

Modellering av miljøtilstanden i indre Oslofjord sett i lys av utslippstillatelser og befolkningsutvikling



RAPPORT

Hovedkontor	NIVA Region Sør	NIVA Region Innlandet	NIVA Region Vest	NIVA Danmark
Gaustadalléen 21 0349 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00	Jon Lilletuns vei 3 4879 Grimstad Telefon (47) 22 18 51 00	Sandvikaveien 59 2312 Ottestad Telefon (47) 22 18 51 00	Thormøhlensgate 53 D 5006 Bergen Telefon (47) 22 18 51 00	Njalsgade 76, 4. sal 2300 København S, Danmark Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Modellering av miljøtilstanden i indre Oslofjord sett i lys av utslippstillatelser og befolkningsutvikling	Løpenummer 7493-2020	Dato 30.04.2020
Forfatter(e) André Staalstrøm	Fagområde Hydrologi og oseanografi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslofjorden	Sider 118

Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord	Oppdragsreferanse Svanhild Fauskrud
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180338

Sammendrag Miljøtilstanden i Indre Oslofjord innenfor Drøbak har blitt modellert med NIVA Fjordmodell. Nå i 2020 bor det 1 million mennesker i kommunene rundt Indre Oslofjord, og det har blitt antatt at denne befolkningen vil øke til 1,25 millioner i 2040 og til 1,48 millioner i 2060. Denne befolkningsøkningen gir generelt en økning i mengden planteplankton i overflatelaget, gitt at dagens rensegrad opprettholdes, og at det ikke er noen økning av tilførsel til overflatelaget. Ifølge modellen vil det i Vestfjorden være omrent like mye planteplankton i 2060 som det var på 90-tallet. Resultater fra modellkjøringene indikerer at det ikke vil være mulig å bedre vannkvaliteten i overflatelaget kun ved å opprettholde dagens rensegrad med en slik befolkningsøkning som er skissert her.

Fire emneord	Four keywords
1. Numerisk modellering 2. Vannkvalitet 3. NIVA Fjordmodell 4. Oksygenforhold	1. Numerical modelling 2. Water quality 3. NIVA Fjord model 4. Oxygen conditions

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

André Staalstrøm

Prosjektleder

Ailbhe Lisette Macken

Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7228-4
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

Modellering av miljøtilstanden i Indre Oslofjord sett i lys av utslippstillatelser og befolkningsutvikling

Forord

NIVA har av Fagrådet for vann- & avløpteknisk samarbeid i Indre Oslofjord blitt bedt om å modellere miljøtilstanden i fjorden innenfor Drøbak. Det var et ønske om å se hele fjorden i sammenheng i lys av de utslippstilatelsene som foreligger samt befolkningsutviklingen. Til dette arbeidet har hovedsakelig NIVA Fjordmodell blitt benyttet.

Hoveddelen av dette arbeidet har blitt gjort av André Staalstrøm, men Birger Bjerkeng som opprinnelig utviklet fjordmodellen, har vært til stor hjelp med å rydde i modellkoden og i faglig diskusjon av hvordan modellen beskriver fysikken og biologien i fjorden. Trond Kristiansen har utført modellering av partikkeldrift i fjorden med modellen FjordOs, som i motsetning til NFM som er en boks-modell som kun løser opp den vertikale dimensjonen, er en 3D-modell, som også beskriver variasjon i horisontal retning.

Siden NFM er en tverrfaglig modell, som beskriver både de fysiske, kjemiske og biologiske forholdene, så har flere personer blitt brukt til å kvalitetssikre modellen. Trond Kristiansen som er fysisk oseanograf, har kvalitetssikret hvordan modellen beskriver de fysiske forholdene i fjorden. Christian Vogelsang som er forsker innen miljøkjemi og teknologi, har sett på blant annet utslipsscenarioene. Anette Engesmo som er marin biolog har vært hovedansvarlig for kvalitetssikring av denne rapporten.

Under modellutviklingen har vi fått nyttige innspill om de forskjellige tilførslene til fjorden fra flere av medlemmene i Fagrådet som representerer de respektive kommunene og renseanleggene.

I boken «Haikerens guide til galaksen» har oppgaven med å gi svar på universets ultimate spørsmål blitt satt ut på anbud. Når anbudsvinneren kommer opp med svaret «42», så viser det seg at det er ukjent hvilket spørsmål dette egentlig gir svaret på. I lys av dette så kan det kanskje være positivt at de svarene som har kommet fram i dette modelleringsarbeidet har gitt opphav til nye spørsmål.

Oslo, 28. april 2020

André Staalstrøm

Innholdsfortegnelse

1 Innledning	10
1.1 Bakgrunn	10
1.2 Historisk tilbakeblikk og fremtidige utfordringer	11
2 Litt om symboler og sammenhenger	13
2.1 Sammenheng mellom TOC og BOF	13
2.2 Bruk av symboler for næringssalter	14
2.3 En kommentar til bruk av enhet for saltholdighet	15
3 Hva er en fjordmodell?	16
3.1 Fysisk og biologisk-kjemisk beskrivelse av fjorden	16
3.2 Beskrivelse av NIVA Fjordmodell (NFM)	18
4 Oppsett av NIVA Fjordmodell.....	20
4.1 Inndeling av fjorden i bassenger	20
4.2 Utveksling mellom bassengene	21
4.3 Ytre randbetingelser – forholdene i Drøbaksundet.....	24
4.4 Tilførsler til Indre Oslofjord.....	26
4.5 Temperaturforhold	28
4.6 Oversikt over modellscenarier.....	29
5 Validering av NIVA Fjordmodell	30
5.1 Bunnefjorden	32
5.2 Lysakerfjorden	37
5.3 Vestfjorden	40
5.4 Bunnebotten	44
5.5 Bekkelagsbassenget	46
5.6 Oslo havn	49
5.7 Bærumsbassenget	53
5.8 Holmenfjorden.....	56
5.9 Bassenget Steilene Nord	58
6 Resultater fra modelleksperimenter.....	61
6.1 Varierende tilførsel fra renseanleggene	61
6.2 Effekt av VEAS sitt overløp i Lysakerfjorden	62
6.3 Varierende tilførsel fra elvene	62
6.4 Befolkningsøkning.....	64
6.5 En varmere fjord	65
6.6 Hva skjer om blåskjellene forsvinner?	66
7 Diskusjon og konklusjoner	68
8 Referanser.....	69

Vedlegg A. NIVA Fjord model.....	72
Vedlegg B. Model parameters in SC2015.....	78
Vedlegg C. Scenarios.....	105
Vedlegg D. Topography.....	111

Sammendrag

I denne rapporten har målet vært å modellere miljøtilstanden i fjorden innenfor Drøbak. NIVA Fjordmodell har blitt benyttet. For å se på hele fjorden i sammenheng har fjorden blitt delt opp i forskjellige bassenger. Dette har gjort det mulig å i større grad fange opp hvor i fjorden negative effekter av tilførsler til fjorden vil være størst.

NIVA Fjordmodell (NFM) er en tverrfaglig modell, som beskriver både de fysiske, kjemiske og biologiske forholdene i lukkede fjordbasseng. Denne modellen har blitt brukt til å simulere miljøforholdene i Indre Oslofjord. Fjorden innenfor Drøbak har blitt delt inn i ni forskjellige basseng. Hvert basseng behandles som en boks hvor det beregnes bare en tilstandsverdi som representerer hele det horisontale arealet som boksen dekker. Hver boks er delt inn i mange lag, hvor den vertikale oppløsningen er 2 m i overflaten og øker gradvis til omtrent 10 m i 100 meters dyp. Vannutvekslingen mellom bassengene beregnes ut ifra horisontale trykkgradienter. Drøbaksundet representerer det ytre basseng, hvor forholdene spesifiseres i inngangsdataene til modellen.

Modellen er validert mot observasjoner fra tre perioder, 1978-1979, 1995-1998 og 2015-2018. På slutten av 90-tallet ble det gjennomført en rekke tiltak som hadde redusert tilførlene av spesielt fosfor, mens det fortsatt var mye tilførsel av blant annet nitrogen. I løpet av de neste 20 årene har økte befolkningen i Oslo med ca. 200000. I samme perioden har det blitt gjennomført omfattende tiltak for å redusere tilførselen av nitrogen.

Observasjoner av klorofyll a i overflaten tyder på at det har blitt mindre planteplankton i sju av de ni bassengene i samme periode, mens det i Bekkelags- og Bærumsbassenget muligens har blitt noe mer planteplankton. Det er en del usikkerhet knyttet til disse vurderingene, siden det før 2015 ikke ble gjort observasjoner i perioden når det typisk var våroppblomstring (tidlig på våren). NFM klarer å simulere den biologiske dynamikken i overflatelaget på en realistisk måte, men modellen klarer ikke å forklare hvorfor det skulle være en viss økning av algene i overflaten i Bekkelags- og Bærumsbassenget. NFM gir systematisk for høye verdier av planteplankton og klorofyll a i overflatelaget. Det er valgt å kalibrere 90 prosentil-verdien til klorofyll a i overflaten basert på modellresultatene, som er den parameteren som benyttes for å klassifisere vannmassene opp mot vannforskriften. Det er brukt en metode som bevarer forskjellen i tallverdi mellom bassengene og modellscenariene. Nøyaktigheten til denne metoden for å beregne klorofyll a er anslått til $\pm 1,6 \mu\text{g/L}$.

I år 2000 ble utslippet til Bekkelaget renseanlegg senket fra ca. 20 til ca. 50 m dyp. Dette resulterte i økt vertikal blanding og betraktelig bedre oksygenforhold nær bunn, hvor det tidligere var anoksiiske forhold. NIVA Fjordmodell klarer å modellere effekten av det endrede dyputsippet på en realistisk måte, og gjenskaper endringene i vertikal blanding og oksygenforhold.

For å vurdere effekten av tilførsel til fjorden har tilførsel av C, N, P og Si fra renseanleggene blitt variert mellom $\pm 100\%$ av det de er i dag, og tilførlene fra elvene med $\pm 80\%$ av det de er i dag, mens vannmengdene har blitt holdt konstant. Hvis alle renseanleggene hadde sluppet ut dobbelt så mye C, N, P og Si som i dag antyder modellen at de høyeste klorofyll a verdiene i overflaten kunne økt med 0,5-1,0 $\mu\text{g/L}$, og det kunne potensielt vært en tilsvarende reduksjon om alt C, N, P og Si ble fjernet.

Bassengene Bunnebotten, Oslo havn og Bærumsbassenget er spesielt følsomme for endringer i tilførsel fra elvene. Hvis tilførselen av C, N, P og Si fra alle elvene hadde økt med 80 %, kunne klorofyll a verdiene i overflatelaget økt med opp mot 3 $\mu\text{g/L}$ i disse bassengene, mens det ville vært mindre

endringer i de andre bassengene. Dette skyldes mest sannsynlig at oppholdstiden i overflatelaget er større i disse bassengene enn i resten av fjorden. Å redusere tilførslene til overflatelaget innenfor øyene i Oslofjorden peker seg ut som et av de mest effektive tiltakene for å bedre vannkvaliteten i fjorden.

Nå i 2020 bor det 1 million mennesker i kommunene rundt Indre Oslofjord, og i denne rapporten har det blitt antatt at denne befolkningen vil øke til 1,25 millioner i 2040 og til 1,48 millioner i 2060. Dette er lagt til grunn for utarbeidelse av scenariet som er kalt SC2040 og SC2060. Her antas det at den økte belastningen kommer i utsippene fra renseanleggene. Denne befolkningsokningen gir ifølge modellen generelt en økning i mengden planteplankton i overflatelaget, gitt at dagens rensegrad opprettholdes, og at det ikke er noen økning av tilførsel til overflatelaget. Den positive utviklingen som har vært i de siste 20 årene vil i mer eller mindre grad reverseres. I Vestfjorden er det like mye planteplankton i scenariet for 2060 som det var i scenariet SC1995. Resultater fra modellkjøringene indikerer at det ikke vil være mulig å bedre vannkvaliteten i overflatelaget kun ved å opprettholde dagens rensegrad med en slik befolkningsokning som er skissert her.

Fjorden blir også varmere, og i modellen påvirker temperaturen det biologiske livet på flere måter. Planktonalgenes vekst, respirasjon og dødelighet går raskere når temperaturen øker. Samtidig så går nedbrytning av organisk stoff raskere. Hvis lufttemperaturen øker med 2 grader, så øker vanntemperaturen i fjorden overflatelag med omtrent 0,7 grader, og på 60-65 m med omtrent 0,3 grader. Ifølge modellen så fører dette til økt konsentrasjon av hydrogensulfid hvis vannmassen er anoksisk, men liten endring hvis vannmassen er hypoksisk. Modellen gir ikke noe entydig svar på om det blir mer eller mindre planteplankton i overflatelaget i et varmere klima.

I NFM er det antatt at fjordens blåskjell har en biomasse på 1,2 millioner tonn karbon når modellsimuleringene starter. Denne biomassen blir fordelt på de ni bassengene ut ifra lengden på strandlinjen i hvert basseng. Når disse blåskjellene fjernes fullstendig fra modellen gir dette store negative endringer i vannkvaliteten. Klorofyll a verdiene kan potensielt øke med 2-3 µg/L om alle blåskjell plutselig forsvinner. Dette modell-resultatet må ansees for å være et grovt anslag, siden det ikke er kjent hvor mye biomasse blåskjellene har i fjorden på det nåværende tidspunktet. Men dette modellresultatet viser hvor viktig blåskjell kan være for fjordens vannkvalitet.

Summary

Title: Modeling of the environmental state of inner Oslofjord considering emission permits and population development

Year: 2020

Author(s): André Staalstrøm

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7228-4

In this report, the objective has been to model the environmental state of the fjord within Drøbak. NIVA Fjord model has been used. To study the whole fjord, the fjord has been divided into different basins. This has made it possible to capture to a greater extent where in the fjord negative effects due to discharge will be greatest.

NIVA Fjord Model (NFM) is a multidisciplinary model, which describes both the physical, chemical and biological conditions in fjord basins. This model has been used to simulate the environmental conditions in the Inner Oslofjord. The fjord within Drøbak has been divided into nine different basins. Each basin is treated as a box where only one value for each parameter is calculated, and this value represents the entire horizontal area covered by the box. Each box is divided into many layers, where the vertical resolution is 2 m in the surface and gradually increases to about 10 m at 100 meters depth. The water exchange between the basins is calculated from horizontal pressure gradients. The area outside Drøbak represents the outer basin, where conditions are specified in the model input data.

The model is validated against observations from three periods, 1978-1979, 1995-1998 and 2015-2018. In the late 1990s, several measures were implemented that reduced the discharge of phosphorus, while there was still a large discharge of nitrogen. During the next 20 year, the population of Oslo has increased by approx. 200000, which in turn has increased the supply of phosphorus. During the same period extensive measures have been implemented to reduce the supply of nitrogen.

Observations of chlorophyll a in the surface indicate that there is a reduction of the amount of phytoplankton in seven of the nine basins in the same period, while in the Bekkelagsbassenget and Bærumbassenget there may have been somewhat more phytoplankton. There is some uncertainty associated with these results, since no observations were made before 2015 in the period when there was typically spring bloom (early spring). NFM manages to simulate the biological dynamics of the surface layer in a realistic way, but the model cannot explain why there should be some increase in the algae in the surface in Bekkelagsbassenget and Bærumsbassenget. NFM systematically estimates too high levels of phytoplankton and chlorophyll a in the surface layer. It has been chosen to calibrate the 90 percentile value of chlorophyll a in the surface based on the model results, which is the parameter used to classify the water masses according to the water regulations. A method has been used that preserves the difference in numerical value between the basins and the model scenarios. The accuracy of this method for calculating chlorophyll a is estimated to be $\pm 1.6 \mu\text{g} / \text{L}$.

In 2000, the pipe from the Bekkelaget treatment plant were lowered from approx. 20 to approx. 50 m deep. This resulted in increased vertical mixing and significantly better oxygen near the bottom, where there were previously anoxic conditions. This effect is recreated in the NIVA Fjord model.

To assess the effect of discharge to the fjord, inflows of C, N, P and Si from the treatment plants was varied between $\pm 100\%$ of what they are today and the inflows from the rivers by $\pm 80\%$ of what they are today, while the water volumes has been kept constant. If all the treatment plants had emitted twice as much C, N, P and Si as today, the model suggests that the highest chlorophyll a values in the

surface could have increased by 0.5-1.0 µg / L, and it could potentially be a similar reduction if all C, N, P and Si was removed.

The basins Bunnebotten, the Oslo harbor and the Bærumbassenget are particularly sensitive to changes in discharge from the rivers. If the supply of C, N, P and Si from all rivers had increased by 80%, the chlorophyll a values in the surface layer could have increased by up to 3 µg/L in these basins, while there would have been minor changes in the other basins. This is most likely because the residence time in the surface layer is greater in these basins than in the rest of the fjord. Reducing the supply to the surface layer within the islands of the Oslofjord stands out as one of the most effective measures to improve the water quality in the fjord.

Now in 2020, there are 1 million people living in the municipalities around Indre Oslofjord, and in this report, it has been assumed that this population will increase to 1.25 million in 2040 and to 1.48 million in 2060. This is the basis for preparation of the scenario called SC2040 and SC2060. According to the model, this population increase generally gives an increase in the amount of phytoplankton in the surface layer, given that the current degree of purification is maintained and that there is no increase in supply to the surface layer. The positive development that has taken place in the last 20 years will be reversed to a greater or lesser extent. In the basin Vestfjorden, there is as much phytoplankton in the scenario for 2060 as it was in the scenario for 1995-1998. Results from the model indicate that it will not be possible to improve the water quality in the surface layer only by maintaining the current degree of purification if the population increase as outlined here.

The fjord is getting warmer, and in the model the temperature affects biological life in several ways. The growth, respiration and mortality of the phytoplankton accelerate as the temperature increases. At the same time, the decomposition of organic matter goes faster. If the air temperature increases by 2 degrees, then the water temperature in the fjord increases surface layers by about 0.7 degrees, and at 60-65 m by about 0.3 degrees. According to the model, this leads to increased concentration of hydrogen sulfide if the water mass is anoxic, but little change if the water mass is hypoxic. The model does not give a clear answer as to whether there is more or less phytoplankton in the surface layer in a warmer climate.

In NFM, it is assumed that the fjord mussels have a biomass of 1.2 million tonnes of carbon when the model simulations start. This biomass is distributed across the nine basins based on the length of the shoreline. When these mussels are completely removed from the model, this results in major negative changes in water quality. Chlorophyll a values can potentially increase by 2-3 µg/L if all mussels suddenly disappear. This model result must be regarded as a rough estimate, since it is not known how much mussel biomass there currently is in the fjord. But this model result shows how important mussels can be for the fjord's water quality.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Ifølge Vannforskriften (2006, §4) er det krav om at alle vannforekomster skal ha minst god økologisk tilstand. Vannforskriften har hjemmel i både forurensningsloven, plan- og bygningsloven, vannressursloven og naturmangfoldloven (Foss, 2016). Hvis ikke vannkvaliteten er god eller bedre, skal det settes inn tiltak.

I denne rapporten har målet vært å modellere miljøtilstanden i fjorden innenfor Drøbak, og hvordan dette påvirkes av mulige tiltak og klimatiske endringer. NIVA Fjordmodell (NFM) har blitt benyttet til dette, som er en modell som er utviklet for å simulere effekter på vannkvaliteten av tiltak som endrer tilførslene til terskelfjorder.

For å se på hele fjorden i sammenheng har fjorden blitt delt opp i ni forskjellige bassenger. Dette har gjort det mulig å i større grad fange opp hvor i fjorden negative effekter av tilførsler til fjorden. I resten av denne innledningen sees det på hvordan befolkning og tilførsel har endret seg. I kapittel 2 blir en del symboler og sammenhenger som er nyttig for å forstå rapporten gjennomgått. I neste kapitel gir en kort redegjøring av modeller generelt og NFM spesielt. Oppsett av modellen er beskrevet i kapittel 4. I kapittel 0 gis en detaljert sammenligning av modellens simuleringer og observasjoner for de ni bassengene. Deretter blir forskjellige scenarier beskrevet, hvor inngangsdata til modellen har blitt endret for å simulere mulige tiltak og endringer.

1.2 Historisk tilbakeblikk og fremtidige utfordringer

Hvis vi ser på Oslofjordens historie siden 1930 så har det vært en enorm utvikling. Befolkingen i Oslo har økt fra 340100 i 1930, til 673500 i 2050. Det var en befolkningsnedgang fra 1969, da det bodde 488329 personer i Oslo, til 1984 hvor det var 447257 innbyggere. Rundt 1995 var befolkningen i Oslo igjen oppe på rundt 480000. Befolkingen økte med i snitt 4645 personer per år i perioden 1995-2005 (Thorsnæs, 2019). I perioden 2009-2019 har befolkningen i snitt økt med 10962 personer per år, med den høyeste veksten i 2009 og noe lavere vekst i de siste par årene. Rundt Indre Oslofjord ligger det i tillegg seks andre kommuner: Bærum, Asker, Nordre Follo, Ås, Nesodden og Frogn. I 2020 var samlet befolkning i disse kommunene 331400 (se Tabell 1).

Tabell 1. Folkemengden i Oslo fra 1801 til 2020¹, samt estimat fram mot 2060. I tillegg er befolkningen i de andre kommunene rundt Oslofjorden tatt med, hvor det er estimert en befolkningsvekst på 25% og 48 % i 2040 og 2060. Dette er kommunene Bærum, Asker, Nordre Follo, Ås, Nesodden og Frogn.

	Folkemengde rundt Indre Oslofjord (1 000 personer)													
	1801	1845	1875	1900	1930	1960	1969	1984	1990	2001	2011	2020	2040	2060
Oslo	16,8	40,3	107,8	250,7	340,1	471,5	488,3	447,3	461,2	512,1	599,2	673,5	839,0	997,0
Andre												331,4	414,3	490,5
Sum												1004,9	1253,3	1487,5

Befolkningsutviklingen er en viktig forklarende faktor når en skal se på hvordan tilførselen til Indre Oslofjord og hvordan vannkvaliteten har endret seg. Når befolkningen øker så øker naturlig nok mengden vann som kommer til renseanleggene. Den økte tilførselen til fjorden av næringssalter som dette potensielt fører til, vil påvirke vannkvaliteten.

En kan bruke begrepet personekvivalenter (pe) for å anslå hvor mye hver enkelt innbygger bidrar med av tilførsler (Forurensningsforskriften, §11-3), som er definert etter den mengde organisk stoff som brytes ned biologisk med et biokjemisk oksygenforbruk målt over fem døgn, på 60 g oksygen per døgn.

Det er gjort anslag på hvor stor vannmengde hver innbygger bidrar med (Vollen, 1989). I Tabell 2 er det anslått hvor mye totalt fosfor (TP), totalt nitrogen (TN) og TOC som tilsvarer en pe. Mengde TOC for en pe er beregnet fra ligning (3) nedenfor. Siden TOC er beregnet fra BOF, så er det altså den mengden organisk stoff som brytes ned i løpet av fem dager.

Rensegraden har endret seg mye de siste 20-30 årene. I 1995 var det gjennomført en rekke tiltak for å redusere mengden fosfor i utløpene fra renseanleggene. Rensegraden for nitrogen var derimot mye lavere, og det har vært en betraktelig nedgang i tilførsel av nitrogen til fjorden i de siste 20 årene, På grunn av befolkningsøkningen siden den gang har det faktisk vært en økning utslipp av nitrogen etter 2003 (se Figur 1).

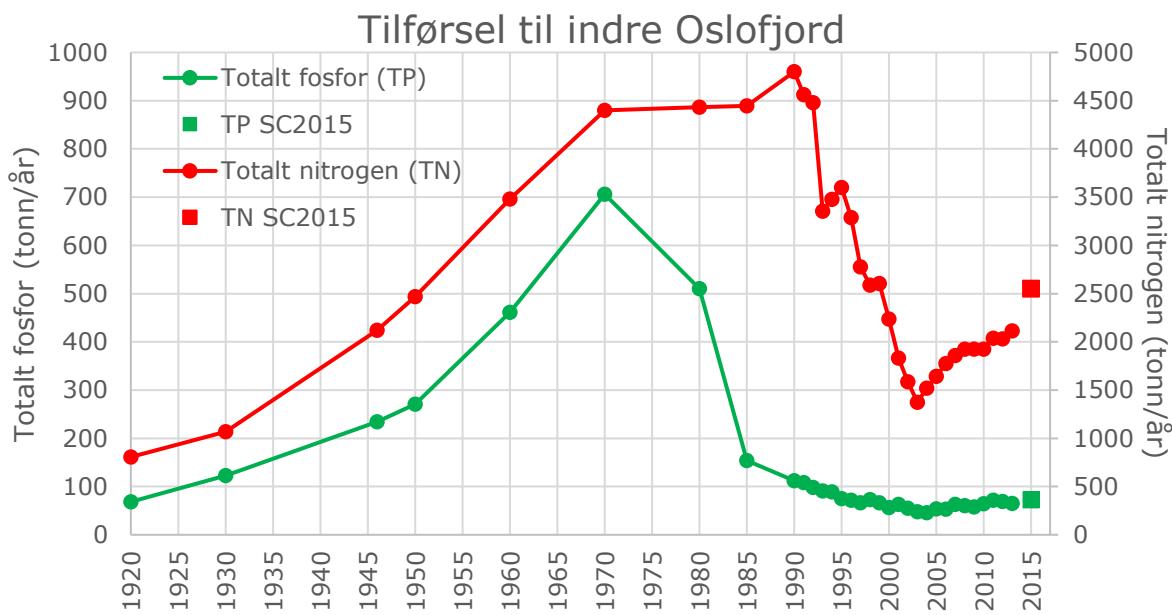
Det er anslått at befolkningen i Oslo vil øke til 839000 i 2040. Dette er en befolkningsvekst på 25 % siden 2020. Ut ifra dette kan det antas at befolkningen i kommunene rundt Indre Oslofjord vil øke med 248000 personer. Hvis en antar at denne økte tilførselen renges med de rensegradene som ligger i dagens utslipstillatelser, kan tilførselen fra renseanleggene i 2040 beregnes (Tabell 2). Hvis

¹ <https://www.ssb.no/statbank/table/09499>

rensegradene holdes likt som i dag, så kan en anta at mengden TP vil øke med 18 %, TN med 11 % og TOC med 15 %. Hvis befolkningsøkningen fortsetter i ytterligere 20 år, så kan en anta at denne økningen vil dobles i 2060.

Tabell 2. Anslag på utslipp i 2040 og 2060. Tallene for TP per p.e. er hentet fra Ødegaard et al. (2009). Det er antatt at det er 248000 fler p.e. i 2040 og 496000 fler p.e. i 2060.

Parameter	1 p.e.	Utslipp fra RA i 2015	Rensegrad	Utslipp fra RA i 2040	Økning i 2040	Utslipp fra RA i 2060	Økning i 2060
Total mengde fosfor (TP)	0,66 kg/år	50841 kg/år	90 %	67209 kg/år	32 %	83577 kg/år	64 %
Total mengde nitrogen (TN)	4,38 kg/år	1910 tonn/år	70 %	2236 tonn/år	17 %	2561 tonn/år	34 %
Total mengde organisk stoff (TOC)	8,21 kg/år	2517 tonn/år	70 %	3739 tonn/år	24 %	2906 tonn/år	48 %
Vannmengde	$1,79 \cdot 10^{-3}$ L/s	5192 L/s		5636 L/s	9 %	6080 L/s	17 %



Figur 1. Tilførsel til Indre Oslofjord. Data fra 1985 og 1990 til 2013 er hentet fra Berge et al. (2015). Data fra 1920-1980 er hentet fra Bergestøl et al. (1981). Verdiene som er lagt inn i modellen i scenariet SC2015 er markert med grønn og rød firkant.

2 Litt om symboler og sammenhenger

I dette kapittelet beskrives noen sammenhenger som være nyttige å vite om for å forstå resultatene i denne rapporten.

2.1 Sammenheng mellom TOC og BOF

For å estimere hvor mye totalt organisk karbon en p.e. representeres så må det være en sammenheng mellom oksygenforbruk og organisk stoff.

Oksygen forbrukes i et utall kjemiske og biologiske prosesser. Biologisk oksygenforbruk (BOF) defineres her som den mengden oksygen som forbrukes når bakterier bryter ned organisk stoff i løpet av fem dager, målt som total mengde organisk karbon (TOC). TOC kan bestå av partikulært (POC) og oppløst (DOC) organisk karbon

$$\text{TOC} = \text{POC} + \text{DOC} \quad (1)$$

Forenklet kan nedbrytning av TOC beskrives med den kjemiske formelen



Atomvekten til karbon (C) er 12 g/mol og for oksygen (O) 16 g/mol. Et mol med molekylet CH_2O utgjør altså 12 g organisk karbon som reagerer med 32 g av molekylet O_2 . Ut ifra dette kan det biologiske oksygenforbruket anslås fra mengden TOC

$$\text{BOF} = (32/12) \text{ TOC} \quad (3)$$

Det vil med andre ord si at 1 gram lett nedbrytbart organisk karbon fører til et oksygenforbruk på 2,7 g oksygen.

Ligning (3) benyttes i NFM for å beregne oksygenforbruk, når organisk stoff brytes ned, så det er fornuftig å bruke denne også for å beregne tilførsel av TOC, ved å snu på ligning (3), og dette er gjort for å anslå tilførsel av TOC i Tabell 2. Men det vil være en del TOC, med betydelig mer kompliserte molekyler enn CH_2O , som ikke vil brytes ned like raskt. For en grundig diskusjon av tilførsel av TOC fra renseanleggene er å finne i Wenneberg et al. (2011).

2.2 Bruk av symboler for næringssalter

På samme måte som for TOC i ligning (1) kan total mengde nitrogen og total mengde fosfor deles opp i en fraksjon med partikulært og en med oppløst materiale. I denne rapporten er det valgt å bruke begrepene TN og TP, som ellers ofte blir betegnet med Tot-N og Tot-P. På lik måte som i ligning (1) brukes betegnelsene PN og DN for hhv. partikulært og oppløst nitrogen. Og på samme måte kan betegnelsene PP og DP brukes for hhv. partikulært og oppløst fosfor. Vi kan sette opp sammenhengene

$$TN = PN + DN \quad (4)$$

$$TP = PP + DP \quad (5)$$

Det er også nyttig å skille mellom fraksjon med organisk og uorganisk materiale, siden de uorganiske forbindelsene nitrat og nitritt (NO_2+NO_3), ammonium (NH_4) og fosfat (PO_4) er svært viktig for plantoplankton². En del av disse forbindelsene kan være knyttet til partikler, siden det gjerne er forskjeller hvis en vannprøve analyseres før og etter at en vannprøve er filtrert. Men hvis NO_2+NO_3 , NH_4 og PO_4 defineres som løst uorganiske nitrogen (DIN) og løst uorganisk fosfor (DIP), har vi følgende ligninger

$$DIN = NO_2 + NO_3 + NH_4 \quad (6)$$

$$DIP = PO_4 \quad (7)$$

Vi kan da sette opp to ligninger til

$$TN = PN + DIN + DON \quad (8)$$

$$TP = PP + DIP + DOP \quad (9)$$

Hvis man analyserer en vannprøve for total mengde nitrogen og fosfor før filtrering (m.a.o. finner TN og TP) og så gjør det samme etter filtrering (finner PN og PP), samt analyserer for de løste uorganiske forbindelsene, representerer ligningene (8) og (9) metoder for å finne mengde løst organisk nitrogen (DON) og fosfor (DOP). Det er viktig å ha en forståelse av ligningene (4) til (9) for å forstå kretsløpet til nitrogen og fosfor.

I NIVA Fjordmodell brukes enhetene $\mu\text{g N/L}$ og $\mu\text{g P/L}$ for hhv. nitrogen og fosfor. I mange sammenhenger brukes enhetene $\mu\text{mol/L}$ (som noen ganger forkortes til μM). Ved å bruke atomvekten til N og P kan enhetene konverteres.

$$1 \mu\text{mol N/L} = 14,008 \mu\text{g N/L} \quad (10)$$

$$1 \mu\text{mol P/L} = 30,98 \mu\text{g P/L} \quad (11)$$

I NIVA Fjordmodell beskriver også syklusen for silikat (SiO_2) som er viktig for kiselalger, som er den ene gruppen av plantoplankton som beskrives i modellen. I modellen brukes enheten $\mu\text{g Si/L}$, mens det er vanlig at det analysers for mengde av molekylet SiO_2 , og enheten er da $\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$. Siden molekylvekten til SiO_2 er større enn atomvekten til Si, må disse enhetene konverteres.

² Plantoplankton brukes som betegnelsen på mikroskopiske alger i vannmassen. Dette er synonymt med ordet fytoplankton eller planktonalger.

$$1 \text{ } \mu\text{g Si/L} = 2,1404 \text{ } \mu\text{g SiO}_2/\text{L} \quad (12)$$

I rapporten er det valgt å bruke enheten $\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$. Silikat kan også beregnes i molare enheter

$$1 \text{ } \mu\text{mol Si/L} = 28,06 \text{ } \mu\text{g Si/L} \quad (13)$$

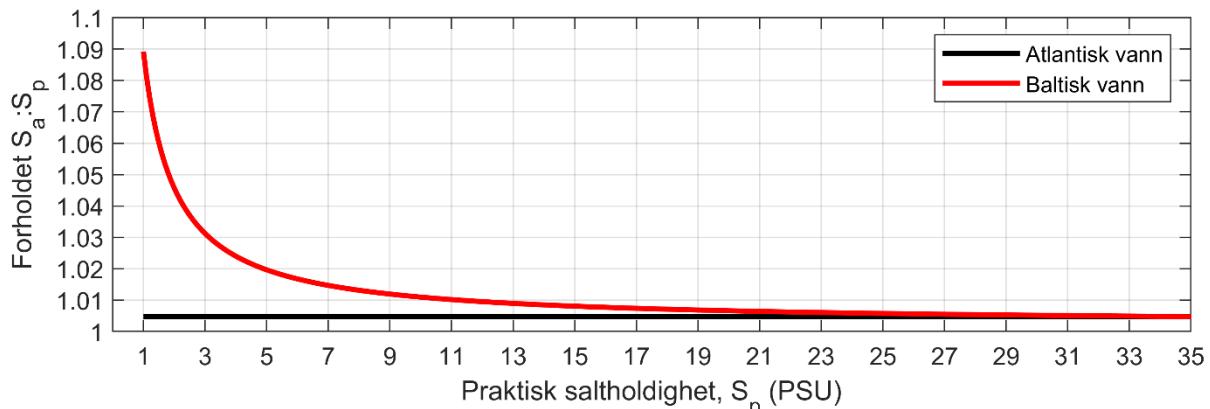
Årsaken til at molare enheter er nyttig er at i kjemiske forbindelser er det antall mol som er den enheten som brukes, og en kan merke seg at for eksempel så har man

$$1 \text{ } \mu\text{mol Si/L} = 1 \text{ } \mu\text{mol SiO}_2/\text{L} \quad (14)$$

2.3 En kommentar til bruk av enhet for saltholdighet

Før vi går videre må enheten som brukes på saltholdighet forklares. Tidligere ble enheten promille, eller tusendeler (ppt) brukt, men dette er ikke identisk med den enheten som brukes (g/kg) på det vi i dag kaller *absolutt saltholdighet* (McDougall & Barker, 2011). Saltholdigheten som ble oppgitt i promille i tidligere tider, tilsvarer det vi i dag kaller *praktisk saltholdighet*, og for å markere dette brukes enheten «praktisk saltholdighetsenhet» eller PSU (Unesco, 1981). Denne enheten ble innført fordi man skulle slippe å endre alle observerte verdier i eksisterende databaser, når det ble oppdaget at det ikke er tilstrekkelig nøyaktig å oppgi disse verdiene som tusendeler (‰). Enheten promille eller ppt skal ikke brukes når man snakker om saltholdighet i dag, siden man da vanligvis mener *praktisk saltholdighet*. Hvis en ønsker å beregne absolutt saltholdighet målt i tusendeler, kan man for vannmasser i Indre Oslofjord multiplisere målt praktisk saltholdighet målt i PSU, med en faktor som ligger mellom 1,0047 og ca. 1,015, avhengig av opphavet til vannmassen (se Figur 2).

Når begrepet «saltholdighet» brukes i denne rapporten, så menes det *praktisk saltholdighet*.



Figur 2. Forholdet mellom absolutt saltholdighet målt i tusendeler (g/kg) og praktisk saltholdighet målt i PSU. Grafen gjelder for Indre Oslofjord.

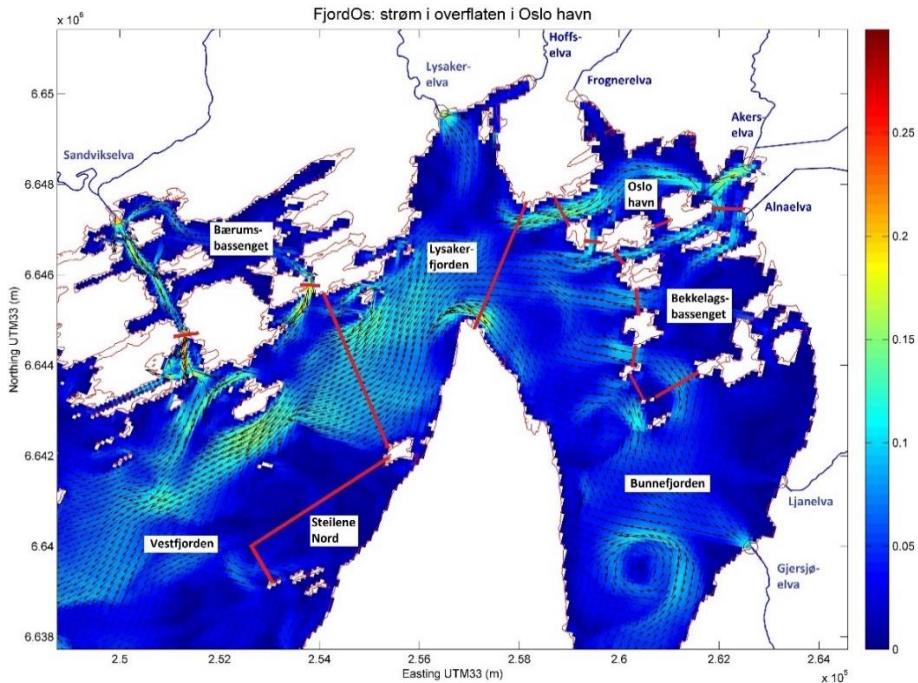
3 Hva er en fjordmodell?

3.1 Fysisk og biologisk-kjemisk beskrivelse av fjorden

En modell som har som ambisjon å beskrive hele økosystemet i en fjord, eller i hvert fall de viktigste delene av dette økosystemet, må beskrive fysikken, biologien og kjemien i fjorden. Med fysikk menes her de fysiske prosessene som skaper vannbevegelse og sirkulasjon, altså hvordan væsken beveger seg. I tillegg er nedsynkning av partikler og hvordan disse sedimenteres på bunnen en del av fysikken, samt utveksling av gasser med atmosfæren og andre meteorologiske forhold. De biologiske elementene er alle de levende og døde organismene som påvirker økosystemet, de er en del av næringsstoffenes kretsløp og påvirker vannkvaliteten. Kjemiske elementer er alle næringsstoffer, metaller og partikler. Med biologi og kjemi menes altså alle de levende og døde elementene som væsken og sedimentene på bunn kan inneholde. For å lage et stoffbudsjett for mengden karbon, nitrogen, fosfor og silikat, så må det beskrives hvordan disse transporteres rundt i fjorden på grunn av de fysiske forholdene, og i tillegg hvor mye stoff som befinner seg i de biologiske aktørene i fjorden, som for eksempel levende plankton, bakterier og skjell, eller døde partikler suspendert i vannet eller begravd i sedimentene.

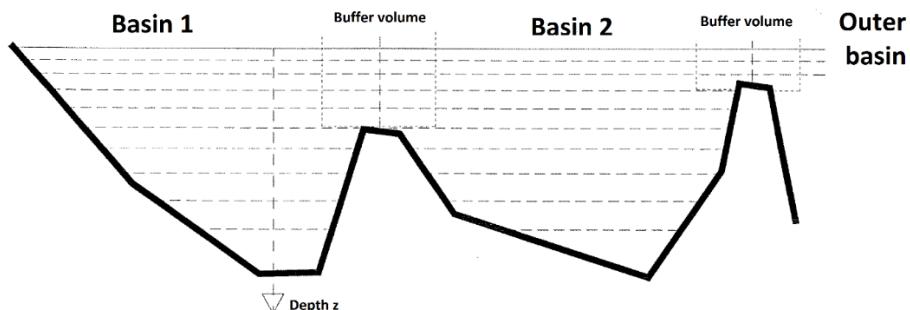
En modell deler opp fjorden i separate bestanddeler som hver kan påvirke hverandre. Hvor godt modellen fungerer, altså i hvilken grad den klarer å gjengi reelle forhold, vil i stor grad være påvirket av at man velger en passende inndeling av området som skal modelleres. En metode for å beskrive en fjord er å dele fjordbassenget opp i mange små bokser i alle de tre romlige retningene. Da får man en tre-dimensjonal (3D) havmodell, som kan beskrive detaljer i strømforholdene i fjorden. Et eksempel på en slik 3D-modell er FjordOs modellen som beskriver Oslofjorden helt fra Oslo havn og ut til Færder (Røed, et al., 2016). Et øyeblikksbilde av strømforholdene i innerste del av Indre Oslofjord er vist i Figur 3, hvor strømmen er beregnet med FjordOs.

I en 3D-modell har mengden vann som befinner seg i en av disse relativt små boksene mulighet til å bevege seg i alle de tre romlige retningene. Det har vist seg at dette er problematisk når vannbevegelsene skal beregnes numerisk nede i dypet av bassenger hvor det er svært lite vannbevegelse. På grunn av det vi kan kalle numerisk støy, så vil det i en 3D-modell ofte være vanskelig å få vannet til å stå helt stille. Resultatet er at en 3D-modell ofte overestimerer mengden vertikal blanding i fjordbassenger hvor det i virkeligheten er svært lite vertikal blanding (Hjelmervik et al., 2017). I Indre Oslofjord er det en rekke bassenger hvor den lave vertikale blandingen gir høy oppholdstid til bunnvannet, og dermed lave oksygenforhold (Staalstrøm, 2015). For at det skal være mulig å modellere hvordan økosystemet vil reagere på spesifikke påvirkninger er det derfor svært viktig at den fysiske modellen klarer å gjenskape disse stillestående forholdene.



Figur 3. Et øyeblikksbilde som viser strømsituasjonen i overflaten i Oslofjorden, hvor strømmen er beregnet med 3D-modellen FjordOs. Fargeskalaen angir strømstyrken i m/s, og pilene viser strømretningen. De røde strekkene viser hvilke bassenger som boks-modellen NFM bruker for å beskrive denne delen av fjorden.

En alternativ metode å beskrive fjorden på er å dele den inn i bassenger. Figur 3 viser den innerste delen av Indre Oslofjord, hvor det er tegnet inn røde streker som viser hvor grensene kan trekkes mellom bassengene i fjorden. Ved å ta middelverdien over hele det horisontale arealet innenfor hvert basseng, kan to av de romlige dimensjonene fjernes, og man sitter igjen med bokser som beskriver hvert fjordbasseng, noe som kalles en boks-modell. Hvert fjordbasseng kan inneholde en rekke lag, slik at endringer i den vertikale dimensjonen simuleres av boks-modellen. Vanligvis er endringene i den vertikale retningen mye større enn endringene horisontalt. Boks-modellen må beregne hvordan vannmengdene utveksles mellom bassengene, og dette gjøres ved at de horisontale trykkgradientene mellom bassengene beregnes. I Figur 4 vises skjematisk hvordan en boks-modell kan beskrive en fjord med to bassenger som står i forbindelse med et ytre basseng, siden vannmassene i dypet av disse boksene, ikke har mulighet til å bevege seg i den horisontale retningen, så er det noe enklere å beskrive fjordbasseng som har svært stillestående bunnvann.



Figur 4. En skjematisk illustrasjon av hvordan en boks-modell kan beskrive en fjord som har to bassenger som står i forbindelse med et ytre basseng, hvor bassengene er adskilt av terskler. Boks-modellen må beregne hvordan vannet utveksles mellom disse bassengene.

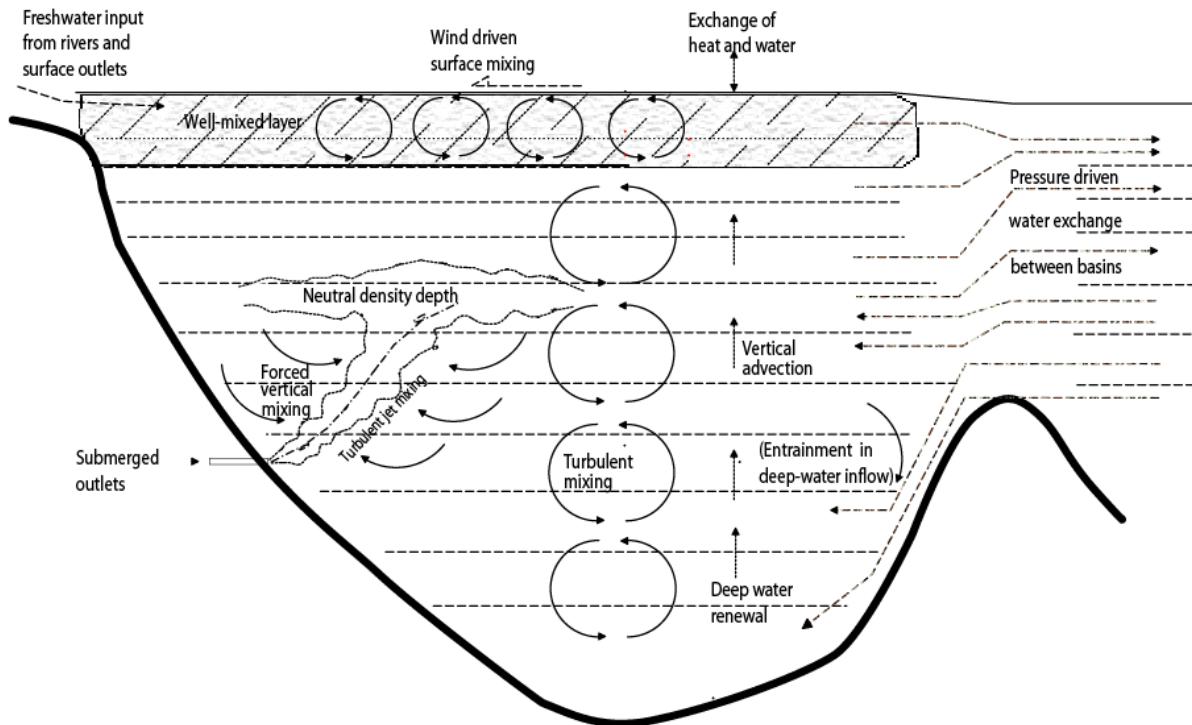
3.2 Beskrivelse av NIVA Fjordmodell (NFM)

Ved NIVA har det blitt utviklet en omfattende fjordmodell, som er en boks-modell. Modellen ble opprinnelig kalt «Eutromod», men over flere år har navnet «fjordmodellen» blitt brukt. For å skille denne modellen fra for eksempel diverse 3D modeller som også er «fjordmodeller» er det bestemt at modellen skal kalles NIVA Fjordmodell, forkortet NFM.

Denne modellutviklingen ble gjort i forbindelse med at det skulle bygges nye renseanlegg i Indre Oslofjord. Den første modellkjøringen som ble gjort for Indre Oslofjord er beskrevet av Bjerkeng (1994a, 1994b). Modellen er designet for å vurdere hvordan forskjellige stoffer som organisk stoff, nitrogen, fosfor og silikat spres gjennom det økologiske systemet i en terskelfjord. En terskelfjord er spesiell på den måten at vannmassene blandes svært lite, og vann som kommer inn i fjorden i forbindelse med en dypvannsfornyelse vil bli liggende under terskeldyp helt til neste dypvannsfornyelse. Slike vannforekomster er derfor sårbarer for tilførsel av stoff som leder til økt oksygenforbruk.

Modellen er bygd opp slik at den består av en eller flere bassenger som står i forbindelse med et ytre basseng. I hvert basseng beskrives variasjon med dypet med høy oppløsning. Det tas også høyde for at dypvannsutslipp øker den vertikale blandingen. Utvekslingen mellom hvert basseng er drevet av tidevann, vind og forskjeller i trykk mellom vannmassene i to bassenger som står i forbindelse med hverandre. De fysiske prosessene som styrer modellen, er detaljert beskrevet av Bjerkeng (1994c). I det modelloppsettet som vil benyttes her, vil det være ni indre basseng som representerer fjorden innenfor Drøbakterskelen. Disse bassengene står i forbindelse med et ytre basseng som representerer Drøbaksundet. Inndelingen av fjorden blir detaljert beskrevet senere. Lengden, bredden og dybden på forbindelsen mellom disse bassengene, spesifiseres i modelloppsettet. Tilførsler til det indre bassenget, og om disse går til overflaten eller slippes ut med rør i dypet, beskrives også i modelloppsettet.

I Figur 5 er de fysiske prosessene som modellen simulerer illustrert. Utvekslingen mellom bassengene beregnes ved å først beregne horisontale trykkgradienter som driver vannbevegelsene. Om et basseng har mye eller lite vertikal blanding må spesifiseres i modelloppsettet, så denne kunnskapen må være kjent på forhånd. Når de vertikale blandingsforholdene er spesifisert, kan modellen beregne hvordan disse blir påvirket av nedsenkede utslipp i dypet.



Figur 5. Illustrasjon av de forskjellige fysiske prosessene som er inkludert i NIVA Fjordmodell. Legg merke til at det i modellen blir simulert hvordan de vertikale blandingsforholdene endrer seg hvis man legger inn et dykket utslip i bassenget.

Modellen beskriver separat budsjettet til de forskjellige næringssaltene samt karbon, og har to forskjellige grupper planteplankton; kiselalger og andre alger. Planteplankton-prosessene i modellen er detaljert beskrevet av Bjerkeng (1994d). For hver algetype regnes det ut innhold av karbon, nitrogen, fosfor og silikat (hvis det er kiselalger). Hvert stoff følges fra tilførsel, gjennom næringskjeden, i organisk stoff i vannmassene og i sedimentet. En sentral del av modellen består i å beregne oksygenforbruk når organisk stoff brytes ned. Modellen inneholder også en beskrivelse av forbruk og produksjon av C, N og P som blåskjell står for (Bjerkeng, 1994e). Modellen ble sist brukt for å vurdere endringer i utslip til Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget i Indre Oslofjord (Staalstrøm, 2017), og for å vurdere mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten i Hunnebunn (Staalstrøm, 2019).

I Vedlegg A er det gitt en mer detaljert beskrivelse av modellen på engelsk. Årsaken til at dette er skrevet på engelsk, er at det ikke fins noen annen beskrivelse av modellen på engelsk, mens modellen derimot er meget godt beskrevet på norsk i referansene som er oppgitt her. I Vedlegg B er verdien på alle parameterne som er brukt i de forskjellige modellsценariene som er kjørt i dette prosjektet beskrevet.

4 Oppsett av NIVA Fjordmodell

4.1 Inndeling av fjorden i bassenger

Mange fjorder har bassenger som ikke står i fri forbindelse med vannmassene på utsiden av fjorden. Ofte sperrer en undersjøisk fjellrygg av deler av fjorden. Disse kalles terskler, og fjorder som har slike kalles terskelfjorder. Oslofjorden er en slik terskelfjord, men bunntopografien er på grunn av fjordens geologiske historie svært komplisert, og det er dermed mange adskilte bassenger.

I Figur 6 er bunntopografien i Indre Oslofjord vist. I den sørlige enden ligger Drøbakterskelen, hvor terskeldypet bare er 20 m på det dypeste. Det finnes en rekke bassenger innover i fjorden. De største bassengene er Vestfjorden og Bunnefjorden, som ligger på hver sin side av halvøya Nesodden. Imellom disse to bassengene ligger Lysakerfjorden, med terskeldyp til de to andre bassengene på 50-55 m. I tillegg til disse hoved-bassengene, er det en rekke mindre bassenger. Bassengene Steilene nord, Holmenfjorden og Bærumsbassenget har forbindelse til Vestfjorden. Bassengene Oslo havn, Bekkelagsbassenget og Bunnebotten har forbindelse med Bunnefjorden (se Figur 6).

I overvåkningsprogrammet for Indre Oslofjord måles forholdene jevnlig på en rekke stasjoner i fjorden. I Figur 6 er en del av disse stasjonene markert med svarte punkter. De viktigste stasjonene er Dk1 og Ep1 i henholdsvis Vestfjorden og Bunnefjorden, hvor det måles profiler av både fysiske parametere som temperatur, saltholdighet og oksygen, men også næringssalter og DOC. På de andre stasjonene måles profiler av temperatur, saltholdighet og oksygen, samt næringssalter i overflaten.

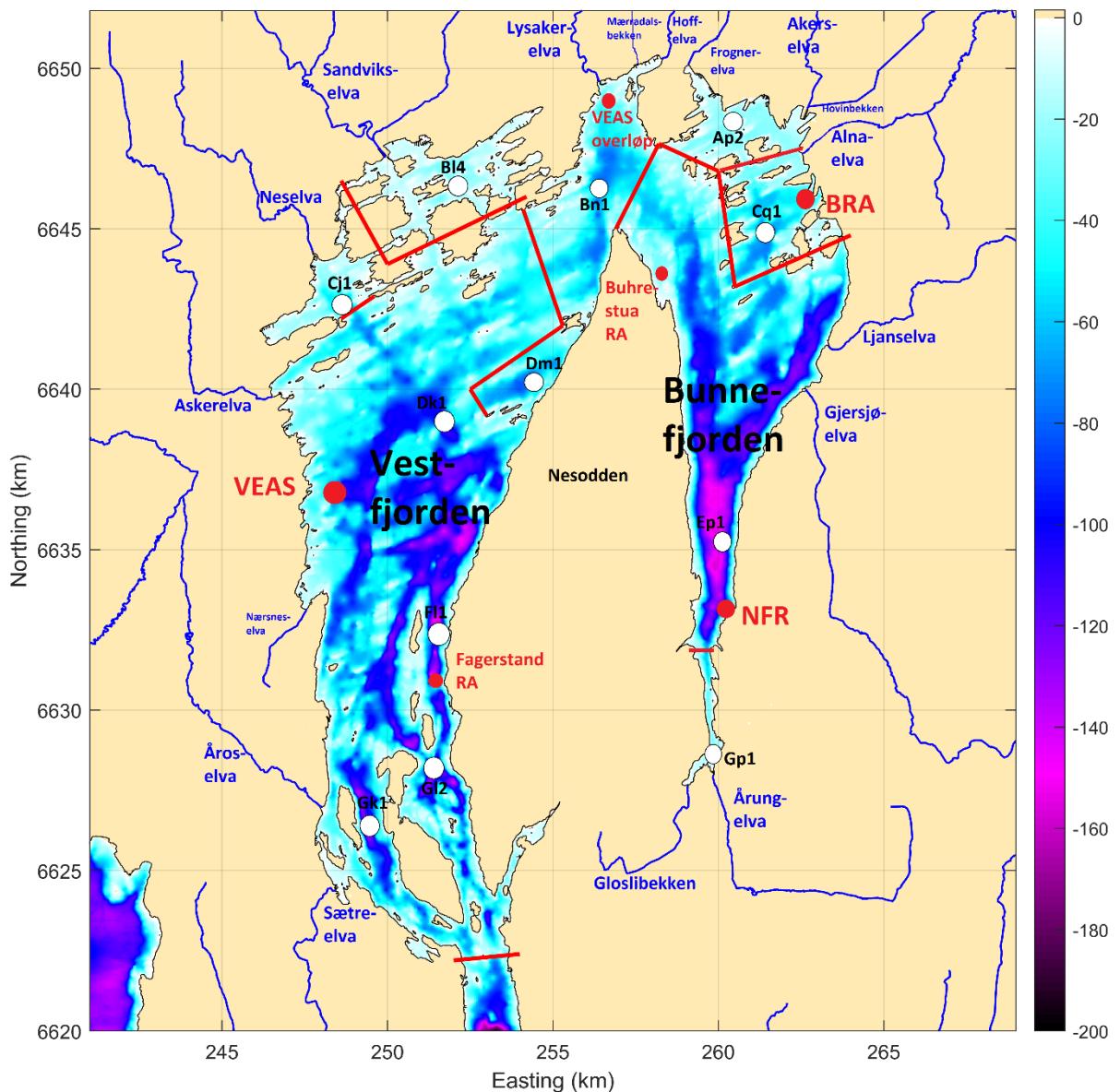
Tabell 3. Oversikt over bassengene som fjorden innenfor Drøbak er delt opp i. NIVA Fjordmodell simulerer de fysiske, kjemiske og biologiske forholdene i hvert av disse bassengene.

Nr.	For-kortelse	Navn	Stasjon	Maks-dyp (m)	Areal (km ²)	Kyst-linje (km)	Bassenget står i forbindelse med følgende basseng:
1	BF	Bunne-fjorden	Ep1	155	50,73	80	BB, BL, OH, LY
2	LY	Lysaker-fjorden	Bn1	80	7,54	15	BF, VF
3	VF	Vest-fjorden	Dk1	160	109,9	242	HF, SN, BR, LY + Drøbaksundet
4	BB	Bunne-botten	Gp1	30	0,96	7,9	BF
5	BL	Bekkelags-bassenget	Cq1	75	6,80	20	BF, OH
6	OH	Oslo havn	Ap2	30	7,43	30	BF, BL
7	BR	Bærums-bassenget	Bl4	30	8,58	40	VF
8	HF	Holmen-fjorden	Cj1	60	4,58	11,5	VF
9	SN	Steilene nord	Dm1	85	3,53	6,7	VF

4.2 Utveksling mellom bassengene

Vannutveksling mellom bassengene i NIVA Fjordmodell er beregnet med en formel som bruker den horisontale trykkgradienten i hvert dyp (Bjerkeng, 1994c, side 17). Det beregnes separat hvordan vannutvekslingene påvirkes av tidevann og vind. Det at modellen beregner de horisontale trykkgradientene direkte fra overflaten til bunn i alle forbindelsene mellom bassengene er svært viktig, for det kan være betydelig vannutveksling selv om det er helt vindstille og vannstanden ikke endrer seg.

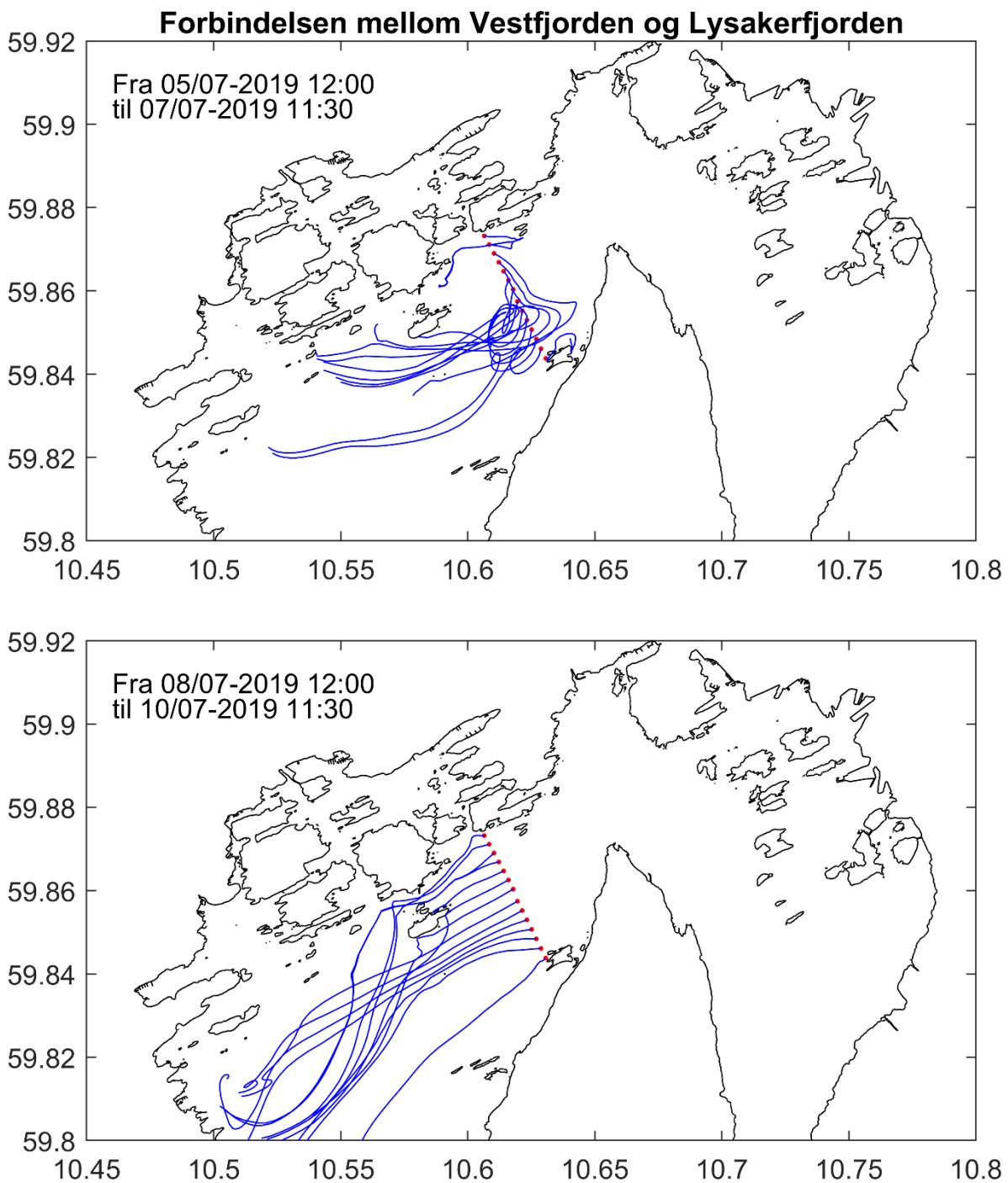
Det er antatt at strømmen gjennom et sund som forbinder to bassenger A og B ikke varierer på tvers av sundet. Er sundet bredt nok vil ikke dette være en god antagelse. De fleste forbindelsene mellom de bassengene som er brukt i dette modelloppsettet, så er sundene relativt trange. Forbindelsene mellom Vestfjorden og Lysakerfjorden og mellom Lysakerfjorden og Bunnefjorden er derimot relativt vide, og det er kjent at strømmet vil variere på tvers (se Figur 3). I modellen vil det i et gitt dyp bare strømme enten fra basseng A til B, eller omvendt. Den strømmen som beregnes av modellen, må derfor betraktes som strømmen midt på tvers av forbindelsen.



Figur 6. Kart over Indre Oslofjord hvor fargeskalaen angir bunndybden. De viktigste overvåkningsstasjonene er tegnet inn med hvite punkter. Fjorden er delt inn i ni bassenger adskilt av røde streker. Utslipppunktene fra renseanleggene er tegnet inn med røde punkter. De blå linjene viser de største elvene.

I Figur 7 er partikkelbanene til partikler som er lagt på grensen mellom Vestfjorden og Lysakerfjorden vist. Strømdata er hentet fra FjordOs modellen, mens OpenDrift³ er brukt for å beregne partikkelbanene. Partiklene blir fulgt i 48 timer, og i figuren er det vist utslipp ved to forskjellige tidspunkter. I det første tilfellet beveger noen av partiklene seg noen hundre meter inn i Lysakerfjorden, før de beveger seg inn i Vestfjorden. I det andre tilfellet beveger alle partiklene seg nærmest parallelt inn i Vestfjorden.

³ <https://github.com/opendrift/opendrift/wiki>



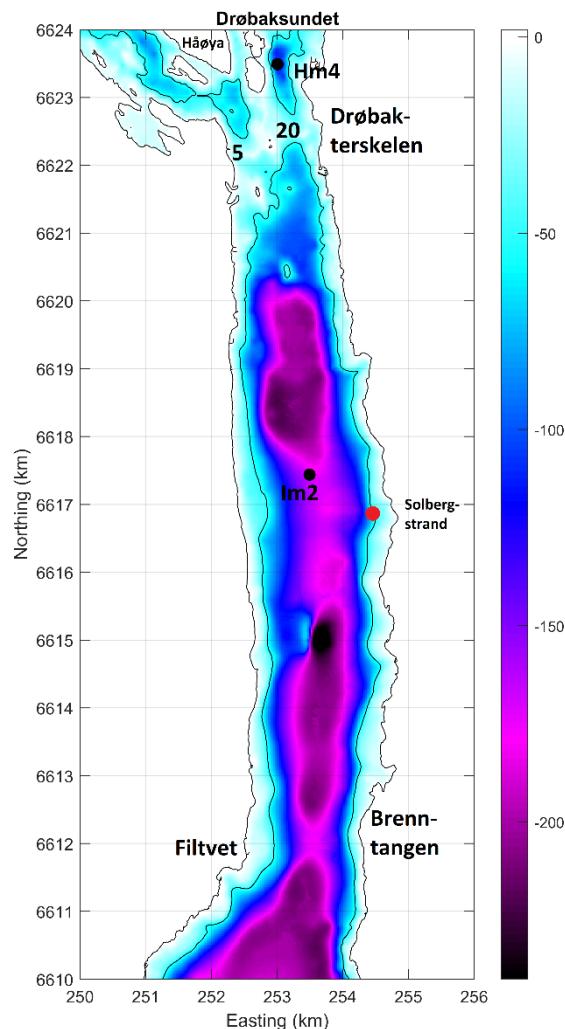
Figur 7. Partikler er sluppet ut i overflaten hvor startposisjonene, som er merket med røde prikker, er lagt på grensen mellom bassengene Vestfjorden og Lysakerfjorden. Banene til partiklene er vist med blå streker over en periode på 48 timer, det vil si omrent 4 tidevannsykluser. OpenDrift er benyttet (<https://github.com/opendrift/opendrift/wiki>).

4.3 Ytre randbetingelser – forholdene i Drøbaksundet

I mange sammenhenger så defineres Indre Oslofjord som området innenfor Drøbak, siden Drøbakterskelen med sitt maksimale dyp på ca. 20 m avgrenser bassengene innenfor Drøbak fra bassengene i ytre Oslofjord. Det ca. 10 km lange Drøbaksundet er forbindelsen til ytre Oslofjord, og det ville være naturlig å betrakte innsnevringen av fjorden mellom Filtvet og Brenntangen som innløpet til Indre Oslofjord.

På det dypeste er Drøbaksundet over 200 m dyp. Overvåkningsstasjonen Im2 ligger omtrent midt i sundet, noen hundre meter nord for Solbergstrand.

I Fjordmodellen spesifiseres det hvordan dybden og tykkelsen til sprangsjiktet varierer gjennom året i dette bassenget. Deretter spesifiseres det hvordan temperatur, saltholdighet, oksygen, silikat, total mengde fosfor og nitrogen varierer i overflatelaget og i bunnvannet. I Tabell 4 vises det hvilket tallgrunnlag som er lagt inn i modellen. Tallene i tabellen er basert på måledata fra stasjon Im2.



Figur 8. Kart over Drøbaksundet hvor fargeskalaen angir vanndybden. Konturlinjen for 50 m dyp er tegnet inn.

Tabell 4. Verdier som er brukt for å spesifisere forholdene i de ytre bassenget i NIVA Fjordmodell.
Dataene er basert på analyse av forholdene på stasjon Im2 i Drøbaksundet.

Måned	JAN	FEB	MAR	APR	MAI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DES
Dybden til sprangsjiktet (m)	9,0	9,0	18,0	4,5	2,5	2,5	11,0	6,0	7,0	11,0	9,0	8,0
Logaritmen til tykkelsen til sprangsjiktet (m)	1,3	1,3	1,3	0,9	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	1,2	1,3
Temperatur (°C) overflatelaget	2,8	2,3	1,8	5,8	11,6	15,7	19,2	17,4	15,4	10,0	5,9	6,3
Temperatur (°C) under sprangsjiktet	7,5	6,0	5,5	5,0	7,0	9,0	12,0	14,0	13,0	12,0	10,5	9,0
Saltholdighet (psu) overflatelaget	28,6	27,1	24,6	23,8	21,4	22,3	20,0	23,4	24,2	24,5	27,5	31,4
Saltholdighet (psu) under sprangsjiktet	33,0	33,5	33,5	33,5	32,0	31,0	31,0	31,5	31,5	31,5	32,5	33,0
Oksygen (ml/L) overflatelaget	6,8	7,4	8,0	8,0	7,1	7,0	6,0	5,8	6,2	6,2	6,2	5,9
Oksygen (ml/L) under sprangsjiktet	5,4	5,6	5,3	5,3	5,2	5,0	4,9	4,7	4,0	4,6	4,7	5,2
Total fosfor (µg/L) overflatelaget	29	30	27	25	14	11	10	9	13	16	25	26
Total fosfor (µg/L) under sprangsjiktet	29	29	29	29	25	17	24	12	13	18	20	28
Total nitrogen (µg/L) overflatelaget	320	330	400	440	280	270	190	210	300	300	300	250
Total nitrogen (µg/L) under sprangsjiktet	240	240	240	260	260	260	210	210	210	210	210	210
Silikat (µg Si/L) overflatelaget	1400	1400	1400	1400	100	700	300	100	100	500	1000	1200
Silikat (µg Si/L) under sprangsjiktet	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300

4.4 Tilførsler til Indre Oslofjord

Det er lagt inn 15 utslipper i dette modelloppsettet, som representerer elver og renseanlegg som har utløp i fjorden. Avløpsnettet rundt Oslofjorden har forskjellige overløp som har utløp til fjorden. Disse er ikke beskrevet som egne utslipper. Senere i rapporten vil vi vise at vannkvaliteten er følsom for utslipper til overflaten, og den største svakheten i dette modelloppsettet, samt vurderingene i denne rapporten, er at det ikke er sett mer nøyne på disse overløpene.

Tabell 5. Tilførsler til Indre Oslofjord. Utslipp nummer 15 er ikke brukt, men kan brukes for å simulere eventuelle ekstra utslipper til fjorden.

Nr	Beskrivelse	Type	Dyp (m)
1	Til Bunnebotten (Årungen og Gloslibekken)	Elv	0
2	Til Bunnefjorden (Gjersjøelva og Ljanselva)	Elv	0
3	Til Oslo havn (Alna, Hovinbekken, Akerselva og Frognerb.)	Elv	0
4	Til Lysakerfjorden (Lysakerelva, Hoffelva og Mærradalsbekken)	Elv	0
5	Til Bærumsbassenget (Sandvikselva)	Elv	0
6	Til Holmenfjorden (Neselva)	Elv	0
7	Til Vestfjorden (Askere og Åroselv, inkl. småelver)	Elv	0
8	Bekkelaget RA – utløp til BL	RA	50
9	Bekkelaget RA overløp – utløp til BL	overløp	50
10	VEAS – utløp i VF	RA	42
11	VEAS overløp – utløp i LY	overløp	25
12	NFR – utløp til BF	RA	25
13	Buhrestua – utløp til BF	RA	22
14	Fagerstrand RA – utløp til VF	RA	25
15	Ekstra utslipp	ekstra	

Utslippene som er lagt inn i modellkoden er vist i kolonnene merket «SC2015» i Tabell 6. Dette skal representere utslippene slik de har vært de siste 4-5 årene. I NIVA Fjordmodell er det lagt inn faktorer som gjør at man kan endre utslippene, uten å komplisere modellen på nytt. Vannmengde og fluks av fosfor, nitrogen, organisk stoff og silikat kan endres slik som beskrevet i ligningene (15) til (19). For hver av faktorene er det en verdi for hver av de 15 utslippene.

Basert på utviklingen av utslipp av TP og TN vist i Figur 1, har QFP og QFN (se ligning 16 og 17) blitt beregnet. Videre er det antatt at tilførsel av TOC og SiO₂ har fulgt utviklingen til TN, som en forenklet tilnærming. I et videre modellarbeid kunne det være aktuelt å revidere tilførlene av TOC basert på Wenneberg et al. (2011), men det er ikke gjort her.

I Vedlegg B og C er parameterne som kan endres i modellen beskrevet.

$$Q (\text{L/s}) = QFW \cdot Q_{SC2015} \quad (15)$$

$$TP (\text{tonn}/\text{år}) = QFP \cdot TP_{SC2015} \quad (16)$$

$$TN (\text{tonn}/\text{år}) = QFN \cdot TN_{SC2015} \quad (17)$$

$$TOC (\text{tonn}/\text{år}) = QFC \cdot TOC_{SC2015} \quad (18)$$

$$Si (\text{tonn}/\text{år}) = QFS \cdot Si_{SC2015} \quad (19)$$

Tabell 6. Tilførsel til Indre Oslofjord hvor det er summert opp mengde vann, TP, TN og TOC som slippes ut. Det er også vist hvilke faktorer som er brukt for å beskrive utslippet i perioden 1995-1999 og 1978-1979.

Nr.	Resi- pient	Type	Dyp m	SC2015				SC1995				SC1979					
				Q L/s	TP tonn/år	TN tonn/år	TOC tonn/år	QFW	QFP	QFN	QFC	QFS	QFW	QFP	QFN	QFC	QFS
1	BB	Elv	0	906	1,724	87,34	216,93	1,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,0	7,1	1,7	1,7	1,7
2	BF	Elv	0	1872	2,133	79,16	441,75	1,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,0	7,1	1,7	1,7	1,7
3	OH	Elv	0	5390	8,229	131,86	871,51	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	7,1	10	10	10
4	LY	Elv	0	4603	3,185	81,04	1264,41	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	7,1	1,7	1,7	1,7
5	BR	Elv	0	4247	2,042	113,47	732,17	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	7,1	1,7	1,7	1,7
6	HF	Elv	0	330	0,237	11,64	62,35	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	7,1	1,7	1,7	1,7
7	VF	Elv	0	3724	3,809	135,91	682,78	1,0	1,0	2,0	2,0	2,0	1,0	7,1	10	10	10
8	BL	RA	50	1500	12,840	420,00	564,00	1,0	1,0	1,8	1,8	1,8	1,0	7,1	1,7	1,7	1,7
9	BL	overløp	50	29	1,225	9,80	12,20	1,0	1,0	1,8	1,8	1,8	1,0	7,1	1,7	1,7	1,7
10	VF	RA	42	3395	32,460	1400,00	1814,00	1,0	1,0	1,8	1,8	1,8	1,0	7,1	1,7	1,7	1,7
11	LY	overløp	25	80	2,840	22,20	22,20	1,0	2,0	1,8	1,8	1,8	1,0	7,1	1,7	1,7	1,7
12	BF	RA	25	150	1,176	45,60	50,40	1,0	1,0	1,8	1,8	1,8	1,0	7,1	1,7	1,7	1,7
13	BF	RA	22	24	0,180	7,20	43,20	1,0	1,0	1,8	1,8	1,8	1,0	7,1	1,7	1,7	1,7
14	VF	RA	25	14	0,120	4,80	10,80	1,0	1,0	1,8	1,8	1,8	1,0	7,1	1,7	1,7	1,7
15		ekstra	0	1	0,001	0,03	0,11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

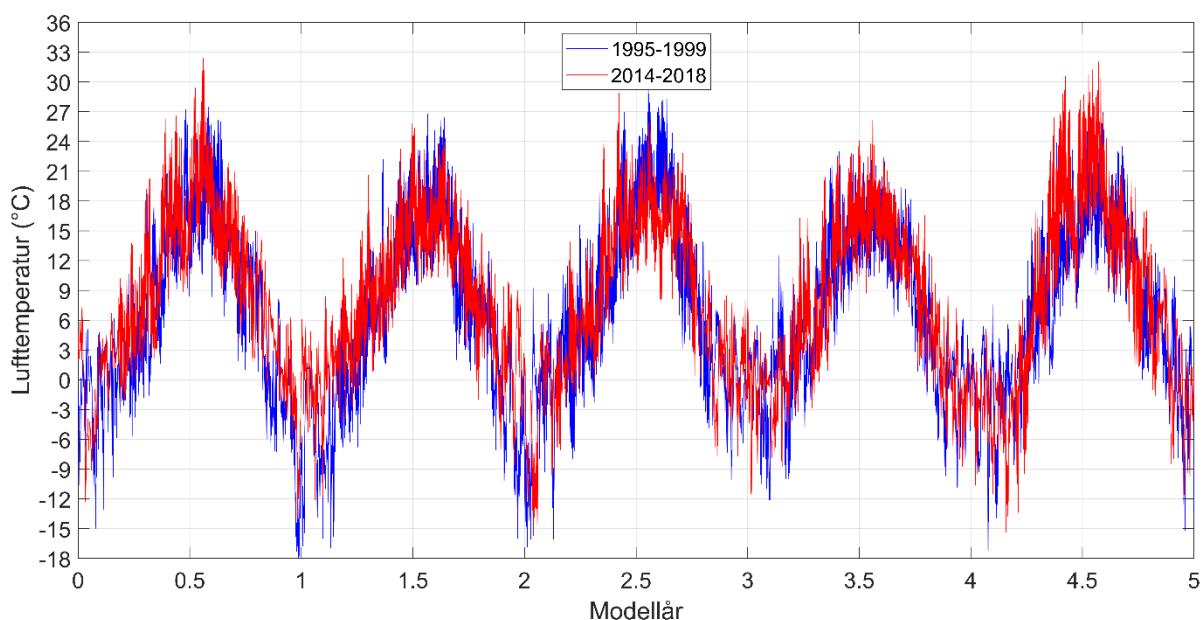
4.5 Temperaturforhold

I Tabell 7 er middeltemperaturen for fire perioder beregnet. Målingene er fra den meteorologiske stasjonen på Blindern i Oslo. I perioden 1995-1999 var middelverdien 1 grad kaldere sammenliknet med perioden 2014-2018. I Figur 9 er døgnverdier av temperaturen for de to periodene sammenlignet. Som figuren viser er det stor variasjon fra dag til dag, gjennom sesongen og fra år til år.

I modellkjøringene er data fra perioden 1990-2004 brukt som inngangsdata. Når modellkjøringen starter leses data fra 1990 for det første året og så videre. Det har blitt konstruert to ekstra tidsserier hvor temperaturen i dette datasettet er økt med hhv. 1 og 2 grader, for å se på hvilken virkning dette har på økosystemet i fjorden.

Tabell 7. Middeltemperaturen for fire perioder basert på målinger fra Blindern.

Årstall	Lufttemperatur Middelverdi (°C)
1990-1994	7.1
1995-1999	6.5
2000-2004	7.0
2014-2018	7.6



Figur 9. Døgnverdier av lufttemperaturen over 5 år. Perioden 1995-1999 er vist i blått og perioden 2014-2018 er vist i rødt. Data er fra Blindern meteorologiske stasjon.

4.6 Oversikt over modellscenarier

Strategien i modellarbeidet har vært å først kjøre tre modellscenarier hvor resultatene kan sammenlignes med observasjoner. Først blir dagens situasjon forsøkt gjenskapt basert på data fra 2015-2018. Deretter sees det på situasjonen i 1995-1998. I tillegg har et scenario som gjenskaper situasjonen i 1978-1979. På denne måten gis det grunnlag for å både se på hvor godt modellen gjenskaper forskjell i vannkvalitet mellom bassengene, og utviklingen som har vært i tid.

Der etter har det blitt kjørt forskjellige scenarier hvor inngangsdataene har blitt endret for å se på effekten av mulige tiltak, klimaendringer og befolkningsvekst.

Tabell 8. Oversikt over modellscenarier som har blitt kjørt med NIVA Fjordmodell.

Nr.	Navn	Hensikt
1	SC2015	Gjenskape situasjonen i 2015-2018
2	SC1995	Gjenskape situasjonen i 1995-1998
3	SC1978	Gjenskape situasjonen i 1978-1979
4	SC2015_RA_	Se på effekten av utslipper fra renseanlegg. 10 ekstra kjøringer hvor utslipper fra renseanleggene ganges med en faktor som går fra 0 til 2
5	SC2015_ELV_	Se på effekten av utslipper fra elver. 8 ekstra kjøringer hvor utslipper fra elvene ganges med en faktor som går fra 0,2 til 1,8
6	SC2040_pe	Gjenskape situasjonen i 2040 med økt utslipper, klima som i dag
7	SC2060_pe	Gjenskape situasjonen i 2060 med økt utslipper, klima som i dag
8	SC2015_HOT1	Hva skjer om lufttemperaturen blir 1° varmere, utslipper som i dag
9	SC2015_HOT2	Hva skjer om lufttemperaturen blir 2° varmere, utslipper som i dag
10	SC2015_nullskjell	Se på effekten hvis alle blåskjell forsvinner
11	SC2015_VEASlys	Se på effekten av overløp i Lysakerfjorden. Utslipper fra denne tilførselen er doblet.

5 Validering av NIVA Fjordmodell

I dette kapitelet gis en detaljert beskrivelse av hvert basseng som brukes i dette oppsettet av NIVA Fjordmodell. Det vil vises at modellen gir en realistisk beskrivelse av økosystemet i Indre Oslofjord. Dette gjøres ved å sammenligne modellresultatene med observasjoner på stasjoner i de forskjellige fjordbassengene. I noen tilfeller finnes det observasjoner før og etter gjennomførte tiltak, og en kan da også validere modellens evne til å forutsi virkningen av lignende tiltak. De tiltakene vi vil bruke som eksempler er først og fremst den generelle reduksjonen i tilførsler fra 1970-tallet og til dagens situasjon. For stasjon DK1 blir 90 prosentil-verdien av klorofyll a for 0-2 m 15,6 µg/L. Tabell 9 hentet fra Veilederen 02:2018 og kan brukes til å beregne normalisert økologiske kvalitetsforhold (nEQR), som er en verdi mellom 0 og 1. Verdien 15,6 µg/L tilsvarer en nEQR verdi på 0,25 som tilsvarer nedre del av klassen «dårlig». Grensen mellom klassen «dårlig» og «svært dårlig» går ved 18 µg/L for vanntypen «beskyttet» i region Skagerrak. For stasjon Ap2 i Oslo havn blir 90 prosentil-verdien av klorofyll a for 0-2 m 27,9, som vil gi en nEQR verdi lik null, og klassen «svært dårlig». Datagrunnlaget for å beregne verdiene for de to bassengene Vestfjorden og Oslo havn er hentet fra (Magnusson & Green, 1978, Magnusson et al., 1979). Tilførslene som er lagt inn i scenariet for 1978-1979 (SC1979) er beskrevet i Tabell 6.

I tillegg til dette vil endringen som ble gjort rundt år 2000, da Bekkelaget renseanlegg (BRA) fikk sitt utslippsdyp lagt ned på 50 m dyp, brukes som eksempel. Da ble det en brå endring i sirkulasjonsforholdene i Bekkelagsbassenget, som hadde en positiv virkning på oksygenforholdene i bunnvannet. Et scenario som beskriver dagens situasjon (SC2015) sammenlignes med et scenario som beskriver situasjonen på slutten av 90-tallet (SC1995). Tilførslene som er lagt inn i scenariet for 1995-1999 (SC1995) er beskrevet i Tabell 6.

Tabell 9. Vannkvalitet basert på kvalitetselementet planteplankton for vanntype nr. 3 («beskyttet») i regionen Skagerrak. Grunnlaget er tabell 9.3 i veileder 02:2018. Verdien på 27 µg/L som er nødvendig for å beregne nEQR i klassen «svært dårlig» er ikke nevnt i veilederen, men er brukt i denne rapporten.

Klasse	90 prosentil av klorofyll a i overflatelaget i vekstsesongen (feb.-okt.)	nEQR-verdi (normalisert økologisk kvalitetsforhold)
Svært god	0,00 – 3,91 µg/L	0,81 – 1,00
God	3,92 – 6,89 µg/L	0,61 – 0,80
Moderat	6,90 – 8,99 µg/L	0,41 – 0,60
Dårlig	9,00 – 17,99 µg/L	0,21 – 0,40
Svært dårlig	18,00 – 27,00 µg/L	0,00 – 0,20

Økosystemet består av en rekke døde og levende elementer. Det fins uorganisk og organisk stoff i form av suspenderte partikler, oppløst i vannet og i sedimentene. Det fins tang og tare, blåskjell og andre bunnlevende dyr, plante- og dyreplankton, marine bakterier, fisk med mer. En del av disse elementene som fisk, tang og tare og bunnlevende dyr er ikke beskrevet i modellen. Andre elementer som blåskjell, dyreplankton og marine bakterier fins det ikke tilstrekkelig kunnskap om i Indre Oslofjord. I hvert fall er det ikke mulig å anslå hvor store mengder det er av disse innenfor Drøbak med særlig god nøyaktighet. Dermed har vi ikke mulighet til å bedømme hvor god modellens beregning av disse elementene er. Det er heller ikke godt kjent hvordan mengden organisk og uorganisk stoff varierer

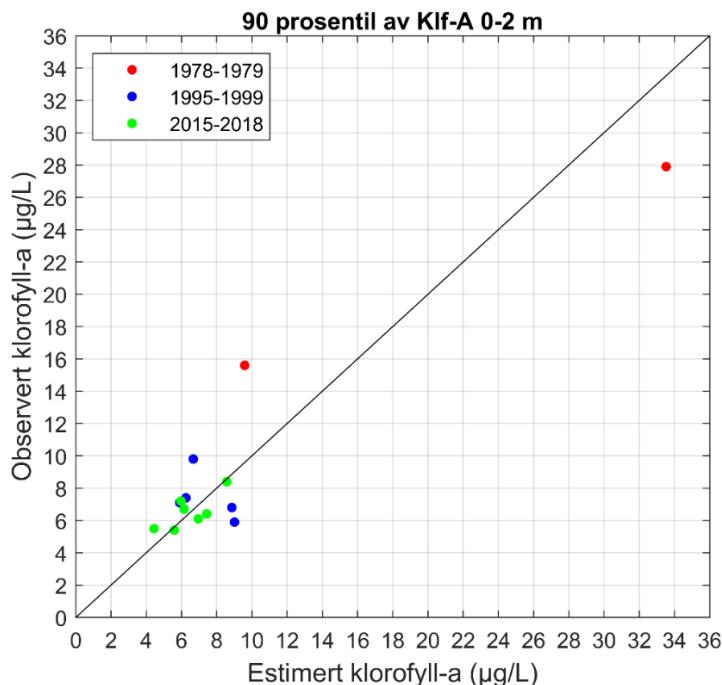
med dypet i de forskjellige bassengene. Unntaket er målingene på stasjonene Im2 i Drøbaksundet, Dk1 i Vestfjorden og Ep1 i Bunnefjorden. På disse tre stasjonene er de uorganiske næringssaltene, samt oksygenforholdene målt som funksjon av dypet regelmessig helt siden starten av 1990-tallet, som utgjør et sjeldent datasett. Fra og med 2019 måles også oppstått organisk stoff på disse tre stasjonene.

I Figur 10 er 90 prosentilverdien beregnet for de bassengene og periodene det fins måledata. Verdiene er hentet fra modellsценariene SC1979, SC1995 og SC2015. Estimert klorofyll a (CHL) hentet fra modellen er systematisk høyere enn observasjonene, og verdien er kalibrert med følgende formel

$$CHL_{EST} = CHL_{MOD} - 6,38 \mu\text{g/L} \quad (20)$$

Den gjennomsnittlige feilen på den estimerte klorofyll a verdien kan beregnes med formelen

$$FEIL = \sqrt{(CHL_{EST} - CHL_{OBS})^2} \quad (21)$$



Figur 10. Sammenligning av estimert og observert klorofyll a i overflatelaget. Den estimerte verdien er beregnet ved å trekke $6,38 \mu\text{g/L}$ fra den modellerte klorofyll a verdier, ved å bruke ligning (20). Gjennomsnittlig feil mellom observasjon og estimat beregnet med ligning (21) er $1,4 \mu\text{g/L}$, hvis de to verdiene fra 1978-1979 tas ut av datasettet.

Hvis kun data fra periodene 1995-1998 og 2015-2018 benyttes blir feilen $\pm 1,4 \mu\text{g/L}$. Med en slik feilmargin er det liten sannsynlighet for at NIVA Fjordmodell slik det er satt opp her klarer å beregne riktig klasse for vannkvaliteten, slik som det er beskrevet i Tabell 9. Forskjellen i observert klorofyll a verdi mellom observasjonene fra 1995 til 2015 er typisk på $1-2 \mu\text{g/L}$, og med en feilmargin på $\pm 1,4 \mu\text{g/L}$, kan det være vanskelig for modellen å fange opp disse forskjellene korrekt.

Hvis en ser på hele fjorden under ett og tar differansen mellom middelverdien av alle bassengene med observasjoner (dvs. Bunnefjorden, Lysakerfjorden, Vestfjorden, Bekkelagsbassenget, Oslo havn og

Bærumsbassenget) har klorofyll a verdien gått ned fra 7,2 til 6,2 µg/L ifølge observasjonene. Basert på SC2015 og SC1995 har nedgangen vært fra 7,3 til 6,1.

Hvis de to observasjonene fra perioden 1978-1979 inkluderes så er forskjellene mye tydeligere, og fra Figur 10 kan en se at NIVA Fjordmodell fanger opp denne trenden. Feilen beregnet med formel (21) blir da større ($\pm 2,5 \mu\text{g/L}$), men korrelasjon mellom observasjoner og modell blir mye større.

For å oppsummere valideringen så kan en si at modellen ikke kan si om vannkvaliteten i et basseng er over eller under grenseverdien 6,9 µg/L. Nøyaktigheten på klassifiseringen av vannkvaliteten er ikke bedre enn ± 1 klasse. Men modellen kan bestemme hvilken vei trenden går i hvert basseng, spesielt på lang sikt.

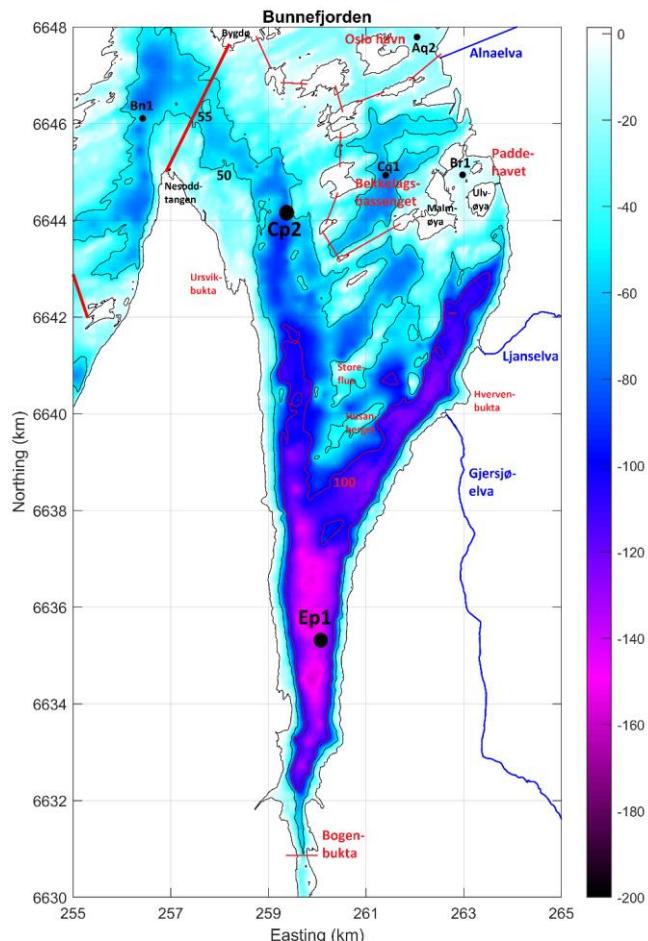
Videre i dette kapitelet vil vi gå gjennom modellresultater og observasjoner i hvert basseng for seg. Beskrivelsen følger den rekkefølgen som bassengene har i Tabell 3. Hensikten her er å vise at modellen gir en realistisk beskrivelse av økosystemet, men det gis også en detaljert beskrivelse av topografiens i hvert basseng, samt plasseringen av elveutløp, utslipspunkter og overvåkningsstasjoner.

5.1 Bunnefjorden

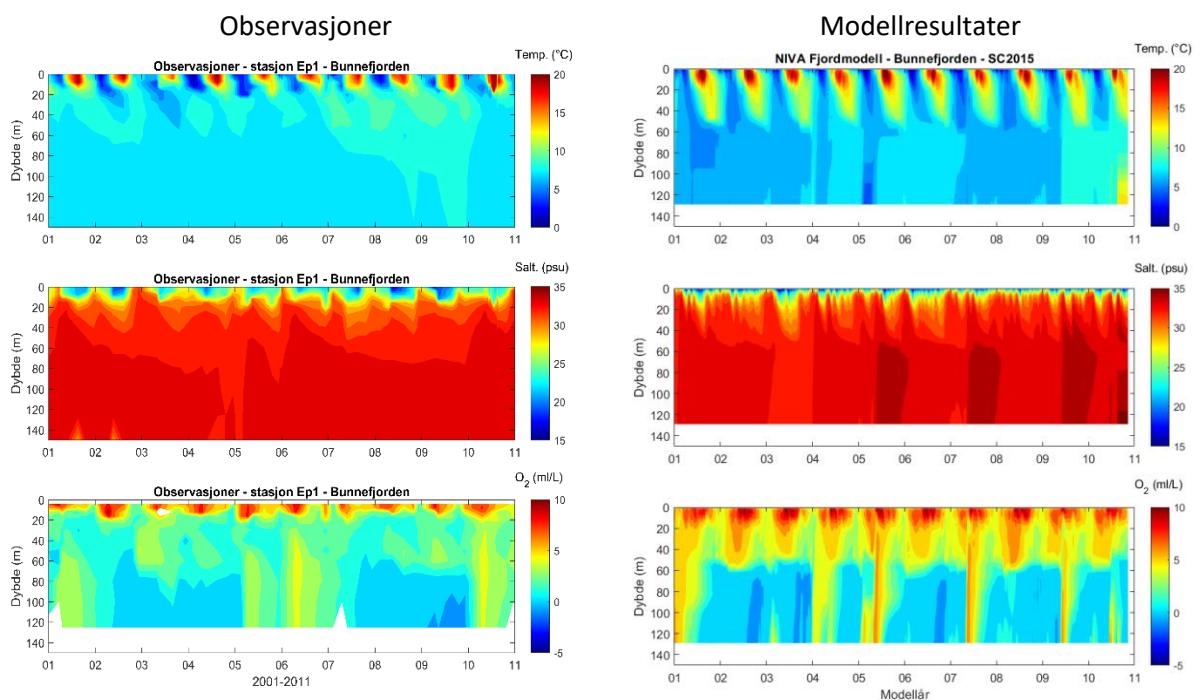
Hovedbassenget øst for halvøya Nesodden kalles Bunnefjorden. Det dypeste punktet er på rundt 150 m. Vannmassen under 55 m dyp er skilt fra vannet ute i Drøbaksundet med tre terskler. Først terskelen på 20 m ved Drøbak, deretter terskelen på ca. 50 m ved Illjernet og Snarøya og til slutt terskelen mellom Nesoddtangen og Bygdø.

I Figur 12 viser observert temperatur, saltholdighet og oksygenforhold sammenlignet med modellresultater fra scenarioet SC2015. I modellen blandes det varme sommervannet dypere ned enn det observasjonene viser, men den vertikale blandingen under ca. 60 m er lav i modellen. Hvis den hadde vært høyere hadde det vært en tydelig sesongvariasjon i temperatur under dette dypet, men det er det ikke i hverken observasjonene eller i modellresultatene. Dette gjør at det blir anokiske forhold under ca. 60 m. Dypvannsfornyelsene skjer litt for hyppig i modellen, i forhold til hva observasjonene viser.

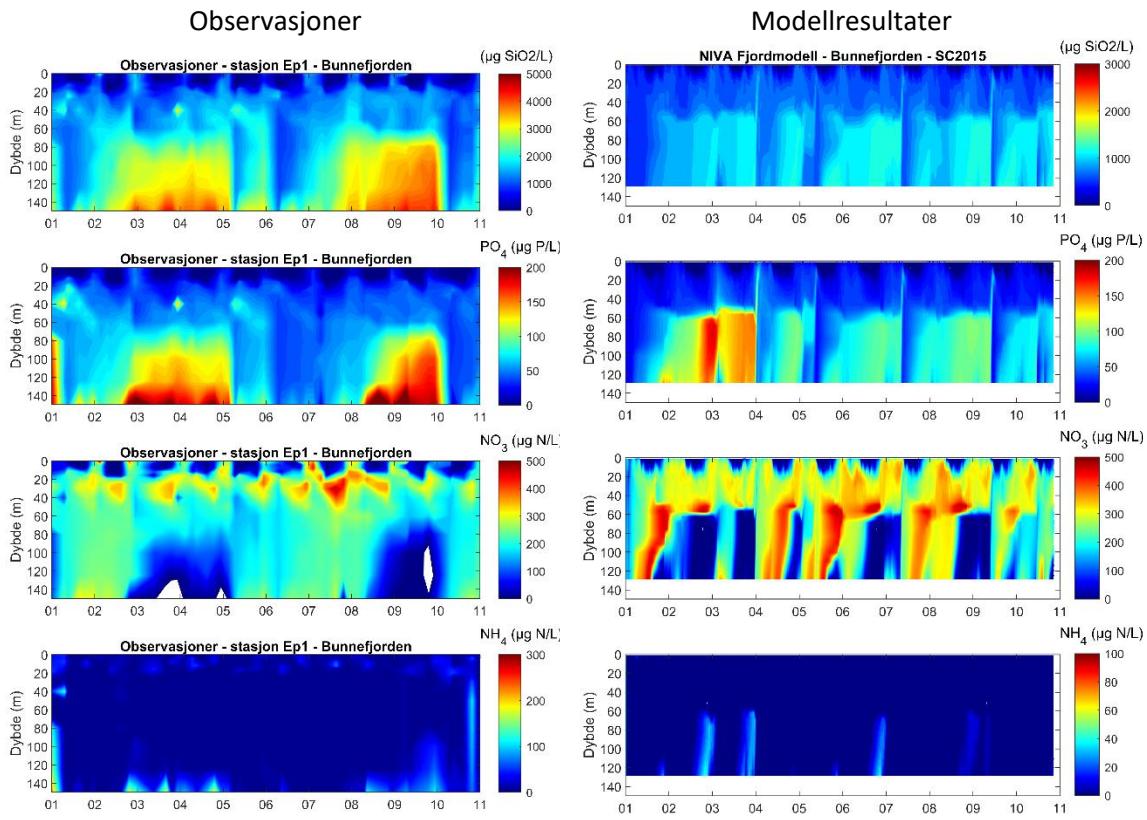
Figur 13 viser utviklingen av næringssalter i Bunnefjorden over en periode på 10 år. Modellen gjenskaper svært høye koncentrasjoner av SiO₂, PO₄ og NH₄, samt lave NO₃ verdier under ca. 60 m. Verdiene av SiO₂ og NH₄ er lavere enn det som er observert.



Figur 11. Kart over Bunnefjorden. Dybdekontur for 50 og 100 m er tegnet inn. Overvåkningsstasjonene er vist med svarte prikker.

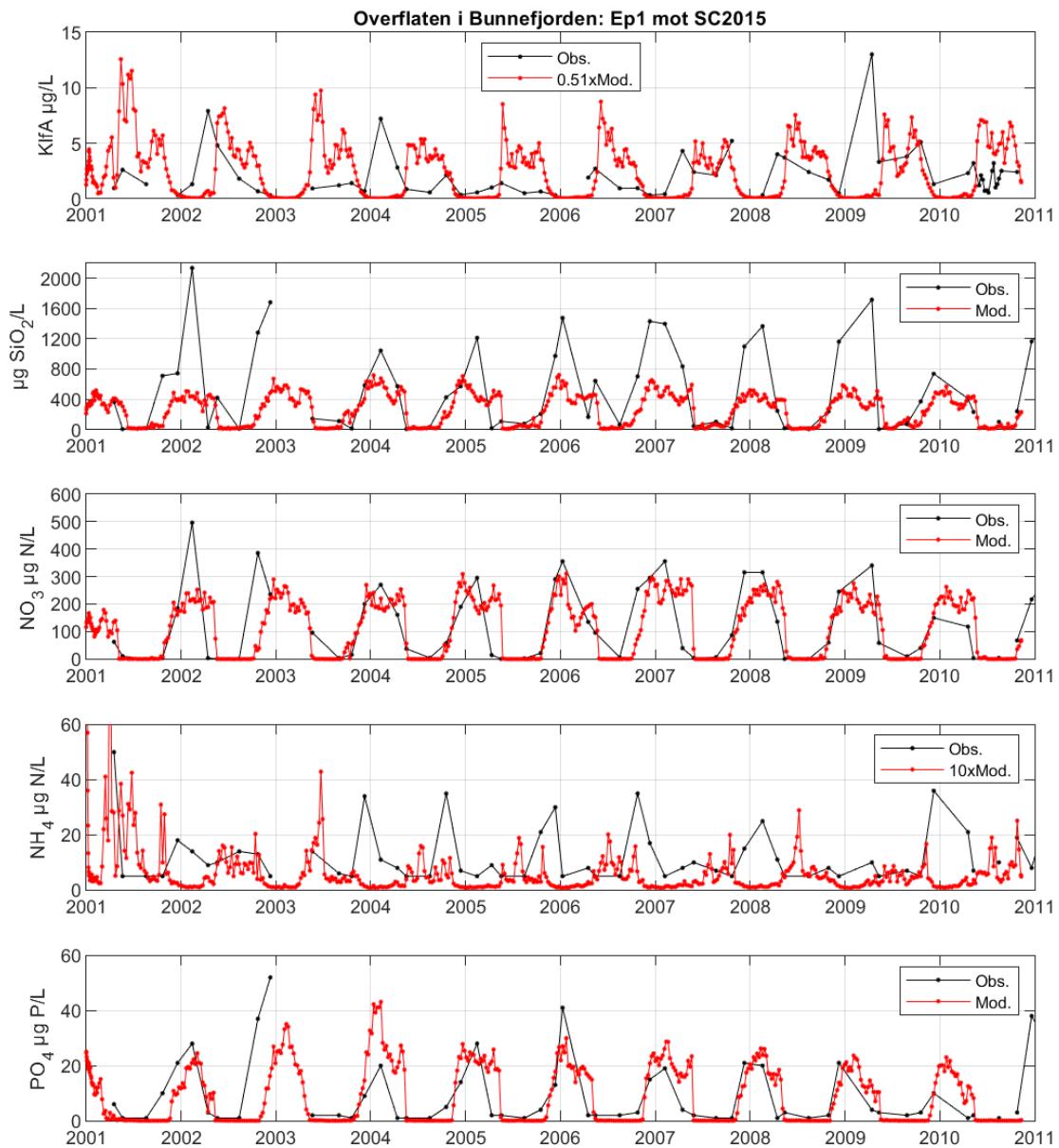


Figur 12. Temperatur, saltholdighet og oksygen i Bunnefjorden. Til venstre vises målinger fra stasjon Ep1, og til høyre vises modellresultater fra NFM, scenarier SC2015.



Figur 13. Næringsalter i Bunnefjorden. Til venstre vises målinger fra stasjon Ep1 og til høyre er modellresultatene fra Bunnefjorden fra scenariet SC2015.

Figur 14 viser både de faktisk observerte forholdene i overflatelaget (0-2 m), samt de modellerte resultatene for overflatelaget med modellszenarioet SC2015. Verdiene av klorofyll a er systematisk ca. dobbelt så høye som i observasjonene, og modellen fanger ikke opp den tidligste våroppblomstringen. Konsentrasjon av PO_4 og NO_3 stemmer godt i overflatelaget. Nivået på de høyeste SiO_2 verdiene på vinteren er omrent 50 % av det de er i observasjonene. Nivået på ammonium er minst en faktor 10 i forhold til det som er observert.



Figur 14. Konsentrasjon av klorofyll a, silikat, nitrat, ammonium og fosfat i overflaten i Bunnefjorden.

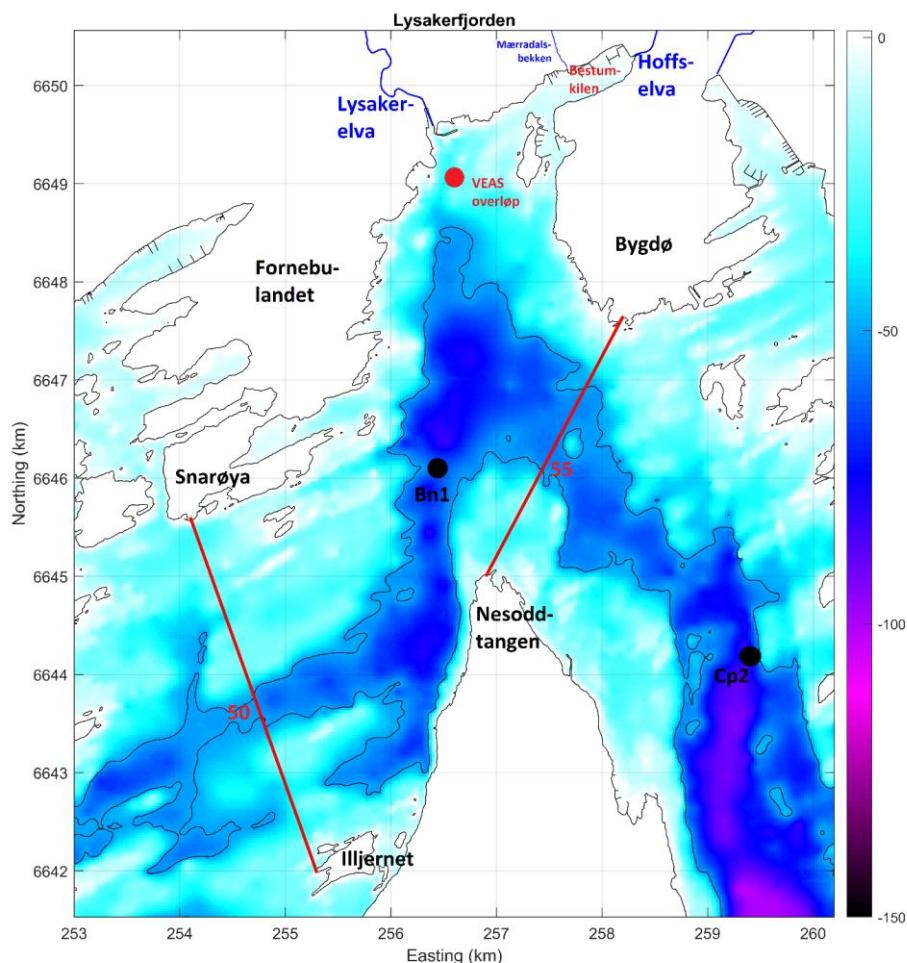
I Tabell 10 er observasjoner fra perioden 1995-1999 og 2015-2018 fra stasjon Ep1 klassifisert basert på Veileder 02:2018. Det samme er gjort for de to modellsenarioene SC1995 og SC2015. Både observasjonene og modellen viser at vannkvaliteten har blitt bedre, i takt med at tilførslene til fjorden er redusert. Modellen gir en vannklasse som er et hakk for høy, enn det observasjonene viser. De siste årene har det vært en bedring i vannkvaliteten, og det viser både observasjoner og modell.

Tabell 10. Klassifisering av vannkvalitet i Bunnefjorden basert på observasjoner og modellresultater. Klorofyll a fra NIVA Fjordmodell er kalibrerte modellresultater, med en estimert feil på $\pm 1,4 \mu\text{g/L}$.

Datagrunnlag	Ep1: 1995-1998		Ep1: 2015-2018		b1-BF: SC1995		b1-BF: SC2015	
Parameter	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR
Klorofyll a ($\mu\text{g/L}$)	9,8	0,38	7,2	0,57	7,0	0,59	6,0	0,66
Tot-N sommer ($\mu\text{g/L}$)	294	0,69	174	0,86	217	0,83	188	0,85
Tot-N vinter ($\mu\text{g/L}$)	439	0,53	347	0,67	293	0,79	239	0,84
NO ₃ sommer ($\mu\text{g/L}$)	27	0,58	2	0,97	3	0,95	1	0,98
NO ₃ vinter ($\mu\text{g/L}$)	247	0,36	227	0,40	279	0,31	227	0,40
NH ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)	54,0	0,59	5,5	0,94	1,0	0,99	0,8	0,99
NH ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)	48,3	0,73	4,7	0,97	0,2	1,00	0,1	1,00
Tot-P sommer ($\mu\text{g/L}$)	8,0	0,86	13,3	0,72	15,8	0,61	17,1	0,58
Tot-P vinter ($\mu\text{g/L}$)	24,0	0,64	34,3	0,49	23,0	0,68	23,3	0,67
PO ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)	1,3	0,93	1,0	0,94	0,1	1,00	0,1	1,00
PO ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)	18,3	0,68	19,2	0,66	19,8	0,64	20,5	0,62
Siktdyp (m)	4,4	0,39	5,4	0,52				
Oksygen minimum (ml/L)	-1,38	0,00	-1,48	0,00	-0,01	0,00	-0,01	0,00
Silikat sommer ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)	252		79		20		32	
Silikat vinter ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)	523		727		515		478	

5.2 Lysakerfjorden

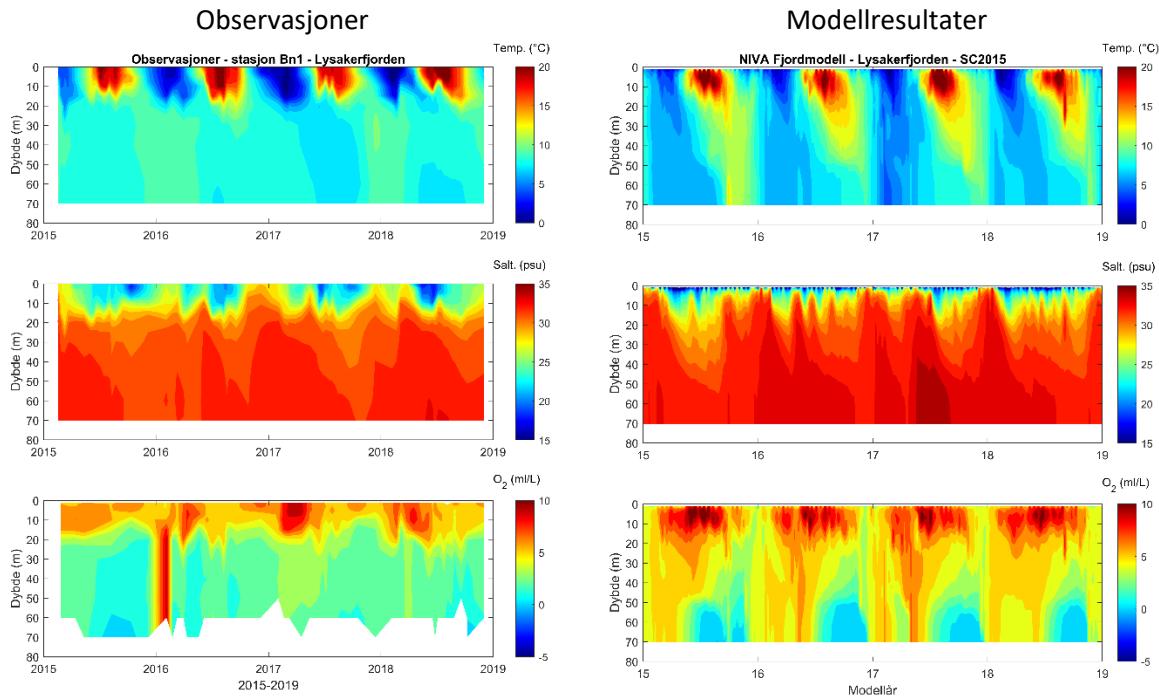
Lysakerfjorden ligger mellom Bunnefjorden og Vestfjorden (Figur 15). Det dypeste punktet er på omtrent 80 m. Terskeldypet mellom Illjernet og Snarøya er 50 m og mellom Nesoddtangen og Bygdø 55 m. VEAS har utløp for sitt overløp på 25 m dyp rett utenfor Lysakerelvas munning. Tidligere beregninger har vist at dette utslippet når opp til overflaten (Staalstrøm et al., 2014).



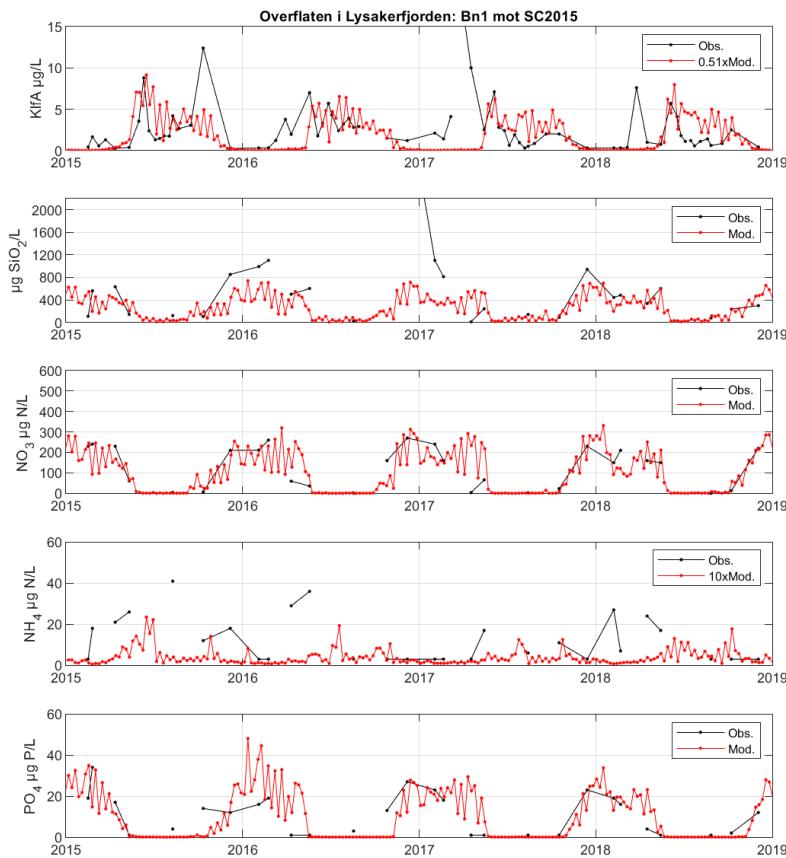
Figur 15. Kart over Lysakerfjorden. Dybdekontur for 50 m er tegnet inn. Overvåkningsstasjonene er vist med svarte prikker, og VEAS sitt overløp med en rød prikk.

I Figur 16 er observert temperatur, saltholdighet og oksygenforhold sammenlignet med modellresultater fra scenarioet SC2015. I modellen blandes det varme sommervannet dypere ned enn det obserasjonene viser, som gir for høye oksygenkonsentrasjoner rundt 20-40 m. Det blir lave oksygenforhold hver høst/vinter.

I Figur 17 er forholdene i overflatene vist (0-2 m). Verdiene av klorofyll a er systematisk ca. dobbelt så høye som i obserasjonene, og modellen fanger ikke opp den tidligste våroppblomstringen, slik som i Bunnefjorden. Konsentrasjon av PO₄ og NO₃ stemmer godt i overflatelaget. Nivået på de høyeste SiO₂ verdiene på vinteren er omtrent 50 % av det de er i obserasjonene. Nivået på ammonium er minst en faktor 10 i forhold til det som er observert.



Figur 16. Temperatur, saltholdighet og oksygen i Lysakerfjorden. Til venstre vises målinger fra stasjon Bn1, og til høyre vises modellresultater fra NFM, scenarier SC2015.



Figur 17. Konsentrasjon av klorofyll a, silikat, nitrat, ammonium og fosfat i overflaten i Lysakerfjorden.

I Tabell 11 er observasjoner fra perioden 1995-1999 og 2015-2018 fra stasjon Bn1 klassifisert basert på Veileder 02:2018. Det samme er gjort for de to modellsenariene SC1995 og SC2015. Både observasjonene og modellen viser at vannkvaliteten har blitt bedre, i takt med at tilførslene til fjorden er redusert. Modellen gir en vannklasse som er et hakk for høy, for den første perioden. nEQR verdien er høyere i modellen enn i observasjonene også i den andre perioden. De siste årene har det vært en bedring i vannkvaliteten Lysakerfjorden, noe som fremgår av både observasjoner og modell.

Tabell 11. Klassifisering av vannkvalitet i Lysakerfjorden basert på observasjoner og modellresultater. Klorofyll a fra NIVA Fjordmodell er kalibrerte modellresultater, med en estimert feil på $\pm 1,4 \mu\text{g/L}$.

Datagrunnlag	Bn1: 1994-1999		Bn1: 2015-2018		b2-LY: SC1995		b2-LY: SC2015	
Parameter	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR
Klorofyll a ($\mu\text{g/L}$)	7,4	0,55	5,5	0,68	6,0	0,66	4,4	0,75
Tot-N sommer ($\mu\text{g/L}$)	235	0,81	177	0,86	167	0,87	148	0,88
Tot-N vinter ($\mu\text{g/L}$)	454	0,52	320	0,73	249	0,83	214	0,85
NO ₃ sommer ($\mu\text{g/L}$)	3,3	0,95	4,5	0,93	9,2	0,85	4,7	0,92
NO ₃ vinter ($\mu\text{g/L}$)	262	0,34	209	0,43	238	0,38	205	0,44
NH ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)	7,1	0,93	15,5	0,84	0,6	0,99	0,5	0,99
NH ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)	57,6	0,68	11,6	0,93	0,3	1,00	0,2	1,00
Tot-P sommer ($\mu\text{g/L}$)	11,4	0,80	19,7	0,54	12,8	0,74	13,7	0,70
Tot-P vinter ($\mu\text{g/L}$)	24,3	0,63	34,2	0,49	21,9	0,72	22,7	0,69
PO ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)	1,2	0,93	2,0	0,89	0,2	0,99	0,2	0,99
PO ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)	19,1	0,66	18	0,71	19	0,65	21	0,62
Siktdyp (m)	4,5	0,40	5,4	0,52				
Oksygen minimum (ml/L)	0,12	0,02	0,86	0,11	0,01	0,00	0,01	0,00
Silikat sommer ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)	218		119		54		63	
Silikat vinter ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)	284		698		434		419	

5.3 Vestfjorden

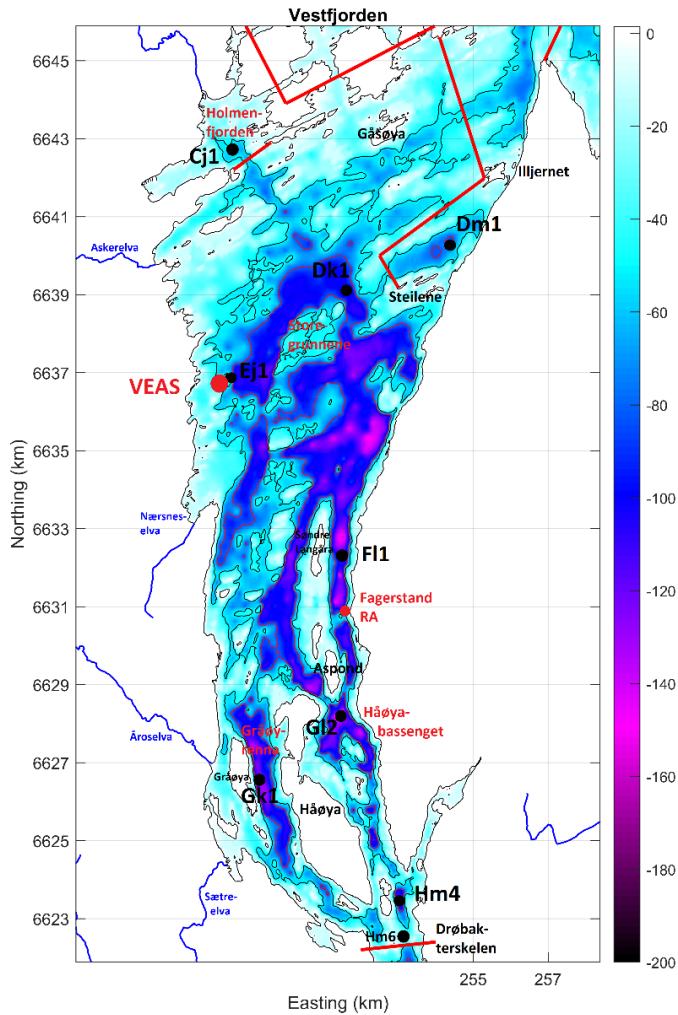
Hovedbassenget på vestsiden av Nesodden er Vestfjorden, og det står i forbindelse med det ytre bassenget Drøbaksundet. Terskeldypet ved Drøbak er som nevnt tidligere på 20 m. Håøya deler fjorden i to kanaler rett innenfor Drøbakterskelen. Disse to kanalene utgjør to bassenger, Gråøyrenna på vestsiden og et basseng som kan kalles Håøyabassenget på østsiden. I dette modelloppsettet er disse to bassengene inkludert i Vestfjorden, men det er kjent at blandingsforholdene i Håøyabassenget er mye høyere enn i resten av Vestfjorden, og Åroselva gir mest sannsynlig en lokal påvirkning i bassenget Gråøyrenna. I en framtidig modellkjøring kan det vurderes å inkludere disse to som egne bassenger i modelloppsettet.

Det dypeste punktet i bassenget er på 165 m, rett øst for Søndre Langåra ved målestasjon FI1. Det er ingen større elver som renner ut på vestsiden av Nesodden, men Fagerstand RA har sitt utløp på østsiden. På vestsiden er det en rekke elver, samt at VEAS har sitt utløp på vestsiden av fjorden.

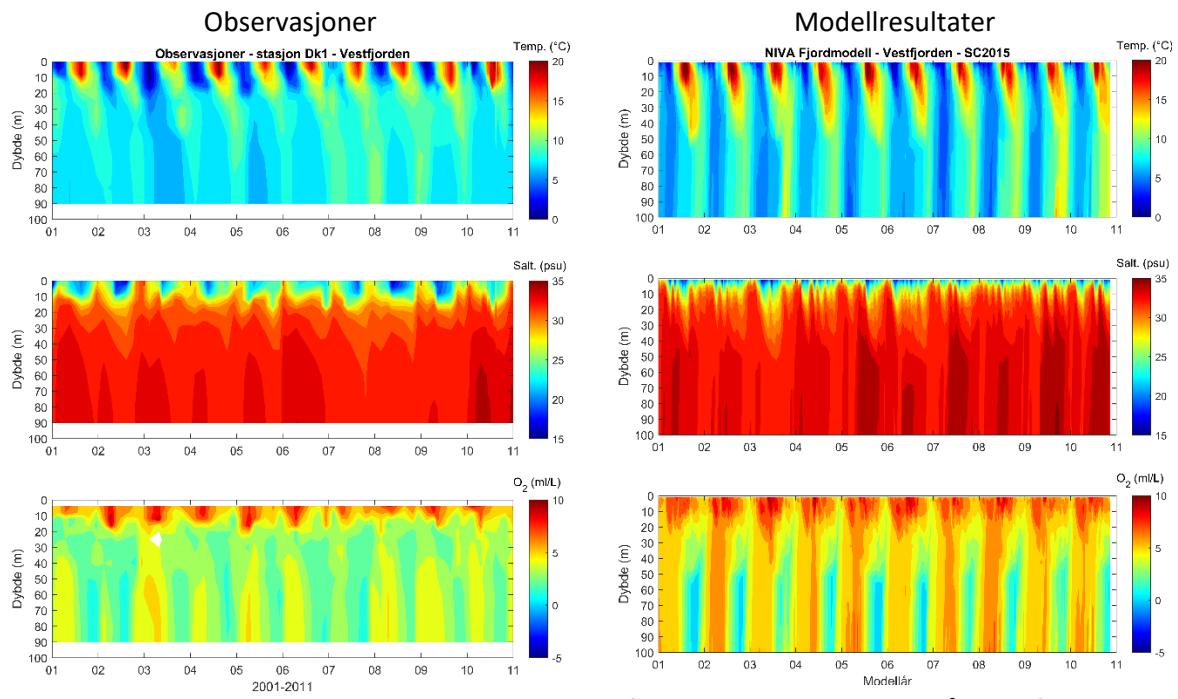
Vestfjorden har forbindelse til Holmenfjorden, bassenget Steilene Nord, Bærumsbassenget og Lysakerfjorden.

I Figur 19 er observert temperatur, saltholdighet og oksygenforhold sammenlignet med modellresultater fra scenarioet SC2015. I modellen blandes det varme sommervannet dypere ned enn det obserasjonene viser, og det ser ut til å være litt for mye blanding i hele vannsøylen. Likevel ser det ut til å bli for lave oksygenforhold i modellen. Modellen gjenskaper lave oksygenforhold hvert år på høsten/vinteren, slik som vist i obserasjonene.

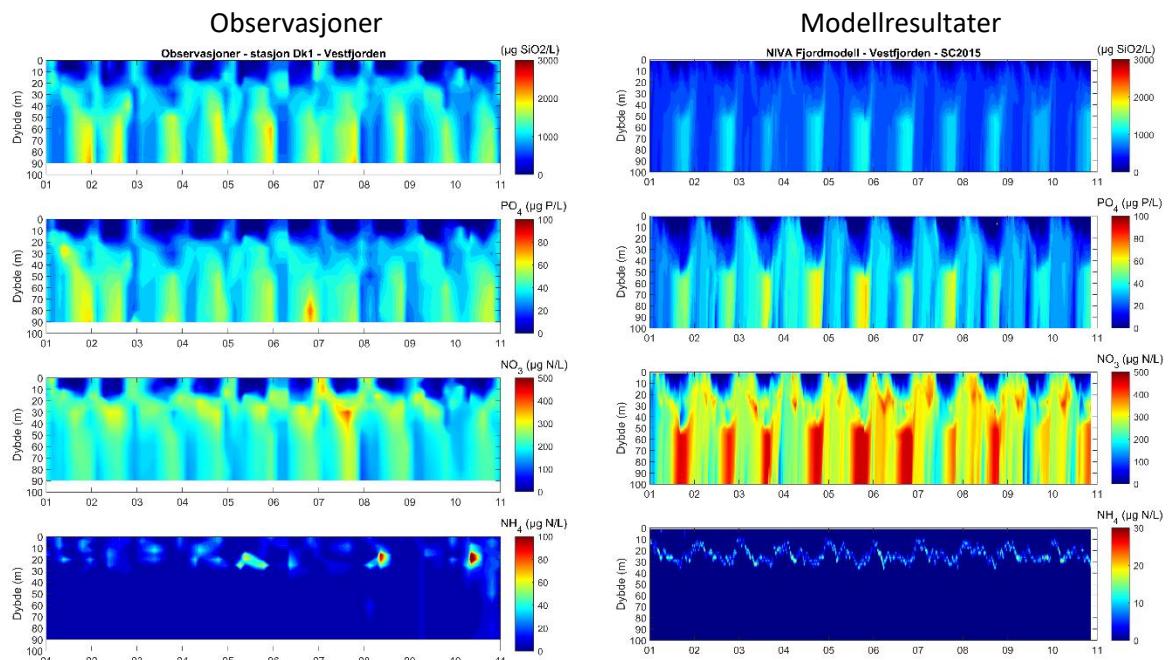
Figur 20 viser utviklingen av næringssalter i Vestfjorden over en periode på 10 år. Modellen gjenskaper at konsentrasjoner i bunnvannet av SiO_2 , PO_4 og NH_4 øker etter hvert som oksygennivået synker, samtidig som konsentrasjoner NO_3 minker. Verdiene av SiO_2 og NH_4 er lavere enn det som er observert.



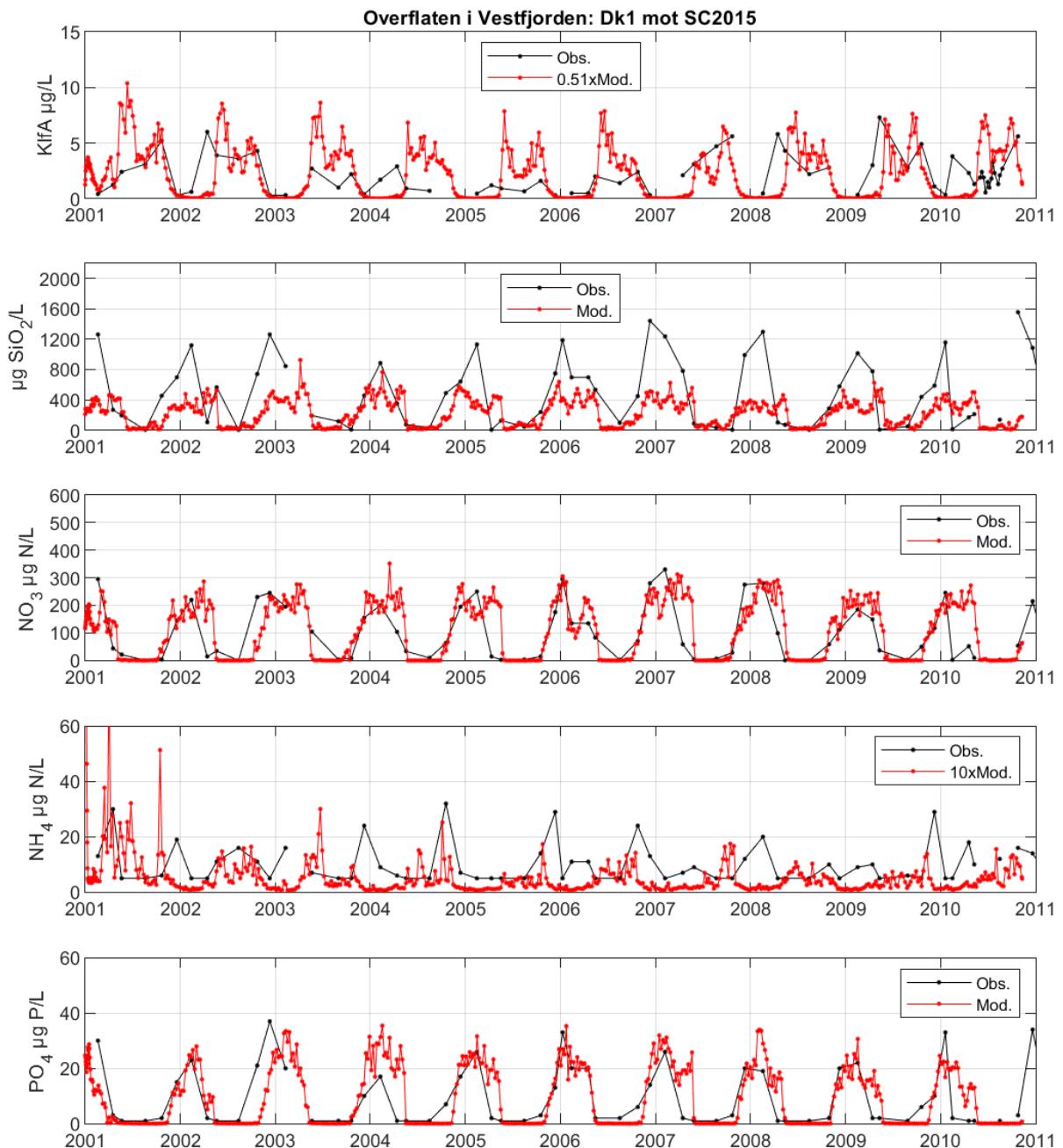
Figur 18. Kart over Vestfjorden. Dybdekontur for 50 og 80 m er tegnet inn. Overvåkningsstasjonene er vist med svarte prikker og utløpet fra VEAS med rød prikk.



Figur 19. Temperatur, saltholdighet og oksygen i Vestfjorden. Til venstre vises målinger fra stasjon Dk1, og til høyre vises modellresultater fra NFM, scenarier SC2015.



Figur 20. Næringsalster i Vestfjorden. Til venstre vises målinger fra stasjon Dk1 og til høyre er modellresultatene fra Vestfjorden fra scenariet SC2015.



Figur 21. Konsentrasjon av klorofyll a, silikat, nitrat, ammonium og fosfat i overflaten i Vestfjorden.

I Figur 21 er forholdene i overflaten vist (0-2 m). Verdiene av klorofyll a er systematisk ca. dobbelt så høye som i observasjonene, og modellen fanger ikke opp den tidligste våroppblomstringen. Konsentrasjon av PO_4 og NO_3 stemmer godt i overflatelaget. Nivået på de høyeste SiO_2 verdiene på vinteren er omrent 50 % av det de er i observasjonene. Nivået på ammonium er minst en faktor 10 i forhold til det som er observert.

I Tabell 12 er observasjoner fra perioden 1995-1999 og 2015-2018 fra stasjon Dk1 klassifisert basert på Veileder 02:2018. Det samme er gjort for de to modellsценariene SC1995 og SC2015. Modellen gir en nEQR som er svært lik det som observasjonene gir. Vannkvaliteten basert på klorofyll a er god. Observasjonene viser at oksygenforholdene ved bunn har blitt bedre. Dette fanges ikke opp av modellen.

Tabell 12. Klassifisering av vannkvalitet i Vestfjorden basert på observasjoner og modellresultater. Klorofyll a fra NIVA Fjordmodell er kalibrerte modellresultater, med en estimert feil på $\pm 1,4 \mu\text{g/L}$.

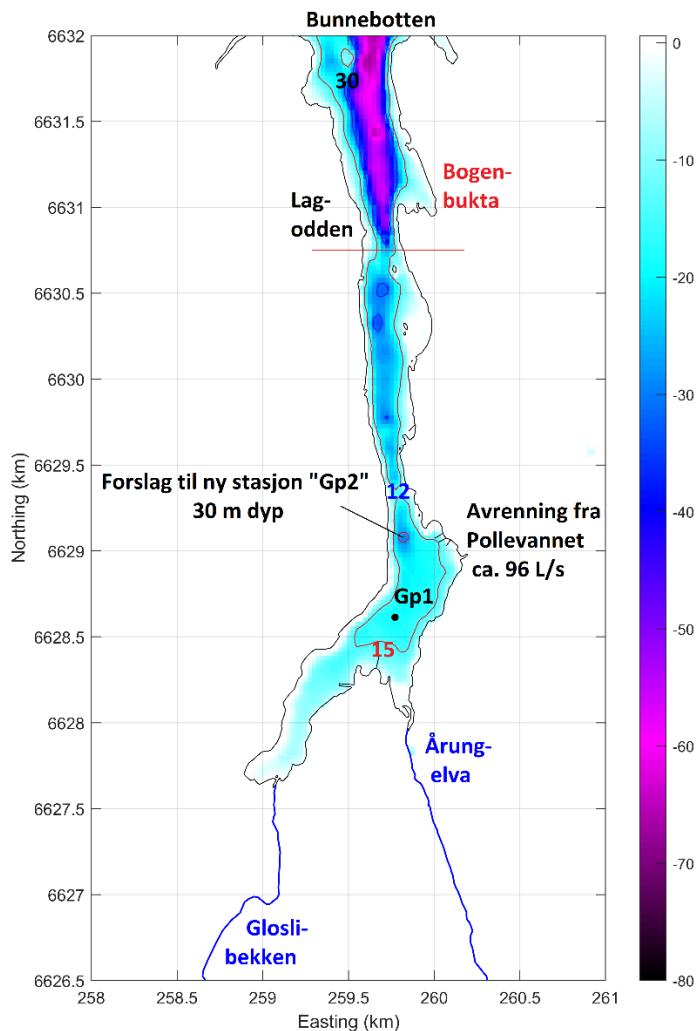
Datagrunnlag	Dk1: 1995-1998		Dk1: 2015-2018		b3-VF: SC1995		b3-VF SC2015	
Parameter	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR
Klorofyll a ($\mu\text{g/L}$)	7,1	0,58	5,4	0,69	6,5	0,62	5,6	0,68
Tot-N sommer ($\mu\text{g/L}$)	213	0,83	199	0,84	159	0,87	146	0,88
Tot-N vinter ($\mu\text{g/L}$)	398	0,58	316	0,74	237	0,84	212	0,85
NO ₃ sommer ($\mu\text{g/L}$)	3,8	0,94	1,0	0,98	2,5	0,96	1,2	0,98
NO ₃ vinter ($\mu\text{g/L}$)	233	0,39	202	0,45	228	0,40	203	0,44
NH ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)	7,0	0,93	3,0	0,97	0,6	0,99	0,5	0,99
NH ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)	31,6	0,81	7,7	0,95	0,2	1,00	0,1	1,00
Tot-P sommer ($\mu\text{g/L}$)	7,3	0,87	15,0	0,65	12,7	0,75	13,5	0,71
Tot-P vinter ($\mu\text{g/L}$)	22,4	0,70	33,7	0,50	24,4	0,62	24,9	0,61
PO ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)	1,0	0,94	2,0	0,89	0,0	1,00	0,1	1,00
PO ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)	17	0,71	19	0,67	22	0,59	22	0,58
Siktdyp (m)	4,7	0,43	5,8	0,57				
Oksygen minimum (ml/L)	0,27	0,04	1,82	0,26	0,30	0,04	0,17	0,02
Silikat sommer ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)	70		71		32		48	
Silikat vinter ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)	578		668		387		367	

5.4 Bunnebotten

Bunnebotten er det bassenget som ligger helt innerst i fjordsystemet, og har bare forbindelse til Bunenfjorden. Bassenget består egentlig av to små basseng, hvor det er 30 m på det dypeste punktet, adskilt av en terskel på 12 m. Årungselva og Gloslibekken renner ut i Bunnebotten. I tillegg så er det en liten bekk fra fra Pollevann. Avrenning herfra er beregnet vha. nevina.nve.no. Nedbørsfeltet er 7,39 km² og årlig avrenning er 96 L/s. Utløpet fra Pollevann er ca. 360 m fra stasjon Gp2 (se Figur 22).

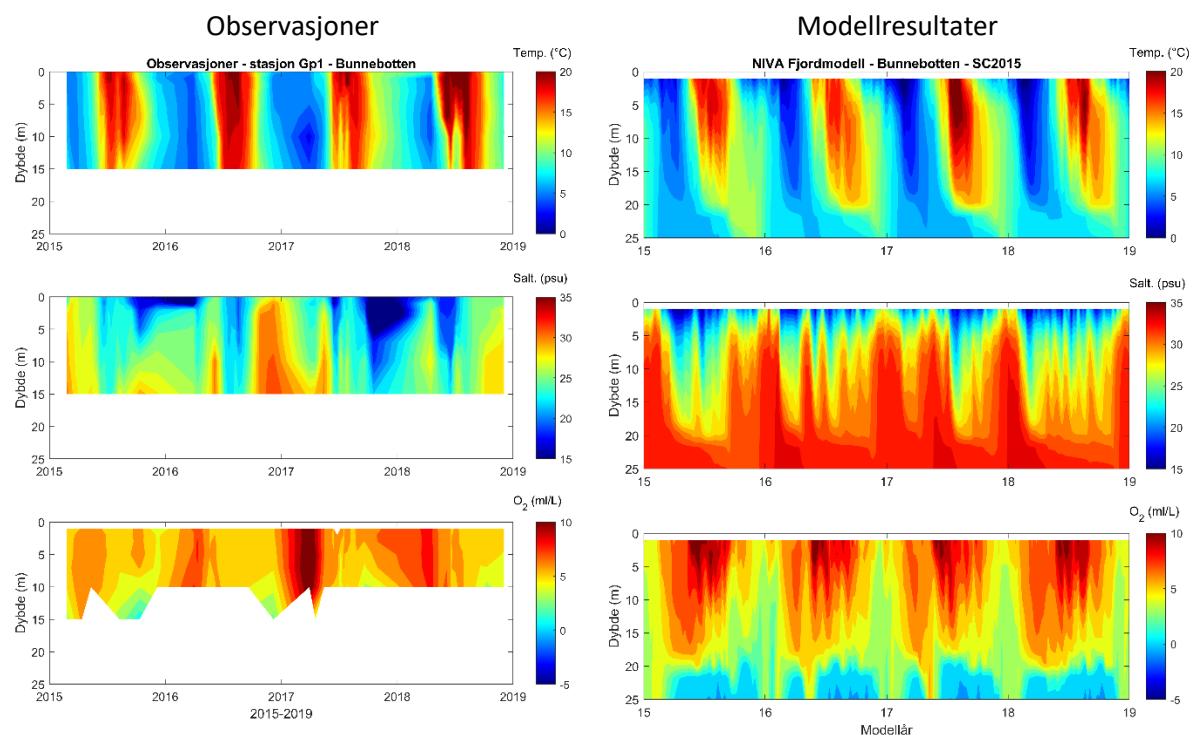
I Figur 23 er observert temperatur, saltholdighet og oksygenforhold sammenlignet med modellresultater fra scenarioet SC2015. På målestasjon Gp1 er det bare 15 m dypt, og deler av vannsøylene blir ikke observert. Ifølge modellen så er det anoksiiske forhold under 22 m dyp.

Basert på dette anbefales det at det gjøres målinger på stasjon Gp2 istedenfor på stasjon Gp1.



Figur 22. Kart over Bunnebotten. Dybdekontur for 15 og 30 m er tegnet inn. Overvåkningsstasjon Gp1 er vist med svart prikk.

I Tabell 13 er observasjoner fra perioden 2015-2018 fra stasjon Gp1 klassifisert basert på Veileder 02:2018. Det mangler data fra 90-tallet. Det samme er gjort for de to modellsценariene SC1995 og SC2015. Modellresultatene gir samme vannkvalitetsklasse basert på klorofyll a, klasse moderat. Modellen antyder at vannkvaliteten var en klasse dårligere for 20 år siden.



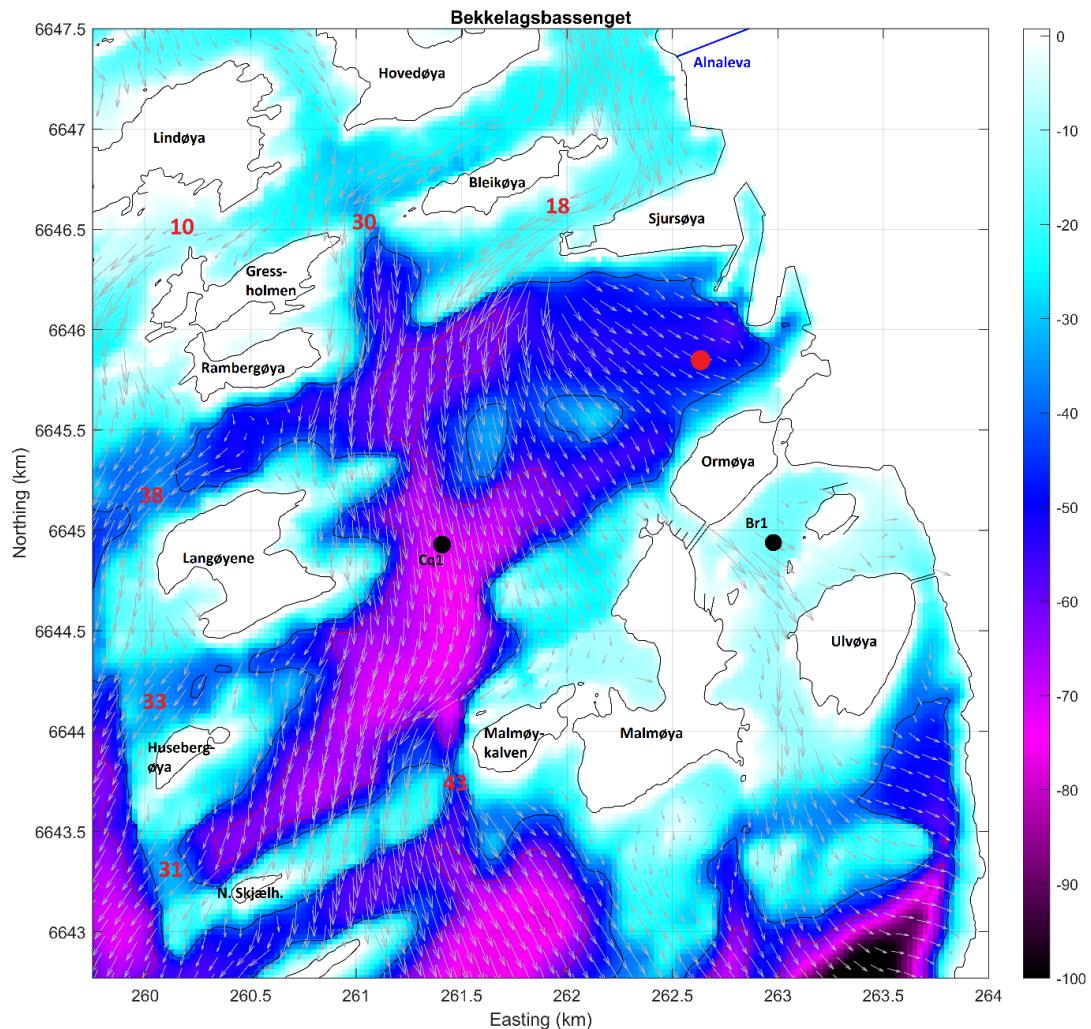
Figur 23. Temperatur, saltholdighet og oksygen i Bunnebotten. Til venstre vises målinger fra stasjon Gp1, og til høyre vises modellresultater fra NFM, scenarier SC2015.

Tabell 13. Klassifisering av vannkvalitet i Bunnebotten basert på observasjoner og modellresultater. Klorofyll a fra NIVA Fjordmodell er kalibrerte modellresultater, med en estimert feil på $\pm 1,4 \mu\text{g/L}$.

Datagrunnlag	Gp1: 1994-1999		Gp1: 2015-2018		b4-BB: SC1995		b4-BB: SC2015	
Parameter	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR
Klorofyll a ($\mu\text{g/L}$)	Mangler data	8,4	0,45	11,9	0,34	8,6	0,44	
Tot-N sommer ($\mu\text{g/L}$)		229	0,82	546	0,37	330	0,60	
Tot-N vinter ($\mu\text{g/L}$)		354	0,66	714	0,27	445	0,53	
NO3 sommer ($\mu\text{g/L}$)		55,4	0,45	207,9	0,25	43,5	0,50	
NO3 vinter ($\mu\text{g/L}$)		280	0,31	689	0,00	429	0,07	
NH4 sommer ($\mu\text{g/L}$)		24,5	0,76	2,3	0,98	1,7	0,98	
NH4 vinter ($\mu\text{g/L}$)		12,5	0,92	7,9	0,95	3,6	0,98	
Tot-P sommer ($\mu\text{g/L}$)		15,1	0,64	18,3	0,57	17,1	0,58	
Tot-P vinter ($\mu\text{g/L}$)		44,8	0,37	33,2	0,50	28,0	0,56	
PO4 sommer ($\mu\text{g/L}$)		1,5	0,91	0,2	0,99	0,1	0,99	
PO4 vinter ($\mu\text{g/L}$)		26	0,53	30	0,46	25	0,53	
Siktdyp (m)		4,3	0,38					
Oksygen minimum (ml/L)		1,24	0,17	-0,02	0,00	-0,01	0,00	
Silikat sommer ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)		101		64		44		
Silikat vinter ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)		1166		932		690		

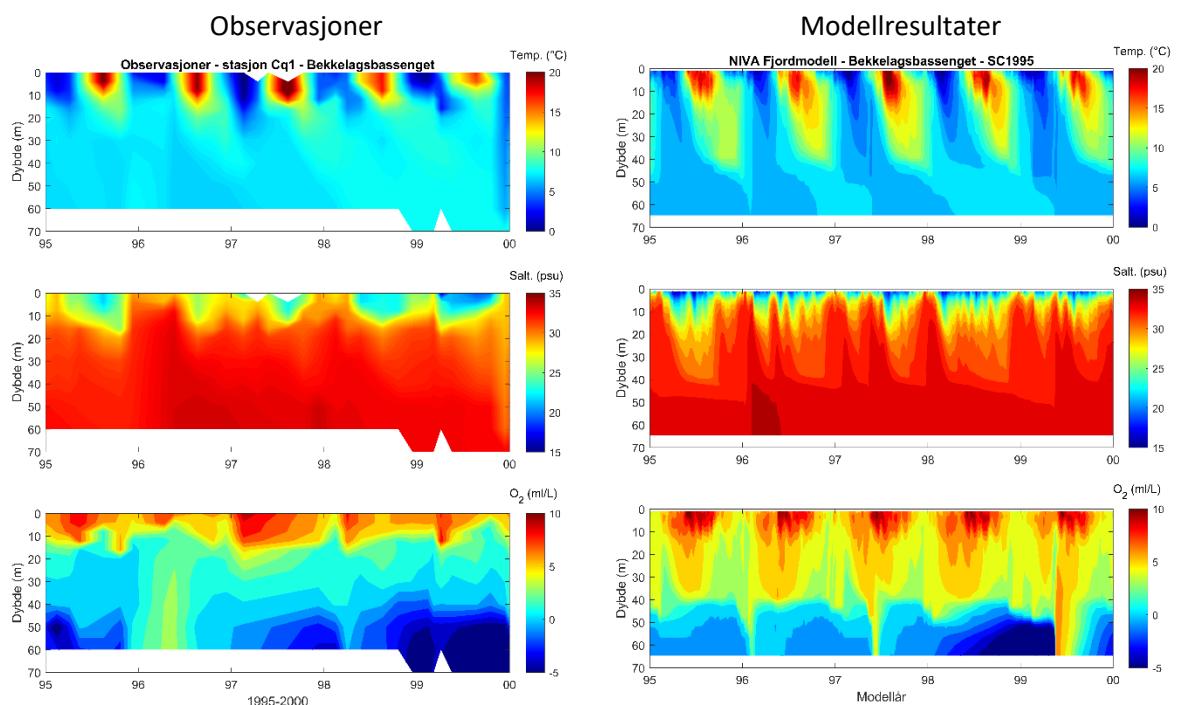
5.5 Bekkelagsbassenget

Bekkelagsbassenget (Figur 24) er et terskelbassen med et totalt volum på omtrent $0,24 \text{ km}^3$. Bassenget er adskilt fra Bunnefjorden og Oslo havn av øyene Ormøya, Malmøya, Nordre Skjælholmen, Husebergøya, Langøyene, Rambergøya, Gressholmen, Bleikøya og Sjursøya. Mye av ferskvannet fra Alnaelva renner ut i dette bassenget mellom Bleikøya og Sjursøya.

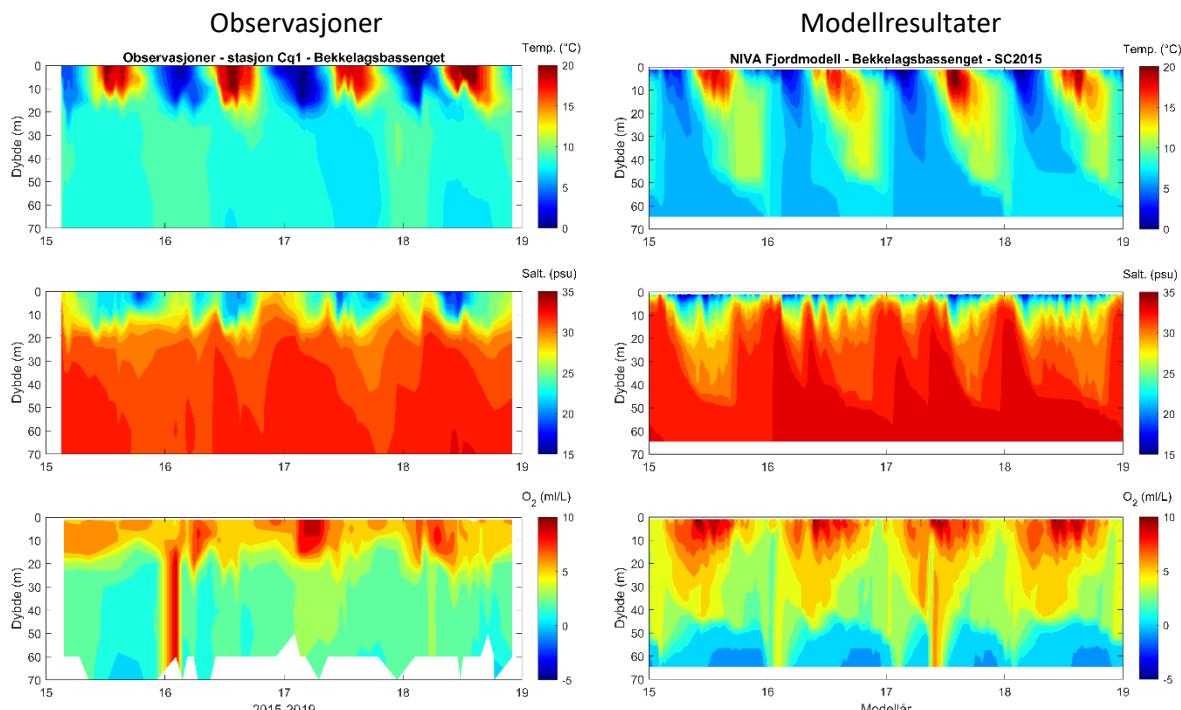


Figur 24. Kart over Bekkelagsbassenget. Fargeskalaen angir vanndybden. Konturlinjer for 40 m og 60 m er tegnet inn med hhv. svart og rød linje. Overvåkningssatsjoner er markert med svarte punkter. Utslippet til Bekkelaget RA på 50 m dyp er markert med rødt punkt. Alnaelva har sitt utløp innenfor Hovedøya og Bleikøya. De grå pilene viser typiske strømforhold i overflaten, basert på FjordOs-modellen.

Figur 25 og 26 viser observert temperatur, saltholdighet og oksygenforhold sammenlignet med modellresultater for to forskjellige perioder. Rundt år 2000 ble utslippet til Bekkelaget renseanlegg (BRA) endret, utslippsdypet ble senket fra 25 m ned til 50 meter dyp. Dette ga en brå endring i sirkulasjonsforholdene i Bekkelagsbassenget, som hadde en positiv virkning på oksygenforholdene i bunnvannet. Før 2000 ble det dannet hydrogensulfid i bunnvannet, men etter at utslippet ble lagt dypere så ble oksygenforholdene bedre. Riktig nok er oksygenkonsentrasjonen fortsatt svært lav, men det utvikles ikke lenger hydrogensulfid.



Figur 25. Temperatur, saltholdighet og oksygen i Bekkelagsbassenget for perioden 1995-2000. Til venstre vises målinger fra stasjon Cq1, og til høyre vises modellresultater fra NFM, scenarier SC1995.



Figur 26. Temperatur, saltholdighet og oksygen i Bekkelagsbassenget for perioden 2015-2018. Til venstre vises målinger fra stasjon Cq1, og til høyre vises modellresultater fra NFM, scenarier SC2015.

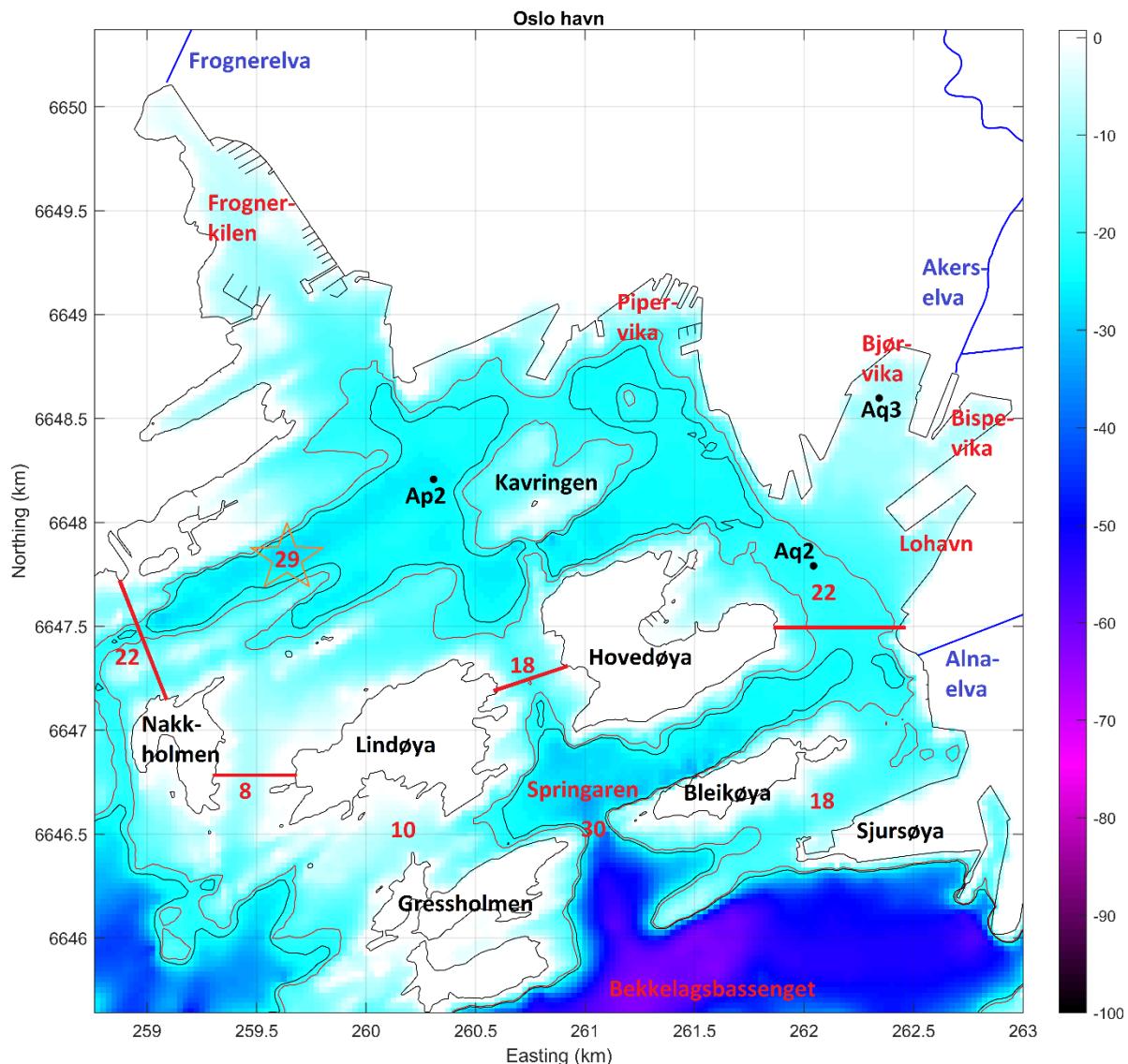
I Tabell 14 er observasjoner fra perioden 1995-1999 og 2015-2018 fra stasjon Cq1 klassifisert basert på Veileder 02:2018. Det samme er gjort for de to modellseniariene SC1995 og SC2015. Både modell og observasjoner tyder på at vannkvaliteten kan klassifiseres som «god» basert på klorofyll a.

Tabell 14. Klassifisering av vannkvalitet i Bekkelagsbassenget basert på observasjoner og modellresultater. Klorofyll a fra NIVA Fjordmodell er kalibrerte modellresultater, med en estimert feil på $\pm 1,4 \mu\text{g/L}$.

Datagrunnlag	Cq1: 1995-1998		Cq1: 2015-2018		b5-BL: SC1995		b5-BL: SC2015	
Parameter	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR
Klorofyll a ($\mu\text{g/L}$)	6,1	0,65	6,7	0,61	7,5	0,55	6,2	0,64
Tot-N sommer ($\mu\text{g/L}$)	244	0,80	182	0,85	229	0,82	192	0,85
Tot-N vinter ($\mu\text{g/L}$)	539	0,42	333	0,71	313	0,75	249	0,83
NO ₃ sommer ($\mu\text{g/L}$)	4,6	0,92	2,6	0,96	6,5	0,89	1,6	0,97
NO ₃ vinter ($\mu\text{g/L}$)	265	0,34	219	0,41	297	0,29	237	0,38
NH ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)	9,1	0,90	13,3	0,86	1,0	0,99	0,8	0,99
NH ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)	117,1	0,49	7,8	0,95	0,7	1,00	0,1	1,00
Tot-P sommer ($\mu\text{g/L}$)	10,6	0,82	17,3	0,58	16,5	0,59	17,6	0,58
Tot-P vinter ($\mu\text{g/L}$)	23	0,68	32,9	0,51	23,7	0,65	23,7	0,65
PO ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)	1,3	0,93	2,3	0,87	0,1	1,00	0,1	1,00
PO ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)	17	0,72	20	0,64	20	0,62	21	0,60
Siktdyp (m)	3,9	0,34	4,8	0,45				
Oksygen minimum (ml/L)	-5,3	0,00	0,0	0,01	-10,0	0,00	-0,1	0,00
Silikat sommer ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)	48		90		29		41	
Silikat vinter ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)	262		973		547		509	

5.6 Oslo havn

Den delen av fjorden som ligger innenfor øyene Nakkholmen, Lindøya og Hovedøya utgjør et eget basseng som er adskilt av et terskeldyp på 22 m fra resten av fjorden og hvor det dypeste dypet er på ca. 29 m. De dypeste områdene strekker seg fra rett nord av Nakkholmen og mot Kavringen. Det er også noen dype punkter med dyp opp mot 29 m rett sør for Kavringen. Det er like dype områder i Springeren, men der er det fri forbindelse til Bekkelagsbassenget mellom øyene Gressholmen og Bleikøya, og denne delen av området er i NIVA Fjordmodell definert som en del av Bekkelagsbassenget.



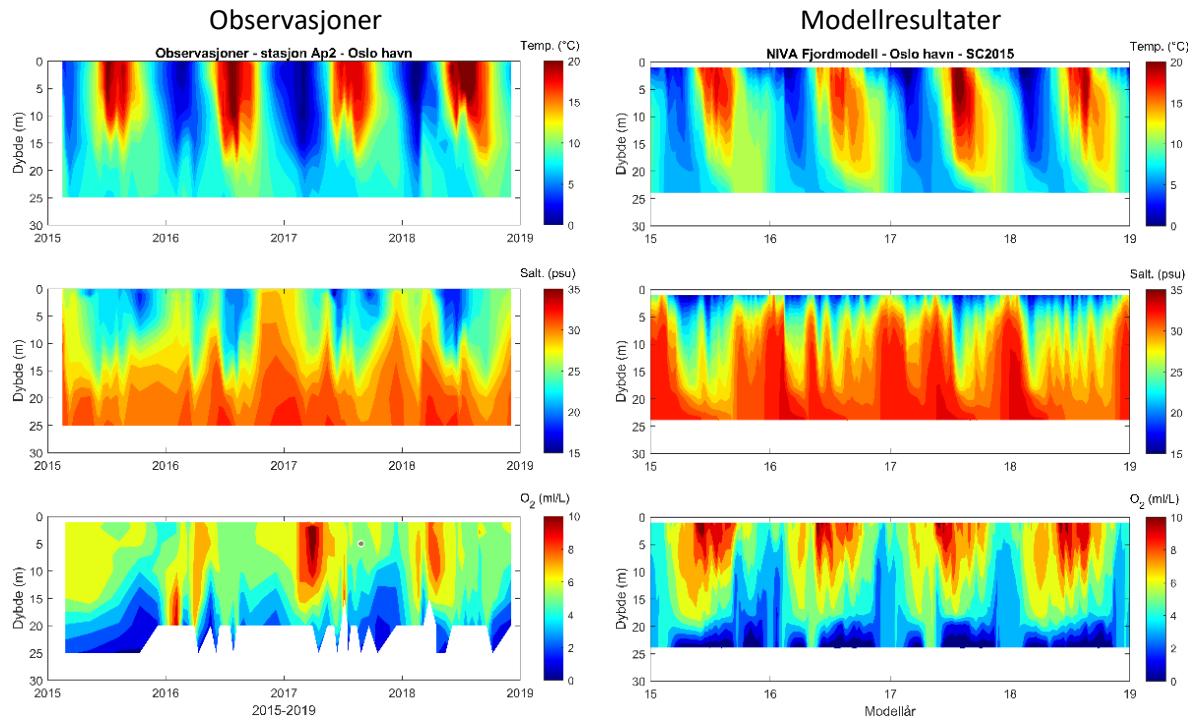
Figur 27. Kart over Oslos havnebasseng. Fargeskalaen angir bunndybden i meter. Dybdekonturer for 20 og 23 m er tegnet inn med hhv. rød og svart linje. Stasjoner for overvåknings-programmet for Indre Oslofjord er tegnet inn med svarte punkter. Det dypeste punktet i havnebassenget er på ca. 29 m og er markert med en oransje stjerne.

I Tabell 15 er observasjoner fra perioden 1995-1999 og 2015-2018 fra stasjon Ap2 klassifisert basert på Veileder 02:2018. Det samme er gjort for de to modellsценariene SC1995 og SC2015. Modellen gir en vannklasse som er et hakk for lav for den første perioden. nEQR verdien for klorofyll a er lavere i modellen enn i observasjonene. Oksygenkonsentrasjonen ved bunn er nær null, både i observasjonene fra 2015-2018 og fra begge scenariene SC1995 og SC2015. Det fins ikke oksygenmålinger fra perioden 1995-1998, men basert på modellresultatene kan det antas at oksygenforholdene nær bunn var lave.

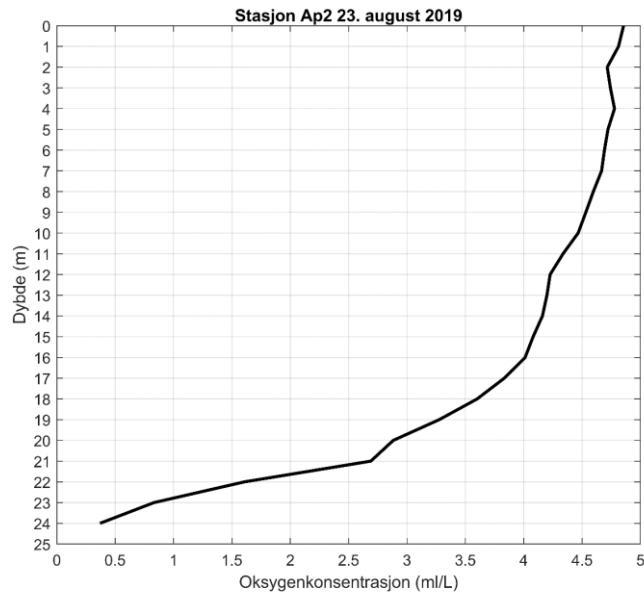
Tabell 15. Klassifisering av vannkvalitet i Bekkelagsbassenget basert på observasjoner og modellresultater. Klorofyll a fra NIVA Fjordmodell er kalibrerte modellresultater, med en estimert feil på $\pm 1,4 \text{ } \mu\text{g/L}$.

Datagrunnlag	Ap2: 1994-1999		Ap2: 2015-2018		b6-OH: SC1995		b6-OH: SC2015	
Parameter	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR
Klorofyll a ($\mu\text{g/L}$)	6,8	0,61	6,4	0,63	9,0	0,40	7,4	0,55
Tot-N sommer ($\mu\text{g/L}$)	257	0,78	189	0,85	254	0,79	221	0,82
Tot-N vinter ($\mu\text{g/L}$)	552	0,41	342	0,69	335	0,70	277	0,81
NO ₃ sommer ($\mu\text{g/L}$)	8,9	0,85	7,7	0,87	7,6	0,87	5,4	0,91
NO ₃ vinter ($\mu\text{g/L}$)	270	0,33	222	0,41	318	0,25	263	0,34
NH ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)	11,5	0,88	16,3	0,83	1,2	0,99	1,0	0,99
NH ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)	126	0,47	8,2	0,95	0,8	0,99	0,8	1,00
Tot-P sommer ($\mu\text{g/L}$)	11,5	0,80	17,9	0,57	18,2	0,57	19,3	0,55
Tot-P vinter ($\mu\text{g/L}$)	24	0,64	35,0	0,48	24,6	0,62	24,9	0,60
PO ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)	1,4	0,92	2,0	0,89	0,2	0,99	0,2	0,99
PO ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)	17,7	0,70	19	0,67	21	0,60	22	0,58
Siktdyp (m)	3,8	0,33	4,2	0,37				
Oksygen minimum (ml/L)			0,6	0,08	0,0	0,00	0,0	0,00
Silikat sommer ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)	369		130		48		69	
Silikat vinter ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)	258		764		638		606	

Figur 28 viser er observert temperatur, saltholdighet og oksygenforhold sammenlignet med modellresultater fra scenarioet SC2015. I hele perioden 2015-2018 var oksygenforholdene på bunn i Oslo havn svært dårlig. Dette skyldes en kombinasjon av nedbrytning av organisk stoff som for en stor del stammer fra planterplankton, og at bunnvannet har lang oppholdstid i Oslos havnebasseng. Vannmassen under ca. 22-23 m har ikke fri tilgang til vannet ute i resten av fjorden pga. terskelen. Figur 29 viser oksygenkonsentrasjonen i Oslo havn på slutten av sommeren i 2019. Oksygenkonsentrasjonen var under 1 ml/L under 23 m dyp. I Oslos havnebasseng utgjør dette et bunnareal på over 1100 dekar (1,1 millioner m^2), som tilsvarer omrent en femtedel av bunnarealet innenfor øyene Nakkholmen, Lindøya og Hovedøya. Oksygennivået er her så lavt at dette området ikke eigner seg som leveområde for fisk eller reker. Fordi det er lite biologisk liv i denne vannmassen, så vil det høye seg opp med næringssalter. Volumet av vannmassen under 23 m i Oslos havnebasseng utgjør omrent 1,7 millioner m^3 . Høye verdier av næringssalter i denne vannmassen kan føre til ugunstig algevekst, når denne vannmassen blandes opp til overflatelaget, selv om dette vanligvis skjer om vinteren.

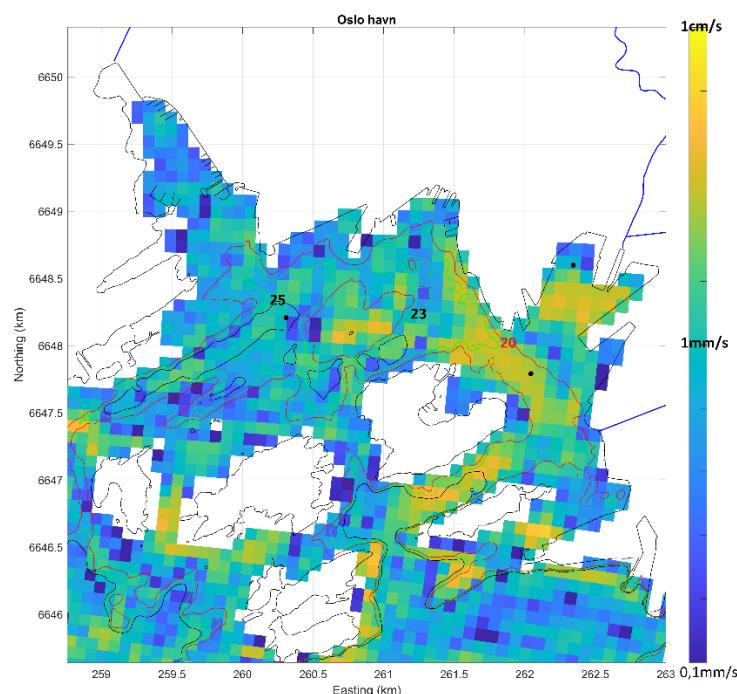


Figur 28. Temperatur, saltholdighet og oksygen i Oslo havn for perioden 2015-2018. Til venstre vises målinger fra stasjon Ap2, og til høyre vises modellresultater fra NFM, scenarier SC2015.



Figur 29. Oksygenkonsentrasjonen på stasjon Ap2 målt 23. august 2019. Konsentrasjonen var da under 1 ml/L under 23 m dyp.

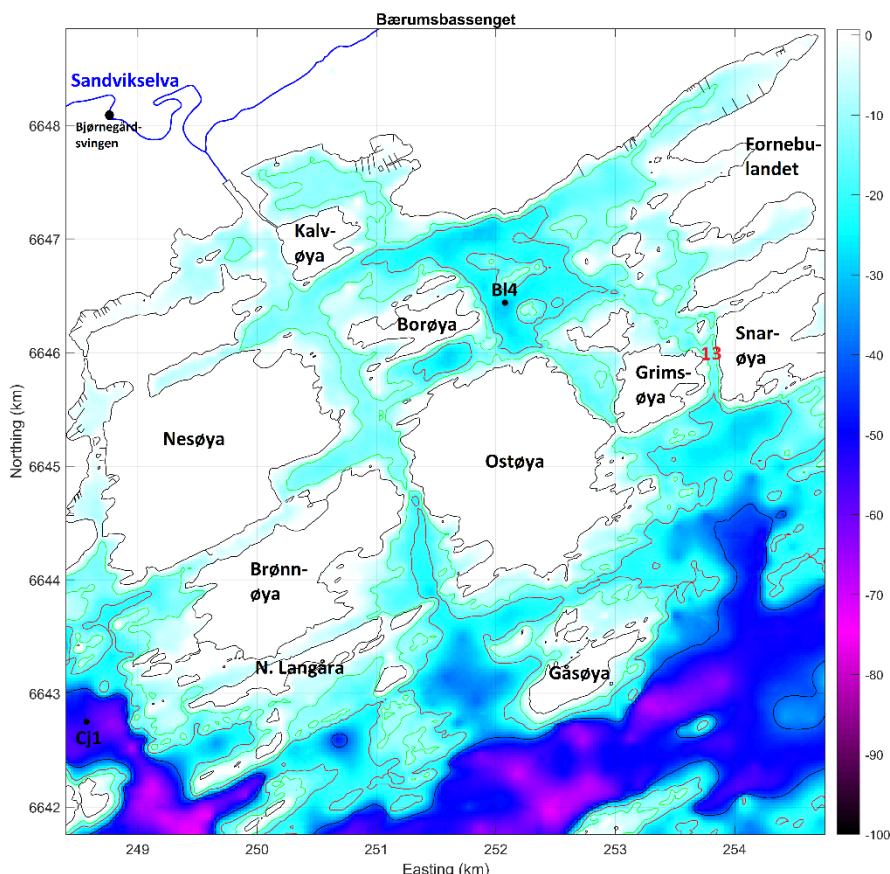
Årsaken til at bunnvannet i Oslo havn har lang oppholdstid er at vannet ligger nede i en grop. Modellering av strømstyrken med havmodellen FjordOs viser at det er svært liten bevegelse i vannmassen her (se Figur 30). I det dypeste området mellom Nakkholmen, Lindøya og Frognerkilen er strømstyrken mindre enn 1 mm/s. I de grunnere områdene rundt Kavringen er strømstyrken opp mot 1 cm/s. Det er også sterkere strøm helt ned på 20 m dyp i kanalen mellom Hovedøya og Akershuskaia.



Figur 30. Modellert strømstyrke langs bunn, basert på beregninger fra havmodellen FjordOs. Strømstyrken er vist på en logaritmisk skala som fremhever de svake strømstyrkene. Dybdekonturlinjer for 20, 23 og 25 m er tegnet inn.

5.7 Bærumsbassenget

Bærumsbassenget er avgrenset fra Vestfjorden av trange sund med flere grunne terskler. Den dypeste terskelen er i Snarøsundet på 13.5 m. Største dyp er ca. 31 m og ligger i område nord for Ostøya (se Figur 31). Middeldypet i bassenget er ca. 10 m, noe som vil si at bassenget domineres av relativt grunne områder. Vanndyp på mer enn 20 meter omfatter bare ca. 10 % av bassengets areal og ca. 4 % av bassengets volum. Sandvikselva påvirker saltholdigheten i overflatelaget. Fra ca. 16 meters dyp til bunn er saltholdigheten regulert ved innstrømning av tyngre vann fra Vestfjorden, noe som vanligvis skjer om vinteren.

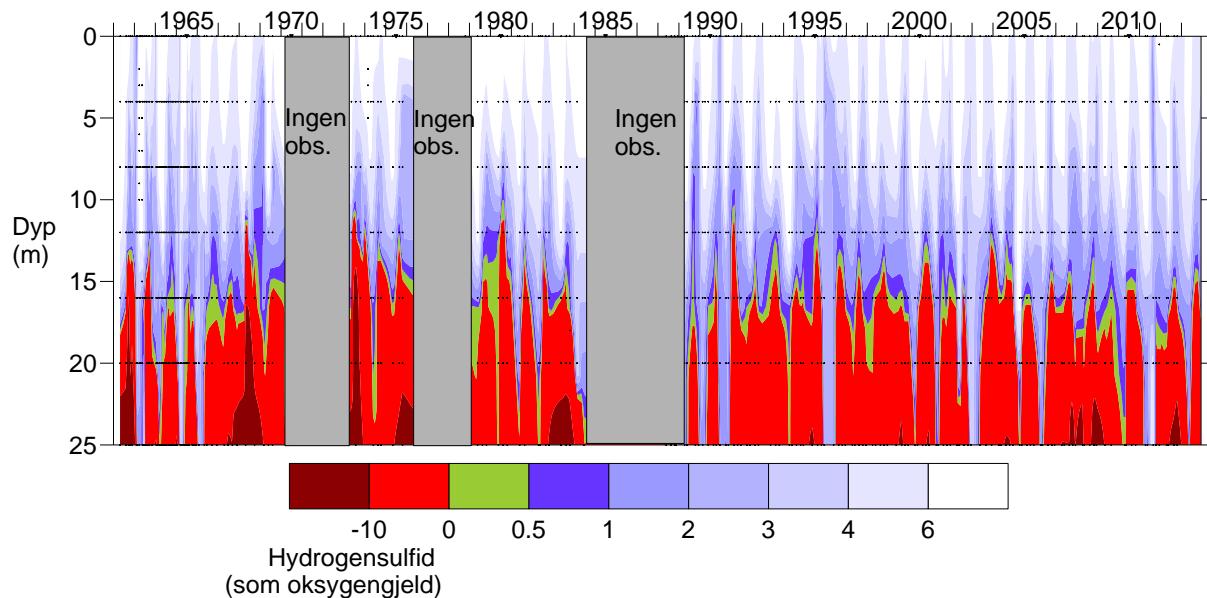


Figur 31. Kart over Bærumsbassenget. Fargeskalaen angir bunndybden i meter. Dybdekonturer for 10, 20 og 40 m er tegnet inn med hhv. grønn, rød og svart linje. Stasjon BI4 fra overvåkningsprogrammet for Indre Oslofjord er tegnet inn med svart punkt.

Oksygenutviklingen i Bærumsbassenget for perioden 1962 til 2013 er vist i Figur 32. I 2011 var det en dypvannsfornyelse som ga kortvarig forbedring av oksygenforholdene i dyp større enn 15 m, men ved slutten av året og videre inn i 2012 var det igjen utvikling av hydrogensulfid. I 2013 var det igjen en fornyelse av dypvannet, men økningen i oksygenkonsentrasjon var kortvarig (Berge et al. 2014).

Sett under ett har det ikke vært noen merkbar forbedring i Bærumsbassenget siden 1960-tallet. Det er nærmest permanent forekomst av hydrogensulfidholdig vann i bassengets bunnvann, bare med enkelte korte opphold, som i 2011 og 2013. Forekomsten av hydrogensulfid i bunnvannet er vanlig i historisk perspektiv (Alve et al., 2009) og forbedringer kan kun forventes mellom 10-20 meters dyp, dersom det ikke settes i gang nedpumping av ferskvann for å bedre vannfornyelsen, slik dyputsippet fra Bekkelaget renseanlegg har bidratt til i Bekkelagsbassenget.

Bærumsbassenget (BI 4) 1962-2013. Oksygen (ml/l).



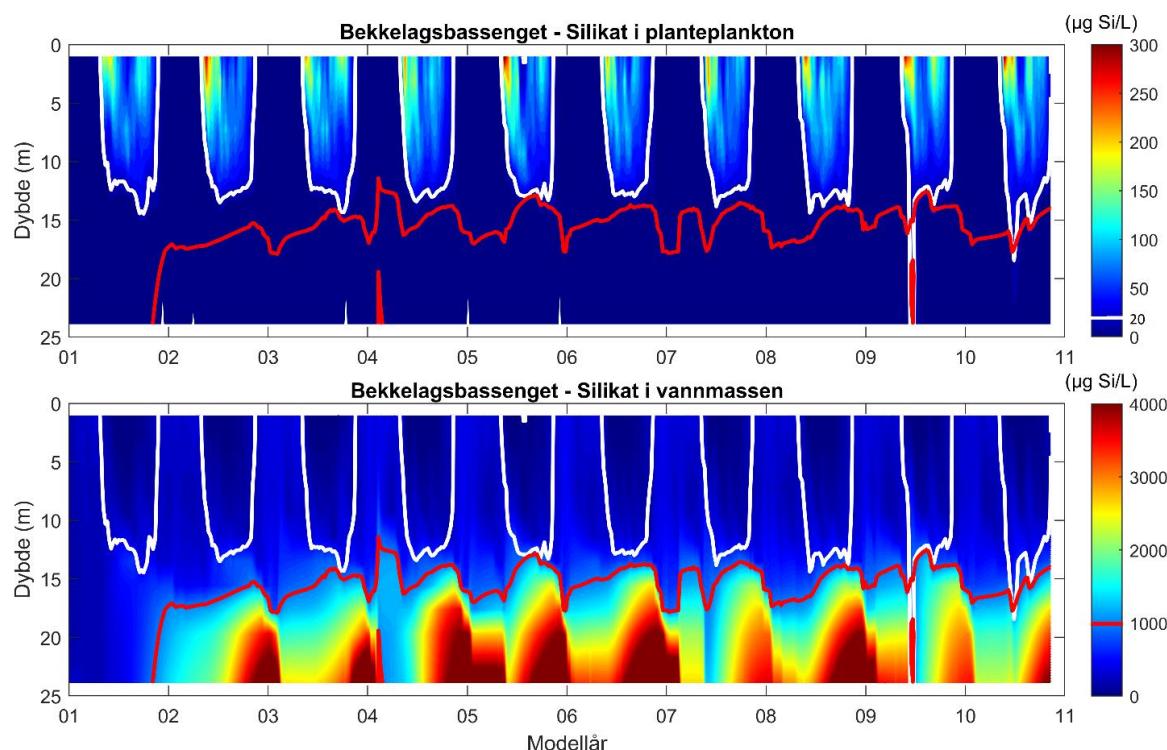
Figur 32. Oksygenutviklingen i Bærumsbassenget 1962 til 2013 (hentet fra Berge et al., 2014).

I Tabell 16 er observasjoner fra perioden 1995-1999 og 2015-2018 fra stasjon BI4 klassifisert basert på Veileder 02:2018. Det samme er gjort for de to modellscenariene SC1995 og SC2015. Modellen gir en vannklasse som er et hakk for lav for begge periodene, men nEQR verdien er nær grensa mellom moderat og god vannkvalitet i både observasjoner og modellresultater. For perioden 2015-2018 ble oksygen observert med sonde, som ikke registrer hydrogensulfid, men det var anokside forhold. I modellen utvikles det mer hydrogensulfid enn det som er observert.

Figur 33 viser mengden silikat bundet opp i planteplankton og mengden løst silikat i vannmassene basert på modellscenariet SC2015. I det anokside laget, ca. under 16 m, bygger det seg opp store konsentraser av blant annet silikat. Modellen predikerer algevekst helt ned til 12-13 m, derfor er det en relativt kort avstand mellom planteplanktonet i overflatelaget og det enorme reservoaret av næringssalter i bunnlaget. På 70-tallet løp algeveksten i Bærumsbassenget løpsk, og i oktober 1977 ble det observert en konsentraser av klorofyll a på 67,2 µg/L, noe som er meget høyt. Det anbefales å følge nøye med på utviklingen i dette bassenget, og i overvåkningsprogrammet for Indre Oslofjord burde det måles profiler av næringssalter, ikke bare målinger i overflatelaget (0-2 m), slik som det gjøres i dag.

Tabell 16. Klassifisering av vannkvalitet i Bærumsbassenget basert på observasjoner og modellresultater. Klorofyll a fra NIVA Fjordmodell er kalibrerte modellresultater, med en estimert feil på $\pm 1,4 \mu\text{g/L}$.

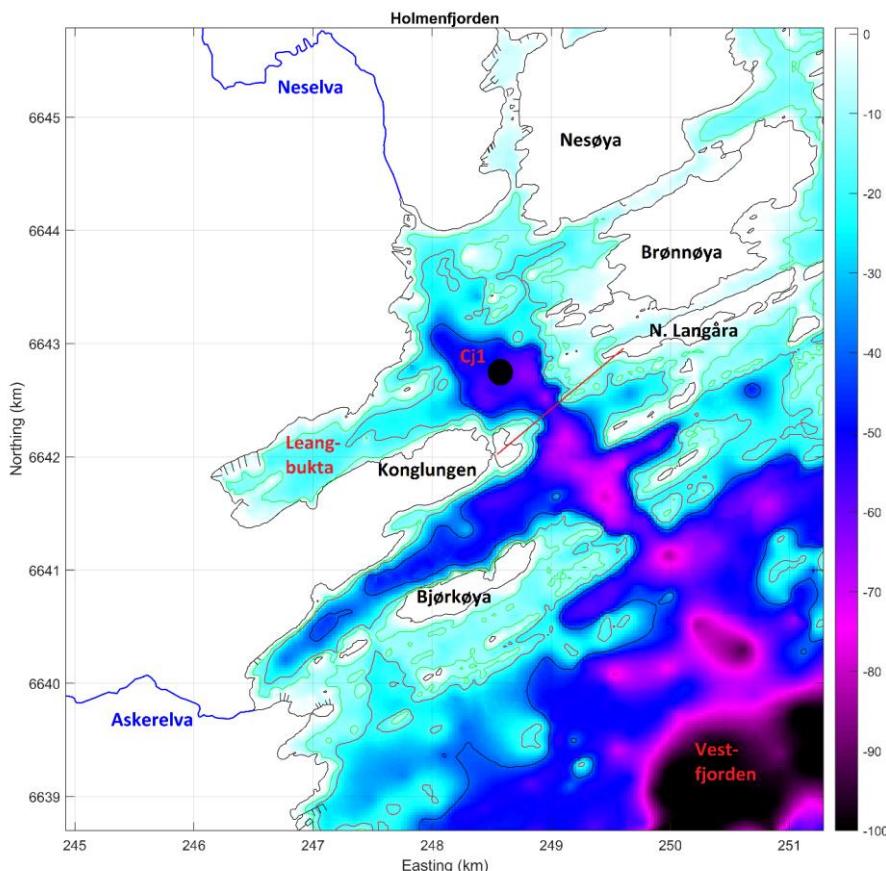
Datagrunnlag	BI4: 1995-1998		BI4: 2015-2018		b7-BR: SC1995		b7-BR: SC2015	
Parameter	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR
Klorofyll a ($\mu\text{g/L}$)	5,9	0,66	6,1	0,65	7,3	0,56	7,0	0,60
Tot-N sommer ($\mu\text{g/L}$)	248	0,80	208	0,83	151	0,88	147	0,88
Tot-N vinter ($\mu\text{g/L}$)	471	0,50	381	0,60	342	0,69	311	0,76
NO ₃ sommer ($\mu\text{g/L}$)	9,6	0,84	5,4	0,91	3,1	0,95	2,8	0,95
NO ₃ vinter ($\mu\text{g/L}$)	237	0,38	234	0,39	316	0,25	286	0,30
NH ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)	7,2	0,92	6,8	0,93	0,6	0,99	0,6	0,99
NH ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)	69,5	0,63	19,3	0,88	0,5	1,00	0,4	1,00
Tot-P sommer ($\mu\text{g/L}$)	10,8	0,81	15,1	0,64	10,3	0,82	11,0	0,81
Tot-P vinter ($\mu\text{g/L}$)	28,3	0,56	46,0	0,36	25,0	0,60	25,6	0,59
PO ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)	1,4	0,92	1,0	0,94	0,1	1,00	0,1	1,00
PO ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)	20,5	0,62	22	0,59	21	0,61	21	0,60
Siktdyp (m)	3,7	0,32	4,3	0,38				
Oksygen minimum (ml/L)	-7,52	0,00	< 0	0,00	-51,12	0,00	-54,47	0,00
Silikat sommer ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)	139		230		44		53	
Silikat vinter ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)	582		853		744		727	



Figur 33. Mengden silikat (enhet $\mu\text{g Si/L}$) i planteplankton (øverst) og i vannmassene (nederst). I begge figurene viser de hvite konturlinjene hvor det er $20 \mu\text{g Si/L}$ i planteplankton. Og de røde konturlinjene i begge figurene hvis det er $1000 \mu\text{g Si/L}$ i vannmassen.

5.8 Holmenfjorden

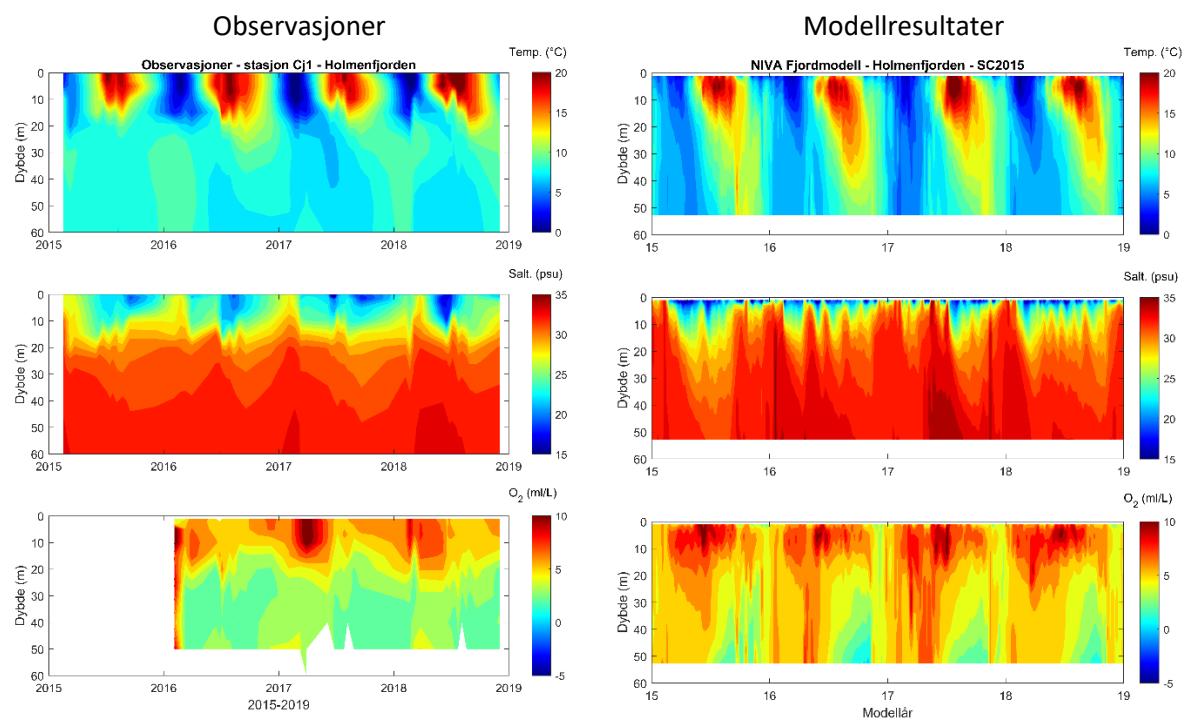
Holmenfjorden er definert som en egen vannforekomst i Vann-nett og den økologiske tilstanden er satt til moderat basert på siktdyp observasjoner. Forbindelsen til Vestfjorden er relativt dyp med dyp ned til 68 m, mens det dypeste punktet inne i bassenget er omtrent like dypt.



Figur 34. Kart over bassenget Holmenfjorden. Fargeskalaen angir bunndybden i meter. Dybdekonturer for 10, 20 og 40 m er tegnet inn med hhv. grønn, rød og svart linje. Stasjon BCj1 fra overvåkningsprogrammet for Indre Oslofjord er tegnet inn med svart punkt.

Figur 35 viser observert temperatur, saltholdighet og oksygenforhold sammenlignet med modellresultater fra scenarioet SC2015. I modellen blandes det varme sommervannet dypere ned enn det obserasjonene viser, som gir for høye oksygenverdier i 20-40 m i modellen.

I Tabell 17 er modellresultatene fra de to scenariene SC1995 og SC2105 klassifisert basert på Veileder 02:2018. Det samme er gjort for observert siktdyp og oksygenmålinger fra 2015-2018. Modellen antyder at vannkvaliteten er «god» basert på klorofyll a. Det anbefales at målinger av klorofyll a og næringssalter i 0-2 m på denne stasjonen inkluderes i overvåkningsprogrammet, ettersom Holmenfjorden er definert som egen vannforekomst og det er sannsynlig at vannkvaliteten er bedre enn det som er satt i Vann-nett.



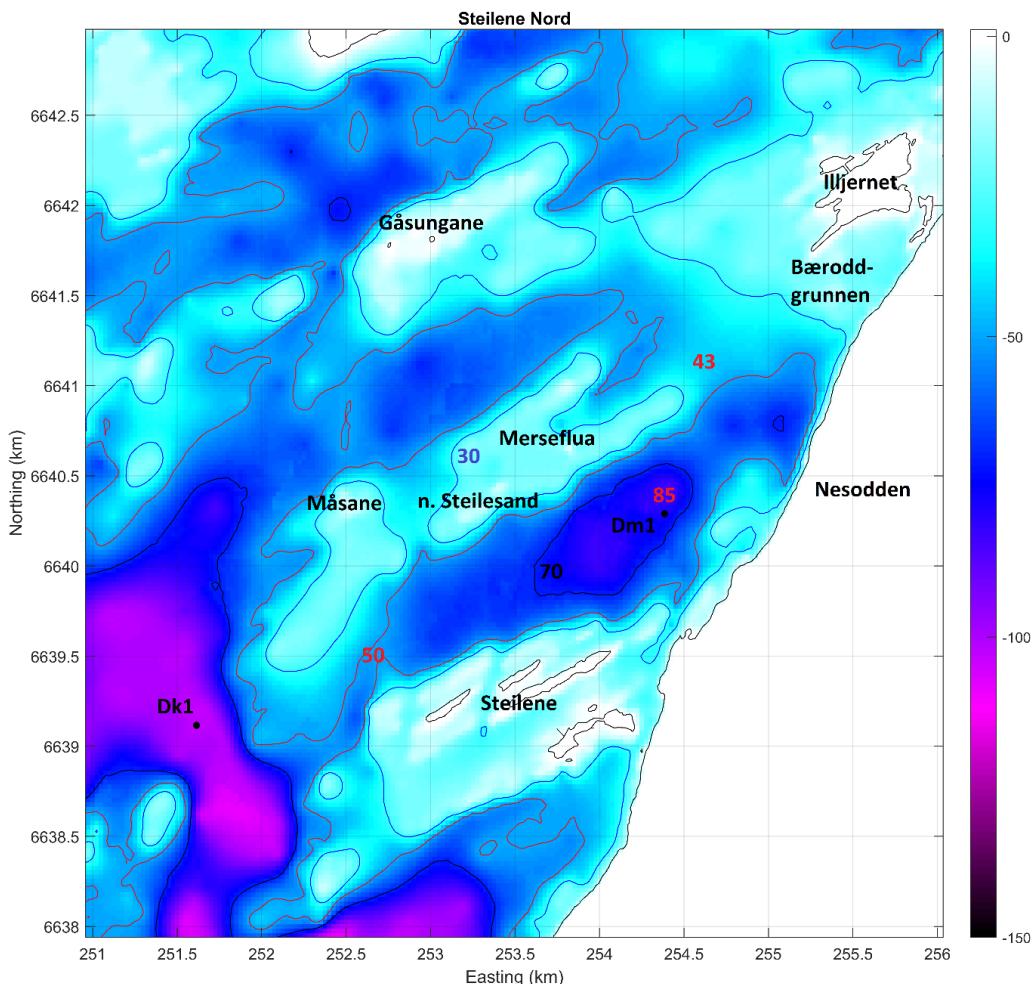
Figur 35. Temperatur, saltholdighet og oksygen i Holmenfjorden for perioden 2015-2018. Til venstre vises målinger fra stasjon Cj1, og til høyre vises modellresultater fra NFM, scenarier SC2015.

Tabell 17. Klassifisering av vannkvalitet i Holmenfjorden basert på observasjoner og modellresultater. På stasjon Cj1 fins det ikke data fra 90-tallet, og etter 2015 ble kun siktdepth observert og oksygen målt med sonde. Klorofyll a verdien er kalibrerte modellresultater, med en estimert feil på $\pm 1,4 \mu\text{g/L}$.

Datagrunnlag	Cj1: 1995-1998		Cj1: 2015-2018		b8-HF: SC1995		b8-HF: SC2015	
Parameter	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR
Klorofyll a ($\mu\text{g/L}$)	Mangler data				4,9	0,72	4,3	0,75
Tot-N sommer ($\mu\text{g/L}$)					152	0,88	150	0,88
Tot-N vinter ($\mu\text{g/L}$)					224	0,85	212	0,85
NO ₃ sommer ($\mu\text{g/L}$)					4,7	0,92	3,0	0,95
NO ₃ vinter ($\mu\text{g/L}$)					216	0,42	204	0,44
NH ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)					0,5	0,99	0,5	0,99
NH ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)					0,4	1,00	0,3	1,00
Tot-P sommer ($\mu\text{g/L}$)					12,3	0,77	14,0	0,69
Tot-P vinter ($\mu\text{g/L}$)					22,9	0,68	24,9	0,60
PO ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)					0,1	1,00	0,1	0,99
PO ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)					21	0,61	23	0,58
Siktdepth (m)			5,2	0,49				
Oksygen minimum (ml/L)			2,08	0,32	0,38	0,05	0,60	0,08
Silikat sommer ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)					43		64	
Silikat vinter ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)					370		377	

5.9 Bassenget Steilene Nord

Bassenget Steilene Nord er i Vann-nett definert som en del av samme vannforekomst som Vestfjorden. Men dette bassenget som ligger mellom øyene Illjernet og Steilene, er omringet av undersjøiske fjellrygger hvor dybden mange steder er mindre enn 30 m. Den dypeste forbindelsen ut til Vestfjorden er rett vest for Steilene hvor terskeldypet er ca. 50 m (se Figur 36).

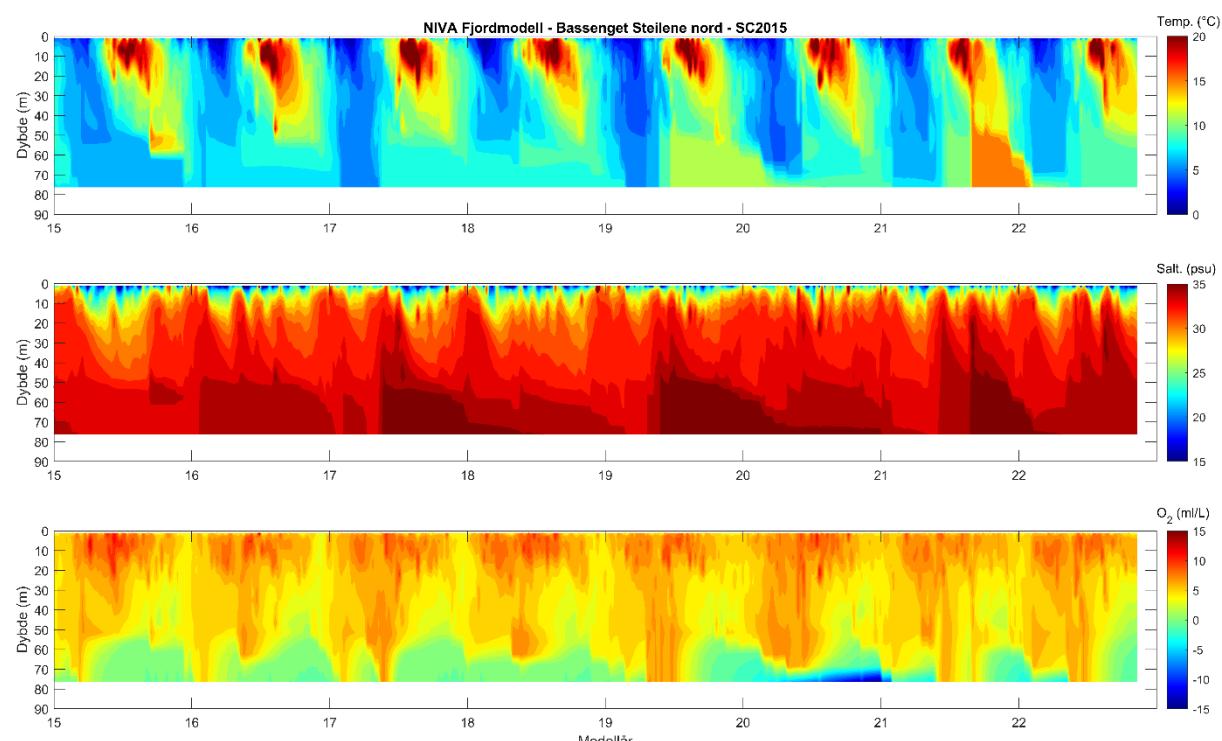


Figur 36. Kart over bassenget Steilene Nord. Fargeskalaen angir bunndybden i meter. Dybdekonturer for 30, 50 og 80 m er tegnet inn med hhv. blå, rød og svart linje. Stasjon Dm1 fra overvåkningsprogrammet for Indre Oslofjord er tegnet inn med svart punkt.

I Tabell 18 er modellresultatene fra de to scenariene SC1995 og SC2105 klassifisert basert på Veileder 02:2018. Det samme er gjort for observert oksygenmålinger fra stasjon Dm1 fra 2015, hvor det ble målt hydrogensulfid under ca. 60 m. I Figur 37 er modellerte temperatur, saltholdighet og oksygen vist basert på scenariet SC2015. I modellen utvikles det anokside forhold under ca. 60 m slik som observasjonene viser.

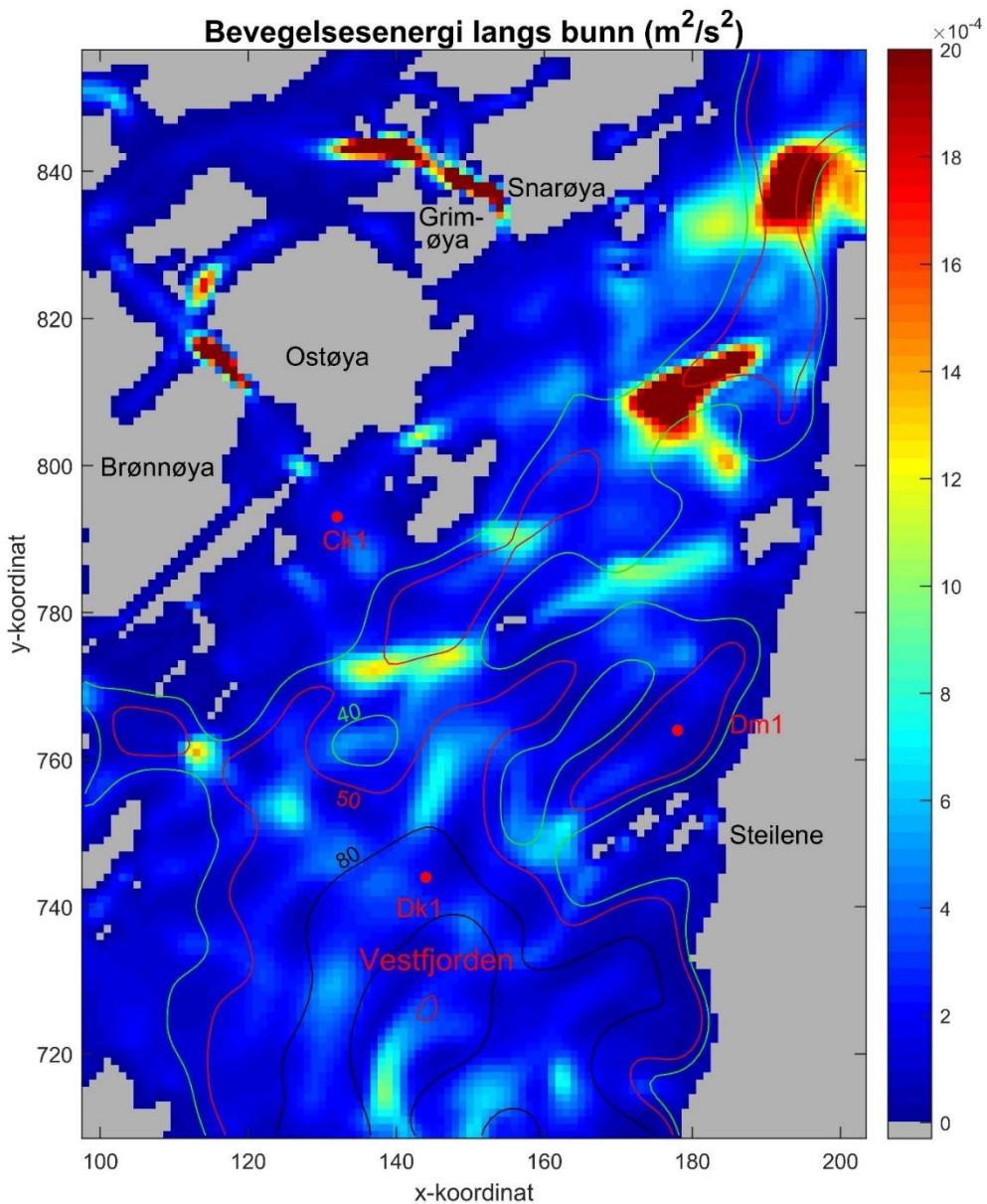
Tabell 18. Klassifisering av vannkvalitet i bassenget Steilene Nord basert på observasjoner og modellresultater. På stasjon Dm1 fins det ikke data fra 90-tallet, men i 2015 ble det tatt vannprøver som ble analysert for oksygen med Winklers metode. Klorofyll a verdien er kalibrerte modellresultater, med en estimert feil på $\pm 1,4 \mu\text{g/L}$.

Datagrunnlag	Dm1: 1995-1998		Dm1: 2015		b9-SN: SC1995		b9-SN: SC2015	
Parameter	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR
Klorofyll a ($\mu\text{g/L}$)	Mangler data	Mangler data	5,7	0,67	4,9	0,72		
Tot-N sommer ($\mu\text{g/L}$)			154	0,88	141	0,89		
Tot-N vinter ($\mu\text{g/L}$)			227	0,84	209	0,86		
NO ₃ sommer ($\mu\text{g/L}$)			8,9	0,85	5,9	0,90		
NO ₃ vinter ($\mu\text{g/L}$)			219	0,41	201	0,45		
NH ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)			0,5	0,99	0,5	1,00		
NH ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)			0,5	1,00	0,3	1,00		
Tot-P sommer ($\mu\text{g/L}$)			12,5	0,76	13,0	0,73		
Tot-P vinter ($\mu\text{g/L}$)			23,0	0,68	24,8	0,61		
PO ₄ sommer ($\mu\text{g/L}$)			0,1	0,99	0,1	0,99		
PO ₄ vinter ($\mu\text{g/L}$)			21	0,60	23	0,58		
Siktdyp (m)				0,00		0,00		
Oksygen minimum (ml/L)			-2,00	0,00	-3,78	0,00	-15,10	0,00
Silikat sommer ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)					68		87	
Silikat vinter ($\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$)					372		372	



Figur 37. Temperatur, saltholdighet og oksygen i bassenget Steilene Nord basert på modellresultater fra NFM, scenarier SC2015.

I Figur 38 vises bevegelsesenergien langs bunn i deler av Vestfjorden, beregnet fra strømdata langs bunn hentet fra FjordOs-modellen. Inne i Steilene Nord bassenget er det svært lite bevegelsesenergi som kan gi vertikal blanding. Vannmassen under ca. 50 m får dermed høy oppholdstid, og det utvikles anokiske forhold.



Figur 38. Bevegelsesenergi langs bunnen av basenget Steilene Nord beregnet fra strømdata fra FjordOs-modellen. Energien er beregnet ved å ta kvadratet av strømstyrken.

6 Resultater fra modelleksperimenter

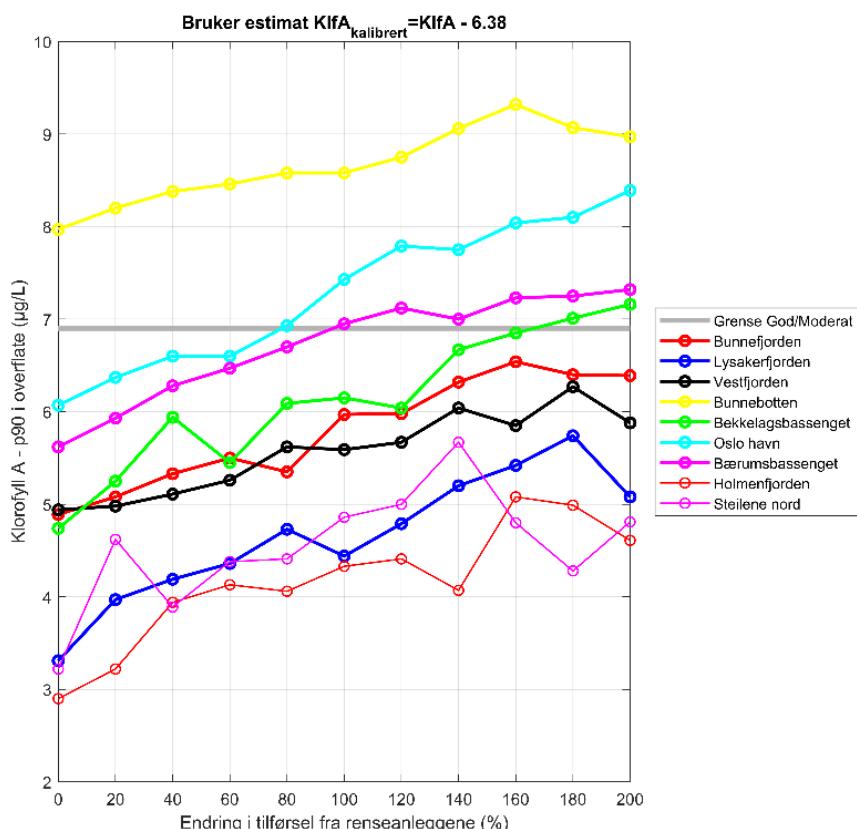
I dette kapitelet vises resultater fra modellsценarier, hvor inngangsdataene til modellen har blitt endret. Utgangspunktet har vært modellsценariet SC2015 som er laget for å simulere dagens situasjon. Alle parametere som er kodet inn i koden er spesifisert i Vedlegg B. Hvilke parametere som er endret i de forskjellige scenariene er vist i Vedlegg C.

Det har blitt fokusert på 90 prosentilverdien til klorofyll a i overflaten, siden dette er det eneste kvalitetselementet for vannmassene i Veileder 02:2018.

6.1 Varierende tilførsel fra renseanleggene

For å vurdere effekten av tilførsel til fjorden har tilførsel av C, N, P og Si fra renseanleggene blitt variert mellom $\pm 100\%$ av det de er i dag, mens vannmengdene har blitt holdt konstant. Dette inkluderer også overløpene fra VEAS og Bekkelaget rensanlegg. Utslip fra elvene har ikke blitt endret. Resultatet fra hvert basseng er vist i Figur 39.

Hvis alle renseanleggene hadde sluppet ut dobbelt så mye C, N, P og Si som i dag antyder modellen at de høyeste klorofyll a verdiene i overflaten kunne økt med 0,5-1,0 $\mu\text{g/L}$, og det kunne potensielt vært en tilsvarende reduksjon om alt C, N, P og Si ble fjernet.



Figur 39. Resultat fra modellkjøringer hvor utslip fra renseanleggene har blitt variert.
Utgangspunktet har vært scenario SC2015.

6.2 Effekt av VEAS sitt overløp i Lysakerfjorden

VEAS har et overløp som går ut på 25 m dyp i Lysakerfjorden. Om det er nødvendig å bruke dette overløpet avhenger av om det er mye nedbør, og i mindre grad om det er en jevn økning i vannmengden, slik som vil være tilfelle ved en befolkningsøkning.

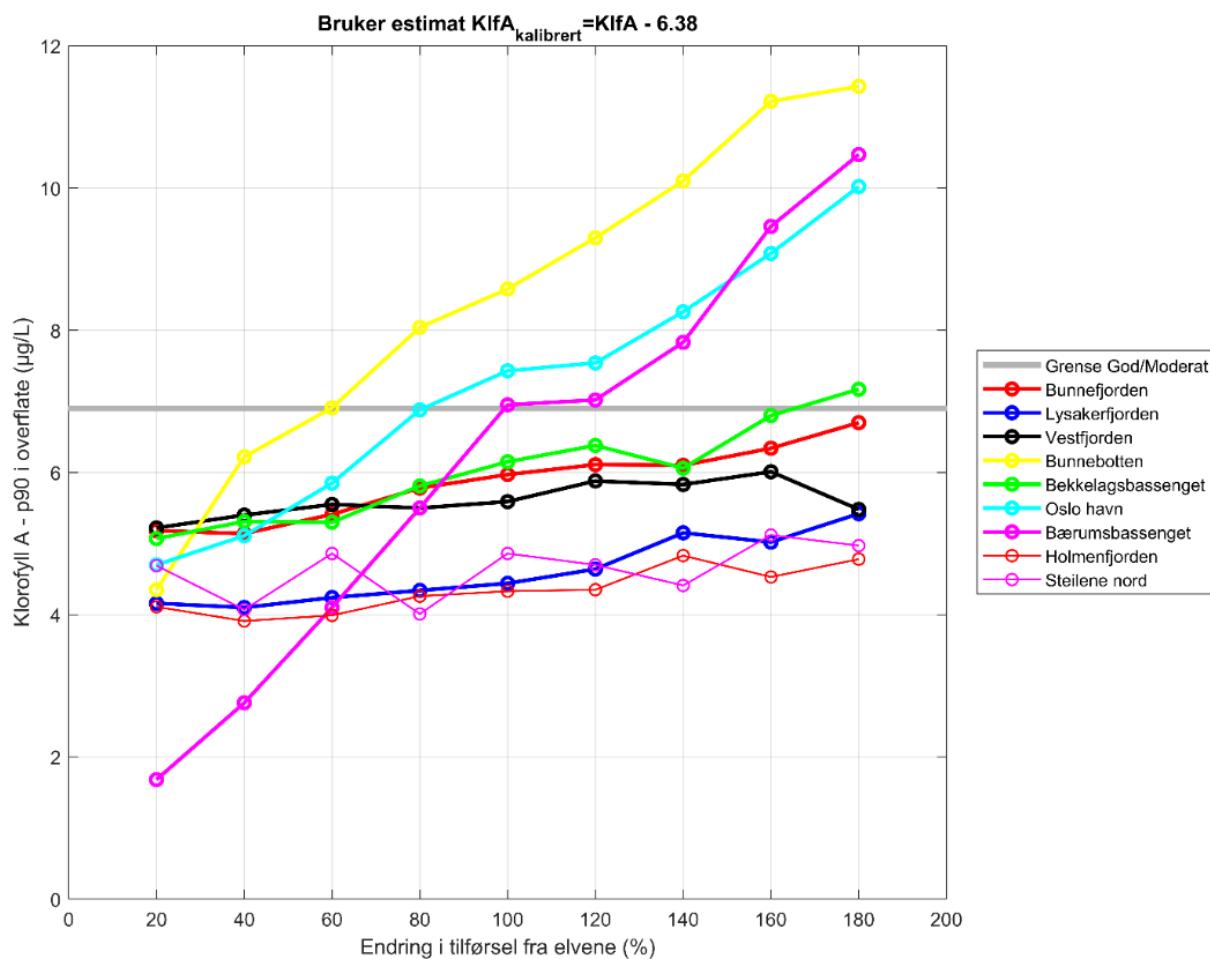
I en egen modellkjøring ble kun overløpet fra VEAS i Lysaker endret. Vannmengde og tilførsel av nitrogen, fosfor, silikat og organisk stoff ble doblet. Dette ga en økning i 90 persentilen til klorofyll a på 0,6 µg/L, fra 4,44 til 5,06 µg/L i Lysakerfjorden.

Dette viser at de tiltakene som er gjort for å redusere vannmengden som går ut i dette overløpet har hatt en positiv effekt på vannkvaliteten.

6.3 Varierende tilførsel fra elvene

For å vurdere effekten av tilførsel til fjorden har tilførsel av C, N, P og Si fra elvene blitt variert mellom ±80% av det de er i dag, mens vannmengdene har blitt holdt konstant. Utslipp fra renseanleggene har ikke blitt endret. Resultatet fra hvert basseng er vist i Figur 40.

Bassengene Bunnebotten, Oslo havn og Bærumsbassenget er spesielt følsomme for endringer i tilførsel fra elvene. Hvis tilførselen av C, N, P og Si fra alle elvene hadde økt med 80 %, kunne klorofyll a verdiene i overflatelaget økt med opp mot 3 µg/L i disse bassengene, mens det ville vært mindre endringer i de andre bassengene. Å redusere tilførlene til overflatelaget innenfor øyene i Oslofjorden peker seg ut som et av de mest effektive tiltakene for å bedre vannkvaliteten i fjorden.

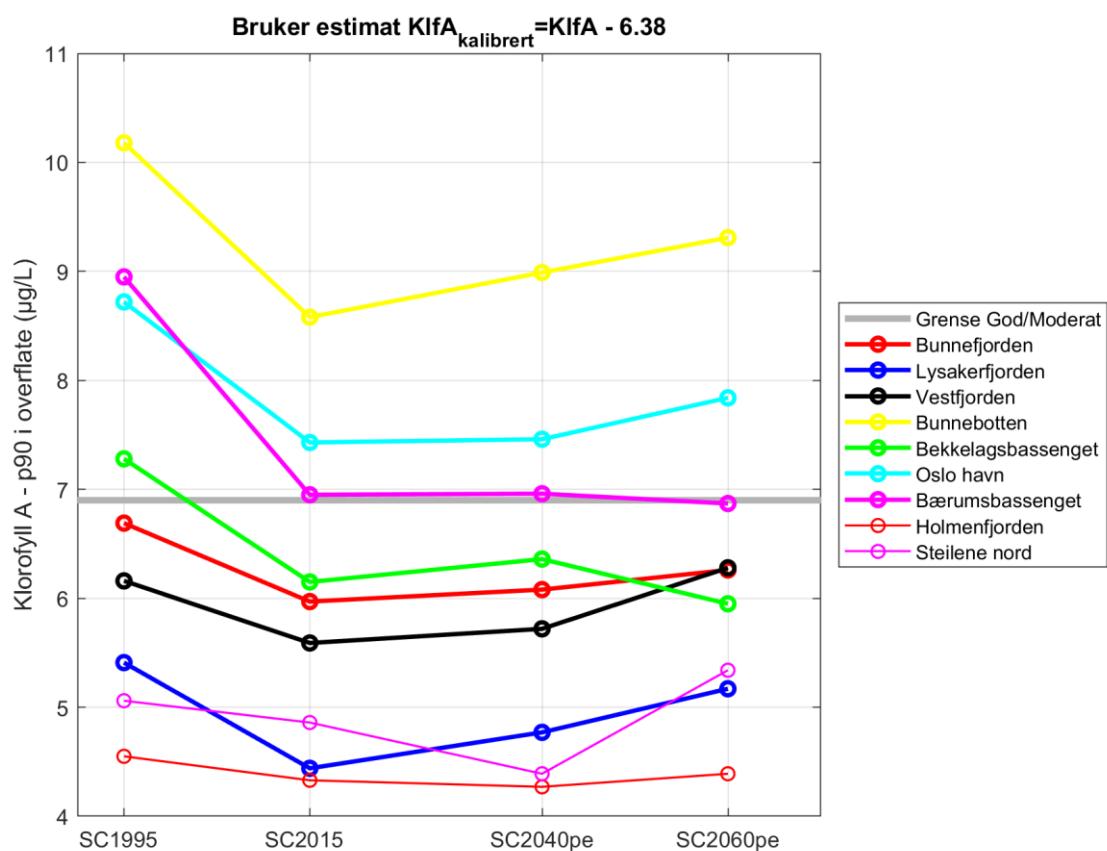


Figur 40. Resultat fra modellkjøringer hvor utslipp fra elvene har blitt variert. Utgangspunktet har vært scenario SC2015.

6.4 Befolkningsøkning

Nå i 2020 bor det 1 million mennesker i kommunene rundt Indre Oslofjord. I denne rapporten har det blitt anslått at denne befolkningen vil øke til 1,25 millioner i 2040 og til 1,48 millioner i 2060 (se Tabell 1). Ut ifra dette er økt tilførsel beregnet basert på personekvivalenter. Dette er lagt til grunn for utarbeidelse av scenariet som er kalt SC2040 og SC2060. Her antas det at den økte belastningen kommer i utsippene fra renseanleggene. Grunnlaget for å beregne hvilke faktorer som skal brukes i scenarioet SC2040 er vist i Tabell 2. For scenariet SC2060 er faktorene doblet.

Denne befolkningsøkningen gir ifølge modellen generelt en økning i mengden planteplankton i overflatelaget (se Figur 41), gitt at dagens rensegrad opprettholdes, og at det ikke er noen økning av tilførsel til overflatelaget. Den positive utviklingen som har vært i de siste 20 årene vil i mer eller mindre grad reverseres. I Vestfjorden er det like mye planteplankton i scenariet for 2060 som det var i scenariet SC1995. Det vil ikke være mulig å bedre vannkvaliteten i overflatelaget kun ved å opprettholde dagens rensegrad med en slik befolkningsøkning som er skissert her.

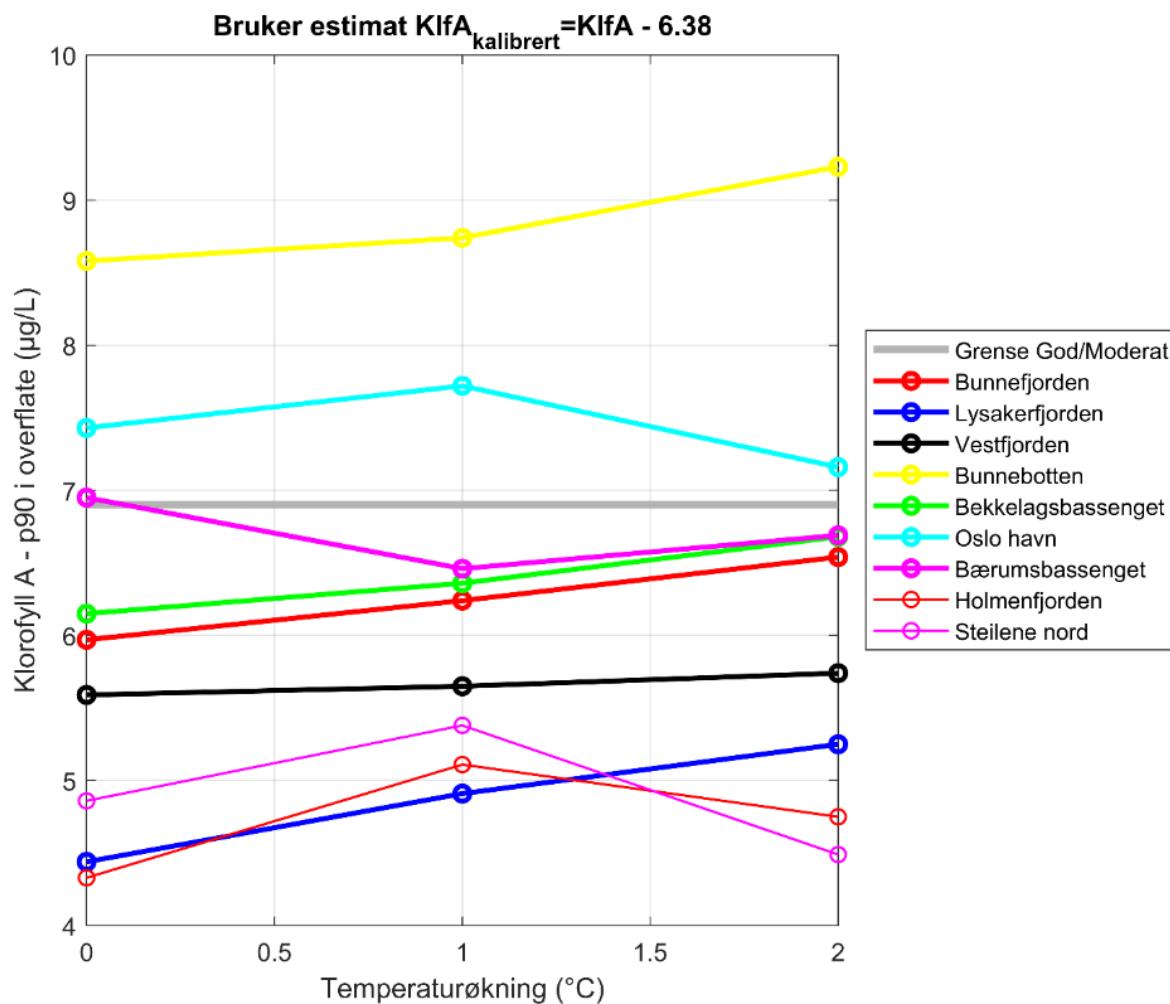


Figur 41. Resultat fra modellkjøringer med scenarioene SC1995, SC2015, SC2040 og SC2060.

6.5 En varmere fjord

Lufttemperaturen målt ved Blindern blir varmere som vist i Tabell 7, og i modellen påvirker sjøtemperaturen det biologiske livet på flere måter. Planktonalgenes vekst, respirasjon og dødelighet går raskere når temperaturen øker. Samtidig så går nedbrytning av organisk stoff raskere. Det er lagd to modellsenerier hvor lufttemperaturen er økt med hhv. 1 og 2 grader.

Hvis lufttemperaturen øker med 2 grader, så øker vanntemperaturen i fjorden overflatelag med omtrent 0,7 grader, og på 60-65 m med omtrent 0,3 grader. Ifølge modellen så fører dette til økt konsentrasjon av hydrogensulfid hvis vannmassen er anoksisk, men liten endring hvis vannmassen er hypokskisk. Modellen gir ikke noe entydig svar på om det blir mer eller mindre planteplankton i overflatelaget i et varmere klima (se Figur 42).



Figur 42. Resultat fra modellkjøringer hvor det er tatt utgangspunkt i scenariet SC2015 (som er vist helt til venstre i figuren) og to scenariet hvor lufttemperaturen er økt med 1 og 2 grader. Temperaturen er vist på x-aksen i figuren.

6.6 Hva skjer om blåskjellene forsvinner?

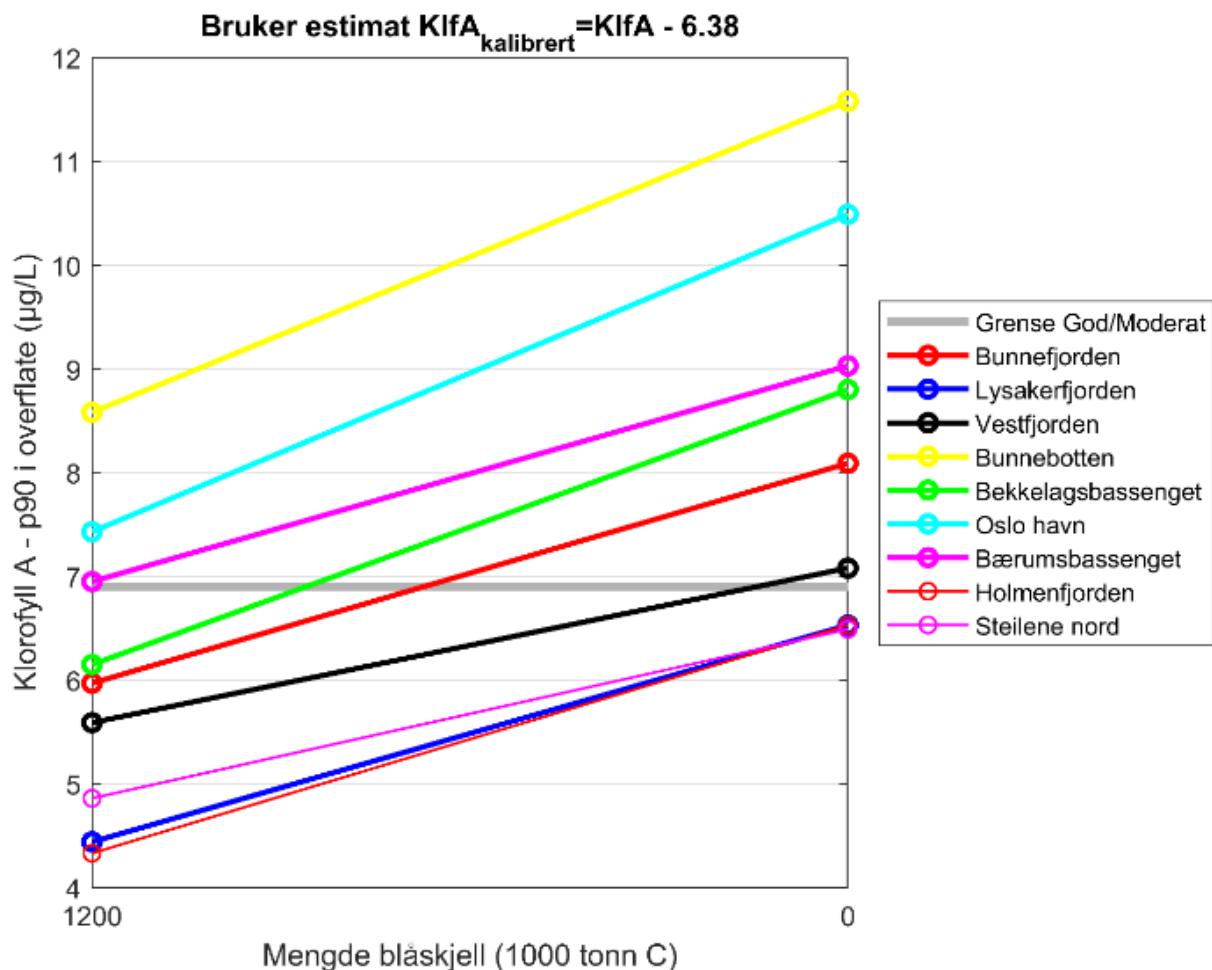
I modellen er det budsjett for organisk karbon, nitrogen, fosfor og silikat. Disse stoffene kan i modellen oppholde seg i vannmassene, enten oppløst eller som partikler, i sedimentene, i dyre- eller plantoplankton, i marine bakterier eller i blåskjell. Dette gjør at modellen kan svare på en del av spørsmålet om hva som skjer om blåskjellene forsvinner.

Modellen kan si noe om hvor det blir av den stoffmengden som ikke lenger er i blåskjellene. Blåskjell i modellen har en viktig funksjon, nemlig å være med å regulere mengden plankton, ved at skjellene beiter på disse. Det vil være en rekke andre deler av dette spørsmålet som modellen ikke vil kunne svare på, blant annet hvordan dette vil påvirke fiske- og fuglelivet og bentisk fauna, eller om funksjonen til blåskjell vil erstattes av andre levende organismer.

Det fins ikke nok data til å fastslå om blåskjell faktisk forsvinner fra Norge i dag, men det har de siste årene kommet mange meldinger om at det blir mindre skjell mange steder (Mortensen & Strohmeier, 2018).

I NFM er det antatt at fjordens blåskjell har en biomasse på 1,2 millioner tonn karbon når modellsimuleringene starter i scenariet SC2015. Denne biomassen blir fordelt på de ni bassengene ut ifra lengden på strandlinjen i hvert basseng. I et modellscenario har denne biomassen blitt satt lik null når modellen starter. I tillegg har maksimal filtrengshastighet (parameteren MSVC beskrevet i Vedlegg B) blitt satt til null. Dermed vil det ikke bli noen blåskjell i denne modellkjøringen.

Når disse blåskjellene fjernes fullstendig fra modellen gir dette store negative endringer i vannkvaliteten. Klorofyll a verdiene kan potensielt øke med 2-3 µg/L om alle blåskjell forsvinner. Dette modellresultatet må ansees for å være et grovt anslag, siden det ikke er kjent hvor mye biomasse blåskjellene har i fjorden på det nåværende tidspunktet. Men dette modellresultatet viser hvor viktig blåskjell kan være for fjordens vannkvalitet.



Figur 43. Sammenligning av modell scenarier hvor mengden blåskjell i modellen er endret. Punktene til venstre er fra SC2015, mens punktene til høyre er fra en kjøring lik SC2015, men hvor mengden blåskjell er satt lik null.

7 Diskusjon og konklusjoner

I denne rapporten har målet vært å modellere miljøtilstanden i fjorden innenfor Drøbak. NIVA Fjordmodell har blitt benyttet. For å se på hele fjorden i sammenheng har fjorden blitt delt opp i ni forskjellige bassenger. Dette har gjort det mulig å i større grad fange opp hvor i fjorden negative effekter av tilførsler til fjorden.

I Veileder 02:2018 er det lagt svært stor vekt på kvalitetslementet planteplankton for å bedømme økologisk tilstand i vannmassene i kystvann. Dette kvantifiseres ved å beregne 90 prosentilverdien for klorofyll a for overflatelaget i vekstsesongen som er definert som perioden fra februar til oktober. NIVA Fjordmodell kan estimere denne parameteren med en gjennomsnittlig feil på $\pm 1,4 \mu\text{g/L}$. Dette er ikke tilstrekkelig til at modellen klarer å plassere vannkvaliteten i riktig vannklasse. I denne sammenhengen må det påpekes at når 90 prosentilverdien beregnes basert på observasjoner så er det også en unøyaktighet knyttet til dette tallet, siden planktonsamfunnet endrer seg svært raskt og det er risiko for at man ikke fanger opp dette variasjonsmønsteret med begrenset antall prøvetakninger.

Modellen gjenskaper godt sesongvariasjon av nitrat og fosfat i overflatelaget. Men modellen har generelt for lave verdier av silikat og ammonium i vannsøylen, og utviklingen av nitrat i dypet i de forskjellige bassengene simuleres ikke helt nøyaktig. Her har modellen et forbedringspotensial.

Både modellresultatene og observasjonene av klorofyll a i indre Oslofjord viser at vannklassen ligger nær grensen mellom moderat og god vannkvalitet i mange av vannforekomstene. De to periodene 1995-1999 og 2015-2018 er sammenlignet. Hvis en ser på hele fjorden under ett og tar differansen mellom middelverdien av alle bassengene med observasjoner (dvs. Bunnefjorden, Lysakerfjorden, Vestfjorden, Bekkelagsbassenget, Oslo havn og Bærumsbassenget) har klorofyll a verdien gått ned fra 7,2 til 6,2 $\mu\text{g/L}$ ifølge observasjonene fra perioden 1995-1998 til perioden 2015-2018. Basert på modellscenariene SC2015 og SC1995 har nedgangen vært fra 7,3 til 6,1 $\mu\text{g/L}$.

Nå i 2020 bor det 1 million mennesker i kommunene rundt Indre Oslofjord, og i denne rapporten har det blitt anslått at denne befolkningen vil øke til 1,25 millioner i 2040 og til 1,48 millioner i 2060. Dette er lagt til grunn for utarbeidelse av scenariet som er kalt SC2040 og SC2060. Her antas det at den økte belastningen kommer i utsippene fra renseanleggene. Grunnlaget for å beregne hvilke faktorer som skal brukes i scenarioet SC2040 er vist i Tabell 2. For scenariet SC2060 er faktorene doblet. Denne befolkningsøkningen gir ifølge modellen generelt en økning i mengden planteplankton i overflatelaget (se Figur 41), gitt at dagens rensegrad opprettholdes, og at det ikke er noen økning av tilførsel til overflatelaget. Den positive utviklingen som har vært i de siste 20 årene vil i mer eller mindre grad reverseres. I Vestfjorden er det like mye planteplankton i scenariet for 2060 som det var i scenariet SC1995.

Resultater fra modellkjøringene indikerer at det vil ikke være mulig å bedre vannkvaliteten i overflatelaget kun ved å opprettholde dagens rensegrad med en slik befolkningsøkning som er skissert her.

Bassengene Bunnebotten, Oslo havn og Bærumsbassenget er spesielt følsomme for endringer i tilførsel fra elvene. Hvis tilførselen av C, N, P og Si fra alle elvene hadde økt med 80 %, kunne klorofyll a verdiene i overflatelaget økt med opp mot 3 $\mu\text{g/L}$ i disse bassengene, mens det ville vært mindre endringer i de andre bassengene. Dette skyldes mest sannsynlig at oppholdstiden i overflatelaget er større i disse bassengene enn i resten av fjorden. Å redusere tilførslene til overflatelaget innenfor

øyene i Oslofjorden peker seg ut som et av de mest effektive tiltakene for å bedre vannkvaliteten i fjorden.

Mulig nedgang i mengden blåskjell i Indre Oslofjord bør vekke bekymring. Blåskjellene yter en stor økosystemtjeneste, ved at de renser overflatevannet for planterplankton. Modellen anslår at bortfall av denne renseeffekten hvis alle blåskjellene brått forsvinner, potensielt kan gi en forverring av vannkvaliteten i overflatevannet, slik at tilstandsklasse for planterplankton går en klasse ned.

Basert på modellresultatene gjort i dette prosjektet foreslås det at overvåkningsstasjonen i Bunnebotten flyttes ca. 500 m nordover, til området hvor det er nesten 30 m dyp. Modellen beregner at i disse områdene vil det kunne oppstå anoksiske forhold. På nåværende overvåkningsstasjon (Gp1) er det kun 15-17 m dypt. Det anbefales også at næringssaltene i Bærumsbassenget observeres helt ned til bunn. Modellresultatene tyder på at det kan bli svært høye næringssaltkonsentrasjoner i bunnvannet rett under det dypet hvor det er planterplanktonvekst.

I videre arbeid med modellen bør tilførsler til overflaten via overløp og fra tette flater beskrives bedre.

8 Referanser

Alve, E., Helland, A. og Magnusson, J. 2009. Bærumsbassenget et naturlig anoksisk basseng? NIVA-rapport I.nr. 5735.

Andersen, A.T. (1968). En kjemisk-hydrografisk helårsundersøkelse (1966-67) av et forurensset basseng i indre Oslofjord. Hovedfagsoppgave. Universitetet i Oslo.

Berge, J. A., Amundsen, R., Bratrud, T., Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen, H., Hinchcliffe, C., Holth, T. F., Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T. M., Kroglund, T., Ledang, A. B., Norli, M. Lømsland, E. R., Staalstrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R. (2014) Overvåkning av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport, NIVA-rapport 6698-2014, 131 sider.

Bergstøl, P. O., Feldborg, D. & Olsoen, J. G. (1981) Indre Oslofjord. Forurensningstilførsler 1920-1980. Tilførsel av fosfor. NIVA rapport 1325-1981. 130 sider.

Bjerkeng, B. (1994a) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 1: Praktisk utprøvning på indre Oslofjord. NIVA rapport 3112-1994. 96 sider.

Bjerkeng, B. (1994b) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 2: Faglig beskrivelse av innholdet i modellen. NIVA rapport 3113-1994. 134 sider.

Bjerkeng, B. (1994c) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 4: Fysiske prosesser. Litteraturstudium og dataanalyse. NIVA rapport 3115-1994. 107 sider.

Bjerkeng, B. (1994d) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport5: Fytoplankton-prosesser – et litteraturstudium. NIVA rapport 3116-1994. 165 sider.

Bjerkeng, B. (1994e) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 6: Filtrering og vekst hos blåskjell som funksjon av miljøforhold. NIVA rapport 3117-1994. 78 sider.

Bjerkeng, B. og Magnusson, J., 1999. Marinøkologisk vurdering av utslippssted –og innslippingsdyp for utsippet til Bekkelaget renseanlegg. Fase 2. Modellkjøringer og vurderinger. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport nr. 3996.

Bjerkeng, B. (2011) Strategi 2010. Effekter på indre Oslofjord av endrede tilførsler og tiltak analysert ved hjelp av NIVAs fjordmodell. NIVA rapport 6216-2011. 87 sider.

Direktoratgruppen vanndirektivet. 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstanden i vann økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. 220 s.

Foss, P.K. (2016) *Riksrevisjonens undersøkelse av Klima- og miljødepartementets arbeid med å sikre godt vannfaglig og bærekraftig bruk av vannressursene*. Riksrevisjonens administrative rapport nr.1 2016. 763 s.

Gaarder, T. (1916) De vestlandske fjordenes hydrografi. I: Surstoffet i fjordene. Meddelelse nr. 47 fra Bergens Museums Biologiske Station. 200 sider.

Magnusson, J. & Green, N. (1978) Undersøkelser av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord, Datarapport 1977. NIVA rapport 1079/1977. 58 sider.

<https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/202341>.

Magnusson, J., Green, N. & Källqvist, T. (1979) Undersøkelser av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord, Datarapport 1978. NIVA rapport 1124/1978. 60 sider.

<https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/202464>.

Malone, T. C. & Ducklow, H. W. (1990) Microbial biomass in the coastal plume of Chesapeake Bay: Phytoplankton-bacterioplankton relationships, Limnol. Oceanogr., 35 (2), 296-312.

McDougall, T. J. & Barker, P. M. (2011) Getting started with TEOS-10 and Gibbs Seawater (GSW) Oceanographic Toolbox, SCOR/IAPSO WG127, 28 pp.

Røed, L. P., Kristensen, N. M., Hjelmervik, K. B. & Staalstrøm, A. (2016) A high-resolution, curvilinear ROMS model for the Oslofjord, METreport no. 4/2016, 40 sider.

Hjelmervik, K. B, Kristensen, N. M., Røed, L. P. & Staalstrøm, A. (2017) Evaluation of the FjordOs-model, METreport no. 11/2017, 76 sider.

Staalstrøm, A., Tjomsland, T., Tryland, I. & Kempa, M. (2014) Vurdering av VEAS sitt dykkede overløp av avløpsvann i Lysakerfjorden. NIVA rapport 6729-2014. 62 sider.

Staalstrøm, A. (2017) Vurdering av effekter på vannkvaliteten ved endret utslip i Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget. NIVA rapport 7192-2017. 36 sider.

Staalstrøm, A. & Yakushev, E. (2019) Hva skjer i Hunnebunn? Naturen, 5, 2019, 222-230.

Stigebrandt A, Liljebladh B, de Brabandere L, Forth M, Granmo Å, Hall P, Hammar J, Hansson D, Kononets M, Magnusson M, Norén F, Rahm L, Treusch AH og Viktorsson L. 2014. An experiment with forced oxygenation of the deepwater of the anoxic By Fjord, western Sweden. Ambio 44: 42–54.
Strøm T-E. 2001. Hydrografi og masseoppblomstring av stressstolerante grønnalger i Hunnebunnen – en poll i Østfold. Cand. Scient oppgave i limnologi, Universitetet i Oslo. 63 s.

Thorsnæs, G. 2019. «Oslo». Store norske leksikon. Lest 2. november 2019. <https://snl.no/Oslo>.

Unesco (1981) Background papers and supporting data on the Practical Salinity Scale 1978, SCOR WG10, Unesco technical papers in marine science, 37, 144 pp.

Vannforskiften. (2006). Forskrift om rammer for vannforvaltningenr. Hentet fra <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>

Vollen, Øistein (1989). Kommunalteknikk 2: vann og avløp. Oslo: Yrkessopplæring. s. 58, 61, https://www.nb.no/items/URN:NBN:no-nb_digibok_2007091004021

Wenneberg, A. C., Vogelsang, C. & Liltved, H. (2011) Bestemmelse av totalt organisk oksygenforbruk fra organisk stoff som tilføres Indre Oslofjord via renseanlegg og elver. Fagrådsrapport 111. NIVA rapport 6229-2011. 39 sider.

Ødegaard, H., Rusten, B., Storhaug, R. og Paulsrød B. (2009) Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg, Norsk Vann rapport 168-2009, 57 sider.

Vedlegg A. NIVA Fjord model

General description of the model structure

The model is designed to be able to describe the eutrophication state of relatively closed fjords, especially fjords with basins separated from the open ocean by a sill. The practical aim is to evaluate the effect of treatment measures and other pollution reduction measures for fjords.

The model describes how dynamic biomass in the surface layer and the oxygen content in deeper layers of the fjord evolves during the year under various situations. The model is able to calculate changes in conditions as a function of:

- Inputs of nutrients (N, P, Si) and organic matter,
- Changed distribution between surface discharge and dived discharge and
- Changed distribution of discharge between the main basins of the fjord.

The model can also be used to describe how the relationships between various processes and components in the fjord change with changing physical conditions. Relevant examples are the forced circulation of deep water that can be introduced to a fjord by pumping down surface water, and the dredging of sill areas with possible altered vertical mixing in the fjord as the result.

The NIVA Fjord model is made up of several cooperative sub-models: biochemical models describe biological turnover in water and sediment, vertical particle transport, and exchange of solutes between water and sediment; a physical model describes vertical and horizontal water transport. The development of the conditions is the result of the interaction between these processes and influences from outside of the fjord system the model describes.

A fjord is described in the model as a number of naturally demarcated basins. All basins must be in communication with an outer basin, either directly or via other basins. Within each basin, conditions are described by horizontally averaged values, but with a detailed description of the vertical variation i.e. the water volume is divided into horizontal layers delimited by essentially fixed depth intervals.

The physical processes in the fjord are simulated by calculating the water transport between interconnected basins and the outer basin, and vertical transfer between layers within each basin as a function of external influences and density variations.

Biological processes are calculated mainly independently within each layer. The active or passive components are consumed or produced at rates which are functions of external environmental variables and concentrations of substances or active components included in the processes.

All biomass is described in the model as a composite of carbon (C), nitrogen (N) and phosphorus (P), which are considered to be essential elements. Carbon compounds are important for building and as an energy carrier in organic matter, whereas nitrogen and phosphorus are the two main elements that could limit organic matter production. A key objective of the model is to describe the effects of changed inputs of bioavailable N and P.

Biologically active components are primarily phytoplankton, which produce biomass using solar energy, together with zooplankton and bacteria in the water masses and mussels along the shoreline. Phytoplankton are considered in two groups: "diatoms" and "other". For diatoms, silicon (Si) is included in the composition (because it is potentially restrictive), and Si is therefore also included in

the composition of dead organic matter. For phytoplankton, the relationship between C, N and P can vary, while for other groups of organisms the C:N:P ratio is fixed.

Examples from the literature show that planktonic bacteria, smaller than $<1\mu\text{m}$, can play a major role in terms of overall biomass in marine waters. As an example, data from Chesapeake Bay show that the microbial biomass measured as organic carbon can be about the same as phytoplankton late in the summer (Malone & Ducklow, 1990). The NIVA Fjord model includes a simple description of microbial biomass in the water column (Bjerkeng, 1994), whereby marine bacteria grow by using dissolved organic carbon, N and P, competing for nutrients with the phytoplankton. Given enough nutrients, 50 % of the organic carbon is assimilated by the bacteria, and the rest is used for respiration and leads to oxygen consumption.

In addition to the biologically active components, the model contains dissolved organic carbon from phytoplankton and particulate organic material which is utilized by bacteria. The result of this is a remineralization of C, N and P.

The physical and inorganic concentrations included in the model specification are salinity, temperature, and oxygen, and the major inorganic compounds taken up by phytoplankton as sources of N, P and Si are nitrate, ammonium, phosphate and silicate.

Transport, consumption and production are connected in total mass balances for each component. The mass balance for a component within a layer of water in a basin is generally expressed as shown below. All parts of the equation are functions of depth (i.e. "layer number") within the basin and of time.

Rate of change =

Net supply due to external sources (land, atmosphere, outer basin)

- + Net supply due to water transport between basins
- + Net supply due to vertical mixing and water transport
- + Net exchange with mussels at the shoreline
- + Net exchange with bottom sediments
- + Net transport through the surface
- + Net local production in the water volume
- + Net supply due to biological/geological transport (particle sinking)

As an example, the flow of organic matter is illustrated schematically in **Figure 44**.

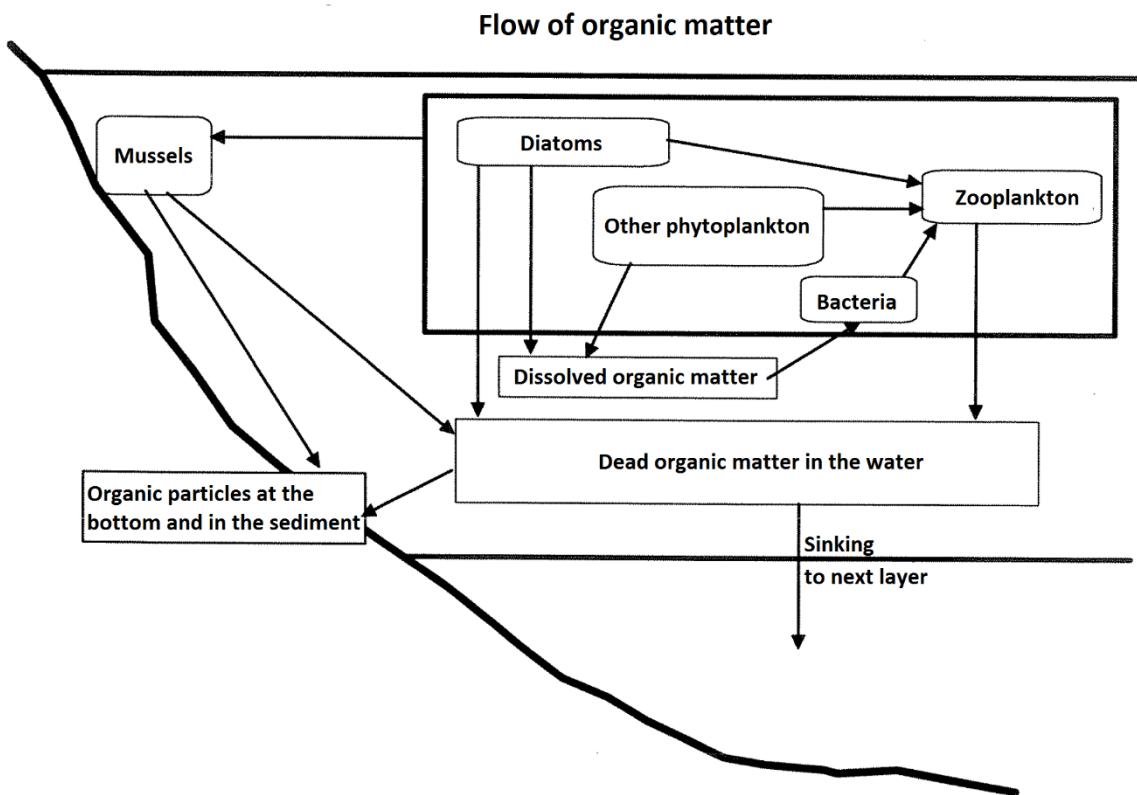
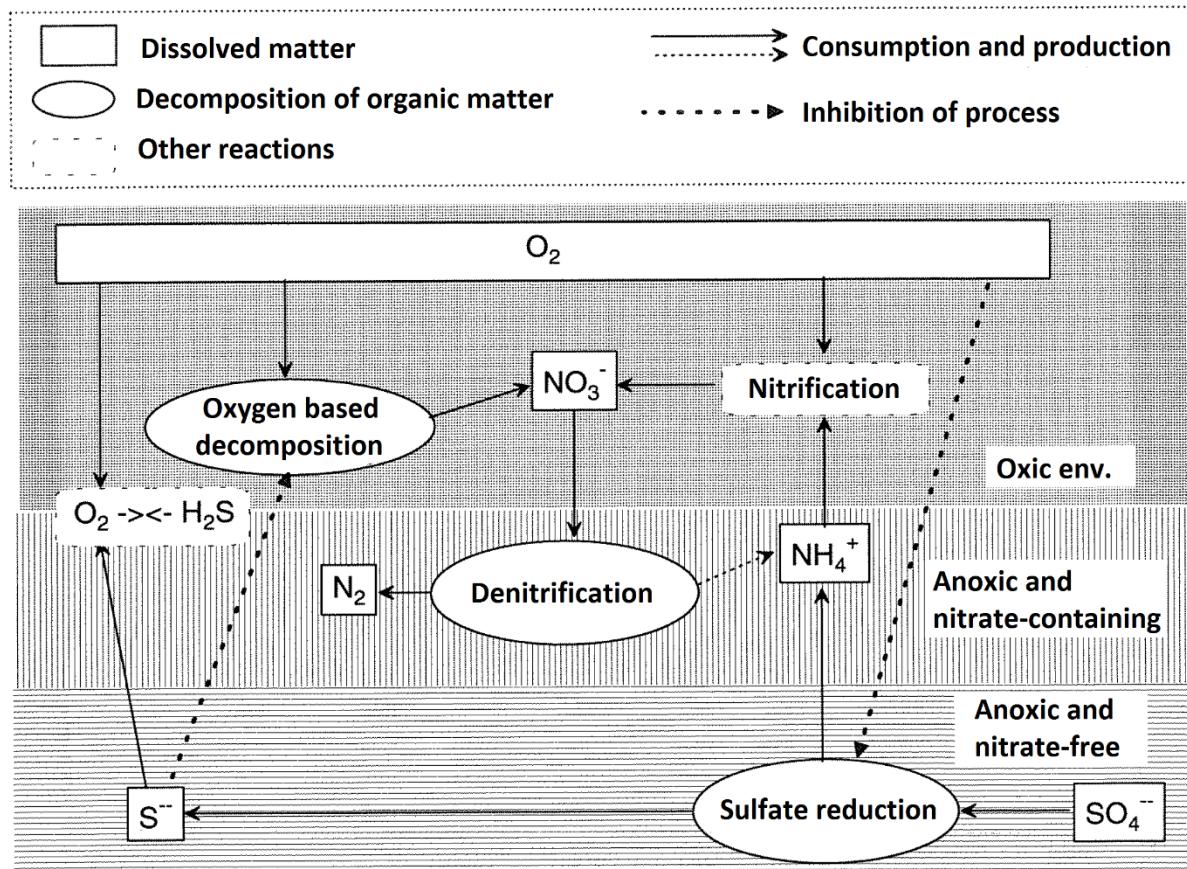


Figure 44. Schematic illustration of the flow of organic matter within one layer of the NIVA Fjord model. In addition to the processes described in the figure, organic matter can be introduced as point sources in each layer and exchanged horizontally with connected basins.

The bottom sediment is defined in the model as particulate material accumulated as sediment or located at the interface between water and sediment, exposed to episodic disturbances. Bottom areas are divided vertically with the same divisions as the water layers, and each layer of water is in direct contact with the bottom area in the same depth interval.

It is believed that the essential parts of sediment processes occur in relatively close contact with the water. The sediment in the model therefore includes only a single inventory of particulate matter deposited on the bottom, which is believed to exchange substances directly with the free water. There is therefore no representation of any vertical layering of the sediment.

The aim of the model is not to describe the state of the sediment itself, but to include the sediments as a stock for unreacted organic substances by modeling the conditions in the water column. The model includes a rough description of the binding and release of sulphide (= oxygen debt) and phosphate in the sediments, but otherwise it is believed that the pore water and the sediment is no substantial stock of inorganic compounds relative to the quantities that have been released to the water. **Figure 45** shows the different processes included in the model to calculate how organic matter is decomposed and oxygen consumed.

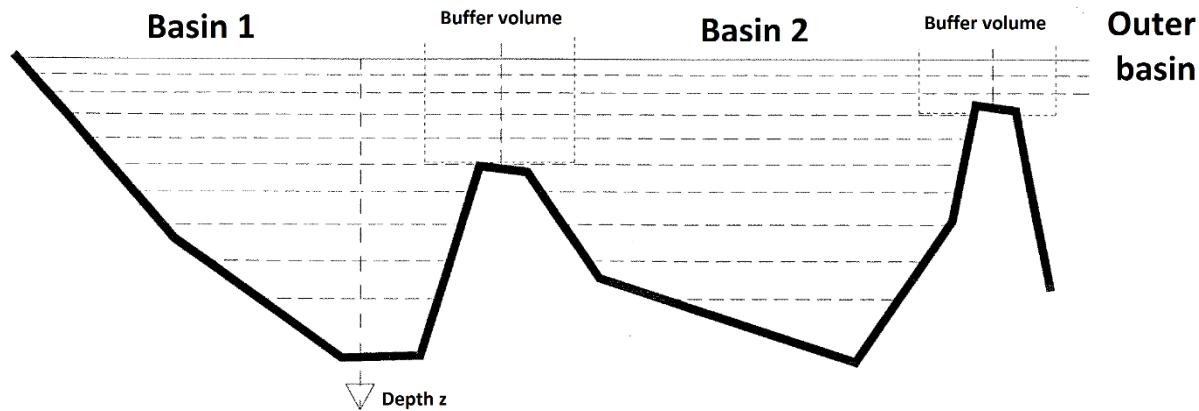


Figur 45. Schematic illustration of the processes included in the NIVA Fjord model to represent decomposition of organic matter and oxygen consumption.

Dividing the fjord into basins and vertical layers

A general assumption in the model is that the fjord or fjord system are relatively enclosed and can be considered as a small number of basins, each of which can be described by state variables averaged horizontally, and thus only varying with depth and time. Topographic data is read from a single data file, and the model builds up internal tables from these data.

When water flows from one basin to the next, it is possible that some of this water with its properties flows back before it is mixed into the main water mass. To include this effect, the water mass close to the connections between basins is defined as a buffer volume. The water that enters a basin first enters this buffer volume, where the properties that the water brought with it from the original basin are kept. The water in this buffer volume is allowed to flow back to its original basin without being mixed. The division of the fjord system into basins with buffer volumes and vertical layers are shown in **Figure 46**.



Figur 46. Schematic illustration of the division of the water masses of a fjord system into basins and vertical layers.

The connections between the basins and the open ocean

The model must be connected to one or more other basins. If the model is set up with several basins they will normally be connected. The latter is not necessary for the model to work; if they have no connection, the model will in fact describe two or more independent fjord systems. **Figure 18** shows how the basins generally are connected. It is a requirement that each model basin is connected to at least one other basin, either by direct connection or indirectly via connection with other model basins.

In the model, the layers are divided by depth, while the flow usually follows surfaces of constant density. When tidal flow interacts with the bathymetry this give rise to internal waves. These waves and other processes that displace water masses (i.e. wind effects) give density surfaces that are tilted compared to the horizontal plane, especially in narrow channels that connect basins. Conditions in the outer basin and transport through the cross sections of the connections between the basins, have the same vertical division as the model basins. When water masses enter a basin, they end up in the layer where the density in the recipient basin is equal to the density of the new water. This might involve vertical movement of the water mass, and the entrainment of water that this might lead to is included in the model. The different physical processes that are included in the model are illustrated in **Figure 47**. Note that the forced vertical mixing that would be introduced by a dived outlet is also represented.

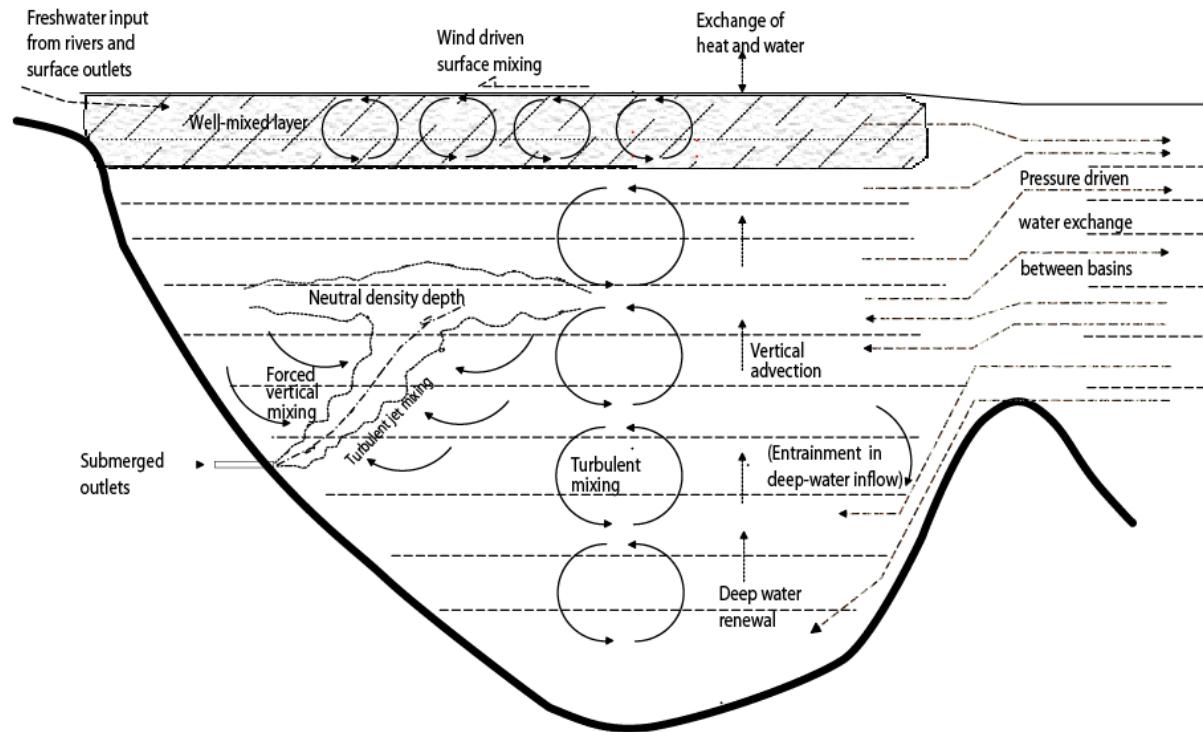


Figure 47. Illustration of the different physical exchange processes that are included in the NIVA Fjord model.

Vedlegg B. Model parameters in SC2015

Here the model parameters used in the main scenario (SC2015) is listed. All these parameters are defined when the model is compiled, but can be modified when the model run is started.

```
##### Parameter Group TOPOGRAPHY
    # Topography setup parameters

DDPMIN = 1.00000          # Unit: (m)
    # Minimum depth of layers (at surface)

DPFACT = 1.10000          # Dimensionless.
    # Thickness increase factor for deeper layers

NLIMAX = 180              # Dimensionless.
    # Upper limit to number of layers NLI, can be set at run-
    # time to vary vertical resolution without recompiling the
    # program

TOPO_NR = 1                # Dimensionless.
    # Option for alternative topographies

##### Parameter Group Boundary
    # Boundary conditions

FIXTMP = T                  # Dimensionless.
    # Controls how surface temperature at boundary is set
during
    # simulation: .true. : use specified boundary values only.
    # .false.: set equal to weighted average of inner basins

BOUND_INF( 1: 9) = 1.00000 1.00000 1.00000
1.00000 1.00000
    1.00000 1.00000 1.00000 1.00000
    # Dimensionless.
    # Adjusts relative weight of different basins (multiplied
    # by areas) for propagating the distribution of nutrients
    # from internal basins to outer basins

BndFac_N = 1.00000          # Dimensionless.
    # Factor on total nitrogen inputs (only affects excess of
    # 100µg/l)

BndFac_P = 1.00000          # Dimensionless.
    # Factor on total phosphorus inputs

BndFac_Ox = 0.90000         # Dimensionless.
    # Factor on oxygen levels in inputs, (applies to deviation
    # from saturation

EXTBIO( 1: 2) = 0.900000 0.000000
```

```

# Dimensionless.
# Controls to what degree biological components are
included
# in inflow from boundary areas into the model basins.
# Specify in range 0...1 for continuous variation between:
# EXTBIO(1): = 0: nutrients are imported in inorganic form
=
# 1: nutrients are distributed between inorganic and
biomass
# forms as in the model basins EXTBIO(2): = 0: no DOC, =1:
# ratio DOC/Phytoplankton as inside the model basins

TIDFAC = 1.00000           # Dimensionless.
# Adjustment factor for normal tidal variation of boundary
# surface level (=0: no variations)

##### Parameter Group INITIATION
# Model State Initiation

# Initial contents of organic matter in sediments, one
# value per inner basin:

CSEDIN( 1: 9) = 0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00
0.00   0.00
# Unit: mgC/m2
# Organic carbon

NSEDIN( 1: 9) = 0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00
0.00   0.00
# Unit: mgN/m2
# Nitrogen

PSEDIN( 1: 9) = 0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00
0.00   0.00
# Unit: mgP/m2
# Phosphorus

RSEDIN( 1: 9) = 0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00
0.00   0.00
# Unit: mgC/m2/day
# Remineralisation capacity: Organic carbon*decomposition
# rate (state variable R in model description)

SSEDIN( 1: 9) = 0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00
0.00   0.00
# Unit: mgSi/m2
# Silicon

ASEDIN( 1: 9) = 0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00
0.00   0.00
# Unit: liter O2/m2
# Oxygen debt in sediments (mainly occurs as sulfides)

```

```

XSEDZ( 1: 9) =   1.00   1.00   1.00   1.00   1.00   1.00   1.00   1.00
1.00   1.00
    # Dimensionless.
    # Controls degree of adjustment for sedimented matter
    # assumed to be present at start of simulation, but not
    # included in initial values ?SEDDIN (Helps model to get
    # realistic long-term conditions sooner after start of
    # model run.) May be varied continuously between 1.0: Full
    # adjustment, 0.0: no adjustment

CDRSED( 1: 9) =   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00
0.00   0.00
    # Unit: mg/m2/day
    # Background values for organic carbon decomposition in
    # deep sediments in addition to rates based on
    # accumulated organic matter from sinking organic matter
    # to represent old organic load of sediments

CDRDEPTH( 1: 9) =   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00   0.00
0.00   0.00
    # Unit: m
    # Upward depth limit for bottom area where CDRSED applies

    # Initial concentrations of nutrients; one value applied
    # to all basin layers:

PO4IN = 20.0000          # Unit: µg P/liter
    # Initial concentration of orthophosphate

NO3IN = 200.000          # Unit: µg N/liter
    # Initial concentration of nitrate+nitrite

NH4IN = 100.000          # Unit: µg N/liter
    # Initial concentration of ammonium

SIO2IN = 750.000          # Unit: µg Si/liter
    # Initial concentration of silicate

    # Initial amount and composition of phytoplankton; as
    # concentration of unfiltered water, with separate value
    # for diatoms and flagellates. The same concentration is
    # applied to all basin layers:

CFYTIN( 1: 2) = 42.0000      42.0000
    # Unit: µg C/liter
    # Carbon in (1): diatoms, (2): flagellates

NFYTIN( 1: 2) = 7.20000      7.20000
    # Unit: µg N/liter
    # Nitrogen in (1): diatoms, (2): flagellates

PFYTIN( 1: 2) = 1.00000      1.00000
    # Unit: µg P/liter

```

```

# Phosphorus in (1): diatoms, (2): flagellates

SFYTIN = 13.5000          # Unit: µg Si/liter
# Silicon in diatoms

# Initial amount of other components in water, The same
# concentration is applied to all basin layers:

DOCIN = 2000.00          # Unit: µgC/liter
# Initial conc. of dissolved organic carbon

BACTIN = 10.0000          # Unit: µgC/liter
# Initial conc. of bacteria, must be >0.0 to activate
# bacteria compartment

CZOOIN = 1.00000          # Unit: µgC/liter
# Initial conc. of dissolved organic carbon must be >0.0
# to activate zooplankton compartment

# continuity and residence time: (More flexible setup in
# eutro.csl of POPAppl version Should be implemented.)

C1XTRN = 1.00000          # Dimensionless.
# Controls the use of state variable C1: = 0.0 : C1 will
# be the average time the water in each layer has stayed
# within specified basins in the model area (ref. C1ZERO).
# not = 0.0: Constant concentration in all water - used
# for continuity check)

C1ZERO( 1: 9) = 0.00 0.00 0.00 0.00 0.00 0.00 0.00 0.00 0.00
# Dimensionless.
# Only active if C1XTRN = 0.0; in that case keeps C1 = 0
# in basins for which C1ZERO =0, so C1 will be residence
# time within other parts of the model

MCOVER( 1: 9) = 0.10 0.10 0.10 0.10 0.10 0.10 0.10 0.10 0.10
# Dimensionless.
# Critical fraction of bottom area that can be covered by
# mussels, exceeding this limit causes increased
# mortality

MUSLDP = 6.00000          # Unit: m
# Maximum depth of mussel settling in benthic zone

CMUSIN = 0.120000E+13      # Unit: mg carbon
# Total initial biomass of mussels, as softbody carbon

##### Parameter Group PHYSICS
# Physical processes

vdindx = 1                  # Dimensionless.
# Controls check on volume derivative balance =1: from
# surface iteration =2: from final transport calc.

```

```

DPEFF( 1: 10) =  0.50 0.50 0.50 0.50 0.50 0.50 0.50 0.50 0.50 0.50
               # Dimensionless.
               # Energy efficiency in horizontal transports driven by
               # horizontal pressure gradients; fraction of potential
energy
               # converted to effective kinetic energy

HTRMIX( 1: 10) =  0.50 0.50 0.50 0.50 0.50 0.50 0.50 0.50 0.50 0.50
               # Dimensionless.
               # Degree of mixing between contiguous horisontal
               # transports in same direction 0 = no mixing, 1 = full
               # mixing, other values: portion of transport being mixed

               # Vertical mixing, driven by tidal energy:

N2SCAL = 0.630000E-04           # Unit: 1/s2
               # Stability (BW-frequency squared) for which mixing is
               # specified (default 0.000063 = 1/(10**4.2))

MIXCF( 1: 9) = 1.00E-06      # b1: Bunnefjorden
                           1.00E-04      # b2: Lysakerfjorden
                           1.00E-05      # b3: Vestfjorden
                           1.00E-05      # b4: Bunnebotten
                           1.00E-05      # b5: Bekkelagsbassenget
                           1.00E-06      # b6: Oslo havn
                           1.00E-06      # b7: Bærumsbassenget
                           2.00E-05      # b8: Homenfjorden
                           1.00E-05      # b9: Steilene Nord
               # Unit: m2/s
               # Mixing coefficients at stability N2SCAL

MIXEXP = 1.60000            # Dimensionless.
               # Exponent alpha in equation for vertical mixing
               # coefficient: K=C*N**(-alpha)

N2LIM = 0.100000E-06         # Unit: 1/s2
               # Lower limit to effective stability in formula for K,
               # i.e. upper limit to mixing. set to avoid numerical
               # overflow in mixing coeff. without influencing normal
               # situations

               # Surface mixing; surface values and depth scales in
               # exponential dampening:

SFMIXC( 1: 9) =   0.10E-09  0.10E-09  0.10E-09  0.10E-09  0.10E-09
                           0.10E-09  0.10E-09  0.10E-09  0.10E-09
               # Unit: m2/s3
               # Mixing energy at the surface

               # Twodimensional array (                 9                 ,2):

SFMIXZ( 1: 9,  1) =     8.0   8.0   8.0   8.0   8.0   8.0   8.0   8.0   8.0

```

```

SFMIXZ( 1: 9, 2) =    4.0  4.0  4.0  4.0  4.0  4.0  4.0  4.0  4.0
                      # Unit: m
                      # (SFMIXZ(i,1): Thickness of layer with approx. constant
                      # mixing (SFMIXZ(i,2): Depth constant in exponential
                      # dampening

TROFF =      F          # Dimensionless.
              # Turns off water transports (branch in TRANSP)

HTROFF =     F          # Dimensionless.
              # Turns off only horisontal transport calculations

ITRZ =       T          # Dimensionless.
              # Controls surface iteration in subroutine TRANSP

MIXFAC =    1.00000      # Dimensionless.
              # Multiplicator for specified vertical diffusion

GMIXFR( 1: 9) =   0.0  0.0  0.0  0.0  0.0  0.0  0.0  0.0  0.0
                      # Dimensionless.
                      # Fraction of released gravitational potential energy in
                      # sinking dense inflows giving vertical mixing as work
                      # against gravitation; must be set empirically

GMIXDC =   1.25000      # Unit: (per meter)
              # Vertical specific reduction rate of gravitational
energy
              # at stability BW_FREQ = 1.0

GMIXDX =  0.400000      # Dimensionless.
              # Stability dependence of vertical reduction, exponent for
              # BW_FREQ.

              # Coefficients for wind-driven transports across
              # connections between basins:

WVFAC( 1: 10) =  0.30E-01  0.30E-01  0.30E-01  0.30E-01  0.30E-01
                  0.30E-01  0.30E-01  0.30E-01  0.30E-01  0.30E-01
                      # Dimensionless.
                      # Ratio between wind speed and surface wind-driven current
                      # across connections

WVHMIN( 1: 10) =   3.00        3.00        3.00        3.00
3.00
                  3.00        3.00        3.00        3.00
3.00
                      # Dimensionless.
                      # Minimum depth range for winddriven surface current (in
                      # triangular distribution)

OXBUBL =  1.00000      # Unit: (per day)
              # Specific reduction rate of oxygen super-saturation due
              # to primary production (assumed to be bubbled to

```

```

#atmosphere

OXSFAC = 1.00000           # Dimensionless.
# Factor to adjust oxygen surface exchange relative to
# rates built into model

# Air/water interface conditions:

DAYDIV = 4.00000           # Dimensionless.
# Split daylight period in at least this many integration
# time steps

CDFAC = 1.00000           # Dimensionless.
# Factor for wind friction

CEFAC = 1.00000           # Dimensionless.
# Factor for evaporation & heat exchange, if =0, it turns
# off all heat transfer terms

IRFRAC = 0.400000          # Dimensionless.
# Fraction of IR-radiation in light energy

ICEFAC = 1.00000           # Dimensionless.
# Reduction factor for light at supposedly ice-cover
# conditions. (i.e. surface temperature below freezing
# point)

RADFAC( 1: 3) = 1.00000    1.00000    1.00000
# Dimensionless.
# Variation coefficients for heat/light effect of: (1):
# visual direct solar radiation (2): visual diffuse
# radiation (3): infra-red radiation

ATTNCF( 1: 2) = 0.250000   0.250000E-03
# Unit: 1/m and 1/(m*(µgC/l))
# Light attenuation coefficients:
# (1): Constant, default 0.25 [1/m]
# (2): Organic carbon dependence, unit [1/(m*(µgC/l))]
# (default value 0.00025 = 0.003/12.)

##### Parameter Group PLANKTON
# Plankton parameters

LFYT = 2                  # Dimensionless.
# Number of phytoplankton groups used. Effective within
# dimension limit dimMFYTG

GMX20( 1: 2) = 2.20000    0.700000
# Unit: (1/day)
# Maximum obtainable specific growth rates (1/d) at 20
# degC with optimal nutrient ratios (< asymptotic rates).
# One rate for each phytoplankton group.

```

```

FTRESP( 1: 2) = 0.630000E-01 0.630000E-01
# Unit: 1/degC)
# Temperature response coefficients for phytoplankton
# growth as coefficient in relation exp((Temp- rate
# 20)**FTRESP). One for each phytoplankton group.

FDEATH( 1: 2) = 0.300000      0.500000
# Unit: 1/day
# Asymptotic maximum for inherent death rates of
# phytoplankton groups at 20 deg C at high population
# densities. One rate for each phytoplankton group.

FDCTSAT( 1: 2) = 1000.00      1000.00
# Unit: micro-g C/l
# Half saturation fytoplankton concentrations as carbon
# for death rate saturation function. Assumed to describe
# stress, increase of heterotrophic components or switch
# of metabolism for mixotrophic species. One rate for each
# phytoplankton group.

FDNUTR( 1: 2) = 0.200000      0.200000
# Dimensionless.
# Fraction of nutrients lost in death process, the rest
# recovered, connected to within-biomass heterotrophy. One
# rate for each phytoplankton group.

RESP20 = 0.400000E-01          # Unit: 1/day
# Dark respiration rate at 20 degC

EXCRF( 1: 2) = 0.200000      0.300000
# Dimensionless.
# Additional organic carbon excretion relative to light-
# and temperature-limited max. gross growth, increasing
# with nutrient limitation: = EXCRF(1) at nutrient
# sufficient growth, + EXCRF(2)*Nutrient limitation factor

GRZBAC = 1.00000              # Dimensionless.
# Grazing availability of bacteria

GRZFYT( 1: 2) = 0.100000      1.00000
# Dimensionless.
# Grazing availability of phytoplankton. One rate for each
# phytoplankton group.

DSRATE( 1: 2) = 0.400000E-01 0.600000
# Unit: 1/day
# Diatom sedimentation characteristics: Minimum and
# maximum sedimentation rate (increases with nutrient and
# light growth limitation)

DSNINV = 2.00000              # Unit: day
# Inverse of nutrient limitation at full sinking rate

```

```

DSNEXP = 2.50000          # Dimensionless.
# Exponent in sinking rate factor: (1-
NUTLIM*DSNINV)**DSNEXP

DSCLIM = 10.0000          # Unit: micro-g C/l
# Threshold diatom density for sinking rate, increase by
# Monod kinetics for higher concentrations

RESUSP = 0.100000         # Dimensionless.
# Fraction of sedimenting flux which is resuspended
(reduces
# area-proportionate sedimentation within each depth
# interval, and causes sedimentation to be shifted towards
# greater depth

SEDVEL( 1: 2) = 4.00000 0.500000
# Unit: (m/day)
# Sinking velocity of detritus (1): velocity at surface,
(2):
# increase pr. m depth

VMNH4( 1: 2) = 0.900000 0.600000
# Unit: gN/gC/day
# Maximum relative uptake of ammonium in phytoplankton. One
# rate for each phytoplankton group.

VMNO3( 1: 2) = 0.600000 0.400000
# Unit: gN/gC/day
# Maximum relative uptake of nitrate in phytoplankton. One
# rate for each phytoplankton group.

VMPO4( 1: 2) = 0.200000 0.130000
# Unit: gP/gC/day
# Maximum relative uptake of phosphate in phytoplankton.
One
# rate for each phytoplankton group.

VMSIO2 = 0.500000          # Unit: gSi/gC/day
# Maximum relative uptake of silicate in diatoms.

KSNO3( 1: 2) = 7.00000 7.00000
# Unit: micro-g N/l
# Half saturation concentration in water for nitrate
uptake

KSNH4( 1: 2) = 7.00000 7.00000
# Unit: micro-g N/l
# Half saturation concentration in water for ammonium
uptake

KSPO4( 1: 2) = 3.00000 3.00000
# Unit: micro-g P/l

```

```

        # Half saturation concentration in water for phosphate
uptake

KSSIO2 = 90.0000          # Unit: micro-g Si/l
        # Half saturation concentration in water for silicate
uptake

NH4EXP( 1: 2) = 3.00000    3.00000
        # Dimensionless.
        # Exponential power in NO3 inhibition

PLUXURY = 2.00000          # Dimensionless.
        # P luxury uptake (factor on optimal P:C ratio)

NFIIXRR = 1.00000          # Unit: (1/year)
        # Nitrogen fixation ability (to reduce algal N:P deficit)
        # relative rate of phytoplankton group 2 (flagellates)

F2SINK = 5.00000           # Unit: (m/day)
        # Flagellate max. downward velocity

F2RIZE = 10.0000           # Unit: (m/day)
        # Flagellate max. upward migration velocity

ZFCOMP = 0.500000          # Dimensionless.
        # Zooplankton ability to compensate lack of nutrients in
food
        # by increased filtering and/or selective ingestion
[0...1] =
        # [no compensation...full compensation]

ZFMX20 = 1.50000           # Unit: (1/day)
        # Max. relative ration for zooplankton at T=20oC

ZTRESP = 0.500000E-01       # Dimensionless.
        # Temperature response coefficient for zooplankton
activity

ZOOEFF( 1: 3) = 0.600000    0.800000    0.870000
        # Unit: (0...1)
        # Max. fraction of grazed biomass assimilated (=growth
        # efficiency) for carbon, nitrogen and phosphorus

ZCFMIN = 10.0000           # Unit: (micro-g C/l)
        # Food conc. where grazing stops

ZCFSAT = 2000.00            # Unit: (micro-gC/l)
        # Food half saturation conc.

ZGCYCL = 0.300000          # Unit: [0...1]
        # Fraction of uningested material that is recycled. The
rest
        # will sediment as particulate matter

```

```

ZOODR( 1: 2) = 0.300000E-01 1.00000
# Unit: (1/day)
# Relative death rates for zooplankton 1: max. rate due to
# 'auto-predation' at 20 deg.C and good oxygen conditions

ZCCRIT( 1: 2) = 10.0000 1000.00
# Unit: (micro-g C/l)
# Critical zooplankton concentrations controlling
predator-
# related Zooplankton death (ZOODR(2)): 1: lower limit for
# predator activity within zooplankton 2: 50% saturation
level

ZDCYCL = 0.300000 # Dimensionless.
# Fraction of dead zooplankton recycled without
sedimentation

ZOXMIN = 1.00000 # Unit: (ml/l)
# Oxygen limit for zooplankton

ZOXOPT = 2.00000 # Unit: (ml/l)
# Oxygen half saturation value for zooplankton activity

ZRESP = 0.500000E-01 # Unit: (1/day)
# Relative respiration at T=20oC

ZMIGRV = 10.0000 # Unit: (m/day)
# Maximum migration velocity

ZMIGRH = 5.00000 # Unit: (m)
# Controlling vertical dimension

NCMIN( 1: 2) = 0.600000E-01 0.600000E-01
# Unit: w:w
# Minimum Nitrogen:Carbon ratio in phytoplankton
# (weight:weight)

NCOPT( 1: 2) = 0.180000 0.180000
# Unit: w:w
# Optimal Nitrogen:Carbon ratio in phytoplankton
# (weight:weight)

PCMIN( 1: 2) = 0.270000E-02 0.270000E-02
# Unit: w:w
# Minimum Phosphorus:Carbon ratio in phytoplankton
# (weight:weight)

PCOPT( 1: 2) = 0.270000E-01 0.270000E-01
# Unit: w:w
# Optimal Nitrogen:Carbon ratio in phytoplankton
# (weight:weight)

```

```

SCMIN = 0.900000E-01          # Unit: (weight:weight)
    # Minimum silisium:Carbon ratio in group 1 of
phytoplankton

SCOPT = 0.160000          # Unit: (weight:weight)
    # Optimum silisium:Carbon ratio in group 1 of
phytoplankton

NCZOO = 0.180000          # Unit: (weight:weight)
    # Fixed Nitrogen:Carbon ratio for zooplankton

PCZOO = 0.270000E-01          # Unit: (weight:weight)
    # Fixed Phosphorus:Carbon ratio for zooplankton

NCBACT = 0.180000          # Unit: (weight:weight)
    # Fixed Nitrogen:Carbon ratio for bacteria

PCBACT = 0.270000E-01          # Unit: (weight:weight)
    # Fixed Phosphorus:Carbon ratio for bacteria

##### Parameter Group MUSSELS
# Mussel parameters

PCMUSL = 0.270000E-01          # Unit: weight:weight
    # Fixed P:C ratio in mussels

NCMUSL = 0.180000          # Unit: weight:weight
    # Fixed N:C ratio in mussels

TMSPWN = 15.0000          # Unit: days
    # Time constants for spawning

TMSETL = 2000.00          # Dimensionless.
    # Time constants for larvae spawning

    # Coefficients for efficiency of mussel grazing:
    # Multiplication factors [0....1] for different food types

GRMFYT( 1: 2) = 1.00000      1.00000
    # Dimensionless.
    # Mussel grazing coefficients for phytoplankton

GRMBCT = 0.100000          # Dimensionless.
    # Mussel grazing coefficients for bacteria

GRMZOO = 0.200000          # Dimensionless.
    # Mussel grazing coefficients for zooplankton

MCFMIN = 20.0000          # Unit: mg C/liter
    # Threshold food concentration; only particulate food
counts

```

```

MUSLDR( 1: 4) =      1.00000      1.00000      0.500000
1.00000
        # Unit: fraction per year
        # Mussel mortality:( 1): proportional to excess population
(=
        # rate at 100% excess over area capacity) (2): intrinsic
rate
        # for age class zero (3): intrinsic rate for all ages >0
        # (4): rate increasing with high age (inversely
proportional
        # to years left to MSAGMX) Total rate is sum of terms 1 +
(2
        # or 3) + 4, but also with a lower limit based on shell
size
        # growth in each class

MSAGMX = 10.0000          # Unit: years
        # Age where rate (4) applies

MFWFAC = 1.00000          # Dimensionless.
        # Factor for friction velocity of wind as measure of
        # circulation velocity in basin when calculating food
        # availability for mussels. Parameterisation of exchange
        # between main water body and water along shoreline

MFILTM( 1: 9) =      2.00000      2.00000      2.00000
2.00000      2.00000
        2.00000      2.00000      2.00000      2.00000
        # Dimensionless.
        # At least this fraction of filtered volume is considered
        # new, i.e. from main water body and not recycled from
        # previously filtered water

MXDETR = 1.00000          # Dimensionless.
        # Fraction of excreted materials entered into detritus
        # fraction

        # Critical mussel weights for size dependence of filtering
        # and respiration in mussels:

MSINDW( 1: 2) = 0.700000E-02  0.350000
        # Unit: gram dry weight
        # (1): limit Wc between lower and upper range of weight
        # dependence of filtering and respiration; (2): weight Wm
        # when reaching maximum filtering level

MSVC = 0.200000          # Unit: litres/hour
        # Max. filtering capacity Vc for individual of soft tissue
        # dry weight MSINDW(1)

MSWR = 3.00000           # Unit: gram dry weight
        # Individual weight Wr when reaching maximum reproduction

```

```

MSQW( 1: 2) = 1.00000      0.667000
# Dimensionless.
# Exponents of weight relation on filtering

MSBW( 1: 2) = 1.33300      0.667000
# Dimensionless.
# Exponents of weight relation on respiration

MSERMX = 0.900000          # Dimensionless.
# Upper limit to fraction of net growth used for
reproduction

MSREXP = 0.330000          # Dimensionless.
# Exponent of weight dependence for reproductive effort

MSEASS( 1: 3) = 0.600000    0.800000    0.800000
# Dimensionless.
# Maximum ingestion efficiency for carbon

# Food concentration where unrestricted Effective
filtering
# equals physiological needs for ingested material

MSCREQ = 300.000           # Unit: mgC/m3
# For 1 individual with 1 gram dry weight of soft body

MSCWXP = 0.150000          # Dimensionless.
# Exponent in weight dependence

MRSP15 = 0.860000E-05       # Unit: liter O2/h
# Starving respiration for individual of dry soft tissue
# weight MSINDW(1) at 15 deg.C

MTRESP = 0.650000E-01       # Dimensionless.
# Temperature coefficient for exponential variation of
# respiration with temperature

MRASSF = 0.150000          # Dimensionless.
# Additional respiration as fraction of tissue buildup

##### Parameter Group DECOMPOSITION
# Decomposition of organic matter

OXCFAC = 1.20000           # Dimensionless.
# Adjusting factor for ratio oxygen:carbon ratio in
primary
# production and decomposition relative to default values
in
# model description. Used only when starting model run to
# modify stoichiometric factors OX_C, and NITR_C, see
model
# code for further details.

```

```

ODMRAT = 0.000000          # Unit: per day
# Realization rate of oxygen demand ODM

DGDETZ = 0.100000          # Unit: (m)
# Half saturation depth for degradation of detritus from
# water surface

DGRATE( 1: 3) = 0.300000    0.500000E-01  0.100000E-01
# Unit: (1/day)
# max. specific rates pr. day for oxic degradation of
# organic material at 20 degC (1): pelagic components
# (plankton) (2): dead mussels (3): terrestrial organic
# carbon input

ACCLRC = 2.00000           # Dimensionless.
# Factor aR (>, 0) in function for progressive decrease of
# degradability of residual organic matter

ACCLXP = 0.000000          # Dimensionless.
# Exponent betaR (>, 0) in function for progressive
decrease
# degradability of residual organic matter

DGWSF = 0.500000          # Dimensionless.
# Reduction factor of oxygen and nitrate concentration for
# bottom degradation kinetics relative to pelagic detritus

DGNFAC = 1.00000           # Dimensionless.
# Ratio between specific remineralisation rates for N and
C

DGPFAC = 1.00000           # Dimensionless.
# Ratio between specific remineralisation rates for P and
C

DGSFAC = 2.00000           # Dimensionless.
# Ratio between specific remineralisation rates for Si and
C

DGCMAX( 1: 2) = 1000.00    10000.0
# Dimensionless.
# Maximum limits on absolute rates of degradation of
carbon
# (1): for detritus in water (mg/m3/day) (2): Sediment
# matter mg/m2/day

DOXBRR = 0.300000          # Dimensionless.
# max. relative bacterial degradation rate independent of
# fauna

DOXKB = 0.200000           # Unit: ml/l
# Half-saturation concentration for oxic degr. (ml/l);
# bacterial contribution

```

```

DOXKM = 0.500000           # Unit: ml/l
    # Half-saturation concentration for oxic degr. (ml/l);
    # macro fauna contribution

DOXKS = 0.500000E-01       # Unit: (m2/liter O2)
    # inverse of oxygen debt in sediment giving 50% reduced
    # fauna-related degradation

DOXLIM = 0.100000           # Unit: ml/l
    # Lower oxygen limit for bottom fauna

    # ----- Denitrification

DNITRR = 1.00000            # Dimensionless.
    # Maximum fraction of anoxic decomposition by
denitrification

DNITKS = 80.0000             # Unit: µgN/l
    # Half-saturation NO3N concentration for denitrification
by
    # external NO3when there is no oxic degradation

KOZN = 300.000               # Unit: µgN/l
    # Maximum increase of half-saturation NO3N concentration
for
    # denitrification due to oxic sone as transport buffer

DNITF = 0.100000             # Dimensionless.
    # Half saturation constant for response of
denitrificationto
    # degree of oxic bacterial decomposition. Low value means
    # that even small oxic activity (low oxygen) will nitrify
    # released ammonium efficiently.

DNOXFR = 1.00000              # Dimensionless.
    # Max. degree of denitrification of ammonium released by
oxic
    # degradation

DNITXP = 0.333000             # Dimensionless.
    # Exponent for monod function using DNITF, (refer model
    # description)

FDNH3 = 1.00000                # Dimensionless.
    # Degree of direct removal of remineralized nitrogen as
part
    # of denitrification:

    # ----- Sulphide reduction:

SULFRR = 1.00000               # Dimensionless.
    # Relative rate compared to bacterial oxic decomposition

```

```

SULFOX( 1: 2) = 0.500000E-01 0.200000
    # Unit: ml O2-equiv./l
    # (1): Upper limit and (2): half saturationfor oxygen
    # equivalent concentration in waterin transition to
maximal
    # rate SULFRR

SULFXP = 2.00000          # Dimensionless.
    # Exponent for response of sulphate reduction rates to
oxygen
    # concentrations

    # Nitrification of ammonium discharged in runoff or
    # mineralized from sinking matter:

RAMMOX = 1.00000          # Unit: per day
    # Maximum NH4 specific rate 1/day

KAMMOX = 0.200000          # Unit: ml/l
    # Oxygen half saturation concentration

    # ----- Sulphide buffering in sediments

ASEDMX = 300.000          # Unit: liter O2 /m2
    # Critical value of amount of sulphide in sediments.

ASEDLR( 1: 2) = 0.500000E-01 0.500000
    # Unit: per year
    # Sulphide leakage rates (1): within critical level and
(2):
    # for excess above critical level.

ASEDOX = 0.100000          # Unit: m
    # Ratio between oxygen contents (litre/m2) in sediments
and
    # oxygen levels (ml/l) in water. (Represents a sort of
depth
    # scale for active sulphide buffer in sediment)

ASOXTL = 300.000          # Unit: day/m
    # Factor for converting ASED leakage (literO2/m2/day) into
    # contribution to reduced effective oxygenconcentration in
    # sediment (literO2/m3) (represents thickness of sediment
    # layer over diff. coeff.)

BURIAL( 1: 9) = 0.800000E-01 0.800000E-01 0.800000E-01
0.800000E-01 0.800000E-01
    0.800000E-01 0.800000E-01 0.800000E-01 0.800000E-01
    # Unit: per year
    # General burial or disappearance rate of sediment
    # (specific rate 1/year for active sediment layer      =
    # inverse residence time in active layer).

```

```

GMX20B = 0.500000          # Unit: per day
# Max. spec. growth rate of bacteria at temp. 20C

BTRESP = 0.600000E-01      # Unit: per deg.C)
# coeff. in temperature dependence: function
exp(BTRESP*(T-
# 20))

TTURNB = 0.250000          # Unit: days
# minimum turnover time for DOC, N and P pools by bacteria

BACDET = 0.500000E-01      # Unit: per day
# Transit rate from free bacteria to detritus

# ----- Sedimentation and release of dissolved
inorganic
# phosphorus: (crude parameterisation of processes related
to
# particle sinking

PPAMAX = 0.800000          # Unit: mg/m2/day
# Max. absolute precipitation rate of P for OXYG >= limit
# PPOXMX (below)

PPRMAX = 0.500000          # Unit: m/day
# Max. effective precipitation speed of dissolved P
through
# adsorbtion to sinking particles

PPOXEX = 0.500000          # Dimensionless.
# Exponent for dependence of P precipitation on oxygen
# concentrations below critical value PPOXMX

PPOXMX = 5.00000           # Unit: ml/l
# Critical value of oxygen conc. for P precipitation; below
# this value precipitation are reduced

PADRET = 0.200000          # Dimensionless.
# Fraction of remineralized P retained under oxic
conditions

PADMAX = 5000.00            # Unit: mg/m2
# Maximum amount of phosphorus retained in active part of
# sediment

PADRLS = 0.100000E-01       # Unit: per day
# Relative release rate of excess P retained in sediments

PADASD = 10.0000             # Unit: mg/m2 as oxygen debt
# Sulphide content giving maximum release rate for P
buffered
# in sediments.

```

```

PSBURF = 1.00000      # Dimensionless.
                  # Ratio between sediment burial rate for phosphorus bound
in
                  # sediments and burial rate for organic matter and
sulphide
                  # (oxygen debt)

##### Parameter Group INPUTS
# Inputs to model by runoff from land

# Adjustment factors for runoff:

QFW( 1: 15) = 1.0      1.0      1.0      1.0      1.0
                1.0      1.0      1.0      1.0      1.0
                1.0      1.0      1.0      1.0      0.0

# Dimensionless.
# Scale factor for water

QFP( 1: 15) = 1.0      1.0      1.0      1.0      1.0
                1.0      1.0      1.0      1.0      1.0
                1.0      1.0      1.0      1.0      0.0

# Dimensionless.
# Scale factor of P discharge

QFN( 1: 15) = 1.0      1.0      1.0      1.0      1.0
                1.0      1.0      1.0      1.0      1.0
                1.0      1.0      1.0      1.0      0.0

# Dimensionless.
# Scale factor of N discharge

QFC( 1: 15) = 1.0      1.0      1.0      1.0      1.0
                1.0      1.0      1.0      1.0      1.0
                1.0      1.0      1.0      1.0      0.0

# Dimensionless.
# Scale factor of C discharge

QFODM( 1: 15) = 1.0      1.0      1.0      1.0      1.0
                1.0      1.0      1.0      1.0      1.0
                1.0      1.0      1.0      1.0      1.0

# Dimensionless.
# Scale factor of oxygen demand (OD) discharge

QFS( 1: 15) = 1.0      1.0      1.0      1.0      1.0
                1.0      1.0      1.0      1.0      1.0
                1.0      1.0      1.0      1.0      0.0

# Dimensionless.
# Scale factor of Silicate discharge

# QFODM and QFS combined with QFW

QFNH4( 1: 15) = 1.0      1.0      1.0      1.0      1.0

```

```

          1.0      1.0      1.0      1.0      1.0
          1.0      1.0      1.0      1.0      1.0
# Dimensionless.
# Limit on fraction of N as ammonium relative to spec. in
# code in Runoff.FOR

QTRF( 1: 15,  1) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRF( 1: 15,  2) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRF( 1: 15,  3) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRF( 1: 15,  4) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRF( 1: 15,  5) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRF( 1: 15,  6) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRF( 1: 15,  7) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRF( 1: 15,  8) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRF( 1: 15,  9) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRF( 1: 15, 10) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRF( 1: 15, 11) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRF( 1: 15, 12) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRF( 1: 15, 13) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRF( 1: 15, 14) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRF( 1: 15, 15) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
# Dimensionless.
# Fractions [0..1] to transfer from sources to other
# outlets (after source adjustments, applies to both
# water and nutrients)

QTRNDX( 1: 15,  1) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 15,  2) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 15,  3) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 15,  4) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 15,  5) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 15,  6) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 15,  7) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 15,  8) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 15,  9) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 15, 10) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 15, 11) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 15, 12) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 15, 13) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 15, 14) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 15, 15) =  0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
# Dimensionless.
# Which Outlets to transfer to: Usage: fill from left in
# first index for each primary outlet (second index)
# terminate by 0.

QTR_Times( 1: 15,  1) =  0.00  0.00  0.00  0.00  0.00
                           0.00  0.00  0.00  0.00  0.00
                           0.00  0.00  0.00  0.00  0.00
QTR_Times( 1: 15,  2) =  365.0 365.0 365.0 365.0 365.0
                           365.0 365.0 365.0 365.0 365.0
                           365.0 365.0 365.0 365.0 365.0
# Dimensionless.

```

```

# Time in year (day nr.) for turning transfer on (k,1) or
# off (k,2)

# Variation factors for outlet arrangements:

BASINQ( 1: 15) =      4          1          6          2
7
3
6
# Dimensionless.
# Number of the receiving basin for each outlet Initially
all
input
# outlets to basin 1: should be reset by command-file

QDIAM( 1: 15) =    1.00      1.00      1.00      1.00      1.00
                  1.00      1.00      1.00      1.00      1.00
                  1.00      1.00      1.00      1.00      1.00
# Dimensionless.
# Diameter of discharge for dived pipeline outlet or
vertical
# extension if surface outlet

NHOLES( 1: 15) =      1          1          1          1
1
1
1
# Dimensionless.
# Number of holes in each dived outlet

DEPTHQ( 1: 15,  1) =  0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                  0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                  0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
DEPTHQ( 1: 15,  2) =  0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                  0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                  0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
# Dimensionless.
# (k,1): Outlet depths (k,2): Intake depths for recipient
# water           taken into the outlet

QMIXIN( 1: 15) =     0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                  0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                  0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
# Dimensionless.
# Recipient water to mix into outlet (m3/s)

MIXQTM( 1: 15,  1) =  0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                  0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                  0.00      0.00      0.00      0.00      0.00

```

```

MIXQTM( 1: 15, 2) = 0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                      0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                      0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
# Dimensionless.
# Time in year (day number [0...365] for turning mixing on
# (k,1) or off (k,2)

water          # Option for controlling source transfers and recipient
               # mix-in to outlet by bottom oxygen concentration in
               # receiving basin:

QTR_OXCOND( 1: 15, 1) = 20.00    20.00    20.00    20.00    20.00
20.00
                           20.00    20.00    20.00    20.00    20.00
20.00
                           20.00    20.00    20.00    20.00    20.00
20.00
QTR_OXCOND( 1: 15, 2) = 20.00    20.00    20.00    20.00    20.00
20.00
                           20.00    20.00    20.00    20.00    20.00
20.00
                           20.00    20.00    20.00    20.00    20.00
20.00
# Dimensionless.
# If oxygen conc. in bottom water of receiving basin
drops
               # below QTR_OXCOND(dimMS,1), the transfer is activated
for
               # one month, or until the oxygen concentration reaches
               # QTR_OXCOND(dimMS,2) within seasonal constraints above

QTR_CheckInterval = 7.00000           # Dimensionless.
                                         # Time interval for checking oxygen conditions

QTR_MinActiveInterval = 30.0000          # Dimensionless.
                                         # Minimum active period (days) when Transfers and mixing is
                                         # turned on.

RANDFACTOR( 1: 15) = 0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                           0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                           0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
# Dimensionless.
# Strength of random variations in input <=0: no
variations
               # >0 : EXP(x) = factor of relative variation Frequency
               # defined in RUNOFF.FOR

AIRTQF( 1: 15) = 0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                           0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                           0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
# Dimensionless.
# Degree of influence from air temperature on water

```

```

QCDEF( 1: 15) =  0.10E-01  0.10E-01  0.10E-01  0.10E-01  0.10E-01
                0.10E-01  0.10E-01  0.10E-01  0.10E-01  0.10E-01
                0.10E-01  0.10E-01  0.10E-01  0.10E-01  0.10E-01
# Dimensionless.
# Fraction of carbon entering detritus and sinking

QNDEF( 1: 15) =  1.00      1.00      1.00      1.00      1.00
                1.00      1.00      1.00      1.00      1.00
                1.00      1.00      1.00      1.00      1.00
# Dimensionless.
# Upper limits to fraction of N entering detritus (the
rest
# to NO3, NH4)

QPDEF( 1: 15) =  1.00      1.00      1.00      1.00      1.00
                1.00      1.00      1.00      1.00      1.00
                1.00      1.00      1.00      1.00      1.00
# Dimensionless.
# Upper limits to fraction of P entering detritus (the
rest
# to PO4)

QNCDET = 0.100000          # Dimensionless.
# Upper limit to C:N ratio in particulate matter from
inputs

QPCDET = 0.100000E-01       # Dimensionless.
# Upper limit to C:P ratio in particulate matter from
inputs

DTJETM = 0.500000          # Dimensionless.
# Time interval for recalculating transports due to dived
# jets in TRANSP. Saves time

RNF =  1.000000          # Dimensionless.
# Common factor for all land runoffs, controls input of
# substances and heat content in QCALC, does not affect
water
# volumes

QFSPP( 1: 15) =      0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                    0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
                    0.00      0.00      0.00      0.00      0.00
# Unit: (g/s)
# Particle influx rates, combines with volume flux m3/s to
# concentration g/m3 or mg/l

TIME_SPP( 1: 2) =  0.000000  0.000000
# Dimensionless.
# time on/off in days

# Net effect of particles on density:

```

```

dDens_dSPP = 0.333333 # Dimensionless.
# Assuming wet sediment has density = 1.5*density of water
# and water content 50% by weight.

SPP_SINK_VELOCITY = 0.000000 # Dimensionless.
# sinking velocity of particles, in unit m/day

REPORT = F # Dimensionless.
# Controls report of mass budget in output

INITC = T # Dimensionless.
# Controls initiation of hydrographical profiles; is done
in
# subroutine ZHYDR if .True.

TRACE = F # Dimensionless.
# Turns on/off execution tracing by calls to subroutine
HELLO

MBPRT( 1: 6) = 0 0 0 0 0 0
# Unit: days
# Controls debug dump of mass balance calculation for 6
state
# variables; (1):salt, (2):heat, (3):oxygen, (4):N, (5):P,
# (6):Si for each variable: if value <0: No warning of
# deviation. =0: warns about deviation, stops after 200
# occurrences >0: also gives detailed report for each
layer

MBINTV = 0.000000 # Unit: days
# Approximate time interval between mass balance
calculations

MBRSET = F # Dimensionless.
# Triggers reset of mass balance control

ACCUR = 0.200000E-04 # Dimensionless.
# Required mass mass/heat balance relative accuracy
# (exceedance triggers warning if spec. with MBPRT)

VPRT = F # Dimensionless.
# Activates test print of volume balance

EXTEST = F # Dimensionless.
# Activates test print of calculation of external
# concentrations ...EX

DGTEST = F # Dimensionless.
# Activates test print of degradation processes

MSTEST = F # Dimensionless.
# Turns on/off debug printing of mussel calculations if

```

```

# mussel code is compiled for debug printing

TTRIG = 0.100000E+31          # Dimensionless.
# General switch for debugging output: other switches are
# active only for T>=TTRIG

ACTION =           0          # Dimensionless.
# Switch to perform miscellanuous actions. 0: no actions;
# =1: reduce salinity in basin 1

BIOOFF =          F          # Dimensionless.
# Can be used to turn off biological part of model, but
only
# after the first step has been initiated

DBGDEV =          999         # Dimensionless.
# Debug device number

DEBUG_STEPS =      0          # Dimensionless.
# number of steps remaining to give active debug prints
for.
# can be reset by user before starting/resuming a model
run

LOG_ALL_STEPS =    F          # Dimensionless.
# Controls calls to subroutine LOGD during simulation

STPLIM =          1.00000     # Dimensionless.
# Maximum limit to integrating time step

NPRINT =          10         # Dimensionless.
# Number of time steps between each progress monitoring
# message to the screen

TSTART =          0.000000    # Dimensionless.
# Start time for the simulation (Days) from beginning of
# year; can be reset to start simulation at different
points
# in time in relation to seasons and beginning of input
time
# series

DTTERM =          1.00000     # Dimensionless.
# Simulation interval (from TSTART)

# Controls communication interval: (for model state output
# time series):

CIMIN =          1.00000     # Dimensionless.
# Lower limit for communication interval

CIMAX =          7.00000     # Dimensionless.
# Upper limit for communication interval

```

```

CITFAC = 0.100000          # Dimensionless.
# Minimum as fraction of simulation time span so far if
# between lower and upper limits

CIBASE = 0.500000          # Dimensionless.
# Phase of communication time, as fraction of day: 0.5 will
# give results at 12:00 noon

TRTEST =      F          # Dimensionless.
# .TRUE. triggers debug printouts from water transport
# calculations in subroutines TRANSP, TRNADJ and MTRANS if
# Modules TRANSP_x.FOR have been compiled with TEST_MODE
on

MDEBUG( 1: 7) =      F      F      F      F      F
# Dimensionless.
# Controls debug print of mass transport calculations
1.
# unity/residence time variable C1,    2. Sal, Temp,    3.
# Oxygen ,    4. Nutrients,    5. Biological variables,
# except (6) and (7)    6. Zooplankton    7. Inorganic
# particles

DBGRNF =      F          # Dimensionless.
# Controls debug print of land runoff and discharges

PPTEST =      0          # Dimensionless.
# Debug printout for primary production and sinking of
# organic matter restricted; only down to layer PPTEST
(from
# surface)

MXTEST =      F          # Dimensionless.
# CONTROLS DEBUG OUTPUT FROM SURFBF AND SURFMX

# Storage of model snapshots to binary file calling
# subroutines in Module Bin_Res.for

BinReset =     T          # Dimensionless.
# Set it to .true. to (re)start storage of binary snapshot
# data

BinFile =      888         # Dimensionless.
# Unit number for binary output of results

NSEED =       0          # Dimensionless.
# Specification of random seed:>0: use specified value;=0:
# create seed from start date and time;<0: read from file
# (5555555 if not found)

REINTG =      F          # Dimensionless.

```

```
# Set .true. before resuming a model run to trigger  
# reinitialization of integrals from the current point in  
# time. (will then be reset to .false.)
```

Vedlegg C. Scenarios

Here the input files for the different model runs (scenarios) are listed. All model runs initially load the model parameters listed in Vedlegg B that are set when the model is compiled. When the model run these parameters might be modified according to the model input files listed here:

SC2015:

```
Dtterm=3600
NSEED=18629917
NPRINT=100
CIMIN=1
CIMAX=7
BASINQ=4,1,6,2,7,8,3,5,5,3,2,1,1,3,6
DEPTHQ(8,1)=50
DEPTHQ(9,1)=25
DEPTHQ(10,1)=42
DEPTHQ(11,1)=25
DEPTHQ(12,1)=25
DEPTHQ(13,1)=22
DEPTHQ(14,1)=25
DEPTHQ(15,1)=0
QFW(15)=0
QFP(15)=0
QFN(15)=0
QFC(15)=0
QFS(15)=0
GMX20 = 2.2, 0.7
FTRESP=0.063,0.063
FDEATH=0.3,0.5
FDCTSAT=1000,1000
BndFac_Ox = 0.9
GMIXFR=0,0,0,0,0,0,0,0,0,0
GMIXFR(2)=0
MIXCF(1)=1e-6
MIXCF(2)=1e-4
MIXCF(3)=1e-5
MIXCF(4)=1e-5
MIXCF(5)=1e-5
MIXCF(6)=1e-6
MIXCF(7)=1e-6
MIXCF(8)=2e-5
MIXCF(9)=1e-5
MIXEXP=1.6
SFMIXC(6)=0
Start
Exit
```

SC1995:

Same as SC2015 except for:

```
DEPTHQ(8,1)=24
QFP(1)=2.0
QFP(2)=2.0
QFP(3)=1.0
QFP(4)=1.0
QFP(5)=1.0
QFP(6)=1.0
QFP(7)=1.0
QFP(8)=1.0
QFP(9)=1.0
QFP(10)=1.0
QFP(11)=2.0
QFP(12)=1.0
QFP(13)=1.0
QFP(14)=1.0
QFN(1)=2.0
QFN(2)=2.0
QFN(3)=1.0
QFN(4)=1.0
QFN(5)=1.0
QFN(6)=1.0
QFN(7)=2.0
QFN(8)=1.83
QFN(9)=1.83
QFN(10)=1.83
QFN(11)=1.83
QFN(12)=1.83
QFN(13)=1.83
QFN(14)=1.83
QFC(1)=2.0
QFC(2)=2.0
QFC(3)=1.0
QFC(4)=1.0
QFC(5)=1.0
QFC(6)=1.0
QFC(7)=2.0
QFC(8)=1.83
QFC(9)=1.83
QFC(10)=1.83
QFC(11)=1.83
QFC(12)=1.83
QFC(13)=1.83
QFC(14)=1.83
QFS(1)=2.0
QFS(2)=2.0
QFS(3)=1.0
QFS(4)=1.0
QFS(5)=1.0
QFS(6)=1.0
```

QFS(7)=2.0
QFS(8)=1.83
QFS(9)=1.83
QFS(10)=1.83
QFS(11)=1.83
QFS(12)=1.83
QFS(13)=1.83
QFS(14)=1.83

SC1979:

Same as SC2015 except for:

DEPTHQ(8,1)=24
QFP(1)=7.1
QFP(2)=7.1
QFP(3)=7.1
QFP(4)=7.1
QFP(5)=7.1
QFP(6)=7.1
QFP(7)=7.1
QFP(8)=7.1
QFP(9)=7.1
QFP(10)=7.1
QFP(11)=7.1
QFP(12)=7.1
QFP(13)=7.1
QFP(14)=7.1
QFN(1)=1.74
QFN(2)=1.74
QFN(3)=10
QFN(4)=1.74
QFN(5)=1.74
QFN(6)=1.74
QFN(7)=10
QFN(8)=1.74
QFN(9)=1.74
QFN(10)=1.74
QFN(11)=1.74
QFN(12)=1.74
QFN(13)=1.74
QFN(14)=1.74
QFC(1)=1.74
QFC(2)=1.74
QFC(3)=10
QFC(4)=1.74
QFC(5)=1.74
QFC(6)=1.74
QFC(7)=10
QFC(8)=1.74
QFC(9)=1.74
QFC(10)=1.74
QFC(11)=1.74

QFC(12)=1.74
QFC(13)=1.74
QFC(14)=1.74
QFS(1)=1.74
QFS(2)=1.74
QFS(3)=10
QFS(4)=1.74
QFS(5)=1.74
QFS(6)=1.74
QFS(7)=10
QFS(8)=1.74
QFS(9)=1.74
QFS(10)=1.74
QFS(11)=1.74
QFS(12)=1.74
QFS(13)=1.74
QFS(14)=1.74

SC2015_RA:

Same as SC2015 except that the factors QFP, QFN, QFC and QFS is changed for discharge number 8 to 14. The values varied from 0 to 2 in steps of 0,2 in ten separate model runs.

SC2015_ELV:

Same as SC2015 except that the factors QFP, QFN, QFC and QFS is changed for discharge number 1 to 7. The values varied from 0,2 to 1,8 in steps of 0,2 in eight separate model runs.

SC2040_pe:

Same as SC2015 except for:

QFW(8)=1.09
QFP(8)=1.32
QFN(8)=1.17
QFC(8)=1.24
QFS(8)=1.24
QFW(9)=1.00
QFP(9)=1.00
QFN(9)=1.00
QFC(9)=1.00
QFS(9)=1.00
QFW(10)=1.09
QFP(10)=1.32
QFN(10)=1.17
QFC(10)=1.24
QFS(10)=1.24
QFW(11)=1.00
QFP(11)=1.00

QFN(11)=1.00
QFC(11)=1.00
QFS(11)=1.00
QFW(12)=1.09
QFP(12)=1.32
QFN(12)=1.17
QFC(12)=1.24
QFS(12)=1.24
QFW(13)=1.09
QFP(13)=1.32
QFN(13)=1.17
QFC(13)=1.24
QFS(13)=1.24
QFW(14)=1.09
QFP(14)=1.32
QFN(14)=1.17
QFC(14)=1.24
QFS(14)=1.24

SC2060_pe:

Same as SC2015 except for:

QFW(8)=1.17
QFP(8)=1.64
QFN(8)=1.34
QFC(8)=1.48
QFS(8)=1.48
QFW(9)=1.00
QFP(9)=1.00
QFN(9)=1.00
QFC(9)=1.00
QFS(9)=1.00
QFW(10)=1.17
QFP(10)=1.64
QFN(10)=1.34
QFC(10)=1.48
QFS(10)=1.48
QFW(11)=1.00
QFP(11)=1.00
QFN(11)=1.00
QFC(11)=1.00
QFS(11)=1.00
QFW(12)=1.17
QFP(12)=1.64
QFN(12)=1.34
QFC(12)=1.48
QFS(12)=1.48
QFW(13)=1.17
QFP(13)=1.64
QFN(13)=1.34
QFC(13)=1.48

QFS(13)=1.48
QFW(14)=1.17
QFP(14)=1.64
QFN(14)=1.34
QFC(14)=1.48
QFS(14)=1.48

SC2015_HOT1 and SC2015_HOT2:

Same as SC2015 except that the atmospheric input is changed, and the air temperature is increased 1 and 2 degrees.

SC2015_nullskjell:

Same as SC2015 except for:

CMUSIN=0
MSVC=0

SC2015_VEASlys:

Same as SC2015 except for:

QFW(11)=2
QFP(11)=2
QFN(11)=2
QFC(11)=2
QFS(11)=2

Vedlegg D. Topography

```
BASINS
# Created 21.10.2019 by Andre Staalstrom (ans@niva.no)
# 1. Bunnefjorden
# 2. Lysakerfjorden
# 3. Vestfjorden
# 4. Bunnebotten
# 5. Bekkelagsbassenget
# 6. Oslo Havn
# 7. Bærumsbassenget
# 8. Holmenfjorden
# 9. SteileneNord

# Description of basin topography:
# NAME
# Length of coastline
# Table:           Depth Area [*F]
#                 ...
# ends with       <Max depth> 0
#                 END
# The factor *F is multiplied with the area to get unit m2,
# the same factor is used for all lines in the table

# =====
# ----- Basseng 1
BUNNEFJORDEN
# utenom Bekkelagsbassenget, havnebassenget og Bunnebotten
# strandlinje (m)
80.0E3
# DYP,    AREAL   (FAKTOR I FORSTE LINJE GJELDER VIDERE NEDOVER)
0  50.734   *1.0E+6
10 45.714
20 40.541
30 35.378
39 31.738
40 31.356
50 27.037
60 21.084
70 17.039
75 15.154
80 13.697
90 11.577
100 9.314
110 6.216
120 3.783
130 2.330
140 1.397
150 0.413
155 0.000
END
```

```

# ----- Basseng 2
LYSAKERFJORDEN
15.0E3
0 7.536 *1.0E6
10 6.123
20 5.261
30 4.043
40 3.259
50 2.463
60 1.262
70 0.525
80 0.017
END

# ----- Basseng 3
VESTFJORDEN
# uten Bærumsbassenget, Holmenfjorden og Steilene Nord
# inkl. Gråyrenna og Håøya Vest
# strandlinje korrigert med det som er tatt med fra Bærumsbassenget
242.0E3
0 109.90 *1.0E+6
10 98.97
20 86.40
30 72.50
40 63.58
50 50.37
60 34.50
70 26.27
80 21.32
90 17.35
100 11.60
110 5.09
120 2.20
130 0.76
140 0.24
150 0.02
160 0.00
END

# ----- Basseng 4
BUNNEBOTEN
7.9E3
0 0.955 *1.0E6
10 0.562
20 0.186
30 0.009
END

```

```

# ----- Basseng 5
BEKKELAGSBASSENGET
20.0E3
0 6.804 *1.0E6
10 5.473
20 4.647
30 3.994
39 3.423
40 3.340
50 2.267
60 1.089
70 0.305
75 0.000
END

# ----- Basseng 6
OSLOHAVN
30.0E3
0 5.843 *1.0E6
2 5.150
5 4.671
10 3.670
15 2.941
20 1.990
23 1.120
25 0.316
27 0.026
28 0.0044
29 0.0006
30 0.0000
END

# ----- Basseng 7
BÆRUMSBASSENGET
# Strandlinje bare anslått, ikke målt
# (Bør gjøres med samme prosedyre som de andre,
# ved bruk av fraktalgeometri)
40.0E3
0 8.581 *1.0E6
10 3.470
20 0.906
30 0.002
END

```

```
# ----- Basin 8
HOLMENFJORDEN
11.5E3
0 4.575 *1.0E6
10 2.674
20 1.336
30 0.646
40 0.494
50 0.319
60      0
END
```

```
# ----- Basseng 9
STEILENENORD
6.7E3
0 3.531 *1.0E6
10 3.229
20 2.927
30 2.625
40 2.110
50 1.594
60 1.363
70 0.813
80 0.313
85 0.000
END
```

```
# =====
BOUNDARY
# BARE NAVN PÅ YTRE BASSENG:
YTRE-OSLOFJORD
```

```

# =====
CONNECTIONS

# 2 BASINNAMES WITH LENGTH OF BUFFERZONE (M), TRANSITIONZONE (M) AND
# TIMECONSTANT (DAYS) FOR MIXING
# BETWEEN BUFFERVOLUME AND THE MAIN
BASINVOLUME:

# ----- Terskel Fornebu - Nesoddtangen
LYSAKERFJORDEN      500 200 0.5
VESTFJORDEN          500 200 0.5
# Vindretning i grader fra basseng A til basseng B
# 90 fra øst mot vest
70.0
# LISTE OVER DYP
#     + TRANSPORTBREDDE
#         + BREDDER PÅ BUFFEROMRÅDER i basseng 1 og 2 (M)
    0     2500    2500    4000
    20    900     900     2000
    40    600     600     1200
    54     0       0       0
END

# -----
BÆRUMSBASSENGET     100 100 0.5
VESTFJORDEN          100 100 0.5
# Vindretning fra Bærumsbassengen til Vestfjorden:
90.0
    0     140     140 1000
    10    80      80   800
    12     0       0       0
END

# -----
BEKKELAGSBASSENGET  100 100 0.5
BUNNEFJORDEN        100 100 0.5
# vindretning fra Bekkelagsbassengen til Bunnefjorden
70.0
# Kort buffervolum, samme bredde som åpningen
    0     2600    2600    2600
    5     2385    2385    2385
    10    2205    2205    2205
    15    1995    1995    1995
    18    1710    1710    1710
    20    1570    1570    1570
    25    1190    1190    1190
    30    1050    1050    1050
    35     425    425    425
    40     20     425    425
    41     15     425    425
    42     10     425    425
    43     0      0       0
END

```

```

# -----
#OSLOHAVN          100  100 0.5
#BEKKELAGSBASSENGET 100  100 0.5
OSLOHAVN          0    0   1
BEKKELAGSBASSENGET 0    0   1
# vindretning fra Oslo havn til Bekkelagsbassenget
0
# Kort buffervolum, samme bredde som åpningen
 0    600    600    600
 5    450    600    600
10   360    600    600
15   305    600    600
18   220    600    600
20    0    600    600
END

# -----
#OSLOHAVN          100  100 0.5
#BUNNEFJORDEN      100  100 0.5
OSLOHAVN          0    0   1
BUNNEFJORDEN      0    0   1
# vindretning fra Indre Havn til Bunnefjorden (Lysakerfjorden)
60
# Kort buffervolum, samme bredde som åpningen
 0    970    970    970
 3    860    860    860
 5    750    750    750
 6    700    700    700
 8    565    565    565
10   400    400    400
12   295    295    295
14   165    165    165
15   135    135    135
18    95    100    100
20    0     0     0
END

# -----
STEILENENORD      100  100 0.5
VESTFJORDEN       100  100 0.5
# vindretning fra Steilene Nord til Vestfjorden
90
# Kort buffervolum, samme bredde som åpningen
0    3760   3760   3760
20   2700   2700   2700
30   1640   1640   1640
40    500   500   500
50    50    500   500
END

```

```

# -----
BUNNEBOTEN      100  100 0.5
BUNNEFJORDEN    100  100 0.5
# alternativt hvis buffer volumer skal settes til 0:
#BUNNEBOTEN      0 0 1
#BUNNEFJORDEN    0 0 1
# Vindretning fra Bunnebotten til Bunnefjorden:
180.0
      0      250      250  500
     10      160      160  300
     20        0        0    0
END

# -----
HOLMENFJORDEN   600  300 0.5
VESTFJORDEN     600  300 0.5
# alternativt hvis buffer volumer skal settes til 0:
#HOLMENFJORDEN   0 0 1
#VESTFJORDEN     0 0 1
# Vindretning fra Holmenfjorden til Vestfjorden:
310.0
      0     1000     1000 2000
     10      670      670 1600
     20      340      340 1300
     30      280      280 1000
     40      210      210  800
     50      140      140  500
     60        0        0    0
END

# ----- Terskel Bygdø - Nesoddtangen
#BUNNEFJORDEN    500 200 0.5
#LYSAKERFJORDEN   500 200 0.5
# Alternativ
BUNNEFJORDEN    0 0 1
LYSAKERFJORDEN   0 0 1
# Vindretning fra Lysakerfjorden til Vestfjorden:
110.0
# LISTE OVER DYP
#           + TRANSPORTBREDDE
#           + BREDDER PÅ BUFFEROMRÅDER i basseng 1 og 2 (M)
      0     2500     2500  4000
     20      900      900  2000
     40      600      600 1200
     54        0        0    0
END

```

```
# ----- Drøbakstorskelen
#VESTFJORDEN      5000  1000 2.0
#YTRE-OSLOFJORD   10000 2000 5.0
# alternativt hvis buffer volumer skal settes til 0:
VESTFJORDEN      0 0 1
YTRE-OSLOFJORD   0 0 1
# Vindretning fra Vestfjorden til Ytre Oslofjord:
0.0
    0     1500    2300    2500
    2      700    1800    2000
   10      500    1500    1800
   19     200    1200    1500
   20      0        0        0
END
```

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnærningsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no