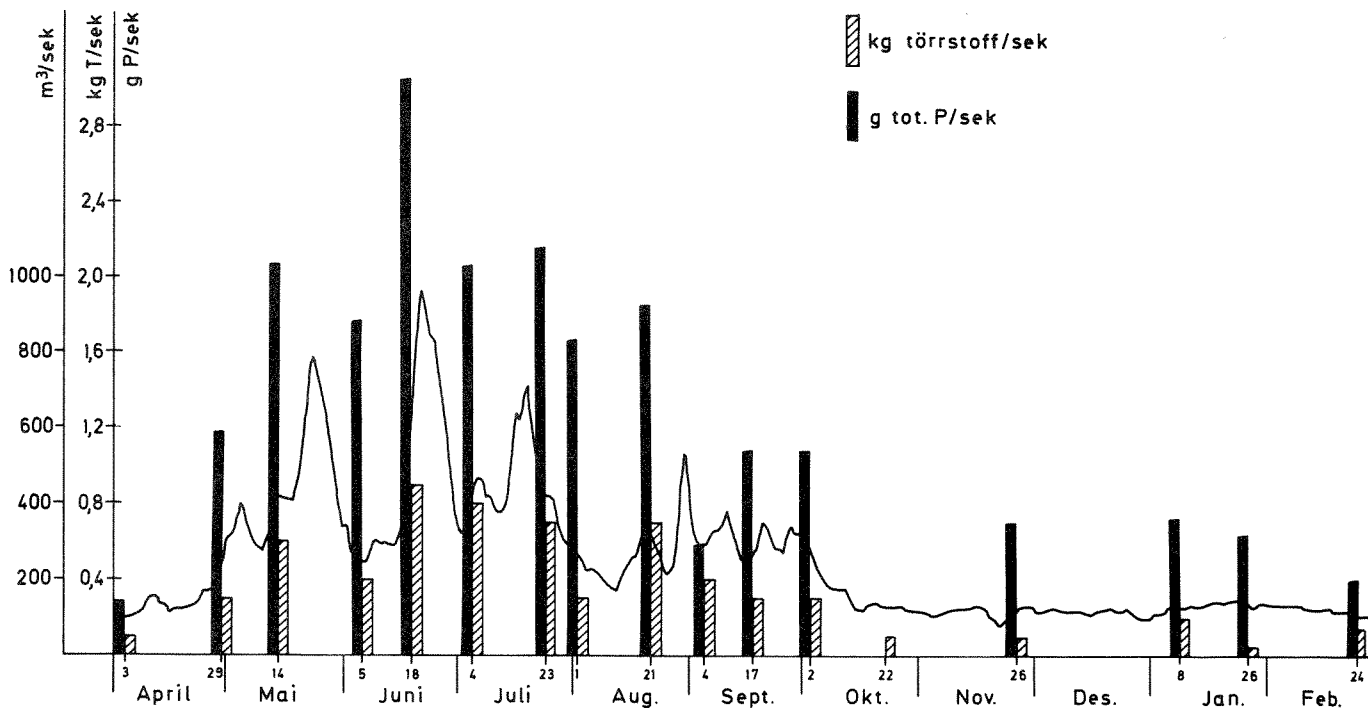


Fig.34 Lågen v/Fåberg 1974/1975
 Vannføring m³/sek. Transportverdier for total fosfor og tørrstoff



8.1.8 Lågen fra Tretten til Fåberg (st. 1.10 og st. 1.00)

På denne elvestrekning er det samlet inn prøver fra to stasjoner, nemlig Hunderfossen (nedstrøms dam eller i fisketrapp, st. 1.10) og ved veibro Fåberg (st. 1.00). De fysisk-kjemiske analyseresultater er fremstilt i bilag.

Vannføringsforholdene i observasjonsperioden går frem av fig. 33 og 34 som også angir transportverdier for fosfor og partikulært materiale som tørrstoff. Aritmetiske middelveidier og variasjonsbredde for de kjemiske komponenter er fremstilt i tabell 18.

Vannets pH ligger normalt i området av pH 7,0 på begge stasjoner, og det var ingen systematisk variasjon med tiden. Flom og vannføringsforholdene avspeiler seg i vannets elektrolyttinnhold (innhold av salter), og om sommeren lå verdien normalt i området 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mens om høsten og vinteren var verdiene noe høyere, 30-40 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Fargeverdiene varierte i samsvar med vannføring og turbiditetsforhold (partikkeltransport) - høyeste verdier om sommeren og laveste om vinteren. Jerninnholdet var alltid relativt lavt.

Vannets nitrogeninnhold fulgte det vanlige variasjonsmønster med høyeste verdier om vinteren og laveste om sommeren. Fosforkonsentrasjonene var relativt stabile over hele året, men med antydning til høyeste verdier om høsten og vinteren.

Den organiske fraksjon av tørrstoffinnholdet lå i middel på 20-30% (av tørrstoffet). Tørrstoffverdiene som forøvrig var størst i sommerhalvåret, var av en annen størrelsesorden her enn lengere oppe i vassdraget - noe som har sammenheng med sedimentering i de stilleflytende partier av elva. Dessuten er det også en viss fortykning som gjør seg gjeldende.

8.1.9 En samlet oversikt over de fysisk-kjemiske forhold i Otta - Lågen-vassdraget

Fig. 35 til og med 44 gir en generell fremstilling av de fysisk-kjemiske forhold i Otta - Lågen-vassdraget. Fig. 45 viser hovedkomponentene fremstilt som ekvivalentprosent på 3 steder i Otta - Lågen-vassdraget. Figuren viser at vannets kjemiske sammensetning varierer først og fremst med vannføringsforholdene. Det er også en viss forskjell på vannkvaliteten i Otta og i Lågen. Overalt er det først og fremst kalsium, hydrogenkarbonet og sulfat som dominerer.

Tabell 18. Lågen på strekningen Tretten - Fåberg. Aritmetiske middelverdier og variasjonsbredde for kjemiske komponenter 1974 - 1975.

Parameter	Hunderfossen st. 1.10		Fåberg st. 1.00		
	Middelverdier	Variasjon	Middelverdier	Variasjon	
Vannføring	m ³ /s	265	95 - 623	266	95 - 625
Temperatur,	°C	7,7	0,1 - 14,3	7,8	0,2 - 14,5
pH		7,0	6,73 - 7,12	7,0	6,81 - 7,18
Konduktivitet,	µS/cm 20°C	27,9	20,6 - 37,0	26,9	20,8 - 37,9
Farge,	mg Pt/l	16	8 - 30	16	7 - 30
Turbiditet,	JTU	0,4	0,2 - 0,8	0,4	0,2 - 1,2
Jern,	µg Fe/l	52	30 - 80	62	40 - 90
Kalsium,	mg Ca/l	3,7	2,89 - 5,00	3,4	2,42 - 5,10
Magnesium,	mg Mg/l	0,61	0,49 - 0,74	0,55	0,41 - 0,74
Natrium,	mg Na/l	0,95	0,69 - 1,29	0,84	0,62 - 1,20
Kalsium,	mg K/l	0,45	0,31 - 0,57	0,44	0,29 - 0,58
Klorid,	mg Cl/l	0,7	0,4 - 0,8	0,6	0,4 - 1,0
Sulfat,	mg SO ₄ /l	3,9	2,8 - 5,1	3,5	2,6 - 5,0
Alkalitet,	ml N/10 HCl/l	2,0	1,53 - 2,27	1,8	1,32 - 2,28
Silisium,	mg SiO ₂ /l	3,2	2,8 - 3,6	3,1	2,2 - 5,1
Tot. nitrogen,	µg N/l	199	100 - 315	206	105 - 315
Nitrat,	µg N/l	84	20 - 150	68	20 - 160
Total fosfor	µg P/l	8,9	3 - 52	6,7	2 - 35
Orto fosfat	µg P/l	2,2	2 - 3	2,2	2 - 4
Tørrstoff,	mg/l	1,5	0,70 - 3,13	1,2	0,39 - 2,13
Gløderest,	mg/l	1,0	0,30 - 2,68	0,9	0,31 - 1,59
Organisk stoff,	mg/l	0,5	0,28 - 2,20	0,3	0,08 - 0,63

pH: pH-verdiene viser små variasjoner omkring pH 7,0 (nøytralt vann). Verdiene er høyest i områdene Dombås - Otta og i de fleste mindre sidevassdrag nedover dalen. Dette har sammenheng med tilsig fra kambro-siluriske bergartstyper. pH-verdiene i Otta er noe lavere enn i Lågen.

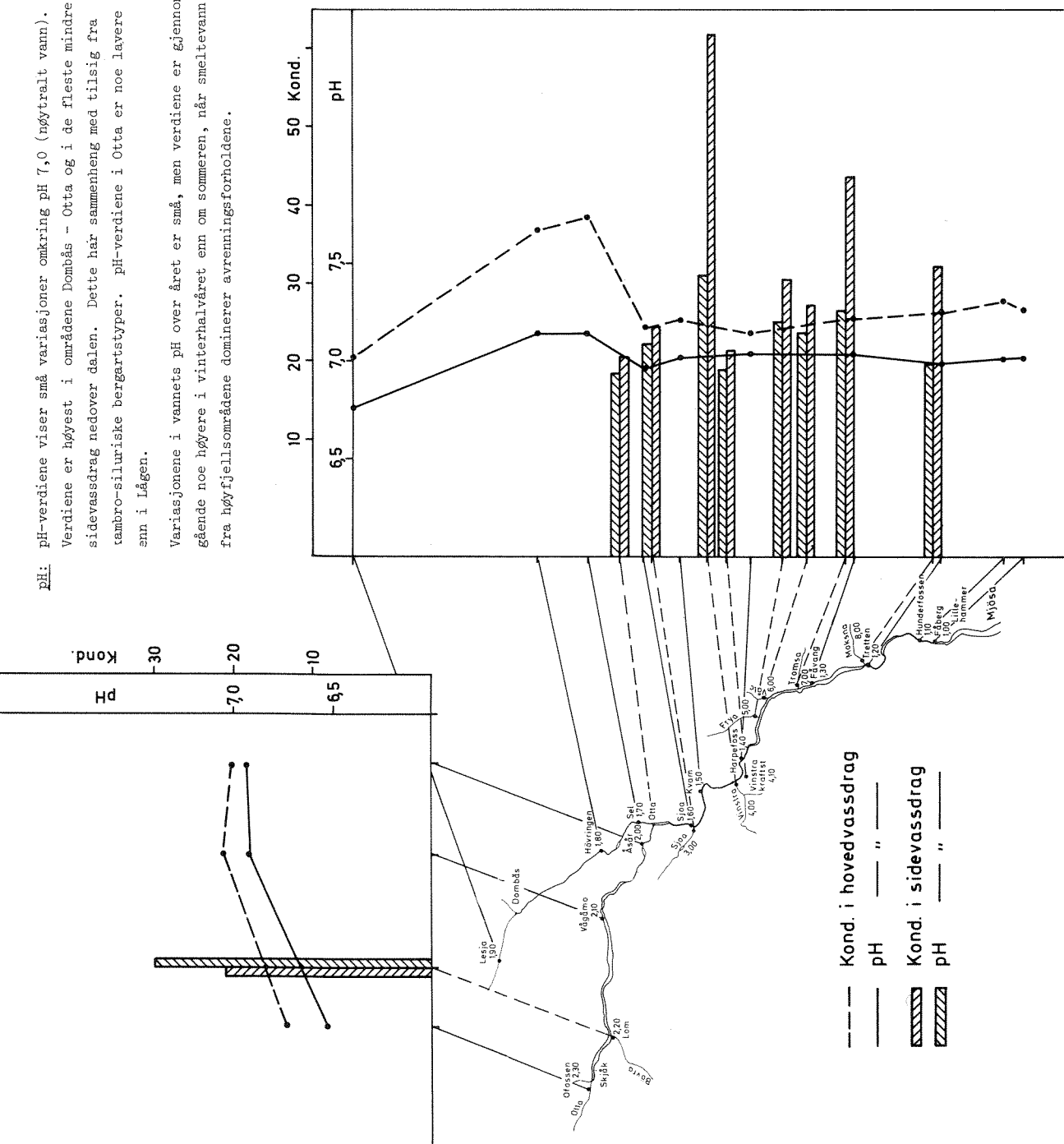
Variasjonene i vannets pH over året er små, men verdiene er gjennomgående noe høyere i vinterhalvåret enn om sommeren, når smeltevann fra høyfjellsområdene dominerer avrenningsforholdene.

Konduktivitet:

Generelt er Lågens vannmasser relativt elektrolyttfattige. Verdiene er høyest på strekningen Dombås - Otta samt i sidevassdragene nedover dalen. (Årsak: kambro-silurisk berggrunn.)

Otta fører elektrolyttfattig og lite bufret vann. Dette får stor betydning for Lågen vannet nedstrøms Otta.

Konduktiviteten er nært korrelert til vannføringen. Dette har sammenheng med grunnvannets - resp. overflatevannets relative andel.



- Kond. i hovedvassdrag
- pH " " "
- ▨ Kond. i sidevassdrag
- - - pH " " "

Fig. 35 Lågen og Otta
Konduktivitet ($\mu\text{S/cm}$, 20°C)
og pH. Middelveidier

Kalsium: Vannets kalsiuminnhold var normalt betydelig høyere om vinteren enn om sommeren. Konsentrasjonene økte fra Lesja til Otta. Også i denne sammenheng er Otta elv et fortløpende element, men på grunn av kalkrikere berggrunn sydover i dalfløret øker igjen kalsiuminnholdet mot syd. I en større sammenheng må imidlertid vannet i Lågen betraktes som bløtt og kalkfattig. Av sideelvene er det først og fremst Sjøa og Tromsa som merker seg ut med relativt høyt kalkinnhold.

Magnesium: Vannets innhold av magnesium er lavt. I likhet med for kalsium er verdien høyest om vinteren - noe som har sammenheng med relativt stort grunnvannstilskudd på denne årstid.

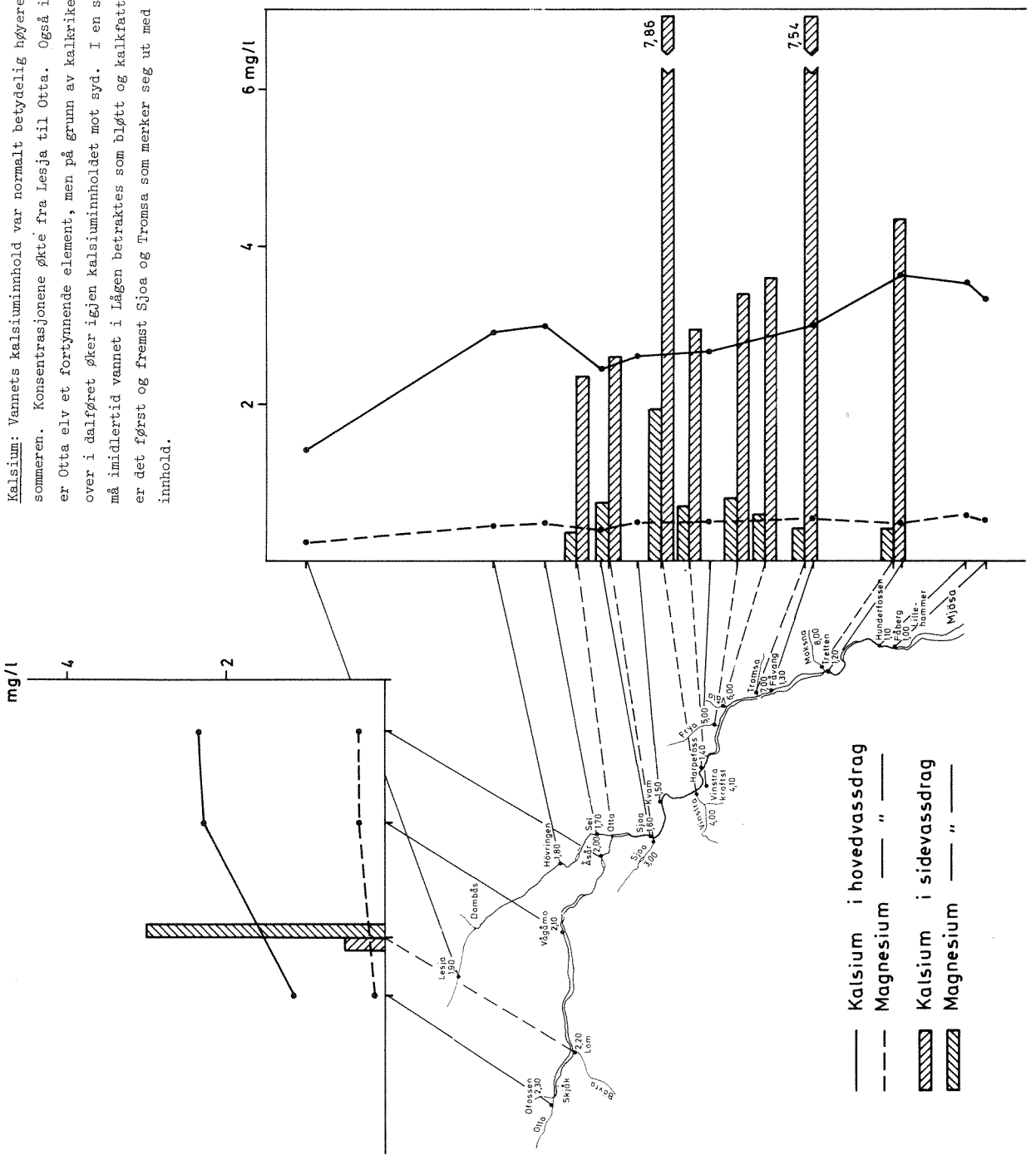


Fig.36. Lågen og Otta
Kalsium og magnesium
i mg/l. Middelverdier

Natrium: Nedbøren er den vesentligste bidragsyter hva vannets innhold av natrium angår. Nedbørens natriuminnhold øker derfor normalt mot kysten. I Lågen er natriumkonsentrasjonen stort sett mindre enn 1 mg Na/l, og det er ingen systematiske variasjoner med tid og sted.

Kalium: Vannets kaliumkonsentrasjoner er også i vesentlig grad influert av nedbøren. Verdiene i Lågen vassdraget er lave, og det er ingen systematiske variasjoner med tid og sted.

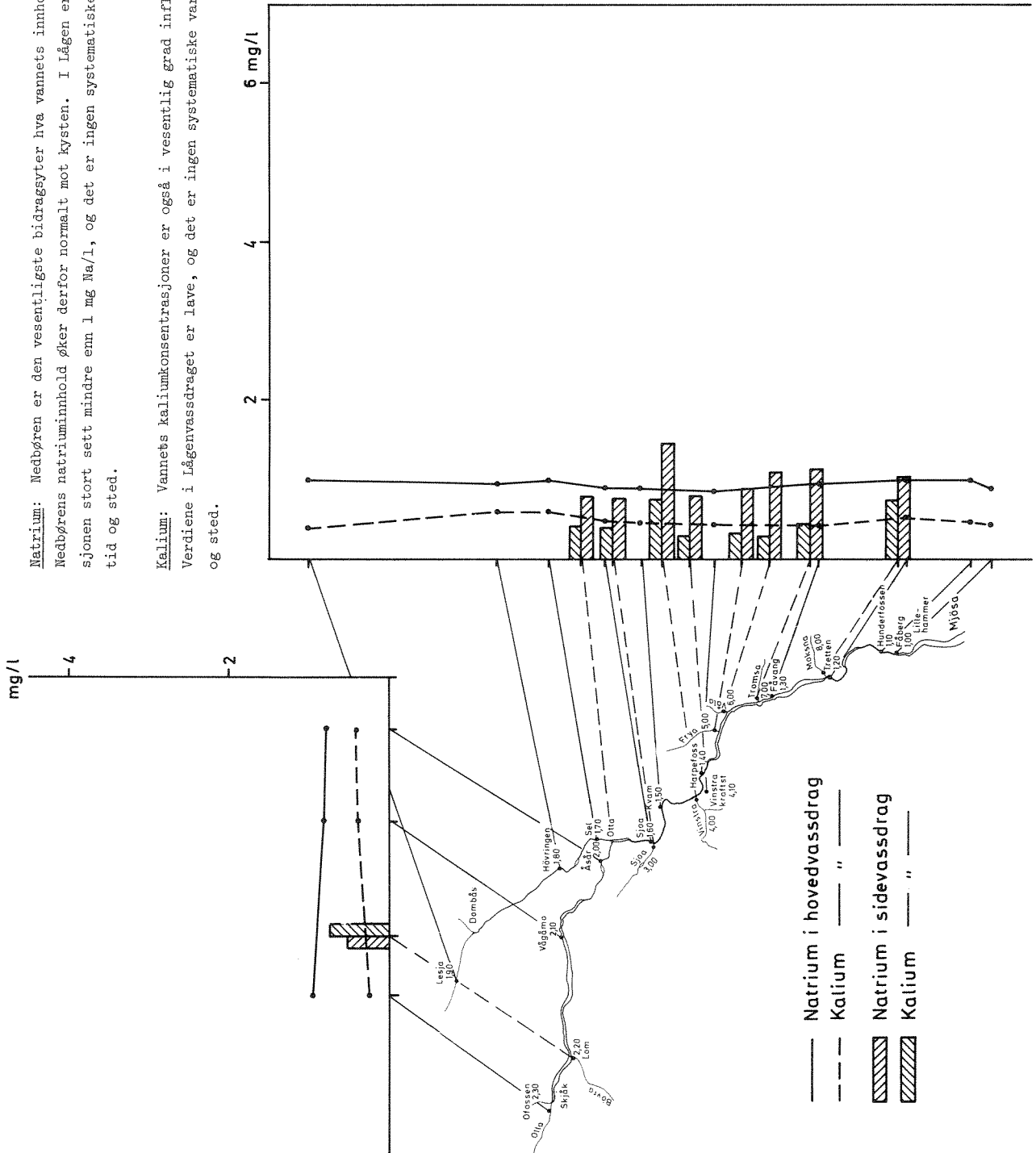
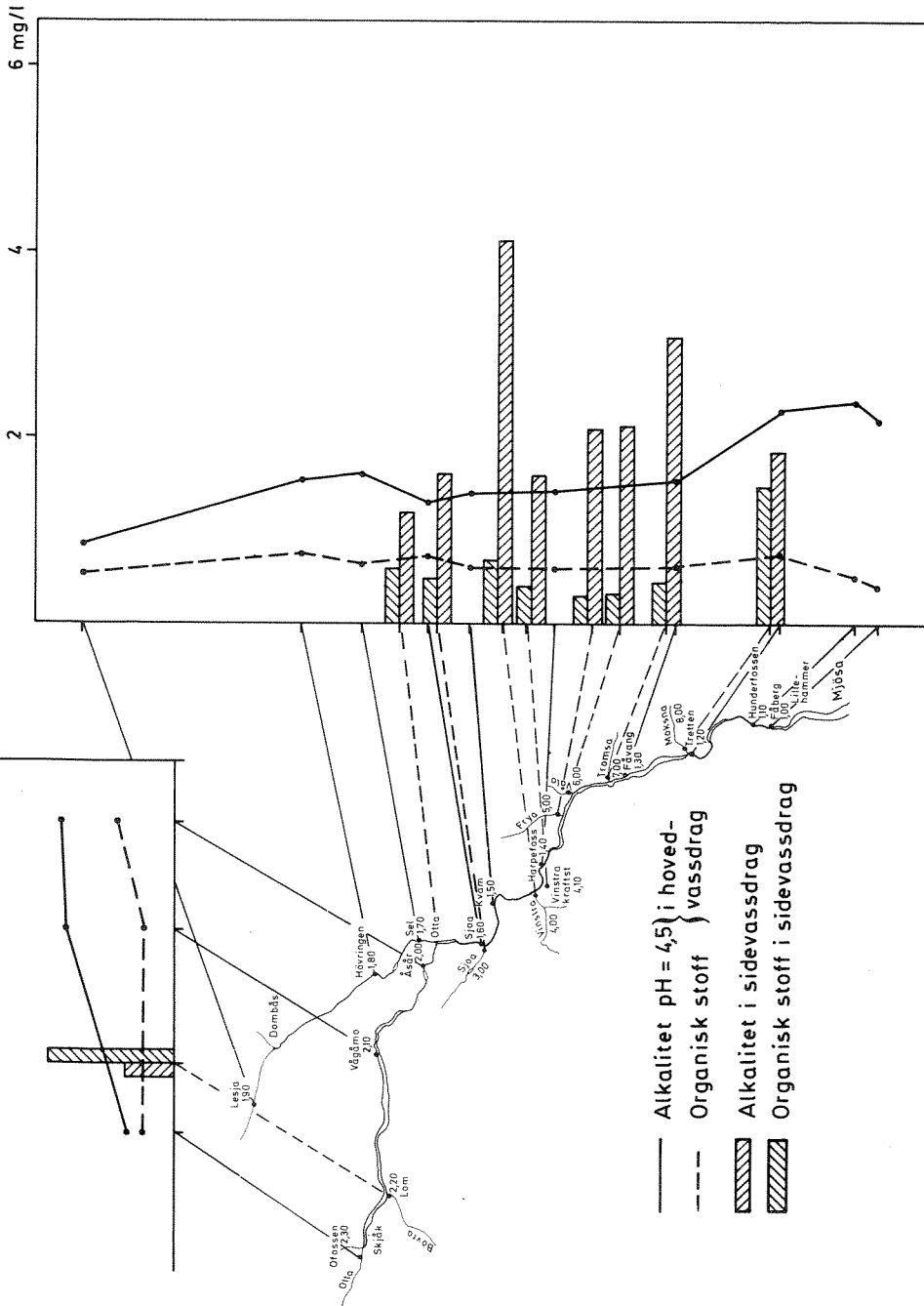


Fig.37 Lågen og Otta
Natrium og kalium i mg/l. Middelverdier

— Natrium i hovedvassdrag
 - - - Kalium " "
 ▨ Natrium i sidevassdrag
 ▩ Kalium " "

Alkalitet: Alkaliteten som angir vannets innhold av hydrogencarbonater (HCO_3^-), er generelt lav, men med en gradvis økning nedover i vassdraget. Verdiene er høyest om vinteren når grunnvannsandelen relativt sett er størst. Ottavannet har noe lavere alkalitetsverdier enn hovedvassdraget, mens de fleste andre bielver (Sjøa, Frya, Våla, Tromsa) har noe høyere verdier.



Organisk stoff: Middelverdiene for vannets innhold av partikulært organisk materiale (tørrstoff + gløderest) varierer stort sett mellom 0,5 og 0,75 mg/l i hele hovedvassdraget. I Otta og de fleste andre sideelver er verdiene noe lavere. Konsentrasjonsverdiene er normalt noe lavere om sommeren enn om vinteren.

Fig.39 Lågen og Otta

Alkalitet i ml N/10 HCl/l og organisk stoff i mg/l. Middelverdier

Tørrstoff: Tørrstoffverdiene avspeiler vannets innhold av partikulært organisk og uorganisk materiale. Partikkeltransporten har sin årsak i erosjonsprodukter fra elveleiet (bredden) og fra isbreene. Følgelig øker partikkelkonsentrasjonen med vannføringen (vårflom, isbreavsmelting om sommeren og høstflom). På grunn av isbreeffekten er det først og fremst Otta som er bestemmende for lågen vannets innhold av partikulært materiale. Løsna og de øvrige stilleflytende elvepartier reduserer partikkelinnholdet (sedimentasjon) og dermed vannets tørrstoffinnhold.

Gløderest: Gløderesten angir vannets innhold av uorganisk partikulært materiale. Fig. viser at den vesentligste del (over 90%) av det partikulære materiale består av uorganiske komponenter - noe som har sammenheng med erosjonsaktiviteten nevnt ovenfor. Den organiske fraksjonsandel øker nedover vassdraget.

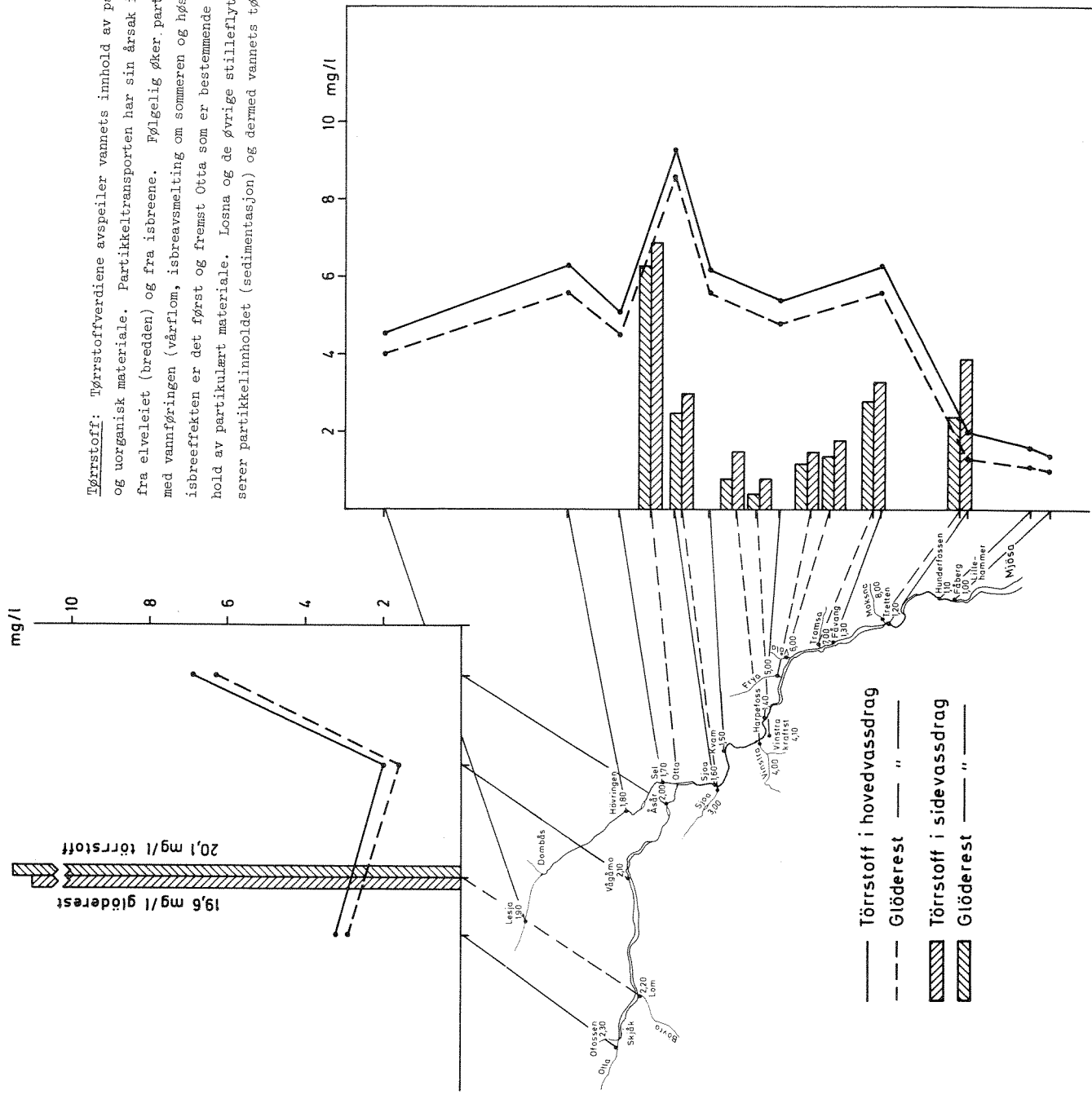


Fig.40 Lågen og Otta
Tørrstoff og gløderest i mg/l. Middelerverdi

Turbiditet: Turbiditetsverdiene varierer til dels sterkt innenfor vassdraget og med tiden. På grunn av erosjonsprodukter fra isbreamrådene er Bøvra sterkest belastet med partikulært materiale, særlig om sommeren. Dette gjenspeiler forholdene videre nedover vassdraget. I Lågen øker middelverdiene til det dobbelte (fra ca. 0,4 til ca. 0,8 JTU) etter Ottas innblanding. Sedimentasjonseffekter videre nedover vassdraget reduserer i noen grad vannets partikkelinnhold, og ved Fåberg var middelverdiene i 1974 i underkant av 0,5 JTU. Brefloppen eller sommerflommen var dette år noe mindre enn vanlig, og turbiditetspåvirkningen er sannsynligvis normalt noe større enn det obser- vasjonsmaterialet viser.

Farge: Vannets fargeverdier har i vesentlig grad sammenheng med partikkeltransporten, og variasjonsmønstret følger i stor grad variasjonene i turbiditet. Enkelte sidevassdrag som Våla, Tromsa og Mokså har noe sterkere farget vann enn hovedvassdraget. Sannsynligvis er tilførsler av humusstoffer årsak til dette.

Turb JTU
Farge mg Pt/l

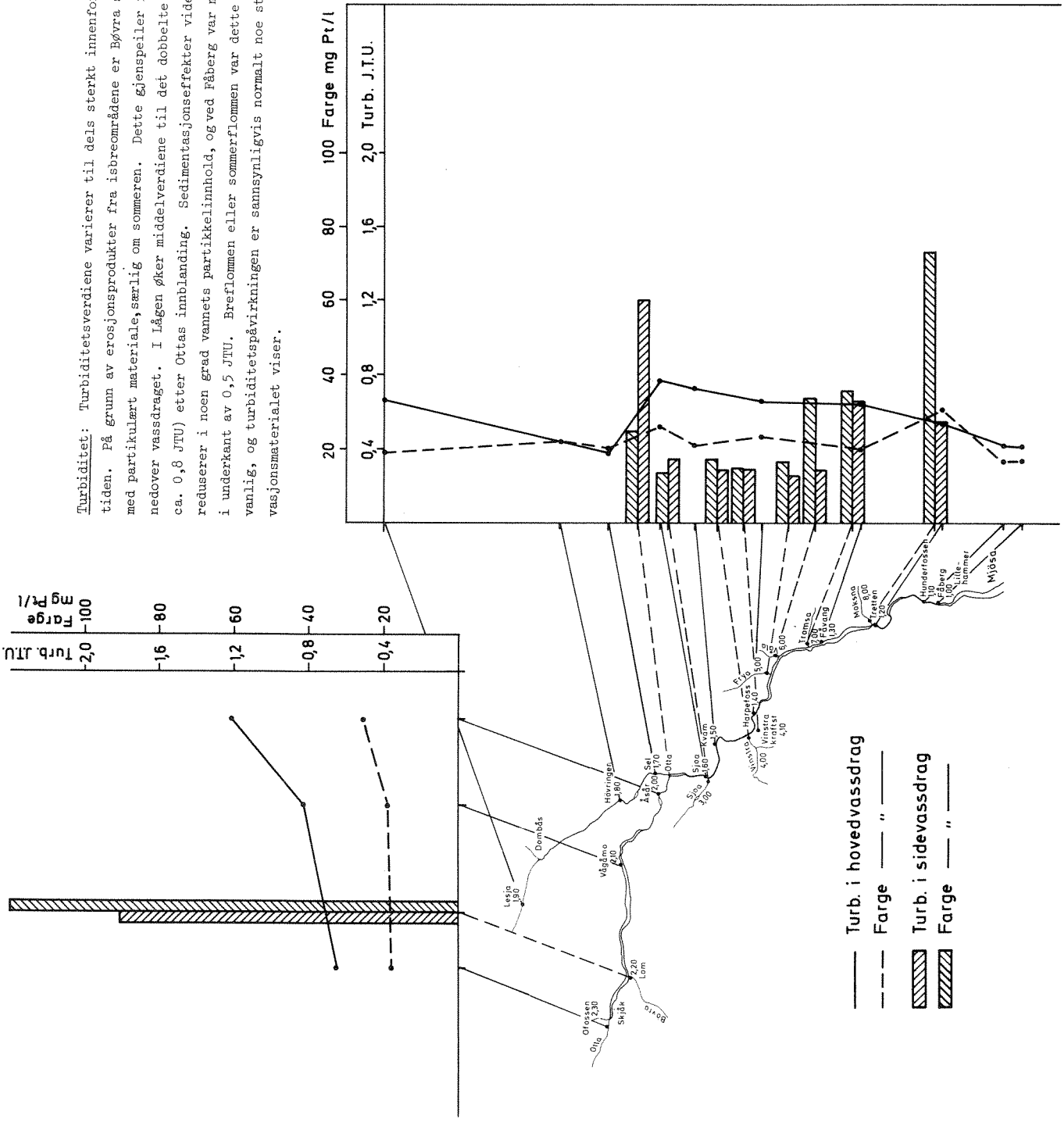


Fig.41 Lågen og Otta
Turbiditet i JTU og farge i mg Pt/l. Middelverdier

— Turb. i hovedvassdrag
- - - Farge " "
▨ Turb. i sidevassdrag
▧ Farge " "

Total fosfor: Bortsett fra i Bøvra hvor fosforholdig breslam gjør seg sjeldende om sommeren, er vannets fosforinnhold generelt sett høyere om vinteren enn om sommeren i hele vassdraget. Dette har sammenheng med vannføringsforholdene. De høyeste verdier gjelder hovedvassdraget mellom Dombås og Otta samt sidevassdragene Vinstra og Mokså. Fra Harpefoss til Tretten er det en svak økning i middelverdiene, mens de laveste verdier ble målt ved Fåberg - noe som kan ha sammenheng med sedimentasjons- og produktjonsforhold. (Dette gjelder også den relativt lave verdi ved Vågåmo.)

Orto-fosfat:

Vannets innhold av ortofosfater følger stort sett variasjonsmønstret for total fosfor. Det er grunn til å merke seg de relativt lave verdiene ved Vågåmo og nedstrøms Harpefoss. Det er begreingsforholdene og biologisk produksjon ved siden av sedimentasjon som er årsak til dette.

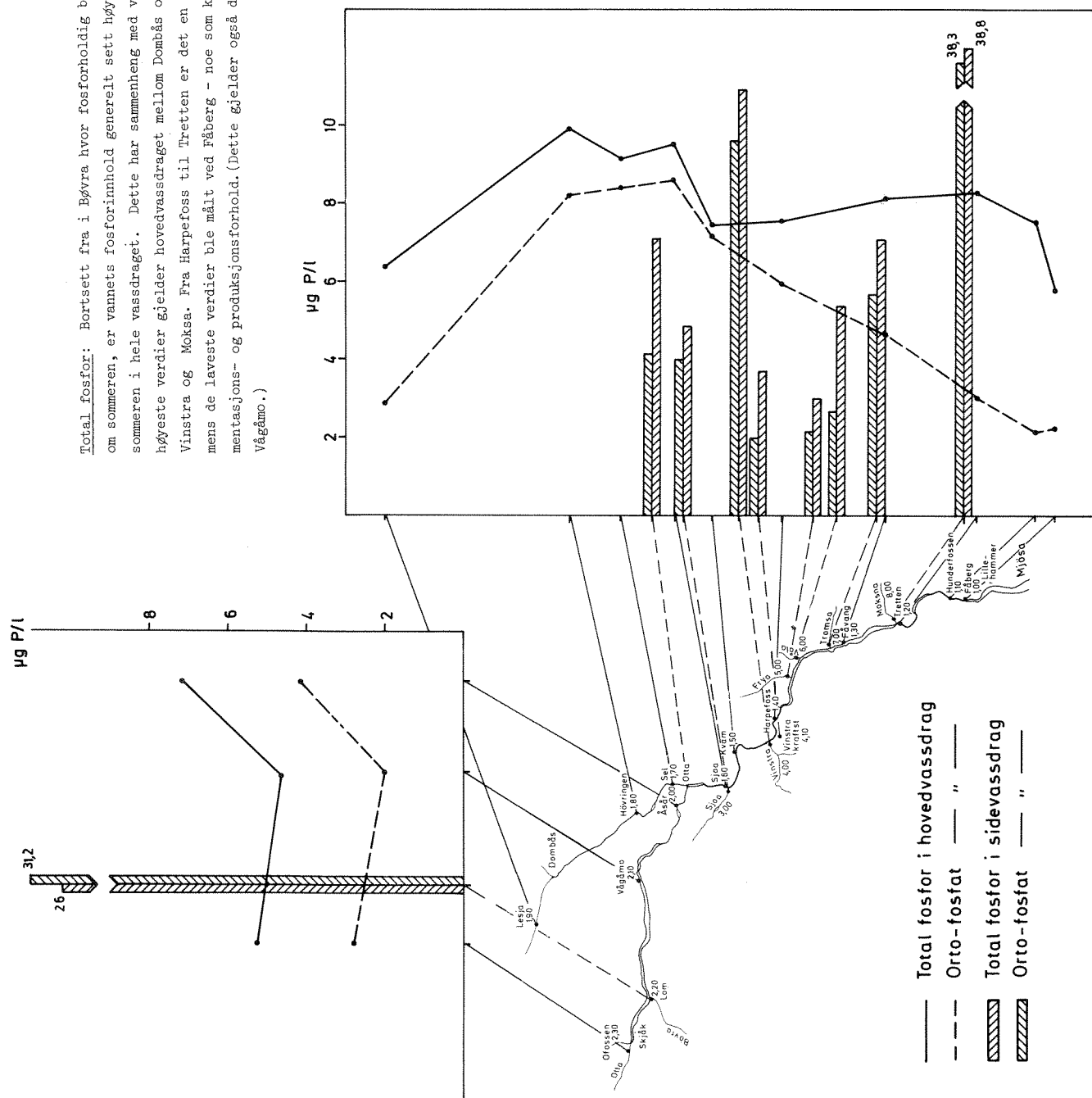
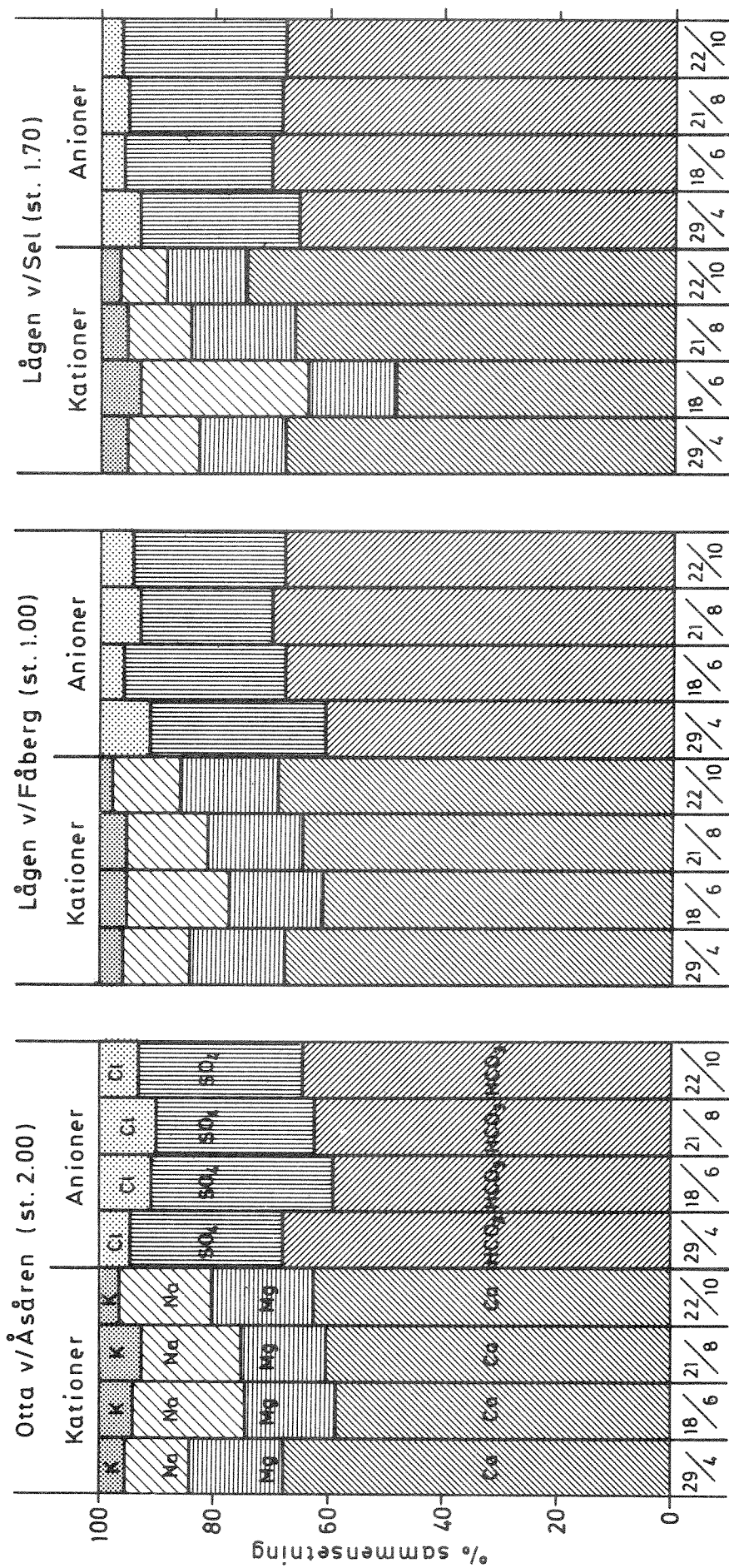


Fig.43 Lågen og Otta

Total fosfor og ortofosfat i µg P/l. Middelverdier

Fig.45 Lågen - Otta. % ionesammensetning



8.1.10 Mjøsa

I forbindelse med NIVA's Mjøsprosjekt (1971-1976) er det blitt foretatt relativt grundige undersøkelser av de fysiske-kjemiske forhold i Mjøsa. Resultatene er diskutert i årsrapporter (se litteraturliste). Tabell 19 viser de fysiske-kjemiske forhold i 1974 i overflate- (2 m) og dyp-lagene på 3 stasjoner i Mjøsa, nemlig utenfor Brøttum, utenfor (syd for) Gjøvik og utenfor Morskogen.

Undersøkelseresultatene har vist at de fysiske-kjemiske forhold i dyp-lagene er relativt konstante, og det er i løpet av observasjonsperioden vanskelig å finne noen konkret variasjon fra år til år. Det er også på den enkelte stasjon liten variasjon fra årstid til årstid i disse lag. I overflatelagene derimot, hvor det er et sterkt samspill mellom de fysiske-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. Forholdene kan kort oppsummeres slik:

1. Vannets temperatur er som regel noe lavere i de nordlige områder enn i de sydlige både sommer og vinter. Dette avspeiler Lågens rolle som avkjølende element. Om våren og forsommeren, særlig under lavvannsføringer, kan temperaturen i overflatelagene være noe høyere i nord enn i sør. Dette har sammenheng med dybdeforholdene (varmemagasinetes størrelse).
2. Overflatelagene kan om sommeren være sterkt overmettet med oksygen - noe som har sammenheng med planteplanktonets fotosynteseaktivitet. I dyplagene er det i enkelte områder, f.eks. i de nordlige områder og i Furnesfjorden, markert oksygendefisitt i stagnasjonsperiodene (vinter og sommer). I hovedbassenget er oksygenforholdene relativt konstante (80-90% metning).
3. Vannets pH varierer rundt pH 7,0 (nøytralt vann). På grunn av produksjonsforholdene om sommeren er pH betydelig høyere i overflatelagene på denne årstid, og det er blitt målt pH-verdier >9,0.

Tabell 19. Mjøsa. Fysisk-kjemiske analyseresultater 1974.

Utenfor Brøttum.

Dato	Dyp	°C	mg O ₂ /l	pH	Kond. µS/cm	Farge mg Pt/l	Turb. JTU	Tot P µg P/l	Orto-P µg P/l	Tot N µg N/l	Nitrat µg N/l	Tørr- stoff mg/l	Gløde- rest mg/l	Org. stoff mg/l
14/3	2	0,19	13,6	6,83	29,1	7	0,2	6	4	265	150	0,34	0,06	0,28
	80	3,52	10,1	6,83	33,3	15	0,8	11	6	305	220			
28/5	2	7,33	11,0	6,96	32,7	22	0,4	8	3	250	160	1,13	0,70	0,43
	60	4,63	10,5	6,92	33,2	19	0,5	8	2	260	190			
4/7	2	12,59	10,4	7,08	25,0	16	0,4	6	2	195	70	1,40	0,75	0,65
	70	4,06	10,3	6,86	33,9	14	0,2							
3/9	2	14,94	9,9	7,32	28,7	15	0,4	9	2	165	30	1,82	0,84	0,98
	70	5,12	9,5	6,70	36,2	15	0,2	10	5	330	250			
13/11	2	5,30	10,6	6,80	35,2	17	0,2	32	6	260	190	0,54	0,30	0,24
	80	5,02	10,7	6,83	35,3	19	0,3	13	5	220	180			

Utenfor Gjøvik:

Dato	Dyp	°C	mg O ₂ /l	pH	Kond. µS/cm	Farge mg Pt/l	Turb. JTU	Tot P µg P/l	Orto-P µg P/l	Tot N µg N/l	Nitrat µg N/l	Tørr- stoff mg/l	Gløde- rest mg/l	Org. stoff mg/l
28/3	2	1,99	12,3	7,04	38,3	11	0,2	8	5	435	290	0,26	0,14	0,12
	200	3,61	11,0	6,90	38,4	11	0,2	8	5	410	290			
28/5	2	5,60	10,1	7,00	39,0	16	0,2	10	4	410	310	0,63	0,16	0,47
	100	4,18	11,0	6,93	38,9	14	0,2	9	6	415	330			
4/7	2	13,24	10,5	7,10	32,2	19	0,4	5	2	260	120	1,55	0,70	0,75
	30	7,11	10,9	7,02	35,7	18	0,3	5	2	365	200			
11/9	2	13,40	9,6	7,07	34,8	21	0,4	16	3	315	130	1,38	0,46	0,92
	200	3,80	10,8	6,84	38,2	13	0,2	7	3	425	360			
13/11	2	6,40	11,1	6,97	38,0	19	0,2	7	2	280	260	0,48	0,28	0,20
	200	3,95	11,2	6,97	38,0	14	0,2	7	5	300	270			

Utenfor Morskogen:

Dato	Dyp	°C	mg O ₂ /l	pH	Kond. µS/cm	Farge mg Pt/l	Turb. JTU	Tot P µg P/l	Orto-P µg P/l	Tot N µg N/l	Nitrat µg N/l	Tørr- stoff mg/l	Gløde- rest mg/l	Org. stoff mg/l
20/3	2	1,59	12,6	6,99	38,9	12	0,2	7	4	450	320			
	200	3,41	11,2	6,97	38,7	12	0,2	7	4	485	320			
29/5	2	6,45	11,3	7,12	36,0	24	0,3	10	3	495	260	1,20	0,35	0,85
	200	3,61	11,6	7,06	36,5	16	0,2							
3/7	2	13,69	10,2	7,24	37,0	18	0,3	8	2	340	190	1,15	0,35	0,80
	200	3,83		7,09	37,5	14	0,2							
2/9	2	14,59	10,0	7,09	35,1	14	0,3	8	2	285	190	0,96	0,30	0,66
	200	3,70	11,4	7,00	37,2	12	0,2	6	2	365	250			
20/11	2	5,31	11,1	6,92	38,8	16	0,2	7	5	340	280	0,44	0,20	0,24
	200	4,47	11,3	7,01	38,8	14	0,2	8	3	385	290			

4. Konduktiviteten som avspeiler vannets innhold av oppløste salter, er betydelig lavere i de nordlige områder enn i de sydlige. Dette har i første rekke sammenheng med tilførsel av elektrolyttrikt vann fra Mjøsas nærområder, hvor berggrunnen i vesentlig grad består av kambro-siluriske bergarter som er relativt lett løselige i vann. Om sommeren og vinteren er overflatevannet ofte betydelig saltfattigere enn dyp-lagene - noe som har sammenheng med Lågens gjennomstrømningseffekt.
5. Vannets innhold av næringssalter - fosfor og nitrogenforbindelser - er etter norske forhold høye for denne type innsjøer, men med betydelige årstidsvariasjoner. Om sommeren blir konsentrasjonene av ortofosfater og nitrater betydelig redusert på grunn av planteplanktonproduksjonen. I og med at konsentrasjonen av slike komponenter er relativt lave i Lågen, særlig under flomsituasjoner, er fortynnings-effekten denne elva representerer, klart markert. Næringssaltkonsentrasjonen i Mjøsas overflatelag er nemlig betydelig lavere ved store vannføringer i Lågen enn ellers.
6. Farge- og turbiditetsverdiene i overflatelagene er normalt høyest om våren og sommeren. Dette har sammenheng både med stor tilførsel av partikulært materiale fra nedbørfeltet samt stor planteplanktonproduksjon på denne årstid. I dyplagene er farge- og turbiditetsverdiene relativt stabile.
7. Overflatelagene har om sommeren et høyt innhold av organisk materiale. Dette skyldes først og fremst planteplanktonproduksjonen, men tilførsler fra nedbørfeltet spiller selvfølgelig også en viss rolle.

8.1.11 Vorma - Glåma

Vormas nedbørfelt er på 363 km². Av dette er 63,6 km² eller 17,5% dyrket mark, 280 km² eller 77% er skog og resten (5,5%) er vann, bebygd areal og uproduktive områder. I nedbørfeltet bor det 5.330 personer, og det er betydelig industri, hvorav treforedlingsindustrien spiller en dominerende rolle (tabell 20). Forholdene langs og i Glåma går i noen grad frem av NIVA-rapport O-138/70. Glåma i Hedmark. NIVA. Blindern, november 1973.

Tabell 20. Utslipp av næringssalter og organisk stoff i Vorma og dens tilløpselver (kg/døgn).

Aktivitet	Tot. fosfor	Tot. nitrogen	Org. materiale BOF ₇ /døgn
Kommunalt avløpsvann	13,3	64	401
Industrielt avløpsvann	4,63	-	16095
Sum	17,93	64	16496

I tillegg til disse utslipp kommer avrenning fra jord- og skogbruk samt overflateavrenning og diffuse utslipp.

I forbindelse med Mjøsundersøkelsen er det foretatt visse undersøkelser i Vorma og Glåma (nedstrøms samløp). Det er i den anledning bl.a. samlet inn prøver fra følgende steder:

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

Undersøkelsen er beskrevet og kommentert i NIVA-rapport 0-91/69. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 5 1974. Blindern, mars 1975.

Kort kommentar til de kjemiske analyser

Vannets pH i Vorma er normalt ca. 7,0, men varierer etter samme mønster som pH-verdiene i Mjøsas overflatelag. Konduktiviteten var relativt stabil (innsjøeffekt) og lå på 35 - 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Vannets innhold av næringssalter og organisk stoff (aritmetiske middelerverdier) går frem av tabell 21.

Tabell 21. Vormasystemet. Aritmetiske middelveidier for nærings-salter og organisk stoff (tørrstoff - gløderest) og kjemisk oksygenforbruk (KOF) 1974.

Stasjon	µg/l				KOF mg O/l	Org. stoff (partikulært) mg/l
	Tot.P	PO ₄	Tot.N	NO ₃		
Vorma v/Minnesund	9	2	389	269	5,25	0,66
Andelva	27	13	437	129	65,49	4,56
Vorma v/Svanfoss	10	4	379	258	13,37	0,77
Glåma v/Fundifoss	10	5	275	98	13,06	0,84
Glåma v/Bingsfoss	10	4	330	198	10,06	1,07

Som det går frem av tabellen, er det først og fremst Andelva som merker seg ut med høye konsentrasjonsverdier både hva organisk stoff og nærings-salter angår. Ellers kan bemerkes at det er stor variasjon i vannets innhold av disse komponenter over året. Dette har sammenheng både med variasjon i utslippsmengder og sesongvariasjoner i den biologiske aktivitet.

8.2 Biologiske forhold

8.2.1 Undersøkelser av alger og andre begroingsorganismer i Lågen- og Ottavassdraget høsten 1974 og våren 1975

I forbindelse med innsamling av materiale i Lågen og Otta ble det høsten 1974 samlet inn kvalitative prøver og gjort observasjoner av begroingen i Lågen og Otta ved tre ulike tidspunkt. Dette var 25.-28. september, 9. oktober og 31. oktober - 1. november. Materialet ble ved de tre tidsperioder samlet inn fra ulike lokaliteter. Ellers ble det gjort rent visuelle observasjoner uten prøveinnsamling som kontroll, f.eks. når det var viktig å notere dominerende arter.

Nedenfor er alle observasjonene som ble gjort i disse tidsperioder, referert til som begroingen om høsten, uten nærmere spesifisering av tidspunkt.

Det ble videre gjennomført et biologisk feltarbeid 10.-11. april 1975 til en rekke av de samme lokalitetene som ble undersøkt høsten 1974. Disse observasjonene blir nedenfor referert til som begroinger om våren. En samlet oversikt over de viktigste artene som ble funnet i de innsamlede prøvene fra høsten 1974 og våren 1975, er gitt i tabell 22.

8.2.1.1 Begroingen på de enkelte prøvetakingsstasjoner

St. 4. Ostri før samløp med Tundra.

Om høsten var det her spredt begroing på steiner, vesenlig av grønnalger, men det var også noe mose. Grønnalgene var hovedsakelig *Mougeotia* sp, *Zygnema* sp. og *Microspora amoena*. Mosebegroingen besto av to arter: *Aphalozia fluitans* og *Scapnia undulata*. Ingen observasjoner ble gjort på denne lokaliteten om våren da elven var helt islagt.

st. 5. Otta ved Nordberg.

Begroingen besto om høsten vesentlig av mosen *Hygrohypnum alpinum*, som dekket de fleste steinene på denne lokaliteten. Innimellom mosen var det noe grønnalger, for det meste *Horridium rivulare*, men også enkelte eksemplarer av *Microspora amoena*, *Mougeotia* sp. og *Zygnema* sp. Begroingssamfunnet var mye det samme om våren.

St. 6. Otta oppstrøms Bismo.

Større moseforekomster ble registrert på denne lokaliteten. *Hygrohypnum alpinum* dominerte, men litt *Hygrohypnum polare* og *Rhacomitrium aciculare* ble også funnet. Ingen observasjoner ble gjort på denne lokaliteten om våren.

St. 7. Skjøli før samløp med Otta.

Begroingen på denne lokalitet var helt dominert av mosen *Hygrohypnum polare* om høsten. Ingen observasjoner ble gjort om våren.

St. 8. Otta nedstrøms Bismo.

Høstobservasjoner mangler på denne stasjon, men om våren var det grønnalger, vesentlig *Microspora amoena* og *Oedogonium* sp. som sammen med mosen

Fontinalis antipyretica, dominerte begroingen på denne lokaliteten. Det var spredte forekomster av algen *Hydrurus foetidus* innimellom grønnalgene og mosen.

St. 8 A. Aura ved bru, Solsidevegen.

Mosebegroingen dominerte på denne lokaliteten både høst og vår, og den viktigste arten var *Fontinalis dalecarlica* og *Hygrohypnum ochraceum*. Det var betydelig algebegroing av grønnalger som *Microspora amoena*, *Hormidium rivulare* og *Spirogyra* sp. Om våren ble det funnet spredte forekomster av algen *Hydrurus foetidus*.

St. 8 B. Otta ved Anstad bru, Skjåk.

Om høsten var begroingen på denne lokaliteten dominert av mosen *Fontinalis dalecarlica*, men med rikelig vekst av grønnalger, som *Microspora amoena*, *Oedogonium* sp. og *Hormidium rivulare*.

Om våren var det som om høsten, dominans av mose inne ved breddene, med en del grønnalger. I de mer strømsterke områdene i elvas midtre partier var steiner og annet substrat helt dekket av algen *Hydrurus foetidus*, som dannet et sleipt gulbrunt belegg på steinene i de mest strømsterke områdene. Der strømstyrken var noe mindre, dannet denne algen noe lengre bevoksninger på steinene.

St. 8 C. Bøvra ved Lom camping.

Stedvise matter av mosen *Hygrohypnum ochraceum* ble observert på denne lokaliteten om høsten. Ellers var det ingen vesentlig synlig begroing. På grunn av isforholdene ble det ikke foretatt undersøkelser om våren.

St. 9. Otta ved bru Vågåmo, sørsiden.

Høstbegroingen var dominert av tette matter med mosen *Fontinalis antipyretica*, overgrodd med grønnalger som for det meste besto av *Oedogonium* sp., men også noe *Spirogyra* sp. Det var tildels betydelige bestander av grønnalgen *Ulothrix zonata*. Av høyere vegetasjon var vanlig tusenblad, *Myriophyllum alterniflorum* og vasshår, *Callitriche* sp. representert i en del bestander.

Om våren var begroingen på lokaliteten til dels den samme som om høsten, men i tillegg var det overalt tett begroing av algen *Hydrurus foetidus*. Spesielt flomsonen som var tørrlagt ved undersøkelsestidspunktene, hadde flekkvis tørkede rester av diatomeen *Didymosphaenia geminata*, og dessuten betydelig belegg av breslam. Mosen var om våren begrodd med rødalgen *Chantranisia* sp., som ga mosen en rustbrun farge.

St. 10. Otta nedstrøms Vågåmo, ca. 3 km.

Om høsten var det moderat begroing på lokaliteten, hovedsakelig bestående av mosene *Schistidium agassizii* og *Hygrohypnum ochraceum*, men med en del forekomst av diatomeen *Didymosphaenia geminata*. Grønnalgen *Oedogonium* sp. forekom spredt utover steinene, sammen med *Zygnema* sp. Enkelteksemplarer av blågrønnalgen *Schizothrix* sp. ble funnet. Ved undersøkelsene om våren var det i de strømmende partiene betydelige bestander av algen *Hydrurus foetidus*. Ellers var det store mengder av diatomeen *Ceratoneis arcus* som påvekst på mosen. Dette ga mosen et brunlig belegg.

Grønnalgen *Microspora amoena* ble funnet flekkvis på denne lokaliteten om våren. Betydelig breslam var avleiret i flomsonen.

St. 11. Otta ved bru, Lalm.

Lokaliteten hadde betydelige bestander av vanlig elvemose *Fontinalis antipyretica*. Om høsten ble det også funnet mindre bestander av mosene *Cephalozia fluitans* og *Jungermania cordifolia*. Om høsten var det en del begroing av grønnalgen *Oedogonium* sp.

Ved observasjoner på denne lokaliteten om våren var det betydelige bestander av algen *Hydrurus foetidus*. Det ble observert avsetninger av breslam på steiner og bunnen forøvrig. Også i flomsonen var det mye breslam.

St. 12. Otta nedstrøms Eidefoss, ca. 2 km.

Her var det spredte bestander av mosene *Schistidium agassizii* og *Fontinalis antipyretica*. Om høsten ble det funnet flekkvise forekomster av diatomeen *Didymosphaenia geminata*. Grønnalgen *Oedogonium* sp. vokste innimellom. Ved observasjoner om våren var det algen *Hydrurus foetidus* som hadde flekkvis forekomst.

Det var beskjeden begroing totalt på denne lokaliteten. Elvebunnen og flomsonen var tildekket av mer breslam enn på foregående stasjon.

St. 13. Otta ved bru, Åsår.

Denne lokaliteten ble bare undersøkt om høsten, og det ble da observert begroing av mosen *Schistidium agassizii* som eneste forekomst.

St. 14. Otta ved bru, Otta sentrum.

Her var det spredte bestander av mosen *Schistidium agassizii*. Om høsten var det spredte forekomster av diatomeen *Didymosphaenia geminata* utover steinene. Enkelte eksemplarer av blågrønnalgen *Tolypothrix* sp. vokste på enkelte steder. Om våren ble algen *Hydrurus foetidus* funnet på de mest strømmende partier av elva.

I de stilleflytende områdene ble det ikke registrert noen begroing av betydning utenom den foran nevnte mosen, men her var bunnen dekket av breslam. Også flomsonen virket mer steril her enn høyere opp i elva med hensyn til begroingen.

St. 14 A. Lågen ved Hauge, Lesja.

Begroingen på denne lokaliteten var dominert av mosen *Hydrohypnum ochraceum* i tette bestander, med noe grønnalger av typen *Microspora amoena* innimellom. Om våren ble det funnet enkelte eksemplarer av algen *Hydrurus foetidus*. Elva var her for det meste dekket av is da vårundersøkelsene foregikk.

St. 15. Lågen ved Bottheim.

Denne lokaliteten ble bare undersøkt om høsten, og da var det noe begroing av grønnalger, spesielt *Spirogyra* sp., *Mougeotia* sp. og enkelte tråder av *Microspora amoena*. Det forekom ellers spredte tuster av mosen *Hydrohypnum ochraceum*, og enkelte spredte eksemplarer av algen *Didymosphaenia geminata* innimellom.

St. 16. Lågen ved Dombås.

Her var det en del mose av arten *Hydrohypnum ochraceum* og moderat begroing av grønnalger innimellom, særlig *Spirogyra* sp., *Oedogonium* spp. og *Micro-*

spora amoena. En del diatomeer, blant dem *Tabellaria flocculosa* forekom epifyttisk på mosen.

Spredte forekomster av *Didymosphaenia geminata* kunne iaktas både vår og høst. Algen *Hydrurus foetidus* ble funnet som større tuster spredt ved vårundersøkelsen. Den dannet også et sleipt belegg på store deler av steinbunnen. Nedenfor et tilsig fra en søppelfyllplass på denne lokaliteten ble det funnet en del av grønnalgen *Ulothrix zonata* om høsten.

St. 17. Lågen nedstrøms Dovre.

Mosen *Hygrohypnum ochraceum* var mest fremtredende i begroingen på denne lokaliteten. Om høsten var det spesielt et betydelig innslag av grønnalger som *Ulothrix zonata*, *Spirogyra* sp. og *Mougeotia* sp. Ellers var det litt spredte forekomster av *Didymosphaenia geminata*.

Om våren var det et sleipt belegg av *Hydrurus foetidus* på de fleste bare steinene. Mosen hadde på dette tidspunkt betydelig påvekst av diatomeene *Ceratoneis arcus* og *Meridion circulare*. Det meste av denne delen av elva var dekket av is ved vårundersøkelsene.

St. 20. Lågen oppstrøms Otta sentrum.

Mosene dominerer begroingen på denne delen av elva. Viktigste arter er *Fontinalis antipyretica* og *Hygrohypnum ochraceum*.

Om høsten var det større bestander av grønnalger, spesielt *Microspora amoena*, men også noe *Ulothrix zonata*.

Om våren var det betydelige bestander av algen *Hydrurus foetidus*, mest som sleipt belegg på steinene. Noe grønnalger forekom, og ellers var det betydelig påvekst på mosene og *Hydrurus foetidus* av diatomeene *Meridion circulare*, *Ceratoneis arcus* og *Fragilaria* sp.

St. 21. Lågen nedstrøms Otta sentrum.

Dominerende begroing på denne lokaliteten er moser, og viktigste arter er *Fontinalis antipyretica* og *Hygrohypnum ochraceum*. Om høsten var det en del begroing av grønnalger, spesielt ble her *Ulothrix zonata* mer fremtredende. Her var det spredte forekomster av diatomeen *Didymosphaenia geminata*.

Ved vårundersøkelsene var det en del *Hydrurus foetidus*, og ellers påvekst av rødalgen *Chantransia* sp. og diatomeer på mosene. Det var mindre rester av breslam på denne lokaliteten enn i Otta, men det forekom en del organisk slam og partikler antakelig fra husholdningskloakk.

St. 21 B. Lågen ved Sjoa, Kolabru.

Mosen *Fontinalis antipyretica* var mest fremtredende på denne lokaliteten. Også en del spredt begroing av diatomeen *Didymosphaenia geminata*, og flekkvis noe grønnalger av *Spirogyra* sp. ble observert. Steiner var dekket av slamavsetninger. Om våren var det betydelig drift av algen *Hydrurus foetidus* og en del begroing av denne algen forekom på lokaliteten. Algen var mest utviklet i de hurtigstrømmende deler av elva.

St. 21 C. Sjoa før samløp med Lågen.

Det var lite begroing på denne lokaliteten, men en del *Didymosphaenia geminata* ble observert om høsten, og rester av denne forekom også om våren. Om våren forekom *Hydrurus foetidus* flekkvis og ellers beskjedent utvikling av grønnalgen *Spirogyra* sp. Det var på denne tid ingen slamavsetninger i Sjoa.

St. 22. Lågen ved Kvam.

Her var det noe elvemose, *Fontinalis antipyretica*, med en del begroing av grønnalgen *Ulothrix zonata*. Diatomeen *Didymosphaenia geminata* forekom spredt rundt på steiner og annet substrat. Dette var begroingsbildet på denne lokaliteten om høsten. Ved undersøkelsene om våren var bunnen på denne lokaliteten dekket med tette begroinger (masseforekomst) av algen *Hydrurus foetidus*, med diatomeen *Ceratoneis arcus* som påvekst. De største forekomstene av *Hydrurus foetidus* i Lågen våren 1975 ble registrert på denne lokaliteten.

St. 23. Lågen oppstrøms Vinstra.

Det ble observert en beskjedent mosebegroing av *Fontinalis antipyretica* og *Schistidium agassizii*. Om høsten var det en del begroing av diatomeen *Didymosphaenia geminata*, med enkelte tuster av blågrønnalgen *Tolypothrix*

sp. innimellom. Om våren forekom store bestander av algen *Hydrurus foetidus*. Mye is i området gjorde det vanskelig å få et godt bilde av begroingstilstanden om våren.

St. 24. Lågen ved Vinstra kraftverk.

En del begroing av grønnalgen *Ulothrix zonata* forekom på kraftverksdemningen om høsten. Om våren var det betydelige mengder av algen *Hydrurus foetidus*. Stor drift av denne algen ble observert i vannmassene på denne lokaliteten.

St. 25. Lågen nedstrøms Harpefoss.

Denne lokaliteten ble bare undersøkt om høsten, da det var en del begroing av grønnalgen *Ulothrix zonata* og diatomeen *Didymosphaenia geminata*. Enkelte spredte samfunn av mosen *Fontinalis antipyretica* forekom innimellom. Det var forholdsvis beskjeden begroing totalt sett. Det vises forøvrig til observasjonene under eksperimentelle betingelser utført i tidsrommet juli-november 1974 (se avsnitt 8,4).

St. 26. Lågen ved Ringebu.

Lokaliteten ble undersøkt bare om høsten. Det var sparsom forekomst av mosen *Fontinalis antipyretica* med begroing av grønnalgen *Draparnaldia glomerata* delvis på mosen.

Andre grønnalger som *Mougeotia* sp., *Oedogonium* sp., *Spirogyra* sp. og *Ulothrix zonata* forekom spredt utover bunnssubstratet. *Ulothrix zonata* var i noe større forekomst enn de andre.

Diatomeen *Didymosphaenia geminata* var utbredt på lokaliteten. Den mosen som fantes på lokaliteten, hadde tette bestander av diatomeer som påvekst, særlig *Tabellaria flocculosa* og *Fragilaria* sp.

St. 27 A. Lågen ved bru, Fåvang.

Denne lokaliteten ble bare undersøkt om våren. Det var da forholdsvis beskjeden begroing, vesentlig av algen *Hydrurus foetidus*, med noe spredt begroing av mosen *Fontinalis antipyretica*. Noe diatomeer, vesentlig av *Ceratoneis arcus* forekom som påvekst på mosen og *Hydrurus foetidus*. Flekkvis var det litt grønnalger av arten *Microspora amoena*.

St. 28. Vestbredden av Lågen ved Tretten.

Algene dominerer begroingen på denne lokaliteten. Om høsten var diatomeen *Didymosphaenia geminata* dominerende med store, tette forekomster som dekket det meste av bunnssubstratet.

Om våren var det algen *Hydrurus foetidus* som dominerte, men det var til dels store bestander av *Didymosphaenia geminata* også på denne tiden. Av grønnalgene ble *Microspora amoena* funnet flekkvis høst og vår, mens *Spirogyra* sp., *Mougeotia* sp. og *Oedogonium* sp. bare ble funnet spredt innimellom den andre begroingen om høsten. På denne tiden ble det også funnet noe *Ulothrix zonata*.

Av mose ble det bare funnet enkelte flekker av *Schistidium agassizii* og *Fontinalis antipyretica*. Om våren var det betydelig påvekst av diatomeer på mosene, men også på *Hydrurus foetidus* og *Didymosphaenia geminata*.

Stasjon 28 A. Østbredden av Lågen ved Tretten.

I motsetning til vestbredden av Lågen ved Tretten, var østbredden dominert av mosebegroing. Viktigste arter var *Hygrohypnum ochraceum* og *Fontinalis antipyretica* med litt *Schistidium agassizii*.

Om våren var det betydelige bestander av algen *Hydrurus foetidus*, men markert mindre enn på vestbredden. Flekkvise forekomster av diatomeen *Didymosphaenia geminata* ble registrert.

St. 29. Lågen ved Øyer.

Denne lokaliteten ble bare undersøkt om høsten. Begroingen var dominert av diatomeen *Didymosphaenia geminata*. Forøvrig besto begroingen av en del elvemose, *Fontinalis antipyretica*, med grønnalger jevnt fordelt innimellom. Viktigste grønnalgearter var *Draparnaldia glomerata*, *Oedogonium* sp. og *Ulothrix zonata*. Også *Tetraspora* sp. og *Hormidium rivulare* var vanlig.

St. 30. Lågen nedstrøms Øyer.

Lokaliteten ble bare undersøkt om høsten. Det var en del begroing av diatomeen *Didymosphaenia geminata* og grønnalgene *Draparnaldia glomerata*, *Zygnema* sp. og *Oedogonium* sp. Ellers var det mye diatomeer som påvekst på de andre algene.

St. 33. Lågen ved Fåberg.

Om høsten var denne lokaliteten helt dominert av store bestander av diatomeen *Didymosphaenia geminata*, med endel begroing av grønnalgene *Oedogonium* sp., *Microspora amoena*, *Mougeotia* sp. og *Ulothrix zonata*. Litt mose av artene *Hygrohypnum dilatatum* og *Fontinalis antipyretica* ble også registrert. Det var også en ikke uvesentlig begroing av vannplantene *Callitriche* sp. (vasshår) og *Myriophyllum alterniflorum* (tusenblad).

Om våren var det betydelige bestander av algen *Hydrurus foetidus* for det meste som sleipt belegg på stenene. Ellers var det stor påvekst av diatomeer som *Ceratoneis arcus* og *Tabellaria flocculosa* på de andre vekstorganismene.

St. 35. Gausa før samløp med Lågen.

Lokaliteten ble bare undersøkt om høsten fordi den var dekket av et sammenhengende isdekke ved vårundersøkelsene.

Betydelig begroing av grønnalgen *Ulothrix zonata* og mosen *Hygrohypnum ochraceum*. Sporadisk var det enkelte forekomster av diatomeen *Didymosphaenia geminata*.

8.2.1.2 Diskusjon

Fordi mosene er flerårige planter, vil mengdene og sammensetningen av disse på de ulike lokalitetene være forholdsvis stabile fra år til år og til ulike årstider.

Den begroingen som derfor viser de største variasjonene i sammensetning og mengde, er algene. Det som var mest karakteristisk for begroingen i Lågen og Otta ved disse undersøkelsene, var den sterke dominansen av algen *Hydrurus foetidus* som ble registrert på de fleste stasjonene om våren, og den tilsvarende sterke dominans av diatomeen (kiselalgen) *Didymosphaenia geminata* om høsten hovedsakelig på de samme stasjonene. *Hydrurus foetidus* ble ikke registrert i nevneverdig betydning på noen stasjoner om høsten, mens noe begroing av *Didymosphaenia geminata* ble registrert på enkelte stasjoner om våren.

For å få et begrep om dekningsgraden av disse to viktige begroingskomponentene på de ulike stasjonene, ble denne vurdert ved befaringene ut fra følgende skala:

- 0 - Ingen algebegroing synlig.
- 1 - Enkelte algekolonier eller algetråder synlig.
- 2 - Algetråder og algekolonier lett observerbare, men substratet for det meste uten algebegroing.
- 3 - Påtagelig algebegroing. Inntil halvparten av substratet bevokst.
- 4 - Kraftig algebegroing, mer enn halvparten av substratet bevokst.
- 5 - Massebegroing av alger. Alt substrat helt bevokst.

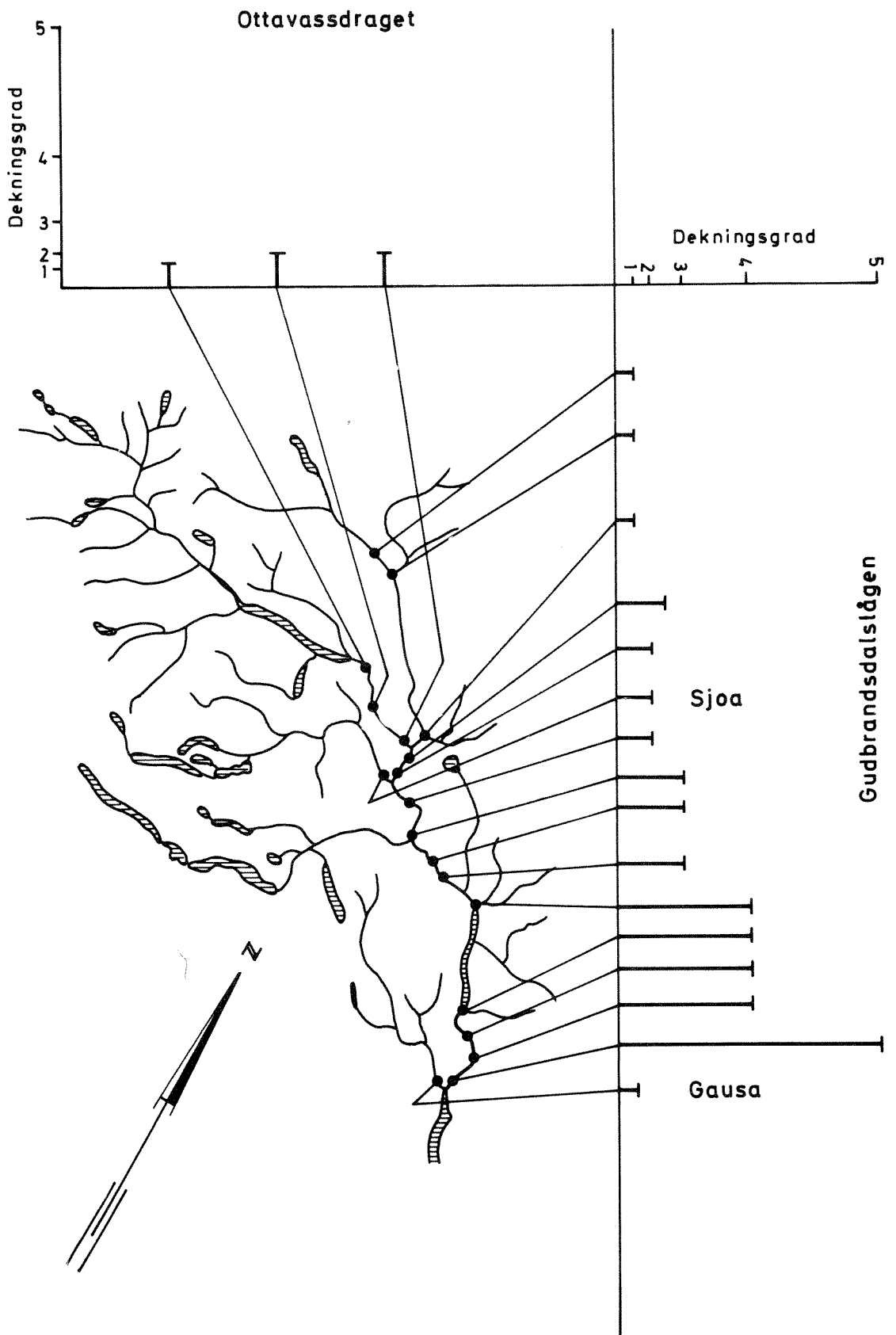
Resultatene er gitt i fig. 46 for *Didymosphaenia geminata* og i fig. 47 for *Hydrurus foetidus*.

Av fig. 46 fremgår det at diatomeen *Didymosphaenia geminata* utgjorde en forholdsvis beskjedne andel av den samlede begroing i de øvre deler av Otta og Lågen, men at den ble mer og mer dominerende nedover i Lågen, til den på strekningen Tretten - Fåberg helt dominerte begroingen med masseforekomster.

Fig. 47 viser at *Hydrurus foetidus* hadde en noe annen utvikling nedover i vassdraget enn *Didymosphaenia geminata*. Store mengder av denne algen ble funnet i Otta ved Skjåk og ved Vågåmo. Nedover i Otta avtar imidlertid mengdene suksessivt. I øvre del av Lågen ovenfor Otta er det også en jevn økning av mengdene av denne algen. På strekningen mellom Otta og Sjoa var det beskjedne begroing, men fra Kvam og nedover var det sterk begroing på de fleste stasjoner med svake stryk og hurtigere strøm (stasjonen ved Fåvang representerer en stilleflytende del av Lågen).

Det synes å være flere faktorer som i første omgang innvirker på mengdene av *Hydrurus*-begroingen. Viktig er strømforholdene og slamtransport - slamavsetning i elva. I tillegg virker forurensningstilførsel i form av kommunale avløp og jordbruksavrenning gunstig på denne algens masseutvikling på samme måte som for masseutvikling av en rekke andre algearter (Skulberg 1974).

Fig.46 Dekningsgraden av *Didymosphaenia geminata* sept.-okt. 1974



De største utviklingene av *Hydrurus foetidus* var tydelig begunstiget av hurtigstrømmende vann (unntatt kraftige stryk). Ofte var også de største utviklingene på stasjoner ved eller like nedstrøms tettsteder. Som det fremgår av fig. 47, må breslamavsetningen på substratet virke svært hemmende på begroingen av *Hydrurus foetidus*. Den største breslamavsetning i elva finner en i Otta fra Vågåmo til Otta, og i Lågen fra Otta til Sjoa. Nettopp på disse strekninger av elva er begroingen liten, eller avtar sterkt. Det er derfor naturlig å tenke seg at den nedslammingseffekten og slipeeffekten som breslammet fører til på begroingsvekstene, gir seg spesielt sterkt utslag på en så forholdsvis lite robust alge som *Hydrurus foetidus* tilsynelatende er.

Av andre algekomponenter som har betydning i begroingen, er grønnalgene de viktigste. På enkelte stasjoner kan de få en kraftig utvikling, men på de fleste stasjonene i Lågen og Otta utgjorde disse stort sett en flekkvis begroing innimellom mosebegroing og begroing av *Hydrurus foetidus* og *Didymosphaenia geminata*. Grønnalgen *Ulothrix zonata* får gjerne en noe mer dominerende plass i begroingen ved økt forurensning, f.eks. i forbindelse med utslipp ved tettsteder. I Lågen ble denne algen funnet om høsten på de fleste stasjonene, i Otta bare ved Vågåmo, men da både høst og vår.

Av mosene var *Fontinalis antipyretica* og *Hygrohypnum ochraceum* de vanligste, og der disse opptrådte sammen, ble *Fontinalis* funnet på de dypere partiene i elva og *Hygrohypnum* på de grunnere partiene og i flomsonen. Dette henger sammen med at *Fontinalis antipyretica* er en typisk vannmose, mens *Hygrohypnum ochraceum* til dels også forekommer på fuktige steder som bare av og til oversvømmes av vann.

Generelt vil begroingsvegetasjonen, og kanskje spesielt algebegroingen, i Lågen og Otta sannsynligvis øke når sommervannføringen avtar. Lavere vannføring vil føre til roligere strømforhold de fleste steder i elva. Dette fører til mindre bevegelse på substratet (rullestein, grus o.l.), noe som gjør det lettere for vegetasjonen å sette seg fast. Mindre vannføring fører videre til en økt konsentrasjon av næringsalter i vannmassene og antagelig en mindre partikkeltransport som igjen fører

til mindre nedslamming av bunnsubstratet og en minket slipeeffekt. Dette er alt faktorer som begunstiger økt begroing.

Begroingen har idag en sammensetning av plantetyper som domineres av lite kravfulle planter, og som gjør at vassdragene som helhet må karakteriseres som forholdsvis næringsfattige (lokalt kan næringsinnholdet være betydelig, noe som gir seg utslag på vegetasjonen i slike områder).

En minking av vannføringen vil føre til en økt konsentrasjon av nærings-salter i vannmassene; noe som vil begunstige mer næringskrevende planter. Dette vil etter all sannsynlighet føre til en økt dominans av algebegroing, spesielt grønnalgeformer. Mikroalger (kiselalger) som påvekst på annen vegetasjon, spesielt mosene, vil øke og hemme veksten av disse, slik at de etterhvert forsvinner til fordel for algene. Det vil med andre ord bli en økt eutrofieringsvirkning i vassdragene, spesielt på de strekninger hvor vannføringen blir sterkest nedsatt.

8.2.2 Undersøkelser av høyere vegetasjon i Lågen- og Ottavassdraget

8.2.2.1 Innledning

Feltarbeidet ble utført i tidsrommet 7.-15. august 1974. På grunn av begrenset tid, måtte stasjoene legges til lett tilgjengelige lokaliteter. Der det var nødvendig med båt, ble også dette begrensende for stasjonsvalget. Det ble likevel forsøkt å finne frem til varierte lokaliteter med hensyn til faktorer som strøm- og bunnforhold for å få best mulig oversikt over vegetasjonstypene. Materialet er innsamlet dels for hånd og dels ved hjelp av en spesiell rive som var laget til dette formål.

Stasjonene er nummerert fortløpende fra utløpet og oppover dalen mot Lesjaskogsvatnet. L = Lågen, V = Vinstra, S = Sjoa og O = Otta. Foruten navn på lokalitetene, er også de geografiske koordinantene ført opp.

I artslisten er følgende skala benyttet for å beskrive mengdeforholdet som subjektivt ble bestemt for hver lokalitet:

+ Spredte eksemplarer.

1 Danner mindre bestander.

2 Vokser regelmessig i større bestander.

3 Forekommer i store bestander (dominerende).

Nomenklaturen for karplanter følger Lid (1963), for moser Nyholm (1954-1969), for levermoser Arnell (1956) og for kransalger Hasslow (1931).

8.2.2.2 Stasjonsbeskrivelser.

Stasjon L 1 Trossetvollen. NN 768 775.

Det var relativt stilleflytende, men strømhastigheten så ut til å være noe variabel. Bunnssubstratet bestod hovedsakelig av rullesteingrus og grov grus, men inne i bukter og bakevjer var det mer finkornete minerogene sedimenter.

Det var forholdsvis lite vegetasjon på denne stasjonen. Helofyttene manglet nesten totalt, men inne i buktene var det stedvis større bestander med dominans av *Ranunculus reptans* og *Subularia aquatica*. Den submerse vegetasjonen vokste nokså spredt. Den mest vanlige arten var *Potamogeton perfoliatus* som forekom i mindre bestander på finkornet sediment.

Stasjon L 2 Hovemoen. NN 753 793.

Det var relativt sterk strøm på denne stasjonen, og bunnssubstratet bestod av stein og rullesteingrus. Langs vestre bredd vokste *Fontinalis antipyretica* forholdsvis rikelig, men ellers var det i hovedløpet ingen høyere vegetasjon. I en bukt mot Hovemoen med finkornet sediment, vokste det en sparsom kantvegetasjon av *Carex*-arter. Både isoetide- og elodeidevegetasjonen var også kvantitativt sett ubetydelig.

Stasjon L 3 Svartevju. NN 751 791.

Denne stasjonen er en bukt med stilleflytende vann som strekker seg oppover mot Jørstadmoen. Bunnssubstratet består av en løs, svartfarget gytje som luktet sterkt av H_2S .

Ved utløpet av bukten var det stedvis en frodig submers vegetasjon med *Potamogeton perfoliatus* *sparganium angustifolium* (steril) og *Callitriche*-arter. *Carex*-arter og *Equisetum fluviatile* dannet en smal kantvegetasjon. På grunne partier vokste *Subularia aquatica* rikelig, men bare etter ca. 50 m oppover i bukta var all submers vegetasjon borte. Enkelte steder vokste *S. aquatica* ned til 20-30 cm dybde, men forsvant helt etter en kort strekning. Lengre oppe bestod den synlige vegetasjonen bare av grønnalger.

Stasjon L 4 Fåberg bro. NN 753 822.

Det var relativt sterk strøm og steinete-grusete bunn på denne stasjonen. *Fontinalis antipyretica* vokste til dels i tette matter over større områder. På noe finere substrat var *Callitriche intermedia* og *Myriophyllum alterniflorum* mer dominerende. Hovedmassen av vegetasjon bestod likevel av grønnalger som her hadde en usedvanlig rik forekomst.

Stasjon L 5 Hunderfossen. NN 753 822.

Det var sterk strøm med storstein, delvis også fast fjell i elveløpet på denne stasjonen. Vegetasjonen var ekstremt fattig. Det var bare spredte forekomster av *Schistidium agassizii* og enkelte små tuer av en steril *Bryum*-art. Begroingen av grønnalger var sparsom i øvre del av stasjonen, men økte sterkt i vassdraget ned mot jernbanebrua.

Stasjon L 6 Odden. NN 746 944.

Elva går her stilleflytende. I elvekanten var det rullestein og grov grus, men på litt dypere vann var det mer findelt substrat. På grunn av det grove substratet var det ingen kantvegetasjon av helofytter, og isoetidene forekom også svært sparsomt. Det var elodeidene som dominerte på denne stasjonen. De kvantitativt mest dominerende artene var *Myriophyllum alterniflorum* og *Nitella opaca*. Spesielt *M. alterniflorum* så ut til å ha svært god konkurransevne på lokaliteter av denne typen. Det var en betydelig algebegroing, og vannet virket forurenset (dårlig sikt).

Stasjon L 7 Nedstrøms Tretten bro. NN 697 984.

Elvebunnen var storsteinete, og det var sterk strøm til stryk på denne stasjonen. Det vokste ingen karplanter i elveløpet, men på de grunneste partiene var det en tett mosevegetasjon. De dominerende artene var *Fontinalis antipyretica* og *Hygrohypnum ochraceum*.

Det var også en ganske sterk algebegroing, og flekkevis var mosene døde. Det er mulig de blir hemmet i veksten av alger og slampartikler som ofte dekket mosene helt. Det var også mye alger og slampartikler på steinene.

Stasjon L 8 Bådstø. NN 691 996.

Det var relativt stilleflytende ved den øverste delen av denne stasjonen, men strømstyrken økte mot utløpet av Losna. I elvekanten var det grov grus og rullestein, på østsiden delvis fast fjell. Vegetasjonen var dominert av elodeider med *Myriophyllum alterniflorum* og *Potamogeton alpinus* som dominerende arter. På de roligste partiene var stedvis *Isoetes echinospora* forholdsvis vanlig. Det var også på denne stasjonen rikelig forekomst av grønnalger.

Stasjon L 9 Sandvik. NP 689 021.

Elva går her stilleflytende (innsjøliknende). I stranden var det grov grus og rullestein, men med finere sedimenter på litt dypere vann. *Myricaria germanica* vokste spredt på sandbankene. Helofyttvegetasjonen var sparsom. I enkelte bukter vokste litt *Equisetum fluviatile* og *Carex acuta*. Isoetide-vegetasjonen var også fattig. Den mest vanlige arten var *Ranunculus reptans*. *Isoetes echinospora* vokste spredt ned til 3 m dyp. Av elodeidene var *M. alterniflorum* og *R. peltatus* de mest vanlige. Kvantitativt sett var det en sparsom vegetasjon på denne stasjonen. En av grunnene til dette kan være at det var svært nærdypt. Det var en del grønnalger også her, men mindre fremtredende enn på de foregående stasjonene.

Stasjon L 10 Øygarden. NP 681 022.

Stilleflytende (innsjø) med grus i elvekanten og fin sand på gruntvannsområdene, karakteriserer denne stasjonen. Det var en spredtvoksende helofyttvegetasjon med *Carex acuta* og *Equisetum fluviatile*. *Subularia*

aquatica var den dominerende arten ned til ca. 1 m dyp. Utenfor denne sonen var *Myriophyllum alterniflorum* den mest vanlige arten. Det ble funnet vegetasjon bare ned til 3 m dyp.

Begroingen av grønnalger var moderat.

Stasjon L 11 Krekkje. NP 674 064.

Både strømforhold og bunnssubstrat var her det samme som på foregående stasjon. Vegetasjonen var kvantitativt preget av *Myriophyllum alterniflorum*, og på de grunneste områdene av *Ranunculus reptans*. Innslaget av andre arter var heller sparsomt. Det var en sterk begroing av grønnalger.

Stasjon L 12 Spekhus. NP 653 097.

Stilleflytende og noe variert bunnssubstrat. I hovedløpet var det sandbanker med en sparsom vegetasjon inn mot strandområdet. I buktene og mellom holmene var det utstrakte gruntvannsområder med sandig-leirete bunnssubstrat. Her var store arealer dominert av helofytter med *Carex acuta* og *Equisetum fluviatile* som de kvantitativt viktigste artene. Den submerse vegetasjonen dekket også store arealer. De viktigste artene var *Potamogeton perfoliatus* og *Sparganium angustifolium*. En vanlig sonering var: *Carex acuta*, *Equisetum fluviatile*, *Potamogeton perfoliatus* og *Sparganium angustifolium*. Disse områdene har en stor produksjon av plantemateriale, og var også tilholdssted for mange svømmefugler. Begroingen av grønnalger var moderat i hovedløpet, men til dels sterk i buktene.

Stasjon L 13 Bro ved Fåvang stasjon. NP 623 136.

Ovenfor broen var det forholdsvis sterk strøm og steinbunn, men nedenfor utvider elveløpet seg og strømhastigheten avtar sterkt. Her var det sandbunn. Det var en svært sparsom vegetasjon på denne stasjonen med bare spredte eksemplarer av *E. fluviatile*, *M. alterniflorum*, *R. peltatus* og *Sparganium angustifolium*.

Det var en sterk algebegroing, og vannet virket svært forurenset.

Stasjon L 14 Elstad. NP 622 196.

Lågen er på denne stasjonen bred og stilleflytende. Det var sandbunn, men med store grusbanker ute i hovedløpet. Det var også grunt, ca. 50 cm de fleste stedene og nesten ingen vegetasjon. Ved vestre bredd var det finere sedimenter, og her var det et belte på ca. 5 m med en til dels tett elodeidevegetasjon. *Myriophyllum alterniflorum* var også her den kvantitativt viktigste arten, men det var også til dels rikelig innslag av *Nitella opaca*, *Potamogeton perfoliatus*, *Ranunculus peltatus* og *Sparganium angustifolium*. De andre artene vokste spredt. Begroingen av grønnalger var moderat.

Stasjon L 15 Ringebru bro. NP 608 214.

Både strøm- og bunnforhold var svært likt stasjon L 13, men det var mer vegetasjon. Spesielt var *Fontinalis antipyretica* dominerende på steinbunnen. På finere substrat dannet *Myriophyllum alterniflorum* mindre bestander, men de andre artene forekom bare i spredte eksemplarer. Det var svært sterk begroing av grønnalger. Mosene var helt dekket av alger og virket hemmet i veksten. Ved samløp med Våla var det ingen høyere vegetasjon

Stasjon L 16 Hundorp bro. NP 514 242.

Det var relativt stilleflytende og med fin sand som bunnssubstrat, men noe steinete på steder med større strømhastighet. Det var forholdsvis lite vegetasjon. Det var en spredt kantvegetasjon med *Agrostis stolonifera*, *Carex vesicaria* og *Equisetum fluviatile*. På fin sand vokste *Subularia aquatica* til dels rikelig sammen med *Ranunculus reptans* og *Scirpus acicularis*. Elodeide-vegetasjonen var sparsom. Algebegroingen var betydelig svakere enn på L 15.

Stasjon L 17 Odden bro. NP 482 262.

Det var relativt stilleflytende, men med strømhvirvler og et bunnssubstrat av grus og rullestein på L 17. Ovenfor broen var det store sandbanker med bevoksninger av *Myricaria germanica*.

I elveløpet var det en svært sparsom mosevegetasjon. Det ustabile substratet gir liten mulighet for høyere vegetasjon. Begroingen av grønnalger var også sparsom, unntatt i enkelte dammer med stillestående vann.

Stasjon V 18 Bro nær Rova. MP 382 285.

Det var stryk, og en elvebunn av storstein og fast fjell. Vannføringen var liten på observasjonsdagen. Vegetasjonen var fattig, og bestod av litt mose i stein- og bergsprekker. Grønnalgebegroingen var moderat.

Stasjon L 19 Teigøya. NP 388 361.

Det var sterk strømstryk, og rullestein og grus som bunnsstrat på denne stasjonen. Vegetasjonen var ekstremt fattig, og bestod av spredte moseforekomster. På grusøyrene vokste *Myricaria germanica*. Begroingen av grønnalger var sparsom.

Stasjon L 20 Kvam bro. NP 361 367.

Relativt sterk strøm og storsteinete elveløp karakteriserer denne stasjonen. Det var en sparsom mosevegetasjon og spredte eksemplarer av *Nitella opaca*. Begroingen av grønnalger var forholdsvis moderat.

Stasjon L 21 ca. 1 km ovenfor Kvam bro. NP 350 364.

I hovedløpet var det sterk strømstryk, steinete, og med en sparsom vegetasjon av *Fontinalis dalecarlica* og *Schistidium agassizii*. Et sideløp med mer moderat strømhastighet hadde til dels rikelig forekomst av *Hygrohypnum ochraceum*, og mer spredt en rekke andre mosearter. Karplantevegetasjonen var ubetydelig. I små kulper med stillestående vann var det ingen moser. Dette kan tyde på for svak oksygentilgang. På grusøyrene vokste *Myricaria germanica*. Begroingen av grønnalger var ubetydelig, og vannet virket mye renere enn på de foregående stasjonene.

Stasjon L 22 Haugali. NP 329 362.

Både strøm- og bunnforhold var som på foregående stasjon, og også her var det bare en sparsom mosevegetasjon i hovedløpet. I en bakevje med mer findelt materiale, fantes en forholdsvis artsrik karplantevegetasjon med *Myriophyllum alterniflorum* og *Nitella opaca* som de hyppigst forekommende artene. Begroingen av grønnalger var forholdsvis sparsom, og vannet virket rent.

Stasjon L 23 Samløp Sjoa-Lågen. NP 284 388.

Både Sjoa og Lågen gikk her i stryk, og bunnsubstratet var i samsvar med dette storstein, rullestein og grov grus. Vegetasjonen bestod av moser, og den kvantitativt viktigste var *Schistidium agasizii*. Det var svak begroing av grønnalger.

Stasjon S 24 Kleivi. NP 255 398.

Strøm- og bunnforhold var som på L 23. I hovedløpet var det en sparsom mosevegetasjon. Enkelte bakevjer med findelt substrat hadde mindre bestander av *Nitella opaca* og *Ranunculus peltatus* og en rikelig forekomst av grønnalger. Hovedløpet hadde spredt forekomst av grønnalger.

Stasjon S 25 Øyi. NP 238 410.

Stasjonen ligger i vestre løp. Det var sterk strøm (stryk) og storstein i elveløpet. Også her var det bare en sparsom mosevegetasjon med *Hygrohypnum ochraceum* som viktigste art. Begroingen av grønnalger var sterkere enn på foregående stasjon.

Stasjon S 26 Nær Ekre. NP 208 440.

Strømforhold som på foregående stasjon, og med storstein og delvis fast fjell i elveløpet. På steder med noe mer moderat strømhastighet, var det en noe rikere forekomst av moser enn på S 25. De kvantitativt viktigste artene var *Fontinalis antipyretica* og *Hygrohypnum ochraceum*. Begroingen av grønnalger var moderat.

Stasjon L 27 Melemshaugen. NP 287 441.

Lågen var her stilleflytende og med fin sand som dominerende bunnsubstrat. I strandområdet var det mer steinete, og her var det til dels en rikelig forekomst av *Fontinalis antipyretica*. Ellers var det en sparsom eloidevegetasjon med *Myriophyllum alterniflorum* som mest vanlig art. Grønnalgebegroingen var moderat.

Stasjon L 28 Samløp Otta-Lågen. NP 289 485.

Det var sterk strøm (stryk) ved samløpet Otta-Lågen, og bunnen bestod av rullestein og storstein. Vegetasjonen var i samsvar med dette en ytterst

sparsom forekomst av *Hygrohypnum ochraceum*. Det var lite synlig algebegroing, men steinene var svært glatte.

Stasjon O 29 Dale. NP 267 492.

Strøm- og bunnforhold var som på L 28, og det var også her bare en sparsom mosevegetasjon. På gruset elveøyrrer vokste *Myricaria germanica*. Grønnalgebegroingen var moderat.

Stasjon O 30 Åsåren. NP 238 513.

Det var stryk og steinbunn i hovedløpet, og mosevegetasjonen var fattig. I en stilleflytende bakevje med findelt bunnssubstrat forekom mindre bestander av *Potamogeton alpinus*, *Ranunculus peltatus* og en rekke andre karplanter. Det var også en tydelig begroing av grønnalger.

Stasjon O 31 Tolstadskrida. NP 189 518.

Det var storsteinete og stryk på denne stasjonen, og i samsvar med dette en sparsom og artsfattig mosevegetasjon. Det var lite grønnalger, men steinene virket glatte.

Stasjon O 32 Lalmsvatnet ved Håmår. NP 144 556.

Bunnssubstratet i Lalmsvatnet består hovedsakelig av findelt minerogent materiale (finsand). Ute i innsjøen er det delvis store sandbanker der det på observasjonsdagen var en vanndybde på 10-15 cm. Disse feltene hadde stort sett lite vegetasjon. Årsaken til dette er trolig at substratet er i bevegelse da det er sterk gjennomstrømming i innsjøen. Andre steder i innsjøen var det en tett vegetasjonsmatte over større arealer skiftende med mer flekkevis forekomst. Dette skyldes trolig forskjellige strømforhold. De dominerende artene i Lalmsvatnet var *Myriophyllum alterniflorum* og *Nitella opaca*. *Potamogeton alpinus* var også vanlig, men likevel ikke så dominerende som de to førstnevnte artene. De andre karplantene vokste mer spredt. *Drepanocladus*-arter var de mest dominerende av mosene. Begroingen av grønnalger var moderat.

Stasjon 0 33 Vågåvatn ved Klones landbruksskole. NP 048 593.

Det er langgrunt og med findelt minerogent bunnssubstrat mot Klones. *Subularia aquatica* dannet tette vegetasjonsmatter på de grunneste områdene. På dypere vann var det *Ranunculus peltatus* som dominerte, men det var også sterkt innslag av *Callitriche intermedia*, *Myriophyllum alterniflorum* og *Nitella opaca*. *Ranunculus peltatus* ble funnet ned til 2 m dyp og *Nitella opaca* ned til 3,2. Omtrent midt i innsjøen var det en dyp renne uten vegetasjon. På vestsiden var det småsteinbunn, og vegetasjonen bestod hovedsakelig av spredt *Myriophyllum alterniflorum* og *Nitella opaca*.

Stasjon 0 34 Vågåvatn ved Tessand. MP 983 576.

På denne stasjonen var det sterkere turbulens, og i strandområdet var småstein og grovt grus dominerende. Finere sedimenter forekom først på litt dypere vann. Vegetasjonen var heller sparsom. De viktigste artene var *Isoetes echinospora*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Nitella opaca* og *Subularia aquatica*. Enkelte steder hullet bunnen sterkt ut mot dypt vann, og vegetasjonsbeltet var på slike steder bare ca. 1 m bredt.

Stasjon 0 35 Ottavatn ved Rådsbakkjen. MP 836 591.

Bunnssubstratet på denne stasjonen består av sterkt findelt minerogent materiale uten vegetasjon. Strømhastigheten var så høy at substratet var i stadig bevegelse, og det blir da umulig både for karplanter og moser å etablere seg.

Inne ved strandbredden vokste *Scirpus acicularis* og *Subularia aquatica*. Der sanden hadde tørket opp, var det noen små bestander av *Elymus arenarius*.

Stasjon 0 36 Samløp Bøvra-Otta. MP 775 570.

Ved samløp Bøvra-Otta er det store sandbanker uten vegetasjon. Dette er materialer som hovedsakelig fraktes med Bøvra som kommer fra breområder i Jotunheimen. Den ytterst sparsomme forekomsten av *Hygrohypnum ochraceum* ble funnet på trerøtter.

Stasjon O 37 Ottavatn ved Sundsnes. MP 749 584.

Også på denne stasjonen består bunnssubstratet av findelt minerogent materiale. Bortsett fra en smal strømrinne, forekom ikke større dyp enn 1 m. Soneringen fra land og ut mot strømrinnen var: Spredt *Equisetum fluviale*, *Nitella opaca* (spredt), *Subularia aquatica*, *Meesia uliginosa*, *Drepanocladus trichophyllus*. Det var moser som utgjorde den overveiende del av biomassen på denne stasjonen.

Stasjon O 38 Otta ved Sanden. MP 686 608.

Det var relativt stilleflytende, og med grus og sand som bunnssubstrat på denne stasjonen. Vegetasjonen bestod i samsvar med dette, av heller sparsom mosevegetasjon. I stille bukter med mer findelt bunnssubstrat forekom mer og mindre spredte eksemplarer av noen få karplanter, men biomassen må betraktes som lav.

Stasjon O 39 Otta ved Nordberg. MP 566 338.

Det var storsteinete og sterk strøm (stryk) ved Nordberg. Det vokste litt mose på steinene inne ved land, men ellers forekom ingen vegetasjon. Det var ubetydelig forekomst av grønnalger, og steinene var ikke glatte.

Stasjon O 40 Fosstuen.

Både strømforhold og bunnssubstrat var som på stasjon O 39, men det var rikere forekomster av moser, og også en god del levermoser som ellers i både Lågen og Otta var heller sjeldne. Det ble ikke observert grønnalger.

Stasjon O 41 Ovenfor Pollfoss.

Strømforhold som foregående, men elveleiet består av storstein og fast fjell. Der strømmen var noe svakere, var det til dels rikelige forekomster av moser og levermoser. Det var ingen synlig begroing av grønnalger.

Stasjon L 42 Sel ved Hågå. NP 271 555.

Lågen er her relativt stilleflytende, og ute i elva var det sandbunn nesten uten vegetasjon. Langs elvekanten vokste et smalt belte av

Equisetum fluviatile som stort sett var sterkt nedbeitet. Utenfor dette var det en liknende sone der *Potamogeton alpinus* og *Ranunculus peltatus* var de viktigste artene. Begroingen av grønnalger var moderat.

Stasjon L 43 Nord-Sel ved broen. NP 224 577.

Det var sterk strøm (stryk) og med stein og fast fjell som bunnssubstrat på st. L 43. Inne ved land var det en sparsom mosevegetasjon, men ingen karplanter. Det var ingen sterk begroing av synlige alger, men steinene var glatte.

Stasjon L 44 Rosti. NP 213 624.

Elva gikk i stryk, og bunnssubstratet bestod av storstein og fast fjell. Det var en svært fattig mosevegetasjon på denne stasjonen, og algebegroingen var også sparsom.

Stasjon L 45 Brennhaugen. NP 177 757.

Det var sterk strøm og med et bunnssubstrat av mindre stein og rullestein på denne stasjonen. Dette er et substrat som ved slike strømforhold blir ustabil og gir liten mulighet for etablering av moser. I samsvar med dette var det også bare på enkelte større steiner en sparsom forekomst av *Schistidium agassizii*. Algebegroingen var moderat.

Stasjon L 46 Bro nær Rudi. NP 138 700.

Strømforholdene var noe varierende fra sterk strøm til relativt stilleflytende, og med bunnssubstrat fra steinbunn til relativt findelt materiale. Det var svært lite vegetasjon. *Equisetum fluviatile* forekom svært sparsomt i stranden, og ellers var det en ytterst fattig mosevegetasjon. Sammenlignet med andre lokaliteter med lignende strøm- og bunnforhold, må vegetasjonen på denne stasjon betegnes som ekstremt fattig.

Stasjon L 47 Toftemo. NP 130 727.

Elva var relativt stilleflytende, og med bunnssubstrat varierende fra grov grus til fin sand. Det var mer vegetasjon enn på L 46. De sterkeste do-

minerende artene var *Potamogeton alpinus* og *Ranunculus peltatus*. Mosevegetasjonen var sparsom, og det var også en moderat begroing av grønnalger.

Stasjon L 48 Nyhus. NP 082 787.

Det var sterk strøm og steinbunn på st. L 48. Vegetasjonen var ekstremt fattig og bestod av spredte moser. *Myricaria germanica* vokste på grusdyrer. Det var en moderat begroing av grønnalger.

Stasjon L 49 Bro nær Fossen. NP 058 787.

Denne stasjonen hadde sterk strøm (stryk) og med stein og delvis fast fjell som bunnsstrat. På enkelte roligere partier med finere sedimenter vokste spredte eksemplarer av *Ranunculus peltatus*. Ellers var moser det dominerende innslaget i vegetasjonen, spesielt *Hygrohypnum ochraceum*. Der strømmen var noenlunde moderat, var steinene helt dekket av tette mosematter. Det var sterk begroing av grønnalger.

Stasjon L 50 Brustugu. NP 017 837.

Dette er et relativt stilleflytende parti med fin sand som dominerende bunnsstrat. I samsvar med dette var det også karplantene som dominerte vegetasjonen. Langs elvekanten vokste et smalt *Equisetum fluviale*-belte, men ellers var *Ranunculus peltatus* den dominerende arten. *Nitella opaca* var også til dels vanlig. På enkelte steinete partier vokste mindre bestander av *Hygrohypnum ochraceum* og *Fontinalis dalecarlica*. Det var lite grønnalger.

Stasjon L 51 Tråsådal. NP 112 844.

Det var sterk strøm og steinbunn på L 51. Lågen har forholdsvis liten vannføring så langt oppe, og det var ikke dypt. Vegetasjonen var fullstendig dominert av *Hygrohypnum ochraceum* som dannet tette matter over større arealer. De andre moseartene forekom nokså spredt, og det samme gjelder også levermoser. Enkelte skudd av *Ranunculus peltatus* vokste i mosedekket. Begroingen av grønnalger var moderat.

Stasjon L 52 Bro ved Lesja kirke. MP 926 859.

Relativt stilleflytende elv med sand som bunnssubstrat karakteriserer denne stasjonen. Vegetasjonen var ytterst sparsom med spredte eksemplarer av *Agrostis stolonifera*, *Equisetum fluviatile* og *Ranunculus peltatus*. Begroingen av grønnalger var også sparsom. Et ustabil bunnsubstrat er trolig årsaken til den fattige vegetasjonen.

Stasjon L 53 Utløp Lesjaskogsvatn. MP 760 955.

Et område av innsjøen mot utløpet ble undersøkt. På steder med organisk bunnssubstrat var det en frodig vegetasjon med til dels tette, brede helofyttbelter. Den vanligste soneringen var: *Carex rostrata*, *Equisetum fluviatile*, *Potamogeton natans* og *Sparganium angustifolium*. De tre førstnevnte artene var sterkest dominerende. Ellers var det også mengdemessig store forekomster av *Juncus bulbosus* f. *fluitans*, *Utricularia vulgaris*, *Littorella uniflora* og *Lobelia dortmanna*. Av mosene var *Drepanocladus fluitans* og *D. trichophyllus* de vanligste. Det var også rikelig forekomst av grønnalger.

8.2.2.3 Sammendrag og diskusjon

a. Artssammensetningen.

Til sammen er det på de 53 stasjonene registrert 85 arter. Av disse er 38 karplanter, 41 moser, 4 levermoser og 1 kransalge. *Salix*-arter er ikke tatt med i denne oversikten. Ved en mer grundig undersøkelse er det sannsynlig at artsantallet ville stige noe.

Artene i makrofyttvegetasjonen blir ofte delt inn i fysiognomiske grupper for å lette oversikten. De vanligst brukte betegnelsene er: helofytter, isoetider, nymphaeider, elodeider og lemnider. Men det er mange arter som ikke direkte faller inn under noen av disse gruppene, og spesielt vanskelig er det med hensyn til moser. De blir derfor her skilt ut i en egen gruppe.

Myricaria germanica vokser på sand- og grusøyre ved elver og innsjøer. Den er ingen helofytt, men er likevel regnet til denne gruppen for å lette oversikten.

Av helofyttene er det *Equisetum fluviatile* som har flest registreringer, og så kommer *Carex*-arter med *C. acuta* som den mest vanlige.

Subularia aquatica og *Ranunculus reptans* er vanligst av isoetidene med henholdsvis 16 og 14 registreringer. *Isoetes*-arter forekommer bare i innsjøer eller innsjølignende partier av vassdraget.

Nymphaeider er svakt representert både når det gjelder antall arter og biomasse i vassdraget. Den vanligste arten er *Sparganium angustifolium*. Den ble oftest funnet steril, og er da vanskelig å bestemme i felten. Ved flere stasjoner er den derfor ført opp som *Sparganium* sp. *Potamogeton natans* ble bare funnet ved utløp fra Lesjaskogsvatn.

Elodeidene utgjør også en viktig del av vegetasjonsmassen i vassdraget. *Myriophyllum alterniflorum*, *Nitella opaca* og *Ranunculus peltatus* har alle 19 registreringer. Av *Potamogeton*-artene ligger *P. alpinus* høyest med 12.

Hygrohypnum ochraceum, *Fontinalis antipyretica* og *Schistidium agassizii* med henholdsvis 27, 22 og 20 registreringer er de mest dominerende av mosene. Levermoser spiller liten rolle unntatt på de øverste stasjonene i Otta.

Ser vi på det mengdemessige forholdet mellom artene, er det *Myriophyllum alterniflorum* som tydelig er den mest dominerende. Denne arten er også ofte vanlig på sandbunn i innsjøer (cfr. Malme 1974, 1975), og det ser også ut til at den kan tåle sterk strøm. *Ranunculus peltatus* har like mange registreringer som *M. alterniflorum*, men det er bare på tre stasjoner den har en angitt mengde 2 eller høyere. Det samme gjelder også for *Nitella opaca*. *M. alterniflorum* har tilsvarende mengdeforhold på 11 stasjoner.

Equisetum fluviatile og *Carex*-arter har stor mengdemessig forekomst bare på fem stasjoner, og *Subularia aquatica* på seks. Men den sistnevnte arten er så lavvokst at biomassen vil bli mye lavere enn for helofyttene.

Moser utgjør en viktig del av biomassen i vassdraget. *Fontinalis antipyretica* og *Hygrohypnum ochraceum* er de mest dominerende. Det ser ut til at *H. ochraceum* er hyppigst ovenfor samløp med Otta-Lågen og *Fontinalis antipyretica* nedenfor. *Schistidium agassizii* har også mange registreringer, men den er så lavvokst at biomassen blir forholdsvis liten.

Makroskopiske grønnalger utgjør en viktig del av biomassen i vassdraget. Spesielt tydelig er dette ved tettstedene nedover i dalen. Det er også en markert stigning mot utløpet i Mjøsa. På enkelte stasjoner er det sannsynlig at makroskopiske alger utgjør like stor del av biomassen som karplanter og moser tilsammen.

b. Sammenhengen mellom strømforhold, bunnsubstrat og vegetasjon.

Strømforholdene i et vassdrag har både en direkte og en indirekte virkning på vegetasjonen. Den direkte virkningen går på rent mekanisk slitasje som strømmen forårsaker, og den setter krav både til den anatomiske oppbygningen og plantenes morfologi. Både kvantitative og kvalitative egenskaper ved styrkevevet kan være avgjørende faktorer for motstandskraften og evnen til å kunne kolonisere strømh harde lokaliteter.

Den indirekte virkningen går på utformingen av bunnsubstratet. Strømmende vann har evne til å føre med seg materialer, og denne transportevnen er avhengig av strømhastigheten (Låg 1961, Strand 1964). Med varierende strømhastighet vil det da skje en fordeling og sortering av materialet etter kornstørrelse.

Når en vegetasjon først har maktet å kolonisere et område, vil den selv sagt også virke bremsende på strømhastigheten, og med det føre til en sterkere sedimentering.

Strømhastigheten har også betydning for oksygeninnhold og temperatur i vannet (Ambühl 1959).

Ved de botaniske undersøkelsene er det i denne sammenheng ikke foretatt målinger hverken av strømhastighet eller kornstørrelse, så fremstillingen bygger på et subjektivt skjønn.

Det var tydelig at helofyttene (hovedsakelig *Carex*-arter og *Equisetum fluviatile*) dominerte i bukter og bakevjer med mer stillestående vann. På steder med sterkere helning og større strømhastighet kunne det forekomme smale belter langs elvekanten. Dette tyder på at hastigheten blir noe nedbremset inn mot land. Det var også et mer finkornet substrat der enn ut mot djupålen.

Sparganium-arter forekommer ofte i strømmende vann, men er da som regel sterile. De er også morfologisk avvikende fra innsjøformene. Det ble ikke funnet andre nymphaeider i vassdraget (*Potamogeton natans* bare i Lesjaskogsvatn).

De fleste isoetidene forekommer på grunt vann med findelt substrat, og ser ikke ut til å tåle større strømhastigheter. *Isoetes*-artene forekommer på dypere vann, men de ble bare funnet i innsjøene eller innsjølignende elveavsnitt.

Elodeidene viser en mer variert tilpasning. *Potamogeton alpinus* ser ut til å kunne tåle større strømhastigheter enn *Potamogeton perfoliatus*. Den sistnevnte virker også mer skjør både i stengel og blader. To andre vanlig forekommende arter i vassdraget er *Myriophyllum alterniflorum* og *Ranunculus peltatus*. Begge kan kolonisere lokaliteter med forholdsvis hurtig strømmende vann, men det ser ut til at *Myriophyllum alterniflorum* er den som tåler de største strømhastigheter.

Bli strømhastigheten så høy at det stort sett bare blir storstein igjen i elvebunnen, vil ingen karplanter kunne kolonisere området. De artene vi da finner, er epilithiske moser (og alger). Det ser ut til at både *Hygrohypnum ochraceum* og *Fontinalis*-arter tåler sterk strøm da de begge forekommer rikelig på lokaliteter der elva går i stryk. Den som trolig er mest motstandsdyktig er *Fontinalis dalecarlica*.

På lokaliteter der både *Hygrohypnum ochraceum* og *Fontinalis*-arter forekommer sammen, er det den første som dominerer på de grunneste områdene i elva. Dette henger trolig sammen med artenes forskjellige respons på tørrlegging. *Fontinalis*-artene er typiske vannmoser, mens former av *Hygrohypnum ochraceum* også forekommer på fuktige og våte lokaliteter.

Schistidium agassizii er vanlig i vassdraget. Denne arten er hyppigst i området mellom flomvannstand og normalvannstand, og tåler også stor strømhastighet. Den koloniserer tilsvarende områder som *Rhacomitrium aciculare* i Vestlandsvassdragene.

Drepanocladus-artene (*D. exannulatus* og *D. trichophyllus*) ser ut til å være mer ømfintlige når det gjelder strømhastigheten. De forekommer først og fremst i innsjøene.

Det er likevel vanskelig å avgjøre hva som er det viktigste, strømhastighet eller substrat. Når det gjelder både karplanter og moser, er det likevel klart at de ikke kan greie å kolonisere et substrat av f.eks. rullestein eller rullesteinsgrus. Men også et mer findelt materiale kan være uegnet dersom det er i stadig bevegelse. Selv på lokaliteter med relativt stilleflytende vann som f.eks. ved innløpet til Losna, var det en "sandstrøm" langs bunnen. Generelt kan man si at der bunnssubstratet er i stadig bevegelse, er det tilnærmet umulig med en kolonisering av moser og karplanter.

c. Sammenhengen mellom hydrokjemiske faktorer og vegetasjonen.

På grunnlag av artssammensetningen må vassdraget karakteriseres som oligotroft. Det er lite kravfulle arter, eller arter med vid økologisk amplitude som dominerer. Mer kravfulle arter utgjør en liten del av både artsantall og biomasse.

De hydrokjemiske analysene som er foretatt i 1974 og tidligere år (Skulberg 1967, Holtan og Langeland 1971, Holtan og Kjellberg 1974), er også i samsvar med dette. Hovedvannmassene i Lågen og Otta må karakteriseres som fattige på plantenæringsstoffer selv om det forekommer lokale variasjoner. Disse variasjonene er likevel ikke så store at de gir noe tydelig utslag i artssammensetningen. Det som har størst innvirkning på vegetasjonen, er kloakkutslippene ved tettstedene ned gjennom dalen. Ved en moderat påvirkning vil det i første omgang føre til økt biomasse av karplanter og moser dersom andre økologiske faktorer (strømforhold, bunnssubstrat) er gunstige. Makroskopiske alger (vesentlig grønnalger) øker. Ved en sterkere gjødslingseffekt, ser det ut til

at det blir en forskyvning i konkurranseforholdet mot en sterkere alge-dominans. På enkelte stasjoner var både karplanter og moser fullstendig dekket av påvekstalger, og de virket hemmet i veksten. På enkelte partier var mosene døde. Det er sannsynlig at både karplanter og moser får en sterkt redusert fotosyntese når de blir utsatt for en så sterk algebegroing (se avsnitt 8.2.1.2).

Også grunnvannstilsig fra dyrket mark hadde en påviselig innvirkning på vegetasjonen. Dette gjorde seg spesielt gjeldende i bukter og bak-
evjer der vannet fikk en lengre oppholdstid. Mest tydelig var økningen i biomassen av helofytter.

8.2.3 Bunndyr i Lågenvassdragets foss- og strykpartier

8.2.3.1 Innledning

Hensikten med bunndyrundersøkelsen i foss- og strykpartiene har vært at resultatene, ved siden av annet observasjonsmateriale, skal brukes ved bestemmelse av vassdragets forurensningssituasjon og produksjonsevne, spesielt med tanke på fiskeproduksjon.

Til bunnfaunaen regnes de organismer som lever i eller på bunnen i både stillestående og rennende vann. I rennende vann finnes gjerne 2 hovedtyper av organismesamfunn. I de mer stilleflytende partier med hovedsakelig slambunn ligner faunaen i prinsipp den som man finner i innsjøer. Den er som regel dominert av fåbørstemark (*Oligochaeta*) og fjærmygglarver (*Chironomidae*). Foss- og strykpartier derimot samt elveavsnitt hvor bunnen består av grus og stein, har organismer som er spesialisert for dette miljø. De har som regel en flat kroppsform, ofte kombinert med kraftige klør (visse stein- og døgnfluelarver). De kan også ha bygget hus av sand- og gruskorn som kan være festet til underlaget med spinntråder (visse vårfluer og fjærmygglarver) eller de er forsynt med suge-skåler (igler og knottlarver). Enkelte arter av vårfluelarvene spinner fangstnett av ulike utformninger. Sneglene har ofte redusert skallhøyde for derved å oppnå mindre motstand i vannet.

Organismer som lever i strømmende vann er på en eller annen måte utrustet for å unngå eller motstå vannstrømmens innvirkning. Strømfau-

naen domineres som regel av 2 insektgrupper, nemlig vårfluelarver (*Trichoptera*) og døgnfluelarver (*Ephemeroptera*). Av stor betydning er også larver av fjærmygg (*Chironomidae*), steinfluer (*Plecoptera*) og knott (*Simulium*). Dertil kommer et flertall snegler (*Gastropoda*), muslinger (*Lamellibranchiata*), igler (*Hirudinea*) og biller (*Coleoptera*).

På grunn av at oksygenforholdene som regel er gode og at næring stadig tilføres, oppstår det ofte individrike samfunn på slike lokaliteter, og som regel er produksjonskapasiteten pr. overflateenhet høy.

Til forskjell fra den innsjø-levende faunaen som normalt i stor utstrekning utnytter føde som produseres i innsjøen (autoktont materiale), så består mesteparten av føden for den strømlevende fauna av tilført organisk materiale (aloktont materiale) som stammer fra det omkring- eller ovenforliggende nedbørområde. De fleste av de strømlevende organismer er betydningsfulle som fiskemat og da spesielt for laksefisk som ernærer seg av disse både i form av bunnfauna og driftfauna.

Organismeproduksjonen i ett og samme vassdrag bestemmes som oftest først og fremst av strømhastigheten som i sin tur påvirker oskygeninnholdet, temperaturen, bunnssubstratet og næringstilgangen. Av tabell 23 fremgår at de mest produktive områdene består av foss- og strykparter med stein og grusbunn og med moderat vannhastighet, mens bevegelig sandbunn og direkte bergformasjoner i kombinasjon med kraftig strøm, er lavproduktive.

8.2.3.2 Metodikk

I praksis er det meget arbeidskrevende og vanskelig å få gode verdier for bunnfaunaens bestandsstørrelse i rennende vann både når det gjelder individantall (abundans) og biomasse (vekt) (Hynes 1972, Schwoerbel 1966 m.fl.). Dette beror delvis på at substratet (stein, grus og blokker) i seg selv skaper problem (metodikkproblem), men i første rekke på at faunaen, selv innenfor et begrenset område, er meget variert såvel kvalitativt som kvantitativt. Dette har sammenheng med stor heterogenitet i såvel bunnssubstrat som strømhastighet. Den metodikk som er blitt anvendt, steinplukking i soll (Schräder 1932) og "surber sampler" (Surber 1937), er ment bare å gi resultater som antyder størrelsesorden og det relative forhold mellom de ulike stasjonene. Resultatene må derfor ikke betraktes

Tabell 23. Forbindelse mellom strømhastighet og produksjon av fiskerier i rennende vann.

Tabellene er stilt sammen på grunnlag av oppgaver hentet fra Einsele (1957), Funk (1953) og Müller (1954, 1955), sammenstilt av Lindstrøm (1958).

Strømhastighet	Bunnsubstrat	Vegetasjon	Produksjon av fiskerier	Området som fiskevann
170 cm/s	Fast fjell, blokk og stein i bevegelse	Lite	Lav	Dårlig
120 - 170 cm/s	a. Fjell og større blokker	Mose og alger	God	Godt
	b. Grov grus og rullestein. Grusen og den mindre rullesteinen som oftest i bevegelse	Lite	Mindre god	Mindre godt
60 - 120 cm/s	a. Blokk og stein	Tildels rikelig med	Høy	Meget godt
	b. Grovere grus og rullestein	alger og mose	Spesielt høy	Meget godt
20 - 50 cm/s	a. Grovere grus og noe sand	<u>Alger</u> , mose og noe høyere veg.	God	Godt
	b. Sand som ofte omlagres	Lite	Lav	Dårlig
10 - 20 cm/s	Sand og noe slam	<u>Høyere veg.</u> og noe alger og mose	Lav til middels godt	Mindre godt
Mindre kulper og loner	Overveiende sandbunn	Høyere veg.	Lav til middels godt	Meget godt
< 10	Overveiende slam	Høyere veg.	God til middels høy	Godt
Større kulper og loner	Slam	På grunnere partier, høyere veg.	God	Godt

Den beste produksjonsstrukturen finner man i vassdrag med varierende forekomst av innsjøer (utløpseffekt) og lengre foss- og strykpartier i kombinasjon med mindre kulper og lonepartier. Dette gjelder spesielt fiskearter som harr og aure.

Litteratur: Lindstrøm, T. 1958. Dalspærrar og kraftverksmagasin - ett referat og diskussionsinlegg. Svensk Fiskeri Tidskrift. Nr. 1. Årg. 67. 1-4.

som et eksakt bilde av de faktiske forhold på de respektive stasjoner. De anvendte metoder gir som regel noe lave verdier når det gjelder individtall, men noenlunde riktige verdier når det gjelder biomasse. (Albrecht 1961).

For at det skal være mulig å sammenligne de ulike lokaliteter og elveavsnitt, er det forsøkt valgt likeartede biotoper med hensyn på strømstyrke og bunnssubstrat.

"Surber sampler"-metodikken som her ble utført med finmasket fangsthåv (200 μ), er ment å gi en oppfatning av den faunaen som lever dypere ned i bunnssubstratet, først og fremst unge steinfluelarver og fåbørstemark. Metoden kan betraktes som komplement til steinplukkemetoden. Den finmaskede håven gjør at en del større og mer frittlevende organismer unnslipper (clogging).

Det innsamlede materiale i forbindelse med "Schröders steinplukkingsmetode" er blitt sollet i soll med 0,5 mm maskestørrelse, mens materialet fra "surber samplingen" er blitt konserververt i sin helhet. Ved hver lokalitet har også et større kvalitativt materiale blitt samlet inn. Samtlige prøver er umiddelbart blitt konserververt med 4% formalin. Bearbeiding av innsamlet materiale har foregått på laboratorium, og vektbestemmelsen med en Sartorius vekt med 0,1 mg nøyaktighet, etter at organismens overskuddsvæske er blitt tørket av, dvs. biomassen er uttrykt som våtvekt. Noen artsbestemning er ikke blitt utført i denne sammenheng, men de ulike organismene er blitt delt opp i større hovedgrupper og i noen tilfeller i slekter.

For å kunne korrelere faunaens størrelse og sammensetning med begroingen, er denne, først og fremst benthiske alger som har forekommet på de respektive prøvetakningsoverflater, blitt skrappt av og konserververt i 4% formalin sammen med det øvrige materialet. Etter at samtlige organismer og annet materiale (sand, grus, trebiter osv.) er plukket fra, er den foreliggende begroing blitt tørket ved en temperatur av 60°C, hvorefter den er veid på samme vekt som ble anvendt for bestemmelse av bunndyrenes biomasse.

I løpet av høsten 1974 ble det ialt samlet inn 59 enkeltpøver fra 30 ulike lokaliteter.

8.2.3.3 Beskrivelse av prøvetakingsstasjonene

De undersøkte elvestrekningene er blitt delt inn i 8 hovedområder (L1, L2, L3, L4, L5, O6, O7 og O8 (hvor L står for Lågen og O for Otta)).

a. Lågen

L 1 betegner Lågen fra utløpet fra Losnavatn til innløpet i Mjøsa. Langs denne strekning er det blitt samlet inn prøver fra 6 stasjoner. Stasjon a er et kortere fosseparti like ovenfor samløpet med Gausa. Bunnssubstratet bestod av stein og grus. Stasjon b er et strykparti like nedstrøms tunnelutløpet fra Hunderfossen kraftverk. Bunnen bestod her i hovedsak av blokker med noe stein og grus imellom. Stasjon c er den øvre delen av et tildels tørrlagt fosseparti med blokk- og steinbunn nedstrøms Hunderfossen kraftverk. Stasjon d er et mer stilleflytende strykparti like nedstrøms Øyer. Bunnen bestod først og fremst av grus og stein, men det var noe innslag av større blokker. Stasjon e er et kort strykparti like nedstrøms broen ved Øyer hvor bunnen består av stein og grus. Stasjon f er et kortere fosseparti ved broen ved Tretten. Bunnssubstratet består her av mindre blokker, stein og grus.

Strekningen L 2 omfatter Lågen nedstrøms Vinstra til innløpet i Losna. Her er det samlet inn prøver på 4 lokaliteter: Stasjon a er et kortere strykparti like ovenfor Ringeby, hvor elvebunnen består av grus og stein. Stasjon b er lokalisert like ovenfor broen ved Hundorp. Elven går her i stryk, og bunnen består hovedsakelig av stein og grus. Stasjon c er et kortere fosseparti like nedenfor tunnelutløpet ved Harpefoss kraftverk. Bunnssubstratet her består hovedsakelig av stein. Stasjon d er lokalisert til området like nedenfor Vinstra kraftverk i de nedre delene av et lengre fosseparti hvor bunnen består av stein og blokker med en del grus innimellom.

Strekningen L 3 gjelder elvestrekningen mellom Otta og Vinstra hvor det ialt er samlet inn prøver fra 3 lokaliteter. Stasjon a omfatter et kor-

tere strykparti noen kilometer oppstrøms Vinstra ved Urda. Bunnssubstratet består her av blokker, stein og finere grus. Stasjon b gjelder fossepartiet ved Kvam hvor bunnen hovedsaklig består av stenbunn. Stasjon c er et fosseparti like nedstrøms samløpet med Otta. Bunnssubstratet her består av stein og grus. På det tidspunkt da prøvetakingen fant sted var lokaliteten i det vesentlige dekket med vann fra selve Lågen (oppstrøms Otta), idet Otta-vannet passerte elveløpet på den motsatte siden.

Strekningen L 4 består av Lågen ovenfor samløpet med Otta til samløpet med Jora. Her er det samlet inn prøver fra 6 lokaliteter. Stasjon a er et lengre fosseparti like ovenfor samløpet med Otta. Bunnen er her i det vesentligste dekket med mindre stein og grus. Stasjon b er en lengre fossestrekning ved Nord-Sel hvor bunnen består av mindre stein og grus. Stasjon c er en lengre fossestrekning ved Brennhaug Camping hvor bunnen består av blokker, stein og grus. Stasjon d er et mindre fosseparti ved Nonshaug hvor stein og grus dominerer bunnssubstratet. Stasjon e er et fosseparti nedstrøms Dombfoss bru hvor bunnen består av blokker, stein og grus.

Strekningen L 5 består av Lågen ovenfor samløpet med Jora. Her er bare en lokalitet blitt undersøkt, nemlig stasjon a som omfatter fossepartiet ved Bottheimsbrua hvor bunnen i det vesentlige består av blokker.

b. Otta

Den undersøkte elvestrekningen her er delt inn i 3 hovedområder.

O 6 betegner elvestrekningen nedstrøms Vågåvatn til samløp med Lågen. Her er det samlet inn materiale fra ialt 6 lokaliteter. Stasjon a er et fosseparti like ovenfor brua i Otta. Bunnen består her av stein og endel skifer samt grus. Stasjon b er et fosseparti like ovenfor brua ved Skogheim. Bunnssubstratet er som for stasjon a. Stasjon c betegner et lengre fosseparti nedstrøms Eidefossen kraftverk hvor bunnen består av blokker, stein og grus. Stasjon d er et kortere strykparti ved brua i Lalm. Bunnen består her først og fremst av blokker og stein. Stasjon e er et kraftig fosseparti ved Neset, med blokk- og steinbunn. Stasjon f

er et kortere strykparti ved brua i Vågåmo, dvs. ved utløpet fra Vågåvatn. Her består bunnen av stein og grus.

Strekningen 0 7 består av elvestrekningen fra Øyberg til innløpet i Otta-
vatn. Her er det blitt samlet inn prøver fra tre lokaliteter: Stasjon
a er et fosseparti ved brua ved Sjøk hvor bunnen består av stein og grus.
Stasjon b er et lengre fosseparti ovenfor Bismo. Bunnsubstratet består
først og fremst av blokker og større stein. Stasjon c er et fosseparti
ovenfor brua ved Øyberg hvor bunnen i det vesentlige består av stein.

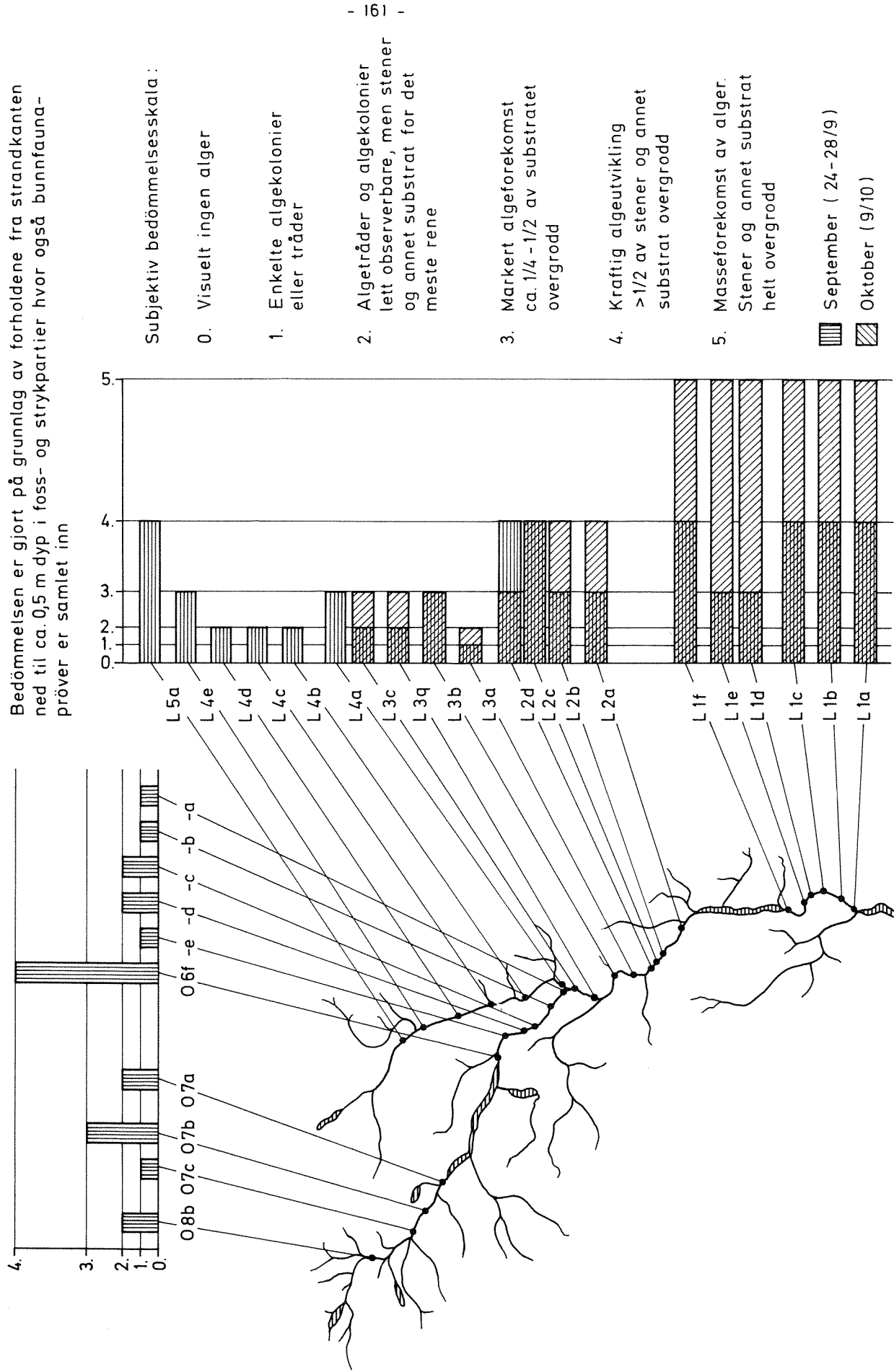
Stasjon 0 8 består av elvestrekningen ovenfor Øyberg, og her er det sam-
let inn prøver fra 2 lokaliteter: Stasjon a er et lengre fosseparti ca.
2,5 km ovenfor Pollfoss. Bunnsubstratet består av større stein og grus
med en del mindre blokker. Stasjon b er et kraftig fosseparti like ned-
strøms lokalitet a. Lokaliteten domineres av kraftig strøm, og bunn-
substratet består av større blokker samt berg. Prøver er samlet inn
fra en mindre ansamling av stein umiddelbart nedenfor et mindre fall.

8.2.3.4 Resultater

A. Begroing

En subjektiv bedømmelse av de dominerende algeforekomster på det tids-
punkt prøvene ble tatt, fremgår av figur 48. Figuren viser at forekomsten
av benthiske alger (periphyton) for det meste var beskjedne i Otta.
Lokalitetene ved Bismo og spesielt ved utløpet fra Vågåvatn var i denne
sammenheng unntagelser, idet det her forelå en betydelig algebegroing
som først og fremst bestod av grønnalger, som *Ulotrix zonata* og et fler-
tall *Oedogonium* arter. I selve Lågen var det i første rekke strekningen
nedstrøms Vinstra (strekningen L 1 og L 2) som markerte seg med betydelig
algebegroing i foss- og strykpartiene. Videre går det frem at begroingen
hadde økt betydelig i omfang i løpet av tidsrommet mellom de to observa-
sjonsperiodene (24-25/9 og 9/10), dvs. under en tidsperiode da både vann-
føringen og breslampåvirkningen hadde avtatt. Dette er spesielt markert
for elvestrekningen nedstrøms Losna (strekning L 1), og er i første
rekke forårsaket av en masseutvikling av den største av våre kiselalge-
arter: *Didymosphaenia geminata*. Dette fenomen at vi får en betydelig

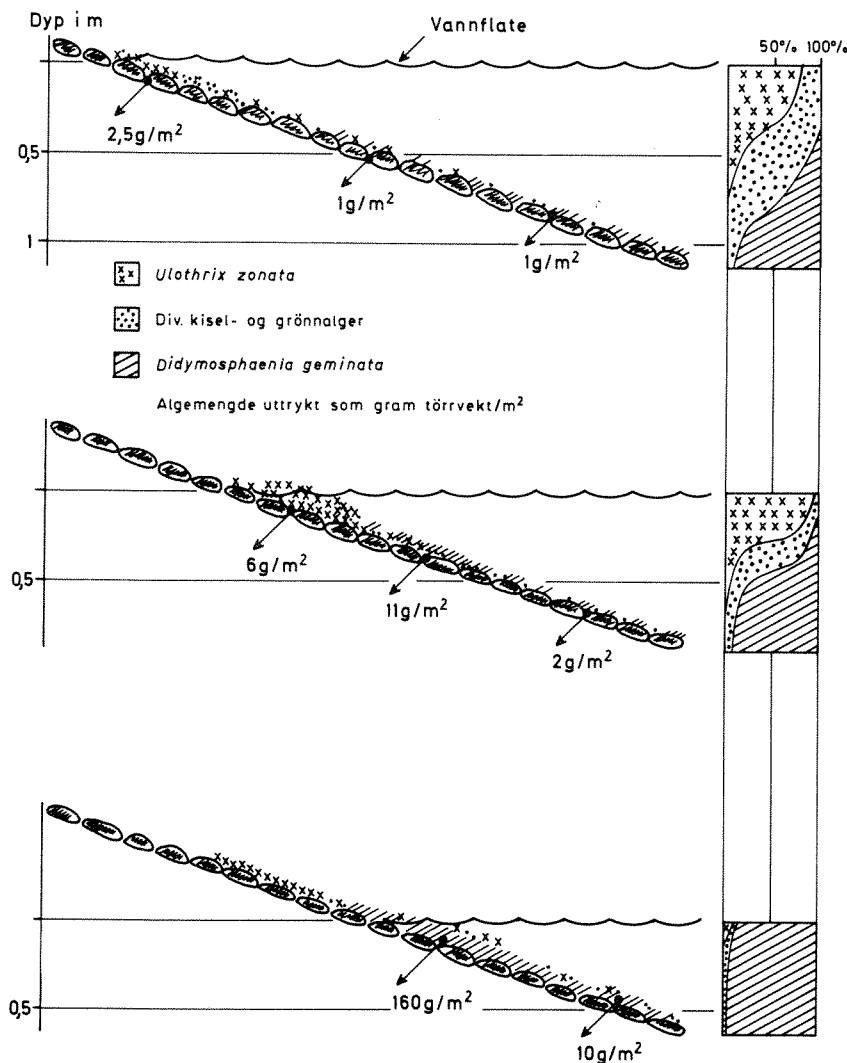
Fig.48 Subjektiv bedømmelse av påvekstlger, Lågvassdraget, september - oktober 1974



begroing spesielt av *D. geminata* i forbindelse med lavere vannføring i løpet av sensommeren og høsten, er også blitt observert ved tidligere befaringer. Dette var særlig markert høsten 1972 da den nevnte alge ble påtruffet i masseforekomst på et flertall lokaliteter langs Otta (strekningene 0 6 og 0 7) samt i Lågen på strekningen ovenfor Losnavatnet (spesielt strekningen L 3).

I forbindelse med avtakende vannføring og breslampåvirkning i løpet av høsten følger algeutviklingen et visst mønster der grønnalgen *Ulothrix zonata* og kiselalgen *Didymosphaenia geminata* dominerer bildet. Utviklingsmønsteret når det gjelder nedre deler av Lågen, fremgår av figur 49.

Fig.49 Algesamfunnets utvikling med fallende vannstand i et strykparti ved Fåberg høsten 1974



(fremstilt på grunnlag av studier ved stasjon L 1). Som det fremgår av figuren, er det først og fremst *Ulothrix zonata* som danner større bestander ved fallende vannstand, og disse gjenfinnes da i første rekke i selve strandsonen der de danner et meget synlig grønt bånd. Samtidig begynner *Didymosphaenia geminata* å utvikle seg på noe større dyp. Når vannstanden synker ytterligere, kommer den sistnevnte i stadig større grad til å dominere bildet for ved lavvannsføring helt å dominere. På dette tidspunkt gjenfinnes mesteparten av *U. zonata* inntørket på stranden, der den danner en grønngrå hinne som helt kan dekke bunnssubstratet, spesielt i områder hvor det har vært stor forekomst. Utover senhøsten og tidlig på vinteren går veksten av *D. geminata* tilbake, og bare de gråhvite festetrådene blir igjen på substratet.

Artsbestemmelse av innsamlet materiale er blitt utført av Leif Kronborg ved Limnologiska institutionen i Uppsala. Sammenstillingen fremgår av tabell 24 som viser de ulike artenes fordeling langs vassdraget. Artslisten må ikke betraktes å være komplett. Hvis alger har forekommet som enkeltteksemplar i noen prøver, kan disse lett ha blitt oversett. Systematikken følger stort sett Skuja - Pascher (Skuja 1948, 1956, 1964). Målet i μ som er blitt anvendt, angår cellebredde målt mellom celledrensene på et flertall ulike tråder. Betegnelse a, b, c osv. angår det system som Israelson anvender ved artsgruppering av sterile Zygne-maler (Israelson 1949).

Av kiselalgene er det bare blitt bestemt noen enkelte som har vært rikelig representert. Innenfor noen slekter har algene vært sterile og derfor ikke mulig å artsbestemme. På strekning L 1 ble det funnet en *Oedogonium* 17 μ som var i en begynnende fertilitet, men det kreves mer og nøyaktigere materiale for sikrere artsbestemmelse. Som en kommentar til artslisten nevner Kronborg at algene kvalitativt ikke viser noe markert tegn på at de skulle avvike fra hva man kan vente seg i rennende vann for dette området. At de nå herskende forurensningstilstander og reguleringsinngrep skulle ha foranlediget noen vesentlig kvalitativ forandring er heller ikke å vente. Forandringen består heller i en domiansforskyvning de ulike arter imellom. Selve problemet er kvantiteten, dvs. mengden av alger. Dette gjelder spesielt visse arter som til sine

Tabell 24. Artsliste over benthiske påvekstalgler funnet i Lågen 24/9 - 9/10 1974.

	Stasjonsbetegnelse, strekning							
	L 1	L 2	L 3	L 4	L 5	0 6	0 7	0 8
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen	x					x		
<i>Oncobyrsa (Hydrococcus) cesatiana</i> Rabenh.				x				
<i>Clastidium setigerum</i> Kirchn.	x	x	x					x
<i>Chamaesiphon curvatus</i> Nordst.	x	x	x		x	x	x	
<i>Cyanophanon mirabile</i> Geitler	x		x			x	x	
<i>Oscillatoria</i> sp.					x			
<i>Phormidium autumnale</i> (Ag.) Gom.	x	x	x	x	x	x		
<i>P. mucicola</i> Hub.-Pest. et Naum.		x		x				
<i>Lyngbya kuetsingii</i> Schmidle	x	x	x	x	x			
<i>L. sp. ca 1 µ</i>	x	x	x	x	x			
<i>Anabaena sp. 3,3 µ</i>	x							
<i>Nostoc sp.</i>	x							
<i>Homoeothrix varians</i> Geitler	x							
<i>Dichothrix</i> spp.	x					x		x
<i>Tolypothrix distorta v. penicillata</i> (Ag.) Lemm.	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Scytonema mirabile</i> (Dillw.) Bornet								x
<i>Stigonema tomentosum</i> (Kütz.) Hieran.								x
<i>S. mamillosum</i> (Lyngb.) Ag.	x	x				x	x	x
<i>Tetraspora gelatinosa</i> (Vauch.) Desvaux.	x					x	x	
<i>Schizochlamys gelatinosa</i> (Vauch.) Desvaux.	x							
<i>Ulothrix zonata</i> (Web. et Mohr) Kütz.	x	x	x	x		x		
<i>U. sp. 8-9 µ</i>			x					
<i>U. sp. 13-17 µ</i>		x	x			x		
<i>Hormidium rivulare</i> Kütz.	x			x				x
<i>Microspora amoena</i> (Kütz.) Rabenh.	x	x	x	x	x			x
<i>M. palustris v. minor</i> Wichm.							x	x
<i>Draparnaldia glomerata</i> (Vauch.) Ag.	x	x			x			
<i>Stigeoclonium</i> sp.					x			
<i>Chaetophora elegans</i> (Roth.) Ag.	x							
<i>Chaetosphaeridium pringsheimii f. conferta</i> Kleb.	x							
<i>Oedogonium</i> sp. 9-11 µ	x	x				x		
<i>O. sp. 17 µ</i>	x			x				
<i>O. sp. 20 µ</i>					x			
<i>O. sp. 24-27 µ</i>	x	x	x			x		
<i>O. sp. 36-40 µ</i>	x	x	x		x		x	
<i>Bulbochaeta</i> sp. 17 µ	x	x						
<i>Nitella</i> sp.	x	x				x		
<i>Mougeotia</i> a. Israelson 1949	x					x	x	
<i>M. c</i> -"-	x	x		x	x		x	
<i>M. e</i> -"-	x	x					x	
<i>Zygnema</i> a -"-								
<i>Z. b</i> -"-								
<i>Z. c</i> -"-		x				x	x	x
<i>Spirogyra lapponica</i> (Lagerh.) Lagerh.	x							
<i>S. a</i> Israelson 1949	x	x	x	x	x	x		
<i>S. d</i> -"-				x	x			
<i>Cosmarium</i> sp.	x							
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenb.	x		x					
<i>G. acuminatum v. coronata</i> (Ehrenb.) W. Smith	x							
<i>Didymosphaenia geminata</i> (Lyngb.) M. Schmidt	x	x	x	x	x	x		
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth.) Kütz.	x	x				x		x
<i>Ceratoneis arcus</i> (Ehrenb.) Kütz.	x	x				x		
<i>Synedra ulna</i> (Nitsch.) Ehrenb.	x	x	x					
<i>Achnanthes minutissima</i> Kütz.	x	x	x		x			
<i>Audouinella hermanni</i> (Roth.) Duby.				x				
<i>Batrachospermum moniliforme</i> Roth.	x	x				x		

tider opptrer i masseforekomst. Det er først og fremst grønnalgen *Ulothrix zonata*, kiselalgen *Didymosphaenia geminata* på sensommeren og høsten samt gullalgen *Hydrurus foetidus* som lokalt utvikler masseforekomst i noen av de åpne strømpartiene på senvinteren og våren. For nærmere og mer detaljert informasjon om algebegroingen og dets årsak og virkning henvises til et spesielt kapittel om dette på et annet sted i denne rapport (se avsnitt 8.2.1).

B. Bunndyr

Bunndyrenes individantall (abundans) og biomasse ved de undersøkte lokalitetene fremgår av tabell 25 samt figur 50 og 51. Figur 52 viser den prosentvise fordeling mellom de viktigste dyregrupper. Dersom intet annet er nevnt, er resultatene nedenfor relatert til "Schröders steinplukkingsmetode".

B.1 Kvalitativ fordeling

OTTA

I foss- og strykpartiene i Otta domineres faunaen på samtlige lokaliteter av døgnfluelarver (*Ephemeroptera*) med slekten *Baëtis* som den mest individrike de fleste steder (unntak lokalitetene 0 6 f og 0 6 e). Forekomsten av denne slekten (4220 ind/m^2) var spesielt stor på strekningen mellom Bismo og innløpet til Ottavatn (lokalitet 0 7 a). Dette har antakelig sammenheng med utslipp av silopressaft (økt næringsgrunnlag). Det er mulig at de nåværende reguleringer også har påvirket forholdene noe.

Døgnfluelarver tilhørende slekten *Heptagenia* var også vanlig forekommende, mens individer av slekten *Ephemerella*, som krever vegetasjonsbunn, ble mer vanlig ved Bismo og spesielt på elvestrekningen nedstrøms Vågåvatn. Forekomsten av disse var mest fremtredende på lokaliteter der det var betydelig mosevekst, som f.eks. ved lokalitet 0 6 e, hvor individantallet var 1340 ind/m^2 . Forekomsten var også betydelig ved Vågåvatns utløp og nedstrøms Eidefossen (lokalitetene 0 6 f og 0 6 d) med 820, resp. 980 ind/m^2 .

Foruten de allerede nevnte døgnflueslekter var det en mer sparsom forekomst av slekter som *Caënis*, *Siphonurus* og *Cloëon*.

Tabell 25a. Fordeling av de viktigste bunndyrgrupper i Otta, september - oktober 1974. Antall og % andel.

Stasjon	Metodikk. Steinplukk.											
	0 6 a.	0 6 b.	0 6 c.	0 6 d.	0 6 e.	0 6 f.	0 7 a.	0 7 b.	0 7 c.	0 8 a.	0 8 b.	
<u>Dyregruppe</u>												
Børstemark	x) +	-	30	1,5	+	-	+	-	+	-	80	7,3
Steinfluer	170	12,3	140	8,6	150	9,7	170	5,8	310	8,4	50	1,0
Døgnfluer	1000	72,5	1380	85,2	1320	85,7	1960	67,4	1590	43,1	5020	99,0
Vårfluer	40	2,9	+	-	+	-	60	2,1	200	5,4	+	-
Fjærmygg	+	-	50	3,1	70	4,6	720	24,7	1540	41,7	+	-
Snegl	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-
Øvrige	170	12,3	50	3,1	+	-	+	-	50	1,4	60	6,0
Tot. antall individer	1380	1620	1940	1540	2910	3690	5070	1000	440	680	1090	
Våtvekt i gram	3,37	0,98	2,69	3,72	4,52	19,51	3,59	0,55	0,18	1,59	0,55	

Stasjon	Metodikk. Surber sampler											
	0 6 a.	0 6 b.	0 6 c.	0 6 d.	0 6 e.	0 6 f.	0 7 a.	0 7 b.	0 7 c.	0 8 a.	0 8 b.	
<u>Dyregruppe</u>												
Børstemark	+	-	20	1,2	+	-	+	-	+	-	40	33,3
Steinfluer	140	19,4	200	27,8	+	-	120	14,8	270	47,4	40	0,9
Døgnfluer	540	75,0	520	72,2	590	85,5	400	49,4	160	28,0	4240	98,6
Vårfluer	+	-	20	1,2	+	-	+	-	+	-	+	-
Fjærmygg	40	5,6	+	-	100	14,5	250	30,9	120	21,1	+	-
Snegl	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
Øvrige	+	-	+	-	+	-	40	4,9	+	-	20	0,5
Tot. antall individer	720	720	1670	690	810	570	4300	610	80	120	680	
Våtvekt i gram	0,48	0,59	1,47	1,64	1,07	0,71	3,66	1,24	0,39	0,18	1,17	

x) + betegner at dyregruppen er påtruffet ved den kvalitative prøvetakingen på de aktuelle stasjoner. Det øvrige består her i første rekke av gruppen knott.

Tabell 25b. Fordeling av de viktigste bunndyrgrupper i Lågen, september - oktober 1974. Antall og % andel. Metodikk: Steinplukk.

Stasjon	L 1 a.		L 1 b.		L 1 c.		L 1 d.		L 1 e.		L 1 f.		L 2 a.		L 2 b.		L 2 c.		L 2 d.		
	*	+																			
Dyregruppe																					
Børstemark			380	1,6								1040	9,4	610	12,4						
Steinfluer					40	0,3	380	7,5	270	2,8	50	0,5					60	3,3			
Døgnfluer	100	0,7	80	0,3	210	1,8			80	0,8	360	3,2	870	17,8	80	6,2	280	15,2	500	16,3	
Vårfluer	210	1,4	80	0,3	130	1,1	190	3,8	390	4,1	50	0,5	40	0,8	40	3,1	60	3,3	180	5,9	
Fjærmygg	14320	97,6	23710	97,5	11070	93,5	2380	47,1	7410	77,3	9380	85,0	3300	67,4	1130	87,6	1440	78,2	2320	75,5	
Snegl	50	0,3	80	0,3	350	3,0	2100	41,6	1440	15,0	160	1,4							70	2,3	
Øvrige					40	0,3									40	3,1					
Tot. antall individer	14680		24330		11840		5050		9590		11040		4900		1290		1840		3070		
Våtvekt i gram	8,54		8,70		6,33		12,00		15,40		6,36		7,81		1,79		1,74		8,75		

Stasjon	L 3 a.		L 3 b.		L 3 c.		L 4 a.		L 4 b.		L 4 c.		L 4 d.		L 4 e.		L 5 a.		
Dyregruppe																			
Børstemark																			
Steinfluer	140	12,5	120	11,9	100	3,3	290	11,5	420	10,0	50	1,4	170	10,3	250	4,4	1630	20,6	
Døgnfluer	770	68,7	690	68,3	2110	69,6	1700	67,2	3610	85,7	3130	87,7	910	55,2	3940	69,8	2890	36,6	
Vårfluer	70	6,4	160	15,8	240	7,9									180	3,2	360	4,6	
Fjærmygg	140	12,4	40	4,0	580	19,1	500	19,7	120	2,9	340	9,5	570	34,5	1250	22,1	2380	30,1	
Snegl																			
Øvrige							40	1,6	60	1,4	50	1,4			30	0,5	640	8,1	
Tot. antall individer	1120		1010		3030		2530		4210		3570		1650		5650		7900		
Våtvekt i gram	2,54		2,00		7,34		6,71		7,36		4,89		0,75		5,32		27,52		

x) + betegner at dyregruppen er påtruffet ved den kvalitative prøvetakingen på de aktuelle stasjoner.

De øvrige består her i første rekke av gruppene tovinger, biller og knott.

Tabell 25c. Fordeling av de viktigste bunndyrgrupper i Lågen, september - oktober 1974. Antall og % andel. Metodikk: Surber sampler.

Stasjon	L 1 a.		L 1 b.		L 1 c.		L 1 d.		L 1 e.		L 1 f.		L 2 a.		L 2 b.		L 2 c.		L 2 d.		
<u>Dyregruppe</u>	x)																				
Børstemark	210	2,1	+	-	+	-	100	14,1	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	-
Steinfluer	230	2,2	190	1,8	60	0,6	190	26,8	80	2,0	160	2,3	20	1,5	460	51,7	640	53,8	20	2,1	
Døgnfluer	140	1,4	520	4,8	160	1,5	20	2,8	60	1,5	250	3,7	250	19,3	140	15,7	200	16,8	140	14,6	
Vårfluer	100	1,0	40	0,4	100	1,0	+	-	200	5,0	120	1,8	+	-	+	-	20	1,7	40	4,2	
Fjærmygg	9500	93,1	9980	93,0	9920	95,1	150	21,1	3310	83,2	6200	91,6	1030	79,2	290	32,6	310	26,0	760	79,1	
Snegl	+	-	+	-	170	1,6	250	35,2	310	7,8	40	0,6	+	-	+	-	+	-	+	-	
Øvrige	20	0,2	+	-	20	0,2	+	-	20	0,5	+	-	+	-	+	-	20	1,7	+	-	
Tot. antall individer	10200		10730		10430		710		3980		6770		1300		890		1190		960		
Våttvekt i gram	3,46		4,80		4,96		1,82		4,30		3,18		1,51		0,83		0,88		0,83		

Stasjon	L 3 a.		L 3 b.		L 3 c.		L 4 a.		L 4 b.		L 4 c.		L 4 d.		L 4 e.	
<u>Dyregruppe</u>																
Børstemark	+	-	+	-	60	2,5	60	2,5	20	1,0	700	54,6	+	-	+	-
Steinfluer	310	30,1	1450	80,6	1010	43,0	450	18,6	660	32,3	20	1,6	1180	42,3	100	5,3
Døgnfluer	720	69,9	270	15,0	1120	47,6	1700	70,3	1130	55,4	540	42,2	1030	36,9	1310	68,9
Vårfluer	+	-	20	1,1	20	0,9	20	0,8	+	-	20	1,6	20	0,7	-	-
Fjærmygg	+	-	60	3,3	100	4,3	170	7,0	210	10,3	+	-	520	18,6	410	21,6
Snegl	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Øvrige	+	-	+	-	40	1,7	20	0,8	20	1,0	+	-	40	1,5	80	4,2
Tot. antall individer	1030		1800		2350		2420		2040		1280		2790		1900	
Våttvekt i gram	0,89		0,83		6,16		2,98		3,10		1,93		1,92		2,81	

x) + betegner at dyregruppen er påtruffet ved den kvalitative prøvetakingen på de aktuelle stasjoner. De øvrige består her i første rekke av gruppene tovinger, biller og knott.

Fig.50 Bunnfyrenes abundans, uttrykt som individtall/m², i ström og fossparter i Lågenavassdraget
September - oktober 1974

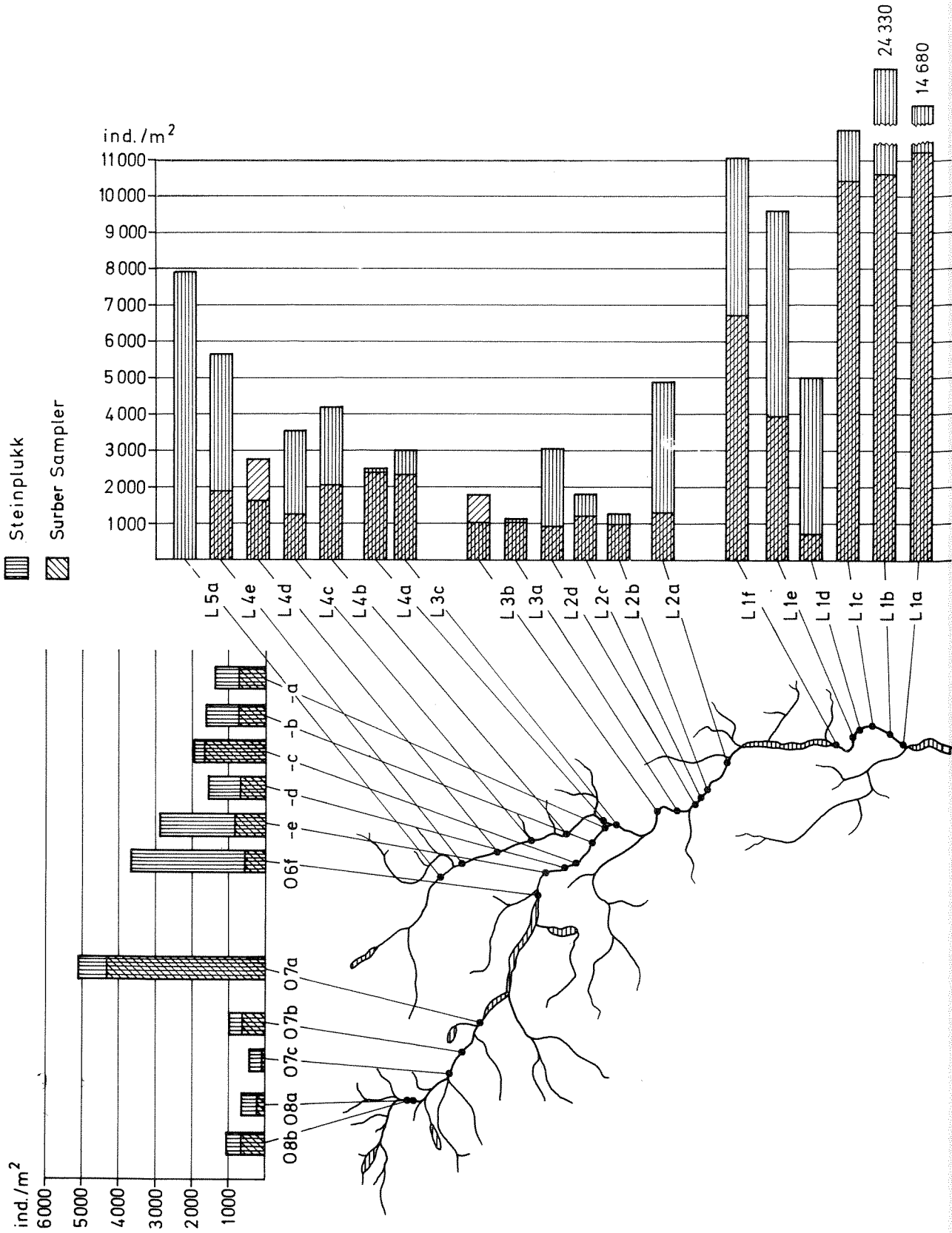
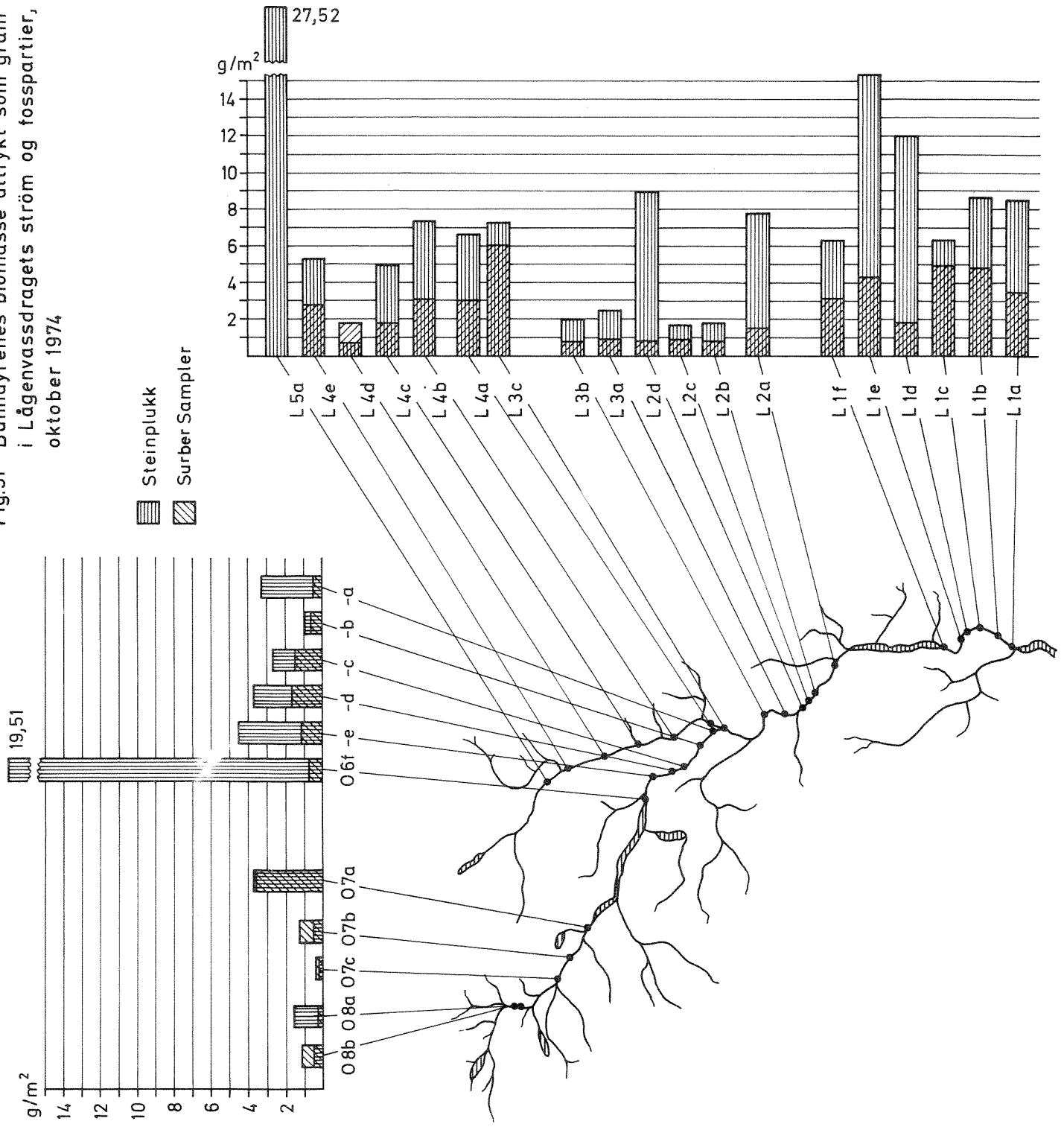


Fig.51 Bunnarenes biomasse uttrykt som gram våtvekt pr. m² i Lågenvassdragets ström og fosspartier, september - oktober 1974



Steinfluelarver (*Plecoptera*) var vanlig representert, om ikke i noe større individantall, på samtlige lokaliteter (forelå i samtlige kvalitative prøver). De mest vanlige forekommende slekter var *Leuctra* og *Isoperla*. Bestanden var størst på elvestrekningen nedstrøms Vågåvatn (strekning 0 6), og det høyeste individantall (310 ind/m²) ble målt ved lokalitet 0 6 f, dvs. ved utløpet av Vågåvatn.

Ved siden av de ovenfornevnte grupper utgjorde også fjærmygglarvene (*Chironomidae*), i første rekke gruppen *Orthocladinae*, et markert innslag i faunaen. Den største forekomsten ble registrert ved lokalitet 0 6 f - utløpet fra Vågåvatn - med et individantall på 1540 ind/m². Dette må sees i sammenheng med "innsjøutløpseffekten", dvs. økt næringstilskudd av organisk materiale produsert i Vågåvatn, bl.a. drift av plante- og dyreplankton.

Vårfluelarvene (*Trichoptera*) var mer sparsomt representert, og det var bare ved lokalitetene 0 6 f og 0 6 c straks nedenfor Vågåvatn de forekom i noe større antall. Her var det spesielt filtrerende former tilhørende familiene *Hydropsychidae* og *Polycentropidae* som dominerte. Forøvrig hadde frittlevende arter tilhørende slekten *Rhyacophila* den største utbredelse. Disse larver ble funnet i samtlige av de kvalitative prøvene. En hel del husbærende former (*Interpalpia*) forekom også, spesielt på elvestrekningen nedstrøms Bismo samt nedstrøms Vågåvatn. Den markerte forekomst av filtrerende former nedstrøms Vågåvatn er et resultat av "utløpseffekten".

Av grupper som var mer sparsomt representert, kan spesielt nevnes forekomst av knottlarver (*Simulium*) på samtlige lokaliteter og forekomst av snegler (*Lymnea* og *Gyraulus*) nedstrøms Vågåvatn (lokalitet 0 6 f og 0 6 d).

LÅGEN

I Lågens grunnere foss- og strykpartier ovenfor Vinstra, dvs. på strekningene L 3, L 4 og L 5, var det en liknende bunndyrs sammensetning som i Otta. Døgnfluelarver, steinfluelarver og fjærmygglarver var vanligst forekommende, og den førstnevnte gruppen i klar dominans. Nedstrøms Vinstra, dvs. på strekningene L 1 og L 2, var faunasammensetningene mar-

kert forskjellig ved at fjærmygglarvene dominerte med hensyn på individantallet. Denne dominans tiltok nedover i vassdraget, samtidig som andelen av spesielt døgnfluelarver gikk tilbake.

Som i Otta var det på strekningen ovenfor Vinstra slekten *Baëtis* som dominerte blant døgnfluelarvene med unntak av lokalitet L 5 a, hvor det var betydelig mosevegetasjon og rikelig forekomst av slekten *Ephemerella*. Foruten de ovenfornevnte slekter var også slekten *Heptagenia* vanlig forekommende.

De samme slekter dominerte også døgnfluefaunaen på elvestrekningens lokaliteter nedstrøms Vinstra. Fordelingen de ulike slekter imellom var imidlertid mer jevn, dvs. at slekten *Baëtis* ikke dominerte bildet like markert som på strekningen ovenfor. Videre var det en betydelig forskjell når det gjaldt individantall. Forekomsten av døgnfluelarver var på strekningen nedstrøms Vinstra betydelig mindre enn på strekningen ovenfor. Dette var spesielt tilfelle for slekten *Baëtis*. Døgnflueslektene *Cloëon*, *Siphonurus*, *Caënis* og *Ephemera* ble også notert. Steinfluelarvene hadde stort sett samme fordeling som døgnfluelarvene, med den største forekomst på elvestrekningen ovenfor Vinstra. Høyeste individantall (1630 ind/m^2), og også prosentandel (ca. 20%) av totalfaunaen ble notert ved lokalitet L 5 a. I likhet med i Otta var slektene *Leuctra* og *Isoperla* de mest vanlige. Dessuten var også slekten *Nemoura* vanlig forekommende.

Fjærmygglarvene bestod i det vesentligste av slekter tilhørende gruppen *Orthocladiinae*, og som tidligere nevnt, økte individantallet såvel som gruppens betydning i relasjon til den øvrige fauna, markert nedover i elva. På stasjonene L 1 a, L 1 b og L 1 c utgjorde de hva individantall angår over 90% av totalfaunaen.

Vårfluelarvene var temmelig jevnt spredd langs hele vassdraget, og noen klar tendens syntes ikke å foreligge. I likhet med i Otta var familiene *Hydropsychidae*, *Rhyacophilidae*, *Polycentropidae* og et flertall husbærende typer (*Interipalpia*) vanlige. Tidligere undersøkelser har imidlertid vist at vårfluelarvene øker i antall i vassdragets nederste deler (Vågåvatn-rapport). 0-71/70. Vågåvatn, Ottavassdraget/Gudbrandsdalslågen, Blindern, april 1974.

Av øvrige grupper kan en spesielt merke seg den rikelige forekomsten av snegler ved stasjon L 1 e og L 1 d. Årsakssammenhengen må være at strømsstyrken på disse lokalitetene var liten samt at de ligger i direkte tilslutning til mer stilleflytende partier der det er en rik sneglefauna. Forøvrig var forekomsten av snegler størst på strekningen nedstrøms Losnavatn. Sneglefaunaen ved samtlige lokaliteter var dominert av damsneglen *Lymnea peregra*, men slekten *Gyraulus* var også vanlig. Forekomsten av knottlarver var betydelig rikere på strekningen ovenfor samløpet med Otta, dvs. langs strekningene L 4 og L 5 enn nedenfor. Forekomsten av biller (*Coleoptera*) og dipterlarver som stankelben (*Tipulidae*) og fluer (*Brachycera*) var vanligere her enn i Otta.

B.2 Kvantitativ fordeling

Faunaen var mest individrik ved lokalitetene i de nederste deler av vassdraget. Dette gjelder spesielt strekningene nedstrøms Losnavatn, der forekomsten av fjærmygglarver bidro til så høye individtall som 24330 og 14680 ind/m² på lokalitet L 1 b, resp. L 1 a. Ser man bort fra fjærmygglarvene, forekom de høyeste individantall (flertall av lokalitetene hadde verdier >3000 ind/m²) i Lågen på strekningen ovenfor samløpet med Otta. Lokalitetene i selve Otta og i Lågen på strekningen nedstrøms samløpet med Otta, hadde individantall som vanligvis var lavere enn 2000 ind/m². Det laveste individantall ble notert ved lokaliteten i øvre delen av Otta med individtall under og omkring 1000 ind/m². Det bør imidlertid bemerkes at den anvendte metodikk gir for lave verdier. Dessuten var ikke prøvetakningsforholdene de beste høsten 1974 på grunn av betydelig nedbørmengder og høy vannføring. Dette bidro antakelig vesentlig til noe lavere individantall. Hovedmønsteret som er beskrevet her, burde dog være reelt nok.

Når det gjelder biomassen, varierte bildet noe. Stort sett fulgte den imidlertid samme mønster som individantallet. De laveste verdier ble registrert i den øvre delen av Otta der biomassen på de fleste stasjonene lå under 2 g/m². Lokalitetene i den nedre delen av Otta og i Lågen like nedenfor samløpet med Otta dannet en mellomgruppe. Lokalitetene i den øvre delen av Lågen samt i de nederste delene viste som regel høyere biomasseverdier - mellom 5 og 9 g/m². Lokaliteten L 5 a hadde den høyeste

biomasseverdi ($27,5 \text{ g/m}^2$). Ved utløpet av Vågåvatn ble det også målt en relativt høy biomasseverdi ($19,5 \text{ g/m}^2$). Årsakssammenhengen er i første rekke rikelig forekomst av vekstmessig store organismer som f.eks. gruppen vårfluellarver. En avtagende effekt av "innsjøutløpet" nedover i vassdraget går tydelig frem av observasjonsmaterialet, men er trolig også en effekt av tiltagende isproblem vinterstid langs denne strekningen. Biomasseverdiene på elvestrekningen ved Bismo var også relativt høye. De noe høye biomasseverdier i nedre delen av Lågen, og da spesielt på lokalitetene L 1 d og L 1 e, er i stor utstrekning betinget av gruppen snegler, som bl.a. via sine skall får høy biomasse.

I likhet med forholdene for individantallet er antakelig biomassen også blitt noe undervurdert ved denne undersøkelse. Dette har som nevnt sammenheng med de ugunstige prøvetakingsforhold.

B.3 Diskusjon

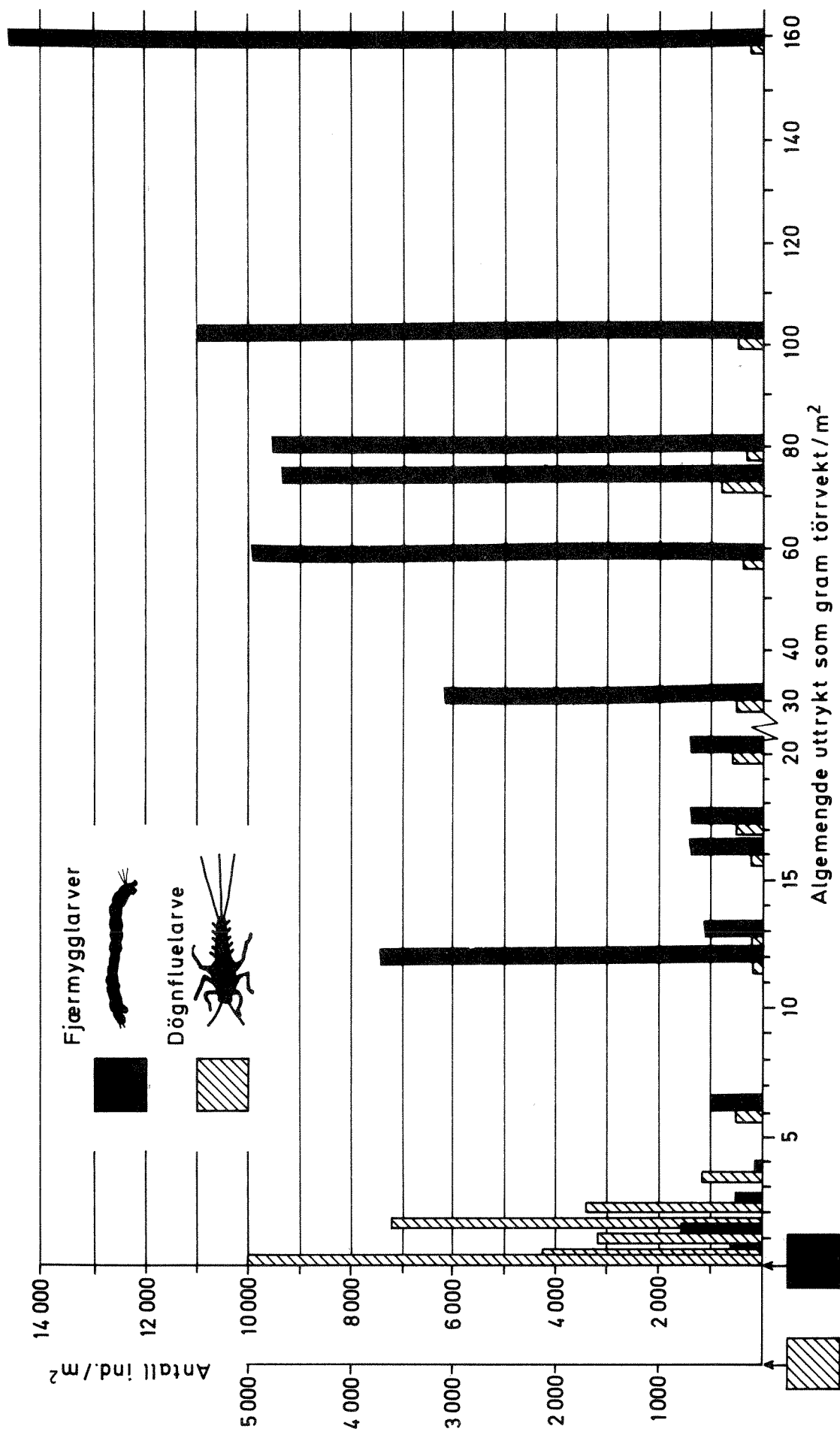
Sett i relasjon til andre vassdrag på våre breddegrader må bunnfaunaen i Lågenvassdragets foss- og strykpartier betraktes som lav, spesielt gjelder dette biomassen. I mer produktive vassdrag finner man som regel en biomasse på $20 - 140 \text{ g/m}^2$ (Økland 1963). I slike vassdrag øker også biomassens omsetningstid ved at et flertall organismer som regel utvikler flere generasjoner pr. år, dvs. bunndyrproduksjonen øker vesentlig og dermed blir det også bedre tilgang på næringsdyr for fisken. Lågenvassdraget må derfor i denne sammenheng betegnes som lavproduktiv. Ser man imidlertid Lågenvassdraget i relasjon til mer nærliggende vassdrag og til mer nordlige forhold forøvrig, må bunndyrenes produksjonskapasitet på den undersøkte del av vassdraget betraktes som god til middels god. Dette er også i overensstemmelse med de fiskeribiologiske undersøkelser fiskerikon-sulenten for Det Østenfjeldske har lagt frem (Løkensgard 1974). Det er spesielt 4 områder som i denne sammenheng peker seg ut, nemlig Otta på elvestrekningen ved Bismo samt elvestrekningen umiddelbart nedstrøms Vågåvatn og Lågen på elvestrekningen ovenfor samløpet med Otta samt i noen grad elvestrekningen nedstrøms Losnavatn. Også ut fra fiskerisyns-punkt (produksjon pr. overflateenhet) burde foss- og strykpartier nevnt ovenfor være de mest produktive. En betydelig del av fiskeproduksjonen i elvas nedre deler (nedstrøms Harpefoss) faller imidlertid på andre fiske-

arter enn harr og aure. Den beste strekningen sett i relasjon til de nevnte fiskearter burde derfor være Lågen ovenfor samløpet med Otta. Her er det sett bort fra at den nederste delen av Lågen er et viktig reproduksjonsområde for flertallet av Mjøsas viktigste fiskearter, dvs. at det er den stasjonære bestand i vassdraget som her behandles.

Så lenge vi bare betrakter faunaen ut fra større grupper, viser de berørte elvesystem en ensartet faunasammensetning. De samme organismegrupper og i noen grad slekter gjenfinnes i de fleste foss- og strykpartier selv om den relative fordelingen de ulike gruppene imellom forandres. På artsnivået burde man imidlertid kunne vente betydelig større forskjeller.

Det mest karakteristiske trekk når det gjelder faunasammensetningen, er døgnfluellarvenes dominerende stilling på samtlige lokaliteter ovenfor Vinstra, og den drastiske forandring med fjærmygglarver i klar dominans ved lokalitetene nedstrøms Vinstra. På det sistnevnte elvepartiet økte innslaget av snegler, mens andelen av steinfluelarver og knottlarver avtok i faunabildet. Dominansen av fjærmyggene tiltar nedover i vassdraget, og samtidig går andelen av døgnfluere (spesielt *Baetidene*) tilbake. Dette fenomen inntreffer samtidig med at algeveksten (i dette tilfelle spesielt kiselalgen *Didymosphaenia geminata*) tiltar. Det foreligger en god korrelasjon mellom forekomsten av denne algen og individtettheten av spesielt gruppene fjærmygglarver og døgnfluellarver (fig. 53). Dette beror delvis på at algene hindrer en del mindre fjærmygglarver i å passere sollingen under sollingen, dvs. man får et falskt bilde. Verdiene for samtlige grupper samt materialet som ble innsamlet med "Surber sampler", viser imidlertid en klar forskyvning mot individrikere faunasamfunn for fjærmygglarver og en reduksjon av grupper som døgnfluellarver og i noen grad steinfluelarver og knottlarver. Grunnen til denne forandring har sammenheng med de ulike organismenes substratvalg, dvs. at visse organismer som foretrekker renere substrat, unnviker de tette algemassene og vandrer ut på større dyp hvor de finner renere bunn. Algemattene utgjør et godt og beskyttet substrat for andre organismer som derved ansamles i disse matter.

Fig.53 Forekomst av fjærmygglarver og dögfluelarver i relasjon til algemengde



Skal man ut fra de foreliggende resultater bedømme organismenes substratvalg, finner man at blant døgnfluelarvene foretrekker slekten *Baëtis* såvel ren stein- og grusbunn som bunn med mosevegetasjon, mens tettere algematter unnvikes. Slekten *Heptagenia* finnes først og fremst på ren stein- og grusbunn, mens som tidligere nevnt, slekten *Ephemerella* foretrekker mosevegetasjon. De to sistnevnte synes også å unnvike tette algematter, men ikke i like høy grad som "Baëtidene". Dette har muligens sammenheng med nevnte slekters treghet i å forlate de grunne områdene i forbindelse med økt algevekst. Spesielt har eldre eksemplarer av *Heptagenia* vist seg å være strandbundne. Steinfluelarvene synes i likhet med "Baëtidene" å foretrekke ren stein- og grusbunn samt bunn med mosevegetasjon, mens tette algematter unnvikes. Slekten *Nemoura* synes i denne sammenheng å være minst nøyeregnende. Både når det gjelder døgnfluelarver og steinfluelarver synes eldre individer å være mer følsomme for algevekst enn yngre.

Fjærmyggjarvene foretrekker vegetasjonsbunn, og synes å stimuleres av en økt algevekst. De tolererer også ren sandbunn i høyere grad enn de øvrige. Materialet som angår vårfluelarvene, er i minste laget for å vise noen tydelig tendens med hensyn til substratvalg, men slekten *Rhyacophila* synes å unnvike bunnpartier med markert algevekst, mens eksempelvis slekten *Hydropsyche* synes å være mer tolerant i denne sammenheng. Dette kan også bero på en større treghet hos sistnevnte når det gjelder å unnvike en økende algevekst. Blant øvrige grupper kan nevnes at knottlarvene unnviker algematter og foretrekker fast, ren bunn, mens sneglene som er aktuelle i dette tilfelle, synes å være tolerante og til en viss grad blir stimulert av økt algevekst.

En må anta at utslaget blir mer markert hvis masseutviklingen av alger foregår over en lengre tidsperiode. I Lågen er det en markert utvikling av algen *Didymosphaenia geminata* under lavvannsføringen på sensommeren og høsten. På senvinteren er det masseutvikling av gullalgen *Hydrurus foetidus*. Algeutviklingen foregår altså over begrensede tidsperioder, og det er derfor de mer bevegelige faunaorganismer som vil vise markerte unnvikelsestendenser. Det fremgår imidlertid klart at faunaen gjennomgår en markert strukturforandring i forbindelse med utviklingen av større algemengder. Selv en mengde på 4-5 g/m² uttrykt som tørrvekt av kiselalgen *Didymosphaenia geminata*, får konsekvenser for bl.a. forekomsten

av døgnfluelarver som er et viktig næringsdyr for fisken. Den mest utpregede algevegetasjon forekommer dessuten på elvestrekninger - grunnere foss- og strykparter - som er gunstig for fiskeproduksjon. En strukturforandring i faunasammensetningen vil derfor ha stor betydning for tilgangen på bl.a. viktige næringsdyr for fisken. Selv om de områder som berøres av algeproduksjonen, overflatemessig er begrenset, vil forandringer derfor likevel få konsekvenser for fiskeproduksjonen.

8.2.4 Dyreplankton og bunndyr i stilleflytende partier

8.2.4.1 Øvre Ottavatn

Innledning

Øvre Ottavatn (vest for Lom) som er svært grunt, er under den isfrie perioden en viktig oppvekst- og næringslokalitet for fisk (Løkensgard 1974). Mesteparten av denne del av Ottavatn har en vanddybde på omkring 1 m, som til dels er dekket av frodige vegetasjonsmatter av *Subularia aquatica* og mosen *Drepanochladius* sp. I innsjøens sentrale og nordlige deler går en markert dyprenne med slambunn. I denne renne er det til dels betydelige ansamlinger av organisk materiale i form av diverse vegetasjonsrester, først og fremst av terristrisk opprinnelse, som elven har ført med seg.

Den 23. august 1974 ble det samlet inn benthos og dyreplanktonprøver i den hensikt å få en forståelse av næringstilgangen i de frie vannmasser såvel som i selve bunnen.

Metodikk

Samtlige prøver ble samlet inn i innsjøens sentrale partier både fra den markerte dyprenne, der vanddypet var 2-2½ meter, og fra de grunnere partier.

Dyreplanktonet og eventuelt driftfauna ble samlet inn fra 5 lokaliteter ved hjelp av Schindlerfelle (volum 48 l) (Schindler 1969). Prøvevolumet ble filtrert gjennom en planktonduk med 45 µ's maskestørrelse, og prøvene

ble konserverert med jodjodkalium. Bearbeidelsen er blitt utført ved hjelp av et omvendt mikroskop og tellekammer (Uhtermøhl 1932).

Ved bunnfaunaprøvetakingen ble det brukt en Ekmangrabb. Det ble tatt 10 enkeltprøver, dels fra selve dyprennen og dels fra områder med vegetasjonsdekke og fra områder uten vegetasjonsdekke. Prøvene ble sollet gjennom et soll med 0,5 mm maskestørrelse. Sollrestene ble konserverert med 4% formalin.

Resultat og diskusjon

Dyreplankton

Resultatene av dyreplanktonundersøkelsene fremgår av tabell 26.

Øvre Ottavatn hadde på prøvetakingstidspunktet en svært fattig planktonfauna, både når det gjelder artsantall, biomasse og individantall. Innslaget av mer substrat- og bunnbundne littoralformer som hjuldyrene (*Rotatoria*), *Brachionus*, *Euchlanis*, *Lepadella*, *Lecane* og *Cephallorella* og vannloppen (*Cladocera*) *Eurycercus* var markert. I alt ble det funnet 10 slekter fordelt på 7 arter hjuldyr (*Rotatoria*) og 2 arter krepsdyr (*Crustacea*). Av disse slektene er bare 4 stk. å betrakte som ekte planktoniske (euplanktiske).

Den fattige planktonfaunaen og det markerte innslaget av littoralformer må sees i sammenheng med kraftig gjennomstrømning og liten vanddybde som bl.a. førte til en hurtig vannutskiftning. Dette er forhold som vanskeliggjør en etablering av euplanktisk fauna. En del av planktonet er trolig tilført fra de ovenforliggende elvesystemer. Det store antall fjærmygglarver (*Chironomidae*) i prøvene tyder på at det foreligger en ikke ubetydelig driftfauna i innsjøen. Dette er helt sikkert av stor betydning under flomsituasjoner når Ottavatn nærmest er å betrakte som et elvesystem, dvs. med kraftig strøm og hurtig vannutskiftning.

På grunnlag av dyreplanktondata når det gjelder de rent planktoniske former, må produksjonen i Øvre Ottavatn betraktes som ekstremt lav. En til visse tider trolig betydelig driftfauna vil i noen grad kompensere dette når det gjelder fiskenes næringstilgang i de frie vannmasser.

Tabell 26. Dyreplankton, Ottavatn, 23/8-1974. Individantall/m³.

	Prøve					Variasjonsbredde	\bar{M}
	I	II	III	IV	V		
ROTATORIA (hjuldyr)							
<u>Brachionidae</u>							
Brachionus sp.	20	-	20	60	20	0 - 60	24
Keratella quadrata	-	-	60	-	20	0 - 60	16
Kellicottia longispina	60	20	20	20	40	20 - 60	32
Euchlanis spp.	-	-	-	20	20	0 - 20	8
Lepadella spp.	-	20	100	40	60	0 - 100	44
<u>Lecanidae</u>							
Lecane spp.	-	-	20	40	-	0 - 40	12
<u>Notommatidae</u>							
Cephallorella sp.	40	-	40	-	20	0 - 40	20
CRUSTACEA (krepser)							
<u>Cladocera (vannlopper)</u>							
<u>Bosminidae</u>							
Bosmina longispina	40	60	40	-	20	0 - 60	32
<u>Chydoridae</u>							
Eurycerus lamellatus	-	-	20	20	-	0 - 20	8
<u>Copepoda (hoppekrepser)</u>							
<u>Cyclopidae</u>							
Cyclops scutifer							
cop. II	20	-	-	-	-	0 - 20	4
cop. I	-	-	-	20	-	0 - 20	4
naup. III	-	-	-	20	-	0 - 20	4
naup. II	20	40	-	20	20	0 - 40	20
Sum zooplankton	200	140	320	260	220	140 - 320	228
Sum Crustacea	80	100	60	80	40	40 - 100	72
Nematoda	-	20	20	40	20	0 - 40	20
Chironomidae larver	120	180	160	180	160	120 - 180	160

Bunndyr

Resultatene av bunnundersøkelsene er fremstilt i tabell 27. Det var i hovedsak 3 dyregrupper som dominerte faunaen i innsjøens bløte bunnområder, nemlig fåbørstemark (*Oligochaeta*), fjærmygglarver (*Chironomidae*) og ertemuslinger (*Pisidium*). Døgnfluellarver av slekten *Siphonurus* og snegler av slektene *Lymnaea* og *Gyraulus*, var også vanlig, men med mindre individantall. Blant fjærmygglarvene var gruppene *Orthocladinae*, *Tanypodinae* og *Chironomini* vanlig forekommende på samtlige dyp.

Det høyeste individantall (i middel 4346 ind/m²) ble funnet i selve dyprennen som hadde stor forekomst av ertemuslingen *Pisidium*. Denne utgjorde hele 83% av faunaen, mens de øvrige grupper var mer sparsomt representert på denne lokaliteten. Innenfor de grunnere partiene var faunaen rikest og mest variert i selve vegetasjonsbeltene, der den også hadde høyeste biomasse (15,36 g/m² som middeltall).

Bunnfaunaen, spesielt hva biomasse angår, må betraktes som relativt rik. Dette må sees i sammenheng med at innsjøen er meget grunn og har et betydelig vegetasjonsbelte. Disse forhold skaper et godt og variert miljø for de bunnlevende organismer både direkte og indirekte (via bakterieproduksjonen). Dessuten er det her en hurtig gjennomstrømning og følgelig en betydelig tilførsel av næringsemner i form av diverse organisk materiale fra vassdraget ovenfor. Gjennomstrømningen bidrar også til gode oksygenforhold i bunnsubstratet. Alt dette er årsak til en hurtig stoffomsetning som resulterer i en høy bunnfaunaproduksjon. Bunnfaunaen er en viktig næringskilde for fisken (aure og harr). Innsjøen må derfor også fra et fiskerisynspunkt betraktes som meget produktiv sett i relasjon til vassdraget forøvrig. Mulig fiskeproduksjon er her anslått til ca. 30 kg/ha.år. Det er sannsynligvis i første rekke harren som drar fordel av den rike næringsstilgangen. Harren kan nemlig utnytte ertemuslinger og snegler mer effektivt enn auren. En ytterligere faktor av betydning i denne sammenheng er at innsjøoverflaten som sådan fanger opp betydelige mengder insekter som føres hit med vinden fra landområdene omkring. Disse utgjør et viktig næringsstilsjudd for så vel harr som aure (Norlin 1964 og 1967). Det kan her nevnes at det på prøvetakingstidspunktet ble observert til dels store mengder *Bibio* sp. på vannoverflaten.

Tabell 27. Bunnfaunans fordeling og størrelse i Øvre Ottavatn 23/8-1974 uttrykt som antall, %-andel og biomasse pr. m² bunnflate.

Dypsone	2,0-2,5 m dyprennen		1 m: vegetasjonsfri bunn		1 m: vegetasjonsbunn	
	3		3		4	
Antall prøvetakingslokaliteter	3		3		4	
Dyregruppe :	Variasjonsbredde	Middelverdi	Variasjonsbredde	Middelverdi	Variasjonsbredde	Middelverdi
Fåbørstemark (Oligochaeta)	120 - 200	160	1600 - 2400	2000	120 - 1200	680
Døgnfluelarver (Ephemeroptera)	-	-	0 - 40	20	20 - 60	40
Vårfluelarver (Ephemeroptera)	0 - 60	33	-	-	20 - 80	40
Sviknottlarver (Ceratopogonidae)	-	-	-	-	0 - 120	60
Fjærmygglarver (Chironomidae)	460 - 720	553	440 - 560	500	720 - 1280	1000
Dipterlarver (Tovinger)	-	-	-	-	0 - 40	10
Ertemuslinger (Pisidium)	1600 - 4800	3600	0 - 40	20	720 - 2160	1460
Snegler (Gastropoda)	-	-	0 - 120	60	0 - 120	80
Tot. antall individer	2580 - 4980	4346	2320 - 2880	2600	3240 - 3400	3370
Våtvekt i gram	2,78 - 6,62	5,41	11,11 - 15,78	13,24	9,0 - 21,68	15,36

Konklusjon

Øvre Ottavatn utgjør et verdifullt nærings- og oppvekstområde for de tilstøtende vassdrags fiskefauna. Man må nemlig anta at det skjer betydelige fiskevandringar til, fra og innenom dette produktive området i løpet av den isfrie perioden. Dette er i overensstemmelse med resultatene til Løkensgard (1974) i forbindelse med hans fiskeribiologiske undersøkelser i de berørte vassdrag.

Forholdene i Nedre Ottavatn (området fra Lom til Vågåvatn) avviker fullstendig fra forholdene i Øvre Ottavatn. Dette har sammenheng med stor tilførsel av brevann via Bøvra og dermed kraftig påvirkning av erosjonsmateriale fra breområdene. Det antas at forholdene nærmest er å sammenligne med forholdene i øvre delen av Vågåvatn, og det henvises derfor til undersøkelsen av Vågåvatn i denne sammenheng: Rapport O-71/70. Vågåvatn - Ottavassdraget - Gudbrandsdalslågen. En limnologisk undersøkelse 1972. Blindern, april 1974.

8.2.4.2 Losna

8.2.4.2.1 Dyreplankton

Målsetting

Hovedmålsettingen med denne undersøkelse er å få et bilde av den kvantitative og kvalitative fordeling av krepsdyrplanktonet i Losnas hovedvannmasser i løpet av året. Undersøkelsen er ennå ikke avsluttet. Resultatene nedenfor må derfor betraktes å være av orienterende og preliminær art. En mer utførlig fremstilling vil bli utarbeidet senere.

Metodikk

Prøvetakingslokaliteten er henlagt til Losnas dypeste partier, og det blir samlet inn prøver fra flere dyp en gang hver måned i løpet av sommerperioden og noe sjeldnere i vinterperioden.

Dyreplanktonet blir samlet inn ved hjelp av en Schindlerfelle som rommer 48 l. Prøvevolumet blir filtrert gjennom en planktonduk med 5 μ 's maskestørrelse. Kvalitativt materiale samles inn ved hjelp av vertikale

håvtrekk. Til dette brukes en vanlig planktonhåv med 60 μ 's maskestørrelse. Det innsamlede materialet er konservert med jodjodkalium. Den videre bearbeiding har foregått ved hjelp av stereomikroskop og tellerslede, beskrevet av Elgmork (1959).

Biomassen som her er uttrykt som tørrvekt, er blitt bearbeidet på grunnlag av volumet, idet 1 mm³ er satt lik 1 mg våtvekt. Vanninnholdet i planktonorganismene er satt til 90% (Langeland 1972).

Resultat

Inntil nå er det funnet i alt 28 dyreplanktonarter/grupper: 16 arter hjuldyr, nemlig *Brachionus* sp., *Keratella quadrata*, *K. hiemalis*, *K. cochlearis*, *Notholca caudata*, *Kellicottia longispina*, *Lecane* sp., *Gastropus stylifer*, *Asplanchna priodonta*, *Synchaeta grandis*, *Ploeosoma hudsoni*, *Polyarthra vulgaris*, *P. remata*, *Filinia longiseta*, *Conochilus hippocrepis*, *C. unicornis*. 12 arter krepsdyr (*Crustacea*) bestående av 8 stk. vannlopper, nemlig: *Holopedium gibberum*, *Daphnia longispina*, *Ceriodaphnia* sp., *Bosmina longispina*, *Alona* sp., *Chydorus sphaericus*, *Leydigia leydigii* og *Acroperus harpae* samt 4 stk. hoppekreps, nemlig *Diaptomus laticeps*, *Cyclops strenuus*, *Cyclops scutifer* og *Acanthocyclops ciridis*.

Hjuldyprene er ikke blitt behandlet kvantitativt, men de vanligst forekommende arter har vært "brachionider" som *Keratella cochlearis* og *Kellicottia longispina*. En spesielt rik forekomst av *Synchaeta grandis* i august kan spesielt bemerkes. *Polyarthra* og *Filinia* var også til sine tider rikelig representert.

Blant krepsdyrene er det først og fremst hoppekreps, dvs. *Cyclops* og *Diaptomus* som dominerer faunaen. Vannloppene *Bosmina* og *Daphnia* er også vanlig forekommende, men i mindre individantall enn førstnevnte gruppe. De øvrige gruppene forekommer mer sporadisk og sparsomt. Dette gjelder også hoppekrepsen *Acanthocyclops*.

Det foreløpig bearbejdede materialet er fremstilt i tabell 28. Krepsdyrenes individantall og biomasse er beregnet pr. m² overflate. Den

Tabell 28. Krepsdyrplankton fra Losna uttrykt som individantall og biomasse under 1 m² overflate.

Art	23/7-74	22/8-74	7/10-74	7/11-74
Cyclops scutifer ♂	1380	60	-	-
" " ♀	1380	-	-	-
" " ♀ m/egg	940	-	-	-
Antall egg	22880	-	-	-
Cyclops scutifer cop.	19750	85940	65600	56850
" " naup.	167680	63560	12310	18210
Diaptomus laticeps ♂	200	-	-	600
" " ♀	100	-	60	600
Antall egg	-	-	-	-
Diaptomus laticeps cop.	3100	20020	20300	9000
" " naup.	17540	3550	-	-
Bosmina longispina	11090	27510	3390	8790
Daphnia longispina	200	1940	3760	4180
Holopedium gibberum	140	200	-	-
Ceriodaphnia sp.	200	60	200	-
Alona sp.	480	60	-	60
Chydorus sphaericus	40	-	-	-
Leydigia leydigii	400	-	-	-
Tot. individantall	224620	203100	105620	98290
Tot. biomasse, mg	198,7	289,5	353,3	312,4
M̄ individ/l	4,5	4,1	2,1	2,0

høyeste verdi for biomasse (353,3 mg) ble målt i oktober. Det høyeste individantall, ca. 225000 individer, forelå i juli. Dette hadde sammenheng med rik forekomst av ungdomsstadier av i første rekke *Cyclops*, men også *Diaptomus*.

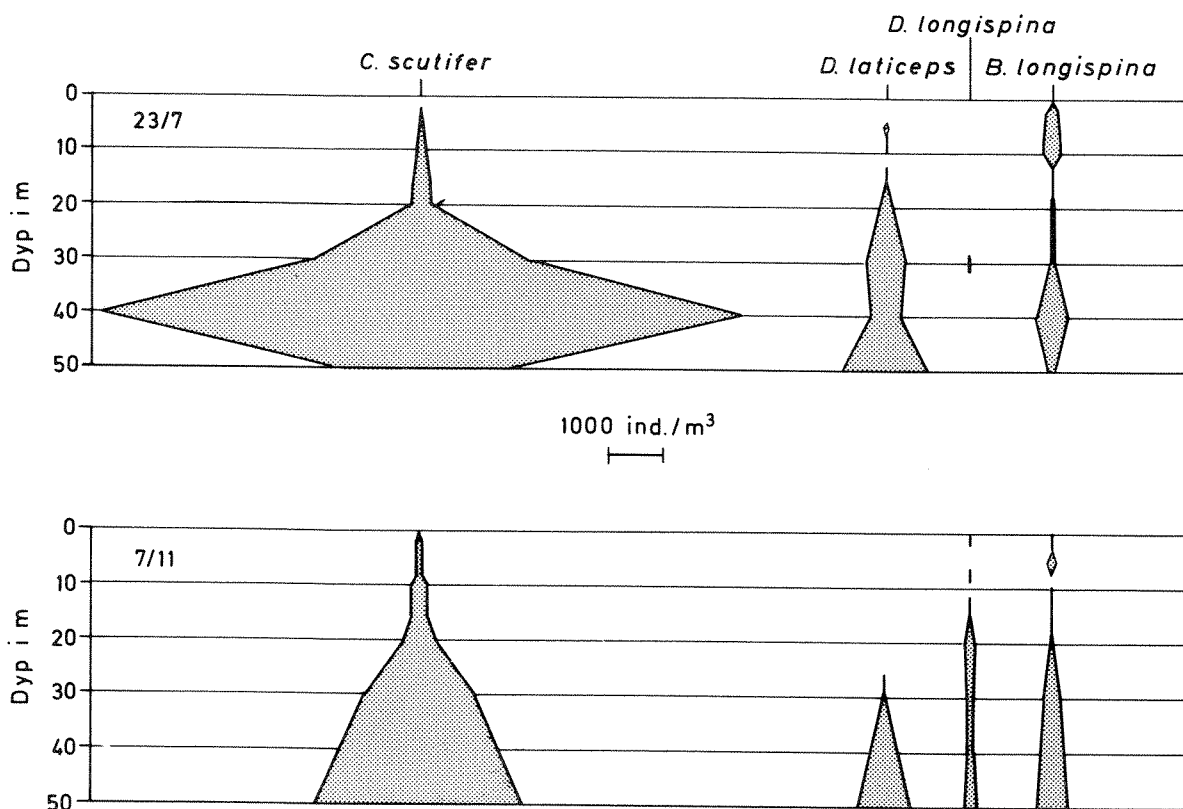
Diskusjon

På grunnlag av de foreliggende resultater må dyreplanktonfaunaen i Losna betraktes som fattig, både når det gjelder individantall og biomasse. Langeland (1972, 1974) angir en biomasse omkring 1 g/m^2 som middels rikt for norske innsjøer. Når det gjelder artssammensetning og antall arter, er planktonfaunaen relativt sett ganske rik. Jevnført med forholdene i Vågåvatn er dyreplanktonet i Losna mer variert, bl.a. inntar vannloppene en større andel. Dette kan muligens ha sammenheng med at breslampåvirkningen avtar nedover i vassdraget.

Dyreplanktonproduksjonens størrelse må også sees i sammenheng med stor gjennomstrømning, til sine tider markert breslamtilførsler og relativt kalde vannmasser om sommeren, dvs. faktorer som bl.a. bidrar til lav primærproduksjon. Det synes i første rekke å være vannloppene som blir negativt påvirket av disse forhold. Den lave primærproduksjonen kompenseres imidlertid til en viss grad av tilførsler av organisk materiale fra såvel nedbørfeltet som fra selve elva (løsrevne organismerester). Dette kan utnyttes som næringsgrunnlag for dyreplanktonet (dvs. i første rekke den bakterieproduksjon som dette er årsak til, utnyttes som føde (Nauwerk 1963)).

Et karakteristisk trekk er også den markerte ansamling av dyr mot større dyp (fig. 54). Dette må settes i sammenheng med at dyrene unnviker områder og dypsoner med kraftig strømpåvirkning (Brook and Woodward 1956). Dette fenomen var spesielt markert i visse perioder med kraftig gjennomstrømning i sommerperioden, samt om vinteren når vannets temperatur er lav og dyrenes aktivitet, og dermed deres evne til å unnvike strømpåvirkning, er nedsatt. Under normale forhold, dvs. i innsjøer med liten gjennomstrømning og lav strømhastighet ($<2 \text{ cm/s}$), foretrekker de arter som her er nevnt, de øvre vannmasser under sommerens stagnasjonsperiode, selv om en del vertikalvandring skjer i løpet av døgnet (Løtmarker 1964).

Fig.54 Vertikalfordeling hos de viktigste dyreplanktongrupper i Losna den 23/7 og 7/11 1974



Blant såvel hjuldyrene som krepsdyrene består hoveddelen av faunaen av arter som er vanlig forekommende i oligotrofe (næringsfattige) vannforekomster. Hjuldyrene *Synchaeta grandis* og *Ploesoma hudsoni* betegnes av Pejler (1965) som oligotrofiindikatorer. Innslag av arter som fortrinnsvis foretrekker mer næringsrike lokaliteter, som f.eks. hjuldyrene *Brachionus* og *Flinia* samt vannloppen *Chydorus* (Pejler 1965), må her settes i sammenheng med utspyling fra mer næringsrike og grunnere lokaliteter (dammer og vikar) langs elvekanten, oppstrøms Losna. Dette gjelder også for vannloppene *Alona*, *Acroporus* og *Leydigia*, hoppekrepssene *Cyclops strenus* og *Acanthocyclops viridis* og hjuldyret *Lecane*, idet disse ikke er vanlig forekommende arter i de frie vannmasser (euplanktiske) i det berørte vannsystem.

Det markerte innslaget av hjuldyret *Filinia longiseta* kan muligens også ha sammenheng med organisk belastning i de dypere partier og dermed større tilgang på bakterier (Pejler, munt. med.).

8.2.4.2.2 Bunn dyr

Målsetting og metodikk

Den 23. juli 1974 ble det samlet inn bunnfaunaprøver langs en profil fra den østre stranden til sjøens dypeste parti. Hensikten med denne prøvetaking var å få et bilde av bunnfaunaens sammensetning og størrelse, både med hensyn til individantall (abundans), såvel som biomasse i Losnas bløte bunnområder. Prøvetakingen er blitt utført med Ekmann-grabb. Det ble tatt to parallellprøver på hver dyp-lokalitet, og disse er siden blitt slått sammen. Ved sollingen ble det anvendt en soll med 0,5 mm maskestørrelse. Prøvene ble konserverte i 4% formalin. Biomassen er uttrykt som våtvekt, og vektbestemmelsen er utført på en Sartorius vekt med en nøyaktighet av 0,1 mg. Hittil er det bare blitt samlet inn et kvalitativt materiale, og noen kvantitativ undersøkelse av strandfaunaen er ikke gjort.

Fjærmyggene er under utklekking i juli måned, og prøvetaking på dette tidspunkt er derfor ikke særlig hensiktsmessig. En mer omfattende bunnfaunaprøvetaking er blitt gjennomført siste høst (1975).

Resultat

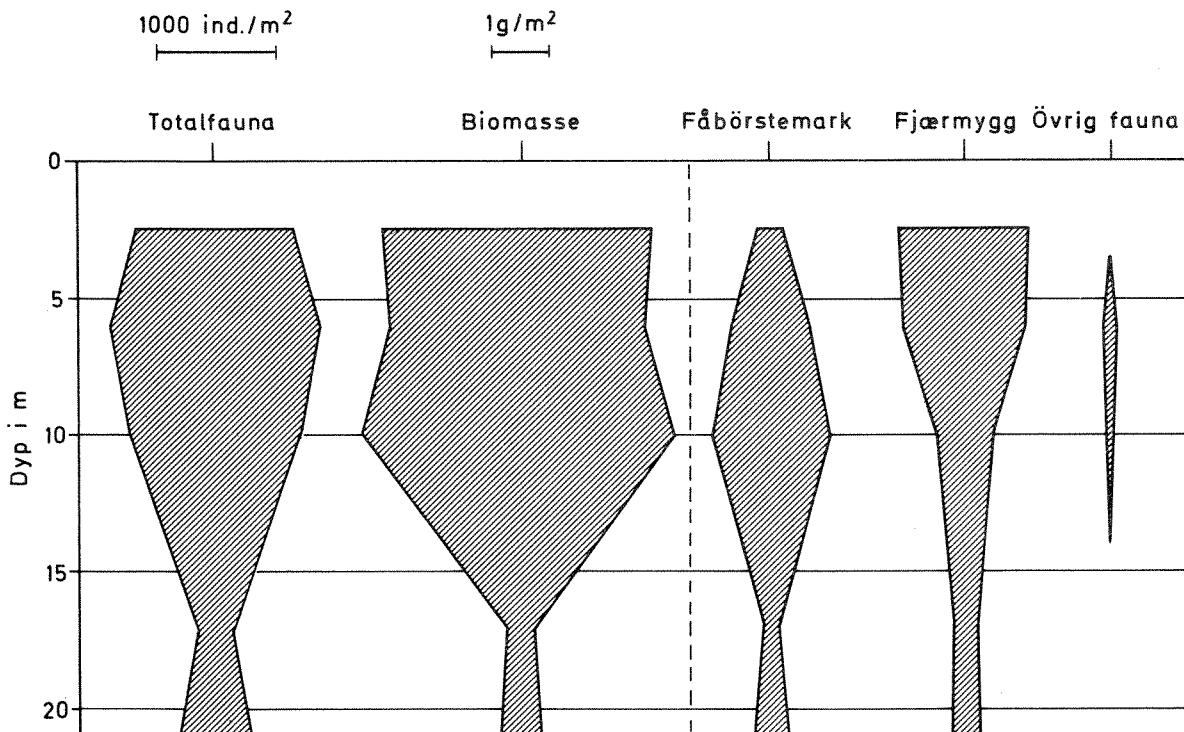
På samtlige dyp besto hoveddelen av bunnsubstratet av brun-grått leirslam (delvis sedimentert breslam) med innslag av organisk materiale, først og fremst i form av diverse vegetasjonsrester. Slike rester var spesielt markert i prøvene fra 16 og 20 meters dyp, der betydelige løvrester var ansamlet. Siltfraksjonen økte naturlig nok med minsket dyp.

Bunnfaunaens fordeling når det gjelder individantall (abundans) og biomasse i Losnas bløte bunnområder ved prøvetakingstidspunktet, går frem av tabell 29 og fig. 55. Det var hovedsakelig tre organismegrupper som dominerte faunaen, nemlig fåbørstemark, fjærmyggelarver og ertemuslinger (*Pisidium*).

Tabell 29. Bunnfaunaens dybdefordeling i de bløte bunnsedimenter, uttrykt pr. m² bunnareal, Losna 23/7-1974.

Dyregruppe	4		8		16		20		30		40		50		60	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Fåbørstemark (Oligochaeta)	120	12%	340	38,6%	300	83,3%	40	50%	160	40%	520	86,7%	600	68,2%	940	78,3%
Døgnfluelarver (Ephemeroptera)	40	4%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fjærmygglarver (Chironomidae)	800	80%	460	52,3%	60	16,7%	40	50%	60	15%	-	-	20	2,3%	200	16,7%
Ertemuslinger (Pisidium)	40	4%	80	9,1%	-	-	-	-	180	45%	80	13,3%	260	29,5%	60	5%
Tot. antall individer	1000	100%	880	100%	360	100%	80	100%	400	100%	600	100%	880	100%	1200	100%
Våtvekt i gram	4,3		1,6		1,04		0,2		0,6		1,7		2,5		2,8	

Fig.57 Bathymetrisk fremstilling av bunndyrenes dybdefordeling i Gillefjordens blöte bunnområder 22. august 1974



I grunnere partier med hardere bunns substrat og langs selve strandkanten, var faunaen mer variert, og her ble det ved siden av de allerede nevnte grupper også funnet snegler (*Gastropoda: Lymnaea, Gyraulus*), døgnfluelarver (*Ephemeroptera: Baëtidae, Ephemera*), steinfluelarver (*Plecoptera*), vårfluelarver (*Tipulidae*) (*Trichoptera*), igler (*Hirudinea*) og dipterlarver som bl. a. stankelben. Vårfluelarvene og døgnfluelarvene av slekten *Baëtidae* var tallrikest i direkte tilslutning til bekkeutløpet. Dette har sin årsak i at det her til dels skjer en drift av disse organismer fra selve bekkene, samt at det til dels lokalt ansamles løvresten og annet organisk materiale som øker næringsgrunnlaget. Ansamling av organismer i mer næringsrike lokaliteter er en vanlig foreteelse i naturen.

Både når det gjelder individantall (abundans) og biomasse, var det to markerte maksima, dels i de grunnere partiene (1000 ind./m^2 og $4,3 \text{ g/m}^2$) og dels mot større dyp ($400\text{-}1200 \text{ ind./m}^2$ og $0,6\text{-}2,8 \text{ g/m}^2$). Mens fjærmygg-larvene hadde sitt høyeste individantall i de grunnere områdene, var få-

børstemark og ertemuslinger mer markert i de dypere. For samtlige grupper forelå et markert minimum i dypsonen 16-30 m, dvs. innenfor den sone der mesteparten av det organiske materialet ble funnet. Mot større dyp økte dominansen av fåbørstemark, som her utgjorde hoveddelen av faunaen både når det gjelder individantall og biomasse.

I de grunnere områdene var samtlige av de fire hovedgruppene *Tanypodinae*, *Chironomini*, *Tanytarsini* og *Orthocladiinae* blant fjærmygglarvene representert, mens bare gruppen *Tanypodinae* med slekten *Procladius* ble funnet i de dypere lokalitetene.

Diskusjon

Sammenliknet med andre norske innsjøer (Økland 1963) har bunnfaunaen i Losna lave verdier både når det gjelder individantall og biomasse, og lokaliteten må i så måte betegnes som lavproduktiv. Losna må imidlertid nærmest betraktes som et elvemagasin, og ifølge Joffe's (1961) inndeling av elvemagasinenes produktivitet som baserer seg nettopp på bunnfaunaen (Joffe 1961), faller Losna innenfor gruppen lavt produktive, dvs. magasin med en benthisk biomasse av 1,5-3 g/m². Til sammenlikning kan nevnes at Joffe anser magasin med en benthisk middelbiomasse av 3-6 g/m² som medium produktive, 6-12 g/m² som høyproduktive og større enn 12 g/m² som svært høyproduktive. Magasin med bunnfaunabiomasse < 1,5 g/m² betegnes her som svært lavproduktive.

Tallene fra Losna som er angitt ovenfor, må imidlertid sees i relasjon til at en betydelig del av fjærmygglarvene var utklekket på det tidspunkt prøvetakingen fant sted. Losnas bunnfaunaproduksjon kan sees i sammenheng med den betydelige slamtilførsel som foregår spesielt under flomperioder. Slampåvirkningens negative effekt såvel direkte som indirekte på bunnfaunaen i elvemagasin, er tidligere påvist av bl.a. Joffe (1961) og Ozhegova (1954). Den lave bunnfaunaproduksjonen kompenseres til en viss grad ved at det skjer en betydelig drift av organismer fra ovenforliggende elvestrekninger. Dette er spesielt markert under flomsituasjoner. Spesielt er de øvre deler av magasiner markert påvirket av driftmateriale (Lubyanov 1952, Aristovskoya 1958 og Grimås et al. 1965).

Den relativt sett dominerende rolle som fåbørstemarken (*Oligochaeta*) inntar kan her settes i sammenheng med betydelige mengder organisk materiale som tilføres via elven, sedimenterer og til dels ansamles i Losnas dypeste partier. Faunasammensetningen i de dypeste delene synes å indikere at det her til sine tider er betydelig oksygenforbruk, men det er neppe noen gang anaerobe tilstander. Oksygenforbruket som også er blitt registrert ved den fysisk-kjemiske undersøkelsen, må settes i direkte sammenheng med den organiske belastningen, og i visse perioder dårlig vannutskiftning i disse områder.

Det synes også å være markert oksygenforbruk i selve bunnssubstratet på dyp-lokalitetene 16 og 20 meter - noe som også må sees i sammenheng med ansamling av organisk materiale på disse stedene. Det lave individantall på disse steder samt at bare slektene *Procladius* og *Cryptochironomus* av fjærmygglarvene er funnet der, indikerer dette. De sistnevnte slektene berøres ikke av oksygensvikt i kontaktsonen mellom vann og sediment, idet de temporært kan forlate denne sonen under sitt oksygenopptak (Wiederholm 1971). Det forhold at ertemusling manglet i 16-20 m dyp bør også anmerkes, idet disse ikke kan overleve total oksygensvikt. Sannsynligvis er vannsirkulasjonen innenfor disse dyp temmelig god, og det er derfor i første rekke bare selve kontaktsonen mellom substrat og vannmasse som berøres i denne sammenheng. Noen større oksygensvikt i vannmassene oppstår ikke.

8.2.4.3 Gillebofjorden

Innledning

En av "fjordene" ved Øyer (Gillebofjorden) er valgt som lokalitet (eksempel) for undersøkelse av såvel bunndyr som driftorganismer i et større stilleflytende elveparti. Innsamlingen av bunndyr ble foretatt i slutten av august og driftorganismer i juli samme år.

Prøvetaking og metodikk

Driftfaunaen ble samlet inn ved hjelp av en 10 liter vannhenter med klafflokk (Wang-henter) fra flere dyp i fjordens øvre og sentrale deler.

(se fig. 56). Ved hvert dyp ble det samlet inn 100 liter vann (blandprøve av 10 prøvevolum. Prøvevolumet ble filtrert gjennom en planktonduk med 60 μ 's maskestørrelse. Bearbeidingen av det innsamlede materialet som ble konservert med jodjod-kalium, foregikk ved hjelp av et omvendt mikroskop og tellekammer.

Bunnfaunaen ble samlet inn ved hjelp av Ekmangrabb langs en profil fra den østre stranden til fjordens dypeste partier. På hver av de 5 prøvetakingslokalitetene ble det tatt to dobbelthugg som siden ble slått sammen. Ved sollingen ble det anvendt en soll med 0,5 mm maskestørrelse. Prøvene ble konservert med 4% formalin. Biomassen er uttrykt som våtvekt med en nøyaktighet av 0,1 mg.

Resultat

De frie vannmasser

Under prøvetakingen var det temmelig høy vannføring. I den frie vannmassen ble det funnet enkelte eksemplarer av dyreplankton som hjuldyr (*Rotatoria*), spesielt arten *Synchaeta grandis*, som forekom i til dels store mengder, vannlopper (*Cladocera*), spesielt ungdomsstadier av *Bosmina* samt enkelte eksemplarer av hoppekreps (*Copepoda*). De sistnevnte besto i første rekke av ungdomsstadier (nauplier) av *Cyclops scutifer* ved siden av til dels rikelig forekomst av små larvestadier av fjærmygg (først og fremst *Tanytarsini*), døgnfluer (spesielt slekten *Baëtis*) og steinfluer. De frittlevende organismene var rikeligst representert i de øverste vannsjikt 0-5 m, og i "fjordens" øvre (nordlige) partier, der også strømpåvirkningen var kraftigst. I de dypere vannlag i "fjordens" mer sentrale deler ble det på prøvetakingstidspunktet funnet bare et fåtall små fjærmygglarver. (fig. 57).

Bunnpartiene

Bunnfaunaens sammensetning, størrelse og fordeling i Gillebofjordens bløte bunnpartier fremgår av tabell 30, og den bathymetriske fremstilling i fig. 57. Dyregruppene fåbørstemark (*Oligocheata*) og fjærmygglarver domierte faunaen helt i samtlige dypsoner. Fåbørstemarken var tallrikest på 10 meters dyp, der de utgjorde 62% av faunaen. Fjærmygglarvene hadde

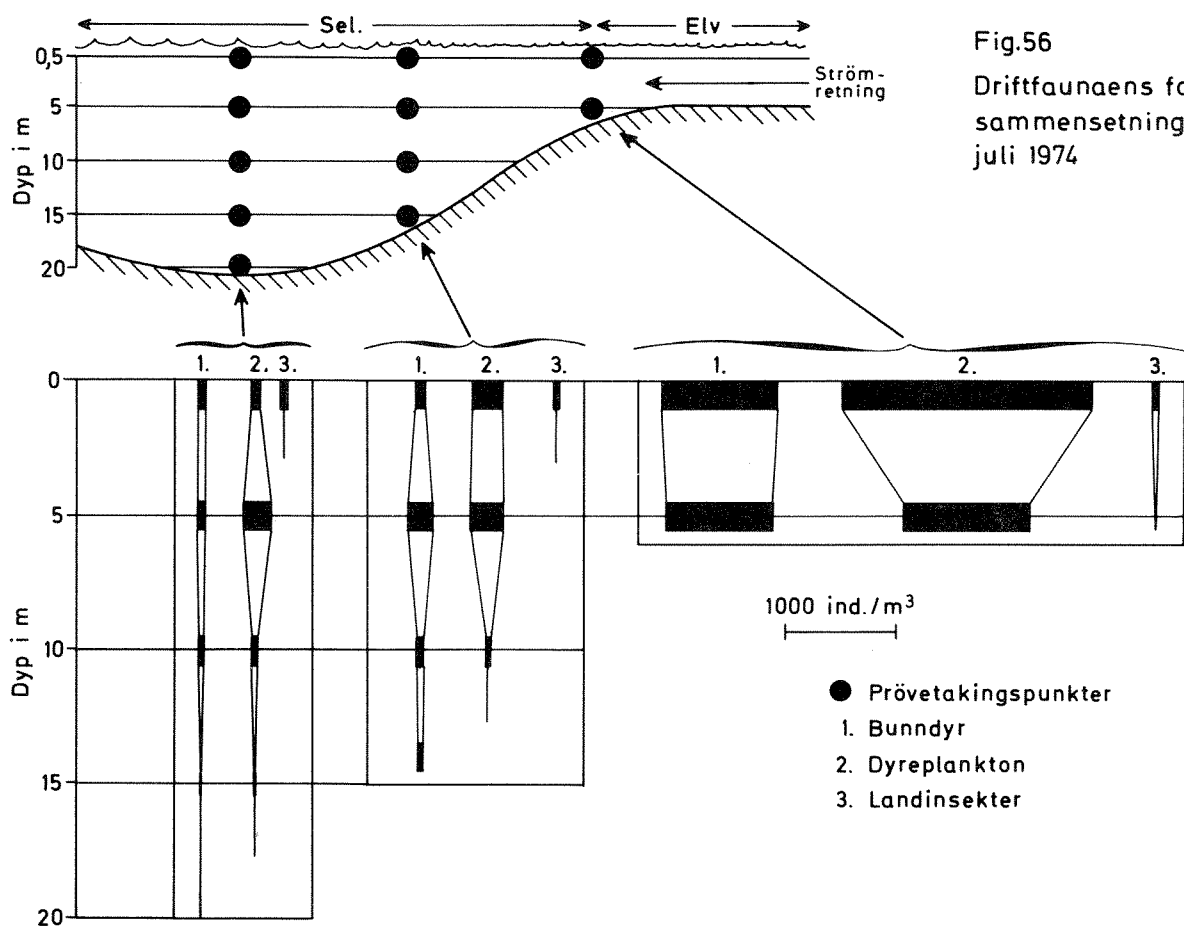


Fig.56

Driftfaunaens fordeling og sammensetning i Gillebofjorden juli 1974

sitt største individantall i de grunnere partiene, der de ved 2,4 meters dyp utgjorde 83% av faunaen. På 10 meters dyp samt på de dypeste lokalitetene var det en betydelig ansamling av så vel grovere som finere organisk materiale som bl.a. kvister, løvrester og mer finfordelte vegetasjonsrester.

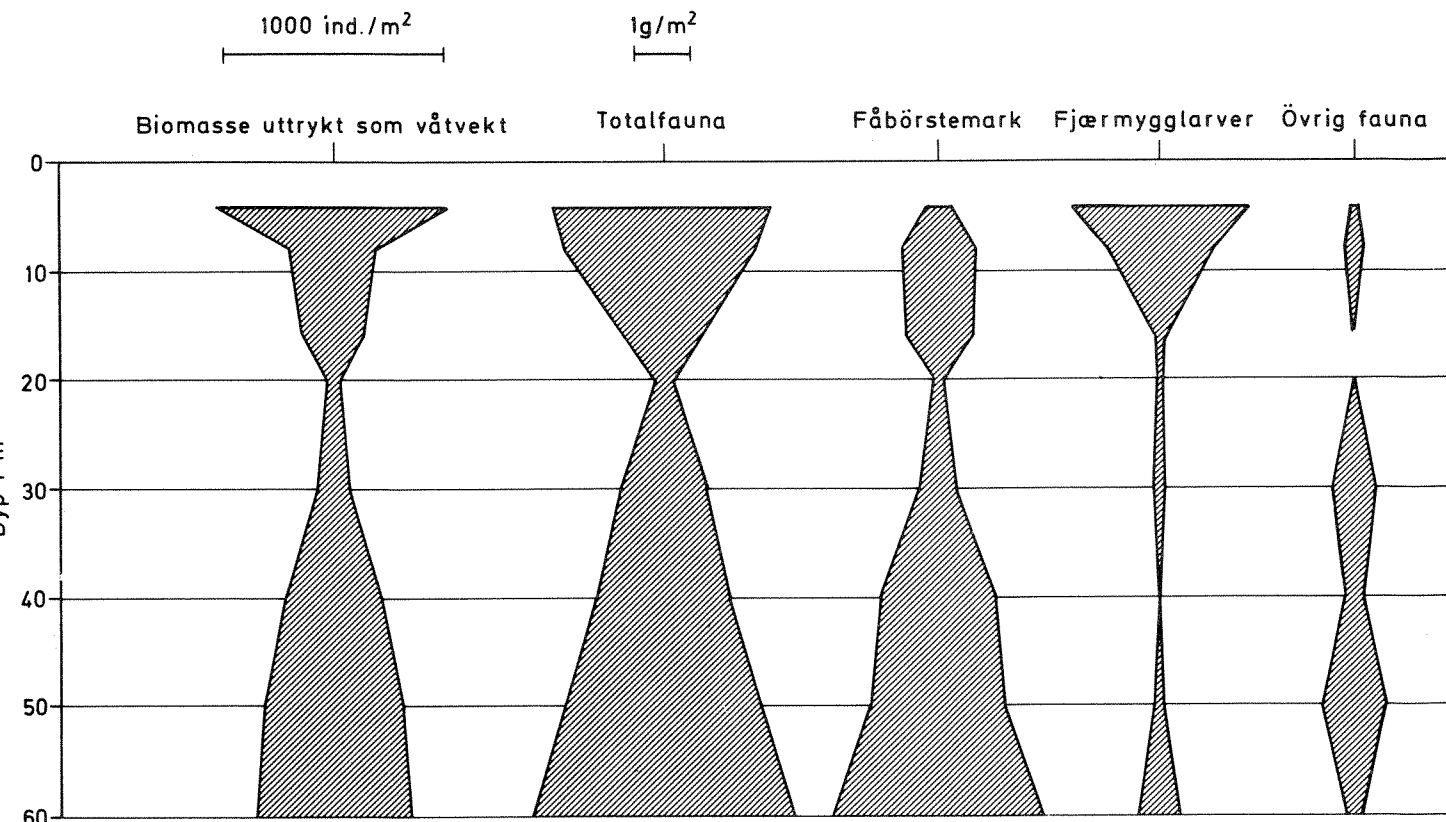
I de grunnere områdene var flere fjærmyggslekter og grupper representert, mens hoveddelen av gruppen fjærmygger på større dyp besto av tanypodin-slekten *Procladius* og slekten *Cryptochironomus* blant gruppen *Chironomini*. Enkelte eksemplarer av gruppene *Tanytarsini* og *Orthocladiinae* ble funnet helt ut til det største dypet.

Bunnfaunaproduksjonen i de grunneste partiene er anslått til ca. 15-20 g/m² og år, og for de dypere delene til ca. 3 g pr. m²/år.

Tabell 30. Bunnfaunaens fordeling i Gillebofjordens bløte bunnpartier.
22/8-1974, uttrykt som individantall, %-andel og biomasse pr. m² bunnareal

Dyregruppe	Dyp i m		2,4		6		10		17		21	
	Individantall	%-andel	Individantall	%-andel	Individantall	%-andel	Individantall	%-andel	Individantall	%-andel	Individantall	%-andel
Fåbørstemark (Oligochaeta)	240	16,6%	720	36,7%	1000	62,5%	120	33,3%	320	53,3%		
Døgnfluellarver (Ephemeroptera)	-	-	-	-	40	2,5%	-	-	-	-		
Sviknottlarver (Ceratopogonidae)	-	-	120	6,1%	40	2,5%	-	-	-	-		
Fjærmygglarver (Chironomidae)	1200	83,4%	1120	57,2%	520	32,5%	240	66,7%	280	46,7%		
Tot. antall individer	1440	100%	1960	100%	1600	100%	360	100%	600	100%		
Våtvekt i gram	4,96		4,7		5,74		0,46		0,71			

Fig.55 Bathymetrisk fremstilling av bunndyrenes dybdefordeling i Losna 23. juli 1974



Selve strandområdet som først og fremst besto av blokk, stein og grusbunn, er ikke blitt undersøkt nærmere, men det kan nevnes at det her ble observert en temmelig rikelig forekomst av bl.a. døgnfluelarver, vårfluelarver, steinfluelarver, snegler og vanngråsugger ved siden av de allerede nevnte grupper.

Diskusjon

Bunnfaunaen var i de grunneste delene av de bløte bunnpartier temmelig rik, med biomasseverdier på omkring 5 g/m^2 , mens faunaen i de dypere partier må betraktes som fattig. Dominansen av fjærmyggslekter som *Procladius* og *Cryptochironomus* i de dypere partiene har sammenheng med betydelig ansamling av organisk materiale i disse områder. Selv om det er betydelig oksygenforbruk på grunn av nedbrytning av slikt materiale, er imidlertid vannutskiftningen så effektiv på grunn av den kraftige gjennomstrømningen (det var ingen termisk sjiktning), at noen akutt oksygenmangel ikke synes å foreligge i selve bunnsubstratet. At oksygenkrevende grupper som

Orthocladinae blant fjærmygglarvene også forekommer på de største dyp, kan muligens indikere dette.

Betydelige mengder av så vel bunnlevende som frittlevende (plankton) organismer ble tilført fra de ovenforliggende elvestrekninger. Planktonorganismene stammet antakelig fra Losnå. På grunn av dette, nær kontakt med selve elven samt den periodevise rike driftfauna, må Gillebofjorden fra et fiskeribiologisk synspunkt betraktes som relativt produktiv. Den mulige fiskeproduksjonen er her anslått til minst 30 kg/ha og år. Fiskefaunaen besto av mort, gullbust, karuss, abbor, lake, sik, harr og aure (Løkensgard 1974). På grunn av gjennomstrømningen har antakelig de mer verdifulle arter som aure, harr og i noen grad sik, større konkurranseevne her enn i områder med mindre strøm. Den største fiskeproduksjonen faller imidlertid på fiskearter som sik, mort og gullbust, som til dels er rikt representert i dette området (Løkensgard 1974).

8.2.4.4 Kraftverksdam ved Hunderfossen (Hunderdammen)

Innledning

Den 22. august 1974 ble det utført en begrenset bunnfaunaundersøkelse i kraftverksdammen ved Hunderfossen. Hensikten med denne undersøkelse var å få en forståelse av bunnfaunaens produksjon og sammensetning på bløt bunn. Det ble samlet inn kvantitative prøver fra ulike dyp i dammens sentrale partier. En del kvalitativt materiale ble samlet inn med håv i selve strandkanten.

Prøvetaking og metodikk

Prøvetakingen ble utført med konvensjonell metodikk (Ekman - Birge bunngrabb). I alt ble det samlet inn 14 enkeltprøver fordelt på dobbeltprøver fra 7 lokaliteter, 3 stasjoner i de grunnere partier av de neddemte områdene langs dammens vestre side og 4 stasjoner i de dypere partier, dvs. det tidligere elvefar. Prøvene ble sollet gjennom et soll med 0,5 mm maskestørrelse.

Bunnforholdene i dammen varierte fra ren steinbunn til bunnområder med betydelig ansamling av organisk materiale først og fremst bestående av vegetasjonsrester (løv, grener, mose m.m.) av terrestrisk opprinnelse. Den uensartede bunnstruktur medførte betydelige vanskeligheter under prøvetakingen, bl.a. på grunn av at den anvendte bunngrabb ikke fungerte der bunnmaterialet var hardt.

Resultat

Bunnfaunaens fordeling og størrelse går frem av tabell 31. Det var en klar dominans av fjærmygglarver (*Chironomidae*) i så vel grunnområdene som i de dypere partier (89 resp. 95%). Vanlig forekommende fjærmyggslekter var blant *Tanypodinae*: *Procladius*, blant *Chironomini*: *Cryptochironomus* og *Microtendipes* og blant *Orthocladiinae*: *Heterotrissocladius*. Døgnfluelarvene (*Ephemeroptera*) besto av slektene *Ephemera*, *Coënis* og *Siphonurus* og sneglene (*Gastropoda*) besto av slekten *Gyraulus*.

Så vel individantallet (abundans) som biomasse var noe høyere i de grunnere områdene enn i de dypere (1530 individer - 3,05 g resp. 1315 individer - 1,75 g uttrykt som middelvei for resp. dypsoner). Bunnfaunaproduksjonen er for Hunderdamms bløte bunnpartier anslått til en våtvekt av ca. 5-9 g/m² og år.

Foruten de ovenfor nevnte dyregrupper ble sneglen *Lymnea peregra*, vanngråsuggen *Asellus aquaticus*, et flertall vårfluelarver (*Trichoptera*), døgnfluelarver (*Ephemeroptera*) representert av slektene: *Baëtis*, *Cloëon* og *Heptagenia* samt enkelte steinfluelarver (*Plecoptera*) tilhørende slektene *Nemoura* og *Capnia* påtruffet i selve strandsonen.

Diskusjon

Et karakteristisk trekk for et oppdemmet elveparti (kraftverksdam) er at bunnfaunaen den første tiden viser store variasjoner mellom ulike deler av dypområdene, hvoretter faunaen med tiden blir mer homogen i sin sammensetning og størrelse. Dette har sammenheng med at fortløpende sedimentering gjør bunnen mer ensartet (Joffe 1961). I hvilken grad dette gjelder for den relativt sett nyanlagte Hunderdammen er det vanskelig å

Tabell 31. Bunnfaunaen i Hunderfossens kraftverksdams biøte bunnpartier, 22/8-1974, uttrykt som antall, %-andel og biomasse pr. m² bunnareal.

Dypsoner	1 - 3 m		4 - 8 m	
	3		4	
Antall prøvetakingsstasjoner				
Dyregruppe:	Variasjonsbredde	Middelverdi	Variasjonsbredde	Middelverdi
Fåbørstemark (Oligochaeta)	40 - 120	80	0 - 80	27
Døgnfluelarver (Ephemeroptera)	0 - 40	20	-	-
Vårfluelarver (Trichoptera)	-	-	0 - 40	13
Fjærmygglarver (Chironomidae)	880 - 1840	1360	1040 - 1360	1253
Snegler (Gastropoda)	0 - 80	40	-	-
Ertemuslinger (Pisidium)	20 - 80	30	0 - 120	22
Tot. antall individer	1080 - 1950	1530	1040 - 1490	1315
Våtvekt i gram	2,17 - 3,93	3,05	0,62 - 2,5	1,75
				100%
				100%
				1,7%
				95,3%
				-
				2%

avgjøre da det ikke var mulig å få samlet inn prøver fra de mer faste bunnområdene. Ved prøvetakingen fremkom det imidlertid at betydelige deler av området, spesielt i forbindelse med det gamle elvefare, besto av hard bunn, varierende mellom direkte fjell, blokk, stein og grusbunn. Det er derfor grunn til å anta at bunnfaunaen i Hunderdammen fortsatt er betydelig varierende selv om de bløtere bunnpartier som ble undersøkt, viser et temmelig homogent bilde både når det gjelder sammensetning og størrelse.

Ut fra Joffe's (1961) klassifisering av elvemagasin må Hunderdammen betegnes som lavproduktiv. Dette kan man først og fremst sette i forbindelse med betydelig breslamtilførsel (Joffe 1961, Ozhegova 1954).

Ved siden av bunnfaunaens produksjon er driftorganismer fra elvepartiet ovenfor samt tilførte landinsekter (med vinden) av stor betydning for bl.a. fiskefaunaen i de fleste mindre elvemagasin. En kan regne med at spesielt driftorganismer via elven har stor betydning. Prøver tatt med Schindlerfelle (48 l^s volum) i dammens sentrale partier viser at det her var en hel del små fjærmygglarver, døgnfluelarver, steinfluelarver og vannlopper (spesielt *Bosmina*) som ble tilført fra de ovenforliggende elvepartier. Noen egentlig dyreplanktonfauna ble det ikke funnet i Hunderdammen (strømhastighet over 2 cm/s). Enkelte eksemplarer av dyreplankton som ble funnet, må sees i sammenheng med nedspyling fra ovenforliggende elvestrekninger (bl.a. Losna) samt en viss forekomst i grunne og stille partier langs stranden. Det siste gjelder spesielt vannlopper som *Polyphemus*, *Sida* og *Eurycerus*.

Selv om Hunderdammens egen produksjon av viktige næringsdyr for fisken er lav, så bidrar tilførselen av organismer fra de ovenforliggende elvepartier til at fiskeproduksjonen i dammen likevel må betegnes som temmelig god. Mulig fiskeproduksjon er her anslått til 15-20 kg/ha og år. I dammen er det en stor bestand av mort og gullbust ved siden av en del abbor, lake, karuss og sik (Løkensgard 1974), dvs. mindre verdifulle arter. Ovenfornevnte fisker utnytter bunnfaunaproduksjonen betydelig bedre enn f.eks. aure og harr som derfor mer eller mindre blir utkonkurrert i dammens mer stilleflytende og grunne partier. Auren som er mest følsom, blir mest skadelidende.

8.3 Sestonobservasjoner - undersøkelser av vannmassenes partikkelinnhold i Otta - Lågen

8.3.1 Metode

8.3.1.1 Seston

Seston er en fagbetegnelse for vannets innhold av partikler som lar seg sile ut. Det består av organiske og uorganiske partikler og organismer. Den levende del av dette materialet består av plankton og organismer eller organismefragmenter fra benthiske samfunn i vassdraget.

Organismene i et vassdrag fordeler seg mellom samfunn knyttet til et underlag (benthos) og samfunn som lever i de fri vannmasser (plankton og nekton). Det vil imidlertid stadig være et bidrag fra de benthiske samfunn til en drift av organismer og organismefragmenter med det strømmende vann. Etter den innsamlingsmetode som brukes ved undersøkelser av partikkeldriften er det hensiktsmessig å betegne denne komponent for seston.

Seston vil oftest bestå av tre hovedbestanddeler: 1) Partikler som kommer fra omgivelsene til vassdraget, av terrestrisk opprinnelse og/eller nedfall fra atmosfæren. De kan være av stor mengdemessig betydning. 2) Partikler, levende eller døde, som løsrives fra bunn og begroinger, er vanligvis alltid tilstede i vannmassene. 3) Plankton utgjør organismer som kan leve sitt liv i vannmassene og opprettholde en bestand gjennom vekst der. Et elveplankton vil bare utvikles i lange vassdrag som gir mulighet for en tilstrekkelig oppholdstid til at fritt-svevende organismer kan utvikle seg under slike betingelser.

8.3.1.2 Observasjoner og prøvetaking

Det ble opprettet 6 stasjoner for å gjennomføre sestonobservasjoner. Disse var Bismo, Bøvra, Eidefoss, Sel, Harpefoss og Fåberg (fig. 58). Arbeidet på sestonstasjonene omfattet innsamling av sestonprøver og kvantitative planktonprøver.

Sestonprøve

Denne prøvetaking ble foretatt i størst mulig utstrekning daglig.

Utstyr: Filtreringsoppsats: Sartorius SM 16201

Membranfilterpapir: Sartorius SM 11306

Vannstrålepumpe og sugekolbe.

Fremgangsmåte: Vannvolum som innsamles: 1 l

Vannvolum som filtreres: 100 ml

Prøveflasken ristes godt opp. 100 ml fylles opp i målesylindren. Filtreringen begynner etter at vannprøven er tømt over i filtreringsapparatet. Når vannprøven har gått igjennom membranfilteret suges det luft inn gjennom dette i ca. 5 minutter. Sugepumpen kobles deretter ut, og membranfilteret legges med pinsett ned i plastpose. Sted og dato noteres for hver gang. Membranfiltrene oppbevares beskyttet for lys i et arkiv.

Prøvene blir hentet 1 gang pr. måned og brakt til NIVA for analyse.

Kvantitativ planktonprøve

Hver uke innsamles én vannprøve som skal benyttes til kvantitative undersøkelser av plankton.

Vannvolum til kvantitativ planktonprøve: 100 ml

Fra prøve fylles vann over på 100 ml brun medisinflaske. Med pipette tilsettes 2 ml av nøytralisert formalin til konservering av prøven. Sted og dato for prøvetaking noteres hver gang på merkelapp festet til flasken.

8.3.1.3 Bearbeiding av observasjoner og materiale

Analysen av seston på filtrene kan omfatte følgende fremgangsmåter:

1. Optisk måling av reflektert lys (mørkhet).

P.R.S & EEL Reflectometer

2. Mikroskopisk undersøkelse av partiklenes art og mengde (organismer, detritus).
3. Kjemisk bestemmelse av partiklenes stoffinnhold (organiske og uorganiske forbindelser).
4. Vektbestemmelser.

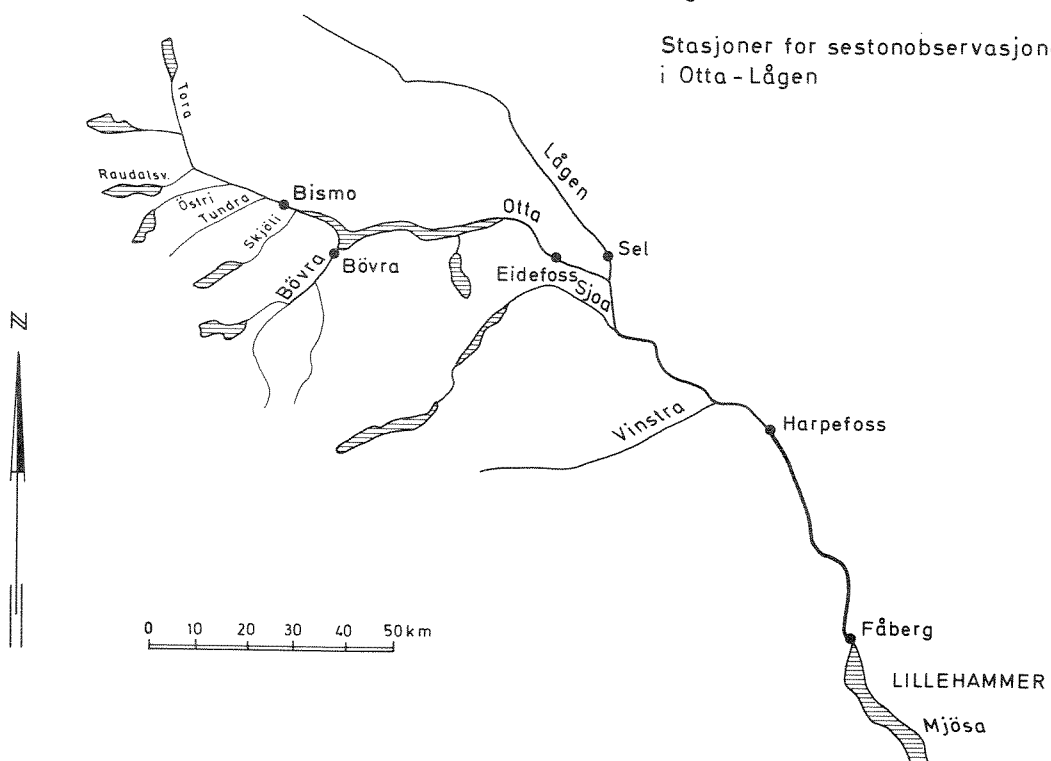
Ved den rutinemessige bearbeiding av sestonfiltrene ved denne undersøkelse ble de to første fremgangsmåter benyttet. Metodene er utprøvet ved de tidligere undersøkelser (Lindstrøm et al. 1973).

Samlingen av sestonfilter oppbevares som en del av NIVA's biologiske materialsamling.

De kvantitative planktonprøver bearbeides etter behov i følge rutinemessige metoder (Uhermøhl 1931, 1958). De blir registrert og inngår i NIVA's biologiske materialsamling.

Fig. 58

Stasjoner for sestonobservasjoner
i Otta-Lågen



8.3.2 Foreliggende observasjoner og materiale

Et omfattende materiale er innsamlet gjennom prøvetakingen på sestonstasjonene. I tabell 32 er det gitt en oversikt over dette.

Tabell 32. Materiale fra sestonstasjoner i Otta - Lågen

Stasjoner	Periode	Antall Sestonfiltere	Antall ^{x)} kvantitative planktonprøver
Bismo	7/6 1972 - 12/5 1975	447	151
Bøvra	7/6 1972 - 10/5 1975	440	150
Eidefoss	18/4 1972 - 11/5 1975	552	160
Sel	6/6 1972 - 6/5 1975	344	137
Harpefoss	12/4 1972 - 12/5 1975	438	161
Fåberg	2/3 1970 - løpende	810	321

x) Planktonprøvene er i liten grad bearbeidet. De oppbevares i NIVA's biologiske materialsamling i referanseøyemed og til dokumentasjon av forholdene i vassdraget i perioden 1970-75.

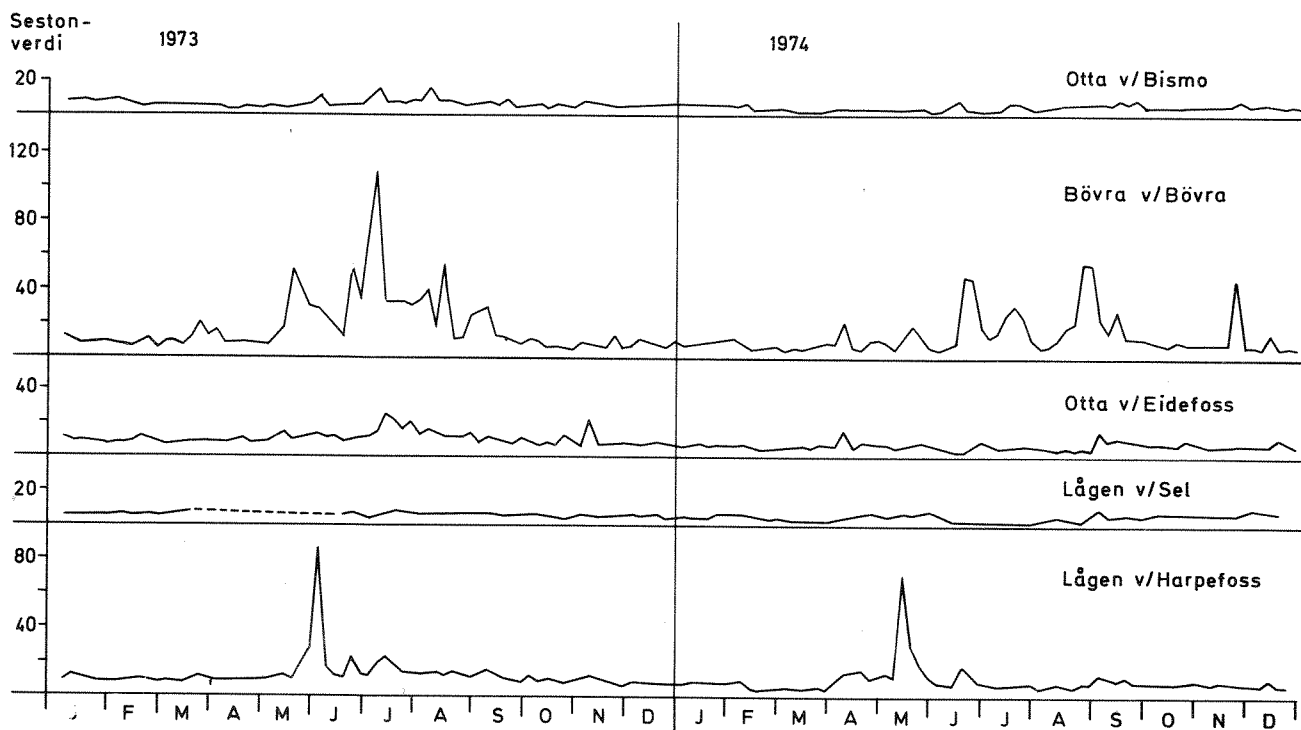
8.3.3 Variasjoner i konsentrasjon av seston

Sestonfiltrene representerer et bilde av vannmassenes partikkelinnhold i prøvetakingsøyeblikket. De er et hjelpemiddel til å undersøke organismer og partikulært materiale i vann.

Observasjonene på sestonstasjonene gir en beskrivelse av hvordan partikkelinnholdet i vannmassene endrer seg gjennom tid og fra sted til sted i vassdragssystemet. Det gjør seg gjeldende kortidsvariasjoner fra dag til dag. De ulike årstidene viser forskjellige forhold. I dette mønster av variasjoner på en sestonstasjon setter nærpåvirkninger og fjernpåvirkninger av vassdraget seg sammen.

Fig. 59 viser eksempler på hvordan sestoninnholdet i Otta - Lågen kan veksle på de ulike vassdragsavsnitt gjennom året. Årsaken til at partikkelinnholdet stadig forandrer seg på denne måte er geologiske prosesser, klimatiske forhold og den biologiske utvikling i nedbørfeltet og i vassdraget selv. En viktig årsak er dessuten den menneskelige virksomhet i området som vassdragssystemet strømmes igjennom.

Fig.59 Seston. Pentademidler 1973 og 1974



Den optiske avlesning av reflektert lys fra sestonfiltrene gir et indirekte mål for mengde seston i 100 ml prøvevann. Denne størrelse representerer en konsentrasjon og betegnes i det følgende sestonverdi. Ved analyse av sestonets sammensetning på sestonfiltrene kan det lages en faktor som gjør det mulig å uttrykke mengde partikkelinnhold (f.eks. mg tørrstoff, mg P osv.) i vannet.

Fig. 60 Aritmetisk middel av sestonverdier i Otta for tidsrommet 1973 - 1974

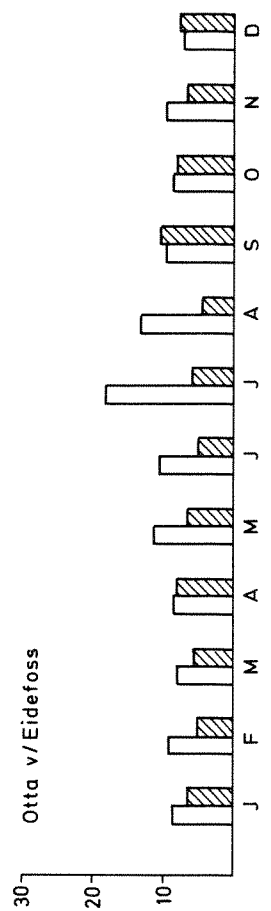
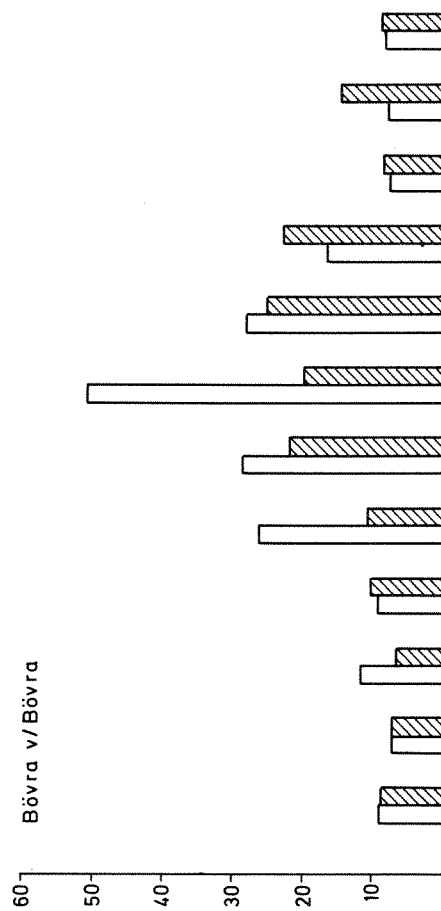
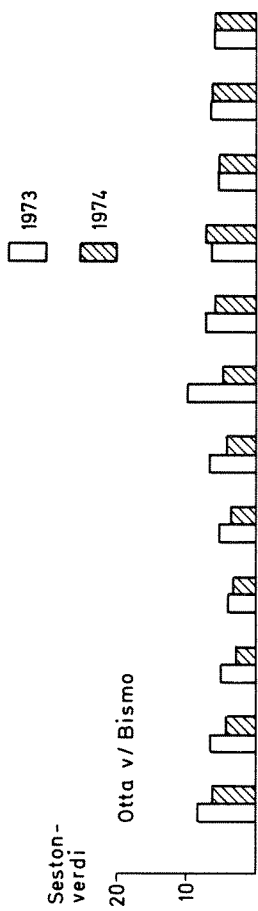
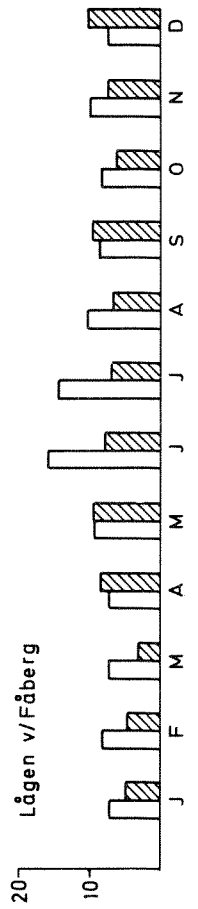
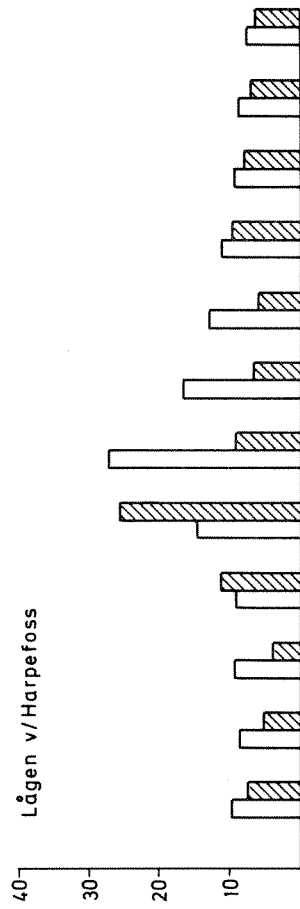
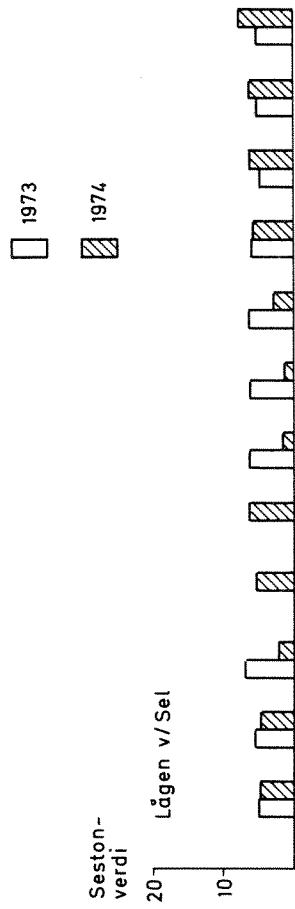
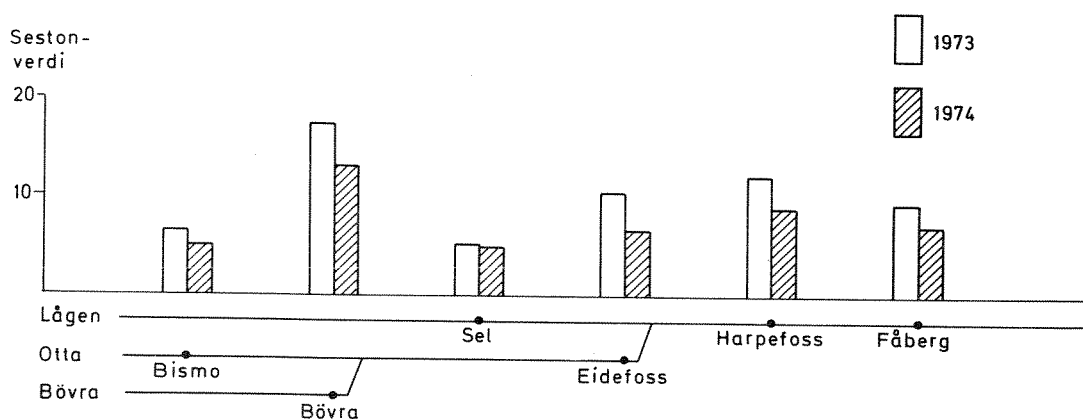


Fig. 61 Aritmetisk middel av sestonverdier i Lågen for tidsrommet 1973 - 1974



Resultatene fra sestonobservasjonene er i det følgende gjengitt i tabeller og kurver som fremstiller beregnede måneds- og årsgjennomsnitt for de enkelte sestonstasjoner. Tabell 33 gir en månedsvise oversikt over aritmetiske middel av sestonverdier i årene 1973 og 1974. I figur 60 og 61 er resultatene fremstilt grafisk for sestonstasjonene i Otta - Lågen. En grafisk fremstilling av årsgjennomsnitt er gitt i figur 62.

Fig.62 Årsgjennomsnitt av sestonverdier i Otta og Lågen i 1973 og 1974



Fremstillingene gir en hovedsakelig karakteristikk av sestonets konsentrasjonsendringer i vassdraget gjennom tid og sted. I vinterhalvåret er det stort sett lave verdier og små vekslinger som gjør seg gjeldende. Sommerhalvåret er preget av vannmasser med tildels høyt innhold av seston, og det er hurtige vekslinger i konsentrasjoner. Den største forandring med årstidene viser Bøvra. Brevirksomhet og klimatiske forhold setter seg sammen og betinger påvirkning av dette ellevann med seston nedstrøms i hovedvassdraget forbi Fåberg. Lågen ved Sel viser stort sett jevnt innhold av seston gjennom året.

8.3.4 Variasjoner i transport av seston

For å beskrive variasjoner i transport av seston i vassdraget er det nødvendig å sette observasjonene av seston i sammenheng med vannføringen.

Tabell 33. Seston. Aritmetiske middelværdier i tiden 1973-1974.

1973

Stasjoner	Jan.	Febr.	Mars	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Des.	Arsgj.
Otta v/ Bismo	8,3	6,5	5,0	4,0	5,3	6,7	9,8	7,3	6,6	5,6	6,5	6,0	6,4
Bøvra	9,3	7,2	11,8	9,3	26,3	28,5	50,7	27,9	16,5	7,5	7,7	8,3	17,6
Otta v/ Eidefoss	8,7	9,2	8,7	8,8	11,5	10,8	18,3	13,3	9,8	8,8	9,8	7,3	10,4
Lågen v/ Sel	5,0	5,5	7,0	-	-	6,3	6,3	6,4	6,0	4,8	5,3	5,2	5,3
Lågen v/ Harpefoss	9,7	8,8	9,5	9,2	14,8	27,2	16,7	12,9	11,3	9,5	8,7	7,8	12,7
Lågen v/ Fåberg	7,3	8,2	7,4	7,5	9,4	16,1	14,5	10,5	8,7	8,4	9,9	7,6	9,6

1974

Otta v/ Bismo	6,3	4,3	2,8	3,3	3,5	4,2	4,7	5,9	7,2	5,3	6,3	5,8	5,0
Bøvra	8,8	7,3	6,5	10,2	10,8	21,8	19,8	24,9	17,8	8,5	14,5	7,5	13,2
Otta v/ Eidefoss	6,7	5,2	5,8	8,2	6,7	5,3	6,0	4,6	10,5	8,2	6,7	7,8	6,8
Lågen v/ Sel	4,8	4,7	2,3	5,2	6,3	1,5	1,3	2,8	5,8	6,3	6,2	7,8	4,6
Lågen v/ Harpefoss	7,5	5,2	3,9	11,6	25,8	9,3	6,7	6,0	9,8	8,0	7,3	6,6	9,0
Lågen v/ Fåberg	5,0	4,7	3,3	8,5	9,7	8,1	7,0	6,8	9,4	6,2	7,5	10,5	7,2

I det følgende blir målingene av sestonverdi og målingene av vannføring benyttet for å uttrykke sestontransport etter ligningen:

$$\text{Sestonverdi} \cdot \text{Vannføring} = \text{Enhet for sestontransport}$$

Det fremkomne tallmateriale gir et sammenlikningsgrunnlag for sestontransport pr. tidsenhet på de enkelte stasjoner i Otta og Lågen.

Resultatene er fremstilt i de etterfølgende tabeller og kurver. Aritmetiske middelveidier for sestontransport i tiden 1973 og 1974 på stasjonene i Otta og Lågen er gitt i tabell 34. I grafiske fremstillinger, figurene 63 og 64, er resultatene tegnet inn. Årsgjennomsnitt for sestontransport er beregnet og fremstilt i figur 65.

Stasjonene Sel i Lågen og Bismo i Otta fremhevet seg med særlig liten sestontransport. Hovedmengden av seston transporteres i sommerhalvåret. Månedene juni, juli og august viste oftest de største verdiene.

Det er viktig å merke seg den tildels store forskjell i sestontransport som gjør seg gjeldende fra år til år. For å utdype dette forhold noe nærmere er den grafiske fremstilling i figur 66 laget. Aritmetiske middelveidier for sestontransport i de enkelte måneder på sestonstasjonen Fåberg er fremstilt for årene 1971, 1972, 1973 og 1974.

På et utvalg av sestonfiltrene ble det gjort røntgenfluoressens analyse for bestemmelse av Si-innhold i sestonet. Dette ble utført på Institutt for atomenergi etter rutinemessig metode (IFA 1972). Resultatene er gjengitt på figur 67, hvor både Si-konsentrasjon og Si-transport i vassdraget er grafisk fremstilt. En sammenlikning mellom disse resultater og de øvrige resultater fra sestonundersøkelsene viser at de er i nøye overenstemmelse med hverandre.

Tabell 34. Aritmetiske middelværdier for sestontransportenheter i tiden 1973-1974.

1973

Stasjoner	Jan.	Febr.	Mars	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Des.	Årsgj.
Otta v/ Bismo	2,9	1,4	0,7	0,3	1,9	12,12	20,8	5,8	4,4	1,5	3,0	2,7	4,1
Bøyra	0,3	0,2	0,2	0,14	5,3	26,2	65,9	14,5	4,4	0,6	3,2	0,24	9,9
Otta v/ Eidefoss	5,1	4,1	2,9	1,9	7,6	38,6	80,2	23,4	12,8	4,8	6,4	4,6	13,1
Lågen v/ Sel	0,3	0,24	0,36	-	-	6,7	6,5	2,0	2,5	0,8	0,6	0,4	2,04
Lågen v/ Harpefoss	10,2	7,8	8,5	5,9	31,5	193,1	125,5	39,8	27,9	12,7	10,2	8,6	40,1
Lågen v/ Fåberg	7,3	6,9	6,4	5,2	24,6	117,4	105,1	33,2	21,4	11,6	11,6	8,4	29,9

1974

Otta v/ Bismo	2,1	0,8	0,3	0,4	2,2	6,0	5,4	4,5	4,1	0,7	1,9	1,9	2,5
Bøyra	0,2	0,18	0,11	0,37	4,0	11,9	12,1	12,4	6,9	0,5	0,8	0,3	4,1
Otta v/ Eidefoss	3,4	2,2	1,7	4,28	9,1	12,1	13,4	6,7	13,3	3,4	2,7	3,8	6,3
Lågen v/ Sel	0,3	0,2	0,09	0,8	5,6	1,3	1,0	0,9	1,6	1,0	0,6	0,6	1,2
Lågen v/ Harpefoss	7,5	4,5	3,0	12,5	86,6	42,6	27,7	15,8	26,1	8,8	7,6	7,1	20,8
Lågen v/ Fåberg	5,7	4,7	2,7	11,1	42,7	38,2	30,9	11,7	28,1	9,4	8,0	11,3	17,6

Fig. 63 Aritmetiske middelværdier av sestontransport i Otta for 1973 og 1974

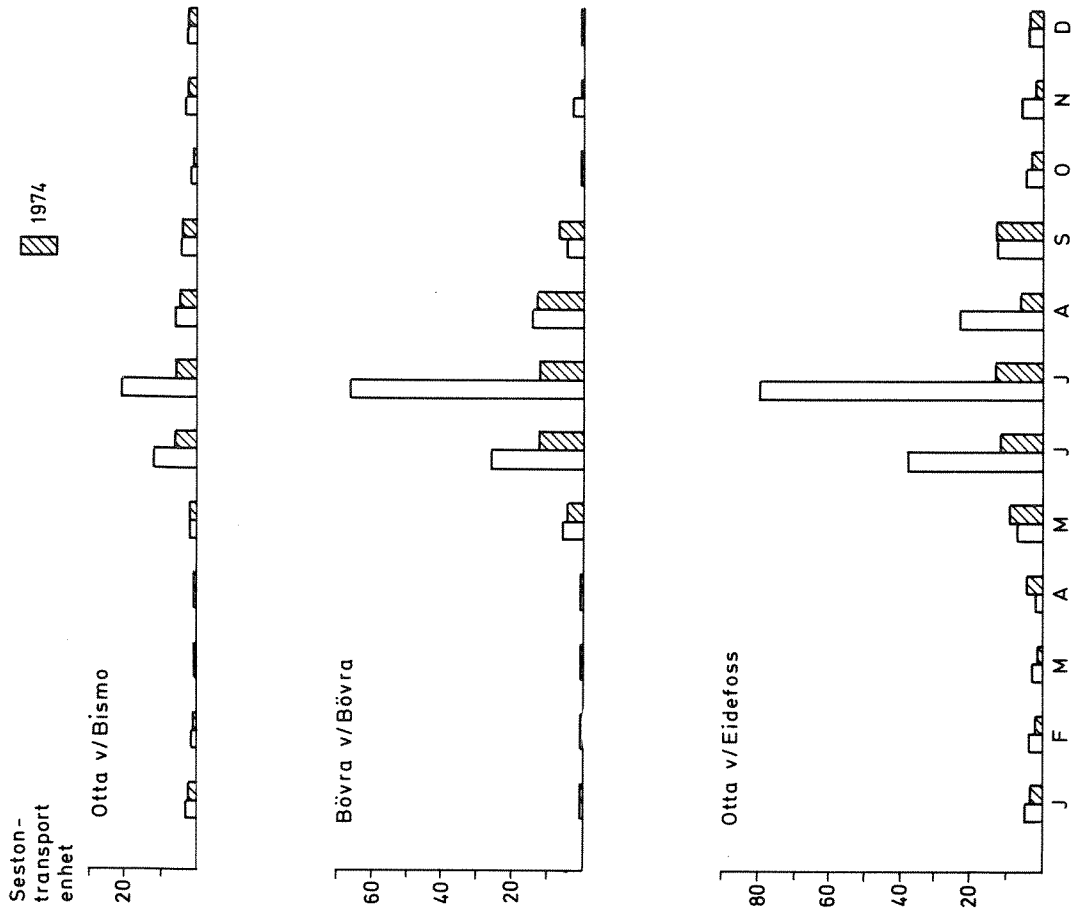


Fig. 64 Aritmetiske middelværdier av sestontransport i Lågen for 1973 og 1974

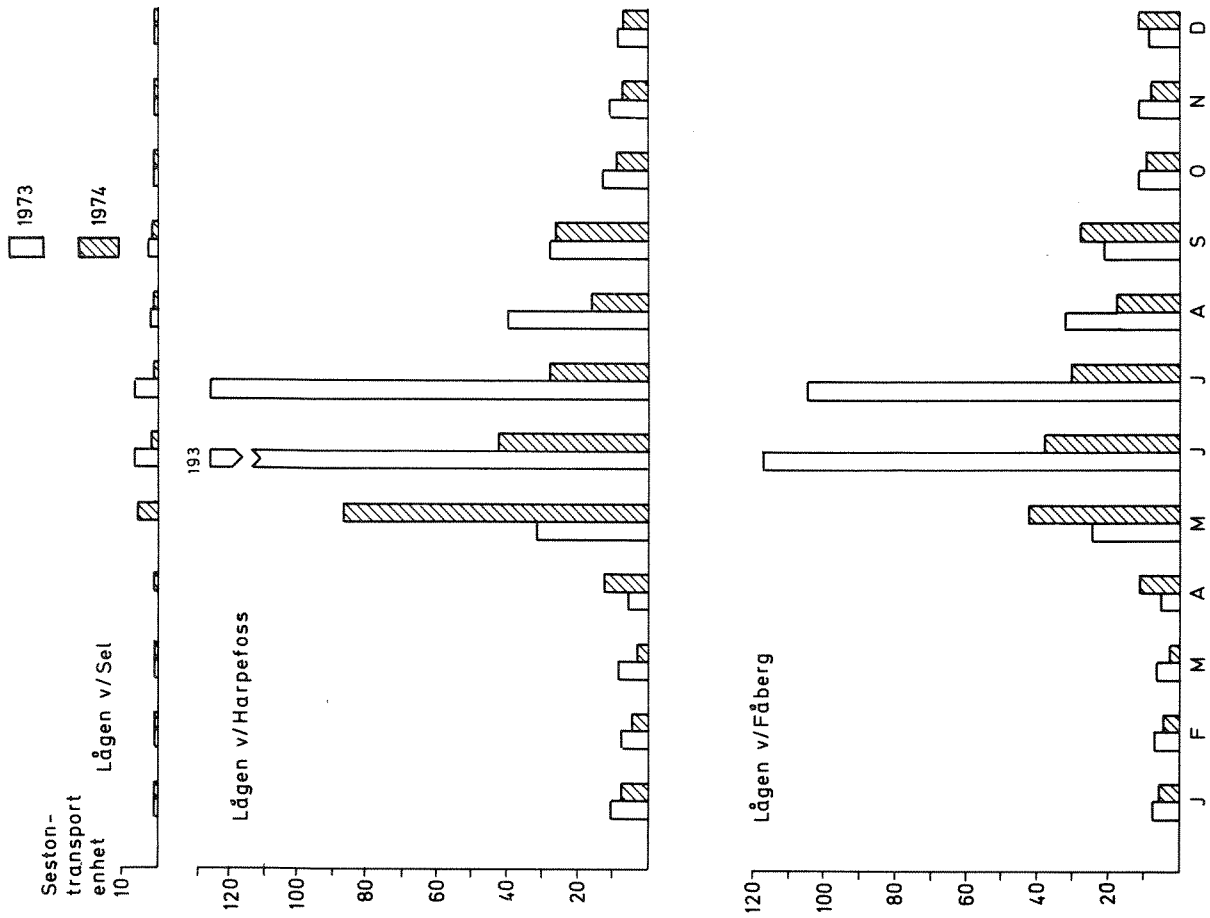
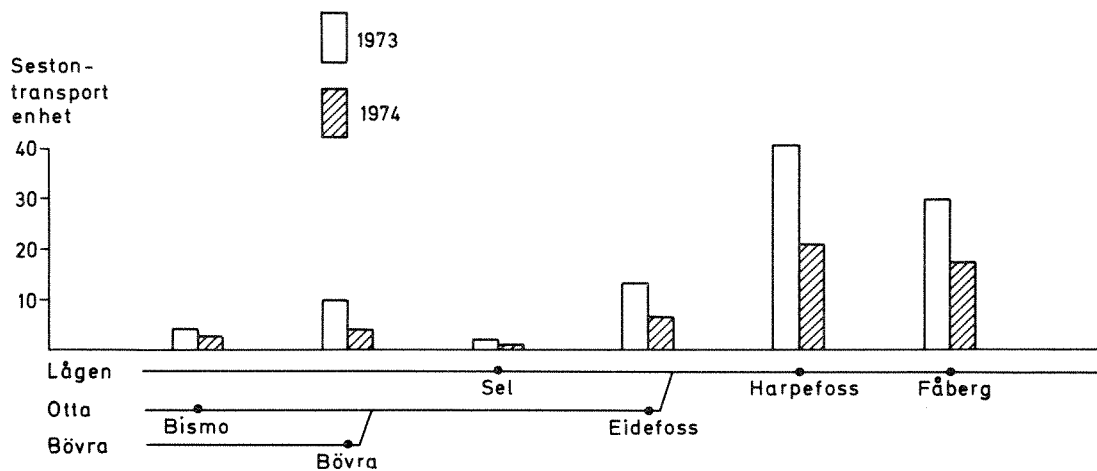


Fig 65 Årsgjennomsnitt av sestontransport i Otta og Lågen i 1973 og 1974



Sestontransport enhet

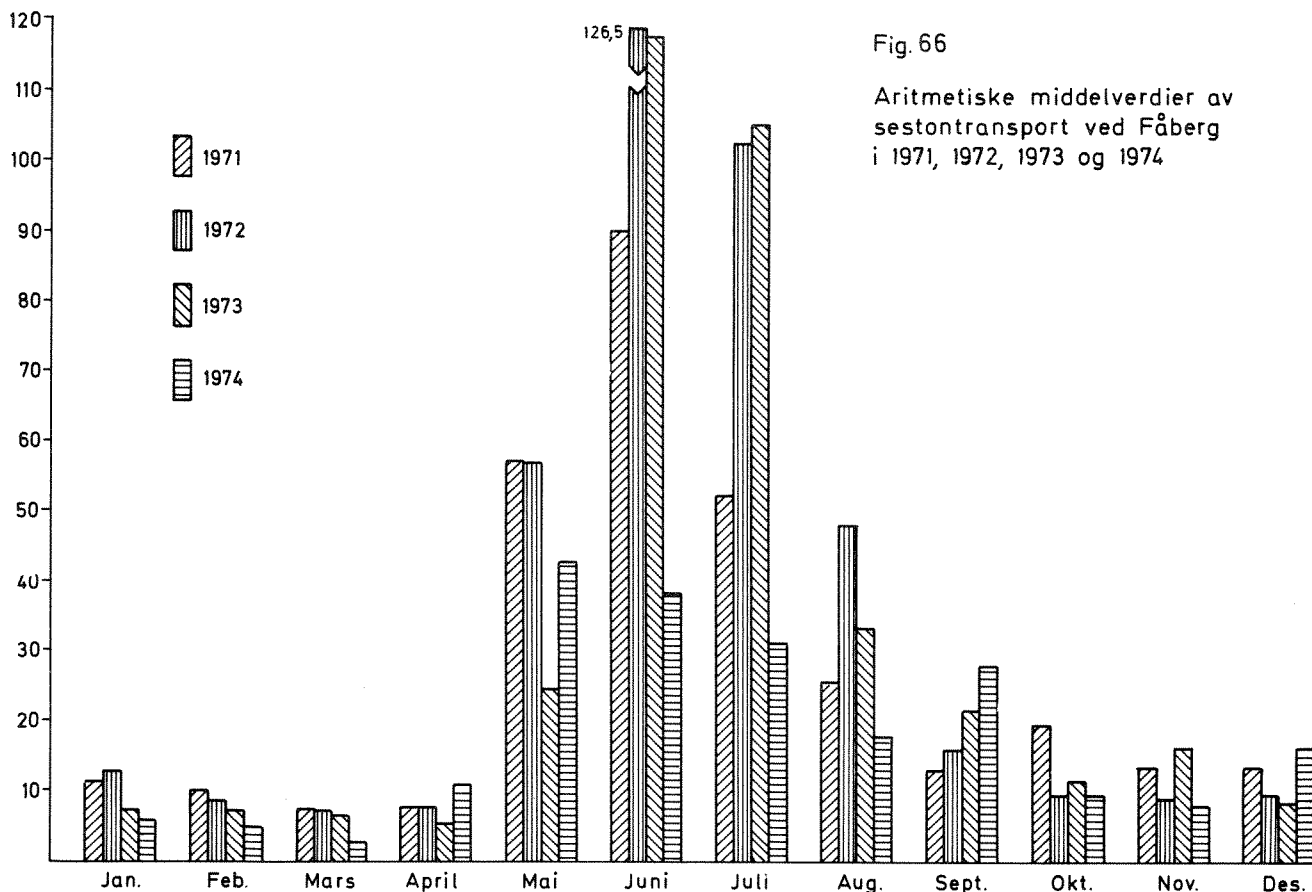
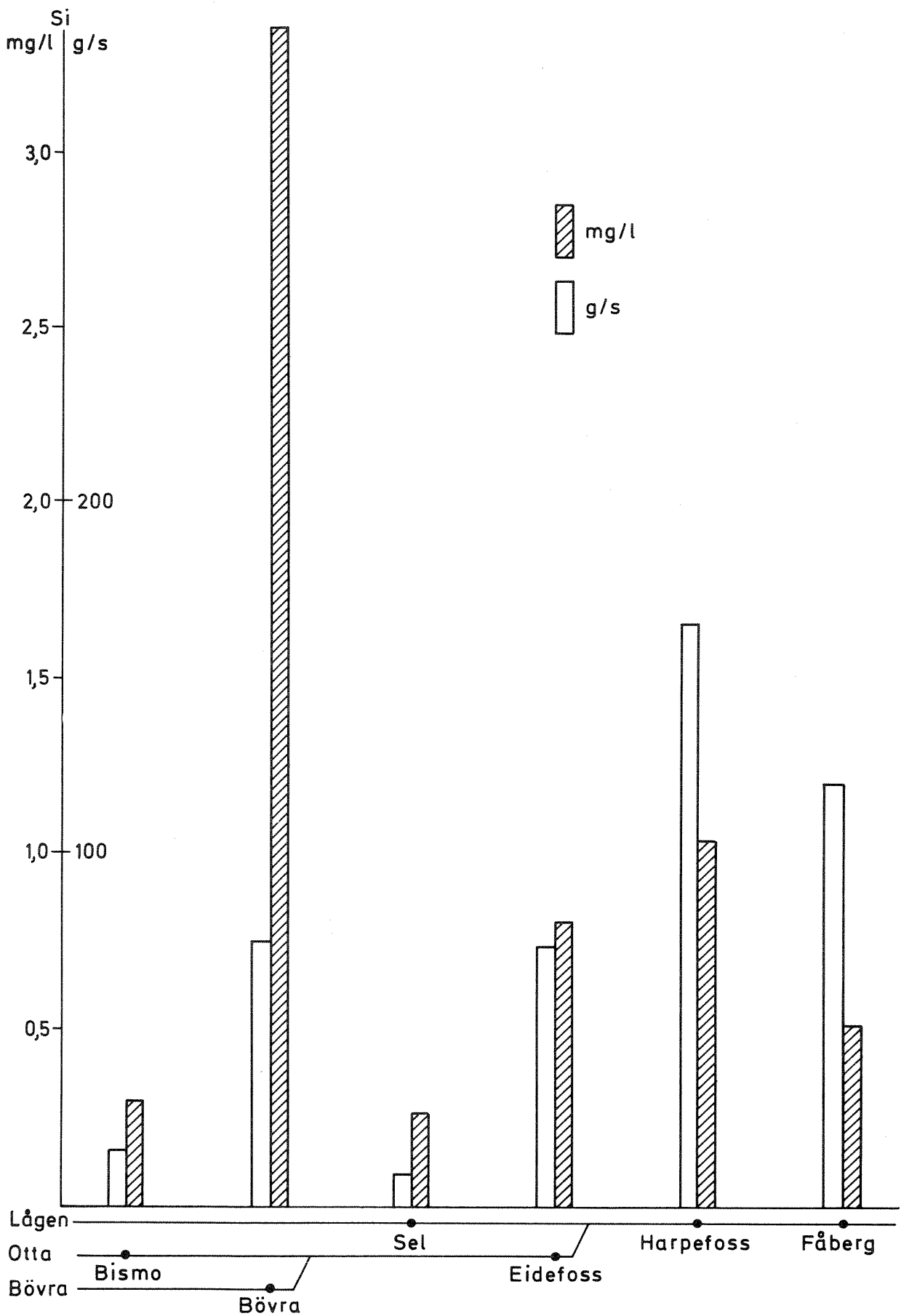


Fig. 66

Aritmetiske middelværdier av sestontransport ved Fåberg i 1971, 1972, 1973 og 1974

Fig. 67 Aritmetiske middelværdier av Si-konsentrasjon og Si-transport i Otta og Lågen 1974



8.4 Eksperimentelle undersøkelser

8.4.1 Observasjoner under eksperimentelle betingelser ved Harpefoss

8.4.1.1 Innledning

Begroing av vassdrag, sestontransport og dannelse av sedimenter er nøye forbundet med hverandre (Skulberg 1974). Det var av interesse å få holdepunkter for en bedømmelse av disse forhold i Gudbrandsdalslågen.

Et forsøksanlegg for formålet ble bygget ved Harpefoss. I perioden juli-oktober 1974 ble det her gjort orienterende observasjoner under eksperimentelle betingelser for å studere begroing og sedimentdannelse ved varierende vannføring og strømhastighet.

8.4.1.2 Forsøksanleggets utforming

I figur 68 er det gitt en skisse av forsøksanlegget. Forsøksoppstillingen omfattet to rennetyper av hard PVC. En renne med halvsirkelprofil ble benyttet med konstant vannføring. Dessuten var det 5 renner med rektangulært profil som ble benyttet for et utvalg vannføringer. Data for disse gjennomstrømningssystemer er gitt i tabell 35 nedenfor.

Tabell 35. Gjennomstrømningssystemer ved forsøksanlegget ved Harpefoss

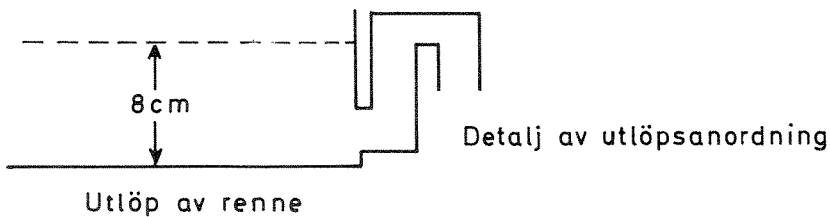
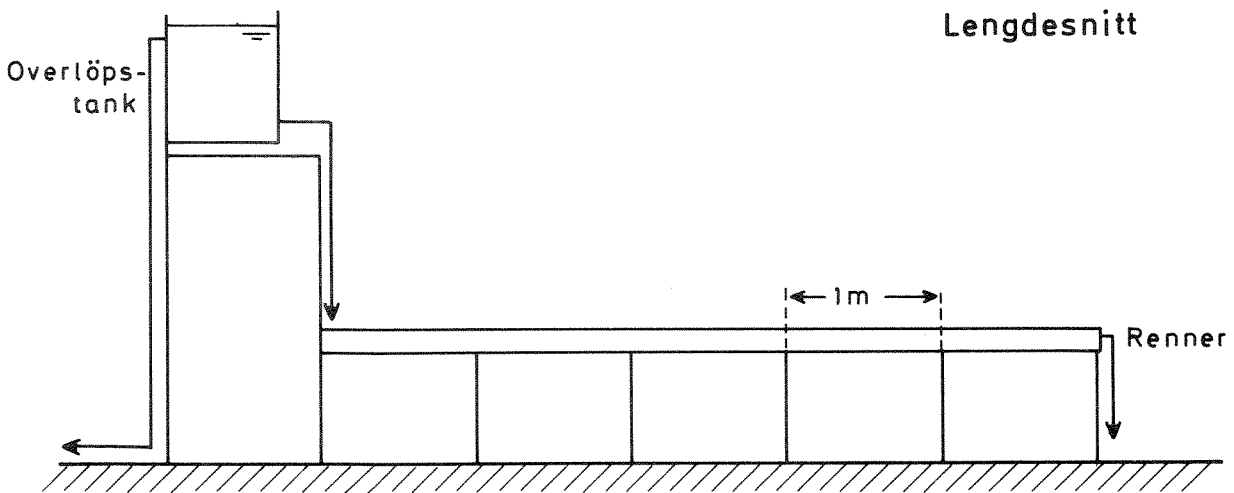
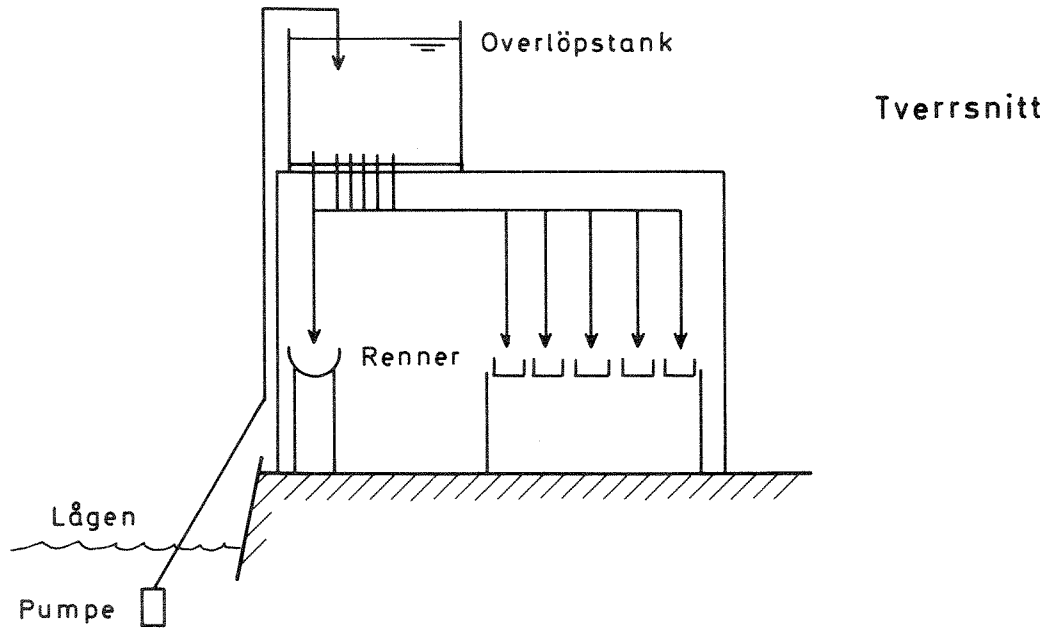
Renner med halvsirkelprofil

Radius	15 cm	Vannføring	0,5 l/s
Lengde	500 cm	Middelastighet	1,5 cm/s
Vanddybde	14 cm		

Renner med rektangulært profil

Bredde	18 cm	Vannføring	Middelastighet
Høyde	10 cm	l/s	cm/s
Lengde	500 cm	0,1	0,68
Vanddybde	8 cm	0,25	1,7
		0,5	3,4
		1,0	6,8
		1,4	9,5

Fig.68 Forsökanlegg ved Harpefoss



Rennene var plassert horisontalt 70 cm over bakken og orientert i lengderetning nord-syd. En overløpstank ble benyttet for å gi konstant vanntrykk, og fra denne ble det dosert vann til de enkelte renner. En nedsenket pumpe i Lågen (Flygt B2050, sentrifugalpumpe) sørget for vanntilførsel. Inntaksdypet var 1 m.

8.4.1.3 Observasjoner, resultater og vurderinger

Forsøksanlegget var i kontinuerlig drift fra 4. juli til 6. november 1974. Det ble gjort observasjoner av begroingsutvikling og sedimentdannelse. Tre ganger i løpet av perioden (14. august, 1. oktober og 6. november) foregikk innhøsting av materiale til kvalitative og kvantitative bestemmelser.

Ved innhøsting av rennene ble alt materiale i hver enkelt renne (hele eller halve) samlet inn. Det ble foretatt mikroskopiske undersøkelser av begroingsorganismer og sedimenter.

For vektbestemmelser var fremgangsmåten følgende. Etter homogenisering av det innhøstede materiale ble et bestemt volum tatt ut og filtrert på glassfiberfilter (Whatman, GF/A), tørket ved 100°C og veiet, glødet ved 500°C og veiet. Resultatene av vektbestemmelsene er gitt i tabell 37 organisk stoff som tørrvekt og uorganisk stoff som gløderest.

Vanntemperaturen i forsøksperioden varierte mellom 0°C og 14°C.

Begroingen som kom til utvikling i rennene, var de samme arter som er tilstede i Gudbrandsdalslågen. Dette er i overensstemmelse med tidligere erfaringer med bruk av slike eksperimentelle rennesystemer (Skulberg 1968). I tabell 36 er de dominerende arter av alger i organismsamfunnene som ble utviklet i rennesystemene, stilt sammen.

Tabell 36. Fremtredende alger i begroingsamfunn. Observasjoner i forsøksanlegg ved Harpefoss, 1. juli - 6. november 1974.

CYANOPHYCEAE

- Merismopedia Meyen spp.
- Oscillatoria Vaucher sp.
- Phormidium Kg. sp.
- Stigonema mamillosum (Lyngbye) Ag.

CHLOROPHYCEAE

- Closterium Nitzsch sp.
- Cosmarium Corda spp.
- Mougeotia Agardh sp.
- Oedogonium Link sp.
- Spirogyra Link sp.
- Ulothrix zonata Kütz.
- Ulothrix Kütz. sp.
- Zygnema Agardh sp.

BACILLARIOPHYCEAE

- Ceratoneis arcus Kütz
- Didymosphenia geminata (Lyngbye) M. Schmidt
- Synedra ulna (Nitzsch) Ehr.
- Tabellaria fenestrata (Lyngbye) Kütz.
- Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.

CHRYSOPHYCEAE

- Hydrurus foetidus (Vill.) Trev.

Observasjonsperioden strakk seg over 125 døgn og ble innledet 4. juli 1974. Etter 43 døgn var det dannet sediment og utviklet begroing som tilsvarte $5,3 \text{ g/m}^2$ tørrvekt av innhøstbart materiale. I tidsrommet august til oktober - 45 døgn - ble det tilsvarende dannet $36,1 \text{ g/m}^2$ og for den siste observasjonsperioden frem til november - 37 døgn - $47,2 \text{ g/m}^2$.

Det var karakteristisk at uorganisk materiale dominerte i rennene. Alle observasjoner behandlet under ett, gir at $2,8 \text{ g/m}^2$ utgjorde begroingsorganismer og $48,5 \text{ g/m}^2$ var mineralske bestanddeler (uorganiske sedimenter). Selv om andelen av begroingsorganismer varierte gjennom periodene (tabell 37), var det alltid klar tendens med overvekt av uorganisk stoff i rennene. En øket sedimenttransport gjorde seg gjeldende på sensommeren 1974 (se fig. 59 og avsnitt om seston 8.3.3).

Vurdert i regional sammenheng er en begroingsutvikling av denne størrelsesorden liten. I mer næringsrikt vann i Norge er $20-40 \text{ g/m}^2$ tørrvekt organisk stoff av begroingsorganismer vanlig. Under eutrofe betingelser kan begroingsmengden være inntil $100-500 \text{ g/m}^2$ tørrvekt organisk stoff (Westlake 1965).

Algeutviklingen var tydelig hemmet av partikkelinnholdet i vannmassene. Både mekaniske virkninger og innflytelse på lysforhold gjorde seg gjeldende. Nedslammingen med uorganiske sedimenter medførte en direkte undertrykking av vegetasjonsutviklingen i rennene.

Temperaturforholdenes betydning for algeutviklingen ble ikke vurdert i sammenheng med disse eksperimentelle undersøkelser.

8.4.1.4 Erfaringer og konklusjoner

Observasjonene i forsøksanlegget ved Harpefoss var av orienterende karakter. Det er nødvendig med videregående arbeid for å kunne detaljere og kvantifisere sammenhenger mellom begroing-sedimentdannelse og vannføring-strømhastighet. Likevel fremstår enkelte erfaringer som viktige:

- a. Det er mulig å gjennomføre systematiske undersøkelser av sammenheng mellom sedimenttransport-algebegroing og vannføring-vannhastighet i forsøksoppstillinger av denne type.
- b. Begroingsorganismene som kom til utvikling var av samme natur som i Lågen.

- c. Vannets partikkelinnhold og dannelse av sedimenter er av avgjørende betydning for algenes muligheter for kolonisering og videre utvikling. Nedslamming medfører en undertrykking av algeutviklingen.
- d. Under de forsøksbetingelser som ble benyttet ved Harpefoss i 1974 var det sedimentdannelse med uorganisk stoff som var av avgjørende betydning. Det er nødvendig med strømhastigheter større enn det som ble benyttet for at algebegroing med trådformige alger skal dominere i organismesamfunnet. Det henger sammen med slamtransporten i vannmassene og sedimentasjonsbetingelsene i systemet.

Tabell 37. Vektbestemmelser ved forsøkene i gjennomstrømningssystemer, Harpefoss, juli - november 1974.

Tallene angir g/m^2 tørrvekt i innhøstbart materiale.

Dato	Renne	0,7 cm/s	1,7 cm/s	3,4 cm/s	6,8 cm/s	9,5 cm/s
16/8-74	org.	0,23	0,4	0,24	0,28	0,71
	uorg.	1,7	11,7	1,31	1,7	7,9
1/10-74	org.	5,5		1,4	2,5	1,9
	uorg.	58,8		15,2	37,5	21,6
6/11-74	org.	5,5	3,5	3,2	3,13	2,1
	uorg.	41,4	37,4	45,2	58,1	37,3
Org. stoff som % av uorganisk						
16/8-74		13,5	3,4	18,3	13,5	9,0
1/10-74		9,3	10,5	9,2	6,7	8,7
6/11-74		13,3	9,3	7,1	5,4	5,6

8.4.2 Eksperimentelle laboratorieundersøkelser

8.4.2.1 Innledning

Vannprøver fra 13 stasjoner i Gudbrandsdalslågen med tilløpselver ble innsamlet hver måned i perioden september 1974 - februar 1975 for undersøkelse av vannets vekstpotensial. Undersøkelsen innebærer en bestemmelse av hvor mye alger som kan produseres i vannet under optimale forhold i laboratorium. Testalge ved forsøkene var en encellet grønnalge *Selenastrum capricornutum* Prinz. Den produserte algemengden angis som antall celler/l (celleutbytte). En million celler tilsvarer ca. 0,025 mg tørrvekt. Celleutbyttet er et mål på vannets vekstpotensial (Skulberg 1967).

8.4.2.2 Algevekstpotensial i vassdraget

Variasjonene i vekstpotensial var ganske små i hele perioden. Generelt var verdiene høyest i september. Middelerdi for samtlige stasjoner var da 3,5 millioner celler/l. I januar var det forholdsvis høyt vekstpotensial i Lågen ved Tretten (8 mill. 7/1 og 7,6 mill. 28/1). Middelerdier beregnet for hele perioden viser små forskjeller mellom stasjonene i hovedvassdraget (se fig. 69). Høyest vekstpotensial har Tretten (3,5 mill. celler/l). Fra Tretten minsker vekstpotensialet oppover i elven til ovenfor utløpet av Sjoa, hvor det er 1,9 mill. celler/l. Middelerdiene for Sel og Lesja er begge 2,5 mill. celler/l.

Av sidevassdragene har Våla og Tromsa høyest vekstpotensial (4,0, resp. 3,3 mill. celler/l). I Otta er vekstpotensialet lavt både ved Ofossen (1,7 mill. celler/l) og ved Vågåmo (2,1 mill. celler/l). Bøvra og Sjoa hadde noe høyere vekstpotensial. Middelerdien for disse elvene var 2,7 mill. celler/l. Alle verdier ligger i et lavt område for vekstpotensial.

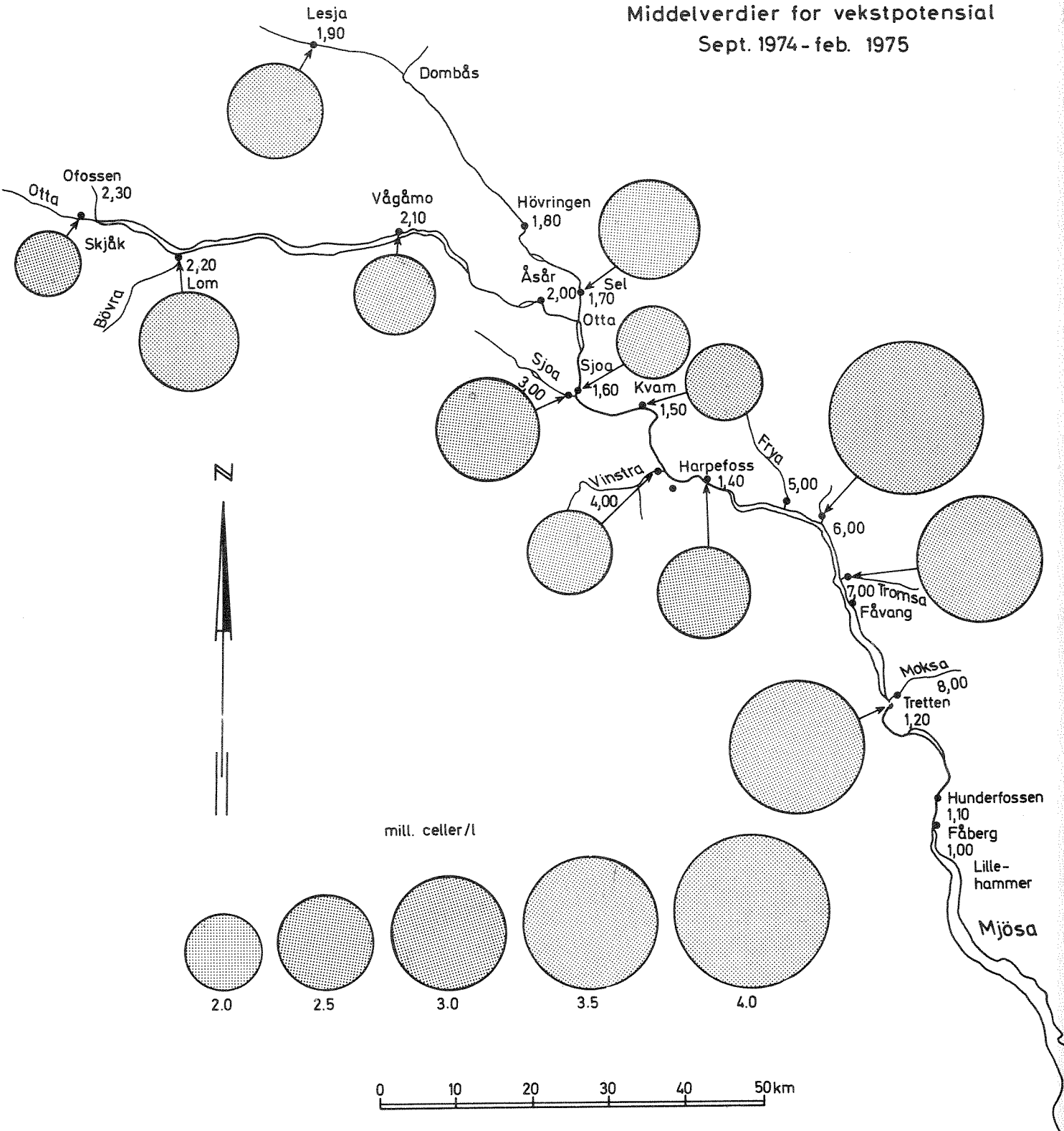
8.4.2.3 Begrensende plantenæringsstoffer

Vannets vekstpotensial, dvs. celleutbyttet ved algetestene, bestemmes av vannets innhold av plantenæringsstoffer. For at produksjon av alger skal

Fig.69

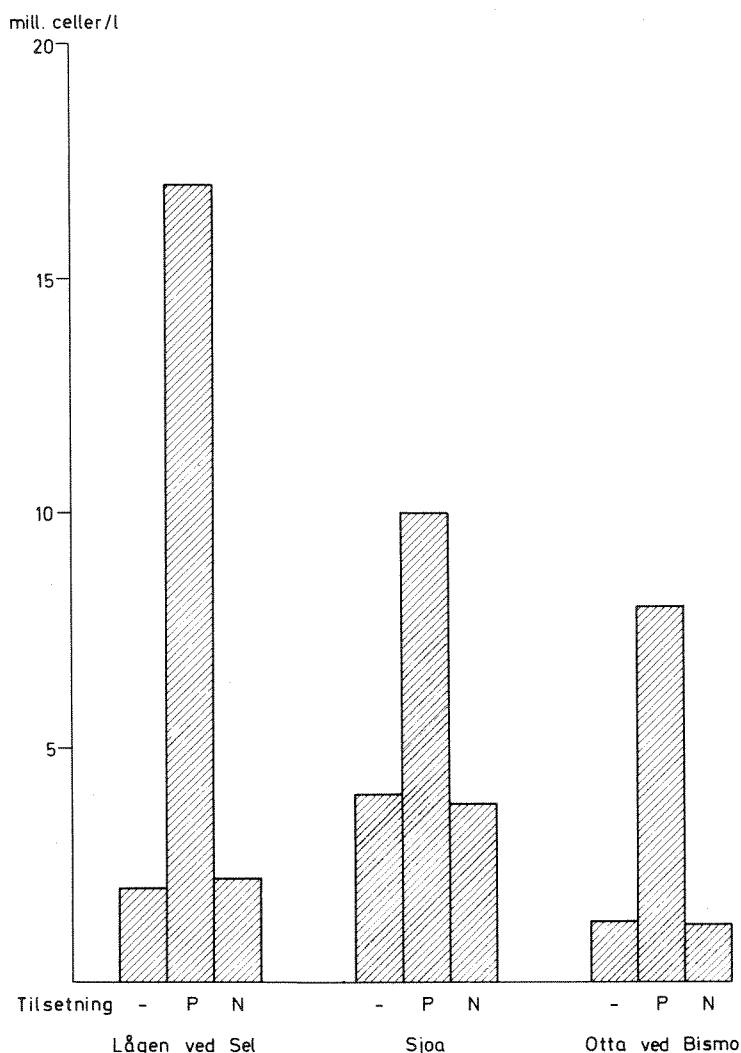
Lågenvassdraget

Middelverdier for vekstpotensial
Sept. 1974 - feb. 1975



kunne finne sted er det nødvendig at en rekke kjemiske komponenter finnes i tilstrekkelige konsentrasjoner i vannet. En del av disse kjemiske elementer eller forbindelser inngår som "byggemateriale" i cellene og andre inngår i enzymer som er nødvendige for algenes vekst og metabolisme. Hovedkomponentene i cellematerialet er grunnstoffene karbon (C), oksygen (O), hydrogen (H), nitrogen (N), fosfor (P), svovel (S), magnesium (Mg) og kalium (K). Av disse stoffene foreligger oftest alle unntatt P i overskudd i forhold til algenes behov. Det innebærer at når alt P er brukt opp til produksjon av alger, er det fortsatt tilgang på de andre stoffene. Man kan si at fosfor er begrensende for veksten av alger.

Fig.70 Celleutbytte i kulturer av *Selenastrum capricornutum* i vann fra Lågen, Sjøa og Otta 18/3 1975



For å prøve ut om fosfor var begrensende for vekst av alger i vann fra Lågen, ble det i mars 1975 undersøkt hvordan vekstpotensialet ble forandret ved tilsetning av P (50 µg/l) og N (50 µg/l). Resultatet fremgår av fig. 70. I de tre vannprøvene fra Lågen ved Sel, Sjoa og Otta ved Bismo ga fosfortilsetningen en tydelig økning av vekstpotensialet, mens nitrogentilsetningen ikke hadde noen effekt. Dette viser at fosforkonsentrasjonen er av stor betydning for veksten av alger i disse elvene.

8.4.2.4 Virkning av kloakkvannsbelastning.

Som vist i avsnittet om begrensende næringsstoffer, er vannets fosforinnhold av stor betydning for veksten av alger i Lågen. Den naturlige tilførselen av fosfor kommer ved kjemisk utløsning fra grunnfjell og ved utvasking fra jordsmonnet. Begge disse prosessene går langsomt, og den naturlige fosforkonsentrasjonen i overflatevann er derfor som oftest lav. Menneskets aktiviteter i et nedbørfelt fører til en økt fosfortilførsel til vannet. Det er særlig bruken av vassdraget som resipient for kloakkvann som gir en forhøyet fosforbelastning i vannmassene. Kloakkvann inneholder foruten fosfor også rikelig med andre plantenæringsstoffer som virker gjødselende på vassdragene.

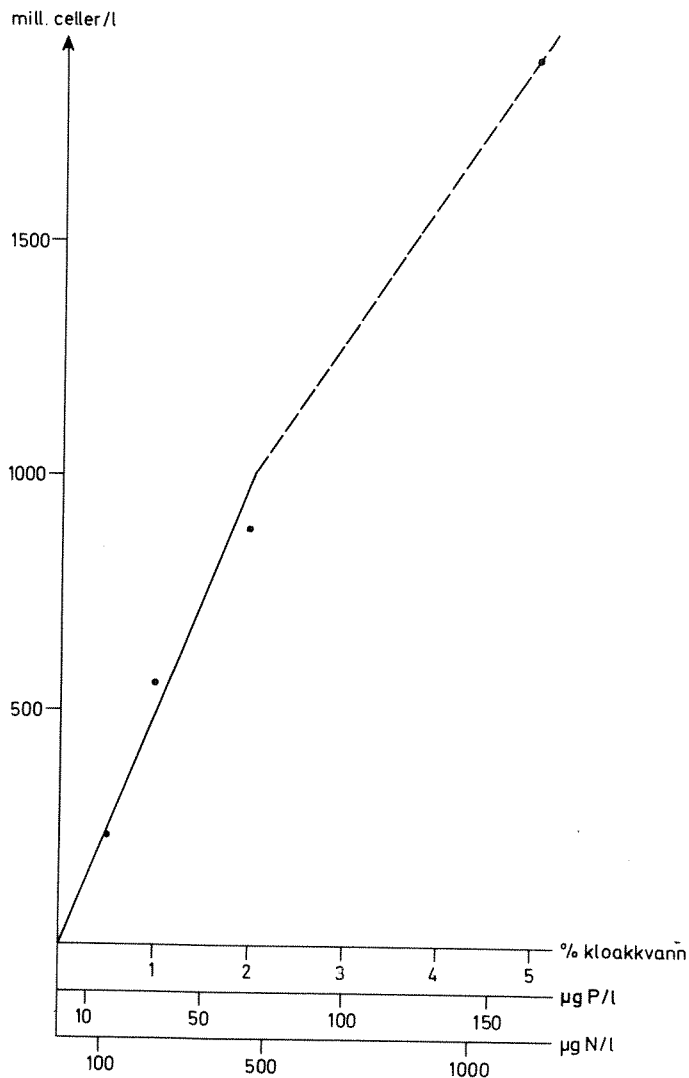
Effekten av kloakkvannsbelastning på vekst av alger i vann fra Lågen ved Sel ble undersøkt i mars 1975. Metodikken var den samme som ved undersøkelsen av vekstpotensial og begrensende næringsstoffer som er beskrevet tidligere.

Kloakkvann til forsøkene ble innsamlet fra NIVAs forsøksrenseanlegg på Kjeller. Kloakkvannet inneholdt 3,3 mg tot. P og 23 mg tot. N pr. l.

Mengden produserte alger ved forskjellige konsentrasjoner av kloakkvann er vist i fig. 71. I konsentrasjonsområdet 0-2% kloakkvann øker celleutbyttet i det nærmeste proporsjonalt med kloakkvanntilsetningen.

Økningen er ca. 500 millioner celler/l ved tilsetning av 1% kloakkvann. Dette tilsvarer ca. 1 mg alger/l (tørrvekt). En beregning basert på kloakkvannets fosforinnhold viser at celleutbyttet øker med 15 mill. celler eller ca. 0,375 mg tørrvekt/µg P. Tilsvarende tall for nitro-

Fig. 71 Celleutbytte av *Selenastrum capricornutum* i vann fra Lågen ved Sel tilsatt kloakkvann



gen er 2,2 mill. celler eller ca. 0,55 mg tørrvekt/ μg N. Selv meget små konsentrasjonsøkninger av plantenæringsstoffene P eller N kan altså gi store utslag.

Verdiene for produsert mengde alger ved disse forsøkene lar seg ikke direkte overføre til å gjelde for begroing i rennende vann. Fastsittende alger i en elv kan ta opp næringsstoffer fra et "uendelig" volum vann ved at nytt vann kontinuerlig blir tilført. I et laboratorieforsøk med alger i kolber har algene bare tilgang til den mengde næringsstoffer som opprinnelig finnes i et begrenset vannvolum. Denne prinsipielle forskjell gjør at det ikke er mulig å kvantifisere en ventet

forandring i algeveksten i et vassdrag med utgangspunkt i eksperimenter med alger i kolbekulturer.

Studier av forurensningseffekter av kloakkvann i modellresipienter (Traaen 1975) og algekulturer (Skulberg 1967) har imidlertid vist at det er en god sammenheng i det kvalitative utslaget ved begge metodene. Man kan derfor regne med at en forholdsvis liten endring i fosforkonsentrasjonen i vann fra Lågen og Otta, hvor fosfor er et begrensende plantenæringsstoff, vil kunne føre til en sterk økning av begroingen i elvene.

8.4.2.5 Slameffekter

Adsorpsjon av fosfat på breslampartikler

Uorganiske partikler har evnen til å adsorbere fosfat. Adsorberingen i en suspensjon av partikler er avhengig av partiklens kjemiske sammensetning, den samlede partikkeloverflate, pH, oksygenkonsentrasjon m.m. Mengden fosfat på partiklene er i likevekt med konsentrasjonen av fosfat i løsning. Fosfat kan derfor resorberes fra partiklene hvis konsentrasjonen i vannet minker. På den måten kan alger tilgodegjøre seg i hvert fall en del av den adsorberte fosfaten i en partikkelsuspensjon ved å ta opp fosfat fra vannet (fig. 72).

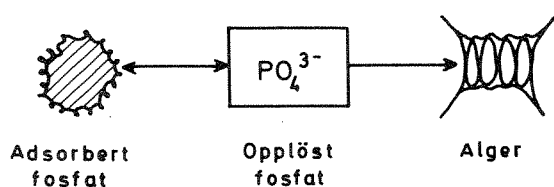


Fig. 72. Fosfatopptak fra partikler.

Fosfatopptaket hos grønnalgen *Pandorina morum* i en suspensjon av leire (kaolinit) med adsorbent radioaktivt merket fosfat, er studert av Helfrich og Kevern. (Michigan Agricultural Experiment Station Journal. Article Number 6333.)

De fant at mengden adsorbert fosfat minket samtidig som fosfatinnholdet i algene økte (Fig. 73). Konsentrasjonen i vannfasen var hele tiden lav. Etter 3 dager hadde det innstillet seg en likevekt mellom fosfat på partikler og i alger.

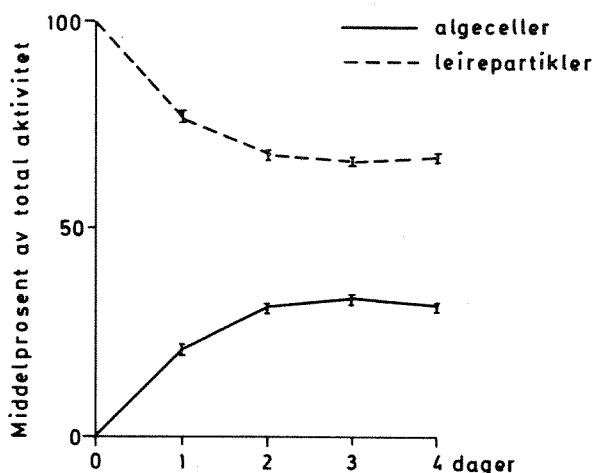


Fig. 73. Opptak av radioaktivt P fra leirpartikler til alger (Helfrich og Kevern).

Evnen til fosfatadsorpsjon på partikler har stor betydning for transport av fosfater i elver med stort partikkelinnhold (f.eks. breslam). Tilførsel av slamholdig vann til en innsjø vil kunne føre til en reduksjon av fosfatinnholdet i overflatevannet ved at fosfat adsorberes til partikler som sedimenterer. Partikler som er mettet med fosfat vil på den annen side kunne øke fosfatkonsentrasjonen i et vann med lavt fosfatinnhold ved at fosfat resorberes fra partiklene.

Transporten av breslam fra Lågen til Mjøsa i flomperioder vil på forskjellige måter være av betydning for produksjonen av planktoniske alger i Mjøsa. Den høye turbiditet fører til at lyset raskt reduseres med dypet. Det vannsjikt hvor algene kan vokse vil derfor være tynt. En reduksjon av slammengden vil øke lystilgangen og med det også primærproduksjonen pr. overflateenhet.

På grunn av den nevnte adsorpsjonen av fosfat til breslam vil også den for alger tilgjengelige fosfatmengde, være avhengig av slaminnholdet. En redusert slamtransport vil sannsynligvis føre til en minket transport av fosfat fra overflatevannet til dypvannet hvor det ikke er direkte tilgjengelig for algeproduksjon.

Et eksperiment som viser hvordan breslam kan virke inn på veksten av alger, ble gjort i mars 1975. En filtrert vannprøve fra Mjøsa ble delt i to porsjoner hvorav den ene ble tilsatt 10 mg breslam/l. Breslammet ble tatt fra bredden av Bøvra og oppslammet i destillert vann. Etter to timers sedimentering ble ca. 10 ml av suspensjonen blandet med 1 liter vannprøve fra Mjøsa.

Vannet ble fordelt på glasskolber og forskjellige konsentrasjoner av fosfat og kloakkvann ble tilsatt. Kloakkvannet var det samme som ble brukt ved eksperimentene med vann fra Lågen (se avsnitt 8.4.2.4). Det inneholdt 23 mg tot. N/l og 3,3 mg tot. P/l. Løsningene ble podet med grønnalgen *Selenastrum capricornutum* og veksten i kulturene ble målt. Den produserte algemengden i kulturene er vist i figur 74.

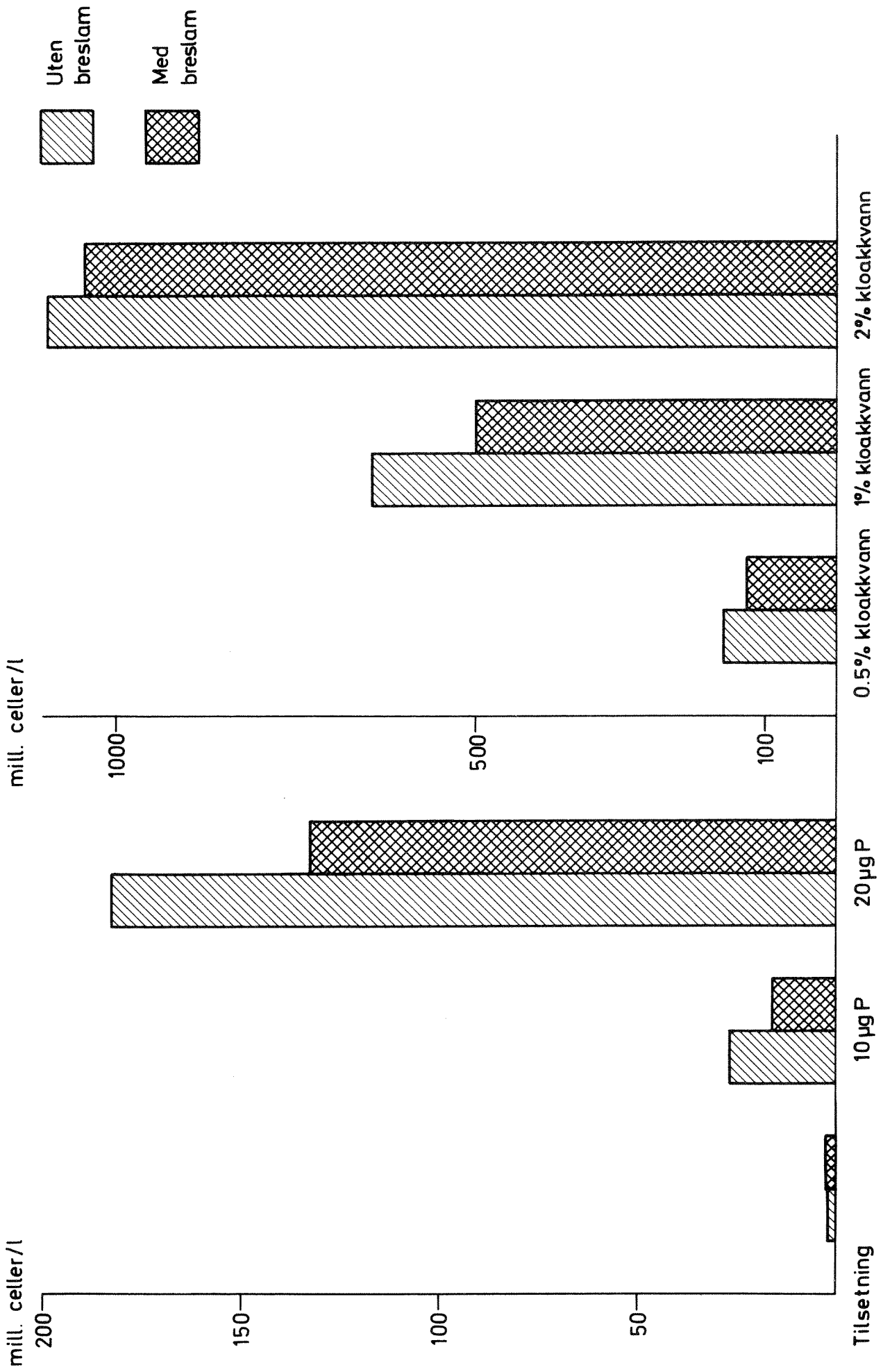
Økningen i celleutbyttet ved tilsetning av fosfat og kloakkvann er mindre i alle kulturer hvor breslam er satt til enn i kulturene uten breslam. Reduksjonen i algevekst ved tilsetning av breslam kan være en effekt av adsorpsjon av fosfat til slampartiklene. Lysreduksjonen i kulturene med breslam var mindre enn 1% av lysmengden i kulturene uten breslam, og kan derfor ikke ha hatt noen målbar innvirkning på veksten.

8.5 Biologiske forhold i Lågenvassdraget sett i hygienisk sammenheng

8.5.1 Generell orientering

Vannets hygieniske beskaffenhet er av vesentlig betydning for vannets anvendbarhet til jordbruksvanning, vannforsyning for bedrifter og drikkevann for befolkningen, samt for vassdragets verdi i rekreasjonssammenheng. For å kunne opprettholde en tilfredsstillende helsetilstand for såvel mennesker som dyr, er det nødvendig med god tilgang på helsemessig forsvarlig drikkevann.

Fig. 74 Celleutbytte av *Selenastrum capricornutum* i overflatevann fra Mjösa med og uten breslam (10mg/l) ved tilsetning av fosfat og kloakkvann



Den største helserisiko forbundet med vann skyldes forurensning med urin og avføring fra mennesker og varmblodige dyr. Disse kan huse sykdomsfrembringende organismer som virus, bakterier og innvollsparasitter, og når urin eller avføring kommer ut i vann, kan disse organismene spres og føre til at brukerne av vannet smittes. De langt fleste sykdomsfrembringende organismer huses i tarmkanalen og skilles ut med avføringen, fæces. Denne form for forurensning kalles derfor fekal forurensning. Kilder for slik forurensning er dyr som slipper fekalier direkte i vannet, avløpsvann fra bebyggelse og gjødselskjellere, og større dyrestaller ("dyrefabriker"). Sykdomsfrembringende organismer kan også nå frem til vassdrag med avløpsvann fra sykehus, sanatorier og spesielle laboratorier.

Andre mikroorganismer, som oftest sopp og bakterier, som er naturlig hjemmehørende i jord og vann, kan frembringe sykdommer på planter, dyr og mennesker under spesielle omstendigheter; de kalles potensielle sykdomsfrembringere. Disse mikroorganismene er som oftest istand til å formere seg i vann som inneholder lett nedbrytbart organisk stoff. Kloakkvann fra bebyggelse, både renset og urenset, inneholder slikt organisk stoff, og det kan også tilføres fra bedrifter som næringsmiddel- og papirindustri. Når slike organismer formerer seg i vannet, kan det bli så mange av dem at risikoen for smitte ved bruk av vannet blir øket. Som eksempel kan nevnes *Clostridium botulinum*. Enkelte varianter av denne art danner den sterke giften botulin ved oksygenfri nedbrytning av organisk stoff. Dette kan føre til forgiftning av dyr som f.eks. beiter i slam der denne bakterien er kommet til utvikling. Bakterien danner sporer, og disse kan overføres via infisert tarminnhold hos fisk, slik at bakterien kommer til utvikling og kan produsere giftstoffet i matvarer. Giften tåler ikke oppvarming, men mat som spises uten å være kokt, som spekeskinke og rakørret, kan føre til forgiftning hos mennesker.

De sykdommer som i vårt klima kan spres med vann, er magesyke, kolera, tyfoid og paratyfoid-feber, bakterie-dysenteri, smittsom gulsott, og enkelte innvollsparasitter inkludert sykdomsfremkallende stadier av disse. De alvorligste av disse sykdommer er ikke vanlig forekommende her i landet, men økt turisme øker faren for smitte gjennom vann.

Som eksempel på en alvorlig tarminfeksjon med vann som smittekilde, kan tyfoid-feber-epidemien på Gjøvik i 1931 nevnes. Da ble 59 personer syke og 19 av dem døde. De vanligst forekommende tarminfeksjoner ytrer seg som magesyke (gastro-enteritis).

For de sykdomsfrembringende organismer og den vanlig forekommende tarmflora er ikke vann et naturlig tilholdssted. De finner lite eller ingen egnet næring, har små formeringsmuligheter og kort levetid. De blir dessuten spist av andre organismer i vannet, eller de synker til bunns og lagres i sedimentene. I sedimentene kan de ofte finne bedre overlevingsmuligheter enn i de frie vannmasser. Lav temperatur øker overlevingsevnen til enkelte av de bakterier som er årsak til noen av de alvorligste sykdommene, mens varmere vann er nødvendig for spredning av enkelte innvollparasitter. Vann som infeksjonskilde for disse er derfor av mindre betydning her i landet.

En type innvollparasitter som imidlertid kan spres med vann hos oss, er de forskjellige bendelormer. Deres ledd med egg, som skilles ut med avføringen fra infiserte individer, er meget motstandsdyktige og overlever lenge utenfor tarmkanalen. Enkelte arter har også vannorganismer (hoppekreps, fisk) som mellomverter.

Bading i forurenset vann kan medføre helserisiko. I varmere land der sykdommer som skyldes organismer (bakterier) som kan trenge gjennom huden er vanligere, er faren større enn her i landet. Ellers er risiko ved svelging av vann under bading tilstede. Det har vært flere rapporter om at virussykdommen poliomyelitis har hatt badevann som infeksjonskilde, men epidemiologiske undersøkelser har hittil ikke bekreftet denne teori.

Urinveisinfeksjoner samt infeksjoner i øre, nese og hals synes å kunne bli overført via badevann, enten ved at bakterier fra infiserte personer som bader blir overført til andre badende, eller ved at potensielt sykdomsfrembringende bakterier formerer seg på grunn av at vannet er forurenset, som nevnt i det foregående. En slik bakterie er *Pseudomonas aeruginosa*. Den kan også føre til infeksjoner hos husdyr, f.eks. ond-

artet mastitt hos kuer. Den overføres ofte ved at forurenset vann brukes til rengjøring av spener og melkeapparater.

Våre husdyr er dessuten spesielt utsatt idet de for en stor del konsumerer overflatevann fra områder som er belastet med fekale forurensninger. Dyresykdommer på grunn av dårlig vannhygiene har økt påfallende i det siste desenniet. Dette må sees i sammenheng med store dyrebetsetninger, økt forbruk av bløtgjødsel samt at følsomheten hos høyproduserende dyr, spesielt melkekuer, har økt i betydelig grad. Blant aktuelle sykdommer i dette tilfelle kan nevnes tarminfeksjoner (enteropatogen *E. coli*), salmonellose, miltbrann og snyltere (zooparasitter). Det er således all grunn til å stille samme krav til kvalitet til drikkevann for dyr som for mennesker, og dette gjelder også for ville dyr.

Større bruk av vanningsanlegg innenfor jordbruksnæringen medfører en smitterisiko og kan også få andre negative virkninger (bl.a. forråttelse) i tilfelle råvannet er hygienisk utilfredsstillende.

En økning av antallet heterotrofe begroingsorganismer i vassdrag kan også ha andre negative virkninger enn dem som er nevnt for potensielt sykdomsfrembringende bakterier. Oftest oppstår disse problemene i direkte tilknytning til utslipp av større mengder lett nedbrytbart organisk stoff. I Norge er det først og fremst utslipp fra treforedlingsindustri og næringsmiddelindustri, kloakkvann fra husholdninger, avrenning fra større fjøs, siloanlegg og fra uriktig plasserte søppelfyllplasser som bidrar til denne forurensning. Problemene oppstår ved at alle ting som kommer i berøring med slikt strømmende vann, vil bli begrodd med tykke lag av sopp og/eller bakterier. Dette kan skape alvorlige problemer ved vannverk, kraftverk og forskjellige industribedrifter, såvel som ved utøvelse av fiske. Videre forringer større mikrobiell vekst i vassdraget vesentlig trivselen og oppvekstmulighetene for våre laksefisker, samt gir vassdraget et estetisk lite tiltalende inntrykk. Slik forurensning øker også mulighetene for formering av mikroorganismer som er potensielt sykdomsfrembringende for fisk, og øker derfor mulighetene for infeksjon; eksempel: *Aeromonas*-angrep.

Større mengder organisk stoff under mikrobiell nedbrytning fører også til at vannets oksygeninnhold avtar. Er omsetningen så stor at det ikke blir tilført vannet tilstrekkelig nytt oksygen fra luften, kan vannet bli oksygenfritt og uegnet til oppholdssted for fisk og andre dyr som trenger oksygen. Bakterier som arbeider uten oksygen, tar over nedbrytningen, og vannet blir "råttent". Det er derfor også behov for en analysemetode som kan gi opplysninger om vannets innhold av lett nedbrytbart organisk stoff.

Heterotrofe mikroorganismer som bakterier og sopp, omsetter også andre former for organisk stoff; f.eks. alger som vokser i vannet. I vann med store algeoppblomstringer vil et høyt innhold av heterotrofe mikroorganismer føre til at døde alger nedbrytes raskt. Dermed blir de begrensede næringsstoffer, som nitrat og fosfat, frigjort og tilgjengelig for fortsatt algevekst.

8.5.2 Metoder

For hygienisk bedømmelse av vann benytter man som oftest metoder for påvisning av organismer fra den normale tarmflora; de vanligste er *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens* og fekale streptococcer. Grunnen til dette er at de sykdomsfrembringende organismer ikke alltid er tilstede, at de er tilstede i små konsentrasjoner, og at det er vanskelig å isolere og dyrke dem.

De nevnte tarmbakterier lar seg isolere og dyrke ved enkle metoder, men problemet er å skille dem fra beslektede organismer som stammer fra jord og vann.

Den mest brukte analyse i denne sammenheng er analysen for coliforme bakterier. Denne brukes til å kontrollere drikkevann og industrivann til næringsmiddelindustrien. Slikt vann blir gjerne desinfisert og bør derfor være fritt for coliforme bakterier. Ubehandlet vann, f.eks. fra brønner, må ha et meget lavt innhold av slike bakterier for å bli godkjent. De normer man har her i landet er vist i den etterfølgende tabell som er utarbeidet av Statens Institutt for Folkehelse.

Tabell 38. Normer for bakterieinnhold i drikkevann ved Statens Institutt for Folkehelse (SIFF).

(Offentliggjøres med tillatelse fra SIFF 1973)

Vannkilde	Kimtall 37°C Antall/ml	Fullstendig prøve coli 37°C Antall/100 ml	Fekale coli 44°C Antall/100 ml
Liten brønn Urenset, privat	<50	Helst <2 til nød <23	Tåles inntil 2 fra enkeltprø- ver i en serie
Vannverk, urenset, mindre enn 5000 innbygg.	<50	Helst <2 Til nød <23	Tåles ikke
Vannverk, urenset, mer enn 5000 innbygg.	<50	<2 Unntaksvis <10	Tåles ikke
Renset vann	<50	<2 Til nød 2	Tåles ikke
Militærforlegninger	<50	<2 Til nød 2	Tåles ikke

I analysemetodene for coliforme bakterier ønsker man å bestemme alle coliforme av fekal opprinnelse, og for å oppnå denne store følsomhet i metoden, mistes noe av selektiviteten. Coliforme bakterier fra jord og vann blir da medbestemt i større eller mindre grad, avhengig av metodevalg.

Dersom man ønsker å påvise sikker fekal forurensning, øker man selektiviteten, men mister dermed noe av følsomheten, idet de mest "stressede" av de fekale coliforme bakteriene ikke greier å vokse under de betingelser metoden gir. Man kan med andre ord si at jo mer selektiv metoden er, jo nærmere kommer man målet å bestemme bare *E. coli*, men desto færre slike bakterier finner man i vannet.

Ved undersøkelsene i Lågen ble coliforme bakterier og fekale coliforme bakterier bestemt etter en membranfiltermetode som brukes ved Statens mikrobiologiske laboratorium på Lillehammer. Metoden baserer seg på m-Endo MF buljong som vekstmedium, inkubering ved 35-37°C i 18-24 timer og telling av alle røde kolonier som "totalantall coliforme". Kolonier med metallglans telles som "fekale coliforme".

Resultatene angis som coliforme bakterier pr. 100 ml prøve.

Mengde lett nedbrytbart stoff i naturlige vannmasser ligger vanligvis på et så lavt nivå at den vanlige analysemetode for slikt stoff, biologisk oksygenforbruk, ikke kan benyttes.

Man benytter derfor en indirekte metode, nemlig å bestemme antall heterotrofe kim (enheter av bakterier og sopp) som i løpet av en viss tid er istand til å vokse opp til synlige kolonier på et næringsmedium rikt på organisk stoff. Denne metode betegnes "Kimtall ved 20°C". Man regner da at mengde lett nedbrytbart organisk stoff er proporsjonalt med antall bakterier bestemt på denne måten.

Ved bedømmelse av drikkevann og vann til næringsmiddelindustrien er det også vanlig å bestemme kimtall ved 37°C. I vårt kalde klima vil dette gi en oppfatning av innholdet av heterotrofe kim tilført fra kloakkvann, utslipp fra næringsmiddelindustrier, slakterier, papirindustri, m.fl.

I denne undersøkelse er følgende kimtallsanalyse benyttet:

Telling av fremkomne kolonier etter inkubering ved 37°C i 48 timer, angis som kim pr. ml prøve.

Kimtallene bestemt på denne måte gir ikke noe mål på den virkelige mengde heterotrofe mikroorganismer i vann. Den totale mengde av mikroorganismer i vann må bestemmes på annen måte, f.eks. ved direkte telling i mikroskop ved hjelp av fluoressens-teknikk.

8.5.3 Undersøkelsesopplegg og analyseresultater

I løpet av undersøkelsesperioden ble det fra Lågenvassdraget samlet inn prøver til bakteriologisk analyse ialt fire ganger, nemlig 3-4. april, 20-24. august, 21-22. oktober, alt i 1974, og dessuten 28. januar 1975. Prøvene ble fraktet til Statens mikrobiologiske laboratorium på Lillehammer for analysering.

Analyseresultatene fremgår av tabell 39 og figur 75.

Samtlige av stasjonene viser et relativt høyt innhold av coliforme bakterier, og hyppig forekomst av fekale coliforme. Ingen av prøvestedene er fri for fekale coliforme bakterier.

I sommerperioden juli-august tyder resultatene på en tiltakende forurensning nedover i vassdraget; de høyeste bakterietall finnes ved de nederstliggende stasjonene. Resultatene fra prøvene tatt i oktober 1974 og januar 1975 viser motsatt tendens, men prøveseriene er ikke fullstendige for samtlige stasjoner, og dette gjør det vanskelig å fastslå en slik utvikling.

De fleste tilløpselver og tilløpsbekker viser seg å være lite til moderat forurenset.

8.5.4 Konklusjon

De bakteriologiske analyseresultater viser at det er et vesentlig innhold av coliforme og fekale coliforme bakterier på samtlige prøvesteder. Lågenvassdraget med tilløpsbekker og tilløpselver er så forurenset at vannet ikke kan brukes til drikkevann for mennesker uten forutgående rensing. Dette er ifølge de krav som Statens Institutt for Folkehelse benytter for bakteriologiske undersøkelser av drikkevann.

For drikkevann til beitende dyr eksisterer det ikke noe krav, men en benytter vanligvis de samme kriterier som til enkelthusholdninger. Ut fra disse kriterier tilfredsstiller vannet i Lågenvassdraget med tilløpselver og tilløpsbekker ikke kravet til drikkevann for dyr.

Tabell 39. Lågenvassdraget. Bakteriologiske analyseresultater 1974-1975.

(Antall kim pr. ml og antall coliforme og fekale coliforme pr. 100 ml prøve.)

Stasjon		1.00 Veibro Påberg			1.10 Hunderfoss, nedstr. demning			1.20 Veibro Tretten			1.30 Veibro Fåvang			1.40 Harpefoss, utløp kraftverk		
Prøver Tatt	Mottatt	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli
3/4	4/7-74	46	323	13	55	250	12	240	590	48	23	18	2	75	183	20
20-21/8	22/8-74	106	35	5	353	Kon- fluens	T.s.	62	58	T.s.	39	60	T.s.	82	218	T.s.
21-22/10	23/10-74	38	45	I.p.	41	32	T.s.	31	1	0	47	37	x)	41	44	0
28/1	29/1-75	20	33	I.p.							24	70	T.s.	47	128	T.s.

x) Intet tall oppgitt.

Stasjon		1.50 Veibro Kvam			1.60 Veibro ovenf. Sjoa			1.70 Veibro ovenfor utløp Ula (Sel)			1.80 Veibro Rosti			1.90 Veibro nedenfor Lesja kirke		
Prøver Tatt	Mottatt	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli
3/4	4/7-74	30	29	3	57	75	5	135	100	17	110	181	21	73	39	6
20-21/8	22/8-74	57	59	T.s.	101	80	T.s.									
21-22/10	23/10-74	52	46	0	48	55	0	17	25	0	29	55	0	9	1	0
28/1	29/1-75	57	Konfl.	T.s.	69	Konfl.	T.s.	16	23	I.p.	27	71	T.s.	12	13	T.s.

Stasjon		Otta: 2.00 Veibro. Åsåren			2.10 Veibro, utløp Vågavatn			2.20 Bøvra ovenf. Lom			2.30 Veibro nedstrøms Ofossen			Sjoa 3.00 Veibro ovenfor utløp Lågen		
Prøver Tatt	Mottatt	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli
	4/7-74	14	12	2	7	17	0	36	17	1	48	72	3	18	55	3
20-21/8	22/8-74	17	55	T.s.	65	80	T.s.							39	30	T.s.
21-22/10	23/10-74	37	39	T.s. ⁰	2	12	T.s. ⁰	11	3	T.s. ⁰	22	20	0	48	15	0
28/1	29/1-75	16	36	I.p.	27	100	I.p.	10	10	T.s.				5	4	0

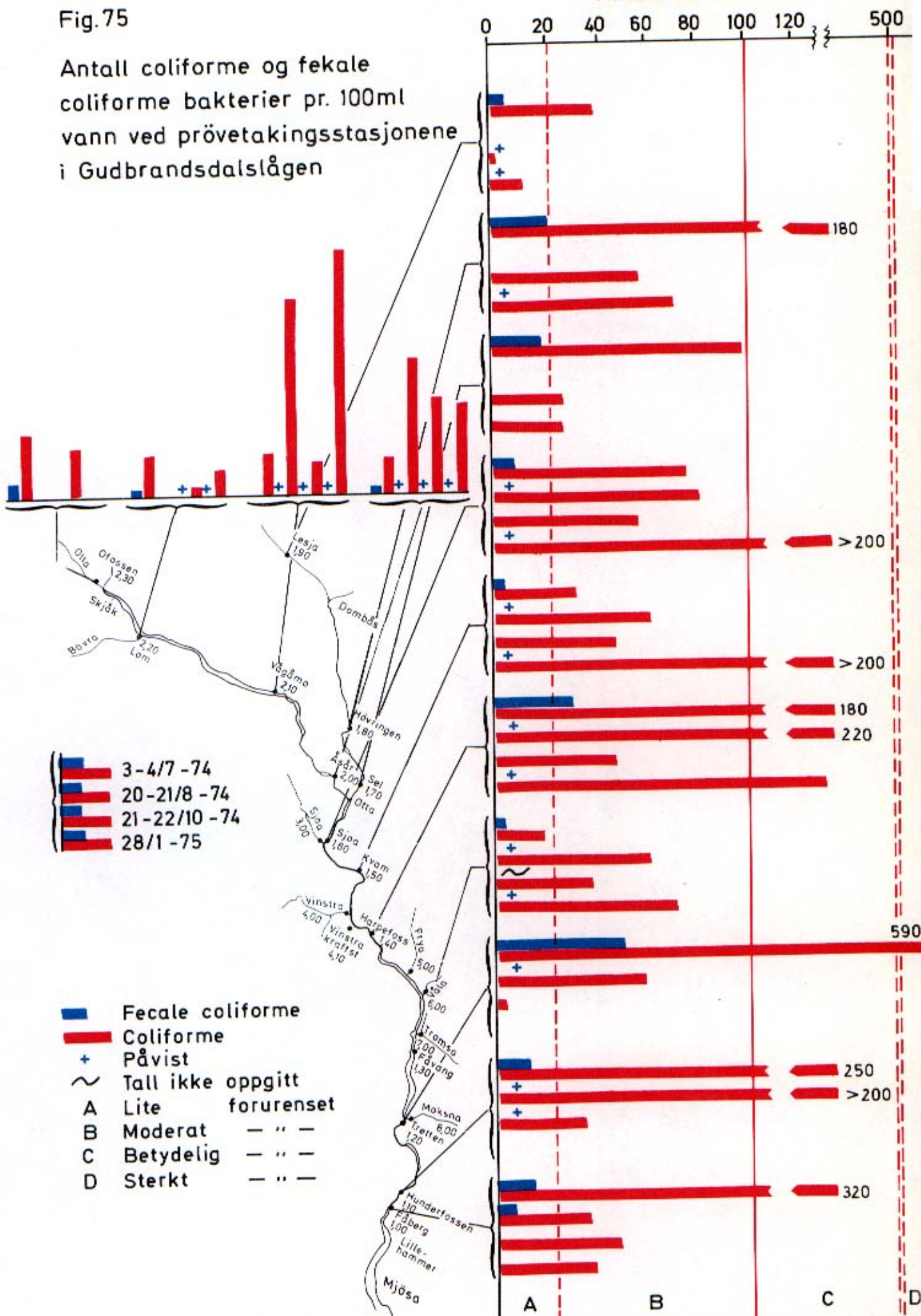
Vinstra 4.00 Veibro ovenfor utløp i Lågen		4.10 Vinstra kraftv.			Frya 5.00 Veibro ovenfor utløp i Lågen			Våla 6.00 Veibro ovenfor utløp i Lågen			Tromsa 7.00 Nedstrøms veibro			Moksa 8.00 Nedstr. veibro ovenf. utløp i Lågen			
Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli	Kim- tall	Coli- forme	Fekal coli
53	145	3	9	7	7	24	4	1	31	10	7	34	26	13	ca. 1000	Kon- fluens	T.s.
			14	13	0	44	27	T.s.	43	10	T.s.	27	13	T.s.	537	Kon- fluens	T.s.
6	5	T.s. ⁰	3	2	0	7	2	0	9	0	0	9	0	0	404	70	I.p.
5	0	0	1	0	0	0	0	0	2	20	I.p.	4	0	0			

T.s. = Tilstede Konfl.: Konfluens, overgrodd, umulig å telle, bakterietall >200 pr. filter.

I.p. = Ikke påvist. Kimtall pr. ml. Coliforme pr. 100 ml.

Fig.75

Antall coliforme og fekale coliforme bakterier pr. 100ml vann ved prøvetakingsstasjonene i Gudbrandsdalslågen



8.6 Generell beskrivelse av forurensningssituasjonen i Otta og Lågen- Vassdraget

8.6.1 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, Wilhm 1972). Dessuten er som oftest organismelivet i vannmassene mer følsomme parametre enn de kjemiske, som først og fremst indikerer situasjonen nettopp i det aktuelle prøvetakingsøyeblikket (Wilhm 1972). Videre er det:

- Den biologiske respons (masseutvikling av høyere planter og alger, heterotrof begroing, artsforskyvning innenfor fiskepopulasjonene, fiskedød osv.) på forurensninger som oftest har størst praktisk interesse og som rent visuelt gjør seg gjeldende.
- Ved siden av tilført organisk materiale fra nedbørfeltet (aloktont organisk materiale), produksjon av vekster (primærprodusenter) og hvirvelløse dyr (primærkonsumenter) som utgjør hovedgrunlaget 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:

- Den nåværende forurensningssituasjon og biologiske status.
- 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 i løpet av denne korte observasjonsperiode ikke vært mulig å få gjennomført, og derfor må resultatene nedenfor bare betraktes som tilnærmet og brukes som en foreløpig orientering.

8.6.2 Materiale og metodikk

Materialet som er behandlet i denne sammenfatning stammer fra:

- Tidligere undersøkelser som NIVA har foretatt i området (Østlandsutredningen 1967. Rapport I, del 2 og del 3, rapport O-71/70 Ottavassdraget, Sjoa og Gudbrandsdalslågen. Orienterende fysisk/kjemiske og biologiske undersøkelser sommeren 1970 samt O-71/70. Vågåvatn, Ottavassdraget/Gudbrandsdalslågen. En limnologisk undersøkelse 1972).
- Data og erfaringer som er fremkommet ved de pågående Mjøs-undersøkelser (Rapport O-91/69. Mjøsprosjektet. Undersøkelser 1971, 1972, 1973 og 1974).
- De biologiske og fysisk-kjemiske undersøkelser som behandles i denne rapport.
- Rapport over fiskeribiologiske undersøkelser i Otta og Lågenvassdraget 1969-1973 fremlagt av Fiskerikonsulenten for Øst-Norge 1974.

8.6.3 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 forurensningssituasjon. Det er lagt spesiell vekt på fiskeforhold og mer hygieniske aspekt.

A. Klasseinndeling for elver

Når det gjelder påvirkning av organiske utslipp (spesielt boligkloakk) til rennende vann (saprobiering), finnes en rekke systemer som beskriver påvirkningsgraden (Wilhm 1972). 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 (Pejler 1965, Skulberg 1968, Kronborg munt. med.). Dette har sammenheng med forskjellig klima, topografi, organismsamfunn 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. Da nettopp oksygeninnholdet eller rettere sagt mangel på oksygen på grunn av stort oksygenforbruk (Caspers and Karbe 1966), er en viktig faktor ved opprettelsen av saprobiesystemet, 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 Fjerdingsstad (1960). Ved bruk av organismsamfunn istedenfor indikatorarter som viser seg å være mer hensiktsmessig i denne sammenheng (Liebmann 1951, Fjerdingsstad 1960, Pejler 1965 og Turobogski 1973), 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 må derfor ikke ukritisk overføres til andre lokaliteter og områder.

Klasse I: Områder der det ikke er noen merkbar påvirkning av direkte forurensningsbelastning. 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 oksy-

geninnhold 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 blå 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. I visse tilfeller kan det være betydelig algebegroing langs disse strekninger.

Klasse I-II betegner 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 næringssalter) 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 visuelt fremtredende heterotrof begroing (sopp, bakterier og protozoer). Oksydasjon og mineralisering av organisk stoff er kommet langt. Som regel er det gode oksygenforhold i såvel bunnssubstratet 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

- I strømvassnitt periodevis er masseutvikling av en eller flere algearter som danner begroinger over store bunnarealer.
- I mer stilleflytende partier er markert vekst av høyere vegetasjon (makrofytter).

Disse forhold medfører forandringer i de øvrige organismesamfunn, påvirker fiskenes gytemuligheter samt medfører vanskeligheter ved utøvelse av fiske og annen bruk av vannforekomsten (bl.a. risiko for oversvømmelse ved at elveløpet vokser igjen av høyere aquatisk vegetasjon, luktulempen når liten vannføring medfører tørrleggelse og forråtnelse, løseven begroing, gjentetter garn, filter m.m.)

Den ovenfor nevnte klassen er nærmest å henregne til den oligosaprobionen i Fjerdingstads system, men med en mer markert betoning av eutrofi-effekten).

Klasse II-III betegner en overgangssone. Forholdene er som ovenfor, men innslaget av heterotrof begroing er mer markert, dvs. økt organisk belastning (saprobiering). Bl.a. kan nedsatt oksygentilgang i bunnsubstratet bidra til noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for aure og harr. (Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingstads γ -mesosaprobe sone).

Klasse III. Områder der en markert forurensningspåvirkning (saprobiering) 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 reproduksjonsmulighetene 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 overgangssone. 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 reproduksjonsmuligheter for laksefisk. Der forurensningskildene er av fekal art, er vannet hygienisk sett utilfredsstillende som for klasse III. (Den γ-polysaprobe sonen i Fjerdingstads system er den som nærmest stemmer overens med denne klasse.)

Klasse IV: Sterkt forurenset (saprobiert) sone med masseutvikling av heterotrofe organismer som bakterier, sopp 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 O₂/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 aquaeductum* 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 i det røde feltet. 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 Fjerdingsstads 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 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.). Områder med toksisk påvirkning er markert med svarte tverrstreker (jvnfør kl. IV ovenfor).

Kategori II: sone hvor utslipp ikke medfører noen større forandring for de herskende tilstander, men der en markert akkumulasjon av f.eks. tungmetaller eller andre miljøgifter (biocider) kan ventes å skje i organismene og som på lengre sikt kan medføre alvorlige konsekvenser. Disse områder er markert med røde siksakstreker.

Endelig er det viktig å understreke at forurensningssituasjonen i et vassdrag varierer med både vannføring og årstid. Ved høy vannføring blir påvirkningen oftest mindre merkbar, mens selv meget små forurensningsmengder ved ekstremt lavvann kan få betydelige skadevirkninger. Forurensningssituasjonen et år med rikelig nedbør kan derfor være en annen enn et år med sparsom nedbør. En mild vinter gir en annen påvirkning enn en kald osv. Videre er flere typer av påvirkning i Lågen- og Mjøsvassdraget sesongbetonet, og her kan spesielt silo-, halmlutings- og potetindustriaktiviteten nevnes. Vassdrag kan f.eks.

under silosesongen og umiddelbart etter betegnes som sterkt forurenset (kl. IV), mens de under hele resten av året kan ha nesten helt upåvirkede tilstander (kl. II).

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, Rodhe 1969).

Produksjonsforandringer - i første rekke masseutvikling av primærprodusenter som planktonalger, og høyere vegetasjon forårsaket av økende tilførsel av næringssalter til våre vassdrag (eutrofieringsutvikling) - er et av de alvorligste problemer for mange av våre innsjøforekomster. Av denne grunn er eutrofieringssituasjonen valgt som grunnlag for følgende klasseinndeling:

Klasse I: Innsjøer med biologisk status og produksjonsnivå i samsvar med innsjøens morfometri og naturlige påvirkning (bl.a. næringssalttilførsel) tilhører denne kategori. Klassen kan karakteriseres som upåvirket og her finner vi oligotrofe, dystrofe så vel som naturlig meso-eutrofe innsjøer (ang. eutrofibegrepet se Rodhe 1969, Vallentyne 1974 og fig. 77 a).

Klasse I-II: Innsjøer som på grunn av økt næringssaltbelastning, får en viss økning av algeproduksjonen og/eller høyere vegetasjon hører til denne klasse. I direkte tilknytning til utslippssteder av fekal natur er vannet i hygienisk sammenheng som regel utilfredsstillende. Fra fiskerisynspunkt er som oftest påvirkningen positiv ved at fiskeproduksjonen øker. Tilstanden kan karakteriseres som ubetydelig til moderat påvirkning.

Klasse II: Denne klasse omfatter innsjøer med markert økning av algeproduksjonen og/eller høyere vegetasjon som resultat av økt næringssaltbelastning. Algefloraen (planteplankton) er forskjøvet mot økt forekomst av kiselalger med innslag av blågrønnalger. Det er videre nedsatt siktedyp, markert begroing langs strendene, begynnende eutrofiering. I om-

råder som er berørt av større utslipp av fekal natur (først og fremst regulert boligkloakk) er vannet hygienisk sett utilfredsstillende. På grunn av høyt bakterieinnhold egner vannet seg ikke til drikkevann uten etter omfattende rensing. I visse tilfeller kan tilstanden være til sjenanse for bading. Enkelte områder kan være betydelig belastet med organisk materiale. Tilstanden medfører som regel økt fiskeproduksjon, særlig av mortfisker (hvis slike forekommer).

Klasse II-III: Innsjøer i denne klasse har en mer markert artsforskyvning mot mer eutrofiindikerende planteplanktonarter og/eller høyere vegetasjon.

Klasse III: Innsjøer med betydelig nærings saltbelastning og dermed stor algeproduksjon som domineres av kiselalger og blågrønnalger (i grunne innsjøer markert utvikling av høyere vegetasjon) hører til denne klasse. Av og til er det algeblomst og betydelig begroing langs strendene i vegetasjonsperioden. Dette medfører sterkt redusert siktedyp, markerte pH-svinginger i overflatelagene og økt belastning av organisk stoff i bunnlagene. I grunnere innsjøer med liten gjennomstrømming er oksygeninnholdet som regel betydelig redusert i de dypere områdene og i visse tilfeller fullstendig oksygenmangel. Det er en markert artsforskyvning mot større forekomster av mindre verdifulle fiskearter (karpefisk der slike forekommer). Utøvelse av fiske er vanskeliggjort bl.a. på grunn av begroinger på fiskeredskaper m.m.

Hygienisk vurdert er forholdene tilnærmet de samme 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. Klassen kan karakteriseres som markert eutrofiert.

Klasse III-IV: Forholdene er som ovenfor, men med et mer markert innslag av blågrønnalger og algeblomst, spesielt på sensommeren.

Klasse IV: Omfatter innsjøer med betydelig nærings salttilførsel og dermed betydelig algeproduksjon (i grunnere innsjøer markert utviklet høyere vegetasjon). Algefloraen domineres av blågrønnalger, og

algeblomst er vanlig i sommerhalvåret. Til visse tider er siktedypet kraftig redusert. Det er store pH-variasjoner i overflatelagene. Den organiske belastning i bunnområdene medfører sterkt oksygenforbruk, og ofte er det anaerobe (oksygenfrie) forhold i de dypere vannmasser. Det siste gjelder spesielt i innsjøer med liten gjennomstrømning. Det er som oftest kraftig artsforskyvning mot mindre verdifulle fiskearter (mortfisker) hvis slike forekommer. I alle fall er fiskeproduksjonen og fangstutbyttet av mer verdifulle arter sterkt redusert. I grunnere innsjøer med lite tilsig er det ofte fiskedød i vinterhalvåret. I drikkevannssammenheng og hygienisk sett er forholdene tilsvarende som for kl. III, men sterkere markert. Forholdene for bading og rekreasjon er høyst utilfredsstillende. Klassen kan karakteriseres som sterkt eutrofiert.

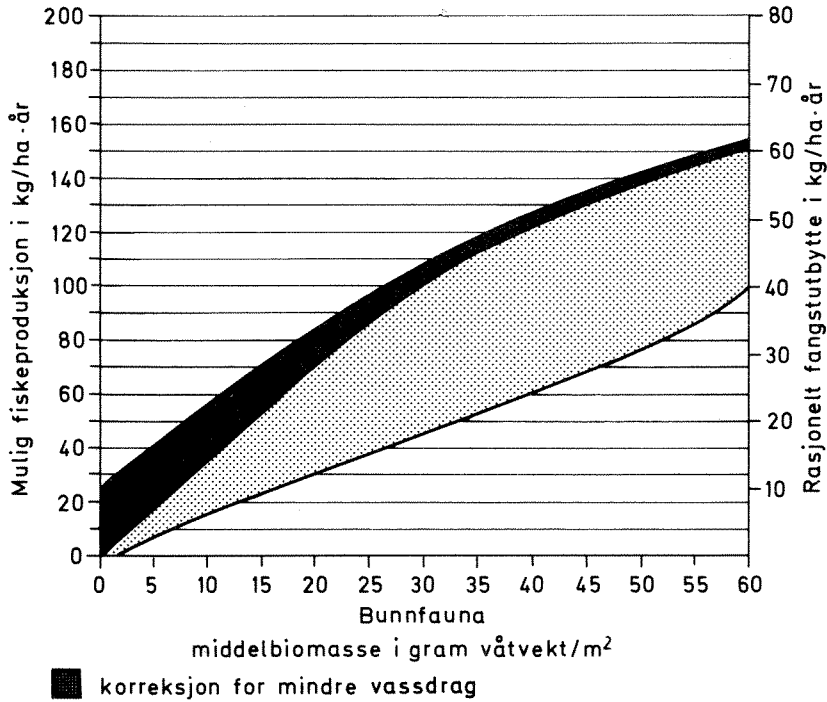
8.6.4 Beregning av mulig fiskeproduksjon

Beregningene bygger på Huet's av Albrecht forbedrede system (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. 76). 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 elvesystem for det meste utgjøres av insektgrupper (Hynes 1961).

1) På grunn av innsamlede 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 $\frac{B}{P}$ 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 for de fiskearter som her er aktuelle, er mulig fiskeproduksjon siden blitt beregnet bl.a. på grunnlag av forholdet mellom inntatt næringsmengde og tilvekst (Winberg 1960) samt forholdet mellom produsent og konsument (forbruker) i et biologisk system i jevnvekt (Odum 1971, Slobodkin 1960).

Fig.76 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

Det er således størrelsesområdet (dvs. om det dreier seg om 5, 10, 50, 100 eller 1000 kg/ha og år) 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. 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. Dette har igjen sammenheng med riktig fiskestell (Jensen 1972).

Videre må man anta at produksjonen blir undervurdert i de tilfeller det forekommer andre fiskeslag enn harr og aure. Dette gjelder særlig strekninger hvor karpefisker som mort og gullbust forekommer eller der fiskepopulasjonen er spesielt tett. Videre er sannsynligvis bunnfaunaens størrelse undervurdert på grunn av ugunstige prøvetakingsforhold høsten 1974. Generelt er derfor den mulige fiskeproduksjon antakelig noe for lavt vurdert. Det skulle likevel være mulig til tross for disse forhold, å få en forståelse av størrelse og variasjon i fiskeproduksjonen og produksjonskapasiteten som sådan. Dette gjelder såvel innenfor en og samme elvestrekning (fusser, stryk og loner) som mellom de ulike elver og elveavsnitt.

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).

Endelig er det viktig å merke seg 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 fiskestell.

Videre behøver ikke produksjonslokalitet og fangstlokalitet være den samme i et vassdrag hvor fisken har mulighet til lange vandringer (se bl.a. Andersen (1967): Undersøkelser av harren i Trysilvassdraget).

8.6.5. Resultater

På grunnlag av nevnte klasseinndeling og foreliggende observasjonsmateriale er fig. 3 utarbeidet.

Øvre Otta ned til Ottavatn

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

I innsjøene er det liten planktonforekomst og ubetydelig begroing langs strendene. Blant dyreplanktonartene er hoppekrepsene *Cyclops scutifer* og *Diaptomus 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 sterkt påvirket av breslam (spesielt Raudalsvatn og Lundadalsvatn). Bunnfaunaen domineres av fjærmygglarver (*Chironomidae*), ertemuslinger (*Pisidium*) og i noen grad fåbørstemark (*Oligochaeta*). Mulig fiskeproduksjon antas å ligge i området 2-10 kg/ha og år med visse unntak som eksempelvis Torsvatn og Lundadalsvatn, der produksjonen muligens ligger noe høyere. Aure er som regel eneste fiskeslag.

I elvene er det som regel en sparsom visuell vegetasjon. Denne vegetasjon utgjøres først og fremst av moser (spesielt arter av slekten *Hygrohypnum*) og grønnalger. Vanlig forekommende alger er trådformede grønnalger som *Zygnema*, *Mougeotia* og *Microspora*. Dertil kommer en varierende kiselalgeflora med bl.a. slekten *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 *Diamasa*), døgnfluelarver (*Baëtidae*, *Heptagenidae*), steinfluelarver (*Isoperla* sp., *Leuctra* spp., *Nemoura* spp. og *Diura* sp.), fåbørstemark og vårfluelarver (spes. slekten *Rhyacophila*). Aure er den vanligst forekommende fiskeart og mulig fiskeproduksjon er som oftest lav og ligger antakelig under 20 kg/ha og år.

Utløpseffekter Ved innsjøers utløp er både fauna (spesielt hva de filtrerende arter angår) og flora noe rikere på grunn av økt stoffomsetning samt jevnere temperatur. Det første er betinget av betydelig 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). Fiskeproduksjonen er også større på slike lokaliteter enn ellers i vassdraget.

Det er spesielt markert økning i den biologiske aktivitet nedstrøms de regulerte innsjøene Breidalsvatn og Raudalsvatn (Framrusta) sammenlignet med forholdene ellers. 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 vannføringsendringer gjør seg fortsatt gjeldende.

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 (bedre fortynningsmuligheter, lavere temperatur, endrede lysforhold, overslamming, slipeeffekt og fosforbinding), og det er et gjennomgående trekk at den mest sparsomme forekomst av flora og fauna finnes innenfor de mest breslampåvirkede områder.

Bøvra

I Bøvra bærer organismesamfunnene sterkt preg av den brevann- og breslampåvirkningen som til sine tider gjør seg gjeldende her. Algene er under flomperioder så godt som fullstendig borte, og den ytterst sparsomme vegetasjon består først og fremst av moser, særlig *Hygrohypnum ochraceum*. Dyresamfunnene er sterkt dominert av en tildels rikelig forekomst av fjærmygglarver av slekten *Diamasa*. Disse insekter, som for en stor del lever av organisk materiale som tilføres fra breene (alloktont materiale), er spesielt karakteristiske for breslamførende vassdrag (Sæther 1968, Steffan 1971). Forøvrig er det en sparsom fore-

komst 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). Næringsgrunnlaget er rikere og produksjonsnivået er derved høyere. Faunasammensetningen er noe forandret, og forekomsten av døgnfluelarver (*Baëtidae* og *Ephemerellidae*) og vårfluelarver (først og fremst *Rhyacophilidae*) er mer markert. Videre forekommer det en hel del kiselalger. Spesielt under lengre perioder med lavvannsføring er det en betydelig algebegroing som må sees i sammenheng med en viss nærings-saltbelastning.

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 bedømt ut fra den belastning som vassdraget er utsatt for. Dette gjelder eksempelvis den sparsomme utviklingen av grønnalger.

Mulig fiskeproduksjon er for Bøvra anslått til 2-10 kg/ha og år. Langs den måtelig breslampåvirkede strekningen ovenfor samløpet med Leira ligger antakelig fiskeproduksjonen noe høyere, spesielt på strekningen like nedstrøms Høydalsvatn og Dalsvatn. Oppstrøms Prestfossen finnes bare aure.

Otta fra Bismo til samløp Lågen

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 større tilførsel av organisk materiale og næringsalter har næringsgrunnlaget og produksjonsnivået økt vesentlig sammenlignet med elveavsnittet ovenfor. Denne påvirkning tiltar jo lenger ned i vassdraget man kommer, men en viss selvrensnings-

effekt gjør seg gjeldende på elvestrekningen like ovenfor Otta hvor forurensningstilførslene er noe mindre.

Det er til dels rikt utviklet vegetasjon av moser som *Fontinalis anti-pyretica* og *Hygrohypnum ochraceum* og alger, spesielt i forbindelse med utslippsstedene samt ved utløpet fra Vågåvatn (utløpseffekt). Vanlig forekommende alger er tråddannende grønnalger som *Zygnema*, *Spirogyra*, *Oedogonium* og mer lokalt også rikt innslag av *Ulotrix zonata* (spesielt i forbindelse med utslippssteder og ved utløpet fra Vågåvatn), samt kiselalger som *Tabellaria*, *Synedra*, *Ceratoneis*, *Achnantes*. Spesielt i den nedre delen av Otta er det rikelig forekomst av *Didymosphenia geminata*. En stor forekomst av algen *Hydrurus foetidus*, særlig nedstrøms Vågåvatn på sen vinteren, bør bemerkes. Mengden av *Hydrurus* avtar nedover elva mot Otta sentrum.

Faunaen er både kvantitativt og kvalitativt rikere. Dette gjelder særlig forekomsten av døgnfluelarver av slekten *Baëtidae*. Effekten fra innsjøutløp kommer markert til syne nedstrøms Vågåvatn, der produksjonskapasiteten like nedenfor utløpet er relativt høy. Dette er forårsaket bl.a. av det rike innslaget av filtrerere, som f.eks. vårfluelarver av slekten *Hydropsyche* som har stor forekomst her.

Brevannpåvirkningen, som er særlig markert nedenfor tilløpet Bøvra, demper antakelig produksjonskapasitet og effekt av forurensningsbelastning såvel i Vågåvatn som på elvestrekningen nedenfor.

Det foreligger ingen markert primær forurensningssituasjon, (dvs. saprobiering), bortsett fra en del visuell heterotrof begroing i direkte tilknytning til utslippspunktene. Dessuten er det en viss drift av søppel i vannmassene. Nedslamming av bunnsubstratet virker hemmende på algebegroingen på dette vassdragsavsnittet.

Mulig fiskeproduksjon på selve elvestrekningen er anslått til ca. 10-60 kg/ha og år. med ca. 20 kg som middel tall. Den høyeste produksjonen gjelder strekningen umiddelbart nedstrøms Vågåvatn. Harr og aure er de vanligste fiskearter.

På strekningen nedstrøms Eidefoss foreligger betydelige isproblemer vinterstid på grunn av de nåværende reguleringsinngrep (NVE rapport nr. 3/73). Ispåvirkningen er så omfattende at man må anta at det skjer en del skade på bunndyr og fisk.

Ottavatn

I det grunne Ottavatn er det en hurtig vannutskiftning, og innsjøen må nærmest betraktes som en utvidelse av selve elva (lone-karakter). Den nordlige delen som i mindre grad influeres av breslam, har en rik bunnavegasjon bestående av i første rekke vannmoser og sylblad, *Subularia aquatica*, samt relativt sett en rikelig bunndyrforekomst, særlig fjærmygglarver, ertemuslinger og fåbørstemark. Det er også en betydelig forekomst av for fisk viktige næringsdyr, som døgnfluer (*Ephemeroptera*), snegler (*Gastropoda*) og linsekreps (*Eurycercus*).

På grunn av den hurtige vannutskiftningen er planktonet såvel hva vekster (alger) som dyr angår, sparsomt forekommende. Den berørte del av Ottavatn er under sommerperioden et viktig beiteområde for fisk, særlig hva aure og harr angår. Mulig fiskeproduksjon er her anslått til ca. 30 kg/ha og år.

Nedre Ottavatn påvirkes av breslam som tilføres via Bøvra og karakteriseres ved betydelig slambanker med lite vegetasjon. Produksjonskapasiteten når det gjelder bunndyr og plankton er derved betydelig mindre enn i den nordlige delen av innsjøen. Fjærmygglarver, fåbørstemark og ertemuslinger er vanlig forekommende bunndyr. Relativt sett er det rikelig forekomst av særlig fjærmygglarver og ertemuslinger. Dette bidrar til at området i likhet med den øvre delen av innsjøen, er et viktig beiteområde for fisken i sommerperioden, dvs. i den tiden fisken har sin beste tilvekst.

Vågåvatn

Situasjonen i selve Vågåvatn er i likhet med den nedre delen av Ottavatn, betinget av påvirkningen isbreene forårsaker i sommerhalvåret (større

gjennomstrømming - utspyling, bedre fortynning, lav temperatur og stor slamtransport). Planteplanktonproduksjonen (ca. 10-15 g C/m² og år) er lav, særlig i den tidsperiode brevannspåvirkningen er mest markert. Dyreplanktonet er fattig både når det gjelder kvalitet og kvantitet, og produksjonen er lav, ca 1,4 g/m² og år uttrykt som tørrvekt. Vannlopper *Cladocera* har her en meget sparsom forekomst. Bunnfaunaen bærer preg av miljøet 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, med unntak av noen av de grunnere partiene som har til dels rik bunnfauna.

Generelt sett er Vågåvatn en oligotrof innsjø (maks. algevolum sommeren 1972 var ca. 0,6 mm³/l). En relativt høy planteplanktonproduksjon (>100 mg C/m³ og døgn) til sine tider under vekstperioden når brevannspåvirkningen er lav, indikerer imidlertid at innsjøen i noen grad tilføres planteneringsstoffer.

Mulig fiskeproduksjon er her anslått til ca. 10 kg/ha og år. Wegge (1975) har anslått rasjonelt fangstutbytte til ca. 4 kg/ha og år. Fiskefaunaen består av aure, harr, røye og karuss.

Lalmsvatn

Lalmsvatnet har i likhet med Ottavatn en hurtig vannomsetning og er betydelig påvirket av breslam. Bunnen er dekket av til dels bevegelige sand- og slambanker med liten vegetasjon. Her er det neppe noen egentlig planktonfauna utenom tilførselen som kommer fra Vågåvatn. Bunndyrfaunaen har nærmest en tilsvarende sammensetning som Vågåvatnets grunne områder. Dette gjelder også mulig fiskeproduksjon. Her finnes de samme fiskearter som i Vågåvatn. Området er antakelig, særlig i sommermånedene, et viktig nærings- og oppvekstområde for fisken i de tilgrensende vassdrag. Bl.a. finnes her til dels rik forekomst av linsekrepss (*Euruceccus*) (Wegge 1975).

Lågen ovenfor Otta

Den øvre delen av Lågenvassdraget er i denne anledning lite undersøkt, men det kan nevnes at strekningen ovenfor Bottheimsbrua til utløpet fra Lesjaskogsvatn har en noe avvikende karakter sammenlignet med vassdraget forøvrig. Elven flyter mer stille her, og den høyere vegetasjonen er til dels kraftig utviklet. Dette er et resultat av bl.a. relativt stor tilførsel av næringssalter via kloakkutslipp samt tilsig fra jordbruksaktiviteter i området. Utenom siloperioden er det ingen markerte saprobi-eringstendenser bortsett fra rent lokalt ved avløpssteder i mer strømmende elveavsnitt. I forbindelse med lavvannsføring og silonedlegging forekommer det lokalt heterotrof begroing, særlig av soppen *Leptomitus* som stimuleres av de lett nedbrytbare organiske syrer i silopressaften.

Elvestrekningen har antakelig god produksjonskapasitet og er et godt fiskevann, bl.a. på grunn av forurensningsbelastningen. Harr og aure er de vanligste fiskearter.

Lågen på strekningen fra Bottheimsbrua til samløpet med Otta har et visst preg av menneskelig påvirkning. Denne påvirkning har i første rekke bidratt til å øke produksjonsnivået ved tilførsel av næringssalter og i noen grad organisk materiale (eutrofiering). Rent lokalt foreligger også en mer markert saprobiering. Dette er særlig merkbart i områdene ved kloakkutslippene ved Dombås, der en lengre strekning er berørt. Forøvrig er slike tilstander først og fremst påvisbare i områder der større utslipp finner sted. På strekningen mellom Nonshaug og Lårgard, som er relativt lite belastet, er påvirkningen minst merkbar.

Vanlig forekommende alger er blågrønnalger (*Phormidium* og *Lyngbya*), grønnalger (*Ulothrix*, *Hormidium*, *Microspora*, *Oedogonium*, *Mougeotia* og *Spirogyra*) og kiselalger (*Tabellaria* og *Didymosphaenia*). Ved siden av moser er det grønnalgene som gjør seg visuelt mest gjeldende. Således forekommer *Ulothrix zonata* i betydelig kvantitet i visse foss- og strykparter, og da særlig i forbindelse med siloutslipp eller større utslipp av kommunalt avløpsvann.

Faunaen domineres i første rekke av døgnfluelarver som *Ephemerella* og *Heptagenia*, hvorav den førstnevnte er mest fremtredende. Vanlig forekommende dyregrupper er også steinfluelarver som *Leuctra* og *Isoperla*, vårfluelarver som *Rhyacophila* samt et flertall husbærende former (*Interrisipalpia*), fjærmygglarver spesielt orthocladiner samt knottlarver (*Simulium*).

På grunn av gode ernæringsforhold har denne elvestrekning god produksjonskapasitet når det gjelder fisk og mulig fiskeproduksjon er anslått til i middel ca. 20-40 kg/ha og år.

Lågen fra Otta til Mjøsa

I Lågen fra samløp med Otta til utløp i Mjøsa bærer organismesamfunnet preg av påvirkning av den aktivitet som skjer langs vassdraget. Bre vannspåvirkningen om sommeren er markert på hele strekningen og demper effekten av forurensningsbelastninger. Den mest markerte forurensningsrespons er en økende eutrofieringseffekt nedover vassdraget. Dette gir seg utslag i større forekomster av mose- og spesielt algevekst i foss- og strykpartiene. Dette ved siden av relativt stor organisk belastning, bidrar til et høyere produksjonsnivå. I mer stilleflytende partier er det også en større produksjon av høyere vegetasjon.

Nedstrøms Otta er denne eutrofieringspåvirkning spesielt markert. Her er det i foss- og strykpartiene til sine tider rik vekst av trådformede grønnalger (*Ulothrix zonata*, *Spirogyra*, *Zygnema*, *Microspora* og *Oedogonium*), kiselalger (*Tabellaria*, *Synedra ulna*, *Achnanthes* samt *Didymosphaenia geminata*), i en viss utstrekning blågrønnalger (*Phormidium* og *Oscillatoria*) ved siden av innslag av heterotrof begroing (spesielt bakterien *Sphaerotilus natans*).

Faunaen består av vanlig forekommende arter med rikelig forekomst av bl.a. døgnfluelarver (spesielt *Baetidae*) som er en indikasjon på rikt næringsgrunnlag, og med et markert innslag av slekten *Diamasa* 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 og Kvam. Vanlige alger er blågrønnalger (*Chamaesiphon*, *Phormidium* og *Lyngbya*), grønnalger (*Ulothrix*, *Microspora*, *Oedogonium* og *Spirogyra*), og kiselalger (*Gomphonema*, *Synedra*, *Achnanthes* og *Didymosphaenia geminata*) samt vinterstid *Hydrurus foetidus*. Visuell primær forurensningspåvirkning, dvs. saprobiering, forekommer bare lokalt i tilknytning til utslippslokaliteter bl.a. ved Kvam.

Ved Vinstra er elven lokalt betydelig påvirket, og det er en rik utvikling av moser og spesielt trådformede grønnalger som *Ulothrix zonata*, *Spirogyra* (bred form) og *Zygnema* i kombinasjon med betydelig innslag av heterotrof begroing, først og fremst av bakterien *Sphaerotilus natans* (var. *Cladothrix dichotoma*). Selve utslippsstedene er klart markert ved rikelig forekomst av kloakkvannspartikler (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 organismesamfunn som ovenfor, men utviklingen av alger som grønnalgen *Ulothrix zonata* og kiselalgen *Didymosphaenia geminata* er spesielt markert. Disse alger dekker til sine tider store deler av bunnen i foss- og strykpartiene. Innslaget av heterotrof vekst (visuell saprobiering) er mindre fremtredende. Forholdet medfører av og til praktiske problemer i forbindelse med fiske på grunn av stor algedrift i vannmassene.

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

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

På elvestrekningen nedstrøms Losna til utløpet i Mjøsa er det, særlig i strykpartiene, men også i de stilleflytende partier, en rikt utviklet

alge- og moseforekomst samt lokalt innslag av visuell heterotrof begroing (saprobiering). slike forhold gjør seg sterkest gjeldende ved Tretten (delvis innsjø-utløpseffekt) og i elvens nederste del. Floraen er artsrikere og kiselalger som *Synedra*, *Didymosphaenia*, *Navicula* og *Diatoma* samt blågrønnalger som *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Stigonema* og *Dichothrix* er mer fremtredende på dette parti, enn på de ovenforliggende partier. Også faunaen er her både kvalitativt og kvantitativt rikere. Mest fremtredende er forekomsten av vårfluelarver av slekten *Polycentropidae*, *Limnophilidae*, *Leptoceridae* og *Hydropsychidae*, snegler (spesielt *Lymnea peregra*) og innslag av vanngråsuggen *Asellus aquaticus*.

Lokalt ved Tretten samt på strekningen nedstrøms Hunderfossen til Mjøsa er det til sine tider særlig stor forekomst av *Didymosphaenia geminata* samt vinterstid *Hydrurus foetidus*.

Sensommeren og høsten er *Didymosphaenia* særlig dominerende (lav vannføring) og den medfører betydelige vanskeligheter ved utøvelse av fiske. Det er også en del visuelt innslag av heterotrof begroing. Strekningen nedstrøms Hunderfossen er et viktig gyteområde for et flertall av Mjøsas viktigste fiskeslag (aure, sik, lagesild og krøkle) (Huitfeldt-Kaas 1916 og Per Aas pers. med.). Den midlere mulige fiskeproduksjon er for strekningen ovenfor Harpefoss kraftstasjon der harr og aure er de dominerende fiskearter, anslagsvis ca. 10-40 kg/ha og år, og på strekningen nedenfor anslagsvis ca. 20-60 kg/ha og år. Her finnes foruten harr og aure, et fletall mortfisker samt sik, lake og abbor, og i den nederste delen (nedstrøms Hunderfossen) fisk som vandrer opp fra Mjøsa. Den høyeste produksjonen foreligger i elvens nederste partier og på elvestrekningen like nedstrøms Vinstra. En stor del av fiskeproduksjonen her faller på mindre verdifulle fiskearter.

8.7 Forurensningssituasjonen i Mjøsa

8.7.1 Innledning

Forurensningssituasjonen i Mjøsa er behandlet i rapporter som er utarbeidet i forbindelse med den pågående Mjøsundersøkelse (0-91/69 Mjøsprosjektet, årsrapporter for 1971, 1972, 1973 og 1974). På grunnlag av

disse rapporter er forurensningssituasjonen i Mjøsa og dens årsak/virkning kortfattet sammenfattet og diskutert nedenfor.

Det alvorligste problem i forbindelse med Mjøsas forurensningssituasjon består i den akselererende eutrofiutvikling som har foregått i løpet av de siste to årtier. Eutrofiering som er en sekundær forurensning, innebærer at innsjøen og tilløpene blir stadig mer produktive på grunn av økt tilførsel av plantenæringsstoffer (spesielt fosfater og nitrater) (Gessner 1939, Ohle 1951, Lund 1965, Thomas 1973). Dette gir seg i første rekke utslag i en hurtig økende algevekst i Mjøsas overflatelag - et forhold som allerede i dag medfører betydelige praktiske og estetiske problemer. En fortsatt utvikling i denne retning kan skape høyst uønskede og til dels irreversible forhold, ikke bare for Mjøsa, men kan også ha konsekvenser for vassdraget nedstrøms som tydelig preges av algeveksten i selve Mjøsa. Det er bl.a. i stor utstrekning Mjøsasalger som påtreffes i Øyerens frie vannmasser og i Glåmas nedre løp (Skulberg 1971, Lindstrøm et al. 1973).

Spesielt alvorlig blir situasjonen om algebelastningen blir så stor at nedbrytningen av autoktont organisk stoff (representert ved algene) i dyplagene og bunnsedimentene, forbruker så mye oksygen at dette fører til total oksygenmangel. Derved blir den barriere som holder tilbake fosfor i bunnsedimentene brutt, og på denne måten øker regenereringen eller tilbakeføringen av fosfor fra sedimentene til selve innsjøen (Mortimer 1941-42, Ohle 1953).

Organisk belastning (spesielt i forbindelse med utslipp fra treforedlingsindustrier) og mikrobiell forurensning (fekaleutslipp via boligkloakk og utsig fra gjødselkjellere) skaper også åpenbare problemer som imidlertid i første rekke er av mer lokal karakter til forskjell fra eutrofieringen som i dag berører hele innsjøen.

8.7.2 Hygieniske forhold

Fra et hygienisk synspunkt er området utenfor de større byene og tettstedene å betrakte som mest forurenset. På grunn av til sine tider stor utspylingseffekt via Lågen, når bakterier og virus (det vil si fersk fe-

kal forurensning) fra de større kloakkutslipp i Lillehammerområdet og i noen grad også fra Moelv, så godt som hele den nordlige delen av Mjøsas overflatelag. Kloakkutslippene fra Gjøvik, Brumunddal og Hamar med flere får en mer lokalpreget effekt, men også disse medfører at til dels store områder av innsjøens øverste vannlag blir berørt av fersk fekal forurensning.

Temperaturforholdene i Mjøsa, vind og variasjoner i Lågens vannføring har stor betydning for forurensningssituasjonens variasjonsmønster regionalt og med tiden.

På større dyp (vannlagene under sprangsjiktet ved stagnasjonsperiodene) i de mer sentrale og sydligste deler med unntak av Tangenvika, er vannets kvalitet hygienisk sett betydelig bedre. Her påtreffes mer sjelden bakterier med mer direkte indikasjon på fekal forurensning (dvs. termostabile coli).

De hygieniske aspekter av forurensningssituasjonen i Mjøsa kan sammenfattes på følgende måte:

1. I størsteparten av Mjøsas overflatelag er det i dag et relativt høyt bakterieinnhold og en klar indikasjon på fekal forurensning. Enkelte områder med stor tilførsel av kommunalt avløpsvann er sterkt forurenset og kan betraktes som hygienisk utilfredsstillende (dvs. risiko for forekomst av sykdomsfremkallende bakterier og virus samt egg av innvollsparasitter).

Dette gjelder spesielt

- store områder fra Lillehammer og sørover
- lokalt begrenset område utenfor Moelv
- betydelige områder omkring Gjøvik, særlig rundt de sørlige deler
- hele Furnesfjorden og betydelige områder utenfor og sør for Hamar
- innerste delen av Tangenvika

2. Dypere vannlag samt Mjøsas sørlige deler er normalt mindre påvirket.

8.7.3 Organisk belastning

Mjøsa tilføres betydelige mengder organisk materiale, i første rekke fra treforedlings- og næringsmiddelindustri. Slike tilførsler ved siden av større utslipp av kloakkvann, har forårsaket total oksygenmangel i mer lokalt begrensede bunnområder. Her er alt høyere organismeliv utslått, og utvikling av hydrogensulfid (H_2S) og andre gasser finner sted. I mindre påvirkede områder der oksygenforbruket er mindre utpreget og H_2S -utvikling ikke forekommer, er faunasammensetningen forskjøvet mot mer motstandsdyktige organismer som et fåtall fåbørstemark (*Oligochaeta*) og visse fjærmygglarver tilhørende slekten *Chironomus*.

I områder med store fiberbanker som f.eks. utenfor Hunnselvas munning og til dels i indre deler av Furnesfjorden, er den høyere faunaen helt slått ut. Videre foreligger døde bunnområder rent lokalt i direkte tilknytning til større kloakkutslipp omkring Hamar. Det vil med andre ord si at vi allerede i dag har områder der nærings saltbarrieren er brutt og derfor kan forvente betydelig "lekkasje" av fosfor fra bunnområdene til vannmassene over. Områdene er små sett i relasjon til Mjøsas øvrige bunnareal, men da de mottar store mengder næringsalter (stor tilførsel av kloakkvann), vil de kunne ha en viss betydning i eutrofisammenheng (stort fosforutsig pr. flateenhet).

Områder der mindre påvirkning foreligger finner vi i første rekke i randsonen til de ovenfor nevnte bunnområder samt i dypområdene i den nordligste delen der også innsjøen tilføres betydelige mengder organisk stoff av mer naturlig opprinnelse via Lågen. Den til visse tider markerte kompensasjonsstrøm i de dypere vannlag er sannsynligvis her av stor betydning (stor tilførsel av oksygenrikt vann). Særlig er denne strøm fremtredende under flomsituasjoner. Om vinteren når vannføringen i Lågen er liten og innsjøen er islagt, reduseres den nordgående dypvannsstrøm. Dette bidrar bl.a. til at vannets oksygeninnhold er lavt i dyplagene på denne årstid.

Mjøsas bunnområder forøvrig synes å ha gode oksygenforhold. Oksygenmetningen i dyplagene av Mjøsas sentrale områder er 80-90%, noe som bl.a. medfører at krepsdyret, *Mysis relicta*, som er meget oksygenkrevende, regelmessig påtreffes i de større dyp.

Nærmere analyser av bunnforholdene i biologisk sammenheng blir gjort i forbindelse med NIVA's pågående Mjøsundersøkelse. Det kan imidlertid bemerkes at såvel fåbørstemark som fjærmygglarver er funnet på 446 meters dyp, dvs. i innsjøens dypeste områder.

8.7.4 Eutrofiering

8.7.4.1 Generelt om eutrofiering

Når det gjelder eutrofieringsbegrepet er det grunn til å skille mellom naturlig eutrofiforandring (Hutchinson 1961, Digerfelt 1972) og menneskelig forårsaket eutrofiering. En påtvunget eutrofiering karakteriseres ved en stadig økende næringssalttilførsel fra omgivelsene til et visst vannsystem. Ofte skjer tilførslene i form av mer konsentrerte punktutslipp. Dette kan føre til en hurtig og reversibel eutrofiering som karakteriseres ved at det opprinnelige økosystem bringes ut av balanse. Ved en naturlig eutrofiutvikling er kontaktsonen sediment/vann dominerende når det gjelder næringssalttilgangen (Vallentyne 1974). Denne (naturlige) prosess karakteriseres videre av at den er ytterst langsom, irreversibel under stabile klimatiske forhold og som regel bare berører grunne innsjøforekomster i mer næringsrike områder (Mortimer 1941-42, Vallentyne 1974).

Ved en naturlig og langsom eutrofieringsprosess beholdes økosystemet noenlunde i balanse uten hurtige og drastiske endringer. Det finnes imidlertid alle typer overganger fra naturlige til mer forurensningsbetingede eutrofe lokaliteter. Det er bare der hvor næringssaltbelastningen pr. volumenhet er stor, vi får en hurtig eutrofiering, mens tilfeller der belastningen pr. volumenhet er liten, får vi en utvikling som mer likner den naturlige (her menes naturlig eutrofiering).

En mer hurtig eutrofiering fortoner seg ikke som en kontinuerlig prosess, men utviklingen karakteriseres av perioder med raske forandringer som veksler med perioder med stabilitet (Skulberg 1971, Thomas 1973). Utviklingen skjer trinnvis, og normalt er det to utviklingstrinn eller faser som pleier å være spesielt iøyenfallende. Den første av disse består i at de naturlige organismesamfunnene, spesielt alger, gjennomgår en

gjennomgripende forandring og nye arter kommer ofte til som dominante innslag. Neste fase består i at planktonsamfunnet går over til masseforekomst av et fåtall blågrønnalgearter som betinger vannblomst. Samtidig skjer en gjennomgripende forandring når det gjelder det øvrige organismeliv. Denne andre fasen oppstår som regel når næringsbelastningen pr. volumenhet er spesielt stor, f.eks. ved større konsentrerte utslipp i avgrensede områder som viker og liknende, og/eller når belastningen på bunnområdene er nådd så langt at oksygenfrie tilstander oppstår. Derved tilføres betydelige mengder næringsalter også herfra (Mortimer 1941-42).

Det finnes alle overgangsformer fra oligotrofe til eutrofe innsjøer, og det eksisterer ingen bestemte grenser for en innsjøes trofigrad (se fig. 77 a). Det dreier seg snarere om et bredt overgangsintervall som varierer med innsjøenes ulike morfometri, humusbelastning, geografiske beliggenhet, nedbørfeltets geologiske utforming, hydrografi osv. Nettopp på grunn av at overgangen er glidende er det også umulig å faststille eksakte grenseverdier for data som normalt samles inn ved undersøkelse av produktivitet forsøkt uttrykt som f.eks. maks. dagsproduksjon, årsproduksjon, klorofyllinnhold, maks. algevolum, middelalgevolum, artssammensetning, eutrofiindeks osv. Da det som oftest er algemengden i selve vannmassen som til enhver tid skaper de praktiske og estetiske problemer, har det vist seg mest fruktbart å anvende et mål på algemengden i kombinasjon med dens artssammensetning (eksempelvis diversity-indeks, indikatorarter) som grunnlag for eutrofibegrepet sett i mer praktisk sammenheng (Granberg 1975). Selvfølgelig er det viktig å se på disse resultater i sammenheng med parametrene som er nevnt ovenfor og som viser større variasjonsbredde, og som rent faglig er ytterst viktige.

I figur 77 a er det maksimale algevolumet under vekstperioden relatert til siktedypet (målte data). Dessuten er den omtrentlige variasjonsbredde av de øvrige vesentlige parametrene i denne sammenheng angitt. Parametre som humusinnhold, leirepåvirkning, breslam m.m., har også stor innflytelse på siktedypet. Det fremgår imidlertid av figuren at små forandringer av algemengden spesielt i innsjøer med naturlig lav algemengde og stort siktedyp - i betydelig grad kan forandre siktbarheten. Dette viser at siktedypet tross sin enkelhet kan være en egnet parameter i denne sammenheng.

Fig.77 a Forhold mellom siktedyp og algevolum i Mjösas hovedbasseng sett i samband med en mer generell eutrofi-betraktning

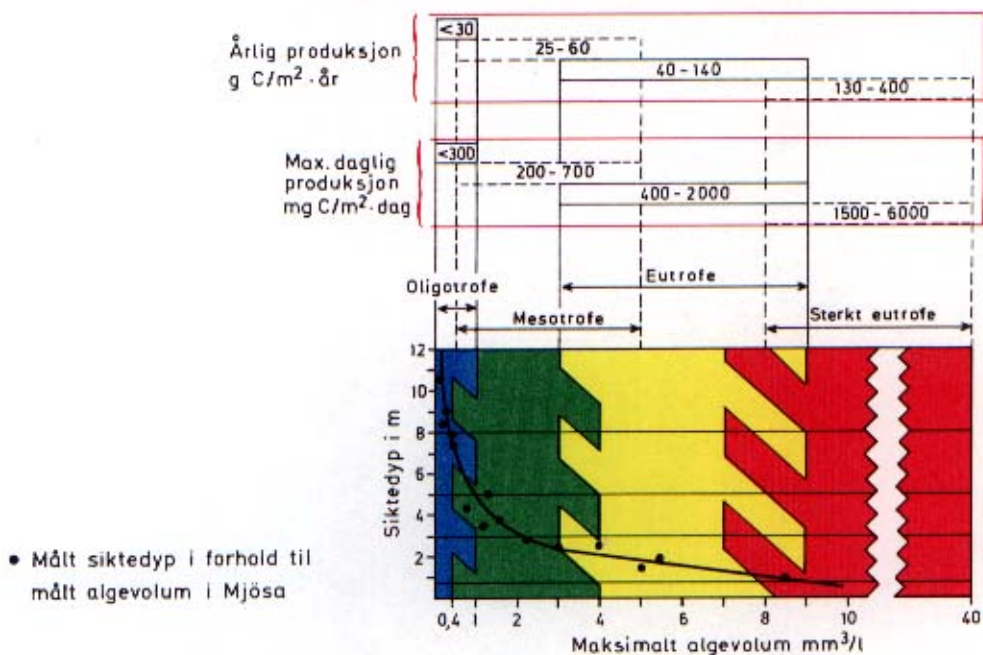
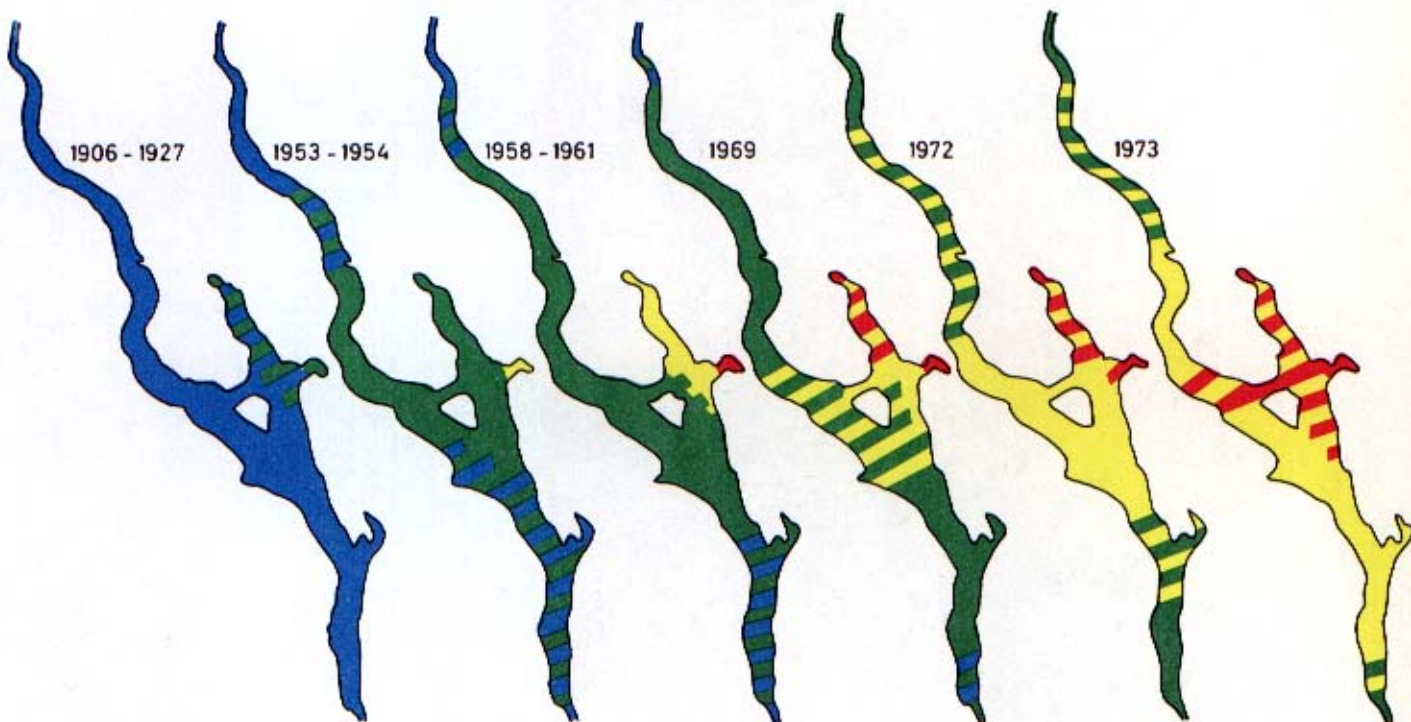


Fig.77 b Subjektiv bedømmelse av den generelle eutrofi-utviklingen i Mjösa



Det første som skjer ved en eutrofiutvikling, dvs. når næringssalttilførselen øker, er en viss produksjonsøkning hva det eksisterende organismesamfunnet angår (gjelder samtlige ledd i økosystemet). Normalt fører denne prosess ikke til noe alvorlig problem, heller tvert i mot ved at bl.a. fiskeforholdene bedres på grunn av bedre tilgang på næringsdyr. Det er som regel dette utviklingsstrinn man etterstreber ved gjødsling av fiskevann.

Ved ytterligere påvirkning skjer som regel en viss forskyvning de ulike arter imellom ved at visse begunstiges mer enn andre og derved blir mer dominerende. En vanlig forekommende planteplanktonart, kiselalgen *Asterionella formosa*, kan utvikle masseforekomst selv ved små økninger av næringssalttilførselen. Mest markert i dette stadiet er en reduksjon av siktedypet under produksjonsperioden. Samtidig øker forekomsten av begroingsalger (spesielt kiselalger) langs strendene og i grunnere bunnområder (steiner og andre gjenstander får et brunt belegg). Dette kan i visse tilfeller skape en del problemer ved f.eks. igjengroing av fiskeredskaper (garn, teiner o.l.). Videre vil som regel forekomsten av trådformete grønnalger (bl.a. *Ulothrix zonata*) i selve strandkanten (ut til ca. 40-50 cm dyp) øke. Dette kan også føre til visse problemer ved utøvelse av fiske. Karakteristisk nok er det gjerne fiskere som benytter faste redskap på grunne områder, som først blir oppmerksomme på den forandring som har foregått, mens folk flest foreløpig ikke reagerer. Ut fra vannets kjemiske sammensetning kan man på dette utviklingsnivå knapt spore noen forandring. Det maksimale algevolum varierer i området $0,4 - 3 \text{ mm}^3/1$ og total årlige fosfor- og nitrogenbelastning pr. m^2 innsjøoverflate er henholdsvis ca. 0,2 g P og ca. 5 g N. For store, dype innsjøer med stort vannvolum i forhold til overflaten, som f.eks. for Mjøsa, ligger denne belastningsgrensen antakelig noe høyere.

Ved ytterligere næringssalttilførsler øker produktiviteten og algemengden i innsjøens frie vannmasser. Forskyvningen de ulike arter imellom blir mer markert, samtidig som nye næringskrevende arter begynner å innfinne seg. Derved er store økologiske forandringer i ferd med å skje. Det inntreffer gjerne en masseutvikling av kiselalger og blågrønne alger, mens andre rentvannsarter helt forsvinner. På grunn av dårlige lysforhold vil vegetasjonsgrensen for høyere vannplanter såvel som for

fastsittende kiselalger forskyves mot grunnere områder. Blant dyreplanktonet skjer det også forskyvninger, og f.eks. forsvinner en oligotrofiindikerende art som vannloppen *Holopedium*. En betydelig ubalanse mellom konsumenter og produsenter oppstår i økosystemet, særlig gjelder dette de frie vannmasser.

Forandringene i selve innsjøen blir mer markert med tydelig vegetasjonsfarging av de øvre vannmasser, sterkt redusert siktedyp og til sine tider oppblomstring av blågrønnalger på sensommeren. Strendene, bryggepeler og båter blir til dels overtrukket med trådformete grønnalger. Det oppstår praktiske problemer, f.eks. misfarging og dårlig smak på drikkevannet, gjentetting av filtre, estetisk mindre tiltalende badevann, nedslamming av garn og andre fiskeredskaper. Denne utvikling øker i takt med økt næringssaltbelastning. En slik mer drastisk forandring skjer som regel når det maksimale algevolum når området $3-5 \text{ mm}^3/\text{l}$ (Vollenweider 1968, Hobbie pers.med.). Den årlige fosfor- og nitrogenbelastning pr. m^2 overflate er nå henholdsvis fra 0,2 til 0,5 g P og 5 til 10 g N. Tilstanden medfører dessuten høy pH og overmetting av oksygen i overflate-lagene under produksjonsperioden. I dyplagene og bunnområdene er det et betydelig oksygenforbruk. Utviklingen har nådd et nivå da almenheten blir mer klar over innsjøens forandring.

Ved en stadig økende næringssaltbelastning øker algemengden ytterligere. Algesamfunnene domineres på sensommeren i stadig større grad av blågrønnalger - algeblomst blir stadig mer vanlig. Ytterligere forandringer av faunaen skjer ved at mer eutrofibestandige arter som eksempelvis fiskene abbor, mort og brasme, blir mer vanlig. Det samme er tilfelle når det gjelder bunnfaunaen i mer belastede områder (Vallentyne 1974). Bunn-dyrene blir normalt i noen grad stimulert under den første fase i eutrofiutviklingen på grunn av større tilgang på næringsstoffer (algeproduksjon) (Wiederholm 1974).

Innsjøen er nå inne i en kritisk Periode når det gjelder belastningen av bunnområdene, og risikoen for oksygenbrist foreligger. Det skjer imidlertid ingen hurtig og markert forandring før næringssalttilførselen til innsjøen øker vesentlig, eller større bunnarealer blir oksygenfrie, slik at ytterligere næringssaltmengder som er lagret her, blir frigjort

og tilgjengelig for algene i de øvre vannmasser. Herved forskyves algefloraen ytterligere mot forekomst av blågrønnalger (spesielt arter som *Oscillatoria*, *Microcystis* og *Aphanizomenon*) og masseoppblomstring inntreffer. Mer markert masseoppblomstring inntreffer som regel når algevolumet er nådd $10 \text{ mm}^3/\text{l}$ (Vollenweider 1968). Denne utviklingsfasen medfører drastiske forandringer for den øvrige flora og fauna. Bunnfaunaen forsvinner så godt som helt fra de helt oksygenfrie bunnområder, og i de øvrige bunnområder påtreffes bare mer motstandsdyktige arter (fåbørstemark og visse fjærmygglarver (Jonasson 1969)). Bl.a. forsvinner relict krepsdyr som er viktige næringsdyr for fisk der slike krepsdyr finnes (Grimås 1970). Fiskefaunaen forandres ved at mortfiskene øker på bekostning av andre mer verdifulle arter som sik, aure, røye og harr. Vannet egner seg lite som råvann for vannverk såvel som til badevann og annen rekreasjon.

Man regner med at en innsjø er utsatt for en alvorlig eutrofiutvikling i tilfelle det årlige fosfor- og nitrogentilskuddet pr. m^2 innsjøoverflate utgjør henholdsvis 1 gram fosfor og 10 gram nitrogen.

Er innsjøen spesielt dyp, ligger verdiene noe høyere, $1,2 \text{ g P}/\text{m}^2$ og $18 \text{ g N}/\text{m}^2$ innsjøoverflate (Vollenweider 1968). Som regel er da det maksimale algevolum under produksjonsperioden mellom 10 og $20 \text{ mm}^3/\text{l}$, men kan selvfølgelig stige ytterligere i forbindelse med større algeoppblomstring. Større innsjøer er nå kommet over i en mer stabil fase på kortere sikt, men i mindre, grunne innsjøforekomster går utviklingen som regel enda lengre, hvorved kraftig H_2S -utvikling og total oksygenmangel inntreffer (Gargas 1972).

8.7.4.2 Eutrofieringsutviklingen i Mjøsa

Figur 77 b er ment å gi et generelt og mer almenpraktisk bilde av eutrofieringsutviklingen i Mjøsa siden begynnelsen av 1900-tallet. Da det ikke er foretatt noen kontinuerlig undersøkelse i Mjøsa som mer eksakt kan beskrive innsjøens utvikling, er figuren fremstilt på grunnlag av:

1. Holmboe (1900) og Huitfeldt-Kaas (1906, 1946) foretok visse undersøkelser i begynnelsen av dette århundre. Fra 1920-årene foreligger en undersøkelse av Braarud, Føyn og Gran (1928).

2. Forholdene fra 1950 og frem til 1972, er beskrevet på grunnlag av intervjumateriale fra fiskere og hus/hytteiere rundt Mjøsa, som i lengre tid har hatt så og si daglig kontakt med innsjøen. Tidligere NIVA-undersøkelser og paleolimnologiske undersøkelser av sedimentkjerner som er foretatt i tilknytning til de pågående Mjøsundersøkelsene, er også brukt i denne sammenheng (Mjøsrapporter og Frode Berge 1973 og 1974).
3. Når det gjelder forholdene i den senere tid, er innsamlet materiale i forbindelse med den pågående Mjøsundersøkelse benyttet.

På grunn av mangelfull kvantitativ metodikk (vertikale håvtrekk) er det vanskelig å få noe eksakt bilde av planktonvolumet som forelå omkring århundreskiftet (Holmboe 1900, Huitfeldt-Kaas 1906, 1946). Materialet tyder imidlertid på små algevolum ($<1 \text{ mm}^3/1$), og planktonfloraen så vel som dyreplanktonet savner på denne tiden som fremtredende organismer typiske eutrofiindikerende arter.

Ved de undersøkelser som ble utført av Braarud, Føyn og Gran sommeren 1927, ble det anvendt en kvantitativ metodikk (Nansen-henter) som gir mer pålitelige data og kan, hva prøvetakingen angår, jevnføres med den metoden som er anvendt nå (Ruttner-henter).

Maksimalt algevolum var ved dette tilfelle ca. $0,2 \text{ mm}^3/1$. Selv om metodene som tidligere er brukt ikke helt kan likestilles med de som i dag brukes, indikerer allikevel dette klart oligotrofe forhold. Sommeren 1927 var imidlertid ugunstig for algeproduksjon, bl.a. på grunn av stor flom. Ved mer gunstige forhold kunne man antakelig ha registrert større algevolum. Både Huitfeldt-Kaas-undersøkelsene så vel som de senere undersøkelser av Braarud m.fl. indikerer at det om våren og forsommeren til visse tider kunne være en ikke ubetydelig utvikling av pennate kiselalger som *Asterionella* og *Melosira*. Dette synes spesielt å ha vært tilfelle i området omkring Hamar og andre lokale områder hvor det trolig forekom algevolum på omkring $1 \text{ mm}^3/1$. Innsjøen som sådan hadde imidlertid et typisk oligotroft preg (lavproduktiv) med klart gjennomsiktig vann og med rene, lite bevokste stener langs strendene. Man kan imidlertid

muligens på denne tid betegne området omkring Hamar som oligo-mesotroft. (Berge 1973, 1974). Som et kuriosum kan nevnes at det på forsommeren, spesielt ved St.Hans-tider, også på denne tid kunne oppstå små algeoppblomstringer i kortere perioder. Disse oppblomstringene skyldtes grønnalgen *Botryococcus braunii* som i grunne bukter kunne ansamles i betydelige mengder (Huitfeldt-Kaas 1916). Dette fenomen kunne neppe ha hatt noe med menneskelig påvirkning å gjøre, men snarere være en funksjon av betydelig humustilførsel via elver som Brumunda, Flagstadelva og Svartelva, idet dette fenomen var spesielt markert i områder som ble berørt av avløpet fra disse elvene. Algen *B. braunii* er nemlig en art som krever humuspåvirket miljø (Holmgren 1972).

I tidsperioden fra 1920-årene til slutten av 1940-årene synes forholdene i Mjøsa å ha vært stabile, og noen større forandringer synes ikke å ha skjedd i denne tidsperioden (Berge 1973, 1974). I slutten av 40-årene synes Mjøsas hovedvannmasser fortsatt stort sett å ha hatt upåvirkete forhold med stort siktedyp (utenom tidspunkter med stor breslampåvirkning) og rene strender med liten begroing. Innsjøen må også ved dette tidspunkt betegnes som oligotrof, selv om det muligens var skjedd en viss forskyvning i mesotrof retning. Subjektivt bedømt kan algevolumet ha ligget i området $1 \text{ mm}^3/\text{l}$. Den første mer markerte forandring synes å ha inntruffet i begynnelsen av 50-årene, og da i første rekke i Hamar-området inklusiv Furnesfjorden. Her begynte fiskerne i årene 1953/54 å klage over tiltakende "grønske". Denne såkalte "grønske" besto sannsynligvis i dette tilfelle av en kiselalgeforekomst (benthiske former) samt antakelig tiltakende forekomst av den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata* i selve strandsonen.

I de påfølgende år frem mot begynnelsen av 60-årene økte denne påvirkningen i omfang og berørte stadig større deler av Mjøsas sentrale og i en viss grad også sørlige områder. Særlig markert var på dette tidspunkt en tiltakende algebegroing langs strendene i Gjøvikområdet, på Helgøyas nordvestside samt i Hamarregionen - Furnesfjorden. Videre var nå siktbarheten til sine tider markert mindre og vannet ble stadig mer grumsete. Store deler av Mjøsa kan således på dette tidspunkt betegnes som mesotrof. Anslagsvis har den maksimale algemengde ligget omkring $1-3 \text{ mm}^3/\text{l}$.

I løpet av de første årene på 60-tallet synes store og mer markerte forandringer å ha inntruffet. Algemengden i de øvre vannmasser økte betydelig samtidig som til dels nye og mer eutrofiindikerende (dvs. næringskrevende) arter som f.eks. kiselalger som *Fragilaria crotonensis*, *Diatoma elongatum*, *Stephanodiscus* spp. og *Melosira granulata* var. *angustissima*, gjorde sitt inntog (Berge 1973, 1974, Lindstrøm et al. 1973). Blågrønnalger, sannsynligvis *Oscillatoria* og *Anabaena* fikk et stadig større innslag ved siden av *Asterionella* og visse større flagellater. Overflatevannet ble i løpet av denne tidsperioden markert vegetasjonsfarget, samtidig som vannets gjennomsiktighet ble ytterligere redusert (gjelder vegetasjonsperioden). Sannsynligvis lå de maksimale algevolu-mer i området omkring $4-5 \text{ mm}^3/1$ på dette tidspunkt.

Den første større blågrønnalgeoppblomstring kunne observeres sensommeren 1963 i Furnesfjorden og i områder utenfor Hamar (sannsynligvis masseutvikling av *Anabaena flos-aquae*) (Brettum). Denne tilsynelatende hurtige og markerte utviklingsfase synes i første rekke å ha berørt selve Furnesfjorden og området omkring Hamar. Grønnalgebegroingen langs strendene tiltok også radikalt i løpet av denne tidsperiode og synes å ha berørt stadig større områder (muntlige opplysninger fra lokalbefolkningen). Nå begynte man også å observere visse forandringer, spesielt når det gjelder vannets siktbarhet i Mjøsas nordlige del (bl.a. i området omkring Brøttum).

I de påfølgende år ble algeutviklingen ifølge muntlige utsagn fra lokalbefolkningen vesentlig forsterket i Mjøsas sentrale partier samtidig som utviklingen berørte stadig større områder av innsjøen. I 1969 var algeutviklingen i Furnesfjorden og Hamarområdet spesielt markert og bidro bl.a. til dårlig smak på drikkevannet i Hamar (Holager pers. med., div. avisartikler). Vi kan nærmest betegne denne fasen av eutrofieringen som den tidsperiode da betydelige deler av Mjøsas hovedvannmasser får et mer markert eutroft preg. Sommeren 1969 ble almenheten og massemedia mer oppmerksomme på forurensningssituasjonen i Mjøsa.

I de senere år har eutrofiutviklingen ytterligere blitt forsterket, særlig når det gjelder Mjøsas sentrale parti, men også i de sørligste

så vel som i de nordligste delene. Markert oppblomstring av blågrønnalgen *Anabaena flos-aquae* er nå en vanlig og stadig tilbakevendende foreteelse i store deler av Mjøsa på sensommeren. I de sentrale partiene kan man nå som regel registrere maksimale algevolumer på omkring 5-6 mm³/l. I de sørlige områdene er variasjonene fra år til år større, men verdiene ligger som regel omkring 3-4 mm³/l. Når det gjelder den nordligste delen, kan vi også her spesielt på sensommeren og høsten når Lågens innvirkning avtar, registrere betydelig algevolumer som regel på omkring 3-5 mm³/l. Høy pH (>9,0) og overmetting av oksygen i overflatevannet forekommer under produksjonsperioden. Maksimal algeproduksjon er blitt målt til ca. 1000 mg C/m² og døgn, og årsproduksjonen er anslått til ca. 50 g C/m² og år. En oligotrofiindikerende dyreplanktonart som vannloppen *Holopedium gibberum* er nå borte. Fiskearter som mort og brasme har økt betydelig i Furnesfjorden og Hamarområdet, og i dag kan man f.eks. fange brasme på lokaliteter der man tidligere aldri observert denne fisken (muntlig med. lokal-befolkn.).

Sammenliknet med den raske og mer gjennomgripende eutrofiutviklingen i begynnelsen av 60-årene, er innsjøen sannsynligvis nå inne i en mer langsom utviklingsfase. Denne fase karakteriseres i første rekke ved at eutrofipåvirkningen mer regionalt forsterkes. Variasjonen fra år til år veksler imidlertid betydelig, beroende på vekslende værforhold og varierende vannføring i Lågen. Et godt eksempel på dette var forholdene i sommersesongen 1973 jevnført med 1974. Den vindfulle sommerperioden i 1974 medførte at algene fikk en mer jevn fordeling over hele innsjøen, i motsetning til situasjonen under den mindre vindrike sommeren 1973 da visse lokaleffekter var mer fremtredende.

Sammenfatningsvis kan vi konstatere at:

- Eutrofiutviklingen begynte for alvor å gjøre seg gjeldende i begynnelsen av 1950-årene.
- I begynnelsen av 1960-årene skjedde en mer markert og til dels drastisk eutrofiutvikling med bl.a. betydelige forandringer av planktonfloraen. Denne utvikling kan betegnes som en overgang fra mesotrofe mot eutrofe forhold.

- I dag er eutrofieringen mest fremtredende i Mjøsas sentrale partier og særlig i områdene omkring Gjøvik, Hamar og Furnesfjorden. Dette gjør seg spesielt gjeldende i sommerperioder med lite vind, mens perioder med kraftigere og langvarig vindpåvirkning fordeler algene over større områder.

- Minst berørt er i dag den aller nordligste delen samt området syd for Tangen. I det første tilfelle er det i hovedsak innflytelse av Lågen som reduserer påvirkningen. Her øker algeforekomsten vesentlig, særlig på sensommeren - høsten når vannføringen i Lågen avtar (mindre fortykning og breslampåvirkning). I Mjøsas sydligste deler er forurensningsbelastningen fra de omkringliggende områder relativt beskjeden. Forholdene her er derfor først og fremst en funksjon av utviklingen i de øvrige deler av Mjøsa. Algemasser og næringssalter som produseres/tilføres i mer sentrale og nordlige deler, føres til sine tider sydover med vind og strøm.

8.7.5 Forurensningsårsaker og forurensningstilstand

Årsaken til eutrofiutviklingen i Mjøsa er en stadig økende tilførsel av næringssalter og andre vekstfremmende stoffer til innsjøens overflate. Laboratorieforsøk med algekulturer har vist at det er fosfor som i denne sammenheng har størst betydning. Fosfor er vekstbegrensende for algene, og tilførsler av fosfor vil derfor stimulere algeveksten. Ved siden av den mer direkte effekt som en økt fosfortilførsel har, bidrar den også til mer indirekte å øke algeproduksjonen. Dette har sammenheng med økt bakterievekst, som forårsaker dannelse av vekstfremmende stoffer (Thomas 1973). Dessuten påskynder bakteriene nedbrytningen av døde alger så vel som annet organisk materiale, hvorved fosfor blir frigjort. Fosfortilførslenes størrelse og fordeling de ulike forurensningskilder imellom, går i noen grad frem av følgende registreringsdata (for Mjøsa):

Tilførsel fra lite produktive områder	ca. 70 tonn/år
Tilførsel fra skogområder	" 20 "
Tilførsel fra jordbruksområder	" 20 "
Diffuse tilførsler	" 50 "
Tilførsler via kloakkvann	" 100 "
Tilførsel via industrielt avløpsvann	" 70 "
Total tilførsel	ca. 330 tonn/år
Utførsel via Vormå	" 116 "
Lågres i Mjøsa	" 214 "

Fosfortilførselen utgjør i dag en belastning på ca. 1 gram P/m² innsjøoverflate. Denne belastningen må sees i relasjon til at man kan vente at en innsjø er truet av en hurtig eutrifiutvikling hvis den årlige fosforbelastningen tilsvarer 0,2 - 0,5 gram P/m² innsjøoverflate (Vollenweider 1968). Dette er under forutsetning av at størsteparten av det tilførte fosforet er eller blir tilgjengelig for algene.

Innsjøens dybde og morfologi, vannets kjemiske sammensetning, klimatiske og hydrologiske forhold, spiller imidlertid en betydelig rolle i denne sammenheng. Det har nemlig vist seg at store og dype innsjøer tåler høyere belastning (større fortynningsevne, lavere temperatur, kortere vekstsesong m.m.) enn grunne (Vollenweider 1968). Kalkrike vannforekomster er videre mindre følsomme enn kalkfattige (Mackenthun 1973). Mjøsa må betraktes som kalkfattig.

På empirisk grunnlag har Vollenweider (1968) for store, dype innsjøer anslått en fosforbelastning på opp til 0,6 g P/m² innsjøoverflate og år som den høyeste limnologiske akseptable. Han anser en belastning av størrelsesorden 1,2 g P/m² og år som særlig alvorlig. Tar man hensyn til vannmassenes teoretiske oppholdstid, bør fosforbelastningen i Mjøsa ikke overskride 175 tonn P/år (ca. 0,5 g P/m² innsjøoverflate og år) hvis tilfredsstillende forurensningstilstander skal oppnås (Vollenweider 1974).

Konklusjonen på dette er at den fosforbelastning Mjøsa i dag er utsatt for, har nådd en størrelse som ligger betydelig over den kritiske

grense for hurtig eutrofiutvikling. Belastningen nærmer seg eller har nådd en størrelse da en særlig hurtig eutrofiutvikling kan ventes. Av vesentlig betydning i denne sammenheng er, som tidligere nevnt, i hvilken grad tilført fosfor kan brukes av algene. Et fosforbudsjett kan i og for seg aldri forklare årsak/virkning i eutrofisammenheng. Det er først når man legger biologiske aspekter på de ulike fraksjoner av fosforbindningene, at man kan få en mer riktig forståelse av de forskjellige aktivitetens betydning i denne sammenheng (laboratorieforsøk ved algetester og tidligere erfaring er viktige hjelpemidler) (Skulberg 1971 og Gargas 1972). Faktorer som har stor betydning er:

- I hvilken form (kjemisk sett) tilføres fosforet.
- Diffus kontra mer konsentrert tilførsel.
- Kontinuerlig eller begrenset utslipp.
- Til hvilke årstider tilførselene skjer.
- Hvilke vannmasser som blir berørt.
- Fosforbelastningens størrelse i forhold til vannutskiftning.

Dette må sees i relasjon til at algeveksten er begrenset til de øverste vannlag, at algene bare kan assimilere (ta opp) fosfor som er løst i vann (PO_4^{4-} -P)(Gargas 1972) at algeveksten i første rekke, hva energi- og næringssalttilførsel angår, bestemmes av tilførselene pr. tidsenhet. En tilsynelatende høy næringssaltkonsentrasjon i vannmassene ved begynnelsen av produksjonsperioden kan snart bli oppbrukt og begrense fortsatt vekst (Thomas 1973). Ved kontinuerlige utslipp av kloakkvann får algene derimot konstant tilførsel av vekstfremmende stoffer (fosfor, nitrogen m.fl.). Generelt sett kan man vente en betydelig algeoppblomstring hvis man i begynnelsen av vegetasjonsperioden har en tilgjengelig fosforkonsentrasjon på 10 $\mu\text{g/l}$ eller derover (Sawyer 1947) selv om ingen ytterligere tilskudd kommer til. Ved lavere fosforkonsentrasjoner er algeproduksjonen for en stor del avhengig av ytterligere fosfortilskudd hvis noen større algeoppblomstring skal oppstå (Thomas 1973). Her kan nevnes at Mjøsas vannmasser for tiden har en PO_4^{4-} -P-konsentrasjon på ca. 5 $\mu\text{g/l}$ i begynnelsen av vekstsesongen. Det er derfor her nødvendig med ekstra tilskudd for kontinuerlig å kunne underholde en stor algevekst.

Hvis man ut fra et mer biologisk perspektiv betrakter fosforbudsjettet, kan man konstatere at tilførselen fra lite produktive områder (70 tonn/år), i dette tilfelle fjellområdene i øvre deler av nedbørfeltet, tross sin størrelse har liten betydning for algeveksten. Dette har sammenheng med at størstedelen av fosforet i dette tilfelle er bundet (apatittfosfor), og således lite tilgjengelig for algene, noe som også er dokumentert ved algetester (se avsnitt 8.4.2).

Fosfortilførselen fra skogsområdene kan til en viss grad være direkte tilgjengelig, men hovedmengden er som regel bundet til humuspartikler og annet organisk materiale (Särkkä 1975) og derfor i første omgang lite tilgjengelig for alger. Tilførselen er videre ikke konstant, men hovedsakelig lagt til våren (snøsmeltingsperioden) og i noen grad til høsten i forbindelse med større nedbørmengder (Särkkä 1975). For et naturlig, ikkepåvirket vassdrag, er denne tilførsel fra skogområder av til dels stor betydning, men med stigende menneskelig påvirkning minsker dens relative andel. Innvirkningen av sur nedbør så vel som moderne skogbruk, har i betydelig grad forandret utvaskingsmønsteret av fosfor fra skogområdene.

Tilførsel fra jordbruksområder (avrenning fra åker og eng) høyner fosforbelastningen ved å tilføre nedbørfeltet ytterligere fosfor (andre nærings-salter) via bl.a kunstgjødsel. Fosfor blir i motsetning til nitrogen, normalt effektivt bundet til jordsmonnet både kjemisk via metaller og via adsorpsjon til jord og humuspartikler (Wild 1950). Særlig er leirpartikler viktige i denne sammenheng (Cooke and Williams 1970, Thomas 1973). En betydelig utvasking av jordbundet fosfor (via erosjonsmaterialet) skjer særlig under våravsmeltingen og ved større nedbørmengder i tidsperioder da jordområdene ligger bare. Økt anvendelse av bløtgjødsel samt spredning av denne på frossen mark i til dels brattlendt terreng (Gudbrandsdalen, områder omkring Mjøsas nordligste deler) er av stor betydning. Under selve vekstsesongen er utvaskingen som regel liten da vegetasjonen effektivt hindrer erosjon på grunn av sin jordstabiliserende effekt. Fosfortilførsel via erosjonsmateriale har antakelig ikke i første omgang så stor direkte effekt for algene, men på lang sikt vil fosforkonsentrasjonen i bunnsedimentene så vel som i vannmassene for øvrig, bygges opp.

Diffuse tilførsler er bl.a. overflateavrenning fra tettsteder, kloakkavrenning fra spredt bebyggelse, siloavrenning, avrenning fra dyrestaller, fosfortilførsel via nedbør osv. Dette er en samling aktiviteter som til dels har stor betydning i eutrofieringssammenheng ved at de bidrar med betydelige mengder direkte assimilerbar fosfor. Videre forekommer de til en viss grad som punktutslipp med høy konsentrasjon, (eksempelvis silopressaft og utsig fra større dyrestaller). I forbindelse med stadig tiltakende luftforurensning har fosforbelastningen via nedbøren økt (Ahl 1975). Ved utbygging av bedre dreneringssystemer i jordbruksdistrikter tilføres nå vassdragene i betydelig høyere grad mer diffuse forurensninger fra spredt bebyggelse. (Baalsrud 1975).

Den fosforkilde som uten tvil spiller størst rolle i eutrofieringssammenheng, er kommunalt avløpsvann. Fra byene og de større tettsteder tilføres Mjøsas overflatelag på denne måte daglig betydelige fosformengder (ca. 0,1 - 0,2 tonn) hvorav en stor del er direkte tilgjengelig (assimilerbart) for algene. Siden i begynnelsen av 50-årene er det blitt stadig større bruk av fosfatrike produkter i husholdningsarbeidet. Dette har stor betydning ved at eksempelvis vaskemidlenes polymere fosfater hurtig spaltes hydrolyttisk til orto-fosfat (PO^4-P).

Ved siden av at kloakkvannet inneholder store mengder fosfor og nitrogen, inneholder det også andre vesentlige elementer som begunstiger algevekst (Rodhe 1948, Fogg 1963, Skulberg 1971).

Tilførselen fra industribedrifter er i denne sammenheng vanskeligere å vurdere, og hver industriaktivitet må behandles for seg. Stort sett kan det imidlertid sies at industriaktiviteter med kontinuerlig utslipp av direkte assimilerbart fosfor, som f.eks. tidligere var tilfelle med Metalembalage A/S i Ottestad, har til dels stor direkteeffekt. Treforedlingsindustriens (spesielt celluloseindustrien) kontinuerlige bidrag består i første rekke av organisk bundet fosfor som umiddelbart er lite tilgjengelig for algene. På lengre sikt kan imidlertid dette bidrag være vesentlig. Tilførsler av store mengder organisk materiale kan indirekte øke fosfortilskuddet ved å skape oksygenfrie bunnområder, hvorved fosforet løses ut fra sedimentene. En annen faktor som nedsetter utslippenes direkte effekt, er at fosforkonsentrasjonen normalt er lav på grunn av de store vannmengder som anvendes.

Potetindustrien er i denne sammenheng av stor betydning dels ved stort fosforbidrag og dels ved bidrag med en rekke andre komponenter som er viktige for algevekst. Produksjonstidspunktet (høst/vinter) bidrar imidlertid til å begrense den mer direkte effekt av disse utslipp.

Konklusjonen på dette er at de mest akutte forurensningskildene i denne sammenheng er de større kloakkutslipp, men også industri og jordbruksaktiviteter bidrar i høy grad både når det gjelder løst fosfat-fosfor og organisk bundet fosfor som senere kan omdannes og derved virke stimulerende på algevekst.

Viktige naturgitte faktorer som ved siden av næringssaltene og rent biologiske faktorer, påvirker algefloraens sammensetning, fordeling og produksjonsforhold er:

- Temperatur
- Lystilgang
- Turbulensforhold
- Gjennomstrømning

De ulike faktorene er imidlertid intimt knyttet til hverandre, og det er i praksis vanskelig å fremholde en faktor uten å berøre de andre. Temperaturen er en faktor av stor biologisk betydning ved at den påvirker samtlige metaboliske prosesser. Temperaturen påvirker algenes delingshastighet (veksthastighet hos bestanden) og assimilasjonsaktivitet. Når temperaturen øker, skjer celledeling oftere samtidig som assimilasjonsaktiviteten øker. Stigende temperatur stimulerer også bakterieaktiviteten (nedbrytning av organisk stoff). Derved frigjøres viktige næringsstoffer og andre vekstfremmende stoffer. På forsommeren virker lav temperatur dempende på produksjonen. Betydelig algeproduksjon (400 - 1000 mg C/m² og døgn) får vi i Mjøsa først når temperaturen i overflatevannet er minst 16°C. Likevel kan biomasse og antall individer være av betydelig størrelse selv ved lavere temperaturer. (spesielt gjelder dette utover høsten).

Ikke bare algesamfunnets størrelse og produksjon påvirkes av temperaturen, men også dets sammensetning. Mange vår- og forsommerformer opptrer om

høsten - noe som sannsynligvis også beror på temperaturen. Av stor betydning i denne sammenheng er at mange av de blågrønne algearter som danner generende vannblomst i mer høyeutrofe innsjøer, krever relativt høye temperaturer før masseutvikling inntreffer (som oftest $> 17^{\circ}\text{C}$, ca 20°C for *Microcystis* spp.) (Holmgren 1972). *Oscillatoria rubescens* er her et unntak, idet den i naturen som oftest er en kaldtvannsform (optimal temperatur omkring 4°C). (Holmgren 1972). Som regel ligger overflate-temperaturen i størsteparten av Mjøsa på omkring 17°C på høysommeren, og det er bare på varme og stille dager i juli og august vi har temperaturer på over 20°C . Ut fra det som er nevnt ovenfor, kan det konstateres at høye temperaturer forsterker algeutviklingen, mens lave temperaturer tjener som en dempende faktor.

På grunn av stort dyp og stort vannvolum i forhold til overflaten, oppvarmes Mjøsas vannmasser langsomt. Vårsirkulasjonen er lang og gjennomgripende. Dette har stor betydning når det gjelder å fortynne og spre tilførte forurensningsstoffer. Vekstsesongen for mer varmekrevende alger blir også derved forkortet.

En meget viktig faktor i denne sammenheng er dannelsen av et sprangsjikt. Når sprangsjiktet først er etablert, skjer en hurtig oppvarming av de øvre vannlag ved at den termiske lagdelingen effektivt stenger ute kontakten med vannmasser på større dyp.

Et velutviklet sprangsjikt bidrar videre til at de vannvolum som tilføres næringssalter, reduseres sterkt. Sprangsjiktet befinner seg i sommerperioden på omkring 15-20 m dyp, og dette skulle således teoretisk sett medføre at det vannvolum som på denne tid påvirkes av forurensningstilførsler, bare er ca. 10% av det totale volum.

Konsentrasjonen av viktige næringssalter, som f.eks. fosfor, øker på denne måten på grunn av mindre fortyningseffekt. Samtidig øker omsetningshastigheten (turn over time) dels på grunn av økt bakterieaktivitet (høyere temperatur) og dels ved at en større del av døde alger og annet organisk materiale holdes tilbake i de øvre vannlag. Dette gjelder også i høy grad levende alger som får større tilgang på lys. Vinden kan nå

lett og effektivt skyve Mjøsas overflatelag over store områder av innsjøen (vindindusert overflatestrøm kan nå hastigheter på 0,2 m/s). Dermed kan kontinuerlige og konsentrerte nærings saltutslipp f.eks. fra Hamar og Gjøvik hurtig bli transportert til andre, mindre påvirkede områder. Bl.a. av denne grunn kan det til sine tider være betydelig algeproduksjon også i Mjøsas sørlige områder hvor forurensningsbelastningen ellers er liten. Strømningsmønsteret i Mjøsa bidrar til at nedsynkende alger blir fordelt over store områder, samtidig som lokale, større algeoppblomstringer reduseres. Det er bare under lengre perioder med stille vær mer arealmessig begrensede fenomener opptrer.

Lågens vannmasser som har lavere nærings saltkonsentrasjon enn vannmassene i Mjøsa (spesielt markert under flom), har en fortynnende innvirkning. Dette medfører at algene på grunn av Lågen-vannets innblanding, får mindre tilgang på bl.a. fosfor, og algeveksten vil på denne måten hemmes. Den største og mest fremtredende effekt har man i den nordlige delen av Mjøsa (nord for Gjøvik). Mjøsvannets temperatur, spesielt overflatetemperaturen, er av fundamental betydning ved at de vannmasser som blir påvirket av Lågen, reduseres vesentlig volummessig sett, i motsetning til om Lågenvannet skulle blandes inn i hele Mjøsas vannmasser. Videre kommer en betydelig del (ca. 60% i tidsrommet juni - august) av den totale årsavrenning nettopp i den periode da Mjøsa har en termisk lagdeling. Derved øker Lågenvannets fortynnings- og utspylingssevne betraktelig. Denne påvirkning skjer nettopp i de vannlag der den største algevekst og biologiske aktivitet foregår og hvor man samtidig har den største forurensningstilførsel. Spesielt under flomsituasjoner får Lågenvannet en gjennomgripende effekt for hele Mjøsas øvre vannlag.

Ruttner (1964) har bl.a. påpekt den viktige faktor utspylings effekten via større tilløp utgjør for Alpesjøenes planktonflora, som i visse tilfeller helt eller delvis kan slås ut ved flomsituasjoner.

Om våren er Lågenvannet varmere enn Mjøsas vannmasser og bidrar i denne tidsperiode til å varme opp Mjøsas øverste vannlag. Dette er særlig markert i den nordlige delen og bidrar til å bygge opp et sprangsjikt. Under høy- og sensommeren og høsten er imidlertid Lågenvannet kaldere enn Mjøsas øverste vannmasser og vil derved virke som en dempende effekt når det gjelder oppvarmingen av de øverste vannmasser. Dette er spesielt

tilfelle i vindfulle perioder som bevirker større turbulens i det øverste vannlaget og dermed medvirker til en effektiv innblanding av Lågenvannet. Under lengre perioder med stille og varmt vær, kan vi til tross for Lågens innvirkning, få høye temperaturer i det øverste vannlag. Dette beror på at Lågenvannet i denne perioden i hovedsak bare påvirker den nedre delen av vannmassene som ligger over sprangsjiktet (epilimnion), og således i mindre grad berører de aller øverste sjikt.

I slike perioder, særlig når vannføringen i Lågen er liten, er forholdene gunstige for algeproduksjon, og det kan oppstå mindre oppblomstringer av blågrønnalger. Totalt sett har imidlertid Lågen også i dette tilfelle en temperaturdempende effekt på vannmassene over sprangsjiktet.

Om høsten når Lågenvannet avkjøles hurtigere enn overflatevannet i Mjøsa, har det en mer direkte avkjølende effekt. Vannføringen er i denne perioden normalt liten, og dette reduserer avkjølingseffekten. Disse forhold gjør seg først og fremst gjeldende i den nordlige delen av Mjøsa, og bidrar bl.a. til å påskynde islegging. Et markert skille synes i denne sammenheng å gå i området utenfor Moelv.

På grunn av at store varmemengder lagres i Mjøsa i løpet av sommeren, samt at vindpåvirkningen (høst og vinter) stadig bidrar til å føre varmere vann fra dypere lag til overflatelagene, får vi en meget lang og gjennomgripende høstsirkulasjon og vintersirkulasjon. Bortsett fra i Mjøsas nordlige deler og de innerste deler av Furnesfjorden, legger isen seg sent, og da i forbindelse med lengre perioder med stille og kaldt vær, gjerne i kombinasjon med snøfall. Visse år skjer det ingen islegging i det hele tatt, og vi får dermed en omblending av vannmassene i løpet av hele vinterperioden.

Dette er av stor betydning i forurensningssammenheng ved at man i lengre perioder får en effektiv innblanding av tilførte forurensningsstoffer i betydelige vannmasser, og konsentrasjonsnivået blir dermed lavt. Videre tilføres de dypere bunnområdene betydelige oksygenmengder, noe som ikke er tilfelle under lengre stagnasjonsperioder. Den markerte oksygenreduksjonen i de dypere vannmasser i de nordlige deler så vel som i de indre delene av Furnesfjorden, der isleggingen inntreffer tidlig, indikerer

dette. På grunn av den korte isleggingsperioden avkjøles store vannmasser effektivt i løpet av vinteren, og våroppvarmingen kommer sent.

Isleggingsperiodens lengde er av betydning, ikke bare når det gjelder tilførselen av oksygen til bunnområdene samt medvirkning til nedkjøling av vannmassene, men også når det gjelder konsentrasjonen av tilførte næringssalter. Isleggingen medfører at vindens innvirkning uteblir, og strømningsmønster og turbulensforhold endres radikalt. Dessuten vil Lågenvannet bare berøre de øverste vannlag (like under isen), samtidig som dens innvirkning reduseres betydelig på grunn av lav vintervannføring. Dette medfører at forurensningsutslippene får mer lokal virkning. Bl.a. vil områder lokalt i enkelte regioner bli sterkt anriket med næringssalter. Furnesfjorden er et eksempel på et område der dette er spesielt markert. Den markerte algeoppblomstringen som fant sted på forsommeren 1972, kan i stor grad være en funksjon av dette i kombinasjon med en varm og vindfattig værtype utover våren. Derved ble Furnesfjordens øverste vannlag hurtig oppvarmet samtidig som nærings-saltkonsentrasjonen i denne delen av Mjøsa var høy.

Sollyset er av avgjørende betydning for algene og utgjør selve energikilden for fotosynteseprosessen. Lyset er en begrensende faktor bare på større dyp under sommerperioden. I forbindelse med et velutviklet sprangsjikt, store algemengder, særlig oppblomstring av blågrønne alger i overflatelagene, vil lystilgangen til de dypere partier bli begrenset. På grunn av små gassvakuoler (gassblærer) hos blågrønnalger, kan disse akkumuleres i overflatelagene - turbulensen vil ha lite innflytelse i dette tilfelle. Høy turbiditet (stort annet partikkelinnhold) bidrar til å redusere lystilgangen på grunn av lysabsorpsjon og stor refleksjon. Dette forhold finner vi som regel i humusrike og/eller leire- eller breslampåvirkede vannforekomster. I Mjøsas øverste vannlag er lystilgangen god under sommerperioden, og den er neppe noen vekstbegrensende faktor utenom perioder med stor breslamtilførsel. Det er særlig den nordlige delen av Mjøsa som er utsatt i denne sammenheng.

Breslampartiklene tjener også som adsorpsjonskjerner for bl.a. løst fosfor. Adsorpsjonsevnen bestemmes foruten av kjernens størrelse og sammenset-

ning også av den adsorberende mengden kontra mengden i løsnings, dvs. at høy fosfatkonsentrasjon resulterer i høy fosfatadsorbsjon. Når den løste fosfatmengden i vannet er lav, skjer en utløsning av fosfor fra adsorbsjonskjernene (se avsnitt 8.4.2).

Det er særlig innenfor de nordlige områder - fra Lillehammer og sydover til Moelv - Gjøvik - man kan regne med betydelig fosfatadsorbsjon via breslammet. Dette forsterker ytterligere Lågenvannets fortykningsevne kontra algenes fosfatassimilasjon selv om adsorbsjonsevnen i dette tilfelle er liten. Videre må man regne med en viss sedimentasjonseffekt, dvs. breslampåvirkningen kan nærmest sammenliknes med et kjemisk renseanlegg.

Den hovedsakelige breslamsmeltingen skjer i perioden juli/september, dvs. noe senere enn selve snesmeltingen i høyfjellet. En mindre vannføring (dvs. mindre fortykningsevne) i denne tidsperioden blir i noen monn oppveid av større breslampåvirkning. Breslamtilførselens størrelse varierer med varierende klimatiske forhold fra år til år.

Gjennomstrømningen har stor betydning når det gjelder transport av så vel alger, som næringssalter og andre forurensningskomponenter fra et innsjøområde til et annet, og også når det gjelder transporten ut av Mjøsa totalt sett. Særlig i forbindelse med den første vårflommen når Lågenvannet direkte påvirker selve innsjøoverflaten, er denne effekt særlig fremtredende. Dette har bl.a. stor betydning når det gjelder å spre organiske stoffer til store bunnområder hvorved belastningen pr. overflateenhet avtar. Videre bidrar Lågens gjennomstrømning i det øverste vannlag til å danne nordgående kompensasjonsstrømmer som ved medrivning etter hvert blandes inn i overflatelagene. Disse kompensasjonsstrømmenes innblanding i de øverste vannlag - noe som skjer i den horisontale kontaktsonen Mjøsa-Lågen - har også en avkjølede effekt ved at de tilfører overflatelagene kaldere vannmasser fra de dypere lag. Dette er særlig markert under flomsituasjoner.

Blant ytterligere viktige faktorer som kan nevnes i denne sammenheng, er Mjøsas topografi og store dyp (middeldyp 153 m). Dette bidrar til at man i relasjon til det algeproduserende sjikt får store bunnområder, hvorved

belastningen pr. overflateenhet innsjøbunn reduseres betraktelig. Dette er særlig tilfelle i de sentrale og sørlige delene. Ved at det til dels er bratt bunntopografi, kan raseffekter og ansamlinger innenfor visse partier inntreffe. Stort sett er imidlertid belastning pr. tidsenhet og overflateenhet liten i disse områdene, men den har selvfølgelig økt i forbindelse med økt eutrofiering og forurensningstilførsler av organisk natur. Videre må dette sees i relasjon til at vannmassene i de dypere lag er rike på oksygen. Dessuten bidrar den lave temperatur man har gjennom hele året til at nedbrytningsprosessene går langsomt, slik at oksygenforbruket pr. tidsenhet blir lite. Den største algemengde blir imidlertid nedbrutt i de øvre vannlag (Ohle 1962, Bloesch 1974, Stadelmann 1971).

Innsjøens utforming i kombinasjon med strømningsmønsteret medfører at de sentrale vannmasser mer direkte berøres av forurensningstilførsler. Dessuten finnes ikke viker og beskyttede områder. De eneste områder som i dag i mindre grad påvirkes av de sentrale vannmassene, er Akersvika og i noen grad den innerste delen av Furnesfjorden nord for Framnesbrua samt indre Tangenvika. Mer beskyttede viker og skjærgårdspartier utgjør normalt effektive buffersoner, og dette er f.eks. tilfelle i Mälaren og Vänern (Grimås 1970), hvorved de sentrale partier blir mindre påvirket. Mangel av mer beskyttede områder bidrar likevel til at mer utpregede lokaleffekter ikke oppstår. Det er bare i Akersvika man i dag har ekstremt høy algeforekomst.

Det kan også være av en viss interesse å merke seg at det ikke finnes innsjøer i nedre deler av tilløpselvene (unntak Vikselva). Innsjøer kan være effektive fosforfeller og tjener således som buffersoner for vassdraget nedenfor.

Det er altså en rekke naturgitte forhold som i vesentlig grad reduserer og demper forurensningsutviklingen i Mjøsa. De viktigste kan sammenfattes i følgende tre punkter.

- Liten overflate i forhold til vannvolum og dyp (stor fortynningskapasitet, lange og gjennomgripende sirkulasjonsperioder, sen opp-

varming og dannelse av sprangsjikt, store oksygenreserver, innsjøens dybde og utforming medfører liten belastning pr. flateenhet av bunnområdene).

- Innsjøens utforming skaper spesielle og markerte strømningsforhold som ytterligere forsterker fortynningsevnen.
- Stor vannføring i Lågen sommerstid (stor fortynningsevne, stor utspyling av alger og næringssalter, nedsatt oppvarming av de øverste vannlag, stor turbiditet - nedsatt innstråling, breslammets adsorpsjonsevne m.m.).

8.7.6 Vorma-Glåma-systemet

De biologiske forhold i Vorma-Glåma-systemet er hittil lite undersøkt, men på grunnlag av de observasjoner som foreligger (Skulberg 1971, Lindstrøm et al. 1973 og befaringer i 1973 og 1974), kan det nevnes at elveavsnittet først og fremst bærer preg av forholdene i Mjøsa. Det skjer en markert algedrift fra Mjøsa, spesielt i sommerhalvåret, som kan påvises helt ned til Øyeren, og som påvirker denne innsjø og forholdene nedstrøms (Skulberg 1971).

Nedstrøms Eidsvoll, og spesielt nedstrøms tilløpet fra Andelva, er vannmassene også belastet med organisk materiale på grunn av tilførsler fra i første rekke utslipp fra sulfittfabrikken i Bønsdalen. En markert saprobiert tilstand gjør seg her gjeldende. Deler av bunnen er til sine tider bevokst med bakterien *Sphaerotilus natans* og soppen *Leptomitus lacteus*. Dette er spesielt markert vinterstid og har antakelig sammenheng med en lavere vannføring og at beitingen er mindre på denne årstid.

Den heterotrofe begroingen (saprobieringen) gjør seg til dels 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. Den heterotrofe begroingen medfører til

sine tider betydelig drift i vannmassene. Ved store vannføringer er som regel forholdene bedre, og da er det ikke noen påtakelig visuell forekomst av hverken sopp eller bakterien *Sphaerotilus*.

Eutrofieringspåvirkningen særlig nedstrøms Eidsvollområdet, er også betydelig, og til sine tider er det stor drift av bunnlevende alger i vannmassene. Spesielt har den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata* periodevis masseutvikling, og bl.a. har dette i likhet med soppdrift, medført problemer i forbindelse med utøvelse av fiske (Skulberg 1967).

9. REGULERINGSVIRKNINGER

9.1 Generelt om vassdragsreguleringer og reguleringseffekter

9.1.1 Innledning

Ethvert inngrep i naturen eller utnyttelse av naturressurser har konsekvenser for naturmiljøet. I prinsippet gjelder dette alle typer tiltak som f.eks. industrilokalisering, skogbruk, jordbruk, gruvedrift, grustak, vannforsyning, avfallshåndtering, vassdragsregulering, kraftverksutbygging osv. Inngrepets størrelse og art er bestemmende for hvor omfattende konsekvensene vil bli.

9.1.2 Kraftverksutbygging og vassdragsregulering

All velferds- og samfunnsutvikling er i vår tid intimt knyttet sammen med energiproduksjon. I motsetning til i mange andre land, er norske vassdrag velegnet for regulering til kraftforsyningsformål. Elvenes fallforhold og lengdeutstrekning samt til dels store nedbørmengder er momenter som er viktige i denne sammenheng. I tillegg er det stor tilgang på innsjøer og dalsenkninger som lett kan anvendes som reguleringsmagasiner.

Bruken av vannforekomster som energikilder er ikke noe nytt. Rester av kvernkaller, vannhjul o.l. som på sine steder var i bruk for bare en mannsalder siden, vitner om det. Nå er det både teknisk og økonomisk

mulig og forsvarlig å bygge ut våre vassdrag med svære damanlegg og store overførings- eller takrennesystemer hvor selv den minste bekk kan inngå. Slike systemer representerer selvsagt naturinngrep som kan få vidtrekkende konsekvenser for vassdraget som naturelement og for de mangeartede interesser som knytter seg til det. Konsekvensene er selvsagt ikke bare negative. Flomdemping, utjevning av vannføring o.l. kan i mange tilfeller være verdifulle virkninger med stor praktisk betydning.

Konsekvensenes betydning og omfang er imidlertid hittil i liten grad blitt undersøkt og utredet i sin fulle bredde. Når det gjelder selve vassdragene, er det gjerne fiskeforholdene som hittil har tiltrukket seg størst oppmerksomhet og som i noen grad er undersøkt.

Parallelt med at behovet for å bruke vassdragene som resipient, som vannkilde osv. øker, vokser det naturlig nok frem et stadig større behov for kunnskaper om vassdraget og vannets kvalitet. Bruken av vannforekomster som resipienter for avløpsvann, nedsetter deres verdi for mange andre bruksformål (drikkevann, badevann, fiske osv.). Belastningens størrelse i forhold til den vannmengde som står til rådighet er avgjørende for vannforekomstens tilstand og utviklingsforløp. Tiltak i nedbørfeltet som berører vannets kvalitet vil derfor i forurensnings-sammenheng kunne få stor betydning.

9.1.3 Virknninger av reguleringsinngrep

Et reguleringsinngrep kan som nevnt få til dels vidtrekkende konsekvenser for det vassdragssystem det gjelder. Dette har sammenheng med at vannføringsforholdene er bestemmende for vassdragets karakter - for miljøforholdene til organismelivet og for samspillet mellom de forskjellige organismesamfunn.

Et hvert vassdrag har sitt eget særpreg som funksjon av sitt nedbørfelt og beliggenhet. Ved inngrep eller påvirkning av en eller annen art vil vegetasjon og fauna og/eller biotopen komme ut av sin naturlige balanse, og det blir satt i gang en utvikling som etter hvert kan endre forholdene i vassdraget. Dette behøver nødvendigvis ikke føre til vesentlig sjenanse for den praktiske bruk av vassdraget i første omgang.

Men i et system som er ute av sin naturlige balanse eller likevekt, kan uheldige utviklingstendenser lett forplante seg og medføre forandringer som er uønsket.

Ved å redusere vannføringen i et vassdrag blir f.eks. vassdraget mindre egnet som resipient for avløpsvann, og en økt saprobiering ved siden av en akselererende eutrofieringsutvikling kan bli resultatet. Særlig kan det sistnevnte bli tilfelle hvis et forurenset vassdrag overføres til en renvannslokalitet. Ved siden av at saprobiering og en eutrofierende utvikling kan bli til stor sjenanse for de fleste praktiske bruksinteresser som knytter seg til vassdraget, vil den også i det lange løp ha avgjørende betydning for fiskeforholdene i vannforekomsten idet edlere fiskearter (aure, harr, sik o.l.) f.eks. kan utkonkurreres av såkalt "skrapfisk" (abbor, gjedde, mort o.l.), der hvor slike forekommer.

Reguleringer og overføringssystemer kan muliggjøre spredning av uønskede organismer, f.eks. fisk, parasitter og smittestoffer av enhver art.

Hvis høyfjellsvann blir tatt bort eller holdt tilbake fra et vassdrags-system, vil nødvendigvis vannføringen bli mindre. Men samtidig vil vannmassenes kvalitative egenskaper normalt bli betydelig endret. Dette kan ha sammenheng med endring i den partikulære materialtransport, men ofte er endringen i vannets kjemiske egenskaper av større betydning. Normalt vil nemlig slike vassdrag i langt større grad enn tidligere, bli preget av grunnvannstilsig. Mens høyfjellsvannet som regel er meget bløtt og saltfattig, er grunnvannet rikt på mineralsalter som f.eks. kalsium, magnesium, jern og svovelforbindelser - ofte er også næringssaltinnholdet høyt i slike vanntyper. Dette vil i det minste kunne føre til en endring av organismesamfunnenes artssammensetning, og innebære muligheter for økt begroing o.l.

Flommer er ofte av stor betydning for å rense og omlagre bunnssubstrat. Samtidig omlagres og fordeles oppsamlet organisk materiale ved siden av at nytt organisk materiale tilføres vassdraget. Dette har virkninger for organismelivets struktur og produksjonsevne. Videre er mange fiskearters vandringer intimt knyttet sammen med variasjoner i vannføring.

Eksempelvis kan laksens og sjøarens gytevandring være regulert av større eller mindre flommer på en måte som kan variere fra elv til elv.

Den naturlige økologiske balanse i vassdrag er nettopp tilpasset det forhold at vannføringen varierer i løpet av året. Et reguleringsinngrep som i større grad endrer vannføringsmønsteret, medfører således markerte forandringer av denne balanse. Hel utjevning av vannføring over året kan gi skadevirkninger i biologisk sammenheng, men naturlige storflommer i elver medfører også store praktiske skadevirkninger.

Vannføringsforholdene i et vassdrag er bestemmende for den fysisk-kjemiske vannkvalitet og for organismelivet som er knyttet til vannforekomsten. I et balansert system er det ikke mulig å endre en faktor uten at det får konsekvenser for andre.

Virkningene av vassdragsreguleringer kan således være både direkte og indirekte slik følgende diagram (fig. 78) viser:

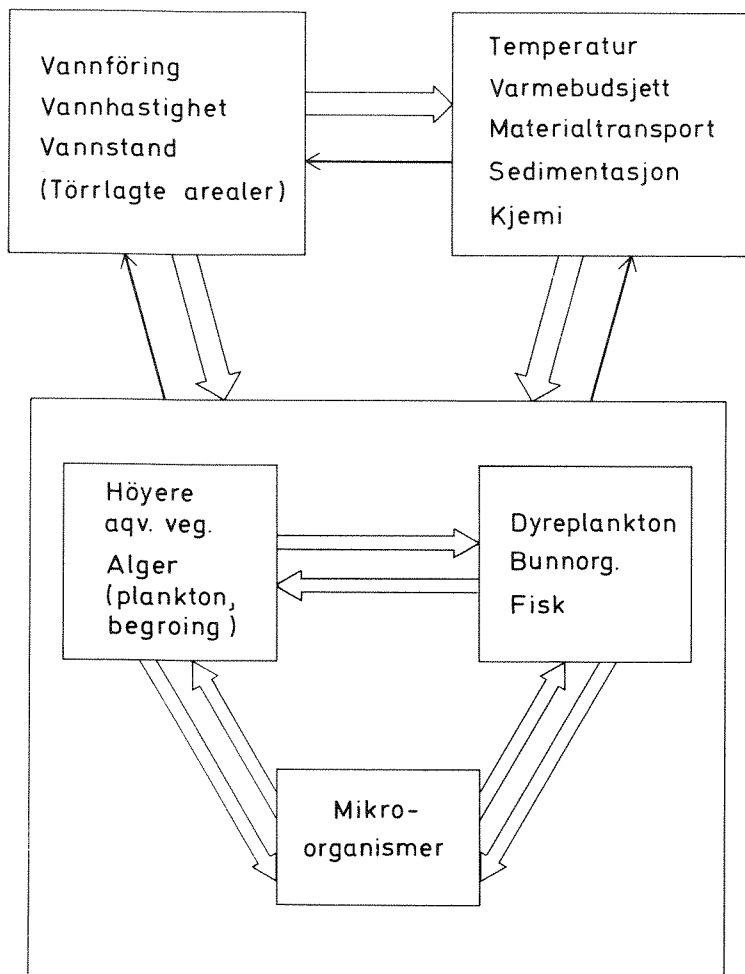


Fig. 78. Skjematisk fremstilling av vassdragsreguleringens virkning på økosystemet.

Figuren illustrerer hvordan vannstand og vannføringsforhold virker inn på fysisk-kjemiske faktorer så vel som biologiske. De fysisk-kjemiske forhold utgjør en viktig del av organismesamfunnenes livsmiljø. Ved at miljøfaktorene blir endret, oppstår det videre forstyrrelser innenfor det biologiske system som igjen i noen grad kan virke tilbake på de fysiske forhold (tynne piler).

Endringenes størrelse og betydning er selvfølgelig avhengig både av reguleringsinngrepets omfang og av de generelle naturgitte forhold i vedkommende vassdrag.

9.1.4 Positive virkninger av reguleringer

Vassdragene kan fra naturens side være lunefulle. Under snøsmeltningen om våren og ellers ved kraftig nedbør, forekommer det relativt ofte at vassdrag, særlig når lavlandsflom og høyfjellsflom faller sammen, flommer ut over sine bredder og i løpet av kort tid medfører skader med store økonomiske og praktiske konsekvenser. Åker og eng blir satt under vann, hus og redskap o.l. rives med strømmen og ødelegges, kjellere blir fylt med vann osv. Ved siden av at slike tilstander medfører økonomiske tap og er til stor skade spesielt for jordbruket, men også for andre aktiviteter som er knyttet til eller foregår i vassdragets umiddelbare nærhet, kan slike tilstander være til skade også for vannforekomsten som miljøskapende faktor så vel som for selve organismelivet. Oversvømmelser fører nemlig til at søppel og skrot som er henlagt langs vassdraget, blir ført med elva. Jordpartikler, gjødselstoffer o.l. som i betydelig grad kan vaskes ut, vil også føre til en økt forurensningsbelastning på vassdraget. Denne effekt vil først og fremst gjøre seg gjeldende i en begynnende flom - etter hvert som flommen vedvarer vil medrivningen av slike komponenter avta. Det er særlig for innsjøer og stilleflytende partier lengre nede i elvesystemet hvor de partikulære komponenter sedimenterer, denne transport har betydning. Store flommer kan også bevirke at bunnssubstratet struktureres, nye elveløp dannes osv.

Reguleringsinngrep, kanalisering o.l. har i lang tid vært praktisert som forebyggende tiltak mot oversvømmelser. Slike flomsikringstiltak har i den senere tid blitt stadig mer utbygd. Reguleringsinngrep i

forbindelse med kraftverksutbygging har i mange vassdrag vist seg å være effektive tiltak for å styre vannføringen i vassdragene, og skadevirkningene er på denne måten sterkt redusert.

I enkelte tilfeller og på visse elvestrekninger har reguleringsinngrep ført til høyere minstevannføring. Sett både fra et resipient- og produksjonssynspunkt er dette av stor betydning. Dermed kan de mest ekstreme forurensningssituasjoner i vassdraget unngås, samtidig som f.eks. fiskens oppvekst og livsvilkår bedres.

En økt vintervannføring i kombinasjon med en viss temperaturøkning kan i visse elver og elveavsnitt, og da særlig i elver med ekstremt lav vintervannføring, bidra til større overlevingsmuligheter for de fleste organismer. På denne måte kan vassdragets produksjonskapasitet høynes bl.a. når det gjelder fiske. Men det kan også innebære større tilgroingsproblemer.

I elver og elveavsnitt der brepåvirkningen vesentlig nedsetter vassdragets og/eller innsjøenes produksjonsnivå, kan en oppdemming og magasinering av brevannet i sommerperioden bidra til en økt produksjonskapasitet som bl.a. kan komme fisket til gode. En stor del av breslammet vil nemlig komme til å sedimentere i reguleringsmagasinene samtidig som kaldt vann holdes tilbake i produksjonsperioden.

Hvis en reduksjon av slammengden ikke fører til uheldige biologiske situasjoner, vil en eventuell senkning av vannets slam eller partikkelinnhold øke dets verdi som drikkevann, badevann o.l. Dessuten vil vannforekomstens verdi i rekreasjons-(turisme)-sammenheng øke.

9.1.5 Negative virkninger av reguleringer

1. Temperatur:

Temperaturforholdene i et vassdrag er en viktig produksjonsregulerende faktor. Dette gjelder sommer såvel som vinter. Dessuten er temperaturen en viktig faktor for selvrensingsforløpet, dvs. vassdragets evne som resipient.

Temperaturforholdene i et vassdrag er styrt av varmetilførsel og varmeomsetning i vedkommende vannforekomst. De viktigste faktorer som styrer varmeomsetningen, er inn- og utgående strålingsenergi, fordunstning, konveksjon, refleksjon, oppvarming av sedimenter, grunnvannstilførsler o.l. Fallforholdene spiller også en viss rolle, idet et fall på 427 meter representerer en oppvarming på 1°C (uavhengig av vannmassen). Varmeomsetningen og strålingsbalansen vil således være avhengig av vannoverflatens størrelse i forhold til volumet, vannhastigheten på elveavsnittet, omblandingsforholdene o.l.

Ved reguleringsinngrep blir ofte forholdsvis kaldt høyfjellsvann holdt tilbake i magasinene om sommeren. Elven vil dermed relativt sett få tilførsel av kjølig grunnvann, men på grunn av at vannmengdene reduseres, vil de bli mer følsomme for oppvarming resp. avkjøling. Videre vil vannets oppholdstid forlenges, noe som også vil føre til en økt oppvarming om sommeren. Varmetilførselens størrelse er dessuten avhengig av temperaturforskjellen mellom luft og vann.

Om vinteren (når som regel kraftverkene er i full drift) har gjerne utløpsvannet fra kraftverkene en noe høyere temperatur enn elvevannet. Vannets temperatur er forøvrig avhengig av uttaksdypet i magasinet.

Enhver endring av vannets temperatur i et vassdrag kan ha betydning for den biologiske aktivitet og vekst. Alle organismegrupper eller arter har sine særegne toleranseområder og optimale veksttemperaturer (tabell 40 og fig. 79). Utpregede kaltvannsalger vil f.eks. dø ut når temperaturen blir for høy (f.eks. over 15°C), mens andre arter har sine optimale vekstbetingelser ved høyere temperaturer. Visse insektslarver (bl.a. de fleste steinfluelarver) har sin maksimale tilvekst i vinterperioden, mens andre har sin største om sommeren. De ulike insektenes utklekkingsperioder er nær sammenbundet med tilveksthastighet og gunstig temperatur. Selv små forandringer av det naturlige temperaturregime kan derfor lett føre til betydelige forandringer når det gjelder såvel sammensetning av disse dyresamfunn som de ulike artenes tilvekst - utklekkingsperioder.

Tabell 40. Oppstilling av noen av de viktigere planteplanktonarters
temperaturoptimum i naturen (etter Holmgren 1972).

Peridinium aciculiferum	4°C
Mallomonas akrokomos	4°C
Oscillatoria rubescens	5°C
Melosira islandica var. helvetica	7°C
Stephanodiscus astraea	7°C
Cyclotella comta	7°C
Synedra acus var. delicatissima	10°C
Synura uvella	10°C
Asterionella formosa	15°C
Fragilaria crotonensis	15°C
Tabellaria flocculosa	15°C
Gomphosphacria lacustris	15°C
Gloeococcus schroeteri	17°C
Anabaena flos-aquae	17°C
Gloeotrichia echinulata	20°C
Microcystis spp.	20°C
Ceratium hirundinella	20°C

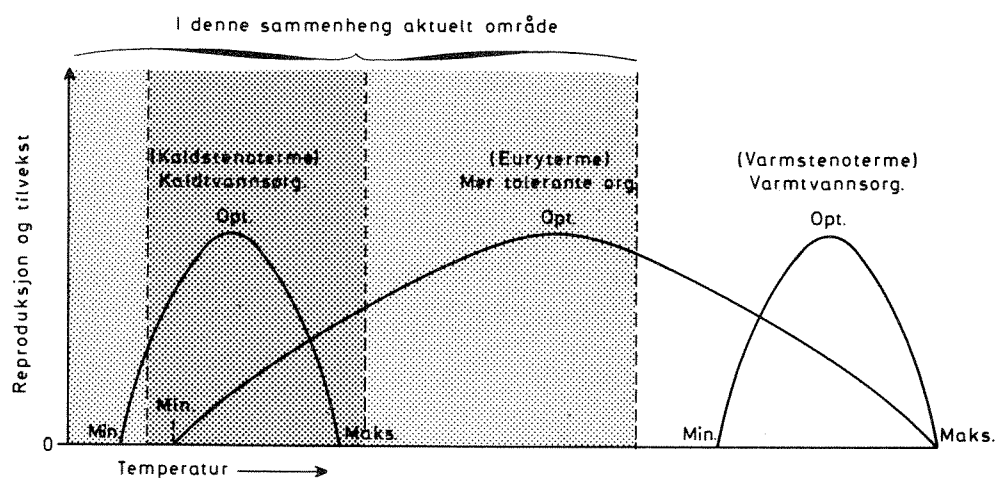


Fig.79 Skjematisk fremstilling av aktivitetskurver for stenoterme og euryterme organismer. (Etter Ruttner 1964)

Laksefisker som aure, røye, sik og lagesild, gyter om høsten, og rognen klekkes ut neste vår. For at rognen skal klekkes er det nødvendig med en viss varmemengde. Hvis man ved en regulering endrer vannets vintertemperatur, må man regne med en forskyvning av utklekkingsperioden i tid. Dette kan føre til uheldige kombinasjoner med variasjonsmønsteret for elvens vann-føring, slik at selve klekkeprosessen og fiskeyngelens livsvilkår kan bli forstyrret (for lav temperatur, liten næringstilgang o.l.). Generelt sett kan endringer av temperaturforholdene få alvorlige konsekvenser for organismesamfunnenes sammensetning og struktur.

Isleggingstidspunkt og isdannelse i såvel innsjøer som vassdrag avhenger av vannets temperatur i kombinasjon med vannføringsforholdene. Begge deler kan som nevnt, bli endret ved et reguleringsinngrep. For innsjøenes vedkommende innebærer dette enten at islegging delvis eller helt kan utebli og at visse områder får dårligere is til skade for allmenn ferdsel og ved utøvelse av vinterfiske eller at isforholdene bedres (tidligere isdannelse, tykkere is). For innsjøenes dyreliv kan dette få konsekvenser, bl.a. kan fisk ansamles i åpne områder om vinteren.

I elvene består den største skadeeffekt i at foss- og strykpartier for en stor del går åpne i vinterhalvåret. Under kuldeperioder, særlig i perioder med klart vær og stor utstråling, oppstår betydelige sarr og bunnisproduksjon som kan føre til betydelige isdemninger og senere besværlige isganger. Ved siden av de praktiske problemer dette medfører vil det også ha negativ effekt på dyre- og vekstlivet i vassdraget.

Endrede temperaturforhold kan på denne måte få spesielt stor betydning for reproduksjonsforholdene, organismesamfunnets struktur, selvrensningsevne og produksjonskapasitet (bl.a.eutrofieffekten) i vassdraget.

Slamtransport

Vannføringsendringer vil kunne ha innflytelse på slamtransporten i vassdrag - den kan bli mindre resp. større alt etter som erosjonsbetingelsene arter seg. Senkninger av vannstanden kan føre til utglidninger og erosjon i strandområdene av innsjøer og elver, slik at den partiku-

lære påvirkning og materialtransport blir større i perioder. I andre tilfeller kan slambelastet vann bli holdt tilbake i magasinene, slik at slamtransporten blir mindre.

Ved siden av at slammet eller partiklene kan ha innvirkning på organismelivet direkte ved fysiologiske forstyrrelser, avslipningseffekter o.l., vil det innvirke på lysforholdene i en vannforekomst. Slamavsetninger på elvebunnen kan også by på problemer, som f.eks. overdekning av gyteplasser for fisk, næringssubstrat osv. Ofte kan partikkelinnholdet ha betydning som adsorpsjonskjerner for løste kjemiske komponenter i vann, bl.a. fosfor og tungmetaller. Dermed vil den partikulære materialtransport spille en rolle i selvrensningssammenheng.

Av ovenfor nevnte grunner virker vannets innhold av partikler normalt begrensende på alge- og mosevekst. Dette bevirker at produksjonskapasiteten i sin helhet senkes, og den biologiske respons av eventuell forurensningseffekt dempes.

Vannstand og vannhastighet

Endringer av vannstanden i et vassdrag har betydning for bunnarealenes utstrekning og dermed for selvrensnings- og produksjonsforholdene. Produksjonen er igjen bl.a. relatert til fiskens næringsforhold og dermed til fiskeavkastningen. Videre kan fiskens gytemuligheter berøres både ved vannstandsendringer og ved strømmingssituasjonen i vassdraget. Endret vannstand medfører også endrede lysforhold, som i sin tur påvirker vegetasjonsbeltens utbredelse. Endring i strømhastighet har også stor betydning i denne sammenheng. Økt vannstand vinterstid øker overlevingsmulighetene vesentlig både for såvel alger som høyere vegetasjon som på denne måten unngår isen og kuldens negative påvirkning. Et karakteristisk trekk er at begroingen av alger samt bestanden av høyere vegetasjon øker i de vassdrag som er blitt berørt av reguleringsinngrep (Skulberg 1973).

Korttidsreguleringer med hurtige vekslinger i såvel vannstand som strømhastighet er spesielt uheldig for plante- og dyrelivet og kan i betydelig grad nedsette produksjonsnivået i et vassdrag. Endringer av

strømsituasjonen rokker videre ved tilpasningsevnen for de fleste organismer ved at biotopen og næringstilgangen forandres. Organismer som lever i rennende vann vil i motsetning til organismer i stillestående vannforekomster, få en kontinuerlig tilførsel av næringsstoffer.

Vannets kjemiske sammensetning

Ved at høyfjellsvann (som regel saltfattig smeltevann) i perioder blir holdt tilbake fra vassdrag, vil elvevannet nedenfor bli sterkere preget av saltrikere grunnvann. I andre perioder når magasintappingen foregår, vil det motsatte bli resultatet. Grunnvannets betydning for variasjonsmønsteret av vannkvaliteten i et vassdrag burde i reguleringsammenheng bli inngående undersøkt. Eventuelle innvirkninger på vannets kjemiske kvalitet kan selvsagt medføre store påvirkninger av vassdragets biologiske status.

Vannets kjemiske kvalitet i selve innsjømagasinene kan endres ved reguleringsinngrep. Dette har sammenheng med vannføringsreglementet (magasineringsperioden), varierende vannstand og endrede utløpsforhold (dypvannsuttak) (Mellquist 1972). Dette vil selvsagt også ha betydning for utløpsvannets kjemiske kvalitet.

Overføring av vann fra et vassdragsavsnitt til et annet, vil også kunne få store konsekvenser både for den kjemiske vannkvalitet og dermed for de biologiske forhold. Det er grunn til å være spesielt oppmerksom på dette forhold hvis det gjelder overføring av forurenset vann med relativt høyt innhold av næringssalter som virker vekstfremmende for alger og høyere vannvegetasjon. Endringer i vannets kvalitet i et vassdrag, kan også ha betydning for fiskens vandringer - spesielt gytevandring.

Resipientforhold

For forurensningsbelastede elvestrekninger som blir influert av reguleringer, er det særlig forandringene av fortynningsmulighetene og innflytelsen på selvrensingsprosessene som har betydning for elvenes videre brukbarhet som resipient for avløpsvann. En mindre vannføring i

et vassdrag betyr en forsterkning av forurensningenes gjødselvirkninger på vannmassene, samtidig som forekomst av sopp, bakterier og protozoer knyttet til saprobe miljøer vil tilta. Dette vil gjøre seg gjeldende så vel i områder med strømmende vann som i innsjøer. Reduserte muligheter for å benytte vassdragets evne til selvrensing betyr generelt at tekniske tiltak må gjennomføres i større utstrekning for å oppnå tilfredsstillende løsninger av forurensningsproblemene. Kravene til vannets kvalitet og vannkildenes brukbarhet til en rekke formål (drikkevann, badevann, rekreasjon o.l.) skjerpes med tiden i samsvar med utviklingen av vårt moderne samfunn.

Erfaringene har vist at forholdene kan forandre seg hurtig i vassdrags-system - dette som følge av klimatiske endringer, forurenset nedbør og tilførsler av forurensninger. Det vil bli nødvendig å ha denne utvikling under oppsikt, slik at enhver utnyttelsesplanlegging og en allsidig bruk av vassdragene kan avstemmes etter vassdragstilstanden, dvs. en optimalisering av vassdragsbruken må tilstrebes.

9.2 Reguleringsinngrepets betydning for vannføringsforholdene i

Otta - Lågenvassdraget

Vannføringer i form av ukemidler for øst mot øst, øst mot vest alternativene og for nåværende reguleringer er vist for 9 stasjoner i de berørte vassdrag i figur 80 (80 a - 80 i). Midlere ukevannføringer for årets 52 uker er vist for Bøvra, Ofossen i Otta, utløpet av Vågåvatn, Åsåren før samløpet med Lågen, Lågen oppstrøms Otta, Lågen nedstrøms Otta, Kvam i Lågen, Fåvang i Lågen og Fåberg i Lågen. Vannføringene i Bøvra reduseres ca. 50% i forhold til dagens situasjon for begge utbyggingsalternativer.

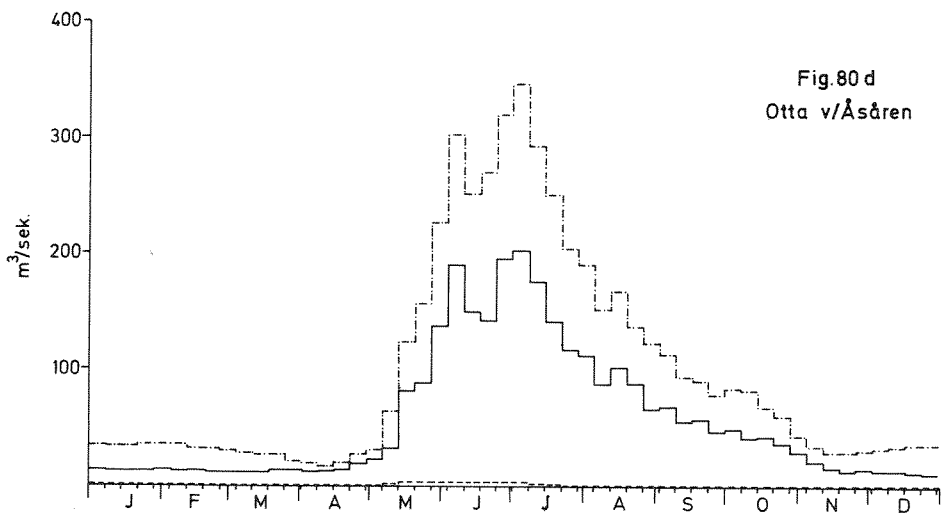
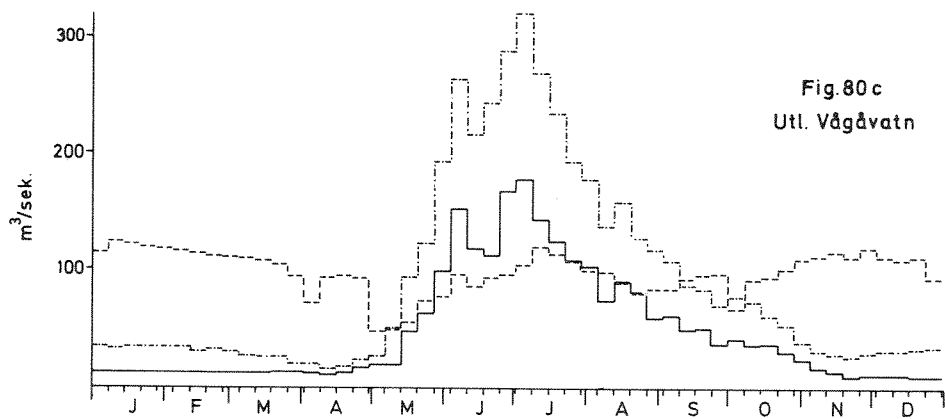
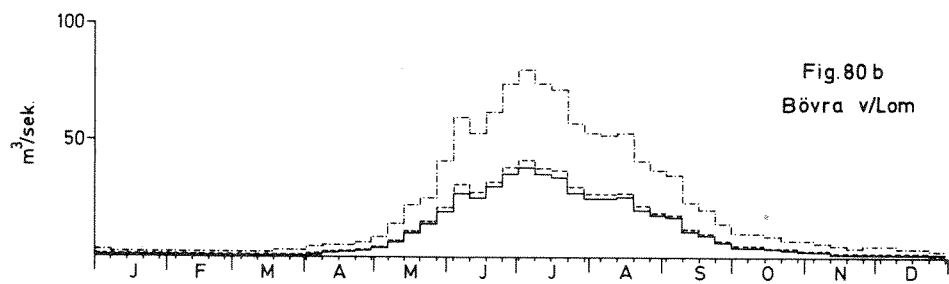
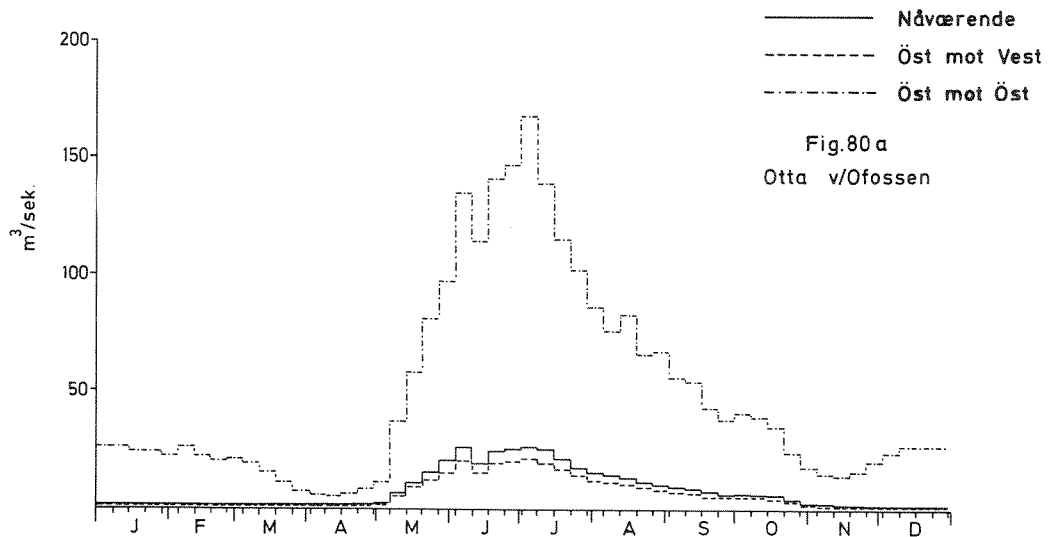
Vannføringene ved Ofossen i Otta blir redusert drastisk dersom minstevannføringer ikke slippes på. Ved utløpet av Vågåvatn vil vintervannføringen ved øst mot øst-alternativet bli økt ca. 3-4 ganger i forhold til nåværende vannføringer. Øst mot vest-alternativet medfører her en vintervannføring på ca. halvparten av den nåværende.

Sommervannføringene for begge utbyggingsalternativer ligger på ca. halvparten av den nåværende. Ved Åsåren i Otta vil vannføringen ved øst mot øst-alternativet bli meget liten dersom ingen minstevannføring forlanges, mens reduksjonen i vannføringen for øst mot vest-alternativet reduseres 40-60% i forhold til nåværende. Sommervannføringene i Lågen nedenfor Otta vil for øst mot vest-alternativet bli redusert til ca. 1/3 av den nåværende sommervannføring.

Ved Kvam vil den relative reduksjon i vannføringene bli noe mindre enn ved samløpet med Otta.

Ved Fåvang og Fåberg blir de nåværende variasjonene utjevnet over året for øst mot øst-alternativet, mens vintervannføringen for øst mot vest-alternativet blir omtrent som for den nåværende vintervannføringen.

I figurene 81 og 82 er varighetskurver for de to utbyggingsalternativer samt for nåværende regulering vist ved Åsåren i Otta og i Lågen ovenfor



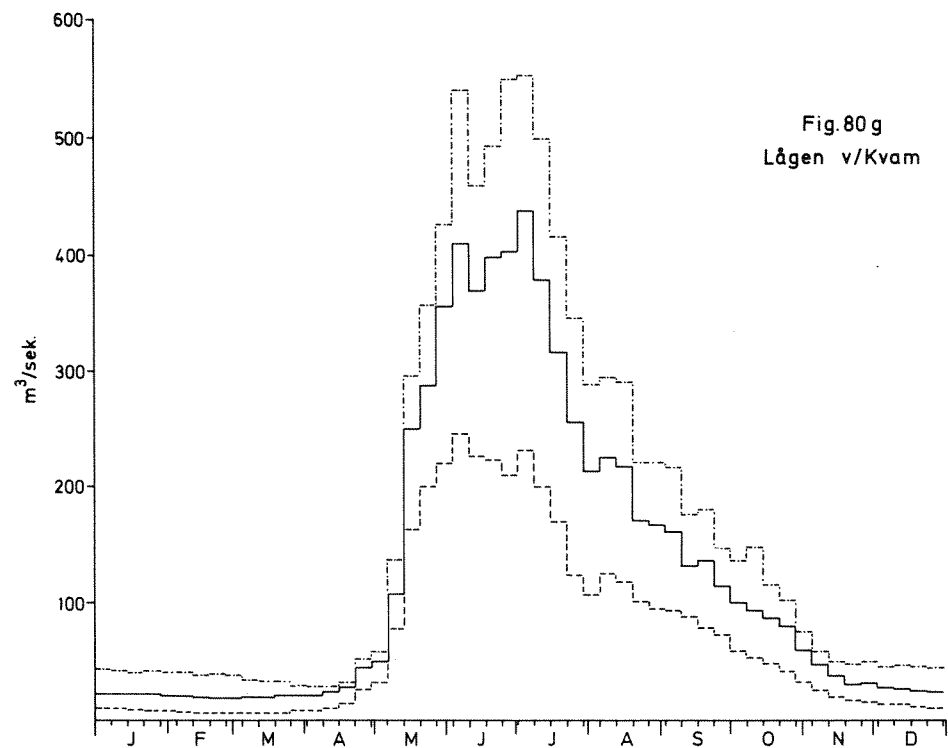
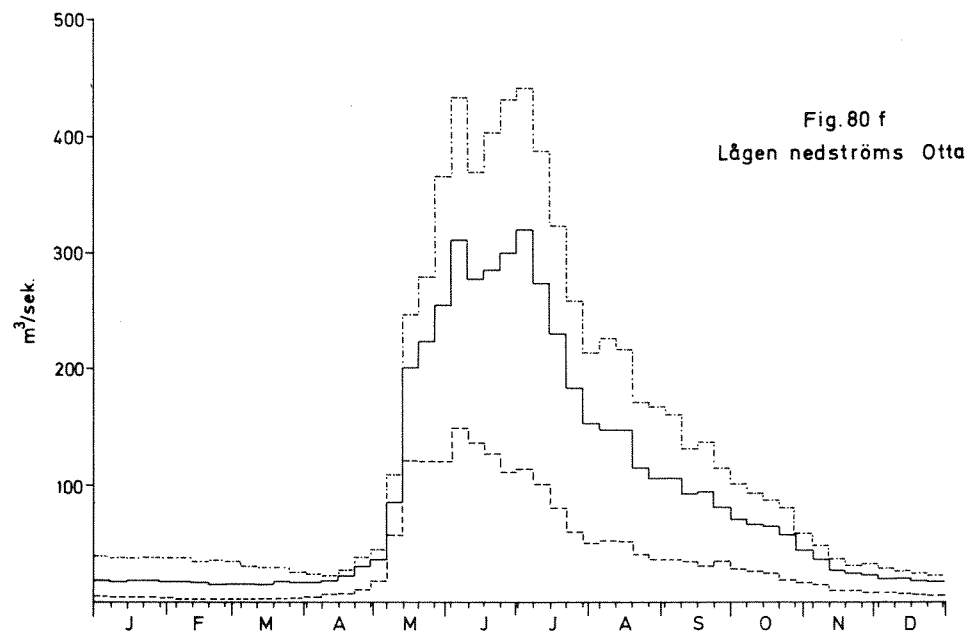
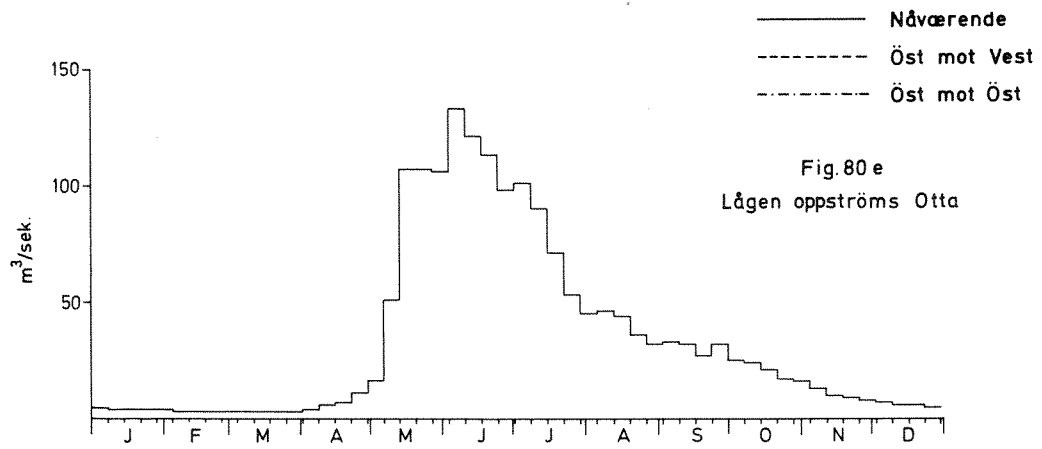


Fig.80 Midlere vannføring - ukemidler

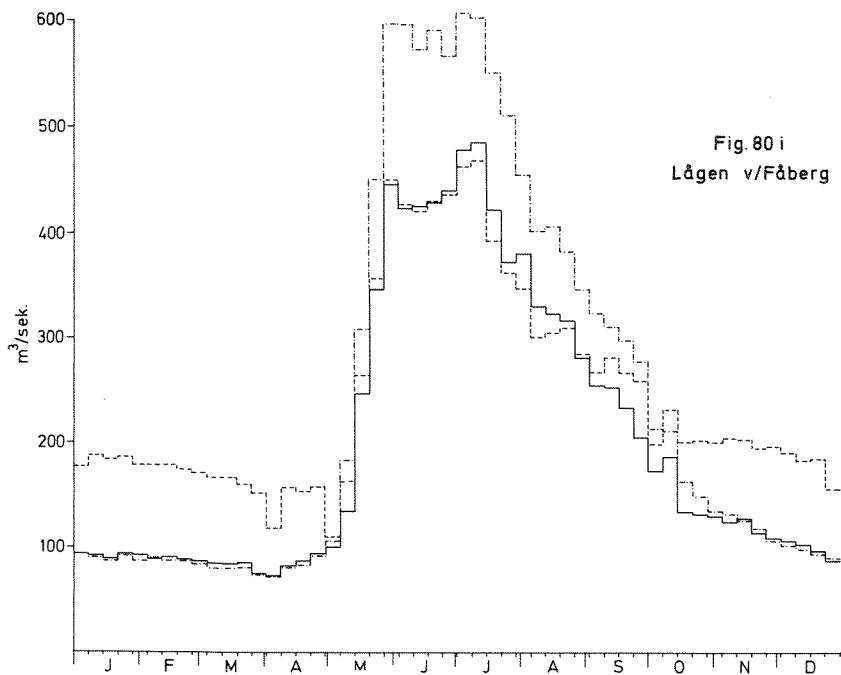
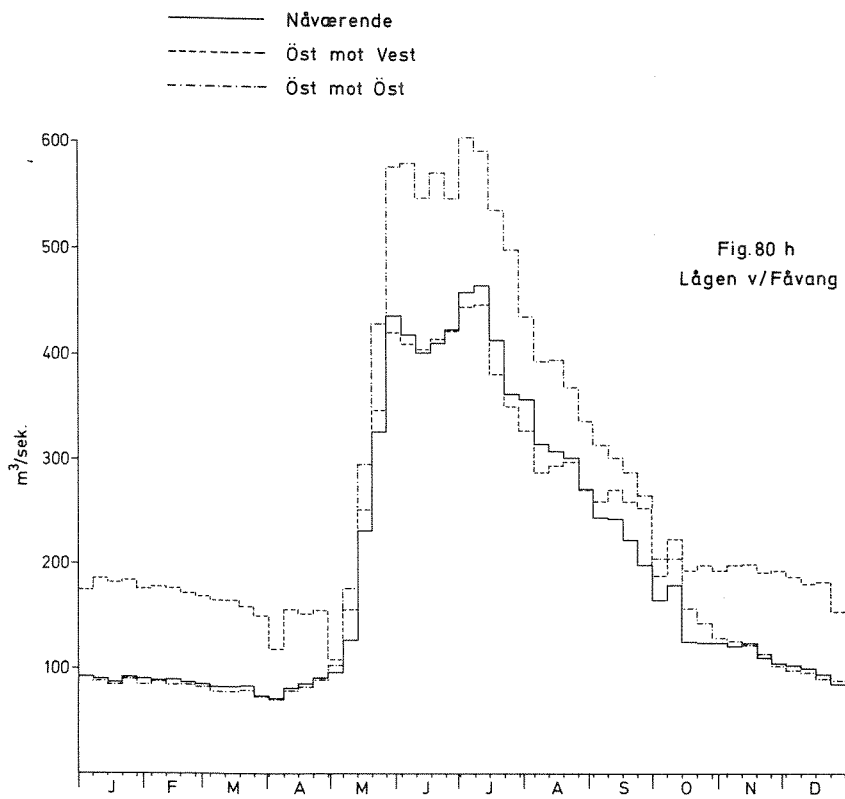


Fig.81 Varighetskurver for vannføringer i Otta ved Åsåren. NIVA's prøvetakingsstasjon 2.00

Observasjonsperiode 1945 - 1964 ved V.M. 9201

Kurvene gjelder for intet påslipp av minstevannføringer.

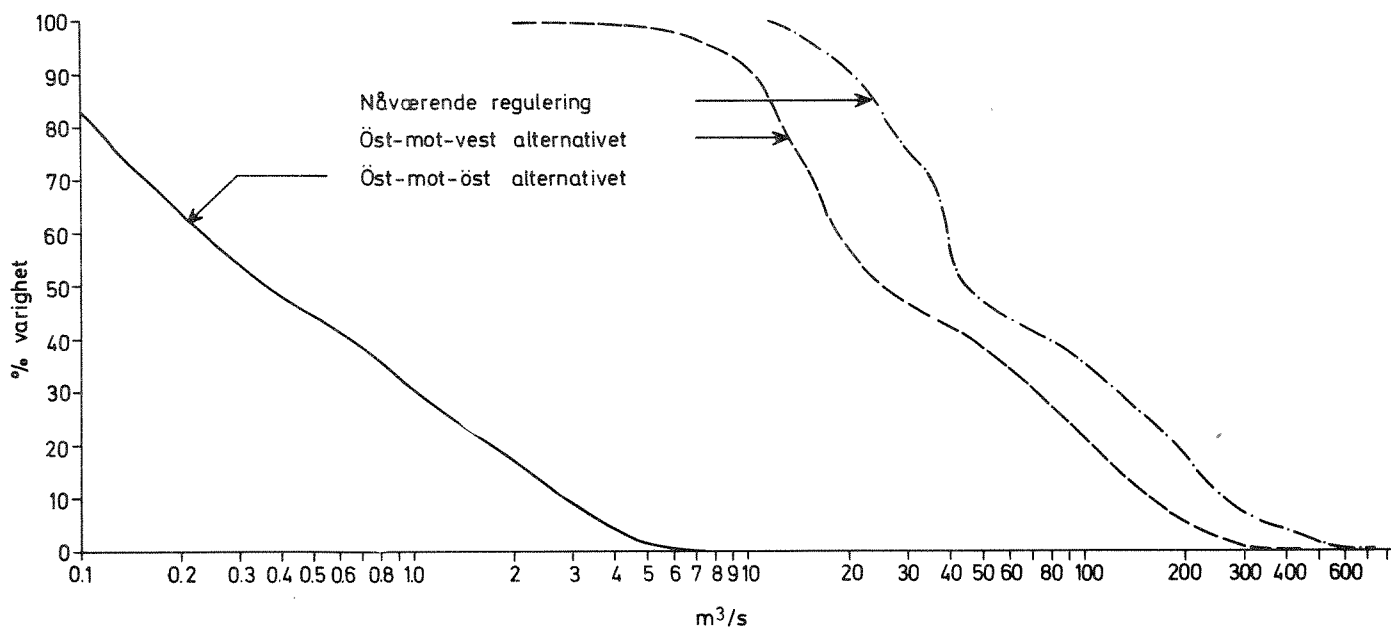
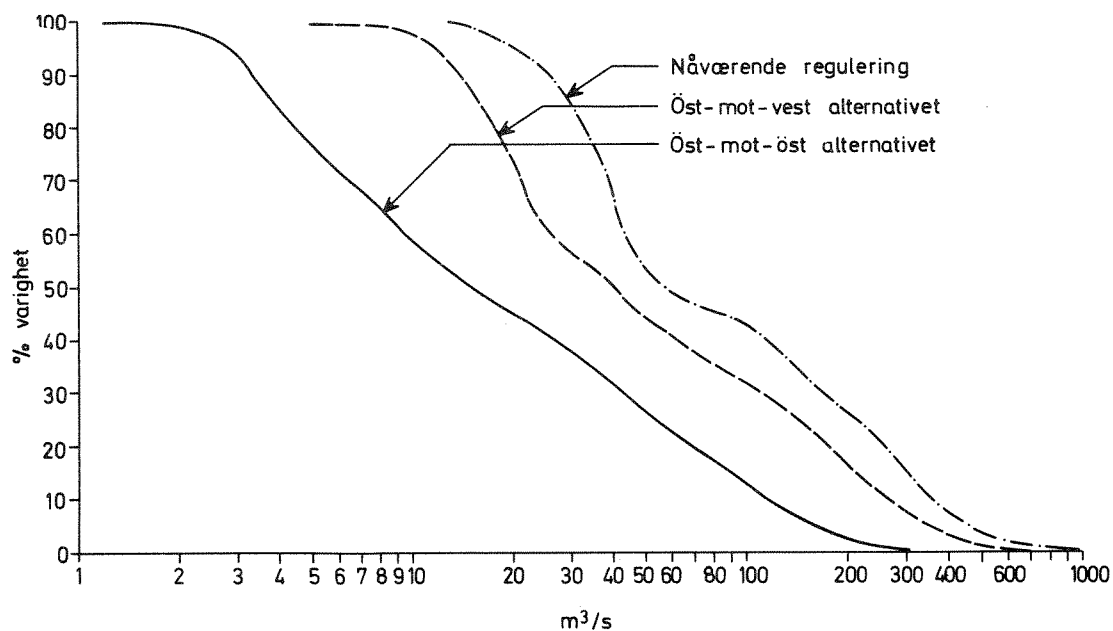


Fig.82 Varighetskurver for vannføringer i Lågen ovenfor Sjøa ved NIVA's prøvetakingsstasjon 160

Observasjonsperiode 1945 - 1964 ved V.M. 9161



Sjoa. Av diagrammene går det frem at uten påslipp av minstevannføring vil vannføringen i Otta for øst mot øst-alternativet bli meget liten. I Lågen vil øst mot vest-alternativet gi en høyere vannføring for alle varigheter enn det øst mot øst-alternativet gir.

9.3 Reguleringsinngrepets innvirkning på temperaturforholdene i Otta-Lågen-vassdraget

9.3.1 Innledning

Hydrologisk avdeling (Iskontoret) i Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen har i lengere tid mer eller mindre kontinuerlig målt temperaturen på en rekke steder i Otta - Lågenvassdraget. En presentasjon av resultatene er gitt i tre rapporter (notater), nemlig:

- Isforhold i Otta og Lågen. Rapport nr. 3/73. Vassdragsdir. april 1973.
- Virkning av planlagte reguleringer i Jotunheimen på vanntemperaturforholdene i Otta, Lågen og Mjøsa. Betenkning fra NVE's iskontor des. 1973.
- Virkningen av planlagte reguleringer på vanntemperaturforholdene i Otta og Lågen. Notat v/NVE. Iskontoret aug. 1975.

Da vannets temperatur er en viktig faktor med konsekvenser for all vekst og alt organismeliv, har det ved utarbeidelsen av denne rapport vært nødvendig å foreta visse vurderinger av eventuelle temperaturendringer som følge av reguleringsinngrepet. NVE's observasjonsmateriale og rapporter samt egne målinger er lagt til grunn for vurderingene. Nedenfor er vannets temperatur på de ulike strekninger summarisk behandlet.

9.3.2 Generelle forhold

Varmeopptak fra omgivelsene

Følsomheten overfor ytre temperatursvingninger tiltar ved en eventuell reduksjon av vannføringen. Ved siden av at vannmengdene som skal opp-

varmes, blir mindre, skyldes dette først og fremst at oppholdstiden i vassdraget forlenges. Ved bygging av "terskler" i vassdraget vil dette forhold bli ytterligere forsterket.

Grunnvann

Grunnvannet vil relativt sett øke i mengde og andel når vannføringen reduseres. Ved tiltagende vannføring vil det motsatte forhold gjøre seg gjeldende. Grunnvannet virker avkjølede om sommeren og oppvarmende om vinteren. Effekten øker med avtakende overflatevann (høyfjellsvann).

Tunneloverføring

Når vannmassene overføres i tunnel, vil varmeutvekslingen med omgivelsene bli hindret. Undergrunnens temperatur vil i noen grad kunne ha innflytelse på vanntemperaturen. Resultatet blir lavere temperatur om sommeren og høyere om vinteren.

Uttak fra magasiner

Vannmassene som strømmet ut av en innsjø, består vanligvis av overflatevann. Uttaket fra regulerte magasiner legges derimot ofte i underkant av nedre regulerte vannstand. Hvis reguleringshøyden og vannstanden er stor, vil vannmassene som tappes ut av magasinet som følge av temperatursjiktningen sommer og vinter, ha lavere temperatur i sommerhalvåret og høyere temperatur om vinteren enn det vannmassene ellers ville hatt ved et naturlig overflateavløp.

Temperaturforskjeller i regulerte og uregulerte vannmasser

Som følge av høyde- og lokalklimatiske ulikheter, kan det være store forskjeller i vanntemperaturen innen et og samme nedbørfelt. Hvis man unndrar eller magasinerer vannmasser som opprinnelig skulle ha gått i vassdraget, kan dette resultere i endrede temperaturforhold. Spesielt kommer dette tilsyne når høyfjellsvann eller brevann blir unndratt elveavsnitt sommerstid.

Partikkelinnhold - varmeopptak

Vannets partikkelinnhold vil influere på varmeopptaket (strålingsvarme), men det er vanskelig å vurdere hvilken virkning (f.eks. breslammet) vil ha på temperaturforholdene i vassdraget uten inngående undersøkelser.

9.3.3 Temperaturforholdene i vassdragsavsnittet oppstrøms Ottavatn

Vannføringen på denne strekning vil bli sterkt redusert både sommer og vinter. Vannet som holdes tilbake i magasinene, er vann fra høyfjellsområder, som om sommeren er relativt kaldt. Vannets oppholdstid i selve vassdraget blir vesentlig forlenget - noe som vil betinge en mer effektiv oppvarming. Vannet vil varmes opp ytterligere ved bygging av eventuelle terskeldammer som medfører en stor vannoverflate i forhold til volumet. At grunnvannets relative andel blir større, vil neppe influere særlig på ellevannets temperatur.

Redusert vannføring vil medføre at ellevannet blir mer følsomt overfor de ytre forhold. Dvs. at svingningene i temperaturen blir større, både de døgnlige variasjoner, variasjoner på grunn av kalde og varme værtyper og endringene fra et sted til et annet.

Sammenlignet med nåværende forhold vil sannsynligvis temperaturøkningen gjøre seg sterkest gjeldende på forsommeren, og da særlig i varme perioder.

Forholdene vil bli omtrent like ved de to alternativer.

Om det blir noen merkbare endringer i vannets vintertemperaturer er avhengig av grunnvannstilsigets betydning samt utformingen og størrelsen på damanleggene.

9.3.4 Temperaturforholdene i Bøvra

Det er hovedsakelig brevann fra Jotunheimen som føres ut av vassdraget ved Dalsvatn. Hele sommeren igjennom har disse vannmengdene lav temperatur, og dette preger elven helt ned til Lom.

En regulering av Bøvra vil uansett alternativ medføre høyere vanntemperatur i elvens øvre del. Etter samløp med Visa som er sterkt brevannførende, vil vannets sommertemperatur sannsynligvis variere innenfor samme område som nå.

I vinterhalvåret er vannføringen lav. Et eventuelt reguleringsinngrep vil neppe medføre vesentlige endringer i temperaturforholdene på denne årstid.

Effekter som følge av at grunnvannet øker relativt i mengde og andel, samt økt termisk følsomhet kan man antakelig se bort fra her.

I hvilken grad slammet virker inn på strålingsvarmeopptaket er lite undersøkt.

9.3.5 Temperaturforholdene i Vågåvatn

Vannføringen i Øvre Otta vil ved begge reguleringsalternativer bli betydelig redusert (ca. 85%). Elvevannets temperatur kan derfor forventes å bli noe høyere om sommeren etter reguleringen enn nå.

Hvilken temperatur avløpsvannet fra kraftverket vil få, er avhengig av i hvilken grad magasinuttak kontra oppfangning av bekker vil gjøre seg gjeldende.

De store, relativt kalde, vannmassene som idag tilføres i perioder med sterk breavsmelting, har stor betydning for temperaturfordelingen Otta/Vågåvatn. Dette har sammenheng med at innblandingen (som følge av turbulens, medrivning) er helt og holdent bestemt av hastighet- og temperaturgradienten i og mellom vannmassene.

Reguleringsinngrepet som resulterer i at bl.a. flomtoppene blir betydelig dempet (fig. 80), vil kunne medføre en mer stabil temperatursjiktning i lange perioder i sommerhalvåret.

Ut fra data utregnet av NVE, vil beregnet oppholdstid i Vågåvatn under sommermånedene øke til ca. det dobbelte. Teoretisk vil dette generelt

føre til at vannmassene mottar mer strålingsvarme. Iskontoret antar at vannets temperatur ved Vågåvatnets utløp blir omtrent som nå eller litt høyere. En eventuell økning i vannets temperatur vil antakelig bli mest merkbar på forsommeren.

Temperaturobservasjoner i innløp og utløp fra Vågåvatn sommeren 1974 er vist i tabell 41.

Tabell 41. Temperaturobservasjoner i °C i Otta ved Skjåk, Bøvra ved Lom og ved utløp Vågåvatn sommeren 1974.

Dato \ Sted	6/6	19/6	3/7	23/7	2/8	21/8	3/9	17/9	1/10
Otta v/Skjåk	6,7	8,3	10,0	11,6	10,5	10,7	10,5	8,7	4,9
Bøvra	6,1	8,2	9,8	7,7	9,1	9,8	8,7	7,4	4,9
Utl. Vågåv.	7,4	11,0	13,0	11,4	11,4	13,1	10,9	10,5	7,7

På grunn av tapping fra dyplagene av reguleringsmagasinene, vil vannets temperatur ved utløpet fra Ånstad kraftverk i følge Iskontoret, NVE, være minst 2°C vinterstid (tidlig på vinteren). Det vil ifølge samme kilde, danne seg en råk på ca. 20 km helt ned til Garmo, og da vil vannets temperatur være ca. 0°C som resulterer i isdannelse.

9.3.6 Temperaturforholdene på strekningen Vågåmo - Otta

På grunn av at vannmassene får en noe lengere oppholdstid i Vågåvatn, er det som nevnt mulig at temperaturen i de avrennende vannmasser i perioder om sommeren blir noe høyere enn i dag. En eventuell temperaturøkning vil bli mest merkbar på forsommeren (juni - juli).

Iskontoret, NVE angir vannets vintertemperatur under nåværende forhold til 0,5 - 0,2°C ved Vågåvatnets utløp. Man regner ikke med vesentlige temperaturendringer på dette sted om vinteren på grunn av reguleringen.

Nedenfor Eidefoss vil vannføringen ifølge Statskraftverkernes forslag, bli meget liten ved øst mot øst-alternativet. Dette vil teoretisk resultere

i høyere sommertemperatur. Eventuelle terskeldammer vil kunne medføre en ytterligere økning av vannets temperatur på strekningen.

9.3.7 Temperaturforholdene på strekningen Otta - Harpefoss

Temperaturobservasjonene sommeren 1974 tyder på at Otta ofte har noe høyere temperatur enn Lågen i sommerhalvåret (tabell 42). Temperaturdifferansen er derimot ikke av en slik størrelsesorden at det vil bety noen vesentlig temperaturforandringer i Lågen hvis Otta omdirigeres ved en eventuell "øst mot øst" regulering.

Tabell 42. Temperaturobservasjoner i °C i Otta ved Åsåren og i Lågen ved Sel og oppstrøms Sjoa sommeren 1974.

Dato Sted	6/6	19/6	3/7	23/7	2/8	21/8	3/9	17/9	1/10
Otta ved Åsåren	7,3	10,2	12,5	11,3	11,4	12,3	10,6	10,2	7,5
Lågen ved Sel	9,0	10,3	11,4	12,1	10,9	12,0	11,8	10,5	5,1
Lågen ved ved Sjoa	8,7	9,3	12,6	11,6	12,1	13,4	11,0	10,0	6,4

Breflommen gjorde seg lite gjeldende i 1974, og det er derfor på grunnlag av dette materialet vanskelig å vurdere situasjonen under normale vannføringsforhold. Trolig har Otta noe lavere temperatur enn Lågen i flomperioder.

På strekningen fra samløp Otta-Lågen ned til Harpefoss vil følsomheten overfor klimatiske forandringer tilta som følge av mindre vannføring. Iskontoret, NVE regner med at vannets sommertemperatur ved Harpefoss i middel vil bli ca. 0,5°C høyere etter reguleringen enn nå.

9.3.8 Temperaturforholdene nedstrøms Harpefoss

Ved Harpefoss (etter avløp fra Nedre Otta kraftverk (øst mot øst-alternativet)) vil sommervannføringen bli omtrent den samme ved de to alternativ (noe over 20% reduksjon av nåværende vannføring). Det vil derimot bli relativt stor forskjell på vintervannføringen.

Som nevnt ovenfor, vil en reduksjon av "breflommen" kunne føre til en endring i overflatevannets temperatur i Vågåvatn, slik at vannet i Otta ved Eidefoss i perioder, spesielt på forsommeren, kanskje kan få en noe høyere temperatur enn nå. Derimot vil vannet ved tunnelpassasjen bli avskåret fra en atmosfærisk oppvarming. Iskontoret, NVE anser det lite sannsynlig at vannets sommertemperatur ved Harpefoss vil bli vesentlig endret ($<0,5^{\circ}\text{C}$) fra den nåværende, hvis øst mot øst-alternativet blir gjennomført. Ved øst mot vest-alternativet vil elva nyttiggjøre seg den atmosfæriske oppvarming på strekningen Eidefoss - Harpefoss. Teoretisk burde derfor sommertemperaturen i elva ved Harpefoss bli noe høyere ved dette alternativet enn ved øst mot øst-alternativet. Imidlertid er det lite trolig at denne forskjellen blir av noen vesentlig størrelse.

Vannets vintertemperatur ved Harpefoss vil derimot på grunn av tunnelpassasjen, bli noe høyere ved øst mot øst-alternativet enn ved øst mot vest-alternativet. I så fall vil vannet ifølge Iskontoret, NVE antakelig hurtig avkjøles igjen nedstrøms Harpefoss.

Videre nedover elva passerer vannet det innsjølignende parti Losna, Øyerfjorden og Hunderdammen. På dette stilleflytende parti blir vannet i dag betydelig oppvarmet om sommeren (tabell 43).

Tabell 43. Temperaturobservasjoner (punktobservasjoner) i $^{\circ}\text{C}$ i Lågen ved Harpefoss og Hunderfossen sommeren 1974

Dato Sted	5/6	18/6	4/7	23/7	1/8	21/8	4/9	17/9
Harpefoss	10,0	12,1	12,8	12,2	12,6	13,2	11,6	11,1
Hunderfoss	10,1	14,6	13,2	12,8	14,0	12,7	12,2	11,7

En demping av flomtoppene og en reduksjon av middelvannføringen medfører nødvendigvis en lengre oppholdstid av vannet i disse stilleflytende partier. Dette vil teoretisk medføre en økning i tilført vannmengde. Imidlertid vil det være nødvendig med inngående undersøkelser av strålingsenergi, variasjoner i vannføringsforholdene osv. for noenlunde sikkert å kunne avgjøre størrelsen av eventuelle temperaturendringer. Forholdene

vil bli omtrent de samme ved de to alternativ. Endringer i de klimatiske forhold fra tid til annen og fra år til år har i denne sammenheng stor betydning for temperaturforholdene.

Om vinteren vil vannføringen ved øst mot øst-alternativet bli betydelig større enn nå. Som nevnt ovenfor vil sannsynligvis vannets temperatur ved tunnelutløpet være noe høyere enn elvevannet, men en må regne med en relativt hurtig avkjøling nedstrøms Harpefossen. Endringen i vannføringsforholdene kan muligens få betydning for lagdelingen i Losna - Øyerfjorden.

9.4 Lågens innvirkning på temperaturforholdene i Mjøsa

9.4.1 Generelt

I den totale varmeomsetningen i Mjøsa inngår en rekke termiske og hydrofysiske forhold, som alle er mer eller mindre klimatisk betinget. Det samlede bildet er følgelig komplisert og vil variere mye over tid og fra sted til sted.

Når Lågen har lagret seg inn i Mjøsa, vil den etterhvert blande seg inn i vannmassene som grenser inn til strømranden. Lågen vil med andre ord virke avkjølende på vannmassene over grunnstrømmen, men oppvarmende på de underliggende masser (fig. 83). Blandingsforholdene har følgelig en avgjørende betydning for den innflytelse Lågen har på temperaturforholdene.

Ut fra dette er det rimelig å anta at Lågens innvirkning på temperaturforholdene er størst ved innløpsosen og avtar etterhvert som hastigheten på den hydrologiske strøm blir mindre.

Innflytelsen vil også være større i perioder med sterk vind (vindindusert blanding) enn ved vindstille, og større ved stor vannføring enn ved liten. Det siste er av spesielt stor betydning når reguleringsens virkninger skal vurderes.

Desto større temperaturgradienten er i det området gjennomstrømmingen foregår, desto større betydning skulle man forvente at grunnstrømmen vil ha på temperaturen i vannmassene omkring. Den største gradienten vil man ha

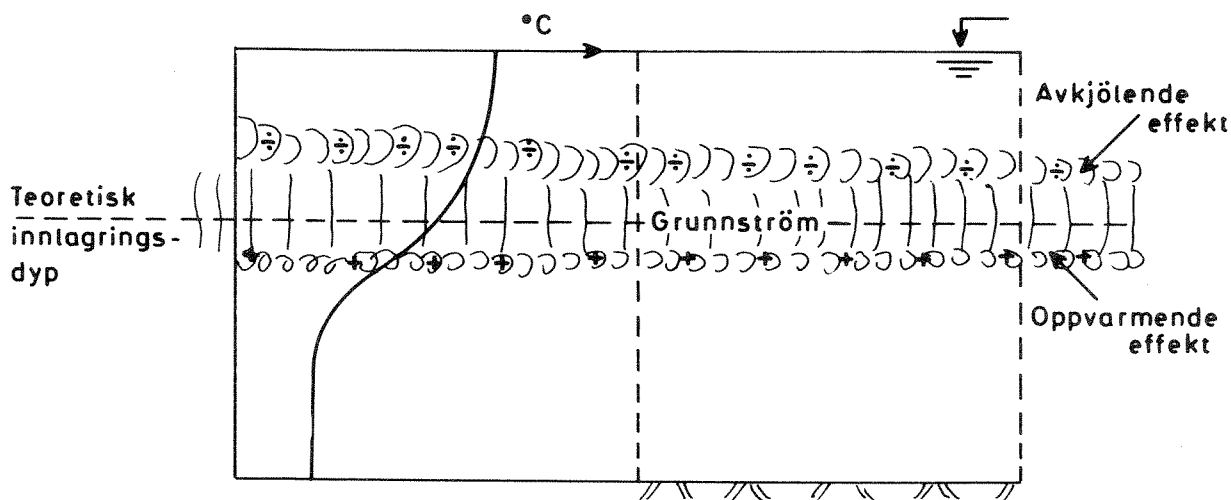


Fig. 83. Teoretisk innblanding av Lågen i Mjøsa.

i temperatursprangsjiktet. Her vil derimot tetthetsforskjellen motvirke blanding. Temperatursprangsjiktet vil i sommermånedene ligge på ca. 15-25 meters dyp. I dette dypet er vindpåvirkningen liten, og som følge av dette er det rimelig å anta at Lågen i dette tilfelle har liten innflytelse på temperaturen i overflatelagene ved innlagring i eller i nærheten av sprangsjiktet.

Ved innlagring nærmere overflaten er derimot mulighetene for blanding større. Her er på sin side temperaturgradienten lavere og følgelig vil konsekvensene av en innblanding bli mindre.

Når temperaturfordelingen og gjennomstrømningen er som beskrevet i fig. 20 a (temperaturen i Lågen = temperaturen i epilimnion), vil en fullstendig innblanding av Lågen i epilimnion ikke ha noen som helst betydning for temperaturen (bortsett fra eventuell medrivning fra de dypereliggende lag). En slik situasjon kan oppstå i nordre deler av Mjøsa ved vindstille eller etter perioden med nordlig vind (se avsnitt 7.2 og 7.3).

Sydlig vind vil vanligvis gi en betydelig temperaturgradient innen epilimnion (fig. 20 a-b). Hvis forholdene ligger tilrette for god innblanding, vil en slik situasjon betinge at Lågen kan få en betydelig innflytelse på temperaturforholdene i overflaten i de nordre deler av Mjøsa.

Konklusjon

1. Lågens innflytelse på temperaturforholdene i Mjøsa er størst på forsommeren (mai-juni).
2. Virkningen er størst i nordenden av Mjøsa (ved utløpsosen) og vil gradvis avta når man fjerner seg fra denne.
3. Lågen vil i sommerhalvåret virke avkjølede på vannmassene over grunnstrømmen, og oppvarmende på de underliggende masser.
4. Innblandingsforholdene har avgjørende betydning for i hvilken grad og i hvilket område Lågen vil influere på vannets temperatur i Mjøsa.
5. Størst blir innvirkningene ved en relativt grunn innlagring, god innblanding, samt store temperaturforskjeller i de øvre vannmasser (fig. 14 a).
6. Spesielt høye flomvannsføringer ut over sommeren vil ha avkjølede virkning på overflatelagene, spesielt i de nordlige områder.

9.4.2 Reguleringens innvirkning på temperaturen i Mjøsa.

Hvilke temperaturendringer en kan vente i Mjøsa som følge av de planlagte reguleringsinngrep, blir utredet av Iskontoret, NVE på grunnlag av observasjoner utført i 1974. Følgende beregningsresultater bygger på observasjonsverdier fra 1973 og tar ellers utgangspunkt i forenklete og idealiserte situasjoner. Resultatene gir bare et visst inntrykk av forandringenes størrelsesorden, og det må advares mot ukritisk bruk av tallene.

Varmeomsetningen i en innsjø vil ut fra det forannevnte, bestå av tilført varme gjennom tilløpene, avgitt varme gjennom avløp og varmeutvekslingen med omgivelsene (fig 84).

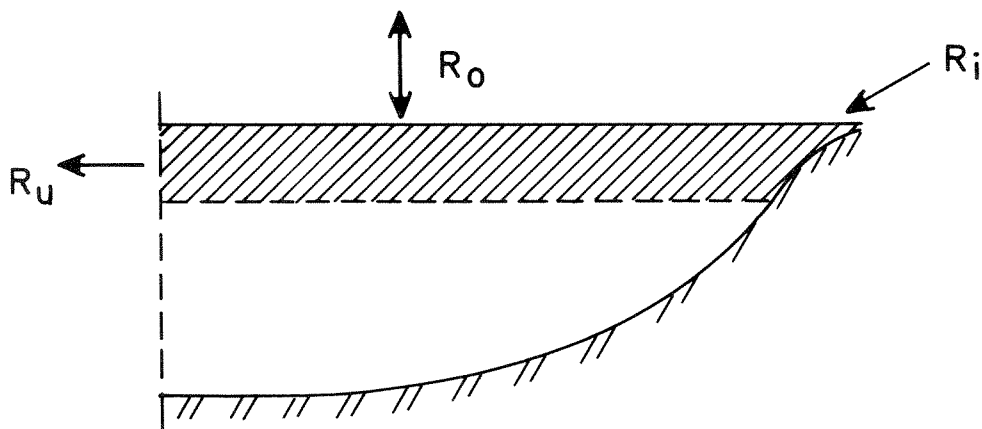


Fig. 84. Varmeomsetningen i en innsjø.

Det antas: ingen utveksling mellom epi- og hypolimnion (overflatelag og dyplag) samt ideell temperaturgradient og -innblanding av Lågen i epilimnion.

Varmebalansen i epilimnion (overflatelagene) kan uttrykkes som:

$$1. \quad R_E = R_i - R_u \pm R_O$$

Settes tettheten S og vannets sp.varme c lik 1, kan ligning 1 skrives.

$$2. \quad V_E \cdot T_E = Q_L \cdot T_L - Q_L \cdot T_E \pm R_O$$

V_E = Totalt volum av epilimnion (overflatelag).

Q_L = Total vanntransport i Lågen under analyseperioden.

T_E = Gjennomsnittstemperaturen i epilimnion.

T_L = Gjennomsnittstemperaturen i Lågen under analyseperioden.

R_O = Varmeutveksling med atmosfæren.

Kjenner man temperaturen i de epilimniske vannmasser i Mjøsa (T_E), vannføringen i Lågen (Q_L) og temperaturen i Lågen (T_L), kan varmeutvekslingen med omgivelsene bestemmes.

Hvis man ønsker å finne temperaturen i Mjøsa (epilimnion) under samme klimatiske forhold, men ved endrede vannførings- og temperaturforhold i Lågen, kan følgende uttrykk settes opp.

$$V_E - T_E - V_E(T_E + \Delta T_E) = Q_L \cdot T_L - Q_L \cdot T_E \pm R_O - [(Q_L + \Delta Q_L)(T_L + \Delta T_L) - (Q_L + \Delta Q_L)(T_E + \Delta T_E) \pm R_O]$$

Ordnet:

$$3. \quad \Delta T_E = \frac{-\Delta Q_L (T_E - T_L) + \Delta T_L (Q_L + \Delta Q_L)}{V_E + Q_L + \Delta Q_L}$$

Ligning 3 er benyttet til å beregne temperaturforandringen i Mjøsa relatert til 1973-forhold (tabell 44). Selv om vannføringen 1973 avviker tildels mye fra midlere, er det likevel benyttet en vannføringsreduksjon på 21% i sommervannføringen, som er omtrent i overensstemmelse med vannføringsendringer ved regulering. Det er ikke tatt hensyn til eventuelle endrede temperaturer i Lågen.

Tabell 44. Beregnete temperaturendringer i Mjøsa på grunn av reduksjon (21%) i vannføringen. °C.

Område	Periode Antatt innbl.	1/5-1/6	1/6-1/7	1/7-1/8	1/8-1/9	1/9-1/10	1/10-1/11
		Mjøsa, totalt	Den totale vannmengde	_____ ÷ 0,02 _____			
Mjøsa nord for Braastad	Den totale vannmengde	_____ ÷ 0,20 _____					
	Øvre 20 m	<+0,01	+0,27	+0,19	+0,01		
	Øvre 12 m		+0,77				

Hvis man tenker seg at Lågen blander seg inn i og gjennomstrømmer hele Mjøsas vannmasser, vil gjennomsnittstemperaturen i perioden 1/5 - 1/11 avta noe ($0,02^{\circ}\text{C}$). Undersøker man forandringen i gjennomsnittstemperaturen i den totale vannmasse nord for Brøttum i samme periode, blir reduksjonen $0,20^{\circ}\text{C}$.

Lågen vil imidlertid bare unntakselsesvis (vår og høst) kunne berøre større deler av Mjøsas volum umiddelbart. Under sommerhalvåret vil Lågen som nevnt bare gjennomstrømme deler av vannmassene over eller i sprangsjiktet.

Det blir her antatt en homogen gjennomstrømning av epilimnion. Temperaturdifferansen mellom epilimnion og temperaturen i Lågen varierer fra dag til dag. Da det bare foreligger månedlige temperaturobservasjoner fra Mjøsa, er hver enkelt observasjonsperiode blitt betraktet isolert. Det er således blitt beregnet forandringer i epilimnions gjennomsnittstemperatur ved ideell sjiktning på 12 resp. 20 m dyp. Beregningene forutsetter at gjennomsnittstemperaturen forut for den betraktede periode er konstant.

Resultatene som er presentert (tabell 44) viser at forandringene er størst på forsommeren.

En svakhet som hefter ved disse beregningene er at de forutsetter en ideell innblanding av Lågen i den vannmasse som blir betraktet, samt at forandringene er relatert til vannmassenes gjennomsnittstemperatur. Lågen vil selvsagt som nevnt, ha størst innflytelse på forholdene i området rundt utløpet og avtar gradvis jo mer man fjerner seg fra dette.

Innflytelsen på overflatetemperaturen vil imidlertid være bestemt av vind-, temperatur- og vannføringsforhold. Selv om Lågen vanligvis lagrer seg inn rett over sprangsjiktet, vil virkningen likevel i perioder bli betydelig. Som tidligere nevnt vil vedvarende nordlig vind kunne føre til gjennomstrømning i eller nær overflaten. En varm og rolig værtype på forsommeren vil resultere i dannelselse av en grunn, stabil temperatursjiktning som kan føre til tilsvarende forhold.

Avhengig av lufttemperatur og avsmeltingsforholdene i høyfjellet, mottar Mjøsa flere ganger i løpet av sommeren, spesielt forsommeren, store vannmengder - flomtopper. Ved en flomtopp på f.eks. $1000 \text{ m}^3/\text{s}$ resp. $1500 \text{ m}^3/\text{s}$ ved Lågens utløp, vil det pr. døgn tilføres Mjøsa henholdsvis $86,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ og $129,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ vann pr. døgn. Til sammenligning kan nevnes at Mjøsas øverste meter representerer $365 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, dvs. at tilført vannmengde pr. døgn under flomsituasjoner utgjør 1/3 til 1/4 av det øverste 1-m laget i Mjøsa. Selv om slike flomsituasjoner i størst grad vil influere på vannmassene i den nordlige del av Mjøsa, er det klart at også de sydlige områder i visse situasjoner kan bli sterkt berørt.

Temperaturen i Lågenvannet er som nevnt normalt noe lavere enn Mjøsas overflatetemperatur sommerstid - kanskje spesielt i flomsituasjoner under høysommeren. Ved de store varmemengder (kuldemengder) disse flomvannmassene representerer, vil de ha en direkte avkjølende effekt på Mjøsas overflatelag. Indirekte vil de dessuten medføre en medrivning av kaldere vann fra dyplagene i Mjøsa som ytterligere vil virke avkjølende. Fortynningseffekten som Lågenvannmassene representerer er behandlet i avsnitt 9.6.

Hvor omfattende reguleringsinngrepets flomdempende virkning vil bli er uklart. I notater av 3/1 og 14/2 1975 utarbeidet av Statskraftverkene heter det at flomreduksjonen i Bøvra nedstrøms samløp med Visa vil utgjøre 35-40% resp. 30-37% hvis henholdsvis "øst mot vest" og "øst mot øst"-alternativet blir realisert, under forutsetning av at det er ledig magasin i Høydalsvatn. Ved Lalm vil vårflommene, avhengig av magasinkapasiteten i høyfjellet, reduseres med 15 til 30%, mens flomreduksjonen ved Losna i følge Statskraftverkene vil variere mellom 3 til 15% avhengig av magasineringsforholdene. Disse tall er fremkommet ved en statistisk behandling av flomvannføringen over en lang årrekke.

Ifølge fig. 96, 97, 98 og 99 som viser simulerte vannføringer ved Hunderfossen for årene 1923, 1934, 1941 og 1945 (utarb. av Statskraftverkene, NVE), vil vannføringen (ukemidler i Lågen sommerstid reduseres med fra noen få til henimot 40% fra naturlige forhold uansett utbyggingsalternativ. De største reduksjoner finner gjerne sted når vannføringen er størst. Dette er nærmere diskutert i avsnitt 9.6.

9.5 Reguleringsinngrepets innvirkning på forurensningssituasjonen i Otta - Lågenvassdraget

9.5.1 Innledning

Et eventuelt reguleringsinngrep i Jotunheimen vil ha ulike konsekvenser for vannføringsforholdene på de forskjellige vassdragsstrekninger.

Tabell 45 nedenfor, som er hentet fra Statskraftverkernes utredninger (Jotunheimen. Sammenstilling av hovedalternativer med innstilling. Statskraftverkene, desember 1973), gir en oversikt over de midlere vannføringsforhold, både de naturlige, nåværende og fremtidige ved de to hovedalternativer på en rekke steder i vassdraget.

Tabell 45. Oversikt over vannføringsforholdene i Otta - Lågen før og etter regulering, m³/s.

(Etter Statskraftverkene 1973.)

A = m³/s i middel over året. V = m³/s i middel over vinteren (1. oktober - 30. april).

S = m³/s i middel over sommeren (1. mai - 30. september).

"I dag" = vannføring i m³/s med de eksisterende reguleringer. (Ang. stedsnavn se fig. 1 og fig. 2.)

Elv	Sted	Naturlig vannføring			I dag			Etter utbygging					
		A	V	S	A	V	S	Å r e t		V i n t e r		S o m m e r	
								Mot vest	Mot øst	Mot vest	Mot øst	Mot vest	Mot øst
Otta	Etter samløp med Ostri	51	12	105	50	25	92	6,2	4,3	1,5	1,0	13	8,9
Otta	Før Ånstad Kraftst.	63	15	129	62	29	106	11	9,3	5	4,6	21	16
Otta	Etter Ånstad Kraftst.	63	15	129	62	29	106	11	7,4	5	8,6	21	58
Otta	Ved Lalm	107	26	219	110	46	197	63	110	31	105	108	118
Otta	Før samløp med Lågen	109	26	224	112	47	202	66	2,1	31	0,5	113	4,4
Lågen	Etter samløp med Otta	147	35	301	150	56	279	103	40	46	15	183	75
Lågen	Før samløp med Sjoa	148	36	303	151	56	281	104	41	46	15	185	76
Lågen	Etter samløp med Sjoa	186	45	382	185	64	352	138	74	54	23	255	145
Lågen	Ved Losna	250	64	509	249	104	451	202	249	94	176	355	351

De primære problemer knyttet til reguleringsinngrepet er at vannføringsforholdene i elva endres. Til dels dreier det seg om en utjevning av vannføringen i forhold til den naturlige eller nåværende, og til dels dreier det seg om praktisk talt tørrlagte elvestrekninger (tabell 45). Disse endringer vil på flere måter innvirke på vassdragets tilstand og på bruken av vassdraget i praktisk sammenheng. I det følgende skal vannføringsemdringene på de forskjellige elveavsnitt vurderes ut fra resipient- og forurensningsbetraktninger.

9.5.2 Minstevannføringer

Som tabell 45 viser, er det i første rekke Øvre Otta ned til Ottavatn eller Ånstad kraftstasjon (ved begge alternativ) og elveavsnittet fra Eidefoss i Otta til Harpefoss i Lågen (ved øst mot øst-alternativet)(fig. 1) som blir kraftigst berørt hva vannføringsreduksjoner angår. Når det skal taes beslutninger om minstevannføringer på disse elveavsnitt, er det selvsagt mange hensyn å ta. I det følgende er minstevannføringene vurdert ut fra forurensningshensyn, dvs. hvor stor minstevannføringen må være for at ikke sjenerende forurensningstilstander skal oppstå i vassdraget.

Det er i Norge i dag ikke formulert noen klar målsetting om hva som menes med akseptabel vassdragstilstand. Det foreligger visse holdepunkter i lover og praksis. (Lov om vern mot vannforurensning av 26. juni 1970. Lov om naturvern av 19. juni 1970.) Vurderinger av denne art må nødvendigvis bli subjektive og i betydelig grad bygge på erfaringer og kvalifisert skjønn. Problemet er i vesentlig grad forbundet med hvilke parametre man skal bruke for å karakterisere en vassdragstilstand. Såvel hygieniske, biologiske (f.eks. forskjelligartet begroing og algevekst), som kjemiske (f.eks. tungmetaller, giftstoffer m.m.) forhold er bestemmende for vassdragstilstanden. Rent generelt synes det å være en stadig tiltakende begroing og algevekst (eutrofiering, event. saprobiering eller belastning med organisk stoff) som er av størst praktisk sjenanse for en rekke bruksinteresser.

Det er en rekke faktorer som innvirker på eutrofierings- eller begroingsutviklingen i et vassdrag (se avsnitt 8.7.4.1). Her kan nevnes temperatur, lys, vannføring og vannhastighet (i elver), vannforekomstens utforming og beliggenhet, vannets kjemiske kvalitet og tilgang på næringsstoffer. Ut-

viklingen av organismesamfunnet i en vannforekomst er betinget av spillet mellom faktorene nevnt ovenfor. Når de fysiske-kjemiske miljøfaktorer (temperatur, lys, vannføring osv.) er gunstige for plantevekst, og miljøgifter ikke er tilstede i vesentlig grad, vil tilgangen på næringsstoffer være avgjørende for hvor omfattende den biologiske aktivitet vil bli. Ved kontinuerlige tilførsler av slike stoffer vil selvsagt den vannmengde som står til rådighet, være avgjørende for stoffenes konsentrasjon og betydning i produksjonssammenheng.

Den nøye samheng mellom de forskjellige miljøfaktorer og den biologiske respons i et balansert system gjør at det er vanskelig å finne egnede holdepunkter for avgjørelse om variasjonsområde til de enkelte faktorer. En og samme verdi for f.eks. vannets fosforkonsentrasjon, kan gi forskjellig biologisk respons i ulike vannforekomster avhengig av de øvrige miljøfaktorer (f.eks. lystilgang, temperatur e.l.) og biologiske systemer.

Næringssaltkonsentrasjonene er sentrale i eutrofieringssammenheng, og derfor er minstevannføringen i det følgende forsøkt diskutert ut fra tilførselene av slike stoffer. Men ved den endelige vurdering er også de øvrige miljøfaktorer tatt i betraktning.

Vannforekomstene mottar tilførsler av næringsalter som til dels har en naturlig opprinnelse i nedbørfeltet og til dels tilføres via kloakkutslipp, industrielle utslipp og avrenning fra jordbruksområder og jordbruksaktiviteter. Selv om det er en rekke stoffer som går under betegnelsen næringsalter, er det først og fremst fosfor- og nitrogenforbindelser man betrakter som de viktigste hjørnesteiner i denne sammenheng - de øvrige minimumssalter anser man i de fleste tilfeller å være tilstede i tilstrekkelig grad.

Når det gjelder Otta og Lågenvassdraget, har algeveksteksperimenter (avsnitt 8.4) klart vist at det er vannets innhold av fosfor som er bestemmende for algeveksten (begroingen), dvs. fosfor er minimumsfaktor. De samme eksperimenter har vist at algeveksten (antall celler) øker omtrent proporsjonalt med tilsatt mengde kloakkvann eller fosfor. Imidlertid er

det ut fra algetestforsøkene som er gjort under kontrollerte betingelser og laboratorieforhold med en bestemt testalge, vanskelig å bestemme en akseptabel toleransegrense for fosfor og dermed for algevekst (Skulberg 1967).

I de senere år er det blitt gjennomført eksperimentelle undersøkelser ved NIVA's forsøksstasjon på Kjeller (PRA-prosjekt) hvor virkningene av forskjellige mengder og typer avløpsvann på eksperimentresipienter (renner) er studert. (O-40/71 H. PRA 2.1. Renneforsøk og laboratorieundersøkelser til belysning av ulike kloakkrensningemetoders virkning på biologiske forhold i resipienter. Oslo, august 1975.)

Resultatene av denne undersøkelse viser at hvis man skal unngå synlige heterotrofe begroinger (bakterier, sopp) i strømmende vann som belastes med kommunalt avløpsvann, må den organiske stoffbelastning ikke overstige: KOF: 1,8 mg O/l, BOF: 0,7 mg O/l, organisk carbon 0,3 mg C/l.

Eutrofiering er som regel et større problem enn saprobiering ved utslipp av kommunalt avløpsvann. Sammensetningen av kloakkvannet er slik at eutrofieringsvirkningene vil gjøre seg gjeldende ved avløpsvannkonsentrasjoner på noen få prosent av det som skal til for å få saprobiering. Hvis man derfor setter inn effektive rensetiltak mot eutrofiering, vil man også automatisk komme under de nevnte grenseverdier for heterotrof begroing.

Enhver fosfortilsats i oligotrofe, fosfatfattige resipienter vil øke primærproduksjonen (begroing, algevekst). Selv bidrag på under 1 μg P/l vil kunne gi merkbare utslag. Ved belastninger av totalfosfor over 7 til 8 μg P/l, vil det være en overhengende fare for at eutrofieringen vil bli så kraftig at det opprinnelige organismesamfunn vil bryte sammen. Man vil da få dominans av andre arter alger enn tidligere. Dette vil føre til at de tilstedeværende beitedyr ikke lenger vil være i stand til å sørge for en effektiv omsetning av primærproduktene. Man vil da få opphopning av organisk stoff på det laveste trinn i næringskjeden, noe som vil føre til store ulemper i vassdragene. Når belastningen av avløpsvann i resipienten øker opp mot noen få prosent, vil effekten av

andre komponenter enn fosfor gjøre seg mer og mer gjeldende. Man får en generell konsentrasjonsøkning av uorganiske salter og organiske stoffer, ofte en endring i pH og økt tilførsel av mikronæringsstoffer. I sum vil disse belastninger endre en oligotrof (næringsfattig) vanntype så meget at selv en svært effektiv fosforreduksjon ikke kan forhindre endringer i det biologiske system. Høy fosforfjerning vil likevel redusere eutrofieringen og må antas å dempe andre uheldige biologiske utslag også ved høye belastninger.

Tabell 46. Fosforkonsentrasjoner og subjektiv vurdering av forurensningsgrad i noen norske vassdrag.

Skala: Lite, moderat, betydelig og sterkt forurenset.

Lokalitet	Total fosforkonsentrasjon i µg P/l	Forurensningsgrad. Subjektivt vurdert
Lågen v/Lesja	6 (middelv. 1974)	Moderat
Lågen v/Rosti	10 (" ")	"
Lågen v/Tretten	8 (" ")	Betydelig
Lågen v/Fåberg	6 (" ")	"
Rena ovenfor Rena kraftverk	6 (" 1975)	Lite
Rena utløp Åkrestrømmen	11 (" ")	Betydelig
Rena utløp Storsjøen	9 (" ")	"
Mistra	6 (" ")	Lite
Glåma v/Bingsfoss	10 (" 1974/75)	Betydelig
Dramselva v/utløp	12 (" 1973/74)	Sterkt
Hallingdalselva v/Flå	6 (Enkeltv. 1974)	Moderat
Hallingdalselva nedstrøms Gol	6 (" ")	Betydelig
Numedalslågen nedstrøms Kongsberg	11 (" 1975)	"
Numedalslågen nedstr. Hvittingfoss	7 (" ")	Sterkt
Mandalselva v/utløp	10 (Middelv.1973/74)	Betydelig
Tanaelva v/utløp	7 (Enkeltv. 1975)	Moderat
Pasvikelva v/Melkefoss	8 (" ")	"
Mjøsa	10 (Middelv. 1974)	Sterkt
Storsjøen i Odal	9 (" ")	Betydelig
Tyrifjorden	5 (" ")	Moderat

De eksperimentelle undersøkelser som det er referert til ovenfor, er i god overensstemmelse med de praktiske erfaringsresultater man sitter inne med fra en rekke vassdrag. I tabell 46 foran, er de midlere fosforkonsentrasjoner (total fosfor) i en del vannforekomster hvor forurensningstilstanden og begroingsutviklingen er til ulempe for den praktiske bruk av vannforekomsten (drikkevann, fiske, bading osv.), angitt.

Verdiene i tabell 46 er til dels middelerverdier og til dels resultater av enkeltprøver. Selv om det var ønskelig at undersøkelser av denne art skulle være direkte tilpasset problemstillingen (bl.a. på grunn av at det er et visst fosforforbruk under vekstsesongen), gir verdiene likevel holddepunkter for koblingen av fosforkonsentrasjon og biologisk respons eller forurensningstilstand. Fig. 85 illustrerer disse forhold ytterligere.

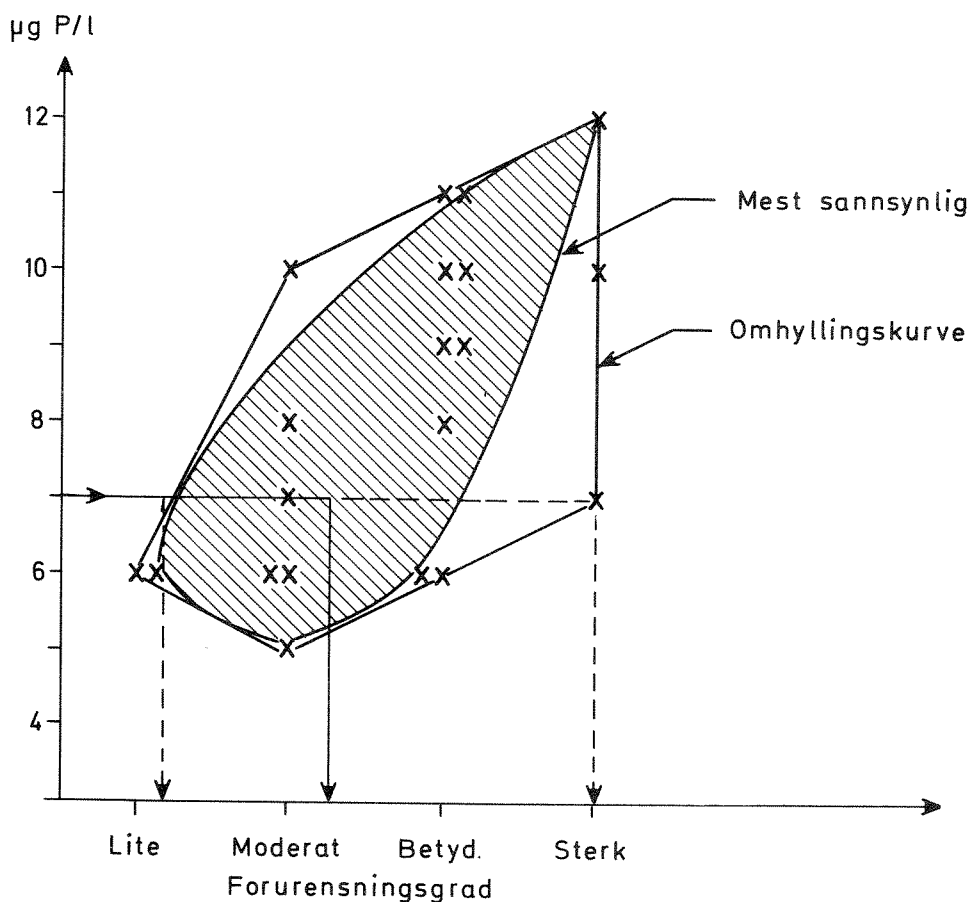


Fig. 85 Enkel fremstilling av forholdet mellom fosforkonsentrasjon og forurensningsgrad (tabell 46) i noen norske vassdrag

En nærmere diskusjon om fosforomsetningen, de biologiske næringskjeder og produksjonssystemer, skal ikke taes opp her. Det skal bare fastslåes at selv lave verdier for fosforkonsentrasjon, kan resultere i forurensningstilstander (f.eks. begroinger, algevekst o.l.) som alment ansees å være uakseptable.

Algevekstens eller begroingens omfang har også sammenheng med i hvilken form fosforet forefinnes - om det foreligger som løste fosfater, organisk eller uorganisk bundet e.l. På grunn av de lave konsentrasjoner er det forbundet med store analytiske vanskeligheter å bestemme de forskjellige fraksjoner, og dette blir derfor ikke gjort i rutineundersøkelser. Vannets innhold av orto-fosfater (fosfat-fosfor) er direkte tilgjengelig for algevekst (stort forbruk i vekstsesonger, fosforet bindes i organismene), og produksjonsforholdene vil derfor medføre store konsentrasjonsvariasjoner av denne komponent. Vannets innhold av totalfosfor er mer stabilt, men denne parameter inneholder i vesentlig grad fosforkomponenter (bundet fosfor) som ikke er direkte tilgjengelig for plantevekst. Imidlertid kan visse prosesser (reduksjon - oksydasjon) omdanne forbindelsene ($PO_4 - P$) slik at plantene kan gjøre seg nytte av dem. I de følgende betraktninger er parameteren total fosfor benyttet. Selv om det knytter seg mange usikkerhetsmomenter til bruken av konsentrasjoner av fosfor ved kvalitetsvurderinger av vassdrag, kan det likevel være fruktbart å anvende slike betraktninger for å få holdepunkter ved diskusjon av minstevannføringer.

På grunnlag av eksperimentundersøkelser og de observerte konsentrasjonsverdier ovenfor (samt et ytterligere stort erfaringsmateriale) synes det rimelig å sette tolerabel verdi for fosfor i den aktuelle vanntype til

7 μ g P/l

dvs. midlere fosforkonsentrasjoner $>7 \mu$ g P/l medfører ulemper med begroing og algevekst i praktisk sammenheng. Ved gunstige vekstbetingelser (temperatur, lys, o.l.) kan det imidlertid oppstå betydelig algevekst og begroing selv om fosforkonsentrasjonen er lavere.

Ut fra disse betraktninger kan tolerabel minstevannføring i et vassdrag beregnes ved hjelp av følgende enkle fosforbudsjett:

$$\begin{aligned}
 \text{Transportert ved} &= \text{Målt transport nå} \div \text{Bortregulert fosfor} \\
 1) \text{ minstevannføring} &= \\
 k_t \cdot q_v &= Q_v \cdot k_v - \left[(Q_v - q_v) \cdot k_h \right] \\
 k_t \cdot q_s &= Q_s \cdot k_s - \left[(Q_s - q_s) \cdot k_h \right]
 \end{aligned}$$

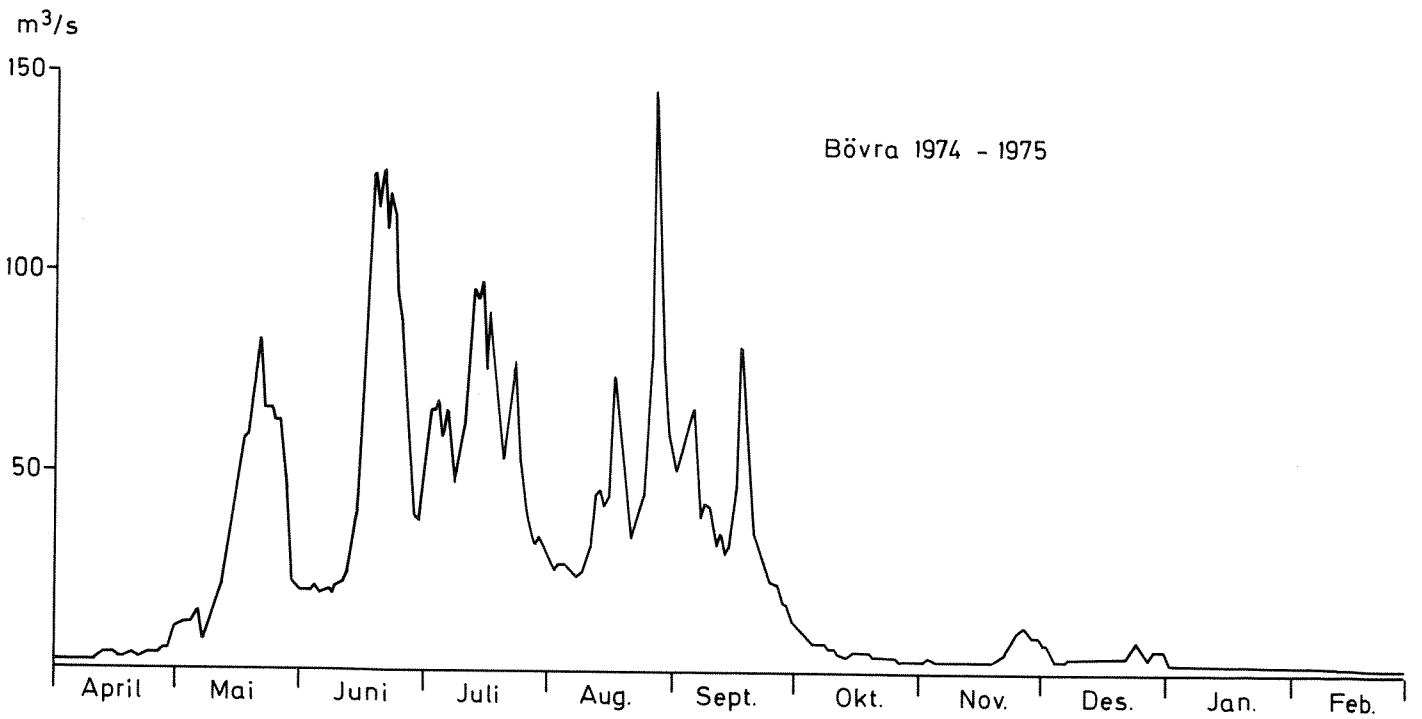
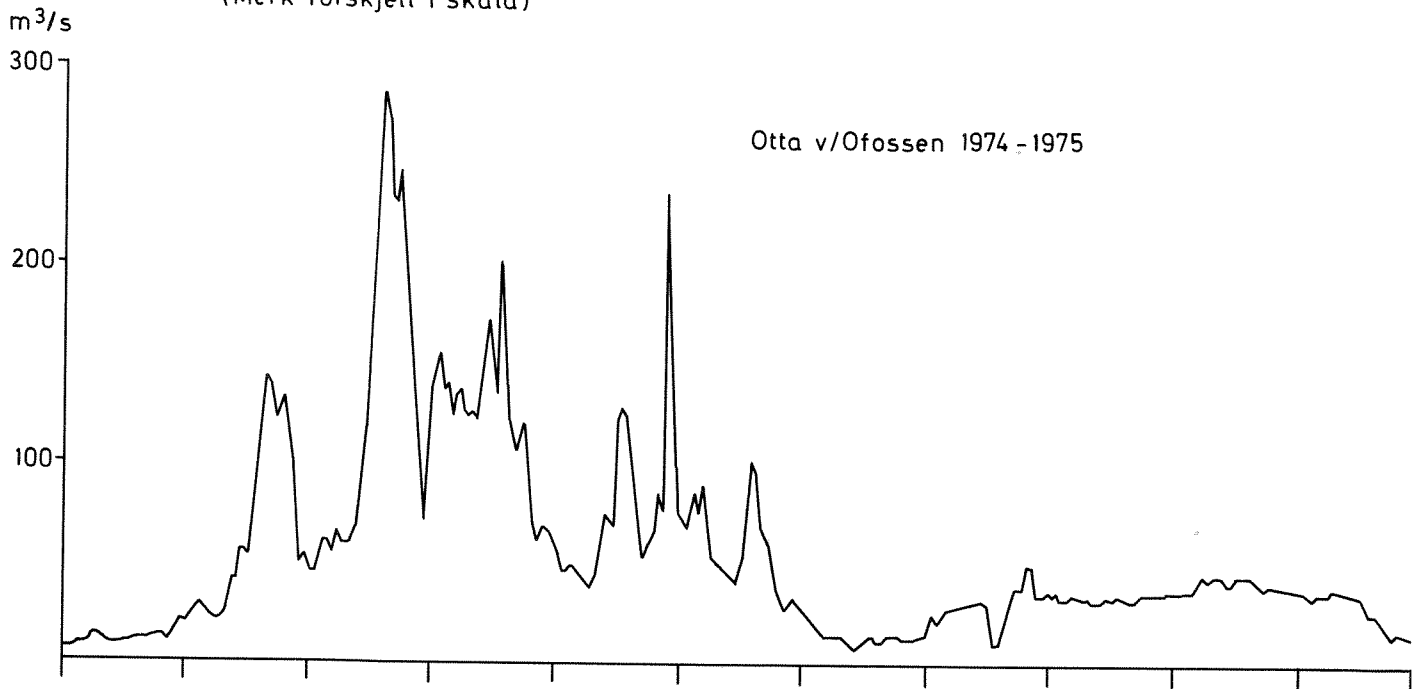
hvor

$$\begin{aligned}
 k_t &= 7 \mu\text{g P/l} - \text{antatt toleransekonsentrasjon for fosfor} \\
 q_v &= \text{tolerabel minstevannføring om vinteren (m}^3/\text{s)} \\
 q_s &= \text{tolerabel minstevannføring om sommeren (m}^3/\text{s)} \\
 Q_v &= \text{nåværende midlere vintervannføring (m}^3/\text{s)} \\
 Q_s &= \text{nåværende midlere sommervannføring (m}^3/\text{s)} \\
 k_v &= \text{nåværende midlere fosforkonsentrasjon om vinteren (\mu\text{g P/l)} \\
 k_s &= \text{nåværende midlere fosforkonsentrasjon om sommeren (\mu\text{g P/l)} \\
 k_h &= \text{fosforkonsentrasjonen i de bortregulerte vannmasser (\mu\text{g P/l)} \\
 Q_v - q_v &= \text{bortregulert vannføring (m}^3/\text{s)}
 \end{aligned}$$

Et annet forhold som knytter seg til problemet minstevannføring, er vannføringens variasjonsmønster. Den praksis som nå gjelder med en bestemt minstevannføring fra 1. oktober til 1. mai og en annen minstevannføring fra 1. mai til 1. oktober, er bestemt ut fra kraftproduksjonshensyn. Det er selvfølgelig åpenbart at denne praksis ikke er i overensstemmelse med organismenes økologiske krav, dvs. med det naturlige variasjonsmønsteret for vannføringen i et vassdrag. Det naturlige variasjonsmønster kan variere fra år til år i samsvar med variasjoner i klima, nedbør- og avrenningsforhold. Som eksempel på slike naturlige vannføringsvariasjoner, er vannføringskurvene for Otta v/Ofossen og Bøvra v/Lom (1974/1975) gjengitt i fig. 86. Den relativt høye vintervannføring i Otta har sammenheng med det nåværende reguleringsinngrep.

Vannføringen i perioden desember-april er normalt relativt stabil og lav i de fleste norske uregulerte vassdrag. Snø- og issmeltingen om våren resulterer gjerne i høye flomvannsføringer på denne tid. Utover sommeren avtar vannføringen, særlig i ikkebrepåvirkede vassdrag. I vassdrag som blir tilført smeltevann fra isbreer og snø i høyfjellet, er vannføringen relativt høy hele sommeren igjennom. Sommervannføring i slike vassdrag varierer med de klimatiske forhold og avsmeltingsforholdene i høyfjellet. I varme perioder og/eller når det er stor nedbør kan breelvenes vannføring være spesielt høy (flomtopper).

Fig.86 Otta v/Ofossen og Bövra v/Akselen (Lom)
Vannføring 1974/1975 i m³/sek.
(Merk forskjell i skala)



Regnskyll vil alltid medføre at vassdragenes vannføring øker, og ofte kan det av den grunn oppstå betydelige flomsituasjoner både om sommeren og høsten. Under lange tørkeperioder kan vannføringen i enkelte vassdrag bli minst like liten i perioder i sommerhalvåret som i vinterhalvåret. Normalt vil innsjøer i noen grad utjevne vannføringsforholdene.

Organismelivet i vassdragene er tilpasset et slikt naturlig variasjonsmønster. Ved vurdering av minstevannføringer i et vassdrag er det nødvendig å ta tilstrekkelig hensyn til dette. Veltilpasset organismsamfunn er bl.a. viktig for vassdragets selvrensningsevne, dvs. organismenes evne til å ta hånd om forurensninger. Hvis f.eks. flommene blir borte fra et vassdrag, vil den opprensing som disse representerer, utebli. Man vil derved bl.a. kunne få opphoping av stoffer i andre elveavsnitt enn tidligere. Dette kan få betydning for bl.a. bunnssubstratets innhold av organisk materiale. På den andre siden vil tilførselen av erosjonsprodukter og stoffer fra "elveslettene" reduseres. Dette kan ha både positive og negative virkninger for organismsamfunnets sammensetning og utvikling (se avsnitt 9.1).

Ved bestemmelse av minstevannføringer bør man tilstrebe et variasjonsmønster så nær opp til det naturlige som mulig. Dette kan i noen grad etterkommes ved å holde enkelte deler av nedbørfeltet utenfor reguleringsinngrepet, slik at mindre vassdrag kan gi et grunnlag for et naturlig variasjonsmønster i hovedvassdraget. Videre er det viktig at ytterligere tilskudd for opprettholdelse av minstevannføringer i den utstrekning det er mulig, taes fra magasinenes øverste vannmasser. Derved vil det være mulig å unngå uheldige temperatureffekter o.l.

Det må presiseres at det er en viktig forskningsoppgave i det videre arbeid med vassdragsreguleringer å avklare det naturvitenskapelige grunnlag for å kunne fastsette krav til minstevannføringer. Både eksperimentelle undersøkelser og erfaringer fra nyregulerte vassdrag må legges til grunn.

9.5.3 Otta ovenfor Ottavatn

Innledning

Vassdragsavsnittets nedbørfelt ned til Ofossen (fig. 87) er på 1685 km² hvorav 1125,7 km², dvs. ca. 67% for øst mot øst-alternativet og 1221,3 km², dvs. ca. 72% for øst mot vest-alternativet ifølge de fremlagte reguleringsplaner, vil bli overført til Raudalsmagasinet. Den midlere årsnedbør i det resterende nedbørfelt, 559,3 km², respektive 463,7 km², er ca. 300 mm. Den årlige fordunstning i Skjåk-området er av samme størrelsesorden som den midlere årsnedbør. De foreslåtte reguleringsinngrep vil i perioder medføre praktisk talt tørrlegging av vassdraget hvis ikke minstevannføringer slippes på. Dette går frem av fig. 80 a som viser ukemidler for vannføringen ved de forskjellige alternativer. Det forutsettes derfor at det vil bli krevd en minstevannføring som gjør det mulig å opprettholde en akseptabel forurensningstilstand i vassdraget.

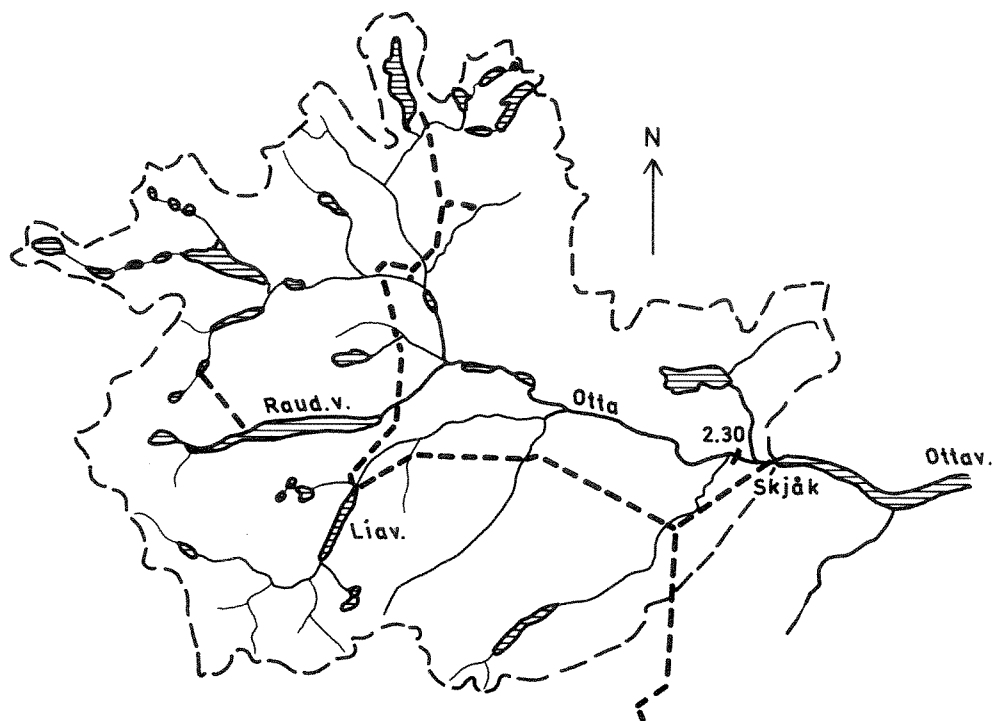


Fig. 87. Øvre Otta. Skisse av nedbørfelt og overføringssystemer. Prøvetakingsstasjon er avmerket.

Bakgrunnsinformasjon for beregning av minstevannføring

- a. Statskraftverkene, NVE oppgir en nåværende middelvannføring sommer og vinter i Otta nedstrøms Ostri på henholdsvis $Q_s = 92 \text{ m}^3/\text{s}$ og $Q_v = 25 \text{ m}^3/\text{s}$. Midlere årlig vannføringsverdi oppgis å være $50 \text{ m}^3/\text{s}$ (tabell 45).
- b. De observerte fosforkonsentrasjoner (total P) varierer fra 2 til 16 $\mu\text{g P/l}$. På grunnlag av observasjonsmaterialet er elvevannets midlere konsentrasjon av fosfor vinter og sommer anslått til henholdsvis 5 $\mu\text{g P/l}$ og 4 $\mu\text{g P/l}$. Man har sett bort fra ekstremverdier der disse åpenbart skyldes stor slamtransport (lite tilgjengelig fosfor) eller der man på bakgrunn av andre observerte parametre har mistanke om analysefeil, bunnslam i prøver etc.
- c. På grunnlag av observasjonsmateriale fra Øvre Otta i sommer-sesongen når avrenningsvann fra høyfjellsområder dominerer, er det rimelig å anta en fosforkonsentrasjon på 2,5 $\mu\text{g P/l}$ i vannet fra slike områder. Denne verdi stemmer godt overens med observasjonsmateriale fra andre høyfjellsområder.

Diskusjon

Øvre Otta tilføres avløpsvann og dermed fosforforbindelser fra bolighus, campingplasser o.l. samt på grunn av jordbruksdrift. Det foreligger ikke målte verdier for forurensningsutslipp, avrenningsdata fra jordbruket eller opplysninger om grunnvannets innhold av salter. Det er derfor vanskelig å fastslå hvor stort lokalt bidrag vassdraget mottar av f.eks. fosfor. I den fortsatte diskusjon om den lokale fosfortilførsel er det til dels tatt utgangspunkt i observasjonsresultatene og til dels er belastninger forsøkt beregnet på grunnlag av aktivitetene i nedbørfeltet. Ut fra registreringsdataene er vi kommet frem til at den midlere teoretiske fosforkonsentrasjonen ved Ofossen over året er 4,0 $\mu\text{g P/l}$ (tabell 47). Nevnte konsentrasjon er lavere enn den midlere årsverdi av måleresultatene i undersøkelsesperioden, som er 5,3 $\mu\text{g P/l}$.

Tabell 47. Øvre Ottas nedbørfelt ned til Ofossen. Arealfordeling og antall innbyggere.

	Areal km ²	Transport i kg/døgn		
		Tot. fosfor	Tot. nitrogen	BOF ₇ (kg O/døgn)
Uprod. område	1417			
Myr	1	11,1	375,0	
Vannoverflate	82			
Skog	178	2,8	98,0	
Jordbruk	7	0,3	21,0	
Tot. nedbørfelt	1685	14,2	494,0	
1220 personer		3,1	14,6	92
Tilsammen		17,3	509,6	92
Middelkons. µg/l foruts. 50 m ³ /s		4,0	115	

Dette skyldes til dels visse antakelser ved registreringsarbeidet og til dels tilfeldigheter ved prøvetaking o.l. Av tabell 47 går det frem at den teoretisk beregnede fosfortransport ved Ofossen er 17,3 kg fosfor pr. døgn, hvorav kommunale utslipp representerer 3,1 kg fosfor pr. døgn. Følgelig bidrar kloakkvannet til en midlere konsentrasjonsøkning på $4,0 \cdot \frac{3,1}{17,3} \approx 0,7$ µg P pr. liter. Tilsvarende beregningsmåte viser at fosfortilskuddet fra jordbruket er 0,05 µg P/l i middel. Her er ikke siloutslipp, avrenning fra utette gjødselkjellere o.l. tatt med. Kloakkvannets bidrag til konsentrasjonsøkningen blir:

$$\text{Om sommeren: } \frac{0,7 \cdot 50 \text{ m}^3/\text{s}}{92 \text{ m}^3/\text{s}} = 0,39 \text{ µg P/l}$$

$$\text{Om vinteren: } \frac{0,7 \cdot 50 \text{ m}^3/\text{s}}{25 \text{ m}^3/\text{s}} = 1,43 \text{ µg P/l}$$

Tolerabel minstevannføring

På bakgrunn av ligning 1) blir den tolerable minstevannføring i Otta ved Ofossen ved de nåværende forurensningstilførsler (dvs. uten rens tiltak):

$$q_v = \underline{13,9 \text{ m}^3/\text{s}}$$

$$q_s = \underline{30,7 \text{ m}^3/\text{s}}$$

Ved å redusere fosfortilskuddet fra det kommunale avløpsvann med 60% (rensetekniske tiltak), kan k_v settes lik $5 - (0,6 \cdot 1,43) = 4,15 \text{ } \mu\text{g P/l}$, og $k_s = 4 - (0,6 \cdot 0,39) = 3,77 \text{ } \mu\text{g P/l}$. Selv om moderne renseanlegg ved optimal drift kan redusere kloakkvannets innhold av fosfor med 90-95% , har det vist seg i praksis at man ofte bør regne med langt lavere rensegrad. Dette har sammenheng med spredt bebyggelse, vanskelig kloakkering, driftsvanskeligheter på anleggene, utette ledninger osv. Det er foreløpig ikke realistisk å regne med mer enn ca. 60% fosforreduksjon ved renetekniske tiltak på kloakkvannssiden i slike områder.

Ligning 1) gir på dette grunnlag følgende verdier for nødvendig minstevannføring ved Ofossen i Otta for at elva forureningsmessig sett skal bli tilfredsstillende (dvs. minstevannføring etter rensing):

$$q_v = 9 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$q_s = 26 \text{ m}^3/\text{s}.$$

Variasjonsmønsteret for elvens vannføring spiller en betydelig rolle for minstevannsføringens størrelse. Dette har konsekvenser for organismesammenenes sesongvariasjoner, variasjoner med hensyn til selvrensingsprosessenes effektivitet osv. På bakgrunn av beregningsresultatene ovenfor og forutsatt rimelige vannføringsvariasjoner, bør minstevannføringen i Otta ved Ofossen etter erfaringer og skjønn ikke underskride:

$$\text{Vinter } (q_v) = 6 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$\text{Sommer } (q_s) = 20 \text{ m}^3/\text{s}.$$

Her er det også tatt hensyn til andre miljøfaktorer som f.eks. geografisk beliggenhet, vannets temperatur o.l. (se avsnitt 9.5.2).

Ved å holde enkelte mindre vassdrag langs Øvre Otta utenfor reguleringen, vil vannføringsvariasjonen kunne bli mer naturlig i det regulerte vassdrag.

Likevel vil det selvsagt i lavvannsperioder, f.eks. om vinteren, bli sterkt behov for tilskuddsvann som bl.a. på grunn av temperaturforholdene, bør skaffes tilveie fra magasinenes overflatelag.

Som nevnt er jordbrukstilsiget (tilsiget fra dyrket mark) relativt beskjedent i dette området. Likevel er det viktig at avløpene fra fôrsiloer, utette gjødselkjellere o.l. saneres slik at forurensningsbidrag (først og fremst organisk stoff, men også næringssalter) fra disse kilder reduseres til et minimum.

Når det gjelder de forskjellige tilløpselver (som Framrusti, Ostri, Skjøli m.fl.) som blir mer eller mindre tørrlagte, er ikke de eventuelle lokale problemer som oppstår i den sammenheng, tatt med i denne vurdering. Slike problemer bør bli gjenstand for undersøkelser og vurderinger på et senere tidspunkt.

Eventuelle temperaturendringer som følge av at det vesentligste av høyfjellsvannet reguleres til Raudalsmagasinet, er vurdert og diskutert av Iskontoret, NVE (Notat av 6/8-75. Virkning av planlagte reguleringer på vanntemperaturforholdene i Otta og Lågen). Her skal det bare konstateres at den nevnte overføring nødvendigvis må føre til at vannets temperatur om sommeren må bli betydelig høyere enn den nåværende i Øvre Otta. Eventuell bygging av terskeldammer som det er fremstilt forslag om, vil medføre at vannoverflaten blir relativt stor i forhold til dammens volum. Dette vil medføre en ytterligere økning av vannets temperatur.

Visse kjemiske komponenter bl.a. næringssalter, vil i langt høyere grad akkumuleres i stagnerte eller stilleflytende vannforekomster enn i hurtig strømmende vann. Hvilken eksakt betydning eventuelle terskeldammer vil ha i denne sammenheng er vanskelig å avgjøre så lenge dammenes beliggenhet, antall og størrelse ikke er bestemt. Elvenes fremtidige vannføring - minstevannføring - vil ha stor betydning i denne sammenheng.

Rent generelt vil en viss økning av vannets temperatur sammen med en viss akkumulering av næringssalter i de stilleflytende elvepartier og eventuelle terskeldammer kunne føre til en økning av biologisk produksjon. Ved å slippe på en minstevannføring som angitt ovenfor, og full sanering av

avløpsforholdene både fra bebyggelse, jordbruk o.l., er det likevel neppe fare for at algeproduksjonen og begroingen vil anta slike dimensjoner at de vil bli til vesentlig praktiske ulemper for de forskjelligartede bruksinteresser som knytter seg til vassdraget.

Eventuelle utvidelser av aktivitetene i området (økt bebyggelse, turisme o.l.) vil antakelig medføre behov for økning av elvas minstevannføring.

9.5.4 Bøvra

Nedbørfelt og planer for tunneltracéer for Bøvra er fremstilt i kartskisse, fig. 88.

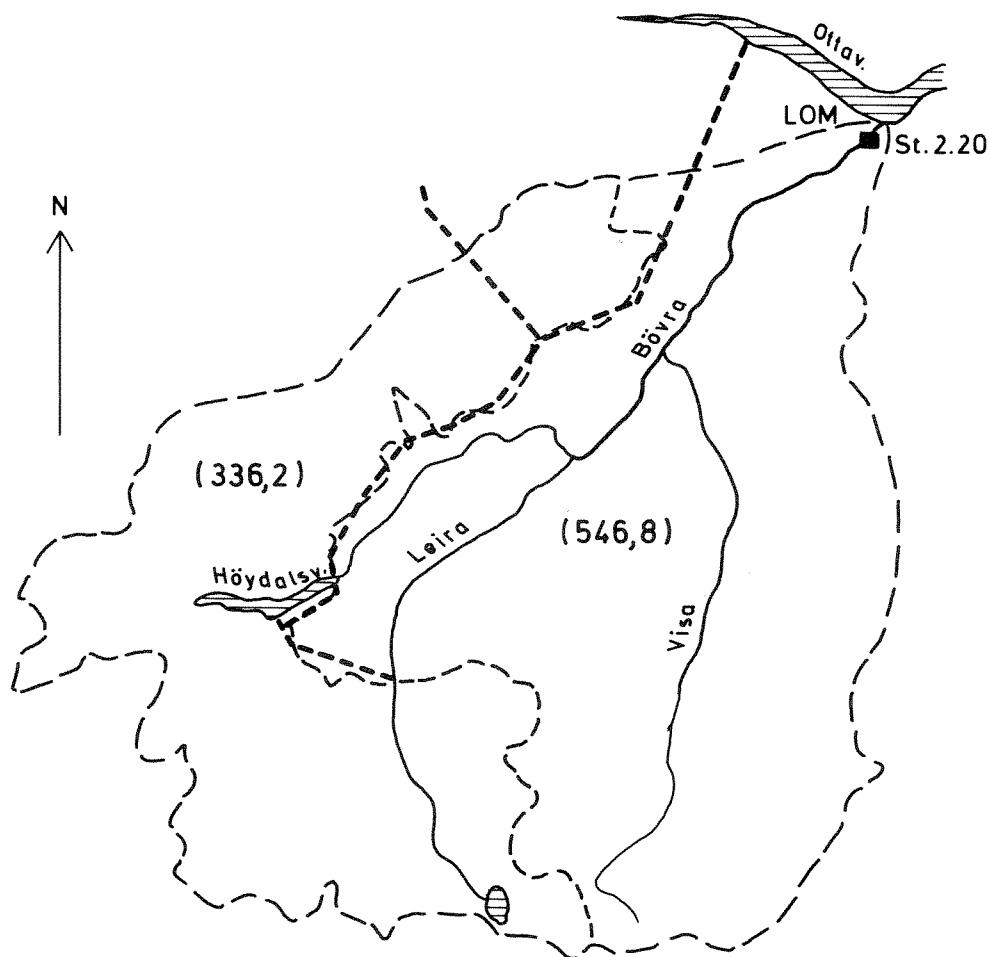


Fig. 88. Bøvra. Skisse av nedbørfelt og overføringssystemer.
Tallene i parentes angir nedbørfeltstørrelser.
Prøvetakingsstasjon er avmerket.

Reguleringsplanene er forøvrig beskrevet av Statskraftverkene.
(Jotunheimen. Bøvri Kraftverk. Statskraftverkene, mai 1973.)

Den midlere vannføring på forskjellige steder i elva før og etter planlagte regulering går frem av tabell 48.

Tabell 48. Bøvra. Verdier for middelvannføring før og etter regulering.
(Statskraftverkene 1973.)

Elv	Sted	Før		Etter	
		m ³ /s	%	m ³ /s	%
Leira	Ovenfor samløp med Bøvra	5,6	100	1,6	29
Bøvra	Ovenfor samløp med Leira	9,8	100	1,2	12
"	Nedenfor samløp med Leira	15,5	100	2,8	18
"	Ovenfor samløp med Visa	16,4	100	3,7	22
"	Nedenfor samløp med Visa	23,6	100	10,9	46
"	Ovenfor samløp med Otta	26,5	100	12,8	48

Arealfordeling, antall innbyggere o.l. går frem av tabell 49.

Tabell 49. Bøvras nedbørfelt. Arealfordeling og antall innbyggere.

	Areal km ²	Transport i kg/døgn		
		Tot. fosfor	Tot. nitrogen	BOF ₇ (kg O/døgn)
Lite prod. område	770			
Myr	1	6,3	212	
Vannoverflate	15			
Skog	43	0,7	24	
Jordbruk	4	0,2	12	
Tot. nedbørfelt	883	7,2	248	
988 personer		2,5	12	74
Sun.		9,7	260	74

Som det går frem av tabell 48 vil vannføringen i Bøvra ovenfor samløp Visa ifølge reguleringsplanene bli temmelig liten. I dette område bor det ca. 400 mennesker. Dessuten er det her en rekke turistetablisement,

og man må anta at resipientbehovet i perioder er langt større enn antall fastboende mennesker tilsier. Rensetekniske innretninger ved ujevn og sesongbetonte belastninger har som regel betydelige driftsvanskeligheter. Konklusjonen på dette må bli at hvis de foreslåtte reguleringsinngrep skal opprettholdes, må avløpsvannet etter rensing i størst mulig grad tilføres de regulerte vannmasser eller ledes ned til Bøvra nedstrøms Visa.

Langs de nedre deler av Bøvra er det en del jordbruksvirksomhet. Bortsett fra Lom sentrum er bebyggelsen spredt. I området er det noen turisthoteller, campingplasser o.l.

De teoretiske konsentrasjonsverdier for næringssalter i Bøvra ved Lom er beregnet til 4,7 $\mu\text{g P/l}$ og 125 $\mu\text{g N/l}$. Middelveidier beregnet på grunnlag av observasjonsresultatene er henholdsvis 31 $\mu\text{g P/l}$ og 128 $\mu\text{g N/l}$.

Den store forskjellen mellom teoretisk og målt fosforkonsentrasjon ved dette målepunkt har sammenheng med transport av erosjonsprodukter fra isbreområdene. Isbreene i dette område ligger nemlig til dels i områder med gabbroide bergartstyper - bergarter som inneholder det fosforholdige mineralet apatitt. Apatittfosfor (bundet i og til mineralkornene) er i liten grad umiddelbart tilgjengelig (assimilerbart) for plante- eller algevekst (se avsnitt 8.4.2.5). Ser man bort fra fosfor i breslammet, vil fosforkonsentrasjonen som følge av gode fortynningsmuligheter, være relativt lav i sommerhalvåret. Dette forhold kommer klart til uttrykk i resultatene fra 2/8-74. Forut for denne prøvetakingen var det relativt kaldt i fjellet og lite brevann gjorde seg gjeldende i vassdraget. Fosforkonsentrasjonen var følgelig 4 $\mu\text{g P/l}$.

Sommervannføringen i Bøvra vil også etter en eventuell regulering være av en slik størrelsesorden at det vil være lite relevant å diskutere denne ut fra resipientensyn. Elva er hurtigflytende og vannet har lav temperatur (8,9°C sommerstid). Det er lite sannsynlig at en eventuell regulering vil innvirke vesentlig på temperaturforholdene her.

Den naturlige vannføring i Bøvra er meget lav vinterstid (fig. 80 b) - i perioder under 1 m^3/s ved Lom. Etter regulering vil vannføringen bli betydelig lavere.

Resultatet fra prøvetakingen 3/4-74 viser meget høy fosforkonsentrasjon - 47 µg P/l. Vannføringen var 2,0 m³/s, noe som tyder på at snøsmeltingen ennå ikke gjorde seg nevneverdig gjeldende. Foruten høyt fosforinnhold var konsentrasjonen av klorider høy. Dette må tolkes som en klar indikasjon på at forurensningstilførslene (kloakk) var store i denne perioden (turisme), samtidig som fortynningsmulighetene var dårlige. Den alminnelige forurensningssituasjon i de nedre deler av Bøvra er utilfredsstillende i slike tidsperioder (sopp og bakterievekst). Selv om man antar 60% fosforreduksjon fra kloakkvannet, vil man likevel få betydelige forurensningsproblemer under lavvannsperioder. Ut fra disse betraktninger vil vi anbefale at man vurderer mulighetene for å øke minstevannføringen ved Lom til f.eks. 2 m³/s om vinteren.

En annen løsning på forurensningsproblemene i dette såvel som andre områder, er å samle avløpsvannet (etter rensing) i tette ledninger og føre det frem til en bedre resipient - i dette tilfelle Ottavatn.

9.5.5 Vågåvatn

Forholdene i Vågåvatn er beskrevet i NIVA-rapport 0-71/70. Vågåvatn, Ottavassdraget - Gudbrandsdalslågen. En limnologisk undersøkelse 1972, Blindern, april 1974. De generelle fysiske-kjemiske og biologiske tilstander i vannforekomsten er relativt utførlig behandlet i denne rapport. Eventuelle reguleringsvirkninger ble derimot i liten grad diskutert.

Med en teoretisk oppholdstid på 50 døgn kan Vågåvatn betraktes som et typisk gjennomstrømningsbasseng. Dette, ved siden av stor tilførsel av erosjonsmateriale fra breområdene (breslam) om sommeren, innvirker både på innsjøens praktiske vannkvalitet og på dens biologiske eller økologiske tilstand.

I følge Kjell Nordseth (febr. 1974) tilføres Vågåvatn via Bøvra ca. 60 000 - 70 000 tonn partikulært materiale (breslam) (gløderest) hvert år, hvorav den overveiende del tilføres i sommermånedene når isavsmeltingen er gunstig. Under ekstreme situasjoner kan bortimot halvparten av årstransporten av slam skje i løpet av ett døgn. Øvre Ottas partikulære materialtransport er til sammenligning meget beskjedent (se fig. 24, 26 og 54 og tabell 33).

De grovere partikler sedimenterer relativt hurtig i Bøvra og i de vestlige deler av Vågåvatn hvor det har bygd seg opp store sandvoller som er tørrlagte ved lave vannføringer. Bare innsjøens fremre deler har dybder av betydning (største dyp ca. 70 m).

Tidligere undersøkelser har vist at gjennomstrømningen om sommeren og følgende den vesentligste materialtransport, foregår i eller like over sprangsjiktet. (Vågåvatn-rapport 1974). Dette har sammenheng med tilløpsvannets lave temperatur og i noen grad også materialbelastning (tetthetsstrøm).

I Vågåvatn har breslammets betydning som økologisk faktor først og fremst sammenheng med nedsettelse av lysforholdene, dvs. at ved mindre breslam og derved bedre lystilgang, vil primærproduksjonen øke. Videre har algetesteksperimenter vist at breslammet også på annen måte virker hemmende på algevekst, bl.a. ved at leirepartikler adsorberer fosfater hvorved denne komponent unndras produksjonen (se avsnitt 8.4.2.5). Imidlertid er det neppe trolig at reguleringsinngrepet - uansett alternativ - vil medføre praktiske eutrofieringsproblemer i selve Vågåvatn. Ut fra generelle forurensningsbetraktninger, ikke minst på grunn av de hygieniske forhold, bør det rundt denne innsjø etableres effektive forurensningsbegrensende tiltak. Dette gjelder kommunalt avløpsvann så vel som avrenningsvann fra forskjellige jordbruksaktiviteter (silo, gjødselkjellere) o.l.

Ifølge Statskraftverkens reguleringsplaner skal det slambelastede vannet fra Leira ledes til Høydalsvatnet om sommeren og tappes derfra høst og vinter. Ved denne overføring vil det partikulære materiale i betydelig grad sedimentere i reguleringsbassengene. Den mest finfordelte, kolloide fraksjon vil antakelig holde seg svevende i vannmassene, slik at vannet som tilføres Vågåvatn om høsten og vinteren, i noen grad blir belastet med finfordelt partikulært materiale. Spesielt vil en slik påvirkning kunne gjøre seg gjeldende om høsten i alle dyp av Vågåvatn. Dette har sammenheng med vannmassenes ensartede temperaturforhold på denne tid og at en eventuell partikulær belastning av de regulerte vannmasser blir størst i denne periode. Under de nåværende forhold tilføres ikke innsjøen vesentlige mengder partikulært materiale om høsten og vinteren. I sommersesongen "flyter" det slambelastede vannet gjennom innsjøen i overflatelagene og bidrar i beskjeden grad til å øke turbiditetsverdiene i de dypere liggende vannmasser (Vågåvatn-rapport 1974).

I og med at smeltevannet holdes tilbake om sommeren vil også vannets kjemiske forhold i noen grad endres. Imidlertid vil neppe denne endring være av en slik karakter at den vil få noen vesentlig betydning for den praktiske bruk av vannet. Endringer i vannets partikkelinnhold vil kunne (f.eks. ved vannforsyning) medføre en viss grad av ulemper. For å få en bedre forståelse av dette problem, bør det gjennomføres undersøkelser av sedimentasjonshastigheter samt samles inn erfaringsmateriale fra andre innsjøer som er belastet med slikt materiale.

I hvilken grad utløpet fra Ånstad kraftstasjon kan medføre endringer av bunnvegetasjon og de biologiske forhold i Ottavatn er vanskelig å gi noen sikker uttalelse om. Selv om gjennomstrømningen blir større, vil neppe dette medføre forstyrrelse av betydning.

9.5.6 Otta fra Vågåvatn til Eidefoss

Vassdragsavsnittet Vågåvatn - Eidefoss med det lokale nedbørfelt er gjengitt i figur 89. Vannfordelingskurvene for året er gjengitt i fig. 80 c.

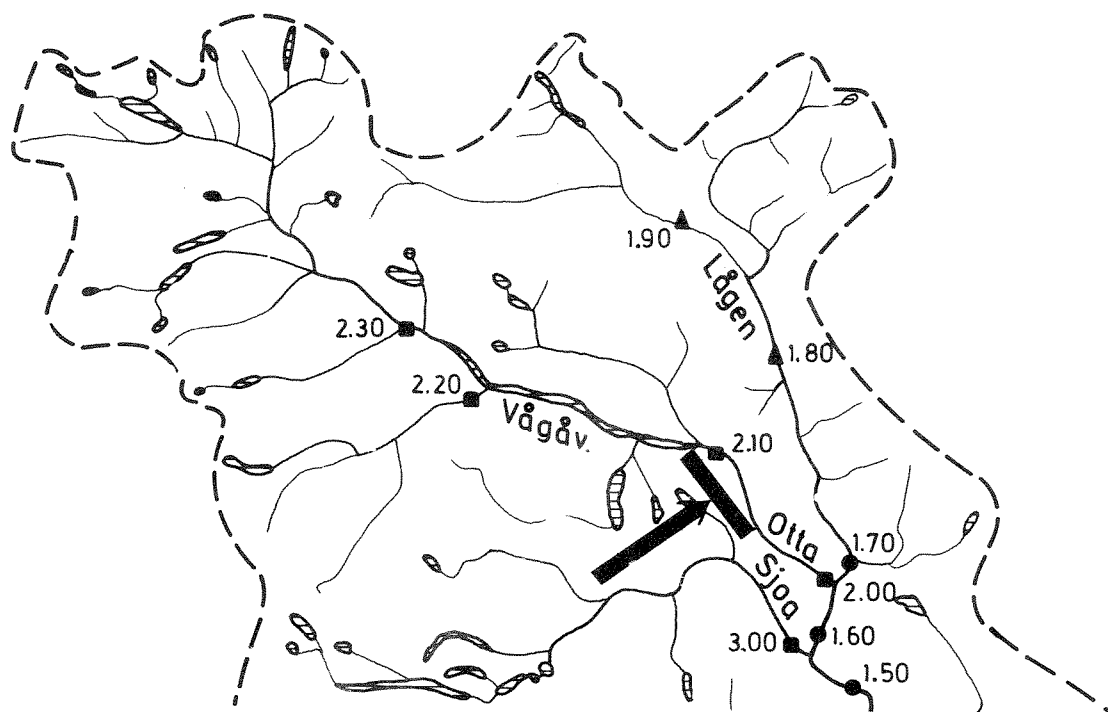


Fig. 89. Otta fra Vågåmo til Eidefoss, (uthevet).
Prøvetakingsstasjoner er inntegnet.

Variasjonene i vannets temperatur i Ottavatn - Vågåvatn-systemet vil muli- gens endres noe i forhold til de nåværende forhold. Om sommeren blir vannføringen ved Lalm, avhengig av alternativ, 40 - 45% lavere enn nå (se forøvrig tabell 50). Forlengelsen av vannets oppholdstid i Otta - Vågå- vatn medfører økning i varmetilførselen i forhold til nå, dessuten vil de tilførte vannmasser via Øvre Otta få en høyere temperatur på for- og høysommeren. I hvilken grad kaldt avløpsvann fra kraftverket (Ånstad resp. Bøvri) demper denne effekt, er vurdert av Iskontoret, NVE, som kon- kluderer med at vanntemperaturen ved utløpet av Vågåvatn ikke endres vesentlig. Den nåværende regulering har ifølge Iskontoret medført at om vinteren er det åpne området ved utløpsosen av Vågåvatn blitt større enn tidligere. Elven går nå stort sett åpen fra Vågåmo til Lalmsvatnet uten bunnis av betydning på strekningen. Økning av vintervannføringen vil (i følge Iskontoret) medføre at det åpne området ved utløpet av Vågåvatn blir større og elven på strekningen Vågåvatn - Lalm fortsatt vil gå åpen.

De midlere vannføringsforhold ved Lalm gar irem av tabell 50. Befolk- ningstetthet og arealfordeling ovenfor Vågåmo er gjengitt i tabell 51.

Tabell 50. Otta. Midlere vannføringsforhold i m³/s ved Lalm vannverk.

Vinterperiode 1/10 - 1/5. Sommerperiode 1/5 - 1/10.
(etter Statskraftverkene)

Vannfordelingskurven over året er gjengitt i figur 80 c.

	Året	Vinter	Sommer
Naturlig midlere vannføring	107	26	219
Midlere vannføring i dag	110	46	197
Midlere vannføring, øst mot vest-alt.	63	31	108
Midlere vannføring, øst mot øst-alt.	110	105	118

Tabell 51. Befolkning og arealfordeling ovenfor Vågåmo.

	Areal i km ²	% fordeling
Jordbruk	35	1,0
Skog	346	9,7
Annet areal	3188	89,3
Totalt areal	3569	100
Antall mennesker	6553	

Som tabell 50 viser er det øst mot vest-alternativet som vil få den største betydning for den årlige middelvannføring på elveavsnittet (reduksjon på ca. 32% og ca. 45% for henholdsvis vinter og sommer). Øst mot øst-alternativet har ingen innflytelse på den årlige middelvannføring, men vannføringen over året blir betydelig jevnet ut (økning på ca. 128% om vinteren og reduksjon på ca. 40% om sommeren).

I dag brukes elveavsnittet som resipient for ubehandlet eller dårlig behandlet avløpsvann. Dessuten tilføres forurensninger fra jordbruksaktivitetene i området (silo, utette gjødselkjellere o.l.). Imidlertid har disse tilførsler ikke ført til vesentlige forurensningsvirkninger bortsett fra lokale ulemper i tilknytning til utslippssteder, drift av partikulære forurensninger o.l. Ved utløpet fra Vågåvatn er det til sine tider betydelig algebegroing. Dette har antakelig sammenheng med den såkalte innsjøeffekten (jevn temperatur, betydelig organisk produksjon i Vågåvatn, o.a.). Videre nedover vassdraget er begroingen moderat. Dette må sees i sammenheng med at bunnsubstratet i vesentlig grad er nedslammet.

På grunn av at det om vinteren blir større åpne områder ved utløpet fra Vågåvatn og muligens noe høyere temperatur her, må man regne med en sterkere begroing av fastsittende alger under denne årstid.

Endringer i vannføringsforholdene og slamtransporten vil få konsekvenser for både de kjemiske og biologiske forhold. Hvor praktisk sjenerende en slik utvikling vil bli, er det vanskelig å ha noen formening om, særlig på grunn av usikkerheter med hensyn til eventuelle endringer i slamtransporten. Forutsatt effektive forurensningsbegrensende tiltak på kloakkvannssiden er det imidlertid lite sannsynlig at reguleringsinngrepet, uansett alternativ, vil medføre vesentlige ulemper forurensningsmessig sett.

En eventuell regulering av Finna og Smådøla-vassdraget vil imidlertid ytterligere kunne stimulere en uheldig utvikling.

9.5.7 Otta elv fra Eidefoss til Otta

Denne elvestrekningen som er ca. 15 km lang (fig. 90), vil vannføringsmessig bli kraftig berørt hvis det planlagte øst mot øst-alternativet blir gjennomført. Øst mot vest-alternativet vil redusere elvens vannføring med 34% om vinteren og 44% om sommeren. Tabellene 52 og 53 angir henholdsvis midlere vannføringsforhold og aktiviteter i nedbørfeltet.

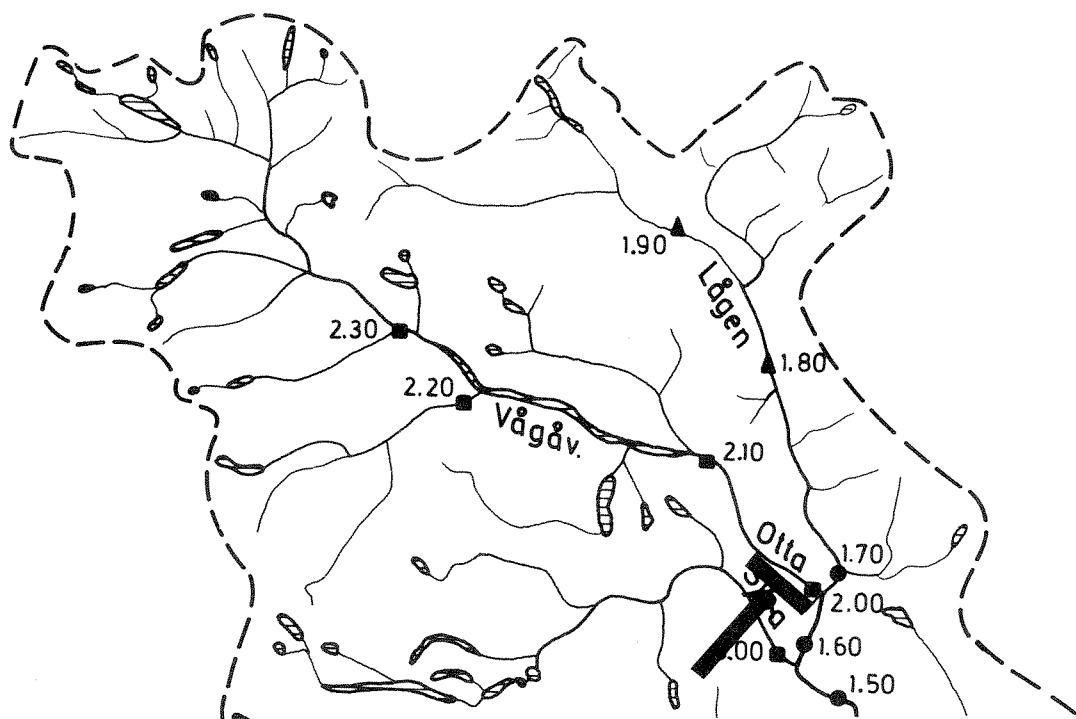


Fig. 90. Otta elv fra Eidefoss til Otta (uthevet).

Tabell 52. Midlere vannføring i m³/s i Otta før samløp Lågen.
Vinterperiode 1/10 - 1/5. Sommerperiode 1/5 - 1/10.
(Etter Statskraftverkene).

	Året	Vinter	Sommer
Naturlig midlere vannføring	109	26	224
Midlere vannføring i dag	112	47	202
Midlere vannføring, øst mot vest-alt.	66	31	113
Midlere vannføring, øst mot øst-alt.	2,1	0,5	4,4
Foreslått minstevannføringer av Statskraftverkene (Øst mot øst)		(3,0)	(15,0)

Vannføringsvariasjoner over året er gjengitt i fig. 80 d.

Tabell 53. Befolkning og arealfordeling på strekningen
Vågåmo - Åsåren (oppstrøms Otta sentrum).

	Areal i km ²	% fordeling
Jordbruk	16	2,6
Skog	84	13,8
Annet	510	83,6
Totalt areal	610	100
Antall mennesker	2588	

De fleste mennesker bor ovenfor Eidefoss. På strekningen Eidefoss - Åsåren bor det få mennesker, og det er først nede ved tettstedet Otta resipientbehovet melder seg for fullt. Begroings-situasjonen er i dag moderat, bortsett fra til sine tider betydelige forekomster av kiselalgen *Didymosphaenia geminata* i avsnittets nederste deler. Her bærer elven også preg av utslippene fra Otta sentrum (boligkloakk, avløp fra slakteri o.l.). Forutsatt at avløpsvannet (kloakk, industri) fra området nedenfor Eidefoss samles og tilføres Lågen, vil den foreslåtte minstevannføring antakelig gi tilfredsstillende tilstander forureningsmessig sett på denne elvestrekning. Det vil imidlertid være nødvendig med ytterligere undersøkelser (betydningen av jordbruks- og overflateavrenning) for å få dette sikrere vurdert. Eventuelle terskel-dammer kan medføre sjenerende begroingsutslag og forsterke forureningsinntrykket på enkelte avsnitt. Øst mot vest-alternativet vil antakelig ikke medføre vesentlige praktiske ulemper ved bruk av elveavsnittet som resipient (forutsatt at effektive rensetekniske tiltak gjennomføres).

For å oppnå tilfredsstillende tilstander i Lågen nedstrøms Otta, vil det ved øst mot øst-alternativet være nødvendig å øke minstevannføringen i Otta elv, slik det er angitt i det følgende.

9.5.8 Lågen fra Otta til Harpefoss

En skisse av vassdragsavsnittet med nedbørfelt og prøvetakingsstasjoner er angitt i fig. 91.

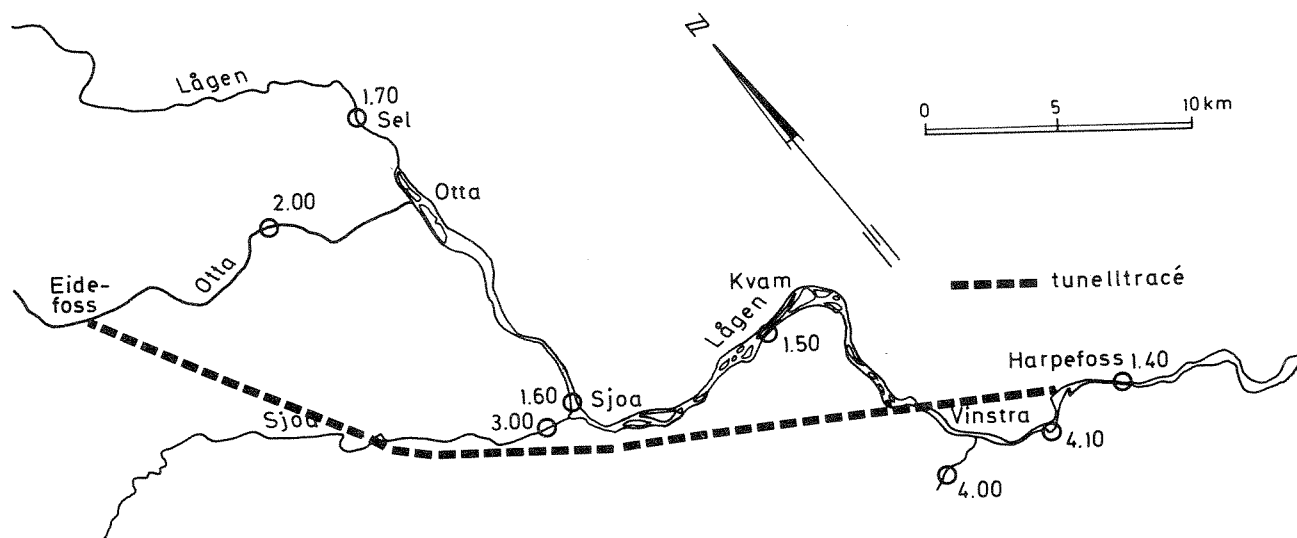


Fig. 91. Elveavsnittet fra Eidefoss i Otta til Harpefoss i Lågen.
Prøvetakingsstasjonene er avmerket.

Midlere vannføringsdata er angitt i tabell 54 og vannføringsvariasjonene over året går frem av figurene. 80 e og 80 f.

Tabell 54. Lågen. Midlere vannføring i m³/s ved Sel og oppstrøms Sjøa.
Vinterperiode 1/10 - 1/5. Sommerperiode 1/5 - 1/10.
(Etter Statskraftverkene.)

	År	Vinter	Sommer
Lågen v/Sel : Nåværende	40	10	82
Lågen v/Sel v/reg. av Jora-Sel	40	15	75
Lågen ovenfor Sjøa: Nåværende	151	56	281
Øst-alternativ	41	15	76
Vest-alternativ	104	46	185
Lågen etter samtløp med Sjøa: Nåværende	185	64	352
Øst-alternativ	74	23	145
Vest-alternativ	138	54	255

Vannføringsforholdene i Lågen varierer sterkt med tiden. I vinterperioden fra desember til april er midlere minstevannføring i Lågen ved Sel mindre enn 5 m³/s - i lange perioder mindre enn 3 m³/s.

Om sommeren derimot er den midlere vannføring i kortere perioder over 200 m³/s på samme sted. Dette har selvsagt sammenheng med snøsmelting, flomsituasjoner på grunn av regnvær o.l. Disse forhold må det taes hensyn til ved vurdering av minstevannføring ut fra forurensningsbetraktninger.

Statskraftverkene har ved sine vannføringsbetraktninger forutsatt at Jora og Sel skal bygges ut, men foreløbig foreligger det ingen konkrete utbyggingsplaner for disse vassdrag. Det er vanskelig å vurdere eventuelle minstevannføringer på denne strekning før de komplette reguleringsplaner (og manøvreringsreglement) for hele vassdraget foreligger.

På grunnlag av oppgaver over befolkning, industri og arealfordeling, er de teoretiske verdier for næringsstofftilførsel pr. døgn på de forskjellige avsnitt beregnet (tabell 55).

Tabell 55. Lågen fra Sel til Harpefoss. Teoretiske beregninger for tilførsler av total fosfor i kg/døgn.

	Befolkn.	Industr.	Jordbr.	Skogbr.	Utmark	Sum
Otta v/Åsåren	22,9	16,4	2,1	6,8	22,7	70,9
Lågen v/Sel	15,0	2,7	1,4	7,4	11,8	38,3
Fra Ottaområdet	8,6	4,7	0,6	1,4	1,3	16,6
Lågen oppstr. Sjoa	46,5	23,8	4,1	15,6	35,8	125,8
Lågen v/Harpefoss	66,6	25,2	6,9	33,5	53,7	185,9

Lågenvassdraget oppstrøms Otta bærer i dag et visst preg av forurensningstilførsler. Påvirkningen er særlig fremtredende nedenfor kloakkutslipp, utslipp av silopressaft o.l. I foss og strykpartiene nedstrøms Otta er det til sine tider rik vekst av alger med innslag av heterotrof begroing (bakterien *Sphaerotilus natans*). Tilstanden er praktisk vurdert til betydelig sjenanse for de fleste bruksinteresser.

Bruken av elva som resipient for avløpsvann er viktig i dette området hvor det er flere tettsteder, og en relativt stor befolkningstetthet. Jordbruks- og industriaktiviteten gjør seg dessuten her mer gjeldende enn lengre oppover i dalføret.

Som det går frem av tabell 54 og fig. 80 f, blir vannføringen på elvestrekningen sterkt redusert hvis øst mot øst-alternativet skulle bli en realitet. Til tross for rensetekniske tiltak, må man derfor på denne strekning regne med betydelige forurensningsulemper. På grunnlag av resipientbruken og de konsekvenser for vassdraget denne vil få, kan man som for Øvre Otta, foreta beregninger for å komme frem til en akseptabel minstevannføring. Vannets fosforinnhold er her som ellers for vassdraget, den begrensende faktor for algevekst og begroinger (se avsnitt 8.4.2).

I den følgende beregning er det tatt utgangspunkt i at fosforet tilføres fra 3 områder:

1. Otta ovenfor Åsåren
2. Lågen ovenfor Ottaområdet
3. Ottaområdet ned til st. 1.60 oppstrøms samløp Sjoa
(Den lokale avrenning på strekningen blir det her sett bort fra i det den betyr lite i det samlede vannbudsjett).

Når det gjelder Otta ved Åsåren, vil variasjoner i vannets kvalitet over tiden bli jevnet ut på grunn av magasineringen. (Se fig. 80 c for vannføringsvariasjonen ved Vågåmo). Det er derfor regnet med at fosforkonsentrasjonen ved Eidefoss blir konstant over året.

Fosforkonsentrasjoner i Otta elv

Beregnet fosforkonsentrasjon i Otta ved Åsåren blir på grunnlag av det som er nevnt ovenfor:

$$\frac{\text{Tilført fosfor}}{\text{middelvannføring}} = \left(\frac{70,9 \cdot 10^9}{60^2 \cdot 24 \cdot 112 \cdot 10^3} \right) = 7,3 \text{ } \mu\text{g P/l}$$

Til sammenligning kan nevnes at middelverdien av observasjonsresultatene på dette sted er 7,1 $\mu\text{g P/l}$.

Hvis man forutsetter 60% reduksjon av fosfor fra kommunalt og industrielt avløpsvann, blir den midlere konsentrasjonsverdi for fosfor i Otta ved Åsåren 4,7 $\mu\text{g P/l}$.

Fosforkonsentrasjon i Lågen oppstrøms Otta (Sel)

I Lågen ovenfor Otta er det store variasjoner både i vannføring og fosforkonsentrasjoner i løpet av året. Regnes vinterperioden fra begynnelsen av oktober til slutten av april og sommerperioden utgjør den resterende del av året, er middelverdiene for de målte konsentrasjoner (reelle verdier når vannføringen er tatt i betraktning):

Målte verdier	vinter:	9 µg P/l x)
uten rensing	sommer:	7,5 µg P/l

x) (verdien for 30/4 1974 som er unormalt høy, (120 µg P/l), er ikke tatt med.)

Når det forutsettes at ca. 10% av tilførselene fra jordbruk, skog og uproduktive områder tilføres i vinterhalvåret, er teoretiske fosforkonsentrasjoner (middelverdier) beregnet til:

Beregnete verdier	vinter:	33,5 µg P/l
uten rensing	sommer:	9,8 µg P/l

Som det fremgår av tallene ovenfor, er de teoretiske beregnede verdier høyere enn de observerte. Dette skyldes bl.a. sedimenterings- og selvrensningseffekter, for få observasjonsdata, varierende praksis med hensyn til bruken av Lågen som resipient, osv.

Med utgangspunkt i de målte middelverdier og 60% fosforreduksjon fra kommunalt og industrielt avløpsvann, blir de aktuelle konsentrasjonsverdier i Lågen oppstrøms Otta:

Målte verdier	vinter:	9 - 6,7 = <u>2,3 µg P/l</u>
med rensing	sommer:	7,5 - 1,4 = <u>6,1 µg P/l</u>

Fosfortilskudd fra Ottaområdet (ned til Sjoa)

Tilskuddet fra kommunalt og industrielt avløpsvann er 13,3 kg P/døgn - med 60% P-reduksjon: 5,3 kg P/døgn. Fordeles de øvrige fosfortilførsler på sommer og vinter i henhold til nåværende vannføring (henholdsvis 6,1 og 1,2 kg/døgn), blir det midlere fosfortilskudd (etter rensing) 75 mg P/s og 132 mg P/s for henholdsvis vinter og sommer.

Minstevannføring i Otta før samløp Lågen

På bakgrunn av fosfortilførslene fra Otta elv, Lågen oppstrøms Otta og selve Ottaområdet er det nå mulig å beregne eventuelt tilskuddsvann (fortynningsvann) fra Otta elv, hvis kravet til en fosforkonsentrasjon $< 7 \mu\text{g P/l}$ skal opprettholdes på strekningen Otta - Sjoa i Lågen. Beregningen er gjennomført etter samme prinsipper som tidligere på grunnlag av følgende formel:

$$2) \quad k_o \cdot q_o + k_s \cdot q_s + P_o = k_t (q_o + q_s)$$

hvor k_o = midlere målte fosforkonsentrasjoner i Otta oppstrøms samløp Lågen ÷ rensed kloakk- og industrielt avløpsvann (60% P-red.)

k_s = midlere målte fosforkonsentrasjon i Lågen ved Sel ÷ rensed avløpsvann

P_o = fosfortilførsler fra Ottaområdet ÷ rensed avløpsvann

q_o = minstevannføring i Otta før samløp Lågen

q_s = vannføring ved Sel

$q_o + q_s$ = vannføring oppstrøms Sjoa

Beregnet minstevannføring i Otta før samløp Lågen (med 60% P-red.)

Vinter: (middelvannføring ved Sel = $10 \text{ m}^3/\text{s}$):	<u>$12,2 \text{ m}^3/\text{s}$</u>
(middelvannføring ved Sel = $15 \text{ m}^3/\text{s}$):	<u>$2,0 \text{ m}^3/\text{s}$</u>
Sommer: (middelvannføring ved Sel = $82 \text{ m}^3/\text{s}$):	<u>$25,3 \text{ m}^3/\text{s}$</u>
(middelvannføring ved Sel = $75 \text{ m}^3/\text{s}$):	<u>$28,0 \text{ m}^3/\text{s}$</u>

Det er ved beregningene tatt utgangspunkt i midlere vannføringsverdier ved nåværende regulering. I perioder med lavere vannføringer vil derfor den anvendte tolerable verdi for fosfor bli betydelig overskredet. Videre er det tatt utgangspunkt i dagens situasjon hva forurensningstilførsler angår, og en økning i aktivitets- eller utslippsvolum oppstrøms Sjoa vil også medføre at grensen blir overskredet. Videre må det taes hensyn til observasjonsmaterialets begrensning, sedimenterings- og selvrensningseffekter osv.

På bakgrunn av beregningsresultatene og alle usikkerheter tatt i betraktning, bør vannføringen i Otta før samløp Lågen etter vårt skjønn ikke være mindre enn:

Om vinteren : 10 m³/s

Om sommeren : 20 m³/s

Ved utbygging av Jora og Sel er det mulig vintervannføringen i Otta kan reduseres noe, mens sommervannføringen derimot antakelig bør økes for at ikke sjenerende forurensningssituasjoner i Lågen nedstrøms Otta skal oppstå. Uansett hvilken minstevannføring man velger, må vassdragssystemet overvåkes, spesielt i Otta-området, slik at man ved betenkelige utviklingstendenser kan øke minstevannføringen og/eller forbedre de forurensningsbegrensende tiltak.

Øst mot vest-alternativet vil antakelig ikke by på nevneverdige problemer hva resipientforholdene på denne strekning angår forutsatt at effektive forurensningsbegrensende tiltak gjennomføres.

Forholdene nedstrøms Sjoa

Middelverdiene for vinter- og sommervannføringen i Sjoa er henholdsvis 7,1 og 67,8 m³/s. Det vil si at middelvannføringen ved øst mot øst-utbygging ved Kvam blir 24,6 og 154,5 m³/s for henholdsvis vinter og sommer hvis minstevannføringene i Otta blir som beregnet ovenfor, altså 10 m³/s om vinteren og 20 m³/s om sommeren. Forøvrig går de midlere vannføringsverdier frem av Statskraftverkernes utredninger.

Ved Kvam er elva markert påvirket av forurensninger. Foss og strykpartiene er til sine tider sterkt begrodd med alger (*Didymosphaenia geminata*, *Hydrurus foetidus* m.fl.) Lokalt ved utslippstedene er det forekomster av heterotrof vekst.

Ved Vinstra er elva lokalt betydelig påvirket, og det er rik forekomst av moser og trådformede grønnalger med innslag av heterotrof begroing, først og fremst av bakterien *Sphaerotilus natans*. Selve utslippsstedene er klart markerte ved partikulære kloakkvannsrester, søppel o.l.

Midlere fosfortilførsler pr. døgn på strekningen fra Sjoa (st. 1.60) til Kvam (st. 1.50) går frem av tabell 56.

Tabell 56. Lågen. Midlere tilførsler av fosfor i kg P/døgn på strekningen Sjoa - Kvam (teoretiske verdier).

(Tilførsler fra nedbørfelt (jord, skog, uprod.) er fordelt i forhold til vannføringen).

Rensing	Årsverdier	Vinterverdier	Sommerverdier
Urenset	23,5	9,6	43,5
60% fosforreduksjon fra kloakk og industriavløpsvann	19,5	5,6	39,5

På grunnlag av de nevnte minstevannføringene i Otta før samløp med Lågen (beregnet ovenfor) og forutsatt at fosforinnholdet i avløpsvannet (kloakk og industri) reduseres med 60%, blir midlere fosforkonsentrasjon $7,4 \mu\text{g P/l}$ (vinter) og $6,9 \mu\text{g P/l}$ (sommer). Tilførsler av fortynningsvann synes altså i liten grad å være nødvendig for å oppfylle kravet om en tolerabel fosforkonsentrasjon på $7 \mu\text{g P/l}$.

På strekningen fra Kvam til nedstrøms Vinstra tettsted (før samløp tunnelutløp Vinstra Kraftverk) vil den midlere vinter- og sommervannføring (ved øst mot øst-alternativet) bli henholdsvis ca. 27 og ca. $160 \text{ m}^3/\text{s}$ hvis den beregnede minstevannføring opprettholdes. I dette området bor det ca. 4500 personer. Den teoretiske fosfortilførsel disse mennesker representerer er ca. $11,3 \text{ kg/døgn}$. I området ligger det også et ysteri med utslipp som representerer $0,7 \text{ kg fosfor/døgn}$. Ved 60% fosforreduksjon hva disse tilførsler angår, vil utslippene representere $4,8 \text{ kg P/døgn}$.

På grunnlag av disse vannførings- og fosforverdier vil de teoretiske fosforkonsentrasjonene i Lågen nedstrøms Vinstra bli $8,9 \mu\text{g P/l}$ (vinter) og $7,2 \mu\text{g P/l}$ (sommer), dvs. i overkant av den tolerable verdi. Her er avrenning fra jord, skog og utmark i det lokale nedbørfelt ikke tatt med, men da det er et relativt lite område, vil neppe denne avrenning ha særlig stor innflytelse på konsentrasjonsverdiene. Likevel er det grunn til å merke seg at dette elveavsnitt er sterkt utsatt for forurensningstilførsler, og at det her lett kan oppstå praktiske problemer ved vassdraget.

Heller ikke på denne strekningen synes øst mot vest-alternativet å by på resipientproblemer forutsatt effektiv rensing av avløpsvannet.

9.5.9 Lågen fra Harpefoss til Tretten

Like ovenfor Harpefoss mottar Lågen avløpet fra Vinstra kraftverk. Her vil også avløpet fra et eventuelt Nedre Otta kraftverk munne ut. Videre nedover mottar Lågen sideelvene Frya, Våla, Tromsa og Moksa (fig. 92).

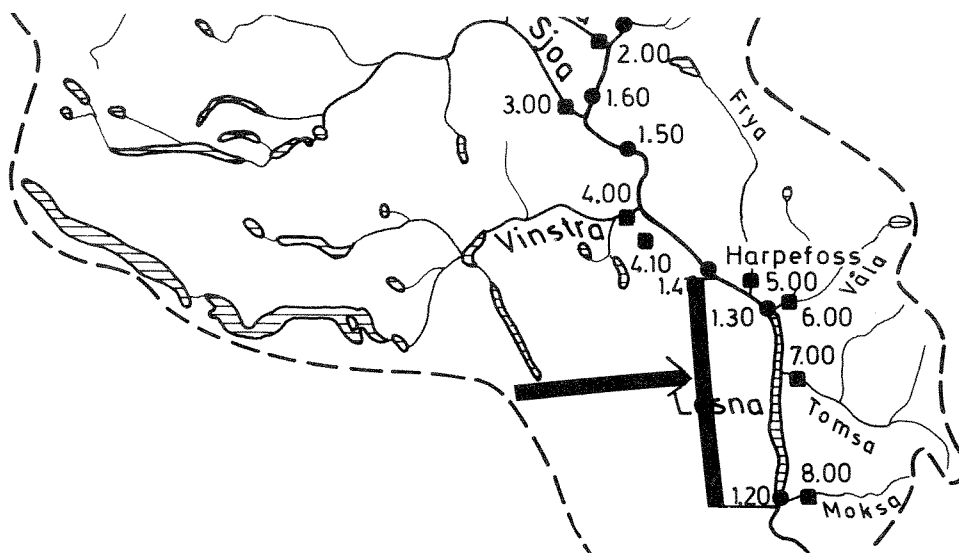


Fig. 92. Lågen fra Harpefoss til Tretten (uthevet).

Ved vannmerket Losna vil den midlere vannføring ifølge Statskraftverkene bli følgende (tabell 57):

Tabell 57. Lågen. Midlere vannføring ved Losna.

Vinterperiode 1/10 - 1/5. Sommerperiode 1/5 - 1/10.

	Året	Vinter	Sommer
Naturlig vannføring	250	64	509
I dag	249	104	451
Vest-alternativet	202	94	355
Øst-alternativet	249	176	351

Vannføringsvariasjoner over året ved Kvam og Fåvang går frem av fig. 80 g og 80 h.

På strekningen utvider elva seg og danner et stilleflytende og innsjøliggende parti (Losna). Dette har betydning bl.a. for sedimentasjon av partikulære fosforforbindelser, produksjon av planktonalger o.l.

Teoretiske verdier for den totale fosfortransport ved Harpefoss, Fåvang og Tretten går frem av tabell 58.

Tabell 58. Lågen. Teoretiske verdier for fosfortransport (total fosfor) ved Harpefoss, Fåvang og Tretten i kg/døgn.

Sted	Vannførings- (alt.)	Rensegrad	Året	Vinter	Sommer
Harpefoss	Nåværende	urenset	186	133	264
	"	60% P.red.	131	78	208
	Øst mot Øst	- " -	131	105	161
	Øst mot Vest	- " -	121	75	162
Fåvang	Nåværende	urenset	227	164	318
	"	60% P.red.	157	95	249
	Øst mot Øst	- " -	157	127	204
	Øst mot Vest	- " -	147	92	205
Tretten	Nåværende	urenset	238	173	334
	"	60% P.red.	165	99	261
	Øst mot Øst	- " -	165	133	214
	Øst mot Vest	- " -	155	96	215

Tilførslene fra jordbruk, skog og utmark er fordelt på vinter og sommer i henhold til vannføringen. Verdiene er beregnet ut fra registreringsdata og må bare betraktes å være av orienterende karakter.

I elvepartiets foss- og strykepartier kan det til sine tider være betydelig algebegroing (grønnalger, kiselalger). Den sekundære påvirkningen kan til sine tider medføre praktiske problemer i forbindelse med utøvelse av fiske på grunn av algedrift i vannmassene.

På grunnlag av transportverdiene angitt i tabell 58, er de midlere teoretiske fosforkonsentrasjoner ved Tretten beregnet (tabell 59).

Tabell 59. Midlere teoretiske (beregnete) fosforkonsentrasjoner i $\mu\text{g P/l}$ ved Tretten.

Vinter 1/10 - 1/5. Sommer 1/5 - 1/10.

x) Aritmetiske middelerverdier for måleresultatene i 1974/75.

Vannføringsalt.	Rensegrad	Året	Vinter	Sommer
Nåværende	Urenset	11,1	19,2	8,6
- " -	60% P.red.	7,7	11,1	6,7
Øst mot Vest-alt.	60% P.red.	8,9	12,0	7,0
Øst mot Øst-alt.	60% P.red.	7,7	8,7	7,0
x) Midlere observasjonsverdier 1974/1975		8,9	9,7	8,0

Ved 60% fosforreduksjon fra kommunalt og industrielt avløpsvann vil de teoretiske konsentrasjonsverdiene fortsatt overstige den valgte tolerable verdi (7 $\mu\text{g P/l}$), særlig om vinteren. En betydelig sedimentasjon og selvrensing i Losna gjør seg imidlertid gjeldende. Det er selvfølgelig på grunnlag av det foreliggende registrerings- og observasjonsmateriale vanskelig å angi størrelsen av denne effekt. Legges observasjonsverdiene til grunn, vil elvevannets fosforkonsentrasjoner hverken sommer eller vinter overstige 7 $\mu\text{g P/l}$ uansett alternativ når effektive rensetekniske tiltak er i funksjon. Som det går frem av tabell 59 synes øst mot vest-alternativet å være det ugunstigste alternativ forureningsmessig sett.

9.5.10 Lågen fra Tretten til Fåberg

Elvestrekningen (fig. 93) er sterkt preget av Hunderfossreguleringen idet en betydelig del av strekningen til sine tider praktisk talt er tørrlagt.

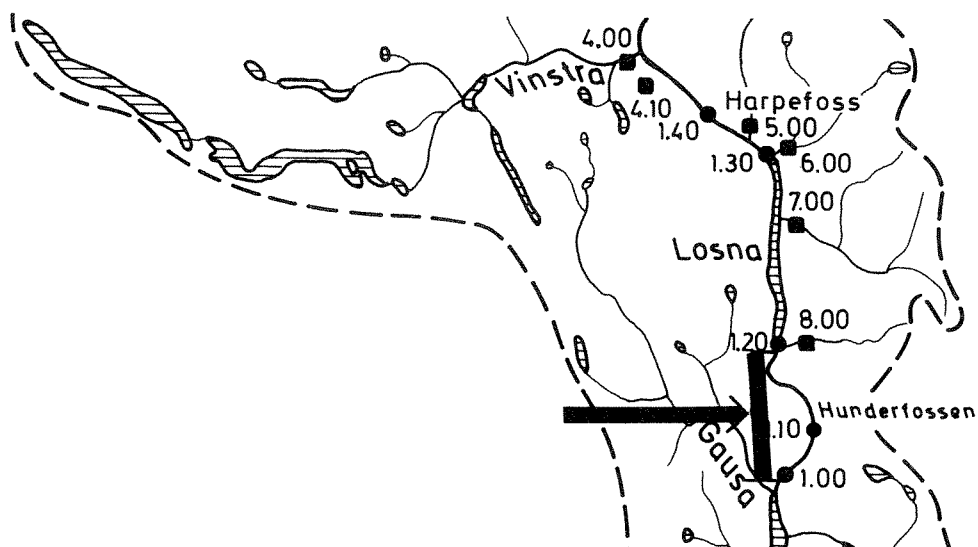


Fig. 93. Lågen fra Tretten til Fåberg (uthevet).

Vannføringsforholdene ved Fåberg er omtrent som ved Losna - fig.80 i og tabell 57. De teoretiske verdier for fosfortransporten ved dette punkt er fremstilt i tabell 60.

Tabell 60. Teoretisk nærings salttransport i kg/døgn i Lågen ved Fåberg.

(Fosfortilførsel fra arealene er fordelt på sommer og vinter i henhold til vannføring)

(Fosforreduksjonen gjelder kommunalt og industrielt avløpsvann)

(Vinter 1/10 - 1/5 og sommer 1/5 - 1/10)

Alternativ	Rensing	Total fosfor			Total nitrogen		
		Året	Vinter	Sommer	Året	Vinter	Sommer
<u>Nåværende forhold:</u>							
Befolkning	Urenset	99,4	99,4	99,4	477	477	477
Industri	"	35,4	35,4	35,4	119	119	119
Jordbr., skog og annet	"	119,9	52,1	218,8	4420	2576	7619
Totalt	Urenset	254,7	186,9	353,6	5016	3172	8215
	Etter 60% P-red.	173,8	106,0	272,7			
Øst mot Øst-alt. totalt:	Urenset	254,7	221,6	305,0	5016	3720	6826
	Etter 60% P-red.	173,8	140,7	224,1			
Øst mot Vest-alt. totalt:	Urenset	246,6	178,8	345,5	4220	3116	6585
	Etter 60% P-red.	165,7	97,9	264,6			

Tabell 61. Midlere teoretisk næringssaltkonsentrasjon i µg P/l i Lågen ved Fåberg ved de forskjellige alternativer.

*) angir måleresultater 1974/1975.

Alternativ	Rensing	Total fosfor			Total nitrogen		
		Året	Vinter	Sommer	Året	Vinter	Sommer
Nåværende forhold	Urenset	11,8	20,8	9,1	233	353	211
	Etter 60% P-red.	8,1	11,8	7,0			
Øst mot Øst-alt.	Urenset	11,8	14,6	10,1	233	245	225
	Etter 60% P-red.	8,1	9,3	7,4			
Øst mot Vest-alt.	Urenset	14,1	22,0	11,3	242	384	215
	Etter 60% P-red.	9,5	12,1	8,6			
*) Måleresultater 1974/1975		6,6	9,1	4,9	206	216	199

På denne elvestrekning er det til sine tider stor algebegroing, særlig i strykpartiene. Ut på sensommeren og høsten er det først og fremst kiselalgen *Didymosphaenia geminata* som dominerer mens *Hydrurus foetidus* dominerer ut på vårparten. Rent lokalt er det forekomst av heterotrof begroing, særlig i nærområdet til kloakkutslipp, utslipp fra melkeforedlingsbedrifter o.l.

Dette elveavsnitt er av stor betydning som gyte- og oppvekstområde for et flertall av Mjøsas viktigste fiskeslag (hunderaure, lægesild, krøkle, sik).

Tabell 61 viser at konsentrasjonsnivåene ved 60% fosforreduksjon (fra avløpsvannet) ligger betydelig over toleransegrensen ved alle alternativ.

Måleresultatene for fosfor ved Fåberg i 1974/75 er meget lave i forhold til verdiene ved Hunderfossen, Tretten og videre oppover vassdraget. Dette kan ha sammenheng med prøvetaking (prøvene er tatt i overflaten på et stilleflytende parti og er derfor ikke representative for hovedvannmassen), men en viss sedimentasjons- og selvrensingseffekt gjør seg sannsynligvis også gjeldende.

Ved effektive rensetekniske tiltak vil fosforkonsentrasjonen ved Fåberg neppe overstige toleransegrensen - 7 µg P/l - uansett alternativ, men øst mot vest-alternativet synes å gi de dårligste resultater.

I og med at de dominerende begroingsorganismer er nøysomme hva nærings-salter angår, er det sannsynlig at endringer i vannføringsforholdene vil gi uheldige begroingsutslag. F.eks. er det meget sannsynlig at den omtalte kiselalge kan bli mer dominerende og at dens vekstsesong kan bli forlenget etter at en eventuell regulering er et faktum.

9.6 Reguleringsinngrepets innflytelse på produksjonsforholdene i Mjøsa

Forurensningsbelastningen Mjøsa utsettes for, stammer i vesentlig grad fra Mjøsas lokale nedbørfelt (Fåberg - Minnesund). Tilførslene skjer dels via direkte utslipp i Mjøsa og dels via tilløpselvene. Det er først og fremst by- og tettstedområdene og de sentrale tilløpselver som er de største bidragsytere.

I forbindelse med NIVA's Mjøsprosjekt er det opprettet vannføringsstasjoner i de største tilløp til Mjøsa. Observasjonsserien er for kort til å gi de normale eller midlere vannføringsverdier. I beregningene nedenfor (tabell 62) er vannførings- og observasjonsdataene for 1974 benyttet. Avrenning fra nærområdene (resterende deler av nedbørfeltet utenom elvene) er beregnet i henhold til vannføringen i Mjøsas lokale tilløpselver. For Lågen er de midlere vannføringsverdier ved Losna (Statskraftverkene) benyttet.

Tabell 62. Vannføringsdata for Mjøsas lokale nedbørfelt (1974), Lågen (middelverdier) og Vorma (middel 1920/1950), m³/s.

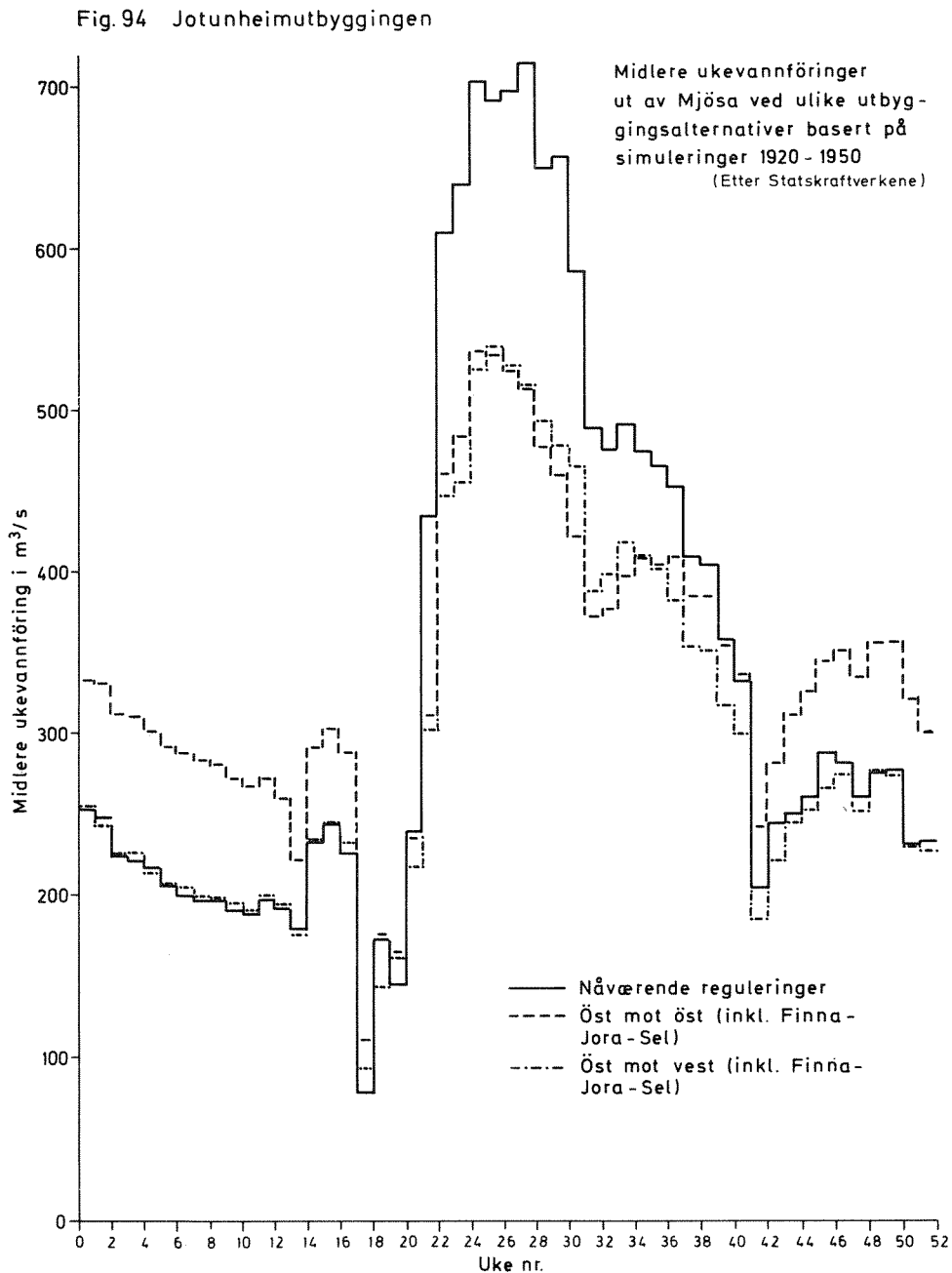
Vinterperiode 1/10 - 1/5. Sommerperiode 1/5 - 1/10.

(Verdiene for Lågen og Vorma, etter Statskraftverkene).

(Nedbøren på Mjøsa er selvfølgelig avhengig av nedbør og isforhold).

Lokalitet	Året	Vinter	Sommer
Mjøsas lokale tilløpselver (1974)	55,1	18,4	91,8
Avrenning fra nærområdet (resterende nedbørfelt)	12,9	4,3	21,5
Nedbør på Mjøsa	3,2	1,1	5,3
Sum	71,2	23,8	118,6
Lågen ved Losna, nåværende forhold	249	104	451
Lågen ved Losna, øst mot øst-alt.	249	176	351
Lågen ved Losna, øst mot vest-alt.	202	94	355
Vorma, nåværende forhold	342	237	486
Vorma, øst mot øst-alternativet	342	304	390
Vorma, øst mot vest-alternativet	297	232	385

Fig. 94 angir midlere ukevannføringer ut av Mjøsa ved ulike utbyggingsalternativer basert på simuleringer 1920-50 (etter Statskraftverkene).



Den samlede forurensningstilførsel til Mjøsa i 1974, beregnet på grunnlag av elvenes vannføring og næringssaltkonsentrasjoner, registreringsverdier for direkteutslipp i selve Mjøsa og et kvalifisert skjønn angående diffuse tilførsler (overflateavrenning, jordbruksavrenning o.l. fra Mjøsas nærområder som ikke fanges inn av tilløpene), er gjengitt i tabell 63.

Tabell 63. Forurensningstilførsler til Mjøsa 1974.

Konsentrasjonsverdiene er angitt som aritmetiske
middelverdier.

Lokalitet	Total fosfor		Total nitrogen	
	µg P/l	Tonn P/år	µg N/l	Tonn N/år
Gausa	13	4,6	620	265
Rinda	6	0,3	552	29
Vismunda	6	0,7	598	65
Stokkelva	7	0,6	858	63
Bråstadelva	15	0,4	790	18
Hunnselva	183	15,5	3657	337
Lena	136	14,4	4065	457
Vikselva	22	1,0	827	44
Svartelva	57	12,2	1258	298
Flagstadelva	70	6,2	1778	224
Brumunda	13	1,3	641	63
Moelva	23	1,5	781	59
Mesna	52	8,1	612	88
Lågen	6,5	41,0	209	1398
Sum		107,8		3408
Diffuse tilførsler og direkte utslipp		<u>156,0</u>		<u>1500</u>
Total transport		263,8		4908
Vorma	8,4	76,0	386	3347
Differanse (1974)		<u>187,8</u>		<u>1561</u>

Slike transportverdier er imidlertid i betydelig grad influert av avrennings- og vannføringsforholdene og de vil derfor kunne variere noe fra det ene året til det andre.

På bakgrunn av innsamlet registreringsmateriale om bosetting, industri og jordbruk er tilførslene av næringssalter (fosfor og nitrogen) til Mjøsa beregnet (tabell 64).

Tabell 64. Teoretiske tilførsler av fosfor og nitrogen til Mjøsa fra nærområdene (nedbørfelt + Lågen) i kg/døgn (registreringsdata), samt årlig tilførsel.

(Tilførsler fra skog, jord og utmark fordeles på sommer og vinter i henhold til vannføringen.)

(Fosforreduksjonen gjelder kommunalt og industrielt avløpsvann.)

(Her er kun registreringsdataene lagt til grunn.)

	Rensing	Total fosfor			Total nitrogen		
		Året	Vinter	Sommer	Året	Vinter	Sommer
Mjøsområdet (+Lågen):							
Befolkning	Urenset	388,2	388,2	388,2	2353	2353	2353
Industri	Urenset	255,4	255,4	255,4	1622	1622	1622
Jordbr., skog og annet		179,5	60,0	299,0	7521	2514	12528
Totalt	Urenset	823,1	703,6	942,6	11496	6499	16503
	Etter 60%	436,9	317,4	556,4	-	-	-
	P-red.						

Tilførsler i tonn/år totalt: 300 4200

Tilførsler i tonn/år etter 60% P-red. ca. 160

I Mjøsas nedbørfelt bor det 196.380 mennesker som tilsammen representerer et fosforbidrag på 178 tonn P/år, hvorav 95 tonn P/år stammer fra den del av befolkningen som i dag er tilknyttet avløpssystemer (dvs. 95 tonn føres med sikkerhet direkte til resipienten). Industriaktiviteten i nedbørfeltet representerer 102,5 tonn P/år. Etter 60% fosforreduksjon fra avløpsvannet (kommunalt og industrielt), vil tilførslene fra befolkning og industri bli 79 tonn P/år med nåværende opplegg for avløpssystemer og 112,2 tonn P/år hvis avløpssystemet fanger opp og leder avløpsvannet fra all bosetting frem til renseanlegg. Da kloakkeringsplanene ikke er kjent, er det i det følgende gått ut fra nåværende system, og med 60% fosforreduksjon fra både kommunalt og industrielt avløpsvann. Beregningene av den midlere fosforkonsentrasjonen for alt avløpsvann er gjengitt i tabell 65.

Tabell 66 angir resultatene for midlere teoretiske fosforkonsentrasjoner beregnet på grunnlag av registreringsdata for befolkning, industri og avrenning fra jordbruk, skog og lite produktive områder.

Tabell 65. Midlere fosforkonsentrasjoner i ug P/1 i de samlede tilløp til Mjøsa. Transportverdiene for 1974 er lagt til grunn.

(Det er regnet med at 53% av kloakkvannet tilføres avløpsanlegg).

	År	Vinter	Sommer
Uten rensing:			
Nåværende vannføring	24,5	32,8	19,0
Øst mot øst-alternativet	24,5	25,5	23,7
Øst mot vest-alternativet	28,2	33,5	24,0
Etter 60% P-reduksjon fra kommunalt og industrielt avløpsvann:			
Nåværende vannføring	13,4	16,9	11,2
Øst mot øst-alternativet	13,4	13,2	14,0
Øst mot vest-alternativet	15,5	17,2	14,2

Her er det regnet som om alt avløpsvann fra bosetning og industri tilføres vassdraget, og det er ikke tatt hensyn til sedimentasjons- og adsorpsjonseffekter, selvrensingsprosesser o.l. De teoretiske verdiene for fosforkonsentrasjoner blir derfor høyere enn det observasjonsmateriale viser. Likevel gir også disse resultater visse informasjoner om hvordan de forskjellige utbyggingsalternativer virker på fosforkonsentrasjonene i Mjøsa. Tabellen antyder også Lågens betydning som fortynnings-element for forurensningstilførslene til Mjøsa.

Tabellene 65 og 66 viser at øst mot vest-alternativet på årsbasis medfører en konsentrasjonsøkning i de samlede tilløp til Mjøsa på ca. 16% sammenlignet med nåværende forhold. Midlere konsentrasjonsøkning vinter og sommer blir henholdsvis 1,8 og 26,8%. Øst mot øst-alternativet endrer ikke midlere konsentrasjon på årsbasis sammenlignet med tilstanden uten ytterligere inngrep. Den midlere vinterkonsentrasjon blir ved dette alternativ ca. 22% lavere og midlere sommerkonsentrasjon blir 25% høyere enn uten utbygging.

Tabell 66. Midlere teoretisk fosfor- og nitrogenkonsentrasjon ($\mu\text{g P/l}$ - $\mu\text{g N/l}$).
for Mjøsas lokale nedbørfelt (alle tilførsler + Lågen) og for det
totale nedbørfelt.

(Fosforreduksjonen gjelder kommunalt og industrielt avløpsvann.)

Alternativ	Rensing	Total fosfor			Total nitrogen			
		Året	Vinter	Sommer	Året	Vinter	Sommer	
Mjøsområdet (+Lågen)	Urenset	133,8	342,2	92,0	1868	3157	1612	
	Etter 60% P-red.	71,0	154,4	54,3				
	Totale nedbørfelt (nåværende forhold)	Urenset	38,9	80,6	26,3	597	875	503
	Etter 60% P-red.	22,1	38,3	16,8				
	Øst mot Øst-alt.	Urenset	38,9	53,6	30,7	597	592	575
	Etter 60% P-red.	22,1	26,5	19,2				
Øst mot Vest-alt.	Urenset	45,3	86,7	31,5	666	944	565	
	Etter 60% P-red.	25,5	40,8	20,1				

Mjøsa tilføres store mengder næringssalter fra de nære områder (lokale nedbørfelt). Av den totale fosfortilførselen stammer ca. 76% fra nær-områdene, mens resten, ca. 24%, tilføres via Lågen. Selv etter at fosforinnholdet i det kommunale og industrielle avløpsvannet er blitt redusert med 60%, vil konsentrasjonsverdiene av fosfor i tilsigs-(tilløps)vannet i betydelig grad overstige verdier for tolerabel konsentrasjon. I hvilken grad man med forurensningsbegrensende tiltak kan ta hånd om mer enn 60% av kloakkvannets fosforinnhold er avhengig av kloakkeringsplanene, tette ledningssystemer, effektiv drift av tekniske anlegg o.l. Man må regne med at saneringstiltak i noen grad vil medføre oppsamling av avløpsvann også fra spredt bebyggelse til større enheter hvor det blir underkastet rensing før det tilføres resipienten.

Sedimentering, adsorpsjon av fosfor til mineralpartikler, utfellings- og selvrensingsprosesser o.l., spesielt i stilleflytende og stagnerte vannforekomster, vil resultere i ytterligere fosforreduksjon. Dette

kommer klart tilsyne ved en sammenligning av de teoretiske og målte konsentrasjonsverdier. Alle teoretiske konsentrasjonsverdier er betydelig høyere enn tilsvarende observerte.

Registreringsmaterialet viser at tilførselene av fosfor fra jordbruk, skog og uproduktive områder representerer ca. 28% av den totale mengde, men det skal her poengteres at det knytter seg stor usikkerhet til disse verdier. Det knytter seg også stor usikkerhet til hvor stor del av disse fosformengder som tilføres vassdragene i de forskjellige årstider. Her er det valgt å beregne fordelingen mellom sommer og vinter i forhold til middelvannføringen i de to årsperioder, men det er sannsynligvis stor variasjon fra år til annet.

Som de fleste norske innsjøer, gjennomløper Mjøsa fire forskjellige termiske perioder i løpet av året, nemlig vårsirkulasjonen (slutten av april til siste halvdel av juni), sommerstagnasjonsperioden (juni til november), høstsirkulasjonen (november - desember i nord, november - februar i syd) og vinterstagnasjonsperioden (desember - april i nord, februar - april i syd). Årsaken til dette variasjonsmønster er de klimatiske forhold og vannets fysiske egenskaper (bl.a. at vann har størst tetthet ved ca. 4°C).

Fig. 95 illustrerer temperaturforholdene på NIVA's faste observasjonsstasjoner i Mjøsa i 1974. Like temperaturverdier er forbundet med isolinjer. På grunn av praktiske vanskeligheter har det ikke vært mulig å måle temperaturen på alle stasjoner samtidig.

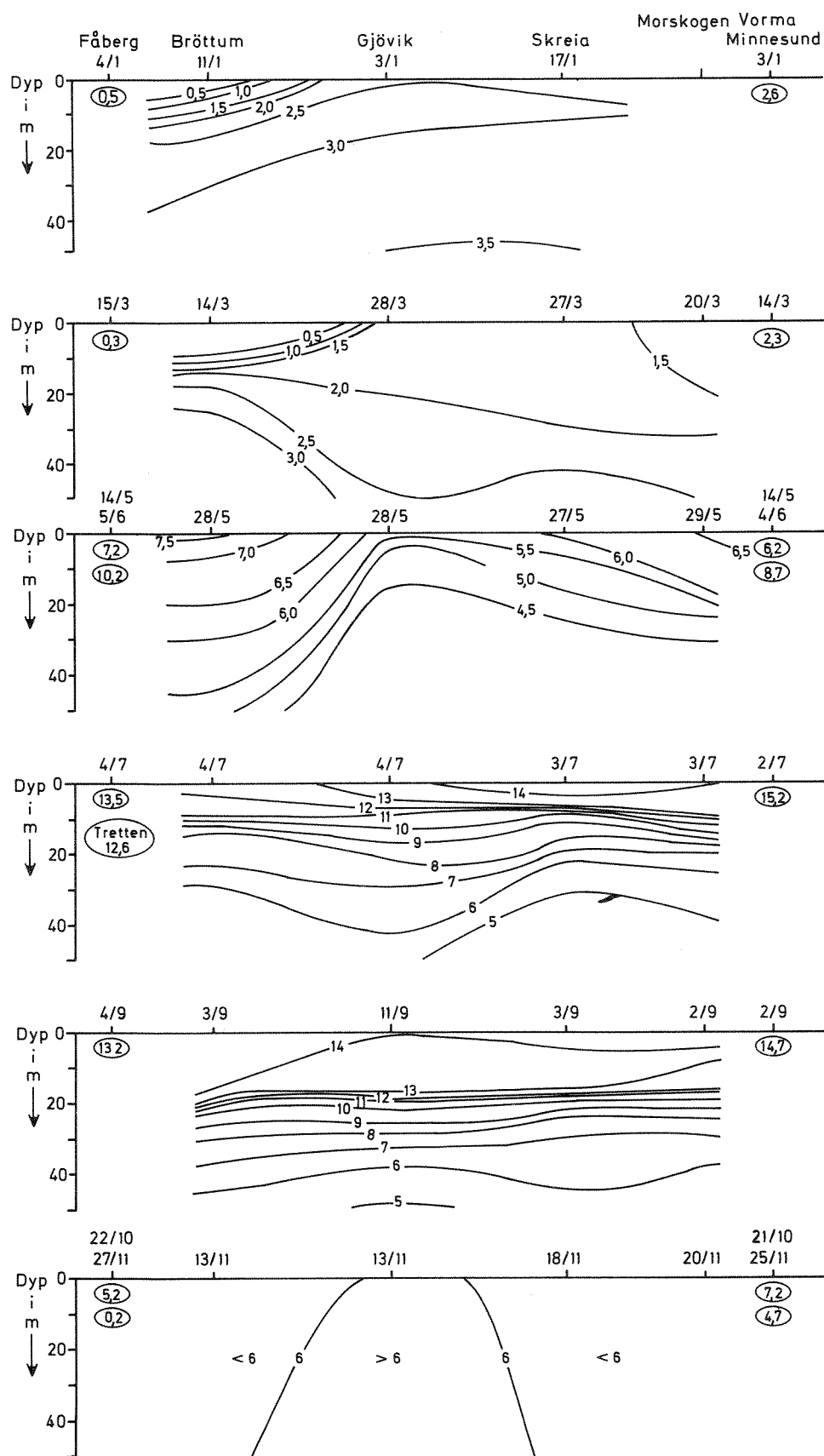
Under vintersituasjonen (4-7/1 og 14-28/3) er tilløpsvannet (Lågen) betydelig kaldere enn vannet i Mjøsa (spesielt i dyplagene). På grunn av dybdeforholdene og Lågens påvirkning var Mjøsa i denne periode tilfrosset fra Lillehammer til områdene omkring Gjøvik, mens Mjøsas hovedbasseng (lengre sydover) var åpent. I de islagte deler foregikk gjennomstrømmingen (på grunn av tetthetsforskjeller) i de aller øverste lag, mens i de åpne områder med større turbulens i vannet var innblandings- og gjennomstrømningslagene av større mektighet.

Forurensningstilførselene til Mjøsa skjer i dag via tilløpene, tilsig og direkteutslipp i innsjøens overflatelag. Bl.a. på grunn av drikkevanns-

Fig.95 Temperatursituasjonen i Mjøsa 1974

Alle temperaturangivelser i °C

Verdiene ved Fåberg og Minnesund gjelder overflaten



interessene (dypvannsinntak) vil utslippene også i fremtiden skje til de øverste lagene (0-20 m). Mengden og kvaliteten av de gjennomstrømmende vannmasser er derfor av vesentlig betydning med hensyn til fortykning av tilførte forurensninger.

Øst mot øst-alternativet, som i følge Statskraftverkene resulterer i en midlere vintervannføring i Lågen ved Losna på $176 \text{ m}^3/\text{s}$ mot nå $104 \text{ m}^3/\text{s}$, vil medføre en bedre fortykning og større transport av forurensninger ut av Mjøsa i denne tidsperiode enn hva tilfelle er i dag. Spesielt vil avsnittet nord for Gjøvikområdet bli begunstiget. Øst mot vest-alternativet ($94 \text{ m}^3/\text{s}$) vil derimot medføre noe svakere gjennomstrømning på denne årstid. Volumet av innsjøavsnittet nord for Kapp ned til 10 meter, som antas å bli mest berørt av gjennomstrømningen, er ca. 870 mill m^3 . Utskiftningstiden for disse vannmasser ved de forskjellige utbyggingsalternativene vil ved vintervannføringer bli følgende:

Ingen utbygging	:	97 døgn
Øst mot øst-utbygging	:	57 døgn
Øst mot vest-utbygging	:	107 døgn.

Imidlertid vil vannmassene på grunn av Coriolikraften bevege seg sydover Mjøsa langs vestsiden, og her er sannsynligvis strømhastigheten langt høyere enn det tallene ovenfor skulle tilsi, mens man på resten av tverrsnittet har svakere strømhastigheter. Ovenfornevnte utskiftningstider viser likevel klart at øst mot øst-alternativet representerer en betydelig bedre utskiftningsmekanisme om vinteren sammenlignet med ingen utbygging eller øst mot vestutbygging.

Om sommeren vil slambelastet vann fra isbreområdene bli lagret i reguleringsmagasinene. Selv om det partikulære materiale i vesentlig grad vil sedimentere i innsjøene, må man etter reguleringsinngrepet regne med en viss transport av slikt materiale til Mjøsa vinterstid uansett alternativ. Imidlertid er det på bakgrunn av foreliggende observasjonsmateriale meget vanskelig å kvantifisere en eventuell endring i materialtransporten om vinteren. Både slammengder og slamtransportens betydning i kvalitativ sammenheng (adsorpsjon av fosfor, nedsettelse av biologisk aktivitet o.l.) bør bli gjenstand for ytterligere undersøkelser.

Under sirkulasjonsperiodene vår og høst vil de tilførte vannmasser blandes inn i alle dyp av Mjøsa. Sirkulasjonsperiodene faller som regel sammen med stor vannføring (flom) og stor tilførsel av partikulært materiale fra elveleiene, erosjonsprodukter fra jordområder osv. Dette nedsetter i betydelig grad vannets kvalitet. I begynnelsen av slike flomsituasjoner er som regel stoffkonsentrasjonene for en del parametre betydelig høyere enn ellers, men etter hvert som flommen vedvarer, vil både partikkeltransporten og konsentrasjonsverdiene avta. Som nevnt har elvevannet i disse perioder - avhengig av temperaturforholdene - noe lettere for å berøre større innsjøvolum (vertikal sirkulasjon) enn under stagnasjonsperiodene. Observasjonsresultatene fra mai og november 1974 (fig. 95) illustrerer dette forhold. I slutten av mai hadde tydeligvis Lågen-vannet noe høyere temperatur enn vannmassene i Mjøsa. Dette resulterte i at det dannet seg en temperaturgradient med stigende temperatur fra dypere lag mot overflaten. I områdene sydover fra Lillehammer til Gjovik hadde tydeligvis Lågen gjort seg gjeldende til betydelig større dyp enn lengre sydover i Mjøsa.

Fig. 96 - 99 viser simulerte vannføringer (ukemidler) i Lågen ved de forskjellige utbyggingsalternativ for årene 1923, 1934, 1941 og 1945. Simuleringsberegningene er foretatt av Statskraftverkene. Figurene viser at reguleringsinngrepet uansett alternativ, vil virke dempende på flomvannføringene. I tabell 67 er det vist noen eksempler på hvilken betydning flomsituasjonen har for vannutskiftningen (fortynningen) i nordlige deler av Mjøsa. Her er det antatt at vannmengdene over 10 m i området Lillehammer - Kapp (870 mill. m^3) blir skiftet ut.

Tabell 67. Vannføring (ukemidler) og oppholdstider for vannmassene i den nordlige del av Mjøsa over 10 m. (Vår- og forsommersituasjon).

År og uker er valgt i henhold til flomsituasjoner i Lågen. Statskraftverkene's simuleringsmateriale er brukt.

År	Uke	Vannføring i m^3/s			Utskiftningstid (døgn)		
		Intet inngrep	Øst mot øst	Øst mot vest	Intet inngrep	Øst mot øst	Øst mot vest
1923	22	261	242	235	38,6	41,6	42,8
1934	19	1374	1038	1006	7,3	9,7	10,0
1945	20	598	479	482	16,8	21,0	20,9

Fig.96 Vannføringer (ukemidler) ved Hunderfossen år 1923, uten og med utbygging

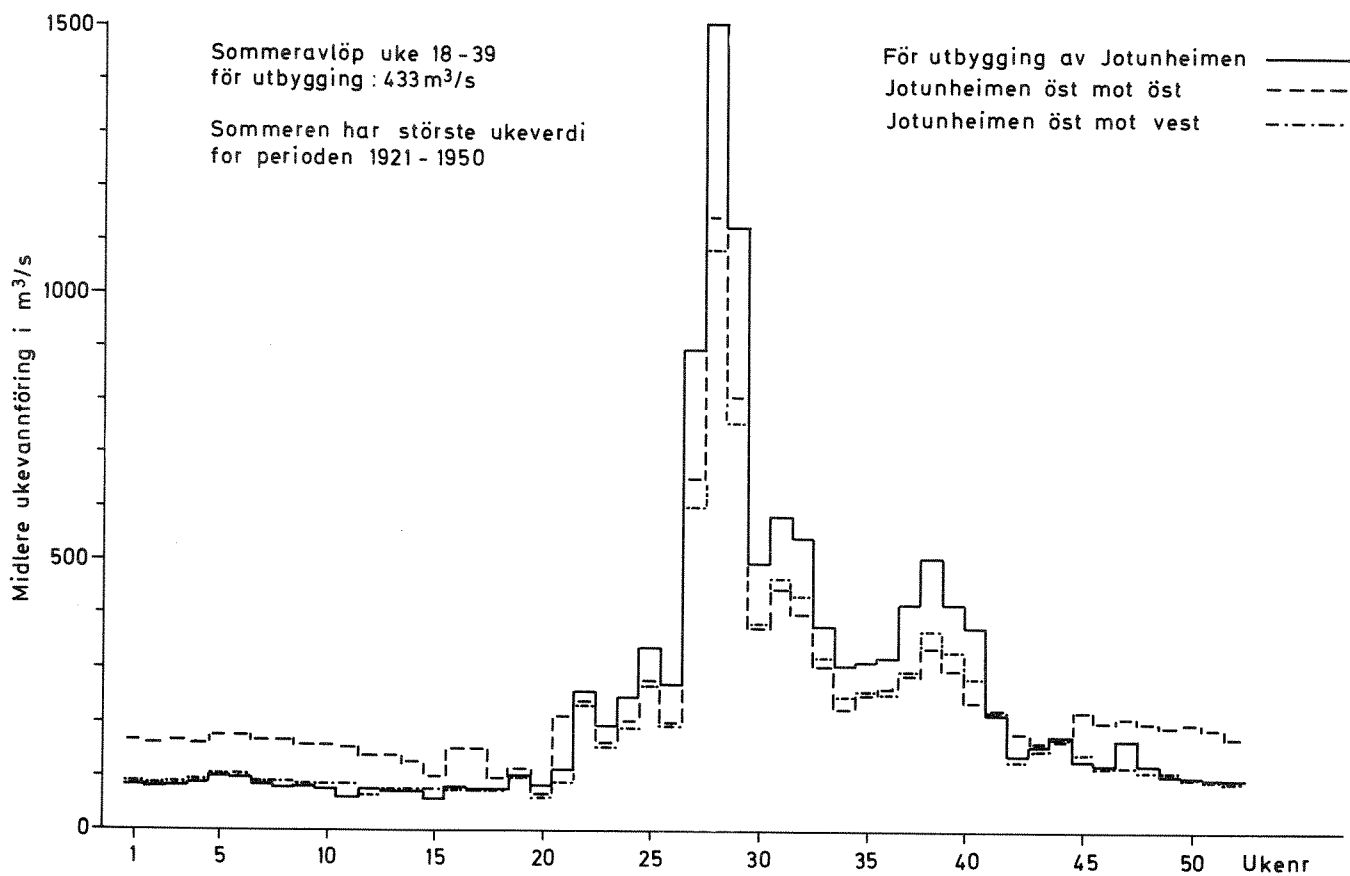


Fig.97 Vannføringer (ukemidler) ved Hunderfossen år 1934, uten og med utbygging

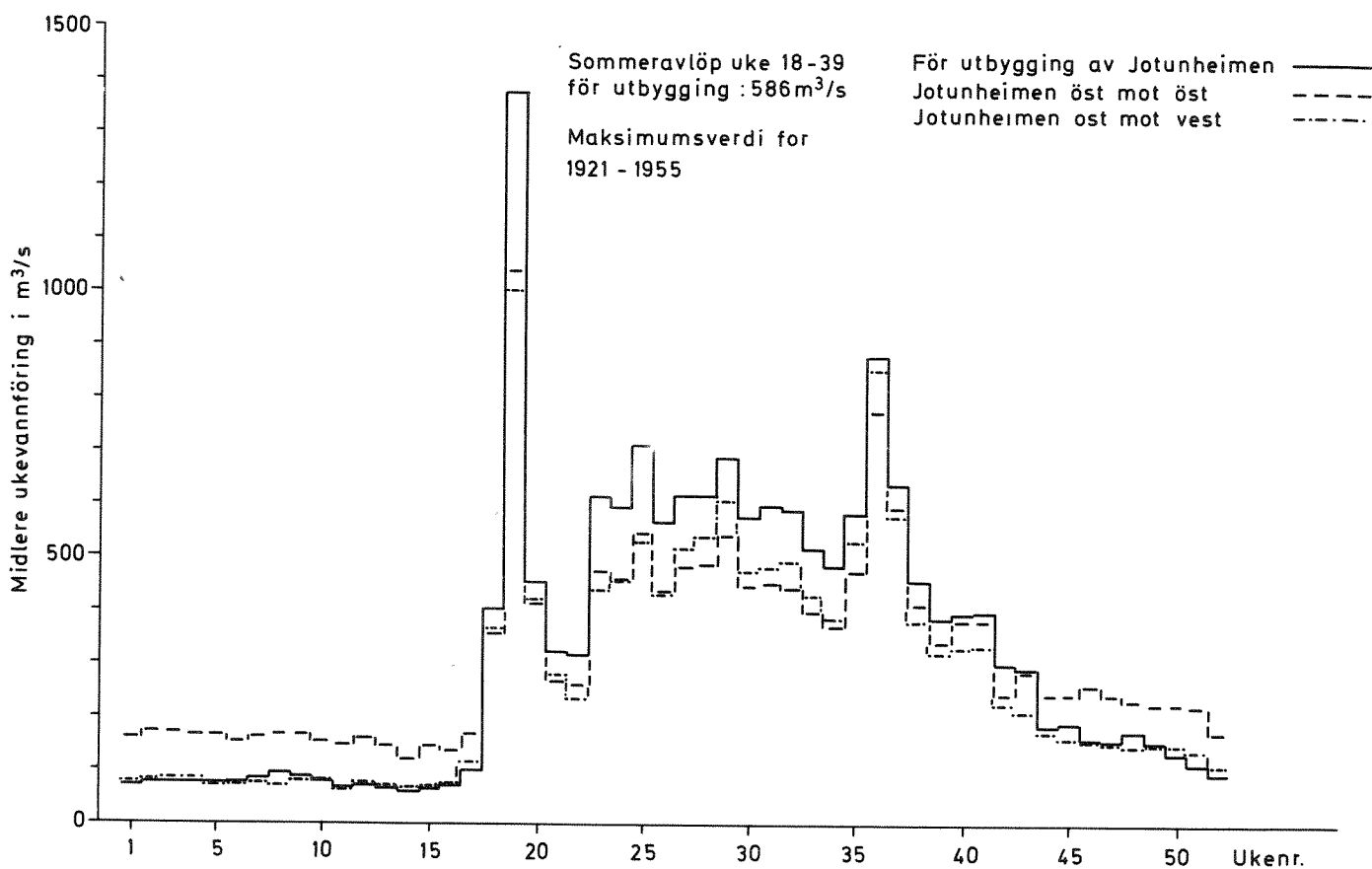


Fig.98 Vannføringer (ukemidler) ved Hunderfossen år 1941, uten og med utbygging

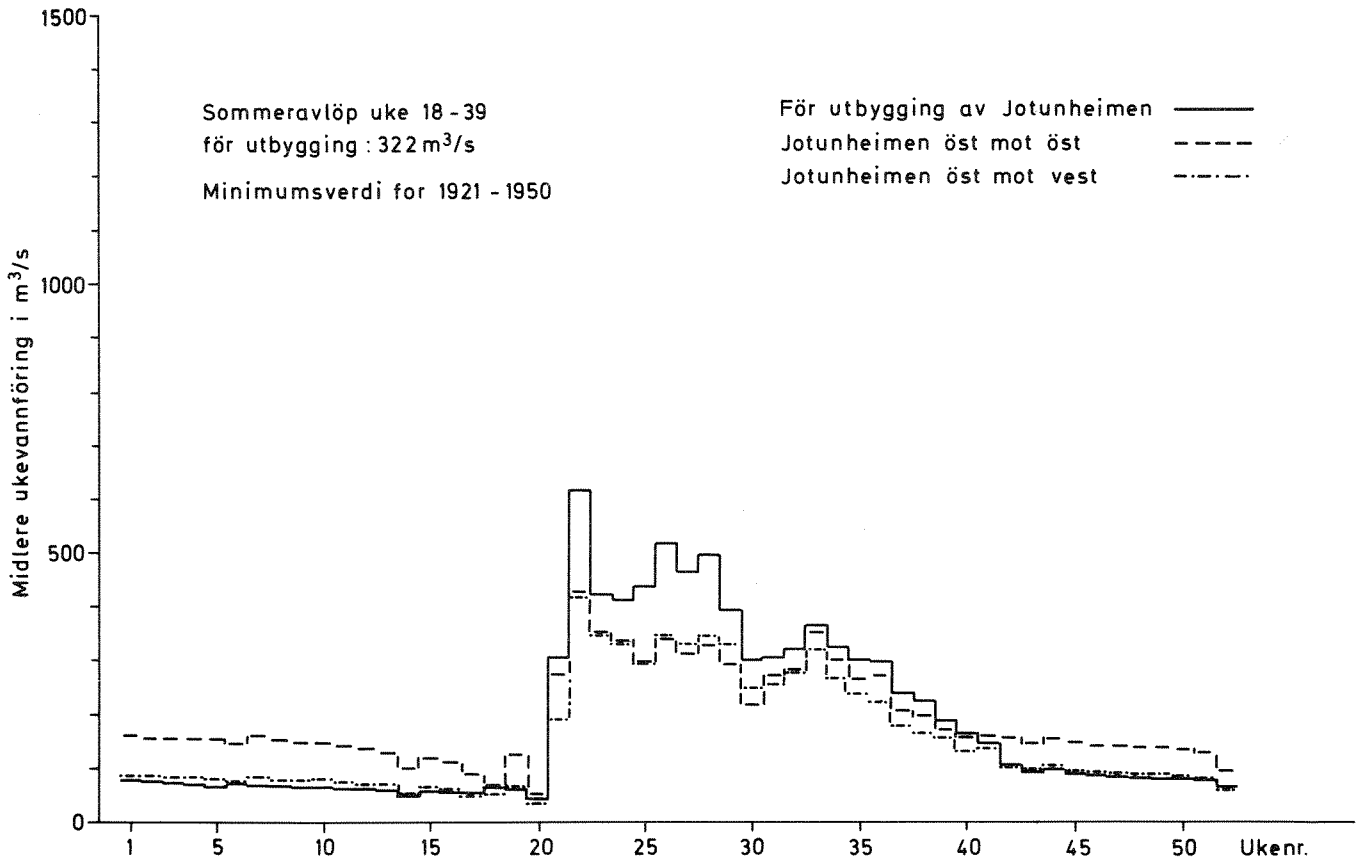
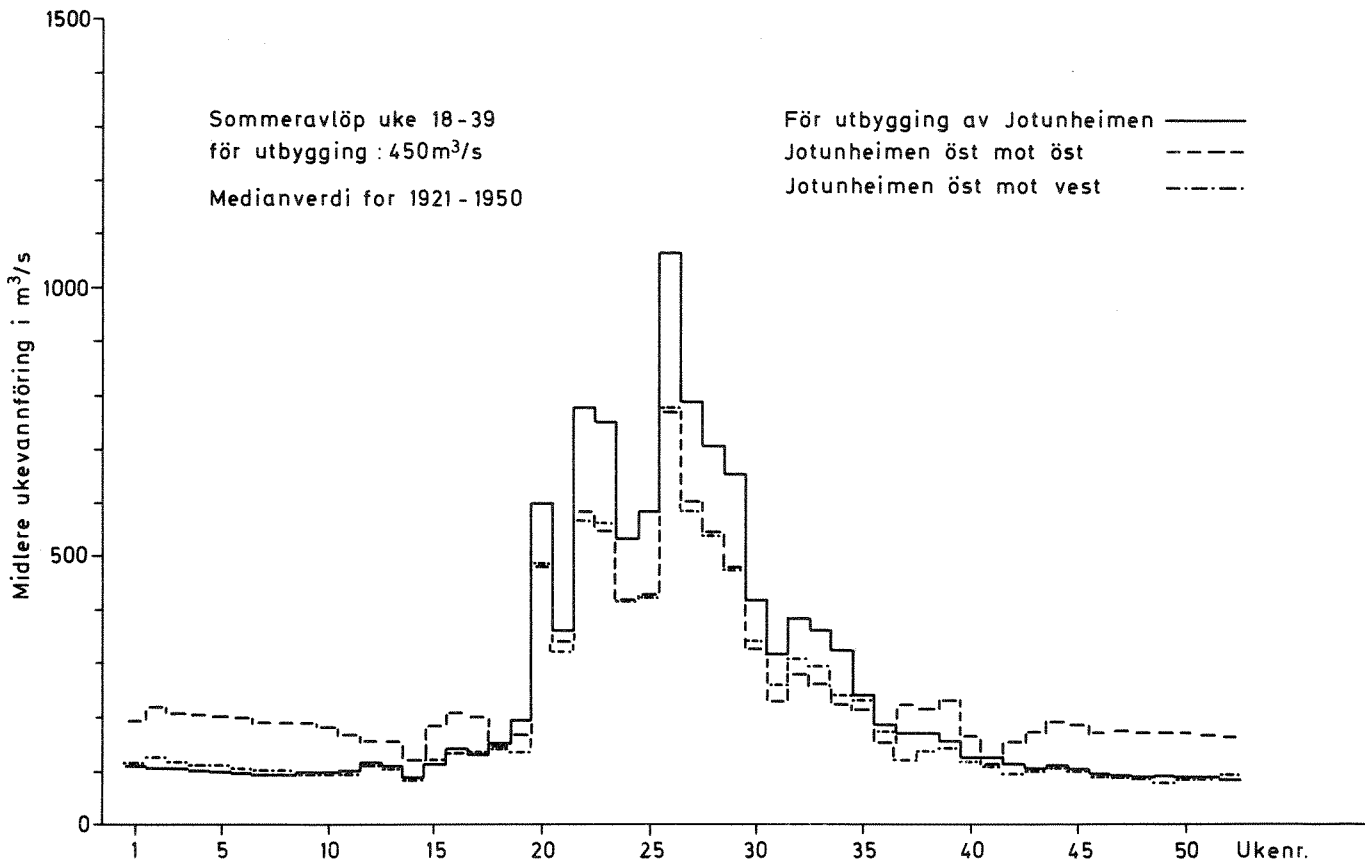


Fig.99 Vannføringer (ukemidler) ved Hunderfossen år 1945, uten og med utbygging



Ved siden av at stor vannføring øker fortynningsmulighetene ved forurensningsutslipp, vil den forsinke eller vanskeliggjøre en termisk lagdeling i Mjøsa på forsommeren. På den andre side vil reguleringsinngrepet uansett alternativ medføre lavere flomvannføringer, og dermed mindre transport av erosjonsprodukter o.l. fra nedbørfeltet (se avsnitt 9.1.4).

Det er først og fremst vår- eller forsommerflommen som i dag har betydning i denne sammenheng. Senere på sommeren er flomvannføringen sjelden så stor at elva flommer ut over sine bredder. Reguleringens flomdempende betydning er derfor på denne tid av mindre interesse hva erosjon angår.

Mjøsuundersøkelsen som har pågått siden 1971, har vist at når vår- og forsommerflommen i Lågen er liten, vil dette lett resultere i en tidligere algeutvikling i den nordlige del av Mjøsa. Dette har sammenheng med hurtigere oppvarming og dårligere fortykning av tilførte forurensninger enn ved stor vannføring. En reduksjon av vannføring ved et reguleringsinngrep, uansett alternativ, vil nødvendigvis måtte virke på samme måte, dvs. algeutviklingen særlig i den nordlige del av Mjøsa, vil bli stimulert. På grunn av stor vintervannføring og dermed bedre fortykning i denne tidsperiode, vil utgangskonsentrasjonene i overflatelagenes innhold av næringsalter, særlig sydover i Mjøsa, være lavere ved et eventuelt øst mot øst-alternativ enn ved et øst mot vest-alternativ. Øst mot vest-alternativet vil altså virke mer stimulerende på algeutviklingen i Mjøsa på forsommeren enn øst mot øst-alternativet.

Når sommersituasjonen med et velutviklet sprangsjikt er etablert, er det igjen bare overflatelagene som blir berørt, både hva forurensningsutslipp og fortynningsvann angår. På grunn av snø- og isbreavsmelting i høyfjellet vil vannføringen i Lågen holde seg relativt høy hele sommeren igjennom. Variasjoner i værforhold og lufttemperatur medfører imidlertid en betydelig variasjon i Lågens vannføring sommerstid. Dette går frem av fig. 96-99. Av fig. 95 går det i noen grad frem hvordan Lågens vannmasser influerer på og gjennomstrømmer overflatelagene i Mjøsa sommerstid. Det er også nå de nordligste områder (nord for Gjøvik) som blir sterkest berørt. For å kunne sammenligne de forskjellige alternativets betydning for vannutskiftningen i den nordlige del av Mjøsa, antas det her at sprangsjiktet ligger i 10 m dyp, og at vannmassene i denne del av Mjøsa, nord for Kapp (870 mill.m³) blir sterkest berørt. Som eksempler er

det valgt forskjellige sommervannføringer (ukemidler) i årene 1923, 1934, 1941 og 1945. Vannføringer og utskiftningstider er angitt i tabell 68.

Tabell 68. Vannføring (ukemidler) og oppholdstider for vannmassene i den nordlige del av Mjøsa over 10 m. År og uke er valgt i henhold til flomsituasjoner i Lågen. Statskraftverkernes simuleringsmateriale er brukt.

År	Uke	Vannføring i m ³ /s			Utskiftningstid (døgn)		
		Intet inngrep	Øst mot øst	Øst mot vest	Intet inngrep	Øst mot øst	Øst mot vest
1923	28	1508	1145	1085	6,7	8,8	9,3
	34	308	229	250	32,7	44,0	40,3
	38	506	342	373	19,9	29,4	27,0
1934	25	710	545	528	14,2	18,5	19,1
	36	877	772	854	11,5	13,0	11,8
1941	26	516	339	347	19,5	29,7	29,0
	30	301	217	250	33,5	46,4	40,3
1945	26	1065	768	774	9,5	13,1	13,0
	31	316	230	258	31,9	43,8	39,0

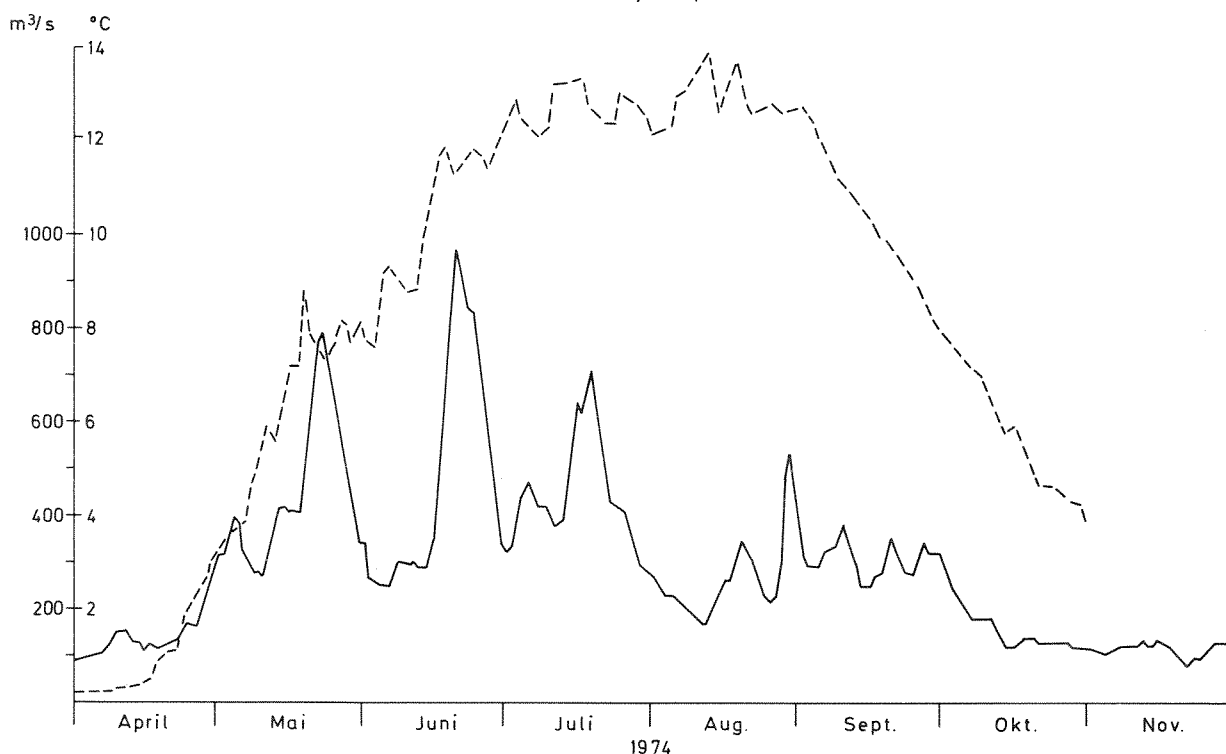
Ved de to utbyggingsalternativene vil vannføringen (ukemidler) i Lågen sommerstid avta med fra noen få til henimot 40%, avhengig av vannførings-situasjon og tidsperiode. De største reduksjoner finner gjerne sted når vannføringen er størst. Fortynningsmulighetene for tilførte forurenninger vil altså i varierende grad bli redusert. Dette illustreres også av utskiftningsperiodenes varighet som er antydnet i tabell 68. Temperaturforholdene i den nordlige del av Mjøsa er til dels en funksjon av vannføringsforholdene i Lågen og til dels av de klimatiskeforhold og vindforhold. Temperatur- og vannføringsvariasjonene ved Tretten sommeren 1974 er fremstilt i fig. 100. (Observasjonsverdiene er fremskaffet av Hydr. avd. NVE).

Under høy- og sensommeren har Lågenvannet noe lavere temperaturer enn vannmassene i Mjøsas overflatelag. Lågenvannets avkjølende effekt, som

varierer med vannføringens størrelse, er klart illustrert av fig. 95 (situasjon 4/7). Innvirkningens betydning vil øke med økende vannføring. Dette har tildels sammenheng med større tilførsler av vann med lavere temperatur (enn Mjøsas overflatelag) og til dels med hurtigere gjennomstrømning og dermed større medrivning av kaldere vann fra de dypere lag av Mjøsa.

Fig.100 Lågen v/Losna. Vannføring i m³/s og temperatur i °C 1974

Vannf. målt ved Losna vannmerke (—), temp. målt ved Tretten (-----)



Reduksjonen eller dempingen av flomtoppene under høy- og sensommeren vil i betydelig grad innvirke på produksjonsforholdene i Mjøsa. Forurensningskonsentrasjonen så vel som vannets temperaturer i Mjøsas overflatelag (spesielt i de nordlige områder), vil dermed øke. Begge disse faktorer vil medvirke til en økt algevekst i Mjøsa om sommeren sammenlignet med nåværende forhold. Hvor omfattende denne produksjonsøkning vil bli, er det vanskelig å ha noen eksakt formening om på nåværende tidspunkt. Bl.a. vil effekten av de forurensningsbegrensende tiltak være av stor betydning i denne sammenheng.

Algeveksten vil ytterligere kunne bli stimulert ved at en betydelig del av erosjonsproduktene fra breområdene vil bli holdt tilbake i reguleringsmagasinene om sommeren. Breslammet virker som nevnt tidligere, dempende på algeveksten ved at lystilgangen blir nedsatt samtidig som de virker som adsorbsjonskjerner for fosfor (se avsnitt 8.4.2.5).

På grunn av forskjell i næringsstoffenes utgangskonsentrasjoner om våren, vil øst mot vest-alternativet medføre størst ulemper også i denne periode.

En sammenlignende vurdering av de to hovedalternativer

Statskraftverkene, NVE, har fremlagt forslag av to hovedalternativer ved en eventuell utbygging av vassdrag i Jotunheimen til kraftforsyningsformål (østlige vassdrag mot vest og østlige vassdrag mot øst). Nedenfor er virkningen av de ulike alternativer på de forskjellige vassdragsstrekninger forsøkt vurdert mot hverandre.

Øvre Otta ned til Ottavatn

Begge utbyggings-alternativ medfører i følge Statskraftverkernes planer, drastiske reduksjoner av elvens vannføring. Øst mot vest-alternativet er landskapsmessig mest skånsomt (Torsvatn foreslått uberørt), men også dette alternativ medfører langt lavere verdier for vannføring (tabell 69) i Øvre Otta enn hva som ut fra våre vurderinger, er akseptebelt i forurensningssammenheng (avsnitt 9.5.3).

Tabell 69. Øvre Otta etter samløp Ostri. (Våre verdier gjelder Ofossen).
Vannføringsverdier i m³/s.
Vinter 1/10 - 1/5. Sommer 1/5 - 1/10.

	Året	Vinter	Sommer
Naturlig vannføring	51	12	105
Nåværende vannføring	50	25	92
Øst mot øst-alternativ	4,3	1,0	8,9
Øst mot vest-alternativ	6,2	1,5	13,0
Foreslått minstevannføring (NIVA)	12,0	6,0	20

Alternativene kan i forurensningssammenheng bedømmes omtrent likeverdige, men med visse fordeler ved øst mot vest-alternativet.

Bøvra

Eventuelle forskjeller i reguleringsvirkningen i den øvre del av Bøvra er ikke vurdert. Når det gjelder virkningene for vassdragets nedre deler,

er de to alternativer omtrent likeverdige (såfremt ikke Visa blir berørt ved øst mot vest-alternativet).

Otta fra Skjåk til Eidefoss

Forskjellen på de to alternativer når det gjelder vannføringsforholdene på elveavsnittet, er at øst mot øst-alternativet øker vintervannføringen på over det dobbelte av hva den er i dag, mens øst mot vest-alternativet reduserer vintervannføringen med ca. 1/3. Sommervannføringen blir ved begge alternativ redusert betydelig i forhold til dagens situasjon (89 m³ og 79 m³)(tabell 70).

Tabell 70. Otta ved Lalm. Vannføringsverdier i m³/s.
Vinter 1/10 - 1/5. Sommer 1/5 - 1/10.

	Året	Vinter	Sommer
Naturlig vannføring	109	26	219
Nåværende vannføring	110	46	197
Øst mot øst-alternativ	110	105	118
Øst mot vest-alternativ	63	31	108

Ut fra et forurensningssynspunkt vil elvens vannføring ved begge alternativer være tilfredsstillende i resipientsammenheng forutsatt at effektive rensetekniske tiltak iverksettes. Øst mot øst-alternativet vil imidlertid gi de beste fortynningsmuligheter både sommer og vinter. På grunn av økt vintervannføring er det imidlertid muligheter for at man ved dette alternativ kan få større åpne elvepartier på strekningen, og dermed kraftigere begroing f.eks. ved utløpet fra Vågåvatn. Videre vil det være muligheter for at flora og fauna utenfor Ånstad kraftstasjon i betydelig grad vil bli forstyrret. Dette kan bl.a. innvirke på fiskeproduksjonen. Begge alternativene vil medføre større tilførsel av breslam i vinterhalvåret - noe som vil nedsette vannkvaliteten i praktisk sammenheng i Vågåvatn og vassdraget nedstrøms på denne årstid.

Vassdragsavsnittet Eidefoss - Harpefoss

Som behandlet i avsnitt 9.5.7 og 9.5.8 vil øst mot øst-alternativet medføre betydelige praktiske forurensningsulemper ved bruk av elveavsnittet som resipient for avløpsvann. Forholdene synes å bli lite tilfredsstillende uten påslipp av fortynningsvann, selv om effektive forurensningsbegrensende tiltak gjennomføres. Øst mot vest-alternativet vil antakelig ikke medføre praktiske ulemper ved bruk av elveavsnittet som resipient for avløpsvann såfremt effektive rensetekniske tiltak gjennomføres. Elveavsnittets nåværende forurensningstilstand tilsier at slike tiltak bør gjennomføres selv om reguleringsinngrepet ikke realiseres.

Lågen fra Harpefoss til Mjøsa

Begge utbyggingsalternativ vil antakelig ikke medføre vesentlige praktiske ulemper ved bruk av elveavsnittet som resipient for effektivt rensset avløpsvann. Øst mot øst-alternativet byr på visse fordeler hva tilgang på fortynningsvann i vinterhalvåret angår. Den høye vintervannføringen ved dette alternativ kan imidlertid medføre større åpne elvepartier enn ved nåværende vannføring (eller ved øst mot vest-alternativet). Dette vil i såfall medføre bedre lystilgang og dermed fare for en større begroingsutvikling. Derimot er det visse muligheter for at isens aktivitet (erosjon o.l.) på visse strekninger kan nedsette begroingsmulighetene.

Mjøsa og vassdraget nedstrøms

Forurensningssituasjonen (eutrofiutviklingen) er i dag betenkelig først og fremst på grunn av de hygieniske forhold og produksjon av planktonalger. Mjøsa er kommet til et punkt da irreversible skadevirkninger lett kan oppstå. Forurensningsbegrensende tiltak vil redusere næringssaltbelastningen, men fortsatt vil Mjøsa få betydelige forurensningstilførsler fra renseanlegg og av ukontrollerbar karakter (overflateavrenning, jordbruksavrenning osv.).

Selv om effektive rensetekniske tiltak blir gjennomført, vil Mjøsa fortsatt motta betydelige forurensningsmengder både via avløp fra renseanleggene og som mer diffus avrenning fra jordbruksvirksomheten. Dette er forhold som det må legges stor vekt på ved vurdering av ethvert inngrep eller tiltak i nedbørfeltet.

De foreslåtte utbyggingsalternativ av vannforekomster i Jotunheimen vil forsterke eutrofieringen i Mjøsa. Dette har i første rekke sammenheng med mindre sommervannføring som medfører reduserte fortynningsmuligheter for tilførte forurensninger i vegetasjonsperioden. Vannføringsendringene vil også virke inn på temperaturutviklingen, særlig i den nordlige del av Mjøsa, slik at man her kan vente seg noe høyere overflatetemperaturer enn tidligere om sommeren. Endelig vil transporten av breslam til Mjøsa bli mindre sommerstid. Totalt sett vil algeproduksjonen i Mjøsa bli stimulert uansett alternativ sammenlignet med forholdene uten reguleringsinngrep.

Ved øst mot vest-alternativet er utgangskonsentrasjonene av næringsalter om våren høyest, og derfor vil dette alternativ gi de ugunstigste resultater. På lengere sikt vil også dette alternativ være minst fordelaktig for utviklingen i Mjøsa. Dette har sammenheng med reduserte tilførsler av vann på årsbasis sammenlignet med nåværende forhold og øst mot øst-alternativet. Følgelig vil konsentrasjonene av bl.a. næringsalter øke hurtigst ved dette alternativ.

Forholdene i vassdraget nedstrøms Mjøsa er i vesentlig grad preget av forholdene i Mjøsa. En reduksjon av elvens vannføring vil medføre at tilførte forurensninger fra lokale områder i mindre grad blir fortynnet ved de nevnte reguleringsinngrep enn ved naturlig vannføring.

AVSLUTTENDE BEMERKNINGER

Vassdragssystemet (Otta, Lågen, Mjøsa, Vormo, Glåma) som blir berørt ved en eventuell kraftverksutbygging i Jotunheimen, er stort og komplisert. I vassdragets nedbørfelt er det store forskjeller i klima, nedbør og avrenningsforhold både i tid og rom. Vassdraget brukes i dag som vannforsyningskilde for et stort antall mennesker. Vi antar at denne bruksmåten vil være aktuell i lange tider fremover. Videre brukes vassdragssystemet som resipient for kommunalt avløpsvann fra de mennesker som bor i nedbørfeltet (anslagsvis henimot 200 000 mennesker til og med Mjøsa og 500 000 totalt for vassdraget, Glåma oppstrøms samløp Vormo ikke medregnet). Forskjelligartede industrivirksomheter av betydelig størrelse, særlig i Mjøsområdet og i området nedstrøms Mjøsa, bruker vassdraget som vannkilde i sin produksjon samt som resipient for sitt avløpsvann.

Nedbørfeltet omfatter bl.a. store jordbruksområder (ca. 1400 km² ned til Fredrikstad eller henimot 16% av landets totale jordbruksareal), og avrenningsvann fra jordbruksvirksomheter er en betydelig forurensningskilde for dette vassdrag. Irrigasjon eller kunstig vanning blir også mer og mer vanlig innenfor denne næring. Dette betyr økt behov for vann med god kvalitet. Denne praksis medfører imidlertid også økte forurensningstilførsler til vassdraget.

I rekreasjonssammenheng og for turistnæringen er vannets kvalitet i innsjøer og elver av vesentlig betydning (turisthoteller, campingplasser, vanlig ferdsel o.l.) Vassdraget blir i denne sammenheng brukt som drikkevannskilde, som resipient og ved utøvelse av generelle fritidsaktiviteter (bading, fiske osv.). Det er først og fremst i sommermånedene denne bruksinteresse gjør seg sterkest gjeldende, men vinterturisme begynner også å bli mer og mer vanlig.

Den videre bruk av vassdraget i sammenheng med samfunnsutviklingen som planlegges, bør utredes samtidig med konsesjonsbehandlingen.

Undersøkelser, vurderinger og utredninger i forbindelse med endringer i fysisk-kjemiske og biologiske forhold i vassdrag som følge av eventuell

vannkraftutbygging, er komplisert og tidkrevende. Det må bl.a. skaffes tilveie et fyldig bakgrunnsmateriale om arealutnyttelse, bosetting og industriutvikling i nedbørfeltet. Videre er det nødvendig å samle inn et observasjonsmateriale som kan dokumentere variasjoner i vassdragets tilstand og vannets kvalitet i løpet av en årssyklus og i henhold til endringer i de klimatiske forhold og avrenningsforhold. I denne sammenheng kan det også nevnes at generelt sett er det tidligere i liten grad samlet inn vitenskapelig dokumentasjonsmateriale om virkninger av reguleringsinngrep i vassdrag.

Den tid som hittil har stått til rådighet for undersøkelser og utredninger angående virkninger av et eventuelt reguleringsinngrep i Jotunheimen, har vært kort, vassdragets størrelse og problemets omfang tatt i betraktning. Selv om undersøkelsesresultatene gir klare holdepunkter for vurdering av hvilke virkninger eventuelle reguleringsinngrep vil få for vassdragstilstanden generelt sett, er det allikevel på mange områder fortsatt stort behov for videre undersøkelser og utredninger. Det er særlig viktig å skaffe tilveie et godt bakgrunnsmateriale for bedømmelse av hensiktsmessig manøvreringsreglement for vannføring. Problemstillinger som da vil være av stor verdi å få ytterligere undersøkt er bl.a.:

- Sammenhengen mellom nedbør/klimatiske forhold og avrenningsforholdene i de forskjellige deler av nedbørfeltet.
- Endringer i vassdragets temperaturforhold i relasjon til lufttemperatur og vannføring. Innsjøenes varmebudsjetter og varmemagasineringssevne er av stor interesse i denne sammenheng.
- Grunnvannsmagasinenes størrelse og betydning for vassdragets vannkvalitet. Endringer i vannets fysiske-kjemiske kvalitet som følge av regulert vannføring har i vesentlig grad sammenheng med grunnvannstilsigets størrelse og grunnvannets kvalitet.
- Vassdragets nåværende biologiske tilstand. Et års observasjonsmateriale gir ikke et fullgodt bilde av det biologiske variasjonsspektrum i et vassdrag. Innsamling av et større referanse- og basismateriale er derfor sterkt ønskelig.

- Slamtransportens betydning for vannets kvalitet og de biologiske forhold i vassdraget. Reguleringsinngrepets betydning for endringer i slamtransporten er av stor interesse i denne sammenheng.
- Kartlegging av de tørrlagte bunnarealenes størrelse ved en regulering, og i denne sammenheng hvilken betydning reduksjonen har for biologiske systemer og deres produksjonskapasitet. En eventuell økning av produksjonsarealet om vinteren på grunn av økt vannføring er det også viktig å få belyst.
- Betydningen av økt begroing bl.a. for fisk og utøvelse av fiske.
- Strømningsforholdene og de biologiske forhold i Mjøsa i relasjon til endringer i vannføringsforholdene og reguleringsvirkninger i Lågen.
- Lokale ulemper i forbindelse med tørrlagte sidevassdrag. De berørte høyfjellsinnsjøer (Høydalsvatn, Dalsvatn, Liavatn, Raudalsvatn og Torsvatn), og diverse sideelver som inngår i reguleringsplanen, har ikke vært med i dette undersøkelsesopplegg.

Da slike undersøkelser er tidkrevende, er det viktig at de blir satt i gang pr. omgående, slik at resultatene kan bli tatt tilbørlig hensyn til i den fortsatte konsesjonsbehandlig og ved vurdering av en balansert og rasjonell vassdragsutnyttelse. Videre er det nødvendig tidlig å komme i gang med langsiktige oppfølgingsundersøkelser som kan gi informasjoner om eventuelle endringer i vassdragstilstanden/vannkvaliteten som følge av at tiltak blir satt i verk (kloakkrensaneanlegg, reguleringsinngrep o.l.).

Denne undersøkelse omfatter bare vassdragssystemet på østsiden av Jotunheimen. En eventuell regulering i Jotunheimen vil også medføre omfattende inngrep i vassdragene på vestsiden av Fjellheimen. Likeledes vil de fysisk-kjemiske og biologiske forhold i Innviksfjorden bli berørt på grunn av endringer i ferskvannstilførselen. Vi vil anbefale at disse forhold blir undersøkt og vurdert før reguleringsplanene settes ut i livet.

LITTERATURLISTE

- AHL, T., 1975. Närsaltkällor - En översikt, Eutrofiering. NORDFORSK, publikation 1975:1, 99-133.
- AMBÜHL, H., 1959. Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. Schweiz. Z. Hydrol. 21, 133-264.
- 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.
- ANDERSEN, C., 1967. Undersøkelser av harren i Trysilvassdraget. Hovedfagsoppg. ved Universitetet i Oslo.
- ARISTOVSKAYA, G.V., 1958. The benthos of the Kuibyshev reservoir during the first years of its existence. Trudy Tatarskogo Otdela Vsesoyuznogo Nauchno-Issledovatel'skogo Instituta Ozernogo i Rechnogo Rybnogo Khozyaistva, No. 8.
- ARNELL, S., 1956. Illustrated Moss Flora of Fennoscandia I Hepaticae. Lund.
- ASWALL, R.P., 1973. Isforhold i Otta og Lågen. Vassdragsdirektoratet, Hydrologise avdeling. Rapport 3/73.
- BAALSRUD, K., 1975. Om betydningen av drenering og markutnyttelse for mindre vassdrag. N.J.F. 15. Congress i Reykjavik.
- 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 Vingrom 1974. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 4. 20 p.
- BERGERSEN, O.F., 1971. Kvartærgeologien i Sør-Gudbrandsdalsregionen. Rapport ved Universitetet i Bergen. Geologisk institutt.
- BLOESCH, J., 1974. Sedimentation und Phosphorhaushalt im Vierwaldstättersee (Horwers Bucht) und im Rotsee. Schweiz. 2. Hydrol. Vol. 36, 71-186.
- BRETTUM, P. & LILLEVOLD, L., 1974. Planteplankton i Mjøsa - biomasse og produksjon. Forskningsnytt nr. 8, 1974.
- 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.
- BREHM, V., & RUTTNER, F. 1926. Die Biocönossen der Lunzer Gewässer. Ibid. 16 281-391.
- BROOK, A.J. & WOODWARD, W.B., 1956. Some observations of the effects of water inflow and outflow on the plankton of small lakes. J. Animal Ecol. 25:22-35.
- CASPERS, H. & KARBE, L., 1966. Trophie und Saprobität als stoffwechselfeldynamischer Komplex. Gesichtspunkte für die Definition der Saprobitätsstufen. Arch. Hydrobiol. 61. 453-470.
- CHAPMAN, D.W., 1966. Production in fish populations. In Gerking, S D, The Biological Basis of Freshwater Fish Production, - Oxford, Blackwell.
- COOKE, G.W. & WILLIAMS, R.J.B., 1970. Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural land. Water Treatment and Examination, 19: 253-276.
- DIGERFELT, G., 1972. The Post-glacial Development of Lake Trummen. Folia Limnol. Scand. 16, 1-104.
- EKMAN, S., 1911. Neue Apparate zur qualitativen und quantitativen Untersuchung der Bodenfauna der Binnenseen. Int. Rev. Hydrobiol. 3, 553-561.
- ELGMORK, K., 1959. Seasonal occurrence of Cyclops strenuus strenuus. Folia Limnol. Scand. 11, 1-196.
- FJERDINGSTAD, E., 1960. Forurensing af vandløb biologisk bedømt, Nordisk Hygienisk Tidsskrift. Vol XLI, sid. 149-196.

- FLØTRE, J., 1974. Glomma og Lågenvassdraget. Utredning om Jotunheimutbyggingens innvirkning på produksjonen i nedre verker. NVE-rapport 1974.
- FOGG, G.E., 1963. The role of algae in organic production in aquatic environments. Brit. Phyc. Bull. 2: 195-205.
- GARGAS, E., 1972. Primærproduktion, Biologi, begrænsende faktorer og spildevandsrensning. Stads- og havneingeniøren 9. 178-187.
- GESSNER, Fr., 1939. "Die Phosphorarmut der Gewässer und ihre Beziehungen zum Kalkgehalt", Int. Rev. Hydrobiol., 40 197-207.
- GRANBERG, K., 1975. Primærproduktion, Eutrofiering. NORDFORSK publikation 1975:1, 323-328.
- GRIMÅS, U. & NILSSON N.A., 1965. Faunan och des betingelser i några norrländska älvmagasin. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. Nr. 2 1965.
- GRIMÅS, U., 1970. Biologiska undersökningar i Vänern, Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. nr. 2: 49 p.
- HASSLOW, O.J., 1931. Sveriges Charoceer. Bot. Not. 1931 : 63-136.
- HELFRICH, L.A. & KEVERN, N.R., Availability of Phosphorus - 32, Adsorbed on Clay Particles, to a Green Algae. Michigan Agricultural Experiment Station Journal. Article Number 6333.
- HOLMBOE, J., 1900. Undersøgelser over norske ferskvandsdiatoméer. Arch. Math. Naturv. 22: 1-72.
- HOLMGREN, S., 1972. Fytoplanktonets biologi og økologi. Kompendium i Limnologi, Uppsala Limnologiska Institution.
- HUITFELDT-KAAS, H., 1905. Planktonundersøgelser i norske vande. Nationaltrykkeriet, Christiania, 199 pp.
- HUITFELDT-KAAS, H., 1906. Planktonundersøgelser i Norske Vande. Christiania 1906.
- HUITFELDT-KAAS, H., 1916. Mjøsens fisker og fiskerier. Det Kgl. Norske Videnskabers Selskabs Skrifter Nr. 2.
- HUITFELDT-KAAS, H., 1946. The plankton in Mjøsa. Nytt Mag. Naturvid. 85: 161-221.

- HUTCHINSON, G.E., 1969. Eutrophication, Past and Present. S. 17-26 i: Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. Proceedings of a symposium. Washington (National Academy of Sciences). 661 s.
- HYNES, H.B.N., 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. Arch. Hydrobiol. 57, 344-388.
- HYNES, H.B.N., 1972. The Ecology of Running Waters. Liverpool University press.
- Institutt for atomenergi, 1972. Evaluation of filters, standardisation and measuring procedures for X-ray fluorescence analysis of sulphur in air-borne matter. FFA-rapport nr. CH-98.
- ISRAELSON, G., 1949. On some attached Zygnemales and their significans in classifying streams. Bot. Notiser 1949, 313-358.
- JENSEN, K.W., 1972. Drift av fiskevann. Småskrifter utgitt av Direktoratet for jakt, viltstell og ferskvannsfiske nr. 5.
- JOFFE, Ts. I., 1961. Formation and classification of the bottom fauna in U.S.S.R. reservoir. Res.Inst. Lake and River Fisheries, Leningrad, Vol. 50 184-234.
- JONASSON, P.M., 1969. Bottom fauna and eutrophication. Eutrophications: Causes, Consequences, Correctives. National Academy of Sciences, Washington, D.C. 274-305.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien, Berichte Deutsch. Bot. Gess., 26a, 505-519.
- KOLKWITZ, R., 1950. Ökologie der Saprobien, Schriftenreihe Ver. Wasser - Boden u. Lufthyg., 4, 1-64.
- LANGELAND, A. 1972. A Comparison of the Zooplankton Communities in Seven Mountain Lakes near Lillehammer, Norway (1896 and 1971). Norw. J. Zool. 20, 213-226.
- LANGELAND, A. 1974. Virkninger på fiskebestand og næringsdyr av regulering og utrasing i Storvatnet i Rissa og Leksvik kommuner. Zoologisk serie 1974-2, Universitetet i Trondheim.

- LEHMKUHL, D.M., 1972. Change in thermal regime as a cause of reduction of benthic fauna downstream of a reservoir. *J. Fish. Res. B. Can.* 29, 1329-1332.
- LID, J., 1963. *Norsk og svensk flora.* Oslo.
- LIEBMANN, H., 1951. *Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie.* 1 (2.Aufl. 1962). Vorlag von R. Oldenburg, München. 539 p.
- LINDSTRØM, E.-A., 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.
- LUBYANOV, I.P., 1952. The Bottom Fauna of the Dnieper Reservoir and the Problems of Biological Productivity. *Zoologicheskii Zhurnal,* Vol. 31, No. 3.
- LUND, J.W.G., 1965. The Ecology of Freshwater Phytoplankton, *Biol. Rev.* 40, 231-293.
- LØKENSGARD, T., 1974. Fiskeribiologiske undersøkelser i Otta- og Lågenvassdraget 1969-1973. Rapport fra Fiskerikonsulenten i Øst-Norge.
- LÖTMARKER, T., 1964. Studies on planktonic crustacea in thirteen lakes in northern Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 45, 113-189.
- LÅG, J., 1961. Studies on quantitative relationships between soils and soil-forming factors in Norwegian forests. 7th. Intern. Congress of soil science, Madison Wisc., USA. 1960.
- LÅG, J., 1961. Forelesninger i Jordbunns-lære ved Norges Landbrukshøyskole. Del 1. Vollebakk/Oslo.
- MACKENTHUN, K.M., 1973. Eutrophication and Biological Associations. *Environmental Phosphorus Handbook.* John Wiley & Sons, New York. 613-632.
- MALME, L., 1974. Makrofyttvegetasjon i fem innsjøer i Vefsen, Nordland, *Blyttia* 32: 239-250.
- MALME, L., 1975. En plantesosiologisk undersøkelse av vann- og sumpvegetasjon i Møre og Romsdal. *Miscellanea* (under trykning).
- MELLQUIST, P., 1972. Statistisk analyse av pH-data fra Sira-Kvina-vassdragene. VN-rapport 1-72. NVE. 16. nov. 1972.

- MANN, K.H., 1965. Energy transformation by a population of fish in the River Thames. *J. Anim. Ecol.*, 34, 253-275.
- MORTIMER, C.H., 1941-42. The Exchange of dissolved substances between mud and water i lakes. *J. Ecol.* 29: 280-329, 30: 147-201.
- MÜLLER, K., 1954 c. Fauniatisch - ökologische Untersuchungen in nordschwedischen Waldbächen. *OIKOS*, 5, 77-93.
- MÜLLER, K., 1962. Limnologisch - Fischereibiologische Untersuchungen in regulierten Gewässern Schwedische-Lapplands. *OIKOS* 13:1, 126-154.
- MÆHLUM, Y. & BOLSTAD, A., 1975. Jotunheimen. Flaumar i Otta og Lågen før og etter Jotunheim-utbygging. SBP-notat, januar 1975.
- MÆHLUM, Y. & BOLSTAD, A., 1975. Jotunheimen, Flaumar i Bøvri, Visa og Leira før og etter Jotunheim-utbygging. SBG-notat, februar 1975.
- NAUMANN, E., 1919. Några synspunkter ang. limnoplanktons ökologi. *Svensk Botanisk Tidskrift*. 13: 129-163.
- NAUWERK, A., 1963. Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. *Symbolae Botanicae Upsalienses* XVII:5.
- NORDSETH, K., 1974. Sedimenttransport i norske vassdrag. Sammendrag av arbeider ved Geografisk institutt, Universitetet i Oslo, 1969-1973.
- NORLIN, Å., 1964. The occurrence of terrestrial insect on the surface of two lakes in northern Sweden (Ankarvattnet and Blåsjön). *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 45 196-205.
- NORLIN, Å., 1967. Terrestrial insects in lake surfaces. Their availability and importance as fish food. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 47 39-55.

- Norsk institutt for vannforskning. 1967. Vannforsyning og avløpsforhold i Østlandsfylkene. Utredning for Østlandskomiteén 1967. Rapport 1. Beskrivelse og undersøkelse av vannforekomster. Del 2. Gudbrandsdalslågen. Rapport O-110/65, des. 1967.
- Norsk institutt for vannforskning. 1969. Mjøsundersøkelsen. Forberedende rapport. Rapport O-91/69, 12. nov. 1969.
- Norsk institutt for vannforskning. 1971. Ottavassdraget, Sjøa og Gudbrandsdalslågen. Orienterende fysisk-kjemisk og biologisk undersøkelse sommeren 1970. Rapport O-71/70, februar 1971.
- Norsk institutt for vannforskning. 1971. Mjøsprosjektet. Undersøkelser 1971. Resultater og kommentarer. Rapport O-91/69, des. 1971.
- Norsk institutt for vannforskning. 1972. Undersøkelse av begroing i regulerte og uregulerte vassdrag. Rapport B-13/69 - O-113/65, mai 1972.
- Norsk institutt for vannforskning. 1973. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 3 A. Undersøkelser 1972. Resultater og kommentarer, Rapport O-91/69, april 1973.
- Norsk institutt for vannforskning. 1973. Glåma i Hedmark. Undersøkelser i tidsrommet 1966-1972. Rapport O-138/70, nov. 1973.
- Norsk institutt for vannforskning. 1974. Vågåvatn. Ottavassdraget - Gudbrandsdalslågen. En limn. undersøkelse 1972. Rapport O-71/70, april 1974.
- Norsk institutt for vannforskning. 1973. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 4. Unders. 1973. Resultater og kommentarer. Rapport O-91/69, oktober 1974.
- Norsk institutt for vannforskning. 1975. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 5. Unders. 1974. Resultater og kommentarer. Rapport O-91/69, mars 1975.
- NYHOLM, E., 1954-1969. Illustrated Moss Flora of Fennoscandia II Musci. 1-6. Lund.
- ODUM, E.P., 1971. Fundamentals of Ecology. W.B. Saunders Company, London.
- OHLE, W., 1951. Der labile Zustand ostholsteinischer Seen, Der Fischwirt, 12, 7 p.

- OHLE, W., 1953 a. Der Vorgang rasanter Seenalterung in Holstein. Naturwissenschaften 40, 153-162.
- OHLE, E., 1962. Der Stoffhaushalt der Seen als Grundlage einer allgemeinen Stoffwechselfeldynamik der Gewässer. Kieler Meresforsch. 18/3, 107-120.
- OZHEGOVA, V.E., 1954. The benthos of the Farkhad Reservoir. Trudy Akademii Nauk Tadzhikskoi SSR, Vol. 21.
- PEJLER, B., 1965. Regional-ecological studies of Swedish freshwater zooplankton. Zool. Bidr. Uppsala 36:4.
- RODHE, W., 1948. Environmental Requirements of Freshwater Plankton Algae. Experimental Studies in the Ecology of Phytoplankton, Symb. Bot. Uppsal. 10, 1-149.
- RODHE, W. 1969. Crystallization of Eutrophication Concepts in Northern Europe. S 50-64 i: Eutrofication: Causes, Consequences, Correctives. Proceedings of a Symposium. Washington (National Academy of Sciences). 661 s.
- ROEN, S., 1973. Virkningen av planlagte reguleringer i Jotunheimen på vanntemperaturforholdene i Otta, Lågen og Mjøsa. En foreløbig betenkning ved VHI, (NVE), des. 1973.
- ROEN, S. & ASVALL, R.P., 1975. Virkningen av planlagte reguleringer på vanntemperaturforholdene i Otta og Lågen. Notat, Notat ved VHI (NVE), august 1975.
- ROGNERUD, B. & VIGERUST, E., 1975. Kunstig le. Hydrologiske forhold, planteproduksjon og jordtemperatur. IHD-rapport nr. 6, Oslo, 1975.
- RUTTNER, F., 1964. Fundamentals of Limnology. University of Toronto press.
- SAWYER, C.N., 1947. Fertilization of Lakes by Agricultural and Urban Drainage. J. New. England Water Works Assoc., 61, 109 p.
- SCHINDLER, D.W., 1969. Two usefull devices for vestical plankton and water sampling. J. Fish. Res. Bd. Canada 26: 1948-1955.
- 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.

- SKUJA, H., 1948. Taxonomie des Phytoplankton einiger Seen in Uppland, Schweden. Symb. Bot. Upsal. IX:3.
- SKUJA, H., 1956. Taxonomische und Biologische Studien über das Phytoplankton Schwedischer Binnengewässer - Nova. Act. Reg. Soc.Scient. Upsal. Ser. IV. Vol. 16, No. 3.
- SKUJA, H., 1964. Grundzüge der Algenflora und Algenvegetation der Fjeldgegenden um Abisko in Schwedisch Lappland. Nova. Act. Reg. Soc.Scient. Upsal. Ser. IV. Vol. 18. No. 3.
- SKULBERG, O.M., 1967. Erfaringer med deskriptive og eksperimentelle biologiske metoder ved resipientundersøkelser i Norge. Limnologisymposium. Helsinki 1966. Limn. forening i Finland 1967 pp. 11-27.
- SKULBERG, O.M., 1967. Gjødslingseffekt på algeutvikling i overflatevann. Grunnförbättring Vol. 20 (1967) No.2 pp.85-89.
- SKULBERG, O.M., 1968. Studies on eutrofication of some Norwegian inland waters. Mitt. Internat. Forein Limn. 14, 187-200.
- SKULBERG, O.M., 1968. Noen eksperimentelle undersøkelser av selvrensingsprosesser. Grunnförbettring, Nol. 21 (1968) No. 1-2. 25-37.
- SKULBERG, O., 1971. Eutrofiering og biologiske forandringer i noen østnorske vannforekomster. Forurensning og biologisk miljøvern, Universitetsforlaget, 219-235.
- SKULBERG, O.M., 1974. Eksperimentelle biologiske metoder i sammenheng med resipientundersøkelser. Nordisk symp. om Vattenforskn. 9, Trondh. 1973. Helsingfors, Nordforsk, 1974 pp. 189-204.
- SKULBERG, O.M., 1974. Begroinger i norske vassdrag. Virkninger av reguleringer. NIVA 1974.
- SLOBODKIN, L.B., 1960. Ecological energy relationships at the population level. Am. Naturalist 94 (876), 213-236.
- STADELMANN, P., 1971. Stickstoffkreislauf und Primärproduktion im mesotrophen Vierwaldstättersee (Horwer Bucht) und im eutrophen Rotsee, mit besonderer Berücksichtigung des Nitrats als limitierenden Faktors. Schweiz. z. Hydrol. Vol. 33, 1-65.

- STEFFAN, A.W., 1971. Chironomid (Diptera) Biocoenoses in Scandinavian Glacier Brooks. The Canadian Entomologist, Volume 103, Number 3.: 477-486.
- STRAND, T., 1964. Forelesninger i mineralogi og geologi ved Norges Landbrukshøgskole, Oslo.
- SURBER, E.W., 1937. Rainbow trout and bottom fauna production in one mile of stream. Trans. Am. Fisch. Soc. 66, 193-202.
- SVARDSON, G. & NILSSON, N.-A., 1964. Fiskebiologi, LTs Förlag.
- SÄRKKA, M., 1975. Översikt av olika källor till närsaltutsläpp, Eutrofiering. NORDFORSK, publikation 1975:1 161-174.
- 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 Naturwissenschaften 9.
- THOMAS, F., 1973. Annual Production of a stream mayfly population: A comparison of methods. Limnology and Oceanography. Vol. 18, No.2, 286-296.
- WATERS, T.F. & GRAWFORD, G.W.,
- THOMAS, E.A. 1973. Phosphorus and Eutrophication. Environmental Phosphorus Handbook. John Wiley & Sons, New York, 585-611.
- TRAAEN, T., 1975. Renneforsøk og laboratorieundersøkelser til belysning av ulike kloakkrensningemetoders virkning på biologiske forhold i resipeinter. Undersøkelser i 1974, NIVA-rapport 0-40/71 H. PRA 2.1, aug. 1975.
- TUROBOGSKI, L., 1973. Organizmy wskáznikowe i ich zmiennósc ekologiczna (The indicator organisms and their ecological variability). Acta Hydrobiol. 15, 259-274.
- UHTERMÖHL, H., 1931. Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons. Verh. Intern. Ver. Limnol. 5. 567-595.
- UHTERMÖHL, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplanktonmethodix. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 9, 1-38.

- VALLENTYNE, J.R., 1974. The algal bowl: Lakes and man. Fish. Res. Board. Cand. Misc. Spec. Publ. 22:186 p.
- 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.
- VOLLENWEIDER, R.A., 1974. The application of the phosphorus loading concept to eutrophication research & DILLON, P.J., Canada Center for Inland Waters. 1974.
- WATERS, T.F., 1969. The turnover ratio in production ecology of freshwater invertebrates. Amer. Natur. 103: 173-185.
- WEGGE, B., 1975. Undersøkelser av fiskebestandene i Vågåvatn og Lalmsvatn.
- WESTLAKE, D.F., 1965. Some basic data for investigations of the produktivity of aquatic macrophytes. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 18 Suppl., 229-248.
- WIEDERHOLM, T., 1971. Bottom fauna and cooling water discharges in a basin of Lake Mälaren. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 51: 197-214.
- WIEDERHOLM, T., 1974. Studier av bottenfaunan i Mälaren. Statens Naturvårdsverk PM 415/Naturvårdsverkets limnol. unders. 71. Uppsala.
- WILD, A., 1950. The retention of phosphate by soil. A review. J. Soil. Sci. 1: 221-328.
- WILHM, J., 1972. Graphic and mathematical analyses of Biotic Communities in polluted streams. Annual Review of Entomology. Vol. 17, 223-252.
- WINDBERG, G.G., 1960. Rate of metabolism and food requirements of fish. Fish Res. Bd Can., Transl. Ser. 194, 253 pp.
- ØKLAND, J., 1963. En oversikt over bunndyrmengder i norske innsjøer og elver. Fauna Vol. 16 (suppl.):1-67.