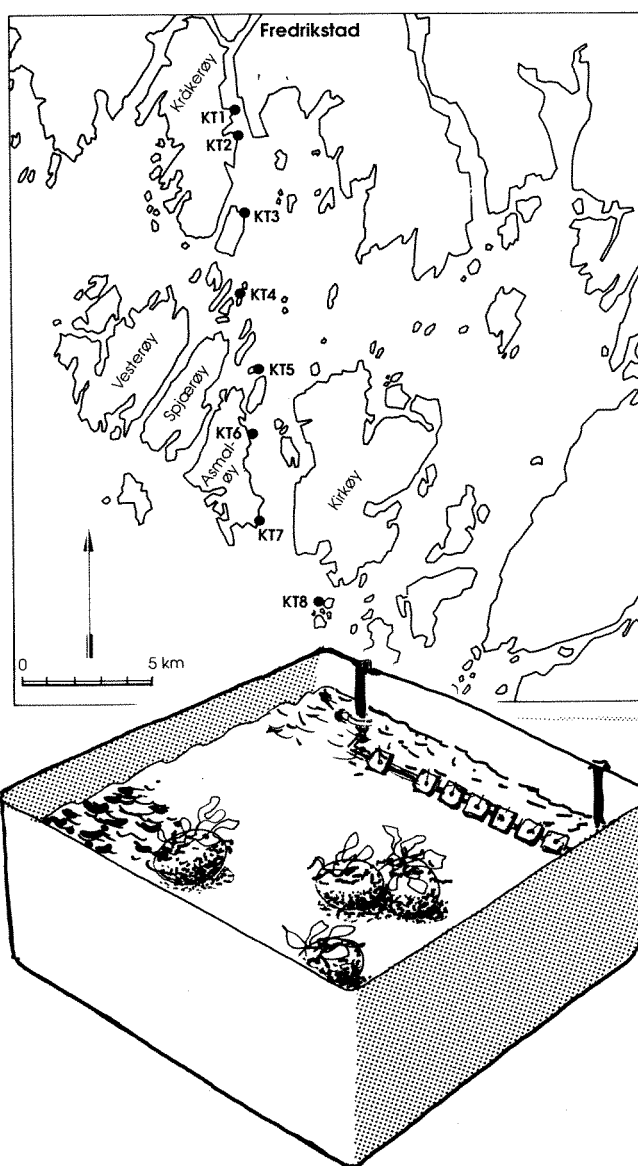


O-85154

KRONOS TITAN AS

Effekter av tynnsyre på gruntvannsorganismer



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.: O-85154.
Undernummer:
Løpenummer: 2286
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: KRONOS TITAN A/S. Effekter av tynnsyre på gruntvanns- organismer.	Dato: 20. oktober 1989
Forfatter (e): Tor Bokn Pål Brettum Stein Fredriksen (Universitetet i Oslo) Pål Jacobsen Torsten Källqvist	Prosjektnummer: O-85154.
	Faggruppe: Marin økologi.
	Geografisk område: Østfold.
	Antall sider (inkl. bilag): 101.

Oppdragsgiver: Kronos Titan A/S.	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
-------------------------------------	----------------------------------

Ekstrakt: Resultatene fra to års eksperimenter i Glommaestuaret, i utendørsbassenger og på laboratorier er ikke entydige. Flere negative effekter er påvist både i felt og på Marin Forskningsstasjon, Solbergstrand. De fleste hemninger hos organismene er vist ved relativt høye doseringer i eksperimentene i testbassengene, men resultatene har også bekreftet data fra Glommaestuaret. Imidlertid har svært ulike meteorologiske forhold i de to ulike testår (1986 og 1987) komplisert tolkningen av data betydelig.

4 emneord, norske:

1. Kronos Titan A/S
2. Tynnsyreutslipp
3. Gruntvannsorganismer
4. Felteksperimenter
5. Testbassenger

4 emneord, engelske:

1. Kronos Titan A/S
2. Acid iron waste
3. Shallow water organisms
4. Field experiments
5. Test basins

Prosjektleder:

Tor Bokn

For administrasjonen:

Haakon Thaulow

ISBN 82-577-1587-5

0-85154

KRONOS TITAN A/S

EFFEKTER AV TYNNSYRE PÅ GRUNTVANNSORGANISMER

Forfattere: Tor Bokn
Pål Brettum
Stein Fredriksen, UiO
Pål Jacobsen
Torsten Källqvist

liv(bok)kroses

N I V A

0- 85154

KRONOS TITAN A/S

EFFEKTER AV TYNNSYRE PÅ GRUNTVANNSORGANISMER

Oslo, 15. juni 1989

Prosjektleder: Tor Bokn

Medarbeidere : Liv Berg
Pål Brettum
Stein Fredriksen (UiO)
Pål Jacobsen
Einar Johannessen
Lars Kirkerud (tidl. NIVA)
Jon Knutzen
Torsten Källqvist
Jarl Eivind Løvik
Oddbjørn Pettersen
Randi Romstad
Barbro Silde

FORORD

Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) fikk i brev av 19. mars 1986 i oppdrag av Kronos Titan A/S i Fredrikstad å gjennomføre undersøkelser av eventuelle effekter av tynnnsyre på gruntvannsorganismer i Hvalerområdet og Glommas utløp. Arbeidet er utført som 2 års eksperimentelle undersøkelser i Kronos Titan's nærområder og på NIVAs marine forskningsstasjon, Solbergstrand. I tillegg til det opprinnelige forslag er det gjennomført en test med regnbueørret.

En spesiell takk rettes til fisker og skipper Kåre Christiansen, Kråkerøy for god assistanse under feltarbeidet i Hvalerområdet. Forøvrig takkes ing. Øystein Ruud, Kronos Titan for hjelp under feltarbeidet i august 1986. Likeledes takkes prosess-sjef Erik Lund, Kronos Titan A/S for å ha skaffet tilveie tynnnsyre til eksperimentene på Solbergstrand.

Ved vurderingen av datamaterialet har cand. real. Lars Kirkerud (tidl. NIVA) og cand. real. Jon Knutzen vært benyttet som vitenskapelige konsulenter. Cand. real. Pål Brettum har vært ansvarlig for bearbeidelsen av kiselalgematerialet (og øvrige encellede alger). Cand. real. Stein Fredriksen, Universitetet i Oslo, har identifisert blågrønnalger og makroalger. Cand. med. vet. Pål Jacobsen har bearbeidet fiskematerialet, og fil. kand. Torsten Källqvist har gjennomført laboratorietester med kiselalgekulturer. Forskningsassistent Randi Romstad har assistert ved korttidstester og kiselalgebestemmelser. DH-kandidat Jarl Eivind Løvik og fagassistentene Einar Johannessen og Oddbjørn Pettersen har assistert under feltarbeid og røktet bassengsamfunnene på Solbergstrand. Laborant Barbro Silde har hatt ansvaret for produksjonsmålingene. Avd. sekretær Liv Berg har hatt ansvaret for tekstbehandling, og cand. real. Tor Bokn har bearbeidet biomassedata og prøver av flercellede organismer, samt vært prosjektleder.

Oslo, 15. juni 1989

Tor Bokn
Prosjektleder

INNHold	Side
FORORD	3
KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG	12
SUMMARY	15
1. INNLEDNING	17
2. MÅLSETTING	18
3. MATERIALE OG METODER	19
3.1. Korttidstester i laboratorium	19
3.1.1. Kiselalgekulturer - <u>Skeletonema costatum</u>	19
3.1.2. Laborrietester på Marin Forskningsstasjon, Solbergstrand	22
3.2. Bassengforsøk	23
3.2.1. Teknisk opplegg	23
3.2.2. Biologiske eksperimenter	25
3.3. Feltforsøk	29
4. RESULTATER	31
4.1. Korttidstester i laboratorium	31
4.1.1. Giftighetstest med <u>Skeletonema costatum</u>	31
4.1.2. Laborrietester på Marin Forskningsstasjon, Solbergstrand	34
4.2. Bassengforsøk	39
4.2.1. Biomasse på korttidsheller	39
4.2.2. Artssammensetning av kiselalger på korttidsheller	41
4.2.3. Blågrønnalger, makroalger og hvirvelløse dyr	44
4.2.4. Regnbueørret	44
4.3. Feltforsøk	46
4.3.1. Biomasse på korttidsheller	46
4.3.2. Artssammensetning av kiselalger på korttidsheller	47
4.3.3. Blågrønnalger, makroalger og hvirvelløse dyr	50
4.3.4. Transplanterte langtidsheller fra Hvaler til Solbergstrand	51
5. DISKUSJON	52
5.1. Korttidstester i laboratorium	52
5.1.1. Giftighetstest med <u>Skeletonema costatum</u>	52

5.1.2. Laboratorietester på Marin Forskningsstasjon, Solbergstrand	53
5.2. Bassengforsøk	54
5.2.1. Biomasse på korttidsheller	54
5.2.2. Artssammensetning av kiselalger på korttids- heller	56
5.2.3. Blågrønnalger, makroalger og hvirvelløse dyr	56
5.2.4. Regnbueørret	58
5.3. Felteforsøk	58
5.3.1. Biomasse på korttidsheller	58
5.3.2. Artssammensetning av kiselalger på korttids- heller	61
5.3.3. Blågrønnalger, makroalger og hvirvelløse dyr	62
5.3.4. Transplanterte langtidsheller fra Hvaler til Solbergstrand	64
6. KONKLUSJONER	66
7. LITTERATUR	68
VEDLEGG	73

FIGURFORTEGNELSE	SIDE
Figur 1. Testbassenger (13 m ³) på Marin Forskningsstasjon, Solbergstrand	24
" 2. Basseng med syv granittheller med ulik begroing og transplantert rullestein med sagtang (<u>Fucus serratus</u> og assosiert flora og fauna.	26
" 3. Stasjonskart. Strandområder hvor granittheller for eksperimentell begroing er utplassert.	30
" 4. Effekt av tynnnsyre på vekst av kiselalgen <u>Skeletonema costatum</u> . (Klorofyll etter 3 døgns vekst).	32
" 5. Effekt av slam på vekst av kiselalgen <u>Skeletonema costatum</u> . (Klorofyll etter 3 døgns vekst).	33
" 6. Produksjon i begroingssamfunn etter to døgns eksponering med ulike konsentrasjoner av tynnnsyre og slam.	35
" 7. Produksjon i begroingssamfunn etter seks døgns eksponering med ulike konsentrasjoner av tynnnsyre og slam.	36
" 8. Produksjon i begroingssamfunn etter to døgns eksponering med ulike konsentrasjoner av tynnnsyre.	37
" 9. Produksjon i begroingssamfunn etter seks døgns eksponering med ulike konsentrasjoner av tynnnsyre.	38
" 10. Ulikheter i diatomèsamfunnene i bassengene med brakkest vann (FC, FL og FH) basert på Mann-Whitney test.	42
" 11. Ulikheter i diatomèsamfunnene i bassengene med saltest vann (SC, SL og SH) basert på Mann-Whitney test.	43

SIDE

Figur 12. Verdisum for diatommengde jevnført med antall arter på de åtte undersøkte stasjoner (KT1 - KT8) i Glommaestuaret.	48
" 13. Forholdet mellom ferskvanns- og saltvannsarter av diatomèer på de åtte undersøkte stasjoner (KT1 - KT8) i Glommaestuaret.	49
" 14. Utbredelse av hvirvelløse dyr på granitt- eller heller begrodd under hele forsøksperioden i 1986 og 1987 (langtidsheller).	50
" 15. Algebiomasse (målt som askefri tørrvekt) i Indre områder (I) jevnført med biomassen i Ytre områder (Y) ved samme tidsintervaller.	60

TABELLFORTEGNELSE	SIDE
Tabell 1 Kjemisk sammensetning av avløpsvann til Glomma i 1986 og 1987, der tynnnsyre foreligger fortynnet ca. 30 ganger.	19
" 2 Kjemisk sammensetning av slam ("copperas") 1986/87.	20
" 3 Testmedier av tynnnsyre brukt på algekultur av <u>Skeletonema costatum</u> . Jerninnholdet er beregnet som 6% av tynnnsyre- tilsetningen.	21
" 4 Testmedier av slam ("copperas") brukt på podokultur av <u>Skeletonema costatum</u> .	21
" 5 Testmedier av tynnnsyre og slam brukt på marine begroingsorganismer. Jerninnholdet, oppløst og som slam, er beregnet som 6% av tynnnsyretilsetningen og 18% av slamtilsetningen.	22
" 6 Testmedier av tynnnsyre brukt på marine begroingsorganismer. Jerninnholdet er beregnet som 6% av tynnnsyretilsetningen.	23
" 7 Saltholdighetsnivåer og tynnnsyrekonsentrasjoner i testbassenger på Solbergstrand.	25
" 8 Biomasse på korttidsheller etter 2 måneders vekst i bassengforsøkene, beregnet som askefri tørrvekt (mg).	39
" 9 pH-nivåer i de seks testbassengene.	40
" 10 Observerte kiselalgers toleranse overfor henholdsvis fersk- vanns- og saltvannsinflytelse.	41
" 11 Blodprøver fra regnbueørret, biokjemiske parametre.	45
" 12 Biomasse på korttidshellene, etter 2 måneders vekst i Glommaestuaret, beregnet som askefri tørrvekt (mg).	46

APPENDIKSTABELLER

SIDE

Tabell A1	Mengdeforholdet mellom ulike diatomèarter i kontrollbasseng, basseng med lavt innhold av utslippsvann og basseng med høyt innhold av utslippsvann fra Kronos Titan A/S i henholdsvis ferskvann (4,5 - 7,0 o/oo) (FC, FL og FH) og saltvann (10 - 14 o/oo) (SC, SL og SH). Prøver samlet inn 14. august 1986.	74
" A2	Mengdeforholdet mellom ulike diatomèarter i kontrollbasseng, basseng med lavt innhold av utslippsvann og basseng med høyt innhold av utslippsvann fra Kronos Titan A/S i henholdsvis ferskvann (4,5 - 7,0 o/oo) (FC, FL og FH) og saltvann (10 - 14 o/oo) (SC, SL og SH). Prøver samlet inn 16. oktober 1986.	75
" A3	Mengdeforholdet mellom ulike diatomèarter i kontrollbasseng, basseng med lavt innhold av utslippsvann og basseng med høyt innhold av utslippsvann fra Kronos Titan A/S i henholdsvis ferskvann (4,5 - 7,0 o/oo) (FC, FL og FH) og saltvann (10 - 14 o/oo) (SC, SL og SH). Prøver samlet inn 5. juni 1987.	76
" A4	Mengdeforholdet mellom ulike diatomèarter i kontrollbasseng, basseng med lavt innhold av utslippsvann og basseng med høyt innhold av utslippsvann fra Kronos Titan A/S i henholdsvis ferskvann (4,5 - 7,0 o/oo) (FC, FL og FH) og saltvann (10 - 14 o/oo) (SC, SL og SH). Prøver samlet inn 10. august 1987.	77
" A5	Mengdeforholdet mellom ulike diatomèarter i kontrollbasseng, basseng med lavt innhold av utslippsvann og basseng med høyt innhold av utslippsvann fra Kronos Titan A/S i henholdsvis ferskvann (4,5 - 7,0 o/oo) (FC, FL og FH) og saltvann (10 - 14 o/oo) (SC, SL og SH). Prøver samlet inn 29. oktober 1987.	78

" A6	Blågrønnalger og makroalger registrert på kort-tidshellene brukt i bassengtestene med ferskvann på Solbergstrand.	79
" A7	Blågrønnalger og makroalger registrert på kort-tidshellene brukt i bassengtestene med saltest vann på Solbergstrand.	82
" A8	Makroalger (grønn-, rød- og brunalger) registrert på langtidshellene i slutten av hver testperiode i bassengene på Solbergstrand med ferskest vann.	85
" A9	Makroalger (grønn-, rød- og brunalger) registrert på langtidshellene i slutten av hver testperiode i bassengene på Solbergstrand med saltest vann.	86
" A10	Utvikling av algesamfunn på heller transplantert fra Glomma-estualet til Solbergstrand, 1. september - 29. oktober 1987.	87
" A11	Variasjon i mengde av funne diatomèarter på stasjoner i Glomma og Glomma's estuar 13. august 1986.	88
" A12	Variasjon i mengde av funne diatomèarter på stasjoner i Glomma og Glomma's estuar 15. oktober 1986.	89
" A13	Variasjon i mengde av funne diatomèarter på stasjoner i Glomma og Glomma's estuar 4. juni 1987.	90
" A14	Variasjon i mengde av funne diatomèarter på stasjoner i Glomma og Glomma's estuar 6. august 1987.	91
" A15	Variasjon i mengde av funne diatomèarter på stasjoner i Glomma og Glomma's estuar 14. oktober 1987.	92
" A16	Blågrønnalger og makroalger registrert på kort-tidshellene i Glomma-estualet.	93
" A17	Blågrønnalger og makroalger registrert på langtidshellene i Glomma-estualet.	97

- " A18 Meteorologiske data (nedbør, skydekke, lufttemperatur) fra Ferder fyr juni - oktober 1986 og 1987 101

KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG

Ved en oppsummering av alle eksperimenter kan det fastslås at:

- Planktonalgen Skeletonema costatum viste ingen veksthemming ved 180 μl tynnnsyre/l, men fikk 80 % klorofyll-reduksjon ved 1 g slam/l.
- Ved tester på begroingsorganismer i laboratoriet ble det registrert større effekter med blanding av tynnnsyre og slam enn ved tynnnsyren alene. En klar produksjonshemming ble påvist ved 330 μl tynnnsyre/l (uten slamtilsetning) og høyere.
- I testbassengene ble det funnet en signifikant reduksjon av vekst ved tynnnsyrekonsentrasjoner på 100 og 20 $\mu\text{l/l}$ i første testår i bassengene med høyest saltholdighet. For bassengene med lav saltholdighet var reduksjonen i biomasse begrenset til bassenget med høy syredosering. Effekter ble ikke registrert ved 20 og 5 $\mu\text{l/l}$ annet testår. Gjennomsnittsvannføringen i Gromma er ca. 700 m^3/s . I 50% av tiden er vannføringen lavere enn 500 m^3/s . Konsentrasjonene brukt i testbassengene tilsvarte tynnnsyrekonsentrasjoner i Glomma ved ca. 40, 200 og 800 m^3/s , forutsatt full innblanding i elvevannet.
- For bassengene med lavest saltholdighet var det en signifikant reduksjon av mengde kiselalger fra kontroll- til tynnnsyreeksponeerte bassenger.
- I bassengene med høy syredosering (100 $\mu\text{l/l}$) ble det funnet et redusert artsantall for alger. I alle syreeksponeerte bassenger ble sagtangplantene drept etter 2-5 måneder.
- Blåskjell og skipsrur ble drept ved 100 $\mu\text{l/l}$, men ble hemmet i veksten ved 20 og 5 $\mu\text{l/l}$.
- Testene med regnbueørret viste ingen signifikant forskjell mellom kontroll- og testgruppene for noen variabel i de seks testbassengene i 1987.
- Felteksperimentene viste en klar økning i biomasse fra indre til ytre områder av Glommaestuaret de tre første registreringsperiodene (juni-oktober 1986 og april-juni 1987), mens de to siste prøveperiodene (juni-oktober 1987) ikke viste noen forskjeller.

- Utslippene fra Kronos Titan syntes ikke å ha noen innvirkning på den fastsittende kiselalgefloraen.
- Få alger og hvirvelløse dyr ble registrert innerst i Glommaestuaret Sammenholdt med data fra bassengforsøkene skyldtes dette sannsynligvis en kombinasjon av nedslamming, partikkelskuring og stort jernutslipp.
- Resultatene fra transplanteringen av heller fra Glommaområdet til kontrollbassengene på forskningsstasjonen konkluderer med at vannet i de innerste deler av Glommaestuaret sannsynligvis har en giftvirkning overfor de fleste makroalger.
- Resultatene fra to års eksperimenter i Glommaestuaret, i utendørsbassenger og på laboratorier er ikke entydige. Flere negative effekter er påvist både i felt og på Marin Forskningsstasjon, Solbergstrand. De fleste hemninger er vist ved relativt høye doseringer i eksperimentene i testbassengene, men resultatene har også bekreftet data fra Glommaestuaret. Imidlertid har svært ulike meteorologiske forhold i de to ulike testår (1986 og 1987) komplisert tolkningen av data betydelig.

Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) har gjennomført et oppdrag for Kronos Titan A/S, hvor eventuelle effekter av tynnnsyre på gruntvannsorganismer i Glommaestuaret skulle undersøkes. Oppdraget er utført som to års eksperimentelle undersøkelser i nærområdene til Glommautløpet og Hvalerøyene, samt bassengforsøk på Marin Forskningsstasjon, Solbergstrand.

Undersøkelsen har hatt som målsetting å fastslå om og i hvilken grad tynnnsyreutslipp fra Kronos Titan A/S påvirker gruntvannssamfunnene i Glommaestuaret.

Eksperimentene startet i mars 1986 med en orienterende test, hvor tynnnsyre og slam ble tilsatt kiselalgekulturer (Skeletonema costatum). Formålet var å finne ut hvilke konsentrasjoner som var akutt giftige, og som ikke kunne brukes i de senere eksperimenter.

Disse testene ble etterfulgt av nye eksperimenter på Solbergstrand, hvor det ble gjennomført tester med tynnnsyre og slam i blanding og kun tynnnsyre på granittheller med marin begroing.

Seks utendørsbassenger à 13 m³ ble brukt til hovedforsøkene på Solbergstrand. To ulike saltholdighetsnivåer ble brukt (ca. 6 og ca. 12 ‰). Vannvolum var 9 m³ og oppholdstid ca. 2,5 timer. Første år

(1986) ble det tilsatt 100 og 20 μ l konsentrert tynnnsyre/liter, annet år (1987) 20 og 5 μ l/l i tillegg til to kontroller. I bassengene ble det satt ut granittheller. Korttidshellene eller rekrutteringshellene ble skiftet ut hver annen måned for avskraping til biomassemålinger og artsbestemmelse. De øvrige (langtidshellene) ble stående vekstsesongene ut. Små rullestein begrodd med tang, øvrige makroalger og dyr ble flyttet inn i bassengene fra Oslofjorden. Disse organismene ble registrert og fotografert 2-3 ganger pr. år.

I tillegg til fastsittende alger og hvirvelløse dyr ble ti regnbueørret plassert i hvert av de seks bassengene sommeren 1987. Forsøket varte i tre måneder og ble avsluttet med at gjelleprøver og blodprøver ble tatt til biokjemiske undersøkelser.

I Hvaler/Glommaestuaret ble det opprettet 8 stasjoner til eksperimentelle undersøkelser tilsvarende bassengforsøkene på Solbergstrand.

For å se hvor hurtig nedslammede heller uten vekst av makroalger fra de innerste stasjoner i Glommaestuaret kunne rekoloniseres, ble flere heller flyttet over til kontrollbassengene på Solbergstrand. Det var ikke funnet makroalger fra de fire innerste stasjonene ved Glommas utløp.

SUMMARY

- No growth inhibition of the planktonic diatom Skeletonema costatum was observed when exposed to 180 $\mu\text{l/l}$ of acid waste. 80% chlorophyll reduction was observed when exposed to 1 g sludge/l.
- Testing of fouling organisms in the laboratory showed a more pronounced effect when exposed to a mixture of acid waste and sludge than acid waste alone. A significant inhibition was observed when exposed to acid waste with concentrations of 300 $\mu\text{l/l}$ or higher.
- In the test basins a significant growth reduction was found at concentrations of 100 and 20 $\mu\text{l/l}$ acid waste during the first year of testing in basins of high salinity water. In the basins with low salinity water the biomass reduction was restricted to the basin with excessive acid waste exposure. No effects were observed at 20 and 5 $\mu\text{l/l}$ concentration the second year. The mean flow of river Glomma is abt. 700 m^3/s . The concentrations of acid waste in river Glomma at abt. 40, 200 and 800 m^3/s , provided that full mixture in the river water is true.
- Basins with low salinity water showed a significant reduction of the amount of diatoms from control to acid waste exposed basins.
- Basins with high acid waste dosage (100 $\mu\text{l/l}$) showed a low number of algae species. In all basins exposed to acid serrated wrack (Fucus serratus) were killed during a period of 2-5 months.
- Mussels and barnacles were killed when exposed to 100 $\mu\text{l/l}$ acid, but showed sign of inhibition at 20 and 5 $\mu\text{l/l}$.
- The field experiments showed a marked increase in biomass from the inner to the outer Glomma estuary during investigations in the period June - October 1986 and April - June 1987. During the period June - October 1987 no difference was observed.
- The discharge from Kronos Titan does not seem to influence the benthic diatoms.
- Very few algae and invertebrates were registered in the inner part of the Glomma estuary. In view of the data from the basin experiments this is likely a result of hyper sedimentation, particle erosion and a large discharge of iron. - Results from

the transplantation of granite chips from the Glomma estuary to the control basins at NIVA's marine research station indicate that the water in the inner part of the estuary is toxic to the majority of the macro algae.

- *Results from two years of experiments in the Glomma estuary, in outdoor basins and in the laboratory are not selfexplanatory. Several negative effects are observed both in situ and at the experimental station at Solbergstrand. Inhibition reactions are noticed with relatively high dosage of acid waste in the basin experiments. However, these results have also been verified by in situ studies. It should be pointed out that the meterological conditions during the two year of testing (1986 and 1987) were quite different which complicates the data evaluation.*

1. INNLEDNING

Tidligere kjemiske undersøkelser har vist at utslippet av tynnnsyre (svovelsyre med oppløst 2-verdig jern) og slam påvirker vannets geokjemi (Næs, 1983). Biologiske feltundersøkelser (Knutzen, 1970, Knutzen et al., 1974, Rygg, 1983, 1984, Kirkerud og Røed, 1983 og Bokn, 1984) viste nedslammings effekter og redusert plante- og dyreliv i området utenfor utslippet. Etter pålegg fra Statens forurensningstilsyn (SFT) henvendte Kronos Titan A/S seg til NIVA for å få klarlagt nærmere hvilken betydning avløpsvannet fra bedriften har for bl.a. vannkvalitet, bunn- og biologiske forhold. I mellomtiden har Notini et al. (1987) gjennomført en inventering av noen gruntvannsorganismer i Glommaestuaret. Beskrivelse av vannkvalitet, bunn- og biologiske forhold finnes i Skei (1987) og i Skei og Knutzen (1988), mens karakterisering av belegg på strendene i Glommaestuaret er beskrevet av Knutzen og Skei (1988). Den siste rapporten som er kommet er biotestundersøkelser av effekter på blåskjell (Kirkerud og Bakketun, 1988).

De nevnte undersøkelser kan ses i sammenheng med observasjoner av tynnnsyreeffekter andre steder, kfr. oversikt hos Knutzen (1983) og senere studier av bl.a. Lehtinen et al. (1984), Haase (1983), LeProvost og Chalmer (1983), Dethlefsen (1984), Grotjahn og Michaelis (1985), Behrends (1985), Martoja et al., (1986), Spaans (1987) og Musters et al. (1988). Tidligere undersøkelser (Skei, 1984) har påvist eller sannsynliggjort klare effekter over større arealer i Glommaestuaret.

I hvor stor grad observerte effekter på gruntvannsorganismer i Glommaestuaret skyldtes utslippene fra Kronos Titan A/S i forhold til andre forurensningskilder, ønsket bedriften å få nærmere rede på. Undersøkelsene ble derfor gjennomført som bredt anlagte biotester både i laboratorier, store utendørs testbassenger og i felt.

2. MÅLSETTING

Undersøkelsen har hatt som målsetting å:

- fastslå om og i hvilken grad tynnsyreutslipp fra Kronos Titan A/S påvirker gruntvannssamfunnene i Glommaestuaret.
- sammenligne ulike biotester i laboratorier, bassenger og felt.
- vurdere om eventuelle giftvirkninger på fisk og gruntvannsorganismer kan variere med vannets saltholdighet.

3. MATERIALE OG METODER

Eksperimentene kan inndeles i tre hovedgrupper:

- Korttidstester i laboratorium
- Bassengforsøk over to sommerhalvår (1986 og 1987)
- Feltforsøk over samme tidsrom

3.1 Korttidstester i laboratorium

3.1.1 Kiselalgekulturer - Skeletonema costatum

I løpet av mars 1986 ble det gjennomført orienterende tester (bioassays) på NIVAs laboratorier i Oslo. Tynnsyre og slam ble testet på kiselalgekulturer (planktonalgen Skeletonema costatum). Formålet var å finne ut hvilke konsentrasjoner som var akutt giftige, og som ikke kunne brukes i de senere eksperimenter.

I tabell 1 er den kjemiske sammensetningen av fortynnet "tynnsyre" (avløpsvann til Glomma) for testperiodene satt opp. Tynnsyren er fortynnet ca. 30 ganger før den slippes ut i Glomma. Tabell 2 viser den kjemiske sammensetningen av hovedkomponentene i slam i 1986/87.

Tabell 1. Kjemisk sammensetning av avløpsvann til Glomma i 1986 og 1987, der tynnsyre foreligger fortynnet ca. 30 ganger.

1986		GJ.SN.	ST.AV.	MIN	MAX
pH		1,10	0,05	1,01	1,14
ACIDITET	mmol/l	285,3	31,5	236,0	324,0
Cd	µg/l	0,98	0,43	0,70	1,80
Cr-T	mg/l	7,97	0,84	6,55	8,90
Cu	mg/l	0,24	0,18	0,11	0,60
Fe	mg/l	2080,0	207,3	1830,0	2350,0
Mn	mg/l	25,81	2,77	23,60	31,05
Ni	mg/l	1,14	0,08	1,04	1,24
Pb		-	-	-	-
Zn	mg/l	2,13	0,61	1,49	3,28
V	mg/l	18,18	6,24	10,00	25,14
Co	mg/l	0,46	0,07	0,36	0,54
Hg	µg/l	<0,50	-	-	0,63
Mg	mg/l	420,0	121,5	270,0	580,0
Ti	mg/l	89,33	22,73	68,00	129,00
F	mg/l	7,37	1,48	5,50	9,30

1987		GJ.SN.	ST.AV.	MIN	MAX
pH		1,17	0,02	1,15	1,20
ACIDITET	mmol/l	248,3	16,7	226,0	268,0
Cd	µg/l	0,94	0,22	0,70	1,25
Cr-T	mg/l	7,53	0,87	6,30	8,40
Cu	mg/l	0,16	0,05	0,11	0,25
Fe	mg/l	1816,7	142,1	1650,0	2040,0
Mn	mg/l	23,67	1,76	21,40	25,50
Ni	mg/l	0,84	0,08	0,76	0,98
Pb	mg/l	0,28	0,03	0,24	0,33
Zn	mg/l	2,45	0,81	1,63	3,74
V	mg/l	8,75	1,04	7,50	10,00
Co	mg/l	0,55	0,04	0,51	0,61
Hg	µg/l	<0,50	-	-	1,25
Mg	mg/l	342,5	99,0	207,0	459,0
Ti	mg/l	137,50	34,00	110,00	205,00
F	mg/l	9,07	0,77	8,60	10,60

Tabell 2. Kjemisk sammensetning av slam hovedkomponentene i 1986/87.

Fe mg/kg	90.000
Ti mg/kg	19.000
Cr mg/kg	134
V mg/kg	268
Cu mg/kg	258

Podokulturen (algemengden) av Skeletonema ble fortynnet til 5×10^6 celler/liter i 10% Z8-sjøvann. Ut fra ufortynnet tynnsyre, som hadde en pH på -0,02, ble det laget en fortynningsrekke på åtte ulike testmedier:

Tabell 3. Testmedier av tynnsyre brukt på algekultur av Skeletonema costatum. Jerninnholdet er beregnet som 6% av tynnsyretilsetningen.

$\mu\text{l/l}$	forhold syre:sjøvann	Fe (mg/l)	pH
0 (kontroll)	0	0	8,15
5,6	1:180 10^3	0,34	8,05
10	1:100 10^3	0,60	7,90
18	1:55 10^3	1,08	7,75
32	1:31 10^3	1,92	7,50
56	1:18 10^3	3,36	7,20
100	1:10 10^3	6,00	6,70
180	1:6 10^3	10,80	6,40

10 g tørt slam ble suspendert og blandet i 1 liter sjøvann med magnetrører i 1 time. Deretter ble slammet sentrifugert og filtrert vekk. Podokulturen for Skeletonema var identisk med tynnsyretesten. Kulturen ble fordelt på kolber, og det filtrerte "slamvann" ble tilsatt. Det ble laget en fortynningsrekke på syv ulike kulturer, tabell 4. Konsentrasjonen av ufortynnet "slamvann" ble satt til 100%. Kulturene ble inkubert på et gyngbord ved 20°C og med kontinuerlig belysning (ca. $70 \mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Biomassen av alger etter tre dagers vekst ble bestemt ved klorofyllanalyse. (Bestemming av celleantall kunne ikke gjøres pga. utfellinger i kulturene med tilsetning av tynnsyre og slam).

Tabell 4. Testmedier av slam brukt på podokultur av Skeletonema costatum.

Konsentrasjon av "slamvann" %	g slam/l	pH
0	0 (kontroll)	8,25
0,2	0,02	ca. 8,2
0,5	0,05	ca. 8,2
1	0,10	8,11
2	0,25	7,87
5	0,5	7,30
10	1,0	6,89

3.1.2. Laboratorietester på Marin Forskningsstasjon, Solbergstrand

I tidsrommet 16. april til 6. mai 1986 ble det utført giftighetstester med utslippsvann fra Kronos Titan A/S på granittheller (10 x 10 cm²) med marin begroing. I 1. test, som ble gjennomført fra 16. til 25. april, ble organismesamfunnene utsatt for tre ulike konsentrasjoner av konsentrert tynnnsyre og slam i blanding, samt kontroll (uten tilsetning) tabell 5.

Tabell 5. Testmedier av tynnnsyre og slam brukt på marine begroingsorganismer. Jerninnholdet, oppløst og som slam, er beregnet som 6% av tynnnsyretilsetningen og 9% av slamtilsetningen.

Tynnnsyre (ml/l)	Jern (mg/l)	Slam (g/l)	Jern (mg/l)	Total jern-dosering	pH
0,67	40,4	2	180	~220	2,9
0,33	20,3	1	90	~110	3,6
0,17	10,4	0,5	45	~ 55	6,1
0 (kontroll)	0,2	0	0,2	~ 0,2	8,0

To x fire heller, begrodd siden høsten 1985, ble lagt i fire glasskar med tre ulike utslippsblandinger, samt kontrollvann. Begroingen på alle hellene var relativt homogen. Saltholdigheten i sjøvannsmediet var 10 - 13 o/oo. Glasskarene ble plassert i vannbad, hvor temperaturen varierte mellom 8,5 og 10°C (vanninntak fra 40 m dyp i Oslofjorden). Fra kl. 0800 til 2000 (12 timers dag) var tre lysstoffrør (ca. 300 µE) tent 48 cm over hellene. Etter 2 og 6 døgn ble det gjennomført produksjonsmålinger på begroingssamfunnene på alle åtte hellene. Metoden brukt til disse produksjonsmålinger bygger på måling av oksygenproduksjon fra plantene ved ulik belysning. Metoden er beskrevet mer detaljert i Pedersen (1987).

I 2. test, som ble gjennomført fra 22. april til 6. mai, ble organismesamfunnene eksponert for de samme konsentrasjoner av tynnnsyre som i 1. test, men uten at slam ble blandet inn, tabell 6.

Tabell 6. Testmedier av tynnnsyre brukt på marine begroingsorganismer. Jerninnholdet er beregnet som 6% av tynnnsyretilsetningen.

Tynnnsyre (ml/l)	Jern (mg/l)	pH
0,67	40,4	2,9
0,33	20,3	4,8
0,17	10,4	6,4
0	0,2	8,1 (kontroll)

Prosedyren videre var helt identisk med 1. test.

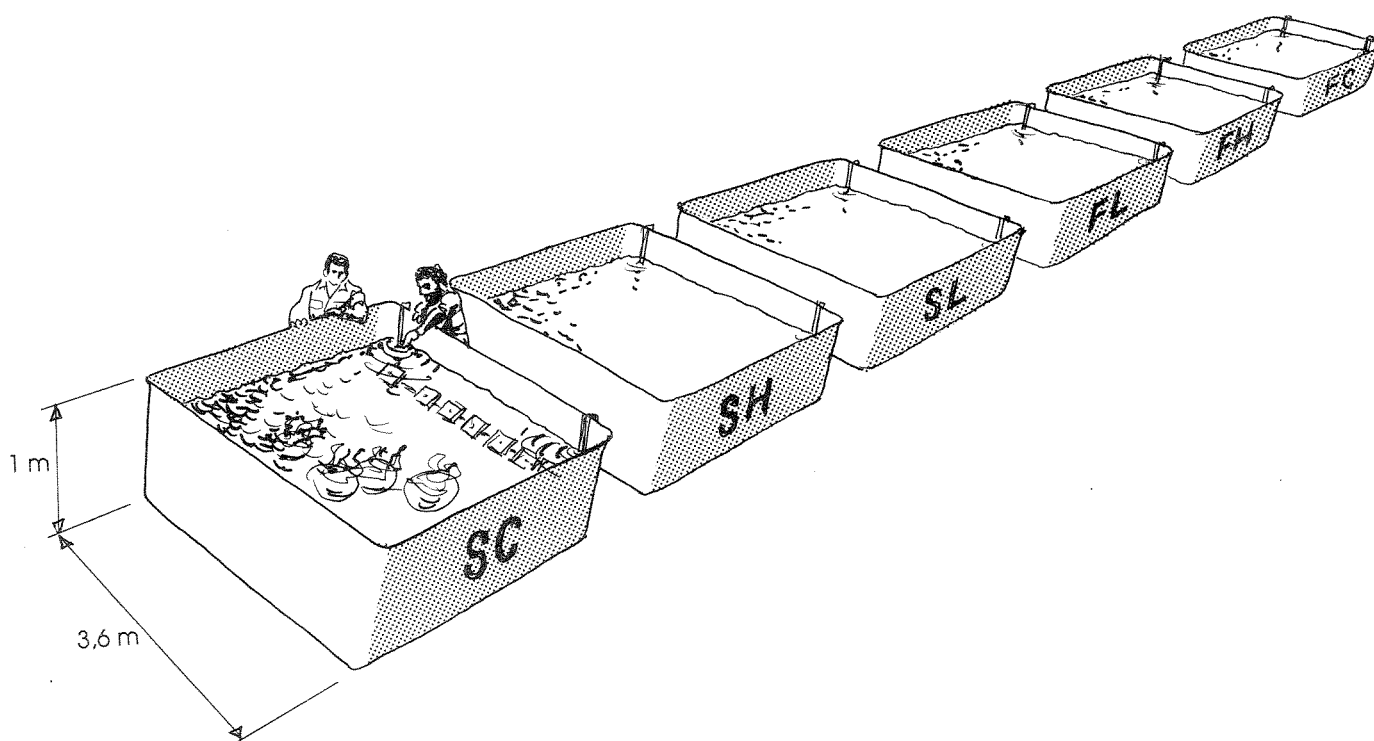
3.2 Bassengforsøk

3.2.1 Teknisk opplegg

Ut fra laboratorieforsøkene, hydrologiske data fra Glomma og utslippsdata fra Kronos Titan ble utendørseksperimentene utformet. Seks bassenger à 13 m³ ble brukt til forsøkene, fig. 1 og tabell 7. De seks bassenger ble forsynt med gjennomstrømmende blandinger av fersk- og sjøvann med to ulike saltholdighetsnivåer, 12 ±2 o/oo og 6 ±1.5 o/oo. Vannvolumet var ca. 9m³ i hvert basseng, og oppholdstiden har vært ca. 2.5 timer. To og to bassenger med henholdsvis lav og høyere saltholdighet ble eksponert for ulike tynnnsyrekonsentrasjoner, mens det tredje basseng for hvert saltholdighetsnivå tjente som kontroll (ingen syretilsetning). Det var således ett basseng for hvert sett av betingelser og ingen parallellbassenger (se fig. 1). I 1986 var høy syreeksposering 100 ml/m³ (1:1.000.000) og lav 20 ml/m³ (1:200.000). Tilsvarende konsentrasjoner for 1987 var 20 ml/m³ og 5 ml/m³ (1:50.000). Konsentrasjonene refererer seg til ufortynnet tynnnsyre.

Den høyeste konsentrasjonen (100 ml/m³) tilsvarer nær det dobbelte av hva tynnnsyrenivået i Glomma vil være på absolutt minste vannføring (72 m³/s) ved full innblanding. Midlere bassengeksposering (20 ml/m³) tilsvarer konsentrasjonen i Glomma ved en vannføring på ca. 200 m³/s, mens laveste eksponering (5 ml/m³) vil gjenspeile en tynnnsyrebelastning ved ca. 800 m³/s. Imidlertid ligger jernkonsentrasjonene lavere, fordi det ikke tilføres slam. Ved lineær regresjon av jerninnhold mot tynnnsyredosering og saltholdighet ga estimatene 0,12 mg Fe/l for sjøvannet og 0,30 mg Fe/l for ellevannet som ble brukt under bassengforsøkene (Kirkerud og Bakketun, 1988). Den siste verdien er på samme nivå som ellevannet i Glomma oppstrøms Fredrikstad (Skei, 1987). Tilført jerninnhold i bassengene med dosering av 100, 20 og 5 ml konsentrert tynnnsyre/m³ er beregnet til henholdsvis 6,1 - 6,3, 1,3 - 1,5 og 0,42 - 0,60 mg/l. Høyeste

konsentrasjoner gjelder for bassengene med ferskest vann. Jernkonsentrasjoner basert på analyser i mai 1987 (Kirkerud og Bakketun, 1988), tyder på at muligens 20 - 50% av jernet ble tapt ved utfelling og sedimentering. Saltholdighetsnivåene er valgt ut fra saltholdigheten i overflatevannet ved henholdsvis Kronos Titan og ved Hvalerøyene (Magnusson og Skei, 1984). pH-nivåene finnes i kap. 4.2.1.



Figur 1. Testbassenger (13 m³) på Marin Forskningsstasjon, Solbergstrand.

S = vann med høyest saltholdighet
 F = vann med lavest saltholdighet
 C = kontroll
 L = lav tynnsyredosering
 H = høy tynnsyredosering
 1986 : høyere tynnsyredosering
 1987 : lavere tynnsyredosering

Konsentrasjonen m.h.t. saltholdighet og tynnsyre (jfr. tabell 1) i de seks forsøksbassengene (FC, FL, FH, SC, SL og SH) i 1986 og 1987 finnes i tabell 7.

Tabell 7. Saltholdighetsnivåer og tynnnsyrekonsentrasjoner i testbassengene på Solbergstrand.

Bassenger	År	Saltholdighet o/oo		Tynnnsyre (ml/m ³)			
		12 ±2	6 ±1.5	100	20	5	0
FC	1986		X				X
	1987		X				X
FL	1986		X		X		
	1987		X			X	
FH	1986		X	X			
	1987		X		X		
SC	1986	X					X
	1987	X					X
SL	1986	X			X		
	1987	X				X	
SH	1986	X		X			
	1987	X			X		

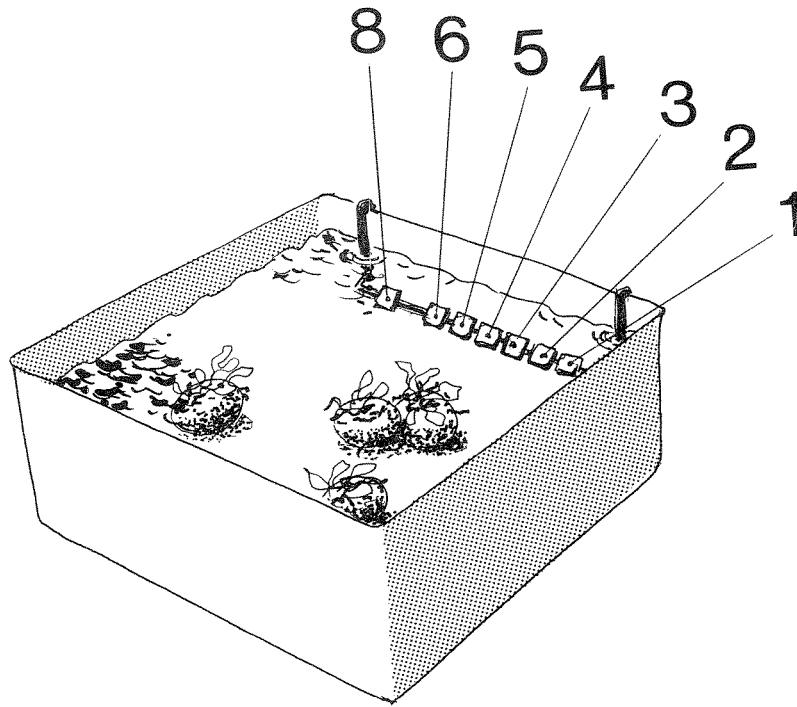
F = ferskere vann, S = saltene vann

C = kontroll, L = lavdosering med tynnnsyre, H = høydosering

Sommerhalvåret 1986 hadde en lengre og en kortere tørkeperiode, slik at ferskvannskilden ved Solbergstrand ble sterkt redusert. I perioden 30. juni til 29. juli og i mindre grad perioden 19. til 25. september er således saltholdighetsnivåene i bassengene høyere enn antydning i tabell 7.

3.2.2 Biologiske eksperimenter

I juni 1986 og april 1987 ble det transplantert inn stein fra Oslofjorden begrodd med sagtang (Fucus serratus) og assosiert flora og fauna. Samtidig ble det plassert syv granittheller i hvert av bassengene, se fig. 2.



Figur 2. Basseng med syv granittheller med ulik begroing og transplantert rullestein med sagtang (*Fucus serratus*) og assosiert flora og fauna.

Helle- type		Posisjon
L	1 helle med voksen tang, min. to år gammel	8
L	2 heller begrodd siden oktober 1985 henholdsvis oktober 1986	5-6
L	2 heller sådd med blæretang i juni 1986 henholdsvis 1987	3-4
K	2 sterile heller som ble stående i bassengene i to måneder, for deretter å bli erstattet med to nye sterile heller (rekruttering)	1-2

K = korttidsheller

L = langtidsheller

Innsamlingen av de korttidsheller ble gjennomført i:

- august og oktober 1986
- juni, august og oktober 1987

Halvparten av biomassen på de innsamlede rekrutteringshellene er skrapet av, og produksjonen er målt som askefri tørrvekt. Biomassen er tørket 24 timer ved 105°C og deretter brent ved 550°C i en time. I tillegg er det tatt prøver til identifisering av begroingsorganismene på hellene. Disse ble skrapet av og samlet i glass og deretter fiksert med formalin (senere erstattet med sprit).

De øvrige heller ble tatt opp av vannet, fotografert og satt tilbake ved hver observasjon. Etter siste tokt begge år ble det skrapet av prøver fra alle hellene.

Fucus vesiculosus - Blåretang - formerer seg ved hjelp av egg- og sædceller. Algen har han- og hunplanter, og kjønnscellene sitter i egne oppsvulmede forgreninger, kalt reseptakler. For å kunne så ut blåretang på de omtalte heller, må kjønnscellene være modne. I Oslofjorden skjer dette i mai-juli, avhengig av vanntemperatur og meteorologiske forhold. I 1986 ble det samlet inn modne reseptakler syd for Solbergstrand 6. juni, mens innsamlingen i 1987 foregikk 8. juli i Sandspollen nord for Solbergstrand. Innsamlingen bør foregå i en lavvannsperiode, fordi egg og spermier lettere frigis fra reseptaklene i en slik periode. Etter høstingen ble reseptaklene lagt til tørk i 2-3 timer og deretter overført til en nettingbunn i en spesialkasse for såing, hvor reseptaklene ble klippet opp i små biter. Et nettinglokk ble skrudd fast mot bunnen i kassen. Under denne bunnen var det plassert sterile heller på et brett med plass til 49 stykker (Lein, 1984). Kassen med reseptakelbiter og brettet med heller ble plassert like under overflaten i et av bassengene på Solbergstrand, som kun tilføres sjøvann fra 1 m dyp i Oslofjorden. Kassen sto uberørt i bassenget i minst tre døgn.

Ved fire anledninger (11. september og 23. oktober 1986 og 15. og 29. oktober 1987) ble organismesamfunnene som dekket bassengveggene og de transplanterte rullesteinene registrert og fotografert.

For å undersøke om belegget på hellene fra Glomma-estualet hadde forhindret rekolonisering av organismer, ble to langtidsheller fra hver av stasjonene KT1-KT6 overført til de to kontrollbassengene på

Solbergstrand, 1. september 1987. Hver 14. dag ble 1/5 av belegget på alle overførte heller skrapet av for å se om det fantes noen nyrekruttering. Forsøket ble avsluttet 29. oktober 1987.

Til identifisering av kiselalger (diatomeer) ble det laget glødepreparater. Ved vurderingen av mengdene av de ulike diatomeartene ble det i tabellsammenheng benyttet følgende graderinger:

1 = 1-5 %	dekning i glødepreparatet
2 = 5-30 %	" "
3 = 30-100 %	" "

For å kunne gi en samlet mengdesum for hele diatomesamfunnet i hver prøve, var det nødvendig å raffinere denne skalaen, som fikk 11 ulike trinn. Ved en samlet verdisetting av hele diatomesamfunnet i en prøve vil summen ofte bli betydelig større enn 100 %, da de ulike artene ofte dekker hverandre i prøven. Mengdeangivelsene for hver art er således ikke et eksakt mål, men kun bedømmelsesresultater.

Trådformige benthosalger og andre makroalger, samt blågrønnalger som er funnet i avskrap fra granittheller, rullestein og bassengvegger/bunn er først undersøkt ved bruk av lupe, for å plukke ut eventuelle makroskopiske arter. Disse er deretter bestemt i mikroskop. Resten av prøven er helt over i en petriskål og på nytt undersøkt i lupe. Videre er det tatt ut en delprøve for undersøkelse i mikroskop ved 10 x 10 forstørrelse. En ny delprøve er tatt for undersøkelse i 10 x 25 forstørrelse. Begge disse prøvene er undersøkt systematisk. Det er brukt følgende mengderegistrering:

1 = arten er tilstede
2 = vanlig
3 = dominerende

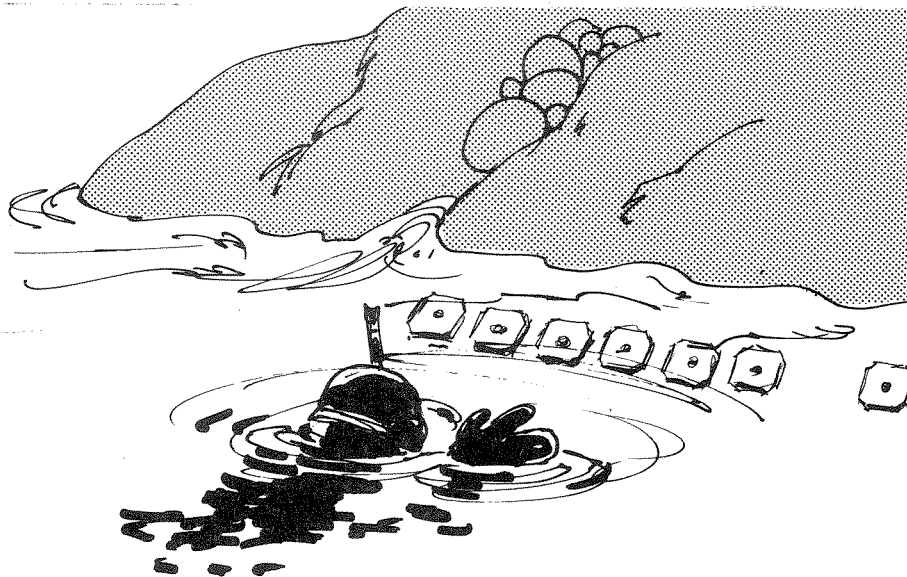
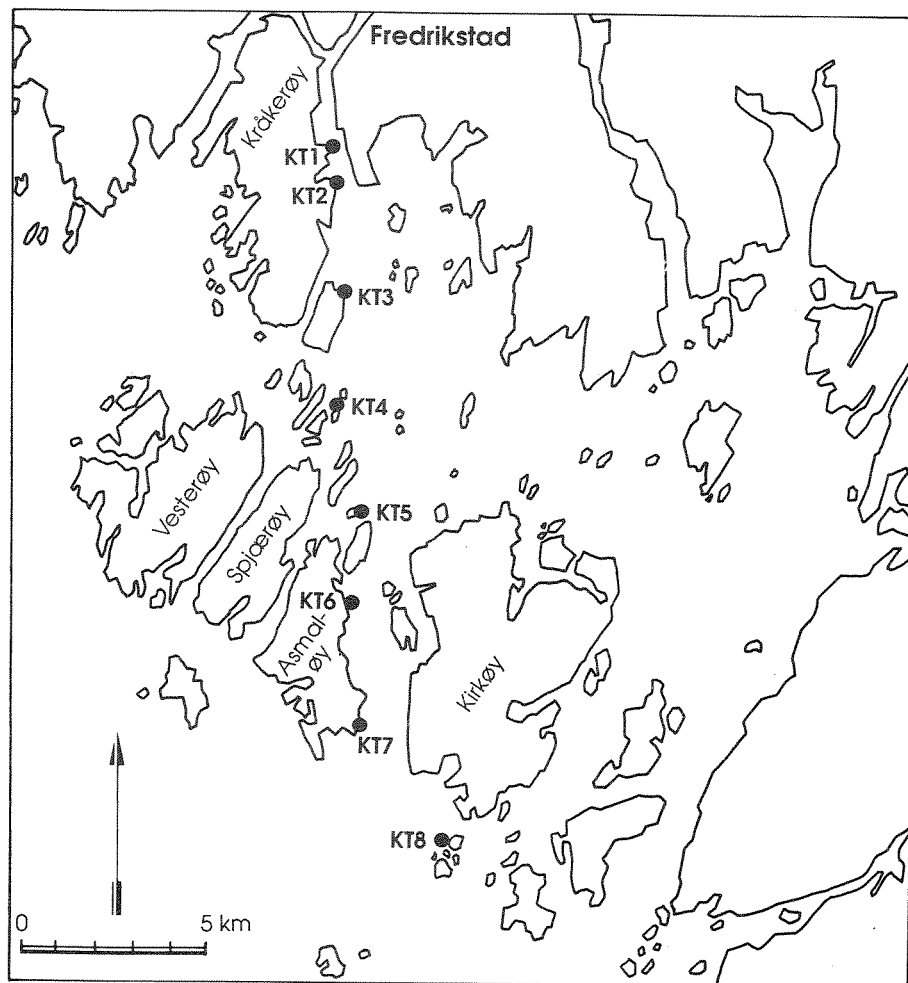
Regnbueørret.

10 regnbueørret i størrelsen 80-100 g ble plassert i hvert av de 6 karene. Fisken ble holdt i sylindriske plastkurver (10 fisk i hver kurv), slik at en lett kunne foreta en visuell kontroll av fiskens helsetilstand. Fisken ble ikke foret. Forsøket varte i 3 mndr. Ved forsøkets slutt ble det fra 3 fisk i hver gruppe tatt ut gjelleprøver og lagt på formalin. Gjeller er et viktig mål-organ ved vannkvalitetsbetingede sykdommer. Gjelleprøvene ble vurdert av T. Poppe ved Veterinærinstituttet. I tillegg ble det tatt ut blodprøver fra caudalvenen hos 3 fisk i hver gruppe for biokjemiske undersøkelser

(totalprotein, klorid, hemoglobin og hematokritt (% blodcellevolum)).

3.3 Feltforsøk

I Hvaler/Glomma-estuaret ble det opprettet 8 stasjoner til eksperimentelle undersøkelser av begroing på grunt vann, se kart, fig. 3. På hver stasjon ble det satt ut syv granittheller begrodd på tilsvarende måte som i bassengene på Solbergstrand. For alle hellene ble det boret hull i fjellet, som ble foret. Til boringen ble det brukt pressluftbor med dykkerflasker som pressluftkilde. Utplasseringen av hellene i 1986 og 1987 ble utført i samme tidsrom som for bassengene. Det ble fulgt samme prosedyre på stasjonene i Glomma-estuaret som i bassengene på Solbergstrand. Til utplassering og innsamling av heller ble det brukt froskemanns-tørdrakt og småbåt, som opererte fra en sjark.



Figur 3. Stasjonskart. Strandområder hvor granittheller for eksperimentell begroing er utplassert.

4. RESULTATER

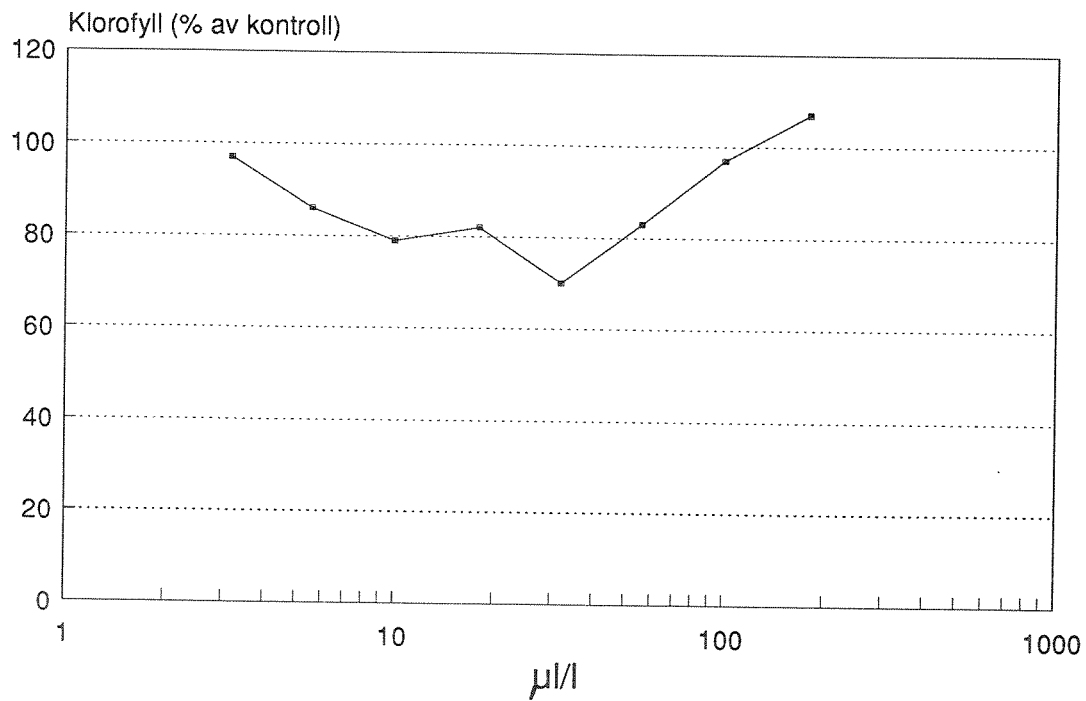
Innsamlede data vil bli presentert i tre hovedgrupper: Korttidstester, bassengforsøk og feltforsøk.

4.1 Korttidstester i laboratorium

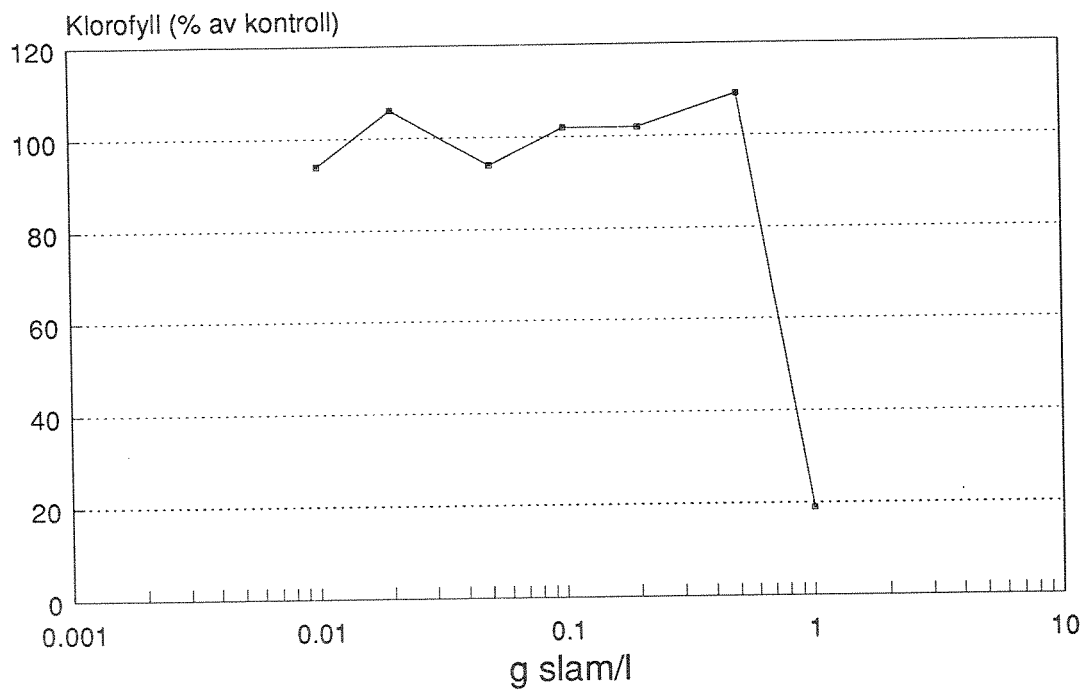
4.1.1 Giftighetstest med Skeletonema costatum

Giftighetstester er utført på kulturer av kiselalgen Skeletonema costatum med tynnnsyre og slam. Fortynningskonsentrasjonene er oppgitt i kapittel 3.1.1. Ved konsentrasjoner over 10 $\mu\text{l/l}$ av tynnnsyre i sjøvann oppsto allerede problemer med utfellinger. Stor utfelling ble observert ved konsentrasjoner over 100 $\mu\text{l/l}$. Slamvann (filtrat fra 10 g slam/l sjøvann) ga utfellinger ved konsentrasjoner så lavt som 0.2 % og høyere. Utfellingene ble ikke analysert, men det rødbrune bunnfallet ble antatt å være jernhydroksyd.

På grunn av utfellingen kunne ikke veksten av alger måles ved partikkeltelling. Istedet ble klorofyllinnholdet i kulturene bestemt etter 3 døgns vekst. Dette medførte sannsynligvis en noe lavere presisjon ved biomassemålingene. Klorofyllkonsentrasjonene i kulturene med tynnnsyre og slam ble beregnet som prosent av klorofyllkonsentrasjonen i kontrollkulturer. Resultatene er plottet i figur 4 og 5.



Figur 4. Effekt av tynnnsyre på vekst av kiselalgen Skeletonema costatum (Klorofyll etter 3 døgns vekst).



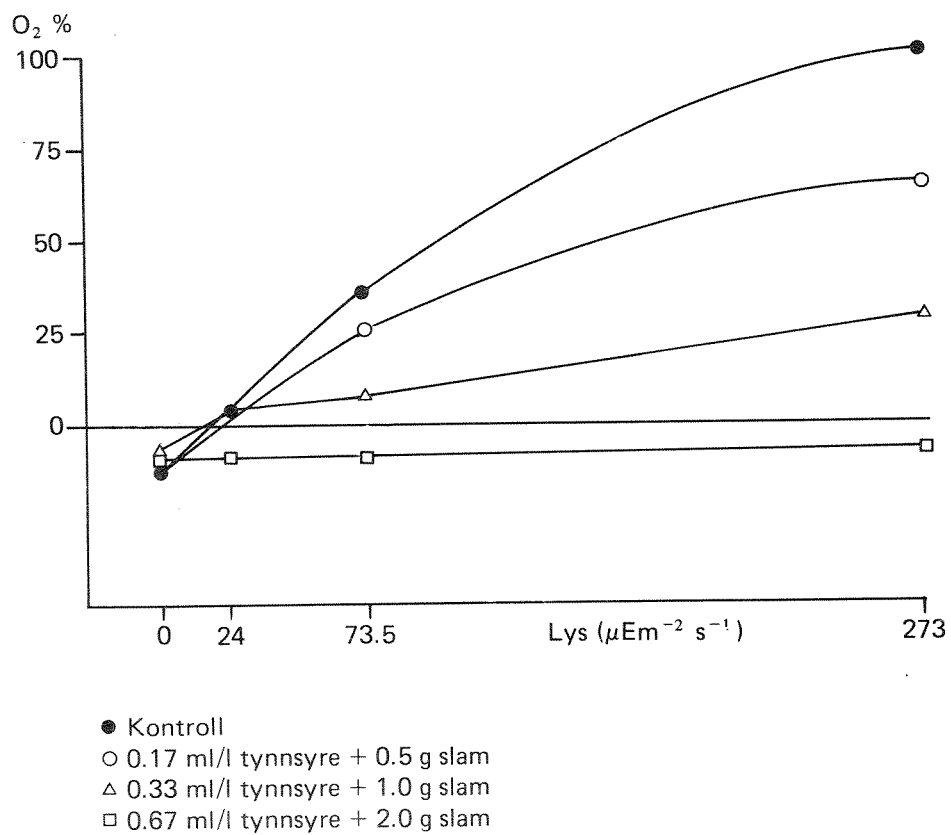
Figur 5. Effekt av slam på vekst av kiselalgen *Skeletonema costatum* (Klorofyll etter 3 døgns vekst).

Tynnnsyre: Klorofyllmengden var noe redusert ved tynnnsyre-konsentrasjonene 5 - 50 $\mu\text{l/l}$, men øket igjen ved høyere nivåer av tynnnsyre. Resultatene tyder ikke på signifikant veksthemming ved konsentrasjoner opp til 180 $\mu\text{l/l}$ (ca. 11 mg Fe/l tilsett til tross for kraftig utfelling. pH-verdi ved 180 $\mu\text{l/l}$ var ca. 6,2.

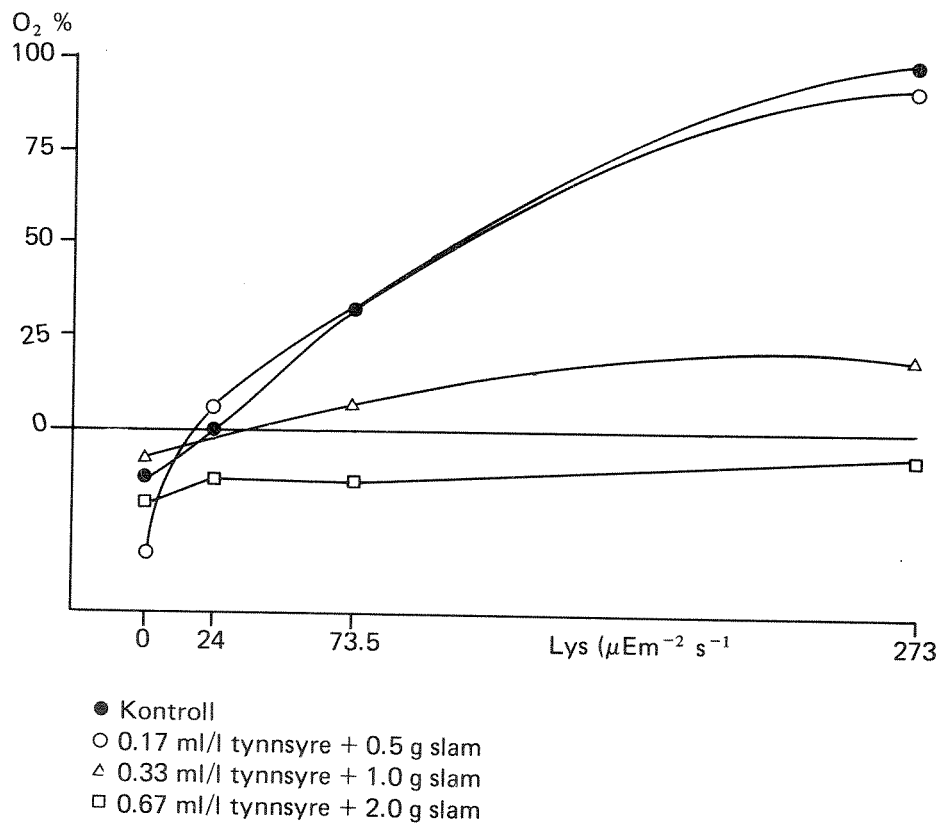
Slamvann: Ingen effekt ble sporet opp til 5% (0,5 g slam/l). Ved 10% (1 g slam/l), ble det imidlertid registrert ca. 80% reduksjon av klorofyll. pH-verdien ved denne konsentrasjonen var 6,9.

4.1.2 Laboratorietester på Marin Forskningsstasjon, Solbergstrand.

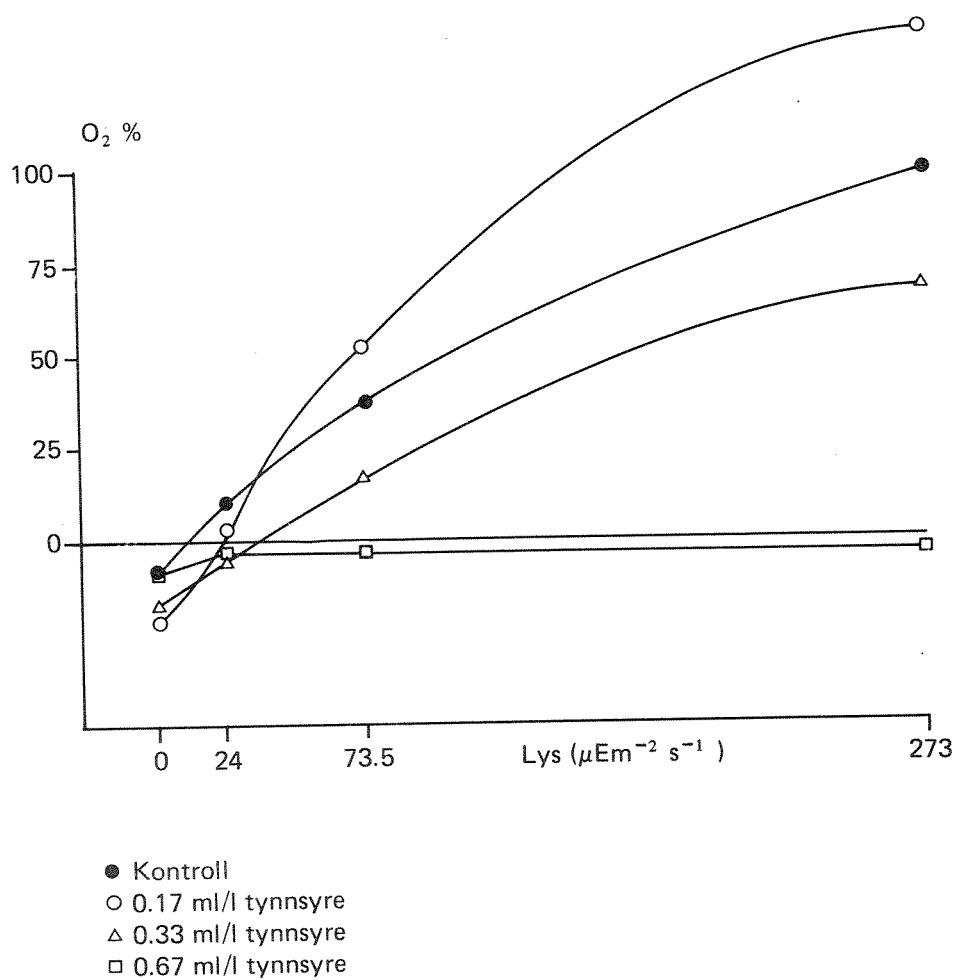
Resultatene av giftighetstestene på begroingsorganismer ved bruk av tynnnsyre og slam er presentert som produksjonskurver etter henholdsvis 2 og 6 dager i figurene 6 og 7. Tilsvarende resultater med kun bruk av tynnnsyre finnes i figurene 8 og 9.



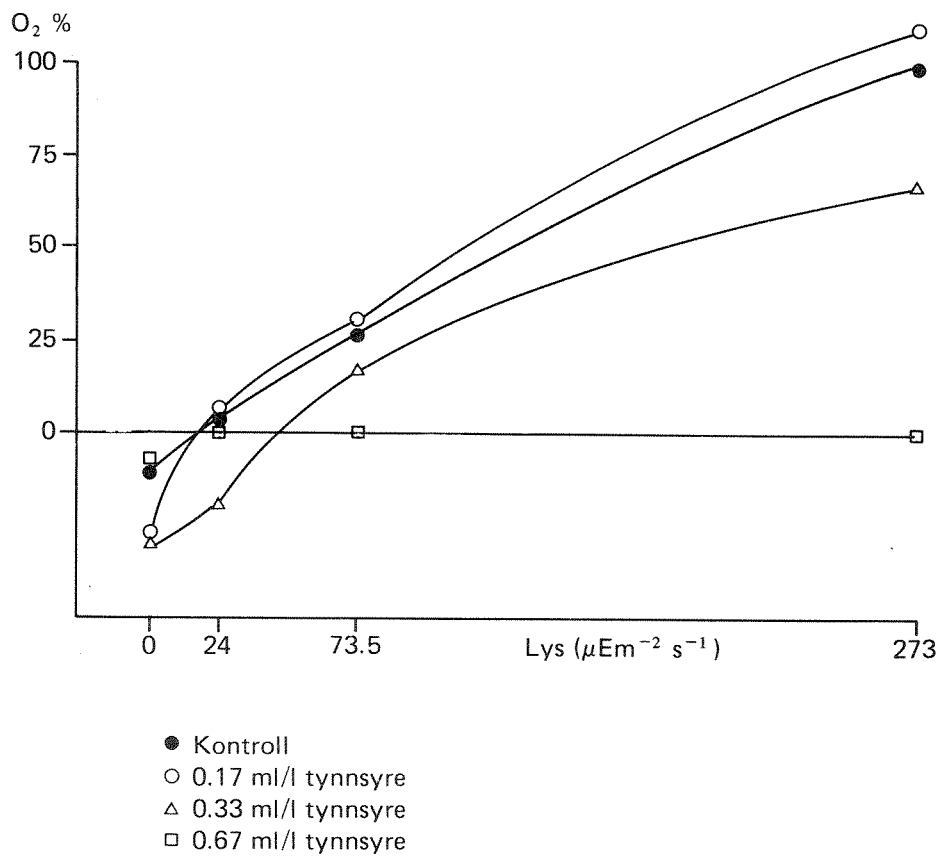
Figur 6. Produksjon i begroingsamfunn etter to døgns eksponering med ulike konsentrasjoner av tynnnsyre og slam.



Figur 7. Produksjon i begroingsamfunn etter seks døgns eksponering med ulike konsentrasjoner av tynnsyre og slam.



Figur 8. Produksjon i begroingsamfunn etter to døgns eksponering med ulike konsentrasjoner av tynnsyre.



Figur 9. Produksjon i begroingsamfunn etter seks døgns eksponering med ulike konsentrasjoner av tynnnsyre.

4.2 Bassengforsøk

4.2.1 Biomasse på korttidsheller

Data for biomasse, beregnet som askefri tørrvekt, høstet fra hellene etter to måneders intervaller er presentert i tabell 8.

Tabell 8. Biomasse på korttidsheller etter 2 måneders vekst i bassengforsøkene, beregnet som askefri tørrvekt (mg).

Vekstperioder Basseng/helle	1986		1987		
	25.6.14.8.	14.8-16.10.	6.4.-5.6.	5.6.-10.8.	10.8.-29.10.
FC 1	80,3	19,4	97,8	209,4	92,0
2	75,8	35,1	94,4	130,3	75,6
FL 1	58,9	43,6	253,2	81,3	49,8
2	56,2	20,8	355,3	108,9	48,4
FH 1	10,4	64,1	162,2	84,0	76,2
2	8,0	47,7	196,7	89,1	81,2
SC 1	145,8	47,0	300,9	36,6	237,1
2	174,5	136,8	242,1	59,7	159,9
SL 1	16,0	35,8	252,3	34,5	108,5
2	27,3	26,2	206,0	32,6	85,5
SH 1	5,0	19,3	175,2	126,3	129,4
2	4,0	14,7	144,0	121,3	106,8

FC = kontrollbasseng med saltholdighetsinnhold 4,5 - 7,5 0/00.

FL = basseng med 4,5 - 7,5 0/00 vann belastet med 20 ml/m³ og 5 ml/m³ tynnsyre i henholdsvis 1986 og 1987.

FH = basseng med 4,5 - 7,5 0/00 vann belastet med 100 ml/m³ og 20 ml/m³ tynnsyre i henholdsvis 1986 og 1987.

SC = kontrollbasseng med saltholdighetsinnhold 10 - 14 0/00.

SL = basseng med 10 - 14 0/00 vann belastet med 20 ml/m³ og 5 ml/m³ tynnsyre i henholdsvis 1986 og 1987.

SH = basseng med 10 - 14 0/00 vann belastet med 100 ml/m³ og 20 ml/m³ tynnsyre i henholdsvis 1986 og 1987.

Tabell 9. pH-NIVÅER I DE SEKS TESTBASSENGENE.

Bassenger	Tynnsyrekonsentrasjoner ($\mu\text{l/l}$)		1986		1987			
	1986	1987	Gjen. snitt	Var.-bred.	14/4	11/8	17/8	23/10
FC	0	0	8,17		8,13		8,08	
FL	20	5	7,41	6,7-8,2*	7,91	6,54-8,05	7,59	7,16-8,02
FH	100	20	6,34	5,6-7,0	7,37	6,33-7,38	7,14	6,93-7,80
SC	0	0	8,22		8,31		8,11	
SL	20	5	7,21	6,7-8,0**	7,86	6,47-8,21	7,65	7,10-8,07
SH	100	20	6,41	5,5-7,3	7,36	6,26-7,83	7,24	6,76-7,85

* Av 71 målinger lå 75% mellom 7,0 og 7,8.

** Av 71 målinger lå 70% mellom 7,0 og 7,8.

4.2.2 Artssammensetning av kiselalger på korttidsheller

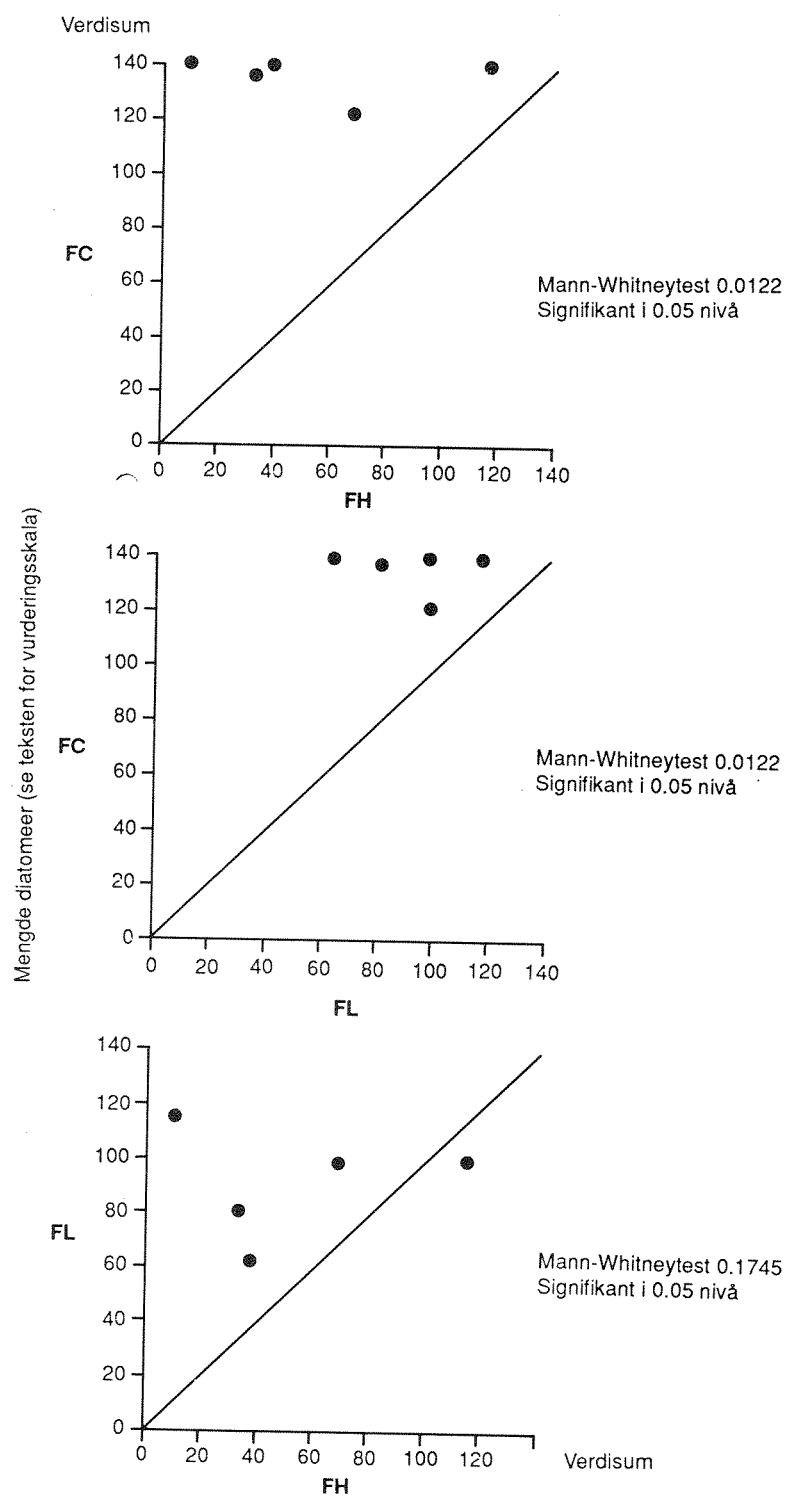
Det ble gjort en vurdering av mengdeforholdet mellom mer eller mindre typiske ferskvannsarter og saltvannsarter av kiselalger (diatomeer) i de ulike bassengene. I denne vurderingen har artene, satt opp i tabell 10 inngått (tallet i parentes er skjønnsmessig anslag for hvor dårlig de tolererer henholdsvis ferskvann og saltvannsinntflytelse). Jo større tall for ferskvannsarter, dess dårligere toleranse for saltvannsinntflytelse og omvendt (skalaen varierer mellom 0 og 1):

Tabell 10. Observerte kiselalgers toleranse overfor henholdsvis ferskvanns- og saltvannsinntflytelse.

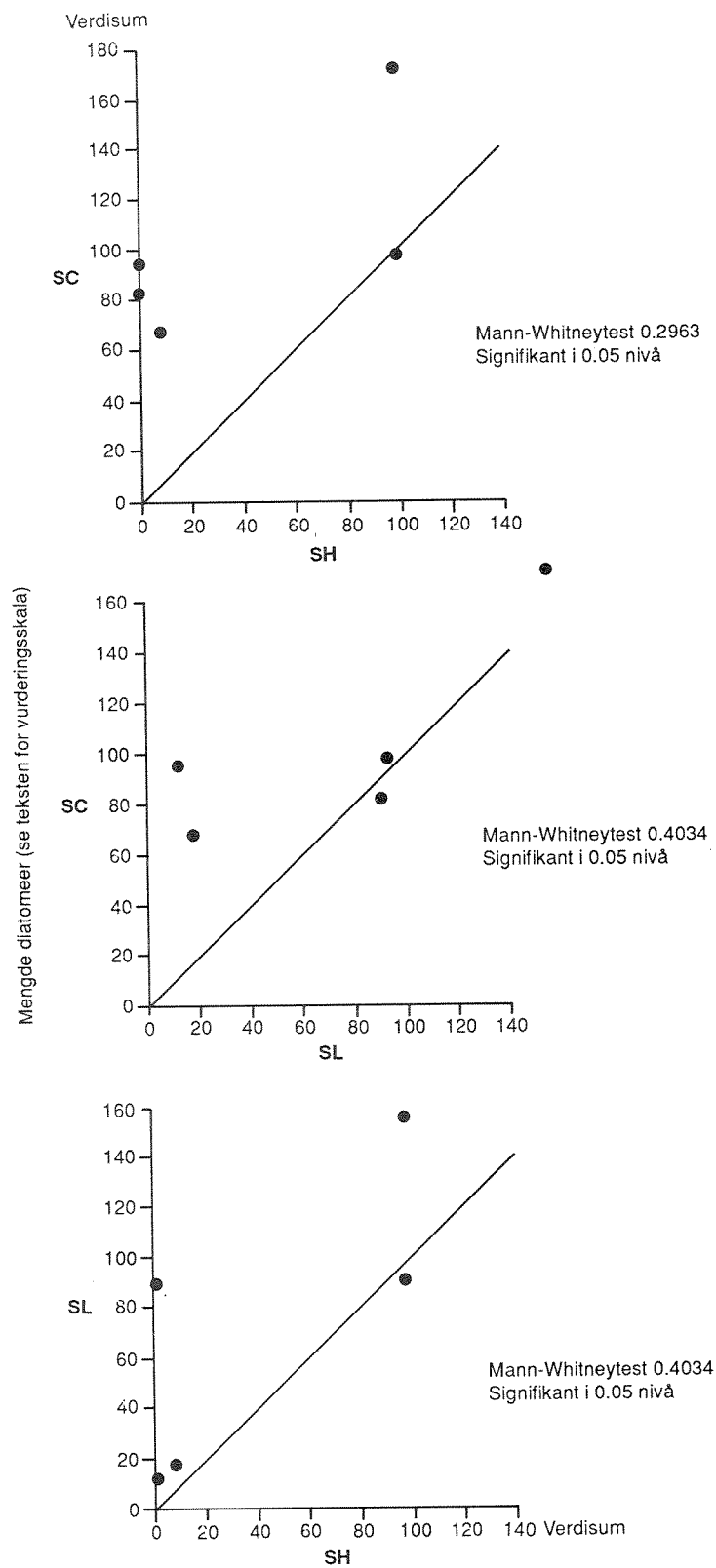
<u>Ferskvannsarter:</u>	<u>Saltvannsarter:</u>
Diatoma vulgare (0.8)	Amphipleura rutilans (0.6)
Synedra rumpens (0.5)	Cocconeis scutellum (0.5)
Navicula radiosa (0.5)	Stauroneis salina (f.wislouchii)(0.3)
Nitzschia palea (0.4)	Navicula mutica (0.3)
Synedra pulchella (0.2)	Synedra cf. amphicephala (0.3)
Navicula cryptocephala (0.2)	Nitzschia closterium (0.3)
Synedra affinis (0.2)	Rhoicosphaenia curvata (0.2)
	Cocconeis pediculus (0.1)
	Nitzschia filiformis (0.1)

I tabellene A1 - A5 er det presentert resultater for mikroskopanalysene av de innsamlede prøver fra de fem innsamlingstidspunkter.

For hver biologisk analyse ble det gitt en mengdesum for diatomeene ut fra en skala (omtalt i kapittel 3.2.2). Denne mengdesum for henholdsvis bassengene FC, FL og FH, samt SC, SL og SH er plottet mot hverandre i figurene 10 og 11, for å teste eventuelle ulikheter i florasammensetningen.



Figur 10. Ulikheter i diatomèsamfunnene i bassengene med brakkest vann (FC, FL og FH) basert på Mann-Whitney test.



Figur 11. Ulikheter i diatomèsamfunnene i bassengene med salttest vann (SC, SL og SH) basert på Mann-Whitney test.

4.2.3 Blågrønnalger, makroalger og hvirvelløse dyr

Resultatene av blågrønnalger, flercellede alger og dyr på hardbunn er sammenstilt i tabellene A6 - A10 i appendiks. Disse tabellene er basert på in situ- og mikroskopibestemmelser. I tabellene A6 og A7 finnes organismene som er beskrevet fra korttidshellene (ca. to måneders begroing). Tabellene A8 og A9 omfatter registrerte arter på bassengveggene og transplantert rullestein, mens tabell A10 viser hvilke taxa som er registrert på heller transplantert fra Hvalerområdet til bassengene på Solbergstrand.

I juni 1986 og juli 1987 ble det forsøkt utsådd blæretang på nær 50 granittheller hvert år, men utbyttet ble dårligere enn forventet begge år, og således var resultatene lite tolkbare.

4.2.4 Regnbueørret

Ved bassengforsøkene i 1987 ble det funnet en akkumulert dødelighet som vist nedenfor:

FC	FL	FH	SC	SL	SH
2	2	3	3	4	2

Gjelleprøver fra 18 individer (3 fisk fra hvert basseng) ble vurdert. I 12 av prøvene kunne det ikke påvises unormale forhold. Fire av fiskeprøvene fra F-bassengene (2 fra FC, 1 fra FL og 1 fra FH) ble registrert med unormale gjeller. Fra S-bassengene var det kun 1 fisk i SH som ble registrert med gjelle-defekter. Bortsett fra en (tilfeldig?) overrepresentasjon av gjelleskader hos fisk som har gått i vann med lav saltholdighet, kunne en følgelig ikke registrere forskjeller mellom gruppene.

Blodprøvene fra 18 fisk er undersøkt for fire biokjemiske parametre: totalprotein (g/l), klorid (mmol/l), hemoglobin (g/l) og hematokritt (%). Resultatene er stilt opp i tabell 11.

Tabell 11. Blodprøver fra regnbueørret, biokjemiske parametre.

Totalprotein (g/l):

FC	FH	FL	SL	SH	SC
25	24	26	13	24	19
14	20	36	17	27	19
20	17	9	49	17	19

Klorid (mmol/l):

FC	FH	FL	SL	SH	SC
127	128	127	133	125	131
130	125	129	131	128	131
126	128	128	137	128	133

Hemoglobin (g/l)

FC	FH	FL	SL	SH	SC
49	46	52	31	57	38
37	31	71	24	66	80
35	50	48	52	50	40

Hematokritt (%)

FC	FH	FL	SL	SH	SC
28	22	30	15	27	22
19	16	40	10	24	45
21	24	27	28	25	21

F = ferskere vann (4,5 - 7,5 o/oo salt)

S = saltere vann (10 - 14 o/oo salt)

C = kontroll

L = lav dosering av tynnssyre

H = høy dosering av tynnssyre

Det var ingen signifikant forskjell mellom gruppene for noen variabel. Fiskeblod viste normal høy variasjon for de undersøkte stoffene, men utvalget var lite (n=3). Et større utvalg er nødvendig ved en mulig oppfølging med tanke på eventuelle signifikante forskjeller.

4.3 Feltforsøk

4.3.1 Biomasse på korttidsheller

Data for biomasse, beregnet som askefri tørrvekt, høstet fra hellene i Glommaestuaret etter to måneders intervaller er presentert i tabell 12.

Tabell 12. Biomasse på korttidshellene etter 2 måneders vekst i Glommaestuaret, beregnet som askefri tørrvekt (mg):

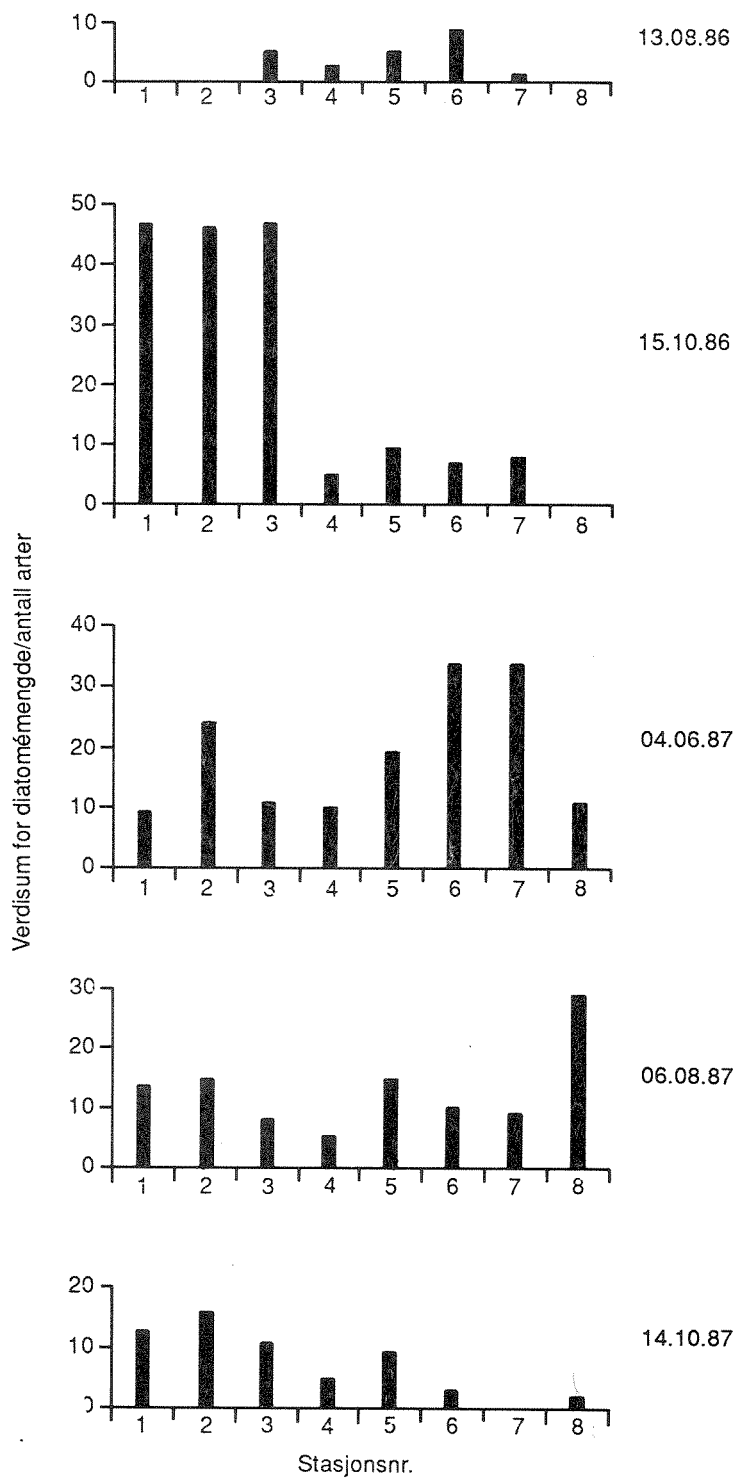
Vekstperiode Stasjon/helle		1986		1987		
		14.6.-13.8.	13.8.-15.10.	3.4.-4.6.	4.6-6.8.	6.8-14.10.
KT 1	1	18,4	75,3	13,5	62,7	23,1
	2	19,4	92,5	7,0	76,4	29,9
KT 2	1	18,4	56,2	7,4	56,6	26,7
	2	18,4	51,8	6,4	51,4	31,2
KT 3	1	23,7	76,2	6,1	33,0	60,2
	2	13,2	58,5	-	45,2	26,0
KT 4	1	110,1	22,7	26,7	37,0	14,1
	2	141,7	15,7	80,0	29,6	8,4
KT 5	1	55,1	37,6	47,7	35,0	22,1
	2	82,8	99,1	30,6	35,6	12,3
KT 6	1	206,2	106,9	13,8	64,2	61,5
	2	162,0	107,3	22,9	53,9	28,6
KT 7	1	1090,6	-	380,1	80,9	-
	2	280,8	660,5	382,4	56,0	-
KT 8	1	-	-	72,5	56,8	25,9
	2	-	-	60,2	-	-

Stasjonene KT 1 - KT 8 ligger fra Kaldera i Fredrikstad (KT 1) til Lauer i Hvaler (KT 8), se fig. 3.

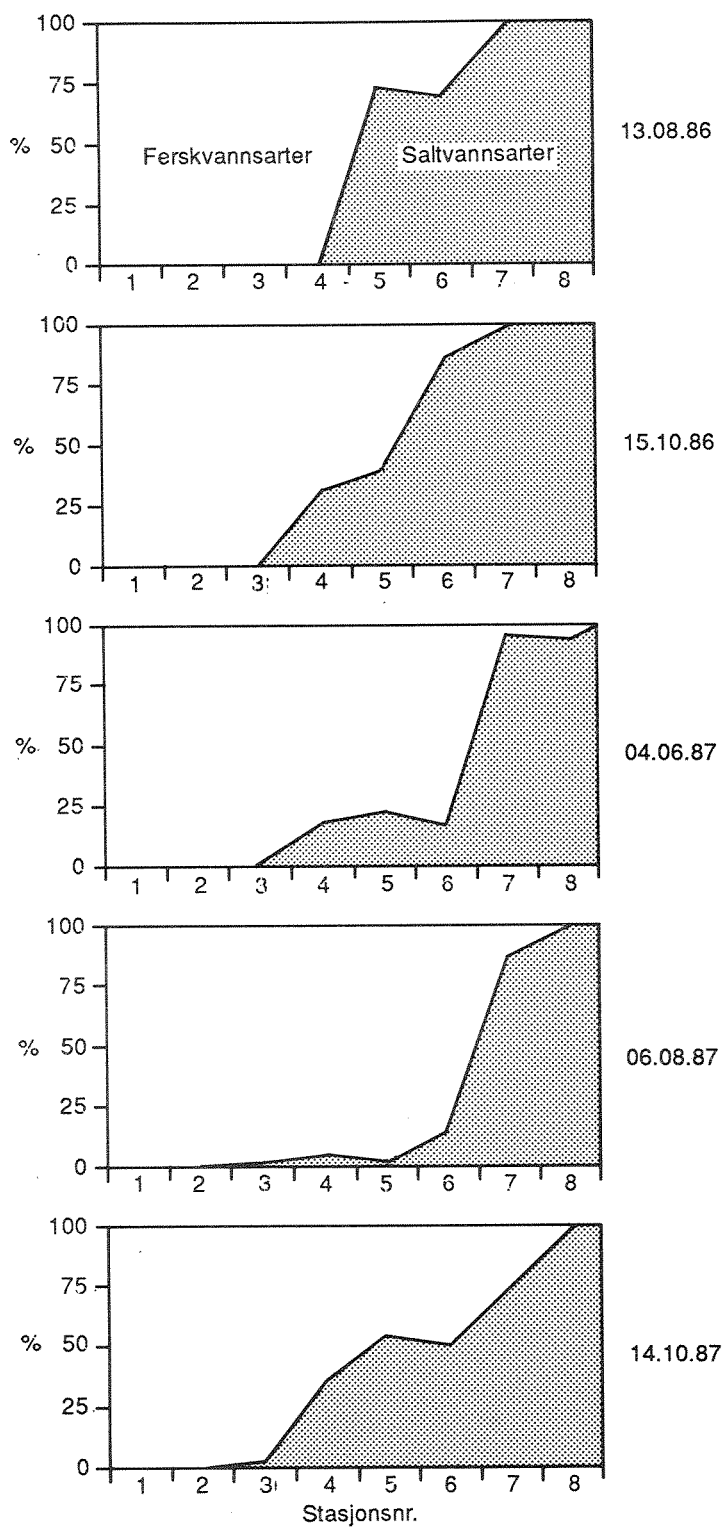
4.3.2 Artssammensetning av kiselalger på korttidsheller

I tabellene A11 - A15 er det presentert resultater for mikroskopanalysene av de innsamlede prøver fra ulike innsamlingstidspunkter i Glommaestuaret.

I figur 12 er det vist variasjonene i diatommengde delt på antall arter på de ulike stasjoner og innsamlingstidspunkter. Tilsvarende er i figur 13 vist variasjonene i forholdet mellom ferskvanns- og saltvannsarter.



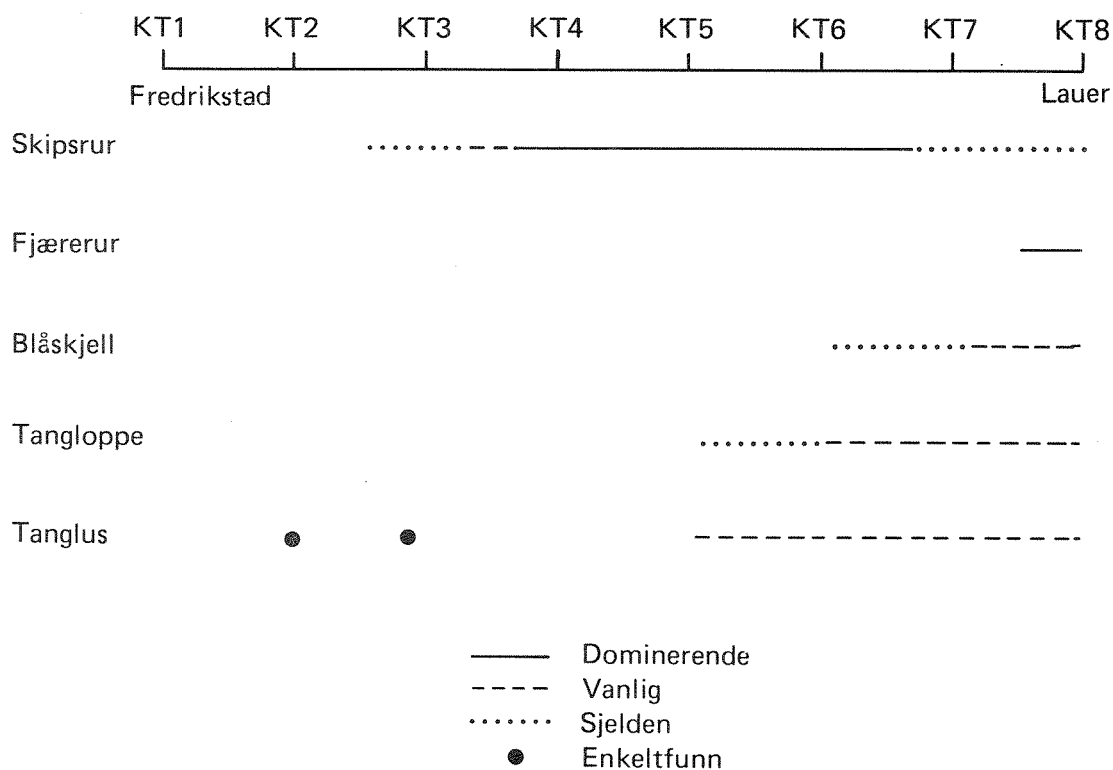
Figur 12. Verdisum for diatomémengde jevnført med antall arter på de åtte undersøkte stasjoner (KT1 - KT8) i Glommaestuetet.



Figur 13. Forholdet mellom ferskvannsar- og saltvannsararter av diatomer på de åtte undersøkte stasjoner (KT1 - KT8) i Glommaestuaret.

4.3.3 Blågrønnalger, makroalger og hvirvelløse dyr

Resultatene av blågrønnalger og flercellede alger fra korttidshellene i felt (ca. to måneders begroing) finnes i tabell A16, mens tilsvarende registreringer fra langtidshellene er beskrevet i tabell A17. Det ble funnet fem arter av hvirvelløse dyr. Utbredelsen er antydnet i fig. 14. Observasjonene er basert på *in situ*- og mikroskopibestemmelser.



Figur 14. Utbredelse av hvirvelløse dyr på granittheller begrodd under hele forsøksperioden i 1986 og 1987 (langtidsheller).

I tabell A18 er det satt opp flere fysiske parametre som mer eller mindre har hatt noen innflytelse på begroingen på granitthellene.

4.3.4 Transplanterte langtidsheller fra Hvaler til Solbergstrand

For å se om det var vannkvaliteten i de indre områder av Glommaestuaret som forhindret eller hemmet veksten på hellene, ble langtidsheller flyttet over til kontrollbassengene på Solbergstrand.

Hellene ble overflyttet 1. september 1987. Fra KT1 til KT6 ble det innsamlet to langtidsheller fra posisjonene 3 og 4, samt 7. Disse ble plassert i henholdsvis S- og F-kontrollbassengene på Solbergstrand.

Prøver ble skrapet av hellene 1. og 18. september og 2., 15. og 29. oktober.

Bortsett fra grønnalgen Ulothrix ble det ikke registrert noen høyere former for algevekst ved transplantering av hellene fra de fire innerste stasjonene (KT1 - 4).

På KT5 og 6 ble det imidlertid registrert Cladophora sp. (grønndusk) og kimplanter av Enteromorpha sp. (tarmgrønske) før transplantering. I tillegg ble brunalgen Pilayella littoralis observert på KT6.

Etter transplantering til Solbergstrand ble det funnet ny vekst av makroalger på hellene i FC, dvs. at det på hellene fra KT1 - 7 ble observert Enteromorpha-kimplanter ca. 2 måneder etter transplantering. På helle KT 4 - 7 ble det etter 17 dager registrert grønnalgene Enteromorpha intestinalis (vanlig tarmgrønske) og Cladophora sp (grønndusk). Etter 1 måned ble også rødalgen Ceramium cf. strictum (rekeklo) observert. Registreringen er satt opp i tabell A10.

5. DISKUSJON

5.1 Korttidstester i laboratorium

5.1.1 Giftighetstest med Skeletonema costatum

- Kiselalgen Skeletonema costatum viste ingen veksthemming ved 180 μ l tynnsyre/l, men fikk 80% klorofyll-reduksjon ved 1 g slam/l.

Ved innledende korttidstester (3 døgn) i laboratoriet med kiselalgen Skeletonema costatum ble det ikke funnet noen veksthemming ved testmedium opp til 180 μ l/l konsentrert tynnsyre (fig. 4), hvor pH-verdien var ca. 6,2 og jerntilsetningen ca. 11 mg/l. Istedet tyder resultatene på en svak stimulering av veksten ved den høyeste konsentrasjonen. Stimulerende effekt av avløpsvann fra Kronos Titan på planktonalgen Phaeodactylum tricornutum ble også funnet ved en undersøkelse i 1973 (Arnesen et al., 1973). Denne effekten kan skyldes en øket produksjon av CO₂ som følge av nedsatt pH-verdi (Wolff et al., 1988). I omtalte undersøkelse ble avløpsvannet tilsatt vekstmediet til konsentrasjonene 0,2, 0,4, 2 og 5 ml/l. Stimulering ble funnet ved de to laveste konsentrasjonene og hemming ved konsentrasjonene 2 og 5 ml/l. Dersom Kronos Titan fortynnet sitt avløpsvann 30 ganger i 1973 som det ble gjort i 1986/87, ble det funnet hemmende effekter på kiselalger fra ca. 67 μ l/l konsentrert tynnsyre, dvs. ca. 4 mg Fe/l. For S. costatum ble det ikke registrert korttidseffekter ved tilnærmet 3 ganger høyere konsentrasjoner. Det ble også funnet at veksten av P. tricornutum ble påvirket negativt ved pH mellom 7,0 og 7,5. Dette var ikke tilfelle med Skeletonema costatum i våre forsøk.

Ved tilsvarende tester med utvannet slam fra Kronos Titan ble det registrert ca. 80% reduksjon av klorofyll ved 1 g slam/l (fig. 5). Det er lite trolig at pH-verdien på 6,9 kan ha forårsaket denne effekten, siden testen med tynnsyre foregikk i et surere miljø, mens det er mer nærliggende å tro at jern eller andre metaller (krom, kopper, mangan, vanadium) har redusert produksjonen hos Skeletonema.

Konsentrasjonen av krom i slammet (tabell 2) kan føre til en hemming av veksten hos noen kiselalger (Aubert et al., 1975). Ifølge Erickson et al. (1970) er det påvist effekter av kopper på Skeletonema costatum helt ned til 50 μ g/l. Høye verdier av kopper kan muligens sammen med høye jernkonsentrasjoner ha ført til klorofyllreduksjon i testen med slam.

5.1.2 Laboratorietester på Marin Forskningsstasjon, Solbergstrand

- Ved tester på begroingsorganismer i laboratoriet ble det registrert større effekt med blanding av tynnnsyre og slam enn ved tynnnsyren alene. En klar produksjonshemming ble påvist ved 330 μl tynnnsyre/l (uten slamtilsetning) og høyere.

Giftighetstester med eksponering av begroingsorganismer over seks døgn med ulike konsentrasjoner av utslippsvann ble utført for å skille ut akutt giftige konsentrasjoner. Testene med tynnnsyre og slam ga større effekter enn tynnnsyren alene, sammenlign figs. 6-7 med 8-9. I begge tilfeller ga tynnnsyrekonsentrasjoner over 300 $\mu\text{l/l}$ markerte virkninger. Høyeste realistiske konsentrasjoner av konsentrert tynnnsyre i nærrområdene i Glomma (men utenfor primærfortynningssonen for avløpsvannet) vil være ca. 50 $\mu\text{l/l}$ (ca. 4 mg Fe/l) ved absolutt minste vannføring og fullstendig innblanding. (Konsentrasjonene er beregnet ut fra NVE (1958), Skei (1987) og E. Lund (pers.medd.). Ut fra produksjonsmålingene ble det funnet små eller ingen akutte effekter ved konsentrasjoner opptil 170 $\mu\text{l/l}$ mens det derimot var klar reduksjon ved 670 og 330 $\mu\text{l/l}$. Ved disse konsentrasjonene har sannsynligvis lav pH (2.9, 3.6 og 4.8) vært hovedårsaken til markant hemming av produksjonsprosessen hos testorganismene. pH-verdiene med og uten slamtilsetning ved 170 $\mu\text{l/l}$ tynnnsyredosering var henholdsvis 6.1 og 6.4 og tilsatt jern henholdsvis 100 og 10 mg Fe/l. Som kiselalgen Skeletonema syntes heller ikke begroingsorganismene å bli akutt hemmet av slike pH-verdier under korttidstester. Etter to døgn syntes en jerntilsetning på ca. 55 mg/l i form av slam å ha påviselige effekter på produksjonen hos begroingsorganismene (fig. 6), mens seks døgn eksponering neppe gjenspeiler noen forskjell fra kontrollen (fig. 7)

Ifølge Mance et al. (1984) foreligger det få informasjoner om kromeffekter på marine makroalger. Bernhard og Zattera (1975) har imidlertid beskrevet 10-20% fotosynteshemming hos Macrocystis pyrifera ("giant kelp") ved eksponering av 1.000 $\mu\text{g Cr/l}$ over fem dager. I våre forsøk var konsentrasjonen under 10% av dette nivået.

Basert på ovenstående testresultater syntes det riktigst å benytte en blanding av tynnnsyre og slam, fordi begge typer industriavfall slippes ut i Glomma og siden denne blandingen syntes å hemme primærproduksjonen i større grad enn tynnnsyren alene. Tynnnsyre og slam (60% tørrstoff) slippes ut i Glomma i separate avløp. For hver liter konsentrert tynnnsyre slippes det ut 85 g slam (dvs. ca. 17 tonn helt tørt slam pr. døgn). (E. Lund pers. medd. (1985)). Fra 1. mai 1989 er imidlertid tynnnsyreutslippene redusert med ca. 90%, mens slam

er fjernet 100% (T. Tandberg, pers. medd.). Imidlertid viste det seg at bassengforsøkene ville kreve så store slammengder at en lengre testperiode med slam måtte utelukkes pga tekniske vanskeligheter.

5.2 Bassengforsøk

5.2.1 Biomasse på korttidsheller

- *I testbassengene ble det funnet en signifikant reduksjon av vekst ved tynnsyrekonsentrasjoner på 100 og 20 $\mu\text{l/l}$ i første testår i bassengene med høyest saltholdighet. For bassengene med lav saltholdighet var reduksjonen i biomasse begrenset til bassenget med høy syredosering. Effekter ble ikke registrert ved 20 og 5 $\mu\text{l/l}$ annet testår. Gjennomsnittsvannføringen i Glomma er ca. 700 m^3/s . I 50% av tiden er vannføringen lavere enn 500 m^3/s . Konsentrasjonene brukt i testbassengene tilsvarte tynnsyrekonsentrasjoner i Glomma ved ca. 40, 200 og 800 m^3/s , forutsatt full innblanding i elvevannet.*

Produksjonen på granitthellene ble målt som askefri tørrvekt (A.D.W.), og resultatene for begge testår finnes i tabell 8. Tynnsyrekonsentrasjonen i H- og L-bassengene var henholdsvis 100 og 20 $\mu\text{l/l}$ i 1986 og 20 og 5 $\mu\text{l/l}$ i 1987. De høyeste tynnsyrekonsentrasjonene i Glomma er beregnet til ca. 50 $\mu\text{l/l}$. Summen av jerninnholdet i tynnsyren, slammet og det naturlige elvevannet (3 + 0,75 + 0,3 mg/l) er beregnet til ca. 4 mg Fe/l. I 100 μl tynnsyre er jerninnholdet ca. 6 mg. På Solbergstrand gir innblandingen med elvevann og sjøvann henholdsvis 6,3 og 6,1 mg Fe/l. Siden det ikke ble innblandet slam i testmediet, var det naturlig å bruke 100 $\mu\text{l/l}$ av tynnsyren som høyeste dosering i første testår. I første testperiode i 1986, juni- august, var det i bassengene med høyest saltholdighet en markert A.D.W.-gradient fra kontrollbassenget via SL- til SH-bassenget. For F-bassengene var reduksjonen i biomasse begrenset til bassenget med høy syredosering (FH). Gjennomsnittsverdiene for pH for hele 1986 var 6,3 - 6,4 for de to bassengene med høyest tynnsyredosering tabell 9). Korttidstestene med Skeletonema costatum og begroingsorganismer viste ingen effekter ved pH-verdier på 6,1 - 6,2. Imidlertid har lengre tids eksponering ved pH-nivåer under 7,0 dokumentert redusert fotosyntese og vekst hos flere marine organismer (Knutzen, 1981, Wolff et al., 1988). I testperioden august-oktober 1986 var forskjellene mindre i S-bassengene og ikke påviselig i F-bassengene. Derimot var det en liten forskjell mellom FC/FL-bassengene på den ene siden og FH i perioden juni -august. I juli 1986 lå saltholdigheten i alle bassengene atskillig høyere enn

forutsetningen pga. uvanlig lite nedbør. Imidlertid synes det som om 14 dager i august med bruk av testens korrekte saltholdighetsnivåer har gitt en mindre biomasse ved 4,5 - 7,5 o/oo enn ved 10 - 14 o/oo.

I løpet av de tre testperiodene i 1987 ble det ikke funnet noen tydelige og konsekvente forskjeller med økende syredosering, hverken i bassengene med lavest eller høyest saltholdighet, tabell 8. På bakgrunn av første års data er disse resultatene vanskelige å tolke for bassengene med høyest saltholdighet. Riktignok var tynnsyrekonsentrasjonen redusert fra første til annet testår, men høyeste konsentrasjon i 1987 tilsvarte laveste dosering fra foregående år. Hvis en sammenligner forholdet SC/SL fra juni-august 1986 med SC/SH fra tilsvarende periode i 1987, burde dette kunne gi noenlunde samme forholdstall. Ut fra tabell 8 er dette ikke tilfelle. Vekstforholdet mellom kontrollbasseng og basseng tilført tynnsyre på 20 µl/l var over 19 x større i 1986 enn i 1987. Slike store årsvekslinger har ført til oppdatering av de naturlige parametre, for å se om det har vært ekstreme forskjeller i disse to aktuelle år. I tillegg er alle kontroll-målinger gjennomgått og alle rutinepunkter sjekket for om mulig å spore noen årsak til slike resultater.

Som tidligere beskrevet var forsommeren 1986 meget tørr, mens hele sommerhalvåret 1987 var kald og svært nedbørrik. Dette skulle imidlertid ikke ha noen innflytelse på det innbyrdes forholdet fra år til år, som her er beregnet. Når det gjelder tynnsyredosering skulle den muligens favorisere veksten i 1987, da eksperimentene fikk for liten dosering eller stod uten syre i kortere perioder i tidsrommet 19. mai til 6. august. Et annet argument er at tynnsyren kan ha vært mindre konsentrert i 1987 enn ved testene i 1986. Fra tabell 1 kan en lese at konsentrasjonene av aciditet og jern har vært:

	1986	1987
aciditet (mmol/l)	285	248
jern (g/l)	2,08	1,80

Altså synes det som om tynnsyren i gjennomsnitt kan ha vært ca. 15% svakere i 1987.

5.2.2 Artssammensetning av kiselalger på korttidsheller

- For bassengene med lavest saltholdighet var det signifikant reduksjon av mengde kiselalger fra kontroll- til tynnsyreeksponeerte bassenger.

Analyser og mengdesum for kiselalger (diatomeer) på granitthellene i de seks testbassengene er presentert i figurene 10 og 11. Ut fra figurene både for ferskere og saltere vann synes det som om diatome-mengden viste en klar nedgang med økende innhold av utslippsvann fra Kronos Titan. For laveste saltholdighet viste Mann-Whitney test (Mann & Whitney, 1947) en klar signifikant forskjell mellom kontrollbasseng (FC) og bassengene med tynnsyreeksponeering (FL og FH).

For bassengene med saltere vann viste ikke denne testen noen signifikans for 0,05 nivået, selv om figuren tyder på at det også her må være en sammenheng mellom konsentrasjon av tynnsyredosering og algemengde. At det i bassengene med saltere vann er en mindre utpreget forskjell i algesamfunnet mellom kontrollen og bassengene med syrekonsentrasjonene, spesielt tynnsyrekonsentrasjoner (SL), kan henge sammen med at det saltere vannet virker mer bufrende på syreeffekten enn i bassengene med mindre saltvannskonsentrasjon (FL).

5.2.3 Blågrønnalger, makroalger og hvirvelløse dyr

- I bassengene med høy syredosering (100 $\mu\text{l/l}$) ble det funnet et redusert artsantall for alger. I alle syreeksponeerte bassenger ble sagtangplantene drept etter 2 - 5 måneder.

Blåskjell og skipsrur ble drept ved 100 $\mu\text{l/l}$, men ble hemmet i veksten ved 20 og 5 $\mu\text{l/l}$.

Fordelingen av blågrønnalger og flercellede alger som rød-, brun- og grønnalger på korttidshellene har variert fra basseng til basseng og fra testperiode til testperiode. Imidlertid er det funnet en forskjell i artsantallet over de to testårene. De to bassengene som har fått dosert de høyeste tynnsyre-konsentrasjoner hadde et redusert artsantall relatert til kontroll- og lavdoseringsbassengene, jfr. tabellene A6 og A7. Ved sammenligninger kun for året 1986 var denne forskjellen forsterket, hvilket var forventet pga høyere doseringer dette året.

Det ble registrert to arter av fastsittende dyr på korttidshellene. Begge er vanlige i strandsonen. Balanus improvisus (skipsrur) kan tåle saltholdigheter ned mot 0 o/oo, mens Mytilus edulis (blåskjell)

vanskelig etablerer seg under 5 o/oo. (Bayne et al., 1976, Kirkerud og Bakketun, 1988). Ingen av dyrene ble funnet på korttidsheller i bassenger med tynnsyreeksponering. Skipsrur ble funnet i begge kontrollbasseng (FC og SC), mens blåskjell naturlig nok kun ble funnet i kontrollbasseng med høyest saltholdighet (SC). Saltholdigheten i FC har i kortere perioder ligget under 5 o/oo.

På langtidshellene, bassengvegger, bunn og transplantert stein ble fastsittende organismer registrert i september og ved avslutning av testprogrammet i 1986, samt ved avslutningen av hele bassengprosjektet i 1987.

For bassengene med høyest saltholdighet ble det funnet størst forskjell i artsantall av makroalger (rød-, brun- og grønnalger). Bassengene SC og SL hadde henholdsvis 10 og 7 arter i 1986, mens det kun ble funnet døende Fucus serratus (sagtang) i SH. Tangen hadde et svart, slimet vev med sterkt fremskredet nekrose. Dette var særlig påtakelig ved algens basis. I 1987 var forskjellen mellom de tre bassengene mindre mht. artsantall, tabellene A6 og A7. Noe av forklaringen er åpenbart en lavere dosering det andre året, men til gjengjeld var eksponeringstiden i 1987 to måneder lengre enn året før. Den siste faktor har antagelig vært utslagsgivende for at dosering med 20 µl/l (ca. 1,4 mg Fe/l og pH ca. 7,4) forårsaket en omfattende nekrose hos sagtang i 1987. I 1986 ble det bare registrert mindre omfattende skader ved denne doseringen. Ved høyeste dosering (100 µl/l) i 1986 ble det ikke registrert skipsrur, mens den vokste noe spredt ved 20 og 5 µl/l. I kontrollen var den vanlig begge år.

Det ble ikke registrert levende blåskjell ved høyeste dosering i 1986 (100 µl/l). Ved 20 µl/l dosering etter 6 måneder i 1987 var de fleste skjell døde. 20 µl/l eksponering i 4 måneder i 1986 og 5 µl/l i 6 måneder i 1987 ga dårlig vekst. Et hovedresultat av bassengforsøket med blåskjell (Kirkerud og Bakketun, 1988) var at skjellene stoppet veksten ved en dose på 5 - 20 µl/l. Kontrollbassengene viste normale skjell i god vekst.

For bassengene med brakkere vann ble det funnet mindre forskjeller i artsantall av makroskopiske alger, men ved alle registreringer i FL og FH ble sagtang funnet død, døende eller med nekrotisk vev i begge år. Saltholdigheten synes derfor å ha en avgjørende negativ betydning ved lavere doseringer av tynnsyre. Skipsrur vokste godt i kontrollbasseng og FL, men svært dårlig i FH i 1987. Ved 100 µl/l dosering i 1986 ble det ikke registrert rur. Av disse resultatene synes ikke saltholdigheten å spille noen rolle. Blåskjell hadde klart å slå seg ned i sommerperioden i bassengene med ferskere vann. Dette var

muligens en følge av at bassengene i ca. 4 uker hadde en høyere saltholdighet enn 7-8 o/oo, pga. uttørket ferskvannskilde. I løpet av høsten ble det imidlertid bare registrert døde individer i alle tre bassenger, hvilket sannsynligvis var forårsaket av lengre perioder med sterkere, programmert ferskvannspåvirkning.

Utsåing av befruktede eggceller av blæretang på granittheller i begge testår var lite vellykket. På de fleste heller var det få eller ingen kimplanter som vokste opp. På grunn av det dårlige utbyttet av kimplanter var det ikke mulig å gjennomføre testene etter planen, hverken på effekter av tynnsyre i bassenger eller effekter av Glommavann. Undersøkelser av tilvekst på blæretang i juni 1987 (Notini et al., 1987) har vist effekter på den sparsomme populasjonen i det samme området, men visse indikasjoner på forbedringer siden 1982 (Bokn, 1984) er skissert.

5.2.4 Regnbueørret

Testene med regnbueørret i 1987 viste at det ikke var noen signifikant forskjell mellom kontroll- og testgruppene for noen variabel i de seks bassengene dette året. Fiskeblod viser normalt høy variasjon for de undersøkte biokjemiske parametre (totalprotein, klorid, hemoglobin og hematokritt) og utvalget var i tillegg lite (n=3). Konklusjonen fra denne undersøkelsen var at det ikke kunne registreres negative effekter av tynnsyre-doseringen i 1987 på regnbueørret. Gjennomsnittsverdien for pH lå ikke under 7,3 i 1987 for noen av bassengene. Andre forsøk med fisk har heller ikke vist noen effekter ved pH >7,3 eller jernkonsentrasjoner på 1,5 mg/l (Knutzen, 1983).

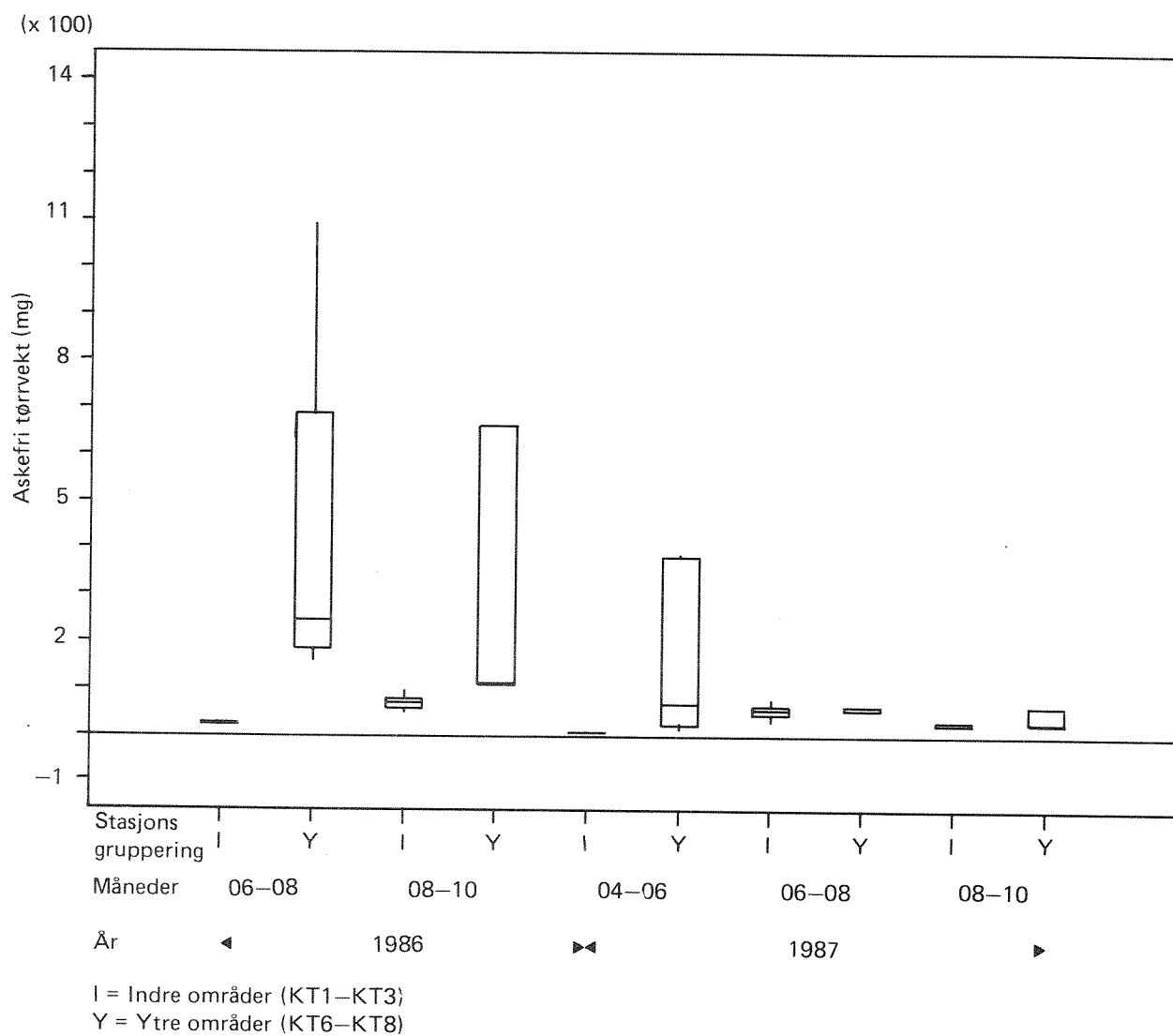
5.3 Feltforsøk

5.3.1 Biomasse på korttidsheller

- Felteksperimentene viste en klar økning i biomasse fra indre til ytre områder av Glommaestuaret de tre første registreringsperiodene (juni-oktober 1986 og april-juni 1987), mens de to siste prøveperiodene (juni-oktober 1987) ikke viste noen forskjeller.

Som for bassengforsøkene er det målt produksjon på granitthellene som askefri tørrvekt (A.D.W.), og resultatene for begge testår finnes i tabell 12. På hver av de åtte stasjonene er det samlet inn to parallelle heller til A.D.W. Stasjonene er delt inn i tre grupper: 1) Indre stasjoner (KT 1, 2 og 3), 2) Midtre stasjoner (KT 4 og 5) og 3) Ytre stasjoner (KT 6, 7 og 8). I første testperiode, juni-august 1986,

var det en tydelig A.D.W.-gradient fra Indre til Ytre stasjoner, fig. 15. Kirkerud og Bakketun (1988) har gjort en beregning av hvilke konsentrasjoner av komponentene i Kronos Titan's avløpsvann som fantes i vannmassene ved Glommas utløp i tillegg til de høye jernverdier. "Ingen av disse konsentrasjoner er så høye at de kan antas å bidra til skadeeffekter på organismer", var konklusjonen. Jern ble derfor påpekt som den sannsynlige hovedårsaken til skadeeffektene på blåskjell, som ble undersøkt. Konsentrasjonene av de øvrige avløpskomponenter (Kirkerud og Bakketun, 1988, s. 32) er heller ikke beskrevet å forårsake effekter på andre begroingsorganismer.



Figur 15. Algebiomasse (målt som askefri tørrvekt) i Indre områder (I) jevnført med biomassen i Ytre områder (Y) ved samme tidsintervaller.

Gradienten var adskillig mindre markert i annen periode, august-oktober (se tabell 12).

I første periode det påfølgende år, april-juni, var gradienten omtrent som i perioden juni-august foregående år, mens de to siste periodene i 1987 ikke viste noen forskjeller med avstand fra elvemunningen. Denne utviklingen minner svært mye om resultatene fra bassengforsøkene på Solbergstrand. Fra klare gradienter i 1986 har både felt- og basseng forsøkene endret karakter enten for hele 1987 eller for 2/3 av teståret. Av denne grunn er det sammenlignet data for flere naturlige parametre fra Hvaler-området for de aktuelle undersøkelsesårene (tabell A18). Det var særlig større forskjeller i de meteorologiske forhold mellom de to testårene som eventuelt var viktig å påvise.

I testperioden juni-august 1986 var det falt 89,8 mm nedbør mot 203,6 mm i 1987. For perioden august-oktober var tilsvarende tall henholdsvis 53,9 og 230,4 mm nedbør. Tallene er innhentet fra Færder. Gjennomsnittstemperaturen for siste halvdel av juni 1986 lå 6,3°C over tilsvarende periode i 1987. Middelttemperaturene for juni 1986 og 1987 lå henholdsvis 2,15°C over og 1,25°C under normaltemperaturen for måneden. Antall soltimer i juni-86 lå også betydelig over samme tidsrom i 1987. Også august og september 1986 hadde mer lys enn tilsvarende måneder i 1987. Vannstanden i Glomma, målt 250 m syd for Kronos Titan, viste liten forskjell i de to undersøkelsesårene, bortsett fra juni. I denne måneden var vannstanden i 1987 17,25 cm høyere enn målingene viser fra 1986. Vannføringen i de to testårene var relativt lik, men med et noe større vannvolum i 1987, særlig i juni/juli (Skei og Knutzen, 1988).

Disse målingene viser at 1986 hadde en adskillig varmere forsommer og høst med betydelig mindre nedbør og større antall soltimer enn 1987. I tillegg var det en større ferskvannstilførsel på forsommeren 1987. Produksjonen i ytre områder i juni-oktober 1987 var kun 13-14 % av tilsvarende data fra 1986, mens biomasserresultatene fra indre område i samme tidsrom i 1987 var like lave som tilsvarende data fra 1986, dvs. 100%. M.a.o. ble det ikke funnet noen entydige forskjeller i det indre området i løpet av de to testårene.

5.3.2 Artssammensetning av kiselalger på korttidsheller

- *Utslippene fra Kronos Titan synes ikke å ha noen innvirkning på den fastsittende kiselalgefloraen.*

Som det fremgår av fig. 12, var det gjennomgående det minste forhold mellom diatommengde og antall på stasjon KT4. Denne stasjonen ligger

nedenfor utslippene fra Kronos Titan A/S, men er også den stasjonen som har størst variasjon i saltholdighet gjennom sesongen. Om det er utslippene fra fabrikken eller den store variasjonen i saltholdighet som vesentlig påvirker algeveksten, er vanskelig å si. Mest sannsynlig er det variasjonene i saltholdigheten, for samfunnets sammensetning virker ikke unormalt vurdert ut fra skiftningene i saltholdighet. Figur 13 viser at det 4. juni og 6. august 1987 var relativt mye vann i Glomma, og ferskvannsinntakelsen gikk langt ut i estuaret. I oktober 1986 og 1987 var det mindre vannføring og mer saltvannsinntakelse.

Stasjon KT3, som ligger lenger nord (fig. 3), men også nedstrøms utslippene fra Kronos Titan A/S, hadde mye av de samme algemengdene og sammensetning som stasjonene ovenfor (KT1 og 2), dominert av ferskvannsorten Diatoma vulgare. Sammenligner en stasjon KT3 med stasjon KT2 og KT1, er det derfor vanskelig å se at utslippene har noen direkte virkning på diatomésamfunnet.

5.3.3 Blågrønnalger, makroalger og hvirvelløse dyr

- *Få alger og hvirvelløse dyr ble registrert innerst i Glommaestuaret. Sammenholdt med data fra bassengforsøkene skyldtes dette sannsynligvis en kombinasjon av nedslamming, partikkelskuring og stort jernutslipp.*

Etter basisundersøkelsene i 1980-82 (Bokn, 1984) ble det konkludert med at lokaliteter utenfor selve hovedløpet til Glomma har gunstigere beliggenhet for organismesamfunnene enn de øvrige områder. Flere arter var fraværende fra strender hvor de naturlig skulle forventes å leve ut fra de naturgitte betingelser.

Til tross for liten sannsynlighet for næringssaltbegrensning i hovedløpet, ble det registrert en bemerkelsesverdig liten grønnalgebegroing der. Store mengder av blågrønnalgen Spirulina subsalsa ble derimot observert i dette området, hvilket indikerer organisk belastning. Observasjoner fra denne undersøkelsen samsvarer med registreringer fra 1972-73 (Bokn et al., 1976).

Rustbrunt slam og belegg var vanlig på organismer, berg, bunn og ruser i hovedløpet. Den store partikkelkonsentrasjonen av naturlig og urban opprinnelse som føres ut med Glomma, forårsaker helt åpenbart en slipings- og nedslammingseffekt på bergene og organismene i hovedløpet, hvilket kan ha en hemmende effekt på etableringen av fastsittende organismer. Det er sannsynlig at grønnalger kan ha vært mer vanlig for 30-40 år siden.

Fordi naturlige miljøfaktorer alene ikke kan forklare fraværet av flere arter i hovedløpet, forelå det mistanke om forurensningseffekter på viktige arter i fjærebeltetsamfunnet. Selv om akkumuleringen av miljøgifter i organismer ikke var alarmerende stor (Knutzen, 1984), ville den hyppige ferskvannspåvirkningen med ulike konsentrasjoner av partikulært materiale føre til øket sensitivitet overfor forskjellige former for sivilisatorisk påvirkning.

Vegetasjonen som ble registrert på korttidshellene i Glommaestuaret viste endringer i artssammensetningen fra stasjonene i de indre områder (st. KT 1, 2 og 3) via stasjonene i midtre områder (st. KT 4 og 5) til de ytre (st. KT 6, 7 og 8). I de to innerste områder dominerte blågrønnalgene artssammensetningen. Grønnalgene, som vokste svært sparsomt mellom Hvalerøyene og fastlandet i 1980-82 (Bokn, 1984), viste liten vekst på de indre stasjonene, mens det ble registrert en økende vekst mot de ytre områder, hvilket også er bekreftet av Knutzen og Skei (1988). Det ble ikke funnet brun- eller rødalger i det indre området. I midtre del ble det registrert noen få individer, mens ytre områder hadde sparsom vekst på korttidshellene. Shellene på de tre innerste stasjonene hadde ved hver innhøsting et tykt rustfarget belegg.

Beskrivelse av makroalgevegetasjonen i det undersøkte området finnes i Bokn (1984).

De fleste marine alger har et visst minstekrav til saltholdigheten i vannmassene. I tillegg tåler de fleste makroalger i mindre grad den kraftige nedslammingen i estuarene. Det er derfor rimelig at artsantallet av fastsittende alger reduseres når innflytelsen av Glommavannet blir stor. Normalt burde imidlertid grønnalgene vokse bedre på heller fra de innerste områdene, mens brun- og rødalger skulle forventes å trives bedre lenger ute i estuaret (se Bokn, 1979). Fraværet av grønnalger, som helt klart skal kunne tolerere saltholdighetsintervallet nord for Kjøkø, var en av hovedkonklusjonene også i 1980-82 (Bokn 1984) og senere Knutzen og Skei (1988). Noen forventet overgjødslingseffekt i form av øket grønnalgevekst, ble ikke registrert. Tilstedeværelsen av grønnalgearter var svært sparsom.

Blågrønnalger er en primitiv, delvis opportunistisk algegruppe med noen arter som ofte kan vokse i sterkt forurensede, ferskvannspregede lokaliteter, hvilket gjenspeiles av begroingssamfunnene på korttidshellene i de innerste områder. I de ytre områder var mengden av blågrønnalger redusert. Imidlertid faller ikke dette sammen med resultatene for langtidshellene fra samme områder, der vekst av

blågrønnalger ikke viste noen forskjeller mellom indre og ytre områder.

For makroalgene var gradienten også tydelig, på langtidshellene. Observasjonene viste at de to innerste undersøkelsesområdene var like med hensyn til grønnalger, mens det ikke ble registrert brun- og rødalger. For de to sistnevnte grupper var artsantallet på langtidshellene i det ytre området øket 2-3 ganger i forhold til tilsvarende tall for korttidshellene.

Få hvirvelløse dyr ble registrert på hellene. I indre område ble det kun observert to små krepsdyrarter (skipsrur og tanglus (isopode)) i meget små bestander, fig. 14. Skipsrur ble svært vanlig i midtre område, mens tanglopper (amphipoder) var sjelden. I ytre område var fjærerur og blåskjell vanlig i tillegg til de øvrige nevnte arter med unntak av skipsrur, som var sjelden. Denne rurarten er brakkvannstolerant og har også tidligere vist seg å vokse langt inn i Glommaestuaret (Bokn 1984). Notini et al. (1987) beskriver funn av fjærerur (Balanus balanoides) nord for Kjøkø. Imidlertid er det kun funnet skipsrur (Balanus improvisus) i 1980-82 og 1986-87 i dette området.

5.3.4 Transplanterte langtidsheller fra Hvaler til Solbergstrand

- *Resultatene fra transplanteringen av heller fra Glommaområdet til kontrollbassengene på forskningsstasjonen konkluderer med at vannet i de innerste deler av Glommaestuaret sannsynligvis har en giftvirkning overfor de fleste makroalger.*

På hellene som ble overflyttet fra stasjonene i Glomma-estuaret til kontrollbassengene på Solbergstrand ble det registrert forandringer i makroalgevegetasjonen, se tabell A9. På hellene fra KT-stasjonene 1-4 ble det med unntak av grønnalgen Ulothrix sp. ikke funnet noen høyere former for algevekst. Ulothrix sitter høyt oppe på stranden og må derfor ha høy toleranse overfor uttørking og kraftige regnskyll. Imidlertid ble det etter ca. to måneder registrert kimplanter av Enteromorpha sp. (tarmgrønske) på en helle flyttet fra innerste stasjon KT1, Kaldera til FC. Det ble ikke registrert tarmgrønske i dette området under basisundersøkelsen i 1980-82 (Bokn 1984).

Lenger ute i Løperen, ved Risholmene, st. KT4 var det heller ikke funnet tarmgrønske under basisundersøkelsen. Imidlertid ble denne grønnalgen registrert her og NØ av Kjøkø på Brattholmen i 1986-87 (Knutzen og Skei, 1988). 17 dager etter overføring av helle fra KT4 til FC ble Enteromorpha intestinalis (vanlig tarmgrønske) sammen med

Cladophora sp.(grønndusk) observert. Ytterligere en måned senere ble også rødalgen Ceramium cf. strictum (rekeklo) registrert. På hellene fra stasjonene KT5 og 6 viste de biologiske analyser at det vokste makroalger før transplantasjon til Solbergstrand. Resultatene fra transplantering av heller fra stasjonene KT1 - KT4 kan tyde på at organismesamfunnene, som hadde vokst i fem måneder på granittheller på de fire innerste stasjonene i Glommaestuaret, var hemmet i sin utvikling. Ferskvanns-inhibering er lite sannsynlig, fordi makroalgene utviklet seg best i kontrollbassenget for det brakkeste vannet (FC). Det er også lite trolig at sedimenteringseffekten har redusert veksten, fordi hellene i kontrollbassengene hadde vel så stor sedimentering som hellene i Glommaestuaret. Den nærliggende konklusjon er at vannet i den innerste delen av Glommaestuaret har en giftvirkning overfor de aller fleste makroalger. Konklusjoner fra tidligere tester med blåskjell (Kirkerud og Bakketun, 1988) kan tyde på at jernkonsentrasjonene i vannet, samt partikkelskuring kan være hemmende for etablering av kimplanter av makroalger. I de rene bassengforsøk var det imidlertid bare testene med de høyeste doseringer som viste lignende resultater.

6. KONKLUSJONER

- Ved innledende korttidstester (3 døgn) i laboratoriet med planktonalgen Skeletonema costatum ble det ikke funnet noen veksthemming ved testmedium opp til 180 $\mu\text{l/l}$ konsentrert tynnsyre, hvor pH-verdien var ca. 6,2 og jerntilsetningen ca. 11 mg/l. Istedet ble det registrert en svak stimulering av veksten ved den høyeste konsentrasjonen (fig.4), hvilket kan skyldes en øket produksjon av CO_2 som følge av nedsatt pH-verdi. Ved tilsvarende tester med slam ble det registrert ca. 80 % reduksjon av klorofyll ved 1g slam/l (fig.5). Effekten skyldes neppe for lav pH (6,9). Mer nærliggende er det å tro at jern og/eller andre metaller i avløpsvannet har redusert produksjonen hos kiselalgen.

- Giftighetstester med eksponering av begroingsorganismer over seks døgn med ulike konsentrasjoner av utslippsvann ble utført for å skille ut akutt giftige konsentrasjoner. Testene med tynnsyre og slam ga større effekter enn tynnsyren alene (figs. 6-9). Ut fra produksjonsmålingene ble det funnet små eller ingen effekter ved konsentrasjoner opptil 170 $\mu\text{l/l}$, mens det derimot var klar reduksjon ved 330 $\mu\text{l/l}$ og høyere.

Seks utendørsbassenger (13m³) med granittheller (10x10cm) er brukt til biomasse-eksperimenter. Halvparten av bassengene fikk vann med ca. 6 promille og den andre halvparten ca. 12 o/oo salt. I første testår ble det funnet signifikante reduksjoner ved konsentrasjoner på 100 og 20 μl konsentrert tynnsyre/liter i bassengene med høyest saltholdighet, mens det ikke kunne registreres noen forskjeller i biomasse mellom kontrollbassenger og bassenger tilført 20 og 5 $\mu\text{l/l}$ i annet testår. For bassengene med lavest saltholdighet var reduksjonen i biomasse begrenset til bassenget med høy syredosering. Forskjellen mellom de to testår kan skyldes store forskjeller i de meteorologiske forhold, men også at tynnsyren kan ha vært mindre konsentrert det siste året.

Mengden av fastsittende kiselalger i bassengeksperimentene med lavest saltholdighet viste en klar signifikant forskjell mellom kontrollbasseng og bassengene med tynnsyreeksponering. For bassengene for saltere vann var ikke denne effekten signifikant.

For blågrønnalger og makroalger er det funnet et redusert artsantall i bassengene med de høyeste tynnsyre-konsentrasjoner relatert til kontroll- og lavdoseringsbassengene. Sagtang, som var brakt inn i bassengene på mindre rullestein, døde etter 2 til 5 måneder avhengig av tynnsyrekonsentrasjoner. Dosering med f.eks. 20 $\mu\text{l/l}$ (ca. 1,4 mg

Fe/l, pH ca. 7,4) forårsaket en omfattende nekrose hos sagtang annet testår.

Blåskjell og skipsrur hadde begge redusert vekst ved alle tre tynnnsyre-konsentrasjoner. Ved 100 $\mu\text{l/l}$ var det 100 % dødelighet. En ekstra test utført på regnbueørret i bassengene siste teståret viste ingen negative effekter av tynnnsyre-doseringen.

I felteksperimentene i Glomma-estuaret er det brukt tilsvarende granittheller som ved bassengforsøkene. De to første måneder i første testår var det en tydelig gradient med lav biomasse på stasjonene nærmest elveutløpet og ut til stasjonene på Hvaler med kraftigere begroing. Gradienten var mindre markert i de neste månedene. De første månedene annet testår viste igjen en tydelig gradient, mens prøvene fra resten av året ikke viste noen forskjeller med avstand fra elvemunningen. Utviklingen var nokså parallell med bassengforsøkene, og det antas at den samme store forskjellen i meteorologiske forhold har forårsaket disse avvik i resultatene.

Undersøkelser av kiselalgefloraen på granitthellene i Glommaestuaret tyder ikke på at utslippene fra Kronos Titan har noen direkte virkning på denne algegruppen.

Som tidligere ble det registrert få makroalger på de innerste stasjonene. Her dominerte blågrønnalgene artssammensetningen. Den lave saltholdigheten i Glommaestuaret vil alltid være en stressfaktor for flere av makroalgene, men flere ferskvannstolerante arter er ikke registrert i området over mange år. Disse artene er sannsynligvis påvirket av nedslamming og partikkelskuring, men også direkte av industriutslipp som tynnnsyre fra Kronos Titan, jfr. data fra bassengeksperimentene. Få hvirvelløse dyr ble registrert på hellene. Årsakene er sannsynligvis en kombinasjon av tilsvarende påvirkninger beskrevet for makroalger.

Resultatene fra transplanteringen av heller til Solbergstrand kan tyde på at organismesamfunnene, som hadde vokst i fem måneder på granittheller på de fire innerste stasjonene i Glommaestuaret, var hemmet i sin utvikling. Makroalgene utviklet seg best i bassenget med ferskest vann, hvilket også hadde en større sedimentering enn hellene fra Glommaestuaret. Den nærliggende konklusjon er at vannet ved utløpet av Glomma har en giftvirkning overfor de aller fleste makroalger. I selve bassengforsøkene var det imidlertid bare testene med de høyeste doseringer som viste tilsvarende resultater.

7. LITTERATUR

- Arnesen, R.T., Knutzen, J. & Källqvist, S.T., 1973. Undersøkelse for Kronos Titan A/S, Fredrikstad. Jerninnhold i sedimenter og vekstforsøk med alger. (Investigations for Kronos Titan A/S, Fredrikstad. Iron content in sediments and growth tests with algae). Report O-229/60 from the Norwegian Institute for Water Research NIVA. 22 s.
- Aubert, M., Laumond, F., Barelli, M. Puel, D. & Bittel, R., 1975. Techniques de mesures de bioconcentration de nombreux polluants a travers des chaines trophiques reconstituées. La Tribune du Cebedeau, 28, Nos. 381 and 382, 320.
- Bayne, B.L., Thompson, R.J. & Widdows, J., 1976. Physiology: I. in "Marine mussels: their ecology and physiology" (ed. B.L. Bayne): 121-206. London. 506 pp.
- Behrends, G., 1985. Qualitative und quantitative Untersuchungen des Zooplanktons der Wesermündung: Zustand im Sommer 1983 und 1984 im Vergleich zu 1968. Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Forschungsstelle Küste, ISSN 0340-4323, Bd. 36: 140-162. + (Tabs./figs.)
- Bernhard, M. & Zattera, A., 1975. Major pollutants in the marine environment. In Marine Pollution and Marine Waste Disposal (eds. E.A. Pearson and E. de Fraja Frangipane). Pergamon Press, New York, 195 pp.
- Bokn, T., 1979. Use of Benthic Algae Classes as Indicators of Eutrophication in Estuarine and Marine Waters. - pp. 138-146 in "The use of ecological variables in environmental monitoring" (ed. H. Hytteborn). Naturvårdsverket, report 1151.
- Bokn, T., 1984. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Gruntvannsorganismer 1980-1982. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 135/84. NIVA-rapport 1.nr. 1615, 49 s.
- Bokn, T., Knutzen, J. & Rygg, B., 1976. Influence of freshwater, industrial waste and domestic sewage on bottom fauna and benthic algae in the Hvaler archipelago (S.E. Norway). Pp 211-280 in S. Skreslet et al. (eds.) Freshwater on the Sea. Proc. Symp. Geilo,

- Norway April 1974. The Ass. of Norw. Oceanographers, Oslo. 246 pp.
- Dethlefsen, V., 1984. Diseases in North Sea fishes. Helgoländer Meeresunters. 37: 353-374.
- Erickson, S.J., Lackie, N. & Maloney, T.E., 1970. A screening technique for estimating copper toxicity to estuarine phytoplankton. J.Wat.Poll.Contr.Fed. 42: 270.
- Grotjahn, M. & Michaelis, H., 1985. Das Benthos der Wesermündung im Einleitungsbereich Säure- und Eisenhaltiger Abwässer- Vergleich 1968 und 1980. Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Forschungsstelle Küste. ISSN 0340-4323. Bd. 36:113-140 + (tabs./figs.)
- Haase, G.M., 1983. Sedimentological and geochemical investigations in the dumping area for wastes of titanium dioxide production in the Helgoland Bight. Veröff.Inst. Meeresforsch. Bremerh. 19:133-144.
- Kirkerud, L. & Bakketun, Å., 1988. Kronos Titan A/S. Effekter av tynnsyreutslipp på blåskjell. Norsk Institutt for Vannforskning NIVA, l.nr. 2215, 65 s.
- Kirkerud, L.A. & Røed, G.H., 1983. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Åteforekomster for brisling og sildeyngel i 1981. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 96/83. NIVA-rapp. l.nr. 1531. 34 s.
- Knutzen, J., 1970. Vurdering av sjøområdet innenfor Hvalerøyene som resipient for avløpsvann fra Titan Co. A/S. Undersøkelse av biologiske forhold 19-20/8 1969. NIVA-rapport 0-229. 27 s.
- Knutzen, J., 1981. Effects of decreased pH on marine organisms. Mar. Pollut. Bull. 12 (1): 25-29.
- Knutzen, J., 1983. A review of the effects on aquatic ecosystems of acid iron waste from the production of titanium dioxide by the sulphate process. Norw. inst. for Water Research NIVA, Oslo. Serial No. 1458. 72 p.
- Knutzen, J., 1984. Basisundersøkelse i Hvaler-området og Singlefjorden. Miljøgifter i organismer 1980-81. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 122/84. NIVA-rapp. l.nr. 1606. 37 s.

- Knutzen, J. & Skei, J., 1988. Kronos Titan A/S. Analyse og karakterisering av belegg på strender i Løperen - Hvaler-området. Norsk Institutt for Vannforskning NIVA, l.nr. 2107, 31 s.
- Knutzen, J., Bokn, T. & Rygg, B., 1974. Undersøkelse av bløtbunnfauna og fastsittende alger i Hvalerområdet 18-20/9 1973. NIVA-rapport 0-229/60. 38 s.
- Lein, T.E., 1984. A method for the experimental exclusion of Littorina littorea L. (Gastropoda) and the establishment of fucoid germlings in the field. Sarsia 69: 83-85.
- Lehtinen, K-J., Bengtsson, B-E. & Bergstrøm, B., 1984. The toxicity of effluents from a TiO₂ plant to the harpacticoid copepod Nitocra spinipes Boeck. Mar.Envir.Res. 12: 273-283.
- LeProvost, M.I. & Chalmer, P.N., 1983. Effects of trial disposal of acid-iron effluent from titanium dioxide production on the seafloor and epibenthic macroflora offshore from Koombana Bay, Western Australia. Wat. Res. 17 (10): 1309-1316.
- Magnusson, J. & Skei, J., 1984. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Hydrografi, vannutskifting og hydrokjemii. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 170/84, NIVA-rapp. l.nr. 1684. 103 s.
- Mance, G., Brown, V.M., Gardiner, J. & Yates, J., 1984. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Chromium. Technical Report TR 207, Water Research Center (WRC), 49 pp.
- Mann, H.B. & Witney, D.R., 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. Ann.Math.Statist. 18:50-60.
- Martoja, R., Martin, J-L., Ballan-Dufrançais, C., Jeantet, A-Y. & Truchet, M., 1986. Effets d'un Effluent de Fabrication du Bioxyde de Titane sur un Mollusque (Mytilus edulis) Comparaison d'Animaux Traités Expérimentalement et Prélèvés à Proximité d'un Rejet d'Usine. Mar.Envir.Res. 18: 1-27.
- Musters, C.J.M., van Latesteijn, H.C. & ter Keurs, W.J., 1988. The effect of the dumping of waste-acid from the titanium-dioxide production on the chlorophyll-a concentration of North Sea water: A time series analysis. Environmental Monitoring and Assessment

10: 181-203.

- Notini, M, Monfeldt, C. & Landner, L., 1987. Inventering av blåstång, Fucus vesiculosus, och andra dominerande organismer på grundtbottnarna utanför Glommas utlopp, juni 1987. Prosjekt nr. 1154 F7/046, Svenska Miljöforskargruppen AB. 10 s + tabeller. Karlskrona-Kil-Stockholm 1987-07-28.
- NVE 1958. Hydrologiske undersøkelser i Norge. Norges vassdrags- og elektrisitetvesen, Oslo.
- Næs, K., 1983. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Løste metaller og suspendert partikulært materiale i overflatevann og kjemisk sammensetning av bunnsedimentene, 1980-81. Statlig program for forurensningsovervåking Rapp. nr. 70/83. NIVA-rapport, l.nr. 1553, 100 s.
- Pedersen, A., 1987. Community metabolism on rocky-shore assemblages in a mesocosm: A. Fluctuations in production, respiration, chlorophyll a content and C:N ratios of grazed and non-grazed assemblages. Hydrobiologia 151/152: 267-275.
- Rygg, B., 1983. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Bløtbunnsfauna 1980. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 69/83, NIVA-rapp. l.nr. 1505. 34 s.
- Rygg, B., 1984. Hvalerområdet. Bløtbunnsfauna 1982. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 131/84, NIVA-rapp. l.nr. 1611. 20 s.
- Skei, J., 1984. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden, 1980-83. Konklusjonsrapport. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 171/84. NIVA-rapp. l.nr. 1688. 43 s.
- Skei, J., 1987. Kronos Titan A/S. Overvåking av vannkvalitet og bunnsedimenter i nedre Glomma (Greåker-Løperen), april-september 1986. NIVA-rapport l.nr. 1981, 153 s.
- Skei, J. & Knutzen, J., 1988. Kronos Titan A/S. Overvåking av vannkvalitet, bunnsedimenter og miljøgifter i organismer i nedre Glomma (Greåker-løperen). Sluttrapport. Norsk Institutt for Vannforskning NIVA, l.nr. 2136, 60 s.
- Spaans, L., 1987. The Dutch monitoring programme on TiO₂ acid waste

discharges. Mar.Pollut.Bull. 18 (7): 407-412.

Wolff, E.W., Seager, J., Cooper, V.A. & Orr, J., 1988. Proposed Environmental Quality Standards for List II Substances in Water pH. Technical Report, TR 259 from Water Research Center (WRC), 66 pp.

APPENDIX

Tabell A1. Mengdeforholdet mellom ulike diatomærter i kontrollbasseng, basseng med lavt innhold av utslippsvann og basseng med høyt innhold av utslippsvann fra Kronos Titan A/S, i henholdsvis ferskvann (4,5 - 7,0 o/oo) (FC, FL og FH) og saltvann (11 - 14 o/oo) (SC, SL og SH). Prøver samlet inn 14. august 1986.

Taxon	Prøvetype	Ferskvann			Saltvann		
		FC	FL	FH	SC	SL	SH*
<i>Achnanthes lanceolata</i>		1					
<i>Achnanthes</i> sp.		1	1		1		
<i>Amphiprora alata</i>					1		
<i>Amphora</i> cf. <i>coffaeformis</i>		3	3				
<i>Amphora laevis</i>					2		
<i>Amphora</i> cf. <i>veneta</i>		1	1				
<i>Cocconeis pediculus</i>		1	1	1		1	
<i>Cocconeis scutellum</i>					1		
<i>Cyclotella meneghiniana</i>		1			1	1	
<i>Melosira</i> cf. <i>juergensii</i>		2	2		1		
<i>Melosira nummuloides</i>		2	1		1		
<i>Navicula crucigera</i>		1					
<i>Navicula cryptocephala</i>		1	1		1		
<i>Navicula digitoradiata</i>					1		
<i>Navicula hungarica</i>						1	
<i>Navicula peregrina</i>		1	1				
<i>Nitzschia capitellata</i>			1			1	
<i>Nitzschia closterium</i>					2		
<i>Nitzschia</i> cf. <i>fonticola</i>		1	1	1	3	1	
<i>Nitzschia palea</i>		1		1			
<i>Surirella ovata</i> (v. <i>salina</i>)		1					

1 = 0-5% dekning i prøven

2 = 5-30% - " -

3 = 30-100% - " -

* Ingen diatomèer funnet i prøven.

Tabell A2. Mengdeforholdet mellom ulike diatom arter i kontrollbasseng, basseng med lavt innhold av utslippsvann og basseng med høyt innhold av utslippsvann fra Kronos Titan A/S, i henholdsvis ferskvann (4,5 - 7,0 o/oo) (FC, FL og FH) og saltvann (11 - 14 o/oo) (SC, SL og SH). Prøver samlet inn 16. oktober 1986.

Taxon	Prøvetype	Ferskvann			Saltvann		
		FC	FL	FH	SC	SL	SH*
Achnanthes sp.		2		1	1		
Amphipleura rutilans					1		
Amphiprora alata				2	1	1	
Amphora cf.coffaeformis		1	2			2	
Amphora cf.veneta			1				
Cocconeis pediculus		1		1			
Cyclotella meneghiniana		1			1	1	
Cymbella sp.						1	
Melosira cf.juergensii		2	2		3	3	
Melosira nummuloides		3	3			2	
Navicula crucigera			1			1	
Navicula cryptocephala		2	1	1		2	
Navicula digitoradiata			1		1		
Navicula peregrina		1				1	
Navicula subtilissima		1					
Nitzschia capitellata			1				
Nitzschia cf.fonticola		2				1	
Nitzschia palea		1	1	1			
Pleurosigma elongatum					1		
Stauroneis salina (f.wislouchii)					1		
Surirella ovata (v.salina)		1		1			
Synedra affinis		1		1			
Synedra cf.amphicephala				1			

1 = 0-5% dekning i prøven

2 = 5-30% - " -

3 = 30-100 % - " -

* Ingen diatom er funnet i prøven.

Tabell A3. Mengdeforholdet mellom ulike diatom arter i kontroll-
basseng, basseng med lavt innhold av utslippsvann og
basseng med høyt innhold av utslippsvann fra Kronos
Titan A/S, i henholdsvis ferskvann (4,5 - 7,0 o/oo)
(FC, FL og FH) og saltvann (11 - 14 o/oo) (SC, SL
og SH). Prøver samlet inn 5. juni 1987.

Taxon	Ferskvann			Saltvann		
	FC	FL	FH	SC	SL	SH
Achnanthes sp.				1		
Amphipleura rutilans				2	2	1
Amphiprora alata	1	1	1	1	1	1
Amphora cf.coffaeformis				1	1	1
Amphora cf.veneta			1		1	
Cocconeis pediculus	1				1	
Cocconeis scutellum				1		
Cyclotella meneghiniana	1		2	1	2	1
Cyclotella sp. (pseudostelligera ?)	3	3	2	2	2	2
Diatoma vulgare	3	3	3			
Fragilaria sp. (capucina ?)					1	
Licmophora gracilis				1	1	
Melosira nummuloides	1	1		1		
Meridion circulare	1					
Navicula cryptocephala	1	1	2			1
Navicula digitoradiata	1	1	1	1	1	
Navicula peregrina	1	1	1	1	1	
Navicula sp.	1	1				
Nitzschia capitellata	1	1			1	1
Nitzschia closterium	1	1	1	3	3	2
Nitzschia dubia	1					
Nitzschia cf.fonticola	2	2	1	1	1	2
Nitzschia cf.hybrida				1	1	1
Nitzschia palea	1	1	1	1		
Rhoicosphaenia curvata				1	1	
Stauroneis salina (f.wislouchii)	1					
Surirella ovata (v.salina)	2	2	2	1	1	1
Synedra affinis	1	1		2	2	1
Synedra cf.amphicephala	1		1	2	2	2
Synedra pulchella				1		
Synedra rumpens	1	1		1		

1 = 0-5% dekn.i pr., 2 = 5-30% dekn.i pr., 3 = 30-100% dekn.i pr.

Tabell A4. Mengdeforholdet mellom ulike diatom arter i kontrollbasseng, basseng med lavt innhold av utslippsvann og basseng med høyt innhold av utslippsvann fra Kronos Titan A/S, i henholdsvis ferskvann (4,5 - 7,0 o/oo) (FC, FL og FH) og saltvann (11 - 14 o/oo) (SC, SL og SH). Prøver samlet inn 10. august 1987.

Taxon	Prøvetype	Ferskvann			Saltvann		
		FC	FL	FH	SC	SL	SH
<i>Achnanthes brevipes</i>			1		1		
<i>Amphipleura rutilans</i>					2		2
<i>Amphiprora alata</i>				1	1		
<i>Amphora cf. coffaeiformis</i>		2	1	1		1	2
<i>Cocconeis pediculus</i>		1	1	1	1	1	1
<i>Cocconeis scutellum</i>						1	1
<i>Cyclotella sp. (pseudostelligera ?)</i>						1	
<i>Diatoma vulgare</i>				1			
<i>Licmophora gracilis</i>						1	
<i>Melosira cf. juergensii</i>		2	3	2	3	3	1
<i>Melosira nummuloides</i>		1	1	1	2	1	2
<i>Navicula crucigera</i>					1		1
<i>Navicula cryptocephala</i>		1	1		1	1	2
<i>Navicula digitoradiata</i>				1			1
<i>Navicula peregrina</i>							1
<i>Navicula sp.</i>		1					
<i>Nitzschia capitellata</i>		1	1	1	1		
<i>Nitzschia cf. fonticola</i>		1	1	2			
<i>Nitzschia palea</i>		1		1			1
<i>Stauroneis salina (f. wislouchii)</i>		3	1		1		2
<i>Surirella ovata (v. salina)</i>		1	1	1	1		1
<i>Synedra affinis</i>		1	1		1	1	
<i>Synedra cf. amphicephala</i>							1

1 = 0-5% dekning i prøven

2 = 5-30% - " -

3 = 30-100% - " -

Tabell A5. Mengdeforholdet mellom ulike diatom arter i kontrollbasseng, basseng med lavt innhold av utslippsvann og basseng med høyt innhold av utslippsvann fra Kronos Titan A/S, i henholdvis ferskvann (4,5 - 7 o/oo) (FC, FL og FH) og saltvann (11 - 14 o/oo) (SC, SL og SH). Prøver samlet inn 29. oktober 1987.

Taxon	Prøvetype	Ferskvann			Saltvann		
		FC	FL	FH	SC	SL	SH
<i>Achnanthes lanceolata</i>		1	1				
<i>Achnanthes</i> sp.						1	
<i>Amphipleura rutilans</i>			1	1	2	1	1
<i>Amphiprora alata</i>			1	1			
<i>Amphora</i> cf. <i>veneta</i>		1					
<i>Bacillaria paradoxa</i>					2	1	
<i>Cocconeis pediculus</i>		1	1	1			
<i>Diatoma vulgare</i>		1	1	1			
<i>Melosira</i> cf. <i>juergensii</i>		1	1	1		1	1
<i>Melosira nummuloides</i>		2	3	1	1	1	1
<i>Meridion circulare</i>		1					
<i>Navicula cryptocephala</i>		1	2	1	2		1
<i>Navicula digitoradiata</i>			1	2	1		1
<i>Navicula peregrina</i>		1	2	1	1		1
<i>Navicula pygmaea</i>			1	1			
<i>Navicula</i> sp.		1	2		2		
<i>Nitzschia acuminata</i>		1			1		
<i>Nitzschia</i> cf. <i>fonticola</i>		1	1				
<i>Nitzschia</i> cf. <i>hybrida</i>					1		
<i>Nitzschia palea</i>		2	2		1		
<i>Rhoicosphaenia curvata</i>			1				
<i>Surirella ovata</i> (v. <i>salina</i>)			1			1	
<i>Synedra affinis</i>		1	2	1	2	1	1
<i>Synedra rumpens</i>		1					

1 = 0-5% dekning i prøven

2 = 5-30% - " -

3 = 30-100% - " -

Tabell A6. Blågrønnalger og makroalger registrert på korttids-
hellene brukt i bassengtestene med ferskvann på Sol-
bergstrand.

FC = kontroll

FL = laveste tynnsyredosering

FH = høyeste tynnsyredosering

FC

STASJON	FC	FC	FC	FC	FC
DATO	14/8-86	16/10-86	5/6-87	10/8-87	29/10-87

CYANOPHYCEAE (Blågrønnalger)

Chroococcus turgidus

var. submarinus

1

Merismopedia punctata

1

1

Ocellularia sp.

1

Phormidium fragile

1

1

1

Phormidium sp.

2

1

1

1

1

Plectonema nostocorum

1

1

1

CHLOROPHYCEAE (Grønnalger)

Cladophora sp.

1

Enteromorpha flexuosa

1

Enteromorpha prolifera

2

Enteromorpha sp.

Kimplanter

1

Pandorina sp.

1

1

Scenedesmus sp.

1

1

1

1

Ulothrix sp.

1

1

3

1

1

Sum CYANO

1

5

2

3

4

Sum CHLORO

5

3

3

2

2

Totalsum: CYANO: 15

CHLORO: 15

30

Tabell A6 (forts.)

FL

STASJON	FL	FL	FL	FL	FL
DATO	14/8-86	16/10-86	5/6-87	10/8-87	29/10-87

CYANOPHYCEAE (Blågrønnalger)

Calothrix sp.					1
Chroococcus turgidus					
var. submarinus			1		
Merismopedia punctata		1		1	
Phormidium cf. fragile	1				1
Phormidium sp.	1	1	1	1	1
Plectonema nostocorum	1	1			

CHLOROPHYCEAE (Grønnalger)

Cladophora sp.					1
Enteromorpha prolifera					2
Enteromorpha sp.					
Kimplanter	1				1
Pandorina sp.	1			1	
Scenedesmus sp.	1	1		1	
Spirogyra sp.	1				
Ulothrix sp.	1	3	2	1	
Sum CYANO :	3	3	2	2	3
Sum CHLORO	5	2	1	3	3

Totalsum: CYANO: 13

CHLORO: 1427

Tabell A6 (forts.)

FH

STASJON	FH	FH	FH	FH	FH
DATO	14/8-86	16/10-86	5/6-87	10/8-87	29/10-87

CYANOPHYCEAE (Blågrønnalger)

Merismopedia punctata				1	
Phormidium cf. fragile				1	1
Phormidium sp.	1	1	1	1	1

CHLOROPHYCEAE (Grønnalger)

Enteromorpha intestinalis					1
Enteromorpha prolifera					1
Pandorina sp.			1		
Scenedesmus sp.	1	1		1	
Ulothrix sp.		1	3	1	1

PHAEOPHYCEAE (Brunalger)

Ectocarpus fasciculatus					1
-------------------------	--	--	--	--	---

Sum CYANO:	1	1	1	3	2
Sum CHLORO:	1	2	2	2	3
Sum PHAEO:					1

Totalsum: CYANO: 8

CHLORO:10

PHAEO: 119

Tabell A7. Blågrønnalger og makroalger registrert på korttidshellene
brukt i bassengtestene med saltest vann på Solbergstrand.

SC = kontroll

SL = laveste tynnsyredosering

SH = høyeste tynnsyredosering

SC

STASJON	SC	SC	SC	SC	SC
DATO	14/8-86	16/10-86	5/6-87	10/8-87	29/10-87

CYANOPHYCEAE (Blågrønnalger)

Chroococcus turgidus

var. *submarinus* 1 1

Lyngbya cf. lutea 1

Lyngbya infixa 1

Merismopedia punctata 1 1

Phormidium cf. fragile 1 1

Phormidium sp. 1 1 1 1 1

Plectonema nostocorum 1

Spirulina subsalsa 1

CHLOROPHYCEAE (Grønnalger)

Cladophora rupestris 1

Enteromorpha flexuosa 1 1 2

Enteromorpha intestinalis 1

Scenedesmus sp. 1 1

Ulothrix sp. 1 1

Sum CYANO 4 4 2 2 2

Sum CHLORO 4 1 2 1 1

Totalsum: CYANO: 15

CHLORO: 9

24

Tabell A7 (forts.)

SL

STASJON	SL	SL	SL	SL	SL
DATO	14/8-86	16/10-86	5/6-87	10/8-87	29/10-87

CYANOPHYCEAE (Blågrønnalger)

Chroococcus turgidus

var. submarinus

1

Lyngbya cf. lutea

1

Merismopedia punctata

1

1

1

Phormidium cf. fragile

1

Phormidium sp.

1

1

1

1

1

Plectonema nostocorum

1

Spirulina subsalsa

1

1

CHLOROPHYCEAE (Grønnalger)

Cladophora rupestris

1

Enteromorpha prolifera

2

1

Enteromorpha sp.

Kimplanter

1

Pandorina sp.

1

1

Scenedesmus sp.

1

1

Ulothrix flacca

1

Ulothrix sp.

1

2

1

1

Sum CYANO

4

4

2

2

2

Sum CHLORO

3

2

6

1

1

Totalsum: CYANO: 14

CHLORO: 1327

Tabell A7 (forts.)

SH

STASJON	SH	SH	SH	SH	SH
DATO	14/8-86	16/10-86	5/6-87	10/8-87	29/10-87

CYANOPHYCEAE (Blågrønnalger)

Calothrix sp.	1				
Ocellularia sp.			1	1	
Phormidium cf. fragile	1	1	1	1	1
Phormidium sp.					1
Spirulina subsalsa					1

CHLOROPHYCEAE (Grønnalger)

Enteromorpha prolifera					3
Ulothrix flacca			1		
Ulothrix sp.	1		2	1	

PHAEOPHYCEAE (Brunalger)

Ectocarpus fasciculatus					2
-------------------------	--	--	--	--	---

Sum CYANO	2	1	2	2	3
Sum CHLORO	1		2	1	1
Sum PHAEO					1

Totalsum: CYANO: 10

CHLORO: 5

PHAEO: 116

Tabell A8. Makroalger (grønn-, rød- og brunalger) registrert på langtidshellene i slutten av hver testperiode i bassengene på Solbergstrand med ferskest vann.

STASJON	FC	FC	FL	FL	FH	FH
DATO	23/10-86	15/10-87	23/10-86	29/10-87	23/10-86	15/10-87

CHLOROPHYCEAE

Cladophora sp.	2	2		1		
Enteromorpha intestinalis	3	3				
Enteromorpha prolifera		2	1	2		
Enteromorpha sp.						
Kimplanter			1	1		
Ulothrix sp.	1	1	1			

RHODOPHYCEAE

Ahnfeltia plicata		x		x		x
Ceramium strictum	x					
Chondrus crispus	x	x				

PHAEOPHYCEAE

Fucus serratus	x	x	x	x	+	+
Fucus vesiculosus (kim)	x					
Totalsum:	7	7	5	5	0	1

+ = død

Tabell A9. Makroalger (grønn-, rød- og brunalger) registrert på langtidshellene i slutten av hver testperiode i bassengene på Solbergstrand med saltest vann.

STASJON	SC	SC	SL	SL	SH	SH
DATO	23/10-86	29/10-87	23/10-86	29/10-87	23/10-86	29/10-87

CHLOROPHYCEAE

Cladophora cf. 3

Enteromorpha

flexuosa 1

Enteromorpha

intestinalis 2 2 1

Ulva lactuca 2

PHAEOPHYCEAE

Fucus serratus x x + + + +

RHODOPHYCEAE

Ahnfeltia plicata x x x

Ceramium cf.

strictum 1 1

Chondrus crispus x x

Phyllophora

pseudocaranoiodes x

Totalsum: 5 5 2 3 0 1

+ = død

Tabell A11. Variasjon i mengde av funne diatomèarter på stasjoner i Glomma og Glomma's estuar 13. august 1986.

Taxon	Stasjons nr.	K T stasjon							
		1*	2*	3	4	5	6	7	8**
Achnanthes sp.							2	1	
Amphipleura rutilans						2	2		
Amphora cf.coffaeformis						1			
Amphora cf.veneta							1		
Cocconeis pediculus					1				
Cocconeis scutellum							2		
Diatoma vulgare			2	1	1				
Navicula digitoradiata							1		
Navicula cf.radiosa				1					
Nitzschia closterium						1			
Nitzschia palea						1	2		
Rhoicosphaenia curvata							1	1	
Synedra pulchella							1		
Synedra rumpens				1			1		

1 = 0-5 % dekning i prøven

2 = 5-30 % - " -

3 = 30-100 % - " -

* = Bare belegg av jernhydroksyd blandet med abiotisk materiale

**= Heller forsvunnet

Tabell A12. Variasjon i mengde av funne diatomeårter på stasjoner i Glomma og Glomma's estuar 15. oktober 1986.

Taxon	Stasjons nr.	K T stasjon							
		1	2	3	4	5	6	7	8*
Achnanthes sp.						1	1	2	
Amphipleura rutilans							2	1	
Amphora cf.veneta						1	1	1	
Brebissonia boeckii							1		
Cocconeis pediculus				2	1	1			
Cocconeis scutellum				1	2	1		1	
Diatoma vulgare	3	3	3	1	2	1			
Navicula cryptocephala				1					
Navicula digitoradiata				1					
Navicula cf.longirostris							1		
Navicula peregrina					1	1			
Navicula radiosa				1	1				
Nitzschia closterium						1			
Nitzschia filiformis					1	3			
Nitzschia cf.fonticola					1			2	
Nitzschia hybrida							1		
Nitzschia palea					2	1			
Rhoicosphaenia curvata							1		
Stauroneis salina (f.wislouchii)					2	2			
Synedra affinis					2				
Synedra pulchella	1			1					
Synedra rumpens		1	1						

1 = 0-5 % dekning i prøven

2 = 5-30 % - " -

3 = 30-100 % - " -

* = Heller forsvunnet

Tabell A13. Variasjon i mengde av funne diatomèarter på stasjoner i Glomma og Glomma's estuar 4. juni 1987.

Taxon	Stasjons nr.	K T stasjon							
		1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Amphipleura rutilans</i>								1	3
<i>Amphora cf.veneta</i>						1			1
<i>Cocconeis pediculus</i>			1						
<i>Diatoma vulgare</i>		2	3	3	3	3	3	1	1
<i>Fragilaria sp. (capucina?)</i>									2
<i>Gomphonema sp.</i>									1
<i>Licmophora gracilis</i>									1
<i>Navicula binodis</i>					1				
<i>Navicula cryptocephala</i>					1	1		1	
<i>Navicula digitoradiata</i>					1		1		
<i>Navicula peregrina</i>					1				1
<i>Navicula sp.</i>		1			1				1
<i>Nitzschia cf.fonticola</i>		1							
<i>Rhoicosphaenia curvata</i>					1				1
<i>Stauroneis salina (f.wislouchii)</i>									1
<i>Synedra affinis</i>									1
<i>Synedra cf.amphicephala</i>					2	3	3	3	3
<i>Synedra pulchella</i>			1	1	1	1			
<i>Synedra rumpens</i>			1	1	1				

1 = 0-5 % dekning i prøven

2 = 5-30 % - " -

3 = 30-100 % - " -

Tabell A14. Variasjon i mengde av funne diatomèarter på stasjoner i Glomma og Glomma's estuar 6. august 1987.

Taxon	Stasjons nr.	K T stasjon								
		1	2	3	4	5	6	7	8	
Achnanthes sp.			1							
Amphipleura rutilans							1	3	3	
Amphiprora alata				1						
Amphora cf.coffaeformis				1	1					
Cocconeis pediculus				1				1		
Cocconeis scutellum							1	1		
Cymbella prostrata							1			
Diatoma vulgare		3	3	3	3	3	3	1		
Navicula cryptocephala		1	1	1	1	1	1			
Navicula digitoradiata		1		1						
Navicula hungarica v.linearis				1						
Navicula mutica					1					
Navicula peregrina		1		1	1					
Navicula pygmaea							1			
Navicula radiosa					1	1	1	1		
Navicula sp.								2		
Nitzschia capitellata							1	1		
Nitzschia closterium			1	1	1					
Nitzschia cf.fonticola					1					
Nitzschia palea		1	1		1	1		1		
Rhoicosphaenia curvata							1	1		
Stauroneis salina (f.wislouchii)									1	
Surirella ovata (v.salina)		1	1		1	1				
Synedra affinis								1	1	
Synedra cf.amphicephala					1	1	2	2		
Synedra pulchella		1	1	1	1	1	1	1		
Synedra rumpens		1		1	1					

1 = 0-5 % dekning i prøven

2 = 5-30 % - " -

3 = 30-100 % - " -

Tabell A15. Variasjon i mengde av funne diatomèarter på stasjoner i Glomma og Glomma's estuar 14. oktober 1987.

Taxon	Stasjons nr.	K T stasjon							
		1	2	3	4	5	6	7*	8
<i>Amphipleura rutilans</i>				1	1				
<i>Amphora cf. coffaeiformis</i>					1				
<i>Amphora cf. veneta</i>					1		1		
<i>Brebissonia boeckii</i>			1						
<i>Cocconeis pediculus</i>				1					
<i>Cocconeis scutellum</i>						1	1		1
<i>Diatoma vulgare</i>		3	3	3	1	2	1		
<i>Fragilaria sp. (capucina?)</i>				1					
<i>Navicula crucigera</i>						1			
<i>Navicula cryptocephala</i>		1	1	1	1				
<i>Navicula digitoradiata</i>					1				
<i>Navicula mutica</i>						3	1		1
<i>Navicula peregrina</i>		1	1	1	1	1	1		
<i>Nitzschia capitellata</i>									1
<i>Nitzschia cf. fonticola</i>						1			
<i>Nitzschia palea</i>					1	1			
<i>Rhoicosphaeria curvata</i>			1		2		1		
<i>Stauroneis salina (f. wislouchii)</i>									1
<i>Surirella ovata (v. salina)</i>		1							
<i>Synedra affinis</i>						2			
<i>Synedra cf. amphicephala</i>							1		
<i>Synedra pulchella</i>		1	1	1	1	1	1		
<i>Synedra rumpens</i>		2	2	2	1	1	1		

1 = 0-5 % dekning i prøven

2 = 5-30 % - " -

3 = 30-100 % - " -

* = Heller ikke funnet

Tabell A18. Meteorologiske data (nedbør, skydekke, lufttemperatur) fra Ferder fyr juni - oktober 1986 og 1987.

Måned	År	Nedbør (mm)	Skydekke*	Lufttemperatur (°C)
Juni (14.-30.)	1986	4	7	19.3
	1987	79	24	13.0
Juli	1986	48**	34	17.5
	1987	46	36	17.4
August	1986	125	40	15.6
	1987	87	44	14.9
September	1986	21	29	12.0
	1987	67	30	12.7
Oktober (1.-15.)	1986	8	18	11.4
	1987	94	20	10.7

* Verdiene for skydekke er fremkommet ved å summere graden av tilskyning for alle dagene i måneden. Gradering: 0 = 0 - 2/8; 1 = 3/8 - 5/8; 2 = 6/8 - 8/8.

** 27/7-86 ble det målt 27 mm nedbør.