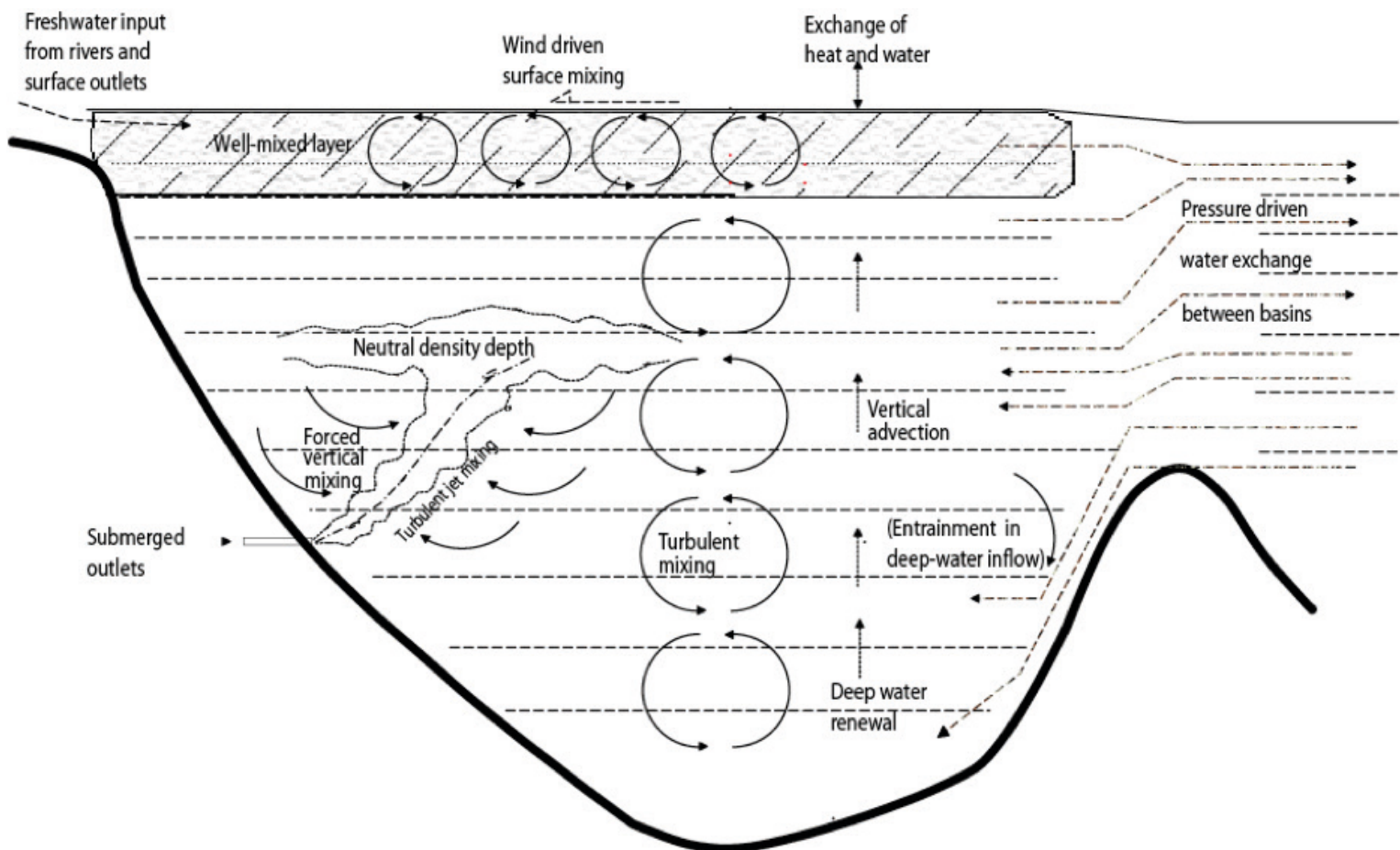


Vurdering av effekter på vannkvaliteten ved endrede utslipp i Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Internett: www.niva.no**NIVA Region Sør**

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Danmark

Ørestads Boulevard 73
DK-2300 Copenhagen
Telefon (45) 8896 9670

Tittel Vurdering av effekter på vannkvaliteten ved endrede utslipp i Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget	Løpenummer 7192-2017	Dato 6.10.2017
Forfatter(e) André Staalstrøm	Fagområde Hydrologi og oseanografi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslofjorden	Sider 36

Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord	Oppdragsreferanse Svanhild Lovise Fauskrud
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 17256

Sammendrag

På grunn av liten vertikal blanding i Bunnefjorden oppstår det i dag anoksiske forhold, som kan vare i flere år. Modellsimuleringen med NIVA Fjordmodell (NFM) gjenspeiler tilsvarende forhold. Ved å føre en vannmengde på 500-1000 L/s til 100 m dyp i Bunnefjorden, viser modellsimuleringene at dette vil føre til en dramatisk forbedring av forholdene her. Ved å overføre 500 L/s, fra BRA og 148 L/s fra Nordre Follo renseanlegg (NFR) til 100 m dyp i Bunnefjorden, vil dette føre til at de anoksiske forholdene får en mye kortere varighet. I stedet for å ha anoksiske forhold som varer i flere år, så får man en varighet på mindre enn ett år. Ved å samlet overføre 1000 L/s kan effekten bli at man stort sett unngår anoksiske forhold bortsett fra i kortere perioder i enkelte år. Ved en reduksjon av vannmengden til 1000 eller 500 L/s økes risikoen betydelig for at anoksiske forhold oppstår i bunnvannet i Bekkelagsbassenget. Denne økte risikoen ser ut til å kunne elimineres om utslippsrøret senkes fra 50 m til 65 m dyp. Utslippsdypet i Bunnefjorden bør minst være 100 m. En overføring av vann fra 50 m i Bekkelagsbassenget til 60 m i Bunnefjorden har en negativ effekt på vannkvaliteten i begge bassengene.

Fire emneord	Four keywords
1. NIVA Fjordmodell	1. NIVA Fjord model
2. Oksygenforhold	2. Oxygen conditions
3. Fjorddynamikk	3. Fjord dynamics
4. Oslofjorden	4. Oslofjorden

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



André Staalstrøm
Prosjektleder



Kai Sørensen
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-6927-7
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

**Vurdering av effekter på vannkvaliteten ved
endrede utslipp i Bunnefjorden og
Bekkelagsbassenget**

Forord

Denne rapporten er resultat av et oppdrag for Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord. Oppdraget er en videre oppfølging av Strategi 2010. Arbeidet skulle vært ferdig 11. september, men viste seg å være mer krevende enn antatt, og er dermed ikke ferdig før nå. En spesiell takk rettes til Birger Bjerkeng for uvurderlig hjelp med modellering av forholdene i fjorden. Christian Vogelsang har vært behjelpelig med å lese gjennom og kvalitetssikre rapporten. Svanhild Fauskrud har vært kontaktperson hos Fagrådet. Deler av resultatene ble presentert på et møte hos Oslo VAV 14. september 2017.

NIVA Fjordmodell som brukes i dette prosjektet, er nøye beskrevet i en rekke rapporter. Siden alle disse rapportene er på norsk, er det i denne rapporten inkludert et vedlegg med en beskrivelse av modellen på engelsk.

Oslo, 6. oktober 2017

André Staalstrøm

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	9
1.1	Bakgrunn	9
1.2	Problemstillinger	9
2	Metoder	10
2.1	Oppsett av NIVA Fjordmodell (NFM)	10
2.1.1	Generelt om NFM	10
2.1.2	De topografiske forholdene i Oslofjorden	10
2.1.3	Tilførsler til fjorden	11
2.1.4	Modellkjøringer	13
2.2	FjordOs-modellen	13
3	Hydrografi og vannutveksling i Oslofjorden	14
3.1	Vannutveksling og oksygenforhold i terskelfjorder	14
3.2	Vannutveksling og oksygenforhold i Vestfjorden	16
3.3	Vannutveksling og oksygenforhold i Bunnefjorden	18
3.4	Vannutveksling og oksygenforhold i Bekkelagsbassenget	20
4	Resultater fra NFM	22
4.1	Hvor mye ferskvann må slippes ut i Bunnefjorden?	22
4.2	Effekten av å redusere vannmengden i utslippet til Bekkelagsbassenget	24
5	Horisontal sirkulasjon i Bunnefjorden	26
6	Samlet vurdering	28
	Referanser.....	30
	Vedlegg A: NIVA Fjord model.....	31

Sammendrag

Før år 2000 forekom det i Bekkelagsbassenget episoder med anoksisk vann helt opp til over terskeldypet mellom Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden på ca. 43 m. Dette bedret seg dramatisk når utslippet fra Bekkelaget renseanlegg (BRA) ble senket ned til 50 m dyp i Bekkelagsbassenget i år 2000. Ved å redusere vannmengden som slippes ut på 50 m dyp i Bekkelagsbassenget risikerer man å bevege seg tilbake mot situasjonen før år 2000.

I dagens situasjon, hvor en årsgjennomsnittlig vannmengde på omtrent 1500 L/s slippes ut på 50 m dyp, er det jevnlig hypoksiske forhold (oksygenkonsentrasjoner under 1 ml O₂/L) i perioder på noen måneder så og si hvert eneste år i de nederste del av dypvannet i Bekkelagsbassenget under omtrent 55 m. Hydrogensulfidholdig vann ser man derimot til å unngå, men forholdene er helt på grensen til at anoksiske forhold oppstår. Ved en reduksjon av vannmengden til 1000 eller 500 L/s økes risikoen betydelig for at anoksiske forhold oppstår i bunnvannet i Bekkelagsbassenget. Denne økte risikoen ser ut til å kunne elimineres om utslippsrøret senkes fra 50 m til 65 m dyp.

På grunn av liten vertikale blandingen i Bunnefjorden oppstår det i dag anoksiske forhold, som kan vare i flere år. Modellsimuleringen med NIVA Fjordmodell (NFM) gjenskaper tilsvarende forhold. Ved å føre en vannmengde på 500-1000 L/s til 100 m dyp i Bunnefjorden, viser modellsimuleringene at dette vil føre til en dramatisk forbedring av forholdene her. Ved å overføre 500 L/s, fra BRA og 148 L/s fra Nordre Follo renseanlegg (NFR) til 100 m dyp i Bunnefjorden, vil dette føre til at de anoksiske forholdene får en mye kortere varighet. I stedet for å ha anoksiske forhold som varer i flere år, så får man en varighet på mindre enn ett år. Ved å samlet overføre 1000 L/s kan effekten bli at man stort sett unngår anoksiske forhold bortsett fra i kortere perioder i enkelte år.

Det må påpekes at det er usikkerheter knyttet til modelleringen, blant annet knyttet til hvor store mengder organisk stoff, sulfid og fosfat som er tilgjengelig i sedimentene. Modellseriene beskriver situasjoner hvor man er på grensen mellom anoksiske og hypoksiske forhold, hvor blant annet prosesser i sedimentene kan være utslagsgivende. Tatt i betraktning usikkerhetene i modellen og den store risikoen man løper ved å redusere vannmengden til Bekkelagsbassenget, anbefales det ikke en permanent reduksjon av vannmengden, hvis ikke utslippsledningen i Bekkelagsbassenget samtidig senkes.

Utslippsdypet i Bunnefjorden bør minst være 100 m. En overføring av vann fra 50 m i Bekkelagsbassenget til 60 m i Bunnefjorden har en negativ effekt på vannkvaliteten i begge bassengene.

Summary

Title: Assessment of the effects on the water quality of changed discharges in Bunnefjorden and Bekkelagsbassenget

Year: 2017

Author: André Staalstrøm

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6927-7

Before the year 2000, the basin Bekkelagsbassenget had episodes of anoxic water all the way up to the sill depth between Bekkelagsbassenget and Bunnefjorden at approx. 43 m. This improved dramatically when the discharge from the Bekkelaget purification plant (BRA) were lowered to 50 m depth in the Bekkelagsbassenget around the year 2000. By reducing the amount of water released at the depth of 50 m in Bekkelagsbassenget, the water quality could again be worsened.

In today's situation, where an annual average amount of about 1500 L/s is released at 50 m depth, there are regular hypoxic conditions (oxygen concentrations below 1 ml O₂/L) for periods of a few months, virtually every year in the deeper parts of the water mass in Bekkelagsbassenget, deeper than about 55 meters. On the other hand, anoxic water is avoided, but the conditions are on the verge of anoxic conditions. With a reduction of the water flow in the discharge to 1000 or 500 L/s, the risk is significantly increased for anoxic conditions in the bottom water of Bekkelagsbassenget. This increased risk seems to be eliminated if the discharge pipe is lowered from 50 m to 65 m depth.

Due to the small vertical mixture in the basin Bunnefjorden, there are today anoxic conditions that can last for several years. Model simulation with NIVA Fjord model (NFM) recreates corresponding conditions. By discharging a water flow of 500-1000 L/s to 100 m depth in Bunnefjorden, model simulations show that this will dramatically improve the conditions here. By transferring 500 L/s, from BRA and 148 L/s from Nordre Follo purification plant (NFR) to 100 m depth in Bunnefjorden, this will cause the periods with anoxic conditions to be much shorter. Instead of having anoxic conditions lasting for several years, you get a duration of less than a year. By transferring 1000 L/s from BRA, the effect may be to avoid anoxic conditions, except for shorter periods in a few years.

There are uncertainties related to the modeling, for instance the amount of organic matter, sulfide and phosphate available in the sediments. The model series describes situations on the fluctuating between anoxic and hypoxic conditions, and processes in the sediments, can be decisive. Considering the uncertainties in the model and the high risk of reducing the water quality in Bekkelagsbassenget, there should not be a permanent reduction in the amount of water in the discharge to 50 m depth in Bekkelagsbassenget, unless the discharge pipe is lowered at the same time.

The discharge depth in Bunnefjorden should be at least 100 m. A transfer of water from 50 m in Bekkelagsbassenget to 60 m in Bunnefjorden has a negative effect on the water quality in both basins.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

NIVA har blitt bedt om å vurdere effekter på vannkvaliteten ved endret utslipp til Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget. Bakgrunnen er at fremtiden for Nordre Follo renseanlegg (NFR) vurderes. Realistiske alternativer er at det bygges nytt renseanlegg der NFR ligger i dag, at det bygges et nytt Sentralrenseanlegg Øst (SRØ) ved Mastemyr eller at avløpsvann som i dag går til NFR overføres til Bekkelaget renseanlegg (BRA). Plasseringen til de nåværende store og mellomstore renseanleggene i området er vist i Figur 1.

De to siste årene (2015-2016) har oksygenforholdene på 80 m dyp i Bunnefjorden vært lavere enn 1,5 ml O₂/L (Dolven et al., 2017), noe som har klassifisert vannforekomsten som «svært dårlig» i henhold til vannforskriften. Tidvis har oksygenkonsentrasjon også være lavere enn 1 ml O₂/L (såkalt hypoksisk) i bunnvannet, noe som svært få høyere organismer vil kunne leve under over lengre tid.

NIVA Fjordmodell (NFM) har tidligere blitt brukt til å simulere effekten av å endre utslippssted og utslippsdyp i Indre Oslofjord (Bjerkeng, 2011). Bjerkeng (2011) viste at ved å slippe ut rensed avløpsvann på 100 m dyp i Bunnefjorden, vil oksygenkonsentrasjonen holde seg over 1,5 ml O₂/L, og man vil dermed unngå hypoksiske forhold i Bunnefjorden over dette dypet (100 m). I det gjeldende modellscenariet ble avløpsvannet hentet fra BRA ved en simulert overføring fra dagens utslipp på 50 m dyp i Bekkelagsbassenget til 100 m dyp i Bunnefjorden. Siden dette utslippet siden omtrent år 2000 har forhindret anoksiske forhold i Bekkelagsbassenget, førte dette scenariet til en dramatisk forverring av forholdene her. Derfor ønsket Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord å få vurdert løsninger hvor forholdene kan bedres i både Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget.

1.2 Problemstillinger

Følgende problemstillinger er belyst i denne rapporten:

1. Hvor stor vannmengde er nødvendig og hvor dypt må utslippet legges, for at hypoksiske forhold skal unngås i Bunnefjorden?
2. Hvor mye kan vannmengden som slippes ut i Bekkelagsbassenget reduseres, uten at den gunstige effekten av økt vertikal blanding forringes, og det oppstår anoksiske forhold? Kan eventuelt denne reduksjonen i vannmengde kompenseres ved å senke utslippsdypet til BRA fra 50 m til 65 m?
3. Har den horisontale plasseringen av utslippspunktet i Bunnefjorden noen betydning for oksygenforholdene i bunnvannet og mengde organisk stoff i sedimentene?

2 Metoder

2.1 Oppsett av NIVA Fjordmodell (NFM)

2.1.1 Generelt om NFM

Ved NIVA har det blitt utviklet en omfattende fjordmodell. Dette arbeidet ble gjort i forbindelse med at det skulle bygges nye rensesanlegg 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 sårbare 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 fem bassenger som representerer hhv. Vestfjorden, Bærumbassenget, Bunnefjorden, Bekkelagsbassenget og Oslo havn.

Modellen beskriver separat budsjettet til de forskjellige næringssaltene samt karbon, og har to forskjellige grupper fyttoplankton; kiselalger og andre alger. Fyttoplankton-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 indre Oslofjord i prosjektet Strategi 2010 (Bjerkeng, 2011), hvor mulige endringer av tilførsler på grunn av blant annet befolkningsvekst og tiltak ved utslipp til indre Oslofjord ble vurdert.

I Vedlegg A er det gitt en beskrivelse i mer detaljer av modellen på engelsk.

2.1.2 De topografiske forholdene i Oslofjorden

Oslofjorden er en terskelfjord. Det betyr at topografien under vann er slik at det er bassenger i fjorden hvor vannmassene under et visst dyp er adskilt fra havområdet på utsiden. Disse dydene kalles terskeldyp, og vann som skal inn i de dypere deler av fjorden må over disse terskeldypene.

I Figur 1 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 viktigste bassengene er Vestfjorden merket med tallet 2 i figuren, og Bunnefjorden som er merket med tallet 1, som ligger på hver sin side av halvøya Nesodden. Terskeldypet mellom disse to bassengene er på omtrent 54 m. Terskelen ligger mellom Nesodden og Fornebu, merket med en rød linje. Det ligger også en terskel mellom Nesodden og Bygdø, med omtrent samme terskeldyp.

Mellom disse to tersklene ligger Lysakerfjorden som et mindre basseng. I tillegg kan Bærumbassenget, Oslo havn og Bekkelagsbassenget deles inn som egne basseng.

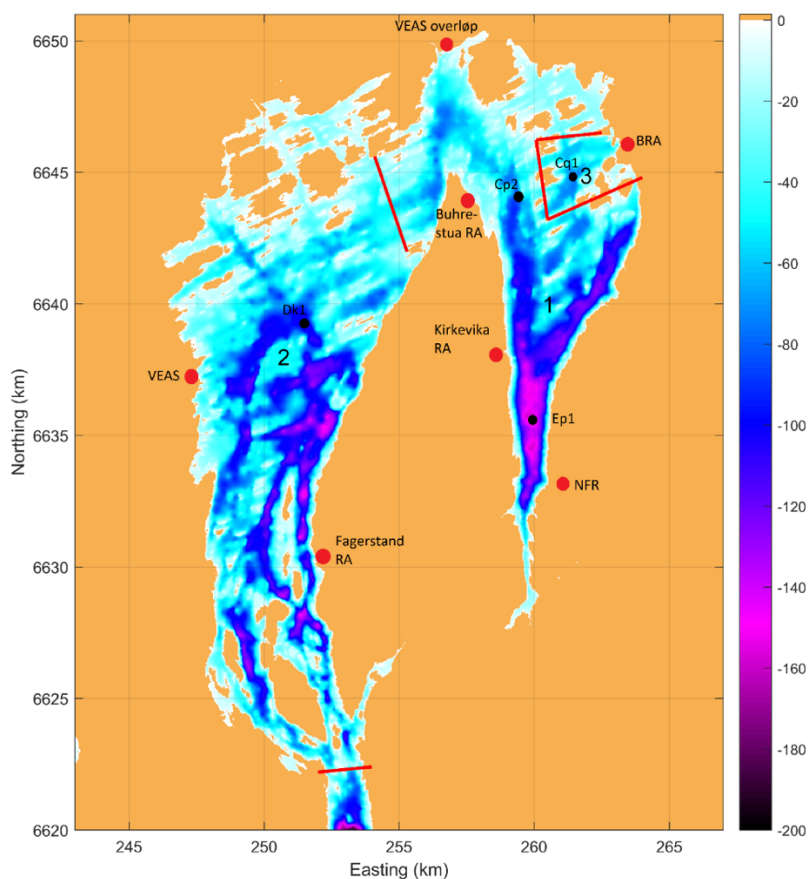
I overvåkningsprogrammet for indre Oslofjord måles forholdene jevnlig på en rekke stasjoner i fjorden. I Figur 1 er fire av disse stasjonene markert med svarte punkter. Det er stasjon Ep1 og Cp2 i henholdsvis den sørlige og den nordlige delen av Bunnefjorden, stasjon Dk1 i Vestfjorden og stasjon Cq1 i Bekkelagsbassenget. På disse stasjonene måles det blant annet profiler av temperatur, saltholdighet og oksygenkonsentrasjon.

2.1.3 Tilførsler til fjorden

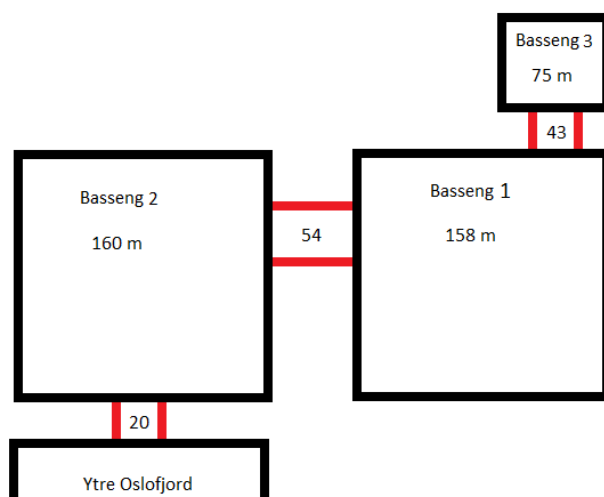
viser de utslippsmengdene som er lagt til grunn for beregningene i dette prosjektet, og det er hovedsakelig effekten av å flytte vannmengden til NFR som det nå er mest presserende å se på, men flytting av deler av vannmengden fra BRA vil også vurderes.

Tabell 1. Renseanlegg med dykket utslipp til indre Oslofjord.

Utslipp	Resipient	Utslippsdyp (m)	Vannmengde (L/s)	Tot-P (tonn/år)	Tot-N (tonn/år)	TOC (tonn/år)
BRA	Bekkelagsbassenget	50	1500	5,6	342,0	200,0
BRA, overløp	Bekkelagsbassenget	50	12-109	1,8	19,2	63,0
VEAS	Vestfjorden	42	3260	25,2	720,0	1246,0
VEAS, overløp	Lysakerfjorden	25	31-183	5,4	43,0	141,2
NFR	Bunnefjorden	50	148	1,2	35,0	45,0
Buhrestua RA	Bunnefjorden	22	24,2	0,3	6,9	7,6
Fagerstand RA	Vestfjorden	25	22	0,2	6,0	7,7



Figur 1. Kart over indre Oslofjorden. De røde punktene angir plasseringen av eksisterende renselanlegg i fjorden. De svarte punktene angir noen av målestasjonene i overvåkningsprogrammet for indre Oslofjord (Dolven et al., 2017). Verdiene på x- og y-aksen i figuren angir posisjonen i UTM koordinater (sone 33).



Figur 2. Skisse som viser koblingene mellom Ytre Oslofjord og de tre bassengene brukt i modellen. I hvert basseng er det maksimale dypet angitt og terskeldypene for hver forbindelse er angitt i m.

2.1.4 Modellkjøringer

I dette modellstudiet er indre Oslofjord delt inn i henholdsvis to og tre bassenger. I en innledende rekke med modellkjøringer ble fjorden delt inn i to: Bunnefjorden og Vestfjorden. Grensen mellom de to bassengene går mellom Nesodden og Fornebu og er vist som en rød strek i Figur 1. Disse modellkjøringene ble brukt for å studere effekten av endret dyputslipp til Bunnefjorden. I en ny rekke med modellkjøringer ble Bekkelagsbassenget innført som eget basseng. Dette ble gjort for å se på effekten av å endre utslippet fra BRA. En skjematisk beskrivelse av disse tre bassengene er vist i Figur 2.

I hvert av bassengene ble blandingskoeffisienten, som angir hvor sterk den vertikale blandingen er, justert, slik at den modellerte hydrografiske utviklingen ble tilsvarende den observerte utviklingen. En detaljert beskrivelse av hvordan den vertikale blandingen i fjorden beregnes er gitt av Bjerkeng (1994c).

Tabell 2. Blandingskoeffisient som er brukt i hvert basseng modellen.

Parameter	Bunnefjorden	Vestfjorden	Bekkelagsbassenget
Blandings- Koeffisient (MIXCF)	0,2 cm ² /s	1,0 cm ² /s	0,2 cm ² /s

Tabell 3. Oversikt over modellkjøringer

Kjøring	Antall Basseng	Beskrivelse av kjøringen
1a	2	148 l/s på 50 m i Bunnefjorden
1b	2	148 l/s på 100 m i Bunnefjorden
1c	2	648 l/s på 100 m i Bunnefjorden
1d	2	1148 l/s på 100 m i Bunnefjorden
1e	2	648 l/s på 60 m i Bunnefjorden
1f	2	324 l/s på hhv. 100 m og 150 m i Bunnefjorden
1g	2	648 l/s på 150 m i Bunnefjorden
2a	3	1500 L/s på 50 m i Bekkelagsbassenget
2b	3	1500 L/s på 0 m i Bekkelagsbassenget
2c	3	1000 L/s på 50 m i Bekkelagsbassenget
2d	3	500 L/s på 50 m i Bekkelagsbassenget
2e	3	1000 L/s på 65 m i Bekkelagsbassenget

2.2 FjordOs-modellen

I NIVA Fjordmodell (NFM) representerer resultatene verdier som er midlet horisontalt i hvert basseng. Det er antatt at forskjellene vertikalt er mye viktigere enn forskjellene horisontalt. Dette gjør at det ikke er mulig å skille på et utslipp som slipper ut sør eller nord i Bunnefjorden. For å vurdere om det har noen betydning for vannkvaliteten hvor utslippspunktet i Bunnefjorden plasseres horisontalt, har vi vist strømforholdene på 50 m dyp (se Figur 15). Disse dataene er hentet fra havmodellen FjordOs (Røed et al., 2016). FjordOs er en tre-dimensjonal sirkulasjonsmodell som dekke hele Oslofjorden helt ut til Færder med høy oppløsning.

3 Hydrografi og vannutveksling i Oslofjorden

3.1 Vannutveksling og oksygenforhold i terskelfjorder

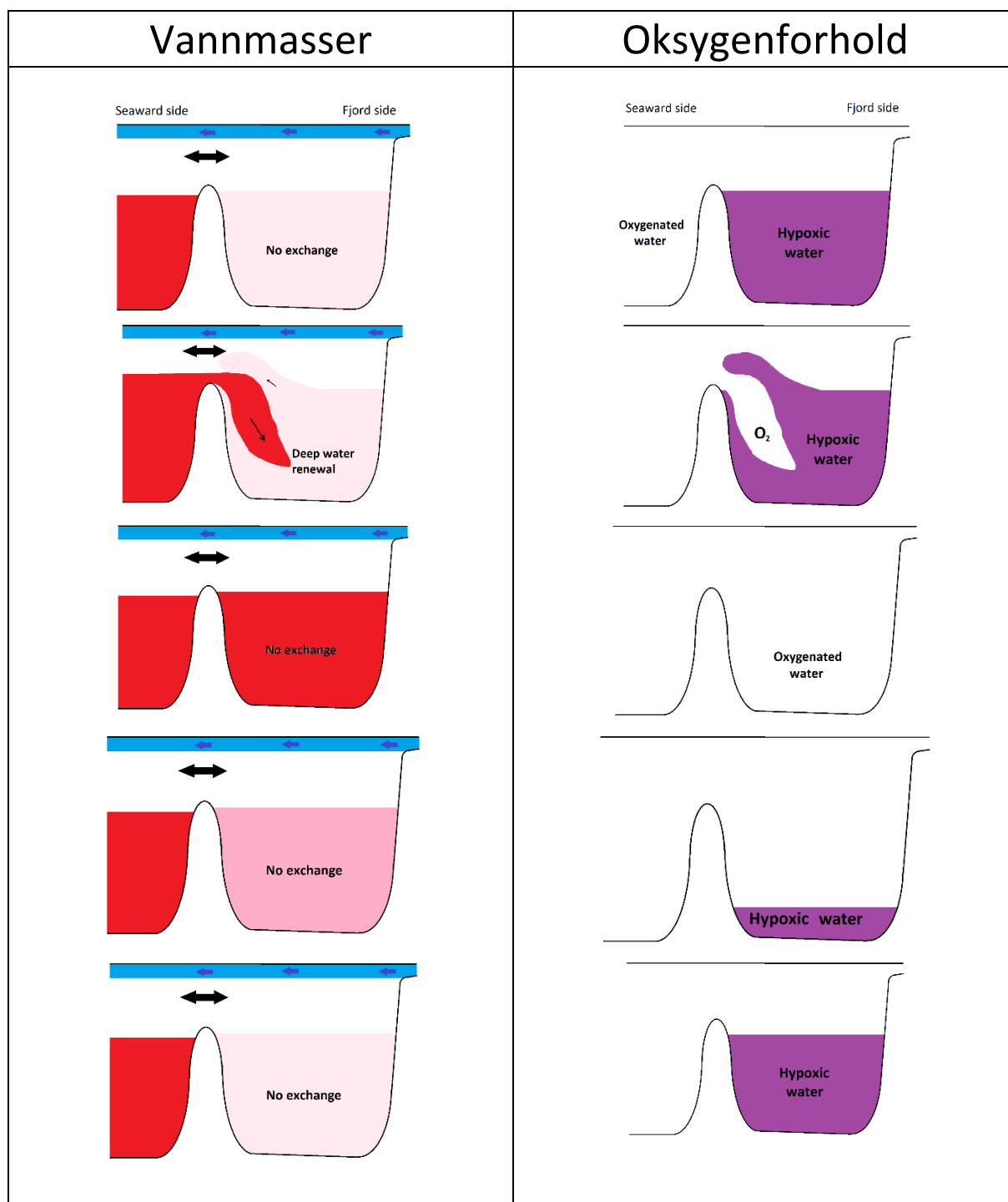
Vannmassene under 20 m i indre Oslofjord er adskilt fra havområdet på utsiden av Drøbakerskelen. I kystsonen er som regel vannet sjiktet, med ferskt og lett vann i overflatelaget, som ligger over saltere og tyngre vann. Vannets egenvekt eller tetthet, øker derfor som regel med dypet. Det tunge vannet som befinner seg innenfor terskelen og under terskeldyp er derfor fanget i fjorden, og byttes bare ut når vann som er enda tyngre kommer inn over terskelen. Slike episoder kalles dypvannsfornyelser. I perioden mellom disse episodene ligger dypvannet i ro, bortsett fra en begrenset vertikal blanding som blander ned lettere vann fra overflatelaget.

Denne prosessen er illustrert i Figur 3 som viser fem stadier av vannutvekslingen i en fjord. I stadiet 1 ligger forholdene til rette for en dypvannsfornyelse: på sjøsiden er det vann med tilstrekkelig høy egenvekt (rødt) nesten helt opp til terskeldyp, men terskelen hindrer dette vannet fra å trenge inn i fjorden, hvor vannmassene (lys rosa) har lavere egenvekt. Vannet på sjøsiden er oksygenrikt, mens dypvannet innenfor terskelen er hypoksisk (lav oksygenkonsentrasjon).

I stadiet 2 vises en dypvannsfornyelse. Det tunge oksygenrike vannet fra utsiden av terskelen er hevet over terskeldypet, og fortrenger det oksygenfattige dypvannet. I stadiet 3 har alt det oksygenfattige dypvannet blitt fornyet av tungt oksygenrikt vann. På dette stadiet er det ikke noe potensial for ytterligere dypvannsfornyelse, og en stagnasjonsperiode starter. I denne perioden (stadiet 4 og 5) er det et kappløp mellom vertikal blanding, som blander ned lettere vann og dermed reduserer tettheten i dypvannet, og oksygenforbruket i fjorden.

Denne vannutvekslingsprosessen ble allerede beskrevet av Gaarder (1916). Hypoksiske forhold i norske fjorden ble oppdaget for første gang høsten 1898, hvor anoksisk (oksygenfritt) vann ble funnet i Frierfjorden og Drammensfjorden. Inntil da var det bare en vannforekomst hvor anoksisk vann var funnet. Det var i Svartehavet hvor russiske forskere hadde funnet anoksisk vann under en ekspedisjon i 1891-1892 (Gaarder, 1916). Anoksiske forhold ble også tidlig funnet i Bunnefjorden (Beyer & Føyn, 1951).

En nærmere beskrivelse av hva som forårsaker den vertikale blandingen i indre Oslofjord er gitt av Staalstrøm (2015). Det som er påfallende med indre Oslofjord er at den vertikale blandingen i Vestfjorden er opp til fem ganger så stor som i Bunnefjorden. Dette betyr at prosessen med å blande ned lett vann under terskeldypet inne i fjorden, som er beskrevet i stadiet 3 til 5 på venstre side i Figur 3, går mye fortere i Vestfjorden, og det er dermed kortere perioder mellom dypvannsfornyelsene. I Bunnefjorden hvor denne prosessen går mye saktere, er det mer tid for å utvikle hypoksiske forhold i dypvannet. Hvis den vertikale blandingen kunne økes i Bunnefjorden så ville dette bassenget tålt mer tilførsel av stoffer som forbruker oksygen.

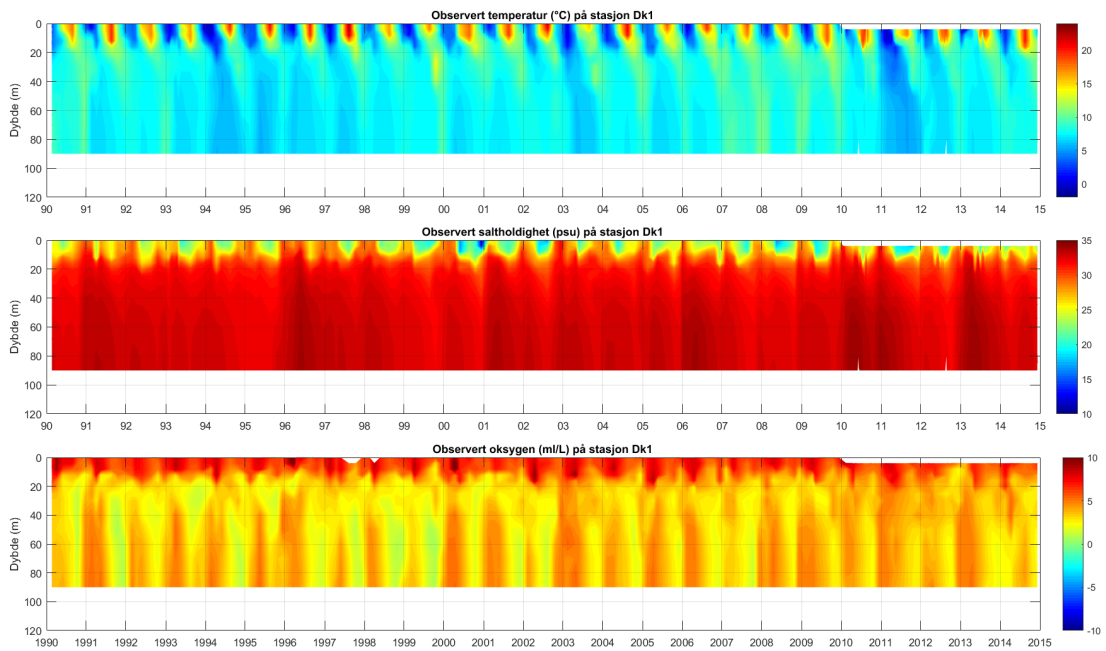


Figur 3. Skisse av hvordan vannutveksling kan foregå i en terskelfjord med lite vertikal blanding av bunnvannet. På venstre siden vises egenvekten til vannmassene, hvor rødt indikerer tungt vann og rosa lettere vann. På høyre side vises oksygenforholdene i vannmassene, hvor hvitt indikerer oksygenrikt vann og lilla oksygenfattig vann.

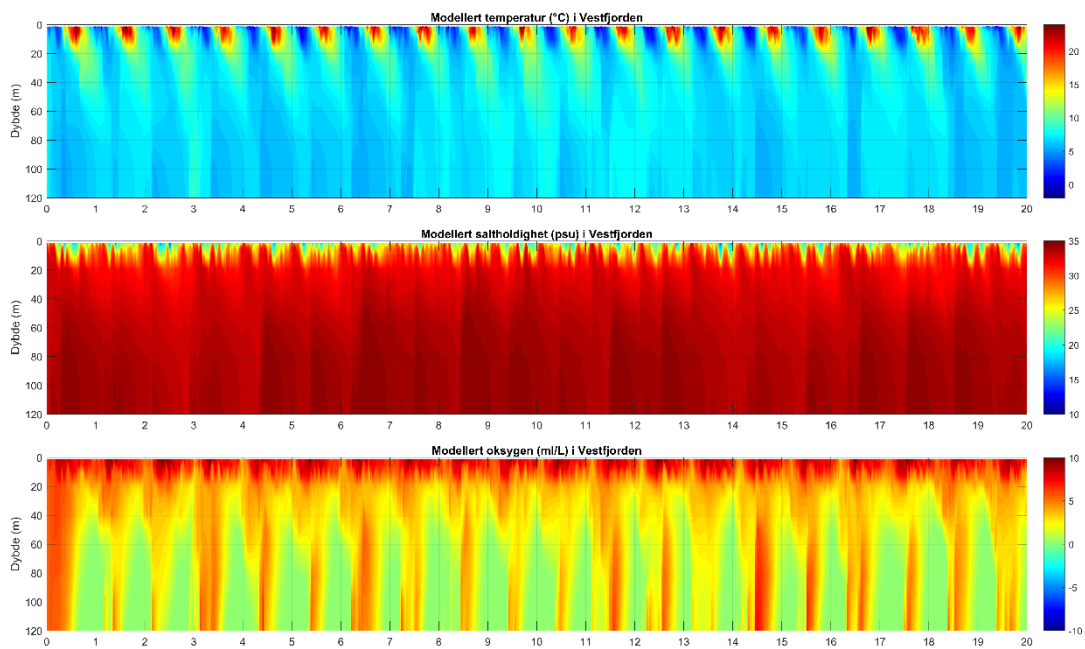
3.2 Vannutveksling og oksygenforhold i Vestfjorden

Figur 4 viser hvordan utviklingen har vært i Vestfjorden i de 25 årene fra 1990-2014. Dette er basert på observasjoner fra overvåkningsprogrammet fra indre Oslofjord, som blant annet er beskrevet av Dolven et al. (2017). I overflaten er det en tydelig sesongvariasjon i temperaturen. Nedover i dypet er denne sesongvariasjonen forsinket i tid, siden det tar en viss tid for at variasjonen i overflatelaget skal forplante seg nedover i dypet. Hvor dypt ned en ser sesongvariasjon er en indikasjon på hvor effektivt vannmassene blandes vertikalt. I Vestfjorden finner man en forsinket sesongvariasjon helt ned til minst 90 m. Ved å studere saltholdigheten finner man at innstrømning av saltere og tyngre vann i forbindelse med dypvannsfornyelser har stor betydning for den vertikale blandingen. Nesten hvert år så øker saltholdigheten i dypvannet. Det er spesielt tydelig at dette skyldes dypvannsfornyelser når oksygenkonsentrasjonen i dypet studeres. Samtidig som saltholdigheten i dypet øker, øker også oksygenkonsentrasjonen, som viser at nytt oksygenrikt vann kommer inn i fjorden.

I Figur 5 er forholdene i Vestfjorden modellert med NFM. Modellen gjenskaper hovedtrekkene som er observert. Det forekommer en dypvannsfornyelse hvert år, som bringer inn salt og oksygenrikt vann.



Figur 4. Observert temperatur (øverst), saltholdighet (i midten) og oksygenkonsentrasjon (nederst) på stasjon Dk1 i Vestfjorden, for årene de 25 årene fra 1990 til 2014. Data er hentet fra overvåkingsprogrammet for indre Oslofjord (Dolven et al., 2017).

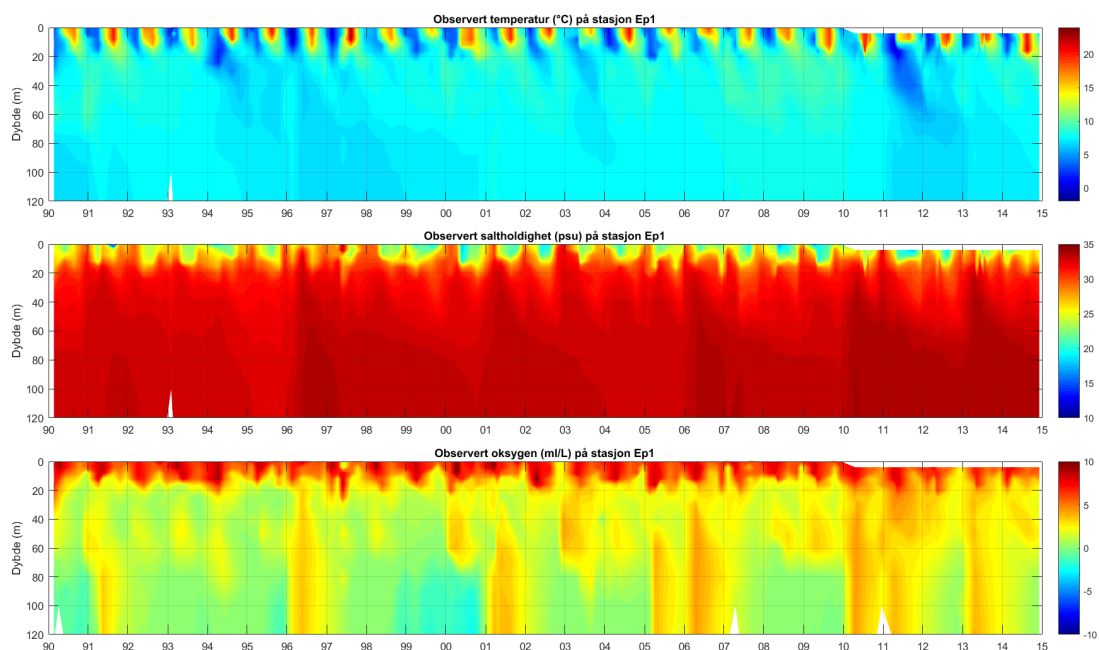


Figur 5. Modellert temperatur (øverst), saltholdighet (i midten) og oksygenkonsentrasjon (nederst) på i Vestfjorden. NFM er benyttet, og modellen er kjørt i 20 år.

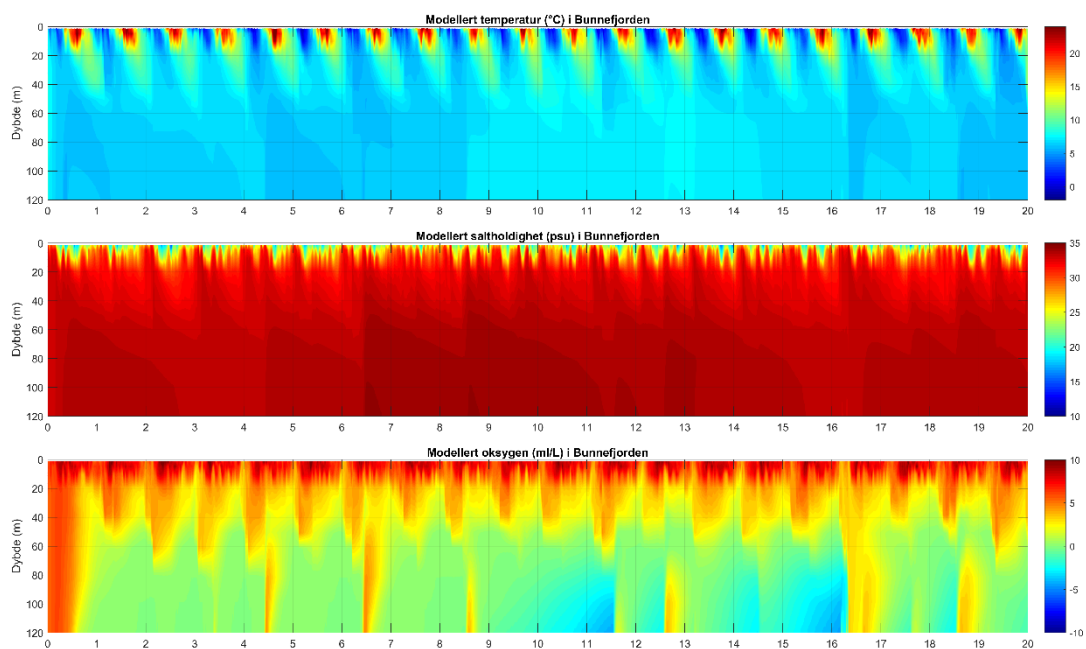
3.3 Vannutveksling og oksygenforhold i Bunnefjorden

Figur 6 viser hvordan utviklingen har vært i Bunnefjorden i de 25 årene fra 1990-2014. I overflaten er det en tydelig sesongvariasjon i temperaturen. Under terskeldypet på 54 m sees ikke lenger noen sesongvariasjon. Dette er et tegn på at variasjonen i overflatelaget i mye mindre grad blandes ned i vannmassene enn i Vestfjorden. Variasjon i saltholdighet og oksygenkonsentrasjon i dypvannet, viser at det går flere år mellom hver gang nytt salt og oksygenrikt vann trenger inn i fjorden. Det var dypvannfornyelse i Bunnefjorden i årene 1991, 1996, 2001, 2005, 2006, 2010, 2011 og 2013. Det kom noe oksygenrikt vann inn i 2016, men utenom dette har det ikke vært noen fullstendig dypvannfornyelse i Bunnefjorden siden 2013 (Dolven et al., 2017). På det nåværende tidspunkt så er forholdene i Bunnefjorden sannsynligvis som stadium 1 i Figur 3, og det er kan forventes en dypvannsfornyelse i 2018.

I Figur 7 er forholdene i Bunnefjorden modellert med NFM. Modellen gjensker hovedtrekkene som er observert. Dypvannsfornyelse forekommer med 3-4 års mellomrom i modellen, og dette fører til at det utvikles anoksiske forhold. Frekvensen av dypvannsfornyelser i modellen er tilsvarende det som observert, hvor det forekommer dypvannsfornyelser med 1-5 års mellomrom.



Figur 6. Observert temperatur (øverst), saltholdighet (i midten) og oksygenkonsentrasjon (nederst) på stasjon Ep1 i Bunnefjorden, for årene de 25 årene fra 1990 til 2014. Data er hentet fra overvåkingsprogrammet for indre Oslofjord (Dolven et al., 2017).

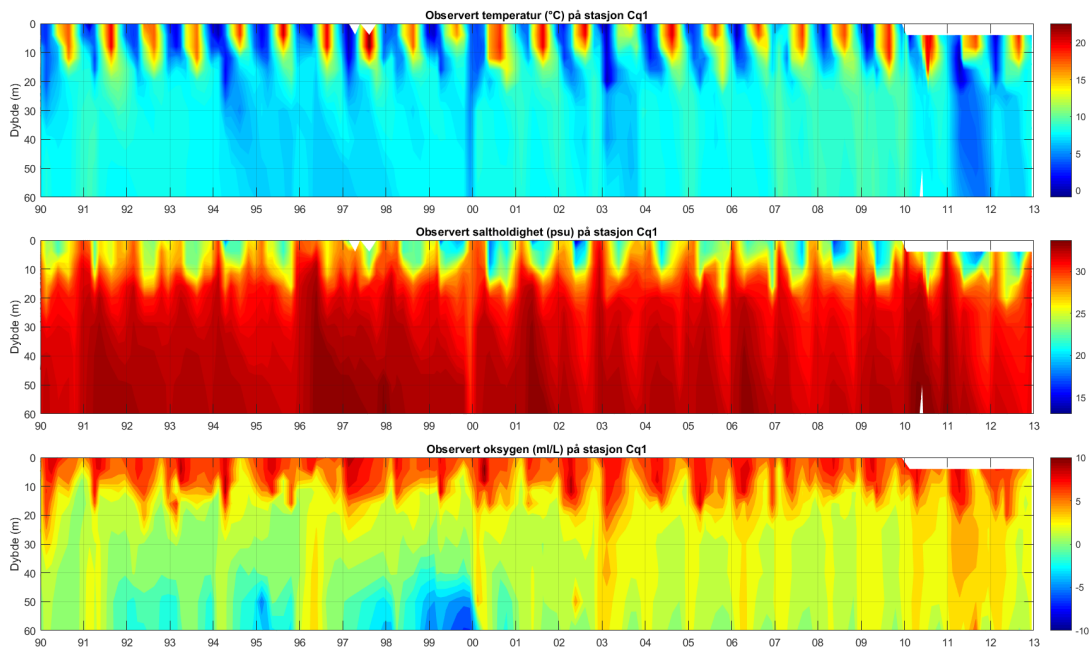


Figur 7. Modellert temperatur (øverst), saltholdighet (i midten) og oksygenkonsentrasjon (nederst) på i Bunnefjorden. NFM er benyttet, og modellen er kjørt i 20 år.

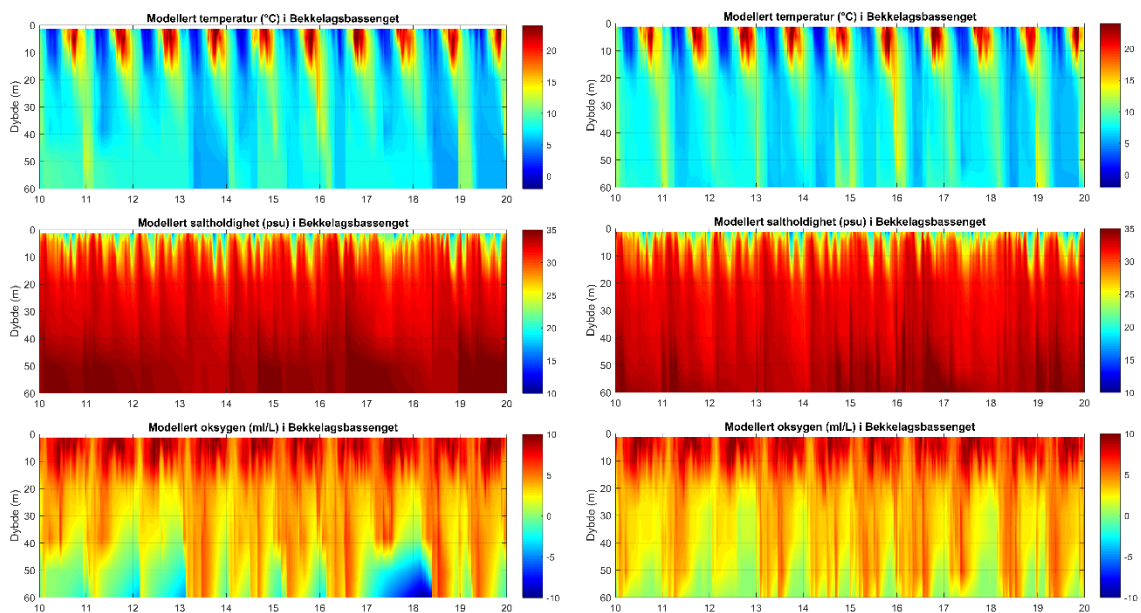
3.4 Vannutveksling og oksygenforhold i Bekkelagsbassenget

Figur 8 viser hvordan utviklingen har vært i Bekkelagsbassenget i de 23 årene fra 1990-2012. I overflaten er det en tydelig sesongvariasjon i temperaturen. I 2000 ble utslippet fra BRA senket ned til 50 m dyp, og dette gjorde at den vertikale blandingen i bassenget økte signifikant. Dette skyldes at utslippet, som består av ferskvann med positiv oppdrift, drar med seg vann oppover i vannsøylen. Dette gir økt vertikal blanding, som fører til hyppigere dypvannsfornyelser. Etter år 2000 har tungt bunnvann hatt kortere oppholdstid i bassenget, noe som har resultert i at anoksiske forhold i liten grad har fått utviklet seg.

I Figur 9 er forholdene i Bekkelagsbassenget modellert med NFM. På høyre side er dagens situasjon modellert, med BRA sitt utslipp på 50 m. Oksygenforholdene i bunnvannet er dårlige, men det oppstår ikke anoksiske forhold, tilsvarende det som er observert. På venstre side er utslippet fra BRA lagt til overflata, for å simulere situasjonen før år 2000. I det tilfellet blir bunnvannet liggende lenger i bassenget og det oppstår anoksiske forhold.



Figur 8. Observert temperatur (øverst), saltholdighet (i midten) og oksygenkonsentrasjon (nederst) på stasjon Cq1 i Bekkelagsbassenget, for årene de 23 årene fra 1990 til 2012. Data er hentet fra overvåkingsprogrammet for indre Oslofjord (Dolven et al., 2017).



Figur 9. Modellert temperatur (øverst), saltholdighet (i midten) og oksygenkonsentrasjon (nederst) på i Bekkelagsbassenget. NFM er benyttet, og modellen er kjørt i 20 år, hvor de ti siste årene vises. I plottet til venstre er utslippet fra BRA lagt til overflata, og i plottet til høyre er utslippet lagt til 50 m dyp.

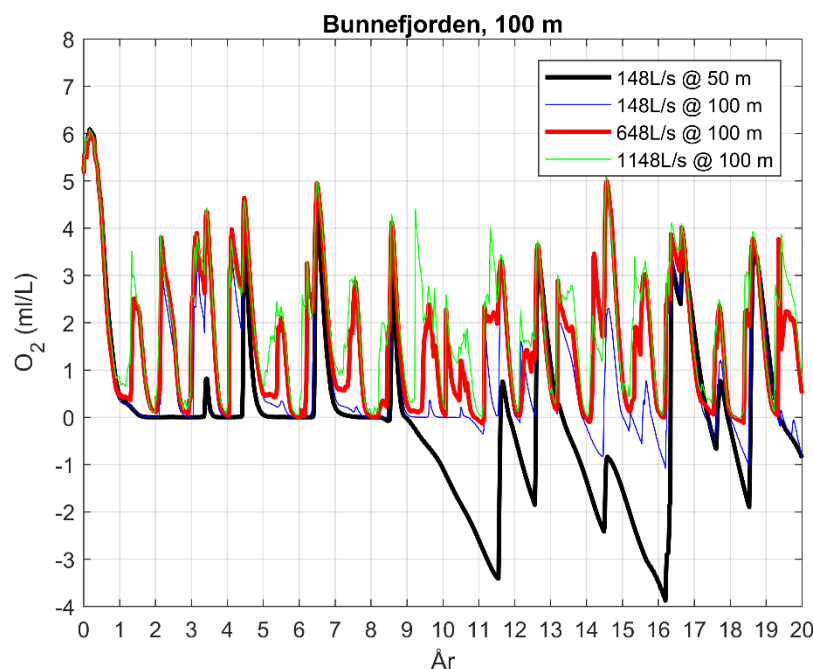
4 Resultater fra NFM

4.1 Hvor mye ferskvann må slippes ut i Bunnefjorden?

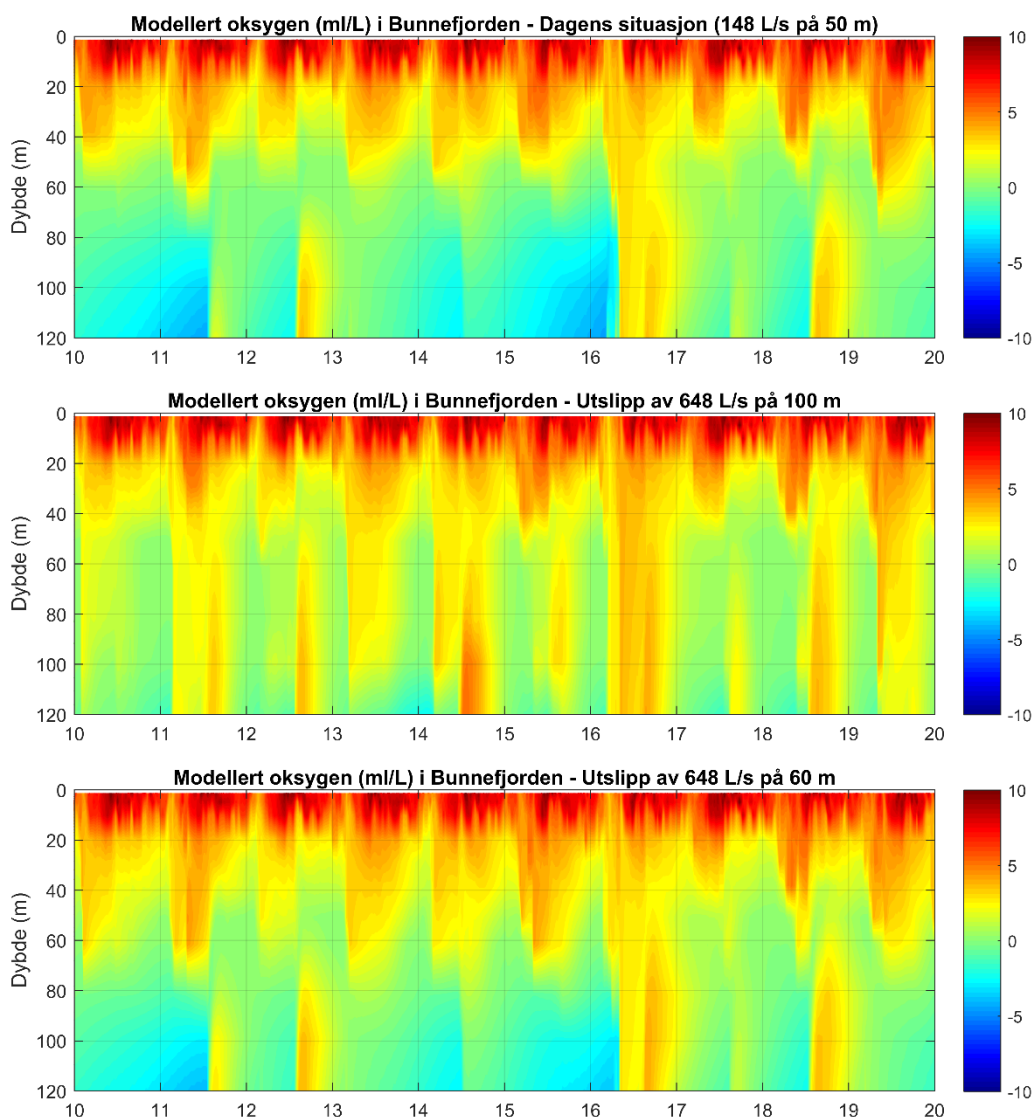
For å undersøke hvor mye ferskvann som må slippes ut på dypet for at oksygenforholdene i Bunnefjorden skal forbedres, ble det gjort en rekke kjøringar hvor utslippet ble manipulert. Det ble tatt utgangspunkt i 20-års modellsimuleringen for Bunnefjorden (se Figur 7), og så ble utslippet til NFR endret, som har en vannmengde på 148 L/s. Først ble utslippet flyttet ned til 100 m dyp. Deretter ble vannmengden økt med henholdsvis 500 og 1000 L/s ved å overføre tilsvarende utslipp fra BRA fra Bekkelagsbassenget til Bunnefjorden. Resultatene for modellert oksygenkonsentrasjon på 100 m er vist i Figur 10.

Den svarte kurven viser dagens situasjon hvor det utvikles anoksiske forhold som varer i flere år. Ved å senke utslippet til NFR til 100 m så har dette en positiv effekt på oksygenforholdene. Selv om det fortsatt utvikles anoksiske forhold er varigheten av disse episodene kortere.

Ved å overføre en vannmengde på 500 eller 1000 L/s fra Bekkelaget til 100 m dyp i Bunnefjorden, vil dette føre til en dramatisk forbedring av forholdene her. Når en vannmengde på 500 L/s legges på 100 m sammen med vannmengden på 148 L/s fra NFR, fører dette til at de anoksiske forholdene får en mye kortere varighet. I stedet for å ha anoksiske forhold som varer i flere år, så får man en varighet på mindre enn et år, og oksygenkonsentrasjonen rekker ikke å gå under null. Ved å overføre 1000 L/s kan effekten bli at man stort sett unngår anoksiske forhold bortsett fra i kortere perioder i enkelte år. Siden mer vannmengde i utslippet gir mer vertikal blanding, og dermed oftere dypvannsfornyelse, vil det bli forbedringer i vannkvaliteten også under 100 m.



Figur 10. Oksygenkonsentrasjonen på 100 m i Bunnefjorden ved forskjellige utslipp. Dagens situasjon (alt rensset avløp fra NFR sluppet ut på 50 m dyp) er vist med sort tykk strek.

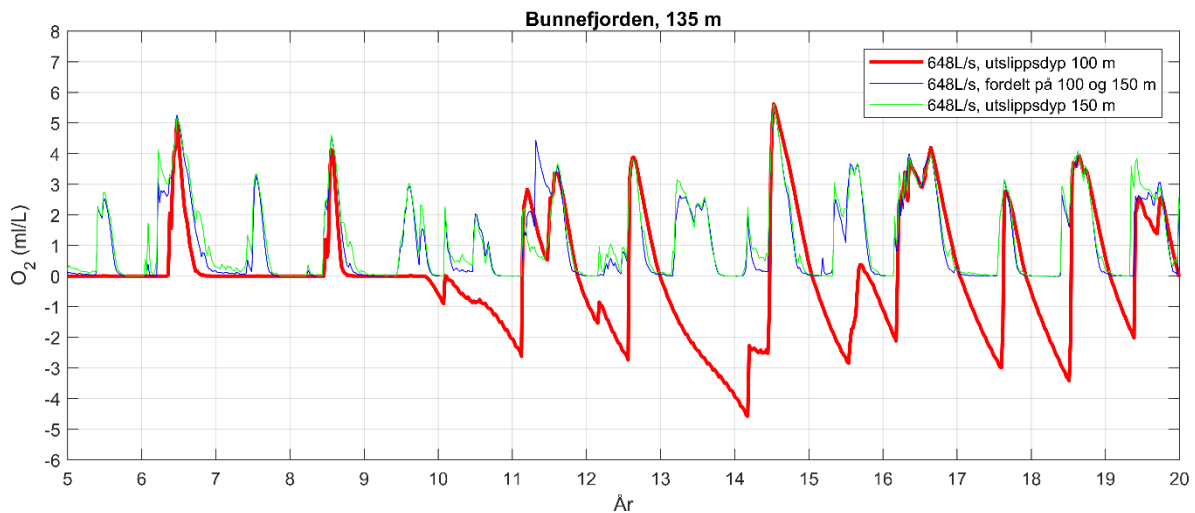


Figur 11. Oksygenforholdene i Bunnefjorden, ved forskjellige typer dyputslipp. Øverst vises dagens situasjon hvor utslippet fra NFR går ut på 25 m. I midten vises situasjonen hvis NFR sitt utslipp sammen med 500 L/s overført fra BRA slippes ut på 100 m. Nederst vises situasjonen hvis den samme vannmengden slippes ut på 60 m. På x-aksen vises antall år i modellsimuleringen. Merk at rødt angir høy oksygenkonsentrasjon, mens blått angir negativ oksygenkonsentrasjon (anoksiske forhold). Lysegrønt antyder hypoksiske forhold.

I Figur 11 er effekten av å slippe ut avløpsvannet på 60 m i stedet for på 100 m, illustrert. Øverst vises dagens situasjon og i midten utslipp av 648 L/s på 100 m. Ved å legge utslippet på 100 m, oppnås en meget god effekt, med dypvannsfornyelse helt ned til 100 m nesten hvert år. Det er også positive effekter under 100 m, ved at dypvannsfornyelsene noen år går helt ned til bunn.

Ved å legge utslippet på 60 m (se nederst i Figur 11), blir det riktignok bedre oksygenforhold fra 40 til 60 m. Men oksygenforholdene i dypvannet blir ikke bedre. Faktisk blir forholdene noe verre, siden dypvannet tilføres mer oksygenforbrukende stoffer, uten at man får den positive effekten av økt vertikal blanding i dypvannet.

I Figur 12 er oksygenkonsentrasjonen i det dypeste laget i Bunnefjorden vist, hvor utslippsdypet varieres. I simuleringene i figuren er det brukt en vannmengde på 648 L/s. Hvis alt dette slippes ut på 100 m, vil det dannes anoksisk vann under dette utslippsdypet. Hvis hele eller halvparten av denne vannmengden slippes ut på 150 m, så unngås dette.



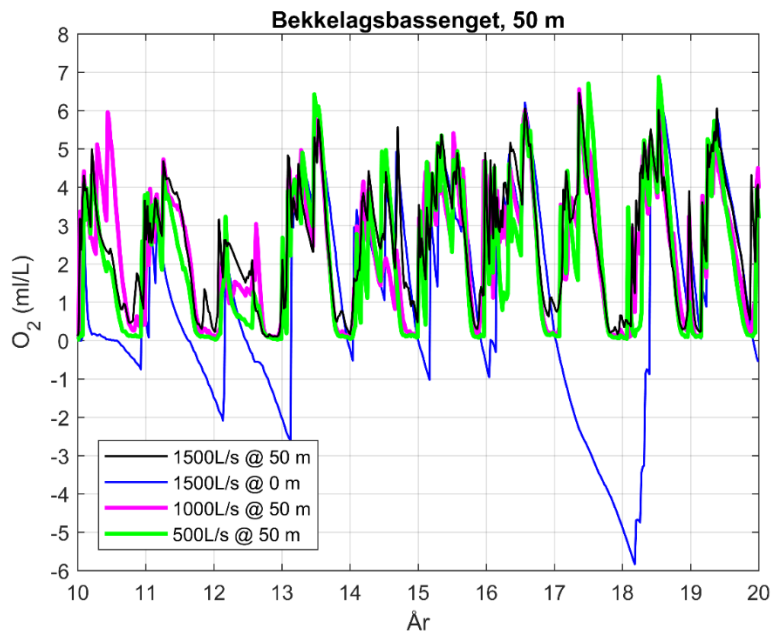
Figur 12. Oksygenkonsentrasjonen på 135 m i Bunnefjorden ved forskjellige utslippsdyp i Bunnefjorden.

4.2 Effekten av å redusere vannmengden i utslippet til Bekkelagsbassenget

Figur 8 viser at det før år 2000 forekom episoder med anoksisk vann helt opp til over terskeldypet mellom Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden på ca. 43 m. Dette viste også ble simuleringen gjort av Bjerkeng (2011) (se Figur 9), og denne er vist som en blå kurve i Figur 13.

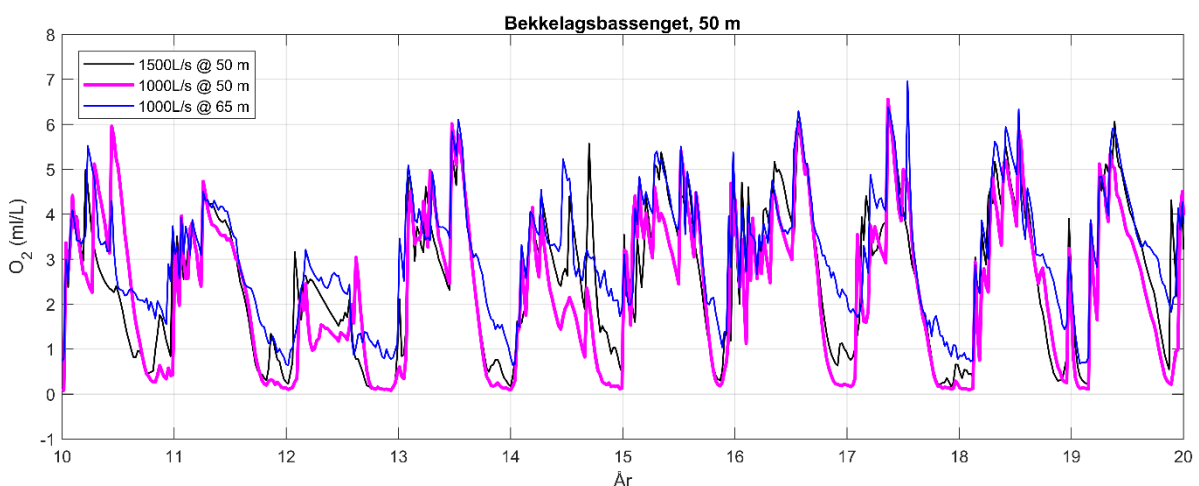
Når utslippet fra BRA ble senket ned til 50 m i Bekkelagsbassenget i 2000, førte dette til en dramatisk forbedring av oksygenforholdene i bunnvannet i dette bassenget. Til tross for dette blir, det hypoksiske forhold i bunnvannet hvert år, men oksygenkonsentrasjonen holder seg over 0 mg O₂/L (se svart kurve i Figur 13).

Når vannmengden i utslippet på 50 m reduseres til henholdsvis 1000 og 500 L/s, så fører dette til en liten forverring i forholdene. Hvert år så blir oksygenkonsentrasjonen null, og ved en vannmengde på kun 500 L/s så går konsentrasjonen enkelte ganger under null i kortere perioder.



Figur 13. Oksygenkonsentrasjonen på 50 m dyp i Bekkelagsbassenget. På x-aksen vises antall år i modellsimuleringen. Blå kurve angir forholdene i Bekkelagsbassenget hvis utslippet fra BRA er i overflaten.

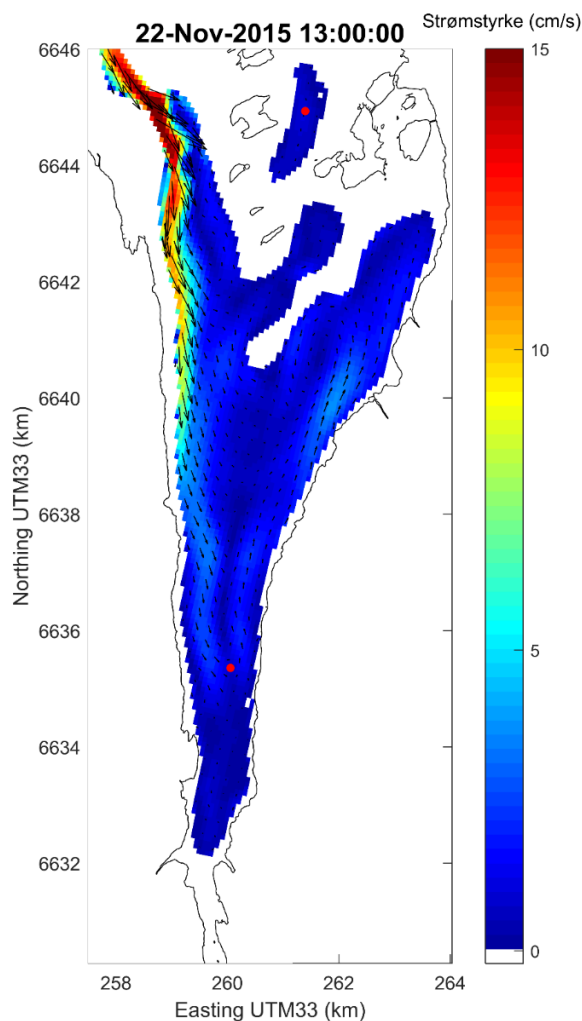
Ved å senke utslippet fra BRA fra 50 m til 65 m, så kan denne negative effekten mer en kompenseres for. Figur 14 viser betydningen av å redusere vannmengden fra 1500 til 1000 L/s når utslippet er lagt til 65 m dyp, noe som altså betyr at 500 L/s kan overføres til Bunnefjorden. Dagens situasjon er vist med svart kurve. Når vannmengden reduseres til 1000 L/s, så har dette en liten men tydelig effekt, og minimum konsentrasjonen blir noen ganger 0,5 ml O_2/L , for eksempel på slutten av år nummer 14. Om utslippsledningen senkes fra 65 til 50 m og det slippes ut en redusert vannmengde på 1000 L/s, så fører dette til at oksygen-konsentrasjonene blir bedre enn om man slipper ut 1500 L/s på 50 m.



Figur 14. Oksygenkonsentrasjonen på 50 m dyp i Bekkelagsbassenget. På x-aksen vises antall år i modellsimuleringen.

5 Horisontal sirkulasjon i Bunnefjorden

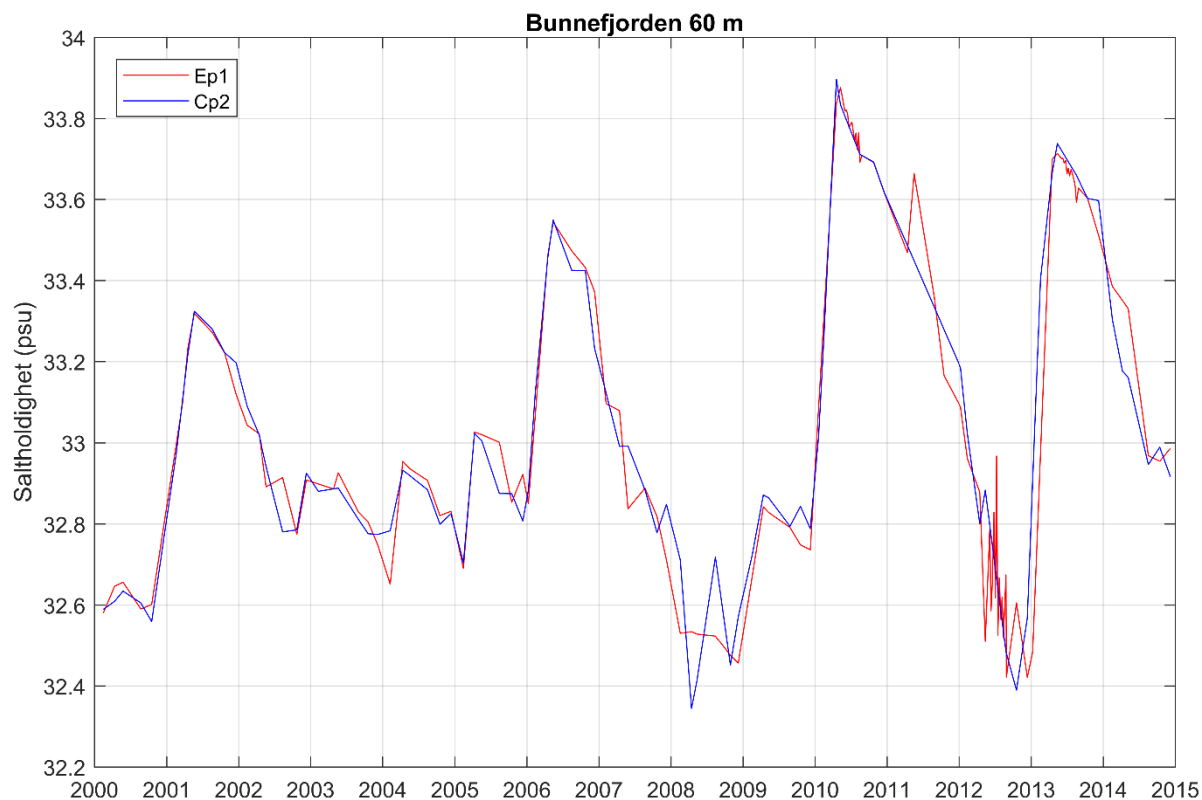
For å vurdere om det har noen betydning for vannkvaliteten hvor utslippspunktet i Bunnefjorden plasseres horisontalt, har vi vist strømforholdene på 50 m dyp (se Figur 15). I figuren vises en situasjon hvor det strømmer vann fra Vestfjorden inn i Bunnefjorden på 50 m dyp. Den kraftige strømmen inn i bassenget følger Nesodden sørover helt ned til stasjon Ep1 (merket med rød prikk i figuren), hvor strømmen snur og følger bunntopografien nordover. Nordøst i bassenget oppstår det en virvel som går mot klokka. Med en typisk strømhastighet på 3 cm/s, vil dette strømmønsteret i løpet av to til tre døgn ha forflyttet vann fra den ene delen av bassenget til den andre.



Figur 15. Et øyeblikksbilde av hvordan strømforholdene kan være på 50 m dyp i Bunnefjorden, i et tilfelle hvor det strømmer vann inn i dette bassenget. Stasjon Ep1 er merket med rød prikk.

I Figur 16 et saltholdigheten på 60 m fra to stasjoner i Bunnefjorden sammenlignet. Plasseringen til de to stasjonene, Cp2 og Ep1, er vist i Figur 1, og de ligger omtrent 8,5 km fra hverandre i hver sin ende av bassenget. Figuren viser at det er liten forskjell i verdien mellom de to stasjonene, og dette tolkes som at vannmassene er godt blandet horisontalt.

Ut ifra dette konkluderes det med at den horisontale plasseringen av dyputslippet i Bunnefjorden har liten betydning for vannkvaliteten.



Figur 16. Sammenligning av variasjon i saltholdighet på 60 m dyp, helt nord i Bunnefjorden (stasjon Cp2) og lenger sør i bassenget (stasjon Ep1).

6 Samlet vurdering

Før år 2000 forekom det i Bekkelagsbassenget episoder med anoksisk vann helt opp til over terskeldypet mellom Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden på ca. 43 m (se nederst i Figur 8). I 1966-67 ble det gjort en omfattende undersøkelse av Bekkelagsbassenget, og det ble observert at hydrogensulfidholdig vann strømmet ut i mellomnivåer i Bunnefjorden (Andersen, 1968, Bjerkeng & Magnusson, 1999). Dette vannet vil da først strømme ut i den dypeste renna vest for Malmøykalven, og denne vannstrømmen ville da potensielt kunne ta livet av dyre- og planteliv på bunnen sør for Bekkelagsbassenget.

Ved å redusere vannmengden som slippes ut på 50 m dyp i Bekkelagsbassenget risikerer man å bevege seg tilbake mot situasjonen før år 2000, med blant annet de konsekvensene som er beskrevet over. Ved å redusere vannmengden som slippes ut på 50 m fra 1500 L/s til 1000 L/s blir det en liten forverring i oksygenforholdene, men forholdene vil være langt fra situasjonen før år 2000. Det blir heller ingen stor endring om vannmengden reduseres ytterligere til 500 L/s, selv om oksygenkonsentrasjonen blir ytterligere forverret.

Det må nevnes at i dagens situasjon, hvor en vannmengde på omtrent 1500 L/s slippes ut på 50 m, så er det jevnlig hypoksiske forhold, med oksygenkonsentrasjoner under 1 ml O₂/L i perioder på noen måneder omtrent hvert eneste år. Hydrogensulfidholdig vann ser man derimot til å unngå, men forholdene er helt på grensen til at anoksiske forhold oppstår. Ved en reduksjon av vannmengden til 1000 eller 500 L/s økes risikoen betydelig for at anoksiske forhold oppstår i bunnvannet i Bekkelagsbassenget, i noen år. Denne økte risikoen ser ut til å kunne elimineres om utslippsrøret senkes fra 50 til 65 m dyp.

Ved å overføre en vannmengde på 500- 1000 L/s fra Bekkelaget til 100 m dyp i Bunnefjorden, vil dette føre til en dramatisk forbedring av forholdene her. På grunn av den lave vertikale blandingen i Bunnefjorden oppstår det i dag anoksiske forhold som kan vare i flere år (se Figur 6). Modellsimuleringen med NFM gjenspeiler tilsvarende forhold (se Figur 7). Når en vannmengde på 500 L/s, tenkt overført fra BRA, legges på 100 m sammen med vannmengden på 148 L/s fra NFR, fører dette til at de anoksiske forholdene får en mye kortere varighet. I stedet for å ha anoksiske forhold over flere år, får man en varighet på mindre enn ett år. Ved å overføre 1000 L/s kan effekten bli at man stort sett unngår anoksiske forhold bortsett fra i kortere perioder i enkelte år.

Det må påpekes at det er usikkerheter knyttet til modelleringen, blant annet knyttet til hvor store mengder organisk stoff, sulfid og fosfat som er tilgjengelig i sedimentene. Modellseriene beskriver situasjoner hvor man er på grensen mellom anoksiske og hypoksiske forhold, hvor blant annet prosesser i sedimentene kan være utslagsgivende.

Tatt i betraktning usikkerhetene i modellen og den store risikoen man løper ved å redusere vannmengden til Bekkelagsbassenget, anbefales det ikke en permanent reduksjon av vannmengden, hvis ikke utslippsledningen i Bekkelagsbassenget samtidig senkes.

Utslippsdyper i Bunnefjorden bør minst være 100 m. En overføring av utslippet av rensset avløp fra 50 m dyp i Bekkelagsbassenget til 60 m dyp i Bunnefjorden, viser simuleringene at man kan få en negativ effekt på vannkvaliteten i begge bassengene.

En tanke er at det kan etableres en fleksibilitet i styring av vannmengden, slik at man kunne velge om vannmengden skulle slippes ut i Bekkelagsbassenget eller i Bunnefjorden. Da kunne man fått en optimal effekt av økt vertikal blanding på grunn av dyputslipp. Ved å overvåke saltholdigheten og oksygenforholdene i dypvannet, ville man kunne se i hvilket av stadiene som er illustrert i Figur 3 man befinner seg i. Forholdene for dypvannsfornyelse er best når tettheten i fjordbassenget er mindre enn i vannmassene på utsiden, og økt vertikal blanding vil ha størst effekt når forskjellen i tetthet mellom overflatevannet og bunnvannet er størst. Hvis forholdene ligger til rette for en dypvannsfornyelse i Bekkelagsbassenget, det vil si stadium 1 eller 5 i Figur 3, så vil det være mer gunstig å overføre vannmengden til dypet i Bunnefjorden.

Referanser

- Andersen, A.T. (1968). En kjemisk-hydrografisk helårsundersøkelse (1966-67) av et forurenset basseng i indre Oslofjord. Hovedfagsoppgave. Universitetet i Oslo.
- Bjerkeng, B. (1994a) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 1: Praktisk utprøving 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. (2011) Strategi 2010. Effekter på indre Oslofjord av endrede tilførsler og tiltak analysert ved hjelp av NIVAs fjordmodell. NIVA rapport 6216-2011. 87 sider.
- Bjerkeng, B. og Magnusson, J., 1999. Marinøkologisk vurdering av utslippssted –og innlagringsdyp for utslippet til Bekkelaget renseanlegg. Fase 2. Modellkjøringer og vurderinger. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport nr. 3996.
- Gaarder, T. (1916) De vestlandske fjordes hydrografi. I: Surstoffet i fjordene. Meddelelse nr. 47 far Bergens Museums Biologiske Station. 200 sider.
- 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.
- 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.
- Veileder 02:2013, Klassifisering av miljøtilstand i vann, Økologisk og kjemisk klassifisering for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver, 254 sider.
- Vannforskiften. (2007). Forskrift om rammer for vannforvaltningenr. Hentet fra <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>

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

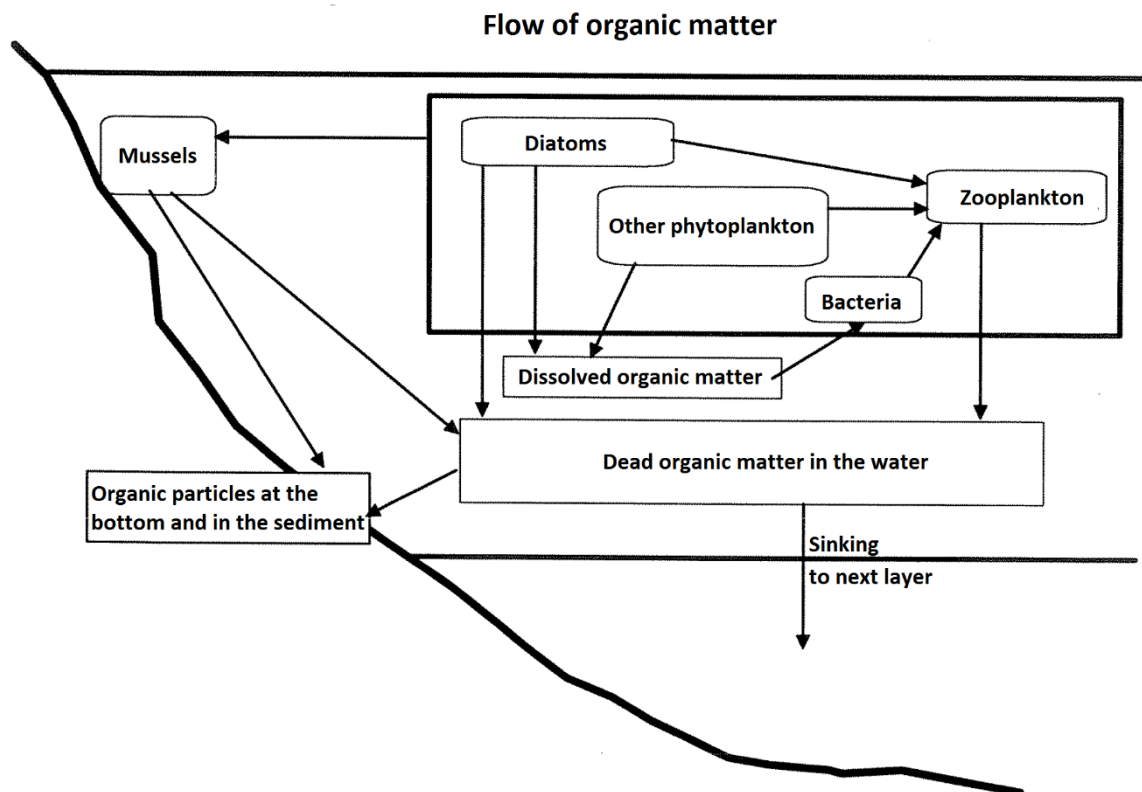
+ Net exchange with bottom sediments

+ 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 17**.



Figur 17. 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 18** shows the different processes included in the model to calculate how organic matter is decomposed and oxygen consumed.

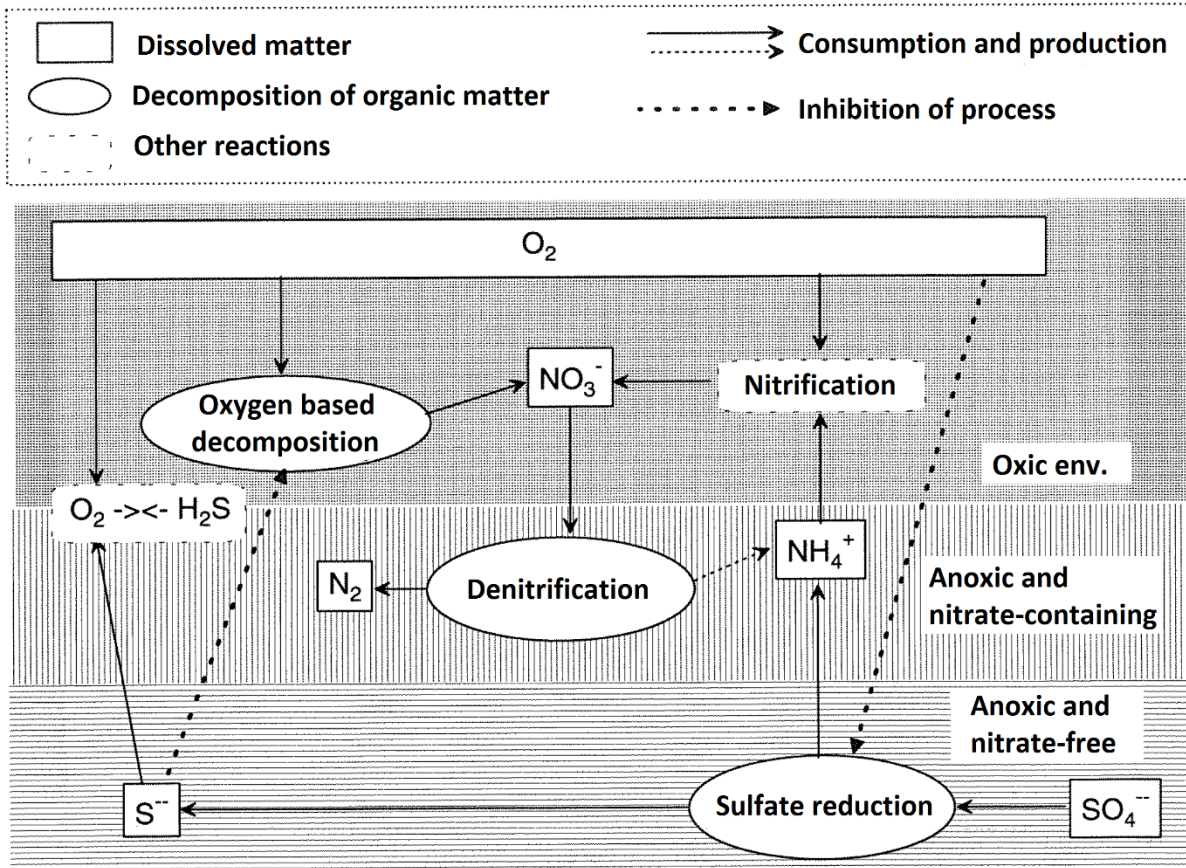
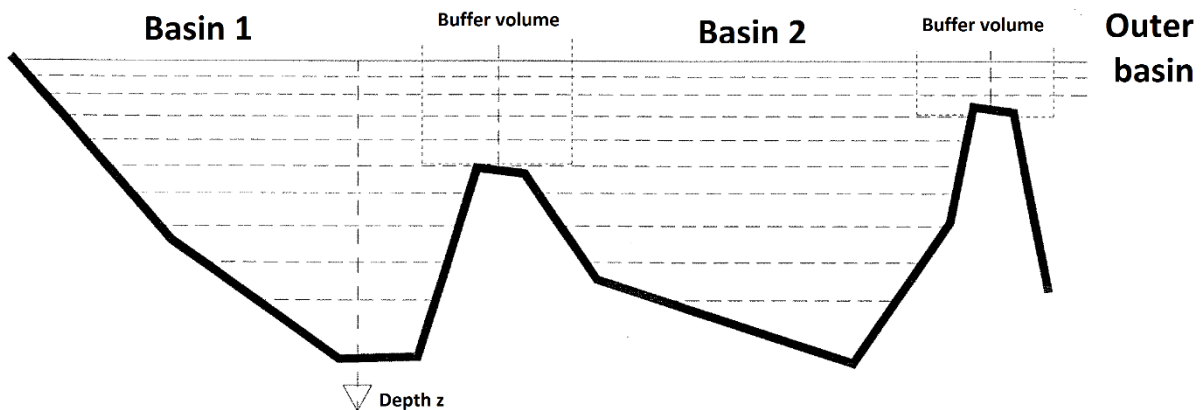


Figure 18. Schematic illustration of the processes included in the NIVA Fjord model to represent decomposition of organic matter and oxygen consumption.

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 in to 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 19**.

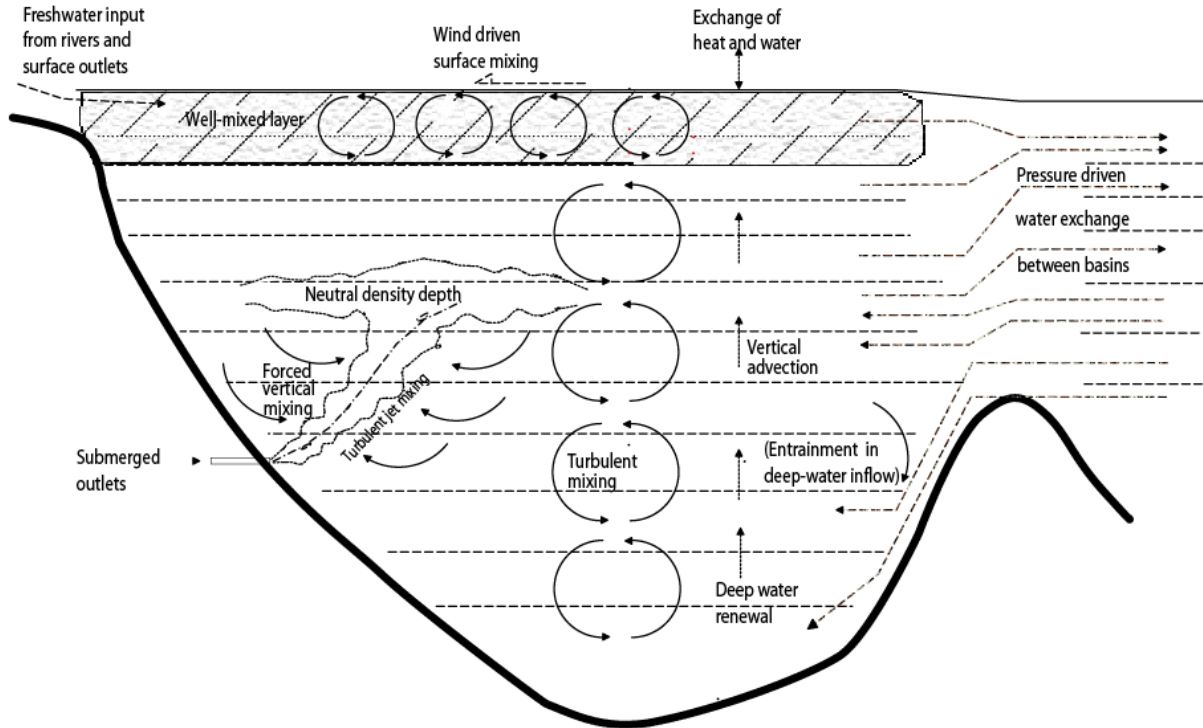


Figur 19. Schematic illustration of the division of the water masses of a fjord system into basins and vertical layers.

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 20**. Note that the forced vertical mixing that would be introduced by a dived outlet is also represented.



Figur 20. Illustration of the different physical exchange processes that are included in the NIVA Fjord model.

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 tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

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