

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING  
BLINDERN

O - 55/68

# Resipientforholdene i Romeriksvassdragene Nitelva, Leira og Rømua

HOVEDRAPPORT

Hydrografi. Eksperimentelle undersøkelser. Modellanalyse.  
Konklusjoner.

Rapportdel I

Saksbehandler: Cand.real. Olav Skulberg  
Rapporten avsluttet: September 1972



*Glåmas delta i Nordre Øyeren. (Foto: Widerøes Flyveselskap A/S)*

*Hovedtendensen i dagens utvikling viser at det er en problematisk sammenheng mellom det som planlegges og utføres i vassdragenes nedbørsfelt, og det praktisk oppnåelige av beskyttelse mot skadelige påvirkninger. Vernet av vassdragene møter store vanskeligheter.*

*Glåma-vassdraget gir i utpreget grad eksempler på dette. I Østerdalen og rundt Mjøsa foregår det i flere områder rask by- og tettstedsvekst. Jord- og skogbruk omlegges i stigende grad til intensiv drift med nye metoder. På Romerike og ved Øyeren er byutviklingen markert tendens. Industrireisning og byutvikling finner sted langs Glåma, særlig markert ved det nedre løp og i vassdragets delta- og estuarområder.*

INNHOLDSFORTEGNELSE:

	Side:
FORORD	8
1. INNLEDNING OG OVERSIKT	10
2. RESULTATER OG RAPPORTER	12
2.1 Rapporter og publikasjoner frem til 1968	12
2.2 Oversikt over rapporter som foreligger for tidsrommet 1968 - 1972	15
3. VASSDRAGENES HYDROGRAFISKE FORHOLD	16
3.1 Bakgrunn	16
3.2 Vanntypene, variasjoner i tid og sted	20
3.3 Kjemiske miljøfaktorer	28
3.3.1 Partikkelinnhold - leire	28
3.3.2 Organisk stoffinnhold	31
3.3.3 Fosfor- og nitrogenforbindelser	32
3.3.4 Aritmetiske middelveier for hydro- kjemiske data	33
4. HYDROLOGISKE OBSERVASJONER	43
4.1 Nitelva	43
4.2 Leira	48
4.3 Sagstubekken	49
4.4 Glåma	49
4.5 Øyeren	54
5. BOTANISKE UNDERSØKELSER (Rapportdel II)	
6. FISKERIBIOLOGISKE UNDERSØKELSER (Rapportdel III)	
7. EKSPERIMENTELLE BIOLOGISKE UNDERSØKELSER	58
7.1 Biologisk vurdering av gjødselstoff-forurensning	58
7.2 Primær og sekundær belastning med organisk stoff	60
7.3 Vurdering av ulike rensemetoders betydning for eutrofieringen i Nitelva	64
8. HYDROBIOLOGISKE FORHOLD I NORDRE ØYEREN	66
8.1 Nitelva	66
8.2 Leira	71
8.3 Rømua	72
8.4 Glåma - Øyeren	72

INNHALDSFORTEGNELSE (forts.)

	Side:
9. MODELLANALYSE AV MULIGE TEKNISKE TILTAK	83
9.1 Bakgrunn	83
9.2 Beregningsmetodikk	84
9.3 Referansedata om belastningen av Nitelva	88
9.4 Eksempler på fosforkonsentrasjonsberegninger	90
9.5 Om bruken av matematiske modeller	91
10. SAMMENFATTENDE KONKLUSJONER	101

TABELLFORTEGNELSE:

1. Innhold av suspendert stoff i Nitelva og Leira	30
2. Aritmetiske middelerverdier for hydrokjemiske data i tidsrommet 1968 - 1970	42
3. Nitelva. Vannføring i m <sup>3</sup> /s beregnet ut fra nedbør	43
4. " " Vannføring ved Strøm sag	48
5. Glåma. Vannføring ved Mørkfoss, m <sup>3</sup> /s	52
6. " " Tilsig til Øyeren, m <sup>3</sup> /s	54
7. Sammensetning av menneskelige ekskresjoner, en syntetisk næringsløsning for alger og husholdningskloakkvann	59
8. Produksjon av alger basert på fosforinnhold i kloakkvann	59
9. Harestuvatnet. Sammenstilling av planteplankton i overflateprøver	67
10. Åneby. Sammenstilling av planteplankton i overflateprøver	67
11. Kjellerholen. Sammenstilling av planteplankton i overflateprøver	68
12. Nybrua ved Lillestrøm. Sammenstilling av planteplankton i overflateprøver	68
13. Leira. Sammenstilling av planteplankton i overflateprøver	69
14. Glåma ved Fetsund. Sammenstilling av planteplankton i overflateprøver	69
15. Øyeren. Sammenstilling av planteplankton i overflateprøver	70
16. Organismer i Nitelva ved Nybrua i Lillestrøm med bestander større enn 1 million celler pr. l	71
17. De viktigste planteplanktonartene i håvtrekk fra Øyeren 1961 - 1964	81
18. Nitelva. Befolknings- og industriutslipp	88
19. Fosforbelastning fra jordbruk i gram pr. døgn	89
20. Nitrogenbelastning fra jordbruk i gram pr. døgn	20

FIGURFORTEGNELSE:

	Side:
1. Oversiktskart for vassdragssystemer på Romerike	17
1.a Vassdragssystemet Nitelva	17
1.b Vassdragssystemet Leira	18
1.c Vassdragssystemet Rømua	19
2. Romeriksvassdragene og Glåma. Aritmetiske middelverdier for spesifikk elektrolytisk ledningsevne	22
3. Nitelva. Lengdeprofil og nedbørfelt	23
4. Nitelva. Minimum-, maksimum- og middelveidier for spesifikk elektrolytisk ledningsevne. Observasjonsperioden 1968 - 1970	24
5. Nitelva. Variasjoner av spesifikk elektrolytisk ledningsevne i observasjonsperioden 1966 - 1970	25
6. Nitelva. Korttidsvariasjoner i spesifikk elektrolytisk ledningsevne og turbiditet under en regnvørsperiode. Kjellerholen	26
7. Døgnvariasjoner av temperatur, pH og spesifikk elektrolytisk ledningsevne i utendørs forsøksresipient	27
8. Nitelva. Aritmetiske middelveidier av kjemisk oksygenforbruk i observasjonsperioden 1968 - 1970	34
9. Nitelva. Variasjoner i kjemisk oksygenforbruk i observasjonsperioden 1967 - 1969	35
10. Nitelva. Aritmetiske middelveidier for N- og P-komponenter i observasjonsperioden 1968 - 1970	36
11. Nitelva. Antall innbyggere langs vassdraget pr. 1/1 1966 og 1/1 1971	37
12. Nitelva. Observerte og beregnede P-konsentrasjoner	38
13. Nitelva. Sammenlikning mellom belastning av Nitelva og analyseresultater av P- og N-komponenter ved Gullaug 1966 - 1970	39
14. Nitelva, Leira og Rømua. Regional variasjon i vannmassenes innhold av fosforforbindelser. Årsgjennomsnitt 1967 - 1970	40
15. Nitelva, Leira og Rømua. Regional variasjon i vannmassenes innhold av nitrogenforbindelser. Årsgjennomsnitt 1967 - 1970	41
16. Nitelva. Vannføring ved Strøm sag, januar - desember 1969. Verdier for 10 døgnns gjennomsnitt	45
17. Nitelva. Varighetskurve for vannføring ved Strøm sag. Det hydrologiske år 1970 (1/9 - 1969 til 31/8 1970).	46

FIGURFORTEGNELSE (forts.)

	Side:
18. Nitelva. Varighetskurve for vannføring, Jaren vannmerke, i observasjonsperioden 1925 - 1951.	47
19. Leira. Varighetskurve for vannføring ved Kringlerdal i observasjonsperioden 1966 - 1970	50
20. Sagstubekken. Varighetskurve for vannføring i observasjonsperioden 1952 - 1970	51
21. Glåma. Forløp av vannføring i Glåma ved Sarpsfossen. Observasjonsperioden 1970	53
22. Øyeren. Dybdekart	56
23. Øyeren. Geografiske forhold i deltaområdet	57
24. Nitelva. Variasjon i vannets innhold av organisk stoff ved Kjellerholen og Gullaug. 1967 - 1969	61
25. Resultat av vekstforsøk med vann fra Nitelva ved Kjellerholen og Gullaug 1967 - 1969	62
26. Sammenlikning mellom organisk belastning i Nitelva ved Kjellerholen og Gullaug. Gjennomsnittsverdier 1967 - 1969	63
27. Resultat av vekstforsøk med resipientvann og ulike tilsetninger av behandlet avløpsvann. Testalge: <i>Selenastrum capricornutum</i>	65
28. Nitelva. Sammenstilling av planktonobservasjoner for juli 1959	73
29. Kvantitativ forekomst av chlamydobakterier i Nitelva, Leira og Glåma-Øyeren oktober 1958 - april 1959	74
30. Glåma ved Fetsund. Sammenstilling av planktonobservasjoner 1958 - 1959	75
31. Øyeren. Sammenstilling av planktonobservasjoner 1958 - 1959	76
32. Forekomst av <i>Asterionella formosa</i> i Glåma ved Fetsund og Øyeren 1958 - 1959	77
33. Forekomst av <i>Tabellaria fenestrata</i> i Glåma ved Fetsund og Øyeren 1958 - 1959	78
34. Regional sammenlikning mellom planktonforekomster. Observasjoner av plankton i juli 1959	82
35. Nitelva. Prinsippskisse av beregningsmodell	85
36. " Skjema av beregningsgang i modellen	86

FIGURFORTEGNELSE (forts.)

	Side:
37. Utslippssteder i Nitelva	87
38. Nitelva. Retningsgivende maksimalkonsentrasjoner for total-fosfor i vassdragets frie vannmasser	92
39. " Beregningseksempel for fosfor år 1975.	93
40. " - " - " " år 1975. Ulike kombinasjoner av renseeffekter	94
41. " Beregningseksempel for fosfor år 1985.	95
42. " - " - " " år 1985. Ulike kombinasjoner av renseeffekter	96
43. " Beregningseksempel for fosfor år 2000.	97
44. " - " - " " år 2000. Ulike kombinasjoner av renseeffekter	98
45. " Beregningseksempel for fosfor år 1975. Ugunstig vannføring	99
46. " Beregningseksempel for fosfor år 1985. Ugunstig vannføring	100

## F O R O R D

Rapporten som stiller sammen resultatene av resipientundersøkelser utført på Romerike i tidsrommet 1968 - 1971, har hovedtittelen "Resipientforholdene i Romeriksvassdragene Nitelva, Leira og Rømua" og omfatter følgende deler:

Rapportdel I. Hydrografi. Eksperimentelle undersøkelser.  
Modellanalyse. Konklusjoner.

Rapportdel II. Botaniske undersøkelser.

Rapportdel III. Fiskeribiologiske undersøkelser.

Resipientundersøkelsen er gjennomført i fellesskap mellom Avløps-sambandet Nordre Øyeren, Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen <sup>x)</sup> og Norsk institutt for vannforskning.

Rapportdel I behandler resultatene som er fremkommet gjennom de hydrografiske og eksperimentelle undersøkelser. Det er gjort en modellanalyse av mulige tekniske tiltak. Sammenfattende vurderinger og konklusjoner er utarbeidet.

Arbeidet er utført i samarbeid mellom teknisk avdeling, kjemisk avdeling og biologisk avdeling. Spesielt skal nevnes Jozsef Kotai som har behandlet hydrografiske problemer, Sven Torsten Källqvist som har deltatt i de eksperimentelle undersøkelser, og Oddvar Lindholm som har gjennomført utvikling av beregningsmodellen for analyse av mulige tekniske tiltak.

Vi står foran en tid da vassdragsdrift skal realiseres. På samme måte som naturressursene jord og skog har en systematisk bruk og drives på en forskningsmessig underbygget måte, kommer etter hvert

x) Statens vann- og avløpskontor, Miljøvern-  
departementet.



vannressursene til å bli gjenstand for tilsvarende drift ("water management").

Vi håper resultatene fra undersøkelsene av resipientforholdene i Romeriksvassdragene Nitelva, Leira og Rømua kan være med å legge grunnlaget for konkret arbeid med å realisere målsettingen i "Lov om vern mot vannforurensning" og vassdragsdrift på Romerike.

Vi retter en takk til alle som har vært med på å hjelpe prosjektet frem til avslutning.

Blindern, 29. desember 1972

Olav Skulberg

## 1. INNLEDNING OG OVERSIKT

Instituttets arbeid med undersøkelser av vassdragene på Romerike går tilbake til slutten av 1950-årene. Det er gjennomført feltundersøkelser i elver og innsjøer. Eksperimentelt arbeid som belyser hvordan hydrobiologiske forhold er påvirket av forurensningene, er utført. De viktigste arbeidene omfatter:

1. Den regionale feltundersøkelse til Institutt for atomenergi 1958 - 1959.
2. Undersøkelse av forurensningssituasjonen i Nitelvvassdraget 1959 - 1960 til Arbeidskomitéen for Rensing av Nitelva.
3. Undersøkelser i feltstasjon ved Nitelva 1960 - 1962, utført i samarbeid mellom Institutt for atomenergi og Norsk institutt for vannforskning.
4. Undersøkelse av limnologiske forhold i Øyeren 1961 - 1962, utført av Norsk institutt for vannforskning.
5. Eksperimentelle undersøkelser i feltstasjon ved Nitelva 1964 - 1967, utført av Norsk institutt for vannforskning.
6. Undersøkelser av vassdrag på Nedre Romerike i forbindelse med utredning for Østlandskomiteen 1967, utført av Norsk institutt for vannforskning.
7. Vassdragsundersøkelser for Avløpssambandet Nordre Øyeren 1968 - 1970, utført av Norsk institutt for vannforskning.

Den nåværende kunnskap om hydrografiske og hydrobiologiske forhold i vassdragene og hvordan disse er influert av forurensninger, er bygget på resultatene fra disse undersøkelser. I litteraturoversikten, sidene 12 - 16, er de viktigste rapporter og publikasjoner fra undersøkelsene stilt sammen. Det er resultatene fra vassdragsundersøkelsen 1968 - 1970 som behandles i det følgende.

Denne undersøkelse er utført i samarbeid med Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen <sup>x)</sup> og Avløpssambandet Nordre Øyeren.

Arbeidet ble påbegynt i 1968 og feltundersøkelsen avsluttet ved årsskiftet 1970 - 1971. Det foreligger et omfattende, samlet materiale av resultater og observasjoner.

Det er en viktig sak under de rådende forhold å kunne bruke Romeriksvassdragene som resipienter. Det gjelder å kunne gjøre det riktig og på en måte som er praktisk og hensiktsmessig. Målsetningen er at resipientbruken av vassdragene minst mulig skal ødelegge for andre bruksinteresser, og at hensynet til vassdragene som natur og landskap ikke skal tilsidesettes.

Resultatene av vassdragsundersøkelsene har vist at det er en sammensatt forurensningssituasjon som preger forholdene i Romeriksvassdragene. De mest fremtredende og regionalt utbredte forurensningsvirkninger er saprobiering (forårsaket av belastning med organisk stoff) og eutrofi-ering (forårsaket av belastning med gjødselstoffer). Undersøkelsene har vist at kloakkvannsutledning i vassdragene slår markert ut i vannmassenes eutrofigrad. Dette har store konsekvenser for de biologiske forhold i vassdragene.

For å kunne forstå forurensningsvirkninger og sette dem i sammenheng med størrelse av belastning og vurdere rensetekniske tiltak, er det nødvendig å gjøre bruk av observasjoner i vassdragene, laboratorieundersøkelser og eksperimenter i forsøksoppstillinger. Forskningsarbeidet som instituttet har utført med Romeriksvassdragene, omfatter alle disse fremgangsmåter.

Det er skaffet til veie et materiale av observasjoner og resultater som representerer vassdragenes fysiske, kjemiske og biologiske forhold. Dette materiale gir informasjon om vassdragenes forurensningstilstand. Resultatene gir grunnlag for å bedømme konsekvenser av en fortsatt bruk av elvene som resipienter for avløpsvann. Videre kan de gi holdepunkter ved bestemmelse av tekniske og andre tiltak som vil være mest fordelaktige i en gitt situasjon.

<sup>x)</sup> Statens vann- og avløpskontor, Miljøverndepartementet.

Dataene representerer et dokumentasjonsmateriale om vassdragstilstanden i Nitelva, Leira og Rømua i undersøkelsesperioden 1968 - 1971. Det er et utgangspunkt for å følge hvordan forholdene i disse vassdragssystemene vil utvikle seg.

Undersøkelsen har gitt mulighet for å lage en empirisk modell som kan legges til grunn ved valg og dimensjonering av rensetekniske tiltak ved vassdragene. På denne måten vil det være mulig å kunne binde sammen resultatene fra undersøkelsen for å utvikle teknisk realiserbare tiltak som kan sikre målsettingen for vassdragene. Resultatene fra undersøkelsen bør legges til grunn for et videre organisert arbeid med vassdragsdrift på Romerike.

## 2. RESULTATER OG RAPPORTER

I denne sammenstilling blir det gitt en oversikt over rapporter og publikasjoner som belyser naturforhold og forurensningspåvirkninger i Romeriksvassdragene. Det er funnet hensiktsmessig å dele sammenstillingen i to avdelinger. Først blir det gitt en oversikt over foreliggende materiale frem til undersøkelsen 1968, deretter en oversikt over rapporter og publikasjoner for tidsrommet 1968 - 1972.

### 2.1 Rapporter og publikasjoner frem til 1968

BAALSRUD, K., Kaltenborn, N. og Kjelsen, A.: Kjemisk og bakteriologisk undersøkelse av Nitelv-vassdraget. 1959-60.

Kjeller, Arbeidskomitéen for rensing av Nitelva, 1960. 57 p.  
Stensiltrykk.

CHRISTENSEN, F.: Harestuvannet. En limnologisk undersøkelse av en sjø i Oslofeltets permiske dyperuptiver.

Manuskript, pp. 1-87, Blindern 1964.

FLO, A.: Fiskefaunaen. Hydrobiologiske undersøkelser av Nitelv-vassdraget og Øyeren.

Manuskript, pp. 1-16, Kjeller 1966.

GARDER, K. og Skulberg, O.: Sorption phenomena of radionuclides to clay particles in river water.

Int. J. Air Wat. Poll., Vol. 8, pp. 229-241, 1964.

- GARDER, K. and Skulberg, O.: Radionuclide accumulation by *Anodonta piscinalis* Nilsson (Lamellibranchiata) in a continuous flow system. *Hydrobiologia*, Vol. 25 No. 1/2, pp. 151-169, 1965.
- GARDER, K. and Skulberg, O.: An experimental investigation on the accumulation of radioisotopes by fresh water biota. *Arch. Hydrobiol.*, 62, 1. pp. 50-59, 1966.
- HOLTAN, H.: Undersøkelse av Øyeren som drikkevannskilde for Eidsberg vannverk. Norsk institutt for vannforskning, pp. 1-36, Blindern 1962.
- HOLTAN, H.: Vannforsyning og avløpsforhold i Østlandsfylkene. Utredning for Østlandskomiteén 1967. Rapport I. Beskrivelse og undersøkelser av vannforekomster. Del. 3. Mjøsa. Hurdalsjøen. Øyeren. Randsfjorden. Tyrifjorden. Norsjø. Norsk institutt for vannforskning, pp. 89-114, Blindern 1967.
- HOLTAN, H.: Vannforsyning og avløpsforhold i Østlandsfylkene. Utredning for Østlandskomiteé 1967. Rapport I. Beskrivelse og undersøkelser av vannforekomster. Del 4. Andre vassdrag og innsjøer. Norsk institutt for vannforskning, pp. 1-208, Blindern 1967.
- HOLTESTAUL, O.: Kroksjøer og dammer ved Leira. En limnologisk undersøkelse. Manuskript, pp. 1-66. Blindern 1961.
- NÆSS, H.: En undersøkelse av elva Leira på Romerike 1958 - 1959. Manuskript, pp. 1-88, Lillestrøm 1961.
- Ormerod, J.G., Grynne, B. and Ormerod, K.S.: Chemical and physical factors involved in the heterotrophic growth response to organic pollution. *Verh.int.Verein. Theor.angew.Limnol.* Vol. 16 No. 2, pp. 906-910, 1966.
- ORMEROD, J.G. and Ormerod, K.S.: Om forholdet mellom organisk forurensning og vekst i vassdrag. *Vattenhygien*, Vol. 22 No. 3, pp. 116-117, 1966.

- ROSENDAHL, A.: Metoder for fjerning av næringsstoffer fra avløpsevann.  
Vann, Vol. 3 No. 4, pp. 95-108, 1968.
- SKULBERG, O.: Progress Report concerning International Atomic  
Energy Agency Research Contract No. 37. (1) December 1959 -  
August 1960, pp. 1-34. Blindern 1960.
- SKULBERG, O.: Progress Report concerning International Atomic  
Energy Agency Contract No. 37. (2) August 1960 - June 1961,  
pp. 1-51. Blindern 1961.
- SKULBERG, O.: Progress Report concerning International Atomic  
Energy Agency Contract No. 37. (3) Summer 1961, pp. 1-51.  
Blindern 1961.
- SKULBERG, O.: Progress Report concerning International Atomic  
Energy Agency Research Contract No. 37. (4) June 1961 -  
April 1962, pp. 1-93. Blindern 1962.
- SKULBERG, O.: Biologiske metoder som grunnlag for behandling av  
forurensningsproblemer.  
Vattenhygien Vol. 18 No. 4, pp. 128-142, 1962. English summary.
- SKULBERG, O.: Progress Report concerning International Atomic  
Energy Agency Research Contract No. 37. (5) May 1962 -  
December 1962, pp. 1-104. Blindern 1963.
- SKULBERG, O.: Algal problems related to the eutrophication of European  
water supplies, and a bio-assay method to assess the fertilizing  
influence of pollution on inland waters. Algae and Man, ed. by  
Daniel F. Jackson, New York, Plenum Press, pp. 262-299, 1964.
- SKULBERG, O.: The radioecological investigation in the IFA-NIVA  
experimental plant at Nitelva 1960 - 1962.  
Kjeller Internal Report KIR-H7, pp. 1-22, Kjeller 1964.
- SKULBERG, O.: Erfaringer med deskriptive og eksperimentelle  
biologiske metoder ved resipientundersøkelser i Norge.  
Limnologisymposion. Helsinki 1966.  
Helsinki, Limnologiska Föreningen i Finland, pp. 11-27, 1967.
- SKULBERG, O.: Gjødslingseffekt på algeutvikling i overflatevann.  
Grundförbättring Vol. 20 No. 2, pp. 85-89, 1967.

2.2 Oversikt over rapporter som foreligger for tidsrommet 1968 - 1972

Noen eksperimentelle undersøkelser av selvrensingsprosesser.

Olav Skulberg, "Grundförbättring", 21, pp. 25-37, 1968.

Notat til Avløpssambandet Nordre Øyeren om fremføring av arbeid med undersøkelser av resipientforhold.

Norsk institutt for vannforskning, Blindern, januar 1969.

Notat til Avløpssambandet Nordre Øyeren om fremføring av arbeid med undersøkelser av resipientforhold.

Norsk institutt for vannforskning, Blindern, februar 1970.

Noen naturhistoriske opplysninger om vann- og våtmarksområder i Nordre Øyeren.

Norsk institutt for vannforskning, Blindern, 19. mai 1970.

Bruk av infrarød fargefilm ved regionale vassdragsundersøkelser.

Forurensningsvirkninger på høyere akvatisk vegetasjon.

Norsk institutt for vannforskning, Blindern, februar 1971.

Vassdragsundersøkelser på Romerike. 1. Nitelva.

Hydrografiske resultater 1968 - 1970.

Norsk institutt for vannforskning, Blindern, mai 1971.

Vassdragsundersøkelser på Romerike. 2. Leira.

Hydrografiske resultater 1968 - 1970.

Norsk institutt for vannforskning, Blindern, mai 1971.

Vassdragsundersøkelser på Romerike. 3. Rømua.

Hydrografiske resultater 1968 - 1970.

Norsk institutt for vannforskning, Blindern, mai 1971.

Fysisk-kjemiske undersøkelser i Leirelva, Romerike.

Hans Holtan, "Grundförbättring", Vol. 24, No. 1, 26-30, 1971.

Eutrofiering og biologiske forandringer i noen østnorske vannforekomster.

Olav Skulberg, "Forurensning og biologisk miljøvern", pp. 219-235, Universitetsforlaget 1971.

Användning av algkulturer vid bedömning av olika avloppsrensingsmetodens betydelse för eutrofieringen i sötvattensrecipienter.

Norsk institutt for vannforskning, Blindern, desember 1971.

Notat til Avløpssambandet Nordre Øyeren om fremføring av arbeid med undersøkelsen av resipientforhold.

Norsk institutt for vannforskning, Blindern, februar 1972.

Observations of planktonic diatoms in a lake - river system.

Lake Mjøsa - Lake Øyeren - River Glåma, Norway.

Eli-Anne Lindstrøm, Randi Skulberg and Olav Skulberg.

"Norwegian Journal of Botany". In press.

### 3. VASSDRAGENES HYDROGRAFISKE FORHOLD

Beskrivelser av vassdragenes geografiske sammenhenger som inngår i tidligere rapporter og publikasjoner, vil ikke bli behandlet i det følgende. Nitelva er benyttet som hovedeksempel på Romeriksvassdragene. Leira og Rømua blir trukket inn for å belyse forhold som er særegne for disse vassdragene og for sammenlikningsformål.

#### 3.1 Bakgrunn

Landskapet på flatbygdene av Romerike er preget av de store leirterrasser, utskåret i tallrike smådaler gjennom vannets eroderende virksomhet. Med avløp mot Nordre Øyeren samler vannsystemene seg til elvene Nitelva, Leira og Rømua. Gjennomgående er det sparsomt med overflatevann på Romerike. Vannforekomstene utgjør bare ca. 2% av landarealet i området, gjennomsnittet for Norge er 4,9%.

I figur 1a, b og c er nedbørfeltene til de aktuelle vassdragene tegnet inn. Nedbørfeltet til Nitelva utgjør ca. 353 km<sup>2</sup> (Sagelvas nedbørfelt ikke medtatt). Gjennom de undersøkelser som er utført i dette elvesystemet siden 1958, er de hydrografiske forhold relativt godt kjent.

Leira har sitt utspring i skogåsene på Hadeland. Nedbørfeltet er ca. 660 km<sup>2</sup>. Leira danner en vestlig avgrensning av Romerikssletta. De interessante geologiske dannelser i nedbørfeltet i forbindelse med de



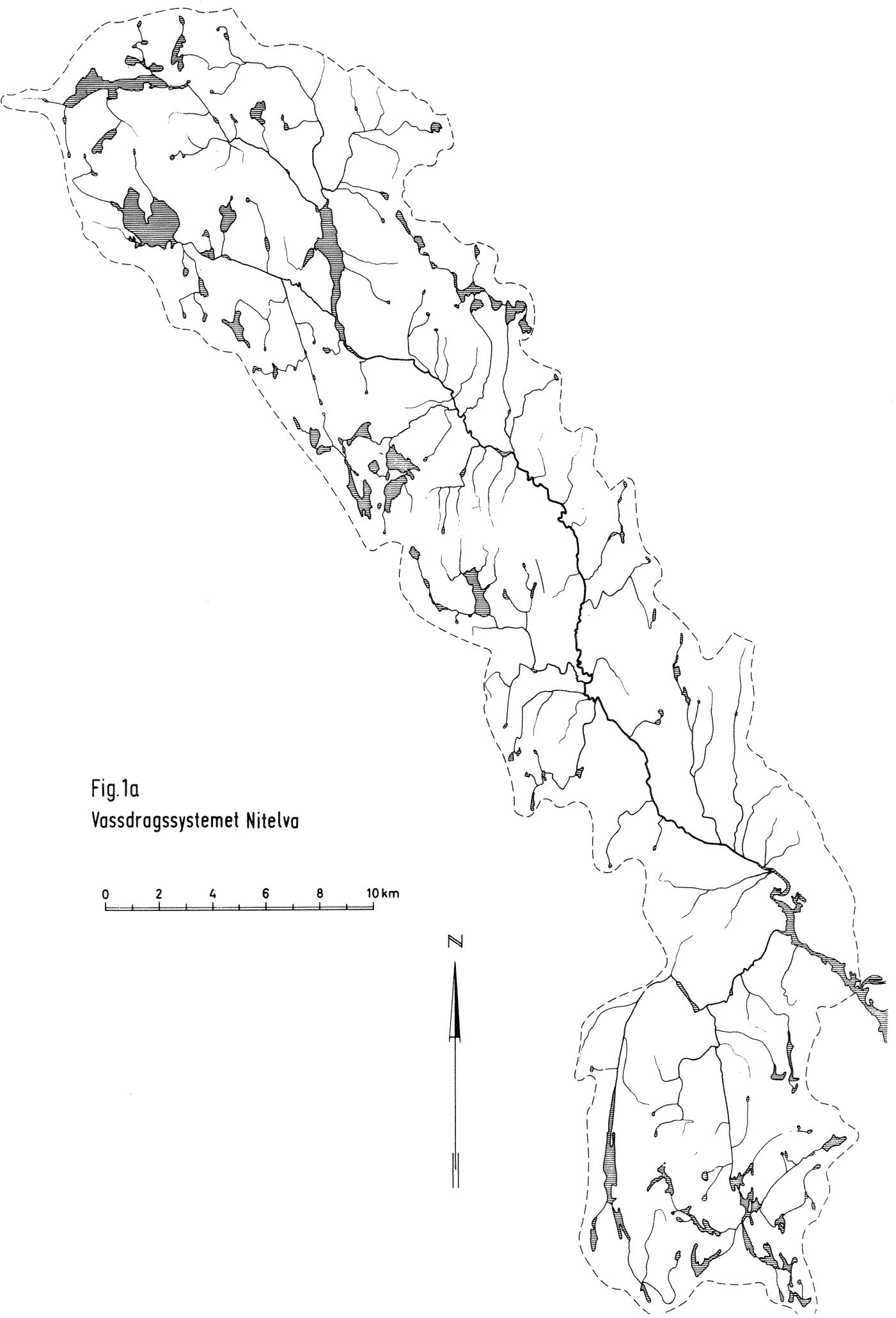
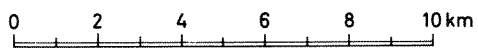


Fig.1a  
Vassdragssystemet Nitelva



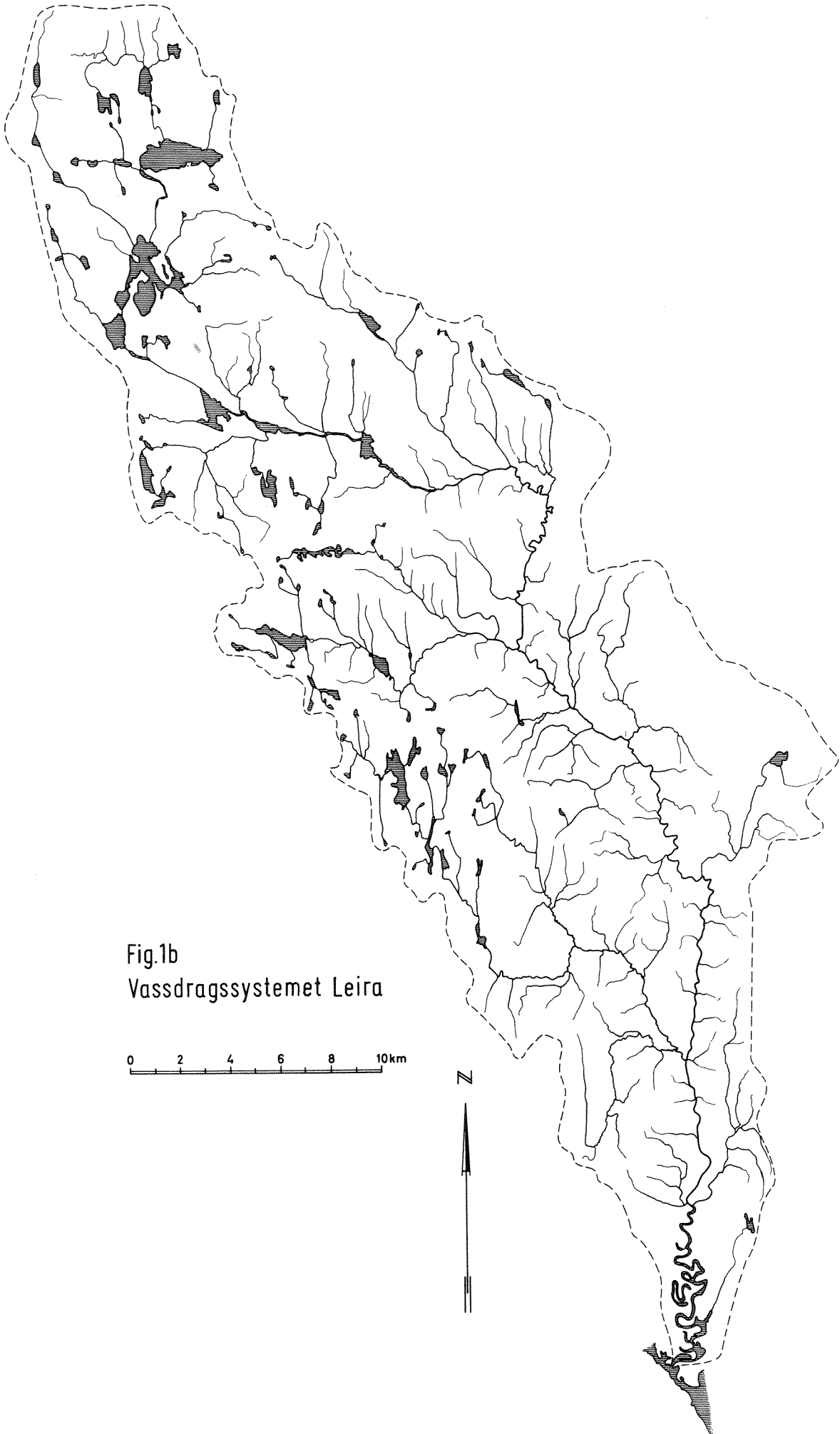
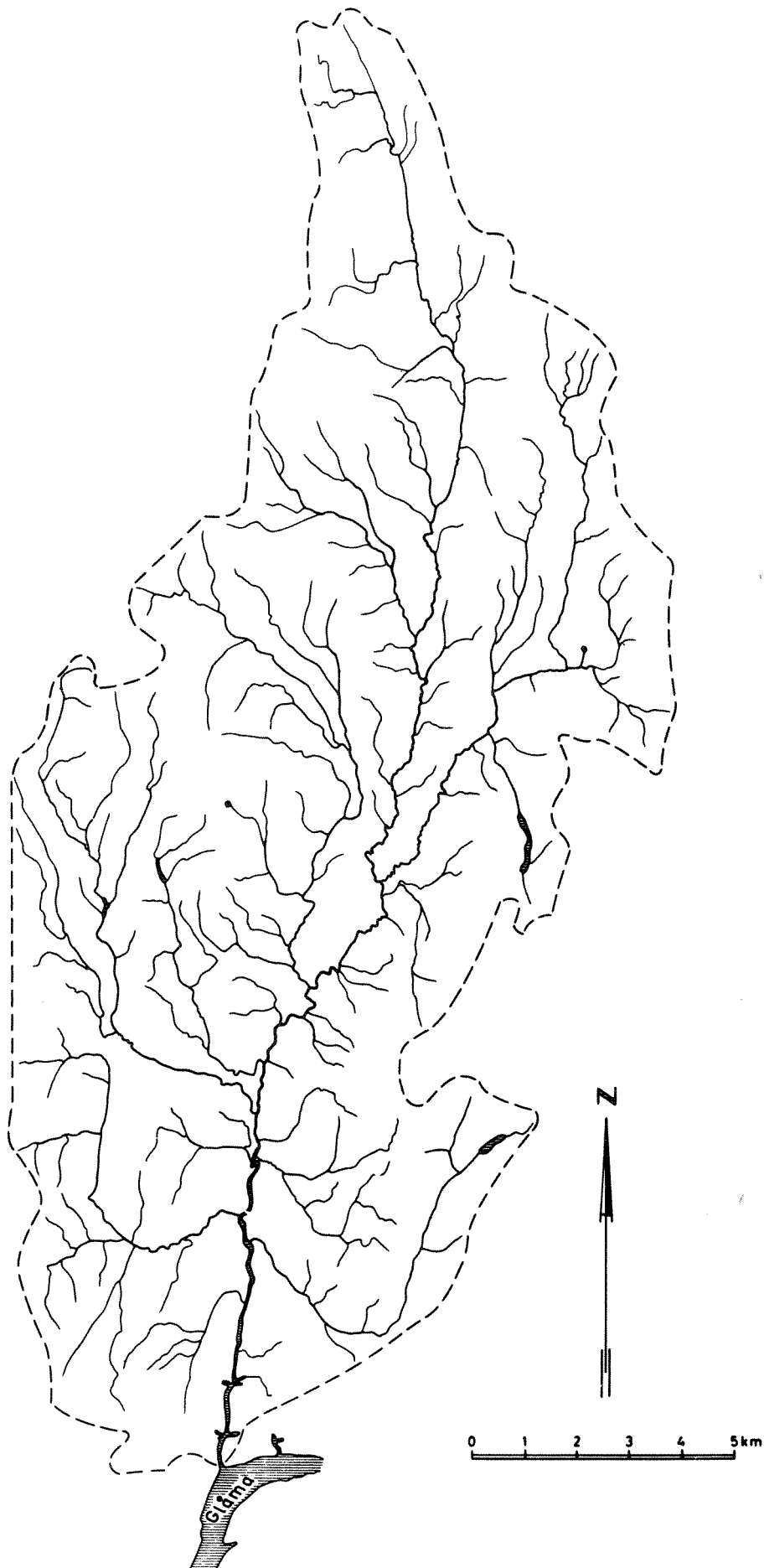


Fig.1b  
Vassdragssystemet Leira

Fig. 1c  
Vassdragssystemet Römua



mektige senglaciale løsavsetninger, gir spesielle forutsetninger både for hydrografiske forhold og for hvordan vannforekomstene opptrer i dette landskapet. Grunnvannsreservoarer og grunnvannsstrømmer er typiske fenomener i Leiras nedbørfelt. Selv om undersøkelsene i dette elvesystemet ikke har vært så intensive som for Nitelvas vedkommende, foreligger det vesentlig kunnskap om vassdraget.

Rømua er det minste av de tre vassdragene som inngår i undersøkelsen. Nedbørfeltet er ca. 200 km<sup>2</sup>. Dette vassdraget foreligger det også minst kunnskaper om. Gjennom undersøkelsesperioden er det utført spredte innsamlinger av vannprøver og gjort hydrografiske observasjoner. Resultatene viser at Rømua i hydrografisk sammenheng har mange likhetspunkter med de to andre elvene.

Nitelva, Leira og Rømua oppviser er rekke felles fenomener. Elvene er i sine landskapsmessige og øvrige naturmessige tilknytninger beslektet. Forurensningsproblemene som utviklingen i nedbørfeltene medfører, er også i stor utstrekning sammenfallende. Det var såvel faglig som praktisk hensiktsmessig å kunne gjennomføre undersøkelsene samtidig for disse vassdragene.

### 3.2 Vanntypene, variasjoner i tid og sted

Vannmassene som møtes i Nordre Øyeren, representerer et allsidig utvalg av vanntyper. Dette kan illustreres ved å sammenlikne vannets elektrolytiske ledningsevne på utvalgte steder i vassdragene. Figur 2 gir en slik grafisk fremstilling. Det forholdsvis elektrolyttfattige vann i Glåma står i kontrast til det elektrolyttrike vann som kommer med Romeriksvassdragene. Dette henger igjen nøye sammen med karakteren av nedbørfeltene som vassdragene drenerer. En betraktning av forholdene i Nitelva kan klargjøre dette (Skulberg 1968).

Den marine grense i Nitelvas nedbørfelt går ved ca. 210 m.o.h. (figur 3). Delene av nedbørfeltet som ligger lavere enn denne grense, er i stor utstrekning preget av løsavsetninger med marin leire. De marine sedimenter bidrar til å gi vannet et betydelig innhold av salter. Med økende strekning som elven tilbakelegger i leirlandskapet, oppnår vannet en stadig høyere konsentrasjon av elektrolytter. Den største andel av befolkning er

også bosatt i områdene med marine avsetninger. Hvor konsentrert bebyggelsen er i nedbørfeltets nedre deler, fremgår av at 85% av befolkningen sokner til Nitelva nedstrøms for Slattum. Økningen i elvevannets innhold av elektrolytter inkluderer kloakkvannets bidrag med salter. I figur 4 fremgår de regionale variasjoner i vannmassenes elektrolyttinnhold på den undersøkte strekning av Nitelva.

Det gjør seg gjeldende en betydelig variasjon i vannmassenes elektrolyttinnhold med tiden. I hovedtrekkene er det vannføringsvekslingene og årstidsvariasjonene i biologiske prosesser som dette gjenspeiler. Systematiske observasjoner av elektrolytisk ledningsevne gjennom en lengre tidsperiode (figur 5) viser slike forhold. I hovedtrekkene er det høyere verdier for elektrolytter i perioder med lavvannsføring, og lave verdier i perioder med mye vann i elven. Det er bl.a. grunnvannets andel av vannmassene som kommer til uttrykk i dette. Tilsvarende forhold i Leira er grundig undersøkt (Holtan 1971).

Under flomsituasjonene i Glåma innvirker vannmassene fra Glåma på forholdene over deler av de lavere elvepartiene. På figur 5 fremgår slike ekstreme tilstander da elvevannets elektrolytiske ledningsevne ved Kjellerholen og Gullaug nærmer seg verdiene for Glåma-vannet.

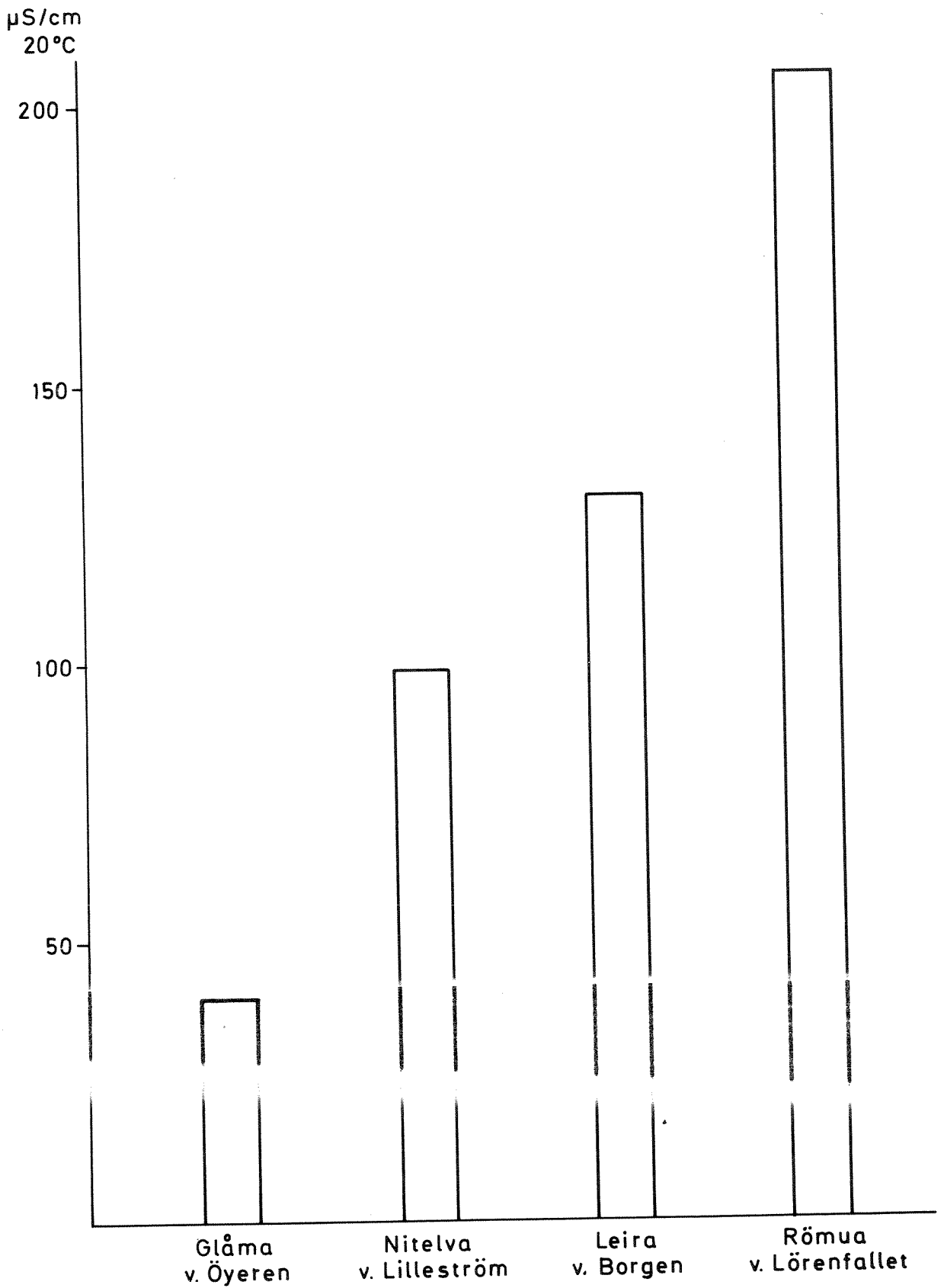
Korttidsvariasjoner i elektrolytisk ledningsevne og turbiditet følger endringer i avrenningsforhold i forbindelse med nedbør. Et eksempel på dette er vist i figur 6. Det er gjort hyppige observasjoner av elektrolytisk ledningsevne og turbiditet i elvevannet ved Kjellerholen under en periode med økende regnintensitet. Nedbøren har ført til en utvasking av avrenningsområdene, en transport av stoffer beveger seg som en bølge gjennom vassdragssystemet.

Variasjoner av enda kortere varighet registreres med kontinuerlige målinger av elvevannets egenskaper. Observasjoner som er gjort i forsøksrenner med Nitelv-vann ved Kjellerholen, er fremstilt grafisk i figur 7. Forsøksrennene hadde under observasjonsperioden en algevegetasjon med stor biomasse. Registreringene av temperatur, pH og elektrolytisk ledningsevne viser utpregede døgnvariasjoner. Et betydelig stoffskifte foregår, og de biologiske prosesser veksler i intensitet i takt med lys og temperatur. Fra time til time gjennom døgnet er forholdene i vannmassene stadig forskjellige. Slike

Fig. 2

Romeriksvassdragene og Glåma

Aritmetiske middelværdier for spesifikk elektrolitisk ledningsevne



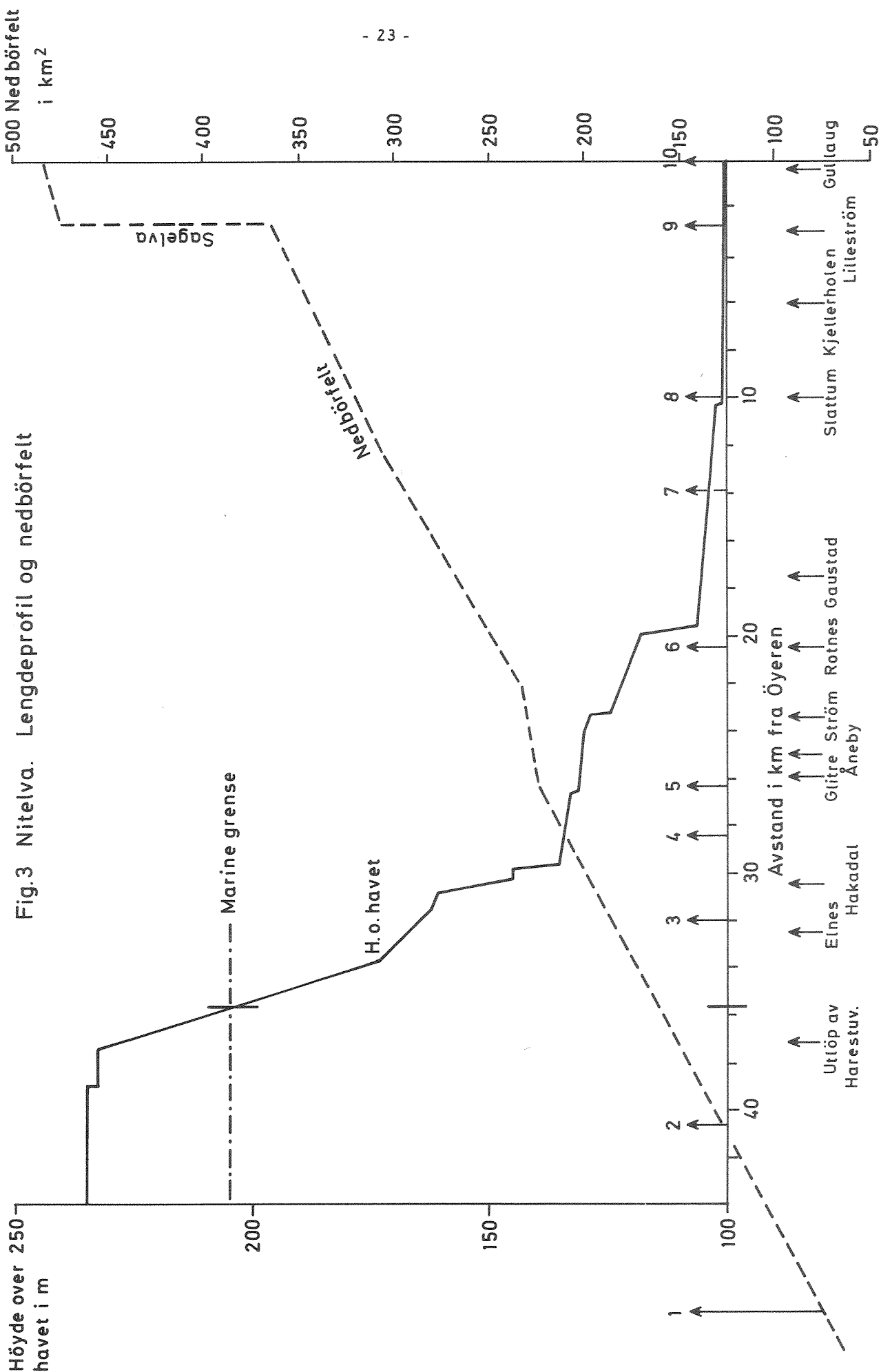


Fig.3 Nitelva. Lengdeprofil og nedbørfelt

Fig.4 Nitelva. Minimums-, maksimums- og middelværdier for spesifikke elektrolytiske ledningsevner i observasjonsperioden 1968 - 1970

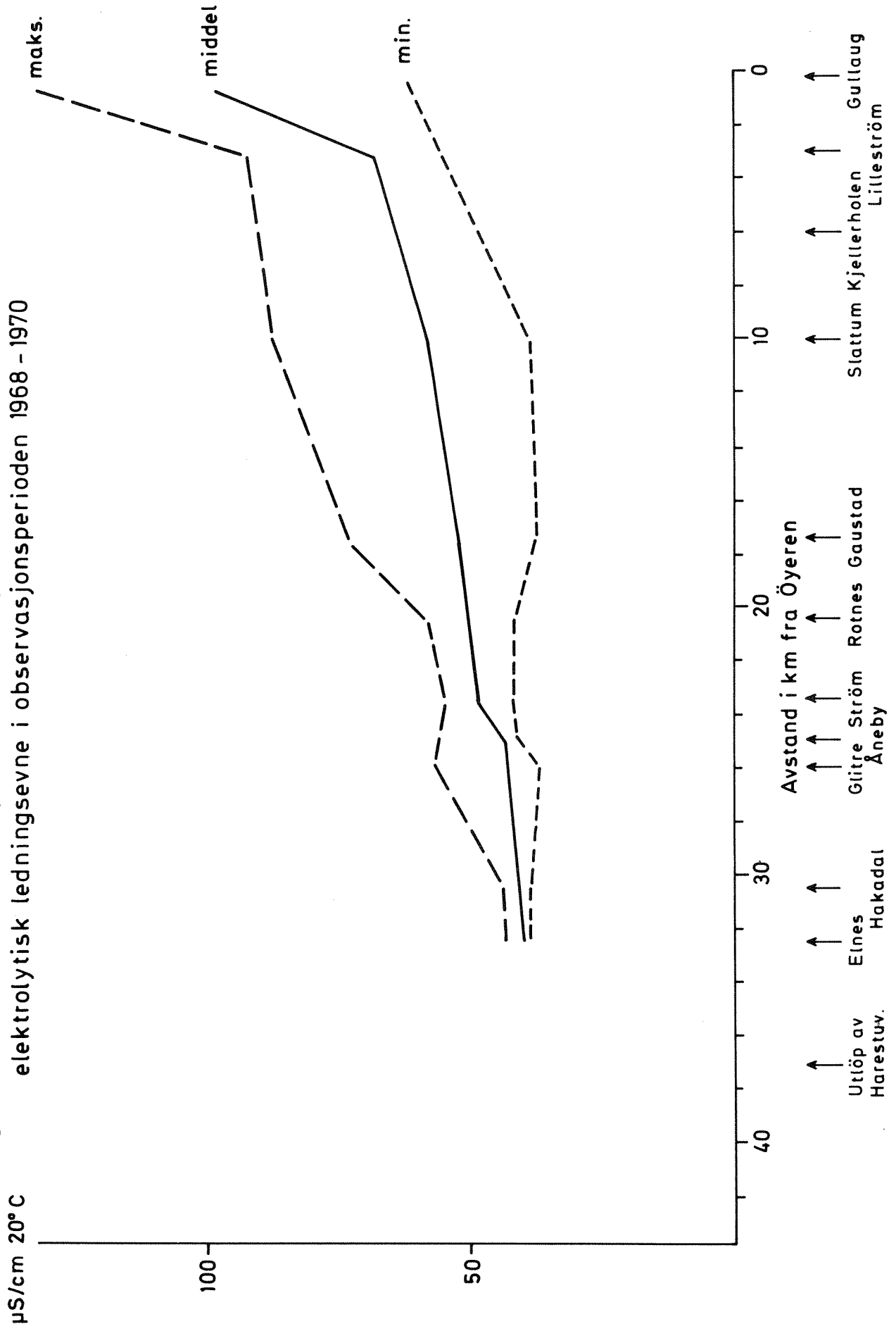




Fig.5 Nitelva. Variasjoner av spesifikk elektrolytisk ledningsevne i observasjons-  
perioden 1966 - 1970

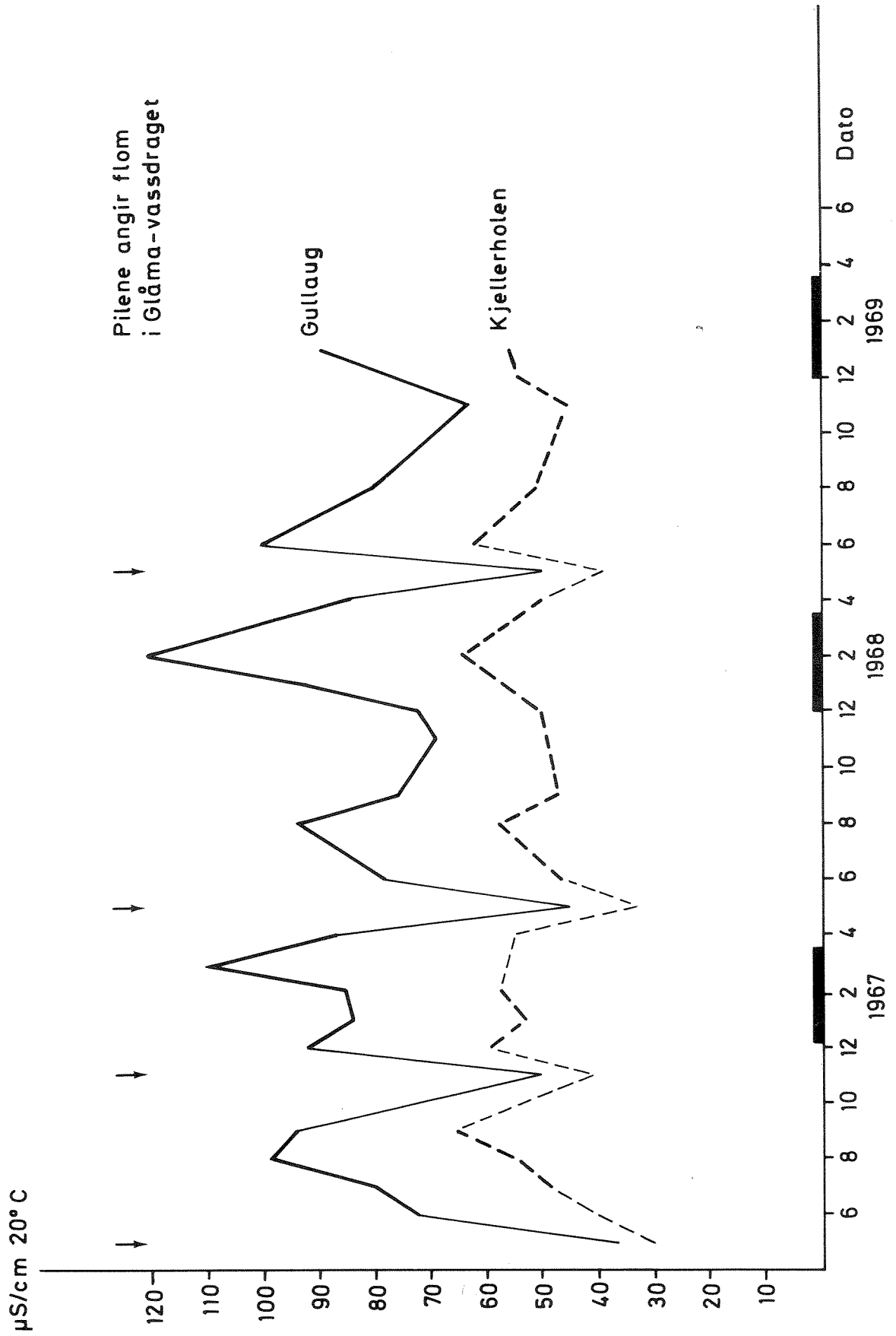


Fig.6 Nitelva. Korttidsvariasjoner i spesifikk elektrolytisk ledningsevne og turbiditet under en regnværsperiode. Kjellerholen

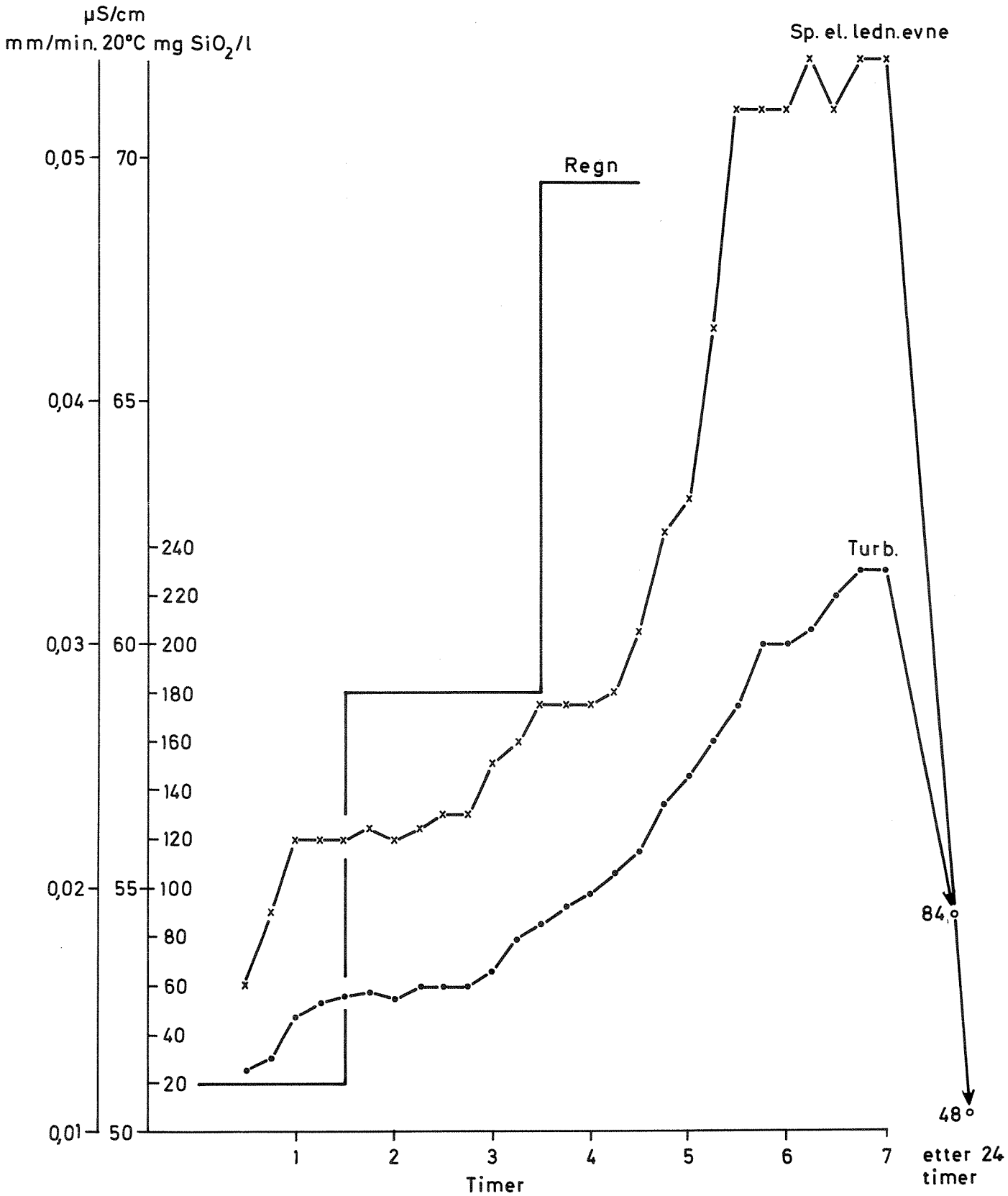
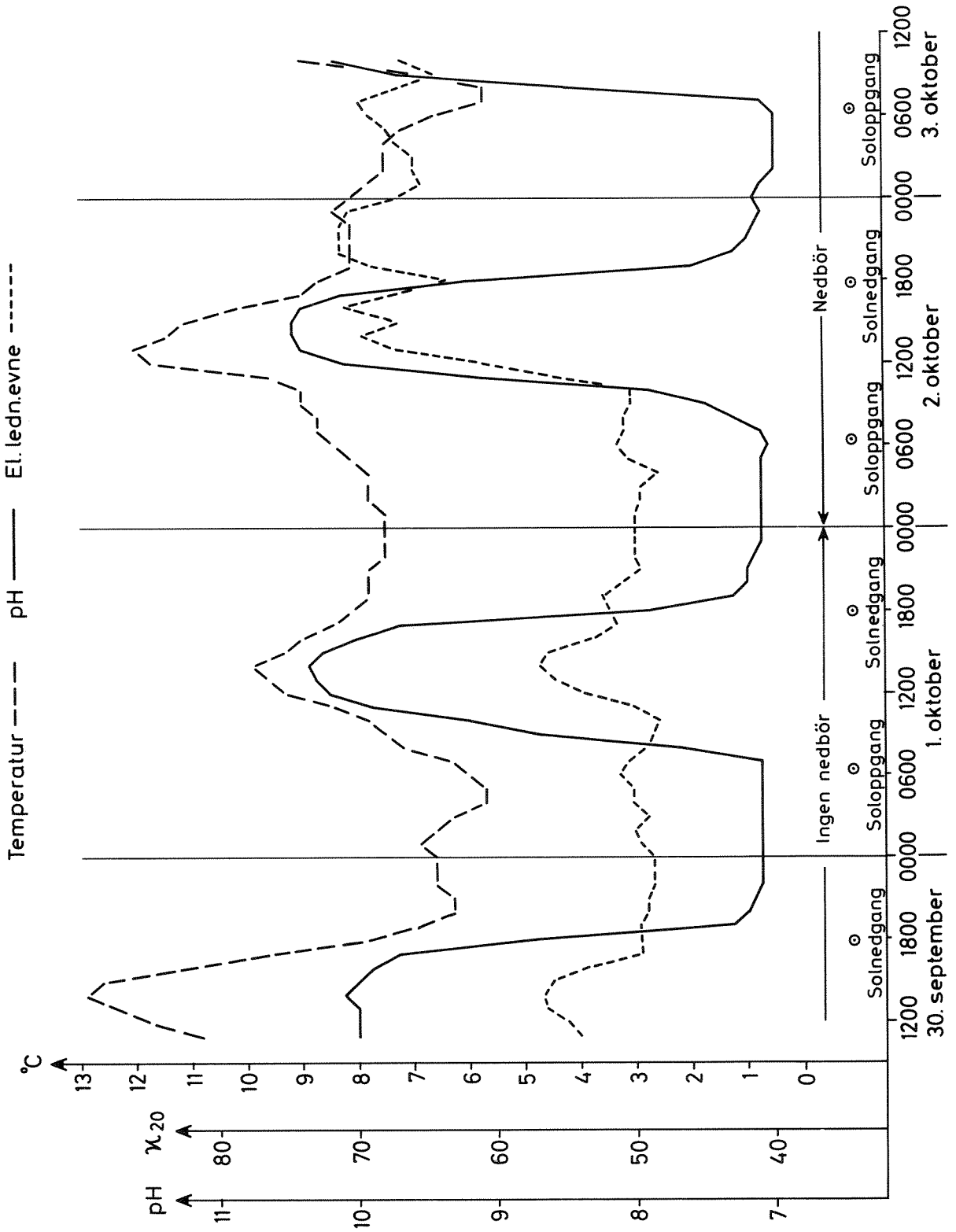


Fig.7 Dögnvariasjoner av temperatur, pH og spesifikk elektrolytisk ledningsevne i utendørs forsøksresipient



variasjoner vil gjøre seg gjeldende i vassdragene i områder med liknende vegetasjonsutvikling og strømforhold.

### 3.3 Kjemiske miljøfaktorer

Vannforurensning har oftest fysiske eller kjemiske årsaker, men det er gjerne de biologiske virkninger som lager de alvorligste problemer for vassdragene og bruken av dem. Det er nødvendig å ha et godt kjennskap til de kjemiske miljøfaktorer for å kunne vurdere biologiske forhold og organismeutvikling i et vassdrag.

Organismene reagerer på helheter av miljøfaktorer, et kompleks av betingelser må være oppfylt skal en art kunne utvikle seg på en vokseplass. Er en enkelt av disse betingelser ikke adekvat representert, er det nok til å utelate arten fra en slik vokseplass. Er miljøfaktoren i kvantitet eller intensivitet nær minimums- eller maksimumsgrensen for arten, er den en begrensende faktor for artens utviklingsmuligheter på stedet. På lokaliteter i resipienten er det imidlertid som regel flere begrensende faktorer som gjør seg gjeldende. Under slike forhold vil alle miljøfaktorer som i kvantitet eller intensivitet er representert med verdier avvikende fra optimum, influere populasjonens størrelse og være medbestemmende for individenes kondisjon. De faktorer som er utslagsgivende, hører som regel med til komponentene som har den største variasjonsbredde på biotopen.

#### 3.3.1 Partikkelinnhold - leire

For å gi enkelte holdepunkter om suspendert stoff i Leiras og Nitelvas vannmasser, vil enkelte resultater av bestemmelser som tidligere ikke er rapportert, bli behandlet i det følgende. Undersøkelsene ble utført i 1958 - 1959.

#### Prøvetaking

Vannprøvene ble innsamlet med en dybdeintegrerende prøvetaker av bly, i likhet med prøvetaker nr. U.S. D-43 (U.S. Interdepartmental Committee: Report 6, 1952). Prøvetakingsvertikalen ble valgt i den dypeste del av elvetverrsnittet.

### Laboratorieundersøkelser av vannprøvene

Vannprøvene ble filtrert gjennom filterdigler av porselen (2A 2 Royal, Berlin, Germany) hvis bunn på forhånd var dekket med 50 mg kaolin for å holde tilbake mest mulig av de kolloidale leirpartikler. Diglene med kaolin ble glødet ved  $550^{\circ}\text{C}$  i 1 time, avkjølt i eksikator 1 time og deretter veid på en (Chainomatic balance) vekt med følsomhet på 0,0001 g. Vannprøvene ble så filtrert gjennom diglene med undertrykk skaffet til veie ved hjelp av vannstrålepumpe. Prøveflaskene ble spylt med destillert vann. Om nødvendig ble en gummivisk på en glass-stav brukt for å løsne sediment som måtte sitte fast på innsiden av flasken. Filtreringen av en vannprøve på ca. 0,5 l tok fra 8 til 24 timer. Etter filtreringen ble diglene plassert i en tørkeovn i 1 time med en konstant temperatur av  $105^{\circ}\text{C}$ , avkjølt i 1 time i eksikator og til slutt veid.

Før filtreringen ble prøveflaskene veid på en vekt med en nøyaktighet på 1 g. På samme vekt ble de tomme flaskene veid etter filtreringen.

Konsentrasjonen av suspendert stoff er angitt som tørrvekt dividert med vekten av hele prøven.

Med den hensikt å få litt kjennskap til mengden av organisk materiale i prøvene, ble noen av diglene etter filtreringen glødet ved  $550^{\circ}\text{C}$  i 1 time, avkjølt 1 time i eksikator og veid. Man må imidlertid være klar over at glødetapet ikke gir et entydig uttrykk for organisk materiale.

### Resultater

Resultatene av bestemmelsene av suspendert stoff i Nitelva og Leira er gjengitt i tabell 1.

I Nitelva ble det tatt 14 vannprøver ved Kjellerholen og 15 ved Nybrua. I Leira ble det tatt 7 vannprøver ved Leirsund og 13 ved Jernbanebrua. Dette er så få prøver at det har ingen hensikt å beregne transportert materiale pr. år. Spesielt er det for få prøver i de perioder hvor vannføringen øker, fordi konsentrasjonen av suspendert stoff varierer hurtigere når vannføringen øker enn når den faller. I mange tilfeller kan mer enn 10% av det årlig transporterte materiale i små elver transporteres i løpet av én dag under flom.



På grunn av kloakkutløp, alger og tilløp fra Sagdalselva er konsentrasjonen av suspendert stoff vanligvis større ved Nybrua enn Kjellerholen. I vintermånedene desember - mars er den meget liten. Stor nedbør den 23. juli og 8. oktober 1958 har sannsynligvis forårsaket økt konsentrasjon. På tross av stor nedbør i april og vårflom var konsentrasjonen av suspendert stoff 15. april ikke større enn 28 mg/kg ved Kjellerholen og 49 mg/kg ved Nybrua. Variasjonene ved Nybrua er større og mer uregelmessige enn ved Kjellerholen, hvilket sannsynligvis har sin årsak i Sagdalselva og utløp fra kloakk. Den relativt høye konsentrasjon ved Nybrua 3. og 24. juni 1959 er delvis forårsaket av store algemengder. Den relativt høye konsentrasjon av suspendert stoff 19. november 1958 både ved Kjellerholen og Nybrua har rimeligvis en felles årsak.

I Leirelva er konsentrasjonen av suspendert stoff betydelig større enn i Nitelva, og algemengden er mindre. Vanligvis er den noe større ved Jernbanebrua enn ved Leirsund. I undersøkelsesperioden varierte konsentrasjonen ved Jernbanebrua mellom 10 mg/kg i lavvannsperioden juni 1959 og 1331 mg/kg i vårflommen 15. april 1959. Dessverre mangler prøver fra lavvannsperioden om vinteren når det må antas at konsentrasjonen av suspendert stoff hadde sitt minimum. Økningen i konsentrasjonen september og oktober 1958 må antas å skyldes stor nedbør med derav følgende avspyling i nedbørfeltet. Leirelva fører et meget finkornig materiale, vesentlig silt og leire.

Det suspenderte materiale i Glåma er grovere enn det som føres av Nitelva og Leirelva. Under vanlig sommervannføring i Glåma, er konsentrasjonen av suspendert stoff liten. Målinger gjort i august 1954 og juli 1955 ved Fetsund, viser en konsentrasjon mellom 10 og 15 mg/kg. Samtidig var konsentrasjonen i Leira ved Borgen bru ca. 40 og i Nitelva ved Kjellerholen mindre enn 10 mg/kg.

### 3.3.2 Organisk stoffinnhold

Vannmassenes belastning med organisk stoff (løste og partikulære bestanddeler) varierte i området 10 - 12 mg O/l i de øvre deler og 15 - 20 mg O/l i de nedre deler av Nitelva. Aritmetiske middelerverdier for kjemisk oksygenforbruk bestemt med dikromat ( $K_2Cr_2O_7$ ), er fremstilt grafisk i figur 8.

Det gjør seg gjeldende store variasjoner gjennom året, og dette er særlig markert på elvestrekningene som er sterkt belastet med kloakkvann. Figur 9 gir en grafisk fremstilling av forholdene i Nitelva på stasjonene Kjellerholen og Gullaug.

### 3.3.3 Fosfor- og nitrogenforbindelser

Aritmetiske middelveidier for N- og P-komponenter i Nitelvas vannmasser er fremstilt grafisk i figur 10. Innholdet av disse viktige plantenæringsstoffer øker jevnt nedover i vassdraget. Det er imidlertid særlig på elvestrekningen fra Slattum og ned til Gullaug at konsentrasjonene raskt nærmer seg høye verdier. Resultatene viser at konsentrasjonene av P-komponenter tiltar raskere sammenliknet med N-komponenter på denne del av Nitelva.

Det er for Nitelvas vedkommende en nær sammenheng mellom vannmassenes innhold av fosfor- og nitrogenforbindelser og bidraget til elven med husholdningskloakkvann. I figur 11 er det gitt en grafisk fremstilling av fordelingen av innbyggere langs vassdraget pr. 1/1 1966 og 1/1 1971. Forløpet av kurvene er hovedsakelig det samme for begge årene. Imidlertid har tilveksten av befolkning i nedbørfeltet først og fremst funnet sted ved de nedre deler av vassdraget. Sammenholdes disse kurvene med kurvene for de aritmetiske middelveidier for N- og P-komponenter i vannmassene i Nitelva for undersøkelsesperioden 1968 - 1970 (figur 10), fremgår en vesentlig likhet i utvikling. Det er forurensningsbidragene fra befolkningen langs vassdraget som er en hovedfaktor når det gjelder innhold av plantenæringsstoffer i Nitelvas vannmasser. I figur 12 er dette fremhevet for fosfor-forbindelsenes vedkommende. De tre kurvene på figuren fremstiller henholdsvis aritmetisk middel av verdier 1968 - 1970, den beregnede andel av konsentrasjonen som tilskrives befolkningen og differensen mellom observerte og beregnede verdier. Resultatet er av stor betydning, da det viser at en vesentlig andel av fosforbelastningen av Nitelva er knyttet til forurensninger som kan bringes under kontroll.

Den betydelige vekst i befolkning som har funnet sted i de søndre deler av Nitelvas nedbørfelt, har gitt markerte utslag i vannmassenes innhold av fosfor- og nitrogenforbindelser. Resultatene fra stasjonene Gullaug og Kjellerholen kan benyttes til å vise forholdet. I figur 13 er aritmetiske middelveidier for fosfor og nitrogenforbindelsene i 1966, 1967, 1968, 1969 og 1970 for Gullaug tegnet inn. Befolkningens økning i samme tidsrom fremgår av kurver for personekvivalenter. Konsentrasjonen av fosfor-forbindelser i resipientvannet ved Gullaug har steget fra omkring 100 µg P/l i 1970. Tilsvarende har det funnet sted



en økning i innholdet av nitrogenforbindelser fra omkring 1200 µg N/l i 1966 til omkring 2600 µg N/l i 1970. I dette vassdragsavsnitt av Nitelva skal vesentlige rensetekniske tiltak gjennomføres. Det foreliggende materialet av observasjoner vil danne et viktig grunnlag til å bedømme effekten av disse tiltak med hensyn til hva som oppnås i Nitelva av reduksjon i belastning med plantenæringsstoffer.

For å kunne sammenlikne forholdene i Nitelva, Leira og Rømua er det laget grafiske fremstillinger av regionale variasjoner i vannmassenes innhold av fosfor- og nitrogenforbindelser. Det er årsgjennomsnitt av målte konsentrasjoner for perioden 1967 - 1970 som er benyttet. Figur 14 viser den regionale variasjon i innhold av fosforforbindelser. Figur 15 viser den regionale variasjon av innhold av nitrogenforbindelser. Noen kommentarer til fremstillingene kan bli gitt. Det fremgår at vannmassene i Rømua gjennomgående har det høyeste innhold både av fosfor- og nitrogenforbindelser. Bare vassdragsstrekningen av Nitelva fra Kjellerholen til Gullaug, som er ekstra sterkt belastet, viser høyere verdier. Innholdet av fosfor- og nitrogenforbindelser i Leiras vannmasser ligger for den nedre vassdragsstrekningens vedkommende (nedstrøms Frogner) tydelig under verdiene både for Rømua og Nitelva. Leira fremhever seg også ved å ha et mer utjevnet forløp med hensyn til disse kjemiske faktorer.

#### 3.3.4 Aritmetiske middelveier for hydrokjemiske data

For å sammenlikne de hydrokjemiske forhold i de tre vassdragene, er det i tabell 2 gjort en sammenstilling av aritmetiske middelveier for utvalgte hydrokjemiske analyseresultater i tidsrommet 1968 - 1970. Stasjonene som er valgt ut, er Leira ved Borgen, Nitelva ved Lillestrøm og Rømua ved Lørenfallet.

Fig.8 Nitelva. Aritmetiske middelværdier av kjemisk oksygenforbruk i observasjonsperioden 1968 - 1970

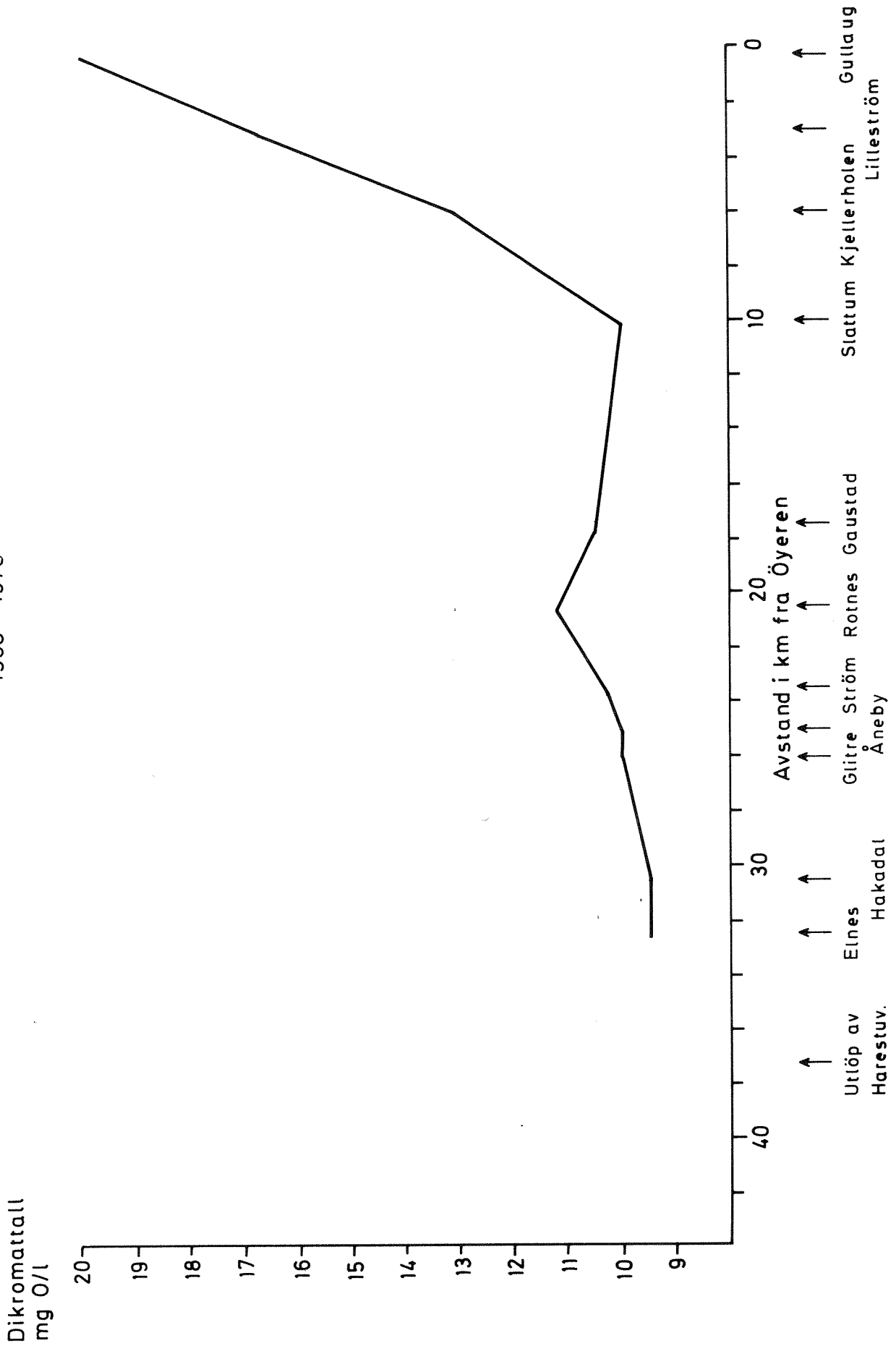


Fig.9 Nitelva. Variasjoner i kjemisk oksygenforbruk i observasjonsperioden 1966 - 1969

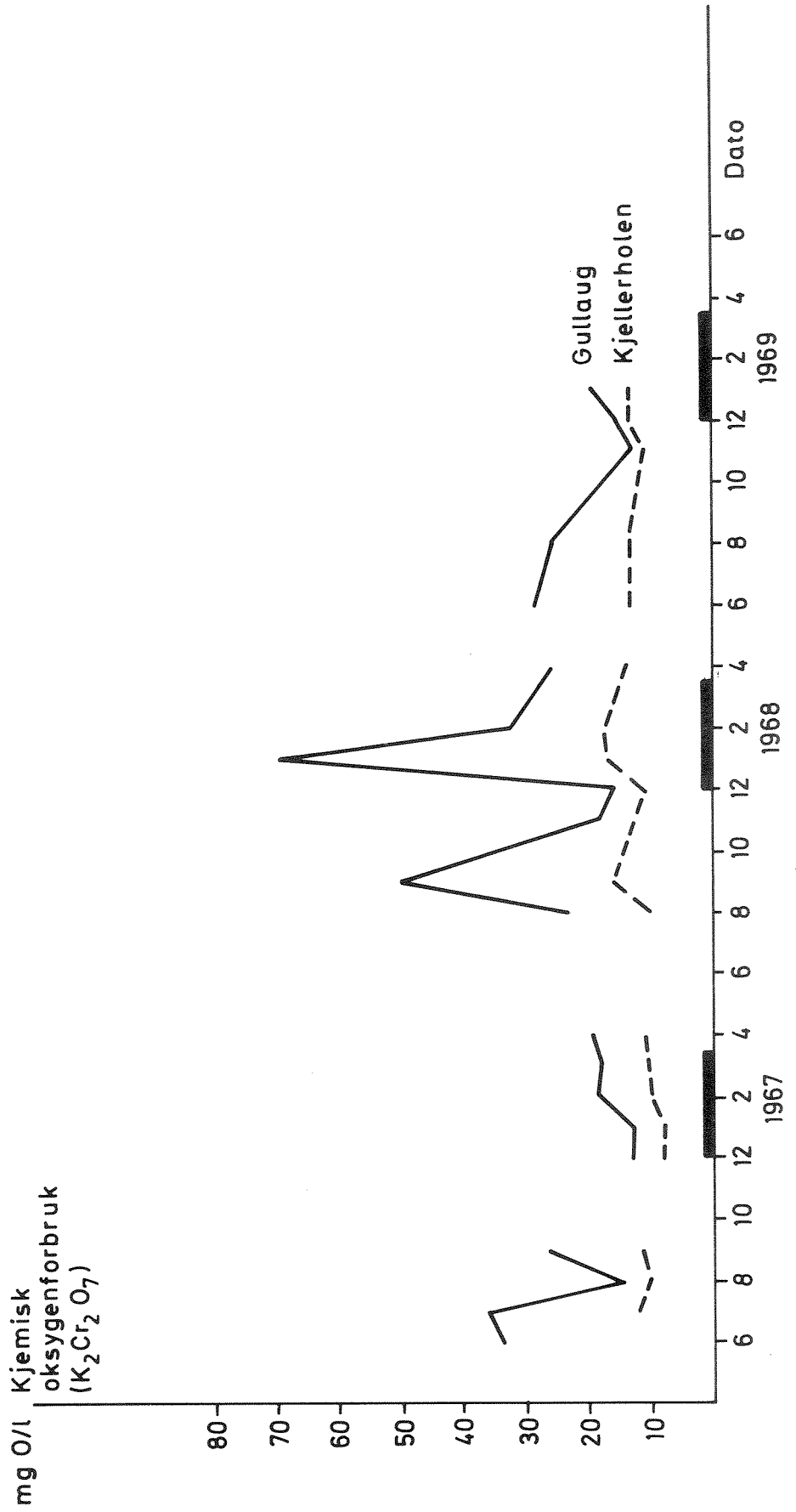


Fig.10 Nitelva. Aritmetiske middelværdier for N- og P-komponenter i  
observasjonsperioden 1968 -1970

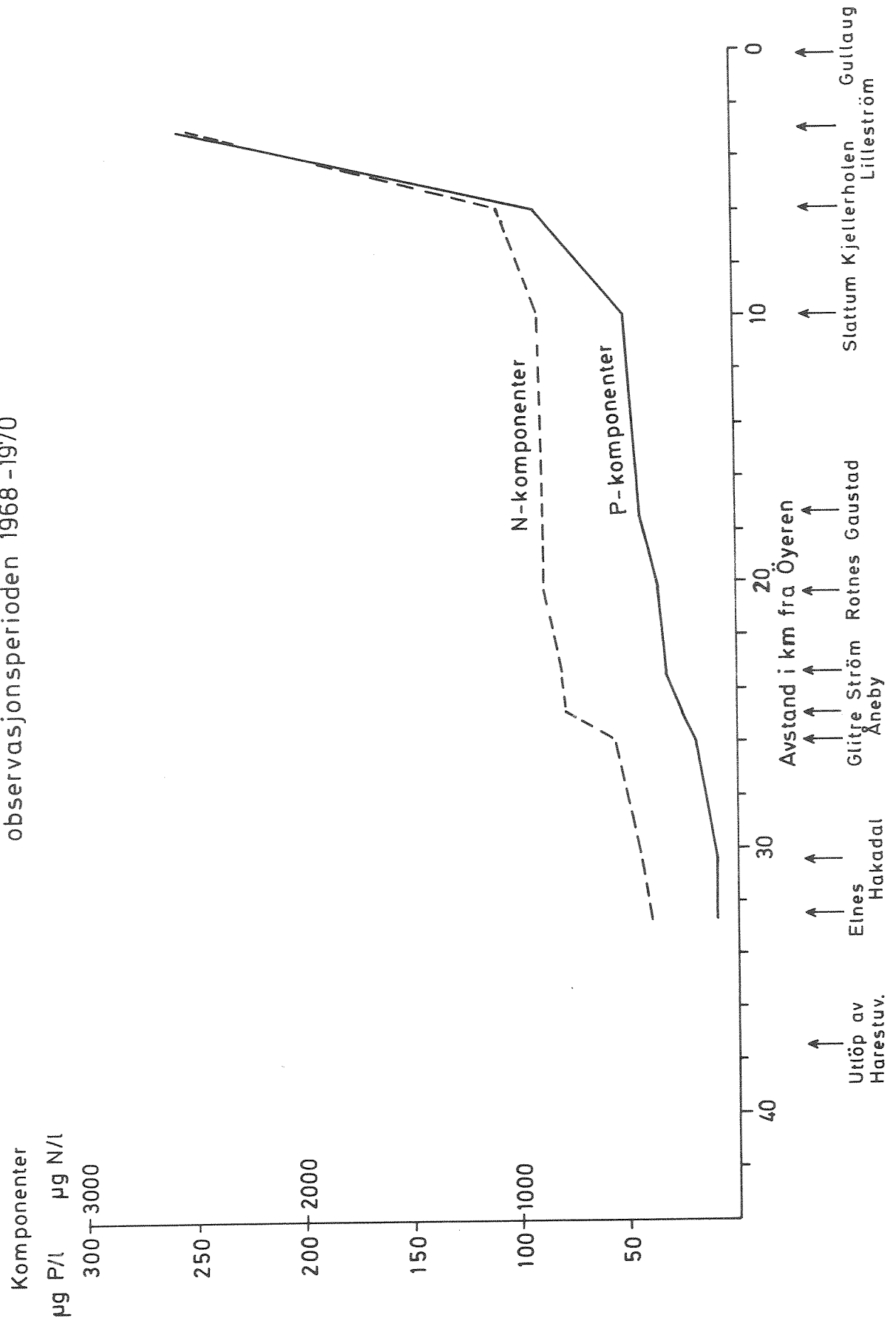


Fig.11 Nitelva. Antall innbyggere langs vasdraget pr. 1/1 1966 og 1/1 1971

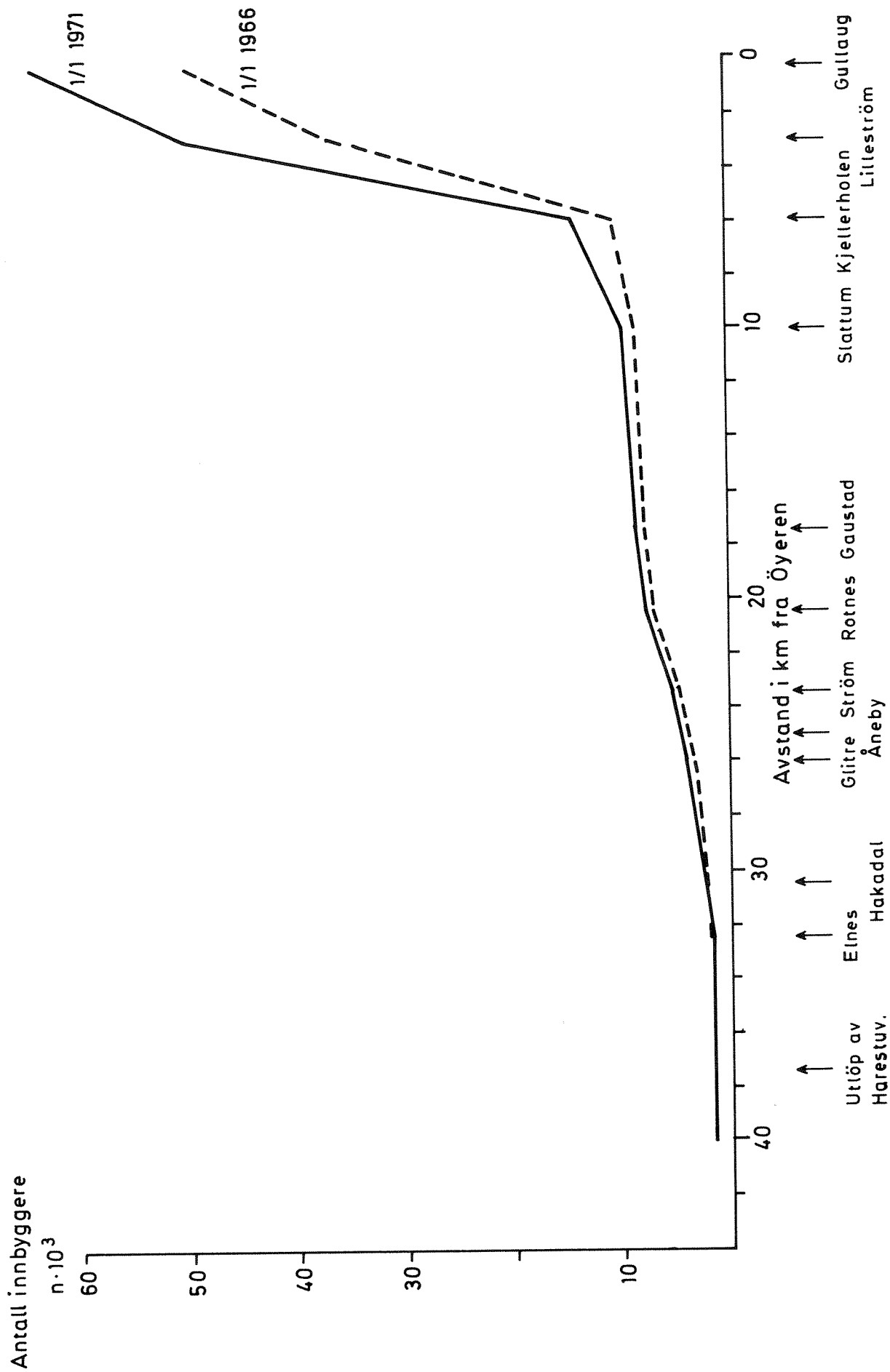


Fig.12 Nitelva. Observerte og beregnede P-konsentrasjoner

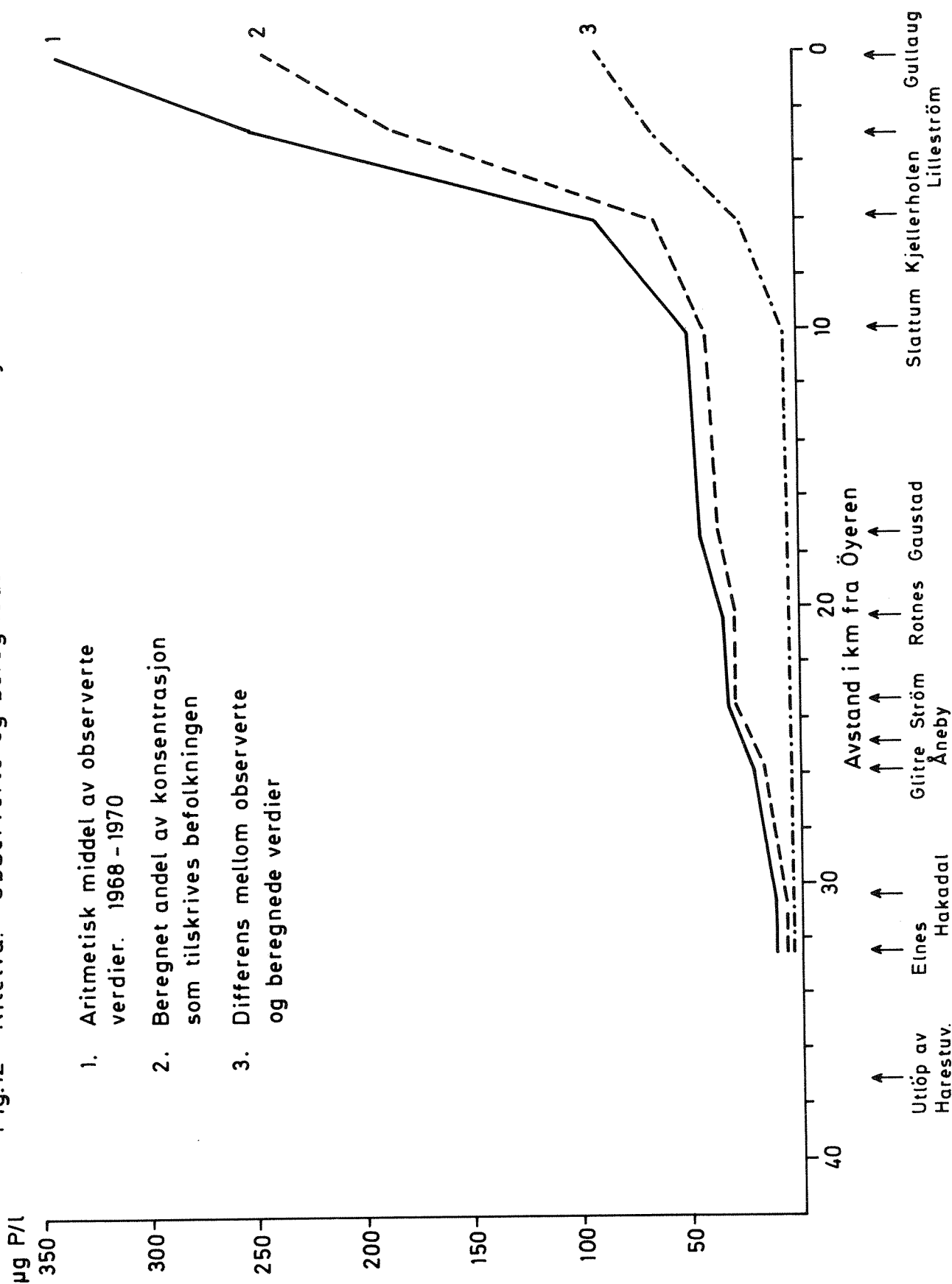
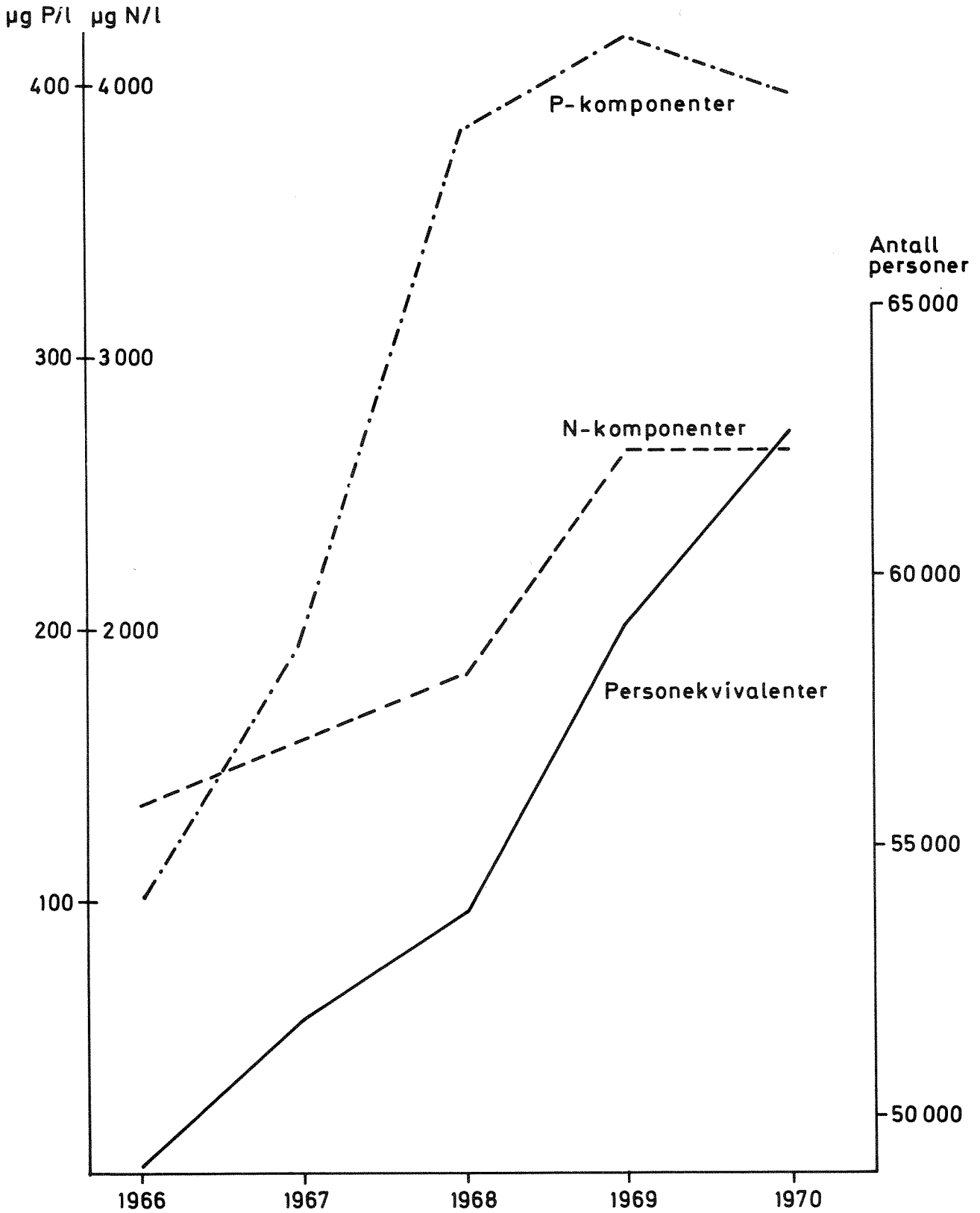


Fig.13 Nitelva. Sammenlikning mellom belastning av Nitelva og analyseresultater av P- og N-komponenter ved Gullaug 1966 - 1970



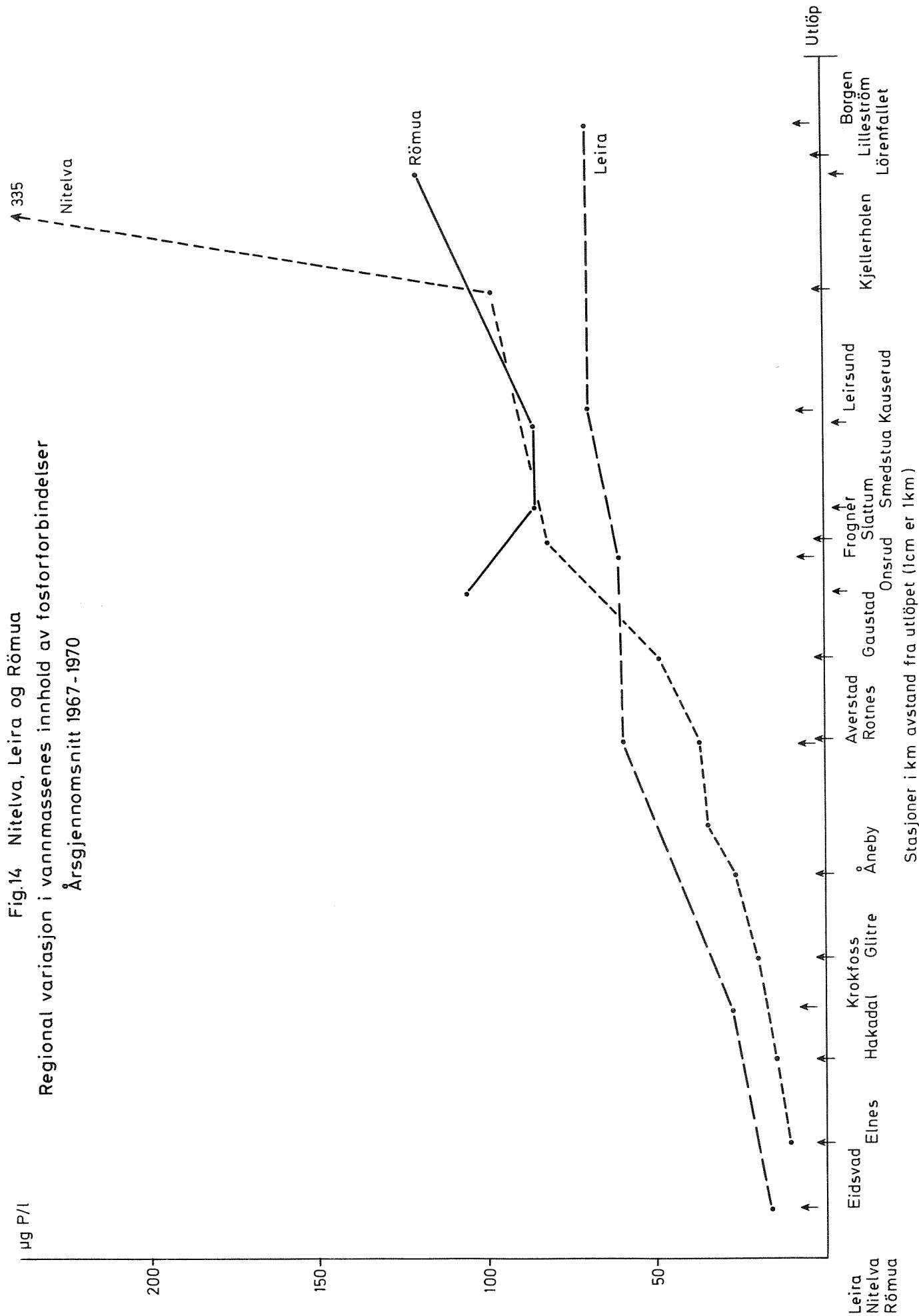
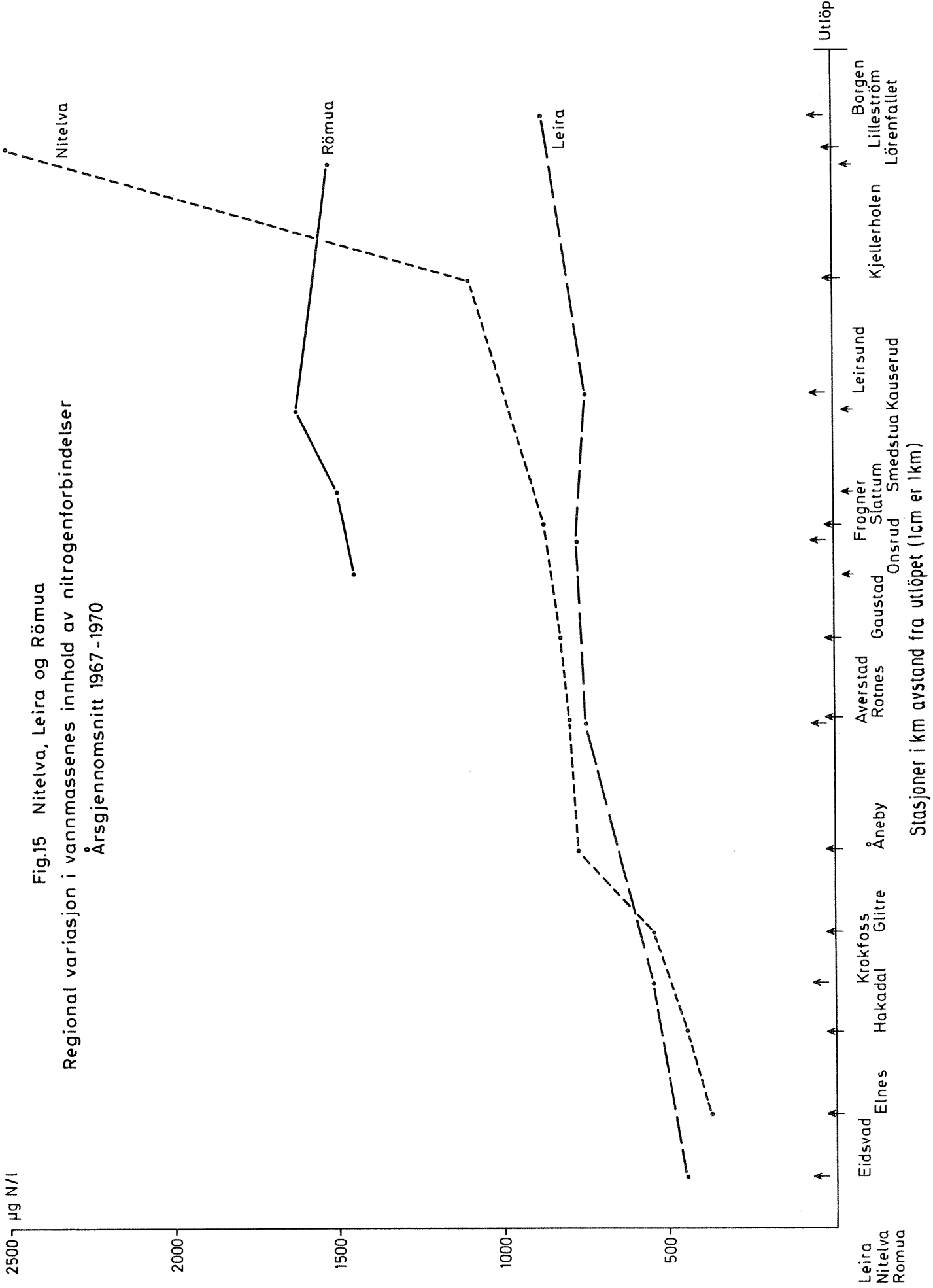




Fig.15 Nitelva, Leira og Römua  
Regional variasjon i vannmassenes innhold av nitrogenforbindelser  
Årsgjennomsnitt 1967-1970



Tabell 2. Aritmetiske middelværdier for hydrokjemiske data  
i tidsrommet 1968 - 1970.

	Leira ved Borgen			Nitelva ved Lillestrøm			Rømua ved Lørenfallet		
	min.	midd.	maks.	min.	midd.	maks.	min.	midd.	maks.
Surhetsgrad, pH	6,8	7,1	7,7	6,7	7,1	7,2	7,1	7,5	8,2
Spes.el.ledn.evne, 20°C, µS/cm	60	130	218	61	99	134	140	206	288
Farge, mg Pt/l				26	227	730	75	181	300
Turbiditet, J.T.U.	3	10	18	2	21	100	3	60	450
Dikromattall, mg O/l	10	14	21	11	23	31	14	31	50
Klorid, mg Cl/l	4	14	26	4	9	14	11	19	30
Total-N, µg N/l	235	911	1300	237	2100	3970	332	1894	5720
Nitrat, µg N/l	5	349	540	10	380	620	5	1036	3200
Total-fosfat, µg P/l	42	69	125	80	314	610	55	127	280
Orto-fosfat, µg P/l	28	52	125	48	238	440	21	91	280

#### 4. HYDROLOGISKE OBSERVASJONER

##### 4.1 Nitelva

Nitelvas nedbørfelt er 484 km<sup>2</sup> (Sagelvas nedbørfelt medtatt).

I fig. 3, side 23, er nedbørfeltet vist som funksjon av avstand fra Øyeren.

Vannføringen i Nitelva er registrert ved en limnigrafstasjon ved en utbedret dam oppstrøms Strøm sag. Målestasjonen ble satt i drift 1968.

Nedstrøms Slattum bro ble det i 1968 opprettet en målestasjon.

Ved vintervannføring og tørrværsvannføring registrerer denne vannstanden i Nitelva på en tilfredsstillende måte, men ved flom i Glåma gjør Øyeren seg gjeldende med oppstuvning.

Ut fra avløpskart (Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen 1956), anslås gjennomsnittlig avrenning for Nitelva til 19 l /s/km<sup>2</sup>. Dette skulle gi i gjennomsnittlig avløp ca. 9,2 m<sup>3</sup>/s og alminnelig lavvannsføring ca. 1,4 m<sup>3</sup>/s. Vannføringen kan bli meget liten i tørkeperioder, 0,16 m<sup>3</sup>/s ble målt 19. oktober 1960 ved Åneby bru (NIVA 1960).

I den del av året da nedbøren faller som regn og det ikke foregår snøsmelting, kan man grovt anslå vannføringen ut fra nedbøren. I Nitelvas nedbørfelt settes avrenningen lik 70% av nedbøren (Søgnen: Nedbør og Avløp 1955). Når man ser bort fra ulik fordampning og forskjellig vannbehov hos vegetasjonen de forskjellige måneder, får man anslagsvis:

Tabell 3. Vannføring i m<sup>3</sup>/s beregnet ut fra nedbør.

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
1958						10,2	14,1	10,9	7,5	21,4	8,8	
1959			(3,4)			3,0	6,6					
Gj. 1901-30			(8,5			8,5	12,1	17,8	9,8	13,5	10,8	

I figur 16 er det gitt et eksempel på et aktuelt forløp av vannføring i Nitelva. Observasjoner (verdier for 10 døgns gjennomsnitt) fra Strøm sag i perioden januar - desember 1969 er tegnet inn.

Det er ikke foretatt direkte observasjoner av hvorvidt vann fra Glåma og Leira til sine tider strømmer nordover i Nitelva. I den forbindelse kan følgende anføres. Etter observasjoner ved Mørkfoss er det meget sjelden at vannstanden i Øyeren stiger 0,5 m på et døgn. Dette vil representere en økning i tillop til Øyeren på ca.  $550 \text{ m}^3/\text{s}$  og må betegnes som eksepsjonelt. Ser man bort fra at Glåmavannet kan gå som en undervannsstrøm langs elvebunnen, vil en vannføring i Nitelva på  $3 \text{ m}^3/\text{s}$  kunne heve vannstanden 0,5 m i nedre del av elven i løpet av et døgn. Med alle forbehold på grunn av mangel på observasjoner, synes det som om det bare sjelden kan bli tale om at vann fra Glåma og/eller Leira kan trenge nordover i Nitelva.

En sjiktning av vann fra Glåma, Leira og Nitelva kan tenkes på grunn av temperaturforskjell, men dette vil kompenseres mer eller mindre på grunn av at Leira og Nitelva fører meget større mengder suspendert slam enn Glåma. De relativt små dyp på mellom 2 og 3 m i Nitelva vil også vanskeliggjøre sjiktning og en eventuell nordgående strøm langs elvebunnen ved normal vannføring vår, sommer og høst. Fra desember til midt ut i mai synker vanligvis vannstanden i Øyeren. Mildvårsperioder i mars og april kan føre til at vannstanden stiger. Dette skyldes imidlertid snøsmelting i lavlandet og dermed økende vannføring i Nitelva.

Nitelva passerer gjennom Harestuvatnet i sitt øvre løp. Følgende geografiske forhold knytter seg til Harestuvatnet:

Overflateareal:	1,992 km <sup>2</sup>
Midlere dyp:	5,18 m
Største dyp:	15,7 "
Volum:	10,32 mill m <sup>3</sup>
Areal nedbørfelt ved utløpet:	120,12 km <sup>2</sup>

På grunnlag av bearbejdede data fra Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen er varighetskurven i figur 17 plottet inn for 1970-situasjonen i Nitelva ved Strøm sag. Denne varighetskurven er ugunstigere enn en middelårssituasjon da det hydrologiske året 1970 var en tørr periode.

I tabell 4 er tilgjengelige vannføringsmålinger ved Strøm sag stilt sammen. Målingene er vist som gjennomsnitt for hver måned.

Fig.16 Nitelva. Vannføring ved Ström sag, januar - desember 1969  
Verdier for 10 dögns gjennomsnitt

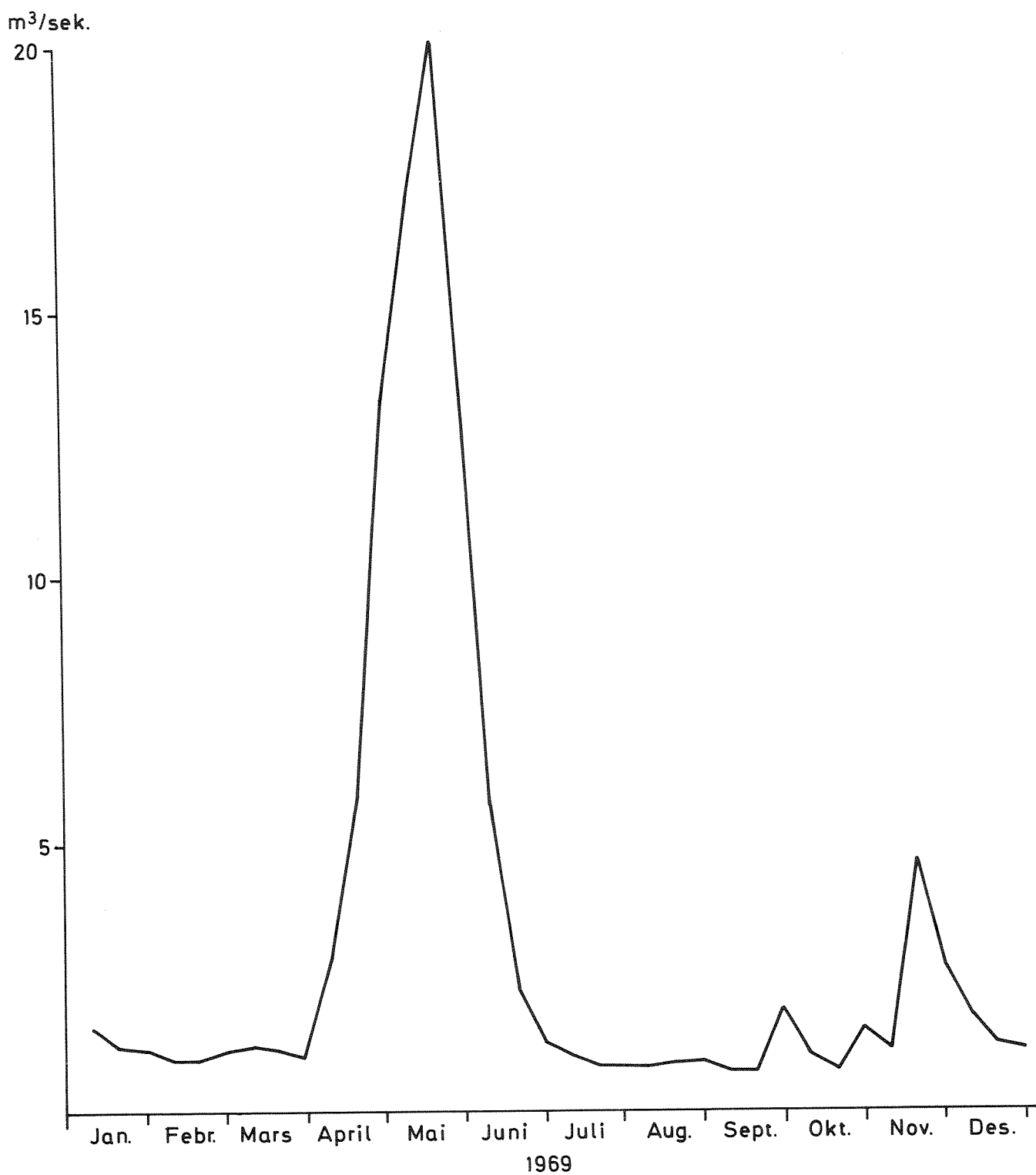
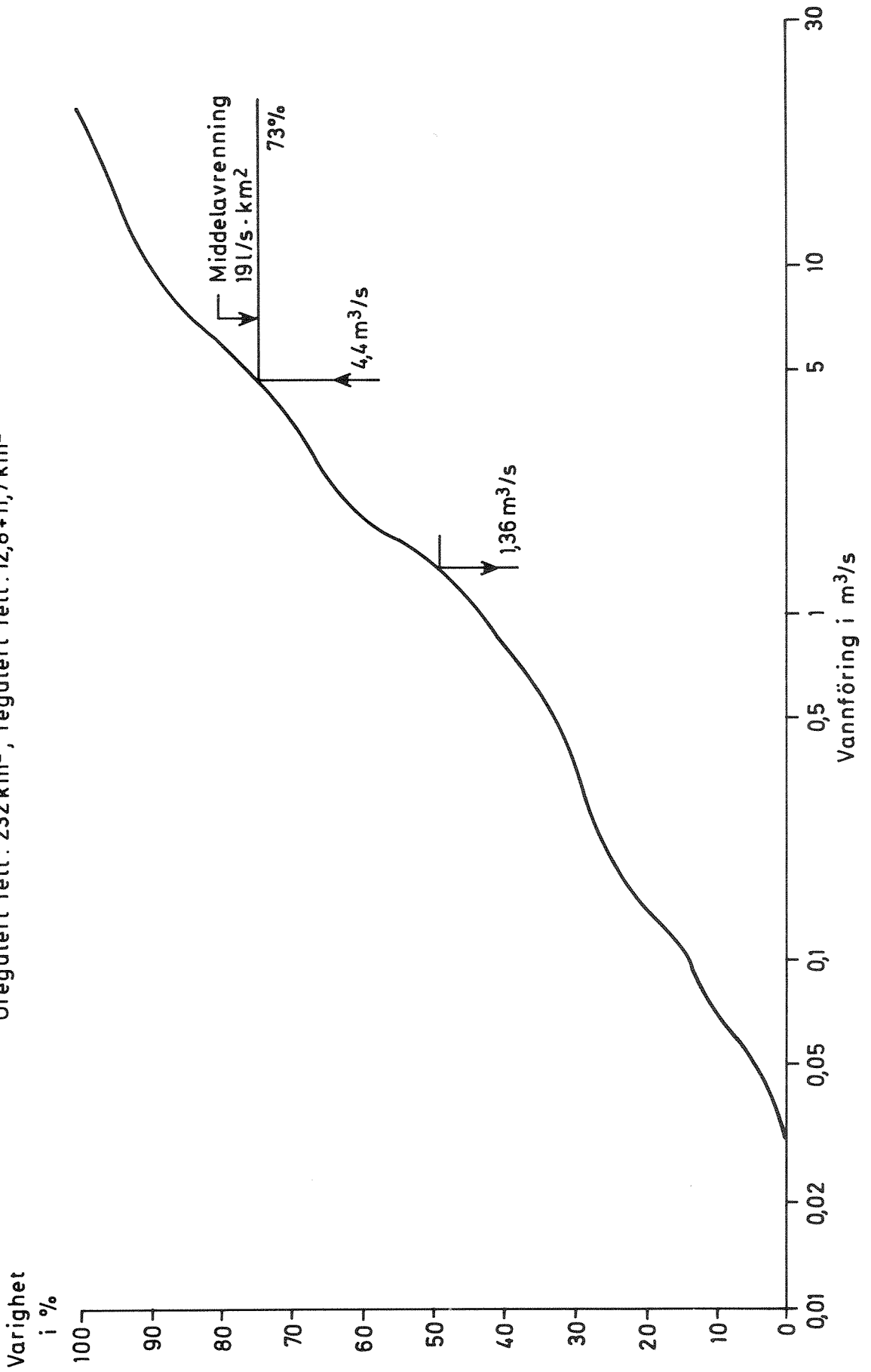
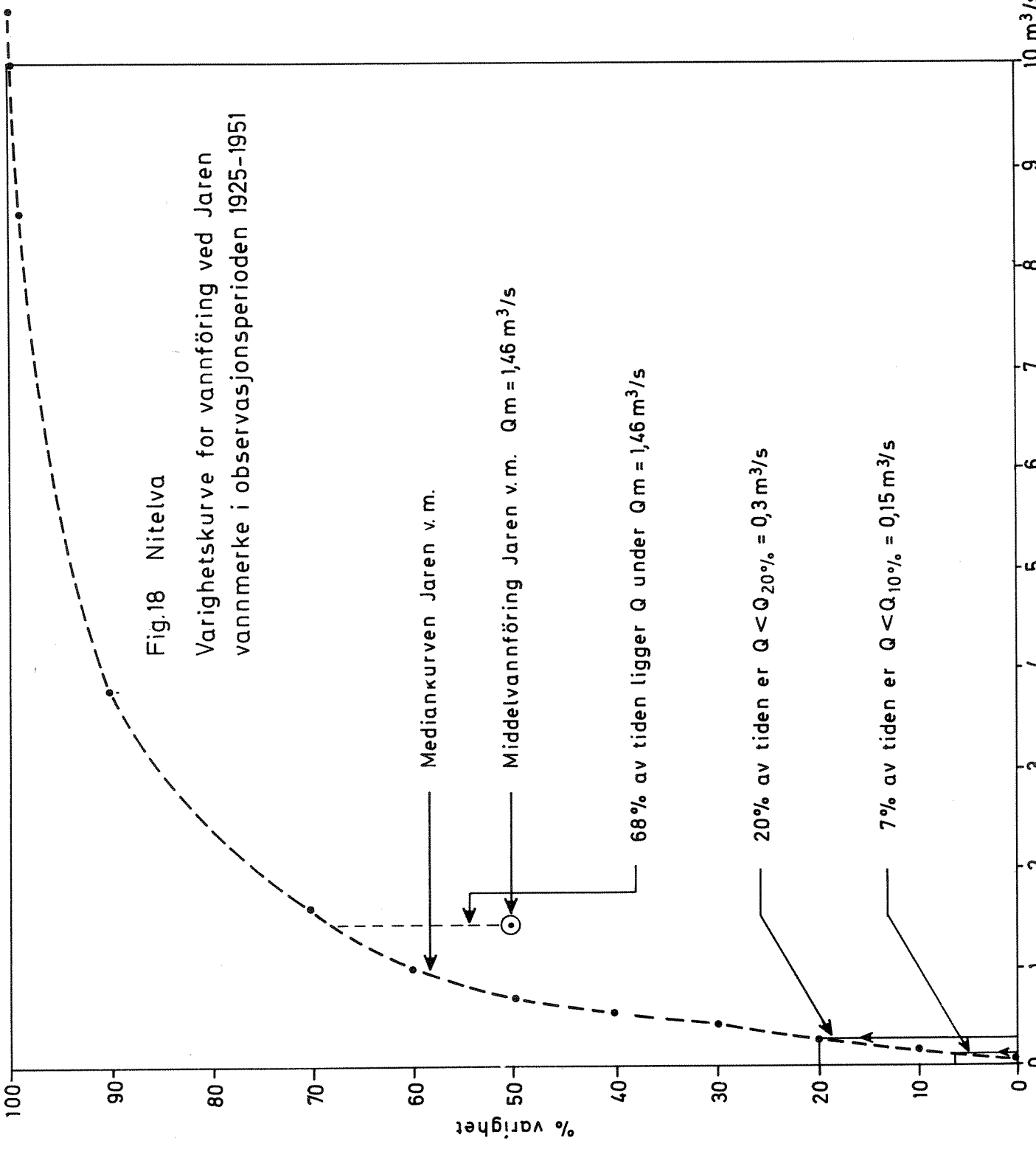


Fig.17 Nitelva. Varighetskurve for vannføring ved Ström sag

Det hydrologiske år 1970 (1/9 1969 - 31/8 1970)

Uregulert felt: 232 km<sup>2</sup>, regulert felt: 12,8+11,7 km<sup>2</sup>





eller %  
vannføring  
av max.

Tabell 4. Vannføringer ved Strøm sag.

Måned	1969		1970	
	Avløp m <sup>3</sup> /s	Sp. avløp l/s km <sup>2</sup>	Avløp m <sup>3</sup> /s	Sp. avløp l/s km <sup>2</sup>
Januar	1,06	4,57	0,48	2,07
Februar	1,05	4,53	0,15	0,65
Mars	1,16	5,00	0,08	0,34
April	7,31	31,51	3,07	13,23
Mai	14,31	61,68	12,02	51,80
Juni	3,03	13,06	1,25	5,39
Juli	0,94	4,05	4,69	20,22
August	0,86	3,71	-	-
September	1,08	4,66	-	-
Oktober	1,20	5,17	-	-
November	2,73	11,77	6,24	26,90
Desember	1,45	6,25	3,39	14,61

Middelavløpet i kalenderåret 1969 var ca. 13 l/s km<sup>2</sup>, mens tilsvarende for 1970 var ca. 15 l/s km<sup>2</sup>. Den varighetskurve som er vist i figur 17 er basert på en for liten måleperiode til å være representativ.

I figur 18 er derfor varighetskurven for 26 år ved Jaren vannmerke plottet. På grunnlag av dette materialet har vi antatt at vannføringen i Nitelva ligger under 10% av middelvannføringen i ca. 30 dager pr. år.

#### 4.2 Leirelva

Leirelvas nedbørfelt er 561 km<sup>2</sup>.

I perioden 1925 - 40 ble det foretatt vannstandsmålinger ved Hombledal. Ifølge "Hydrografiske undersøkelser i Norge 1947" var gjennomsnittlig avløp 8,4 m<sup>3</sup>/s som tilsvarer en avrenning på 24,1 l/s/km<sup>2</sup>, gjennomsnittlig minste vannføring 1,3 m<sup>3</sup>/s og største vannføring 76 m<sup>3</sup>/s.



Etter Norges vassdrags- og elektrisitetsvesens kart (1956) over gjennomsnittlig avløp kan man anslå at hele Leirelvas nedbørfelt har gjennomsnittlig avløp på ca. 20 l/s/km<sup>2</sup>. Tar man hensyn til dette og nedbørfeltets størrelse, regnes gjennomsnittlig vannføring ved Leiras utløp i Øyeren til ca. 11 m<sup>3</sup>/s, gjennomsnittlig minste og største vannføring henholdsvis ca. 1,7 og 102 m<sup>3</sup>/s.

Ved Kringlerdal foreligger det bearbejdede data fra NVE for perioden 1966 - 70. Disse resultater er plottet som varighetskurve i figur 19.

I perioden 1925-40 inntraff kulminasjon av vårflommen ved Hombledal, gjennomsnittlig 11. mai, tidligst 14. april og senest 30. mai, altså noe tidligere enn kulminasjonen av vårflommen i Glåma, 1. juni. På grunn av at det i Leiras nedbørfelt er få innsjøer og bare nær elvens utspring, må vannføringen variere raskt og sterkt med nedbøren. Dette er bekreftet ved jevnføring av nedbør og vannføring ved Hombledal for året 1936.

#### 4.3 Sagstubekken

For Sagstubekken foreligger det bearbejdede data fra NVE for perioden 1952-1970. Disse resultater er plottet i figur 20 som varighetskurve.

#### 4.4 Glåma

Glåmas nedbørfelt er 39 964 km<sup>2</sup> ved Mørkfoss.

Variasjonen i Glåmas vannføring er som for typiske syd-øst-norske elver: en stor og årviss vårflom, forholdsvis stor vannføring om sommeren, en mindre og mer tilfeldig høstflom og endelig en lavvannsperiode om vinteren. Hjemmeflommen (lavlandsflommen) har ingen utpreget kulminasjon i hovedvassdraget og går jevnt over i den egentlige vårflom som er forårsaket av snøsmelting i høyfjellet. Vårflommen opptrer ofte med to kulminasjoner, idet Østerdalsflommen kommer før Gudbrandsdalsflommen, som også forsinkes gjennom Mjøsa. Dette har selvfølgelig stor betydning for flomstørrelsen nedenfor samløpet av de to elvene. Inntreer de to flommene av en eller annen grunn samtidig eller de blir langvarige, kan flommen i hovedvassdraget og i Øyeren bli katastrofearted, slik som i 1789. (Da kulminerte flommen i Øyeren ved kote 111, dvs. 10 m over vanlig regulert sommervannstand).

Fig.19 Leira. Varighetskurve for vannføring ved Kringlerdal i observasjonsperioden 1966 - 1970

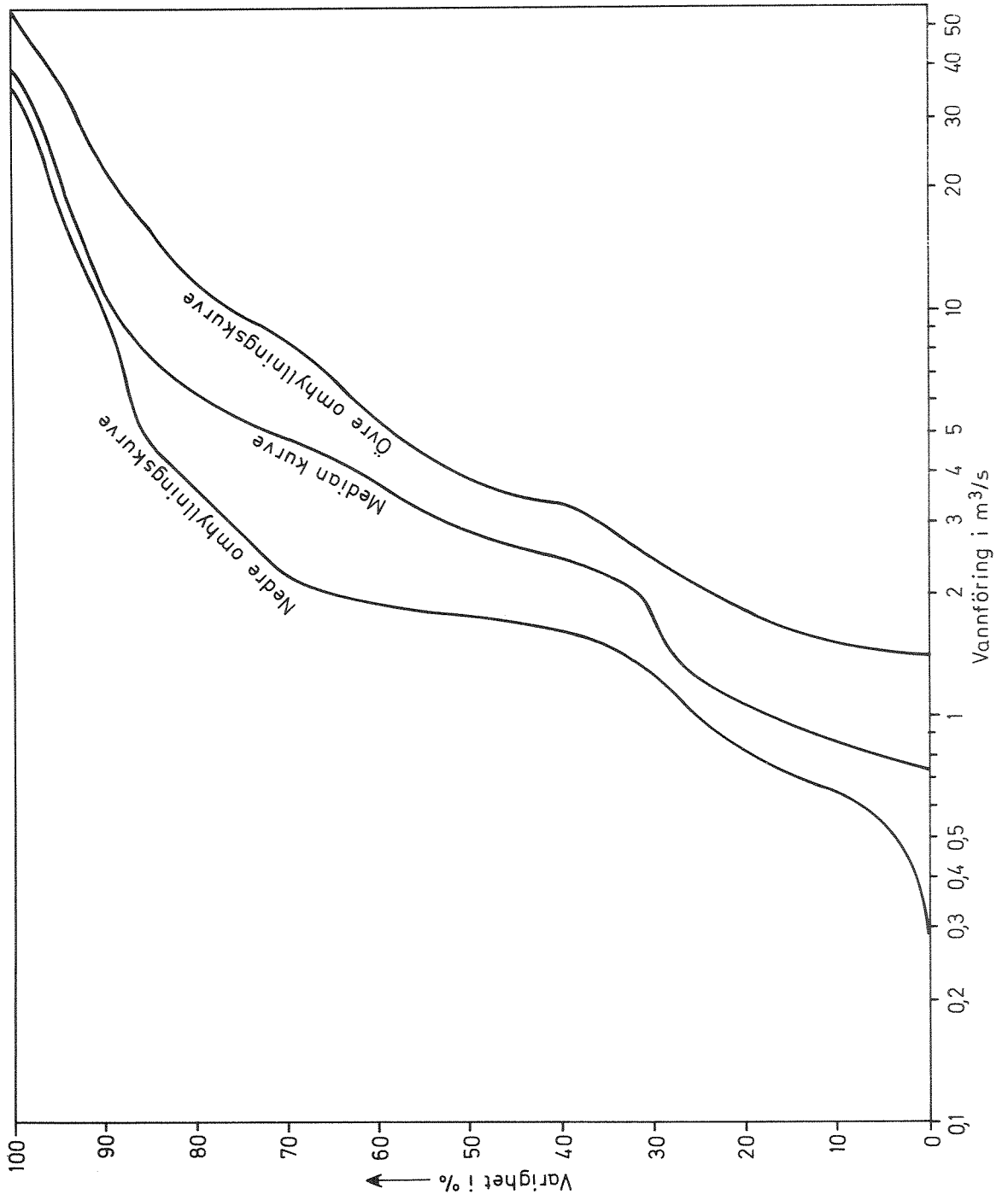
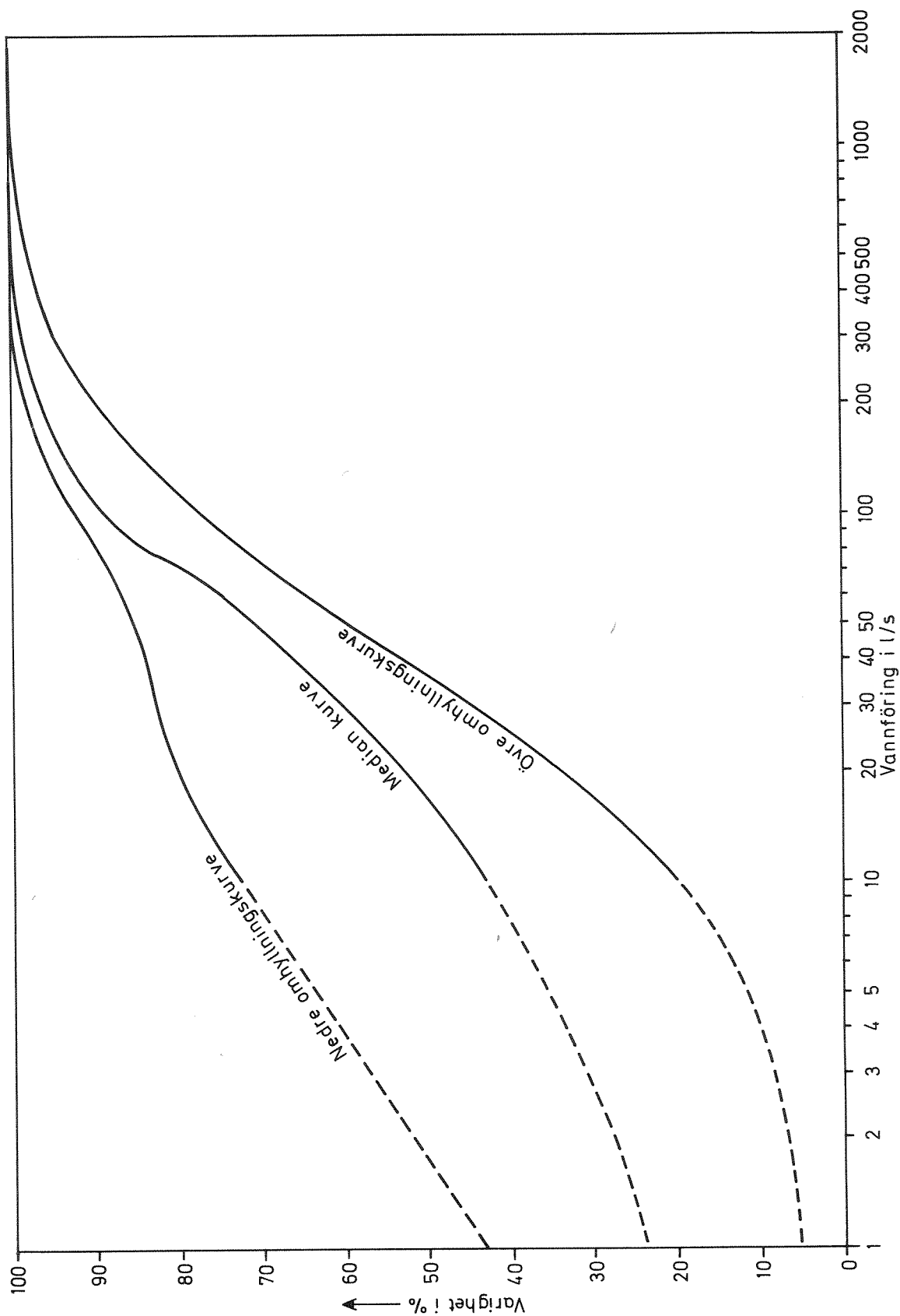


Fig.20 Sagstubekken. Varighetskurve for vannføring i observasjonsperioden 1952 - 1970



Glåmavassdraget må sies å være innsjøfattig. Sjøprosenten for hele landet er 4,4 og for Glåma 3,3. Dette vil i alminnelighet bevirke stor variasjon av vannføringen. På den annen side virker den tiltakende regulering i vassdraget flomdempende og flomforsinkende. Imidlertid vil det siste ikke få særlig stor betydning under ugunstige forhold. I den forbindelse kan nevnes at katastrofeflommen i 1789 var en regnflom som inntraff samtidig i Østerdalen og Gudbrandsdalen ved månedsskiftet juli-august. Da var eventuelle magasiner sannsynligvis fylt og kunne derfor ikke virke noe særlig til å senke flommen. Storflommer som i 1789 og 1860 synes å forekomme med lange mellomrom (se under Øyeren, side 54).

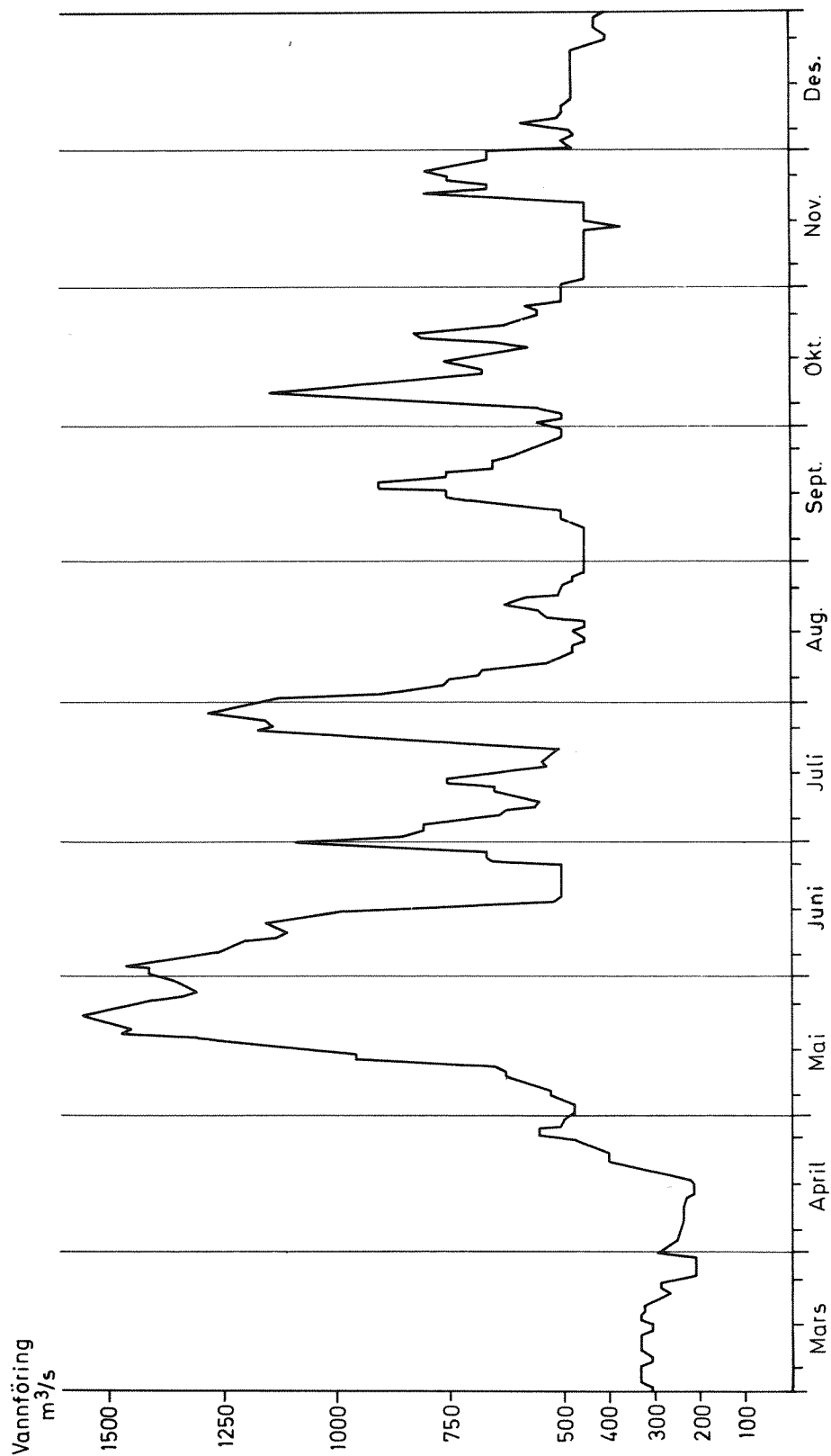
De hydrologiske data som er gjengitt nedenfor, er tatt fra publikasjoner utgitt av Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. Noen upubliserte data er gitt oss av Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen og Glommens og Laagens Brukseierforening.

Ved Mørkfoss kulminerer vårflommen i gjennomsnitt 1. juni. Tidligste og seneste kulminasjonstid er henholdsvis 6. mai 1959 og 7. juli 1927. Gjennomsnittlig avløp i perioden 1911 - 1950 var  $686 \text{ m}^3/\text{s}$ , hvilket tilsvarer et avløp på  $17,1 \text{ l/s/km}^2$  og en nedbør på 540 mm i Glåmas nedbørfelt. Normalt er tilsiget ved Mørkfoss på minimum i februar,  $153 \text{ m}^3/\text{s}$ , og på maksimum i juni,  $1564 \text{ m}^3/\text{s}$ . Begge tall er månedsmiddel, slik at døgnmidlene kan anslås å variere mellom ca. 100 og  $3000 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Tabell 5. Vannføring ved Mørkfoss,  $\text{m}^3/\text{s}$ .

Måned:	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
1958	355	332	300	308	673	1178	1132	789	504	880	579	382
1959	373	382	407	636	1803	861	619					
1969	406	379	309	475	1289	1103	405	401	379	463	388	383
1970	367	335	295	326	1042	909	789	572	582	674	546	474

Fig.21 Forlöp av vannföring i Glåma ved Sarpfossen 1970



Tabell 6. Tilsig til Øyeren, m<sup>3</sup>/s.

Måned	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
1958	141	118	105	249	1028	1555	1213	864	532	899	511	221
1959	173	151	243	809	2231	842	676					
1969	155	118	95	516	1926	1232	458	397	418	497	310	159
1970	130	98	93	262	1649	1222	894	597	627	687	511	300
Nor- malt:	188	152	167	497	1635	1564	1083	877	699	594	421	266

Tilsiget var betydelig over normalen i oktober 1958 (forårsaket av stor nedbør) og i mars, april og mai 1959 (forårsaket av tidlig og rask snøsmelting). Tilsiget i juni og juli 1959 var under normalen på grunn av liten nedbør.

Som eksempel på et aktuelt forløp av vannføring i Glåma er det i figur 21 inntegnet observasjoner for 1970 ved Sarpsfossen.

#### 4.5 Øyeren

Øyeren er regulert gjennom en dam ved Mørkfoss. Demningsgrensen ligger på 101,14 m.o.h. Reguleringen utføres slik at vannstanden holdes ved reguleringsgrensen til 30. november. Deretter skal vannstanden senkes med 0,45 m pr. måned til og med 31. mars, dvs. til 99,34 m.o.h. Under visse forhold kan vannstanden senkes ytterligere til 98,74 m.o.h.

Vannstanden i Øyeren varierer relativt meget. Dette skyldes vesentlig at Glåmavassdraget har få innsjøer og at utløpet ved Mørkfoss er trangt. Denne store variasjon av vannstanden har gjennom tidene medført ulemper og skader for jordbruk, ferdsel og tømmerfløting. For å minske ulemper og skadene, ble det fra 1857 - 1862 foretatt utsprengninger ved Mørkfoss og bygd en reguleringsdam. Da de beregnede senkninger av flommene ikke ble oppnådd, ble det senere foretatt ytterligere sprengninger og bygd ny dam. Reguleringsreglementet har stort sett vært det samme helt fra 1862.

Følgende storflommer er kjent: 1740, 1743, 1749, 1754, 1760, 1771, 1773, 1789, 1795, 1850, 1860, 1910, 1916, 1927, 1934, 1966 og 1967. Av disse var flommene i 1789 og 1860 de største med kulminasjoner ved henholdsvis kote ca. 111,3 og 108,9. Flommene i 1910, 1916, 1927 og 1934 kulminerte ved kote 105,5. Flommene i 1966 og 1967 kulminerte henholdsvis ved kote 105,4 og 106,4.

I perioden 1901 - 1959 inntraff tidligste og seneste vårkulminasjon 6. mai 1959 og 7. juli 1927. Gjennomsnittlig kulminasjonstid for perioden er 1. juni. Rent unntaksvis kan vannstandskulminasjonen inntreffe på høsten.

I figur 22 er det gjengitt et dybdekart over Øyeren. Geografiske forhold i deltaområdet er tegnet inn på figur 23.

Strømforholdene i den nordligste del av Øyeren, særlig mellom øyene og over bankene, varierer med vannstanden. I den forbindelse kan følgende nevnes: Under snøsmeltingen i lavlandet stiger gjerne Leira og Nitelva forholdsvis raskere enn Glåma, og da er, slik som oftest om vinteren, strømretningen gjennom Mærkjås buktende løp (mellom Nærdrumsstranda og Øya) fra Svellet til Glåma. Etter hjemmeflommen fortsetter Glåma å stige med den følge at strømretningen i Mærkja er fra Glåma og inn i Svellet.

Vannet i hovedløpet av deltaet følger langs Årnestangen og videre sydover en markert renne mot Sofiedal. I denne er strømhastigheten større enn den nordlige brede og grunne del av Øyeren. Særlig i flom merkes hovedstrømmen også videre sydover hvor den oftest går i to slyng mellom breddene før den når Mørkfoss.

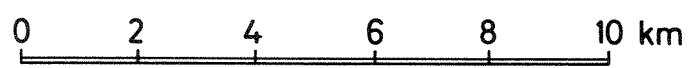
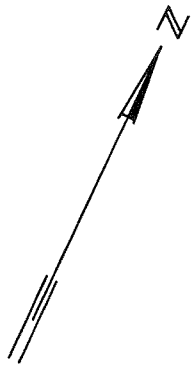
På grunn av Glåmas relativt store vannføring i forhold til Øyerens størrelse, må gjennomstrømmingen bli stor. Strømhastigheten i den nordlige grunne del lar seg vanskelig beregne, da hovedmengden av vannet følger markerte renner. Antar man at strømmen i den dype del av sjøen følger det øvre 5 m tykke sjikt og jevnt fordelt på en bredde av 2,4 km, vil gjennomsnittshastigheten i februar være ca. 1,5 cm/s og i mai ca. 15 cm/s.

Den teoretiske utskiftning av vannmassene (Strøm 1938 A) i innsjøen Øyeren foregår 19 ganger i året. Den teoretiske tid for total utbytting av vann vil da være ca. 19 døgn.



Fig.22

Öyeren  
Dybdekart







## 7. EKSPERIMENTELLE BIOLOGISKE UNDERSØKELSER

### 7.1 Biologisk vurdering av gjødselstoff-forurensning

Algene representerer en vesentlig andel av primærproduzentene i vassdragene. En økt algevekst er gjerne nøye knyttet til utviklingen av en vannforekomst mot eutrofi. Tilgangen på plantenæringsstoffer er en hovedfaktor, og den bestemmer mengden av algevekst. Algesamfunnet som kommer til utvikling, vil være avhengig av kvalitative og kvantitative sider ved næringsstoffmiljøet. Den totale mengde algemateriale som dannes, er derimot hovedsakelig bestemt av den tilgjengelige mengde med plantenæringsstoffer.

Ved praktiske forurensningsundersøkelser er den biologiske vurdering av gjødselstoffenes påvirkning av vannmassene viktig. En slik vurdering forutsetter kunnskap om hvordan de kjemiske påvirkningene influerer vannmassene som vekstmedium for alger. Kulturforsøk med alger benyttes som et hjelpemiddel for å skaffe slik kunnskap, og disse gir en fruktbar kombinasjon av biologiske og kjemiske metoder.

Bruk av alger som testorganismer i kulturforsøk ved studiet av eutrofiering har lenge vært benyttet ved Norsk institutt for vannforskning (Skulberg 1964). Størst erfaring knytter seg til anvendelsen av grønnalgen *Selenastrum capricornutum* Printz (Middlebrooks m.fl. 1969).

I tabell 7 er det gitt en sammenstilling av elementer i menneskelige ekskresjoner og en syntetisk næringsløsning for alger. Det er også ført opp konsentrasjoner av noen elementer bestemt ved kjemisk analyse av kloakkvann fra et boligområde. To viktige momenter fremgår av disse data, og skal fremheves her. For det første at et kloakkvann, som i sin sammensetning er preget av menneskelige ekskrementer, vil inneholde alle elementer som er betydningsfulle for algevekst. For det andre at mengdeforholdet mellom elementene i hovedtrekkene er slik som i en optimal næringsløsning for alger.

Tabell 7. Sammensetning av menneskelige ekskresjoner, en syntetisk næringsløsning for alger og husholdningskloakkvann.

Element	Ekskresjoner mg/person <sub>1)</sub> og døgn	Ekskresjoner mg/l kloakk <sub>2)</sub> vann	Nærings- løsning <sub>3)</sub> mg/l	Kloakkvann mg/l <sub>4)</sub>
Na	4735	18,9	153,3	-
Ca	840	3,3	10,0	16,2 - 23,1
K	3210	12,8	13,9	7,2 - 11,0
Mg	303	1,2	2,5	3,5 - 4,4
Fe	0,64	0,0025	0,6	1,3 - 2,9
N	16300	65,2	83,9	17,4 - 31,9
P	1610	6,4	5,5	3,7 - 6,9
S	1750	7,0	3,2	3,5 - 4,5

- 1) Data fra Scientific Tables (Documenta Geigy 1962, pp. 526, 533 og 534).
- 2) Beregnet vannvolum 250 l/person og døgn.
- 3) Etter Skulberg 1967, p. 115.
- 4) Kjemisk analyse av kloakkvann fra Kjellerholen, Romerike.

Tabell 8 gir eksempler på den produksjon av alger som er mulig under laboratoriebetingelser med *Selenastrum capricornutum* og kloakkvann med fosforforbindelser. Den fosformengde som finnes i avføringen til et menneske i ett døgn, kan muliggjøre en produksjon av 1,4 kg tørrvekt alger. Som friskvekt vil dette utgjøre mer enn 100 kilo levende alger.

Tabell 8. Produksjon av alger basert på fosforinnhold i kloakkvann.  
Eksempel for *Selenastrum capricornutum* og laboratoriebetingelser.

Forutsetning	Vekstmengde med alger		
	Antall celler	Tørrvekt, mg	K.O.F., mg O
Kloakkvann, Kjellerholen, Romerike, 1 liter. Fosforinnhold i middel 4823 µg P/l	$21 \cdot 10^{10}$	4 000	9 000 x)
En person/døgn 1610 mg P (Documenta Geigy 1962)	$7\ 000 \cdot 10^{10}$	1 400 000	3 200 000

x) Kloakkvannets primære innhold av organisk stoff som K.O.F. tilsvarer 225 mg O/l (5 døgnns gjennomsnitt).

Sammenfattende kan det sies om resultatene at kloakkvann gir gode vekstbetingelser for alger når det blandes med resipientvann. Den sekundære belastning med organisk stoff produsert gjennom algevekst, kan - forsiktig regnet når forholdene ligger til rette - være om lag 10 ganger større enn den primære belastning som kloakkvannets innhold av organisk stoff representerer. Disse resultatene har senere blitt bekreftet på et teoretisk grunnlag.

## 7.2 Primær og sekundær belastning med organisk stoff

Det er gjort laboratorieundersøkelser sammen med observasjoner i Nitelva for å vurdere primær og sekundær belastning av organisk stoff. Stasjonene Gullaug og Kjellerholen ble valgt ut.

Undersøkelsesperioden var 1967 - 1969. Vekstforsøkene ble utført med grønnalgen *Selenastrum capricornutum* som testalge (Algal assay procedure. Bottle test. Norsk institutt for vannforskning).

Vannmassenes belastning med organisk stoff ble målt som kjemisk oksygenforbruk med  $K_2Cr_2O_7$  (American Public Health Association 1965).

Resultatene av bestemmelsene av organisk stoffinnhold i vannmassene på de to stasjonene er gjengitt i figur 24. En grafisk fremstilling av resultatene av vekstforsøkene er vist på figur 25. I figur 26 er det gitt en sammenlikning mellom forholdene i Nitelva ved Kjellerholen og Gullaug.

Sammenfattende etter disse undersøkelser kan det konkluderes at den primære belastning med organisk stoff ved Kjellerholen målt som kjemisk oksygenforbruk med  $K_2Cr_2O_7$ , i gjennomsnitt var 12 mg O/l og 20 mg O/l ved Gullaug. Den sekundære belastning med organisk stoff bestemt ved laboratorieforsøkene var i gjennomsnitt 20 mg O/l for vannprøver fra Kjellerholen og 82 mg O/l for Gullaug.

Resultatene viser at innholdet av plantenæringsstoffer tilgjengelig for algevekst, var høyt ved begge stasjoner. Kloakkvannsutledningen på elvestrekningen mellom Kjellerholen og Gullaug hadde imidlertid slått meget markert ut når det gjaldt vannmassenes eutrofigrad.

Fig.24 Variasjon i vannets innhold av organisk stoff ved Kjellerholen og Gullaug 1967 - 1969  
Organisk stoff uttrykt som bikromattall

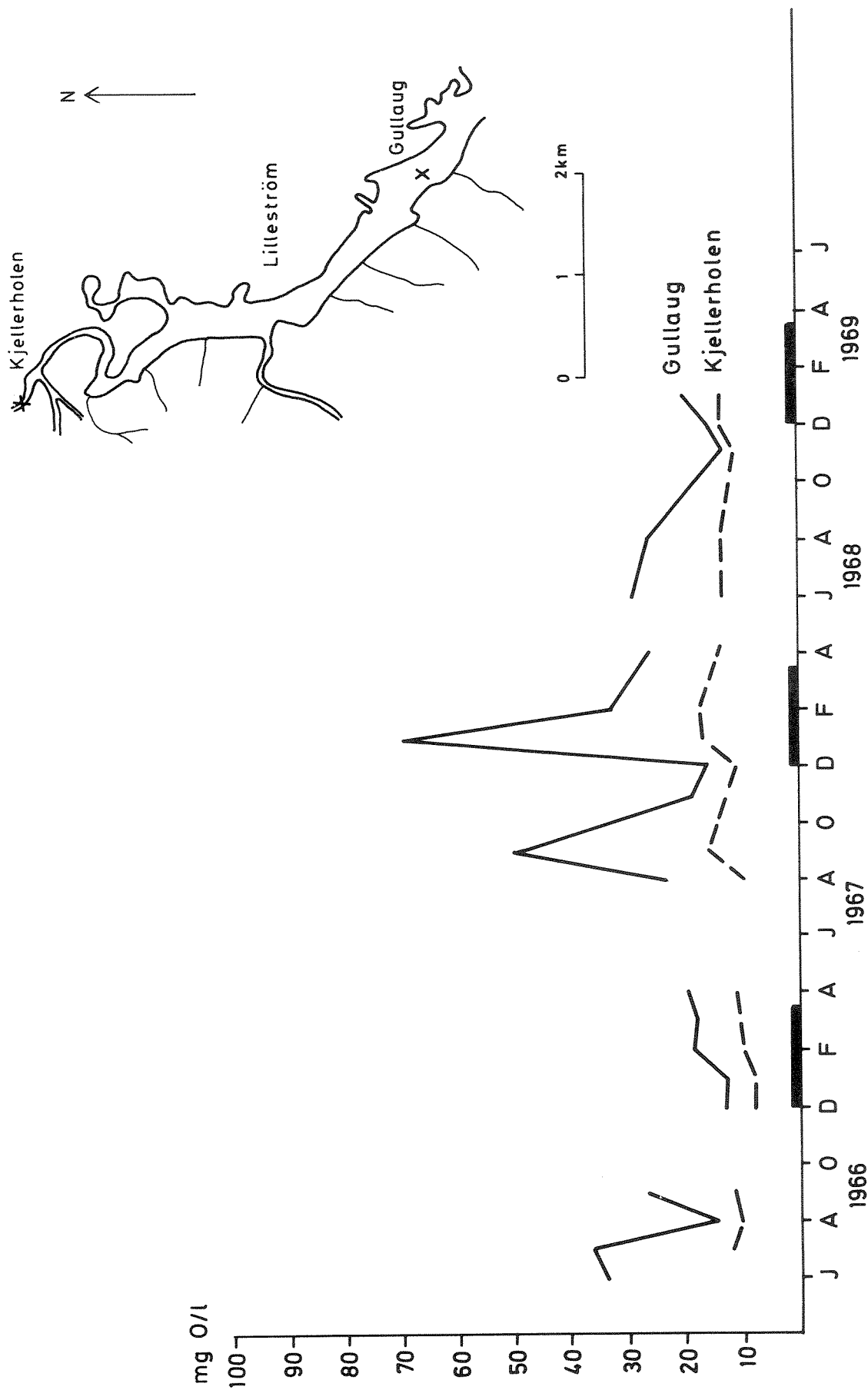


Fig.25 Resultat av vekstforsök med vann fra Nitelva ved Kjellerholen og Gullaug 1967 - 1969

Algevekst uttrykt som bikromattall

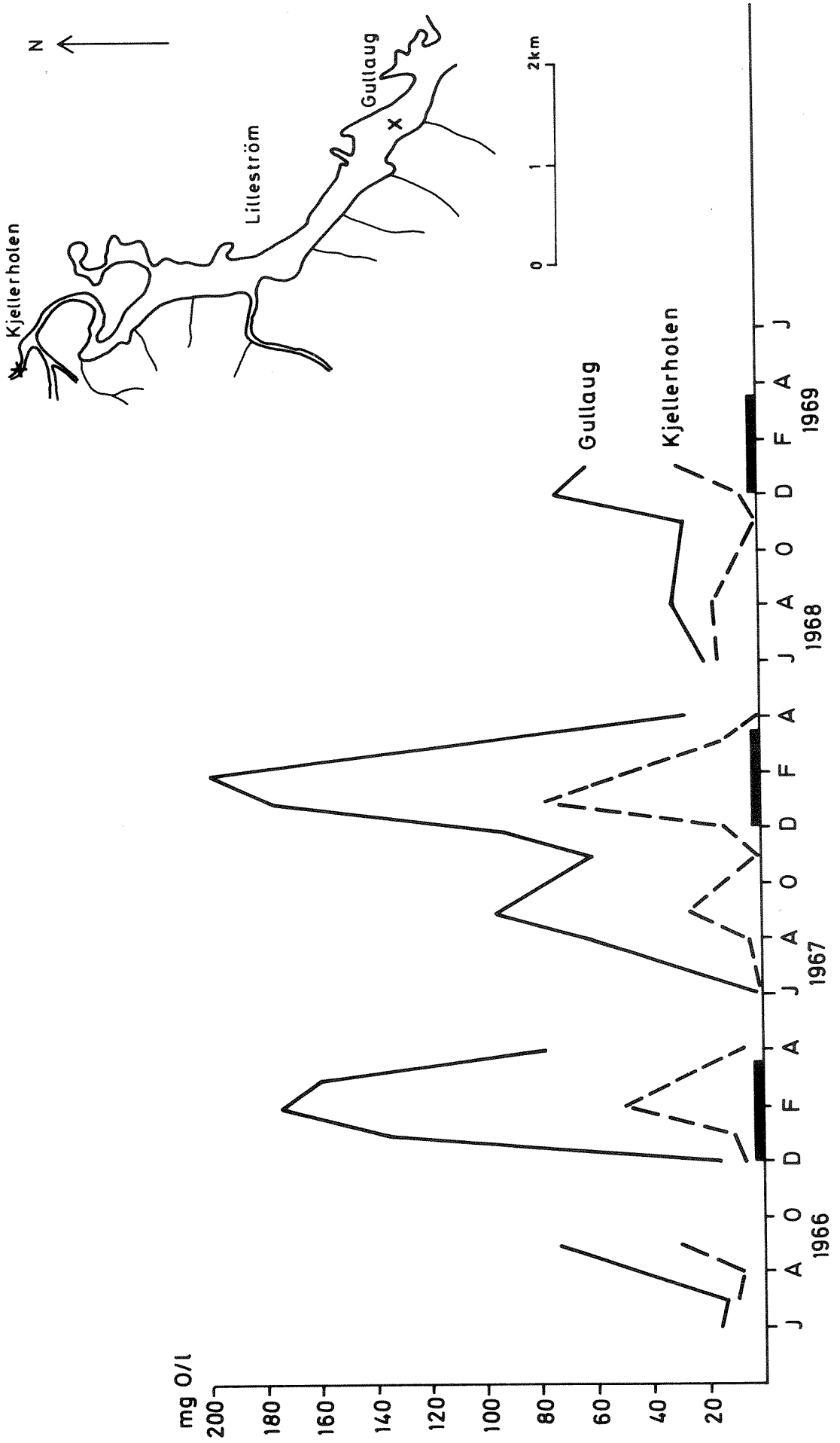
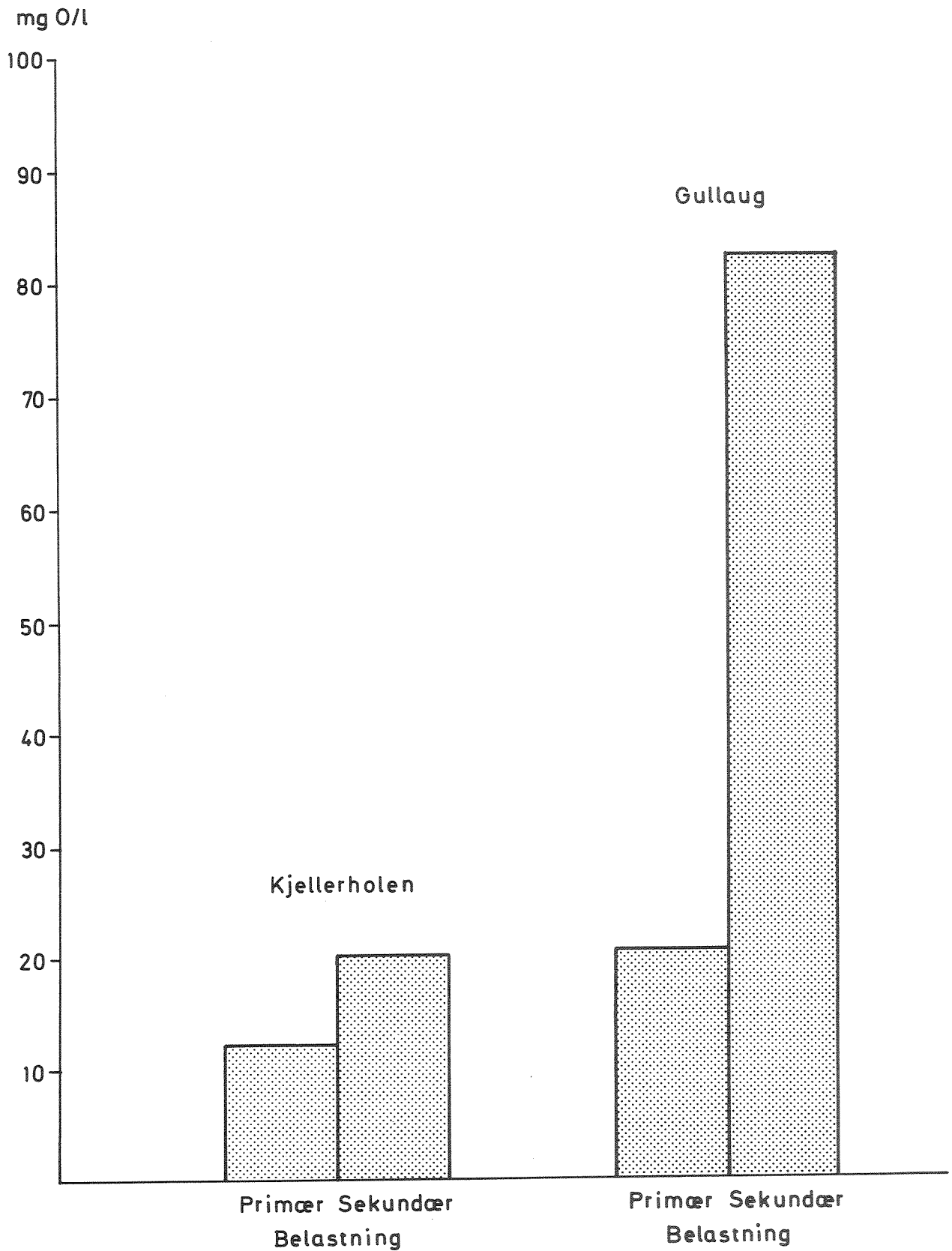


Fig. 26 Sammenlikning mellom organisk belastning av Nitelva ved Kjellerholen og Gullaug

Gjennomsnittsverdier 1967-1969 uttrykt som bikromattall for vannprøver og etter vekstforsök



### 7.3 Vurdering av ulike rensemetoders betydning for eutrofieringen i Nitelva

Algekulturforsøk er benyttet til å vurdere avløpsvann fra ulike renseanlegg (mekanisk, biologisk og kjemisk) for kloakkvann. Vann fra Nitelva ved Kjellerholen (eutroft) ble benyttet som eksempel på resipientvann sammen med vann fra vannforsyningen i Lillestrøm (oligotroft). Resultatene er tidligere rapportert (Norsk institutt for vannforskning, desember 1971), og bare enkelte hovedtrekk vil bli sammenfattet her.

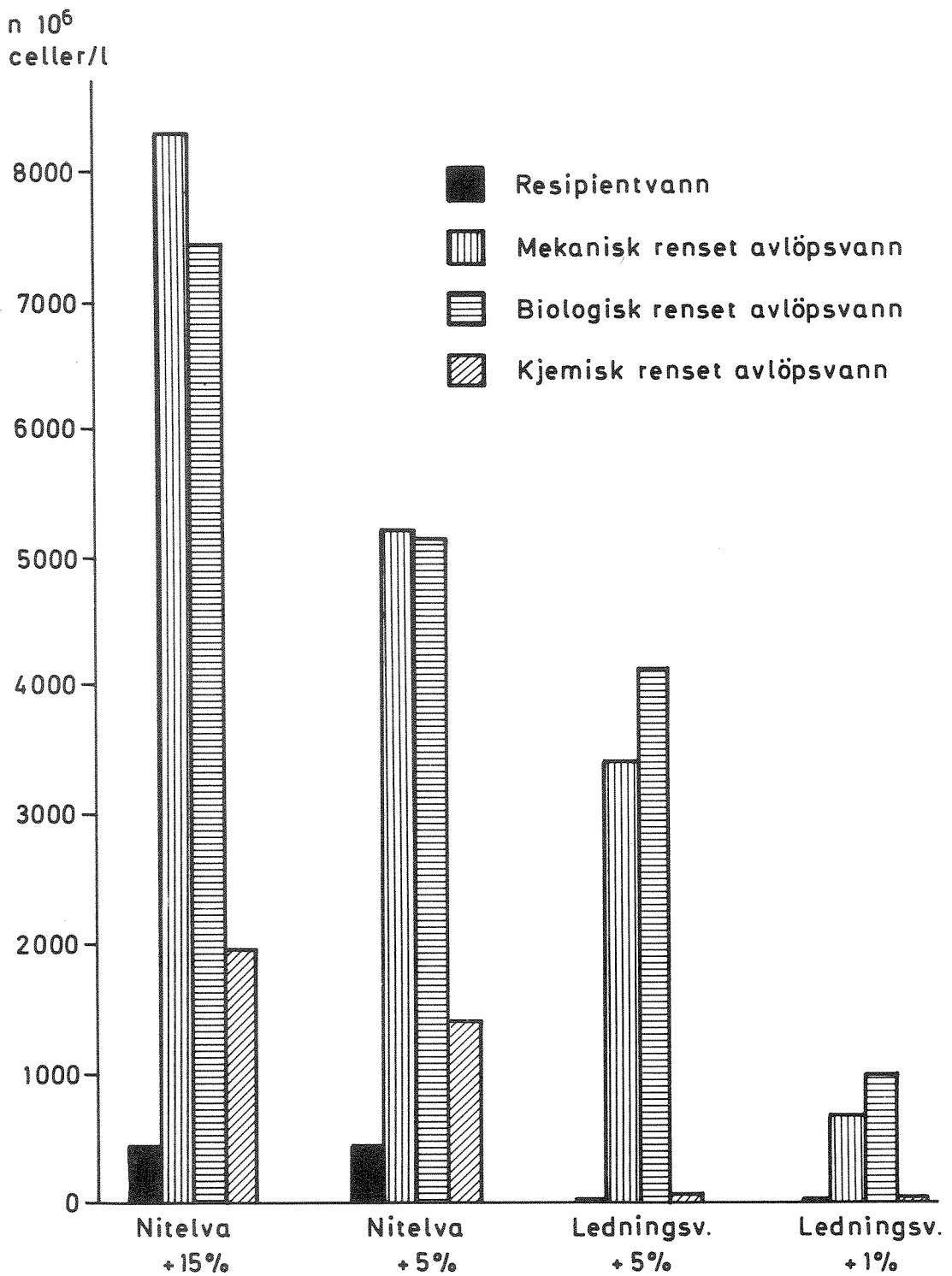
Resultatene av algekulturforsøkene viste at mekanisk og biologisk rensset avløpsvann forårsaket omtrent samme eutrofiering av resipientvannet. Kjemisk rensset avløpsvann ga en betydelig mindre stimulering av algeveksten. Figur 27 gir en grafisk fremstilling av forsøksresultatene. Forholdet mellom celleutbyttet i mekanisk/biologisk/kjemisk rensset avløpsvann ble for konsentrasjonen 15% tilsetning i Nitelvvann henholdsvis 5,2, 4,6 og 1,0 når celleutbyttet i resipientvannet er trukket fra. Selv med en innblanding av 5% avløpsvann i Nitelvvann ga kjemisk rensset avløpsvann et celleutbytte som var ca. 20% av tilsvarende celleutbytte ved innblanding av mekanisk eller biologisk rensset avløpsvann.

Vekstforsøk i vann fra ulike stasjoner i Nitelva viste en klar sammenheng mellom befolkningsfordelingen langs vassdraget og den resulterende eutrofiering av vannmassene i elven. I størstedelen av elven er såvel fosfat som nitrat viktige som begrensende faktorer for algevekst (se også Skulberg 1964, Skulberg 1968).



Fig. 27 Resultat av vekstforsök med resipientvann og ulike tilsetninger av behandlet avløpsvann

Testalge: *Selenastrum capricornutum*



## 8. HYDROBIOLOGISKE FORHOLD I NORDRE ØYEREN

Vegetasjonen med høyere planter og fiskefaunaen er behandlet i rapportdel II, henholdsvis III. I det følgende blir det redegjort for undersøkelser av planktonvegetasjonen. En omfattende undersøkelse av planteplankton i Romeriksvassdragene, Glåma og Øyeren ble gjennomført i 1958 - 1959. Da resultatene fra dette arbeidet ikke tidligere er beskrevet, er de tatt med i denne fremstilling.

### 8.1 Nitelva

Materialet omfatter observasjoner av planteplankton på lokalitetene Harestuvatn, Åneby, Kjellerholen og Bybrua ved Lillestrøm fra august 1958 - juli 1959. I tabellene 9, 10, 11 og 12 er det gitt en sammenstilling av forekomsten av planteplankton i overflatevann på de enkelte lokaliteter. Artene er regnet sammen til hovedgrupper for å forenkle fremstillingen.

Et utdrag av resultatene av planktonobservasjonene for juli 1959 er fremstilt grafisk i figur 28. Fremstillingen belyser hovedtrekkene i Nitelv-vassdragets planktonforhold. Utviklingen av plankton er størst i Harestuvatnet og i de stilleflytende deler av Nitelvas nedre løp. Mengdemessig er det elveavsnittet fra Kjellerholen og forbi Lillestrøm mot Svullet som har de største oppblomstringene. I dette område er det regelmessig vannblomst av enkelte planktonalger i sommer- og høstmånedene.

Planktonet i Harestuvatnet danner utgangsbestand for utvikling av alger i de strømmende vannmasser i Nitelva. Det finner sted både kvalitative og kvantitative endringer i planktonet nedover vassdraget. Karakteristiske trekk er at grønnalger (*Chlorophyceae*) og blågrønnalger (*Schizophyceae*) får stadig større betydning på de nederste vassdragsstrekninger. Dette gjenspeiler eutrofieringen av vassdraget.

Forurensning av vassdraget med organisk stoff kommer til uttrykk i forekomsten av chlamydobakterier (bl.a. *Sphaerotilus natans*) i planktonet. I den grafiske fremstilling i figur 29 er dette gjengitt. Det er i vintermånedene at chlamydobakterier er mest fremtredende i planktonet.

Tabell 9. Harestuvatnet. Sammenstilling av planteplankton i overflateprøver.

Tallene angir 1000 organismer pr. l vannprøve.

Dato Algeklasse	5/8 1958	16/9 1958	28/10 1958	18/11 1958	16/12 1958	19/1 1959	17/2 1959	9/3 1959	14/4 1959	26/5 1959	9/6 1959	14/7 1959
SCHIZOPHYCEAE	19	24	23	30	<0,5	<0,5	<0,5	x	-	<0,5	<0,5	49,5
CHLOROPHYCEAE	163	168	71,5	49,5	14,5	8,5	<	-	-	19	55,5	76,5
BACILLARIOPHYCEAE	71,5	29,5	66	24,5	2	12,5	0,5	-	-	24	62	244
CHRYSOPHYCEAE	27,5	57,5	27,5	47,5	4,5	4	1	-	-	163	242	5,5

x Prøven mangler.

Tabell 10. Åneby. Sammenstilling av planteplankton i overflateprøver.

Tallene angir 1000 organismer pr. l vannprøve.

Dato Algeklasse	26/8 1958	16/9 1958	28/10 1958	18/11 1958	16/12 1958	19/1 1959	17/2 1959	9/3 1959	14/4 1959	12/5 1959	9/6 1959	14/7 1959
SCHIZOPHYCEAE	433	35	132	x	-	16	50	52	-	<0,5	26	3
CHLOROPHYCEAE	35	39,5	16	-	-	3	0,5	3	-	5,5	25,5	105
BACILLARIOPHYCEAE	43	62	9,5	-	-	0,5	1,5	10	-	20,5	101	100
CHRYSOPHYCEAE	22,5	29	9,5	-	-	<0,5	<0,5	<0,5	-	19	46	14,5

x Prøven mangler

Tabell 11. Kjellerholen. Sammenstilling av planteplankton i overflateprøver.

Tallene angir 1000 organismer pr. l vannprøve.

Algeklasse	27/8 1958	17/9 1958	29/10 1958	19/11 1958	17/12 1958	21/1 1959	18/2 1959	11/3 1959	15/4 1959	12/5 1959	3/6 1959	15/7 1959
SCHIZOPHYCEAE	160	27	111	44	6	9	x	<0,5	-	<0,5	<0,5	479
CHLOROPHYCEAE	35	16	11,5	2	3	<0,5	-	4	-	3,5	105	255,5
BACILLARIOPHYCEAE	41	25	7,5	3	3	1	-	3,5	-	15	115,5	48
CHRYSOPHYCEAE	10	16	0,5	1	<0,5	<0,5	-	<0,5	-	14,5	615	38

x Prøven mangler

Tabell 12. Nybrua ved Lillestrøm. Sammenstilling av planteplankton i overflateprøver.

Tallene angir 1000 organismer pr. l vannprøve.

Algeklasse	27/8 1958	17/9 1958	29/10 1958	19/11 1958	17/12 1958	21/1 1959	18/2 1959	11/3 1959	15/4 1959	13/5 1959	3/6 1959	15/7 1959
SCHIZOPHYCEAE	84	13	30,5	46	72,5	812	333	120	84	x	255	7800
CHLOROPHYCEAE	470	1037	4,5	2	1,5	<0,5	<0,5	3,5	0,5	-	6676	2775
BACILLARIOPHYCEAE	128,5	302	11,5	2	8	<0,5	6	5,5	5,5	-	396	300
CHRYSOPHYCEAE	54	214	2	0,5	0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	-	2101	125

x Prøven mangler.

Tabell 13. Leira. Sammenstilling av planteplankton i overflateprøve.

Tallene angir 1000 organismer pr. l vannprøve.

Dato Algeklasse	29/8 1958	18/9 1958	30/10 1958	20/11 1958	18/12 1958	20/1 1959	17/2 1959	6/3 1959	16/4 1959	12/5 1959	2/6 1959	15/7 1959
SCHIZOPHYCEAE	532	202	x	40,5	20	18	23	-	<0,5	-	430	19
CHLOROPHYCEAE	48	101	-	8	2	2	6	-	<0,5	-	615	1202
BACILLARIOPHYCEAE	8,5	40	-	<0,5	<0,5	<0,5	0,5	-	<0,5	-	337,5	2094
CHYSOPHYCEAE	7	48	-	5	<0,5	<0,5	<0,5	-	<0,5	-	280	26

\*Prøven mangler.

Tabell 14. Glåma ved Fetsund. Sammenstilling av planteplankton i overflateprøve.

Tallene angir 1000 organismer pr. l vannprøve.

Dato Algeklasse	26/8 1958	16/9 1958	28/10 1958	18/11 1958	16/12 1958	20/1 1959	17/2 1959	10/3 1959	14/4 1959	12/5 1959	2/6 1959	14/7 1959
SCHIZOPHYCEAE	186	62	24,5	60,5	8	7	<0,5	x	26	18,5	20	5
CHLOROPHYCEAE	164	92,5	32	9,5	7,5	4	10,5	-	13,5	12,5	35	54,5
BACILLARIOPHYCEAE	1098	258	101	58,5	35	16	15	-	192	138	22,3	104
CHRYSOPTHYCEAE	120	147	10	8	1,5	7	5,5	-	18	92	31,5	103

\*Prøven mangler.

Tabell 15. Øveren. Sammenstilling av planteplankton i overflateprøver.

Tallene angir 1000 organismer pr. l vannprøve.

Dato		24/7 1958	28/8 1958	18/9 1958	9/10 1958	20/11 1958	18/12 1958	22/1 1959	19/2 1959	9/3 1959	30/4 1959	14/5 1959	4/6 1959	16/7 1959
Algeklasse														
SCHIZOPHYCEAE	516 <sup>x</sup>	27	7,5	7	- <sup>xx</sup>	2,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	53,5	122	13
CHLOROPHYCEAE	67,5	156	36,5	35	-	15	<0,5	1	<0,5	1	4,5	18,5	85,5	4
BACILLARIOPHYCEAE	329	1576	52	85,5	-	20,5	14,5	7,5	7,5	27	220	215	414	100
CHRYSOPHYCEAE	1279	172	220	58	-	4,5	2	<0,5	<0,5	4	19,5	196	129	833

<sup>x</sup> Hovedsakelig en smal, trådformet blågrønnalge eller bakterie.

<sup>xx</sup> Proven mangler.

I de grafiske fremstillingene er juli-prøvene fra 1958 brukt.

Noen detaljer om planteplanktonet på den innsjø-liknende nedre del av Nitelva skal omtales. Observasjonene fra Nybrua ved Lillestrøm er lagt til grunn. Algeplanktonet er artsrikt. Grønnalgene skiller seg ut som den klassen som har flest arter og størst antall celler. *Scenedesmus* har stor forekomst med mange arter. Sammen med arter av slektene *Ankistrodesmus* og *Chlamydomonas* preger de planktonet i juli - september. Av blågrønnalgene er det *Pseudanabaena* som særlig danner store bestander (Skulberg 1968). Chrysophyceene har mange arter representert, med *Chrysococcus* spp. og *Kephyrion* spp. som de viktigste i kvantitativ henseende. De opptrer særlig i sommermånedene (juni - september). *Cryptomonas* spp. og andre flagellater har også store forekomster. Det kan nevnes flere observasjoner av masseopptreden av *Euglena* cf. *sanguinea* med rødfarging av vannet i lokale områder av det nedre løp til Nitelva. Organismer som har hatt bestander større enn 1 million celler pr. l, er nevnt i tabell 16.

Tabell 16. Organismer i Nitelva ved Nybrua i Lillestrøm med bestander større enn 1 million celler pr. l.

Organisme	Opptreden i tid	Maksimale obser- verte bestand
<i>Chlamydomonas</i> spp.	juni, juli, august	4,2 · 10 <sup>6</sup>
<i>Ankistrodesmus</i> spp.	juni	3,8 · 10 <sup>6</sup>
<i>Scenedesmus</i> spp.	juni, juli	1,2 · 10 <sup>6</sup>
<i>Pseudanabaena</i> sp.	juli	7,5 · 10 <sup>6</sup>
<i>Cryptomonas</i> spp.	juni, juli, september	1,6 · 10 <sup>6</sup>

## 8.2 Leira

Materialet omfatter kvantitative observasjoner av planteplankton fra én stasjon (stasjon 11, bru ved Borgen) i tidsrommet august 1958 - juli 1959. Resultatene er stilt sammen i tabell 13. Se også de grafiske fremstillinger figurene 29 og 30.

Sammenliknet med forholdene i Nitelva har Leira et større innslag av diatoméer (*Bacillariophyceae*) i planktonet. Blågrønnalgene (*Schizophyceae*) er derimot langt mindre fremtredende. Også i Leira er det store bestander av chlamydobakterier (bl.a. *Sphaerotilus natans*) i tidsrommet desember - februar.

### 8.3 Rømua

Materialet av planktonobservasjoner fra Rømua er sparsomt. Hvert år er det imidlertid på strekningen Lørenfallet og til innmunning i Glåma (stasjonene 4 - 5) masseoppblomstring av alger i sommermånedene. Årvis vannblomst av en art *Euglena* er her påvist.

Noen observasjoner fra den nevnte strekning av Rømua 2. august 1968 kan omtales. *Euglena* cf. *hemichromata* dannet vannblomst og farget vannet i striper av grønt. Det var et artsrikt plankton, men bare et lite antall hadde stor mengdemessig betydning ved siden av *Euglena*. Disse var:

*Sphaerellopsis gloeocystiformis*

*Pandorina morum*

*Anthophysa vegetans*

*Oscillatoria limosa.*

Vannmassenes kjemiske oksygenforbruk varierte mellom 20,8 og 24,2 mg O/l. Vannfargen på ufiltrerte prøver varierte mellom 68 - 80 mg Pt/l, på filtrerte prøver mellom 24 og 38 mg Pt/l.

### 8.4 Glåma - Øyeren

Materialet omfatter kvantitative observasjoner av planteplankton fra Glåma ved Fetsund og Øyeren (over dypeste område) for tidsrommet august 1958 - juli 1959. Det ble gjort tilnærmet daglige observasjoner av seston (fracfiltrerbare partikler i vannet) i tidsrommet mars - desember 1970 på stasjonene Fetsund og Flateby i Enebak.

I tabellene 14 og 15 er det gjort sammenstillinger av planteplanktonobservasjoner for henholdsvis Glåma ved Fetsund og Øyeren.

Følgende grafiske fremstillinger gir kvalitative og kvantitative beskrivelser av planteplanktonforholdene i Glåma ved Fetsund og i Øyeren:

Fig. 30. Glåma ved Fetsund. Sammenstilling av planktonobservasjoner 1958 - 1959.

Fig. 31. Øyeren. Sammenstilling av planktonobservasjoner 1958 - 1959.

Fig. 32. Forekomst av *Asterionella formosa* i Glåma ved Fetsund og Øyeren 1958 - 1959.

Fig. 33. Forekomst av *Tabellaria fenestrata* i Glåma ved Fetsund og Øyeren 1958 - 1959.



Fig.28 NITELV - VASSDRAGET

Sammenstilling av planktonobservasjoner juli 1959

Celler/l

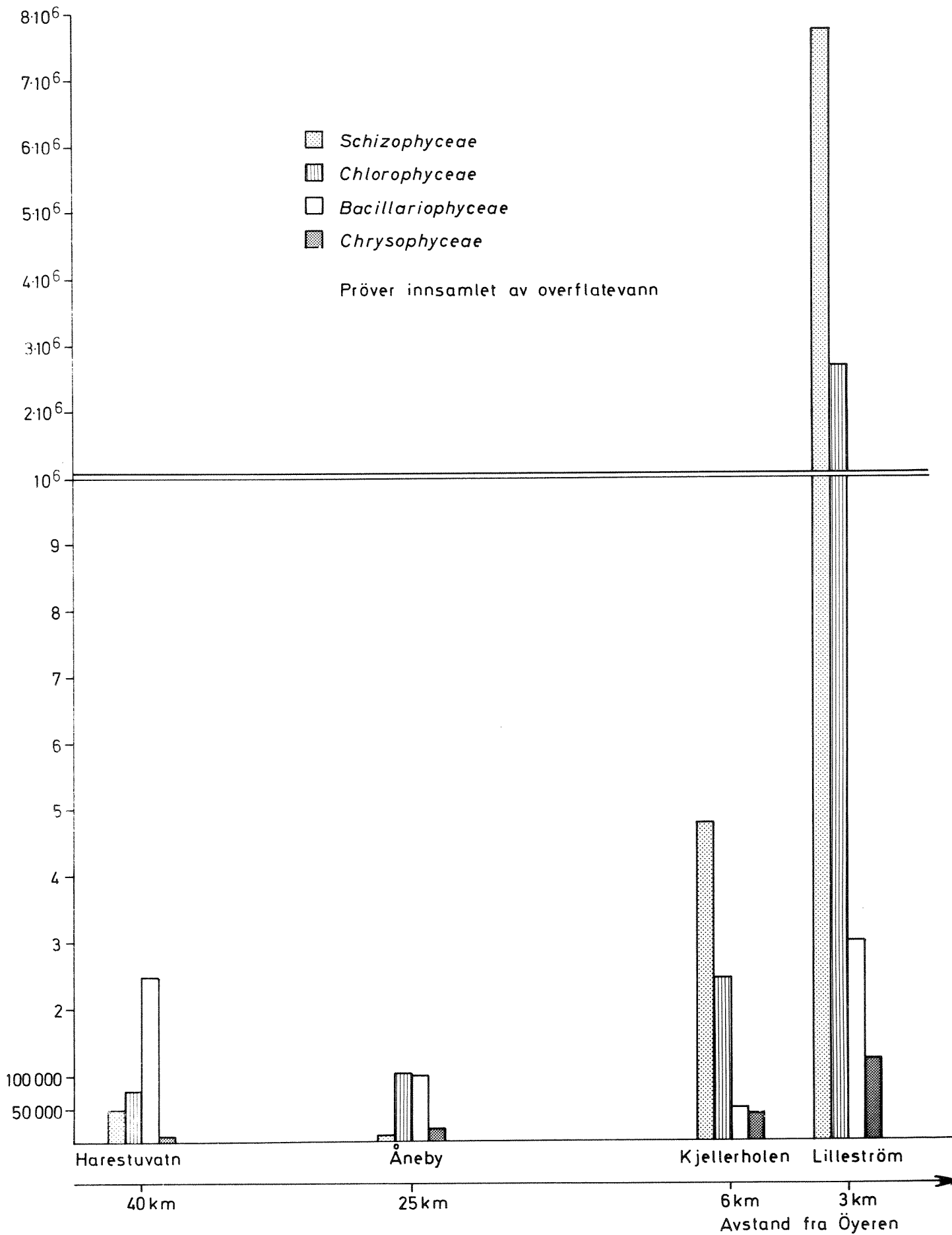


Fig.29 Kvantitativ forekomst av chlamydobakterier i Nitelva, Leira og Glåma-Öyeren. Okt.1958 - april 1959

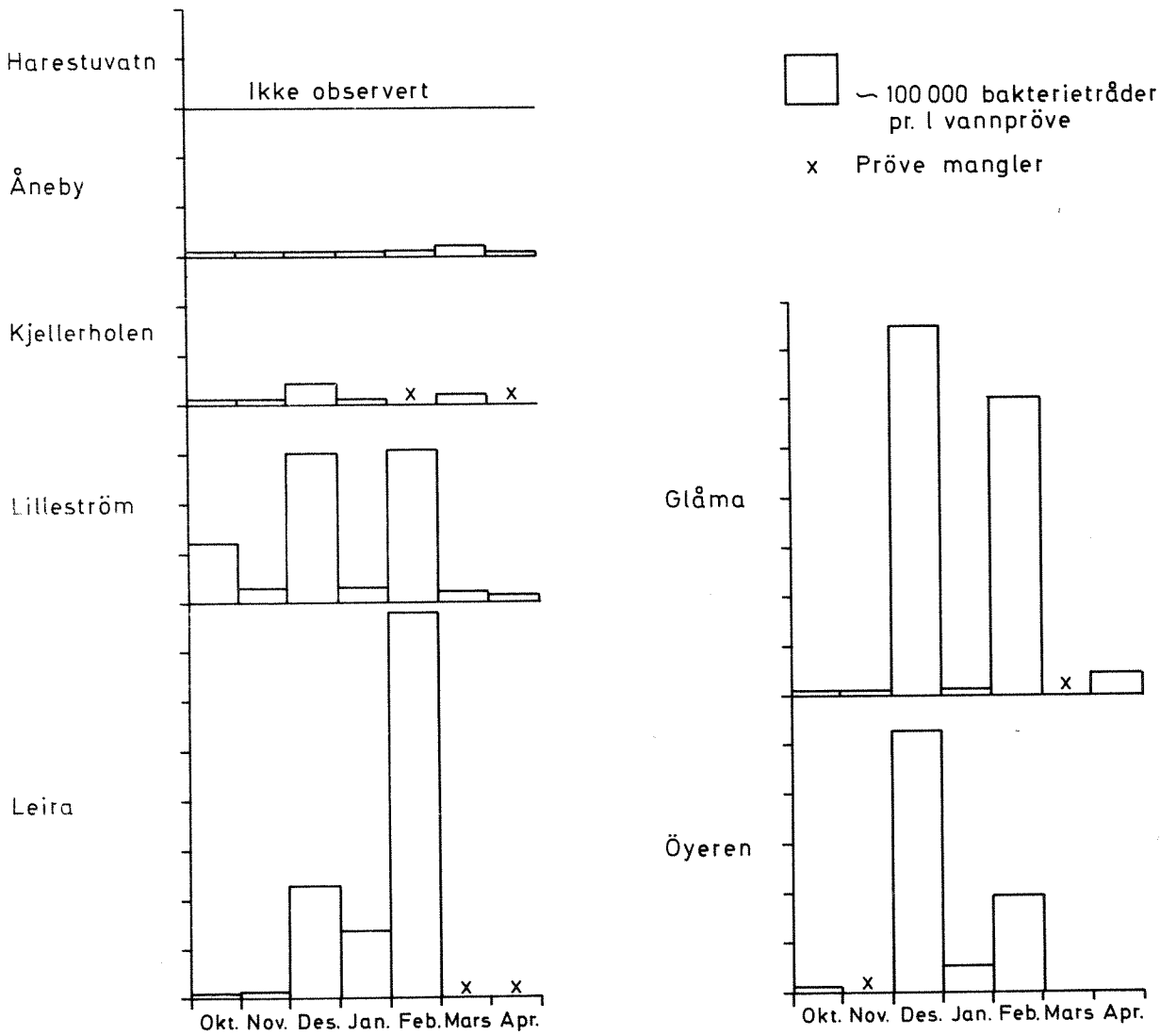


Fig.30 GLÅMA ved FETSUND

Sammenstilling av planktonobservasjoner 1958-1959

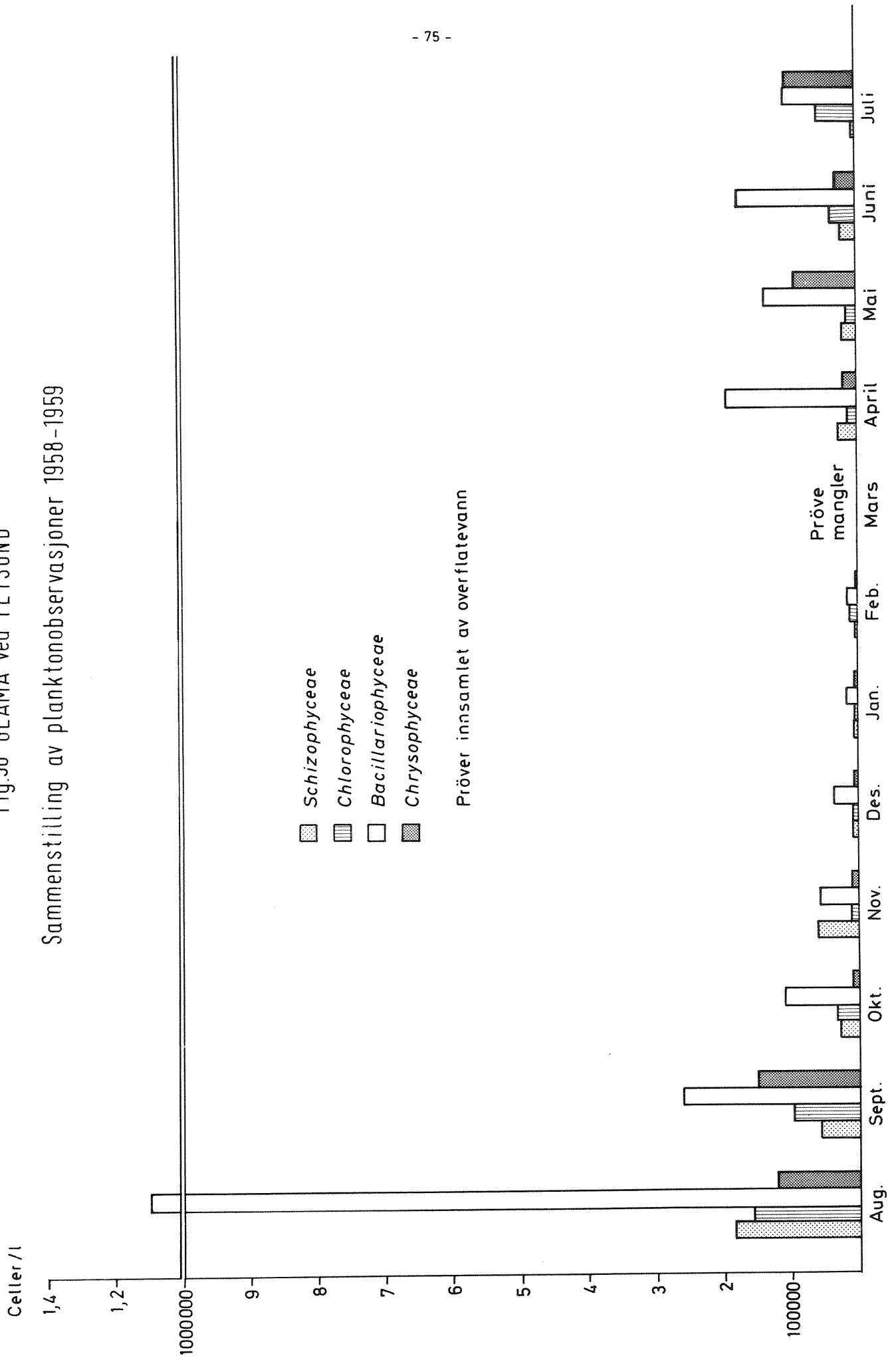


Fig.31 ÖVEREN

Sammenstilling av planktonobservasjoner 1958-1959

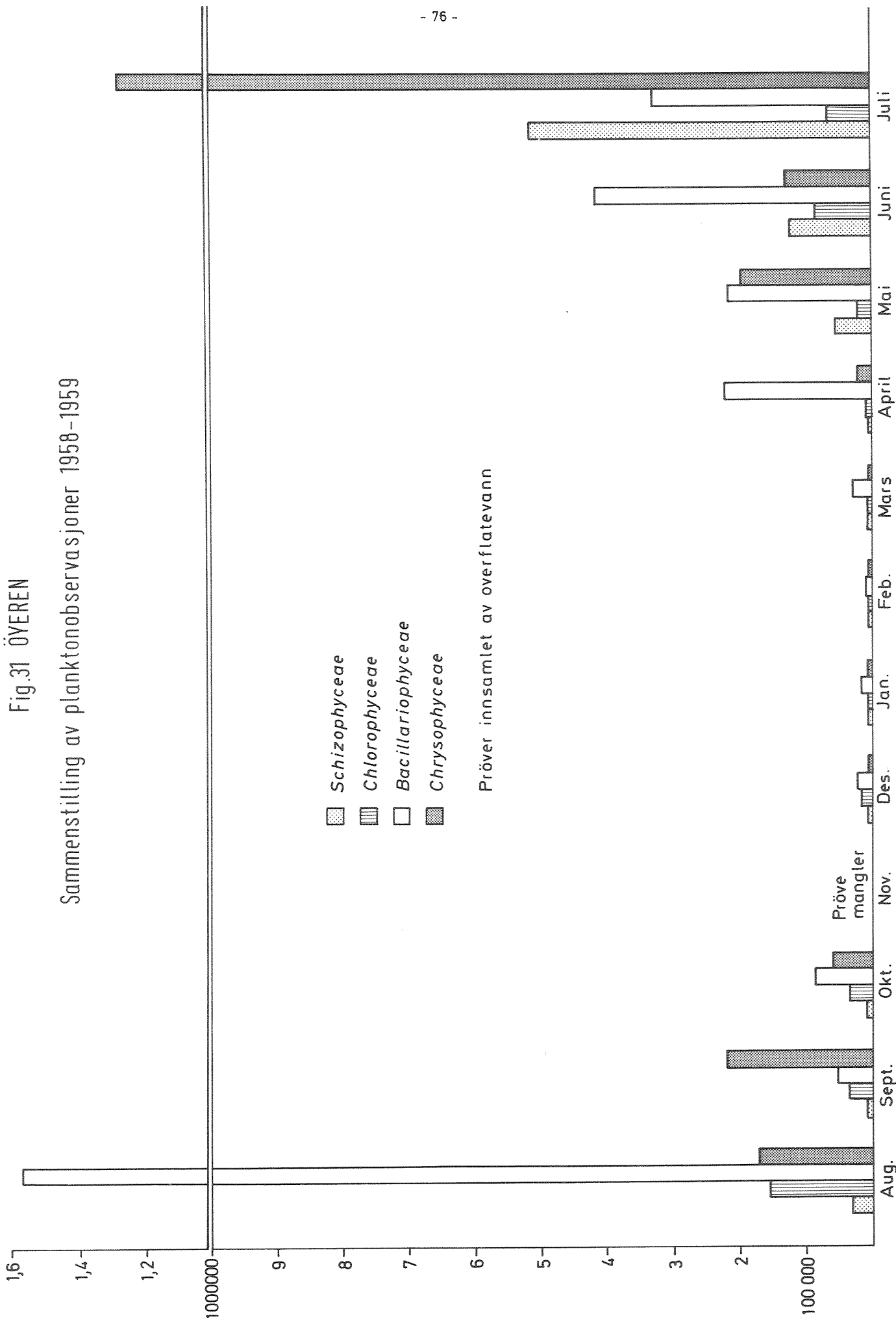


Fig.32 Forekomst av *Asterionella formosa* i Glåma ved Fetsund og Öyeren 1958 -1959

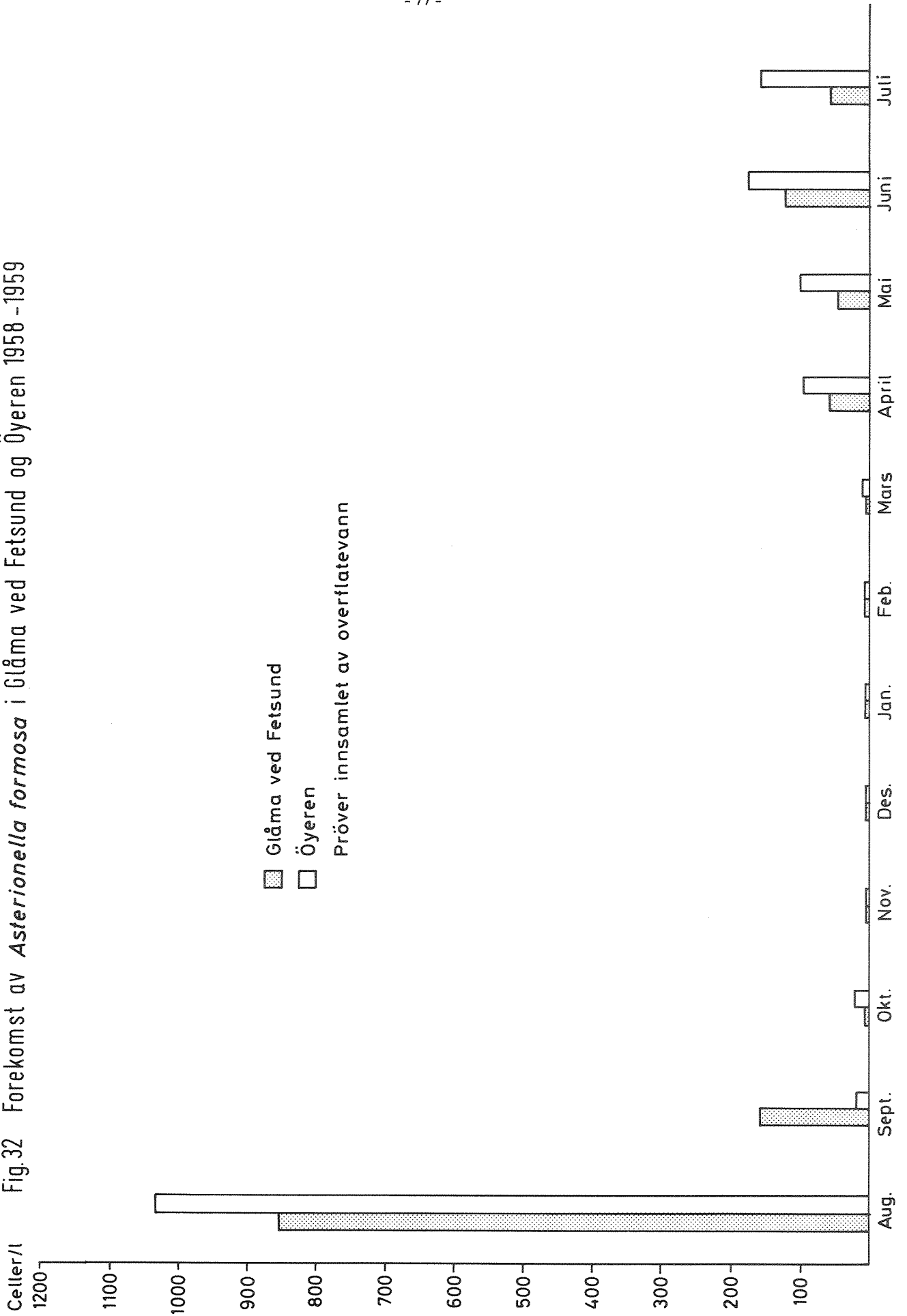
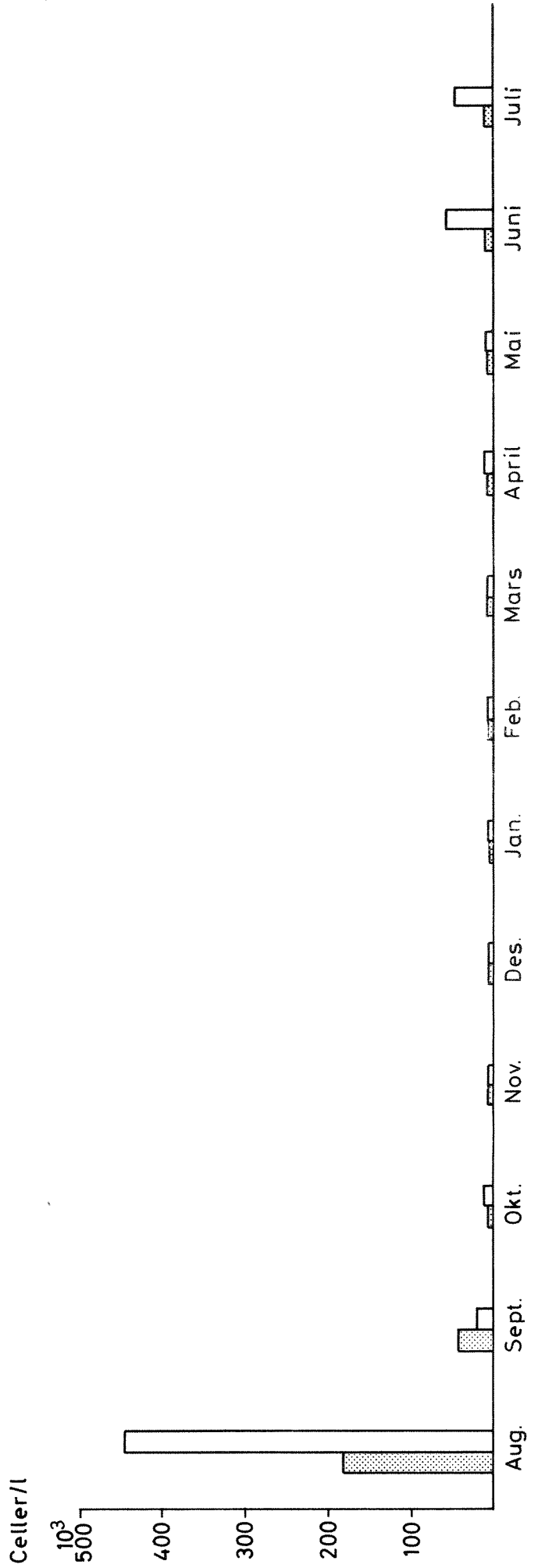


Fig.33 Forekomst av *Tabellaria fenestrata* i Glåma ved Fetsund og Öyeren 1958-1959

■ Glåma ved Fetsund  
□ Öyeren  
Prøver innsamlet av overflatevann



Undersøkelsene som er utført de senere år (Skulberg 1971), har vist at planktonsamfunnet som vokser frem i Mjøsa, transporteres med vannmassene i Vormå, Glåma, Øyeren og Glåmas estuar ut til området ved Hvalerøygruppen. På hele strekningen er planktonet i stadig utvikling. Hovedinntrykket av planktonforholdene er at diatoméer er i dominans. Særlig gjelder dette Mjøsa og elvestrekningene. I Øyeren er det et noe større innslag av grønnalger, men også her er den mengdemessige overvekt av diatoméer tydelig.

Det er en utpreget likhet mellom planktonet i Mjøsa og på elvestrekningen av Vormå og Glåma ned til innløpet i Øyeren. På dette vassdragsavsnitt dominerer diatoméene *Fragilaria crotonensis*, ledsaget av *Asterionella formosa*, *Tabellaria fenestrata*, *Diatoma elongatum*, *Rhizosolenia*-arter og *Melosira*-arter. Likeledes er disse algene så fremtredende i Øyeren at de nærmest preger denne innsjøens plankton. I stor utstrekning er det "Mjøsa-plankton" som finnes i Øyeren. Dette er et vitnesbyrd om betydningen av tilførte utgangsbestander for planktonsamfunnets sammensetning.

Planktonforholdene i vassdraget har vært fulgt med observasjoner siden 1958. Diatoméer har hele tiden hatt en mengdemessig stor betydning i planktonsamfunnene. Planktonalgene viser typiske sesongmessige perioder for sin vekst og utvikling. Fra undersøkelsen i 1970 viste det seg f.eks. at *Asterionella formosa* hadde størst populasjon i juli - august, *Fragilaria crotonensis* kulminerte i august - september, mens *Tabellaria fenestrata* hadde størst forekomst mot slutten av september.

Sommeren 1969 kom det for første gang til utvikling en masseforekomst med blågrønnalger i et omfang som tiltrakk seg betydelig oppmerksomhet. Algen som dannet disse store populasjoner, var *Anabaena flos-aquae*. Vannet ble farget grønnaktig, og det var utpreget jordaktig lukt og smak av vannet med algene.

Ser vi tilbake på resultatene av undersøkelser fra 1958 til i dag, er det diatoméer som har hatt den mengdemessig største forekomst i planktonet i Øyeren. Til dels er det store populasjoner som har utviklet seg. Blågrønnalgen *Anabaena flos-aquae* har vært til stede i planktonet hele tiden. Sommeren 1965 var det en begrenset oppblomstring, men masseforekomst eller vannblomst av denne arten ble ikke observert for sommeren 1969.

Undersøkelser av Mjøsa og Hurdalssjøen har gitt muligheter for en vurdering av hvordan forholdene i store Østlands-innsjøer er blitt forandret gjennom siste mannsalder. Begge disse innsjøene er blitt undersøkt tidligere av botanikere. Mjøsas algevegetasjon har vært undersøkt av Holmboe (1900) og Huitfeldt-Kaas (1946) ved århundreskiftet, og av Braarud, Føyn og Gran (1928) i 1920-årene. Hurdalssjøens algevegetasjon ble i 1920-årene undersøkt av Gran og Ruud (1927) og av Braarud, Føyn og Gran (1928). Ved å sammenlikne resultatene av disse biologiske undersøkelser med observasjoner fra innsjøene som de er i dag, fremgår det at planktonet i Hurdalssjøen ikke har forandret seg vesentlig på de siste 40 årene. For Mjøsas vedkommende gir sammenlikningen et annet utfall (Holtan 1967).

Sammenlikner man observasjonene av algevegetasjonen i Mjøsa nå med tidligere observasjoner, merker man seg at *Diatoma elongatum* og *Fragilaria crotonensis* var fullstendig fraværende i de tidligere undersøkelserne. For *Rhizosolenia*-artenes vedkommende kan forklaringen være at disse formene er så tynnveggete at de kan være vanskelige å oppdage, foruten at de av samme grunn lettere kan ødelegges ved lagring. Ingen av disse forklaringer er aktuelle for *Diatoma elongatum* eller *Fragilaria crotonensis*.

Det er særlig mangelen på registreringer av den sist nevnte arten som er bemerkelsesverdig på bakgrunn av de store bestander som er funnet i 1960-årene. Intet ved tidspunktene for innsamlingen av materialet til de ovennevnte eldre arbeider kan forklare at denne arten i det hele tatt ikke er påvist. Både omkring århundreskiftet og i 1927 - 1928 er det tatt prøver vår, sommer og tidlig på høsten. Den gjenstående forklaring er at *Fragilaria crotonensis* er en nykommer i Mjøsa-planktonet siden ca. 1930, i hvert fall som dominerende innslag.

Noen kommentarer til forekomsten av *Fragilaria crotonensis* i Øyeren-planktonet kan bli gitt. *Fragilaria crotonensis* ble ikke funnet i de kvantitative planktonprøvene fra Glåma ved Fetsund eller i Øyeren i tidsrommet 1958 - 1959. I håvtrekkmateriale fra dette tidsrommet ble bare sporadiske eksemplarer funnet. De etterfølgende år blir *Fragilaria crotonensis* et dominerende innslag i planktonet. Noen septemberobservasjoner fra Øyeren i perioden 1961 - 1964 er gitt i tabell 17. Artene er nevnt i rekkefølge som svarer til mengdene de forekom i.



Tabell 16. De viktigste planteplanktonartene i håvtrekk fra Øyeren 1961 - 1964 (etter Skulberg 1965).

1/9 1961	15/9 1962
Asterionella formosa	Fragilaria crotonensis
Tabellaria fenestrata	Tabellaria fenestrata
Fragilaria crotonensis	Asterionella formosa
Rhizosolenia longiseta	Rhizosolenia longiseta
19/9 1963	29/9 1964
Tabellaria fenestrata	Fragilaria crotonensis
Asterionella formosa	Diatoma elongatum
Fragilaria crotonensis	Tabellaria fenestrata
Rhizosolenia longiseta	Asterionella formosa

På strekningen av Glåma etter samløpet med Vorma og ned til Øyeren er det i hovedtrekkene Vormas naturforhold som preger elven. Dette gjenspeiler seg i resultater fra undersøkelser både av benthos og seston. Det er påvist en drift i vannmassene av organismer av heterotrof natur (se figur 29). Dette skyldes forurensningsbelastning av vassdraget med organisk stoff. Noen opplysninger fra observasjoner utført i dette vassdragsavsnitt, medtas her.

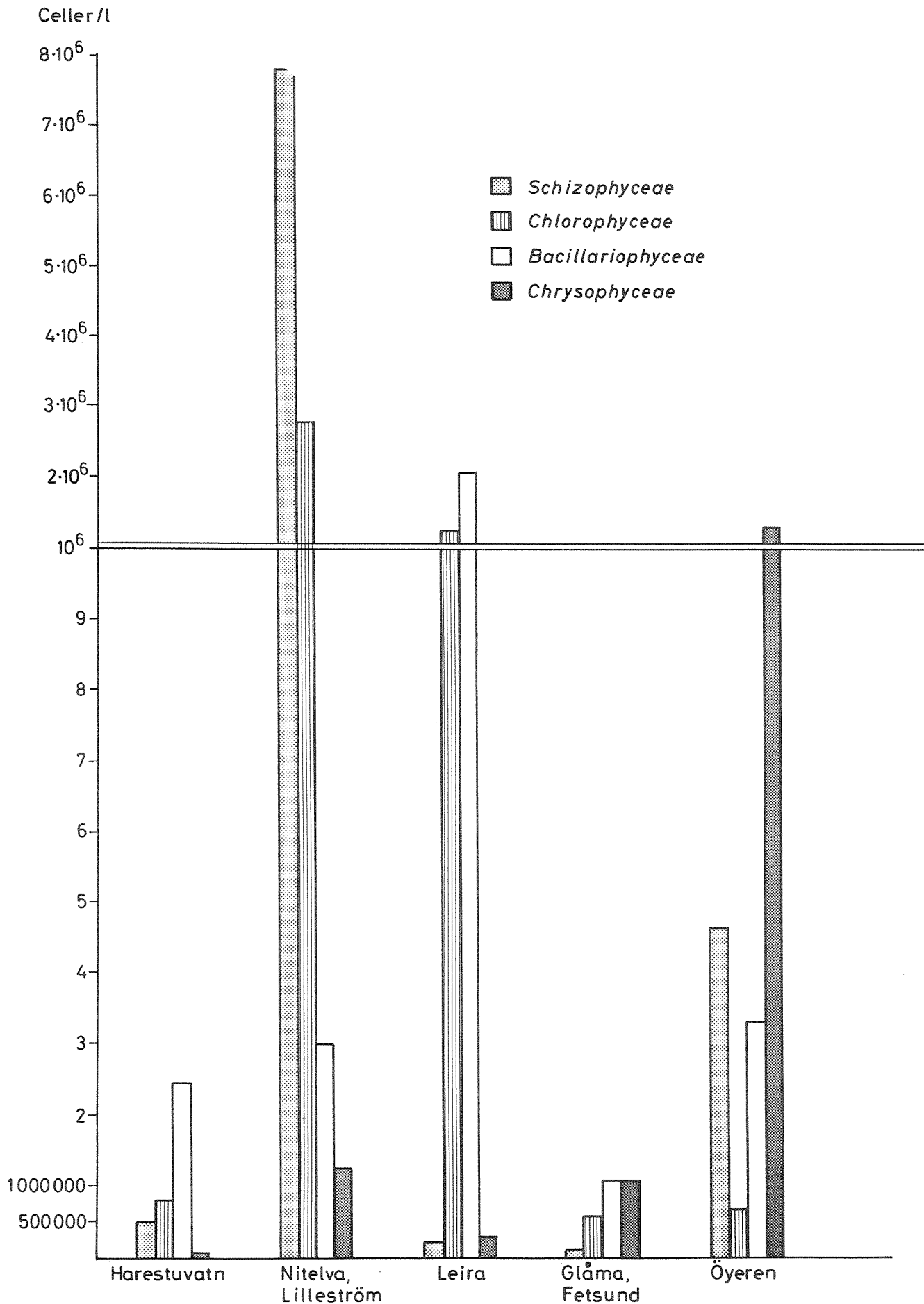
Vorma ved Svanfoss har en artsrik og frodig vegetasjon.

Heterotrofe arter som *Sphaerotilus natans*, *Cladotrix dichotoma* og *Leptomitius lacteus* har forekomst med stor biomasse. Vannmassene har en betydelig drift av fiber, *Sphaerotilus natans* og planktoniske alger fra Mjøsa. De biologiske forhold indikerer en utpreget organisk forurensning av Vorma på denne lokalitet. Industrielt avløpsvann sammen med husholdningskloakk gir årsak til forurensningsbelastning som vesentlig fører til en saprobiering av vassdraget.

Også nedstrøms samløpet mellom Vorma og Glåma er forurensningsvirkningene markerte. Autotrofe arter dominerer vegetasjonen med arter av grønnalger og diatoméer, men *Leptomitius lacteus* og *Sphaerotilus natans* er også vanlige i begroingene.

Fig.34 Regional sammenlikning mellom planktonforekomster

Observasjoner av plankton i juli 1959



De erfaringene som er gjort etter undersøkelser av plankton i Øyeren, indikerer at transporten av heterotrofe organismer i elvevannet oppstrøms innsjøen bare i liten utstrekning når ned til Øyerens sørlige vannområder. Øyeren representerer et sedimenteringsbasseng for denne andel av sestonet.

Til slutt i denne behandling av planktonforholdene kan det bli gitt en regional sammenlikning av algevegetasjonen i vannforekomstene i Nordre Øyeren (figur 34).

De eutrofe vannmassene i Nitelva og Leira medfører en frodig utvikling av grønnalgar (*Chlorophyceae*) i planktonet. I Nitelva er det dessuten en stor mengdemessig forekomst av blågrønnalger (*Schizophyceae*). Glåmas vannmasser og Øyeren er preget av diatomé- og flagellatplankton (*Bacillariophyceae* og *Chrysophyceae*). Romeriksvassdragene påvirker Øyeren både gjennom sitt bidrag med forurensninger og ved å introdusere utgangsbestander med planktonorganismer til vassdrags-systemet.

## 9. MODELLANALYSE AV MULIGE TEKNISKE TILTAK

### 9.1 Bakgrunn

Resultatene fra undersøkelsene i Nitelva og de eksperimentelle undersøkelser har vist at vassdraget er sterkt belastet med forurensninger. Vassdragets evne til selvrensing er overskredet på flere avsnitt av elven. Forurensningsvirkninger av belastning med organisk stoff (saprobiering) og belastning med gjødselstoffer (eutrofiering) er fremtredende og regionalt utbredt. Sanerende tiltak for å bedre vassdragsforholdene er nødvendige. Av de aktuelle tiltak som må gjøres, står de som har med å redusere belastningen av vassdraget sentralt, bl.a. med utvikling av rensetekniske innretninger for kloakkvann. Det er viktig at slike tiltak kan gjennomføres i harmoni med hverandre og ut fra den helhet de står i når det gjelder sammenhengen med vassdraget.

Ut fra erfaringene fra undersøkelsen var det mulig å angi retningsgivende maksimalkonsentrasjoner for enkelte forurensningskomponenter (f.eks. P-forbindelser) i vassdraget. Med dette forstås konsentrasjoner av stoffer i vannmassene som man gjennom sanerende tiltak burde oppnå for å sikre

målsetting for vassdraget. Belastningen med forurensninger til vassdraget er kjent eller kan vurderes. Ut fra disse forutsetninger er det mulig å beregne omfang og virkningsgrad til rensetekniske innretninger som er nødvendige for at de retningsgivende konsentrasjoner for forurensningskomponenter i vassdraget skal bli oppnådd. For dette formål ble det utviklet et program ved bruk av datamaskiner.

## 9.2 Beregningsmetodikk

Beregningsmodellen er bygget opp slik at forandringer og utvidelser lett kan utføres. Figur 35 viser en prinsippskisse av modellen. Det grunnleggende likningssystem er:

$$\begin{aligned}
 \text{I. } Q(N) &= S \cdot A(N) + Q_{\text{REG}} \\
 \text{II. } F(N) &= I(N) \cdot (1 - R_I(N)) + J(N) \cdot (1 - R_J(N)) + B(N) \cdot (1 - R_B(N)) \\
 \text{III. } C(N) &= \left[ \sum_{N=1}^N F(N) \cdot f(x,y) \right] / Q(N) \\
 &N = 1 \text{ til } N
 \end{aligned}$$

hvor:

$Q(N)$	=	vannføring i l/s i pkt. N
$S$	=	spesifikk avrenning i l/s/km <sup>2</sup>
$A(N)$	=	areal i km <sup>2</sup> av nedbørfeltet i pkt. N
$Q_{\text{REG}}$	=	Uttapping av vann i l/s fra magasin
$F(N)$	=	Totalt utslipp av en forurensningskomponent i g/døgn i pkt. N
$I(N)$	=	Industriens produksjon av en forurensn.komp. " " " " "
$J(N)$	=	Jordbrukets " " " " " " " " "
$B(N)$	=	Befolkningens " " " " " " " " "
$R_I(N)$	=	Renseeffekt i % for industriforurensn.komp. i pkt. N
$R_J(N)$	=	" " " " jordbruks- " " " "
$R_B(N)$	=	" " " " befolknings- " " " "
$C(N)$	=	Konsentrasjon i MYG/l i vassdraget i pkt. N
$f(x,y)$	=	Selvrensningseffekt for vassdraget (ikke fortyningseffekten).

I figur 36 er beregningsgangen i modellen fremstilt skjematisk. Modellen opereres fra de små, billige "tidsdelingsterminaler", hvilket muliggjør en direkte og umiddelbar kontakt mellom menneske og datamaskin. Resultater av en utgangssituasjon fåes i samme øyeblikk som de nødvendige input-

Fig.35 Prinsippskisse av beregningsmodell

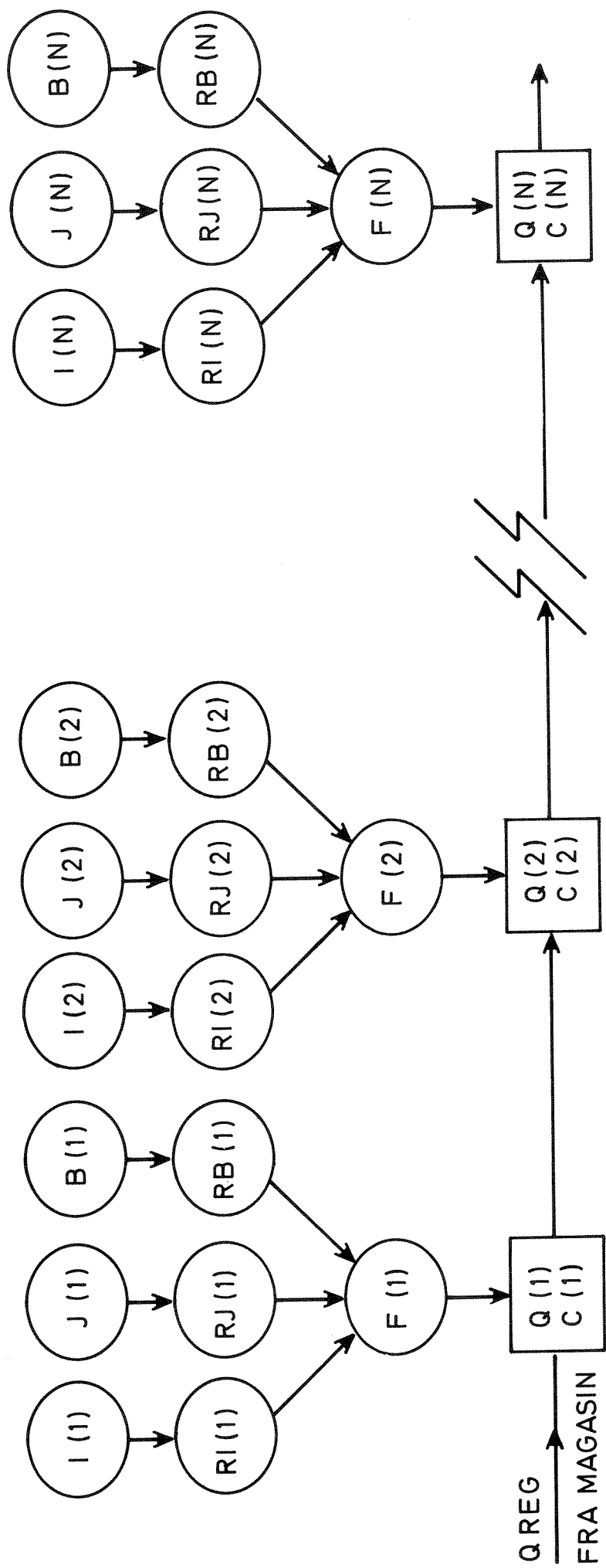
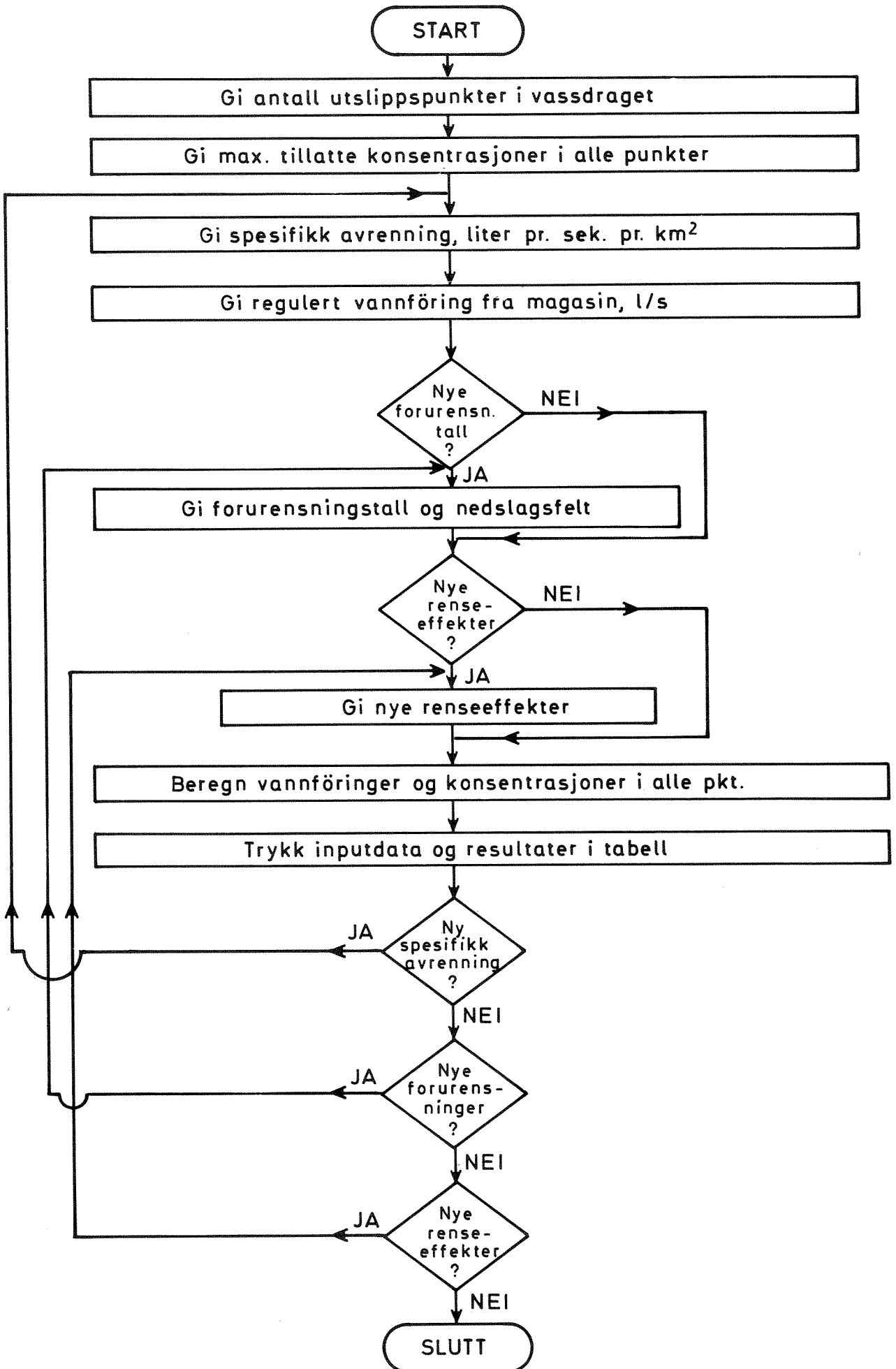


Fig.36 Skjema av beregningsgang i modellen



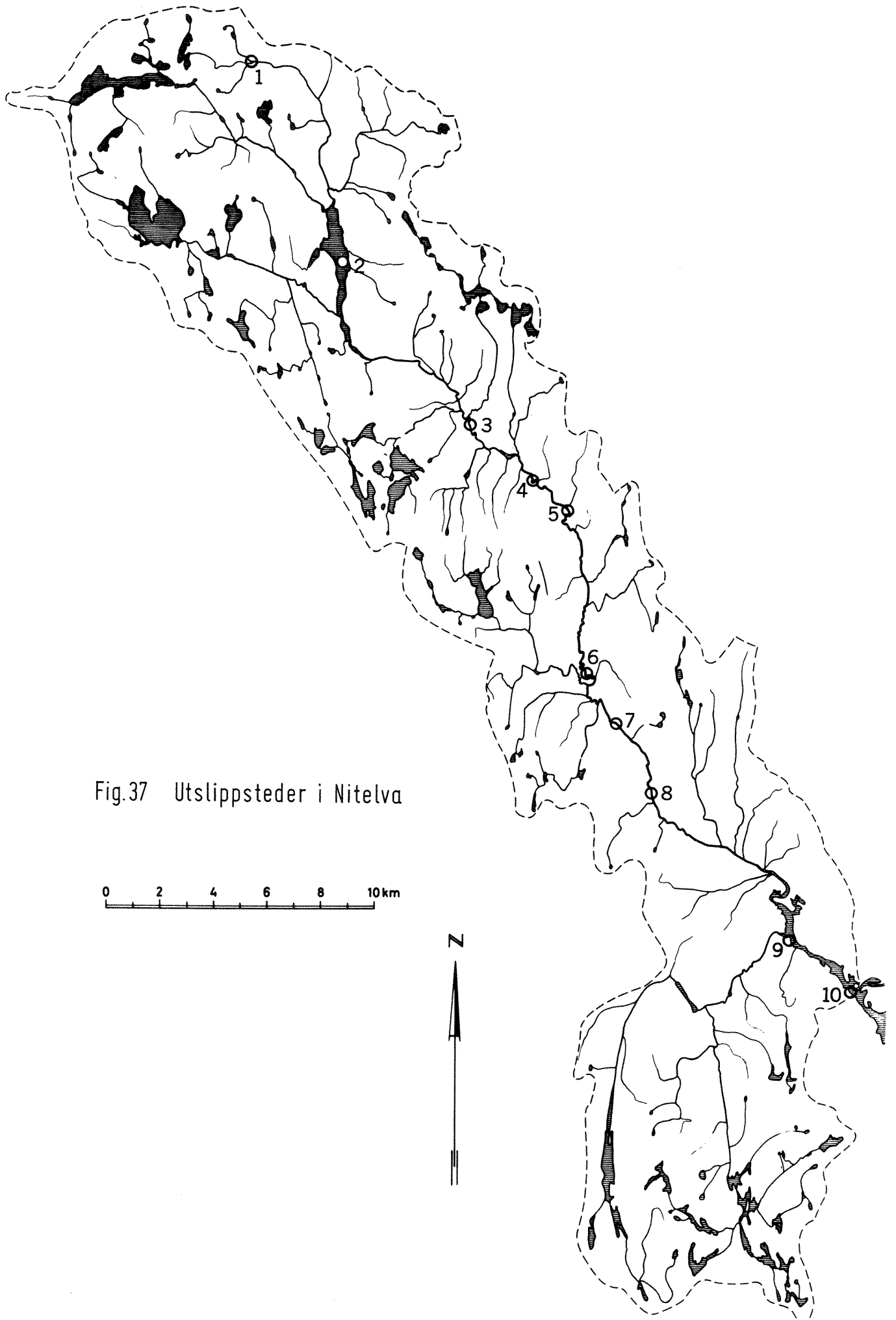


Fig.37 Utslippsteder i Nitelva

dataene er gitt. Dette medfører en rask innsirkling av de tekniske tiltak som er nødvendige. Computeren bruker ca. 0,1 s pr. beregnings-situasjon.

I de resultater som vises i denne rapporten, er selvrensingsfunksjonen  $f(x, y)$  antatt å være lik 1,0, slik at fortynningen her antas å være eneste selvrensingsprosess.

Modellen bør kunne brukes i sammenheng med slik analyse i mange vassdrag, da den er relativt generelt utformet.

Det er foreløpig ikke bygget inn kostnadsfunksjoner og automatisk optimaliseringsrutine. Den optimale kombinasjon av renseanlegg langs vassdraget må derfor foreløpig finnes ved en prøve - feile metodikk. Mer utviklede modeller er beskrevet i (1), (2) og (3) i Litteraturreferanser under pkt. 9.5.

### 9.3 Referansedata om belastningen av Nitelva

Tabell 18 er en prognose utarbeidet av ANØ over industri- og befolkningsutslipp til Nitelva uttrykt som personekvivalenter. De valgte utslippssteder er tegnet inn på kartet, figur 37.

Tabell 18. Nitelva. Befolknings- og industriutslipp.

Utslippssted		Antatt belastning (p.e.)			
Nr.	Navn	1975	1980	1985	2000
1	Grua	(300)	500	500	1000
2	Harestua	1200	1700	2000	4000
3	Hagen	150	150	150	150
4	Lovstad/ Tøyen	1200	2500	4000	4000
5	Kirkeby	300	400	400	400
6	Rotnes	4000	9000	15000	15000
7	Kjuul	(250)	1000	1500	1500
8	Slattum	4000	7000	10000	10000
9	RA-2	75000	86000	100000	130000
10	Aamodt	5000	6000	7000	8600



I beregningene er det forutsatt 2,5 g P/d og 12 g N/d/person-ekvivalent.

Ut fra observasjoner i Nitelva og den kjente lokalisering av befolkning og industri, kan fosforutslipp fra jordbruket samt naturlig tilsig beregnes. Disse data er vist i tabell 19. Det er ikke forutsatt noen økning i disse tall frem til år 2000. Punktnumrene er de samme som vist i tabell 18.

Tabell 19. Fosforbelastning fra jordbruk i gram pr. døgn.

Punkt nr.	Fosfor fra jordbruk i g/d i hvert punkt
1	850
2	950
3	770
4	630
5	100
6	500
7	300
8	500
9	1200
10	1400

I tabell 20 er vist de nitrogenutslipp man har regnet med fra jordbruket. Tallene bygger på oppgaver fra herredsagronomene og inkluderer både husdyr og dyrket mark. Punktnumrene er de samme som vist i tabell 18.

Tabell 20. Nitrogenbelastning fra jordbruk i gram pr. døgn.

Punkt nr.	1972	1980	1990	2000
1	-	-	-	-
2	28000	34000	37000	38000
3	32000	35000	38000	39000
4	5000	2000	1700	1700
5	18000	15000	13000	13000
6	35000	26000	24000	24000
7	21000	18000	18000	18000
8	13000	13000	13000	13000
9	25000	24000	23000	23000
10	240	240	240	240

#### 9.4 Eksempler fra fosforkonsentrasjonsberegninger

Ut fra de undersøkelser som har vært foretatt i Nitelva har det vært mulig å angi retningsgivende fosforkonsentrasjoner som bør oppnås i vassdraget. På figur 38 er disse konsentrasjoner vist. Grunnen til at fosforkonsentrasjonen øker mellom Slattum og Gullaug, er en følge av vassdragsforholdene i den nedre del av Nitelva (innsjøeffekt).

Med basis i de prognoser for fosforbelastninger som er vist i pkt. 9.3, er en rekke eksempler beregnet. På figur 39 er P-konsentrasjonen i Nitelva vist for ulike rensetiltak i år 1975. Den høyest beliggende kurve viser konsentrasjoner uten tekniske tiltak, dvs. renseeffekten er 0% for alle kategorier utslipp og for alle punkter.

Den nederst beliggende kurve viser konsentrasjoner ved 100% rensing for industri og befolkning, men ingen tiltak iverksatt for jordbrukets vedkommende.

Selv denne kurven tilfredsstiller ikke kravet på strekningen pkt. 1 - 8 (Grua-Slattum). Det som er viktig er likevel at dette er en vesentlig bedring sammenliknet med dagens situasjon.

På figur 40 er også fosforsituasjonen i år 1975 vist for ulike kombinasjoner av renseeffekter for de tre forurensningskildene industri, jordbruk og befolkning.

Det er forutsatt en spesifikk avrenning på  $19 \text{ l/s km}^2$ , hvilket tilsvarer en midlere vannføring i vassdraget.

Figurene 41 og 42 viser fosforkonsentrasjoner ved de samme tiltak, men basert på prognoser for 1985.

Figurene 43 og 44 viser tilsvarende for år 2000 ifølge prognosene.

I alle beregningseksemplene er det forutsatt en midlere vannføring i vassdraget.

Ifølge de hydrologiske observasjoner (se side 48) kan imidlertid vannføringen bli mindre enn 10% av middelvannføringen i ca. 1 måned pr. middelår.

Fosforkonsentrasjonene i Nitelva i en slik situasjon er vist på figur 45 for år 1975. Kurvene er beregnet ut fra forutsetningen 95% fjerning av P og ingen tiltak for jordbruket.

De fire kurvene representerer ulike nedtappinger av Harestuvatnet i denne ugunstige "tørkemåned". En nedtapping på 0,5 m vil bety svært mye for å minske fosforkonsentrasjonene i denne "tørkemåned". En ytterligere nedregulering får imidlertid en forholdsvis svakere effekt.

På figur 46 er liknende situasjoner vist for år 1985.

#### 9.5 Om bruken av matematiske modeller

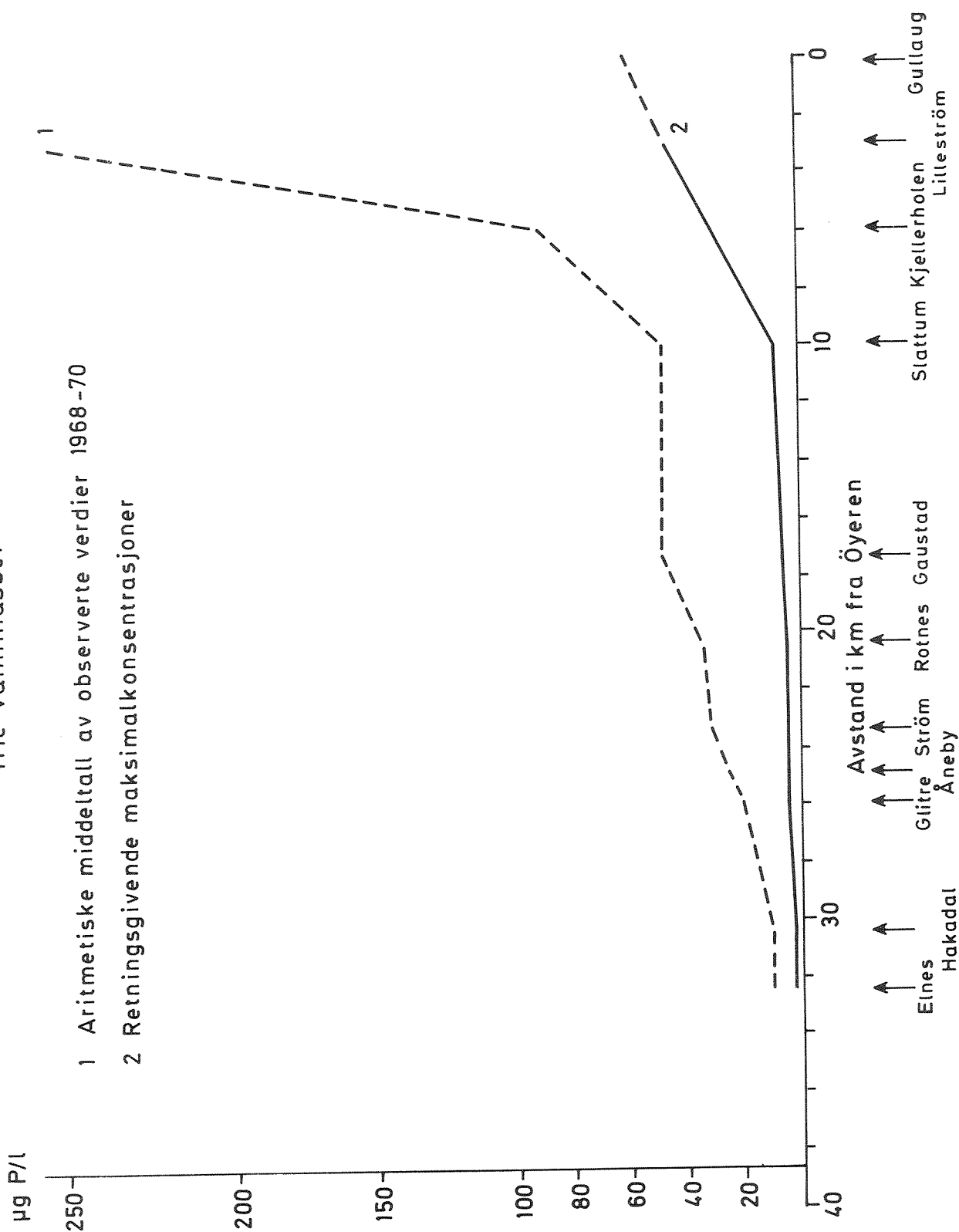
Bruken av matematiske modeller av den typen som er beskrevet, kan være nyttig når de tekniske tiltak langs vassdraget skal vurderes.

Når resipientundersøkelsen er gjort, er det som regel mulig å gi retningslinjer for konsentrasjon av stoffer som man ønsker å kontrollere i vassdraget. Samtidig bør man kunne si noe om selvrensingsprosessene i resipienten. Det neste skrittet vil da være å finne kombinasjonen av rensingstiltak som oppfyller kravene til retningsgivende maksimalkonsentrasjoner i vassdraget. Dersom antall renseanlegg og utslipp langs vassdraget overstiger 5 - 10, vil beregningsarbeidet bli omfattende når en optimal kombinasjon skal finnes.

#### Litteraturreferanser

- (1) O.T. Sigvaldason: The Saint John Study.  
International symposium on mathematical modelling techniques  
in water resources systems.  
Ottawa, May 9-12, 1972.
- (2) Services du Premier Ministre: Modèle mathématique de pollution  
d'eaux intérieures rapport de synthèse.  
Liège, 1973.
- (3) The Texas Water Development Board: Simulation of water quality  
in streams and canals.  
Texas, September 1970. Kompendium.

Fig.38 Nitelva. Retningsgivende maksimalkonsentrasjoner for total-fosfor i vassdragets frie vannmasser



MYG P/1

Fig.39 Nitelva. Beregningseksempel for fosfor år 1975

$$q = 19 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$$

0% rens for jordbruk

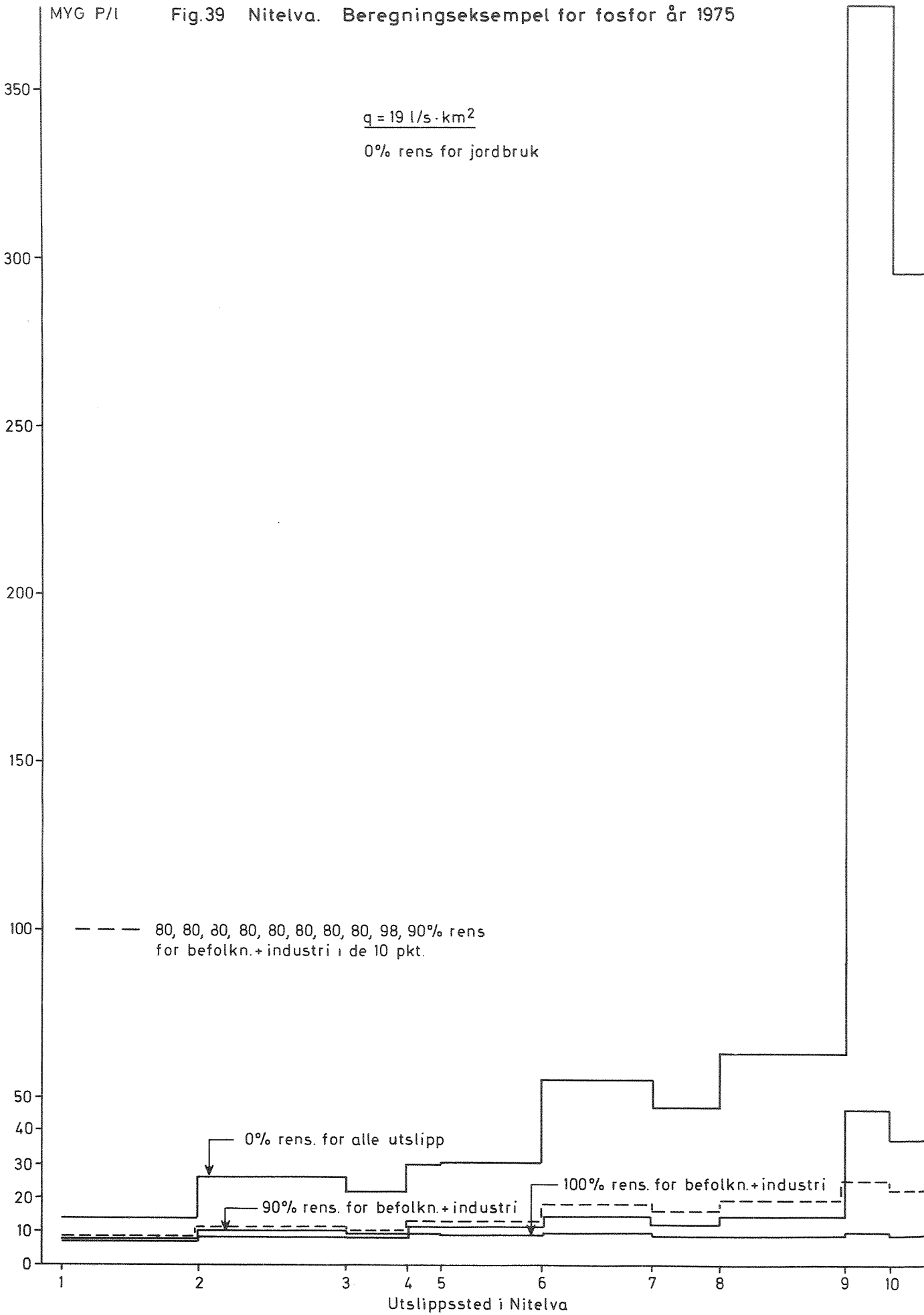
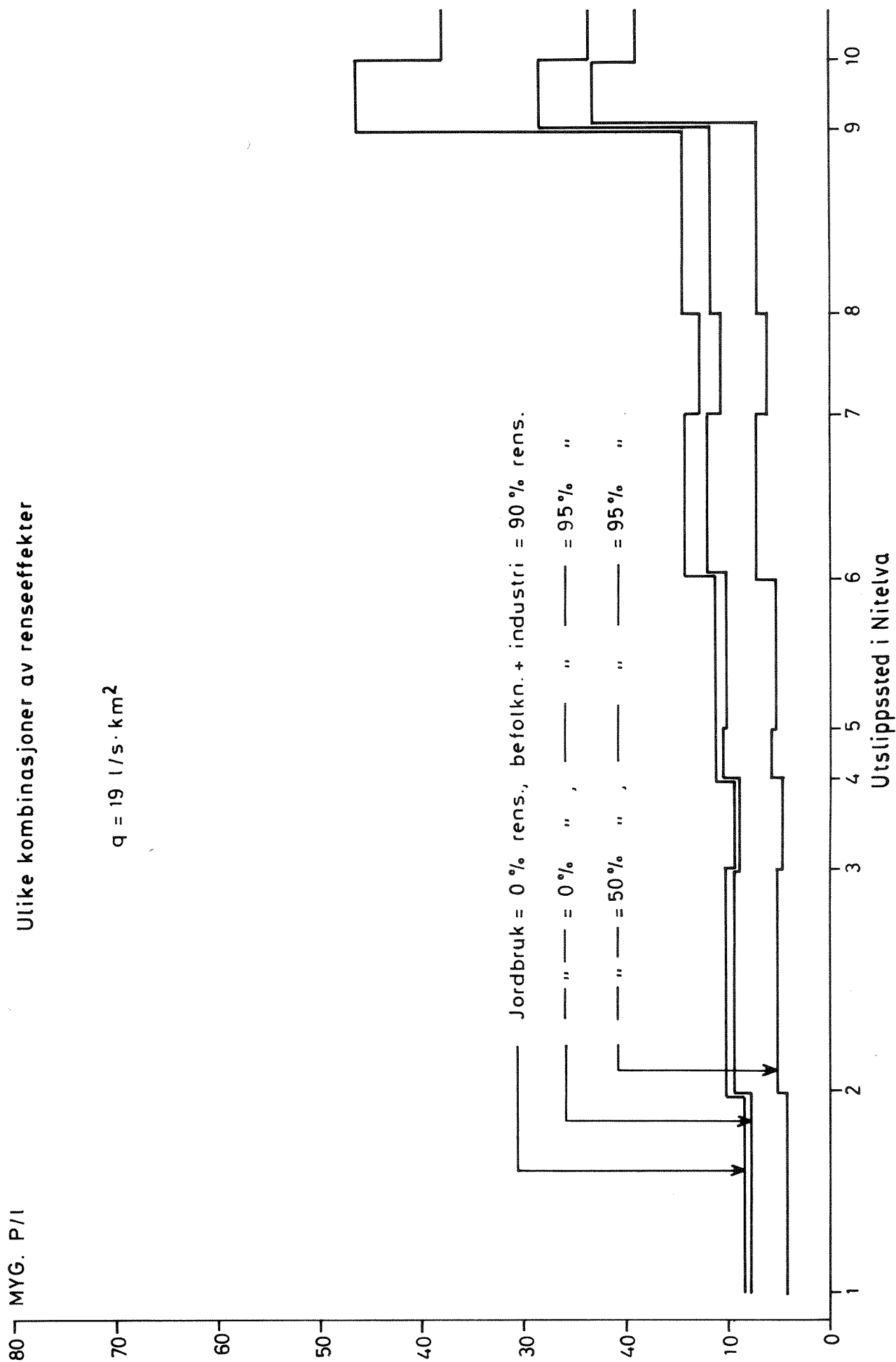


Fig.40 Nitelva. Beregningseksempel for fosfor år 1975

Ulike kombinasjoner av renseeffekter

$$q = 19 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$$



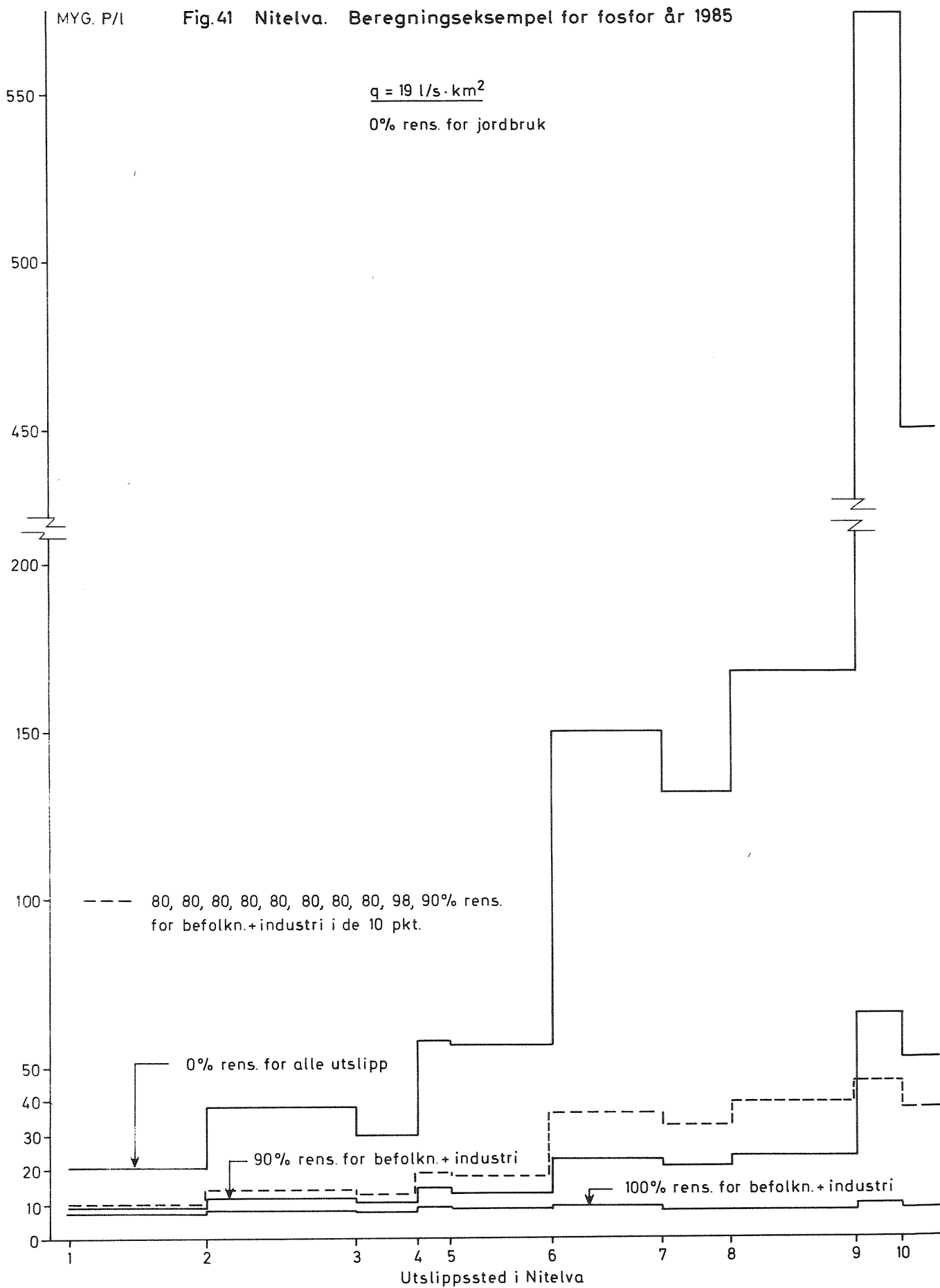


Fig.42 Nitelva. Beregningseksempel for fosfor år 1985

Ulike kombinasjoner av renseseffekter

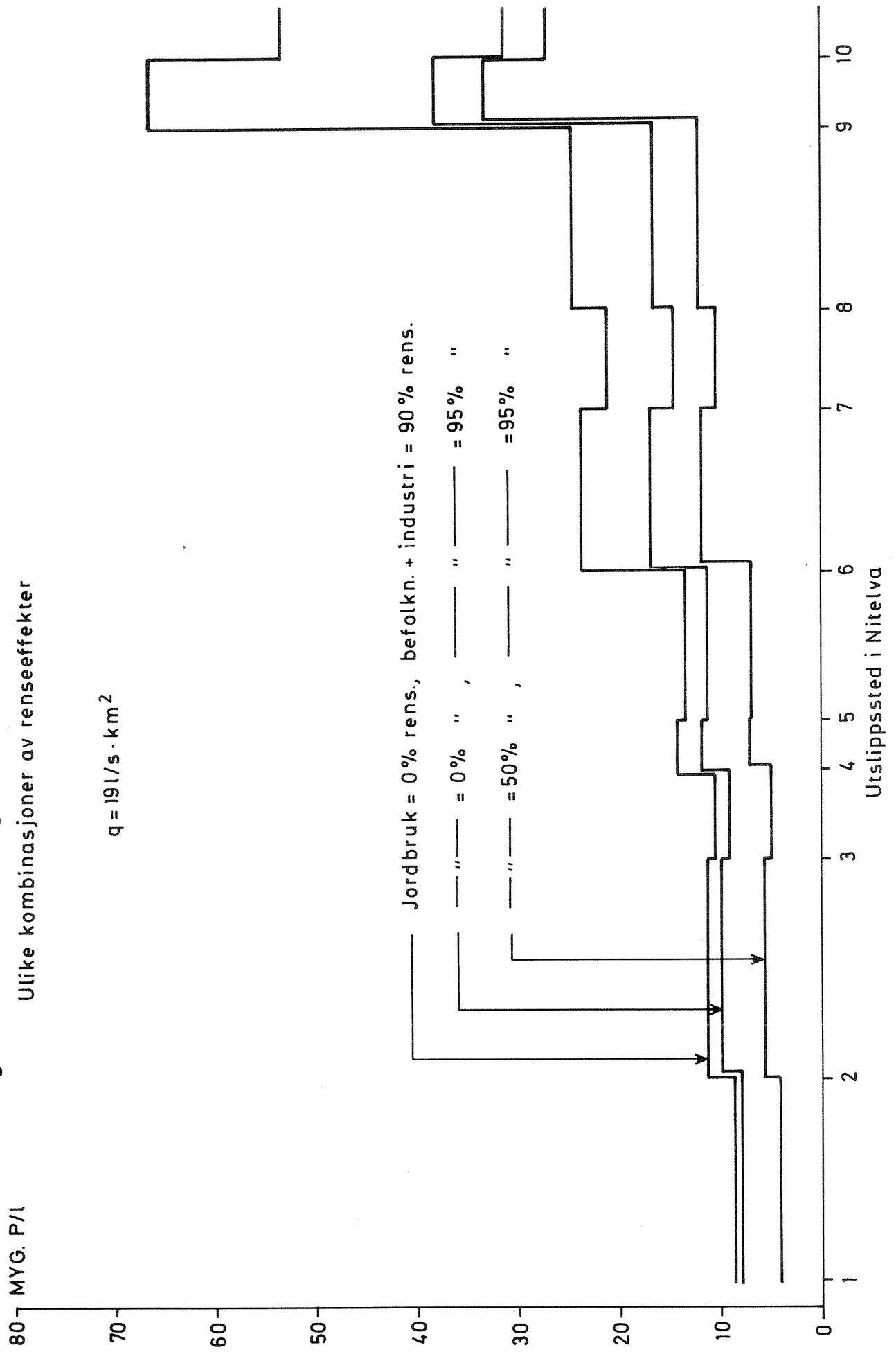




Fig.43 Nitelva. Beregningsseksempel for fosfor år 2000

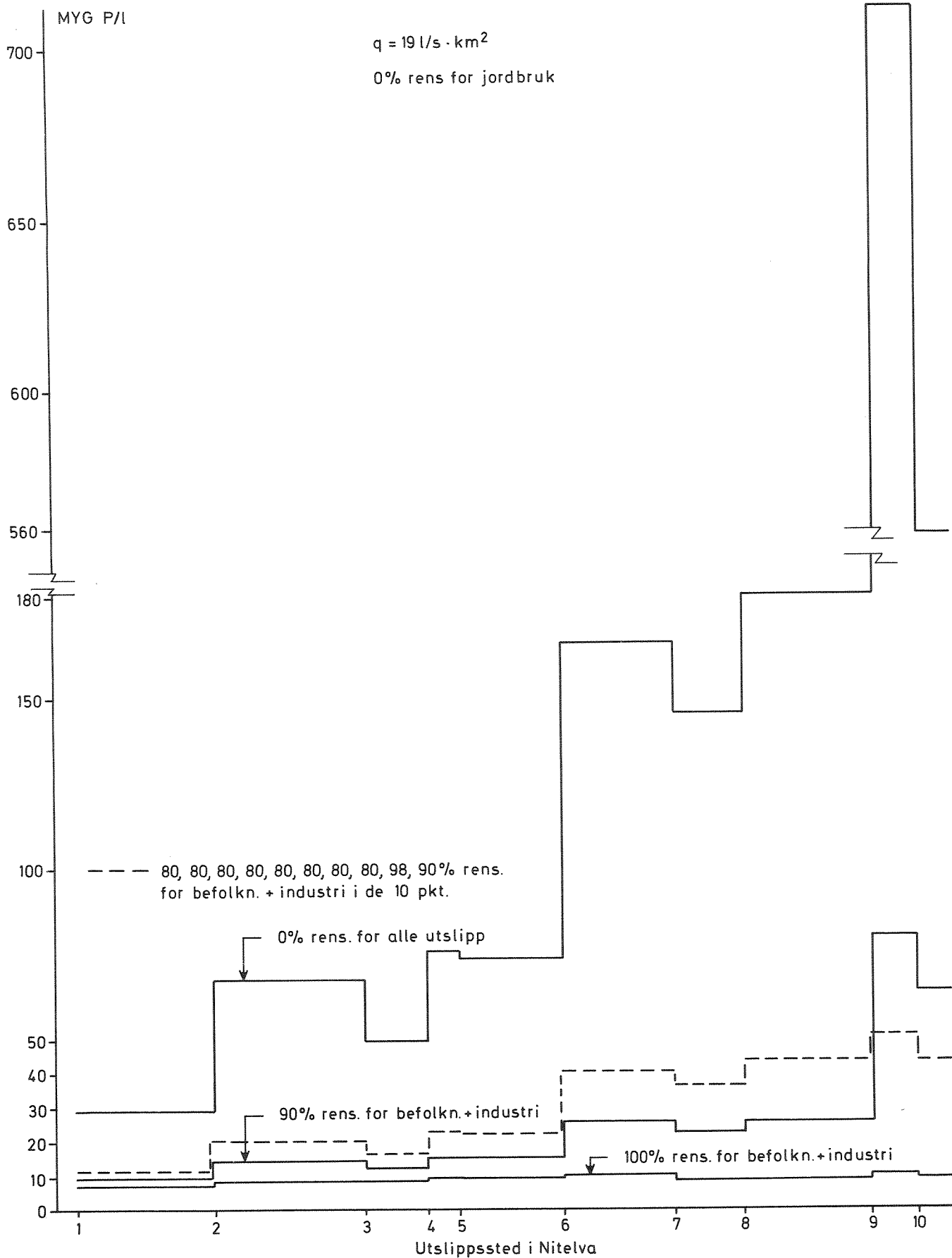


Fig.44 Nitelva. Beregningseksempel for fosfor år 2000

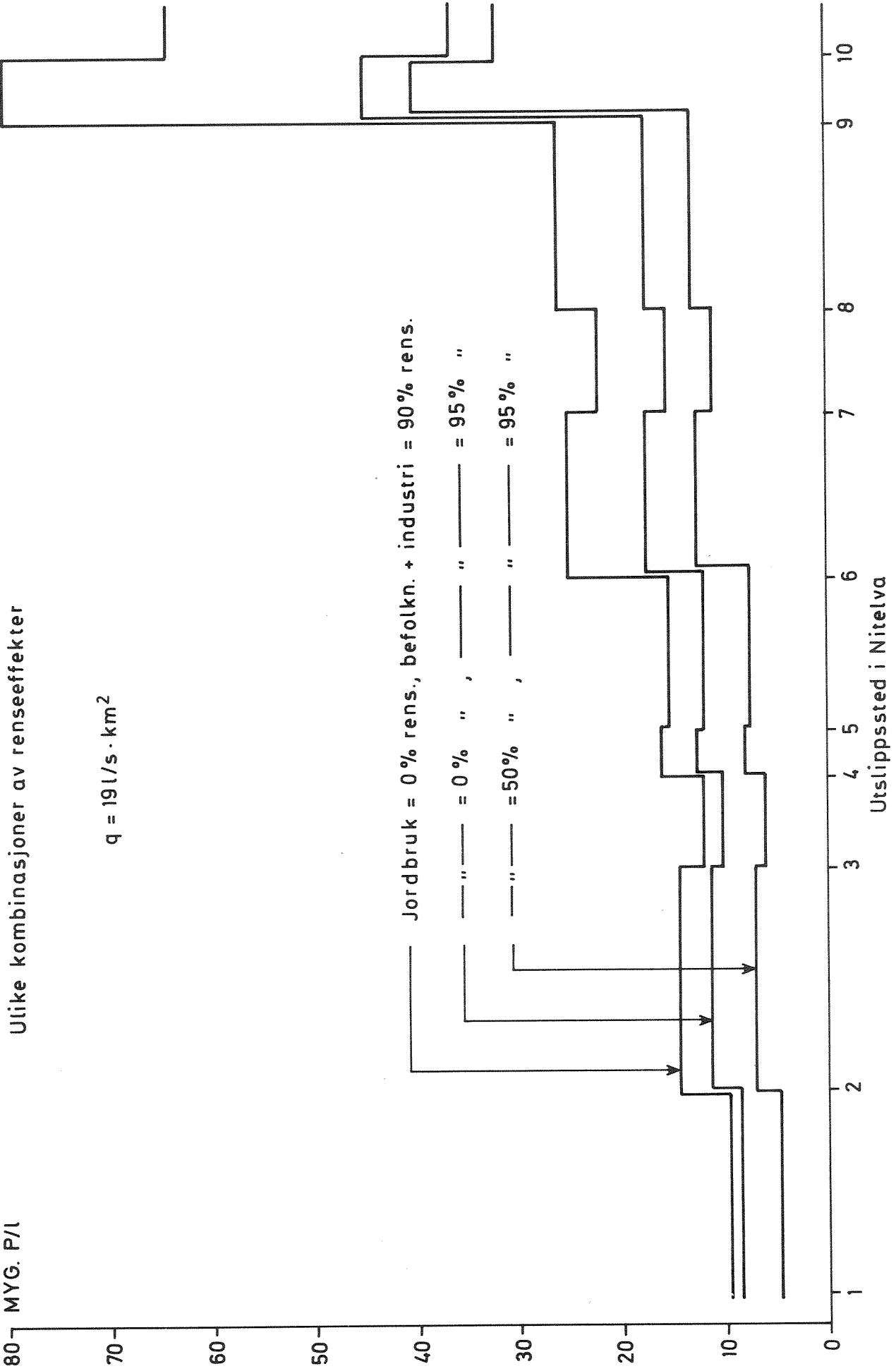


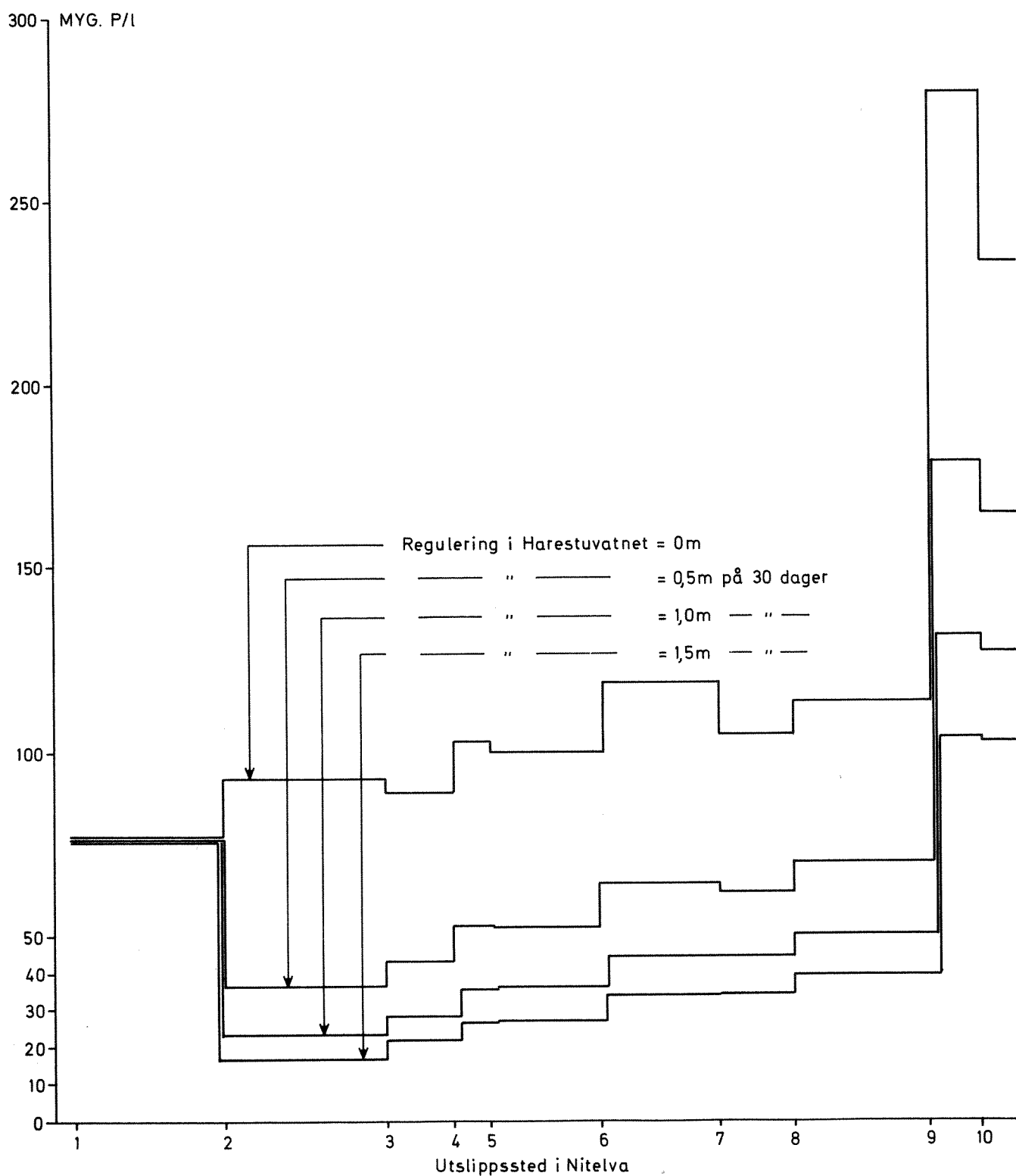
Fig.45 Nitelva. Beregningseksempel for fosfor år 1975

Ugunstig vannføring

$q = 1,9 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$  (de ugunstigste 30 dager)

30 dager i et middelår er  $q \leq 1,9 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$

0% rens. for jordbruk, 95% rens. for befolkn. + industri



MYG P/l

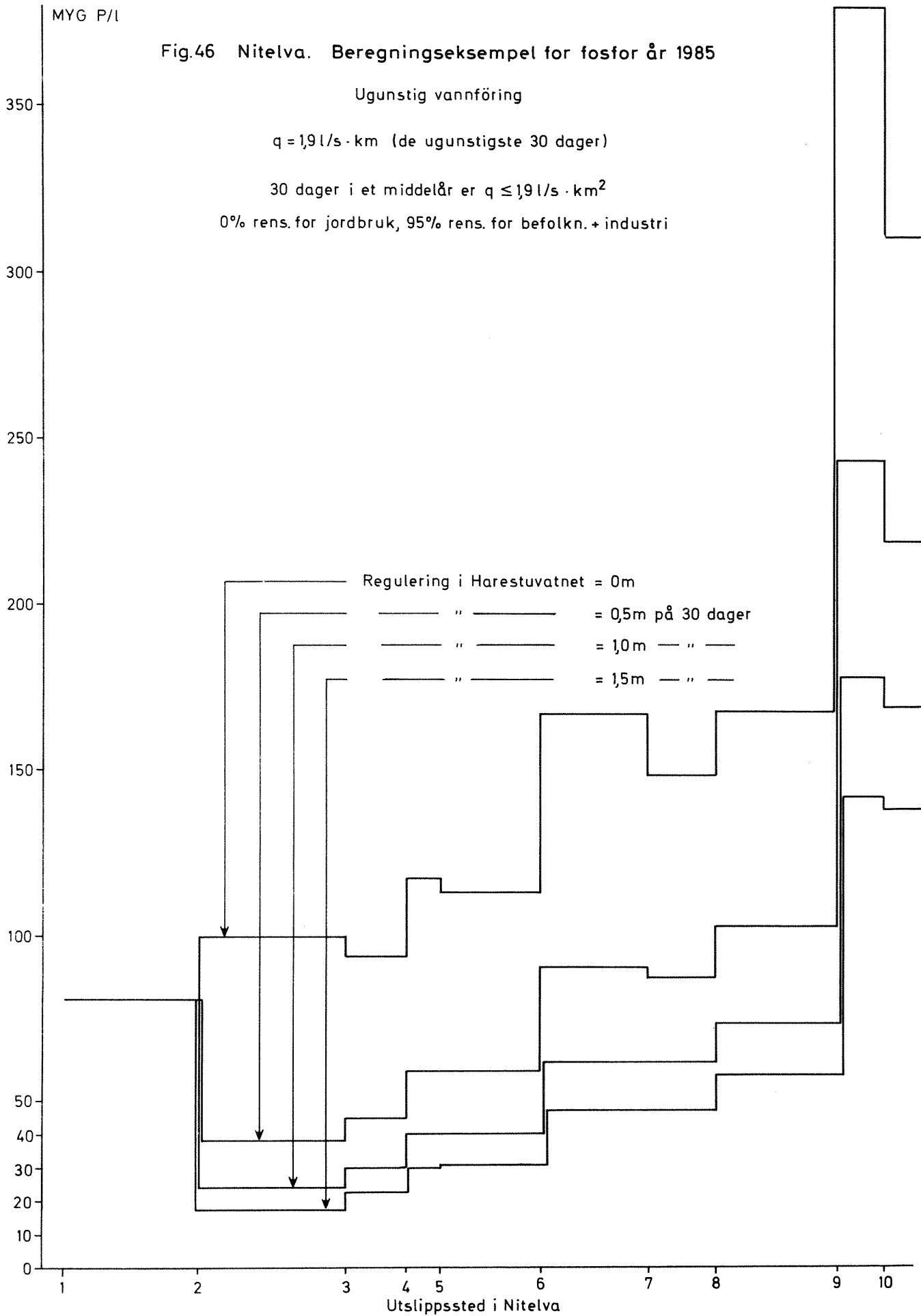
Fig.46 Nitelva. Beregningseksempel for fosfor år 1985

Ugunstig vannføring

$q = 1,9 \text{ l/s} \cdot \text{km}$  (de ugunstigste 30 dager)

30 dager i et middelår er  $q \leq 1,9 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$

0% rens. for jordbruk, 95% rens. for befolkn. + industri



## 10. SAMMENFATTENDE KONKLUSJONER

Økologisk forskning understreker stadig sammenheng og helhet i naturen. Vi kan ikke påvirke noen enkelt art eller komponent i næringsgrunnlaget uten at dette får virkninger for andre arter og komponenter. Et hvert inngrep vi foretar i naturen vil, foruten de tilsiktede virkninger, også ha utilsiktede sekundærvirkninger. Ved arbeidet med vernet om vannforekomstene er det viktig å ha dette for øyet. En konsekvens som følger, gjør at det er nødvendig å behandle nedbørfeltene som et hele og vassdragene som resipientsystemer. Dette har betydning for oppgavene med å ta hånd om forurensningene. Det enkelte forurensningsbidrag kan ikke vurderes isolert. Forurensningsvirkningene som et utslipp betinger, er bestemt av forurensningenes art og mengde, men også av naturforholdene i vassdraget og hvordan vannmassene forøvrig er påvirket av sivilisatorisk virksomhet.

Mot en slik bakgrunn ble undersøkelsene av Romeriksvassdragene gjennomført. Undersøkelsene har vist at det er en problematisk sammenheng mellom det som planlegges og utføres i Romeriksvassdragenes nedbørfelt og det praktisk oppnåelige av beskyttelse mot skadelige påvirkninger. Vernet av vassdragene vil kreve betydelig oppmerksomhet og omfattende tiltak i årene som kommer.

I formuleringen av formålsparagrafen i lov av 26. juni 1970 om vern mot vannforurensning, paragraf 1, heter det:

"Denne lov har som formål å verne grunnvann, vassdrag og sjøområder mot forurensning samt å redusere eksisterende forurensning, særlig av hensyn til menneskers og dyrs helse og trivsel, vannforekomstenes anvendelse og et effektivt natur- og landskapsvern."

Mange interesser knytter seg til bruken av Romeriksvassdragene Nitelva, Leira og Rømtua ut fra deres betydning i natur- og samfunnssammenheng. En felles målsetting for vassdragene vil bl.a. omfatte:

Å sikre tilgangen på tilfredsstillende vann til husholdning, jordbruk og industri, og ikke forringe denne tilgang i det nedenforliggende hovedvassdrag.

Å opprettholde og verne om betydningen vannforekomstene har som natur.

Å utvikle og nyttiggjøre de ressurser som er knyttet til vannforekomstene.

Å ivareta vitenskapelige og kulturelle verdier knyttet til vannforekomstene, og skape harmoni mellom vannforekomstene og samfunnet de skal tjene.

I det følgende blir det, med utgangspunkt i resultater og erfaringer fra vassdragsundersøkelsene, forsøkt trukket sammenfattende konklusjoner med tilknytning til arbeidet med vern av Romeriksvassdragene:

1. Forholdene i Nitelva, Leira og Rømua er på store strekninger i sterk grad influert av utviklingen som har funnet sted i nedbørfeltene. Det gjør seg gjeldende markerte forurensningsvirkninger. Vassdragsundersøkelsene har vist at forurensning med organisk stoff, gjødselstoffer og giftstoffer, allerede er så stor at forholdene i vassdragene er preget av dette. Det er påvist at disse forhold har forverret seg vesentlig flere steder i vassdragene siden de første undersøkelser ble utført i 1959 - 1960.
2. På disse strekninger av vassdragene må sanerende tiltak gjennomføres for å bedre forholdene. Undersøkelsene har vist at det i stor utstrekning er forurensningsbidrag som kan bringes under kontroll, som er årsak til skader og ulemper i vassdragene. De rensetekniske tiltak vil derfor fylle en viktig oppgave.
3. Tiltak som kan bedre forholdene bør ta utgangspunkt i resultatene som er fremkommet i denne undersøkelsen. Det er viktig at de forskjellige tiltak som gjøres, står i sammenheng med hverandre. Hvert vassdrag må behandles som et resipientssystem. I rapporten er det vist til fremgangsmåter som kan brukes for slike formål.
4. Vern av vassdragene mot forurensningsvirkninger vil omfatte praktiske tiltak i nedbørfeltene, bygging av renseanlegg og eventuelt regulering av vannføring for å unngå kritiske situasjoner i bestemte perioder. Det vil være nødvendig å kombinere anvendelse av vidtgående rensing av avløpsvann med hensiktsmessig bruk av resipientmulighetene. Industriutslipp må bringes under kontroll, rens tiltak må vurderes og gjennomføres tilpasset for vassdraget og den enkelte bedrift. Utslipp av giftige stoffer må reduseres til et minimum.

5. Erfaringene fra undersøkelsene viser at selv om det blir tatt i bruk praktiske forholdsregler mot forurensningsvirkninger basert på de i dag anvendbare prinsipper, vil det i fremtiden bli problematisk å opprettholde tilfredsstillende forhold i vassdragene. Dette reiser fundamentale spørsmål om nedbørfeltene og vassdragenes bæreevne med hensyn til den utvikling som finner sted på Romerike. Det er nødvendig å få disse forhold utredet, og en handlingsplan for formålet bør utarbeides.
6. Området har 21 arter av ferskvannsfisk og kreps. Gjedde, gjørs, abbor, lake, aure og kreps er de viktigste arter i økonomisk og rekreasjonsmessig henseende. Mort, brasme, vederbuk, stam, gullbust og laue har store forekomster. Vassdragenes øvre deler har aure-region. Øyeren-fiskene gjedde, abbor og karpefisk dominerer i de nedre deler. Vassdragene har stor betydning som gyte- og oppvekstområder for fisk fra Øyeren. Fisket foregår vesentlig som sportsfiske, men er i dag relativt lite utnyttet. Beskjedne tiltak for utvikling av fisket er foreløpig gjort. Forurensninger har ført til akutt fiskedød og er til ulempe for fisket. Uheldige påvirkninger av fiskens kvalitet gjør seg gjeldende. Fisket i Romeriksvassdragene, Øyeren og Glåma utgjør et hele og representerer verdier som bør opprettholdes og utvikles. For å oppnå dette, er det nødvendig å gjennomføre de foran nevnte saneringstiltak samt utføre et intensivt kulturarbeid.
7. Den sivilisatoriske belastning av vassdragene har hatt påvisbare følger for utviklingen av vegetasjonen i de nedre deler av elvene. Det er særskilt to hovedtyper av endringer som gjør seg gjeldende i denne forbindelse: 1) tilgroing med overvannsvegetasjon og 2) destruksjon av undervanns- og isoetidevegetasjon.

Selv om de miljømessige årsaker som betinger denne forskyvning i vegetasjonsbildet ikke er kjent i detalj, synes det klart at "gjødsling" ved tilførsel av plantenæringsstoffer direkte eller indirekte spiller en hovedrolle i de pågående økologiske prosesser. Næringskrevende arter som *Cicuta*, *Bidens*, *Lemna*, *Sagittaria* m.fl. har f.eks. en markert konsentrasjon i det sterkest belastede området av Nitelva. Ved samme individtetthet har liknende vegetasjonstyper høyere produksjon i den forurensede delen av Nitelva forbi Lillestrøm enn på sammenliknbare biotoper i Leira og Nitelva ovenfor.

Undersøkelsene av vegetasjonsutviklingen er et viktig hjelpemiddel i vurdering av den langsiktige påvirkning av vassdragene.

8. Naturforekomstene i Glåmas delta i Nordre Øyeren fremhever seg ved unikhhet og variasjonsbredde. Dette eiendommelige landskap med elv - innsjø - strender og våtmarker utformet i vårt lands mest betydelige sedimenteringsområde oppviser særlig interessante naturforhold. Nordre del av Øyeren med Svullet, nedre del av Nitelva, Leirelva og Glåma hører til de mest interessante områder i Norge når det gjelder fiskefauna. Området kan ikke vurderes isolert, men som en viktig del av hele Øyeren - Glåma-systemet. Mange fiskearter har viktige gyte- og oppvekstområder her. Til visse tider av året foregår det store vandringar av forskjellige fiskearter mellom dypere områder i selve Øyeren og lokaliteter i den nordre, grunne del. Disse vandringar er lite kjent og undersøkt.

Fuglelivet i Nordre Øyeren er meget rikt, og området er en viktig rasteplass for en rekke arter som passerer her under trekket. Høst og vår er individ- og artsantallet meget stort. Men også en stor bestand av rugende fugler er til stede.

Vegetasjonsforholdene i vassdraget er botanisk meget interessante. Planktonet i vannmassene er satt sammen av komponenter fra Mjøsa, stilleflytende avsnitt av Vormå og Glåma, og det lokale innslag. Det gjør seg gjeldende store vekslinger i planktonets sammensetning og mengde gjennom året. Den høyere vegetasjon er rik på arter, og vegetasjonsutformingen i dette stadig omskiftende landskap er variert.

Det er en viktig oppgave å kunne beskytte disse verdifulle naturforekomster for fremtiden. Hvordan dette kan realiseres, vil bl.a. kreve omfattende forskningsarbeid.

9. Videre undersøkelser som kan følge opp problemstillinger som er fremkommet ved arbeidet og overvåking av utviklingen i vassdragene, vil være nødvendige. Tiltak som gjennomføres på den rensetekniske side bør følges opp med undersøkelser i vassdraget for å skaffe erfaring om de resultater som blir oppnådd.