

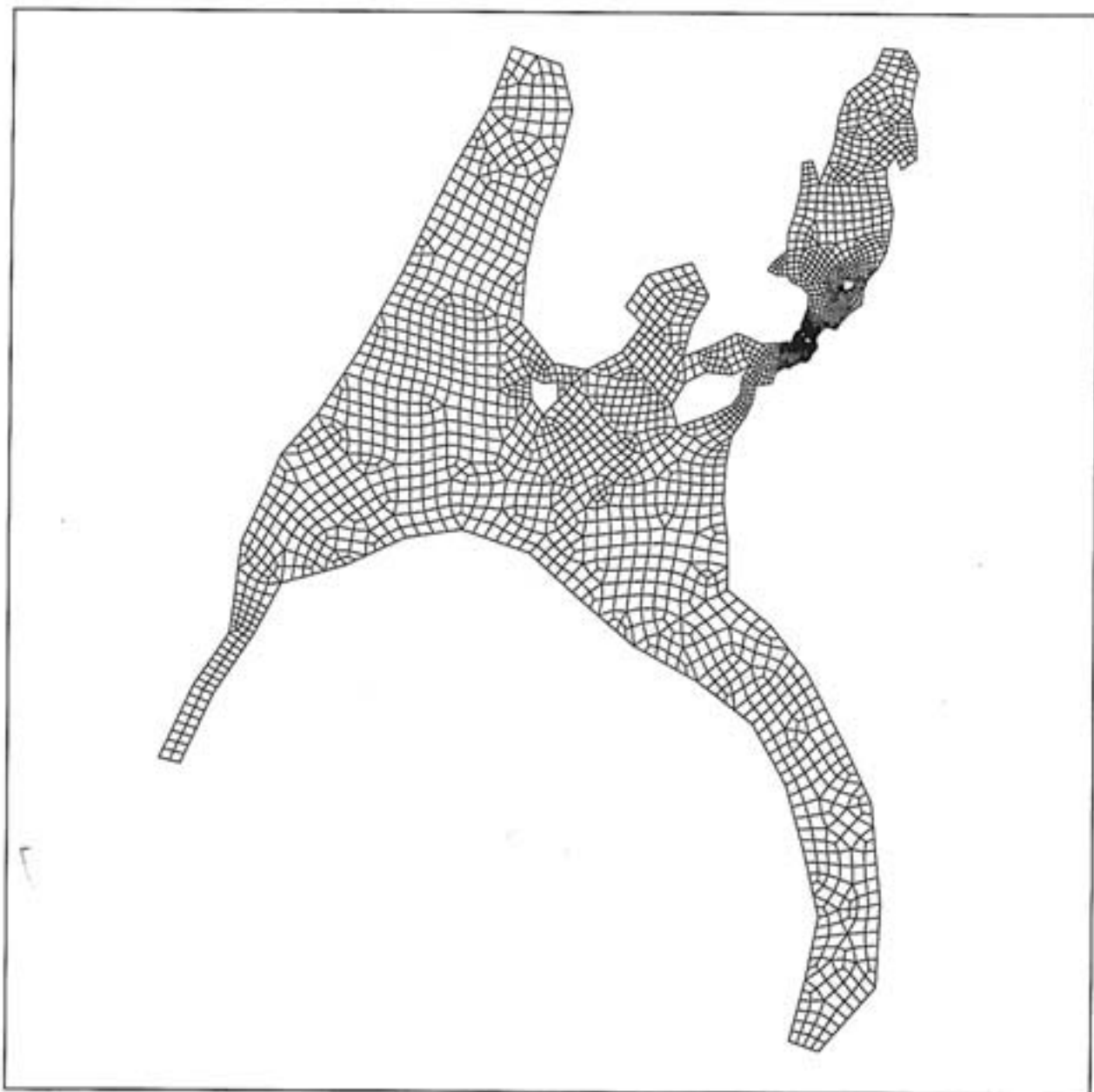
RAPPORT LNR 3953-98

Vannutskifting Steinsfjorden

Mulige konsekvenser
for vannutskifting, vann-
kvalitet og blågrønnalger
ved åpning av veifyllingene



Forprosjekt



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Serlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Titel Vannutskifting Steinsfjorden Mulige konsekvenser for vannutskifting, vannkvalitet og blågrønnalger ved åpning av veifyllingene Forprosjekt	Løpenr. (for bestilling) 3953-98	Dato 1999.02.11
	Prosjektnr. Undemr. O-98140	Sider Pris 70
Forfatter(e) Jon Lasse Bratli Torulv Tjomsland Bård Brørs (SINTEF) Torsten Källqvist Olav Skulberg	Fagområde Vannressurs- forvaltning	Distribusjon
	Geografisk område Buskerud, Ringerike og Hole kommuner	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens vegvesen, Buskerud	Oppdragsreferanse Per O. Laukli
---	---

Sammendrag I Tyrifjorden har det vært en signifikant forbedring i vannkvalitet i løpet av de siste tiårene. For Steinsfjorden er det imidlertid ingen klare utviklingstendenser, hverken mot forbedring eller forverring. Det er benyttet to simuleringsmodeller for å vurdere vannutskiftingen over Kroksundet i dagens situasjon, basert på fjerning av veifyllingene og mudring til 3 og 6 m. Den forbedrede vannutskiftingen utgjør en reduksjon av fosfor og algenivåene på 19 og 31% for hhv. 3 og 6 m mudring. Det generelle eutrofinivået vil ved dette tiltaket alene bringes ned til Vannbruksplanutvalgets målsetting om 9 µg/l totalfosfor. Som enkeltstående tiltak vil en åpning av Kroksundet gi et vesentlig bidrag, men neppe alene være tilstrekkelig for å redusere de giftproduserende blågrønnalgene (<i>Planktothrix</i> spp.) til et uproblematisk nivå. Det finnes ikke enkle løsninger på kompliserte problemstillinger som den Steinsfjorden representerer. Det er behov for en kombinasjon av tradisjonelle og utradisjonelle tiltak, der en biologisk forståelse må ligge til grunn for hvilken sammensetning av tiltak som kan gi den ønskede utviklingen for Steinsfjorden.
--

Fire norske emneord 1. Veifyllinger 2. Vannutskifting 3. Vannkvalitet 4. <i>Planktothrix</i> spp.	Fire engelske emneord 1. Roadfill 2. Water exchange 3. Water quality 4. <i>Planktothrix</i> spp.
--	---


 Jon Lasse Bratli
 Prosjektleder

ISBN 82-577-3546-9


 Dag Berge
 Forskningsjef

Vannutskifting Steinsfjorden

**Mulige konsekvenser for vannutskifting,
vannkvalitet og blågrønnalger ved åpning av
veifyllingene**

Forprosjekt

Forord

En mulig åpning av veifyllingene i Kroksundet har de senere år blitt aktualisert bl.a. ved avgjørelsen om E-16 som ny stamvei til Bergen, og nylig dokumentasjon på giftproduserende blågrønnalger (*Planktothrix* spp.) i Steinsfjorden.

NIVA har tidligere foretatt grove beregninger av hva slags effekter en åpning av fyllingene evt. en pumping av Tyrifjordvann vil kunne ha på vannkvaliteten i Steinsfjorden.

I lys av de siste års hendelser, fikk NIVA henvendelse fra Statens vegvesen, Buskerud v/Per O. Laukli om å gjøre nye simuleringer av vannutskifting og å utrede konsekvenser for næringsalter og blågrønnalger.

Vi har trukket inn SINTEF v/Bård Brørs til å gjøre simuleringer med en modell (Geosim) som har en svært fin oppløsning og som kan simulere små forskjeller i mudringsdyp. Simuleringer med en noe grovere modell (Simons) er foretatt av NIVA v/Torolv Tjomsland for å kunne sammenlikne to modellens resultater. Sistnevnte kan stått for innsamling av vind- og strømdata i felt og koordineringen mot SINTEF. Vinddata fra 1997 er mottatt fra NVE v/Kjell Sundøen.

Torsten Källkvist og Jon Lasse Bratli har gjennomført de eksperimentelle studiene i felt, mens Olav Skulberg har vært ansvarlig for de to siste års overvåkingsundersøkelser.

Vurderingene av effekter på næringssaltnivå og planktonalger, inkl. *Planktothrix* spp., er gjort av Olav Skulberg, Torsten Källkvist, Dag Berge og Jon Lasse Bratli. Sistnevnte har vært prosjektleder.

Oslo, 11. februar 1999

Jon Lasse Bratli Torolv Tjomsland Bård Brørs Torsten Källqvist Olav Skulberg

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	8
1.1 Miljøkvalitet i Steinsfjorden	8
1.1.1 Utvikling <i>Planktothrix</i> spp. (Purpurtråd) fra 1960 tallet	11
1.1.2 Siktedyp og oksygenverdier tilbake til ca 1930	12
1.1.3 Strandsonen	15
1.2 Tidligere beregninger av vannutskifting	15
1.3 Målsetting	15
2. Materiale og metoder	16
2.1 Vindmålinger	16
2.2 Strøm- og vannstandsmålinger	16
2.3 Simulering av vannutskifting over året med to modeller	16
2.4 Overvåking, fosfor, nitrogen og algemengde på forskjellige dyp	17
2.5 Produksjonsstudier av <i>Planktothrix</i> ved endret lysregime	17
3. Resultater og diskusjon	19
3.1 Simulering av vannutskifting	19
3.1.1 Vind- og strømmålinger	19
3.1.2 Simuleringer av strøm	24
3.1.3 Vannutskifting	43
3.2 Resultater fra overvåkingen 1997-98	46
3.3 Produksjonsstudier ved varierende lysforhold	51
3.4 Konsekvenser for næringssaltnivåer og algenivåer ved forandret vannutskifting	55
3.5 Mulige konsekvenser for <i>Planktothrix</i> spp.	58
3.5.1 Steinsfjorden	58
3.5.2 Mulige uheldige virkninger for Tyrifjorden	59
3.6 Mudringsmasser i Kroksund	59
3.7 Konsekvenser og tiltak ved mudring	60
3.8 Hva som ikke dekkes av denne undersøkelsen	61
4. Referanser	63
Vedlegg A. NUMERISK MODELL	67
Matematisk formulering	67
Vertikalintegreerte ligninger	68
Grensebetingelser	68
Modellparametere	69
Vedlegg B. Tilpasning av ligning for beregning av siktedyp fra klorofyll-konsentrasjon.	70

Sammendrag

I Tyrifjorden har det i løpet av de siste 20 årene vært en klar forbedring av vannkvaliteten relatert til algeinnhold (klorofyll *a*) og fosforverdier i de åpne vannmasser sommerstid. For Steinsfjorden finnes det derimot ingen klar trendutvikling, hverken mot forbedring eller forverring. Det er først de to siste årene at en har fått dokumentert at blågrønnalgene (*Planktothrix* spp.) produserer giftstoffer. Imidlertid viser tidligere undersøkelser at disse algene har vært tilstede i hvertfall tilbake til 1960 årene. Målinger av siktedyp og oksygenforbruk i bunnvannet tilbake til ca 1930 indikerer at det tidligere har vært noe mindre oksygenforbruk i dypvannet, men at det ikke er store forandringer.

Målsettingen med oppdraget har vært å vurdere i hvilken grad en åpning av veifyllingene i Kroksundområdet vil medvirke til at vannutskiftingen bedres, og at næringssaltnivået og innholdet av blågrønnalgene minker. Det har vært gjennomført simuleringer av vannutskiftinger i dagens situasjon og med en åpning av fyllingene med mudring ned til hhv. 3 og 6 m. Simuleringene er gjennomført med to modeller, en modell benyttet på SINTEF, og en på NIVA.

Vannutskiftingen i Steinsfjorden over Kroksundet bestemmes av tre forhold; tilførsler fra nedbørfeltet, vannstandsendringer i Tyrifjorden (snøsmelteflommen), og vinddrevne strømmer gjennom Kroksundet. Dagens totale vannutskifting tilsvarer 62 mill. m³/år, og domineres helt av de to førstnevnte komponentene. For å beregne vinddrevne strømmer ble det benyttet vindmålinger i 1997 og 1998. Ved å åpne Kroksundet vil en kunne øke de vinddrevne strømmene, og med en mudring ned til 3 m dyp vil den totale vannutskiftingen økes til 87 mill m³/år. Med en mudring videre ned til 6 m vil det bli en total vannutskifting på 114 mill m³/år. Simuleringene ved bruk av to forskjellige modeller gir et relativt likt resultat.

Hvis vannutskiftingen, ved fjerning av fyllingene og mudring til hhv. 3 og 6 m, regnes om til reduksjon i næringssaltinnhold og mengde, finner vi at dagens gjennomsnittsverdi av totalfosfor på 11 µg/l blir redusert til hhv. 8,9 og 7,6 µg TotP/l. Dette innebærer at målsettingen fra Vannbruksplanutvalget om en gjennomsnittskonsentrasjon av fosfor på 9 µg/l kan nå allerede ved det første alternativet, dvs. 3 m mudring. Denne målsettingen ble imidlertid satt på bakgrunn av en mer generell eutrofitilnærming, og ikke med tanke på *Planktothrix* spp spesielt. Klorofyllnivået blir redusert fra 4,5 µg/l til hhv. 3,6 og 3,1 µg Kl a/l. Dette innebærer en reduksjon av fosfor og klorofyll på hhv. 19 og 31% for de to utbyggingsalternativene.

Planktothrix spp. lever midt på sommeren på ganske stort dyp (10-12 m) i sprangsjiktområdet, mellom det sirkulerende overflatevannet og det stagnerende bunnvannet. Her ser blågrønnalgene ut til å ha spesialisert seg på en tilværelse med lite men stabile lysmengder og med en stabil temperatur og relativt moderat vekst. Dette er med andre ord en typisk langtidsstrateg. Næringsstofftilgangen er her noe bedre enn i overflatevannet, i hvertfall til visse tider av året. Hvis lysmengden øker, f. eks. ved at det blir mindre andre alger i overflatevannet, vil blågrønnalgene høyst sannsynlig søke seg noe lenger ned i vannmassen, slik at de kan opprettholde forhold der den kan vokse sakte men jevnt, og hvor de fortsatt vil holde seg i sprangsjiktområdet. Ved å leve på stort dyp om sommeren unngår disse algene direkte utskifting av vann til Tyrifjorden på denne årstiden.

Veksten av *Planktothrix* spp. er høyst sannsynlig næringsbegrenset i Steinsfjorden, og sannsynligvis er det fosfor som er det primært begrensede næringsaltet. En reduksjon på hhv. 19 og 31% av fosfor antar vi kan gi inntil en tilsvarende reduksjon av *Planktothrix* spp.

Ved en eventuell åpning av Kroksundet vil mer *Planktothrix* spp. fra Steinsfjorden neppe skape særlige problemer i Tyrifjorden. Næringsgrunnlaget er dårligere i Tyrifjorden, og etter sirkulasjonen vår og høst vil algene bringes ned på så store dyp at de sannsynligvis ikke vil overleve. I Tyrifjorden vil derfor blågrønnalgene bare kunne vokse videre på en relativt begrenset utgangsbestand podet inn fra Steinsfjorden hver vår etter sirkulasjonen.

På bakgrunn av de nevnte forhold, vil åpningen av Kroksundet være et vesentlig bidrag i riktig retning, men vil neppe som ett isolert tiltak redusere blågrønnalgene til et uproblematisk nivå.

Et slikt tiltak må imidlertid vurderes sammen med andre tiltak i nedbørfeltet (kloakk og landbruk) og med tiltak som kan gjøres direkte i innsjøen. Endel tiltak er i ferd med å gjennomføres, og en rekke er planlagt. Det meste av tiltaksutredningene er allerede gjort i forbindelse med "Aksjon Steinsfjorden" (bla. a. KUR-prosjektet), tidligere utredninger fra arbeidet med "Vannbruksplanen", samt nylig gjennomførte utredninger knyttet til "Hovedplan avløp i Ringerike". For alle tiltakene bør det fokuseres på kostnader og effekter, og innenfor et tiltaksplanarbeid kan da den samfunnsøkonomiske nytten av tiltakene vurderes, samt at vi sikrer oss en mest fornuftig rekkefølge i gjennomføringen av tiltakene. Et tilleggsmoment vil være at åpningen av Kroksundet vil gi en momentan effekt, i motsetning til de andre mer tradisjonelle tiltakene innen landbruk og kloakksanering, der det vil ta noe tid før full effekt oppnås.

Det finnes ikke enkle løsninger på kompliserte problemstillinger som den Steinsfjorden representerer. Det er behov for en kombinasjon av tradisjonelle og utradisjonelle tiltak, der en biologisk forståelse må ligge til grunn for hvilken sammensetning av tiltak som kan gi den ønskede utviklingen for Steinsfjorden.

Summary

Title: Water exchange Lake Steinsfjorden. Possible consequences for water exchange, water quality and blue-green algae in opening of the roadfills. Pilot project.

Year: 1999

Authors: Jon Lasse Bratli, Torulv Tjomsland, *Bård Brørs (SINTEF)*, Torsten Källqvist, Olav Skulberg

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3546-9

The lake Tyrifjorden has shown a significant improvement of the water quality over the last decades. Lake Steinsfjorden, however, shows no clear trends, no clear improvement or deterioration. Two different models have been used for the simulation of the water exchange over the interconnected sound, Kroksund. The present situation is simulated together with removal of the roadfills and dredging to 3 and 6 m water depth, respectively. The improved water exchange entails a reduction of the phosphorus and algae levels on 19 and 31%, for 3 and 6 m dredging, respectively. The general level of eutrophication is by this measure alone reduced to the 9 µg/l and total-phosphorus, which was the target for the Pollution Abatement Plan committee. As a single measure, a removal of the roadfills will give a significant contribution, but hardly be sufficient in order to reduce the toxic blue-green algae (*Planktothrix* spp.) to an unproblematic level. There are no easy solutions to complicated problems as the one in lake Steinsfjorden. There is need for a combination of traditional and untraditional measures, where a biological knowledge has to be the basis of the composition of measures which can accomplish a desired development for lake Steinsfjorden.

1. Innledning

1.1 Miljøkvalitet i Steinsfjorden

I likhet med Tyrifjorden er Steinsfjorden en av de best undersøkte innsjøene i Norge. NIVA har drevet overvåking tilbake til 1960-årene (Skulberg 1964, Holtan 1967), mens Universitetet i Oslo har observasjoner tilbake til før 1930 (Braarud og medarb. 1928, Strøm 1930). Fra 1970-årene er innsjøen overvåket på rutinemessig basis der også viktige næringssaltparametere og algeinnhold er undersøkt.

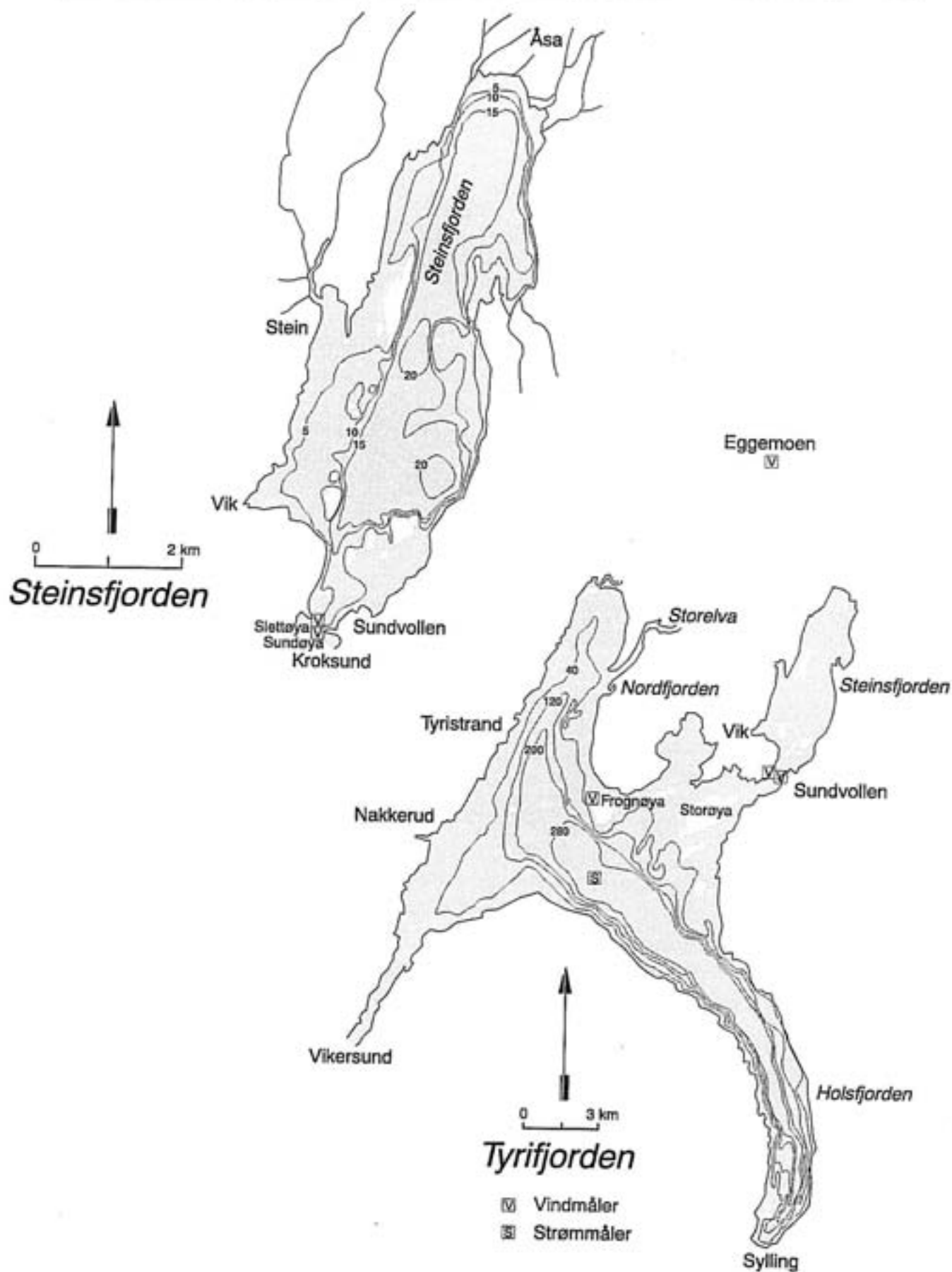
Steinsfjorden er en relativt grunn innsjø med middeldyp på 10 m og med et lite nedbørfelt som kun gir en midlere avrenning på ca $1 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tabell 1). Den teoretiske oppholdstiden er på hele 4,6 år. Steinsfjorden er knyttet sammen med Tyrifjorden via Kroksundet (se kart Figur 1). Dette området er svært grunt med store områder på mellom 1 og 3 m på både Steinsfjord- og Tyrifjordsiden. Særlig på Tyrifjordsiden er det grunt langt sørover, og en må faktisk ut forbi Storeya for å komme ned på dyp over 10m, forøvrig et dyp som termoklinen eller sprangsjiktet ligger på om sommeren. Et stykke sør for Storeya blir det imidlertid brådypt, og en kommer ut i Holsfjorden som for en stor del er 290 m dyp.

Tabell 1. Morfometriske og hydrologiske karakteristika ved Steinsfjorden. Etter Berge 1983b.

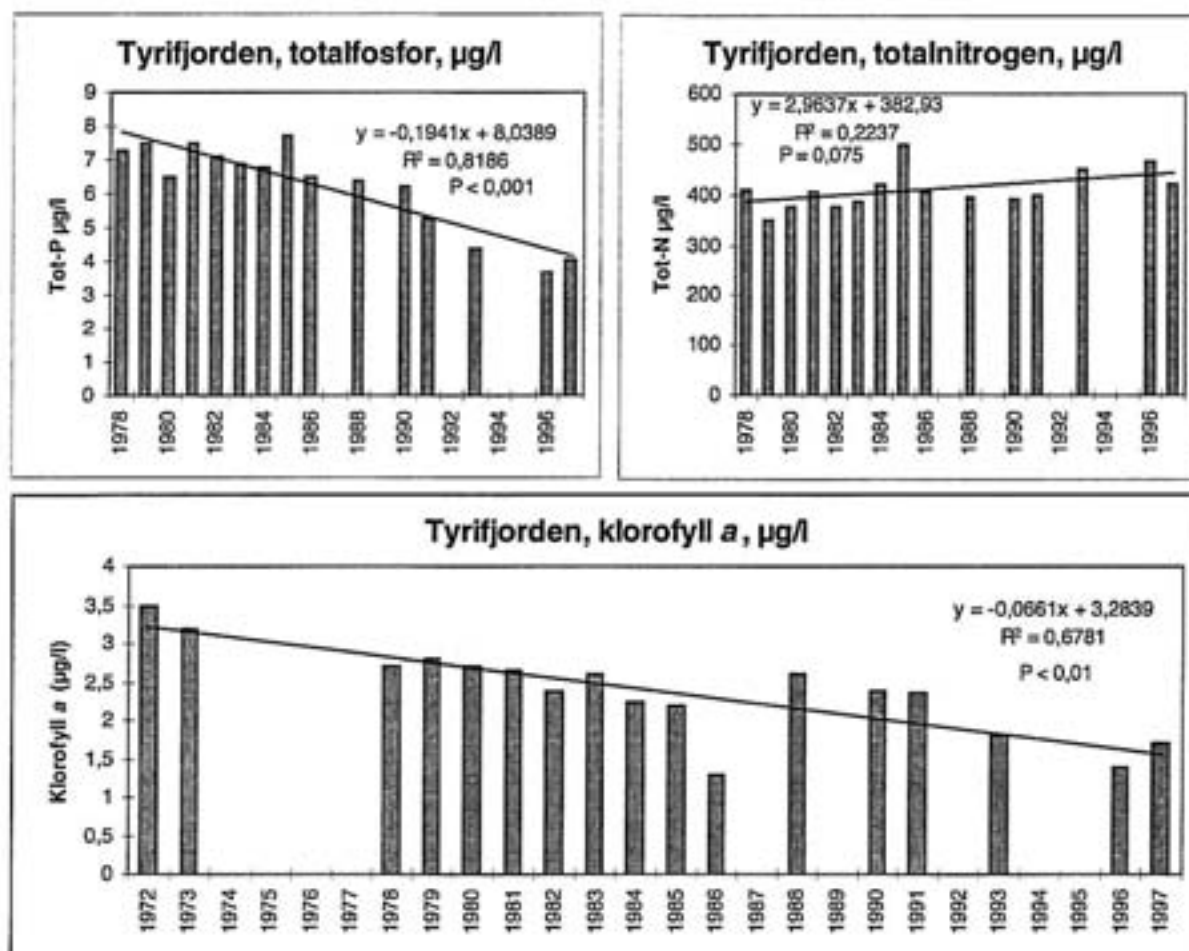
<i>Parameter</i>	<i>Benevning</i>	<i>Verdi</i>
Høyde over havet	m	63
Areal nedbørfelt	km^2	63,7
Areal innsjø, uten øyer	km^2	13,9
Areal øyer	km^2	0,52
Største lengde	km	7,9
Største bredde	km	2,6
Største dyp	m	24
Midlere dyp	m	10,2
Vannstandsvariasjoner	m	1-2
Volum	m^3	142×10^6
Midlere avløp	m^3/s	ca. 1
Årlig avløp	m^3	$31,5 \times 10^6$
Teoretisk oppholdstid	år	4,6

Geologisk sett er Steinsfjorden helt spesiell, beliggende i ytterkanten av "Oslofeltet", med kambrosilurske bergarter med høyt kalkinnhold dominerende i vest og devonsk sandstein som dekker kambrosiluren i øst. Vannmassen får pga. det store kalkinnholdet en spesielt høy ionestyrke, god bufferevne og en ledningsevne (konduktivitet) på omkring $90 \mu\text{S}/\text{cm}$. På grunn av relativt stor vindpåvirkning og at innsjøen er relativt grunn er sirkulasjonsperiodene, vår og høst, ganske lange. Dette er med på å "redde" innsjøen fra oksygenfrihet i bunnvannet på slutten av stagnasjonsperiodene.

Tyrifjorden har vist klare tegn til forbedring av vannkvaliteten (Figur 2, Bratli og medarbeidere 1998), noe som er et resultat av iverksatte tiltak. Dette vises ved en signifikant nedadgående trend både for fosfor og klorofyll *a*. For Steinsfjorden derimot er det ingen signifikante bedring av vannkvaliteten (Figur 3). Med tanke på totalfosfor i overflatevannet (0-6m), er det for Steinsfjorden observert middelverdier som naturlig varierer mellom 9-12 $\mu\text{g}/\text{l}$ i årene tilbake til slutten av 70-tallet. Verdiene for algeinnhold (klorofyll *a*) og nitrogen viser heller ingen klare trender (Figur 3).



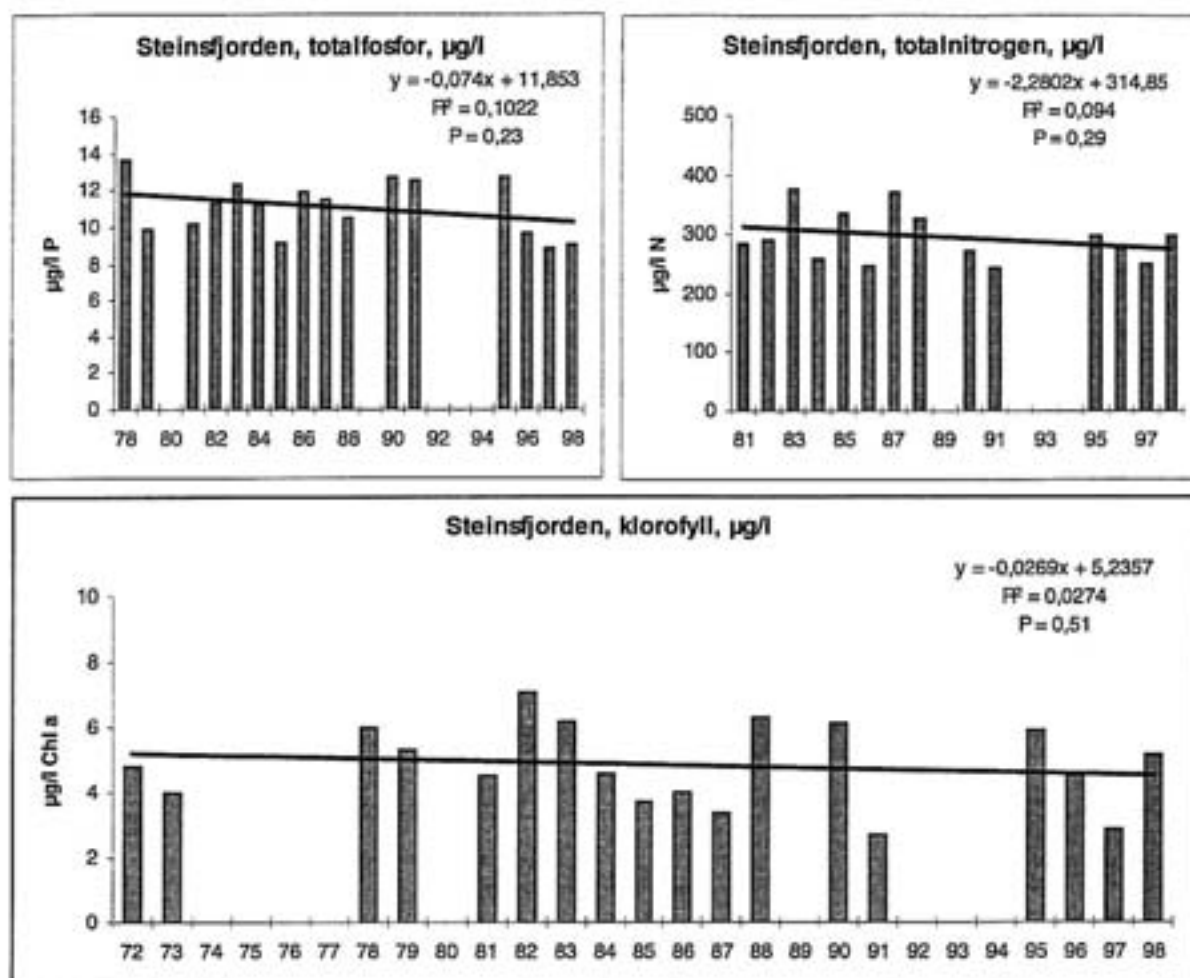
Figur 1. Kart over Tyrifjorden og Steinsfjorden



Figur 2. Tyrifjorden. Middelerverdi over produksjonssesongen for overflatevannet (0-10m), ved hovedstasjonen ved Frogneøya. Fra Bratli og medarbeidere 1998.

Disse verdiene viser imidlertid situasjonen i overflatevannet, noe som gjenspeiler den mer generelle eutrofiutviklingen i innsjøene over tid. De fleste algene finner en vanligvis i overflatesjiktet om sommeren. Det er her det er nødvendig lys, og de befinner seg i et sirkulerende overflatesjikt som i sommerhalvåret er isolert fra de mer dypliggende vannmassene av et sprangsjikt, der det er en brå reduksjon av temperaturen og dermed vannets tetthet.

Med tanke på de spesielle blågrønnalgepopulasjonene (*Planktothrix spp.*) som utvikler seg i Steinsfjorden, og som også har vist seg å være giftproduserende, holder disse seg dypt i vannet om sommeren, i eller i nedkant av sprangsjiktet (10-11 m). Den årvisse prøvetakingen har derfor bare i begrenset grad klart å fange opp disse organismene.



Figur 3. Steinsfjorden. Middeler verdier over produksjonssesongen for overflatevannet (0-6m), ved hovedstasjonen ved dypeste punkt.

1.1.1 Utvikling *Planktothrix* spp. (Purpurtråd) fra 1960 tallet

Et spesielt forhold i Steinsfjorden er den stedegne populasjonen av blågrønnalgeslekten *Planktothrix* (Skulberg 1964, 1980; Skulberg & Skulberg 1985). Den har i sommerhalvåret vekstrik utvikling i vannmassene knyttet til temperatursprangsjiktet - metalimnion - i innsjøen. Det er denne populasjonen som bl.a. omfatter de toksinproduserende stammer av blågrønnalger i Steinsfjorden.

Slekten *Planktothrix* er representert med fire arter i Steinsfjorden:

- Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom.
- Planktothrix mougeotii* (Bory ex Gom.) Anagn. et Kom.
- Planktothrix prolifica* (Gom.) Anagn. et Kom.
- Planktothrix rubescens* var. (DC. ex Gom.) Anagn. et Kom.

Det er artene *P. prolifica* og *P. rubescens* var. som særlig de siste to år har større mengdemessig utvikling i Steinsfjorden (Skulberg 1998a). Disse artene tilhører de røde formene av *Planktothrix* og er blitt gitt den norske betegnelsen purpurtråd. Fargen er knyttet til pigmentet phycoerythrin, et phycobilin som inngår blant blågrønnalgenes antennepigmenter. Phycoerythrin bidrar vesentlig til at

de røde formene av *Planktothrix* kan effektivt utnytte det svake lyset som er til stede mot dypet av Steinsfjorden (Skulberg 1978).

Utviklingen av *Planktothrix*-populasjonen i Steinsfjorden er et naturfenomen knyttet til innsjøer av klarvannstypen. De første undersøkelser av utviklingen av *Planktothrix* i Steinsfjorden går tilbake til begynnelsen av 1960-årene (Skulberg 1964). Allerede den gang ble det reist spørsmål om denne spesielle forekomsten av blågrønnalger var forbundet med forurensningen av innsjøen. Ved å sammenlikne de utførte kvantitative målinger av oppblomstringene 1961-1962 og nå i 1997-1998, kan vi imidlertid fastslå at det ikke har funnet sted vesentlige endringer i den mengdemessige opptreden av populasjonen med *Planktothrix* i Steinsfjorden (Skulberg 1998b).

Det er også andre blågrønnalger som er viktige primærprodusenter i planktonet i Steinsfjorden. Eksempler på slike arter er:

Snowella lacustris (Chod.) Kom. et Hind.
Woronichinia naegeliana (Unger) Elenk.
Anabaena circinalis Rabenhorst
Anabaena curva Hill
Anabaena lemmermannii P. Richt.

Flere av disse artene kan ha stammer med produksjon av cyanotoksiner (Skulberg et al. 1993, Skulberg 1998a). *Anabaena lemmermannii* hører til blågrønnalgene som er knyttet til overflatevannlaget i Steinsfjorden. Denne arten kan i enkelte år ha lokal vannblomstdannelse i Steinsfjorden (Berge 1983a).

1.1.2 Siktedyp og oksygenverdier tilbake til ca 1930

De hydrografiske forhold i Steinsfjordens frie vannmasser indikerer at det er relativt små variasjoner i vannkvaliteten bedømt ut fra hydrobiologiske kriterier over en 30-års observasjonsperiode (Skulberg 1998b). Dette er også i harmoni med andre registrerte forhold i vannmassene. Spesielt kan fremheves holdepunkter som foreligger av observasjoner av siktedyp (Secchiskive-målinger, Reid & Wood 1976).

Siktedypet er avhengig av flere faktorer knyttet til bl.a. egenskaper og mengde av partikulære og løste komponenter i vannmassene. Som i Steinsfjordens tilfelle – med gjennomgående lavt innhold av seston – vil konsentrasjonen av løste organiske forbindelser ha størst innflytelse for siktedypet. Sammenliknes resultatene av siktedypmålinger og lysmålinger i innsjøer med relativt klart vann er ofte lysintensiteten (PAR) i siktedypsnivå mellom 3-7 % av lysintensiteten like under overflaten (Nicholls 1984). Ved mange limnologiske undersøkelser er det påvist god relasjon mellom siktedyp målt med Secchiskive og innsjøens trofegrad (Edmondson 1972, Carlson 1977, Faafeng et al. 1992). I systemet for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1992) inngår siktedypmåling som grunnlag for vurdering av egnethet til ulike bruksformål.

Det foreligger enkeltmålinger av siktedyp tilbake i tid foretatt i Steinsfjorden. Observasjonene ble utført i forbindelse med vitenskapelige undersøkelser av innsjøen (Strøm 1932, Baardseth 1943). I **Tabell 2** er det gjort en sammenstilling av siktedyp målt på tilnærmet samme tid av året. Det kan være flere forbehold knyttet til metodisk utførelse, varierende observasjonsforhold etc., imidlertid indikerer resultatene at siktedypet i Steinsfjordens frie vannmasser ikke har forandret seg i særlig grad gjennom tidsrommet på de omlag syv dekadene som betraktes.

Tabell 2. Noen observasjoner av siktedyp i Steinsfjorden.

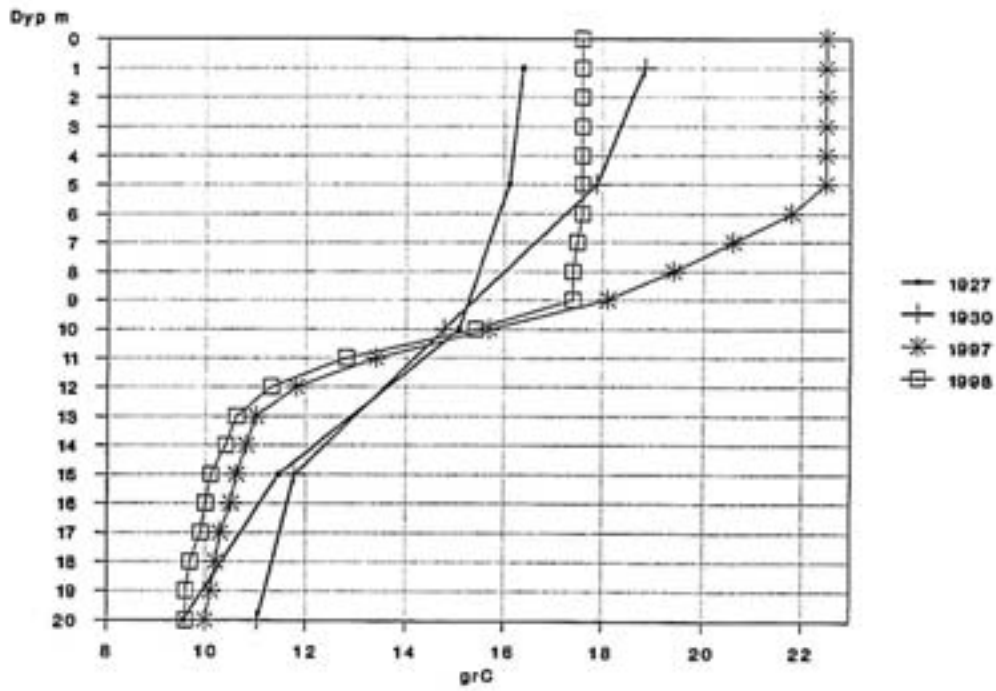
År	Referanse	Dato for observasjon	Siktedyp bestemt med Secchiskive
1930	Strøm 1932	26. juni	5 m
		22. august	6 m
1936	Baardseth 1943	23. august	6 m
1981	Berge 1983 a)	16. august	6,5 m
1997	Skulberg 1998 a)	22. august	7,0 m
1998	Skulberg 1998 b)	17. august	5,6 m

Konsentrasjon og fordeling av oppløst molekylært oksygen er en miljøfaktor som på vesentlig måte karakteriserer vannforekomstens stoffomsetning og trofilitilstand ("Oxygen is the most fundamental parameter of lakes", Wetzel 1975). Det er derfor betydningsfullt å kunne gjøre sammenlikninger over tid i variasjoner av oksygeninnhold, når en innsjøes trofiske utvikling skal bedømmes. Nedbrytning av organisk stoff skjer under forbruk av oksygen. Særlig i dypere liggende vannlag (hypolimnion) er dette en fremtredende prosess. Her kan oksygentilførselen periodevis være begrenset, og resultatet kan bli midlertidig eller vedvarende oksygenvinn i hypolimnion.

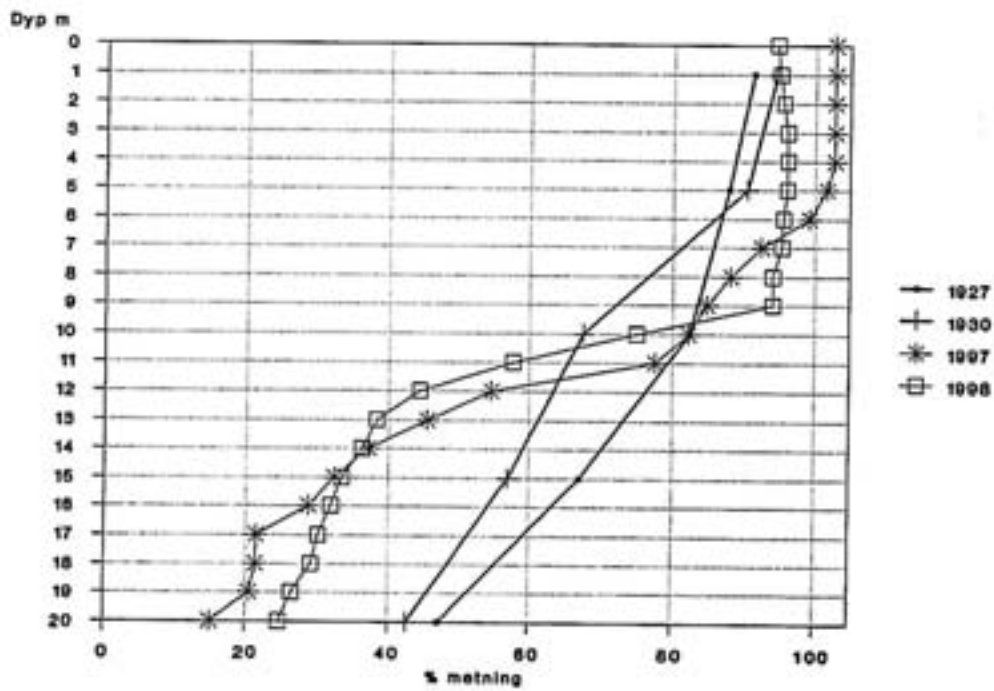
For Steinsfjordens vedkommende er det en usedvanlig gunstig situasjon at det foreligger bestemmelser av vannmassenes oksygenkonsentrasjon så langt tilbake i tid som 1927 og 1930 (Braarud et al. 1928, Strøm 1932). I den grafiske fremstilling **Figur 4** er det gjort en sammenstilling av temperaturobservasjoner i Steinsfjorden foretatt henholdsvis 29. april 1927, 27. august 1930, 20. august 1997 og 17. august 1998. På tilsvarende måte er vannmassenes oksygenmetning som ble bestemt de samme observasjonsdagene fremstilt i **Figur 4**. (Det kan nevnes at oksygenmetningen er vannets oksygenkonsentrasjon i prosent av likevektskonsentrasjonen med atmosfæren ved den aktuelle temperatur og atmosfæretrykket på stedet (Hongve 1984). Temperaturkurvene viser den typiske lagdelingen av vannmassene som er karakteristisk for Steinsfjorden på ettersommeren, med et varmt overflatevannlag, et sprangsjikt og et forholdsvis kjølig dypvannslag. Oksygenkurvene viser på tilsvarende måte (klinograd forløp) et overflatevannlag som er tilnærmet nær oksygenmetning, avtakende verdier for oksygenmetning i spranglaget og gjennom dypvannslaget. I observasjonsdypet 20 m var f.eks. oksygenmetningen henholdsvis 47% (1927) og 42,5% (1930), og tilsvarende 15% (1997) og 25% (1998).

Basert på disse holdepunktene fremgår det bl.a. et tydelig større oksygenforbruk i Steinsfjordens dypvannmasser de to siste vegetasjonsperiodene sammenliknet med situasjonen som var i 1927 og 1930. Dette forhold indikerer en utvikling med tendens mot oksygenvinn i hypolimnion. Imidlertid var det i 1997 – en sommer som var den varmeste på Østlandet i løpet av 150 år – fortsatt en oksygenreserve i vannet over sedimentoverflatene i Steinsfjordens dypområde (Skulberg 1998 b). I denne sammenheng kan det være verdt å vise til at vannmassenes oksygeninnhold i Steinsfjorden ikke forandret seg signifikant som følge av masseutviklingen av vasspest (*Elodea canadensis*) i slutten av 1970-årene. Årsaken til dette er at det organiske materialet som produseres av strandvegetasjonen hovedsakelig får sin nedbrytning i strandsonene, og derfor ikke vil belaste dypvannmassene i nevneverdig grad (Berge 1989).

Steinsfjord.Vanntemperatur
for 1927, 1930, 1997 og 1998 AUG.



Steinsfjord.Okseygenmetning
for 1927, 1930, 1997 og 1998 AUG.



Figur 4. Vanntemperatur og oksygenmetning i Steinsfjorden tilbake til 1927.

1.1.3 Strandsonen

Det ser altså ikke ut som om det har vært de helt store endringene i miljøkvalitet i de fri vannmassene i løpet av de siste tiårene. I strandsonen (littoralsonen) har det imidlertid skjedd radikale forandringer. Vasspestens inntog og massive befestigelse i perioden 1978-82, har vært det mest markante. Dette har hatt mange konsekvenser. Det er f. eks. klare tegn på at krepsens tilbakegang i Steinsfjorden (Skurdal og Garnås 1997) må ses i sammenheng med vasspestens utbredelse. Selv om nok krepsen enkelte steder kan ha nytte av vasspesten som skjul og næringsgrunnlag, er vasspestbestanden mange steder så tett at krepsen har vanskeligheter med å sameksistere. Forhold omkring påvekstalg i strandsonen (*Cladophora* sp. og *Ulothrix* sp.) er også registrert av NIVA de senere år, og mange lokale oppsittere mener det er et tiltakende problem. Baardseth (1943) rapporterer imidlertid også om store forkomster av *Cladophora* sp. i strandsonen. Disse forholdene blir imidlertid ikke fulgt videre i denne rapporten.

1.2 Tidligere beregninger av vannutskifting

Ved de tidligere modellberegningene ble det kun lagt til grunn ett scenario for åpning, nemlig fjerning av en del av fyllingene, i alt 75m og med 3 m mudringsdyp (Berge og Tjomsland 1992). Dette innebar en tredobling av dagens effektive åpning på ca 25 m. Den totale fyllingslengde er imidlertid ca 240 m og siden det er ganske langt ned til fjell i Kroksundet, kan det ved dypere mudring sikres en større vannutskifting. Modellen som ble brukt tidligere er imidlertid for grov til å modellere flere vannutskiftingsscenarioer med forskjellige åpningsbredder og dyp.

1.3 Målsetting

I tillegg til dagens situasjon skal det simuleres ny vannutskifting ved fjerning av fyllinger ved to scenarier:

- Fjerning av 240 m fylling¹ og mudring for å oppnå 3 m vanddyb
- Fjerning av 240 m fylling og mudring for å oppnå 6 m vanddyb

I tillegg til en kvantitativ estimering av forbedret vannutskifting ved de forskjellige scenarier, skal virkningene på vannkvalitet ved de forskj. scenarier beregnes. Det skal også foretas vurdering av effekten på *Planktothrix* spp.

De siste par år har det også vært et tiltakende fokus på oppblomstring av giftproduserende blågrønnalger i Steinsfjorden med mulige konsekvenser på kreps, fisk og rekreasjonsaktiviteter. Et studie av disse gifteffekter foretas nå i et eget prosjekt ved NIVA med Olav Skulberg som prosjektleder. Når det gjelder mulige effekter av økt vannutskifting på disse algene er dette ikke tidligere vurdert.

Prosjektet som behandles her, innebærer derfor både en simuleringsstudie av vannutskiftingen ved forskjellige åpningsscenarioer, og en spesialstudie knyttet til dette tiltakets mulige effekt på de giftproduserende blågrønnalgene.

¹ i følge Buskerud vegkontor (1998).

2. Materiale og metoder

2.1 Vindmålinger

Endring i vannutskiftingen mellom Steinsfjorden og Tyrifjorden forøvrig ved en eventuell fjerning av fyllingene i Kroksund vil fortrinnsvis skyldes vinddrevne strømmer. Vi ønsket å skaffe holdepunkter både om vindforhold som syntes representative for hele Tyrifjorden og eventuelle lokale avvik. Det ble installert vindmålere på Sundøya i Kroksund og på Frognøya "midt i" Tyrifjorden. I tillegg ble det benyttet eksisterende data fra Slettøya i Kroksund og fra flyplassen ved Eggemoen, (Figur 1). Se følgende oversikt:

Sundøya, på toppen av Sundøya hotell, 6 m over tårnet
Observasjonsperiode 11. juni – 16. september 1998
Automatisk logging av vindstyrke og retning, utskriftsintervall 1 time

Slettøya, i sørenden, 5 m over vannoverflaten
Observasjonsperiode : juni – desember 1997
Automatisk logging av vindstyrke og retning, utskriftsintervall 1/2 time
Kilde: NVE v/Kjell Sundøen

Frognøya, høyeste punkt i nordvest (høyde 97 m o.h.), i et tre 2 m fra skrenten, 1 m over tretoppen og 9 m over bakken.
Observasjonsperiode : 18. juni – 4. Juli 1998
Automatisk logging av vindstyrke og retning, utskriftsintervall 1 time

Eggemoen,
Det foreligger statistikk av vindstyrke og vindretning for perioden 1956 –1957 basert på observasjoner 3 ganger om dagen. Kilde : Norske meteorologisk institutt.

2.2 Strøm- og vannstandsmålinger

Det ble utført manuelle strømmålinger under brua ved Sundøya ved tre anledninger. Hensikten var å skaffe tilveie kunnskap om enkelte strømsituasjoner

I 1978 i perioden august-september ble strømningsmønsteret i sentrum av Tyrifjorden målt på 6 m og på 30 m dyp (Tjomsland 1980).

Det blir rutinemessig registrert vannstand i Tyrifjorden ved Skjærdalen vannmerke ved Tyristrand i Nordfjorden. Dataene inngår i NVEs database.

2.3 Simulering av vannutskifting over året med to modeller

Vi ønsket å modellere strømforholdene med vekt på vannutskiftingen mellom Steinsfjorden og hovedbassenget ved karakteristiske vindforhold både med og uten dagens veifyllinger. Dette ble utført ved å nytte matematiske strømningsmodeller. For å øke beregningenes utsagnskraft ble det benyttet to ulike modeller, Geosim ved SINTEF (Utne og Brørs 1993) og Simons ved NIVA (Tjomsland 1980).

Modellene er tredimensjonale ved at innsjøen ble delt inn i celler både i horisontal- og vertikal retning. De kreftene som en celle blir påvirket av, blir beskrevet av et sett differensiallikninger. Likningene blir løst numerisk ved å beregne seg fremover i tid med små tidsskritt. For hver celle blir

dermed horisontal strøm, vertikal strøm samt temperatur beregnet skrittvis fremover i tid. De drivende kreftene er vind og vannføring i elvene. Når bevegelsen først er kommet i gang, blir den påvirket av innsjøens form, friksjon mot bunnen, temperaturforhold og jordrotasjonen.

Modellene egner seg spesielt godt til å simulere virkninger av å endre innsjøens form (geometri), f.eks. å fjerne veifyllingene som i dette tilfellet.

2.4 Overvåking, fosfor, nitrogen og algemengde på forskjellige dyp

Overvåkingen de to siste årene har skjedd i regi av NIVAs prosjekt spesielt rettet mot de toksinproduserende blågrønnalgene (Skulberg 1997, Skulberg in prep).

2.5 Produksjonstudier av *Planktothrix* ved endret lysregime

En mulig konsekvens av en økt vannutskifting i Steinsfjorden som følge av fjerning av fyllinger ved utløpet til Tyrifjorden er at algetettheten i overflatevannet reduseres. Dette vil igjen medføre at en større lysmengde vil nå ned til sprangsjiktet hvor den metalimniske bestanden av *Planktothrix* spp. utvikler seg om sommeren. For å få holdepunkter til å vurdere hvordan endringer i lysforholdene kan tenkes å påvirke vekstbetingelsene for *Planktothrix*, ble det i juli 1998 utført noen eksperimenter med fotosyntesemålinger.

Måling av fotosyntese på ulike dyp i Steinsfjorden ble utført 21 juli. Vannprøver ble hentet opp fra ulike dyp fra hovedstasjonen sentralt i fjorden. Fra hvert dyp ble prøver fordelt i tre 100 ml glassflasker, hvorav en var dekket med lystett folie (mørkeflaske). Til hver flaske ble det tilsatt 0,2 ml ^{14}C -merket bikarbonatløsning. Flaskene ble hengt opp på en line og senket tilbake til de dyp prøvene var tatt fra og inkubert fra kl. 11³⁰ til 14⁰⁰ (2,5 timer).

Etter inkubering ble prøvene fraktet i en lystett kasse til laboratoriet. Hver flaske ble filtrert gjennom et membranfilter. Noen ml 1 N saltsyre ble filtrert gjennom filtrene for å drive av bikarbonat før filtrene ble plassert i scintillasjonsbeholdere og tilsatt 5 ml Optifluor scintillasjonsvæske. Aktiviteten ble målt med en scintillasjonsteller. Den målte aktiviteten skyldes algenes opptak av ^{14}C merket bikarbonat, og er således proporsjonal med fotosynteseaktiviteten i prøven, når aktiviteten i prøver inkubert i mørke er trukket fra.

Samtidig med fotosyntesemålingene ble det utført måling av lys (fotosyntetisk aktiv stråling, PAR) med en LiCor lysmåler. PAR på ulike dyp ble relatert til simultane målinger av PAR over vannflaten.

Vannprøver ble også innsamlet for måling av *in vivo* klorofyll-fluorescens. 2 ml av vannprøvene ble pipettert til brønner på en Falcon 24 mikrotiterplate. Målingene ble utført med en Cytofluor 2300 fluorescens-scanner med eksitasjonsfilter for 485 og 530 nm. Fluorescensen ble målt ved 685 nm.

Et nytt forsøk med fotosyntesemålinger for å undersøke effekten av endrede lysforhold ble utført 28 juli. Vannprøver ble hentet fra 2 m og 11 m og fordelt på 7 st. 100 ml glassflasker. Av disse ble to dekket med aluminiumsfolie og svart tape (mørkeflasker) og to med letraset-filter som ga 50% lysreduksjon. Flaskene tilsatt 0,2 ml ^{14}C -merket bikarbonatløsning og festet på horisontale pleksiglassplater som ble inkubert hengende fra en bøy på 2 og 8,5 m dyp. Forsøksoppsettet er beskrevet i Tabell 3. Etter 3 timers inkubering ble prøvene tatt opp for måling av aktiviteten som beskrevet ovenfor.

Tabell 3. Opplegg for fotosynteseeksperiment i Steinsfjorden 28.7.98

<i>Prøve fra</i>	<i>lysfilter</i>	<i>inkubert</i>
2 m		8,5 m
2 m		8,5 m
2 m	50 %	8,5 m
2 m	mørk	8,5 m
11 m		8,5 m
11 m		8,5 m
11 m	50 %	8,5 m
11 m	mørk	8,5 m
2 m		2 m
2 m		2 m
2 m	mørk	2 m
11 m		2 m
11 m		2 m
11 m	mørk	2 m

3. Resultater og diskusjon

3.1 Simulering av vannutskifting

Vannutskiftningen i Steinsfjorden skyldes utløp av naturlig tilsig fra nedbørfeltet lokalt, innstrømning fra Tyrifjorden på grunn av økt vannstand, f.eks. snøsmelteflom og vindindusert strøm.

Vannutskifting på grunn av tilsig og vannstandsendringer kan bestemmes med relativt stor sikkerhet. Utskifting som følge av vinddrevne strømmer er langt vanskeligere å kvantifisere. Fjerning av steinfyllingene i Kroksund påvirker i praksis kun de vinddrevne strømmene.

3.1.1 Vind-og strømmålinger

Ved Sundøya blåser vinden fortrinnsvis mot nordvest d.v.s. på langs av veifyllingen, og dernest mot nordvest (**Figur 5a** og **Figur 6a**). Videre var de største vindhastighetene også rettet mot nordvest (fig. **Figur 5b** og **Figur 6b**). Det vil si at den totale vindvei/luftmassestransport (fart * tid) var særdeles dominerende i denne retningen (**Figur 5c** og **Figur 6c**). Det var også en markert lufttransport mot nordøst, mens andre retninger hadde relativt langt mindre betydning. Observasjonene i 1997 og 1998 viste samme forløp. Vindmålingene må antas å være representative for Kroksund, størstedelen av Steinsfjorden og det nærmeste området utenfor. Det ble registrert timesintegrert vind på opptil 13 m/s. Fart på 2 m/s og 3 m/s var mest vanlig (**Figur 7**).

På Frognøya var dominerende vindretning mot sørøst og dernest mot vest (**Figur 8**). Vindmålingene på Frognøya må antas å kunne være representative for store deler av de frie vannmassene i Tyrifjorden, men varigheten av målingene var jo meget begrenset (16 d).

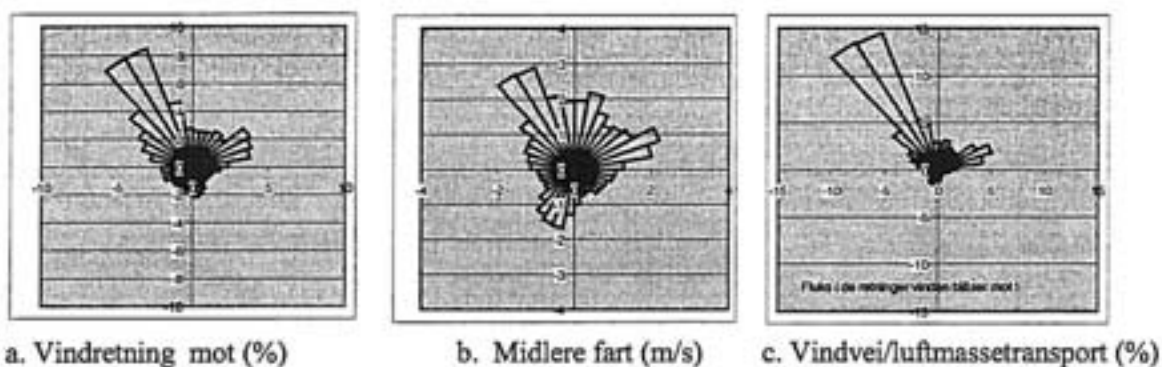
På Eggemoen var vind mot nord, sør, nordøst og nordvest mest vanlig (**Figur 9**). Det var ikke noen sterkt dominerende vindretning.

Vindforholdene var betydelig forskjellig på Frognøya og i Kroksund. Den dominerende vindretningen mot nordvest, d.v.s. på tvers av sundet og parallelt med veifyllingen, er kjent av lokalbefolkningen under betegnelsen "fallvinder" fra plataet østenfor. Da vindens drag på vannoverflaten er proporsjonalt med kvadratet av vindens fart (fart * fart * tid), må vi forvente at vind i denne hovedretningen blir enda mer betydningsfull for transport av vann enn det som figuren over lufttransporten på **Figur 5c** og **Figur 6c** viser. På Frognøya kan disse fallvindene eventuelt kjennes igjen som de langt svakere vestoverrettede vinder. Vind på Frognøya mot sørøst kan tenkes å bli bøyd av mot nordøst og i svekket grad være representert ved den sekundære hovedretningen på Sundøya.

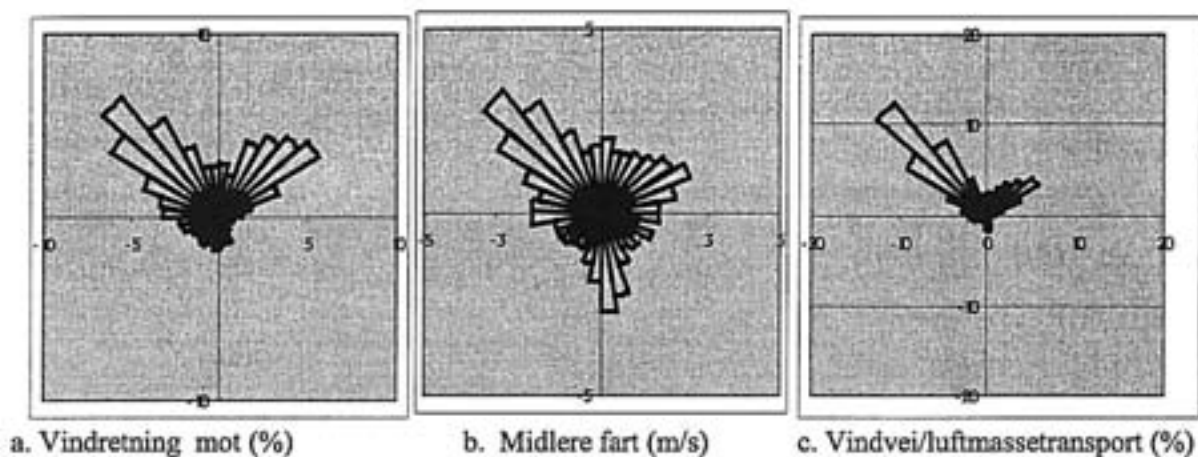
På 6 m dyp strømmet vannet i hovedsak mot sørøst og dernest mot vest (**Figur 10**). På 30 m dyp var hovedretningene mot nord og mot sør. Overflatestrømmenes retning viste godt samsvar med de observerte vindretningene på Frognøya 1998. Det vil si at overflatestrømmene blir drevet av vinden. På dypere vann, 30 m, kan strømmenes hovedretning i store trekk tolkes som en direkte følge av vinden. Det er rimelig å forvente en retning noe til høyre for overflatestrømmene på grunn av jordrotasjonen. Imidlertid var det tildels store strømhastigheter på dette dypet som skyldtes indre bølger. Stabil vind fører til oppstuvning av vann i enden av innsjøen. Ved vindens opphør settes det i gang en bølgebevegelse for å gjenopprette en vannrett overflate. Denne bølgebevegelsen, som kan forflytte seg flere ganger fra den ene enden av innsjøen til den andre, har spesielt store hastigheter like under sprangsjiktet.

Vi mener at vinddrevne strømmer i Kroksund blir dominert av lokale vinder som målingene fra Kroksund representerer. Områdene fra yttersiden av Storøya og innover forbi Kroksund er grunnere enn 10 meter. Også i Steinsfjorden er det store gruntområder. Da disse delene er såpass grunne, vil de vinddrevne strømmene raskt innstille seg i samsvar med den lokale vindpåvirkningen. Indre bølger med store strømhastigheter på dypt vann vil nødvendigvis følge hovedbassenget mellom Holsfjorden i sørøst og Nordfjorden i nordvest og i liten grad påvirke overflatestrømmene i Kroksundområdene.

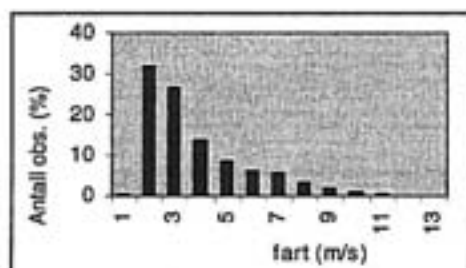
Vi har ikke holdepunkter for å hevde at det er en regional vind i Holsfjordområdet som avviker særlig fra den vinden som er observert i Kroksundet gjennom to sesonger. Holsfjorden har på samme måte som i Kroksundet svært bratte østlige skråninger, noe som kan indikere at også Holsfjorden er dominert av fallvinder fra sør-øst. Heller ikke observasjoner fra Frognøya gir oss noe indikasjon på en dominerende sør-vestlig hovedkomponent, noe som er vanlig i kystnære strøk om sommeren (solgangsbris), og som delvis framkommer av vindrosa fra Eggemoen (**Figur 9**). Dette er en ny erkjennelse i forhold til det som har vært antakelsen tidligere (Berge og Tjomsland 1992).



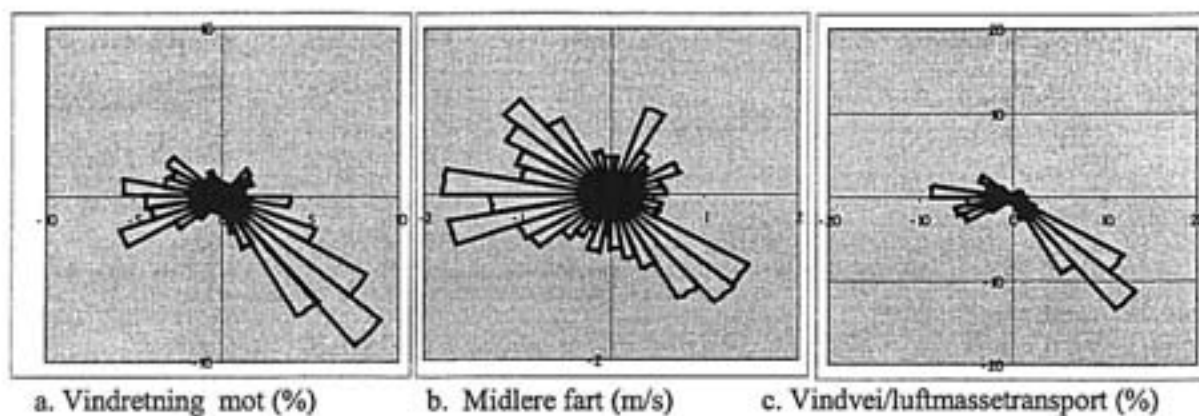
Figur 5. Vindobservasjoner på Sundøya i Kroksund juni -desember 1997.



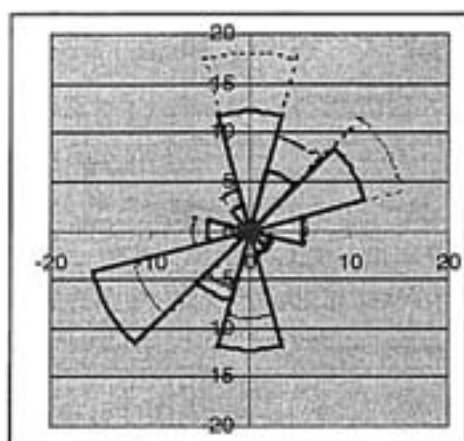
Figur 6. Vindobservasjoner på Sundøya i Kroksund 11. juni – 16. september 1998.



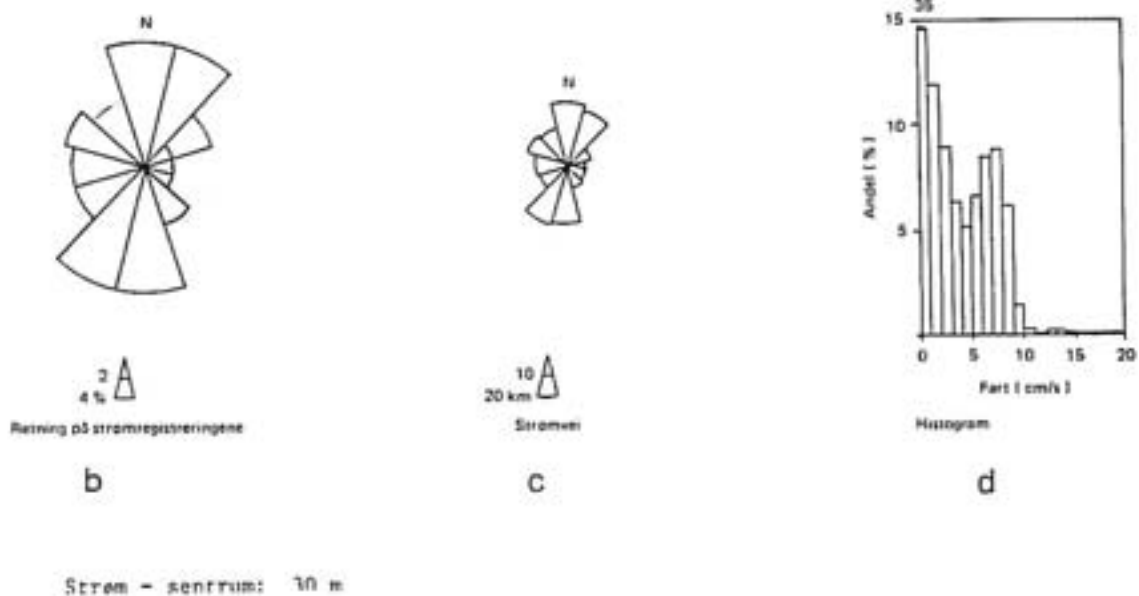
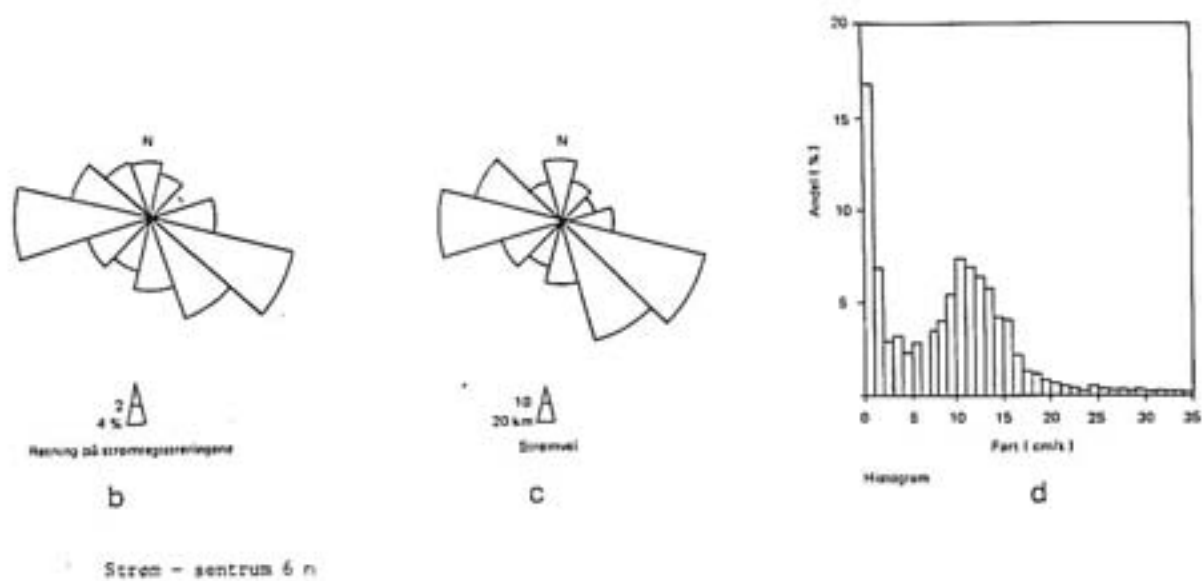
Figur 7. Sundøya 1998 – Vindstyrke på 2 – 3 m/s var mest vanlig.



Figur 8. Vindobservasjoner på Frognøya 18. juni – 4. juli 1998.



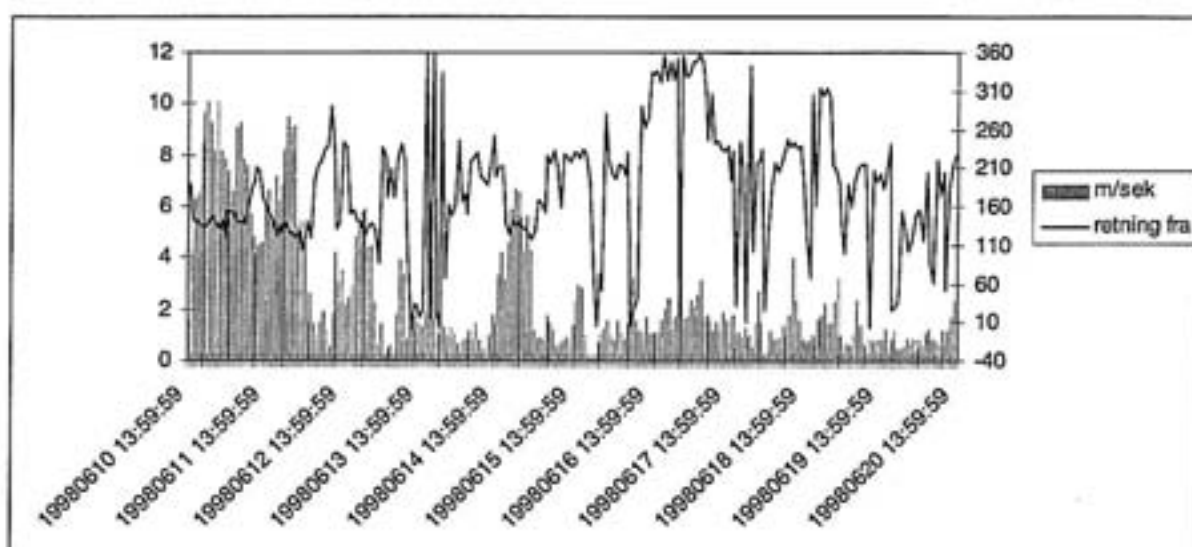
Figur 9. Fordeling av vindretning (mot) på Eggemoen, 1952 – 1972
hele året : heltrukket strek, juni-august : stiplest strek.



Figur 10. Strømmålinger fra sentrum av Tyrifjorden 1978

Strømmålingene under brua i Kroksund tydet på at strømhastigheter mellom 0 og 30 cm/s er vanlige. Det var moderat til liten vind og i alle tre tilfellene strømmet vannet ut fra Steinsfjorden. Strømningsforløpet var ikke i "likevekt" med en lang periode med jevn vind og dermed lite egnet som en test av modellsimuleringer. Forløpet skyldtes lokalt tilsig og retur av oppstuvet vann i Steinsfjorden.

Ved lav vindstyrke viste vindmålingene ustabil retning. I slike situasjoner kan vi regne med at innstrømmende vann kun spres over de nærmeste områdene rundt Kroksundet og at mye av det samme vannet kan inngå i en eventuell påfølgende returstrøm. I perioder med stor vindhastighet, f.eks over 3 m/s, var vindretningen langt mer stabil, se **Figur 11**. Da vindens drag på vannoverflaten er proporsjonal med kvadratet av vindens fart, får disse periodene en spesielt stor betydning for vanntransporten. Det var vanlig med fra noen timer til over et døgn med slik stabil sterk vind. Dette har betydning for hvor langt vann som strømmer inn gjennom Kroksund kan påvirke vannet inne i Steinsfjorden.



Figur 11. Vindstyrke og vindretning ved Sundøya i en representativ 10-dagers periode i juni 1998.

3.1.2 Simuleringer av strøm

Vind

Vindmålinger fra Sundøya viser at det er to dominerende vindretninger. Den mest vanlige er vind fra sørøst mot nordvest ($\sim 315^\circ$). Den har en typisk hastighet på 3 m/s. Nest vanligste vindretning er fra sørvest mot nordøst ($\sim 60^\circ$). Den har en typisk hastighet på 2 m/s. Det er også en viss forekomst av noe svakere vind med typisk fart på 1,5 m/s fra sør mot nord ($\sim 0^\circ$). Det er disse tre situasjonene som er brukt i simuleringene. De refereres til som heholdsviss mot nordvest (NV), mot nordøst (NO) og mot nord (N). Simuleringene er gjort med uniformt vindstress over hele fjordsystemet, beregnet med formlene i Vedlegg A. Modellen er kjørt i 12 timer (virkelig tid) for hver situasjon. Etter denne tiden har de initielle svingningene i strømmen dødd ut, og strømsystemet kommet rimelig nært en stasjonær tilstand for de fleste av tilfellene.

Lagdeling

Vannet i Tyrifjorden og Steinsfjorden vil ha utpreget lagdeling, spesielt om sommeren, på grunn av temperaturfordelingen i dybden. I tillegg til en serie kjøring med uniform tetthet i hele vannmassen (som er representative for en tidlig vår- og sen høst-situasjon) er det kjørt en serie med "falsk bunn" i en dybde på 11 m. Dette er representativt for en situasjon med sterk lagdeling som man finner om sommeren.

Utbyggingsalternativer

Det er gjort simuleringer for tre forskjellige "geometrier": (1) Dagens situasjon, (2) situasjonen etter fjerning av fyllingene på begge sider av Kroksund med mudring til 3 m, og (3) situasjonen etter fjerning av de samme fyllingene med mudring til 6 m, jfr. **Figur 14**.

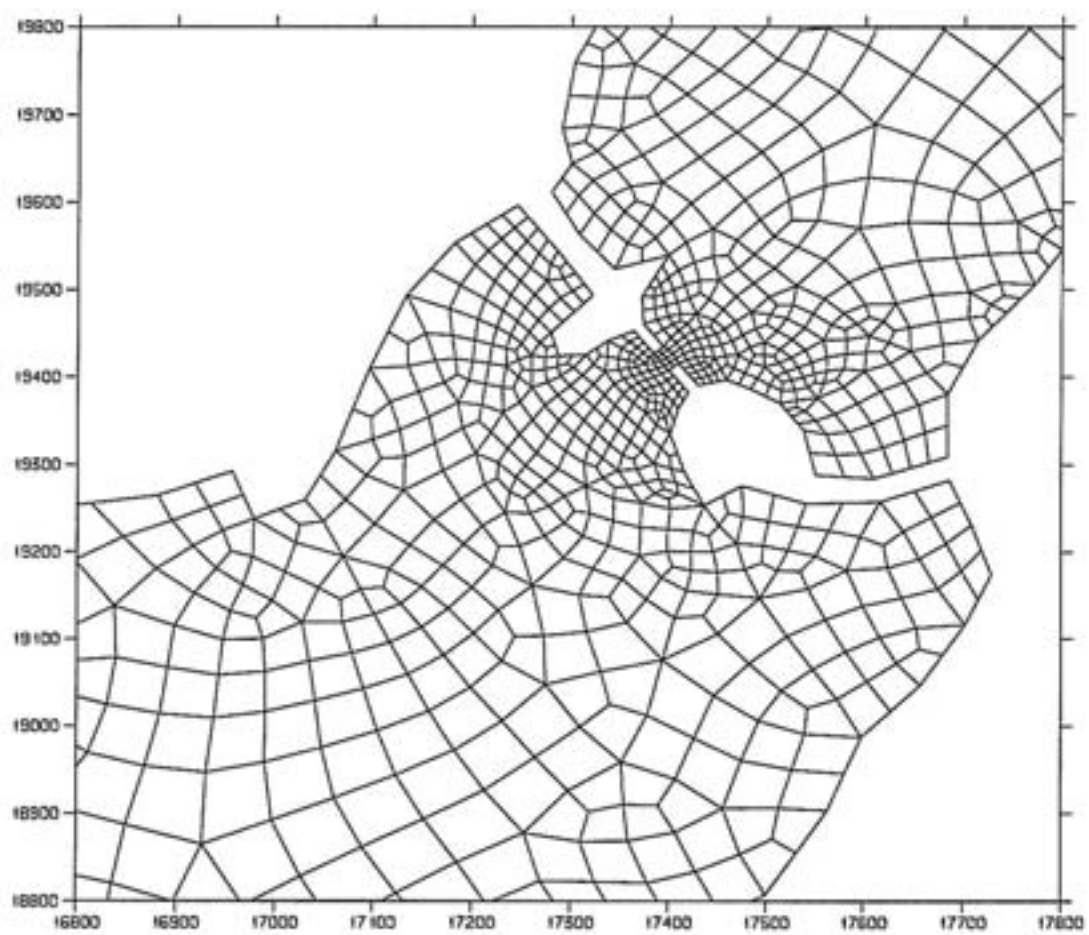
Grid og dybder

Randkontur og dybder for hoveddelen av Tyrifjorden og Steinsfjorden er tatt fra et kart i målestokk 1:25 000 som er tatt opp av NVE Hydrologisk avdeling i 1977/1978. Detaljer av området med fyllingene med dybder i Kroksund er tatt fra et kart i målestokk 1: 5 000 som er brukt under kjerneboringene 21. august 1997.

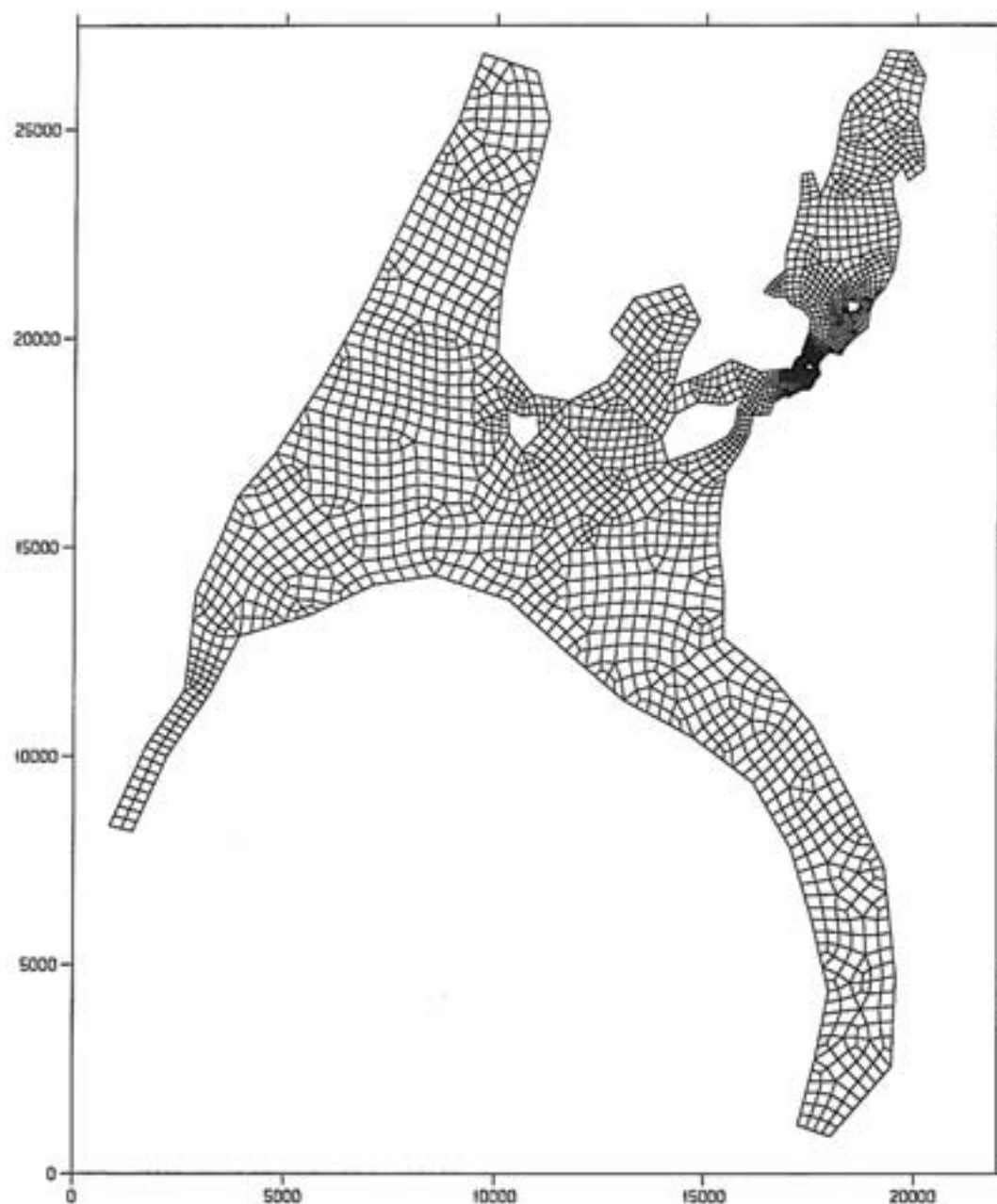
Fra landkonturen (med 3 øyer) er det generert elementnett for den numeriske modellen. **Figur 12** og **Figur 13** viser et eksempel på nettet for dagens situasjon for Kroksund og for hele Tyrifjorden. Elementnettene har typisk 3 200 noder og 3 000 elementer i horisontalplanet. I simuleringene er det benyttet 11 vertikale lag. Dette betyr at alle variable (u , v , w , k , ζ) beregnes i ca 30 000 punkter. Elementstørrelsen varierer fra ca 5 m i Kroksund til ca 500 m midt i Tyrifjorden. Vertikalt er det brukt såkalte sigma-koordinater, slik at inndelingen er fin ved bunnen og overflaten og grovere midt i mellom. Tykkelsen på bunn- og overflatelaget er henholdsvis 5 % og 2,5 % av den lokale dybden.

For alle nodene i den numeriske modellen er det gitt en verdi for dybden. Disse dybdene er bestemt ved interpolasjon på de ca 50 000 dybdene som ble definert ved digitaliseringen av kartene. **Figur 14** viser dybdene i Kroksund slik de er definert i elementnettet for dagens situasjon. Kotene angir -1 m, -2 m, ... etc med ekvidistanse 1 m. De stiplede linjene angir grensene for mudringsfeltene i de tre løpene, der det er gjort simuleringer med utdypning til -3 m og -6 m.

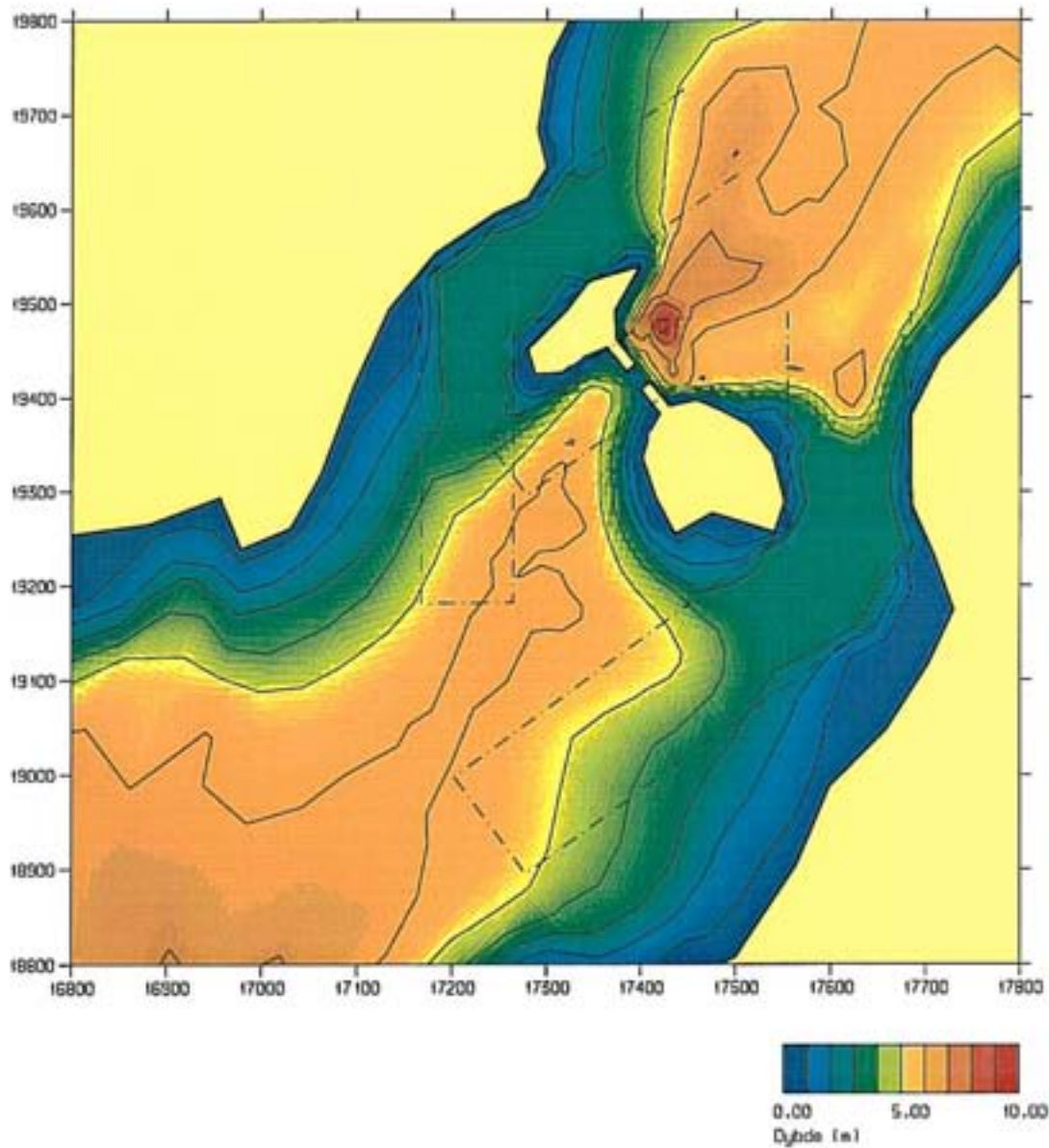
Grunnlaget for vanddyp og mudringsdyp er målinger gjort 21. august 1997 da vannstanden i Tyrifjorden v/Vikerfoss ble målt til 62,90. Supplerende målinger ble gjort 28. august 1998, med vannstand på 62,92.



Figur 12. Eksempel på elementnett i Kroksund



Figur 13. Eksempel på elementnett for Tyrifjorden/Steinsfjorden. Dagens situasjon. Antall noder (i horisontalplanet) er 3268.



Figur 14. Dybder i Kroksund slik de er implementert i den numeriske modellen. Koter for -1 m, -2 m, ... etc med 1 m ekvidistanse. Alternativet med fjerning av veifyllinger. De stiplede linjene viser mudringsområder.

Simulerte strømmer

Alle simuleringene viser at det settes opp en strøm i overflaten som stort sett følger vindretningen, mens det går en svakere returstrøm langs bunnen i motsatt retning. Vi vil se på de to simulerte vindretningene hver for seg.

Vind fra sørøst mot nordvest (~3 m/s, 315 °)

Denne vinden fører til en oppstuvning av vann langs de vestre breddene av både Tyrifjorden og Steinsfjorden. Skråstillingen av vannspeilet er imidlertid minimal

Figur 15 viser vektorplott av beregnet strøm ved overflaten og nær bunnen etter 12 timer for dagens situasjon, i området rundt Sundvollen. Overflatestrømmen er noe over 3 cm/s på det sterkeste og går mot nordvest. Bunnstrømmen er stort sett under 1 cm/s og går mot sør-sørøst. Strømmen gjennom bruåpningen fremgår ikke så godt av figuren, men den har retning mot Steinsfjorden, dvs nordover.

Figur 16 viser et tilsvarende plott for samme vindretning og -varighet der fyllingene er fjernet og det er mudret til - 3 m. Strømbildet er i store trekk det samme, men det er etablert en overflatestrøm på 2-3 cm/s i det søndre løpet som er rettet inn i Steinsfjorden og en bunnstrøm på knappe 1 cm/s ut av Steinsfjorden. I det nordre løpet er det en svak bunnstrøm med retning inn i Steinsfjorden. I løpet under brua strømmer vannet ut av Steinsfjorden i hele dybden.

Vind fra sørvest mot nordøst (~2 m/s, 60 °)

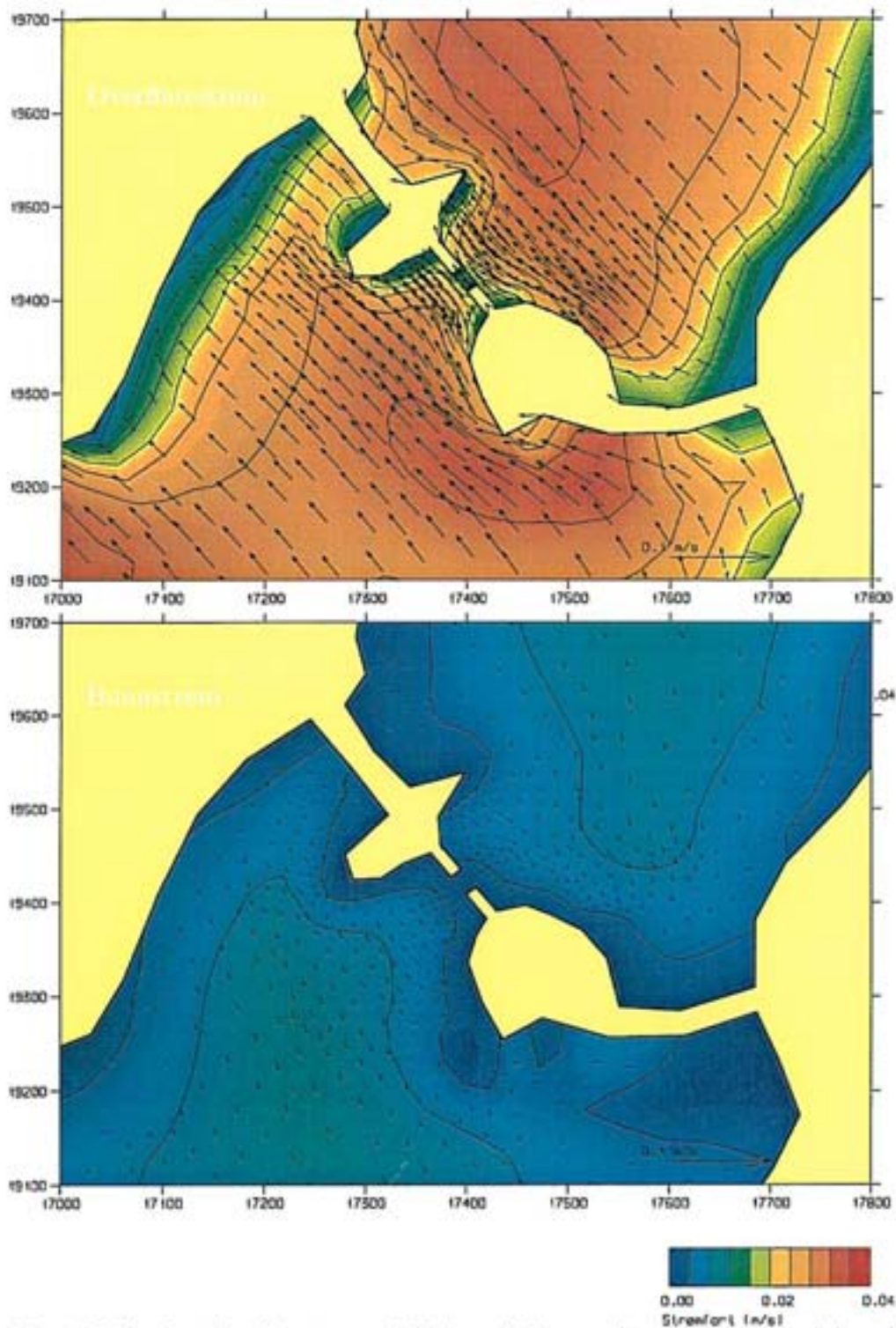
Denne vinden fører til en oppstuvning av vann langs de nordøstre breddene av både Tyrifjorden og Steinsfjorden. **Figur 17** viser vektorplott av beregnet strøm ved overflaten og nær bunnen etter 12 timer for dagens situasjon med vind fra sørvest mot nordøst. Overflatestrømmen er noe over 2 cm/s på det sterkeste på begge sider av fyllingene og går mot nordøst. Bunnstrømmen omtrent ½ cm/s og går mot sør-sørøst. Det er tydelig at overflatestrømmen stoppes av fyllingene, dukker, og fortsetter som understrøm i motsatt retning. Nord for fyllingene skjer det motsatte: bunnstrømmen stiger til overflaten og øker raskt hastigheten etter hvert som avstanden til land øker. Strømmen gjennom bruåpningen har retning mot Steinsfjorden.

Figur 18 viser et tilsvarende plott for samme vindretning og -varighet der fyllingene er fjernet og det er mudret til -3 m. Det er etablert en overflatestrøm på noe under 2 cm/s i begge løp som er rettet inn i Steinsfjorden. Størstedelen av returstrømmen fra Steinsfjorden er konsentrert til det nordre løpet. I løpet under brua strømmer vannet ut av Steinsfjorden i alle dyp.

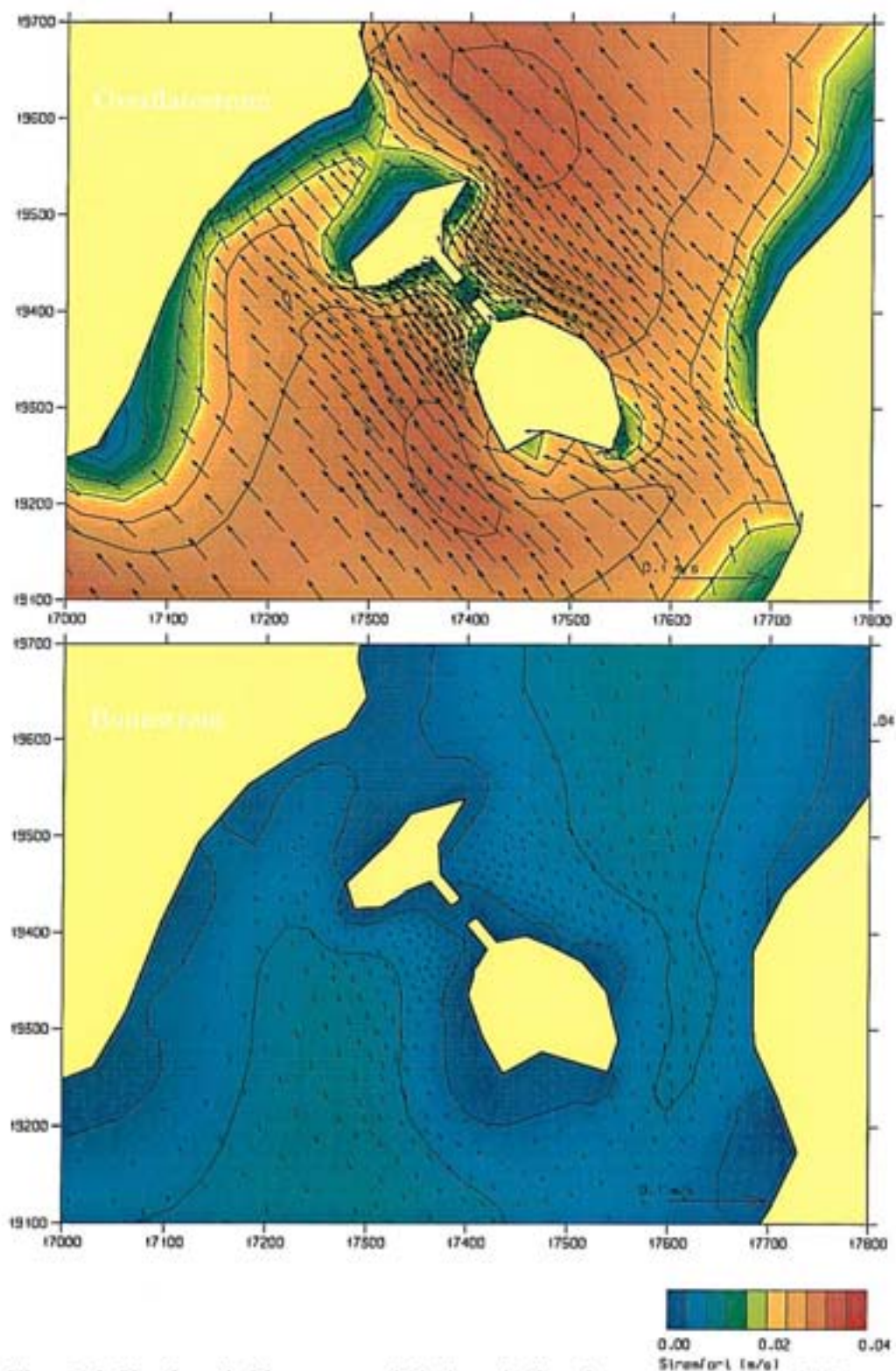
Vind fra sør mot nord (~1,5 m/s, 0 °)

Denne vinden fører til en oppstuvning av vann langs de nordøstre breddene av både Tyrifjorden og Steinsfjorden. **Figur 19** viser vektorplott av beregnet strøm ved overflaten og nær bunnen etter 12 timer for dagens situasjon med vind fra sørvest mot nordøst. Overflatestrømmen er noe over 1 cm/s på det sterkeste på begge sider av fyllingene og går omtrent i sundets retning mot nord-nordøst. Bunnstrømmen er på under 0,5 cm/s og går motsatt retning.

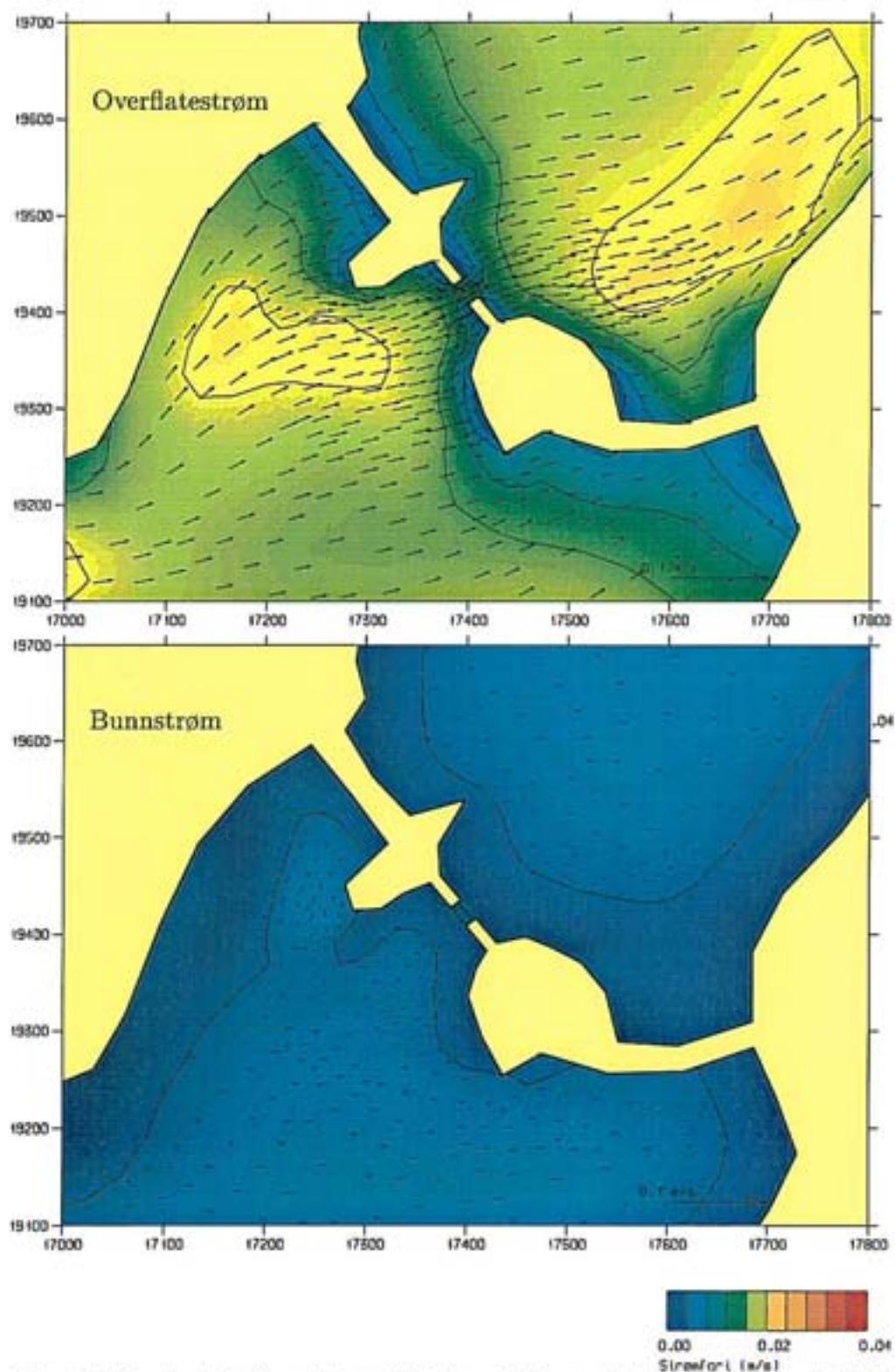
Figur 20 viser et tilsvarende plott for samme vindretning og -varighet der fyllingene er fjernet og det er mudret til - 3 m. Strømhastighetene er litt høyere enn i dagens situasjon og både overflatestrøm og bunnstrøm er sterkest i det søndre løpet. I løpet under brua strømmer vannet ut av Steinsfjorden i alle dyp.



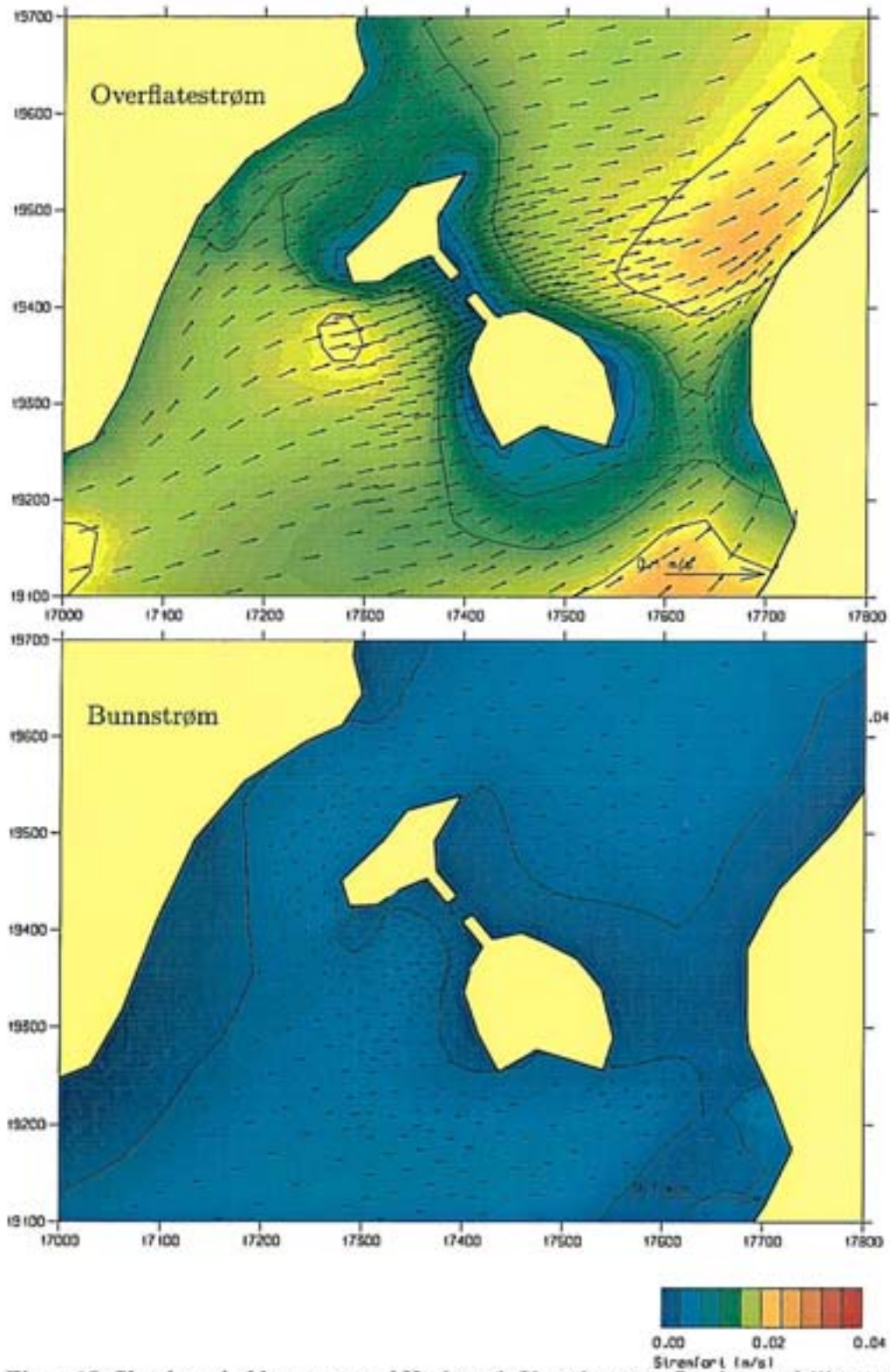
Figur 15. Simulert vinddrevet strøm i Kroksund. Dagens situasjon. Vind 3 m/s i retning mot NV, 315°. Konturlinjer for strømfart: 0,4 cm/s, 0,8 cm/s, ... etc. Øvre panel viser overflatestrøm mens nedre panel viser bunnstrøm.



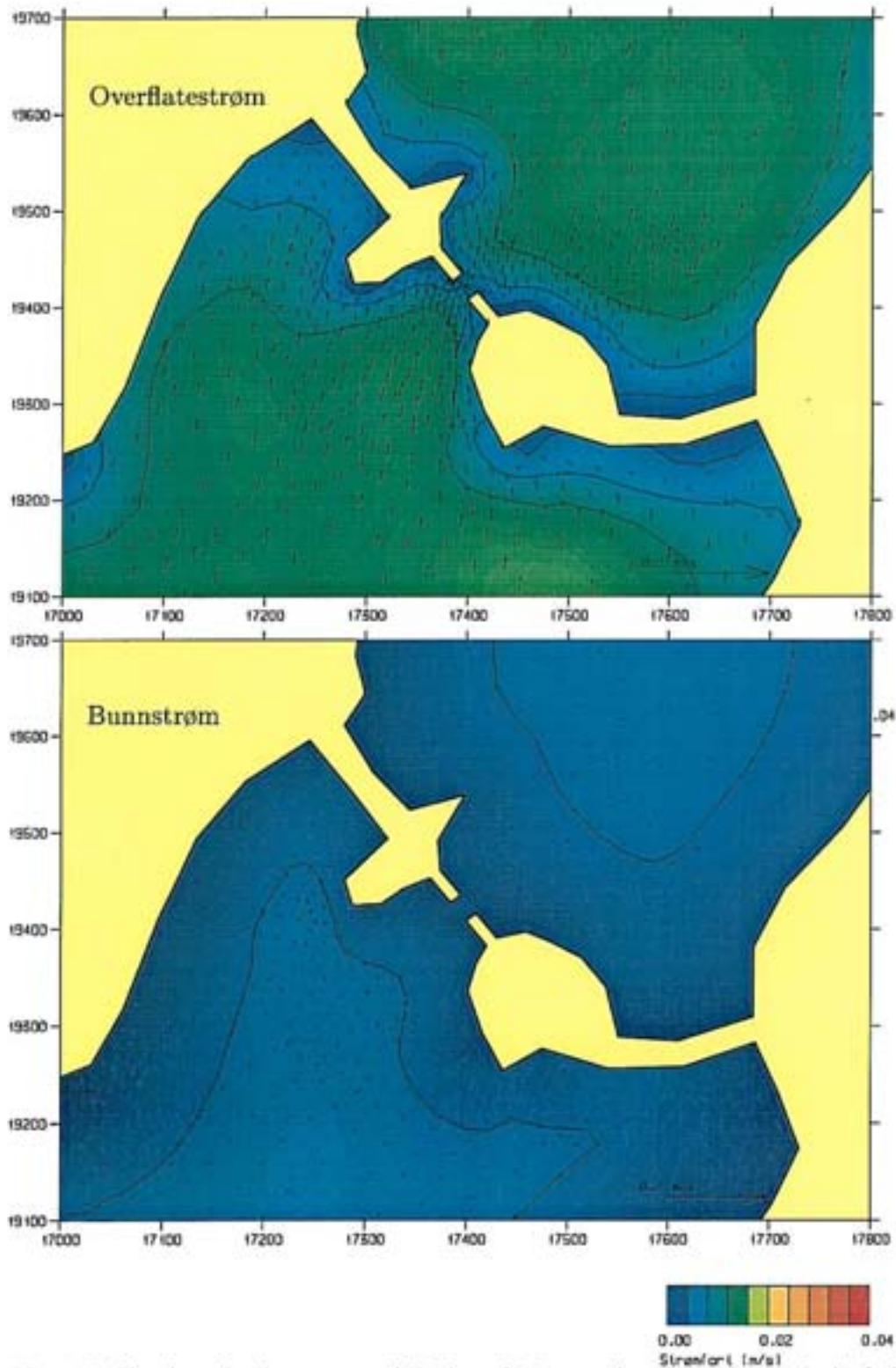
Figur 16. Simulert vinddrevet strøm i Kroksund. Situasjon etter fjerning av fyllinger og med mudring til -3 m. Vind 3 m/s i retning mot NV, 315° . Konturlinjer for strømfart: $0,4$ cm/s, $0,8$ cm/s, ... etc. Øvre panel viser overflatestrøm mens nedre panel viser bunnstrøm.



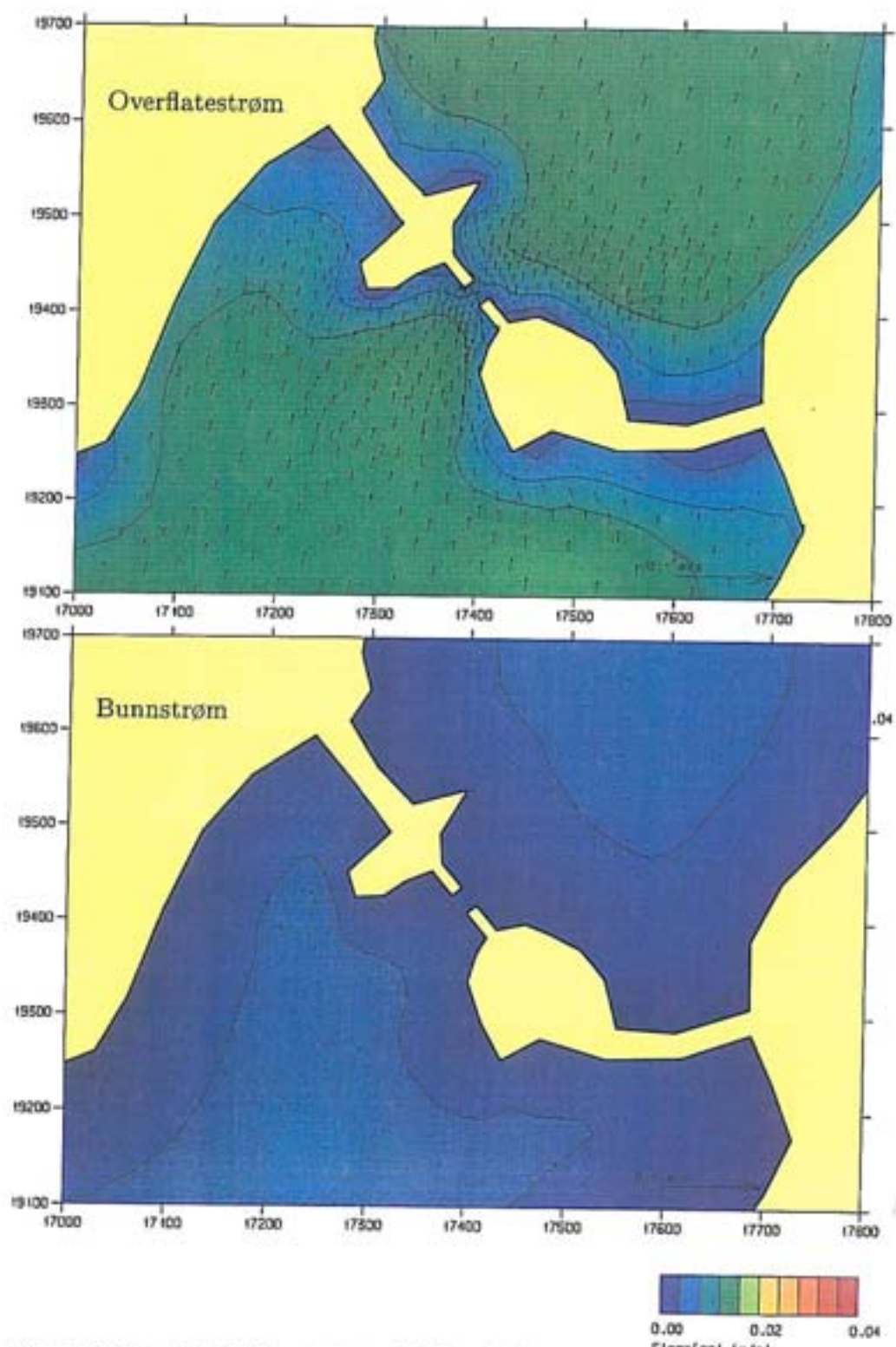
Figur 17. Simulert vinddrevet strøm i Kroksund. Dagens situasjon. Vind 2 m/s vind i retning mot NO, 60°. Konturlinjer for strømfart: 0,4 cm/s, 0,8 cm/s, ... etc.



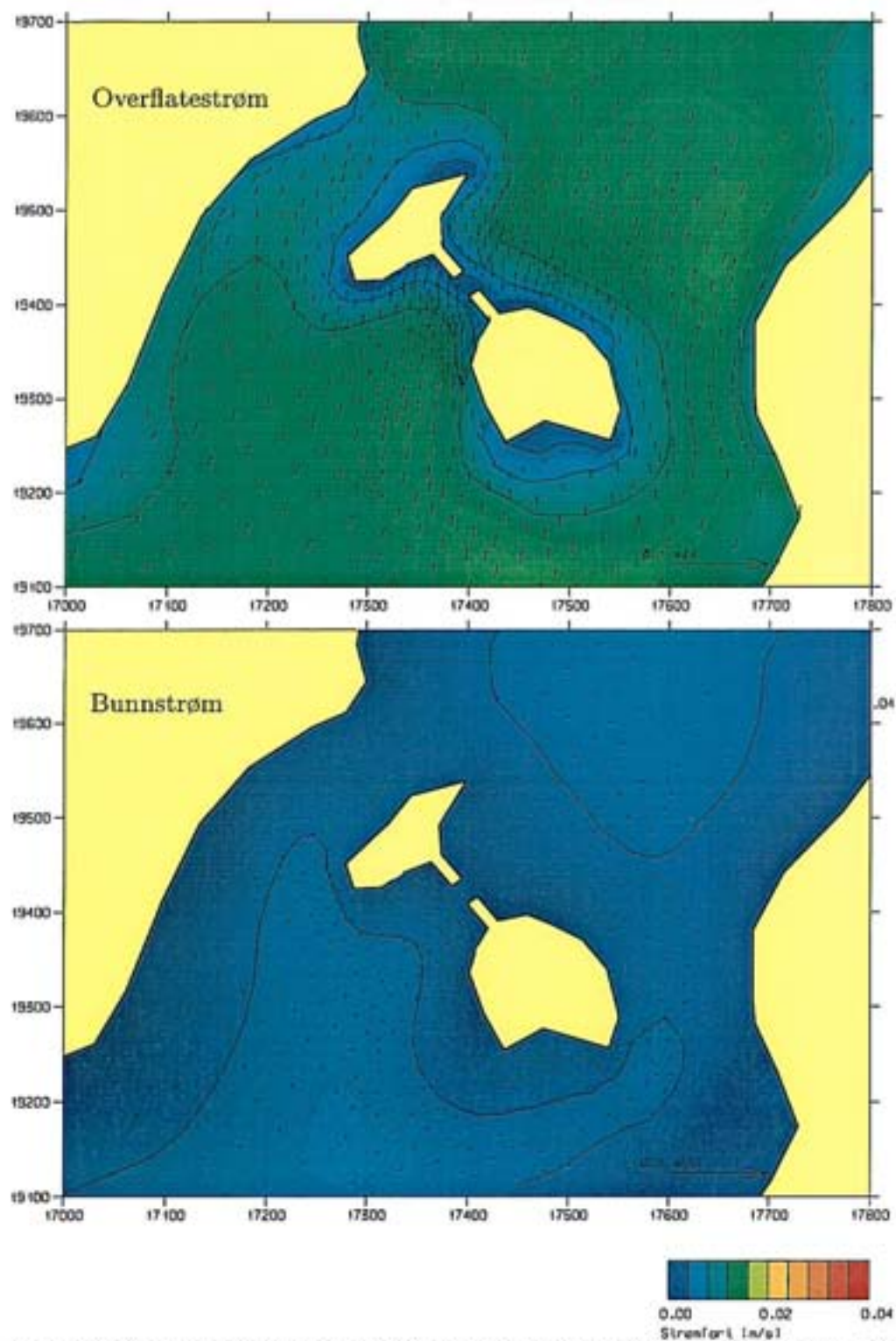
Figur 18. Simulert vinddrevet strøm i Kroksund. Situasjon etter fjerning av fyllinger og med mudring til -3 m. Vind 2 m/s i retning mot NO, 60° . Konturlinjer for strømfart: $0,4$ cm/s, $0,8$ cm/s, ... etc.



Figur 19. Simulert vinddrevet strøm i Kroksund. Dagens situasjon. Vind 1,5 m/s vind i retning mot N, 0°. Konturlinjer for strømfart: 0,4 cm/s, 0,8 cm/s, ... etc.



Figur 19. Simulert vinddrevet strøm i Kroksund. Dagens situasjon. Vind 1,5 m/s vind i retning mot N, 0°. Konturlinjer for strømfart: 0,4 cm/s, 0,8 cm/s, ... etc.



Figur 20. Simulert vinddrevet strøm i Krosund. Situasjon etter fjerning av fyllinger og med mudring til -3 m. Vind $1,5$ m/s i retning mot N, 0° . Konturlinjer for strømfart: $0,4$ cm/s, $0,8$ cm/s, ... etc.

Alternativet med mudring til -6 m er kvalitativt det samme som for mudring til -3 m.

Simuleringene med lagdeling gav et resultat som avviker lite fra de simuleringene med konstant tetthet som er vist her. Dette er som ventet, fordi området i Kroksund og Steinsfjorden er så grunt.

Vannutskiftning

Som det er illustrert i foregående kapittel har vinddrevet strøm som regel forskjellig retning i de forskjellige dyp. For å kvantifisere den vinddrevne volumstrømmen inn og ut av Steinsfjorden gjennom Kroksund er det laget en rutine som beregner volumstrømmen gjennom vertikale snitt over hver av de tre åpningene. For hvert element gis strøm ut av Steinsfjorden negativt fortegn mens strøm inn i Steinsfjorden gis positivt fortegn. Negative og positive verdier adderes opp hver for seg for alle elementer i hver åpning. Dette gjøres for hvert tredje tidsskritt gjennom simuleringen, og resultatet skrives ut i form av tidsserier.

Figur 22 viser resultatet for dagens situasjon og alle vindretninger uten lagdeling. I alle tilfelle går volumstrømmen inn i Steinsfjorden. Den når et maksimum på henholdsvis ca 2 m³/s for vind fra SO mot NV og fra S mot N, og 4 m³/s for vind fra SV mot NO en times tid etter at vinden startet, men avtar deretter. For tilfellet med vind fra SO mot NV er volumstrømmen nede i 0,11 m³/s etter 12 timers varighet av vinden. En langtidssimulering viste en volumstrøm på 0,04 m³/s etter 36 timer varighet av vinden for dette tilfellet.

Figur 23, Figur 24 og Figur 25 viser tilsvarende tidsserier for henholdsvis sørøstlig-, sørvestlig og sørlig vind for tilfellet med fjerning av fyllingene og mudring til -3 m. I alle tilfellene går det en volumstrøm vekselvis inn og ut gjennom Kroksund etter at vinden har startet. Denne første pulsen på henholdsvis ca 3 m³/s for vind fra SO og fra S og 5-6 m³/s for vind fra SV gjennom hver av de to nye åpningene. Etter ca 8 timer har volumstrømmen stabilisert seg. Strømmen gjennom den midtre åpningen (M) går ut av Steinsfjorden i alle de tre tilfellene, og volumstrømmen her er på under 0,2 m³/s.

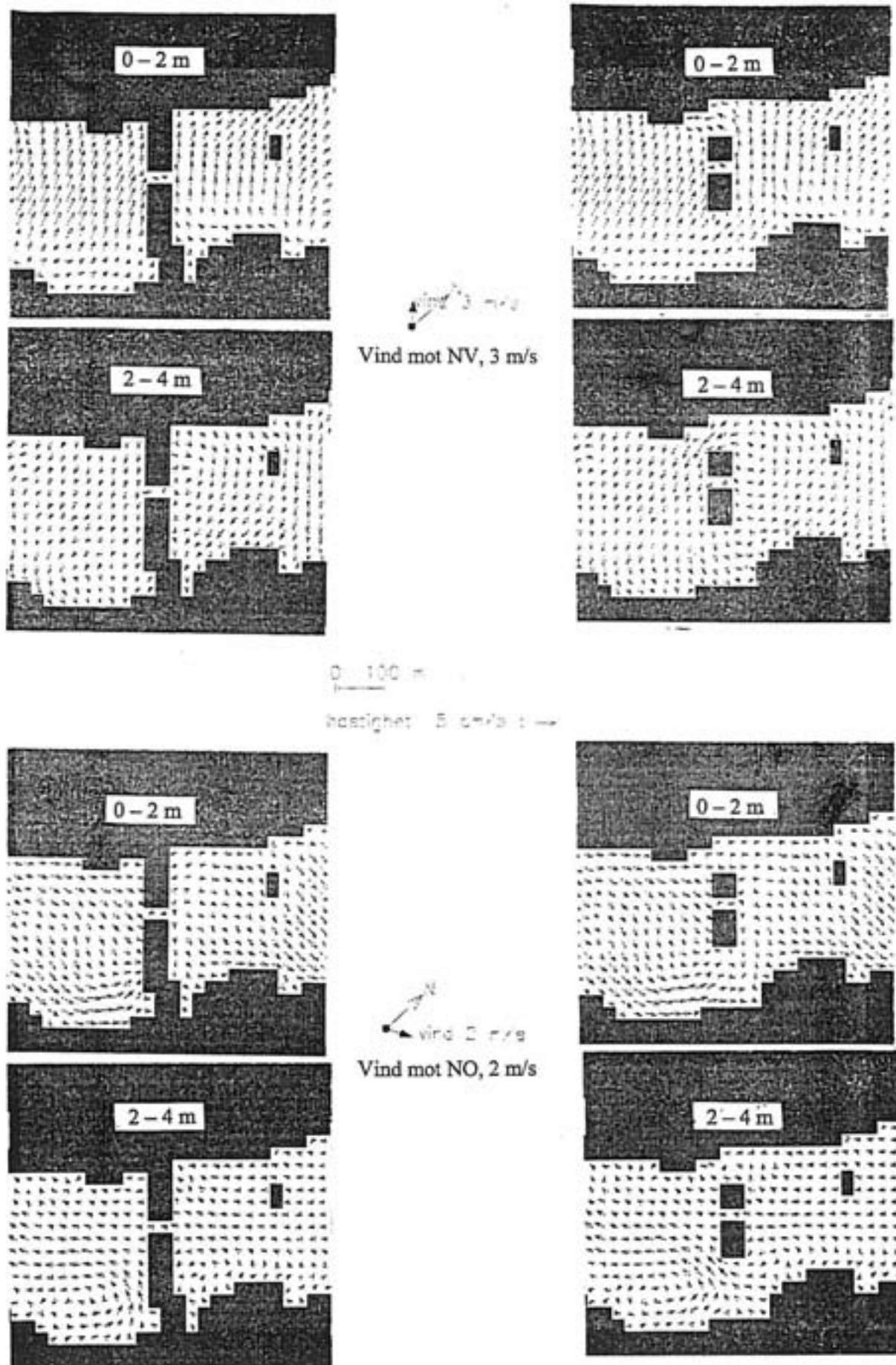
For tilfellet med SO vind er det en strøm inn i Steinsfjorden på ca 0,6 m³/s i nordre løp. I søndre løp strømmer det ca 1,2 m³/s ut av Steinsfjorden (denne strømmen går i bunnlaget) samtidig som det går en strøm på ca 0,9 m³/s inn i Steinsfjorden (denne strømmen går i overflatelaget).

For tilfellet med SV vind er det en strøm inn i Steinsfjorden på ca 0,9 m³/s i søndre løp. I nordre løp går det en bunnstrøm på ca 0,9 m³/s ut av Steinsfjorden samtidig som det går en overflate-strøm på ca 0,4 m³/s inn i Steinsfjorden.

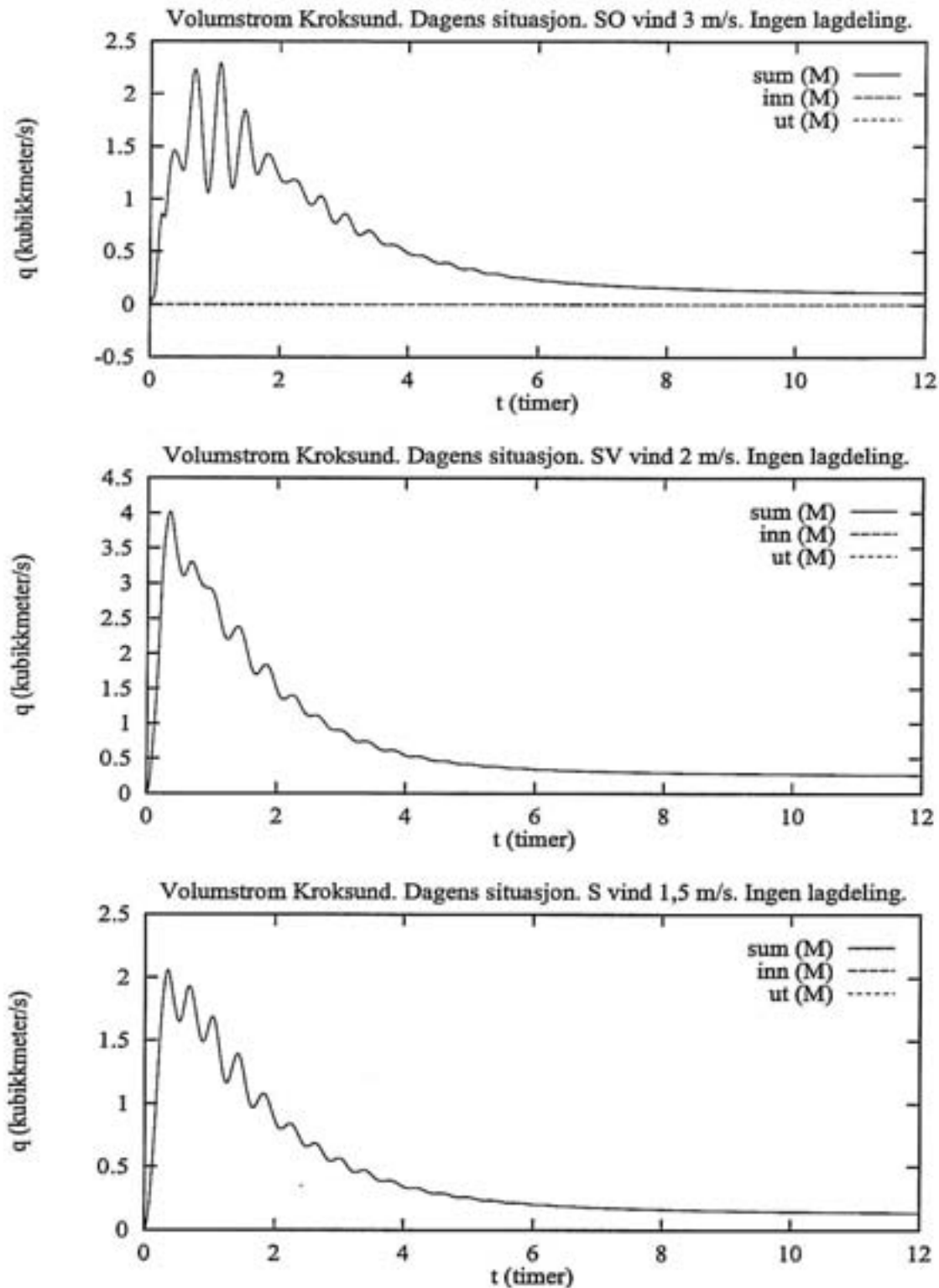
For tilfellet med S vind er det en strømmen både inn og ut av Steinsfjorden noenlunde jevnt fordelt på begge løp, men med litt mer i det søndre. Volumstrømmen er i størrelsesorden 0,3 – 0,7 m³/s for hver retning i hvert av de to nye løpene.

Simulert strøm ved Simons strømningsmodell

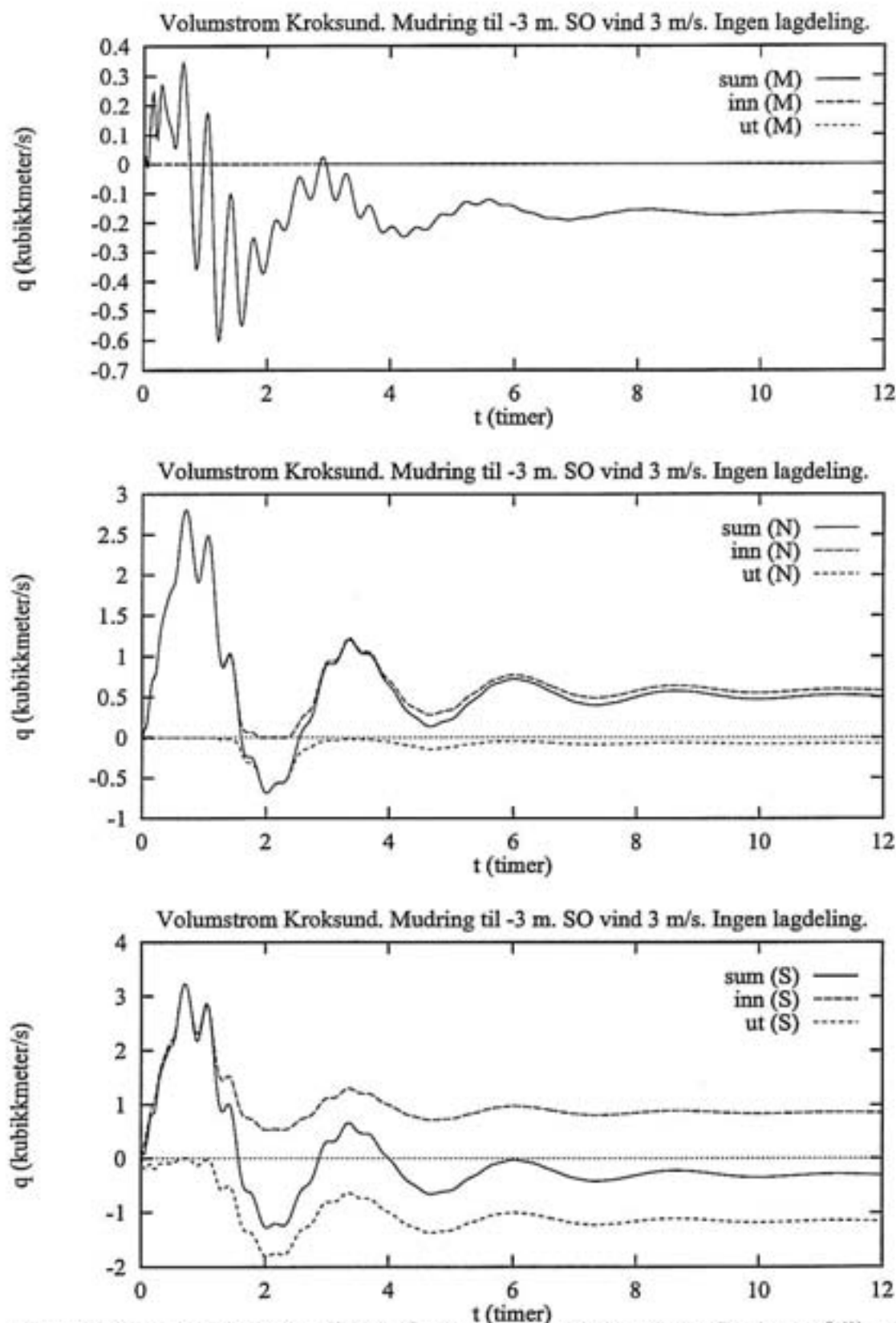
Enkelte situasjoner ble også simulert ved en annen numerisk strømningsmodell ved NIVA. Modellen beregner strømmer i et rutenett på 25 * 25 m fordelt på 4 lag, 0-2 m, 2-4 m, 4-6 m og 6m- bunn. Modellen gir et noe mindre nyansert bilde enn de beregningene som er beskrevet foran. Imidlertid viser resultatene bra samsvar med beregningene som ble utført med SINTEFs modell Geosim, **Figur 21**.



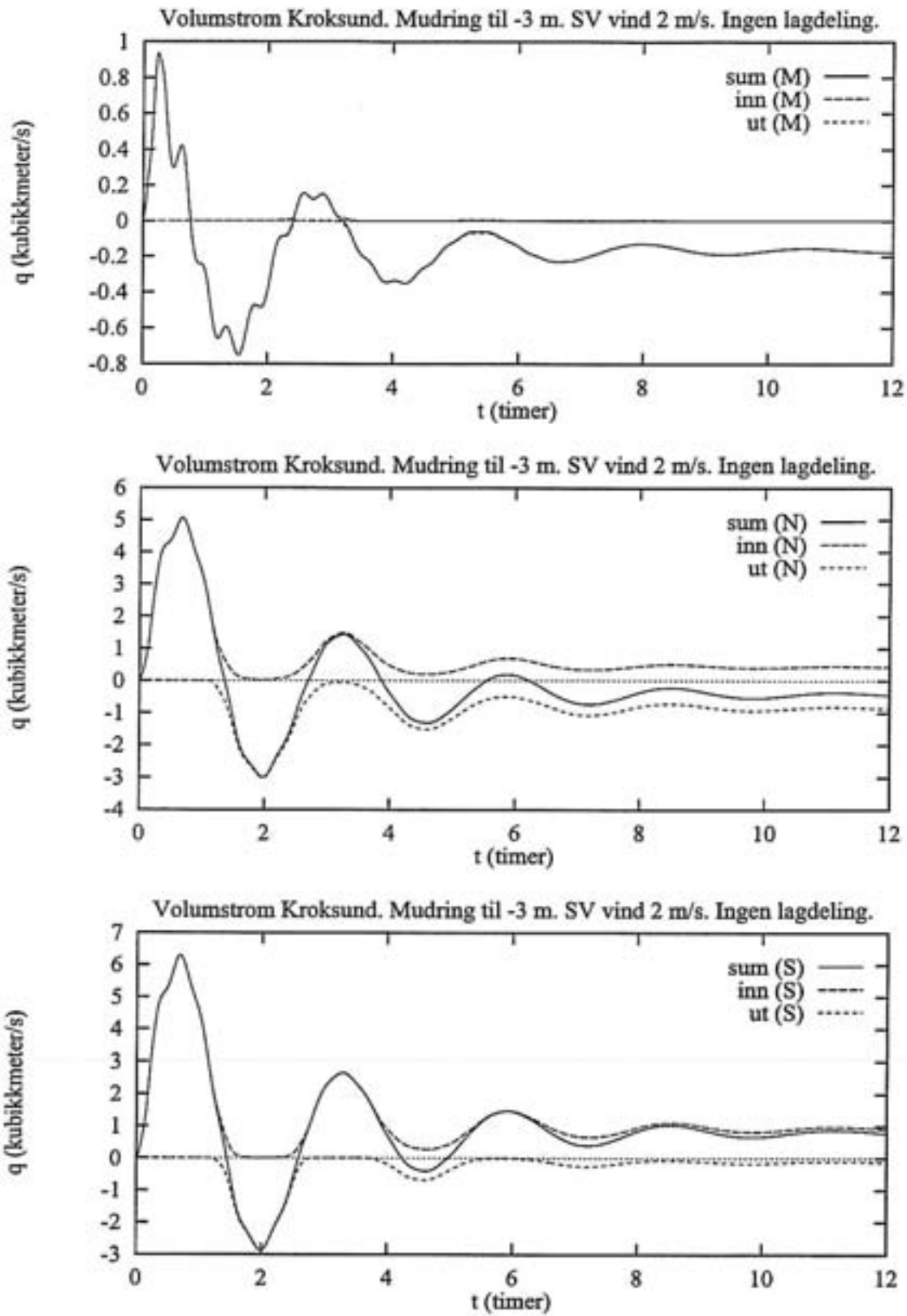
Figur 21. Simulert strøm ved Simons strømningsmodell



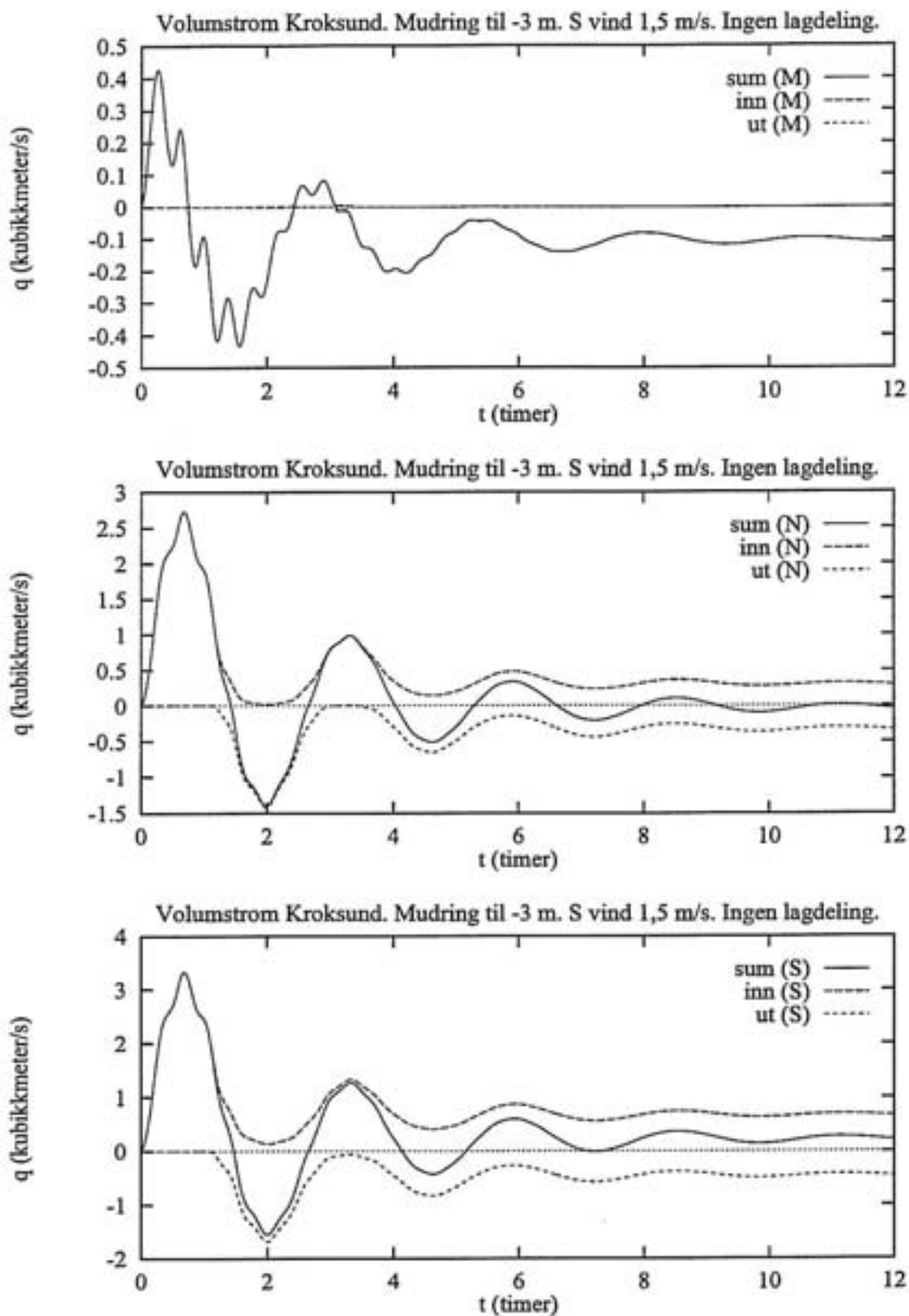
Figur 22. Beregnet volumstrøm til Steinsfjorden gjennom brua i Kroksund for dagens situasjon med 3 forskjellige vindsituasjoner. Ovenfra og ned vises tidsserier for 3 m/s 315 ° (fra SO mot NV) vind, 2 m/s 60 ° (fra SV mot NO) vind og 1,5 m/s 0 ° (fra S mot N) vind. Ingen lagdeling.



Figur 23. Beregnet volumstrøm til Steinsfjorden gjennom Kroksund etter fjerning av fyllingene og med mudring til -3 m. Tidsseriene viser volumstrøm (inn, ut og sum) gjennom midtre løp (M), nordre løp (N) og søndre løp (S). Vind 3 m/s fra SO mot NV. Ingen lagdeling.



Figur 24. Som **Figur 22**, men med vind 2 m/s fra SV mot NV.



Figur 25. Som
Figur 22, men med vind 1,5 m/s fra S mot N.

Hovedtall for volumstrøm etter 12 timer simuleringstid er samlet i **Tabell 4**. Det framgår at lagdeling har veldig liten innvirkning på simuleringresultatene. Alternativet med mudring til -6 m har gjennomgående litt under dobbelt så store tall for gjennomstrømming i nordre og søndre løp som alternativer med mudring til -3 m. Dette alternativet gir imidlertid mindre strøm gjennom den midtre åpningen. Dette er naturlig fordi mer av nivåforskjellene utlignes. Uansett har ikke dette noen betydning, fordi volumstrømmen gjennom denne åpningen i alle tilfelle er så liten.

I tabellen er det angitt om volumstrømmen er en bunnstrøm (b) eller overflatestrøm (o). Der det ikke er angitt noe er det enten fordi strømmen er ensrettet over hele dybden (gjelder for dagens situasjon) eller fordi den er vanskelig å definere.

Tabell 4. Beregnet volumstrøm i m³/s ut og inn av Steinsfjorden gjennom Kroksund.

	Dagens bruåpning		Nordre løp		Søndre løp		Sum	
	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn
Vind 3 m/s mot NV, nøytralt								
Dagens situasjon	0,00	0,11	-	-	-	-	0,00	0,11
Mudring til - 3 m	-0,17	0,00	-0,07	0,58 (b)	-1,16 (b)	0,85 (o)	-1,40	1,43
Mudring til - 6 m	-0,12	0,00	-0,08	1,30 (b)	-2,70 (b)	1,64 (o)	-2,90	2,94
Vind 2 m/s mot NO, nøytralt								
Dagens situasjon	0,00	0,27	-	-	-	-	0,00	0,27
Mudring til - 3 m	-0,18	0,00	-0,88 (b)	0,43 (o)	-0,13	0,91 (o)	-1,19	1,34
Mudring til - 6 m	-0,12	0,00	-1,81 (b)	0,79 (o)	-0,24	1,50 (o)	-2,17	2,29
Vind 1,5 m/s mot N, nøytralt								
Dagens situasjon	0,00	0,14	-	-	-	-	0,00	0,14
Mudring til - 3 m	-0,11	0,00	-0,34	0,30	-0,46	0,67	-0,91	0,97
Mudring til - 6 m	-0,07	0,00	-0,62	0,54	-0,99	1,19	-1,68	1,73
Vind 3 m/s mot NV vind, lagdelt								
Dagens situasjon	0,00	0,06	-	-	-	-	0,00	0,13
Mudring til - 3 m	-0,17	0,00	-0,07	0,57 (b)	-1,16 (b)	0,85 (o)	-1,40	1,42
Mudring til - 6 m	-0,13	0,00	-0,07	1,33 (b)	-2,68 (b)	1,65 (o)	-2,88	2,98
Vind 2 m/s mot NO, lagdelt								
Dagens situasjon	0,00	0,29	-	-	-	-	0,00	0,29
Mudring til - 3 m	-0,17	0,00	-0,84 (b)	0,45 (o)	-0,11	0,97 (o)	-1,12	1,42
Mudring til - 6 m	-0,12	0,00	-1,80 (b)	0,80 (o)	-0,24	1,50 (o)	-2,16	2,30

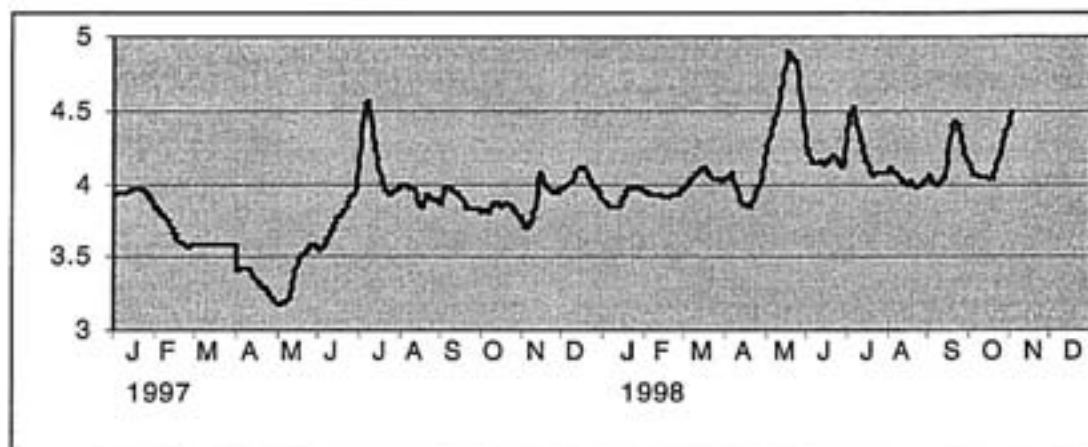
(o) = Overflatestrøm
(b) = Bunnstrøm

Som det fremgår er ikke nettostrømmen null (summen av tallene i de to siste kolonnene) men avviket er ikke stort. Dette viser at det fremdeles er transienter (svingninger) i systemet etter 12 timer, men at de er små.

3.1.3 Vannutskiftning

Det lokale nedbørfeltet til Steinsfjorden er på 63,7 km². Midlere spesifikt årsavløp ifølge isohydatkart² er 16 l/s*km² i de høyereliggende delene og 10 l/s*km² ved Steinsfjorden. Som et middel for hele nedbørfeltet benyttes 12 l/s*km². Dette gir et årlig tilsig på 24 mill. m³/år tilsvarende en middelvannføring på 0,76 m³/s.

Innstrømningen gjennom Kroksund skjer hovedsakelig i tilknytning til snøsmelteflommen og tildels også i nedbørrike perioder om høsten. Utstrømningen skjer mer jevnt fordelt over resten av året (**Figur 26**). Steinsfjorden har et overflateareal på 14 km². I 1997 var den samlede vannstandsstigningen 2,33 m, noe som tilsvarende en innstrømning på 32,6 mill. m³ eller i gjennomsnitt over året på ca 1,0 m³/s. I 1998 (representert ved 10 måneder) var tilsvarende verdiene 2,97 m; 41,6 mill. m³ og 1,3 m³/s. I de følgende beregningene benytter vi en vannstandsøkning på 2,5 m, som tilsvarende 35 mill. m³ eller 1,1 m³/s som en typisk verdi.



Figur 26. Innstrømning av vann fra Tyrifjorden til Steinsfjorden på grunn av vannstandsending skjedde fortrinnsvis under snøsmeltingen i mai - juni og i nedbørrike høstperioder. Forøvrig var strømmene utgående fra Steinsfjorden.

Det kan gjøres et estimat av total vannutskiftning i løpet av et år med å multiplisere volumstrømmen for hver vindretning med antatt varighet av vinden i løpet av et år, **Tabell 5**. Hver av de simulerte vannutskiftingsalternativene fikk en varighet i samsvar med vindobservasjonene, d.v.s. 60 % mot NV, 30 % mot NO og 10 % mot N. Det ble videre forutsatt at den vinddrevne strømmen kun hadde virkning i den isfrie delen av året, d.v.s. 8 måneder.

² Kart fra NVE som viser midlere avrenning i perioden 1930-1960

Tabell 5. Estimert vannutskifting i Steinsfjorden gjennom Kroksund på grunn av vind.

	Vinddrevet vannutskifting (m^3/s)			Årlig vinddrevet vannutskifting (mill. m^3)
	Vind mot NV	Vind mot NO	Vind mot N	
Dagens situasjon	0,11	0,27	0,14	3
Mudring til -3 m	1,41	1,26	0,93	28
Mudring til -6 m	2,92	2,23	1,70	55

I dagens situasjon blir vannutskiftingen beregnet til:

Tilrenning fra nedbørfeltet	24 mill.m3	39 %
Vannstandsending i Tyrifjorden (snøsmelteflom)	35 mill. m3	56 %
Vinddrevne strømmer gjennom Kroksund	3 mill. m3	5 %
Sum	62 mill. m3	100 %

Åpning av fyllingene på begge sider av dagens bru og mudring til 3 m gir:

Tilrenning fra nedbørfeltet	24 mill.m3	28 %
Vannstandsending i Tyrifjorden (snøsmelteflom)	35 mill. m3	40 %
Vinddrevne strømmer gjennom Kroksund	28 mill. m3	32 %
Sum	87 mill. m3	100 %

Åpning av fyllingene på begge sider av dagens bru og mudring til 6 m gir:

Tilrenning fra nedbørfeltet	24 mill.m3	21 %
Vannstandsending i Tyrifjorden (snøsmelteflom)	35 mill. m3	31 %
Vinddrevne strømmer gjennom Kroksund	55 mill. m3	48 %
Sum	114 mill. m3	100 %

Fra dagens situasjon til en åpning med 3 m mudring øker altså den totale vannutskiftingen fra 62 til 87 mill. m^3 , noe som tilsvarer en økning av vannutskiftingen med 40%.

Fra dagens situasjon til åpning med 6 m mudring øker den totale vannutskiftingen fra 62 til 114 mill m^3 , noe som tilsvarer 84% økning i vannutskiftingen.

Til sist ble det også simulert effekten av å mudre til 3 og 6 m også i dagens åpninger i steinbrua, både den store åpningen og de små, og effekten var hhv. 2 og 7 mill m^3 i økt årlig vanngjennomstrømning. Den totale vannutskiftingen vil for mudring til 3 m dyp hele veien derfor bli 89 mill. m^3 , og for 6 m mudring 121 mill. m^3 , altså en marginal forbedring fra det som er dokumentert ovenfor. Hvis det viser seg vanskelig å mudre til 3 og 6 m i de små åpningene, men at dette bare kan gjøres i hovedåpningen vil effekten bli ca halvparten av hhv. 2 og 7 mill m^3 . Disse isolerte effektene ses på som såpass marginale at de ikke er regnet med i beregningen av effekter videre i analysen.

Resultatene som sådan er i relativt god overenstemmelse med det som tidligere er simulert av Berge og Tjomslund (1992), der samlet vannfornyelse ble beregnet til å øke fra 62 til 82 mill m³, mens det altså i denne analysen er beregnet en økning fra fra 62 til 87 mill m³ for alternativet med å mudre 3 m. Fjellflommen fra Tyrifjorden ble imidlertid tidligere regnet å være noe mindre betydningsfull i de tidligere beregningene.

Et annet forhold som er reist men som ikke er simulert som eget "case", er flytebrua ut til Storøya. Siden de dominerende vindretningene går på tvers av Kroksundet, og at vi regner at dette er representativt vindbilde for hele gruntområdet som strekker seg et godt stykke inn i Tyrifjorden, vil denne brua trolig ha lite å si for vannutvekslingen mellom de to innsjøene.

Ved lav vindstyrke viste vindmålingene ustabil retning. I slike situasjoner kan vi regne med at innstrømmende vann kun spres over de nærmeste områdene rundt Kroksundet og at mye av det samme vannet kan inngå i en eventuell påfølgende returstrøm. I perioder med stor vindhastighet, f.eks over 3 m/s, var vindretningen langt mer stabil. Da vindens drag på vannoverflaten er proporsjonal med kvadratet av vindens fart, får disse periodene en spesielt stor betydning for vanntransporten. Det var vanlig med fra noen timer til over et døgn med slik stabil sterk vind. Det betyr at vann som strømmer inn fra Tyrifjorden i slike perioder kan forventes å bli godt innblandet i Steinsfjorden

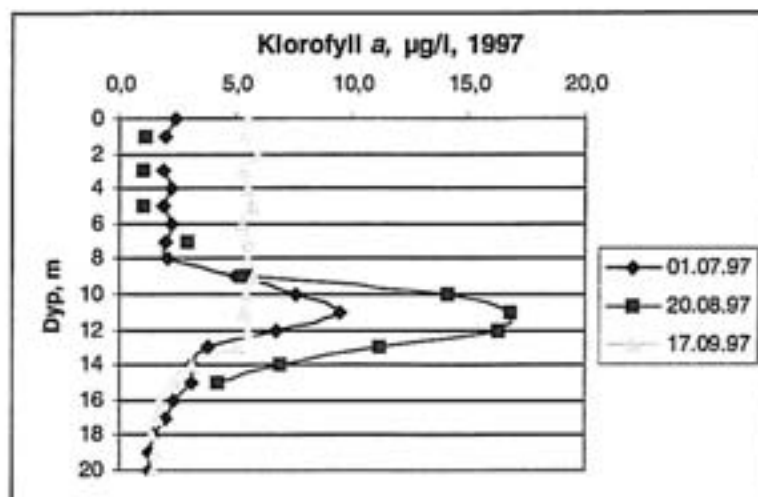
Innstrømning fra Tyrifjorden som følge av vannstandshevning skjer vanligvis over et tilstrekkelig langt tidsrom til at dette vannet kan forventes å bli blandet effektivt med vannet i Steinsfjorden. Etter at snøsmeltingen er ferdig i det lokale nedbørfeltet til Tyrifjorden og Steinsfjorden, kommer "fjellflommen" fra Begna og Randselva i mai-juni. Vannstanden kan da stige et par meter uten at det er tilsvarende avrenning fra Steinsfjordens nedbørfelt. Dette innstrømmende flomvannet er næringsfattig og har en gunstig forynnende virkning på vannmassene i Steinsfjorden.

I tidligere undersøkelser der en regnet med spesifikk avrenning på 15 l/km²*sek, er oppholdstiden beregnet til 4,6 år hvis en bare tar hensyn til tilsig fra nedbørfeltet. Med en nedjustering av spesifikk avrenning til 12 l/km²*sek, noe som er mer i tråd med de isohydatkart fra NVE, blir oppholdstiden 5,9 år. Hvis en justerer for dagens vannutveksling over Kroksundet blir oppholdstiden 2,3 år.

3.2 Resultater fra overvåkingen 1997-98

Omkring midten av september er høstfullsirkulasjonen i gang, og *Planktothrix* spp. blir distribuert i mesteparten av innsjøens vannmasse.

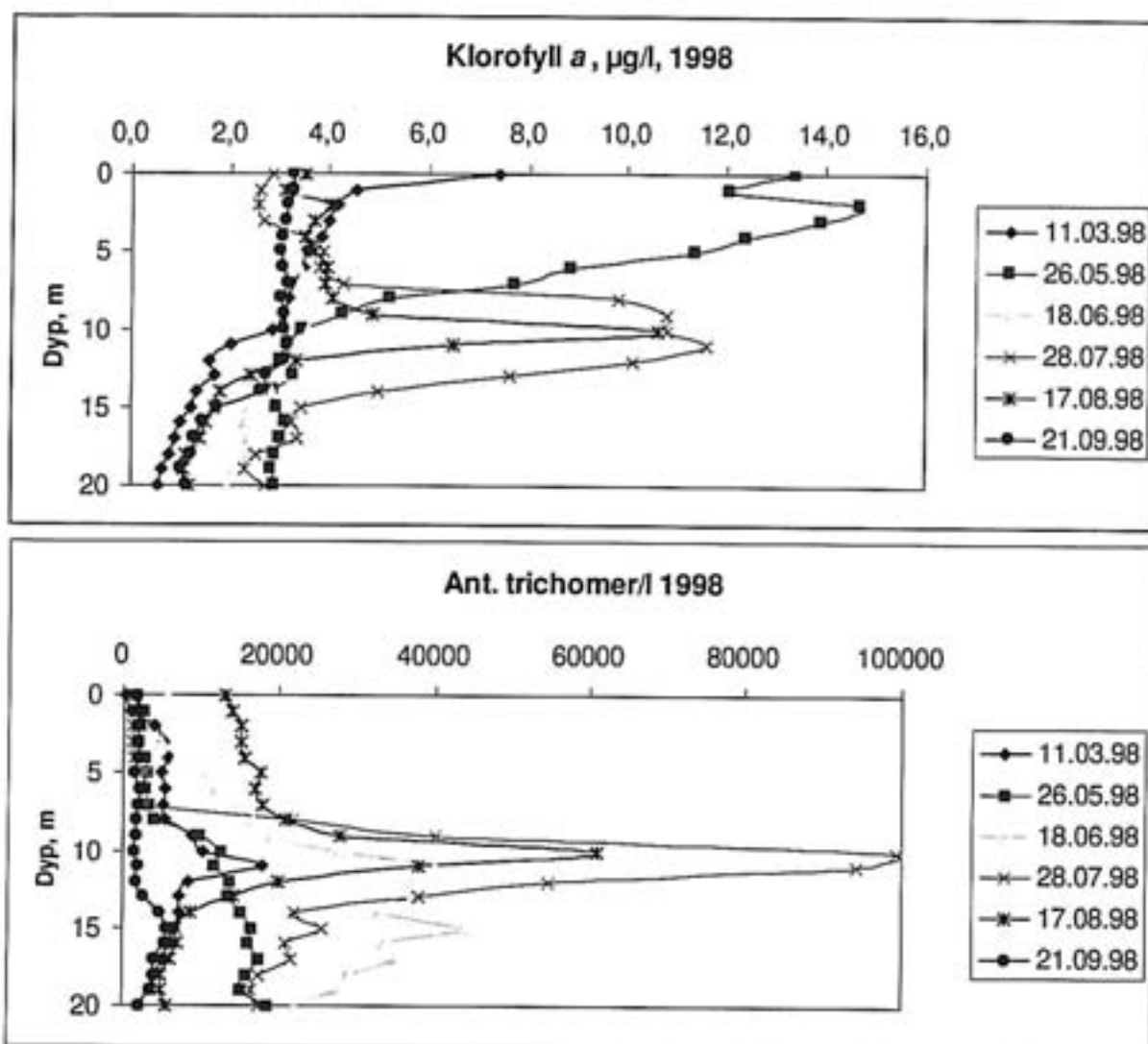
For 1998 ble det gjennomført tokt allerede fra senvinteren da det fortsatt var 30 cm is på Steinsfjorden. Figur 27 viser algeutviklingen generelt sett målt som klorofyll a og spesielt i forhold til *Planktothrix*



Figur 27. Utvikling av algebiomasse, målt som klorofyll a, i Steinsfjorden sommeren 1997 med vekt på *Planktothrix* spp.

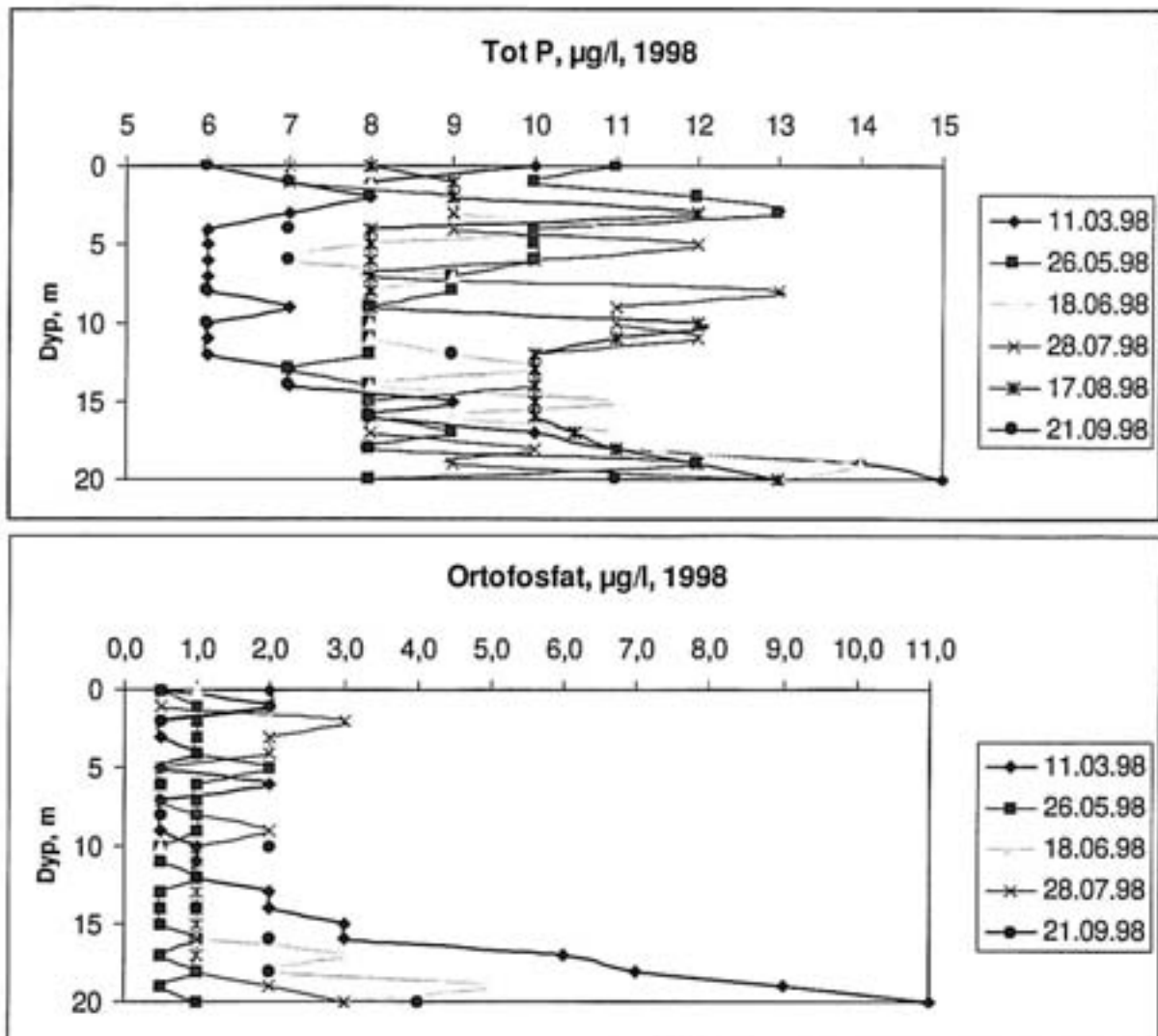
populasjonen seg i bunnvannet inntil den danner sin karakteristiske metalimiske dominans i juli og august. Konsentrasjonen av *Planktothrix* spp. var på vel 10 µg/l klorofyll a i 1998, noe som er mer beskjedent enn i 1997. Sistnevnte år var forøvrig et meget fordelaktig år for blågrønnalger generelt, med en lang stabil og varm sommer med høy solinnstråling. 1998 var slik sett den rake motsetning, med mye nedbør, lite solinnstråling og kalde forhold.

spp. der antall tråder eller trichomer er talt. Under isen den 11. mars er det målt en viss algebiomasse, med en liten topp av *Planktothrix* spp. på 10-12 m. I slutten av mai begynner innsjøen å stabilisere seg med et sirkulerende overflatelag og et sprangsjikt som skiller overflatevannet fra bunnvannet. Her er det målt høye algebiomasser fra 0-4 m, men ingen dominans av *Planktothrix* spp. Det er vanligvis andre rasktvoksende arter, bl.a. flagellater, som dominerer fytoplanktonet på denne tiden av året. *Planktothrix* spp. er nå utviklet på dypt vann. Fram til midten av juni holder



Figur 28. Utvikling av algebiomasse, målt som klorofyll *a* og antall trichomer av *Planktothrix* spp., i 1998.

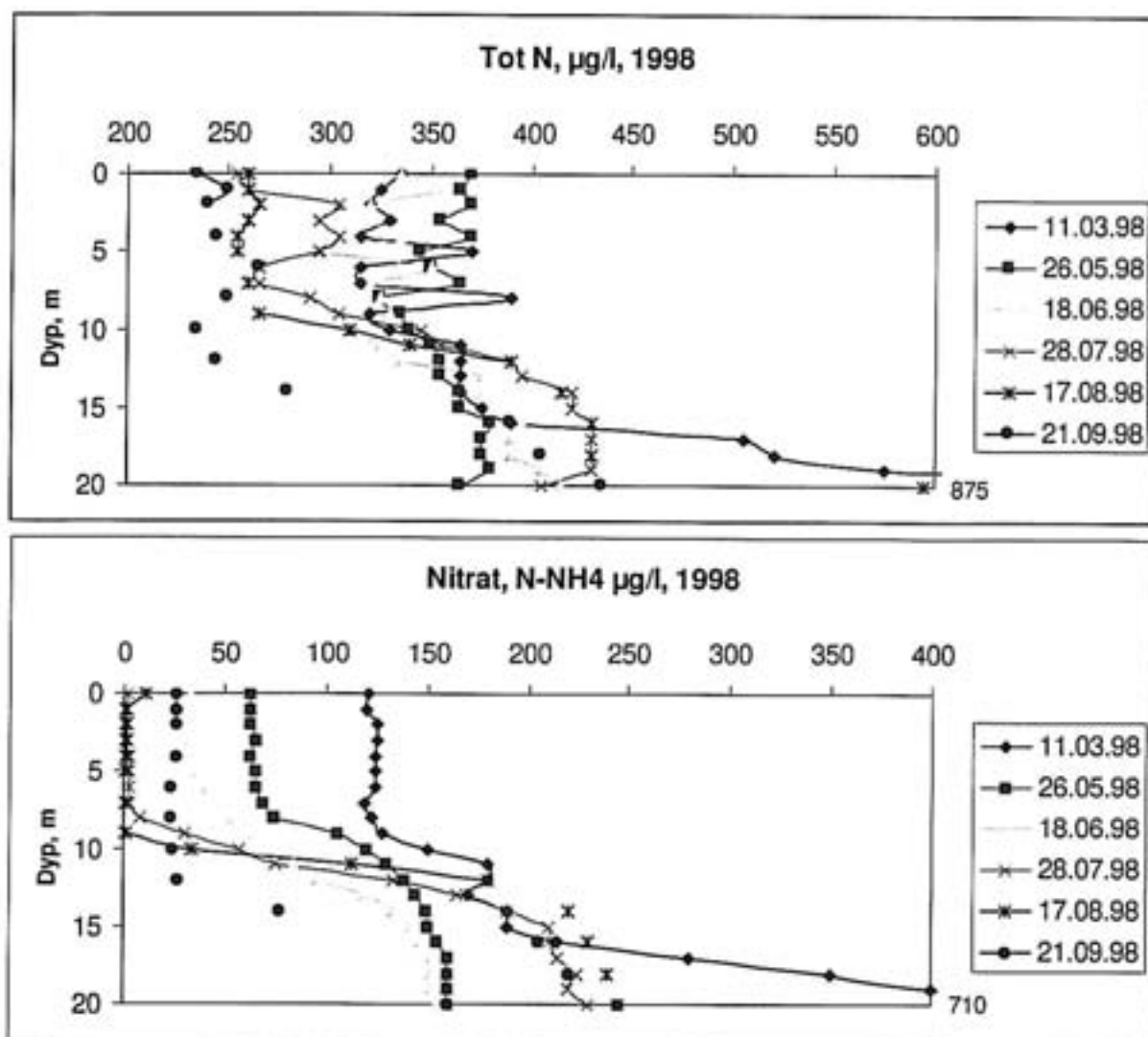
Konsentrasjonene av næringssalter i løpet av 1998 er vist i **Figur 29** og **Figur 30**. For å forklare hvorfor *Planktothrix* spp. befinner seg på 10-12 m dyp om sommeren (**Figur 31**), er det bl. a. trukket fram at det her er bedre tilgang på tilgjengelige næringssalter. Det er svært uvanlig å kunne måle særlige mengder av ortofosfat i overflatevannet i norske innsjøer om sommeren. Ikke engang i svært eutrofe innsjøer er dette vanlig å finne. I sprangsjiktet derimot, og i bunnvannet rett under, foregår det en konstant nedbrytning av alger og annet dødt organisk materiale som "regner" ned fra det overliggende produksjonssjiktet. Her frigjøres derfor ortofosfat igjen, og i hvertfall i eutrofe innsjøer kan en finne en viss mengde ortofosfat. Det har derfor tidligere vært spekulert i om dette var en forklaringsvariabel for hvorfor *Planktothrix* spp. utvikler seg i særlige mengder så dypt i innsjøen. Analysene fra 1998 viser imidlertid at det i Steinsfjorden ikke er særlig mer ortofosfat i sprangsjiktet og i dypvannet enn i overflatevannet. Det er verdier opp mot 10 µg/l med ortofosfat på største dyp i mars måned, men da er algebiomassen svært begrenset, og i dypvannet omtrent fraværende. I juni er det noe mer ortofosfat i dypvannet men først under 15 m. Verdiene er imidlertid relativt beskjedne, 3-5 µg/l. I denne perioden befinner også mesteparten av *Planktothrix* spp. seg i dypvannet og kan lagre fosfat for opptil flere delinger, såkalt "luksusopptak".



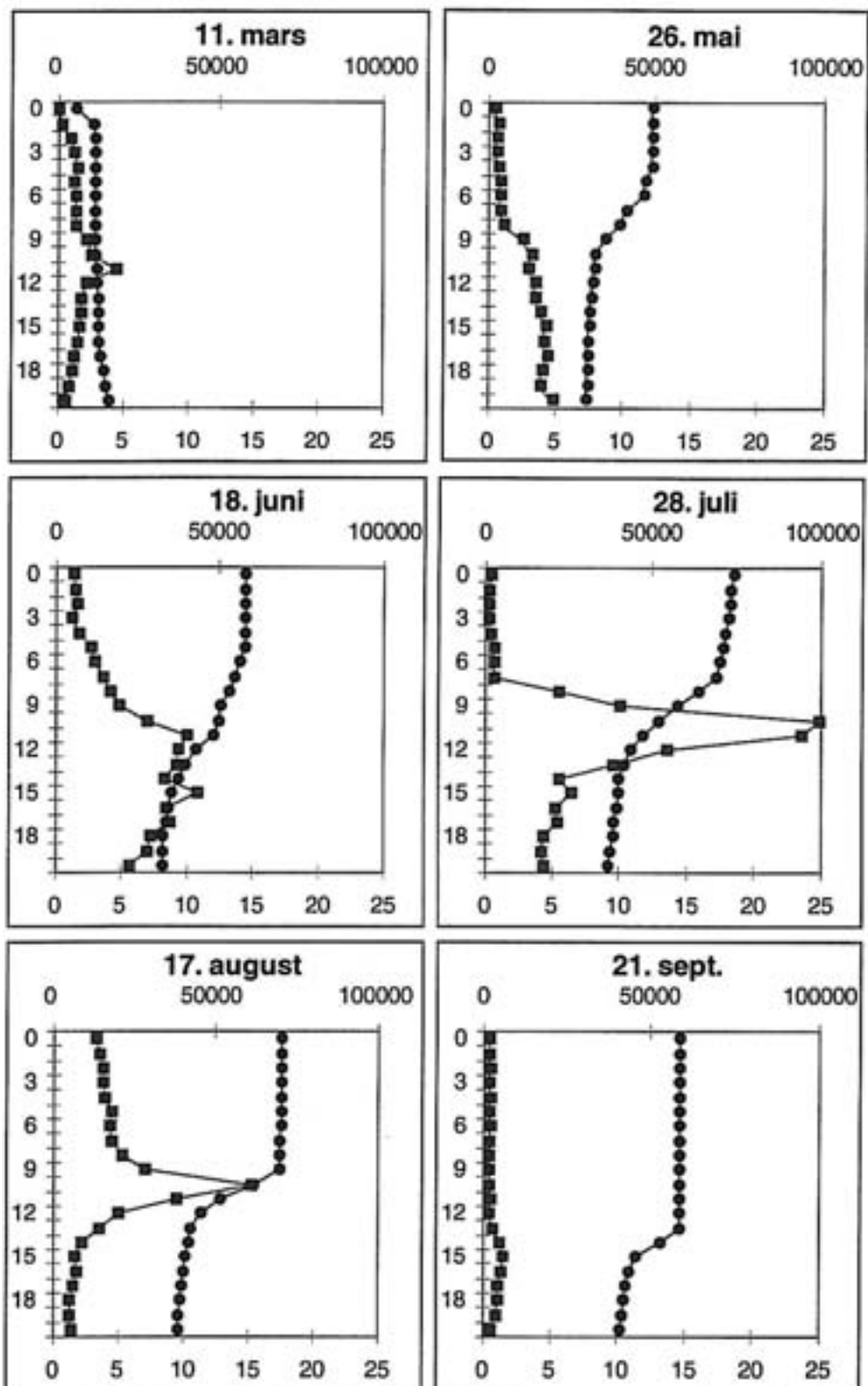
Figur 29. Innholdet av totalfosfor og løst tilgjengelig fosfat (ortofosfat) på forskjellige dyp i Steinsfjorden gjennom produksjonssesongen 1998.

Når *Planktothrix* spp. har etablert seg på 10-12 m i juli og august er det imidlertid ikke her noe mer tilgjengelig ortofosfat enn det de andre algene har tilgjengelig i overflatevannet, dvs. ned mot deteksjonsgrensen på 1 µg/l. Totalfosfor-innholdet viser ingen klare forskjeller i forhold til dypet, og varierer i området 6-12 µg/l gjennom sesongen.

For nitrogen ser vi at den direkte algetilgjengelige nitraten blir tappet ut av overflatevannet i takt med at algene i overflatevannet vokser utover produksjonssesongen. Et stykke ut i juli er det imidlertid total nitratutarming over 7-8 m, hvor de fleste "vanlige" alger, utenom *Planktothrix* spp., befinner seg. *Planktothrix* spp. har derimot fortsatt tilgang på nitrat i sprangsjiktet ut hele sesongen, og vi ser også at verdiene øker med større dyp pga nedbrytning av døde plante og dyrerester. *Planktothrix* spp. har imidlertid neppe særlig bruk for alt dette nitrogenet da løst tilgjengelig fosfat er utarmet fra hele vannmassen på denne tiden av året. Det at det finnes nitrat i dette dypet gjennom hele sesongen kan i alle tilfeller ikke være hovedforklaringen på hvorfor disse algene stiller seg inn på dette dypet om sommeren.



Figur 30. Innholdet av totalnitrogen og løst tilgjengelig nitrat på forskjellige dyp i Steinsfjorden gjennom produksjonssesongen 1998.



Figur 31. Vertikal utvikling av *Planktothrix* spp. målt som antall trichomer (øvre akse, firkantede symboler) sammenholdt med temperaturutviklingen (nedre akse, runde symboler).

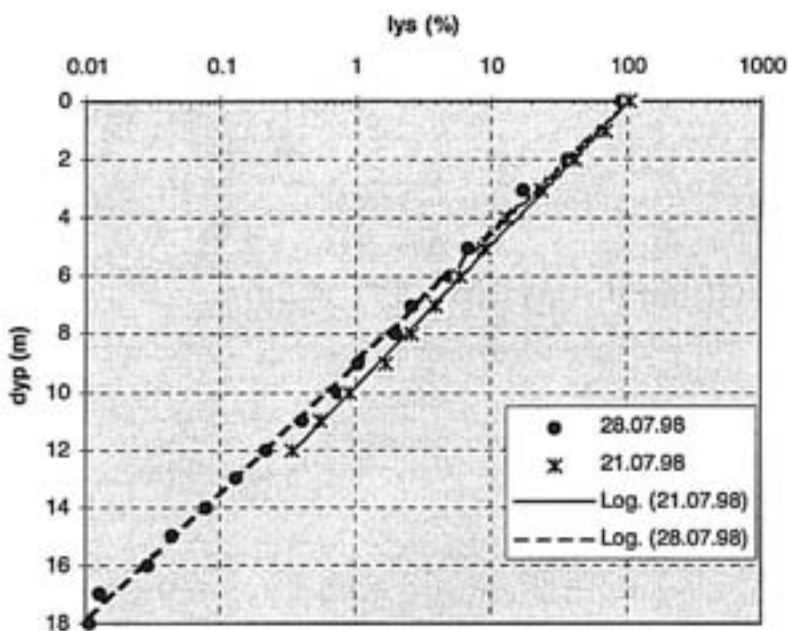
3.3 Produksjonsstudier v ed varierende lysforhold

Lysforholdene i Steinsfjorden ved de to prøvetakingsdatoene i juli 1998 er fremstilt i **Figur 32**. Lysmengden umiddelbart under overflaten målt som fotosyntetisk tilgjengelig innstråling (PAR) er satt lik 100%. Lyssvekkingen med dypet beregnet med eksponensiell regresjon viser følgende sammenheng mellom dybde (z) og PAR:

$$21.07.98: \quad \text{PAR} = 100 \cdot e^{-0.4688 \cdot z}$$

$$28.07.98: \quad \text{PAR} = 100 \cdot e^{-0.5113 \cdot z}$$

Ligningene viser at lyssvekingskoeffisienten var noe lavere 21 juli (0.4688 m^{-1}) enn én uke senere (0.5113 m^{-1}). Dette kan skyldes at plankton tettheten har økt noe mellom de to målingene.

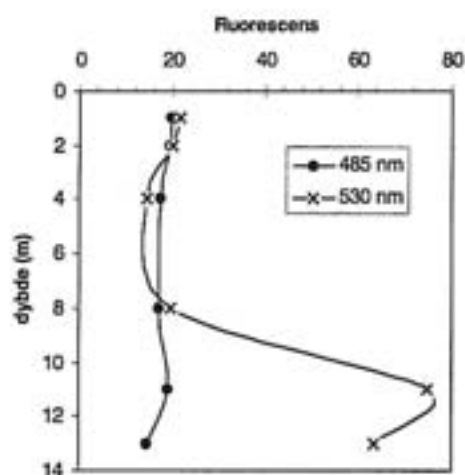


Figur 32. Resultat av lysmålinger (PAR) i Steinsfjorden 21.07 og 28.07 1998. Lysmengden umiddelbart under overflaten er satt lik 100%.

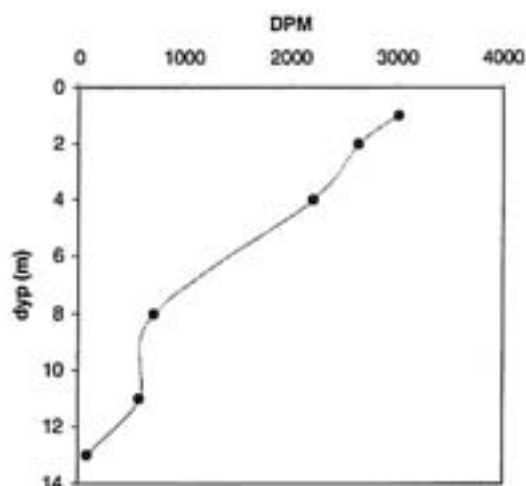
Målingene av *in vivo* fluorescens 21 juli viste en markert topp på 11 m ved eksitasjonsbølgelengden 530 nm, men ikke ved 485 nm (se **Figur 33**). Dette skyldes at blågrønnalgenes pigmentoppsett gir bedre fluorescensrespons ved 530 nm enn ved 485 nm, mens det motsatte gjelder for grønnalger. Fluorescensstoppen på 11 m skyldes altså forekomsten av *Planktothrix* spp. på dette dypet.

Fotosyntesemålingen viste høyest fotosynteseaktivitet nær overflaten og en minking med dypet ned til 8 m (se **Figur 34**). Fotosyntesekurvens forløp under 8 m viser at *Planktothrix*-bestanden som hadde maksimum på 11 m dyp bidro med en signifikant fotosyntese, men aktiviteten på dette dypet var betydelig lavere enn i de øverste meterne. I følge lysmålingene var lysmengden på dette dypet ca. 0.6% av lyset ved overflaten. Dette viser at *Planktothrix* spp. har evnen til å utnytte meget lave lysintensiteter. Man regner ellers med at den eufotiske sone (området hvor det kan drives fotosyntese) strekker seg ned til dypet hvor lyset er 1% av overflatelystet. På 13 m dyp, hvor lysintensiteten var 0.23% av overflatelystet var fotosynteseaktiviteten ubetydelig selv om det var relativt mye *Planktothrix*.

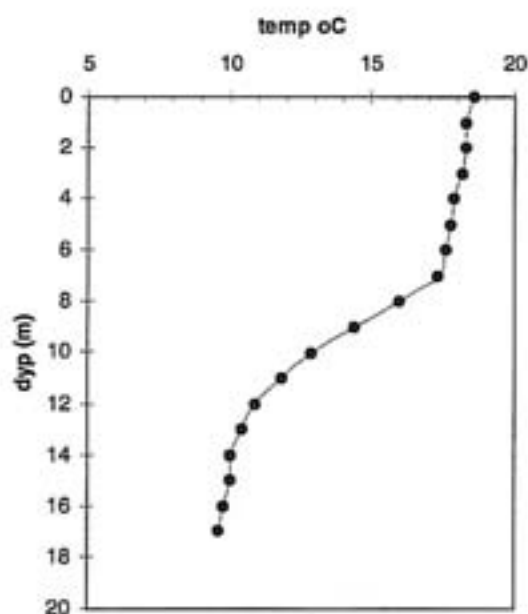
også her. Resultatene tyder på at hovedforekomsten av *Planktothrix* ligger på et dyp nær den nedre grensen for fotosyntese.



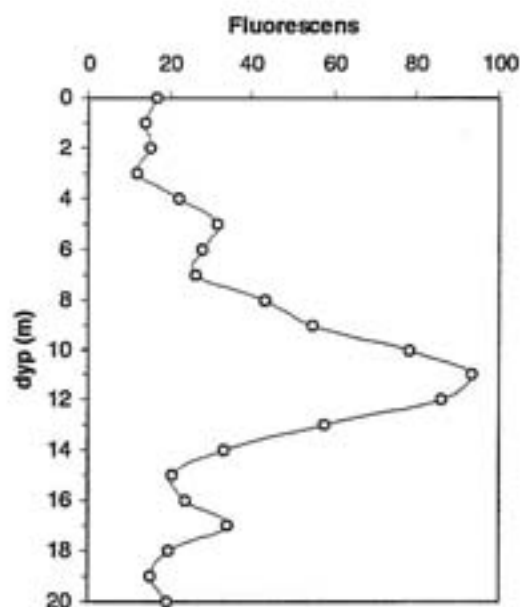
Figur 33. In vivo fluorescens i vann fra Steinsfjorden 21.07.98 med ulike eksitasjonsbølgelengder. Fluorescensen gir et bilde av vertikal fordeling av algepigmenter. Toppen på 11 m skyldes bestanden av blågrønnalgene *Planktothrix* spp.



Figur 34. Relativ fotosynteseaktivitet i Steinsfjorden 21.07.98.



Figur 35. Temperatur i Steinsfjorden 28.07.98



Figur 36. In vivo fluorescens i vann fra Steinsfjorden 28.07.98 med eksitasjonsbølgelengden 530 nm. Fluorescensen gir et bilde av vertikal fordeling av algepigmenter. Toppen på 10-12 m skyldes bestanden av blågrønnalgene *Planktothrix* spp.

Ved fotosynteseeksperimentet 28.7 viste fluorescensmålingene at den største tettheten av *Planktothrix* spp. forekom på 11-12 m dyp, som er i den nedre delen av sprangsjiktet (Figur 35 og Figur 36). Lysmengden i dette sjiktet var 0,22-0,36 % av overflatelyset.

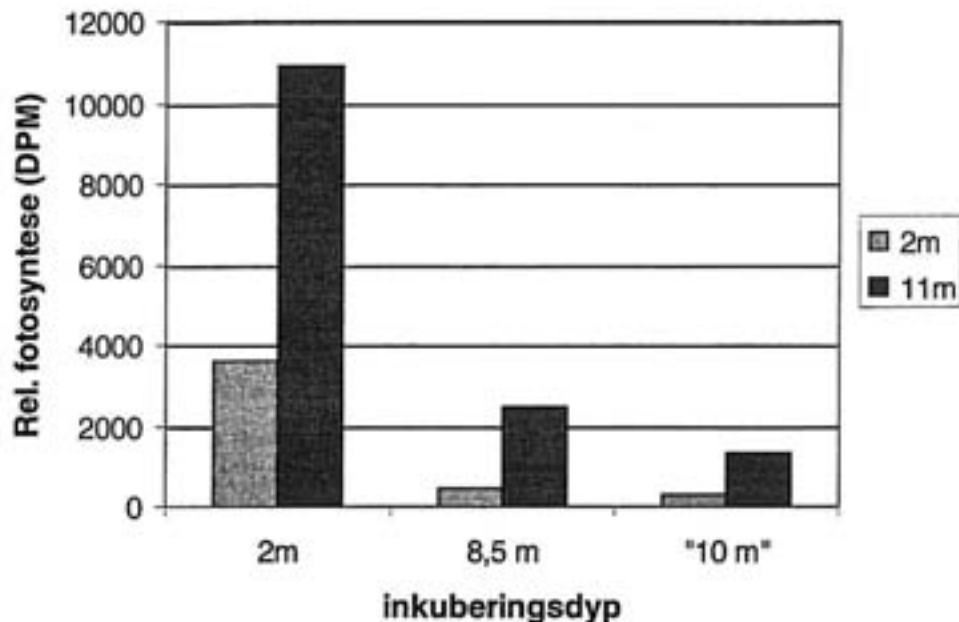
Fotosyntesemålinger ble foretatt med alger fra 2 m dyp og 11 m dyp og inkubert på 2 m og 8,5 m dyp (se avsnitt 2.5). Noen av flaskene som ble inkubert på 8,5 m dyp var også dekket med et filter som reduserte lysmengden med 50%. På denne måten kunne det registreres hvordan fotosyntesen hos algene fra 2 m og 11 m ble påvirket av endringer i lysforhold. Inkuberingsdypet 8,5 m ble valgt på grunnlag av tidligere utførte lysmålinger for å få en lysmengde som var omtrent det dobbelte av lyset på 11 m hvor den maksimale forekomsten av *Planktothrix* spp. ble funnet. Målingene i forbindelse med fotosynteseeksperimentet viste imidlertid at lysmengden på 8,5 m var 1,3 % av overflatelyset, som er ca. 3,6 ganger høyere enn på 11 m dyp. I flaskene dekket med lysfilter var således lysmengden 0,65 % av overflatelyset, som tilsvarer lyset på 10 m dyp.

Resultater av fotosyntesemålingene er vist i Tabell 6. I begge prøvene (fra 2 resp. 11 m) var fotosyntesen høyest når de var inkubert på 2 m dyp. I forhold til inkubering på 2 m dyp var fotosyntesen på 8,5 m dyp 10-13 % i prøven fra 2 m og 23 % i prøven fra 11 m (Se Figur 37). Også i flaskene med lysfilter som ga et lysklima tilsvarende 10 m dyp ble det registrert fotosyntese i begge prøvene. I prøven fra 11 m var imidlertid fotosyntesen høyere enn i prøven fra 2 m også i relasjon til fotosyntesen målt på 2 m.

Tabell 6. Fotosyntese målt som opptak av ^{14}C (DPM) i prøver fra 2 m og 11 m dyp og inkubert på 2 m og 8,5 m dyp i Steinsfjorden 28.7.98.

Prøve fra	Filter	Inkubert	DPM	% av DPM på 2 m dyp
2 m		8,5 m	481	13
2 m		8,5 m	376	10
2 m	50 %	8,5 m*	290	8
11 m		8,5 m	2486	23
11 m		8,5 m	2479	23
11 m	50 %	8,5 m*	1356	12
2 m		2 m	3630	
2 m		2 m	3534	
11 m		2 m	11117	
11 m		2 m	10710	

* Tilsvarer lysforholdene på 10 m dyp



Figur 37. Fotosyntese målt som opptak av ^{14}C i vannprøver hentet fra 2 m og 11 m dyp og inkubert på ulike dyp i Steinsfjorden 28.8.98.

Resultatene viser at *Planktothrix*, som dominerte på 11 m dyp hadde en betydelig fotosyntese ved en lysmengde tilsvarende den på 10 m dyp. Dette viser at *Planktothrix* spp. har evnen til å vokse ved fotosyntese i det lysklima som råder på 10-11 m dyp hvor hovedmengden av populasjonen oppholder seg om sommeren. Algenes fotosyntese øker imidlertid når de eksponeres ved høyere lysintensitet tilsvarende 8,5 og 2 m dyp. Også algene fra 2 m dyp viste en viss fotosyntese ved lys tilsvarende 10 m, men i forhold til nivået på 2 m var fotosyntesen lavere enn i prøven fra 11 m. Artssammensetningen i prøven fra 2 m er ikke undersøkt. Også den inneholdt noe *Planktothrix* spp., men andre arter var trolig dominerende.

Fotosynteseeksperimentene viser at *Planktothrix* spp. har evnen til fotosyntese ved det meget lave lysnivå som råder i det område hvor algen har maksimal forekomst. Dette er imidlertid ikke det optimale lysnivået for fotosyntese. Økt lysmengde i dette vannsjiktet vil altså (i det minste på kort sikt) kunne føre til økt fotosyntese og dermed potensiale for økt vekst av *Planktothrix* spp. Denne algen har imidlertid evnen til å regulere oppdriften mha. gassvakuoler, og "velger" altså aktivt å ligge i 10-12 m dyp. Dersom den hadde behov for mer lys, kunne den gå noe høyere opp. Man må derfor anta at *Planktothrix* aktivt oppsøker et vannlag hvor det er mulig å opprettholde en lav fotosyntese, fordi dette er den mest gunstige langsiktige strategien. Ved å gå høyere opp kunne algen kortsiktig øke fotosyntesen, men dette ville kreve en større tilgang på næringsalter. Næringssaltkonsentrasjonen i epilimnion i Steinsfjorden er meget lavt om sommeren (se kap. 3.2) og gir trolig ikke grunnlag for en større bestand av *Planktothrix* enn den som nå er å finne som en metalimnisk populasjon med maksimum på 10-12 m dyp. Dersom denne hypotese om *Planktothrix* sin strategi er korrekt, vil en økt lysmengde i det vannlag som den oppholder seg som følge av vannet i epilimnion blir klarere, føre til at bestanden leirer seg inn på et noe større dyp.

3.4 Konsekvenser for næringssaltnivåer og algenivåer ved forandret vannutskifting

Som vi så av kapittel 1.1 er næringssaltnivåene i Steinsfjorden undersøkt tilbake til 70-årene. I denne perioden har konsentrasjonen av totalfosfor vært stabil med et gjennomsnitt på ca 11 µg/l. Algenivået, målt som gjennomsnittligkonsentrasjon av klorofyll a om sommeren er 4,5µg Kl.a /l. For Tyrifjorden er gjennomsnittet av totalfosfor de siste årene på ca 5 µgTotP/l.

I følge har Abrahamsen (1981) (sitert i Berge og Tjomsland, 1992) er fosforbelastningen fra nedbørfeltet, inklusive nedfall direkte på overflaten, beregnet til 1100-1200 kg P/år. I Abrahamsen (1983) er imidlertid tilførslene av totalfosfor beregnet til 1527 kg. Borgvang og medarbeidere (1997) har beregnet tilførsler fra Ringerikes del av nedbørfeltet til 978 kg fosfor. Dette overenstemmer relativt godt med tilførselsberegninger som Wivestad (1998) nylig har gjort der tilførslene til hele Steinsfjorden er estimert til ca 2000 kg, og hvor Ringerikes del er 1200 kg. Helt nye beregninger gjort i KUR-prosjektet (Syversen 1998) viser tilførsler fra anlegg i spredt bebyggelse som alene bidrar med ca 500 kg fosfor. De siste års beregninger indikerer med andre ord at tilførsel fra nedbørfeltet på 1100-1200 kg er for lavt. Det at avrenningskoeffisientene fra landbruket generelt sett har høyere verdier i de siste års arbeider, samtidig som det gjennomføres tiltak som i hvertfall teoretisk skulle bringe disse nedover, virker imidlertid ikke helt konsistent. Dette kan indikere at et estimat på 2000 kg er noe høyt. Det er i det etterfølgende arbeid regnet med en tilførsel til Steinsfjorden på 1600 kg. Lokal retensjon i grunnen, vegetasjonssoner, dammer, mindre grøfter og bekker, er da trukket fra.

Basert på en spesifikk avrenning på 12 l/km²/sek får vi en årlig vanntilførsel på 24x 10⁶m³.

Dagens situasjon med fyllinger gir:

Fosfortilførsler fra nedbørfeltet	1600 kg P/år
Innstrømming fra Tyrifjorden i vårfloppen	175 kg P/år
Innstrømming fra Tyrifjorden via vinddrevne strømmer	<u>15 kg P/år</u>
Sum	<u>1790 kg P/år</u>

Med dagens totale vanntilførsel på 62 mill. m³/år (kap. 3.1.3) blir oppholdstiden (volumet/vanntilførselen) 2,3 år.

FOSRES modellen (Berge 1987) gir følgende sammenhenger mellom midlere fosforkonsentrasjon i Steinsfjorden og samlede fosfortilførsler :

$$[P]\lambda = P_{inn} / (2.293 * T_w^{0.16} * Q)$$

der

P_{inn} = årlige samlede fosfortilførsler

$[P]\lambda$ = gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon i innsjøen i sommerhalvåret

T_w = teoretisk oppholdstid

Q = årlig avløp

Det er etablert et empirisk forhold mellom totalfosfor-innholdet i innsjøen og klorofyllnivået.

$$[Kl.a] = 0.6[P]\lambda^{0.96}$$

Dagens forhold med fyllinger skulle derfor i følge modellen gi:

Midlere konsentrasjon av fosfor i Steinsfjorden	11,0 µg P/l
Midlere konsentrasjon av alger i Steinsfjorden	6,0 µg Kl.a/l

Fosforkonsentrasjon stemmer akkurat med det som er observert, mens algenivået ligger noe høyere enn det observerte.

Etter gjenåpning med 3 m mudring:

Fosfortilførsler fra nedbørfeltet	1600 kg P/år
Innstrømming fra Tyrifjorden i vårfloppen	175 kg P/år
Innstrømming fra Tyrifjorden via vinddrevne strømmer	<u>140 kg P/år</u>
Sum	<u>1915 kg P/år</u>

Vanntilførselen er da 87 mill. m³, hvilket gir innsjøvannet en oppholdstid på 1,63 år.

Dette gir følgende beregnede konsentrasjoner:

Midlere konsentrasjon av fosfor i Steinsfjorden :	8,9 µg P/l
Midlere konsentrasjon av alger i Steinsfjorden :	4,9 µg Kl.a/l

Etter gjenåpning med 6 m mudring:

Fosfortilførsler fra nedbørfeltet	1600 kg P/år
Innstrømming fra Tyrifjorden i vårfloppen	175 kg P/år
Innstrømming fra Tyrifjorden via vinddrevne strømmer	<u>275 kg P/år</u>
Sum	<u>2050 kg P/år</u>

Vanntilførselen er da 114 mill. m³, hvilket gir innsjøvannet en oppholdstid på 1,25 år.

Dette gir følgende beregnede konsentrasjoner:

Midlere konsentrasjon av fosfor i Steinsfjorden	7,6 µg P/l
Midlere konsentrasjon av alger i Steinsfjorden	4,2 µg Kl.a/l

De to åpningsscenariene på hhv. 3 og 6 m mudring gir 19% og 31 % reduksjon i både fosfor og algenivået i overflatevannet i Steinsfjorden.

Hvis en går ut i fra dagens målte gjennomsnittsverdier på hhv. 11 µgP/l (som samstemmer helt med det modellerte) og 4,5 µg Kl.a/l (som er endel lavere enn det modellerte på 6,0 µg/l) vil dette bli redusert til:

Ved mudring til 3m: 8,9 µgP/l og 3,6 µg Kl.a/l

Ved mudring til 6m: 7,6 µgP/l og 3,1 µg Kl.a/l

Klorofyllmengden vil innvirke i stor grad på siktbarheten (Sd) i vannet, og selv om det her er mange andre forhold som virker inn (humus, uorganiske partikler etc.) er det gitt en sammenheng mellom siktedyb og algeinnhold:

$$Sd = 10,8[Kl a]^{-0.62}$$

der

Sd = gjennomsnittlig siktedyb (m), målt med Secchiskive gjennom sommersesongen

[Kl.a] = gjennomsnittlig klorofyllkonsentrasjon (µg/l), målt gjennom sommersesongen

Denne ligningen gir imidlertid for lave siktedyp i forhold til observasjoner i Steinsfjorden. En tilpasning av ligningen til klorofyll-og siktedypsmålinger i Steinsfjorden i 1995-1998 som vist i vedlegg B gir følgende sammenheng mellom siktedyp og klorofyll i Steinsfjorden:

$$S_d = 12,5[Kl a]^{-0,62}$$

4,5 $\mu\text{g Kl.}a$ /l gir siktedyp på 4,90 m

3,6 $\mu\text{g Kl.}a$ /l gir siktedyp på 5,65 m

3,1 $\mu\text{g Kl.}a$ /l gir siktedyp på 6,20 m

Beregningene tyder altså på at de to åpningsscenariene vil øke siktedypet med ca 0,75 og 1,3 m.

Sammenhengen mellom siktedyp og lyssvekkingskoeffisienten (k) er beskrevet ved følgende empiriske ligning fra Sørensen og medarb. (1993).

$$k = 0,26 + 1,47/S_d$$

Med hjelp av denne ligningen er lysnivået på ulike dyp i Steinsfjorden beregnet for ulike siktedyp (Se Tabell 7).

Tabell 7. Lysforhold i termoklinen (9-13 m) som funksjon av siktedyp i Steinsfjorden.

S _d	k	Lysmengde (PAR) i % av lys ved overflaten				
		9 m	10 m	11 m	12 m	13 m
4	0,628	0,35	0,19	0,10	0,05	0,03
4,2	0,610	0,41	0,22	0,12	0,07	0,04
4,4	0,594	0,48	0,26	0,15	0,08	0,04
4,6	0,580	0,54	0,30	0,17	0,10	0,05
4,8	0,566	0,61	0,35	0,20	0,11	0,06
5	0,554	0,68	0,39	0,23	0,13	0,07
5,2	0,543	0,76	0,44	0,26	0,15	0,09
5,4	0,532	0,83	0,49	0,29	0,17	0,10
5,6	0,523	0,91	0,54	0,32	0,19	0,11
5,8	0,513	0,98	0,59	0,35	0,21	0,13
6	0,505	1,06	0,64	0,39	0,23	0,14
6,2	0,497	1,14	0,69	0,42	0,26	0,16

3.5 Mulige konsekvenser for *Planktothrix* spp.

3.5.1 Steinsfjorden

Hva skjer med *Planktothrix* spp. om det blir mer lys i termoklinområdet ?

Som vi har sett i forrige kapittel vil siktedypet bedres med hhv. 0,75 og 1,3 m hvis en fjerner fyllingene. Lyset for *Planktothrix* spp. i termoklinen forbedres også. Som det framgår av **Figur 37** er det tydelig at *Planktothrix* spp. vokser raskere hvis den får mer lys når den tvinges opp i epilimnion. Disse blågrønnalgene kan regulere oppdriften ved hjelp av gassvakuoler og dermed aktivt forflytte seg vertikalt i vannmassene. Algene "velger" altså å oppholde seg på et nivå hvor lysforholdene er marginale, men tilstrekkelige for å opprettholde en langsom tilvekst. Observasjoner fra Lake Zürich (Micheletti, Scanz & Walsby 1998), som har en liknende bestand av blågrønnalger (*Planktothrix rubescens*) i sprangsjiktet, viser at i perioder på året da lysintensiteten er sterk så søker denne algen dypere. Den ser med andre ord ut til å være spesialisert på å leve der det er lite, men stabilt lys. *Planktothrix* spp. er en typisk langtidsstrateg som ikke ønsker å vokse optimalt under en kort periode, men heller langsomt under stabile forhold. Det som kan bli problematisk for *Planktothrix* spp. er hvis lyset blir så sterkt i termoklinområdet at den må søke seg under termoklinen for å få "passende" lysforhold. Hvis den ikke lenger kan "henge" seg på termoklinen, må den i allefall bruke mer energi på stadige justeringer av dypet, og det er en viss sannsynlighet for at den da vil reduseres til et lavere biomasse-nivå.

Ut ifra **Figur 31** kan en se at *Planktothrix* spp. holder seg omtrent midt i termoklinen midt på sommeren dvs. i juli og august. Her er det i følge **Figur 32** ca 0,5% av overflatelystet. Beregningene i **Tabell 7** tyder på at en endring av siktedypet på ca. 0,75 m fra 4,9 til 5,65 m flyttes 0,5% lysnivået toppen 1 m nedover i vannet fra ca. 9,5 til noe over 10m (nærmere 10,5 m). Dersom siktedypet økes med 1,3 m til 6,2 vil 0,5% lysnivå bli forskjøvet ned mot 11 m. Lysnivået som foretrekkes av *Planktothrix* spp. vil altså fortsatt ligge innenfor sprangsjiktet. Disse algene vil derfor ikke synke ut av termoklinen ved dette tiltaket alene.

Hva med direkte utskifting av *Planktothrix* spp. ?

Endel av *Planktothrix*-biomassen vil bli skiftet ut direkte om våren og høsten når *Planktothrix* spp. er i sirkulasjon, men bare i begrenset grad. Biomassen viser seg imidlertid å være relativt begrenset på disse tidene av året (**Figur 31**). I motsetning til hva som tidligere har vært en oppfatning, at *Planktothrix* spp. nærmest går i sommerdvale (Reynolds 1987), viser årets undersøkelse i Steinsfjorden at biomasseøkningen er stor fra våren til sommeren, i en fase da populasjonen stort sett befinner seg i metalimnion. Dette er også i samsvar med hva som er observert i en liknende populasjon av *Planktothrix* spp. i Lake Zürich (Micheletti, Scanz & Walsby 1998). Ved at biomassen er lav om våren og om høsten, og med en biomassetopp om sommeren som er beskyttet fra direkte utskifting (som da bare vil skje i overflaten), vil antakeligvis dette medføre at reduksjonen pga. direkte vannutskifting vil bli mindre enn for andre typer alger som lever i overflatelaget.

Hva så med de reduserte næringssaltnivåene ?

Veksten av *Planktothrix* spp. er høyst sannsynlig næringsbegrenset i Steinsfjorden, og sannsynligvis er det fosfor som er det primært begrensede næringssaltet. Om våren når det er noe mer tilgjengelig næring i bunnvannet av Steinsfjorden befinner *Planktothrix* spp. seg der (**Figur 29** og **Figur 31**) og kan

akkumulere fosfor som den kan vokse videre på i deler av kommende vekstsesong. Som beregnet i kapittel 3.4 vil næringssaltnivået reduseres med hhv. 19 og 31% ved de to ulike åpningsalternativene. En slik reduksjon av næringssaltene vil kunne redusere *Planktothrix* spp. populasjonen inntil samme nivå, noe som neppe er tilstrekkelig for å nå en bestand av uproblematisk størrelse.

3.5.2 Mulige uheldige virkninger for Tyrifjorden

Hvis vannutskiftingen blir større vil en større andel *Planktothrix* spp. transporteres ut i Tyrifjorden, særlig under vårfullsirkulasjonen. Disse algene vil teoretisk kunne befestes seg i Tyrifjorden på omtrent samme dyp eller noe dypere enn i Steinsfjorden pga. mer lys i termoklinområdet.

Næringssaltinnholdet i termoklinområdet er imidlertid enda mindre her enn i Steinsfjorden. Totalfosforinnholdet er som vi så i kap. 3.2 under halvparten i termoklinområdet i Tyrifjorden (3-4 $\mu\text{g/l}$), mens det er 9-10 $\mu\text{g/l}$ i Steinsfjorden. Det direkte algetilgjengelige fosforet, ortofosfat, er omtrent helt borte i termoklinområdet i Steinsfjorden (1-2 $\mu\text{g/l}$), og antas å være det samme i Tyrifjorden. Nitrat er tilgjengelig i dette dypet gjennom vekstsesongen i begge innsjøene.

Planktothrix vil derfor ha et betydelig magrere vekstgrunnlag i Tyrifjorden enn i Steinsfjorden, og vil neppe kunne danne nevneverdige biomasser. Under høstfullsirkulasjonene vil *Planktothrix* spp. i Tyrifjorden bli brakt ned på de største dypene, dvs. 290 m. Studier som Walsby, Avery & Schanz (1998) har gjennomført, viser at det enda ikke er påvist *Planktothrix* spp. som kan overleve et hydrostatisk trykk over 12 atmosfærer, dvs. 120 m dyp. Det kan derfor ventes at *Planktothrix* spp. som kommer fra Steinsfjorden inn i Tyrifjorden vil få vanskeligheter med å overleve fullsirkulasjonene vår og høst. Fra våren og utover sommeren vil *Planktothrix* spp. kunne etablere visse bestander. Disse vil imidlertid høyst sannsynlig være avhengig av et nytt inokulum fra Steinsfjorden hver vår (etter vårfullsirkulasjonen), og med begrenset veksthastighet og svært knapp tilgang på næringssalter vil bestandene neppe bli av problematisk størrelse. Disse forhold vil få oppmerksomhet i undersøkelsen i 1999. (Skulberg 1998b)

3.6 Mudringsmasser i Kroksund

Vi har beregnet mudringsareal og mudringsmasser for de tre løpene i Kroksund. Det midtre løpet er beregnet med en bredde tilsvarende samlet bredde i vannlinjen i eksisterende bruåpning. Dette er ca 24 m eller 1/3 av den bredden som er antydnet på Figur 14. Tabell 8 angir beregnet areal og volum av de tre mudringsfeltene.

Tabell 8. Beregnet areal og volum av ved mudring i Kroksundet.

	Bruåpning		Nordvestre løp		Sørøstre løp	
	Areal (1000 m ²)	Volum (m ³)	Areal (1000 m ²)	Volum (m ³)	Areal (1000 m ²)	Volum (m ³)
Mudring til -3m	0,07	300	3,2	42.100	3,7	37.700
Mudring til -6m	0,6	11.100	6,3	118.400	11,3	223.000

Volumet av eksisterende fyllinger som skal fjernes er ikke inkludert. Det understrekes at dette er omtrentlige tall basert på spredte dybde-data. Mudringen ned til 6 m er forbundet med større usikkerhet enn mudringen til 3m. Dette har bl. a. sammenheng med mulig ras langs skråningene ved en så dyp mudring.

Som vist i kapittel 3.1.2 er utgangspunktet for mudringsdypene vanddyb og vannstand målt hhv. 21. august 1997 og 28. august 1998. Da var vannstanden hhv. 62,90 og 62,92. For å oppnå 3m dyp må det derfor mudres ned til kote 59,90. For 6 m dyp ned til kote 56,90.

3.7 Konsekvenser og tiltak ved mudring

I forbindelse med graving/mudring i sediment ved fjerning av fyllingene i Kroksundet vil dette utvilsomt kunne føre til partikkelforurensninger. Vi har en god del dokumentasjon på hvordan fisk kan reagere negativt på partikkelbelastning (Hessen 1992). Dette er imidlertid i særlig grad knyttet til sprengstein fra bløte bergarter som knuses til fibrig nålformet støv, kleberstein/grønnstein, etc. Metamorfe leirskifer kan også tenkes å gi flisige, nålformede skadelige partikler. Ved mudring gjelder det imidlertid naturlig avrundet og sedimentert erosjonsmateriale. Berggrunnen i området består av kambro-siluriske bergarter, med sandstein i sør-øst og kalkstein i nord-vest.

Vi har lite kunnskap om effekter og grenseverdier på *vegetasjon* m.h.p. partikler. Det er imidlertid dokumentert ett tilfelle av kraftig tilbakegang av vannvegetasjon i forbindelse med meget høyt partikkelinnhold i forbindelse med vegbygging (E18/Selura, Johansen & Brandrud in prep.). Videre er det kjent at vegetasjonen kan gå kraftig tilbake ved høyt partikkelnivå i forbindelse med storflom (Øyeren 1995, B. Rørslett, pers. medd.). Det er derfor sannsynlig at partikkelforurensning i anleggsperioden vil ha effekter på vannvegetasjonen, men det er mindre sannsynlig at disse vil være irreversible. Videre vil partikkelstress kunne føre til en (temporær) tilbakegang av vasspest, noe som isolert sett vil kunne sees på som en positiv effekt.

Den naturlige flora og fauna er også tilpasset partikkeltransport og tilslamming i forbindelse med erosjon i jordbruksområder, og er dermed mindre følsomme. Allikevel bør en utvise forsiktighet i områder hvor ørret har sine gyte- og oppvekstområder. Dette er først og fremst deler av bekken som renner ut ved Sundvollen.

De dominerende fiskebestander i kroksundområdet er vårgytere, bl.a. gjedde og abbor. Disse er vanligvis tolerante overfor partikkelforurensninger. Det er imidlertid knyttet stor interesse til fiske etter disse artene i området.

Ved fjerning av fyllingene og slamfjerning må dette foretas på en varsom måte for ikke å få nedslammet et stort område. En løsning som en bruker i saltvann, er et såkalt "siltskjørt" som gjør at opphvirvling av sediment og påfølgende nedslammingen holdes innen et begrenset område (Skei 1991 og 1993). Et slikt "siltskjørt" eller evt. nedsetting av provisoriske og flyttbare spuntvegger rundt anleggsområdet, bør benyttes hvis en gjennomfører tradisjonelle mudring med grabb. Det er også utviklet vanntette grabber som er brukt ved mudring i forurensende masser. Dette er neppe påkrevet i Kroksundet.

Et alternativ til tradisjonell graving er sugemudring, og kan være en fordel da dette medfører mye mindre opphvirvling av sediment på selve mudderstedet. En slik mudring medfører imidlertid at også store mengder vann følger med. Hvis denne mudringsmåten benyttes må de store vannmengdene kunne håndteres (Skei 1993) Dessuten må ofte større fartøyer benyttes, og ofte kommer denne metoden dårlig ut kostnadmessig. Den er derfor antakeligvis mindre aktuell i området.

Sedimentene i Kroksundområdet er nylig undersøkt av Norges Geotekniske Institutt (NGI) (Eek 1998). Resultatene viser at med tanke på PAH og tungmetaller er det noe økte verdier øverst i sedimentet, noe som høyst sannsynlig stammer fra Europaveien (E16). Bare for benzo(a)pyren tilsier verdiene klassifiseringen "markert forurenset". Verdiene er imidlertid ikke så høye at det gir grunnlag for noen begrensninger for mudringsarbeidet i området, ei heller for en evt. disponering av de mudrede massene.

3.8 Hva som ikke dekkes av denne undersøkelsen

Denne undersøkelsen dekker forhold omkring forandringer i vannutskiftingen, vannkvaliteten, målt som reduserte næringssalt- og algenivåer, samt vurderinger av effekter på blågrønnalgene *Planktothrix* spp.

Ved en åpning av Kroksundet vil andre forhold ved Steinsfjorden ganske sikkert også påvirkes. Det gjelder bl.a. forhold omkring begroingsalger i strandsonen og forhold omkring vasspesten. Som nevnt i innledningen er det økende bekymring lokalt omkring det som enkelte mener er en tiltakende mengde begroingsalger. Dette har imidlertid kun vært sporadisk undersøkt de senere år, og resultater fra 30-årene viser at det også da var en betydelig mengde begroingsalger. Vår generelle vurdering er at med lavere næringssaltnivåer, pga. økt vannutskifting, vil dette problemet avta noe.

Forhold omkring vasspesten kunne også vært vurdert. Vår generelle kommentar er at det sannsynligvis vil bety lite om fyllingene åpnes eller ikke, fordi vasspesten i all hovedsak henter sin næring fra sedimentene.

Forholdene omkring en stadig økende bestand av svaner som beiter på vasspesten, vurderes nå av Miljøfaglig Utredning ANS, uavhengig av om fyllingene skal fjernes eller ikke (Bjerga pers. medd.).

Et vanskelig forhold er å bestemme hva som er "viktigste" miljøproblem i Steinsfjorden, blågrønnalgene, begroing i strandsonen, eller vasspest. Å rangere dette bør komme som et resultat av hva folk i kommunene angir som mest problematisk for sin bruk av vannet, og en mer vannfaglig vurdering av forhold omkring påvirkninger på økosystemet. Vurderingen kan imidlertid først komme etter at det er foretatt en helsemessig risikovurdering av blågrønnalgens forekomst (noe som skal gjøres av NIVA og Folkehelse i løpet av 1999), og en klarere vannfaglig beskrivelse av begroingsproblemet. Vasspestens tilstand og utbredelse, og effekt på kreps og andre organismer i økosystemet, er rimelig godt undersøkt allerede.

Etter vår mening bør en avgjørelse ang. en eventuell fjerning av fyllingene ses i en større sammenheng, der flere alternative tiltak blir vurdert opp mot hverandre med hensyn på kostnadseffektivitet. Slik sikres at de mest kostnadseffektive tiltakene kan gjennomføres først. Her vil fjerning av fyllingene inngå som ett tiltak på lik linje med alle andre tiltak i nedbørfeltet (både kloakk og landbrukstiltak), samt evt. tiltak direkte i innsjøen (f.eks. partiell destabilisering av termoklinområdet der *Planktothrix* spp. befinner seg). På en slik måte vil den reelle kostnaden av de forskjellige tiltakene bli sett i forhold til nytten i et samfunnsøkonomisk perspektiv. Et moment som det også må tas hensyn til i en tiltakssammenstilling, er at åpningen av Kroksundet vil gi en momentan effekt, i motsetning til de andre mer tradisjonelle tiltakene innen landbruk og kloakksanering, der det vil ta noe tid før full effekt oppnås.

Det er allerede utredet en rekke tiltak i forbindelse med en rekke prosjekter i løpet av de siste årene. Særlig gjelder dette arbeidet som vannbruksplanutvalget la ned for få år siden (Buskerud fylkeskommune 1994). Det er mange aktiviteter som er i gang i forbindelse med "Aksjon Steinsfjorden" (Hole og Ringerike kommuner 1997), og en kan nevne etableringen av fangdammer etc. innen landbruket, og KUR-prosjektet (Kloakksanering Uten Rør) som nylig er sluttrapportert (Syversen 1998). Borgvang og medarb. (1997) gjennomførte dessuten nylig tiltaksutredninger for deler av Steinsfjordens nedbørfelt (i Ringerike).

En tiltakstype som ikke har vært særlig omtalt, er tiltak som kan gjøres i direkte tilknytning til vannmassene. Mest aktuelt er å de-stabilisere forholdene på 10-12 m dyp, der blågrønnalgene holder til om sommeren. Ved å påtvinge en sirkulasjon eller omrøring i disse vannmassene om sommeren,

vil blågrønnalgene antakeligvis få det vanskelig, da de er avhengige av stabile forhold. Det finnes forskjellige typer innsjøluftere på markedet, der en oppnår en oksygenering av vannmassen ved at det blåses inn luft, samtidig som at omrøringen av vannmassen øker og at en får større luftutveksling gjennom overflaten. Problemene i Steinsfjorden er imidlertid ikke oksygenmangel, det er omrøringen vi er ute etter. Selv om prinsippet kan virke bra, vil det imidlertid ikke være lett å gjennomføre en slik destabilisering i en innsjø som Steinsfjorden på nesten 14 km². Et annet forhold er at innsjøen brukes svært mye, båter ankrer opp, det legges ut teiner og annet utstyr. Dette kan fort komme i konflikt med faste installasjoner i og under overflaten. Til sist kan det anføres at slike typer tiltak må karakteriseres som symptombehandling, dvs. tiltak for å holde problemene i sjakk. Primært ønsker vi jo å fjerne årsaken til problemene, som er en for stor fosfortilførsel. Et slikt tiltak måtte i alle fall utredes nærmere hvis det skulle bli aktuelt å gjennomføre.

Et annet forhold som ikke er behandlet i rapporten, er å øke gjennomstrømmingen i Steinsfjorden ved å tilføre vann fra Randselva. Det har vært pekt på tidligere (Berge og Tjomsland 1992 og Berge 1996) at det er fire måter å bedre gjennomstrømmingen på; pumpe vann inn fra Tyrifjorden, åpne fyllingene, øke sommervannstanden i Tyrifjorden og å overføre mer vann fra andre nedbørfelt (Storflåtan var da aktuelt). Å overføre vann fra Randselva ville nok kunne hjelpe til med å redusere fosfornivåene i innsjøen, men ville være å overføre vannkjemi og organismer fra et helt annet økosystem inn i Steinsfjorden. Dette har flere betenkeligheter ved seg i forbindelse med å bevare og beskytte biologisk mangfold nedstrøms i Randselva (bl.a. i gyteområdene for Tyrifjordørreten), og ikke minst i Steinsfjorden som har helt spesielle biologiske forhold bl.a. som følge av høyt kalkinnhold. Tiltaket kan ikke sammenliknes med det å åpne fyllingene, da Steinsfjorden og Tyrifjorden har vært forbundet siden siste istid, og organismene har derfor hatt lang tid på å tilpasse seg vannkvaliteten og hverandre. En gjenåpning vil tilbakeføre området til sin opprinnelige og naturlige form. I alle tilfeller måtte svært mange aspekter grundig konsekvensutredes i forbindelse med en evt. overføring av vann fra Randselva.

Det finnes ikke enkle løsninger på kompliserte problemstillinger som den Steinsfjorden representerer. Det vil være behov for en kombinasjon av tradisjonelle og utradisjonelle tiltak, der en biologisk forståelse må ligge til grunn for hvilken sammensetning av tiltak som kan gi en ønsket utvikling for Steinsfjorden.

4. Referanser

- Abrahamsen, H, 1981. Tilførsel av løst og partikulært materiale til Steinsfjorden 1978-79. Hovedoppgave i Limnologi ved Univ. i Oslo.
- Abrahamsen, H, 1983. Stofftransport til Steinsfjorden . Fagrapport nr. 23 Tyrifjordundersøkelsen. 25 s.
- Berg, K. & Søli, N.E. 1985. Toxicity studies with the blue-green alga *Oscillatoria agardhii* from two eutrophic Norwegian lakes. Acta vet.scand. 26: 363-373.
- Berge, D. 1983a. Overvåkingsundersøkelse i Tyrifjorden og Steinsfjorden 1982. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. ISBN 82-577-0728-7. 47 pp.
- Berge, D. (red.) 1983b. Tyrifjorden. Tyrifjordundersøkelsen – sammenfattende sluttrapport. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen.
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA-rapport O-85110, 45 s.
- Berge, D. ed. 1989. Vasspest. Problem og ressurs. Norsk institutt for vannforskning, O-86238, Oslo. Pp. 1-32.
- Berge, D. 1996. Pumping av vann fra Tyrifjorden inn i Steinsfjorden som tiltak for å bedre vannkvaliteten i Steinsfjorden. NIVA-rapport O-95297 (l.nr. 3396-96). 15 s.
- Berge, D. og T. Tjomsland 1992. Vannbruksplan for Tyrifjorden. Delutredning om: Muligheter for vannkvalitetsforbedring i Steinsfjorden gjennom økning av vannutskiftningen, løpenr. 2735, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 38 s.
- Borgvang, S., J. L. Bratli & A. Skiple 1997. Hovedplan avløp for Ringerike kommune, Vannkvalitet i vassdragene. NIVA-rapport. O-96224. Lnr. 3603-97. 84 s.
- Bratli, J.L., D. Berge, E-A. Lindstrøm, T. Bækken, G. Kjellberg 1998. Resipientundersøkelse av Begna, Storelva og Nordfjorden i 1997 ved Norske Skogindustrier ASA - Follum NIVA-rapport 3872-98. 53 s.
- Braarud, T., Føyn, B. & Gran, H.H. 1928. Biologische Untersuchungen in einigen Seen des östlichen Norwegens August/September 1927. Avh. Norske Videnskaps-Akademi, Oslo. I Matern., Naturvid.Kl. 1928(2). 37 pp.
- Buskerud vegkontor 1998. E 16 Rørvik – Vik. Vannutskifting Steinsfjorden, nye bruer ved Sundvollen. Forprosjekt. 31 s. + vedlegg.
- Buskerud fylkekommune 1994. Vannbruksplan for Tyrifjorden og Steinsfjorden . Fylkesdelplan. Fylkestinget i Buskerud april 1994. 61 s.
- Baardseth, E. 1943. A study of the vegetation of Steinsfjord, Ringerike. Nytt Mag. Naturv. 83 : pp. 9-47.

- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, Vol. 22(2), pp. 361-369.
- EEK, E. 1988. Prøvetaking i Steinsfjorden. Resultatrapport fra sedimentprøvetaking i Steinsfjorden. 8 s. + vedlegg.
- Edmondson, W.T. 1972. Nutrients and phytoplankton in Lake Washington. *Am. Soc. Limnol. Oceanogr. Spec. Symp.* 1: pp. 172-188.
- Faafeng, B.; Hessen, D.O. & Brettum, P. 1992. Eutrofiering av innsjøer i Norge. Statens forurensningstilsyn, ISBN 82-577-2034-8, pp. 1-37.
- Fylkesmannen i Buskerud, Buskerud fylkeskommune 1997. Biologisk mangfold i Buskerud. Truede arter og deres leveområder. 64 s.
- Hessen, D.O., 1992. Uorganiske partikler i vann - effekter på fisk og dyreplankton. NIVA-rapport O-89179/Lnr. 2787. 42 sider.
- Hole og Ringerike kommuner 1997. Aksjon Steinsfjorden. Handlingsplan for Hole og Ringerike kommuner. 29 s.
- Holtan, H. 1967. Beskrivelser og undersøkelser av vannforekomster. Mjøsa. Hurdalsjøen. Øyeren. Randsfjorden. Tyrifjorden. Norsjø. Vannforsyning og avløpsforhold i østlandsfylkene. Utredning for Østlandskomiteén 1967. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 194 pp.
- Hongve, D. 1984. Oksygen, hydrogensulfid. In, Vennerød, K. (ed.): Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Universitetsforlaget, Oslo. pp. 68-75.
- Klaveness, D. & Skulberg, O.M. 1982. The major pigment composition of different strains of *Oscillatoria* (CYANOPHYTA) recorded *in vivo* by modified Shibata technique. *Nordic Journal of Botany* 2(1):91-95.
- Micheletti, S., F. Schanz & Walsby, A. E. 1998. The daily integral of photosynthesis by *Planktothrix rubescens* during summer stratification and autumnal mixing in Lake Zürich. *New Phytol.* 139:233-246.
- Nicholls, M. 1984. Lys, siktedyp, turbiditet, farge. In, Vennerød, K. (ed.): Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Universitetsforlaget, Oslo. pp. 46-57.
- Norsk institutt for vannforskning 1993. Anvendelse og prinsipper for de kjemiske analysemetodene som benyttes ved NIVA. ISBN 82-577-2360-6.
- Reid, G.K. & Wood, R.D. 1976. Environmental variables of natural waters, Part 3, p. 137-138. In: *Ecology of inland waters and estuaries*. D. Van Nostrand Company, New York.
- Reynolds, C. S. 1987. Cyanobacterial water-blooms. *Advances in Botanical Research*. 13:67-143.
- Skei, J. 1991. Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø. Fase 2: Utredning om alternative mudrings- og deponeringsmetoder. NIVA-rapport l.nr. 2614. 19 s.

- Skei, J. 1993. Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø. Fase 3: Oppdatert kunnskapsstatus og framtidsperspektiver. NIVA-rapport l.nr. 2870. 29 s.
- Skogheim, O. 1975. Steinsfjorden. En undersøkelse av hydrografi, sedimenter, fytoplankton og primærproduksjon i 1972-73. Hovedfagsoppgave i limnologi ved Universitetet i Oslo. 148 pp.
- Skulberg, O.M. 1964. Algal problems related to the eutrophication of European water supplies, and a bio-assay method to assess fertilizing influence of pollution on inland waters. In: *Algae and Man* (ed. Daniel F. Jackson). pp. 262-299. Plenum Press, New York.
- Skulberg, O.M. 1978. Some observations on red-coloured species of *Oscillatoria* (CYANOPHYCEAE) in nutrient-enriched lakes of southern Norway. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20:776-787.
- Skulberg, O.M. 1980. Blue-green algae in Lake Mjøsa and other Norwegian lakes. *Progress in Water Technology* 12(2): 121-140.
- Skulberg, O.M. 1988. Blågrønnalger – vannkvalitet. Toksiner. Lukt- og smaksstoffer. Nitrogenbinding. Rapport O-87006. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 121 pp.
- Skulberg, O.M. 1998a. Steinsfjorden - toksinproduserende blågrønnalger. Observasjoner 1997. Norsk institutt for vannforskning. ISBN 82-577-3488-8. Oslo. 43 pp.
- Skulberg, O.M. 1998b. Steinsfjorden - toksinproduserende blågrønnalger. Observasjoner 1998. Norsk institutt for vannforskning. Oslo. Under utarbeidelse.
- Skulberg, O.M. & Skulberg, R. 1985. Planktic species of *Oscillatoria* (CYANOPHYCEAE) from Norway – characterization and classification. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 71(1/2):157-174.
- Skulberg, O.M., Carmichael, W.W., Codd, G.A. & Skulberg, R. 1993. Taxonomy of Toxic Cyanophyceae (Cyanobacteria). In: *Algal Toxins in Seafood and Drinking Water*. Ed. I.R. Falconer. Chapter 9, pp. 145-164. Academic Press Ltd., London.
- Skurdal, J. & E. Garnås 1997. Utviklingen av krepsebestanden i Steinsfjorden 1997-1996. Østlandsforsknings-rapport nr. 11/1997. 45 s.
- Syversen, N. 1998. KUR for Steinsfjorden – Kloakksanering Uten Rør. Jordforsk-rapport 110/98. 46 s.
- Statens forurensningstilsyn 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Oslo. 92:06, ISBN 82-7655-085-1, pp. 1-30.
- Strøm, K. 1930. Limnological observations on Norwegian lakes. *Arch. Hydrobiol.* 21 : 97-124.
- Strøm, K.M. 1932. Tyrifjord. A limnological study. *Norske Vid.Ak., Oslo. Skrifter. I Mat., Nat. Kl.* 1932(3). 84 pp.
- Sørensen og medarb. 1993. Fjernmåling av vannkvalitet. Videreutvikling av optisk satellitt fjernmåling som metode for overvåking av vannkvalitet. NIVA-rapport l.nr. 2860. O-90236. 115 s.
- Tjomsland T. 1980. Strøm og spredningsstudier i Tyrifjorden, Rapport nr.1, løpenr. 1191, Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
-

- Utnes, T. and Brørs, B. 1993. Numerical modelling of 3-D circulation in restricted waters. *Appl. Math. Modelling*, Vol. 17, 522-535.
- Vennerød, K. (red.) 1984. Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Universitetsforlaget, Oslo. 283 pp.
- Walsby, A.E., A. Avery & Schanz, F. 1988. The critical pressure of gas vesicles in *Planktothrix rubescens* in relation to the depth of winter mixing in Lake Zürich, Switzerland. *J. of Plankton Research* 20 (no7): 1357-1375.
- Wetzel, R. 1975. Limnology. W.B. Saunders Company. Philadelphia. 743 pp.
- Wivestad, T. M. 1998. Forurensningsregnskap for Buskerud. Fylkesmannen i Buskerud. Rapport nr. 2-1998. 49 s + vedlegg.
- Wu, J. (1975). Wind-stress coefficients over sea surface near neutral conditions - a revisit. *J. Phys. Oceanog.*, 10, 727-740.

Vedlegg A. NUMERISK MODELL

Matematisk formulering

Utgangspunktet for den matematiske formuleringen er Navier-Stokes ligningene. Disse ligningene kan forenkles hvis det antas at strømmingen er nesten horisontal, slik at trykket kan antas å være hydrostatisk. Ligningene for bevaring av bevegelsesmengde (impuls) i horisontalretningen kan da skrives som

$$\frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} + (\mathbf{u} \cdot \nabla) \mathbf{u} + w \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial z} = -g \nabla \zeta - \mathbf{f} \times \mathbf{u} + \nabla \cdot (A_h \nabla \mathbf{u}) + \frac{\partial}{\partial z} \left(A_v \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial z} \right). \quad (1)$$

De andre ligningene som benyttes er kontinuitetsligningen

$$\nabla \cdot \mathbf{u} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (2)$$

og en ligning for transport av turbulent kinetisk energi, k

$$\frac{\partial k}{\partial t} + (\mathbf{u} \cdot \nabla) k + w \frac{\partial k}{\partial z} = A_v \left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 + \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{A_v}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial z} \right) - C_\mu^{3/4} \frac{k^{3/2}}{\ell}. \quad (3)$$

I ligningene (1) til (3) er $\mathbf{u} = (u, v)$ hastighetsvektoren i horisontalplanet og w er den vertikale hastighetskomponenten, ζ er vannstanden i forhold til middelvannstanden, g er tyngdens aksellerasjon, \mathbf{f} er Coriolis-vektoren, A_h og A_v er henholdsvis horisontal og vertikal eddyviskositet, og den horisontale gradientoperatoren er $\nabla = \mathbf{i} \frac{\partial}{\partial x} + \mathbf{j} \frac{\partial}{\partial y}$.

Koordinatsystemet er kartesisk, med x - og y -aksen horisontalt og z -aksen pekende vertikalt oppover med origo i middelvann-nivå, og t representerer tiden. Det benyttes "konvensjonelle" verdier for konstantene, $\sigma_k = 1$ og $C_\mu = 0.09$. Den horisontale eddyviskositeten antas å være konstant, og det benyttes verdier i området $A_h \in [1, 100] \text{ m}^2/\text{s}$, tilpasset forholdene. Den vertikale eddyviskositeten er variabel i tid og rom, og beregnes av det algebraiske uttrykket

$$A_v = C_\mu^{1/4} k^{1/2} \ell, \quad (4)$$

som utgjør koplingen mellom ligning (1) og (3). Den turbulente lengdeskalaen er definert av uttrykket

$$\ell = \kappa z \left(1 - \frac{z - z_0}{H}\right), \quad (5)$$

hvor H er vanddybden og z_0 er ruhetsparameteren (ruhetslengden) for bunnen.

Vertikalintegrerte ligninger

Overflatehevningen ζ finnes ved å løse de vertikalintegrerte impuls- og kontinuitetsligningene. Disse ligningene kan skrives henholdsvis

$$\frac{\partial \bar{\mathbf{u}}}{\partial t} + (\bar{\mathbf{u}} \cdot \nabla) \bar{\mathbf{u}} + w \frac{\partial \bar{\mathbf{u}}}{\partial z} = -g \nabla \zeta - \mathbf{f} \times \bar{\mathbf{u}} + \nabla \cdot (A_h \nabla \bar{\mathbf{u}}) + \frac{1}{\rho H} (\mathbf{t}_s - \mathbf{t}_b) \quad (6)$$

og

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \nabla \cdot (H \bar{\mathbf{u}}) = 0 \quad (7)$$

der $\bar{\mathbf{u}}$ er vertikalmidlet horisontal hastighet, ρ er referansetettheten, \mathbf{t}_s er skjærspenningen fra eventuell vind mot overflaten og \mathbf{t}_b er skjærspenningen som bunnen gir motsatt vannets bevegelse.

Ligning (6) og (7) løses for å beregne overflatehevningen, ζ .

Grensebetingelser

I *innløp* og *utløp* spesifiseres det enten en hastighet \mathbf{u} , mens overflatehevningen ζ får bevege seg fritt, eller det spesifiseres en vannstand ζ mens minst den ene av hastighetskomponentene får innstille seg fritt. Det er imidlertid et krav at vannstanden spesifiseres for minst én node i elementnettet.

Grensebetingelsen for *den fri overflaten*, der w_s er vertikalhastigheten og \mathbf{t}_s er skjærspenningen på overflaten (som regel fra vind), er som følger:

$$\rho A_v \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial z} = \mathbf{t}_s, w_s = \frac{\partial \zeta}{\partial t} + u \frac{\partial \zeta}{\partial x} + v \frac{\partial \zeta}{\partial y}. \quad (8)$$

Grensebetingelsen ved *bunnen*, der w_b er vertikalkomponenten av vannhastigheten, er som følger:

$$\rho A_v \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial z} = \mathbf{t}_b, w_b = - \left(u \frac{\partial \zeta}{\partial x} + v \frac{\partial \zeta}{\partial y} \right). \quad (9)$$

Bunnskjærspenningen τ_b beregnes fra hastigheten ved bunnen ved hjelp av følgende uttrykk:

$$\tau_b = \rho C_D |\mathbf{u}_b| \mathbf{u}_b, C_D = \max\left[\left(\frac{\kappa}{\ln(z_b/z_0)}\right)^2, 0,0025\right] \quad (10)$$

og hastigheten \mathbf{u}_b like over bunnen spesifiseres ved hjelp av logaritmebetingelsen

$$\mathbf{u}_b = \frac{1}{\kappa} \left(\frac{\tau_b}{\rho}\right)^{1/2} \ln(z_b/z_0) \quad (11)$$

der $\kappa = 0.4$ er von Kármán konstanten.

Modellparametere

I beregningene er det benyttet en verdi av den horisontale eddyviskositeten på $A_h = 2 \text{ m}^2/\text{s}$. Ruhetsparameteren for bunnen er satt til og $z_0 = 0,01 \text{ m}$. Begge disse verdiene er "standard" for undersøkelser av denne typen og har vist seg å gi gode resultater sammenlignet med målinger. (Utnes og Brørs, 1993). Modellen er dessuten er ikke veldig følsom for variasjon av disse parametrene.

Vindstresset er beregnet etter følgende formel (Wu, 1975) der ρ_a er tettheten av luft som her er satt til $\rho_a = 1,25 \text{ kg/m}^3$, W_{10} er absoluttverdien av vindhastigheten i 10 m høyde, og W_x og W_y er henholdsvis x- og y-komponenten av vindhastigheten i 10 m høyde:

$$\begin{aligned} \tau_{xx} &= (c_{sw1} + c_{sw2} W_{10}) W_{10} W_x \\ \tau_{xy} &= (c_{sw1} + c_{sw2} W_{10}) W_{10} W_y \end{aligned} \quad (12)$$

Verdien av konstantene er $c_{sw1} = 0,0008$ og $c_{sw2} = 0,000065 \text{ s/m}$.

Fordi elementnettet er så finmasket i Kroksund og modellen har en eksplisitt formulering, må den kjøres med korte tidssteg. Det er benyttet et tidssteg på $\Delta t = 12 \text{ s}$ for alle simuleringene. Beregningstiden for en 12 timers simulering med 11 vertikale lag er ca 2½ time på en 200 MHz Pentium Pro arbeidsstasjon.

Vedlegg B. Tilpasning av ligning for beregning av siktedyp fra klorofyll-konsentrasjon.

Klorofyllkonsentrasjonens effekt på siktedypet kan beskrives som en eksponensiell funksjon av formen:

$$Sd = A * [kla]^{-B} \quad (\text{Sørensen og medarbeidere 1993, Berge 1987})$$

Berge (1987) har beregnet koeffisientene A og B til:

$$A = 10,8$$

$$B = 0,62$$

Med disse koeffisientene gir formelen gjennomgående et lavere siktedyp enn det som observasjonene i Steinsfjorden viser. Dette illustreres av fig. 1, hvor sommermiddelverdiene (juni-september) for klorofyll-a og siktedyp for årene 1995-1998 er plottet sammen med kurven som er beskrevet av formelen.

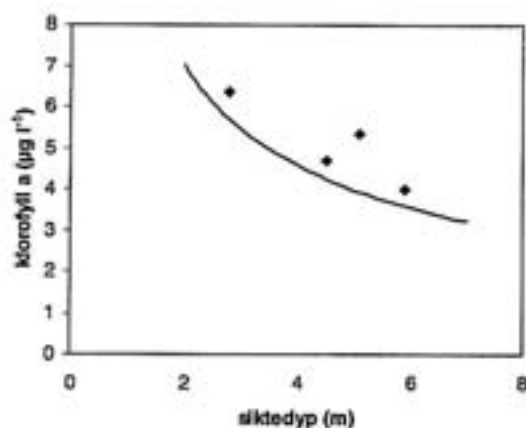


Fig. 1. Forhold mellom klorofyll og siktedyp i Steinsfjorden 1995-1998 (sommersmiddelverdier) sammenlignet med formelen: $Sd = 10,8 * [kla]^{-0,62}$

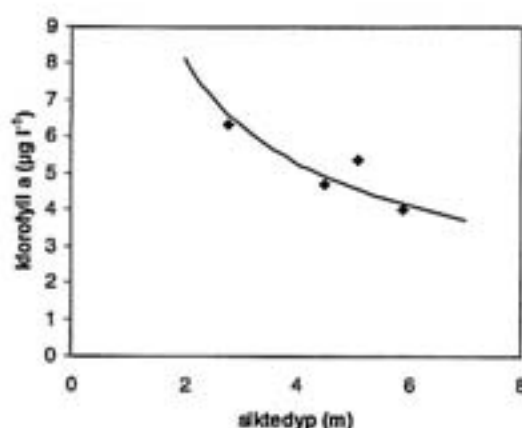


Fig. 2. Forhold mellom klorofyll og siktedyp i Steinsfjorden 1995-1998 (sommersmiddelverdier) sammenlignet med formelen: $Sd = 12,5 * [kla]^{-0,62}$

Forsøk med justering av koeffisientene for å få en bedre tilpasning av kurven til observasjonene i Steinsfjorden viste at dette kan oppnåes ved å øke A, mens B holdes konstant. Dette har effekten å løfte kurven oppover, mens helningen er konstant. En økning av A til 12,5 gir kurve som vist i fig. 2, som gir en bedre tilpasning til de observerte verdier. I rapporten er derfor følgende formel benyttet for å beregne siktedyp som funksjon av klorofyll α :

$$Sd = 12,5 * [kla]^{-0,62}$$