

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

BLINDERN

OSLOFJORDEN OG DENS FORURENSNINGSPROBLEMER

II. Utredning av tekniske løsninger

Spesialutredning nr. 6

BEREGNING AV FORURENSNINGSKONSENTRASJONER
OG -EFFEKTER I FJORDENS OVERFLATELAG VED
ULIKE TEKNISKE TILTAK

Saksbehandler: Hans Munthe-Kaas, siv.ing.
Rapporten avsluttet i juli 1972.

INNHOLD

	Side:
FORORD	2
1 FORMÅL	3
2 BAKGRUNN	4
2.1 Selve fjorden	4
2.2 Forurensningsproblemene og deres årsaker	8
2.3 Mulighetene for å motvirke forurensningsproblemene	10
3 OPPLEGG	12
3.1 Generelt om modellene	12
3.2 Det benyttede opplegg	13
4 DE ENKELTE MODELLER	16
4.1 Den teoretiske produksjonsmodell A	16
4.1.1 Forenklinger av modellen	16
4.1.2 Modellens elementer	19
4.1.3 Utprøving	29
4.2 Den empiriske produksjonsmodell B	34
4.3 Den kombinerte produksjonsmodell AB	34
4.4 Den empiriske siktedypsmodell C	38
4.5 Den kombinerte produksjons- og siktedypsmodell ABC	42
5 UTNYTTELSE AV MODELLENE	43
6 SAMMENDRAG	44
TABELL- OG FIGURFORTEGNELSE	46
TABELLER	
FIGURER	

FORORD

Denne spesialutredning utgjør en del av den faglige bakgrunn for instituttets 2. hovedrapport "Utredning av tekniske løsninger" i serien "Oslofjorden og dens forurensningsproblemer" (Oslo 1970).

Det arbeid som danner grunnlaget for spesialutredningen, ble utført i slutten av 1969 og begynnelsen av 1970, og de oppnådde resultater ble utnyttet i hovedrapportens kapittel 4. Den formelle rapportering av arbeidet, som herved presenteres, måtte imidlertid utsettes på grunn av andre presserende oppgaver.

Spesialutredningens formål er - for en viktig gruppe av forurensningsulemper (de eutrofi-betingede) - å forsøke å finne en tallmessig sammenheng mellom art og styrke av aktuelle anti-forurensningstiltak på den ene side og virkningene av disse tiltak på den annen side. Arbeidets omfang var begrenset av en kort tidsramme og også av instituttets (på det tidspunkt) rådende mangel på matematisk spesialkompetanse.

Oppgaven skulle søkes løst ved utvikling av et sett matematiske modeller av fjorden - med bakgrunn i den erfaring som forelå fra instituttets 1. hovedundersøkelse av fjorden ("Undersøkelsen 1962-1965").

De oppnådde resultater er beskjedne, men likevel nyttige på to måter:

En tallmessig sammenheng er funnet som - selv om den er lite presis og av enkel struktur - har gitt tilstrekkelig grunnlag for hovedrapportens vurderinger.

Den enkle modellutvikling som ble gjennomført, indikerer at denne måte å angripe resipient-problemer på kan føre til verdifulle resultater.

Med henblikk på rasjonell arbeidsgang ved bruk av EDB er det i denne utredning benyttet visse utradisjonelle enhetssymboler. Dette gjelder bruken av prefikser i enhetene milligram (her MIG - tradisjonelt mg) og mikrogram (her MYG - tradisjonelt µg). Endringen er i samsvar med endringsforslag som for tiden behandles av Norges Standardiseringsforbund og det tilsvarende internasjonale organ ISO.

Cand.mag Sverre Kolstad har deltatt i arbeidet med modellutviklingen og har senere utnyttet modellen for hovedrapportens formål. Cand. real. Roald Larsen og siv. ing. Birger Bjerkeng har lest manuskriptet og gitt verdifulle råd i den forbindelse.

Oslo, juli 1972

Hans Munthe-Kaas

1. FORMÅL

Gjennom Oslofjordprosjekt I (de naturvitenskapelige undersøkelser) og tidligere undersøkelser har man etterhvert fått samlet en stor og allsidig mengde av data om fjorden. Dataene gjelder såvel den naturvitenskapelige tilstand og utvikling som de forskjellige virkninger av en stadig sterkere forurensningsbelastning gjennom de siste årtier. Dessuten har man fått en begynnende oversikt over de typer og mengder av forurensningsmaterialer som fjorden mottar.

Man har funnet at fjordens forurensningssituasjon og utviklingstendens er alarmerende, og at det er nødvendig med snarlige tiltak for å sikre fjordens kvalitet på kortere og lengre sikt.

Gjennom prosjekt I er man også kommet frem til en oversikt over de forskjellige typer av tiltak som kan være aktuelle i den forbindelse.

Under Oslofjordprosjekt II (de tekniske utredninger) faller den oppgave å finne frem til hvilke av de mulige tiltak som egner seg best, alle forhold tatt i betraktning. I den forbindelse trengs det - ved siden av en rekke tekniske og økonomiske informasjoner - også en best mulig oversikt over på hvilken måte og i hvor sterk grad de enkelte alternative tiltak bidrar til å redusere forurensningsulempene.

Det sistnevnte spørsmål - om virkningsmåten for og virkningsgraden av de enkelte tiltak - er et lite utforsket tema. Hverken gjennom Oslofjordprosjekt I eller i litteraturen er det fremkommet metoder eller ideer som i særlig grad kan bidra til å belyse dette nærmere.

Formålet med den her presenterte undersøkelse er, for en viktig gruppe av forurensningsulemper, om mulig å finne en tallmessig sammenheng mellom art og styrke av tiltak på den ene side, og virkningsgrad i fjorden på den annen side. Undersøkelsens omfang og presisjon var begrenset av en kort tidsramme.

2. BAKGRUNN

Som bakgrunn for presentasjonen er det praktisk å ha med en kort beskrivelse av selve fjorden, av dens forurensningssituasjon, av årsaks-sammenhengen bak denne situasjon og av de foreslåtte alternative tiltak.

Den følgende beskrivelse, som i sin helhet bygger på rapportene fra Oslofjordprosjekt I, tar med seg slike (og bare slike) informasjoner som ansees av interesse for det aktuelle tema. Alle henvisninger, både her og senere i rapporten som er angitt i form av delrapportnummer, refererer til de 20 delrapporter i Oslofjordprosjekt I-serien. Angivelsen "S-rapporten" står for samlerapporten (hovedrapporten) fra samme prosjekt.

2.1 Selve fjorden

Beliggenhet

Det sjøområdet som vanligvis kalles Oslofjorden, er avgrenset i fig. 1d og vist med dybdeangivelser i fig. 1a. Undersøkelsen gjelder bare indre fjord, avgrenset i fig. 1a og vist med flere detaljer i fig. 1b. Fig. 1d er tatt med for å antyde volumet av de tilstøtende vannmasser som gjennom vannutvekslingsprosessene har betydning for forholdene i indre fjord.

Topografi

Av fig. 1a og 1b fremgår at fjorden har en komplisert topografisk struktur. Viktige momenter for undersøkelsen er bl.a. den smale innnevring ved inngangen til indre fjord (ved Drøbak), den meget sterke avbøyning av innerste del (Bunnefjorden) og den utpregede terskel/bassengdannelse (kfr. fig 1b og 1c).

Størst rolle blant terskelene spiller den grunne Drøbakerskelen (Ca. 20m dyp).

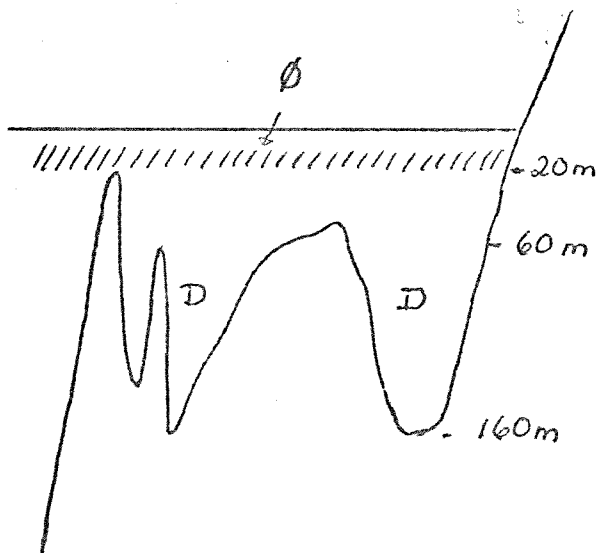
Terskelene utenfor Drøbakterskelen er relativt dype, slik at vannet i de høyere lag (som er av spesiell interesse for denne undersøkelse) her passerer fritt. Begrepet "havet" som ofte er brukt senere i rapporten, står der som et fellesbegrep for midtre fjord, ytre fjord og Skagerrak.

Vind og ferskvann

Vannutvekslingen mellom indre fjord og havet er et sentralt punkt ved vurdering av fjordens respons på forurensningsbelastning. Viktige faktorer for denne utveksling er topografien, vindforholdene (nordenvind om vinteren og sønnenvind om sommeren) og ferskvannstilrenningen (som vesentlig foregår utenfor Drøbakterskelen).

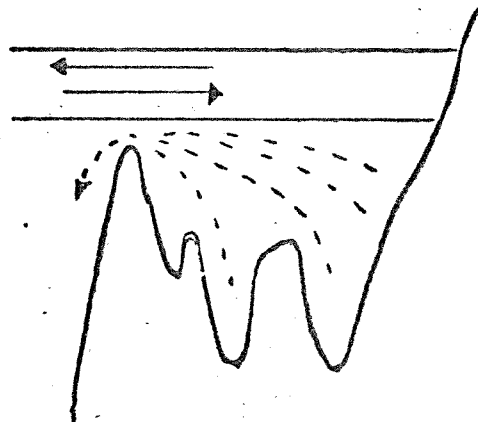
Lagdelling og vannutskifting i sommerhalvåret

I sommerhalvåret er indre fjord lagdelt. Grovt sett har man 3 lag - et lettere brakkvannslag øverst (Ø) - et tyngre sjøvannslag i dypet (D) og et overgangslag (sprangskikt) imellom (/////). Skissen viser den omtrentlige dybdefordeling. Lagdelingens stabilitet, som er relativt stor, skyldes forskjellen i spesifikk vekt mellom sjøvannet i dypet og brakkvannslaget øverst. Det sistnevnte inneholder ferskvann/sjøvann i ca.-forholdet 1/2. Det er liten kommunikasjon (vannutveksling) mellom dypvannet og øvre lag.



En konsekvens av lagdelingen og den grunne Drøbakterskelen er at dypvannet i sommerhalvåret på det nærmeste er innesperret - bortsett fra en mulig kommunikasjon med havet gjennom det lille tverrsnitt mellom terskelryggen og sprangskiktet, og bortsett fra en langsom vertikal diffusjonsprosess gjennom sprangskiktet.

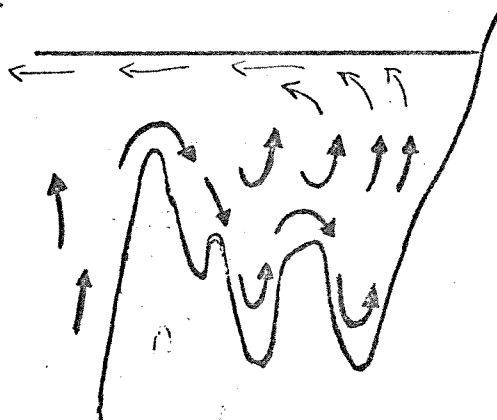
I øvre lag - senere også kalt "overflatelaget", som har åpen forbindelse ut til havet, finner det derimot sted en relativt livlig utveksling. Man har ennå ikke greid å beregne omfanget av denne utveksling med tilfredsstillende nøyaktighet.



Lagdeling og vannutskiftning i vinterhalvåret

I vinterhalvåret eksisterer lagdelingen omtrent ikke (p.g.a. bl.a. den utoverrettede vind og reduserte ferskvannstilrenning). I den perioden blir derfor også dypvannet utskiftet - delvis via topplaget fordi vertikaldiffusjonen er større, og delvis gjennom en egen dypvannutskiftningsmekanisme.

Den sistnevnte mekanisme henger sammen med at det tunge dypvann i havet utenfor om vinteren kommer høyere opp enn om sommeren, slik at det stanger helt opp mot terskelryggen ved Drøbak. Samtidig er det gamle dypvann i indre fjord i løpet av sommerhalvåret blitt lettere enn før p.g.a. brakkvannsinnblandingen (vertikal-diffusjonen). Selve utskiftningen skjer ved at det ytre dypvann av og til skvalper over terskelryggen og inn i indre fjord, hvor det p.g.a. sin store tyngde synker ned og presser det gamle dypvann opp og ut.



Denne prosess foregår hver vinter, slik at indre fjord hver vår starter så og si med bare nyutskiftet havvann i dypet. Helt holder dog ikke dette stikk, idet de dypeste vannmasser i Bunnefjorden (under 80-100m) gjerne står over i 3-5 somre, og vannet under ca. 50 meters dyp i det mindre "Bekkelagsbassenget" av og til står over én sommer. Disse "unntaksvannmasser" representerer dog relativt små mengder - Bundefjorden under 80 meter utgjør 8% og Bekkelagsbassenget under 50 meter 0,3% av indre fjords samlede dypvannsmasse.

2.2 Forurensningsproblemene og deres årsaker

Forurensningsulempene

Forurensningsbelastningen av Oslofjorden forårsaker en rekke forskjellige ulemper - som til dels har felles og tildels separate årsaker.

S-rapporten gir en oversikt over disse ulempene, og delrapport 1 behandler dem mer i detalj.

Ulemper p.g.a. organisk stoff

En stor og viktig gruppe av forurensningsulemper har som felles årsak at mengden organisk stoff i fjorden er blitt forhøyet. De viktigste ulemper i denne gruppe er:

Reduksjon av det øvre vannlags gjennomskinnelighet (siktedy¹) p.g.a. høyt partikkelinnhold i vannmassene.

Øket begroing av strender og grunnområder - og av båter, tauverk m.v.

Økede mengder av råtnende drivtang.

Tilslamming av bunn og strender.

Oksygenmangel og råttethet i vannmassene og de øvre sedimentlag (med utdødd plante- og dyreliv og luktulemper som sekundære følger).

Andre uheldige påvirkninger av livet i sjøen (bl.a. av de fiskeri-biologiske forhold).

NB Det er kun denne gruppe av forurensningsulemper som skal med i beregnings-opplegget i nærværende rapport.

¹ Siktedypet er en viktig parameter for denne undersøkelse (kfr. avsnitt 3.2 nedenfor)

Det organiske stoffets kilder

At mengden av organisk stoff i fjorden er forhøyet, er til en viss grad en følge av øket tilførsel av slikt materiale. Hovedårsaken er imidlertid at fjordens egen produksjon av organisk stoff (gjennom vekst av planktoniske og fastsittende alger) er øket radikalt. (Mengden av sjøprodusert organisk stoff er i delrapportene 10 og 14 anslått til å være ca. 10 ganger større enn den tilførte organiske stoffmengde.)

Algevekstens grunnlag og regulering

At organisk stoff produseres i sjøen gjennom algevekst, er et normalt naturfenomen. I Oslofjorden er denne produksjon imidlertid øket til mange ganger det normale nivå² p.g.a. de økede tilførsler av visse algenæringsstoffer¹. De næringsstofftyper det her er tale om, er slike som - blant alle de typer som algene trenger - det finnes lite av i sjøen. Disse opptrer, fordi det er lite av dem, som regulerende minimumsfaktorer for algeveksten. Flere slike minimumsstoffer finnes, uten at man ennå har full oversikt over alle dem det gjelder. Man vet imidlertid at fosfor (P) og nitrogen (N) hører til denne kategori. I rapportens undersøkelse er det spesielt fosfor som er trukket inn i beregningen - fordi det er det næringsstoff som man lettest kan gjøre noe med på tiltak-siden. Undersøkelsen vil imidlertid i prinsippet også kunne utvides til å gjelde enkelte andre næringsstoffer.

For at fosfor skal kunne utnyttes av algene, må det foreligge i løst, uorganisk form - d.v.s. i formen ortofosfat (PO_4). Dessuten trenger algene lys for å vokse. D.v.s. at det må være sommerhalvår, og at fosforet må befinne seg høyt nok oppe i vannet til at sollys er tilgjengelig - hvilket i Oslofjorden vil si at det må befinne seg i overflatelaget.

¹ Dette er en sentral mekanisme innenfor det kjente, men uklart definerte naturfenomen "eutrofiering."

² D.v.s. til mange ganger det naturlige nivå for denne fjord.

Disse to forutsetninger for at fosfor skal kunne utnytted av algene - at det er i løst, uorganisk form og at det befinner seg i overflatelaget, er viktige momenter i undersøkelsen. Slik som beregningene er lagt opp, er det nettopp mengden til enhver tid av uorganisk, løst fosfor tilført overflatelaget som er det primære nøkkelsvar man søker.

Nødvendige informasjoner

Mengden løst, uorganisk fosfor tilført overflatelaget er avhengig av en rekke faktorer. For å kunne beregne denne mengde må man ha en rekke informasjoner. I hovedtrekk trenger man følgende:

- a Mengden av fosfor som tilføres fjorden, fordelt etter tilstandsform (løst og bundet).
- b Utslippenes geografiske fordeling, dyp og teknisk utforming.
- c Oversikt over hvordan fosforet (som følge av de forskjellige naturmekanismer) først fordeler seg i fjorden, akkumuleres der og senere forlater den igjen.

Man har endel av disse informasjoner. De øvrige må man utlede eller anslå på grunnlag av det generelle kjennskap man har til fjorden og dens omgivelser.

2.3 Mulighetene for å motvirke forurensningsproblemene

Forurensningsproblemene kan motvirkes på flere måter. De viktigste grupper av metoder skal kort omtales. (Nærmere beskrivelse finnes i hovedutredningen fra prosjekt II). De har alle betydning for den mengde av uorganisk, løst fosfor som før eller siden havner i overflatelaget (og dermed stilles til disposisjon for algeveksten).

- a Man kan føre avløpsvannet over til en annen og mindre sårbar resipient. Dette kan for mange resipienter være en god og berettiget løsning. For beregningsopplegget betyr den bare en justering av tilførselsmengden og trenger ingen ytterligere kommentar.

- b Man kan rense avløpsvannet før utslipp. Flere forskjellige metoder med en rekke varianter finnes. Følgende hovedtyper er ansett som aktuelle i Oslofjorden i dag:

Mekanisk rensning	(15%)
Biologisk rensning	(25%)
Kjemisk rensning	(85%)

Prosentangivelsen viser hvor mye fosfor hver av disse metoder kan fjerne av den samlede fosformengde som går inn i renseanlegget.

- c Man har valgmulighet m.h.t. utslippenes geografiske plassering, dyp og tekniske utforming. Disse momenter kan spille stor rolle for det endelige resultat i fjorden.
- d Man kan påvirke enkelte av fjordens naturlige mekanismer slik at dens evne til, uten skadevirkninger, å motta forurensningsbelastning blir større. Flere metoder kan her være aktuelle.

3 OPPLEGG

3.1 Generelt om modellene

Formålet med undersøkelsen var, for gruppen av de eutrofieringsbetingede forurensningsulemper, om mulig å finne en tallmessig sammenheng mellom art og styrke av tiltak på den ene side, og virkningsgrad i fjorden på den annen side.

Det finnes utvilsomt en slik tallmessig sammenheng. Men den er uhyre komplisert. Alle de momenter som er trukket frem i kapitel 2, hører med i dette komplekse bilde, og også mange andre. Om man kunne sette opp en beregningsmodell hvor alle disse momentene kom med, måtte denne bestå av et nettverk av formler, hvorav mange ville være i differensialform. Med dagens kunnskapsnivå kan man ikke sette opp en slik modell direkte.

Hva man i dag kan gjøre, er å dele det komplekse bilde opp i mindre enheter som man har tilstrekkelig oversikt over - og, om nødvendig under anvendelse av forenklinger, gi hver av dem en matematisk formulering. Dernest må man forsøke, på eksperimentbasis, å kjede disse enheter sammen ved hjelp av empiriske data og hypotetiske lovmessigheter.

Den her presenterte undersøkelse (utført primo 1970) er et opplegg etter slike linjer. Opplegget er imidlertid ytterligere forenklet, idet det måtte gjennomføres på begrenset tid og uten bruk av spesiell matematisk ekspertise.

Modellteknikken har siden dengang fått øket oppmerksomhet innen vannforskningen - både i Norge og ute i verden. Med den matematiske ekspertise og regnemessige kapasitet som i dag (mars 1972) er tilgjengelig, vil det utvilsomt være formålstjenlig å arbeide videre med Oslofjordprosjektet etter slike linjer.

3.2 Det benyttede opplegg

Det benyttede opplegg var en modellkjede som vist i fig. 2 (stiplet versjon) og nærmere beskrevet nedenfor.

Kjedens inndata

Kjedens inndata var informasjon om tilførselsmengder (belastningstall) og om rens tiltak. Dette var kjente data, fremkommet enten gjennom måleresultater eller ved prognoseteknikk.

Andre tiltaksformer enn rensning var det ikke aktuelt å ta med i beregningene i denne omgang. Det er imidlertid lett å bygge de andre inn i kjeden.

Kjedens utdata

Kjedens utdata (= beregnede resultater) skulle representere fjordens kvalitet m.h.t. de aktuelle eutrofieringsbetingede forurensningsulemper som er presentert i avsnitt 2.2 ovenfor. Blant disse var det bare to ulempetyper som var tilstrekkelig representert med kvantitative mål til å inngå i modellen, nemlig siktedypet¹ og oksygensvinnet. Det er imidlertid rimelig å anta at alle disse ulemper på grunn av den felles opprinnelse varierer nogenlunde etter samme mønster, slik at beregningsresultatene - i et hvert fall på flerårsbasis - kvalitativt skulle representere dem alle.

Den knappe tid tillot ikke at modellkjeden i første omgang ble utviklet både for siktedyp og oksygensvinn. Siktedypet ble valgt, både fordi det var mindre arbeidskrevende å få med i modellen og fordi det er den lettest "konkretiserbare" forurensningsulempe av de to.

¹Siktedypet er en parameter for vannets gjennomskinnelighet. Metoden består ganske enkelt i at det i dagslys måles hvor langt ned i sjøen en hvit tallerkenstor skive kan senkes før den tapes av syne.
(Kfr. delrapport 1)

Logisk forløp og nødvei

I figur 2 er det i tillegg til den benyttede modellkjede (stiplet versjon) også tegnet inn en noe mer logisk, men samtidig noe mer komplisert kjedeverisjon. Denne kjedeverisjon var imidlertid ikke beregnbar, idet modell D og inndatotypen "Døde partikler" ikke forelå på det aktuelle tidspunkt ¹. I stedet måtte derfor den mer forenklete nødvei (den stiplede versjon) velges.

Kjedens enkelte modeller

Kjeden omfatter i alt 5 modeller A, B, C, D og E. Alle skal kort omtales i det følgende. De tre som inngår i den stiplede modellversjon, blir dessuten nærmere beskrevet i kapitel 4.

Modell A er en generell teoretisk modell for terskelfjorder. Den arbeider på prosentbasis, og dens resultat er nøytralt m.h.t. hvilken belastningssituasjon som foreligger. Resultatet kommer som mengde fosfor stilt til disposisjon for algeveksten regnet som % av totalt tilført fosformengde. Den tar ikke hensyn til hvor i fjorden utslippene finner sted. ²

Modell B er en empirisk modell som beregner totalfosforkonsentrasjonen i overflatelaget (som tilnærmet også er et mål for algekonsentrasjonen) på grunnlag av resultatet fra A. Modellen er enkel - i prinsippet en regresjonsformel basert på kjente referansesomme - i praksis en proporsjonalitetsformel basert på én eneste referansesomme.

¹ Begge disse manglende informasjonstyper burde det imidlertid være mulig å fremskaffe i dag. (Mars 1972)

² Dette er en betydelig mangel. Modellens struktur tillater imidlertid ikke at en slik geografisk parameter blir bragt inn. Denne parameter er imidlertid søkt bragt inn i prosjektets totalvurdering gjennom en annen modell (beskrevet i Prosjekt II's spesialutredning nr. 5).

Modell C er en empirisk modell som gir siktedypet som funksjon av resultatet fra modell B. Også den er regresjonsformel, basert på vel 100 observasjonssett gjennom 5 referansesomre.

Modell D finnes foreløpig ikke. Den bør, for det presisjonsnivå som denne enkle modellkjede krever, kunne utvikles på basis av totalfosforanalyser og organisk-stoffanalyser ¹ i overflatelaget, koblet sammen med noen referansesituasjoner for modell A. Den skal beregne algekonsentrasjonen i overflatelaget ut fra sluttverdien V i modell A og fra en "oppholdstids"-informasjon i samme modell.

Modell E er en empirisk modell for beregning av siktedyp. Selve modellen er tentativt utarbeidet i forbindelse med delrapport 1, men mangler foreløpig en av de to eksterne inngangsparametre "Døde partikler" ². (Den andre "oppløste farvestoffer" finnes). Inngangsparameteren til denne modell er konsentrasjon av alger i overflatelaget beregnet i modell D.

¹ Alternativt til organisk stoff-analyser kan turbiditetsanalyse brukes, så fremt modell E kommer i sving.

² En måte å fremskaffe dem på er antydnet i delrapport 1.

4 DE ENKELTE MODELLER

4.1 Den teoretiske produksjonsmodell A

Denne modell er i prinsippet en generell materialbalanse for algenæringsstoffer som tilføres i en lagdelt terskelfjord. Den virkelighet som den skal representere, er uhyre komplisert, og inkluderer en lang rekke fysiske, kjemiske, biokjemiske og biologiske prosesser som man ikke engang kvalitativt har full oversikt over.

Selve modellen er enkel. Den bygger på en rekke tilnærmelser, antagelser, strukturelle forenklinger og spesielle forutsetninger.

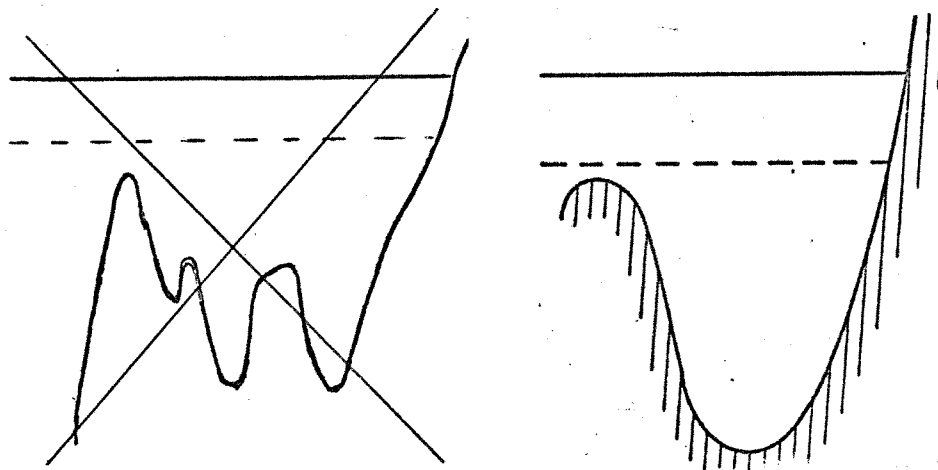
At modellen tross disse avvikelser er bygget som en kvantitativ beregningsmodell, har praktiske årsaker og betyr ikke at den pretenderer å ha kvantitativ gyldighet. Den er primært laget som grunnlag for et godt kvalitativt skjønn til bruk ved planleggingen av fjordkommunenes fremtidige avløpssystemer.

Modellens logiske struktur er enkel og trenger neppe noen forklaring utover nærværende rapport for å bli forstått. Dens utvikling har imidlertid sin bakgrunn i det materialbalansearbeid som ble utført under prosjekt I, og rapporten om dette arbeid (delrapport 14) vil være nyttig lesning om man ønsker begreper nærmere forklart eller strukturen nærmere begrunnet.

4.1.1 Förenklinger av modellen

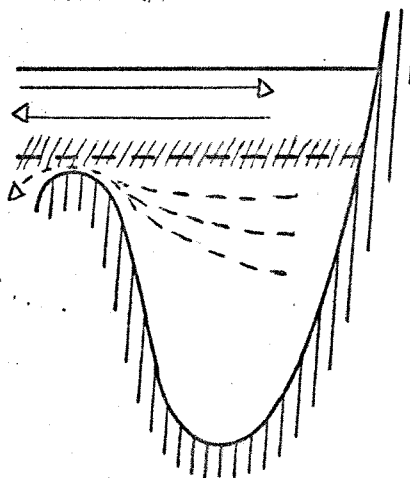
Modellen innebærer som nevnt en rekke forenklinger i forhold til en virkelig fjord. For den aktuelle fjord, Oslofjorden, er de viktigste forenklinger følgende:

- a Modellen gjelder bare indre fjord. Alle fire hovedbassenger (kfr. fig. 1b) er her slått sammen til ett basseng. (P.g.a. den horisontale vannutveksling over terskelnivå mellom indre fjords bassenger, kan denne forenkling ikke unngås).



- b Modellen tar ikke hensyn til hvor i fjorden utslippene finner sted. (Kfr. side 14).

- c Beregningen gjelder bare sommerhalvåret (1. april - 30. sept. = 180 døgn), og hvert år beregnes uavhengig for seg. På denne årstiden er fjorden, som beskrevet foran, lagdelt med et brakkvannslag øverst og sjøvann under. Et overgangslag (sprangskiktet) som finnes mellom disse to vannmasser virker som et "bremseskikt" på de vertikale diffusjonsprosesser mellom brakkvannslaget og sjøvannslaget. Dette skiktet har varierende tykkelse (fra mindre enn 1 til over 10 meter), finnes på noe varierende dyp ned til ca. 20 meter, og har sin sterkeste bremseeffekt (største tetthetsgradient) i dyp mellom 8 og 15 meters dyp.



Brakkvannslaget har relativt god utvekslingskommunikasjon med fjorden utenfor, mens dypvannet er isolert i sommerhalvåret. (Modellen har innebygget en reservasjon for dette siste punkt, idet det muligens finnes en viss horisontal kommunikasjon over terskelen mellom den øvre del av dypvannet og ytre fjord.) Det er i modellen forutsatt full utskiftning (advektiv) av alt dypvann hver vinter, slik at man hver vår begynner med en ny og frisk fjord. ^{x)}

- d Det regnes med full horisontal utjevning av fosforkonsentrasjonene i alle dyp. Dette innebærer at utslippenes geografiske plassering i fjorden som nevnt ikke kommer med i denne modell.
- e Det er forutsatt at fjordens lagdeling er permanent, om enn vekslende i styrke, gjennom hele sommerhalvåret, slik at dypvannets isolasjon ikke brytes i vesentlig grad. Det forutsettes videre at dette gjelder i hele indre fjord helt ut til Drøbakterskelen.
- f Modellen er i nærværende rapport benyttet bare for algenæringsstoffet fosfor. (Den kan også brukes for andre algenæringsstoffer, men opplegget vil da måtte bli noe anderledes). Modellen er satt opp i relativ form (på %-basis), slik at resultatene blir direkte sammenlignbare fra år til år (og også fra fjord til fjord).
- g I modellberegningen har man bruk for begrepene bundet (= partikulært) fosfor (P_B) og løst fosfor (P_L). Slike verdier finnes ikke i dataarkivet. Derimot finnes det tall for totalfosfor (P_{tot}) og ortofosfat (P_{ort}). Følgende beskjedne tilnærmelse er foretatt:

$$P_L = P_{ort}$$

$$P_B = P_{tot} - P_L$$

x) Merknad

Full utskiftning hver vinter er ingen meget gal antakelse. (Kfr. avsnitt 2.1 foran). Den feil som oppstår, ansees kompensert ved at den normale "startkonsentrasjon" (som er målt hver vår i nytt, innkommet dypvann) er justert noe opp. (Kfr. avsnitt 4.3.1 pkt. $C_{D,start}$)

4.1.2 Modellens elementer

Modellen omfatter en rekke fysiske og kjemiske størrelser. De kan inndeles i tre kategorier:

- 1 Modellkonstanter - som er naturgitte størrelser spesifikke for den enkelte fjord.
- 2 Modellvariable - som representerer de ytre variable omstendigheter som modellen skal arbeide med.
- 3 Modellresultater - som ved siden av slike resultater man primært er interessert i også omfatter endel regnemessige mellomresultater.

Å finne frem til pålitelige modellkonstanter av den art det her er tale om, er stort sett meget vanskelig. Selv om man gjennom målingene i Oslofjorden i 1962-1965 har fått et usedvanlig fyldig datagrunnlag, råder det selv for denne fjord endel usikkerhet m.h.t. de enkelte konstanter verdier. For å vurdere konsekvensene av denne usikkerhet, er det utført endel regneeksperimente med Oslofjordmodellen med alternative verdier for de enkelt konstanter.

De modellvariable er også tildels usikre størrelser. Denne usikkerhet, som er omtalt i et senere kapitel, har imidlertid ingen innflytelse på selve modellens gyldighet.

I det følgende skal de enkelte modell-elementer omtales nærmere.

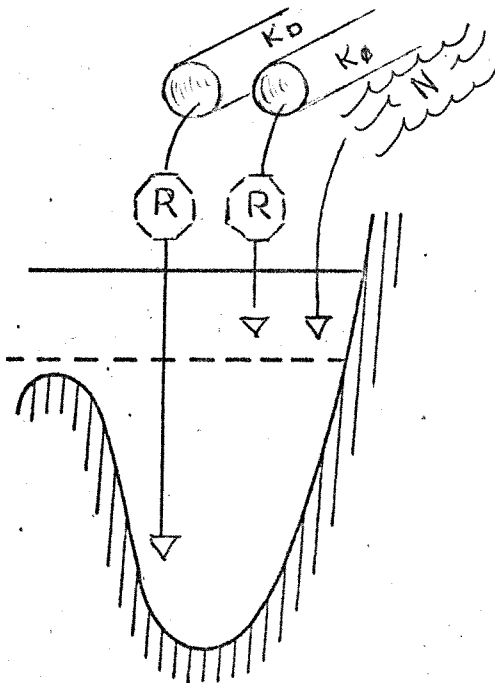
(Det anbefales at man ved gjennomgåelsen av disse også følger med i den komplette modellfigur (fig. 3a) og i den noe forenklete arbeidsversjon av denne (fig. 3b):

a Fjordens fosfortilførsel kan inndeles i tre kategorier:

- N Naturmaterialer tilføres fra skog og mark via elver og bekker. Denne kategori tilføres i dag til overflatelaget uten rensning. Det regnes med at den foreløpig ikke blir gjenstand for rensning eller dyputslipp.

K_{\emptyset} Avløpsvann tilført overflatelaget er foreløpig en viktig kategori. Det kan renses før utslipp.

K_D Avløpsvann tilført som dyputslipp er regnet med å kunne bli en viktig kategori i fremtiden. Det kan også renses før utslipp.



Renseanleggene (R) regnes her som endel av fjordmodellene, slik at begrepet "tilførsler til fjorden" alltid står for tilførsler før eventuell rensning er foretatt.

b Den totale fosfortilførsel ($P = N + K_{\emptyset} + K_D$) til fjorden er avhengig av mange faktorer (befolkningstall, jordbruksareal, industri, m.v.). Hvert av elementene kan variere noe fra dag til dag og betydelig fra år til år. I modellen antas de stabile innenfor hvert enkelt år. Summen av dem (P) settes som nevnt for hvert år = 100%, slik at den (selv om den egentlig varierer fra år til år) her kan regnes som en fast modellkonstant. Størrelsesrelasjonene mellom de tre kategorier ($N : K_{\emptyset} : K_D$) antas derimot å kunne variere fra år til år og går inn i beregningen som modellvariable.

- c Både naturmaterialets og kloakkvannets fosforinnhold foreligger delvis i bundet (partikulær) form (P_B) og delvis i løst form (P_L). Forholdet mellom dem kan variere en del med tiden (med årstid, tid på døgnet m.v.) og for de forskjellige typer av materiale. I modellberegningen er det, på grunnlag av informasjoner fra delrapport 11, for enkelhets skyld, regnet med et fast forholde $P_L : P_B = 3 : 2$.

I praksis er denne forenkling innebygget i modellen gjennom 3 faste modellkonstanter:

$$K_{DL} : K_{DB} = 3 : 2$$

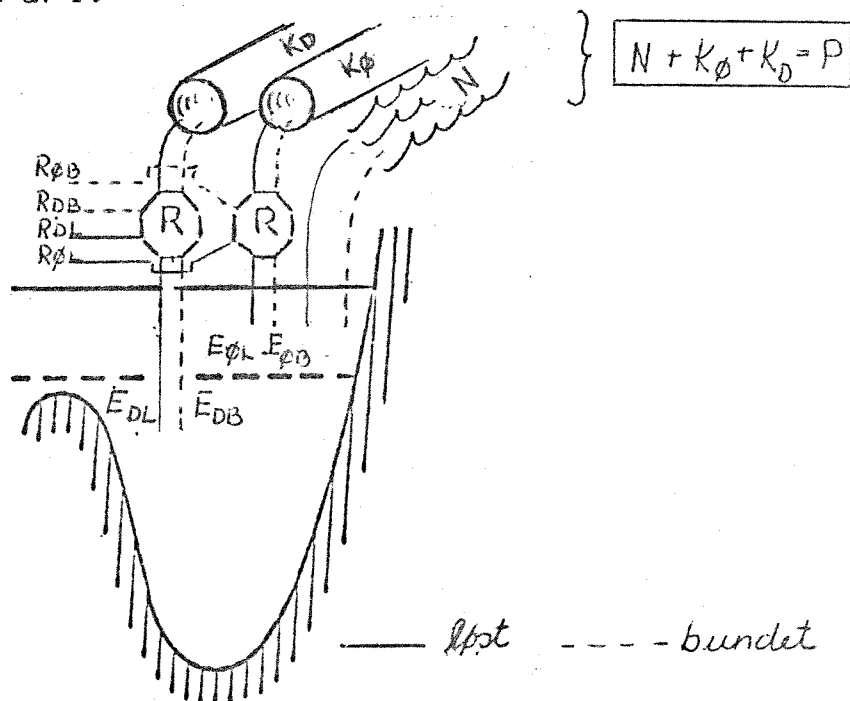
$$K_{\emptyset L} : K_{\emptyset B} = 3 : 2$$

$$N_L : L_B = 3 : 2$$

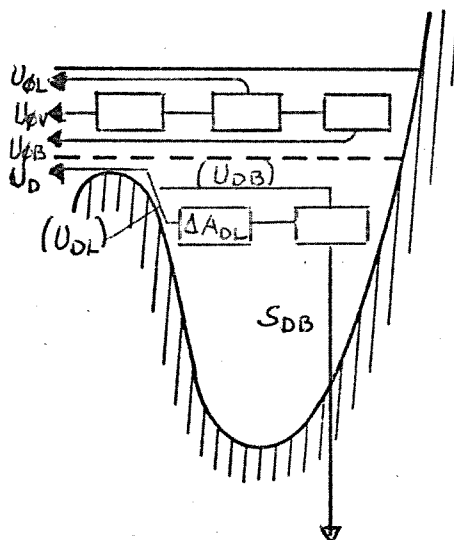
Under sin vei gjennom fjordsystemet vil endel bundet fosfor gå over til løst (ved forråtnelse av organisk materiale) og endel løst fosfor gå over til bundet (ved vekst av alger). Disse prosesser er innebygget i modellen. (Kfr. pkt. g, leddene $F_D, F_{\emptyset}, V.$)

- d Effekten av eventuelle rensertiltak ($R_{\emptyset L}, R_{\emptyset B}, R_{DL}$ og R_{DB}) inngår som modellvariable - gitt som % av totalfosformengden P.

De resterende fosformengder i avløpsvannet etter rensning (effluenten) er gitt betegnelsene $E_{\emptyset L}, E_{\emptyset B}, E_{DL}$ og E_{DB} . Også de er gitt i % av P.



e Fjordens fosforavganger (tap) omfatter 6 kategorier:



S_{DB} - det (bundne) fosfor som sedimenterer permanent - regnes her som en modellkonstant angitt i % av P. (Det neddynges etter hvert av nytt materiale, slik at det til slutt mister kontakten med vannfasen). S_{DB} ble i delrapport nr. 14 på meget løst grunnlag anslått til 15% av P. I modellberegningene er 10% benyttet som hovedvariant (fordi fjorden er forutsatt å bli mindre belastet i fremtiden enn den er nå.) Som bivarianter er prøvet flere verdier fra 0 oppover til maksimalt 40%.

ΔA_{DL} er det løste fosfor som akkumuleres i dypvannet i løpet av sommerhalvåret (og som forsvinner ved den advective vannutskiftning i løpet av vinteren). Verdien av ΔA_{DL} kommer i modellen frem som et modellresultat, men stemmer godt med erfaringstall fra målingene i 1962-1965.

$U_D = U_{DL} + U_{DB}$ er det tap av oppløst og bundet fosfor som eventuelt forekommer ved direkte vannutvekslingskommunikasjon under sprangskiktet med ytre fjord. I modellens arbeidsversjon (fig. 3b) er hele dette ledd av praktiske grunner regnet som oppløst fosfor (d.v.s. at transportpilen U_D der har utgangspunkt bare i ruten ΔA_{DL}). Størrelsen er en modellkonstant. Som hovedvariant er her benyttet verdien $U_D = 0\%$, og som bivarianter et par større verdier.

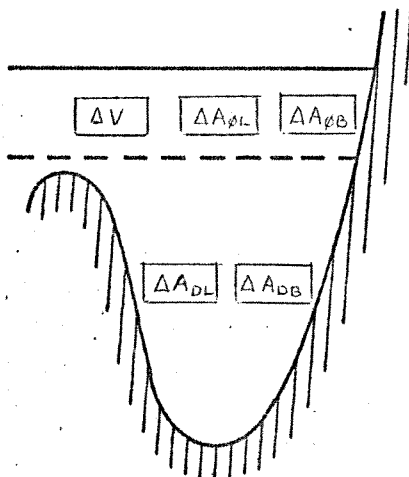
$U_{\emptyset V}$ er den fraksjon av produksjonsleddet V (d.v.s. av de sjøproduserte alger - se pkt. g nedenfor) som kontinuerlig bringes ut av fjorden gjennom overflatelagets forskjellige vannutskiftningsprosesser. Denne størrelse fremkommer her som et modellresultat. (Det har hittil ikke vært mulig å måle den eller å beregne den direkte på grunnlag av målte data).

$U_{\emptyset B}$ er den fraksjon av det til overflatelaget innkomne bundne fosfor som kontinuerlig bringes ut på samme måte som $U_{\emptyset V}$ ovenfor. Dette ledd (som analogt med $U_{\emptyset V}$ også må betraktes som et modellresultat) er i praksis regnet som neglisjerbart¹ og er sløyfet i modellens arbeidsversjon.

$U_{\emptyset L}$ er den fraksjon av det til overflatelaget innkomne løste fosfor som kontinuerlig bringes ut på samme måte som $U_{\emptyset B}$ ovenfor. Dette ledd (også et modellresultat) er i praksis regnet som neglisjerbart (kfr. pkt. g nedenfor) og er sløyfet i modellens arbeidsversjon.

¹ Leddet er regnet som neglisjerbart fordi det tilførte partikulære materialet fra avløpsledninger og (unntatt i flomperioden) fra vassdragene er antatt å synke så raskt at det i liten grad blir trukket med i overflatelagets utskiftningsprosesser.

f Modellen innbefatter 5 akkumulasjonsledd (som alle i prinsippet kan betraktes som modellresultater):



ΔA_{DL} står for akkumulert løst fosfor i dypvannet og er det eneste av disse 5 ledd som ikke er = 0. (Det er nærmere omtalt under pkt. e ovenfor).

ΔA_{DB} står for akkumulert bundet fosfor i dypvannet.

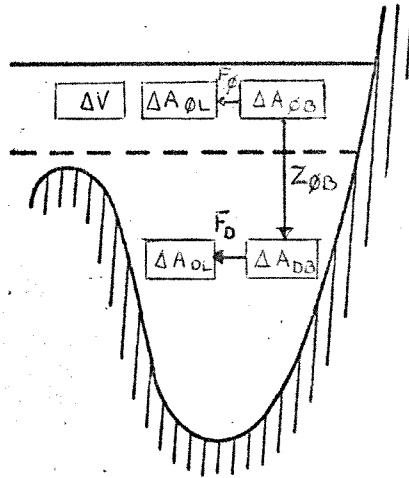
$\Delta A_{\emptyset L}$ står for akkumulert løst fosfor i overflatelaget.

$\Delta A_{\emptyset B}$ står for akkumulert bundet fosfor i overflatelaget tilført fra landsiden.

ΔV står for det akkumulerte fosfor i overflatelaget som er bundet i alger produsert i fjorden.

Alle de 4 sistnevnte verdier kan i Oslofjorden settes = 0, idet det i analysedataene ikke for noen av dem kan påvises noen systematisk akkumulering av fosfor i løpet av måleperioden (april - september).

g Følgende ledd i modellen gjenstår dermed å presentere:



F_D "frigjøring" = overføring av bundet fosfor til løst fosfor i dypvannet. Denne overføring, som er en del av den alminnelige forråtnelsesprosess, er nærmere beskrevet i delrapport nr. 14. F-verdien kommer frem som et modellresultat under beregningen.

F_{\emptyset} er det tilsvarende frigjøringsledd i overflatelaget (og også et modellresultat). Av det bundne fosfor som tilføres overflatelaget (fra natur og kloakker) vil en del frigjøres ved forråtnelse der og en del synke i bundet form til dypvannet. Vi kjenner ikke fordelingen her, og må derfor anta ett eller flere alternative forholdstall. (Se pkt. $Z_{\emptyset B}$ nedenfor.)

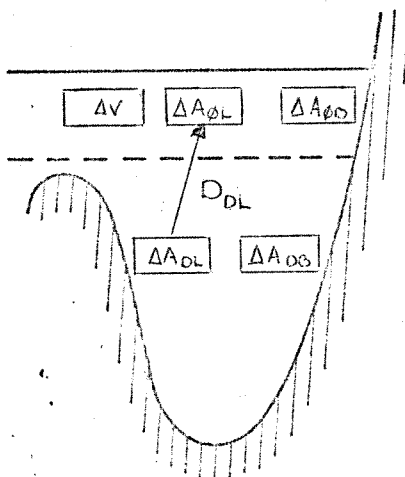
$Z_{\emptyset B}$ er den synkende andel omtalt i punktet ovenfor (og også et modellresultat). Forholdstallet $F_{\emptyset} : Z_{\emptyset B}$ er derimot en modellkonstant. Dens verdi er som nevnt usikker, og den er derfor benyttet med flere varianter (hovedvarianten er satt til 0,6).

D_{DL} står for diffusjonstransporten opp gjennom sprangskiktet. (Det er bare oppløst fosfor som diffunderer - ikke det bundne). Dette ledd, som er en av de mest betydningsfulle

modellkonstanter i beregningen, er samtidig en av de mest usikre. De alternative verdier av D_{DL} som er brukt i modellen, er beregnet separat etter formelen

$$D_{DL} = K \cdot \frac{\partial C}{\partial Z}, \text{ hvor}$$

K er en konstant diffusjonskoeffisient (den må anslåes på grunnlag av spesielle målinger ¹) og $\partial C/\partial Z$ er et uttrykk for konsentrasjonsfallet for oppløst fosfor opp gjennom sprangskiktet. (Denne størrelse er ikke konstant, men stadig økende gjennom sommerhalvåret ².)



At $\frac{\partial C}{\partial Z}$ ikke er konstant, innebærer at heller ikke modellverdien D_{DL} egentlig skulle være konstant, men en del stigende utover sommeren. I modellen er D_{DL} for enkelthets skyld likevel gitt som en konstant (men dog med et bredt utvalg av varianter som langt overskygger effekten av denne forenklingen ³).

¹ K ble først (på basis av prosjektets målinger i 1962-1965) beregnet i delrapport 2 - og utnyttet i delrapport 14. Senere teoretiske studier har ført til en revurdering, og verdien fra delrapport 2 er - etter samråd med forfatterene av delrapport 2 og spesialutredning 5 - vesentlig forhøyet.

² Fordi konsentrasjonen i det isolerte dypvannet stadig stiger i løpet av sommeren (som følge av akkumulering - (kfr. modell-leddet ΔA_{DL}), mens overflatelagets konsentrasjon forblir uendret i det stadig utskiftende overflatelag. (Analyseresultatene fra årene 1962-1965 bekrefter denne påstand). Begynnelseskonsentrasjonen i dypvannet ($C_{D, \text{start}}$) er antatt å være den samme hver vår (= middelkonsentrasjonen i utskiftningsvannet utenfra, som er en kjent verdi) mens stigningen utover sommeren fremkommer indirekte som et regneresultat fra modellen.

³ Se neste side.

Verdien av D_{DL} ble, da materialbalansen i delrapport 14 ble utarbeidet, først beregnet (ut fra formelen med K-verdi fra delrapport 2) til ca. 8% av fjordens totale fosfortilførsel - regnet som middel for sommerhalvåret. Spesielle testberegninger i delrapport 14 førte til halvering av K-verdien og dermed til en D_{DL} -verdi på 4%. Den senere revurdering av K-verdien (kfr. fotnote 1 på foregående side) førte til en forhøyning av D_{DL} -verdien til 20% som en antatt mer sannsynlig verdi. I modellberegningene er denne verdi brukt som hovedvariant. Bivarianten^e varierer fra 10% til 50%.

V er symbolet for den mengde oppløst fosfor som utnyttet til algevekst i overflatelaget. Den fremkommer som et viktig modellresultat. Det har vist seg å være slik at tilnærmet alt oppløselig fosfor som tilføres i overflatelaget (representert ved summen av alle "innpiler" til $\Delta A_{\emptyset L}$ -ruten), utnyttet til algeveksten. Bakgrunnen for denne påstand er (basert på analyseresultater) at

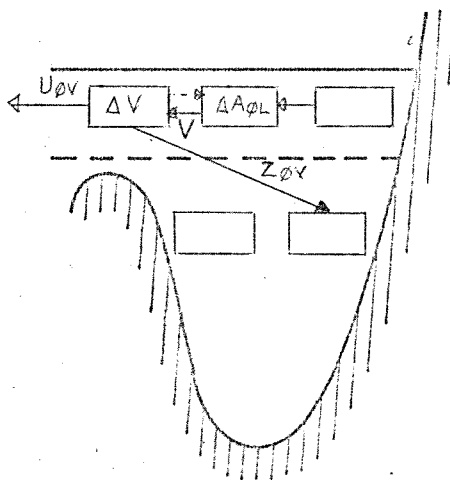
$\Delta A_{\emptyset L}$ -verdien er ≈ 0 (d.v.s. intet oppløst fosfat akkumuleres).

Konsentrasjon av oppløst fosfat i overflatelaget er omtrent lik i indre og i ytre fjord (og dessuten tilnærmet = 0), slik at ingen horisontalutveksling av betydning kan være mulig.

Fotnote 3 til side 26.

³ Fordi denne forenkling medfører at den faktiske økningen av overflatelagets fosfortilgang i løpet av sommeren ikke kommer frem i modellresultatet, er det gitte sett av D_{DL} -varianter valgt "noe ugunstig" med utgangspunkt i dypvannets høstfosforkonsentrasjoner og ikke middelfosforkonsentrasjoner.

(Det er rimelig å tro at V egentlig er større enn vist, fordi det antagelig også finnes et frigjøringsledd i retur fra ΔV -ruten til $\Delta A_{\emptyset L}$ -ruten (en analogi til $F_{\emptyset B}$ omtalt foran). Dette ledd (stiplet i skissen) regnes imidlertid her som internt (idet det balanserer ut det eventuelle tillegget til V) og kommer ikke inn i beregningen.)



$Z_{\emptyset V}$

Den fosformengde (V) som bindes i det produserte algematerialet, fordeler seg som vist bare mellom et synkeledd ($Z_{\emptyset V}$) og det foran nevnte utvekslingsledd ($U_{\emptyset V}$). (Analysene viser at ingen netto akkumulering av alger finner sted i sommerhalvåret. D.v.s. at $\Delta V \approx 0$ for denne periode).

Vi vet lite om denne fordeling, men det er sannsynlig at ingen av dens to ledd er ubetydelige. Begge leddene $Z_{\emptyset V}$ og $U_{\emptyset V}$ må regnes som modellresultater. Forholdet mellom dem er derimot en modellkonstant. Denne har endel innflytelse på beregningsresultatet. Som hovedvariant brukes forholdstallet $U_{\emptyset V} : Z_{\emptyset V} = 1 : 1$, men også flere bivarianter er benyttet.

Dermed er de enkelte elementer som inngår i modellen presentert og plassert i sin sammenheng i fig. 3a. Samtidig er det annonsert noen få forenklinger av modellen som gjør den lettere å bruke i praksis (fig. 3b).

4.1.3 Utprøving

Den her, beskrevne modell er, som allerede nevnt, en teoretisk modell som i prinsippet skal gjelde for enhver terskelfjord. Den er sterkt forenklet, men antas å være gyldig i grove trekk, så fremt man kan finne frem til de nogenlunde riktige modellkonstanter.

Å finne frem til nogenlunde sikre modellkonstanter er imidlertid, som også nevnt, vanskelig, og vil kreve teoretiske og praktiske undersøkelser langt utover Oslofjordprosjektets ramme.

Med den modellkonstant-usikkerhet som foreligger, gir modellen - brukt alene - svært diffuse resultater. Som vist i avsnitt 4.2 nedenfor vil imidlertid modellen - brukt sammen med den neste modell i kjeden (B) - likevel kunne gi informasjon av verdi.

For å få et begrep om hvor diffus modellen er når den brukes alene - og med Oslofjordens 1965-1969-situasjon som objekt - er det utført en del testberegninger hvor de ytre betingelser (de modellvariable) er holdt fast, og de enkelte modellkonstanter systematisk er variert hver for seg.

Resultatet av denne beregningsserie er vist i tabell 1 - kolonne A, B og C. Som testparameter er brukt størrelsen V (i%), som forteller hvor stor del av det totalt tilførte fosfor til fjorden (målt før eventuell rensning) som (på høstparten ¹) utnyttet til algevekst i overflate-
laget.

¹ Kfr. fotnote 3 til s. 26.

Det skal her minnes om den sentrale plass parameteren V har i systemet:

Fjordens forurensningsulemper er først og fremst en følge av den sterke algevekst (høy autrofieringsgrad) i fjorden. Økende algevekst gir økede ulemper.

Økende algevekst har nær sammenheng med tilgangen på løst fosfor i overflatelaget. Størrelsen V representerer nettopp denne tilgangen.

Testberegningene omfattet variasjon av alle de seks modellkonstanter som det knyttet seg usikkerhet til. Tabell 1 er bygget opp med en valgt referansesituasjon (kode All 111) som basis og har, for oversiktens skyld, ellers bare variert én konstant av gangen. Den valgte referansesituasjon, understreket i kolonne C, representerer den antatt mest sannsynlige situasjon. Situasjoner merket med * i samme kolonne er ansett som ekstremer.

Valget av modellkonstanter - og selve resultatene av testberegningen - skal kommenteres kort i det følgende:

$C_{D,start}$ Konsentrasjon av totalfosfor i dypvannet ved modellstart.
Referansetallet 40 er skjønnsmessig anslått. Skjønnsgrunnlaget er analysedata vintrene 1965-1969 fra de vannmasser som må antas å ha rekruttert dypvannsutskiftningen i indre fjord. (Analyseverdier varierte fra 22 til 33, men modelltallet ble justert opp til 40 p.g.a. at det som regel finnes noe gammelt fosforriker dypvann igjen i indre fjord når vinterutskifningene er avsluttet).

Tabellen viser at en rimelig variasjon i skjønnsanslaget for dette modellelement har relativt liten innflytelse på V -verdien.

D_{DL} Diffusjon av oppløst fosfor opp gjennom sprangskiktet
($D_{DL} = K \frac{\partial C}{\partial Z}$) Referanseverdien 20 er skjønnsmessig basert på de informasjonen og teorier som var tilgjengelige ved utgangen av 1969 om indre fjords K -verdi i sprangskiktet,

og på den analytisk bestemte $\partial C/\partial Z$ -verdi (middeltall for modellperioden) for samme dyp.

Skjønnnet her er meget usikkert, og har som tabellen viser relativt stor innflytelse på V-resultatet.

$U_{\emptyset V} : Z_{\emptyset V}$

Forholdstallet mellom transport ut og synking av det algebundne fosfor. Intet tall foreligger som kan tjene som skjønnsgrunnlag her. Det eneste man må kunne regne som sikkert, er at ingen av disse to elementer er helt ubetydelige.

Forholdstallet har en middels stor innflytelse på V-resultatet.

S_{DB}

Permanent sedimentering av fosforholdig materiale. Heller ikke her foreligger det noe tallmessig skjønnsgrunnlag, bortsett fra noen svake antydninger i delrapport 14. Påvisning av fosfor nedover i fjordens bunn-sedimenter utelukker imidlertid at verdien 0 kan være mulig.

Valget har relativt liten innflytelse på V-resultatet.

U_D

Fosfor bragt ut av fjorden ved vannutskiftning under sprangskiktnivå. Det har rådet noe uenighet blant prosjektmedarbeiderene om hvorvidt en slik utskiftningsmekanisme finnes for indre Oslofjord.

Valget av alternative verdier har relativt liten innflytelse på V-resultatet.

$F_{\emptyset} : Z_{\emptyset B}$

Forholdstallet mellom frigjøring i og synkning fra overflatelaget av bundet tilført fosfor fra landsiden. Intet tallmessig skjønnsgrunnlag foreligger. Det er rimelig å anta at ingen av de to elementer har verdien 0.

Valget har en middels stor innflytelse på U-resultatet.

At verdien V = fosfor utnyttet til algevekst kan bli større enn 100% - altså større enn den samlede fosfortilførsel til fjorden, kan synes overraskende. Forklaringen er imidlertid at noe av fosforet utnyttes på nytt før det til slutt forlater fjorden. Slik resyklisering er et velkjent fenomen i eutrofierte vannmasser.

Det gjøres forøvrig oppmerksom på at den her gitte oversikt m.h.t. modellens følsomhet overfor modellkonstant-variasjoner ikke gjelder generelt. Den gjelder bare under forutsetning av at de relative størrelsesforhold mellom de modellvariable E_{DL} , E_{DB} , $E_{ØL}$, $E_{ØB}$, N_L og N_B er de samme. Hvis disse størrelsesforhold blir endret, blir også modellens følsomhetsbilde noe endret.

Hvor stor samlet usikkerhet modellen egentlig har, er det vanskelig å si på det viste grunnlag. Om alle konstanter viste seg å høre hjemme ytterst på samme fløy i beregningen, ville V -verdien bli meget forskjellig fra standardverdien 112 - antagelig omtrent fordoblet eller halvert avhengig av hvilken fløy. I praksis vil det neppe være slik, fordi det er urimelig å vente at alle konstanter hører til på samme fløy, og at alle hører til på ytterfløy. Dessuten har man den begrensning at summen av alle utpiler og akkumuleringer i modellen nødvendigvis må være = 100. (D.v.s. at $S_{DB} + U_D + U_{ØV} + \Delta A_{DL} = 100$)¹.

¹ ΔA_{DL} ser for de fleste varianter og aktuelle belastninger ut til å ville ligge mellom 10 og 50%. Det betyr at summen av de andre må ligge i intervallet 50-90%, hvilket igjen utelukker at alle konstanter kan høre til på samme ytterfløy.

Det er nevnt at modellen gir relativt diffuse resultater når den brukes alene, men mer presise resultater når den kobles til neste modell i kjeden. Også alene har den imidlertid sin verdi, idet den på en oversiktlig måte viser hvordan de forskjellige endringer i de ytre betingelser (mengdeforholdet mellom belastningstypene, rensetiltak, utslippsendringer m.v.) virker i fjorden.

Modellen kan forbedres på flere måter:

Noen av de foretatte forenklinger kan elimineres uten at modellen blir for komplisert.

Modellen består i dag av en regneformel. Ved å strukturere den noe om og å gi den differensialform vil presisjonen øke endel.

Valget av modellkonstanter måtte foregå uten større innsats i retning av å få dem så presise som mulig. De foreliggende data muliggjør en noe sterkere presisering av i hvertfall noen av disse konstanter. Ved planlegging av eventuelle nye målinger i fjorden kan behovet for slik presisering tas i betraktning.

Ved å foreta produksjonsmålinger i fjorden, vil man få måleverdier for størrelsen V - og dermed få en direkte kontroll av modellens resultater.

Ved vurdering av tekniske tiltak for å redusere den fosforbetingede algevekst i f.eks. en terskelfjord, vil rensing ikke være det eneste virkemiddel. Også andre virkemidler som kan bidra til å senke V -verdien, må tas i betraktning om optimale resultater skal oppnås. Modellen kan, som antydnet i avsnitt 3.2, også inkludere slike andre virkemidler.

4.2 Den empiriske produksjonsmodell B

Gjennom prosjektets undersøkelser er det vist (delrapport 10) at tilgangen på fosfor i overflatelaget er én viktig minimumsfaktor for algevekst i fjorden. (At det er slik, indikeres også av det faktum at overflatelagets ortofosfat-konsentrasjon til stadighet er nær 0 i sommerhalvåret på tross av de store mengder løst fosfor dette lag mottar).

At løst fosfor i overflatelaget er en minimumsfaktor, innebærer at det må være en sammenheng mellom overflatelagets totale fosforkonsentrasjon (inkludert det fosfor algene inneholder) og algeproduksjonen. Og så lenge algene ikke akkumuleres i overflatelaget, men forsvinner etter hvert, må en tilsvarende sammenheng også gjelde mellom total-fosforkonsentrasjonen og algemengden.¹

Hva slags form denne sammenheng har, foreligger det ikke noe grunnlag for å beregne, idet algemengden ikke er målt. (Konsentrasjonen av total fosfor er derimot kjent). Det er neppe noen helt gal arbeidshypotese, i første omgang, at sammenhengen mellom totalfosfor-konsentrasjonen og algeproduksjonen er av lineær form². Det som her er kalt modell B - "Den empiriske produksjonsmodell" består nettopp av denne arbeidshypotese - en lineær korrelasjon med korrelasjonskoeffisienten som ukjent variabel.

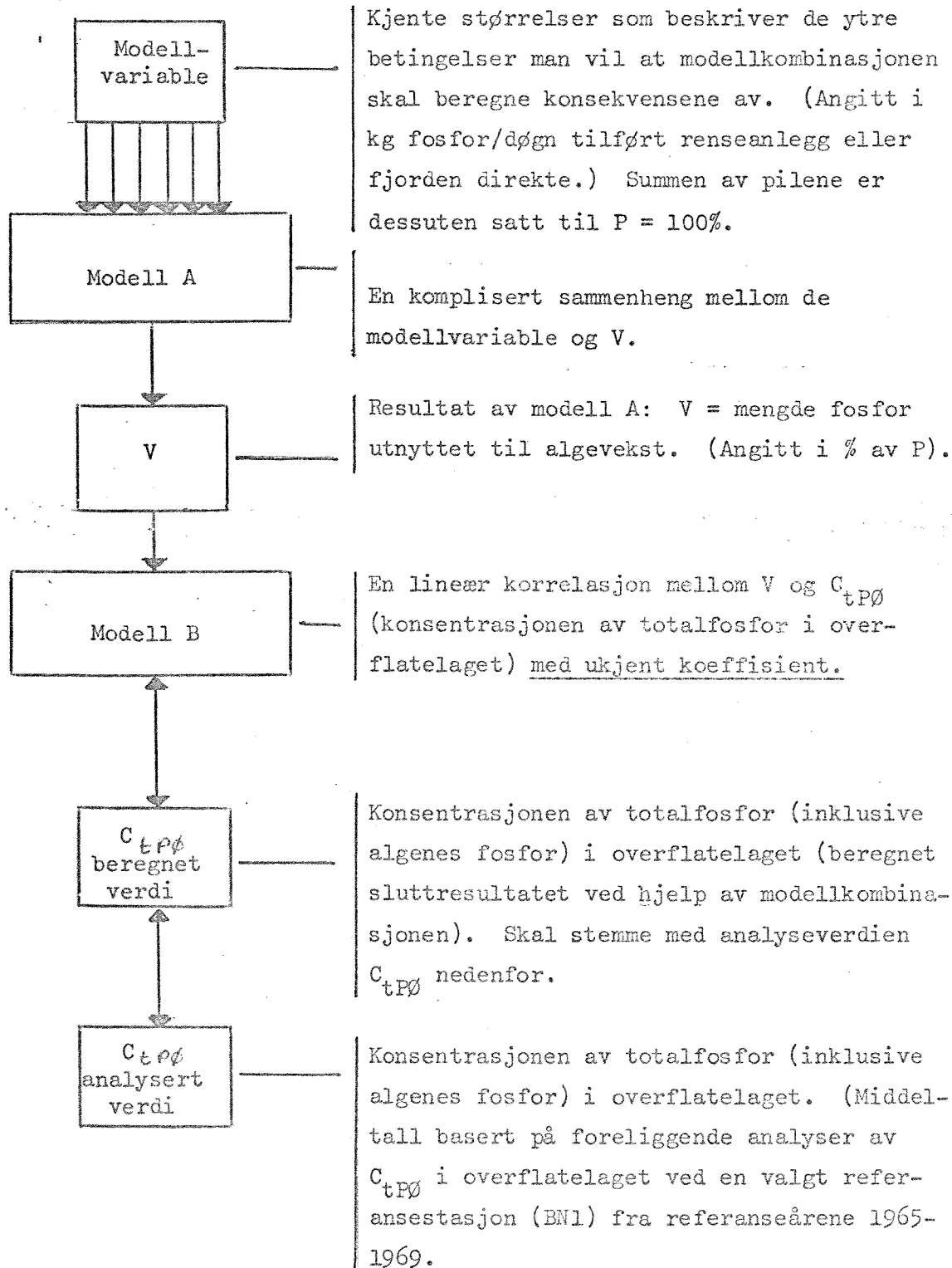
4.3 Den kombinerte produksjonsmodell AB

Om man så kobler denne lineære korrelasjon til den foran beskrevne modell A, oppnår man en sammenkoblet modell som ender i en allerede kjent (målt) parameter (nemlig totalfosfor-konsentrasjonen i overflatelaget (= $C_{TPØ}$)) istedenfor som ved modell A alene å ende i en verdi (V) hvor det ikke finnes noen analyseverdi å sammenligne med.

¹ Algene forsvinner delvis ved synkning og delvis som følge av overflatelagets vannutskiftningsprosesser med ytre fjord. Begge forsvinningsprosesser må på lengre sikt antas å være tilnærmet proporsjonale med den til en hver tid tilstedeværende frittsvevende algemengde.

² Andre matematiske relasjoner burde ha vært prøvet som alternativer, men tidsrammen tillot ikke dette.

Man har da følgende modellkombinasjon:



Denne modellkombinasjonene inneholder *â priori* et eneste ukjent modell-element - nemlig korrelasjonskoeffisienten (k_m) i modell B. Dette element kan imidlertid for referanseårene beregnes på basis av modellkombinasjonens kjente inn- og utverdier. Beregningsprinsippet er:

$$C = k_m V + a \quad \text{eller} \quad k_m = \frac{C - a}{V}, \text{ hvor}$$

C er den kjente analytiske referanseverdi i MYG/l basert på referansestasjon BN1 i 1965-1969.

V er resultatet fra modell A basert på samme referansetidsrom og på standardsettet av modellkonstanter.

a er en konstant som kan settes = 0 (fordi $V = 0$ når $C \approx 0$)

Dermed er modell-kombinasjonen AB fullt definert, og man kan i prinsippet benytte den til å beregne den resulterende $C_{tP\emptyset}$ -verdi i overflatelaget for hvilken som helst kombinasjon av modellvariable. Dette innebærer at man ved modell AB's hjelp kan beregne forurensnings-effekten (i form av $C_{tP\emptyset}$) av fremtidige belastningssituasjoner (m.h.t. folketall, industri, jordbruk etc.) og m.h.t. alternative rense- og utslippstiltak.

Det er imidlertid viktig å presisere at modellen AB foreløpig er et meget usikkert og upresist verktøy. For det første har den en struktur som er sterkt forenklet og derfor en gyldighet som det kan reises tvil om. For det annet bærer den i seg en rekke usikre modellkonstanter, og for det tredje finnes det i dag intet datasett fra noen terskelfjord som er fyldig nok for testing av modellen. Når modellen likevel stilles til disposisjon for praktisk utnyttelse, er det fordi den i dag representerer den eneste mulighet man har til å gjennomføre en samlet tallmessig vurdering av disse viktige terskelfjordproblemer.

Noen momenter skal trekkes frem for å belyse modellens usikkerhets- og upresishetsnivå.

a Oslofjordprosjektets fyldigste sjødatamateriale representerer årene 1962-1965. Man hadde i den perioden en toktfrekvens på

ca. 15/år - som så vidt er tilstrekkelig for denne type av modeller. Tilsvarende data finnes også for årene 1966-1969, men toktfrekvensen var da bare 3-4/år.

Stasjonstettheten var for begge perioder for liten til at fjordens hovedbassenger kan karakteriseres så godt som modellen egentlig krever.

En meget betydelig svakhet er at totalfosfor-konsentrasjonen ($C_{tP\emptyset}$), som er en meget sentral parameter i modellen, kun finnes for årene 1965 og senere. Dermed har man bare ett år (1965) med både høy nok målefrekvens og informasjon om totalfosforkonsentrasjonen.¹

- b Modellens beregnede V-verdi gjelder prinsipielt som et middeltall for hele indre fjord. Den korresponderende analyserte $C_{tP\emptyset}$ -verdi burde derfor egentlig ha vært en middelværdi over mange målestasjoner fordelt over indre fjord. Stasjonsutvalget var imidlertid for lite for dette formål, og den løsning ble i stedet valgt å benytte én fast stasjon (stasjonen BNI i nordre vestfjord - se fig. 4a) som referansestasjon. Da den relative størrelsesfordeling av $C_{tP\emptyset}$ -verdien mellom indre fjords stasjoner er relativt stabil, (fig. 4b - 4d), er dette en brukbar nødløsning.
- c Den lave presisjonsgrad ved modell A som skyldtes de usikre modellkonstanter, får en avdempet betydning når modellene A og B kombineres. Dette kan begrunnes slik:
1. Modellkonstantene for en fjord må kunne antas å være noenlunde stabile fra år til år, selv om man ikke kjenner deres absolutte nivåer.

¹ Det foreligger i Oslofjordprosjektets prøvearkiv en bortimot komplett samling av konserverte prøver fra 1962-1964 som kan benyttes til totalfosforanalyser. Om modell AB skal få noen anvendelse utover det som den allerede har hatt, burde disse prøver analyseres. Dette ville øke modellen AB's sikkerhet i betydelig grad.

2. Når man bruker modell AB på en referansesituasjon, vil både dens innverdier og dens utverdi være kjent, og korrelasjonskoeffisienten i modell B (k_m) må istedet opptre som variabel. Om man da prøver med forskjellige sett av modellkonstanter, vil k_m automatisk innstille seg slik at modellen "går opp".
3. Når man har valgt et bestemt sett av modellkonstanter og samtidig anvender den korresponderende k_m -verdi, må modellen antas å ha tilnærmet gyldighet både for referansesituasjonen og for fremtidige tenkte situasjoner. Dette gjelder selv om de valgte konstanter ikke "treffer" virkeligheten særlig presis. Dog er det klart at modellens presisjon blir bedre jo riktigere de valgte modellkonstanter reflekterer fjordens virkelige situasjon.

Denne avdempning er demonstrert i tabell 1 - kolonne E og F. Det beregningsresultat som her er vist som eksempel, er tilfeldig utvalgt og gjelder en prognosert belastning i 1975 med moderat rensesinnsats. Man ser at algevekstens fosforforbruk (kolonne E) varierer meget ved skifting av modellkonstanter (slik som for 1965-1969-beregningene i kolonne C), men at disse svingninger er sterkt neddempet ved de beregnede totalfosforkonsentrasjoner i kolonne F.

Blant de tekniske tiltak som kan tenkes for å beskytte fjorden mot forurensningsskader i fremtiden, finnes det, ved siden av rense- og utslippstiltakene, også noen som innebærer påvirkning av selve fjordens hydrografiske forhold (kfr. samlerapport 1 og delrapport 14). Slik påvirkning vil føre til at settet av modellkonstanter blir endret. Modellen vil kunne benyttes til også å bedømme nytteeffekten av slike tiltak, så fremt tiltakenes virkning på naturkonstantene er kjent.

4.4 Den empiriske siktedypmodell C

Med denne modell C tas det sikte på å knytte resultatene av modell AB (som gir konsentrasjonen av totalfosfor i overflatelaget - og dermed et indirekte mål for algemengden) til et kvantitativt mål for fjordens situasjon med hensyn til de

eutrofibetingende forurensningsulemper. Som nevnt i kapitel 3 er siktedypet valgt (som én av de to forurensningsulemper som er grundig nok kartlagt til å kunne inngå i modellen) til å representere fjordens situasjon. Det er samtidig påpekt at siktedypet kvalitativt sett antas å reflektere styrkegraden også av de andre eutrofibetingede forurensningsulemper.

Av modellkjedeoversikten i kapitel 3 fremgår det videre at man har vært nødt til, i denne omgang, å velge en nødvei i kjeden for å kunne beregne den, idet datagrunnlaget ikke ga dekning for den mer logiske vei.

Modell C består prinsipielt av en regresjonsligning

$$S = f(C_{tP\emptyset})$$

hvor S er siktedypet målt i meter
 $f(\)$ er en eller annen regresjonsformel
 $C_{tP\emptyset}$ er målt i MYG/l

For å finne den regresjonsligning som best representerte de faktiske forhold, ble det forsøkt med flere matematiske formuleringer. Det viste seg her at den enklest mulige ligning, nemlig den lineære, ga så og si like god representasjon som ligninger av høyere grad. Den lineære ble derfor valgt i første omgang. Den har formen

$$S = a + b C_{tP\emptyset}$$

hvor a er regresjonskonstanten
 b er regresjonskoeffisienten

og gir en rettlinjert regresjonskurve i et vanlig XY-diagram.

For å bestemme ligningens konstant og koeffisient ble den gjennomregnet med korresponderende S og $C_{tP\emptyset}$ verdier fra Oslofjorden 1965-1969. Som

nevnt foran (avsnitt 4.3 pkt. a) mangler desverre $C_{tP\emptyset}$ data for de ellers rike dataårene 1962-1964, slik at beregningen fikk et svakere grunnlag enn den egentlig kunne ha hatt. Beregningene, som ble utført i flere varianter m.h.t. årstidsinndeling og geografisk inndeling, viste

- 1 at sommerhalvårets data ga sterk regresjon - mens vinterhalvåret ga svak regresjon. Dette var som ventet, fordi algeveksten er lysavhengig og bare foregår i sommerhalvåret. (Endel algevekst forekommer riktignok også tidlig om våren og sent på høsten, men disse perioder gir svakere regresjon fordi fjordens vannmasser da i langt høyere grad utskiftes eller blandes nedover i dypet, slik at modellforutsetningene ikke lenger er tilstede.)
- 2 at indre fjords målestasjoner beregnet hver for seg ga omtrent samme regresjonsresultat - hvilket viser at modell C har gyldighet over hele indre fjord.

Beregningsresultatet for sommerhalvår-dataene på alle stasjoner samlet er vist i fig. 5. Regresjons-konstanten og -koeffisienten er gitt i figuren. De statistiske kontrolltall viser at linjen representerer de foreliggende data på en tilfredsstillende stram måte (ikke tatt med her).

Tilsvarende regresjonsanalyser utført av andre er ikke funnet omtalt i litteraturen - og heller ikke slike korresponderende S- og $C_{tP\emptyset}$ -data som analysen krever. Det var imidlertid kjent at en serie slike data forelå fra Østersjøen, og ved velvillighet fra docent Mats Værn i Uppsala ble hans data stilt til disposisjon¹. Regresjonsanalysedataene fra Østersjøen (fig. 5), som hadde høyere siktedyp og lavere totalfosforkonsentrasjon enn Oslofjorden, ga en tilsvarende linje og tilsvarende stram representasjon.

¹ Delvis presentert i hans rapport "Pågående undersøkingar av Sveriges kustvatten med slutsatsar gällande Stockholms skärgård". Uppsala 1964 - og delvis gitt som personlig meddelelse (1965).

Gjennom denne modell C har man fått muligheten til å videreføre $C_{tP\emptyset}$ -resultatene fra modell AB til parameteren siktedyp.

Modell C må, på bakgrunn av de relativt stramme resultater som den ga med referansedataene, antas å ville gi tilfredsstillende presise resultater også for andre år ¹. Flere referansedata må dog til før dette endelig kan fastslåes. Imidlertid vil denne modell antagelig med tiden kunne erstattes av en mere presis modell, som antydnet i kapitel 3 (modell E). Et par kommentarer skal knyttes til dagens modell (C):

1. Prinsipielt skulle regresjonsligningen istedet for leddet totalfosfat ($C_{tP\emptyset}$) inneholde leddet partikulært bundet fosfor ($C_{tP\emptyset} - C_{LP\emptyset}$) - fordi det bare er partiklene som i denne sammenheng kan influere på siktedypet ². Regresjonsformelen burde derfor ha hatt formen

$$S = f(C_{tP\emptyset} - C_{LP\emptyset})$$

eller eventuelt

$$S = a + b(C_{tP\emptyset} - C_{LP\emptyset})$$

og ikke den formen som er benyttet ved analysen.

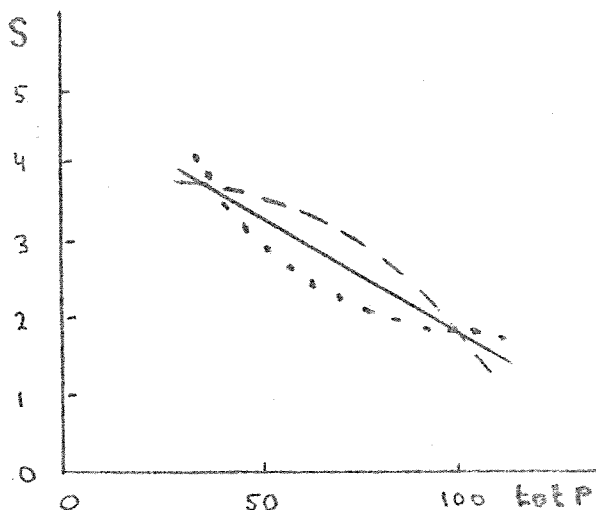
Når disse mer korrekte former ikke ble forsøkt benyttet, henger det sammen med knapp tid og en temporær svikt i tilgangen på de normale EDB-resurser. Feilen er neppe særlig stor, idet $C_{LP\emptyset}$ -verdien normalt er nokså nær 0 i sommerhalvåret.

2. I prinsippet skal regresjonskurvene neppe være lineære. Ut fra optiske betraktninger burde man vente (kfr. skissen på neste side) at den rettlinjede relasjon i fig. 5 (hel strek i skissen) skulle bøye av som antydnet med stiplet kurve. På den annen side er det

¹ Et eget internt notat om utviklingen og detaljresultatene i forbindelse med modell C er utarbeidet. (Ref.nr. NIVA dasek. 022 085).

² $C_{LP\emptyset}$ = konsentrasjonen av løst fosfor i overflatelaget.

ikke usannsynlig at algenes spesifikke P-innhold synker med økende algemengde (på grunn av økende konkurranse, om mangelvaren.) Dette forhold skulle gi en tendens til motsatt krumming av kurven (prikket kurve i skissen). Dog vil det være et tilfeldig treff om de to her nevnte motsatte tendenser (og eventuelle andre faktorer) skulle balansere hverandre så godt ut at en rett linje blir det nøyaktige resultat.



4.5 Den kombinerte produksjons- og siktedypmodell ABC

Ved sammenkobling av de tre enkeltmodeller A, B og C har man nådd det i kapittel 3 skisserte mål - en modellkjede ABC for terskelfjorden som på grunnlag av informasjoner om forurensningsbelastning og antiforurensningstiltak kan beregne den resulterende forurensningseffekt.

Modellkjeden innebærer en rekke forenklinger i forhold til en virkelig terskelfjord, og den er basert på modellkonstanter med tildels store usikkerhetsintervaller.

Dens resultater kan derfor i dagens situasjon ikke tillegges kvantitativ betydning. Dens øyeblikkelige praktiske bruksverdi ligger i at den i grove trekk gir en oversikt over de prosesser som foregår, og en indikasjon på tendenser og relative størrelsesordener i den forbindelse.

På lengre sikt kan modellen kanskje forbedres endel, og dermed bli et sikrere verktøy. (Ved raffinering av det matematiske apparat, ved innhenting og utnyttelse av mere grunnlagsdata og ved en kritisk gjennomgåelse og modifikasjon av dens struktur.) Modellteknikken er imidlertid nå (1972) i rask fremgang på dette og beslektede fagområder, og det er rimelig å anta at den i alle fall vil bli avløst av nye og bedre modeller i relativ nær fremtid.

5 UTNYTTELSE AV MODELLEN

De foran beskrevne generelle modeller A, B og C ble utviklet vinteren 1970 med spesielt henblikk på Oslofjordprosjekt II. Utviklingen skjedde under tidspress, og det ble ikke anledning til å raffinere modellene så langt som man så det praktisk mulig før den måtte tas i bruk.

For den praktiske utnyttelse for Oslofjorden, ble det nødvendige sett av modellkonstanter, som foran forklart, utviklet. Dessuten ble modellkombinasjonen AB i rasjonaliseringsøyemed programmert for EDB.

Den praktiske utnyttelsen av modellkjeden ABC ble utført i regi av prosjektets teknologiske medarbeidere, og skal ikke beskrives nærmere her. Prosjektets hovedutredning (side 44) viser et utvalg av de alternativer som ble beregnet ved hjelp av modellkombinasjonen AB (gjengitt her i tabell 2). Dessuten presenterer den (side 33) regresjonslinjene fra modell C (her figur 5) i re-tegnet form.

6 SAMMENDRAG

a Denne spesialutredning utgjør en del av den faglige bakgrunn for instituttets 2. hovedrapport "Utredning av tekniske løsninger" i serien "Oslofjorden og dens forurensningsproblemer" (Oslo 1970).

b. Spesialutredningens formål er - for en viktig gruppe av forurensningsulemper (de eutrofi-betingede) - å forsøke å finne en tallmessig sammenheng mellom art og styrke av aktuelle anti-forurensningstiltak på den ene side og virkningene av disse tiltak på den annen side. Arbeidets omfang var begrenset av en kort tidsramme og også av instituttets (på det tidspunkt) rådende mangel på matematisk spesialkompetanse.

Oppgaven skulle søkes løst ved utvikling av et sett matematiske modeller av fjorden - med bakgrunn i den erfaring som forelå fra instituttets 1. hovedundersøkelse av fjorden ("Undersøkelsen 1962-1965").

c. Følgende hovedresultater ble oppnådd:

1. En tallmessig sammenheng av ønsket type. Den er lite presis og enkel i struktur, men har likevel gitt tilstrekkelig grunnlag for hovedrapportens vurderinger.

2. En indikasjon på at modell-teknikken representerer en verdifull angrepsmåte med hensyn til løsning av tilsvarende resipientoppgaver.

d. Den foreliggende faglige problemstilling er presentert i kapittel 2.

e. En logisk og gjennomførbar modellkjede, sammensatt av 3 enkeltmodeller (A, D og E), er presentert. På grunn av kortsiktige vanskeligheter var det imidlertid nødvendig i praksis å velge en noe enklere og mindre logisk kjede som også består av 3 modeller (A, B og C). Begge kjedeverasjoner er omtalt i kapittel 3 og vist i fig. 2.

- f. Alle enkeltmodeller er omtalt i kapittel 4. De tre aktuelle modeller og benyttede kombinasjoner av disse er nærmere beskrevet med hensyn til oppbygging, utprøving, presisjon og resultater, i samme kapittel.

- g. Den praktiske utnyttelse av modellkjeden for hovedrapportens formål falt utenfor rammen av denne spesialutredning. Et resyme av hovedrapportens modellresultater er imidlertid tatt med til orientering (tabell 2).

TABELL- OG FIGURFORTEGNELSE

Tallene til høyre angir på hvilke sider de respektive tabeller og figurer er presentert.

Tabell 1	Testberegning av modell A og modell-kombinasjon AB med hensyn til usikre modellkonstanter	29 og 38
2	Utnyttelsen av modellkjede ABC i hovedrapporten	43
Figur 1a	Dybdekart over hele Oslofjorden	4
1b	Dybdekart over Indre Oslofjord	4
1c	Langsgående dybde-profil av Oslofjorden	4
1d	Kart over Skagerak og Oslofjorden	4
2	Enkel modellkjede for relasjonen fosforbelastning - rensesiltak - siktedyp	13
3ab	Generell materialbalansemodell for fosfor i en terskelfjord	19
	a: Komplette versjon	
	b: Arbeidsversjon	
4a	Midlere stasjonsvis totalfosfor-konsentrasjon i overflatelaget sommerhalvårene 1965-1969	37
4bcd	Stasjonsfordelt totalfosfor-konsentrasjon i overflatelaget for de enkelte tokt	37
	b: Sommerhalvåret 1965	
	c: Sommerhalvårene 1966-1967	
	d: Sommerhalvårene 1968-1969	
5	Siktedypet som funksjon av overflatelagets totalfosfor-konsentrasjon i sommerhalvåret	40 og 43

Tabell 1 TESTBEREGNING AV MODELLENE A OG AB MED HENSYN TIL USIKRE MODELLKONSTANTER

Modellkonstanter		Kodenummer for alternativerne i EDB-programmet	Valgte alternativer ② ③	Referanseperioden 1965-1969		Prognoseåret 1975. Moderat rensningsinnsats.	
				V = Algevekstens beregnede fosforforbruk i % av P ① ②	(Målt og beregnet) totalfosforkonsentrasjon (CtP0) i overflatelaget (MYG/l)	V = Algevekstens beregnede fosforforbruk i % av P ① ②	Beregnet total fosforkonsentrasjon (CtP0) i overflatelaget (MYG/l)
Kolonner →		A	B	C	D	E	F
C _D -start	Midlere konsentrasjon av totalfosfor i dypvannet pr. 15. april (bakgrunnsverdi) i MYG/l	D11 111	A = 20*	99*	52	82 *	62
		B11 111	B = 30	105	"	87	63
		A11 111	C = 40	<u>111</u>	"	93	63
		C11 111	D = 50	<u>117</u>	"	98	64
		E11 111	E = 60 *	112*	"	104 *	64
D _{DL}	Diffusjon opp gjennom sprangskiktet av oppløst fosfor - gitt i % av P	A21 111	A = 10	94	"	74	60
		A11 111	B = 20	<u>111</u>	"	93	63
		A31 111	C = 30	<u>125</u>	"	108	65
		A41 111	D = 40	137	"	120	66
		A51 111	E = 50	148	"	131	66
U _{ØU} Z _{ØU}	Fordeling mellom transport ut og synkning av algebundet fosfor i overflatelaget - gitt som forholdstall ut/ned.	A16 111	F = 5,67	100	"	81	61
		A13 111	E = 2,33	105	"	86	62
		A11 111	D = 1,00	<u>111</u>	"	93	63
		A12 111	C = 0,43	<u>118</u>	"	101	64
		A15 111	B = 0,18	123	"	107	66
A14 111	A = 0 *	130*	"	116 *	67		
S _{DB}	Permanent sedimentering av fosfor (bundet til fosforholdig materiale) gitt som % av P	A11 711	G = 40	102	"	81	60
		A11 511	F = 25	106	"	87	62
		A11 411	E = 20	108	"	89	62
		A11 311	D = 15	109	"	91	63
		A11 111	C = 10	<u>111</u>	"	93	63
		A11 211	B = 5	<u>112</u>	"	95	64
U _D	Fosfor bragt ut av fjorden gjennom vannutveksling over Drøbakterskelen under sprangskiktnivå - gitt som % av P	A11 131	C = 20	105	"	85	60
		A11 121	B = 10	108	"	89	62
		A11 111	A = 0	<u>111</u>	"	93	63
F _Ø Z _{ØB}	Fordeling mellom frigjøring i overflatelaget og synkning av bundet fosfor tilført fra landsiden - gitt som forholdstall ut/ned.	A11 111	A = 0,6	<u>111</u>	"	93	63
		A11 112	B = 1,0	<u>122</u>	"	99	61
		A11 113	C = 1,5	136	"	106	59

① P = modellens samlede tilførsel av totalfosfor fra landsiden. (Før rensning).

② Modellens standardverdi (= den mest sannsynlige) er understreket. Antatt ekstreme verdier er merket med*.

③ $0,18 \approx 15/85$ $0,43 \approx 30/70$ $1,00 = 50/50$ $2,33 \approx 70/30$ $5,67 \approx 85/15$ $0,6 \approx 2/3$
 $1,5 = 3/2$.

Tabell 2 Utnyttelsen av modell ABC i hovedrapporten

Kombinasjoner av tekniske tiltak				Resultierende konsentrasjon av totalfosfor i overflatelaget i $\mu\text{gP/l}$ ²⁾		
Utslippsmetode	Rensing		Menge av avløpsvann 1975 i m^3/d ¹⁾	1975	1985	1995
	Anlegg	Metode				
Utslipp ved Bekkelaget som dypvannsutslipp, resten som overflateutslipp	Festningen:	mek	158 000	58	64	69
	Bekkelaget:	biol	225 000			
	Andre anlegg:	mek	198 000			
	Festningen:	mek	158 000	50	55	60
	Bekkelaget:	biol	225 000			
	Lysaker:	kjem	119 000			
Andre anlegg:	mek	79 000				
Festningen:	mek	158 000	53	58	62	
Bekkelaget:	kjem	225 000				
Andre anlegg:	mek	198 000				
Festningen:	kjem	158 000	42	46	50	
Bekkelaget:	kjem	225 000				
Andre anlegg:	mek	198 000				
Festningen:	kjem	158 000	28	30	32	
Bekkelaget:	kjem	225 000				
Andre anlegg:	kjem	198 000				
Utslipp ved Festningen som overflateutslipp, resten som dypvannsutslipp	Festningen:	mek	158 000	48	52	56
	Andre anlegg:	mek	423 000			
	Festningen:	mek	158 000	37	39	40
Andre anlegg:	kjem	423 000				
Festningen:	kjem	158 000	26	28	29	
Andre anlegg:	kjem	423 000				
Alt som dypvannsutslipp	Alle anlegg:	mek	581 000	39	44	48
	Alle anlegg:	kjem	581 000			
	Festningen:	mek	158 000	38	43	46
	Bekkelaget:	biol	225 000			
	Andre anlegg:	mek	198 000			
	Festningen:	mek	158 000	34	37	39
	Bekkelaget:	kjem	225 000			
Andre anlegg:	mek	198 000				
Festningen:	kjem	158 000	30	32	35	
Bekkelaget:	kjem	225 000				
Andre anlegg:	mek	198 000				
Festningen:	mek	158 000	35	39	43	
Bekkelaget:	biol	225 000				
Lysaker:	kjem	119 000				
Andre anlegg:	mek	79 000				
Alt som overflateutslipp	Alle anlegg:	mek	581 000	72	79	85
	Alle anlegg:	kjem	581 000			

1) Antatt totalfosforkonsentrasjon i ubehandlet avløpsvann er 3,5 mg P/l

2) Midlere konsentrasjon av totalfosfor i overflatelaget i perioden 1965-1969 var 52 $\mu\text{g P/l}$. (Målt ved stasjon Bn1, nordre Vestfjord)

① Opprinnelig angivelse 1962-1965 var feilaktig

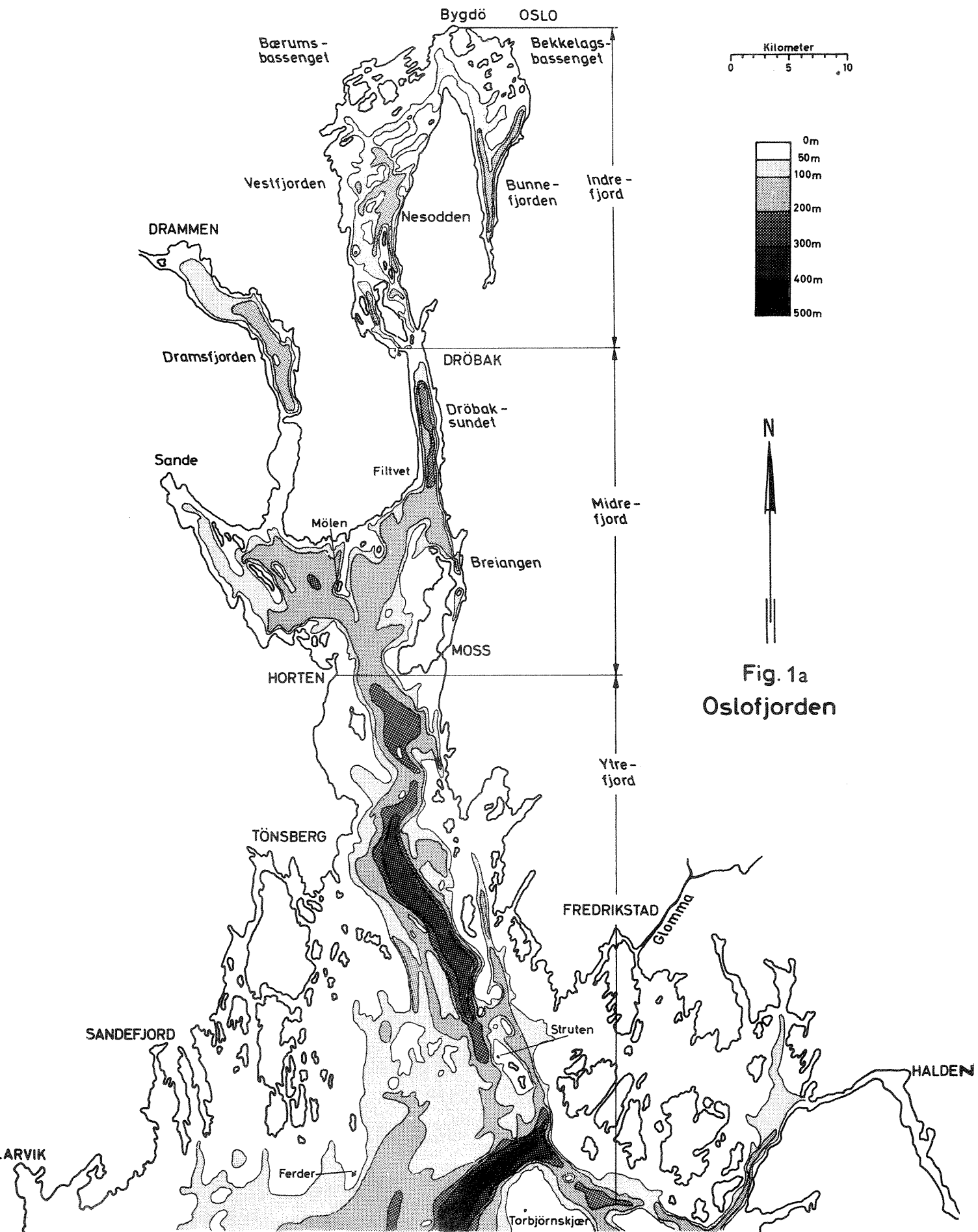


Fig. 1a
Oslofjorden

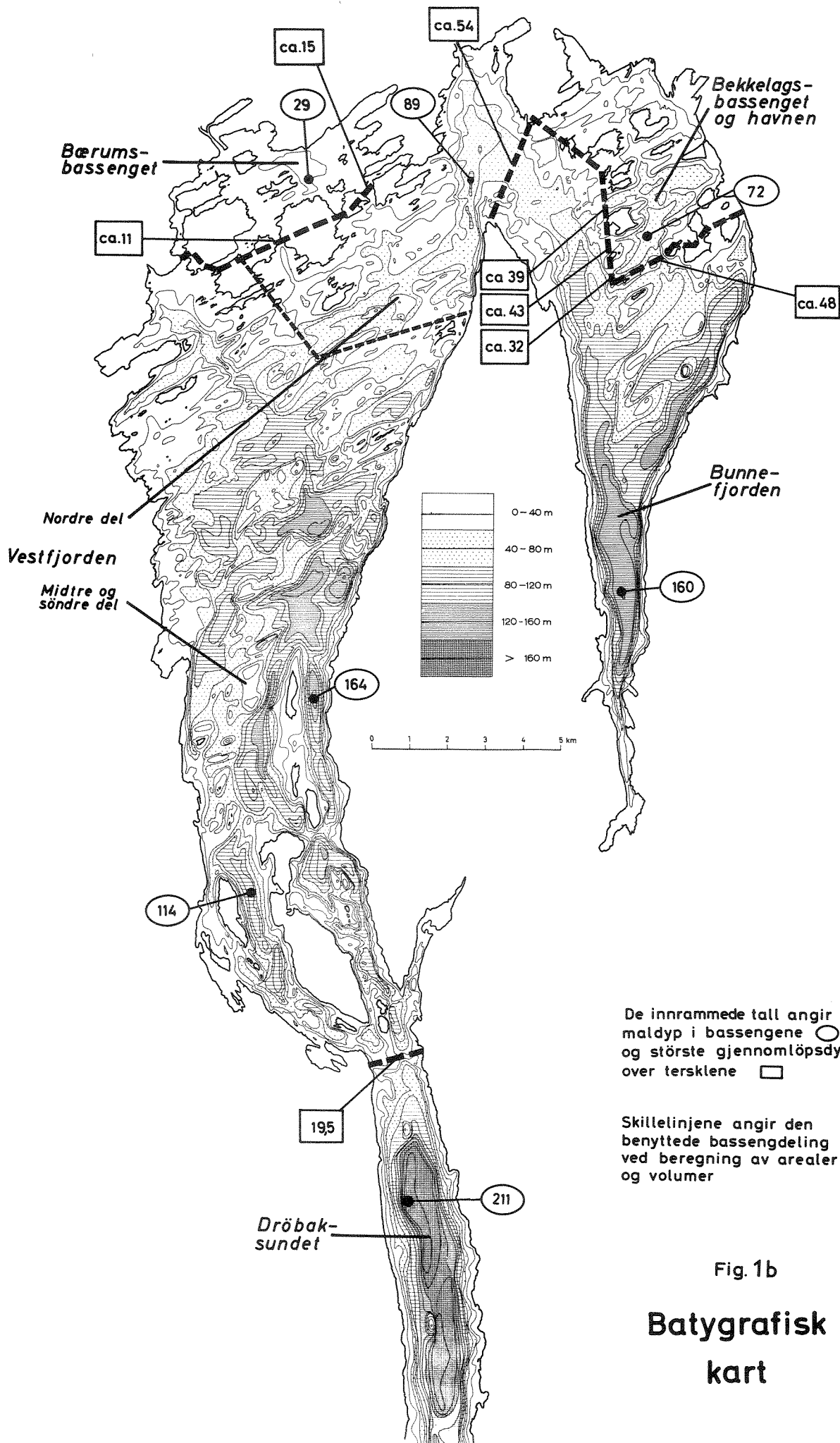


Fig. 1b

Batygrafisk kart

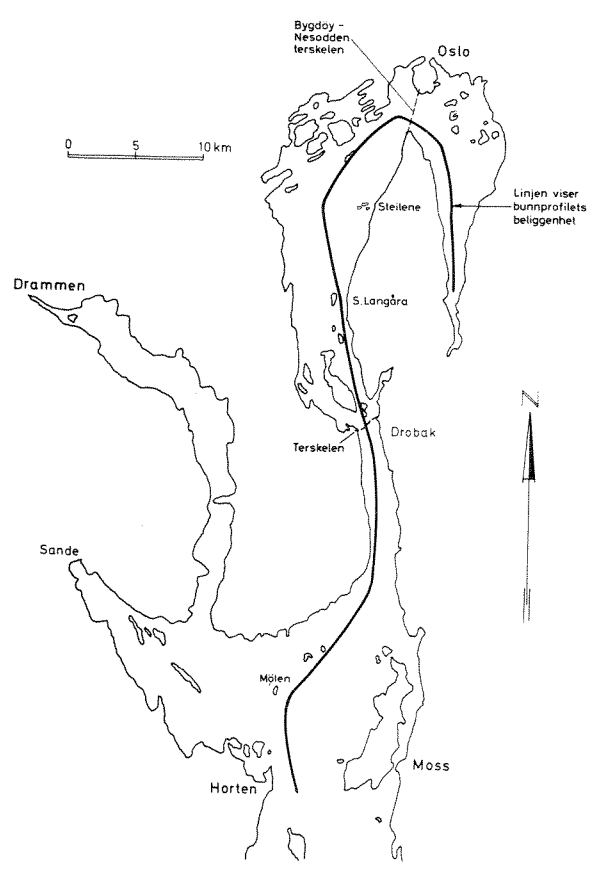
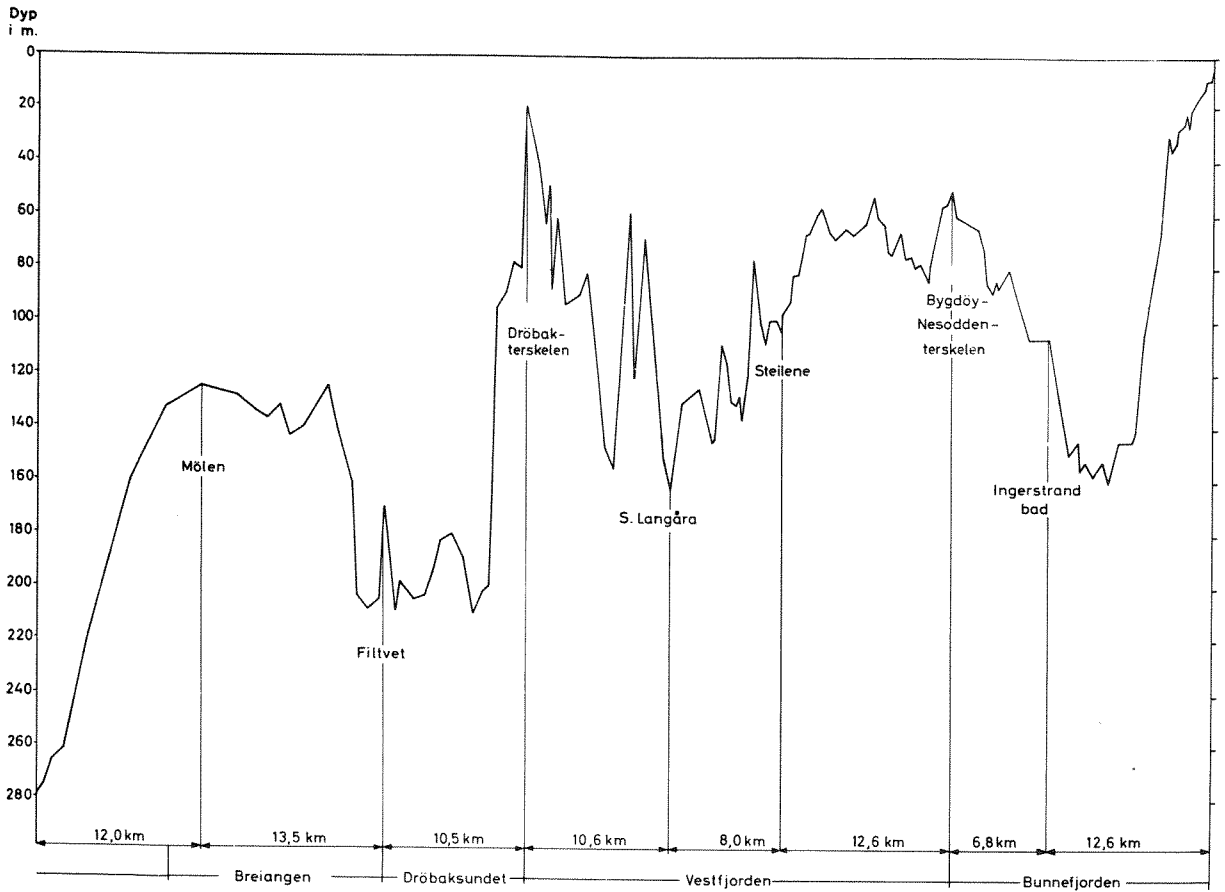


Fig. 1c

Batygrafisk profil av Oslofjorden

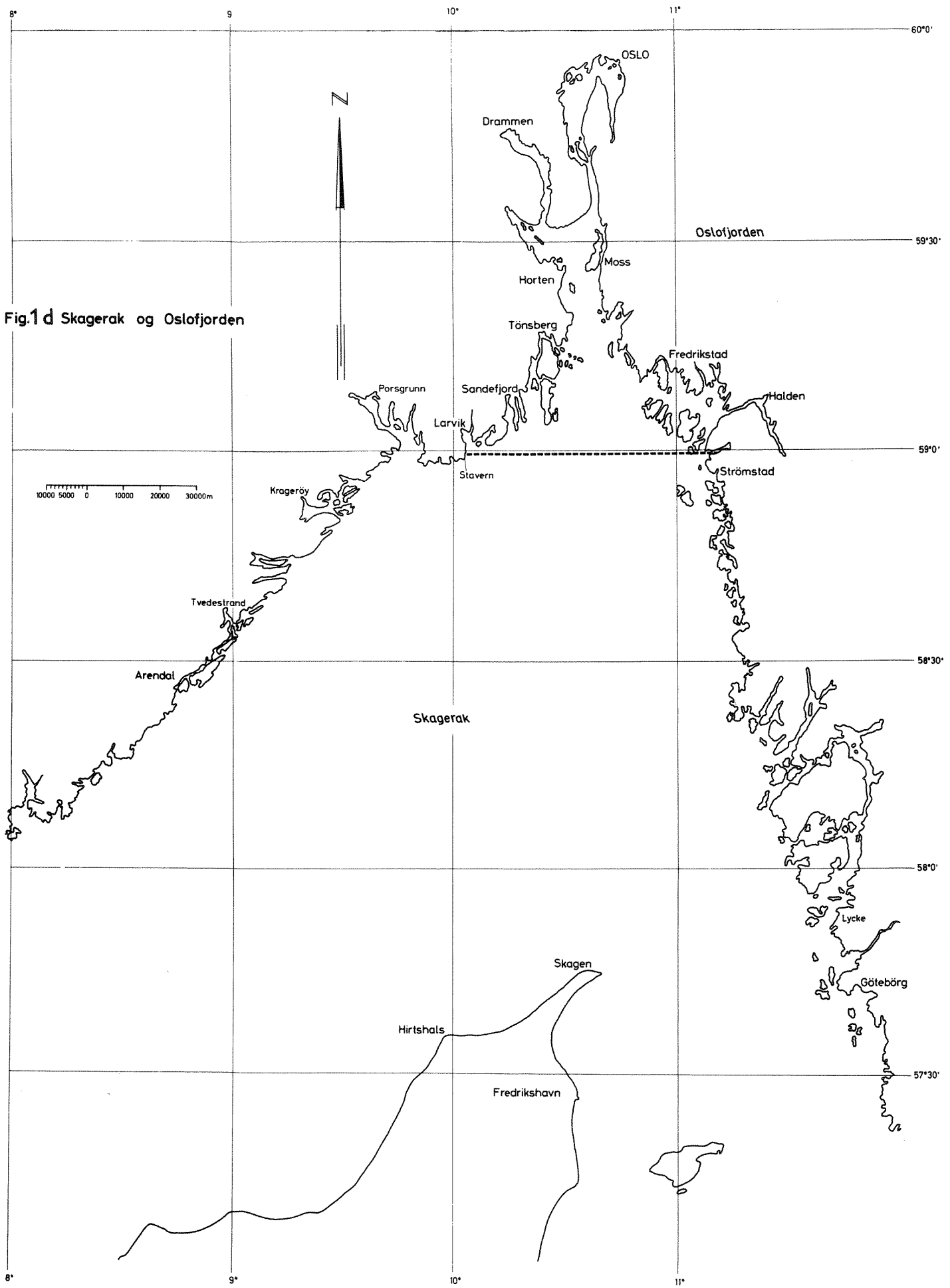
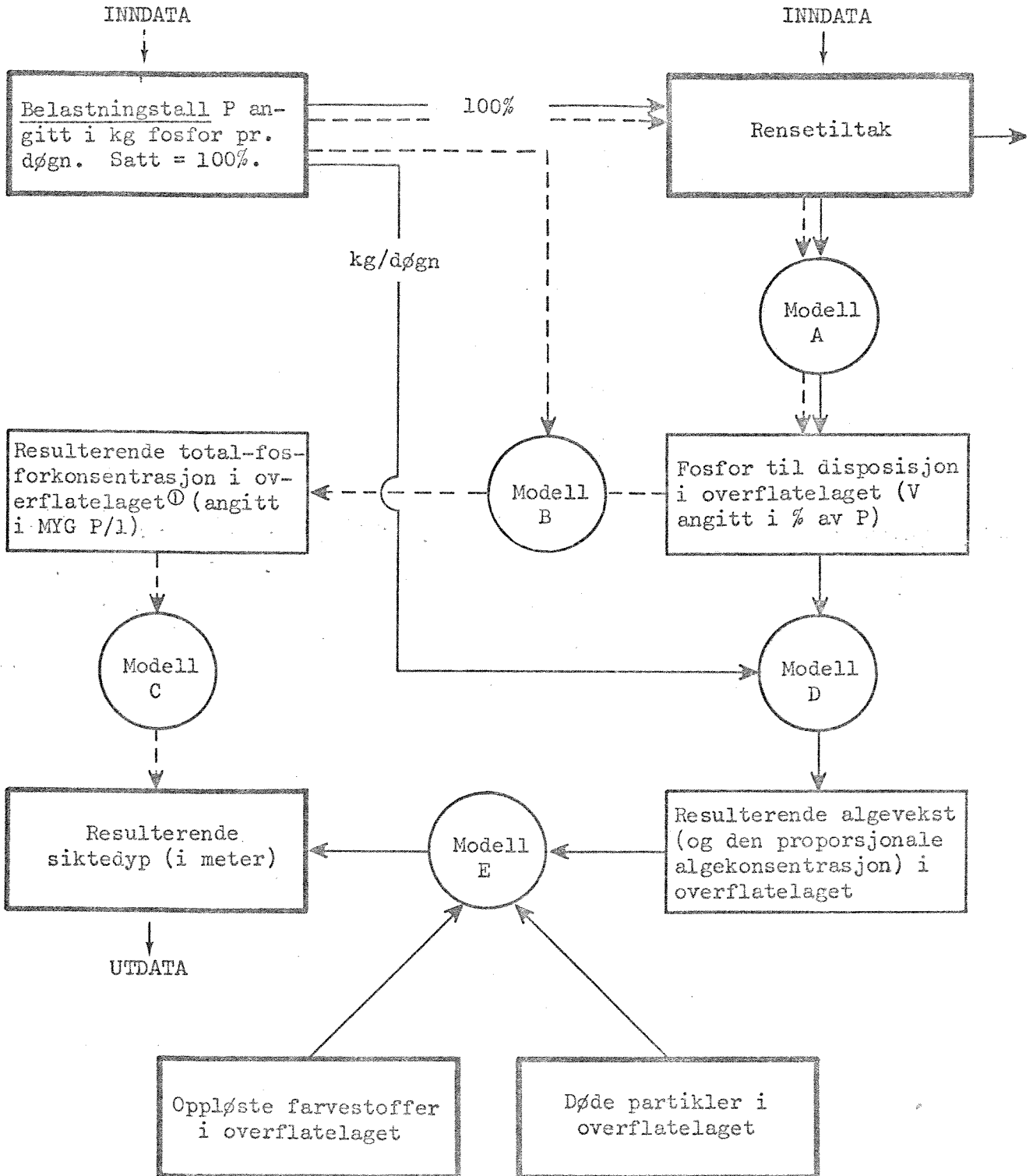


Fig.1d Skagerak og Oslofjorden

Fig. 2

Enkel modellkjede for relasjonen fosforbelastning - renseliltak - siktedyp



————— det logiske forløp ADE

- - - - - benyttet nødvei ABC

⊙ Kan oppfattes som et mål for algekonsentrasjonen

Fig.3a Generell materialbalansemodell for fosfor i en terskelfjord — komplett versjon

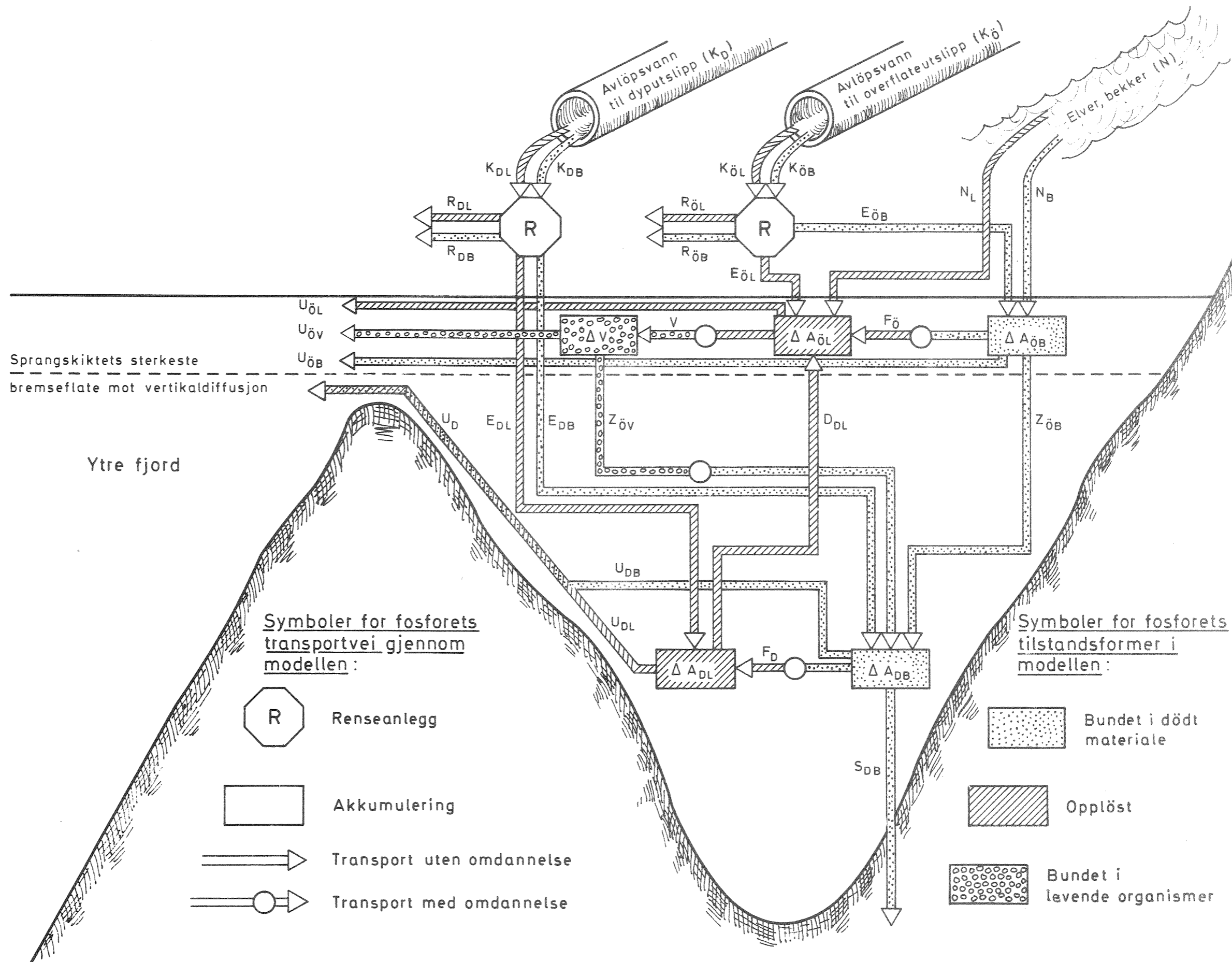


Fig.3b Generell materialbalansemodell for fosfor i en terskelfjord — arbeidsversjon

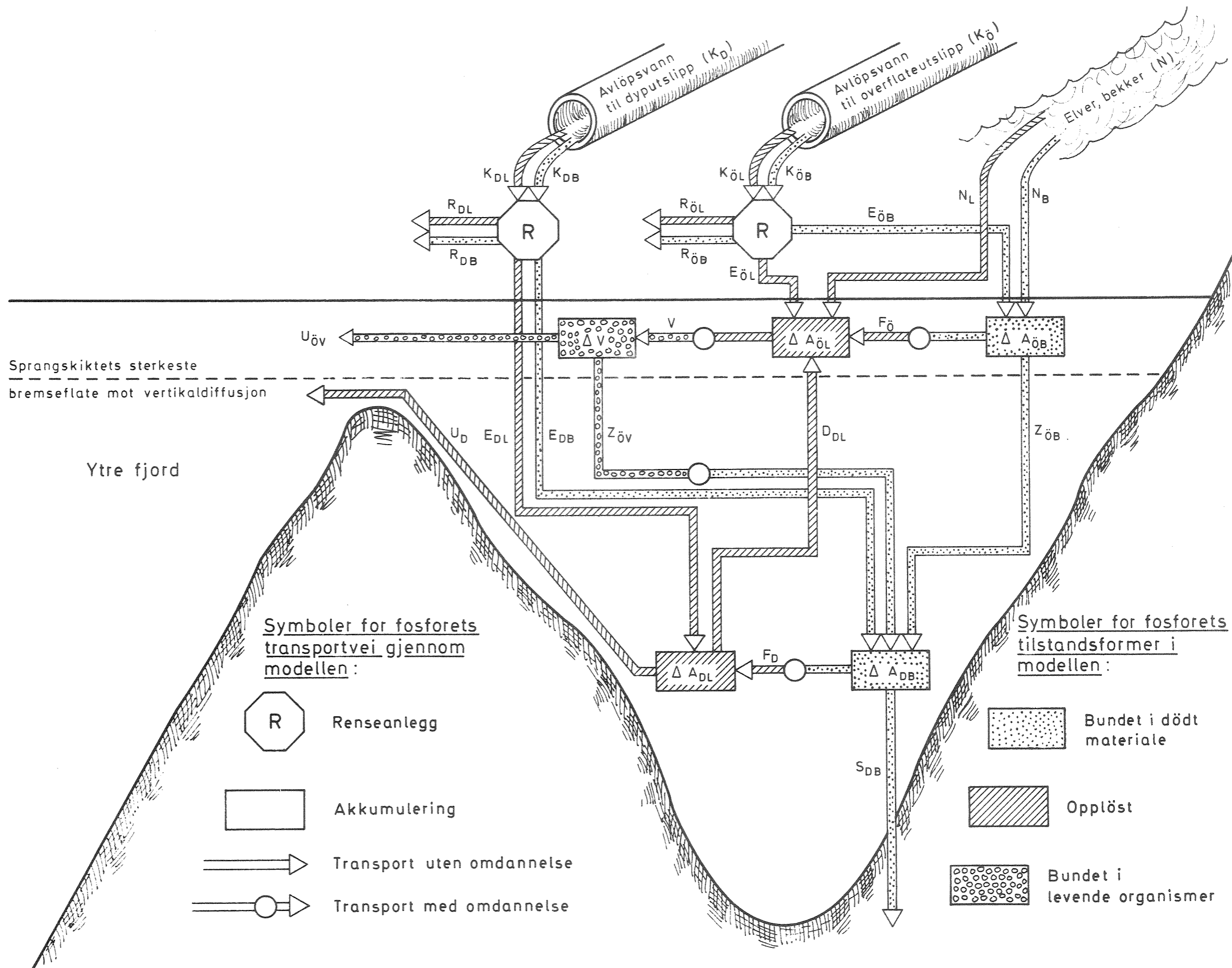


Fig. 4a. Midlere stasjonsvis totalfosfor-konsentrasjon i overflate-
laget sommerhalvårene 1965-1969.

Figuren til venstre viser navn og beliggenhet av prosjektets hydro-
grafiske hovedstasjoner, hvor bl.a. næringsstoffkonsentrasjoner ble målt.

Figuren til høyre angir midlere totalfosforkonsentrasjon i overflatelaget
på disse stasjoner. Tallene representerer dypene 1, 4 og 8 meter og
alle 16 tokt utført i sommerhalvårene (1. april - 30. september) 1965-
1969. Året 1965 er sterkere representert enn de andre (kfr. fig. 4 b - d).

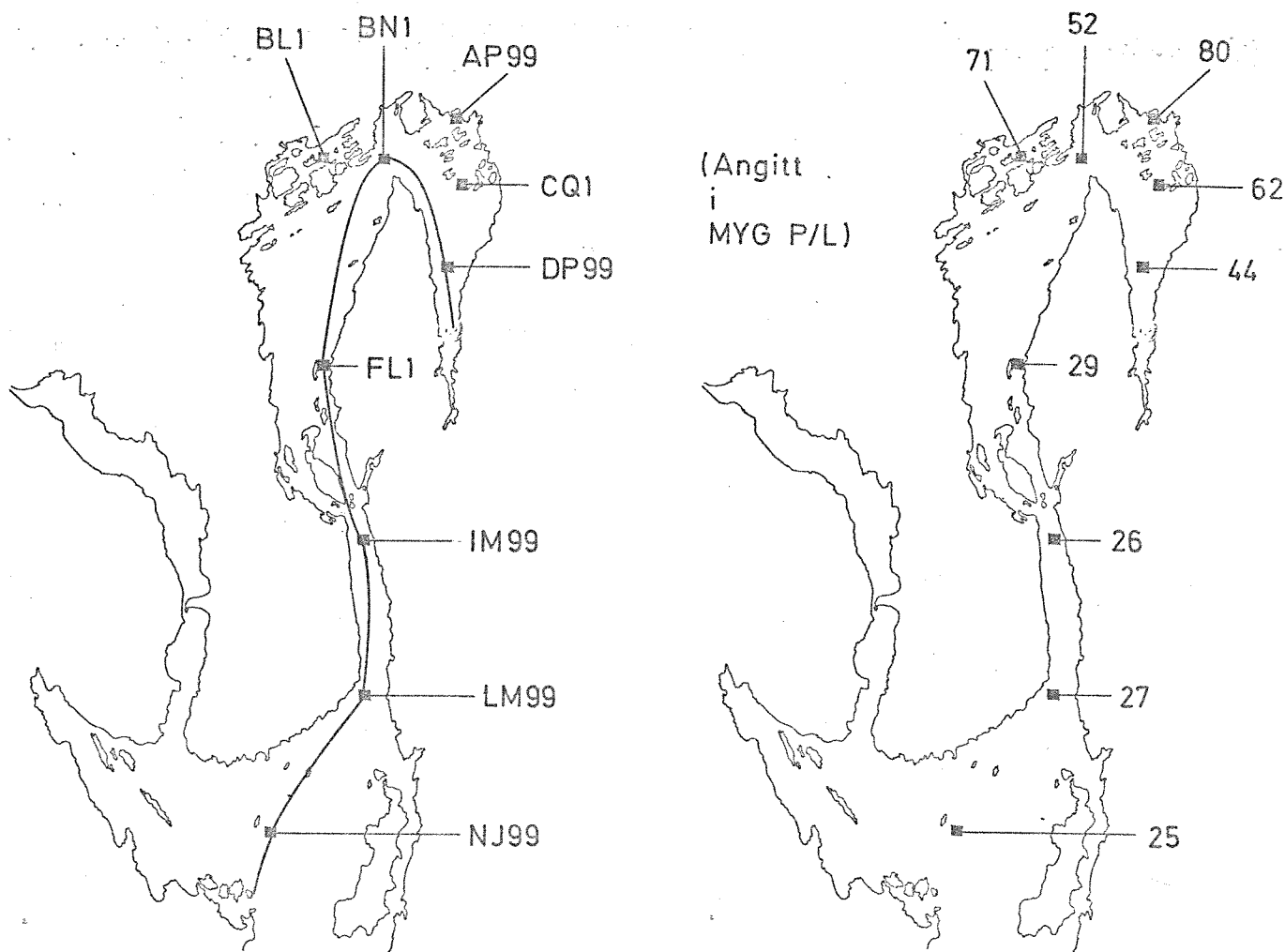


Fig.4b Stasjonsfordelt totalfosforkonsentrasjon i overflatelaget for de enkelte tokt i sommerhalvåret 1965

Relative verdier

Verdien på modellens referansestasjon BNI er satt = 100% for alle tokt

År Mnd Dato

65	04	06	—————
65	05	04	- - - - -
65	06	01	- · - · -
65	06	23	- · - · -
65	07	13	- - - - -
65	08	11	—————

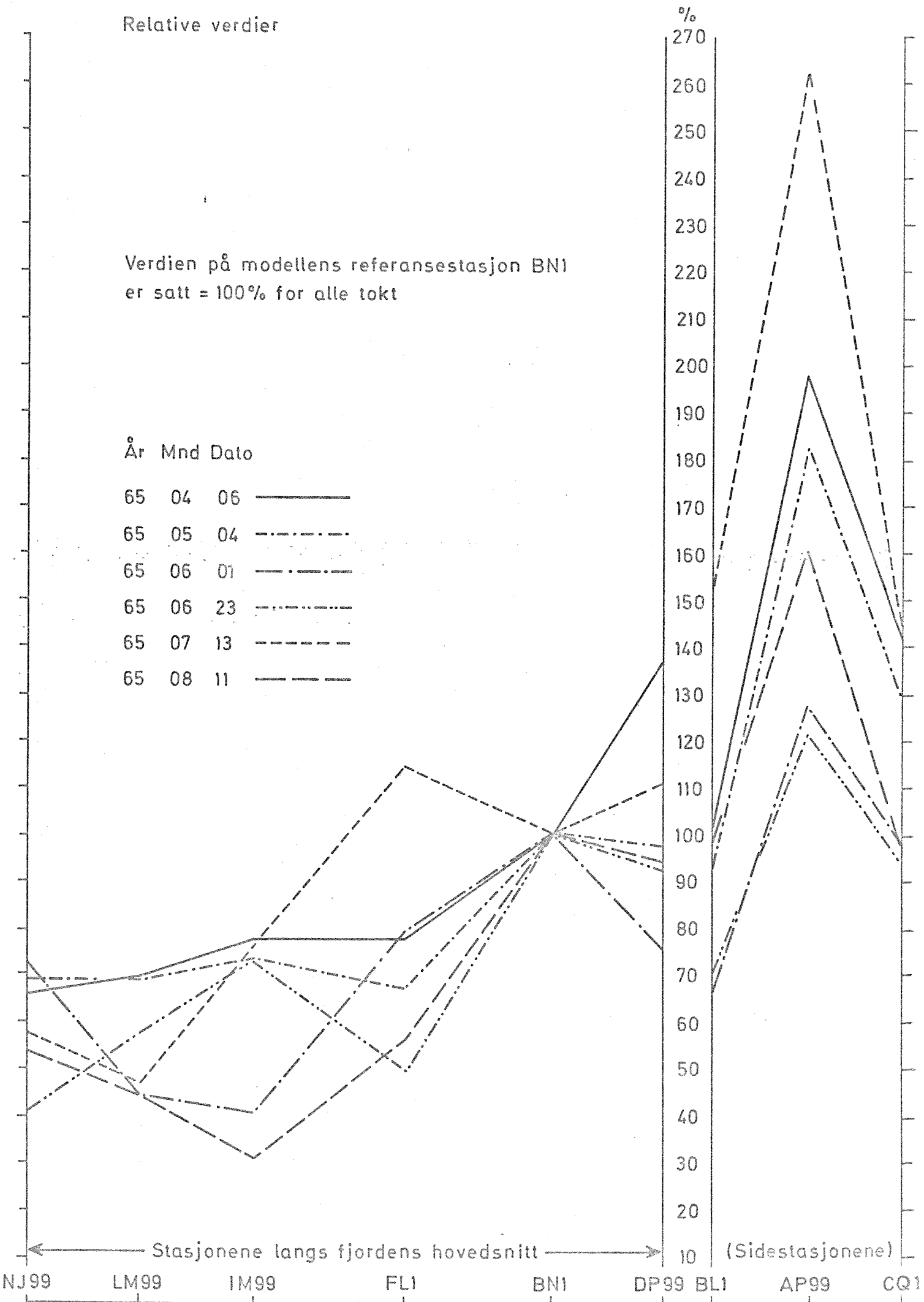


Fig.4c Stasjonsfordelt totalfosforkonsentrasjon i overflatelaget for de enkelte tokt i sommerhalvårene 1966-67

Relative verdier

Verdien på modellens referansestasjon BN1 er satt = 100% for alle tokt

År Mnd Dato

66	04	13	—————
66	06	16	- · - · - · - · -
67	04	03	— · — · — · — · —
67	06	21	- · - · - · - · -
66	09	13	— · — · — · — · —
67	09	07	—————

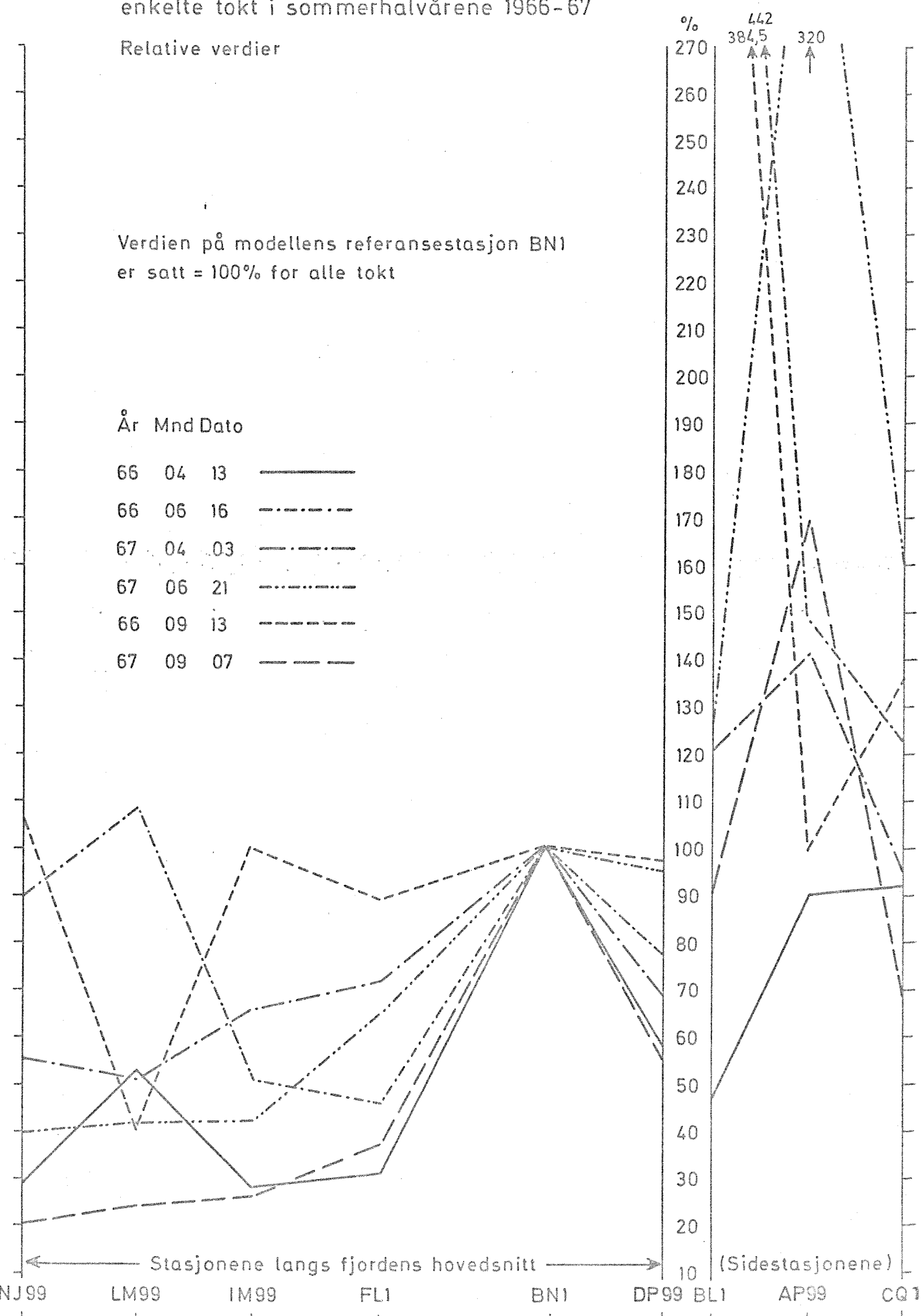


Fig.4d Stasjonsfordelt totalfosforkonsentrasjon i overflatelaget for de enkelte tokt i sommerhalvårene 1968 - 1969

Relative verdier

Verdien på modellens referansestasjon BN1 er satt = 100% for alle tokt

År Mnd Dato

68	04	23	—————
69	05	28	- - - - -
69	08	06	— · — · —
68	09	25	- · - · -

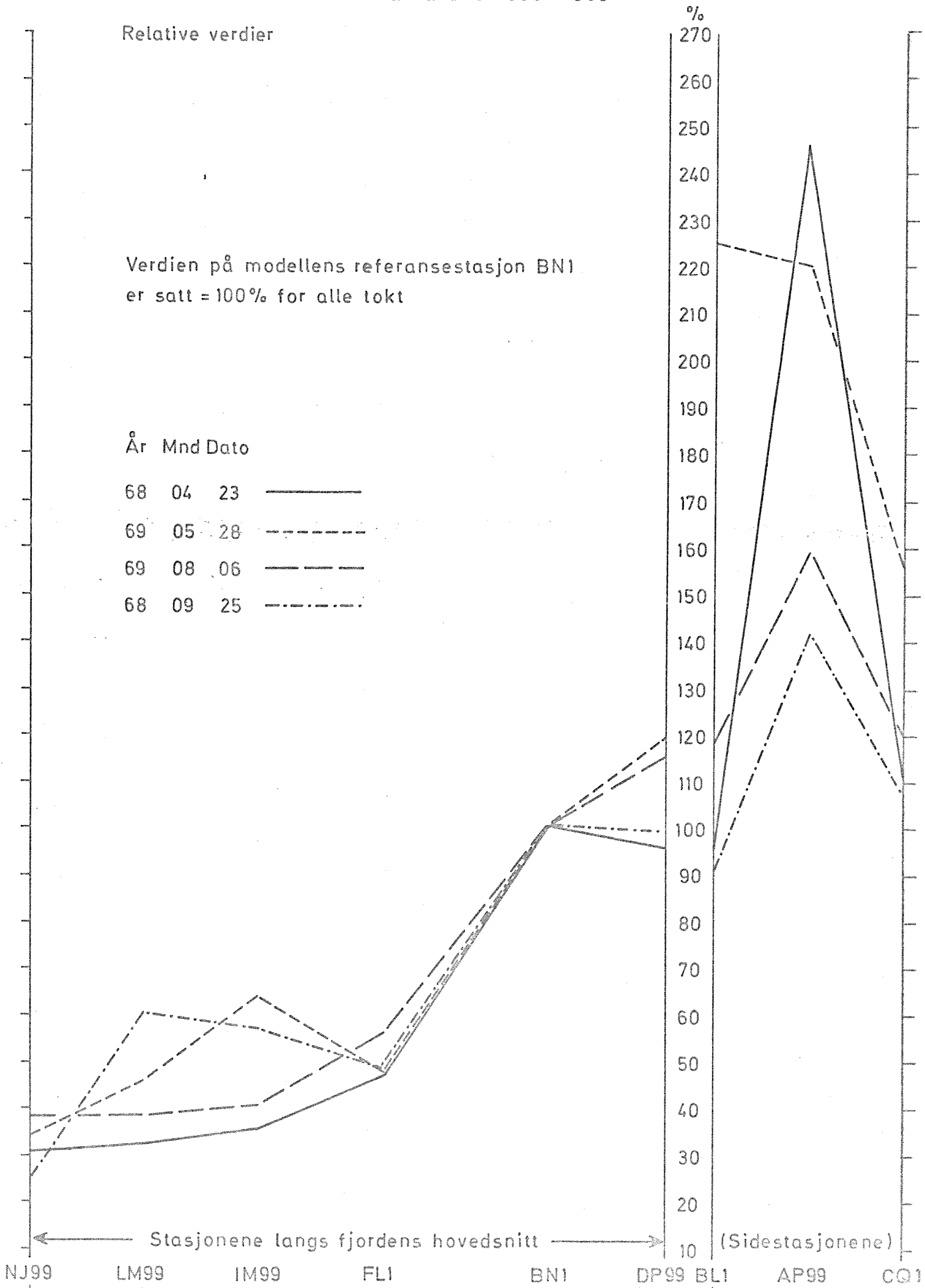


Fig.5 Siktedypet som funksjon av overflatelagets total-fosforkonsentrasjon i sommerhalvåret

