

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
BLINDERN

0-12/73

UNDERSØKELSER AV FORURENSNINGSVIRKNINGER
I NEDRE OTRA

Utført for Vassdragsrådet for Nedre Otra
1973-75

30. januar 1976

Saksbehandler: Morten Laake

Medarbeider: Olav Skulberg

Instituttssjef: Kjell Baalsrud

FORORD

På oppdrag fra Vassdragsrådet for Nedre Otra har NIVA i årene 1973-75 gjennomført en resipientundersøkelse i OTRAS nedre del fra Venneslafjorden til Kristiansand. Resultater og vurderinger som fremlegges i denne rapporten, er i hovedsak utarbeidet av saksbehandler fra september 1975, siv.ing. Morten Laake, som også har ledet undersøkelsene.

En rekke av NIVA's medarbeidere har deltatt på en eller annen måte, og en takk for godt samarbeid rettes til samtlige. Cand.mag. Eli-Anne Lindstrøm har bearbeidet og beskrevet begroingsprøvene (kap. 4.1), mens cand.mag. Karl Jan Aanes har innsamlet og bearbeidet bunndyrmaterialet (kap. 4.5). Tekniker Harry Efraimssen har stått for nedbrytbarhetstestene (kap. 6.3) og deltatt ved feltarbeid, mens kjemiker Josef Kotai har stått for renneforsøk og kjemiske undersøkelser i elven. Laborant Ellen Corneliussen og ingeniør Åse Kristine Gudmundsson har gjort mye av det praktiske arbeidet med vekstforsøkene. Giftighetsforsøk med laks er utført av cand.real. Magne Grande og tekniker Sigbjørn Andersen (kap. 6.5). Algetestene er utført i samarbeid med fil.kand. Torsten Källqvist (kap. 6.4). Siv.ing. Leif Nilsen har hjulpet til med innsamling av utslippsdata.

Oppdraget har vært meget interessant, og vi håper det er fremkommet verdifulle erfaringer som vil være til nytte ved det fortsatte arbeidet med løsningen av forurensningsproblemene i Nedre Otra. Undersøkelsene har dessuten inngått som en del av NIVA's engasjement i NORDFORSK-prosjektet "Avfallsligniner fra celluloseindustrien", og det vil ha stor verdi for instituttets fortsatte arbeid med celluloseindustriens avløpsproblemer. En stor takk rettes til Vassdragsrådet for Nedre Otra, de kommunale tekniske etater i Vennesla og Kristiansand samt Hunsfos fabrikker for et utmerket og inspirerende samarbeid.

Blindern, 30. januar 1976

Olav Skulberg

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
Liste over figurer	5
Liste over tabeller	9
1. INNLEDNING	
1.1 Otravassdragets hydrologiske og topografiske forhold	11
1.2 Tidligere vassdragsundersøkelser i Otras nedre del	12
1.3 Dagens problemstilling i Nedre Otra	13
1.4 Resipientundersøkelsens målsetning og gjennomføring	14
2. FORURENSNINGSTILFØRSLER	
2.1 Industri	20
2.1.1 Hunsfos fabrikk	20
2.1.2 Norsk Wallboard	24
2.1.3 Høie fabrikk	24
2.1.4 Vennesla Meieri	25
2.2 Overflateavrenning fra jordbruk, skogbruk og bebyggelse	25
2.3 Kommunale utslipp	27
2.4 Samlet belastning av organisk stoff og næringssalter	28
3. VANNKJEMISKE OG HYDROLOGISKE FORHOLD	
3.1 Vannføring	30
3.2 Partikkeltransport (seston)	30
3.3 Temperatur	31
3.4 Kjemisk vannkvalitet ovenfor Venneslafjorden	31
3.5 Midlere kjemisk vannkvalitet i Nedre Otra	35
3.6 Døgnvariasjoner målt ved Hagen og Grovane i 1973	36
3.7 Sammenlikning av middelverdier for 1960 og 1973	41
3.8 Døgnvariasjoner ved Hagen og Vigeland i 1974	41
3.9 Samtidige analyseverdier fra Hunsfos til Kvarstein bru	48

4.	BIOLOGISKE FORHOLD	
4.1	Begroingssamfunnets sammensetning	54
4.2	Heterotroft vekstpotensial	61
4.3	Algevekstpotensial	62
4.4	Coliforme bakterier	64
4.5	Bunndyr	65
4.6	Fisk	68
5.	BEGROINGSPROBLEMET	
5.1	Observasjoner i forsøksrenner	69
5.2	Målinger av biomasse og respirasjon/primærproduksjon i heterotrof begroing	70
5.3	Resultater av vekstforsøk med begroingsorganismer	74
5.4	Begroing etter gjennomføring av rens tiltak	85
6.	NEDBRYTBARHET OG GIFTIGHET AV AVLØP FRA HUNSFOS FABRIKKER	
6.1	Giftvirkninger av avløpsvann fra celluloseindustrien	91
6.2	Forsøksmateriale	92
6.3	Nedbrytbarhet og biologisk oksygenforbruk	93
6.3.1	Forsøksopplegg	93
6.3.2	Mikroskopering	95
6.3.3	Forsøksresultater	96
6.3.4	Konklusjon	100
6.4	Vekstforsøk med alger	102
6.4.1	Teori og metodikk	102
6.4.2	Resultater og diskusjon	103
6.4.3	Konklusjon	107
6.5	Overlevningsforsøk med laks	110
6.5.1	Metoder	110
6.5.2	Resultater	111
6.5.3	Diskusjon og konklusjon	113
7.	SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	115
8.	LITTERATURHENVISNINGER	117
9.	VEDLEGG	121

FIGURFORTEGNELSE

	Side
1. Otra med nedbørfelt	16
2. Grafisk fremstilling av Otras lengdeprofil	17
3. Stasjonsnett i nedre Otra	18
4. Oversikt over tettbebyggelse og industri ved nedre Otra	19
5. Temperatur og middelvanntføring	32
6. Ukentlige middelerdier av seston og vannføring ved Vigeland i 1974	33
7. Ukentlige middelerdier av seston og vannføring ved Vigeland i 1975	33
8. pH i Otra ovenfor Hunsfos fabrikker	34
9. Spesifikk elektrolytisk ledningsevne og pH målt <u>in situ</u> i vassdraget i perioden 1973-1975	38
10. pH-verdier ved forsøksanlegg Hagen og Grovane i tiden 28/10 - 30/10-1973	39
11. Spesifikk elektrolytisk ledningsevne ved forsøksanlegg Hagen og Grovane i tiden 28/10 - 30/10-1973	39
12. Dikromattall og turbiditet ved forsøksanlegg Hagen 29/10-1973	40
13. Sammenligning av pH-verdier fra 1960 og 1973	43
14. Sammenligning av spesifikk elektrolytisk ledningsevne fra 1960 og 1973	43

Figurfortegn. forts.

- | | | |
|-----|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 40. | Maksimalt spesifikk veksthastighet ved tilsetning av avløpsvann fra Hunsfos Fabrikker til kulturer av <i>Selenastrum capricornutum</i> | 106 |
| 41. | Hemmingstest med <i>Selenastrum capricornutum</i> | 108 |
| 42. | Virkning av avløpsvann fra Hunsfos Fabrikker på plomme-
sekkyngel av laks | 112 |

figurfortegn. forts.	Side
15. Sammenligning av permanganattall fra 1960 og 1973	43
16. Døgnvariasjon i kjemiske parametre ved stasjon 13, Hagen, 29/10 - 1/11-1974	44
17. Frekvensanalyse av data for pH, ledningsevne, turbiditet og kjemisk oksygenforbruk ved stasjon 13, Hagen, 29/10 - 1/11-1974	45
18. Frekvensanalyse av data for nitrogen- og fosfor-komponenter ved stasjon 13, Hagen, 29/10-1/11-1974	46
19. Variasjon i kjemiske parametre ved stasjon 9, Vigeland bruk, 17/4-1975, kl. 10.30 - 16.30.	47
20. Resultater av simultanprøvetaking på strekningen Hunsfos - Kvarstein 18/4-1975	50-52
21. Forholdet mellom konsentrasjonen av løst organisk karbon og nitrat ved simultanprøvetakingen 18/4-1975	53
22. Heterotroft vekstpotensial med og uten tilsetning av næringsstoffer	63
23. Autotroft vekstpotensial uten tilsetning av næringsstoffer	63
24. Skisse over forsøksanlegg	69
25. Vekstutbytte (Y_S) på fraksjonert og ufraksjonert sulfittlut (Ca-base, gran) tilsatt i destillert vann (1,0 w/v%) med tilskudd av fosfor (1 mM P) og ulike nitrogensalter (10 mM N)	78
26. Vekstutbytte (Y_S) på sulfitt-lut (gran) tilsatt vann fra Steinsfoss med tilskudd av fosfor (P) og nitrogen (N)	78
27. Vekstutbytte (Y_S) på sulfitt-lut (furu + 10% løv) tilsatt vann fra Steinsfoss med tilskudd av fosfor (p) og nitrogen (N)	79

Figurfortegn. forts.

28.	Vekstutbytte (Y_G) på sulfitt-lut (løv) tilsatt vann fra Steinsfoss med tilskudd av fosfor (P) og nitrogen (N)	79
29.	Vekst av <i>Geotrichum candidum</i> på sulfitt-lut (furu + 10% løv) i vann fra Steinsfoss (0,5 - 1,0 - 5,0 ^{w/v%} lut) som funksjon av N-tilsetningen	80
30.	Vekst av <i>Geotrichum candidum</i> på sulfittlut (furu + 10% løv) i vann fra Steinsfoss (0,5 - 1,0 - 5,0 ^{w/v%} lut) som funksjon av P-tilsetningen	80
31.	Arrhenius plot som viser maksimal spesifikk veksthastighet (μ_{max}) for <i>Fusarium aquaeductuum</i> ved forskjellige temperaturer	82
32.	Kontinuerlig dyrking av <i>Fusarium aquaeductuum</i> på glukosebegrensende mineralmedium (200 mg glukose/l)	82
33.	Kontinuerlig dyrking av <i>Fusarium aquaeductuum</i> på fosfatbegrensende medium (620 μ g P/l) med glukose som C-kilde	83
34.	Kontinuerlig dyrking av <i>Fusarium aquaeductuum</i> på nitrogenbegrensede medium (7850 μ g N/l som NO_3 eller NH_4) med glukose som C-kilde	83
35.	Forholdet mellom forbrukt energi- og karbon-kilde (som mol C i glukose), fosfat (P) og nitrogensalter (N) for <i>Fusarium aquaeductuum</i> ved forskjellige veksthastigheter i kjemostat	84
36.	Forholdet C:P, C:N og N:P i belastningen etter gjennomføring av rensetiltak (alternativ I-IV)	88
37.	Hemmingstest for BOF-måling med glukose/glutaminsyre-standard	99
38.	Oksydasjonskurver (BOF). Utslipp fra Hunsfos Fabrikker	99
39.	Maksimalt celleutbytte ved tilsetning av avløpsvann fra Hunsfos Fabrikker til kulturer av <i>Selenastrum capricornutum</i>	105

TABELLFORTEGNELSE

	Side
1. Utslipp av organisk stoff og næringssalter fra Hunsfos Fabrikker beregnet som midlere konsentrasjoner i vassdraget	23
2. Total belastning av nedbrytbart organisk stoff og næringssalter	29
3. Gjennomsnittsverdier for de viktigste hydrokjemiske data fra 1972 - 1975 for stasjonene med 3 eller flere analyse-serier	37
4. Begroingssamfunn i Otra, 9. mai 1974	56-57
5. Begroingssamfunn i Otra, 1. november 1974	58-59
6. Analyseverdier for coliforme bakterier (37°C). Prøver tatt 16/9-1975	65
7. Antall individer av bunndyr innsamlet ved befarings 17. - 18. april 1975	67
8. Akkumulasjon av fibersediment og begroing i forsøksrenne ved stasjon 13 (Hagen)	70
9. Respirasjons-, primærproduksjons- og biomassedata for stasjon 9 (Vigeland)	72
10. Vekstkinetiske konstanter for <i>Fusarium aquaeductuum</i> i kjemostat (pH 7.0, 20°C, $\mu=0.04 - 0.10 \text{ hr}^{-1}$)	81
11. Antatt belastning til vassdraget og prosent reduksjon i belastningene ved alternative rense-tekniske tiltak	87
12. Biokjemisk oksygenforbruk og reduksjon av kjemisk oksygenforbruk og organisk karbon ved nedbrytbarhetstestene	98
13. Målt BOF-belastning fra avløpsvann fra Hunsfos Fabrikker	101

tabellfortegn. forts.	Side
14. pH i vekstmediet før start av algedyrkningen	104
15. pH verdier i forskjellige konsentrasjoner av avløpsvann ved forsøk med lakseyngel	104
16. Giftighet av avløpsvann fra Hunsfos Fabrikker overfor <i>Selenastrum capricornutum</i> Printz	109
17. Giftighet av avløpsvann fra Hunsfos Fabrikker overfor plommeseekkyngel av laks	111

1. INNLEDNING

1.1 Otravassdragets hydrologiske og topografiske forhold

Otra er den største elv i Aust- og Vest-Agder. Med en lengde på ca. 260 km og et nedbørfelt på ca. 3730 km² hører Otra til de store elver i Norge. Den har sitt utspring i høyfjellet i de nord-vestlige deler av Aust-Agder. Herfra løper elva stort sett i sørlig retning gjennom Setesdalen, passerer Byglandsfjorden, Kilefjorden og Venneslafjorden og munner ut i sjøen ved Kristiansand (fig. 1).

Fjellgrunnen i dette området består i overveiende grad av gneis, gneisgranitt, granitt, enkelte forekomster av gabro og kvarsitt samt små forekomster av kambro-siluriske bergarter. Disse grunnforhold medfører at avrenningsvannet er saltfattig og noe surt.

Nord i Otras nedbørsfelt ligger en rekke innsjøer hvorav Vatnedalsvatn, Urarvatn og Bossvatn er de største. Lenger sør i vassdraget er det færre store vann. Unntakelser er den 30 km lange Byglandsfjorden med tilløp fra Hovvatn og Langerakvatn, Breiflåvatn ved Hornes og Kilefjorden ved Hægeland.

En rekke innsjøer er regulert i forbindelse med kraftutbyggingen (fig. 2). Ifølge foreliggende planer for full utbygging av Otra, vil det bli foretatt ytterligere betydelige reguleringer. Magasinkapasiteten vil da øke fra 816,4 mill m³ til 2482,0 mill m³. Dette vil føre til en ytterligere utjevning av vannføringen, og minstevannføringen i Nedre Otra er foreslått satt til 50 m³/s.

For Otra har Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen (NVE) ingen vannmerker nedenfor Byglandsfjorden som registrerer vannføringen. Otteraaens Brugseierforening har et vannmerke på Vigeland. Observasjonsmaterialet blir imidlertid ikke bearbeidet på samme måte som for NVE vannmerker.

Gjennomsnittlig vassføring er angitt til 147 m³/s. Videre er det opplyst at det laveste ukemiddel i observasjonsperioden 1959 - 72 var 47 m³/s. Til sammenligning kan nevnes at gjennomsnittlig minste vannføring for Kilefjorden i observasjonsperioden 1922 - 50 var 53,0 m³/s.

Sagebekken (Aukland) er regulert til vannforsyningsformål. Det er inntak i Lonene, og vannverket forsyner Mosby, Strai og deler av Kristiansand med drikkevann.

Høievassdraget og Daletjønn er regulert til vannforsyning for industriformål henholdsvis for Høie Fabrikker og Vigeland Bruk.

I Otra er det ikke foretatt noen regulering av vann fra og med Kilefjorden og nedover. En ser da bort fra de demninger som er bygget for å skaffe inntaksmagasiner for Iveland, Nomeland, Steinsfossen kraftstasjoner, foruten kraftstasjonene til Hunsfos fabrikker og Vigeland Brug. Den nedre del av vassdraget fra Vigelandsfjorden har i lengre tid tjent som resipient for avløpsvann fra cellulose-, wallboard- og tekstilindustri, foruten for kommunalt avløp fra bosetning og bedrifter.

1.2 Tidligere vassdragsundersøkelser i OTRAS nedre del

Fiskebestanden i OTRAS nedre del er tidligere undersøkt av Direktoratet for viltstell og ferskvannsfiske ved avdelingsleder Rosseland. Konklusjonen på disse undersøkelser var at fiskebestanden var ødelagt på grunn av forurensninger.

NIVA utførte en resipientundersøkelse i nedre del av Otra i 1960 - 61 på oppdrag av Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen (0-209). Foranledningen var klager over sterk tilbakegang i laksefisket, som etter 1953 raskt nærmet seg null. Dessuten var elvebunnen dekket av et tykt belegg av sopp og trefiber, som var til ulempe på mange måter. Det ble konstatert at utslippet av sulfittlut fra cellulose- og papirfabrikken Hunsfos fabrikker kunne virke akutt giftig overfor laksefisk og dessuten var hovedårsak til soppbegroingen. Soppen *Fusarium aquaeductuum* var den dominerende begroingsorganismen.

I forbindelse med en rettssak som ble reist av Otra Laksefiskerlag mot industribedrifter ved vassdraget, ble det i 1964 - 67 utført en rekke giftighetstester med laks av dosent Lars B. Höglund, Zoofysiologiska Institutionen, Upsala Universitet (Uttalelse av 27.6.67). Resultatene støtter i alt vesentlig opp om NIVA's vurderinger, men det var ikke mulig å peke på noen enkelt faktor som avgjørende for laksefiskets tilbakegang.

Som nevnt innledningsvis foreligger det planer for full utbygging av Øvre Otras kraftreserver. I den anledning har NIVA foretatt 2 befaringer av hele vassdraget på oppdrag av Statens Forurensningstilsyn (0-198/72).

1.3 Dagens problemstilling i Nedre Otra

I medhold av lov om vannforurensning pålegges industrien som har Nedre Otra som resipient, å holde utslippene innen visse nærmere fastlagte rammer. Arbeidet med rensetekniske tiltak har kommet godt i gang, særlig ved Hunsfos fabrikker. Samtidig utføres det prosjektering av kommunale rens tiltak.

Det er en rekke bruksinteresser knyttet til vassdraget, som f.eks. til resipientformål, badevann, rekreasjon og fiske. Vannet er tidligere blitt benyttet som drikkevann. Dessuten har vassdraget sin egenverdi som landskapselement og livsrom for en naturlig fauna og flora. Elven kan imidlertid ikke tilfredsstille alle bruksområder uten at det får konsekvenser for vannmassenes kvalitet, og uten at de biologiske forhold forandres. Dette er allerede vel dokumentert gjennom de undersøkelser som er utført.

Vassdragsrådet for Nedre Otra har i sitt arbeidsopplegg formulert følgende rammebetingelser for fortsatte utredningsarbeider:

- "1. Det er ikke aktuelt å kreve at ellevannet skal ha drikkevannskvalitet.
2. Dagens forurensningssituasjon kan ikke aksepteres. En hovedmålsetning som ofte anvendes i kommunale avløpsplaner, er at:
 - a. Elvens vakre utseende skal bevares som en viktig del av landskapet, og luktulempere skal unngås.
 - b. Forurensningen må elimineres i en slik grad at den ikke er til hinder for at vassdraget igjen kan bli lakseelv.
 - c. Det skal være mulig å bruke elva til bade- og rekreasjonsformål.
3. En vil foreslå at punktene a - c vies spesiell oppmerksomhet."

1.4 Resipientundersøkelsens målsetning og gjennomføring

Utfra de gitte rammebetingelser ble det formulert følgende målsetninger for resipientundersøkelsen:

1. Beskrivelse av de fysisk-kjemiske og biologiske forhold slik de arter seg i Nedre Otra i dag.
2. Nærmere analysere forurensningskildene og deres innvirkning på vassdragets fysisk-kjemiske og biologiske forhold, spesielt forholdene for oppvekst og produksjon av laksefisk.
3. Beskrive begroingsproblemets årsaker og virkninger og påpeke i hvilken grad rensetiltak vil kunne redusere problemet.
4. Belyse andre sider ved forurensningsbelastningen som kan ha betydning for vassdragets utnyttelse til bade- og rekreasjonsformål, og for de biologiske forhold i vassdraget.

En rammeplan ble fremlagt i mai 1973, og arbeidet er siden blitt gjennomført stort sett som forutsatt. Fremdriftsrapporter ble fremlagt i november/desember 1974 (0-12/73: Vekstforsøk i forbindelse med forurensningsundersøkelser i Nedre Otra, 15. november 1974 og 0-12/73: Sammenstilling av viktige resultater og erfaringer, 11. desember 1974). Det er imidlertid ikke blitt ansett nødvendig med noen ny fiskeribiologisk befaring, da forholdene ikke har endret seg i positiv retning siden 1960 - 61. Utsettingsforsøk med smolt er også utsatt i påvente av at inndampingsanlegget for sulfittlut ved Hunsfos fabrikk skal komme i drift.

Det er blitt benyttet 16 prøvetakingsstasjoner i vassdraget. En oversikt over disse er vist i fig. 3. Arbeidet i årene 1973 - 75 har bestått av følgende hovedelementer:

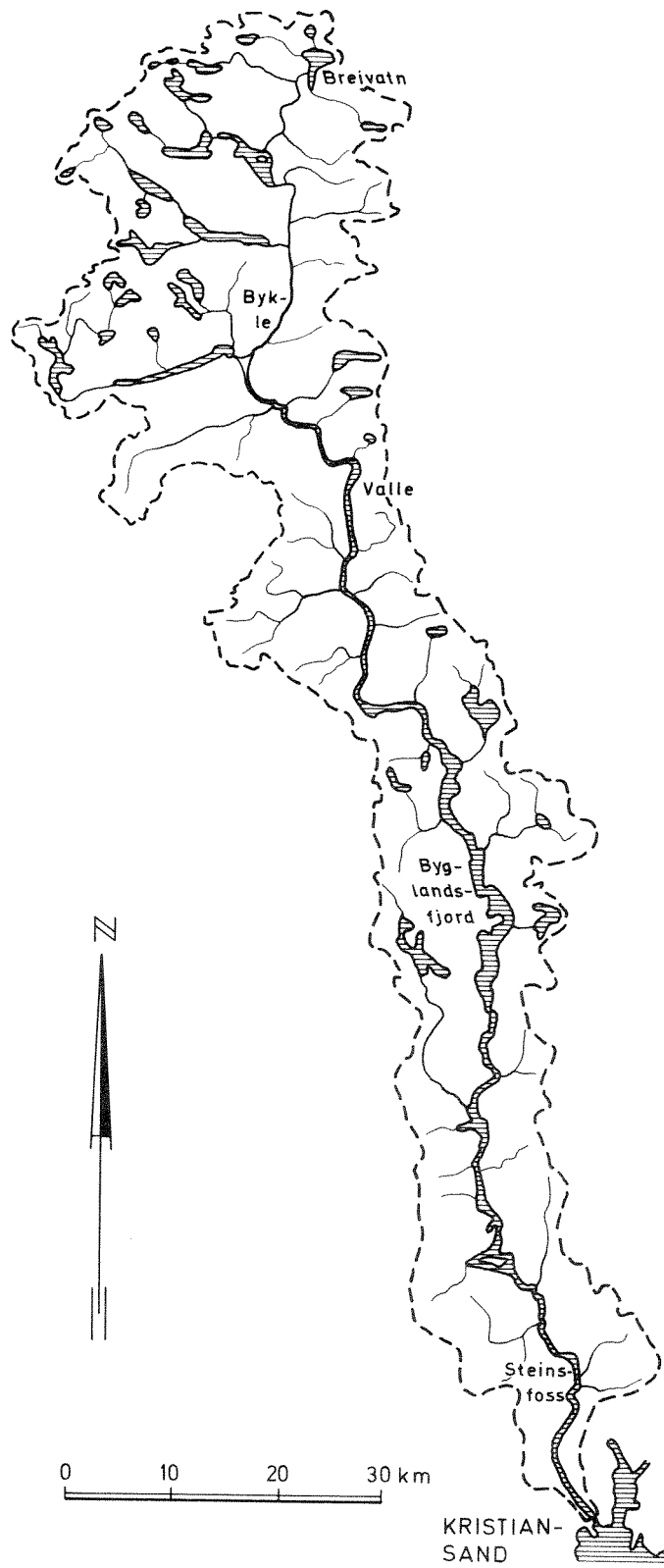
- Vannkjemiske prøvetakinger og analyser.
- Biologiske observasjoner i vassdraget.
- Observasjoner i forsøksrenner ved vassdraget.
- Vekstforsøk med begroingsorganismer.
- Giftighetsforsøk med avløp fra Hunsfos fabrikk.

Bearbeiding av utslippsdata.

Beregninger og rapportering.

Rapporten gir med hensikt en relativt omfattende og detaljert beskrivelse av forurensningstilførsler og hydrologiske forhold, selv om dette også er beskrevet gjennom Vassdragsrådets egne registreringer og i konsulentuttalelser. Dette er gjort for lettere å kunne vise sammenhengen med de kjemiske og biologiske forhold i vassdraget.

Fig.1 Otra med nedbørfelt



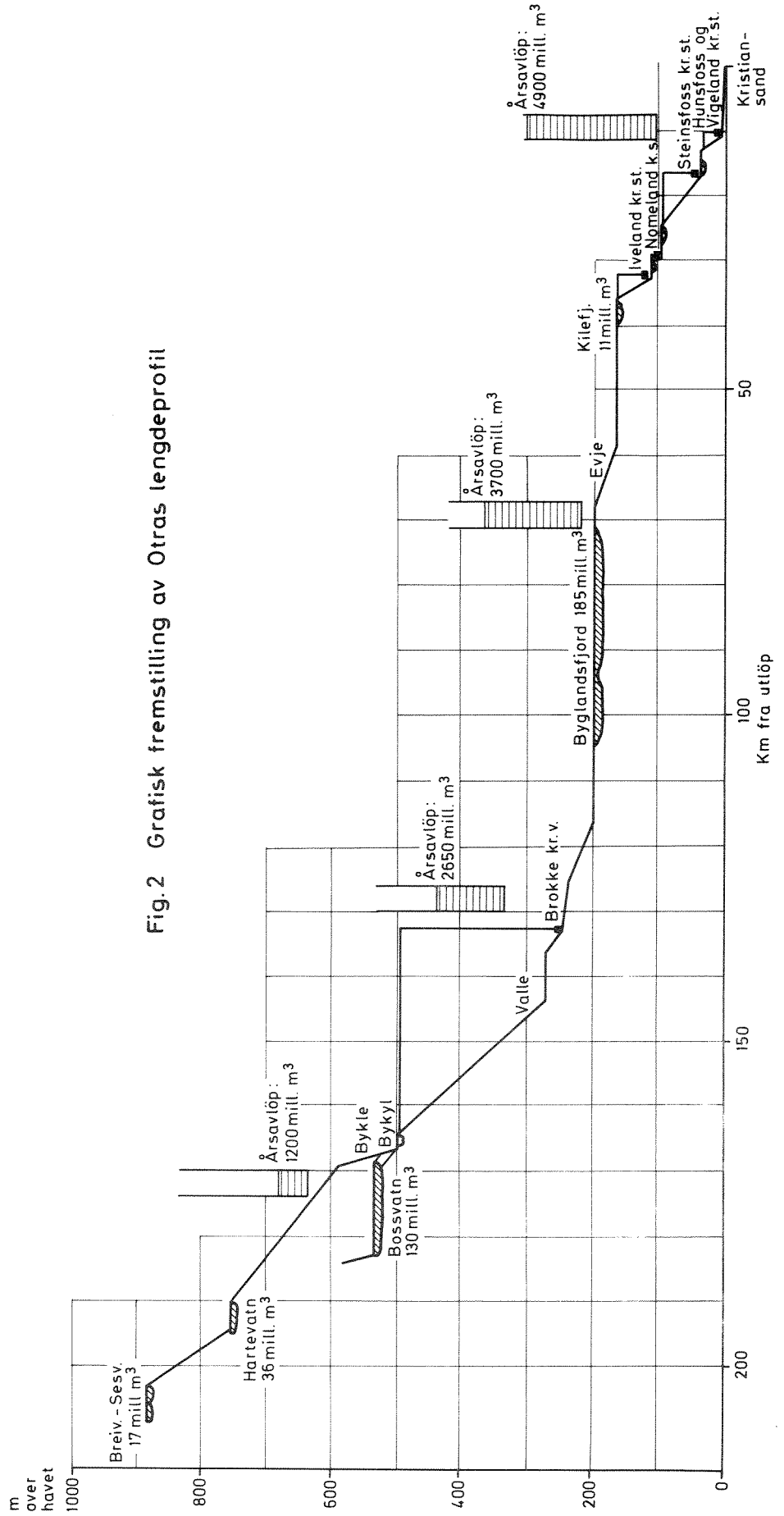


Fig.2 Grafisk fremstilling av Otrars lengdeprofil

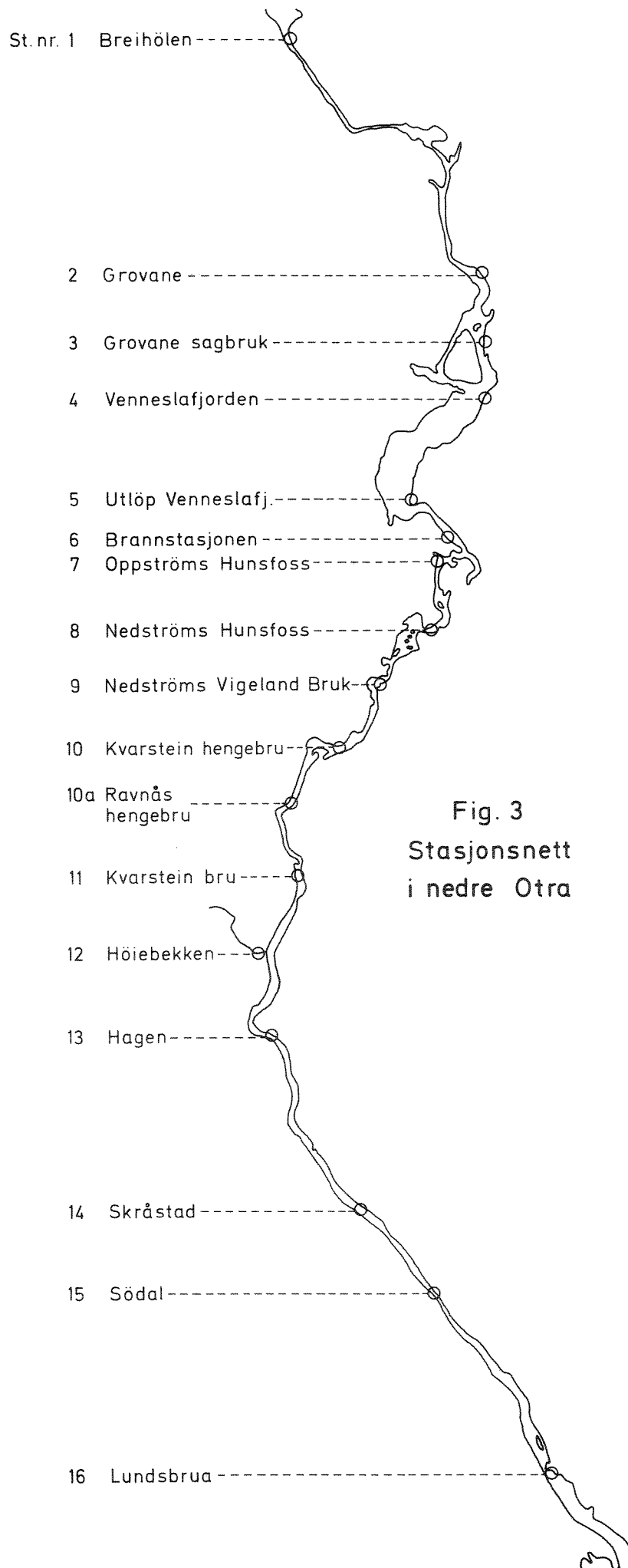
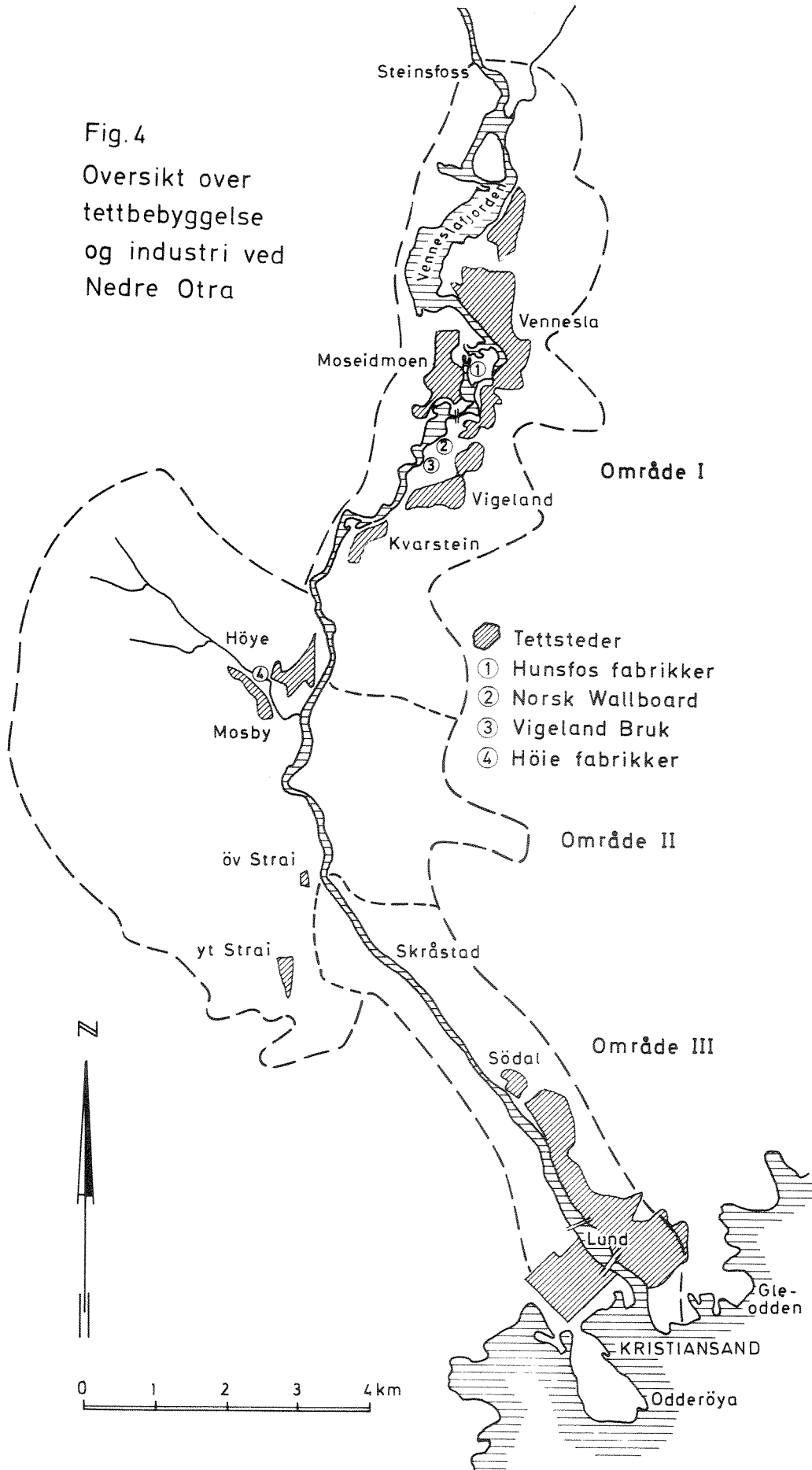


Fig. 3
Stasjonsnett
i nedre Otra

Fig. 4
Oversikt over
tettbebyggelse
og industri ved
Nedre Otra



2. FORURENSNINGSTILFØRSLER

2.1 Industri

De bedrifter som er av størst betydning for forurensningssituasjonen i Nedre Otra er følgende:

Hunfos Fabrikker A/S
Norsk Wallboard A/S
Høie fabrikker A/S
Vennesla Meieri

I tillegg finnes det en rekke andre bedrifter i området, bl.a.:

Vigeland Metal Refinery A/S
Brødr. Reber A/S (mek. verksted)
Norgesplaster A/S
Thaxelplast A/S
Brødr. Mangseth A/S (sveiseverksted)
Strai Trevarefabrikk A/S
Grovane Sagbruk

Enkelte av disse bedriftene har kjemikalieutslipp, som kan ha betydning for forholdene i vassdraget. Utslippene bør kartlegges og karakteriseres nærmere.

2.1.1 Hunfos fabrikker

Bedriftens produksjon og belastningen beregnet som BOF₇ var i 1974:

Papir	82 000 t/år	612 t BOF ₇ /år
Ubleket cellulose	48 000 "	13 920 "
Bleket cellulose	30 000 "	330 "
Renset tremasse	21 000 "	240 "
<u>Sum</u>		<u>15 102 t BOF₇/år</u>

Det ble i 1973 foretatt en utbygging av kapasiteten for bleket cellulose fra 30 000 til 40 000 t/år.

Gjeldende utslippstillatelse innebærer at produksjonen kan økes etter 1977/78, slik at produksjonstillatelse da kan bli:

Papir	100 000 t/år	22% økning
Ubleket cellulose	63 000 "	31% "
Bleket cellulose	49 000 "	63% "
Renset tremasse	40 000 "	90% "

Et sedimenteringsanlegg for trefiber og bark kom i drift i løpet av sommeren 1974. Dette mottar fiberholdig avløpsvann fra papirmaskiner, vedrenseri, cellulosefabrikk og sliperi, i alt ca. 26 m³/min. Fellingseffektiviteten er ca. 90%, slik at fiberutslippet nå er ca. 1000 t/år.

Det arbeides med å redusere vannforbruket fra ca. 120 m³/s til 54 m³/s. Bedriften starter nå bygging av et anlegg for inndampning av 90% av sulfittluten fra celluloseproduksjonen. Det planlegges tatt i bruk sommeren 1977. Dette antas å føre til 70-75% reduksjon i BOF-belastningen.

Utslippene fra bedriften kan inndeles i 5 hovedkategorier:

- a) Lett nedbrytbare organiske stoffer
- b) Tungt nedbrytbare organiske stoffer
- c) Trefiber, bark og fyllstoffer
- d) Syrer, baser og uorganiske salter
- e) Diverse tilsetningskjemikalier og fargestoffer

En del vannkjemiske analysedata for prøver av de viktigste utslipp benyttet ved forsøk er gitt i vedlegg 9.1.1. Dessverre er kondensat ikke blitt analysert ved en feiltagelse. Resultatene representerer enkeltprøver og er følgelig ikke representative for bedriftens totalbelastning - annet enn som anslagsvise verdier.

Lette nedbrytbare organiske stoffer stammer hovedsakelig fra sulfittlutens bestanddeler, hvor de utgjør ca. 38% av organisk tørrvekt (vedlegg 9.1.2).

Et karakteristisk trekk ved de refererte funn av *F. aquaeductuum* i norske vassdrag er at arten bare finnes dominant i elver med tilførsel av sulfitt-avlut. Det forhold at arten dominerer må skyldes at den henter sitt substrat direkte fra oppløste stoffer i vannet uavhengig av andre begroingsorganismer. Bergmann-Paulsen (1962) har beregnet sulfittlutens til å utgjøre ca. 85% av totalutslippet fra Hunsfoss fabrikk beregnet som person-ekvivalenter. Det er da naturlig å ta utgangspunkt i sulfittlutens sammensetning når en skal lete etter vekstsubstrater for soppbegrøingen, som også i Nedre Otra er dominert av *F. aquaeductuum*.

Karbohydratene i veden utsettes for en rekke forandringer under sulfittkoket, hvorav den viktigste er syrehydrolyse av glykosidiske bindinger. Hydrolysen leder til depolymerisasjon og oppløsning av den lettest tilgjengelige og lavmolekylære del, hovedsakelig hemicelluloser, samt en viss degradering av gjenværende fibre. Den delen som oppløses i kokluten, undergår videre depolymerisasjon til monomere sukkerer, som tildels nedbrytes under dannelse av aldonsyrer og sukkersulfonater. Enkelte sukkerer dehydrerer under dannelse av heterocycliske forbindelser som furfural.

En rekke lettflyktige forbindelser damper av under nedgassing av sulfittkoket og kommer ut som kondensat. Det inneholder endel metanol, eddiksyre, furfural og p-cymen, foruten mindre mengder organiske syrer, alkoholer og aromatiske forbindelser (vedlegg 9.1.3). Lavmolekylære forbindelser av varierende nedbrytbarhet dannes også ved blekeprosessen, som består av klorering, alkalibehandling og hypoklorittbehandling. Mye vann brukes for å vaske cellulosen mellom hvert trinn, og vaskevannet går rett til elven.

Tungt nedbrytbare organiske stoffer stammer også hovedsakelig fra sulfittlutens bestanddeler, hvor de utgjør ca. 60% av dens organiske tørrvekt. Delignifisering av tremasse foregår ved sulfonering, hydrolyse av bindinger til hemicelluloser (xylaner) og dannelse av løselige polymere lignosulfonater av varierende sammensetning og polymerisasjonsgrad. Under blekeri- prosessen spaltes restlignin, og det dannes klorligniner og andre produkter. Fiberholdig avløpsvann kommer fra vedrenseri, cellulosefabrikk, sliperi og papirmaskiner.

Sammensetningen av alle de nevnte avløp kan variere mye med det råstoff og den kokeprosess som anvendes. Graden av ligninutløsning kan variere mye, og vedens sammensetning varierer. Ved Hunsfos fabrikk benyttes i dag (1974) en råstoffandel av furu på ca. 60%, gran ca. 25% og løvtrær (bjerk, osp) på ca. 15%.

Med utgangspunkt i analyseverdier fra 1974 og 1975 (vedlegg 9.1.1) og en vannføring på 80 m³/s kan belastningen av organisk stoff og nærings saltene nitrogen og fosfat beregnes anslagsvis. For sulfittlut er data fra 1974 benyttet, da disse viser forventede konsentrasjoner og antas mest representative. Nivået av NO₃, NH₄ og ORT P ble ikke analysert, men er beregnet utfra forholdet til TOT N og TOT P i sulfittluten fra 1975. Volumet av de forskjellige utslipp er oppgitt av bedriften. Resultatene er gitt i tabell 1.

Tabell 1. Utslipp av organisk stoff og næringsalter fra Hunsfos fabrikk beregnet som midlere konsentrasjoner i vassdraget.
(Vannføring 80 m³/s, produksjon pr. 1974. Kondensat og vaskevann fra hypokloritt-behandling mangler.)

Avløpsvann	Fortynning ml/l elvevann	TOC mg C/l	TOT N	NO ₃ N µg N/l	NH ₄ N	TOT P	ORT P µg P/l
Sulfittluter	0.15	11.9	1.86	1.29	0.093	0.2	0.0
Blekeriavluter	2.20	-	19.8	0.88	1.91	0.3	0.1
Til sedimentering	5.4	-	54	1.62	6.60	1.0	0.4
Avrundet sum	7.75	12	84	4	9	1.5	0.6

Medfelling av fosfat og nitrogen i fiberfellingsanlegget kan tenkes å redusere utslippet en del, men alle utslipp er ikke medtatt. Resultatene er i god overensstemmelse med verdiene for tilsvarende parametre i

vassdraget (se kap. 3).

De fortsatte beregninger må bygge på disse verdiene, men det er sterkt ønskelig at bedre analyseverdier på representative prøver kan fremskaffes, slik at næringssaltbelastningen fra Hunsfos fabrikker kan vurderes på sikrere grunnlag.

2.1.2 Norsk Wallboard

Bedriften er lokalisert i Vigeland sentrum. Produksjonen utgjør 40 000 tonn harde og halvharde trefiberplater pr. år. Belastningen av organisk stoff beregnet som BOF_7 kan settes til 80 kg BOF_7 pr. tonn, i alt 3 200 t BOF_7 /år. I tillegg kommer et ganske stort utslipp av fiber, flis og bark på 400 tonn/år.

Ved mekanisk barking og defibrering vil bark- og sevjelaget avgi lettopp-løselige fettsyrer, kullhydrater, aminosyrer og fosfatforbindelser til vannet. Disse stoffer tjener som energikilde og næringssalter for begroingen. I tillegg vil endel tyngre nedbrytbare forbindelser som lignin og hemicelluloser løses ut. Man kan regne at ca. 10 vekt % av råstoffet finnes igjen som organisk stoff i utslippet, med andre ord ca. 4 400 t/år. Ved en vannføring på 80 m³/s tilsvarer dette en midlere konsentrasjon på ca. 2 mg organisk tørrstoff pr. liter ellevann. Hvor mye av dette som inngår i BOF_7 , hvor mye som er tungt nedbrytbart og hvor stort utslippet av næringssalter er, har en i dag ikke sikre data for. Bedriften har innstallert et avsilingsanlegg for fiber, og muligheten for biologisk rensing av avløpsvannet er under utredning.

2.1.3 Høie fabrikker

Bedriften produserer tekstiler og er lokalisert ved Høiebekken i Mosby. Utslippene stammer i vesentlig grad fra vaske- og fargeprosesser. Utslippet har i dag følgende sammensetning:

Lett nedbrytbart org. stoff (BOF_7)	23	t/år
Fosfor	0,5	"
Nitrogen	4	"

Fargestoff	2	t/år
Terpentin, whitesprit	1	"
CMC (fortykningsmiddel)	24	"
Vaskemidler	0,4	"
Oksydasjonsmidler (vesentlig H ₂ O ₂)	4,3	"
Salter	18	"
Syre	564	kg ekv/år
Base	2435	"

Belastningen som BOF₇ utgjør 63 kg/døgn, mens nærings saltbelastningen kan beregnes til 11 kg TOT N/døgn og 1,4 kg TOT P/døgn. Dessuten slippes det ut mye syrer og baser og en rekke andre forbindelser i mindre mengder.

Fargestoffene utgjør et stort antall kompliserte organiske forbindelser av varierende nedbrytbarhetsgrad. De kan inneholde tungmetaller som Cr og Cu. Bedriften har lagt vekt på å velge de produkter som ut fra produsentens opplysninger fremtrer som minst miljøskadelige, men det er likevel grunn til å rette oppmerksomheten mot utslippet med tanke på gifteffekter overfor laksefisk, næringsdyr og andre organismer. I vedlegg 9.3.3 er det gjengitt endel analysetall fra Høiebekken (stasjon 12), som klart viser at den periodevis kan være ekstremt belastet. Ved oppfølgende undersøkelser tas det sikte på å belyse disse forhold nærmere.

2.1.4 Vennesla Meieri

Bedriften produserer 1,7 mill kg konsummelk pr. år, og er lokalisert i Nedre Vennesla. På grunnlag av opplysninger fra bedriften kan utslippet av lett nedbrytbare stoffer beregnet som BCF₇ settes til 4088 kg BOF₇/år, mens fosfatutslippet utgjør 135 kg P/år. Nitrogenutslippet er ikke kjent, men er trolig av mindre omfang.

2.2 Overflateavrenning fra jordbruk, skogbruk og bebyggelse

Områdene langs Nedre Otra er ikke et utpreget jordbruksdistrikt. I følge kart over produksjonsgrunnlaget for jordbruket i 1971 var dyrket areal i alt på 254 hektar innen område I og II. Avrenningen fra silo og gjødsling antas å gi følgende belastning (Miljøverndept. 1974):

TOT N : 2724 kg N/km² år
 TOT P : 74 kg P/km² år
 BOF₇ : 1459 kg O/km² år

BOF-belastningen skyldes i alt vesentlig pressaft fra silo. I tillegg kommer naturlig avrenning fra jordbruksarealer og skogsområder (Bylterud og Uhlen 1972-73) og overflateavrenning fra tettbygde områder (Lindholt 1975):

	Jordbruk	Skogbruk	Tettbygd strøk
TOT N kg N/km ² år	1000	220	1000 ^x
TOT P kg P/km ² år	8	6,5	120
KOF kg O/km ² år	-	-	13000

x (Antatt verdi)

Avrenningsvann fra store barkdepoter og tømmerlagre ved utløpet fra Venneslafjorden kan i tillegg gi et meget vesentlig bidrag til N- og P-belastningen (Gjessing og Haugen 1973).

Arealene i nedslagsfeltet er beregnet anslagsvis for områdene I, II og III (fig. 4).

Areal (km ²)	Jordbruk	Skogbruk	Tettbygd strøk
Område I	1.0	18	2.5
" II	1.2	36	0.5
" III	0.34	10	2.5

Belastningsfaktorene for tettbygd strøk er halvert, da de refererer til en befolkningstetthet på 12 300 pr. km². Samlet belastning fra overflateavrenning fra Nedre Otrass nedslagsfelt kan da anslås. Resultatene er gjengitt i tabell 2.

2.3 Kommunale utslipp

Størstedelen av befolkningen i Kristiansand og Vennesla kommuner er boplasset i by- og tettstedområder. Den øvrige befolkningen bor i spredt bebygde områder, som oftest med tilknytning til jord- og skogbruk. Utslipp fra tettsteder omfatter kloakk fra boligområder, offentlige bygninger, forretninger, kontorer, industri med lite vannforbruk m.v.

En oversikt over tettstedenes omfang og beliggenhet er gitt i fig. 4. Utslipp av kloakk skjer i dag for det meste til vassdrag med septiktanker/slamavskillere som eneste form for rensing. Ledningssystemet er for en stor del lagt opp etter fellessystemet, d.v.s. kloakkvann og overvann går i samme ledning. Utslipet skjer svært ofte like ved land uten at utløpsåpningen er lagt under vann. Dette medfører at det lokalt oppstår luktulempen foruten at utslippet virker skjemmende.

Basert på registreringsoppgaver fra 1969 - 71 kan det gis følgende oversikt over utslipp fra tettbebyggelse angitt som personekvivalenter (pe):

Kristiansand kommune

Kvadraturen	4 636 pe	
Egsområdet	1 061 pe	
Ytre Strai - Mosby	1 474 pe	
Sødal - Torridalsv.	2 350 pe	
Lundsiden - Kuholmsv.	3 430 pe	<u>12 950 pe</u>

Vennesla kommune

Nedre Vennesla	7 070 pe ^x	
Skarpengland	360 pe	
Hægelandskrossen	220 pe	
Kile	220 pe	<u>7 870 pe</u>
TOTAL		<u>20 840 pe</u>

^x For Nedre Vennesla er det lagt 150 pe for personer som har sin arbeidsplass der, og 120 pe for Vennesla Meieri, til de registreringer kommunen har foretatt.

Ved belastningsberegninger er l pe satt til:

BOF₇ = 75 g O/døgn
TOT N = 12 g N/døgn
TOT P = 2,5 g P/døgn

2.4 Samlet belastning av organiske stoff og næringsalter

Organisk stoff målt som biokjemisk oksygenforbruk (BOF₇) gir det best tilgjengelige mål for den delen av den organiske belastningen som kan tjene som energi- og karbonkilde for heterotrof begroing. Industriutslippene representerer et usikkerhetsmoment i denne sammenheng, da det er lite kjent om i hvilken grad de organiske bestanddeler er nedbrytbare under de pH og temperaturforhold som råder i elven.

Næringssaltbelastningen utgjør også et problem, da belastning gitt som totalfosfor og totalnitrogen i varierende grad, avhengig av utslippets natur, kan utnyttet som næringssaltkilde for heterotrofe og autotrofe organismer. Lignin-N inngår ikke i TOT N, men oksydasjon i blekeri etc. synes å gi N-forbindelser som gir utslag i TOT N. Organiske nitrogenforbindelser, bortsett fra aminosyrer, må først nedbrytes og mineraliseres før de kan utnyttet. Fosfat utnyttet bare som ortofosfat, og frigjøring fra totalfosfat er dels avhengig av mineralisering av organisk fosfor, dels av ekstracellulær hydrolyse av polyfosfater.

Lite er kjent om i hvilken form og utnyttbarhetsgrad totalnitrogen og totalfosfat foreligger, men i belastningsberegningen må likevel disse brukes.

Ved beregning av totalbelastning er Nedre Otras nedslagsfelt inndelt i 3 hovedområder (fig. 4).

1. Vennesla kommune
2. Mosby/Strai
3. Sødal/Lundsbrua

Totalbelastningen kan da anslagsvis beregnes som vist i tabell 2.

Tabell 2. Total belastning av nedbrytbart organisk stoff og næringsalter

Område	Antall personer	Midlere avløp m ³ /h	BOF ₇	TOT N kg/døgn	TOT P
I Vennesla					
Befolkning	7870	139	590	98	20
Avrenning		-	?	2.7	0.02
Hunsfos		3 500	41 000	580	26
Norsk Wallboard		160	8 800	?	?
Vennesla Meieri		1	9	?	0.4
Sum			50 400	680	46
II Mosby/Strai					
Befolkning	2606	42	195	32	6.5
Avrenning		-	?	3.3	0.03
Høie fabrikker		41	63	11	1.4
Sum			260	46	8
III Sjødal/Lundsbrua					
Befolkning	9305	-	700	110	23
Avrenning			?	0.9	0.007
Sum			700	110	23

3. VANNKJEMISKE OG HYDROLOGISKE FORHOLD

3.1 Vannføring

Otra-vassdraget er i stor grad regulert, og vannføringen er preget av dette. Middelvannføringen for årene 1971, 72 og 73 beregnet som måneds-middelverdier er vist i fig. 5. I januar, februar og mars er vannføringen relativt stabil omkring 100 - 120 m³/s. Snøsmelting slår ut i øket vannføring i april og mai og kulminerer med vårflom vanligvis i juni, da flomvannføringen kan nå opp i 850 m³/s med middel omkring 300 m³/s. Middelvannføringen avtar så fra 140 m³/s i juli til under 100 m³/s i september/oktober, da flomtopper på grunn av kraftig nedbør kan forekomme.

I 1974 manglet den typiske flomtoppen i juni (se fig. 6), mens september var preget av uvanlig høy vannføring. Forholdene var imidlertid relativt normale under prøveseriene i mai og oktober/november. Under prøveseriene i april var vannføringen nokså lav (68 m³/s), med en midlere strømnings-hastighet på 0,4 m/s på strekningen Hunsfos - Hagen.

3.2 Partikkeltransport (seston)

Fra 1.2.74 er det tatt prøver ved Vigeland (stasjon 9) hver vanlig arbeidsdag for bestemmelse av vannets partikkelinnhold (seston) ved filtrering. Resultatene for 1974 og 75 (vedlegg 9.2.1) er vist i fig. 6 og 7 sammen med vannføringen. Høye sestonverdier faller sammen med flomtopper ved flere anledninger og demonstrerer derved at vannføring og strømnings-hastighet er av stor betydning for løsriving og transport av soppbegroing, sedimenterte fiber og uorganiske partikler. Jevnere og lavere verdier i de perioder fiberfellingsanlegget ved Hunsfos fabrikk har vært i drift, tyder på at dette har en målbar positiv effekt på vassdraget.

Vårflommen i juni og andre flomperioder er særlig viktige for utvasking av slambanker i roligere partier av vassdraget. Redusert flomvannføring på grunn av øket magasinkapasitet ved nye reguleringer er spesielt betenkelig av hensyn til utrenskningen i de nedre og roligere deler av vassdraget. En reduksjon av regulert vannføring vil forøvrig også gi øket konsentrasjon av forurensninger.

3.3 Temperatur

Temperaturen er av avgjørende betydning for begroingens intensitet. I fig. 5 er vanntemperaturen ved vanninntaket til Hunsfos fabrikk vist. Sammenholdt med veksthastigheten for *Fusarium* (figur 31) fremgår det at en temperaturøkning fra 10 til 15^o vil øke veksthastigheten med 350%. Dette vil ikke nødvendigvis gi seg et tilsvarende utslag i begroingsmengden, men vil nedsette dennes evne til å nedbryte vannets oppløste organiske forbindelser og til produksjon av nytt soppmycel. Størst utslag vil en ventelig finne i mengden av den drivende biomassen i elvevannet. Sopp-produksjonen må følgelig ventes å tilta kraftig fra begynnelsen av mai til slutten av juni, være på topp i juli, august og første del av september og avta igjen mot november. I tidsrommet desember til og med april vil produksjonen være sterkt hemmet av lav temperatur, men dette vil delvis motvirkes av høyere substratkonsentrasjoner på grunn av lav vannføring på denne årstiden. Man vet dessverre for lite om begroingens respons på meget lave temperaturer (<4-5^oC) til å kunne trekke sikre konklusjoner om forholdene vinterstid. At soppen kan vokse ned til 2-3^oC er imidlertid temmelig sikkert.

3.4 Kjemisk vannkvalitet ovenfor Venneslafjorden

NIVA foretok i november 1972 og i oktober 1973 befaringer av hele Otravassdraget for å samle inn data om vannkvalitet og biologiske forhold (0-198/72). Stasjonsnett og vannkjemiske analyseresultater er gjengitt i vedlegg 9.3.1 Forurensningspåvirkninger i form av kommunalt avløpsvann og sur nedbør gjør seg gjeldende fra nord for Valle, og reguleringsvirkninger gir seg markert utslag lokalt. Påvirkningene fra husholdning og industri er imidlertid meget beskjedne sett i forhold til Nedre Otra, og summerer seg opp til en vannkvalitet ved Steinsfoss som er moderat forurensningspreget. Tilskudd av nitrogen-salter som ammonium og nitrat og av fosfater kan likevel være av vesentlig betydning for begroingsforholdene i Nedre Otra.

Regelmessige målinger av pH ved vanninntaket til Hunsfos fabrikk siden 1970 (vedlegg 9.2.2) viser imidlertid en betydelig variasjon som må tilskrives påvirkning av sur nedbør i Otravassdragets nedbørfelt. I første fase av

Fig.5 Temperatur og middel vannføring

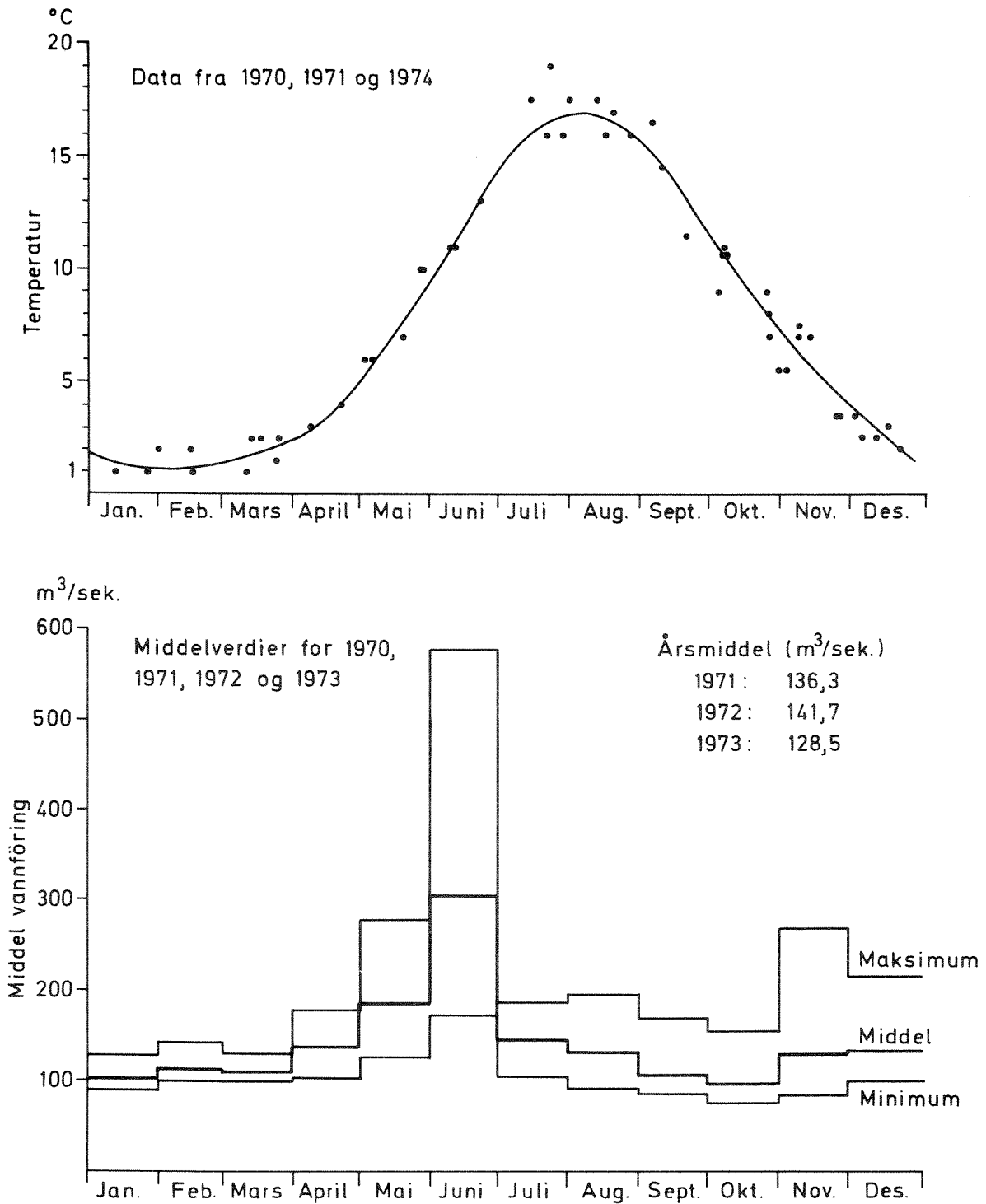


Fig.6 Ukentlige middelværdier av seston og vannføring ved Vigeland i 1974

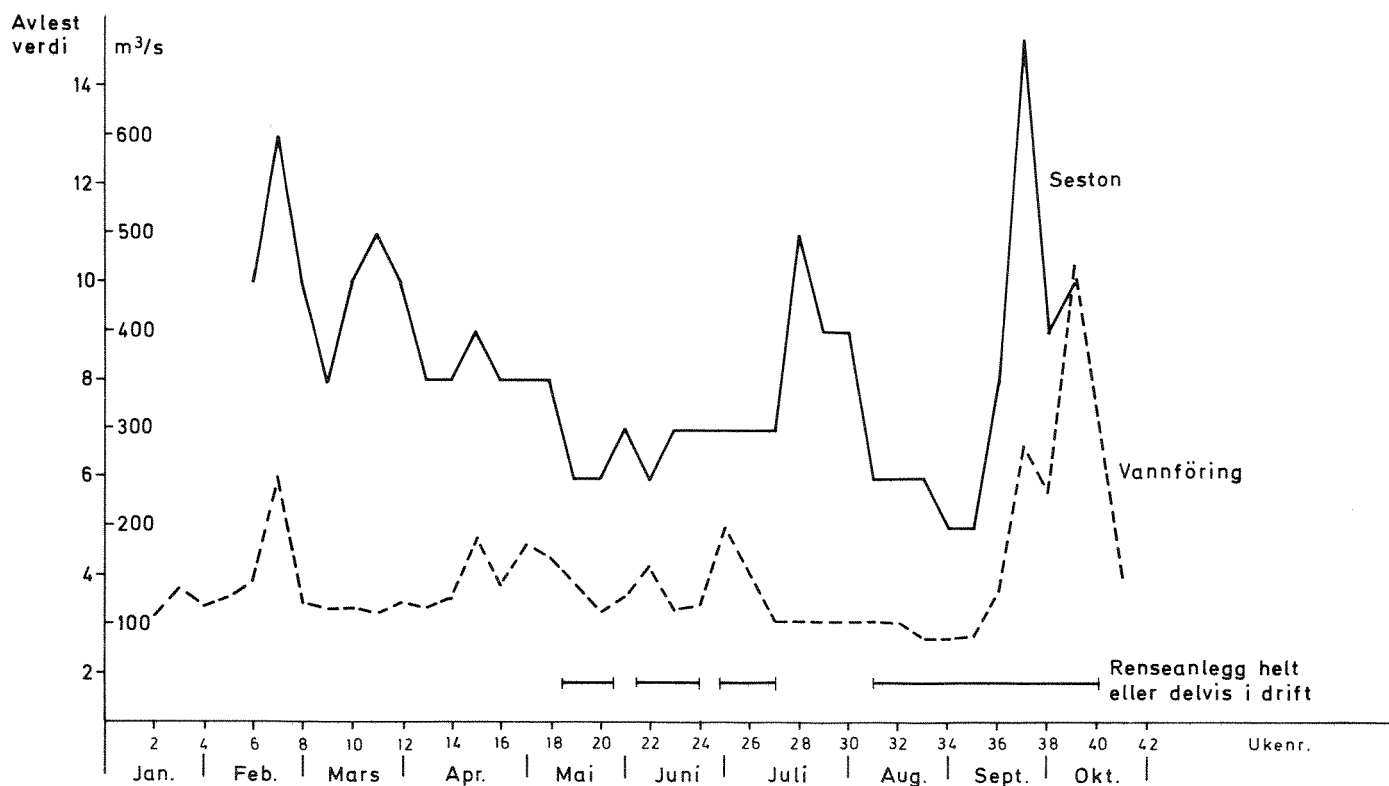


Fig.7 Ukentlige middelværdier av seston og vannføring ved Vigeland i 1975

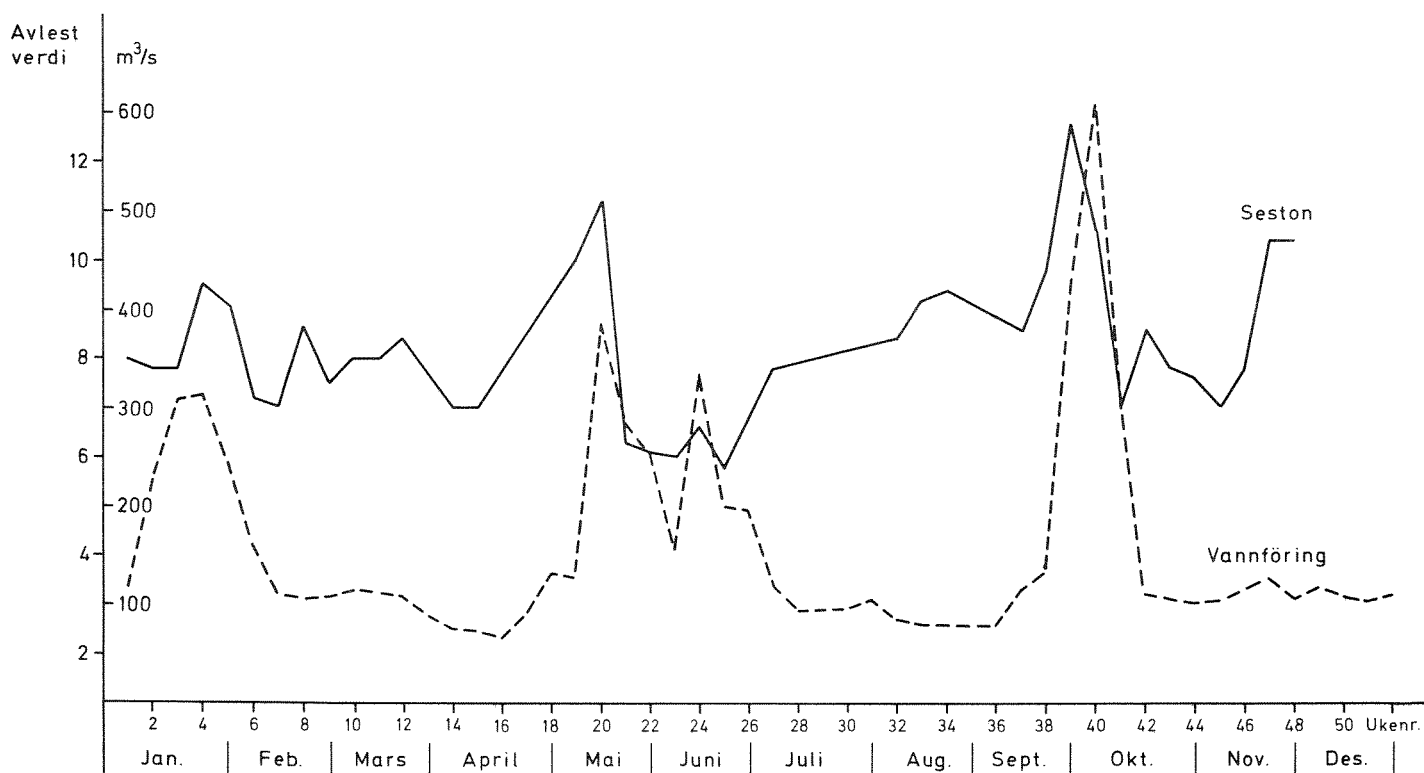
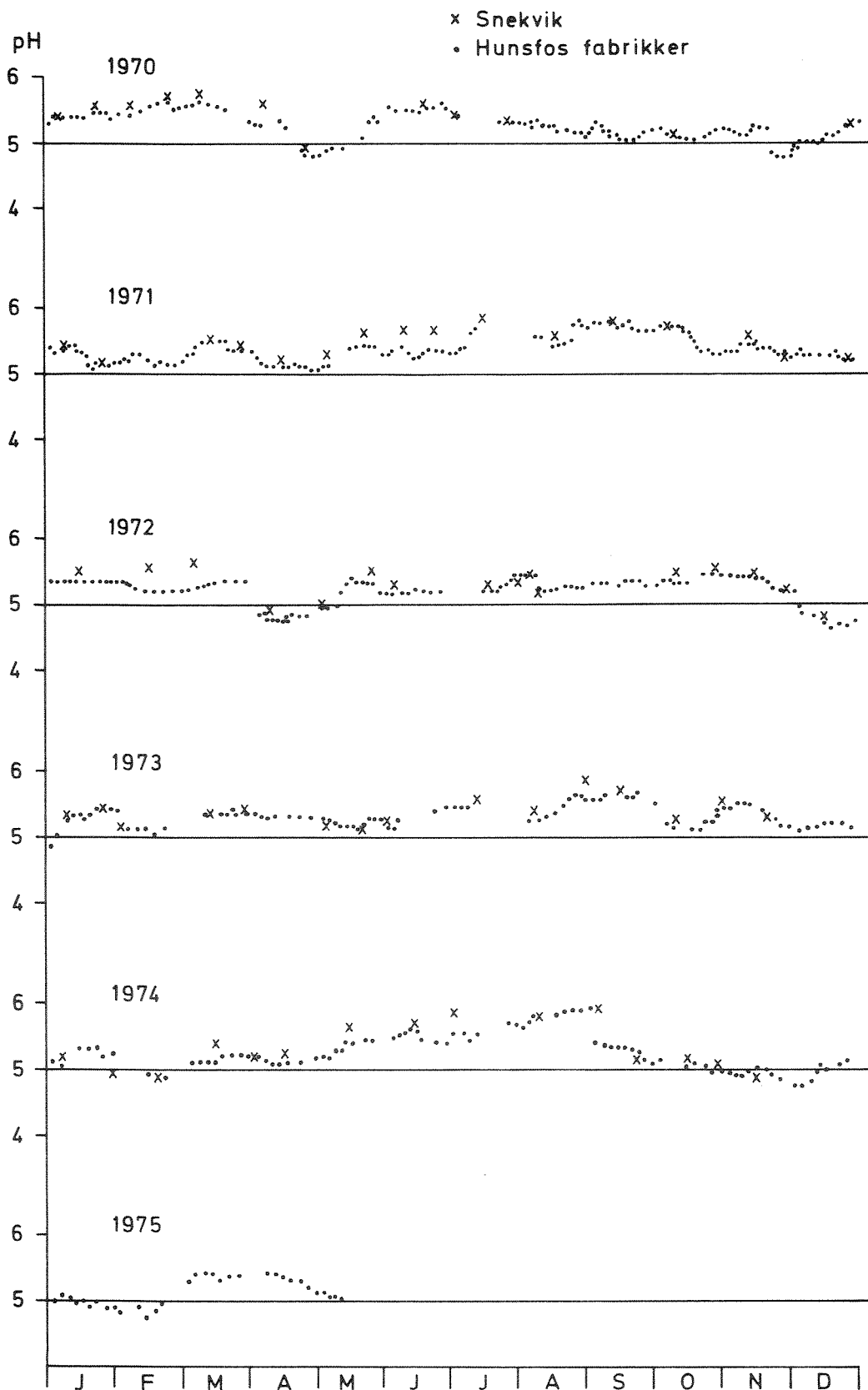


Fig. 8 pH i Otra ovenfor Hunsfos fabrikker



snøsmeltingen får gjerne en utvasking av forurensninger som har akkumulert i snølagene i løpet av vinteren. Smeltevannet bevirker en pH-senkning i vassdraget, som er særlig utpreget i april og mai, som vist i fig. 8.

3.5 Midlere kjemisk vannkvalitet i Nedre Otra

Middelverdier av kjemiske data for årene 1972 - 75 er gjengitt i tabell 3. Enkeltanalyser og standardavvik er gitt i vedlegg 9.3.3. Fig. 9 viser resultater av *in situ* målinger av pH og ledningsevne. I forhold til bakgrunnsnivåene ved Breihølen/Grovane merkes en belastning ved innløpet til Venneslafjorden i form av fosfat, nitrogensalter og i mindre grad organisk stoff som må tilskrives Skjerkedalen - Grovane-området (360 p.e). Dårlig innblanding kan ha påvirket resultatene.

Stasjonen ved utløpet av Venneslafjorden er trolig representativ for påvirkningene fra Skjerkedalen/Grovane (360 p.e) og øvre del av Vennesla (570 p.e + jordbruks- og barkavrenning). Fjorden synes å ha en viss renseseffekt, idet kjemisk oksygenforbruk og ammonium er noe redusert i forhold til bakgrunnen, mens pH har steget noe (ca. 0.2 enheter). Totalfosfat og ortofosfat viser imidlertid en økning.

Vannkvaliteten ved vanninntaket for Hunsfos fabrikk viser igjen en økning i kjemisk oksygenforbruk, nitrogensalter og fosfat som i alt vesentlig må tilskrives husholdningsavløp fra midtre og nedre del av Vennesla (2930 p.e) og utslipp fra Vennesla Meieri. Utlutning av bark i tømmerlageret bidrar imidlertid også og kan være årsak til at pH igjen er redusert (ca. 0,15 enheter).

Ved Hallandsbrua nedenfor Hunsfos fabrikk dominerer som vel kjent fra undersøkelsene i 1960 - 62, utslippet fra Hunsfos fabrikk. Husholdningsavløp utgjør 815 p.e. Total mengde mineralsalter (målt som konduktivitet) nær fordobles, vesentlig på grunn av kjemikalietilsetning. Kjemisk oksygenforbruk 6-dobles på grunn av meget stor organisk belastning (tilsvarende ca. 290 000 p.e). Utslipp av organisk bundet eller polymert fosfat øker totalfosfat med 50%, mens ortofosfat reduseres. Nitratnivået halveres, og ammoniakk reduseres til under analysegrensen,

mens det er et tilskudd av organisk bundet nitrogen ($\text{TOT N} + \text{NH}_3 + \text{NH}_4$). Nitrogensaltene forbrukes raskt av heterotrof begroing og er her den viktigste begrensende vekstfaktor. Øket turbiditet reflekterer øket fibermengde i vannet, og pH reduseres med fra 0.15 til 0.5 enheter.

På strekningen ned til Vigeland Bruk tilføres små mengder husholdningsavløp (215 p.e) og et stort organisk utslipp fra Norsk Wallboard (35 500 p.e), som hovedsakelig består av tungt nedbrytbare forbindelser. På strekningen ned til Kvarstein bru tilføres ytterligere 710 p.e kommunalt avløp. Alle disse tilførselsene gir seg imidlertid ikke utslag i gjennomsnittsverdiene, bortsett fra en noe høyere nitratverdi. Derimot er kjemisk oksygenforbruk redusert med ca. 20% ved Kvarstein sammenlignet med nedenfor Hunsfos. Dette viser at det skjer en selvrensing med hensyn på organisk stoff, mens nivået av næringsalter holdes oppe på grunn av nye tilførsler og regenerering i begroingen. pH viser en stigende tendens som trolig skyldes at begroingen tar opp nitrogen i form av ammonium.

Ved Hagen er det tilført husholdningsavløp fra Mosbyområdet (1096 p.e) og industriutslipp med Høiebekken, som er sterkt forurenset fra Høie fabrikker. Dette gir seg utslag i øket konduktivitet, men i liten grad ellers i gjennomsnittstallene. Enkelte analyser fra Høiebekken (stasjon 12) viser imidlertid at denne kan være kilde til store kortvarige belastninger. Strekningen videre ned til Sødal belastes med noe husholdningskloakk (536 p.e) ved øvre Strai, men dette gir seg ikke utslag. Belastningen fra øvre deler av Kristiansand slår sterkt ut i både fosfat og nitrogen ved Lundsbrua. Fra Kvarstein til Sødal ligger ortofosfatverdiene under analysegrensen, samtidig som nitratnivået er høyere. Det synes som om fosfat her er den viktigste begrensende faktor.

3.6 Døgnvariasjoner målt ved Hagen og Grovane 1973

Ved stasjonene Hagen og Grovane ble det 28. - 30. oktober 1973 utført kontinuerlige målinger av temperatur, spesifikk elektrolytisk ledningsevne og pH. Vannføringen var $123 \text{ m}^3/\text{s}$ og temperaturen $5.4 - 6.8^\circ\text{C}$. Resultatene (vedlegg 9.3.4) er fremstilt i fig. 10 og 11.

Ledningsevnen viser ved Hagen relativt regelmessig variasjon som

Tabell 3. GJENNOMSNITTSVERDIER FOR DE VIKTIGSTE HYDROKJEMISKE DATA FRA 1972 - 1975 FOR STASJONER MED 3 ELLER FLERE ANALYSE-SERIER

Stasjon	Antall analyse-serier	pH	KOND µs/cm	TURB JTU	KOF mg O/l	TOT N	NO ₃ N µg N/l	NH ₄ N	TOT P µg P/l	ORT P
Breihølen	7	5.44	17	1.5	9.4	191	77	18	4	<2
Grovane	9	5.43	17	1.3	7.6	187	88	19	3	<2
Inn Venneslafd	7	5.59	24	1.4	9.5	204	129	31	6	3
Ut Venneslafd.	7	5.63	16	1.2	5.8	179	89	14	5	2
Før Hunsfos	8	5.48	16	0.9	6.2	213	90	19	6	3
Etter Hunsfos	10	5.33	25	3.0	36	185	50	<10	9	2
Vigeland	4	5.05	28	1.3	34	186	50	<10	8	<2
Heisel bru	6	5.31	21	2.1	27	158	45	<10	7	2
Kvarstein bru	7	5.36	24	2.7	30	179	60	<10	8	<2
Hagen bru	9	5.28	24	1.8	24	182	70	<10	7	<2
Skråstad	3	5.06	31	1.7	28	202	70	<10	8	<2
Sjødal	3	5.06	29	1.8	30	180	63	<10	7	<2
Lundsbrua	5	5.35	28	2.9	25	210	68	16	16	8

Fig.9 Spesifikk elektrolyttisk ledningsevne og pH målt *in situ* i vassdraget i perioden 1973-75

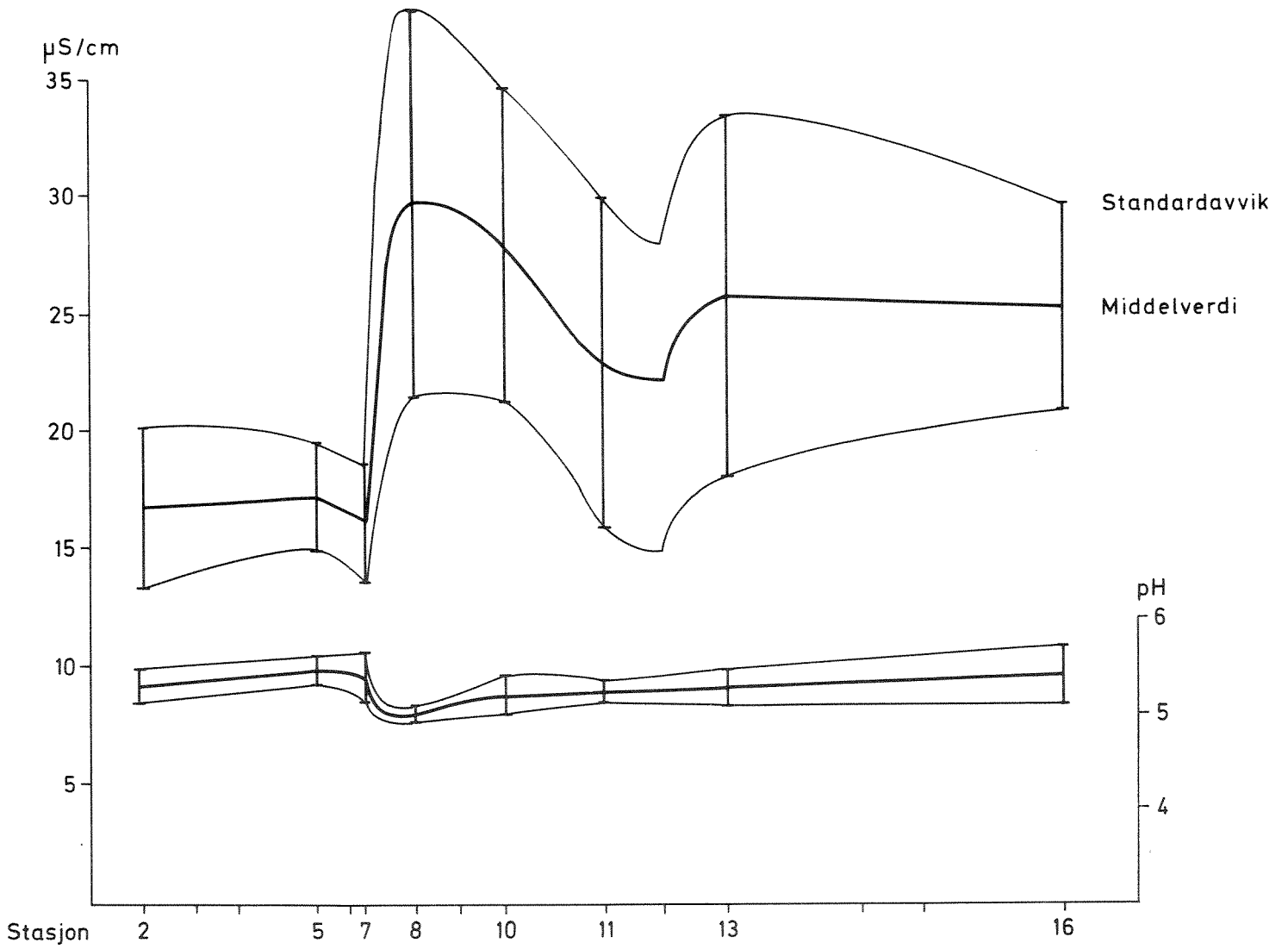


Fig 10 pH-verdier ved forsøksanlegg Hagen og Grovane i tiden 28/10 - 30/10 1973

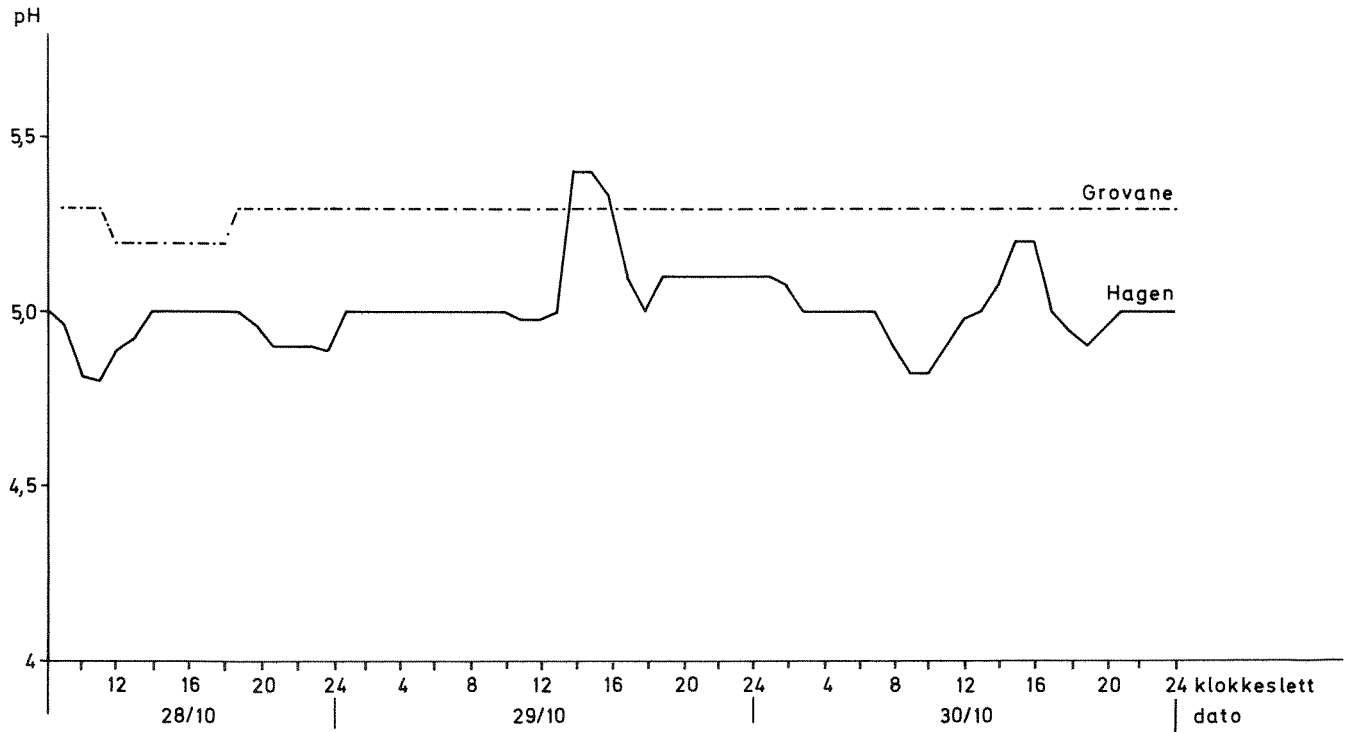


Fig.11 Spesifikk elektrolitisk ledningsevne ved forsøksanlegg Hagen og Grovane i tiden 28/10 - 30/10 1973

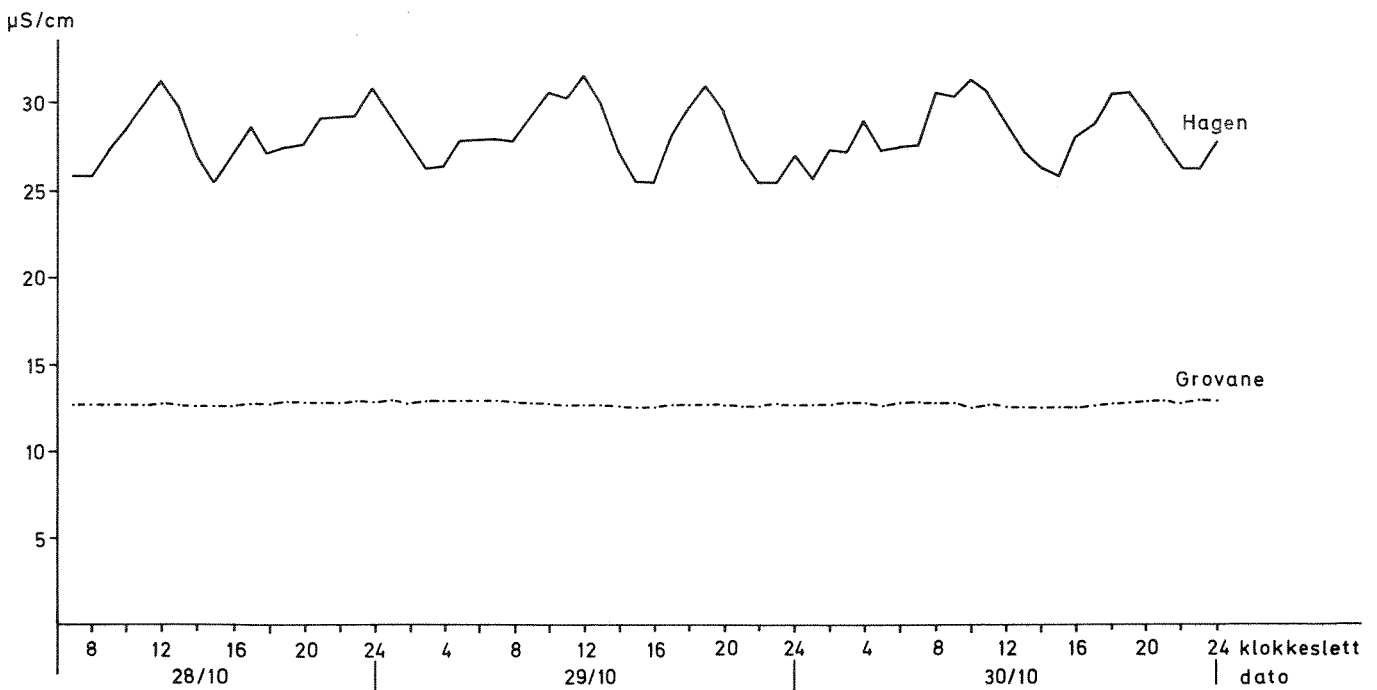
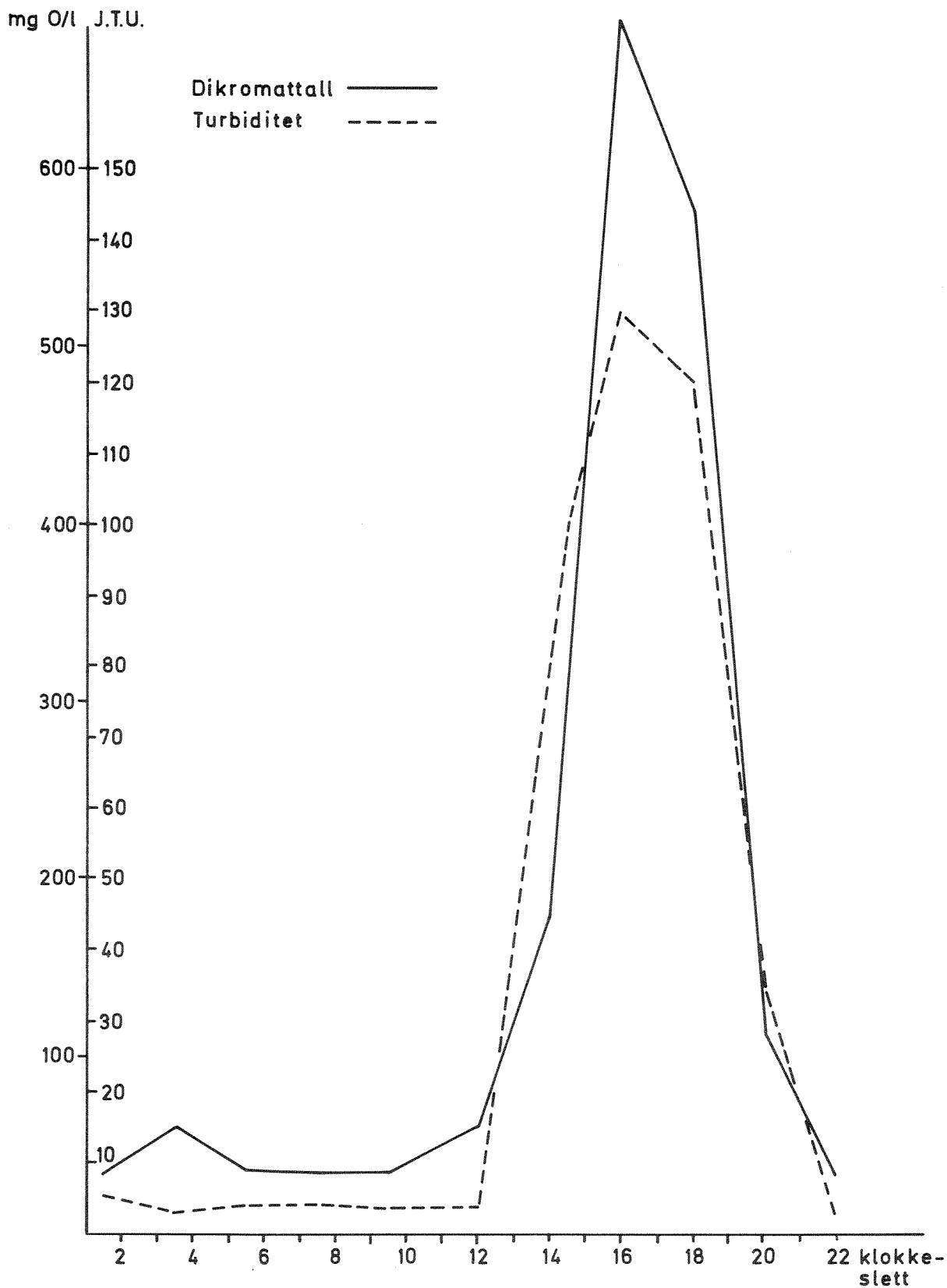


Fig. 12
Dikromattall og turbiditet ved forsøksanlegg Hagen. 29/10 1973



korresponderer med frekvensen av sulfittlututslipp fra Hunsfos. Nivået ligger 2-3 ganger så høyt som ved Grovane. Variasjonen i pH ved Hagen er langt mer uregelmessig, men viser en depresjon 1-2 timer før maksimum i ledningsevne. Nivået ligger 0,2 - 0,4 enheter under bakgrunnen ved Grovane.

En enkelt sværthøy verdi 29.10. synes å skyldes et basisk utslipp av en annen karakter. Ved denne anledning ble det også tatt vannprøver for analyse av turbiditet og kjemisk oksygenforbruk (vedlegg 9.3.5). Som vist i fig. 12 viser begge parametre ekstremt høye verdier tidsforsinket 1-2 timer i forhold til pH-maksimum, og det høye nivået har relativt lang varighet. Kilden kan ikke påvises direkte, men det ligger nær å anta utslipp til Høiebekken.

3.7 Sammenligning av middelerverdier for 1960 og 1973.

Middelerverdier for pH og ledningsevne målt under noenlunde like forhold i 1960 og 1973 lar seg sammenligne direkte (fig.13 og 14). Resultatene tyder på at bakgrunnsbelastningen er litt høyere, belastningen fra Hunsfos og Vennesla noe øket, mens belastning fra Vigelandsområdet og særlig Mosby nå gir seg tydelig utslag. Alt i alt er belastningen av mineralsalter nedenfor Mosby nå nærmere fordoblet i forhold til 1960. Tilsvarende middelerverdier for organisk stoff målt som kjemisk oksygenforbruk viser nærmere 50% økning ved Hunsfos/Vennesla (fig. 15). Økningen er for stor til å kunne tilskrives fabrikken alene (Data fra 1960-61 er gitt i vedlegg 9.3.6).

3.8 Døgnvariasjoner ved Hagen og Vigeland 1974.

Ved Hagen ble det i oktober/november 1974 gjennomført kontinuerlig prøvetaking hver time over i alt 62 timer. Analyseprogrammet var denne gang ganske omfattende. Resultatene (se vedlegg 9.3.7) er gjengitt i fig.16. Vannføringen var $117 \text{ m}^3/\text{s}$.

Regelmessige svingninger i kjemisk oksygenforbruk (KOF) (4-5 pr. døgn) gjenspeiler periodisk utslipp av sulfittlut fra Hunsfos fabrikker (avmerket som a, b, d, e, f, g, h, i, k, l, o, p). Ledningsevnen varierer simultant, men mindre regelmessig, trolig fordi andre utslipp her slår

ut. pH viser en svak depresjon, men synes her vesentlig å være påvirket av andre utslipp. Høy turbiditet sammenfaller enkelte ganger (b, h, i) med høy KOF, men påvirkes også av andre faktorer.

Usedvanlig høy pH, helt opp i 6.33 (a), må skyldes utslipp av base, mest sannsynlig fra Høie fabrikker. Samme kilde antas å være årsak til de store mengder ortofosfat kl. 22 og 24 31.10. (m, n), dels kombinert med høy turbiditet (n) og pH (m). En samtidig reduksjon av totalnitrogen kan vanskelig forklares. Økt fosfat og turbiditet sammenfalt to døgn tidligere (j). Totalnitrogenverdiene er generelt høye og viser en mer usystematisk variasjon. Markerte topper sammenfaller imidlertid med høy konduktivitet (c og h).

En frekvensanalyse av de samme data er gjengitt i figurene 17 og 18 der også gjennomsnittsverdiene fra spredt prøvetaking er angitt (vedlegg 9.3.3). pH viser stor spredning og en todelt gruppering på hver sin side av middelverdien, som reflekterer at det skjer utslipp av overveiende sur men også basisk karakter. Både ledningsevne og kjemisk oksygenforbruk viser stor spredning, men en tilnærmet normalfordeling. Belastningen har vært noe større enn normalt i prøveperioden.

Turbiditeten viser mindre spredning, men igjen en todelt fordeling. Gruppen av høye verdier (>2 JTU) har lavest frekvens og synes å skyldes utslippsepisoder da de sammenfaller med topper i kjemiske parametre. Gruppen av lavere verdier (<1.8 JTU) viser usystematisk variasjon og skyldes trolig løstrevet begroing.

Av nitrogenkomponentene viser ammonium meget liten spredning omkring det normale (<10 µg N/l). Total-nitrogen og nitrat viser en tilnærmet normalfordeling noe over vanlig gjennomsnitt. Høyt nivå ved lav vannføring viser at tilførsler i nedre Otra utgjør en vesentlig del av totalmengden. Det samme gjelder også fosfat, som viser en normal fordeling, men med enkelte ekstreme verdier. Disse må skyldes store punktutslipp nær prøvetakingsstedet.

En mer begrenset prøveserie med prøver hver halve time over 6 timer ble gjennomført ved Vigeland (stasjon 9) 17.4.75 i sammenheng med respirasjons/

Fig.13 Sammenligning av pH-verdier fra 1960 og 1973

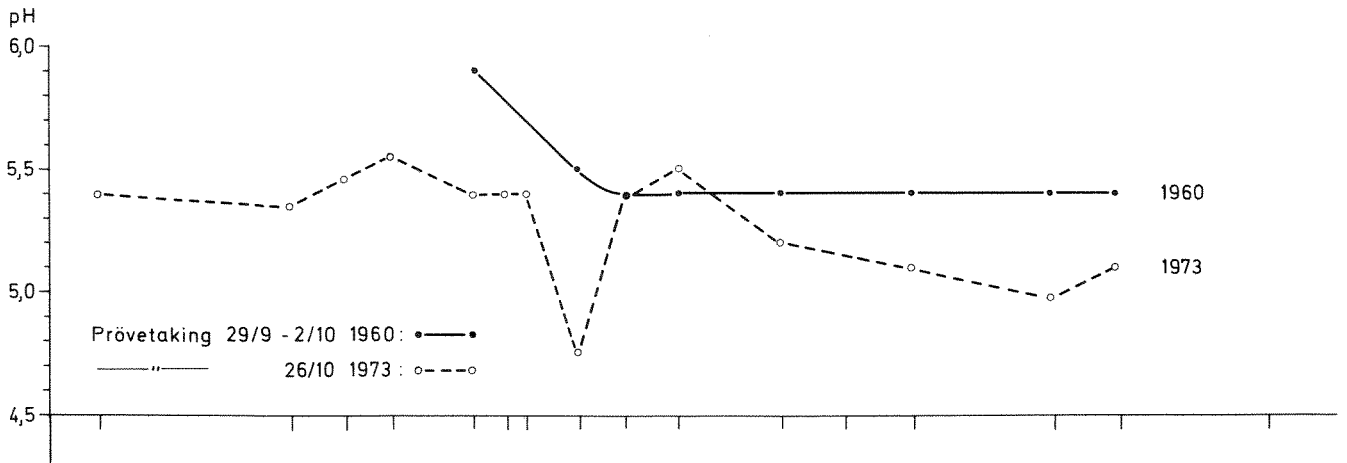


Fig.14 Sammenligning av spesifikk elektrolytisk ledningsevne fra 1960 og 1973

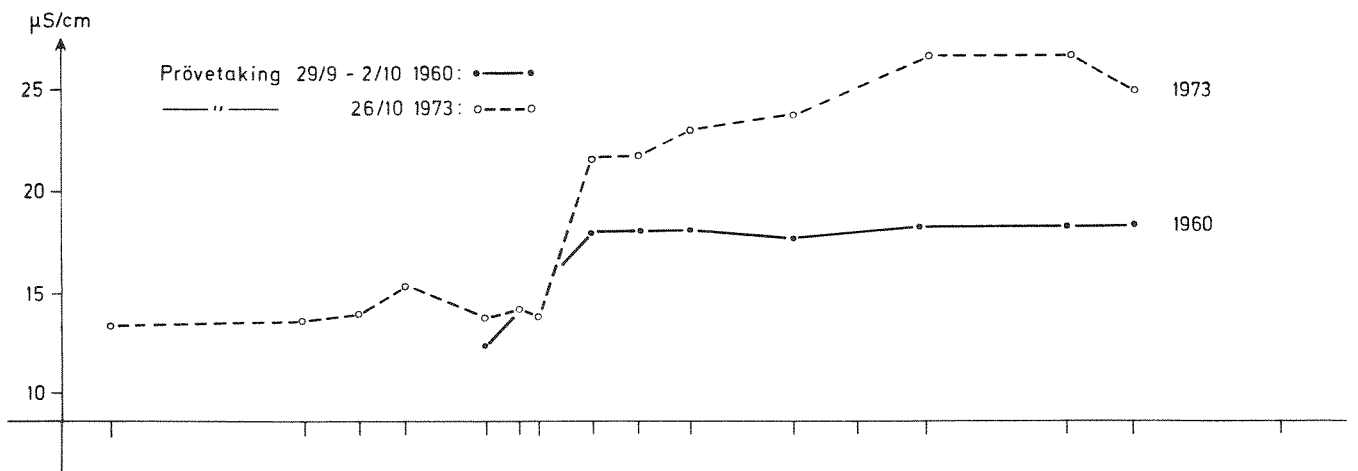


Fig.15 Sammenligning av permanganattall fra 1960 og 1973

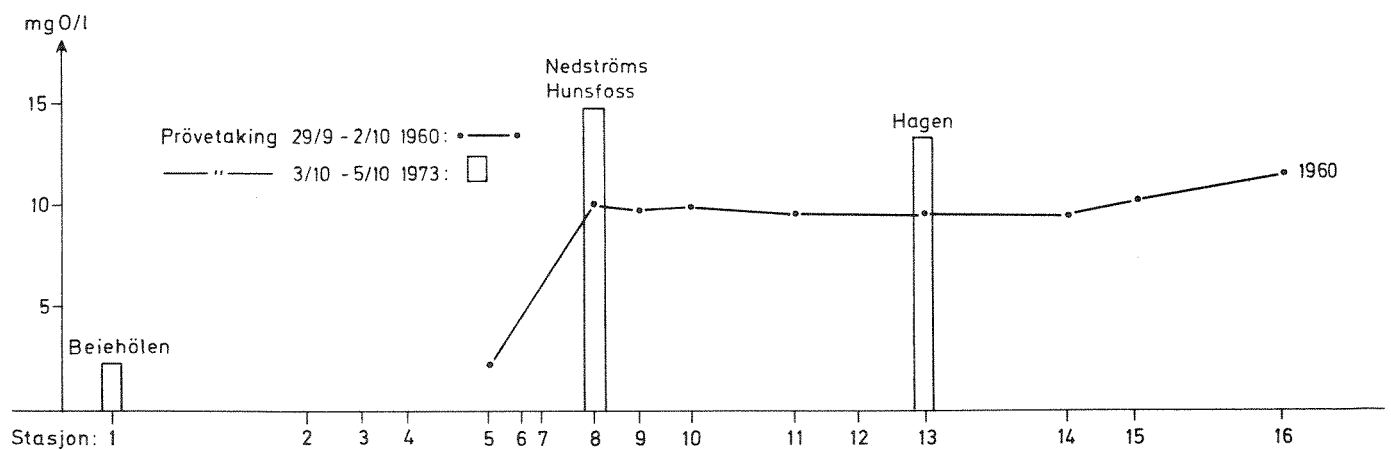


Fig.16 Døgnvariasjon i kjemiske parametre ved stasjon 13, Hagen, 29.10 - 1.11 1974

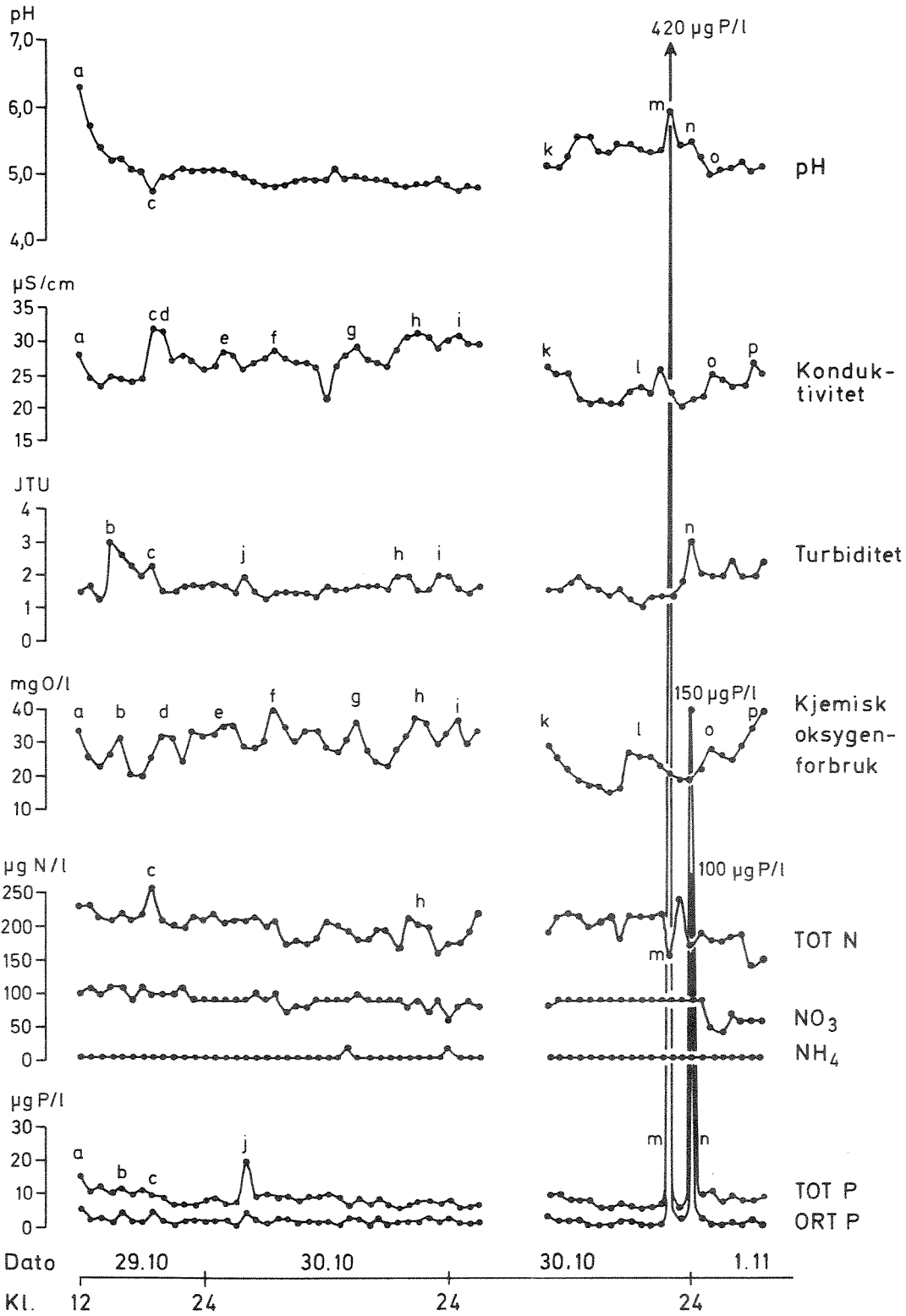


Fig.17 Frekvensanalyse av data for pH, ledningsevne, turbiditet og kjemisk oksygenforbruk ved stasjon 13, Hagen, 29.10 - 1.11 1974

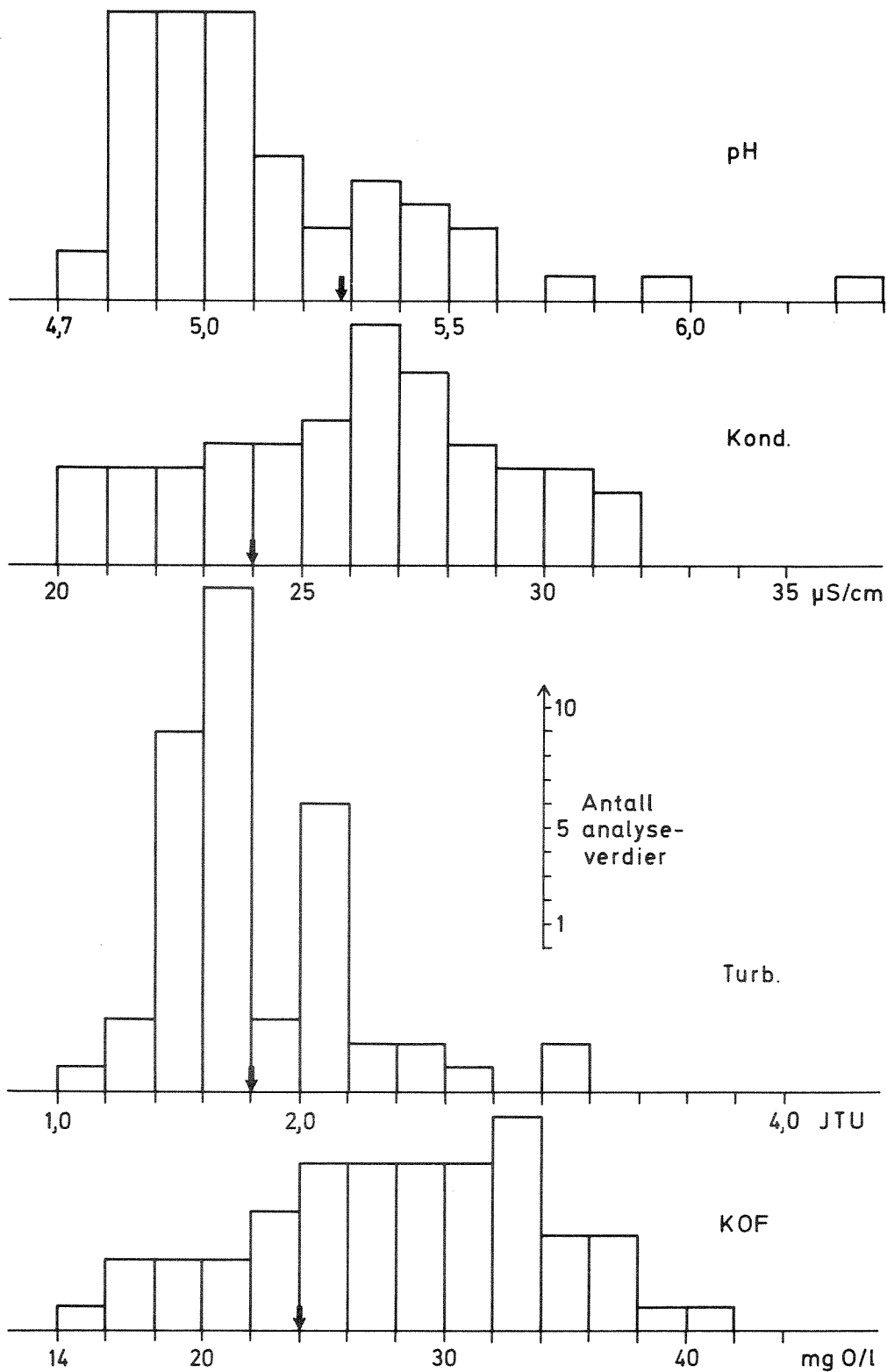


Fig. 18 Frekvensanalyse av data for nitrogen- og fosfor komponenter ved stasjon 13, Hagen, 29.10 - 1.11 1974

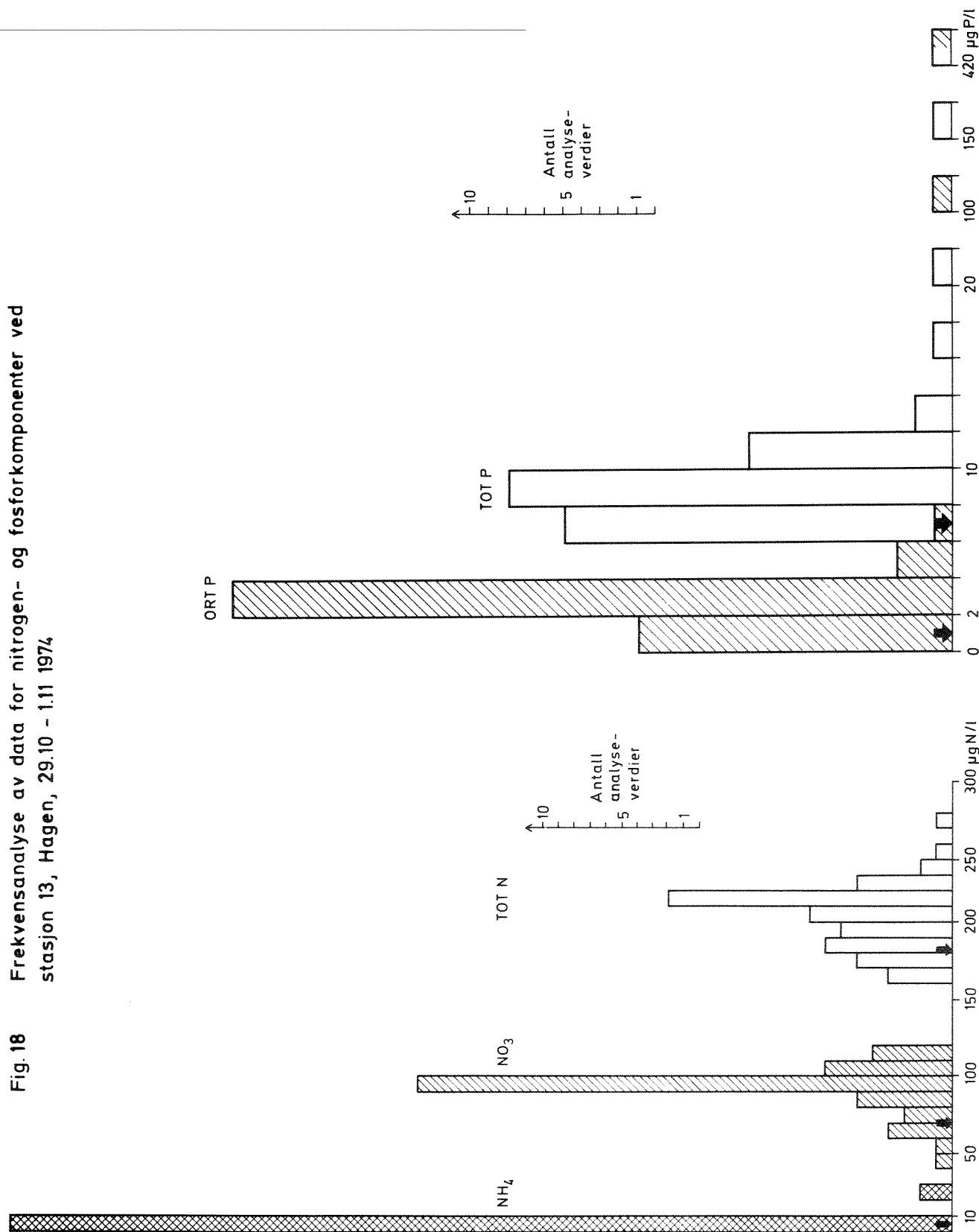
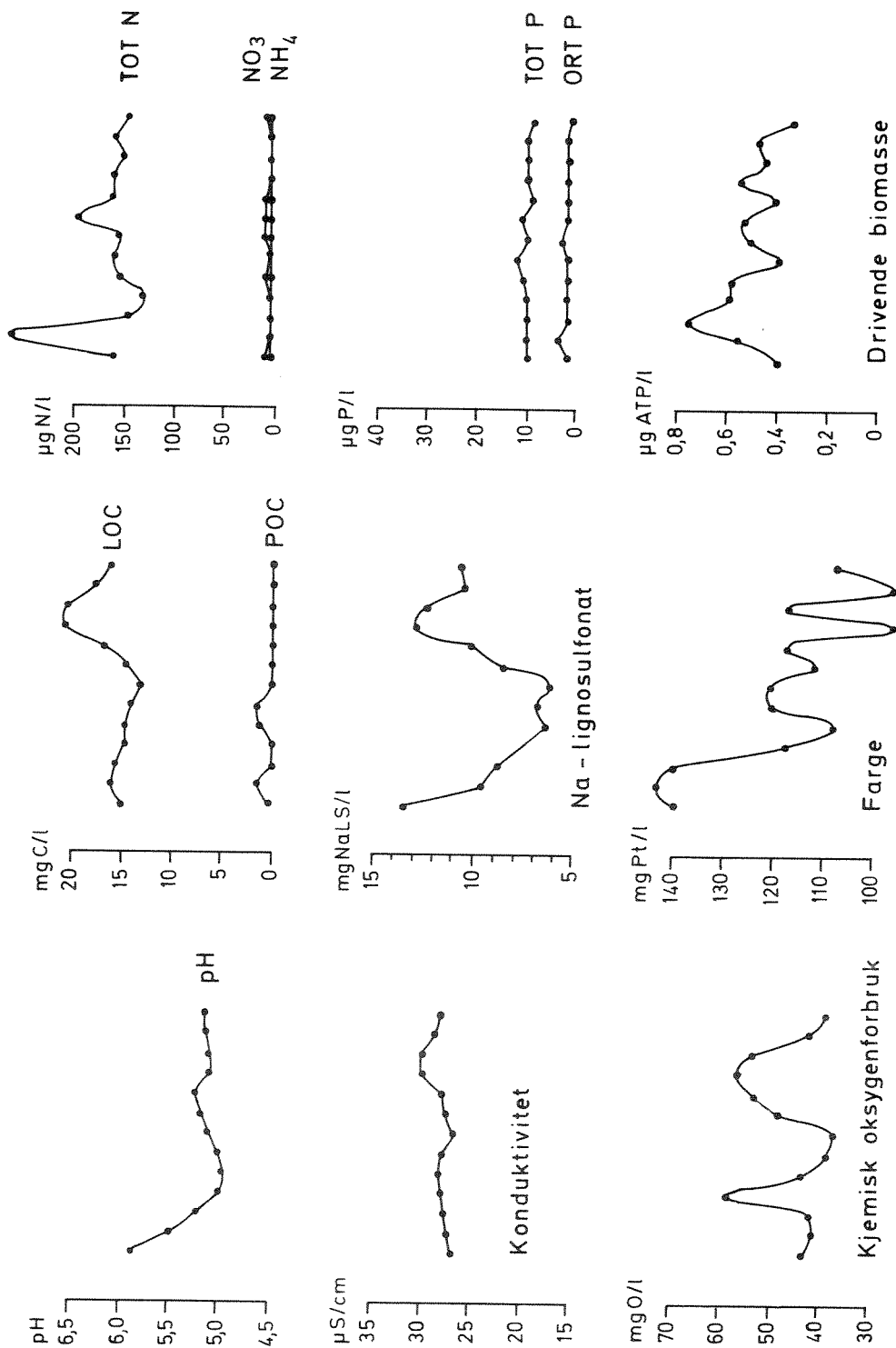


Fig. 19 Variasjon i kjemiske parametre ved stasjon 9, Vigeland bruk, 17.4.75, kl.10.30 - 16.30



produksjonsmålinger i vassdraget. Vannføringen var da $68,7 \text{ m}^3/\text{s}$ og temperaturen $4,6^\circ\text{C}$. Totalt og løst organisk karbon, lignosulfonat og drivende biomasse (ATP) ble medtatt i analyseprogrammet.

Resultatene (vedlegg 9.3.8) er gjengitt i fig. 19. Et sulfittlututslipp (a) etterfølges av høy farge, og totalnitrogen (b), høy og dernest lav pH og høyt kjemisk oksygenforbruk (c). Dette kan tolkes som sure utslipp fra blekeri og/eller fargereri. Neste sulfittlututslipp markeres med et nytt maksimum i lignosulfonat, kjemisk oksygenforbruk og løst organisk karbon (d). Ammonium forsvinner og nitrat reduseres når kjemisk oksygenforbruk viser maksima. Nitrogen må antas å være begrensende faktor, og fosfatverdiene varierer meget lite. Drivende biomasse viser maksimum mellom lignintoppene.

3.9 Samtidige analyseverdier fra Hunsfos til Kvarstein bru

Den 18. april 1975 ble det med hjelp av de stedlige tekniske etater gjennomført en simultanprøvetaking fra Hunsfos (Hallandsbrua) til Kvarstein bru med en tidsforsinkelse på 15 min. fra en stasjon til den neste. For å få en jevnere stasjonsfordeling ble det lagt inn en stasjon (10 a) ved Ravnås hengebru. Vannføringen var denne dagen $67,7 \text{ m}^3/\text{s}$ og temperaturen $4,9^\circ\text{C}$.

Meningen var å følge et definert utslipp av sulfittlut fra Hunsfos fabriker nedover i elven. Beklageligvis kom utslippet noe senere enn beregnet, og tidsforsinkelsen mellom stasjon 8 og 9 var uforutsatt stor. Ved Hallandsbrua dekkes det ønskede utslipp (b) og litt av det foregående (a), mens de øvrige stasjoner dekker det foregående ganske godt. Resultatene (se vedlegg 9.3.9) er gjengitt i figurene 20 A, B og C. Analyseprogrammet omfattet ikke turbiditet, men derimot totalt organisk karbon (TOC), løst organisk karbon (LOC) og lignosulfonat (NaLS) analysert ved fluorometri. På stasjon 9 ble vannet dessuten filtrert på stedet for bestemmelse av drivende biomasse som ATP. Resultatene kan sammenlignes med bakgrunnsverdier fra stasjon 7 tatt midt i prøveperioden.

Utslipp av sulfittlut gjenspeiles i parametrene KOF, LOC og NaLS (a og b). En tilsynelatende nivåøkning fra st. 8 til 9 kan skyldes tilleggsbelast-

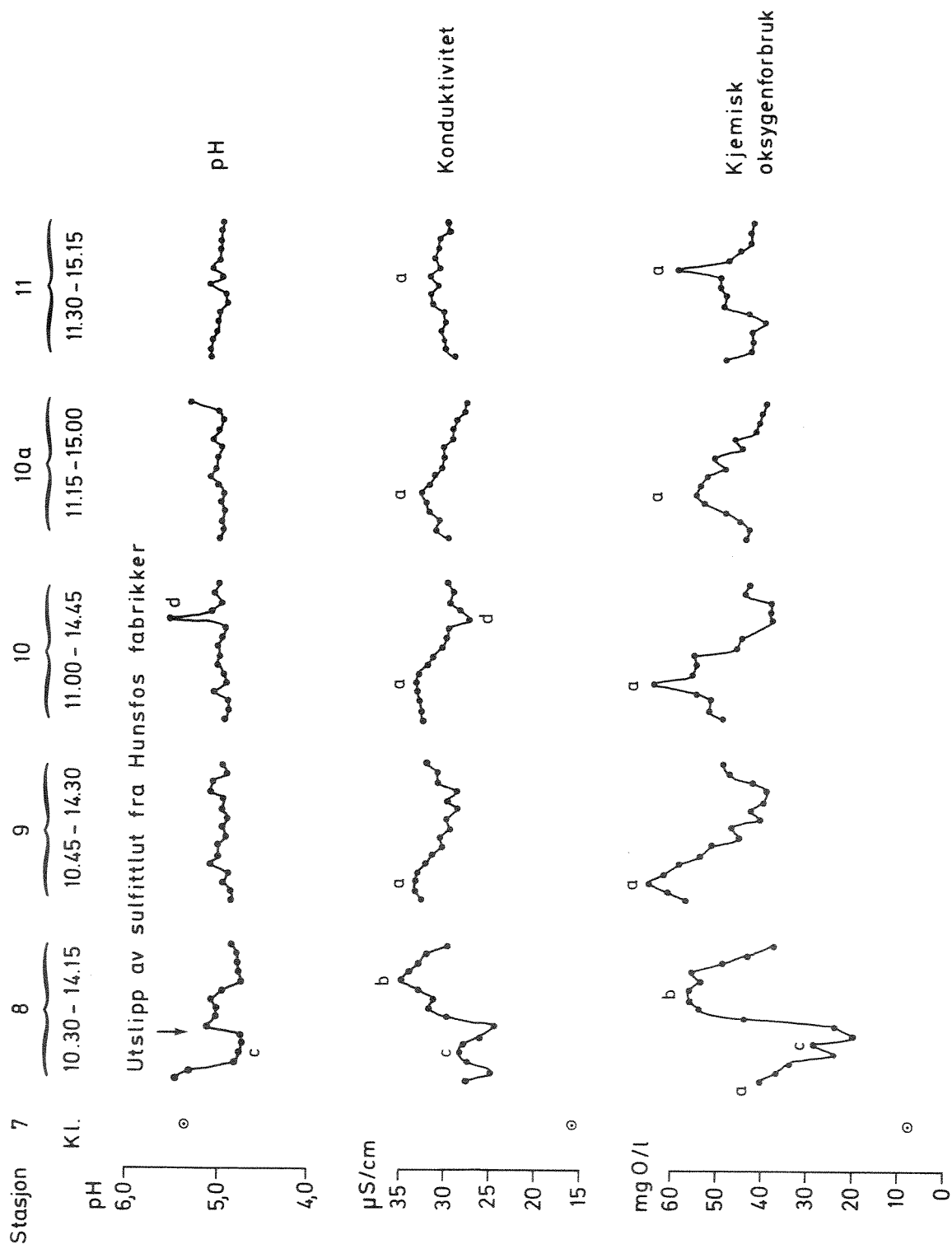
ning fra Vigelandsområdet og Norsk Wallboard. Det synes å skje en viss reduksjon i nivået av alle 3 parametre fra stasjon 9 (Vigeland) til stasjon 11 (Kvarstein), som kan tilskrives selvrensingsprosessen i elven.

Nivået av ammonium ligger under analyse-grensen på alle stasjoner, og nitratverdiene synker kraftig (fra 80 til 30 $\mu\text{g N/l}$) allerede ved stasjon 8 og reduseres ved øvrige stasjoner til under analysegrensen ved toppbelastninger av sulfittlut. Fig. 21 viser korrelasjonen mellom NO_3 og LOC, alle stasjoner inkludert. Sulfittluten kan trygt sies ikke å gi tilskudd av betydning. Derimot viser en topp for TOT N (c) som sammenfaller med høy ledningsevne og lav pH at andre utslipp ovenfor Hallandsbrua kan gi nitrogen-tilskudd. Høy farge tyder på at dette også er utslipp av fargestoffer.

Totalnitrogen viser et jevnt avtagende nivå fra stasjon 8 til 11, som tyder på at endel organisk bundet nitrogen mineraliseres og kan tjene som nitrogenkilde. To kraftige topper (f og g) ved stasjon 10 må skyldes episodeutslipp via det kommunale utslippet fra Vigeland. Toppene kan følges til Kvarstein. Mellom stasjon 10 og 10 a kommer det samtidig et fosfatutslipp (f), mens et annet fra Vigeland går forut for nitrogenutslippet (h). En simultantopp (i) som gjenfinnes ved Kvarstein kan skyldes et utslipp fra Vigeland som ikke ble innfanget ved stasjon 10 og 10 a. Ortofosfat ligger lavt, men over bakgrunnsnivået, og synes ikke å være begrensende næringsfaktor ved denne prøveserien. Kilden for disse meget markerte utslippsepisoder ved Vigeland må oppspores nærmere.

Partikulært organisk karbon ($\text{POC} = \text{TOC} - \text{LOC}$) viser nivåer omkring bakgrunnen ved Hunsfos, og ytterligere reduksjon ved Vigeland. Noe fiberutslipp synes ikke å ha forekommet. Lenger nede tiltar imidlertid toppenes frekvens og størrelse. Store svingninger indikerer at dette er løserevet begroing, som særlig synes å være hyppig mellom sulfittlut-toppene. Løsrivning av soppspor og mycel er en naturlig reaksjon på en kraftig reduksjon i substratkonsentrasjonen. Dette mønsteret finnes også i biomasseverdiene på stasjon 9, selv om mengden her er så liten at den ikke har slått ut i POC. 3,5 $\mu\text{g ATP/l}$ tilsvarer bare ca. 1 mg C/l.

Fig. 20 A Resultater av simultanprøvetaking på strekningen Hunsfos - Kvarstein 18.4.75



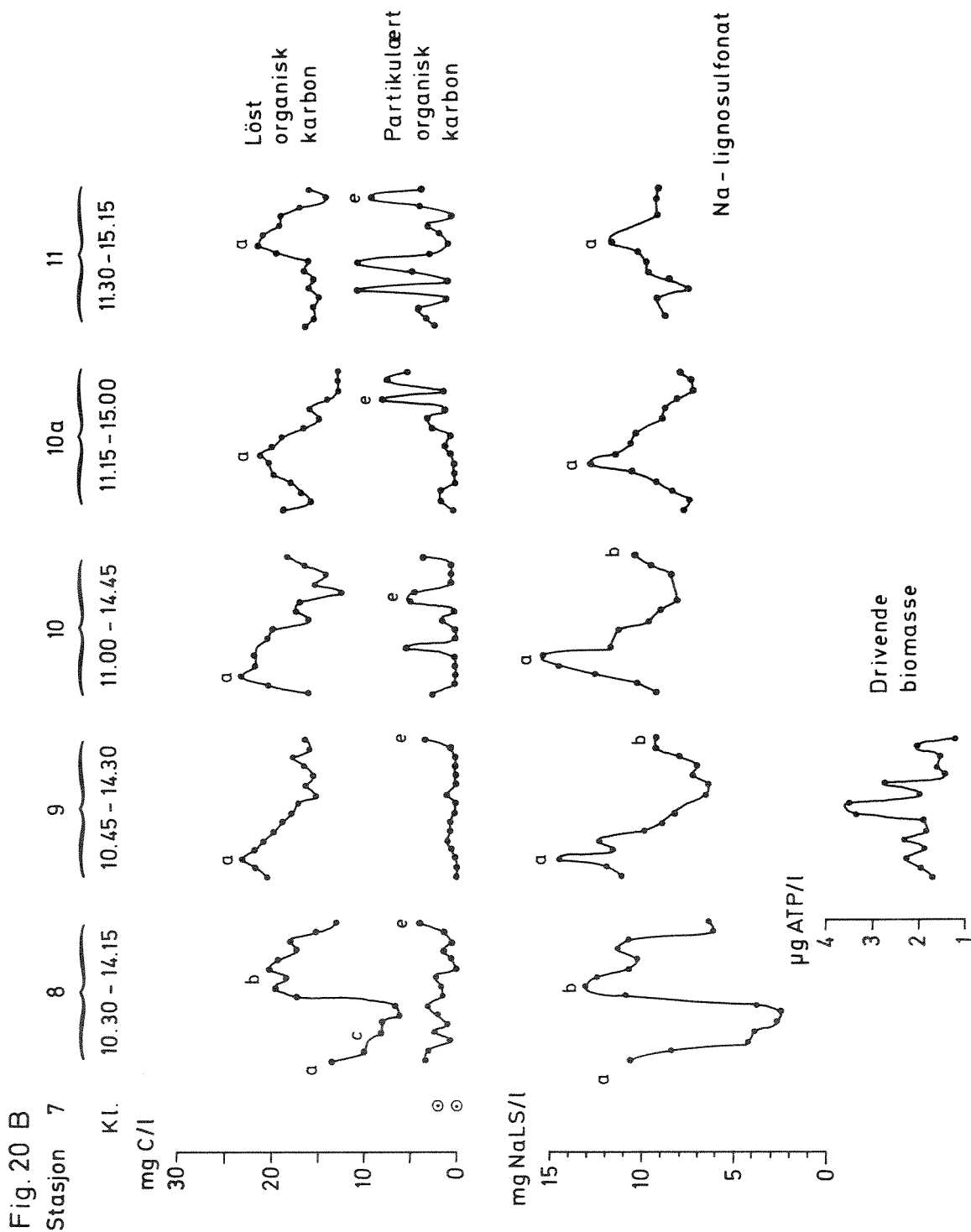


Fig. 20 C

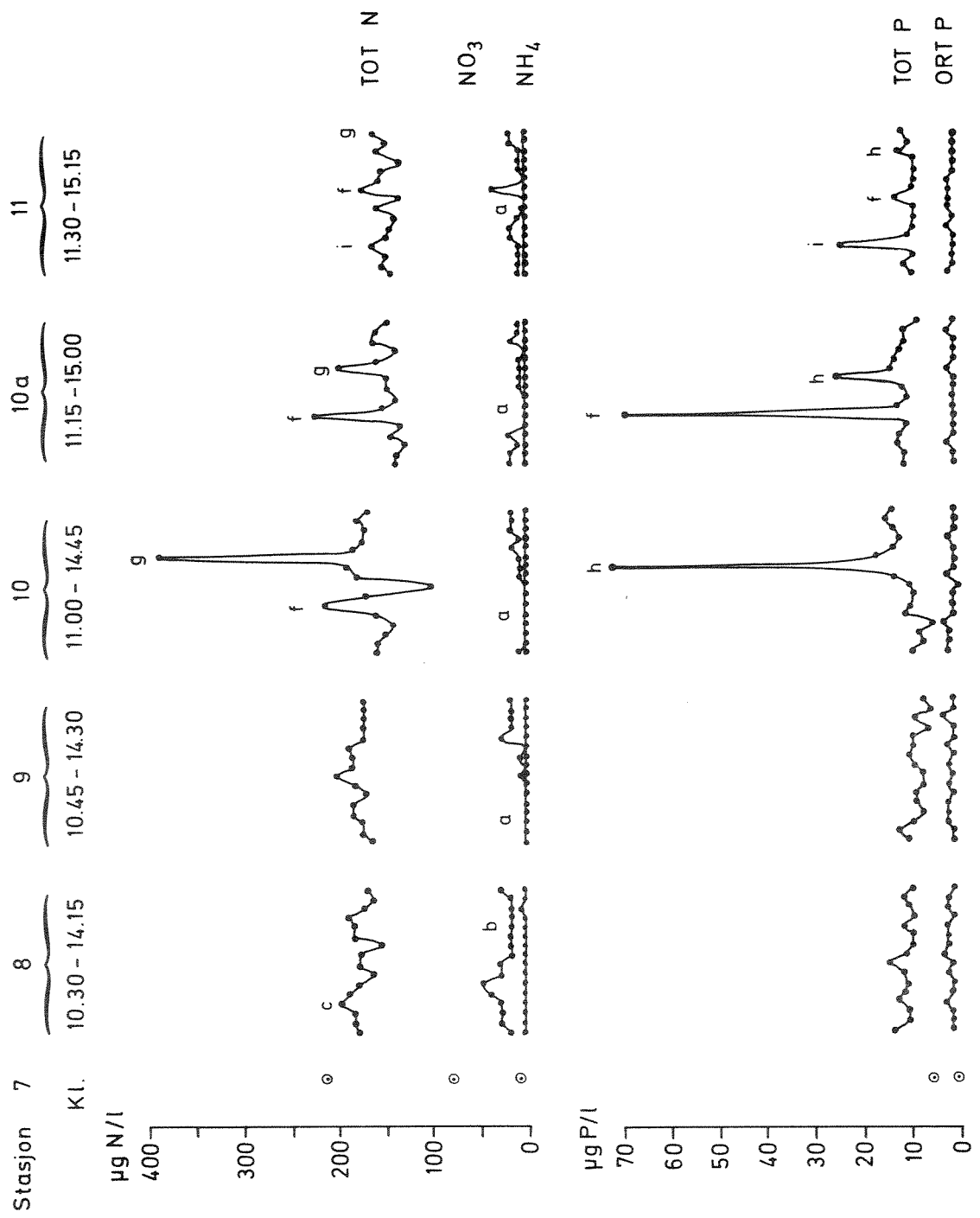
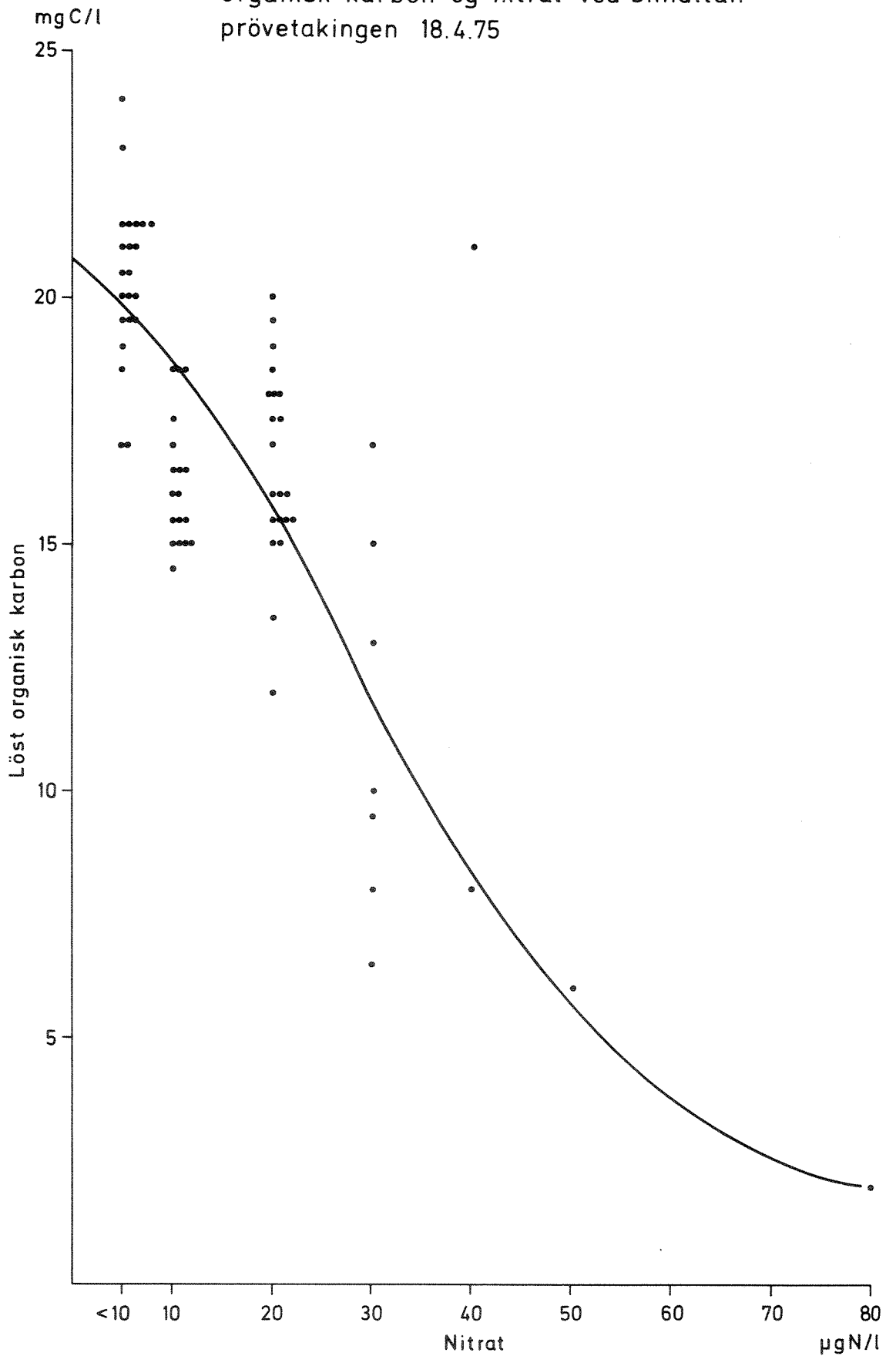


Fig. 21 Forholdet mellom konsentrasjonen av løst organisk karbon og nitrat ved simultanprøvetakingen 18.4.75



4. BIOLOGISKE FORHOLD

4.1 Begroingsamfunnets sammensetning

Man har i mange år vært klar over at organisk belastning i et vassdrag i form av kloakkutslipp, avløp fra næringsmiddelindustri som meierier, bryggerier, potetmelfabrikker og slakterier, og særlig fra sulfittcellulosefabrikker gir opphav til en kraftig oppblomstring av såkalt "sewage fungus", spesielt umiddelbart etter utslippsstedet.

Det foreligger en omfattende litteratur om hvilke arter som forekommer, og om deres kvantitative betydning i økosystemet. Som navnet tilsier er innslaget av sopp ganske markant. I sin mest utviklede form har begroingen utseende av "lammehaler" som i tette matter svinger i vannstrømmen, eller det dannes et tykt, glatt belegg på stein og annet fast underlag.

Curtis (1969) beskriver "sewage fungus" som en matrix av filamentære mikroorganismer (bakterier, sopp og protozoer) som binder samfunnet til underlaget, og som igjen inneholder andre ikke filamentære, vanligvis bevegelige organismer (protozoer, diatoméer og bakterier). Høyere organismer som hjuldyr (*Rotifera*), rundormer (*Nematoda*) og fjærmygglarver (*Chironomidae*) er ofte assosiert med de beleggdannende organismer og danner det øvre ledd i næringskjeden.

Nyere undersøkelser fra England (referert av Curtis 1969) har vist at følgende filamentære organismer der er de mest vanlige dannere av "sewage fungus"; av bakterier *Sphaerotilus natans*, *Zoogloea* sp. og *Beggiatoa alba*, av sopp *Geotrichum candidum* og *Leptomitus lacteus*, av fastsittende ciliater *Charachesium polypinum*, og av alger *Stigeoclonium tenue* og forskjellige diatoméer. Selv om forekomst av *Fusarium aquaeductuum* angis av flere forfattere anses den vanligvis som sjelden, mens den i enkelte norske vassdrag (Ormerod, Grynne og Ormerod 1966) synes å dominere vekstbildet i "sewage fungus" i fravær av *Sphaerotilus*.

Ved NIVA's undersøkelser i sør-norske elver belastet med sulfittavlut har det lyktes å identifisere og rendyrke en del sopparter fra begroingsamfunn, hvorav de hyppigst forekommende er *Geotrichum candidum*,

Fusarium aquaeductuum, *Leptomitus lacteus* og *Phialophora* sp.

I 1960 og 61 gjennomførte NIVA en begrenset undersøkelse over forurensningene i Otras nedre løp, fra Venneslafjorden til utløpet (Bergmann-Paulsen 1962). Man fant da at det fiberliknende belegget på elvebunnen vesentlig besto av sopparten *Fusarium aquaeductuum* og inneholdt fjærmygglarver (orthocladine chironomider). *F. aquaeductuum* forekommer også i Andelva, Hunnselva og Vestfosselva (Steensland 1970), og på grunn av sin hyppige forekomst i Norge har dens fysiologi blitt gjenstand for nærmere undersøkelser.

Kvalitative benthosprøver ble innsamlet ved befaringer 9.5.74 og 1.11.74 og senere analysert ved mikroskopi. Grupper, slekter og arter er vurdert mengdemessig etter følgende skala:

5: dominant	2: sparsom
4: hyppig	1: sjelden
3: vanlig	+: forekommer

Resultatene er gjengitt i tabell 4 og 5.

4.1.1 Prøveserie 9.5.74. (tabell 4)

Stasjon 1 (Steinsfoss): Bare ubetydelig heterotrof begroing, samfunnet utgjøres nesten utelukkende av *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kütz. og *Tribonema* sp. *Tabellaria flocculosa* er en vanlig benthosalge som tolererer svært varierende betingelser. *Tribonema* derimot påtreffes oftest på forurensningsbelastede lokaliteter. Lite organismer i vannfasen. I en annen prøve er det lite heterotrof begroing. Materialet domineres av en *Ulothrix* art. Slekten *Ulothrix* foretrekker næringsrike lokaliteter. Ellers finnes en del diatoméer sammenfiltret med detritus og fibre i fnokker.

Stasjon 6: En viss forekomst av bladmoser, i tillegg inneholder prøven tuster med heterotrof begroing, blågrønnalger og diatoméer. Blågrønnalgeslekten *Lyngbya* finnes vanligvis i forurensningssammenheng.

Stasjon 7: Prøven består av diverse trådformede organismer, blågrønnalger, grønnalger og heterotrof begroing likt representert. Vannfasen

Tabell 4. Begreingsamfunn i Otra, 9. mai 1974.
(Bearbeiding ved mikroskopering og subjektiv mengdevurdering.)

Stasjon	1	1	6	7	8	9	9	10	11	12	13	14	15
Makrovegetasjon og trådformet begroing (Steinsfoss)	1-2	1	4	3	5	4-5	5	5	5	3-4	4-5	4	5
HETEROTROF VEKST													
Forekomst totalt													
Fusarium aquaeductuum					4	3	4	4	4		4	3	3
Leptomitius sp.			1	3	1	2	1	1	1		+	2	
Sopp, ubestemt		+				1	+	1	1	2	1	1	1
Sopp, sporer					3	2	+	+	+		+	1	+
Sphaerotilus sp.			3										
Flexibacterium sp.			3										
Protozoer, diverse										2	+		
CYANOPHYCEAE													
Lyngbya sp.			2	1						3			
Pseudanabaena sp.			2	1	1	+				+		+	+
Trådformede, ubestemte				1									1
CHLOROPHYCEAE													
Bulbochaete sp.							1						
Mougeotia sp.				1		1-2							+
Stigeoclonium sp.		1										+	
Tribonema sp.				2		1	1-2				2	1-2	1
Ulothrix sp.		5		1	1					1		1-2	1
Trådformet, ubestemt								1-2					
BRYOPHYTA													
Bryales			3		1								
Hepaticae		1											
CELLULOSEFIBRE		1	1	+	2	3	1	1	2	2	3	4	3

Tabell 5. BEGROINGSAMFUNN I OTRA, 1. NOVEMBER 1974

(Bearbeiding ved mikroskopering og subjektiv mengdevurdering.)

Begroingsorganismer	5	6	7	8	9 a	9 b	9 c	10	11	13	14	15
Stasjon					Stein	Gress	Måle- sub- strat					
HETROTROF VEKST												
Forekomst totalt	1-2	4	3-4	5	5	5	5	4-5	4-5	2	3	3
Bakterier, fillarmentøse	1	3	3	1				2	2	1	1	1
Bakterier, diverse ubestemte	1	1	2	2			4	4	2	1	2	1
cf. Geotrichum		2	1	5	5	5	4	4	4	2	2	3
cf. Leptomitius		1	1									
Sopp, ubestemte		2	2									1
Sopp, sporer		2	2									1
Protozoer, diverse ubestemte	+	1	+									
CYANOPHYCEAE												
Aphanocapsa sp.	+	1										
Lyngbya sp.		2										
Merismopedia punctata Meyen	+											
Oscillatoriaceae (Tidligere Pseudanabaena)	2	2	3									
Trichale blågrønnalger, ubestemte	2	+									1	+
CHLOROPHYCEAE												
Bulbovnaete sp.			1									
Cosmarium depressum (Nägeli) Lundel			1									
Microspora sp.	1		1									+
Mougeotia sp.		+	4								1	+
Scenedesmus sp.	+											+
Staurastrum sp.	+											
Tetrademus wisconsinense G.M. Smith												1
Ulotrical alge											1	1
Zygenema sp.	4	1	1									

Tabell 5. forts.

Begreingsorganismer	5	6	7	8	9 a	9 b	9 c	10	11	13	14	15
Stasjon					Stein	Gress	Måle- sub- strat					
BACILLARIOPHYCEAE												
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenb.			1									
cf. <i>Cocconeis</i> sp.		3	1	1								
<i>Eunotia exiqua</i> . (Ereb.) Rabenh.	1	+	1									+
<i>Eunotia lunaris</i> (Ehrenb.) Grun.			1									
<i>Eunotia</i> sp.	+		1									
<i>Frustulia rhomboicles</i> (Ehrenb.) De Toni	+						+	1				1
<i>Melosira ambigua</i> . (Grun.) O.F. Müll	+											
<i>Pinnularia</i> cf. <i>mesolepta</i> (Ehrenb.) Smith												1
<i>Stenopterobia intermedia</i> (Lewis) Fricke	+		+									
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.	+											
<i>Tubellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.	3	1	1	1			+	1	1		1	2
Pennat, biraphid	1		1				+					+
CHRYSOPHYCEAE												
Skallformer, diverse												
MOSER												
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.												
Rester av levermose (Hepaticae)		+										
HØYERE VEGETASJON												
Rester av siv (Juncus)	+											+
VARIA												
Svampikler	+											
<i>Kellicottia longispina</i> (Rotatoria)	+											
<i>Brachionus</i> (Rotatoria)												
Cyster og hvilestadier	1	1					+					
Fibre, diverse cellulose				2				3	3	5	4	4
Detritus, diverse	4	4	4					2	2		2	2

preges av *Tabellaria flocculosa*.

Stasjonene 8, 9, 10 og 11: På samtlige stasjoner domineres begroings-samfunnet fullstendig av heterotrofe organismer, vesentlig *Fusarium* og *Leptomitus*. Foruten *Tabellaria flocculosa* har ingen alger kvantitativ betydning i prøvene.

Stasjon 12: Den heterotrofe vekst er ikke fullt så markert som på st. 8, 9, 10 og 11. Blågrønnalgen *Lyngbya* har kvantitativ betydning, i tillegg er observert friske grønne tråder av *Ulothrix*. Sessil alge (ubestemt) er en viktig bestanddel av vannfasen.

Stasjonene 13, 14 og 15: Fibre og heterotrof begroing utgjør hoveddelen av benthosmaterialet. Mengden av organismer i vannfasen varierer litt, på stasjon 15 er påvekstalgene ganske godt representert.

4.1.2 Prøveserie_1.11.74. (tabell 5)

Stasjon 5: Det sparsomme begroingsmaterialet preges av en trådformet grønnalge trolig fra slekten *Zygnema*. Andre arter av kvantativ betydning er diatoméen *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kütz. og grønnalgen *Mougeotia*, begge kjent for å være pH-tolerante. Innholdet av heterotrofe organismer er ganske beskjedent.

Stasjon 6 og 7: På begge stasjoner består prøvene av trådformede organismer som er filtret sammen. Grønnalger, blågrønnalger og heterotrof vekst er omtrent likt representert. Soppen *Geotrichum* sp. som dominerer nedenforliggende stasjoner er observert i små mengder. Mye detritus og mineralske partikler i prøvene.

Stasjon 8, 9 (a, b, c), 10 og 11: Begroingsamfunnet består i alt vesentlig av heterotrofe organismer. I materialet fra stasjon 9 (prøve a og b) er dette spesielt markert i det de må betegnes som rene *Geotrichum* forekomster, ikke engang avleiringer av detritus, fibre o.l. er å finne i disse prøvene.

Stasjon 13: Prøvens utseende tilkjenner tydelig hva den består av, nemlig cellulosefibre iblandet endel *Geotrichum*.

Stasjon 14 og 15: Også på disse stasjonene preges begroingsamfunnet av fibre og heterotrof vekst. Organismesamfunnet er imidlertid mer variert idet det er kommet et lite innslag av vanlige begroingsalger. Dette gjelder især på stasjon 15.

4.1.3 Karakteristiske forskjeller i april og november

Et overraskende resultat av analyseserien fra november er at *Fusarium* ikke ble funnet. Derimot har en annen typisk begroingsorganisme, *Geotrichum*, overtatt dens plass. Hvilken art det dreier seg om, er ikke blitt konstatert, men morfologisk samsvarer den med *G. candidum* (NIVAC G2 70) som ble anvendt parallelt med *Fusarium* ved vekstfysiologiske forsøk 1973/74. *Geotrichum* viste større toleranse overfor høye avlutkonsentrasjoner og høyere vekstutbytte på lavmolekylær sulfittlutfraksjon, trolig fordi den utnytter flere komponenter. Den har en cellevegg som vesentlig består av polysakkarider og lite chitin, mens *Fusarium* har tykke vegger bygget opp vesentlig av chitin. Chitin er et aminopolysakkarid med N-acetyl-glukosamin-enheter, som inneholder et mol nitrogen pr. 8 mol karbon. *Geotrichum* krever følgelig mindre nitrogen enn *Fusarium*, noe som bekreftes av vekstforsøkene.

Analyseverdiene fra oktober-november gir imidlertid ikke holdepunkter for større grad av nitrogenmangel enn i mai, og det er vanskelig å peke på en konkret årsak til skiftet. Det har trolig ingen vesentlig betydning for forholdene i vassdraget.

4.2 Heterotroft vekstpotensial

Heterotroft vekstpotensial gir et relativt mål for det potensial vannet har som næringskilde for heterotrof begroing. Vannprøver tatt langs vassdraget 9.5.74 og 1.11.74 ble autoklavert og podet med soppen *Geotrichum candidum*. Av 6 paralleller ble 5 anrikt med energi- og karbonkilde som glukose (60 mM), nitrogen som ammoniumklorid (5 mM) og fosfat (1 mM) i forskjellige kombinasjoner for å bestemme vekstbegrensende faktor i vannet. Etter 5 døgns dyrkning ble mengde soppvekst bestemt ved ATP-analyse. Resultatene er gjengitt i fig. 22 som middelerverdier av de to forsøksseriene. Materialet er for begrenset til å gi sikre konklusjoner.

Forsøkene viser at vekstpotensialet er høyest på strekningen Hunsfos - Heisel bro, hvor den organiske belastningen er størst. Det synker så mot Kvarstein og Hagen som uttrykk for selvrensingsprosessen i vassdraget. Ved Hagen og Skråstad er det overraskende lavt, og veksthemmende faktorer gjør seg muligens gjeldende. Det stiger så mot Lundsbrua, trolig som følge av øket kloakbelastning.

Jevnt over viser glukosetilsetning størst stimulerende effekt. Dette skyldes at karbon- og energi-kildene i vannet er mindre lett omsettelige og dels tungt nedbrytbare, slik at glukose foretrekkes og fører til en raskere vekst. I vannet fra Høiebekken gir glukose en så kraftig stimulans at karbon- og energikilden her må være begrensende. Næringssalter stimulerer ikke, og disse foreligger altså i overskudd.

Av næringssaltene gir fosfat vanligvis størst stimulans fremfor ammonium. Dette samsvarer ikke helt med de vannkjemiske undersøkelsene, der nitrogen fremtrer som den viktigste begrensende faktor. Vekstforsøkene er imidlertid utført under kunstige betingelser i laboratoriet og bare med *Geotrichum*, som har et mindre nitrogenkrav enn *Fusarium*. Under naturlige forhold må lett tilgjengelig nitrogen også antas å være i underskudd, men det er klart at fosfat ligger på begrensende nivåer og hyppigst er i underskudd.

4.3 Algevekstpotensial

Ved en stor reduksjon av den organiske belastningen ved gjennomføring av rensetekniske tiltak kan tilførselen av næringssalter bli et mer fremtredende problem ved å gi opphav til algebegroing. Alger utnytter som kjent lyset som energikilde og kulldioksyd som karbonkilde gjennom fotosyntesen. I dag må algene konkurrere med sopp om næringssaltene, og er sannsynligvis også i stor grad hemmet av giftige komponenter i industriavløpsvann, store pH variasjoner og mangel på egnet vekstunderlag. Som før vist forekommer likevel flere arter grønnalger, blågrønnalger og kiselalger også nedenfor Hunsfos, og hyppigheten øker i vassdragets nedre del.

Algevekstpotensialet er bestemt ved poding av grønnalgen *Selenastrum capricornutum* på filtrert og autoklavert vann fra prøveserien 15. - 16.9.75 og måling av maksimalt celleutbytte etter dyrkning under standardiserte

Fig. 22 Heterotroft vekstpotensial med og uten tilsetning av næringsstoffer

Middelverdier for vannprøver tatt 9.5.74 og 1.11.74
Testorganisme: *Geotrichum candidum*

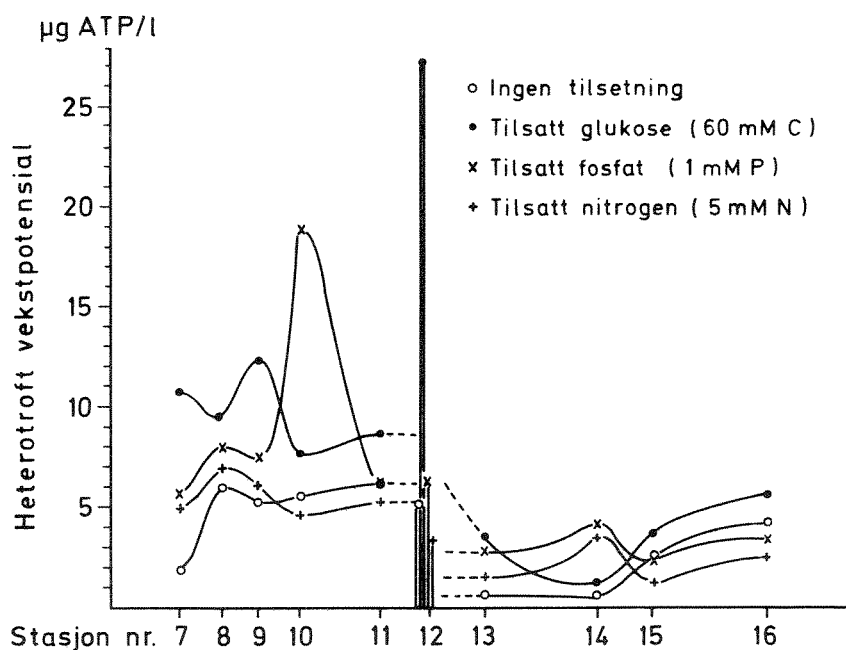
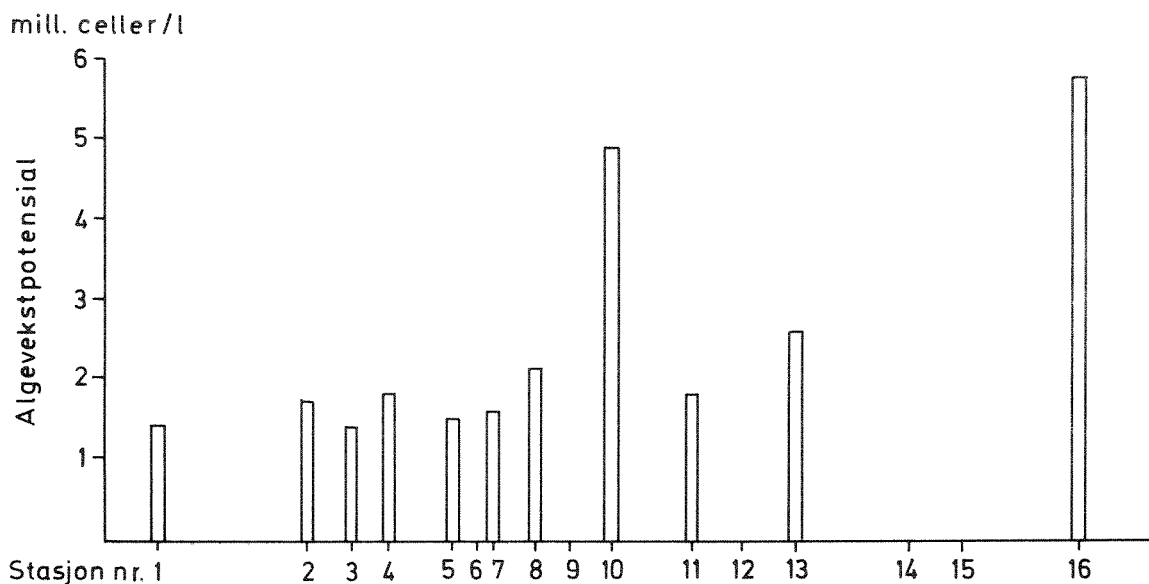


Fig. 23 Autotroft vekstpotensial uten tilsetning av næringsstoffer

Vannprøver tatt 15.-16.9.75
Testorganisme: *Selenastrum capricornutum*



lys- og temperaturbetingelser. Det gir et relativt mål for vannets potensial som næringssaltkilde for autotrof begroing. Resultatene er vist i fig. 23. Materialet er for begrenset til å gi sikre konklusjoner.

Tilførsler av næringssalter fra Grovane/Skjerkedalene merkes på stasjon 4 og fra Vennesla-området ved stasjon 8. Ved stasjon 10 gjør utslipp fra Vigeland et stort utslag, men som de kjemiske resultater også viser, er stasjonen trolig ikke helt representativ på grunn av dårlig avløpsinnblanding. Potensialet er igjen redusert ved stasjon 11, trolig som følge av den heterotrofe begroingen, mens utslipp fra Mosby og Kristiansand slår sterkt ut på stasjonene 13 og 16.

Vekstpotensialet fra stasjon 8 er sannsynligvis influert av veksthemmende forbindelser i vannet.

4.4 Coliforme bakterier

En viktig funksjon ved kommunale renseanlegg er å hindre sykdomsfremkallende bakterier fra fekalier å smitte mennesker og dyr gjennom drikke- og badevann. Med tanke på fremtidig bruk av Nedre Otra for rekreasjon gjennom bading og ferskvannsfiske og eventuelt som drikkevannsreserve er det viktig å ha dette for øyet. I en rasktflytende elv som Otra vil kloakkutslipp hurtig transporteres nedover og ikke spres og fortynnes i særlig grad før det når estuarområdet. Mennesker kan komme i direkte kontakt med utslippet i løpet av timer, og faren er da stor for at sykdomsfremkallende bakterier fremdeles er virulente.

Coliforme bakterier viser graden av fekal forurensning og at sykdomsfremkallende bakterier kan være tilstede. Vi har i Norge ingen fastsatte krav til badevannskvalitet. Svenske myndigheter krever mindre enn 1000 total coliform pr. 100 ml vann, og dette praktiseres også i Norge. Analysene er her utført med membranfilterteknikk, som gir noe mindre utslag. Verdier større enn 1000 kan derfor klart sies å ligge over grensen for hva som kan tillates. Resultater fra vannprøver tatt 16.9.75 er gjengitt i tabell 6.

Tabell 6. Analyseverdier for coliforme bakterier (37°C)
Prøver tatt 16.9.75.

Stasjon nr. navn	Antall celler pr. 100 ml vann	
	Enkeltverdi	Antatt verdi
1 Breihølen	20	20
2 Steinsfoss	32	32
3 Grovane	6	6
4 Innløp Venneslafld.	8	
	7	8
5 Utløp Venneslafld.	120	
	75	120
7 Oppstrøms Hunsfos	230	
	640	640
8 Nedstrøms Hunsfos	>2000	
	200	>2000
10 Heisel bru	780	
	680	780
11 Kvarstein	920	920
13 Hagen	>3000	(>3000)
16 Lundsbrua	1300	
	> 600	1300

Analyseverdiene viser at nivået av coliforme bakterier er betenkelig høyt fra Hunsfos og ned, og mengden tiltar nedover i vassdraget. Det synes klart at Nedre Otra i dag ikke ligger innenfor den sikkerhetsmargin man bør kreve for vann til rekreasjonsformål.

4.5 Bunndyr

Innsamling av bunndyrprøver ble foretatt 17. - 18.4.75 på stasjon 6 (200 m ovenfor Moseid bru), 9 (Vigeland), 11 (50 - 100 m nedenfor Kvarstein bru) og 13 (Hagen).

Ved Moseid bru besto substratet av sand, grus og enkelte større stein

og var dekket av en kraftig autotrof begroing (alger og moser). Vigeland og Kvarstein var preget av heterotrof begroing på et underlag av sand og grus, og med litt autotrof vegetasjon. Hagen har roligere strømforhold og preges av sedimentert organisk materiale på sandunderlag.

Prøvene ble tatt ved å rote opp bunnvegetasjonen og sile ut dyrene med vannhov (maskevidde 220 µm). Gjentetting med trefiber og sopp var imidlertid et problem som kan ha påvirket resultatene. Innsamlet materiale ble fiksert på 4% formalin og oppbevares på 70% etanol. Innsamlingsmetoden er semi-kvantitativ, men gir et dekkende bilde av arts-sammensetning og mengdeforhold mellom artene ved stasjonene. Resultatene er oppsummert i tabell 7, og forekomsten av viktige grupper og enkelte arter skal kommenteres litt nærmere:

Nematoda (rundormer) og Oligochaeta (fåbørstemark): Disse er av de mest dominerende gruppene, men det dreier seg om relativt få arter. Begge forekom i størst mengde i heterotrof begroing.

Hirudinea (igler) ble ikke funnet ved Moseid. Ved Vigeland dominerer *Glossosiphonia complanata*, mens kun ett eksemplar av *Helobdella stagnalis* ble funnet. Ved Kvarstein dominerer en ny art, *Erpobdella octoculata*, mens *H. stagnalis* og *G. complanata* er fåtallige. Ved Hagen dominerer *H. stagnalis*, mens kun ett individ av *E. octoculata* ble funnet. 1960 - 61 var iglene kun representert ved familien Erpobdellidae (sannsynligvis *E. octoculata*), mens en nå har fått Glossosiphonidae (*H. stagnalis* og *G. complanata*) i tillegg.

Plectoptera (steinfluer), Ephemeroptera (døgnfluer) og Tricoptera (vårfluer) er viktige næringsdyr for fisk og har normalt en viktig funksjon i nedbrytning av planterester. Gruppene forekommer meget sparsomt nedenfor Hunsfos, men hyppig ved Moseid. Steinflue-individene var svært små (tidlige instars), noe som hindret artsbestemmelse. Ved Kvarstein ble *Nemoura cinera*, en art med vid økologisk toleranse, funnet. Døgnfluen var *Leptoplebia vespertina*. Vårfluer ved Moseid var vesentlig familien Polycentropoidae (*Cymus* sp., og endel *Oxyethria* sp.). Tipulidae (mygglarver) viste en tilsvarende forekomst.

Tabell 7. Antall individer av bunndyr innsamlet ved befaring 17. - 18. april 1975.

Dyregruppe	Moseid bru		Vigeland		Kvarstein		Hagen	
	Prøve I	Prøve II	Prøve I	Prøve II	Prøve I	Prøve II	Prøve I	Prøve II
Nematoda	23	17	8	83	80	41	44	
Oligochaeta	42	47	52	395	290	2113	229	
Hirudinea	-	-	-	11	15	2	8	
Plectoptera	11	18	-	-	3	-	-	
Ephemeroptera	108	29	1	-	3	-	3	
Tricoptera	30	47	1	-	-	-	1	
Tipulidae	8	7	-	-	1	-	-	
Chironomidae	1283	300	56	102	623	81	73	
Hydracarina	56	39	1	1	-	-	-	
Coleoptera	-	-	10	-	2	11	23	
Hemiptera	-	-	-	-	-	1	-	
			Middel	Middel	Middel	Middel	Middel	

Chironomidae (fjærmygg-larver) viser klart størst individtall ved Moseid bru. Nedenfor Hunsfos er individtallet redusert, og dyrene er røde av haemoglobin.

Hydracarina (vannmidd) er sterkt redusert ved Vigeland og mangler lenger nede.

Coleoptera (biller) representert ved vannkalver (Dytiscidae, *Gyrnus* sp.) er vanlig fra Kvarstein og nedover. Et eksemplar av Hemiptera (*Corixa*, buksvømmer) ble funnet ved Kvarstein. Vannkalvene forekommer hyppigst av de større vanninsektene på stasjoner med heterotrof begroing.

Sett under ett er vassdragets fauna nedenfor Hunsfos fattig, og de grupper som er til stede er representert ved et fåtall arter med relativt store individtall. Ved utløpet av Venneslafjorden er faunaen langt rikere med en mer normal forekomst av større vanninsekter.

Sammenligner en med forholdene i 1960 - 61, ser det ut som om utviklingen er gått i negativ retning. Dette gjelder særlig gruppene døgnfluer og fjærmygg. Tidligere var ortocladine chironomider det mest typiske faunaelement nedenfor Hunsfos, og det er skjedd en forandring i retning av oligochaeter (fåbørstemark).

4.6 Fisk

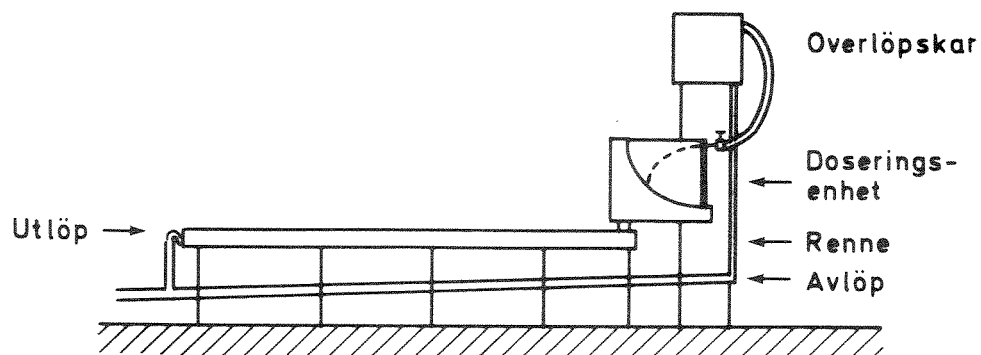
Situasjonen for ferskvannsfisket, spesielt laksefisket, ble vel dokumentert ved undersøkelsen i 1960 - 61, og resultatene vil ikke bli gjentatt her. Populasjonen besto dengang av stingsild, ål og niøye nedenfor Hunsfos, mens laksefisk ikke forekom. Noen ny grundig befarings er ikke blitt foretatt, men ved innsamling av bunndyr ved Kvarstein ble 3 stingsild fanget. Forholdene må antas ikke å ha forandret seg nevneverdig, og man må bare konstatere at Nedre Otra ikke har fiskeproduksjon av betydning.

5. BEGROINGSPROBLEMET

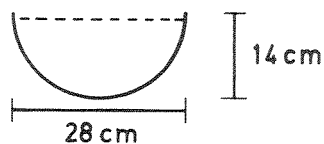
5.1 Observasjoner i forsøksrenner

Det ble i 1973 opprettet 2 feltstasjoner ved vassdraget, en ved Hagen (stasjon 13) og en ved Grovanø (stasjon 2). Feltstasjonene ble foruten til kontinuerlige kjemiske målinger, også benyttet til observasjoner av etablering og akkumulering av begroing i forsøksrenner. En skisse av anlegget er vist i fig. 24.

Fig.24 Skisse over forsøksanlegg



Renne:



Tverrsnitt av profil: 308 cm^2
Lengde : 420 cm
Volum : 129 l

Vannføring : 0,5 l/sek.
Oppholdstid : 4,3 min.
Vannhastighet : 100 cm / min.
Vanninntak : -0,5 - 1m dyp

Stasjonene har stort sett vært i drift fra slutten av mai til ut i september/oktober. Eksempler på resultater er vist nedenfor i tabell 8.

Tabell 8. Akkumulasjon av fibersediment og begroing i forsøksrennen ved stasjon 13, Hagen.

Driftstid	Høstet (dato)	Akkumulert sediment/begroing				
		Tørrvekt g/m ²	Organisk tv. g/m ² %		Uorganisk tv. g/m ² %	
1 døgn	5.10.73	203,7	180,1	88,5	23,6	11,5
1 mnd.	4.10.73	387,5	347,1	89,6	56,1	10,4
3½ "	15.9.75	1192	451,7	37,9	741,1	62,1

Begroingen ved Grovane besto av utfelt organisk detritus og autotrof begroing i lite omfang. Det fant ikke sted noen særlig akkumulering av organisk eller uorganisk materiale.

Ved Hagen dannet det seg allerede i løpet av et døgn et tykt sediment i rennen, som vesentlig besto av soppvekst og trefiber. Det skjedde deretter en mer langsom akkumulering, samtidig som andelen av uorganisk stoff økte. Vannhastigheten i rennen er noe lavere enn den reelle ved Hagen ved lavvannsføring, men høyer turbulens i elven mer enn oppveier dette. Resultatene viser at det ved lavvannsføring kan skje en stor akkumulering av fiber og løsrevet begroing i rolige partier. Det vil fort dannes anaerobe forhold i sedimentet og utvikling av ammoniakk, metan, kulldioksyd og hydrogensulfid. Gassutvikling i slambanker er påvist ved Hagen og lengre nede. Hydrogensulfid er svært giftig for bunndyr og fisk, og bunnssubstratet er uegnet. Som vist i kap. 4.5 var det ved Hagen en mindre bestand av fåbørsteormer og fjærmygglarver enn i partier med typisk heterotrof begroing.

5.2 Målinger av biomasse og respirasjon/produksjon i heterotrof begroing

Ved stasjon 9 (Vigeland) er biomassen av heterotrof og autotrof begroing samt begroingens respirasjon og primærproduksjon blitt målt under

2 felt-tokter, 1.11.74 og 17-18.4.75. Målingene ble utført ute på elvebunnen ved at et pvc-rør (fri karmhøyde 3 cm, areal 180 cm²) ble presset ned i bunnsedimentet, eller ved at stener med begroing forsiktig ble lagt på en bunnplate i røret. På toppen ble det så montert et tettsluttende respirasjons/produksjonskammer av perspex og vannet over begroingen ble sirkulert via en sentrifugalpumpe til et elektrodekammer med oksygenelektrode. Oksygenkonsentrasjonen ble registrert kontinuerlig og forbruket beregnet pr. arealenhet. Respirasjon (R) og netto primærproduksjon (P_N) kan da beregnes ved hjelp av følgende ligning:

$$P_N = R - Q$$

hvor Q = oksygenforbruket med belysning = netto respirasjonen. Belysningen var ved begge måleperioder 25-30000 lux, slik at lyset ikke skal ha virket begrensende. Etter målingen ble begroingen høstet for analyse av totalt organisk karbon (TOC), total biomasse (som ATP) og autotrof biomasse som klorofyll a + b). Stener ble skrapet rene med gummispatel og volumet målt for å korrigere vannvolumet i respirasjonskammeret.

Bunnen besto av grus av varierende størrelse og små rullestein. Det ble valgt målepunkter med både løstsittende og fastsittende begroing avhengig av strømforholdene. Stasjonen antas å være svært representativ for strekningen Hunsfoss-Hagen hva begroingsmengde og strømforhold angår. Dessverre ble prøven for biomasse-analysen fra 17-18.4. kastet ved en feiltakelse. Resultatene av alle målinger er gjengitt i tabell 9.

Tabell 9. Respirasjons-, primærproduksjons- og biomassedata for stasjon 9 (Vigeland).

(B = bunnsediment, S = stein, H = haler)

1) Bare netto respirasjon ble målt.

Måle- punkt nr.	TOC g C/m ²	ATP g/m ²	Chl a+b mg/m ²	P _N mg O ₂ /m ² ·h	Q	R	P _N /R
1.11.74 ¹⁾	Vanntemperatur 5,7-5,9°C						
1 B	16111	2,79	3,19		40,5		
2 B	8488	1,80	1,63		29,6		
3 B	2577	0,85	0,32		37,0		
4 B	12125	4,42	2,26		68,0		
5 B	3600	4,95	2,04		43,4		
6 S	-	-	-		223,7		
	Snitt	8600	3,0	1,9	74		
	SD	5700	1,7	1,0	75		
17-18.4. 75	Vanntemperatur 4,1-5,3°C						
7 S	-	-	-	25,2	28,5	53,7	0,47
8 S	-	-	-	<0,3	63,4	63,4	<0,005
9 S	-	-	-	<0,3	58,4	58,4	<0,005
10 S	-	-	-	15,8	42,9	58,7	0,27
11 S	-	-	-	50,4	44,4	94,8	0,53
12 H	-	-	-	43,0	159,8	202,8	0,21
	Snitt			23	66	89	0,25
	SD			21	47	58	0,22

Ved å benytte en vanlig akseptert omregningsfaktor på 250 g C/g ATP kan den samlede biomassen anslås til 750 g C pr. m². Ca 9% av begroingens organiske stoff er levende biomasse. Som det fremgår av tabellen, kan forholdstallet variere mye, og på belegg på steiner i hurtigstrømmende vann er det trolig opp imot 60-70% levende biomasse. Autotrof

biomasse målt som klorofyll utgjør en meget liten del (mindre enn 1%), men bedømt ut fra P/R-forholdet fra siste måleperiode kan den nå opp i 20-30% på punkter hvor soppveksten har form av lange "lammehaler".

Den 18.4. ble biomassen i elvevannet målt til i gjennomsnitt 2,1 $\mu\text{g ATP/l}$ tilsvarende 0,525 mg C/l. Vannføringen var 67,7 m^3/s , hvilket gir en biomasetransport på 35,5 g C/s. Om man antar at hver m^2 bunn dekkes av 1,2 m^3 vann, blir forholdet mellom drivende og fastsittende biomasse på denne stasjonen 1:1200. Dette viser at det er den fastsittende biomassen som betyr noe i omsetningen av organisk stoff.

Brutto respirasjon innbefatter også nedbrytning av primærproduksjonen, mens netto respirasjonen (Q) best representerer nedbrytning av vannmassenes organiske forurensninger. Gjennomsnitt for alle målepunkter gir 70 mg $\text{O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ ved en middeltemperatur på 5°C. 70 mg O_2 respirert tilsvarende 336 kcal. Omregnet til organisk karbon som glukose omsatt til CO_2 og H_2O gir det nedbrytning av 52,5 mg C/ $\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

Ved hjelp av generalplankart i målestokk 1:5000 er bunnarealet fra Hunsfoss til Kvarstein anslagsvis beregnet. Vannoverflaten er multiplisert med faktoren 1,2 for å gi bunnarealet:

Hunsfoss - Hallandsbru (st. 8)	123000 m^2
Hallandsbru - Vikelandsdammen	170000 "
Vikelandsdammen - stasjon 9	85000 "
Stasjon 9 - stasjon 10	108000 "
Stasjon 10 - stasjon 10a	112000 "
Stasjon 10a - Kvarstein bru (st. 11)	152000 "
Totalareal	<hr/> 750000 m^2

Resten av strekningen fra Kvarstein til Lundsbrua er ut fra generalplankart i målestokk 1:50000 anslått til 1,9 mill m^2 . Ved å anta at målingene på stasjon 9 er relativt representative for øvre del av vassdraget, fremkommer følgende tall for begroingen på elvestrekningen Hunsfoss-Kvarstein:

Totalt organisk karbon	6450 tonn C
Total biomasse	563 " C
Oksygenforbruk ved 5°C	1260 kg O/døgn
Nedbrutt til CO ₂ og H ₂ O	945 kg C/døgn

Om målingene fra stasjon 9 kan ekstrapoleres også til den nedre del av vassdraget, er svært usikkert, men om det gjøres fremkommer følgende tall for strekningen Kvarstein-Lundsbrua:

Oksygenforbruk ved 5°C	3192 kg O/døgn
Nedbrutt til CO ₂ og H ₂ O	2394 " C/døgn

Respirasjonsmålingene viser altså et biokjemisk oksygenforbruk på ca. 4500 kg O/døgn, mens totalbelastningen er beregnet til ca. 50000 kg/døgn. Selvrensingen i vassdraget utgjør altså ca. 9% av BOF-belastningen. I tillegg kommer belastningen av ligniner o.l., som bare i liten grad omsettes. Det hefter mange usikkerhetsmomenter ved disse overslagsberegningene, men i størrelsesorden skulle de være riktige.

5.3 Resultater av vekstforsøk med begroingsorganismer

5.3.1 Teori

Resultater av vekstforsøk i laboratoriet med begroingsorganismene *Fusarium aquaeductuum* og *Geotrichum candidum* er i alt vesentlig omtalt i detalj i tidligere forskningsrapporter (A2-08, delrapportene I, II og III). Hensikten med disse forsøkene har vært å fremskaffe det nødvendige grunnlag for å kunne bedømme effekten av rensetekniske tiltak på mengden av begroing i vassdraget og på vassdragets selvrensende evne. Til dette behøves følgende sett av data om de viktigste begroingsorganismene:

1. Vekstutbyttet pr. mengde organisk stoff av forskjellig type. Da mesteparten av BOF-belastningen utgjøres av sulfittlut, vil denne være mest aktuell.
2. Vekstutbyttet pr. mengde av næringssaltene ortofosfat, nitrat og ammonium.

3. Veksthastigheten som funksjon av konsentrasjonen av lett nedbrytbart organisk stoff og av næringssalter i vannet.
4. Veksthastigheten som funksjon av pH og temperatur. Oksygen må antas å foreligge i overskudd og er ikke inkludert.

Det arbeides med å konstruere en analyttisk modell som beskriver de funksjonelle sammenhenger mellom belastning og vekstrespons med basis i slike forsøksdata, men arbeidet har ennå ikke kommet så langt at metoden kan anvendes i denne sammenheng.

Tilveksthastighet for en organisme eller den spesifikke veksthastighet (μ) er vanligvis gitt ved likningen:

$$(1) \quad \mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_S + S}$$

hvor: μ_{\max} = maksimal spesifikk veksthastighet (hr^{-1})

S = konsentrasjonen av hastighetsbegrensende vekstfaktor

K_S = den konsentrasjon (S) som gir $\mu = \frac{1}{2} \cdot \mu_{\max}$ = halvmetningskonstanten for substratet

Vekstutbyttet med hensyn på substratet (Y_S) er gitt ved likningen:

$$(2) \quad Y_S = \frac{\Delta X}{\Delta S}$$

hvor: ΔX = tilveksten i biomasse

ΔS = endringen i konsentrasjon av vekstbegrensende substrat.

I kjemostat tilføres vekstmediet kontinuerlig i et vekstkar med 1 liter kulturvolum (V) og hvor pH og temperatur holdes konstant. En røremagnet og kraftig luftinnblåsing holder soppen homogent fordelt i mediet. Når en enkelt vekstfaktor er i underskudd i forhold til de øvrige, vil mengden av sopp i kulturen (X) øke proporsjonalt med konsentrasjonen i tilført medium (S_r):

$$(3) \quad X = Y_S \cdot S_r$$

Samtidig vil veksthastigheten (μ) innstille seg på en verdi lik fortynningshastigheten i kulturen (D), med andre ord proporsjonalt med pumpehastigheten (f). Det oppnås såkalt "steady state" i kulturen sålenge $D < \mu_{\max}$.

$$(4) \quad \mu = D = \frac{f}{V}$$

Dette tilsvarer meget godt hva som også skjer ute i elven, selvom soppen her for størstedelen er fastsittende. På denne måten kan en ved bare å variere pumpehastigheten (f) få tall for vekstutbyttet ved forskjellig veksthastighet og veksthastigheten som funksjon av konsentrasjonen av forskjellige vekstbegrensende faktorer i vannet. Kjenner en tilførte mengder til elven og hvilken faktor som er begrensende, kan følgelig begroingsmengden beregnes.

5.3.2 Resultater og diskusjon

Forsøkene er dels utført i rystekolbekulturer (batch) og dels i kontinuerlig kultur (kjemostat). Resultatene gir noe forskjelligartet informasjon og er ikke helt sammenliknbare.

Som vist i fig. 25 vokser *Geotrichum* langt bedre på den lavmolekylære fraksjonen i sulfittlut enn *Fusarium* etter tilsetning av N og P. Den utnytter trolig langt flere av de lavmolekylære komponentene. Derimot vokser *Fusarium* bedre når lignosulfonsyrene også er tilstede (ufraksjonert lut), og det synes som om disse kan utnyttes som vekstsubstrat sammen med sukkerarter (kometabolisme). Ingen av artene vokser særlig på høymolekylær fraksjon alene. *Geotrichum* utnytter bedre tilsatt N enn *Fusarium* (se kap. 4.1.3). Disse forhold kan være årsak til den veksling mellom *Fusarium* og *Geotrichum* som synes å forekomme i Nedre Otra.

I figurene 26, 27 og 28 er det maksimale vekstutbyttet (Y_S) etter 5 døgns vekst på sulfittlut fra granvirke, furuvirke og løvtrevirke fra Hunsfos fabrikker vist for de samme artene, samt for en gjærtype (NIVAC 4-74) ved 0,5, 1,0 og 5,0 vekt/vol. % innblanding. Med et tørrstoffinnhold på 18-20% (vedlegg 9.1.1) tilsvarer dette henholdsvis ca. 25, 50 og

250 ml/l elvevann. Det var nødvendig å benytte såvidt høye konsentrasjoner for å få målbar vekst ved vanlig tørrstoffbestemmelse.

Fusarium vokser ikke på avlut fra granvirke, og vekstutbyttet for øvrige arter er lavere enn på avlut fra furu- og løvvirke. Årsaken er trolig lavt innhold av heksoser og pentoser - og nærvær av inhiberende faktorer. Ved 5 w/v % fås jevnt over en inhibisjon av veksten. 0.5 % viser derimot bare litt høyere verdier enn 1 %, og en kan anta at inhiberende faktorer ikke har gjort seg gjeldende ved denne konsentrasjonen for øvrige avluter.

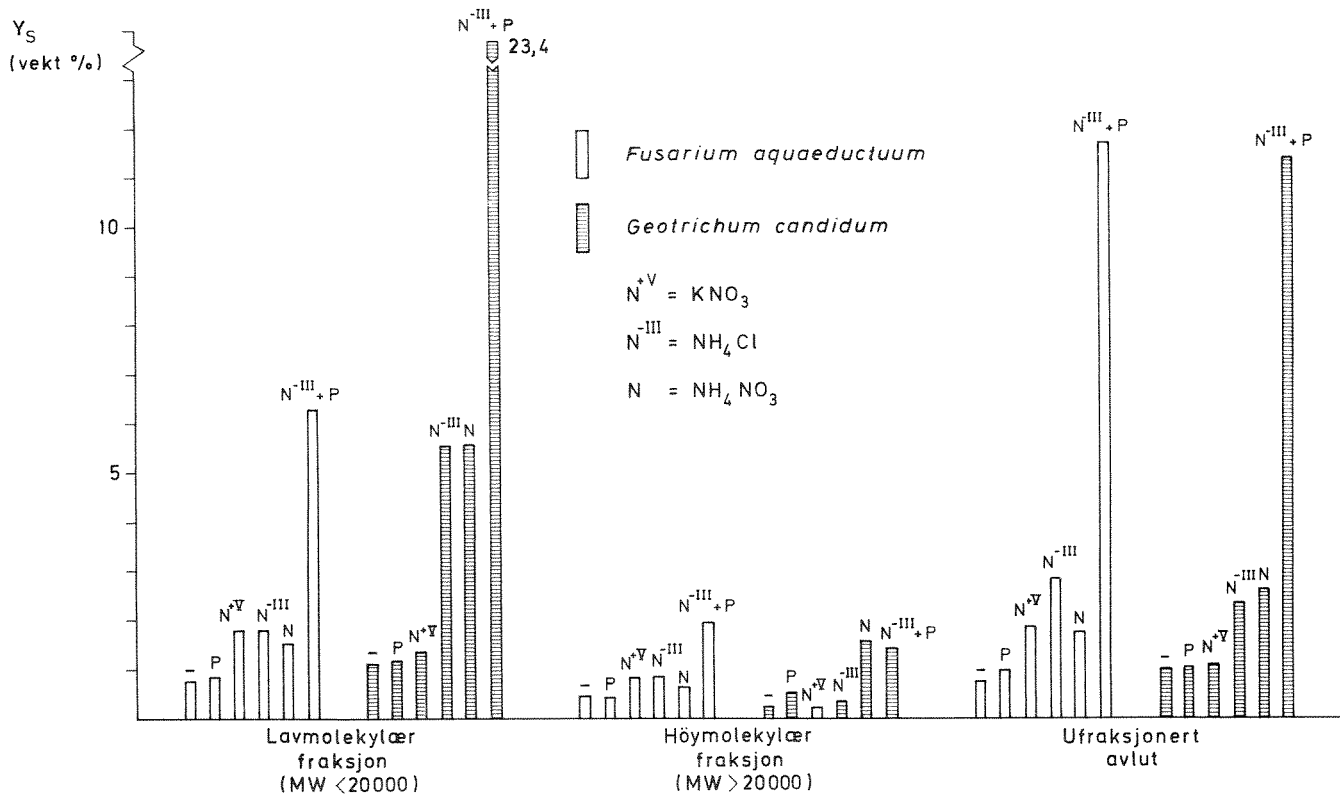
Veksten på 0.5 w/v % stimuleres kraftig ved tilsetning av nitrogen, og dette er den primært vekstbegrensende faktor. Innholdet av utnyttbart nitrogen i sulfittlutene er følgelig meget lavt, og dette er i overensstemmelse med analyseresultatene (kap. 2.1.1). Tilskudd av fosfat gir øket vekst når nitrogen er i overskudd. Fosfat er altså den sekundært begrensende faktor, da avluten inneholder en del utnyttbart fosfat. På basis av vekstresponsen ved tilsetning av N og P til 0,5 w/v % sulfittlutmedium (furu + 10% løv) kan kravet til N:P-forholdet anslås til 17:1 for *Fusarium* og 7:1 for *Geotrichum*.

Kravet til N og P ble også forsøkt bestemt i et forsøk der veksten av *Geotrichum* ble fulgt som funksjon av tilsatt mengde næringssalter (fig. 29 og 30). Et lite P-tilskudd gir fort maksimal vekst ved 0,5 w/v %, mens det kreves mer nitrogen for å nå metning. Utfra responsen kan N:P-forholdet beregnes til 6.5:1, og dette stemmer godt overens med det foregående resultatet. Vekstutbyttet er 38.6 mg tørrvekt sopp pr. mg N og 108 mg tørrvekt sopp pr. mg P.

Soppartenes pH-toleranse er blitt undersøkt ved dyrking i rystekultur på komplekst medium. Begge arter vokser like godt ved pH 3 som ved pH 6.

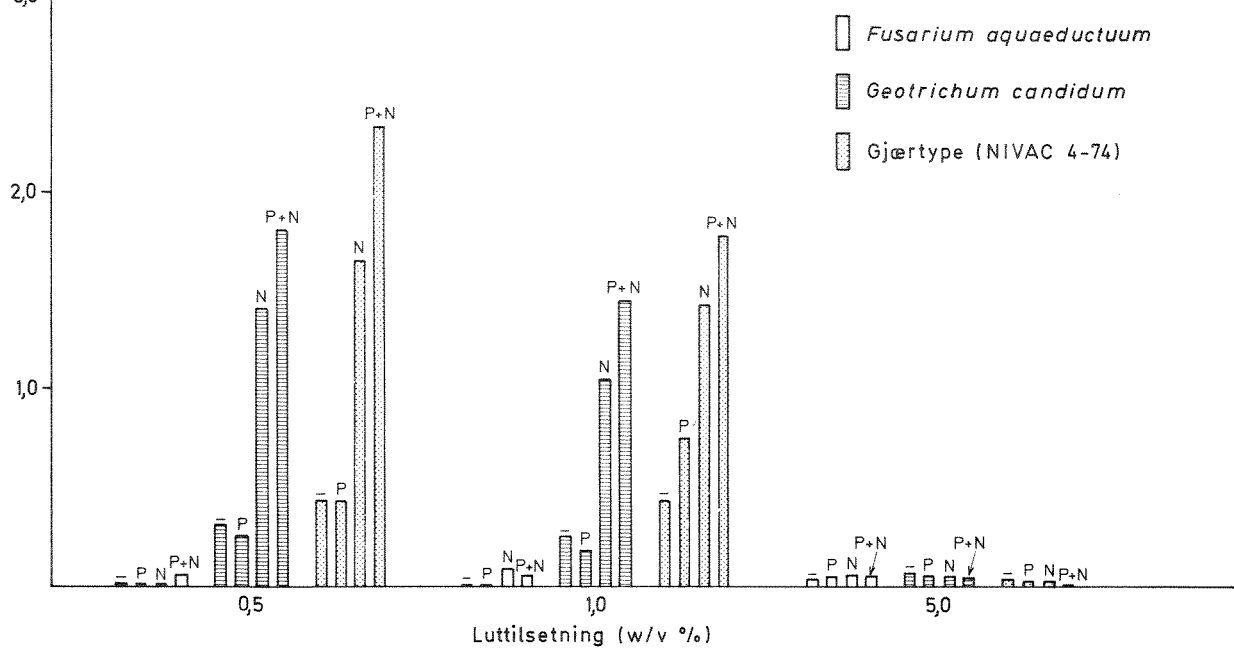
Arten *Fusarium aquaeductuum* (NIVAC E-70) er blitt gjenstand for inngående vekstfysiologiske studier over flere år (Steensland 1973, Laake in prep). Resultatene skal kort gjengis da de til dels vil bli benyttet ved senere beregninger. I fig. 31 har en gjengitt veksthastighetens

Fig.25 Vekstutbytte (Y_S) på fraksjonert og ufraksjonert sulfittlut (Ca-base, gran) tilsatt i destillert vann (1,0 w/v %) med tilskudd av fosfor (1 mM P) og ulike nitrogensalter (10 mM N)



Y_S (vekt %)

Fig.26 Vekstutbytte (Y_S) på sulfitt-lut (gran) tilsatt vann fra Steinsfoss med tilskudd av fosfor (P) og nitrogen (N)



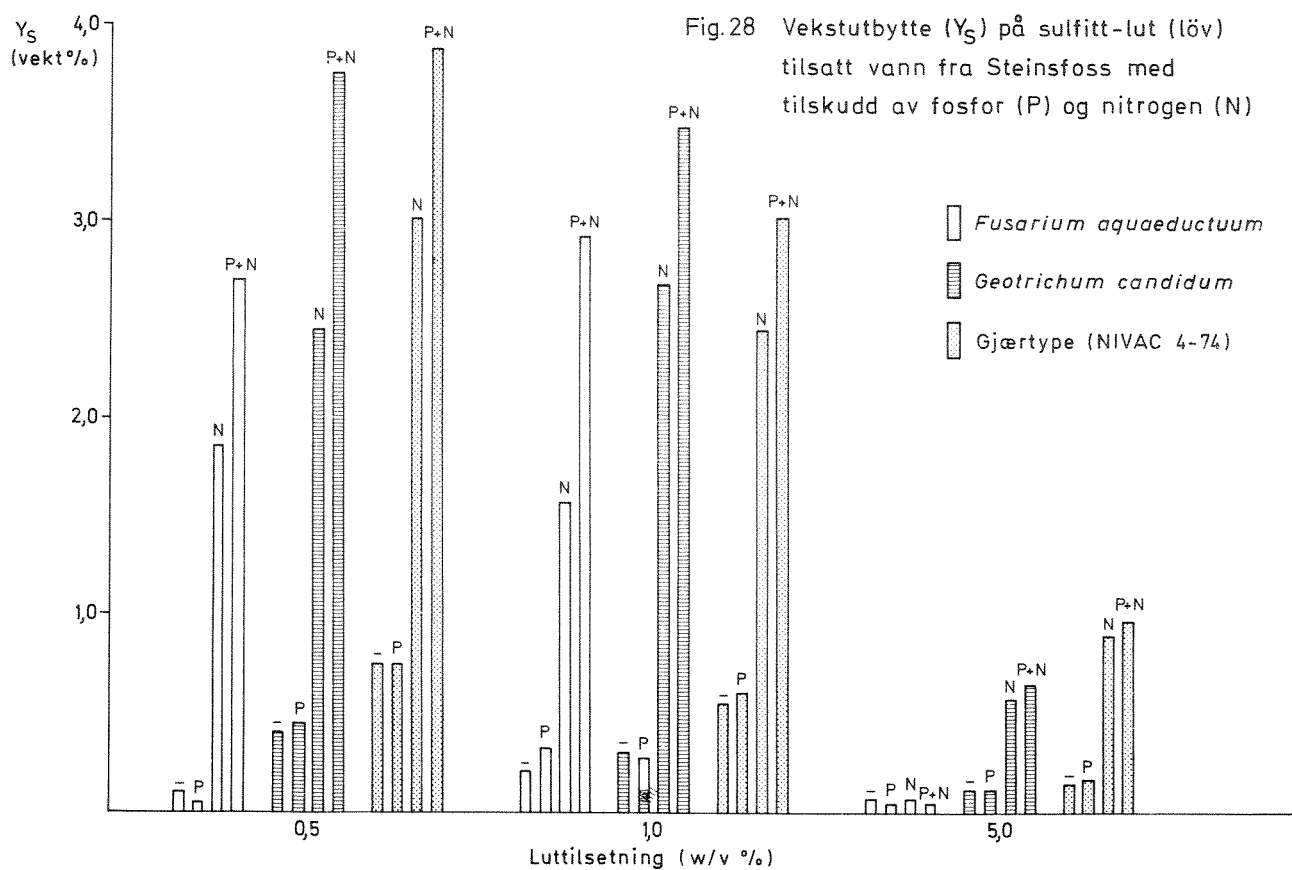
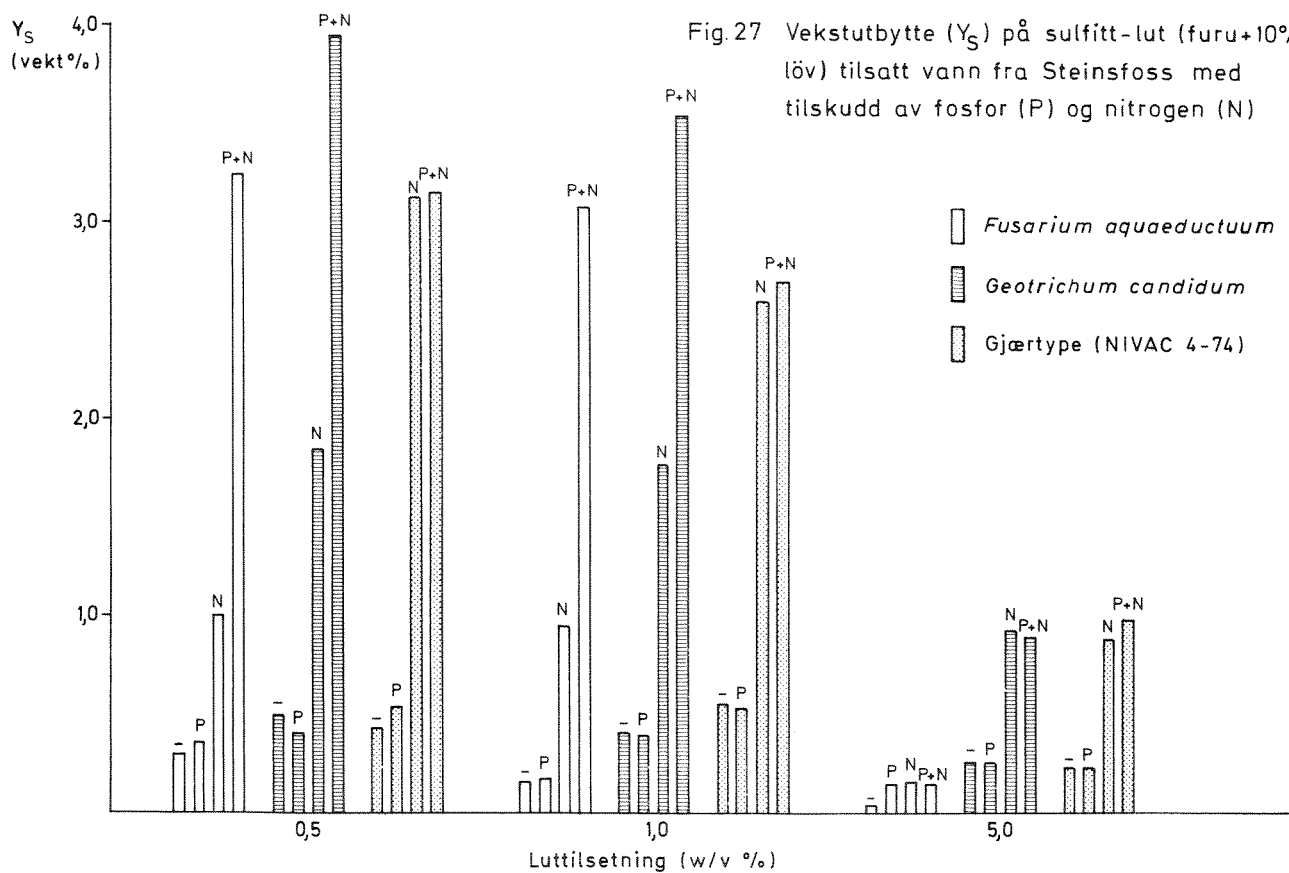


Fig. 29 Vekst av *Geotrichum candidum* på sulfittlut (furu + 10 % löv) i vann fra Steinsfoss (0,5 - 1,0 - 5,0 w/v % lut) som funksjon av N-tilsetningen

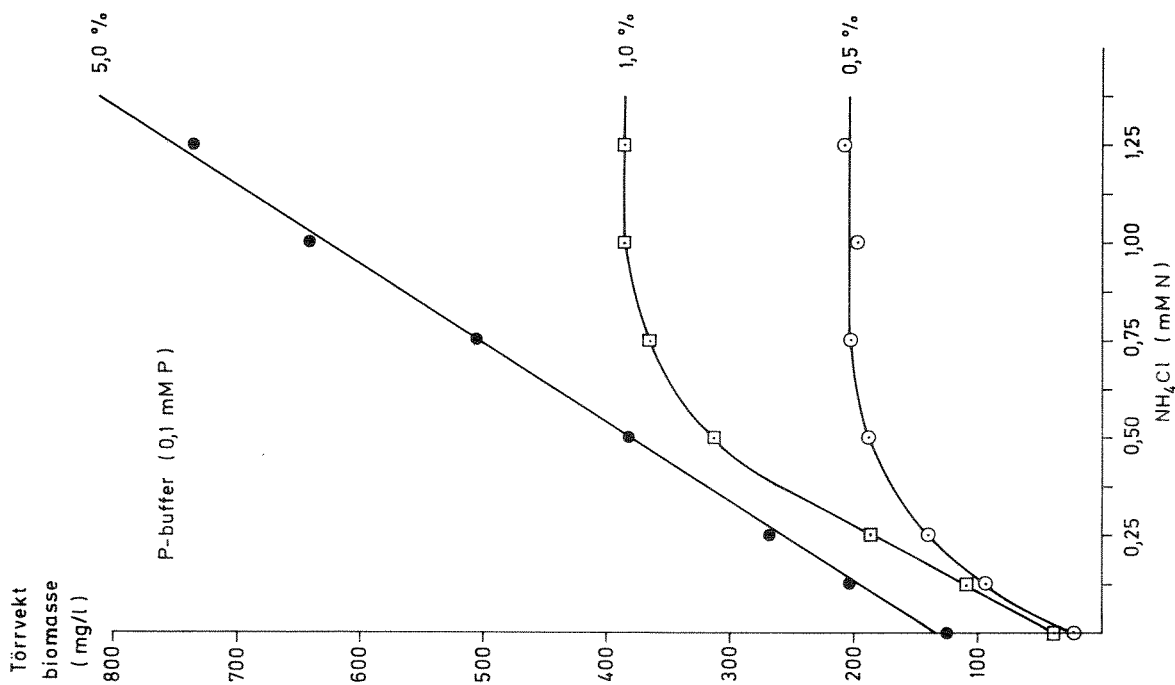
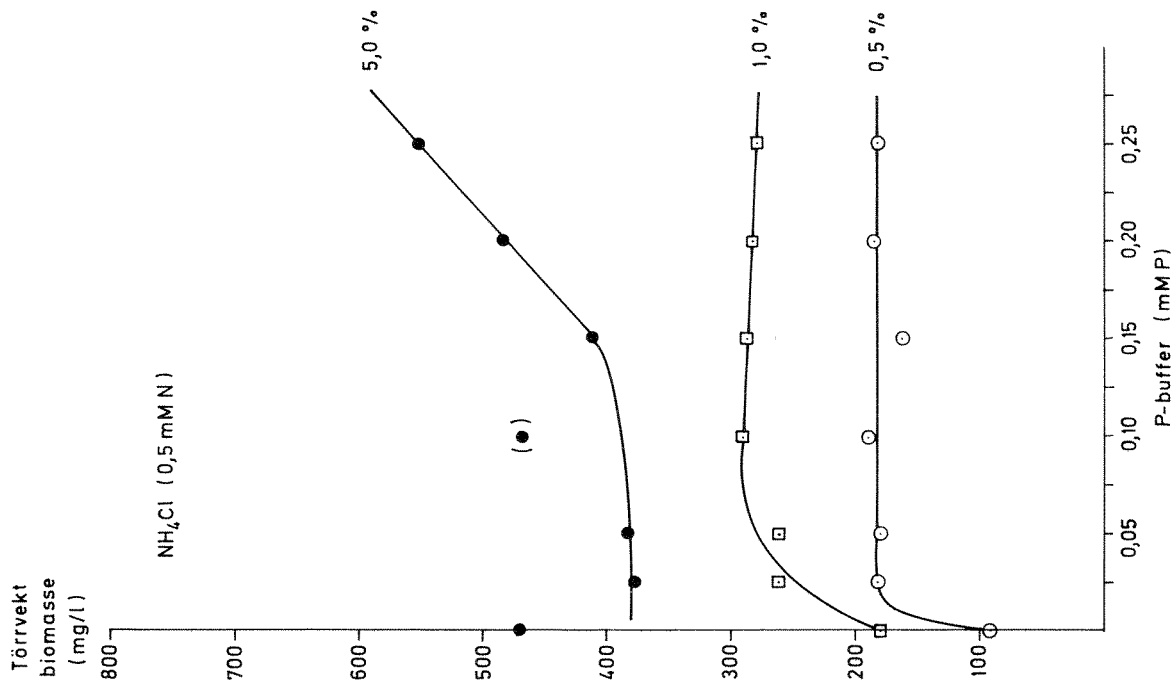


Fig. 30 Vekst av *Geotrichum candidum* på sulfittlut (furu + 10 % löv) i vann fra Steinsfoss (0,5 - 1,0 - 5,0 w/v % lut) som funksjon av P-tilsetningen



temperaturavhengighet, og som vist er det en kraftig reduksjon i vekst-hastigheten fra 15 til 10°C. Soppen kan vokse også ved 2-3°C.

Figurene 32, 33 og 34 viser vekstutbyttet og substratkonsentrasjonen som funksjon av veksthastigheten med henholdsvis glukose, fosfat og nitrogen (som NH_4^+ og NO_3^-) som begrensende faktor. Veksten på glukose følger teorien for veksthastighetens avhengighet av S (ligning(1)), men vekstutbyttet er noe lavere ved lav μ . Affiniteten til glukose er svært høy med $K_S = 0.32$ mg/l, tilsvarende 0.13 mg C/l.

Veksten på fosfatbegrensning viser sterkt øket vekstutbytte ved lav veksthastighet som skyldes lagring av polysakkarider i cellene. Fosfat-opptaket følger ikke ligning (1), men er derimot proporsjonalt med S^2 :

$$\frac{1}{\mu} = 372 \cdot \frac{1}{S^2} + \frac{1}{0.15}$$

Dette gir en halvmetningskonstant: $S(\frac{1}{2} \mu_{\max}) = 7,5 \mu\text{g P/l}$.

På nitrogenbegrensning øker også utbyttet, men i mindre grad. NH_4^+ og NO_3^- gir hver for seg samme vekstrespons. Verdier under 10 $\mu\text{g N/l}$ kan ikke bestemmes direkte, og da alle verdier for S ligger under denne grensen er det ikke mulig å beregne K_S . Opptaket følger trolig ligning (1) med $K_S < 5 \mu\text{g N/l}$. Resultatene er oppsummert i tabell 10.

Tabell 10. Vekstkinetiske konstanter for *Fusarium aquaeductuum* i kjemostat (pH 7.0, 20°C, $\mu = 0.04 - 0.10 \text{ hr}^{-1}$).

Vekstbegrensende faktor	Glukose (G)	Ortofosfat (P)	Nitrogen (NO_3 eller NH_4) (N)
Vekstutbytte (Y_S)	0,33-0,50 mg tørrv/mg G	0.55-0.20 mg tørrv/ $\mu\text{g P}$	18 - 13 mg tørrv/mg N
Vekstutbytte (Y_C)	0,13-0,20 mg tørrv/mg C	-	-
Halvmetningskonst. (K_S)	0.32 mg G/l	7.5 $\mu\text{g P/l}$	<5 $\mu\text{g N/l}$
Maksimal spesifikk veksthastighet (μ_{\max})	0.12 hr^{-1}	0.13 hr^{-1}	0.15 hr^{-1}

Fig.31 Arrhenius plot som viser maksimal spesifikk veksthastighet (μ_{max}) for *Fusarium aquaeductuum* ved forskjellige temperaturer

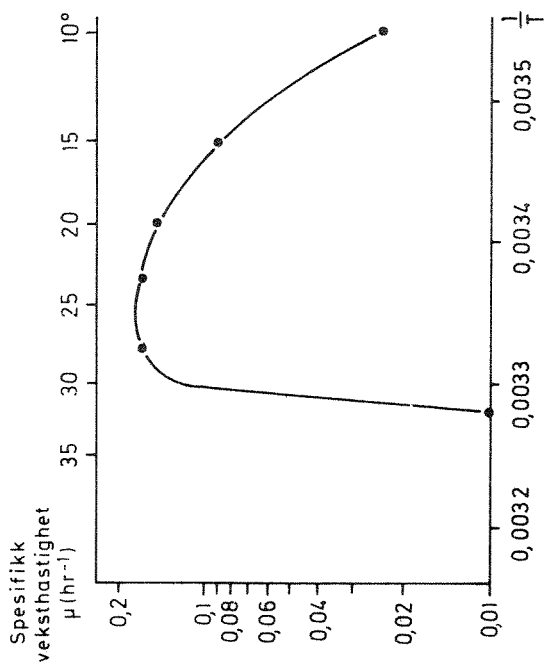


Fig.32 Kontinuerlig dyrking av *Fusarium aquaeductuum* på glukose-begrensede mineralmedium (200 mg glukose/l)

Steady-state verdier for vekstutbytte (Y_G) og substrat-konsentrasjon (S_G)

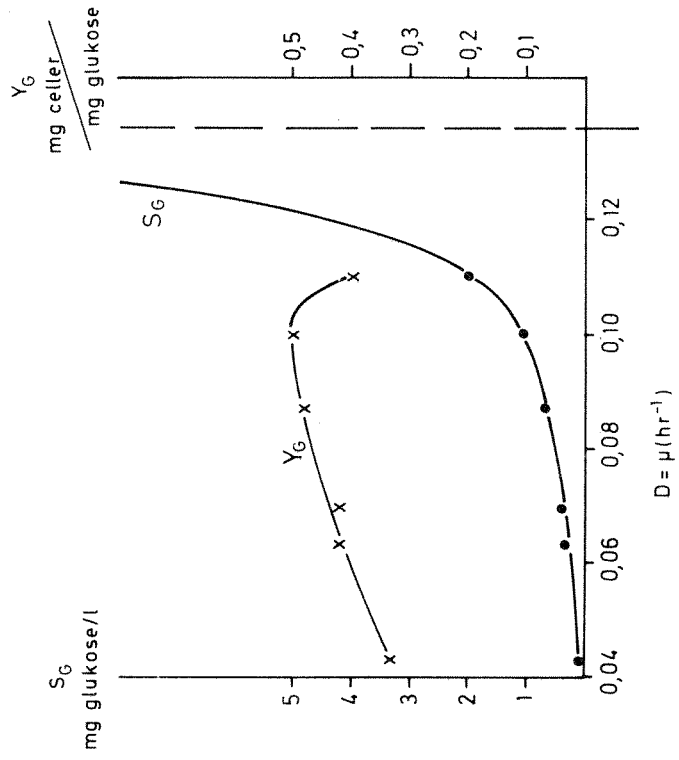


Fig. 33 Kontinuerlig dyrking av *Fusarium aquaeductuum* på fosfatbegrensende medium (620 µg P/l) med glukose som C-kilde

Steady-state verdier for vekstutbytte (Y_P) og substrat-konsentrasjon (S_P)

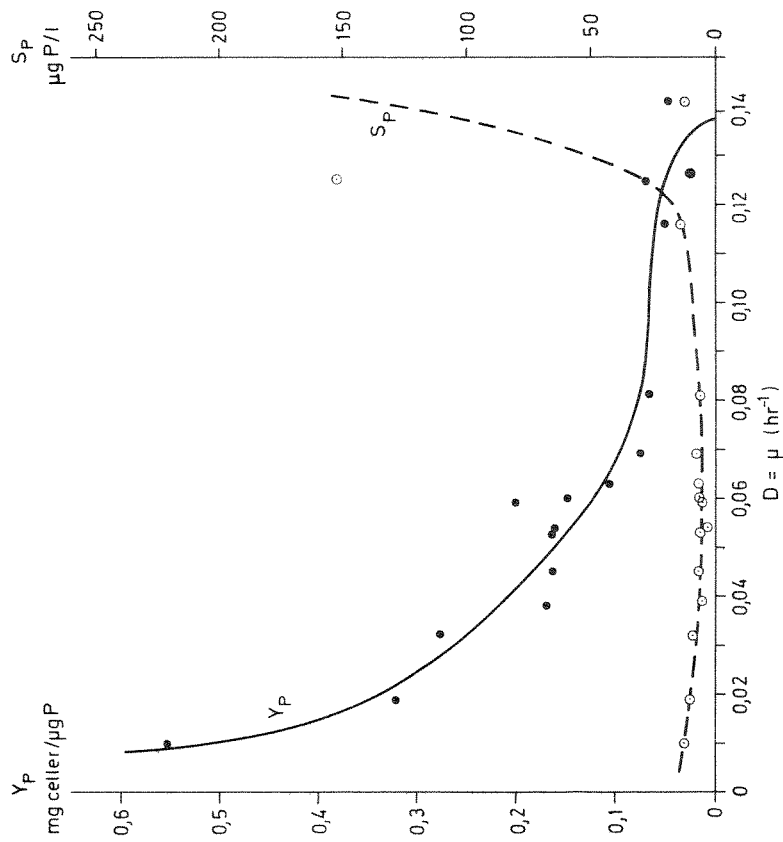


Fig. 34 Kontinuerlig dyrking av *Fusarium aquaeductuum* på nitrogen-begrensende medium (7850 µg N/l) som NO_3 eller NH_4 med glukose som C-kilde

Steady-state verdier for vekstutbytte (Y_N) og substrat-konsentrasjon (S_N)

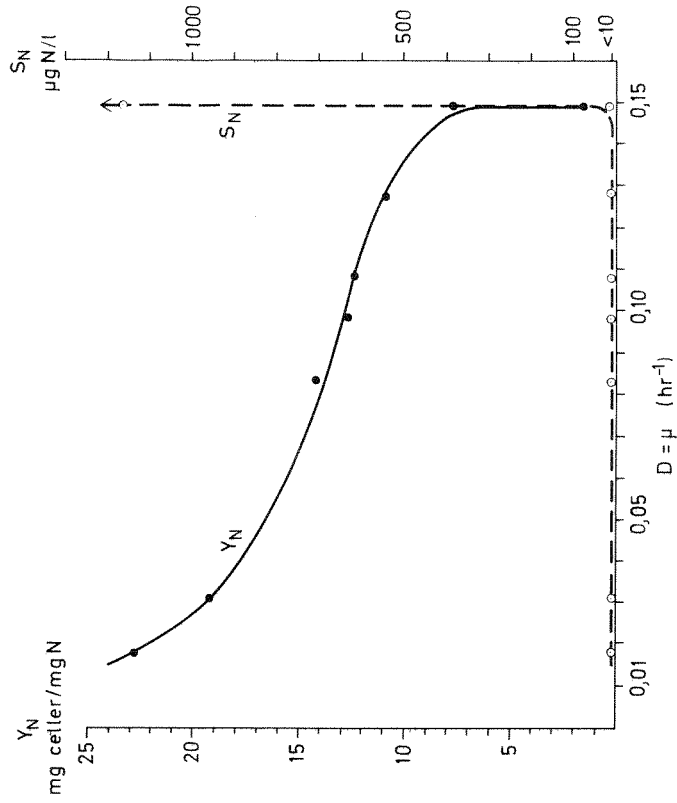
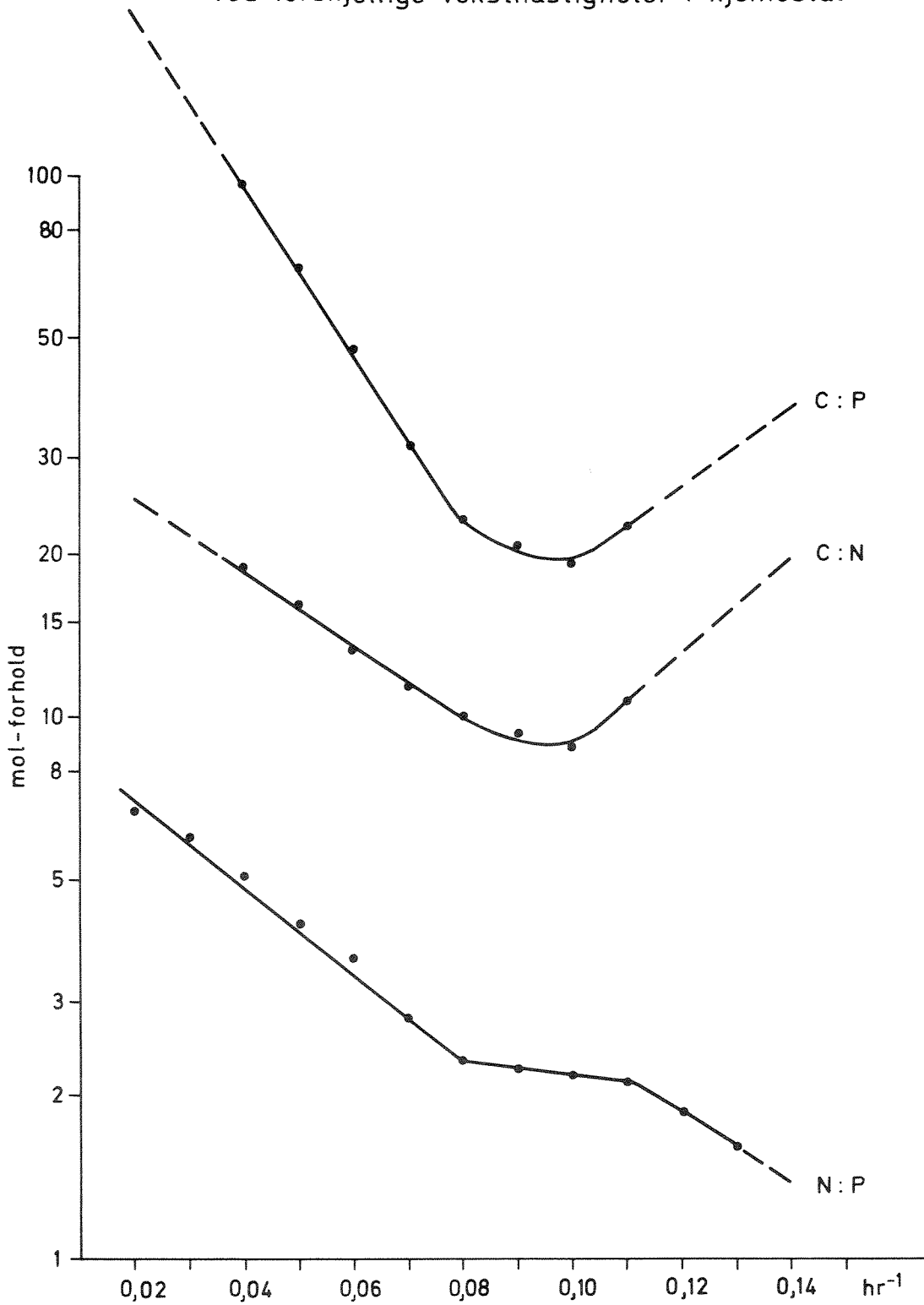


Fig. 35 Forholdet mellom forbrukt energi- og karbonkilde (som mol C i glukose), fosfat (P) og nitrogensalter (N) for *Fusarium aquaeductuum* ved forskjellige veksthastigheter i kjemostat



Ved å beregne hvor mange mol av henholdsvis energi- og karbonkilde, nitrogen og fosfor som trengs pr. enhet sopp produsert, kan forholdstallet mellom næringsfaktorene finnes. Som vist i fig. 36 varierer dette med veksthastigheten, idet kravet til både N og P øker med veksthastigheten når $\mu < 0,08$. Fra $\mu = 0,08$ til $0,11$ er alle forhold relativt konstante, og dette sammenfaller med maksimum i vekstutbyttet på glukosebegrensning. En må anta at *Fusarium* har sin energetisk gunstigste veksthastighet ved ca. $0.8 \times \mu_{\max}$.

Det forbrukes altså mindre nitrogen og langt mindre fosfat ved lave veksthastigheter fordi soppen da kan lagre karbohydrater. Reduksjon i P og N har følgelig forholdsvis liten effekt på begroingsmengden. Derimot vil en reduksjon i karbohydratmengden redusere begroingen i samme forhold.

Under optimale vekstforhold er C:N:P = 20:2.2:1. Optimale forhold er imidlertid unntakelsen heller enn regelen ute i elven; oksygentilgangen kan være dårligere, biomassen er høy og spesifikk veksthastighet blir følgelig lav, og temperaturen er oftest mye lavere enn 20°C . Dette kan føre til et C:N:P-forhold i størrelsesorden 300:7:1 ved $\mu = 0,02 \text{ hr}^{-1}$ (C:N = 25), og denne verdien vil bli benyttet ved senere vurderinger.

5.4 Begroing etter gjennomføring av rensetiltak

En vurdering av begroingsmengden etter gjennomføring av rensetiltak må bygge på en vurdering av belastningstallene mot begroingens utnyttelsesgrad overfor karbon- og energikilde, fosfor og nitrogen. Eventuelle andre næringskilder kan en trolig se bort fra i denne sammenheng. For bedre å illustrere effekten av planlagte rensetiltak og av hva som kan anses realistisk oppnåelig over sikt har en satt opp følgende alternativer:

Alternativ	Avløpsvann	Renseteknikk	Renseeffekt (% fjernet)		
			BOF ₇	TOT N	TOT P
0	Ingen behandling	-	-	-	-
I	Sulfittavlut Hunsfos	Inndamping	90	90	90
II	Blekeriavlut "	-	70	30	90
III	Vann fra sedimente- ringsanlegg Hunsfos	-	70	30	90
IV	Avløp fra Norsk Wall- board	-	70	30	90
V	Avløp fra Høie fabrikker	-	70	30	90
VI	Kommunale avløp	Mekanisk/kjem.	70	30	90

Renseeffektene angitt for industriavløpsrensing utover inndamping av sulfittlut er hypotetiske, da en mangler erfaringsgrunnlag. For å illustrere virkningen er tallene for et mekanisk-kjemisk kommunalt renseanlegg benyttet.

Når belastningstallene (kap. 2), analyserte nivåer i vannet ovenfor Hunsfos (tabell 3) og de angitte renseseffekter legges til grunn, kan alternative belastninger beregnes som vist i tabell 11.

Kommunal rensing i Vennesla vil ha stor effekt på forholdene ovenfor Hunsfos, hvor en i dag har en relativt kraftig autotrof begroing og luktulempere etc. ved kloakkutslippene. Videre vil fosforbelastningen nedover i vassdraget reduseres merkbart og trolig medvirke til å redusere soppveksten. Belastningen av fosfat fra kloakk er nå såvidt stor at om soppveksten reduseres på annen måte, vil algebegroingen sannsynligvis overta. Utslipp av blekeriavlut og vann fra sedimenteringsanlegg fra Hunsfos fabrikker bidrar imidlertid også til fosfatbelastningen.

Bakgrunnsnivået av nitrogenkomponenter er såvidt stort at ingen form for rensing vil ha særlig effekt, men eventuell rensing av de nevnte industriavløp av hensyn til fosforbelastningen vil virke gunstig.

Tabell 11. Antatt belastning til vassdraget og prosent reduksjon i belastningen() ved alternative rens-tekniske tiltak (se teksten for nærmere beskrivelse).

Renseteknisk alternativ:	Summert effekt \longrightarrow						
	0	I	+II	+III	+IV	+V	+VI
<u>BOF₇: kg O/døgn</u> FØR HUNSFOS ²⁾	405	405	405	405	405	405	122 (70)
HUNSFOS-KVARSTEIN ³⁾	50400	16100 (68)	15300 (70)	14700 (71)	8500 (83)	8450 (83)	8300 (84)
MOSBY-SØDAL	50660	16360 (68)	15560 (70)	14960 (71)	8760 (82)	8670 (83)	8420 (83)
<u>TOT. N: kg N/døgn</u> FØR HUNSFOS ¹⁾	1472	1472	1472	1472	1472	1472	1453 (1)
HUNSFOS-KVARSTEIN ³⁾	2042	2029 (1)	1988 (3)	1876 (8)	1876 (8)	1876 (8)	1867 (9)
MOSBY-SØDAL	2123	2110 (1)	2069 (3)	1957 (8)	1957 (8)	1954 (8)	1934 (9)
<u>TOT. P: kg P/døgn</u> FØR HUNSFOS ¹⁾	42	42	42	42	42	42	24 (43)
HUNSFOS-KVARSTEIN ³⁾	74	70 (5)	65 (12)	50 (32)	50 (32)	50 (32)	32 (57)
MOSBY-SØDAL	83	79 (5)	74 (11)	59 (30)	58 (30)	58 (30)	34 (60)

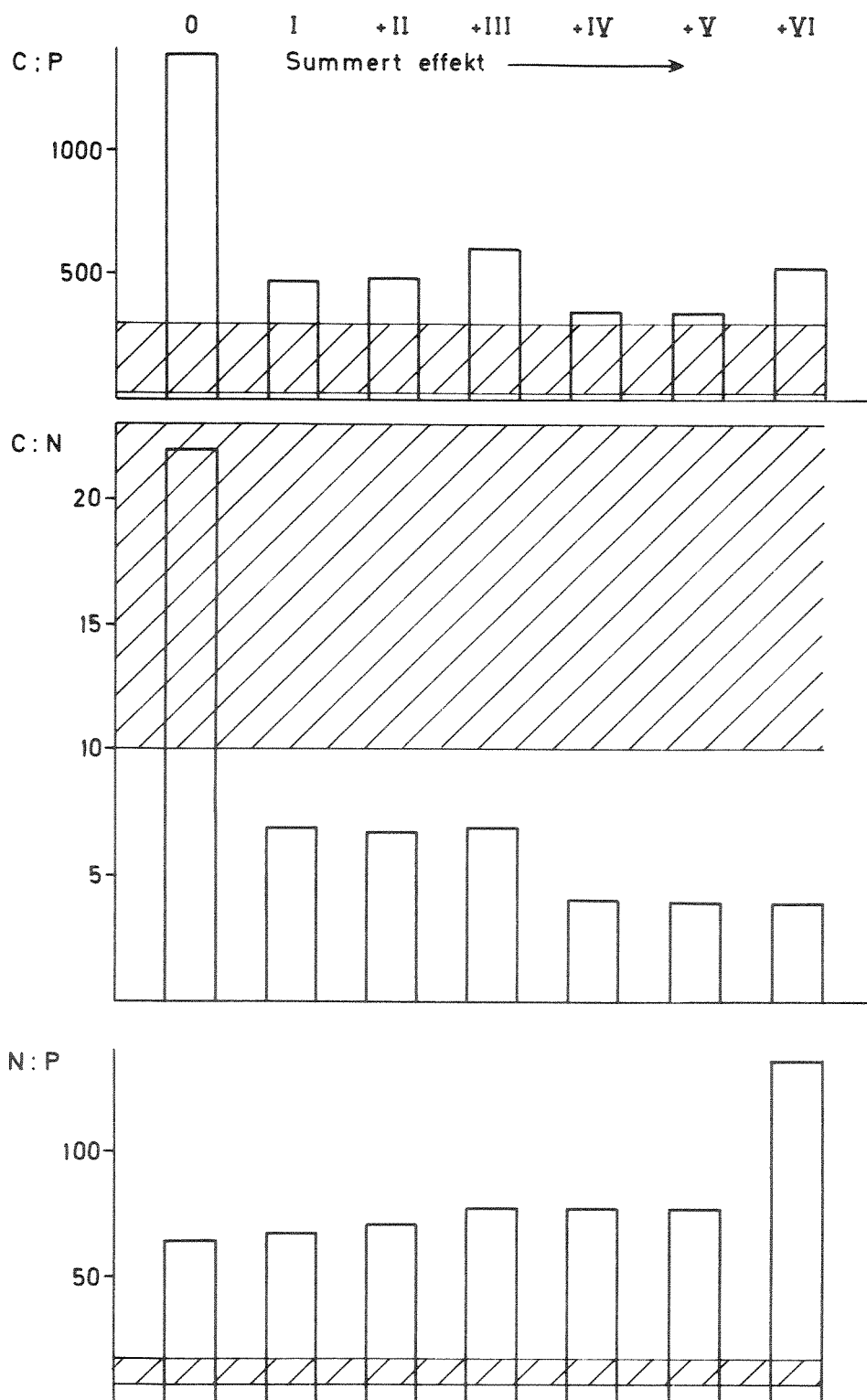
1) Analysert nivå i vassdraget ÷ fjernet ved evt. rensing.

2) Bakgrunnsbelastning ikke medtatt.

3) $\frac{1}{2}$ part av avrenningen i område I medtatt.

Fig. 36 Forholdet C:P, C:N og N:P i belastningen etter gjennomføring av rensetiltak (alternativ I-IV)

Begringens optimale krav er også angitt (skravert)



Inndamping av sulfittlut vil gi en stor reduksjon i belastningen av lett nedbrytbart organisk stoff, mens effekten av rensing på andre avløp her er marginale. Dersom avløpet fra Norsk Wallboard renses kan imidlertid reduksjonen komme opp i over 80%.

BOF gir trolig det beste mål for tilgjengelig karbon- og energikilde for begroingen. Teoretisk tilsvarer 1 kg O nedbrytning av 0.75 kmol C som glukose til kulldioksyd og vann.

Ved omregning til mol-enheter også for TOT N og TOT P kan C:P:N-forholdet beregnes ved forskjellige alternativer, som vist i fig. 36. I figuren er det sannsynlige området for begroingens krav til forholdet også angitt. Som før nevnt er det usikkert i hvilken grad TOT N og TOT P er utnyttbart, men ut fra kjemiske analyser i vassdraget kan utnyttelsesgraden anslås til henholdsvis 70 og 50%. Dette er imidlertid ikke tatt hensyn til her og spiller forøvrig mindre rolle for vurderingene.

Vassdraget sett under ett fra Hunsfos og nedover synes det klart at fosfor er det begrensende element, og nitrogenbegrensning påvist i vassdraget er mer et lokalt fenomen som oppstår i perioder med høy sulfittlutbelastning nær utslippet. C:N-forholdet ligger innenfor begroingens krav, og dette bekrefter at N i dagens situasjon balanserer mot den organiske belastningen. Inndamping av sulfittlut og rensing av avløpsvann fra Norsk Wallboard vil straks gi nitrogen nok. Dette vil virke gunstig på selvrensningsgraden i vassdraget.

Imidlertid vil C:P-forholdet komme nær balanse etter full rensing av industriavløpene og først vise et klart P-underskudd etter kommunal rensing. Det er viktig at P holdes i underskudd for å hindre algevekst.

Som vist i kap. 5.3. er mengden av soppvekst proporsjonal med mengden av lett nedbrytbar karbon- og energikilde. Reduksjon i fosfat leder ikke til en tilsvarende reduksjon i soppvekst, fordi organisk karbon da kan akkumuleres i cellene. Teoretisk skulle en derfor vente en reduksjon i begroingen i takt med en reduksjon i BOF-belastningen. Imidlertid er selv-

rensingen i vassdraget i dag lav, ved 5°C ca. 9% av BOF₇-belastningen, mens den under optimale forhold vil kunne komme opp i 33% av belastningen målt som KOF, eller ca. 20-25% målt som BOF₇ (kap. 6.3). En reduksjon på 80% i BOF₇-belastningen vil derfor ikke gi en tilsvarende reduksjon i begroingsmengden, men selvrensingsevnen må ventes å øke vesentlig på grunn av bedre tilgang på næringssalter, særlig i sommerhalvåret ved temperaturer på 15-20°C. Nedbrytningshastigheten vil da teoretisk kunne være 3-4 ganger raskere enn ved 5°C.

De første 50% reduksjon i BOF-belastningen vil vesentlig bidra til å øke selvrensingsgraden, mens mengden heterotrof begroing, særlig i den øverste 1/3 av vassdraget ikke vil bli særlig påvirket. Det er ikke mulig å gi eksakte svar på hvor mye rensiltakene vil slå ut i begroingsmengder. Anslagsvis vil soppbegroingen reduseres med fra 60-80% i sommerhalvåret ved gjennomføring av alternativene I til og med V. Dette vil merkes vesentlig i de nederste 10 km av vassdraget. Selv etter gjennomføring av alle alternativer til og med V er den organiske belastningen relativt høy, og begroingen vinterstid kan ikke ventes redusert med mer enn 10-30%. Dersom ikke fosforbelastningen fra kommunale avløp også reduseres, vil algebegroing fort kunne intensiveres, særlig i vassdragets nedre del.

6. NEDBRYTBARHET OG GIFTIGHET AV AVLØP FRA HUNSFOS FABRIKKER

6.1 Giftvirkninger av avløpsvann fra celluloseindustrien

I tillegg til å gi opphav til heterotrof begroing kan avløpsvann fra en cellulosebedrift også være giftig overfor fisk, bunndyr, alger og andre organismer. Mikro-organismer som sopp og særlig bakterier er generelt svært tilpassningsdyktige, og de spiller dessuten en meget viktig rolle i avgiftning, fiksering og nedbrytning av giftige avløpskomponenter. Det er fra det synspunkt gunstig at det er en kraftig heterotrof begroing i Otra, selv om nedbrytningsproduktene også kan tenkes å være giftige for andre organismer. Dersom den heterotrofe begroingen reduseres, må giftige effekter av restutslippene ventes å bli mer fremtredende. Det er av denne grunn svært viktig også å belyse gifteffekten av utslippene fra Hunsfos fabrikker og i hvilken grad de er nedbrytbare.

Giftige stoffer er forbindelser som selv i lave konsentrasjoner forårsaker abnorm metabolisme eller adferd hos en organisme. Virkningsgraden er alltid konsentrasjonsavhengig, slik at fortynningen i resipienten er vesentlig. Virkningsmekanismen er ofte svært selektiv, slik at ofte bare et fåtall organismer påvirkes. Dette bidrar til at det er vanskelig å avdekke effekter i resipienten. Hver organisme inngår i et komplisert økologisk system, der hver del i noen grad påvirker og er avhengig av andre deler i systemet. Tilsynelatende harmløse påvirkninger av en organismegruppe kan slik lede til en alvorlig forstyrrelse av systemets økologiske balanse. To forskjellige giftstoffer kan også virke opphevende på hverandre (antagonistisk), summeres (additivt) eller virke forsterkende (synergistisk). Eventuelle fettløselige, tungt nedbrytbare stoffer er kjent for å kunne akkumulere i næringskjedene for først å nå giftige konsentrasjoner i høyere ledd.

Oversikter over gifteffekter ved avløpsvann fra celluloseindustrien er gitt av Van Horn (1961, 1971), Marier (1973) og Wong og Prahacs (1974). Man har likevel i dag bare overfladisk kunnskap om hvilke kjemiske komponenter som virker toksisk, overfor hvilke organismer og i hvilke konsentrasjoner. Da avløpsvannene kan variere mye med råstoff og prosess, er det også vanskelig direkte å anvende grenseverdier fra litteraturen.

Dessuten vil toksisiteten av ett og samme avløp vise stor tidsvariasjon og ofte avta ved lagring og lufting (Howard og Walden 1971).

En del undersøkelser av akutt giftighet overfor laksefisk foreligger imidlertid. Gifteffekter har hovedsakelig kondensat og sulfittlut som kilde (Bruynesteyn, Walden og Hill 1972). I kondensat er harpiks- og fettsyrer påvist som de viktigste (Leach og Thakore 1973). Sulfittluten inneholder dessuten andre giftkomponenter som ikke er kjent. Blekeriavlutene har derimot mindre akutt giftighet overfor laks (Betts og Wilson 1966), men både klor og alkalitrinnet har giftvirkning i høye konsentrasjoner, i klortrinnsavlut vesentlig på grunn av fritt klor. Såvel lave som høye pH-verdier virker toksisk og forsterker også virkningen av andre toksiske komponenter (Ladd 1969).

6.2 Forsøksmateriale

Avløpsvann til forsøkene ble sendt på 10 liters plastkanner og senere oppbevart på kjølerom. I alt ble det tatt prøver av 6 forskjellige typer avløpsvann, som må anses å være dekkende for bedriftens utslipp.

Prøvene har følgende spesifikasjoner oppgitt fra bedriften:

1. Sulfittlut tatt fra kokerens sirkulasjonspumpe ved slutten av nedgasningen av kok nr. 905. K-tall = 26,2.
2. Kondensat tatt kontinuerlig fra kjøler under nedgasning av furukok nr. 902 (K-tall 25.2). De første 10 liter inneholder som det vil sees en del terpenener (cymol). De to kanner må blandes for å få et gjennomsnitt fra koket.
3. Vann fra filtervask av klorert masse tatt på sugeledningen fra filterene. Vårt blekeri kjøres for tiden i 3 trinn: klorering, alkalibehandling med NaOH ved 40-50°C, hypokloritbehandling ved 30-40°C. Det er vask etter hvert trinn, og vaskevannet går direkte til elven.
4. Vann fra filtervask av alkalibehandlet masse tatt på sugeledninger fra filterene. Vaskevannet går til elven.

5. Bakvann fra papirmaskinene 1, 2, 5 og 6. Papirmaskin 1 sto en del av prøvetakingstiden. Vannmengden fra disse maskiner er for tiden ikke kjent eksakt, det dreier seg om $15 \text{ m}^3/\text{min}$. To mindre maskiner 3 og 4 som har lite fiber og fyllstoff i bakvannet, er ikke tatt med.
6. Vann til sedimenteringsanlegg. Representerer fiberholdig avfallsvann fra vedrenseri, cellulosefabrikk, sliperi og papirmaskiner. Vannmengde ca. $26 \text{ m}^3/\text{min}$.

Utslippsmengdene pr. ml ellevann er beregnet ved vannføring $80 \text{ m}^3/\text{s}$ og produksjon pr. 1974 (antall sulfittkok = 2385, blekeriproduksjon 30 217 tonn).

1. Sulfittlut	0,15	ml/l	ellevann
2. Kondensat	0,0033	"	"
3. Kloreringstrinn	1,10	"	"
4. Alkalitrinn	1,10	"	"
5. Bakvann papirmaskin inkluderes i 6.			
6. Vann til sedimentasjonsanlegg	5,4	ml/l	ellevann

En del kjemiske analysedata for avløpene er gjengitt i vedlegg 9.1.1. Verdier for kondensat mangler dessverre. Det fremgår av tabellen at pH er omkring 3.7 - 3.9 for klortrinns- og sulfittavlut, den siste har også en svært høy asiditet, mens avlut fra alkalitårnet har pH 9.6. Sulfittavluten fremtrer som langt mer konsentrert enn de øvrige.

6.3 Nedbrytbarhet og biologisk oksygenforbruk

6.3.1 Forsøksopplegg

BOF₁₄ ble utført på HACH manometriske BOF-apparater (Model 2173). Denne apparatur muliggjør avlesning av oksygenforbruk til enhver tid under inkubasjonsperioden. De forskjellige typer prosessvann ble fortynnet i standard BOF-saltløsning, og paralleller ble kjørt på alle prøver.

Sulfittlut (1) ble testet ved 0,1% konsentrasjon.

Kondensat (2) ble testet ved 0,1% og 1% konsentrasjon, da en kunne forvente hemmende effekt på pode-organismene ved for høy konsentrasjon. For å få en klarhet i dette ble det utført en standard glucose/glutaminsyre-test for BOF-metoden (G/G standard) med og uten 0,1% kondensat. Dette ble også gjort med 5% bakvann 6 (vann til sedimentanlegg). Resultatet som er vist i fig. 37 viste ingen hemmende effekt ved de nevnte konsentrasjoner.

Bakvann fra kloreringstrinn (3) ble først testet ved 5% konsentrasjon. De oppnådde BOF₁₄ verdier ble ikke signifikant forskjellig fra bakgrunnsprøven (pode-vann), så de kunne ikke benyttes. Det ble derfor nødvendig å kjøre denne utslippstype om ved 10% konsentrasjon. Mikroskopering ble bare utført på førstnevnte konsentrasjon.

Vann fra alkalietrinnet (4) og bakvann fra papirmaskinene (5) ble først testet med henholdsvis 5 og 10%, men måtte kjøres om ved 10 og 50% konsentrasjon. Også på disse utslippstyper ble mikroskopering utført bare på de to førstnevnte prøver.

I tillegg ble det kjørt oksydasjonskurve på bakvann fra papirmaskinene (50% kons.) hvor fibermaterialet var inkorporert. Mikroskopering og kjemiske analyser ble ikke utført.

Vann til sedimenteringsanlegg (6) ble testet ved 5% og 10% konsentrasjon. Mikroskopering og kjemiske analyser ble utført på begge, mens oksydasjonskurve ble tegnet for 10% konsentrasjon.

Podematerialet som ble brukt var en blanding av *Fusarium aqueductuum* (E-70) og OTRA-begroing hentet fra elven nedenfor fabrikk-området. Denne ble dyrket på 5% permeat (lavmolekylær sulfittlutfraksjon) i standard BOF-saltløsning i lengere tid (ca. 3 mnd.) slik at en selektering hadde foregått under tiden. Ved bruk bestod OTRA-begroing av to typer sopp omgitt av bakterievekst av zoogløs karakter. Det ble brukt 1% tilsats av podemateriale til alle prøver.

Prøvene ble justert til pH 5.0 med 1 N HCl eller 1 N NaOH før forsøket. Inkubasjonstemperatur var $20^{\circ}\text{C} \pm 1$. Biokjemisk oksygenforbruk ble avlest daglig for å gi tilstrekkelig punkter for opptegning av oksydasjonskurver.

For å belyse utslippsstoffenes nedbrytbarhet ble det tatt ut prøver ved forsøkets start og slutt for bestemmelse av kjemisk oksygenforbruk (KOF) og total organisk karbon (TOC). Ved forsøkets slutt ble alle prøver til kjemisk analyse filtrert gjennom GF/C Whatmann glassfiber-filter for fjerning av partikulært materiale.

6.3.2 Mikroskopering

Ved forsøkets slutt ble det utført mikroskopering på alle prosessvann typer for å få en oversikt over hvilke organismer som dominerte i den fnokkdannelse som hadde funnet sted under nedbrytningen.

Podemateriale (1%) i fortynnings-saltløsning: Relativ fast (kompakt) fnokkstruktur, med fnokker oppbygd av sopp-hyfer av *Fusarium* lignende sopp og OTRA-begroing med nye *Fusarium*-sporer. Det var mye bakterier rundt fnokkene og i vannfasen.

0,1% sulfittlut (1): Denne utslipps-type viste voluminøs fnokkstruktur oppbygd hovedsakelig av sopp. *Fusarium* sporer var vesentlig mer utbredt i denne enn i de andre utslippsprøver. Det ble også observert mye sporer fra en annen soppart. Zoogløs bakterievekst var sterkt utbredt og viste samme karakter som i OTRA-begroing (podematerialet). Sammenlignet med de andre prosessvann-typene var det vesentlig mer flagellater tilstede i denne, foruten at det ble funnet rikelig med små ciliater. Ciliater ble ikke observert i de andre utslippsprøvene. Det var også mye frittsvømmende stavformede bakterier i vannfasen.

1% kondensat (2): Relativ kompakt fnokkstruktur hovedsakelig bygd opp av OTRA-sopp. Sopphyfene inneholdt mange refraktile soner, som ikke har vært observert i samme grad tidliger. Ingen flagellater ble observert, og meget lite bakterier i vannfasen.

0,1% kondensat (2): Voluminøs fnokkstruktur oppbygd av sopp omgitt av

zoogløs bakterievekst. *Fusarium* sporer og OTRA-sopp sporer i rikelig mengde. Relativt stort innhold av bakterier i vannfasen.

5% kloreringstrinn (3): Soppvekst i fnokker og i lange haleformede "dusker". Fnokkstrukturen var relativt løs med stort innhold av sopp-hyfer omgitt av zoogløs bakterievekst. Store mengder av sopp-sporer både fra *Fusarium* og OTRA-sopp. Mye stavbakterier i vannfasen.

2% alkalietrinn (3): Fnokkstrukturen den samme som i forannevnte. Meget stor bakterieaktivitet rundt fnokkene og i vannfasen forøvrig. Denne prøve har på eldre fnokker tett belegg av OTRA-sopp sporer.

10% bakvann fra papirmaskiner (5): Store fnokkdannelser bestående av OTRA-sopp omgitt av zoogløs bakterievekst. Selve fnokkene var meget kompakt oppbygd. Liten bakterieaktivitet i områdene rundt fnokkene og i vannfasen. Noen få flagellater ble observert.

5% sedimentasjonsanlegg (6): Fnokkstrukturen var relativt løs og besto hovedsakelig av sopp-hyfer med store mengder OTRA-sopp sporer og noe *Fusarium* sporer. Fnokkene inneholdt også en del filamentøs bakterievekst, som var særegen for denne utslipp-type.

10% sedimentasjonsanlegg (6): Fnokkstrukturen var mer voluminøs enn i 5% prøven. Ellers var prøvene like med hensyn til soppinnhold og filamentøs bakterievekst. Zoogløs bakterievekst ble ikke observert i denne utslippsprøve, men det var mye frittstående bakterier i vannfasen sammen med en del flagellater.

6.3.3 Forsøksresultater

I tabell 12 er resultatene av kjemiske analyser satt opp, samt den prosentvise reduksjon i KOF og TOC verdiene. Tabellen viser også BOF₁₄ verdiene som ble målt på HACH-apparatur.

Fig. 38 viser oksydasjonskurvene for utslippene. Oksydasjonskurven for sulfittlut viste stagnasjon i oksygenforbruket etter 10 døgn. Grunnen til dette kan være at de lettere nedbrytbare bestanddeler i sulfittluten ble omsatt forholdsvis raskt mens de tungt nedbrytbare stoffene ikke ble angrepet i merkbar grad. Reduksjon i KOF og TOC indikerer en relativt beskjeden biologisk nedbrytning under inkubasjon.

Som tidligere nevnt ble kondensat testet ved to konsentrasjoner (0,1 og 1%). 1% kondensat viste et meget høyt oksygenforbruk i løpet av første døgn (50% av BOF_{14}), men ved sammenligning av oksydasjonskurvene (0,1%) synes det klart at en hemmende effekt har virket inn på den biologiske aktivitet. Pr. konsentrasjonsenhet viste 0,1% kondensat over 3 ganger så høy BOF_{14} verdi som 1%. Mikroskopering avslørte at det var stor forskjell i oppbygning av fnokkstruktur og i bakterieaktivitet i og rundt fnokkene. Mens det i 1% kondensat hovedsakelig var OTRA-sopp som ble observert, viste 0,1% kondensat meget stort innhold av *Fusarium* sporer og OTRA-sopp sporer i voluminøst oppbygde fnokker, omgitt av zoogløse bakterievekst.

På bakgrunn av den relativt store forskjell i BOF_{14} mellom de testede konsentrasjoner kunne en vente en klar forskjell i nedbrytbarhetsgraden, men det ble ikke registrert. KOF og TOC verdiene viste ingen signifikant forskjell i nedbrytbarheten, selv om 0,1% viste noe større TOC reduksjon (13% mot 9% for 1% kondensat).

Over 80% av oksygenforbruket i 10% klortrinnsavløp fant sted i de 4 første døgn. Også her var en lettere nedbrytbar fraksjon som ble omsatt forholdsvis raskt. De kjemiske analysedata viste en KOF-reduksjon på 10%, mens TOC verdiene var unøyaktige og kunne ikke brukes.

5% alkalietrinnsavløp viste i hovedtrekk samme oksydasjonsforløp som klortrinnsavløp, og mesteparten av oksygenforbruket fant sted i løpet av de to første døgn. Mot slutten av inkubasjonstiden ble det registrert et tilsvarende oksygenforbruk som kan være forårsaket av et sekundærtrinn, eller av at tungt omsettbare fraksjoner begynte å bli påvirket av biologisk aktivitet. Det ble påvist en KOF-reduksjon på 16% mens TOC verdiene ikke viste reduksjon.

Tabell 12

Biokjemisk oksygenforbruk og reduksjon av kjemisk oksygenforbruk og organisk karbon ved nedbrytbarhetstestene.

Utslipp	For- tynning vol %	Startverdier		Verdier etter 14 døgn 1)			% reduksjon 1)	
		KOF mg O/l	TOC mg/l	BOF ₁₄ mg O/l	KOF mg O/l	TOC mg/l	KOF	TOC
1. Sulfittlut	0,1	229	88	28	189	60	18	32
2. Kondensat	1,0	335	80	62	244	73	27	9
3. Klortrinn	0,1	34	8	19	29	7	15	13
4. Alkalitrinn	10,0	48	15	6,5	43	20	10	-
5. Fra papirmaskiner	5,0	31	12	9	26	13	16	-
6. Til sedimente- ringsanlegg	50,0	30	11	9	24	15	20	-
	5,0	47	15	1	13	4	72	73
	10,0	84	30	5	14	5	83	83

1) Middelerdi av to paralleller

Fig. 37 Hemningstest for BOF-måling med glukose/
glutaminsyre-standard

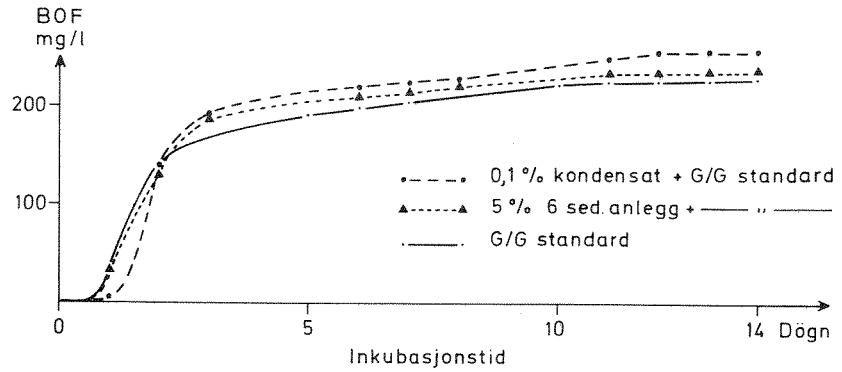
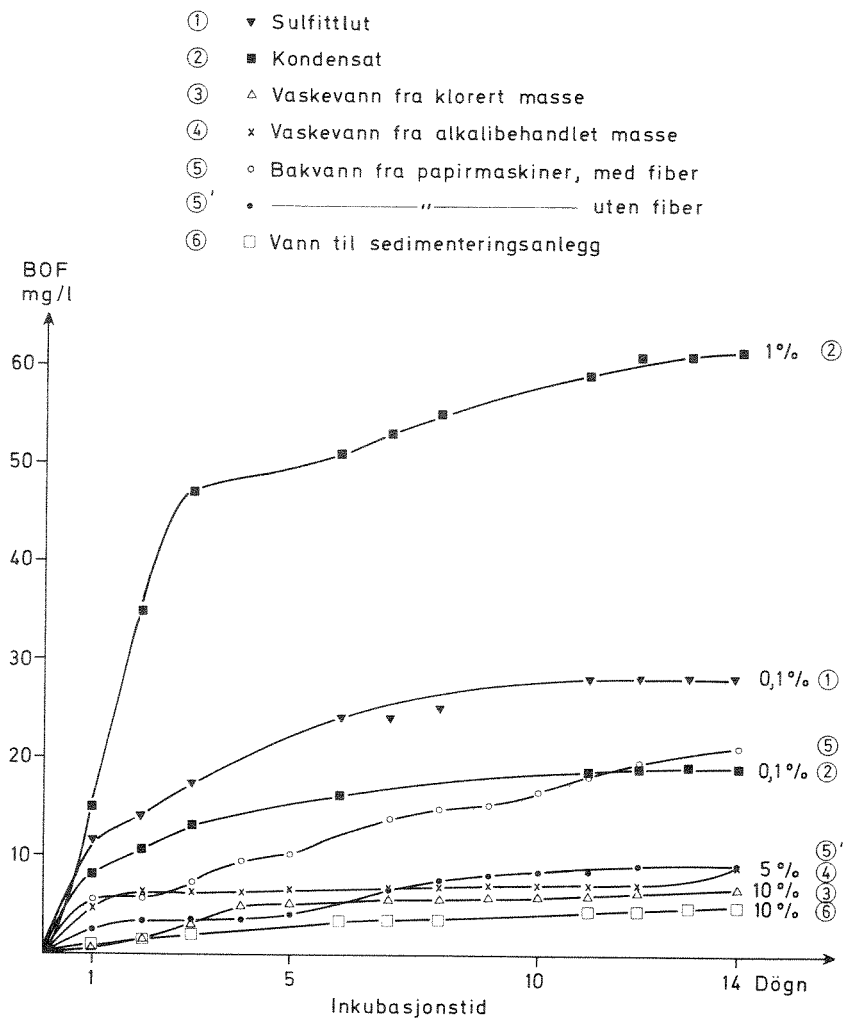


Fig. 38 Oksydasjonskurver (BOF)
Utslipp fra Hunsfos Fabrikker



Oksydasjonskurven for 50% bakvann fra papirmaskinen viste normalt startforløp, med en stagnasjon i oksygenforbruket fra 2. til 5. døgn, for igjen å øke med et forventet forløp mot slutten av inkubasjonstiden. Økningen i oksygenforbruket etter 5 døgn kan skyldes at andre organismetyper har adaptert seg til miljøet og kan omsette substrater som tidligere ikke var tilgjengelige. Det ble målt en KOF-reduksjon på 20%. Oksydasjonskurven for bakvann fra papirmaskinene med fibermateriale viste et jevnt økende oksygenforbruk under hele inkubasjonen som skyldes at nedbrytning av cellulose er en langsom prosess. BOF_{14} verdien var over dobbel så høy som i prøven uten fibermateriale. Fiberfelling reduserer BOF-belastningen fra fiberholdig avløpsvann betraktelig.

BOF_{14} verdiene for bakvann til sedimentasjonsanlegg var meget lave, og derfor unøyaktige, men oksydasjonskurven for 10% konsentrasjon viste normalt forløp. Dette utslipp skilte seg klart ut fra de andre ved at det var meget lettere nedbrytbart. Det ble oppnådd en reduksjon av TOC og KOF på over 80%.

6.3.4 Konklusjon

Ved å korrigere for fortynningsgraden kan BOF_{14} på konsentrert avløpsvann beregnes. Forholdet mellom BOF_7 og BOF_{14} kan tas ut fra oksydasjonskurven. Da mengden av avløpsvann ved en gitt produksjon er kjent, kan totalbelastningen anslagsvis beregnes. Resultatene er vist i tabell 13 nedenfor.

Belastningen som BOF_7 er fra Statens forurensningstilsyn oppgitt til 41 000 kg O/d. Dette er beregnet ut fra produksjonsvolumet av papir, bleket og ubleket cellulose og slipemasse ved anvendelse av BOF-data fra litteraturen. Tallet 5440 kg O/d utgjør altså bare 13.3% av beregnet verdi. Noe av forklaringen ligger i at ikke alle avløp er medtatt ved målingen, men det er klart at nedbrytbarheten er mindre enn beregnet BOF skulle tilsi. Årsaken er trolig først og fremst at lav pH gir langsom nedbrytning. Forsøkene ble utført ved pH 5, som er den reelle i elven, og med et soppdominert podemateriale vel tilpasset lav pH. En rekke forbindelser i avløpene kan ikke nedbrytes fullstendig av sopp. Det dannes i stedet mellomprodukter som må omsettes videre av bakterier. Sopp har også stor evne til å lagre organisk karbon uten særlig forbruk av oksygen.

Tabell 13 Målt BOF -belastning fra avløpsvann fra Hunsfos fabrikker

Avløpsvann	BOF ₁₄ mg O/l	BOF ₇ mg O/l	Belastning BOF ₇		
			mg O pr. l elveyann (80 m ³ /s)	kg O/d	t O/år
Sulfittlut	2800	2550	0,383	2645	965
Kondensat	1900	1745	0,006	40	15
Klortrinn	65	55	0,061	420	154
Alkalitrinn	180	135	0,149	1030	376
Bakv. papirm.	18	14	-		-
Til sedimen- teringsanlegg	50	35	0,189	1305	477
Sum avrundet			0,8	5440	1990

Det organismesamfunn som utviklet seg under forsøket tilsvarer meget godt hva en finner av heterotrofe organismer i vassdraget (kap. 4.1). Ut fra prosent reduksjon i KOF etter 14 døgns inkubasjon (middelverdi veiet mot avløpenes andel av totalbelastningen) kan nedbrytbarheten anslås til 33% alle utslipp sett under ett. Dette tilsvarer den selvrensing man maksimalt kan vente å oppnå i vassdraget. Vannets oppholdstid i Otra er bare 1-2 døgn, men stor biomasse av heterotrof begroing og god tilførsel av nærings-salter vil delvis kunne oppveie dette.

Selv om hemningstesten ikke slo ut, tyder likevel senere forsøk med 1% kondensat på at utslippet i denne konsentrasjonen er toksisk for flagel-later og dels bakterier. Derimot viser sulfittluten en mer normal flora for vann som inneholder så vidt mye lett nedbrytbart stoff. Domi-nans av sopp skyldes dels pH og dels at avløpsvannene inneholder tungt nedbrytbart lignin eller cellulose, som sopp er spesialist på.

6.4 Vekstforsøk med alger

6.4.1 Teori og metodikk

Planktoniske, encellede alger utgjør et meget viktig produksjonsledd nederst i næringskjeden og tjener som næring for zooplankton og små bunn- dyr. Testalgen *Selenastrum capricornutum* Printz er en representant for grønnalgene som trives i relativt næringsrikt vann, men som ofte er følsomme overfor toksiske forbindelser (Skulberg 1967).

Ved forsøket er *Selenastrum* dyrket i rundkolber (250 ml) under kontrollerte lys- og temperaturforhold på et standard næringsmedium (10% Z 8 tilsatt bikarbonat buffer). Normalt viser veksten et eksponensielt forløp for så å flate av mot et maksimum i celletetthet fordi næringsstoffene blir forbrukt. Giftvirkninger av tilsatte forbindelser kan gi seg uttrykk på 3 forskjellige måter:

1. Som en forsinkelse i starten på eksponensiell vekst: Dette kan skyldes en sjokk-effekt som dreper et stort antall celler i starten, eller være uttrykk for en fysiologisk tilpasning.
2. Som en nedgang i veksthastigheten under eksponensiell vekst: Dette skyldes fysiologiske forstyrrelser i algene, som kan lede til mindre effektiv utnyttelse av næringsstoffer, forstyrrelser i ionebalansen eller inhibisjon av spesifikke prosesser, som f.eks. fotosyntesen.
3. Som en reduksjon i maksimalt celleutbytte: Dette kan skyldes de samme forhold som nevnt under punkt 2, og dessuten en raskere død og oppløsning av aldrende celler. Generelt har algene meget stor overflate i forhold til sitt volum, og forstyrrelser i transportprosesser over cellemembranen må antas å være blant de mest kritiske effekter.

I den eksponensielle vekstfasen kan veksten uttrykkes ved følgende ligning:

$$\log N = \mu \cdot t$$

hvor N er celletettheten (celler pr. liter), t (hr) er tiden og μ (hr^{-1}) er spesifikk veksthastighet. Ved å plote celletettheten i logaritmisk skala som funksjon av tiden, fås en rett linje, hvor vinkelkoeffisienten er lik μ . Spesifikk veksthastighet er beregnet ved lineær regressjonsanalyse av data fra 3 paralleller. Maksimalt celleutbytte (N_{\max}) kan også leses ut fra kurven. Den er her gitt som middel av 3 paralleller.

Ved forsøket ble avløpsvann fra Hunsfos fabrikk blandet inn i næringsløsningen i forskjellige forhold og pH korrigert til ca. 7 med NaOH i noen av kulturrene. Veksten i 3 parallelle kulturer ble fulgt ved telling hver eller hver annen dag ved hjelp av partikkelteller (Coulter Counter). 3 kontrollkulturer uten innblanding ble også talt samtidig. I tabell 14 er det gitt en oversikt over pH ved forskjellig innblanding i kulturer uten pH-justering.

6.4.2 Resultater og diskusjon

I fig. 39 og 40 er resultatene fremstilt som maksimalt celleutbytte og maksimal spesifikk veksthastighet som funksjon av tilsatt mengde avløpsvann i vekstmediet.

For sulfittlut ble det utført forsøk med og uten pH-justering. Utslaget var overraskende, idet 0,5% gav inhibisjon mens 1 og 2% innblanding uten pH-justering gav vekst-stimulering. Uten pH-justering gav 80 - 90% inhibisjon allerede ved 0,5%. Dette er svært interessant og i samsvar med observasjoner fra svenske og finske forsøk (NORDFORSKs prosjekt "avfallsligniner fra celluloseindustrien"). Årsaken kan være at høy pH øker den kompleksbindende evne hos ligninet, slik at det hindrer næringssalter i å bli utnyttet. Det er imidlertid svært sannsynlig at direkte inhiberende effekter også gir utslag. Den direkte stimulerende effekten ved lav pH må skyldes vekststimulerende kjemiske faktorer. Selvom pH ved start var nede i 5.18 ved laveste tilsetning, kan den fort ha steget på grunn av ligninets poly-elektrolyttiske egenskaper. *Selenastrum* vokser ved pH ned

Tabell 14 pH i vekstmediet før start av algedyrkingen

Tilsetning	Fortynningsforhold (ml/l medium)						
	0	5	10	20	50	100	200
Sulfittlut 1)	9.30	5.18	4.55	4.19	3.92	3.77	3.65
Kondensat 1)	9.72	3.15	2.67	2.38	2.01	1.78	1.56
Vaskevann fra klorbleking	9.74	9.65	9.51	9.23	7.30	6.22	3.21
Vaskevann fra alkalibehandling	9.30	9.36	9.46	9.60	9.88	10.18	10.53
Bakvann fra papirmaskiner	9.73	9.72	9.71	9.71	9.69	9.65	9.54
Vann til sedi- menteringsanlegg	9.30	9.21	9.25	9.27	9.31	9.24	9.20

1) Parallelle forsøk hvor pH ble justert til ca. 7 med NaOH ble også utført. Kun resultatene fra disse er benyttet ved belastningsvurderinger.

Tabell 15 pH verdier i forskjellige konsentrasjoner av avløpsvann ved forsøk med lakseyngel

Avløpsvann	pH													
	0.05	0.1	0.5	1	5	10	20	25	50	100	200	400	500	1000
1. Sulfittlut	5.2	5.1	4.6											
2. Kondensat	4.9	4.5	3.8	3.5	2.8									
3. Vaskevann fra klorert masse		5.7		5.3		4.1	3.9		3.4	3.1				
4. Vaskevann fra alkali- behandlet masse								9.3	10.1	10.7			10.8	
5. Bakvann papirmaskiner									5.4	5.4				5.1
6. Vann til sedimen- teringsanlegg											6.6	6.7	6.7	6.9

Fig.39 Maksimalt celleutbytte ved tilsetning av avløpsvann fra Hunsfos Fabrikker til kulturer av *Selenastrum capricornutum*

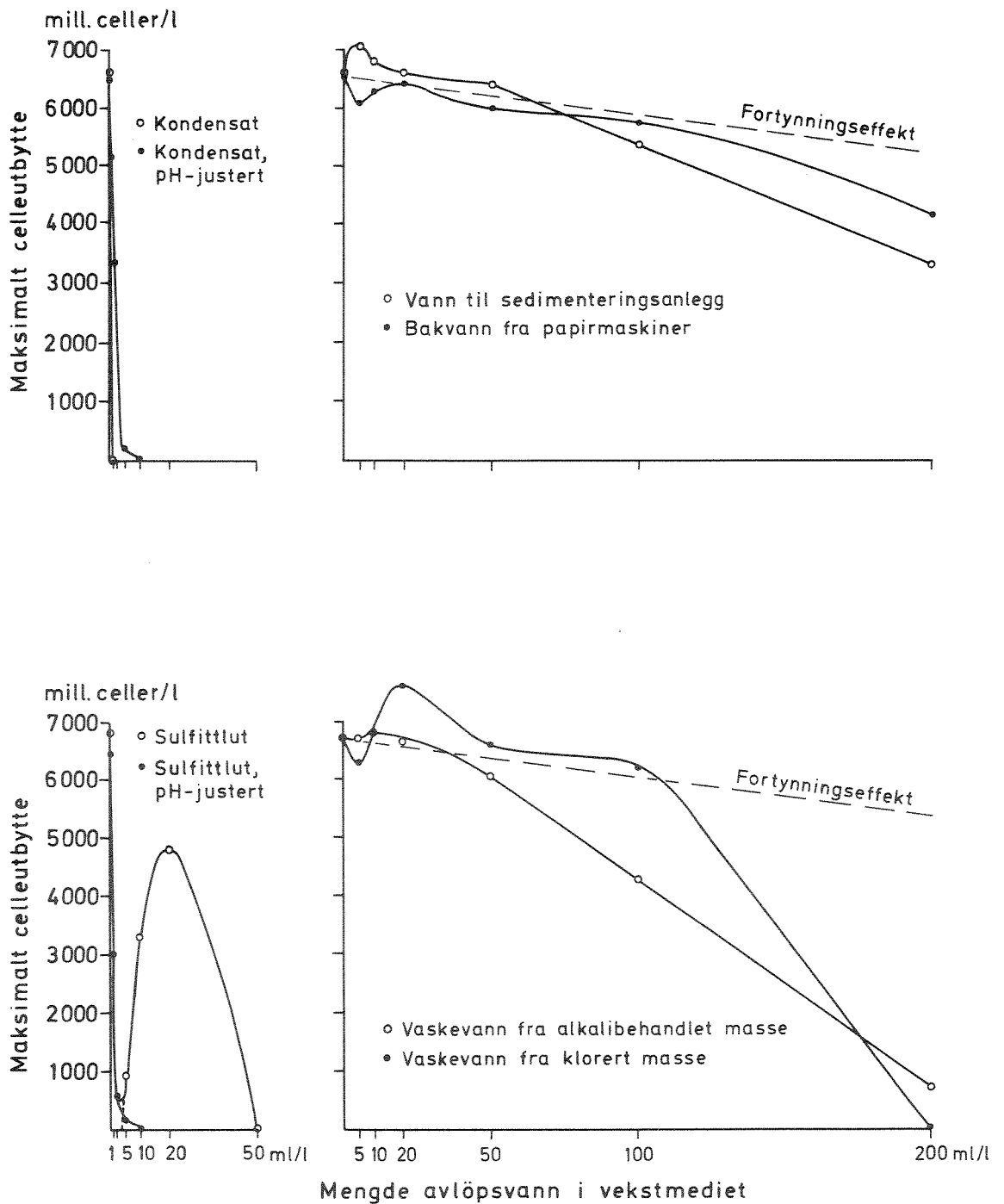
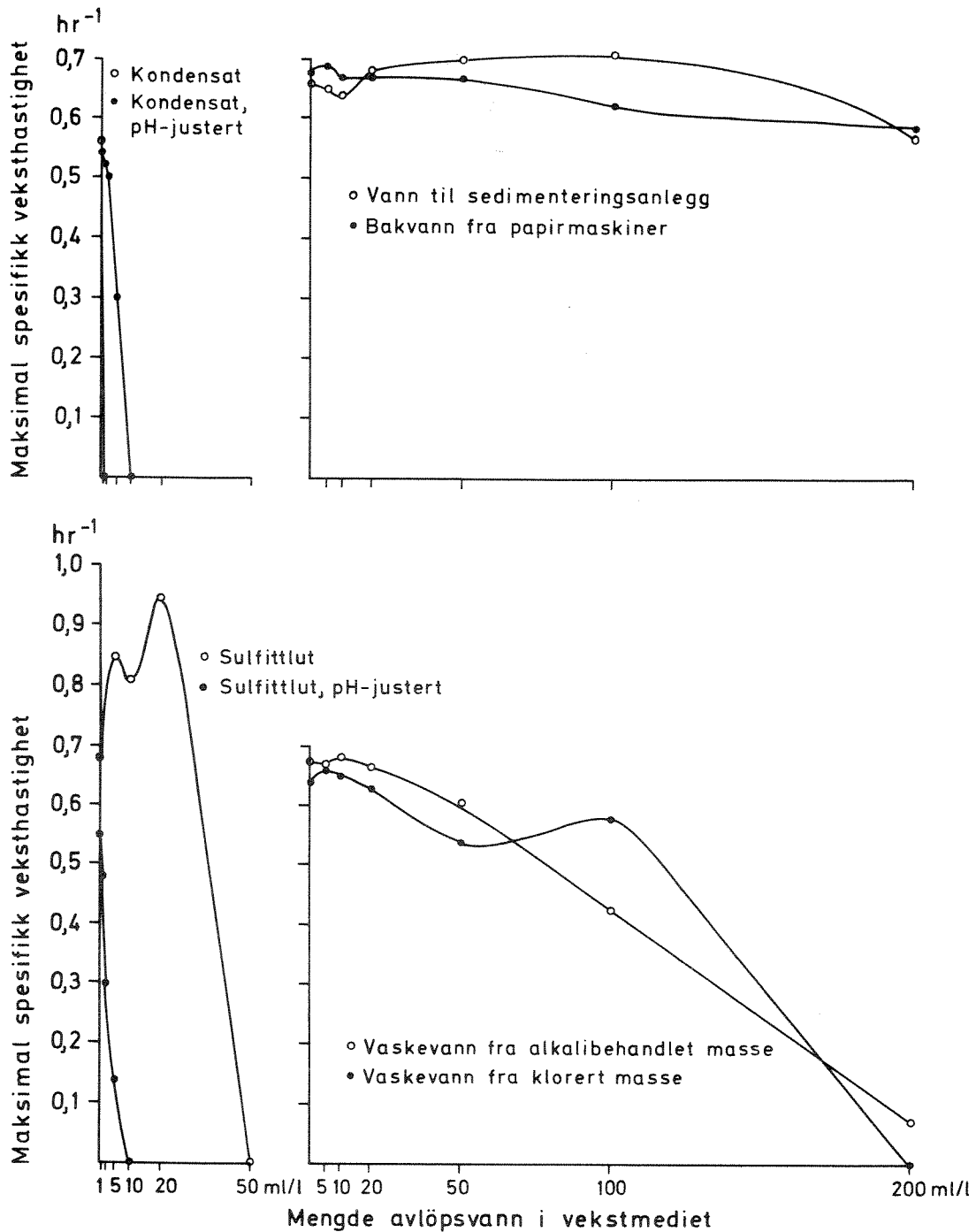


Fig.40 Maksimal spesifikk veksthastighet ved tilsetning av avløpsvann fra Hunsfos Fabrikker til kulturer av *Selenastrum capricornutum*



til 5.5.

Avløpsvannet fra blekeriets alkaliestrinn viser en klar inhiberende effekt ved 2% innblanding. Reduksjoner er størst for celleutbyttet, og årsaken er trolig kortere levetid for aldrende celler. En økning i pH fra 9.36 til 10.53 kan være hovedårsaken, da dette ligger i grenseområdet for artens toleranse, og testen burde vært utført på nytt med pH-justert medium.

Avløpsvann fra klorbleking viser også en svak tendens til vekststimulering ved lave tilsetninger og klar inhibisjon først ved mer enn 10% innblanding. Fra 10 til 20% falt pH fra 6.22 til 3.21, så hovedårsaken ligger her. Resultatet er litt overraskende idet alger er meget ømfindtlige overfor fritt klor, og klorerte forbindelser (klorligniner) antas å kunne virke forstyrrende på membranprosesser. Trolig har for lang lagringstid på kjølerom gitt klor anledning til å unnsnippe, og forsøket bør gjentas med helt friskt og pH-justert avløpsvann.

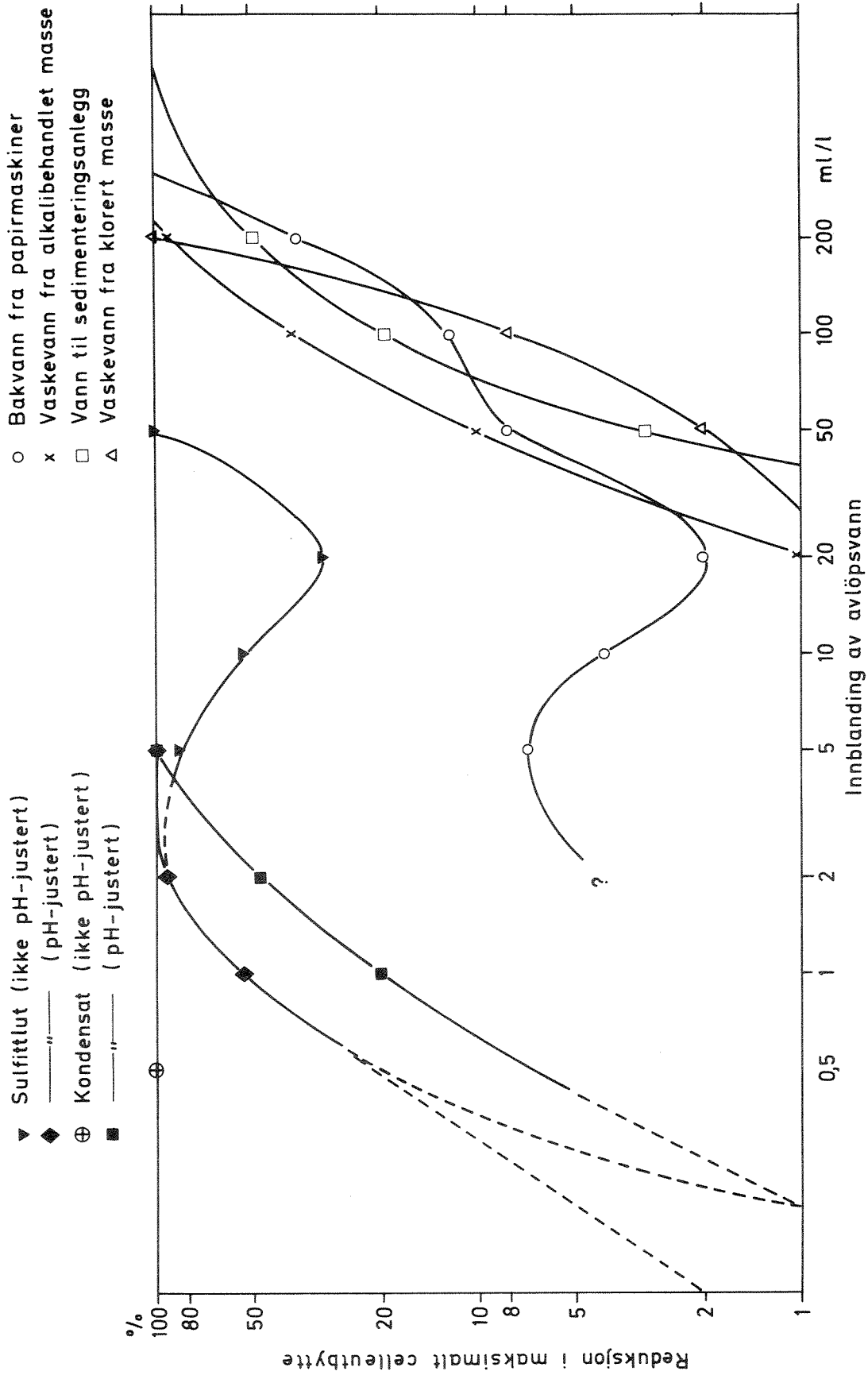
Bakvann fra papirmaskiner viser en svak inhibisjon fra 2% innblanding, som imidlertid hovedsakelig er en ren fortynningseffekt. pH var konstant i området 9.20 - 9.30. Avløpsvannet kan ikke sies å ha vist giftvirkning.

Kondensat fra nedgassing av furukok viser en sterk giftvirkning selv ved lave konsentrasjoner (0.1% innblanding). Det ligger nær å mistenke fettsyrer og harpiksstoffer, som er vist å være giftig også overfor fisk. Kondensatet inneholder en rekke kjemiske forbindelser som kan gi giftvirkning (vedlegg 9.1.3). Justering av pH utelukker lav pH som årsak.

6.4.3 Konklusjon

Skjæringspunktet med grenselinjen for 1% inhibisjon i fig. 41 kan antas å være en representativ grenseverdi for giftvirkning (B). Under antagelse om krumt kurveforløp kan den anslås også for pH-justert sulfittlut. Verdien kan sammenholdes med konsentrasjonen i ellevann (A) ved å beregne forholdstallet (A : B). Når forholdet er større enn 1 er det svært sannsynlig at veksthemmende effekter vil inntre. Resultatene er vist i tabell 16.

Fig. 41 Hemningstest med *Selenastrum capricornutum*



Tabell 16. Giftighet av avløpsvann fra Hunsfos fabrikker overfor *Selenastrum capricornutum* Printz.

Avløpsvann	A Konsentrasjon i elvevann ml/l	B Grenseverdi ml/l	A:B Forholdstall
Sulfitlut 1)	0.15	< 0.2	>0.75
Kondensat 1)	0.0033	< 0.2	>0.017
Vaskevann fra klorert masse	1.10	27	0.041
Vaskevann fra alkalibehandlet	1.10	20	0.055
Vann til sedimen- teringsanlegg	5.4	40	0.14

1) pH justert til ca. 7 med NaOH

Det er en klar fare for veksthemmende effekter som skyldes sulfitlut, særlig tatt i betraktning at vannføringen ofte er lavere enn $80 \text{ m}^3/\text{s}$, og at utslippene kommer diskontinuerlig, slik at forholdstallet kan overstige 1.5. Tross høy toksisitet representerer ikke kondensatet noen risiko for akutte effekter, men ved periodevise utslipp og dårlig innblanding kan lokaleffekter forekomme.

Vaskevann fra klorert og alkalibehandlet masse viser ingen særlig akutt-effekt, men det er her potensielt en fare for at fettløselige klorerte forbindelser kan forekomme og ha virkninger av mer kronisk karakter. Dette er for tiden under utforskning og bør utredes nærmere.

Vann til sedimenteringsanlegget har en klart inhiberende effekt, men årsaken er pr. i dag ukjent. Utslippet er imidlertid av kontinuerlig natur,

og oppholdstiden i sedimenteringsbassenget (ca. 2,9 timer) må ventes å virke i gunstig retning. Langtidseffekter kan likevel tenkes å opptre, og årsaken til gifteffekten bør oppspores.

6.5 Overlevingsforsøk med laks

6.5.1 Metoder

Forsøkene ble utført i glassakvarier med fôringsklar plommesekeyngel av laks fra Sandvikselva. Det ble benyttet 5 fisk i hver test og 2 l løsning hvorav 1,5 l ble skiftet hvert døgn. For å opprettholde gassbalansen ble det blåst luft inn i løsningene. Temperaturen under forsøkene var 9,5 - 10,6°C. Hver test hadde en varighet av 4 døgn. Som forsøksvann ble benyttet vann hentet i Otra ved Grovane den 27.5.75. Vannet hadde ved avhenting en spesifikk elektrolyttisk ledningsevne på 11,6 µS/cm og pH 5,3.

Avløpsvann av samme type som anvendt ved nedbrytbarhetsforsøk og vekstforsøk med alger ble tilsatt vann fra Otra i forskjellige konsentrasjoner etter orienterende tester for å fastsette giftighetsområdet. Fisken ble sluppet opp i løsningene umiddelbart etter blandingen, og det ble deretter foretatt observasjoner av fiskenes adferd og notert tidspunkt for eventuell dødelighet. Når ikke dødsøyeblikket ble direkte observert, ble dette beregnet etter formelen $\frac{t_1 - t_2}{2}$, hvor t_1 er tiden fra forsøkets begynnelse til siste observasjon før dødens inntreden, og t_2 er tiden til første observasjon etter død. For å uttrykke forsøksresultatene er benyttet den midlere levetid som er et middel av de observerte eller beregnede levetider for hver enkelt av de 5 fisk i hver test.

For hvert avløpsvann er beregnet en verdi 4 d - LC₅₀. Dette vil si den konsentrasjon som dreper ca. 50% av forsøksdyrene i løpet av 4 døgn (d = døgn, l = letal, C = konsentrasjon, 50 = 50%).

Forsøksperioden som er 4 døgn, gir et tilnærmet uttrykk for den akutte toksisitet av de forskjellige typer avløpsvann. Som det fremgår av resultatene må en anta at den kroniske (langtids-) virkning for endel av avløpsvannene ligger noe lavere.

6.5.2 Resultater

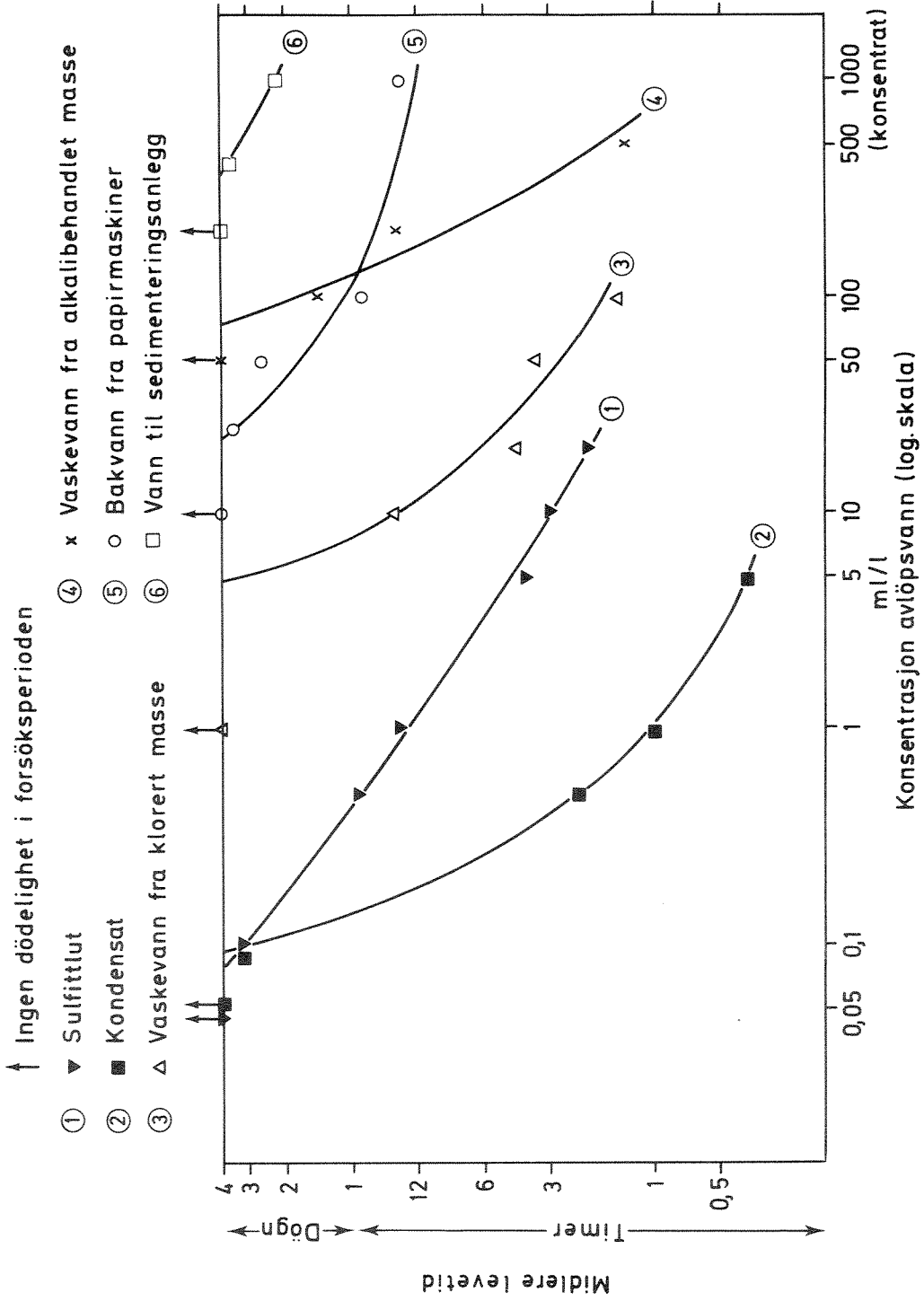
I tabell 15 er gitt en oversikt over målte pH-verdier i de forskjellige konsentrasjoner av avløpsvannene. Resultatene av forsøkene er fremstilt i fig. 42 . Det fremgår av figuren at sulfittlut og kondensatet var mest giftig mens vann til sedimenteringsanlegget hadde minst effekt.

I tabell 17 er angitt beregnede konsentrasjoner av avløpsvann i Otra (oppgitt av Hunsfos fabrikker) samt verdier for 4 d - LC₅₀. 4 d - LC₅₀ verdiene er her de konsentrasjoner som representeres av skjæringspunktene mellom abcissen for 4 døgn og kurvene for de enkelte avløpsvann i fig. 42 Videre er beregnet forholdet mellom 4 d - LC₅₀ verdiene og konsentrasjonene av avløpsvann i ellevannet som et uttrykk for stoffenes aktuelle giftighet i ellevannet (A : B). Når C = 1 er således grensen for akutt giftighet over 4 døgn nådd.

Tabell 17 Giftighet av avløpsvann fra Hunsfos fabrikker overfor plommeseekkyngel av laks

Avløpsvann	A Konsentrasjon i ellevann ml/l	B 4 d - LC ₅₀ ml/l	A : B
Sulfittlut	0.15	0.08	1.9
Kondensat	0.0033	0.1	0.033
Vaskevann fra klorert masse	1.10	5	0.22
Vaskevann fra alkalisk masse	1.10	75	0.02
Bakvann papir- maskiner	-	22	-
Vann til sedimen- teringsanlegg	5.4	340	0.02

Fig.42 Virkning av avløpsvann fra Hunsfos Fabrikker på plommesekk-
yngel av laks



Tabellen viser at sulfittluten har en midlere konsentrasjon i elvevannet som er nær den dobbelte av $4 d - LC_{50}$ verdien. Dette er høyt og antyder at elvevannet med disse konsentrasjoner av sulfittlut er akutt toksisk overfor plommeseekkyngel av laks. Konsentrasjonene av kondensatet og vaskevann fra klorert masse i elvevann ligger under grensen for akutt toksisk virkning (over 4 døgn). De øvrige avløpsvann er relativt lite akutt toksiske.

6.5.3 Diskusjon og konklusjon

Resultatene viser at sulfittluten har sterkest virkning overfor laks av de typer avløpsvann som er testet. Dette er i overensstemmelse med tidligere erfaringer fra undersøkelser i Otra (NIVA, 1962) og i Ådalselva på Ringerike (NIVA, 1965). Ved begge disse undersøkelser ble det foretatt tester over virkning av sulfittlut på laks. Ikke ved noen av de tidligere tester ble det imidlertid funnet en såvidt sterk effekt av sulfittluten som i dette tilfelle. Dette kan bero på at sulfittluten fra dette koket har vært spesielt giftig. Det er således tidligere vist at sulfittlut fra forskjellige kok kan variere betydelig i giftighet. Videre kan vannet fra Otra som er benyttet i testene ha hatt en annen kvalitet enn tidligere (1961 - 1964). Det skal bare svært små endringer i vannkvalitet til for at dette kan ha betydning for giftigheten av et stoff overfor fisk.

Når det gjelder sure stoffer som kondensat og sulfittlut, vil vannets pH og bufferkapasitet spille en vesentlig rolle. De fysisk-kjemiske analysene gir imidlertid ingen spesielle indikasjoner på at vannet fra Otra hadde en endret kvalitet av betydning for giftigheten. Forøvrig kan det benyttede testmateriale, laksen, ha hatt en lavere toleranse enn det som tidligere er anvendt. Selve metodikken forøvrig har vært omtrent som tidligere og kan neppe tillegges særlig betydning.

For kondensatet, vaskevann fra klorert og alkalibehandlet masse kan en anta at virkningen for en stor del skyldes en pH effekt. Innenfor et 4-døgn forsøk kan en anta at toleransegrensen for plommeseekkyngel av laks ligger omlag i området pH 4.5 - 10.5. For sulfittluten kommer sannsynligvis en giftvirkning av spesielle komponenter mer inn i bildet. Kurvenes forløp antyder da også en forskjellig virkemåte for bl.a. kondensatet og

sulfittluten. På grunnlag av tidligere undersøkelser har en funnet ut at sikker konsentrasjon for en del stoffer er omlag 0.1 av letalgrensene for akutt giftvirkning (2-4 d LC_{50}).

Videre har en funnet ut at en rekke stoffer har en additiv virkning. Dette vil si at dersom summen av forholdene mellom den aktuelle konsentrasjon i vannet og LC_{50} verdiene (A : B) er lik 1, så er terskelverdien for den samlede giftvirkning oppnådd. Ved addisjon av disse verdiene for avløpsvannene utenom sulfittluten fås en samlet verdi på 0,29, hvilket er 1/3 av terskelverdien for samlet akutt giftvirkning. Taes så sulfittluten med, blir den samlede verdi ca. 2,2. Hvorvidt en slik beregningsmåte kan benyttes her, er imidlertid høyst tvilsomt. I enkelte tilfelle kan en også ha en synergistisk (forsterkende) virkning, mens en i andre tilfelle kan ha en antagonistisk (svekkende) effekt når to stoffer kommer sammen. Hvor det dreier seg om syrevirkninger, vil således en tilført base virke antagonistisk. I dette tilfellet vil f.eks. bakvann fra alkalibehandlet masse sannsynligvis virke antagonistisk overfor de andre sure avløpsvann.

De beregninger og betraktninger som her er foretatt, må ikke tillegges vesentlig vekt, men nærmest ansees som et eksempel på hvordan en vanligvis går frem ved vurderinger av giftvirkning overfor fisk. Som konklusjon må en imidlertid kunne hevde at sulfittluten gir det vesentligste bidrag til toksisiteten overfor fisk av de undersøkte avløpsvann fra Hunsfos fabrikk, og at kondensat og vaskevann fra klorert masse også har betenkelig høy toksisitet.

7. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Resipientundersøkelsen i Nedre Otra har pågått fra høsten 1973 og ut 1975, og rapporten omfatter resultater av feltundersøkelser og laboratorieforsøk fra denne perioden. Målsetningen har vært å fremskaffe det best mulig faglige grunnlag for prosjektering og realisering av de store rensetekniske tiltak man står overfor i Vennesla og Kristiansand kommuner og i industribedriftene som sogner til vassdraget. I forhold til undersøkelsen i 1961-63 omtales forurensningsbelastningen og forholdene i vassdraget mer detaljert. Hovedvekten er lagt på vurderinger av begroingens årsaksforhold, da skadevirkningene på ferskvannsfisket er vel dokumentert ved tidligere undersøkelser.

Vassdraget fra Hunsfos fabrikker og nedover er i dag så sterkt belastet med organisk stoff fra industriutslipp at selvrensningsevnen langt er overskredet. Under de temperaturforhold som råder vår og høst, omsettes bare 10-20% av belastningen før elven når sjøen, mens omsetningen sommerstid trolig er noe større. Underskudd på næringssalter bidrar også til at selvrensningen er såvidt lav. Den store organiske belastningen gir opphav til en kraftig heterotrof begroing på bunnen som er til stor sjenanse.

Belastningen av næringssalter stammer fra industriutslipp, men i stor grad også fra kommunale utslipp og overflatevann. Tilførselen av nitrogensalter med elven ovenfor Venneslafjorden er såvidt stort at tilskudd lenger nede betyr lite. Fosfatutslippet, som hovedsaklig stammer fra kloakk, er imidlertid av stor betydning. Fosfat er på grunn av stor organisk belastning det næringssalt som er i størst underskudd, men tilførselen vil komme i balanse med den organiske belastning etter at sulfittlutindampning ved Hunsfos fabrikker er gjennomført.

Begroingsmengden kan generelt antas å være proporsjonal med den organiske belastningen, som vil kunne reduseres med oppimot 85%. Dette vil imidlertid først og fremst føre til øket grad av selvrensing i elven, mens belastningen fremdeles er såvidt stor at en merkbar heterotrof begroing må ventes å gjøre seg gjeldende, spesielt på strekningen Hunsfos-Kvarstein og ved lave temperaturer.

Bestanden av bunndyr er i dag fattig og ensidig sammensatt, og produksjonen av laksefisk i vassdraget nedenfor Hunsfos er ødelagt. Begroings-samfunnet viser en spesiell sammensetning dominert av forurensnings-indikatorer. Årsaken kan være negative effekter av begroingen, men gifteffekter av industriavløp er vel så viktig. Undersøkelsen har vist at sulfittluten i dag overskrider nivået for akutte gifteffekter i vassdraget både når det gjelder lakseyngel og alger. 90% inndamping vil rette på dette, men den samlede toksiske belastning kan fremdeles ligge betenkelig nær grensen. Akutte effekter kan ventes under lavvannsføring i sommerhalvåret, og negative effekter på dyre- og plantelivet i vassdraget over lengre tid er sannsynlig. Utslipet fra Høie fabrikker, Norsk Wallboard og annen industri bør imidlertid også undersøkes med hensyn på giftighet. Det er usikkert om Otra igjen kan bli lakseprodu-serende etter at sulfittlutinndampingen er gjennomført. En videregående rensing av industriavløpsvann vil sannsynligvis være påkrevet, også av hensyn til begroingen. De fiskeribiologiske forhold vil være en viktig del av fortsatte undersøkelser.

Nivået av tarmbakterier fra mennesker og dyr overskrider i dag det nivå som bør kreves for vann til rekreasjonsformål. Bedre hygieniske forhold og redusert fosfatbelastning er viktige momenter som taler for fullverdig kommunal rensing.

En fullutbygging av kraftreservene i Øvre Otra er under gjennomføring og vil føre til en redusert minstevannføring og ytterligere utjevning av flomtoppene. Dette vil kunne ha klart negative virkninger på forholdene i Nedre Otra. Hvor mye dette betyr er imidlertid usikkert og vil være gjenstand for fortsatte undersøkelser. Mulighetene for å utnytte reguleringen til å forbedre forholdene i vassdragets nedre del bør også utredes.

Det synes i dag å være godt håp om at Vassdragsrådets målsetning for Nedre Otra kan oppfylles ved at rensetiltak gjennomføres så langt dette er praktisk mulig.

Vassdraget er dessuten i landssammenheng den første resipient for treforedlingsutslipp hvor effekten av pålagte utslippsrestriksjoner vil kunne etterprøves. Det er derfor all grunn til å følge utviklingen nøye i årene fremover.

8. LITTERATURHENVISNINGER

Bergmann-Paulsen, B. (1962):

Forurensningen i Otras nedre løp.

Vattenhygien 4(62): 1-13.

Bergmann-Paulsen, B. (1962):

Undersøkelse av forurensningen i Otras nedre løp, 1960-61.

NIVA-rapport O-209.

Bergmann-Paulsen, B. og Arnesen, R. T. (1965):

Undersøkelse av forurensningssituasjonen i Ådalselva, Randselva og Storelva. 1963-1964.

NIVA-rapport O-348.

Betts, J. L. og Wilson, C. G. (1966):

New methods for reducing the toxicity of kraft mill bleachery wastes to young salmon.

J. Fish. Res. Board of Canada 23(6): 813-24.

Bruynestein, A., Walden, C. C. og Hill, A. A. (1972):

Origin of toxic materials in the kraft pulping process.

Pulp & Paper Mag. of Canada 73: T347-T351.

Bylterud, A. og Uhlen, H. (1971):

Beskrivelse av utslipp av forurensende spillprodukter.

Særskilt vedlegg til St.meld. nr. 71: Langtidsprogrammet 1974-1977.

Spesialanalyse I. Forurensninger, s. 169-178.

Curtis, W. M. (1969):

Sewage fungus; its nature and effects.

Water Res. 3: 289-311.

Gjessing, E. T. og Haugen, S. (1973):

Barkavfall - vannforurensning.

Statens Veglab. Medd. no. 47.

Jørgensen, G. og Skulberg, O. (1973):

Notat om endrede resipientforhold ved eventuell full utbygging av Otra-vassdraget.

NIVA-rapport O-198/72 (II).

Kotai, J. og Skulberg, O. (1974):

Vassdragsundersøkelser i Nedre Otra 1973-74. Sammenstilling av viktige resultater og erfaringer.

NIVA-notat O-12/73.

Laake, M. (1974):

Heterotrof begroing. Kvantitativ beskrivelse av relasjoner mellom tilgjengelige næringsstoffer og biomasseproduksjon.

NIVA-rapport A2-08 (III).

Ladd, (1969):

Effects of pH on the acute toxicity of kraft pulp mill effluents to juvenile coho salmon.

M. Sc. Thesis, Hubolt St. College, Arcta, California.

Leach, J. M. og Thakore, A. N. (1973):

Toxic constituents in pulp mill effluents.

Paper Trade J. 157: 41-43.

Lindholm, O. (1975):

PRA 4.7. Forurensning i overvann og forhold vedrørende avløp.

PRA-informasjon no. 3, NIVA, Oslo.

Marier, J. R. (1973):

The effects of pulp and paper wastes, with particular attention to fish and bioassay procedures for assessment of harmful effects.

Nat. Res. Council Canada No. 13501.

Miljøverndepartementet (1974):

Norsk jordbruk og vannressursene. Del A: Vannforurensninger fra jordbruket.

Arbeidsrapport nr. 6. St. meld. nr. 107 (1974-75) Om arbeidet med en landsplan for bruken av vannressursene.

Ormerod, J. G., Grynne, B. og Ormerod, K. (1966):

Chemical and physical factors involved in the heterotrophic growth respons to organic pollution.

Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 19: 906-910.

Rydholm, S. (1965):

Pulping Processes.

John Wiley & Sons, Inc., London.

Steensland, H. (1970):

Innledende studier i forbindelse med prosjekt B-8/71 - Vekstfysiologi hos fastsittende heterotrofe mikroorganismer.

NIVA-rapport A2-08 (I).

Steensland, H. (1973):

Continous culture of a sewage fungus *Fusarium aquaeductuum*.

Arch. Microbiol. 93: 287-294.

NIVA-rapport A2-08 (II).

Skulberg, O. (1967):

Algal cultures as a means to assess the fertilizing influence of pollution.

Int. Conf. Wat. Pollut. Res. 1: 113-127.

Van Horn, W. M. (1961):

Aquatic biology and the pulp and paper industry (report no. 1).

NCASI Technical Bulletin No. 148.

Van Horn, W. M. (1971):

Aquatic biology and the pulp and paper industry (report no. 2).
NCASI Technical Bulletin No. 251.

Wong, A. og Prahacs, S. (1974):

Toxicity of bleach plant effluent - a state of the art review.
CPAR Project No. 288.

	Side
9. VEDLEGG	
9.1 <u>Utslippsdata</u>	
9.1.1 Kjemiske analysedata for avløpsvann fra Hunsfos fabrikker	122
9.1.2 Kjemisk sammensetning av tørrsubstansen i sulfitt- lut fra et kraftpapirkok av granved etter fjerning av uorganiske bestanddeler (etter Rydholm (1965) side 518)	123
9.1.3 Eksempler på kjemisk sammensetning av tørrsubstan- sen i kondensat fra Hunsfos fabrikker	124
9.2 <u>Vannføringsdata, pH og seston</u>	
9.2.1 Ukentligemiddelverdier av seston ved Vigeland Bruk i tiden 1/2-1974 til 27/11-75	125
9.2.2 pH-målinger og vannføring i Otra. pH-målinger ovenfor Hunsfos fabrikker	126-132
9.3 <u>Vannkjemiske data</u>	
9.3.1 Skisse over stasjonene i Otra, og hydrokjemiske analyseresultater - hele Otravassdraget 1972-73	133-135
9.3.2 Spesifikk elektrolytisk ledningsevne og pH målt <i>in situ</i> i 1973-75	136
9.3.3 Hydrokjemiske analysedata fra nedre Otra 1972-75 Prøver vanligvis tatt fortløpende fra stasjon 1 til 16	137-142
9.3.4 Spesifikk elektrolytisk ledningsevne, temperatur og pH ved Hagen (stasjon 13) og Grovane (stasjon 2) 28-30/10-1973	143-144
9.3.5 Data for turbiditet og kjemisk oksygenforbruk - Hagen 1973	145
9.3.6 Kjemiske analysedata fra 1960-61	146-148
9.3.7 Kjemiske analysedata fra stasjon 13, Hagen. Prøver tatt hver time over ialt 62 timer 29/10-1/11-74	149-150
9.3.8 Kjemiske analysedata for stasjon 9, Vigeland 17/4-1975	151
9.3.9 Kjemiske analysedata fra simultanprøvetaking 18/4-1975	152-156

Tabell 9.1.1. Kjemiske analysedata for avløpsvann fra Hunsfos fabrikker.

	Sulfittlut gran	Sulfittlut løv	Sulfittlut furu + 10% løv	Sulfitt furu + 10% løv	Klortrinns- lut	Alkalitrinns- lut	Bakvann papir- maskiner	Vann tilsedi- menterings- anlegg
pH	4,31	4,08	3,79	(3,90)	(3,72)	(9,57)	(6,24)	(5,62)
Ledningsevne µS/cm	-	-	-	16200	2770	969	329	163
Organisk tørrst. g/l	182	179	200	-	-	-	-	-
Filtrert tørrst. mg/l	-	-	-	2520	200	510	550	800
Turbiditet JTU	-	-	-	290	38	45	490	140
Farge filt. mg Pt/l	5250	23200	17500	57250	455	715	0	33
Permanganattall mg O/l	-	-	-	220000	458	542	487	415
Totalt organisk karbon mg C/l	70000	70000	85000	-	-	-	-	-
Totalfosfat mg P/l	0,9	1,5	1,3	8,8	0,08	0,15	0,6	0,19
Ortofosfat mg P/l	-	-	-	0,0022	0,05	0,07	0,17	0,08
Totalnitrogen mg N/l	10	8	12	24	10	8	9	10
Nitrat mg N/l	-	-	-	10	0,5	0,3	2,4	0,3
Ammonium mg N/l	-	-	-	1,35	1,20	0,45	1,45	0,85
Kalsium mg/l	45	40	43	172	2,5	2,4	4,4	2,9
Magnesium mg/l	760	780	700	10060	9,4	2,2	0,8	2,8
Kalium mg/l)	13,7	20,2	13,6	120	0,4	0,8	2,0	1,2
Natrium mg/l	15,3	5,7	6,0	-	-	-	-	-
Asiditet til pH ml 0,1 N NaOH/l	41,5	57,4	43,3	831,6	52,8	<pH	7,5	2,2
Alkalitet til pH 4,0	-	-	-	>pH	>pH	72,6	12,6	14,8
ml 1 N 4,5	-	-	-	-	-	58,4	3,9	8,0
HCL/l 8,3	-	-	-	-	-	21,5	-	-

() pH analysert på avløpsvann fortynnet 1:10 med deionisert vann.

Tabell 9.1.2 Kjemisk sammensetning av tørrsubstansen i sulfittlut fra et kraftpapirkok av granved etter fjerning av uorganiske bestanddeler (Etter Rydholm (1965), side 518).

Fraksjons- gruppe	Beskrivelse av komponent	Prosentdel av tørrvekt
I	Lignosulfonsyrer, høymolekylære	23.7
	" lavmolekylære	28.6
	α - Conidendrin (?)	0.4
	Hydroxymatairesinolsulfonsyre (?)	2.2
	Carbohydratsulfonsyrer (?)	0.6
	"	1.9
	Ikke undersøkte stoffer	<u>2.6</u>
		60.0
II	O- (4-O-methyl- α -D-glycosyluronsyre)- (1 \rightarrow 2)-D-xylose	2.5
III	Glucuronsyre + små mengder urenheter	1.0
IV	Fire polysakkarider som gir fra xylaner:	
	(1) glucose, mannose, galactose	
	(2) glucose, mannose	
	(3) mannose, glucose	
	(4) xylose	3.2
V	D-Glucose	2.6
	D-Xylose	4.6
	D-Mannose	11.0
	D-Galactose	2.6
	L-Arabinose	0.9
	Ikke undersøkte stoffer (aldonsyrer)	<u>4.4</u>
		26.1
VI	Hovedkomponent eddiksyre	<u>5.7</u>
	Total mengde organisk stoff	98.5

Tabell 9.1.3. Eksempler på kjemisk sammensetning av tørrsubstansen i kondensat fra Hunsfos fabrikker.

Analysert ved Papirindustriens Forskningsinstitutt i 1963.

Kjemiske forbindelser og stoffgrupper	Gran + 20% osp vekt %	Furu vekt %	Furu + 20% bjørk vekt %
Mg-lignosulfonater } skyldes overkoking	-	9,6	0,5
Karbohydrater } av sulfittlut	-	1,45	0,05
Maurisyre	<0,01	-	-
Metanol	1,1	0,5	0,3
Eddiksyre	1,0	0,94	0,5
Aceton	0,04	-	<0,01
Furfural	0,12	0,43	0,2
Hydroksymethyl- og methylfurfural	0,03	-	0,03
Furan-2-karboksylsyre	-	0,01	-
Vanillin	-	0,02	-
Eugenol	0,04	0,04	0,03
Isø-eugenol (?)	-	-	<0,01
Borneol	<0,01	0,02	0,01
Quiacol	<0,01	-	<0,01
p-cymen	0,8	0,02	0,2
Harpikssyrer	<0,01		
Høyere fettsyrer	<0,01	0,03	<0,01
Estervoks eller fettstoff	<0,01	-	-
Voks av parafintype (sterol?)	<0,01	-	-
Ukjente fenoler	-	-	<0,01
Ukjente nøytrale forbindelser	-	<0,03	<0,02
Vannløselige, svovelholdige forbindelser - sannsynligvis tioaldehyder, tiofenoler og sulfonsurer	0,9	-	-
Aromatiske og terpenoide forbindelser og estere	0,08	-	ikke påvist
Total mengde tørrsubstans (ca. vekt %)	4,54	13,9	1,89

Tabell 9.2.1. Ukentlige middelverdier av seston ved Vigeland Bruk i tiden
1/2-74 - 27/11-75.

År	Måned	Ukenr.	Avlest verdi	Måned	Ukenr.	Avlest verdi	Måned	Ukenr.	Avlest verdi
1974	Januar	1		Mai	19	6	Sept.	36	8
		2			20	6		37	14
		3			21	7		38	9
		4			22	6		39	10,2
		5							
	Februar	6	10	Juni	23	7	Oktober	40	7,8
		7	13		24	7		41	7,8
		8	10		25	7		42	7,8
		9	8		26	7		43	10,2
	Mars	10	10	Juli	27	7	November	45	10,6
		11	11		28	11		46	12,5
		12	10		29	9		47	11,4
		13	8		30	9		48	12,2
	April	14	8	August	31	6	Desember	49	11,4
		15	9		32	6		50	10,5
		16	8		33	6		51	11,2
		17	-		34	5			
		18	8		35	5			
1975	Januar	1	8	Mai	19	10,0	Sept.	36	8,8
		2	7,8		20	11,2		37	8,6
		3	7,8		21	6,3		38	9,8
		4	9,5		22	6,0		39	12,8
		5	9,0						
	Februar	6	7,2	Juni	23	6,0	Oktober	40	10,6
		7	7,0		24	6,6		41	7,3
		8	8,6		25	5,8		42	8,6
		9	7,5		26	6,8		43	7,8
	Mars	10	8,0	Juli	27	8,8	November	45	7,0
		11	8,0		28	-		46	7,8
		12	8,4		29	-		47	10,4
		13	-		30	-		48	10,0
	April	14	7,0	August	31	-			
		15	7,0		32	8,4			
		16	-		33	9,2			
		17	-		34	9,4			
		18	-		35	-			

Tabell 9.2.2. pH-målinger og vannføring i Otra. pH-målinger ovenfor fabrikk

1970 JULI			AUGUST			SEPTEMBER		
Dato	pH	Vannføring m ³ /s	Dato	pH	Vannføring m ³ /s	Dato	pH	Vannføring m ³ /s
			4	5.28	102 /	2	5.25	90.5/ 87.7
			5	5.28	111 /108.0	4	5.28	92 / 96.4
			7	5.35	107 /106.7	7	5.25	88.3/ 90.4
21	5.33	125 /125.3	11	5.30	105 /106.5	8	5.20	87.2/ 89.5
21	5.30	283 /316	12	5.30	95 /102.8	9	5.18	92 / 91.2
28	5.3/5.28		12	5.50		9	5.25	
28	5.35		14	5.32	101 /100.6	11	5.15	142 /163
30	5.30	239 /248.2	18	5.20	134 /138.7	14	5.15	214 /172.5
			20	5.25	135 /149	16	5.08	271 /321.8
			25	5.22	114 /104	18	5.05	187 /234.5
			27	5.20	152 /159	21	5.08	125 /119.2
			27	5.30		23	5.10	101 /114.8
			28	5.15	102 /128.8	23	5.17	
			31	5.20	98 / 93.1	24	5.18	107 /111.3
						29	5.20	110 /106.2
Middel	5.31	222.8		5.28	115.4		5.17	134.8

1970 OKTOBER			NOVEMBER			DESEMBER		
1	5.18	99.5/105.2	2	5.18	139 /132.7	1	4.95	197 /270
5	5.15	114 /115.8	3	5.20	113 /120.5	3	5.00	137 /161.5
7	5.18	142 /149.8	5	5.20	116 /110	4	5.00	135 /132.3
7	5.34		9	5.22	113 /106.7	7	5.00	189 /141.8
12	5.10	118 /115.5	10	5.25	110 /117	9	5.05	142 /155.7
15	5.05	116 /115.7	10	5.45		11	5.05	129 /125.8
16	5.05	130 /112.7	13	5.25	102 /114.8	14	5.10	152 /168
19	5.15	145 /122.2	16	5.23	129 /130.2	16	5.10	110 /113.5
22	5.18	130 /145.2	18	5.25	129 /130.2	18	5.15	113 /111.5
26	5.23	125 /120.5	20	4.85	532 /427.5	21	5.27	118 /113.5
26	5.40		24	4.80	296 /329	21	5.32	
28	5.20	121 /150	25	4.80	383 /352	30	5.30	116 /117.7
30	5.20	132 /130.2	26	4.82	265 /353.2			
			27	4.85	442 /308.2			
			30	4.95	290 /292.3			
Middel	5.19	125.2		5.09	220.8		5.11	143.2

1971 JANUAR			FEBRUAR			MARS		
Dato	pH	Vannføring m ³ /s	Dato	pH	Vannføring m ³ /s	Dato	pH	Vannføring m ³ /s
4	5.40	105 /104.5	1	5.15	121 /121	2	5.20	111 /114.2
5	5.30	104 /101.7	2	5.15	116 /118.3	4	5.28	104 /113.7
7	5.35	102 /102	4	5.18	119 /117	8	5.30	101 /103.0
12	5.40	113 /112.7	8	5.20	119 /119	9	5.40	116 /104.8
12	5.40		10	5.20	121 /118	11	5.47	116 /118.1
13	5.40	99.5/110	11	5.30	119 /117.8	11	5.50	
14	5.30	101 / 99.9	15	5.28	132 /165.8	15	5.50	118 /115.3
18	5.30	98 / 97	16	5.20	177 /130.2	17	5.50	139 /122.2
20	5.25	104 /101.3	19	5.15	135 /139.2	19	5.48	129 /123.5
21	5.20	142 /125	22	5.18	123 /127.7	22	5.35	118 /120.2
25	5.10	159 /148.5	24	5.15	119 /110.5	24	5.32	123 /120.8
26	5.08	177 /160.2	25	5.15	125 /115.8	24	5.38	
26	5.18					26	5.32	134 /122
28	5.10	130 /147.2				29	5.30	125 /123.3
29	5.10	125 /129.5						
Middel	5.26	119.2		5.19	126.1		5.38	118.1

1971 APRIL			MAI			JUNI		
1	5.30	123 /119.8	3	5.05	121 /113	1	5.28	714 /716.7
5	5.25	134 /137	4	5.15	110 /115.7	3	5.30	473 /532.5
7	5.20	139 /129.7	4	5.31		7	5.38	305 /305.5
13	5.12	168 /137.2	7	5.12	116 /116.8	9	5.40	328 /332.7
14	5.12	142 /158.7	18	5.37	283 /272.8	9	5.77	
14	5.20		19	5.40	294 /282.2	11	5.30	213 /277.7
16	5.12	139 /137.7	19	5.59		14	5.25	125 /120
19	5.10	125 /127.5	24	5.40	172 /208.2	16	5.25	118 /128.7
21	5.15	125 /127.5	26	5.42	132 /134	18	5.28	116 /107.7
23	5.10	119 /124.2	28	5.40	140 /137.7	22	5.35	119 /104.6
26	5.08	111 /119.7				22	5.72	
29	5.05	119 /113.2				24	5.30	110 /113.6
						29	5.30	110 /104.3
Middel	5.15	130.8		5.32	171.8		5.38	253.6

1971 JULI			AUGUST			SEPTEMBER		
1	5.30	110 /105.2	10	5.55	92/ 87.2	2	5.72	102 /102.8
2	5.30	102 /109.8	13	5.53	86.1/ 91.7	6	5.75	101 / 96
6	5.35	95 /104.2	16	5.43	125 /120.7	9	5.75	95 / 98
9	5.40	101 /100.8	16	5.60		13	5.80	101 / 94.5
12	5.60	87.2/ 93.3	18	5.45	116 /113	13	5.78	
14	5.65	82.7/ 86.1	20	5.45	113 /110	16	5.70	86.1/ 91.0
14	5.85		23	5.50	105 /109	20	5.75	89.4/ 88.3
			25	5.75	104 /101.3	22	5.80	80.5/ 86.7
			27	5.80	113 /106.8	24	5.70	84.9/ 79.9
			30	5.75	110 /108	27	5.65	69.0/ 73.8
						29	5.65	75.7/ 72.2
MIDDEL	5.49	98.1		5.58	106.2		5.73	88.4

1971 OKTOBER			NOVEMBER			DESEMBER		
Dato	pH	Vannføring m ³ /s	Dato	pH	Vannføring m ³ /s	Dato	pH	Vannføring m ³ /s
1	5.65	66.6/ 68.8	2	5.35	104 /108.5	2	5.30	156 /226.7
5	5.70	62.9/ 61.8	3	5.35	102 /111.3	3	5.38	125 /154
6	5.70	59.9/ 61.3	4	5.35	110 /105.7	7	5.30	123 /124
6	5.67		8	5.45	283 /385.5	9	5.30	239 /208
7	5.70	59.3/ 60.6	8	5.59		14	5.30	197 /221.3
11	5.70	62.3/ 59.9	9	5.45	197 /251.3	16	5.32	113 /116.3
13	5.65	60.5/61.0	11	5.42	139 /163.7	16	5.34	
15	5.63	63.5/ 62.7	15	5.40	139 /146.2	20	5.30	118 /114.2
18	5.55	66.6/ 63.2	17	5.40	239 /162.3	29	5.25	283 /214.3
19	5.50	96.5/ 73.2	18	5.40	239 /162.3	31	5.25	125 /138.3
20	5.40	95.0/ 92.2	22	5.35	114 /117			
22	5.35	95.0/ 94.8	23	5.30	118 /113.5			
25	5.35	129 /130.5	25	5.40	116 /108.7			
27	5.30	206 /174.5	25	5.35				
28	5.30	210 /215.2	30	5.28	250 /212.7			
MIDDEL	5.54	93.3		5.39	163.1		5.30	166.5

1972 JANUAR			FEBRUAR			MARS		
4	5.35	108.7	2	5.30	97.4	3	5.20	84.4
6	5.35	105.2	4	5.35	95.0	7	5.23	86.0
10	5.35	115.5	7	5.32	93.8	9	5.25	85.1
12	5.35	113.8	9	5.25	95	14	5.28	87.4
14	5.35	106.5	14	5.22	95	16	5.30	85.9
17	5.35	108.7	18	5.20	94.2	20	5.30	114.2
19	5.35	104	22	5.20	88.7	23	5.30	121.08
21	5.38	97.4	24	5.18	84.4	29	5.30	122.2
25	5.35	99.5	29	5.20	85.1			
28	5.35	94.4						
31	5.32	96.3						
MIDDEL	5.35	104.5		5.25	92.1		5.27	98.3

1972 APRIL			MAI			JUNI		
5	4.80	132.5	2	4.95	270.0	1	5.15	210.2
6	4.85	243.3	3	4.95	270.2	5	5.15	272.5
7	4.75	232.7	5	4.97	274.0	5		
10	4.75	145.5	8	4.98	356.3	5		
11	4.75	142.8	10	5.20	287.8	7	5.15	306.0
12	4.75	232.5	12	5.30	266.6	9	5.18	535.2
14	4.80	214.0	16	5.32	195.8	13	5.15	608.8
19	4.75	148.2	18	5.32	172.2	15	5.20	396.3
25	4.85	111.5	23	5.35	169.2	20	5.18	215.7
26	4.85	111.0	24	5.35	178.0	22	5.15	385.2
27	4.87	110.2	25	5.25	169.0	23	5.15	386.7
			30	5.15	307.3			
MIDDEL	4.80	165.9		5.17	243.0		5.29	368.5

1972 JULI			AUGUST			SEPTEMBER		
Dato	pH	Vannføring m ³ /s	Dato	pH	Vannføring m ³ /s	Dato	pH	Vannføring m ³ /s
17	5.20	81.3	1	5.40	92.9	4	5.30	101.2
18	5.20	79.2	2	5.38	90.5	6	5.30	102.8
21	5.23	78.9	4	5.40	92.3	11	5.30	147.0
24	5.25	77.0	7	5.35	102.0	15	5.25	101.5
25	5.30	73.0	9	5.20	356.3	19	5.30	100.0
27	5.35	74.3	11	5.20	746.2	22	5.30	98.9
31	5.40	86.4	14	5.20	250.0	27	5.30	99.4
			18	5.22	152.3	29	5.25	101.4
			21	5.25	105.5			
			23	5.25	85.1			
			25	5.25	178.7			
			29	5.25	101.6			
			31	5.25	101.8			
MIDDEL	5.27	78.6		5.28	188.9		5.29	106.5

1972 OKTOBER			NOVEMBER			DESEMBER		
2	5.25	88.2	1	5.38	62.3	1	5.22	79.8
6	5.30	87.9	3	5.40	62.1	4	4.90	188.8
10	5.35	79.4	6	5.40	61.4	7	4.85	209.3
12	5.30	78.2	8	5.43	61.9	12	4.80	86.6
16	5.32	65.0	13	5.35	70.8	15	4.70	172.3
18	5.35	66.0	16	5.35	65.4	18	4.65	110.0
24	5.45	63.4	21	5.30	63.3	20	4.70	103.3
27	5.43	60.5	23	5.20	-	22	4.70	99.5
30	5.40	62.0	27	5.20	65.0	28	4.85	97.8
			29	5.20	65.5			
MIDDEL	5.35	72.3		5.34	64.2		4.82	127.5

1973 JANUAR			FEBRUAR			MARS		
2	4.85	87.9	6	5.30	101.7	12	5.30	111.3
4	5.05	84.0	8	5.10	155.8	13	5.30	
9	5.25	88.3	12	5.10	104.2	15	5.30	112.5
12	5.30	78.2	14	5.10	150.2	19	5.32	117.0
15	5.30	82.7	16	5.05	121.7	22	5.40	116.5
17	5.25	83.5	20	5.10	102.8	27	5.35	120.0
23	5.30	85.3				29	5.35	121.2
25	5.40	86.6						
30	5.35	92.3						
MIDDEL	5.23	85.4		5.13	122.7		5.33	116.4

1973 Dato	APRIL		Dato	MAI		Dato	JUNI	
	pH	Vannføring m ³ /s		pH	Vannføring m ³ /s		pH	Vannføring m ³ /s
3	5.35	132.8	2	5.25		1	5.20	278.5
6	5.30	131.0	4	5.25	100.2	5	5.20	481.5
10	5.30	119.7	7	5.20	139.7	8	5.25	217.2
12	5.30		10	5.15	142.7	26	5.40	
13	5.32	118.0	13	5.18	156.0	26	5.15	
17	5.32	105.0	15	5.15	150.0	26	5.25	
30	5.28	88.7	18	5.10		27	5.45	201.0
			21	5.20	121.5			
			23	5.25	121.5			
			24	5.25	125.2			
			28	5.30	183.7			
			30	5.35	185.3			
MIDDEL	5.31	115.9		5.22	142.6		5.29	294.6

1973	JULI		AUGUST		SEPTEMBER			
2	5.45	167.6	7	5.25	167.08	4	5.60	
4	5.45	134.0	10	5.25	110.0	7	5.60	99.9
6	5.45	183.0	13	5.30	121.5	10	5.65	102.0
9	5.50	188.5	16	5.38	111.7	14	5.65	99.8
12	5.50	232.8	20	5.50	111.3	17	5.60	100.5
			23	5.60	118.0	18	5.60	102.0
			27	5.65	102.0	21	5.65	85.7
			29	5.65	101.3	24	5.50	86.7
			31	5.60	97.4			
MIDDEL	5.27	181.2		5.46	115.7		5.60	96.7

1973	OKTOBER		NOVEMBER		DESEMBER			
9	5.20	102.3	2	5.45	77.6	4	5.10	97.2
10	5.15	102.0	5	5.50	68.4	6	5.15	91.1
16	5.20	102.0	8	5.50	74.0	10	5.15	95.0
19	5.20	93.4	13	5.50	71.0	13	5.20	100.4
23	5.25	82.7	19	5.40	70.6	18	5.20	96.1
24	5.25	81.4	22	5.30	81.4	21	5.20	96.9
26	5.30	82.7	27	5.20		27	5.15	
29	5.40	166.79	28	5.20	82.0			
30	5.45	80.1						
MIDDEL	5.25	99.3		5.38	75.0		5.23	96.1

1974 JANUAR			FEBRUAR			MARS		
Dato	pH	Vannføring m ³ /s	Dato	pH	Vannføring m ³ /s	Dato	pH	Vannføring m ³ /s
4	5.10	95.8	15	4.95	260.0	4	5.10	117.8
10	5.05	115.2	19	4.90	124.5	6	5.12	118.0
15	5.35	163.5				8	5.10	118.0
17	5.30	125.0				12	5.15	115.8
21	5.30	118.0				15	5.20	110.0
28	5.20	127.0				18	5.20	113.0
30	5.25	124.8				22	5.20	125.5
						29	5.20	118.0
MIDDEL	5.31	124.2		4.93	192.3		5.16	117.0

1974 APRIL			MAI			JUNI		
1	5.18	118.0	3	5.25	183.0	5	5.45	116.0
5	5.15	125.7	6	5.25	187.0	7	5.50	114.3
8	5.10	177.0	8	5.30	151.5	11	5.55	115.0
16	5.10	134.0	10	5.30	118.0	12	5.60	114.3
17	5.10	131.0	13	5.40	117.0	18	5.45	193.0
23	5.10	191.5	15	5.40	115.0	25	5.40	177.0
29	5.20	149.0	20	5.45	113.3	27	5.40	145.0
			24	5.45	110.3			
MIDDEL	5.13	146.6		5.35	136.9		5.48	139.2

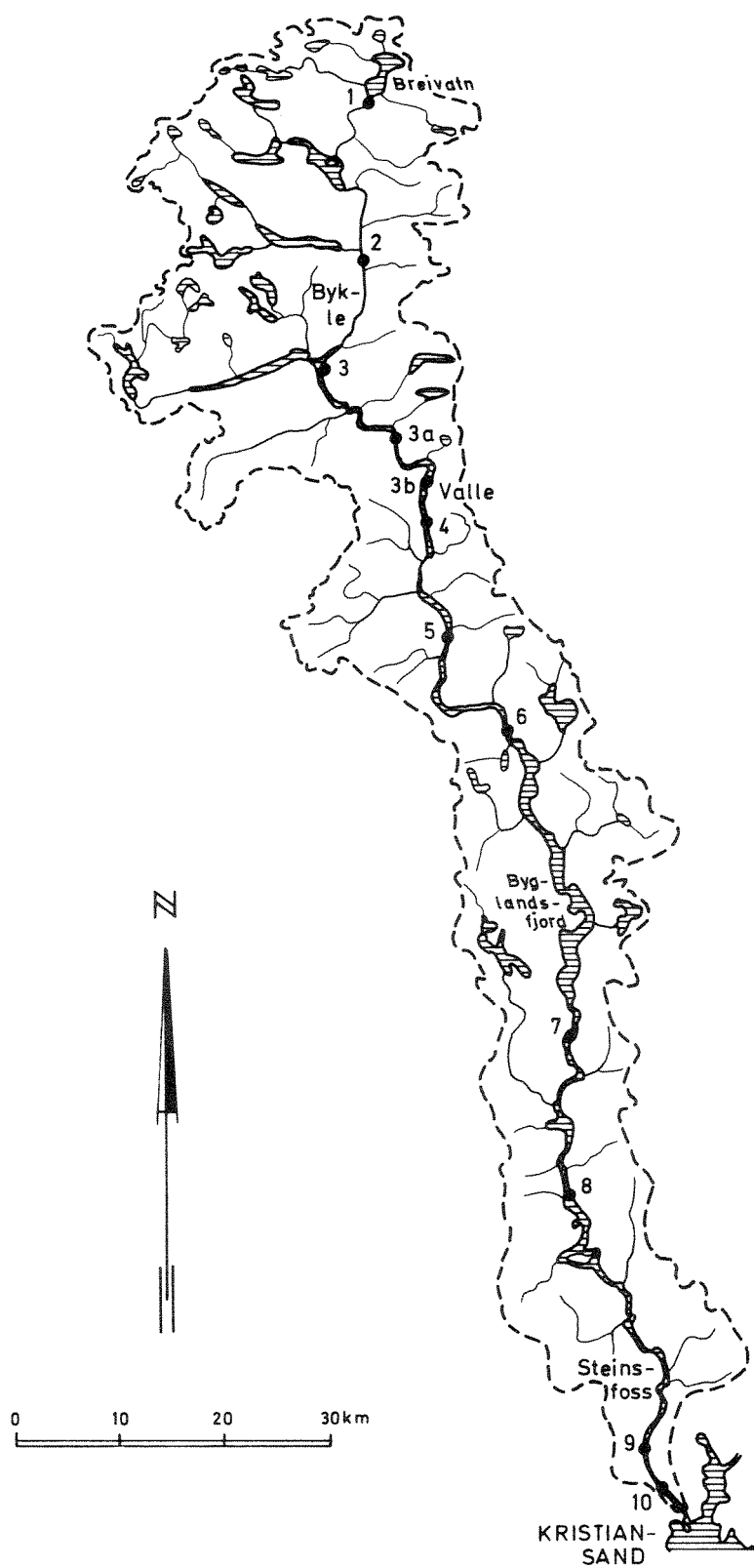
1974 JULI			AUGUST			SEPTEMBER		
2	5.55	107.0	2	5.65	110.0	2	5.90	90.5
2	5.77		6	5.70	110.0	2	5.90	
5	5.55	108.3	8	5.80	110.0	5	5.45	127.7
8	5.45	109.3	8	5.81		9	5.40	521.0
11	5.50	108.3	19	5.80	88.3	11	5.30	279.0
30	5.70	110.0	23	5.85	88.3	13	5.30	136.0
31	5.70	110.0	27	5.85	88.3	16	5.30	159.6
			30	5.85	90.5	20	5.25	200.7
						24	5.25	377.3
						27	5.20	555.3
						30	5.15	419.0
MIDDEL	5.59	108.8		5.78	97.9		5.35	286.6

1974 OKTOBER			NOVEMBER			DESEMBER		
Dato	pH	Vannføring m ³ /s	Dato	pH	Vannføring m ³ /s	Dato	pH	Vannføring m ³ /s
4	5.20	207.7	5	4.95	100.0	3	4.75	113
15	5.10	120.3	8	4.95	104.0	5	4.75	145
18	5.10	110.0	11	4.90	235.0	9	4.86	111
22	5.05	249.0	13	5.00	419.0	11	5.00	113
25	5.00	160.3	15	5.00	611.7	13	5.05	110
30	5.00	120.3	19	5.00	138.0	16	5.05	110
			25	4.95	189.0	20	5.10	91
			27	4.90	130.7	30	5.15	104
MIDDEL	5.07	161.3		4.96	240.9		4.96	112.1

1975 JANUAR			FEBRUAR			MARS		
3	5.00	113	3	4.85	225	3	5.30	105
6	5.05	166	11	4.90	113	6	5.40	108
9	5.00	177	14	4.75	110	10	5.40	118
10	5.05	165	17	4.85	107	13	5.40	111
14	5.00	260	20	4.95	105	17	5.30	107
17	5.00	426				21	5.35	105
20	4.95	226				25	5.35	107
23	5.00	419						
27	4.90	232						
31	4.90	230						
MIDDEL	4.99	241.4		4.86	132		5.36	108,7

1975 APRIL			MAI		
8	5.40	72	2	5.10	161
11	5.40	72	5	5.05	123
14	5.35	71	7	5.05	107
18	5.30	65	10	5.03	145
22	5.30	73	20		258
25	5.20	110	23		312
30	5.10	124	27		206
MIDDEL	5.29	83,9		5.06	187

Fig.9.3.1. Skisse over stasjonene i Otra
Prøvetaking 22-23/11 1972 og 3-5/10 1973



Vedlegg 9.3.1. Hydrokjemiske analyseresultater - hele Otra-vassdraget 1972-73.

		22. - 23. november 1972											
Parameter	Stasjon	1	2	3	3a	3b	4	5	6	7	8	9	10
PH		6,34	6,20	6,01	-	-	6,06	6,00	5,71	5,63	5,57	5,08	5,12
Spes. el.ledn.e.	µS/cm 20°C	12,0	11,2	11,1	-	-	27,6	11,9	17,6	12,5	12,5	30,05	27,0
Farge,	mg Pt/l	11,5	8,0	11,5	-	-	13,0	13,0	29,0	10,0	38,0	54,0	46,0
Permanganattall	mg O/l	1,11	1,11	1,26	-	-	2,37	1,19	3,56	1,74	5,77	22,92	14,70
Total fosfor	µg P/l	3	3	3	-	-	8	3	12	3	11	8	7
Total nitrat	µg N/l	145	155	165	-	-	230	145	160	175	185	140	175
Nitrat	µg N/l	50	70	80	-	-	140	80	90	100	100	90	80
Alkalitet, 4,5 ml N/10 HCl/1		1,36	1,31	2,33	-	-	1,47	1,09	2,82	2,08	2,93	1,66	1,81
Alkalitet, 4.0 ml N/10 HCl/1		2,12	2,17	3,28	-	-	2,27	1,86	3,67	2,91	3,79	2,67	2,78
Kalsium	mg Ca/l	1,10	0,94	0,86	-	-	2,72	0,98	1,29	0,86	0,81	1,08	1,09
Magnesium	mg Mg/l	0,18	0,18	0,19	-	-	0,40	0,09	0,40	0,19	0,18	1,52	1,00
Natrium	mg Na/l	0,75	0,63	0,65	-	-	1,60	0,86	1,15	0,81	0,91	2,02	1,81
Kalium	mg K/l	0,14	0,19	0,18	-	-	0,44	0,19	0,25	0,24	0,24	0,52	0,31
Klorid	mg Cl/l	0,8	1,0	1,0	-	-	2,2	1,2	1,6	1,2	1,2	2,8	2,8
Sulfat	mg SO ₄ /l	<1	<1	<1	-	-	4,6	<1	2,8	1,5	2,2	<1	<1
Jern	µg Fe/l	15	30	45	-	-	130	35	140	60	320	115	95

(Fortsatt)

Vedlegg 9.3.1 fortsatt.

		3. - 5. oktober 1973											
Parameter	Stasjon	1	2	3	3a	3b	4	5	6	7	8	9	10
pH		6,60	6,47	6,23	5,75	5,77	5,72	5,76	5,65	5,66	5,22	5,64	5,39
Spes. el.ledn.e.	µS/cm 20°C	11,6	11,3	10,6	12,7	13,7	14,0	12,2	12,3	12,6	16,6	24,7	26,5
Farge,	mg Pt/l	8,0	12,0	8,0	13,5	19,5	15,5	15,5	12,0	12,0	27,5	73,0	78,0
Permanganattall	mg O/l	1,58	1,58	1,50	2,69	3,32	3,16	1,90	2,05	1,03	2,37	14,85	13,59
Total fosfor	µg P/l	4	2	2	3	3	38	6	3	2	4	8	7
Total nitrat	µg N/l	125	130	135	135	150	160	190	145	150	200	165	210
Nitrat	µg N/l	40	50	50	40	40	40	50	50	70	70	20	70
Alkalitet, 4,5 ml N/10 HCl/l		0,62	-	0,45	0,40	-	0,36	0,36	0,37	0,30	0,27	0,36	0,36
Alkalitet, 4,0 ml N/10 HCl/l		1,26	-	1,12	1,12	-	1,03	1,01	1,01	0,99	0,93	1,06	1,02
Kalsium	mg Ca/l	1,25	1,03	0,99	1,00	1,17	1,20	1,00	0,98	0,89	1,03	1,23	1,21
Magnesium	mg Mg/l	0,18	0,19	0,17	0,21	0,22	0,23	0,19	0,18	0,20	0,24	0,91	1,03
Natrium	mg Na/l	0,85	0,93	0,82	0,93	0,98	0,99	0,95	0,96	1,09	1,30	2,28	2,37
Kalium	mg K/l	0,12	0,14	0,14	0,15	0,19	0,20	0,19	0,15	0,16	0,25	0,31	0,41
Klorid	mg Cl/l	1,4	1,4	1,2	1,4	1,4	1,6	1,4	1,4	1,8	2,0	3,0	3,2
Sulfat	mg SO ₄ /l	1,8	1,5	1,8	2,5	2,5	2,5	2,0	1,9	1,8	2,7	4,4	4,3
Jern	µg Fe/l	20	20	20	40	50	60	40	40	25	60	80	100

Tabell 9.3.2. Spesifikk elektrolyttisk ledningsevne og pH målt in situ i 1973-75.

Dato	Stasjonsnr.																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
	Vann- føring m ³ /s																
	Ledningsevne (µS/cm):																
26.10.73	82,7	18,9	19,1	19,6	21,5	19,4	19,7	19,4	29,5	29,6	31,4	32,5	218,4	36,4	36,4	34,0	(129,2)
"	-	21,3	-	-	19,0	-	-	-	-	-	35,4	-	-	33,1	-	-	-
27.10.73	82,5	-	18,9	-	19,6	-	-	31,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30.10.74	120,3	13,3	12,7	35,8	-	14,8	-	13,8	46,0	20,0	-	18,0	-	21,0	20,0	19,5	22,0
"	-	-	17,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18,4	-	-	-
31.10.74	125,0	12,3	12,3	15,5	12,5	14,8	-	14,0	20,5	13,8	-	14,0	-	13,8	17,5	18,3	23,2
27.5.75	14,8	15,0	-	-	15,6	-	15,4	27,6	-	18,6	20,5	-	24,4	-	-	-	23,1
"	-	14,9	-	-	15,1	-	14,9	25,6	-	23,7	23,1	-	27,7	-	-	-	25,6
28.5.75	-	19,1	-	-	19,4	-	19,1	32,8	-	30,4	29,5	-	30,4	-	-	-	37,8
\bar{x}	-	16,7	-	-	17,2	-	16,1	29,7	-	27,9	22,9	-	25,7	-	-	-	25,3
SD	-	3,4	-	-	2,3	-	2,5	8,3	-	6,7	7,0	-	7,7	-	-	-	4,4
	pH:																
26.10.73	82,7	5,4	5,35	5,45	5,55	5,4	5,4	4,85	5,4	5,5	5,2	4,8	5,1	4,9	5,1	5,2	5,2
"	-	5,5	-	-	5,6	-	-	-	-	4,9	-	-	5,6	-	-	-	-
27.10.73	82,5	-	5,45	-	5,35	-	-	5,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
31.10.74	125,0	4,95	4,93	5,55	4,9	5,65	-	4,95	4,95	5,4	-	5,05	-	5,2	5,5	4,95	5,95
27.5.75	5,3	5,2	-	-	5,2	-	5,6	5,0	-	5,2	5,3	-	5,3	-	-	-	5,3
"	-	5,3	-	-	5,5	-	5,5	5,1	-	5,2	5,2	-	5,2	-	-	-	5,3
28.5.75	-	5,3	-	-	5,5	-	5,5	5,1	-	5,2	5,3	-	5,2	-	-	-	5,3
\bar{x}	5,29	-	-	-	5,45	-	5,39	5,00	-	5,20	5,23	-	5,27	-	-	-	5,4
SD	0,19	-	-	-	0,15	-	0,16	0,09	-	0,21	0,11	-	0,18	-	-	-	0,3

Tabell 9.3.3 HYDROKJEMISKE ANALYSEDATA FRA NEDRE OTRA 1972 - 1975. PRØVER VANL.VIS TATT FORTLØPENDE FRA STASJON 1 TIL 16.

Stasjon nr. navn	Dato	pH	KOND µs/cm	TURB JTU	KOF mg O/l	PERM	TOT N µg N/l	NO ₃ N µg N/l	NH ₄ N	TOT P µg P/l	ORT P	SO ₄ mg SO ₄ /l	Mg	Ca	Na	K	
1 Breihølen	30.10.74	5.11	20.7	0.5	7.7	-	250	80	20	3	<2	-	-	-	-	-	
	30.10.74	5.08	21.6	0.6	13.3	-	220	80	20	3	<2	-	-	-	-	-	
	31.10.74	5.14	18.0	3.0	8.7	-	240	80	30	3	<2	-	-	-	-	-	
	27.05.75	5.57	14.2	1.4	<5	-	160	90	10	5	<2	-	-	-	-	-	
	27.05.75	5.33	20.2	2.4	16.5	-	220	70	<10	7	<2	-	-	-	-	-	
	16.09.75	5.92	12.1	0.46	<5	0.55	120	70	15	4	-	2.2	-	-	-	-	
	16.09.75	5.73	11.5	2.0	1.34	1.34	130	70	-	3	-	-	-	-	-	-	
	\bar{x}		5.41	16.9	1.5	9.4	0.95	191	77	18	4.0	<2	2.2	-	-	-	-
	SD		0.33	4.2	1.0	4.6	-	54	8	8	1.5	-	-	-	-	-	-
	2 Grovane	05.10.73	5.51	-	-	-	-	195	80	10	-	<2	2.9	0.26	1.14	1.49	0.28
12.12.74		5.28	-	-	-	-	200	-	-	3	-	-	-	-	-	-	
10.01.74		6.21	-	-	-	-	200	110	40	3	<2	-	-	-	-	-	
30.10.74		5.13	20.7	0.6	9.4	-	245	80	25	3	<2	-	-	-	-	-	
30.10.74		5.08	21.0	0.6	10.1	-	210	80	20	2	<2	-	-	-	-	-	
31.10.74		5.13	17.8	3.1	6.2	-	205	80	20	3	<2	-	-	-	-	-	
27.05.75		5.51	14.1	1.2	5.0	-	160	100	<10	2	<2	-	-	-	-	-	
27.05.75		5.35	14.5	1.5	7.5	-	140	90	<10	2	<2	-	-	-	-	-	
16.09.75		5.69	11.9	0.71	-	1.90	130	80	-	3	-	-	-	-	-	-	
\bar{x}			5.43	16.7	1.3	7.6	1.90	187	88	19	2.8	<2	2.9	0.26	1.14	1.49	0.28
SD		0.36	3.8	1.0	2.1	-	37	12	11	0.5	-	-	-	-	-	-	

Stasjon nr. navn	Dato	pH	KOND µs/cm	TURB JTU	KOF mg O/l	PERM mg O/l	TOT N µg N/l	NO ₃ -N µg N/l	NH ₄ -N	TOT P µg P/l	ORT P µg P/l	SO ₄ mg SO ₄ /l	Mg	Ca	Na	K	
3 Innløp til Venneslafd.	30.10.74	6.12	66.0	2.7	9.1	-	-	320	110	19	8	-	-	-	-	-	
	30.10.74	5.36	24.9	0.8	14.4	-	325	140	25	4	2	-	-	-	-	-	
	31.10.74	5.19	22.0	2.7	7.8	-	250	110	20	4	<2	-	-	-	-	-	
	27.05.75	5.51	13.9	1.5	5.9	-	150	90	<10	4	<2	-	-	-	-	-	
	27.05.75	5.47	14.0	1.2	14.8	-	240	90	<10	3	<2	-	-	-	-	-	
	16.09.75	5.76	11.9	0.43	<5	0.87	140	70	<10	3	-	2.0	-	-	-	-	
	16.09.75	5.70	12.0	0.51	-	1.93	120	80	-	3	-	-	-	-	-	-	
	\bar{x}		5.59	24	1.4	9.5	1.4	204	129	31	6	3	2.0	-	-	-	-
	SD		0.30	19	1.0	4.2	-	80	87	39	6	3	-	-	-	-	-
	4 Venneslafd.	31.10.74	5.16	18.5	0.7	7.2	-	215	80	20	13	7	-	-	-	-	-
5 Utløp fra Venneslafd. (Nesset)	09.05.74	5.80	-	-	-	-	200	110	35	9	5	2.9	0.26	0.81	2.00	0.33	
	30.10.74	5.51	22.7	1.2	6.7	-	230	90	10	3	<2	-	-	-	-	-	
	31.10.74	5.62	18.6	1.0	7.3	-	205	80	10	6	<2	-	-	-	-	-	
	27.05.75	5.50	14.3	1.6	<5	-	140	100	<10	7	<2	-	-	-	-	-	
	27.05.75	5.49	14.2	1.3	<5	-	150	90	10	3	<2	-	-	-	-	-	
	16.09.75	5.74	12.1	0.54	<5	0.87	190	70	<10	4	-	2.0	-	-	-	-	
	16.09.75	5.76	12.1	0.56	-	1.26	140	80	-	3	-	-	-	-	-	-	
	\bar{x}		5.63	15.7	1.2	<5.8	1.07	179	89	14	5.0	<2.6	2.5	0.26	0.81	2.00	0.33
SD		0.13	4.2	0.4	1.1	-	36	13	10	2.4	1.3	-	-	-	-	-	
6 Moseid bru	09.05.74	6.25	-	-	-	-	390	200	120	89	67	5.9	0.32	1.19	1.71	0.45	

Stasjon nr. navn	Dato	pH	KOND µs/cm	TURB JTU	KOF mg O/l	PERM	TOT N µg N/l	NO ₃ ⁻ µg N/l	NH ₄ ⁺	TOT P µg P/l	ORT P	SO ₄ ²⁻ mg SO ₄ /l	Mg	Ca	Na	K	
7 Oppstrøms Hunfos fabr.	09.05.74	5.60	-	-	-	-	175	100	20	11	5	2.5	0.26	0.78	1.17	0.34	
	30.10.74	5.30	23.9	0.7	<5	-	260	110	45	9	4						
	31.10.74	5.27	18.4	0.8	9.3	-	220	80	25	4	<2						
	18.04.75	5.35	15.8	-	7.5	-	215	80	10	6	<2						
	27.05.75	5.42	14.7	1.5	5.2	-	190	100	10	6	<2						
	27.05.75	5.58	16.8	1.3	<5	-	380	100	15	5	<2						
	16.09.75	5.59	12.4	0.51	<5	0.87	150	70	<10	5	-	2.2					
	16.09.75	5.70	12.2	0.62	-	2.05	110	80	-	3	-						
	\bar{x}		5.48	16.3	0.9	6.2	1.46	213	90	19	6.1	<2.8	2.4	0.26	0.78	1.17	0.34
	SD		0.16	4.0	0.4	1.8	-	82	14	13	2.6	1.3	-	-	-	-	-
8 Nedstrøms Hunfos	23.11.72	5.08	30.1	-	-	22.9	140	90	-	8	-	<1	1.52	1.08	2.02	0.52	
	05.10.73	5.64	24.7	-	-	14.9	165	20	-	8	-	4.4	0.91	1.23	2.28	0.31	
	09.05.74	4.92	-	-	-	-	160	50	5	6	<2	4.5	1.02	0.88	1.69	0.18	
	30.10.74	4.93	32.7	1.2	26.9	-	230	70	<10	5	<2						
	31.10.74	5.15	28.8	0.7	47.2	-	190	60	<10	6	<2						
	18.04.75	5.32	24.8		36.6	-	185	30	<10	11	2						
	27.05.75	5.16	24.3	1.8	31.5	-	170	60	<10	5	3						
	27.05.75	5.86	24.2	9.5	39.9	-	230	30	<10	7	4						
	16.09.75	5.46	19.6	1.9	32.5	14.54	250	20	<10	29	-	3.1					
	16.09.75	5.73	14.4	1.2	-	3.4	130	70	-	4	-						
\bar{x}		5.33	24.8	2.7	35.8	13.9	185	50	<10	8.9	<2.5	3.3	1.48	1.06	2.00	0.34	
SD		0.33	5.5	3.3	7.2	8.0	40	24	-	7.3	0.8	1.6	0.45	0.18	0.30	0.17	

Stasjon nr. navn	Dato	pH	KOND µS/cm	TURB JTU	KOF PERM mg O/l	TOT N NO ₃ N NH ₄ N µg N/l	TOT P ORT P µg P/l	SO ₄ mg SO ₄ /l	Mg Ca Na mg/l	K
9 Vigelands Brug	09.05.74	5.08	-	-	-	160 50 < 5	6 <2	4.4	0.92 0.85 1.45	0.17
	30.10.74	4.85	33.0	1.7	32.8	195 60 <10	7 <2	-	- - -	-
	31.10.74	5.41	19.6	0.8	12.8	225 80 <10	8 <2	-	- - -	-
	18.04.75	4.84	32.5	-	56.5	165 <10 <10	11 2	-	- - -	-
x SD		5.05	28.4	1.3	34	186 50 <10	8.0 <2	4.4	0.92 0.85 1.45	0.17
		0.27	7.6	-	22	30 29 -	2.2 -	-	- - -	-
10 Heisel bru	09.05.74	5.10	-	-	-	155 30 < 5	5 <2	4.2	0.92 0.86 1.50	0.27
	18.04.75	4.89	32.7	-	51.6	160 <10 <10	8 3	-	- - -	-
	27.05.75	5.37	17.5	2.4	14.0	190 80 <10	5 2	-	- - -	-
	27.05.75	5.37	21.0	2.2	26.6	160 60 <10	5 2	-	- - -	-
	16.09.75	5.62	17.4	1.9	16.0	140 50 <10	5 -	3.3	- - -	-
	16.09.75	5.53	17.4	1.8	-	140 40 -	11 -	-	- - -	-
x SD		5.31	21.2	2.1	27	158 45 <10	6.5 2.3	3.8	0.92 0.86 1.50	0.27
		0.28	6.6	0.3	17	18 24 -	2.5 0.5	-	- - -	-
11 Kvarstein bru	09.05.74	5.36	-	-	-	160 70 10	8 <2	4.1	0.82 0.85 1.52	0.26
	30.10.74	4.86	30.9	1.7	24.0	205 70 <10	7 <2	-	- - -	-
	31.10.74	5.99	20.8	1.0	14.9	220 80 <10	11 <2	-	- - -	-
	18.04.75	5.09	30.2	-	43.0	155 10 <10	12 2	-	- - -	-
	27.05.75	5.49	18.8	4.4	18.2	170 70 <10	6 <2	-	- - -	-
	27.05.75	5.36	20.0	4.9	42.9	220 70 <10	5 <2	-	- - -	-

Stasjon nr. navn	Dato	pH	KOND µs/cm	TURB JTU	KOF mg O/l	TOT N NO ₃ ⁻ µg N/l	TOT N NH ₄ ⁺ µg N/l	TOT P µg P/l	SO ₄ ²⁻ mg SO ₄ /l	Mg mg/l	Ca mg/l	Na mg/l	K mg/l
11 Kvarstein bru forts.	16.09.75	5.38	20.4	1.7	38.5	13.9	<10	5	3.6				
	\bar{x}	5.36	23.5	2.7	30	13.9	<10	7.7	3.9	0.82	0.85	1.52	0.26
	SD	0.35	5.5	1.8	13	-	-	2.8	-	-	-	-	-
12 Høiebekken	09.05.74	11.0	-	-	-	-	800	280	190	0.94	2.20	43.7	2.14
13 Hagen	05.10.73	5.39	26.5	-	-	13.6	70	-	4.3	1.03	1.21	2.37	0.41
	09.05.74	5.60	14.0	-	-	-	80	10	4.9	0.88	0.97	1.75	0.29
	30.10.74	4.93	33.5	1.3	32.4	70	<10	6	<2				
	30.10.74	4.94	30.8	1.6	33.3	70	<10	7	<2				
	31.10.74	5.39	20.4	1.8	14.3	80	<10	8	<2				
	23.11.74	5.12	27.0	-	-	14.7	80	7	<1	1.00	1.09	1.81	0.31
	27.05.75	5.35	21.7	2.2	24.6	60	<10	5	<2				
27.05.75	5.28	20.5	1.9	24.4	70	<10	5	<2					
16.09.75	5.50	17.5	1.7	15.1	8.1	<10	5	3.1					
\bar{x} SD		5.28	23.5	1.8	24.0	12.1	<10	6.6	<2	0.97	1.09	1.98	0.34
		0.24	6.4	0.3	8.1	3.5	-	1.8	1.7	0.08	0.12	0.34	0.06

Stasjon nr. navn	Dato	pH	KOND µs/cm	TURB JTU	KOF PERM mg O/l	TOT N NO ₃ N µg N/l	TOT N NH ₄ N µg N/l	TOT P ORT P µg P/l	SO ₄ mg SO ₄ /l	Mg Ca Na mg/l	K		
14 Skråstad	09.05.74	5.20				150	< 5	7	4.2	0.83	0.88	1.56	0.25
	30.10.74	4.84	33.0	1.7	32.5	250	<10	8					
	31.10.74	5.15	29.3	-	22.9	205	<10	9					
	\bar{x}	5.06	31.2	1.7	27.7	202	<10	8	4.2	0.83	0.88	1.56	0.25
	SD	0.20	-	-	-	50	-	1	-	-	-	-	-
15 Sjødal	09.05.74	5.20				130	< 5	7	4.1	0.86	0.94	1.48	0.24
	30.10.74	5.04	29.5	1.8	30.8	205	<10	6					
	31.10.74	4.95	28.4	-	28.9	205	<10	7					
	\bar{x}	5.06	29.0	1.8	29.9	180	<10	6.7	4.1	0.86	0.94	1.48	0.24
	SD	0.13	-	-	-	43	-	0.6	-	-	-	-	-
16 Lundsbrua	09.05.74	5.28				150	< 5	6	8.5	0.94	1.04	1.71	0.25
	30.10.74	5.22	33.2	2.3	24.7	310	40	16					
	31.10.74	5.30	32.2	-	29.3	290	15	45					
	27.05.75	5.31	23.1	2.2	22.6	160	<10	7					
	16.09.75	5.62	24.6	4.3	21.5	140	<10	5	3.5				
	\bar{x}	5.35	28.3	2.9	24.5	210	<16	16	6.0	0.94	1.04	1.75	0.25
	SD	0.16	5.2	1.2	3.4	83	14	17	-	-	-	-	-

Tabell 9.3.4. SPESIFIKK ELEKTROLYTTISK LEDNINGSEVNE, TEMPERATUR OG pH VED HAGEN (STASJON 13) OG GROVANE (STASJON 2) 28. - 30.10.73.

Dato	kl.	Hagen			Grovane		
		pH	°C	µS/cm	pH	°C	µS/cm
28.10.	08	5.00	6.1	25.9	5.3	6.4	12.8
	09	4.96	6.1	27.4	5.3	6.4	12.8
	10	4.81	6.3	28.6	5.3	6.5	12.8
	11	4.80	6.4	30.0	5.3	6.5	12.8
	12	4.89	6.5	31.3	5.2	6.6	12.8
	13	4.92	6.5	29.9	5.2	6.8	12.7
	14	5.00	6.5	27.0	5.2	6.8	12.7
	15	5.00	6.5	25.6	5.2	6.7	12.7
	16	5.00	6.4	27.0	5.2	6.7	12.7
	17	5.00	6.2	28.7	5.2	6.5	12.8
	18	5.00	6.2	27.3	5.2	6.4	12.8
	19	5.00	5.8	27.6	5.3	6.3	12.9
	20	4.96	5.6	27.8	5.3	6.3	12.9
	21	4.90	5.6	29.3	5.3	6.2	12.9
	22	4.90	5.6	29.3	5.3	6.2	12.9
	23	4.90	5.5	29.4	5.3	6.1	13.0
24	4.89	5.3	31.0	5.3	6.2	12.9	
29.10.	01	5.00	5.4	29.5	5.3	6.1	13.0
	02	5.00	5.4	28.0	5.3	6.2	12.9
	03	5.00	5.5	26.4	5.3	6.2	12.9
	04	5.00	5.4	26.5	5.3	6.1	13.0
	05	5.00	5.4	28.0	5.3	6.1	13.0
	06	5.00	5.3	28.1	5.3	6.1	13.0
	07	5.00	5.3	28.1	5.3	6.1	13.0
	08	5.00	5.4	28.0	5.3	6.1	13.0
	09	5.00	5.6	29.3	5.3	6.2	12.9
	10	5.00	5.6	30.7	5.3	6.3	12.9
	11	4.98	5.9	30.4	5.3	6.4	13.8
	12	4.98	6.1	31.7	5.3	6.4	12.8
	13	5.00	6.3	30.1	5.3	6.6	12.8
	14	5.40	6.3	27.2	5.3	6.7	12.7

Dato	kl.	Hagen			Grovhane		
		pH	°C	µS/cm	pH	°C	µS/cm
29.10.	15	5.40	6.4	25.7	5.3	6.7	12.7
	16	5.33	6.5	25.6	5.3	6.7	12.7
	17	5.10	6.6	28.3	5.3	6.6	12.8
	18	5.00	6.6	29.8	5.3	6.6	12.8
	19	5.10	6.7	31.1	5.3	6.6	12.8
	20	5.10	6.7	29.7	5.3	6.7	12.7
	21	5.10	6.5	27.0	5.3	6.7	12.7
	22	5.10	6.5	25.6	5.3	6.7	12.7
	23	5.10	6.5	25.6	5.3	6.6	12.8
	24	5.10	6.4	27.1	5.3	6.7	12.7
30.10.	01	5.10	6.3	25.8	5.3	6.6	12.8
	02	5.08	6.1	27.4	5.3	6.4	12.8
	03	5.00	6.2	27.3	5.3	6.3	12.9
	04	5.00	5.8	29.0	5.3	6.3	12.9
	05	5.00	6.0	27.4	5.3	6.4	12.8
	06	5.00	5.8	27.6	5.3	6.3	12.9
	07	5.00	5.7	27.7	5.3	6.2	12.9
	08	4.90	5.6	30.7	5.3	6.2	12.9
	09	4.82	5.7	30.6	5.3	6.3	12.9
	10	4.82	6.4	31.4	5.3	6.7	12.7
	11	4.90	7.0	30.8	5.3	6.6	12.8
	12	4.98	7.7	28.8	5.3	6.7	12.7
	13	5.00	7.8	27.3	5.3	6.8	12.7
	14	5.08	7.2	26.4	5.3	6.7	12.7
	15	5.20	7.8	26.0	5.3	6.7	12.7
	16	5.20	6.9	28.1	5.3	6.5	12.8
	17	5.00	6.0	28.9	5.3	6.3	12.9
	18	4.94	5.7	30.6	5.3	6.2	12.9
	19	4.90	5.6	30.7	5.3	6.1	13.0
	20	4.95	5.5	29.4	5.3	6.1	13.0
	21	5.00	5.6	27.8	5.3	6.2	12.9
	22	5.00	5.5	26.4	5.3	6.1	13.0
	23	5.00	5.5	26.4	5.3	6.1	13.0
	24	5.00	5.5	27.9	5.3	6.2	12.9

Vedlegg 9.3.5.

Data for turbiditet og kjemisk oksygen-
forbruk - Hagen 1973

Tid for prøvetaking	Turb. JTU	KOF mg O/1
28/10 - kl.13.30	2,1	38,-
28/10 - kl.15.30	1,7	29,7
28/10 - kl.17.30	3,5	31,2
28/10 - kl.19.30	3,8	31,1
28/10 - kl.21.30	2,7	26,2
28/10 - kl.23.30	3,5	40,7
29/10 - kl. 1.30	5,2	34,1
29/10 - kl. 3.30	3,-	60,5
29/10 - kl. 5.30	4,-	37,3
29/10 - kl. 7.30	4,5	34,9
29/10 - kl. 9.30	3,8	34,7
29/10 - kl.12.00	4,-	61,5
29/10 - kl.14.00	100,-	179,5
29/10 - kl.16.00	130,-	685,-
29/10 - kl.18.00	120,-	577,-
29/10 - kl.20.00	35,-	115,1
29/10 - kl.22.00	3,8	33,9
30/10 - kl. 4.00	6,-	36,2
30/10 - kl. 6.00	5,-	26,7
30/10 - kl. 8.00	4,4	29,-

Tabell 9.3.6 KJEMISKE ANALYSEDATA FRA 1960-61

Stasjon nr. navn	Dato	Vann- føring m ³ /s	Lednings- evne µS/cm	pH	Farge mg Pt/l	KOF mg O/l	Permanga- nattall mg O/l	E/B
5. Utløp	15.07.60	306	13.9	6.5	23		3.0	E
Venneslafd	29.09.60	86	12.7	5.8	9	8.4	2.3	B
	30.09.60	86	12.6	5.8	12	5.7	2.0	B
	01.10.60	86	11.9	5.7	9	3.8	2.1	B
	02.10.60	86	11.8	6.2	9	6.1	1.9	B
	MIDDEL		12.6	6.0	12	6.0	2.3	
	ST. AVVIK		0.8	0.3	6	9.1	0.4	
8. Nedstrøms	15.07.60	306	15.1	5.7	26		4.1	E
Hunfos	29.09.60	86	18.9	5.3	12	24.8	11.4	B
fabrikker	30.09.60	86	18.0	5.3	18	26.5	9.0	B
	01.10.60	86	18.3	5.4	12	15.2	10.2	B
	02.10.60	86	17.8	5.5	12	23.5	9.2	B
	16.11.60	111	30.0	5.7	50.9	32.4	14.4	B
	07.12.60	120	21.8	-	35	15.0	8.2	E
	18.04.61	104	16.4	5.5	-	18.7	5.3	E
	14.11.61		24.4	5.2	46	27.7	12.6	B
	MIDDEL		20.1	5.5	26	23.0	9.4	
	ST. AVVIK		4.6	0.2	16	6.2	3.3	
9. Vigeland	15.07.60	306	16.0	5.5	26		5.2	E
Bruk	29.09.60	86	19.4	5.3	13	27.2	12.2	B
	30.09.60	86	17.3	5.4	14	47.4	8.3	B
	01.10.60	86	18.1	5.7	13	22.7	11.0	B
	02.10.60	86	19.1	5.3	12	22.3	8.1	B
	07.12.60	110	25.8	-	39	37.5	18.4	E
	18.04.61	104	23.4	5.2	-	33.7	17.1	E
	MIDDEL		19.9	5.4	20	31.8	11.5	
	ST. AVVIK		3.5	0.2	11	9.7	4.9	

Stasjon nr. navn	Dato	Vann- føring m ³ /s	Lednings- evne µS/cm	pH	Farge mg Pt/l	KOF mg O/l	Permanga- nattall mg O/l	E/B
10. Kvarstein hengebro	29.09.60	86	19.8	5.3	12	34.4	11.5	B
	30.09.60	86	17.1	5.3	15	23.3	7.8	B
	01.10.60	86	18.3	5.7	12	30.3	10.1	B
	02.10.60	86	18.6	5.7	12	29.1	10.6	B
	07.12.60	120	23.9	-	39	28.2	14.1	E
	01.03.61	150	24.9	5.1	-	22.4	14.5	B
	18.04.61	104	22.2	5.2	-	26.8	16.8	E
	MIDDEL		20.6	5.4	18	27.8	12.2	
	ST. AVVIK		3.0	0.3	12	4.1	3.1	
11. Kvarstein bro	29.09.60	86	19.0	5.3	12	26.8	11.3	B
	30.09.60	86	16.8	5.4	16	19.0	8.3	B
	01.10.60	86	18.0	5.5	12	34.1	9.8	B
	02.10.60	86	17.9	5.4	12	22.3	9.6	B
	07.12.60	120	23.3	-	26	24.5	16.6	B
	18.04.60	104	17.8	5.4	-	67.4	6.7	E
	MIDDEL		18.8	5.4	16	32.4	10.4	
	ST. AVVIK		2.3	0.1	6	17.9	3.4	
12. Høyeeelva	29.09.60	86	112	6.4	14	41.7	8.6	B
	30.09.60	86	65.6	7.7	37	24.6	5.1	B
	01.10.60	86	58.4	7.0	27	17.1	4.7	B
	02.10.60	86	46.8	6.7	20	30.4	3.5	B
	18.04.61	104	87.6	6.8	-	7.5	4.0	E
	MIDDEL		74	6.9	25	24.3	5.2	
	ST. AVVIK		26	0.5	10	13.0	2.0	
13. Hagen	15.07.60	306	17.3	5.5	32		5.7	E
	29.09.60	86	20.4	6.2	14	31.4	11.4	B
	30.09.60	86	17.6	5.4	14	15.2	8.6	B
	01.10.60	86	18.3	5.5	11	52.0	9.9	B
	02.10.60	86	18.0	5.7	12	12.2	8.6	B
	07.12.60	120	24.4	-	35	32.0	14.3	E
	18.04.61	104	17.6	5.5	-	22.5	6.1	B
	MIDDEL		19.0	5.6	13	27.6	9.2	
	ST. AVVIK		2.6	0.3	10	14.5	3.0	

Stasjon nr. navn	Dato	Vann- føring m ³ /s	Lednings- evne µS/cm	pH	Farge mg Pt/l	KOF mg O/l	Permanga- nattall mg O/l	E/B
14. Skråstad	15.07.60	306	17.3	5.5	32		7.8	E
	29.09.60	86	21.2	5.3	14	25.8	12.2	B
	30.09.60	86	17.2	5.4	14	45.5	8.3	B
	01.10.60	86	18.4	5.4	12	17.1	9.7	B
	02.10.60	86	18.0	5.7	12	15.0	9.0	B
	07.12.60	120	22.2	-	33	39.5	6.5	E
	MIDDEL		19.1	5.5	20	28.6	8.9	
	ST. AVVIK		2.1	0.2	10	13.5	1.9	
14. Sødal v/ vanninntak	29.09.60	86	20.3	5.3	14	26.8	12.3	B
	30.09.60	86	17.6	5.3	14	32.2	8.8	B
	01.10.60	86	18.5	5.5	12	30.3	10.4	B
	02.10.60	86	17.9	5.9	12	16.2	9.2	B
	07.12.60	120	21.8	-	33	16.9	8.0	E
	18.04.61	104	17.6	5.5	-	33.7	6.5	
	MIDDEL		19.0	5.5	17	26.0	9.2	
	ST. AVVIK		1.7	0.2	9	7.7	2.0	
16. Lundsbruk	15.07.60	306	17.3	5.5	32		8.0	E
	29.09.60	86	20.4	5.3	12	23.9	16.8	B
	30.09.60	86	17.5	5.4	14	22.7	9.3	B
	01.10.60	86	18.9	5.5	11	22.7	10.0	B
	02.10.60	86	18.3	5.7	12	22.3	9.3	B
	07.12.60	120	22.2	-	35	26.4	7.5	E
	MIDDEL		19.1	5.5	19	23.6	10.2	
	ST. AVVIK		1.9	0.1	11	1.7	3.4	

E = enkeltprøve

B = blandprøve

Tabell 9.3.7 KJEMISKE ANALYSEDATA FRA STASJON 13, HAGEN.
 PRØVER TATT HVER TIME OVER I ALT 62 TIMER 29.10. - 1.11.74.

Dato	kl.	Middel- vann- føring m ³ /s	pH	KOND µS/cm	TURB JTU	KOF mg O/l	TOT N	NO ₃ N µg N/l	NH ₄ N	TOT P µg P/l	ORT P
74.10.29	12.00	142.0	6.32	28.0	1.5	33.6	230	100	<10	16	6
	13.00		5.74	24.5	1.7	25.9	230	110	<10	11	2
	14.00		5.41	23.2	1.3	22.8	215	100	<10	12	3
	15.00		5.20	24.8	3.0	26.3	210	110	<10	10	2
	16.00		5.23	24.4	2.6	31.2	220	110	<10	12	5
	17.00		5.08	23.9	2.3	21.0	210	90	<10	10	2
	18.00		5.03	24.2	2.0	20.0	220	110	<10	11	2
	19.00		4.74	32.0	2.3	25.2	260	100	<10	10	5
	20.00		4.98	31.5	1.5	32.1	210	100	<10	9	2
	21.00		4.98	27.1	1.5	31.6	200	100	<10	7	<2
	22.00		5.08	28.1	1.7	24.9	200	110	<10	7	2
	23.00		5.06	27.3	1.7	33.3	215	90	<10	7	2
	24.00		5.08	25.9	1.7	31.8	210	90	<10	8	2
74.10.30	01.00	120.3	5.09	26.5	1.8	32.7	220	90	<10	9	2
	02.00		5.06	28.6	1.7	35.1	205	90	<10	7	2
	03.00		5.02	28.0	1.5	35.5	210	90	<10	8	<2
	04.00		4.97	26.0	2.0	28.5	210	90	<10	20	5
	05.00		4.89	27.0	1.5	28.3	215	100	<10	9	2
	06.00		4.84	27.7	1.3	30.9	200	90	<10	10	<2
	07.00		4.83	28.8	1.5	40.0	210	100	<10	9	3
	08.00		4.87	27.6	1.5	35.1	175	70	<10	9	3
	09.00		4.91	26.9	1.5	30.8	180	80	<10	8	2
	10.00		4.94	27.0	1.5	33.6	175	80	<10	9	2
	11.00		4.93	26.5	1.4	33.6	185	90	<10	9	2
	12.00		4.91	21.6	1.7	28.8	210	90	<10	10	2
	13.00		5.09	26.4	1.6	27.1	200	90	<10	9	<2
	14.00		4.93	28.4	1.6	30.6	195	90	20	7	3
	15.00		4.97	29.4	1.7	36.4	180	100	<10	9	3
	16.00		4.93	27.5	1.7	27.5	180	90	<10	7	<2
	17.00		4.92	27.0	1.7	24.0	195	90	<10	9	3

Dato	kl.	Middel- vann- føring m ³ /s	pH	KOND µS/cm	TURB JTU	KOF mg O/l	TOT N	NO ₃ -N µg N/l	NH ₄ -N	TOT P µg P/l	ORT P
	18.00		4.91	26.6	1.6	22.9	195	90	<10	7	<2
	19.00		4.84	28.8	2.0	27.4	165	90	<10	6	2
	20.00		4.82	30.8	2.0	32.0	215	80	<10	7	2
	21.00		4.87	31.3	1.6	27.4	205	90	<10	8	2
	22.00		4.87	30.8	1.6	36.0	200	70	<10	8	3
	23.00		4.92	29.1	2.0	30.0	160	90	<10	7	2
	24.00		4.83	30.3	2.0	32.8	175	60	20	8	3
74.10.31	01.00	125.0	4.77	31.0	1.6	36.6	175	80	<10	6	2
	02.00		4.82	29.8	1.5	29.9	190	90	<10	6	2
	03.00		4.81	30.0	1.7	33.3	220	80	<10	7	2
74.10.31	10.00		5.15	26.3	1.6	29.6	190	80	<10	10	3
	11.00		5.13	25.3	1.6	26.0	215	90	<10	10	2
	12.00		5.29	25.3	1.8	22.1	220	90	<10	8	2
	13.00		5.60	21.8	2.0	18.8	215	90	<10	8	2
	14.00		5.54	21.0	1.7	17.4	200	90	<10	8	<2
	15.00		5.36	21.2	1.6	16.4	205	90	<10	6	<2
	16.00		5.34	20.9	1.4	14.9	215	90	<10	6	<2
	17.00		5.46	21.0	1.6	16.5	180	90	<10	7	2
	18.00		5.46	22.7	1.3	27.7	215	90	<10	6	2
	19.00		5.39	23.4	1.1	25.7	215	90	<10	6	<2
	20.00		5.34	22.6	1.4	25.8	215	90	<10	6	<2
	21.00		5.36	26.3	1.4	23.5	220	90	<10	7	<2
	22.00		6.00	22.6	1.4	20.7	160	90	<10	42	420
	23.00		5.44	20.6	1.8	18.9	245	90	<10	6	2
	24.00		5.51	21.5	3.1	19.1	170	90	<10	150	100
74.11.01	01.00	115.3	5.25	22.1	2.1	22.6	190	90	<10	10	3
	02.00		5.01	25.5	2.0	28.3	180	50	<10	11	<2
	03.00		5.08	24.5	2.0	26.1	180	40	<10	8	<2
	04.00		5.11	23.5	2.5	24.7	185	70	<10	9	<2
	05.00		5.20	23.5	2.0	29.1	190	60	<10	8	<2
	06.00		5.08	27.1	2.0	34.1	165	60	<10	8	2
	07.00		5.12	25.5	2.5	39.1	175	60	<10	9	<2

Tabell 9.3.8 KJEMISKE ANALYSEDATA FOR STASJON 9 VIGELAND: 17.4.75.

k.l.	pH	KOND µS/cm	FARG mg Pt/l	TOT N µg N/l	NO ₃ N µg N/l	NH ₄ N µN/l	TOT P µg P/l	ORT P µg P/l	KOF mg O/l	TOC mg C/l	LOC mg C/l	NaLS mg/l	ATP µ
10.30	5.88	26.9	139.5	160	10	<10	10	2	43.1	15.5	15.0	13.5	0.40
11.00	5.48	27.2	143	260	<10	<10	10	4	41.3	27.5	16.0	9.55	0.55
11.30	5.20	27.5	139.5	145	<10	<10	10	2	41.9	15.5	15.5	8.74	0.78
12.00	4.99	27.7	117.5	130	<10	<10	10	2	58.8	14.5	14.5	-	0.59
12.30	4.96	28.2	108	155	10	<10	11	2	41.8	15.5	14.5	6.46	0.58
13.00	5.01	27.8	120.5	160	<10	<10	12	2	38.8	15.5	14.0	6.73	0.39
13.30	5.11	26.7	120.5	155	10	<10	10	3	37.1	13.0	13.0	6.13	0.52
14.00	5.16	27.5	111	195	10	<10	11	2	48.3	14.5	14.5	8.52	0.54
14.30	5.23	27.7	117.5	160	10	<10	9	2	53.3	16.5	16.5	10.1	0.41
15.00	5.08	29.8	96	160	<10	<10	10	2	56.6	20.5	20.5	12.9	0.55
15.30	5.09	29.8	117.5	150	<10	<10	10	2	53.7	20.5	20.5	12.4	0.45
16.00	5.13	28.5	96	160	<10	<10	10	2	41.7	17.5	17.5	10.5	0.48
16.30	5.13	28.0	108	145	10	<10	9	<2	39.0	16.0	16.0	10.7	0.35

Tabell 9.3.9 KJEMISKE ANALYSEDATA FRA SIMULTANPRØVETAKING 18.4.75

Stasjon kl.	pH	KOND µS/cm	FARGE mg Pt/l	TOT-N µg N/l	NO ₃ -N µg N/l	NH ₄ -N µg N/l	TOT P µP/l	ORT P µg P/l	KOF mg O/l	TOC mg C/l	LOC mg C/l	NaLS mg/l
7	5.35	15.8	28	215	80	10	6	<2	7.5	2.0	2.0	0.00
8	5.46	27.8	96	180	20	<10	14	2	40.6	17.0	15.5	10.70
	5.32	24.8	87.5	185	30	<10	11	2	36.6	13.0	10.0	8.36
	4.82	27.6	85	185	30	<10	11	2	33.6	11.0	9.5	4.12
	4.77	28.3	85	200	30	<10	13	3	23.9	10.5	8.0	3.96
	4.74	28.1	74	190	40	<10	12	2	28.7	9.0	8.0	2.61
	4.77	26.2	74	180	50	<10	11	2	19.8	8.0	6.0	2.39
	5.13	24.5	74	165	30	<10	12	3	24.0	9.5	6.5	3.85
	5.03	29.9	79.5	180	30	<10	15	2	43.2	18.5	17.0	10.9
	5.01	31.8	85	180	20	<10	12	4	53.5	21.0	19.5	13.0
	5.06	31.5	71.5	155	20	<10	10	2	55.5	20.5	18.0	12.4
	4.83	32.9	69	185	20	<10	10	3	55.9	20.0	20.0	10.8
	4.74	34.8	69	185	20	<10	12	3	53.4	19.5	19.0	10.3
	4.77	33.8	71.5	190	20	<10	10	2	55.6	19.5	17.0	11.3
	4.78	32.8	66.5	175	20	10	11	3	48.8	18.5	18.0	10.7
	4.79	32.0	66.5	165	20	<10	12	3	43.1	16.5	15.0	6.08
	4.83	29.7	69	170	30	<10	10	2	37.3	17.0	13.0	6.30

Stasjon	k1.	pH	KOND µS/cm	FARGE mg Pt/l	TOT-N µg N/l	NO ₃ -N µg N/l	NH ₄ -N µg N/l	TOT P µP/l	ORT P µg P/l	KOF mg O/l	TOC mg C/l	LOC mg C/l	NaLS mg/l
9	10.45	4.84	32.5	99	165	<10	<10	11	2	56.5	20.0	20.0	11.0
	11.00	4.87	33.3	99	175	<10	<10	13	2	60.6	21.5	21.5	11.9
	11.15	4.93	33.4	111	175	<10	<10	10	3	64.9	23.0	23.0	14.5
	11.30	4.90	33.1	93.5	185	<10	<10	8	3	61.7	22.0	21.5	11.4
	11.45	5.09	32.1	117.5	185	<10	<10	9	3	58.1	21.5	20.5	12.3
	12.00	4.99	31.4	114.5	170	<10	<10	-	2	53.4	20.5	20.0	9.77
	12.15	5.00	30.3	108	185	<10	<10	8	3	51.4	19.0	18.5	8.79
	12.30	4.91	30.6	93.5	204	10	<10	8	2	44.9	17.5	17.5	8.25
	12.45	4.94	29.4	102	185	<10	<10	10	3	47.1	17.0	17.0	-
	13.00	4.89	30.0	90.5	185	10	<10	11	2	40.5	16.0	15.0	6.57
	13.15	4.94	28.7	93.5	190	<10	<10	10	3	41.6	16.0	16.0	6.39
	13.30	4.94	29.9	90.5	175	30	<10	10	2	39.8	15.0	15.0	7.27
	13.45	5.08	28.8	102	175	20	<10	7	2	38.9	16.0	16.0	7.06
	14.00	5.04	30.9	102	175	20	<10	8	4	42.0	17.5	17.5	7.98
	14.15	4.89	30.8	102	175	20	<10	7	2	47.4	15.5	15.5	9.28
	14.30	4.95	32.1	102	175	20	<10	8	2	48.4	19.5	16.0	9.28

Stasjon	k1.	pH	KOND µS/cm	FARGE mg Pt/l	TOT-N µg N/l	NO ₃ -N µg N/l	NH ₄ -N µg N/l	TOT P µP/l	ORT P µg P/l	KOF mg O/l	TOC mg C/l	LOC mg C/l	NaLS mg/l
10	11.00	4.93	32.5	114.5	160	10	<10	10	3	48.7	18.0	15.5	9.17
	11.15	4.89	32.7	117.5	160	<10	<10	8	3	51.6	20.0	20.0	10.3
	11.30	4.89	32.8	123.5	150	<10	<10	9	3	51.6	23.0	23.0	12.6
	11.45	5.04	33.0	45.5	140	<10	<10	6	4	54.4	21.5	21.5	14.5
	12.00	4.92	33.2	114.5	160	<10	<10	12	2	63.9	21.5	21.5	15.3
	12.15	4.94	33.0	108	215	<10	<10	11	2	55.5	27.0	21.5	11.6
	12.30	5.01	31.9	123.5	170	<10	<10	10	2	54.5	20.0	20.0	-
	12.45	4.98	31.3	120.5	100	<10	<10	11	<2	55.2	19.5	19.5	11.2
	13.00	4.99	30.3	123.5	180	10	<10	14	3	45.6	17.0	15.5	9.44
	13.15	4.97	30.0	139.5	190	10	<10	73	2	44.5	17.0	17.0	8.96
	13.30	4.91	29.8	123.5	390	10	<10	18	2	41.6	21.5	16.5	8.09
	13.45	5.53	27.4	133	185	20	<10	14	2	38.0	16.5	12.0	-
	14.00	5.06	28.3	126.5	175	10	<10	13	3	38.6	15.5	15.0	-
	14.15	4.96	29.5	99	175	20	<10	14	2	38.5	14.0	13.5	8.36
	14.30	5.04	29.2	108	180	20	<10	16	2	44.2	16.5	16.0	9.44
	14.45	4.98	29.8	102	170	20	<10	15	2	43.2	21.5	18.0	10.4

Stasjon kl.	pH	KOND µS/cm	FARGE mg Pt/l	TOT-N µg N/l	NO ₃ -N µg N/l	NH ₄ -N µg N/l	TOT. P µP/l	ORT. P µg P/l	KOF mg O/l	TOC mg C/l	LOC mg C/l	NaLS mg/l
10 a	4.98	29.7	117.5	140	20	<10	12	2	43.7	18.5	18.5	7.71
	4.94	31.2	126.5	140	20	<10	12	2	43.3	17.0	15.5	7.33
	4.95	30.9	123.5	130	10	<10	13	3	45.0	18.0	16.5	8.30
	4.93	31.8	133	145	20	<10	13	2	48.3	17.5	17.5	9.17
	4.96	32.2	130	135	<10	<10	11	2	53.2	19.5	19.5	10.5
	4.94	32.8	146.5	225	<10	<10	70	2	54.6	20.0	20.0	12.8
	4.99	31.9	117.5	155	<10	<10	13	2	54.1	21.5	21.0	11.3
	5.08	31.2	130	140	<10	<10	11	2	52.5	20.5	19.5	10.5
	5.02	30.5	117.5	150	10	<10	12	2	48.3	19.0	18.5	10.3
	5.01	30.3	120.5	150	10	<10	26	2	51.2	18.5	16.0	-
	4.96	30.3	123.5	200	10	<10	15	3	44.5	17.5	14.5	8.90
	5.07	29.3	117.5	160	10	<10	14	2	46.7	16.5	15.5	8.58
	4.99	29.2	117.5	140	<10	<10	13	2	41.6	21.5	13.5	7.98
	4.95	28.8	130	165	20	<10	12	2	40.9	13.5	12.5	7.06
	5.00	28.1	120.5	160	10	<10	12	2	40.3	20.0	12.5	7.27
	5.31	27.7	123.5	150	10	<10	9	3	39.6	17.5	12.5	7.87

Stasjon	kl.	pH	KOND µS/cm	FARGE mg Pt/l	TOT-N µg N/l	NO ₃ -N µg N/l	NH ₄ -N µg N/l	TOT P µP/l	ORT P µg P/l	KOF mg O/l	TOC mg C/l	LOC mg C/l	NaLS mg/l
11	11.30	5.08	29.0	117.5	145	10	<10	10	3	48.8	18.0	16.0	-
	11.45	5.09	30.2	133	155	10	<10	12	2	43.0	18.0	15.0	8.68
	12.00	5.07	30.3	126.5	150	10	<10	10	2	42.6	19.0	15.0	-
	12.15	5.01	30.6	126.5	165	10	<10	25	2	43.0	15.0	14.5	9.12
	12.30	5.00	30.2	120.5	150	20	<10	11	2	39.7	26.0	15.5	7.38
	12.45	4.99	30.6	126.5	145	20	<10	10	3	43.4	15.5	15.0	8.47
	13.00	4.92	31.7	120.5	140	10	<10	10	2	49.0	20.5	16.0	9.66
	13.15	4.93	31.8	117.5	160	<10	<10	10	3	48.7	26.0	15.5	9.66
	13.30	5.10	31.0	139.5	135	<10	<10	14	3	50.2	21.5	19.0	10.1
	13.45	4.96	32.1	120.5	175	40	<10	10	3	49.7	21.5	21.0	11.6
	14.00	5.08	30.8	120.5	160	<10	<10	10	3	59.4	22.0	20.5	-
	14.15	5.00	31.4	123.5	155	10	<10	10	2	48.1	21.5	18.5	-
	14.30	4.99	31.1	117.5	135	10	<10	10	2	45.2	18.5	18.5	9.66
	14.45	4.98	30.9	114.5	160	10	<10	13	2	43.0	20.0	16.5	-
	15.00	4.96	29.8	102	150	20	<10	11	2	43.2	24.5	13.5	9.06
	15.15	4.96	29.9	117.5	165	20	<10	12	2	43.0	19.0	15.5	9.06