



O-89054 /E-89522

Eksperimentelle
undersøkelser for
kontroll av begroing i
regulerte vassdrag

SLUTTRAPPORT

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-89054/ E-89522	Undernr.:
Løpenr.: 3086	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Rapportens tittel: EKSPERIMENTELLE UNDERSØKELSER FOR KONTROLL AV BEGROING I REGULERTE VASSDRAG	Dato: April 1994	Trykket: NIVA 1994
	Faggruppe: Vassdragsregulering	
Forfatter(e): Eli-Anne Lindstrøm Trond Bremnes (LFI, Oslo) Stein W. Johansen	Geografisk område: Renneanlegg, Maridalsvann, Oslo	
	Antall sider: 150	Opplag: 50

Oppdragsgiver: Vassdragsregulantenes forening	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.): Arne Erlandsen
---------------------------------------------------------	-----------------------------------------------------------

Ekstrakt:

Det er utført eksperimentelle undersøkelser i NIVAs renneanlegg ved Oset, Maridalsvann. Hovedtema har vært algebegroing og bunndyr med ulik vekt på de forskjellige komponenter. I 1989 ble problemstillingen "effekter av bunndyr på algebegroing" belyst. I 1990 ble motsatt; "begroingens effekter på bunndyr" belyst, samt virkninger av ulike tilsetninger av lett tilgjengelig fosfor på algebegroing. Resultatene viser at små fosfortilsetninger (0.5 µg P/l) kan gi grunnlag for dramatisk økning i veksthastighet og biomasse. Noen bunndyrgrupper viste rask reaksjon på den økte algebiomassen. I 1991 ble forsøkene konsentrert om etablering av algebegroing over lang tid, ved ulik temperatur, med og uten fosfor-tilsetning. Resultatene av tre års forsøk danner, sammen med resultater av liknende forsøk publisert i internasjonal faglitteratur, grunnlag for å trekke noen konklusjoner om betingelser for etablering av algebiomasse i rennende vann. Det angis fem nivåer av P-konsentrasjoner som vil kunne utvikle ulike biomassenivåer. Ved de høyeste nivåer (mer enn 150-200 mg chl a/m²) betegnes biomassen som "problematisk stor".

4 emneord, norske

1. Eksperimentelle renneforsøk
2. Vassdragsregulering
3. Begroing
4. Bunndyr

4 emneord, engelske

1. Experimental troughs
2. Regulated rivers
3. Periphyton
4. Benthic invertebrates

Prosjektleder

.....
Eli-Anne Lindstrøm

Eli-Anne Lindstrøm

For administrasjonen

.....
Dag Berge

Dag Berge

.....
ISBN-82-577-2566-8
.....

Forord

Denne rapporten sammenstiller resultatene fra eksperimentelle undersøkelser over tre år ved NIVAs forsøksanlegg ved Oset, Maridalsvatn. Målsettingen har vært å undersøke betingelser for etablering og vekst av algebegroing i rennende vann. Det er lagt særlig vekt på endringer i miljøforholdene som ofte inntreffer når vassdrag reguleres. En annen målsetning har vært å se på samspillet mellom bunndyr og begroing i vassdrag med store algebegroinger.

Studiet har vært et samarbeidsprosjekt mellom Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) i Oslo og Norsk institutt for vannforskning (NIVA), og kom i gang etter at disse i fellesskap søkte Vassdragsregulantenens Forening (VR) om støtte til eksperimentelle studier av ovenfor nevnte forhold.

NIVA har vært hovedansvarlig og har hatt prosjektlederansvar. Da prosjektet startet i 1989 var Bjørn Rørslett prosjektansvarlig. Fra 1990 overtok Eli-Anne Lindstrøm som prosjektleder. LFI har hatt ansvar for alle bunndyrundersøkelsene og Trond Bremnes ved LFI har stått for denne del av undersøkelsene. I 1989 var det Stein W. Johansen som i praksis gjennomførte NIVAs del av undersøkelsen. Han var også hovedansvarlig for statusrapporten dette året. Senere ved utarbeidelsen av herværende rapport har han utført et betydelig arbeide ved å sammenstille og systematisere en vesentlig del av de data som er innsamlet i løpet av prosjektet. Han har dessuten i samarbeid med prosjektleder skrevet deler av rapporten. Trond Bremnes har rapportert og kommentert resultatene av bunndyrundersøkelsene.

Alle analyser av vannkjemi og klorofyll er utført ved NIVAs analyselaboratorium. De kvalitative begroingsundersøkelsene ble i 1989 utført av Randi Romstad ved NIVA, og i 1990 og 1991 av undertegnende.

Det rettes en takk til Oset Vannrenseanlegg, (OVA), som velvilligst stiller areal til disposisjon for NIVAs forsøksanlegg. Betydningen av å ha forsøksanlegget i fysisk nærhet av sin daglige arbeidsplass er dokumentert mange ganger i løpet av prosjektperioden.

Sist, men ikke minst rettes en takk til Vassdragsregulantenens Forening som ved sin bevilgning gjorde prosjektet mulig. LFI og NIVA har dessuten bidratt til finansieringen med interne forskningsmidler.

NIVA, mars 1994

Eli-Anne Lindstrøm

INNHOLDSFORTEGNELSE

Sammendrag	1
1. Innledning	6
2. Metoder og materiale	9
2.1 Forsøksanlegget	9
2.2 Fysiske og kjemiske forhold i Maridalsvannet i 1989, 1990 og 1991.....	10
2.3 Forsøk i 1989.....	10
2.4 Forsøk i 1990.....	13
2.5 Forsøk i 1991.....	17
2.6 Vurdering av forsøksbetingelser i 1989, 1990 og 1991.....	21
3. Resultater og diskusjon, forsøk 1989.....	23
3.1 Fysisk/kjemiske forhold	23
3.2 Utvikling av algebegroing	23
3.2.1 Kvantitativ utvikling algebegroing	23
3.2.2 Kvalitativ utvikling algebegroing	26
3.3 Effekter av bunndyr på algebegroing.....	26
3.3.1 Effekter av vanlig damsnegl (<i>Lymnaea peregra</i>) F1	27
3.3.2 Effekter av skivesnegl (<i>Gyraulus acronicus</i>) F2	28
3.3.3 Effekter av døgnfluen <i>Baetis rhodani</i> F3	30
3.3.4 Effekter av Ørekyt F4.....	31
3.3.5 Effekter av skivesnegl (<i>Gyraulus acronicus</i>) F5	32
3.3.6 Diskusjon - effekter av bunndyr på algebegroing	35
4. Resultater og diskusjon, forsøk 1990.....	39
4.1 Fysisk/kjemiske forhold	39
4.2 Utvikling av algebegroing	39
4.2.1 Kvantitativ utvikling algebegroing	39
4.2.2 Elementsammensetning i begroingsamfunnet	41
4.2.3 Kvalitativ utvikling algebegroing	43
4.3 Effekter av flomepisoder.....	51
4.4 Effekter av algebegroing på bunndyrsamfunn.....	51
4.4.1 Bakgrunnsverdier for bunndyr.	51
4.4.2 Utvikling i mengde og sammensetning av bunndyr.....	53
4.4.3 Diskusjon - effekter av algebegroing på bunndyr.....	55
5. Resultater og diskusjon, forsøk 1991.....	57
5.1 Fysisk/kjemiske forhold	57
5.2 Utvikling av algebegroing	58
5.2.1 Kvantitativ utvikling algebegroing	58
5.2.2 Elementsammensetning i begroingsamfunnet	61
5.2.3 Fotosyntese- / respirasjonsforsøk	63
5.2.4 Kvalitativ utvikling algebegroing	65
Diskusjon - kvalitativ utvikling av algebegroing.....	70
5.2.5 Fotodokumentasjon av begroingens utvikling	70
5.3 Måling av driv og effekter av flomepisoder	74
5.3.1 Driv - før, etter og under flom	74
5.3.2 Forholdet mellom klorofyll og tørrvekt i driv.....	77
5.3.3 Driv som prosent av biomasse i rennene.....	77
5.3.4 Effekter av driv og flom - diskusjon.....	78
6. Sammenfattende diskusjon	80
6.1 Betingelser for etablering av stor algebiomasse i rennende vann.....	80
6.1.1 Koloniseringsfasen	81
6.1.2 Veksthastighet og biomassetilvekst	81
6.1.3 Biomassetap (driv og flom).....	83
6.1.4 Hvor stor kan algebiomassen bli - renneforsøk	85

6.1.5 Hvor stor kan algebiomassen bli - elver.....	87
6.1.6 Betingelser for etablering av stor algebiomasse - konklusjoner.....	89
6.2 Elementsammensetning i algebegroing.	97
6.3 Interaksjoner mellom bunndyr og begroing.....	100
6.3.1 Generelt om beitere og begroing av trådformete alger i lotiske systemer.....	100
7. Litteratur.....	103
8. Vedlegg.....	110

Sammendrag.

Forsøk i 1989 - 1991.

Det er utført eksperimentelle undersøkelser i NIVAs renneanlegg ved Oset, Maridalsvann. Hovedtemaet har vært algebegroing og bunndyr med ulik vekt på de forskjellige komponenter. I 1989 var det problemstillingen "effekter av bunndyr på algebegroing" som ble forsøkt belyst. I 1990 var det motsatt "begroingens effekter på bunndyr" som ble belyst, samt virkninger av ulike tilsetninger av lett tilgjengelig fosfor på algebegroing. I 1991 ble forsøkene konsentrert om etablering av algebegroing over lang tid, ved ulik temperatur, med og uten fosfor-tilsetning.

Renneanlegget består av 6 renner hvor det er mulig å tilsette overflatevann (1m dyp) og bunnvann (20m dyp). I tillegg kan strømhastigheten varieres. I samtlige forsøk var strømhastigheten ca. 20 cm/s. I 1989 og 1990 ble det bare benyttet overflatevann. I 1991 ble det i tillegg benyttet bunnvann. Maridalsvannet har fra naturens side en svakt sur til nøytral næringsfattig vannkvalitet, noe som gjør det godt egnet til eksperimentelle forsøk med tilsetninger av næringssalter.

1989. Det ble gjort innledende forsøk med ulike tettheter av sneglene *Lymnaea peregra* (vanlig damsnegl) og *Gyraulus acronicus* (vanlig skivesnegl), døgnfluen *Baetis rhodani* og fisken *Phoxinus phoxinus* (ørekyte). Hensikten var å belyse effekter av bunndyrene på etablerte begroingssamfunn. For å holde dyrene på plass i systemet ble rennene inndelt i seksjoner avgrenset av sperrer. Dette viste seg å komplisere forholdene slik at resultatene i mindre grad enn forventet, var egnet til å kvantifisere de ulike effektene på algebegroing. Det var imidlertid mulig til en viss grad å belyse prinsippene omkring de ulike effekter. Sneglene *Lymnaea peregra* og i mindre grad *Gyraulus acronicus* viste seg å ha både direkte beiteeffekt og mekanisk løsrivingseffekt på begroingen. Det lyktes ikke å påvise noen effekt av *Baetis rhodani* på et veletablert begroingssamfunn. Det ble ikke påvist noen beiteeffekt hos ørekyte, men en betydelig mekanisk løsriving av filamentøs algebegroing.

1990. I sept.-okt. ble det gjort forsøk med etablering av algebegroing ved tilsetninger av lett tilgjengelig fosfor til næringsfattig overflatevann med temperatur 16-10°C. Det ble tilsatt fosfor i fem renner i en gradient fra 0.5 - 7.5 µg P/l. Samtidig med studier av veksthastighet og biomasseutvikling, ble det introdusert bokser som var fylt med kunstig substrat og kolonisert av bunndyr. Hensikten var å studere algebegroingens effekter på bunndyrsamfunn.

Fosfortilsetning hadde dramatisk effekt på algebegroingens veksthastighet og biomassetilvekst. I forsøkets første fase var det økende tilvekst med økende fosfortilsetning. Maksimale biomassenivåer på 40-50 mg chl a/m² ble nådd etter 27 dager i renner med høyest P-tilsetning. I samme periode ble biomassen i rennen uten tilsetning bare 3.3 mg chl a/m². Selv om *biomassetilveksten* senere avtok i renner med høyest P-tilsetning, er det ikke sansynlig at *veksthastigheten* avtok i like stor grad. Avtakende biomassetilvekst er trolig vesentlig et resultat av at stor biomasse er mer utsatt for biomassetap.

Maksimal tilvekst uten P-tilsetning var 0.8 mg chl a/m²/d. Ved tilsetning av 0.5 og 1 µg P/l ble det målt maksimal tilvekst etter 27 dager på 7.4 mg chl a/m²/d, mens det ved tilsetning av av 7.5 µg P/l ble målt maksimal tilvekst på 4.7 mg chl a/m²/d etter 16 dager. Tilsynelatende så det derfor ut til at veksthastigheten var størst i renner med liten P-tilsetning (0.5 og 1 µg P/l). Prosentvis økning i biomasse var imidlertid størst i renner med høyest P-tilsetning. Dette skjedde tidlig i forsøket, før biomassen var blitt så stor at det oppstod biomassetap. Det tilsier at veksthastigheten var raskest i renner med høy P-tilsetning. At mindre P-tilsetninger ga større biomassetilvekst senere i forsøket skyldtes at den biomasse som da bidro til tilveksten, var større.

Begroingssamfunnet på keramikkfliser bestod i alt vesentlig av grønnalger og kiselalger. Begroingssamfunnet på steiner i bokser med og uten forutgående kolonisering i Skarselva (tilløpselv til Maridalsvannet), hadde i store trekk samme artssammensetning som på keramikkflisene. For noen arter

var det imidlertid klare forskjeller mellom keramikkfliser og stein. Det var også forskjeller mellom stein med og uten forutgående kolonisering i Skarselva. Forskjellene skyldes i alt vesentlig ulike betingelser i etableringsfasen.

For alle substrat-typer viste begroingsamfunnet klare endringer med økende P-tilsetning i retning av arter som trives ved høy tilførsel av næringssalter. Andelen kiselalger økte med økende P-tilsetning. Det ble også observert økt artsmangfold og økt frekvens av alger pr. arealenh.

Forsøket med bokser kolonisert av naturlige bunndyrsmfunn viste at en markert økning i veksten av begroingsalger medførte endringer i bunndyrfaunaen. I løpet av den forholdsvis korte tiden forsøket varte, ble det registrert en klar økning i total tetthet av bunndyr. Økningen var størst i renner med størst P-tilsetning, og skyltes en økning i de to antallmessige viktigste gruppene av bunndyr, fjærmygglarver og fåbørstemark. I disse gruppene er det mange arter som bruker trådformede alger både til næring og habitat. Mange bruker også kiselalger som næring. I renner med høyest P-tilsetning var det særlig kiselalger som økte i antall. Begge disse bunndyrgrupper har evnen til raskt å tilpasse seg endrete forhold. Forsøk av lenger varighet ville trolig også ha gitt utslag i de andre bunndyrgruppene.

1991. Det ble gjort forsøk med etablering av algebegroing over en periode på 125 dager (mai-sept.) - i overflatevann (temp. 6-23°C) og bunnvann (temp. 6-10°C) - med og uten tilsetning av 1 µg P/l.

Overflatevann. Det ble oppnådd maksimale biomasser i juli, 70 - 78 mg chl a/m² i renner med P-tilsetning og 20 mg chl a/m² i rennen uten P-tilsetning. Maksimal tilvekst var henholdsvis 3.4-3.7 mg chl a/m²/d og 0.7 mg chl a/m²/d. Senere avtok biomassen. Dette skjedde samtidig med at vanntemperaturen kom over 22°C. Kvalitative analyser viste at det inntraff et sammenbrudd i algesamfunnet samtidig som algebiomassen avtok. Det viste seg vanskelig å bygge opp igjen ny biomasse etter sammenbruddet selv med P-tilsetning og vanntemperaturer mellom 18 og 20°C. Korttidsforsøk med nyetablering på rent substrat viste at vekstforholdene var gunstige også etter sammenbruddet.

Bunnvann. Det var dramatiske forskjeller mellom bunnvannsrenner med og uten P-tilsetning. Ved forsøkslutt ble det oppnådd maksimal biomasse på 147 mg chl a/m² med P-tilsetningen og bare i overkant av 2 mg chl a/m² uten tilsetning. Spesielt etter at vanntemperaturen kom opp i 8-10°C, ble biomassen i de P-tilsatte rennene rekordhøye. Det var store forskjeller i veksthastighet og biomassetilvekst i rennen med P-tilsetning i mai med temperatur 6-7°C og et nytt forsøk i august med temperatur 9-10°C. I mai var tilveksten 0.02 mot 0.13 mg chl a/m²/d i august. Foklaringen er trolig at små forskjeller i temperatur og forskjellig bakgrunns-konsentrasjon av biotilgjengelig fosfor i mai og august (0-2 µgP/l) kan gi store utslag i veksthastighet og biomassetilvekst av algebegroing. Tilnærmet null-vekst i rennen uten P-tilsetning tilsier at det er en nedre grense der både temperatur og næringstilbud er så dårlig at det ikke blir noen vekst i det hele tatt.

Fotosyntese-/respirasjonsforsøk viste at respirasjonen var høyere i det varme (ca. 18°C) enn i det kalde (ca. 10°C) vannet. Selv om produksjonen var høyest i den P-tilsatte rennen med varmt vann, ble dette kompensert av den høye respirasjonen i det varme vannet. Det ble målt driv ut av rennene før, under og etter et *flomforsøk*. Til tross for at kaldtvannsrennen hadde den største biomassen, var driv målt som prosent av biomassen, minst her. Drivet var størst ut av rennen med størst produksjon og størst respirasjon, varmtvanns-rennen med P-tilsetning. Høy respirasjon så ut til å forårsake større biomassetap (driv) og er trolig viktigste årsak til at det bare var ubetydelig biomasseøkning i rennene med varmt vann etter sammenbruddet i juli.

Flomforsøket viste dessuten at algebiomasse bygget opp over lang tid i kaldt vann (<10°C) var mer motstandsdyktig mot løsrivelse under flommer enn biomasse som hadde vokst hurtig i varmere vann (>10°C). Dette kan ha sin årsak i at alger etablert i kaldt vann får en sterkere morfologisk struktur/

fysiologisk tilstand som gjør dem mer motstandsdyktige mot slitasje i form av flomstress.

I samtlige *overflaterenner* økte artsmangfold og frekvens av alger pr. arealenhet frem til 20. juli. Deretter var det en reduksjon i biomassen samtidig som artsantall og frekvensen av alger pr. arealenhet gikk ned. Dette skyldtes vesentlig et sammenbrudd i kiselalgesamfunnet, som følge av høy temperatur, opp mot 23°C. Det var ca. 60 prosent ødelagte kiselalgeskall i alle overflaterenner etter sammenbruddet. Grønnalgene hadde ikke tilsvarende sammenbrudd.

Bunnvannsrennene hadde jevn økning i artsantall og frekvens pr. arealenhet gjennom hele forsøket. Det ble ikke registrert noe sammenbrudd i algesamfunnet og kiselalger dominerte gjennom hele forsøket. Ved forsøkslutt bestod vel 25% av antall alger pr. arealenhet av blågrønnalger i rennen med P-tilsetning. Dette var ikke tilfelle uten P-tilsetning. Det var heller ikke tilfellet i noen av overflaterennene.

Samlet gir erfaringene av de kvalitative begroingsanalysene i 1989-91 resultater som tilsier at enkle renneforsøk der forsøksbetingelsene bl.a. næringssaltinnhold og temperatur varieres, kan gi grunnleggende informasjon om enkeltarters preferanse mht. viktige miljøfaktorer, eksempelvis krav til biotilgjengelig fosfor for å oppnå optimale vekstforhold og temperaturens innvirkning på veksthastighet.

Betingelser for etablering av stor algebiomasse i rennende vann.

Resultatene av renneforsøkene på Oset og resultatene av liknende undersøkelser i renner og elver bl.a. i Canada og USA, gir grunnlag for å vurdere *næringsstilførsel* (bare fosfor), *vanntemperatur*, *strømhastighet* og *tid* (etableringstidspunkt og varighet av forsøk). Betydningen av disse faktorer for algebegroingens *kolonisering*, *veksthastighet*, *biomassetilvekst* og *biomassetap* vurderes. Lys, substratstabilitet og partikkelskuring ble ikke ansett som begrensende i renneforsøkene på Oset og er ikke vurdert. Om betydningen av beiting, se nedenfor.

Fosfor. Fosfortilsetning virker på artsammensetningen ved større forekomst av næringskrevende arter ved kolonisering. Fosfortilsetning bidrar også til økt veksthastighet og økt biomassetilvekst. Ulike alger har noe ulikt fosforbehov for å oppnå maksimal veksthastighet. Forsøk i 1990 tilsa at med Maridalsvannet som utgangspunkt måtte det tilsettes ca. 2.5 µg P/l for å oppnå veksthastighet som ikke var P-begrenset. I Canada er det registrert maksimal veksthastighet i tynne algebelegg ved tilsetning av 0.1-1 µg P/l. I disse forsøkene var det raskere strømhastighet og noe høyere bakgrunnsverdier av biotilgjengelig fosfor enn i Maridalsvannet.

Når algebelegget øker i tykkelse oppstår en diffusjonsgradient som må kompenseres for ved å øke fosfortilsetningen for å opprettholde samme biomassetilvekst. Flere forsøk tilsier at diffusjonsgradienten kan kompenseres for ved å tilsette opp til 25-30 µg P/l. Tilsetning ut over dette vil bare i liten grad øke biomassetilveksten eller mengden biomasse som akkumuleres. Selv om det er betydelig forskjell på hvor mye fosfor som trengs for å oppnå maksimal veksthastighet for enkeltarter og maksimal tilvekst i algematter av en viss tykkelse, kan det etableres nesten like stor biomasse ved P-tilsetning svarende til maksimal veksthastighet for enkeltarter, som ved P-tilsetning svarende til maksimal biomassetilvekst for algematter.

Når algebegroing øker i tykkelse uten at fosfortilførselen øker, oppstår vanligvis et underskudd på fosfor inne i algematten som bidrar til at begroingen utarmes. Det er *en* av årsakene til økende biomassetap i eldre algebegroinger.

Temperatur. Veksthastigheten øker lineært med økende temperatur. Temperatur er den fysiske faktor som i størst grad innvirker på veksthastigheten. Også biomassetilveksten øker ved økende temperatur, men dette kompenseres for når temperaturen kommer over et visst punkt. Da øker respirasjonen og biomassen blir mer utsatt for biomassetap i form av driv/avskalling. Forsøk i 1991 tilsier at ved ca. 10 °C er veksthastigheten ganske rask samtidig som biomassetapet er lite. Det gir gunstige betingelser

for etablering av stor biomasse. Flomforsøk viste dessuten at biomasse etablert ved lav temperatur var mindre utsatt for avskalling enn biomasse etablert ved høy temperatur. Forsøkene i 1991 viste dessuten at høye temperaturer, over 22°C, kan virke direkte skadelig og forårsake sammenbrudd i deler av begroingssamfunnet.

Strømhastighet. Høy strømhastighet bidrar til raskere veksthastighet ved å transportere mer næring pr. tidsenhet og ved å redusere tykkelsen på det næringsutarmede lag rett over begroingen. Ved *lave* fosforkonsentrasjoner vil dette ha betydning for veksthastighet og biomassetilvekst. Ved *høye* konsentrasjoner vil det ha mindre betydning. Når strømhastigheten øker vil skjærspenningen øke. Dette medfører avskalling og begrenser biomassetilveksten. På den annen side: biomasse etablert ved høy strømhastighet er fysisk mer bestandig og tåler større økning i strømhastighet før avskalling oppstår. Strømhastigheter mellom 20 og 60 - 80 cm/s bidrar til en fysiologisk rik vannkvalitet samtidig som stress i form av skjærspenning, avskalling o.l. ikke blir for stor.

Tid. Jo lavere veksthastigheten er, jo lengere tid må til for å etablere begroing av en viss størrelse. Lav veksthastighet opptrer ved lav fosforkonsentrasjon, ved lav temperatur og i mindre grad ved lav strømhastighet. I slike tilfeller er varighet av vekstperiode av stor betydning for hvor stor biomasse som etableres. For å etablere 40-50 mg chl a/m^2 i rennene på Oset må forsøket vare i 80-100 dager dersom P-tilsetningen (til Maridalsvann) er 1 $\mu g/l$ og temperaturen jevnt økende fra 6-10°C.

Konklusjoner. Uttrykket "nuisance biomass" på norsk: "problematisk stor biomasse" brukes om biomasse som er problematisk/uestetisk stor. Dette tilsvarer ifølge undersøkelser i elver/renner 150-200 mg chl a/m^2 . Selv om biomassemålinger i elver viser at det kan akkumuleres større biomasse enn dette, viser målinger og biomasseberegninger i elver ved hjelp av modeller, at beregninger som ikke tar tilstrekkelig hensyn til biomassetapet over-estimerer biomassen. Dette stemmer med erfaringene i renneforsøkene, som tilsier at *biomassetapet* langt på vei styrer hvor stor biomasse som akkumuleres. *Å få realistiske mål på biomassetapet i naturlige vassdrag bør være en målsetting for det videre arbeid.* Forøvrig ser det ut til at begroing etablert under marginale forhold mht. fosfor, temperatur og strøm er mer motstandsdyktig mot biomassetap enn begroing etablert raskt under optimale forhold.

På grunnlag av ovenstående trekkes noen konklusjoner om betingelser for etablering av algebiomasse i rennende vann. Nivåer av P-konsentrasjoner angis. Det forutsettes at dette er biologisk tilgjengelig. Biomassenivåer som dette gir grunnlag for, angis også.

"P- kontroll": Bakgrunnsverdier, fra ikke målbart til 3 μg LMR P/l eller 0-2 μg PO₄-P/l.

Fosfor er sterkt begrensende. Derfor vil inngrep som endrer temperatur, strøm og varighet av perioder med jevn vannføring ikke medføre økt algebiomasse. Det oppnås sjelden større algebiomasse enn 30-40 mg chl a/m^2 . Vanligvis er biomassen 10 mg chl a/m^2 eller mindre.

"P-moderat": Konsentrasjon/tilsetning av 1-3 μg LMR P/l, i tillegg til bakgrunnsverdier.

Begroingens biomasse er ikke lenger ensidig styrt av fosforbegrensning, andre faktorer bidrar til å regulere biomassen. Normalt er biomassen fra 30 til 100 mg chl a/m^2 . For å oppnå "problematisk stor biomasse"- over 150-200 mg chl a/m^2 - må de øvrige faktorer som er vurdert, være optimale.

"P-middels": Konsentrasjon/tilsetning av 3-10 μg LMR P/l, i tillegg til bakgrunnsverdier.

Det etableres vanligvis algebiomase på 100 mg chl a/m^2 eller mer. For å oppnå "problematisk stor biomasse" - over 150-200 mg chl a/m^2 - stilles ikke like store krav til at øvrige betingelser skal være optimale som ved "P-moderat".

"P-høy": Konsentrasjon/tilsetning av 10-30 μg LMR P/l, i tillegg til bakgrunnsverdier.

Sjansen for etablering av "problematisk stor biomasse" er stor. Det er imidlertid også publisert resultater som viser at biomassen kan være mindre.

"P-svært høy": Konsentrasjon/tilsetning over 30 µg LMR P/l, i tillegg til bakgrunnsverdier.

Sjansen for etablering av "problematisk stor biomasse" er omtrent like stor som ved "P-høy". Fosfor er tilstede i stort overskudd. Ytterligere økning av fosforinnholdet vil i liten grad influere på algenes spesifikke veksthastighet eller maksimale biomasse pr. arealenheter. "Kritisk distanse" - strekning med "problematisk stor biomasse" - vil imidlertid være lenger ved utslipp svarende til "P-svært høy" enn ved "P-høy".

"P-moderat" (1-3 µg P) og "P-middels" (3-10 µg P) er de vanligste konsentrasjonsområder for fosfor i norske vassdrag. Det er i disse konsentrasjonsområder at andre faktorer enn fosfor har avgjørende betydning for hvor stor biomasse som etableres. *I vassdrag med fosforkonsentrasjoner i området "P-moderat" og "P-middels" kan man ved å kontrollere betingelser som temperatur, strømhastighet og etableringstid redusere algebiomassen uten at fosforkonsentrasjonen reduseres. På den annen side; det kan etableres "problematisk stor biomasse" dersom forholdene legges tilrette for det.*

Elmentsammnesetning i algebegroing

Algenes elementsammnesetningen er mye brukt til studier av næringsbegrensende forhold. Rapporten gir en oversikt over C/N og N/P forhold i ulike algebiomasser og ved ulike vekstbetingelser. Med basis i den generelle fotosynteselikningen er det et balansert forhold mellom C:N:P når dette på vektbasis er 41.1:7.2:1 (Redfield-forholdet). Normal variasjonsbredde for C/N-forholdet er 5.7-14. N/P-forholdet kan variere mellom 5 og 300.

C/N-forhold i algebiomassen i rennene lå hovedsaklig mellom 7 og 12 og viste derfor ingen tegn til nitrogenbegrenset vekst. Det var lave C/N-forhold i raskt voksende og frisk algebiomasse, mens biomasse i stagnasjonsfase samt gammel biomasse hadde relativt sett høyere C/N-forhold.

N/P-forholdet varierte mellom 5 og 25. Fosfor var klart et begrensende element i Maridalsvannet, noe som kunne spores ved høye N/P-forhold i raskt voksende algebegroing. Høyest N/P-forhold hadde biomasse som hadde vokst uten ekstra P-tilsetning. Tilsetning av små mengder lett tilgjengelig fosfor, i dette tilfellet 1 µg P/l, reduserte N/P-forholdet, men var for lite til å hindre P-begrensende vekstforhold når algebiomassen var av en viss størrelse. Målinger i 1990 tilsier at med Maridalsvannet som utgangspunkt er tilsetning av 2.5 µg P/l eller mer tilstrekkelig til å få vekst uten P-begrensning. Lavt N/P-forhold i små algebiomasser med liten vekst illustrerer algenes evne til å lagre fosfor, som kan nyttiggjøres senere når vekstforholdene blir gunstige. Dette er viktig i regulerings-sammeheng der det ofte er lange perioder med stabil vannføring og kaldt vann. Det kan gi grunnlag for små algebiomasser med liten vekst som bygger opp fosfor-reserver. Senere når vekstforholdene bl.a. temperatur blir gunstigere, kan dette gi grunnlag for eksplosiv biomasseøkning.

Interaksjoner mellom bunndyr og begroing.

Rapporten gir tilslutt en oppsummering av relevant litteratur om interaksjoner mellom bunndyr og begroing. Resultatene av forsøkene i 1989-90 er diskutert i de respektive kapitler.

1. Innledning

I rennende vann kan det etableres så store mengder algebegroinger at det representerer et problem på flere måter (Biggs 1985, Welch et al. 1988, Lindstrøm 1993). Vanligst er nedsatt estetisk verdi og rekreasjonsverdi for dem som vil fiske, svømme og ferdes langs vassdraget. Nedsatt vannkvalitet med oksygenmangel og utvikling av dårlig lukt er også et vanlig problem. Tetting av irrigasjonsanlegg, av vanninntak til reguleringsmagasiner og inntak av vann til husholdningsbruk o.l. kan også være et problem. Stor algebegroing kan dessuten hindre fri drenering av vann i vannforekomsten, samt forårsake at partikulært materiale som transporteres i elven, fanges opp av begroingen og lagres i elveleiet. På den måten kan det bygges opp store mengder partikulært materiale og begroing i elvebunnen. Dette tetter igjen åpninger og hulrom i elveleiet. Det bidrar også til å stabilisere dekkjiktet, samt minske utspylingseffekten av flommer i vassdraget (Rørslett et al. 1989).

Store mengder begroing har dessuten vist seg å påvirke faunaen på ulike vis (Lamberti & Moore 1984). Den kan virke inn på leveforhold og gytemuligheter for viktige fiskeslag (se Bremnes og Saltveit 1993). Selv om det er foretatt endel undersøkelser de senere år, har man fremdeles for liten kunnskap om betydningen av store algebegroinger på bunndyrs trivsel og vekst (Bremnes & Saltveit 1993). Det er eksempelvis ikke gitt at stor algebegroing alltid virker negativt på bunndyr. Hvordan bunndyr virker som regulerende faktor på begroingen vet man også for lite om. Kan bunndyr sammenliknes med andre miljøfaktorer som regulerer forekomsten av begroing, eksempelvis fosfor, lys, temperatur og strømhastighet? Dessuten; kan elver forvaltes på en slik måte at samspillet mellom bunndyr og begroing fungerer optimalt, det vil si fravær av uakseptabelt stor begroingsbiomasse kombinert med størst mulig produksjon av bunndyr?

Behovet for å studere samspillet mellom bunndyr og begroing med tanke på optimal forvaltning av et vassdrag var bestemmende for forsøkene som ble utført i 1989 og 1990. Større begroinger av trådformete alger har ofte en sterk innvirkning på bunndyrsamfunnene, og omvendt kan bunndyr modifisere algebegroing. Flere undersøkelser konkluderer med at mange grupper av bunndyr har fordeler av nærvær av begroinger av trådformete alger (Minshall 1984, Dudley et al. 1986). Store begroinger kan modifisere fysiske og kjemiske forhold, de kan direkte eller indirekte virke som næring og de kan fungere som skjul for bunndyr. Andre grupper av bunndyr vil bli eliminert, for eksempel strøm- og oksygenkrevende former, eller grupper som er avhengige av rene steinoverflater (Williams og Winget 1979). Den potensielle effekten av beiting på påvekstalger har lenge vært kjent (Jones 1950, Douglas 1958). Mange forsøk viser at effektive beitere kan redusere framveksten av større mengder trådformete alger (Eichenberg og Schlatter 1978, Lamberti og Resh 1983, Jacoby 1987). Fravær av effektive beitere kan derfor være en viktig medvirkende årsak til akkumulering av alger i rennende vann. Eksperimentelle studier i lotiske systemer har først i de senere år blitt vanlige. Studier som har benyttet renneforsøk har bidratt til økende forståelse for samspillet mellom beitere og alger i rennende vann (Kehde og Wilhm 1972, Eichenberger og Schlatter 1978, Sumner og McIntire 1982, Steinman og McIntire 1987, Lamberti et al. 1987, Colletti et al. 1987, DeNicola et al. 1990). I Norge er det hittil ikke utført eksperimentelle forsøk på å kvantifisere effektene av bunndyrs beiting på utviklingen av fastsittende alger. Etter første års eksperimenter erfarte man at det ikke er lett å konstruere enkle forsøk som både tar bunndyr, begroing og samspillet mellom dem i betraktning, samtidig som man har god kontroll på *alle* variable faktorer.

Et av de inngrep i vassdrag som kan endre betingelsene slik at det legges til rette for etablering av stor algebegroing er regulering. Reduserte flommer med redusert utspyling av elva og reduserte bevegelser i elveleiet blir ofte angitt som hovedårsak til dette (Rørslett et al. 1989). Redusert islegging med redusert isgang om våren angis også som en medvirkende faktor. Betydningen av andre miljøforhold som endres ved reguleringsinngrep, eksempelvis næringssaltinnhold, temperatur og varighet av perioder med stabil vannføring, vet man fremdeles lite om.

Ved regulering kan vannets innhold av næringsalter, for eksempel fosfor, påvirkes ved at deler av et vassdrag overføres fra et nedbørfelt til et annet. Hvis den delen som overføres har det største innhold av næringsalter, kan innholdet av fosfor i den resterende delen reduseres til tross for at vannføringen reduseres. Reguleringen av Glåmavassdraget ved Høyegga er et eksempel på dette (Rørslett et al. 1982). Næringsinnholdet i Glåma ble noe redusert etter Høyegga reguleringen, samtidig som næringsinnholdet økte i Renavassdraget (det vassdraget som fikk overført det næringsrike vannet fra Glåma). Effekter på de biologiske forhold deriblant begroingen kunne dokumenteres i begge vassdrag (Rørslett et al. 1982, Kjellberg 1986).

Da dette prosjektet startet var den grunnleggende kunnskapen om betingelser for etablering av begroing i rennende vann i flere henseende mindre enn den er i dag. Først i de senere år er det gjennomført målrettede studier av de betingelser som styrer begroingens etablering og vekst i rennende vann. I løpet av prosjektperioden er det utgitt flere publikasjoner som har bidratt til økt kunnskap om disse forhold (Biggs & Gerbaux 1993, Bothwell 1988, Bothwell 1989, Feminella & Resh, Horner et al. 1990, Mundie et al. 1991, Perrin et al. 1987, Welch et al. 1989, Welch et al. 1992).

Disse har bl.a. gitt data om relasjoner mellom fosforinnhold i rennende vann og biomasse av begroing. Tidligere undersøkelser har gitt indikasjoner om at det måtte være ca. 35 µg løst biologisk tilgjengelig fosfor pr. liter for å oppnå maksimal biomasse av algebegroing (Horner & Welch 1981). Senere forsøk ga som resultat at det var nok med 7 µg P pr. liter for å oppnå maksimal veksthastighet i et samfunn av trådformede grønnalger (Seeley 1986). Bothwell (1985), som arbeidet med kiselalger i renneforsøk, fant at begroingen oppnådde maksimal veksthastighet ved 3-4 µg P pr. liter. Senere studier har vist at de øvrige betingelser ved et forsøk er av avgjørende betydning for hvor mye begroing som etableres og hvor lang tid det tar å etablere problematisk store algebegroinger (Welch et al. 1989). Det er også stor forskjell på mengden av fosfor som er nødvendig for å oppnå maksimal *veksthastighet* og maksimal *biomasse* pr. arealenheter (Bothwell 1989). Under gitte betingelser fant han at 0.1 til 1.0 µg P pr. liter var tilstrekkelig for å oppnå maksimal veksthastighet av kiselalger. For å oppnå størst mulig biomasse tilsatte han betydelig høyere konsentrasjoner av fosfor og fant at biomassen økte ved tilsetninger opp til ca. 25 µg pr. liter. Tilsetninger ut over dette hadde ingen effekt. På bakgrunn av de tildels motstridende resultater som er publisert, fant vi det nødvendig å utprøve effekten av ulike fosfortilsetninger på en typisk norsk vannkvalitet. Maridalsvannet er typisk norsk i den forstand at det har liten turbiditet, er saltfattig og svakt surt. Forsøk med ulike P-tilsetninger ble utført i 1990.

Ved vassdragsreguleringer tappes ofte kaldt vann ut i vassdraget fra reguleringsmagasiner. Vannføringen er dessuten ofte stabil over lang tid. Hvor lang tid vil det ta før det utvikles problematisk stor begroing under slike forhold? Hvor lang tid vil det ta ved ulike nivåer av næringsalter? Hvor lang tid vil det ta ved ulike vanntemperaturer? Hvilken effekt av næringstilsetning vil man ha tidlig og sent på året? Hva er det kritiske nivå for vannets innhold av næringsalter for å unngå etablering av problematisk stor algebegroing i perioder med stabil vannføring? Hvor stor endring i strømhastighet (flom) er nødvendig for å spyle en elv? Dersom man skal ha håp om å forvalte regulerte vassdrag på en optimal måte er det nødvendig at slik kunnskap erverves. Derfor ble det utført langtidsforsøk med ulike vanntemperatur i 1991.

I tidligere forsøk er betydningen av strømhastighet og i noen grad av temperatur studert ved NIVAs renneanlegg på Oset (Traaen & Romstad 1987). Forsøk med tilsetning av relativt store konsentrasjoner av løst og partikulært fosfor er også utført (Berge & Kallquist 1990). Resultatene viste at algeveksten var omtrent den samme ved strømhastigheter på 10 og 25 cm pr. sek. Algeveksten var mindre når strømhastigheten var 50 cm pr. sek. Så lenge vanntemperaturen var lav, 6-8°C, var veksten meget langsom. Den økte når vanntemperaturen ble 10-12°C. Tilsetning av henholdsvis 5 og 15 µg P pr. liter ga omtrent samme sluttresultat for total akumulert algebiomasse, men raskere tilvekst i tilfellet med høyest P-dosering.

Undersøkelsene i 1989, 1990 og 1991 har resultert i et stort og omfattende datamateriale. De problemstillinger materialet omfatter er dessuten mangfoldige og vanskelige. Rapporten er inndelt slik at det skal være mulig å lese bare deler av den. Innledningsvis er et metodekapittel, som omhandler alle tre årene (1989, 1990 og 1991). Resultatdelen av rapporten er delt i tre, med alle resultater og kortfattet diskusjon for hvert år. I tillegg er noen sentrale faglige tema behandlet i et omfattende diskusjonskapittel bakerst i rapporten. Her er tema som anses viktige i sammenheng med regulering prioritert. Tema der vi mener undersøkelsene har gitt pålitelige og interessante resultater er også prioritert.

I forbindelse med etablering og vekst av begroing brukes uttrykk som lett kan forveksles. For ikke å bidra til den forvirring som i noen grad hersker på dette området, omtales noen sentrale begreper:

Begroing: omfatter organismesamfunn festet til innsjø-/elvbunn eller annet underlag. Funksjonelt er det tre typer begroing:

- Primærprodusenter: Alger og moser (høyere vegetasjon regnes ikke til begroingen)
- Nedbrytere: Bakterier og sopp
- Konsumenter: Enkle fastsittende dyr, eks. ciliater, svamp og mosedyr

I lite til moderat forurensningsbelastet vann dominerer primærprodusentene. De fastsittende algene er vanligvis den mest artsrike og varierte del av begroingssamfunnet, og det er dette samfunnet, som i det følgende omtales som begroing. Mosesamfunnet er vanligvis mindre artsrikt, men kan i mange tilfeller ha stor forekomst. De flerårige mosene får bl.a. anledning til å utvikle seg over tid i endel regulerte vassdrag der spyleflommer blir sjeldnere i forhold til uregulert tilstand (Rørslett et al. 1989). Moser har også vist seg å være et stabilt og lett koloniserbart underlag for algebegroing, som kan resultere i at det etableres større algebegroinger enn i vassdrag uten/med liten mosevekst.

Koloniseringsfasen: den første tiden da underlaget (substratet) koloniseres av begroingsorganismer.

Veksthastighet: hastigheten som den enkelte organisme/samfunnet vokser med under gitte betingelser. Oppgis ofte som antall delinger pr. døgn. For den enkelte organisme brukes uttrykket "spesifikk veksthastighet".

Biomassetilvekst: gir uttrykk for hvor fort biomassen øker. Biomassetilvekst er både avhengig av organismenes veksthastighet under gitte betingelser og evne til å akkumulere nydannet organisk materiale. I praksis er det vanskelig å skille mellom veksthastighet og biomassetilvekst. Det gjelder særlig samfunn med mange organismer i vekst på samme tid. I unge nyetablerte systemer, før biomassetapet (se nedenfor) via løsrivelse og nedbrytning blir for stort, gir biomassetilveksten et tilnærmet mål på veksthastigheten. Ofte brukes uttrykket veksthastighet, selv om det strengt tatt er biomassetilvekst som er målt. Det er delvis gjort i denne rapporten.

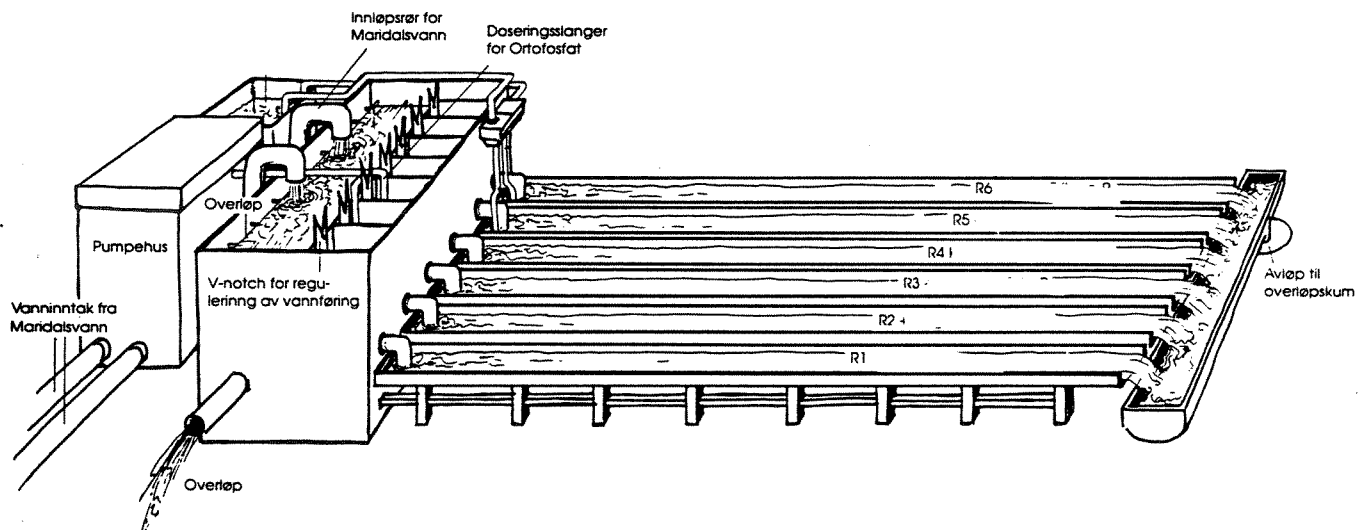
Biomassetap: tap av biomasse gjennom driv, avskalling, nedbrytning av organisk materiale, beiting o.l. Biomassetapet kan bli stort og kan kompensere for veksthastigheten slik at det ikke blir noen økning i biomassetilveksten.

Biomasse: er det samlede resultat av veksthastighet, biomassetilvekst og biomassetap.

2. Metoder og materiale.

2.1 Forsøksanlegget.

Undersøkelsene ble utført ved NIVAs utendørs forsøksanlegg på Oset ved Maridalsvannet. Anlegget består av 6 forsøksrenner av gråhvit glassfiberarmert polyester, 15 m lange, 20 cm brede og 15 cm høye. Vannstanden kan justeres ved overløp i utløpsenden. Hellingen på rennene kan justeres. Overflatevann fra 1 m dyp og /eller bunnvann fra 20 m dyp kan pumpes opp i hvert sitt overløpskar og fordeles til rennene ved hjelp av justerbare V-overløp. Det gir mulighet til å variere vanntemperatur og vannhastigheter uavhengig av hverandre. En skisse av anlegget er vist i figur 2.1. Maridalsvann er benyttet som vannkilde i alle forsøk. Som substrat for begroing ble det i alle forsøk benyttet uglasserte porfyr fliser (10 x 10 x 0.5 cm). Fargen på flisene var gråspettet og gråhvit.



Figur 2.1. Prinsskisse av renneanlegget på Oset ved Maridalsvannet.

2.2 Fysiske og kjemiske forhold i Maridalsvannet i 1989, 1990 og 1991.

Siden Maridalsvannet er drikkevannskilden til Oslo, overvåkes vannkvaliteten rutinemessig. Vannkvaliteten frem t.o.m. 1988 har vist seg å være stabil uten store år til år variasjoner (Holtan og Brettum 1989). Det har imidlertid skjedd en økning i nitrogeninnholdet i den siste 20-årsperiode. I tabell 2.1 er det kun tatt med enkelte observasjoner av de viktigste parametre for å illustrere nivåene på de ulike komponenter. Maridalsvannet er en oligotrof innsjø og har en svakt sur til nøytral næringsfattig vannkvalitet.

Tabell 2.1. Maridalsvannet 1989-1992. Vannkjemiske data fra enkeltobservasjoner tatt under sommerstagnasjon i august. Kilde OVA 1993.

år	dyp 0.5m						dyp 25m					
	pH	Kond mS/m	alk.(4.2) mekv/l	TURB FTU	Fe µg/l	Mn µg/l	pH	Kond mS/m	alk.(4.2) mekv/l	TURB FTU	Fe µg/l	Mn µg/l
1989	6,63	2,6	0,044	0,51	28	25	6,28	2,9	0,044	0,37	26	25
1990	6,73	2,7	0,040	0,47	30	20	6,2	3,0	0,038	0,34	22	20
1991	6,92	2,9	0,052	0,56	38	10	6,33	3,3	0,048	0,54	22	15
1992	6,68	3,0		0,51	22	15	6,39	3,5		0,33	28	15

år	dyp 0.5m						dyp 25m					
	TOC mgC/l	TotN µg/l	NO ₃ µg/l	NH ₄ µg/l	TotP µg/l	PO ₄ µg/l	TOC mgC/l	TotN µg/l	NO ₃ µg/l	NH ₄ µg/l	TotP µg/l	PO ₄ µg/l
1989	2,1	310	160	25	4	2	2,2	360	235	50	14	9
1990	2,0	310	135	40	6	1	2,1	450	250	50	7	1
1991	2,9	300	165	10	6	1	2,6	380	260	30	6	1
1992	2,9	330	120	56	4	2	3,0	440	270	75	5	1

2.3 Forsøk i 1989.

Bakgrunn for forsøk i 1989

Forsøkene i 1989 var primært innrettet på å undersøke gjensidige virkninger mellom bunndyr og begroing. Undersøkelser tyder på at bunndyr i mange tilfeller er utslagsgivende for begroingssamfunnets etablering og utvikling (Eichenberger & Schlatter 1978, Jacoby 1987). Ved reguleringsinngrep kan økt begroing være et resultat av redusert beiteaktivitet fra bunndyr, som har fått endrede livsbetingelser på grunn av endrede mønstre for vanntemperatur og vannføring.

Prosjektet var i 1989 inne i en etableringsfase. Det var nødvendig å innhente praktisk erfaring med drift av forsøksanlegget og med oppsettet for undersøkelser av bunndyrs beiting på algebegroing. Den overordnede målsetting i 1989 var å utprøve hvordan ulike bunndyr innvirker på begroingssamfunnet, enten ved beiting, løsriving eller ved en kombinasjon av dette. Det kvantitative aspektet kom noe i bakgrunnen, vesentlig pga. mangel på praktisk-tekniske løsninger.

Forsøksbetingelser i 1989

Det ble brukt en type vannkvalitet i de innledende forsøk. Overflatevann ble derfor pumpet opp i begge overløpskar og fordelt ut til alle 6 renner. Det ble montert terskler med høyde 3 cm i utløpsenden av hver renne. Vannføringen i rennene ble ved hjelp av V-overløpene justert til ca. 2.0 l/s. Dette ga en vannhastighet i overkant av 20 cm/s i alle renner. Vannhastigheten ble målt med en mikro-strømmåler, Schiltknecht Mikro-Mini Water, type 642 w-m/l. Strømhastigheten ble målt ca. 1 cm over substratet.

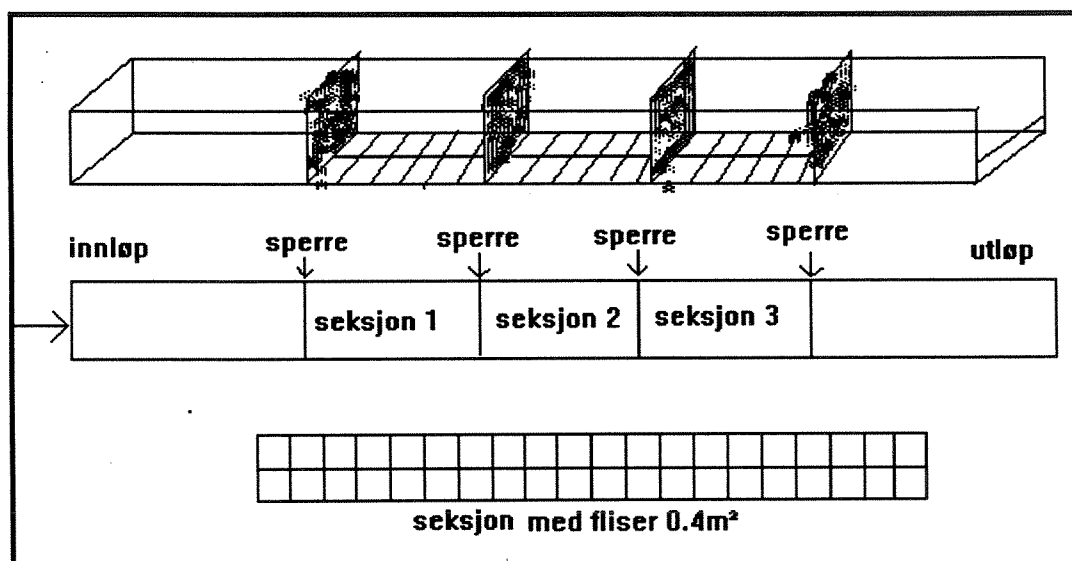
Tabell 2.2 viser strømhastighetsmålinger i etableringsfasen før forsøkene med tilsetning av bunndyr startet.

Tabell 2.2. Målinger av strømhastighet over fliser i rennene R1-R6 20.07.89 ved en vannføring på 2 l/s.

Renne:	R1	R2	R3	R4	R5	R6
hastighet i cm/s	21,5	21,4	21,5	21,6	21,7	20,3
standard avvik	1,6	0,9	1,7	1,6	0,5	1,1
antall målinger	60	60	60	60	60	60

Det ble foretatt kontrollmålinger av strømhastighet og vannstand i rennene under alle forsøkene. For å ha en viss kontroll med vannkvaliteten ble temperatur og pH målt kontinuerlig gjennom hele forsøksperioden. Temperaturen ble målt med en temperaturlogger plassert i det ene overløpskaret. pH ble målt med en standard kombinasjonselektrode.

Som substrat for begroing ble to og to keramiske fliser lagt ved siden av hverandre. Disse dannet derved et heldekkende belegg på bunnen av rennene. I hver renne ble det lagt ut seksjoner på 3 x 40 fliser (areal 0.4 m²). Mellom hver seksjon ble det plassert en liten sperre. Denne bestod av nylonduk med maskevidde 1 mm som var spent opp på PVC-profiler med utvendige gummilister som tetning mot bunn og vegger i rennene. Pga. PVC-profilen og tetningslista rundt gikk det bort ca. 1 cm langs alle kontaktflater. Dette resulterte i en liten oppstuvningseffekt foran hver sperre. Det ble satt ut fire sperrer i hver renne. Pga. tidligere erfaringer med turbulens og ujevne strømforhold i øvre og nedre deler av rennene ble bare midtpartiet i rennene benyttet, se figur 2.2. Første seksjon startet ca. 5 m nedenfor innløp av renna. Det samme oppsett ble brukt under alle forsøk med unntak av forsøket med skivesneglen *Gyraulus acronicus* sist i oktober. Da ble seksjonsstørrelsen halvert, dvs. 20 fliser (areal 0.2m²).



Figur 2.2. Skisse av renne med 3 seksjoner avgrenset med 4 sperrer.

Praktisk gjennomføring i 1989

Etter en periode (mai-juli) med utprøving av diverse oppsett, ble alle renner rengjort 12.7.89 og nye fliser lagt ut. Vannføring og strømforhold ble justert som beskrevet ovenfor. Før første forsøk med tilsetning av bunndyr fikk begroingssamfunnet etablere seg i alle renner i 40-43 døgner. I denne perioden var det ikke montert sperrer mellom seksjonene slik at denne fasen direkte kan sammenliknes med

tidligere etableringsforsøk i rennene (Traaen og Romstad 1987, Berge og Källquist 1989) og med forsøk i 1990 og 1991. Tabell 2.3 viser forsøk gjort etter at begroingen var etablert.

Ved start av forsøk med bunndyr 21.8 ble det høstet prøver av begroingen på flisene før sperrene ble satt på plass og bunndyr tilsatt. Ved hver prøvetaking ble det tatt ut to fliser av hver seksjon i rennene. På grunn av oppstuvning og turbulens ble flisene rett foran og bak sperrene unngått. Ved høsting ble flisene skrappt rene for begroing med slikkepott. Prøvene ble nedfrosset umiddelbart og lagret for senere frysetørring og analyse av klorofyll *a*, karbon og nitrogen. Klorofyll ble analysert på frysetørret materiale som ble ekstrahert med metanol. Analysen fulgte NS (Norsk Standard) 4767, som igjen er basert på anbefalinger av Marker et al. (1980). Karbon og nitrogen ble analysert i en Charlo Erba Elemental Analyzer Mod. 1106. Algebegroing på flisene ble høstet med jevne mellomrom i alle forsøk.

Tabell 2.3. Oversikt over forsøk med beite-effekter av bunndyr på veletablerte begroingssamfunn i perioden 21.08 - 30.10.89.

Tidsperiode	Varighet døgn	Referanse	Dyregruppe	Art	Tetthet antall/m ²
21.8-15.9	25	F1A	Snegl	<i>Lymnaea peregra</i>	50
	25	F1B			250
	25	F1C			500
21.8-15.9	25	F2A	Snegl	<i>Gyraulus acronicus</i>	100
	25	F2B			500
	25	F2C			1000
13.10-30.10	17	F5A	Snegl	<i>Gyraulus acronicus</i>	1000
	17	F5B			2000
	17	F5C			4000
24.8-4.9	11	F3	Døgnflue	<i>Baetis rhodani</i>	5250
8.9-15.9	7	F4A	Fisk	Ørekyt	13
	7	F4B			38
	7	F4C			75

Bunndyr og fisk som ble benyttet i forsøkene ble samlet inn like før utsetting i rennene. Vanlig damsnegl (*Lymnaea peregra*) og vanlig skivesnegl (*Gyraulus acronicus*) ble hentet fra Holmendammen i Oslo. Våtvekt av sneglene ble bestemt før utsetting. For både *Lymnaea* og *Gyraulus* var største skalldiameter 4-5 mm. Ørekyte ble fanget ved hjelp av elektrisk fiskeapparat i Holmenbekken like før innløp i Holmendammen. Fiskenes lengde var i størrelsesorden 6-9 cm. Larver av døgnfluen *Baetis rhodani* ble fanget ved hjelp av sparkemetoden og bunndyrhov. Disse ble også hentet i Holmenbekken. Denne døgnfluen har flere skallskifter på vei mot klekkeferdig stadium. Det ble benyttet dyr i størrelsesorden 6-11 mm. Forsøk viste at mindre larver hadde en tendens til å unnsnippe gjennom maskene i sperrene. Ulempen med de største larvene var at de var nær klekkeferdige, og endel forsvant i løpet av forsøket som imagines (voksne).

Som regel ble det brukt 3 ulike tettheter (en tetthet pr. seksjon) av samme art i hver renne, se tabell 2.3. En renne med tilsvarende seksjonsinndeling uten dyr tjente som referanse. Den 21.8.89 ble sperrene satt på plass i tre renner (R1, R2 & R3). R1 tjente som referanserenne. I R2 ble det satt ut vanlig damsnegl (*Lymnaea*). Tettheten var 50, 250 og 500 snegl pr. m² i henholdsvis øvre (R2A), midtre (R2B) og nedre (R2C) seksjon. I R3 ble det satt ut vanlig skivesnegl (*Gyraulus*). Denne er noe mindre enn vanlig damsnegl og tettheten av denne ble derfor doblet til 100, 500 og 1000 individer pr. m².

Den 24.8 ble bare en seksjon i renne R4 og R5 avgrenset med sperrer. Renne R4 tjente som referanse. I R5 ble det tilsatt *Baetis* larver i en tetthet av 5250 pr. m². Dette forsøket ble avsluttet etter 11 dager.

Beite-effekten av *Baetis* var tilsynelatende liten, derfor ble denne rennen valgt som referanse i neste forsøk som startet 8.9. I dette forsøket ble de tre seksjonene i renne R5 og R6 avgrenset med sperrer. I R6 ble det satt ut ørekyte i tettheter på 13, 38 og 75 individer pr. m² i henholdsvis seksjon R6A, R6B og R6C. For å unngå at fisk hoppet ut av rennen, ble den dekket med fiskenet.

Etter et opphold på ca. en måned for å få en ny etablering av algebegroing, ble det igangsatt et siste forsøk med større tettheter av vanlig skivesnegl *Gyraulus acronicus*. I R2 ble det satt ut tettheter på 1000, 2000 og 4000 snegl pr. m² i seksjonene R2A, R2B og R2C. Renne R3 tjente som referanse.

2.4 Forsøk i 1990.

Bakgrunn for forsøk i 1990

Forsøkene i 1989 viste nødvendigheten av å bedre de eksperimentelle forhold i beiteforsøk med dyr, se kap 2.6. Det ble derfor anvendt en ny testmetode som benyttet tilnærmet naturlige bunndyrsamfunn med flere bunndyrgrupper, deriblant flere typer av algebeitere tilstede. Oppsettet med sperrer mellom seksjonene i rennene ga dessuten så mange praktiske problemer med tetting av silduker og oppstuvning av vann at det ble besluttet å endre de eksperimentelle forhold i beiteforsøk med dyr.

En av årsakene til at prosjektet innledningsvis kom i stand var at man ønsket å undersøke hvordan økt begroing påvirket bunnfaunaen. Det ble i den forbindelse både tenkt på begroingens veksthastighet og akkumulerte biomasse. Derfor ble det startet forsøk i 1990 som belyste begroingens veksthastighet og biomasse ved ulike konsentrasjoner av fosfor.

Forsøksbetingelser i 1990

Oppsettet i rennene var i store trekk det samme som i 1989. For å hindre begroing i de to overløpskarene ble disse dekket med mørke plastplater. På grunn av endel problemer med partikkeltransport inn i rennene i 1989, ble det montert silduker (håver) med en maskevidde 150 µ i V-overløpene for å hindre transport av store partikler inn i rennene. Disse håvene ble senere brukt til oppsamling av driv og til oppsamling av begroing under flomforsøk. En maskevidde på 150 µ viste seg å være egnet til begge formål. Rennenes øvre del (ovenfor keramikkflisene) ble dekket med svart plast for å hindre uønsket begroing og optak av næringssalter.

Til måling av temperaturen ble det lagt ut en temperatur-logger i bunnen av det ene overløpskaret. Strømhastighet ble målt som tidligere ved flere anledninger både ved start på etableringsfasen, med bunndyrbokser til stede og under flomforsøk. Resultatene er stilt sammen i tabell 2.4.

Tabell 2.4. Strømhastighet (middelverdier) i cm/s ved ulike betingelser under forsøkene i 1990.

	Q i liter/s	R1	R2	R3	R4	R5	R6
normal etableringsfase	2	19,9	22,3	21,2	21,5	18,2	18,7
med bunndyrbokser	2	15,2	16,0	15,8	15,2	16,6	15,3
under flom	4	23,5			24,3	24,5	

Fosfortilsetning

Stamløsninger med ortofosfat ble laget ved å løse K₂HPO₄ i destillert vann. Det ble laget tre stamløsninger på henholdsvis 0.06, 0.3 og 0.45 g ortofosfat pr. liter. Dosering av stamløsninger skjedde med peristaltiske pumper. Før forsøkene ble høyden av V-overløpene justert slik at vanntilførslen til alle renner var 2.0 l. pr. sek. Hastigheten på de peristaltiske pumpene ble justert i forhold til stamløsninger og vannføring i rennene slik at kontinuerlig fosfortilsetning til rennene ble en gradient fra 0.5 - 7.5 µg P/l. Tabell 2.5 viser dosering og teoretisk konsentrasjonstilsetning i hver renne. Fosfortilsetningen var kontinuerlig 18.09 til 18.10.90.

Tabell 2.5. Tilsetning av stamløsning og tilsvarende økning i P-konsentrasjon i R1-R6, forsøk i 1990.

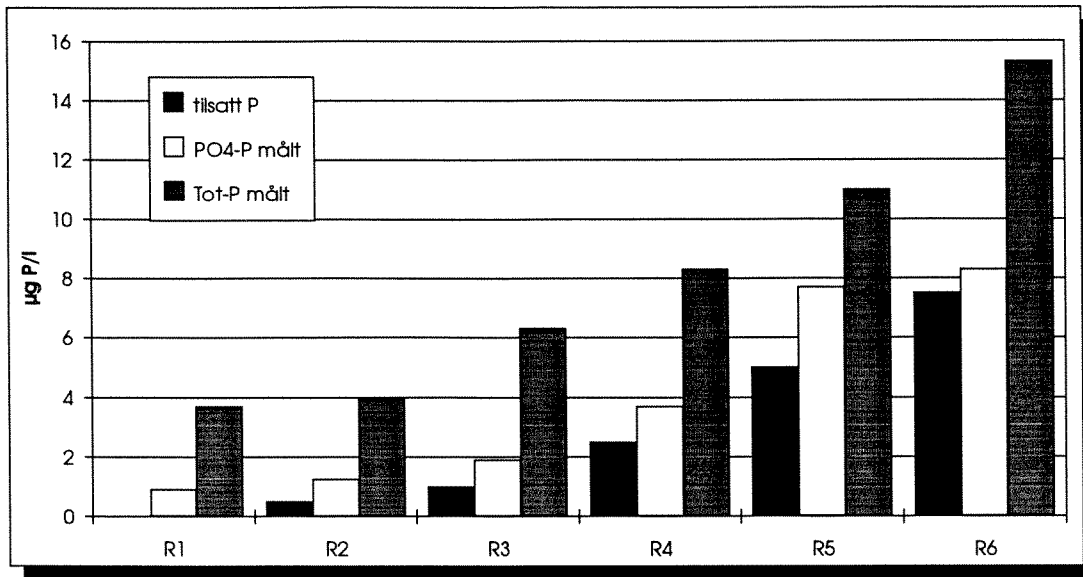
renne	tilsetning av stamløsning	økning i P-konsentrasjon
R1	ingen tilsetning	referanse/kontroll
R2	1 ml 0.06 g P pr. min	0,5 µg P/l
R3	2 ml 0.06 g P pr. min	1,0 µg P/l
R4	1 ml 0.30 g P pr. min	2,5 µg P/l
R5	2 ml 0.30 g P pr. min	5,0 µg P/l
R6	2 ml 0.45 g P pr. min	7,5 µg P/l

Resultatet av kontrollprøver av P-konsentrasjonen i rennene er satt opp i tabell 2.6 og figur 2.3. De kjemiske analyseresultatene viste god overensstemmelse med teoretisk tilsetning. Små avvik kan forklares ut fra at prøvene ble tatt i området mellom flisseksjon og start på rekken av bunndyrbokser. Både opptak av P i den etter hvert voksende algebiomassen og økt driv kan ha virket inn på henholdsvis PO₄ og Tot-P nivåene.

Tabell 2.6. Kjemiske analyser av vannet i rennene R1-R6 under forsøket i 1990

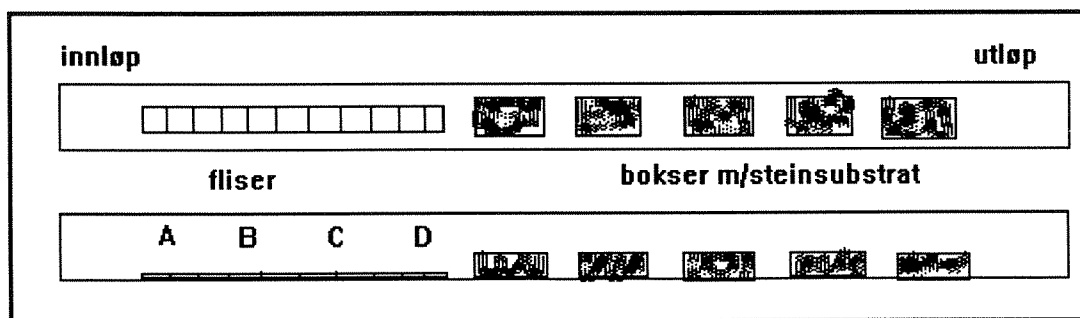
dato	renne	PO ₄ -P µg/l	Tot-P µg/l	NO ₃ -N µg/l	Tot-N µg/l
04.09.90	R1	1,0	4,0		
24.-27.09.90	R1	1,0	4,0	160	293
01.-05.10.90	R1	1,0	4,0	167	261
07.-11.10.90	R1	<1,0	3,0	175	318
24.-27.09.90	R2	<1,0	5,0	159	293
01.-05.10.90	R2	2,0	3,0	169	308
07.-11.10.90	R2	1,0	4,0	175	312
24.-27.09.90	R3	<1,0	5,0	161	293
01.-05.10.90	R3	3,0	9,0	168	296
07.-11.10.90	R3	2,0	5,0	175	306
24.-27.09.90	R4	2,0	10,0	161	295
01.-05.10.90	R4	4,0	7,0	172	314
07.-11.10.90	R4	5,0	8,0	174	318
24.-27.09.90	R5	6,0	12,0	160	292
01.-05.10.90	R5	8,0	11,0	168	302
07.-11.10.90	R5	9,0	10,0	174	312
24.-27.09.90	R6	9,0	15,0	163	292
01.-05.10.90	R6	11,0	16,0	168	290
07.-11.10.90	R6	5,0	15,0	174	312

Som substrat for begroing ble det lagt ut 44 fliser, en og en inntil hverandre i rennens øverste halvdel, dog nedenfor innløpsområdet der vannstrømmen er turbulent, figur 2.4. Området med fliser ble delt inn i fire segmenter A, B, C og D. Ved prøvetaking ble en flis fra hvert segment høstet. Prøvene fra segment A, B og C ble frosset og lagret for senere klorofyllanalyse. Umiddelbart før analyse ble prøvene tint og filtrert. Hele filteret med algebiomasse ble lagt i acetone og analysert etter samme spektrofotometriske metode som i 1989. Endel av prøvene ble også analysert på karbon, nitrogen og fosfor.



Figur 2.3. Middelerverdi av PO₄-P og Tot-P (µg/l) målt under forsøksperioden 18.09-18.10.90 med tilsetning av 0.5-7.5 µg P/l til rennene R2-R6. R1 var kontroll uten tilsetning

Til analyse av begroingens kvalitative utvikling ble fliser fra alle renner, segment D, analysert. Materialet ble fortynnet med vann til et gitt volum og fiksert med formalin. Det ble tatt to dråper av hver prøve, disse ble overført til urglassformede objektglass. Semikvantitative mål på begroingssamfunnet fremkom ved å registrere frekvens av hver art pr. arealenhet av objektglass. Det ble tatt tilsvarende prøver av stein i bunndyrbokser. Her ble tre tilnærmet like store stein fra hver boks tatt ut og lagt i vann tilsatt formalin. Vurdering av begroingsalgene preferanse mht. næringssaltinnhold/forurensning er basert på erfaringer høstet ved undersøkelser i en rekke norske vassdrag gjennom mange år (Lindstrøm 1983, 1987 & 1992).



Figur 2.4. Skisse av en renne med fliser for etablering av algebegroing og plexiglassbokser med substrat og bunndyr.

Til bunndyrforsøkene ble benyttet klare plastbokser med indre mål 171 x 109 x 38 mm, som ble fylt med pukk fra et pukkverk. Denne bestod av en blanding av like mengder småstein i størrelsesgruppene 14-16 mm og 16-22 mm. Størrelsen på det kunstige substratet ble valgt fordi undersøkelser har vist at substrat med diameter 14 til 24 mm ga størst antall dyr (Khalaf & Tachet 1980). Boksene ble gravd ned for kolonisering i Skarselva ca. en km ovenfor innløp i Maridalsvatn. Boksene stod ute i 37 døgn, det skal være tilstrekkelig til å oppnå maksimal kolonisering (Meier et al. 1979). Boksene ble gravd ned slik at substratet i boksene kom i samme nivå som dekkjiktet i elveleiet. Boksene ble gravd ned i et område der strømforholdene var ensartet. Substratet her bestod i alt vesentlig av grus og små stein.

Praktisk gjennomføring i 1990

Tabell 2.7 gir en oversikt over forsøk og prøvetaking i 1990. Rennene ble rengjort og keramikkfliser lagt ut for kolonisering den 12.9. Koloniserte bunndyrbokser ble satt ut i rennene 18.9, samme dag som fosfortilsetningen startet. Tiden fra eskene ble tatt opp fra Skarselva til de var på plass i rennene var ca. 30 minutter. Ved forsøkstart ble innholdet i 10 bokser tatt ut og fiksert umiddelbart med 70 % etanol. I hver renne ble det satt ut 24 koloniserte bokser samt fire bokser uten forutgående kolonisering i rennens midtre/nedre del, figur 2.4. Ved forsøkstart ble håver (maskevidde 150 μ) satt ut for enden av to renner for å fange opp driv av bunndyr. Det ble tatt prøver av bunndyrdrivet i rennene under og rett etter utplassering av boksene. Ved senere innsamlinger ble 2 bokser fra hver av rennene tatt ut og innholdet fiksert. Senere ble bunndyrene plukket ut, sortert og talt opp. Forsøket ble avsluttet 12.10.

Fliser til kvalitativ analyse av begroingen ble høstet 2., 12. og 25. okt. i alle renner. Prøver av stein med forutgående kolonisering i Skarselva ble tatt ved forsøkstart 18. sept. og ved avslutning av bunndyrforsøk 12. okt. Prøver av stein uten forutgående kolonisering i Skarselva ble samlet 12. okt.

Den 17. oktober, 35 dager etter forsøkstart ble det laget små "flommer" i tre renner, R1 (kontroll), R4 (2.5 μ g P/l) og R5 (5.0 μ g P/l). Vannføringen ble økt fra 2 til 4 liter pr sek. i 15 minutter. Driv ble fanget opp i håver (150 μ) før, under og etter flom. Disse ble analysert for klorofyll a, og bunndyr. Prøver av algebiomasse på flisene ble tatt umiddelbart før og etter flom. Strømhastighet under flommen ble målt. Resultatene er satt opp i tabell 2.4.

Tabell 2.7. Forsøk og prøvetaking i 1990. NIVAs forsøksanlegg på Oset ved Maridalsvannet.

Bunndyrbokser med stein lagt ut for kolonisering i Skarselva 12.8.						
Fliser satt ut for kolonisering i renner 12.9.						
Forsøkstart 18.9: Fosfor-tilsetning startet. Bunndyrbokser (koloniserte og ukoloniserte) satt ut i renner						
Dato for prøvetaking	Uke 36-38	Uke 39	Uke 40	Uke 41		
Kjemiprøver renner	4/9	24.,25.& 27.9	5 dager blandprøve	5 dager blandprøve		
Bokser med bunndyr tatt inn	18. & 21/9	28/9	5/10	12/10		
Fliser høstet algebiomasse			2/10, 5/10	9/10, 12/10	17/10	
Kvalitative begroingsprøver fliser			2 /10	12/10		25/10
Kvalitative begroingsprøver koloniserte stein	18/9			12/10		
Kvalitative begroingsprøver ukoloniserte stein				12/10		
Flom, renne R1, R4 & R5					17/10	

2.5 Forsøk i 1991.

Bakgrunn for forsøk i 1991

Forsøkene ved renneanlegget i 1990 viste at tilsetning av små mengder fosfor ga betydelig økning både i veksthastighet og akkumulert algebiomasse på fliser. Under de rådende betingelser i 1990 ble det oppnådd maksimal veksthastighet ved kontinuerlig tilsetning av 2.5 µg P/l. Veksthastigheten økte ikke merkbart ved tilsetning av høyere P-konsentrasjoner. Selv om veksthastigheten var lavere ved fosfortilsetning under 2.5 µg P/l, var akkumulert biomasse etter 30 dager den samme i renner med tilsetning av 0.5 µg P/l som i renner med større P-tilsetning (1- 7.5 µg P/l).

Fordi forsøkene i 1990 ble utført i sept./okt., en tid av året da det vanligvis akkumuleres betydelige mengder begroing i norske vassdrag, var det ønskelig å undersøke om tilsvarende små fosfortilsetninger ville gi samme effekt på veksthastighet og akumulering av begroing på våren og forsommeren. Det ble derfor gjennomført tilsetningsforsøk med små mengder fosfor fra tidlig i mai 1991.

Reguleringsinngrep medfører ofte en stabilisering av de fysiske forhold over lang tid. Tilsetningsforsøk som startet i mai, ble derfor videreført til begynnelsen av september.

Ved reguleringsinngrep tappes ofte vann fra dyplagene i reguleringsmagasinet ut i vassdraget. For å se på virkningen av kaldt vann fra dyplagene av et magasin ble derfor identiske forsøk gjennomført i renner med tilførsel av vann fra 1m og 20 m dyp. I tillegg til at vann fra dyplagene kan ha en litt annen kjemisk sammensetning, vil kaldt vann bety andre fysiologiske vekstbetingelser enn varmt vann. At veksthastigheten eksempelvis er lavere i vann som er 5°C enn i vann som er 15°C er for såvidt kjent, men lite er gjort for å se på algenes fysiologiske tilstand under vekst ved ulike vanntemperaturer (Bothwell 1988).

Vekstforsøk med testalgen *Selenastrum capricornutum* har tidligere vist at vann fra dyplagene i Maridalsvannet kjemisk sett var noe rikere enn overflatevann og at tilsetning av små doser jern bidro til å øke veksten i overflatevannet (Traaen og Romstad 1987). Jern ble derfor tilsatt i tillegg til små doser fosfor (1 µg P/l) i renner med tilførsel av vann fra 1 og 20 m dyp.

I 1990 så det ikke ut til at det naturlige bunndyrsamfunnet, som var i testboksene fra forsøkstart, klarte å beite ned den begroingen som utviklet seg ved tilsetning av små mengder fosfor. Det ble derfor besluttet å sette til ulike mengder av vanlig damsnegl *Lymnaea peregra*, som er en effektiv beiter, for å se hvor stor tetthet av dyr som måtte til for å beite ned begroingssamfunn med ulike veksthastighet og ulike biomasse. Bl.a. på grunn av anleggsarbeider og klorering ved OVAs (Oslo vann- og avløpsverk) renneanlegg på Oset i september 1991 måtte dette forsøket avlyses.

Forsøksbetingelser i 1991

Oppsettet i renneanlegget var i store trekk det samme som i 1990. En vesentlig forskjell i 1991 bestod i at det ble tatt vann fra 20 m dyp i tre av rennene (R4, R5 og R6). I de tre andre rennene ble det tatt overflatevann. Vanntilførselen til alle renner var 2.0 liter pr. sek. I overflaterennene ble temperaturen målt med en "steady state" temperaturlogger. I renner med bunnvann ble den målt manuelt hver tredje dag.

I løpet av forsøksperioden ble det tatt vannprøver til kjemiske analyser to ganger (tabell 2.8) for å kontrollere vannkvaliteten i overflatevannet. Den viste seg å være i god overensstemmelse med de generelle bakgrunnsdata omtalt i kap 2.2.

Tabell 2.8. Kjemiske data fra overflatevann 1m i Maridalsvannet i 1991.

dato	pH	Kond	PO ₄	Tot-P	NO ₃	Tot-N	Fe
		mS/m	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
21.06.91	6,85	2,84	< 1,0	3	161	270	30
26.08.91	6,79	2,97	< 1,0	2	131	282	19

Som substrat for etablering av algebegroing ble det lagt ut 66 keramikkfliser. Flisene ble lagt inn til hverandre i rennens øverste halvdel, dog nedenfor innløpsområdet der vannstrømmen er turbulent. Området med keramikkfliser ble delt inn i fire segmenter A, B, C og D.

For kvantitativ bestemmelse av algebiomasse ble det høstet tre fliser (segment A, B, C) fra alle renner. Prøvene ble frosset umiddelbart og lagret til senere analyse. Før analyse ble prøvene frysetørret. Det tørkede materialet ble homogenisert ved knusing. Prøvene ble veiet for total tørrvekt og delprøver tatt ut til analyse av klorofyll *a*, karbon, nitrogen og fosfor. For artsbestemmelse og semikvantitativ analyse av begroingssamfunnet ble fliser fra segment D høstet. Disse ble fiksert med formalin.

Fosfor- og jerntilsetning.

Stamløsning av ortofosfat ble laget ved å løse K₂HPO₄ i destillert vann til 0.06 g fosfor pr. l. Stamløsning med jern ble laget med FeCl₃6H₂O. Denne ble surgjort med 50 ml 1N HCl pr. l. løsning og tilsatt 2 g. EDTA pr. l. som kompleksbinder for jern. Konsentrasjonen av jern i stamløsningen var 0.6 g. Fe pr. l. Dosering av begge stamløsninger skjedde med peristaltiske pumper. I tabell 2.9 er gitt en oversikt over dosering og teoretisk konsentrasjonstilsetning til rennene.

Tabell 2.9. Oversikt over tilsetning av stamløsning og tilsvarende økning i konsentrasjonen av P og Fe i rennene R1-R6 under forsøkene i 1991.

renne:	vanntype	tilsetning av stamløsning	konsentrasjonsøkning
R1	overflatevann 1m	ingen tilsetning	referanse/kontroll
R2	overflatevann 1m	P + Fe	1 µg P/l + 10 µg Fe/l
R3	overflatevann 1m	P	1 µg P/l
R4	bunnvann 20m	ingen tilsetning	referanse/kontroll
R5	bunnvann 20m	P + Fe	1 µg P/l + 10 µg Fe/l
R6	bunnvann 20m	P	1 µg P/l

Det ble tatt prøver av vannet i alle rennene etter tilsetning av P og Fe som en kontroll på at tilsetningen fungerte. I tabell 2.10 er resultatene fra disse prøvene satt opp. Tilsetning av 10 µg Fe/l i R2 og R5 kunne tilnærmet dokumenteres ved de kjemiske analysene. Tilsetning av 1 µg P/l i R2, R3, R5 og R6 var det ikke mulig å dokumentere ut fra analysene. Teoretisk forbruk av stamløsning i rennene ble imidlertid kontrollert med jevne mellomrom. Disse stemte med det aktuelle forbruk og tilsier at både fosfor- og jern dosering var korrekt i alle renner i forsøksperioden.

Tabell 2.10. Kjemiske analysedata fra kontrollprøver av vann i rennene R1-R6 i forbindelse med tilsetning av Fe og P i 1991.

dato	renne	PO ₄ -P µg/l	Tot-P µg/l	NO ₃ -N µg/l	Tot-N µg/l	Fe µg/l
21.06.91	R1	1,0	3,0	245	392	45
25.06.91	R1	<1,0	4,0	200	340	30
04.09.91	R1	1,0	3,0			
04.09.91	R1	1,0	5,0			
21.06.91	R2	<1,0	5,0	245	392	50
25.06.91	R2	1,0	4,0	160	345	50
04.09.91	R2	1,0	3,0			
04.09.91	R2	1,0	5,0			
21.06.91	R3	1,0	5,0	250	380	45
25.06.91	R3	1,0	5,0	160	345	30
21.06.91	R4	<1,0	3,0	250	392	50
25.06.91	R4	1,0	2,0	200	330	45
04.09.91	R4	1,0	2,0			
04.09.91	R4	<1,0	3,0			
21.06.91	R5	2,0	4,0	250	386	60
25.06.91	R5	1,0	5,0	200	345	60
21.06.91	R6	2,0	3,0	250	485	45
25.06.91	R6	1,0	5,0	200	345	45
04.09.91	R6	1,0	3,0			
04.09.91	R6	2,0	4,0			

Praktisk gjennomføring i 1991

Forsøket pågikk i 4 måneder og prøver ble samlet gjennom hele forsøksperioden. Keramikkfliser ble lagt ut for kolonisering den 2.5.91. Fosfor- og jerntilsetning startet 5.5.91. Fosfortilsetningen var kontinuerlig gjennom hele forsøket. Jerntilsetningen ble avsluttet 10.8.91. Tabell 2.11 gir en oversikt over forsøk og prøvetaking i 1991.

Tabell 2.11. Forsøk og prøvetaking i 1991. NIVAs forsøksanlegg på Oset ved Maridalsvatn.

Dato for prøvetaking	18.5	23.5	30.5	5.6	10.6	23.6	20.7	14.8	15.8	26.8	4.9
Fliser høstet - algebiomasse	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X
Kvalitative begroingsprøver			X	X	X	X	X	7.8		X	X
Fliser til kolonisering i R1, R3, R4 & R6									lagt ut	høstet	
Driv samlet i alle renner								35 min.	35 min.		
Fotosyntese/respirasjon forsøk										29.8	
Flom i R1, R3 & R6.											X
Kjemiprøver, renner					21. & 25. 6					R1, R2, R4 & R6: 4.9	
Foto av renner			30.5		18.6	23.6	3.7	5.7	9.7	12.7	18.7

Til kvalitative begroingsanalyser ble det samlet prøver gjennom hele forsøksperioden fra 30. mai til 26. august, tabell 2.11. Under bearbeiding av prøver fra overflaterenner (R1, R2 & R3) ble det funnet mye ødelagte kiselalgeskall. For å finne ut når det begynte å opptre ødelagte skall i rennene og hvor stor andel dette utgjorde av hele kiselalgesamfunnet, ble små delprøver pipetert ut fra de kvalitative prøvene. Disse ble overført til dekkglass og lufttørket. De ble senere glødet i glødeovn i 2 timer ved 520 °C for å fjerne alt organisk materiale. Frekvens (%) av ødelagte skall ble talt, minst 200 skall pr. prøve ble talt. På de samme prøvene ble frekvens av hele skall av kisellagen *Achnanthes minutissima* og cyster av chrysophyceer talt opp.

Ledninger som førte fosfor og jern til R5 ble kuttet av ukjente, trolig i slutten av juli. Utviklingen i begroingens biomasse og artsammensetning i renne R5 og R6 så ut fra innledende analyser ut til å være svært lik. Derfor ble bare kvalitative prøver fra renne R6 analysert.

Den 14. og 15. august, etter at begroingen hadde vært vel etablert en periode, ble det samlet "driv" ut av rennene ved å feste håver med maskevidde 150 µ for enden av rennene i 35 min. Forsøkene ble gjennomført mellom kl. 12⁰⁰ og kl. 14⁰⁰.

Den 15. august ble rengjorte fliser lagt ut for nykolonisering i rennene R1, R3, R4 og R6 nedenfor de opprinnelige fliser. Disse ble høstet 26. august.

Den 29. august ble fotosyntese-/respirasjonsforsøk utført i laboratoriet ved å overføre biomassen fra en flis til en innkubasjonsflaske fylt med vann fra samme renne som flisen ble høstet. Flaskene ble satt i vannbad med tilsvarende temperatur som i rennene. Produksjon og forbruk av oksygen ble målt med en oksygenelektrode koblet direkte til logger. Det ble høstet fliser fra rennene R1, R3 og R6. Det ble utført to forsøk det første startet kl. 13⁰⁰, det andre kl 15⁰⁰. Lysstyrken var 7700 Lux ved første og 7400 Lux ved andre forsøk.

Ved avslutningen av forsøket den 4.9 ble det laget "flommer" i tre renner ved å sette vannpumpene på maksimal kapasitet og overføre alt vann fra naborennen til "flomrennen". Derved økte vannføringen fra 2 til 6 l pr. sek. Strømhastigheten ble målt før og under flommen, både over fliser med mye akkumulert begroing (område B) og over nykoloniserte fliser med liten begroing, se tabell 2.12.

Tabell 2.12. Målinger av strømhastighet cm/s før og under flomforsøkene i rennene R1-R6 i 1991.

dato	målested	Q i liter/s	R1	R2	R3	R4	R5	R6
23.05-10.06	over område B	2	18,5	17,0	19,7	22,8	18,8	18,3
04.09	over område B	2	20,1		17,4			15,5
04.09	flom område B	6	30,4		27,5			25,5
04.09	over "nye" fliser	2	24,5					19,5
04.09	flom "nye" fliser	6	34,7					26,5

Flomforsøk i R1 (overflatevann -kontroll), R3 (overflatevann-1µg P) og R6 (bunnvann-1µg P):

Driv samlet 30 min. før flom	Fliser høstet før flom
" 15 min. under flom	
" 30 min. etter flom	Fliser høstet etter flom

Prøver av driv og algebiomasse på fliser før, under og etter flom ble frosset og lagret til senere analyse av bl.a. klorofyll.

I en periode midt på sommeren ble alle renner fotografert ca. hver tredje dag. Nøyaktig sted for fotografering ble avmerket og fulgt ved senere fotografering.

2.6 Vurdering av forsøksbetingelser i 1989, 1990 og 1991.

Prosjektet har gått over en 3-års periode hvor den opprinnelige målsetning var å gjøre eksperimentelle undersøkelser for kontroll av begroing i regulerte vassdrag. Herunder var flere delmålsetninger, hvor bl.a. økt forståelse av samspillet mellom bunndyr og begroing sto sentralt. Et viktig element var også undersøkelser omkring etablering av begroingssamfunn ved lave fosforkonsentrasjoner og effekter på algebegroing og bunndyr ved flomepisoder. Forsøksbetingelsene har variert noe fra år til år i takt med gjennomføring av de ulike delmålsetninger og akkumulert erfaring fra drift av rennearlegget.

1989

I 1989 var den overordnede målsetning å utvikle og teste ut metoder for å kunne påvise effekter av bunndyr på algebegroing generelt. Vannkvaliteten var derfor av underordnet betydning, og det ble derfor bare brukt vann fra 1m dyp i alle forsøk. Det ble ikke tatt vannkjemiske analyser dette året da en erfaringsmessig vet at Maridalsvannet har en rimelig stabil vannkvalitet. Den biologiske delen av vannkvaliteten, spesielt innhold av zooplankton, var derimot lite kjent og ble et problem for forsøksoppsettene i 1989.

Det største problemet var å arealbegrense dyrene. Dette ble forsøkt løst ved å etablere seksjoner avgrenset med sperrer av finmasket nylonduk. Disse sperrene i seg selv medførte redusert vannhastighet og dermed økende sedimentasjon. I tillegg fanget sperrenettene opp driv, noe som medførte oppstuvningseffekter og en ytterligere reduksjon av vannhastigheten. Drivet besto av detritus og planktoniske alger, samt løsrevet begroing av alger og knottlarver fra overløpskaret og øvre del av rennene. Problemet med tilstopping ble forsøkt løst ved at sperrene ble skiftet så ofte som mulig, som regel en gang i døgnet. Disse utskiftningene skapte turbulens i systemet, blant annet ved at vannstrømmen ble skrudd av og på, men var nødvendige hvis en rimelig vanngjennomstrømning skulle opprettholdes. Den valgte maskevidden i sperrene (1 mm) var så liten at mye materiale i drift ble fanget opp. For større dyr som snegl kunne maskevidden økes endel, men for døgnfluer var 1 mm i groveste laget. Under forsøket med døgnfluen *Baetis* forsvant mer enn halvparten av larvene i løpet av få dager. Selv larver som tilsynelatende var for store for maskene klarte å presse seg igjennom. Fjærmygglarver ble også vurdert som beitere, men måtte forkastes i 1989 fordi det ville kreve så fin duk i sperrene (< 200 µm) at vannstrømmen ville bli hindret i løpet av kort tid. Duk med maskevidde 1mm ble valgt som et kompromiss som både skulle sikre vanngjennomstrømning og holde tilbake bunndyr. Det viste seg at sperrene mellom seksjonene i hver renne i seg selv medførte en liten oppstuvning av vannet, noe som igjen førte til en liten reduksjon i strømhastighet og økt vannstand inne i seksjonene. Tidligere forsøk har vist at begge disse fysiske størrelser medførte en viss økning i begroingen i rennene (Traaen & Romstad 1987). Denne effekten ble forsterket da driv av zooplankton, knottlarver og detritus inn i systemet, samt driv av løsrevne begroingsfilamenter inne i seksjonene sørget for til tider en markert oppstuvning. Sperrene måtte derfor skiftes og rengjøres ofte, uten at man klarte å holde forholdene stabile. En del mekaniske forstyrrelser ble også påført systemet ved skifte av sperrer.

Noen av problemene med å vurdere resultatene ble redusert ved at en valgte tilsvarende seksjonsinndeling for forsøk og referanse. Imidlertid klarte en aldri å skape helt like forhold i forsøks- og kontrollseksjoner, dette var dels et resultat av forskjell i driv inne i seksjoner med og uten bunndyr til stede, og i mindre grad av naturlig forskjell i utvikling av algebegroing i hver renne. Forsøksbetingelsene under beiteforsøkene var m.a.o. noe ustabile med vekslende strømhastighet og vannstand.

Problemene med driv ble ytterligere forsterket fordi det ble valgt å utføre beiteforsøkene på et veletablert begroingssamfunn. Forsøk hvor algebegroing og bunndyr hadde fått utvikle seg parallellt fra start av, hadde trolig medført noe mindre komplikasjoner. Slike forsøk var da også ment å skulle settes i gang i de påfølgende sesonger.

Forsøkene ble utført i gråhvite renner med flislagt bunn. Dette er et lite gunstig oppholdsted for de aktuelle forsøksdyr som manglet skjul og hvileplasser. Trivselsfaktoren var sansynligvis liten. Det ble observert en viss dødelighet blant begge snegleartene og døgnfluen *Baetis rhodani*, men ikke for ørekyt.

På bakgrunn av disse vurderinger er det naturlig at samtlige forsøk med beiting av bunndyr i 1989 sees på som innledende der de kvalitative aspekter tillegges større vekt enn de kvantitative. Resultatene er likevel presentert i form av kvantitative data, siden dette var den opprinnelige målsetning.

1990

I 1990 skulle nye delmålsetninger belyses. Det ble gjort et forsøk med tilsetninger av små mengder lett tilgjengelig fosfor langs en konsentrasjonsgradient på 0.5-7.5 µg P/l samtidig som det ble gjort forsøk med algebegroingens virkning på naturlige bunndyrsamfunn. Det ble kun brukt overflatevann i 1990 med samme kvalitet som tidligere år. Selv om det var vanskelig å spore nøyaktig tilsetning av fosfat i de enkelte renner ved de vannkjemiske analyser, viste kontrollanalysene at det var rimelig god overensstemmelse mellom teori og praksis. I tillegg viste teoretisk og aktuelt forbruk av stamløsning at doseringen var riktig under hele forsøket. Bakgrunnsverdien av lett tilgjengelig fosfor i Maridalsvannet var ca. 1.0 µg P/l basert på forskjellen mellom teoretisk tilsatt fosfat og målte middelverdier i rennene.

Målinger av strømhastighet i renner med og uten bokser med bunndyr viste at boksene sto for en liten oppstuvningseffekt, som medførte noe redusert strømhastighet og økt vannstand i rennene. Dette økte muligheten for sedimentasjon i rennene, og ga forhold med redusert fysisk slitasje og løsriving av begroing i forhold til en situasjon uten bokser til stede. Dette var likevel likt for alle renner og hadde ingen praktisk betydning for resultatene av forsøkene.

I 1990 ble tiltransportert materiale i form av zooplankton og detritus til rennene redusert ved å montere finmaskede håver i innløpet. Overløpskar og øvre deler av rennene ble også skjermet for lystilgang for å hindre algebegroing i disse deler av anlegget. Dette reduserte mengden tiltransportert materiale og var en forbedring av de fysiske forhold.

Det ble valgt en annen strategi med hensyn på bunndyr og substrat i 1990. Bunndyrene fikk være i bokser med tilnærmet naturlig substrat, noe som trolig økte trivselsfaktoren i betydelig grad. Oppsett med bokser var godt egnet til å studere effekter av algebegroing på bunndyr i form av tap, formering og nyetablering. Egnetheten til å studere bunndyrenes effekt på algebegroingen i slike bokser ble ikke testet.

1991

I 1991 var det kun forsøk med etablering av algebegroing og effekter av flom på algebegroingen som ble studert. Det ble brukt to typer vannkvalitet, overflatevann og bunnvann. Tilsetninger av fosfor og jern i små konsentrasjoner fulgte samme opplegg som for 1990 og ga stabile forsøksbetingelser. Den viktigste forskjell fra årene 1989 og 1990 var fravær av fysiske installasjoner i rennene for studier av bunndyr og forskjellig temperatur på overflatevann og bunnvann. Temperaturforskjellen blir nærmere omtalt i resultatkapitlet. Når det gjelder forhold som strømhastighet og vannstand, var dette meget stabilt i hele forsøksperioden.

Generell vurdering

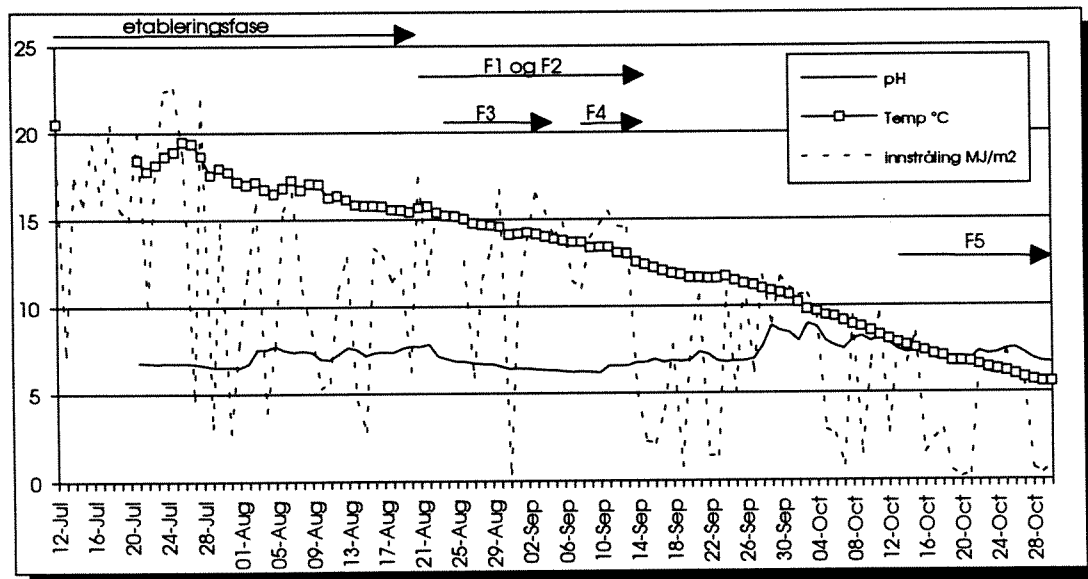
Dersom eksperimentelle oppsett skal gi resultater, som det kan trekkes sikre konklusjoner av, er det viktig å ha kontrollerte betingelser. Enkle forsøk med bare en til to variable ser ut til å gi mest utsagnskraftige resultater. I løpet av et lengre eksperiment vil det som regel oppstå uforutsette ting, som gjør at det er en fordel å ha sin daglige arbeidsplass i nærheten av forsøksanlegget. Det er også en fordel å være flere som er godt inne i problemstillingen og kan avlaste det daglige oppsynet med forsøksanlegget.

3. Resultater og diskusjon, forsøk 1989

3.1 Fysisk/kjemiske forhold

Innledende forsøk ble utført i perioden 12.mai til 12.juli i renneanlegget. I denne perioden ble det brukt både overflatevann og bunnvann. Dette kan forklare en del av variasjonene i den eksperimentelle fasen senere mhp. podemateriale til rennene R1-R3 som fikk overflatevann, i forhold til R4-R6 som hadde kaldtvann. Tidligere erfaring har vist at etablering i kaldt vann tar lenger tid. I perioden etter 12.juli ble det bare benyttet overflatevann. Kjemisk vannkvalitet er omtalt i kap.2.2.

I figur 3.1 er fremstilt vanntemperatur og pH i overflatevann i hele forsøksperioden 12.juli-30.oktober, samt globalinnstråling. I tidsrommet med algeetablering før tilsetning av bunndyr gikk temperaturen jevnt nedover fra ca. 20 til 15.5 °C. Under samtlige forsøk med beiting av bunndyr sank temperaturen fra ca. 15°C jevnt ned mot 6°C ved slutten av forsøksperioden. pH ble målt kontinuerlig i overløpskaret før fordeling til rennene. Den er derfor ikke representativ for pH i selve rennene med algebegroing. Den er likevel tatt med som en indikasjon på perioder som har vært spesielt gunstig for algevekst, dvs perioder med høy pH. Normalt ligger pH i Maridalsvannet mellom 6 og 7. Verdier over 7 i august og spesielt når temperaturen lå i området 8-12 °C i september-oktober indikerer slike gunstige vekstperioder. Temperaturutviklingen viser god overensstemmelse med globalinnstrålingsdata.



Figur 3.1. Døgnmiddelverdier for temperatur og pH i overløpskaret i hele forsøksperioden 12.juli-30.oktober 1989. Døgnsummer for globalinnstråling målt ved stasjon 1870 Blindern er tatt med. Varighet av de enkelte forsøk F1-F5 (se tabell 2.3) er markert.

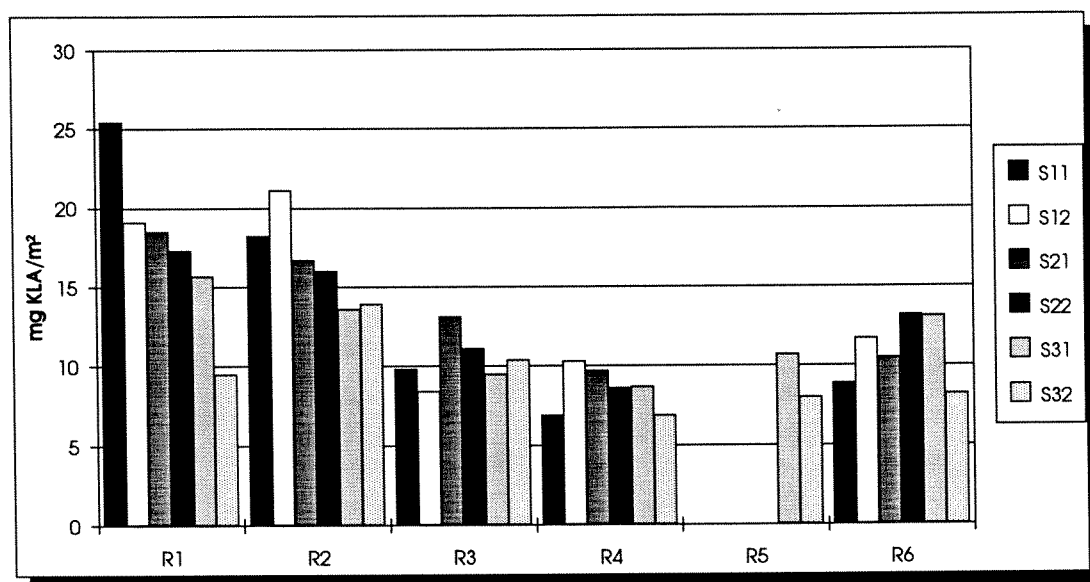
3.2 Utvikling av algebegroing

3.2.1 Kvantitativ utvikling algebegroing

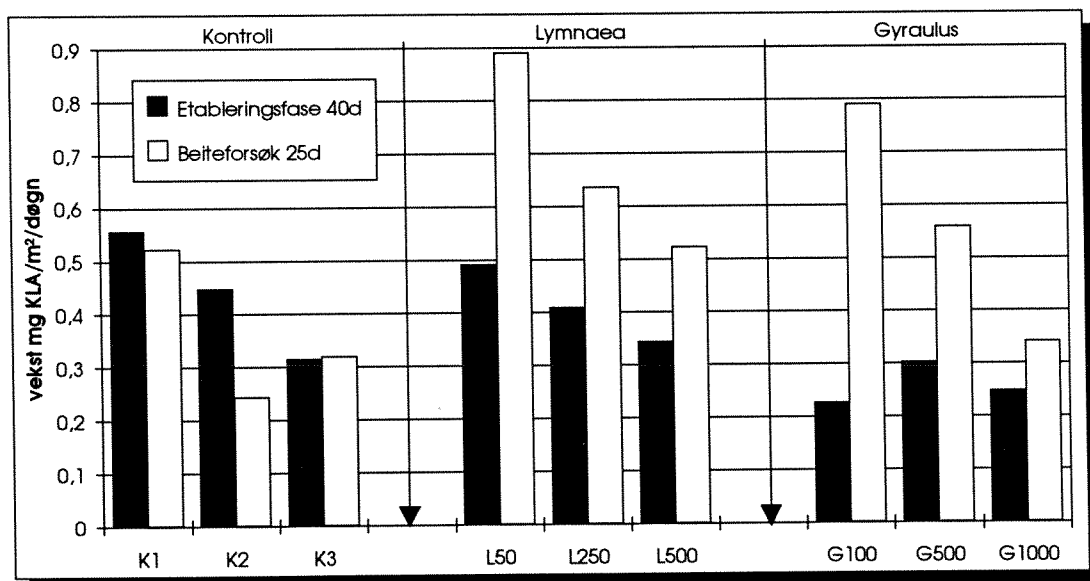
For å illustrere den kvantitative utvikling av algebegroing etter en etableringsfase på 40-43 dager, er det i figur 3.2 satt opp de enkelte resultater fra i alt 6 prøver fra hver renne langs en strekning på ca. 6m. Som det fremgår av figuren var det forskjeller i biomassen både mellom de 6 rennene og innen hver enkelt renne til tross for tilnærmet like fysisk/kjemiske forhold. Spesielt i R1 og R2 var det klare

indikasjoner på en gradient med avtagende biomasse langs de 6 m nedover i renna. Dette er forhold som er viktig å ta med i de senere tolkninger av beiteforsøkene.

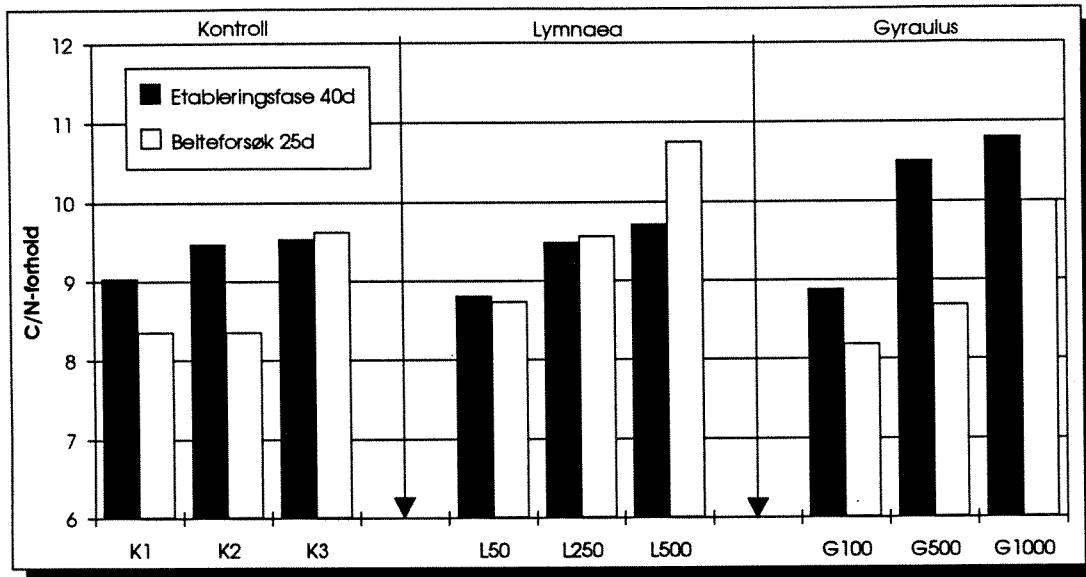
Etter 40 dager var det oppnådd en midlere algebiomasse på 8.5 - 17.6 mg chl a/m² i de ulike rennene med en total variasjonsbredde på 6.9 - 25.4 mg chl a/m². Prosentvis standard avvik lå på 15 - 29%, som ligger innenfor det normale variasjonsmønter observert tidligere (Traaen og Romstad 1987, Berge og Källquist 1989). De oppnådde biomassenivåer tilsier fullstendig kolonisering av bunnarealet og at kiselalgebelegget som koloniserer først var godt iblandet trådformede grønnalger på tidspunkt ved forsøkstart.



Figur 3.2. Kvantitativ utvikling av algebegroing i rennene R1-R3 etter 40 dager (12.07-21.08) og R4-R6 etter 43 dager (12.07-24.08). S11-S32 angir en strekning fra øverst til nederst innen hver renne på ca. 6m.



Figur 3.3. Algevekst målt som mg chl a/m²/døgn i etableringsfase 40 døgn (12.07-21.08) og reetableringsfase under beiteforsøk med snegl 25 døgn (21.08-15.09).



Figur 3.4. C/N-forhold i algebiomasse etter etableringsfase 40 døgn (12.07-21.08) og etter reetableringsfase 25 døgn (21.08-15.09) med beiteforsøk med snegl.

Det ble gjort forsøk med reetablering av algebiomasse på fliser som var blitt høstet etter 40 døgn og som ble satt tilbake ved start på den påfølgende 25 døgns forsøksperioden med beiting av sneglene *Lymnaea peregra* og *Gyraulus acronicus*. I figur 3.3 er satt opp veksthastighet for algebegroingen i perioden før start på beiteforsøk og i perioden med beiteforsøk. En vesentlig forskjell mellom de to periodene var seksjonsinndelingen under beiteforsøket, som bl.a. ga lavere strømhastighet (se kap.2.3).

Mens det i etableringsperioden ble oppnådd gjennomsnittlige veksthastigheter på 0.23 - 0.56 mg chl $a/m^2/døgn$, ble det i perioden med beiteforsøk oppnådd gjennomsnittlige veksthastigheter på 0.24 - 0.89 mg chl $a/m^2/døgn$. I R1 som var kontroll og referanse var veksthastigheten i de to perioder svært lik, mens i rennene med beitende snegl var det store forskjeller i form av betydelig større veksthastighet både i forhold til etableringsperioden i forkant og i forhold til kontrollrenna under beiteforsøket. Siden kontrollrenna oppførte seg likt under begge forsøksbetingelser, både uten og med seksjonsinndeling, er det grunn til å anta at tilstedeværelsen av snegl har hatt en markert effekt på reetableringen av algebiomasse. Den tydelige gradienten innen hver renne med størst veksthastighet øverst og et gradvis avtak nedover ble ennå tydeligere i forsøket med tilstedeværelsen av snegl. Økt løsrivelse, redusert strømhastighet og aktiv beiting av bunndyr med forskjellig tetthet er alle faktorer som har virket samtidig under beiteforsøkene. En nærmere diskusjon om virkningen av de enkelte faktorer vil bli gitt under resultatene av beiteforsøkene.

Figur 3.4 viser C/N-forholdet i algebegroingen etter 40 døgns etableringsfase og etter 25 døgn med beiteforsøk. C/N-forholdet varierte totalt mellom 8 og 11, som ligger innenfor det naturlige variasjonsområdet. Med unntak av en tendes til økende C/N-forhold nedover i rennene, samt lave C/N-forhold i biomasser med de høyeste veksthastigheter, var det ingen klare entydige variasjonsmønstre. Det ble oppnådd biomassenivåer på 6.1 - 22.3 mg chl a/m^2 under rekoloniseringen i beiteforsøket, de samme nivåer som under etableringsfasen uten at dette ga seg større utslag i C/N-forholdet. Generelt ser det ut for at unge friske algebiomasser i rask vekst har et lavere C/N-forhold enn algebiomasser i langsom vekst og eldre større algebiomasser. Det forklares ved høyt innhold i algene av proteinholdige enzymer (med nitrogen) ved aktiv vekst.

Resultatene fra den kvantitative utvikling av algebegroing viser at forholdene i renneanlegget har vært noe varierende og at en ikke har hatt full kontroll med alle parametre til enhver tid. Samtidig viser

resultatene god overensstemmelse med tidligere resultater av kvantitativ utvikling av algebegroing i rennene.

3.2.2 Kvalitativ utvikling algebegroing

Det ble tatt kvalitative prøver av begroingssamfunnet i alle rennene før bunndyr ble tilsatt ved forsøkstart. Tabell 3.1 viser forekomst av begroingsorganismer før bunndyr ble tilsatt. Algesamfunnet utviklet seg svært likt i alle rennene med hensyn på artssammensetning. Lange gulbrune tråder av kiselalgen *Tabellaria flocculosa* dannet den første synlige begroingen. Mengden økte gradvis samtidig som innslaget av trådformede grønnalger dominert av *Bulbochaete* sp., *Mougeotia* sp. og *Zygnema b*, ble tydelig etter ca. en måned. Da forsøkene med tilsetning av bunndyr startet var det et velutviklet begroingssamfunn med en blanding av kjededannende kiselalger og trådformede grønnalger. Dette samfunnet holdt seg ut hele forsøksperioden. Den kvalitative utvikling av begroingssamfunnet var svært lik den som er observert i tidligere forsøk med etablering av begroing i overflatevann fra Maridalsvannet (Traaen og Romstad 1987, Berge og Källquist 1989).

Tabell 3.1. Artssammensetning av begroingssamfunn i rennene R1-R6 under forsøkene i 1989. (*= til stede, **= vanlig og ***= dominerende)

Arter	R1	R2	R3	R4	R5	R6
Chlorophyceae-GRØNNALGER						
<i>Bulbochaete</i> sp.	***	***	***	***	***	***
<i>Closterium</i> sp.				*		*
<i>Cosmarium</i> spp.	**		*	*	*	**
<i>Euastrum elegans</i>	*		*		*	
<i>Mougeotia a</i> (5 µm) lange celler	***	***	***	***	***	***
<i>Mougeotia</i> sp. (11 µm) korte celler	***	***	***	**	***	***
<i>Mougeotia</i> sp. (20 µm)			***	*		**
<i>Oedogonium a</i> (4-8 µm)	**	**	*		**	**
<i>Oedogonium</i> sp. (20 µm)	**		**			
<i>Penium</i> sp.			*	*		
<i>Pleurotaenium</i> sp.	*					
<i>Staurastrum</i> spp.	*					*
<i>Staurodesmus</i> sp.	*	*	*	*	*	
<i>Teilingia granulata</i>	*		*		*	*
<i>Zygnema b</i>	***	***	**	***	***	***
Bacillariophyceae-KISELALGER						
<i>Achnanthes minutissima</i>		*	**		**	**
<i>Synedra</i> sp.	**	**	*	*		*
<i>Tabellaria flocculosa</i>	***	***	***	***	***	***
Chrysophyceae-GULALGER						
<i>Chrysoxys maior</i>					***	

3.3 Effekter av bunndyr på algebegroing

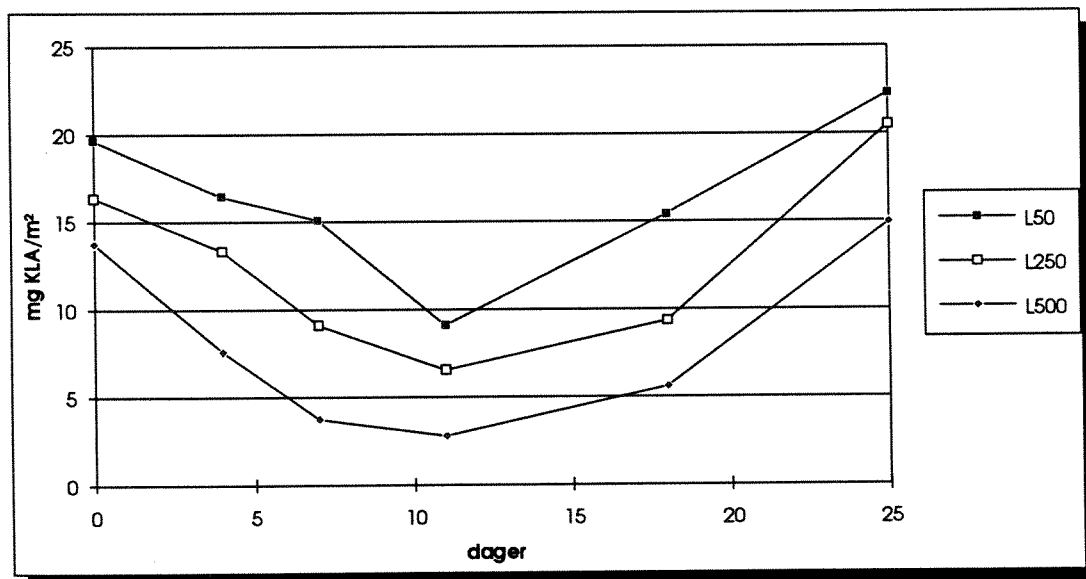
Det ble gjort 5 ulike forsøk med effekter av bunndyr på algebegroing, se metodekapitel 2.3 og figur 3.1. Forsøkene er presentert som selvstendige avsnitt.

3.3.1 Effekter av vanlig damsnegl (*Lymnaea peregra*) F1

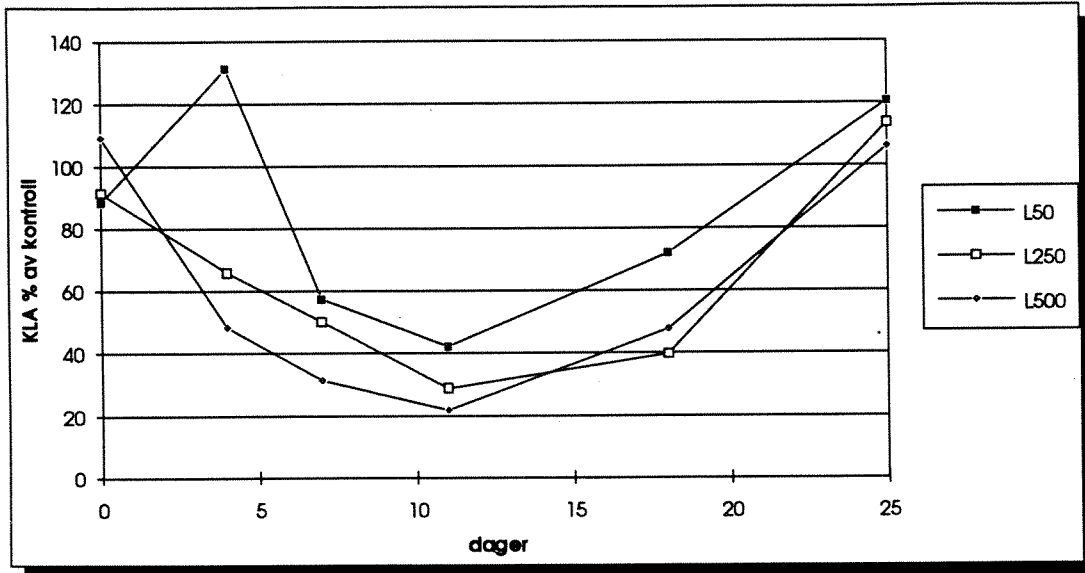
Det ble gjort forsøk med 3 forskjellige tettheter av *Lymnaea peregra*, henholdsvis 50, 250 og 500 individer pr. m². Utviklingen av algebiomassen i forsøkseksjonene er fremstilt i figur 3.5, mens biomasseutvikling i forhold til kontrollseksjonen er fremstilt i figur 3.6. Alle seksjoner med snegl fulgte samme mønster med en jevn nedgang i algebiomassen de første 11 dager, for deretter å stige til nivåer over utgangskonsentrasjonene etter 25 dager. Nedgangen i algebiomasse var i størrelsesorden 9.8 - 11 mg chl a/m² i alle seksjoner med snegl, noe som tyder på at nedgangen var tilnærmet uavhengig av tettheten av snegl. Ser en derimot nedgangen i algebiomasse i forhold til kontrollen ble det oppnådd maksimal nedgang i algebiomassen etter 11 dager med reduksjoner på henholdsvis 58, 71 og 78 % med økende tetthet av snegl.

C/N-forholdet i algebegroingen varierte innenfor verdiene 8-11, og viste en klar nedgang i alle seksjoner med snegl i løpet av forsøket (figur 3.7). Denne utviklingen var mindre markert i kontrollseksjonene.

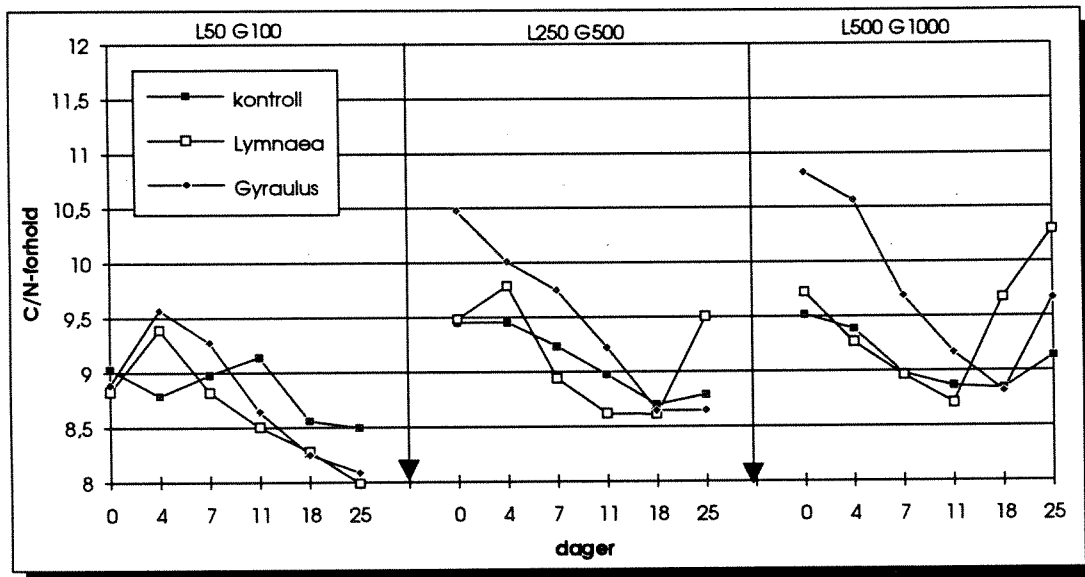
Resultatene viser at tilstedeværelsen av snegl trolig hadde en effekt på begroingen i hele perioden på 25 dager. I de første 11 dager synes det som om beiteeffekten kombinert med løsrivingseffekten var størst noe som medførte reduksjon i algebiomassen. Løsrivingseffekten kan igjen deles opp i løsriving som funksjon av sneglenes aktivitet og løsriving som følge av mekaniske forstyrrelser i forbindelse med oppstuvning av vann, endring i strømforhold og variasjoner i vannstand i forbindelse med akkumulering av driv på sperrene mellom seksjonene. Hvilken av disse effekter som hadde størst betydning er vanskelig å kvantifisere. I et senere forsøk med *Gyraulus acronicus* ble det gjort forsøk på å kvantifisere drivet mer i detalj. Etter 11 dager økte algebiomassen jevnt, noe som kan tyde på at sneglene sluttet å beite, eventuelt at de ikke klarte å beite ned en algebiomasse som fikk stadig gunstigere vekstforhold etter som eldre algebiomasse ble fjernet kombinert med en mulig gjødseffekt av sneglenes avføring. Et stadig lavere C/N-forhold tyder på en ung algebiomasse i rask vekst. En viss dødelighet av snegl med dertil redusert beiteeffekt samt noe gjødseffekt kombinert med noe redusert strømhastighet har trolig vært de dominerende faktorer i de siste 14 dagene av forsøket.



Figur 3.5. Utvikling av algebiomasse (mg chl a/m²) i seksjoner med tetthetene 50, 250 og 500 individer/m² av vanlig damsnegl (*Lymnaea peregra*). (Forsøk 21.08-15.09.89).



Figur 3.6. Utvikling av algebiomasse i seksjoner med tetthetene 50, 250 og 500 individer/m² av vanlig damsnegl (*Lymnaea peregra*) i % av tilsvarende kontrollseksjon. (Forsøk 21.08-15.09.89).



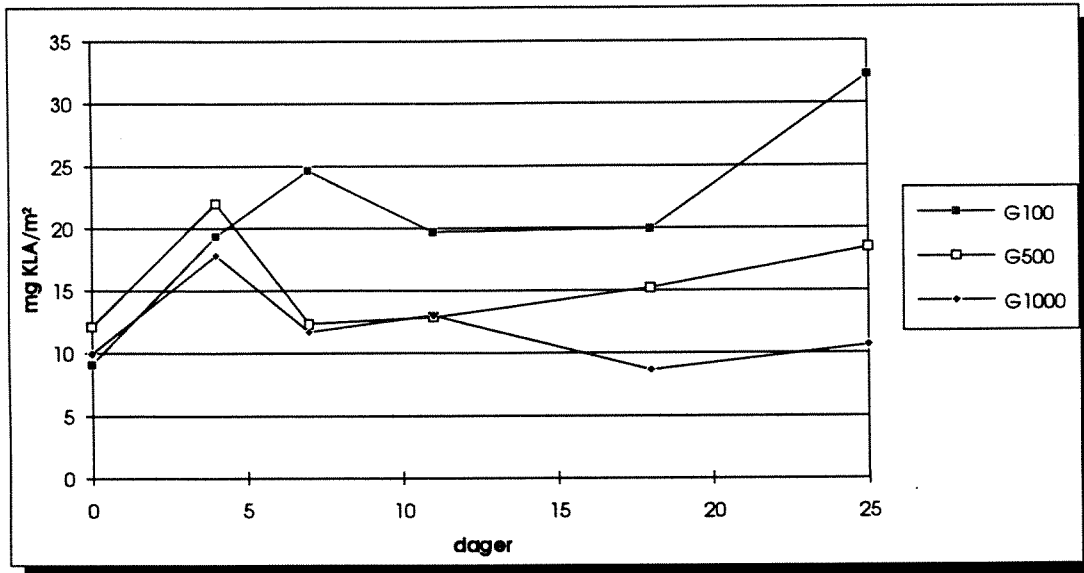
Figur 3.7. C/N-forholdet i algebiomassen i forsøkene med vanlig damsnegl (*Lymnaea peregra*) (L50, L250 og L500) og skivesnegl (*Gyraulus acronicus*) (G100, G500 og G1000). (Forsøk 21.08-15.09.89).

3.3.2 Effekter av skivesnegl (*Gyraulus acronicus*) F2

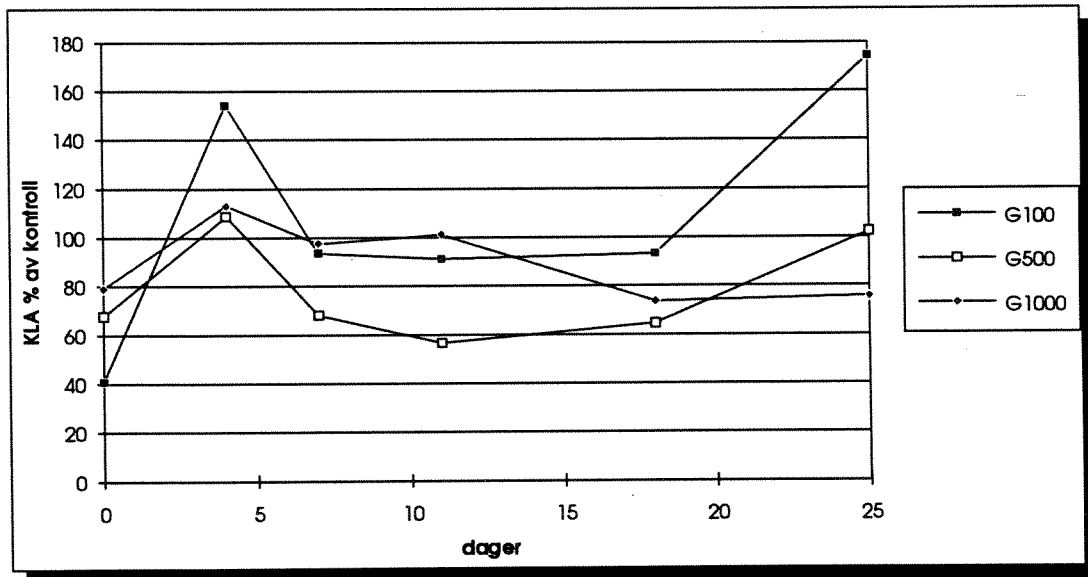
Det ble gjort forsøk med 3 forskjellige tettheter av *Gyraulus acronicus*, henholdsvis 100, 500 og 1000 individer pr. m². Utviklingen av algebiomassen i forsøkseksjonene er fremstilt i figur 3.8, mens biomasseutvikling i forhold til kontrollseksjonen er fremstilt i figur 3.9. Det var ingen klar nedgang i algebiomassen i noen seksjoner med snegl. Biomassen holdt seg relativt stabil i seksjonen med størst tetthet av snegl, mens den økte i seksjonene med tettheter på 100 og 500 individer/m². I forhold til kontrollen (figur 3.9), var det i utgangspunktet lavere algebiomasse i seksjonene med snegl (40-80%). I begynnelsen av forsøket økte algebiomassen markert i alle seksjoner med snegl til nivåer over kontrollen. Deretter var økningen større i kontrollseksjonene slik at biomassenivået i seksjonene med

snegl holdt seg under 100%. Mot slutten av forsøket var det bare seksjonen med størst tetthet av snegl som hadde lavere biomasse enn kontrollen.

C/N-forholdet i algebiomassen viste samme tendens til nedgang i alle seksjoner med *Gyraulus* under forsøket (figur 3.7). Nedgangen var mer utpreget enn tilfellet var med seksjoner med *Lymnaea*.



Figur 3.8. Utvikling av algebiomasse (mg chl a/m²) i seksjoner med tetthetene 100, 500 og 1000 individer/m² av vanlig skivesnegl (*Gyraulus acronicus*). (Forsøk 21.08-15.09.89).

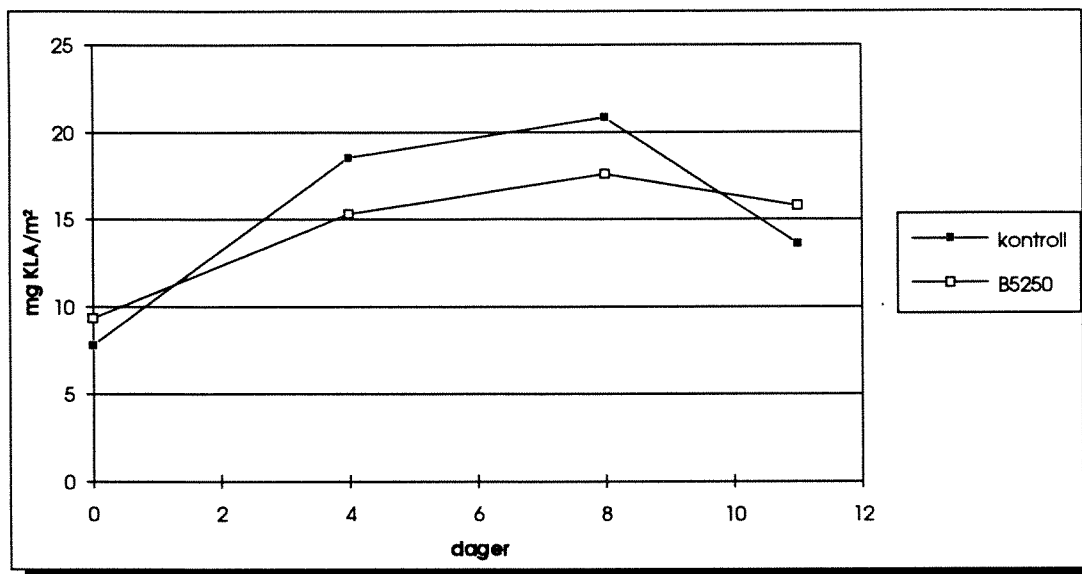


Figur 3.9. Utvikling av algebiomasse i seksjoner med tetthetene 100, 500 og 1000 individer/m² av vanlig skivesnegl (*Gyraulus acronicus*) i % av tilsvarende kontrollseksjon. (Forsøk 21.08-15.09.89).

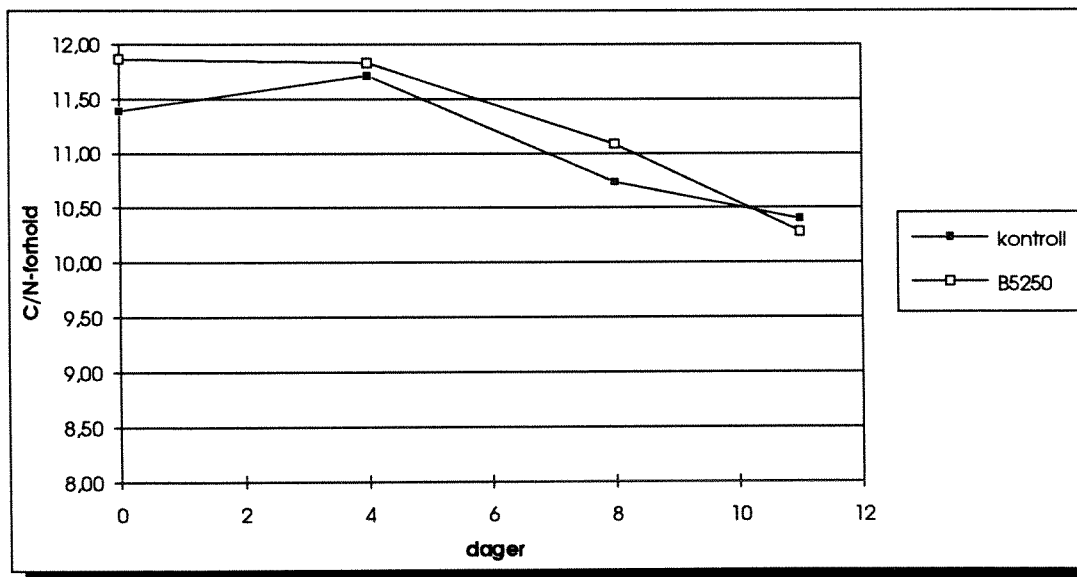
Resultatene fra forsøket med *Gyraulus acronicus* viste at tettheter med 100-1000 individer/m² ikke hadde noen stor effekt på utvikling av algebiomassen. Det var generelt små forskjeller i forhold til kontrollen. Tetthetene 500 og 1000 snegl/m² synes å kunne begrense økningen i fastsittende algebiomasse i en kortere periode. Et stadig lavere C/N-forhold tyder på en fornyelse av algebiomassen

på den måten at de eldste algene ble løsrevet og erstattet med nye i rask vekst. De små forskjellene mellom kontrollseksjoner og seksjoner med snegl tyder på at mekanisk løsriving utenom løsriving som følge av sneglenes aktivitet var dominerende. Direkte beiteeffekt av *Gyraulus* kan vanskelig påvises i dette forsøket.

3.3.3 Effekter av døgntfluen *Baetis rhodani* F3



Figur 3.10. Utvikling av algebiomasse (mg chl a/m²) i seksjon med *Baetis rhodani* (tetthet 5250/m²) og tilsvarende kontrollseksjon. (Forsøk 24.08-04.09.89).



Figur 3.11. C/N-forholdet i algebiomassen i seksjon med *Baetis rhodani* (tetthet 5250/m²) og tilsvarende kontrollseksjon. (Forsøk 24.08-04.09.89).

Det ble gjort bare ett forsøk med døgntfluen *Baetis rhodani*. Figur 3.10 viser utvikling av algebiomasse over tid. I løpet av 8 dager fikk man en økning av algebiomassen både i seksjonen med *Baetis* og i

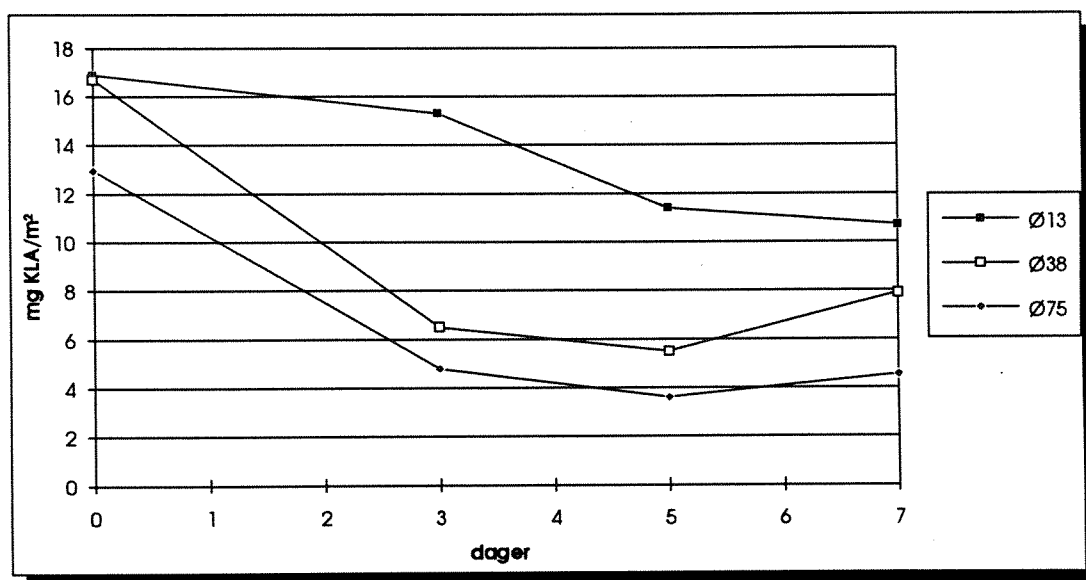
kontrollseksjonen. Størst økning i kontrollseksjonen kan tyde på en liten beiteeffekt av *Baetis*, men forskjellene var svært små. C/N-forholdet (figur 3.11) viste en svak nedgang i løpet av forsøksperioden både i kontrollseksjon og seksjon med *Baetis*, noe som tyder på en viss fornyelse av algebiomassen begge steder. Dette kan igjen tyde på at nedgang i biomasse var mer et utslag av mekanisk løsriving av eldre begroingsbiomasse enn beiteeffekt av *Baetis*-larvene. Forsøket gir for få holdepunkter til å karakterisere beiteeffekter av *Baetis* på begroing.

3.3.4 Effekter av Ørekyt F4

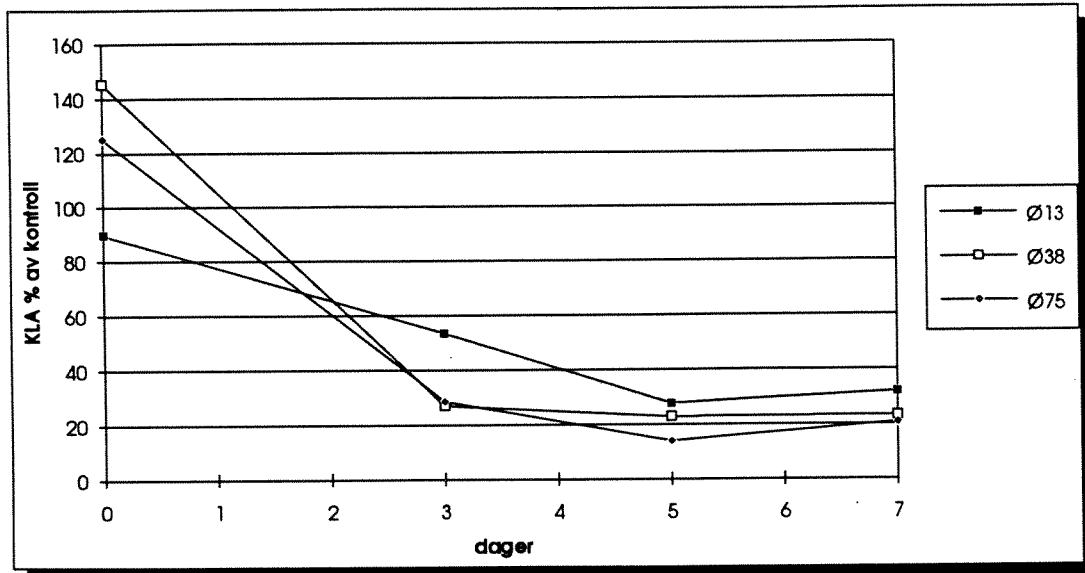
Det ble gjort forsøk med 3 forskjellige tettheter av Ørekyt, henholdsvis 13, 38 og 75 pr. m². Utviklingen av algebiomassen i forsøkseksjonene er fremstilt i figur 3.12, mens biomasseutvikling i forhold til kontrollseksjonen er fremstilt i figur 3.13. Det ble oppnådd en reduksjon i algebiomasse på 6.2 - 8.8 mg chl a/m² i alle rennene med Ørekyt. Laveste algebiomasse på 3.6 mg chl a/m², ble målt i seksjonen med størst tetthet av fisk etter 5 dager. Etter samme tidsrom var det i forhold til kontrollen oppnådd en reduksjon i algebiomassen på 72, 77 og 86% i seksjoner med økende tetthet av fisk.

Beiteeffekten var i dette tilfelle trolig minimal, da det ikke kunne påvises rester av alger i fiskenes mageinnhold. Den klare reduksjon i algebiomassen tilskrives derfor i hovedsak mekanisk løsriving som følge av fiskens bevegelser.

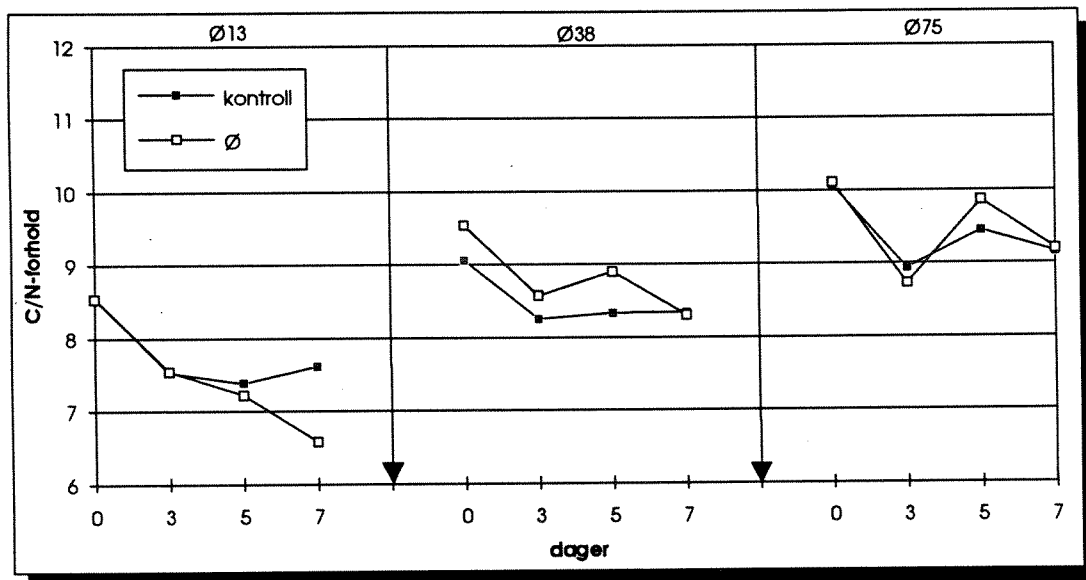
Det var ingen forskjell i C/N-forholdet i algebiomassen mellom seksjoner med fisk og tilsvarende kontrollseksjoner (figur 3.14). Det var imidlertid en tendens til en gradient med lavere C/N-verdier i de øvre seksjoner med minst tetthet av fisk i forhold til nederste seksjon med høyest tetthet av fisk. En rimelig forklaring på dette fenomen må foreløpig stå ubesvart.



Figur 3.12. Utvikling av algebiomasse (mg chl a/m²) i seksjoner med tetthetene 13, 38 og 75 individer/m² av Ørekyt. (Forsøk 08.09-15.09.89).



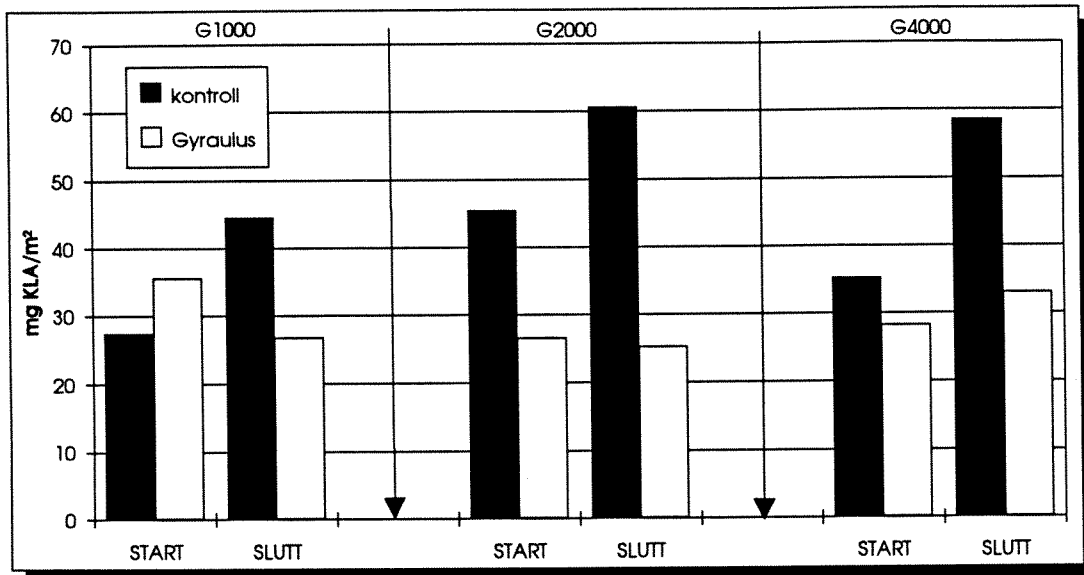
Figur 3.13. Utvikling av algebiomasse (mg chl a/m²) i seksjoner med tetthetene 13, 38 og 75 individer/m² av Ørekyt i % av tilsvarende kontrollseksjon. (Forsøk 08.09-15.09.89).



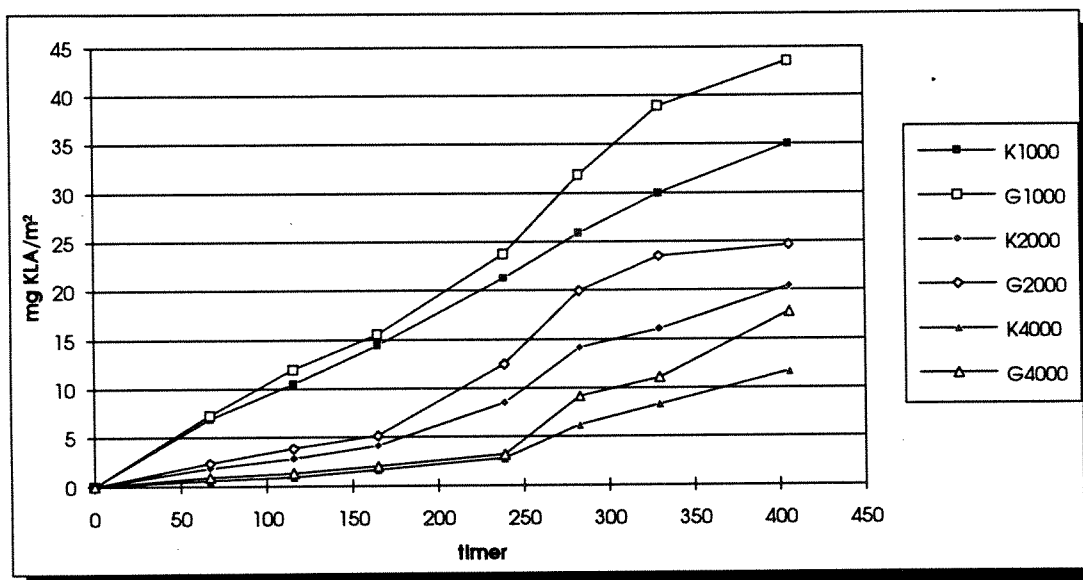
Figur 3.14. C/N-forholdet i algebiomassen i seksjoner med tetthetene 13, 38 og 75 individer/m² av Ørekyt i % av tilsvarende kontrollseksjon. (Forsøk 08.09-15.09.89).

3.3.5 Effekter av skivesnegl (*Gyraulus acronicus*) F5

Siste forsøk ble gjort med *Gyraulus acronicus* forholdsvis sent på høsten. Det ble brukt tetthetene 1000, 2000 og 4000 snegl/m². Det ble tatt ut biomasseprøver ved start og slutt (varighet 17 dager), se figur 3.15 og kvantitative drivprøver med få dagers mellomrom i hele perioden. I samtlige kontroll-seksjoner økte algebiomassen i størrelsesorden 15.2 - 23.4 mg chl a/m², mens det i seksjonene med snegl var reduksjoner på 9 og 1.4 mg chl a/m² henholdsvis ved tetthetene G1000 og G2000 og en liten økning på 4.7 mg chl a/m² ved tettheten G4000. Resultatene indikerer en viss effekt av tilstedeværelsen av snegl. Det var imidlertid små forskjeller i biomassenivået i alle seksjonene med ulik tetthet av snegl ved forsøkslutt, det indikerte at det ikke var sammenheng mellom økt beiteeffekt som følge av økende tetthet av



Figur 3.15. Fastsittende algebiomasse (mg chl a/m²) i seksjoner med *Gyraulus acronicus* (tetthet G1000, G2000 og G4000 snegl/m²) og tilsvarende kontrollseksjoner ved start og avslutning av beiteforsøk i perioden 13. - 30.oktober.

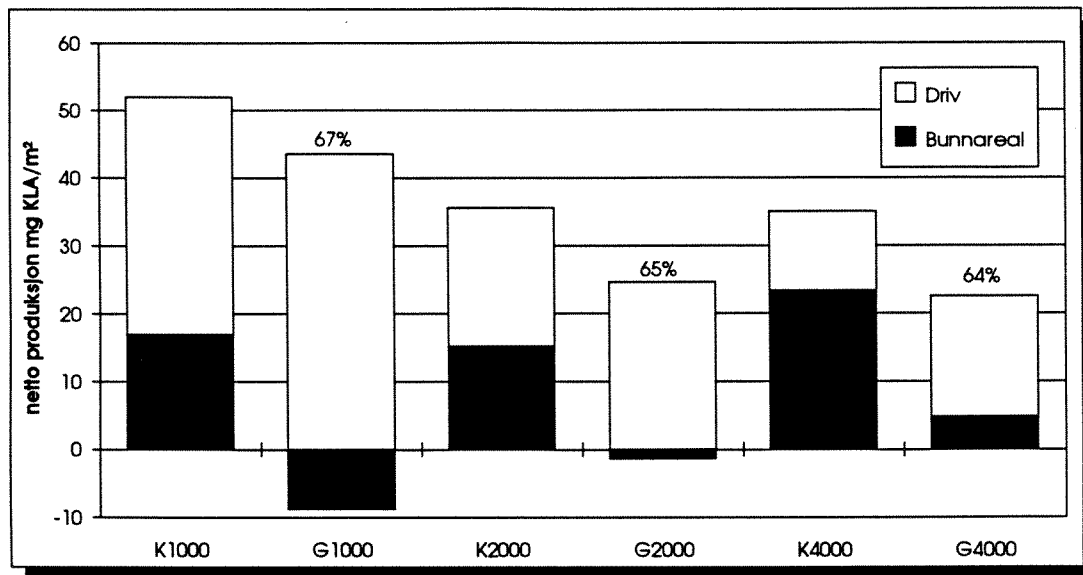


Figur 3.16. Kumulativt driv av algebiomasse (mg chl a/m²) i seksjoner med *Gyraulus acronicus* (tetthet G1000, G2000 og G4000 snegl/m²) og tilsvarende kontrollseksjoner (K1000, K2000 og K4000) i løpet av forsøksperioden 13. - 30.oktober.

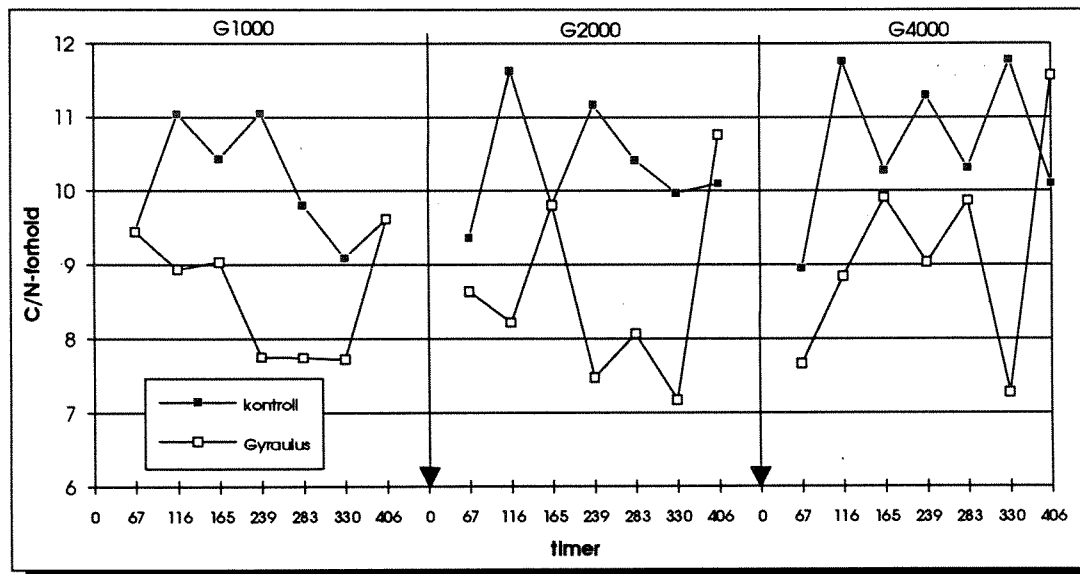
snegl.

Ser en på mengde driv av algebiomasse ut fra kontrollseksjoner og seksjoner med snegl (figur 3.16), fremgår en klar gradient i begge seksjonstyper. Det var avtagende mengde driv fra de øverste til de nederste seksjoner i hver renne, noe som medførte avtagende mengde driv ved økende tetthet av snegl. Denne effekten kan best forklares ved at mekanisk løsrivelse som følge av fysiske forstyrrelser ved bl. a. skifte av sperrer hadde størst effekt øverst i rennene og avtok gradvis nedover i systemet. Det var imidlertid størst driv ut fra seksjoner med snegl i forhold til tilsvarende kontrollseksjon. Sammenlignbare seksjoner utviklet seg likt de første 7-10 dager, etter dette økte forskjellen markert.

Resultatene må kunne tolkes som en effekt forårsaket av sneglenes aktivitet. Igjen er det vanskelig å påvise noen sammenheng mellom tetthet av snegl og mengde driv.



Figur 3.17. Netto produksjon av fastsittende algebiomasse og drivmateriale målt som mg chl a/m² i seksjoner med *Gyraulus acronicus* (tetthet G1000, G2000 og G4000 snegl/m²) og tilsvarende kontrollseksjoner (K1000, K2000 og K4000) i løpet av forsøksperioden 13. - 30.oktober.



Figur 3.18. C/N-forhold i drivprøver av algebiomasse i seksjoner med *Gyraulus acronicus* (tetthet G1000, G2000 og G4000 snegl/m²) og tilsvarende kontrollseksjoner (K1000, K2000 og K4000) i løpet av forsøksperioden 13. - 30.oktober.

For å få et mål på total algeproduksjon og dermed total effekt av snegl, er det i figur 3.17 satt opp netto produksjon av algebiomasse målt både på bunnarealet og som driv. Som det fremgår av figuren var det stor netto produksjon av algebiomasse i alle seksjoner både med og uten snegl til stede. Det ble imidlertid målt en større biomasseøkning i kontrollseksjonene enn i seksjonene med snegl. I seksjonene med tetthetene 1000, 2000 og 4000 snegl/m² ble det målt henholdsvis 67, 65 og 64% av tilsvarende

biomasseproduksjon i kontrollseksjonen. Dette kan også tyde på at tilstedeværelsen av snegl har hatt en effekt, men at effekten har vært tilnærmet uavhengig av tettheten av snegl.

C/N-forholdet i drivmaterialet lå på 7-12 gjennom hele forsøket og viste ingen systematiske variasjoner i tid i løpet av forsøksperioden (figur 3.18). Det var gjennomgående lavere C/N-forhold i driv ut fra seksjonene med snegl. Dette kan indikere driv av yngre algebiomasse ut av seksjonene med beitende snegl til stede eller at algebiomassen her er påvirket av en liten gjødseleffekt fra sneglene.

3.3.6 Diskusjon - effekter av bunndyr på algebegroing.

Hensikten med beiteforsøkene i 1989 var å studere og gjøre forsøk på å kvantifisere effekten av forskjellige typer beitere på aggregater av trådformete alger i rennende vann. Forsøkene ble lagt til kunstige "bekker" i form av renner, hvor det ble antatt å være lettere å kontrollere og manipulere med forsøksbetingelsene enn i naturlig rennende vann, samtidig som det ligger nærmere virkeligheten enn rene laboratorie-forsøk. De brukte rennene viste seg imidlertid ikke så godt egnet til forsøk med beitende bunndyr som antatt, og de praktiske problemene var langt større enn antatt. Likevel framkom det endel resultater av generell interesse, som vil bli diskutert og sammenlignet med lignende forsøk i utlandet. Videre forsøk under kontrollerte betingelser bør foretas i bedre egnete renner for bunndyr enn de som ble anvendt til disse forsøkene.

I den innledende fasen ble flere ulike former for beitere vurdert, og enkelte ble utprøvd i innledende forsøk. I utenlandske undersøkelser er larver av flere arter vårfluer kjent for å være effektive beitere på trådformete alger (McAuliffe 1984, Jacoby 1987, Lamberti et al. 1987). Blant norske vårfluer er det relativt få som er kjent som beitere på store algebiomasser. De fleste befinner seg innenfor familien Limnephilidae. Disse artene kan være vanskelige å artsbestemme som larver, dessuten er det vanskelig å oppdrive dem i tilstrekkelige mengder. Hvis vårfluer skulle ha blitt benyttet i beiteforsøkene, ville det trolig vært nødvendig med kultivering. Disse praktiske vanskelighetene førte til at vårfluelarver ble droppet som mulige beitere.

To typer algespisende døgnfluelarver ble også testet innledningsvis. *Heptagenia sulphurea* mistrives i rennene, og var på grunn av sin flate form istand til å presse seg ned i sprekke mellom flisene og skjule seg under flisene. *Baetis rhodani* er en svømmende art, og klarte til en viss grad å holde seg på plass i rennene, selv om endel ble spylt ned mot sperren som begrenset seksjonen. I første omgang ble derfor døgnfluelarver oppgitt som beiter.

Blant fjærmygglarver er det mange effektive beitere på alger. Disse larvene beiter imidlertid mest på kiselalgebelegg, og trolig i mindre grad på trådformete alger (Pinder 1986). I tillegg er fjærmygglarver så små at de viste seg umulige å holde på plass i seksjonene med de relativt grovmaskete sperrenettene som var nødvendige for å unngå oppstuvnings-effekter.

Mange snegl er kjent for å være effektive beitere på påvekstalger (Kehde og Wilhm 1972, Sumner og McIntire 1982, Lamberti et al. 1987), og mange arter beiter selektivt (DeNicola et al. 1990, Tuchman og Stevensen 1991). To sneglearter, vanlig damsnegl (*Lymnaea peregra*) og vanlig skivesnegl (*Gyraulus acronicus*) var enkle å samle i det antall som var nødvendig til beiteforsøkene. Innledende forsøk i mai 1989 viste at *L. peregra* i lave tettheter var istand til å fungere i rennene. De ble tilsatt et lite etablert samfunn av kiselalger (ca. 2-3 mg klorofyll a/m²). En tetthet på 200 snegl pr. m² renspte et areal på 0.5 m² på 4-6 døgn. Dette resultatet la grunnlaget for videre eksperimenter med *L. peregra*.

I likhet med mange andre arter av snegl må *L. peregra* regnes som en effektiv beiter på alger. *L. peregra* er vanligst i stillestående vann, men kan også finnes i rennende vann hvor strømmen ikke er for sterk. Snegl har som oftest liten betydning i norske lotiske systemer, men de ble valgt som beitere i dette forsøket fordi de var enkle å arbeide med i rennesystemet og fordi de lett kunne samles i tilstrekkelig

antall. Snegl ble derfor valgt for å studere effektene av en generell, effektiv beiter.

Det seinere forsøket (F1) viste at en naturlig tetthet av *L. peregra* hadde en klar effekt på utviklingen av algesamfunnet. Årsaken til dette var ikke bare beiting, en del skyltes også løsrivelse. De fleste sneglene ble observert på flisenes overflate, hvor de beitet direkte på begroingen. Til en viss grad ble de observert hengende på aggregatene av trådformete alger, og det kunne også virke som de kunne beite direkte på disse eller eventuelt på epifyttiske alger som vokste på disse igjen. Den markerte nedgangen i biomasse målt både som klorofyll a og tørrvekt de første 11 dagene av forsøket viste at sneglenes tilstedeværelse gjennom beiting eller løsriving fjernet en betydelig del av biomassen (Fig. 3.5). De siste to ukene viste biomassen målt som tørrvekt en svak økning for alle tetthetene av snegl, men nådde ikke opp på referansenivået. Mengden klorofyll a økte betydelig mer, og passerte verdiene i referanserenna mot slutten av forsøket. En viktig årsak til denne utviklingen kan ha vært at sneglenes aktiviteter fjernet eldre og døde alger, og på denne måten bidro til å øke produktiviteten. Store algeaggregater kan virke hemmende på videre vekst ved å modifisere fysiske og kjemiske forhold, spesielt ved å redusere lystilgangen. Det er kjent at tilstedeværelse av beitere bidrar til økt produktivitet (Lamberti og Resh 1983, Lamberti et al. 1987). Tilstedeværelsen av snegl kan derfor hindre algesamfunnet i å stagnere og eldes. Dette er kjent fra tidligere undersøkelser (Lamberti og Moore 1984). I referanserenna uten snegl var det ingen klare trender i utviklingen av algebiomasse. Dette kan antyde at algesamfunnene hadde nådd et modningspunkt da sneglene ble satt ut, og at beitingen medførte fornyelse og økt produksjon, mens referansesystemet uten beitere stagnerte. Dette indikerer at effektive beitere kan redusere akkumulering av større algebiomasser i rennende vann. Dette er i samsvar med hva som er dokumentert i endel utenlandske undersøkelser (Eichenberger og Schlatter 1978, Lamberti og Resh 1983, Jacoby 1987). Dette resultatet kombinert med at sneglene hurtig fjernet den begynnende algeveksten i det innledende forsøket viste at tilstedeværelse av en tilstrekkelig tetthet av effektive beitere kan være et viktig bidrag for å hindre akkumulering av større mengder algebegroing i rennende vann. Det er kjent at de tidlige stadiene av flere typer begroingsalger relativt lett beites ned, mens større aggregater er langt vanskeligere for de fleste beitere (Brown 1961, Moore 1975). En medvirkende årsak til økningen i biomasse i siste halvdel av forsøket kan ha vært en viss dødelighet blant sneglene. Det virket også som de ble mer passive etterhvert. Trolig var forholdene i rennene langt fra optimale for sneglene. Noe av økningen i biomasse etterhvert kan muligens forklares med at sneglene i utgangspunktet beitet selektivt på enkelte av algene, slik at dette etterhvert medførte en økning i biomasse av de minst attraktive algegruppene. Trolig tilpasset algesamfunnet seg etterhvert tilstedeværelsen av snegl, og de nye aggregater som vokste fram var bedre tilpasset beiting og mekaniske forstyrrelser.

Vanlig skivesnegl (*Gyraulus acronicus*) fungerte dårligere som beiter i forsøkene selv om tettheten var den dobbelte av *L. peregra*. *G. acronicus* har en mindre fot enn *L. peregra* og et flatt hus, og er derfor langt mindre tilpasset strøm enn denne. Endel *G. acronicus* ble funnet i nedre del av seksjonene, fordi de var blitt tatt av strømmen. *L. peregra* med sin brede fot og mer kompakte form virket bedre tilpasset de strømmende forhold i rennene og ble i mindre grad spylt ned mot sperrene. Selv om tetthetene av *G. acronicus* var stor (opptil 1000 pr. m²) var det bare svake effekter på utviklingen i algebegroingen. Bortsett fra innledningsvis lå algemengden endel (ca 0-40%) lavere enn i referanserenna. Dette kan reflektere en viss effekt av beiting og løsriving, men mindre tydelig enn for *Lymnaea peregra*. Siden algebiomassen avtok med økende tetthet av *G. acronicus* (figur 3.8) antyder dette også at sneglene hadde en viss effekt. På den annen side kan det være av betydning at seksjonene med lavest tetthet av snegl var øverst, og dermed i større grad influert av sedimentering av algemateriale fra Maridalsvannet og overløpskaret.

Forsøket seinere på høsten hvor tetthetene av *G. acronicus* ble sterkt øket, ga en tydeligere effekt på algesamfunnet. Seksjonene med snegl viste ikke særlige endringer i algebiomassen, mens de uten snegl viste en klar økning i biomassen (figur 3.15). Kvantifisering av driv fra hver seksjon under dette forsøket antydte at en stor del av denne forskjellen i algeutvikling skyltes løsrivelse (Fig. 3.16). *G. acronicus* hadde en klar effekt på et veletablert algesamfunn når tettheten var høy nok. Effekten hadde trolig vært større hvis algesamfunnet hadde vært i en tidligere fase uten for store aggregater.

I de to første forsøkene (F1 og F2) med *L. peregra* og *G. acronicus* som beitere ble fliser hvor algene var fjernet lagt ut igjen for å studere re-etablering av algebegroing med og uten snegl tilstede. Det viste seg at re-etableringen (målt som tilvekst pr. døgn) i referanserenna uten snegl var omlag den samme som i etableringsfasen (Fig. 3.3). I seksjonene med snegl derimot var tilveksten pr. døgn betydelig større enn i etableringsfasen. Tilveksten avtok i påfølgende seksjoner nedover i hver renne, slik at den var høyest i de øverste seksjonene med lavest tetthet av snegl. Årsaken til den økte tilveksten under re-etablering i rennene med snegl sammenliknet med referanserenna er ukjent. Avtaket i graden av tilvekst med økende snegletetthet kan forklares ved at den nyetablerte begroingen på de rengjorte flisene var en mer attraktiv næring for sneglene enn den veletablerte og stagnerte begroingen. Dessuten var trolig de rengjorte flisene bedre oppholdssteder for snegl enn de kraftig begrodde flisene. Dette antyder igjen at tilsetning av beitere til en lite etablert begroing vil føre til en bedre kontroll.

Døgnfluene har også mange arter som ofte finnes i algebegroinger, hvor de finner habitat og næring. Spesielt gjelder dette slekten *Baetis* (Williams og Winget 1979, Dudley et al. 1986). Fuller et al. (1986) reduserte algeproduksjonen til nesten null ved å dekke et bekkeavsnitt med svart plast. Dette førte til en sterk reduksjon i antallet av døgnfluen *Baetis tricaudatus*. Andre dyregrupper som knott og fjærmygg ble ikke redusert. Effekten av *Baetis* på algevekst er trolig liten (McAuliffe 1984), siden de beiter spredt og flekkvis (DeNicola et al. 1990). Mange døgnfluer beiter helst på kiselalger og har derfor liten effekt på trådformete grønnalger (Jacoby 1987). En tetthet av *Centroptilum*-larver på 500 pr m² hadde liten effekt på algebiomassen etter 48 døgn, mens en tetthet på 200 larver pr m² av vårfluen *Dicosmoecus* til sammenligning reduserte biomassen med mer enn 95% etter 48 døgn (Lamberti et al. 1987). Store tettheter av døgnfluer er likevel vist å ha betydelig effekt på algevekst over tid. Dette er vist gjennom forsøk i eksperimentelle elver med døgnfluene *Ameletus* (Hill og Knight 1987) og *Heptagenia* (Coletti et al. 1987).

Den noe lavere veksten av alger i renna med *Baetis* kan like gjerne skyldes løsrivelse som beiting. *Baetis* er en svømmende art, og viste seg vanskelig å holde i rennene. De minste larvene presset seg igjennom duken i sperren, mens de større ble klekket og forsvant ut av systemet. Dødeligheten var også stor. Minst tredjeparten av larvene hadde forsvunnet ved forsøkets avslutning. Mangelen på skjul for strømmen gjorde at mange av larvene samlet seg ved den nederste sperren. Trolig var effekten på algene liten, men det er kjent at endel døgnfluer kan modifisere begroingen betydelig hvis tetthetene er store nok (Hill og Knight 1987). Forsøksbetingelsene var trolig lite fordelaktige for *Baetis*. Innledende forsøk med den skrapende døgnfluen *Heptagenia* sp. var heller ikke vellykket, siden de flattrykte larvene i mangel av skjul krøp under flisene og ble der. *Heptagenia* sp. skraper alger, fortrinnsvis kiselalger, fra overflater, og kan muligens holde algeutvikling i sjakk hvis den finnes i stor tetthet på et tidlig stadium (Coletti et al. 1987).

Ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) er kjent for å kunne ernære seg av alger (Maitland 1965). I tillegg kan fiskens bevegelser ha en løsrivende effekt på algevekst. I renna manglet fisken skjul, og den ble stående i strømmen med svømmebevegelser permanent for å holde seg på plass. Dette medførte en sterk løsrivelseeffekt, noe som ble reflektert i et klart avtak av algebiomasse, spesielt i de to seksjonene med høyest tetthet av fisk. Klorofyllverdiene sank raskt ned mot et betydelig lavere nivå enn i referanserenna, og holdt seg lavt igjennom forsøksperioden. Dette skyldes at fisken ble tilsatt et modent, uforstyrret algesamfunn med store algeaggregater. Fiskens aktivitet førte til at disse aggregatene raskt løsnet og drev ut av systemet. Forsøket varte for kort tid til at nyetablering av alger kunne påvises. Undersøkelser av mageinnholdet av ørekyten viste at fisken ikke hadde spist av algene. Effekten var derfor utelukkende forårsaket av fysisk bevegelse. I renna hadde ørekyten livsvilkår som avvek sterkt fra et naturlig habitat. I naturlige vassdrag kan nok fisk ha en viss løsrivningseffekt, men normalt er tettheten av fisk så lav at det trolig har mindre betydning. Under normale forhold vil dessuten fisken oppsøke oppholdssteder som krever minst mulig energi, slik at bevegelsene derfor også blir minimalisert. Denne undersøkelsen av ørekyte viser likevel at mange kolonier av påvekstalger blir revet løs rent mekanisk av fiskens bevegelser. Ørekyte har derfor flere effekter på algebegroing i rennende vann. En direkte effekt ved at de

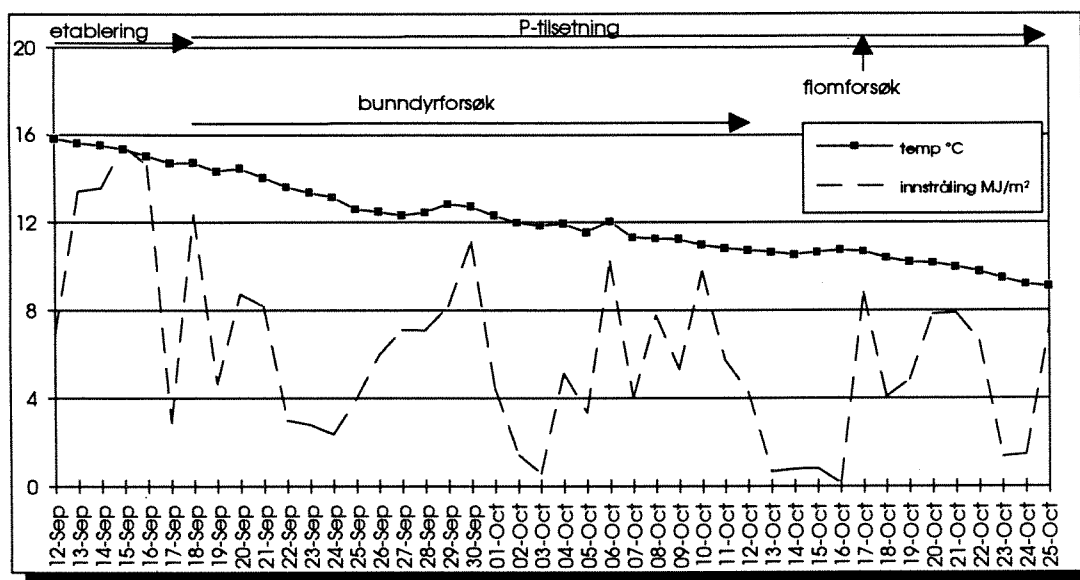
eter av algene, samt en mekanisk effekt ved at de beveger seg eller søker etter næring på bunnen. I tillegg en indirekte effekt ved at de påvirker bunndyrs sammensetningen.

En generell oppsummering av beiteforsøkene viser at forsøksdesignet brukt i 1989 var lite egnet til å skille de ulike effekter som bunndyrene kunne ha på algebegroingen. Det var lettere å påvise summen av flere effekter samtidig som f.eks. reduksjon i algebiomasse som følge av direkte beiting og mekanisk løsrivelse. Sneglene *Lymnaea peregra* og i mindre grad *Gyraulus acronicus* syntes å kunne stå for begge typer effekter på begroingen. Døgnfluen *Baetis rhodani* lyktes det ikke å få noen påvisbare effekter ut av, mens fisken ørekyte viste seg å kunne mekanisk løsrive begroing under de gitte forsøksbetingelser.

4. Resultater og diskusjon, forsøk 1990

4.1 Fysisk/kjemiske forhold

I figur 4.1 er fremstilt vanntemperatur i rennene samt globalinnstråling under hele forsøksperioden 12.september til 25.oktober. Algene startet etablering ved ca. 16°C. Temperaturen sank deretter jevnt til 10-11°C ved avslutning av forsøkene med bunndyr og utvikling av algebiomasse. Kurven for globalinnstråling viser at selv på denne årstiden var det tendenser til oppvarming av vannet i perioder med klarvær og relativt høy innstråling.



Figur 4.1. Temperatur i rennene i perioden 12.september-25.oktober 1990. Døgnsummer for globalinnstråling målt ved stasjon 1870 Blindern er tatt med. Varighet av de enkelte forsøk er markert.

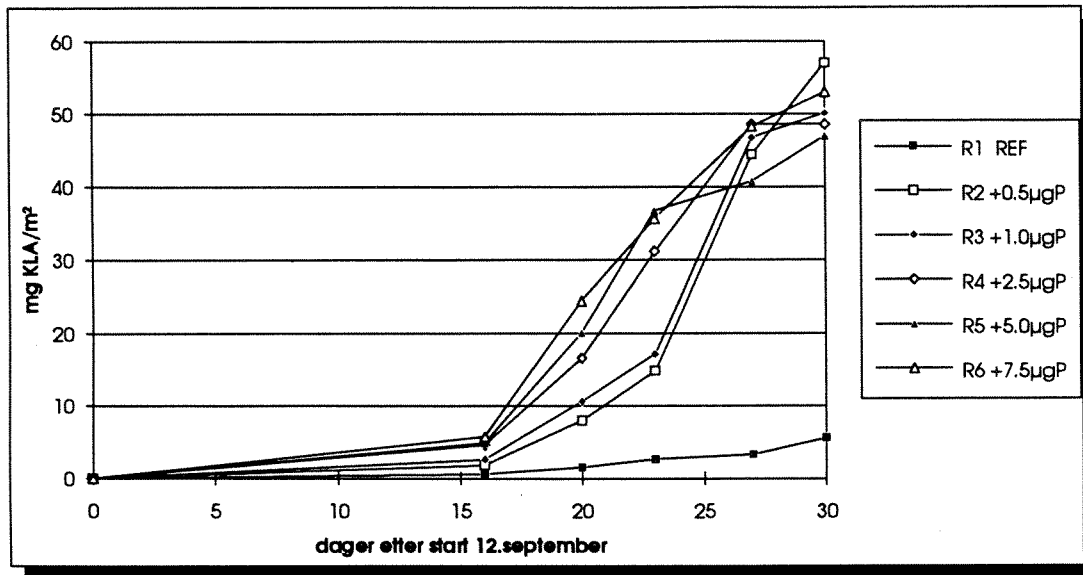
Vannkjemiske forhold er kommentert under kap.2. Forsørdoseringen virket stabil under hele forsøket. Vannkvaliteten i Maridalsvannet viste ingen store avvik fra tidligere år. Det ble ikke gjort forsøk på å bestemme tidspunkt for fullsirkulasjon i Maridalsvannet. Ut fra tidligere erfaring har dette sannsynligvis skjedd midt i perioden med bunndyrforsøket. Ved fullsirkulasjon må en forvente en liten endring i vannkvaliteten uten at dette antas å ha hatt betydning for forsøkene med P-dosering.

4.2 Utvikling av algebegroing

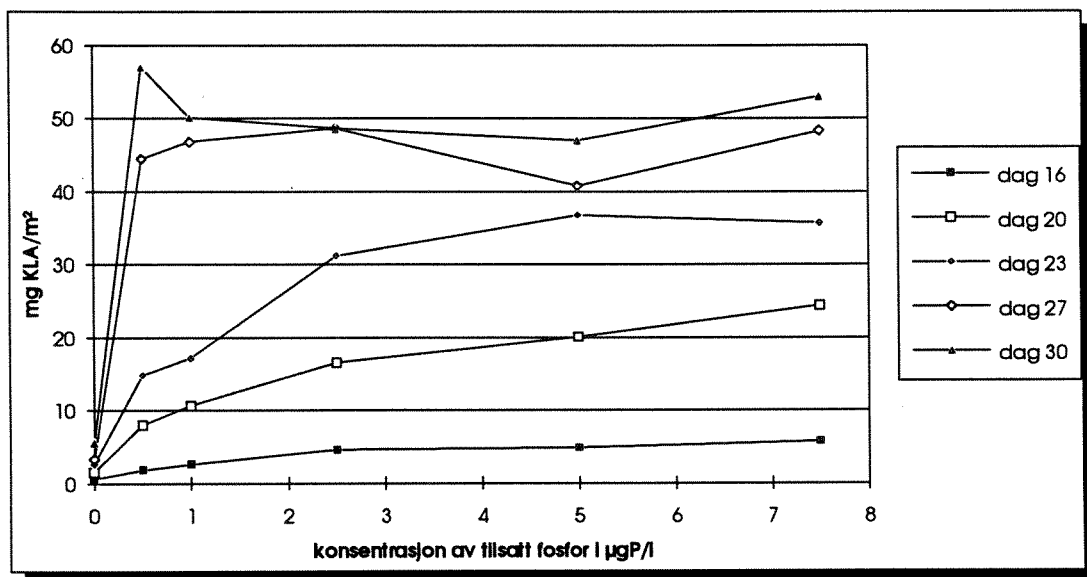
4.2.1 Kvantitativ utvikling algebegroing

Det ble gjort forsøk med tilsetning av lett tilgjengelig fosfor i en gradient på 0.5-7.5 $\mu\text{gP/l}$ parallellt med forsøket med effekter av algebegroing på bunndyrsamfunn i bokser. Etter en etableringsperiode på 16 dager hvorav de siste 10 med fosfortilsetning, ble de første prøvene tatt. Det ble høstet 4 parallelle fliser pr. gang for å få et mål på biomassen. Biomasseutvikling målt som klorofyll er fremstilt i figur 4.2. Gjennomsnittlig prosentvis standard avvik var på 19.1% med en total variasjon på 3.2-46.2% for

samtligte prøvetakninger under forsøket. I figur 4.3 er biomasseutvikling fremstilt som funksjon av mengde tilsatt fosfor.



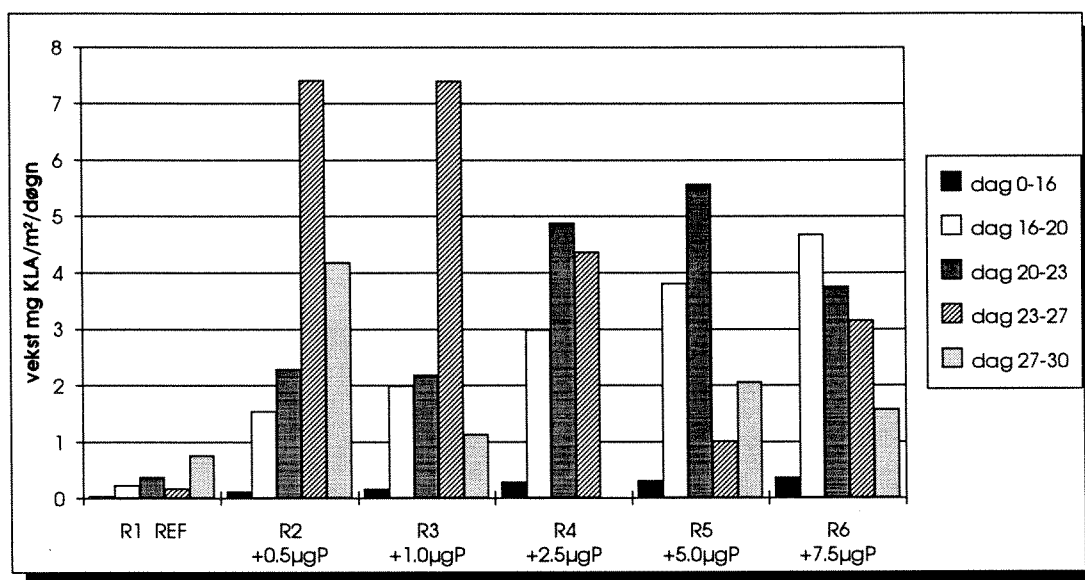
Figur 4.2. Biomasseutvikling målt som klorofyll/m² i rennene R1-R6 med en gradient av tilsatt fosfor.



Figur 4.3. Algebiomasse målt som klorofyll/m² som funksjon av mengde tilsatt fosfor ved ulike tidspunkt av forsøket, 12.sept.- 12.okt. 1990.

Allerede ved første prøvetaking var det etablert en klar biomassegradient mellom de ulike fosfortilsetninger fra 0.6 mg chl a/m^2 ved ingen tilsetning, til 5.6 mg chl a/m^2 ved tilsetning av 7.5 $\mu\text{g P/l}$. Denne forskjellen fortsatte å utvikle seg ca. 10 dager til før det begynte å skje endringer i biomassen som da var kommet opp i nivåer på 40-50 mg chl a/m^2 . Det kan synes som om dette biomassenivået er kritisk med tanke på jevn vekst og at ytre fysiske faktorer som løsriving og fysiologiske endringer i selve biomassen mer tar over og styrer utviklingen etter dette. Tidligere forsøk i renneanlegget har også vist liknende tendenser til at biomassenivåer større enn 50 mg chl a/m^2 er vanskelig å oppnå ved tilførsel av overflatevann og tilsetning av fosfor opp til 7.5 μg pr. liter.

For hele perioden på 30 dager var gjennomsnittlig veksthastighet på 0,19 mg chl a/m²/d i kontrollen, mens den varierte i området 1,57-1,9 mg chl a/m²/d i rennene med P-tilsetning. I figur 4.4 er fremstilt veksthastighet, målt som økning i akumulert biomasse mellom hver prøvetaking. Det fremgår klart at det var en markert tidsforskyving for periode med maksimal veksthastighet som var avhengig av størrelsen på P-dosering til rennene. Første periode (etableringsfasen) dag 0-16 i figur 4.4, hadde en vekst i biomassen på 0.04-0.36 mg chl a/m²/d i samtlige renner. Størst økning var det i renner med størst P-tilsetning (2.5 - 7.5µg P). I andre periode (dag 16-20) var det kraftig biomasseøkning i alle rennene med P-tilsetning. Maks veksthastighet på 4.7 mg chl a/m²/d ble oppnådd i R6. I tredje periode (dag 20-23) hadde R5 og R4 maks veksthastighet på henholdsvis 5.6 og 4.9 mg chl a/m²/d. R4 hadde forøvrig nesten like stor veksthastighet (4.3 mg chl a/m²/d) i den påfølgende periode (dag 23-27). I denne perioden, fra dag 23-27 hadde rennene R3 og R2 begge sin periode med maks veksthastighet på 7.4 mg chl a/m²/d, den klart største for samtlige renner i hele forsøksperioden. Renne R2 hadde også stor veksthastighet i den påfølgende perioden (dag 27-30). Kontrollrennen oppnådde maks veksthastighet, 0.8 µg chl a/m²/d, i denne siste perioden av forsøket.



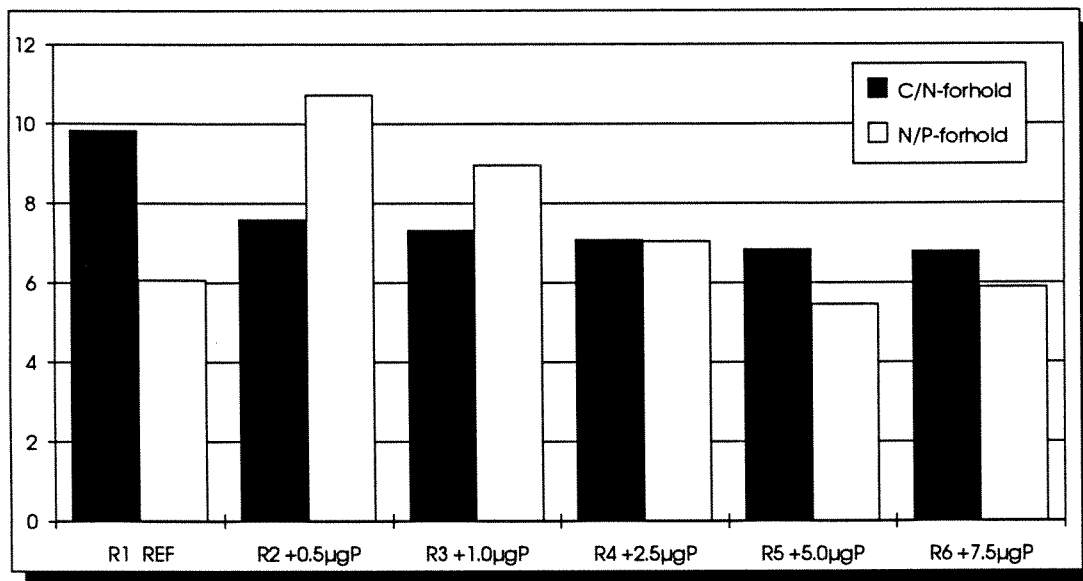
Figur 4.4. Veksthastighet i algebiomassen målt som mg chl a/m²/d i forskjellige perioder av forsøket på 30 dager i hver av rennene R1-R6. 12.sept.-12.okt. 1990.

Denne tydelige gradienten i tilveksthastighet avhengig av P-konsentrasjon i vannmassen kan tyde på at algene har forskjellig strategi for utnyttelse av næringstilførselen. Større konsentrasjoner av lett tilgjengelig fosfor gir grunnlag for raskere tilvekst av biomassen etter den første koloniseringsfasen. Ved lave P-konsentrasjoner vil algene bruke lenger tid på opptak av fosfor uten at det nyttegjøres til biomasseoppbygging. Tiden synes her å være en viktig faktor siden hele gradienten av P-tilsetning endte med tilnærmet lik sluttbiomasse men til forskjellig tidspunkt.

4.2.2 Elementsammensetning i begroingssamfunnet

Det ble tatt en serie med prøver til elementanalyse for å se på innholdet av karbon, nitrogen og fosfor i begroing som hadde vokst ved de ulike fosforkonsentrasjonene. Prøvene ble tatt etter 27 dager, dvs. et tidspunkt hvor biomassenivået hadde jevnet seg ut og lå mellom 40 og 50 mg chl a/m² i alle rennene som hadde fått P-tilsetning. Kontrollrenna hadde på dette tidspunkt en biomasse på bare 3.3 mg chl a/m². I figur 4.5 er satt opp C/N- og N/P-forhold i begroingen i alle rennene.

C/N-forholdet var høyest i kontrollrenna med 9.8. I rennene med tilsatt fosfor var det en jevn nedgang i C/N-forholdet fra 7.6 til 6.8 med økende tilsetning av fosfor. Generelt lå nivåene innenfor den normale variasjonsbredde for algebegroing, men det var klart lavere C/N-forhold i begroingen som hadde mottatt ekstra fosfor i forhold til den som vokste kun med bakgrunnskonsentrasjonen. Det tyder på at kontrollrenna var i mindre aktiv vekst (mindre innhold av nitrogenholdige proteiner som dannes når alger vokser) enn rennene med fosfortilsetning, noe også den store biomasseforskjellen viste. Ettersom fravær/tilsetning av fosfor var den eneste forskjell mellom rennene, er det nærliggende å forklare ulikheter i C/N-forholdet ved at fosfor var begrensende for veksten i kontrollrennen. C/N-forholdet blir høyere i alger som vokser under vekstbegrensende forhold enn i alger som vokser under nær optimale betingelser (Reynolds 1984).



Figur 4.5. C/N-og N/P-forhold i algebiomassen etter vekst i 27 dager i rennene R1-R6 med forskjellig tilsetning av fosfor.

Ser en på N/P-forholdet viste dette en klar gradient fra 10.7 i begroingen tilsatt 0.5 µg P/l, til 5.4-5.9 i de to rennene med tilsetninger på henholdsvis 5 og 7.5 µg P/l. Algebiomassen i kontrollrenna hadde et N/P-forhold på 6.1. Generelt vil teoretisk balanse mellom N og P ligge på ca. 7.2 i alger under normal vekst uten begrensende faktorer. Den meget lave biomassen i kontrollrenna hadde et N/P-forhold som indikerer luksusopptak av P. Dette kan synes noe merkelig siden P synes å være begrensende faktor for algevekst i Maridalsvannet. Forholdet må forklares ut fra den meget lave biomassen som har en tilsvarende lav veksthastighet (med lite innhold av nitrogenholdige proteiner/enzymer) og med begrenset bruk av P i syntese av nytt organisk materiale i forhold til det som taes opp fra vannet. Dette kan være en fysiologisk tilpassning algene har, der de først akkumulerer fosfor i overskudd i en etableringsfase for så å nyttegjøre seg dette i en fase med raskere veksthastighet senere under forhold hvor P er en begrensende faktor i vannmassen. Tidligere forsøk har vist en meget kraftig økning i veksthastighet når 5 µg P/l ble tilsatt fra samme dag som kolonisering startet (Berge og Källquist 1990). N/P-forholdet i biomassen ble ikke målt i denne undersøkelsen.

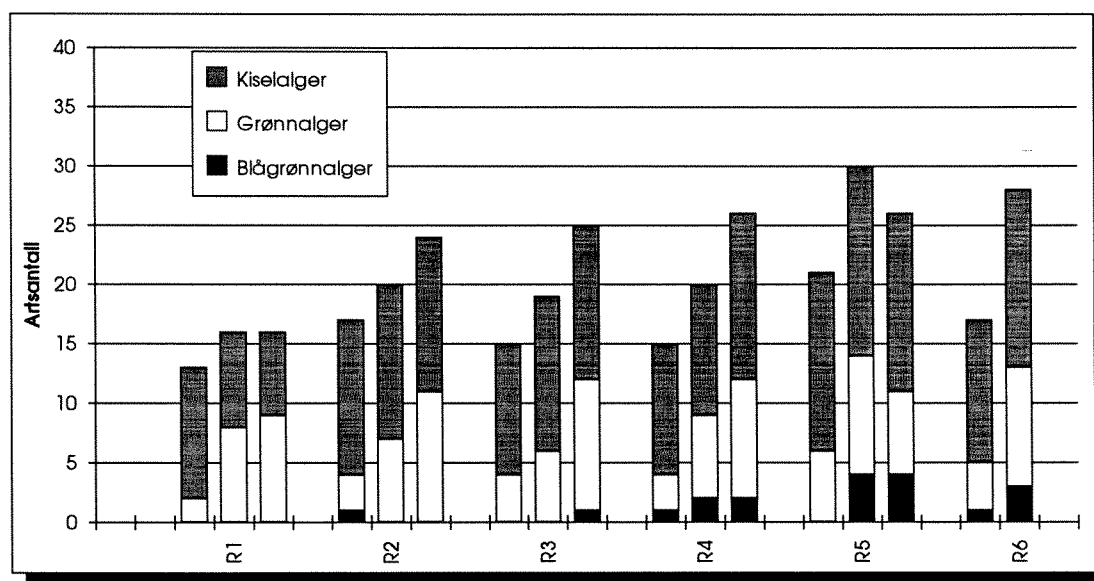
I de rennene hvor det ble tilsatt fosfor var biomassen betydelig større. Her hadde veksten vært svært forskjellig i 4 dagers-perioden før prøvetaking med en variasjon i veksthastighet på 1-7.4 mg chl a/m²/d. De høyeste N/P-forhold ble funnet i rennene med den laveste P-tilsetning på 0.5 og 1 µg P/l. Det var disse rennene som hadde hatt den største veksthastigheten like før prøvetaking. Lavest N/P-forhold hadde rennene med den største P-tilsetning og samtidig den laveste veksthastigheten like før

prøvetaking. Dette kan tyde på at algenes fysiologiske tilstand er en viktig faktor for hvilket N/P-forhold man finner siden biomassen i dette tilfellet var tilnærmet lik i alle 5 rennene. Forskjellen var imidlertid at rennene med lavest tilsetning av P hadde den største andelen nydannet biomasse hvor P var maksimalt utnyttet og dermed i noe underskudd, mens biomassen i de andre rennene var relativt sett noe eldre og hvor akkumulering av overskuddsfosfor muligens var kommet i gang. I disse rennene var dessuten veksthastigheten noe lavere og innholdet av nitrogen skulle dermed være noe mindre. Renne R4 med tilsetning 2.5 µg P/l, hadde et N/P-forhold på 7.0. Dette angis vanligvis som optimalt for alger i normal vekst uten noen markert næringsaltbegrensning. Hyppigere prøvetaking under et tilsvarende forsøksoppsett er nødvendig for å komme videre med denne problemstillingen.

4.2.3 Kvalitativ utvikling algebegroing

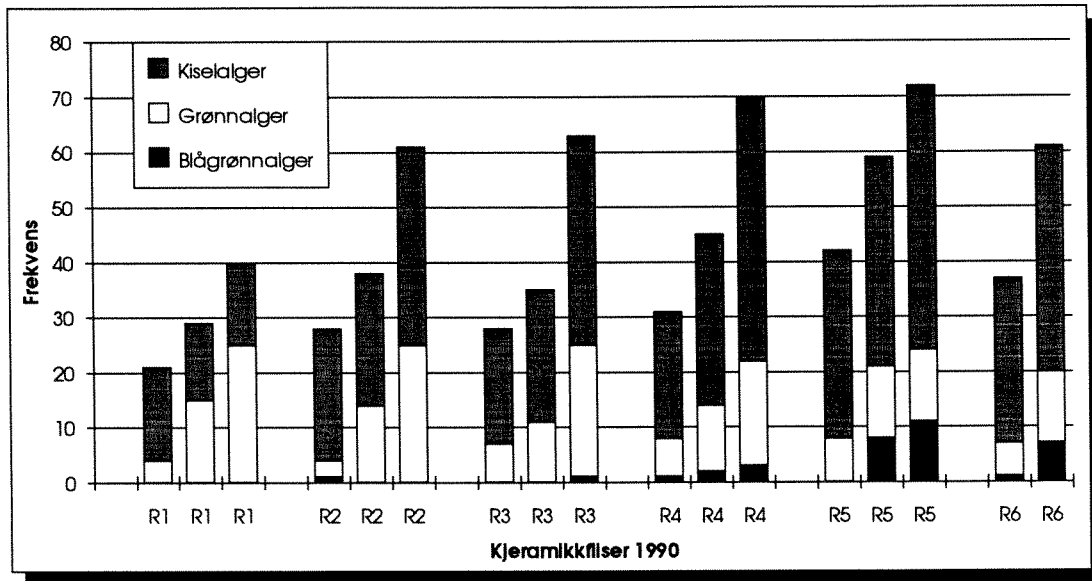
Begroing på keramikkfliser. Begroingens kvalitative utvikling på keramikkfliser er vist i primærtabell P45 (vedlegg). Begroingssamfunnet viste klare endringer med økende fosfortilsetning. Det gjaldt både *artsmangfold, frekvens av alger pr. arealenhet og artssammensetning.*

Artsmangfold, keramikkfliser. Figur 4.6 viser artsmangfoldets utvikling på keramikkfliser. Hele begroingssamfunnet viste økt artsmangfold med økende P-tilsetning. Det viste også økende mangfold i løpet av forsøksperioden. I forhold til kontrollrennen (R1) var mangfoldet ca. 60% høyere i renner med høy P-tilsetning (R5 & R6). I kontrollrennen og renner med liten P-tilsetning (R2 & R3) ble det knapt registrert blågrønnalger. I renner med høy P-tilsetning (R4-R6) ble det registrert blågrønnalger. Disse bidro noen grad til å øke mangfoldet. Grønnalgenes artsantall økte lite med økende P-tilsetning, det økte imidlertid i løpet av forsøket. Kiselalgesamfunnet økte i mangfold med økende P-tilsetning, men viste liten økning i løpet av forsøket.



Figur 4.6. Artsmangfold av begroingsalger på keramikkfliser. Prøver tatt 2., 12. og 25. oktober 1990.

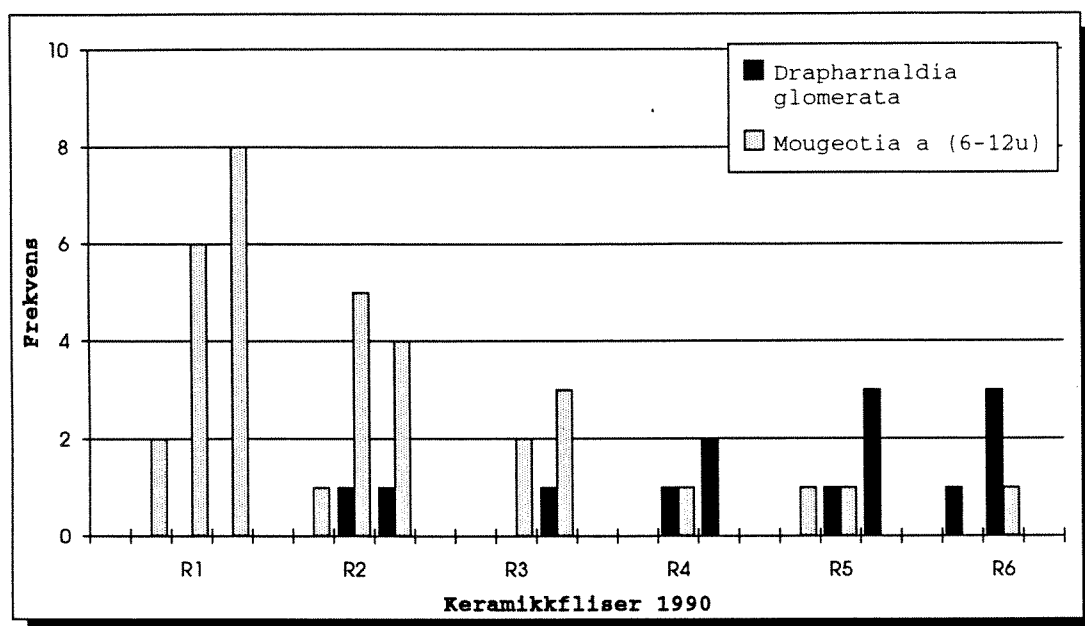
Frekvens av de viktigste algegruppene pr. arealenhet er vist i figur 4.7. Selv om dette ikke egentlig er noe kvantitativt mål, gir det et inntrykk av algetetthet pr. volumenhet prøve. Det gir dessuten godt grunnlag for å sammenlikne ulike prøver. Total frekvens av alger pr. volumenhet viste økning med økende P-tilsetning. Frekvensen økte også i løpet av forsøket. Frekvens av grønnalger viste ingen økning med økende P-tilsetning (figur 4.7). I den enkelte renne økte imidlertid frekvensen av grønnalger i løpet av forsøket. Det gjaldt særlig i renner uten og med liten P-tilsetning (R1 & R2). For kiselalger var frekvensen klart økende med økende P-tilsetning, frekvensen økte dessuten i løpet av forsøket.



Figur 4.7. Frekvens av alger pr. arealenhet i renner med økende P-tilsetning. Prøver tatt 2., 12. og 25.oktober 1990. Oset rennearlegg.

Artssammensetning, keramikkfliser. Begroingsamfunnet bestod i alt vesentlig av grønnalger og kiselalger, endel blågrønnalger ble også registrert i renner med høy P-tilsetning. Samfunnet bestod av arter som trives i næringsfattig vann eller vann med noe høyt næringssaltinnhold, se P45 i vedlegg. Bortsett fra enkelte *Nitzschia*-arter (se nedenfor) ble det ikke registrert arter som med sikkerhet kjennetegnes ved å vokse i vann som er betydelig belastet med næringsalter eller annen forurensning.

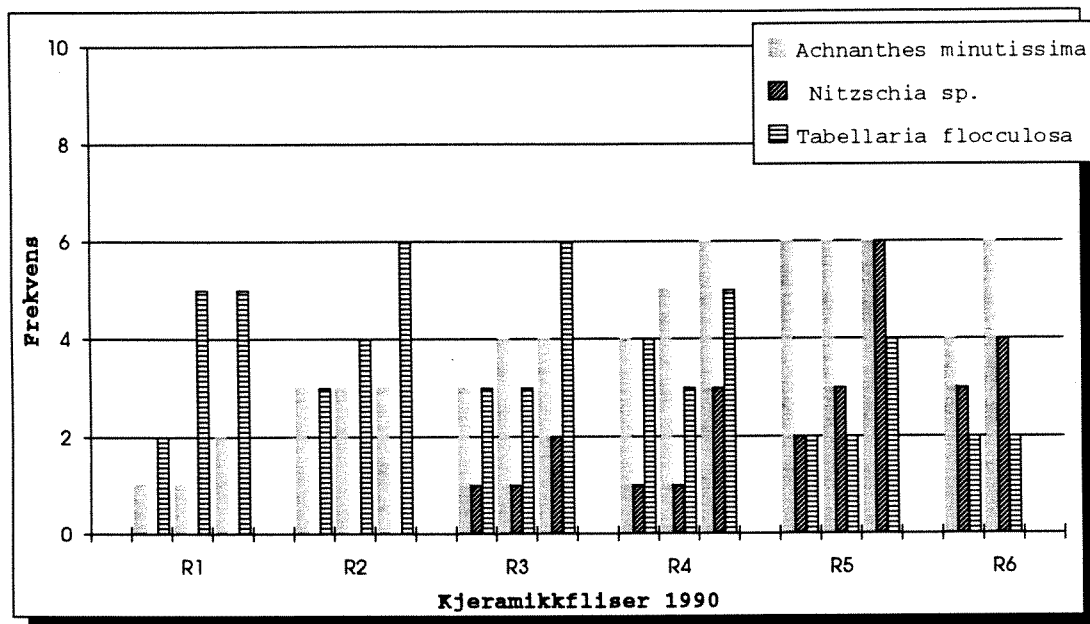
Figur 4.8. og 4.9 viser frekvens pr. arealenhet av henholdsvis to grønnalger og tre kiselalger. Disse illustrerer hvordan forskjellige alger reagerer ulikt på økende P-tilsetning. Av de to grønnalgene viste *Mougeotia a* avtakende forekomst med økende P-tilsetning. *Mougeotia a* er en samlebetegnelse og omfatter trolig flere arter. Vanligvis forekommer *Mougeotia a* i næringsfattige vassdrag. Den klarer seg dessuten i meget surt vann (pH < 5.0). Grønnalgen *Drapharnaldia glomerata* viste økende forekomst med økende P-tilsetning, den ble ikke registrert i kotrollrennen. *Drapharnaldia* trives vanligvis i nøytralt vann med moderat næringssaltinnhold. Den tåler noe forurensninger, men ikke svært mye. *Drapharnaldia* ble ikke registrert før et stykke ut i forsøket (12.okt.) og den viste markert økning i forekomst mot slutten av forsøket. Sett i forhold til endel andre alger er den ganske komplisert bygget, den trives dessuten best i kaldt vann. Det er muligens medvirkende årsaker til at *Drapharnaldia* kom så sent i forsøket. Den trenger lang tid på å bygge opp sin kompliserte struktur og den vokser best sent på året når vanntemperaturen er lav. Tilgjengelighet av podemateriale kan og ha vært en medvirkende årsak.



Figur 4.8. Frekvens av to trådformede grønnalger i renner med økende P-tilsetning. Prøver tatt 2., 12. og 25.oktober 1990. Oset rennearlegg.

Tabellaria flocculosa ble registrert i alle renner, figur 4.9. *Tabellaria flocculosa* var en av de få kiselalgen som viste svakt synkende forekomst med økende P-tilsetning. *Achnanthes minutissima* ble også registrert i alle renner, men viste i motsetning til *Tabellaria* økende forekomst med økende P-tilsetning. Kiselalgeslekten *Nitzschia* ble hverken registrert i kontrollrennen (R1) eller i rennen med lavest P-tilsetning (R2). Mengdemessig betydning fikk *Nitzschia*-slekten bare i renner med høyest P-tilsetning (R5 & R6). For alle tre kiselalger gjaldt økende forekomst med økt varighet av forsøk. *Tabellaria* er svært vanlig, den vokser i nesten alle typer vannkvalitet, men får størst forekomst i noe surt vann med lavt næringsinnhold. *Achnanthes* vokser vanligvis i nøytralt og moderat næringsrikt vann. Den forsvinner imidlertid som oftest ved høy nærings saltbelastning. *Nitzschia* er en slektsbetegnelse og omfatter i dette materialet flere arter. Det ville vært vanskelig og tatt lang tid å identifisere alle til art, derfor er slektsbetegnelse beholdt som samlebetegnelse. Til tross for noe ulik preferanse mht. næringsinnhold trives *Nitzschia*, som gruppe betraktet, vanligvis i vann med høyt nærings saltinnhold. Stor forekomst av *Nitzschia* regnes som en sikker indikator på betydelig forurensningsbelastning. Forekomsten av alle tre kiselalger illustrert i figur 4.9 stemmer mao. meget godt med tidligere erfaringer vedrørende deres forekomst i vann med ulikt nærings saltinnhold.

Også for alger som ikke er illustrert i figur 4.8 og 4.9, er deres forekomst i renner med ulik P-tilsetning i overensstemmelse med tidligere erfaringer vedrørende deres preferanser for nærings saltinnhold/generell forurensningsbelastning.

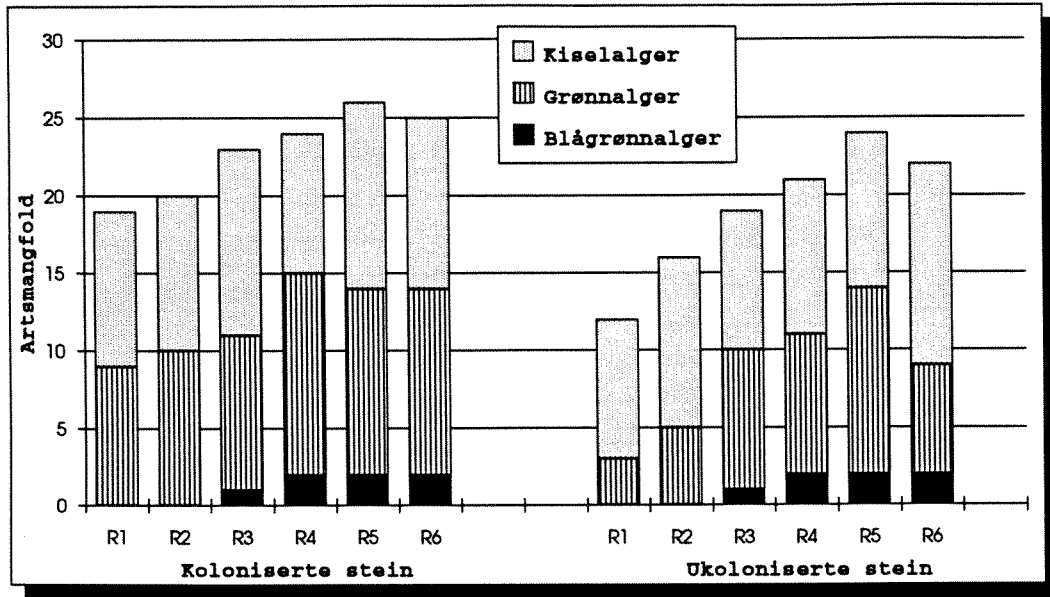


Figur 4.9. Frekvens av tre kiselalger i renner med økende P-tilsetning. Prøver tatt 2., 12. og 25. oktober 1990. Oset rennearlegg.

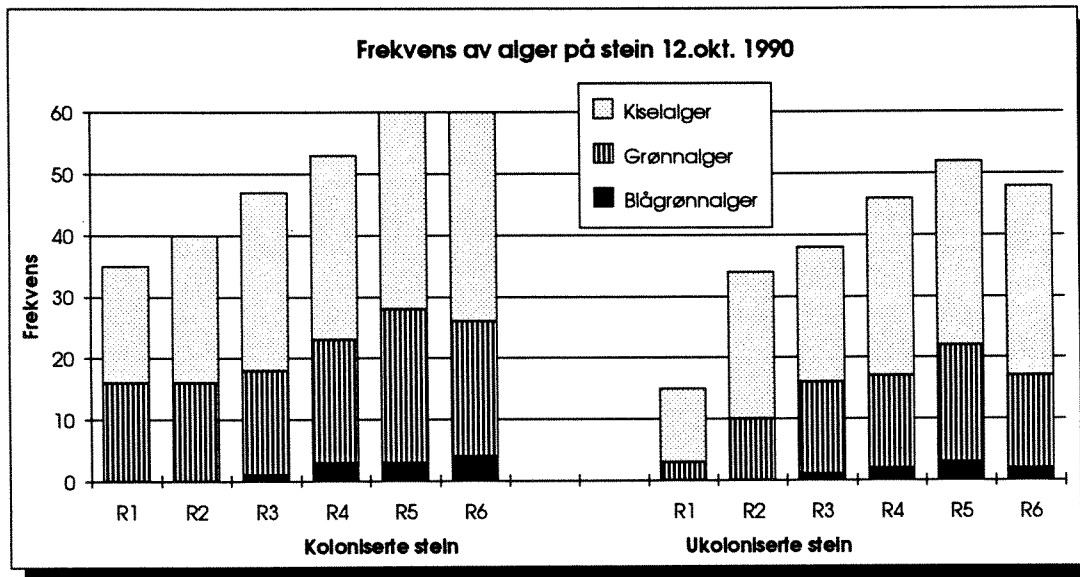
Resultater, stein i bunndyrbokser. Resultatene omfatter både stein kolonisert 37 dager i Skarselva før utsetting i renner (SK) og stein uten kolonisering på forhånd (SU). Begroingens artssammensetning på stein er vist i primærtabell P46. (vedlegg). Artsammensetningen på begge typer stein var i store trekk den samme som på keramikkfliser. Begroingsamfunnet viste dessuten klare endringer med økende P-tilsetning. Det gjaldt både artsmangfold, frekvens av alger pr. arealenhet og artssammensetning. For noen arter var det imidlertid klare forskjeller mellom keramikkfliser og stein, det gjaldt bl.a. noen arters reaksjon på økende P-tilsetning.

Artsmangfold, koloniserte (SK) og ukoloniserte stein (SU). Figur 4.10 viser artsmangfold av alger på koloniserte og ukoloniserte stein 12.okt. Artsmangfoldet i kontrollrennen og rennen med lav P-tilsetning (R2) var lavere enn i renner med høy P-tilsetning. Artsmangfoldet var dessuten generelt lavere på stein uten forutgående kolonisering i Skarselva. Mest utpreget var dette i kontrollrennen R1, der var artsmangfoldet på koloniserte stein ca 60% høyere enn på ukoloniserte. Sett i forhold til keramikkfliser (figur 4.6.) var artsmangfoldet den 12. okt. generelt høyere på koloniserte stein og lavere på ukoloniserte.

Frekvens av alger, koloniserte (SK) og ukoloniserte stein (SU). Frekvens av alger viste samme utvikling som artsmangfold, figur 4.11. Den 12.okt. hadde renner med høy P-tilsetning større frekvens av alger enn renner uten/med lav P-tilsetning. Frekvens av alger var gjennomgående høyere på koloniserte enn på ukoloniserte stein. Mest utpreget var dette i renner uten P-tilsetning. Her var frekvens av alger ca 130% høyere på koloniserte enn på ukoloniserte stein.



Figur 4.10. Artsmangfold av begroingsalger på koloniserte og ukoloniserte stein fra rennene R1-R6 12.oktober 1990.



Figur 4.11. Frekvens av begroingsalger på koloniserte og ukoloniserte stein fra rennene R1-R6 12.oktober 1990.

Artssammensetning, koloniserte og ukoloniserte stein. Artssammensetningen på koloniserte og ukoloniserte stein viste mange felles trekk, se P46 i vedlegg. Med få unntak var det de samme artene som vokste på keramikkflisene. Noen forskjeller ble også registrert. Størst forskjell viste grønnalgene, da særlig de trådformede artene. Figur 4.12 viser frekvens av fire grønnalger den 12.oktober. Av disse er tre trådformede (*Mougeotia b*, *Oedogonium b* og *Zygnema b*). Tre av dem (*Cosmarium*, *Oedogonium b*, *Zygnema b*) ble knapt registrert på stein uten forutgående kolonisering i Skarselva. På stein kolonisert i Skarselva var det for disse artenes vedkommende påfallende liten forskjell mellom renner med høy og lav P-tilsetning. Alle fire arter vokste på keramikkflisene. Her så de ut til å ha størst forekomst i renner med middels P-tilsetning (R3 & R4). De hadde dessuten størst forekomst mot slutten

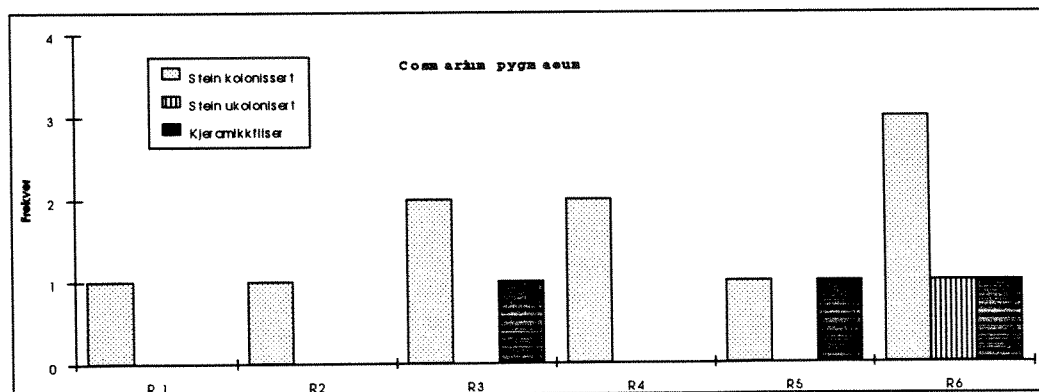
av forsøket (25.okt.), se vedlegg P46. Dette kan tyde på at de trives best ved et næringssaltnivå moderat forhøyet i forhold til kontrollrennen. Det kan og tyde på at de vokser relativt langsomt og at de derfor ikke har fått tid til å etablere seg på de ukoloniserte steinene. På stein kolonisert i Skarselva har de hatt god tid til å etablere seg. Dessuten, næringssaltnivået nær bunnen av Skarselva var muligens svakt høyere enn i kontrollrennen, slik at de hadde relativt gunstige forhold for kolonisering da boksene stod ute i Skarselva. Det er trolig en kombinasjon av næringsaltnivå under kolonisering og tid til etablering av biomasse som er utsalgsgivende for forskjellen i disse grønnalgenes forekomst på stein med og uten forutgående kolonisering i Skarselva.

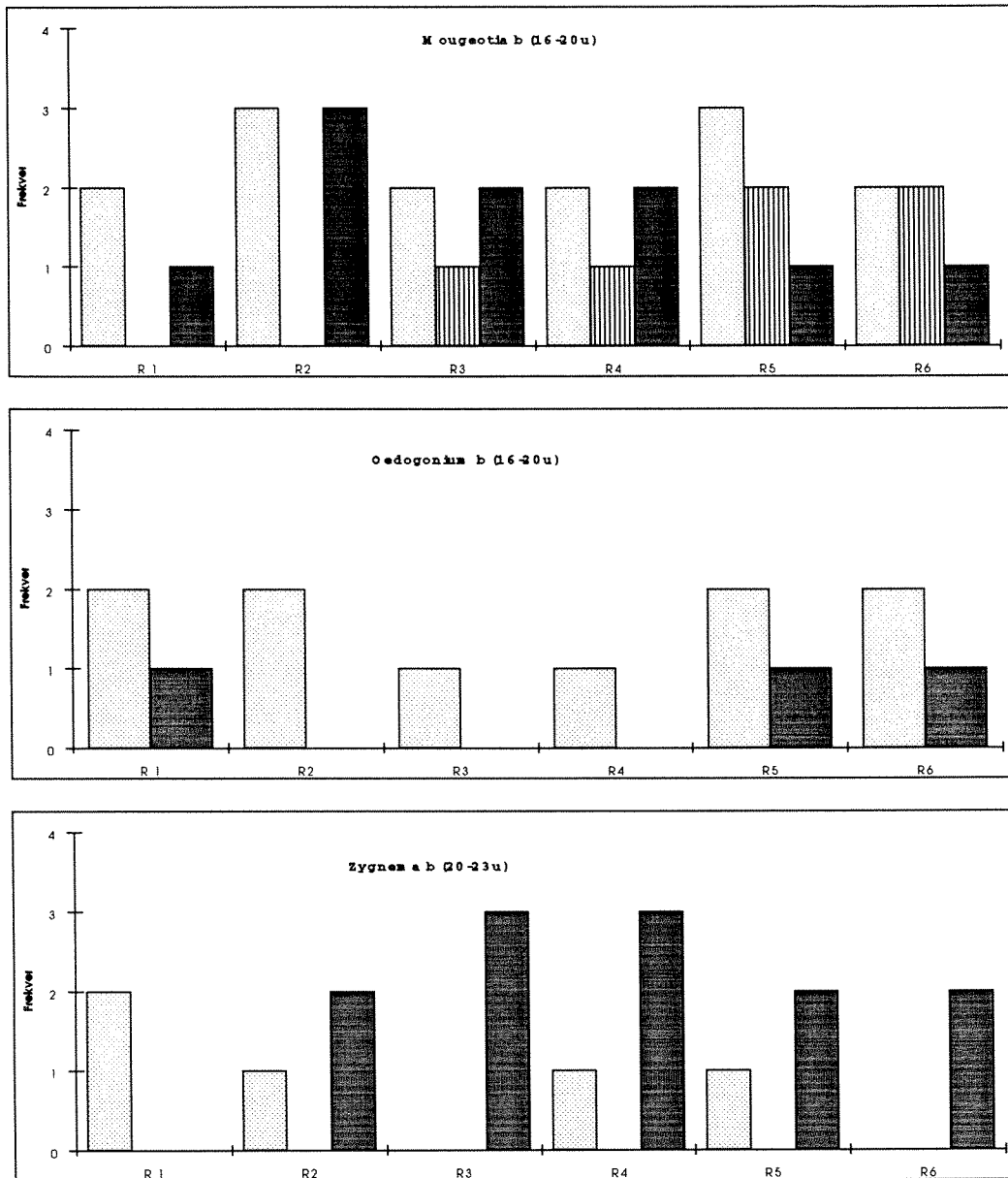
Liknende forhold gjør seg trolig gjeldende for de fire kiselalgene illustrert i figur 4.13. Her er frekvens på stein med og uten kolonisering og frekvens på keramikkfliser framstilt sammen. Alle forskjeller i forekomst lar seg ikke uten videre forklare, det er trolig andre forhold (enn næringsnivå under etablering og tid for etablering) som også medvirker til forskjellig forekomst. *Gomphonema angustatum* (figur 4.13 øverst) hadde størst forekomst på koloniserte stein. Det kan tyde på at *Gomphonema*, som trolig har relativt lav veksthastighet, ikke fikk tid til å etablere seg på stein uten forutgående kolonisering. At den ikke har spesielt stor forekomst i renner med høy P-tilsetning, kan tyde på at den trives godt ved et næringsaltnivå bare svakt høyere enn i kontrollrennen.

Achnanthes minutissima viste liknende forekomst som *Gomphonema*, men hadde også en viss forekomst på ukoloniserte stein, figur 4.13. Det kan muligens tolkes dithen at *Achnanthes* under de gitte betingelser vokser noe raskere, samt at den reagerer noe raskere (mer positivt) på forhøyet næringsaltnivå enn *Gomphonema*.

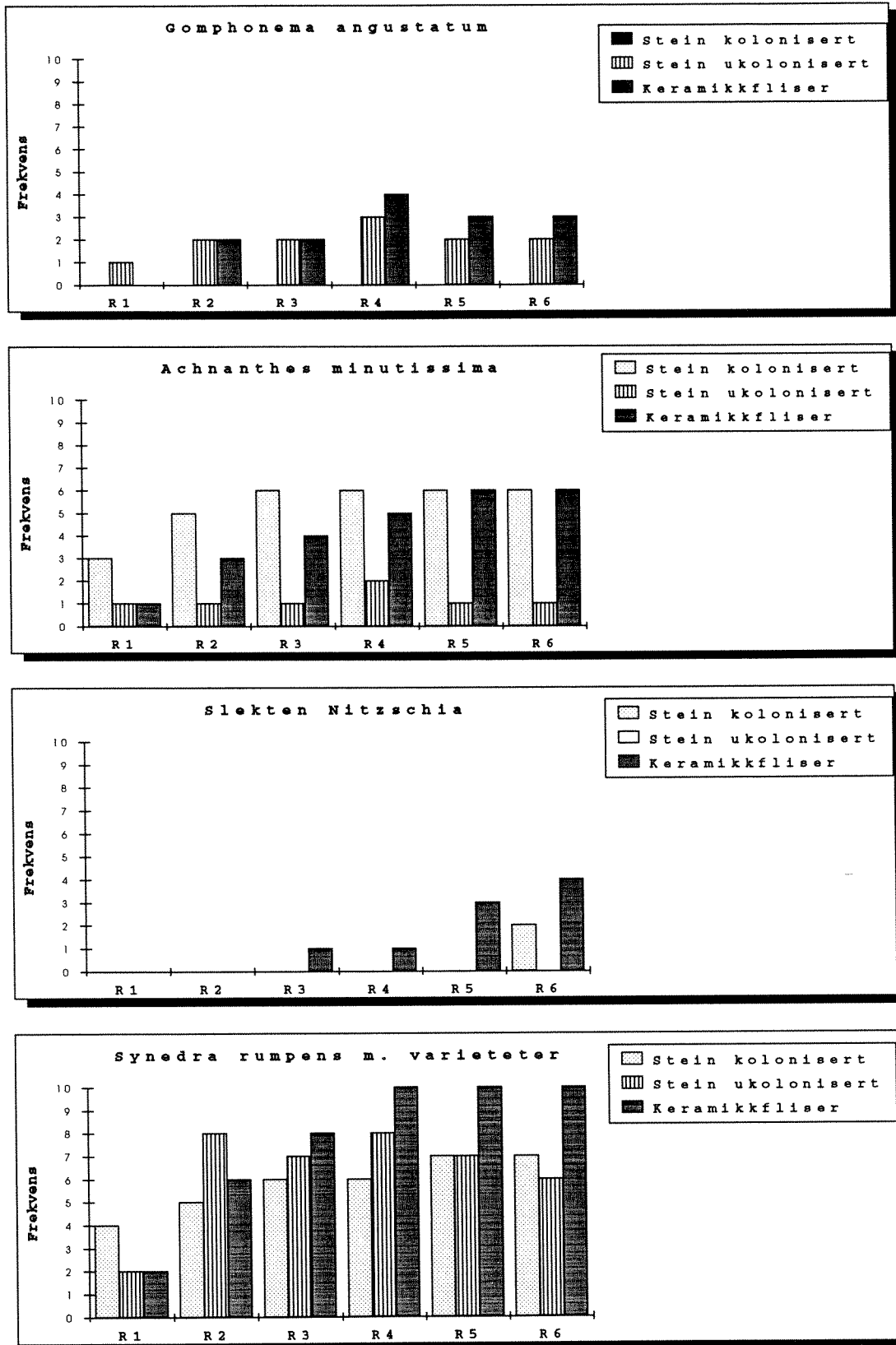
Som nevnt tidligere regnes de fleste *Nitzschia*-arter som gode indikatorer på høyt næringsaltnivå. Det er derfor som forventet at *Nitzschia* bare vokste i renner med høy P-tilsetning, figur 4.13. Den hadde klart størst forekomst på keramikkflisene. At den ikke hadde stor forekomst på stein kan muligens forklares ved at det var liten plass for kolonisering av nye arter på stein som allerede var kolonisert i Skarselva. I og med at næringsaltnivået i Skarselva trolig bare var svakt høyere enn i kontrollrennen, ville *Nitzschia* ikke etablere seg der så lenge boksene stod ute i Skarselva. Når steinene kom i rennene kan det ha vært liten plass for etablering av nye arter og *Nitzschia* fikk et konkursemessig handicap. Analyseresultatene fra flisene, se figur 4.9 kan tyde på at *Nitzschia* ikke har særlig rask veksthastighet. Det forklarer muligens at den heller ikke ble registrert på stein uten forutgående kolonisering i Skarselva.

Ulikheter i forekomst av *Synedra rumpens* med varieteter på stein og fliser er ikke enkelt å forklare, se figur 4.13 nederst. Alle faktorer nevnt ovenfor (preferanse mht. vannets næringsnivå, konkurranse om plass, evne til rask etablering og veksthastighet) er trolig utslagsgivende i varierende grad. Det er dessuten mulig at det opptrer varieteter av *S. rumpens* som har litt andre økologiske krav enn hovedarten. Det gjør det vanskelig å tolke resultatene når forekomst av hovedart og varieteter framstilles samlet.





Figur 4.12. Frekvens av 4 grønnalger *Cosmarium pygmaeum*, *Mougeotia b*, *Oedogonium b* og *Zygnema b* på koloniserte og ukoloniserte stein og fliser. Renne R1-R6 12.oktober 1990.



Figur 4.13. Frekvens av kiselalgene *Gomphonema angustatum*, *Achnanthes minutissima*, slekten *Nitzschia* og *Synedra rumpens* m. varieteter på koloniserte og ukoloniserte stein og fliser. Renne R1-R6, 12.oktober 1990.

4.3 Effekter av flomepisoder.

Det ble gjort forsøk med en liten flomepisode mot slutten av forsøksperioden i 1990. Algebiomassen hadde da utviklet seg over en periode på 35 dager. Forsøket ble gjennomført ved at tre av rennene fikk doblet sin vannføring fra 2 til 4 liter/s. Dette medførte en økning i strømhastighet på 48-60%. Resultatene fra forsøket er satt opp i tabell 4.1. I rennen uten P-tilsetning ble algebiomassen redusert med 17% fra et nivå på 17.1 mg chl a/m², mens de to andre rennene med P-tilsetninger på 2.5 og 5 µg P/l fikk redusert algebiomassen med henholdsvis 23 og 8% fra nivåer på henholdsvis 64.9 og 58.3 mg chl a/m². Flommen, som i dette tilfellet representerte en dobling av vannføringen og en økning av strømhastigheten på ca 50%, hadde m.a.o. beskjeden effekt med tanke på å redusere algebegroingen. Drivprøver til oppsamling av bunndyrdriv under episoden viste også meget beskjeden effekt på bunndyrsamfunnet da det ble funnet svært få bunndyr i prøvene.

En må i dette tilfellet konkludere med at den kunstige flommen var for liten til at det gjorde særlig utslag på begge samfunnstyper, både begroing og bunndyr. Resultatene blir derfor ikke videre kommentert.

Tabell 4.1. Resultater fra flomepisoden 17.10.90

	R1	R4	R5
biomasse før flom mg chl a/m ²	17.1	64.9	58.3
biomasse etter flom mg chl a/m ²	14.2	50.0	53.9
reduksjon i algebiomasse mg chl a/m ²	2.9	14.9	4.4
% reduksjon i algebiomasse	17.1	22.9	7.5

4.4 Effekter av algebegroing på bunndyrsamfunn.

4.4.1 Bakgrunnsverdier for bunndyr.

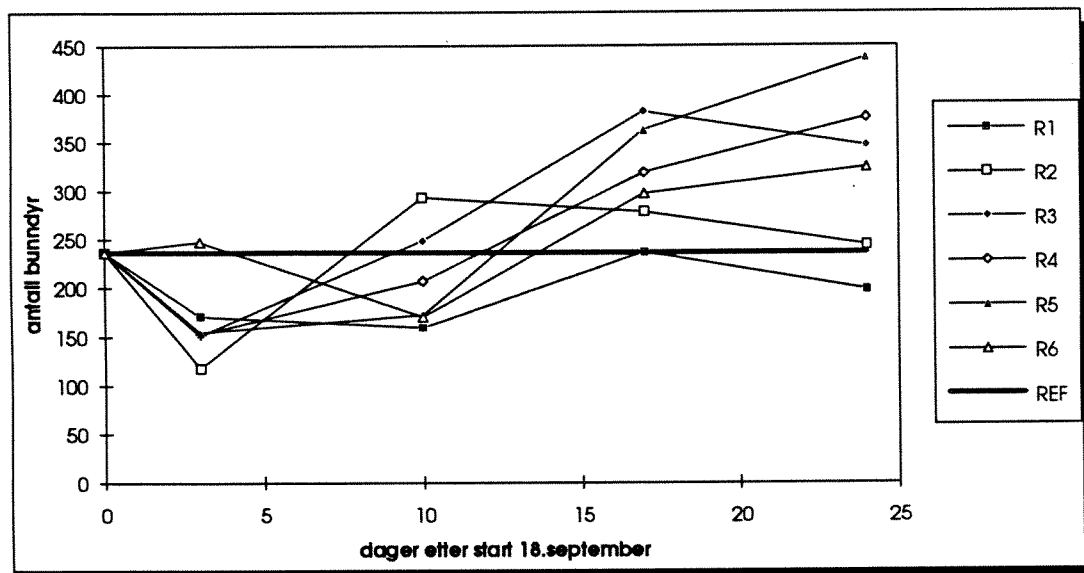
Sammensetning og mengde bunndyr i de 10 boksene som ble tatt ut ved forsøkets start er vist i tabell 4.2, sammen med middelveidier. Den gjennomsnittlige mengden av bunndyr per boks var 236.1 med en variasjon mellom 158 og 350. Dette gir en midlere tetthet på 12667/m². Fjærmygglarver og fåbørstemark var de dominerende faunaelementene. Fjærmygglarvene ble ikke nærmere bestemt. De aller fleste fåbørstemarkene var *Nais alpina* fra underfamilien Naididae. Døgnfluer var et viktig element, spesielt fra slekten *Baetis*, hvor de fleste trolig var *B. rhodani*. Døgnfluen *Heptagenia* sp. var jevnt tilstede, og det ble påvist enkelte *Leptophlebia* sp. Steinfluer var tilstede i alle prøver, mest tallrik var *Leuctra*, de aller fleste var trolig *L. fusca*. Steinfluene *Amphinemura* sp. og *Nemoura* sp. var også jevnt tilstede. Fire andre slekter av steinfluer ble påvist i lite antall. Vårfluellarver var relativt fåtallige. Mest tallrik var meget små individer av en ubestemt, husbyggende art, trolig fra familien Limnephilidae. Større husbyggende arter fra familien Limnephilidae var også tilstede. Av nettspinnende vårfluellarver forekom *Hydropsyche* sp. spredt, noe vanligere var små stadier fra familien Polycentropodidae, de fleste var *Polycentropus flavomaculatus*. Larver av vannbiller fra familien Helminthidae forekom spredt. I tillegg til fjærmygglarvene var endel andre tovingelarver vanlige. Dette gjaldt spesielt dansefluellarver (Empididae) fra slekten *Hemerodroma*. Knottlarver var også vanlige, men hadde mer uregelmessig utbredelse. Av andre dyregrupper ble vannmidd (Hydracarina) påvist spredt, mens muslingkreps (Ostracoda) var relativt vanlige.

Tabell 4.2. Mengde og sammensetning av bunndyr i 10 bokser etter en koloniseringsperiode på 37 døgn i Skarselva (13.08-18.09.90). Middelerdier for samtlige arter (grupper) er angitt.

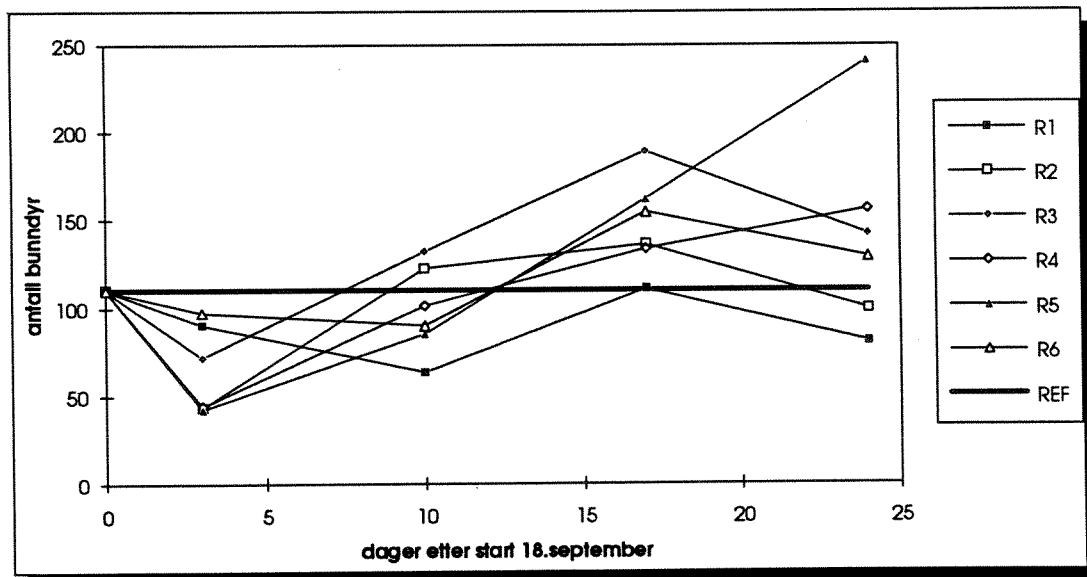
Arter:	boks nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	middel
DØGNFLUER												
Baetis sp.		31	40	13	30	30	22	25	25	24	29	26,9
Heptagenia sp.		3	3	1	2	-	4	-	5	1	-	1,9
Leptophlebia sp.		-	-	-	-	1	-	1	2	-	3	0,7
STEINFLUER												
Nemoura sp.		2	1	-	1	1	1	4	-	1	2	1,2
Amphinemura sp.		1	2	5	3	3	2	2	4	-	1	2,3
Protonemura meyeri.		-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	0,2
Leuctra sp.		9	14	7	7	14	18	8	4	12	9	10,2
Diura sp.		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	0,1
Isoperla sp.		-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	0,2
Siphonoperla burmeisteri		-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	0,2
Ubestemte (meget små)		1	-	3	3	5	2	-	2	3	2	2,1
VÅRFLUER												
Rhyacophila nubila		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1
Polycentropus flavomaculatus		-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	0,3
Hydropsyche ubestemte		-	4	-	2	3	-	1	-	-	1	1,1
Polycentropodidae ubestemte		-	1	1	-	4	2	2	1	2	-	1,3
Glossosomatidae ubestemte		-	1	2	-	-	9	-	1	2	6	2,1
Hydroptilidae ubestemte		-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	0,2
Lepidostomatidae ubestemte.		-	-	-	-	2	-	-	1	-	-	0,3
Sericostoma sp.		-	-	2	2	-	-	1	1	-	3	0,9
Limnephilidae ubestemte		1	4	5	1	4	1	3	-	-	1	2,0
Ubestemte (små, sandhus)		5	4	12	6	2	4	4	4	6	3	5,0
BILLER												
Helmis sp., larver type L		1	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0,3
Helmis sp., larver type K		-	2	-	-	-	-	-	-	1	-	0,3
TOVINGER												
Empididae, ubestemte		3	8	5	5	13	5	4	6	6	5	6,2
Ceratopogonidae, ubestemte		-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	0,2
Simuliidae, ubestemte		1	24	-	6	9	3	8	-	2	1	5,4
Dicranota sp.		-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	0,2
Tipulidae, ubestemte		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	0,1
Pentaneurini, ubestemte		3	2	5	4	2	1	2	3	4	3	2,9
Chironomidae, larver		80	158	92	62	136	130	90	92	120	108	106,8
Chironomidae, pupper		-	1	-	-	-	-	2	-	-	1	0,4
VANNMIDD												
Hydracarina, ubestemte		-	1	-	-	-	1	-	1	1	1	0,5
KREPSDYR												
Ostracoda, ubestemte		4	-	3	4	2	1	1	3	1	3	2,2
Cladocera, ubestemte		-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	0,3
FÅBØRSTEMARK												
Eiseniella tetraedra		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1
Nais sp.		53	78	91	19	59	33	33	76	31	35	50,8
Enchytraeidae, ubestemte		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1
RUNDORMER												
Nematoda, ubestemte		1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	0,2
SUM		202	350	251	158	296	240	193	235	218	218	236,1

4.4.2 Utvikling i mengde og sammensetning av bunndyr.

Sammensetning og mengde av bunndyr i hver renne på fire datoer er vist i tabellene P47-50 (vedlegg). Utviklingen i total bunndyrmengde er vist i figur 4.14. I løpet av de tre første dagene sank antall bunndyr markert i alle rennene, bortsett fra R6 som lå på samme nivå. I R1 uten tilsetning av fosfor viste bunndyrmengde bare svake tegn til økning i løpet av de neste tre ukene. I R2 med tilsetning av 0.5 μg fosfor steg antall dyr etter en uke, for deretter å avta. Renne 3-6 med økende fosfortilsetning viste jevnt over en markert økning i bunndyrmengden i løpet av de tre ukene etter 21. september.



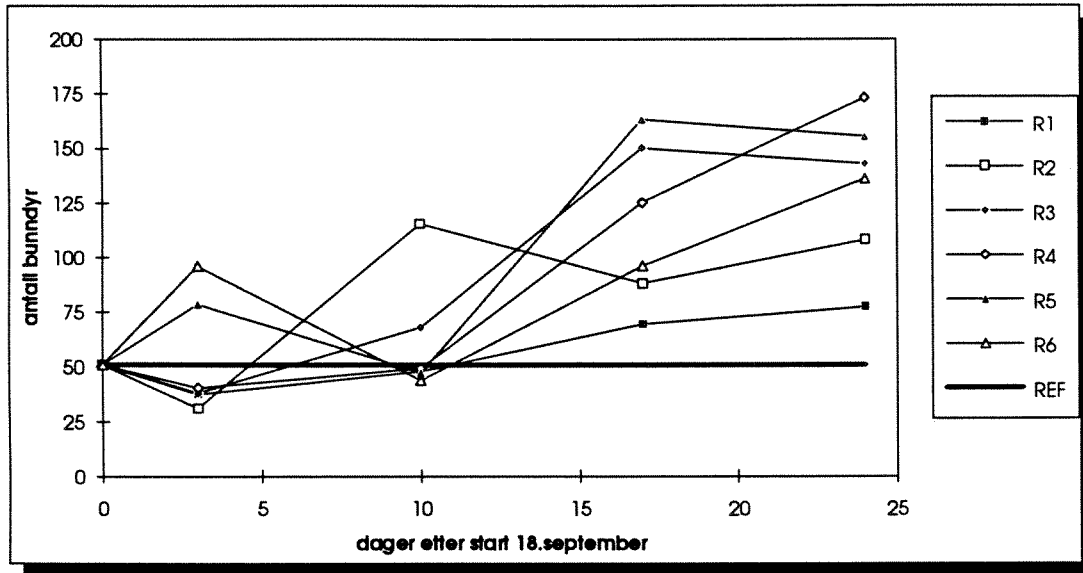
Figur 4.14. Kvantitativ utvikling av totalt antall bunndyr per boks i seks renner R1-R6 med ulik tilførsel av fosfor. REF representerer bakgrunnsverdien fra 18.september 1990.



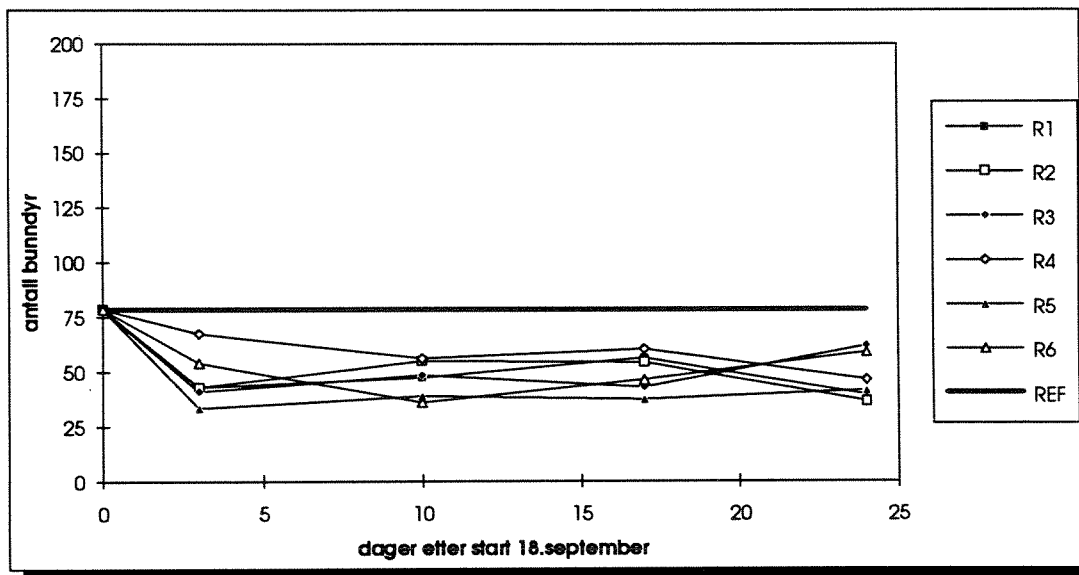
Figur 4.15. Kvantitativ utvikling av antall fjærmygglarver per boks i seks renner R1-R6 med ulik tilførsel av fosfor. REF representerer bakgrunnsverdien fra 18.september 1990.

Den kvantitative utviklingen av de mest tallrike dyregruppene, fjærmygglarver og fåbørstemark (Naididae), er vist i henholdsvis figur 4.15 og 4.16. Antall fjærmygglarver avtok markert i alle rennene

etter tre døgn, for deretter å stige jevnt de neste to ukene, mens det var tendens til et avtak igjen etter siste uke. R4 og R5 skilte seg ut ved å ha en jevn stigning i antallet i hele perioden. I kontrollrennen lå antallet omlag på samme nivå hele tiden. Antall fåbørstemark viste ingen markerte avtak etter tre døgn, og jevnt over økte antallet i alle rennene i løpet av forsøket. Økningen var mest markert i renner med høy P-tilsetning.



Figur 4.16. Kvantitativ utvikling av antall fåbørstemark per boks i seks renner R1-R6 med ulik tilførsel av fosfor. REF representerer bakgrunnsverdien fra 18.september 1990.



Figur 4.17. Kvantitativ utvikling av antall bunndyr utenom fjærmygglarver og fåbørstemark per boks i seks renner R1-R6 med ulik tilførsel av fosfor. REF representerer bakgrunnsverdien fra 18.september 1990.

Figur 4.17 viser den kvantitative utviklingen i bunndyra utenom fjærmygglarver og fåbørstemark. Alle rennene viste et klart avtak etter tre døgn, for deretter å holde seg på samme nivå ut forsøksperioden. Avtaket etter tre døgn skyldes for en stor del at døgnfluen *Baetis* sp. forsvant raskt ut av systemet. Oppsamling av driv umiddelbart etter igangsetningen av forsøket viste at de fleste *Baetis* forsvant ut av

systemet i løpet av de første minuttene. En viktig art som *Leuctra* sp. forble i systemet og viste intet tegn til avtak. Det samme gjaldt de øvrige døgnfluer, steinfluer og vårfluer som forekom i mindre antall, bortsett fra små vårfluelarver fra familien Limnephilidae som viste tegn til økning. Av øvrige viktige grupper viste dansefluer (*Hemerodroma*) ingen tegn til endring, mens det var et avtak i antall knottlarver etter de første tre døgn.

4.4.3 Diskusjon - effekter av algebegroing på bunndyr.

Forsøkene med beiting i 1989 viste at det anvendte renne-systemet ikke var så velegnet som antatt for beiteforsøk under kontrollerte forhold. Det største problemet var å dele av seksjonene for å holde de ulike beiterne på plass. Det viste seg også problematisk å få tak i tilstrekkelige mengder av velegnete beitere. Derfor ble problemstillingen snudd på hodet i 1990. Som et supplement til å studere effektene av beiting på begroinger av trådformete alger, ble det utført forsøk for å se på effektene av sterk økning i algeveksten på et naturlig bunndyrsamfunn under kontrollerte betingelser i rennene. Begroinger av trådformete alger vil modifisere habitatet for bunndyr. Strømforholdene endres og algene vil kunne fange opp detritus. Vekst og nedbrytning av alger vil føre til endringer i oksygenforholdene på/i bunnen. Algene vil kunne blokkere for lyset og derved redusere produksjonen av fastsittende kiselalger som er viktig næring for skrapende bunndyr. Sterk algebegroing vil tillate etablering av arter som ellers ikke hadde vært i stand til å holde seg i elva, mens arter som er avhengige av rene steinoverflater elimineres (Williams og Winget 1979). Mange fjærmygglarver og fåbørstemark vil vanligvis øke i tetthet, mens strøm- og oksygenkrevende stein- og døgnfluer vil bli redusert.

Det ble derfor forsøkt å finne ut om en sterk økning i algeveksten induisert av fosfor-tilsetning hadde akutt effekt på et normalt bunndyrsamfunn fra steinet substrat uten synlig algevekst. På det området hvor boksene med substrat ble gravd ned, var det relativt liten begroingsbiomasse.

Sammensetningen av bunnfaunaen i nedre del av Skarselva antydte at lokaliteten var utsatt for svak organisk belastning (Tab. 4.2). De dominerende dyregruppene var fjærmygglarver og fåbørstemark, begge disse gruppene har mange arter som blir stimulert av organisk forurensning. De vil derfor tilta i betydning ved økende forurensning, inntil de blir enerådende ved sterk forurensning. I tillegg var døgnfluer fra slekten *Baetis* vanlige, de aller fleste var trolig *B. rhodani*. Denne arten regnes for moderat tolerant overfor organisk forurensning, og øker raskt i tetthet ved tiltagende forurensning. Det er ofte en klar indikasjon på begynnende forurensning når antallet av *B. rhodani* øker kraftig. Flere arter steinfluer tilstede antyder at graden av forurensning er liten, men antall individer var lavt, og de dominerende slektene er kjent for å ha relativt tolerante arter. På det området hvor boksene med substrat ble gravd ned, var det relativt liten begroingsbiomasse.

Årsaken til avtaket av dyr etter de tre første dagene i renna (Fig. 4.14) var at svømmende former ble vasket ut av systemet. Dette skjedde trolig temmelig umiddelbart etter at eskene ble utsatt i rennene. Mest markert var dette for døgnfluen *Baetis* sp. som var et dominerende faunaelement i eskene før de ble satt ut (Tab. 4.2). Avtaket i fjærmygglarver etter tre døgn hadde trolig samme årsak: Larver som lever på overflater og lett kommer ut i vannmassene ble trolig vasket ut innledningsvis. For fåbørstemark var det ikke et tilsvarende avtak etter tre døgn. De fleste fåbørstemark lever nede i substratet og blir derfor i mindre grad vasket ut.

Formålet med dette forsøket var å studere reaksjonene til en naturlig bunnfauna fra områder med steinet substrat med liten forekomst av alger, på en rask tilvekst i algebiomassen. Det ble antatt at endel grupper av bunndyr ville reagere negativt på slik begroing og forsvinne ut av systemet som driv. I løpet av den forholdsvis korte tiden forsøket varte, ble det ikke registrert et avtak i tettheten av bunndyr som kunne tilbakeføres til den hurtig økende algebiomassen. Det eneste avtaket som ble registrert var ved innledningen av forsøket da svømmende former og andre, som ble forstyrret av transporten og det raske skiftet av miljø, lot seg drive ut av systemet. Dette gjaldt hovedsaklig den svømmende døgnfluen *Baetis*

sp. og endel fjærmygglarver. De andre bunndyrgruppene viste ingen endringer i tettheten i løpet av det tidsrommet forsøket foregikk, selv om substratet i rennene med mest fosfortilsetning etterhvert ble sterkt overgrodd med trådformede alger. Trolig er 3 1/2 uke et for kort tidsrom til å registrere endringer i faunaen, og effektene av økt algebegroing lar seg først registrere etter et lengre tidsrom.

Den totale tettheten av bunndyr viste en klar økning i løpet av forsøket. Dette skyldes en økning i de to gruppene av bunndyr som hadde størst individantall, fjærmygglarver og fåbørstemark. I disse gruppene er det mange arter som bruker trådformete alger både til næring og habitat. Særlig for mange fjærmygglarver er alger en viktig del av ernæringen. De fleste er imidlertid skrapere og utnytter fortrinnsvis kiselalger (Oliver 1971, Monakov 1972, Pinder 1986). Kunnskap om hvorvidt larvene er i stand til å utnytte trådformete alger som næring er mangelfull. Det er kjent at tetthetene av fjærmygglarver øker sterkt i aggregater av trådformete alger (Dudley et al. 1986). Mange fjærmygglarver lever av detritus og bakterier, som ofte kan anrikes i "tepper" med algebegroing. Dette kan være en medvirkende årsak til de store tetthetene av larver slike steder. Et eksempel er larver av *Pseudochironomus* som anvendte *Cladophora* som habitat, men beitet vesentlig på kiselalger som vokste epifytisk på grønngalgene (Power 1991).

I renneforsøket virket det som en sterk økning i algeveksten var fordelaktig for fjærmygg. I renner med mest fosfortilsetning og algevekst økte tetthetene av fjærmygg utover utgangsnivået (Fig. 4.15). Økningen skyldes trolig klekking av egg som var tilstede i substratet, driv av egg eller små larver fra tilførselsvannet eller egglegging direkte i rennene. Muligens vil boksene med størst algebegroing lettest fange opp larver i driv, slik at tettheten øker her sammenlignet med boksene med mindre alger. En annen mulighet kan være at rik algevekst har større affinitet på eggleggende imagines. Referanserenna uten tilsetning av fosfor hadde ingen påviselig økning i tettheten av fjærmygg. Avtaket i tetthetene mot slutten av forsøket kan reflektere at klekkingen av imagines overstiger tilførselen av nye larver.

Også fåbørstemark viste en klar økning i tetthetene i løpet av forsøksperioden (Fig. 4.16). Spesielt tiltok tetthetene etter omlag 10 døgn. De aller fleste fåbørstemarkene var fra slekten *Nais* fra familien Naididae, de fleste trolig *N. alpina*. Disse artene er små og kan formere seg ukjønnnet ved deling. Derfor kan de øke raskt i tetthet når forholdene endres til deres fordel. Mange av naididene er meget vanlige i aggregater av trådformede alger (Oliff et al. 1965), og mange regnes som algivore og fytofile (Schwank 1981). Likevel spiser trolig disse markene i liten grad direkte av de trådformete algene. Undersøkelser av den meget vanlige arten *Nais elinguis* viser at den ikke er i stand til å fordøye kolonidannende eller trådformete alger, trolig på grunn av svelgets utforming (Bowker et al. 1983). Naididene ernærer seg derfor trolig av enkeltalger og bakterier. Tettheten av små kiselalger økte med økende fosfortilsetning. Dette kan forklare hvorfor tetthetsøkningene av *Nais* var størst i de fire rennene som ble tilført mest fosfor. I referanserenna uten tilsetning var økningen minimal (Fig. 4.16).

Flere døgnfluearter kan opptre i stor tetthet i begroinger av trådformete alger, hvor de finner habitat og næring. Dette gjelder spesielt slekten *Baetis* (Williams og Winget 1979, Dudley et al. 1986). I et naturlig habitat ville tetthetene av *Baetis* trolig øke betydelig ved en sterk økning i algeveksten, men det ville skjedd over et lengre tidsrom enn dette forsøket.

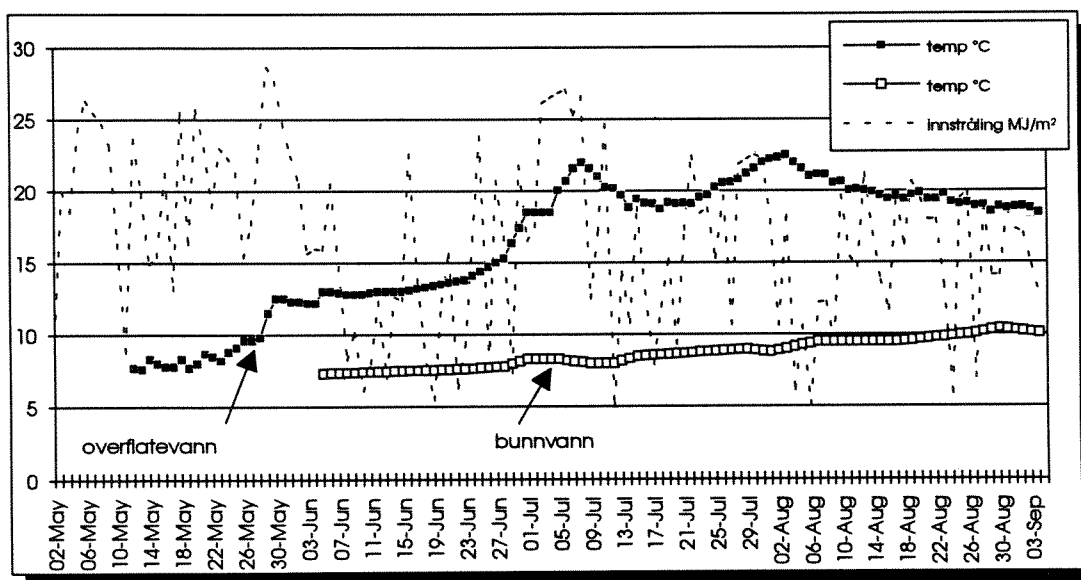
Selv om forsøket gikk over kort tid viste det at en betydelig økning i veksten av begroingsalger kan medføre endringer i bunndyrfaunaen. De første effektene var at grupper av bunndyr med en rask evne til å tilpasse seg de endrete forholdene tiltok i betydning. De øvrige bunndyra (bortsett fra de som ble vasket ut innledningsvis) viste ingen tegn på endringer i tetthet (Fig. 4.17). Man kunne forventet at den viktigste steinfluearten *Leuctra* sp. ville forlate systemet når algeveksten økte betydelig, dette så ikke ut til å skje. Disse større artene har lengre livssyklus og reagerer langsommere på endringer i miljøet som ikke er direkte toksiske. I løpet av det korte tidsrommet forsøket varte, rakk bare de raskeste opportunistene å dra fordel av de endrete forholdene. Over tid og i et naturlig vassdrag ville faunaen trolig endre seg vesentlig ved en så stor økning i begroingen.

5. Resultater og diskusjon, forsøk 1991.

5.1 Fysisk/kjemiske forhold.

Til forskjell fra 1989 og 1990 ble det brukt både overflatevann og bunnvann i forsøkene i 1991. I tillegg startet forsøkene betydelig tidligere på året i 1991 slik at en fikk med seg vårperioden som tidligere ikke har vært undersøkt mhp. utvikling av algebiomasse i rennene. I figur 5.1 er fremstilt temperaturen i de to vannkvaliteter samt globalinnstråling for hele forsøksperioden. Temperaturmålingene kom noe sent i gang i forhold til start på etableringsfasen for algebegroingen 2.mai. Det er imidlertid rimelig å anta at det var fullsirkulasjon i Maridalsvannet ved starten på forsøket og at temperaturen da lå på ca 6°C. De første 20 dager var det ingen stor temperaturforskjell mellom de to vann typer, noe som betyr at det var en relativt lang og ensartet koloniseringsfase i alle 6 rennene. Deretter økte temperaturen raskt i overflatevannet, mens temperaturen forble lav resten av forsøksperioden i bunnvannet som mot slutten av forsøket kom opp i vel 10°C. Temperaturen i overflatevannet steg raskt til 12-13°C i begynnelsen av juni, men holdt seg relativt stabil hele resten av juni og passerte 15°C først i slutten av måneden. Denne lange perioden med stabile temperaturforhold hang sammen med relativt liten innstråling i denne perioden.

Det var to episoder på sommeren som trolig hadde stor innvirkning på algebiomassen i rennene med overflatevann. Temperaturen gikk da over 20°C og nådde maks 23°C enkelte dager. Fra begynnelsen av august gikk temperaturen jevnt nedover og endte rundt 18°C ved slutten av forsøksperioden.



Figur 5.1. Temperatur i overflatevann og bunnvann i perioden 2.mai - 4.september 1991. Døgnsommer for globalinnstråling målt ved stasjon 1870 Blindern er tatt med.

Den kjemiske vannkvaliteten er kommentert i kap.2. Doseringen av P og Fe var stabil i hele forsøksperioden. Prøvene tatt i rennene viste små forskjeller i næringsaltinnhold mellom bunnvann og overflatevann som forøvrig lå på de samme stabile nivåer som tidligere år. Temperaturen ansees derfor å være den viktigste forklaringsvariabelen under forsøkene i 1991 ved siden av tilsetningen av fosfor. Resultater av forsøkene i 1991 viste at jern, som ble tilsatt to av rennene (R2 & R5), hadde liten effekt på begroingen.

5.2 Utvikling av algebegroing.

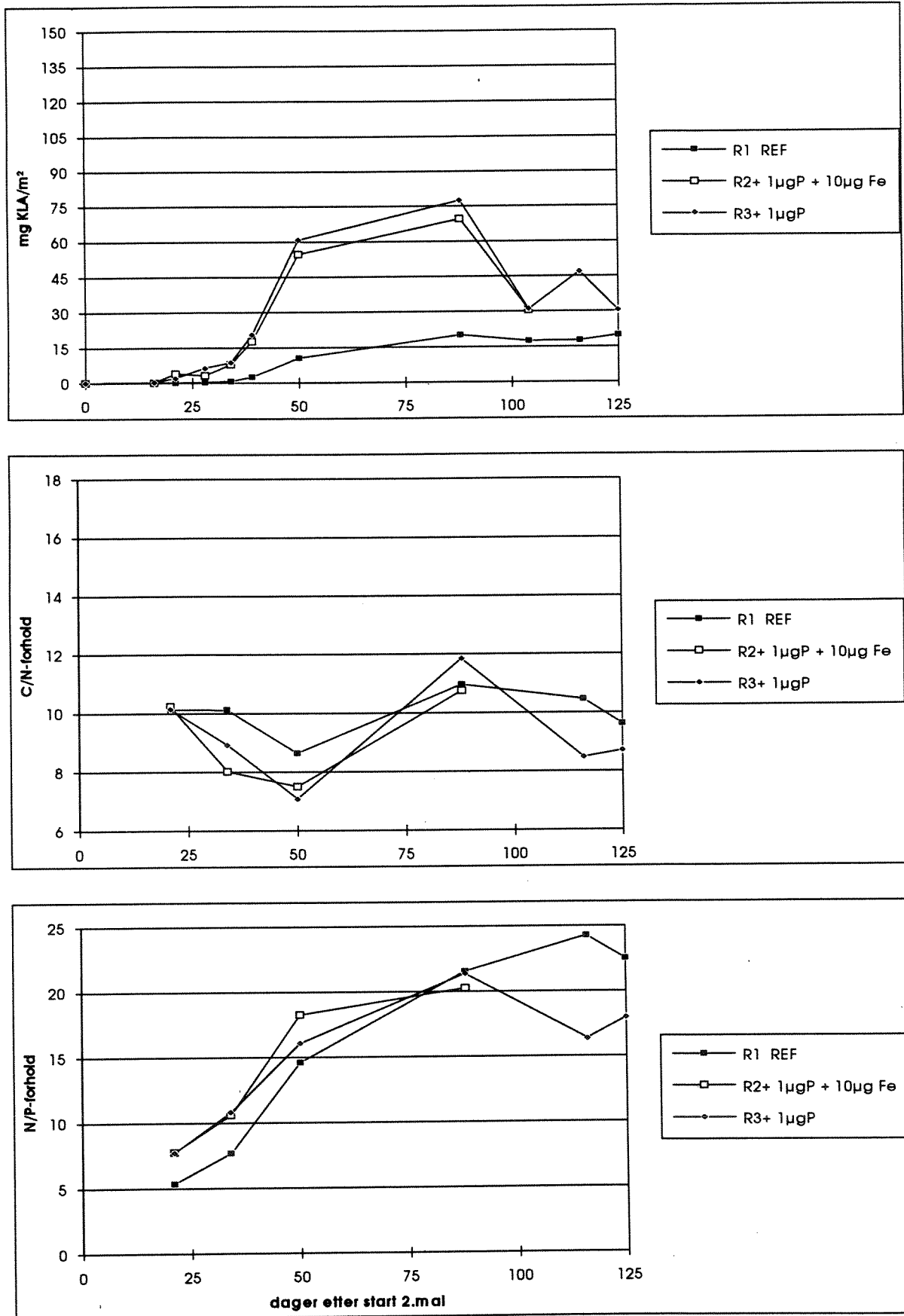
5.2.1 Kvantitativ utvikling algebegroing.

Forsøket i 1991 startet tidlig og gikk over en periode på 125 dager. I figur 5.2 er fremstilt utvikling av algebiomasse, samt C/N- og N/P-forhold i algebiomassen i renner med vann fra 1 m dyp. Etter en relativt lang koloniseringsperiode kom veksten i gang, spesielt i R2 og R3, hvor en hadde tilsatt henholdsvis $1\mu\text{g P/l} + 10\mu\text{g Fe/l}$ og $1\mu\text{g P/l}$. Etter 50 dager var biomassen kommet opp i henholdsvis 10.4, 54.7 og 60.7 mg chl a/m^2 i R1, R2 og R3. Det var stor forskjell mellom kontrollrenna (R1) uten tilsetning og de to med tilsetning. Størst veksthastighet i rennene med overflatevann ble målt i perioden fra dag 39 til dag 50. I R1, R2 og R3 var veksten i denne perioden på henholdsvis 0.7, 3.4 og 3.7 mg chl $\text{a/m}^2/\text{d}$. Tilsetning av Fe synes ikke å ha hatt noe effekt på den kvantitative biomasseutvikling siden biomassen i R2 og R3 utviklet seg såvidt likt.

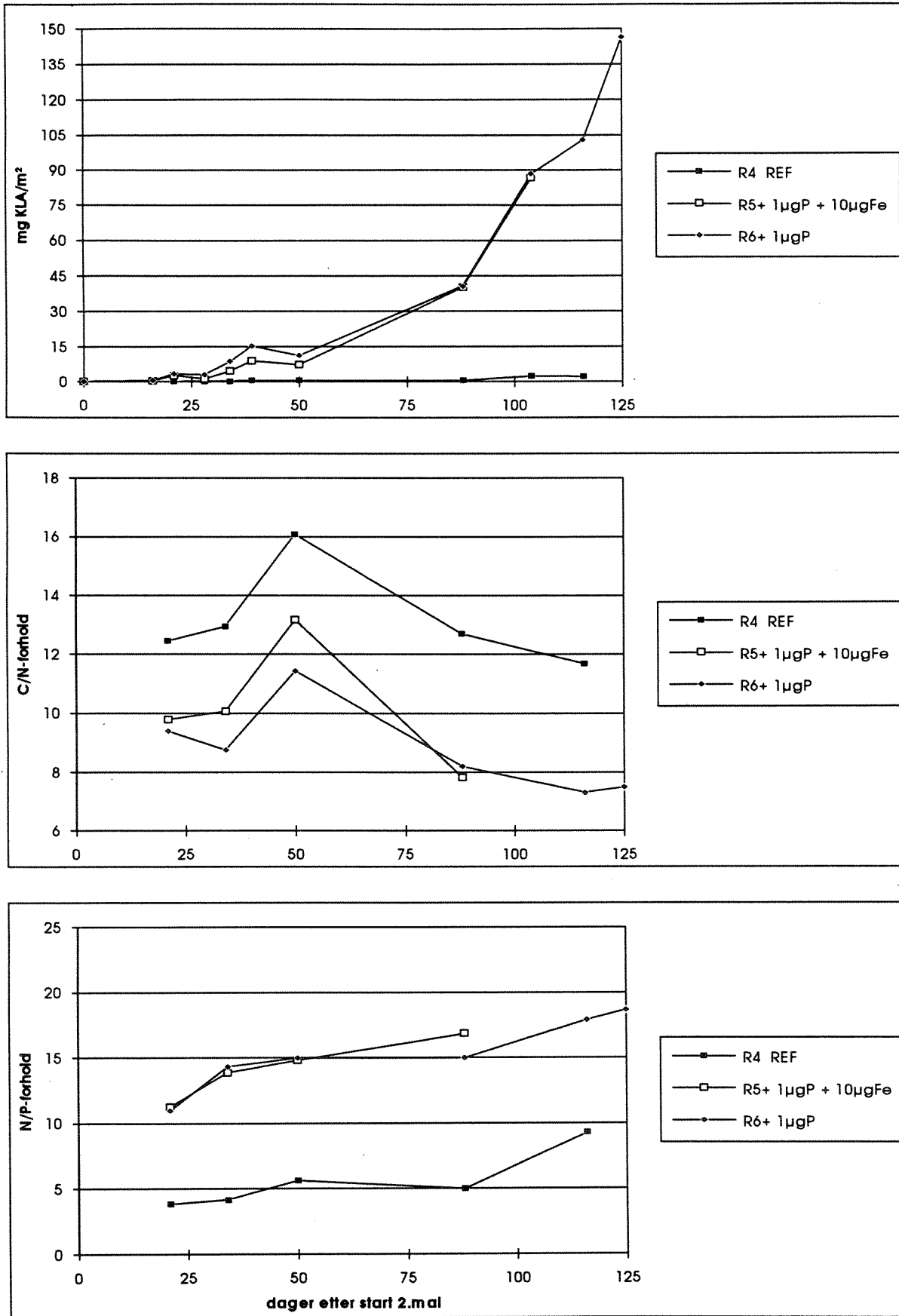
Etter perioden med størst biomassetilvekst ble det et opphold i biomasseprøvetaking på 38 døgn. I denne perioden steg temperaturen raskt og kom opp mot 23°C i en periode. Dette hadde tydelig effekt på begroingen, som hadde en betydelig nedgang i biomassetilveksten på tross av en svak økning i biomassen. Spesielt i kontrollrennen kunne en forventet en større biomasseøkning i denne perioden. Sannsynligvis skjedde det et sammenbrudd i deler av algesamfunnet som førte til biomassetap og endringer i artssammensetning med endret vekstmønster i biomasseutviklingen (se kap. 5.2.4). Etter prøvetaking 29. juli (dag 88), tidspunktet for maks biomasse i alle tre rennene på henholdsvis 20.2, 69.5 og 77.5 mg chl a/m^2 , kom en ny varm periode hvor temperaturen kom opp mot 23°C . Biomassen gikk da drastisk ned i R2 og R3, mens den holdt seg stabil i R1. Etter den kraftige biomassenedgangen var det tendenser til en liten økning både i rennene med P-tilsetning og i kontrollrenna, men veksten kom aldri ordentlig i gang igjen som før sammenbruddet.

Biomasseutviklingen for hele forsøksperioden viste at lav temperatur ved forsøkstart førte til en ekstra lang koloniseringsperiode i forhold til tidligere forsøk hvor starttemperaturen alltid har vært høyere enn 10°C i overflatevannet. Videre var den raskeste veksthastigheten i perioden med temperatur på $12\text{--}14^\circ\text{C}$. Det ble dessuten oppnådd en maks algebiomasse større enn i tidligere renneforsøk. Perioder med temperaturer over 21°C syntes å virke destruktivt inn på deler av begroingsamfunnet. Tilsetning av $1\mu\text{g P/l}$ hadde en stor effekt på biomasseutviklingen og førte til 6 ganger større algebiomasse etter 50 døgn. Tilsetning av Fe hadde minimal effekt på den kvantitative biomasseutvikling.

I figur 5.3 er fremstilt utvikling av algebiomasse, samt C/N- og N/P-forhold i algebiomassen i renner med vann fra 20 m dyp. Utviklingen i disse rennene var svært lik den i overflaterennene frem til dag 34. På dette tidspunkt var det til eksempel en algebiomasse på 8.6 mg chl a/m^2 i både R3 og R6, som begge fikk tilsatt $1\mu\text{g P/l}$. Årsaken til denne jevne utviklingen ligger i temperaturforholdene som var svært like for begge vannkvaliteter frem til ca. dag 34. Etter dette tidspunkt økte biomassen jevnt i både R5 og R6, men med betydelig lavere veksthastighet enn i rennene med overflatevann. I slutten av juli kom temperaturen i bunnvannet opp mot 9°C . Dette førte til en markert økning i biomassetilveksten i perioden 29. juli - 14. august (dag 88 - 104), som da var på henholdsvis 2.9 og $3.0\text{ mg chl a/m}^2/\text{d}$ i R5 og R6. Igjen var det ubetydelig forskjell på rennene med og uten tilsetning av Fe, noe som viser at små mengder Fe i tillegg til bakgrunnsnivåene ikke førte til økt vekst. Maksimal biomasse ble målt mot slutten av forsøket da en i R6 hadde oppnådd $146.5\text{ mg chl a/m}^2$. Tilsvarende biomassetilvekst for denne perioden var på hele $4.8\text{ mg chl a/m}^2/\text{d}$. Dette er svært høy algebiomasse, den høyeste som er målt i renneanlegget, og viser at akkumulering over tid i kaldt vann kan gi grunnlag for en betydelig algebiomasse og til dels betydelig høyere enn det som etableres i varmere vann.



Figur 5.2. Utvikling av algebiomasse (mg chl a/m²) samt C/N- og N/P-forhold i algebiomassen i rennene R1-R3 i forsøksperioden 2.mai - 4.september 1991. Overflatevann + tilsetninger av P og Fe.



Figur 5.3. Utvikling av algebiomasse (mg chl a/m²) samt C/N- og N/P-forhold i algebiomassen i rennene R4-R6 i forsøksperioden 2.mai - 4.september 1991. Bunnvann + tilsetninger av P og Fe.

Biomasseutviklingen i kontrollrenna R4, var svært lav og lå under 1 mg chl a/m² helt til dag 88. Etter dette økte veksten noe slik at en etter 116 dager var kommet over 2 mg chl a/m². Dette er svært lave nivåer og viser klart at kaldt vann fra Maridalsvannet uten tilsetning av ekstra fosfor ikke er i stand til å gi noen algebegroing før temperaturen har kommet opp mot 9°C. Temperaturer under dette kan derimot gi opphav til en betydelig algebiomasse dersom små mengder forfor blir tilsatt, i dette tilfellet kun 1 µg P/l.

Det ble gjort et lite forsøk på etablering av ny algebiomasse på rent substrat i perioden 15.-26.august ved å plassere ut nye fliser i området nedenfor de gamle flisene i rennene R1, R3, R4 og R6. Dette tilsvarer dag 105-116 i det første langtidsforsøket, dvs. perioden etter sammenbruddet i den veletablerte algebiomassen. I tabell 5.1 er satt opp resultatene for biomasseutvikling i dette korttidsforsøket. Det ble meget kraftig vekst i overflaterennen (temp 18-20°C) som fikk tilsatt fosfor (R3). Gjennomsnittlig veksthastighet for perioden på 11 dager var i størrelsesorden 2.3 mg chl a/m²/d, mens tilsvarende vekst i kontrollen (R1) var på 0.65 mg chl a/m². Dette viser at forholdene for nykolonisering og biomassetilvekst var meget gode. Sammenligner en tallene med veksten på flisene i langtidsforsøket i den samme perioden, var tilveksten her tilsvarende ca 1.4 mg chl a/m²/d i R3 og tilnærmet 0 mg chl a/m²/d i kontrollen. Dette støtter opp om teorien om et destruktivt sammenbrudd i det gamle algesamfunnet som følge av de høye temperaturer og som tydelig etterlot et algesamfunn med begrenset mulighet for videre vekst og som delvis hindret nykolonisering av alger fordi substratet var opptatt. Dette samsvarer med resultater fra 1990 da det bare var en beskjeden økning i artsmangfold på stein som på forhånd var lagt ut for kolonisering i Skarselva.

I rennen med kaldt vann, 9-10°C, var det en beskjeden vekst der det ble tilsatt fosfor (R6), men likevel betydelig i forhold til kontrollrenna (R4) der det ikke var målbar biomasse. Veksten i kaldtvann tilsatt fosfor var på 0.13 mg chl a/m²/d. Forsøket bekrefter at temperatur og næringstilførsel i form av lett tilgjengelig fosfor er en helt avgjørende faktor for etablering av algebiomasse selv for en så kort periode som 11 dager. Sammenlignes resultatene med tilsvarende etableringsperiode i mai, var da maks biomasse etter 16 dager 0.37 mg chl a/m², dvs. en vekst på bare 0.02 mg chl a/m²/d. Temperaturen da var 6-7°C. Forskjellen mellom de to perioder var kun temperatur og eventuelt opp-poding av rennene. I augustforsøket var rennene godt podet, noe som kan spille en rolle i forhold til et rent system i startfasen. Pode-effekten må imidlertid studeres nærmere før en kan anslå dens betydning i sammenheng med de ulike forsøkene.

Tabell 5.1. Resultater fra etableringsforsøk med algebegroing i perioden 15. - 26.august 1991.

renne	vannkvalitet	tilsetning	biomasse mg chl a/m ²	veksthastighet mg chl a/m ² /d	C/N-forhold	N/P-forhold
R1	overflatevann	kontroll	7,2	0,65	11,4	25,1
R3	overflatevann	1 µg P/l	25,0	2,27	8,3	14,6
R4	bunnvann	kontroll	>0,1	>0,01	8,8	
R6	bunnvann	1 µg P/l	1,5	0,13	8,5	

5.2.2 Elementsammensetning i begroingsamfunnet

Det ble tatt prøver av algebiomassen til elementanalyse for å se om variasjoner i elementsammensetningen (C, N og P) kunne bidra til å forklare de observerte vekstkurver for biomasseutvikling. Forsøket i 1990 viste at det kunne være til dels betydelige forskjeller i bl.a. N/P-forholdet i biomasse av samme størrelse etablert under forskjellige nivåer av P-tilsetning. I figurene 5.2 og 5.3 er både C/N- og N/P-forhold i algebiomassen satt opp sammen med biomasseutviklingen. Det fremgår her tydelige forskjeller både mellom tilsetning/ikke tilsetning av P i samme type vannkvalitet (overflatevann eller bunnvann) og mellom de to vannkvaliteter.

I rennene med overflatevann var C/N-forholdet 10 ved dag 21. Deretter avtok det ettersom veksten økte og var på sitt laveste ved dag 50 etter perioden med størst veksthastighet. Laveste C/N-forhold på 7.1 var i R3, rennen med størst biomasse. C/N-forholdet økte til nivåer over 10 i den påfølgende perioden da det skjedde en betydelig endring i begroings-samfunnet som følge av den høye temperaturen. Dette nivået holdt seg i kontrollen hvor veksten var liten, mens det avtok igjen i R3 hvor ny vekst kom i gang. Generelt var det liten forskjell mellom de tre rennene.

N/P-forholdet viste et mer veldefinert forløp. I kontrollrenna var N/P-forholdet ca. 5 i starten og økte gradvis til vel 24 ved slutten av forsøket. Det synes her klart å være en sammenheng mellom økende N/P-forhold og økende algebiomasse, noe som viser at P-konsentrasjonen i Maridalsvannet er for lav til å holde et balansert N/P-forhold i en stadig voksende algebiomasse. Det blir raskt P-begrenset vekst. For rennene tilsatt P og Fe var utviklingen den samme i starten på forsøket med økende N/P-forhold med økende biomasse, men en fikk her en nedgang etter sammenbruddet i biomassen i perioden med høy vanntemperatur. Dette viser at tilsetning av $1\mu\text{g P/l}$ ikke var i stand til å hindre P-begrenset vekst i raskt voksende biomasse. At N/P-forholdet gikk ned etter at biomassen avtok sterkt samtidig som biomassen var høyere enn i kontrollen, viser at tilsetningen reduserte P-begrensningen noe, uten at det var tilstrekkelig for å "mette" biomassen.

Ser en på N/P-forholdet relativt i forhold til størrelsen på biomassen, var det lavere N/P-forhold i kontrollen med den langsomste veksthastigheten og laveste biomassen. N/P-forholdet var svakt høyere der det var P-tilsetning og mye raskere veksthastighet og større biomasse. Dette viser at lett tilgjengelig fosfor raskt blir brukt til rask vekst i biomassen og ikke lagres som overskudd i cellene. Et noe lavere N/P-forhold i kontrollen med liten veksthastighet/biomasse, tyder på at algene, i tilfeller med sterk fosforbegrensning, tar vare på det lille fosforet som er og holder det tilbake. Fordi veksten samtidig er liten vil det være lite N mobilisert i enzymapparatet og N/P-forholdet blir derfor høyere enn for biomasse i sterk vekst. N/P-forholdet var for høyt til at fosfor ikke var begrensende under forsøket med P-tilsetning. Dette stemmer bra med resultatene fra 1990, hvor det kunne synes som om en tilsetning på $2.5\mu\text{g P/l}$ var nærmere en optimal tilsetning for å få elementbalanse under veksten.

I figur 5.3 er fremstilt C/N- og N/P-forhold i algebiomassen i rennene med bunnvann. Generelt var det større forskjell mellom rennene i dette forsøket enn tilfellet var med overflatevann. C/N-forholdet var høyere enn 12 i R4 uten tilsetninger under hele forsøket før biomassen kom over 2 mg chl a/m^2 . I R5 og R6 var C/N-forholdet under 10 ved start og gikk ned mot 7,5 mot slutten av forsøket. Med unntak av målingene på dag 50, da det var et lite avtak i biomassen og et unormalt høyt C/N-forhold i alle renner, var det tendens til avtagende C/N-forhold med økende biomasse. Dette kan ha sammenheng med at veksthastigheten økte utover forsøket, derved ble det i større grad enn tidlig i forsøket, ung frisk biomasse i aktiv vekst. Dette ser, som nevnt ovenfor, ut til å gi et lavere C/N-forhold.

N/P-forholdet lå rundt 5 i R4 før biomassen kom over 2 mg chl a/m^2 , og gikk opp mot 10 i slutten av forsøksperioden. I de to rennene med P-tilsetning var N/P-forholdet større enn 10 fra starten av og noe høyere enn i rennene med overflatevann på samme tidspunkt. Dette henger sammen med små forskjeller i veksthastighet og størrelsen på biomassen som var ganske lik i alle rennene med tilsetning av $1\mu\text{g P/l}$ de første 34 dager av forsøket. N/P-forholdet flatet ut rundt 15 i R5 og R6 og gikk noe opp mot slutten av forsøket, men kom aldri over 20 til tross for den rekordhøye biomassen. Dette tyder på at veksten i kaldtvannsrennene var mer i balanse mhp. næringsopptak i forhold til rennene med overflatevann.

Sammenligner en elementsammensetningen i algebegroingen i de to vannkvaliteter med og uten tilsetning av fosfor, synes det som om C/N-forholdet varierer lite mens det kan være store forskjeller i N/P-forholdet. Lave C/N-forhold finnes i raskt voksende og frisk algebiomasse, mens biomasse i stagnasjonsfase og liten vekst, samt gammel biomasse får relativt sett et høyere C/N-forhold. Nitrogen synes aldri å være begrensende næringsstoff i noen del av vekstfasen. Fosfor er klart et begrensende element i Maridalsvannet, noe som lett spores ved høye N/P-forhold i raskt voksende algebegroing. Tilsetning av små mengder lett tilgjengelig fosfor, i dette tilfellet $1\mu\text{g P/l}$, kan redusere N/P-forholdet i

algebiomasser av sammenlignbar størrelse, men er likevel for lite til å hindre vekstbegrensende forhold.

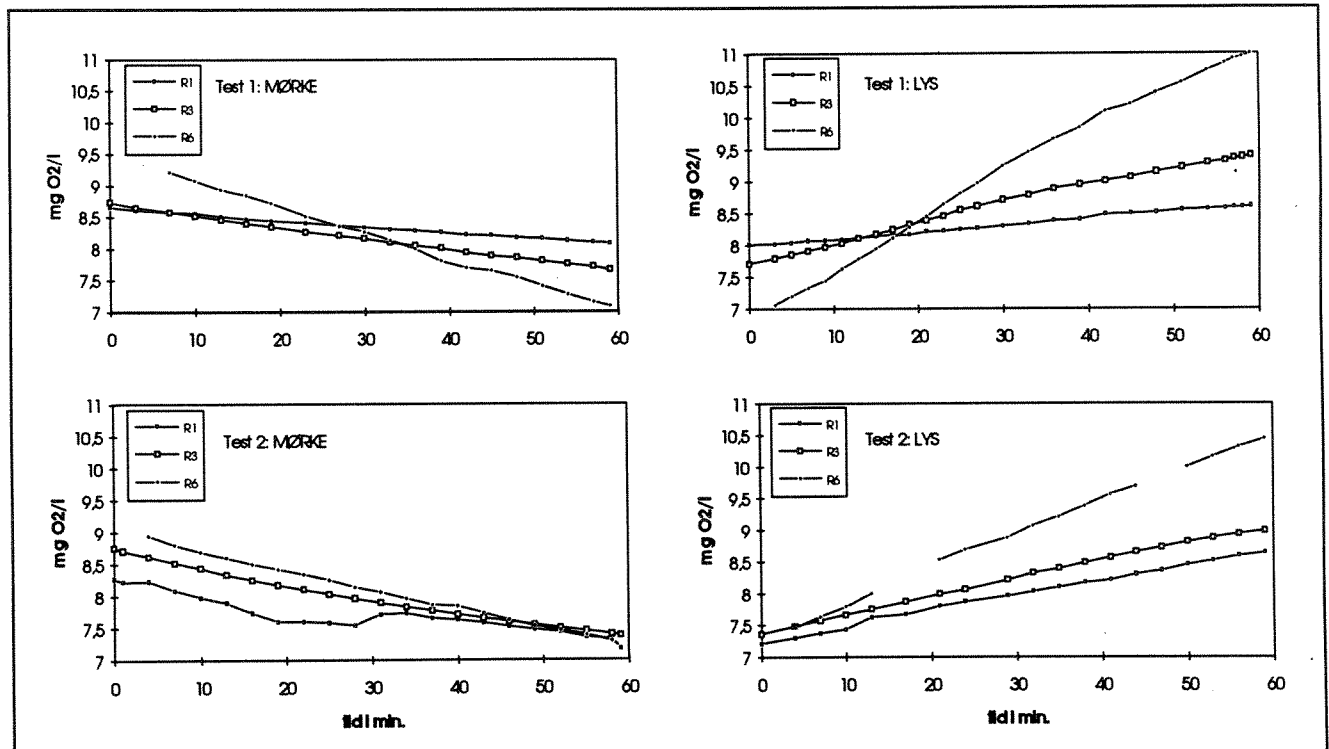
Det var forøvrig en interessant forskjell i N/P-forholdet i startfasen mellom renner med kaldt og varmt vann. I renner *med* P-tilsetning var det lavere N/P-forhold i overflaterennene (N/P ca. 7) enn i bunnvannsrennene (N/P ca. 11). Fordi overflaterenne hadde raskest vekst tidlig i forsøket og fordi biomasse i rask vekst har høyt N-innhold, burde overflaterennene hatt det høyeste N/P- forholdet. (Både overflaterenner og bunnvannsrenner har like mye tilgjengelig P.) En mulig forklaring kan være at algenes evne til å ta opp og lagre fosfor er temperaturavhengig og at evnen reduseres ved synkende temperatur. I renneforsøk i Canada var det ingen vekst i renner med 4°C og 0,3µg P/l (Bothwell 1989). I renner med høyere temperatur ga så lave P-tilsetninger en viss vekst.

For renner *uten* P-tilsetning var veksthastigheten lav både i overflate- og bunnvannsrenner. Derved ble det mobilisert lite N til enzymapparatet og det ble heller ikke brukt mye P til produksjon av biomasse. Resultatet var lavt N/P-forhold. At N/P-forholdet var aller lavest i bunnvannsrennen kan ha sammenheng med at det på dette tidspunkt ikke var noe vekst i det hele tatt i denne rennen.

5.2.3 Fotosyntese- / respirasjonsforsøk

Da det var markerte forskjeller i tidsutvikling av akumulert biomasse i overflaterenner og kaldtvannsrenner med lik fosfortilsetning, ønsket man å undersøke om det var forskjeller i fotosyntese-/respirasjons-hastigheten ved ulik vanntemperatur. Den 29. august ble det derfor gjort fotosyntese-/respirasjonsforsøk i laboratoriet.

Begroing i overflaterenner uten (R1) og med (R3) fosfortilsetning og i kaldtvannsrennen med fosfortilsetning (R6) ble testet. I kaldtvannsrennen uten fosfortilsetning (R4) var det så lite begroing at det ble ansett som vanskelig å gjennomføre sammenlignbare tester med de andre rennene. Forsøket ble utført ved samme temperatur som i rennene, resultatene er vist i figur 5.4 og tabell 5.2.



Figur 5.4. Fotosyntese-/respirasjonsforsøk 29.08.91. Avtak (i mørke) og produksjon (i lys) av oksygen, målt som mg O₂/l, i to forsøk (Test 1 og 2). Begroing på keramikkfliser fra rennene R1, R3 og R6.

Tabell 5.2. Fotosyntese-/respirasjonsforsøk 29.08.91. Biomasse, netto produksjon av oksygen og P/R (fotosyntese/respirasjon) forhold i to forskjellige tester.

Renne	Biomasse mg chl a/m ²	Netto produksjon pr. arealenhet mg O ₂ pr. m ²	Netto produksjon pr. klorofyllenhet mg O ₂ pr. mg chl a	P/R forhold
Test 1 kl 13⁰⁰				
R1	13.4	0.04	0.002	1.1
R3	32.2	0.36	0.011	1.6
R6	200.4	1.03	0.005	2.0
Test 2 kl 15⁰⁰				
R1	20.0	0.16	0.005	1.4
R3	28.0	0.30	0.010	1.6
R6	132.6	0.83	0.006	1.8

Figur 5.4 viser avtak i mørke (respirasjon R) og produksjon i lys (fotosyntese P) av oksygen. En knekk på respirasjonskurven i test 2 i renne R1 skyldtes at begroingsmateriale hadde lagt seg rundt oksygenelektroden og hindret fri passasje av oksygen mellom elektroden og omgivelsene. Forøvrig viste kurvene stort sett jevnt avtakende/økende verdier for oksygen. I begge tester var avtak og produksjon av oksygen størst i kaldtvannsrennen R6. Dette var vesentlig et resultat av at biomassen var størst i denne rennen, se tabell 5.2.

Tabell 5.2 viser biomasse (målt som chl a), produksjon pr. arealenhet (målt som netto produksjon av O₂ pr. m²) og produksjon pr. klorofyllenhet (målt som netto produksjon av O₂ pr. mg chl a). Biomassen målt som chl a var betydelig større i kaldtvannsrennen (R6) enn i overflaterennene uten P-tilsetning (R1) og med P-tilsetning (R3). Dette bidro til at netto O₂-produksjon pr. arealenhet var klart høyest i R6. Lavest produksjon pr. arealenhet hadde R1. Tallene varierte litt fra test 1 til 2. Omregnes tallene til netto O₂-produksjon pr. klorofyllenhet, blir produksjonen størst i R3 (overflaterennen med P-tilsetning). I snitt var den omlag dobbelt så høy som i de to andre rennene. Dette tilsier at denne rennen fysiologisk sett viste størst potensiale for produksjon av biomasse. Overflaterennen uten P-tilsetning (R1), og kaldtvannsrennen med P-tilsetning (R6) viste omlag like stor netto produksjon pr. klorofyllenhet. Dette tilsier at under de rådende betingelser, hadde disse rennene fysiologisk sett samme potensiale for produksjon av biomasse. Om de rådende betingelser er å bemerke at temperaturforskjellen mellom R1 og R6 var ca. 8°C (18.6 og 10.4) og fosfortilsetningen til R6 var 1µg P/l.

P/R-forholdet (produksjon/respirasjon) var minst i overflaterennen uten fosfortilsetning (R1) og størst i kaldtvannsrennen med P-tilsetning (R6). Det tilsier at selv om det produseres like mye pr. klorofyllenhet i R6 som i R1, vil langsommere respirasjon bidra til at det allikevel akkumuleres mer biomasse i kaldtvannsrennen.

Resultatene er kun basert på et par enkle forsøk og kan ikke tillegges stor vekt. De gir likevel indikasjoner på at med Maridalsvannets vannkvalitet som utgangspunkt, er netto produksjonen pr. klorofyllenhet omlag den samme i kaldt vann (10°C) med tilsetning av 1µg P pr. l som i varmt vann (18°C) uten tilsetning av P. Netto produksjonen ser ut til å økes til ca. det dobbelte når det varmeste vannet 18°C tilsettes 1µg P/l. På grunn av langsommere respirasjon vil det allikevel akkumuleres mer biomasse i kaldtvannsrennen enn i overflaterennene.

Bothwell (1988) gjorde renneforsøk med fosforbegrenset vann og fant at temperatur er en viktig kontrollerende faktor for veksthastigheten. Ved P-tilsetning tilstrekkelig til å oppnå maksimal veksthastighet fant han et lineært forhold mellom veksthastighet og temperaturer opp til 16-17°C. Hans eksperimenter omfattet ikke temperaturer over 18°C. I renner uten eller med svært små fosfor-

tilsetninger var forholdet ikke lenger lineært. Resultatene indikerte at fosforbegrensning da var en like viktig kontrollerende faktor. Senere forsøk indikerte også at maksimal akumulert biomasse bl.a. er avhengig av nedbrytning/respirasjon i den akkumulerte biomasse (Bothwell 1989).

5.2.4 Kvalitativ utvikling algebegroing

Begroingens kvalitative utvikling på keramikkfliser er vist i primærtabeller P66-71 (vedlegg). Begroingssamfunnet viste klare endringer i løpet av forsøksperioden, fra 5. mai til 5. september. Det gjaldt både artsmangfold, frekvens av alger pr. arealenhet og artsammensetning. Det var dessuten forskjeller mellom renner med overflatevann og vann fra 20m dyp. Det ble også registrert forskjeller mellom renner med vann fra samme dyp, med og uten fosfortilsetning (1µg P/l).

Artsmangfold. Artsmangfold i alle renner (unntatt R5, se metoder kap. 2.5) er vist i figur 5.5.

Renner med overflatevann (R1, R2 & R3). Utviklingen i artsmangfold var omlag den samme i alle overflaterenner fram til 20.juli. Fra forsøkstart og fram til denne dato var det en gradvis økning i artsmangfold i alle overflaterenner. Kiselalger bidro mest til artsmangfoldet. Det var imidlertid grønnalgene som i størst grad bidro til økningen i totalt mangfold. Etter 20.juli var det en reduksjon i totalt artsantall i alle overflaterenner. Det var især reduksjonen i kiselalger som bidro til redusert mangfold. For kiselalgene var reduksjonen i artsmangfold i gjennomsnitt 43% fra 20.juli til 7. august. For grønnalgene var det en liten økning i artsmangfold i samme periode, ca 15%. Det var svært få blågrønnalger i overflaterennene. Disse hadde også et lite avtak i mangfold etter 20. juli. Mangfoldet i overflaterennene så ikke ut til å øke fram til 26.august.

Renner med bunnvann (R4 & R6). I rennen uten P-tilsetning (R4) holdt artsantallet seg lavt helt fram til 20. juli. Etter 20.juli økte det markert og holdt seg deretter nokså konstant resten av forsøket. Rennet med P-tilsetning (R6) viste en liknende utvikling som overflaterennene fram til 20. juli. I motsetning til overflaterennene fortsatte mangfoldet å øke helt til forsøkslutt 5. september. Gjennom hele forsøket var det kiselalger som i størst grad bidro til mangfoldet i R6.

Frekvens av alger pr. arealenhet er vist i figur 5.6. Det viste mange felles trekk med utviklingen i artsmangfold.

Renner med overflatevann (R1, R2 & R3). Frekvens av alger pr. arealenhet i overflaterenner økte fram mot 20. juli. Deretter avtok frekvensen med 15-30% og kom ikke opp på opprinnelig høyt nivå. Avtaket var i alt vesentlig forårsaket av et avtak i kiselalger. Frekvens av grønnalger økte i noen grad fram mot forsøkslutt. Ved forsøkstart inneholdt overflaterennene en chrysophyceyste. Denne avtok jevnt i frekvens gjennom hele forsøket.

Renner med bunnvann (R4 & R6). I renner med bunnvann økte frekvens av alger pr. arealenhet gjennom hele forsøket. Økningen var særlig stor mot slutten av forsøket. I motsetning til overflaterennene dominerte kiselalger hele tiden. Mot slutten av forsøket bestod vel 25% av antall alger pr. arealenhet av blågrønnalger i rennen med P-tilsetning. Dette var ikke tilfellet i rennen uten P-tilsetning.

Utvikling av kiselalgesamfunnet. Både artsantall og frekvens av alger pr. arealenhet viste en markert endring i kiselalgesamfunnet i overflaterenner etter 20.juli. For å se på kiselalgesamfunnets utvikling ble derfor delprøver preparert for analyse av kiselalger. Resultatene er vist i figur 5.7.

I alle overflaterennene var utviklingen den samme. Fra å ha lite innhold av ødelagte skall den 20.juli, under 10% i renner med P-tilsetning, økte andelen ødelagte skall til ca 60% den 7.august. Den 26. august var andelen ødelagte skall i alle overflaterenner redusert. Den var imidlertid større enn tidlig i forsøksperioden. Et liknende "sammenbrudd" av kiselalgesamfunnet ble ikke registrert i

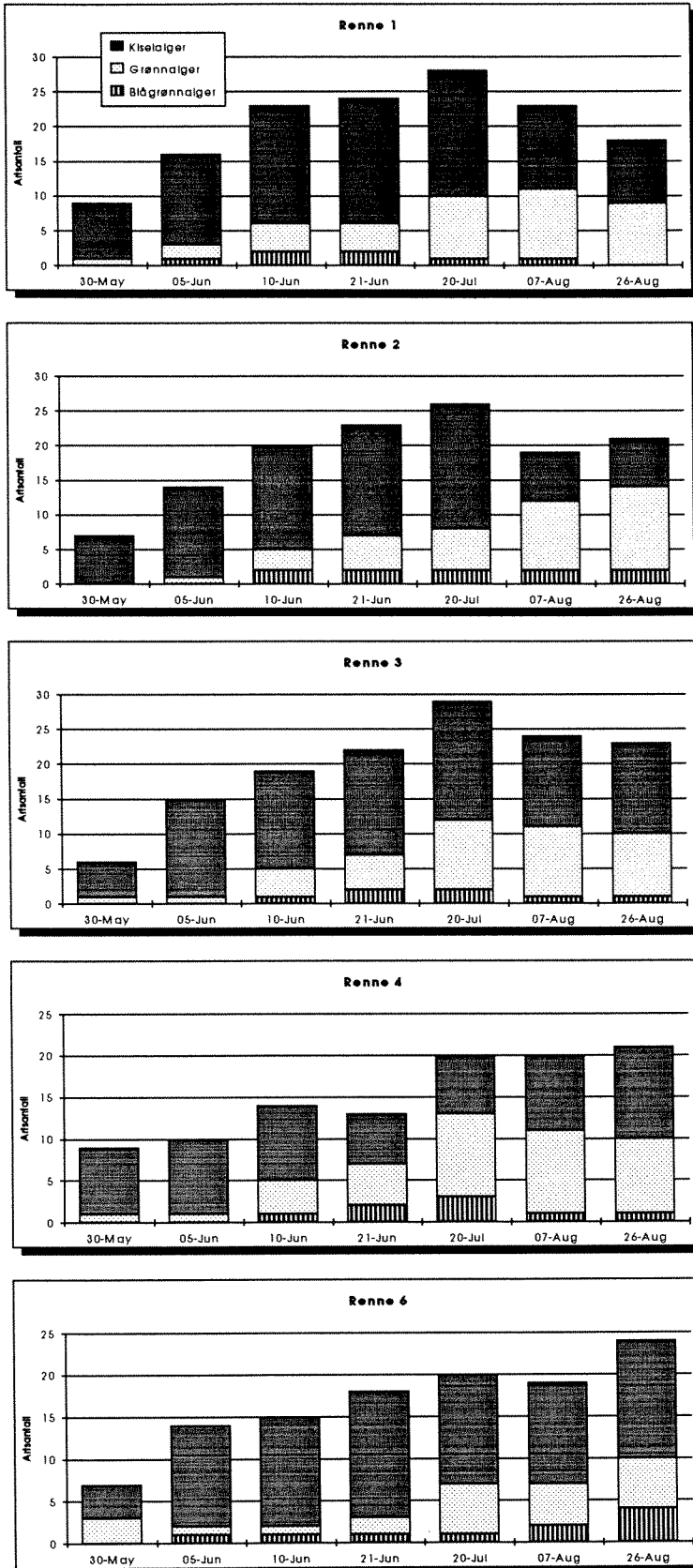
kaldtvannsurennene, se R6 i figur 5.7. Her var det tvert i mot en reduksjon i andelen ødelagte skall etter 20.juli. Kaldtvannsurennen uten P-tilsetning (R4) hadde høy prosent ødelagte skall gjennom hele forsøksperioden. Her var imidlertid mengden av begroing svært liten og ødelagte skall tilført fra dyplagene i Maridalsvatn fikk derfor relativt stor betydning.

Samtidig med sammenbruddet i kiselalgesamfunnet ble det registrert en reduksjon i algebiomassen i overflaterennene (figur 5.2). I månedskiftet juli-august var vanntemperaturen 22-23°C flere dager i strekk. Dette tyder på at høy temperatur i flere dager forårsaket et sammenbrudd i kiselalgesamfunnet og redusert algebiomasse. Det var også en kort periode med høy vanntemperatur i overflaterennene midt i juli, men da var temperaturen svakt lavere, ca 22°C, og dette varte bare 2-3 dager. Avtak i algebiomassen ble også registrert i Keogh River i British Columbia etter en periode med høy vanntemperatur (Perrin et al. 1987).

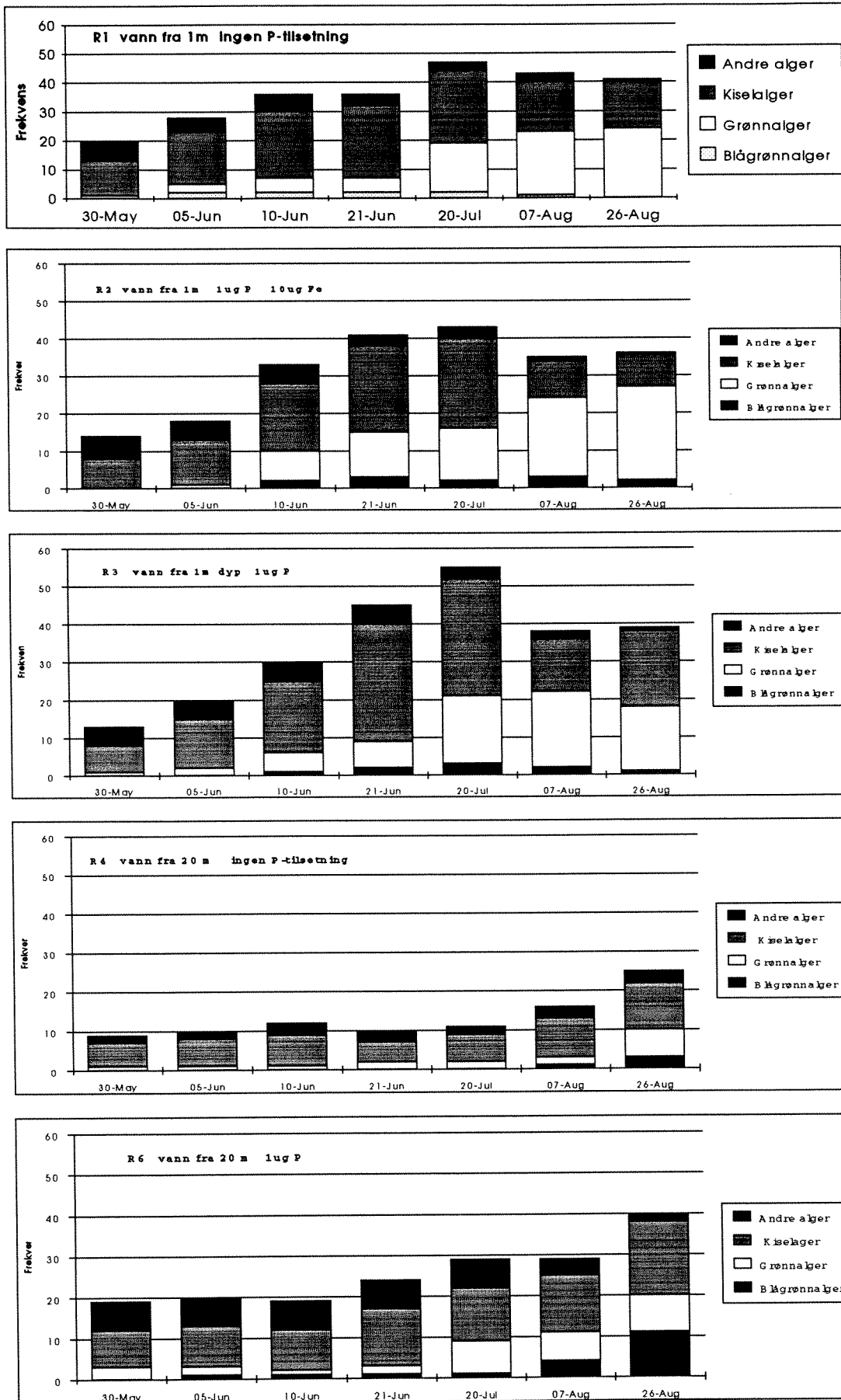
Artsammensetning. Begroingens artsammensetning er vist i primærtabellene P66-71 (vedlegg).

Resultatene i 1991 stemmer med tidligere erfaringer fra norske vassdrag når det gjelder endel arters forekomst i forhold til vannkvalitet og sesongvariasjon. Enkle renneforsøk kan nyttes til å teste begroingsalger og deres toleranse/preferanse mht. vannkvalitet og andre variable. I løpet av de 125 dager forsøket varte i 1991 var det særlig sesongvariasjon og preferanse mht. vanntemperatur som framkom i resultatene.

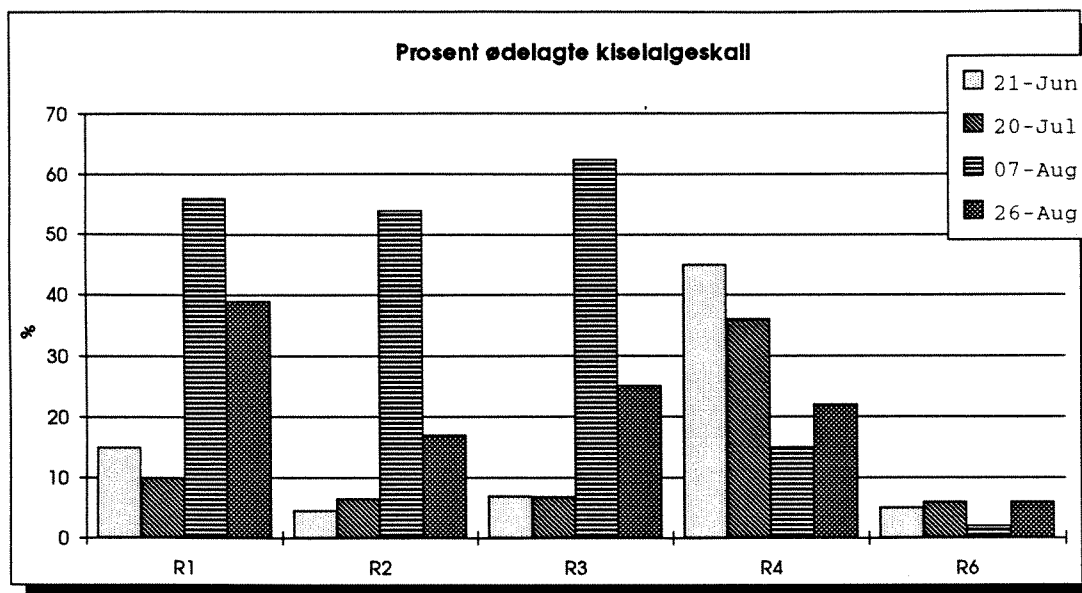
Tabell 5.3 viser forekomst av tre alger i rennene (ikke R5). Den trådformede grønnalgen *Zygnema b* ble registrert første gang i overflaterennene 20. juli, der den hadde markert forekomst til forsøket ble avsluttet. Dette stemmer med erfaringer fra norske vassdrag. Den kommer oftest sent i vekstperioden og får stor forekomst dersom den vokser i nøytrale til svakt sure vassdrag med lavt til moderat innhold av plantenæringsalter, som i renneforsøkene (Lindstrøm 1989). 20. juli var forekomsten allerede markert og det er sannsynlig at *Zygnema* hadde vært i rennene en tid. På dette tidspunkt var det 1200 døgngrader i overflaterennene siden forsøkstart. Vanntemperaturen var høy og antall døgngrader økte betydelig i løpet av få dager. Dette tilsier at antall døgngrader var noe lavere enn 1200, da *Zygnema* inledningsvis etablerte seg i overflaterennene. I bunnvannsurennene ble den ikke registrert før 26. august. Da var antall døgngrader i disse rennene ca. 900. Dette kan tyde på at antall døgngrader var i underkant av 900 både i overflaterenner og bunnvannsurenner da *Zygnema* etablerte seg. Indikasjoner på at temperatur er en viktig regulerende faktor for forekomsten av *Zygnema b* er også gjort tidligere, bl.a. i Alta-vassdraget (Traaen et al. 1983). Stor forekomst av *Zygnema b* ble først observert etter at antall døgngrader var kommet opp i ca. 900. I 1980 skjedde dette i august. I 1981 var vanntemperaturen betydelig lavere og dette skjedde ikke før i september.



Figur 5.5. Artsmangfold av begroingsalger i rennene R1-4 og R6. Oset rennearlegg, 1991.



Figur 5.6. Frekvens av begroingsalger pr. arealenhet i rennene R1-4 og R6. Oset renneanlegg 1991.



Figur 5.7. Prosent ødelagte kiselalgeskall i rennene R1-4 og R6. Oset renneanlegg 1991.

Tabell 5.3. Forekomst av tre alger i rennene (ikke R5). Mengde angitt som frekvens, skala fra 1-10. Oset renneanlegg 1991.

	Dato: 30-May	05-Jun	10-jun	21-jun	20-Jul	07-Aug	26-Aug
Grønnalgen <i>Zygnema</i> b (20-23 μ)							
Renne1	0	0	0	0	2	4	4
Renne 2	0	0	0	0	4	4	4
Renne 3	0	0	0	0	4	5	3
Renne 4	0	0	0	0	0	0	1
Renne 6	0	0	0	0	0	0	2
Grønnalgen <i>Daphnaldia glomerata</i>							
Renne1	0	0	0	0	2	0	0
Renne 2	0	0	0	0	0	0	0
Renne 3	0	0	0	0	0	0	0
Renne 4	0	0	0	0	0	0	0
Renne 6	0	0	0	0	2	2	3
Kiselalgen <i>Anomoeoneis vitrea</i>							
Renne1	0	0	2	3	3	2	2
Renne 2	0	0	0	1	0	0	0
Renne 3	0	0	0	0	0	0	0
Renne 4	0	0	0	0	0	1	1
Renne 6	0	0	0	0	0	1	1

Betydningen av enkeltobservasjoner trekkes vel langt i eksempelet med *Zygnema*. Man bør imidlertid være oppmerksom på at dersom de fysiske forhold ligger tilrette, med bl.a. jevn vannføring i lange perioder, kan *Zygnema* få stor forekomst selv med liten forurensnings-belastning. Den representerer mao. en vanlig trådformet grønnalge som kan bidra til stor algebegroing. Informasjon om antall døgngrader som skal til før *Zygnema* etablerer seg kan brukes til å forutsi om den vil få stor forekomst dersom vanntemperatur og vannføringen endres som følge av vassdragsregulering.

En annen trådformet grønnalge *Daphnaldia glomerata* ble (bortsett fra en observasjon i juli før vanntemperaturen steg over 23°C) bare registrert i renner med bunnvann og P-tilsetning. Som nevnt

(resultatkapitlet 1990) er dette en kaldtvannsart som trives med noe høyere næringsinnhold enn i Maridalsvatn. I 1990 etablerte den seg først mot slutten av forsøket og da bare i renner med høy P-tilsetning (2.5-7.5 μ gP/l). At den vokste i renner med lavere P-tilsetning enn optimalt i 1991 (1 μ gP/l), forklares ved at den hadde lang tid til rådighet på å etablere seg. Den etablerte seg først ca. 90 dager etter forsøkstart og da bare i bunnvannsrennene.

I overflaterennen uten P-tilsetning (R1) hadde kiselalgen *Anomoeoneis vitrea* markert forekomst fra 10. juni til 26. august. Bortsett fra et enkelt funn, ble den ikke registrert i overflaterenner med P-tilsetning (R2 & R3). Dette stemmer med tidligere erfaringer. Den vokser vanligvis i noe surt og utpreget næringsfattig vann (Lindstrøm 1992). I P-tilsatte renner med bunnvann så den også ut til å få en liten forekomst mot slutten av forsøket. Dette tillegges ikke stor vekt, men det kan nevnes at fordi det kalde bunnvannet fysiologisk sett trolig er fattigere enn overflatevannet, vil bunnvann også gi mulighet for vekst av *A. vitrea*, til tross for at det var liten P-tilsetning til dette vannet.

Eksemplene fra 1991 viser hvordan tre begroingsalger reagerer ulikt på noen variable. Temperatur er fremholdt som den viktigste variable i disse eksemplene. Man kan tenke seg at temperaturen virker på litt forskjellig måte i forhold til de tre algene:

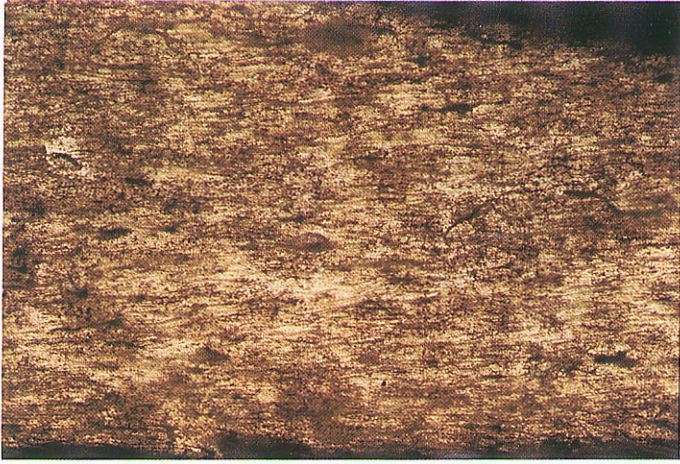
- *Zygnema*; temperaturen virker *regulerende på etableringstidspunkt* da *Zygnema* trolig trenger et visst antall døgngrader for å etablere seg.
- *Drapharnaldia*; temperaturen virker *begrensende* fordi dette er en kaldtvannsart som forsvinner når temperaturen går nevneverdig over 12-15°C (Prescott 1962).
- *Anomoeoneis*; temperaturen bevirker at vannet blir *fysiologisk fattigere* og gir rom for etablering av *Anomoeoneis* i P-tilsatt vann, selv om den trives i næringsfattig vann.

Diskusjon - kvalitativ utvikling av algebegroing

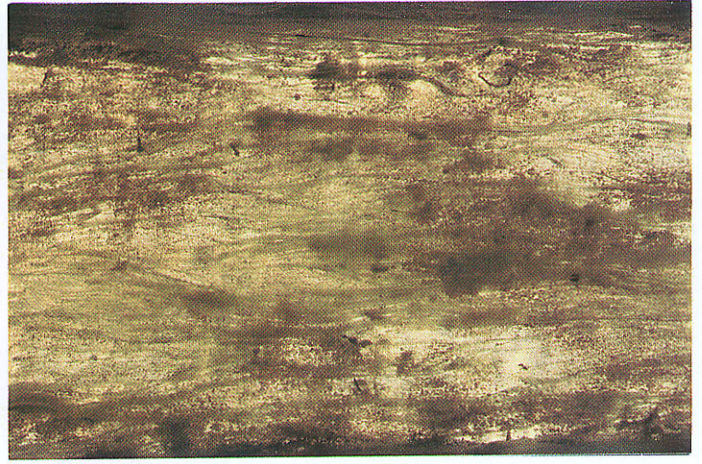
Samlet gir erfaringene fra de kvalitative begroingsanalysene i 1989-91 resultater som tilsier at enkle renneforsøk der forsøksbetingelsene bl.a. næringssaltinnhold og temperatur varieres, kan gi konkret informasjon om enkeltarters preferanse mht. viktige miljøfaktorer. Ut fra forekomst ved ulike P-tilsetninger burde det være mulig å si noe om enkeltarters krav til fosforinnhold for å oppnå optimale forhold mht. metningspunkt for sin spesifikke veksthastighet. Variasjoner i spesifikk veksthastighet med temperatur vil det også være mulig å si noe om. Det vil også være mulig å si noe om hvor mange døgngrader som skal til for at enkelte arter vil etablere seg og få stor forekomst. Slike data vil bl.a. kunne brukes til å forutsi virkningene av endringer i næringssaltinnhold og vanntemperatur.

5.2.5 Fotodokumentasjon av begroingens utvikling

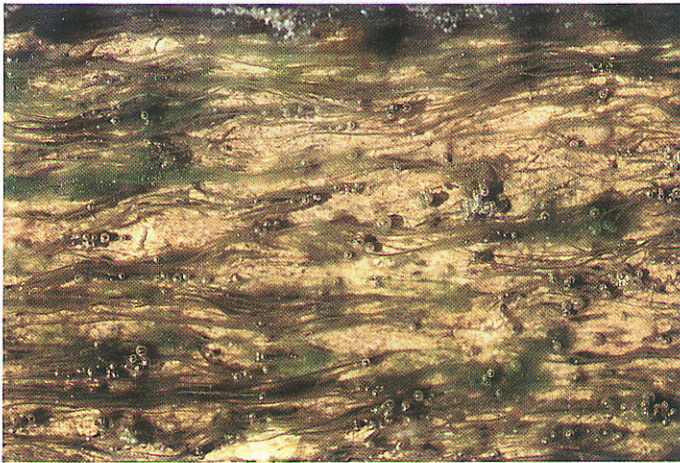
Akkumulert biomasse. Figur 5.8.A & B viser bilder av begroingen i alle renner, den 5. juli og 15. august. Disse illustrerer at det var store forskjeller i begroingens mengdemessige utvikling i renner med overflatevann og bunnvann. Den 5. juli hadde begroingen stor forekomst i overflaterennene, det gjaldt særlig renner med P-tilsetning (R2-R3). Her kunne man se oksygenbobler som følge av fotosyntese og oppbygging av organisk materiale. Utviklingen av de trådformede grønnalgene var dessuten kommet lenger i renner med P-tilsetning enn i kontrollrennen (R1). I renner med bunnvann (R4-R6) var akkumulert biomasse betydelig mindre og trådformede grønnalger var knapt synlige den 5. juli. Mest utpreget var dette i bunnvannsrennen uten P-tilsetning (R4). Vel en måned senere (15. aug.) var forholdet mellom overflaterenner og bunnvannsrenner motsatt. Akkumulert biomasse var størst i renner med bunnvann, innslaget av trådformede grønnalger var mest iøyenfallende her og oksygenbobler som følge av fotosyntese/oppbygging av organisk materiale kunne bare sees i renner med bunnvann. I bunnvannsrennen uten P-tilsetning (R4) var biomassen fremdeles ubetydelig.



Renne 1 - 5/7



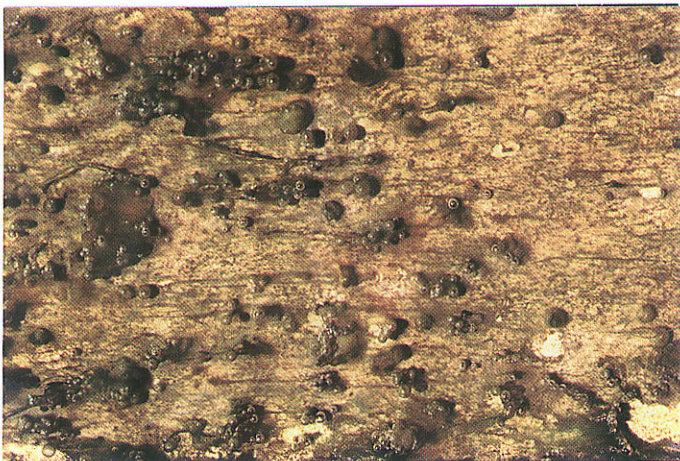
Renne 1 - 15/8



Renne 2 - 5/7



Renne 2 - 15/8



Renne 3 - 5/7

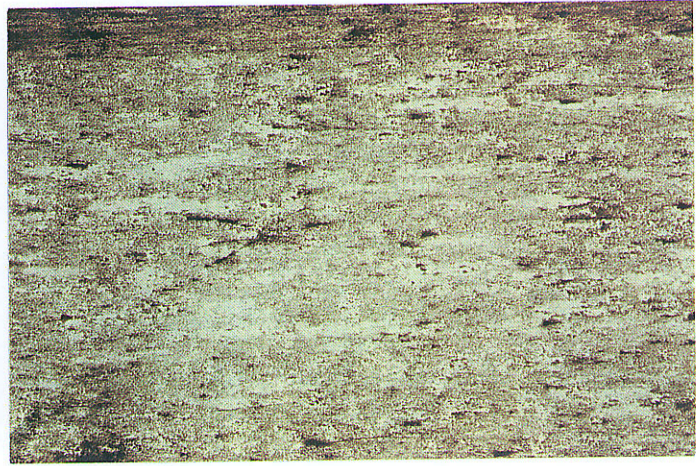


Renne 3 - 15/8

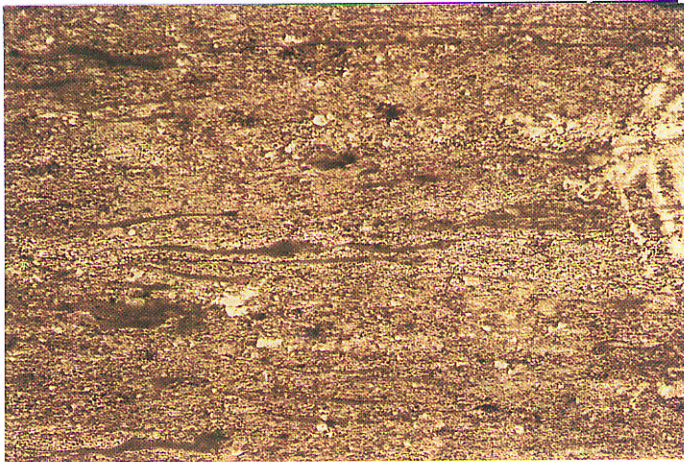
Figur 5.8.A. Fotodokumentasjon av begroingens biomasseutvikling. Renne 1-3. Oset renneanlegg 1991.



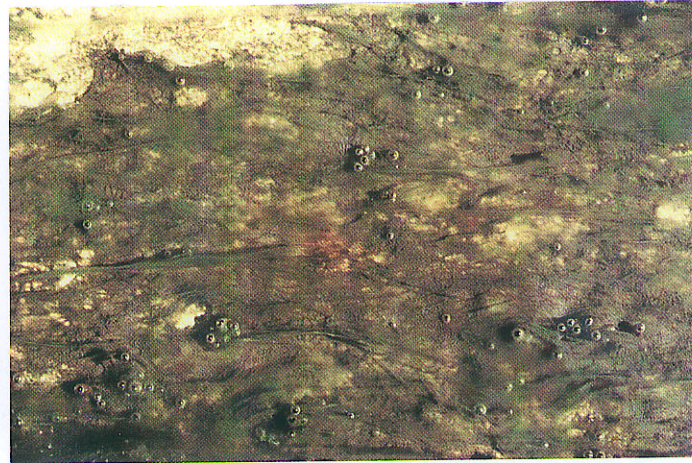
Renne 4 - 5/7



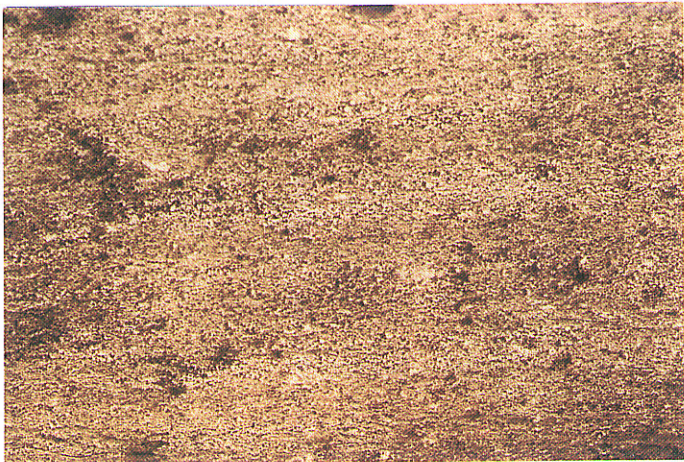
Renne 4 - 15/8



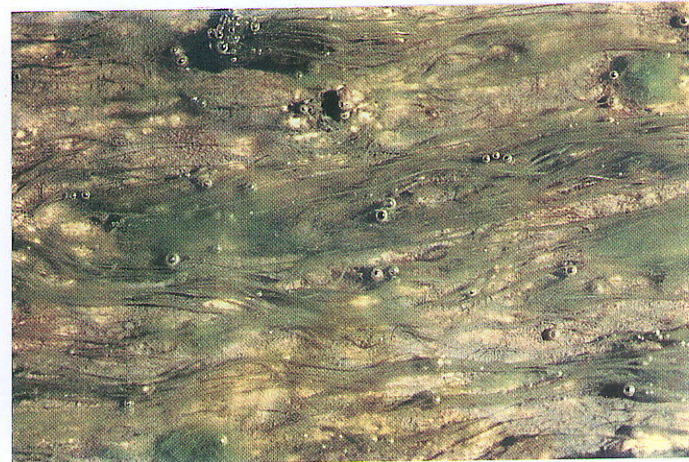
Renne 5 - 5/7



Renne 5 - 15/8



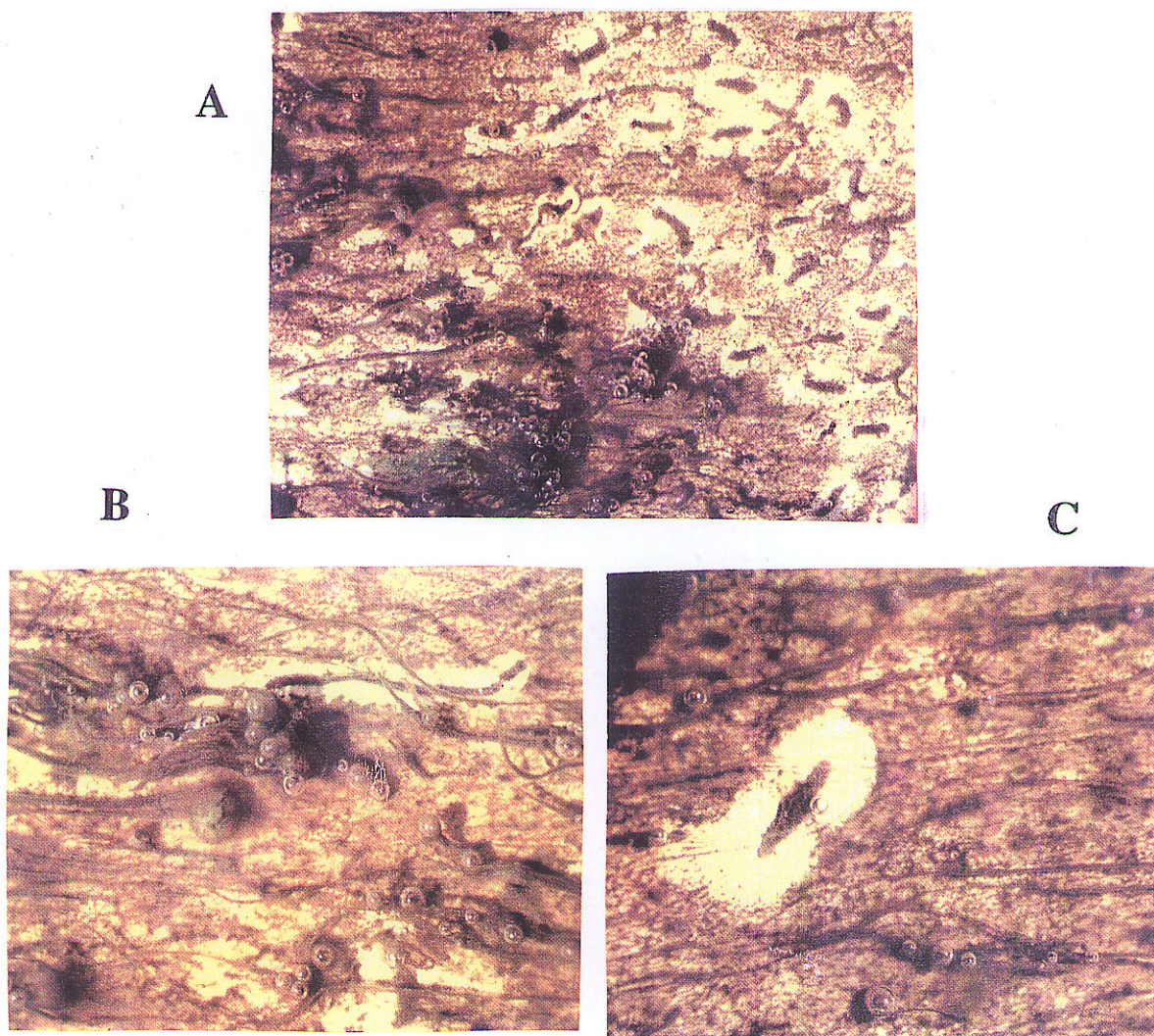
Renne 6 - 5/7



Renne 6 - 15/8

Figur 5.8.B. Fotodokumentasjon av begroingens biomasseutvikling. Renne 4-6. Oset renneanlegg 1991.

Beiting av bunndyr. I slutten av juni og begynnelsen av juli kunne man se markerte eksempler på bunndyr som beitet på begroingen i overflaterennene, figur 5.9. Dette var mest utbredt i renner med størst begroing (renner med P-tilsetning). Prøver som ble tatt av dyra viste at det var fjærmygglarver. Det ble påvist individer fra slektene *Micropsectra*, *Orthocladidae* og *Pseudodiamesa*. Alle disse kan beite på alger ved skraping. I tillegg ble fåbørstemarken *Nais barbata* påvist, men den var trolig ikke årsak til avbeiting. Beitedyra hadde størst forekomst i øvre del av rennene og var åpenbart tiltransportert via inntaksvannet. De forekom dels i grupper og stedvis hadde de beitet rennene tilnærmet rene for begroing, figur 5.9 A. Andre steder ble bare enkelt eksemplarer observert, figur 5.9 B & C. Bortsett fra tydelig avbeiting i dyras umiddelbare nærhet hadde de tilsynelatende liten effekt på begroingens mengdemessige forekomst. Ved innsamling av prøver til biomassebestemmelse og kvalitativ begroingsanalyse ble avbeitede fliser unngått.



Figur 5.9. Fotodokumentasjon av bunndyr som beiter ned begroing i renner. Oset renneanlegg, 1991.

5.3 Måling av driv og effekter av flomepisoder

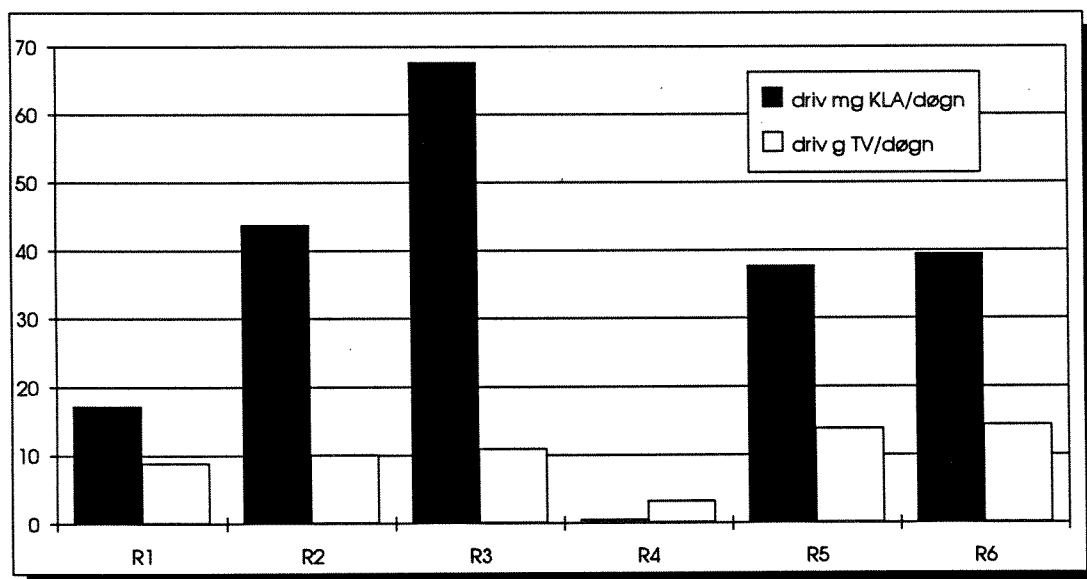
Mot slutten av forsøksperioden ble det sett på effekter av en flomepisode. Det ble tatt biomasseprøver på flisene før og etter flommen og samlet driv før, under og etter flomepisoden. Det ble også gjort målinger av driv i forkant av flommen for å få et mål på bakgrunnsverdier i systemet.

Driv er angitt som tørrvekt og klorofyll pr. døgn ved at driv pr. 30/35 minutter (målt ca. kl 14⁰⁰) er omregnet til driv pr. døgn. Dette forutsetter at drivet er like stort gjennom hele døgnet. Selv om døgnvariasjoner i driv ikke er tatt hensyn til, får en allikevel et visst mål på driv i forhold til biomassen i rennene. Fordi det trolig kom noe driv fra veggene i overløpskarene (for å unngå dette var karene dekket av sort plast) og fra Maridalsvatn, er verdiene for driv trolig noe høye.

5.3.1 Driv - før, etter og under flom

Figur 5.10 viser driv i rennene 14. og 15. august, tre uker før flomforsøket. Driv ble samlet på et tidspunkt da biomassen i R1-R3 (overflatevann) hadde vært maksimalt høye og var på vei ned. Biomassen i R4-R6 (bunnvann) var i rask vekst. Til tross for stor gradient i mengden algebegroing på flisene i rennene på dette tidspunkt, fra 16 mg chl a/m² i R1 til 88.4 mg chl a/m² i R6, var det liten forskjell i drivet, når dette ble målt som tørrvekt, fra ca. 9 til 14 g TV/døgn. R4 (bunnvann uten fosfortilsetning) dannet et unntak, her var det svært lite biomasse og svært lite driv, ca. 3 g TV/døgn.

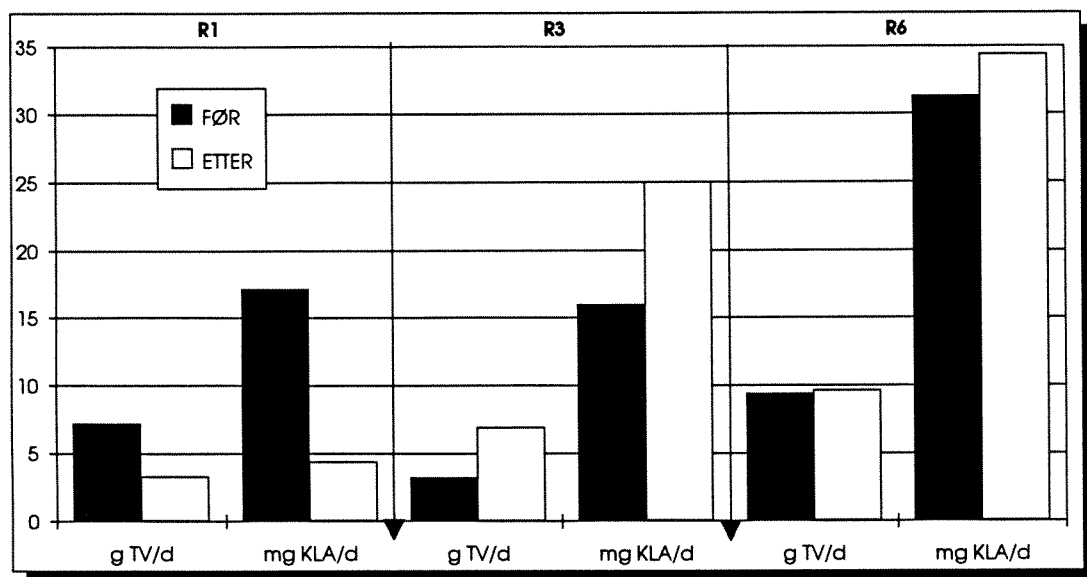
Ser en på klorofyllinnholdet i drivet var forskjellene større. Den 14. og 15. august var det fra 17 til 68 mg chl a/døgn, figur 5.10. Det var betydelig mer klorofyll i drivet fra R2 og især fra R3 enn fra R1. I R5 og R6 (bunnvann med fosfor) var klorofyll i drivet omlag som i R2. I R4 var det svært lite klorofyll i drivet.



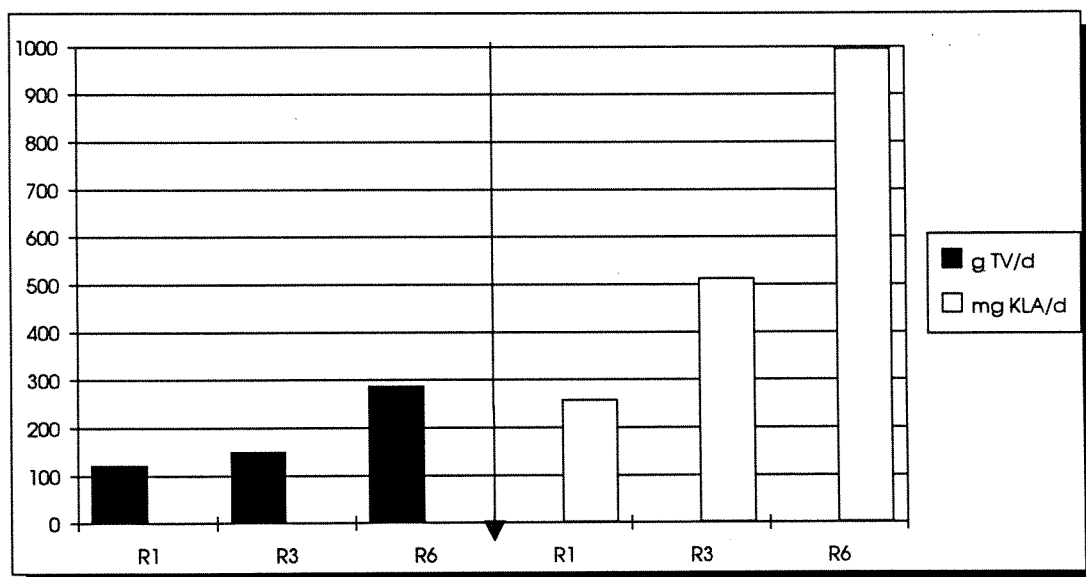
Figur 5.10. Middelerverdier av tørrvekt og klorofyllbiomasse i drivprøver tatt 14. og 15. august 1991 i rennene R1-R6. Verdier beregnet som gram TV/døgn og mg chl a/døgn.

Flomforsøket ble utført 4. september i rennene R1, R3 og R6, som på det tidspunkt hadde en algebiomasse på flisene på henholdsvis 19.8, 30.5 og 146.5 mg chl a/m². Figur 5.11 viser driv før og etter flomepisoden i de tre rennene. Det var mest stabile forhold i R6 som hadde de samme høye nivåer av både tørrvekt og klorofyll i drivmaterialet før og etter flommen. Drivet var noe mindre enn en måned i forveien samtidig som biomassen var økt betydelig. I R1 og R3 ble det også målt mindre driv før og etter flomepisoden enn en måned før. I R1 og R3 var det dessuten forskjeller i driv før og etter flommen. Det var henholdsvis mindre driv etter flommen i R1 og større i R3. Forskjellen er trolig et resultat av

ustabile forhold i tiden etter flommen før likevekt igjen ble oppnådd mellom fastsittende algebegroing og strømhastighet. Også den 4. september var det større forskjeller mellom rennene, hva angikk drivets klorofyllinnhold enn tørrvektinnhold. Dette reflekterer trolig både forskjell i biomassenivå i rennene og kvaliteten på biomassen.



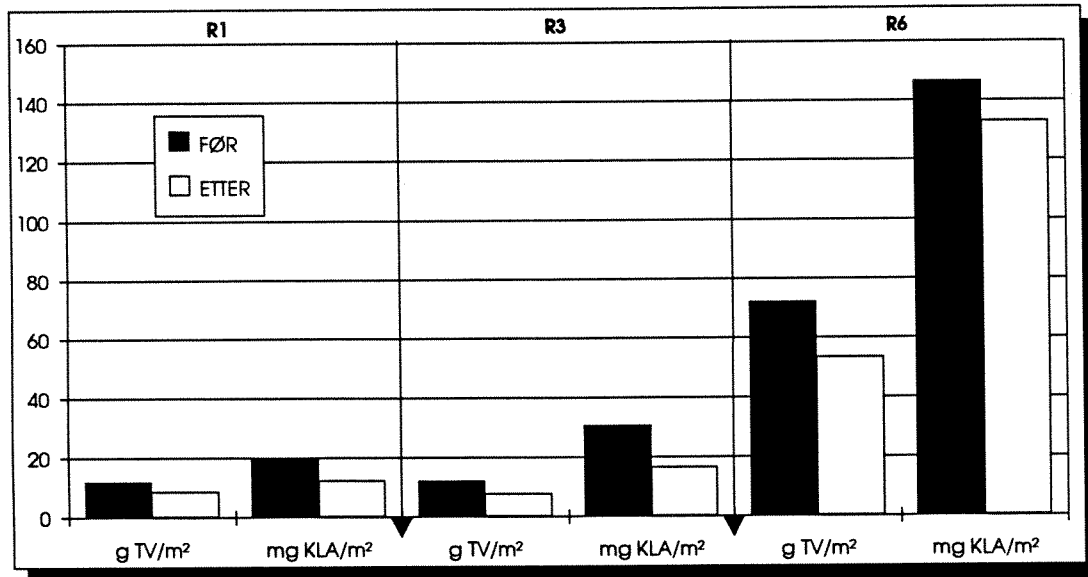
Figur 5.11. Tørrvekt og klorofyllbiomasse i drivprøver tatt før og etter flomeepisoden 4.september 1991 i rennene R1, R3 og R6. Verdier beregnet som gram TV/døgn og mg chl a/døgn.



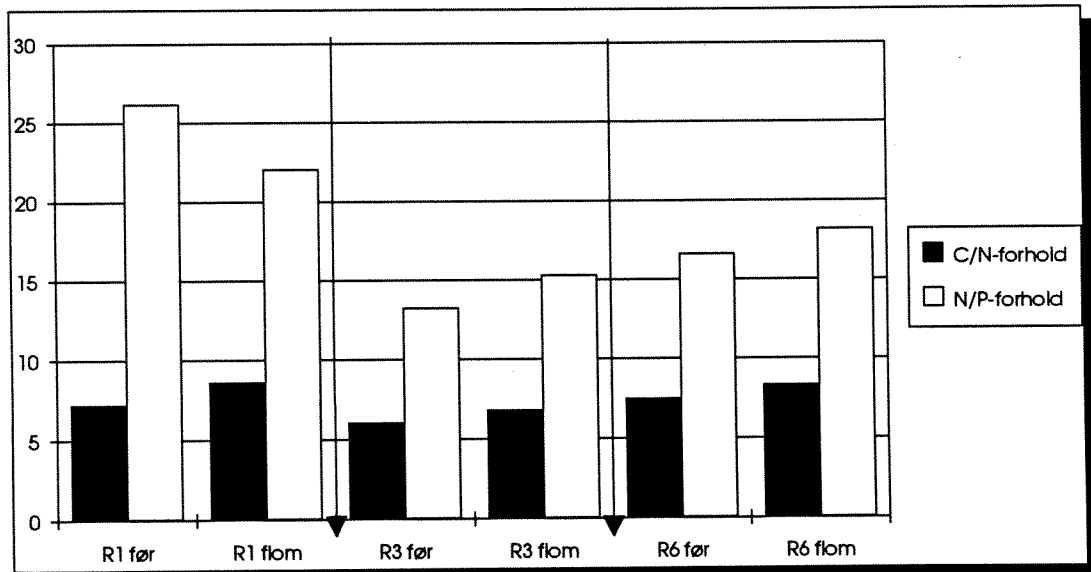
Figur 5.12. Driv under flomeepisoden i R1, R3 og R6 4.september 1991 målt som gram tørrvekt/døgn og mg chl a/døgn.

Figur 5.12 viser driv under flommen. Det var økende mengde driv fra R1 (med den minste biomassen) til R6 (med den største). Ser en på mengde driv under i forhold til før flom var det for tørrvekt en økning på henholdsvis 17, 46 og 31 ganger i R1, R3 og R6. For klorofyll var tilsvarende økning på 15, 32 og 32 ganger. På tross av nesten 5 ganger større biomasse i R6 enn i R3 var relativ økning i driv av klorofyll lik i de to rennene. Resultatet av dette kommer tydelig frem i figur 5.13 som viser tørrvekt og

klorofyllbiomasse på flisene før og etter flomeepisoden. Prosentvis reduksjon i tørrvekt var 26-35% og tilsvarende reduksjon i klorofyllbiomassen var 9-45%. Prosentvis reduksjon var størst i R3, og minst i R6, selv om R6 hadde absolutt størst utgangsbio masse.



Figur 5.13. Middelverdier av tørrvekt og klorofyllbiomasse på fliser i rennene R1, R3 og R6 før og etter flomeepisoden 4.september 1991.



Figur 5.14. C/N- og N/P-forhold i drivmateriale før og under flommen rennene R1, R3 og R6 4.september 1991.

Figur 5.14 viser C/N- og N/P-forhold i drivmaterialet før og under flomeepisoden. Mellom R1 (uten P-tilsetning) og R3 og R6 (begge mottok 1 µg P/l) var det noe forskjell i N/P-forholdet. I R1 var det godt over 20, i de to andre rennene var det i området 13-18. Dette indikerer klart fosforbegrenset algebiomasse i R1 og noe fosforbegrenset algebiomasse i R3 og R6.

5.3.2 Forholdet mellom klorofyll og tørrvekt i driv

For å få et mål på kvaliteten i drivet er forholdet mellom chl a/TV regnet ut, tabell 5.3. I gjennomsnitt var klorofyll/tørrvekt høyest i overflaterenner tilsatt fosfor (R2 og R3). Spesielt høye forholdstall i R3 den 14. og 15. august skyldes muligens en feil. Det er ingen grunn til at tallene for R3 er høyere enn for R2 på samme dato. Tallene for R2 i august er dessuten mer i samsvar med tallene i R3 i september like før, under og etter flommen. Dersom chl a/TV i R3 (i august) hadde vært som i R2, ville også driv fra de to rennene, målt som chl a/d blitt likt, figur 5.10.

Tabell 5.3. Klorofyll a/tørrvekt i drivmateriale, µg/mg.

Dato	R1	R2	R3	R4	R5	R6
14/8	2.01	4.02	(5.42)	0.24	3.87	2.53
15/8	1.83	4.85	(6.80)	0.08	2.29	2.93
Før flom 4/9	2.38		4.97			3.33
Etter flom 4/9	1.32		3.63			3.57
Flom 4/9	2.14		3.45			3.46
Middel	1.94	4.44	4.02(4.85)	0.16	3.10	3.16

Forøvrig så det ut til at chl a/TV var litt lavere i bunnvannsrenner tilsatt fosfor (R5 og R6) enn i tilsvarende overflaterenner (R2 og R3), tabell 5.3. Overflaterenner uten fosfor (R1) hadde enda lavere chl a/TV forhold. Det markert laveste forholdstallet hadde bunnvannsrenner uten fosfortilsetning (R4). I tillegg til at det var svært liten vekst i denne rennen og følgelig lite klorofyll, utgjorde detritus en relativt sett større andel. Tallene er basert på få målinger og må tas med forbehold. De gir imidlertid indikasjoner på at driv fra renner med forskjellig temperatur og forskjellig tilgang på fosfor er noe forskjellig hva forholdstall mellom klorofyll og tørrvekt angår. I R1, R2 og R3 var andelen grønnalger betydelig større enn andelen kiselalger, det motsatte var tilfelle i R5 og R6. På tørrvektbasis vil grønnalger normalt ha større klorofyllinnhold enn kiselalger. Det skulle tilsi at alle overflaterenner hadde høyere forholdstall for chl a/TV enn bunnvannsrennene. Ettersom driv fra R1 hadde lavere chl a/TV forhold enn R5 og R6, er det ikke sansynlig at forskjeller i artsammensetning var den viktigste årsak til forskjellig chl a/TV forhold i rennene. Fordi overflaterenner dels hadde lavere (R1) og dels høyere (R2 og R3) forholdstall enn bunnvannsrennene (R5 og R6) er det heller ikke sansynlig at ulik transport av detritus inn i overflate-/bunnvannsrenner ga opphav til de markerte forskjeller i chl a/TV. Sansynligvis er det grunnleggende fysiologiske forskjeller i algebegroing som har vokst under ulik temperatur og ulik tilgang på fosfor, som også vises i drivet. Det var forøvrig små endringer i drivets chl a/TV før, under og etter flom.

5.3.3 Driv som prosent av biomasse i rennene

Tabell 5.4. Driv pr. døgn målt som prosent av biomasse i rennene, angitt som mg chl a/m²/d.

	14. og 15. august			4. september, før flom			4. september, etter flom		
	Biomasse	Driv	%	Biomasse	Driv	%	Biomasse	Driv	%
R1	19.8	4.2	21.4	20	4.2	21.4	12.4	1	8.4
R2	30	11	36.2						
R3	32	17	53	30.4	4.0	13.3	16.5	6	37.8
R4	23	0.24	10.1						
R5	85	9.25	10.3						
R6	88	9.75	11	146	7.8	5.4	133.0	9	6.5

Tabell 5.4 viser driv målt som chl a/m²/døgn i % av biomassen i rennene før (14 og 15. august og 4. sept.), og etter flommen (4. sept.). Tallene varierer, spesielt for R3 varierer de så mye at resultatene bør

etterprøves før konklusjoner trekkes.

I R1 utgjorde driv/døgn ca. 21% av biomassen før og vel 8% etter flommen. Dette tilsier at biomassen har en fornyelsestid på ca. 5 dager før flommen og ca. 12 dager etter. Tatt i betraktning av at R1 ikke tilsettes noe fosfor, og derfor har markert fosforbegrensning, synes spesielt fornyelsestiden før flommen å være urealistisk rask. Sansynligheten taler for at tallene for driv sett i forhold til biomasse er noe høye. Som mulige årsaker er innledningsvis nevnt driv fra overløpskar og driv fra Maridalsvatn. Døgnvariasjoner i driv virker sansynligvis også inn. Selv om de målte verdier for driv/døgn sansynligvis er noe høye, forklarer drivtallene langt på vei hvorfor det ikke var nevneverdig økning i biomassen i R1 etter sammenbruddet i kiselalgesamfunnet i begynnelsen av august.

I R3 utgjorde driv/døgn i snitt 53 % av biomassen den 14. og 15. august og vel 13 % den 4. september. Etter flommen utgjorde driv/døgn nesten 38 % av biomassen. For det første er det lite sansynlig at driv/døgn endres fra 53 til 13 % av biomassen i tiden før flommen. For det andre forutsetter 53 % av biomassen en fornyelsestid på ca. 2 døgn for å opprettholde biomassen på flisene. Dette synes, i likhet med R1, å være urealistisk rask fornyelse av biomassen på flisene. (Det er tidligere stilt spørsmål vedrørende høye klorofyllverdier pr. tørrvektenhet i R3 den 14. og 15. august.) At driv/døgn etter flommen utgjør nesten 38 % kan muligens forklares ved at det har oppstått forstyrrelser i biomassen som forårsaker stort biomassetap selv om flommen er avsluttet. I likhet med R1 ser driv/døgn ut til å være så stort at det langt på vei forklarer hvorfor det ikke akkumuleres mer biomasse i R3 i slutten av forsøket.

I R6 utgjorde driv/døgn fra 11 til vel 5 % av biomassen før flommen og vel 6.5 % etter. At drivets andel av biomassen avtok fra 14. og 15. august til 4. september forklares ved at biomassen økte fra ca. 88 til 146 mg chl a/m², mens drivet var tilnærmet uforandret. Dersom drivet er 5-11 % av biomassen tilsier det en fornyelsestid på mellom 10 og 20 dager i R6 for å oppretholde biomassen. I løpet av 21 dager (14. aug. - 4. sept.) var det nesten en dobling av biomassen, det tilsier at biomassens fornyelsestid var noe raskere enn 10-20 dager. At drivets andel av biomassen økte fra 5 til 6.5 % etter flommen skyldes ikke endring i drivet, men avtak i biomassen under flommen.

5.3.4 Effekter av driv og flom - diskusjon

Driv pr. døgn målt som % av algebiomassen i rennene var overaskende høyt i alle renner (R4 ikke målt). Drivet tilsier en fornyelsestid for biomassen på fra 3 (2) til maksimalt 20 dager. Generelt sett var fornyelsestiden raskest i overflaterenner, fra 2(3) til 10 dager. I bunnvannsrenner var den fra 10 til 20 dager.

For det første tilsier dette meget rask fornyelsestid i veletablerte algebegroinger i rennende vann. For det andre gir det indikasjoner om at biomassetap i form av driv er en betydelig faktor i veletablerte algebegroinger, som langt på vei styrer hvor mye biomasse som akumuleres i rennende vann. Under de rådende betingelser var biomassetap i form av driv særlig avgjørende i renner med varmt vann. I renner med kaldt vann var biomassens fornyelsestid lengere og drivet var ikke større enn at det samtidig skjedde en økning av algebiomasse i rennene.

Flomepisoden viste at biomasse etablert i kaldt vann vanskeligere lot seg løsrive enn biomasse etablert ved høyere temperatur. Dette kan tyde på at biomasse etablert over lang tid og ved lav temperatur, har mer bestandig struktur/annen fysiologisk tilstand, som gjør den mer motstandsdyktig mot avskalling og fysiske påkjenninger under flom. Dette er trolig en viktig årsak til at det ble oppnådd så store biomassetall i kaldtvannsrennene (R5 og R6). I kaldtvannsrennene var det dessuten ingen sammenbrudd i biomassen som følge av for høy temperatur slik som i overflaterennene. Renneforsøkene viste at det var markerte forskjeller i chl a/tørrvekt-forholdet i biomasse og driv etablert ved ulik temperatur og ulikt fosforinnhold. Klorofyll/tørrvekt-forholdet kalles ofte "autotrofi-indeks" og gir uttrykk for biomassens innhold av klorofyll (evne til primærproduksjon) i forhold til mengde tørrvekt. Man kunne tenke seg at

forskjellene i klorofyll/tørrvekt lot seg forklare ved ulik artsammensetning eller ved ulikt innhold av detritus i drivet. Dette så ikke ut til å være tilfelle. Artsammensetningen var forholdsvis lik i alle renner og det var lite detritus i biomassen.

Tidligere flomforsøk i renneanlegget i 1986 viste at begroing etablert ved høy strømhastighet var mer motstandsdyktig mot flom enn begroing etablert ved lav strømhastighet (Traaen og Romstad 1987). Dette er en parallell til observasjonene i 1991 som klart viser at algebegroing etablert under "tøffe" forhold, i dette tilfellet sterk strøm og lav temperatur har større evne til å bygge opp større biomasser som holder seg lenger. Derved etableres sjenerende stor begroing. Disse forhold er viktige i reguleringssammenheng der det ofte slippes kaldt vann til strekninger med stabil jevn vannføring med god strømhastighet. Resultatet har ofte vist seg i form av store algebegroinger på utløpsstrekninger nedstrøms kraftstasjoner.

6. Sammenfattende diskusjon.

Som nevnt innledningsvis berører temaet algebegroing i rennende vann så mange problemstillinger, at man vanskelig kan forholde seg til dem alle på en fyldestgjørende og faglig forsvarlig måte. Det materiale som er fremkommet under renneforsøkene er dessuten meget omfattende. Derfor diskuteres bare noen problemstillinger relativt grundig. Disse er valgt ut fra:

- *Renneforsøkene i 1989-91, forsøk som ga pålitelige og utsagnskraftige resultater er prioritert.
- *Relevans til reguleringsinngrep i rennende vann.

Ut fra dette diskuteres tre hovedtemaer:

- 1) Betingelser for etablering av stor algebiomasse i rennende vann.
- 2) Faktorer som begrenser algeveksten i rennende vann og algenes strategi i forhold til de viktigste plantenæringssaltene.
- 3) Interaksjoner mellom bunndyr og begroing i rennende vann.

De øvrige spørsmål omtales kort, dels i resultatkapitlet for det enkelte år og dels under diskusjonene av hovedtemaene.

6.1 Betingelser for etablering av stor algebiomasse i rennende vann.

Sentrale spørsmål som knytter seg til betingelser for etablering av algebiomasse i rennende vann er:

- * Hva skjer ved *kolonisering*, hva slags samfunn etableres ?
- * Hvor rask er *veksthastigheten* for den enkelte alge og for den samlede algebiomasse?
- * Hvor stor er *biomassetilveksten*?
- * Hvor stort er *biomassetapet*?
- * Hvor stor kan *biomassen* bli?

Hva styrer disse forhold i rennende vann? Følgende faktorer er vurdert:

1. **Vannets innhold av næringssalter**, bare fosfor er vurdert.
2. **Vanntemperatur**.
3. **Strømhastighet** og endringer i denne (flom).
4. **Tid**, sett i forhold til varighet av vekstperiode og i forhold til tidspunkt for etablering av biomasse.

Lys, partikkelskuring, substratstabilitet og beiting er også viktige for begroingens mengdemessige utvikling, disse er ikke vurdert. Om *lysforholdene* kan sies at de var gode på Oset renneanlegg. Lyset var dessuten likt i alle renner. *Substratet* var stabilt under alle forsøk (også under flomforsøkene). *Partikkeltransporten* i rennene var liten. Det er derfor ikke sannsynlig at lys, sustratbevegelse eller partikkeltransport var begrensende under renneforsøkene. Betydningen av *beiting* er omtalt i punkt 6.3.

I den senere tid er det gjort mange renneforsøk med etablering av begroing under ulike betingelser. Noen av resultatene er gjengitt i tabellene 6.3A, 6.3B og 6.4. Her er også resultatene fra forsøkene ved Oset renneanlegg tatt med. I tabell 6.5 er liknende data fra naturlige elver sammenstilt og systematisert, også her er gjengitt data fra norske elver. Disse tabellene er gjengitt bakerst i kap. 6.1. Publikasjoner som refereres i tabellene anses som sentrale og danner sammen med egne data grunnlaget for de konklusjoner som trekkes.

6.1.1 Koloniseringsfasen

I 1989 var det stor forekomst av den trådformede grønnalgen *Bulbochaete* i alle renner. I 1990 ble *Bulbochaete* ikke observert. I 1991, da forsøkene gikk over hele vekstperioden, var det bare en liten forekomst av *Bulbochaete* sent i forsøket i renner med overflatevann. Forklaringen på fravær av *Bulbochaete* i 1990 er muligens at forsøkene startet sent i vekstperioden og at det ikke var podemateriale av *Bulbochaete* tilgjengelig for etablering så sent på året. I 1991 startet forsøket muligens så tidlig at substratet (flisene) ble kolonisert av andre alger tidlig i vekstperioden. Derved var det lite plass for nyetablering av *Bulbochaete* selv om slikt podemateriale var tilstede senere på sommeren.

I 1990 resulterte ulik næringstilførsel under etablering til at artsammensetningen i renner med høy og lav fosfortilførsel ble markert forskjellig allerede tidlig i forsøket (18 dager etter start). Liknende forhold gjelder trolig for stein som ble kolonisert 37 dager i Skarselva og for fliser som ble kolonisert 37 dager i renner før forsøkstart. Ulike næringsbetingelser under etablering i elva og i rennene har trolig vært en medvirkende årsak til at det ble registrert markerte forskjeller både i artsammensetning og frekvens av alger på de to substrattypene senere i forsøket.

I 1991 ble grønnalgen *Drapharnaldia* bare etablert i renner med bunnvann. Det skyldes trolig at *Drapharnaldia*, som er en kaldtvannsart, ikke klarte å etablere seg ved de høye temperaturer som var i overflaterennene det meste av vekstperioden i 1991.

Forøvrig så fosfortilsetning ut til å være den faktor som ga størst forskjell i artsammensetning. I 1990 var ulik fosfortilsetning (0.5-7.5 µgP/l) den eneste forskjell mellom rennene. I 1991 var det både forskjell i fosforinnhold (1 µgP/l) og temperatur (ca 10°C i gj.snitt). Likevel var det større forskjell i artsammensetning i 1990 enn i 1991. Det gjaldt særlig for renner der forskjell i fosfortilsetning var 2.5 µg P/l eller større. I 1990 hadde renner med høy P-tilsetning større forekomst av kiselalger enn renner uten eller med liten P-tilsetning. Slike forskjeller i artsammensetning bidrar trolig til at beitere som foretrekker kiselalger fremfor trådformede grønnalger får best vilkår i renner med høyest P-tilsetning.

Ved at betingelsene under etablering innvirker på hvilke samfunn som etableres, vil dette også innvirke på den videre utvikling av begroingen. Ulike nyetablerte samfunn vil, i alle fall i noen tid, reagere ulikt selv om de senere eksponeres for miljøbetingelser som er like. Ulike samfunn vil dessuten gi ulikt næringstilbud til beitere, noe som igjen vil virke på utviklingen av begroingssamfunnet.

6.1.2 Veksthastighet og biomassetilvekst

Som nevnt i innledningen, brukes ofte uttrykkene "veksthastighet" og "biomassetilvekst" om hverandre. Veksthastigheten er arts spesifikk og angis oftest som antall delinger pr. døgn. Maksimal veksthastighet oppgis som metningspunkt for antall delinger pr. døgn. Biomassetilvekst er økning i biomasse pr. tidsenhet og oppgis oftest som tilvekst pr. arealenhet pr. døgn (chl $a/m^2/d$). Dersom biomassetapet er lite, vil veksthastighet og biomassetilvekst være sammenlignbare. Blir biomassetapet stort kan biomassetilveksten avta selv om veksthastigheten er uforandret. At det i flere undersøkelser ikke presiseres om det er veksthastighet eller biomassetilvekst som er målt, gjør at resultatene kan virke tildels motstridende. En annen variabel som også iblant forveksles med biomassetilvekst er "akkumulert biomasse". Selv om biomassetilveksten kan være stor i en kortere periode, betyr ikke det at total biomasse som akkumuleres over tid blir stor. Tabell 6.1 gir informasjon om veksthastighet/-biomassetilvekst under ulike betingelser.

Fosfor. Dramatiske forskjeller i renneforsøkene i 1991 mellom bunnvannsrenner uten P-tilsetning og med tilsetning av 1 µg P pr. l. med sluttbiomasser på henholdsvis 2 mg chl a pr. m^2 og 146 mg chl a pr. m^2 , viser at små forskjeller i fosfor kan ha avgjørende betydning for veksthastighet og biomassetilvekst.

I British Columbia ble det gjort renneforsøk der det ble nyttet vann fra den næringsfattige elven South Thompson River (Bothwell 1985, 1988, 1989). Bothwell fant at maksimal veksthastighet (metningspunkt for antall delinger pr. døgn) av tynne diatomebelegg ble nådd ved kontinuerlig P-tilsetning fra 0.1-1 $\mu\text{g PO}_4\text{-P}$ pr. l. (Bothwell 1988). Han fant også at selv lave bakgrunnsverdier av biologisk tilgjengelig fosfor i det vannet som ble tilført rennene, influerte på de P-tilsetninger som var nødvendig for å oppnå maksimal veksthastighet. Mao. små sesongmessige variasjoner i bakgrunnsverdier av biologisk tilgjengelig fosfor kan influere på hvor stor fosfortilsetning som er nødvendig for å oppnå metningspunkt for veksthastighet. Hans observasjoner passer dårlig med opplysninger i endel litteratur som angir at P-konsentrasjonen må være 10-30 $\mu\text{g P/l}$ for å oppnå maksimal veksthastighet (Stockner & Shortred 1978, Horner & Welch 1981, Horner et al. 1983, Perin et al. 1987). Sprik i opplysningene vedrørende P-konsentrasjon som trengs for å oppnå maksimal veksthastighet, beror på at det trengs mindre konsentrasjon av P for å oppnå metningspunkt for enkeltalgers *spesifikke veksthastighet*, enn det trengs for å oppnå maksimal *biomassetilvekst* i bentske algematter av en viss tykkelse (Bothwell 1988).

Horner et al. (1990) fant at opptakshastighet av P pr. arealenhet økte opp til 15 $\mu\text{g P/l}$. Han fant også at P-opptak pr. arealenhet var signifikant mindre når biomassen var stor, enn når den var liten. Selv om næringsopptak i bentske algematter vesentlig er et overflatefenomen, skjer det også en diffusjon til cellene inne i algematten. Jo tykkere algematte, jo større vil diffusjonsgradienten inn i algematten være. Det ser imidlertid ut til at det er en grense der økt P-konsentrasjon ikke vil bidra til økt diffusjon inn i biomassen. Bothwell (1988) fant i sine forsøk at denne grensen var ved ca. 28 $\mu\text{g P/l}$. Welch et al. (1989) anga ca. 25 $\mu\text{g P/l}$ som metningsnivå for diffusjon av fosfor inn i algebegroinger. Metningsnivå for å opprettholde maksimal biomasse av grønnalgen *Cladophora* er ifølge Freeman (1986) og Watson (1989) mellom 10 og 30 $\mu\text{g LMR P/l}$. Ifølge disse avhenger metningsnivå av øvrige betingelser, bl.a. strømhastighet.

Temperatur. Bothwell (1988) undersøkte også betydningen av lys og temperatur. Han fant at lys i hans forsøk hadde liten effekt på veksthastigheten. Forsøkene foregikk i åpne renner der vannhøyden over begroingen var 1 cm. Det var derfor godt lys i rennene selv i vinterhalvåret.

Tabell 6.1. Veksthastighet ved ulike konsentrasjoner av fosfor.

Lokalitet	Veksthast delinger/d	P-tilsetn. $\mu\text{g P/l}$	Dato - varighet av forsøk	Kommentar	Ref.
Renner Canada	0.08 opp til 0.39	kontroll 1-5 $\mu\text{g P}$	flere forsøk gjennom hele året	tynne diatomebelegg substrat: isopor, t°C: 1.5-17	Bothwell 1988
Renner	0.1 0.16 - 0.50	kontroll 5-10 $\mu\text{g P}$	21 d, flere forsøk gjennom hele året	algebelegg, t°C: 1.5 - 16	Kenney et al. 1991

Bothwell fant god korrelasjon mellom temperatur og metningspunkt for spesifikk veksthastighet av tynne diatomebelegg. I forsøk der temperaturen var henholdsvis 6, 9, 12, og 17.9°C fant han at veksthastigheten økte lineært med økende temperatur og han konkluderte med at temperatur er den fysiske faktor som i størst grad innvirker på begroingens veksthastighet. Til forskjell fra forsøkene på Oset med bunnvann i 1991, fikk han vekst i renner med lav vanntemperatur (6° C) uten P-tilsetning. Dette ble bekreftet i senere forsøk der vanntemperaturen var 1.5° C (Bothwell 1989). To forhold kan muligens bidra til å forklare forskjellen. For det første kan små forskjeller i bakgrunnsverdier av fosfor i våre og Bothwells forsøk ha vært utslagsgivende. For det andre hadde Bothwell 50 cm/sek i sine renneforsøk mot 20 cm/sek på Oset, noe som gir en fysiologisk rikere vannkvalitet (om strømhastighet, se nedenfor). I renneforsøkene i 1991 skjedde en markert økning i veksthastigheten i den P-tilsatte bunnvannsrennen da temperaturen kom over 10°C, figur 5.3. Det foreligger for få data til å si om 10°C er en temperatur der det skjer en avgjørende endring i veksthastigheten under de betingelser som rådet (1 $\mu\text{g P/l}$ og 20 cm/sek). Tilnærmet fravær av vekst i bunnvannsrennen uten P-tilsetning i 1991 tilsier dessuten at når temperaturforholdene er marginale, er det en nedre grense der både temperatur og næringsstilbud er så dårlig at det ikke blir noen vekst.

Fotosyntese-/respirasjonsforsøk med materiale fra renneforsøkene i 1991 tilsier at produksjon pr. klorofyllenhet er omlag den samme i kaldt vann (10°C) med tilsetning av 1 µg P/l som i varmt vann (18°C) uten P-tilsetning. På grunn av langsommere respirasjon vil det allikevel akkumuleres mer biomasse i det kalde vannet. Selv om produksjon pr. klorofyllenhet ser ut til å økes til det dobbelte når det varme vannet tilsettes 1 µg P/l, vil dette langt på vei kompenseres av at respirasjonen er høy i det varme vannet.

Strømhastighet. Strømhastigheten virker inn på begroingen på mange måter. De ulike virkningsmåter er vanskelige å skille fra hverandre, og resultatene av forsøk kan derfor virke motstridende. Flere undersøkelser konkluderer med at økende strømhastighet bidrar til å få en fysiologisk rikere vannkvalitet (Homer & Welch 1981, Lindstrøm & Traaen 1984, Perrin et al. 1987, Homer et al. 1990, Biggs pres. medd.). En årsak er at høy strømhastighet bidrar til å redusere tykkelsen av det næringsutarmede laminære lag rett over begroingen (Perrin et al. 1987, Homer et al. 1990). Som en konsekvens av dette øker diffusjonsgradienten gjennom overflatelaget inn i begroingen. Homer et al. (1990) fant en markert økning i biomasseakkumuleringen som følge av økt diffusjonsgradient når strømhastigheten ble over 15 cm/sek. Det transporteres dessuten mer næring pr. tidsenhet forbi begroingen ved høy enn ved lav strømhastighet (Homer & Welch 1981, Lindstrøm & Traaen 1984). Disse forhold bidrar begge til økt veksthastighet. I motsatt retning virker skjærspenningen som øker ved økende strømhastighet og gjør begroingen mer utsatt for avskalling. Økt skjærspenning hindrer dessuten kolonisasjon av nye alger. Hvis økt strømhastighet kombineres med partikkeltransport vil også avskallingen øke (Perrin et al. 1987). På den annen side viser flere forsøk at begroing etablert under høy strømhastighet har større motstandskraft mot avskalling enn begroing etablert ved lav strømhastighet (Homer & Welch 1981, Lindstrøm & Traaen 1984, Kenney et al. 1991). Skjærspenning og strømforhold under etablering innvirker trolig ikke direkte på veksthastigheten, men kan allikevel være av betydning som en stressfaktor som muligens kan redusere veksthastigheten. At det var svært liten vekst i renner med høy strømhastighet (50 cm/sek) og kaldt vann under forsøkene på Oset i 1986 kan muligens skyldes en form for stress (Traaen og Romstad 1987). Lav kolonisasjonsgrad ved høy strømhastighet kan også ha vært en medvirkende årsak.

Tid. For veksthastigheten som sådan har tidspunkt for etablering og varighet av vekstperiode liten betydning. Tidspunkt for kolonisering kan imidlertid danne utgangspunkt for ulike samfunn (ulikt podemateriale) som har ulik veksthastighet over tid (Welch et al 1989). Stor praktisk betydning for selve veksthastigheten har eksponeringstiden trolig ikke.

6.1.3 Biomassetap (driv og flom)

Biomassetapet er i overraskende liten grad tatt hensyn til i ulike eksperimenter/undersøkelser.

I 1991 viste drivprøver før og etter flom at biomassetap i form av driv er en viktig faktor som langt på vei styrer hvor mye biomasse som akkumuleres i rennende vann. Målinger av biomassetapet (målt som driv) tilsa en fornyelsestid på 3-10 dager i renner med overflatevann og 10 -20 dager i renner med bunnvann. Dette er overraskende høye tall og viser at det ikke bare er veksthastigheten, men i like stor grad biomassetapet som begrenser biomassetilveksten. Det tilsier dessuten at fornyelsestiden for fastsittende alger i rennende vann er kort.

For biomasse som er etablert under like betingelser gjelder at; stor biomasse vil utsettes for større mekanisk slitasje enn en liten. Det er en av årsakene til at biomassetapet øker ved økende "standing crop" av biomasse. Renneforsøkene i 1990 (figur 4.4) illustrerer hvordan biomassetilveksten avtok utover forsøket i renner som hadde den største veksthastigheten (og biomassen) tidlig i forsøket. Dette skyldes trolig at det allerede tidlig i forsøket oppstod biomassetap i renner med høy veksthastighet

/biomasse. I renner med lav veksthastighet tidlig i forsøket fortsatte tilveksten i biomasse, og biomassetap oppstod først mot slutten av forsøket da biomassen var kommet opp i en viss størrelse.

Fosfor. Det kan se ut til at biomasse som er etablert meget raskt (høy veksthastighet) tåler mindre fysisk slitasje enn tilsvarende biomasse som er etablert over lengere tid. Hvis så er tilfellet, kan fosfor indirekte øke biomassetapet ved at veksthastigheten øker ved økende P-tilsetning. Forsøk viste at fosfortilsatte bestander av grønnalgen *Ulothrix zonata* var mer utsatt for avskalling og døde raskere enn bestander som hadde vokst fram under marginale forhold mht. næring (Parker & Drown 1982). Liknende observasjoner er gjort i New Zealand (Biggs, pers medd.). Ved rask biomassetilvekst, vil økende algebiomasse gi økende diffusjonsgradient og økende fosforbehov for å fortsette veksten i samme tempo. Dette vil fortsette inntil biomassen har nådd et nivå der diffusjonsgradienten av fosfor inn i algebiomassen ikke øker med økende fosforkonsentrasjon (Bothwell 1988, Perrin et al. 1987, Homer et al. 1990, Welch et al. 1992). Fosforkonsentrasjoner som ikke virker begrensende for veksten til å begynne med, vil bli begrensende for en større biomasse. Dette kan igjen bevirke miljøforandringer (stress) for algene og øke muligheten for tap av eldre biomassedeler (som har vokst frem under relativt sett gunstigere næringsbetingelser). Se forøvrig pkt 6.1.4 om betydningen av fosfor for etablering av stor algebiomasse.

Temperatur. Under forsøkene i 1991 ble det observert stort biomassetap etter perioder med høy vanntemperatur (23°C). I dette tilfellet var det kiselalgesamfunnet etablert ved en lavere temperatur som brøt sammen og forårsaket biomassetapet (figur 5.5, 5.6, 5.7). Grønnalgesamfunnet så ut til å berøres i langt mindre grad. Dette illustrerer hvordan ulike algesamfunn kan ha ulik toleranse overfor temperaturvariasjoner og at høy temperatur kan ha destruktiv virkning på enkelte samfunn. Liknende observasjoner ble gjort i en liten elv i Brithish Columbia, Canada (Perrin et al. 1987). Kiselalger dominerte algebiomassen inntil vanntemperaturen kom opp mot 22°C i juni/juli. Etter dette observerte de et markert avtak i algebiomasse, redusert forekomst av kiselalger og relativt sett en økning av grønnalger. Det kan også tenkes at høy temperatur kan stimulere til økt vekst for en kortere periode uten at de andre forutsetningene er til stede, som f.eks tilgang på næringsstoffer. Dermed blir algebiomassen svak og utarmer seg selv. Dette igjen fører lett til biomassetap.

Et av de interessante resultater som renneforsøkene ga var den store biomassen etablert ved lav temperatur over lang tid i 1991. Fotosyntese/respirasjonsforsøk og flomforsøk bidro til delevis å forklare dette. Selv om det var høyere produksjon/fotosyntese i renner med varmt vann, var det mindre nedbrytning/respirasjon i det kalde vannet. Dette bidro til at det, sett i forhold til total biomasse, var betydelig mindre driv ut fra kaldtvannsrennene. Dette mer enn oppveiet at fotosyntesen var lavere enn i overflaterenner med lik P-tilsetning. Det kan også være andre årsaker til at drivet ut av kaldtvannsrennen var lite. Biomasse etablert i kaldt vann ser ut til å ha en annen fysiologisk tilstand som gjør den mer motstandsdyktig mot mekanisk slitasje. Liknende motstandsevne mot avskalling/tap av biomasse som er etablert ved lav temperatur, er observert i flere elver i New Zealand (Biggs, pers. medd.). Bothwell (1989) fikk også overraskende høy biomasse ved langtidsforsøk og lave temperaturer, 6-9°C. Forøvrig er det overraskende hvor liten vekt som er viet temperaturens effekt på biomassens beskaffenhet (Perrin et al. 1987, Homer et al. 1990, Welch et al. 1992).

Strømhastighet. Algebiomassen er mest motstandsdyktig mot økning i strømhastighet (mindre avskalling) når den er etablert ved høy strømhastighet (Lindstrøn & Traaen 1984, Homer et al. 1990). (Om strømhastighet se punkt 6.1.2)

Generellt kan det se ut til at begroing etablert under marginale forhold mht. temperatur, strøm og fosfor, er mer motstandsdyktig mot biomassetap enn begroing etablert raskt under optimale forhold. Dette er trolig en av de viktigste slutninger som kan trekkes på grunnlag av renneforsøkene på Oset, og på grunnlag av liknende undersøkelser andre steder.

6.1.4 Hvor stor kan algebiomassen bli - renneforsøk

I reguleringsammenheng er det først og fremst av interesse å kontrollere de betingelser som resulterer i stor biomasse. Tabell 6.3A, 6.3B og 6.4 (se bakerst i kapitel 6.1) angir *maksimal* biomasse i endel renneforsøk. I tabell 6.3A og B er data ordnet etter økende biomasse. Tabell 6.4 gir flere opplysninger om forsøksbetingelser o.l. Data om fosfortilsetning, vanntemperatur, strømhastighet og varighet av forsøk er gjengitt.

Maksimal biomasse referert i tabell 6.3 er over 300 mg chl a/m². Det er også oppgitt verdier over 400 mg, men disse omfatter både chl a og b.

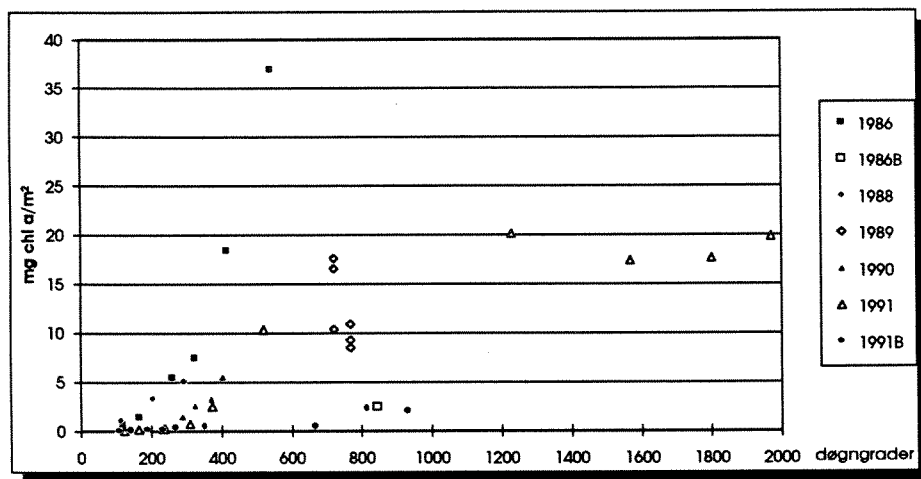
Fosfor. Ved *lave* konsentrasjoner av fosfor er primært fosfor begrensende. De øvrige faktorer som er vurdert (temperatur, strøm, tid) er vanligvis av underordnet betydning. Ved "**fosfor-kontroll**" - bakgrunnsverdier fra ikke målbart til 3-5 µg LMRP eller 0.5-2 µg PO₄-P (tabell 6.3A) oppnås sjelden større algebiomasse enn 30-40 mg chl a pr. m². Vanligvis er biomassen 10 mg chl a pr. m² eller mindre. Ved lave fosfortilsetninger (0.5-2 µg PO₄-P/l i tillegg til bakgrunnsverdier) eller ved høye bakgrunnsverdier av P, øker betydningen av andre faktorer. P er ikke lenger like sterkt begrensende. Lave tilsetninger av fosfor kan gi stor biomasse dersom øvrige betingelser er gunstige. Høyeste biomasse (tabell 6.3) ved tilsetning av 1 µg PO₄-P/l er 250 mg chl a pr. m² (Bothwell 1989). Målingene ble gjort i forsøk med lav temperatur (6-9°C), høy strømhastighet (50 cm/s) og noe høyere bakgrunnsverdier for fosfor enn i Maridalsvatn. Samfunnet var dessuten sterkt preget av kiselalger og derfor nokså forskjellig fra rennene på Oset. Bortsett fra Botwells resultater er klorofyllverdiene fra Oset i 1991 de høyeste som er referert i tabell 6.3 ved tilsetning av 1 µg PO₄-P/l.

Bothwell (1989) fant at nivåer av fosfor som ga *maksimal biomasse pr. arealenhet* var vel tyve ganger høyere enn det som var nødvendig for å oppnå *maksimal spesifikk veksthastighet* for tynne diatomebelegg av ensartet taxonomisk sammensetning. Maksimal biomasse ble nådd ved tilsetning av ca. 28 µg P/l. Han oppnådde imidlertid helt opp til 70% av maksimal biomasse ved tilsetning av 1 µg P/l. Han forklarte dette ved at det under de rådende betingelser ble oppnådd maksimal *veksthastighet* ved tilsetning av 1 µg P/l. Han fant også at det var nødvendig med høyere tilførsel av fosfor for å opprettholde et bestemt nivå av algebiomasse, enn det opprinnelig var nødvendig for å etablere denne biomassen. Det ser ut til å skje en endring i biomassen med alder som bl.a. endrer diffusjonsgradienten.

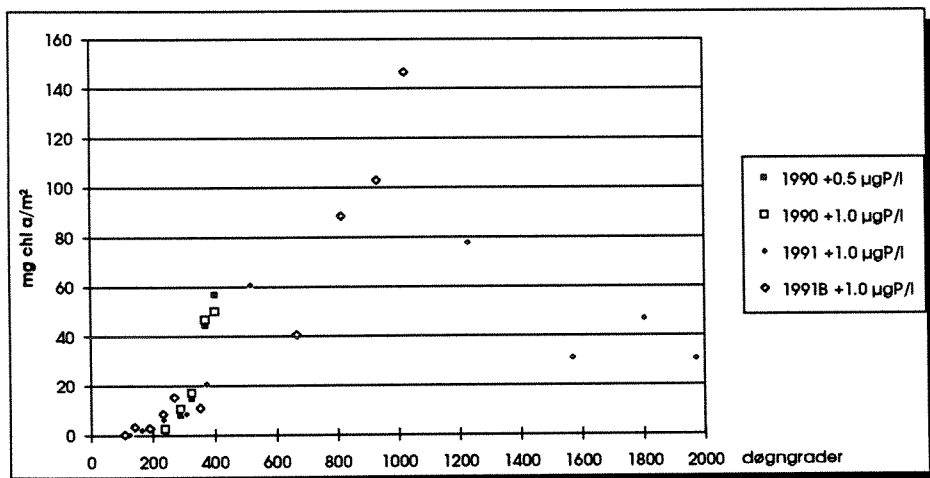
Temperatur. Begroing etablert ved lav temperatur er mer robust og har større "bæreevne" enn begroing etablert ved høy temperatur. Til tross for at fosfortilsetningen (1 µg P/l) og veksthastigheten var lav, ble det etablert "problematisk stor biomasse" i renner med bunnvann 125 dager etter forsøkstart i 1991. Bothwells forsøk i renner i British Columbia ga samme overraskende resultat (Bothwell 1989).

Strømhastighet. Fordi strømhastigheten virker på flere måter, vil det opptre skjæringspunkt der faktorer som virker i positiv og negativ retning oppveier hverandre. Forsøk tilsier at strømhastigheten bør være over 15 cm/sek for at vannet skal bli fysiologisk rikt nok. Samtidig bør den ikke overskride 70-80 cm/sek, da blir skjærspenningen for stor og forholdene ustabile (Horner et al. 1983, Lindstrøm & Traaen 1984, Perrin et al. 1987, Horner et al. 1990). Hvor stor strømhastighet et samfunn tåler før stort biomassetap oppstår, vil bl.a. være avhengig av vanntemperatur (se pkt. 6.1.2).

Tid. I resultatkapitlet for 1991 ble det antydnet at enkelte grønnalger trolig er avhengige av et visst antall døgngader for at de skal "slå til". Figur 6.1 og 6.2 viser forholdet mellom etablert klorofyllbiomasse i rennene og summen av døgngader. Figur 6.1 viser Maridalsvann *uten* P-tilsetning og figur 6.2 *med* tilsetning av 0.5 og 1 µg P/l. Til tross for relativt få data antyder figurene noe om hvilket biomassenivå en kan forvente på ukolonisert substrat etter et visst antall døgngader ved en gitt strømhastighet (20 cm/s) og en vannkvalitet tilsvarende Maridalsvannet. Ca. 400 døgngader vil gi en maksimal biomasse på ca. 60 mg chl a/m² *med* P tilsetning (0.5-1 µg), mens det samme antall døgngader maksimalt vil kunne gi ca. 10 mg chl a pr. m² *uten* P-tilsetning. Datamaterialet er for lite til å kunne vurdere maksimal oppnåelig biomasse utover 400 døgngader, siden bare én langtidsserie (3 renner i 1991) inngår. Denne serien er dessuten i tilfellet varmt overflatevann, påvirket av destruktiv høy temperatur med tilhørende biomassetap.



Figur 6.1. Målt algebiomasse som mg chl a/m² som funksjon av sum døgngader i renneforsøk med overflatevann fra Maridalsvannet *uten* tilsetninger av P i perioden 1986-1991. 1986B og 1991B tilsvarer forsøk med bunnvann. Strømhastighet tilnærmet 20 cm/s i alle forsøk med unntak av 1986, da det var 26 cm/sek.



Figur 6.2. Målt algebiomasse som mg chl a/m² som funksjon av sum døgngader i renneforsøkene *med* tilsetning av 0.5 og 1.0 µgP/l til overflatevann fra Maridalsvannet i 1990 og 1991. 1991B tilsvarer bunnvann. Strømhastighet tilnærmet 20 cm/sek i alle forsøkene.

Selv om datamaterialet er lite anslås, i tabell 6.2, antall døgngader som skal til for å etablere *maksimalt oppnåelig biomasse* ved strømhastighet 20 cm/s. Fordi det er potensiale for å oppnå større biomasse i næringsrikt enn i næringsfattig vann, skal det flere døgngader til for å oppnå maksimal biomasse i det næringsrike vannet. Ved "P-kontroll" etableres maksimal biomasse (10-15 mg chl *a*/m²) etter ca. 400 døgngader. Ved P-tilsetninger på 0.5-1 ug/l etables maksimal biomasse (vel 100 mg chl *a*/m²) etter 800 til 1000 døgngader.

Tabell 6.2. Algebiomasse i renner med økende døgngader, målt som klorofyll *a* pr. m². Strømhastighet 20 cm/sek. Data fra Oset rennearlegg.

Døgn- grader	P-tilsetn µg/l	Chl <i>a</i> mg/m ²	Kommentar vedr. biomasse
200 200	kontroll 0.5-1	<5 <5	Potensiale for større biomasse med økende døgngader En serie i 1986 skiller seg ut med større biomasse ved 200 døgngader, strømhastigheten var da 26 cm/sek, ikke 20 .
300 300	kontroll 0.5-1	5 20	Potensiale for større biomasse ----- " -----
400 400	kontroll 0.5-1	10-15 40-60	Maksimalt oppnåelig biomasse trolig nådd for "P-kontroll" Potensiale for større biomasse med 0.5-1µg P
800 800	kontroll 0.5-1	10-15 > 80	Maksimalt oppnåelig biomasse nådd for "P-kontroll" Potensiale for større biomasse med 0.5-1µg P
1000 1000	kontroll 1	<5 146	Lav temperatur hindret etablering av maksimalt oppnåelig biomasse (10-15mg) i "P-kontroll" 1000 døgngader v. lav temperatur ga "Problembiomasse"

6.1.5 Hvor stor kan algebiomassen bli - elver

Uttrykket "**nuisance biomass**" blir ofte brukt om biomasse som er problematisk/uestetisk stor (Welch et al. 1988). Liknende uttrykk som har vært brukt er "blooming nuisance" (Biggs 1985). Oversatt til norsk nyttes forsøksvis uttrykket "problematisk stor biomasse" eller enklere: "**problembiomasse**". Dersom en slik betegnelse knyttes til konkrete data om biomassens størrelse og beskaffenhet, kan man på sikt få et nyttig verktøy i forvaltningen av rennende vann.

Tabell 6.5 viser algebiomasse i noen elver målt som klorofyll. Welch et al. (1988) målte akkumulert klorofyll *a* på naturlig substrat (stein) i 22 elver i USA og Sverige. De fant ved gjennomgang av litteraturdata (26 referanser) og egne undersøkelser at klorofyllverdier på 100-150 mg chl *a* pr. m² representerer en uestetisk/problematisk stor biomasse "nuisance biomass". De fant dessuten at prosent dekning av filamentøse alger økte med økende klorofyllmengde. I snitt var dekningsprosent av filamentalger i situasjoner med problematisk stor algebiomasse over 20% av elveleiet.

Welch et al.(1989) gjorde senere en ny vurdering av hvor stor biomasse som skal til for at det skal oppstå problemer av praktisk og estetisk art og at bunndyrsamfunnet endres i merkbar grad. De fant at klorofyllverdier på 150-200 mg chl *a* pr. m² er mer realistiske for å få "nuisance biomass" enn tidligere angitt 100-150 mg. Ved hjelp av en modell, gjorde de forsøk på å beregne akkumulert biomasse i Spokane River i USA. Variasjoner og usikkerhet i temperatur, strømhastighet, akkumuleringsperiode og spesifikk veksthastighet for ulike samfunn ble forsøkt tatt hensyn til i beregningene. Derved framkom et variasjonsområde for beregnet biomasse. Ved målinger i Spokane River var det bare 8 av 47 biomasser som overskred de laveste verdier for beregnet biomasse. Dette viser at biomasseberegninger, som ikke i tilstrekkelig grad tar hensyn til biomassetap, ofte overestimerer akkumulert biomasse. På den annen side kan slike beregninger komme fram til realistiske estimater på *potensiell maksimal biomasse* (Welch et al. 1989). Det ble også funnet at en strekning på ca. 10 km i Spokane River ville få "problembiomasse" (over 200 mg klorofyll pr. m²) dersom elva ble tilført 10 µg løst reaktivt fosfor pr. liter, se tabell 6.5.

Liknende modell-beregninger og målinger i elver ble gjort i New Zealand (Welch et al. 1992). Også her

ble det funnet at målt biomasse i gjennomsnitt bare utgjorde 35-45% av beregnet biomasse. Igjen ble biomassetap bl.a. som følge av ustabile fysiske forhold og beiting fremhevet som viktige kontrollerende faktorer.

Det er store variasjoner i biomasse målt som klorofyll i naturlige vassdrag. Det oppgis fra <5 til ca 800 mg chl a pr. m², se tabell 6.5. For elver med særlig stor biomasse, over 500 mg chl a pr. m² ser i alle fall to forhold ut til å ha betydning. I New Zealand (Freeman 1986) og i endel elver i USA (Welch et al. 1988) består en vesentlig del av begroingen av den fysiske meget bestandige grønnalgen *Cladophora glomerata*. Erfaringer tilsier at denne bidrar til særlig stor biomasse (Biggs 1985, Freeman 1986, Welch et al. 1989). *Cladophora*, som er en av de aller vanligste alger i næringsrike og elektrolyttrike vassdrag i store deler av verden, har liten forekomst i Norge (Lindstrøm 1993). Det skyldes dels det lave elektrolyttinnholdet og dels den lave vanntemperaturen i norske vassdrag. Foreløpig har vi for få biomassetall til å vurdere om andre alger enn *Cladophora*, kan bidra med like store biomassetall i norske vassdrag. Forøvrig ser det ut til at mose inngår i biomassetallene fra et par elver i Sverige og USA (Welch et al. 1988 & 1989). Det gjelder også biomassetallinger fra Atna i Norge (Lindstrøm, upublisert). Moser kan bidra til høye biomassetall. For å få sammenlignbare resultater bør en skille mellom ren algebio masse og biomasse bestående av både alger og moser. I praksis kan dette ofte være vanskelig.

Welch et al. (1988) og Grimm & Fischer (1986) målte algebio massen i elver og fant at tilgjengelighet av næring ikke alltid var den faktor som virket begrensende på "standing crop" av biomasse. De påpekte imidlertid at tilgjengelighet av næring innfluere r på veksthastighet og biomassetilvekst og dermed på den *tid* som er nødvendig for å akkumulere maksimalt stor biomasse under de betingelser som forøvrig råder. Liten sammenheng mellom fosfor og biomasse i tabell 6.5, er ifølge Welch et al. (1988) ikke overraskende. De viste til at andre faktorer som avskalling, driv og beiting, samt opptak og resirkulering av fosfor i stor grad styrer prosessene i naturlige systemer.

Selv om høyt fosforinnhold ikke er ensbetydende med stor algebio masse, kan lave konsentrasjoner av fosfor (ca. 5 µg tot-P/l) resultere i "problembio masse" dersom øvrige forhold ligger til rette (tabell 6.5). 220 mg chl a pr. m² i Hervassbekken (Åbjøra) er muligens et eksempel som viser at forholdene kan ligge vel til rette for stor begroing i norske vassdrag (Fagemæs 1987). Prøven ble tatt sent på året (24/9), strømhastigheten var 90 cm/sek og totalt fosforinnhold var ca 5 µg pr. liter. Det tilsier at begroingen hadde hatt anledning til å etablere seg *over lang tid*, ved *lav vanntemperatur* og ved *høy strømhastighet*. Derved ble det sansynligvis etablert en biomasse som var meget bestandig overfor biomassetap/avskalling. Liknende forhold gjør seg muligens gjeldende i endel norske vassdrag som har lav vanntemperatur og høy vannhastighet i hele vekstperioden (Nord-Norge og fjellet). Observasjoner i nord-norske vassdrag bl.a. Alta og Tana tilsier at bergoingen gjennomgående har større forekomst her, enn i uberørte lavlandsvassdrag (Traaen et al. 1983, Traaen et al. 1990).

Substratets stabilitet har ikke vært tema i diskusjonen. Det nevnes likevel at data fra Atna i Østerdalen (tabell 6.5) illustrerer hvordan substratets størrelse og stabilitet innvirker på bio massen. Også her ser det ut til at biomassetap er en avgjørende faktor for hvor stor algebegroing som akkumuleres.

6.1.6 Betingelser for etablering av stor algebiomasse - konklusjoner

På grunnlag av kunnskaper som er fremkommet i renneforsøk (både referert litteratur og egne forsøk) og i elver trekkes noen konklusjoner om betingelser for etablering av stor algebiomasse i rennende vann. Disse er foreløpige og er i visse henseende trukket på spinkelt grunnlag. Hensikten er å komme fram til generell kunnskap som bl.a. kan bidra til bedre forvaltning av regulerte vassdrag i Norge. Hensikten er også å skape grunnlag for diskusjoner og nye målrettede undersøkelser.

Nedenfor angis nivåer av P-tilsetninger/konsentrasjoner. Det forutsettes at dette er biologisk tilgjengelig fosfor. Biomassenivåer som dette gir grunnlag for, angis også. I praksis måles ofte totalt fosfor, derfor oppgis både Tot-P og $\text{PO}_4\text{-P}$. Øvrige betingelser vedr. temperatur, strømhastighet og akkumuleringstid som må være oppfylt for å oppnå stor biomasse, kommenteres. De slutninger som trekkes forutsetter dessuten godt lys, liten beiting av bunndyr og liten mekanisk slitasje i form av partikkeltransport og ustabil substrat.

"P- kontroll": Bakgrunnsverdier, fra ikke målbart til 3 µg LMR P/l eller 0-2µg $\text{PO}_4\text{-P/l}$

Fosfor er sterkt begrensende, de øvrige faktorer som er vurdert; temperatur, strøm, og tid er derfor av underordnet betydning. Det oppnås sjelden større algebiomasse i renneforsøk enn 30-40 mg chl a/m^2 . Vanligvis er biomassen 10 mg chl a/m^2 eller mindre.

Kommentar:

Biomassedata for P-kontroll i tabell 6.3A viser stor grad av overenstemmelse. De konklusjoner som trekkes for P-kontroll synes derfor godt begrunnet. Fordi fosfor i tilfellet P-kontroll er så sterkt begrensende for algeveksten, vil reguleringsinngrep og andre inngrep som endrer temperatur, strømhastighet og varighet av perioder med jevn vannføring ikke resultere i økt algebiomasse.

"P-moderat": Konsentrasjon/tilsetning av 1-3 µg LMR P/l, i tillegg til bakgrunnsverdier

Algebegroingens biomasse er ikke lenger ensidig styrt av fosforbegrensning. Andre faktorer bidrar til å regulere biomassen. Normalt er biomasse målt som chl a fra 30 til 100 mg/ m^2 . Tabell 6.3B gjengir resultater av flere forsøk der det ble oppnådd "problematisk stor biomasse", over 150 mg chl a/m^2 , ved fosforkonsentrasjoner svarende til "P-moderat".

Kommentar:

For å oppnå biomasse over 150 mg chl a/m^2 må de øvrige betingelser være tilnærmet optimale. For de laveste tilsetninger/nivåer av biologisk tilgjengelig fosfor (1-2 µg/l) må antall døgngrader trolig overstige 800-1000. Samtidig må temperaturen ikke være høyere enn at den biomasse som etableres blir motstandsdyktig mot mekanisk slitasje og nedbrytning. Det kan se ut til at ca. 10°C gir fysisk motstandsdyktig biomasse samtidig som veksthastigheten er relativt høy. Data fra ulike forsøk og utallige observasjoner av overraskende stor biomasse i norske vassdrag med vanntemperatur som knapt overstiger 10°C, støtter denne antakelsen. Dersom vanntemperaturen er 10 °C må akkumuleringstiden være 80-100 døgn (800-1000 døgngrader) for å oppnå biomasse over 150 mg chl a/m^2 . Optimal strømhastighet vil trolig redusere antall døgngrader som er nødvendig for å oppnå stor algebiomasse. For at vannet fysiologisk sett skal bli "rikt" nok må strømhastigheten være over 15 cm/sek. For å unngå avskalling og stress må strømhastigheten ikke være over 70-80 cm/sek. Optimal strømhastighet antas å være mellom 20 og 60 cm/sek.

"P-middels": Konsentrasjon/tilsetning av 3-10 µg LMR P/l, i tillegg til bakgrunnsverdier.

Det etableres vanligvis algebiomasse på 100 mg chl *a* pr. m² eller mer. For å oppnå "problematisk stor biomasse", 150-200 mg chl *a*, stilles ikke like store krav til at de øvrige betingelser skal være optimale, som ved "P-moderat" (1-3µg).

Kommentar:

Optimale betingelser for etablering av stor algebiomasse er i grove trekk de samme som for "P-moderat". Imidlertid vil høyere fosforkonsentrasjoner bevirke raskere tilvekst for algebiomassen. Dette vil redusere antall døgngrader som er nødvendig for å oppnå stor biomasse. Man er heller ikke like avhengig av optimal strømhastighet for å få en fysiologisk rik vannkvalitet. Ifølge modellberegninger vil "kritisk distanse", strekning som har "problematisk stor biomasse" (mer enn 150-200 mg chl *a*/m²), være mindre enn 10 km hvis det er et punktutslipp svarende til en konsentrasjonsøkning på 10 µg P/l. Tabell 6.3A gir flere eksempler på mindre biomasse enn 100 mg chl *a* pr. m² ved "P-middels". Høy vanntemperatur, 20 °C eller mer, er en årsak. Strømhastighet økende til over 80 cm/sek er en annen. Diskontinuerlig P-tilsetning og kort akumuleringsstid har og gitt mindre biomasse som resultat.

"P-høy": Konsentrasjon/tilsetning av 10-30 µg LMRP pr. l, i tillegg til bakgrunnsverdier.

Sjansen for etablering av "problematisk stor biomasse" er stor. Det er imidlertid også publisert resultater som viser at biomassen kan være mindre.

Kommentar:

Vanligvis etableres stor biomasse ved så høye P-tilsetninger. Ugunstige betingelser i form av vanntemperatur økende til over 20°C etter en etableringsperiode med lavere temperatur, kan resultere i mindre biomasse. Det samme vil høy strømhastighet, over 60-80 cm /sek. Med mindre forsøket er av kort varighet (mindre enn 20 dager) og temperaturen lav, trolig under 10°C, vil ikke akumuleringsstiden være begrensende.

"P-svært høy": Konsentrasjon/tilsetning over 30 µg LMR P/l, i tillegg til bakgrunnsverdier.

Sjansen for etablering av "problematisk stor biomasse" er omtrent like stor som ved "P-høy". Fosfor er tilstede i stort overskudd. Ytterligere økning av fosforinnholdet vil i liten grad influere på algenes spesifikke veksthastighet eller maksimal biomasse pr. arealenhet. Diffusjonsgradienten av fosfor inn i biomasse-matten vil heller ikke endres nevneverdig. Det vil derfor ha liten praktisk betydning å skille mellom "P-høy" og "P-svært høy" dersom en skal vurdere muligheten for etablering av problematisk stor algebiomasse. "Kritisk distanse"; strekning med problematisk stor biomasse, vil imidlertid være lenger ved utslipp svarende til "P-svært høy" enn ved "P-høy".

Områdene "P-moderat" (1-3 µg P) og "P-middels" (3-10 µg P) anses å være særlig interessante av to grunner. For det første er dette det vanligste konsentrasjonsområdet for fosfor i norske vassdrag. For det andre ser det ut til å være i dette konsentrasjonsområdet at andre faktorer enn fosfor har avgjørende betydning for hvor stor biomasse som etableres. Ved lavere konsentrasjoner, "P-kontroll", virker fosfor strekt begrensende på algeveksten. Ved høyere konsentrasjoner, "P-høy" til "P-svært høy", er fosfor ofte tilstede i overskudd og det stilles ikke like store krav til at de øvrige betingelser er optimale for å oppnå problematisk stor biomasse. Dette har konsekvenser for forvaltningen av norske vassdrag. I vassdrag med fosforkonsentrasjoner i området "P-moderat" og "P-middels" kan man ved å kontrollere betingelser som temperatur, strømhastighet og etableringstid redusere algebiomassen uten at fosforkonsentrasjonen reduseres. På den annen side; det kan etableres "problematisk stor biomasse" dersom forholdene legges tilrette for det.

Selv om de konklusjoner som trekkes i alt vesentlig er basert på renneforsøk, gir de grunnleggende informasjon om betingelser for etablering av stor algebiomasse i rennende vann. Erfaringer fra elver tilsier at den biomasse som etableres ofte er mindre enn det renneforsøk og modell-beregninger tilsier. Som viktigste årsak angis at biomassetapet ofte er større i naturlige vassdrag enn i renner. Å få realistiske mål på biomassetapet i naturlige vassdrag bør være en av målsettingene for det videre arbeid.

Tabell 6.3A. Maksimal biomasse i *renneforsøk* med ulike tilsetninger av fosfor. Data oppgitt etter økende klorofyllverdier. Data med problematisk stor biomasse "nuisance biomass", se tabell 6.3B.

Biomasse maks chl a mg/m ²	Fosfor µg P/l bare P-tilsatt er oppgitt	Antall dager	Temperatur °C fra start - til slutt	Strøm cm/sek	Referanse
<0.1	kontroll	11	9-10	20	Lindstrøm et al. 1994
1.5	1	11	9-10	20	Lindstrøm et al. 1994
2	kontroll	125	6-10	20	Lindstrøm et al. 1994
7	kontroll	11	18-20	20	Lindstrøm et al. 1994
8	kontroll	25	6-7	50	Bothwell 1988
<10	kontroll	50	10	<10	Perrin et al. 1987.
<10	kontroll	25	15	<10	Perrin et al. 1987.
<10	kontroll	35	20	<10	Perrin et al. 1987.
<10	kontroll	25	16	<10	Perrin et al. 1987.
<10	kontroll	65	8-12	52	Traaen & Romstad 1987
<10 *	kontroll	14+21	15-16	20	Berge & Kallquist 1990.
<10	kontroll	30	16-12	20	Lindstrøm et al. 1994
10	kontroll				Stokner & Shortreed 1978
10-15	kontroll	65	23-12	52	Traaen & Romstad 1987
10-15	kontroll	65	8-12	10	Traaen & Romstad 1987
10-15	kontroll	65	8-12	26	Traaen & Romstad 1987
15-25	kontroll	40	20-15	20	Lindstrøm et al. 1993
18	kontroll	40	aug/sept varmt	2-5	Mundie et al. 1991
20	kontroll	88	over 22 i aug	20	Lindstrøm et al. 1994
25	1	11	18-20	20	Lindstrøm et al. 1993
30 **	kontroll	55	12-18	5	Traaen 1978
35-40	kontroll	65	23-12	10	Traaen & Romstad 1987
35-40	kontroll	65	23-12	26	Traaen & Romstad 1987
35	kontroll	65	1-2	50	Bothwell 1989
30	15	35	20	<10	Perrin et al 1987
30	0.5	25	6-7	50	Bothwell 1988
38**	0.75	55	12-18	5	Traaen 1978
45*	5	14+21	15-16	20	Berge & Kallqvist 1990
45	15	14+16	15-20	80	Homer et al 1990
50	2	25	6-7	50	Bothwell 1988
50	40	14+16	15-20	80	Homer et al. 1990
50*	15	14+21	15-16	20	Berge & Kallqvist 1990
50	7.5	14+16	15-20	80	Homer et al. 1990
45-50	1-7.5	30	16-12	20	Lindstrøm et al. 1993
55	15	14+16	15-20	10	Homer et al. 1990
55	20	35	20 til over 20	<10	Perrin et al. 1987
55	0.5	30	16-12	20	Lindstrøm et al. 1993
68 (reduert til 58)	10	21	aug/sept varmt	2-5	Mundie et al. 1991
50	15	25	16	<10	Perrin et al. 1987
60	5	25	6-7	50	Bothwell 1988
60	4	14+16	15-20	10	Homer et al. 1990
60	7.5	14+16	15-20	10	Homer et al. 1990
70	1	25	6-7	50	Bothwell 1988
70-150	1-5	65	1-2	50	Bothwell 1988
77	1	88	over 22	20	Lindstrøm et al. 1994
80	5	14+16	15-20	20	Homer et al. 1990
80	15	30+15	10	<10	Perrin et al. 1987
90	20	25	16	<10	Perrin et al. 1987
100	kontroll	50-60	6-7	50	Bothwell 1989
100	kontroll	40	8-9	50	Bothwell 1989
100	15	14+16	15-20	30	Homer et al. 1990
>100	8-10				Stockner & Shortreed 1978
110	5	14+16	15-20	30	Homer et al. 1990
120	7.5	14+16	15-20	30	Homer et al. 1990
125	15	25	15	<10	Perrin et al. 1987
135**	7.5	55	12-18	5	Traaen 1978
140	7.5	14+16	15-20	20	Homer et al. 1990

*: diskontinuerlig P-tilsetning: 3 d. med P, 4 d. uten P. **: angir både klorofyll a og b.

Tabell 6.3B. Maksimal biomasse i renneforsøk med ulike tilsetninger av fosfor. Data oppgitt etter økende klorofyllverdier. Bare data med problematisk stor biomasse "nuisance biomass".

Se tabell 6.3A for data med lavere biomasseverdier.

Biomasse maks chl a mg/m ²	Fosfor µg P/l bare P-tilsett er oppgitt	Antall dager	Temperatur °C fra start - til slutt	Strøm cm/sek	Referanse
146	1	125	6-10	20	Lindstrøm et al.1994
150*	20	30+15	10	<10	Perrin et al. 1987
150	20	25	15	<10	Perrin et al. 1987
160*	15	14+16	15-20	20	Homer et al. 1990
175*	5	14+16	15-20	60	Homer et al. 1990
180*	40	14+16	15-20	20	Homer et al. 1990
220*	15	14+16	15-20	60	Homer et al. 1990
240**	18	55	12-18	5	Traaen 1978
250-350	1-5	50-60	6-7	50	Bothwell 1989
250-300	1-5	50-60	8-9	50	Bothwell 1989
300*	7.5	14+16	15-20	60	Homer et al. 1990
350	28-50	40	8-9	50	Bothwell 1989
390**	18	55	12-18	5	Traaen 1978
465**	180	55	12-18	5	Traaen 1978
435 **	180	55	12-18	5	Traaen 1978

*: diskontinuerlig P-tilsetning **: angir både klorofyll a og b.

Tabell 6.4. Maksimal oppnådd algebiomasse målt som klorofyll a per m², i renneforsøk med ulike tilsetninger/konsentrasjoner av fosfor.

Renneforsøk	Maksimal biomasse chl a mg/m ²	P-tilsetn. µg P/l	Dato/varighet av forsøk	Kommentar	Ref.
Renner ved Carnation Creek	ca 10 > 100	kontroll <1 LMR-P 8-10			Stockner & Shortreed 1978
Keogh River, Brit. Columbia isopor i elva strømhast ikke målt, avtakende vannføring og lav strømhast trolig <10 cm/sek	< 10 i alle serier 80-150 125-150 30-55 50-90	kontroll LMR-P <1 LMR-P 15-20 i alle forsøk	50 d april/mai 25 d juni/juli 35 d juli/avg. 25 d avg./sept. april/mai juni/juli juli/avg. avg./sept.	diatomeer, senere også grønnalger, ca 10°C ca 15°C 20°C (opp til 23°C) ca 16°C høyest biomasse ved vanntemp 10-15°C, lavere biomasse ved høy temp. (over 20°C)	Perrin et al. 1987
Renner, Brit. Columbia 50 cm /sek vanddyb 1cm	8 30-70	PO ₄ -P kontroll 0.5- 5	20-30 d 20-30 d	tynne diatomeebelegg 6-7°C, substrat: isopor	Bothwell 1988
Renner, Brit. Columbia 50 cm/sek vanddyb 1 cm	akkumulert 100 250-350 35 70-150 100 250-300 350	PO ₄ -P kontroll 0.1-5.0 kontroll 0.1-5.0 kontroll 0.1-5.0 10-50	50-60 d 50-60 d 65 d 65 d 35-40 d 50-60 d 35-40 d	6-7°C maks biomasse trolig nådd 1-2°C, maks biomasse ikke nådd 8-9°C, maks biomasse muligens ikke nådd	Bothwell 1989

Tabell 6.4. fortsetter. Maksimal oppnådd algebiomasse målt som klorofyll *a* per m², i renneforsøk med ulike tilsetninger/konsentrasjoner av fosfor.

Renneforsøk	Maksimal biomasse chl <i>a</i> mg/m ²	P-tilsetn. µg P/l	Dato/varighet av forsøk	Kommentar	Ref.
Renner v Camation Creek, British Columbia	18 maks 70 deretter redusert noe	LMR-P 0.3-1.5 5-13	ca 40 d ca 25 d	vesentlig diatomeer vanddyb 4cm, hast 2-5 cm/sek substrat: isopor aug/sept, trolig varmt vann, svakt surt	Mundie et al. 1991
Renner, lukket system, innendørs Washington State	60 60 50 80 140 160 180 110 120 100 175 300 220 50 45 50	LMR-P 4 7.5 15 5 7.5 15 40 5 7.5 15 5 7.5 15 7.5 15 40	korte forsøk: 2 uker inkubasjon før P-tilsetn., deretter 14-18 dager høye P-tilsetninger, t°C: 15-20 pH: 6.7-7.4	strømhastighet 10 cm/sek 10 cm/sek 10 cm/sek 20 cm/sek 20 cm/sek 20 cm/sek 20 cm/sek 30 cm/sek 30 cm/sek 30 cm/sek 60 cm/sek 60 cm/sek 60 cm/sek 80 cm/sek 80 cm/sek 80 cm/sek	Horne et al. 1990
Renner, Oset Maridalsvatn varierte strømhast i overflatevann og bunnvann	35-40 35-40 10-15 10-15 10-15 < 10	ikke P-tils ca 0.5 µg PO ₄ -P målt i vannet	60-70 d i alle renner, juli til sept. 1986	overflatevann, 10 cm/sek start 23°C/ 26 cm/sek slutt 12°C 52 cm/sek bunnvann, 10 cm/sek start 8°C/ 26 cm/sek slutt 12°C 51 cm/sek	Traaen & Romstad 1987
Renner, Oset Maridalsvatn	< 10 45 55	PO ₄ -P kontroll 5 15	14 d kolonisering før start P-dosering 21 d 21 d 21 d	diskontinuerlig P-tilsetn 3 d tilsetn, 4 d uten osv. 20 cm/sek i alle renner, maks biomasse trolig ikke nådd overflatevann ca 15-16°	Berge & Kallqvist 1990
Renner, Oset Maridalsvatn	15-25 < 10 55 45-55 20 77 2 146 7 25 < 0.1 1.5	PO ₄ -P kontroll 0.5 µg 1- 7.5 µg kontroll 1 µg kontroll 1 µg kontroll 1 µg kontroll 1 µg	40 d 12.juli til 21. aug. 1989 30 d 12.sept. til 12 okt. 1990 88 d mai til aug. 1991 125 d mai til sept. 1991 11 d 15-26. aug. 1991 11 d 15-26 aug. 1991	20 cm/sek i alle forsøk overflatevann, 20-15°C overflatevann, 16-12°C overflatevann, over 22°C i juli og aug. bunnvann, under 10°C til 1.sept. overflatevann 18-20 °C bunnvann, 9-10°C	Lindstrøm et al., denne undersøkelsen

Tabell 6.5. Algebiomasse målt som klorofyll *a* per m², i endel *elver* ved ulike konsentrasjoner av fosfor.

Elver	Biomasse chl <i>a</i> mg/m ²	P-kons. µg P/l	Dato/varighet av forsøk	Kommentar	Ref.
New Zealand: Manawatu River,	600	LMR-P 25		Cladophora, angitt med maks spesifikk vekst-hast ved 15-25 µg P	Freeman 1986
USA: Raging River, Washington State	150, redusert til 50 av beiting	P- kons ikke oppgitt	25 d redusert etter 35 d	vesentlig diatomeer vanddyb: 20cm hastighet: 10 cm/sek substrat: stener på brett	Jacoby 1987
USA: Raging River Issaquah River Big Soos Newaukum Creek Juanita Creek Kelsey Creek	max 92 mid 55 max 267 mid 166 max 54 mid 23 max 190 mid 131 max 805 mid 164 max 145 mid 97	LMR-P 5 15 20 26 27 51	april til sept n= 8 konkluderer m. at 20% dekning av filamentalger tilsvarer ca 100-150 mg chl <i>a</i> /m ² betegnes som problematisk mye begroing	dekn filamentalg-strøm 5% - 9 cm/sek (mye beiting) 20% - 21cm/sek 5% - 36 cm/sek 45% - 18 cm/sek 30% - 22 cm/sek 5% - 14 cm/sek	Welch et al. 1988 Elver i Washington State, prøver samlet på stein i elva
Svenske elver: Erken, utløp Vendelån Jumkilsån Funboån Tomtaån Østfora	156 3 73 312 6 6	LMR-P 5 18 19 20 26 70	1983-85	30 % dekket av 15 filamentøse 35 grønnalger, 35 P ikke tilsatt 0 bare målt 10	Welch et al. 1988 Elver i Sverige, prøver samlet på stein i elva
USA: Spokane River, Washington State, to typer substrat: stein og isopor	variasjon: 60-600 150/200 150/200 150/200	LMR-P v start 5 10 15	1983-86 prøver tatt i sept. etter 18-117 d eksponering	"problembiomasse" 150/200 mg/m ² eller mer i følgende ant. km: 2-8 km 13-20 km 16-30 km	Welch et al. 1989 elvestrekning m/ problematisk høy biomasse, modellberegning mye trådf.alger
New Zealand: Motueka River - " - Riwaka River	2.2 (0.2-48) 9.5 (0.4-125) 109 (11-566)	LMR-P 3.8 (2.5-5) 5.7 (3-10)	N-begrenset N-begrenset ikke N-begrenset	biomasse: middel/år, stor variasjon gjennom året.	Biggs & Gerbeaux 1993.
USA, Missouri: Blythes Creek 1 - " - 2 Straight Fork 1 - " - 2 S: Moreau Creek 1 - " - 2 Maries River 2 - " - 3 Little Maries River Saline Creek Clifty Creek	Maks biomasse, 38 målinger 678 526 394 437 367 285 142 272 144 109 41	Tot P 3000 300 2000 500 50 80 18 17 14 19 6	Prøver tatt i 1985 & 86, fra mars til november	Ved høy og moderat P-tilsetning: ble midlere biomasse henholdsvis 397 og 321 etter 42 dager. Ved lav P-tilsetning ble midlere biomasse 77 etter 28 dager. Biomasse influert både av næringsnivå og lengde av fysisk stabil periode	Lohman et al. 1992

Tabell 6.5. fortsetter. Algebiomasse målt som klorofyll *a* per m², i endel *elver* ved ulike konsentrasjoner av fosfor.

Elver	Biomasse chl <i>a</i> mg/m ²	P-kons. µg P/l	Dato/varighet av forsøk	Kommentar	Ref.
New Zealand: Northbrook Southbrook Mangatera Manwatu Makotuku	4-8 8-88 47-180 41-1262 151-362	LMR-P 13-228 7-577 85-820 2-150 4-7	prøver samlet i februar (sommer) etter 30 d. eksponering bare høyeste og laveste verdier for chl <i>a</i> og P er angitt	13-14°C, 20-40 cm/sek, substrat: stor grus 13-16°C, 15-30 cm/sek, stor grus 17-21°C, 20-30 cm/sek små sten 16-22°C, 60-80 cm/sek små og store sten 14-17°C, 25 cm/sek store sten,	Welch et al. 1992
Norge: Åbjøra/Tisleia utløp Vetlevatn v Vaset opst utl Herkja - " - utløp Herkja Hervassbekken Åkersåni Fjellstølbekken - " -- Reina v Huset	st.1: 65 - " -: 17 st.2: 23 st.3: 44 - " : 24 st.4: 60 st.5: 220 st.6: 9 st.7: 16 - " -- st.8: 249	Tot P ca 8 ca 8 ca 6 ca 3 ca 5 ca 6 ca 6	prøver samlet 24.9.86 50% trådf.alger	70 cm/sek 14 cm/sek 50 cm/sek 20 cm/sek 17 cm/sek 25 cm/sek 90 cm/sek 8 cm/sek 10 cm/sek 10 cm/sek "strykende"	Fagemæs 1987
Norge: Atna, Østerdalen prøver tatt på steder med forskjellig substrat-størrelse, på stein med størrelse typisk for lokaliteten	4 -10 (8% alger-litt mose) 7-12 (10% alger-litt mose) 18 (15% alger -5% mose) 54 (20% alger-20% mose) 5-12 (10% alger) 20 (20% alger-5% mose) 75 (15% alger-30% mose)	ingen P-tilsetning, vanligvis 2-3µg tot P	juli aug. aug. aug. okt. okt. okt.	ca 7-8°C, 25-60 cm/sek små stein ca 6°C, 30-70 cm/sek små stein ca 6°C, 40-75 cm/sek mellomstor stein ca 6°C, 30-80 cm/sek stor stein ca 3°C, 10-60 cm/sek små stein ca 3°C, 20-70 cm/sek mellomstor stein ca 3°C, 30-80 cm/sek stor stein	Lindstrøm, upubliserte data

6.2 Elementsammensetning i algebegroing.

I dette avsnittet vil det bli oppsummert endel kunnskap om elementsammensetning i alger og bruken av dette i forbindelse med studier omkring næringsbegrenset vekst. Fagfeltet er svært omfattende og komplisert. Derfor er bare de mest grunnleggende trekk tatt med her, samt noen få eksempler fra eksperimentelle forsøk og undersøkelser i naturlige vassdrag.

En mye brukt parameter i forbindelse med studier av næringsbegrensning hos alger, er algenes elementsammensetning og spesielt innhold av karbon (C), nitrogen (N) og fosfor (P) og forholdet mellom disse elementene. Med basis i den generelle fotosynteseligningen vil det være et balansert forhold mellom C, N og P tilsvarende 106 C-atomer, 16 N-atomer og 1 P-atom i organisk materiale. På vektbasis gir dette et forhold mellom C:N:P på 41.1:7.2:1. Dette er kjent som Redfield-forholdet og ble funnet å gjelde for balansert elementsammensetning i marine alger ved høy veksthastighet uten næringsbegrensning (Redfield 1958). Det er senere gjort flere undersøkelser som både støtter opp om denne basisundersøkelsen og som viser eksempler på større og mindre avvik. De fleste arbeider omfatter fytoplankton både i ferskvann og marint miljø, men noen har også gjort undersøkelser på fastsittende algebegroing. I Norge er det gjort svært lite undersøkelser både med hensyn til kvantitativ biomasseutvikling av algebegroing i bekker og elver og spesielt elementsammensetning i algebegroing.

Reynolds (1984) har gjort en sammenstilling av undersøkelser omkring elementinnhold i planktonalger i ferskvann. Dette vil for en stor del være overførbart til begroingssamfunn i elver dominert av alger. Imidlertid vil det alltid ligge en usikker faktor i mengde alloktont detritus og forholdet mellom gammel og ny frisk biomasse i mattedannende algebegroing som bygger seg opp over tid i elver. Dette gjør det vanskelig å sammenligne resultater direkte fra forsøk med renkulturer av planktonalger med sammensatte samfunn ute i naturlige systemer. Hovedprinsippene vil likevel være de samme.

Algenes tørrvekt og forholdet organisk/uorganisk tørrvekt vil variere med gruppetilhørighet. Det vil være stor forskjell i andelen uorganisk materiale i tørrvekten mellom skallbyggende diatomeer og grønnalger. Reynolds (1984) antyder en variasjon på 27-55% askeinnhold (middelvei 41.4%) blant 11 ulike diatomeer. Tilsvarende variasjon for 16 planktoniske grønnalger var 5.3-19.9% askeinnhold (middelvei 10.2%). Grunnen til det høye askeinnholdet i diatomeene er polymerisert silisium i skallet som utgjør i gjennomsnitt 50% av tørrvekten.

Algenes normale innhold av karbon er 51-56% av askefri tørrvekt. Imidlertid er det funnet en variasjonsbredde på 35-70% i algekulturer hvor vekstbegrensende faktorer som lys, temperatur og essensielle næringsstoffer har variert. Nitrogen utgjør vanligvis 4-9% av askefri tørrvekt, mens fosfor ligger tilsvarende i området 0.03-0.8%. Klorofyll a som blir mye brukt som et mål på algebiomasse utgjør i denne sammenheng generelt 0.5-2% av tørrvekt (0.9-3.9% av askefri tørrvekt) basert på tall fra naturlige algepopulasjoner (Reynolds 1984). Prosent-tallene ovenfor gir grunnlag for total normal variasjonsbredde for C/N-forhold på 5.7-14. Tilsvarende for N/P-forholdet kan en forvente stor variasjon innenfor området 5-300. Årsaken til den relativt store variasjonsbredde i N/P-forholdet er at fosfor i større grad enn nitrogen er gjenstand for mulig luksusopptak i algene, bl.a. vist av Wuhrmann og Eichenberger (1975).

Healey & Hendzel (1979) undersøkte flere forhold mhp. elementsammensetning hos alger og mulige indikatorer på næringsbegrensning. Forholdene N/C, P/C, N/P, proteiner/C, karbohydrater/C og proteiner/karbohydrater viste indikasjoner på ingen, P- og N-begrensning. Noen parametre viste seg å være bedre indikatorer på N- og P-begrensning enn andre, enten ved å vise større forskjeller mellom ulike grader av en bestemt begrensende faktor eller ved å vise en relativt liten spredning mellom arter for en viss grad av en bestemt begrensende faktor. Forholdene karbohydrater/C og proteiner/karbohydrater var gode indikatorer på både P- og N-begrensning, P/C og N/P var gode på P-begrensning, mens

forholdene N/C og protein/C var gode på N-begrensning. I den samme undersøkelsen ble forholdet klorofyll a/C funnet å kunne indikere både N-begrensning og i mindre grad P-begrensning, men at det samtidig var stor variasjon fra alge til alge. Senere har bl.a. Bothwell (1989) brukt C/chl a-forholdet i sine forsøk med P-begrenset vekst i diatome-samfunn i renneforsøk. Eksempelvis ble det funnet en gradient i dette forholdet fra 68 i algebiomasse som hadde vokst uten ekstra P-tilsetning, til 34.5 i algebiomasse som hadde vokst under ekstra tilsetning på 5 µg P/l. Bakgrunnskonsentrasjoner i vannfasen av N og P var 60-70 µg NO₃/l og 1.3-2.1 µg LMRP/l (løst molybdenreaktivt fosfor) under forsøkene. Denne gradienten representerte verdier for vekst under moderat P-begrensning til nærmest ikke P-begrenset vekst.

Rhee & Gotham (1980) undersøkte flere planktonalger mhp. deres optimale N/P-forhold. Dette ble definert som den verdi hvor et av de to næringsstoffene ble begrensende i forhold til det andre. De fant at det var store artsspesifikke forskjeller i det optimale N/P-forhold. Det ble i tillegg konstatert forskjeller i N/P-optimum og observert N/P-forhold i algecellene ved vekst uten næringsbegrensning som følge av forskjeller i algenes lagringskapasitet for de to næringsstoffene. I tillegg ble det funnet døgnvariasjon i algecellenes N/P-forhold. Generelt ble det funnet høyere N/P-optimum i grønnalger i forhold til kiselalger. Middelverdi for 7 undersøkte planktonalger var N/P optimum på 7.7 på vektbasis i deres undersøkelse. De nevnte forhold viser at det er svært mange faktorer å forholde seg til ved tolkning av N/P-forhold i algebiomasse i sammensatte samfunn.

Eksempler på elementsammensetning i begroingssamfunn er gitt i Wuhrmann & Eichenberger (1975). I forbindelse med eksperimentelle renneforsøk med tilsetninger av nitrat og fosfat til grunnvann som fra før hadde konsentrasjoner på 650 µg NO₃-N/l og 15 µg PO₄-P/l, ble det målt C/N-forhold på 6.2-6.8 og N/P-forhold på 7.2-10.3 (vektbasert) i algesamfunn dominert av *Hydrurus foetidus* og kiselalger. I et senere forsøk ble tilsvarende elementforhold målt til henholdsvis 6.0-6.7 og 4.9-10.4 i algesamfunn dominert av kiselalger og filamentøse grønnalger. De høyeste N/P-forhold var i grunnvann uten tilsetning av ekstra fosfor. Det var ingen signifikant forskjell i biomasseutvikling i tilsetningsrenner og kontrollrenner, noe som skulle tilsi at tallene er gode eksempler på det en kan finne i begroingsbiomasse uten næringsbegrensning mhp. nitrogen og fosfor. Bothwell (1985) studerte diatome-samfunn i Thompson River system i British Columbia, og brukte N/P-forholdet til å karakterisere P-begrenset vekst. Han fant middelverdier for N/P på 48, 26 og 7.2 i diatome-samfunn på elvestrekninger med middelkonsentrasjoner av LMRP på henholdsvis 0.7, 1.1 og 3.4 µgP/l. N/P-forholdene var representative for ekstrem, moderat og ubetydelig P-begrensning for vekst i disse algesamfunnene.

Welch et al. (1989) refererer eksempler på N/P-forhold på 5 i algesamfunn under N-begrensende forhold, dvs. med uorganisk N-konsentrasjoner i vannfasen på <10 µg N/l. I samme elva, men på lokaliteter nedstrøms med N-konsentrasjoner på 100-1000 µg N/l i vannfasen, var normalt N/P-forhold rundt 10 i begroingssamfunnet.

Hawes (1989) undersøkte begroingssamfunn dominert av trådformede grønnalger (*Mougeotia*, *Zygnema* og *Klebsormidium*) i kystnære elver i Antarktis med 3-5 måneders vekstsesong og temperaturer < 5°C. Det ble funnet C/N- og N/P-forhold i *Mougeotia* og *Zygnema* varierende fra henholdsvis 8.9-20.6 og 6.0-22.1. Det ble påvist å være en tendens til sesongvariasjon, samtidig som den dominerende faktor var strømhastigheten som ga lavere C/N- og N/P-forhold ved økende strømhastighet.

B. Biggs (pers. med.) har i sine studier av algebegroing i elver regionalt i New Zealand funnet at for grønnalgen *Cladophora* sp. vil et N-innhold på 5% og et P-innhold på 0.5% av askefri tørrvekt være grenseverdier for henholdsvis nitrogenbegrensning og fosforbegrensning i algebiomassen.

Som et eksempel fra Norge undersøkte Skotvold (1983) fire elver i Trøndelag mhp. begroingsalger og næringssaltbelastning. Det ble i denne undersøkelsen gjort forsøk på å bruke algenes elementsammensetning som et mål på næringsbelastningen i elvene i tillegg til vannkjemiske analyser. C/N- og N/P-

forhold i ulike alger viste økende respons på belastningsøkninger som ikke kom frem ved vannkjemiske analyser. Det ble funnet til dels stor variasjon i C, N og P-innhold i de ulike arter av begroingsalger som omfattet 3 grønnalger (*Ulothrix zonata*, *Cladophora glomerata*, *Enteromorpha* sp.), en kiselalge (*Didymosphenia geminata*) og rødalgen *Batrachospermum moniliforme*. I totalt 71 prøver av de nevnte alger varierte C/N-forholdet mellom 3.5 og 35.1 med middelerverdi og medianverdi på henholdsvis 10.2 og 9.3. N/P-forholdet varierte tilsvarende mellom 7.2 og 438 med middelerverdi og medianverdi på henholdsvis 74 og 45. De laveste forholdstall ble funnet ved de største belastninger av næringsalter.

Ved forsøkene på Oset renneanlegg i perioden 1989-91 ble det gjort en del målinger av elementinnhold i begroingssamfunnet på flisene. De kvalitative analysene viste at det var sammensatte algesamfunn bestående av flere arter. Dette gjør det vanskelig å sammenligne med undersøkelser hvor det er målt på biomasser av enkeltarter, siden flere undersøkelser viser en tendens til artspesifikke C/N-forhold og nivåer av de ulike elementer. En annen viktig faktor i forbindelse med målinger av elementsammensetning i sammensatte begroingssamfunn er alder på samfunnet og det faktum at større begroingsbiomasser filtrerer vannstrømmen kontinuerlig. Begge disse forhold er med på å komplisere C/N-forholdet. Gammel algebiomasse vil trolig bidra til å øke C/N-forholdet ved at den relative andelen karbon i forhold til nitrogen i døde algeceller er større enn i levende. Større algebiomasser som står og filtrerer vannet vil kunne akkumulere dødt organisk og uorganisk materiale, noe som klart vil gi seg utslag i et høyere C/N-forhold.

Det ble i noen grad målt på P-innhold i begroingssamfunnet på flisene i 1990 og 1991, og da i forbindelse med forsøk hvor det ble tilsatt lett tilgjengelig fosfat i vannmassen. Algenes P-omsetning synes i større grad enn for karbon og nitrogen å være påvirket av algenes fysiologiske tilstand og det fysiske miljøet omkring. Begrepet luksusopptak av fosfor kommer her sterkt inn, noe som også har vist seg å kunne variere mellom enkeltarter. Dette gjør at også C/P- og N/P-forhold i sammensatte begroingssamfunn blir vanskelig å sammenligne dersom ikke artssammensetningen er tilstrekkelig lik.

Generelt ble det funnet liten variasjon i C/N-forholdet i de prøver som ble tatt av begroingssamfunnet i rennene i alle tre årene. Verdier i området 7 - 12 synes å være normal variasjonsbredde for de algesamfunn som etablerte seg i rennene under alle typer av forsøk. Dette var blandingssamfunn dominert av kiselalger og grønnalger. De observerte variasjoner innenfor normalvariasjonen viste seg å reflektere algesamfunn i ulike vekststadier og biomassenivåer. Unge algesamfunn i rask vekst viste relativt lave C/N-verdier, mens biomasser i stagnasjonsfase og eldre algebiomasser viste et relativt høyt C/N-forhold. De observerte C/N-forhold indikerte ingen form for nitrogenbegrensende vekst. Forsøk i renneanlegget i 1992 med tilsetning av lett tilgjengelig nitrogen i form av nitrat og ammonium, synes å bekrefte dette da C/N-forholdet i algebegroingen fortsatt lå i området 7-12 i disse forsøkene (Hessen et al. 1993).

Det ble gjort enkelte målinger av P-innhold i algebiomassene i 1990 og 1991. Resultatene viste en total variasjonsbredde i N/P-forhold på 5 - 25 under ulike forsøksbetingelser. Generelt viste det seg at Maridalsvann uten ekstra tilsetning av fosfor ga økende N/P-forhold i algebegroingen med økende biomasse. De høyeste N/P-forhold ble målt i algebiomasser som hadde vokst uten P-tilsetning. Dette viser at Maridalsvann alene gir grunnlag for en fosforbegrenset vekst. Dette var tilfelle i såvel overflatevann (varmt) som bunnvann (kaldt). Lave N/P-forhold viste også at små algebiomasser i etableringsfasen var i stand til å akkumulere fosfor spesielt i kaldt vann selv om det var lave bakgrunnskonsentrasjoner i vannfasen. På denne måten bygges det opp reserver som kan nyttegjøres til en større biomasseutvidelse dersom vekstforholdene senere blir gunstige. Dette er en svært viktig observasjon i reguleringssammenheng der en ofte har lengre perioder med stabil kald vannføring som gir gunstige forhold for etablering av en liten algebiomasse som senere kan eksplodere i biomasseøkning dersom f.eks andre vekstfaktorer som lys og temperatur samtidig eller hver for seg gir noe gunstigere vekstforhold.

N/P-forholdet viste klart at tilsetning av 1 µg P/l til det næringsfattige Maridalsvannet ikke var

tilstrekkelig til å hindre at veksten var moderat P-begrenset, spesielt når temperaturen ble større enn ca. 10°C. Tilsetningen var imidlertid avgjørende for å få etablering og vekst av algebegroing i kaldt vann, sammenliknet med vann uten tilsetning. Et relativt stabilt N/P-forhold i området 10-15 med en biomasseutvikling fra 2 til 40 mg chl a/m², mens temperaturen var mindre enn 10°C, bekrefter dette. Til sammenligning var biomassen <0.5 mg chl a/m² under samme temperaturforhold uten P-tilsetning. Denne lave algebiomassen viste forøvrig et meget stabilt lavt N/P-forhold på ca 5. Dette kan tolkes som et luksusopptak av fosfor, men er trolig også en indikasjon på at så lave "algebiomasser" over så lang tid neppe bare kan være ren algebiomasse, men også ha innslag av sedimentert dødt materiale både av organisk og uorganisk opprinnelse. Det ble bl.a. funnet å være en stor prosentandel døde kiselalgeskall til stede i perioden med den lave klorofyllbiomassen.

Resultatene fra elementsammensetningen målt i algebiomassen viser at både C/N- og N/P-forhold kan brukes som hjelpverktøy til å karakterisere tilstand og vekst i algebegroing. En viktig forutsetning er imidlertid en viss kontroll med forhistorien til algebiomassen og spesielt viktig for elver, er temperatur og strømforhold. Ved sammenligning vil også størrelsen på algebiomassen være en viktig faktor å forholde seg til.

6.3 Interaksjoner mellom bunndyr og begroing.

I dette avsnittet oppsummeres en del relevant litteratur omkring interaksjoner mellom bunndyr og begroing. Forsøksresultatene for 1989 og 1990 er diskutert i de respektive kapitler og blir i mindre grad diskutert her. I rapporten "Effekt av mose- og algebegroing på bunndyr og fisk: et litteraturstudium" er det ytterligere informasjon i tilknytning til temaet bunndyr og begroing (Bremnes og Saltveit 1993).

6.3.1 Generelt om beitere og begroing av trådformete alger i lotiske systemer.

Det har lenge vært kjent at påvekstalger i rennende vann er en viktig næringskilde for mange bunndyr. Alger kan finnes i form av tepper eller belegg på overflater, i tette kolonier eller som lange, trådformete kolonier som kan akkumulere til store aggregater. Trådformete påvekstalger er et viktig element i lotiske økosystemer. De er alltid tilstede i større eller mindre grad, men under fordelaktige betingelser kan denne begroingen bli omfattende og et dominerende element i habitatet. Større begroinger av trådformete alger har en sterk innvirkning på bunndyrsamfunnene, og omvendt kan bunndyr modifisere algebegroingen. Algevekst i rennende vann danner grunnlaget for en rik og divers sammensetning av beitende insekter, som inkluderer minst 38 familier og 6 ordner (Merritt og Cummins 1984). Flere undersøkelser konkluderer med at mange bunndyr har fordeler av nærvær av algebegroing (Percival og Whitehead 1929, Minshall 1984, Dudley et al. 1986.).

I naturlige lotiske systemer er det ofte store svingninger i fysiske forhold. Slike variasjoner bidrar til løsrivelse av alger (Rounick og Gregory 1981). I flomperioder kan løsrivelse forekomme i stor skala (McAuliffe 1984). I regulerte elver hvor reduksjoner i vannføringen hindrer naturlig utspyling kan større algeaggregater akkumulere. En annen viktig faktor som påvirker algebegroing er beiting eller løsrivelse forårsaket av bunndyr (Eichenberger og Schlatter 1978, Power et al. 1985, Sumner og McIntyre 1982). Det var denne faktoren som ble forsøkt belyst gjennom renne-forsøkene i 1989.

De fleste herbivore bunndyr skrapet belegget av encellede kiselalger fra overflater. De enkleste interaksjonene mellom alger og bunndyr fåes når algene er betydelig mindre enn beiterne, som i tilfellet med tynne kiselalgebelegg. Hvis algekoloniene er større enn beiterne, er forholdene mer kompliserte (Dudley et al. 1986). Mange beitere kan bruke trådformete alge-aggregater som næring direkte (Jones 1950, Mecom 1972). Andre er spesialiserte til å suge ut cellene, dette gjelder spesielt mange mikrovrfluer fra familie Hydroptilidae (Merritt og Cummins 1984). De tidlige stadiene av mange alger

er ofte lette å konsumere for bunndyr, mens større, etablerte kolonier kan være resistente mot beiting (Brown 1961, Moore 1975). Enkelte alger inneholder stoffer som er toksiske for mange beitere, dette gjelder endel blågrønnalger (Semakov og Sirenko 1984) og *Cladophora* (La Londe et al. 1979).

Informasjonen om interaksjoner mellom bunndyr og makroalger i rennende vann er foreløpig begrenset. Mange av de undersøkelser som er utført indikerer klart at beitere vil endre biomasse (Lamberti og Resh 1983, Feminella et al. 1989), produktivitet (Lamberti et al. 1987, 1989), suksesjon (Feminella og Resh 1991) og samfunnsstruktur (Hill og Knight 1987, Steinman et al. 1987). Mange nyere undersøkelser har vist at beitende invertebrater er viktige med hensyn på algebiomasse, strukturelle karakteristikk og funksjonelle prosesser (Sumner og McIntire 1982, McAuliffe 1983, Lamberti og Resh 1983, Jacoby 1985, 1987). I tillegg fant Steinman og McIntire (1987) ved å analysere blant annet innholdet av fettsyrer og aminosyrer at beitende snegl og vårfluer hadde markerte effekter på den kjemiske sammensetningen av algebegroing. Dette reflekterer endringer i algenes artssammensetning på grunn av beiting (Steinman et al. 1987).

De viktigste beiterene i lotiske systemer finnes blant vårfluelarver, snegl og tildels døgnfluelarver. Effektive beitere kan forhindre utvikling av store aggregater av grønnalger og blågrønnalger. Eichenberger og Schlatter (1978) fjernet de viktigste beiterne med insekticider. I de ubehandlede elvekanalene forble begroingen en blanding av kiselalger og trådformete grønnalger. I de behandlede elvekanalene uten beitere endret begroingen seg i løpet av to måneder til tykke lag med trådformete blågrønnalger. Lamberti og Resh (1983) fant likeledes at beiting førte til et vedvarende lag av kiselalger, mens ubeitete områder raskt ble overtatt av tette dotter med trådformete grønnalger. Lignende observasjoner ble gjort av Jacoby (1987).

Mange beiteforsøk har benyttet vårfluelarver, siden enkelte arter er meget effektive beitere, også på større algebiomasser. Vaughn (1986) fant at larver av vårfluen *Heliopsyche* like gjerne beitet på kiselalger som på trådformete grønn- og blågrønnalger. McAuliffe (1984) fant at vårfluen *Glossosoma* reduserte algemengden signifikant. Fjerning av larvene medførte en dobling av algemengden i løpet av 23 døgn. Larver av *Dicosmoecus* (Limnephilidae) foretrakk områder med mye alger, og brukte liten tid på områder som nylig var beitet (Hart 1981). Det samme ble funnet for *Heliopsyche*-larver (Vaughn 1986). Larver av *Dicosmoecus* har i flere forsøk vist seg som en effektiv beiter (Jacoby 1987, Lamberti et al. 1987, DeNicola et al. 1990). For eksempel reduserte en tetthet på 200 larver pr. m² algebiomassen og klorofyll a med mer enn 95% i løpet av 48 døgn (Lamberti et al. 1987).

Forholdet mellom produktivitet og biomasse blir påvirket av beitere. Aktive beitere reduserer biomassen, men øker produktiviteten ved å fjerne døde og gamle alger (Lamberti og Moore 1984). Beiting reduserer antall celler og algelagets fylde, og forhindrer dermed nærings- og lysbegrensning. Lamberti og Resh (1983) fant at vårfluelarver (*Heliopsyche*) reduserte mengden alger og bakterier, men samtidig økte produksjonen. Fjerning av larvene medførte økning i algemengden og lavere produksjon. Fravær av effektive beitere kan derfor være en viktig medvirkende årsak til sterk akkumulering av alger i rennende vann.

Eksperimenter har vist at naturlige tettheter av effektive beitere var istand til å fjerne betydelige deler av algebiomassen og at konkurranse mellom beitere forekom (Hart 1981, 1985a, b, Lamberti og Resh 1983, McAuliffe 1984). Det er vist at beitere kan påvirke suksesjonen av algevekst over tid. I en bekk i California beitet vårfluelarver ned tett begroing av trådformete alger (*Cladophora*) og førte derved til dominans av epilitiske kiselalger og blågrønnalger (Feminella og Resh 1991).

De fleste forsøk som er utført med beitende bunndyr har bare undersøkt effekten av en enkelt beiter, og effekten av flere arter samtidig er lite kjent. Interaksjoner mellom herbivorer gjør det vanskelig å beskrive beiteeffekten til de enkelte artene. Derfor har de fleste undersøkelser fokusert på en enkelt art i kunstige elver (Kehde og Wilhm 1972, Sumner og McIntyre 1982, Gregory 1983), eller mer sjeldent i naturlige bekker hvor en art kan manipuleres (Hart 1985a, Lamberti og Resh 1983, McAuliffe 1984).

Beitere har flere indirekte effekter på algebegroingen, som for eksempel regenerering av begrensede næringsstoffer. Foruten selve beitingen kan også den fysiske forstyrrelsen forårsaket av bunndyrenes aktiviteter være av stor betydning (Eichenberger og Schlatter 1978, Sumner og McIntyre 1982, Power et al. 1985). Det er vist at noen bunndyr kan rydde vekk uønsket begroing. Fjerning av Hydroptilidae-larver førte til rask overgroing av blågrønn-alger. Analyser av mageinnholdet viste at larvene ikke spiste blågrønnalgene, men fjernet dem for å sikre veksten av kiselalger (Hart 1985b).

Algebegroing kan også fungere som næring for bunndyr indirekte ved at de filtrerer ut organisk materiale. I tillegg kan de i likhet med moser og makrofytter være substrat for epifyttiske alger som er viktig næring for mange beitere. Algebegroing vil modifisere habitatet for bunndyr. Strømforholdene vil endres og algene vil kunne fange opp detritus. Vekst og nedbrytning av alger vil endre kjemiske forhold, spesielt for oksygen. Store mengder trådformete alger vil blokkere for lys og derved redusere produksjonen av fastsittende kiselalger. Slike endringer vil være fordelaktige for visse grupper av bunndyr, mens andre vil forsvinne. Sterk algebegroing kan tillate etablering av arter som ellers ikke hadde vært istand til å holde seg i elva, mens arter som for eksempel er avhengig av rene steinoverflater elimineres (Williams og Winget 1979). Mange fjærmygg-larver og små fåbørstemark (Naididae) vil kunne øke sterkt i tetthet, mens strøm- og oksygenkrevende grupper (mange steinfluer og døgnfluer) vil bli redusert. Mange bunndyr har fordeler av større begroinger med trådformete alger (Minshall 1984, Dudley et al. 1986). Algenes evne til å modifisere forholdene gjør at de også kan utgjøre et habitat for bunndyr som ikke direkte eller indirekte ernærer seg av dem. Mange rovformer kan finne skjul i kolonier av makroalger, og nettspinnende dyr finner feste for fangstnettene sine.

Alger kan være plasskonkurrenter for endel bunndyr, spesielt fastsittende, men dette er lite undersøkt i ferskvann (Dudley et al. 1986). Dette er imidlertid dokumentert i flere marine habitater (Dungan 1986). Det er påvist at knottlarver (Simuliidae) reagerer negativt på begroinger av *Cladophora* (Dudley et al. 1986).

7. Litteratur.

- Berge, D. & Kallqvist, T., 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenliknet med andre forurensningskilder. Norsk institutt for vannforskning, rapport O-87079/O-87064/E-88431, 130 sider.
- Biggs, B.J.F., 1985. Algae a blooming nuisance in rivers. *Soil and Water*. Vol. 21,2: 27-31.
- Biggs, B. J.F., 1989. Biomonitoring of organic pollution using periphyton, South Branch, Canterbury, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 23: 263-274.
- Biggs, B.J.F. & Gerbeaux, P., 1993. Periphyton development in relation to macro-scale (geology) and micro-scale (velocity), limiters in two gravel-bed rivers, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 27 (in press).
- Bothwell, M.L., 1985. Phosphorus limitation of lotic periphyton growth rates: An intersite comparison using continuous-flow throughs (Thompson River system; British Columbia). *Limnol. Oceanogr.* 30: 527-542.
- Bothwell, M.L., 1988. Growth rate responses of lotic periphytic diatoms to experimental phosphorus enrichment: the influence of temperature and light. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol. 45: 261-270.
- Bothwell, M.L., Suzuki, K.E., Bolin, M.K. & Hardy, J.F., 1989. Evidence of dark avoidance by phototrophic periphytic diatoms in lotic systems. *J. Phycol.* 25: 85-94.
- Bothwell, M.L., 1989. Phosphorus-limited growth dynamics of lotic periphytic diatom communities: Areal biomass and cellular growth rate responses. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol. 46: 1293-1301.
- Bowker, D.M., Wareham, M.T. & Learner, M.A., 1983. The selection and ingestion of epilithic algae by *Nais elingus* (Oligochaeta: Naididae). *Hydrobiologia* 98: 171-178.
- Bremnes, T. & Saltveit, S.J., 1993. Effekt av mose- og algebegroing på bunndyr og fisk: Et litteraturstudium. LFI, Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen, Rapport nr.1. 40 sider.
- Brown, D. S. 1961. The food of the larvae of *Chloeon dipterum* L. and *Baetis rhodani* (Pictet) (Insecta, Ephemeroptera). - *J. Anim. Ecol.* 30: 55-75.
- Brusven, M.A., Meehan, W.R. & Biggam, R.C., 1990. The role of aquatic moss on community composition and drift of fish-food organisms. *Hydrobiologia* 196: 39-50.
- Colletti, P.J., Blinn, D.W., Pickart, A. & Wagner, V.T., 1987. Influence of different densities of the mayfly grazer *Heptagenia criddlei* on lotic diatom communities. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 6: 270-280.
- DeNicola, D.M., McIntire, C.D., Lamberti, G.A., Gregory, S.V. & Ashkenas, L.R., 1990. Temporal patterns of grazer-periphyton interactions in laboratory streams. *Freshw. Biol.* 23: 475-489.
- Douglas, B. 1958. The ecology of the attached diatoms and other algae in a small stoney stream. - *J.*

Ecology 46: 295-322.

- Dudley, T., Cooper, S.D. & Hemphill, N., 1986. Effects of macroalgae on a stream invertebrate community. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 5: 93-106.
- Dungan, M. L. 1986. Three-way interactions: barnacles, limpets and algae in a Sonoran Desert rocky intertidal zone. - *Am. Naturalist* 127: 292-316.
- Eichenberger, E. & Schlatter, A., 1978. Effect of herbivorous insects on the production of benthic algal vegetation in outdoor channels. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 1806-1810.
- Fagernes, K.E., 1987. Begroingsundersøkelser i Åbjøra/Tisleia og Reina-vassdragene. Oppland og Buskerud fylker. Vassdragsforsk, rapport nr. 118. 29 sider.
- Feminella, J.W., Power, M.E. & Resh, V.H., 1989. Periphyton responses to invertebrate grazing and riparian canopy in the northern California coastal streams. *Freshw. Biol.* 22: 445-457.
- Feminella, J.W. & Resh, V.H., 1991. Herbivorous caddisflies, macroalgae, and epilithic microalgae: dynamic interactions in a stream grazing system. *Oecologia* 87: 247-256.
- Freeman, M.C., 1986. The role of nitrogen and phosphorus deficiency in natural populations of the attached filamentous alga *Chladophora glomerata* (L.) Kuetzing in the Manawatu River, New Zealand. *Hydrobiologia* 131: 23-30.
- Fuller, R.L., Roelofs, J.L. & Fry, T.J., 1986. The importance of algae to stream invertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 5: 290-296.
- Grimm, N.B. & Fisher, S.G., 1986. Nitrogen limitation in a Sonoran Desert stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 5: 2-15.
- Hart, D.D., 1981. Foraging and resource patchiness: field experiments with a grazing stream insect. *Oikos* 37: 46-52.
- Hart, D.D., 1985a. Causes and consequences of territoriality in a grazing stream insect. *Ecology* 66: 404-414.
- Hart, D. D., 1985b. Grazing insects mediate algal interactions in a stream benthic community. - *Oikos* 44: 46-52.
- Hawes, I. 1989. Filamentous green algae in freshwater streams on Signy Island, Antarctica. - *Hydrobiologia*, 172: 1-18.
- Healey, F.P. & Hendzel, L.L. 1979. Indicators of phosphorus and nitrogen deficiency in five algae in culture. *J. Fish. Res. Board Can.*, 36: 1364-1369.
- Hessen, D., Berge, D., Brandrud, T.E., Johansen, S.W., Faafeng, B., Lindstrøm, E-A., Lydersen, E., Rudi, G., Skaugset, L.F. og Wright, D. 1993. Nitrogen fra fjell til fjord. Årsrapport for 1992 for NIVAs delprosjekter. - NIVA-rapport P-91444-2 (løpenr.2933), 54 sider.
- Hill, W. R. & Knight, A.W., 1987. Experimental analysis of the grazing interaction between a mayfly and stream algae. *Ecology* 68: 1955-1965.
- Hill, W.R. & Knight, A.W., 1988. Concurrent grazing effects of two stream insects on periphyton.

- Limnol. Oceanogr. 33: 15-26.
- Holtan, G. & Brettum, P., 1989. Kontrollundersøkelse av Maridalsvannet. Årsrapport 1988. - NIVA-rapport O-85138/E-87684/E-86658, lprnr.2186, 14 sider.
- Homer, R.R. & Welch, E.B., 1981. Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 449-457.
- Homer, R.R., Welch, E.B., Seeley, M.R. & Jacoby, J.M., 1990. Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshw. Biol.* 24: 215-232.
- Jacoby, J. M., 1985. Grazing effects on periphyton by *Theodoxus fluviatilis* (Gastropoda) in a lowland stream. - *J. Freshw. Ecol.* 3: 265-274.
- Jacoby, J.M., 1987. Alterations in periphyton characteristics due to grazing in a Cascade foothill stream. *Freshw. Biol.* 18: 495-508.
- Jones, J. R. E. 1950. A further ecological study of the River Rheidol: the food of the common insects of the main stream. - *J. Anim. Ecol.* 19: 159-174.
- Kehde, P.M. & Wilhm, J.L., 1972. The effects of grazing by snails on community structure of periphyton in laboratory streams. *Am. Midl. Nat.* 87: 8-24.
- Kenney, B.C., Kirkland, R. & Mitchell, R. 1991. Effects of supercritical flow and turbulence on the growth of benthic algae in experimental troughs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 1631-1635.
- Khalaf, G. & Tachet, H. 1980. Colonization of artificial substrata by macro-invertebrates in a stream and variations according to stone size. - *Freshw. Biol.*, 10: 475-482.
- Kjellberg, G., 1986. Undersøkelse av Rena med Storsjøen 1983-86. Sluttrapport. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), rapport O-8000213. 89 sider.
- LaLonde, R. T., Morris, C. D., Wong, C. F., Gardner, L. C., Eckert, D. J., King, D. R. og R. H. Zimmerman. 1979. Response of *Aedes triseriatus* larvae to fatty acids of *Cladophora*. - *J. Chem. Ecol.* 5: 371-381.
- Lamberti, G. A. og J. W. Moore 1984. Aquatic insects as primary consumers. - I: Resh, V. H. og D. M. Rosenberg (ed.): *The ecology of aquatic insects*. New York, Prager: 164-195.
- Lamberti, G. A., Gregory, S. V., Ashkenas, L. R., Steinman, A. D. og C. D. McIntire. 1989. Productive capacity of periphyton as a determinant of plant-herbivore interactions in streams. - *Ecology* 70: 1840-1856.
- Lamberti, G.A. & Resh, V.H., 1983. Stream periphyton and insect herbivores: an experimental study of grazing by a caddisfly population. *Ecology* 64: 1124-1135.
- Lamberti, G.A., Ashkenas, L.R., Gregory, S.V. & Steinman, A.D., 1987. Effects of three herbivores on periphyton communities in laboratory streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 6: 92-104.
- Lindstrøm, E-A., 1983. Biologisk begrunnet klassifisering av vannkvalitet. *Limnos*, nr.4: 3-10.

- Lindstrøm, E-A., 1987. Begroingsorganismer i rennende vann sitter fast og vokser bare der det er "liv laga" for dem. Biologiske metoder i vassdragsovervåkingen. Norsk Limnologforening: 28-38.
- Lindstrøm, E-A., 1989. Forsknings- og referansevassdrag - Atna. Begroingsforhold i Atnavassdraget. NTNFs utvalg for miljøvirkninger av vassdragsutbygning. MVU-rapport nr. B54-1989. 55 sider.
- Lindstrøm, E-A., 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Fagrapport nr 27. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440. 49 sider.
- Lindstrøm, E-A., 1993. Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). E-92432. 28 sider.
- Lindstrøm, E-A. og Bremnes, T. 1991. Eksperimentelle undersøkelser for kontroll av begroing i regulerte vassdrag. Statusrapport. Norsk institutt for vannforskning. O-89054/E-89522, 25 sider.
- Lindstrøm, E-A. & Traaen, T.S. 1984. Influence of current velocity on periphyton distribution and succession in a Norwegian soft water river. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1965-1972.
- Maitland, P. S. 1965. The feeding relationships of salmon, trout, minnows, stone loach and three-spined sticklebacks in the River Endrick, Scotland. - J. Anim. Ecol. 34: 109-133.
- Mason, C.F. & Bryant, R.J., 1975. Periphyton production and grazing by chironomids in Alderfen Broad, Norfolk. Freshw. Biol. 5: 271-277.
- Marker, A.R.H., Nusch, A.E., Rai, H. & Riemann, B., 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods. Conclusion and recommendations. Arch. Hydrobiol. Beih. 14: 91-106.
- McAuliffe, J. R. 1983. Competition, colonization patterns, and disturbance in stream benthic communities. - I: Barnes, J. R. og G. W. Minshall (red.): Stream ecology: application and testing of general ecological theory. Plenum Publishing Corporation, New York: 137-156.
- McAuliffe, J.R., 1984. Resource depression by a stream herbivore: effects on distribution and abundances of other grazers. Oikos 42: 327-333.
- Mecom, J. O. 1972. Feeding habits of Trichoptera in a mountain stream. - Oikos 23: 401-407.
- Meier, P.G., Penrose, D.L. & Polak, L., 1979. The rate of colonization by macro-invertebrates on artificial substrate samplers. Freshw. Biol. 9: 381-392.
- Merritt, R. W., og K. W. Cummins (editors). 1984. An introduction to the aquatic insects of North America. 2nd edition. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa.
- Minshall, G. W. 1984. Aquatic insect-substratum relationships. - I: Resh, V. H. og D. M. Rosenberg (red.): The ecology of aquatic insects. New York, Praeger. 358-400.
- Monakov, A. V. 1972. Review of studies of feeding of aquatic invertebrates conducted at the Institute of Biology on Inland Waters, Academy of Science, USSR. - J. Fish. Res. Board Can. 29: 363-383.
- Moore, J. W. 1975. The role of algae in the diet of *Asellus aquaticus* L. and *Gammarus pulex* L. - Ecology 44: 719-730.

- Moore, J.W., 1979. Factors influencing algal consumption and feeding rate in *Heterotrissocladius changi* Saeter and *Polypdillum nebeculosum* (Meigen) (Chironomidae: Diptera). *Oecologia* (Berl.) 40: 219-227.
- Mundie, J.H., Simpson, K.S. & Perrin, C.J., 1991. Responses of Stream Periphyton and Benthic Insects to Increases in Dissolved Inorganic Phosphorus in a Mesocosm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.48: 2061-2072.
- Oloff, W. D., P. H. Kemp og J. L. King 1965. Hydrobiological studies on the Tugela River system. Part 4. The Sundats River. *Hydrobiologia* 26: 189-202.
- Oliver, D. R. 1971. Life history of the Chironomidae. *Ann. Rev. Entomol.* 16: 211-230.
- Parker, R.D.R., og Drown, D.B., 1982. Effects of phosphorus enrichment and wave simulation on populations of *Ulothrix zonata* from northern Lake Superior. *J. Great Lakes Res.* 1: 16-26.
- Percival, E. og H. Whitehead 1929. A quantitative study of some types of stream-bed. - *J. Ecol.* 17: 282-314.
- Perin, C.J., Bothwell, M.L. & Stanley, P.A., 1987. Experimental enrichment of a coastal stream in British Columbia: Effects of organic and inorganic additions on autotrophic periphyton production. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 1247-1256.
- Pinder, L. C. V., 1986. Biology of freshwater chironomidae. - *Ann. Rev. Entomol.* 31: 1-23.
- Prescott, G.W., 1962. Algae of the Western Great Lakes Area. Cranbrook Institute of Science. Bulletin No. 31. Brown Co. Inc. Iowa, 977 pp.
- Power, M. P., Matthews, W. J. og A. J. Stewart, 1985. Grazing minnows, piscivorous bass, and stream algae: dynamics of a strong interaction. - *Ecology* 66: 1448-1456.
- Power, M.P., 1991. Shifts in the effects of tuft-weaving midges on filamentous algae. *Am. Midl. Nat.* 125: 275- 285.
- Redfield, A.C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, 46, 205-221.
- Reynolds, C.S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, 384 pp.
- Rhee, G.-Y. & Gotham, I.J. 1980. Optimum N:P ratios and coexistence of planktonic algae. *J. Phycol.*, 16, 486-489.
- Rounick, J. S., og S. V. Gregory. 1981. Temporal changes in periphyton standing crop during an unusually dry winter in streams of the Western Cascades, Oregon. - *Hydrobiologia* 83: 197-205.
- Rørslett, B., Lindstrøm, E-A., Traaen, T.S. & Aanes, K.J., 1982. Glåma i Hedemark Delrapport: Biologiske undersøkelser i Glåma med bielver. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-78045. 87sider.
- Rørslett, B., Blakar, I.A. & Johansen, S.W., 1989. Biologiske effekter i Suldalsvassdraget fra Ulla-

- Førre utbyggingen. Problemidentifisering og tiltak. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-88050. 172 sider.
- Schwank, P. 1981. Turbellarien, Oligochaeten und Archianneliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbäche. II: Die Systematik und Autökologie der einzelnen Arten. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 62: 86-147.
- Seeley, M.R., 1986. Use of artificial channels to study the effects of nutrients, velocity, and turbidity on periphyton. M.S. thesis, University of Washington, Seattle. 130 sider.
- Semakov, V. V. og L. A. Sirenko. 1984. Toxicity of some blue green algae on some insect larvae. - Hydrobiological Journal (Sovjet): 119: 72-75.
- Skotvold, T. 1983. Begroing, vannkjemi og endogene C/P - C/N-forhold i alger som mål for næringssaltbelastning i vassdrag. Hovedfagsoppgave i spesiell botanikk, Botanisk institutt, Universitetet i Trondheim, 97 sider.
- Steinman, A.D. & McIntire, C.D., 1987. Effects of herbivore type and density on chemical composition of algal assemblages in laboratory streams. J. N. Am. Benthol. Soc. 6: 189-197.
- Steinman, A. D., McIntire, C. D., Gregory, S. V., Lamberti, G. A. og L. R. Ashkenas. 1987. Effects of herbivore type and density on taxonomic structure and physiognomy of algal assemblages in laboratory streams. J. N. Am. Benthol. Soc. 6: 175-188.
- Stockner, J.G. & Shortreed, K.R.S., 1976. Autotrophic production in Carnation Creek, a coastal rainforest stream on Vancouver Island, British Columbia. J. Fish. Res. Bd. Can. 33: 1553-1563.
- Sumner, W.T. & McIntire, C.D., 1982. Grazer - periphyton interactions in laboratory streams. Arch. Hydrobiol. 93: 135-157.
- Traaen, T.S., 1978. Biological effects of primary, secondary and tertiary sewage treatment in lotic analog recipients. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 2064-2069.
- Traaen, T.S., Asvall, R.P., Brettum, P., Heggberget, T.G., Huru, H., Jensen, A., Johannessen, M., Kaasa, H., Lien, L., Lillehammer, A., Lindstrøm, E-A., Mjelde, M., Rørslett, B. & Aagaard, K., 1983. Basisundersøkelser i Alta-Kautokeinovassdraget 1980-82. Hovedrapport. Norsk institutt for vannforskning, rapport O-80002-16. 117 sider.
- Traaen, T.S. & Romstad, R., 1987. Eksperimentelle undersøkelser for manøvreringsrettet kunnskap. Begroing og strømhastighet. Norsk institutt for vannforskning, rapport E-86647/8406407. 26 sider.
- Traaen, T.S., Lindstrøm, E-A. & Huru, H. Overvåking av Tanavassdraget. Fremdriftsrapport for 1988-1989. Norsk institutt for vannforskning, rapport O-88192/O-89152. 57 sider.
- Vaughn, C.C., 1986. The role of periphyton abundance and quality in the microdistribution of a stream grazer, *Heliopsyche borealis* (Trichoptera: Heliopsychidae). Freshw. Biol. 16: 485-493.
- Welch, E.B., Jacoby, J.M., Horner, R.R. & Seeley, M.R., 1988. Nuisance biomass levels of periphytic algae in streams. Hydrobiologia 157: 161-168.
- Welch, E.B., Horner, R.R. & Patmont, C.R., 1989. Prediction of nuisance periphytic biomass: a

- management approach. *Wat. Res.* Vol. 23, No. 4: 401-405.
- Welch, E.B., Quinn, J.M. & Hickey, C.W., 1992. Periphyton biomass related to point-source nutrient enrichment in seven New Zealand streams. *Wat. Res.* Vol. 26, no. 5. 669-675.
- Williams, R. D. og R. N. Winget 1979. Macroinvertebrate response to flow manipulation in the Strawberry river, Utah (U.S.A.). - I: Ward, J. V. og J. A. Stanford (red.): *The ecology of regulated streams*. Plenum Press. New York and London. 365-376.
- Wuhrmann, K. & Eichenberger, E. 1975. Experiments on the effects of inorganic enrichment of rivers on periphyton primary production. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19: 2028-2034.

8. Vedlegg

I dette kapitlet er samlet alle primærtabeller med data for temperatur, algebiomasse, kvalitativ algebegroing og bunndyrdata i forbindelse med forsøkene i perioden 1989-1991. For oversiktens skyld er det satt opp en innholdsfortegnelse over alle tabellene som har serienummer P1, P2 osv..

1989

- Tabell P1: Temperatur og pH i perioden 12.07-30.10.89.
 Tabell P2: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R1 etter 40 døgn start 12.07.89.
 Tabell P3: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R2 etter 40 døgn start 12.07.89.
 Tabell P4: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R3 etter 40 døgn start 12.07.89.
 Tabell P5: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R4 etter 40 døgn start 12.07.89.
 Tabell P6: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R5 etter 40 døgn start 12.07.89.
 Tabell P7: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R6 etter 40 døgn start 12.07.89.
 Tabell P8: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R1 etter 25 døgn start 21.08.89.
 Tabell P9: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R2 etter 25 døgn start 21.08.89.
 Tabell P10: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R3 etter 25 døgn start 21.08.89.
 Tabell P11: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R1 forsøk F1A og F2A kontroll start 21.08.89.
 Tabell P12: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R1 forsøk F1B og F2B kontroll start 21.08.89.
 Tabell P13: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R1 forsøk F1C og F2C kontroll start 21.08.89.
 Tabell P14: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R2 forsøk F1A *Lymnaea* start 21.08.89.
 Tabell P15: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R2 forsøk F1B *Lymnaea* start 21.08.89.
 Tabell P16: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R2 forsøk F1C *Lymnaea* start 21.08.89.
 Tabell P17: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R3 forsøk F2A *Gyraulus* start 21.08.89.
 Tabell P18: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R3 forsøk F2B *Gyraulus* start 21.08.89.
 Tabell P19: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R3 forsøk F2C *Gyraulus* start 21.08.89.
 Tabell P20: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R4 forsøk F3 kontroll start 24.08.89.
 Tabell P21: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R5 forsøk F3 *Baetis* start 24.08.89.
 Tabell P22: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R5 forsøk F4A kontroll start 08.09.89.
 Tabell P23: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R6 forsøk F4A Ørekyt start 08.09.89.
 Tabell P24: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R5 forsøk F4B kontroll start 08.09.89.
 Tabell P25: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R6 forsøk F4B Ørekyt start 08.09.89.
 Tabell P26: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R5 forsøk F4C kontroll start 08.09.89.
 Tabell P27: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R6 forsøk F4C Ørekyt start 08.09.89.
 Tabell P28: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R3 forsøk F5A kontroll start 13.10.89.
 Tabell P29: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R2 forsøk F5A *Gyraulus* start 13.10.89.
 Tabell P30: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R3 forsøk F5B kontroll start 13.10.89.
 Tabell P31: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R2 forsøk F5B *Gyraulus* start 13.10.89.
 Tabell P32: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R3 forsøk F5C kontroll start 13.10.89.
 Tabell P33: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R2 forsøk F5C *Gyraulus* start 13.10.89.
 Tabell P34: Akkumulert drivmateriale på rister i R3 forsøk 5FA kontroll start 13.10.89.
 Tabell P35: Akkumulert drivmateriale på rister i R2 forsøk 5FA *Gyraulus* start 13.10.89.
 Tabell P36: Akkumulert drivmateriale på rister i R3 forsøk 5FB kontroll start 13.10.89.
 Tabell P37: Akkumulert drivmateriale på rister i R2 forsøk 5FB *Gyraulus* start 13.10.89.
 Tabell P38: Akkumulert drivmateriale på rister i R3 forsøk 5FC kontroll start 13.10.89.
 Tabell P39: Akkumulert drivmateriale på rister i R2 forsøk 5FC *Gyraulus* start 13.10.89.
 Tabell P40: Test på forskjell mellom TOC- og TC-analyse på et tilfeldig utvalg av begroingsprøver.

1990

- Tabell P41: Loggerdata for temperatur i overflatevann i perioden 12.09-25.10.90.
 Tabell P42: Akkumulert klorofyllbiomasse på fliser (mg chl a/m²) under forsøket 12.09-17.10.90.
 Tabell P43: Akkumulert klorofyllbiomasse på fliser (mg chl a/m²) før og etter flomforsøk 17.10.90.

- Tabell P44: Elementsammensetning i begroingsprøver tatt 09.10 under forsøket 12.09-17.10.90.
Tabell P45: Begroing på kjeramikkfliser. Oset renneanlegg. Oktober 1990.
Tabell P46: Begroing på stein med og uten forutgående kolonisering i Skarselva. 12 oktober 1990
Tabell P47: Mengde og sammensetning av bunndyr i rennene R1-R6 21.09.90.
Tabell P48: Mengde og sammensetning av bunndyr i rennene R1-R6 28.09.90.
Tabell P49: Mengde og sammensetning av bunndyr i rennene R1-R6 05.10.90.
Tabell P50: Mengde og sammensetning av bunndyr i rennene R1-R6 12.10.90.

1991

- Tabell P51: Temperaturdata for overflatevann (1m) og bunnvann (20m) i perioden 02.05-04.09.91.
Tabell P52: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 18.05.91.
Tabell P53: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 23.05.91.
Tabell P54: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 30.05.91.
Tabell P55: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 05.06.91.
Tabell P56: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 10.06.91.
Tabell P57: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 21.06.91.
Tabell P58: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 29.07.91.
Tabell P59: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 14.08.91.
Tabell P60: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 26.08.91.
Tabell P61: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 04.09.91.
Tabell P62: Drivmateriale i rennene samlet 14.08- og 15.08.91.
Tabell P63: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) før og etter flomeepisoden 04.09.91.
Tabell P64: Drivmateriale i rennene samlet under flomeepisoden 04.09.91
Tabell P65: Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i R1-R6 i en koloniseringsperiode på 11 døgn.
Tabell P66: Begroingsorganismer i renne R1, 30.05.-05.09.91.
Tabell P67: Begroingsorganismer i renne R2, 30.05.-05.09.91.
Tabell P68: Begroingsorganismer i renne R3, 30.05.-05.09.91.
Tabell P69: Begroingsorganismer i renne R4, 30.05.-05.09.91.
Tabell P70: Begroingsorganismer i renne R5, 30.05.-20.07.91.
Tabell P71: Begroingsorganismer i renne R6, 30.05.-05.09.91.
Tabell P72: Resultater fra fotosyntese-/ respirasjonsforsøk test 1 29.08.91.
Tabell P73: Resultater fra fotosyntese-/ respirasjonsforsøk test 2 29.08.91.

Tabell P1. Loggerdata for temperatur (°C) og pH (døgnmiddelverdier) målt i overflatevann i overløpskarene under beiteforsøkene i perioden 12.07-30.10.89.

Dato:	JULI		AUGUST		SEPTEMBER		OKTOBER	
	Temp	pH	Temp	pH	Temp	pH	Temp	pH
01	-	-	17,2	6,52	14,2	6,45	10,6	8,47
02	-	-	17,0	6,73	14,2	6,44	10,2	7,99
03	-	-	17,2	7,53	14,1	6,38	9,8	8,96
04	-	-	16,7	7,53	14,0	6,32	9,7	8,79
05	-	-	16,5	7,73	13,9	6,34	9,5	7,98
06	-	-	16,8	7,50	13,8	6,24	9,4	7,67
07	-	-	17,3	7,39	13,7	6,23	9,1	7,50
08	-	-	16,7	7,45	13,7	6,26	8,9	8,07
09	-	-	17,1	7,39	13,4	6,22	8,8	8,24
10	-	-	17,0	6,99	13,4	6,20	8,5	7,96
11	-	-	16,3	6,94	13,4	6,59	8,3	8,17
12	20,5	-	16,4	7,27	13,1	6,59	8,1	7,87
13	20,3	-	16,1	7,65	13,0	6,58	7,9	7,47
14	20,0	-	15,9	7,52	12,5	6,75	7,7	7,27
15	19,8	-	15,8	7,16	12,4	6,78	7,6	7,39
16	19,6	-	15,8	7,36	12,2	6,95	7,4	7,30
17	19,3	-	15,7	7,41	12,0	6,77	7,2	6,97
18	19,1	-	15,6	7,34	11,9	6,88	7,1	6,90
19	18,9	-	15,5	7,56	11,8	6,82	6,8	6,82
20	18,6	-	15,4	7,74	11,6	6,93	6,8	6,81
21	18,4	6,81	15,7	7,70	11,6	7,38	6,7	6,87
22	17,8	6,78	15,7	7,83	11,6	7,20	6,6	7,35
23	18,2	6,74	15,4	7,12	11,6	6,83	6,4	7,17
24	18,6	6,78	15,2	6,98	11,7	6,79	6,3	7,24
25	18,9	6,77	15,2	6,83	11,5	6,83	6,2	7,47
26	19,5	6,76	15,0	6,83	11,3	6,85	6,0	7,54
27	19,4	6,74	14,8	6,72	11,2	6,97	5,8	7,26
28	18,7	6,66	14,7	6,71	11,0	7,68	5,7	6,91
29	17,6	6,53	14,6	6,68	10,9	8,86	5,6	6,73
30	18,0	6,57	14,6	6,54	10,7	8,58	5,6	6,70
31	17,8	6,55	14,1	6,40				

Tabell P2. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R1. Forsøk: Etablert algebiomasse etter 40 døgn start 12.07.89.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	40	S11 (07)	318	254	45,8	5,22
21.08.89	40	S11 (34)	242	191	33,5	3,61
21.08.89	40	S12 (07)	165	185	25,9	2,63
21.08.89	40	S12 (34)	176	173	26,1	2,88
21.08.89	40	S13 (07)	133	157	22,4	2,31
21.08.89	40	S13 (34)	96	95	14,1	1,51

Tabell P3. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R2. Forsøk: Etablert algebiomasse etter 40 døgn start 12.07.89.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	40	S11 (07)	190	182	30,7	3,54
21.08.89	40	S11 (34)	228	211	34,8	3,88
21.08.89	40	S12 (07)	143	167	26,1	2,77
21.08.89	40	S12 (34)	178	160	27,1	2,84
21.08.89	40	S13 (07)	144	136	22,7	2,30
21.08.89	40	S13 (34)	146	139	22,3	2,33

Tabell P4. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R3. Forsøk: Etablert algebiomasse etter 40 døgn start 12.07.89.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	40	S11 (07)	92	98	16,3	1,83
21.08.89	40	S11 (34)	85	84	14,0	1,58
21.08.89	40	S12 (07)	124	131	20,9	2,02
21.08.89	40	S12 (34)	100	111	17,5	1,65
21.08.89	40	S13 (07)	92	95	17,6	1,64
21.08.89	40	S13 (34)	91	104	16,8	1,54

Tabell P5. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R4. Forsøk: Etablert algebiomasse etter 43 døgn start 12.07.89.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	43	S11 (07)	67	69	14,5	1,45
21.08.89	43	S11 (34)	107	103	20,7	2,09
21.08.89	43	S12 (07)	89	97	17,0	1,67
21.08.89	43	S12 (34)	96	86	16,4	1,47
21.08.89	43	S13 (07)	78	87	15,8	1,36
21.08.89	43	S13 (34)	63	69	13,5	1,21

Tabell P6. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R5. Forsøk: Etablert algebiomasse etter 43 døgn start 12.07.89.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	43	S13 (07)	78	107	18,5	1,59
21.08.89	43	S13 (34)	57	80	13,9	1,15

Tabell P7. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R6. Forsøk: Etablert algebiomasse etter 43 døgn start 12.07.89.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	43	S11 (07)	81	89	16,3	1,62
21.08.89	43	S11 (34)	117	117	23,1	2,08
21.08.89	43	S12 (07)	84	105	18,8	1,62
21.08.89	43	S12 (34)	106	132	22,8	1,92
21.08.89	43	S13 (07)	110	131	23,8	1,90
21.08.89	43	S13 (34)	77	82	16,0	1,48

Tabell P8. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R1. Forsøk: Etablert algebiomasse etter 25 døgn start 21.08.89, med seksjonsinndeling uten tilsetning av bunndyr.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
15.09.89	25	S11 (07)	79	109	14,8	1,83
15.09.89	25	S11 (34)	141	152	22,8	2,65
15.09.89	25	S12 (07)	34	33	5,2	0,62
15.09.89	25	S12 (34)	79	89	11,7	1,39
15.09.89	25	S13 (07)	53	88	10,3	1,06
15.09.89	25	S13 (34)	56	72	9,7	1,02

Tabell P9. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R2. Forsøk: Etablert algebiomasse etter 25 døgn start 21.08.89, med seksjonsinndeling og tetthetene 50, 250, og 500/m² av *Lymnaea peregra* i seksjonene S11, S12 og S13.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
15.09.89	25	S11 (07)	74	154	15,5	1,79
15.09.89	25	S11 (34)	215	291	40,2	4,58
15.09.89	25	S12 (07)	73	174	18,2	1,87
15.09.89	25	S12 (34)	102	144	20,8	2,21
15.09.89	25	S13 (07)	46	129	14,3	1,27
15.09.89	25	S13 (34)	63	132	15,0	1,47

Tabell P10. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R3. Forsøk: Etablert algebiomasse etter 25 døgn start 21.08.89, med seksjonsinndeling og tetthetene 100, 500 og 1000/m² av *Gyraulus acronicus* i seksjonene S11, S12 og S13.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
15.09.89	25	S11 (07)	118	232	26,4	3,12
15.09.89	25	S11 (34)	119	163	22,3	2,82
15.09.89	25	S12 (07)	76	123	16,1	1,90
15.09.89	25	S12 (34)	103	156	20,3	2,27
15.09.89	25	S13 (07)	49	92	12,5	1,19
15.09.89	25	S13 (34)	56	79	11,1	1,18

Tabell P11. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R1. Forsøk: F1A og F2A kontrollseksjon.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	0	S11 (07)	318	254	45,8	5,22
21.08.89	0	S11 (34)	242	191	33,5	3,61
25.08.89	4	S11 (11)	125	114	20,1	2,3
25.08.89	4	S11 (30)	149	137	21,9	2,48
28.08.89	7	S11 (15)	293	252	41,5	4,74
28.08.89	7	S11 (26)	364	275	52,5	5,71
01.09.89	11	S11 (19)	287	216	38,8	4,07
01.09.89	11	S11 (22)	266	217	38,2	4,37
08.09.89	18	S11 (23)	272	219	37,9	4,45
08.09.89	18	S11 (18)	204	209	31,3	3,64
15.09.89	25	S11 (27)	139	152	21,6	2,51
15.09.89	25	S11 (14)	153	218	28,5	3,4

Tabell P12. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R1. Forsøk: F1B og F2B kontrollseksjon.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	0	S12 (07)	165	185	25,9	2,63
21.08.89	0	S12 (34)	176	173	26,1	2,88
25.08.89	4	S12 (11)	150	220	26,6	2,7
25.08.89	4	S12 (30)	171	185	27,7	3,06
28.08.89	7	S12 (15)	211	202	30,8	3,33
28.08.89	7	S12 (26)	177	161	26,9	2,92
01.09.89	11	S12 (19)	212	225	31,2	3,46
01.09.89	11	S12 (22)	209	231	30,7	3,44
08.09.89	18	S12 (23)	246	242	34,6	3,94
08.09.89	18	S12 (18)	239	229	34,6	4,02
15.09.89	25	S12 (27)	186	205	28,1	3,1
15.09.89	25	S12 (14)	119	156	19,5	2,29

Tabell P13. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R1. Forsøk: F1C og F2C kontrollseksjon.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	0	S13 (07)	133	157	22,4	2,31
21.08.89	0	S13 (34)	96	95	14,1	1,51
25.08.89	4	S13 (11)	127	131	19,8	2,03
25.08.89	4	S13 (30)	155	184	25,7	2,85
28.08.89	7	S13 (15)	104	109	16,5	1,8
28.08.89	7	S13 (26)	143	131	20,9	2,38
01.09.89	11	S13 (19)	75	114	12,9	1,43
01.09.89	11	S13 (22)	107	144	16,8	1,93
08.09.89	18	S13 (23)	91	104	15	1,66
08.09.89	18	S13 (18)	97	131	17,8	2,06
15.09.89	25	S13 (27)	100	147	17	1,88
15.09.89	25	S13 (14)	76	135	15,5	1,68

Tabell P14. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R2. Forsøk: F1A Utvikling av begroingsbiomasse i seksjon S11 med tetthet 50/m² av *Lymnaea peregra*.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	0	S11 (07)	190	182	30,7	3,54
21.08.89	0	S11 (34)	228	211	34,8	3,88
25.08.89	4	S11 (11)	163	140	25,4	2,77
25.08.89	4	S11 (30)	164	189	26,7	2,78
28.08.89	7	S11 (15)	113	95	18,2	2,11
28.08.89	7	S11 (26)	268	207	40	4,44
01.09.89	11	S11 (19)	82	78	12,6	1,5
01.09.89	11	S11 (22)	146	104	20,3	2,36
08.09.89	18	S11 (23)	158	183	25,5	3,12
08.09.89	18	S11 (18)	96	125	17,1	2,04
15.09.89	25	S11 (27)	155	217	27,7	3,63
15.09.89	25	S11 (14)	130	229	26,2	3,14

Tabell P15. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R2. Forsøk: F1B Utvikling av begroingsbiomasse i seksjon S12 med tetthet 250/m² av *Lymnaea peregra*.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	0	S12 (07)	143	167	26,1	2,77
21.08.89	0	S12 (34)	178	160	27,1	2,84
25.08.89	4	S12 (11)	116	116	19,7	1,95
25.08.89	4	S12 (30)	168	151	24,7	2,61
28.08.89	7	S12 (15)	49	43	8,3	0,97
28.08.89	7	S12 (26)	180	139	27,3	2,93
01.09.89	11	S12 (19)	73	87	12,1	1,42
01.09.89	11	S12 (22)	46	44	8,1	0,93
08.09.89	18	S12 (23)	86	118	16,4	1,9
08.09.89	18	S12 (18)	55	69	11,6	1,35
15.09.89	25	S12 (27)	110	170	21,5	2,41
15.09.89	25	S12 (14)	86	240	23,5	2,33

Tabell P16. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R2. Forsøk: F1C Utvikling av begroingsbiomasse i seksjon S13 med tetthet 500/m² av *Lymnaea peregra*.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	0	S13 (07)	144	136	22,7	2,3
21.08.89	0	S13 (34)	146	139	22,3	2,33
25.08.89	4	S13 (11)	41	40	7,9	0,82
25.08.89	4	S13 (30)	116	112	18,5	2,08
28.08.89	7	S13 (15)	47	37	9	0,97
28.08.89	7	S13 (26)	52	38	9,5	1,1
01.09.89	11	S13 (19)	34	32	6,9	0,76
01.09.89	11	S13 (22)	30	24	6	0,72
08.09.89	18	S13 (23)	45	59	10,7	1,12
08.09.89	18	S13 (18)	35	53	9,1	0,93
15.09.89	25	S13 (27)	87	137	19,3	1,93
15.09.89	25	S13 (14)	60	162	16,3	1,54

Tabell P17. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R3. Forsøk: F2A Utvikling av begroingsbiomasse i seksjon S11 med tetthet 100/m² av *Gyraulus acronicus*.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	0	S11 (07)	92	98	16,3	1,83
21.08.89	0	S11 (34)	85	84	14	1,58
25.08.89	4	S11 (11)	121	134	20,1	2,15
25.08.89	4	S11 (30)	222	253	37,4	3,82
28.08.89	7	S11 (15)	220	282	39,8	4,34
28.08.89	7	S11 (26)	217	211	34,4	3,67
01.09.89	11	S11 (19)	167	217	27,6	3,17
01.09.89	11	S11 (22)	156	177	25,3	2,95
08.09.89	18	S11 (23)	216	260	36,4	4,27
08.09.89	18	S11 (18)	109	139	20	2,51
15.09.89	25	S11 (27)	254	372	45,8	5,5
15.09.89	25	S11 (14)	227	273	38,5	4,91

Tabell P18. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R3. Forsøk: F2B Utvikling av begroingsbiomasse i seksjon S12 med tetthet 500/m² av *Gyraulus acronicus*.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	0	S12 (07)	124	131	20,9	2,02
21.08.89	0	S12 (34)	100	111	17,5	1,65
25.08.89	4	S12 (11)	191	254	34,3	3,49
25.08.89	4	S12 (30)	160	186	26,7	2,62
28.08.89	7	S12 (15)	126	142	20,9	2,3
28.08.89	7	S12 (26)	92	105	15,5	1,49
01.09.89	11	S12 (19)	98	129	16,6	1,86
01.09.89	11	S12 (22)	87	129	15,6	1,64
08.09.89	18	S12 (23)	120	163	22,1	2,68
08.09.89	18	S12 (18)	90	141	17,9	1,98
15.09.89	25	S12 (27)	122	190	23,3	2,75
15.09.89	25	S12 (14)	98	179	21	2,38

Tabell P19. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R3. Forsøk: F2C Utvikling av begroingsbiomasse i seksjon S13 med tetthet 1000/m² av *Gyraulus acronicus*.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
21.08.89	0	S13 (07)	92	95	17,6	1,64
21.08.89	0	S13 (34)	91	104	16,8	1,54
25.08.89	4	S13 (11)	88	105	16,3	1,57
25.08.89	4	S13 (30)	159	251	31,6	2,94
28.08.89	7	S13 (15)	87	103	15,5	1,58
28.08.89	7	S13 (26)	121	131	19,8	2,07
01.09.89	11	S13 (19)	86	122	15,4	1,61
01.09.89	11	S13 (22)	91	139	16,4	1,87
08.09.89	18	S13 (23)	65	87	13,3	1,47
08.09.89	18	S13 (18)	68	86	12,7	1,48
15.09.89	25	S13 (27)	94	136	20,3	2,04
15.09.89	25	S13 (14)	51	77	12,2	1,3

Tabell P20. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R4. Forsøk: F3 Kontrollseksjon.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
24.08.89	0	S13 (07)	78	87	15,8	1,36
24.08.89	0	S13 (34)	63	69	13,5	1,21
28.08.89	4	S13 (11)	148	230	32,5	2,75
28.08.89	4	S13 (30)	110	141	21,7	1,87
01.09.89	8	S13 (15)	127	251	26,8	2,59
01.09.89	8	S13 (26)	106	166	18,8	1,69
04.09.89	11	S13 (19)	86	113	16,7	1,63
04.09.89	11	S13 (22)	87	159	19,1	1,81

Tabell P21. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R5. Forsøk: F3 Utvikling av begroingsbiomasse i seksjon S13 med tetthet 5250/m² av *Baetis rhodani*.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
24.08.89	0	S13 (07)	78	107	18,5	1,59
24.08.89	0	S13 (34)	57	80	13,9	1,15
28.08.89	4	S13 (11)	69	94	15,8	1,35
28.08.89	4	S13 (30)	119	212	30,6	2,56
01.09.89	8	S13 (15)	100	193	22,6	2
01.09.89	8	S13 (26)	94	159	21,3	1,96
04.09.89	11	S13 (19)	81	142	17,6	1,69
04.09.89	11	S13 (22)	95	174	21,1	2,08

Tabell P22. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R5. Forsøk: F4A Kontrollseksjon.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
08.09.89	0	S11 (11)	169	238	34,2	4,21
08.09.89	0	S11 (30)	102	139	20,9	2,33
11.09.89	3	S11 (15)	165	326	36,1	4,78
11.09.89	3	S11 (26)	134	247	29,8	3,97
13.09.89	5	S11 (19)	210	458	45,9	6,21
13.09.89	5	S11 (22)	175	369	39,1	5,31
15.09.89	7	S11 (23)	131	326	27,1	3,4
15.09.89	7	S11 (18)	156	348	34,6	4,77

Tabell P23. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R6. Forsøk: F4A Utvikling av begroingsbiomasse i seksjon S11 med tetthet 13/m² av ørekyte (*Phoxinus phoxinus*).

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
08.09.89	0	S11 (11)	116	168	24	2,8
08.09.89	0	S11 (30)	117	170	22,2	2,61
11.09.89	3	S11 (15)	95	152	19,5	2,72
11.09.89	3	S11 (26)	101	154	20,1	2,54
13.09.89	5	S11 (19)	60	95	12,6	1,66
13.09.89	5	S11 (22)	77	133	16,7	2,44
15.09.89	7	S11 (23)	72	112	17,4	2,62
15.09.89	7	S11 (18)	69	102	15,4	2,36

Tabell P24. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R5. Forsøk: F4B Kontrollseksjon.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
08.09.89	0	S12 (11)	73	115	17,1	1,88
08.09.89	0	S12 (30)	86	115	16,4	1,82
11.09.89	3	S12 (15)	109	221	24,7	3,09
11.09.89	3	S12 (26)	133	260	26,7	3,14
13.09.89	5	S12 (19)	106	230	23,2	2,84
13.09.89	5	S12 (22)	119	252	25,7	3,03
15.09.89	7	S12 (23)	128	313	26,9	3,15
15.09.89	7	S12 (18)	136	369	29,8	3,66

Tabell P25. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R6. Forsøk: F4B Utvikling av begroingsbiomasse i seksjon S12 med tetthet 38/m² av ørekyte (*Phoxinus phoxinus*).

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
08.09.89	0	S12 (11)	96	142	21,5	2,3
08.09.89	0	S12 (30)	117	192	24,9	2,56
11.09.89	3	S12 (15)	45	65	9,1	1,05
11.09.89	3	S12 (26)	43	65	9,4	1,11
13.09.89	5	S12 (19)	34	55	7,8	0,87
13.09.89	5	S12 (22)	35	55	9	1,02
15.09.89	7	S12 (23)	45	91	10,1	1,17
15.09.89	7	S12 (18)	41	67	9,4	1,18

Tabell P26. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R5. Forsøk: F4C Kontrollseksjon.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
08.09.89	0	S11 (12)	71	115	17,9	1,86
08.09.89	0	S11 (29)	58	92	14,5	1,38
11.09.89	3	S11 (16)	71	156	17,9	1,95
11.09.89	3	S11 (25)	76	180	19	2,19
13.09.89	5	S11 (20)	126	313	29,2	3,05
13.09.89	5	S11 (21)	78	202	19,1	2,05
15.09.89	7	S11 (24)	101	262	23,9	2,62
15.09.89	7	S11 (17)	77	178	17,7	1,93

Tabell P27. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R6. Forsøk: F4C Utvikling av begroingsbiomasse i seksjon S11 med tetthet 75/m² av ørekyte (*Phoxinus phoxinus*).

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
08.09.89	0	S11 (11)	82	114	18,2	1,91
08.09.89	0	S11 (30)	99	145	21,8	2,04
11.09.89	3	S11 (15)	28	46	6,5	0,76
11.09.89	3	S11 (26)	42	50	9,7	1,09
13.09.89	5	S11 (19)	25	31	6,2	0,63
13.09.89	5	S11 (22)	35	41	8,3	0,84
15.09.89	7	S11 (23)	29	49	6,7	0,7
15.09.89	7	S11 (18)	30	42	7,4	0,84

Tabell P28. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R3. Forsøk: F5A Kontrollseksjon.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
13.10.89	0	S11 (05)	168	249	30,5	2,72
13.10.89	0	S11 (16)	183	300	32,0	2,80
30.10.89	17	S11 (01-20)	172	444	30,1	2,81

Tabell P29. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R2. Forsøk: F5A Utvikling av begroingsbiomasse i seksjon S11 med tetthet 1000/m² av *Gyraulus acronicus*.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
13.10.89	0	S11 (05)	186	404	37,6	3,10
13.10.89	0	S11 (16)	152	308	27,4	2,37
30.10.89	17	S11 (01-20)	133	267	21,9	1,88

Tabell P30. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R3. Forsøk: F5B Kontrollseksjon.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
13.10.89	0	S12 (05)	229	524	49,5	3,99
13.10.89	0	S12 (16)	177	384	35,8	2,78
30.10.89	17	S12 (01-20)	209	605	41,6	3,59

Tabell P31. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R2. Forsøk: F5B Utvikling av begroingsbiomasse i seksjon S12 med tetthet 2000/m² av *Gyraulus acronicus*.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
13.10.89	0	S12 (05)	124	194	20,8	1,88
13.10.89	0	S12 (16)	155	338	28,9	2,49
30.10.89	17	S12 (01-20)	113	252	18,4	1,73

Tabell P32. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R3. Forsøk: F5C Kontrollseksjon.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
13.10.89	0	S13 (05)	181	400	35,8	2,98
13.10.89	0	S13 (16)	180	304	31,5	2,71
30.10.89	17	S13 (01-20)	207	585	38,7	3,45

Tabell P33. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²). Renne R2. Forsøk: F5C Utvikling av begroingsbiomasse i seksjon S13 med tetthet 4000/m² av *Gyraulus acronicus*.

dato	dag	seksjon (flis)	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
13.10.89	0	S13 (05)	160	322	29,4	2,56
13.10.89	0	S13 (16)	134	243	23,4	2,01
30.10.89	17	S13 (01-20)	132	330	23,2	2,09

Tabell P34. Akkumulert drivmateriale på rister mellom seksjoner i R2. Forsøk: F5A Driv fra seksjon S11 med tetthet 1000/m² av *Gyraulus acronicus*.

dato	dag	tid i timer	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
16.10.89	3	67	487	1448	116,5	12,34
18.10.89	5	49	372	940	93	10,41
20.10.89	7	49	217	717	56,9	6,3
23.10.89	10	74	403	1645	111,1	14,34
25.10.89	12	44	408	1613	111,3	14,38
27.10.89	14	47	436	1419	125,1	16,21
30.10.89	17	76	286	924	72	7,49

Tabell P35. Akkumulert drivmateriale på rister mellom seksjoner i R2. Forsøk: F5B Driv fra seksjon S12 med tetthet 2000/m² av *Gyraulus acronicus*.

dato	dag	tid i timer	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
16.10.89	3	67	186	469	44,9	5,2
18.10.89	5	49	135	298	35	4,26
20.10.89	7	49	89	258	24,9	2,54
23.10.89	10	74	322	1472	99,9	13,37
25.10.89	12	44	354	1493	94	11,66
27.10.89	14	47	206	705	62,7	8,75
30.10.89	17	76	70	229	18,5	1,72

Tabell P36. Akkumulert drivmateriale på rister mellom seksjoner i R2. Forsøk: F5C Driv fra seksjon S13 med tetthet 4000/m² av *Gyraulus acronicus*.

dato	dag	tid i timer	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
16.10.89	3	67	72	176	18	2,35
18.10.89	5	49	41	86	12,2	1,38
20.10.89	7	49	43	134	10,6	1,07
23.10.89	10	74	66	237	21,4	2,37
25.10.89	12	44	288	1198	73,4	7,44
27.10.89	14	47	112	384	31,7	4,36
30.10.89	17	76	313	1346	81,4	7,04

Tabell P37. Akkumulert drivmateriale på rister mellom seksjoner i R3. Forsøk: F5A Driv fra seksjon S11 Kontrollseksjonen.

dato	dag	tid i timer	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
16.10.89	3	67	485	1375	126,6	13,39
18.10.89	5	49	266	722	67,8	6,14
20.10.89	7	49	229	787	58,7	5,63
23.10.89	10	74	343	1369	86,7	7,85
25.10.89	12	44	255	921	64,5	6,58
27.10.89	14	47	244	819	57,6	6,34
30.10.89	17	76	276	1008	67,1	6,98

Tabell P38. Akkumulert drivmateriale på rister mellom seksjoner i R3. Forsøk: F5B Driv fra seksjon S12 Kontrollseksjonen.

dato	dag	tid i timer	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
16.10.89	3	67	150	368	39,3	4,2
18.10.89	5	49	86	196	22,9	1,97
20.10.89	7	49	83	260	20,4	2,08
23.10.89	10	74	229	881	56,6	5,07
25.10.89	12	44	292	1119	75,4	7,24
27.10.89	14	47	129	387	30	3,01
30.10.89	17	76	205	870	51,3	5,08

Tabell P39. Akkumulert drivmateriale på rister mellom seksjoner i R3. Forsøk: F5C Driv fra seksjon S13 Kontrollseksjonen.

dato	dag	tid i timer	total TV mg	total Chl a µg	total C mg	total N mg
16.10.89	3	67	54	109	14,5	1,62
18.10.89	5	49	46	71	10,7	0,91
20.10.89	7	49	44	146	11,1	1,08
23.10.89	10	74	68	231	16,6	1,47
25.10.89	12	44	171	683	43,4	4,21
27.10.89	14	47	135	426	33,2	2,82
30.10.89	17	76	177	672	41,1	4,07

Tabell P40. Resultater fra en sammenligning mellom TOC-analyse og TC-analyse (begge forbrenningsmetoden) på et tilfeldig utvalg av begroingsprøver fra renneforsøkene i hele perioden 12.07-30.10.89.

flis nr.	Analyse på tørt materiale		Analyse på syredamp- et tørt materiale	
	% TC	% TN	% TOC	% TN
4	14,9	1,6	14,5	1,5
7	18,7	2,3	18,5	2,2
12	15,7	1,6	15,3	1,6
13	13,8	1,5	13,3	1,4
14	14,6	1,6	14,5	1,5
20	14,4	1,6	13,7	1,4
23	16,9	1,7	16,5	1,6
24	15,4	1,9	14,7	1,7
31	16,2	1,9	15,2	1,8
35	14,8	1,8	14,1	1,6
37	19,3	2	19	2
42	17,3	1,8	17,2	1,8
48	18,3	1,9	17,3	1,8
49	16,1	1,9	15,4	1,8
54	21,1	2,4	20,7	2,4
55	15,3	1,7	14,8	1,6
60	18,7	2,1	17,8	2
66	24,8	2,6	25,1	2,6
67	15,2	1,6	14,7	1,5
72	20,5	2,2	20	2,2
73	15,8	1,6	16,1	1,6
79	31	2,8	31,3	2,8
80	15,2	1,6	14,9	1,5
86	24	2,3	24	2,3
87	17,8	2	17,2	1,9
93	22,4	2,6	21,7	2,5
94	16,5	1,9	15,9	1,7
100	18,7	2,4	18	2,3
101	16,9	1,6	16,2	1,6
107	21,2	2,5	20,6	2,4
108	17,5	1,6	17,3	1,7
114	19,6	2,2	18,8	2,1
115	19,1	1,8	18,4	1,9
121	25,7	2,4	24,8	2,5
122	18,5	1,7	17,6	1,7
128	19,7	2,1	18,9	2

Tabell P41. Loggerdata for temperatur (°C) i overflatevann i forsøksperioden 12.09-25.10.90.

Dato:	Temp.	Dato:	Temp.	Dato:	Temp.	Dato:	Temp.	Dato:	Temp.
12.09	15,8	22.09	13,62	02.10	11,97	12.10	10,72	22.10	9,77
13.09	15,6	23.09	13,36	03.10	11,85	13.10	10,64	23.10	9,46
14.09	15,5	24.09	13,15	04.10	11,94	14.10	10,52	24.10	9,2
15.09	15,33	25.09	12,6	05.10	11,54	15.10	10,64	25.10	9,09
16.09	15,02	26.09	12,48	06.10	12,05	16.10	10,75		
17.09	14,69	27.09	12,31	07.10	11,31	17.10	10,69		
18.09	14,72	28.09	12,45	08.10	11,26	18.10	10,38		
19.09	14,32	29.09	12,83	09.10	11,23	19.10	10,19		
20.09	14,46	30.09	12,72	10.10	10,97	20.10	10,16		
21.09	14,03	01.10	12,31	11.10	10,81	21.10	9,97		

Tabell P42. Akkumulert klorofyllmateriale på fliser under forsøk 12.09-17.10.90. Mg chl a/m².

dato	kode	R1	R2	R3	R4	R5	R6
28.09.90	A	0,753	2,21	3,82	4,99	4,47	6,65
	B	0,509	1,05	2,12	4,43	6,29	5,87
	C	0,587	2,83	2,86	4,31	4,34	5,9
	D	0,597	1,21	1,69	4,75	4,21	4,49
02.10.90	A	1,65	9,61	8,99	18,6	21,7	24,7
	B	1,78	6,55	12,9	15,3	20,7	37,7
	C	1,44	8,73	10	18,1	17,1	20,9
	D	1,21	7,01	10,5	14,2	20,7	14,4
05.10.90	A	2,47	18,6	20,8	28,4	38,3	34,9
	B	2,73	17,9	18,4	27,4	39,2	35
	C	3,12	9	11	30,5	42,3	38
	D	2,27	13,8	18,4	38,4	27,3	34,8
09.10.90	A	3,04	51,6	47,8	48,6	47,2	53,3
	D	3,61	37,3	45,7	48,6	34,4	43,3
12.10.90	A	5,14	54,3	62,1	70,7	48,7	55,5
	B	4,31	51,4	49,6	40,9	43,8	39
	C	8,14	50,6	46,5	40,1	45,5	75,3
	D	4,79	71,7	42,3	42,7	49,9	42,3
17.10.90	A	15,5			71	52,1	
	B	13,2			45,2	54,5	
	C	19,7			77,5	67,3	
	D	20,1			66	59,1	

Tabell P43. Akkumulert klorofyllmateriale på fliser før og etter flomforsøket i rennene R1, R4 og R5 17.10.90. Verdier som mg chl a/m².

dato	tidspunkt	kode	R1	R4	R5
17.10.90	før	A	15,5	71	52,1
	før	B	13,2	45,2	54,5
	før	C	19,7	77,5	67,3
	før	D	20,1	66	59,1
17.10.90	etter	A	10,2	54	48,1
	etter	B	14,2	47,4	53,1
	etter	C	16,7	55,7	66,6
	etter	D	15,7	43	47,7

Tabell P44. Total tørrvekt (TV) og elementsammensetning (total organisk karbon, total nitrogen og total fosfor) i begroingsprøver høstet 09.10.90.

renne	kode	TV	TOC	TN	TP
		mg	µg/mg TV	µg/mg TV	µg/mg TV
R1	B	91,3	56,8	5,8	0,93
R1	C	97,9	59,1	6	1,02
R2	B	187	126	16,3	1,53
R2	C	140	110	14,8	1,37
R3	B	186	110	14,6	1,68
R3	C	153	102	14,4	1,56
R4	B	105	115	16,2	2,16
R4	C	165	115	16,3	2,48
R5	B	133	122	17,5	3,44
R5	C	151	111	16,6	2,86
R6	B	200	91,1	13,3	2,34
R6	C	157	96,8	14,4	2,37

Tabell P45. Begroing på keramikkfliser. Oset renneanlegg, oktober 1990.

Renne	R1	R1	R1	R2	R2	R2	R3	R3	R3	R4	R4	R4	R5	R5	R5	R6	R6
Blågrønnalger (kode):	2okt	12okt	25okt	2okt	12okt	25okt	2okt	12okt	25okt	2okt	12okt	25okt	2okt	12okt	25okt	2okt	12okt
Leptolyz	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Meri pun	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pseudanz	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	2	0	2	5	1	2
Schitzoz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
Uicyatri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	3
Uicyacoc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	2	0	1
Frekvens blågrønnalger	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	2	3	0	8	11	1	7
Artsantall blågrønnalger	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	2	2	0	4	4	1	3
Grønnalger (kode):																	
Draparnaldia glomerata	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	2	0	1	3	1	3
Closteriz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1
Cosmariz	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1
Gloeotiz	0	0	1	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Horm riv	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1
Mougeotia a (6-12u)	2	6	8	1	5	4	0	2	3	0	1	0	1	1	0	0	1
Moug a/b (10-15 korte)	2	2	4	1	1	3	3	2	4	4	3	4	2	3	3	1	1
Moug b (17-22)	0	1	2	1	3	4	2	2	4	2	2	2	2	1	1	3	1
Oedo a (5-10)	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Oedo a/b (10 15)	0	0	3	0	0	2	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0
Oedo b (16-20)	0	1	3	0	0	3	0	0	2	0	0	2	0	1	0	0	1
Penium z	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Teil exc	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Staurodz	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1
Zygn a(17-18)	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zygn b(20-23)	0	0	0	0	2	3	1	3	4	1	3	4	0	2	3	0	2
Frekvens grønnalger	4	15	25	3	14	25	7	11	24	7	12	19	8	13	13	6	13
Artsantall grønnalger	2	8	9	3	7	11	4	6	11	3	7	10	6	10	7	4	10

Tabell P46. Begroing på stein med og uten forutgående kolonisering i Skarselva. 12.10.90.

Renne:	Kolonisert i Skarselva						Uten kolonisering					
	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R1	R2	R3	R4	R5	R6
Blågrønnauger (kode):												
Leptolyz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meri pun	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pseudanz	0	0	1	2	1	2	0	0	0	1	1	1
Schitzoz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uicyatri	0	0	0	1	2	2	0	0	1	1	2	1
Uicyacoc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Frekvens blågrønnauger	0	0	1	3	3	4	0	0	1	2	3	2
Artsantall blågrønnauger			1	2	2	2			1	2	2	2
Grønnauger (kode):												
Drap glo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Closteriz	0	1	1	1	2	2	0	0	0	1	1	0
Cosm pyg	1	1	2	2	1	3	0	0	0	0	0	0
Cosmariz	1	1	1	2	3	2	1	1	1	1	1	1
Euastruz	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
Gloeotiz	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1
Horm riv	0	0	0	1	2	1	0	0	1	1	1	1
Moug a (6-12)	5	3	3	1	1	1	1	3	3	2	2	2
Moug a/b (10-15 korte)	0	2	4	4	4	5	0	4	5	6	6	6
Moug b (17-22)	2	3	2	2	3	2	0	0	1	1	2	2
Oedo a (5-10)	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Oedo a/b (10-15)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oedo b (16-20)	2	2	1	1	2	2	0	0	0	0	0	0
Penium z	1	1	1	1	2	1	0	1	1	0	0	0
Teil exc	1	0	1	0	2	1	0	0	1	0	1	0
Spirogyra sp. (26u,1K;L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Staurodz	1	1	1	2	2	1	0	0	1	1	1	2
Zygn a(17-18)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
Zygn b(20-23)	2	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Frekvens grønnauger	16	16	17	20	25	22	3	10	15	15	19	15
Artsantall grønnauger	9	10	10	13	12	12	3	5	9	9	12	8

Tabell P46. fortsettes. Begroing på stein med og uten forutgående kolonisering i Skarselva. 12.10.90.

Renne:	Kolonisert i Skarselva						Uten kolonisering					
	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R1	R2	R3	R4	R5	R6
Kiselalger (kode):												
Achn min	3	5	6	6	6	6	0	1	1	2	1	1
Achn lin	2	2	2	3	3	2	0	1	1	0	0	0
Anom vit	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cera arc	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	2
Cocconeoz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyclotez(10-16)	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1
Cyclo com	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Cymb ven	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eunotiaz	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
Frag cap	0	1	0	2	1	3	0	1	0	0	4	4
Frag int	1	1	1	1	1	0	1	1	2	2	2	1
Frus rho	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Gomp ang	2	3	5	5	6	6	1	2	2	3	2	2
Gomp int	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Melo ita	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Melo lir	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitzschz	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Nitzschz	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Syne rum	4	5	6	6	7	7	2	8	7	8	7	6
Syne uln	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	1
Surirelz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Tabe flo	3	4	3	4	3	4	3	5	6	7	8	8
Tabe qua	0	0	1	2	0	1	1	1	0	1	1	1
Uide pen	0	0	0	0	0	0	1	2	0	2	2	2
Frekvens kiselalger	19	23	28	30	32	35	12	24	22	28	30	30
Artsantall kiselalger	10	10	12	9	12	11	9	11	8	11	11	13
Diverse nedbrytere:												
Cili uid	1	1	3	2	3	3	0	0	1	1	2	2
Flag far	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1	1
Sopp hyf	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabell P47. Mengde og sammensetning av bunndyr i rennene R1-R6 21.09.90. Tallene representerer middelværdier av to esker.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6
DØGNFLUER						
<i>Baetis</i> sp.	3	2,5	1	3	1,5	5
<i>Heptagenia</i> sp.	0,5	1,5	-	1	2,5	1,5
<i>Leptophlebia</i> sp.	2	1	1	3	-	3
STEINFLUER						
<i>Nemoura</i> sp.	0,5	1	1	0,5	-	3,5
<i>Amphinemura</i> sp.	2,5	3,5	2	3	1,5	2,5
<i>Protonemura</i> sp.	-	0,5	-	-	-	-
<i>Leuctra</i> sp.	9	13	6	8	9	6,5
<i>Isoperla</i> sp.	0,5	-	-	-	-	-
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	-	-	-	-	-	0,5
Ubestemte (meget små)	2,5	3,5	2	0,5	-	2
VÅRFLUER						
<i>Rhyacophila nubila</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	1	-	2	-	1	0,5
<i>Hydropsyche</i> sp.	-	1,5	-	2,5	0,5	1
Polycentropodidae ubest.	-	1	1	-	1,5	0,5
Glossosomatidae ubest.	-	-	-	-	1,5	-
Hydroptilidae ubest.	-	-	-	-	-	-
Sericostomatidae ubest.	1	-	3	-	2	-
Limnephilidae ubest.	6,5	-	5	4	1,5	3,5
Ubestemte (små, sandhus)	4,5	2,5	8	4,5	2	6,5
BILLER						
<i>Helmis</i> sp. type L	0,5	-	-	-	0,5	0,5
<i>Helmis</i> sp. type K	-	-	-	-	-	-
<i>Helmis</i> sp. voksen	-	-	-	-	-	-
TOVINGER						
Empididae, ubest.	3,5	5	4	3	5	9
Ceratopogonidae, ubest.	0,5	-	-	-	-	-
Simuliidae, ubest.	0,5	1,5	-	1	1	4,5
<i>Dicranota</i> sp.	1	1	-	-	0,5	1
<i>Elaeophila</i> sp.	-	0,5	-	-	0,5	0,5
Tipulidae, ubest.	-	-	-	-	-	-
Pentanevrini, ubest.	1,5	1	2	4	1	3,5
Chironomidae (L)	89	42	70	40	41,5	93
Chironomidae (P)	-	0,5	-	0,5	-	1
ØYENSTIKKERE						
Libellulidae ubest.	-	-	-	-	-	-
VANNMIDD						
Hydracarina, ubest.	-	0,5	-	-	-	0,5
KREPSDYR						
Ostracoda, ubest.	3	3	4	2,5	1	1
Cladocera, ubest.	0,5	-	-	1	0,5	0,5
Copepoda, ubest.	-	-	-	-	-	-
FÅBØRSTEMARK						
<i>Chaetogaster</i> sp.	-	-	-	0,5	-	1
<i>Eiseniella tetraedra</i>	0,5	-	1	0,5	-	-
<i>Nais alpina</i>	37	30,5	36	39,5	78	94,5
Enchytraeidae, ubest.	-	0,5	-	-	0,5	-
<i>Styloidinus heringianus</i>	-	-	1	-	-	-
Oligochaeta ubest.	-	-	-	-	-	0,5
RUNDORMER						
Nematoda, ubest.	-	-	-	-	-	-
MUSLINGER						
<i>Pisidium</i> sp.	-	-	-	-	-	-
SUM	171	117,5	151	152,5	154,2	247,5

Tabell P48. Mengde og sammensetning av bunndyr i rennene R1-R6 28.09.90. Tallene representerer middelværdier av to esker.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6
DØGNFLUER						
<i>Bactis</i> sp.	3	5	4,5	6	1,5	2
<i>Heptagenia</i> sp.	2	-	1	3,5	1	1
<i>Leptophlebia</i> sp.	0,5	1	1,5	1	1,5	0,5
STEINFLUER						
<i>Nemoura</i> sp.	0,5	-	-	1	0,5	2
<i>Amphinemura</i> sp.	2,5	4	2,5	4	1,5	2
<i>Protonemura</i> sp.	-	-	-	0,5	-	-
<i>Leuctra</i> sp.	14	12	9	15	9,5	11,5
<i>Isoperla</i> sp.	-	-	-	-	0,5	-
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	-	-	-	-	-	-
Ubestemte (meget små)	1	3,5	4,5	2	4	3
VÅRFLUER						
<i>Rhyacophila nubila</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	-	0,5	-	0,5	-	-
<i>Hydropsyche</i> sp.	0,5	2,5	-	0,5	-	-
Polycentropodidae ubest.	-	-	1,5	2	4,5	0,5
Glossosomatidae ubest.	1	1	0,5	-	2	0,5
Hydroptilidae ubest.	-	-	0,5	-	-	0,5
Sericostomatidae ubest.	0,5	-	0,5	1	0,5	0,5
Limnephilidae ubest.	5	3,5	5,5	3	1	2,5
Ubestemte (små, sandhus)	6	3,8	8	1,5	5	3
BILLER						
<i>Helmis</i> sp. type L	-	1	-	-	1	-
<i>Helmis</i> sp. type K	-	-	-	-	-	-
<i>Helmis</i> sp. voksen	-	-	-	0,5	-	-
TOVINGER						
Empididae, ubest.	5	8,5	4	8,5	3,5	3
Ceratopogonidae, ubest.	-	-	-	-	0,5	-
Simuliidae, ubest.	2,5	3	0,5	1,5	0,5	1,5
<i>Dicranota</i> sp.	-	0,5	1	-	-	0,5
<i>Elaeophila</i> sp.	-	0,5	-	0,5	-	-
Tipulidae, ubest.	-	-	-	-	-	-
Pentanevrini, ubest.	2	1	1	2,5	1	1
Chironomidae (L)	61,5	121,5	131	99	84,5	89
Chironomidae (P)	-	-	-	-	-	-
ØYENSTIKKERE						
Libellulidae ubest.	-	0,5	-	-	-	-
VANNMIDD						
Hydracarina, ubest.	-	0,5	-	-	-	-
KREPSDYR						
Ostracoda, ubest.	3,5	3,5	2,5	0,5	0,5	1,5
Cladocera, ubest.	-	0,5	1	-	-	-
Copepoda, ubest.	-	-	-	3,5	-	-
FÅBØRSTEMARK						
<i>Chaetogaster</i> sp.	-	-	-	0,5	-	-
<i>Eiseniella tetraedra</i>	-	-	-	1	-	-
<i>Nais alpina</i>	48	115,5	67,5	48	47,5	43
Enchytraeidae, ubest.	-	-	0,5	-	-	1
<i>Stylodinus heringianus</i>	-	-	-	-	-	-
Oligochaeta ubest.	-	-	-	-	-	-
RUNDORMER						
Nematoda, ubest.	-	-	-	-	-	-
MUSLINGER						
<i>Pisidium</i> sp.	-	-	-	-	-	-
SUM	159	293	248,5	207	172	170

Tabell P49. Mengde og sammensetning av bunndyr i rennene R1-R6 05.10.90. Tallene representerer middelverdier av to esker.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6
DØGNFLUER						
<i>Baetis</i> sp.	3,5	3,5	4,5	7,5	4	2
<i>Heptagenia</i> sp.	3,5	1	1	2	-	1
<i>Leptophlebia</i> sp.	0,5	0,5	0,5	2,5	0,5	2
STEINFLUER						
<i>Nemoura</i> sp.	3,5	-	2	3	1	0,5
<i>Amphinemura</i> sp.	5,5	4	2	4	2,5	2,5
<i>Protonemura</i> sp.	-	-	-	-	-	-
<i>Leuctra</i> sp.	10	6,5	8	14,5	8,5	12
<i>Isoperla</i> sp.	0,5	0,5	-	-	-	-
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	-	-	-	-	-	-
Ubestemte (meget små)	1	4	2	5	-	-
VÅRFLUER						
<i>Rhyacophila nubila</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	0,5	0,5	-	0,5	0,5	0,5
<i>Hydropsyche</i> sp.	-	-	1	-	-	0,5
Polycentropodidae ubest.	2	1	2	2,5	3	-
Glossosomatidae ubest.	-	0,5	-	0,5	-	-
Hydroptilidae ubest.	2	1,5	1	0,5	1	-
Sericostomatidae ubest.	3	-	-	1	1,5	1
Limnephilidae ubest.	4	3,5	4,5	4,5	3	5
Ubestemte (små, sandhus)	4	11	4,5	4,5	5,5	7,5
BILLER						
<i>Helmis</i> sp. type L	-	1	-	-	0,5	-
<i>Helmis</i> sp. type K	-	0,5	0,5	-	-	-
<i>Helmis</i> sp. voksen	-	-	-	-	-	-
TOVINGER						
Empididae, ubest.	7	7,5	6,5	3,5	2,5	5,5
Ceratopogonidae, ubest.	0,5	-	-	-	-	-
Simuliidae, ubest.	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5
<i>Dicranota</i> sp.	0,5	0,5	1,5	-	0,5	0,5
<i>Elaeophila</i> sp.	-	0,5	-	1	1	0,5
Tipulidae, ubest.	0,5	-	-	-	-	-
Pentanevrini, ubest.	1,5	2	3	2,5	2,5	0,5
Chironomidae (L)	109	134	186	131	159	154
Chironomidae (P)	-	-	-	-	0,5	-
ØYENSTIKKERE						
Libellulidae ubest.	-	-	-	-	-	-
VANNMIDD						
Hydracarina, ubest.	-	-	0,5	-	-	-
KREPSDYR						
Ostracoda, ubest.	3	5	0,5	2,5	1	2,5
Cladocera, ubest.	-	0,5	-	0,5	-	-
Copepoda, ubest.	-	-	-	-	-	-
FÅBØRSTEMARK						
<i>Chaetogaster</i> sp.	-	-	-	-	-	0,5
<i>Eiseniella tetraedra</i>	-	-	-	0,5	1	-
<i>Nais alpina</i> .	69	87,5	150	124,5	162	95,5
Enchytraeidae, ubest.	0,5	0,5	-	-	-	1
<i>Stylodinus heringianus</i>	-	-	-	-	-	-
Oligochaeta ubest.	-	-	-	-	-	-
RUNDORMER						
Nematoda, ubest.	0,5	-	-	-	-	0,5
MUSLINGER						
<i>Pisidium</i> sp.	-	-	-	-	0,5	-
SUM	237	278,5	382	319	362,5	297

Tabell P50. Mengde og sammensetning av bunndyr i rennene R1-R6 12.10.90. Tallene representerer middelværdier av to esker.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6
DØGNFLUER						
<i>Bactis</i> sp.	2	6,5	5,5	4,5	4	3,5
<i>Heptagenia</i> sp.	1	0,5	2,5	2,5	-	2
<i>Leptophlebia</i> sp.	0,5	1,5	1	1,5	-	2,5
STEINFLUER						
<i>Nemoura</i> sp.	2	-	0,5	1,5	2,5	3
<i>Amphinemura</i> sp.	3,5	-	3,5	3,5	2,5	2
<i>Protonemura</i> sp.	-	-	-	-	-	-
<i>Leuctra</i> sp.	7,5	7	14,5	6	6	6,5
<i>Isoperla</i> sp.	-	-	1	0,5	-	0,5
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	0,5	-	-	-	-	0,5
Ubestemte (meget små)	2	2	2	-	2	2,5
VÅRFLUER						
<i>Rhyacophila nubila</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	-	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
<i>Hydropsyche</i> sp.	-	0,5	2	-	-	0,5
Polycentropodidae ubest.	2,5	1,5	4	2,5	2	2,5
Glossosomatidae ubest.	-	-	-	-	-	-
Hydroptilidae ubest.	-	0,5	1	-	1,5	0,5
Sericostomatidae ubest.	0,5	0,5	1,5	0,5	1,5	0,5
Limnephilidae ubest.	5	6	6	5	5	11
Ubestemte (små, sandhus)	3,5	4,5	7	4,5	7	10
BILLER						
<i>Helmis</i> sp. type L	0,5	-	0,5	1	0,5	-
<i>Helmis</i> sp. type K	-	-	-	1	-	-
<i>Helmis</i> sp. voksen	-	-	-	-	-	-
TOVINGER						
Empididae, ubest.	3,5	2	6	4,5	2,5	4,5
Ceratopogonidae, ubest.	-	-	0,5	-	0,5	-
Simuliidae, ubest.	-	0,5	1	-	-	-
<i>Dicranota</i> sp.	0,5	1	-	0,5	0,5	-
<i>Elaeophila</i> sp.	0,5	-	-	0,5	0,5	1,5
Tipulidae, ubest.	-	-	-	-	-	-
Pentanevrini, ubest.	2	1	1	1	0,5	1
Chironomidae (L)	79	98,5	141	155	240,5	128
Chironomidae (P)	-	-	-	-	-	-
ØYENSTIKKERE						
Libellulidae ubest.	-	-	-	-	-	-
VANNMIDD						
Hydracarina, ubest.	-	-	-	-	-	-
KREPSDYR						
Ostracoda, ubest.	3,5	1,5	1,5	5	2,5	4,5
Cladocera, ubest.	-	-	-	0,5	-	-
Copepoda, ubest.	-	-	-	0,5	-	-
FÅBØRSTEMARK						
<i>Chaetogaster</i> sp.	-	-	-	0,5	-	-
<i>Eiseniella tetraedra</i>	-	-	1	-	0,5	-
<i>Nais alpina</i> .	77,5	108	141	171,5	153	136
Enchytraeidae, ubest.	-	-	-	1	1,5	-
<i>Stygodinlus heringianus</i>	-	-	-	-	-	-
Oligochaeta ubest.	-	-	0,5	-	-	-
RUNDORMER						
Nematoda, ubest.	-	-	-	-	-	-
MUSLINGER						
<i>Pisidium</i> sp.	-	-	-	-	-	-
SUM	198	244	346,5	375,5	437,5	324

Tabell P51. Temperaturdata (°C) for forsøksperioden 2.10-4.09.91. Loggerdata for overflatevann (1m dyp), manuelle målinger for bunnvann (20m dyp).

Dato:	MAI		JUNI		JULI		AUGUST		SEPTEMBER	
	1M	20M	1M	20M	1M	20M	1M	20M	1M	20M
01			12,30		18,50	7,9	22,20	8,8	18,82	
02			12,30		18,50		22,30		18,87	
03			12,20		18,50		22,50		18,77	
04			12,20		18,50		22,00		18,42	10,1
05			13,00	7,3	20,06	8,3	21,58			
06			13,00		20,70		21,06			
07			12,90		21,58		21,16	9,5		
08			12,80		22,00		21,11			
09			12,80		21,58	8,0	20,57			
10			12,80	7,4	21,03		20,62			
11			12,90		20,24		20,03			
12	7,70		13,00		20,19	8,0	20,11			
13	7,60		13,00		19,70		20,03			
14	8,30		13,00		18,82		19,91	9,5		
15	8,00		13,00		19,43	8,5	19,65			
16	7,80		13,10		19,15		19,43			
17	7,80		13,20		19,12		19,60	9,5		
18	8,30		13,30		18,72	8,6	19,40			
19	7,70		13,40		19,17		19,70			
20	8,00		13,50		19,10		19,86			
21	8,70		13,60		19,15		19,40			
22	8,50		13,70		19,12		19,40			
23	8,20		13,80	7,6	19,53		19,78			
24	8,80		14,10	7,7	19,73		19,20			
25	9,10		14,40		20,24		19,05			
26	9,60		14,70		20,57		19,15	10,0		
27	9,60		15,00		20,60		18,92			
28	9,80		15,30	7,8	20,80		18,97			
29	11,50		16,37		21,22	9,0	18,52			
30	12,50		17,43		21,58		18,90	10,4		
31	12,50				22,00		18,75			

Tabell P52. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 18.05.91.

dato	dag	renne	kode	total TV	chl a	TOC	TN	TP
				mg	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV
18.05.91	16	R1	A	31	0,02			
18.05.91	16	R1	B	23	0,02			
18.05.91	16	R2	A	28	0,04			
18.05.91	16	R2	B	48	0,05			
18.05.91	16	R3	A	56	0,05			
18.05.91	16	R3	B	35	0,05			
18.05.91	16	R4	A	15	0,02			
18.05.91	16	R4	B	12	0,02			
18.05.91	16	R5	A	19	0,12			
18.05.91	16	R5	B	33	0,08			
18.05.91	16	R6	A	19	0,17			
18.05.91	16	R6	B	25	0,16			

Tabell P53. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 23.05.91.

dato	dag	renne	kode	total TV	chl a	TOC	TN	TP
				mg	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV
23.05.91	21	R1	A	44	0,04	38,6	3,6	0,8
23.05.91	21	R1	B	53	0,03	45,8	4,7	0,78
23.05.91	21	R2	A	90	0,44	75	7,5	0,88
23.05.91	21	R2	B	101	0,4	75,2	7,2	1,01
23.05.91	21	R3	A	75	0,25	70	7,1	0,87
23.05.91	21	R3	B	79	0,28	68,8	6,6	0,91
23.05.91	21	R4	A	37	0,03	28,3	2,3	0,78
23.05.91	21	R4	B	30	0,04	47,7	3,8	0,78
23.05.91	21	R5	A	55	0,44	103	10,8	0,95
23.05.91	21	R5	B	58	0,48	109	10,9	0,98
23.05.91	21	R6	A	62	0,55	105	11,1	1,05
23.05.91	21	R6	B	59	0,55	110	11,8	1,04

Tabell P54. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 30.05.91.

dato	dag	renne	kode	total TV	chl a	TOC	TN	TP
				mg	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV
30.05.91	28	R1	A	63	0,03			
30.05.91	28	R1	B	69	0,04			
30.05.91	28	R2	A	107	0,38			
30.05.91	28	R2	B	58	0,36			
30.05.91	28	R3	A	104	0,64			
30.05.91	28	R3	B	96	0,62			
30.05.91	28	R4	A	44	0,06			
30.05.91	28	R4	B	30	0,05			
30.05.91	28	R5	A	72	0,1			
30.05.91	28	R5	B	97	0,15			
30.05.91	28	R6	A	68	0,35			
30.05.91	28	R6	B	99	0,34			

Tabell P55. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 05.06.91.

dato	dag	renne	kode	total TV	chl a	TOC	TN	TP
				mg	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV
05.06.91	34	R1	A	84	0,09	69,3	7,6	0,87
05.06.91	34	R1	B	81	0,09	68,5	6	0,91
05.06.91	34	R2	A	149	0,48	113	14,4	1,35
05.06.91	34	R2	B	184	0,47	119	14,6	1,39
05.06.91	34	R3	A	143	0,54	101	10,9	1,08
05.06.91	34	R3	B	162	0,59	118	13,6	1,2
05.06.91	34	R4	A	52	0,05	55,4	4,2	0,77
05.06.91	34	R4	B	29	0,03	48,5	3,9	
05.06.91	34	R5	A	117	0,44	142	14,7	1,01
05.06.91	34	R5	B	133	0,29	127	12,1	0,92
05.06.91	34	R6	A	128	0,7	143	17,2	1,13
05.06.91	34	R6	B	144	0,57	144	15,7	1,16

Tabell P56. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 10.06.91.

dato	dag	renne	kode	total TV	chl a	TOC	TN	TP
				mg	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV
10.06.91	39	R1	A	91	0,22			
10.06.91	39	R1	B	129	0,24			
10.06.91	39	R2	A	156	1,25			
10.06.91	39	R2	B	183	0,86			
10.06.91	39	R3	A	191	1,06			
10.06.91	39	R3	B	208	1			
10.06.91	39	R4	A	38	0,12			
10.06.91	39	R4	B	63	0,06			
10.06.91	39	R5	A	154	0,67			
10.06.91	39	R5	B	137	0,54			
10.06.91	39	R6	A	151	1,22			
10.06.91	39	R6	B	108	1,11			

Tabell P57. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 21.06.91.

dato	dag	renne	kode	total TV	chl a	TOC	TN	TP
				mg	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV
21.06.91	50	R1	A	136	0,77	147	17,3	1,14
21.06.91	50	R1	B	165	0,62	122	13,9	0,99
21.06.91	50	R2	A	243	2,2	167	22,6	1,14
21.06.91	50	R2	B	317	1,76	147	19,4	1,14
21.06.91	50	R3	A	241	2,5	158	22,6	1,42
21.06.91	50	R3	B	264	2,32	159	22,2	1,37
21.06.91	50	R4	A	67	0,1	72,1	4,9	0,74
21.06.91	50	R4	B	56	0,07	62,7	3,4	0,77
21.06.91	50	R5	A	191	0,41	153	12,2	0,73
21.06.91	50	R5	B	185	0,36	146	10,5	0,81
21.06.91	50	R6	A	199	0,58	149	13,2	0,83
21.06.91	50	R6	B	207	0,51	154	13,3	0,94

Tabell P58. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 29.07.91.

dato	dag	renne	kode	total TV	chl a	TOC	TN	TP
				mg	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV
29.07.91	88	R1	A	249	0,82	142	11,9	0,63
29.07.91	88	R1	B	252	0,79	167	16,3	0,68
29.07.91	88	R2	A	225	2,5	221	20,4	0,99
29.07.91	88	R2	B	229	3,62	225	21,1	1,06
29.07.91	88	R3	A	317	2,62	241	20,8	0,9
29.07.91	88	R3	B	256	2,81	214	17,5	0,91
29.07.91	88	R4	A	37	0,08	73,1	5,6	
29.07.91	88	R4	B	79	0,08	62,5	5	0,77
29.07.91	88	R5	A	379	1,26	175	22,6	1,36
29.07.91	88	R5	B	274	1,19	171	21,6	1,26
29.07.91	88	R6	A	420	0,96	164	20,1	1,3
29.07.91	88	R6	B	422	0,97	162	19,7	1,36

Tabell P59. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 14.08.91.

dato	dag	renne	kode	total TV	chl a	TOC	TN	TP
				mg	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV
14.08.91	104	R1	A	120	1,74			
14.08.91	104	R1	B	84	1,66			
14.08.91	104	R2	A	109	3,22			
14.08.91	104	R2	B	79	3,33			
14.08.91	104	R3	A	75	3,24			
14.08.91	104	R3	B	86	4,36			
14.08.91	104	R4	A	104	0,29			
14.08.91	104	R4	B	90	0,18			
14.08.91	104	R5	A	438	2,03			
14.08.91	104	R5	B	472	1,79			
14.08.91	104	R6	A	514	1,76			
14.08.91	104	R6	B	553	1,56			

Tabell P60. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 26.08.91.

dato	dag	renne	kode	total TV	chl a	TOC	TN	TP
				mg	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV
26.08.91	116	R1	A	73	2,13	251	23,5	1,02
26.08.91	116	R1	B	100	1,97	226	22	0,87
26.08.91	116	R2	A					
26.08.91	116	R2	B					
26.08.91	116	R3	A	102	2,76	261	31,6	1,89
26.08.91	116	R3	B	121	5,4	325	37,7	2,34
26.08.91	116	R4	A	42	0,3	87,9	7,5	0,77
26.08.91	116	R4	B	124	0,23	81,6	7	0,77
26.08.91	116	R5	A					
26.08.91	116	R5	B					
26.08.91	116	R6	A	446	2,22	194	27,5	1,38
26.08.91	116	R6	B	556	1,92	167	22,1	1,36

Tabell P61. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6 04.09.91.

dato	dag	renne	kode	total TV	chl a	TOC	TN	TP
				mg	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV
04.09.91	125	R1	A	108	1,55	241	23,1	1,12
04.09.91	125	R1	B	86	1,16	214	21,3	0,78
04.09.91	125	R2	A					
04.09.91	125	R2	B					
04.09.91	125	R3	A	126	2,76	286	33,4	1,8
04.09.91	125	R3	B	113	2,33	252	28,4	1,65
04.09.91	125	R4	A					
04.09.91	125	R4	B					
04.09.91	125	R5	A					
04.09.91	125	R5	B					
04.09.91	125	R6	A	710	1,9	172	22,6	1,2
04.09.91	125	R6	B	732	2,16	183	24,8	1,34

Tabell P62. Oppsamlet drivmateriale i rennene R1-R6 14.08 og 15.08.91. Hver prøve representerer mengden oppsamlet driv i løpet av 35 minutter.

dato	renne	tid (min)	total TV (mg)	chl a (µg/ mgTV)
14.08.91	R1	35	250	2,01
14.08.91	R2	35	287	4,02
14.08.91	R3	35	230	5,42
14.08.91	R4	35	65	0,24
14.08.91	R5	35	186	3,87
14.08.91	R6	35	322	2,53
15.08.91	R1	35	181	1,83
15.08.91	R2	35	200	4,85
15.08.91	R3	35	300	6,80
15.08.91	R4	35	91	0,08
15.08.91	R5	35	485	2,29
15.08.91	R6	35	375	2,93

Tabell P63. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) før og etter flomeepisoden 04.09.91.

dato	tid	renne	kode	total TV	chl a	TOC	TN	TP
				mg	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV
04.09.91	før	R1	A	109	1,55	241	23,1	1,12
04.09.91	før	R1	B	127	1,8	249	28,3	1,16
04.09.91	før	R3	A	126	2,76	286	33,4	1,8
04.09.91	før	R3	B	113	2,33	252	28,4	1,65
04.09.91	før	R6	A	710	1,9	172	22,6	1,21
04.09.91	før	R6	B	732	2,16	183	24,8	1,34
04.09.91	etter	R1	A	86	1,71	241	24,8	1,03
04.09.91	etter	R1	B	86	1,16	214	21,3	0,78
04.09.91	etter	R3	A	101	2,1	230	30	1,55
04.09.91	etter	R3	B	54	2,18	249	32,8	1,55
04.09.91	etter	R6	A	501	2,48	266	31,7	1,69
04.09.91	etter	R6	B	567	2,5	180	24,3	1,35

Tabell P64. Oppsamlet drivmateriale i rennene R1, R3 og R6 under flomeepisoden 04.09.91. Hver prøve representerer mengden oppsamlet driv i løpet av 30 minutter.

dato	tid	renne	tid	total TV	chl a	TOC	TN	TP
			min	mg	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV
04.09.91	før	R1	30	150	2,38	336	46,6	1,78
04.09.91	etter	R1	30	69	1,32	369	68,9	5,01
04.09.91	under	R1	30	2504	2,14	319	37	1,68
04.09.91	før	R3	30	67	4,97	413	68,3	5,16
04.09.91	etter	R3	30	143	3,63	391	61,9	4,04
04.09.91	under	R3	30	3093	3,45	327	48	3,14
04.09.91	før	R6	30	196	3,33	188	25,1	1,51
04.09.91	etter	R6	30	201	3,57	254	33,1	2,09
04.09.91	under	R6	30	5992	3,46	322	38,7	2,13

Tabell P65. Akkumulert materiale på fliser (100 cm²) i rennene R1-R6.26.08.91 etter en koloniseringsperiode på 11 dager med start 15.08.91.

dato	dag	renne	kode	total TV	chl a	TOC	TN	TP
				mg	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV	µg/ mgTV
26.08.91	11	R1	A	25,9	2,8	282	23,1	0,92
26.08.91	11	R1	B	27,2	2,62	284	26,9	
26.08.91	11	R2	A					
26.08.91	11	R2	B					
26.08.91	11	R3	A	64,3	5,33	343	40,4	2,59
26.08.91	11	R3	B	36,5	4,32	325	39,7	2,92
26.08.91	11	R4	A	4,1	0,17	55,8	5,7	
26.08.91	11	R4	B	4,2	0,17	68,1	8,8	
26.08.91	11	R5	A					
26.08.91	11	R5	B					
26.08.91	11	R6	A	22,7	0,71	128	15,7	
26.08.91	11	R6	B	13,4	0,97	135	15,2	

Tabell P66: Begroingsorganismer i renne R1, 30.5.-05.09.91
Mengdeangivelse viser frekvens i prøve, skala 1-10.

Dato : 30. mai 5. juni 10.juni 21.juni 20.juli 7. aug. 26.aug 5. sept

Renne : R1

Cyanophyceae

	Stigonema spp.		1					
2-3U	Uidentifiserte trichale blågrønnalger			1				
1-2U	Uidentifiserte trichale blågrønnalger	2	2	2	2	1		

Chlorophyceae

	Botryococcus braunii		1					
	Bulbochaete spp.							3
	Cosmarium spp.	1			1	1		
	Drapharnaldia glomerata				2			
	Euastrum spp.		1		1	1		
	Mougeotia a (6 -12u)		1	2	2	3		
	Mougeotia a/b (10-18u)	2	2	1	3	3		
	Mougeotia c (21- ?)				1			2
22U	Mougeotia c (21- ?)						3	
	Oedogonium a (5-11u)					2	3	
	Oedogonium b (13-18u)							2
	Oedogonium d (29-32u)							2
	Staurastrum spp.		1					
	Staurodesmus spp.				1	1		
	Teilingia excavatum						2	
	Temnogametun spp.				2	2	1	
7-8U	Temnogametun spp.			1				
	Zygnema b (22-25u)				2	4	4	

Chrysophyceae

	Chrysophyce sp2 (cyste 3-7u)	5	4	4	3	3	3	1
	Epiphyxis spp.				1			

Bacillariophyceae

	Achnanthes minutissima					4		
	Achnanthes spp.	1	2	3	4		3	4
	Amphora spp.					1		
	Anomoeoneis vitrea			2	3	3	2	2
20U	Cyclotella kuetzingiana		2					
	Cyclotella kuetzingiana			2		2	2	1
	Cyclotella sp2 (10-13u)	2	2	2	2	2	1	
	Cymbella falaisensis					2		
	Cymbella spp.		1					
	Diatoma vulgare					1		
	Eucocconeis flexella		1	1	1			
	Eunotia spp.	2	3	2	1			
	Frustulia rhomboides			1	1			
	Gomphonema acuminatum var corona					1		
	Gomphonema angustatum				2	2	3	
	Gomphonema gracile			1	1	2	1	1
	Gomphonema spp.		1		2			1
	Melosira distans	2	1	1		1		
	Navicula spp.	1	2	2	2	2	1	1
	Nitzschia spp.			1				
	Pinnularia hilseana			1				

Tabell P66 (forts.)

Dato : 30. mai 5. juni 10.juni 21.juni 20.juli 7.aug. 26.aug 5. sept

	Pinnularia spp.				1			
80U	Synedra rumpens		2	2				
28U	Synedra rumpens						2	
33-5	Synedra rumpens	2	2	3	3	2	1	
45-9	Synedra rumpens	3						
70U	Synedra rumpens					2	2	
85U	Synedra rumpens							2
KNE	Synedra rumpens		1	1	1	1		
45u	Synedra rumpens		2	3	4	4	3	
	Synedra rumpens var familiaris				1			
	Tabellaria fenestrata				1	1	1	
	Tabellaria flocculosa	2	2	3	4	4	3	3
Euglenophyceae								
	Trachelomonas sp.	2		2	2	1		
Saprophyta								
	Jern/mangan bakterier, aggregater				1			
Diverse								
	Bartre pollen			2			1	
	Detritus	4	4	3	2			2
	Plankton	3	3	3				
Diverse								
	Cyster, diverse				2			1

Tabell P67: Begroingsorganismer i renne R2, 30.5.-05.09.91
Mengdeangivelse viser frekvens i prøve, skala 1-10.

Dato : 30. mai 5. juni 10.juni 21.juni 20.juli 7.aug. 26.aug 5. sept

Renne : R2

Cyanophyceae

	Pseudanabaena spp.	1	2	1	1	1
1-2	Uidentifiserte trichale blågrønner					1
2-3	Uidentifiserte trichale blågrønner		2			1
	Uidentifiserte trichale blågrønner	1				

Chlorophyceae

	Botryococcus braunii	1				
	Bulbochaete spp.					1
	Closterium spp.		A			
	Cosmarium spp.		1		2	
	Hormidium rivulare				A	
	Mougeotia a/b (10-18u)	2	2			2
	Mougeotia a1 (8-10u,korte celler)	1				
	Mougeotia d (25-30u)					1
	Oedogonium a (5-11u)		1	1	1	3
	Oedogonium a1 (3-4u)	A		A	1	2
	Oedogonium b (13-18u)				1	2
	Oedogonium c (23-28u)					2
	Scenedemus spp.				A	
	Spirogyra sp1 (11-20u,IK,R)			1		1
	Spirogyra spp.				2	1
	Staurodesmus spp.			A	1	1
	Teilingia excavatum				2	1
	Zygnema a (16-20u)		A			
	Zygnema b (22-25u)			4	4	4

Chrysophyceae

	Chrysophyce sp2 (cyste 3-7u)	5	5	4	3	3
--	------------------------------	---	---	---	---	---

Bacillariophyceae

	Achnanthes spp.	2	3	5	4	3	2
	Anomoeoneis vitrea			A			
	Ceratoneis arcus			1	1		
	Cyclotella kuetzingiana	A	A				
	Cyclotella sp2 (10-13u)			A	1	1	
	Cymbella falaisensis	1	1			A	
	Cymbella spp.		A				
	Cymbella ventricosa			A			
	Diatoma hiemale var mesodon			A			
	Eunotia spp.	1	1				A
	Eunotia veneris		A				
65U	Fragilaria capucina				2		
	Fragilaria crotonensis					1	2
13-4	Fragilaria spp.	1	1				
	Frustulia rhomboides		A				
	Frustulia rhomboides var saxonica	2	1	1			
	Gomphonema acuminatum var corona			A	A		
	Gomphonema angustatum		A	2	2		
	Gomphonema gracile	1	1	1	1	2	1
	Gomphonema spp.				A	A	A

Tabell P67 (forts.)

Dato : 30. mai 5. juni 10.juni 21.juni 20.juli 7.aug. 26.aug 5. sept

	Melosira distans				A			
	Melosira distans var alpigena	1						
	Melosira lirata					A		
	Navicula radiosa				A			
	Navicula spp.					A		
	Nitzschia kuetzingiana					A		
	Nitzschia recta				A	1		
	Nitzschia spp.					A	1	
	Pinnularia spp.	1						
	Surirella spp.				1		A	
22	Synedra rumpens		3	4	4			1
33-5	Synedra rumpens	2	3		3	4		
45	Synedra rumpens			3		3		2
90	Synedra rumpens					2		
KNE	Synedra rumpens	1	1	1				
22U	Synedra rumpens	2						
45U	Synedra rumpens	1	1					
85	Synedra rumpens							2
80	Synedra rumpens			2	1			
	Tabellaria flocculosa	1	2	2	3	3	1	1

Euglenophyceae

Trachelomonas sp. 1

Saprophyta

Ciliater, uidentifiserte				1	2	1	1
Flagellater, fargeløse				1	1	1	1
Jern/mangan bakterier, aggregater				1			

Diverse

Bartre pollen				2	1	1	
Detritus	3	2	2				3
Plankton	2		2	2			

Diverse

Cyster, diverse 2 1 1

Tabell P68: Begroingsorganismer i renne R3, 30.5.-05.09.91
Mengdeangivelse viser frekvens i prøve, skala 1-10.

Dato : 30. mai 5. juni 10.juni 21.juni 20.juli 7.aug. 26.aug 5. sept

Renne : R3

Cyanophyceae

	Oscillatoria spp.			1	1		
	Uidentifiserte trichale blågrønnalger			1		2	1
1-2	Uidentifiserte trichale blågrønnalger			1			

Chlorophyceae

	Botryococcus braunii	1	2	2			
	Cosmarium spp.			A	2	2	1
	Hormidium rivulare			1	1	1	
	Mougeotia a (6-12u)			1	1	A	2
	Mougeotia a/b (10-18u)				1	1	A
	Mougeotia d (25-30u)					3	1
	Oedogonium a (5-11u)					2	4
	Oedogonium b (13-18u)			1	A		
	Oedogonium c (23-28u)					2	1
3	Oedogonium spp.						4
3U	Oedogonium spp.					3	
	Scenedemus spp.					A	
	Staurodesmus spp.					1	1
	Teilingia excavatum					2	2
	Zygnema b (22-25u)					4	5

Chrysophyceae

	Chrysophyce sp2 (cyste 3-7u)	5	5	4	5	3	2	1
--	------------------------------	---	---	---	---	---	---	---

Bacillariophyceae

	Achnanthes spp.		1	3	4	3	2	3
	Ceratoneis arcus			1	2	2	1	1
	Cocconeis spp.				A	1		
	Cyclotella kuetzingiana			1	1	1	1	1
	Cyclotella sp2 (10-13u)	2	2	1	2	1	1	1
	Cymbella falaisensis				A			
	Cymbella ventricosa					A		
	Eunotia spp.					A		
25	Fragilaria capucina					3		
80	Fragilaria crotonensis						2	3
?	Fragilaria crotonensis					2		
	Fragilaria crotonensis				2			
	Frustulia rhomboides			A		A		
	Gomphonema acuminatum var corona							A
	Gomphonema angustatum		2	1	3	3	2	2
	Gomphonema clavatum						1	
	Gomphonema gracile	A		A	1	1	1	2
	Gomphonema spp.				1	1	1	1
	Nitzschia spp.		A					
	Pinnularia spp.	A	A	A			A	A
35	Synedra rumpens	2	3	4	5	3		
50	Synedra rumpens			3				
50-5	Synedra rumpens	2	2		5	4	2	2
KNE	Synedra rumpens						2	1
	Synedra spp.					1		

Tabell P68 (forts.)

Dato :		30. mai	5. juni	10.juni	21.juni	20.juli	7.aug.	26.aug	5. sept
90	Synedra spp.						1		2
KNE	Synedra spp.		2	2	1				
	Tabellaria fenestrata				2	2			
	Tabellaria flocculosa	1	2	3	5	4	1		1
	Uidentifiserte pennate			1					
Euglenophycea									
	Trachelomonas sp.				1	1			
Saprophyta									
	Bakterier, aggregater			2					
	Bakterier, trådformede			1	2	2			
	Ciliater, uidentifiserte			1	1	1	1		2
	Flagellater, fargeløse			1	A	2			1
	Jern/mangan bakterier, aggregater	1	1	1					
Diverse									
	Bartre pollen				2	1			
	Detritus	2	2	1					
	Plankton		1	1	1				
Diverse									
	Cyster, diverse	1	1		1	1	2		1

Tabell P69: Begroingsorganismer i renne R4, 30.5.-05.09.91
Mengdeangivelse viser frekvens i prøve, skala 1-10.

Dato : 30. mai 5. juni 10.juni 21.juni 20.juli 7.aug. 26.aug 5. sept

Renne : R4

Cyanophyceae

Pseudanabaena spp.					1	1	2
Uidentifiserte trichale blågrønner							2

Chlorophyceae

Botryococcus braunii			1	1		1	1	1
Mougeotia a (6-12u)								2
Mougeotia a/b (10-18u)	A				A		1	1
Oedogonium a (5-11u)						A		1
17-9 Zygnema spp.								2

Chrysophyceae

Chrysophyce sp2 (cyste 3-7u)	2	2	2	2	2	2	3	3
Epiphyxis spp.							1	

Bacillariophyceae

Achnanthes spp.	A	1	1	1	1	1	1	2
Anomoeoneis vitrea							1	A
Cyclotella kuetzingiana						2	1	2
Cyclotella sp2 (10-13u)	2	1	1	1			2	2
8-10 Cyclotella spp.					A			
Cymbella spp.							A	
Eucocconeis flexella	A							
Eunotia arcus	A							
Eunotia spp.		A	1					A
Gomphonema acuminatum var corona		A						
Gomphonema angustatum								A
Gomphonema gracile	A					1	1	A
Melosira distans		1	1			1	1	A
Melosira lirata			1					
Navicula spp.		A			A	A	1	A
65U Pinnularia spp.	A	1	1					
45U Synedra rumpens	A		A	1			1	1
45 Synedra rumpens						1		
33-5 Synedra rumpens		1		1	1	1	1	1
Tabellaria fenestrata			1					
Tabellaria flocculosa	1	A	1	A	1			2

Euglenophyceae

Trachelomonas sp.		1	1	1				
-------------------	--	---	---	---	--	--	--	--

Saprophyta

Flagellater, fargeløse						1	A	A
Jern/mangan bakterier, aggregater							1	1

Diverse

Detritus	4	4	4	4	4	4	4	3
----------	---	---	---	---	---	---	---	---

Diverse

Cyster, diverse	1	1	1	1	1	1	2	2
-----------------	---	---	---	---	---	---	---	---

Tabell P70: Begroingsorganismer i renne R5, 30.5.-20.07.91
Mengdeangivelse viser frekvens i prøve, skala 1-10.

Dato : 30. mai 5. juni 10.juni 21.juni 20.juli 7.aug. 26.aug 5. sept

Renne : R5

Chlorophyceae

Botryococcus braunii	2	2	2	
Drapharnaldia glomerata				3
Hormidium rivulare			2	2
Mougeotia a/b (10-18u)				2

Chrysophyceae

Chrysophyce sp2 (cyste 3-7u)	5	5	5	5	5
------------------------------	---	---	---	---	---

Bacillariophyceae

	Achnanthes spp.	1	1	3	3
	Anomoeoneis vitrea				A
	Ceratoneis arcus				A
	Cyclotella kuetzingiana			A	1
	Cyclotella sp2 (10-13u)	1	1	1	1
	Cymbella falaisensis	A			
	Cymbella gracilis	A			
	Eucoconeis lapponica			A	
	Eunotia spp.	A	A		
	Fragilaria capucina	1		1	
26	Fragilaria capucina		A		
35	Fragilaria capucina				2
	Frustulia rhomboides var saxonica		A		2
	Gomphonema acuminatum var corona	A	A		
	Gomphonema angustatum	A	A		1
	Gomphonema gracile	A	A	A	1
	Melosira distans	A	1	1	
	Melosira lirata	A	A		
	Nitzschia spp.	A	A		
	Pinnularia hilseana		A		
200	Pinnularia spp.	A	A		A
	Stenopterobia intermedia			A	
KNE	Synedra rumpens				1
33-5	Synedra rumpens	1	2	2	2
45	Synedra rumpens	1	1		2
	Synedra rumpens			4	
	Tabellaria fenestrata		A	1	1
	Tabellaria flocculosa		1	1	2
				2	4

Euglenophyceae

	Trachelomonas sp.	1	1	2	3
--	-------------------	---	---	---	---

Saprophyta

	Bakterier spiral-matrix				4
	Bakterier, trådformede				2
	Ciliater, uidentifiserte				1
	Flagellater, fargeløse			1	
	Jern/mangan bakterier, aggregater	2	2	1	2
				2	3

Diverse

	Bartre pollen		1	1	1
--	---------------	--	---	---	---

Tabell P70 (forts.)

Dato :	30. mai	5. juni	10.juni	21.juni	20.juli	7.aug.	26.aug	5. sept
Detritus	3	2	2	2				
Plankton	1	2	1					
Diverse								
Cyster, diverse	2	1	1			1		

Tabell P71: Begroingsorganismer i renne R6, 30.5.-05.09.91
Mengdeangivelse viser frekvens i prøve, skala 1-10.

Dato : 30. mai 5. juni 10.juni 21.juni 20.juli 7aug. 26.aug 5. sept

Renne : R6

Cyanophyceae

5-7	Phormidium spp.								3
5-8	Phormidium spp.								3
	Pseudanabaena spp.		1	1				2	
1-2	Uidentifiserte trichale blågrønner	A					2	2	4
1-2U	Uidentifiserte trichale blågrønner	1							

Chlorophyceae

	Botryococcus braunii	2	2	1	1	1			
	Closterium spp.								A
	Cosmarium spp.						A	A	1
	Drapharnaldia glomerata					2	2	2	2
	Euastrum spp.	1							
	Mougeotia a (6 -12u)								1
	Mougeotia a/b (10-18u)	1		A			1	2	2
	Mougeotia d (25-30u)								1
	Oedogonium a (5-11u)					1	1	1	
	Staurodesmus spp.					A			
20	Zygnema a (16-20u)						1		
16-8	Zygnema a (16-20u)					2			
	Zygnema a (16-20u)							2	
21-2	Zygnema b (22-25u)								3

Chrysophyceae

	Chrysothrix sp2 (cyste 3-7u)	5	5	5	5	5	4	2	
	Epiphyxis spp.					1			

Bacillariophyceae

	Achnanthes spp.	2	2	2	2	2	2	2	3
	Anomoeoneis vitrea								1
	Ceratoneis arcus						1	1	2
	Cyclotella kuetzingiana		A	1	1		1	1	2
	Cyclotella sp2 (10-13u)	1	A	A	A	A	2	1	2
	Cymatopleura spp.						A		
	Cymbella gracilis				A				
	Cymbella spp.				A				
	Cymbella ventricosa								1
	Cymbella ventricosa var minuta					1	1	A	
	Diatoma hiemale var mesodon								1
	Eunotia exigua				A				
	Eunotia spp.	A	1	A	1				
55	Fragilaria capucina								2
55U	Fragilaria capucina	1							
45	Fragilaria capucina								3
	Frustulia rhomboides					A			
	Frustulia rhomboides var saxonica	A							
	Gomphonema angustatum			A	2	2	1	1	2
	Gomphonema clavatum								A
	Gomphonema gracile		A		1	A	1	1	1
	Melosira distans var alpigena	A	1	1			A	1	
	Navicula radiosa				A				

Tabell P71 (forts.)

Dato : 30. mai 5. juni 10.juni 21.juni 20.juli 7.aug. 26.aug 5. sept

	Navicula rhynchocephala	A	A						
	Navicula spp.			A			1	1	
	Nitzschia palea		A	A					
	Nitzschia spp.			A	A	A			A
	Pinnularia hilseana				A				
200U	Pinnularia spp.	1	A						
	Pinnularia spp.		1	A					
200	Pinnularia spp.				A				
	Stenopterobia intermedia	A	A						A
	Surirella spp.			A					A
33	Synedra rumpens						3		
30	Synedra rumpens							4	
KNE	Synedra rumpens			A	1				
33-5	Synedra rumpens	2	2	2					
35	Synedra rumpens					3			
40	Synedra rumpens						3		
45	Synedra rumpens						4	4	5
55	Synedra rumpens			2	1	2			
55U	Synedra rumpens	2	1						
70	Synedra rumpens				1	1	1	1	
80	Synedra rumpens			1					
KNE	Synedra rumpens	1	1			1			
	Synedra rumpens							1	
	Tabellaria flocculosa	1	1	1	2	2	2	3	3
Saprophyta									
	Ciliater, uidentifiserte	1	1	1			1	1	
	Flagellater, fargeløse		1	1	1				
	Jern/mangan bakterier, aggregater	2	2	1	1	1		1	
Diverse									
	Bartre pollen	1			1	1			
	Detritus	3	2	2					
Diverse									
	Cyster, diverse	1	1	2	1	1	2	A	

Tabell P72. Resultater fra fotosyntese-/ respirasjonsforsøk test 1 29.08.91.

MØRKE				LYS			
tid	R1	R3	R6	tid	R1	R3	R6
min	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	min	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l
0	8,66	8,74		0	8,01	7,71	
3	8,61	8,65		3	8,02	7,79	7,06
7	8,57	8,58	9,22	5	8,04	7,85	7,2
10	8,56	8,52	9,08	7	8,07	7,91	7,33
13	8,51	8,46	8,94	9	8,07	7,97	7,44
16	8,47	8,4	8,85	11	8,09	8,03	7,63
19	8,44	8,35	8,73	13	8,11	8,1	7,78
23	8,41	8,27	8,52	15	8,14	8,17	7,94
27	8,37	8,21	8,36	17	8,16	8,24	8,11
30	8,34	8,16	8,27	19	8,16	8,32	8,28
33	8,31	8,1	8,14	21	8,21	8,39	8,45
36	8,29	8,05	8	23	8,22	8,46	8,64
39	8,26	8,01	7,81	25	8,25	8,55	8,81
42	8,22	7,94	7,7	27	8,26	8,61	8,97
45	8,21	7,89	7,66	30	8,3	8,71	9,24
48	8,18	7,86	7,55	33	8,33	8,79	9,46
51	8,16	7,81	7,41	36	8,38	8,89	9,66
54	8,13	7,76	7,28	39	8,4	8,95	9,84
57	8,1	7,72	7,16	42	8,48	9,01	10,1
59	8,09	7,67	7,09	45	8,49	9,07	10,21
				48	8,51	9,15	10,39
				51	8,55	9,22	10,55
				54	8,57	9,29	10,74
				56	8,58	9,33	10,85
				57	8,59	9,36	10,92
				58	8,59	9,38	10,95
				59	8,61	9,4	11

Tabell P73. Resultater fra fotosyntese-/ respirasjonsforsøk test 2 29.08.91.

MØRKE				LYS			
tid	R1	R3	R6	tid	R1	R3	R6
min	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	min	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l
0	8,27	8,75		0	7,21	7,36	
1	8,22	8,71		4	7,3	7,48	7,46
4	8,23	8,62	8,95	7	7,37	7,57	7,63
7	8,09	8,52	8,8	10	7,43	7,66	7,79
10	7,98	8,43	8,69	13	7,62	7,75	8
13	7,89	8,33	8,6	17	7,67	7,87	
16	7,73	8,25	8,5	21	7,8	7,99	8,53
19	7,6	8,17	8,42	24	7,87	8,06	8,69
22	7,6	8,1	8,34	29	7,96	8,21	8,88
25	7,58	8,03	8,25	32	8,03	8,32	9,07
28	7,54	7,96	8,14	35	8,1	8,39	9,21
31	7,71	7,89	8,06	38	8,17	8,48	9,38
34	7,73	7,83	7,96	41	8,21	8,57	9,56
37	7,65	7,77	7,86	44	8,3	8,65	9,69
40	7,62	7,71	7,84	47	8,36	8,73	
43	7,58	7,65	7,73	50	8,45	8,81	10
46	7,52	7,6	7,62	53	8,52	8,88	10,16
49	7,47	7,55	7,53	56	8,59	8,94	10,31
52	7,43	7,5	7,46	59	8,64	8,99	10,44
55	7,35	7,45	7,39				
58	7,32	7,4	7,29				
59	7,17	7,38					



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2566-8