



SINTEF Fiskeri og havbruk AS
Bioressurser

Postadresse: 7465 Trondheim
Besøksadresse:
SINTEF, Forskningscenteret på Rotvoll
Arkitekt Ebbellsvei 10
Telefon: 73 59 56 50
Telefaks: 73 59 56 60
E-post: fish@sintef.no
Internet: www.fish.sintef.no
Foretaksregisteret: NO 980 478 270 MVA

SINTEF RAPPORT

TITTEL

Bruk av luftbobling og neddykket ferskvannsutslipp som metode for produksjon av giftfrie blåskjell

FORFATTER(E)

Aleksander H. Hansen, Arne Fredheim, Egil Lien, Thomas McClimans, Kjell Inge Reitan, Karl Tangen, Yngvar Olsen

OPPDRAGSGIVER(E)

Fjord Garden AS

RAPPORTNR. STF80A 032090	GRADERING Åpen	OPPDRAGSGIVERS REF. Reidar Vangsnes	
GRADER. DENNE SIDE	ISBN	PROSJEKTNR. 820022 & 820044	ANTALL SIDER OG BILAG 58 + 1
ELEKTRONISK ARKIVKODE TiltaksrapportEndelig.doc		PROSJEKTLEDER (NAVN, SIGN.) Kjell Inge Reitan	VERIFISERT AV (NAVN, SIGN.) Arne Fredheim
ARKIVKODE	DATO 2003-12-30	GODKJENT AV (NAVN, STILLING, SIGN.) Karl Almås, Adm.Dir	

SAMMENDRAG

I prosjektet ble to metoder for å påvirke algeforholdene i avgrenset lokaliteter utprøvd. Den første metoden var neddykket luftbobling for å dra med dypvann opp til den produktive sonen (Arnafjorden). Den andre metoden var å modifisere et neddykket ferskvannsutslipp, slik at dypvann skulle dras opp til lyssonen (Gaupne). Hensikten med begge metodene var å stimulere veksten av ikke-giftige alger (forventet kiselalger) samtidig som veksten av giftige dinoflagellater skulle bli hemmet.

I begge forsøkene ble hydrologiske forhold, næringssalter, algesammensetning og giftinnhold i blåskjell registrert. Beregninger fra forsøksdataene viser at oppstrømningen av sjøvann er nesten dobbelt så stor med dykket ferskvannsutslipp som med luftbobling, henholdsvis $117 \text{ m}^3/\text{s}$ og $65 \text{ m}^3/\text{s}$.

Næringsalter fra dypvannet ble transportert opp til den produktive sonen. I forsøket med neddykket boblerør (Arnafjorden) ble det funnet en klar økning i biomassen av ikke-giftige planteplankton ved tiltaksområdet. Dette skyldes i all hovedsak oppblomstring av kiselalger og ikke-giftige dinoflagellater. Forsøket med modifisering av det neddykkede ferskvannsutløpet i Gaupne ga høy biomasse av den ikke-giftige dinoflagellaten *Ceratium* sp. I begge forsøkene ble veksten av *Dinophysis* sp. ikke stimulert. Den relative biomassen av *Dinophysis* sp. i forhold til den totale planteplankton biomassen ble redusert i løpet av forsøksperioden i begge forsøkene.

Innholdet av DSP i blåskjell er vist å ha sammenheng med antall celler av de giftige *Dinophysis* artene. I Arnafjorden (bobleforsøket) ble innholdet av DSP i blåskjellene redusert i henhold til normal halveringstid de første to ukene. Deretter ble reduksjonen av giftinnhold noe lavere. I forsøket i Gaupne- Lusterfjorden (neddykket ferskvannsutslipp) ble det registrert giftfrie blåskjell både inne i Lusterfjorden og lenger ut i fjorden. Imidlertid ble det funnet økt giftinnhold ved selve Gaupnefjorden.

STIKKORD	NORSK	ENGELSK
GRUPPE 1	Havbruk	Aquaculture
GRUPPE 2	Blåskjell	Blue mussels
EGENVALGTE	Fjorder	Fjords
	Dypvann	Deep seawater
	Alge samfunn	Algal community

INNHALDSFORTEGNELSE

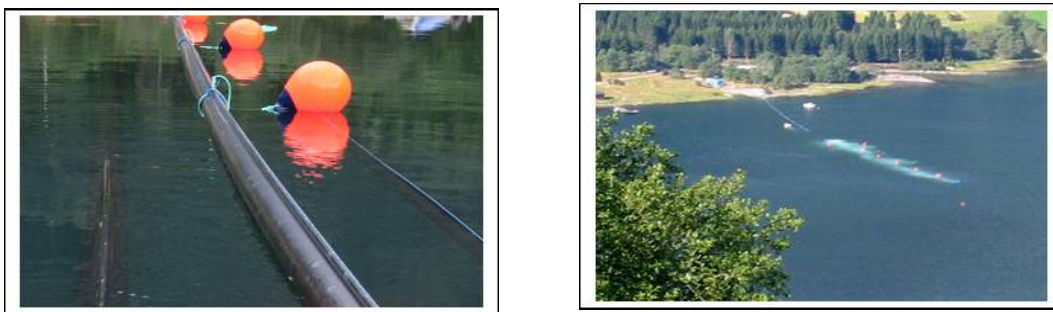
Abstract (Konklusjoner).....	3
Forsøk med neddykket boblerør	3
Forsøk med neddykket ferskvannsutslipp.....	4
1 Forord	6
2 Organisering og finansiering av DETOX-prosjektet	6
3 Innledning	8
3.1 Muligheter for lokalitetsforbedring og avgiftingslokaliteter.....	9
3.2 Målsetting for DETOX-prosjektet.....	10
4 Effekt av neddykket luftbobling i Arnafjorden.....	11
4.1 Valg av lokalitet og metode.....	11
4.2 Metode	11
4.2.1 Boblegardin.....	11
4.2.2 Prøvestasjoner	12
4.3 Hydrografi.....	15
4.4 Innlagring av dypvann i Arnafjorden	18
4.5 Effekten av tiltaket på næringssalter	21
4.6 Estimering av næringssaltdoser.....	22
4.7 Effekter på planteplankton og arter	26
4.8 Giftinnhold i blåskjell	32
4.9 Oppsummering av effekten av bobling på fysiske forhold, algebiomasse og skjellgift 33	
5 Neddykket ferskvannsutslipp i Gaupne	35
5.1 Valg av lokalitet og metode.....	35
5.2 Metode	35
5.2.1 Estuarin sirkulasjon i Lustrafjorden og fordelerplate ved ferskvannsutslippet i Gaupne	35
5.2.2 Prøvestasjoner	37
5.3 Hydrografi.....	40
5.4 Innlagring av dypvann i Gaupne- og Lustrafjorden.....	41
5.5 Effekten av tiltaket på næringssalter	44
5.6 Estimering av næringssaltdoser.....	47
5.7 Effekter på planteplankton og arter	49
5.8 Giftinnhold i blåskjell	54
5.9 Oppsummering av effekten av ferskvannsutslipp på fysiske forhold, algebiomasse og skjellgift	55
6 Sammenligning og konsekvenser av tiltaksmetoder for kunstig oppstrømming.....	57
6.1 Hydrografi.....	57
6.2 Næringsalter.....	57
6.3 Planteplankton.....	57
6.4 Innhold av gift i blåskjell	58
VEDLEGG A:	59
MPEG/video av et forsøk med en fordelerplate over et dykket ferskvannsutslipp fra Jostedal kraftverk (Innspilt tekst).....	59

Abstract (Konklusjoner)

I prosjektet ble to metoder for å påvirke algeforholdene i avgrenset lokaliteter utprøvd. Den første metoden var neddykket luftbobling for å dra med dypvann opp til den produktive sonen. Den andre metoden var å modifisere et neddykket ferskvannsutslipp slik at dypvann skulle dras opp til lyssonen. Hensikten med begge metodene var å stimulere veksten av ikke-giftige alger (forventet kiselalger) samtidig som veksten av giftige dinoflagellater skulle bli hemmet.

Forsøk med neddykket boblerør

Det første forsøket ble gjennomført i Arnafjorden, en sidearm til Sognefjorden, hvor et lufterør ble lagt under sprangsjiktet (Figur 1.1) Det ble foretatt registreringer av hydrologiske forhold, næringssalter, algesammensetning og giftinnhold i blåskjell.



Figur 1.1. Bilde av boblerøret som plassert under sprangsjiktet.

Resultatene viste at boblingen påvirket de hydrologiske forholdene ganske raskt. Registreringer foretatt den første perioden etter start av forsøket viste at bobleanlegget løftet ca $65 \text{ m}^3/\text{s}$ av sjøvann opp til lyssonen de første 18 timer. Dette er verdier som harmonerer godt med resultater som er oppnådd ved andre veldimensjonerte bobleanlegg. Det innlagrede dypvannet ble transportert utover fjorden hovedsakelig på høyre side, men dekket hele fjordens bredde

Boblingen og den medfølgende innlagringen av dypvann medførte en vesentlig økning av tilførselen av næringssalter til de øvre vannmassene i fjorden. Akkumuleringen av silikat, som er best egnet til å anskueliggjøre innlagringen av næringssalter i områder med lav algebiomasse, økte fra boblingen startet og fram til 11 dagers bobling, hvor nivået så avtok noe. Det var en tidsforsinkelse mellom innerst i fjorden og ytterst i fjorden på ca. 3 dager.

De mest dominante artene i planteplanktonet var kiselalgene *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* og *Skeletonema costatum* og dinoflagellaten *Ceratium furca*. *Pseudo-nitzschia p.* var etablert i relativt høye biomasser men avtok raskt i tetthet i den indre delen av fjorden ved starten av tiltaket. *Skeletonema costatum* viste lave konsentrasjoner ved forsøksstart, men økte utover i tiltaksperioden ved alle stasjoner i indre deler av fjorden. Det er grunn til å tro at *Skeletonema costatum* utkonkurrerte *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*.

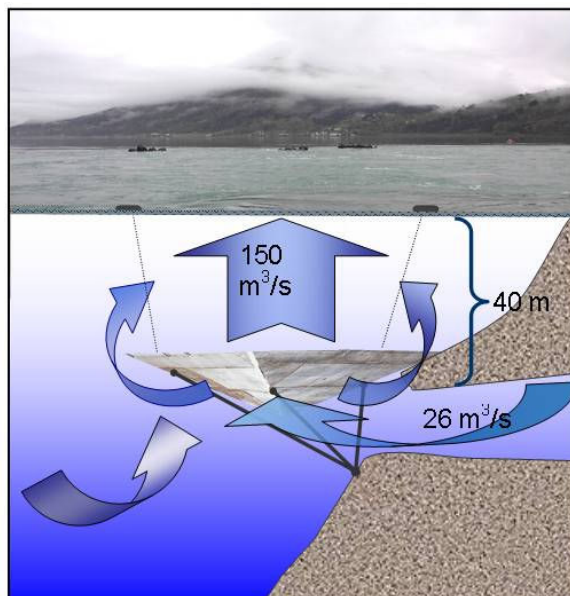
Alle stasjonene fikk en økning av den ikke-giftige *Ceratium furca*. I tillegg til denne arten økte biomassen av kiselalger sikkert i indre deler av fjorden i løpet av tiltaksperioden. Resultatene tilsier at den totale økningen av algebiomasse var en direkte følge av tiltaket. Responen var klart størst i nærheten av boblegardinen, der alle hovedgruppene viste økt vekst ved økt tilførsel av næringssalter. Biomassen av planteplankton ble umiddelbart redusert ved alle stasjoner når boblingen ble avsluttet.

Fire arter i slekten *Dinophysis*; *D. acuta*, *D. acuminata*, *D. norvegica* og *D. rotundata* ble påvist i vannmassene i perioden. Disse algeartene er forbundet med DSP toksin i blåskjell. De sistnevnte tre artene ble bare funnet i konsentrasjoner mindre enn 100 celler per liter og forekomsten viste ingen klar tendens med tiden. *Dinophysis acuta* var den klart mest tallrike av artene i slekten, og den ble funnet i konsentrasjoner av 0-1200 celler per liter. Ved avslutningen av boblingen, og i perioden etter, økte andelen av *Dinophysis* spp. ganske markant ved alle stasjoner, spesielt i midtre og ytre deler av fjorden, trolig som en følge av en oppblomstring i selve Sognefjorden i slutten av forsøksperioden. Basert på nærings salt-analysene vil det ta 2-3 dager før vannmassene ved S1 og S6 er rimelig i likevekt. Det er derfor lite sannsynlig at forsinkelsen i blomstringen i den indre delen av fjorden skyldtes langsom vannutskifting i fjorden.

Blåskjell som ble holdt i nærheten av bobleanlegget fikk en nedgang i DSP-toksiner, og nedgangen var betydelig raskere fram til dag 12 enn fra dag 12-19 av bobleperioden. Dette på tross av høyere algebiomasse i perioden fra dag 12 til 19. Avgiftningshastigheten fra dagen før start av bobling fram til dag 12 av bobleperioden ga en halveringstid på ca 14 dager, mens nedgangen av DSP-toksiner fra dagen før start av bobling fram til dag 19 av bobleperioden ga en halveringstid på 18-19 dager.

Forsøk med neddykket ferskvannsutslipp

Det andre forsøket ble gjennomført i Gaupne med utløpet fra Jostedal Kraftstasjon (Statkraft). Det ble laget en fordelerplate som ble lagt i overkant tvers over ferskvannsutløpet (Figur 1.2) Det ble foretatt registreringer av hydrologiske forhold, næringsalter, algesammensetning og giftinnhold i blåskjell.



Figur 1.2. Fordelerplaten som ble lagt i overkant av ferskvannsutløpet ved Jostedal Kraftverk i Gaupne.

Forsøket ble gjennomført i løpet av perioden juli-oktober 2003. Beregninger ut i fra hydrologiske data viser at det ble løftet $117 \text{ m}^3/\text{s}$ av dypvann opp til lyssonen. I løpet av én måneds tid hadde innlagingslaget en tykkelse på 6 m, fra ca 5 til 11 m dyp over hele måleområdet. Tykkelsen av laget er noe avhengig av den øvrige lagdelingen i hele fjordsystemet (Sognefjorden). Etter 25

dager gikk blandingsvannet mer utover fjorden enn før, på grunn av mye blandingsvann innlagret i den innerste delen av fjorden. Den 1. oktober (ca 3 måneders drift) ble det observert innlagring av blandingsvann i 3-9 meters dyp i hele fjorden, fra Luster til referansestasjon ytterst i fjorden. Den gjennomsnittlige oppholdstiden av vannet som strømmer til referansestasjonen ytterst i fjorden ble beregnet til omtrent 6 døgn.

Registreringer før platen ble lagt på viste at det var lave og stabile verdier av næringsalter i dybdesjiktet 10-25 meter med høyere verdier mot overflaten og mot større dyp. Konsentrasjonene av uorganisk N og P i dypvannet var omlag halvparten av konsentrasjonene i atlantisk dypvann i våre farvann (ca 50-60%), og konsentrasjonen av Si var ennå noe lavere. De noe høye verdiene av uorganisk N og Si i overflatelaget (0-5 meter) skyldes trolig lokal ferskvannsavrenning.

Konsentrasjonene av uorganisk N og Si i overflatevannet (0-10 m) var relativt konstante i hele perioden. Silikatkonsentrasjonene var gjennomgående vesentlig høyere enn verdiene som ble funnet ved forsøksstart i Arnafjorden. Fosfat økte kraftig i perioden, og dette tilsier at dypvann er kilden for både fosfat og silikat. Det at nitratverdiene ikke økte tilsvarende må tolkes dit hen at nitrogen er begrensende element for planteplanktonet og at dette tas raskt opp av algene.

Det at fosfatkonsentrasjonen økte til meget høye verdier ved alle stasjonene fra ca. dag 60 er et tegn på at innblandingen fra dypvann må ha vært meget stor i en 10 dagers periode. Det er nærliggende å anta at dette har sammenheng med vær og årstidsyklus (innledende høstomrøring), men tiltaket kan ha bidratt til å initiere og forsterke hendelsen. Når uorganisk N igjen ikke akkumulerer sammen med P må dette bety at planteplanktonet er meget klart N-begrenset.

De klart dominante artene i planteplanktonet var de ikke-giftige dinoflagellatene *Ceratium furca* og *C. tripos*. Begge viste en økende tendens gjennom perioden, med til dels meget høye biomasser, og et lignende forløp ved alle tre stasjoner. Også andre *Ceratium*-arter ble påvist i prøvene, men ingen andre arter av dinoflagellater eller diatomeer kan betegnes som dominante. Små uidentifiserte flagellater og monader ble som normalt funnet i høye tettheter, og disse utgjorde til tider en betydelig andel av biomassen.

Fire arter i slekten *Dinophysis*; *D. acuta*, *D. acuminata*, *D. norvegica* og *D. rotundata* ble påvist i vannmassene i ulike mengder etter start av tiltaket. *D. acuminata* hadde tettheter på 0-640 celler per liter og forekomsten viste ingen klar tendens for tid og stasjon. *D. norvegica* ble funnet i noe høyere konsentrasjoner (0-1800 celler per liter), og arten viste en avtagende tendens ved den indre stasjonen og en økende og etter hvert avflatende tendens ved stasjonene lenger ut i fjorden. *D. acuta* viste avtagende tettheter fra starten på den indre stasjonen og mer uklare forløp ved de øvrige stasjonene. Den samlede biomassen av *Dinophysis* sp. avtok ved den indre stasjonen og var relativt konstant ved de øvrige stasjonene. Biomassen av planteplankton økte ved alle stasjonene gjennom perioden, og andelen *Dinophysis* sp. av totalt planteplankton ble følgelig redusert.

Det var påfallende at konsentrasjonen av kiselalger var lav ved start og gjennom hele forsøksperioden, dette til tross for at det var høyt innhold av silikat i overflatevannet. Dette viser at kiselalger ikke alltid utkonkurrerer andre arter når det er silikat til stede, og at arter av *Ceratium* sp. mest sannsynlig er svært effektive konkurrenter om uorganisk N og P i sommerperioden.

Blåskjellene hadde ved utsett et DSP-giftinnhold på 137 µg/kg skjellmat. På stasjonen i Lusterfjorden nærmest Gaupne økte giftinnholdet hele perioden. Blåskjellene som ble holdt lengre ut i Lusterfjorden fikk redusert giftinnhold i løpet av perioden, og var under faregrensen det meste av forsøksperioden. Også skjellene som ble holdt ved Luster (lenger inn i Lusterfjorden) ble det registrert en nedgang i giftinnhold i skjellene.

1 Forord

Problemene med forekomst av giftige alger, og dermed giftige skjell, har rammet de fleste store aktørene innefor blåskjellnæringen i Norge, og disse aktørene har opplevd store økonomiske problemer de siste årene. Forekomsten av giftige alger har ført til store leveringsproblemer og handlingslammelse for flere pionerbedrifter. Det er satset betydelige ressurser fra det offentlige på instrumentering og analyse av algegifter for å sikre at skjellene som kommer ut på markedet har et forsvarlig lavt innhold av algegifter. Det er imidlertid gjort lite med hensyn på praktiske tiltak for å etablere metoder som kan bringe alggiftnivået til akseptable verdier.

Denne rapporten er basert på aktiviteten i DETOX-prosjektet ”Tiltaksprosjekt for å sikre produksjon av giftfrie blåskjell i Norske fjorder”. I DETOX-prosjektet ble to praktiske metoder for å løfte dypvann opp til den produktive sonen undersøkt. Hensikten med dette var å styre algesamfunnet i avgrensede lokaliteter. De praktiske tiltaksforsøkene ble gjennomført i Sognefjorden, men resultatene har relevans for hele skjell Norge. Det har derfor vært vesentlig å planlegge forsøkene slik at resultatene har verdi og kan anvendes langs hele kysten. I prosjektet er det gjennomført 2 storskala forsøk hvor praktiske metoder er uttestet.. Denne rapporten beskriver gjennomføring og resultat av disse tiltaksforsøkene, samt en felles evaluering av resultatene.

I DETOX prosjektet er det utarbeidet en utredningsrapport over mulige strategier for produksjon av giftfrie blåskjell Denne utredningsrapporten foreligger som SINTEF Rapport (STF80A 032091).

2 Organisering og finansiering av DETOX-prosjektet

Initiativtager og således prosjekteier av DETOX-prosjektet er Fjord Garden AS v/Reidar Vangsnes. Prosjektet har imidlertid en åpen profil, og skal komme hele Norge til gode. Prosjektet er opprinnelig finansiert som et spleiselag av Fiskeridepartementet, Landbruksdepartementet og Kommunal og Regionaldepartementet. Aktiviteten i prosjektet ble utvidet underveis, slik at det måtte ekstrafinansieres. Den videre aktiviteten ble finansiert av Fiskeridepartementet, Sogn og Fjordane Fylkeskommune, Fiskeri og Havbruksnæringens Forskningsfond (via Norges forskningsråd), Vik kommune, Sogn Regionråd og SND Sogn og Fjordane.

Det opprinnelige prosjektet ”Tiltaksprosjekt for å sikre produksjon av giftfrie blåskjell i Norske fjorder”, kalles DETOX 1. Videreføringen med den ekstra aktiviteten er blitt kalt ”DETOX 2: Ferskvannsutslipp i Gaupne”. Begge prosjektene er organisert som ett prosjekt under samme prosjektledelse. ”DETOX-prosjektet” dekker således hele aktiviteten.

DETOX-prosjektet har vært ledet av SINTEF Fiskeri og havbruk, med NTNU v/Yngvar Olsen som prosjektansvarlig. I gjennomføringen av tiltaksforsøkene har marinbiologer, algesystematikere, hydrodynamikere, oseanografer og toksikologer deltatt. Således har det vært nødvendig å dra nytte av ressurspersoner ved ulike institusjoner. I arbeidet med valg av lokaliteter og forberedelse av forsøkene har representanter fra Fjord Garden, spesielt Reidar Vangsnes og Guttorm Holstad, bidratt vesentlig. Gjennomføringen av forsøket i Gaupne med neddykket ferskvannsutslipp fra Jostedal Kraftverk har vært gjennomført i nært samarbeid med Statkraft. Statkraft har tilpasset produksjonen slik at nødvendig modifisering av utløpet kunne gjøres.

Ressurspersoner som har gitt betydelig bidrag i prosjektet er listet opp i Tabell 2.1.

Tabell 2.1. Sentrale ressurspersoner med type bidrag som har deltatt i DETOX-prosjektet.

Aktør	Institusjon	Funksjon
Professor Yngvar Olsen	NTNU	Prosjektansvarlig
Forskningsjef Kjell Inge Reitan	SINTEF	Prosjektleder
Seniorforsker Tom Mc Climans	SINTEF	Planlegging og gjennomføring av tiltaksforsøkene (Oceanograf)
Forsker Arne Fredheim	SINTEF	Ansvarlig for planlegging av tiltaksforsøkene (hydrodynamikk)
Seniorforsker Egil Lien	SINTEF	Planlegging og gjennomføring av tiltaksforsøkene (hydrodynamikk)
Forsker Aleksander H. Hansen	SINTEF	Planlegging, gjennomføring, prøvetaking og resultatbearbeiding (marinbiolog)
Forsker Karl Tangen	Oceanor	Planlegging av prøvetakingsprogram, analyse og bearbeiding av algeforekomster (marinbiolog)
Senioringeniør Kjersti Andresen	NTNU	Analyse av næringsalter i vannprøver
Professor Tore Aune	Veterinærhøgskolen	Deltager i referansegruppe og giftforekomst i blåskjell
Seniorforsker Jan Aure	Havforskningsinstituttet	Deltager i referansegruppe og planlegging av forsøk
Forsker Lena Søderholm	SAMS, Sogn og Fjordane Fylkeskommune	Deltager i referansegruppe og koordinering med SAMS prosjektet

3 Innledning

Fjorder i Norge har et stort potensial for produksjon av blåskjell. Sognefjorden er et godt eksempel, der blåskjellveksten er vist å være svært hurtig, så kort som ett års veksttid for deler av produksjonen. Slik rask vekst gir gjerne skjell med tynt skall og god kjøttkvalitet. Produksjonen skjer også ned til relativt dype vannlag. Dette sammen med den raske tilveksten demonstrerer det store potensialet som blåskjell har som oppdrettsorganisme i Norge, og spesielt i Sognefjorden. Erfaringene så langt har vist store problemer med forekomst av giftige alger i store deler av året. Dette medfører at skjellene ikke kan høstes. Situasjonen i dag er at det er flere tusen tonn blåskjell i Norske fjorder som har fin størrelse for høsting. Disse skjellene må avgiftes før de kan høstes og sendes til markedet. Det antas at Sognefjorden har en produksjonskapasitet på 150 000 tonn blåskjell pr. år. Til sammenligning ble det produsert i underkant av 2500 tonn i hele Norge i 2002.

Det har i de senere årene vært stor interesse for å starte med blåskjellproduksjon, og private investeringer har økt kraftig. Et framtidig etablert blåskjelloppdrett har et potensial for sysselsetting som er viktig for kystsamfunnene, der etablering av sikre og godt betalte arbeidsplasser blir viktig i framtiden. Rapporten "Norges muligheter for verdiskaping innen havbruk" anslår produksjonen av skjell til å utgjøre omlag 1 million tonn i år 2030. Den generelle langsiktige markedssituasjonen for sjømat er god (FAO 2000). Inntektene i blåskjellproduksjonen vil i den nærmeste framtiden være knyttet til konsumskjell for eksport. Det er imidlertid viktig allerede nå å ha det perspektivet at blåskjell også er aktuelle som mulig marint råstoff for fiskefôr. Allerede nå er ressursituasjonen innen industrifiskeriene prekær med tanke på en videre utvikling av lakseoppdrettet, og det kan bli umåtelig viktig å finne alternative marine råstoffkilder for fiskefôr. Blåskjell er en organisme med vekstegenskaper som gjør dem egnet som industriråvare, de spiser planktonalger og befinner seg langt nede i næringskjeden, og potensialet for biomasseproduksjon er følgelig svært stort. Av aktuelle arter er det bare blåskjell som har et slikt potensial. Det er imidlertid viktig å slå fast at industriblåskjell må produseres til lav pris, noe som vil kreve automatisering og velutviklet teknologi. I de nærmeste årene vil konsumskjell være det viktige produktet, men denne produksjonen medfører at en del må sorteres ut. Disse utsorterte skjellene kan være en velegnet kilde til fôrråstoffer.

Et forhold som i dag hemmer utviklingen av en blåskjellnæring i kyst-Norge er de problemene som mange oppdrettere har med giftige alger og dermed giftige blåskjell. Dette har resultert i en viss handlingslammelse for pionerene i blåskjellnæringen. Det er satset midler til instrumentering og analyse av algegifter i skjell, men tiltak må til for å redusere giftproblemene til akseptable nivåer. Det sentrale spørsmålet er hvordan problemet kan overvinnes slik at høyproduktive Norske fjorder kan anvendes til lønnsom eksportrettet produksjon av blåskjell av høy kvalitet til konsum. Når skjellene spiser planktonalger som inneholder giftige substanser blir de selv giftige for mennesker slik at leveringen til konsum stanser opp. Dette er selvsagt en umulig situasjon for oppdretterne, selv ved leveringsstopp over relativt korte perioder. Den videre utviklingen av en mer effektiv teknologi og mer kunnskap om organismer og produksjonssystemer er oppgaver som ganske sikkert vil bli løst, men problemene omkring giftige alger har for mange oppdrettere blitt mer omfattende enn det man tidligere reknet med. Dette har skapt en usikkerhet, blant annet for mange oppdrettere i Sognefjorden.

Kystområdene nord for Trondheimsfjorden har bare sporadisk hatt alvorlige problemer knyttet til giftige alger. Imidlertid er det viktig å også ta i betraktning at analysegrunnlaget nord for Trøndelag er dårlig sammenlignet med lenger sør.

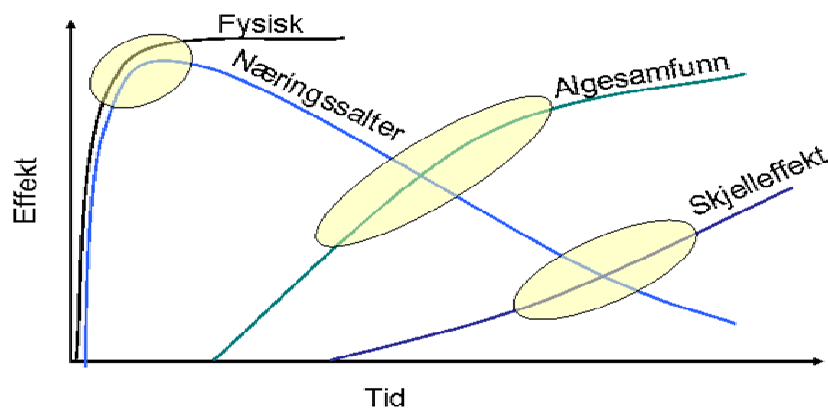
3.1 Muligheter for lokalitetsforbedring og avgiftingslokaliteter

Giftinnhold i blåskjell er avhengig av om det er giftige alger tilstede ved blåskjellokaliteten. Diaré-toksiner er det største problemet som hindrer at blåskjell kan høstes fra fjordlokaliteter. Diaré giften DSP produseres i all hovedsak av dinoflagellat-slekten *Dinophysis*. Dinoflagellater favoriseres av bestemte vekstforhold, mens kiselalger stimuleres av andre forhold igjen.. Det er foreslått av lagdeling av vannmasser og sterk konkurranse om næringssalter kan være med på å stimulere vekst og biomasseoppbygging av *Dinophysis* sp. Kiselalger trives bedre i homogene vannmasser med god næringstilgang. Endring av de lagdelte vannmasser i den produktive sonen og tilførsel av næringssalter kan trolig endre vekstforholdene for algegruppene og favorisere veksten av kiselalger. Denne hypotesen ligger til grunn for metodene som ble undersøkt i dette prosjektet.

I prosjektet ble det valgt ut to metoder for å forsøke å bringe dypvann opp til den produktive sonen. Grunnlaget for valg av disse to metodene er beskrevet i utredningsrapporten (Rapport STF80A 032091). Den første metoden var bruk av neddykket boblerør, hvor trykkluft ble sluppet ut ved 40 meters dyp, under sprangsjiktet. Hypotesen er at dypvann skal bli dratt med opp til den produktive sonen, bryting av noe av lagdelingen, samt bringe med seg næringssalter opp. Dette er tenkt å gi grunnlag for vekst av raskt voksende kiselalger. Denne metoden ble undersøkt i en fjordarm av Sognefjorden (Arnafjorden)

Den andre metoden som ble undersøkt var å modifisere et neddykket ferskvannsutslipp. Flere kraftstasjoner har neddykket utslipp fra turbinene for å hindre isdannelse om vinteren. Ferskvann er lettere enn sjøvann og vil stige opp til overflaten. Hvis ferskvannsutløpet dimensjoneres riktig vil det dra med seg sjøvann oppover, og på samme måte som ovenfor kan dette gi grunnlag for vekst av rasktvoksende kiselalger. For å teste denne metoden ble ferskvannsutløpet fra Jostedal Kraftverk i Gaupne modifisert.

Ved begge metodene forventes en utvikling i effektene av forsøkene som vist i Figur 3.1. Først, nesten umiddelbart etter at forsøket er startet kan det forventes en effekt på det fysiske miljøet. De beste observasjonene kan gjøres på temperatur og salinitetsprofiler. Videre vil næringssalttilførselen følge innblandingens av dypvann. Imidlertid vil tilført næringssalter raskt bli tatt opp i algeplanktonet etter hvert som biomassen av det øker. Først etter en effekt på algesamfunnet er registrert kan det forventes en effekt på giftinnhold i blåskjell.



Figur 3.1. Forventet effekt av tiltakene på fysiske forhold, næringssalter, algesamfunn og giftinnhold i blåskjell.

3.2 Målsetting for DETOX-prosjektet

Det overordnede målet i DETOX er:

Å etablere teknologi som sikrer forutsigbar og regulær produksjon av giftfrie blåskjell av høy kvalitet i Norske fjorder, for på den måten å realisere fjordenes produksjonspotensial i næringsvirksomhet.

En slik regulær produksjon kan inkludere vekstområder og mulige områder som er spesielt egnet for avgifting av blåskjell. Slike avgrensede lokaliteter krever kontrollert algesammensetning slik at det kan gjennomføres en avgifting av blåskjell i løpet av overkommelig tid.

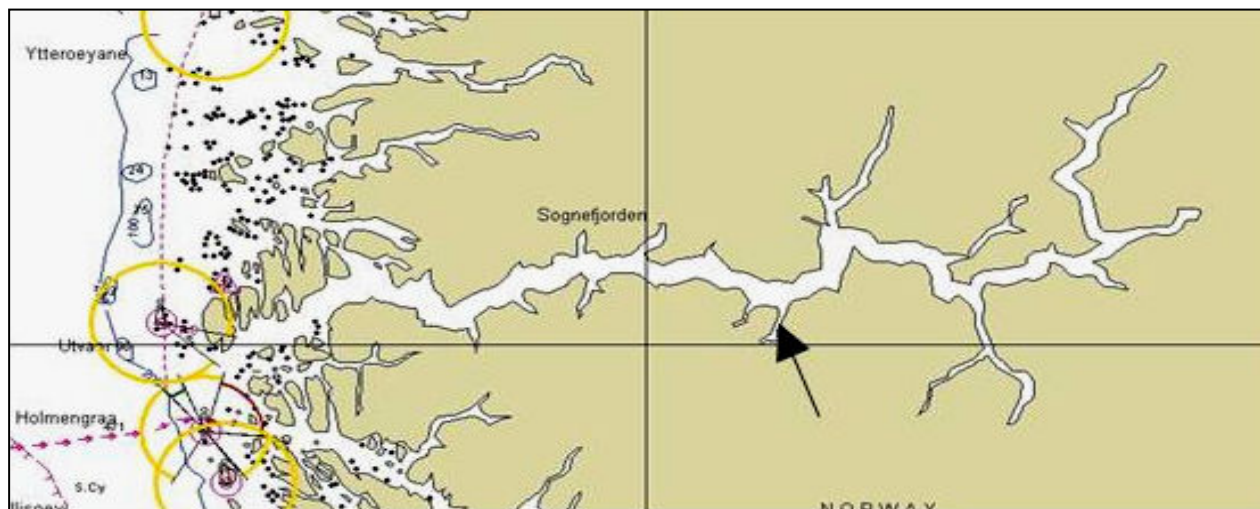
Mer spesifikt er følgende delmål etablert som behandles i denne rapporten:

- Det skulle gjennomføres kontrollert uttesting av praktiske metoder for avgifting gjennom lokalitetsforbedring. I disse lokalitetene skulle veksten av ”gode” fôralger stimuleres på bekostning av giftalger. Metodene skulle bryte lagdelingen og bringe næringsrikt dypvann opp til den produktive sonen.
- To praktiske metoder på å bryte lagdeling og å bringe dypvann opp til den produktive sonen ble prøvd:
 - Neddykket boblerør
 - Neddykket ferskvannsutslipp

4 Effekt av neddykket luftbobling i Arnafjorden

4.1 Valg av lokalitet og metode

For å prøve ut om en avgrenset lokalitet av en større fjord kan etableres som en avgiftingslokalitet gjennom påvirkning av algesammensetningen, ble ulike deler av Sognefjorden utredet. Kriteriene som ble lagt til grunn var topografi rundt fjorden (bl.a. elver), dyb-forhold, og infrastruktur som vei og strømforsyning. Indre del av Arnafjorden ble valgt for utprøving av tiltaket (Figur 4.1). Fjorden er lang og smal og det er en svak utveksling mellom indre Arnafjorden og hovedfjorden. Fjorden er imidlertid relativt stor slik at det praktiske tiltaket må ha stor skala for å kunne forvente å få effekt.

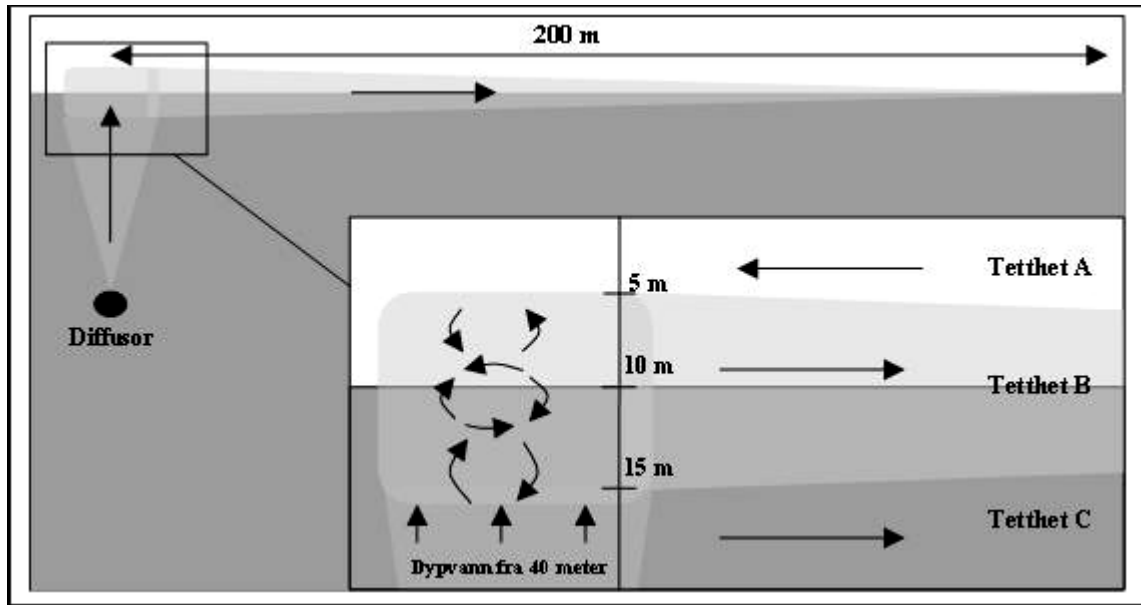


Figur 4.1. Arnafjorden , en sidearm i Sognefjorden

4.2 Metode

4.2.1 Boblegardin

Det er altfor liten ferskvannstilrenning i Arnafjorden til å kunne løfte store mengder av næringsrikt sjøvann mot overflaten. Det ble derfor valgt å satse på luftbobling for å undersøke om forholdene for ikke-giftige fôralger til blåskjell kunne bedres dersom man lyktes med å bryte lagdeling og frakte opp nye næringssalter. Et bobleanlegg, som vist i Figur 4.2 og 4.3, ble dimensjonert for 40 m dyp innerst i Arnafjorden. Det består av tre perforerte rør med en total horisontal spredning på 2 m og en lengde på 100 m. Det er 2,5 mm hull i hvert rør for hver m ledning og en total lufttilførsel på 44 Nm³/min. Dette skulle sikre at boblene tilført vannet tilstrekkelig fordelt oppdrift for å danne en sammenhengende oppstrømning (plume) gjennom vannlagene. Hullstørrelsen og -fordelingen ble valgt fra oppskriften for rørfordelere (manifolds) (Miller 1990). Lufttilførselen kom fra en Aggreco (Ingersoll-Rand) skruekompressor som bruker 0,4 MW. Boblingen ble startet 4. september 2002 og varte nesten uten opphold til 25. september 2002.



Figur 4.2. Skisse av oppdrifts-drevne strømmer forårsaket av blanding i lagdelt resipient.



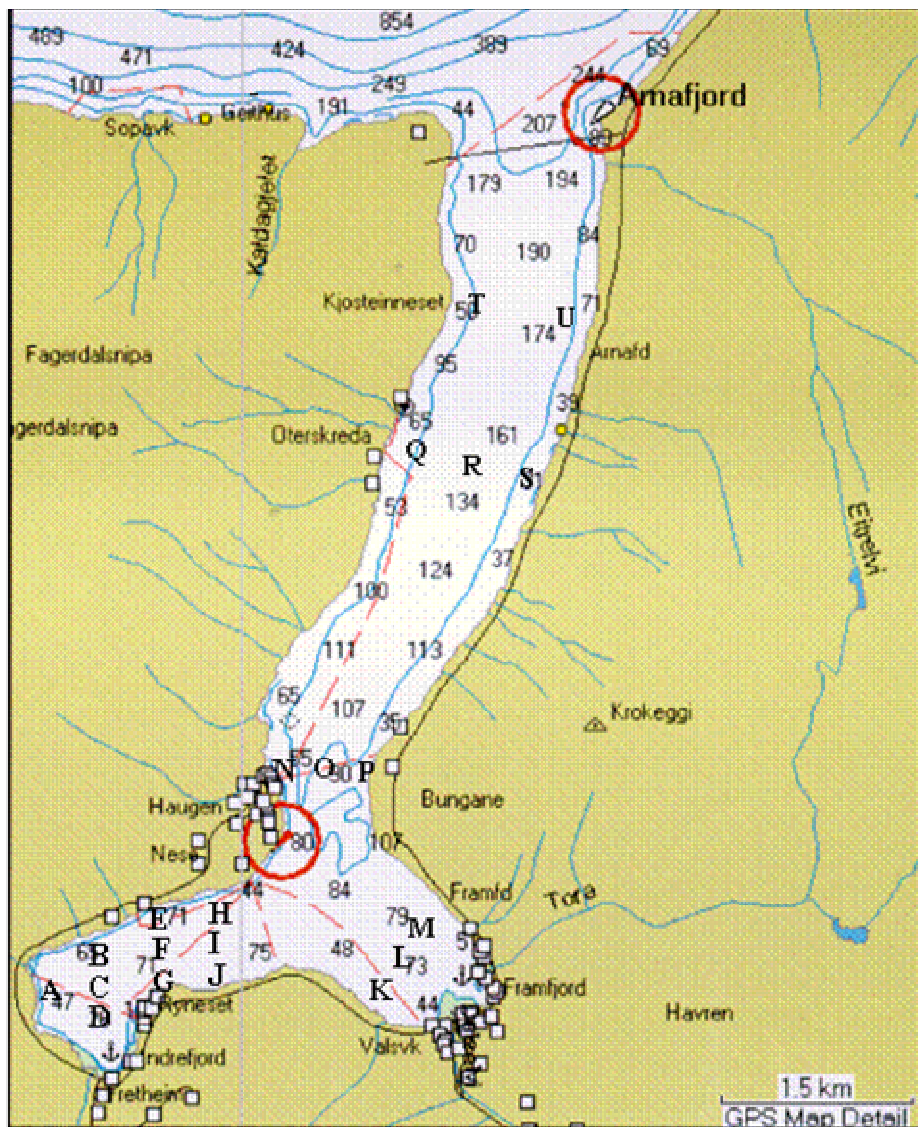
Figur 4.3. 100 m langt boblegardin bestående av 3 diffusorrør (til venstre) senket på 40 meters dyp i Arnafjorden (til høyre).

4.2.2 Prøvestasjoner

A. Hydrografi

Den 6. mai 2002 ble det gjort forundersøkelser av hydrografi ved befaring av lokaliteten. Under gjennomføringen av forsøket ble det tatt målinger 3 og 1 dag før boblingen startet, etter 1, 11 og 21 dager (siste dag) av bobleperioden og 1 og 2 dager etter at bobleperioden ble avsluttet.

Dybdeprofiler av temperatur og saltholdighet ble målt med en STD/CTD (SD204) fra overflaten til 50 m dyp (eller bunnen) på til sammen 21 stasjoner (Stasjon A-U, Figur 4.4).



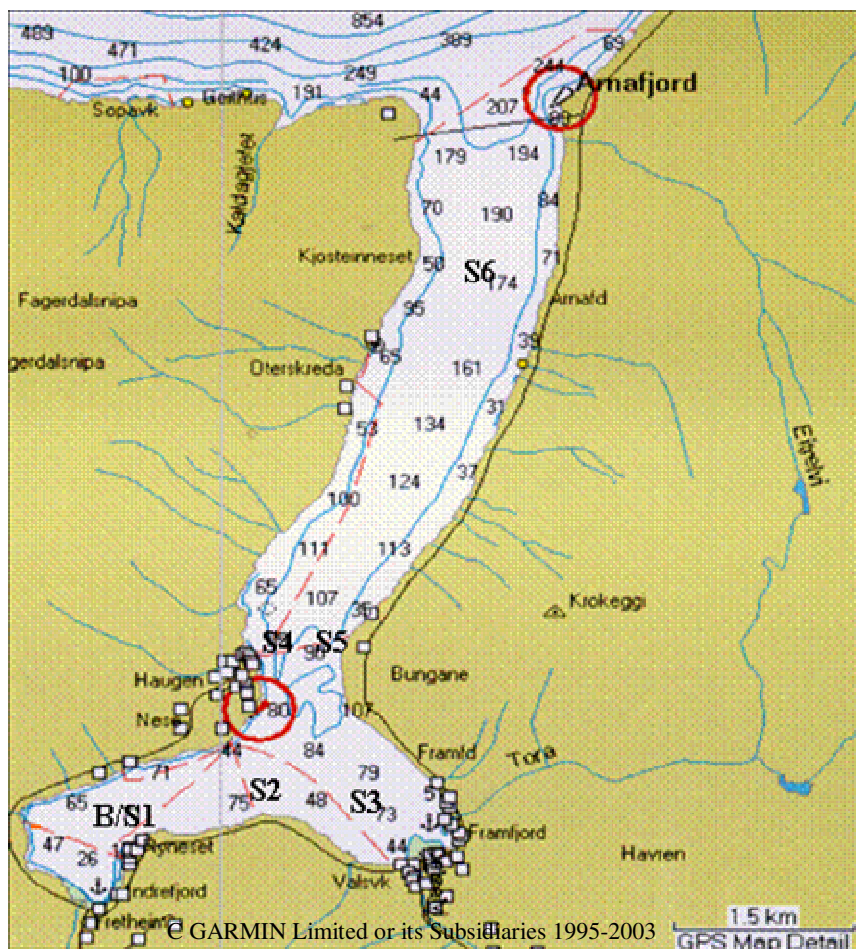
© GARMIN Limited or its Subsidiaries 1995-2003

Figur 4.4. Arnafjorden. Stasjoner for måling av temperatur og saltholdighet (A-U).

B. Næringssalter

Det ble tatt blandeprøver av næringssalter på seks stasjoner (S1-S6, Figur 4.5) tre ganger pr uke. Stasjon 1 var plassert i innerst i fjorden, nærmest boblegardinen, stasjon 2 i ytre del av indrefjorden, stasjon 3 i Framfjorden, stasjon 4 og 5 på vest- og østsiden av Arnafjorden og stasjon 6 på midten lengre ut i fjorden, 6,5 km fra boblegardinen. Avstanden fra boblegardinen til de andre stasjonene var henholdsvis 0,5 km, 2 km, 2,9 km, 2,9 km og 3,1 km for stasjon 1-5.

Det ble benyttet en silikonslange med 10 mm indre diameter for prøvetaking av næringssalter fra 0-10 m dyp på stasjon 1-6. Prøvene ble frosset på polyetylenflasker (250 mL) og analysert for nitrogen (nitrat), fosfat og silikat av Trondhjem biologiske stasjon (NTNU). Analysene ble gjennomført i henhold til Norsk stasndard.



Figur 4.5. Arnafjorden. Stasjoner for uttak av skjell-prøver (B) og nærings salt- og algeprøver (0-10 m, S1-S6).

C. Planteplankton

Det ble tatt algeprøver på stasjon S1-S6 (Figur 4.5) tre ganger pr uke. Prøveinnsamlingen ble gjort i henhold til standard metode for Overvåkingsprogrammet for algetoksiner (SNT-Rapport 9, 2001). Det ble benyttet en silikonslange med 10 mm indre diameter for prøvetaking av blandeprøver fra 0-10 m dyp. I tillegg ble det tatt hovtrekksprøver av de øverste 10 meterne ved hjelp av en mikroplanktonhåv med 20 μm maskevidde. Blandeprøvene ble fiksert med Lugols løsning på medisinflasker (300 mL) mens hovtrekksprøvene ble fiksert med formalin på prøvebeholdere 50 mL) av plast og lagret mørkt og kjølig.

Algetellingene ble utført av Oceanor AS, der prøvene ble analysert kvantitativt i vanlig lysmikroskop i to trinn: 1) i Palmer-Maloney tellekammer (0,1 ml) (alle arter, oppløsning 10 000 celler/l) og 2) etter filtrering på cellulosenitratfilter (dinoflagellater). Oppløsningen på filteret var avhengig av filtrert vannvolum som ble valgt i forhold til celletetthet. Standard filtrert volum var 10 mL (oppløsning 100 celler/L) eller 20 mL (oppløsning 50 celler/L) eller unntaksvis 100 mL (oppløsning 10 celler/L). Før kvantitativ analyse ble en håvtrekksprøve fra samme lokalitet gjennomgått for å identifisere arter som ellers er vanskelig å identifisere på filter eller i tellekammer.

D. Blåskjell

Blåskjell ble satt ut i 10 meters strømper på stasjon S1 (Figur 4.5) en dag før boblingen startet. Det ble tatt samleprøve av ca 1 kg skjell fra 1-10 meters dyp hver uke. Skjellene ble dampet og innmaten ble frosset og sendt til Institutt for farmakologi, mikrobiologi og næringsmiddelhygiene (FMN) ved Norges Veterinærhøgskole for analyse av DSP-toksiner, yessotoksiner (YTXs), pectenotoksiner (PTXs) og azaspiracid toksiner (AZAs).

Analysene gjøres med HPLC-MS. For DSP og YTXs forberedes skjellmaterialet ved at 1 g homogenisert hepatopancreas ekstraheres med 9 ml 80% metanol i 10 minutter (ristemaskin/rotamixer) og sentrifugeres i 5 minutter. For bestemmelse av fritt toksin (OA/DTX-1/DTX-2/YTX-ene) filtreres en aliquot av supernatanten gjennom et 0,22 µm filter og analyseres direkte (LC-MS). For bestemmelse av fettsyreestere av OA/DTX-1/DTX-2 hydrolyseres 1 ml av supernatanten ved å riste med 500 µl 1 M NaOH i en time ved romtemperatur (dette for å spalte av fettsyredelen av molekylene slik at vi har fritt toksin i løsningen). Etter hydrolysen vaskes ekstraktet med heksan, før toksinene ekstraheres med kloroform. Kloroformekstraktet dampes inn til tørrhet med nitrogen, prøven løses i 500 µl 80 % metanol og filtreres gjennom et 0,22 µm filter før LC-MS analyse.

Selve den instrumentelle analysen utføres vha HPLC-MS. 20 µl injiseres på en 150 x 2 mm C18 kolonne, med 80% metanol tilsatt 10 mM ammoniumacetat som mobilfase ved 300 µl/min. Analyttene detekteres etter negativ ionisering i Single Reaction Mode (SRM) .

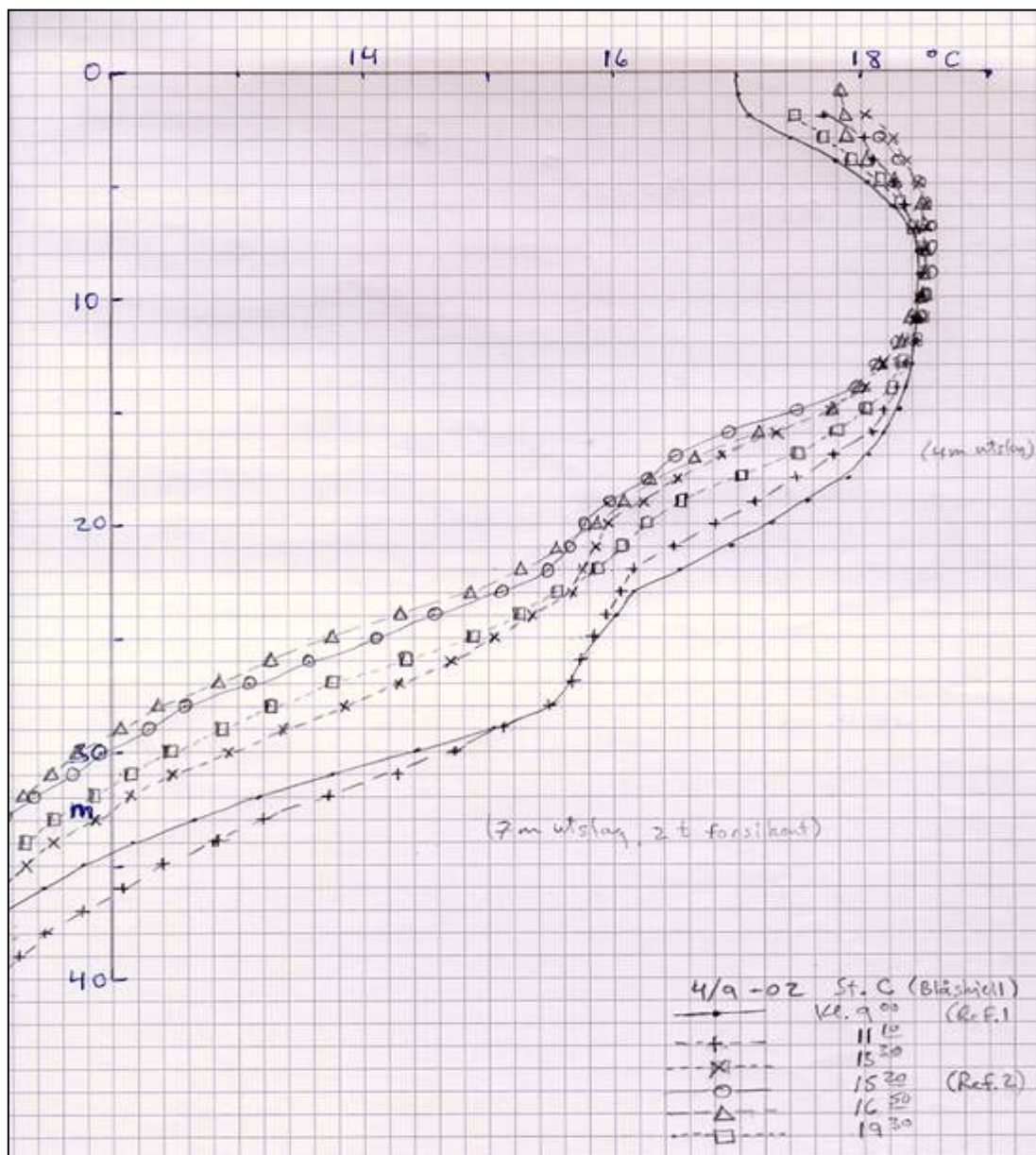
Metoden for bestemmelse av AZAs og PTXs er nesten den samme: 1 g homogenisert hepatopancreas ekstraheres i 10 minutter med metanol. Etter sentrifugering blandes 800 µl av supernatanten med 200 µl vann, og filtreres gjennom et 0,22 µm filter før analyse. 20 µl injiseres på en 150 x2 mm C18-kolonne, med 65 % acetonitril tilsatt 2 mM ammoniumformat og 50 mM maursyre. Analyttene detekteres i SOM etter positiv ionisering.

4.3 Hydrografi

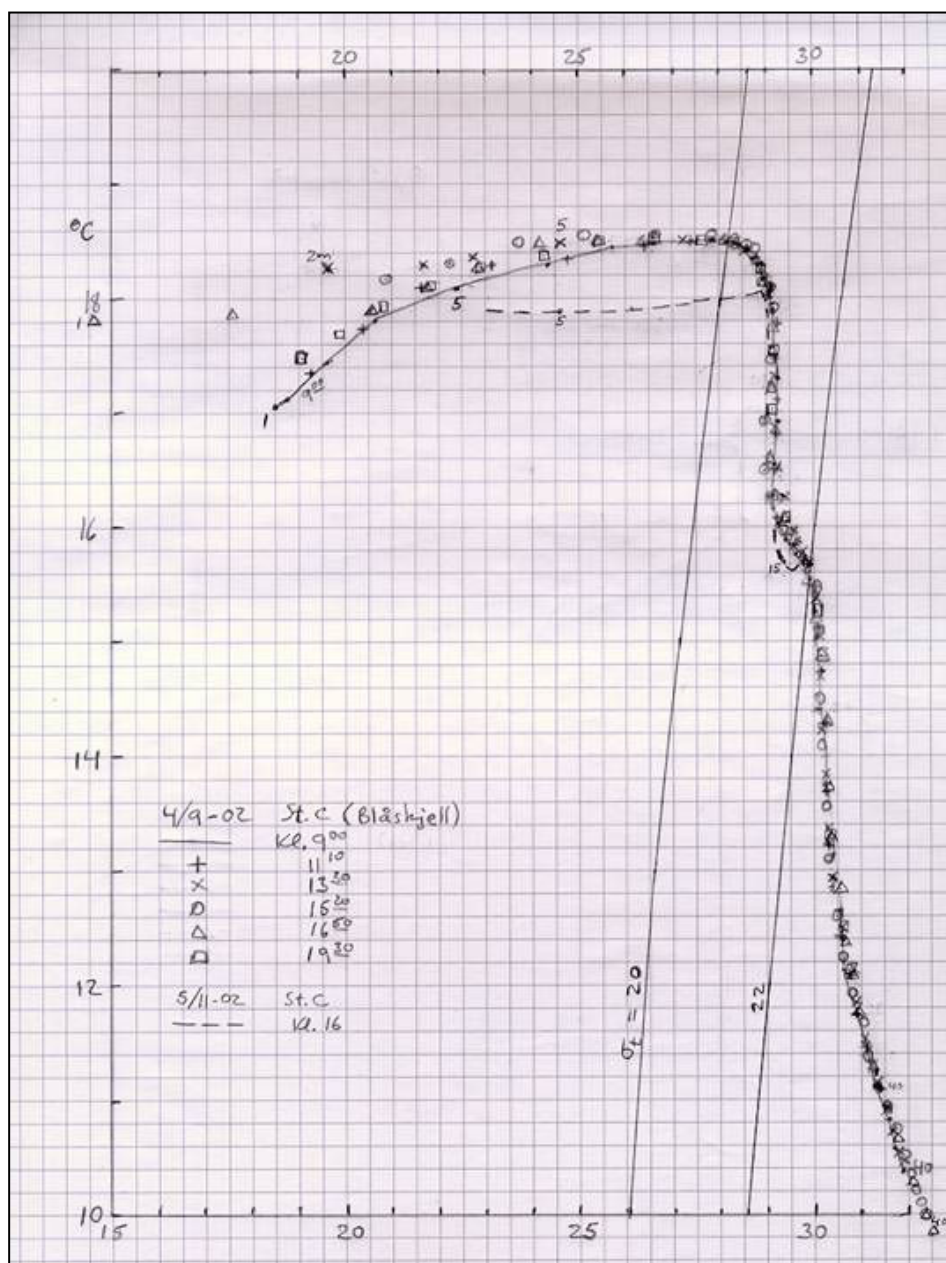
For å beskrive at Arnafjorden er et egnet sted for dette forsøket og få dimensjonerende data for tiltaket, ble de gjennomført en befaring med målinger på 7. mai 2002. Det er kjent fra før at strømmene i fjorden er svake. Temperatur og saltholdighet ble målt fra overflaten til 50 m dyp (eller bunnen) ved syv forskjellige steder for å kartlegge tetthetsfordelingen i det aktuelle området. Resultatene viste svært horisontale tetthetsflater uten noen vertikale bevegelse (indre bølger) (se Tabell 4.1). Dette viser at tetthetsgradienten som må brytes ned er sterkest i de øverste 10 - 20 m. Siden målsetningen er å føre sjøvannet fra dypet (ca 1026 kg/m³) opp til ca 10 m dyp (1023,5 kg/m³) kreves det en stor tilførsel av oppdrift (luft). Dette vil variere noe med årstid idet lagdelingen er påvirket av lagdelingen i Sognefjorden. En fjordarm som Arnafjorden vil normalt vise en dempet variasjon i forhold til hovedfjorden.

Tabell 4.1. Tetthetsfordeling under befaring i Arnafjorden.

Dyp (m)	Tetthet (kg/m ³)
1	1021,0
10	1023,5
20	1025,1
30	1025,9
40	1026,3
50	1026,5


Figur 4.6. Temperaturprofiler for 6 tidevannsfaser før oppstart av boblingen (kl 22).

Det ble også målt temperatur og saltholdighet ved flere steder tre dager før utsetting av bobleanlegget. På dette tidspunkt ble det også målt nesten horisontale tetthetsflater, men det ble også målt vertikale bevegelser av tetthetsflaten på flere m gjennom en tidevannsperiode ved Stasjon C like før igangsettelsen av boblingen. Temperaturprofiler ved 6 forskjellige faser er vist på Figur 4.6. Bevegelsene tolkes som indre tidevannsbølger idet vannmassene ikke endrer sammensetningen i slike bevegelser. Data for de 6 tidevannsfaser er plottet på et T-S diagram i Figur 7.7. Diagrammet viser tilstanden til sjøvannet i området. Tilstandsligningen gir også tettheten ($\sigma_t = \text{tettheten} - 1000 \text{ kg/m}^3$). Måledataene er fra 1 m til 40 m dyp. De øverste målingene i Figur 7.7 viser at overflatevannet er påvirket av soloppvarming om dagen. I mellomdypet 10 – 15 m er det liten lagdeling (stabilitet). Innlagring av blandingsvannet fra boblegardinet skjer her og høyere oppe i vannsøylen. Et eksempel fra St. C, 18 timer etter boblingen ble startet er vist med stiplet linje. Her kan vi se at vannegenskapene er endret fra de naturlige massene som fantes i området like før boblingen. Det er denne diagnostikken som gir oss grunnlaget for å kunne beregne tykkelsen og utbredelse av blandingslaget med økte næringsstoffer.



Figur 4.7. Temperatur-saltholdighet diagram for vannmassene ved stasjon C (S1).

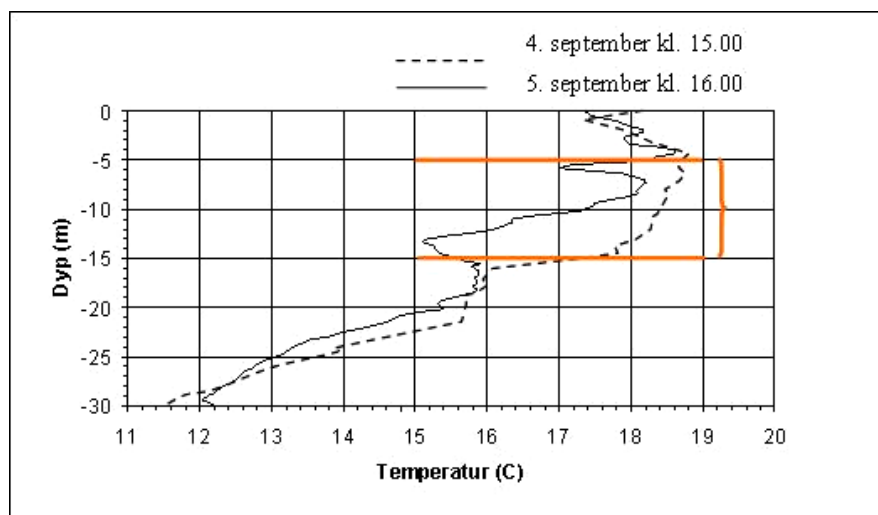
Tetthetene den 4. september var stort sett mindre enn ved befaringen, men forskjellen fra topplaget til midlere dyp ($1022,4 - 1019,8 = 2,6 \text{ kg/m}^3$) er omtrent den samme. Dvs at lagdelingen var den samme som den 7. mai. Den største endringen i vannegenskaper var temperaturfordelingen. Ved oppstart av boblingen var det svært høy temperatur (over 18°C) fra 3 til 15 m dyp. Dette betyr at det skulle være lett å "se" innlagringen av den kaldere sjøvann i mellomdyp (5 - 15 m).

4.4 Innlagring av dypvann i Arnafjorden

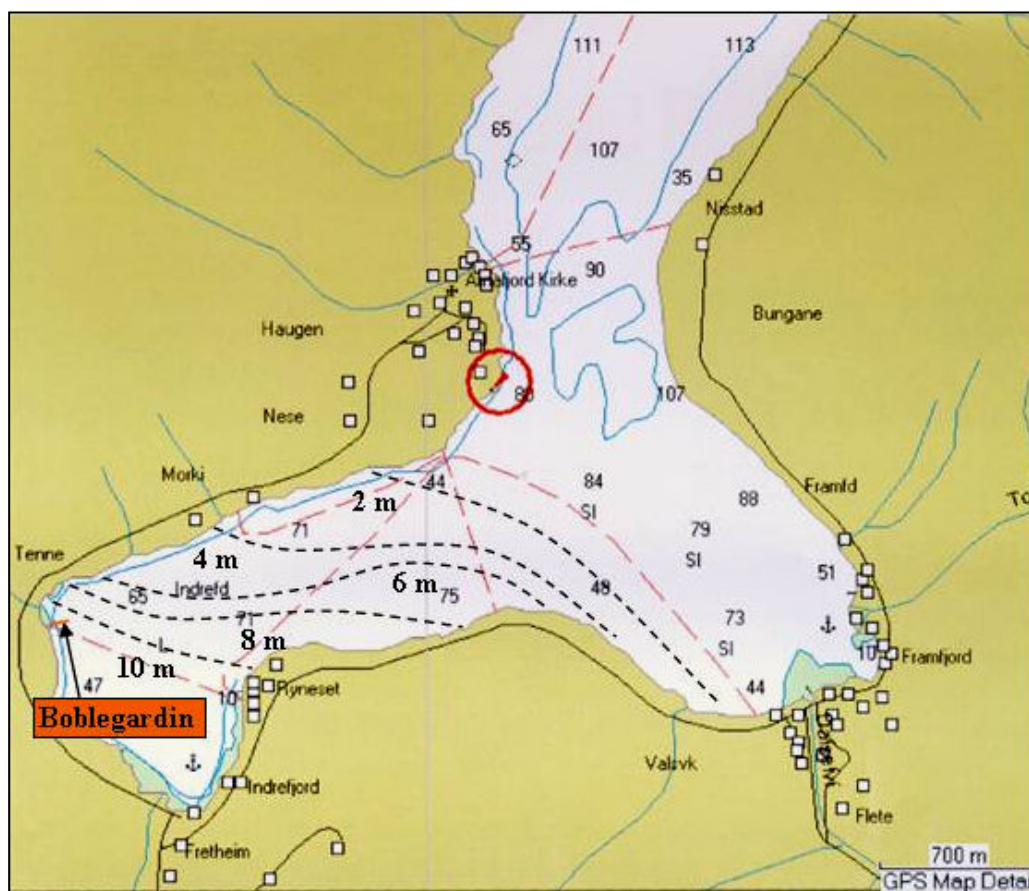
Fordelingen av temperaturen ved stasjon S1 innerst Arnafjorden er vist på Figur 4.8 for situasjonen før oppstart av boblingen og etter 18 timers bobling. De to målingene ble foretatt ved den samme tidevannsfasen. Innlagringsdyp til blandingsvannet ligger klart mellom 5 og 15 m dyp. Dette var målsettingen ved forsøket, basert på det tidligere arbeidet med Samnangerfjorden.

Det ble målt temperatur og saltholdighet i hele indre Arnafjorden ca 18 t etter starten av boblingen. Estimering av tykkelsen til innlagringslaget var basert på grove trekk i temperaturprofilene som er vist på Figur 4.9. Tykkelsen er større på høyre siden der vannet er ventet å strømme ut fra blandeområdet på grunn av jordens rotasjon. Det er også klart at vannet dekker hele fjordens bredde. Oppholdstiden for vannet i sideliggende områder er ventet å være lenger enn i strømmens hovedbane. Dette vil ha betydning for algeveksten og forbruk av næringsstoffene som ble ført opp av boblene.

Fra den geografiske fordelingen av tykkelsen av blandingsvannet fra bobleanlegget er det mulig å beregne volumet av blandingsvannet etter 18 timers kjøring i oppstartsfasen av boblingen, og dermed mengden av friskt sjøvann som er ført til laget. Eksemplet i Figur 4.8 viser at innlagringsvannet er fra $\frac{1}{2}$ til 3°C kaldere enn det naturlige vannet som lå der dagen før. Innblandingen av dypere vann med en gjennomsnittstemperatur på ca 14°C viser en nærsone blanding med ca $\frac{1}{3}$ dypere vann i den utstrømmende skyen. Lenger bort fra boblegardinet er brøkdelen av dypere vann mindre på grunn av videre (fjernsone) blanding. Kurvene i Figur 4.8 viser at boblingen førte til en effektiv nedbrytning av mesteparten av den varme kjernen fra 5 til 15 m dyp ved Stasjon C (nærmest måling til bobleanlegget). En sammenligning av vannegenskaper fra overflaten ned til det dypere laget i hele området viser at bobleanlegget har løftet ca $65 \text{ m}^3/\text{s}$ dypt sjøvann opp til lyssonen de første 18 timer. Dette stemmer rimelig bra med resultater som er oppnådd ved andre veldimensjonerte bobleanlegg.



Figur 4.8. Temperaturprofiler før og 18 timer etter oppstart av bobleanlegget.



© GARMIN Limited or its Subsidiaries 1995-2003

Figur 4.9. Indre Arnafjorden. Fordeling og tykkelse av innlagingslaget av blandevann fra bobleanlegget etter 18 timers bobling.

En oppsummering av de hydrografiske målingene vedrørende innlagringen av blandingsvannet er gitt i Tabell 4.2. Pga faseforskjellene av indre bølger kan bruk av en "standard" referanseprofil ved St. C føre til noen unøyaktigheter. Dette gir spesielt store utslag i området dypere enn 15 m, men trolig ikke så viktig med hensyn på algeproduksjonen som kan forventes i høyere vannlag. Som ved analysen i Samnangerfjorden, er vi interessert i mengden av dypere vann som heves over 15 dyp og opp i lyssonen der primærproduksjonen foregår. Tykkelsen av innlagingsvannet (D2 i Tabell 4.2) er derfor begrenset til 15 m dyp slik at $D1 + D2 \leq 15$ m. Estimert av transporten drevet av boblegardinet ($65 \text{ m}^3/\text{s}$) og volumet til innlagringsskyen i fjorden den 15. september gir en estimert oppholdstid i fjorden på ca 12 døgn. Dette kan tilsi at innlagringsskyen vil kunne påvirke de ytre stasjonene i vesentlig grad etter et par uker. Det bør bemerkes at beregningen av tykkelsen D2 den 25. september var påvirket av at skyen dekket den ytre referansestasjonen. Her er tallene vesentlig redusert. P.g.a. dette har vi ikke ført opp tykkelser som ble målt 26 – 27. september, etter boblingen ble stanset.

Tabell 4.2. Beregnet tykkelse av overflatevann (D1) og innlagringsvann (D2) (meter) i Arnafjorden ut fra temperatur- og saltholdighetsmålinger (stasjon A-U; Figur 4.4). Boblingen varte fra kl 22 den 4. september til kl 14 den 25. september.

St	5/9-02 Dag 1 av bobleperioden			15/9-02 Dag 11 av bobleperioden			25/9-02 Dag 21 av bobleperioden		
	Tid	D1	D2	Tid	D1	D2	Tid	D1	D2
A	-	-	-	-	-	-	18	7	3
B	9 16	5 4	10 11	13	5	10	18	7	2
C	9 16	11 5	4 10	13	5	10	18	7	2
D	9 16	10 7	5 8	14	6	9	18	6	5
E	9 16	6 5	5 10	14	6	9	-	-	-
F	9 16	12 9	3 6	14	5	10	-	-	-
G	9 16	9 7	6 8	14	5	10	-	-	-
H	16	5	8	-	-	-	18	6	3
I	16	8	7	-	-	-	18	8	2
J	16	8	7	-	-	-	18	8	2
K	15	11	3	14	6	7	18	6	1
L	15	11	3	14	7	6	19	5	3
M	15	11	3	14	6	7	19	5	3
N	12 15	x x	x x	14	4	6	17	7	2
O	11 15	x x	x x	15	6	9	17	6	2
P	11 15	x x	x x	15	6	9	17	6	1
Q	-	-	-	Ref	Ref	Ref	17	6	5
R	-	-	-	15	6	9	-	-	-
S	-	-	-	15	6	9	16	7	2
T	-	-	-	-	-	-	Ref	Ref	Ref
U	-	-	-	-	-	-	16	6	3

4.5 Effekten av tiltaket på næringsalter

Konsentrasjonen av næringsalter ble analysert for 4 stasjoner (S1, S2, S4 og S6, Figur 4.5) for en periode på 41 dager. Dag 0 er tre dager før start av boblingen og dag 41 er 17 dager etter avslutning av boblingen på dag 24.

Konsentrasjonene av fosfat (Figur 4.10) var gjennomgående meget lave i hele perioden på alle stasjoner. Verdiene er i området for metodens deteksjonsgrense, og variasjonen anses følgelig som tilfeldig. Nitratkonsentrasjonen viste samme trekkene som konsentrasjonen av fosfat, med lave og tilnærmet konstante verdier ved alle stasjoner i hele tiltaksperioden. Det ble imidlertid funnet en markant økning i konsentrasjonene ved stasjon S1 og S2 den siste prøvedagen, flere uker etter avslutning av tiltaket (se nedenfor).

Konsentrasjonen av silikat økte jevnt ved alle stasjoner gjennom første delen av tiltaksperioden, fra Dag 4 til Dag 15. Etter dette var konsentrasjonene ved alle stasjonene relativt konstante i resten av perioden, også utover selve tiltaksperioden. En vurdering av forløpet til kurvene i initialperioden viste at økningen ved den ytterste stasjonen (S6) var 2-3 dager tidsforskjøvet i forhold til økningen ved stasjon S1, som var nærmest selve boblegardinet. Dette tolkes dit hen at den gjennomsnittlige transporttiden for vannet fra S1 til S6 er 2-3 dager.

Resultatene er slik det må forventes ved tilsats av moderate doser av næringsalter til kystvann i sommer-høstperioden. Konsentrasjonene av næringsalter gir ikke direkte kvantitativ informasjon om tilførslene til de øvre vannmassene. De er snarere ett uttrykk for balansen mellom tilførsler og forbruk av næringsalter i vannmassene. Planteplanktonet som normalt er vekstbegrenset av N og/eller P vil raskt fjerne nitrat og fosfat fra vannmassene når dette tilføres i større mengder enn der som har vært vanlig. Dette betyr at næringsalter ikke uten videre akkumuleres selv om tilførslene øker. I begynnelsen kan næringen lagres i cellene. En økt vekst da skal kunne registreres etter noen dager. Det skal relativt store doser av nitrat og fosfat til for å få en akkumulering i vannmassene i norsk kystvann i sommer-høstperioden (anslag $> 1 \mu\text{mol N L}^{-1} \text{dag}^{-1}$, Olsen et al., in prep).

Silikat er normalt mer konservativt enn N og P fordi det bare er en gruppe av planktonalger, diatomeene, som bruker dette elementet til vekst. Dersom diatomeene ikke er totalt dominerende i utgangspunktet, vil silikat kunne akkumulere i vannet ved lavere tilsatsdoser enn nitrat og fosfat når alle disse elementene tilsettes i det forholdet som algene forbruker (omtalt som Redfield-forholdet, lik forholdet i planktonalger og i dypvann). Basert på en slik tolkning, vil kurvene i Figur 4.10 C gi uttrykk for differansen mellom tilførsler og forbruket til diatomeene. Fig. 4.10 A og B uttrykker på samme måte differansen mellom tilførsler av nitrat og fosfat og forbruket til hele planteplanktonet. Ved å anta at dypvannet som blir brakt opp gjennom boblingen har det typiske N:Si:P forhold på 16:16:1 (molart) slik som dypvann normalt har, kan resultatene for silikat anvendes til å estimere bruttotilførslene av nitrat og fosfat (se om estimering av tilførsler nedenfor).

Den markante økningen av nitrat på S1 og S2 på dag 41 kan ikke så lett forstås som en tilførsel fra dypvann i forbindelse med høstomrøring. Da skulle en forvente at også fosfat og i alle fall silikat viste en tilsvarende økning. Den tilstanden og næringsopptaket i planktonet som muliggjør at en gjødsling fra dypvann vil vise et mønster som det i Figur 4.10 er så søkt at den ikke vurderes nærmere. En normal forklaring er at jorder i fjordbunnen nylig er blitt gjødslet med nitrat eller bearbeidet slik at nitrat er blitt frigjort.

4.6 Estimering av næringsaltdoser

Tilførselen av næringsalter til det øvre vannlaget (0-10 m) kan estimeres med to uavhengige metoder:

Metode 1: Basert på silikatdynamikk i vannmassene, forløpet av biomasse og veksten til diatomeene i Arnafjorden og en generell kunnskap om planktonalgenes elementsammensetning og vekstkinetikk i naturen (Budsjett-metode).

Metode 2: Basert på en uavhengig dose-respons relasjon som er eksperimentelt etablert i Hopavågen i Midt-Norge og biomassedata for planteplanktonet fra Arnefjorden (Dose-respons metode).

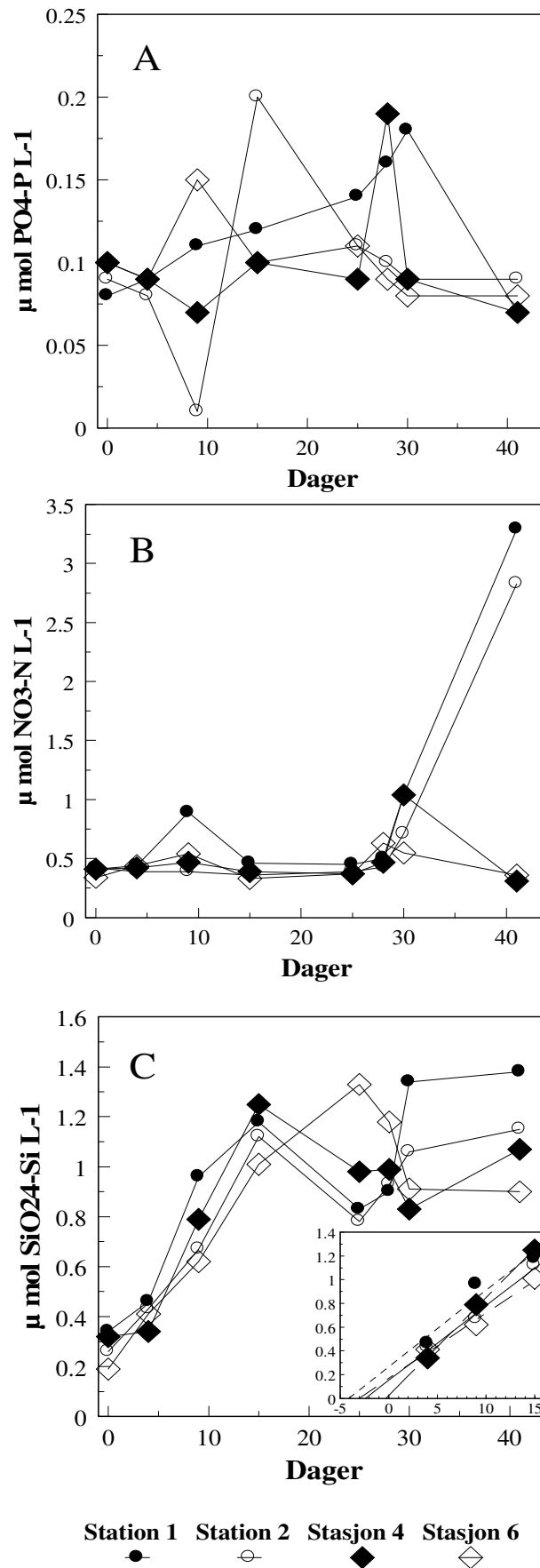
Den førstnevnte metoden hviler i stor grad på silisiumets kretsløp mens den siste er helt uavhengig av dette kretsløpet.

I Metode 1 beregnes brutto tilførsel av silisium til de øvre vannmassene i perioden dag 0-25 som summen av akkumuleringen av silikat i vannmassene og silikat som har blitt brukt til diatomévekst i perioden:

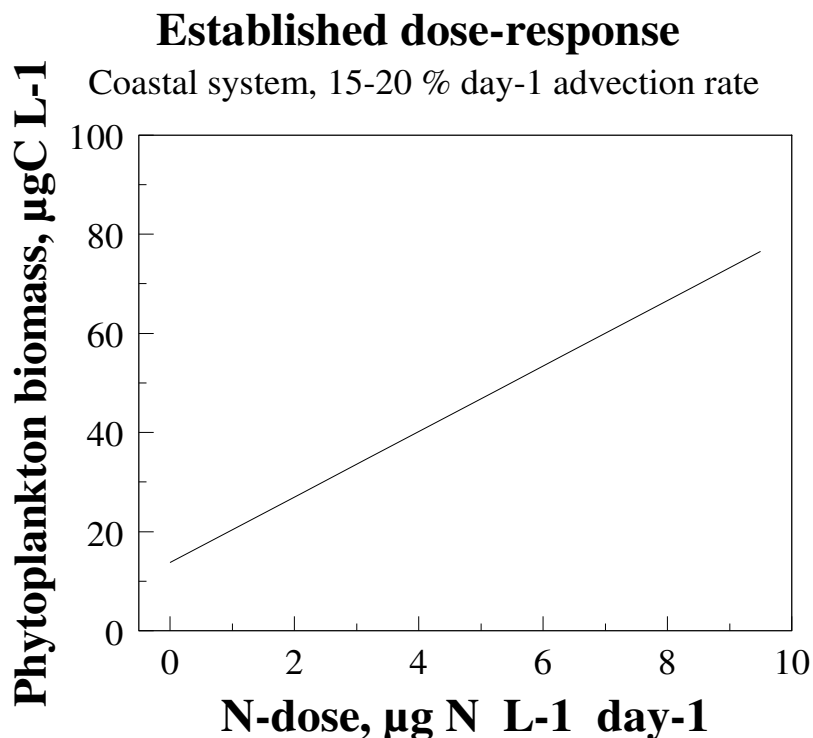
$$(1) \quad \text{Brutto-Si} = d [\text{Si}] + \mu_{\text{Dia}} * \text{Si}_{\text{Dia}} .$$

$d [\text{Si}]$ beregnes som differansen mellom silikatkonsentrasjonen i vannet ved dag 25 og dag 0, Si_{Dia} (silisium i diatomeer) beregnes basert på midlere karbonbiomassen til diatomeene i perioden og et antatt molart C:Si forhold i denne biomassen på 6,6 (Redfield), og en antagelse om at diatomeene vokser med en midlere brutto veksthastighet på $1,0 \text{ dag}^{-1}$. Bruttotilførselen av nitrogen og fosfor (nitrat og fosfat) til de øvre vannmassene (0-10 m) kan tilslutt estimeres basert på bruttoestimatet for silisium og en antagelse om at N:Si:P forholdet i dypvannet er 16:16:1 (Redfield).

I Metode 2 legges dose-responskurven, som er vist i Figur 4.11, til grunn for beregningene. Denne empiriske relasjonen er etablert gjennom et 5-årig gjødslingsforsøk (mai-september) av et kystnært system (Hopavågen, Agdenes kommune i Midt-Norge) med vannutskifting i området 15-20 % dag^{-1} . Inngangsdata er den gjennomsnittlige biomassen til planktonalgene i Arnafjorden.



Figur 4.10. Endringer i næringssalter (0-10 meter) målt ved stasjonene S1, S2, S4 og S6 før, gjennom og etter boblingen. A: Fosfat, B: nitrat, C: Silikat med innsatt figur som illustrerer tidsforsinkelsen mellom stasjonene.

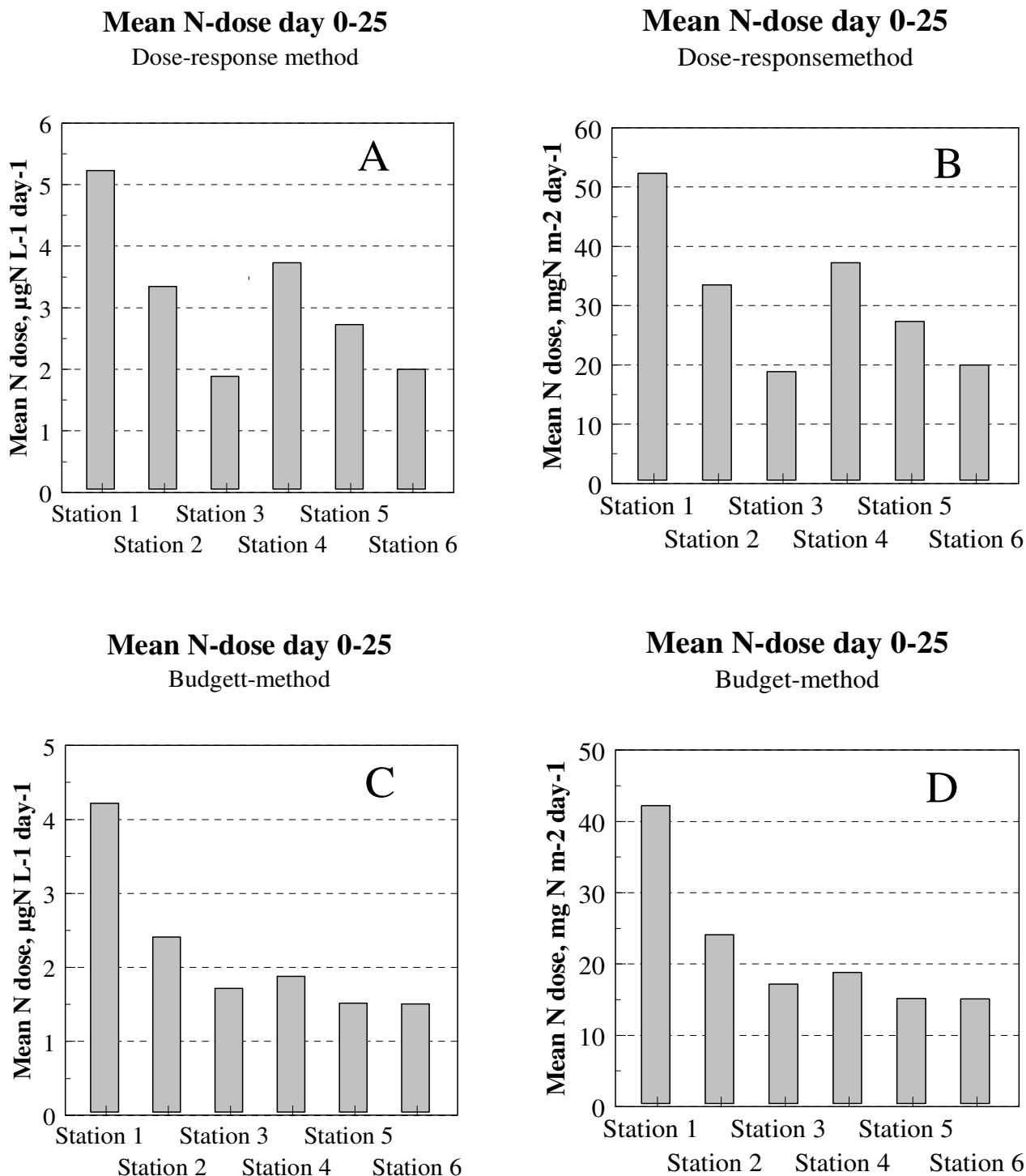


Figur 4.11. Empirisk sammenheng mellom gjødslingsdose av nitrogen (pluss fosfat og silikat i Redfield-forhold) og planteplanktonbiomasse ($\mu\text{g C L}^{-1}$, middel for mai-september) i åpent kystsystem med vannutskiftning på 15-20 % dag⁻¹.

Figur 4.12 viser midlere tilførsler av nitrogen (nitrat) per liter og per kvadratmeter til de øvre vannlagene beregnet med de to metodene. Tilførslene av fosfat kan estimeres ved å anta et N:P-vektforhold på 7,2 (Redfield).

Begge metodene viser klart høyest tilførsel ved S1 og lavere verdier ved de øvrige stasjonene. Verdiene er gjennomgående meget godt samsvarende for de to metodene. Dersom for eksempel diatomeenes veksthastighet settes til $1,25 \text{ dag}^{-1}$ i beregningene, og ikke til $1,0 \text{ dag}^{-1}$, blir verdiene for tilførsel ved S1 lik for begge metodene. Budsjett-metoden viser relativt like forhold ved stasjonene S3-S4, mens Dose-respons metoden skiller S3 og S6 ut som de mest næringsfattige stasjonene. Det ble i utgangspunktet antatt at disse to stasjonene, spesielt S3, ville være minst påvirket av tiltaket. S6 ligger lengst fra boblegardinen og S3 ligger i Framfjorden, der ferskvannet fra Framelva antagelig kan bidra til å sette ned vekstvilkårene for planteplanktonet.

Resultatene viser klart at tiltaket som ble gjennomført resulterte i en vesentlig økning av tilførslene av næringssalter til de øvre vannmassene i Arnafjorden. Effekten avtok med avstand fra selve boblegardinet og ble ytterligere modifisert av strømningsforholdene og vannutvekslingen mellom stasjonene.



Figur 4.12. Estimerte tilførsler av nitrogen (nitrat) til de øvre vannmassene (0-10 m) i Arnafjorden i perioden der tiltaket ble gjennomført (dag 0-25). A og B: Volum- og arealrelaterte tilførsler av nitrat beregnet med Dose-respons metoden, C og D: Volum- og arealrelaterte tilførsler av nitrat beregnet med Budsjett-metoden. I beregningene for S3 og S5 med Budsjett-metoden ble akkumuleringen av silikat i vannmassene antatt å være lik et minimum funnet for de øvrige stasjonene, dette fordi næringsalter ikke ble målt ved S3 og S5. Antagelsen var fullt forsvarlig fordi første ledd i Ligning 1 (konsentrasjonens bidrag) var vesentlig mindre enn det andre leddet (diatomeenes bidrag).

4.7 Effekter på planteplankton og arter

Konsentrasjonen av planktonalger (0-10 m) ble målt på 6 stasjoner (S1, S2, S3, S4, S5 og S6, Figur 4.5) fra tre dager før start av bobling til dag 41 som er 17 dager etter avslutning av boblingen ved dag 24.

Fire arter i slekten *Dinophysis*; *D. acuta* D., *acuminata*, *D. norvegica* og *D. rotundata* ble påvist i vannmassene før, under og etter gjennomføringen av tiltaket (Figur 4.13). De sistnevnte tre artene ble bare funnet i konsentrasjoner mindre enn 100 celler per liter og forekomsten viste ingen klar tendens med tiden selv om *D. norvegica* viste en økende tendens ved noen stasjoner og et optimum ved avslutning av boblingen. Effekten var imidlertid sterkest ved S3 som er minst påvirket av tiltaket.

Dinophysis acuta var den klart mest tallrike av artene i slekten *Dinophysis*, og den ble funnet i konsentrasjoner av 0-1200 celler per liter. Tiltaksgrensen for arten er 200 celler per liter eller 100 celler per liter tre uker etter hverandre. Konsentrasjonene var høyest i siste del av forsøksperioden, og bare S6, som var lengst unna bobleområdet, viste en tendens til økt konsentrasjon av arten i perioden med bobling. I perioden etter tiltaket økte arten noe ved alle stasjoner, men økningen var spesielt sterk ved de ytterste stasjonene S5 og S6.

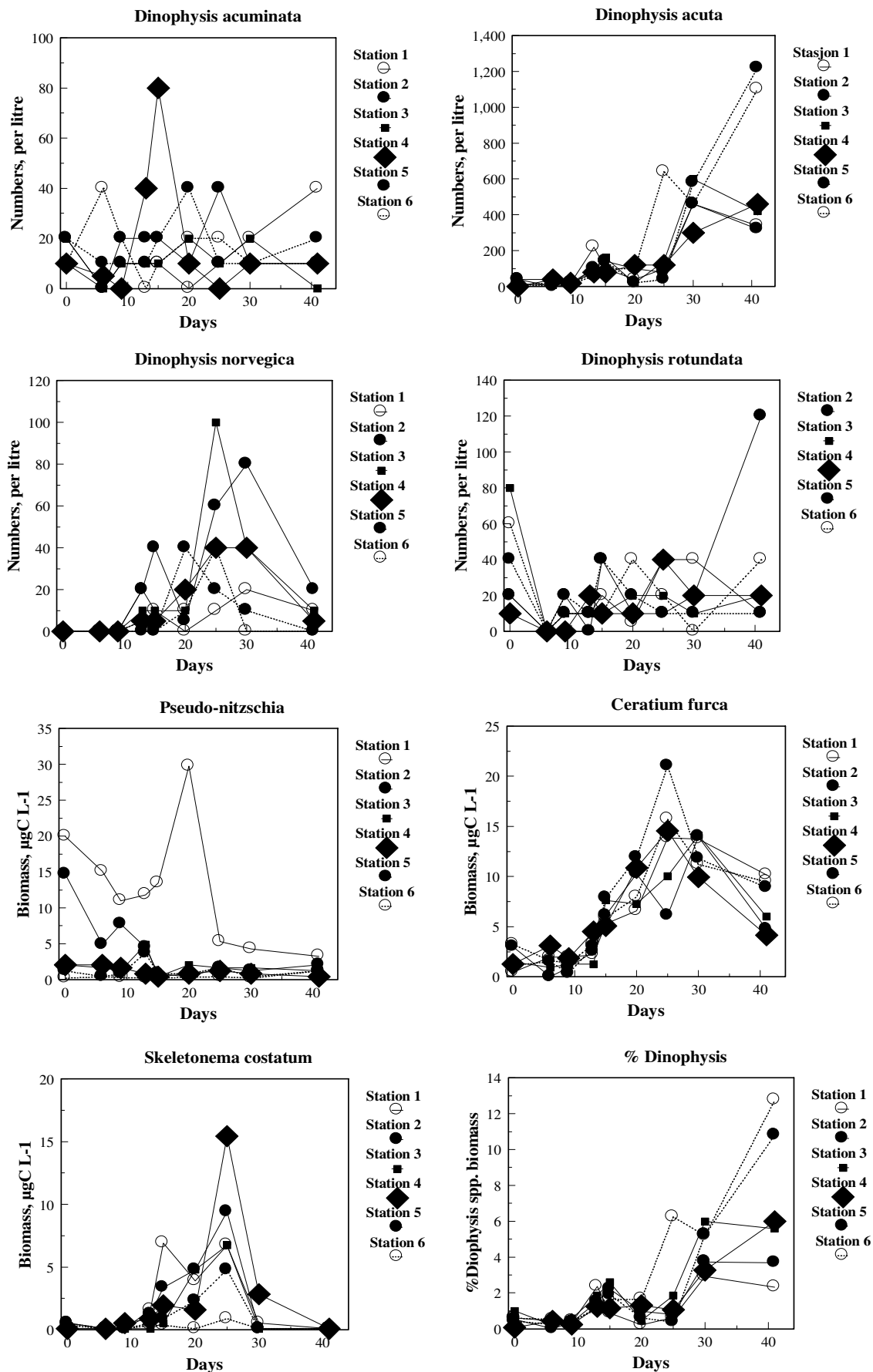
De mest dominante artene i planteplanktonet var dinoflagellaten *Ceratium furca* og diatomeene *Pseudo-nitzschia* og *Skeletonema costatum* (Figur 4.13). *Pseudo-nitzschia* var etablert i relativt høye biomasser, men avtok raskt i tetthet, i den indre fjorden (S1 og S2) ved starten av tiltaket. Ved S1 viste arten en ny blomstring i løpet av tiltaksperioden, mens den ved de øvrige stasjonene gjennomgående bare ble funnet i lave konsentrasjoner. En annen diatomé *Skeletonema costatum* viste lave konsentrasjoner ved forsøksstart, men økte utover i tiltaksperioden ved alle stasjoner unntatt S6, som er ytterst i Arnafjorden og lengst unna boblestasjonen. Blomstringen avtok umiddelbart ved alle stasjoner etter at boblingen ble avsluttet.

Biomassen til *Dinophysis* spp. utgjorde <2% av planktonbiomassen (normalt 0,5-1%) ved alle stasjoner i perioden dag 0-15. Andelen økte til ca 6% ved S6 på dag 25, mens den fortsatt var <2% ved de øvrige stasjonene. I perioden på 17 dager etter avslutning av boblingen økte andelen til *Dinophysis* spp. ganske markant ved alle stasjoner, spesielt på stasjon S6 og S5 ytterst i fjorden der konsentrasjonene var klart over tiltaksgrensene.

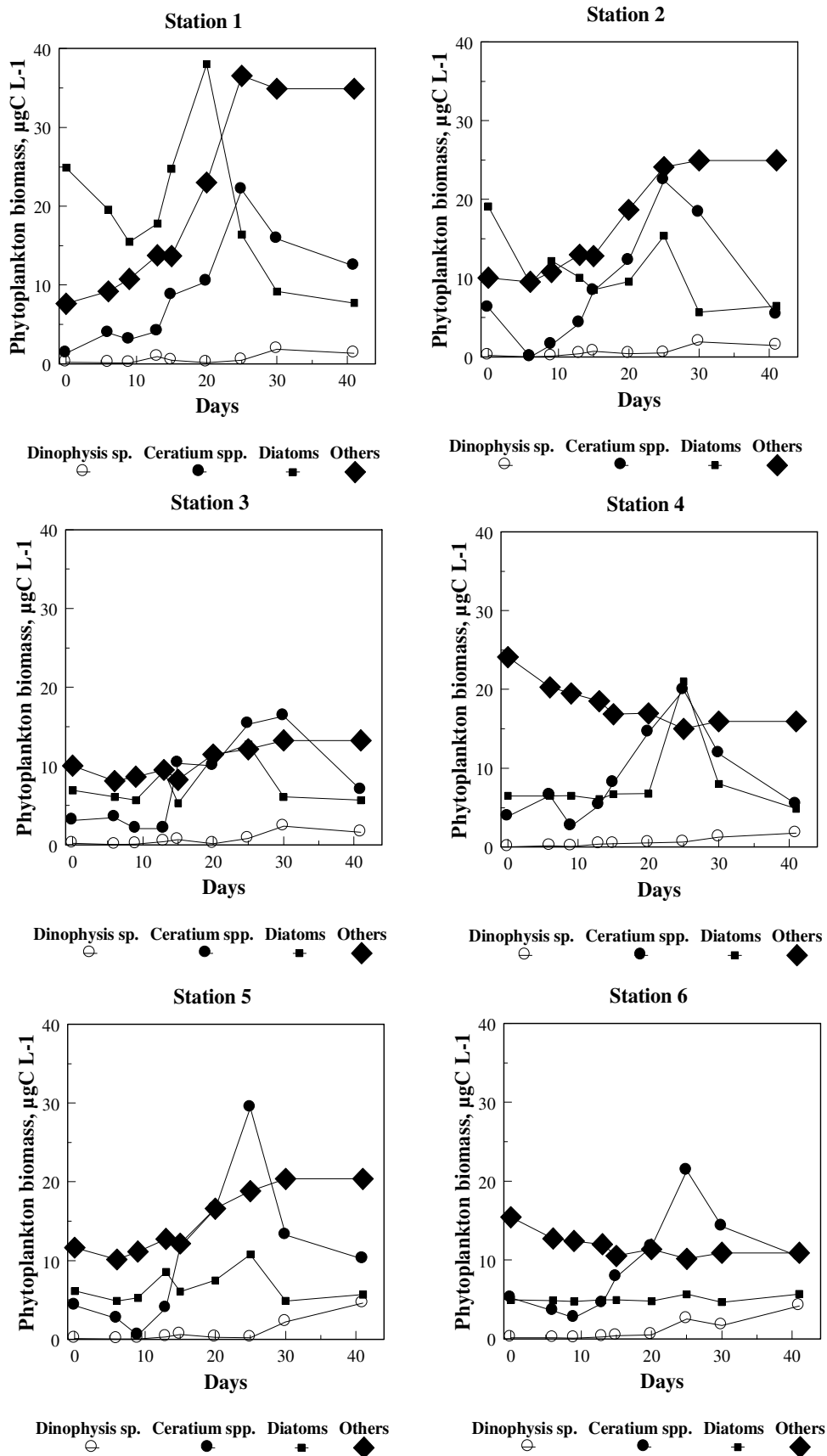
Den ikke-giftige dinoflagellaten *Ceratium furca* viste en gjennomgående og klar økning ved alle stasjonene fra start til slutt av tiltaksperioden. Blomstringen ble brått avsluttet ved slutten av bobleperioden. Også artene *C. fusus* og *C. tripos* i denne slekten ble påvist i prøvene. Den sistnevnte arten viste en lignende og ganske markant tendens til blomstring, men ikke så sterk som *C. furca*.

Det ble rapportert om en massiv oppblomstring av *Dinophysis acuta* i selve Sognefjorden i løpet av forsøksperioden, og det er sannsynlig at de ytre stasjonene etter hvert ble påvirket av denne blomstringen. Det kan imidlertid se ut som at arten ikke slo inn for fullt før etter at bobleanlegget ble slått av og at den selv i ukene etter avslutning ikke ble etablert i høy tetthet i den indre fjorden.

Basert på næringssaltanalysene (økningen i Si) er det sluttet at det bare vil ta 2-3 dager før vannmassene ved S1 og S6 er rimelig i likevekt. Dette er raskere enn det oppholdstiden til vannmassene skulle tilsi. Det er derfor lite sannsynlig at forsinkelsen i blomstringen i den indre fjorden skyldes langsom vannutskifting.



Figur 4.13. Innslag av giftige planktonalger i slekten *Dinophysis* sp. (antall per liter, 0-10 m) og biomasseforløpet ($\mu\text{g C L}^{-1}$, 0-10 m) til de av de mest dominante artene.



Figur 4.14. Forløpet til biomassen av *Dinophysis* spp. og dominante grupper av planteplankton (µg C L⁻¹, 0-10 m).

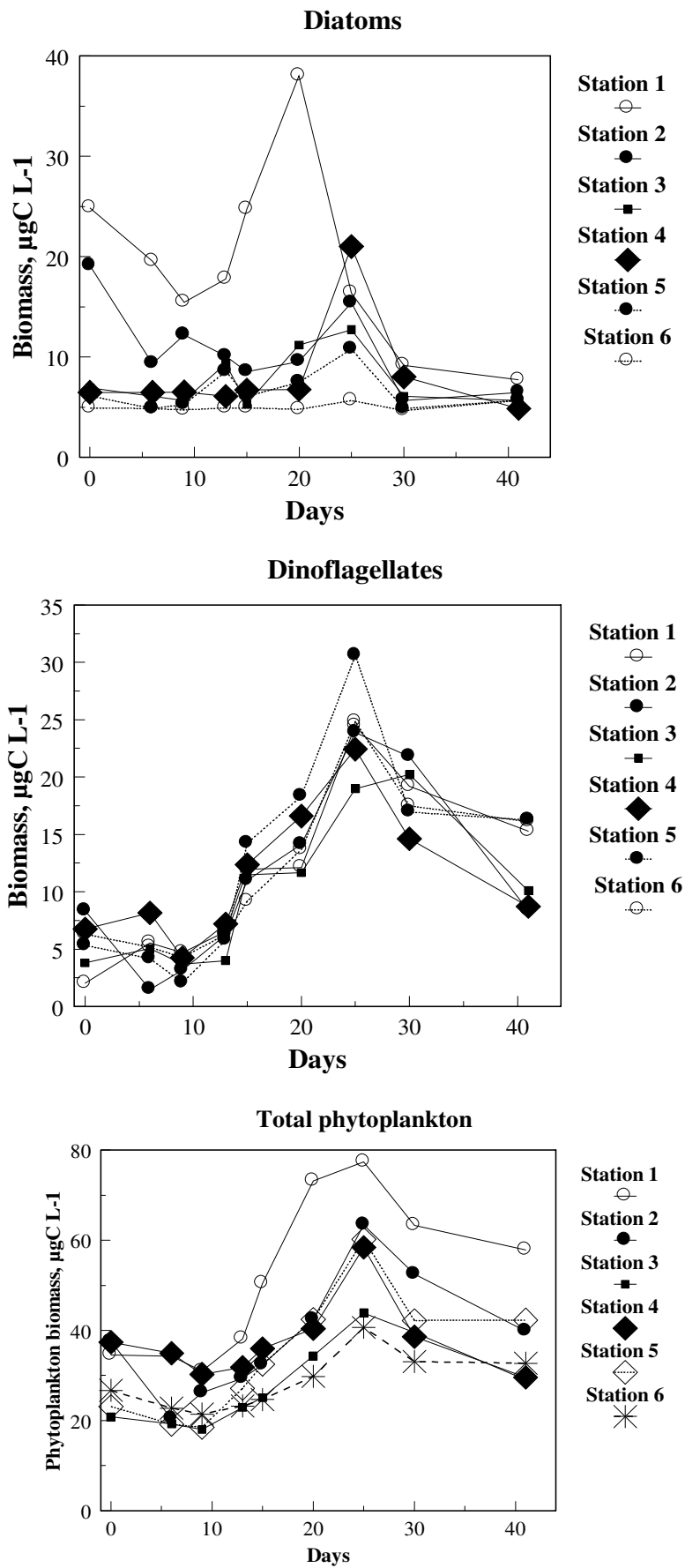
Figur 4.14 viser at minst to algegrupper viste en sikker økning ved stasjonene S1, S2, S4 og S5 i løpet av tiltaksperioden, mens bare gruppen *Ceratium* sp. (se ovenfor) økte ved S3 og S6. Responsen var generelt klart størst ved S1 der alle hovedgruppene responderte til økt tilgang på næringssalter. Det er vert å merke at det oftest var arter i gruppen "Others" som var dominerende ved starten av forsøket, og at konsentrasjonene av disse artene fra starten var gjennomgående høyere ved de ytre stasjonene (S4, S5, S6) enn de indre (S1, S2, S3). Gruppen er svært inhomogen og dominert av ulike pigmenterte flagellater.

Figur 4.15 viser biomasseforløpet av diatomeer og dinoflagellater og den totale biomassen av planteplankton i forsøksperioden. Den klart sterkeste responsen i diatomeer ble funnet ved stasjon S1 mens S2 viste den sterkeste respons av dinoflagellater. Det er tydelig at den totale biomassen av diatomeer ved S1, dominert av arten *Pseudo-nitzchi*, avtok allerede etter dag 20, før avslutningen av boblingen på dag 24. I denne perioden øker imidlertid den andre diatoméarten *Skeletonema costatum* raskt ved alle stasjoner. Det er grunn til å tro at den sistnevnte arten utkonkurrerer den førstnevnte.

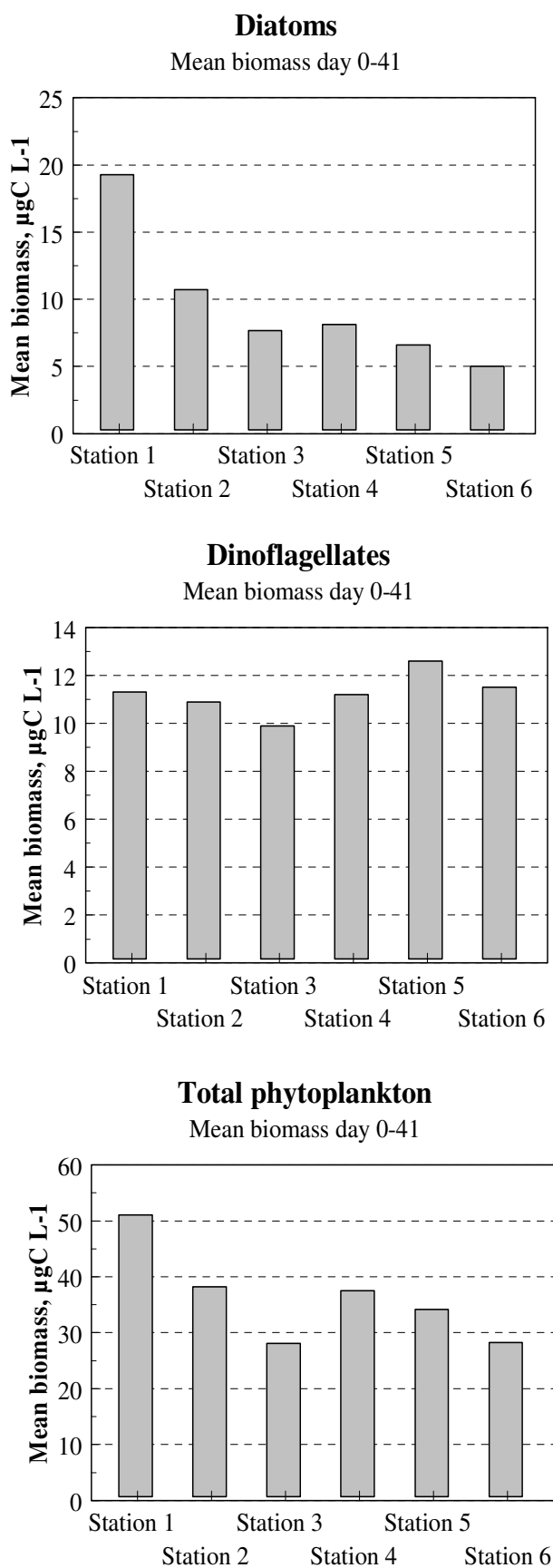
Alle stasjonene viste en økning av dinoflagellater i perioden med bobling, og biomassen ble umiddelbart redusert når boblingen ble avsluttet. Alt tyder følgelig på at oppblomstringen var en direkte følge av den økte næringssalttilførselen som tiltaket forårsaket. Det samme kan konkluderes for den totale biomassen av planteplankton.

Dette forholdet er videre illustrert i Figur 4.16. I sonen rundt anlegget vil lagdelingen av vannmassene kunne brytes relativt effektivt, mens en må forvente at denne effekten vil kunne avta ved stasjonene som ligger nedstrøms for selve boblegardinet. Selve tilførselene av næringssalter vil sannsynligvis være jevnere fordelt mellom stasjonene enn graden av omrørte vannmasser. Nedstrøms tilføres stasjonene imidlertid uten tvil også nye næringssalter i ulike mengder (se nedenfor), og det er særlig store, ikke-giftige dinoflagellater som trekker fordel av situasjonen ved disse stasjonene. Det kan se ut som om diatomeene særlig har fått gunstige miljøforhold ved S1 som ligger nærmest selve boblegardinen.

Både selve brytingen av lagdelingen med den endring av fysisk vekstmiljø som den representerer, og de økte tilførselene av næringssalter, med de endringene i kjemisk vekstmiljø som dette representerer, kan påvirke artenes konkurranseforhold. Vi vet ikke hvilke faktor som er viktigst med tanke på å holde borte arter som resulterer i giftige blåskjell. Det vi vet fra laboratorieforsøk er at arter i slekten *Dinophysis* spp., og mange andre dinoflagellater, er særlig sensitive til omrøring av vannmassene. Videre vet vi at mange arter av diatomeer kan reagere raskere enn de fleste artene av dinoflagellater med økt vekst når næringssalter tilføres og at denne gruppen synes å trives utmerket i sterkt omrørte vannmasser. Denne kunnskapen danner grunnlag for hypotesene bak og for gjennomføringen av tiltaket. Storskala erfaring vil på sikt kunne bidra til at metodene som anvendes i tiltakene forbedres og skreddersys til situasjonen.



Figur 4.15. Forløp av biomassen til diatomeer, dinoflagellater og den totale biomassen til planktonalgene før, i og etter gjennomføringen av tiltaket ($\mu\text{g C L}^{-1}$, 0-10 m).



Figur 4.16. Midlere biomasse (dag 0-41) av diatomeer, dinoflagellater og totalt planteplankton før, i og etter gjennomføringen av tiltaket ($\mu\text{g C L}^{-1}$, 0-10 m).

4.8 Giftinnhold i blåskjell

Blåskjell var plassert i hengekultur ved stasjon 1 S1, Figur 4.5). En dag før bobleperioden ble startet var innholdet av DSP-toksiner 812 µg/kg skjellmat (Tabell 4.3 og Figur 4.17). Etter 12 dager med bobling var konsentrasjonen av DSP-toksiner redusert til nesten det halve. De neste sju dagene av bobleperioden minket innholdet noe svakere. Etter at boblingen ble slått av økte innholdet av DSP svakt. Mot slutten av perioden for registrering (26 dager etter avsluttet bobling) økte innholdet av DSP-toksiner markant.

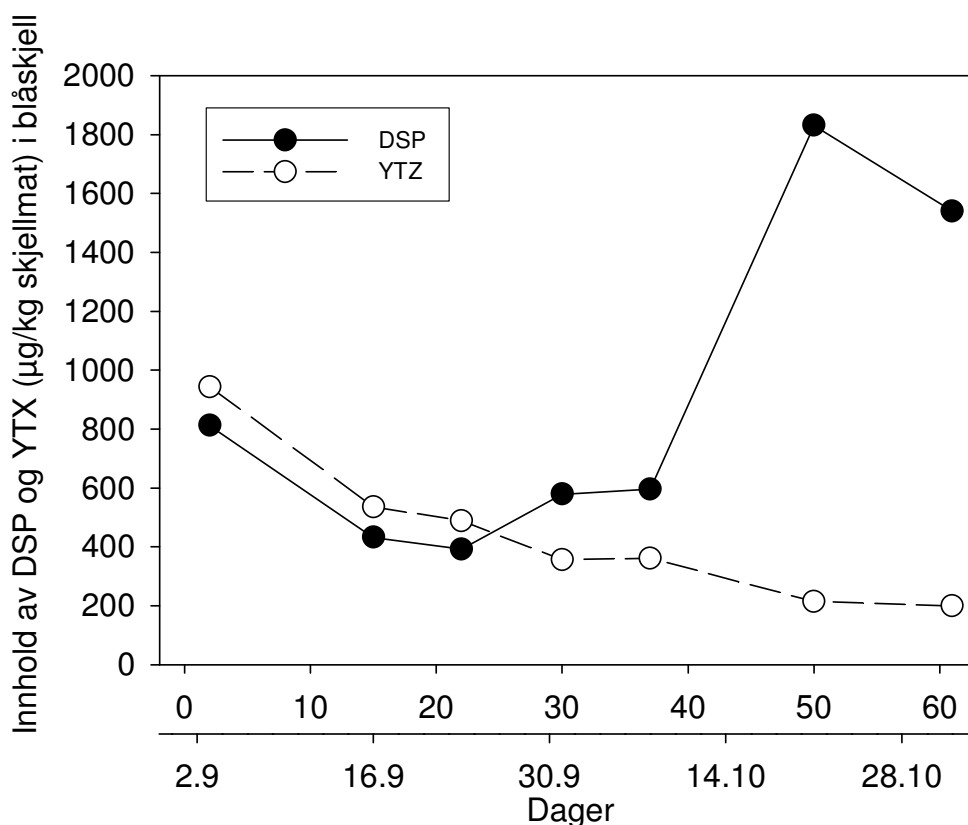
Innholdet av yessotoksiner minket fra 943-488 µg/kg skjellmat i løpet av 19 dager med bobling, og ytterligere til 199 µg/kg 37 dager etter at bobleperioden ble avsluttet (Tabell 4.3). Det ble påvist pectenotoksiner (PTX-2-SA) i hele perioden og azaspiracid toksiner 26 og 37 dager etter at bobleperioden ble avsluttet.

I løpet av de 12 første dagene av bobleperioden ble innholdet av DSP-toksiner redusert med 380 µg/kg skjellmat. Det gir en avgiftning av 29,2 µg/kg pr dag, inkludert dagen før oppstart, og en halveringstid på omtrent 14 dager. De neste sju dagene (12-19) av bobleperioden var avgiftningen 5,7 µg/kg. Det gir en halveringstid på ca 38 dager, mellom to og en halv og tre ganger lengre enn beregnet ut fra avgiftningshastigheten de 12 første dagene av bobleperioden. For perioden på 20 dager sett under ett (19 dager bobling) ble innholdet av DSP-toksiner redusert med 420 µg/kg skjellmat. Det gir en avgiftning av 22,1 µg/kg pr dag og en halveringstid på 18-19 dager.

Det er verdt å merke seg at algebiomassen ikke økte i første halvdel av perioden med rask avgiftning. De seks første dagene av bobleperioden varierte den totale algebiomassen mellom 30-40 µg L⁻¹ (Figur 4.16). Deretter økte biomassen av planteplankton til over 50 µg L⁻¹ på dag 12 av bobleperioden. I perioden med lav avgiftning økte algebiomassen ytterligere, til omtrent 75 µg L⁻¹ på dag 19 av bobleperioden.

Tabell 4.3. Toksininnhold (µg/kg skjellmat) i blåskjell i Indre Arnafjorden i perioden 3. sep-1. nov 2002.

Lokalitet	Dato/Dag etter boblestart	DSP	YTX	PTX	AZA
Indre Arnafjorden	03.09 / Dag -1	812	943	Påvist	Ikke påvist
Indre Arnafjorden	16.09 / Dag 12	432	536	Påvist	Ikke påvist
Indre Arnafjorden	23.09 / Dag 19	392	488	Påvist	Ikke påvist
Indre Arnafjorden	01.10 / Dag 26	579	356	Påvist	Ikke påvist
Indre Arnafjorden	08.10 / Dag 34	595	361	Påvist	Ikke påvist
Indre Arnafjorden	21.10 / Dag 47	1831	214	Påvist	Påvist
Indre Arnafjorden	01.11 / Dag 58	1540	199	Påvist	Påvist



Figur 4.18. DSP og YTX-toksiner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ skjellmat) i blåskjell plassert ved stasjon S1 Arnafjorden i perioden 3. sep-1. nov 2002.

4.9 Oppsummering av effekten av bobling på fysiske forhold, algebiomasse og skjellgift

Arnafjorden ble valgt ut som lokalitet da fjorden var relativt avgrenset og hadde definerte ferskvannstilløp. I forsøksperioden ble det valgt 6 stasjoner med økende avstand fra bobleområdet. Den ytterste stasjonen lå nesten helt ut mot Sognefjorden, og ble betraktet som en referansestasjon. Dette er imidlertid ingen kontrollstasjon. Og det må understrekes at i slike forsøk i naturlige forhold er savnet etter kontroll for forsøkene stort.

Resultatene viste at boblingen ved Stasjon 1 påvirket de hydrologiske forholdene ganske raskt. Registreringer foretatt den første perioden etter start av forsøket tilsier at bobleanlegget har løftet ca $65 \text{ m}^3/\text{s}$ av sjøvann opp til lyssonen de første 18 timer. Dette er verdier som harmonerer godt med resultater som er oppnådd ved andre veldimensjonerte bobleanlegg.

Det innlagrede dypvannet transporteres ut fjorden hovedsakelig på høyre side, men vil dekke hele fjordens bredde. Oppholdstiden for vannet i sideliggende områder er ventet å være lenger enn i strømmens hovedbane. Dette vil ha betydning for algeveksten og forbruk av næringsstoffene i dypvannet. Basert på disse estimatene vil oppholdstiden i fjorden være på ca 12 døgn.

Boblingen og den medfølgende innlagringen av dypvann medførte en vesentlig økning av tilførselen av næringssalter til de øvre vannmassene i fjorden. Akkumuleringen av silikat, som er best egnet til å anskueliggjøre innlagringen av næringssalter, økte fra boblingen startet og fram til 11 dagers bobling, hvor nivået så avtok noe. Det var en tidsforsinkelse mellom innerst i fjorden

(Stasjon 1) og ytterst i fjorden (Stasjon 6) på ca. 3 dager. Dette er kortere transporttid enn hva som teoretisk ble beregnet ut i fra de hydrografiske estimatene.

De mest dominante artene i planteplanktonet var diatomeene *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* og *Skeletonema costatum* og dinoflagellaten *Ceratium furca*. *Pseudo-nitzschia p.* var etablert i relativt høye biomasser men avtok raskt i tetthet i den indre delen av fjorden ved starten av tiltaket. *Skeletonema costatum* viste lave konsentrasjoner ved forsøksstart, men økte utover i tiltaksperioden ved alle stasjoner i indre deler av fjorden. Det er grunn til å tro at *Skeletonema costatum* utkonkurrerte *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*.

Alle stasjonene viste en økning av dinoflagellater i perioden med bobling. Ikke-giftige *Ceratium furca* viste en gjennomgående og klar økning ved alle stasjonene fra start til slutt av tiltaksperioden. Både diatomeer og *Ceratium* spp, viste en sikker økning i indre deler av fjorden i løpet av tiltaksperioden, mens bare gruppen *Ceratium* spp. økte i ytre del av fjorden. Resultatene tilsier at den totale økningen av algebiomasse var en direkte følge av tiltaket. Responsen var klart størst i nærheten av boblegardinen, der alle hovedgruppene viste økt vekst ved økt tilførsel av næringssalter. Den sterkeste responsen i diatomeer ble funnet på den innerste stasjonen, 500 meter utenfor boblegardinet, mens den sterkeste responsen av dinoflagellater ble registrert 2 km fra boblegardinen. Biomassen av planteplankton ble umiddelbart redusert ved alle stasjoner når boblingen ble avsluttet.

Fire arter i slekten *Dinophysis*; *D. acuta*, *D. acuminata*, *D. norvegica* og *D. rotundata* ble påvist i vannmassene i perioden. De sistnevnte tre artene ble bare funnet i konsentrasjoner mindre enn 100 celler per liter og forekomsten viste ingen klar tendens med tiden. *Dinophysis acuta* var den klart mest tallrike av artene i slekten, og den ble funnet i konsentrasjoner av 0-1200 celler per liter. Ved avslutningen av boblingen, og i perioden etter, økte andelen av *Dinophysis* spp. ganske markant ved alle stasjoner, spesielt i midtre og ytre deler av fjorden, trolig som en følge av en oppblomstring i selve Sognefjorden i slutten av forsøksperioden. Basert på nærings salt-analysene vil det ta 2-3 dager før vannmassene ved S1 og S6 er rimelig i likevekt. Det er derfor lite sannsynlig at forsinkelsen i blomstringen i den indre delen av fjorden skyldtes langsom vannutskifting i fjorden.

Avgiftningen av DSP-toksiner var betydelig raskere fram til dag 12 enn fra dag 12-19 av bobleperioden, på tross av høyere algebiomasse i perioden fra dag 12-19. Avgiftningshastigheten fra dagen før start av bobling fram til dag 12 av bobleperioden ga en halveringstid på ca 14 dager, mens nedgangen av DSP-toksiner fra dagen før start av bobling fram til dag 19 av bobleperioden ga en halveringstid på 18-19 dager.

5 Neddykket ferskvannsutslipp i Gaupne

5.1 Valg av lokalitet og metode

Metoden med å bruke neddykket ferskvannsutløp som energi for å skape oppstrøm av dypvann er beskrevet i utredningsrapporten (Rapport STF80A 032091). Utløpet fra Jostedal kraftverk i Gaupne er neddykket til 40 meters dyp for å hindre isdannelse på fjorden om vinteren. Det er betydelige ferskvannsmengder som slippes ut fra Jostedal Kraftverk. Muligheten til å modifisere dette utslippet ved å legge en fordelerplate rett over utløpet er beskrevet i ovenfornevnte utredningsrapport. Gaupnefjorden/Lustrafjorden ligger i Indre Sogn (Figur 5.1), og er mer åpen enn Arnafjorden

Prinsippet for denne metoden er å legge en fordelerplate tversover den oppstigende ferskvannsstråle, for så å øke medrivningen av dypt sjøvann. Resultater fra laborieforsøk viste at det er mulig å øke innblandingen vesentlig ved å plassere en slik fordelerplate over ferskvannsutløpet (Se vedlegg A). Det er derfor interessant å sammenligne effekten på løfting av dypvann ved et slikt modifisert ferskvannsutslipp med effekten av nedsenket et boblerør. Ferskvannsutslipp fra kraftverk egner seg godt til en slik anvendelse. Den energien som et slikt ferskvannsutslipp representerer er billig, og er således veldig interessant for bruk i en slik metode.



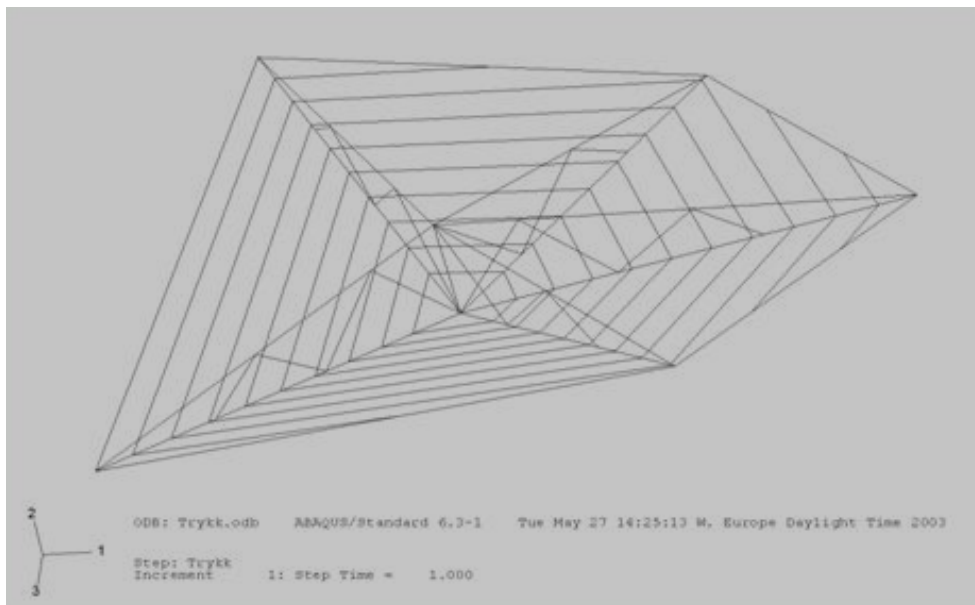
Fig. 5.1. Gaupne- og Lustrafjorden, en fjordarm i indre del av Sognefjorden

5.2 Metode

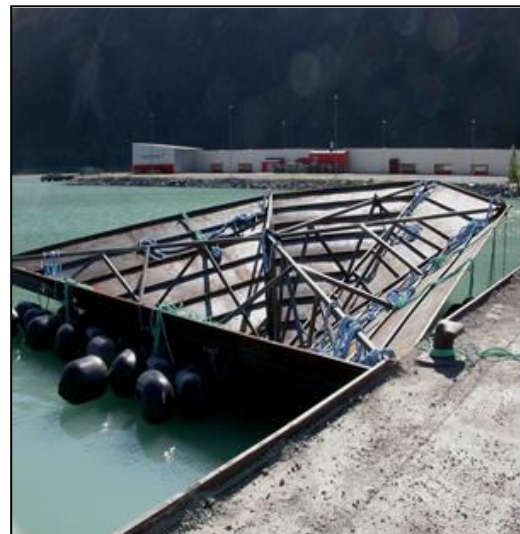
5.2.1 Estuarin sirkulasjon i Lustrafjorden og fordelerplate ved ferskvannsutslippet i Gaupne

Blanding av sjøvannet til elveutslippet ved Skjolden, innerst i Lustrafjorden, danner en såkalt kompensasjonsstrøm mot Skjolden like under det utstrømmende brakkvannslaget. Dette kalles "estuarin sirkulasjon". Blanding i utslippet fra Jostedal kraftverk i Gaupne danner en dypere kompensasjonsstrøm til Gaupnefjorden og en utstrømning av næringsrikt blandingsvann som driver både ut og inn Lustrafjorden og som blir dratt inn som en del av kompensasjonsstrømmen til Skjolden.

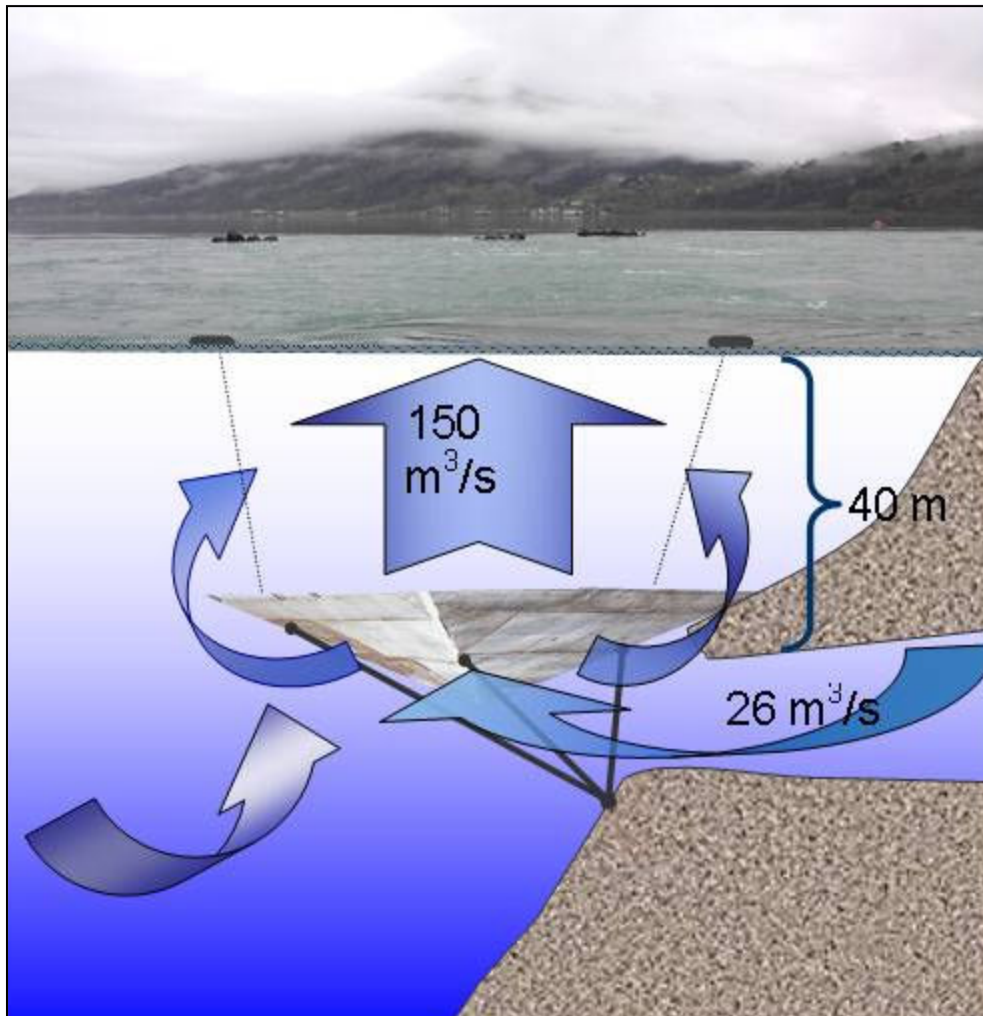
Oppgaven her er å lage en folie (diffusorplate) som kan fordele utslippet fra kraftverket til mange små stråler og dermed øke medrivningen av det næringsrike sjøvannet vesentlig. Laboratoriesimuleringer med en flat plate viste at medrivningen i strålen kan økes med en faktor $2\frac{1}{2}$ - 3 (se teksten i Vedlegg A). Pga strukturelle hensyn og oppdriftskrefter fra vannet under platen, ble det laget en plate som er vist i Figur 5.2. Fordelerplaten ble laget av stål og ble plassert på 36 m dyp over utløpet fra kraftverket. Platen er 3 mm tykk, 17 m bred og 3 m høy. Montering av platen ved hjelp av bolter i grunnfjellet rundt tunnelåpningen var komplisert, og platen ligger ikke helt som planlagt. Det ble likevel en merkbar forskjell i turbulens ved overflaten etter at platen ble montert. Vurderinger av effekten av diffusorplaten er basert på endringer i hydrografien i fjordsystemet.



Figur 5.2. Skisse av fordelerplate.



Figur 5.3. Bilder av fordelerplaten ved utsett i Gaupne.



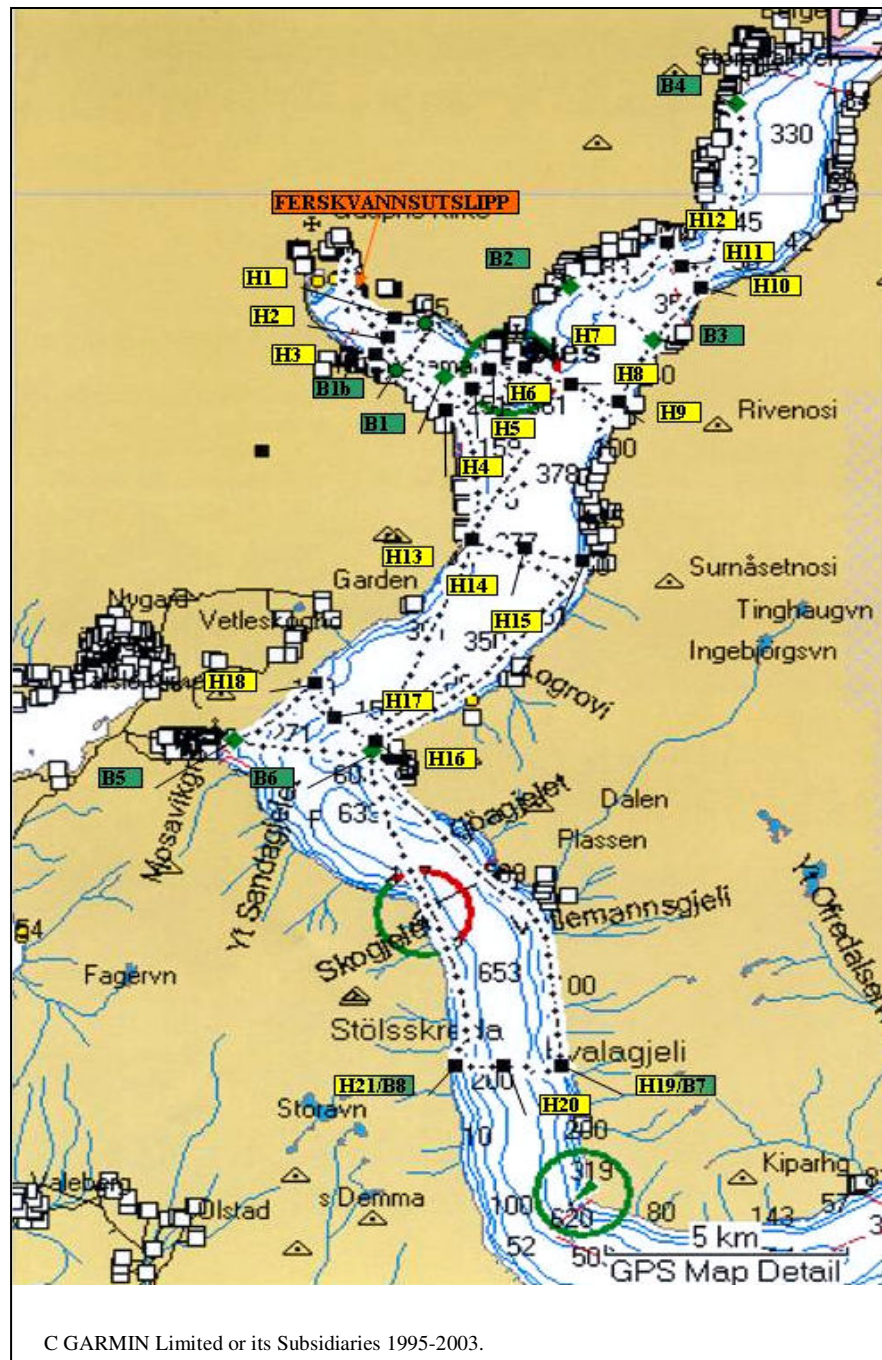
Figur 5.4. Skisse som viser ferskvannsutslippet ved Jostedal kraftverk og horisontalt montert fordelerplate over ferskvannsutslippet ved 36 meters dyp i Gaupnefjorden i Indre Sogn.

Figur 5.3 og 5.4 viser fordelerplaten ved utsett (start av forsøket) og hvordan den ble festet i overkanten av ferskvannsutløpet.

5.2.2 Prøvestasjoner

A Hydrografi

Det ble tatt målinger av hydrografi i Gaupne- og Lustrafjorden 2 dager før og 1, 4, 25, 57 og 88 dager etter montering av fordelerplaten. Dybdeprofiler av temperatur og saltholdighet ble målt med en STD/CTD (SD204) fra overflaten og ned til 50 m dyp (eller bunnen) på seks stasjoner i Gaupnefjorden (H1-H6, Figur 5.5) og fra overflaten til 30 m dyp (eller bunnen) på 15 stasjoner i Lustrafjorden (H7-H22, Figur 5.5).



Figur 5.5. Gaupne- og Lustrafjorden. Stasjoner for hydrografi (H1-H21), nærings saltprøver (dybdeprofil 1-45 m, B1a og B1b) og nærings salt- og algeprøver (0-10 m, B1-B8) og uttak av skjell-prøver (B2, B4 og B5).

B Nærings salt

Det ble tatt dybdeprofiler av nærings saltprøver på to stasjoner ved B1 (Stasjon B1a og B1b, Figur 5.5). Blandeprøver av nærings salt ble tatt på åtte stasjoner (B1-B8, Figur 5.5) 2 dager før, og videre på seks stasjoner (B1-B6) 1 og 4 dager etter montering av fordelers platen. I perioden 4-14 uker etter montering av fordelers platen ble det tatt blandeprøver av nærings salt på stasjon B1-B8 en gang pr uke, etter henholdsvis 25, 31, 40, 48, 52, 57, 66, 73, 80 og 88 dager.

Stasjon B1a og B1b var plassert på nord- og sørsiden av Gaupnefjorden, stasjon B1 på midten lengre ut i Gaupnefjorden, stasjon B2 og B3 på øst- og vestsiden av Lustrafjorden 3 km nordøst for Gaupnefjorden, Stasjon B4 på vestsiden av indre Lustrafjorden, stasjon B5 og B6 på vest- og østsiden av Lustrafjorden 8 km sør for Gaupnefjorden og stasjon B7 og B8 på øst- og vestsiden i ytre del av Lustrafjorden. Avstanden fra ferskvannsutslippet til stasjon B1a, B1b var henholdsvis 1,7 km og 2 km og avstanden fra ferskvannsutslippet til de andre stasjonene var henholdsvis 3 km, 5,5 km, 6,5 km, 12 km, 12,5 km, 11,5 km, 20 km og 19, 5 km for stasjonene B1-B8.

Det ble benyttet en silikonslange med 10 mm indre diameter for prøvetaking av næringssalter fra 0-10 m dyp på stasjon B1-B8. Til dybdeprofilene ble det tatt prøver med vannhenter av hver femte meter fra 1-45 m. Prøvene ble frosset på polyetylenflasker (250 mL) og analysert for nitrogen (nitrat), fosfat og silikat ved Trondhjem biologiske stasjon (NTNU).

C Plantep plankton

Det ble tatt algeprøver på stasjon B1-B8 (Figur 5.5) en gang pr uke i perioden 4-14 uker etter montering av fordelerplaten, henholdsvis etter 25, 31, 40, 48, 52, 57, 66, 73, 80 og 88 dager. Prøveinnsamlingen ble gjort i henhold til standard metode for Overvåkingsprogrammet for algetoksiner (SNT-Rapport 9, 2001).

Det ble benyttet en silikonslange med 10 mm indre diameter for prøvetaking av blandepøver fra 0-10 m dyp. I tillegg ble det tatt hovtrekksprøver av de øverste 10 meterne ved hjelp av en mikrop planktonhåv med 20 µm maskevidde. Blandepøvene ble fiksert med Lugols løsning på medisinflasker (300 mL) mens hovtrekksprøvene ble fiksert med formalin på prøvebeholdere av plast (50 mL) og lagret mørkt og kjølig.

Algetellingene ble utført av Oceanor AS, der prøvene ble analysert kvantitativt i vanlig lysmikroskop i to trinn: 1) i Palmer-Maloney tellekammer (0,1 mL) (alle arter, oppløsning 10 000 celler/L) og 2) etter filtrering på cellulosenitratfilter (dinoflagellater). Oppløsningen på filteret var avhengig av valg av vannvolum som ble valgt i forhold til celletetthet. Standard filtrert volum var 10 mL (oppløsning 100 celler/L) eller 20 mL (oppløsning 50 celler/L) eller unntaksvis 100 mL (oppløsning 10 celler/L). Før kvantitativ analyse ble en håvtrekksprøve fra samme lokalitet gjennomgått for å identifisere arter som ellers er vanskelig å identifisere på filter eller i tellekammer.

D Blåskjell

Blåskjell ble satt ut i 10 meters strømper på stasjon B2, B4 og B5 (Figur 5.5) 31 dager etter montering av fordelerplaten. Det ble tatt samleprøver av ca 1 kg skjell fra 1-10 meters dyp 40, 52, 66 og 80 dager etter montering av fordelerplaten. Skjellene ble dampet og innmaten ble frosset og sendt til Institutt for farmakologi, mikrobiologi og næringsmiddelhygiene (FMN) ved Norges Veterinærhøgskole for analyse av DSP-toksiner, yessotoksiner (YTXs) og pectenotoksiner (PTXs) og azaspiracid toksiner (AZAs).

Analysene gjøres med HPLC-MS. For DSP og YTXs forberedes skjellmaterialet ved at 1 g homogenisert hepatopankreas ekstraheres med 9 ml 80% metanol i 10 minutter (ristemaskin/rotamixer) og sentrifugeres i 5 minutter. For bestemmelse av fritt toksin (OA/DTX-1/DTX-2/YTX-ene) filtreres en alikvot av supernatanten gjennom et 0,22 µm filter og analyseres direkte (LC-MS). For bestemmelse av fettsyreestere av OA/DTX-1/DTX-2 hydrolyseres 1 ml av

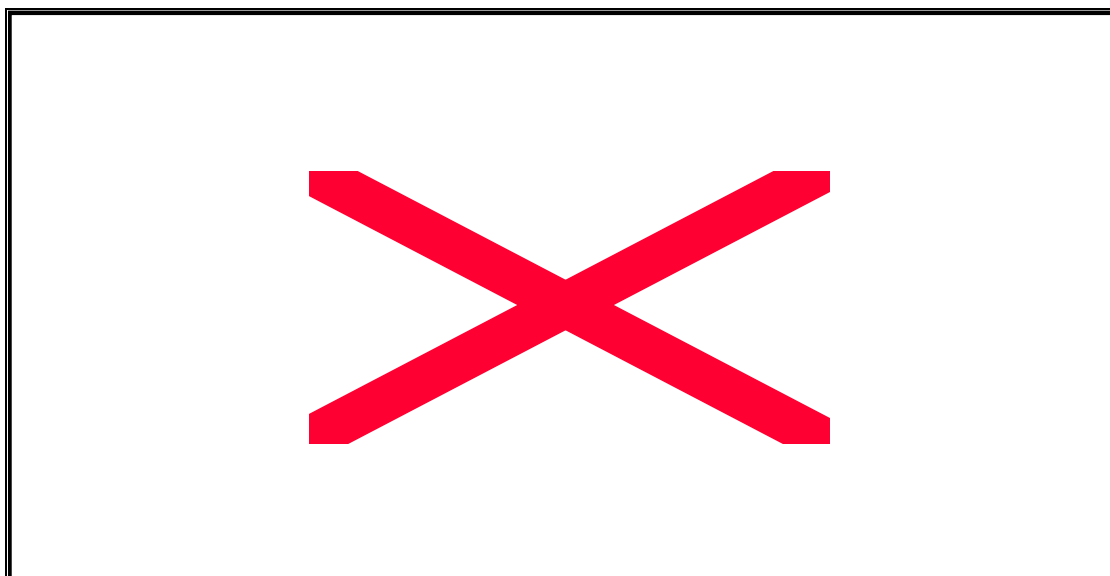
supernatanten ved å riste med 500 µl 1 M NaOH i en time ved romtemperatur (dette for å spalte av fettsyredelen av molekylene slik at vi har fritt toksin i løsningen). Etter hydrolysen vaskes ekstraktet med heksan, før toksinene ekstraheres med kloroform. Kloroformekstraktet dampes inn til tørrhet med nitrogen, prøven løses i 500 µl 80 % metanol og filtreres gjennom et 0,22 µm filter før LC-MS analyse.

Selve den instrumentelle analysen utføres vha HPLC-MS. 20 µl injiseres på en 150 x 2 mm C18 kolonne, med 80% metanol tilsatt 10 mM ammoniumacetat som mobilfase ved 300 µl/min. Analyttene detekteres etter negativ ionisering i Single Reaction Mode (SRM) .

Metoden for bestemmelse av AZAs og PTXs er nesten den samme: 1 g homogenisert hepatopaneas ekstraheres i 10 minutter med metanol. Etter sentrifugering blandes 800 µl av supernatanten med 200 µl vann, og filtreres gjennom et 0,22 µm filter før analyse. 20 µl injiseres på en 150 x2 mm C18-kolonne, med 65 % acetonitril tilsatt 2 mM ammoniumformat og 50 mM maursyre. Analyttene detekteres i SOM etter positiv ionisering.

5.3 Hydrografi

Det er tidligere målt hydrografi i Gaupne- og Lustrafjorden, både før og etter utbyggingen av det dykkede utslippet fra Jostedal kraftverk (Gjerp og McClimans, 1990). Det hydrografiske måleprogrammet her bygger litt på måleprogrammet i Arnafjorden. Tiltaket i Gaupnefjorden er basert på kaldt ferskvann og innlagringsskyen gir derfor et tydeligere tydeligere spor i Temperatur-Saltholdighetsdiagram. Et eksempel fra forsøket, etter ett døgnns kjøring med fordeleerplaten på plass er vist på Figur 5.6. Dette sporet kan følges langt ute i Lustrafjorden. Temperaturen i kjernen (ca 7 m dyp) øker mot omgivelsene langt fra kilden.



Figur 5.6. Temperatur-saltholdighetsdiagram for ytre Gaupnefjorden 23 t etter oppstart med fordeleerplaten på plass.

5.4 Innlagring av dypvann i Gaupne- og Lustrafjorden

Fra de hydrografiske målingene foretatt på stasjonen i Figur 5.5 og Temperatur – Saltholdighet egenskaper (Figur 5.6) ble utbredelsen av innlagringsvannet kartlagt i Lustrafjorden sommeren 2003. Resultatene av innlagringstykkelse og temperaturen og dybden til kjernen er ført opp i Tabell 5.1. Ferskvannstilførselen fra kraftverket var ca 26 m³/s i hele denne perioden, bortsett fra noen dager med dobbel vannføring. Siden veksten av ulike planktonarter kan være avhengig av stabiliteten av vannsøylen (økningen av tettheten med dyp), har vi ført dette opp i Tabell 5.1 (Stab.).

Frem til dag 4 er hele innlagringsskyen innenfor måleområdet og det er mulig å beregne produksjonen av blandingsvannet på samme måte som ble brukt i Arnafjorden. Mengden av dypvann som er ført til lyssonen ble beregnet til 117 m³/s. Dette gir en medrivningsfaktor på 4,5, som er lavere enn i forventet ut i fra laboratorieforsøkene (Vedlegg A). Likevel er mengden vann som ble løftet opp i lyssonen nesten det dobbelte av det som ble funnet ved bobleforsøket i Arnafjorden, men potensialet er mye større etter laboratorieforsøkene å dømme.

I løpet av én måneds tid ble det innlagt et 6 m tykt lag fra ca 5 til 11 m dyp over hele måleområdet (Figur 5.7). Tykkelsen av laget er noe avhengig av den øvrige lagdelingen i hele fjordsystemet (Sognefjorden). Som en følge av dette inneholder innstrømmingen mot Skjolden nå mer næringssalt. Etter 25 dager gikk blandingsvannet mer utover fjorden enn før. Dette skyldes at det er så mye blandingsvann som er innlagret i nord (den innerste delen av fjorden) og at den estuarine sirkulasjonen ikke klarer å fjerne det raskt nok. Likevel vil vertikale og horisontale strømgradienter føre til en utveksling av nyere og eldre vannmasser (diffusjon) som gjør området like nord for Gaupnefjorden interessant basert på tilførsel av dypvann. Den estuarine sirkulasjon kan forbedres ytterlig med luftbobling i 10 m dyp innerst ved Skjolden. Et slikt tiltak har vært brukt i Ranfjorden siden 1967 for å unngå isdannelse vinterstid.

Første oktober ble det observert innlagring av blandingsvann i 3-9 meters dyp i hele fjorden, fra Luster til referansestasjon ytterst i fjorden. Når hele fjorden er fylt opp med blandingsvann er gjennomsnittsoppholdstiden av vannet som strømmer til stasjon H16-H18 omtrent 6 døgn. Tiltaksforsøket viste at det ble spredd blandingsvann til lyssonen i hele fjorden. En mulig tilsetning av næringssalter til kraftverksvannet vil derfor spres ut hele fjorden og kan tenkes å stimulere algeveksten i hele Lustrafjorden.

Sammenligning av måleresultatene fra dette forsøket med resultatene fra laboratorieforsøket som ble gjennomført i forkant, kan tyde på at plata kan finstilles slik at det kan oppnås bedre innblanding av dypvann. Dette vil ha effekt på hvor mye næringssalter som bringes opp til lyssonen.

Tabell 5.1. Analyse av hydrografi (lagtykkelse (m), temperatur (°C) og kjerne (m)) i Gaupne- og Lustrafjorden i perioden 4/7-2/10-2003. (Stasjoner vist i Figur 5.5)

Dag Stab	4/7 -2 4,5 kg/m ⁴			7/7 1 4,0 kg/m ⁴			10/7 4 3,6 kg/m ⁴			28/7 22 3,5 kg/m ⁴			1/9 57 3,7 kg/m ⁴			2/10 88 2,0 kg/m ⁴		
Q _f	26 m ³ /s			26 m ³ /s			27 m ³ /s			25 m ³ /s			26 m ³ /s			26 m ³ /s		
St	1*	2*	3*	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1	>1,5	8,9	6,0	3,0	8,6	8,0	3,0	8,6	8,0	6,5	8,7	8,0	6,0	12,2	5,0	6,0	10,1	5,0
2	>2,5	8,7	5,5	3,0	8,5	7,5	3,0	8,6	8,0	7,0	8,6	8,0	5,5 ²	11,5	4,0	6,0	9,8	5,0
3	>3,0	7,8	2,0	4,0	8,3	8,0	3,0	8,6	8,5	>7,0	8,4	8,5	6,0	10,0	5,0	7,0	9,8	5,0
4	4,0	8,3	6,0	3,0	8,5	7,5	3,0	8,4	8,5	8,0	8,6	8,0	6,0	11,0	4,0	7,0	9,6	5,0
5	4,0	8,3	5,0	3,5	8,6	7,5	3,0	8,6	8,5	7,0	8,7	8,0	6,0	10,6	5,0	6,0	9,8	5,0
6	1,5	x	x	0,0	x	x	3,0	8,8	8,0	6,5	8,7	8,0	5,5	10,8	5,0	7,0	9,9	4,0
7	0,0	x	x	0,0	x	x	0,0	x	x	5,5	9,0	8,0	5,0	12,0	5,0	-	10,3	5,0
8	2,5	9,3	6,0	0,0	x	x	3,0	8,8	8,0	6,5	9,1	8,0	5,0	11,5	5,5	6,0	10,3	6,0
9	2,5	9,5	5,5	0,0	x	x	2,0	9,3	8,0	6,5	9,4	8,5	5,0	11,5	6,0	6,0	10,4	6,0
10	0,0	x	x	0,0	x	x	2,5	9,5	7,5	6,5	9,1	8,0	5,0	11,2	5,0	6,0	10,5	6,0
11	0,0	x	x	0,0	x	x	2,0	9,3	8,0	7,5	8,9	8,0	6,0	11,6	5,0	5,5	10,5	6,0
12	-	-	-	0,0	x	x	0,0	x	x	4,5 ¹	9,6	8,0	5,0	11,8	6,5	6,0	10,6	5,0
13	2,5	8,9	5,0	2,5	8,9	8,5	2,5	9,3	8,0	8,0	8,9	8,5	6,5	12,3	5,0	5,5	10,2	6,0
14	2,5	9,0	5,5	0,0	x	x	0,0	x	x	6,5	9,3	8,0	6,5	11,6	5,5	6,0	10,0	5,0
15	2,5	9,0	5,5	0,0	x	x	0,0	x	x	6,5	9,8	7,5	5,5	11,7	5,5	6,0	9,7	5,0
16	0,0	x	x	0,0	x	x	0,0	x	x	5,5	11,7	7,0	4,0	12,1	5,0	6,0	10,0	5,0
17	1,5	9,5	5,0	0,0	x	x	0,0	x	x	3,5	11,9	6,0	5,0	12,2	5,0	5,5	10,0	5,0
18	2,5	9,4	5,0	3,5	9,2	8,5	0,0	x	x	5,5	9,7	6,0	4,0	12,4	5,0	6,0	10,0	4,0
19	0,0	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,5	10,3	5,0
20	0,0	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,0	10,2	5,0
21	1,5	9,7	5,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,5	10,3	5,0

Stab. Tetthetsgradienten i Lustrafjorden gjennom en fire meters tykk pyknoklin.

Q_f: Tilførsel av ferskvann fra Jostedøla kraftverk før måling av hydrografi (Q = 0 for dag -1 og 0).

*1: Lagtykkelse av innstrømningen fra Gaupnefjorden (m±0,5) basert på temperatur.

*2: Minimumstemperatur (°C) i kjernen av det utstrømmende blandingsvannet.

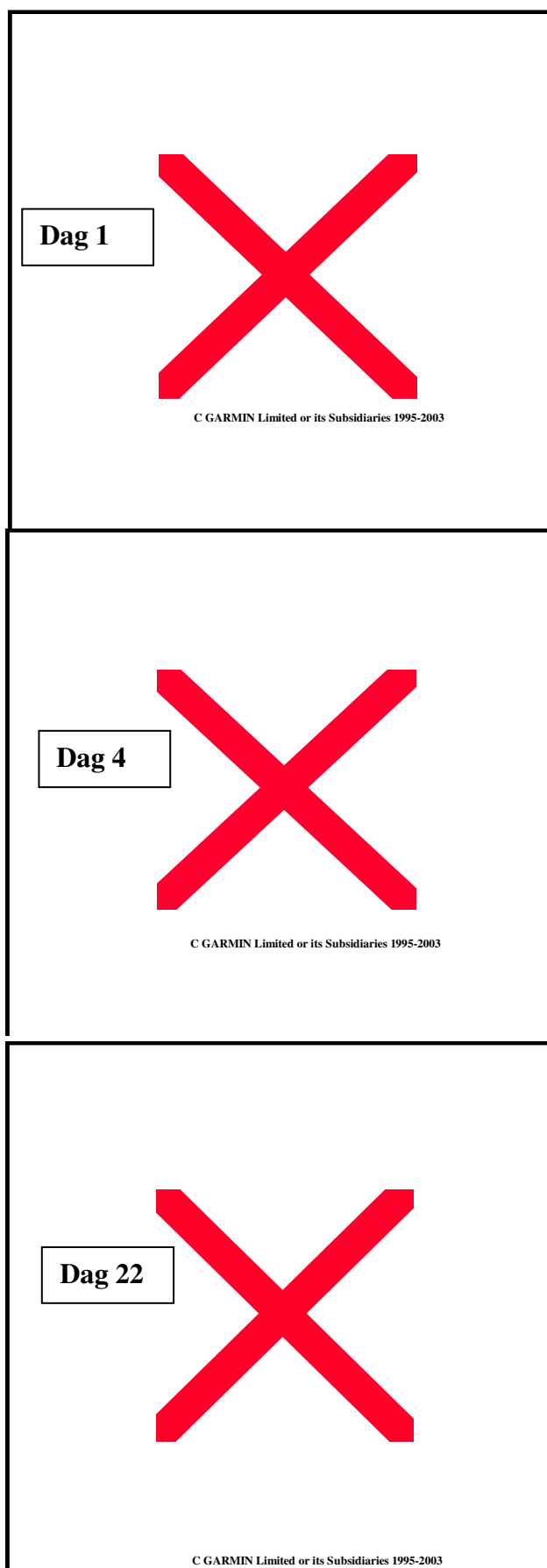
*3: Dyp (m) av kjernen fra Jostedal kraftverk.

x Ingen kjerne

- Ingen måling

¹ Dobbelt lag = 6 m

² Pga overflate avkjøling er øvre grense på 15 ppt brukt for saltholdighet



Figur 5.7. Tykkelse av innlagret blandevann i de øvre vannmassene i Gaupne- og Lustrafjorden 1, 4 og 22 dager etter montering av fordeleplate over ferskvannsutslippet.

5.5 Effekten av tiltaket på næringssalter

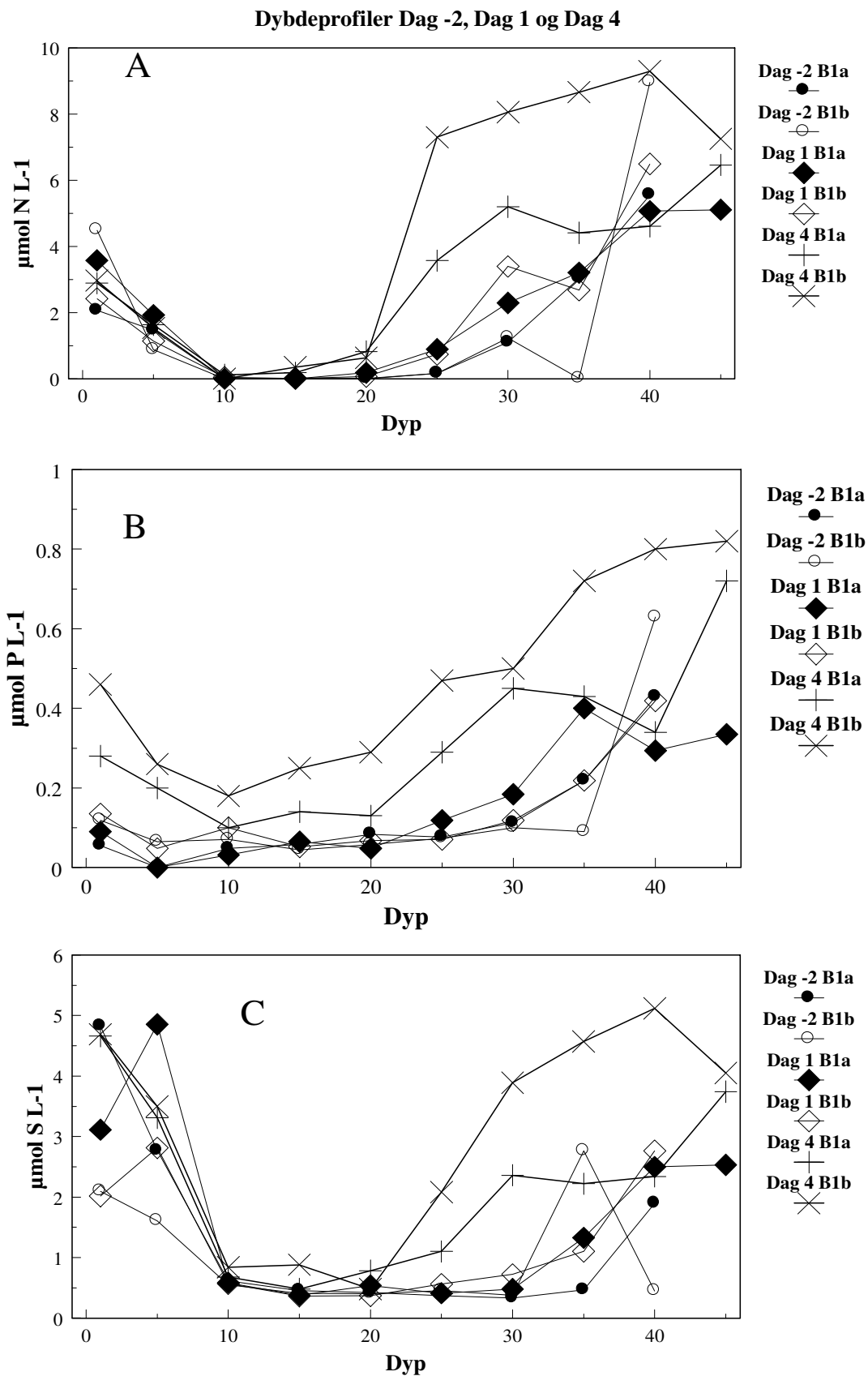
Dybdeprofiler av løst uorganisk N ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$), løst uorganisk P (PO_4) og løst silikat som ble tatt like før og ca 20 timer etter starten av tiltaket like nedstrøms for ferskvannsutslippet er vist i Figur 5.8 (Stasjonene B1a og B1b, se Figur 5.5). Begge stasjonene viste lave og stabile verdier av næringssalter i dybdesjiktet 10-25 meter med høyere verdier mot overflaten og mot større dyp. Konsentrasjonene av uorganisk N og P i dypvannet var omlag halvparten av konsentrasjonene i atlantisk dypvann i våre farvann (ca 50-60%). Konsentrasjonene av Si var noe lavere. N/P-forholdet (molart, nitrat/fosfat) i dypvannet (40-45 m) var 15 ± 1 ($\pm 1\text{SE}$) og ikke signifikant forskjellig fra det såkalte Redfield-forholdet ($\text{N/P} = 16$). Det tilsvarende N/Si-forholdet var $2,1 \pm 0,1$. De noe høyere verdiene av uorganisk N og Si i overflatelaget (0-5 meter) har mest sannsynlig sammenheng med lokal ferskvannsavrenningen.

Det var bare små endringer i konsentrasjonene av næringssalter ved ulike dyp det første døgnet etter start av tiltaket, men i perioden Dag -1 til 4 var endringene markante. Konsentrasjonene av alle næringssaltene økte da markant under 20 m dyp, mens fosfat økte i hele vannsøylen. Stasjon B1b viste gjennomgående høyere konsentrasjoner enn Stasjon B1a ved Dag 4.

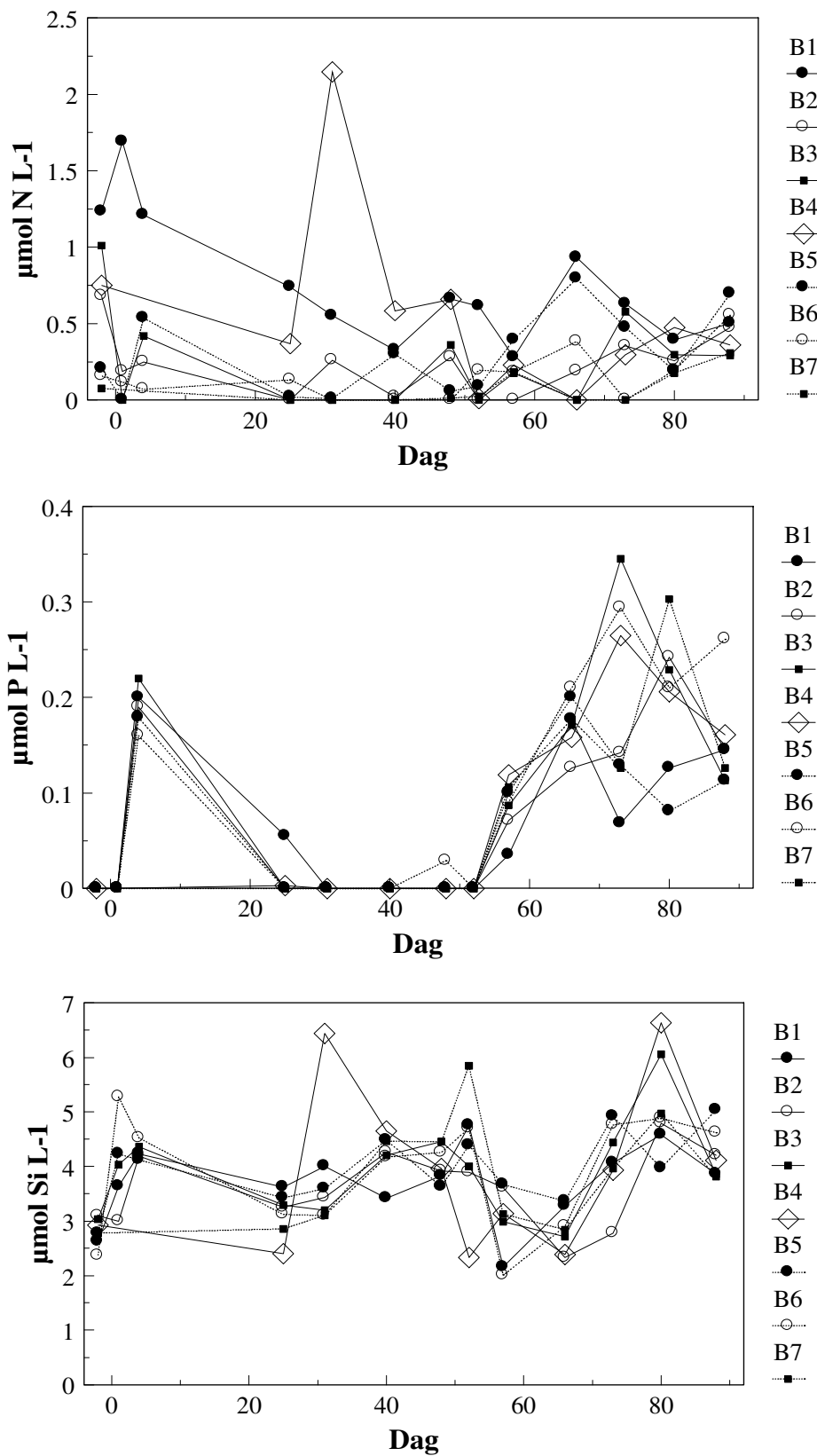
Konsentrasjonene av uorganisk N og Si i overflatevannet (0-10 m) var relativt konstante i hele perioden (Figur 5.9). De lokalt/temporært forhøyede nitrogenkonsentrasjonene, særlig ved Stasjon B1 og B4 i første del av perioden, har mest sannsynlig sammenheng med lokal ferskvannsavrenning til overflatelaget. Silikatkonsentrasjonene var gjennomgående vesentlig høyere enn verdiene som ble funnet ved forsøksstart i Arnafjorden. Det var for øvrig heller ingen store bestander med diatomeer som brukte silikat i Gaupnefjorden (se nedenfor). Alle stasjonene (ingen måling for B4 og B7 som ligger henholdsvis lengst inne og ute i fjorden) viste en lignende økning i konsentrasjonen av Si opp til Dag 4. Det faktumet at fosfat øker kraftig i samme perioden tilsier at dypvann er kilden for både fosfat og silikat. Det at nitratverdiene ikke øker tilsvarende må tolkes dit hen at nitrogen er begrensende element for planteplanktonet og at dette tas raskt opp av algene.

Når fosfatkonsentrasjonen øker til meget høye verdier ved alle stasjonene fra ca. Dag 60 er dette et tegn på at innblandingen fra dypvann må være meget stor i en periode på minst 10 dager. Det er nærliggende å anta at dette har sammenheng med naturlige forhold og årstidssykluss (innledende høstomrøring, se nedenfor), men tiltaket kan ha bidratt til å initiere og forsterke hendelsen. Når uorganisk N igjen ikke akkumulerer sammen med P må dette bety at planteplanktonet er meget klart N-begrenset.

I Arnafjorden kunne en økende silikatkonsentrasjon anvendes til å estimere transporten av dypvann til overflaten som i utgangspunktet var svært fattig på silikat. Ved stasjonene B1a og B1b innerst i Gaupnefjorden var konsentrasjonen av silikat like høy i overflatevannet (<10 m) som i dypvannet (>30 m), og vesentlig høyere enn konsentrasjonen i de midlere vannlagene (10-30 m) (Figur 5.8). Silikat er følgelig mindre egnet som tracer-komponent for N og P i transportberegninger. Det er følgelig bare foretatt en beregning av tilførslene basert på økningen i konsentrasjonen av P og Si for den første perioden (Dag -1-4, se nedenfor).



Figur 5.8. Dybdeprofiler av A: løst uorganisk N ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$); B: løst uorganisk P (PO_4) og C: løst silikat tatt på Stasjonene B1a og B1b like nedstrøms ferskvannsutslippet i Gaupnefjorden (se Figur 5.5). Prøver ble tatt to dager før start av tiltak og 20-25 timer etter start (dag 1).



Figur 5.9. Konsentrasjoner av uorganiske næringsstoffer i overflatevannet (blandprøve 0-10 m) ved alle stasjoner (B1-B7) i perioden fra start av tiltak til avslutning av prøvetaking. B1 ligger like nedstrøms ferskvannsutslippet, B2-B4 ligger lengre inne i fjorden, mens B5-B7 ligger lengre ute i fjorden (se Figur 5.5).

5.6 Estimering av næringsaltdoser

Forholdene og prøvetakingsprogrammet i Gaupnefjorden var ulikt det i Arnafjorden, men også i Gaupnefjorden kan tilførselen av næringsalter til det øvre vannlaget (0-10 m) estimeres med to uavhengige metoder:

Metode 1: Basert på variasjoner i uorganisk løst N i vannmassene, veksten til det totale planteplanktonet og en generell kunnskap om planktonalgens element-sammensetning og vekstkinettikk i naturen (Budsjett-metode).

Metode 2: Basert på en uavhengig dose-respons relasjon som er eksperimentelt etablert i Hopavågen i Midt-Norge og biomassedata for planteplanktonet fra Gaupnefjorden (Dose-respons metode).

Med Metode 1 kan den totale N-transporten til de øvre vannmassene beregnes som summen av endringer i løst uorganisk N og N-behovet til primærproduksjonen (ny-produksjonen):

$$(2) \quad \text{N-tilførsel} = d [\text{NO}_3 + \text{NO}_2] + \mu_{\text{TP}} * \text{AC} * 0.16 * F_{\text{NP}} .$$

$d [\text{NO}_3 + \text{NO}_2]$ er differansen mellom N-konsentrasjonen i vannet ved slutt og start, μ_{TP} er planteplanktonets antatte spesifikke veksthastighet (her satt til $0,4 \text{ dag}^{-1}$), AC er biomassen til planteplanktonet ($\mu\text{gC L}^{-1}$), 0,16 er konverteringsfaktor fra karbon til nitrogen i planteplankton og F_{NP} er fraksjon ny produksjon av total produksjon (antatt lik 0,5). Planteplanktonets spesifikke veksthastighet er satt relativt lavt fordi store dinoflagellater dominerer.

I Metode 2 legges dose-responskurven som er vist i Figur 7.11 foran til grunn for beregningene. Denne empiriske relasjonen er etablert gjennom et 5-årig gjødslingsforsøk (mai-september) av et kystnært system (Hopavågen, Agdenes kommune i Midt-Norge) med vannutskifting i området 15-20 % dag^{-1} . Inngangsdata er den gjennomsnittlige biomassen til planktonalgene i Gaupnefjorden. Det skal nevnes at biomassene i Gaupnefjorden klart overskrider biomassene i Hopavågen som lå til grunn for den etablerte dose-respons relasjonen og at planteplanktonsamfunnet også avvek sterkt ved den sterke dominansen av store dinoflagellater.

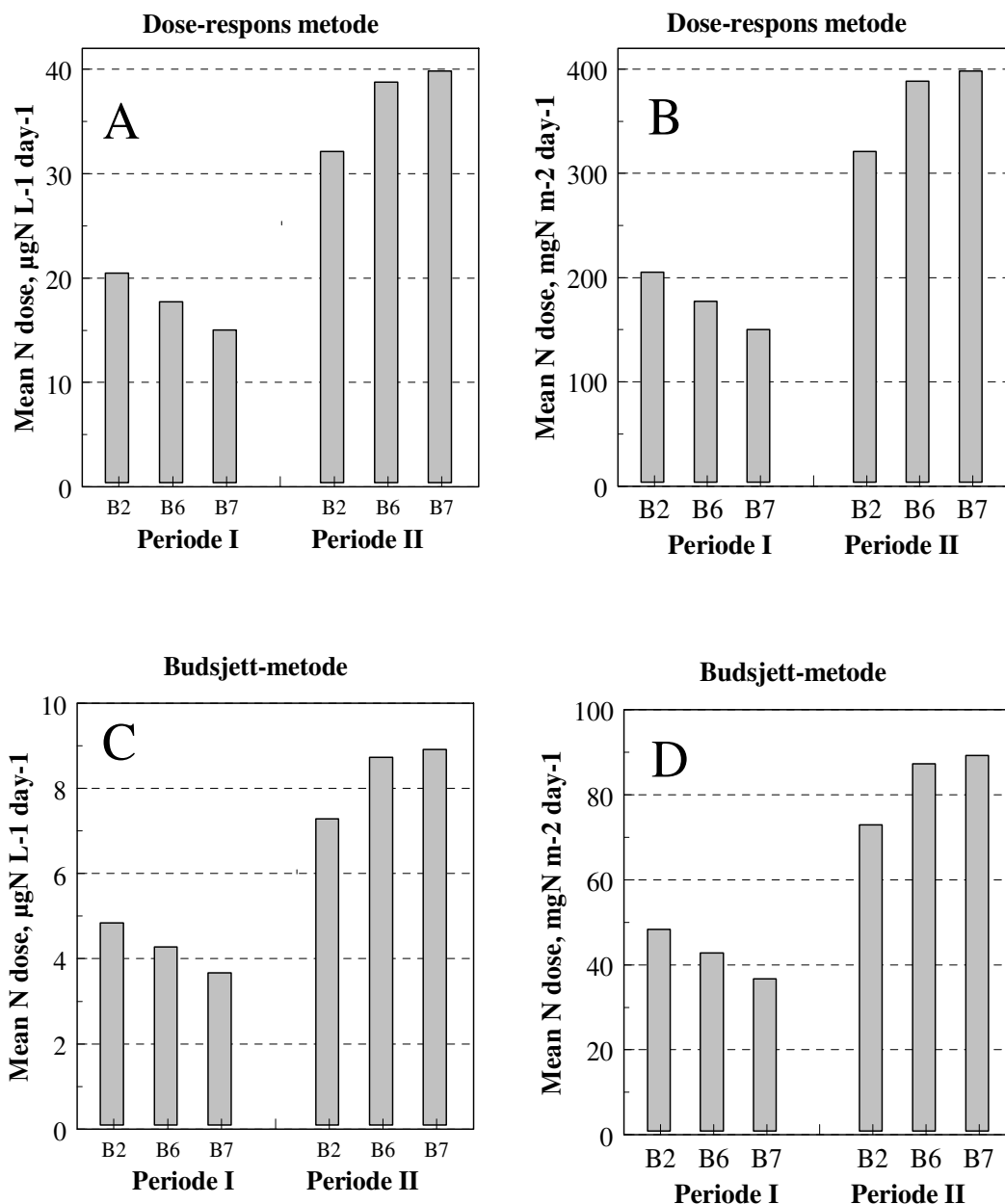
Beregningene av nitrogentilførsler er blitt gjort for de to periodene som er definert i Tabell 5.2 (se nedenfor), dette fordi det var markante forskjeller i planteplanktondynamikk og konsentrasjoner i næringsalter i disse periodene. Figur 5.10 viser midlere tilførsler av nitrogen (nitrat+nitrit) per liter og per kvadratmeter til de øvre vannlagene beregnet med de to metodene. Tilførslene av fosfat kan estimeres ved å anta et N:P-vektforhold på 7,2 (Redfield).

Verdiene for nitrogentilførsler som ble funnet med de to metodene var avvikende, dette i motsetning til det som ble funnet i Arnafjorden. Budsjett-metoden viste om lag doble tilførselsverdier for stasjonene i Gaupnefjorden sammenlignet med stasjonene i Arnafjorden i Periode I. For Periode II var tilførslene om lag 4 ganger høyere.

Tilførslene som ble beregnet med dose-respons metoden var om lag 5 ganger høyere enn verdiene som ble estimert med budsjett-metoden. Det er imidlertid knyttet usikkerhet til anvendelsen av denne metoden fordi algebiomassen var svært høy og planteplanktonet ensidig var dominert av store dinoflagellater. Metoden er antatt å prediktere tilførslene ved en oppholdstid for overflatevannet på ca ei uke. Dersom oppholdstiden er lengre, for eksempel 2-3 uker, er det forventet at metoden vil oversetimere tilførslene inntil 2-3 ganger. Det er uansett sannsynlig at

budsjett-metoden med den kunnskapen vi har i dag gir det mest robuste estimatet for tilførsler av næringsalter til de produktive vannmassene i Gaupnefjorden.

Endringene i konsentrasjonene av fosfat og silikat i perioden Dag -1 til 4 muliggjorde en mer avgrenset estimering av de minimale tilførslene til begrensende næring (nitrogen) for Stasjon B1a og B1b i denne perioden. Økningen i fosfat var $0,05 \mu\text{mol P L}^{-1} \text{ dag}^{-1}$ mens økningen av silisium var $0,27 \mu\text{mol Si L}^{-1} \text{ dag}^{-1}$. Konvertert til nitrogen basert på N/P- og N/Si-forholdene i dypvannet (se ovenfor) tilsvarte denne økningen henholdsvis $10,5$ og $7,9 \mu\text{gN L}^{-1} \text{ dag}^{-1}$ for perioden (snitt $9,2 \mu\text{gN L}^{-1} \text{ dag}^{-1}$). Denne verdien ligger mellom verdiene som ble beregnet for et større influensområde og en lengre periode, og den er ikke følgelig ikke direkte sammenlignbare med de øvrige estimatene (Figur 5.10).



Figur 5.10. Estimerte tilførsler av nitrogen (nitrat+nitrit) til de øvre vannmassene (0-10 m) i Gaupnefjorden i de to periodene av tiltaket. A og B: Volum- og arealrelaterte tilførsler av nitrat beregnet med Dose-respons metoden, C og D: Volum- og arealrelaterte tilførsler av nitrat beregnet med Budsjett-metoden.

Det foreligger ikke dataserier fra stasjonene i Gaupnefjorden for årene før tiltaket slik at effektene kan vurderes direkte. Det som kan slutes er at biomassen av planteplankton er høy i hele prøveperioden, og til dels meget høy ved slutten (Periode II). Det er sannsynlig at de høye tilførslene i Periode II i alle fall delvis er en følge av vinddrevet omrøring av vannmassen. Tiltaket kan ha fremskyndet en slik omrøring og den høstoppløstingen som den normalt resulterer i, men det er ikke sannsynlig at de høye tilførslene alene skyldes tiltaket.

5.7 Effekter på planteplankton og arter

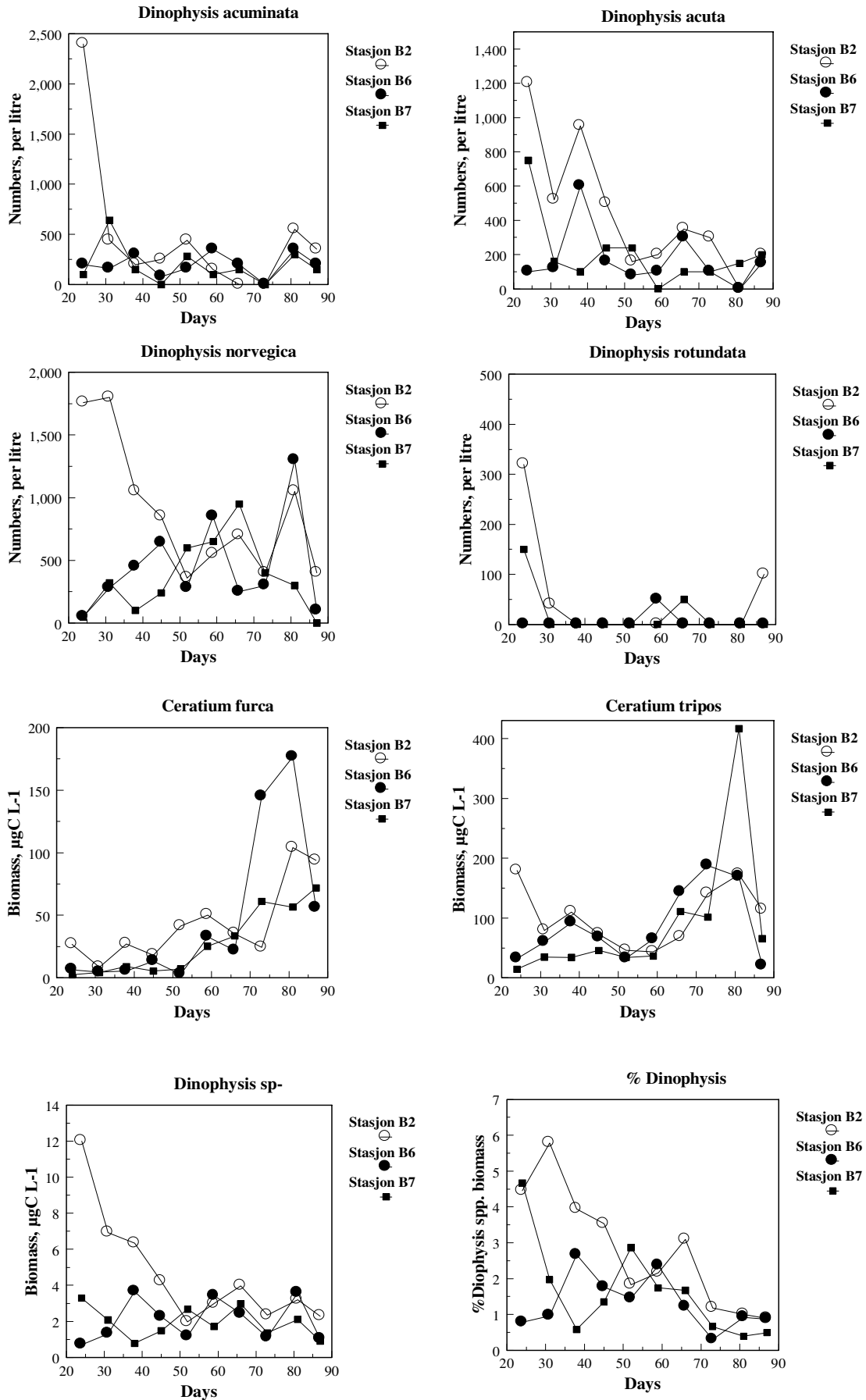
Prøver av planteplankton ble tatt ved stasjonene B2, B6 og B7. De gjennomsnittlige konsentrasjonene av uorganisk N ved hver av disse stasjonene var noe lavere enn gjennomsnittet for alle stasjonene. Spesielt viste B7 lave verdier av uorganisk N som sannsynligvis er begrensende næring. Konsentrasjonene av uorganisk P og Si ved de utvalgte stasjonene var representativt for gjennomsnittet.

Konsentrasjonen av planktonalger (0-10 m) ble som nevnt ovenfor målt på 3 stasjoner fra 25 dager etter start av tiltak til 88 dager etter start. Det kan forventes at planteplanktonet etter 25 dager allerede har respondert og tilpasset seg endringer i forholdene.

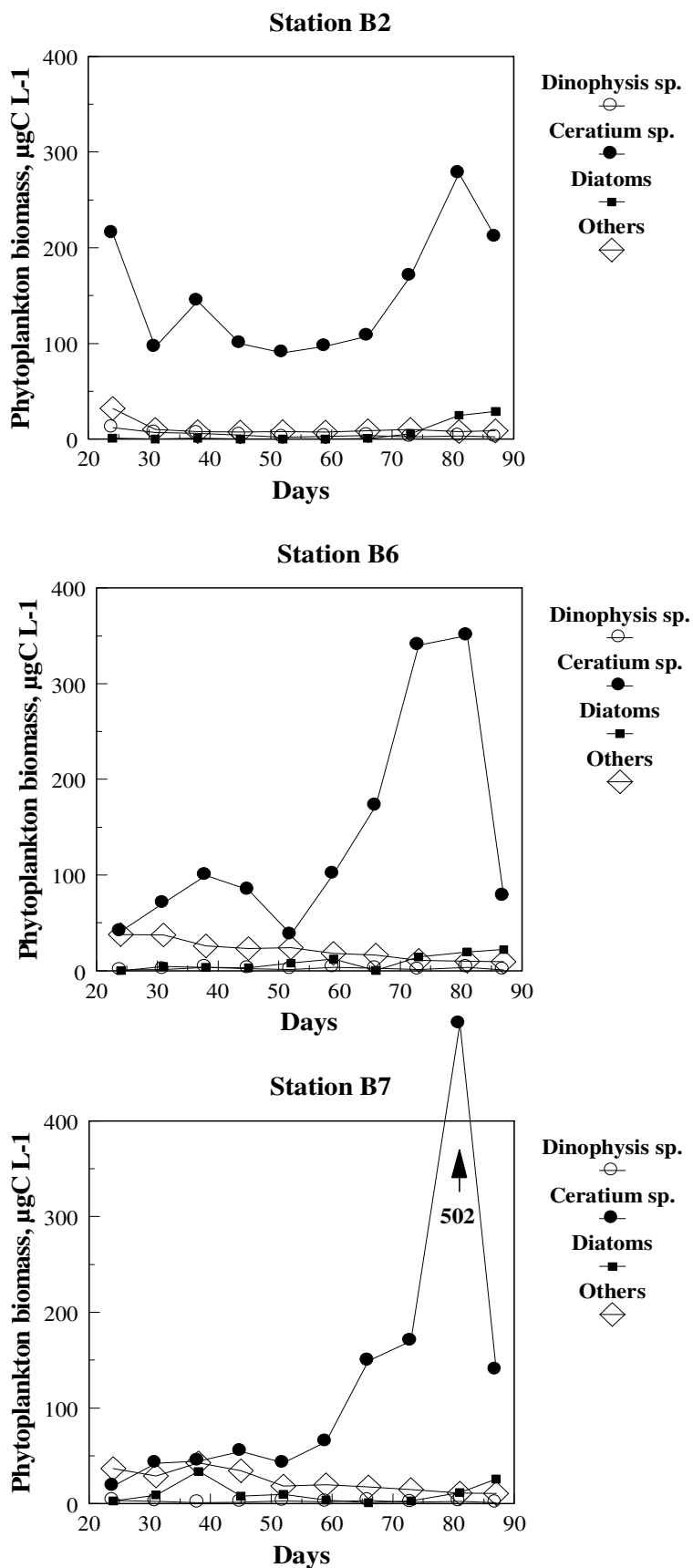
Fire arter i slekten *Dinophysis*; *D. acuta*, *D. acuminata*, *D. norvegica* og *D. rotundata* ble påvist i vannmassene i ulike mengder etter start av tiltaket (Figur 5.11). I tillegg ble det funnet spor av den heterotrofe dinoflagellaten *Protoperdinium crassipes* som også er giftig. *D. rotundata* ble bare unntaksvis funnet i konsentrasjoner større enn 100 celler per liter (0-320 celler per liter, snitt 24), mens de øvrige artene viste høyere tettheter og ulikt forløp. *D. acuminata* ble med ett unntak funnet i tettheter på 0-640 celler per liter (snitt 290 celler per liter) og forekomsten viste ingen klar tendens for tid og stasjon. *D. norvegica* ble funnet i noe høyere konsentrasjoner (0-1800 celler per liter, snitt 570). Arten viste en avtagende tendens ved den indre stasjonen (B2) og en økende og etter hvert avflatende tendens ved de øvrige to stasjoner (B6 og B7). *D. acuta* viste avtagende tettheter fra starten på Stasjon B2 og mer uklare forløp ved de øvrige stasjonene. Arten ble funnet i tettheter på 0-1200 celler per liter (snitt 280).

Den samlede biomassen av *Dinophysis* sp. viste klart avtagende biomasser for Stasjon B2 og en konstant biomasse for de øvrige stasjonene (Figur 5.11, nederst). Biomassen av planteplankton økte ved alle stasjonene gjennom perioden (se nedenfor), og den andelen som *Dinophysis* sp. utgjorde av planteplanktonet ble følgelig redusert (Figur 5.11, nederst).

De klart dominante artene i planteplanktonet var de ikke-giftige dinoflagellatene *Ceratium furca* og *C. tripos* (Figur 5.11). Begge viste en økende tendens gjennom perioden, med til dels meget høye biomasser og et lignende forløp ved alle tre stasjoner. Også andre *Ceratium*-arter ble påvist i prøvene, men ingen andre arter av dinoflagellater eller diatomeer kan betegnes som dominante. Små uidentifiserte flagellater og monader ble som normalt funnet i høye tettheter, og disse utgjorde til tider en betydelig andel av biomassen (gjennomsnittlig 6, 17 og 21% ved henholdsvis B2, B6 og B7).



Figur 5.11 Innslag av giftige planktonalger i slekten *Dinophysis* sp. (antall per liter, 0-10 m) og biomasseforløpet ($\mu\text{g C L}^{-1}$, 0-10 m) til *Dinophysis* sp. og de øvrige mest dominante artene.



Figur 5.12. Forløpet til biomassen av *Dinophysis* spp. og hovedgrupper av planteplankton ($\mu\text{g C L}^{-1}$, 0-10 m) ved stasjonene B2, B6 og B7 i perioden etter initiering av tiltaket

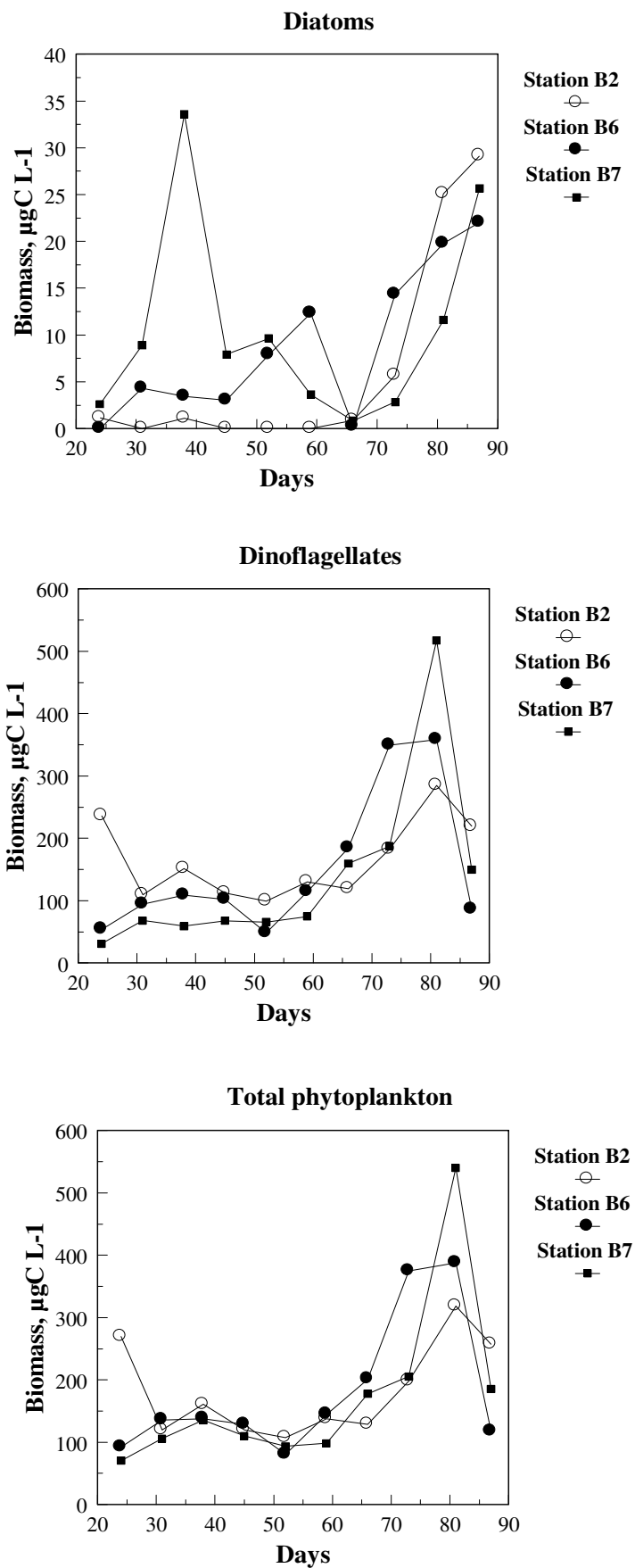
Figur 5.12 viser først og fremst at arter innen *Ceratium* sp. var klart dominerende ved alle stasjonene, men at det var ganske klare ulikheter for stasjonene gjennom perioden. Ved Stasjon B2 viste denne gruppen høy og nesten konstant biomasse gjennom hele perioden og svært lave konsentrasjoner av andre algegrupper. Ved stasjonene B6 og B7 var dominansen til *Ceratium* sp. særlig klar i sluttperioden. Ved alle stasjonene ble det registrert et maksimum i biomassen til *Ceratium* sp. ved dag 80, dette selv om ikke ekstreme enkeltverdier skal vektlegges for sterkt for denne algegruppen. For stasjonene B6 og B7 var det en markant forskjell fra B2 ved at små flagellater og monader ("Others") dominerte sammen med *Ceratium* sp. i den første måneden av perioden, eller gjennom nesten to måneder fra starten av tiltaket. I denne perioden var biomassen av flagellater og monader vesentlig høyere ved stasjon B6 og B7 enn ved Stasjon B2.

Figur 5.13 viser biomasseforløpet av diatomeer og dinoflagellater og den totale biomassen av planteplankton i måleperioden etter start av tiltaket. Det er en tendens til at diatomeene, som viste omlag de samme biomassene som i Arnafjorden, økte noe mot slutten av perioden. Biomassen var imidlertid med noen unntak svært lav fram til dag 66, spesielt ved Stasjon B2. Dinoflagellatene viste et lignende forløp ved alle stasjonene i hele prøveperioden. Den gjennomsnittlige biomassen fram til og med dag 66 var signifikant høyere for stasjon B2 enn for de øvrige stasjonene ($P < 0.05$, Tabell 5.2). I sluttperioden (dag 66-88) var biomassene gjennomgående høyere, men ikke signifikant forskjellige, dette som følge av stor variasjon i enkeltverdier ($P > 0.05$).

Forløpet til den totale biomassen av planteplankton var ikke overraskende nesten likt forløpet til dinoflagellatene. Etter en lengre og meget stabil periode fram til ca dag 60, der biomassen tilsynelatende varierte rundt $100 \mu\text{g C L}^{-1}$, inntraff det en kraftig blomstring i sluttperioden. Den gjennomsnittlige totale biomassen av planteplankton fram til og med dag 66 var signifikant høyere for B2 enn for B7 ($P < 0.05$, Tabell 5.2). I sluttperioden (dag 66-88) var de gjennomsnittlige biomassene vesentlig høyere, men ikke signifikant forskjellige for stasjonene ($P > 0.05$). Til sammenligning kan det nevnes at biomassen til planteplanktonet i Arnafjorden normalt varierte mellom $20\text{-}60 \mu\text{g C L}^{-1}$ og aldri overskred $80 \mu\text{g C L}^{-1}$. Dette illustrerer den markante oppblomstringen i Gaupnefjorden.

Table 5.2. Gjennomsnittlige biomasser ($\pm 1\text{SE}$, $\mu\text{g C L}^{-1}$) av diatomeer, dinoflagellater og totalt planteplankton i perioden dag 25-66 (Periode I) og Dag 66-88 (Periode II).

	Periode I (dag 25-66)	Periode II (dag 66-88)
Diatomeer, $\mu\text{g C L}^{-1}$		
B2	$0,44 \pm 0,21$	$15,2 \pm 7,0$
B6	$4,50 \pm 1,75$	$14,1 \pm 4,9$
B7	$9,60 \pm 4,20$	$10,3 \pm 5,6$
Dinoflagellater, $\mu\text{g C L}^{-1}$		
B2	137 ± 18	201 ± 35
B6	101 ± 17	245 ± 66
B7	75 ± 15	254 ± 88
Totalt planteplankton, $\mu\text{g C L}^{-1}$		
B2	149 ± 21	226 ± 41
B6	131 ± 15	270 ± 66
B7	113 ± 13	277 ± 88



Figur 5.13 Forløp av biomassen til diatomeer, dinoflagellater og den totale biomassen til planktonalgene ($\mu\text{C L}^{-1}$, 0-10 m) ved stasjonene B2, B6 og B7 i perioden etter initiering av tiltaket.

Det var påfallende at konsentrasjonen av diatomeer var lav ved start og gjennom hele forsøksperioden, dette til tross for at det var høye konsentrasjoner av silikat i overflatevannet. Dette viser klart at diatomeene ikke alltid utkonkurrerer andre arter når det er silikat til stede og at arter av *Ceratium* sp. mest sannsynlig er svært effektive konkurrenter om uorganisk N og P i sommerperioden. Forventninger om at diatomeer normalt skal vinne en konkurranse om N og P med silikat tilstede skriver seg fra forsøk i plastinnhegninger som gjødsles kraftig og fra studier av årsutviklingen til naturlige planteplanktonsamfunn. Naturen viser imidlertid flere eksempler der diatomeene ikke blomstrer på sensommeren selv om silikat er til stede, for eksempel i Østersjøen. Der blir dette normalt forklart med at diatomeene gjennomgår ”hvileperioder” med dominans av ”hvilestadier”. Tilgangen på Si og næringssalter er ikke avgjørende i disse periodene.

5.8 Giftinnhold i blåskjell

Det ble satt ut blåskjell på stasjon B2, B4 og B5 på dag 31 etter montering av fordeleerplaten. Stasjon B4 ligger lenger opp i Lusterfjorden, og stasjon B5 ligger rett vedsiden av stasjon B6, hvor algetellingene ble foretatt (Figur 5.5).

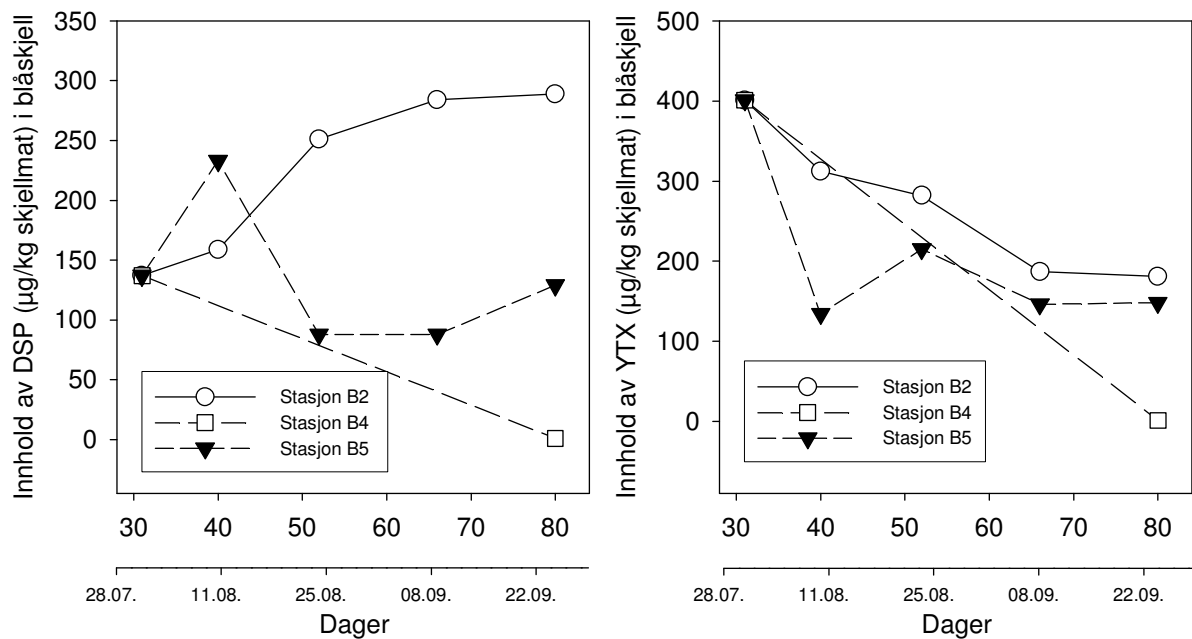
Ved utsett hadde skjellene et DSP-innhold på 137 µg/kg skjellmat, 23 µg/kg mindre enn faregrensen på 160 µg/kg. Innholdet av yessotoksiner var 401 µg/kg og betydelig lavere enn faregrensen på 1 mg.

På stasjon B2 økte mengden av DSP-toksiner svakt i hele prøveperioden, fra 137 µg/kg skjellmat på dag 31 til 289 µg/kg på dag 80 etter start av tiltaket. Innholdet av yessotoksiner avtok i samme periode fra 401 µg/kg skjellmat på dag 31 til 181 µg/kg på dag 80 etter start av tiltaket (Tabell 5.3, Figur 5.14).

På stasjon B4 ble innholdet av DSP-toksiner redusert fra 137 µg/kg på dag 31 til 1 µg/kg på dag 80 etter start av tiltaket (Tabell 5.3, Figur 5.14). Det gir en nedgang på 1,7 µg/kg pr dag og en halveringstid på ca 40 dager. Det ble ikke påvist yessotoksiner på dag 80 etter start av tiltaket. Det ble bare analysert skjellprøver fra første og siste dag av forsøksperioden.

Tabell 5.3. Toksininnhold (µg/kg skjellmat) i blåskjell i Lustrafjorden i perioden 6. aug.-24. sep. 2003 (Stasjoner vist i Figur 5.5).

Stasjon	Dato/dager etter montering av plate	DSP	YTX	PTX	AZA
B2	06.08/31	137	401	I. p.	I. p.
B2	15.08/40	159	312	I. p.	I. p.
B2	27.08/52	251	282	I. p.	I. p.
B2	10.09/66	284	187	I. p.	5
B2	24.09/80	289	181	I. p.	5
B4	06.08/31	137	401	I. p.	I. p.
B4	24.09/80	1	I. p.	I. p.	5
B5	06.08/31	137	401	I. p.	I. p.
B5	15.08/40	233	134	I. p.	I. p.
B5	27.08/52	88	215	I. p.	I. p.
B5	10.09/66	88	146	I. p.	I. p.
B5	24.09/80	129	148	I. p.	I. p.



Figur 5.14. DSP- og yessotoksiner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ skjellmat) i blåskjell i Lustrafjorden i perioden 6. aug.-24. sep. 2003 (Stasjoner vist i Figur 5.5).

På stasjon B5 økte innholdet av DSP-toksiner noe fra dag 31 til dag 40 ($233 \mu\text{g}/\text{kg}$). Deretter avtok mengden og holdt seg under faregrensen resten av perioden (Tabell 5.3, Figur 5.14). I perioden fra dag 40-52 ble innholdet av DSP-toksiner redusert fra $233-88 \mu\text{g}/\text{kg}$ skjellmat. Det gir en avgiftning av $12 \mu\text{g}/\text{kg}$ pr dag og en halveringstid på ca 10 dager i denne korte perioden. Innholdet av yessotoksiner varierte fra $401-134 \mu\text{g}/\text{kg}$ i perioden og var redusert til $148 \mu\text{g}/\text{kg}$ skjellmat på dag 80 etter start av tiltaket.

5.9 Oppsummering av effekten av ferskvannsutslipp på fysiske forhold, algebiomasse og skjellgift

Dette forsøket var gjennomført i perioden sommer-tidlig høst 2003, og det eksisterer som sådant ingen kontroll i forsøkene. Det er videre sparsomme registreringer av næringssalter og algesammensetninger fra tidligere år etter at ferskvannsløpet ble montert.

Beregninger ut i fra hydrologiske data viser at det i forsøksperioden ble løftet $117 \text{ m}^3/\text{s}$ av dypvann opp til lyssonen. I løpet av én måneds tid hadde innlagingslaget en tykkelse på 6 m, fra ca 5 til 11 m dyp over hele måleområdet. Tykkelsen av laget er noe avhengig av den øvrige lagdelingen i hele fjordsystemet (Sognefjorden). Etter 25 dager gikk blandingsvannet mer utover fjorden enn før på grunn av mye blandingsvann innlagret i den innerste delen av fjorden. Den 1. oktober (ca 3 måneders drift) ble det observert innlagring av blandingsvann i 3-9 meters dyp i hele fjorden, fra Luster til referansestasjon ytterst i fjorden. Den gjennomsnittlige oppholdstiden av vannet som strømmer til referansestasjonen ytterst i fjorden er omtrent 6 døgn.

Registreringer før platen ble lagt på viste at det var lave og stabile verdier av næringssalter i dybdesjiktet 10-25 meter med høyere verdier mot overflaten og mot større dyp. Konsentrasjonene av uorganisk N og P i dypvannet var omlag halvparten av konsentrasjonene i atlantisk dypvann i

våre farvann (ca 50-60%), og konsentrasjonen av Si var noe lavere. De noe høye verdiene av uorganisk N og Si i overflatelaget (0-5 meter) har mest sannsynlig sammenheng med lokal ferskvannsavrenningen.

Konsentrasjonene av uorganisk N og Si i overflatevannet (0-10 m) var relativt konstante i hele perioden. Silikatkonsentrasjonene var gjennomgående vesentlig høyere enn verdiene som ble funnet ved forsøksstart i Arnafjorden. Fosfat øker kraftig i perioden, og dette tilsier at dypvann er kilden for både fosfat og silikat. Det at nitratverdiene ikke øker tilsvarende må tolkes dit hen at nitrogen er begrensende element for planteplanktonet og at dette tas raskt opp av algene.

Det at fosfatkonsentrasjonen øker til meget høye verdier ved alle stasjonene fra ca. dag 60 er et tegn på at innblandingen fra dypvann må være meget stor i en periode på minst 10 dager. Det er nærliggende å anta at dette har sammenheng med naturlige forhold og årstidssykluss (innledende høstomrøring), men tiltaket kan ha bidratt til å initiere og forsterke hendelsen. Når uorganisk N igjen ikke akkumulerer sammen med P må dette bety at planteplanktonet er meget klart N-begrenset.

De klart dominante artene i planteplanktonet var de ikke-giftige dinoflagellatene *Ceratium furca* og *C. tripos*. Begge viste en økende tendens gjennom perioden, med til dels meget høye biomasser, og et lignende forløp ved alle tre stasjoner. Også andre *Ceratium*-arter ble påvist i prøvene, men ingen andre arter av dinoflagellater eller diatomeer kan betegnes som dominante. Små uidentifiserte flagellater og monader ble som normalt funnet i høye tettheter, og disse utgjorde til tider en betydelig andel av biomassen.

Fire arter i slekten *Dinophysis*; *D. acuta*, *D. acuminata*, *D. norvegica* og *D. rotundata* ble påvist i vannmassene i ulike mengder etter start av tiltaket. *D. acuminata* ble med ett unntak funnet i tettheter på 0-640 celler per liter (snitt 290 celler per liter) og forekomsten viste ingen klar tendens for tid og stasjon. *D. norvegica* ble funnet i noe høyere konsentrasjoner (0-1800 celler per liter, snitt 570). Arten viste en avtagende tendens ved den indre stasjonen og en økende og etter hvert avflatende tendens ved de øvrige to stasjoner (B6 og B7). *D. acuta* viste avtagende tettheter fra starten på Stasjon B2 og mer uklare forløp ved de øvrige stasjonene. Arten ble funnet i tettheter på 0-1200 celler per liter (snitt 280).

Den samlede biomassen av *Dinophysis* sp. viste klart avtagende biomasser for Stasjon B2 og en konstant biomasse for de øvrige stasjonene. Biomassen av planteplankton økte ved alle stasjonene gjennom perioden (se nedenfor), og den andelen som *Dinophysis* sp. utgjorde av planteplanktonet ble følgelig redusert.

Det var påfallende at konsentrasjonen av diatomeer var lav ved start og gjennom hele forsøksperioden, dette til tross for at det var høye konsentrasjoner av silikat i overflatevannet. Dette viser klart at diatomeene ikke alltid utkonkurrerer andre arter når det er silikat til stede og at arter av *Ceratium* sp. mest sannsynlig er svært effektive konkurrenter om uorganisk N og P i sommerperioden.

Blåskjellene hadde ved utsett et DSP-giftinnhold på 137 µg/kg skjellmat. På stasjonen i Lusterfjorden nærmest Gaupne økte giftinnholdet hele perioden. Blåskjellene som ble holdt lengre ut i Lusterfjorden fikk redusert giftinnhold i løpet av perioden, og var under faregrensen det meste av forsøksperioden. Også skjellene som ble holdt ved Luster (lenger inn i Lusterfjorden) ble det registrert en nedgang i giftinnhold i skjellene.

6 Sammenligning og konsekvenser av tiltaksmetoder for kunstig oppstrømming

6.1 Hydrografi

Foreløpige beregninger fra de to tekniske tiltak som ble gjort i Sognefjorden viser at oppstrømmingen av sjøvann er nesten dobbelt så stor med dykket ferskvannsutslipp som med luftbobling, henholdsvis 117 m³/s og 65 m³/s. Effekten av ferskvannsutslippet kan trolig dobles ved økt vannføring fra 26 m³/s til 55 m³/s fra Jostedal kraftverk. Ut i fra laboratorieforsøkene som var gjennomført i forkant av forsøket i Gaupne kan effekten økes ytterligere ved justering av fordelerplaten. En større fordelerplate kan muligens også forbedre effekten.

Energiforbruket ved luftboblingen i Arnafjorden var 390 KW mens det dykkede ferskvannsutslippet har et forbruk på 300 KW. Dette viser at neddykket ferskvannsutslipp er en mer energiokonomisk metode for å løfte dypvann opp til lyssonen. Siden ferskvannet fører til en netto oppdrift i sjøen, var kjernen i Arnafjorden ca 10 m dyp mens den var 8 m dyp i Lustrafjorden. Ut i fra de hydrologiske resultatene kan det forventes at en metode med bruk av neddykket ferskvannsutløp kan gi et bedre grunnlag for å stimulere algeproduksjonen i fjorden. Dette er selvfølgelig avhengig av innholdet av næringsalter i dypvannet og hvordan det omsettes i algegruppene.

Det finnes andre utslipp av ferskvann til Sognefjorden som ikke er utredet for mulighet til å løfte dypvann opp til lyssonen. Dette gjelder for eksempel i Årdal og i Aurland. Vangen kraftverk i Aurlandsfjorden har et utløp ned til 40 m dyp. Muligheten for utnyttelse av dette til fjordforbedringstiltak kan være positive.

6.2 Næringsalter

I begge forsøkene ble næringsalter transportert opp til den produktive sonen. Forsøksperioden med luftbobling i Arnafjorden var preget av stabilt vær og mengden næringsalter som ble transportert opp til lyssonen var klart avhengig av bobletiltaket. Størst tilførsel var ved området nær bobleanlegget.

Forsøket med fordelerplaten i Gaupne viste også at det ble transportert næringsalter opp til lyssonen. På slutten av perioden ble det observert en sterk økning i fosfat mengden. Denne økningen kan ikke bare tilskrives kun fordelerplaten, men har også trolig sammenheng med vindforhold i fjorden. Trolig har tiltaket vært medvirkende.

6.3 Planteplankton

Forsøkene med neddykket boblerør i Arnafjorden ga en klar økning i biomassen av ikkegiftig planteplankton ved tiltaksområdet. Dette skyldes i all hovedsak oppblomstring av kiselalger og ikkegiftige dinoflagellater.

Modifisering av det neddykkede ferskvannsutløpet i Gaupne så ut til å gi høy biomasse av den ikkegiftige dinoflagellaten *Ceratium* sp. I perioden ble det registrert bare en meget svak økning av kiselalger og andre flagellater. I dette forsøket fikk vi altså ingen oppblomstring av kiselalger til tross for at konsentrasjonen av silikat i overflatevannet var høyt. Dette viser at kiselalger ikke

alltid utkonkurrerer andre arter når det er silikat til stede. I dette tilfelle var *Ceratium* sp. mest sannsynlig svært effektive i å konkurrere om uorganisk N og P i sommerperioden.

Resultatene viser at i begge forsøkene ble veksten av *Dinophysis* sp. ikke stimulert. Imidlertid ser det ikke ut til at antall celler av *Dinophysis* sp. som var tilstede ved start av forsøket blir vesentlig redusert gjennom forsøksperioden, men ved mange stasjoner holdt de seg relativt konstant. Den relative biomassen av *Dinophysis* sp. i forhold til den totale planteplankton biomassen ble redusert i løpet av forsøksperioden i begge forsøkene.

6.4 Innhold av gift i blåskjell

Innholdet av DSP i blåskjell er vist å ha sammenheng med antall celler av de giftige *Dinophysis* artene. I Arnafjorden (bobleforsøket) ble innholdet av DSP i blåskjellene redusert i henhold til normal halveringstid de første to ukene. Deretter reduksjonen av giftinnhold noe lavere.

Forsøket i Gaupne- Lusterfjorden (neddykket ferskvannsutslipp) ble det registrert giftfrie blåskjell både inn i Lusterfjorden og lenger ut i fjorden. Imidlertid ble det funnet økt giftinnhold ved selve Gaupnefjorden.

VEDLEGG A:

MPEG/video av et forsøk med en fordelerplate over et dykket ferskvannsutslipp fra Jostedal kraftverk (Innspilt tekst)

Utslipet fra Jostedal kraftverk er dykket 40 m i Gaupnefjorden for å unngå isdannelse vinterstid. Oppdriften av ferskvannet i sjøen skaper kraftig turbulens i overflaten. Opptil 1 MW går til spill. Denne energien er bare delvis brukt til blanding med sjøvann. For å unngå isdannelse, må brakkvannet ha minst 2½ deler sjøvann.

En skisse viser hvordan utslippet fra kraftverket stiger til overflaten, danner uroligheter og strømmer ut fjorden nær overflaten. Spillenergien kan brukes til å øke blandingen med sjøvann og løfte vesentlig større mengder av friskt sjøvann mot lyssonen.

For å demonstrere denne muligheten utfører SINTEF et prosjekt med navnet DETOX. Prosjektet er initiert av Fjordgarden og finansiert av Fiskeridepartementet, Landbruksdepartementet og Kommunal- og regionaldepartementet.

En horisontal plate plassert over utløpet vil kunne fordele utslippet i flere mindre stråler, øke oppstrømmingen av sjøvann og sikre en innlagring dypere i lyssonen. Det er tenkt at dette vil føre til mer stabile vekstvilkår for nyttige alger og føre til en bedre produksjon av blåskjell. For å unngå tap av energi i kraftverket må ikke utslippsvannet stuves ned til under 36 m.

For å teste denne muligheten ble det laget en modell av utløpet og nærliggende terreng i et 1 m X 13 m basseng. Dette tilsvarer 100 m x 1300 m i Gaupnefjorden. Den foreslåtte fordelerplaten er trekantet og 20 m i størrelse. Den er hengslet i overkanten av utløpet og fortøyd til forankringspunkter i 40 m dyp for å kunne løfte den opp vinterstid. Overflatebøyer sørger for at den ikke faller ned når kraftverket stanser. Vi starter med utløpet som det er i dag.

Her er resultatet for 55 m³/s sett fra siden. Etter flere minutters kjøring er det dosert sort farge i tunnelen. Ett minutt i modelltid tilsvarer 10 minutter i Gaupnefjorden. Den røde fargen er det fluoriserende stoffet Rhodamin som simulerer næringssalter i sjøen.

Sett ovenifra kan vi se fordelerplaten i vinterstillingen. Saltholdighetsmålinger viser at utløpet virker etter hensikten og at modellen stemmer med feltmålinger. Refleksene av lysene i forsøkshallen viser at strålen danner en turbulent overflate. Når fargen er dosert i tunnelen ser vi hvor konsentrert den oppstrømmende strålen er over utløpet og hvor fort det strømmer bort nær overflaten.

Med fordelerplaten på plass i 31 m dyp venter vi et annet bilde. Her fra sidekameraet ser vi 55 m³/s støtte mot fordelerplaten og sprer seg horisontalt like over utløpet. Oppstuvningen under platen er bare noen få meter.

Sett ovenifra ser vi at overflatebøylene har små bevegelser. Det er en vesentlig mindre turbulent overflate. Fargestoffet sprer seg ut under platen og gir en mye bredere blandingssone. Laboratorieresultatene viser at vi kan øke oppstrømmingen av friskt sjøvann med en faktor av 2 til 3 ganger dagens situasjon.

Modellresultatene for utslippet uten tiltak stemmer med felldata. Det må nå demonstreres at det foreslåtte tiltaket også virker i fullskala i Gaupnefjorden. Med et slikt forsøk på sensommeren er det mulig også å studere de biologiske konsekvensene av en slik teknisk anordning og beregne nytteverdien for blåskjellnæringen i området.