



O-90131



Statens
forurensningstilsyn

Tiltaksanalyse for Indre Oslofjord

Brukerkrav

Siktedyp og oksygen i dypvannet

En enkel lineær modell

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 89

Sørlandsavdelingen
Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752
Telefax (065) 78 402

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

Prosjektnr.:	90131
Undernummer:	
Løpenummer:	2524
Begrenset distribusjon:	Åpen

Rapportens tittel: Tiltaksanalyse for Indre Oslofjord Brukerkrav Siktedyp og oksygen i dypvannet En enkel lineær modell	Dato: 14.12.91
	Prosjektnummer:
Forfatter (e): Kjell Baalsrud Birger Bjerkeng	Faggruppe: Marin eutrofi
	Geografisk område: Indre Oslofjord
	Antall sider (inkl. bilag):

Oppdragsgiver: SFT	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
-----------------------	----------------------------------

Ekstrakt:

Denne rapporten er underlag for en "Tiltaksanalyse" som Statens forurensningstilsyn har tatt initiativet til for Indre Oslofjord.

Det er gjennomført en vurdering av de kvalitetskrav som de forskjellige brukerinteresser stiller.

Det er videre utarbeidet en modell for sammenhengen mellom tilførsler og vannkvalitet. Modellen bygger på lineære sammenhenger for de enkelte prosesser. Den antas å gi et brukbart uttrykk for den relative virkning av ulike tiltak.

4 emneord, norske:

1. Marin eutrofi
2. Lineær modell
3. Brukerkrav
4. Indre Oslofjord

4 emneord, engelske:

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

Prosjektleder:

Kjell Baalsrud

For administrasjonen:

Torgeir Bakke

ISBN 82-577-1834-3

O-90131

TILTAKSANALYSE FOR INDRE OSLOFJORD

Brukerkrav

Siktedyp og oksygen i dypvannet

En enkel lineær modell

Oslo, 1. desember 1990.

Prosjektleder: Kjell Baalsrud

Medforfatter: Birger Bjerkeng

FORORD

1. FORORD

Statens forurensningstilsyn tok initiativ til en Tiltaksanalyse for Indre Oslofjord i begynnelsen av 1987.

Som ledd i å lage en prioriteringsliste for en rekke praktiske eller teoretisk mulige enkelt-tiltak, måtte det utvikles en virkningsmodell. Denne modellen består av flere enheter.

I denne rapporten er beskrevet sammenhengen mellom vannkvalitet og brukerkvalitet, og sammenhengen mellom tilførsler av forurensninger og vannkvalitet. Det er oksygeninnholdet i dypvannet og siktedypet i overflatelaget som har fått den største oppmerksomheten.

Miljøgifter har ikke fremstått som et praktisk viktig problem i Indre Oslofjord og har ikke vært tatt med i vurderingene. Inntil oksygenforholdene er bragt under tilfredsstillende kontroll, anses miljøgifter som et sekundært problem.

Dette arbeidet ble fullført i 1988 og brukt av SFT i Tiltaksanalysen for Indre Oslofjord. Etter avtale med SFT er notatene renskrevet og samlet som en rapport i løpet av høsten 1990.

Under gjennomføringen og rapporteringen av prosjektet har Baalsrud hatt hovedansvar for delene A og B, og Bjerkgeng for del C.

Kjell Baalsrud

Birger Bjerkgeng

INNHALDSFORTEGNELSE

FORORD	2
SAMMENDRAG	7
A. SAMMENHENGEN MELLOM VANNKVALITET OG BRUKERKVALITET	12
1. Mangfoldig dyre- og planteliv.	12
2. Liv og vekst av fisk.	14
3. Liv og vekst av reker.	15
4. Yrkesfiske etter fisk og reker.	15
5. Konsum av marine produkter.	16
6. Bading, båtliv og annen vannkontakt, herunder idrett.	17
7. Turisme og opphold nær vannet.	19
8. Sammenfatning av brukerkrav til vannkvalitet.	19
B. UTARBEIDING AV MODELLER FOR SIKTEDYP OG OKSYGEN I DYPVANNET	21
1. INNLEDNING	21
2. RAMMER OG BEGRENSNINGER	22
2.1 Bassenginndeling	22
2.2 Forurensningstilførsler	22
2.3 Vannutskiftning	24
2.4 Hovedvekt på oksygenbalanse og siktedyp	25
3. BIOLOGISKE HOVEDPROSESSER	26
3.1 Primærproduksjon	26
3.2 Omsetning av organisk stoff og nitrogen i overflatelaget	27
3.3 Resirkulasjon av næringssalter i overflatelaget	27
3.4 Sedimentering	27
3.6 Nettosedimentering	29
4. MODELL-FORUTSETNINGER	31
4.1 Fosforregnskap	31
4.2 Siktedyp	31
4.3 Oksygenbalanse i dypvannet	34
4.4 Samlet årlig oksygenforbruk i dypvannet	36

C. EN ENKEL LINEÆR MODELL	39
1. INNLEDNING	39
2. MODELLENES HOVEDSTRUKTUR	39
3. VALG AV KVALITETSMÅL ELLER TILSTANDSVARIABLE	40
4. BESKRIVELSE AV LIGNINGSSYSTEMET	41
4.1. Fosforbudsjett	42
4.1.1. Notasjonsregler for variable	42
4.1.1.1. Typekode	43
4.1.1.2. Kode for dypintervall	43
4.1.1.3. Geografiske koder	44
4.1.2. Notasjonsregler for konstanter og koeffisienter	44
4.1.3. Definisjoner av variable i fosforbudsjettet	44
4.1.3.1. Fosfortilførsler fra land (uavhengige variable).	45
4.1.3.2. Fosfortransporter	45
4.1.3.3. Fosformengder i vannmassene	45
4.1.3.4. Fosforbelastning på overflatelaget (resultatvariable)	46
4.1.4. Definisjon av ligninger i fosforbudsjettet	47
4.1.4.1. Fosfor massebalanser for produksjonsperioden	47
4.1.4.2. Fosfor massebalanser for vinterperioden.	48
4.1.4.3. Fosfor tilgjengelig i overflatelaget i produksjonsperioden	50
4.1.4.4. Sedimentering	51
4.1.4.5. Vertikaltransport av oppløst fosfor	52
4.1.4.6. Transporten mellom bassengene i produksjonsperioden	53
4.1.5. Oppsummering av fosforbudsjettet	54
4.2. Oksygenbudsjett	55
4.2.1. Begreper og variabeldefinisjoner for oksygenbudsjettet	56
4.2.1.1. Direkte tilførsler fra land av oksygenforbrukende materiale.	56
4.2.1.2. Oksygenmengder, endringer gjennom året.	56
4.2.1.3. Oksygen-transporter	57
4.2.1.4. Minste oksygenmengde i dypvannet (resultatvariable)	57

4.2.2. Ligninger i oksygenbudsjettet	57
4.2.2.1. Ligninger for resultatvariable	57
4.2.2.2. Ligning for oksygenbalanse over året	57
4.2.2.3. Oksygenreduksjon som funksjon av forbruk og transporter	58
4.2.2.4. Horisontale transporter i perioden mellom dypvannsutsiftningene	59
4.2.2.5. Oksygentilførsler ved dypvannsfornyelsen om vinteren	61
4.2.3. Oppsummering av oksygenbudsjettet	61
5. VERDIER PÅ KONSTANTER OG KOEFFISIENTER I LIGNINGENE	61
5.1. Volumer og arealer	62
5.2. Dypvannsutsiftning om vinteren	62
5.3. Vertikal transport av fosfor og tilført organisk materiale	62
5.4. Konsentrasjoner i innstrømmende vann fra Ytre Oslofjord	63
5.5. Sammenheng mellom utslipp og konsentrasjon om vinteren	63
5.6. Vannutveksling mellom bassengene utenom dypvannsutsiftningene	64
5.7. Omregningsfaktorer for oksygenforbruk	65
5.7.1. Omregning av tilført organisk karbon til oksygenforbruk.	65
5.7.2. Omregning av tilført ammonium fra land til oksygenforbruk.	66
5.7.3. Omregning av organisk bundet fosfor til oksygenforbruk.	66
6. OPPDELING I SPREDNINGS- OG VANNKVALITETS-MODELL	67
6.1. Modellen for overflatefosfor og siktedyp	68
6.2. Modell for oksygeninnhold	70
7. NUMERISKE MODELLRESULTATER	71
7.1. Spredningsmodeller for fosfor, organisk stoff og ammonium.	71
7.2. Vannkvalitetsmodell	72
8. VURDERING AV MODELLENS RESULTATER	73
8.1. Modell mot observasjoner: Oksygenforbruk under 20 meters dyp	74
8.2. Modell mot observasjoner: Fosforinnhold i overflatelaget	74
REFERANSER	77
Appendiks: Teknisk fremgangsmåte ved beregningene.	78

FIGURFORTEGNELSE

Figur	1. Indre Oslofjord inndelt i 4 bassenger	23
Figur	2. Transportskjema for fosfor	32
Figur	3. Tilførsler og transporter som påvirker dypvannets oksygeninnhold	35

TABELLFORTEGNELSE

Tabell	1. Årlig sedimentering av partikler	28
Tabell	2. Netto samlet sedimentering av fosfor	30
Tabell	3. Fordelingen av sedimentene i tonn/år	30
Tabell	4. Tilførsler til Indre Oslofjord 1986	36
Tabell	5. Volumer og arealer i Indre Oslofjord	62
Tabell	6. Beregning av siktedypsmodell	69
Tabell	7. Spredningskoeffisienter for fosfor-utslipp	72
Tabell	8. Spredningskoeffisienter for tilførsler av organisk stoff og ammonium	72
Tabell	9. Virkningskoeffisienter i vannkvalitetsmodellene	73
Tabell	10. Differanse i oksygenmengde mellom vinter og høst	74
Tabell	11. Totalfosfor-konsentrasjoner ($\mu\text{g/l}$) beregnet av modellen	75

SAMMENDRAG

Hver brukerinteresse i Oslofjorden setter visse krav til vannets kvalitet. Det er en rekke enkeltfaktorer som bør vurderes i hvert tilfelle. For å få operasjonelle mål, må det fokuseres på få og målbare parametre.

Det er satt opp kriterier for den vannkvalitet som de enkelte brukerinteresser krever. Kriteriene er ikke endelige og bør stadig bli gjenstand for revisjon.

1. Mangfold Blæretang og grisetang
 Rødåte
 Utvalgte manglebørstemark
 Totalfosfor i middel under 25 mg/m³
 Oksygen i dyplaget over 2,0 ml/l, helst over 2,5 ml/l
 Olje under 50 mg/m³
2. Fisk Oksygen over 2,0 ml/l, helst over 2,5 ml/l
 Næringsdyr
3. Reker Oksygen over 1,0 ml/l, helst over 1,5 ml/l
4. Yrkesfiske Ikke søppel og skrot i vannet eller på bunnen
5. Konsum Redusert utslipp av miljøgifter, alle slag
6. Bading Kolibakterier under 50/100 ml
 Siktedyp over 3,0 meter, helst over 4,0 meter
 Estetiske forhold
7. Turisme Estetiske forhold

Utarbeidelsen av en modell for oksygen og siktedyp har foregått i to trinn.

Først er det gjennomført en mer prinsipiell diskusjon av de rammer, begrensninger og hovedprosesser som må legges til grunn for modellen. En rekke forenklinger og antagelser er vurdert og begrunnet med sikte på å beskrive kvantitative sammenhenger for transporter og prosesser.

Derrest er et sett med ligninger satt opp og bragt sammen i en numerisk modell.

Det beregningsapparatet SFT bruker i Tiltaksanalysen for Indre Oslofjord, krever separate lineære modeller for:

1. Hvordan utslipp belaster forskjellige fjordavsnitt og dyp,
2. Vannkvalitet som resultat av ulik belastning på de forskjellige fjordavsnitt.

Denne rapporten beskriver hvordan disse modellene er laget, og hvilke forutsetninger og forenklinger de bygger på.

Modellen deler fjorden i fire bassenger:

Bunnefjorden
Bekkelagsbassenget med indre havn
Vestfjorden
Bærumsbassenget

Hvert basseng deles i to volumer, over og under 20 meters dyp. Det gir ialt 7 vannvolumer, idet volumet i Bærumsbassenget med dyp >20m kan neglisjeres.

Tilstanden i fjorden beskrives gjennom to tilstandsvariable i hvert basseng:

1. Siktedyp i overflaten er antatt å være en lineær funksjon av tilgjengelig mengde fosfor i overflatelaget i perioden med algevekst.
2. Laveste oksygeninnhold som opptrer i løpet av året i vannvolumet under 20 meters dyp, som et slags middel over vannvolumet.

Det antas lineær sammenheng mellom tilførsler, mengder og transporter. Det defineres ligninger som dels uttrykker massebalanser, og dels skjønnsmessige antagelser for hvordan transportene i middel avhenger av tilførsler og mengder. Ligningene løses slik at de gir endring i belastningsmål som funksjon av endring i tilførsler.

Året er delt inn en produksjonsperiode med algevekst, fra sent på vinteren til sent om høsten, satt til 80% av året, og en kortere vinterperiode uten algevekst. Dette gjelder spesielt overflatelagene.

Modellen har innebygd en antagelse om at forholdene er uendret fra år til år, dvs. at det bare beskrives statistiske likevektssituasjoner under ulike belastninger.

Transporten mellom bassengene beskrives som utveksling av vannmasser horisontalt. Enveistransporter er ikke tatt med. Dette kan forsvares fordi Indre Oslofjord er forholdsvis lite preget av rettet estuarin sirkulasjon pga. liten lokal ferskvannstilførsel.

Det antas at en fast andel av dypvannsvolumene skiftes ut med vann fra ytre Oslofjord i vinterperioden. For Bekkelaget/indre havn og Bunnefjorden antas det at 20% av dypvannsvolumet fornyes med vann fra ytre Oslofjord i hver vinterperiode, mens det for Vestfjorden antas at 65% av dypvannsvolumet skiftes ut.

Fosforbudsjettet

Horisontal utveksling mellom bassengene i produksjonsperioden er satt ved skjønn, og deretter justert som en empirisk tilpasning av modellen. Utvekslingsraten er uttrykt som antall utvekslinger pr. år mellom de enkelte bassengene,

For vinterperioden antas at det innstiller seg likevekt mellom tilførsler og konsentrasjoner i overflaten i løpet av vinteren, med lik konsentrasjon i alle bassenger, og uten noen transport til dyplaget. Vinterkonsentrasjonen for fosfor i overflatelaget antas å variere lineært med tilførslene.

Fosfortransporten ned gjennom 20 meters dyp antas å skje bare ved sedimentering av fosfor bundet til organisk stoff. Sedimenteringen er en lineær funksjon av den fosformengden P som passerer overflatelaget i løpet av en produksjonsperiode.

Fosfor som transporteres horisontalt ut fra et basseng i overflatelaget før det sedimenterer til dyplaget belaster ikke dette bassenget, bare de bassengene som mottar transporten. Denne antagelsen er riktig for koblingen til oksygenbudsjettet, men kan diskuteres når det gjelder overflatelagets vannkvalitet.

Den vertikale transporten av uorganisk fosfor opp gjennom 20 meters dyp i løpet av produksjonsperioden antas å være 10% av midlere fosformengde i dypvannet over året. Det tas ikke hensyn til at andelen oppløst uorganisk fosfor i dypvannet eller vertikal fordeling av fosfor i dypvannet kan variere med endrede utslipp.

Siktedypsmodell

Sammenheng mellom fosforbelastning på overflatelaget og siktedyp bestemmes empirisk ut fra modellresultater og tilgjengelige data. For hvert basseng estimerer modellen tilgjengelig mengde fosfor i overflatelaget i løpet av produksjonsperioden både i dagens situasjon (1986) og for en "naturlig" tilstand uten lokal forurensning. Disse tallene brukes til å bestemme siktedypet som lineær funksjon av tilgjengelig mengde fosfor, uavhengig for hvert basseng, ut fra en antagelse om at siktedypet ville øke fra aktuelle observerte verdier til ca. 6 meter over hele indre Oslofjord dersom all lokal forurensning til indre Oslofjord ble fjernet.

Oksygenbudsjett

Minste oksygenmengde under 20 meters dyp i løpet av året beregnes ut fra balansen mellom oksygentilførsel fra ytre Oslofjord ved dypvannsfornyelse, og oksygenforbruket i dypvannet.

Oksygenforbruket antas å skyldes tre kilder:

1. Nedbrytning av organisk stoff i tilførsler.
2. Oksydering av ammonium i tilførsler til dyplaget.
3. Nedbrytning av organisk stoff produsert i fjordens overflatelag innenfor samme produksjonsperiode.

Det antas at 10% av organisk stoff tilført overflatelaget fra land sedimenterer til dypvannet, og at dette skjer lokalt i hvert basseng. For tilført organisk stoff er det antatt et forholdstall på 2.4 mellom organisk C og oksygen. Dessuten antas at bare 60% av det tilførte organiske stoffet er nedbrytbart.

For oksydering av tilført ammonium fra land gjelder et vektforhold mellom nitrogen og oksygen på 4.6. Det antas at 90% av nitrogenet i utslippet finnes som ammonium eller som organisk bundet nitrogen, og at ca. 90% av dette igjen oksyderes.

Sedimentert mengde fosfor gjennom 20 meter, med fradrag av permanent sedimentert fosfor på dypvansbunn, er brukt som målestokk for den del av algeveksten som belaster oksygenreservene i dyplagene, etter et antatt atomforhold 106:16:1 for C:N:P.

Vertikale oksygentransporter innenfor et basseng blir det tatt hensyn til ved å anta at en viss del av oksygenforbruket i dypvannet oppveies av tilførsler fra overflatelaget pga. vertikalblanding. For Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget antas 10%, for Vestfjorden 25%. Den resterende del av oksygenforbruket skal oppveies av dypvannsfornyelsen om vinteren. Det tas ikke hensyn til at vertikalfordelingen av oksygenforbruket kan endre seg med en endret belastningssituasjon.

Oksygentransportene mellom dypvannet i bassengene i Indre Oslofjord er beregningsmessig knyttet lineært til forskjellen i oksygeninnhold mellom bassengene om høsten. Det innebærer ikke at transportene er å betrakte som funksjon av konsentrasjonene om høsten, men at begge deler er lineært avhengig av de oksygenforbrukende prosesser.

Konsentrasjon av netto oksygeninnhold i vann tilført fra Ytre Oslofjord er satt til 5 ml/l.

Vurdering av modellens resultater:

Resultatene av modellen vurderes ut fra to kriterier:

1. Årstidsvariasjoner i oksygeninnhold i dypvannet.
2. Innhold av fosfor i overflatelaget om høsten.

For Vestfjorden er det rimelig god overenstemmelse mellom beregnet og observert variasjon i oksygeninnhold, når en tar i betraktning de grove beregningssmåter som er brukt i begge tilfeller.

I Bunnefjorden beregner modellen lavere variasjon i oksygeninnholdet over året enn det som er beregnet ut fra data for 1984-1986. Det kan tyde på at dypvannsutvekslingen er satt noe høyt her når det gjelder virkningen på oksygeninnholdet. Modellen beskriver gjennomsnittlig årsforløp, og opererer med en gjennomsnittlig utveksling av 20% av dypvannet i Bunnefjorden mot ytre Oslofjord om vinteren. I virkeligheten vil det bare skje dypvannsfornyelser om vinteren enkelte år i Bunnefjorden, og det kan være at modellgjennomsnittet er for høyt sammenlignet med den faktiske utvekslingen for disse årene.

Observasjonene de siste år viser at konsentrasjonen av totalfosfor i overflatelaget om høsten er 5 til 10 µgP/l. Modellen gir 1.5 - 4 ganger høyere verdier enn dette. Overenstemmelsen er best for Vestfjorden.

Følgende forklaringer kan tenkes:

1. Det er estimert at 20-30 tonn fosfor vil være bundet i fastsittende biomasse om høsten, for eksempel i blåskjell. Hvis beregnet fosformengde i overflaten korrigeres for dette, blir midlere konsentrasjonen i overflatevannet om høsten 9-12 µg/l, og det stemmer bedre med observasjonene.
2. Andelen fosfor som sedimenterer permanent på grunne områder, eller som synker ned gjennom sprangskiktet, kan være for lavt anslått.
3. Transporten ut av fjorden i overflatelaget kan være for lavt anslått.

Modellen inneholder så mange forenklinger og omtrentlige anslag at det er lite grunnlag å behandle feilkildene mer i detalj.

A. SAMMENHENGEN MELLOM VANNKVALITET OG BRUKERKVALITET

Oversikt

Følgende brukerinteresser skal med:

1. Mangfoldig dyre- og planteliv
2. Liv og vekst av fisk
3. Liv og vekst av reker
4. Yrkesfiske etter fisk og reker
5. Konsum av marine produkter
6. Bading, båtliv og annen vannkontakt, herunder idrett
7. Turisme og opphold nær vannet
8. Sammenfatning av brukerkrav til vannkvalitet

Bruk av Oslofjorden for skips- og fergetrafikk er viktig, men setter ikke spesielle krav til vannkvaliteten. Bruk av Oslofjorden som resipient er viktig, men setter i seg selv ikke spesielle krav til vannkvaliteten.

1. Mangfoldig dyre- og planteliv.

De kvalitetskrav som et mangfoldig marint økosystem krever, kan enten settes ut fra typiske kystvannssituasjoner for denne del av norskekysten, eller de kan settes ut fra det mangfold som preget Indre Oslofjord før forurensningene gjorde seg gjeldende.

Det siste ville være det naturlig og riktige, for såvidt som det ville sette grenser for det som det er teoretisk mulig å oppnå ved vidtgående tiltak.

Det foreligger imidlertid ikke tilstrekkelig med vannkvalitetsanalyser fra tiden før århundreskiftet til at dette lar seg gjøre. Vi har relativt godt grunnlag for å si hvorledes dyre- og plantelivet var, men vi kan altså ikke korrelere det med vannets innhold av oksygen, fosfor, eller med siktedyp og andre kvalitetsparametre.

Det foreligger eksperimentelle resultater for en del viktige organismer. Slike data kan være til god støtte.

Verdifulle resultater er oppnådd ved Marin Forskningsstasjon Solbergstrand i Drøbaksundet. Der ble det gjort forsøk gjennom flere år med virkningen av lave oljekonsentrasjoner på økosystemer i strandsonen. De årsak/virkning-relasjoner som ble oppnådd, vil tillate en relativt nøyaktig vurdering av oljeforurensning. For hver enkelt organisme kan det dreie seg om et sett med grenseverdier, f.eks. oksygen. Det kan være en grenseverdi for et aktivt, voksende individ, et annet for egg og yngel, et tredje for hvilestadier m.v. I hvert enkelt tilfelle vil eksponeringstiden være

viktig. For kortere tidsrom tales mer ekstreme påkjenninger enn for lange.

Fastsittende organismer er prisgitt de vekslende forhold på stedet. Noen av dem har pelagiske stadier, slik at en livssyklus er avhengig av vannkvaliteten der hvor individet er i de forskjellige stadier.

Andre arter er mer eller mindre bevegelige og vil i noen grad kunne unngå vannmasser hvor f.eks. oksygeninnholdet blir for lavt.

Over de siste vel 50 år har det i Bunnefjordens dypere vannmasser periodevis vært råttent eller sterkt oksygenfattig vann. Det meste av dyrelivet har vært utryddet. Noen arter har funnet overlevelsesmuligheter høyere oppe, mens andre må rekrutteres ved egenbevegelse fra andre fjordområder eller gjennom nytt innstrømmende vann. Det må derfor nødvendigvis ta flere år før et mangfoldig og stabilt økosystem har etablert seg igjen, når store områder har vært rammet.

Kriterier for mangfold kan uttrykkes på flere måter. Over tid skjer det vekslinger, selv i helt upåvirkede marine økosystemer. Det kan derfor bare angis grove kriterier i form av arter eller antall individer som mål for mangfoldet. Et biologisk skjønn, basert på undersøkelser og erfaringer, kombinert med kjennskap til utviklingen, bør komme i tillegg til bruken av artsmangfold. I vurderingene for Indre Oslofjord er følgende hovedkriterier brukt:

1. I strandområdet fravær av grønske og andre eutrofe alger og tilstedeværelse av blæretang, sagtang, grisetang, sukkertare. Frisk bunn uten løst dyann, strandkrabber, tangreker, snegler, skjell.

Blæretang (*Fucus vesiculosus*) og grisetang (*Ascophyllum nodosum*) er valgt som ledearter.

2. I den fri sjøen må planteplanktonveksten ikke føre til grumset og farget vann over store områder eller gjennom lengre tid, dessuten må det være tilstedeværelse av mange fiskeslag som torsk, hvitting, sei, lyr, lange, makrell, sild, brisling, ål, laksefisk. Tilstedeværelse av næringsdyr som krill, rødåte m.fl. i sjøen eller i fiskens mageinnhold er også en viktig indikasjon.

Rødåte (*Calanus finmarchicus*) er valgt som ledeart.

3. På dyp bløtbunn tilstedeværelse av hovedgrupper av dyr som reker, bløtdyr, skjell, slangestjerner, børstemark m.fl.

Reke (*Pandalus borealis*) og mangebørstemarkene *Brada villosa* og *Tricobranthus glacialis* er valgt som ledearter på større flate dypområder av bløtbunn.

Den tilsvarende vannkvalitet bestemmes i overflatelaget og strandregionen av vannets innhold av næringssalter, og i dyplaget av oksygenforholdene.

Næringsinnholdet er vanskelig å angi fordi det vil variere raskt og bli tatt opp i organismene. Totalfosfor er den beste parameter, og den bør ikke overstige 25 mg/m³ i middel for de enkelte bassenger.

Oksygeninnholdet i hele vannmassen og også langs bunnen på de dypeste områder bør ikke bli under 2,5 ml/l over lengre perioder. Over kortere perioder kan de fleste organismer overleve med oksygenverdier mellom 1 og 2 ml/l. Ut fra gamle analyser og biologiske observasjoner har vi valgt å sette grenseverdiene 2,0 i Vestfjorden og 1,0 i Bunnefjorden.

Oljepåvirkning er bare aktuelt å vurdere i det øverste vannlaget. Massiv oljeforurensning må ikke forekomme. Små utslipp kan løses i vannet og kan gi skadevirkninger på strandens dyre- og planteliv ved verdier over 50 mg hydrokarboner/m³.

Miljøgiftenes betydning for det marine økosystem er stort sett meget dårlig kartlagt. Kriterier må derfor settes ut fra faren for inntak av miljøgifter gjennom konsum av marine produkter (se nedenfor).

2. Liv og vekst av fisk.

Variert og stor forekomst av fisk er et viktig kriterium for god tilstand i fjorden. For alle som bruker fjorden eller lever nær den, har fiskeforholdene en helt sentral betydning for den enkeltes oppfatning av og holdning til Oslofjorden som et stykke natur. Ikke alle fiskeslag betyr like meget. For den stasjonære fisken kan gyting, klekking og oppvekst av fiskelarvene være det mest ømfintlige stadium. Det foreligger ikke presise data for nødvendig vannkvalitet.

Erfaringene for fiskeforekomstene i Oslofjorden gjennom de skiftende forhold med tilførsler og virkninger av forurensninger, tyder på at de fleste fiskeslag har greid seg tålelig bra. Det kan mest skyldes at fisken har unnvikelsesreaksjoner og oppsøker steder hvor forholdene er relativt tilfredsstillende.

Bunnfisk er mest utsatt, men også de ser ut til å forflytte seg til egnede områder. Over de siste 80 - 100 år er det forsvunnet noen relikte kaldtvannsformer fra fjordens dypeste områder. Disse var av stor vitenskapelig interesse, men ellers av liten betydning.

Det har tidligere vært håkjerring i fjorden. Vi vet ikke om den er blitt borte på grunn av fangst eller på grunn av forurensning.

Forekomsten av fisk ser etter dette ikke ut til å sette krav til vannkvaliteten utover den som har vært vanlig i fjorden til nå.

3. Liv og vekst av reker.

Rekene holder til på bunnen på dypt vann. Den fanges ved tråling på dyp fra 50 m og ned til flere hundre meter. Den er forholdsvis mobil og bærer eggene med seg. Det er påvist at den kan overleve ved 0,95 ml/l ved 18 grader C, og vil antagelig kunne tåle ennå lavere oksygeninnhold ved 6-7 grader som er vanlig i fjordens dypvann.

Det er imidlertid rimelig å anta at formering og vekst krever noe høyere oksygeninnhold. Det foreligger ikke direkte målinger eller erfaringer som tillater å sette eksakte grenser.

I likhet med de andre dypbunnsorganismene, lever rekene av organisk stoff som synker til bunns. Vi antar at det hovedsakelig er overskudd av planteplankton som utgjør mat for bunndyrene. Jo mere mat, jo mere reker. Samtidig vil mye mat bety belastning på oksygenreservene. Den høyeste rekeproduksjonen kan vi vente i områder hvor nedfallet er stort og hvor ventilering og dypvannsfornyelsen er stor. Det kan derfor være at Bunnefjorden ikke kan ventes å gi like høy rekeavkastning som områder lenger ute i Oslofjorden.

Selv om det kan tenkes at det er et optimalt område hvor oksygeninnholdet akkurat er stort nok til at rekene greier seg, er det alt i alt viktigere at rekene overlever og vokser enn at produksjonen er høyest mulig.

Som kriterium for reker setter vi at oksygeninnholdet helst bør være over 1,5 ml/l og ikke under 1,0 ml/l for lengre perioder.

4. Yrkesfiske etter fisk og reker.

Det er mange faktorer som sammen bestemmer om yrkesfiske kan finne sted eller ikke. Sikker avsetning er blant annet viktig.

For et mindre antall fastboende yrkesfiskere rundt Indre Oslofjord er det laget en særordning slik at de kan selge sine varer direkte ved kai i Oslo. Uten denne ordning ville antagelig økonomien for jevnlig fiske innenfor Drøbak vært for dårlig.

Yrkesfiske er videre avhengig av at det kan utføres relativt uforstyrret og ikke hindres av skrot og vrak på bunnen.

Hittil har fisket kunnet foregå rimelig bra. I overflate- og mellomlaget er det fisk i hele fjorden, mens det i dypet bare er tilfredsstillende forhold i den søndre halvpart av Vestfjorden (syd for Steilene-Volden). Rekefisket har altså vært av begrenset omfang i forhold til tidligere, men fordi Indre Oslofjord stort sett er isfri har rekefisket innenfor Drøbak hatt stor betydning for fiskernes helårsvirksomhet.

I forurensningssammenheng vil yrkesfiske være avhengig av at det er fisk og reker (pkt. 2 og 3) og at varene er egnet for konsum (pkt. 5).

5. Konsum av marine produkter.

Fra Indre Oslofjord er det fisk, reker og blåskjell som blir spist. Andre marine produkter kan bli brukt, men i så liten utstrekning at de neppe fortjener oppmerksomhet som folkehelseproblem.

Bakterier og parasitter kan være et problem for produkter som spises rå, men det er ikke kjent at det har skapt problemer.

Varenes alminnelige kvalitet er viktig. Dette bestemmes imidlertid i liten grad av hvordan den levende vare er, men av behandling og oppbevaring før den blir brukt.

I vannkvalitetssammenheng er det marine produkters innhold av miljøgifter som har betydning.

Giftige blåskjell er det største problemet. Blåskjell blir giftige når de spiser giftproduserende alger. Siden begynnelsen av dette århundre er det rapportert sykdom etter konsum av blåskjell fra Oslofjorden. Giftstoffet har en paralytisk virkning, og blåskjellspising kan medføre døden. I løpet av det siste tiår er det rapportert minst to nye blåskjell-gifter som virker på magesystemet.

Mens den paralytiske giften bare ble produsert i relativt varmt vann, altså i sommertiden, kan de andre giftstoffene forekomme hele året. Det er altså ikke noen sikker årstid lenger for å spise blåskjell.

Vekst av alger som produserer giftstoffer, ser ikke ut til å være betinget av lokale forurensninger, selv om det er godt mulig at det dannes mer i en forurenset fjord.

Vi kjenner ikke til noen vannkvalitetskriterier som kan gi sikkerhet mot at algegifter blir produsert.

Det dreier seg om:

Tungmetaller
Klororganiske stoffer
Polisykliske aromatiske hydrokarboner, PAH.

Disse er påvist i utslipp av rensset avløpsvann, i sedimentene over hele fjorden og i marine organismer. Hittil har de mengder som er påvist i marine produkter, vært så små at helsevesenet ikke har kommet med forbud mot omsetning eller anbefaling om begrenset konsum.

Ved undersøkelser som ble utført av UiO i 1980/81 og 1985 i Vestfjorden, ble det funnet et innhold av klororganiske stoffer i torskelever som kunne tilsi begrenset konsum. Helsevesenet har imidlertid ikke kommet med anbefaling om begrensninger.

Forholdet mellom utslipp, frigjøring fra sedimentene og opptak i organismer av de enkelte miljøgifter er ennå lite kjent. Giftstoffene vil bare i liten grad forekomme løst i vannet. Stort sett vil de være partikkelbundet og blant annet følge med det dyrene spiser. Enkelte stoffer kan bli akkumulert gjennom næringskjeden.

For miljøgifter kan det altså ikke settes opp noen kvantitativ sammenheng mellom vannkvalitet og brukerkvalitet.

6. Bading, båtliv og annen vannkontakt, herunder idrett.

Disse brukerinteressene har sunnhetsmessige og estetiske krav til vannkvaliteten.

Det sunnhetsmessige knytter seg først og fremst til vannets bakteriologiske kvalitet ved at smittsomme sykdommer kan bli overført.

Sanitært avløpsvann har et høyt innhold av tarmbakterier, ofte kalt koliforme bakterier. Selv om disse i regelen ikke overfører sykdom, vil deres tilstedeværelse gjøre det sannsynlig at også sykdomsoverførende mikroorganismer kan være tilstede. Det er derfor vanlig å angi vannets hygieniske kvalitet ved innholdet av koliforme bakterier.

Det er anbefalt fra helsemyndighetene at bakterieinnholdet i badevann ikke bør overstige 50 koliforme bakterier per 100 ml vann. Ved bading i sjøvann er dette en lav grense som skulle gi meget stor sikkerhet. I praksis vil helsevesenet i tillegg til bakterietallet også bruke sitt skjønn når det må tas avgjørelser f.eks. om opparbeiding av nye badeplasser.

De bakterietall som er målt i Indre Oslofjord er stort sett meget lave, selv i områdene nær Oslo. Det kan forklares ved at overflateutslipp i stor utstrekning er blitt fjernet og at bakteriene fort dør ut i sjøvann. Allerede etter få timer er antallet sterkt redusert.

I denne utredningen vil tallet 50 koliforme bakterier per 100 ml bli lagt til grunn. På små, lokale badesteder, hvor det er urealistisk å få utført målinger, må det brukes et hygienisk skjønn.

De estetiske krav til badevann er lite absolutte og må ventes å endre seg over tid. Samtidig er disse krav meget viktige. De avgjør om vannkontakt og friluftsliv ved fjorden fullt ut gir velvære og trivsel.

Luften må være frisk og ikke ha snev av ubehagelig lukt. Lukt kan oppstå når organisk stoff råtner i strandkanten. Forskjellige forurensningssituasjoner kan føre til at organisk stoff i bunnslammet eller i strandsonen går i oppløsning.

Det kan imidlertid også under helt upåvirkede forhold drive på land tang, maneter, skjell, fisk og annet som kan virke meget sjenerende, både ved sitt utseende og ved lukt. I stille og lukkede områder som Indre Oslofjord vil dette sjelden være tilfelle.

Strandens utseende må være tilfredsstillende. I hele Oslofjorden og tildels rundt kysten av Norge forøvrig, driver det stadig søppel på land. Det kan være treverk, kork, fiskeblåser, plastfolie, tauverk, emballasje av plast, glass og metall o.l. Der hvor sjøen står på, kan gjenstander finnes langt innover land og høyt i buskaset. Det er derfor vanlig at en strand må ryddes ut på våren og tildels også i løpet av sommeren.

Tilstanden på grunne områder og i strandsonen er først og fremst preget av den lokale forurensningssituasjonen. De vanlige tangarter, som blæretang og grisetang, kan bli erstattet av grønske og slimete alger, det kan bli tett belegg av små blåskjell, og selve bunnen kan bli gjørmete, ubehagelig å gå på og lett å virvle opp.

Selve vannet, enten det er ved stranden eller ute på fjorden, kan på grunn av algevekst bli grumset og farget. Siktedypet blir redusert. Følelsen av å være ved rent sjøvann blir borte. Vannet i Oslofjorden kan imidlertid aldri bli så klart som i Middelhavet, kanskje ikke engang som i Sørlandets skjærgård.

Erfaringer til nå er at folk reagerer når siktedypet er mindre enn 3 meter. Blir siktedypet 4 til 5 meter, har folk flest følelsen av at vannet er klart og rent. I Bærumbassenget var det til 1983 vanlig med siktedyp på 1 - 2 meter. Etter overføringene til renseanlegget ved Slemmestad, er det blitt renere vann med siktedyp stort sett over

3 meter. Publikums reaksjon har vært tydelig. Det bades f.eks. langt mer enn før.

Ved siktedyp større enn 3 meter vil fargestikket som planteplankton-organismene lager, bli lite iøynefallende. Vannet vil fremdeles være grumset, og vanlig bunn kan ikke sees dypere enn ca. 2 meter.

Ut fra dette er det rimelig å sette 3 meter siktedyp som et minstekrav, og at det helst bør være over 4 meter.

7. Turisme og opphold nær vannet.

Dette setter bare estetiske krav til vannets utsende og lukt. Da kontakten med vannet er mindre intens enn ved bading og båtliv, blir kravene også mindre. Først og fremst er det viktig at det ikke driver ting i sjøen som søppel, olje eller skum. Langs skipskaiene vil nok en viss synlig påvirkning av vannet bli akseptert.

For turisme i form av sightseeing med båter på fjorden, er det viktig at vannet virker rent og appetittlig. Skal turister føle at de er i et natur- og friluftselldorado, bør det tilnærmet være like rent vann for dem som for de badende.

8. Sammenfatning av brukerkrav til vannkvalitet.

Listen nedenfor representerer ikke absolutte og endelige kriterier, men er en første konkretisering. Listen bør være veiledende og må, om mulig, brukes i forbindelse med et faglig skjønn hvor også andre informasjoner kan bli trukket inn.

For de aller fleste områder av Indre Oslofjord vil kriteriene for Mangfold og Bading være de interessante. For havner, småbåthavner og andre utbygde strandområder vil kriteriet for Turisme være viktig. Bunnefjordens dyp kan enten tilfredsstillende Reker (1,0 ml O₂/l) eller Mangfold (2,0 ml O₂/l). Områdeavgrensning for disse brukerkategoriene kan bli avgjort av de tiltak som blir iverksatt.

- | | |
|-------------|---|
| 1. Mangfold | Blæretang og grisetang
Rødåte
Flere dyregrupper og utvalgte manglebørstemark
Totalfosfor i middel under 25 mg/m ³
Oksygen dyplaget over 2,0 ml/l, helst over 2,5 ml/l
Olje under 50 mg/m ³ |
| 2. Fisk | Oksygen over 2,0 ml/l, helst over 2,5 ml/l
Næringsdyr |
| 3. Reker | Oksygen over 1,0 ml/l, helst over 1,5 ml/l |

- | | |
|---------------|---|
| 4. Yrkesfiske | Ikke søppel og skrot i vannet eller på bunnen |
| 5. Konsum | Redusert utslipp av miljøgifter, alle slag |
| 6. Bading | Kolibakterier under 50/100 ml
Siktedyp over 3,0 meter, helst over 4,0 meter
Estetiske forhold |
| 7. Turisme | Estetiske forhold |

B. UTARBEIDING AV MODELLER FOR SIKTEDYP OG OKSYGEN I DYPVANNET

1. INNLEDNING

Nyttevurderingene er en del av Tiltaksanalysen for Indre Oslofjord. Ved Tiltaksanalysen vurderes en rekke enkelttiltak som hver for seg eller i grupper kan bidra til å bedre vannkvaliteten i Indre Oslofjord.

Ved hjelp av nyttevurderinger og modeller som presenteres i denne rapport, skal virkningene på forholdene i fjordens hovedbassenger av enkelttiltak, eller grupper av tiltak, bli kvantitativt belyst.

Det har vært forutsetningen at modellbetraktningene skulle være grove og stort sett bygge på tidligere arbeider (Bjerkeng 1972, Baalsrud m.fl. 1986). Omfanget er imidlertid blitt betydelig utvidet i forhold til disse utredninger ved at fjorden er delt i 4 bassenger som behandles individuelt, og ved at det er den samlede biologiske omsetning som danner grunnlaget.

Som et ledd i dette har det vært viktig å søke en god utnyttelse av det datagrunnlaget som foreligger, og å anvende et nøkternt skjønn når andre informasjoner mangler.

For å oppnå en full utnyttelse av det datagrunnlag som foreligger, er det ønskelig med en bred forskningsmessig gjennomgang av alle enkeltprosesser og sammenkobling i en fullverdig, dynamisk modell hvor også årsvariasjonene kommer med. Dette arbeidet er tatt opp og kan ventes avsluttet i 1991.

2. RAMMER OG BEGRENSNINGER

2.1 Bassenginndeling

Gjennom årene er forskjellige bassenginndelinger blitt brukt. En inndeling i 6 avsnitt (se fig. 1) er lagt til grunn for Tiltaksanalysen. I denne rapport er Indre havn og Bekkelagsbassenget slått sammen, og Vestfjorden og Lysakerfjorden. Den praktiske årsak er at det ikke foreligger flate- og volumdata for disse fire bassenger hver for seg. Lysakerfjorden er dessuten ikke spesielt interessant, da det ikke lenger er noen hovedutslipp der. Bassenginndelingen er nyttig for å forenkle problemstillingen. Innen hvert basseng er det store variasjoner som modellbruken ikke fanger opp. Innen et basseng vil det være en kvalitetsendring fra utslippsted eller elveos til forbindelsen med neste fjordavsnitt. Slike gradienter er det altså sett bort fra.

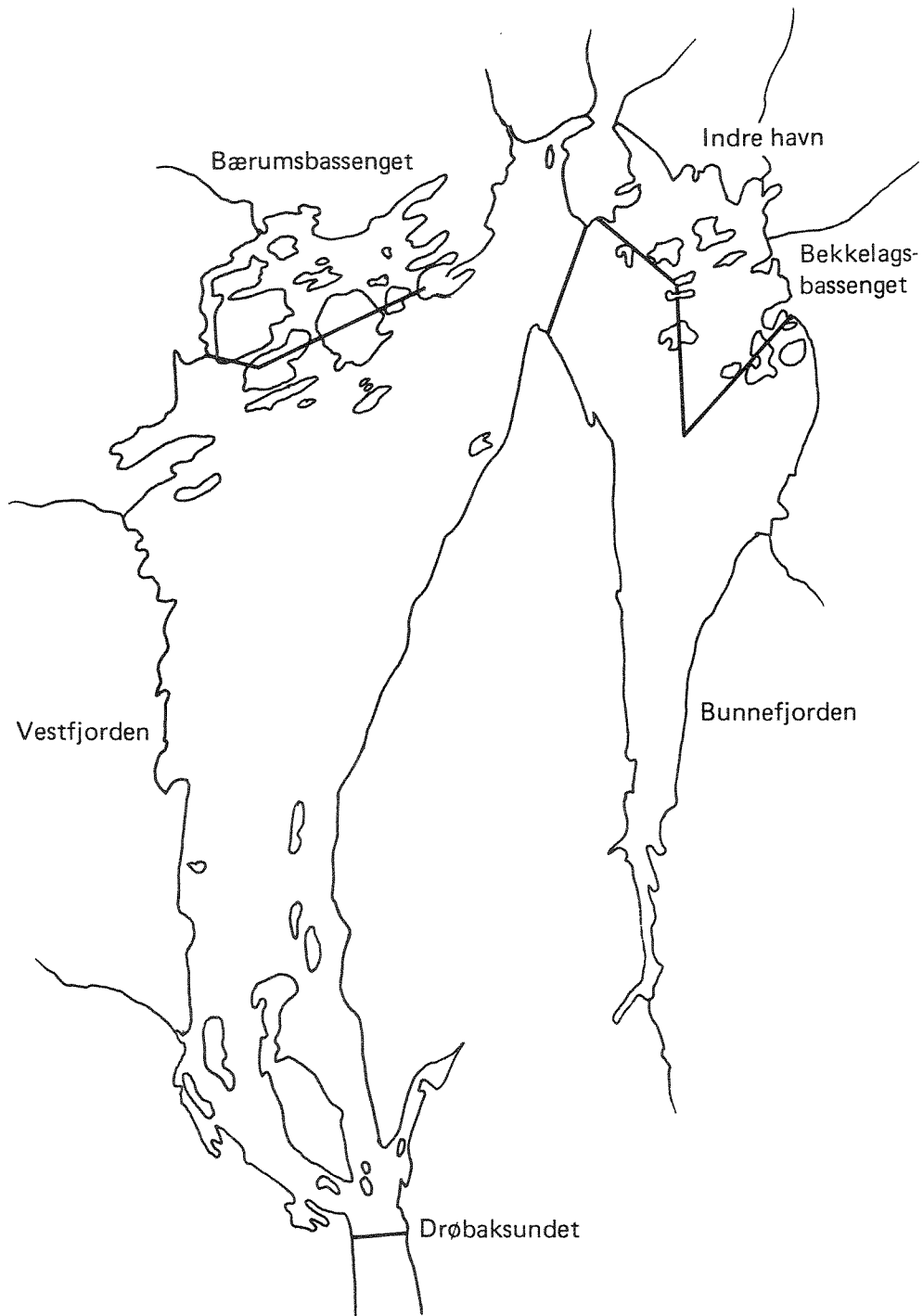
Vannmassene er i modellen inndelt horisontalt i to lag av vannmasser: Overflatelaget ned til 20 m, og dypvannet under 20 m. Mange års erfaringer og målinger har vist at denne inndelingen kan være hensiktsmessig, først og fremst fordi sprangsjiktet ofte befinner seg omkring det dypet. Det må imidlertid fremheves at det nesten bestandig er betydelige vertikale gradienter både over og under 20-meter grensen, slik at de to lag er langt fra homogene, og at beliggenheten av sprangsjiktet varierer.

Indre Oslofjord er på denne måte inndelt i 8 vannmasser (i praksis 7 fordi vi betrakter Bærumsbassenget som rent overflatebasseng). I modellsammenheng er det for hvert vannvolum gjort en grov behandling ut fra gjennomsnittlige forhold. De faktiske forhold viser betydelige forskjeller innen de enkelte vannvolum.

Det er viktig å ha denne forutsetningen med ved bruk av resultatene.

2.2 Forurensningstilførsler

Som ledd i Tiltaksanalysen er alle forurensningstilførsler blitt revurdert. Datagrunnlaget er på årsbasis. Gjennom året skjer det store variasjoner, hovedsakelig som følge av nedbør og snøsmelting. Det fremgår av tallmaterialet at hovedforurensningene kommer via de kommunale avløpsnett. De viktigste vannforurensninger i området produseres derfor i omtrent samme mengde gjennom året. Større variasjoner oppstår dels som følge av flomerøsjon, både i avløpsnett og i vassdrag, og som følge av at renseanleggene ikke kan behandle store avløpsmengder med samme effektivitet som små. Tidvis må avløpsvann ledes forbi renseanleggene (overløpsvann). Når dette skjer i stort omfang, får resipienten store og akutte ekstrabelastninger.



Figur 1. Indre Oslofjord inndelt i 4 bassenger.

I denne analysen er brukt data for fosfor, P, i betydningen totalfosfor TotP, organisk stoff målt som totalt organisk karbon, TOC, og nitrogen, N. Utslippene er karakterisert ved sted og dyp. De data som er brukt, er presentert av Prosjektgruppe 1, Tiltak på ledningsnett.

Utslippene fra Bekkelaget renseanlegg er i Tiltaksanalysen betraktet som utslipp i overflatelaget. For overløpets vedkommende er dette utvilsomt riktig. For dypvannsutslippet savnes det målinger som forteller hvor dette vannet innlagres ved de forskjellige årstider. Det sjøvannsblandede avløpet slippes ut mellom 23 og 28 meter under overflaten. Det er grunn til å tro at det i alt vesentlig vil innlagre seg i overflatelaget, det vil si over 20 meter. I modellen kan det gjøres endringer i tilførselsforutsetningene for å se hvor følsomme beregningene er overfor de antagelser som er gjort.

Tilførslene via vassdrag er basert på målinger i en del hovedtilløp. Målepunktene må av praktiske årsaker plasseres et stykke ovenfor utløpet i fjorden. Avrenningen fra de arealer som dreneres nedenfor målepunktene er vurdert skjønnsmessig.

Et hovedproblem i tilførselsvurderingene har vært å anslå mengden forurensninger som lekker ut av avløpsnettets og kommer til fjorden utenom målepunktene. Gjennom mange år har dette vært estimert til 133 t fosfor per år, selv om det har vært en alminnelig oppfatning at dette anslaget kan være for høyt. Ved revurderingen er denne posten sløffet.

2.3 Vannutskiftning

Kvalitativt har vi et ganske klart bilde av hvorledes vannet i Indre Oslofjord utveksles med vann fra Ytre Oslofjord og Skagerrak. Tidevann og vind fører til en nærmest kontinuerlig utskiftning av overflatelaget, selv om størrelsen av utskiftningen kan variere sterkt. Ofte kommer det også litt tyngre vann inn over terskelen som fordeler seg i et mellomdyp. Denne innstrømmingen skaffer blant annet kompensasjonsvann for det saltvann som ferskvannsstrømmen ut av fjorden tar med seg (estuarin sirkulasjon). Dypvannsutskiftningen skjer mest i vinterhalvåret og kan utgjøre fra 20 til over 100% av dypvannsvolumet.

I denne rapporten er det brukt et sterkt forenklet bilde av vannutskiftningen:

Det forutsettes at fjorden er i en likevektig stoffbalanse, slik at summen av alle transporter inn og ut over året er null.

Det fosfor som tilføres Indre Oslofjord, må enten havne i sedimentene eller transporteres ut gjennom Drøbakundet. Vi ser bort fra de små mengder som tas opp med marine produkter. Vi har ikke analysetall som tillater å bestemme den daglige transporten over terskelen, men har antatt at utstrømningen styres av konsentrasjonsforskjellen i Vestfjordens og Drøbakundets overflatelag og fornyelsen av Vestfjordens overflatelag. Dette fanger også opp en noe mer periodevis fornyelse av et mellomsjikt under 20 meter grensen.

Hvert år er det påvist massiv utskiftning av dypvann. Nytt oksygenrikt og tungt bunnvann strømmer inn over Drøbaksterskelen og fortrenger eldre og mindre tungt bunnvann. Prosessen kan stadig gjenta seg fordi bunnvannet stadig tilføres noe ferskvann og blir lettere, slik at nytt bunnvann regelmessig er tyngre enn det gamle. Størrelsen av utskiftningen kan variere sterkt fra år til år. Denne variasjonen er ikke fanget opp.

Det skjer en rekke transporter gjennom sprangsjiktet, som forenklet er plassert i 20 meters dypet. Igjen er det gjort en forenkling og antatt at diffusjonen opp av fosfor er en viss prosent av middelinnholdet i dypvannet.

Alle disse antagelsene er angitt i kapittel C 5.

2.4 Hovedvekt på oksygenbalanse og siktedyp

Det er en rekke kvalitetsparametre som har interesse i brukersammenheng. I nytteanalysen er oppmerksomheten konsentrert om siktedyp og oksygen.

Siktedyp er et uttrykk for overflatevannets rekreasjonskvalitet. Tilføres den øvre produksjonssone for mye næringsalter, påvirkes veksten av alger, både frittlevende planteplankton og fastsittende tang og tare. Stor planktonvekst gir grumsete vann med nedsatt siktedyp. Under slike forhold vil andre ulemper kunne følge med, som grønskevekst, gjørmete strand, lukt og generelt uestetiske forhold. Siktedypet er en enkel måling og bedre egnet enn andre mål for estetiske forhold. Men også den må brukes med forsiktighet. (Se punkt 4.2 nedenfor). Enkeltmålinger må ikke tillegges vekt.

De biologiske prosesser i dypvannet fører til forbruk av det oksygenet som er oppløst i vannet. I tidsperioder hvor bunnvann er i ro, vil forbruket kunne måles direkte som senking av oksygenkonsentrasjonen i vannet. Bunnvannet i Oslofjorden har perioder med stagnerende vann og perioder hvor nytt vann kommer inn og fornyer oksygenreserven. I dagens Indre Oslofjord er periodevis oksygenmangel i dypvannet betraktet som det alvorligste biologiske problem. (Se forøvrig punkt 4.3 nedenfor).

3. BIOLOGISKE HOVEDPROSESSER

3.1 Primærproduksjon

Primærproduksjonen i form av fastsittende alger langs stranden er antatt å ha liten betydning for forholdene ute i vannet og på dypet. I langgrunne områder vil riktignok veksten påvirke hele vannmassen, men neppe ha stor betydning i tilstøtende fjordområder. Et forbehold må tas. Under visse værforhold er det vanlig å finne løsrevne algenøster flytende utover hele fjordflaten. Noe av dette synker ned og kan f.eks. finnes igjen i reketrålposen. Hvis dette utgjør mer enn små mengder (over 100 tonn organisk stoff/år), bør det komme inn i regnestykkene.

Primærproduksjonen i form av plankton er den enkeltprosess som har størst betydning for forholdene i Indre Oslofjord. Kunnskap om planteplankton er viktig for forståelsen av forurensningsvirkningene. Indre Oslofjord er blitt kalt en eutrofiert fjord, det vil si en fjord hvor forurensninger i form av plantenæringsstoffer har ført til en økt vekst av planteplankton. Vi ønsker å kjenne totalproduksjonen, forekomstene til enhver tid og hvilken andel som synker ned i dypvannet.

I 1986 ble det utført et stort antall analyser av planktonforekomstene i Indre Oslofjord (Paasche m.fl., 1987). Tallmaterialet for dette arbeidet er blitt stilt til disposisjon. Analyseresultatene er et godt uttrykk for forekomsten av biomasse, dvs. partikulært materiale, det sier imidlertid ikke noe om produksjonen, dvs. veksthastigheten, eller om andelen partikler som synker til bunns. Det siste er anslått ut fra sedimenteringsbestemmelser (se pkt. 3.4).

Det er næringssaltene som bestemmer veksten av alger. Mange års undersøkelser har vist at fosfor er den enkeltkomponent som i nesten alle tilfeller er begrensende faktor i Indre Oslofjord. Riktignok vil silisiuminnholdet bli brukt opp først. Det fører til at diatomeene må vike plassen for andre planktonalger, men algemassen blir omtrent den samme. I denne vurdering er disse to forutsetninger gjort gjeldende:

1. Tilgjengeligheten av fosfor bestemmer algeveksten
2. Alt fosfor i overflatelaget blir brukt til algevekst

For siktedyp er mål for partikkelinnholdet i øverste vannlag til god hjelp (se pkt. 4.2).

3.2 Omsetning av organisk stoff og nitrogen i overflatelaget

Såvel planteplankton som andre former for levende og dødt organisk stoff blir nedbrudt på forskjellige måter. En rekke heterotrofe organismer, fra ciliater og oppover til fisk, lever av partikulært organisk stoff. Også mikroorganismer som bakterier deltar i denne prosessen. Alt i alt fører denne biologiske omsetningen til at det meste organiske stoffet blir nedbrudt til sine enkeltkomponenter, mens resten er omdannet via næringskjeden til større organismer, som reker og fisk.

En del organisk stoff tilføres fjorden som oppløst eller finfordelt materiale. Under nedbrytningen vil en del av det omdannes til større partikler eller inngå i dyreplankton, og kan synke ned i dypvannet hvor det blir videre omsatt.

Noe av det nitrogenet som tilføres overflatelaget, er i form av ammonium. I avløpsvannet fra boliger forekommer 90% av nitrogenet i en form som tilsvarer ammonium. I vannet vil ammonium bli oksydert til nitrat av bakterier. Den bakterieveksten dette gir grunnlag for, er med å øke partikkelinnholdet i vannet og dermed mengden organisk stoff som kan sedimentere til dypvannet. Det er imidlertid antatt at dette utgjør en så liten del at vi har sett bort fra det i oksygenregnestykkene.

3.3 Resirkulasjon av næringssalter i overflatelaget

Under den biologiske omsetning av planktonalger, løst og partikulært organisk stoff, vil det frigjøres næringssalter. Når dette skjer i overflatelaget, vil det gi grunnlag for ny planteplanktonvekst. Det skjer således et sluttet kretsløp av næringssalter i den eufotiske sonen. Denne prosessen har begrenset interesse for de kvantitative vurderinger av fosfor og oksygen, men er en viktig indikasjon på vannets biologiske stabilitet. Hvorvidt en planktonalge lever lenge eller den omsettes og gjenoppstår, spiller liten rolle for f.eks. siktedyp og sedimentering.

3.4 Sedimentering

En kvantitativ oppfatning av sedimenteringen er meget viktig. Dels fører sedimentering til at næringsstoffer går inn i bunnsedimentene og unndras fra å gi grunnlag for ny produksjon, dels fører sedimenteringen til at organiske partikler bringes ned til dypvannet og ved omsetning påvirker oksygenbalansen der.

Det er først i senere år at kvantitative målinger av sedimentering er blitt utført. Til grunn for vurderingene i Oslofjorden er brukt resultatene av målinger i sedimentfeller i forskjellige dyp i

Bunnefjorden og Vestfjorden i 1985-87 (Magnusson m.fl., 1988). Tallene er sammenlignet med tilsvarende observasjoner i Grenlandsfjorden (pers.medd. Næs) og Nordåsvatnet (Wassmann 1985).

Tabell 1. Årlig sedimentering av partikler bestemt som totalt organisk karbon TPOC, totalt nitrogen (TPN) og totalt fosfor (TPP) i mg/m²dag ved 20 meters dyp.

	Vestfjorden		Bunnefjorden	
	arit.mid.	stand.avvik	arit.mid.	stand.avvik
TPOC	267	219	420	260
TPN	32	27	56	33
TPP	2,2	1,4	4,1	2,1

3.5 Omsetning i dypvannet og på bunnen

Dypvannet tilføres organisk stoff på flere måter. Via vassdrag og luften kommer det partikler, f.eks. pollen og løv, som tildels sedimenterer på dypt vann. Fra overflatelaget synker det ned alger og dyr. Enten dette er levende eller dødt organisk materiale, vil det bli nedbrutt under forbruk av oksygen.

Sedimenteringen skjer tildels meget langsomt slik at betydelig nedbrytning av det organiske materialet har skjedd innen det når bunnen. Tildels vil hele prosessen bli ferdig i det fri vannet. Det vises blant annet ved at fosforinnholdet i dypvannet øker i en stagnasjonsperiode.

Det er nær sammenheng mellom forholdene på bunnen og i de fri vannmasser. I dypvannet vil alt vann komme i kontakt med bunn på samme nivå. Selv i perioder med utpreget stagnasjon vil det være horisontale strømninger som bringer bunn og fritt vann i kontakt med hverandre. En del av det organiske stoffet som avsettes på selve bunnen, vil bli endelig omsatt der. På og i havbunnen lever et stort antall forskjellige smådyr og fisk av å omsette tilført organisk stoff. Dette renovasjonsvesen vil, akkurat som dyrene i det fri vannet, bruke av vannets oksygen og bidra til at det reduseres i mengde.

En spesiell situasjon oppstår når oksygenkonsentrasjonen i vannet nær bunnen nærmer seg null. De forskjellige organismer har forskjellige toleransegrenser for oksygen, men før eller senere vil alle bukke under innen oksygenet er helt borte. Noen dvaleformer kan greie seg en stund. Også de fleste bakterier må gi opp når oksygenet blir borte. Bare noen få kan utnytte den nye situasjonen, det gjelder spesielt de sulfatreduserende bakteriene. Det er de sulfatreduserende

bakteriene som omsetter organisk stoff i fravær av oksygen ved å redusere sjøvannets sulfat til sulfid, H₂S, og dermed lager råttent vann.

Under dypvannsutskiftningene vil gammelt bunnvann bli løftet opp og før eller senere bli transportert ut av fjorden. Hvis det gamle bunnvannet er blitt råttent, vil det virke sterkt giftig på alt dyreliv. Oksydasjonen av sulfid og ammonium vil kreve oksygen.

Når bunnvannet råtner og inneholder H₂S, startes en rekke nye kjemiske reaksjoner. Det viktigste er at treverdige jern reduseres til toverdige, at det utfelles svart jernsulfid og at bunnfelt fosfor igjen kan gå i oppløsning.

I denne nytteanalysen har vi ikke regnet med at bunnvannet skal råtne. Vi har altså sett bort fra at bunnfelt fosfor kan bli brakt tilbake til vannfasen igjen i perioder med råttent bunnvann.

Nitrogenomsetningen i dypvannet har flere interessante trekk. Ammonium som ledes ut og fordeler seg i det fri vannet, vil bli oksydert til nitrat under forbruk av oksygen.

Når oksygenverdiene blir meget lave, vil en del bakterier kunne bruke nitrat istedenfor oksygen. Ved oksygenkonsentrasjoner godt under 0,5 ml/l vil derfor nitrat bli omdannet til ammonium. Dette kan også skje i bunnlag som kommer i kontakt med oksygenfattig vann. Nitrogenomsetningen i bunnslammet kan dessuten føre til at nitrogenet omdannes til molekylært nitrogen N₂ som derved unndras de biologiske prosessene. Størrelsen av denne prosess i Indre Oslofjord har vi foreløpig ingen data for, men det kan dreie seg om 25 - 50%.

3.6 Nettosedimentering

Det avleires stadig sedimenter på bunnen. Det kan dreie seg om 1 - 5 millimeter per år i mange tilfeller. Det tar en tid før sedimentene stabiliserer seg. Det skyldes blant annet at en del bunnorganismer lever i bunn og av de øverste 5 - 10 cm av bunnmaterialet. Den sonen det er slikt liv i, kalles bioturbasjonssonen. Under den foregår det fremdeles omsetning og omdannelse av organisk stoff. Under visse forhold kan olje bli dannet etter noen millioner år.

Ved radioaktiv aldersdatering kan den midlere vekst av endelige sedimenter bestemmes relativt nøyaktig. Det finnes bare få data for sedimenttilvekst i Indre Oslofjord. Ved måling av tilvekst og sedimentenes kjemiske sammensetning kan vi beregne mengden fosfor og organisk stoff som på denne måten unndras vannmassene. På grunn av få målinger har vi måttet anslå dette. Den endelige sedimentering er ikke like stor over hele fjorden, heller ikke innen hvert basseng.

Det er antatt at den endelige sedimentering er 60% av det som sedimenterer forbi 20 meter nivået. Sedimenteringen må antas å være betydelig større i nærområdene til utslippene. For Indre havn, Bekkelagsbassenget og Bærumsbassenget er det foretatt et rent skjønn. De tall som er lagt til grunn for netto sedimentering av fosfor, fremgår av tabell 2.

Tabell 2. Netto samlet sedimentering av fosfor.

	Bunnflate kvadratkilometer	Sediment mg/m ² xdag	Sediment tonn/år
Bekkelagsbassenget og Indre havn	15,8	8,8	50,7
Bunnefjorden	42,2	4,1	63,2
Vestfjorden	125,4	2,2	100,7
Bærumsbassenget	9,1	6,6	21,9
Hele Indre Oslofjord	192,5		236,5

Sedimentene avsettes dels over 20 m og dels går de til dypvannet. Den siste fosfor-fraksjonen antas å fordele seg likt mellom dypvannet og selve bunnsedimentet.

Tabell 3. Fordelingen av sedimentene i tonn/år.

	Hele bunnen	0-20m	Dypvann u. 20m	Bunn u. 20m
Bekkelagsbassenget og Indre havn	50,7	26,3	12,2	12,2
Bunnefjorden	63,2	10	26,6	26,6
Vestfjorden	100,7	21,7	39,5	39,5
Bærumsbassenget	21,9	21,9	-	-
Hele Indre Oslofjord	236,5	78,9	78,3	78,3

4. MODELL-FORUTSETNINGER

4.1 Fosforregnskap

Fosfor er en konservativ parameter i den forstand at den samlede mengde fosfor som går inn og ut av systemet i vann og bunnfasen er i balanse. Ved den kvantitative behandlingen av omsetningene i Indre Oslofjord er det forutsatt at fosfortransportene er i statisk likevekt, det vil si at mengden fosfor i fjordens vannmasser ved årets begynnelse er den samme fra år til år. Gjennom flere tiårs store forurensningstilførsler er det avsatt betydelige mengder fosfor forskjellige steder til lands og i fjordene. Etterhvert som tilførslene reduseres, kan det tenkes at noe av dette fosforet lekker tilbake til fjordvannet. Dette er det sett bort fra.

Det er antatt at fosfor fordeler seg jevnt i hvert lag i hvert basseng. Transporten mellom bassengene er ukjent. Den vil være bestemt av konsentrasjonsforskjellen mellom bassengene og størrelsen på vannutvekslingen. Den siste er det ingen observasjonsdata for.

I overflatelaget er det antatt at den horisontale vannutvekslingen er god og kan redusere konsentrasjonsforskjellen betydelig. I dyplaget er den horisontale vannutskiftningen stort sett liten, men i de spesielle situasjonene hvor det er dypvannsutskiftning, blir den meget stor. I middel er den antatt å være like stor som i overflatelaget.

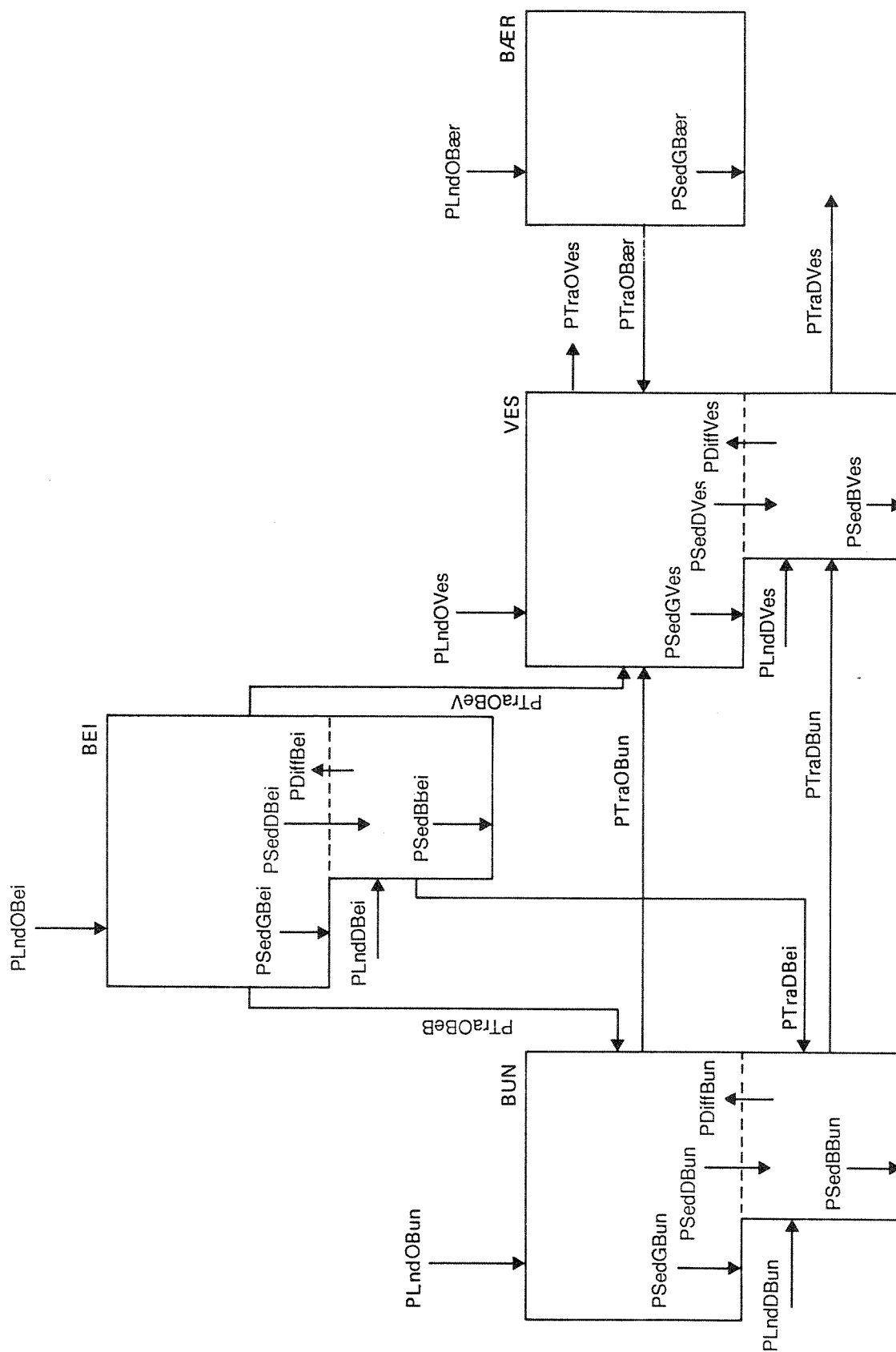
Diagrammet i figur 2 viser et transportskjema for fosfor.

Modellbruken må bygge på en del antatte størrelser. Den usikkerhet som dette skjønn medfører, blir redusert ved at tallene gjennom krav om stoffbalanse tvinges sammen. Modellen krever at fosfor inn og ut må være i balanse både for hvert basseng og for hele fjorden. Modellen bør derfor bli et rimelig godt verktøy til å se betydningen av endrete tilførsler. Fordi målet er å få en renere fjord, er det antatt at dagens situasjon ikke medfører råttent vann av betydning.

De tilhørende ligninger er satt opp i del C.

4.2 Siktedyp

Siktedyp er en omstridt parameter i fjordforskning. Det skyldes først og fremst at det observerte siktedyp er et resultat av flere enkeltfaktorer. I Indre Oslofjord har vi sett bort fra betydningen av erosjonspartikler. Etter kraftig regn og flom i vassdragene kan



Figur 2. Transportskjema for fosfor. Symbolene er forklart i del C.

fjorden bli farget grå-brun, men partiklene sedimenterer ut etter kort tid. Vi har likeledes sett bort fra at vannet har en egenfarge (humus).

Vi antar således at siktedypet er bestemt av partikler som er plante- eller dyreplankton.

Siktedypet kan vise store variasjoner både etter sted og etter tid. Det bør derfor legges liten vekt på enkeltmålinger.

Forholdet mellom siktedyp og forurensningsbelastning må settes opp empirisk. Vi kan velge å bruke tilførselen av fosfor til hvert basseng, eller den overflatebelastning som følger av fosformodellen. Det er valgt å bruke den siste inn-parameteren.

I Byfjorden på Bohuslänkysten er det utført en undersøkelse av forholdet mellom siktedyp og partikulært fosfor PP (Søderstrøm m.fl. 1976). Resultatene viser betydelig spredning, noe som er vanlig for siktedyp. Basert på samtlige observasjoner ble foreslått formelen:

$$\text{Siktedyp} = \frac{62 \pm 30 \text{ meter}}{\text{mg partikulært fosfor per kubikkmeter}}$$

Fra målinger i Vestfjorden i 1986 (Paasche m.fl., 1987) ved 14 tidspunkter fra 18. mars til 8. oktober kan beregnes middeltallene:

		Forholdstall
Siktedyp	= 5,2 m	
Partikulært karbon PC	= 493 mg PC/m ³	55
Partikulært nitrogen PN	= 66 mg PN/m ³	7,6
Partikulært fosfor PP	= 9 mg PP/m ³	1

Ut fra Søderstrøms formel svarer 5,2 m siktedyp til 11,9±5,8 mg PP/m³. Det er rimelig god overensstemmelse.

Den eufotiske sone, dvs. den sone som plantene vokser i, er i Indre Oslofjord sjelden så dyp som de 20 m vi har satt på overflatelaget. En vanlig håndregel er at den eufotiske sone er dobbelt så dyp som siktedypet. Nyquist (1979) fant at produksjonsdypet var 3,15 ganger siktedypet.

Det er imidlertid antatt at turbulens og diffusjon er så stor i overflatelaget at alt fosforet i de øvre 20 m kommer plante-produksjonen til gode.

Som det fremgår av avsnitt C 6.1, har vi også for siktedyp valgt et lineært forhold mellom siktedyp og fosforbelastning i tonn/år.

4.3 Oksygenbalanse i dypvannet

Den viktigste delen av nytteanalysen er å finne sammenheng mellom endringer i tilførsler og endringer i oksygeninnhold i dypvannet.

Oksygeninnholdet reduseres ved biologiske omsetninger av organisk stoff som tilføres dypvannet og bunnen ovenfra. Fornyelse av oksygenkapitalen skjer ved periodevis innstrømming av nytt dypvann over Drøbakterskelen.

Også i en uberørt Indre Oslofjord vil det skje vekslinger i dypvannets oksygeninnhold. Vi antar at uten befolkning vil hovedtilførselen av fosfor skje via Drøbaksund og utgjøre ved vinterstid omlag 30 mgP/m³. Dette gir grunnlag for en viss planktonvekst, og noe av den vil synke ned i dypet og forårsake oksygenforbruk. Den antatte fosfor-fordeling om vinteren fremgår av C 5.4.

Ved tilførsel av forurensninger vil belastningen på dypvannet øke. Vi konsentrerer oppmerksomheten om tre komponenter:

Fosfor som det vekstbegrensende næringsstoff. Fosforregnskapet er presentert i egen modell.

Organisk stoff som tilføres fra land, hovedsakelig via vassdrag og utslipp av rensed avløpsvann.

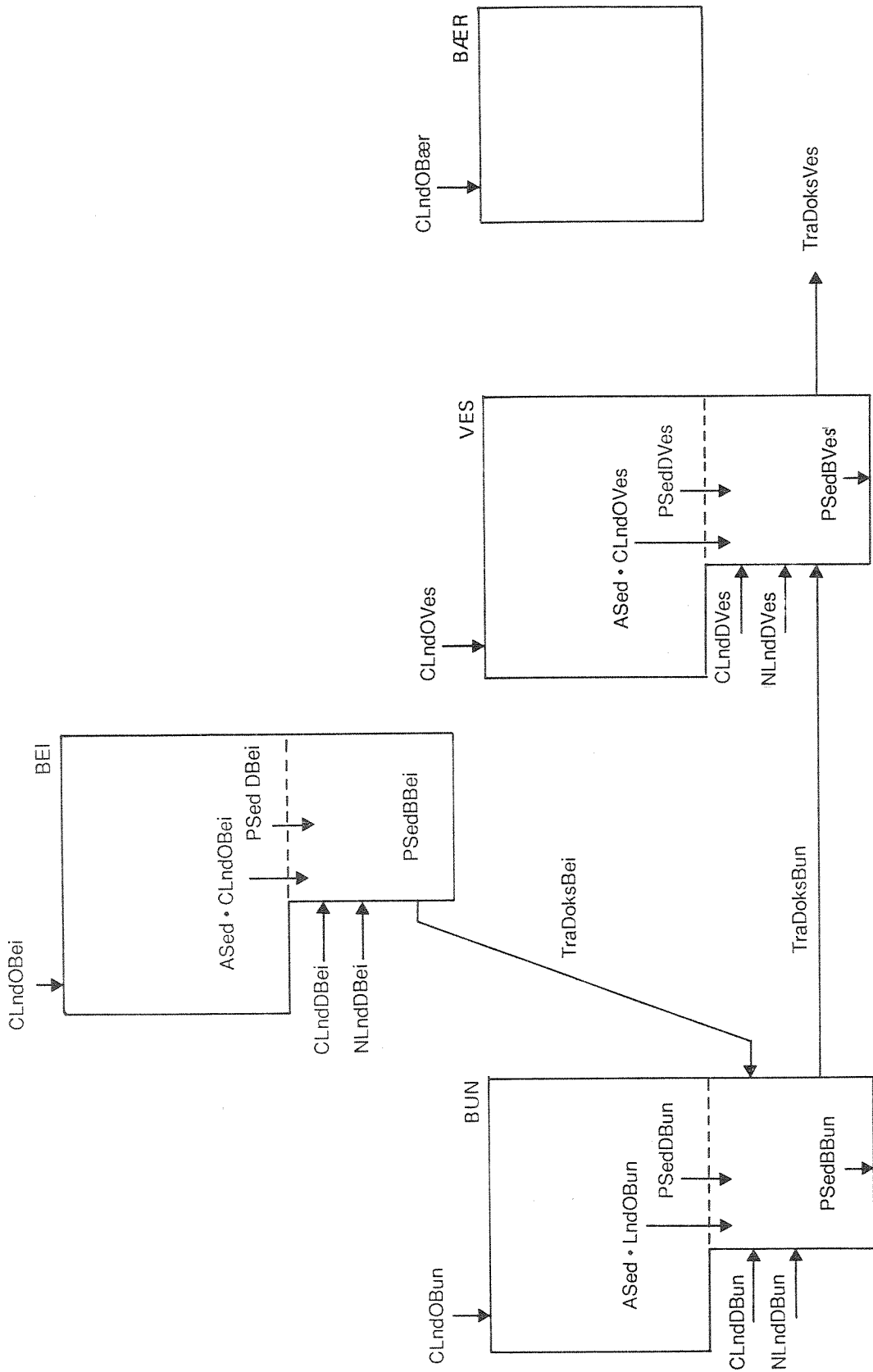
Nitrogen i redusert form, ammonium, som hovedsakelig kommer fra de kommunale kloakkutslipp.

Organisk stoff og oksygen er ikke konservative faktorer slik som fosfor. Massebalanser må derfor settes opp på en annen måte.

Som ytre rammer må vi ha summen av tilførsler av oksygen til dypvannet og det oksygenforbruket som dagens belastning forårsaker. Kan vi sette opp en modell for dette og få den tallmessig til å stemme med dagens observasjoner, skulle det være mulig ved variasjoner i innverdiene å se virkningen på dypvannets oksygeninnhold.

Det fremgår av dette at oksygeninnhold og omsetning av organisk stoff i overflatelaget blir holdt helt utenfor. Skjønnsmessig kan vi anta at omsetningen der er betydelig større enn i dypvannet.

Figur 3 gir en oversikt over tilførsler og transporter som påvirker oksygeninnholdet i dypvannet.



Figur 3. Tilførsler og transporters som påvirker dypvannets oksygeninnhold. Symbolene er forklart i del C.

De kvantitative betraktninger bygger på en rekke forenklinger og antagelser som er nærmere angitt i C 5.

4.4 Samlet årlig oksygenforbruk i dypvannet

Oppgaver over forurensningstilførslene til Indre Oslofjord er stadig underkastet revisjon. Nedenstående tall er brukt her.

Tabell 4. Tilførsler til Indre Oslofjord 1986 (mottatt fra SFT i 1988) Tonn/år.

		Sum	Bekkelaget Indre havn	Bunnefj.	Vestfj.	Bærums- bassenget
Over- flate	TOC	5814	2311	608	2432	463
	N	2290	1096	257	738	199
	P	129	65	19	33	12
Dyp	TOC	2349	-	104	2245	-
	N	1941	-	70	1871	-
	P	29	-	3	26	-
Sum	TOC	8163	2311	712	4677	463
	N	4231	1096	327	2609	199
	P	158	65	22	59	12

Vi ønsker å kjenne det samlede oksygenforbruk i hele Indre Oslofjords dypvann per år. Det er gjort overslag på tre forskjellige måter:

A. Oksygenberegning ut fra tilførsler og omsetning

Tabell 3 viser at 78,3 t P sedimenterer til dypvannet i partikler og er antatt å bli fullstendig nedbrutt før det når bunnen. Det gir:

$$78,3 \text{ t P} \times 106 \text{ g oks/g P} = 8\,300 \text{ t oks.}$$

Tabell 3 viser at 78,3 t P sedimenterer til bunns som partikler. Hvis vi kan anta at 70% av det organiske stoffet som følger med blir omsatt på en måte som bruker oksygen fra vannmassene, gir det:

$$78,3 \text{ t P} \times 0,70 \times 106 \text{ g oks/g P} = 5\,800 \text{ t oks.}$$

Organisk stoff til overflaten, 5814 t TOC/år regnes som 60% nedbrytbart. Mesteparten av nedbrytningen skjer i øvre vannlag med sedimentering på grunt vann. Det antas av 10% av oksygenforbruket kan skje i dypvannet.

$$5814 \times 0,6 \times 2,4 \times 0,1 = 850 \text{ t oks.}$$

Organisk stoff tilført dypvannet direkte utgjør 2349 t TOC/år og regnes som 60% nedbrytbart.

$$2349 \times 0,6 \times 2,4 = 3\,400 \text{ t oks.}$$

Nitrogen til overflaten utgjør 1560 t/år og vil hovedsakelig være nitrat. Ved omsetning av ammonium-fraksjonen vil noe av oksygenforbruket kunne skje i dypvannet, men dette er det sett bort fra.

0 t oks.

Nitrogen tilført dypvannet direkte utgjør 1941 t/år. Det antas at 90% er ammonium og at 90% av det omsettes i dypvannet.

$$1941 \times 0,9 \times 0,9 \times 4,6 = 7\,250 \text{ t oks.}$$

$$\text{Sum oksygenforbruk i dypvannet} \quad \begin{array}{r} \text{-----} \\ 25\,600 \text{ t oks.} \\ \text{=====} \end{array}$$

B. Beregning ut fra dypvannsutskiftning

Dypvannsutskiftning er i middel 3 900 mill m³/år. Som middel settes at innstrømmende nytt dypvann har 5 ml/l og at utstrømmende gammelt vann har 1 ml/l oksygen. Det gir

$$3\,900 \times (5-1) \times 1,43 = 22\,300 \text{ t oks.}$$

Det skjer i tillegg en mellomvannsutskiftning i Vestfjorden. Det er antatt å tilsvare to ganger fornyelsen av laget mellom 30 og 20 m per år (volum 900 mill m³). Som middel settes at innstrømmende nytt vann har 5 ml/l og at utstrømmende gammelt vann har 3 ml/l oksygen. Det gir

$$900 \times 2 \times 2(5-3) \times 1,43 = 5\,100 \text{ t oks.}$$

$$\text{Sum oksygenforbruk i dypvannet} \quad \begin{array}{r} \text{-----} \\ 27\,400 \text{ t oks.} \\ \text{=====} \end{array}$$

C. Beregning ut fra observerte verdier

Vestfjordens dypvann har som et grovt middel over flere år hatt et høyeste og laveste oksygeninnhold på 4,5 og 1,0 ml/l. Det gir

$$3\ 900 \times (4,5-1) \times 1,43 = 19\ 500 \text{ t oks.}$$

Bunnefjordens dypvann varierer tilsvarende mellom 3,0 og 1,5 ml/l. Det gir

$$1\ 900 \times (3-1,5) \times 1,43 = 4\ 100 \text{ t oks.}$$

$$\text{Sum oksygenforbruk i dypvannet} \quad \text{23\ 600 t oks.}$$

Dette tallet må bli for lavt fordi vi ikke får med utslagene den tiden selve innstrømmingen skjer. Verdien bør kanskje økes med 20% og blir da

$$28\ 300 \text{ t oks.}$$

=====

Samlet vurdering

Det synes ut fra ovenstående overslag rimelig å anta som et skjønn at det totale oksygenforbruk i hele Indre Oslofjords dypvann utgjør

$$27\ 000 \text{ t oksygen per år.}$$

=====

C. EN ENKEL LINEÆR MODELL

1. INNLEDNING

Det beregningsapparatet SFT bruker i Tiltaksanalysen for Indre Oslofjord, krever lineære modeller for hvordan utslipp sprer seg til de forskjellige fjordavsnittene og for vannkvalitet som resultat av ulik belastning på de forskjellige fjordavsnitt.

Generelle begrepsrammer og forutsetninger for de lineære sprednings- og vannkvalitetsmodellene er presentert tidligere i rapporten. I denne delen beskrives mer i detalj hvordan modellene er bygd opp, hvilke antagelser som er brukt, hvordan modellene er kalibrert mot data.

2. MODELLENES HOVEDSTRUKTUR

Beregningsapparatet forutsetter at den samlede modellen organiseres som to separate modeller:

A. En spredningsmodell:

Inngangsdata til denne modellen er reduksjoner i direkte tilførsler til hvert fjordavsnitt og dypintervall sammenlignet med en nå-situasjon. Modellen består av spredningskoeffisienter for kobling mellom tilførsler og belastning. Endringen i belastning til et fjordavsnitt beregnes som en lineær kombinasjon av tilførselsendringene.

Matematisk kan dette uttrykkes slik for en bestemt stoff-komponent:

$$B_i = \sum_k f_{ik} T_k$$

hvor

T_k = reduksjon i tilførsel til vannvolum k

f_{ik} = spredningskoeffisient fra vannvolum i til k

B_i = redusert belastning på vannvolum i

Det må brukes ulike spredningskoeffisienter for hvert av de stoffkomponentene som betraktes, fordi noen av transportmekanismene er forskjellige. Belastningene beregnes som absolutte mengder, og ikke som konsentrasjoner.

B. Vannkvalitetsmodell

Denne modellen bruker de belastningsendringene som beregnes i spredningsmodellen, og beregner et mål på forbedring i vannkvalitet i hvert vannvolum som en lineær funksjon av belastningsendring for en eller flere komponenter.

Matematisk kan det uttrykkes slik:

$$G_{qi} = \sum_s g_{qis} B_{is}$$

hvor:

B_{is} = redusert belastning til vannvolum i for stoffkomponent s

g_{qis} = forbedring i vannkvalitetsmål q pr. redusert belastning til vannvolum i for stoffkomponent s .

G_{qi} = samlet forbedring i vannkvalitetsmål q for vannvolum i i forhold til nå-situasjon.

Det må brukes forskjellige koeffisienter både for hvert kvalitetsmål og for hvert basseng. Det siste skyldes at belastningene regnes i absolutte størrelser, slik at en må ta hensyn bassengstørrelsen når en skal beregne vannkvaliteten, som i prinsippet er en konsentrasjon.

3. VALG AV KVALITETSMÅL ELLER TILSTANDSVARIABLE

Tilstanden i fjorden beskrives gjennom to tilstandsvariable:

1. Siktedyp i overflaten. Dette beregnes som en funksjon av bare en type belastning, nemlig den mengde fosfor som passerer overflatelaget i løpet av en vekstsesong fra vinter til høst. Funksjons-sammenhengen mellom belastning og vannkvalitet er anslått på rent empirisk grunnlag, og gjelder spesifikt for Indre Oslofjord.

2. Laveste oksygeninnhold som opptrer i løpet av året i vannvolumet under 20 meters dyp, midlet over vannvolumet. Dette kvalitetsmålet er bestemt av balansen mellom oksygentilførsel fra ytre Oslofjord ved dypvannsfornyelse og oksygenforbruket gitt av belastningen på dypvannet. Modellen inkluderer belastning av tilført organisk stoff og oksygenforbrukende ammonium, og av produsert organisk stoff som synker ned fra overflatelaget. Den siste belastningskomponenten bestemmes gjennom den samme spredningsmodellen som beregner mengde fosfor som passerer gjennom overflatelaget, dvs. det antas at fosfor er den begrensende faktor for produksjon av organisk materielle gjennom algevekst.

4. BESKRIVELSE AV LIGNINGSSYSTEMET

Transport og omsetning i fjorden beskrives sterkt forenklet gjennom et sett av lineære ligninger mellom mengder og transporter. Ligningene uttrykker dels rene massebalanser, og dels noen skjønnsmessige antagelser for hvordan transportene i middel avhenger av tilførsler og mengder i fjorden. De beskriver forenklete stoffbudsjetter for de komponenter som inngår i analysen, dvs. fosfor, ammonium, organisk karbon og oksygen. Det er ikke de totale stoffsykluser som beskrives, bare de deler av den som antas å ha betydning for de valgte vannkvalitetsmål.

Ligningene beskriver et årsforløp meget grovt ved å dele året inn i to perioder:

1. En produksjonsperiode fra sent på vinteren til sent om høsten. I overflaten antas det statistisk å være likevekt mellom tilførsler, vanntransporter og sedimentering av organisk stoff. I dypvannet synker oksygeninnholdet pga. nedbrytning av organisk stoff og oksydering av ammonium, dette motvirkes til en viss grad av vannfornyelser utenfra på mellomdyp.
2. En forholdsvis kort vinterperiode hvor forholdene i overflaten innstiller seg på konservativ likevekt, dvs. at næringsstoffer bare transporteres med vannmassene, og ikke ved nedsynkning. Samtidig skiftes en forholdsvis stor del av dypvannet ut med nytt vann fra Ytre Oslofjord, slik at oksygeninnholdet øker.

Det er innebygd en antagelse i ligningene om at forholdene er uendret fra år til år, dvs. at det er stasjonær tilstand på lang sikt. Det vil si at endringer i konsentrasjoner over produksjonsperioden

balanseres av motsatt rettede endringer i vinterperioden. Modellen prøver altså ikke å beskrive endringsforløp, bare statistiske likevektssituasjoner.

Ligningssystemet løses på en slik måte at alle mengder og transporter som beskriver situasjonen i fjorden kan uttrykkes som lineære kombinasjoner av tilførslene. Dette fører fram til en spredningsmodell for utslipps-komponentene på den form tiltaksanalysens beregningsapparat krever.

Vannkvalitetsmodellen for siktedyp beregnes ved en empirisk sammenheng som nevnt ovenfor, utledet som et tillegg til spredningsmodellen, og forsåvidt uavhengig av den.

For oksygen inngår vannkvalitetsmodellen direkte i ligningssystemet, og de utledede ligningene må derfor tilslutt reorganiseres som to separate modeller eller beregningstrinn.

4.1 Fosforbudsjett

Fosforbudsjettet er den mest omfattende del av modellen. Formålet med dette budsjettet er for det første å beregne endringer i vannkvalitet i overflaten i produksjonsperioden. Som mål på vannkvalitet skal brukes siktedyp. Siktedypet antas å være en lineær funksjon av produsert mengde alger, som igjen er bestemt av tilgjengelig mengde fosfor i overflatelaget i løpet av produksjonsperioden. Det er derfor først og fremst denne fosformengden som ønskes bestemt som funksjon av tilførslene.

Fosforbudsjettet gir også mengden fosfor som sedimenterer med alger i løpet av produksjonsperioden. Fordi fosfor antas å være vekstbegrensende faktor brukes mengde sedimentert fosfor som mål på belastningen med produsert organisk stoff i dypvannet, og inngår i oksygenbudsjettet som presenteres senere.

Nedenfor beskrives de variable og konstanter som brukes for å beskrive fosforbudsjettet, og de ligningene som gir sammenhengen mellom dem settes opp.

4.1.1 Notasjonsregler for variable

Alle variabelnavn for mengder eller transporter av fosfor som er knyttet til et bestemt basseng begynner med bokstav P. Rett etter bokstaven P kommer en kode som sier hva slags mengde eller transport det dreier seg om. Variabelnavnene avsluttes med angivelse av dypintervall (ikke alltid) og en geografisk kode.

Et eksempel:

PH_sOBun = Fosfor mengde sent på høsten i overflatelaget i Bunnefjorden

<u> </u>	<u> </u>	<u> </u>	<u> </u>
<i>P</i>	<i>H_s</i>	<i>O</i>	<i>Bun</i>
[stoff]	[typekode]	[dypintervall]	[geografisk kode]

4.1.1.1 Typekode

Fosformodellen opererer med følgende typer av mengder og transporter:

Lnd Tilførsler fra land pr. år.
Sed Sedimentering av organisk bundet P fra overflatelaget.
Diff Diffusjon fra dypvann til overflatelag av løst fosfor
Tra Transport mellom bassenger
H_s Mengde fosfor i et vannvolum sent på høsten
Vin Mengde fosfor i et vannvolum på slutten av vinteren
Sum Samlet mengde som passerer et vannvolum i løpet av produksjonsperioden.
Pro Mengde fosfor tilgjengelig for algevekst i løpet av produksjonsperioden.

Mengder har enhet tonn. Transporter har enhet tonn/år, og skal forstås som en mengde pr. årssyklus, fordelt over hele året, eller over en av de to periodene året er delt i. Dette vil fremgå av presentasjonen av de enkelte ligningene nedenfor.

4.1.1.2 Kode for dypintervall

Rett etter typekoden kommer som oftest en bokstav som viser hvilket dypintervall en mengde eller en transport gjelder:

<i>O</i>	: overflatelaget	(dyp mindre enn 20m)
<i>D</i>	: dyplaget	(dyp større enn 20m)
<i>G</i>	: grunne bunnområder	(dyp mindre enn 20m)
<i>B</i>	: dype bunnområder	(dyp større enn 20m)

4.1.1.3 Geografiske koder

I de fleste variable brukes disse geografiske kodene:

Bei : Bekkelagsbassenget og indre havn
Bun : Bunnefjorden
Bær : Bærumsbassenget (bare overflatelag og grunnområder)
Ves : Vestfjorden

For transportledd mellom bassengene (typekode = *Tra*) angir den geografiske koden hvilket basseng transporten går fra, og det er dessuten innført to tilleggskoder:

BeB : Fra Bekkelagsbassenget/indre havn til Bunnefjorden.
BeV : Fra Bekkelagsbassenget/indre havn til Vestfjorden.
(bare for overflaten)
Bei : Samlet fra Bekkelagsbassenget
(= *BeB* + *BeV* for overflaten,
mens alt går til Bunnefjorden for dypvannet)
Bun : Fra Bunnefjorden til Vestfjorden.
Bær : Fra Bærumsbassenget til Vestfjorden.
Ves : Fra Vestfjorden til ytre Oslofjord.

I dette ligger det innebygd en antagelse om hvilke bassenger som står i kontakt med hverandre.

Endel definisjoner og ligninger er parallelle for flere bassenger, dvs. at det bare er områdekoden som er forskjellig. De beskrives da på en generell form hvor den geografiske koden angis med xxx. Som regel gjelder da definisjonen eller ligningen parallellt for alle gyldige områdekoder: xxx = *Bei*, *Bun*, *Ves*, *Bær* for de fleste størrelser + *BeB*, *BeV* for transportledd (*Tra_xxx*). Unntak fra dette er angitt spesielt.

4.1.2 Notasjonsregler for konstanter og koeffisienter

Konstanter og koeffisienter har stort sett en tilsvarende notasjon som variable, men ikke helt konsekvent. De defineres derfor alltid spesielt ettersom de forekommer i ligningene.

4.1.3 Definisjoner av variable i fosforbudsjettet

4.1.3.1 Fosfortilførsler fra land (uavhengige variable).

Tilførsler fra land inngår som uavhengige variable i ligningene. Det vil si at de andre variablene i modellen skal uttrykkes som funksjon av tilførslene.

Det defineres 7 uavhengige tilførsler, med enhet tonn P/år.

PLndOxxx = Tilførsel fra land til overflatelaget
PLndDxxx = Tilførsel fra land til dypvannet
(ikke for Bærumsbassenget)

4.1.3.2 Fosfortransporter

Alle størrelsene nedenfor skal gjelde perioden fra vinter etter dypvannsutskiftning til om høsten før neste utskiftningsperiode. Slik budsjøttene settes opp skal de inngå med enhet "tonn P/år", forstått som "tonn P pr. årssyklus".

Vertikale transporter:

PSedGxxx = Sedimentering til grunne bunnområder. (<20m)
PSedDxxx = Sedimentering til dypvannet. (>20m)
PSedBxxx = Sedimentering til bunn fra dypvannet. (>20m)
PDiffxxx = Diffusjon opp til overflatelaget fra dypvannet

De 3 siste definisjonene er ikke aktuelle for Bærumsbassenget, som ikke har noe særlig dypvannsvolum.

Horisontale transporter:

PTraOxxx = Transport fra overflatelag til andre bassenger
PTraDxxx = Transport fra dypvann (til andre områder)
(ikke for Bærumsbassenget)

Transportene er nettotransporter, drevet av forskjell i konsentrasjon mellom bassengene. De kan gå begge veier, og kan derfor innta både positive og negative verdier.

4.1.3.3 Fosformengder i vannmassene

Ligningene uttrykker likevekt fra år til år for en forenklet og skjematisk årssyklus.

En slik likevekt må omfatte mengden fosfor i de forskjellige vannvolumene ved to ulike tidspunkter:

- om høsten etter produksjonsperioden, før dypvannet er fornyet.
- om vinteren etter dypvannsfornyelse, før produksjonen starter.

Disse størrelsene er definert som mengder (tonn P). På samme måte som transportene inngår de i forforbudsjettet for en års-syklus, og får derfor samme enhet som transport-leddene, dvs. "tonn P/årssyklus".

For hvert basseng er definert:

PHosOxxx = Beholdning om høsten i overflatelaget.
PVinOxxx = Beholdning om vinteren i overflatelaget.
PHosDxxx = Beholdning om høsten i dypvannet.
PVinDxxx = Beholdning om vinteren i dypvannet.

De to siste variablene er ikke aktuelle for Bårumsbassenget.

Dessuten defineres et sum-ledd for hvert basseng:

PSumOxxx = Samlet mengde fosfor som passerer gjennom overflatelaget i et basseng i løpet av produksjonsperioden.

4.1.3.4 Fosforbelastning på overflatelaget (resultatvariable)

For hvert basseng defineres en variabel:

PProOxxx = Mengde tilgjengelig for produksjon i overflatelaget over en produksjonsperiode.

Også dette settet av variable kan gis enhet "tonn P/årssyklus".

Størrelsene *PProxxx* skal finnes uttrykt som lineære funksjon av tilførslene, ved at alle andre transporter og mengder elimineres fra det ligningssettet som settes opp.

4.1.4 Definisjon av ligninger i fosforbudsjettet

4.1.4.1 Fosfor massebalanser for produksjonsperioden

Nedenfor er det satt opp 8 ligninger som uttrykker massebalanse for fosfor i hvert vannvolum. Venstre side av ligningene gir netto akkumulering i vannvolumet (PHøs.... - PVin....) + netto transport til andre bassenger i løpet av produksjonsperioden. For å ha massebalanse må dette balanseres av de direkte tilførsleene fra land, som er satt opp på høyre side.

$$PHøsOBei - PVinOBei + PTraOBei + PSedDBei + PSedGBei - PDiffBei = Tilfak*PLndOBei$$

$$PHøsDBei - PVinDBei + PTraDBei - PSedDBei + PSedBBei + PDiffBei = PLndDBei$$

$$PHøsOBær - PVinOBær + PTraOBær + PSedGBær = Tilfak*PLndOBær$$

$$PHøsOBun - PVinOBun + PTraOBun - PTraOBeB + PSedDBun + PSedGBun - PDiffBun = Tilfak*PLndOBun$$

$$PHøsDBun - PVinDBun + PTraDBun - PTraDBei - PSedDBun + PSedBBun + PDiffBun = PLndDBun$$

$$PHøsOVes - PVinOVes + PTraOVes - PTraOBeV - PTraOBær - PTraOBun + PSedDVes + PSedGVes - PDiffVes = Tilfak*PLndOVes$$

$$PHøsDVes - PVinDVes + PTraDVes - PTraDBun - PSedDVes + PSedBVes + PDiffVes = PLndDVes$$

$$PTraOBei - PTraOBeB - PTraOBeV = 0$$

For overflatelaget inngår bare tilførsleene i løpet av selve produksjonsperioden, og totaltilførsleene pr. år er derfor multiplisert med en fordelingskoeffisient:

Tilfak = Andel av årstilførsleene i produksjonsperioden.

Denne faktoren er innført fordi senvintermengdene $P_{VinOxxx}$ beregnes ved å anta at det innstiller seg likevekt mellom tilførsler og konsentrasjoner i overflaten i løpet av vinteren, uten transporter til dyplaget. Nettovirkningen av vintertilførslene er derfor bakt inn i verdiene $P_{VinOxxx}$, og transportene ut av fjorden i overflaten om vinteren skal følgelig ikke tas med i budsjettet.

Ved beregningene er det antatt at produksjonsperioden omfatter 80% av året, dvs:

$$Tilfak = 0.8$$

For dypvolumene inngår hele årstilførselen i ligningene for produksjonsperioden. Massebalansen for dypvannet om vinteren, som er satt opp nedenfor, omfatter ikke tilførselsledd, fordi dypvannsutskiftingene antas å skje forholdsvis raskt, og all tilførsel er istedet tatt med i ligningene for produksjonsperioden ovenfor. Dette innebærer for såvidt at periodeinndelingen for overflatelag og dyplag, er litt forskjellig: For overflaten er oppdelingen gjort ut fra den faktiske lengden på produksjonsperioden, mens det for dypvolumet er delt opp i en lang periode med stagnerende vann som omfatter omtrent hele året, og en kort periode med dypvannsinnstrømning, forenklet til en øyeblikkelig utskifting.

Bortsett fra dette er ligningene rene definisjonsmessige massebalanser, som ikke inneholder andre antagelser enn at de variable som inngår er meningsfylte.

4.1.4.2 Fosfor massebalanser for vinterperioden.

Dypvannet

Modellen behandler en midlere årssyklus. Det antas at det skjer en viss dypvannsutskifting hvert år fra høst til vinter. For de tre dypvannsbassengene settes det opp massebalanser hvor andel utskiftet dypvolum inngår.

Det gir ialt tre ligninger, idet Bærumsbassenget ikke har noe vesentlig dypvolum:

$$P_{VinDxxx} = (1 - Q_{Dxxx}) * PH_{\phi sDxxx} + Q_{Dxxx} * V_{Dxxx} * C_{Dinn}$$

(xxx = Bei, Bun, Ves)

Her inngår følgende konstanter:

V_{Dxxx} = volum av vann med dyp >20 i bassenget, gitt av fjordens topografi.

Q_{Dxxx} = andel av basseng xxx som skiftes ut, anslås empirisk.

C_{Dinn} = konsentrasjon av fosfor i fornyingsvann under 20 meter, anslås ut fra hydrografiske data.

Det er ikke regnet med noen vertikal transport ned fra overflatelaget om vinteren. Tilførsler direkte til dypvannet i vinterperioden er ikke tatt med her, istedet inngår de i massebalansen ovenfor for produksjonsperioden.

Overflatelaget

For overflatelaget settes det ikke opp noen direkte massebalanse, men antar at konsentrasjonene i løpet av vinterperioden jevner seg ut og blir de samme i alle bassengene. Det stemmer med hydrokjemiske data fra de senere år. Konsentrasjonene antas ved slutten av vinteren å være i stasjonær likevekt med tilførslene fra land.

Det gir fire ligninger, hvor mengden fosfor i fjordens overflate- lag er en lineær funksjon av samlede tilførsler fra land, og dessuten er fordelt på de ulike bassengene proporsjonalt med volumet av overflatelaget (fra 0 til 20m) i hvert basseng

$$P_{VinOxxx} = V_{Oxxx} * A_{VinO} + V_{Oxxx} * B_{VinO} * \sum_{yyy} P_{LndOyyy}$$

(xxx,yyy = Bei, Bun, Ves, Bær)

Her inngår følgende konstanter:

VO_{xxx} = volum av vann med dyp <20m i bassenget, gitt av topografiske data.

$AVinO$, $BVinO$ = koeffisienter i en lineær sammenheng mellom samlet utslipp til overflatelaget i hele fjorden og gjennomsnittskonsentrasjon i overflaten for hele fjorden. For vinterperioden regnes altså fosfor å være et konservativt stoff, og det antas full utjevning av forholdene over hele Indre Oslofjord.

Ligningen inneholder også summen av alle tilførsler fra land til overflatelaget:

$$\sum_{yyy} PLndO_{yyy}$$

4.1.4.3 Fosfor tilgjengelig i overflatelaget i produksjonsperioden

Som nevnt er målet å bestemme størrelsene $PProO_{xxx}$, dvs. den fosformengden som blir tilgjengelig i overflatelaget over en produksjonsperiode fra vinter til høst.

Det er valgt å sette dette identisk med $PSumO_{xxx}$, som er samlet mengde som passerer gjennom overflatelaget i et basseng i løpet av produksjonsperioden.

Mengdene $PSumO_{xxx}$ defineres av følgende 4 ligninger:

$$PSumOBun = PVinOBun + PDiffBun + PTraOBeB + Tilfak*PLndOBun - PTraOBun$$

$$PSumOBei = PVinOBei + PDiffBei - PTraOBei + Tilfak*PLndOBei$$

$$PSumOVes = PVinOVes + PDiffVes + PTraOBeV + Tilfak*PLndOVes + PTraOBun + PTraOBær$$

$$PSumOBær = PVinOBær + Tilfak*PLndOBær - PTraOBær$$

Den totale summen av leddene $PSumO_{xxx}$ for hele fjorden er det som finnes i overflatelaget etter vinterperioden + det som tilføres netto fra dypet og fra land i løpet av produksjonsperioden.

Ulik belastning mellom bassengene målt i direkte tilførsler er jevnet ut ved at det som transporteres horisontalt ut fra et basseng før det sedimenterer ikke belaster dette bassenget, bare de bassengene som mottar transporten. Denne antagelsen kan diskuteres.

For $PProOxxx$ gjelder da rett og slett følgende 4 ligninger:

$$PProOxxx = PSumxxx \quad ; \quad xxx = Bei, Bun, Ves, Bær$$

4.1.4.4 Sedimentering

Fosfortransporten ned gjennom 20 meters dyp antas å være dominert av sedimentering av fosfor bundet til organisk stoff. Dette er en enveis transport. Sedimenteringen av fosfor antas i modellen å være en lineær funksjon av den mengden som passerer overflatelaget i løpet av produksjons-perioden, nedenfor kalt "brutto akkumulert mengde".

Antagelsen uttrykkes ved å innføre følgende koeffisienter:

$fSedG$ = andel av brutto akkumulert mengde i overflaten som sedimenterer permanent på bunn <20 meter.

$fSedD$ = andel av brutto akkumulert mengde i overflaten som synker ned i vannmassene under 20 meters dyp.

$fSedB$ = andel av det som sedimenterer til vannmasser med dyp > 20m som også sedimenterer permanent på bunn.

Alle koeffisientene uttrykker sedimentering pr. mengde og areal, og det må derfor tas hensyn til arealfordelingen mellom grunne og dype bunnområder (mindre og mer enn 20 meters dyp) for hvert basseng. Det gjøres ved å sette opp følgende ligninger:

4 ligninger for permanent sedimentering til grunnområder:

$$PSedG_{xxx} = fSedG \frac{ArealO_{xxx}}{ArealO_{xxx} + ArealD_{xxx}} PSumO_{xxx}$$

(xxx = Bei Bun, Ves, Bær)

3 ligninger for sedimentering gjennom 20 meters dyp, og 3 ligninger for permanent sedimentering på bunn dypere enn 20m:

$$PSedD_{xxx} = fSedD \frac{ArealD_{xxx}}{ArealO_{xxx} + ArealD_{xxx}} PSumO_{xxx}$$

$$PSedB_{xxx} = fSedB * PSedD_{xxx}$$

(xxx = Bei, Bun, Ves)

De arealer som inngår i ligningene er:

$ArealO_{xxx}$ = bunnareal med dyp < 20 meter
 $ArealD_{xxx}$ = bunnareal med dyp > 20 meter.

For Bærumsbassenget, hvor stort sett alt bunnareal har mindre enn 20 meters dyp, og dyplaget derfor neglisjeres, er bare den første ligningen definert. Ialt gir dette 10 slike ligninger.

4.1.4.5 Vertikaltransport av oppløst fosfor

Den vertikale transporten av uorganisk fosfor opp gjennom 20 meters dyp beregnes som en konstant andel av midlere fosformengde i dypvannet over året. Den midlere fosformengden finnes ved å ta gjennomsnittet av verdien rett etter dypvannsfornyelse og verdien sent på høsten. Innebygd i dette ligger en antagelse om at mengden løst fosfor i dypvannet øker lineært gjennom produksjonsperioden, mens transporten i forhold til mengde løst fosfor er konstant. Det tas ikke hensyn til innholdet av oppløst fosfor i overflaten. Det er holdbart fordi det stort sett er nokså lavt i produksjonsperioden. Likevel er det selvsagt bare snakk om en helt grov og omtrentlig beregning av fosfortransporten nedenfra. Det tas ikke hensyn til at andelen oppløst uorganisk fosfor i dypvannet eller vertikal fordeling av fosfor i dypvannet kan variere med endrede utslipp.

Transporten uttrykkes ved 3 ligninger:

$$PDiffxxx = Kdiff (PVinDxxx + PHosDxxx)/2$$

$$(xxx = Bei, Bun, Ves)$$

Selv om det her er brukt typekode *Diff* for "diffusjon", er ligningen for vertikal transport av fosfor et forsøk på å oppfange all vertikal transport av oppløst uorganisk fosfor, både ved diffusjon og advektive transporter oppover (innblanding i overflatelaget av vann nedenfra).

4.1.4.6 Transporten mellom bassengene i produksjonsperioden

Transporten mellom bassengene uttrykkes som utveksling av vannmasser horisontalt. Enveistransporter er ikke tatt med. Dette kan forsvares fordi Indre Oslofjord er forholdsvis lite preget av rettet estuarin sirkulasjon pga. liten lokal ferskvannstilførsel.

Ialt settes det opp 8 transportligninger. De må skrives individuelt, fordi de er litt forskjellige:

$$PTraOVes = fOVes (PHosOVes - VOVes*COinn)$$

$$PTraOBeB = fOBeiBun (PHosOBei - PHosOBun*VOBei/VOBun)$$

$$PTraOBeV = fOBeiVes (PHosOBei - PHosOVes*VOBei/VOVes)$$

$$PTraOBun = fOBunVes (PHosOBun - PHosOVes*VOBun/VOVes)$$

$$PTraOBær = fOBærVes (PHosOBær - PHosOVes*VOBær/VOVes)$$

$$PTraDVes = fDVes (PHosDVes - VDVes*CDinn)$$

$$PTraDBei = fDBeiBun (PHosDBei - PHosDBun*VDBei/VDBun)$$

$$PTraDBun = fDBunVes (PHosDBun - PHosDVes*VDBun/VDVes)$$

I disse ligningene er transportene uttrykt ved hjelp av utvekslingskoeffisienter. Koeffisientene angir hvor stor del av vannet i de forskjellige bassengene som utveksles mot andre bassenger i løpet av en produksjonsperiode, og er definert slik:

fOVes = Andel av overflatevolumet i Vestfjorden som utveksles mot ytre Oslofjord.

fOBeiBun = Andel av volum i overflaten i Bekkelaget og indre havn som utveksles mot Bunnefjorden.

fOBeiVes = Andel av volum i overflaten i Bekkelaget og indre havn som utveksles mot Vestfjorden.

fOBunVes = Andel av volum i overflaten i Bunnefjorden som utveksles mot Vestfjorden.

fOBærVes = Andel av volumet i overflaten i Bærumsbassenget som utveksles mot Vestfjorden.

fDVes = Andel av dypvannsvolumet i Vestfjorden som utveksles mot ytre Oslofjord.

fDBeiBun = Andel av dypvannsvolumet i Bekkelaget og indre havn som utveksles mot Bunnefjorden.

fDBunVes = Andel av dypvannsvolumet i Bunnefjorden som utveksles mot Vestfjorden.

I ligningene inngår også overflatevolumer *VOxxx* og dypvannsvolumer *VDxxx*. Fosforkonsentrasjonen i utvekslingsvannet til dypvannet fra ytre Oslofjord, *CDinn*, settes til det samme som for dypvannsutskiftningene om vinteren, i tillegg inngår:

COinn = fosforkonsentrasjon i overflatelaget i Ytre Oslofjord i produksjonsperioden.

4.1.5 Oppsummering av fosforbudsjettet

De variable som nå er definert er listet i tabellform nedenfor:

	Geografisk kode xxx:					
	Bei	Bun	Ves	Bær	BeB	BeV
Uavhengig variable: 7 stk.						
<i>PLndOxxx</i>	x	x	x	x		
<i>PLndDxxx</i>	x	x	x			
Avhengig variable: 44 stk.						
<i>PSedGxxx</i>	x	x	x	x		
<i>PSedDxxx</i>	x	x	x			
<i>PSedBxxx</i>	x	x	x			
<i>PDiffxxx</i>	x	x	x			
<i>PTraOxxx</i>	x	x	x	x	x	x
<i>PTraDxxx</i>	x	x	x			
<i>PHøsOxxx</i>	x	x	x	x		
<i>PVinOxxx</i>	x	x	x	x		
<i>PHøsDxxx</i>	x	x	x			
<i>PVinDxxx</i>	x	x	x			
<i>PSumOxxx</i>	x	x	x	x		
<i>PProOxxx</i>	x	x	x	x		

En tilsvarende oversikt over ligningene viser at det er formulert de 44 ligninger som trengs for å bestemme de ukjente i fosforbudsjettet:

		Bei	Bun	Ves	Bær	BeB/BeV
Massebalanse prod. periode	overflate	x	x	x	x	
"	dypvann	x	x	x		x
Massebalanse vinterperiode	overflate	x	x	x	x	
"	dypvann	x	x	x		
Sum gjennom overflatelaget		x	x	x	x	
Definisjon av <i>PProOxxx</i>		x	x	x	x	
	<i>PSedGxxx</i>	x	x	x	x	
	<i>PSedDxxx</i>	x	x	x		
	<i>PSedBxxx</i>	x	x	x		
Diffusjon vertikalt:		x	x	x		
Transport horisontalt:	overflate	x	x	x	x	x
"	dypvann	x	x	x		

4.2 Oksygenbudsjett

Målet med oksygenbudsjettet er å beregne minimumskonsentrasjonen av oksygen i dypvannet i løpet av året. Minimumskonsentrasjonen bestemmes av en balanse mellom oksygentilførsler til dypvannet, og følgende tre oksygenforbrukende prosesser:

1. Nedbrytning av organisk stoff i tilførsler.
2. Oksydering av ammonium i tilførsler til dyplaget.
3. Nedbrytning av organisk stoff produsert i fjordens overflatelag.

Tilførslene av oksygen skjer først og fremst ved dypvannsfornyelser. Disse tilførslene er knyttet til de samme volumtransporter som tilsvarende fosfortransporter. Vertikale oksygentransporter innenfor et basseng blir det tatt hensyn til ved å anta at bare en viss andel av oksygenforbruket i dypvannet skal balanseres av dypvannsutskiftninger.

Når det gjelder oksygenforbruket, beregnes det for de to første prosessene som funksjon av tilførselsledd for henholdsvis organisk karbon og ammonium. Den tredje prosessen antas å være styrt av fosfortilførslene til overflatelaget, og størrelser fra fosforbudsjettet brukes for å anslå den. Belastning på dypvannet av

biomasse produsert i overflatelaget regnes proporsjonalt med mengde organisk bundet fosfor som sedimenterer netto til dyplaget, PSedDxxx-PSedBxxx.

Oksygenbudsjettet blir derfor et tillegg til fosfor-budsjettet, som delvis bruker begreper derfra, og delvis inneholder nye variable og konstanter som beskriver oksygenomsetningen spesifikt. Oksygenbudsjettet omfatter bare dypvannet, det vil si at Bærums- bassenget ikke inngår, unntatt via fosforbudsjettet.

Både mengder og transporter inngår i budsjettligningene som *tonn oksygen pr. årssyklus*, på samme måte som i fosforbudsjettet.

4.2.1 Begreper og variabeldefinisjoner for oksygenbudsjettet

Som i fosforbudsjettet defineres variable og ligninger generelt for alle tre bassenger der det er mulig, ved å bruke det generelle leddet xxx for basseng:

xxx = Bei, Bun, Ves.

4.2.1.1 Direkte tilførsler fra land av oksygenforbrukende materiale.

For å beskrive oksygenforbruket trenges følgende tilførsler fra land til de forskjellige bassengene:

CLndOxxx : Tilførsel av organisk karbon til overflaten
CLndDxxx : Tilførsel av organisk karbon til dypvannet
NLndDxxx : Tilførsel av nitrogen til dypvannet.

Alle tilførslene skal regnes som tonn/år av hhv. karbon (C) og nitrogen (N).

4.2.1.2 Oksygenmengder, endringer gjennom året.

Det innføres følgende variable for oksygenmengder og endringer i oksygenmengde:

OksHøsxxx : Mengde oksygen i dypvannet under 20 m dyp om høsten før dypvannsutsiftning.
Doksxxx : Endring i oksygenmengde under 20 m dyp i perioden mellom dypvannsutsiftninger.

4.2.1.3 Oksygen-transporter

Transport i systemet beskrives ved følgende variable:

DoksNytxxx : Transport av oksynggjeld under 20 m dyp ut av fjorden gjennom fornyelse av dypvannet ved innstrømning fra ytre Oslofjord.

TraDoksxxx : Transport av oksygenforbruk mellom dypvannet i de forskjellige bassengene.

De geografisk kodene for *TraDoksxxx* betyr det samme som for de tilsvarende fosfortransporter:

Bei: Fra Bekkelaget/indre havn til Bunnefjorden

Bun: Fra Bunnefjorden til Vestfjorden

Ves: fra Vestfjorden til ytre Oslofjord.

4.2.1.4 Minste oksygenmengde i dypvannet (resultatvariable)

Det defineres tre resultatvariable:

OksMinxxx : Minste oksygenmengde i dypvannet som forekommer i løpet av et middelår.

Målet er å uttrykke disse tre variablene som funksjon av de uavhengige variable som er definert for oksygen og fosforbudsjettet.

4.2.2 Ligninger i oksygenbudsjettet

Ialt er det definert 15 nye ukjente variable, og det trenges 15 ligninger for å bestemme dem.

4.2.2.1 Ligninger for resultatvariable

Minste oksygenmengde settes rett og slett lik oksygenmengden om høsten:

$$OksMinxxx = OksHøsxxx$$

4.2.2.2 Ligning for oksygenbalanse over året

Likevekt fra år til år krever at oksygennedgangen fra vinter til høst balanseres av oksygentilførselen i dypvannsfornyelsen eller ved diffusjon ovenfra.

Det uttrykkes ved følgende 3 ligninger:

$$(1 - fOksDiffxxx)*Doksxxx + DoksNytxxx = 0$$

Det første leddet er den andel av oksygenforbruket $Doksxxx$ som gjenstår når det er korrigert for vertikal oksygentransport ovenfra, se nedenfor. Det andre leddet er summen av tilførsel av oksygen gjeld utenfra ved dypvannsinnsstrømninger fra Ytre Oslofjord. Dette leddet vil vanligvis være <0 , dvs. at det skjer en transport av oksygen inn til bassengene.

Det er antatt at en konstant del av oksygenforbruket oppveies av tilførsler fra overflatelaget pga. vertikalblanding. Dette uttrykkes ved et sett av koeffisienter:

$$fOksDiffxxx = \text{Andel av oksygenforbruk som fornyes ved vertikalblanding.}$$

Siden vertikaltransporten er proporsjonal med forskjell i oksygenkonsentrasjon mellom overflatelaget og dypvann, er det rimelig å anta en slik konstant andel uavhengig av forurensingssituasjonen. Dette tar imidlertid ikke hensyn til at vertikalfordelingen av oksygenforbruket kan endre seg med en endret belastningssituasjon.

Det er valgt å bruke følgende tallverdier:

$$\begin{aligned} fOksDiffBei &= 0.1 \\ fOksDiffBun &= 0.1 \\ fOksDiffVes &= 0.25 \end{aligned}$$

4.2.2.3 Oksygenreduksjon som funksjon av forbruk og transporter

Brutto reduksjon i oksygeninnhold fra vinter til høst er en funksjon av oksygenforbruk og transporter mellom bassengene under 20 meters dyp i perioden mellom dypvannsutskiftninger. Dette beskrives ved tre ligninger:

$$\begin{aligned} DoksBei &= fCO(ASed*CLndOBei + CLndDBei) + fNO*NLndDBei \\ &+ fPO(PSedDBei - PSedBBei) - TraDoksBei \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} DoksBun &= fCO(ASed*CLndOBun + CLndDBun) + fNO*NLndDBun \\ &+ fPO(PSedDBun - PSedBBun) + TraDoksBei - TraDoksBun \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{DoksVes} = & fCO(ASed*CLndOVes + CLndDVes) + fNO*NLndDVes \\ & + fPO(PSedDVes - PSedBVes) + TraDoksBun - TraDoksVes \end{aligned}$$

I ligningene inngår følgende omregningsfaktorer og koeffisienter:

fCO = omregningsfaktor fra tonn C/år til tonn oksygen/år.

fNO = omregningsfaktor fra tonn N/år til tonn oksygen/år.

fPO = omregningsfaktor fra tonn org-P/år til tonn oksygen/år

$ASed$ = andel som sedimenterer av det organiske stoffet som slippes ut til overflatelaget fra land i hvert basseng.

Det er antatt at sedimentering av tilført organisk materiale fra land skjer lokalt i hvert basseng.

Estimater for hvor stor andel av de forskjellige kildene som deltar i oksygenforbrukende prosesser er tatt inn i koeffisientene fCO , fNO og fPO . Det er antatt at det er en fast andel som inngår, uavhengig av at tilførslene endres.

De tre første leddene på høyre side i hver ligning gir tilført mengde av de tre oksygenforbrukende komponentene til bassenget.

Transportleddene representerer en utjevning av oksygenivåene mellom bassengene på grunn av utveksling av vannmasser. Fortegnene på disse leddene viser at de uttrykker transport av oksygenforbruk eller oksygenbehov, det vil si det omvendte av transport av oksygen. Således vil f.eks. en positiv transport fra Bekkelagsbassenget til Bunnefjorden ($TraDoksBei > 0$) gi lavere oksygenforbruk i Bekkelagsbassenget, og høyere oksygenforbruk i Bunnefjorden.

4.2.2.4 Horisontale transporter i perioden mellom dypvannsutsiftningene

Transportene mellom dypvannet i bassengene bestemmes på samme måte som tilsvarende fosfortransporter.

Det antas at transportene mellom bassengene i Indre Oslofjord er bestemt av forskjellen i oksygeninnhold mellom bassengene om høsten. Konstantverdiene for volumer og andel av volum som inngår i disse ligningene er de samme som for fosfortransporten:

$$TraDoksBei = - fDBeiBun (OksHøsBei + OksHøsBun*VDBei/VDBun)$$

$$TraDoksBun = - fDBunVes (OksHøsBun + OksHøsVes*VDBun/VDVes)$$

Fortegnet foran fD_{xxxxyy} viser at transporten er det motsatte av en oksygentransport, det vil si det er en transport av oksygenforbruk.

Det er valgt å bruke høstkonsentrasjonene $OksHø_{sxxx}$, som gjelder når oksygenbehovet som er uttrykt i ligningene for $Doks_{xxx}$ er realisert som forbruk. Transportleddene kan derfor sees som et nettoresultat av transport både av oksygenforbrukende materiale og av oksygenmengder.

Transporten til ytre Oslofjord mellom dypvannsutskiftningene antas å kunne neglisjeres, uavhengig av tilførselene:

$$TraDoksVes = 0$$

Denne antagelsen krever en litt nærmere drøfting. Den er nemlig annerledes enn i fosforbudsjettet, hvor det er regnet med at en andel $FDVes = 0.5$ av dypvannsvolumet utveksles mot ytre Oslofjord i perioden mellom dypvannsutskiftningene. Det er altså en inkonsistens mellom de to budsjettene. Dette henger sammen med at de fokuserer på ulike vannvolumer.

Fosforbudsjettet har som fremste mål å beskrive endring i belastning i overflaten. Utvekslingen mot Ytre Oslofjord i fosforbudsjettet er tatt med som en empirisk tilpasning for å unngå for stor akkumulering i dypvannet og derved for stor fosfortransport opp til overflatelaget. Fosforbudsjettet gir fosformengder i dypvannet som mest avspeiler forhold i mellomdyp, f.eks. i intervallet 20-40 meters dyp.

Oksygenbudsjettet fokuserer derimot på oksygenmangel, som mest gjør seg gjeldende for store dyp, og oksygenmengdene i dypvannet vektlegger derfor dypere lag, hvor vannutveksling på mellomdyp i periodene mellom innstrømninger av tungt vann har mindre å si.

Når det gjelder koblingen mellom fosforbudsjettet og oksygenbudsjettet Siden oksygenbehovet pga. algevekst beregnes ut fra brutto sedimentasjon av fosfor til dyplaget, og ikke av akkumulert mengde fosfor i dyplaget, betyr ikke denne forskjellen noen direkte inkonsistens, men mer en forskjell i beskrivelsesmåte. Det er likevel ikke helt tilfredsstillende, og det understreker behovet for en modell med finere vertikaloppdeling.

4.2.2.5 Oksygentilførsler ved dypvannsfornyelsen om vinteren

Oksygentransport ved dypvannsfornyelsen er en funksjon av mengde oksygen i dypvannet om høsten, samt utskiftningsvolumer og konsentrasjon i nytt vann. Det gir tre ligninger:

$$DoksNytxxx = QDxxx(OksHøsxxx - VDxxx * Oksinn)$$

I disse ligningene er $VDxxx$ og $QDxxx$ de samme størrelsene som i ligningene for transport av fosfor ved dypvannsinnstrømninger, dvs. henholdsvis totalvolumet under 20 meters dyp, og den andel av dette volumet som fornyes.

Dessuten inngår en anslått oksygenkonsentrasjon:

$$\begin{aligned} Oksinn &= \text{netto oksygenkonsentrasjonen i innstrømmende vann, dvs.} \\ &= + \text{ oksygen} - \text{oksygenforbrukende stoff.} \end{aligned}$$

$DoksNytxxx$ er uttrykt som transport av oksynggjeld inn til fjorden, og positiv oksygentransport inn i fjorden vil derfor angis ved negative verdier av $DoksNytxxx$.

4.2.3 Oppsummering av oksygenbudsjettet

Ialt omfatter oksygenbudsjettet nå 15 ligninger for de 15 avhengige variable:

$DoksBei$	$TraDoksBei$	$OksHøsBei$	$OksMinBei$	$DoksNytBei$
$DoksBun$	$TraDoksBun$	$OksHøsBun$	$OksMinBun$	$DoksNytBun$
$DoksVes$	$TraDoksVes$	$OksHøsVes$	$OksMinVes$	$DoksNytVes$

Ligningene er tildels meget enkle, og noen av variablene kunne vært eliminert direkte, men det er gjort slik for å få en viss klarhet i begrepene.

5. VERDIER PÅ KONSTANTER OG KOEFFISIENTER I LIGNINGENE

Nedenfor presenteres de tallverdier for koeffisienter og konstanter som er brukt ved endelig beregning av stoffbudsjettene. Budsjettene har undervis i arbeidet vært beregnet i forskjellige varianter. Tallverdiene er i utgangspunktet satt ut fra skjønsmessige vurderinger og på bakgrunn av data, men endel av koeffisientene er siden tilpasset ut

fra de foreløpige resultatene av modellen. Nedenfor redegjøres bare for den endelige versjonen som er brukt i tiltaksanalysen.

5.1 Volumer og arealer

De volumer og arealer som er brukt i modellen er vist i tabell 5 nedenfor:

Tabell 5. Volumer og arealer i Indre Oslofjord.

		SUM	Område xxx =			
			Bei	Bun	Ves	Bær
FLATEINNHold (km²)						
0-20m:	VOxxx	51.1	8.2	6.7	27.1	9.1
20-bunn:	VDxxx	141.4	7.6	35.5	98.3	0
Totalt:		192.5	15.8	42.2	125.4	9.1
VOLUM: (mill m³)						
0-20m:	ArealOxxx	3350	230	780	2240	100
20-bunn:	ArealDxxx	5930	140	1890	3900	0
Totalt:		9280	370	2670	6140	100

5.2 Dypvannsutskiftning om vinteren

Andel av dypvannsvolumene som skiftes ut med vann fra ytre Oslofjord under dypvannsutskiftningene i vinterperioden er satt slik:

Bekkelaget/indre havn	QDBei	0.2
Bunnefjorden	QDBun	0.2
Vestfjorden	QDVes	0.65

5.3 Vertikal transport av fosfor og tilført organisk materiale

Verdiene nedenfor gjelder for alle bassengene.

Andel av fosfor som sedimenterer fra overflatelaget:

Permanent til bunn < 20m	fSedG	0.2
Til dypvann (> 20m)	fSedD	0.75

Andel av fosfor sedimentert til dypvannet som sedimenterer videre permanent til bunn med dyp > 20m.

$fSedB = 0.6$

Andel av fosfor i dypvann som transporteres til overflatelaget:

$Kdiff = 0.1$

Andel av organisk stoff tilført overflatelaget fra land som sedimenterer til dypvannet:

$ASed = 0.1$

5.4 Konsentrasjoner i innstrømmende vann fra ytre Oslofjord

Konsentrasjoner av fosfor:

Ved transport til overflatelaget i Indre Oslofjord:

$COinn = 0.01 \text{ mg/l}$

Ved transport til dyplag (>20m dyp) i Indre Oslofjord:

$CDinn = 0.03 \text{ mg/l}$

Konsentrasjon av netto oksygeninnhold i vann tilført fra Ytre Oslofjord:

$Oksinn = 5 \text{ ml/l}$
 $= 5/0.7 \text{ mg/l}$

5.5 Sammenheng mellom utslipp og konsentrasjon om vinteren

Modellen antar en lineær sammenheng mellom utslipp og konsentrasjon, og lik konsentrasjon i hele fjorden om vinteren. For å bestemme de to koeffisientene $AVinO$ og $BVinO$ som inngår i ligningen for fosforkonsentrasjon om vinteren brukes tall for fosformengden i overflatelaget ved to forskjellige utslippsmengder.

Samlet tilførsel av fosfor til overflatelaget i fjorden anslås for to situasjoner:

For 1986: $SumPLndO1986 = 158.3 \text{ tonn/år}$

For en "naturlig" situasjon uten forurensninger: $SumPLndONat = 29 \text{ tonn}$

Samlet mengde fosfor i overflatelaget i fjorden om vinteren for disse to situasjonene anslås ut fra målinger og skjønn:

For 1986: $SumPVinO1986 = 134 \text{ tonn}$

For en "naturlig" situasjon uten forurensninger $SumPVinONat = 100 \text{ tonn}$

Tallene er resultat av summerte anslag for hvert område, og de er ikke avrundet.

Med disse tallene kan koeffisientene beregnes av følgende ligninger:

$$B_{VinO} = \frac{(SumP_{VinO1986} - SumP_{VinONat})}{(SumP_{LndO1986} - SumP_{LndONat})} \cdot \frac{1}{Sum(VO_{xxx})} = 0.00515$$

$$A_{VinO} = \frac{SumP_{VinONat}}{SumVolumO} - B_{VinO} * SumP_{LndONat} = 1.81$$

5.6 Vannutveksling mellom bassengene utenom dypvannsutskiftningene

Vannutveksling mellom to bassenger i perioden mellom dypvannsutskiftningene anslås ved den andel av volumet i det minste bassenget som utveksles, eventuelt det antall ganger volumet utveksles, hvis verdien er større enn 1. Budsjettet er basert på følgende anslag for utvekslingen:

Andel av overflatelaget i Vestfjorden som utveksles mot ytre Oslofjord. $f_{OVes} = 3$

Andel av overflatelaget i Bekkelaget og indre havn som utveksles mot Bunnefjorden $f_{OBBeiBun} = 5$

Andel av overflatelaget i Bekkelaget og indre havn som utveksles mot Vestfjorden $f_{OBBeiVes} = 5$

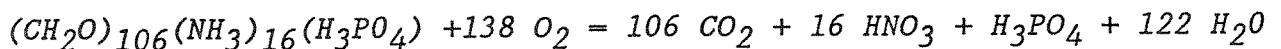
Andel av overflatelaget i Bunnefjorden som utveksles mot Vestfjorden. $f_{OBunVes} = 3$

Andel av overflatelaget i Bårumsbassenget som utveksles mot Vestfjorden. $f_{OBærVes} = 10$

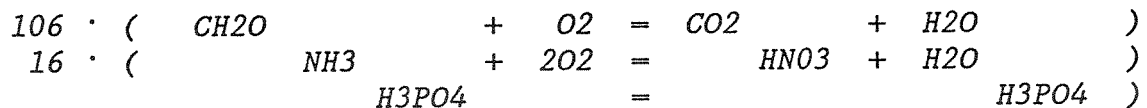
Andel av dypvannsvolumet i Vestfjorden som utveksles mot ytre Oslofjord	$fDVes = 0.5$
Andel av dypvannsvolumet i Bekkelaget og indre havn som utveksles mot Bunnefjorden	$fDBeiBun = 1$
Andel av dypvannsvolumet i Bunnefjorden som utveksles mot Vestfjorden	$fDBunVes = 0.5$

5.7 Omregningsfaktorer for oksygenforbruk

Aerob nedbrytning av organisk stoff antas å kunne beskrives ved følgende kjemiske reaksjon:



Denne reaksjonen kan betraktes oppsplittet slik:



Dette inngår som en del av grunnlaget for å sette omregningsfaktorene nedenfor.

5.7.1 Omregning av tilført organisk karbon til oksygenforbruk.

Den første av del-reaksjonene ovenfor viser oksygenbehovet ved nedbrytning av organisk stoff, når oksyderingen av nitrogenforbindelsene i organisk stoff holdes utenfor. Virkning av nitrogeninnhold i utslippet vurderes for seg. Formelen ovenfor gir da et vekt-forholdstall på 2.67 mellom organisk C og oksygen.

For organisk stoff i tilførsler antas en litt annen sammensetning (Baalsrud et.al 1986), som gir et forholdstall på 2.4. Dessuten antas at bare 60% av det tilførte organiske stoffet er nedbrytbart, og det gir en omregningsfaktor

$$fCO = 0.6 * 2.4 = 1.44$$

5.7.2 Omregning av tilført ammonium fra land til oksygenforbruk.

Oksydering av ammonium skjer etter den andre del-reaksjonen ovenfor, og det gir et vektforholdstall mellom nitrogen og oksygen på $4*16/14 = 4.6$. Det antas dessuten at 90% av nitrogenet i utslippet finnes som ammonium eller som organisk bundet nitrogen, og at ca. 90% av dette igjen oksyderes. Det gir en omregningsfaktor, litt avrundet:

$$fNO = 0.9*0.9*4.6 = 3.73$$

5.7.3 Omregning av organisk bundet fosfor til oksygenforbruk.

Ut fra reaksjonsligningene foran er ikke omsetningen av fosfor mellom organisk stoff og oppløst fosfat forbundet med forbruk av oksygen. I modellen er imidlertid fosfor brukt som målestokk for organisk stoff produsert i fjorden, og oksygenforbruket ved nedbrytning av organisk stoff skal da beregnes som proporsjonal med frigivelsen av fosfor.

For å beregne riktig oksygenforbruk ved nedbrytning av en gitt mengde organisk stoff målt som P, må både oksydering av karbohydrater og av organisk bundet ammonium inkluderes. Det beregnede oksygenforbruket vil da inkludere den nitrifiseringen av frigjort ammonium som kan skje i dypvannet.

Som den samlede ligningen viser, brukes totalt 138 molekyler O_2 pr. atom P. Det gir et vektforholdstall mellom Oksygen og P:

$$gram[O_2]/gram[P] = 138 \quad (= 138*2*16/32)$$

Sedimenteringskoeffisientene i fosforbudsjettet inneholder antagelser om hvor stor andel av produserte biomasse som sedimenterer til dyp-laget og nedbrytes der, og hvor stor del som sedimenterer permanent på bunnen uten å nedbrytes. Det skal derfor ikke tas hensyn til sedimenteringsandelen ved omregning fra fosfor til oksygen, og vektforholdstallet ovenfor bør brukes direkte som omregningsfaktor:

$$fPO = 138$$

Det er her antatt at N og P bundet i organisk stoff sedimenterer permanent i samme grad som organisk karbon. Dette er en alt for enkel antagelse. Siden den andelen som sedimenterer er meget grovt anslått, har det ingen hensikt å drøfte det nærmere her.

6. OPPDELING I SPREDNINGS- OG VANNKVALITETS-MODELL

Det beregningsverktøyet SFT bruker i sin tiltaksanalyse forutsetter at spredning og vannkvalitetsmål beregnes i to lineære modeller.

En lineær spredningsmodell skal vise hvordan utslippene gjør seg gjeldende som belastning i forskjellige bassenger og dyp. Som beskrevet i kapittel 2 i denne delen av rapporten gjøres det gjennom et sett av spredningskoeffisienter f_{ik} definert som forholdet mellom utslipp k og det resulterende bidrag til belastningen i vannvolum i . Modellen kan inneholde resirkulering, og summen av spredningskoeffisienter for et utslipp kan derfor godt være større enn 1. Transport ut av fjorden og permanent sedimentering gjør at summen også kan være mindre enn 1.

Vannkvalitetsmodellen skal vise en lineær sammenheng mellom belastningen fra forskjellige typer utslipp på et basseng og vannkvaliteten i dette bassenget.

Ligningene som er beskrevet i kapittel 4 utgjør et implisitt lineært ligningssystem mellom de uavhengige variable, dvs. tilførselsleddene, og de avhengige variable, dvs. de transporter og mengder som inngår i ligningene. Dette ligningssystemet kan løses på vanlig måte, slik at hver av de avhengige variable uttrykkes som en lineær funksjon av de uavhengige variable.¹

Som en del av denne løsningen fås resultatvariablene uttrykt som funksjon av de uavhengige variable. Disse uttrykkene inneholder den spredningsmodellen som kreves i SFT's beregningsverktøy.

For fosfor i overflatelaget vil løsningen ikke inneholde noe mer enn spredningsmodellen. Vannkvalitetsmodellen skal gi overgang fra fosforfluks gjennom overflatelaget (*PProOxxx*) til vannkvalitet målt som siktedyp. Dette er en separat modell som er omtalt i et eget avsnitt nedenfor.

For oksygen i dyplaget er både sprednings- og vannkvalitetsmodellen lagt inn i ligningene ovenfor, fordi de ulike komponentene som bruker oksygen er regnet om til oksygenforbruk. Dette forenkler transportbetraktningene, fordi oksygenforbrukende komponenter og oksygenmengder balanseres direkte mot hverandre. Til gjengjeld må løsningen etterpå splittes opp i spredningsmodell og vannkvalitetsmodell for å tilpasse det til beregningsverktøyet som brukes i tiltaksanalysen. Vannkvalitetsmodellen for oksygen er også omtalt i et eget avsnitt.

1. *Den matematiske og EDB-tekniske fremgangsmåten er skissert i et appendiks.*

6.1 Modellen for overflatefosfor og siktedyp

De resultatvariable fra modellen som skal brukes til å estimere siktedyp, er total mengde fosfor gjennom overflatelaget i løpet av produksjonsperioden, dvs. $PProOxxx$; $xxx = Bei, Bun, Ves, Bær$. Disse størrelsene skal oversettes til et enkelt mål på vannkvalitet, nemlig siktedyp.

Det finnes sammenhenger mellom siktedyp og partikulært stoff eller biomasse i litteraturen. Grovt sett kan en si at siktedypet er omvendt proporsjonalt med lyssvekningen, som igjen er en funksjon av konsentrasjoner av partikler og oppløst stoff i vannet.

Endringer i siktedyp skal her ikke beregnes ut fra konsentrasjoner, og derfor tas ikke slike sammenhenger i bruk her. Dessuten forutsetter som nevnt SFT's beregningsverktøy at det er en lineær sammenheng mellom siktedyp og belastning. Det er bare riktig som en grov tilnærming over et begrenset variasjonsområde, og sammenhenger mellom konsentrasjoner og lyssvekning kan derfor ikke i noe tilfelle brukes direkte.

Istedet anslås sammenhenger mellom siktedyp og belastningstall $PProOxxx$ spesifikt for Oslofjorden, basert på en kombinasjon av målinger og skjønn.

Beregningen går i korthet ut på følgende:

Vanlig siktedyp for de forskjellige bassengene i dagens situasjon anslås ut fra de observasjoner som finnes.

Det antas at dersom lokale tilførsler til Oslofjorden ble helt fjernet, så kunne siktedypet bli ca. 6 meter over hele indre Oslofjord.

Siktedypet antas å være en lineær funksjon av tilgjengelig mengde fosfor i overflatelaget i løpet av produksjonsperioden, $PProOxxx$. Disse fosformengdene kan beregnes av modellen både for dagens tilførsler, og for en tenkt situasjon uten lokale tilførsler. I det siste tilfelle vil fosformengdene i overflatelaget bestemmes dels av antagelsene som er gjort for vannkvaliteten i ytre Oslofjord, og dels av en skjønnsmessig anslått fosformengde i overflatelaget om vinteren for en situasjon uten lokale tilførsler. Dette er det redegjort for i avsnitt 4.1.4.2 og 5.5.

Koeffisienten for endring i siktedyp pr. endret mengde fosfor, kan da beregnes ut fra forskjellene mellom dagens situasjon og en situasjon uten lokale tilførsler.

Koeffisienten bestemmes uavhengig for hvert basseng. Med den grove betraktningmåten som er brukt er det ingen grunn til å anta at en skal ha noen felles sammenheng for alle bassengene mellom f.eks. mengde fosfor pr. areal eller volum og siktedyp, og den er derfor ikke bestemt som en felles konstant delt på basseng-areal eller volum.

Beregningsmåten fremgår av tabellen nedenfor.

Tabell 6. Beregning av siktedypsmodell

Basseng xxx:	Siktedyp anslått 1986 (m)	Fosfor tilgjengelig for prim.prod. 1986		P_{sikt} (K)
		Naturlig (tonn)		(m/tonn)
Bun	4.00	53.82	25.99	0.0718
Bei	1.80	16.66	5.00	0.3603
Ves	4.50	187.81	76.13	0.0134
Bær	2.50	3.23	1.48	2.0004

Koeffisienten P_{sikt} = siktedypsøkning pr. minsket fosformengde er beregnet ved denne formelen:

$$P_{sikt} = \frac{DNat - D1986}{PProOxxx1986 - PProOxxxNat}$$

I denne formelen inngår:

Siktedyp:

$D1986$ = Anslått i dagens situasjon (fra tabellen over)
 $DNat$ = Uten tilførsler (= 6 meter i alle bassenger)

Mengde fosfor tilgjengelig for primærproduksjon:

$PProOxxx1986$ = I dagens situasjon (tabellkolonne 3)
 $PProOxxxNat$ = Uten lokale tilførsler (tabellkolonne 4)

Det er viktig å være oppmerksom at denne vannkvalitetsmodellen er utledet dels ved hjelp av skjønn, dels på basis av data, og ved å

bruke størrelser beregnet av spredningsmodellen. Den har derfor ingen generell gyldighet, og kan bare brukes som ledd i en samlet betraktning hvor også spredningsmodellen inngår.

6.2 Modell for oksygeninnhold

For oksygen er vannkvalitetsmodellen som nevnt inkludert i ligningene ovenfor, ved at de ulike komponentene som bruker oksygen er regnet om til oksygenforbruk. Dette forenkler transportbetraktningene i oksygenbudsjettet.

Når ligningene løses vil oksygeneffekten, målt som minste oksygenmengde i dypvannet, bli uttrykt direkte som funksjon av tilførselsleddene:

$$\text{Endring i oksygenkvalitet} = \sum_k (R_k * \text{Tilførselsendring}_k)$$

Koeffisientene R_k for hvert tilførselsledd kombinerer altså både transport og effekt. Koeffisientene må derfor gjøres om til et produkt av to ledd, spredningskoeffisient og vannkvalitetskoeffisient, for at resultatet skal passe i SFT's beregningsapparat.

Vannkvalitetskoeffisienten for oksygen er felles for alle tilførsler av en bestemt type, og er ikke annet enn de omregningsfaktorene fra C, N og P til oksygen som er definert i avsnitt 5.7. Spredningskoeffisientene finnes ved å dividere de kombinerte koeffisientene R_k med vannkvalitetskoeffisientene.

7. NUMERISKE MODELLRESULTATER

De beregnede numeriske verdier på koeffisientene i sprednings- og vannkvalitetsmodellene er vist nedenfor.

7.1 Spredningsmodeller for fosfor, organisk stoff og ammonium.

Spredningsmodellen ble i kapittel 2 definert matematisk på følgende generelle form:

$$B_i = \sum_k f_{ik} T_k$$

hvor

T_k = reduksjon i tilførsel til vannvolum k

f_{ik} = spredningskoeffisient fra vannvolum i til k

B_i = redusert belastning på vannvolum i

I tabellene nedenfor oppgis spredningskoeffisientene f_{ik} for henholdsvis fosfor, organisk stoff og ammonium. Indeksene i og k er ikke angitt ved heltall, istedet er det brukt tekstkoder som angir hvilke vannvolumer det dreier seg om, slik som beskrevet tidligere:

O/D for overflatelag/dypvann,

Trebokstavers forkortelse for geografisk område:

Bei : Bekkelagsbassenget og indre havn

Bun : Bunnefjordens hovedbasseng

Ves : Vestfjorden

Både B_i og T_k har enhet tonn/årssyklus, og spredningskoeffisientene er derfor dimensjonsløse.

Tabell 7. Spredningskoeffisienter for fosfor-utslipp

Utslipp til volum (indeks k)	Belastning på volum (indeks i)						
	<i>OBei</i>	<i>DBei</i>	<i>OBun</i>	<i>DBun</i>	<i>OVes</i>	<i>DVes</i>	<i>OBær</i>
<i>OBei</i>	0.15378	0.02941	0.23069	0.18572	0.77781	0.24867	0.00468
<i>DBei</i>	0.01774	0.00444	0.06308	0.03862	0.12029	0.04292	0.00055
<i>OBun</i>	0.04268	0.01946	0.42946	0.23799	0.69412	0.25450	0.00430
<i>DBun</i>	0.00671	0.00286	0.06153	0.03419	0.09920	0.03645	0.00045
<i>OVes</i>	0.01898	0.00996	0.09509	0.12737	1.04214	0.27842	0.00589
<i>DVes</i>	0.00163	0.00082	0.01257	0.01033	0.06050	0.01749	0.00028
<i>OBær</i>	0.01799	0.00930	0.09055	0.11841	0.95749	0.25643	0.09440

Tabell 8. Spredningskoeffisienter for tilførsler av organisk stoff og ammonium

Utslipp til volum (indeks k)	Belastning på volum (indeks i)					
	For organisk karbon			For nitrogen som ammonium		
	<i>DBei</i>	<i>DBun</i>	<i>DVes</i>	<i>DBei</i>	<i>DBun</i>	<i>DVes</i>
<i>OBei</i>	0.08973	0.13061	0.05889			
<i>DBei</i>	0.89734	1.30608	0.58887	0.89734	1.30608	0.58887
<i>OBun</i>	0.00967	0.15963	0.07197			
<i>DBun</i>	0.09675	1.59632	0.71973	0.09675	1.59632	0.71973
<i>OVes</i>	0.00211	0.03488	0.10590			
<i>DVes</i>	0.02114	0.34879	1.05899	0.02114	0.34879	1.05899
<i>OBær</i>	0.00000	0.00000	0.00000			

7.2 Vannkvalitetsmodell

Vannkvalitetsmodellen ble i kapittel 2 beskrevet slik på generell matematisk form:

$$G_{qi} = \sum_s g_{qis} B_{is}$$

hvor:

B_{is} = redusert belastning til vannvolum i for stoffkomponent s

g_{qis} = forbedring i vannkvalitetsmål q pr. redusert belastning til vannvolum i for stoffkomponent s .

G_{qi} = samlet forbedring i vannkvalitetsmål q for vannvolum i i forhold til nå-situasjon.

Tabell 9 nedenfor gir virkningskoeffisientene g_{qis} for de to aktuelle vannkvalitetsmålene. Indeks i er beskrevet som tekstkoder på samme måte som i spredningsmodellen, mens indeks q og s er angitt med tekstbeskrivelser.

Tabell 9. Virkningskoeffisienter i vannkvalitetsmodellene

Vannkvalitetsmål indeks $q \rightarrow$	Siktedyp	Oksygen		
Stoffkomponent indeks $s \rightarrow$	Fosfor	Fosfor	Organisk karbon	Ammonium
Vannvolum (indeks i)				
<i>OBun</i>	0.0718			
<i>OBei</i>	0.3603			
<i>OVes</i>	0.0134			
<i>OBær</i>	2.0004			
<i>DBun</i>		0.05111	0.00053	0.00137
<i>DBei</i>		0.69000	0.00720	0.01850
<i>DVes</i>		0.02477	0.00026	0.00066
Enhet for koeffisient	$\frac{m}{\text{tonn P}}$	$\frac{ml/l}{\text{tonn P}}$	$\frac{ml/l}{\text{tonn C}}$	$\frac{ml/l}{\text{tonn N}}$

8. VURDERING AV MODELLENS RESULTATER

Resultatene av modellen vurderes ut fra to kriterier:

1. Årstidsvariasjoner i oksygeninnhold i dypvannet.
2. Innhold av fosfor i overflatelaget.

8.1 Modell mot observasjoner: Oksygenforbruk under 20 meters dyp

Endring i mengden oksygen under 20 meters dyp fra vinter til høst, dvs. mellom to dypvannsfornyelses-perioder, kan anslås ut fra oksygenmålingene i fjorden. Nedenfor er dette sammenlignet med det som er beregnet i modellen (*Doksxxx*).

Tabell 10. Differanse i oksygenmengde mellom vinter og høst (tonn)

Område	Ut fra oksygenobservasjoner regnet om til 243 døgn				Modell
	1984	1985	1986	Snitt	
<i>Bei</i>					260
<i>Bun</i>	9863	6763	4900	7175	2324
<i>Ves</i>	25100	17600	18700	20467	17095
SUM	34963	24363	23600	27642	19679

For Vestfjorden er det rimelig god overenstemmelse mellom beregnet og observert oksygenforbruk, når en tar i betraktning de grove betrakningsmåter som er brukt i begge tilfeller. I Bunnefjorden beregner modellen for lavt oksygenforbruk. Det kan tyde på at dypvannsutvekslingen er satt noe høyt her. Modellen opererer med en gjennomsnittlig utveksling av 20% av dypvannet. I virkeligheten vil det bare skje dypvannsfornyelser enkelte år i Bunnefjorden. Dette kan forklare avviket mellom modellen og resultatene for 1984-1986.

8.2 Modell mot observasjoner: Fosforinnhold i overflatelaget

Innholdet av fosfor i overflatelaget om vinteren er direkte regulert slik i modellen at det skal tilsvare omtrent det som observeres. Det er antatt at det med dagens forurensingssituasjon befinner seg 134 tonn fosfor i overflatelaget om vinteren, tilsvarende en konsentrasjon 40 µg/l fordelt på de øverste 20 meter, omtrent slik som observert. Konsentrasjonene om vinteren er derfor ikke noe kriterium en kan bedømme modellen etter.

Fosfor-konsentrasjonen i overflatelaget om høsten (*PHøsx*) kan derimot brukes som kriterium.

Det er rimelig å sammenligne dette med observert fosforinnhold på slutten av produksjonssesongen, før konsentrasjonene begynner å stige igjen pga. redusert sedimentering og økt vertikalinnblanding nedenfra.

Ut fra observasjonene de siste år ser det ut til at konsentrasjonen av totalfosfor i overflatelaget da er omtrent 5 til 10 μ gP/l. Det tilsvarer omtrent 15-30 tonn fosfor i overflatelaget for hele indre Oslofjord.

Modellen gir høyere verdier enn dette. Nedenfor gis fosforinnhold og midlere konsentrasjon for de forskjellige bassengene ved begynnelse og slutt av produksjonsperioden, slik modellen beregner det for to ytterpunkter mht. forurensingstilførsler: Dagens tilførsler, og helt uten lokale tilførsler til Indre Oslofjord. Det er også beregnet maksimal tenkelig endring som forskjellen mellom de to situasjonene.

Tabell 11. Totalfosfor-konsentrasjoner (μ g/l), beregnet ved å fordele beregnet mengde fosfor i overflatelaget på vann-volumet fra 0 til 20 meter.

Område	Tidspunkt	Dyp	1986	"Naturlig" (ingen tilf. til indre Oslofjord)	Maksimal tenkelig endring:
Bekkelagsbassenget	Senvinter	<20m	40.0	26.9	-13.1
		>20m	48.8	32.3	-16.5
	Høst	<20m	38.8	11.6	-27.1
		>20m	53.5	32.9	-20.6
Bunnefjorden	Senvinter	<20m	40.0	26.9	-13.1
		>20m	42.9	31.3	-11.6
	Høst	<20m	23.3	11.2	-12.0
		>20m	46.1	31.6	-14.5
Vestfjorden	Senvinter	<20m	40.0	26.9	-13.1
		>20m	34.6	30.5	-4.1
	Høst	<20m	15.2	10.6	-4.6
		>20m	43.0	31.4	-11.7
Bærumbassenget	Senvinter		40.0	26.9	-13.1
	Høst		25.8	11.8	-14.0

Høstkonsentrasjonene i overflatelaget er 1.5-4 ganger høyere enn det som måles i vannmassene. Overenstemmelsen er best for Vestfjorden.

Det kan tenkes flere årsaker til dette avviket:

1. En god del fosfor vil være bundet i fastsittende biomasse om høsten, f.eks. eksempel i blåskjell. Slik modellen er laget vil overflatekonsentrasjonene egentlig omfatte både vannmasser og strandsone, og kan derfor ikke sammenlignes direkte med konsentrasjonsmålinger i vannmassene. For 1986-utslipp gir modellen en total fosformengde i overflatelaget om høsten på ca. 60 tonn. En undersøkelse av mengde og sammensetning av fastsittende biomasse i overflatelaget, utført i forbindelse med eutrofimodellen for indre Oslofjord, tyder på at 20 til 30 tonn fosfor er bundet i blåskjell om høsten (NIVA, In prep.). Korrigeres modellresultatene for dette, blir middelkonsentrasjonen i overflatevannet om høsten 9-12 $\mu\text{g/l}$, og det stemmer bedre med observasjonene.
2. Andelen fosfor som sedimenterer permanent på grunne områder, eller som synker ned gjennom sprangskiktet, kan være for lavt anslått. Modellen gir for 1986-situasjonen en total fluks på omtrent 260 tonn fosfor gjennom overflatelaget. Av dette sedimenterer 200 tonn til bunn eller dypvann, mens ca. 60 tonn blir igjen i overflatelaget. For å få dette ned i 40-50 tonn totalt, omtrent som observert, blåskjell tatt i betraktning, må sedimenteringen økes med ca. 15 tonn fosfor. Dette vil øke beregnet oksygenforbruk med rundt 3000 tonn. Det ville både bidra til å senke fosforkonsentrasjonene i overflatelaget i retning av observerte verdier, og dessuten bringe oksygenforbruket i modellen nærmere det som er observert.
3. Transporten ut av fjorden i overflatelaget kan være for lavt anslått.

Det må understrekes at dette bare er en drøftning av hva som kan være rimelig. Modellen inneholder så mange forenklinger og omtrentlige anslag at det er lite grunnlag for å behandle feilkildene mer i detalj.

REFERANSER

- Bjerkeng, B., 1972. Enkel empirisk modell for fosforomsetning i Indre Oslofjord. Rapport NIVA 185/71.
- Baalsrud, K., Lystad, J. og Vråle, L., 1986. Vurdering av Oslofjorden. Rapport NIVA, l.nr. 1922.
- Magnusson, J, Næs, K. og Andersen, T., 1988. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1987. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT. 323/88. NIVA, l.nr. 2141.
- Nyquist, G., 1979. Relationships between secchi disk transparency, irradiance attenuation and beam transmittance in a fjord system. Mar.Sci.Com. 5 (6), 333-359.
- Paasche, E., Erga, S.R. og Brubak, S., 1987. Nitrogen, fosfor og planktonvekst. En metodeundersøkelse i Oslofjorden 1986. Rapport Biol.Inst. UiO.
- Søderstrøm, J., Rex, B., Rex, M. og Hildenwall, E., 1976. Byfjorden: Marinbotaniska undersökningar. SNV PM 684.
- Wassmann, P., 1985. Sedimentation of particulate material in Nordåsvannet, a hypertrophic, landlocked fjord in Western Norway. Marin.Ecol.Ser. 22:259-271.

Appendiks: Teknisk fremgangsmåte ved beregningene.

Dette avsnittet beskriver bare den rent EDB-tekniske fremgangsmåten, og det er ikke nødvendig å lese det for å forstå hva som er gjort.

Ligningssystemet er løst i to trinn:

1. Et egenprodusert EDB program skrevet i Turbo-PROLOG leser inn en symbolsk beskrivelse av ligningssystemet, med den notasjonen som er brukt ovenfor.

Uavhengige variable, avhengige variable og resultatvariable erklæres slik at programmet kjenner dem igjen. Det brukes også koeffisienter med symbolske navn, som gis verdi gjennom vanlig matematiske uttrykk.

Programmet gjennomgår ligningssystemet, beregner alle koeffisienter i ligningssettet som tallverdier ut fra de gitte matematiske uttrykk. Ligningene settes opp på matriseform.

På denne formen kan ligningssystemet beskrives slik:

$$\begin{aligned}A*v &= B*x \\ R &= C1*v + C2*x\end{aligned}$$

med kolonne-vektorer:

v	= avhengig variable.	(N verdier)
x	= uavhengige variable; tilførsler.	(M verdier)
R	= resultatvariable	(K verdier)

og rektangulære koeffisient-matriser:

$$\begin{aligned}A(N,N) \\ B(N,M) \\ C1(K,N) \\ C2(K,M)\end{aligned}$$

Koeffisientmatrisene inneholder bare enkle tallverdier, beregnet ut fra de verdier og matematiske uttrykk som er gitt i beskrivelsen av ligningene.

2. Matrisene A, B, C1 og C2 skrives nå ut på et format som kan leses av et annet program. Dette programmet kan foreta matematiske operasjoner på matrisene, og det gjøres følgende beregninger:

Først beregnes matrisen $D = A^{-1}B$ i ligningen

$$v = D*x$$

Deretter beregnes matrisen $E = C1*D + C2$ i ligningen

$$R = E*x$$

Koeffisientmatrisen $E(K,M)$ gir direkte spredningsmodellen for de elementer i R som angir biomasse i overflatelaget, målt som fosfor, og kombinert spredning og effekt for de elementer i R som uttrykker oksygenforbruket i dyplaget.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8

ISBN 82-577 -1834-3