



Fagrådet

for vann- og avløpsteknisk
samarbeid i indre Oslofjord

Rapport nr. 78

Forbedring av dypvanns- fornyelsen i Bunnefjorden



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

Sørlandsavdelingen
Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

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

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

Akvaplan-niva
9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Forbedring av dypvannsfornyelsen i Bunnefjorden	Løpenr. (for bestilling) 4266	Dato 2000.08.15
	Prosjektnr. Undernr. O-99161	Sider Pris 53 100
Forfatter(e) Bjerkeng, Birger Magnusson, Jan	Fagområde Oseanografi	Distribusjon Fri
	Geografisk område Akershus	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord	Oppdragsreferanse Arne Rosendahl
--	-------------------------------------

Sammendrag

For å forbedre dypvannsfornyelsen i Bunnefjorden i indre Oslofjord er det foreslått å forbedre den naturlige egenvekstsreduksjonen på dypvannet i Bunnefjorden ved nedpumping av overflatevann. Denne rapporten beskriver resultatet av kjøring av NIVA's eutrofimodell (fjordmodell) med mange ulike nedpumpingsscenarioer. Ut fra disse kjøringene og supplerende vurderinger er konklusjonen at den beste løsningen er å slippe ut overflatevann så dypt som mulig, dvs. nær bunn på det dypeste stedet i fjorden. Det er også gunstig å fordele utslippet på ulike dyp, samt å fordele vannmengden geografisk på to utslippssteder. Det dypeste utslippet bør ligge ved Svartskog i søndre del av Bunnefjorden, hvor fjorden også har sitt største dyp på vel 150 meter. Det andre utslippet bør lokaliseres til området utenfor utløpet av Gjersjøelva, hvor største dyp er ca. 120 meter.

Det er tidligere satt opp tre tentative målknipper for kvaliteten på Bunnefjordens dypvann. For å oppnå laveste ambisjonsnivå (unngå anoksisk dypvann) kreves en vannmengde på 4 m³/s ved kontinuerlig pumping. Med 8 m³/s skulle det være mulig å oppnå middels ambisjonsnivå og med 12 m³/s det høyeste ambisjonsnivået (få tilbake rekefisket i Bunnefjorden). Et slikt tiltak vil gi utskiftning av Bunnefjordens dypvann stort sett hvert år, og det er en stor forbedring i forhold til den naturlige situasjonen, hvor det kan gå 3-4 år mellom hver utskiftning.

I stedet for å pumpe kontinuerlig kan en pumpe i deler av året, men med en større vannmengde pr. tidsenhet. Det som er av overordnet betydning er hvor store volumer lettere overflatevann som tilføres dypvannet i løpet av et år.

Pumpingen kan også styres etter oksygenkonsentrasjonen i dypvannet. Slike løsninger er ikke å anbefale i en oppstartfase, men kan vise seg aktuelle når en har høstet erfaring med systemet.

Økt dypvannsfornyelse ser ikke ut til å gi merkbare negative effekter på fjorden i form av økt tilførsel av næringssalter til overflaten, og transporten av næringssalter til ytre fjord øker ikke vesentlig på grunn av tiltaket.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Fjordforbedring	1. Fjord rehabilitation
2. Oksygenforhold	2. Oxygen condition
3. Dypvannsfornyelse	3. Deep water renewal
4. Bunnefjorden	4. Bunnefjorden

Bjerkeng
Birger Bjerkeng
Prosjektleder

Magnusson
Jan Magnusson
Forskningsleder
ISBN 82-577-3894-8

Braaten
Bjørn Braaten
Forskningsjef

Forbedring av dypvannsfornyelsen i Bunnefjorden

Forord

Etter oppdrag fra Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord har Norsk institutt for vannforskning gjennomført en teoretisk beregning av effekter ved nedpumping av overflatevann til Bunnefjordens dypvann ved hjelp av en simuleringsmodell. Formålet var å vurdere om dette kan øke den naturlige dypvannsfornyelsen og derved forbedre oksygenforholdene i fjorden. Rapporten viser resultatene fra simuleringer og beskriver erfaringene fra tilsvarende fjordforbedringstiltak i andre, mindre fjorder.

Oslo, 15.8.2000

Birger Bjerkeng

Innhold

1. Innledning.	12
2. Formål.	18
3. Gjennomføring.	18
4. Oppsetting av modellen	19
4.1 Bassenginndeling og topografi	19
4.2 Meteorologi	19
4.3 Randbetingelser ytre Oslofjord	19
4.4 Tilførsler til indre Oslofjord	19
5. Resultater av modellsimuleringer for ulike scenarier	20
5.1 Historiske situasjoner og aktuell utslippssituasjon	20
5.2 Nedpumpingsalternativer	24
5.2.1 Serie A: Referansescenarier, dyp innlagring med mange små stråler	24
5.2.2 Serie B: Mer realistiske utslippsarrangementer, utslipp på 100-120 m dyp	28
5.2.3 Serie C og D: Nærmere kartlegging av betydningen av utslippsdyp	31
5.2.4 Serie E: Virkning av å pumpe bare en del av året	33
6. Andre vurderinger	37
6.1 Oppstartperiode	37
6.2 Geografisk fordeling av pumping	37
7. Erfaring fra gjennomførte fjordforbedringstiltak - Miljømessige konsekvenser.	38
7.1 Metoder for fjordforbedringstiltak.	38
7.2 Erfaringer fra gjennomførte tiltak.	39
7.3 Mulige miljøkonsekvenser.	40
8. Indre Oslofjord – miljøkonsekvenser ved tiltaket.	41
8.1 Vertikal transport av næringsstoff - påvirkning på overflatelaget	41

8.2 Innvirkning på denitrifisering	42
8.3 Eksport av næringssalter til ytre Oslofjord	43
9. Konklusjoner og anbefalinger	45
10. Litteratur	47
Vedlegg I. Teknisk endring i modellen	48
Vedlegg II. Beskrivelse av scenarier	49
Vedlegg II. 0. Historiske scenarier og aktuell utslippssituasjon	49
Vedlegg II. A. Referanse-scenarier, dyp innlagring med mange små stråler	50
Vedlegg II. B. Mer realistiske utslippsarrangementer, utslipp på 100-120 m dyp	51
Vedlegg II. C. Nærmere kartlegging av betydningen av stort utslippsdyp.	52
Vedlegg II. D. Virkning av å fordele utslipp på 100-140 m dyp.	52
Vedlegg II. E. Variasjon av driftstid per år, eventuelt regulert av forholdene i fjorden.	53

Sammendrag

Et av målene for de rensetekniske tiltakene for indre Oslofjord er å få så bra oksygenforhold i Bunnefjordens dypvann at det blir levelige forhold for reker igjen. I dag er oksygenkonsentrasjonen i denne delen av fjorden for dårlig. Dette skyldes ikke bare for stor organisk belastning på fjordens dypvann men også lite gunstige klimaforhold for større dypvannsfornyelser de senere år. Dette gir lange perioder (år) med råttent vann (hydrogensulfidholdig vann), hvor det ikke er levelige vilkår for høyere organismer.

Det er tidligere beregnet at også Bunnefjordens dypvann skal bli bedre når samtlige rensetekniske tiltak er gjennomført, men foreløpig har en slik forbedring ikke skjedd. Årsaken kan være dels et stort oksygenbehov i fjordens sedimenter som kan forsinke en forbedring i mange år, men også at de siste 10 år har vært en periode med ugunstige forhold for ”normal” dypvannsfornyelse.

Bunnefjorden har betydelig mindre vertikalblanding enn Vestfjorden, og egenvektsreduksjonen i dypvannet skjer så langsomt at det kan gå flere år mellom hver dypvannsfornyelse. For å forbedre den naturlige dypvannsfornyelsen er det foreslått å gjøre tiltak som akselererer egenvektsreduksjonen på dypvannet i Bunnefjorden. Vestfjorden, som også ligger nærmere Drøbaksterskelen og ytre Oslofjord, har en betydelig raskere egenvektsreduksjon på dypvannet, noe som bidrar til at det her skjer dypvannsfornyelser hvert år. En raskere reduksjon av egenvekten i Bunnefjordens dypvann vil øke sannsynligheten for dypvannsfornyelser når klimaforholdene for øvrig ligger til rette for dette, og kan også gjøre hyppigheten av dypvannsfornyelser mer uavhengige av meteorologiske forhold.

En metode å redusere egenvekten på er å pumpe ferskvann eller lettere overflatevann ned i dypet ved hjelp av en diffusor. Slike forsøk har vist seg gunstige i andre mindre fjorder i Norge. Tiltaket er her tenkt som et supplement til øvrige rensetekniske tiltak og ikke som en erstatning. Det regnes fortsatt med at de rensetekniske tiltakene på sikt skal gi ønsket effekt. Imidlertid vil en eventuell klimaforandring kunne få ugunstige effekter på dypvannsfornyelsen i indre Oslofjord, og dette aspekt sammen med den tid det tar innen de rensetekniske tiltakene får full effekt, har aktualisert å vurdere en nedpumping av lettere vann for å påskynde prosessen.

Utslipp av ferskvann er mest effektivt pr. mengde nedpumpet vannmengde, men begrenset tilgang på ferskvann gjør at overflatevann er mest aktuelt. Dette er også hva oppdragsgiver har bedt NIVA vurdere. Det er derfor kun nedpumping av overflatevann som er brukt for de kjøringene av modellen som beskrives i denne rapporten. Rapporten behandler følgende spørsmål:

- A. Hvilke dyp bør overflatevann ledes til, og er det gunstig med flere utslipp fordelt over et dybdeintervall?
- B. Bør utslipp av overflatevann fordeles geografisk?
- C. Hvor store mengder av overflatevann bør brukes?
- D. Skal nedpumping skje kontinuerlig med mindre vannmengder, eller i kortere perioder med større vannmengder? Hvilken syklus er mest hensiktsmessig?

I tillegg vurderes forhold omkring første oppstart av utslippet, og ulike miljøkonsekvenser som kan tenkes av arrangementet.

For å teste ulike løsninger er NIVAs eutrofimodell (fjordmodell) blitt kjørt med mange ulike scenarier. Modellen beskriver indre Oslofjord som fire horisontalt homogene vertikalt sjiktede bassenger: Vestfjorden, Bunnefjorden, Bekkelagsbassenget og Havnebassenget. Modellen deler hvert basseng i sjikt som er ca. 1.25 m tykke nær overflaten, økende til ca. 10 m på store dyp. På denne måten deles de to dypeste bassengene, Bunnefjorden og Vestfjorden, i 36-37 lag. Modellen drives primært av meteorologiske variasjoner og forholdene i Drøbaksundet (delvis koblete). Den gir som resultat de fysiske og kjemiske transporter mellom de ulike delene, samt fysiske og kjemiske forhold i

bassengene, bl.a. oksygeninnhold, som tidsserier over det antall år som simuleres. Simuleringene i denne rapporten går over 20 år. Tilførsler av ferskvann og næringssalter og organisk stoff kommer fra elvene og kommunalt avløp. Den delen av modellen som beskriver dyputslipp av ferskvann/overflatevann er videreutviklet for dette prosjektet.

På grunn av begrensninger i modellbeskrivelsen og i tilgjengelige data om de drivende kreftene vil ikke modellen simulere et bestemt historisk forløp. Det forløpet som simuleres vil imidlertid gi et statistisk bilde av variasjonen over tid. Resultatene må bedømmes ut fra dette. Modellen kontrolleres derfor statistisk mot hydrografiske observasjoner fra indre Oslofjords ulike bassenger (temperatur, saltholdighet og oksygen).

Det er kjørt ca. 40 ulike scenarier med modellen under ellers identiske forhold for å prøve ut den gunstigste løsningen for økt dypvannsfornyelse og forbedrede oksygenforhold i Bunnefjorden. Ut fra disse kjøringene og supplerende vurderinger er det konkludert med følgende:

Den beste løsningen er å slippe ut overflatevann så dypt som mulig, dvs. nær bunn på det dypeste stedet i fjorden, men det er også gunstig å fordele utslippet på ulike dyp, samt å fordele nedpumpingen geografisk til to steder, med omtrent like vannmengder pumpet på hvert sted. Det dypeste utslippet bør ligge ved Svartskog i søndre del av Bunnefjorden, hvor fjorden også har sitt største dyp på vel 150 meter. Hoveddelen av dette utslippet anbefales lagt ned til 140 m dyp. Det andre utslippet bør lokaliseres til området utenfor utløpet av Gjersjøelva, hvor største dyp er noe over 120 meter. Utslippet bør her fordeles omtrent likt mellom 100 og 120 meters dyp. Dette er svar på spørsmål A og B.

For gitt plassering av utslippene vil dypvannsfornyelsen og oksygenforholdene i fjorden avhenge av tilført mengde overflatevann. Det er tidligere satt opp tre tentative målknipper for kvaliteten på Bunnefjordens dypvann. De tre målene er satt opp som realistiske ambisjonsnivåer ut fra tidligere observasjoner av forholdene i fjorden, dvs. da forurensningstilførslene var mindre, og bygger på analyser av en sedimentkjerne, oksygenobservasjoner fra dypvannet, og informasjon om tidligere rekefiske i fjorden. Målene ble satt opp som ledd i diskusjonen om rensetekniske tiltak og ikke med tanke på kunstig økning av dypvannsfornyelsen. Målene er knyttet til oksygenkonsentrasjonen i dypvannet, som er avgjørende for livet der.

Det høyeste ambisjonsnivået er å få tilbake rekefisket i Bunnefjorden. For å oppnå dette målet, bør oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet jevnlig være over 1 ml/l. Det laveste ambisjonsnivået er å unngå lengre perioder med hydrogensulfidholdig vann ved bunn, slik at en oppnår at overflate-sedimentene blir oksiske. Dette krever at oksygenkonsentrasjonen bare i kortere perioder (måneders) blir lavere enn 0 ml/l. Middels mål ligger omtrent halvveis mellom høyt og lavt mål. Resultatene av modellkjøringene er vurdert i forhold til disse målene.

For å oppnå det laveste ambisjonsnivået anbefales en vannmengde på 4 m³/s med kontinuerlig pumping hele året. Med 8 m³/s skulle det være mulig å oppnå middels ambisjonsnivå og med 12 m³/s det høyeste ambisjonsnivået.

Ved en pumping på 6-8 m³/s vil en oppnå fornyelse av oksygeninnholdet i Bunnefjordens dypvann stort sett hvert år, og ved 12 m³/s helt regelmessig hvert år. Dette er en stor forbedring i forhold til den naturlige situasjonen, hvor det kan gå 3-4 år mellom hver utskiftning.

Anbefalingene ovenfor har selvsagt innebygd usikkerheter, og har dessuten som forutsetning at klimaforandringer ikke vil forstyrre de dypvannsutskiftende krefter (f.eks. vindforhold), noe som dessverre ikke er helt usannsynlig. Dersom klimaendringer gir dårligere forhold for dypvannsfornyelser (f.eks. sjeldnere episoder av nordavind) vil det kunne påvirke resultatene. Imidlertid vil nytten av pumpingen da kunne øke, fordi det antagelig gir mer stabile utskiftningsforhold, mindre avhengig av klimatiske forhold.

I stedet for å pumpe kontinuerlig kan det pumpes i deler av året, men med en større vannmengde pr. tidsenhet. Det viktigste er hvor mye lettere vann som tilføres i løpet av et år.

Pumpingen kan også styres etter oksygenkonsentrasjonen i dypvannet, dvs. pumping blir først startet når en definert oksygenkonsentrasjon underskrides, og opphører når den kommer over en gitt grense igjen. Dette forutsetter relativt hyppige observasjoner fra Bunnefjorden. Slike løsninger er ikke å anbefale i en oppstartfase, men kan vise seg aktuelle når en har høstet erfaring med systemet.

Oppstarten av nedpumping av overflatevann bør fortrinnsvis starte etter en vannutskiftning slik at Bunnefjordens dypvann er oksisk. Da risikerer en ikke at hydrogensulfidholdig vann rives med til høyere nivåer. Ettersom det kan gå en del tid inntil en slik situasjon oppstår, kan en forsiktig nedpumping starte også når vannmassen er anoksisk. I andre fjorder har dette skjedd ved gradvis å senke utslippet. En annen metode er å drive utslippet forsiktig i korte perioder for å unngå en storstilt homogenisering av vannmasser. Dette bør styres ved samtidig overvåking av sjiktning og oksygenforhold.

En mulig negativ miljøeffekt som følge av å bedre dypvannsfornyelsen kunne være noe større tilførsel av næringssalter til overflatelaget, dels ved den direkte medrivningen av næringsrikt dypvann i de oppadstigende strålene, dels ved adveksjon i samband med dypvannsfornyelse. Å unngå at nærings-salter når eufotisk sone er bare et spørsmål om valg av diffusorkonstruksjon, slik at høyeste innlagringsdyp ikke blir høyere opp enn 40-50 meters dyp. Det har liten hensikt å tilføre lettere vann til vannmassene over terskeldypet mellom Vestfjorden og Bunnefjorden når det etterstrebes størst mulig effekt i dypvannet i selve Bunnefjorden av gitt mengde overflatevann. Modellresultatene viser at det ikke vil bli noen slik netto effekt på indre fjords overflatelag.

Den advektive transporten av nitrogen til ytre Oslofjord vil øke med ca. 3 %, mens fosfortransporten blir uforandret. Hovedårsaken til økt nitrogentransport er at denitrifiseringen avtar når oksygenkonsentrasjonen øker og hydrogensulfidholdig vann blir borte. Denitrifiseringen vil avta med mellom 10-20 %. Alle disse tall gjelder i forhold til situasjonen år 2000, med nitrogenrensing på alle de tre største renseanleggene, også nye Bekkelaget renseanlegg.

Summary

Title: Improved deep-water renewal in the Bunnefjord, inner Oslofjord.

Year: 2000

Author: Birger Bjerkeng and Jan Magnusson

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3894-8

The abatement measures on municipal sewage that has been introduced in the inner Oslofjord area over the last decades aims among other things at improving oxygen conditions in the deep waters of the Bunnefjord to a level where the shrimp population can once more thrive. Today this part of the fjord has low oxygen concentrations. This is not only because of too high organic load on the deep waters, but also less deep-water exchange than normal, due to a climatic unfavourable situation the previous winters. The result is low oxygen concentrations and development of hydrogen sulphide.

When all the planned purification plants has been built, it is expected that the environment in the deep-water in the Bunnefjord will improve over time, but this has not happened yet. The cause may be partly a large oxygen demand stored in the sediment, which may delay the improvement with many years, and but also that the last decade has had unfavourable conditions for normal deep-water exchange.

Bunnefjord has much weaker vertical mixing than Vestfjord, and the density reduction in the deep water of Bunnefjord is so slow that 3 to 5 years may pass between each deep water renewal. In order to improve the natural deep-water exchange in the Bunnefjord, it has been proposed to take steps to accelerate the density reduction of this water mass. A faster deep-water density reduction will increase the probability for deep-water exchange when the general meteorological and hydrographical conditions are favourable, and may also make the frequency of deep-water exchange less dependent on meteorological conditions.

One method, which has been used in smaller polls and fjords in Norway, is to pump lighter water (fresh water or surface water) into the deep water. The method should primarily be seen as a complement and not a replacement of sewage treatment, speeding up the restoration process, but may also counteract possible negative effects of a changing climate.

Deep discharge of freshwater will be most efficient per pumped water volume, but limited access to freshwater in the area makes the use of surface water more realistic. Consequently, only pumping of surface waters to large depths is considered in this report.

This report considers the following questions:

- A. To what depth should surface water be pumped, and is it preferable with several outlets in different depths?
- B. Should the outlet be distributed between different parts of the Bunnefjord?
- C. How large should the discharge be?
- D. Should the discharge be continuous or periodic? What type of seasonal cycle should be used for periodic pumping?

Additionally, the report deals with issues related to the initial start of pumping, and considers various environmental side effects that may arise from the pumping.

The NIVA eutrophication model (fjord model) has been used to test some of the raised questions. The model describes the inner Oslofjord as four horizontally homogenous and vertically stratified basins: Vestfjorden, Bunnefjorden, Bekkelagsbassenget and Havnebassenget. The vertical resolution is about

1.25 m near the surface, and about 10 m in the deep waters, with 36-37 layers in each of the main, deep basins (Vestfjord, Bunnefjord). Meteorological variations and hydrographical variations outside the sill are the primary driving forces of the model. The model gives as output physical and chemical transports between the different basins, and mass budgets and concentrations in each basin and level, among them oxygen concentrations, as time series over the span of the simulations. The simulations that are reported here span 20 years. Fresh water discharge as well as nutrients and organic matter from rivers and sewage is incorporated. The part of the model that handles deep water discharge of freshwater or surface water has been further developed for this project.

Due to limitations in the model description and in the available data on driving forces, the model will not simulate a specific historical development over time. The simulated development will instead give a statistical picture of variations over the simulation period. The results must be interpreted with this in mind. The results are thus controlled statistically against traditional hydrographical observations (mainly temperature, salinity and oxygen at different depths).

About 40 different scenarios have been run in the process of finding the optimal solution for improving deep-water renewal and oxygen concentration in the Bunnefjord. From the model results and supplementing considerations, the following conclusions can be drawn:

The best solution is to establish the outlet for surface water as close to the bottom as possible. The outlet could preferably be distributed to different depths and at least two different locations. The deepest outlet should be placed at Svartskog in the southern part of the Bunnefjord where the fjord is deepest (ca. 150 meter) and the second outlet outside the mouth of the river Gjersjøelven, where the largest depth is about 120 meter. These conclusions answer question A and B.

With location of outlets given, the deep-water renewal will depend on the amount of surface water. Three alternative tentative environmental goals for the deep-water environment in the Bunnefjord have been set previously. The three goals were established from historical records on shrimp catches as well as a dated sediment core and oxygen observations, and were meant to be realistic ambition levels, within reach by sewage treatment and not requiring use of the technique discussed here. The ambition levels are expressed as requirements on the oxygen concentrations in the deep waters; this is also the parameter of main interest for the deep-water fauna.

The highest level of ambition for the deep-water environment is to re-establish the shrimp population in the Bunnefjord. This requires oxygen concentrations to stay above 1 ml/l most of the time. The lowest ambition level is to re-oxidise the surface sediment. This requires oxygen concentrations above zero most of the time. The middle ambition level is about halfway between the high and low levels. The model results are evaluated against these goals.

To achieve the lowest ambition level it is recommended to pump 4 m³/s continuously. Increasing the pumping to 8 m³/s should achieve the middle level, and with 12 m³/s, the highest ambition level should be realised.

Pumping 6-8 m³/s will achieve oxygen renewal in the deep waters of Bunnefjord most years, and with 12 m³/s quite regularly each year. This is a major improvement compared to the natural situation, where 3 or 4 years may pass between each renewal.

The recommendations above obviously have inherent uncertainties, and in addition presuppose that climate changes will do not disturb the forces driving deep-water exchange (e.g. wind conditions). If climate changes leads to worse conditions for deep-water exchange, which is unfortunately quite possible, (e.g. more seldom occurrences of northerly winds) this may change the results of pumping surface water. However, the usefulness of the pumping may then increase, as it will probably lead to more stable deep-water exchange, less dependent on meteorological conditions.

Instead of pumping being done continuously, it could be limited to a part of the year, with corresponding larger volume flux. The important factor is the total amount of lighter water pumped to large depths over the year.

Pumping could also be controlled by the oxygen concentration in the deep water, i.e. pumping is started when oxygen concentrations drops below a critical value, and stopped when a defined target level is achieved. This requires frequent oxygen measurements in the Bunnefjord. Such solutions should not be implemented in the initial phase, but could be considered when one has some experience with the system.

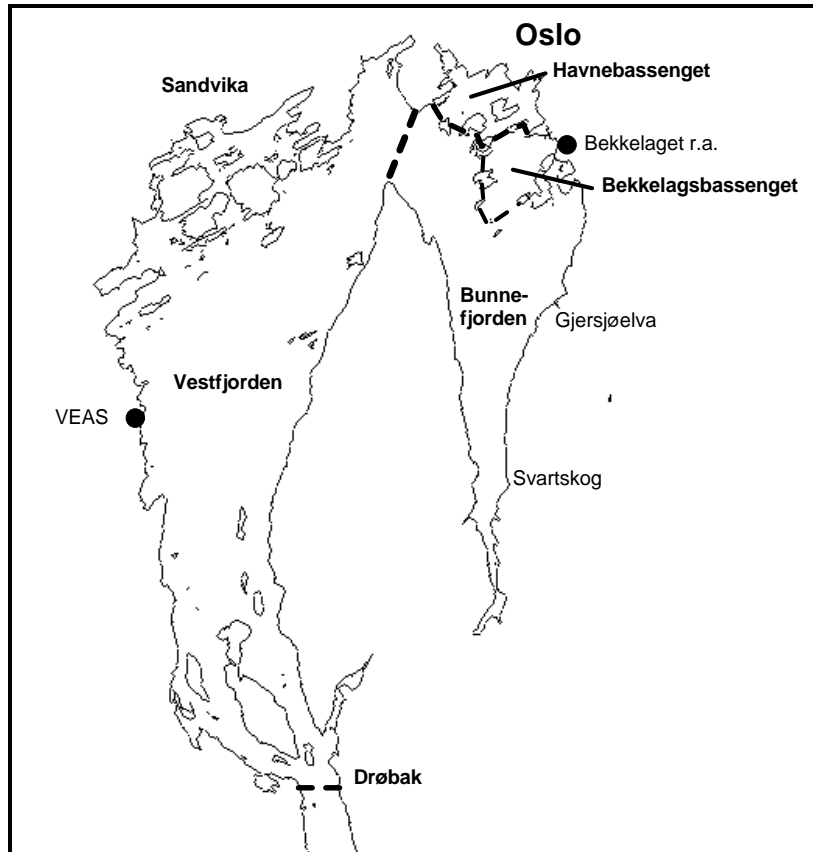
The pumping should preferably start for the first time just after a deep-water renewal, with oxic conditions in the deep waters of the Bunnefjord. This will avoid the risk of having water with hydrogen sulphide brought closer to the surface. Since it may take time to get such a situation, the pumping could also be started cautiously even when deep waters are anoxic. In other fjords, this has been achieved by lowering the discharge arrangement gradually. Another method is to run the pumping in short periods at first to avoid a major homogenisation of the water masses. This should be controlled by simultaneously monitoring of stratification and oxygen levels.

A possible adverse effect of the improved deep-water renewal could be larger supply of nutrients to the surface level, partly by direct entrainment of nutrient-rich deeper water in the rising jets, and partly by direct advection in connection with deep-water renewal. To prevent that nutrients reach the euphotic zone is merely a question of constructing the diffusors so that the highest entrapment level is 40-50 m below surface. There is no point in adding lighter water to the water masses above the depth of the sill between the Vestfjord and the Bunnefjord when the aim is to achieve as large effect as possible on the deep waters in the Bunnefjord from a given amount of surface water. The model results show that no such adverse effect is to be expected.

The advective transport of nitrogen to the outer Oslofjord will increase with about 3 %, while phosphorus transport is unchanged. The increased nitrogen export is mainly due to reduced denitrification as oxygen levels increase and hydrogen sulphide disappears. Denitrification will decrease by 10-20 %. All these numbers apply relative to the situation in year 2000, with nitrogen removal in all the three largest treatment plants, including the new Bekkelaget sewage treatment plant.

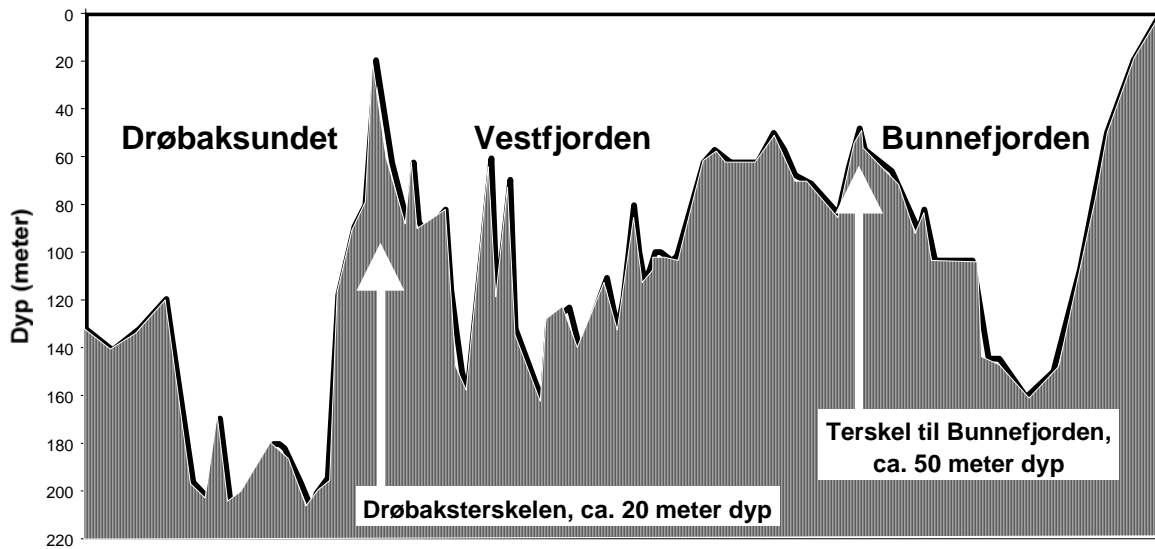
1. Innledning.

Et av målene for de rensetekniske tiltak for indre Oslofjord (se kart i Figur 1, langsgående bunnprofil i Figur 2) er å få tilbake rekefisket i Bunnefjorden. I dag er oksygenforholdene i denne delen av indre Oslofjord for dårlige. Eldre observasjoner, delvis basert på informasjon om tradisjonelt rekefiske i fjorden, dels basert på analyser av en sedimentkjerne fra Bunnefjorden og oksygenobservasjoner, viser at det har vært rekefiske i denne fjorden og at oksygenforholdene har vært bedre enn nå.

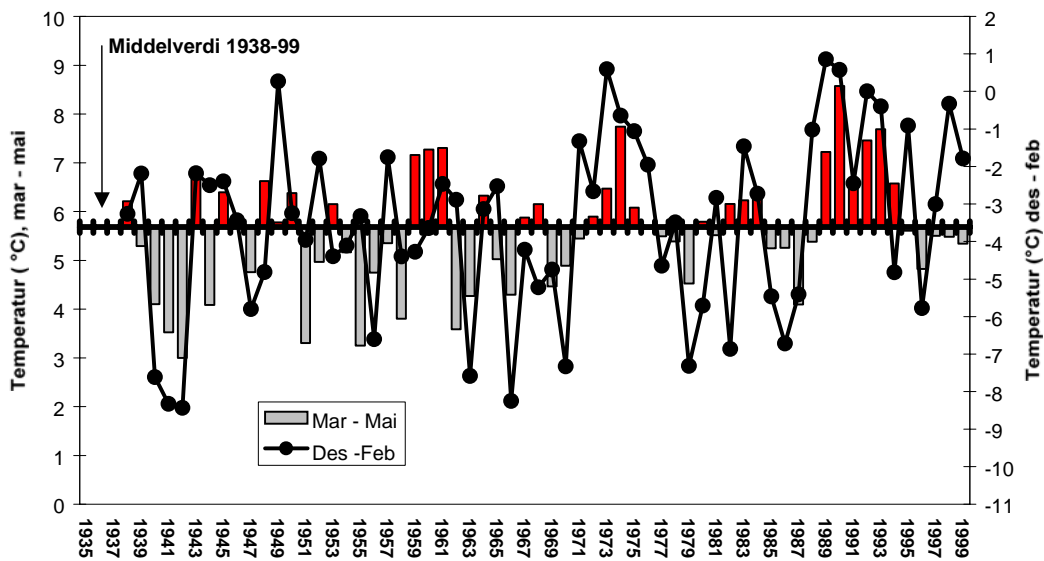


Figur 1. Kart over indre Oslofjord.

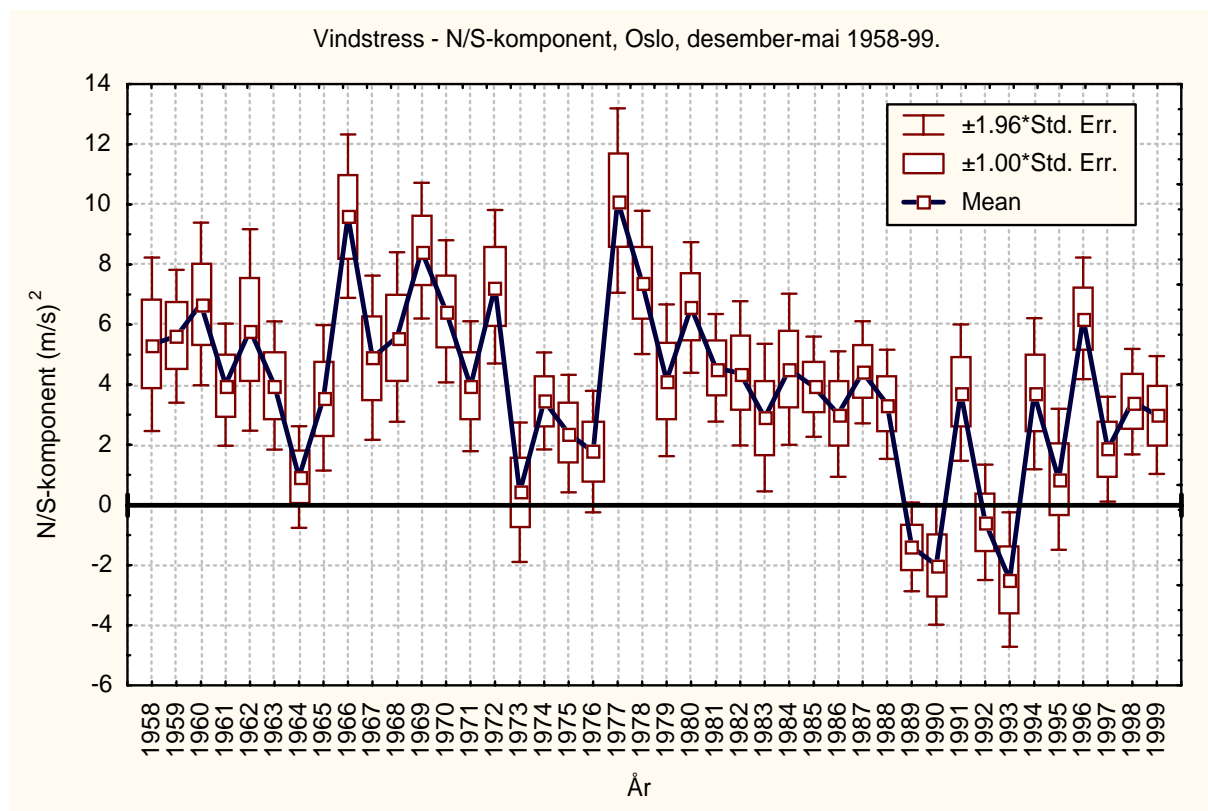
Fra midten og slutten av 1970-tallet har rensaneanleggene med utslipp til indre Oslofjord stadig fått forbedret renskapasitet og bedre rensesgrad. Effekten av dette kan avleses i resultatene fra Fagrådets overvåkingsprogram, men foreløpig er disse forbedringer mest knyttet til overflatelaget. Oksygenforholdene i dypvannet i Bunnefjorden har til nå ikke vist noen signifikant endring siden midten av 1970-tallet, hverken i positiv eller negativ retning (Magnusson m.fl., 2000). Fraværet av forbedringer kan ha to årsaker. Oksyngjelden i sedimentene er meget stor og derfor vil det gå lang tid før rensetekniske tiltak vil gi full effekt. Samtidig har de siste 10 årene hatt høy frekvens av milde vintrer (Figur 3). Milde vintrer betyr mindre innslag av nordlige vinder (Figur 4). Dypvannsfornyelse begunstiges av lengre perioder med nordlige vinder over Oslofjordområdet - helst nordøstlige vinder over ytre Oslofjord/indre Skagerrak - som driver overflatevannet ut av området og hever tyngre vann nærmere overflaten.



Figur 2. Langsgående dybdeprofil av indre Oslofjord fra Bunnefjorden til Drøbaksundet.



Figur 3. Gjennomsnittlig lufttemperatur ved Blindern 1938 – 99, vinter (desember-februar) og vår (mars-mai) sammenlignet med gjennomsnittstemperatur for hele perioden. Data fra Meteorologisk Institutt.

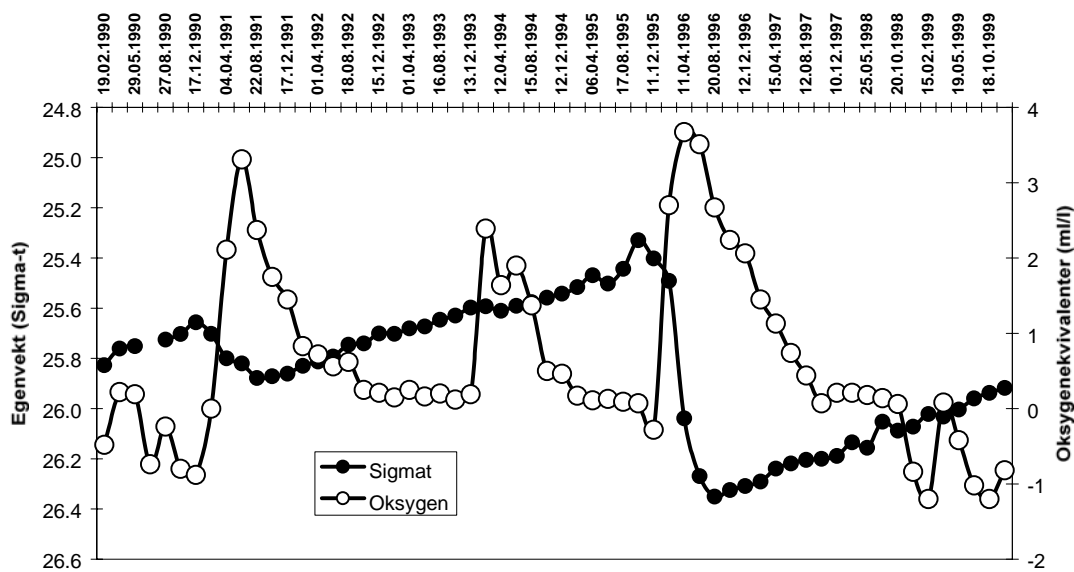


Figur 4. Vindstress (m/s^2), N/S-komponent ved Blindern desember-mai 1958-99. Desemberverdiene er fra samme vinter men fra året før. (Data fra Meteorologisk institutt)

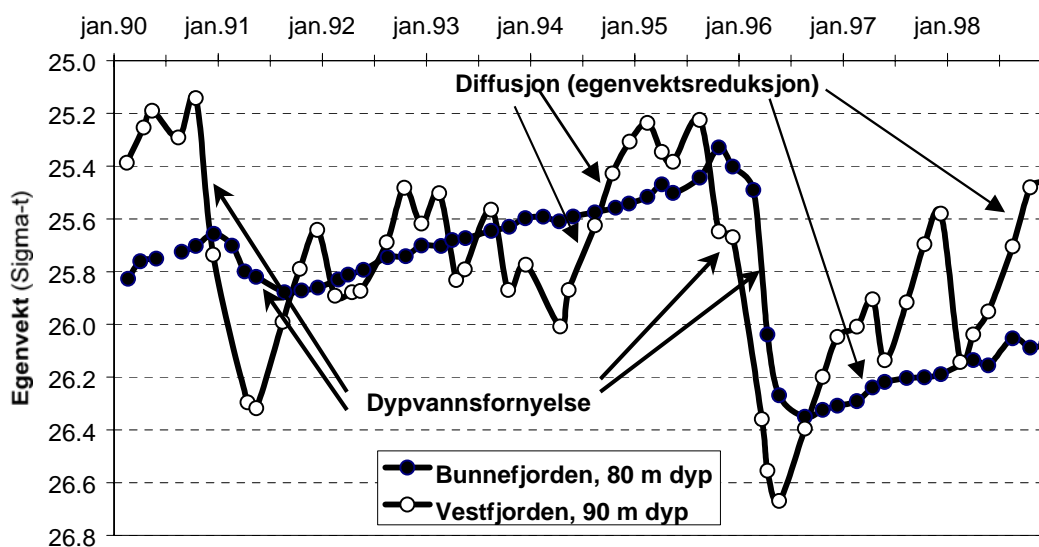
Imidlertid er lengre perioder med nordlige vinder ikke alltid tilstrekkelig. Tilføres Bunnefjorden nytt dypvann med høy egenvekt, vil det ikke skje noen dypvannsfornyelse året etter uansett gunstige vindforhold. Med liten vertikaldiffusjon vil egenvekten i dypvannet bare avta langsomt og det vil kunne gå flere år før egenvekten er blitt så lav at tyngre vann kan strømme inn i fjorden (Figur 5).

Bunnefjordens vertikaldiffusjon er betydelig mindre enn Vestfjordens (Gade, 1967), noe som forklares av en generelt bedre blandingsmekanisme i Vestfjorden (Stigebrandt, 1976). Figur 6 viser egenvektsvariasjonen i Vestfjorden og Bunnefjorden på omtrent samme dyp og hvor mye større vertikaldiffusjonen er i Vestfjorden. Figur 7 viser variasjonen av vannets egenvekt på 50 meters dyp i Vestfjorden og tilsvarende på 100 meters dyp i Bunnefjorden. Dypvannsfornyelsen i Bunnefjorden skjer hver gang egenvekten på terskeldyp (ca. 50 m, se Figur 2) mellom Vestfjorden og Bunnefjorden overstiger dypvannets egenvekt i Bunnefjorden. Ved den store dypvannsfornyelsen i 1996 var egenvekten på Bunnefjordens dypvann relativt lav og vinteren 1995/96 var litt kaldere enn normalt (Figur 3), med en lengre periode med nordlige vinder (Figur 4). Det innstrømmende vannet var relativt tungt og i de etterfølgende årene med milde vintrer og relativt lite nordavind ble det ingen større dypvannsfornyelse i Bunnefjorden, bl.a. også som følge av det tunge dypvannet og den svake vertikaldiffusjonen.

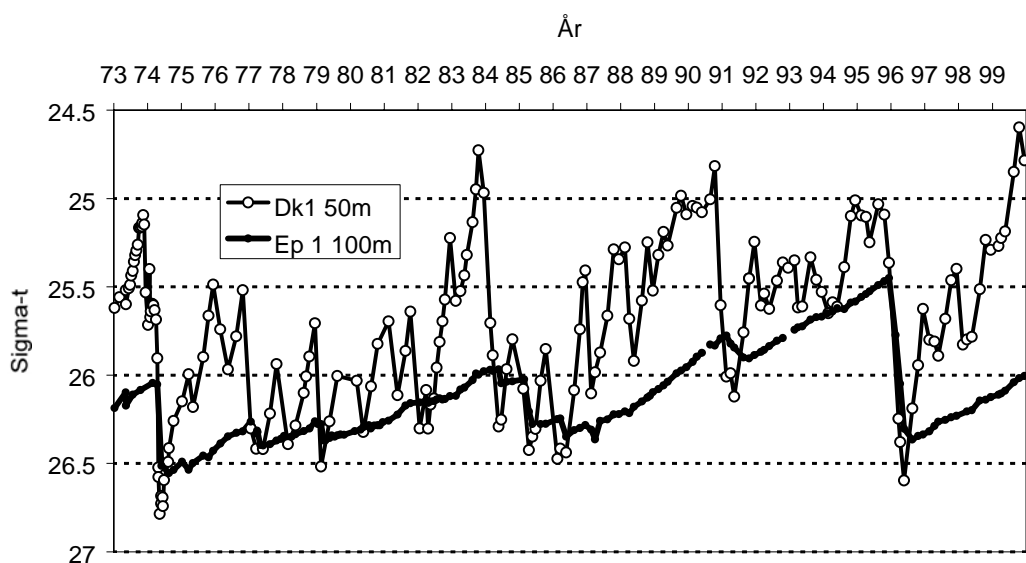
Hvis vertikaldiffusjonen i Bunnefjorden var minst like stor som i Vestfjorden, ville hyppigheten av dypvannsfornyelser i Bunnefjorden øke vesentlig. En mulig teknikk for å oppnå dette er å tilføre dypvannet i Bunnefjorden lettere vann (f.eks. ferskvann eller overflatevann) og derved øke egenvektsreduksjonen.



Figur 5. Oksygenekvivalenter og egenvekt (Sigma-t) på 80 meters dyp i Bunnefjorden 1990-99.



Figur 6. Egenvekten (Sigma-t) i Vestfjorden (90m dyp) og Bunnefjorden (80m dyp) 1990-98.



Figur 7. Egenvekten (Sigma-t) på vann på 50 meters dyp i Vestfjorden (Dk 1) og 100 meters dyp i Bunnefjorden (Ep 1) 1973-99.

Ut fra historiske data er det satt opp tentative mål for laveste oksygenkonsentrasjon i løpet av året i Bunnefjorden (Baalsrud, m.fl, 1986). De tre målene er satt opp som realistiske ambisjonsnivåer ut fra tidligere observasjoner av forholdene i fjorden, dvs. da forurensningstilførslene var mindre, og bygger på analyser av en sedimentkjerne, oksygenobservasjoner fra dypvannet, og informasjon om tidligere rekefiske i fjorden. Målene ble satt opp som ledd i diskusjonen om rensetekniske tiltak og ikke med tanke på kunstig økning av dypvannsfornyelsen. Målene er knyttet til oksygenkonsentrasjonen i dypvannet, som er avgjørende for livet der.

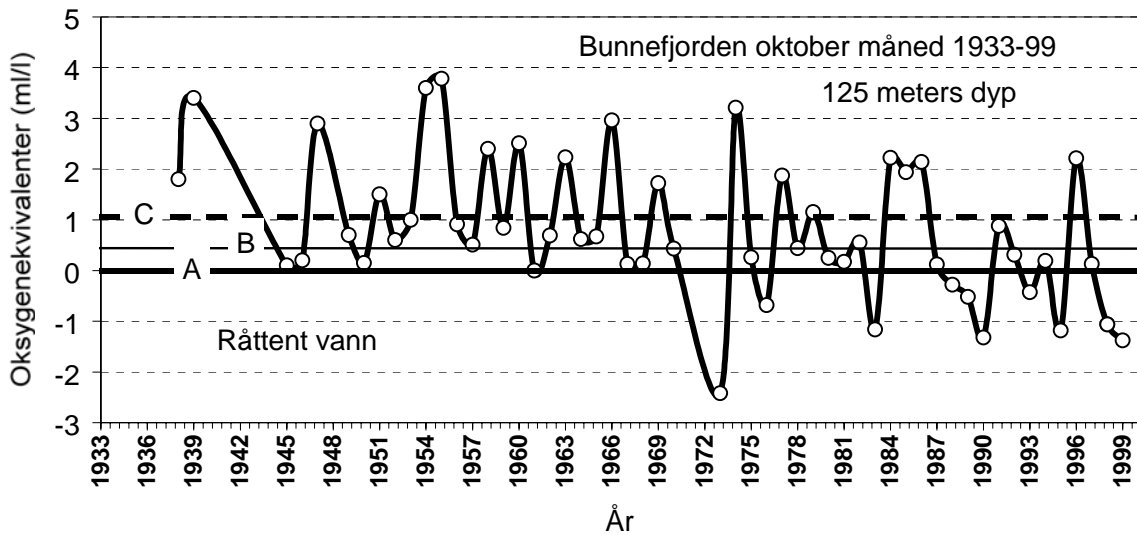
På Figur 8 er tre ulike ambisjonsnivåer (A, B, C) lagt inn, sammen med foreliggende observasjoner fra oktober måned i perioden 1938 – 99. Laveste ambisjonsnivå (A) er å unngå lengre perioder med hydrogensulfidholdig bunnvann, slik at en oppnår at overflatesedimentene blir oksiske. Det høyeste ambisjonsnivået er å få tilbake rekefisket i Bunnefjorden. For å oppnå dette målet, bør oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet jevnlig være over 1 ml/l. Middels mål (B) ligger omtrent halvveis mellom høyt og lavt mål. Å få endret forholdene slik at bunnen i fjorden blir oksisk, og at det med tiden kan etableres en bunnfauna, vil være en stor forbedring av miljøforholdene.

Muligheten for å nå det laveste målet vil bli noe svekket ved en klimaforandring slik en regner for sannsynlig. En overgang til varmere klima, med milde vintre og mindre perioder med nordlige vinder vil gi dårligere forhold for dypvannsfornyelse. Mens rensetekniske tiltak gjennomføres bl.a. for å forbedre oksygensituasjonen i fjorden, reduseres effekten av disse ved avtakende frekvens og størrelse av dypvannsfornyelser. En seinere stabilisering av klimaet vil sannsynligvis med tiden gi en ny likevekt mellom nivået på egenvekten og dypvannsfornyelsen, men en av de drivende krefter bak fornyelsen – de nordlige vinder – vil fortsatt være svekket.

Hvis nordlige vinder kommer til å opptre sjeldnere enn før, kan det også gi sjeldnere dypvannsfornyelser. Imidlertid er det rimelig å anta at jo raskere tetthetsreduksjonen i Bunnefjorden går, jo mer uavhengig vil dypvannsfornyelsen være av meteorologiske episoder. Det finnes således flere argumenter som taler for å redusere egenvekten i Bunnefjordens dypvann.

Foreløpige analyser av effekten av pumping av overflatevann er gjort ved bruk av NIVA's fjordmodell (Bjerkeng, 1994a), hvor scenarier med utlipp av ca. 6 m³/s overflatevann på 125 meters dyp resulterte i en økning i dypvannsfornyelsen, slik at oksygenkonsentrasjonen i dypvannet økte med opp mot ca. 1 ml/l, dvs. Bunnefjorden ble overveiende oksisk.

Ut fra disse resultatene er metoden blitt bedømt som en mulig komplettering til tradisjonelle rensiltak, dels for å påskynde utviklingen mot en fjord i henhold til oppsatte mål, dels et instrument i fremtiden for å motvirke perioder med naturlig dårlig dypvannsfornyelse, som f.eks. ved en klimaendring.



Figur 8. Oksygenekvivalenter (ml/l) i Bunnefjorden, oktober måned 1938-99. På figuren er det lagt inn tentative mål (Baalsrud m.fl., 1986) for minste oksygenkonsentrasjon i løpet av året med tre ambisjonsnivåer, hvor A= lavt mål, B= middels mål og C= høyt mål. (Data fra Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), og upubliserte resultater fra Havforskningsinstituttet Forskningstasjonen Flødevigen 1952-61 og NIVA (1962-99).

2. Formål.

Hensikten med dette prosjektet har vært å vurdere teoretisk hvordan en best kan oppnå forbedret dypvannsfornyelse i Bunnefjorden ved å redusere dypvannets egenvekt gjennom nedpumping av lett vann fra fjordens overflatelag. Med beste mulige løsning menes en miljømessig velegnet løsning som gir mest gunstige forhold for dypvannsfornyelser, uten noen negative effekter på fjordmiljøet.

Et alternativ ville være utslipp av ferskvann. Det ville være mer effektivt pr. nedpumpet vannmengde, men begrenset tilgang på ferskvann gjør at overflatevann er mest aktuelt. Dette er også hva oppdragsgiver har bedt NIVA vurdere. Det er derfor kun nedpumping av overflatevann som er brukt for de kjøringene av modellen som beskrives i denne rapporten.

Fagrådet har stilt enkelte konkrete spørsmål omkring teknikken:

- A. Hvilke dyp bør overflatevann ledes til og er det gunstig med flere utslipp fordelt over et dypintervall?
- B. Bør overflatevannet fordeles geografisk – eller finnes det en beste løsning?
- C. Hvor store mengder av overflatevann bør brukes?
- D. Skal nedpumpingen skje kontinuerlig med relativt små vannmengder, eller i kortere perioder med større vannmengder. Hvilken syklus er mest hensiktsmessig?

I tillegg vurderes beste tidspunkt for oppstart og i hvilke perioder en slik oppstart skal unngås for å ikke få negative effekter, samt om selve oppstartsperioden må gjennomføres annerledes enn en regelmessig drift.

3. Gjennomføring.

Prosjektet er basert på eksisterende datagrunnlag og gjennomført ved bruk av NIVA's fjordmodell, nærmere bestemt den versjon som ble brukt høsten 1998 for dypvannsutslippet til det nye Bekkelaget renseanlegg (Bjerkeng og Magnusson, 1999), med mindre tekniske endringer beskrevet i Vedlegg I.

Ettersom modellen ikke tar hensyn til geografiske forskjeller innenfor Bunnefjorden, vil spørsmålet om geografisk fordeling bli vurdert utfra kjennskap til dypvannsfornyelsesprosessen og generell kunnskap om tetthetsdrevne strømmer i et basseng.

De generelle miljømessige konsekvenser, foruten økt oksygenkonsentrasjon, vil bli diskutert ut fra modellkjøringene og eksisterende litteratur på feltet, spesielt en gjennomgang av fullskala forsøk foretatt på enkelte mindre fjorder.

4. Oppsetting av modellen

4.1 Bassenginndeling og topografi

Inndelingen av indre Oslofjord er som i Bjerkeng og Magnusson (1999), dvs. at modellen er satt opp med følgende 4 bassenger:

- Bekkelagsbassenget
- Oslo havn
- Bunnefjorden
- Vestfjorden

I den opprinnelige versjonen ble modellen satt opp med bare 2 bassenger i indre Oslofjord (Bjerkeng, 1994a). Erfaring fra bruk av modellen på andre fjordområder har vist at den fungerer bra ved en oppdeling i flere områder, som den også opprinnelig ble designet for. Ved utredning av dyputslipp fra Bekkelaget renseanlegg ble fjorden delt opp med separate bassenger for Bekkelagsbassenget og Havnebassenget, og det er denne inndelingen som er brukt her.

Bekkelagsbassenget og Oslo havnebasseng har forbindelse med hverandre, og begge disse bassengene er i modellen koblet til Bunnefjorden. Alle forbindelsene består i virkeligheten av flere åpninger. I modellen er åpningene for hver forbindelse slått sammen til én felles åpning med transportbredde som funksjon av dyp lik summen av de faktiske åpningene. Se Bjerkeng og Magnusson (1999) for detaljer. Denne forenklingen antas å ha liten betydning for resultatene i den aktuelle sammenhengen.

4.2 Meteorologi

Meteorologidata leses inn fra fil som en tidsserie. I simuleringene brukes de samme data som det som ble kjørt opprinnelig, dvs. 6-timers registreringer fra Fornebu for perioden 1982-1985, stilt til disposisjon av Meteorologisk Institutt (DNMI), Blindern. For lange simuleringer blir dataserien gjentatt syklisk, slik at det er det samme været som kommer igjen hvert 4. år. Simuleringene vil altså ikke gi et sant bilde av hvilke variasjoner som kan forekomme fra år til år, men det antas at en syklus på 4 år er tilstrekkelig til å få med iallfall en god del av variasjonene i været. Flere detaljer er gitt i Bjerkeng (1994a, b og c).

4.3 Randbetingelser ytre Oslofjord

Randbetingelsene utenfor Drøbaksterskelen genereres av modellen som tidsserier for vannstand og vertikalprofiler av saltholdighet, temperatur og næringsstoffer og organisk stoff. Her brukes den samme beskrivelsen som ble brukt ved de opprinnelige simuleringene for indre Oslofjord. Grunnlaget er en statistisk beskrivelse på månedsbasis. Detaljene er beskrevet i Bjerkeng (1994b og c). Beskrivelsen er litt modifisert, ved at øvre grense for saltholdighet i dypvannet er redusert fra 35.0 til 34.8, og det er lagt inn en nedre grense for temperaturen avhengig av saltholdigheten i dyplagene basert på et bredere datamateriale (Bjerkeng og Magnusson 1999).

4.4 Tilførsler til indre Oslofjord

Tilførslene av næringsalter og organisk stoff til indre Oslofjord har variert i tidsrommet 1973-97 (Magnusson m.fl., 2000). Utbygging av renseanlegg har betydd en reduksjon av tilførslene, men også en omfordeling av restutslippene fra overflatelag til dypvann og mellomlag i fjorden. Det har også vært en geografisk omfordeling av utslippene. I 1982 ble VEAS åpnet, og kloakkvann som tidligere ble sluppet ut bl.a. i Bærumsbassenget ledes nå rensset ut på mellomdypt vann i Vestfjorden. Videre ble

Festningen renseanlegg avviklet i perioden. I 1997 startet nitrogenrensing ved VEAS fulgt av Nordre Follo.

Modellsimuleringene som er beskrevet i denne rapporten tar utgangspunkt i ett av de scenariene som ble kjørt ved utredningen av utslipp fra Bekkelaget renseanlegg i 1998. Det er valgt å bruke den situasjonen som ble kalt scenario 3.A fra Tabell 8 i Bjerkeng og Magnusson (1999), dvs. en situasjon med redusert utslipp fra Bekkelaget renseanlegg, og dyputslipp gjennom en diffusor på 50 m dyp.

Modellen er i dette scenariet satt opp med tilførslene fordelt på 7 ulike kilder:

1. Indre havn, overflaten
2. Bekkelagsbassenget, overflaten
3. Bunnefjorden, overflaten
4. Vestfjorden, overflaten
5. Bekkelaget renseanlegg
6. Andre renseanlegg i Bunnefjorden
7. Renseanlegg (VEAS +andre) til Vestfjorden

I tillegg er modellen nå satt opp med plass til 4 utslipp i tillegg. I utgangspunktet er disse utslippene ikke i bruk (vannføring og stofftransport=0). De blir brukt på ulike måter i forskjellige simuleringer til å beskrive nedpumping av overflatevann i Bunnefjorden. Alle er satt opp til å gå til Bunnefjorden (Basseng 3). I de fleste scenariene med nedpumping av overflatevann som er kjørt her, brukes bare ett av de 4 utslippene, men i noen scenarier brukes det flere utslipp for å prøve virkningen av å fordele utslippet på flere dyp. Hvordan dette gjøres modell-teknisk fremgår av Vedlegg I.

5. Resultater av modellsimuleringer for ulike scenarier

Modellen er kjørt for en rekke ulike utslippsscenarioer. Først er det kjørt noen scenarier som beskriver historiske situasjoner frem til tilstanden etter at det ombygde Bekkelaget renseanlegg er satt i drift. Deretter er det kjørt en del forskjellige scenarier med nedpumping av lettere vann fra overflaten til stort dyp. Scenariene varierer både mht. vannmengde, utslippsdyp og tidsperiode for pumping.

Det er kjørt flere serier av slike nedpumpingsscenarioer i en skrittvis prosess for å kartlegge beste alternativ. I dette kapitlet gis en kort beskrivelse av de forskjellige seriene som er kjørt og resultatene av en del av kjøringene er beskrevet i figurer og tekst. En fullstendig beskrivelse av hvordan de ulike scenariene er spesifisert finnes i Vedlegg II.

Startbetingelser og alle ytre betingelser (meteorologi, ferskvannstilrenning, ytre randbetingelser) har identisk tidsforløp for alle scenariene. De adskiller seg bare ved ulik utslippsituasjon og ved forskjeller i nedpumpings-tiltakene. Modellresultatene kan ha betydelig usikkerhet i forhold til virkeligheten, men det kan antas at forskjellene mellom scenariene er mye mer pålitelige.

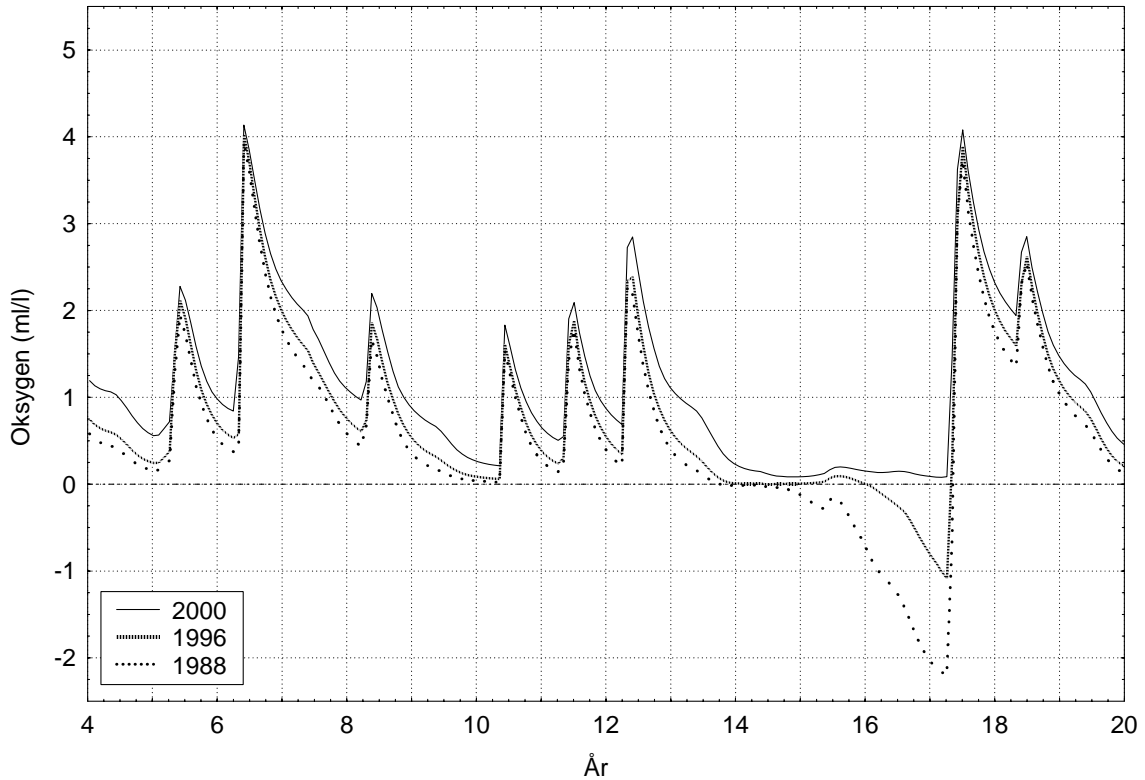
For alle scenariene er modellsimuleringen kjørt over en periode på 20 år fra de samme start-betingelsene. Fordi vi er mest interessert i tilstanden etter at endringene har fått tid til å virke, ser vi bort fra resultatene for de første fire årene i de figurene og resultat-tabellene som presenteres.

5.1 Historiske situasjoner og aktuell utslippssituasjon

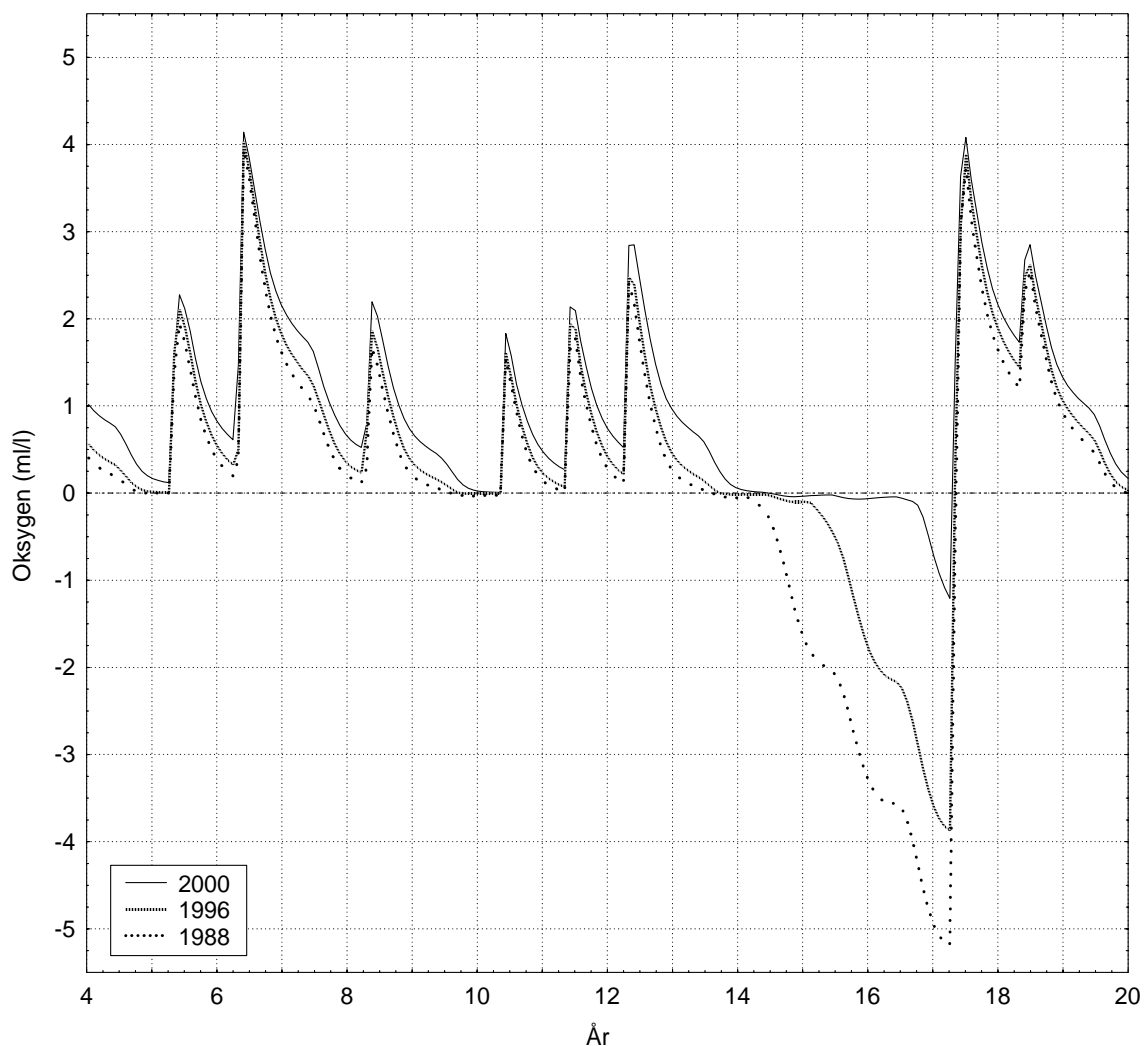
Modellen er kjørt for to ulike historiske situasjoner, som antas å representere situasjonen hhv. i 1988 og i 1996, like før denitrifisering ble innført ved VEAS. I tillegg er det satt opp et scenario (2000) for antatt aktuell utslippssituasjon etter at nye Bekkelaget renseanlegg er satt i drift. Dette scenariet er

grunnlaget for alternativene med nedpumping av overflatevann. Scenariene er beskrevet nærmere i Tabell 3 i Vedlegg II. 0.

Figur 9 og Figur 10 viser simulerte oksygenkonsentrasjoner i Bunnefjorden på hhv. 80 og 130 m dyp over de siste 16 av et simulert tidsrom på 20 år for disse scenariene. Modellen indikerer en generell forbedring på ca. 0.5 ml/l ved de tiltakene som er eller blir satt i drift, men fortsatt forekommer H₂S på store dyp, og det er lange perioder med omtrent oksygenfritt vann opp mot 80 m dyp.

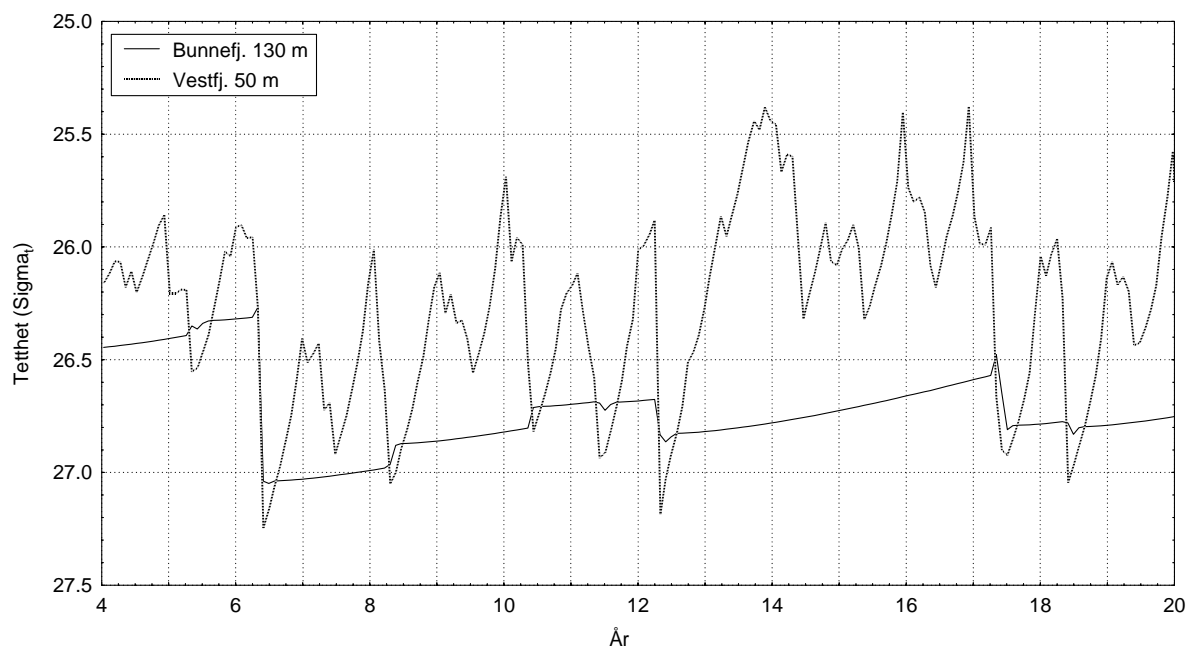


Figur 9. Oksygenkonsentrasjon i Bunnefjorden på 80 m dyp for to historiske og en aktuell utslippssituasjon.

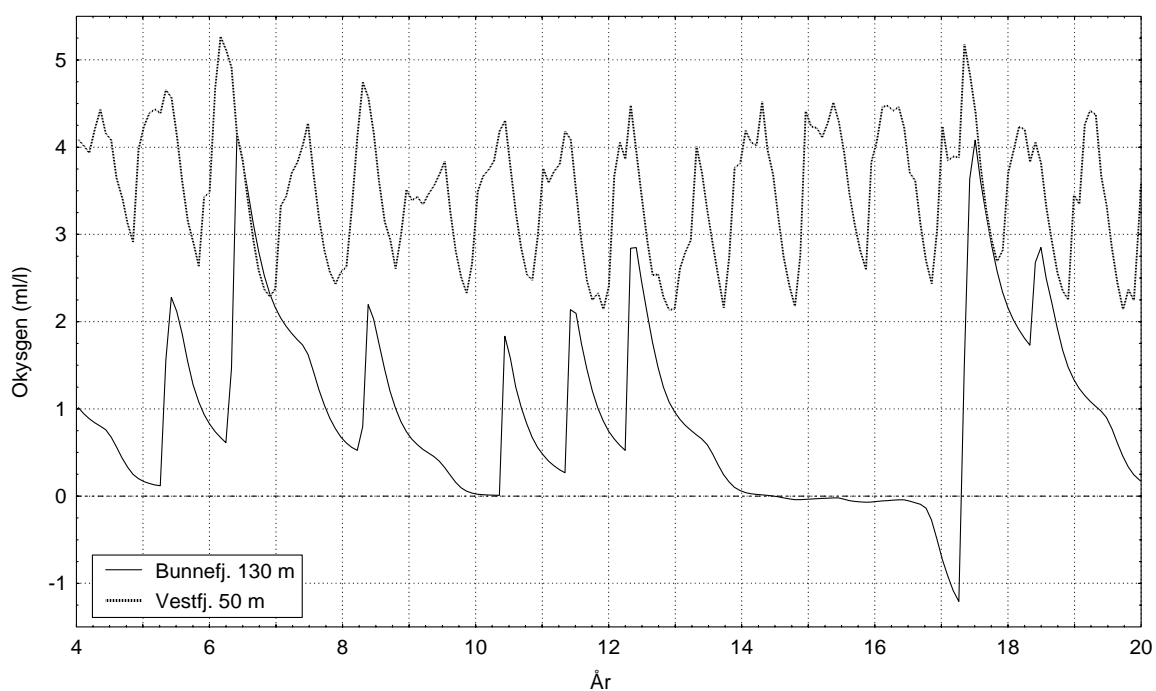


Figur 10. Oksygenkonsentrasjon i Bunnefjorden på 130 m dyp for to historiske og en aktuell utslippssituasjon.

Sammenhengen mellom forholdene på dypt vann i Bunnefjorden og på terskeldyp i Vestfjorden er vist i Figur 11 og Figur 12 for scenario 2000. Figurene viser utvikling av henholdsvis tetthet og oksygen over de 16 siste årene av en 20-års simulering. Hver figur har to kurver. Heltrukken kurve viser hhv. tetthet og oksygen på 130 m dyp i Bunnefjorden, og stiplet kurve samme variable på 50 m dyp i Vestfjorden, altså ved terskeldypet for forbindelsen mellom de to bassengene. Sammenligning med Figur 7 viser at modellen i store trekk gir samme bilde som observasjonene, bortsett fra et avvik i tetthet på en halv σ_{θ} -enhet. Tettheten i dypvannet i Bunnefjorden avtar ganske langsomt pga. svak vertikal blanding. Tettheten på 50 m dyp i Vestfjorden varierer mye sterkere, med et mer eller mindre regelmessig sesongmønster, men også med store variasjoner fra år til år. I ca. halvparten av de årene som vises i figurene blir tettheten på 50 m dyp i Vestfjorden stor nok til å fornye dypvannet i Bunnefjorden. De hele eller delvise fornyelsene som skjer, kommer i modellsimuleringene stort sett i tidsrommet fra 3.5 til 5 måneder etter nyttår, altså fra midten av april til slutten av mai.



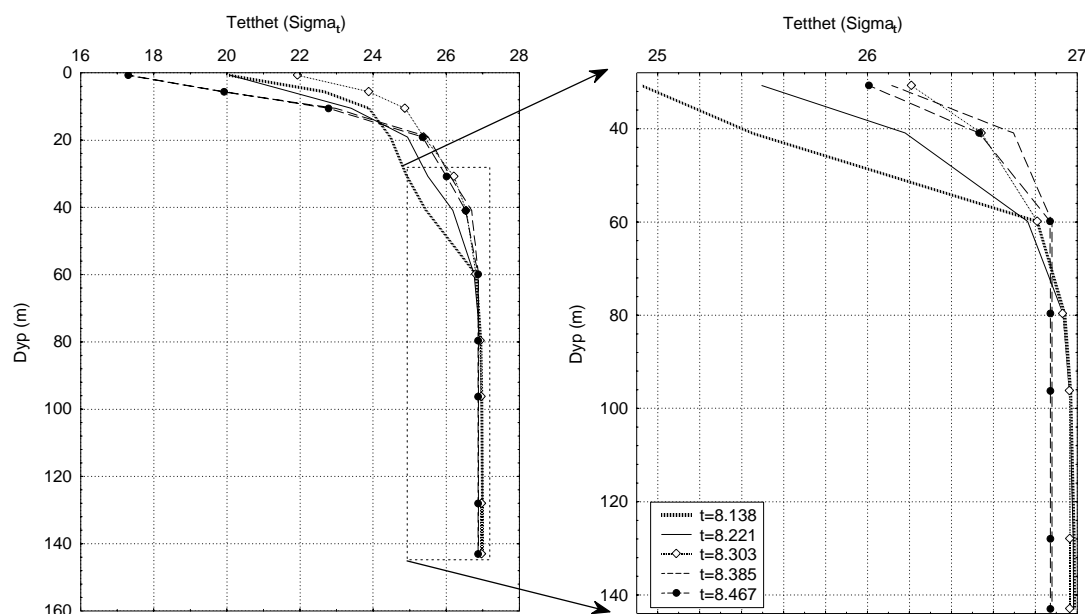
Figur 11. Variasjon i tetthet i dypvannet i Bunnefjorden og i Vestfjorden på terskeldypet mellom de to bassengene for utslipps-scenario 2000. Legg merke til at vertikal akse er snudd, slik at tettheten øker nedover.



Figur 12. Oksygenkonsentrasjoner i Bunnefjorden på 130 m dyp og i Vestfjorden på terskeldypet (50 m) mellom de to bassengene for utslipps-scenario 2000.

Enkelte år (6, 12,17) er preget av en massiv innstrømning av tyngre vann, som gir både økt oksygeninnhold og økt tetthet i dypvannet, mens andre år (8,10, 11, 18) har oksygenfornyelse uten at tettheten i 130 m øker, den kan til og med avta i sammenheng med fornyelsen (år 8 og 10).

Dette skyldes at fornyelsen disse årene domineres av innstrømning høyere opp i vannmassen av vann som har tetthet opp mot det en har i dypvannet. Det gir mer tetthetshomogene forhold, og derved større vertikalblanding (50-80 m), slik at en får en nedblanding av oksygenrikt vann som er litt lettere enn dypvannet. Nettoresultatet blir en økning av oksygenet og en minskning av tettheten. Dette er illustrert i Figur 13.



Figur 13. Tetthetsprofiler i Bunnefjorden før, under og etter dypvannsfornyelse i år 8 av simuleringen, for Scenario 2000. Den høyre figuren viser forstørret området innenfor det stiplede rektangelet i venstre figur.

5.2 Nedpumpingsalternativer

Alle scenariene med nedpumping bygger som nevnt på den tilførselssituasjonen som er beskrevet for scenariet SCN_2000. De forskjellige alternativene er beskrevet nedenfor. Det antas at total vannmengde som er angitt for hvert scenario er fordelt på flere hull via en form for diffusor-utslipp, slik at hver stråle fortynnes uten interaksjon mellom strålene, og med horisontalt rettede stråler. Angitt strålediameter og hastighet er forutsatt å gjelde etter eventuell kontraksjon.

Resultatene presenteres i en serie figurer i etterfølgende underkapitler. Hver figur viser oksygenkonsentrasjoner over tid på utvalgt dyp i fjorden, for et sett av nedpumpingsscenarioer. Utgangspunktet, scenariet for år 2000 uten pumping av overflatevann, er med som sammenligningsgrunnlag i alle figurene.

5.2.1 Serie A: Referansescenarier, dyp innlagring med mange små stråler

Dette er en serie med referansekjøring med nedpumping av overflatevann hele året gjennom et stort antall små hull, med diameter 5 cm, og strålehastighet 6 m/s. Det gir et urealistisk høyt antall hull, og disse scenariene er derfor bare ment å dimensjonere virkning av vannmengde og utslippsdyp ved maksimalt effektiv fortynning og innlagring på stort dyp. Disse scenariene viser hva en maksimalt kan

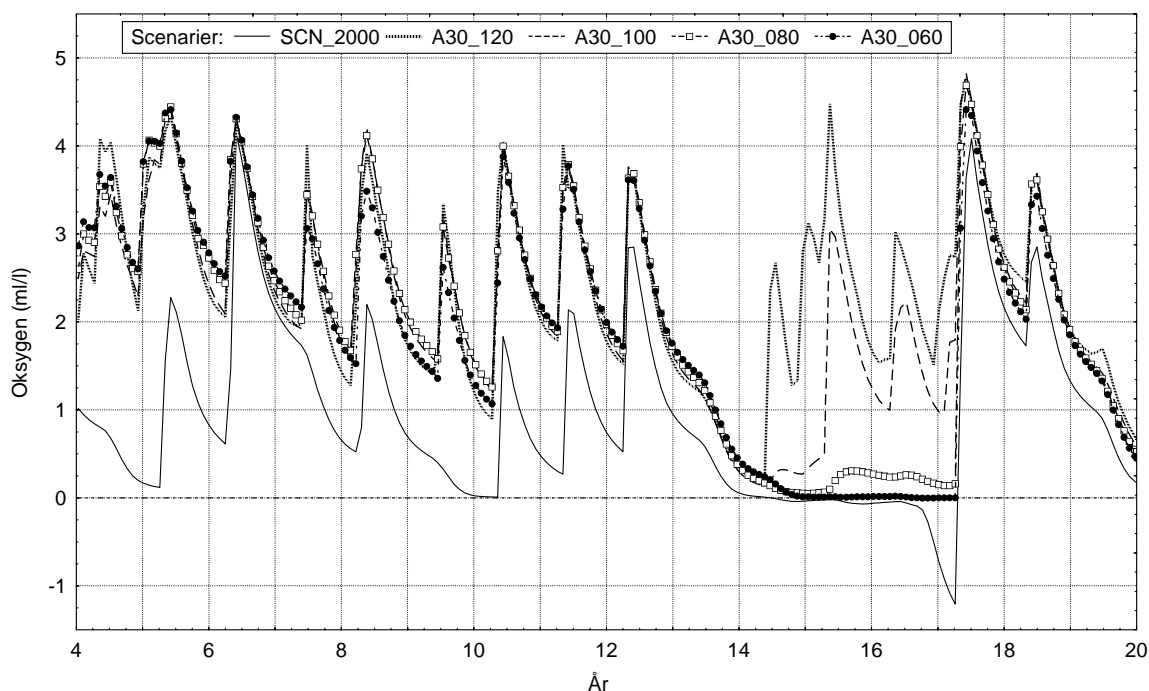
oppnå for gitt vannmengde og utslippsdyp dersom en får effektiv innlagring gjennom mange små stråler. Hensikten med referanse-scenariene er å få en bakgrunn for å vurdere mer realistiske utslippsanordninger i senere scenarie-serier i forhold til et teoretisk maksimum.

Serien, som er beskrevet i Tabell 4 i vedlegg 0, omfatter 4 scenarier med en svært stor vannmengde på $30 \text{ m}^3/\text{s}$, hvor utslippsdypet er variert med 120, 100, 80 og 60 m, og 4 scenarier hvor utslippsdypet er holdt på 100 m og vannmengden variert med hhv. 20, 12, 8 og $5 \text{ m}^3/\text{s}$. Scenariene betegnes **Axx_yyy**, hvor **xx** er et tosifret tall som angir vannmengde (m^3/s), og **yyy** et tall som angir dyp (m) for utslippet.

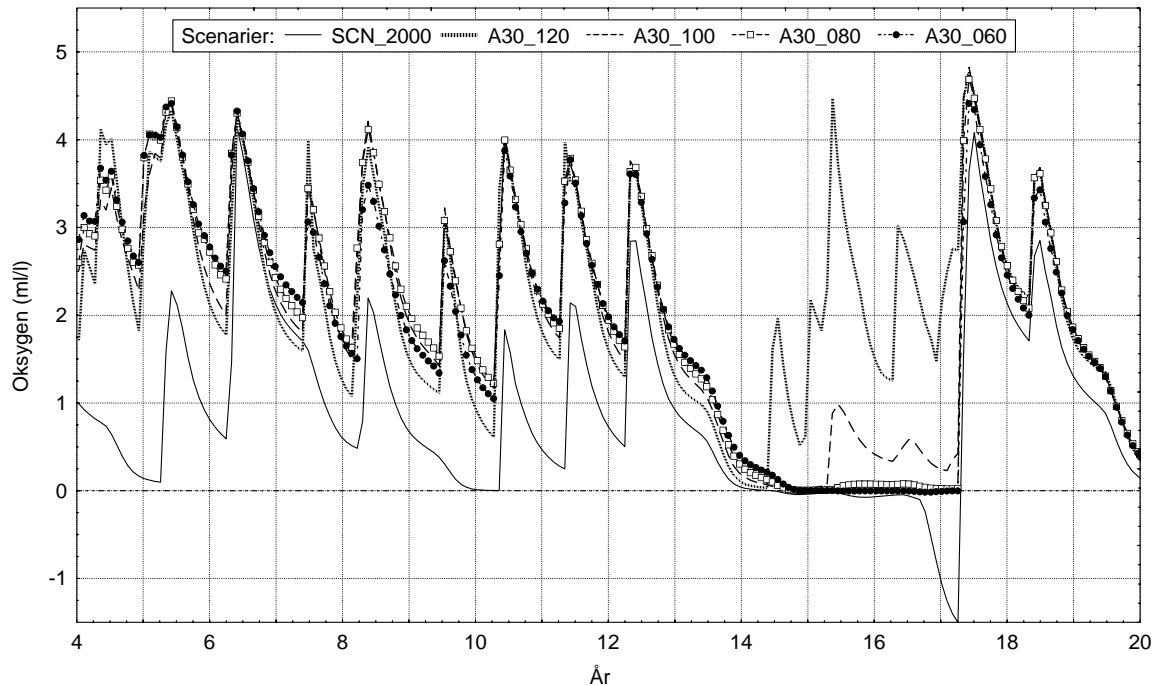
30 m^3/s - varierende utslippsdyp

Figur 14 og Figur 15 viser hva en i teorien kunne oppnå ved ulike utslippsdyp ved pumping av store vannmengder ($30 \text{ m}^3/\text{s}$) med effektiv innlagring gjennom mange små stråler. Scenario 2000 er tegnet inn for referanse.

I de årene hvor det allerede er en markert oksygenfornyelse uten pumping, vil alle utslippsdypene gi en markert ytterligere forbedring, og det er ikke så stor forskjell mellom resultatene for ulike utslippsdyp. For tidsrommet fra år 14 til år 17 utvikles det H_2S i dypvannet uten pumping. Det skyldes at vannet på terskeldyp i Vestfjorden holder seg lettere enn normalt i lengre tid (Figur 11). For denne perioden har utslippsdypet mye å si. Ved pumping bare ned til 60 eller 80 m dyp unngås H_2S -utvikling, men perioden vil fortsatt være preget av omtrent oksygenfritt dypvann. Ved pumping ned til 100 m fås sammenhengende oksiske forhold, selv om oksygenkonsentrasjonene i det dypeste laget er svært lave (0.2 - 0.5 ml/l) over ett helt år. Dersom utslippsdypet økes til 120 m, blir forholdene sterkt forbedret også i den perioden som fra før er svært dårlig, de blir faktisk omtrent like gode som i de andre årene. Utslippsdyp 120 m ser altså ut til å sikre langt jevnere forhold fra år til år enn utslippsdyp 100 m eller mindre. I tiden rundt $t=14$ ligger oksygenet under 1 ml/l i opp mot ett år uansett utslippsdyp.



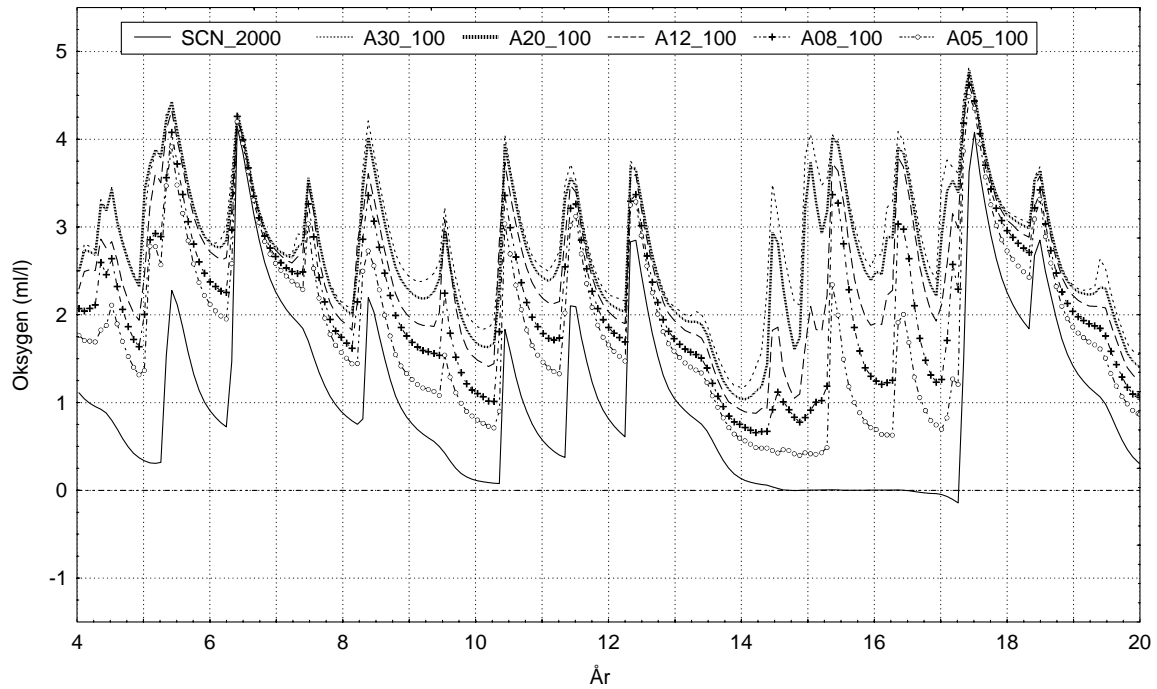
Figur 14. Oksygenkonsentrasjon i Bunnefjorden på 130 m dyp ved nedpumping av $30 \text{ m}^3/\text{s}$ til ulike dyp (60 - 120 m) med effektiv innlagring via mange små stråler. Scenario 2000 er tatt med som sammenligningsgrunnlag.



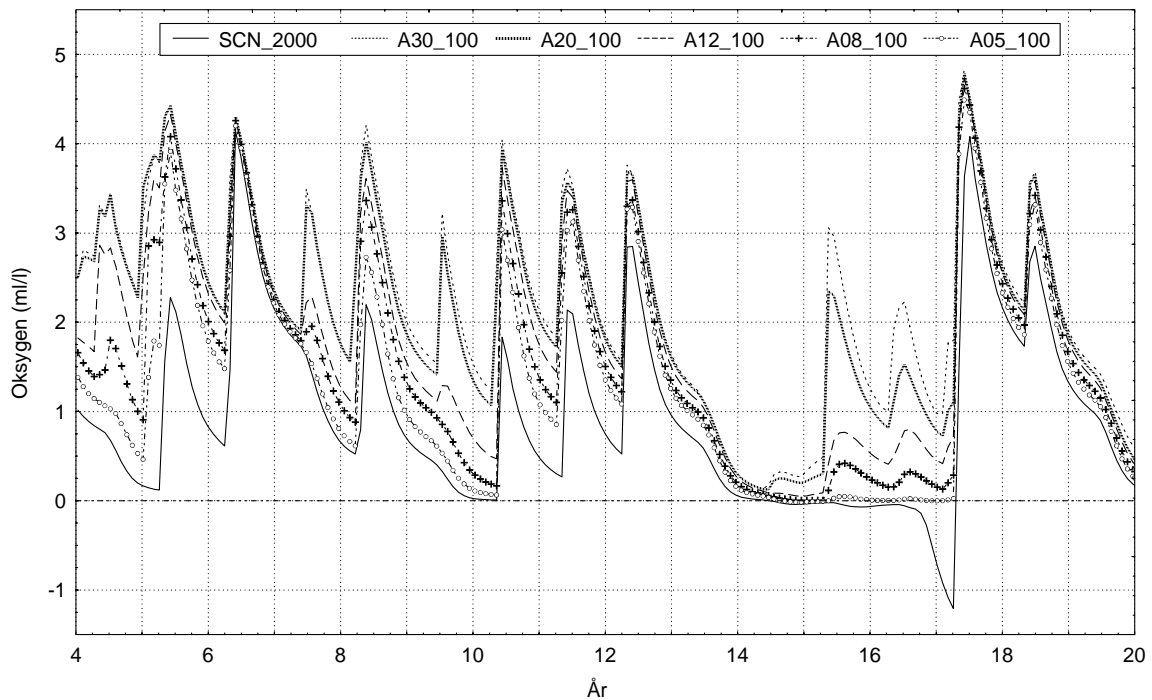
Figur 15. Oksygenkonsentrasjon i Bunnefjorden på 143 m dyp ved nedpumping av $30 \text{ m}^3/\text{s}$ til ulike dyp (60 - 120 m) med effektiv innlagring via mange små stråler. Scenario 2000 er tatt med som sammenligningsgrunnlag.

100 m utslippsdyp, varierende vannmengde

Scenariene ovenfor ble kjørt med en meget stor vannmengde ($30 \text{ m}^3/\text{s}$). For å se litt nærmere på betydningen av vannmengden er det også kjørt med varierende vannmengde pumpet ned til 100 m dyp, fremdeles med effektiv innlagring gjennom et stort antall små stråler. Resultatene for pumping av ulike vannmengder ned til 100 m dyp er vist i Figur 16 og Figur 17 for hhv. 96 og 130 m dyp. Resultatene er sterkt avhengig av vannmengde opp til $12 \text{ m}^3/\text{s}$, kanskje spesielt for de dårligste årene, mens det er relativt liten forskjell mellom 20 og $30 \text{ m}^3/\text{s}$. Mellom 12 og $20 \text{ m}^3/\text{s}$ ser det ut til å skje en viss utflatning av virkningen som funksjon av vannmengde.



Figur 16. Oksygenkonsentrasjon i Bunnefjorden på 96 m dyp ved nedpumping av ulike vannmengder (5 til 30 m³/s) ned til 100 m dyp med effektiv innlagring via mange små stråler. Scenario 2000 er tatt med som sammenligningsgrunnlag.



Figur 17. Oksygenkonsentrasjon i Bunnefjorden på 130 m dyp ved nedpumping av ulike vannmengder (5 til 30 m³/s) ned til 100 m dyp med effektiv innlagring via mange små stråler. Scenario 2000 er tatt med som sammenligningsgrunnlag.

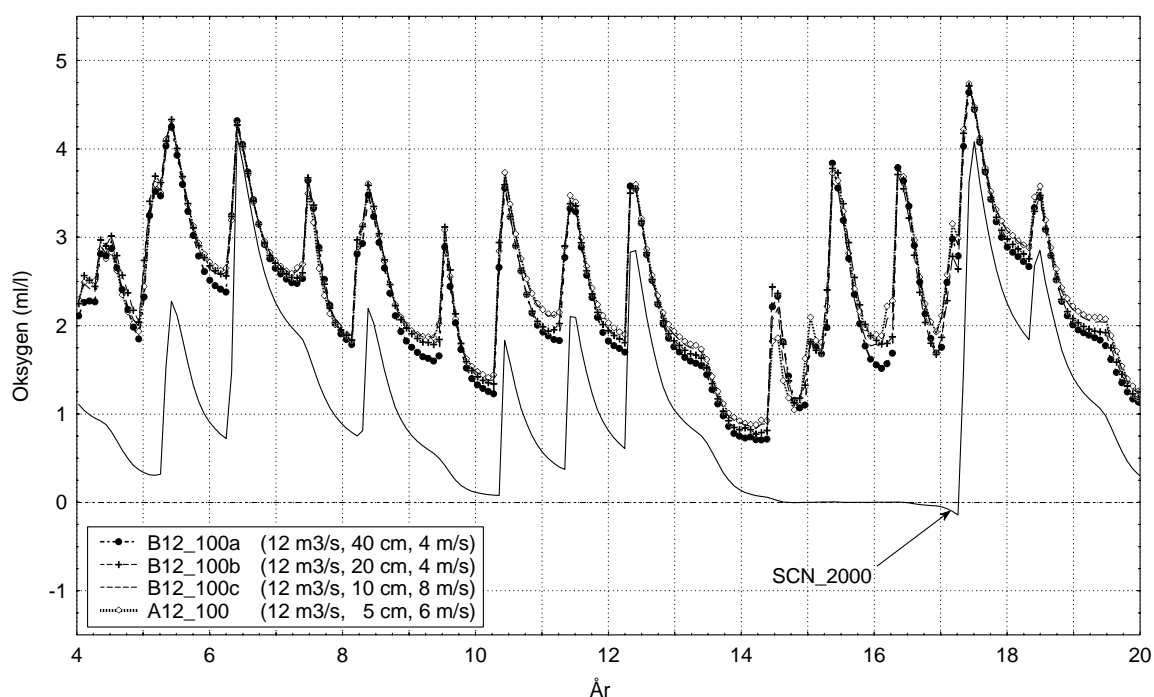
Alt i alt tyder resultatene av serie A på at resultatene er sterkt avhengig av vannmengde opp til iallfall 10-15 m³/s, kanskje opp mot 20 m³/s, og at det er en fordel med så stort utslippsdyp som mulig.

5.2.2 Serie B: Mer realistiske utslippsarrangementer, utslipp på 100-120 m dyp

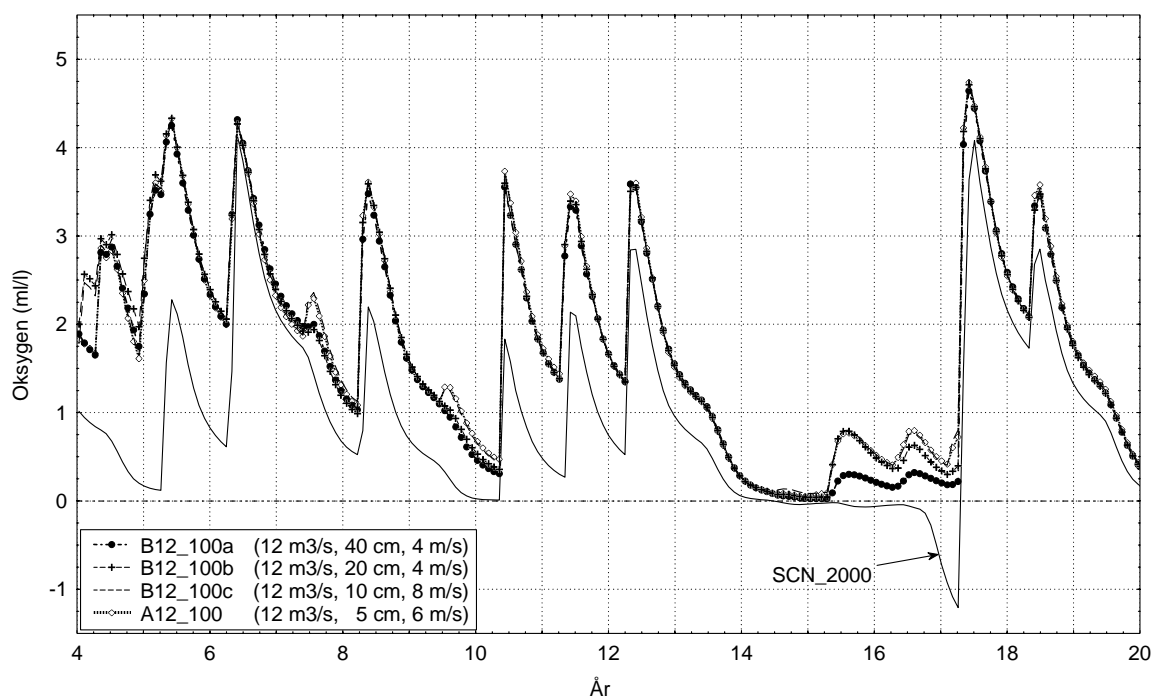
Ut fra resultatene av scenarie-serie A ble det valgt å gå videre med en serie B, hvor det er brukt mer realistiske utslippsarrangementer, selv om det fortsatt er relativt mange stråler for noen av konfigurasjonene. I serie B er vannmengden variert mellom 12, 8 og 5 m³/s, og delvis er også strålediameter og hastighet variert. De fleste scenariene har utslipp på 100 m dyp, men for 8 m³/s er det også gjort noen kjøring med utslipp på 120 m dyp for å se mer på betydningen av utslippsdyp.

Scenariene er beskrevet nærmere i Tabell 5 i Vedlegg II. B. De er betegnet med **Bxx_yyyz**, hvor som før **xx** er vannføringen, **yyy** utslippsdypet, mens **z** er en bokstav (a,b,c,d) som står for ulike kombinasjoner av strålediameter og strålehastighet. Også noen av disse scenariene har et kanskje noe urealistisk høyt antall hull, og til dels også med noe høye hastigheter.

Figur 18 viser resultatet for ulike utslippsarrangementer ved nedpumping av 12 m³/s til 100 m dyp. Det er liten forskjell mellom utslippsarrangementene når det gjelder oksygenkonsentrasjonene i 96 m dyp, altså litt over utslippsdypet. På større dyp (130 m, Figur 19) blir resultatet bedre når strålediameter minskes fra 40 til 20 cm, men det ser ut til å være tilstrekkelig. Ytterligere reduksjon av diameteren gir ikke så mye bedre effekt.



Figur 18. Oksygenkonsentrasjon i Bunnefjorden på 96 m dyp ved nedpumping av 12 m³/s til 100 m, for scenarier med forskjellig strålediameter og -hastighet. Scenario 2000 er tatt med som sammenligningsgrunnlag.



Figur 19. Oksygenkonsentrasjon i Bunnefjorden på 130 m dyp ved nedpumping av 12 m³/s til 100 m, for scenarier med forskjellig strålediameter og -hastighet. Scenario 2000 er tatt med som sammenligningsgrunnlag.

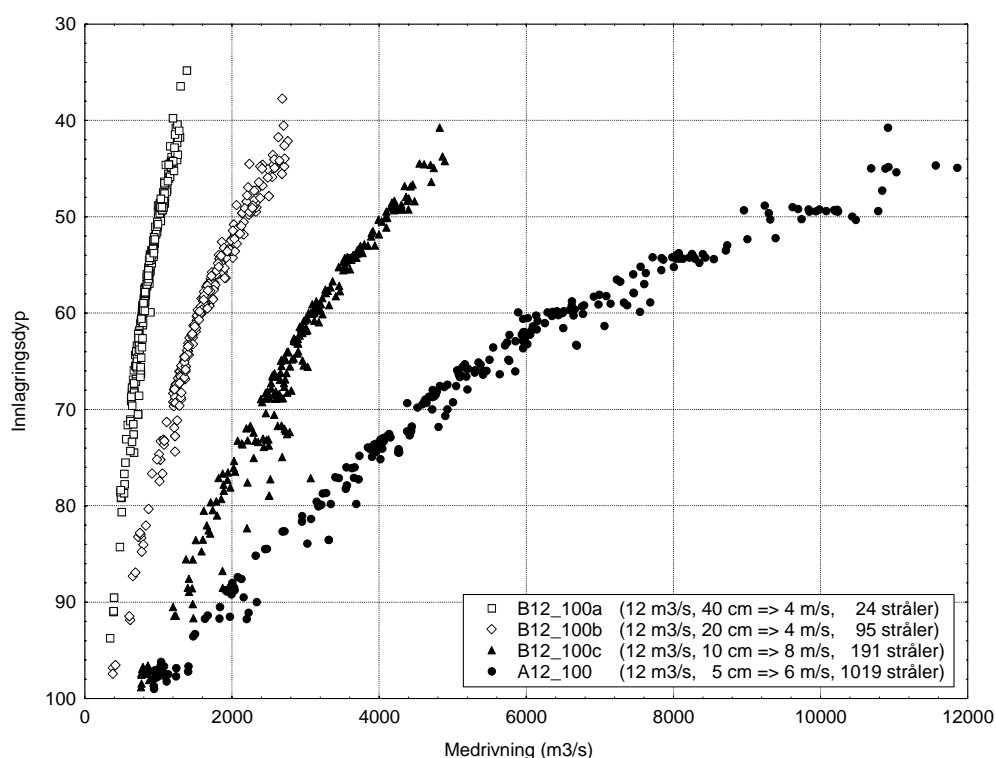
Koblingen mellom innlagingsdyp og fortykning (vist med vannmengden som rives med i strålene) for scenarier med 12 m³/s til 100 m er vist i Figur 20. Samlingen av punkter for ett symbol representerer ulike tidspunkt (med en måneds intervall) fra simuleringen for ett utslippsarrangement. En ser at innlagingsdypet (vertikal akse) for alle utslippsarrangementene varierer sterkt over tid, fra noen få meter over utslippsdypet til 40-50 m dyp. Dette skyldes variasjon i tetthetsprofilene, hvor en noen ganger har tetthetsgradienter på store dyp, f.eks. i tilknytning til pågående innstrømninger, mens en til andre tider har ganske homogen tetthet over et stort dypintervall. Innlagringen skjer der en har overgang til en noe sterkere sjiktning. Tetthetsprofiler som er homogene høyt opp i vannmassene gir tilsvarende høy oppstigning og derved også større fortykning frem til innlagring.

Beregningsresultatene forutsetter at utslippsarrangementet er utformet med tilstrekkelig horisontal fordeling av strålene slik at det er nok fortykningsvann, og ingen interferens mellom strålene. For gitt strålediameter og -hastighet, og med gitt tetthetsforskjell mellom overflate og dypvann, vil strålene stige opp og rive med seg vann fra omgivelsene. Tynne utslippsstråler og høye utgangshastigheter gir mye større medrivning pr. vannmengde i strålen, og derfor raskere fortykning pr. meter oppstigningshøyde. Når en gitt vannmengde derfor fordeles på mange stråler med mindre vann i hver stråle, vil den totale medrivningen bli større. Det betyr at en får raskere økning av tettheten oppover i strålen, og derved også innlagring på noe større dyp for en gitt tetthetsprofil. For en gitt tetthetsprofil vil fordeling på mange små stråler gi dypere innlagring og høyere fortykning. Det fremgår av Figur 20 at det er en viss slik virkning, men i hovedsak som høyere fortykning, uten at innlagingsdypet forandrer seg så mye.

Det skyldes at tetthetssjiktningen i dypvannet også blir modifisert av nedpumpingen. Mange små stråler med høy utgangshastighet gir større total medrivning pr. meter stighøyde, og derfor også mer effektiv homogenisering av dypvannet. Det gjør at kravet til nødvendig fortykning for å få innlagring i et gitt dyp vil øke, og bidrar til at strålene må stige høyere for å bli innlagret, enn om tetthetsprofilen var uendret av nedpumpingen. Det gjør det rimelig at forskjellen mellom alternativene i Figur 20 først og fremst ligger i fortykning ved gitt innlagingsdyp, og ikke gir så store forskjeller i innlagingsdyp.

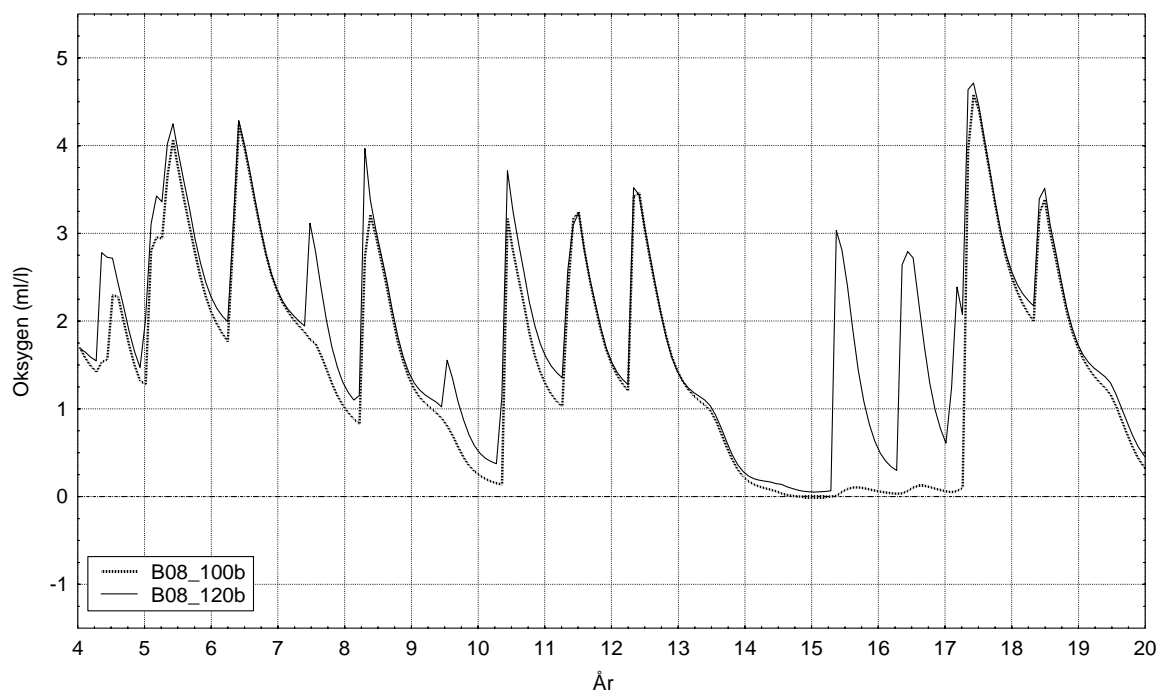
For alternativ A12_100, som er rent teoretisk, med et helt urealistisk høyt antall stråler, ville dypvannet homogeniseres sterkt, og en kunne da i følge resultatene få oppstigning til 50 m dyp med opptil 1000 gangers fortykning.

For tetthetsutviklingen i dypvannet som helhet, som er det som betyr noe for dypvannsutsiftningene, vil det viktigst være hvor stor vannmengde som pumpes ned fra overflatelaget. Sjiktningen innenfor dypvannet blir i sammenligning en detalj. Dette kan forklare at det blir såvidt liten effekt på oksygenkonsentrasjonene av å legge inn mange små stråler som det fremgår av Figur 18 og Figur 19.



Figur 20. Innlagringsdyp mot medrivning beregnet for nedpumping av $12 \text{ m}^3/\text{s}$ til 100 m dyp, for scenarier med ulik strålediameter og -hastighet.

Serie B inneholder også noen scenarier med utslippsdyp 120 m. Økt utslippsdyp viser seg å ha mye større betydning for oksygenkonsentrasjonene i dypvannet enn fordeling på mange små stråler, spesielt i perioder hvor det ville gå lang tid mellom dypvannsutsiftninger uten pumping av overflatevann. Figur 21 viser at ved å øke utslippsdypet til 120 m med samme utslippsarrangement oppnås så og si årviss oksygenfornyelse til stort dyp i Bunnefjorden. Forskjellen er spesielt stor i år 15 og 16 av simuleringen.



Figur 21. Oksygenkonsentrasjon i Bunnefjorden på 130 m dyp ved pumping av $8 \text{ m}^3/\text{s}$ til henholdsvis 100 og 120 m dyp.

5.2.3 Serie C og D: Nærmere kartlegging av betydningen av utslippsdyp

Resultatene av serie B tyder på at det kan være nødvendig å pumpe inntil $12 \text{ m}^3/\text{s}$ overflatevann ned på dypet for å få optimale oksygenforhold i Bunnefjorden, og at en økning av utslippsdypet fra 100 til 120 m har stor betydning for å bedre forholdene i den dypeste del av vannmassen (kapittel 5.2.2).

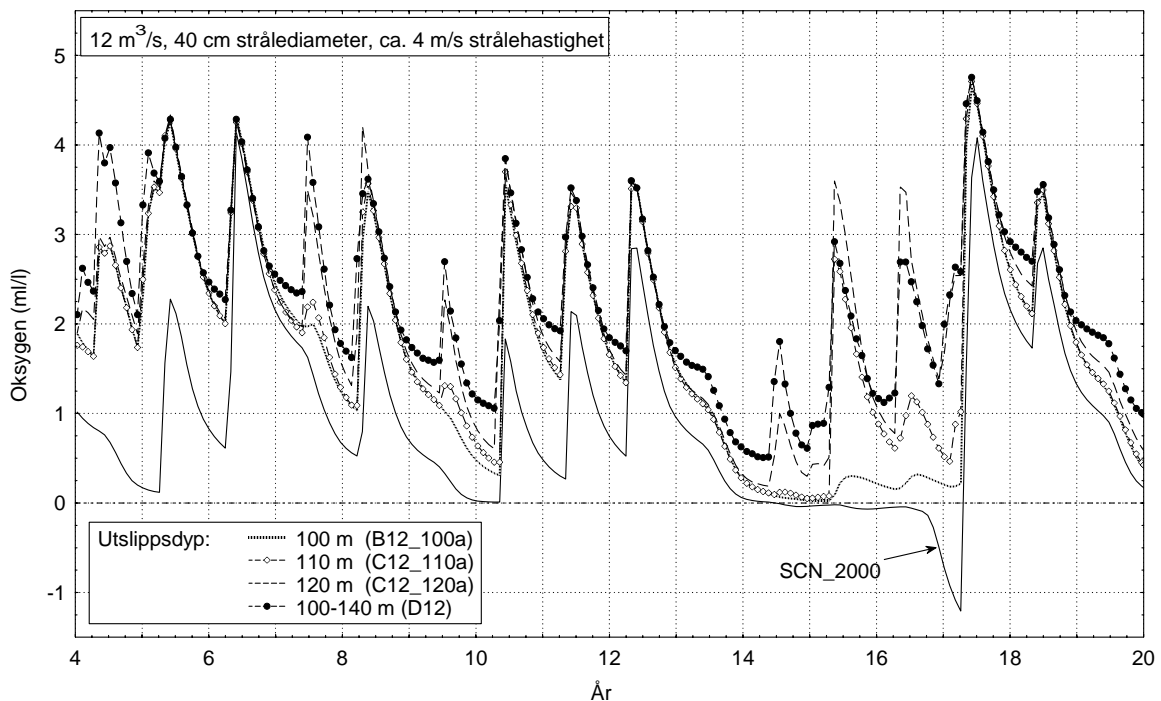
Med utgangspunkt i dette er det kjørt en scenarie-serie C, med utslipp av $12 \text{ m}^3/\text{s}$ til 110 og 120 m gjennom to ulike utslippsarrangementer i tre trinn. Denne serien er beskrevet i Tabell 6, Vedlegg II. C. Scenariene er betegnet **C12_yyyz**, hvor **yyy** utslippsdypet, mens **z** er en bokstav (a,b) som angir ulike utslippsarrangement, med samme betydning som for serie B.

Resultatene av scenariene i serie B og C tyder på at stort utslippsdyp er vesentlig. Det skjer en vesentlig forbedring fra 100 til 120 m. Det kan også være en fordel å få vannet pumpet enda dypere, f.eks. til 140 m dyp, men fordi vannvolumene er små på stort dyp, er det neppe nødvendig å legge hele utslippet så dypt.

For å se på dette er det formulert noen scenarier i en serie D hvor vannet fordeles på utslippsdypene 100, 120 og 140 m. Alle scenariene har omtrent samme dybdefordeling, og er betegnet **Dxx**, hvor **xx** er vannmengde i m^3/s . Det er prøvd med avtagende vannmengde ca. 12, 8, 6 og $4 \text{ m}^3/\text{s}$. Scenariene i serie D er satt opp slik at strålehastighet avtar med dyp, tilsvarende økende mottrykk ved tetthetsforskjell ca. 1 % (10 sigma_t -enheter) mellom overflatevannet og dypvannet. På den måten kan scenariene realiseres tilnærmet i ett enkelt, vertikalt rettet rør med en eller flere horisontale diffusorer på hvert dyp¹. Detaljene er gitt i (Tabell 7, Vedlegg II. D)

¹ Når friksjonstap mellom øverste og nederste utslippsdyp neglisjeres.

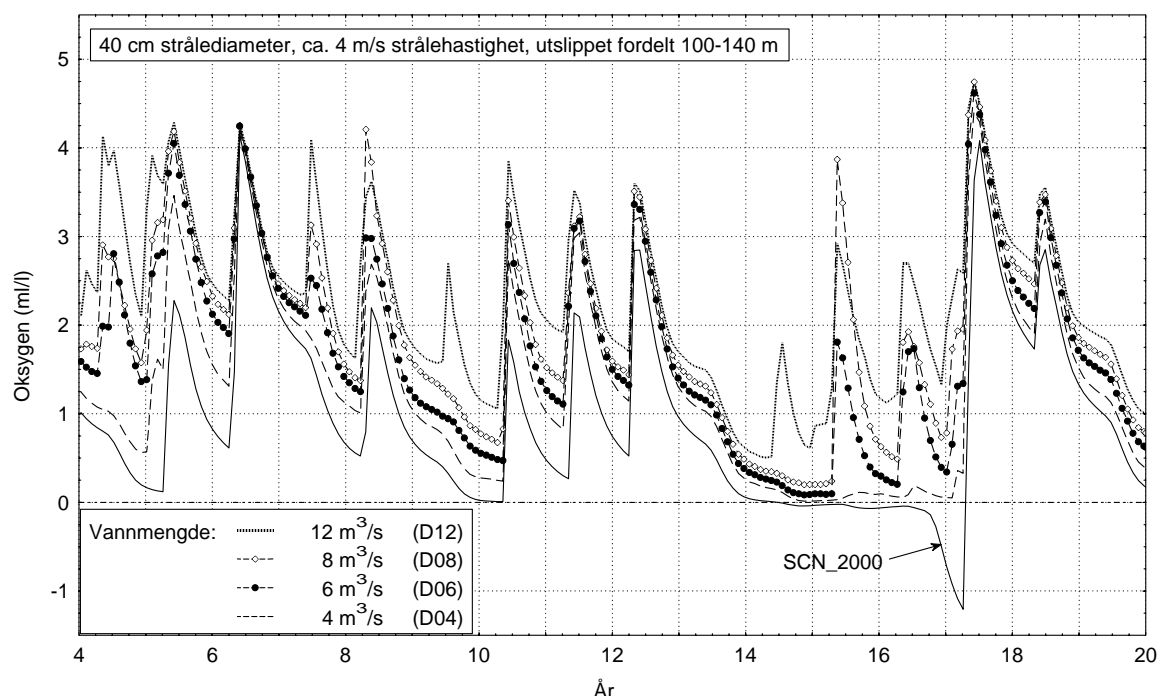
Serie A viste at utslippsdypet har stor betydning, og det ble bekreftet av Serie B for mer realistiske scenarier, med strålediameter 20 cm, og $8 \text{ m}^3/\text{s}$ vannmengde. Kjøringene fra serie C og D viser at det samme oppnås også for større hulldiametre. Figur 22 sammenligner B12_100a med C12_110a og C12_120a, samt D12 hvor utslippene er fordelt mellom 100 og 140 m. For alle disse kjøringene pumpes det $12 \text{ m}^3/\text{s}$, og med omtrent samme utslippsdiameter (40 cm) og hastighet (ca. 4 m/s), men med ulike utslippsdyp. Oksygenforholdene på 130 m dyp viser seg å være svært avhengig av utslippsdypet. Ved å øke utslippsdypet fra 100 m til 120 m unngår en omtrent fullstendig år uten dypvannsfornyelser. Ved å fordele utslippsdypet mellom 100 og 140 m fås ennå jevnere forhold fra år til år, spesielt blir de laveste årsminima høyere enn for de andre scenariene. Effekten av å variere utslippsdypet er langt større enn effekten av å ha flere og mindre stråler. Det er også viktigere enn å øke vannmengden. Pumping av $12 \text{ m}^3/\text{s}$ ned til 120 m, eller med utslippet fordelt mellom 100-140 m dyp, gir bedre og mer årvisst forbedring på 130 m dyp enn å pumpe $30 \text{ m}^3/\text{s}$ til 100 m.



Figur 22. Oksygen på 130 m dyp i Bunnefjorden ved pumping av $12 \text{ m}^3/\text{s}$ i stråler med 40 cm diameter og med utgangshastighet 4 m/s, ved ulike utslippsdyp. Scenario 2000 er tatt med som sammenligningsgrunnlag.

Scenarie-serie D ble satt opp for å vise hva vannmengden har å si når utslippet fordeles mellom 100 og 140 m. Oksygeninnholdet på 130 m i Bunnefjorden er vist i Figur 23 for alle scenariene i D-serien. Ved pumping av 6-12 m³/s vil en oppnå fornyelse av oksygeninnholdet i Bunnefjordens dypvann stort sett hvert år. Dette er en stor forbedring i forhold til den naturlige situasjonen, hvor det kan gå 3-4 år mellom hver utskiftning.

Spesielt perioden fra år 12 til år 17 av simuleringene viser stor forskjell mellom scenariene, avhengig av vannmengde. Best resultat gir pumping av 12 m³/s. Hvis vannmengden reduseres fra 12 m³/s til 8 m³/s, blir oksygeninnholdet på 130 m dyp ofte like høyt etter utskiftning, men dypvannsfornyelsen blir ikke så regelmessig, og minimumskonsentrasjonene før utskiftning blir ca. 0.5 ml/l lavere. Reduksjon til 6 m³/s gir omtrent samme bilde, men med noe lavere konsentrasjoner. Ytterligere reduksjon til 4 m³/s gir et vesentlig dårligere resultat, og er ikke i stand til å forhindre lange perioder (3 til 4 år) med omtrent oksygenfritt vann.



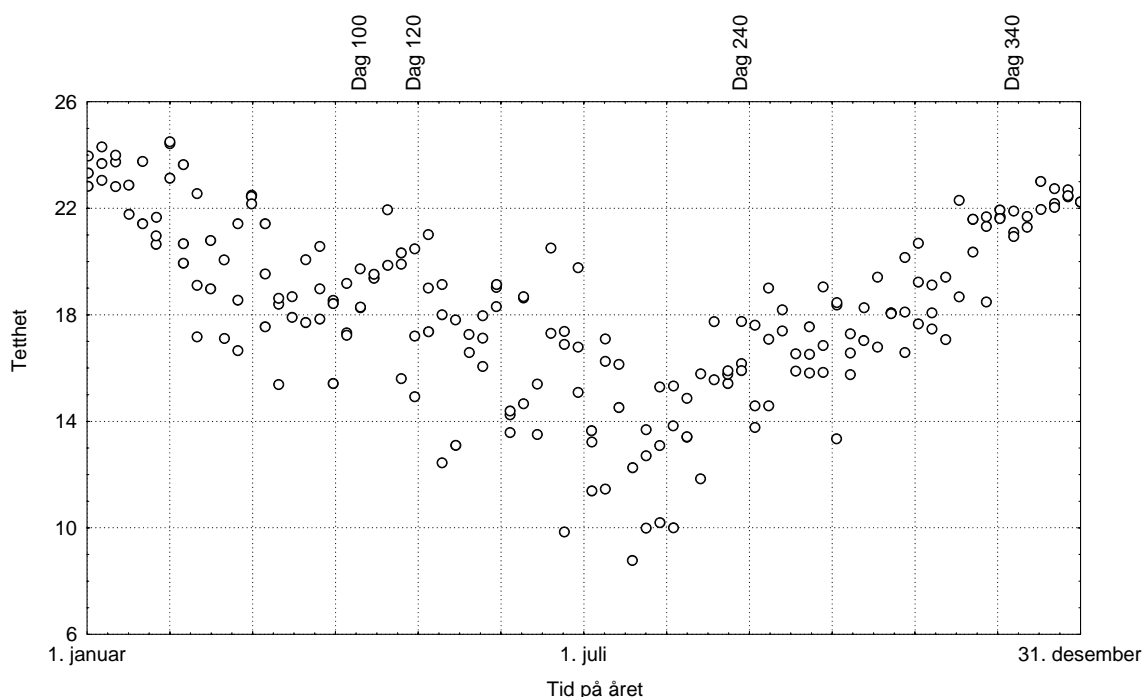
Figur 23. Oksygen på 130 m dyp i Bunnefjorden ved ulike vannmengder pumpet ned til 100-140 m dyp. Scenario 2000 er tatt med som sammenligningsgrunnlag. Scenario 2000 er tatt med som sammenligningsgrunnlag.

5.2.4 Serie E: Virkning av å pumpe bare en del av året

Alle scenariene ovenfor er basert på pumping hele året. Det er av interesse å se om en kan oppnå god effekt også ved å pumpe bare en del av året. Scenarier som belyser dette er beskrevet i Serie E, se Tabell 8, Vedlegg II. E. Alle alternativene i serie E er basert på 12 m³/s med utslipp fordelt på dypintervallet fra 100 til 140 m dyp som i scenario D12.

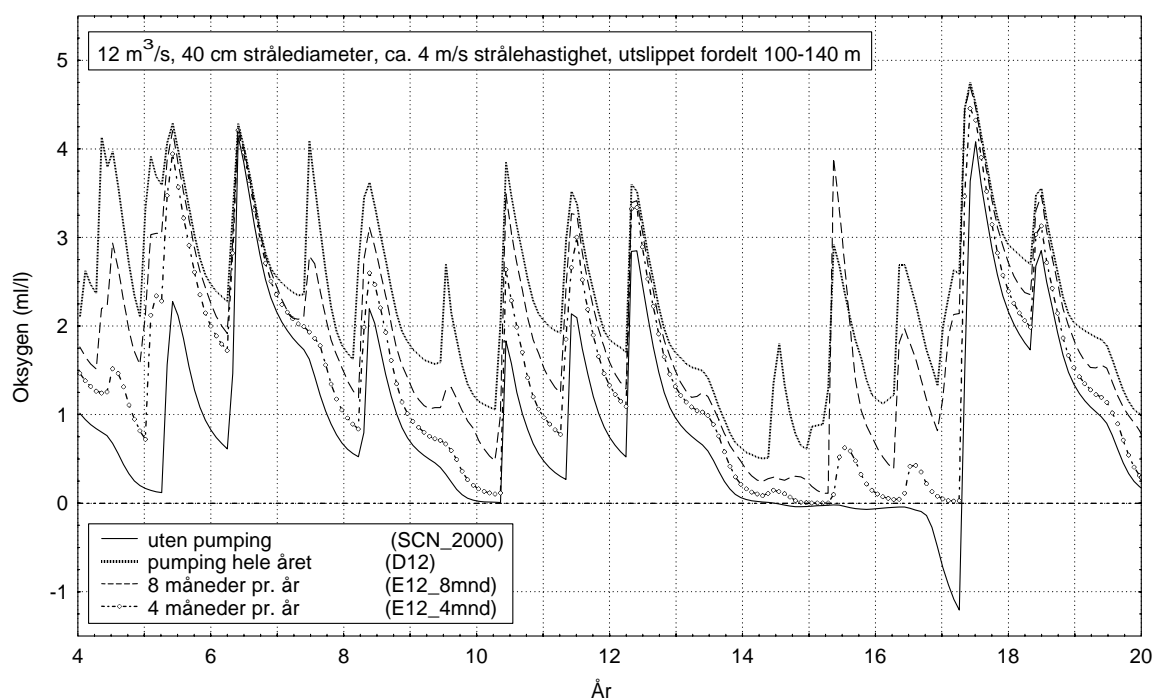
Det er gjort forsøk med å begrense pumpeperioden på to måter. To scenarier, E12_4mnd og E12_8mnd, har pumping hhv. 120 og 240 dager hvert år (hhv. ca. 4 og 8 måneder), med en fast periode hvert år. Pumpeperioden er satt til dag 120-240 for E12_4mnd (dvs. fra ca. 1. mai til ca. 1.

september) og fra dag 100 til 340 for E12_8mnd (dvs. fra ca. 10. april til ca. 6. desember). Som Figur 24 viser, vil det bety at pumpingen stort sett foregår i den perioden av året da det er lavest tetthet i overflatevannet i simuleringsforløpene, og følgelig best virkning av å pumpe ned overflatevann. Det er selvsagt de faktiske forholdene i fjorden som må brukes som grunnlag for å velge pumpeperiode, men modellen følger observert årsforløp rimelig bra.

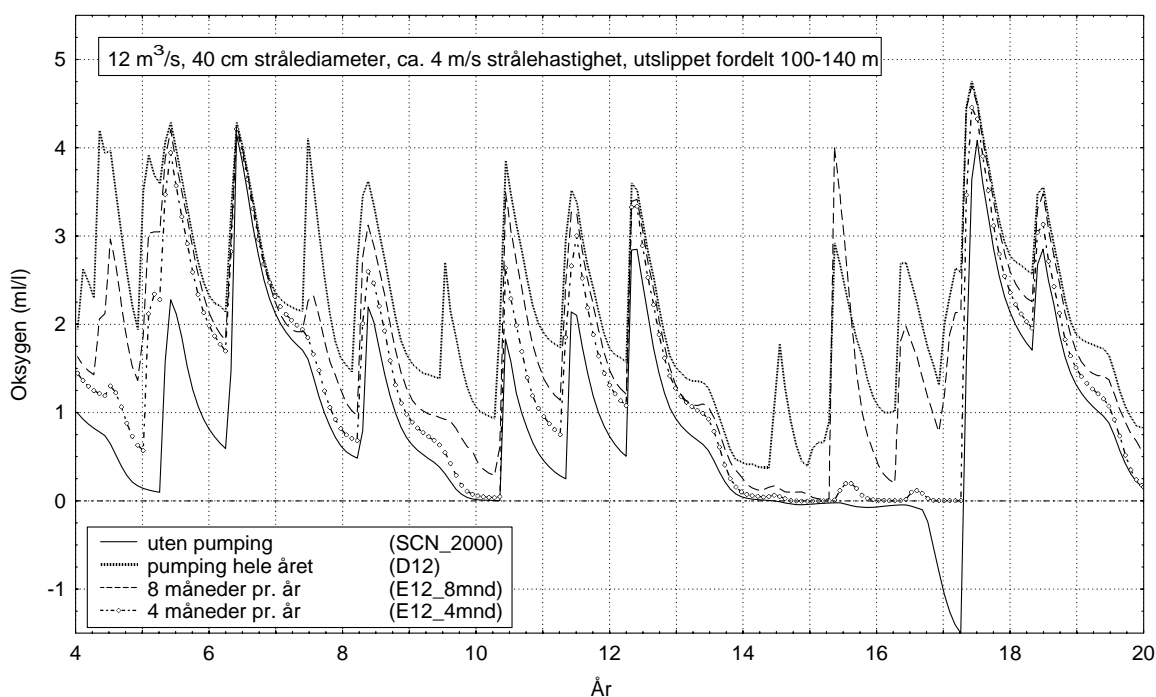


Figur 24. Simulert tetthet i overflatelaget i Bunnefjorden for scenario 2000 mot tiden på året. Basert på data fra tid ≥ 4 år og ≤ 20 år etter start av simulering.

Resultatene av alternativene med begrenset pumpeperiode er vist i Figur 25 og Figur 26. For pumping av $12 \text{ m}^3/\text{s}$ i 8 måneder av året skjer omtrent det samme som for en reduksjon av vannmengden fra 12 til $8 \text{ m}^3/\text{s}$ med konstant pumping (Sammenlign D08 i Figur 23 med E12_8mnd i Figur 25), og oksygenkonsentrasjonene blir enkelte år omtrent like bra etter innstrømning som ved pumping hele året, men andre år blir utskiftningen dårligere. Ved pumping bare 4 måneder av året blir oksygenkonsentrasjonene redusert tilsvarende mer, og det blir fortsatt perioder på flere år uten store fornyelser.



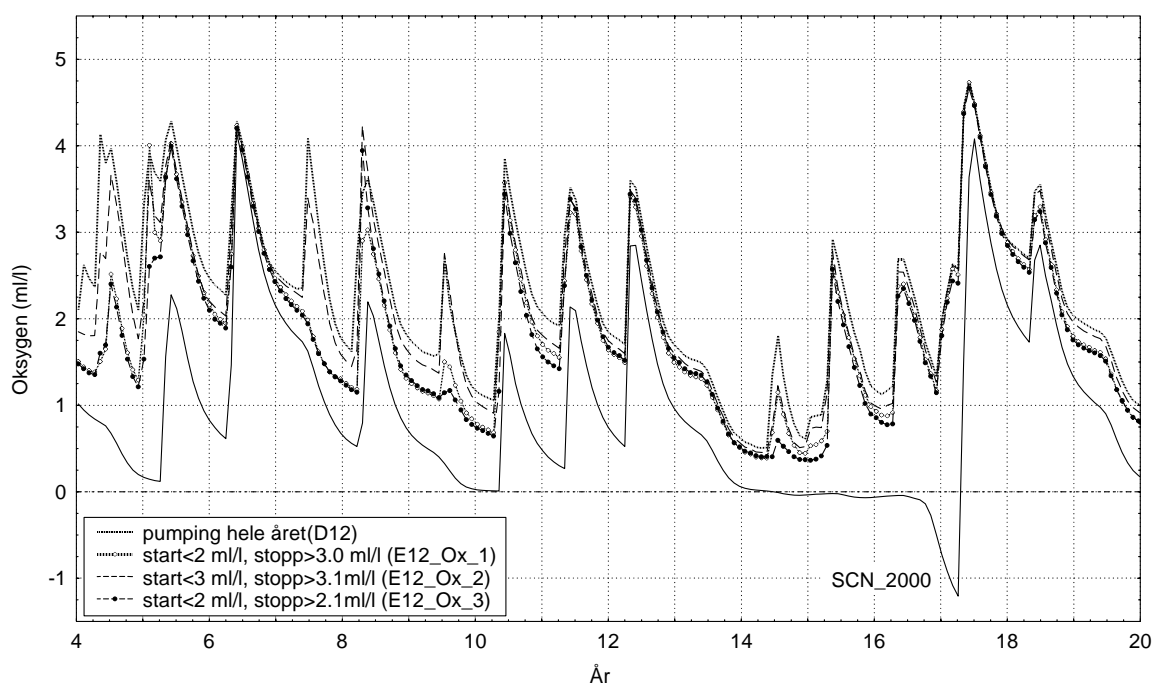
Figur 25. Simulert oksygenkonsentrasjon på 130 m dyp i Bunnefjorden for scenarier med fast sesongbegrensning av pumpeperioden, sammenlignet med situasjon uten pumping og med pumping hele året. Utslipet fordelt 100-140 m.



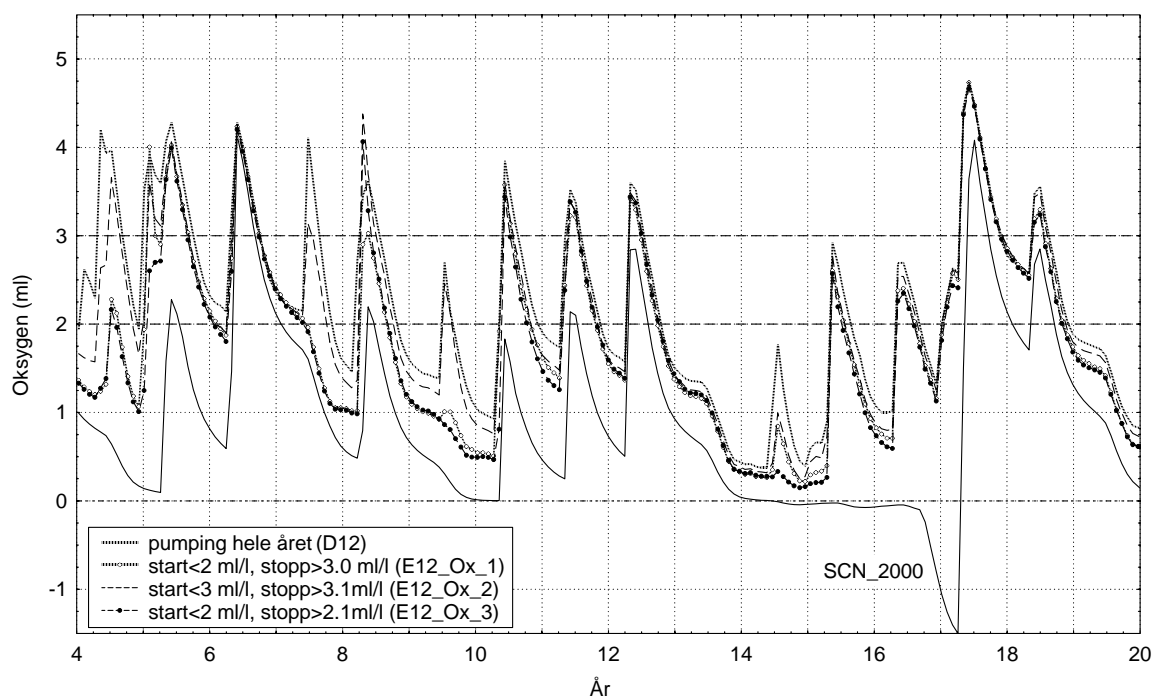
Figur 26. Simulert oksygenkonsentrasjon på 143 m dyp i Bunnefjorden for scenarier med fast sesongbegrensning av pumpeperioden, sammenlignet med situasjon uten pumping og med pumping hele året. Utslipet fordelt 100-140 m. Scenario 2000 er tatt med som sammenligningsgrunnlag.

Det ble også satt opp noen scenarier med pumping styrt av oksygenkonsentrasjon i bunnvannet i Bunnefjorden (E12_Ox_n, med n=1,2,3). Disse scenariene er også basert på samme pumpearrangement som i D12, men med start og stopp av pumpingen som funksjon av oksygenkonsentrasjonen. For detaljer, se Vedlegg II. E.

Resultatet av disse scenariene er vist i Figur 27 og Figur 28. Scenariene har start/stopp knyttet til at oksygeninnholdet passerer hhv. ca. 2 eller 3 ml/l. Disse nivåene er avmerket i Figur 28, som viser tidsutviklingen i den oksygenkonsentrasjonen som brukes som kriterium. Dersom en starter pumping når oksygeninnholdet på 143 m dyp blir lavere enn 3 ml/l og stopper det når det blir høyere enn 3.1 (E12_Ox_2), fås årlige oksygenfornyelser etter samme mønster som for pumping hele året, og nivåene blir ikke så mye lavere. Pumpingen vil da stoppes i deler av året ca. halvparten av de simulerte årene, i hovedsak om sommeren. Hvis pumpingen ikke startes før oksygenkonsentrasjonen er under 2 ml/l, blir resultatet ikke så godt, dårligst hvis pumpingen også stoppes ved oppnådde 2.1 ml/l i forhold til om en fortsetter til oksygenkonsentrasjonen er over 3 ml/l hvis pumpingen først er startet.



Figur 27. Simulert oksygenkonsentrasjon på 130 m dyp i Bunnefjorden for scenarier med pumping styrt av oksygenkonsentrasjon i dypvannet i Bunnefjorden, sammenlignet med situasjon uten pumping og med pumping hele året. Scenario 2000 er tatt med som sammenligningsgrunnlag.



Figur 28. Simulert oksygenkonsentrasjon på 143 m dyp i Bunnefjorden for scenarier med pumping styrt av oksygenkonsentrasjon i dypvannet i Bunnefjorden, sammenlignet med situasjon uten pumping og med pumping hele året. De to nivåene som er brukt som Start/stopp-kriterier er avmerket med horisontale linjer i plottet. Scenario 2000 er tatt med som sammenligningsgrunnlag.

6. Andre vurderinger

6.1 Oppstartperiode

Det beste vil være å begynne pumpingen etter en større dypvannutskiftning i Bunnefjorden. Om mulig bør nedpumpingen helst ikke starte opp i en periode med H_2S i dypvannet, fordi det kan bidra til å redusere oksygeninnholdet i mellomdyp i en overgangsfase, og fordi dypvannet kan ha høyt innhold av fosfat. Ettersom det kan gå lang tid mellom vannutskiftninger, kan det likevel være nødvendig å begynne nedpumping i en slik situasjon. En løsning kunne være å starte med å pumpe til et mellomdyp (f.eks. 60-80 m) og så senke utslippsanordningen trinnvis ettersom forholdene blir bedre, slik at fortynningen og medrivningen hele tiden skjer i overveiende oksiske vannmasser. Dersom det er upraktisk å få til, kan en begynne med å pumpe i korte perioder med litt opphold mellom, slik at en kan overvåke virkningen i innlagingsdyp, og unngå en storstilt homogenisering av dypvannet i starten. En nærmere vurdering av dette bør gjøres når de praktiske sidene ved utforming av utslippsarrangement er mer klarlagt, og bygge på den faktiske situasjonen i fjorden i passende tid før det er klart for å begynne nedpumping.

6.2 Geografisk fordeling av pumping

Modellkjøringene behandler bare den vertikale inndelingen av vannmassene i Bunnefjorden, og regner med horisontalt midlede verdier i hvert dyp. De kan derfor ikke brukes til å si noe om den geografiske fordelingen av utslippet.

For at modellresultatene skal være gyldige, må det forutsettes at pumpeanordningen mest mulig effektivt får virkning i hovedvannmassene i fjordbassenget. Ut fra en skjønnsmessig vurdering basert på fjordens topografi og på kjennskap til dypvannsfornylingsprosessen og generell kunnskap om tetthetsdrevne strømmer i et basseng anbefales to pumpeanordninger i Bunnfjorden. Den ene bør plasseres i det dypeste området i den sørlige delen av fjorden, f.eks. omtrent på høyde med Blylaget - Svartskog. Her er det aktuelt å pumpe ned til 140 m dyp. Den andre kan hensiktsmessig plasseres i det nordøstlige dypvannsområdet, dvs. omtrent ved utløpet av Gjersjøelva. Her er det ikke fullt så dypt, og aktuelt utslippsdyp er 100-120 m.

Siden innstrømming av nytt dypvann skjer fra nordvest, vil en slik plassering sikre at hele fjorden deltar i dypvannsutskiftningen.

7. Erfaring fra gjennomførte fjordforbedringstiltak - Miljømessige konsekvenser.

7.1 Metoder for fjordforbedringstiltak.

Det er gjennomført fjordforbedringstiltak i en del fjorder på Sørlandkysten. En gjennomgang av metoder og miljøkonsekvenser er gitt av Johnsen (1997). I dette kapittel og kapittel 8.2 og 8.3 har vi lagt denne rapporten til grunn for å diskutere erfaringene med gjennomførte fjordforbedringsforsøk. Litteraturhenvisninger i disse kapitler er bare et utvalg. For å få mer informasjon henvises til selve rapporten.

De metoder som er utprøvd er:

1. Dykket utslipp av ferskvann (utnytte tilgjengelig trykkehøyde).
2. Nedpumping av ferskvann eller lett overflatevann.
3. Kunstig oksygenering/lufting og mekanisk blanding ved bruk av bobleanlegg.
4. Kunstig oksygenering eller turbulensgenerering kombinert med luftinnblanding.

Det finnes også andre metoder, men disse er ikke aktuelle for indre Oslofjord.

Nedpumping av lett overflatevann er den metoden som gjennomgås i den foreliggende rapporten.

Ved bruk av *bobleanlegg* føres komprimert luft ned til ønsket dyp gjennom en slange og fordeles gjennom en diffusor. Boblingen starter en vertikal vannbevegelse samtidig som vannmassene oksygeneres. Luften som stiger oppover vil danne en kjerne av luft og vann som river med omliggende vannmasser. Metoden er således omtrent lik utslipp av lettere vann. Den krever et bobleanlegg med kompressor.

Kunstig oksygenering er utviklet til bruk i oppdrettsanlegg. Vann hentes fra ønsket dyp, oksygeneres og føres tilbake igjen. Metoden er mindre gunstig for større vannmasser.

Turbulensgenerering kombinert med luftinnblanding (Aerator) er en relativt ny metode som gir stor horisontal bevegelse (Water Protector 1997). Den består i en undervannspumpe med forbindelse til overflaten gjennom en slange. Under drift skytes vann ut med stor fart gjennom røret samtidig som luft i form av små bobler piskes inn. Enheten har stor effekt og er langtrekkende slik at relativt store vannmasser kan settes i bevegelse. Enhetens kraft gjør at den må benyttes med kunnskap og forsiktighet.

7.2 Erfaringer fra gjennomførte tiltak.

Erfaringer fra en del gjennomførte fjord-forbedringstiltak er oppsummert av Johnsen (1997).

I Rissa kommune i sør Trøndelag på nordsiden av Trondheimsfjorden ligger **Botn** – et fjordbasseng på 5.5 km² og ca 35 meter dyp, forbundet med Trondheimsfjorden gjennom en lang, grunn kanal. Tidligere var det et betydelig sportsfiske etter torsk, sei og sjøørret, men redusert vannutskiftning førte til en kraftig forverring av naturtilstanden fra 1960-90. Vannutskiftningen ble redusert bl.a. fordi kanalen har grodd igjen som følge av utslipp av næringssalter fra kloakk og landbruk. Hydrogensulfidholdig dypvann har ved vannutskiftninger blitt løftet opp mot overflaten og gitt stor dødelighet hos organismer i strandsonen.

Flere miljøtiltak er siden gjennomført i området (tekniske tiltak i jordbruket, flytting av utslipp av kommunal kloakk til Trondheimsfjorden), samt start av et *bobleanlegg* i 1992. Boblingen ble satt i gang på 9 meters dyp og gradvis senket til 35 meter. Fra 1992 til 1995 ble grensen for liv senket fra 8-9 meters dyp til ca. 20 meters dyp. I 1995 ble anlegget for første gang kjørt om vinteren og sammen med dypvannsfornyelser har dette gitt oksygenholdig vann helt ned til 35 meters dyp. Boblingen har brakt næringssalter fra dypvannet opp i overflatelaget og primærproduksjonen har økt betydelig. Likevel har vannkvaliteten forbedret seg og mengden hvitfisk (spesielt torsk og sei) har tatt seg opp igjen.

Skogsfjordsystemet (vest for Mandal i Vest-Agder) er et annet eksempel på fjordforbedring. Skogsfjorden er det største bassenget (1.2 km² og 18-21 meter dypt, med terskeldyp på ca. 3 m) i et fjordsystem med utløp i Bankefjorden. De mange grunne og smale terskelområdene begrenser den naturlige vannutskiftningen og fjordene var permanent anoksiske under terskeldyp. Flere tradisjonelle rensetekniske tiltak er gjort i området. I 1987 og 1988 ble det i tillegg installert *bobleanlegg* i Skogsfjorden og Bongstøvannet for å redusere forekomsten av anoksisk dypvann. Observasjoner har vist at oksygenforholdene har blitt bedre (Molvær 1992), men at gode oksygenforhold krever at bobleanleggene er i drift (Jacobsen et.al, 1996). I en nærliggende fjord som ikke har bobleanlegg er oksygenforholdene fortsatt kritiske. I Skogsfjorden har det etablert seg ny bunnfauna, men i perioder med islegging stanses bobleanleggene, og dette bidrar til å opprettholde anoksiske sedimenter og periodevis anoksisk bunnvann.

Ved Kragerø ble det besluttet å føre *ferskvann* ned til bunn i **Kjølebrønnskilen**. Et overvåkingsprogram ble startet opp i 1992 for å følge utviklingen. Det ble observert siktedyp og målt grensen for anoksisk vann, både i Kjølebrønnskilen og en nærliggende "referansefjord" – Barlandskilen. Siktedypet har vært godt i begge fjorder og det er ikke registrert endringer i overflatelaget knyttet til tiltaket. Dypvannskvaliteten i Kjølebrønnskilen har forbedret seg vesentlig og hydrogensulfidholdig vann har så å si ikke vært registrert i 1995 og 1996, mens referansefjorden ikke har hatt tilsvarende forbedring (Nilsen, 1996).

Nordåsvatnet i Hordaland er en terskelfjord med en smal terskel ned til ca. 2 meter dyp og største dyp ca. 84 meter. Fjorden ble tidligere benyttet som resipient for et dyputslipp av kommunal kloakk. Fjorden var anoksisk fra 30-40 meters dyp, men etter at utslippet ble flyttet vekk fra fjorden ble oksygenforholdene dårligere. Fra 1989 ble det besluttet å lede *ferskvann* fra en elv ut på 40 meters dyp for å forbedre oksygenforholdene igjen. Etter at det nye ferskvannsutslippet ble satt i drift har fjorden igjen fått oksygen i vannmassene ned til 35-40 meters dyp. Den positive effekten har ført til at Bergen kommune planlegger et tilsvarende ferskvannsutslipp i Nordåsvatnets nordlige del.

Sælenvatnet – som har forbindelse med Nordåsvatnet – har overflateareal ca. 0.6 km² og største dyp ca. 26 meter. Her var det hydrogensulfidholdig vann som i perioder med sterk nordavind ble ført til overflaten og ga ubehag for beboerne i området (Kambestad, 1989). I 1997 (ca. 3 måneder) ble det brukt en Aerator (Water Protector 1997), dvs. en undervannspumpe med forbindelse til overflaten, hvor vann skytes ut gjennom et rør i stor fart samtidig som luft i form av små bobler piskes inn. For å redusere risikoen for sjenerende lukt av hydrogensulfid ble Aeratoren gradvis flyttet fra 3 til 5.5 meters dyp. Resultatene viste forbedrede oksygenforhold, men også en bedre vannfornyelse, som følge

av redusert saltholdighet. Forbedringen ble registrert i ca. fem måneder etter at forsøket ble avsluttet. Her fikk en således en tilleggs effekt ved forbedring av vannutskiftningen.

Noen andre fjorder eller mindre poller er også prøvd restaurert med andre metoder, men med mindre effekt. For nærmere detaljer henvises til rapporten fra Johnsen (1997).

7.3 Mulige miljøkonsekvenser.

Hensikten med de nevnte tiltak er vanligvis å fjerne hydrogensulfid fra dypvann og/eller stabilisere oksygenkonsentrasjonen på et tilfredsstillende nivå for faunaen. Imidlertid kan det også oppstå negative eller uønskede effekter. Hvis det næringsrike dypvannet rives med opp til overflatelaget (eufotisk sone) kan dette føre til økt primærproduksjon som sin tur kan forårsake masseblomstringer av mikro- og makroalger. En vil søke å unngå at hydrogensulfidholdig vann tilføres oksiske vannmasser, hvor hydrogensulfidet kan drepe fastsittende og frittlevende organismer. Det kan også være spesielt tilpassede arter (arter tilpassede lavt oksygeninnhold) som det er ønskelig å beholde. Endelig vil miljøgifter i anoksiske sedimenter kunne lekke ut når sedimentene og vannmassene ved bunn blir oksiske.

8. Indre Oslofjord – miljøkonsekvenser ved tiltaket.

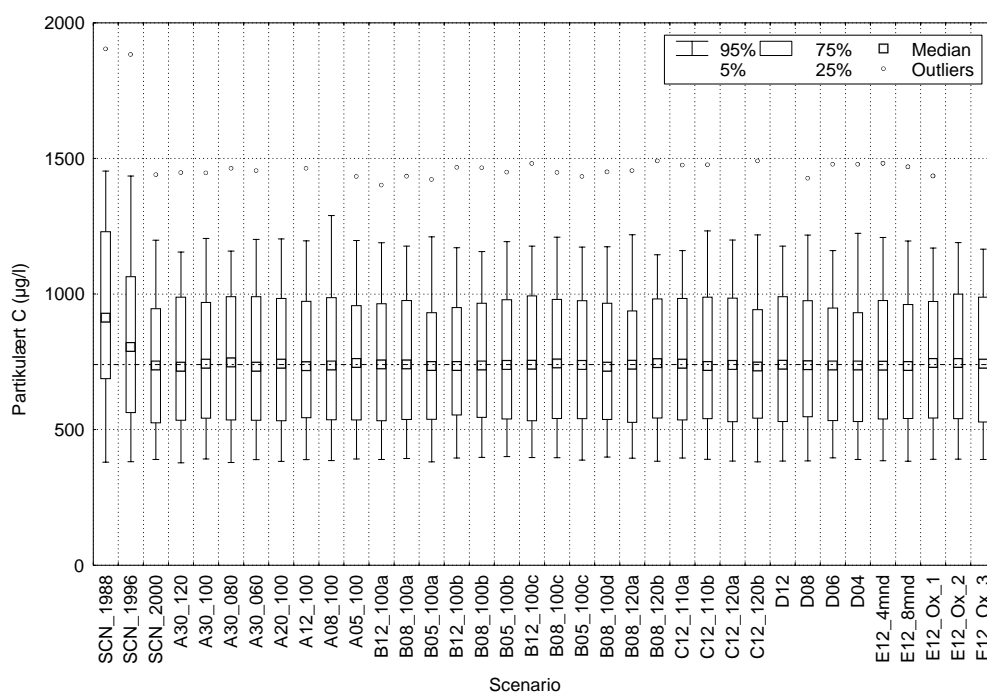
8.1 Vertikal transport av næringsstoff - påvirkning på overflatelaget

Ettersom dypvannet i Bunnefjorden er næringsrikt sammenlignet med overflatelaget, er det av interesse i denne forbindelsen å se om det blir større transport opp mot overflatelaget pga. sirkuleringen av dypvann, og derved større primærproduksjon. Det beste er å se direkte på virkningen, dvs. partikulært stoff i overflaten. Figur 29 sammenligner den statistiske fordelingen av organisk partikulært karbon i overflatelaget (øverste 1.25 m) i Bunnefjorden ved de ulike scenariene. Sammenligningen baserer seg på verdier for perioden fra dag 110 til dag 160 i året, dvs. under vår-oppløstringen, og omfatter bare resultater etter at det er gått 4 år siden starten av simuleringene, dvs. etter at fjorden har innstilt seg noenlunde på en ny tilstand i modellen for hvert scenario.

Figuren viser ingen vesentlig forskjell mellom de forskjellige pumpings-scenariene. Den vesentlige endringen skjer fra 1988 til 2000, og den økte sirkuleringen av dypvannet ser ikke ut til ha noen negative effekter på overflatevannet.

Tilsvarende sammenligninger er gjort for lag lenger ned i den eufotiske sonen (5 og 10 m dyp), og forholdet mellom scenariene er det samme, men med litt lavere konsentrasjoner.

Heller ikke for Vestfjorden er det noen merkbar forskjell mellom pumpingsalternativene, men nivåene er generelt noe lavere enn i Bunnefjorden, med medianverdier i det øverste laget omkring 630 $\mu\text{g C/l}$ i stedet for 740 som i Bunnefjorden.

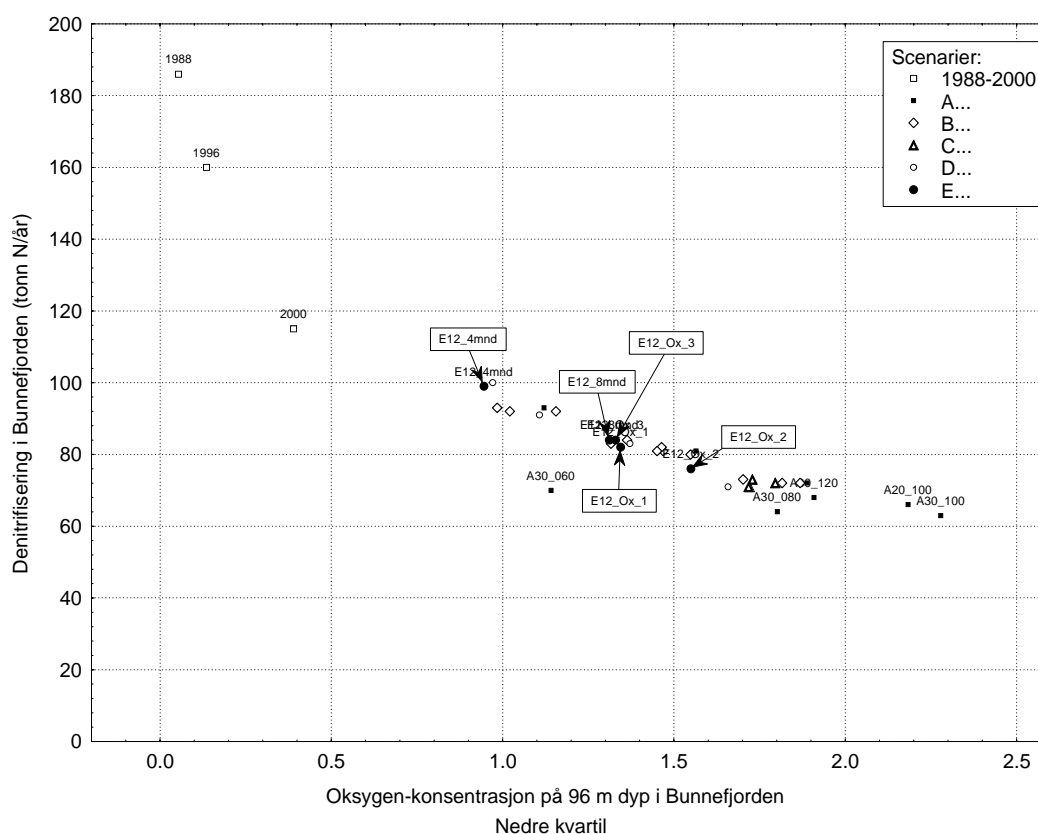


Figur 29. Statistisk fordeling av partikulært organisk karbon i øverste modell-lag (0-1.25 m) i Bunnefjorden for perioden mellom dag 110 og 160 fra de forskjellige simuleringene. Bare data fra og med det femte året av simuleringene er med i statistikken.

8.2 Innvirkning på denitrifisering

Fjordens naturlige evne til å fjerne nitrogen ved denitrifisering er bl. a. avhengig av oksygenfrie vannmasser eller en anoksisk grenseflate i sedimentene. Når Bunnefjorden blir oksisk, vil denitrifiseringen avta. Modellen gir denitrifiseringstall mellom 430 og 205 tonn N/år for de ulike scenariene som er kjørt (Tabell 1). Absoluttverdiene er mer usikre enn det som fremgår av tabellen, men de relative forskjellene mellom scenariene bør være pålitelige. Fra scenario 1988 til scenario 2000 reduseres denitrifiseringen for Oslofjorden totalt fra 430 til 255 tonn N/år, delvis pga. av bedre oksygenforhold, og delvis pga. av lavere nitrogenkonsentrasjoner i dypvannet. Samtidig reduseres tilførslene av nitrogen i modellsimuleringene fra 3800 tonn/år til 1830 tonn/år, slik at andelen som denitrifiseres i fjorden faktisk øker fra 11 til 14 % av modell-utslippene². Denne reduksjonen er fordelt på alle de 4 bassengene.

Nedpumping av overflatevann for å bedre oksygenforholdene i Bunnefjorden vil i noen grad minske denitrifiseringen ytterligere noe, for noen av referanse-scenariene blir den ca. 205 tonn, men ellers stort sett i området 215-240, altså en reduksjon på 10-20 % i forhold til scenario 2000. Endringene ligger her stort sett i Bunnefjorden. Som Figur 30 viser, er det stort sett slik at jo bedre oksygenforhold, jo mer blir denitrifiseringen redusert. Effektiv nedpumping av store vannmengder til 60 m dyp (A30_60) ville gi stor reduksjon i denitrifiseringen i forhold til det som oppnås av oksygenforbedring rundt 96 m dyp.



Figur 30. Denitrifisering i Bunnefjorden mot oksygenforhold i dypvannet i det samme bassenget for ulike scenarier. Scenarie-betegnelse er angitt for hvert punkt.

² Denitrifiseringen for scenario 1988 (430 tonn/år) utgjør ca. 12 % av anslåtte antropogene tilførsler av nitrogen i 1990.

Tabell 1. Omfang av denitrifisering ved ulike scenarier.

Scenario	Tonn N/år				Sum
	Havne-bassenget	Bekkelags-bassenget	Bunne-fjorden	Vest-fjorden	
SCN_1988	35.6	32.1	186	177	431
SCN_1996	29.1	29.1	160	146	364
SCN_2000	18.4	17.9	115	105	256
A30_120	18.8	19.0	68	104	210
A30_100	18.7	18.8	63	104	204
A30_080	18.6	18.4	64	104	205
A30_060	18.1	17.7	70	103	209
A20_100	18.6	18.6	66	104	207
A12_100	18.7	18.4	72	104	213
A08_100	18.6	18.3	81	105	223
A05_100	18.7	18.2	93	105	234
B12_100a	18.7	18.4	73	104	214
B08_100a	18.6	18.3	83	104	224
B05_100a	18.4	18.2	93	104	234
B12_100b	18.5	18.3	72	104	213
B08_100b	18.6	18.0	81	105	222
B05_100b	18.5	18.3	92	105	233
B12_100c	18.6	18.4	72	104	213
B08_100c	18.6	18.3	80	104	221
B05_100c	18.6	18.2	92	105	234
B08_100d	18.6	18.3	81	104	222
B08_120a	18.6	18.4	84	105	226
B08_120b	18.5	18.3	82	104	223
C12_110a	18.6	18.4	73	104	214
C12_110b	18.6	18.4	72	104	213
C12_120a	18.6	18.4	71	104	212
C12_120b	18.6	18.3	71	104	212
D12	18.6	18.4	71	104	213
D08	18.5	17.8	83	104	224
D06	18.6	18.3	91	105	233
D04	18.5	18.2	100	105	241
E12_4mnd	18.5	18.2	99	105	240
E12_8mnd	18.4	18.2	84	104	224
E12_Ox_1	18.5	18.3	82	104	224
E12_Ox_2	18.7	18.4	76	104	218
E12_Ox_3	18.6	18.4	84	105	226

8.3 Eksport av næringsalter til ytre Oslofjord

I følge modellresultatene vil eksporten av N og P fra indre til ytre Oslofjord avta med hhv. ca. 50 % og 25 % på grunn av de rensetiltakene som er gjennomført fram til og med at det nye Bekkelaget renseanlegg settes i drift. Modellresultatene tyder ikke på at økt dypvanns-sirkulering og bedre forhold i dypvannet i Bunnefjorden vil endre dette vesentlig. Når det gjelder fosfor er det så å si ingen forskjell mellom scenariene. Eksporten av nitrogen vil kunne øke litt for noen av de alternativene med nedpumping av overflatevann, inntil 3 % i forhold til det som er beregnet for scenario 2000. De scenariene som gir best oksygenforhold i Bunnefjorden gir også størst økning i nitrogeneksporten,

vesentlig pga. noe redusert denitrifisering, som beskrevet ovenfor. Tabell 2 viser eksporten av N og P til ytre Oslofjord for de forskjellige scenariene. De absolutte nivåene er selvsagt ikke så nøyaktige som vist i tabellen, men de er vist med overdrevet nøyaktighet for å få frem de relative forskjellene mellom scenariene.

Tabell 2. Beregnet netto eksport av N og P fra indre til ytre Oslofjord ved ulike modell-simuleringer.

Scenario	N Tonn/år	P Tonn/år
SCN_1988	3342	112.2
SCN_1996	2856	82.0
SCN_2000	1580	81.6
A30_120	1623	81.6
A30_100	1630	81.8
A30_080	1629	81.8
A30_060	1627	81.9
A20_100	1627	81.6
A12_100	1621	81.6
A08_100	1611	81.4
A05_100	1600	81.4
B12_100a	1620	81.6
B08_100a	1610	81.5
B05_100a	1601	81.4
B12_100b	1621	81.5
B08_120b	1611	81.4
B05_100b	1601	81.4
B12_100c	1621	81.6
B08_100c	1613	81.5
B05_100c	1600	81.4
B08_100d	1612	81.5
B08_120a	1608	81.4
B08_100b	1612	81.5
C12_110a	1620	81.5
C12_110b	1621	81.5
C12_120a	1621	81.6
C12_120b	1622	81.6
D12	1621	81.5
D08	1610	81.4
D06	1601	81.2
D04	1593	81.2
E12_8mnd	1609	81.4
E12_4mnd	1594	81.2
E12_Ox_1	1610	81.2
E12_Ox_2	1616	81.5
E12_Ox_3	1608	81.2

9. Konklusjoner og anbefalinger

- Ved å pumpe overflatevann ned på stort dyp i Bunnefjorden ser det ut til at en kan oppnå jevnt gode oksygenforhold i Bunnefjordens dypvann.
- Det nedpumpede overflatevannet bør fordeles i ulike dyp, med største dyp så nær bunn som praktisk mulig. Det er også en fordel å fordele nedpumpingen geografisk til to steder, med omtrent like vannmengder pumpet på hvert sted. Det dypeste utslippet bør legges til søndre Bunnefjorden (Svartskog) hvor fjorden har sitt største dyp (> 150 meter). Hoveddelen av dette utslippet anbefales lagt ned til 140 m dyp. Et grunnere utslipp kan legges til området ved utløpet av Gjersjøelven, det kan fordeles omtrent likt mellom 100 og 120 meters dyp.
- Oppstarten av nedpumping av overflatevann bør fortrinnsvis starte etter en vannutskiftning slik at Bunnefjordens dypvann er oksiske. Da risikerer en ikke at hydrogensulfidholdig vann rives med til høyere nivåer. Ettersom det kan gå en del tid inntil en slik situasjon oppstår, kan en forsiktig nedpumping starte også når vannmassen er anoksisk. I andre fjorder har dette skjedd ved gradvis å senke utslippet. En annen metode er å drive utslippet forsiktig i korte perioder for å unngå en storstilt homogenisering av vannmasser. Dette bør styres ved samtidig overvåking av sjiktning og oksygenforhold.
- Hvor mye vann som skal pumpes ned er avhengig av hvilke mål en velger for Bunnefjordens miljø. Inkludert i et slikt mål må det også være den sikkerhetsmargin en må velge i relasjon til usikkerheten i modellresultatene. En mulighet for å sikre seg dels mot feilvurderinger pga. usikkerhet i modellresultatene og dels mot endret virkning av tiltaket pga. forandrede klimaforhold i forhold til beregningsforutsetningene, er å dimensjonere utslippsarrangementet slik at valg av mengde vann som pumpes ned er relativt uavhengig av diffusorvalg (hullstørrelse etc.), og slik at pumpenes kapasitet senere kan reguleres, avhengig av hvilke reelle resultater som oppnåes.
- De ulike miljømål som er diskutert stammer alle fra analyser av tidligere resultater og baserer seg på vår oppfatning av fjordens "naturlige" tilstand uten den forurensningsbelastning den har i dag. Det er ikke satt noen mål for et tiltak som her diskuteres, f.eks. at fjorden skal få bedre dypvannsfornyelse enn sin såkalte naturtilstand. Teoretisk vil en øvre grense for oksygenkonsentrasjonen ikke kunne bli bedre enn oksygenkonsentrasjonen på 40-50 meters dyp i Vestfjorden.

Det høyeste målet for Bunnefjorden er satt til en oksygenkonsentrasjon omkring 1 ml/l som laveste verdi, dvs. konsentrasjonen skal sjelden synke under denne verdien. For å oppnå dette, trengs en nedpumpet vannmengde på ca. 12 m³/s, fordelt på de to utslippene. For et middels ambisjonsnivå er det nok med en vannmengde på ca. 8 m³/s, og for det laveste ambisjonsnivået er det tilstrekkelig med en vannmengde på 4 m³/s (Figur 23).

Ved en pumping på 6-8 m³/s vil en oppnå fornyelse av oksygeninnholdet i Bunnefjordens dypvann stort sett hvert år, og ved 12 m³/s helt regelmessig hvert år. Dette er en stor forbedring i forhold til den naturlige situasjonen, hvor det kan gå 3-4 år mellom hver utskiftning.

- Det å styre pumpingen etter oksygenkonsentrasjonen i fjorden anbefales i utgangspunktet ikke. Imidlertid vil naturlige variasjoner i dypvannsfornyelser kunne medføre at det er ønskelig å tilføre mer vann i år hvor fornyelsen uteblir. Også ut fra dette synspunktet anbefales at et arrangement for nedpumping av overflatevann legges opp slik at det er mulig å variere vannmengden.
- Det må presiseres at det selvsagt er usikkerheter i resultatene. Det gjelder i hovedsak de absolutte nivåer som kan ventes oppnådd for oksygenkonsentrasjonene. Siden dagens meteorologiske

forhold er brukt ved beregningene, har resultatene dessuten som forutsetning at klimaforholdene ikke endres vesentlig. Hvis det inntreer slike endringer, kan resultatene bli forskjøvet. Hovedtrekkene i resultatene, spesielt når det gjelder forskjellene mellom nedpumpings-scenariene, vil antagelig likevel være gyldige.

10. Litteratur

- Baalsrud, K., Lystad, J. og Vråle, L., 1986. Vurdering av Oslofjorden. NIVA-rapport nr. 1922.
- Beyer, F og Føyn, E., (1951). Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. *Naturen* 75: 289-306.
- Bjerkeng, B., 1994a. Eutrofimodell for indre Oslofjord. En modell for omsetning av organisk stoff og næringssalter i innelukkede fjorder med vertikal sjiktning. Rapport 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport nr. 3112.
- Bjerkeng, B., 1994b. Eutrofimodell for indre Oslofjord. En modell for omsetning av organisk stoff og næringssalter i innelukkede fjorder med vertikal sjiktning. Rapport 3: EDB-teknisk beskrivelse og praktisk brukerveiledning. NIVA-rapport nr. 3114.
- Bjerkeng, B., 1994c. Eutrofimodell for indre Oslofjord. En modell for omsetning av organisk stoff og næringssalter i innelukkede fjorder med vertikal sjiktning. Rapport 4: Fysiske prosesser. Litteraturstudium og dataanalyse. NIVA-rapport nr. 3115.
- Bjerkeng, B. og Magnusson, J., 1999. Marinøkologisk vurdering av utslippssted –og innlagringsdyp for utslippet til Bekkelaget renseanlegg. Fase 2. Modellkjøringer og vurderinger. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport nr. 3996.
- Dannevig, A., 1945. Undersøkelser i Oslofjorden 1936-50. Fiskeridirektoratets skrifter, s. Havundersøkelser. Vol. VIII. No 4.
- Gade, H.G., 1967. Hydrografi. Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. I. Undersøkelsen 1962-65. Delrapport 2. Norsk institutt for vannforskning.
- Jacobsen, T., Johannessen, T., Johnsen, T.M., Molvær, J., Oug, E., og Saanum, I., 1996. Undersøkelser i Skogsfjordsystemet i Mandal. Hydrografi, planteplankton, strandsone, bløtbunn, fiskeforekomster. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport nr. 3505.
- Johnsen, T.M., 1997. Fjordforbedring – en gjennomgang av metoder og miljøkonsekvenser. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport nr. 3754.
- Kambestad, A., 1989. Prosjektbeskrivelse: Prøvepumping av bunnvann fra Sælenvatnet. Rådgivende Biologer AS. Rapport 117.
- Magnusson, J., Johnsen, T., Gjøsæter, J., Lømsland, E.R., Solli, A., 2000. Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 1999. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport nr. 4246. Fagrådsrapport nr. 77.
- Molvær, J., 1992. Vannforekomster i Vest-Agder. Vurdering og kommentarer til fysisk-kjemiske analyseresultater for tidsrommet 1979-1989. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport nr. 2769.
- Nilsen, G.B., 1996. Kjølebrunnskenen. Rapport fra et vellykket miljøtiltak. Kragerø, november 1996. Notat.
- Stigebrandt, A., 1976. Vertical diffusion driven by internal waves in a sill fjord. *J. Phys. Oceanogr.*, 6, 486-495.
- Water Protector, 1997. The Aerator. Notat, 3 sider. Bergen.

Vedlegg I. Teknisk endring i modellen

I forbindelse med dette prosjektet er modellen videreutviklet når det gjelder muligheten til å omfordele tilførsler av ferskvann og avløpsvann fra spesifiserte kilder til dyputslipp eller mellom bassenger, og til å blande inn overflatevann, eventuelt legge inn dyputslipp av bare overflatevann.

Det opprinnelige oppsettet for å beskrive tilførsler og utslipp er beskrevet i en tidligere rapport (Bjerkeng 1994b). Det henvises dit for en bakgrunn for nedenstående beskrivelse.

Endringen er gjort i en modul RNF_ALL.FOR, som beskriver tilførslene, og setter opp utslippsbeskrivelsen for resten av modellen. Endringen består i at overføringstabeller QTRF og QTRNDX, som spesifiserer hhv. vannmengde og nr. på det utslippet overføringen skal gå til, er utvidet fra en-dimensjonale arrays (MS) til to-dimensjonale (MS,MS). Alle elementene i disse tabellene settes i utgangspunktet til 0, men de kan endres enkeltvis via kommandospråket i ACSL for å spesifisere overføring av deler av primære kilder (1 til NS_TAB definert i RNF_ALL.FOR) til andre utslipp (1 til MS).

Hvis $QTRNDX(i,IS) > 0$ for $i=1, \dots, n$ ($n \leq MS$) angis at det skal skje n overføringer fra kilde IS. Overføringene nr. i vil gå til utslipp nr. gitt ved $\min(MS, QTRNDX(i,IS))$.

Hvor stor del som skal overføres, spesifiseres parallelt i $QTRF(i,IS)$ Som tidligere er det slik at $QTRF(i,IS) > 0$ angir en andel mellom 0 og 1 av den totale tilførselen fra kilde IS, mens $QTRF(i,IS) < 0$ angir overføring av en bestemt vannmengde (m^3/s) gitt som absoluttverdien av $QTRF(i,IS)$.

Overføringer for en kilde IS forutsettes spesifisert for $i=1, \dots, n$, hvor n = antall overføringer. Hvis $n < MS$ vil antallet (n) fremgå indirekte ved at $QTRNDX(n+1,IS)=0$. Overføringene gjennomføres i rekkefølge gitt av indeks i , opp til en total sum som holdes innenfor 1. Hvis overføring til og med nr. k fra ett utslipp IS representerer en andel > 1 , blir overføring k avkortet, og eventuelle overføringer $i > k$ ikke utført. Den andelen av kilde IS som ikke er spesifisert i overføringer går til "sitt eget" utslipp, altså det utslippet som er beskrevet med strålediameter $QDIAM(IS)$, utslippsdyp $QDEPTH(IS,1)$ etc.

Hvilken del av året overføringene fra utslipp IS skal være i drift angis med array $QTR_Times(IS,2)$.

$QTR_Times(IS,1)$ = dag nr. i året da overføring starter, og $QTR_Times(IS,2)$ er dag nr. da den avsluttes. Verdier skal ligge mellom 0 og 365. Funksjonen er den samme som den verdiene i arrayet MIXQTM har for innblanding av vann fra resipienten (Bjerkeng 1994b).

Vedlegg II. Beskrivelse av scenarier

Vedlegg II. 0. Historiske scenarier og aktuell utslippssituasjon

Tabell 3. Beskrivelse av historiske utslippssituasjoner og aktuell situasjon pr. år 2000

Scenario- betegnelse	Beskrivelse
SCN_1988	<p><u>Utslippssituasjon pr. 1988.</u></p> <p>Utslipp fra Bekkelaget renseanlegg av ca. 1 m³/s på 24 m dyp gjennom tunnel med 4 m diameter, og med innblanding av 4 m³/s sjøvann hentet fra 27.5 m dyp.</p> <p>Ellers som beskrevet i Bjerkeng og Magnusson (1999).</p>
SCN_1996	<p><u>Utslippssituasjon pr. 1996.</u></p> <p>Endringer fra 1988:</p> <p>Elveutslipp er redusert med 20 %.</p> <p>For Bekkelaget renseanlegg er vannmengde (og silikat) økt med 50 %, N og C er økt med 30 %, og P er redusert 70 % i forhold til 1988.</p> <p>For VEAS er N, P og C redusert med hhv. 30, 10 og 25 %.</p>
SCN_2000	<p><u>Antatt situasjon etter at det nye Bekkelaget renseanlegg er satt i drift.</u></p> <p>Utslipp fra Bekkelaget renseanlegg går til 50 m dyp gjennom diffusor i Bekkelagsbassenget.</p> <p>Denitrifisering på de tre store renseanleggene.</p>

Vedlegg II. A. Referanse-scenarier, dyp innlagring med mange små stråler

Her er det pumpet overflatevann hele året gjennom et stort antall små hull, med diameter 5 cm, og strålehastighet 6 m/s. Det gir et urealistisk høyt antall hull, og disse scenariene er derfor bare ment å dimensjonere virkning av vannmengde og utslippsdyp ved maksimalt effektiv fortykning og innlagring på stort dyp. Hensikten med referanse-scenariene er å få en bakgrunn for å vurdere mer realistiske utslipps-anordninger i forhold til et teoretisk maksimum.

Scenariene er beskrevet i Tabell 4. De betegnes **Axx_yyy**, hvor **xx** er et tosifret tall som angir vannmengde (m³/s), og **yyy** et tall som angir dyp (m) for utslippet.

Tabell 4. Beskrivelse av utslippsarrangementer for scenarie-serie A.

Scenario- betegnelse	Vann- mengde (m ³ /s)	Utslipps- dyp (m)	Antall hull	Stråle- diameter (m)	Hastighet (m/s, ca.)
A30_120	30	120	2546	0.05	6
A30_100	30	100	2546		
A30_80	30	80	2546		
A30_60	30	60	2546		
A20_100	20	100	1698		
A12_100	12	100	1019		
A08_100	8	100	679		
A05_100	5	100	424		

Vedlegg II. B. Mer realistiske utslippsarrangementer, utslipp på 100-120 m dyp

I denne serien er det brukt vannføring 5, 8 og 12 m³/s, og pumping stort sett ned til 100 m dyp. Det er også lagt inn et par kjøringar med nedpumping av 8 m³/s til 120 m for å se mer på betydningen av utslippsdyp.

Scenariene er vist i Tabell 5. De er betegnet med **Bxx_yyyz**, hvor som før **xx** er vannføringen, **yyy** utslippsdypet, mens **z** er en bokstav (a,b,c,d) som står for ulike kombinasjoner av strålediameter og strålehastighet. Også noen av disse scenariene har et kanskje noe urealistisk høyt antall hull, og til dels også med noe høye hastigheter.

Resultatene for de første 10 av disse scenariene kan sammenlignes med det A-scenariet som har samme vannføring (hhv. A12_100, A08_100 og A05_100) som referanse. Innbyrdes sammenligning av scenariene i hvert av de tre settene B.._100a, B.._100b og B.._100c vil vise mer om betydningen av vannmengden for sammenlignbare utslippsarrangementer (lik strålekaraktistikk, antall hull proporsjonalt med vannmengde).

Resultatene for B08_100a og B08_100b kan sammenlignes med de to siste scenariene (B08_120a og B08_120b) for å se betydningen av utslippsdyp, og med B12_100a og B12_100b for å se hva som kan oppnås ved å øke vannmengden ved gitt dyp.

Tabell 5. Beskrivelse av utslippsarrangementer for scenarie-serie B.

Scenario- betegnelse	Vann- mengde (m ³ /s)	Utslipps- dyp (m)	Antall hull	Stråle- diameter (m)	Hastighet (m/s, ca.)
B12_100a	12	100	24	0.4	4
B08_100a	8	100	16	0.4	4
B05_100a	5	100	10	0.4	4
B12_100b	12	100	95	0.2	4
B08_100b	8	100	64	0.2	4
B05_100b	5	100	40	0.2	4
B12_100c	12	100	191	0.1	8
B08_100c	8	100	127	0.1	8
B05_100c	5	100	80	0.1	8
B08_100d	8	100	32	0.2	8
B08_120a	8	120	16	0.4	4
B08_120b	8	120	64	0.2	4

Vedlegg II. C. Nærmere kartlegging av betydningen av stort utslippsdyp.

Scenarie-serie C (Tabell 6) ser nærmere på betydningen av utslippsdyp og utslippsarrangement ved å pumpe 12 m³/s til 110 og 120 m gjennom to ulike utslippsarrangementer. Alternativene betegnes **C12_yyyz**, hvor **yyy** utslippsdypet, mens **z** er en bokstav (a,b) som angir ulike utslippsarrangement, med samme betydning som for serie B.

Tabell 6. Beskrivelse av utslippsarrangementer for scenarie-serie C.

Scenario- betegnelse	Vann- mengde (m ³ /s)	Utslipps- dyp (m)	Antall hull	Stråle- diameter (m)	Hastighet (m/s, ca.)
C12_110a	12	110	24	0.4	4.0
C12_110b	12	110	95	0.2	4.0
C12_120a	12	120	24	0.4	4.0
C12_120b	12	120	95	0.2	4.0

Vedlegg II. D. Virkning av å fordele utslipp på 100-140 m dyp.

I serie D (Tabell 7) er vannet fordelt på utslippsdypene 100, 120 og 140 m. Alle scenariene har omtrent samme dybdefordeling, og er betegnet **Dxx**, hvor **xx** er vannmengde i m³/s. De er satt opp slik at strålehastighet avtar med dyp, tilsvarende økende mottrykk ved tetthetsforskjell ca. 1 % (10 sigma_r-enheter) mellom overflatevannet og dypvannet. På den måten kan scenariene realiseres tilnærmet i ett enkelt, vertikalt rettet rør med en eller flere horisontale diffusorer på hvert dyp³. Som det fremgår av tabellen er det prøvd med avtagende vannmengde ca. 12, 8, 6 og 4 m³/s.

Tabell 7. Beskrivelse av utslippsarrangementer for scenarie-serie D, med utslipp fordelt på flere dyp.

Scenario- betegnelse	Vannmengde (m ³ /s)	Utslippsdyp (m)	Antall hull	Stråle- diameter (m)	Hastighet (m/s)
D12	12.0 =5.83 +3.48 +2.71	140	13	0.4	3.57
		120	7		3.96
		100	4		4.32
D08	8.2 =4.04 +2.49 +1.63	140	9	0.4	3.57
		120	5		3.96
		100	3		4.32
D06	6.2 =3.14 +1.99 +1.09	140	7	0.4	3.57
		120	4		3.96
		100	2		4.32
D04	4.3 =2.24 +1.00 +1.09	140	5	0.4	3.57
		120	2		3.96
		100	2		4.32

³ Når friksjonstap mellom øverste og nederste utslippsdyp neglisjeres.

Vedlegg II. E. Variasjon av driftstid per år, eventuelt regulert av forholdene i fjorden.

For å se om det kan være tilstrekkelig å pumpe ned overflatevann bare en del av året, er nedpumping av vann med vannmengder og dyp som i D12 i Tabell 7 også kjørt i fem andre varianter, med ulike form for tidsbegrensning. Disse scenariene, som utgjør serie E, er vist i Tabell 8. De to første representerer styring etter kalenderen, med fast driftsperiode hvert år. De tre siste viser alternativer med styring etter oksygennivået. Det er basert på en kontroll av oksygen-nivået på 143 m dyp i Bunnefjorden en gang pr. uke. Hvis pumpingen ved en slik kontroll ikke er i gang fra før, vil den starte hvis oksygenet viser seg å være under start-kriteriet i tabellen. Når pumpingen er i gang, vil den fortsette inntil oksygenet er funnet å overstige stopp-kriteriet.

Tabell 8. Beskrivelse av utslippsarrangementer for scenarie-serie E. Spesifikasjoner ellers som D12.

Scenarie- betegnelse	Tidsbegrensning av pumping:		
E12_4m	4 måneder pr. år, fra dag 120 (ca.1.mai) til dag 240 (ca. 1. september)		
E12_8m	8 måneder pr. år, fra dag 100 (ca. 10. april) til dag 340 (ca. 6.desember)		
E12_Ox_1	Styrt av oksygen- nivået i dypvannet i Bunnefjorden:	Start:<2 ml/l Stopp: >3 ml/l	Start/stopp er basert på at oksygenet sjekkes ukentlig.
E12_Ox_2		Start:<3 ml/l Stopp: >3.1 ml/l	
E12_Ox_3		Start:<2 ml/l Stopp: >2.1 ml/l	