

# Vurdering av mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten i Hunnebunn



**Hovedkontor**

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

**NIVA Region Sør**

Jon Lilletuns vei 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 22 18 51 00

**NIVA Region Innlandet**

Sandvikaveien 59  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00

**NIVA Region Vest**

Thormøhlensgate 53 D  
5006 Bergen  
Telefon (47) 22 18 51 00

**NIVA Danmark**

Njalsgade 76, 4. sal  
2300 København S, Danmark  
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: [www.niva.no](http://www.niva.no)

Tittel Vurdering av mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten i Hunnebunn	Løpenummer 7451-2020	Dato 08.01.2020
Forfatter(e) André Staalstrøm Evgeniy Yakushev	Fagområde Hydrologi og oseanografi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Fredrikstad/Sarpsborg	Sider 30 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Fredrikstad kommune	Oppdragsreferanse Solveig Kolberg
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 190169

**Sammendrag**

Vannkvaliteten i Hunnebunn er svært dårlig og vannmassene burde overvåkes regelmessig. Oppholdstiden til bunnvannet er på grunn av de topografiske forholdene så lang, samtidig som oksygenforbruket er høyt, slik at alt oksygen brukes opp, og det dannes hydrogensulfid og nærings saltene hoper seg opp. Det er også målt høye konsentrasjoner av metylkvikksølv i bunnvannet. Siden dette bunnvannet er så nært det produktive overflatelaget, så fører dette til voldsom algevekst både i de frie vannmassene og på bunn langs strendene. For å bedre vannkvaliteten i Hunnebunn anbefales det å gjøre tiltak for å øke den vertikale blandingen i pollen. Det anbefales at pumping av luft ned på det dypeste punktet i Hunnebunn testes ut, men at vannmassene overvåkes mens dette tiltaket pågår, for å kunne bedømme hvor effektivt dette tiltaket er for å minske oppholdstiden til bunnvannet. Mudring av Talbersundet vil ha liten effekt på vannkvaliteten i Hunnebunn, og anbefales ikke hvis dette forringer naturverdien til ålegrasengene i kanalen. Det anbefales ikke å tildekke de dypeste områdene av pollen, siden dette kan få negative konsekvenser for vannkvaliteten.

Fire emneord	Four keywords
1. Hunnebunn	1. Hunnebunn
2. Oksygensvikt	2. Oxygen deficiency
3. Hydrogensulfid	3. Hydrogen sulphid
4. Eutrofiering	4. Eutrophication

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

*André Staalstrøm*  
Prosjektleder

*Anette Engesmo*  
Kvalitetssikrer

*Ailbhe Lisette Macken*  
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7186-7  
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

# **Vurdering av mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten i Hunnebu**

## Forord

Mange har bidratt til innsamling av data som er presentert i denne rapporten. Ved NIVA har datainnsamlingen pågått i perioden 2007-2017, finansiert både eksternt og internt. Detaljer om hvem som har bidratt og med hva, vil hovedsakelig komme frem av referanser i rapporten. Men noe av arbeidet er ikke tidligere publisert, og da er det beskrevet i teksten hvem som har vært ansvarlig for prosjektet. Forfatterne tar forbehold om at det har vært gjennomført undersøkelser i Hunnebunn som vi ikke kjenner til.

Vannforskriften gjennomfører EUs rammedirektiv for vann i norsk rett, og veileder 02:2018 er det viktigste verktøyet vi har for klassifisering av miljøtilstand iblant annet kystvann. Men denne veilederen gir ikke en fullstendig beskrivelse av økologien i alle typer vannforekomster. Hunnebunn, med sitt ekstremt anoksiske bunnvann, er et eksempel på en vannforekomst som går utenom rammene av det som er beskrevet i veilederen. Vurderingene i rapporten kommer derfor i noen grad inn på diskusjon av hvordan veilederen burde brukes på såkalte naturlig oksygenfattige vannforekomster.

Arbeidet har vært finansiert av Fredrikstad kommune, og Solveig Kolberg har vært vår kontaktperson. Helt til slutt vil jeg rette litt oppmerksomhet mot lokalsamfunnet rundt Hunnebunn som har vist et standhaftig engasjement for miljøet i pollen, og har også kommet med nyttig informasjon om hvordan forskjellige episoder med algeoppblomstring har artet seg.

Oslo, 26. desember 2019

*André Staalstrøm*

---

---

# Innholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>Hunnebunn – en innelukket poll .....</b>	<b>7</b>
<b>2</b>	<b>Problemstilling og metodikk .....</b>	<b>11</b>
2.1	Mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten .....	11
2.2	Beskrivelse av NIVA Fjordmodell .....	11
<b>3</b>	<b>En beskrivelse av dynamikken i Hunnebunn .....</b>	<b>13</b>
3.1	Basert på observasjoner .....	13
3.1.1	Oppblomstring av planktonalger .....	13
3.1.2	Oppblomstring av bentiske alger .....	15
3.2	Modellering med NIVA Fjordmodell .....	18
<b>4</b>	<b>Vurdering av mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten .....</b>	<b>19</b>
4.1	Reduksjon av tilførsler .....	23
4.2	Tildekking av de dypeste områdene .....	23
4.3	Mudring av Talbergsundet.....	24
4.4	Kunstig omrøring .....	24
<b>5</b>	<b>Konklusjon .....</b>	<b>26</b>
5.1	Anbefalinger.....	26
5.2	Forslag til overvåkningsprogram.....	27
5.2.1	Overvåkning av økologisk tilstand i vannmassen .....	27
5.2.2	Overvåkning av økologisk og kjemisk tilstand i sedimentene .....	28
<b>6</b>	<b>Referanser.....</b>	<b>29</b>

## Sammendrag

Hunnebunn er en innelukket poll på Østlandet. Overflatearealet er rundt 1 km<sup>2</sup> og på det dypeste er vanddybden 11 m. Hunnebunn er forbundet med Tosekilen og Glommaestuariet av en 1,8 km lang, 1-3 m dyp og ca. 50 m bred kanal. Terskeldypet i denne kanalen, som kalles Talbergsundet, er ca. 1,5 m og vannmassene inne i pollen som er dypere enn dette har ingen fri forbindelse til områdene på utsiden. Det er kraftig tidevannsstrøm i kanalen som skaper en del sirkulasjon i overflatevannet, men vannmassen under sprangsjiktet som ofte ligger på rundt 3 m er svært stillestående. Dette gjør at bunnvannet får lang oppholdstid og oksygenet brukes opp av organisk stoff som brytes ned av anaerobe bakterier. Vannet under ca. 6 m dyp er vanligvis anoksisk, og det dannes stadig store mengder hydrogensulfid. Siden det hovedsakelig er bakterier som lever i dette bunnvannet, forbrukes ikke næringssaltene og konsentrasjon av disse blir svært høy. I hele sesongen gir dette en jevn tilførsel av næring til tidvis svært voldsom algevekst 1-2 m høyere opp i vannmassen, på 4-5 m dyp. Mengden planktonalger i disse oppblomstringene har ikke blitt dokumentert siden 50-tallet, men gir seg uttrykk i svært høy overmetning av oksygen.

I deler av sesongen blir sprangsjiktet som ofte ligger rundt 3 m mye svakere. I disse periodene ser det ut til at næringssaltkonsentrasjonene helt opp til overflaten blir svært høy. Enkelte år blir det derfor også voldsom oppblomstring av stresstolerante trådformede alger på strendene langs Hunnebunn. I de siste årene har det vært mye alger på strendene, noe det også har vært rapportert om tidligere. Dette har en svært negativ effekt på rekreasjonsverdien til området.

Det har tidligere blitt utført undersøkelser av både hydrografien og vannplanter i og langs Hunnebunn siden 1950-tallet. Det ble gjort grundige undersøkelser av hydrografien i 1952-1953 og igjen i 1999, hvor det ble registrert fravær av oksygen i bunnvannet ved alle anledninger. I 1999 ble det også registrert svært høye konsentrasjoner av næringssalter. NIVA har gjort sporadiske undersøkelser i perioden 2007-2017, både av bunnforhold, hydrografi og marin kjemi. Det har blitt målt profiler av næringssalter, jern-, mangan- og kvikksølvforbindelser, oppløst organisk stoff, saltioner og ikke minst hydrogensulfid, ofte i svært høye konsentrasjoner. Det ble også registrert høye konsentrasjoner av giftig metylkvikksølv i bunnvannet.

NIVA Fjordmodell klarer å gjenskape dynamikken i Hunnebunn, med svært høye oksygenkonsentrasjoner over det anoksiske bunnlaget, og svært høye konsentrasjoner av næringssalter og hydrogensulfid i bunnlaget. Modellen indikerer at overmetningen av oksygen skyldes algeoppblomstringer. Ved hjelp av modellen har virkningen av en rekke tiltak for å bedre vannkvaliteten i Hunnebunn blitt vurdert.

Det tiltaket som har tydeligst positiv effekt for vannkvaliteten i Hunnebunn er å skape kunstig vertikal blanding i pollen. Det anbefales derfor at prosjektet med bobleanlegg som Skjærviken lokalsamfunnsutvalg har fått midler til, tillates av kommunen. Men tiltak med kunstig omrøring bør ikke gjennomføres uten at vannmassene overvåkes.

Basert på de målingene som er gjort, spesielt de grundige undersøkelsene i 1999, så bør den økologiske tilstanden i Hunnebunn klassifiseres som svært dårlig basert på retningslinjene gitt i Veileder 02:2018. Det anbefales at vannmassene i vannforekomsten overvåkes, og ikke bare badevannskvaliteten i overflatelaget.

## Summary

Title: Assessment of possible measures to improve the water quality in Hunnebunn

Year: 2020

Author(s): André Staalstrøm and Evgeniy Yakushev

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7186-7

Hunnebunn is an enclosed fjord in Eastern Norway. The surface area is around 1 km<sup>2</sup> and at its deepest water depth is 11 m. Hunnebunn is connected to Tosekilen and the Glomma estuaries by a 1.8 km long, 1-3 m deep and approx. 50 m wide channel. The sill depth in this channel, which is called Talbergsundet, is approx. 1.5 m and the water mass inside the fjord which is deeper than this have no free connection to the outside areas. There is strong tidal flow in the channel which creates some circulation in the surface water, but the water mass under the pycnocline, which is often around 3 m depth, is very stationary. As a result, the residence time of the bottom water is long, and the oxygen is exhausted by decomposing organic matter. The water below approx. 6 m depth is usually anoxic and large amounts of hydrogen sulphide are formed. All higher life forms die in the anoxic bottom water and only anaerobic bacteria are able to survive. Therefore, the concentration of nutrients becomes very high, and throughout the season this provides a steady upward flux of nutrients to phytoplankton 1-2 m higher up in the body of water, at 4-5 m depth. The concentration of planktonic algae in these blooms has never been documented, but presence of very high oxygen supersaturation, indicate that the concentration is high.

In parts of the season the pycnocline situated at around 3 m, becomes much weaker. During these periods, nutrient concentrations in the surface becomes high, which can result in blooms of benthic algae on the beaches around Hunnebunn. This is a phenomenon that also has been reported in the past. But in recent years, there has been a development towards more, and denser blooms of benthic algae on the beaches, something which has a very negative effect on the recreational value of the area.

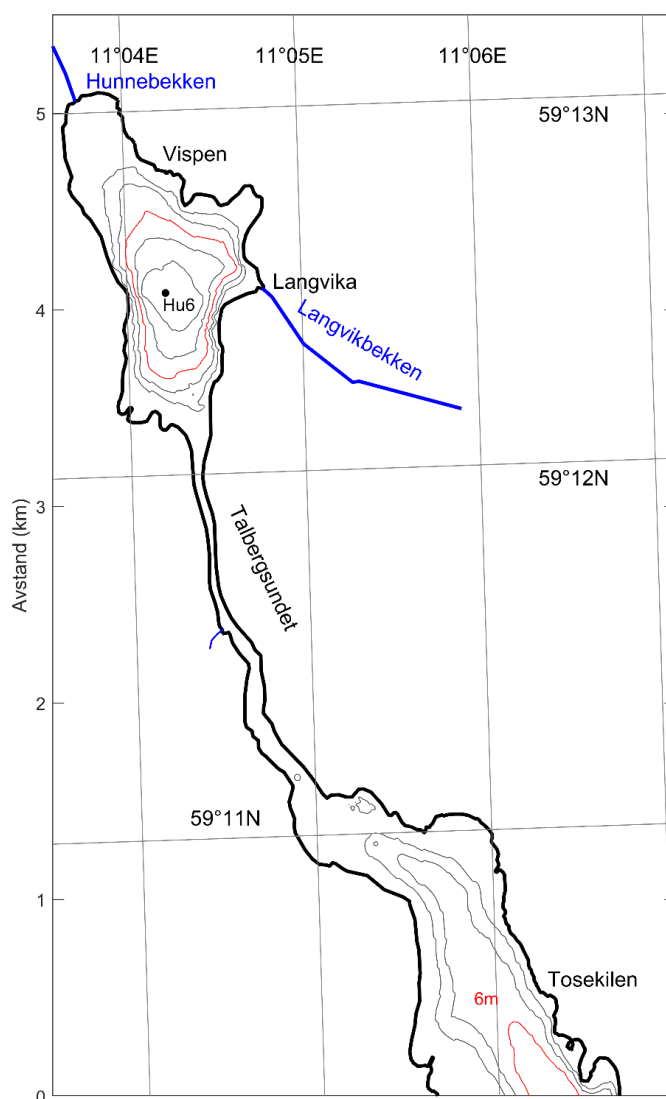
Sporadic investigations have been made of both hydrography and aquatic plants in and along Hunnebunn since the 1950s. Thorough investigations of the hydrography were done in 1952-1953 and in 1999, where oxygen was absent on all occasions below approx. 6 m, and in 1999 very high concentrations of nutrients were recorded. NIVA has made occasional investigations in the period 2007-2017 of hydrography and marine chemistry. Profiles of nutrient, iron-, manganese- and mercury compounds, dissolved organic matter, salt ions and hydrogen sulphide have been measured. High concentrations of toxic methylmercury in the bottom water were recorded.

The NIVA Fjord model manages to simulate the dynamics of Hunnebunn, with very high oxygen concentrations above the anoxic bottom layer, and very high concentrations of nutrients and hydrogen sulphide in the bottom layer. The model confirms that oxygen saturation is due to algae blooms. Using the model, the impact of several measures to improve water quality in the Hunnebunn has been assessed.

The measure that has the clearest positive effect on the water quality in Hunnebunn is to create artificial vertical mixing in the basin. It is therefore recommended that discharge of air bubbles in the deep water in Hunnebunn is authorized by the municipality. But measures to increase the vertical mixing artificially should not be implemented without monitoring the water masses. Based on the observations made, especially the thorough surveys in 1999, the ecological status of Hunnebunn should probably be classified as very poor based on Veileder 02:2018. It is recommended that the water mass of Hunnebunn is monitored, and not just the bathing water quality in the surface layer.

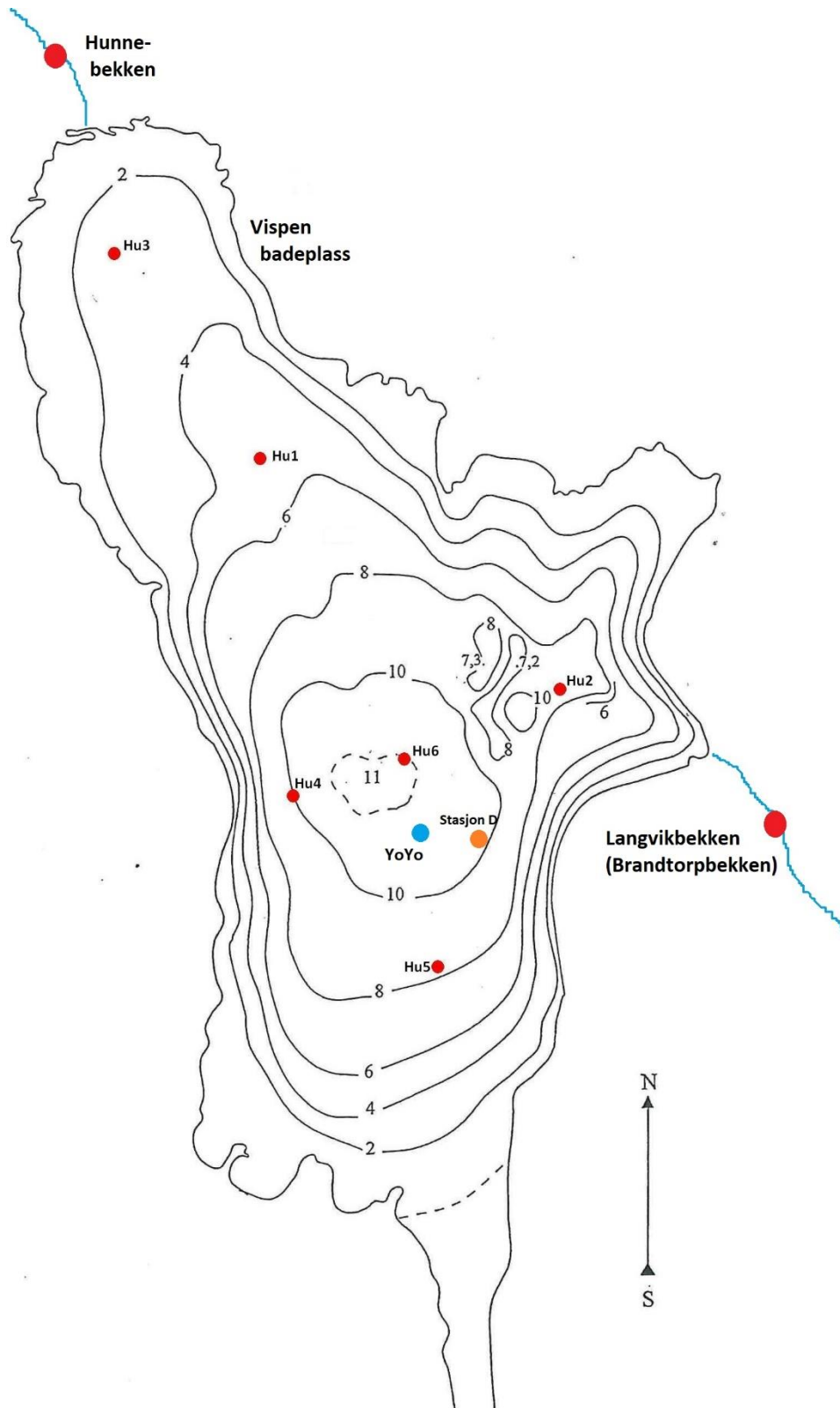
# 1 Hunnebunn – en innelukket poll

NIVA har av Fredrikstad kommune blitt bedt om å vurdere effekten av ulike tiltak hvor hensikten er å bedre vannkvaliteten i Hunnebunn. Hunnebunn er en innelukket poll på ca. 1 km<sup>2</sup> på grensen mellom Fredrikstad og Sarpsborg kommune, vist i Figur 1 og Figur 2. Den er ca. 11 m dyp på det dypeste og er forbundet med utenforliggende sjøområder (Tosekilen) med en lang (1,8 km) og trang kanal, Talbergsundet, med terskeldyp på ca. 1,5-2,0 m. Vannmassene inne i Hunnebunn som befinner seg et stykke under dette terskeldypet, er dermed adskilt fra vannet ute i Tosekilen og kan ha svært lang oppholdstid. To større bekker renner ut i Hunnebunn: Hunnebekken drenerer et nedbørsfelt på 3,3 km<sup>2</sup> og har sitt utløp i nordenden. Brandtorpbekken drenerer et areal på 4,9 km<sup>2</sup> og har sitt utløp i Langvika.



**Figur 1.** Oversiktskart over Hunnebunn, Talbergsundet og Tosekilen. To bekker drenerer til Hunnebunn. Det er Hunnebekken i nord og Brandtorpbekken (også omtalt som Langvikbekken) som renner ut i Langvika. Dybdekonturlinjene er tegnet inn for hver 2. meter. Den røde konturen viser områder hvor det er dypere enn 6 meter. I Hunnebunn er den delen av bunnvannet som er innenfor denne røde konturlinjen vanligvis anoksisk.





**Figur 2.** Detaljert bunntopografi i Hunnebu etter Strøm (2001). En del stasjoner hvor det er gjort målinger er markert med røde prikker. Hovedstasjonen fra undersøkelser på 50-tallet (stasjon D) er markert med en oransje prikk. Posisjon hvor det var utplassert målebøye i 2013 er vist med blå prikk. Målestasjoner i de to viktigste bekkene er også markert.

Bunntopografien til Hunnebunn innenfor Talbersundet ble målt opp med ekkolodd i 1999 (Strøm, 2001). Figur 2 viser bunntopografien. På grunnlag av dette kartet har et Coradi Planimeter blitt brukt til å måle det horisontale arealet i hvert dyp (Staalstrøm, 2009). Volumet ble deretter beregnet ved å benytte lineær interpolasjon mellom arealet i hvert dyp. Det har blitt antatt at det maksimale dypet er 11 meter. Resultatet av disse beregningene er vist i Tabell 1.

**Tabell 1.** Tabell over horisontalt areal og volum under hvert dyp.

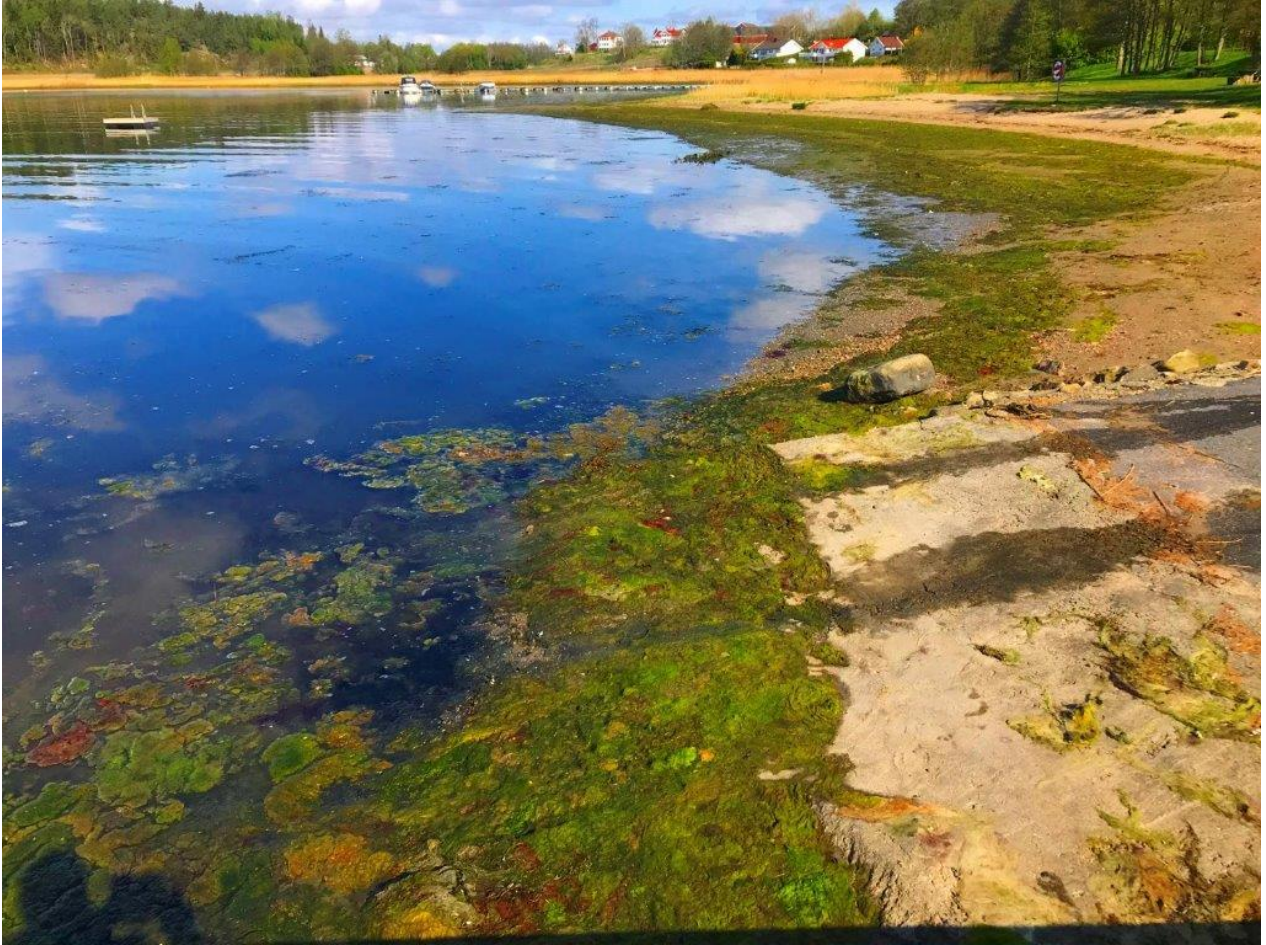
Dyp (m)	Areal (km <sup>2</sup> )	Volum (m <sup>3</sup> )
0	1,01	5 150 000
2	0,77	3 370 000
4	0,57	2 030 000
6	0,39	1 070 000
8	0,25	430 000
10	0,086	96 000
11	0,0095	0

Hunnebunn har vært studert ved flere anledninger. Klavestad (1954, 1957) ga en svært grundig beskrivelse av vegetasjonen i Hunnebunn på starten av 50-tallet, som også inkluderte en detaljert beskrivelse av hydrografien fra juni 1952 til juli 1953. Spredte undersøkelser i perioden 1954-1964 viste at den bentiske vegetasjonen i Hunnebunn kan variere mye fra år til år (Klavestad, 1964).

Det ble observert masseoppblomstring av grønnalger på slutten av 90-tallet (Strøm, 2001, Strøm & Klaveness 2003). Undersøkelsene viser at det gjennom flere tiår har vært en klar forverring av enkelte miljøparametere og biologiske forhold. Denne utviklingen er godt beskrevet av Strøm & Klaveness (2003). Hunnebunn har tidligere vært benyttet som østerspoll, men gradvis reduserte oksygenforhold i bunnvannet og opp mot det dypet der saltholdigheten blir for lav for østers, ekskluderte denne arten rundt 1950-tallet. Hunnebunn har også tidligere hatt en rik flora av kransalger, tang og andre makroalger, samt ålegras som har vært vanlig på flere lokaliteter. Ålegras og annen makroalgevegetasjon har forsvunnet, sannsynligvis som følge av eutrofiering, og man tror ålegraset har blitt nedgrodd og fortrent av trådformete (epifyttiske) alger som blir favorisert av høye næringsstofftilførsler. Strøm & Klaveness (2003) registrerte også at kransalgene var forsvunnet, bortsett fra et enkeltfunn. Disse artene er sjeldne og inkludert på DN's rødliste.

NIVA undersøkte tilstanden i Hunnebunn i 2007 (beskrevet i Staalstrøm et al., 2009), og i 2016 (Brkljacic et al., 2017). I 2007 ble det funnet høye konsentrasjoner av næringsstoffer i overflatelaget og det ble diskutert om dette kunne skyldes oppblanding av bunnvann, men det ble ut ifra det høye forholdet mellom nitrogen og fosfor, antatt at dette skyldes tilførsel fra land. Undersøkelsene av bunnvegetasjonen i 2007 viste en dårlig økologisk tilstand i Hunnebunn. I 2016 ble den økologiske tilstanden i Hunnebunn basert på bunnvegetasjon klassifisert til å være «svært dårlig».

I de fire siste årene har det vært oppblomstring langs strendene hvert år. Figur 3 viser et foto som er tatt i mai 2018, som viser oppblomstring av trådformede alger, som legger seg som matter på stranda og et stykke ut i vannet. Bildet på forsiden av rapporten er også tatt i 2018 (Foto: Knut-André Haugen). Nå i 2019 har igjen strendene vært dekket av alger, men ikke like mye som i 2018. Tidligere har forholdene på badeplassen Vispen vært mye bedre.



**Figur 3.** Bilde fra Hunnebu tatt 12. mai 2018, som viser stranda ved Vispen (Foto: Knut-André Haugen).

## 2 Problemstilling og metodikk

### 2.1 Mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten

I dette prosjektet skal mulige tiltak for å forbedre vannkvaliteten vurderes. Disse tiltakene er:

- Redusere tilførslene til Hunnebunn
- Mudre Talbergsundet for å øke vanntilførselen til pollen
- Tildekke de dypeste områdene i Hunnebunn
- Lage kunstig vertikal blanding i pollen

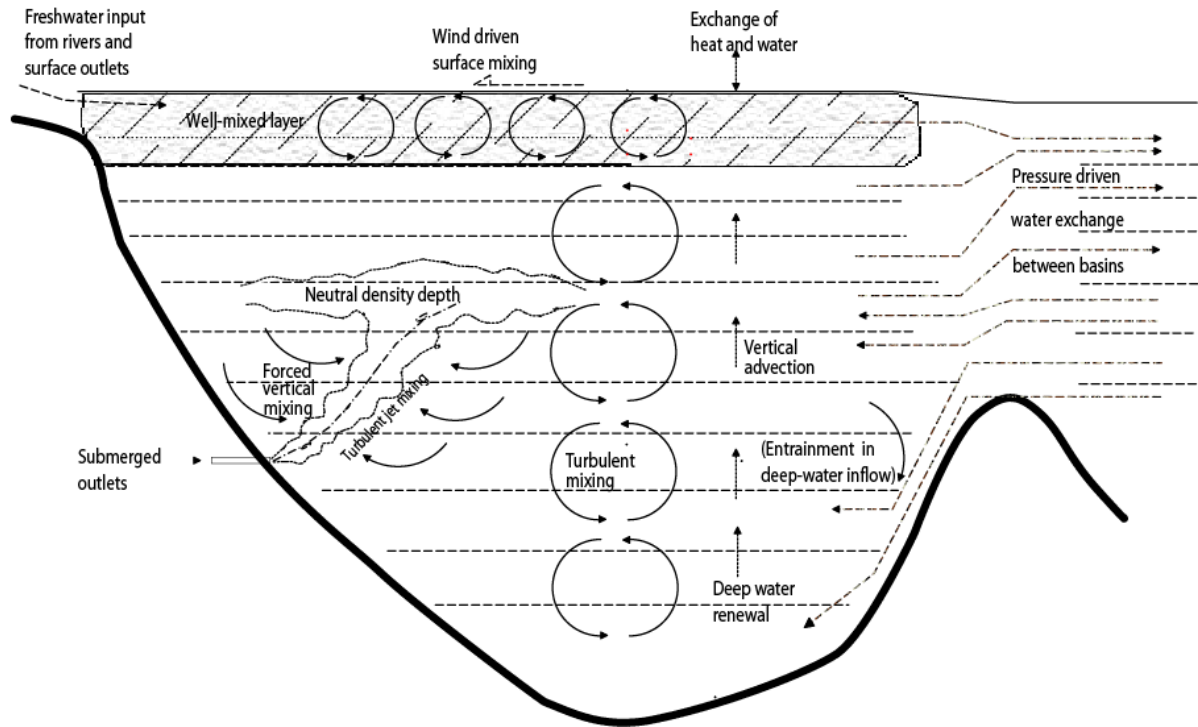
For å vurdere effekten av disse tiltakene på vannkvaliteten vil NIVA Fjordmodell benyttes.

### 2.2 Beskrivelse av NIVA Fjordmodell

Ved NIVA har det blitt utviklet en omfattende fjordmodell. Dette arbeidet 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 sårbare for tilførsel av stoff som leder til økt oksygenforbruk.

Modellen er bygd opp slik at den består av et 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 et indre basseng som representerer Hunnebunn som står i forbindelse med et ytre basseng som representerer Tosekilen. Lengden, bredden og dybden på forbindelsen mellom disse bassengene, Talbergsundet, spesifiseres i modelloppsettet. Tilførsler til det indre bassenget, og om disse går til overflaten eller slippes ut dypere i vannmassen, beskrives også i modelloppsettet.

Ved å endre på den lokale tilførselen, dybden i det indre bassenget og utformingen av forbindelsen mellom indre og ytre basseng, kan virkningen av forskjellige tiltak som kan gjøres for å forbedre vannkvaliteten, simuleres. I Figur 4 er de fysiske prosessene som modellen simulerer illustrert.



**Figur 4.** 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 nedsenket utslipp 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 utslipp til Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget i indre Oslofjord (Staalstrøm, 2017).

I Vedlegg B er det gitt en mer detaljert beskrivelse av modellen på engelsk. I Vedlegg C er verdien på alle parameterne som er brukt i de forskjellige modellscenariene som er kjørt i dette prosjektet beskrevet.

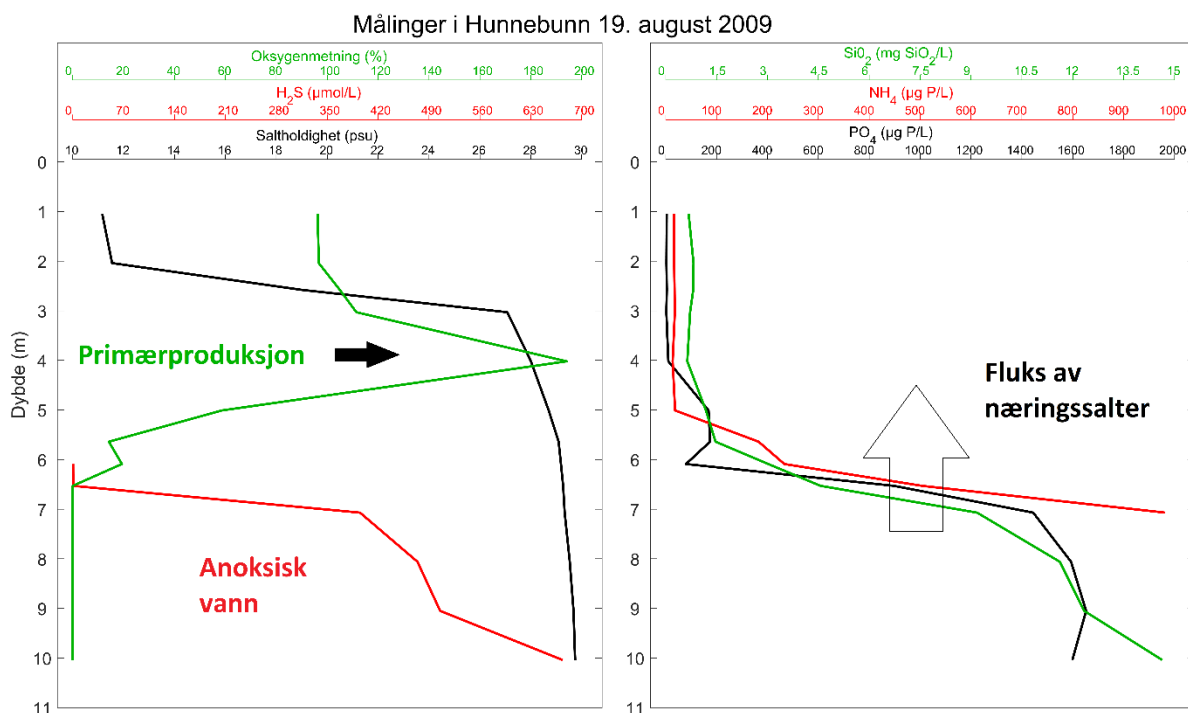
### 3 En beskrivelse av dynamikken i Hunnebunn

Her vil vi forsøke å forklare årsakssammenhengene som har ført til masseoppblomstring av både planktonalger og stresstolerante bentiske alger. Først gis en beskrivelse av dynamikken basert på tidligere målinger. En sammenstilling av tidligere målinger i Hunnebunn finnes i Vedlegg A.

#### 3.1 Basert på observasjoner

##### 3.1.1 Oppblomstring av planktonalger

I mai 2009 ble det på stasjon Hu6 målt en oksygenmetning på 290 % på 4 meters dyp. Dette betyr at det er en voldsom primærproduksjon<sup>1</sup>. Med andre ord må det ha vært en svært høy konsentrasjon av planteplankton i dette dypet. Det ble tatt en ny måleprofil i august samme år, og igjen ble det målt en svært høy oksygenmetning i 4 m dyp (se grønn kurve til venstre i Figur 5). Dette ble tolket dithen at det hadde vært en vedvarende høy primærproduksjon i hele perioden fra mai til august, som betyr at det også må ha vært en konstant tilførsel av næringssalter. En mulig kilde til næring for planktonalgene er det enorme reservoaret av næringssalter som befinner seg i bunnvannet.



**Figur 5.** Måleprofil tatt på stasjon Hu6 midt i Hunnebunn i august 2009. Figuren er bearbejdet fra Yakushev, et al. (2013).

<sup>1</sup> Primærproduksjon er produksjon av organisk materiale gjennom fotosyntese.

I Hunnebunn er det vanligvis fravær av oksygen under 6 m dyp – vannmassen er anoksisk. Anoksiske forhold i Hunnebunn er kjent helt tilbake til undersøkelser fra 1952-53 (Klavestad, 1954). Også under senere målekampanjer har det vært vært anoksiske forhold under omtrent 6 m (se Vedlegg A).

I anoksiske vannmasser så reduseres de kjemiske forbindelsene. Litt forenklet kan det sies at molekylene avgir sine oksygenatomer, og oksidasjonstallet endres. Grunnen til dette er at oksygen forbrukes når organisk stoff brytes ned av bakterier. Etter at oksygenet løst i vannmassen er brukt opp, vil nitrat ( $\text{NO}_3$ ) og nitritt ( $\text{NO}_2$ ) reduseres av organisk stoff. Deretter vil jernoksider og manganoksider reduseres. Etter hvert så vil sulfatreduksjon begynne og da utvikles det hydrogensulfid ( $\text{H}_2\text{S}$ ), som tar livet av de fleste høyere livsformer. I slike kjemiske forhold trives anaerobe<sup>2</sup> bakterier godt. En bør merke seg at denne typen bakterier kan produsere metylkvikksølv, om det er kvikksølv til stede i miljøet. Metylkvikksølv er en organisk forbindelse som er biologisk tilgjengelig, og dermed svært farlig.

Det ble ved hjelp av lukt registrert  $\text{H}_2\text{S}$  under undersøkelsene i både 1952-53 og i 1999. Det ble målt en konsentrasjon på 4 ml  $\text{H}_2\text{S}/\text{L}$  på 8 m dyp i Hunnebunn i mars 1954 (Braarud & Føyn, 1958). I august 2009 ble det målt  $\text{H}_2\text{S}$  fra 7 m, og ved 10 m dyp var konsentrasjonen 674  $\mu\text{mol}/\text{L}$ , som er en svært høy verdi (se rød kurve til venstre i Figur 5). Hydrogensulfid kan ansees som en slags negativ oksygenkonsentrasjon, siden forbindelsen ikke eksisterer i vann som inneholder oksygen. En kan forenklet si at oksygen nøytraliserer hydrogensulfid. Oksygenkonsentrasjonen i Hunnebunn kan derfor variere mellom ca. 15 ml  $\text{H}_2\text{S}/\text{L}$  og ca. 15 ml  $\text{O}_2/\text{L}$ , noe man med god margin kan kalle ekstreme verdier.

Nede i den anoksiske vannmassen er det som sagt svært lite som lever, og det er derfor heller ingen organismer som bruker opp nærings saltene. Næringsalter som synker ned sammen med organiske partikler hopper seg derfor opp med tiden. Nitrat og nitritt reduseres (denitrifiseres) og det dannes nitrogengass ( $\text{N}_2$ ), mens det vil være igjen store mengder nitrogen i ammonium som stammer fra nedsynkende organisk stoff. Fosfat ( $\text{PO}_4$ ) og silikat ( $\text{SiO}_2$ ) vil ikke reduseres, siden oksygenatomene i disse forbindelsen er sterkt bundet til disse molekylene.

På høyre side i Figur 5 vises profilene for silikat, ammonium og fosfat, og under 6 m er konsentrasjonen av alle disse skyhøye. Dette skyldes også at næringsalter bundet i sedimentene blir frigjort. For eksempel så bindes fosfor til jernoksider som synker ned i sedimentene, men som løser seg opp i anoksiske forhold. For å forstå hva som skjer i Hunnebunn er det derfor svært viktig å inkludere undersøkelser av bunnvannet fra 6-11 m, siden denne vannmassen faktisk befinner seg ganske nært det laget hvor det er algevekst. Med profiler for nærings saltkonsentrasjonene som er vist i Figur 5, med kraftige gradienter rundt 6 m dyp, så vil det være en fluks av næring opp mot det laget hvor primærproduksjonen finner sted, bare 1 m over.

I Hunnebunn er det saltholdigheten som er den viktigste parameteren som bestemmer vannets egenvekt. Den svarte kurven til venstre i Figur 5, viser at saltholdigheten er 11-12 saltholdighetsenheter (PSU) i de øverste to meterne, før det er et kraftig sprangsjikt hvor saltholdigheten raskt øker til over 27 PSU. Forskjellen i saltholdighet, og dermed egenvekten til vannet er mye mindre under dette sprangsjiktet. Det kreves derfor mye mindre energi å blande vann mellom 5 og 7 m, enn mellom 1 og 3 meter, siden forskjellen i egenvekt er mye mindre. Det skal derfor ikke så mye til for å blande opp de næringsrike vannmassene til laget med kraftig primærproduksjon.

---

<sup>2</sup> Anaerob betyr ingen tilgang på oksygen

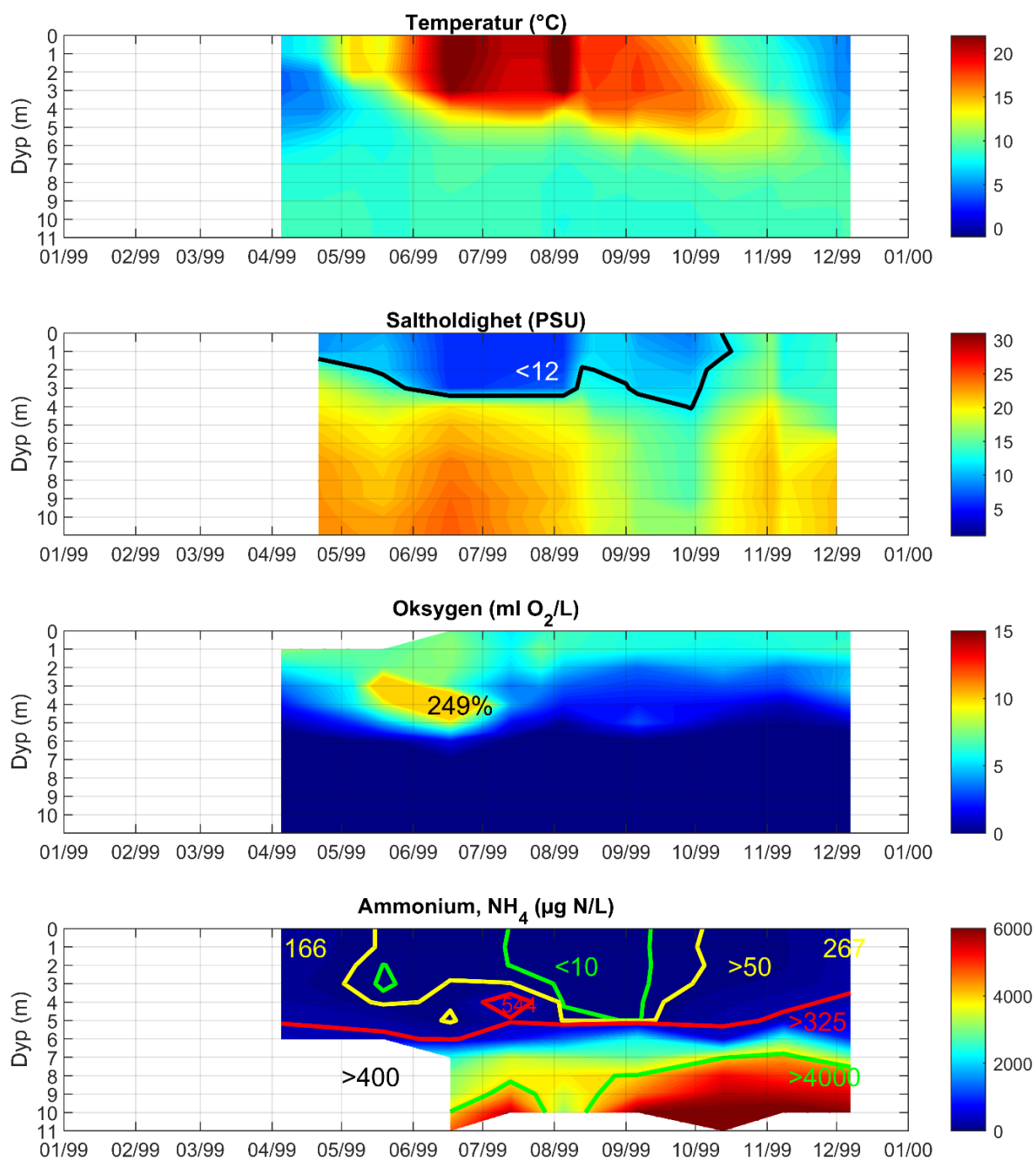
Per i dag er det ikke kjent hvor stor konsentrasjonen kan være av planteplankton i Hunnebunn. Ifølge Klavestad (1964) ble det i perioden 1952-1953 gjort observasjoner av planteplankton i vannmassen i Hunnebunn. Dette er grundig beskrevet av Braarud & Föyn (1958), hvor også den vertikale fordelingen av forskjellige arter av plateplankton er beskrevet. Dette dokumentet utgjør et svært nyttig sammenligningsgrunnlag for eventuelle fremtidige undersøkelser av planteplankton.

### **3.1.2 Oppblomstring av bentiske alger**

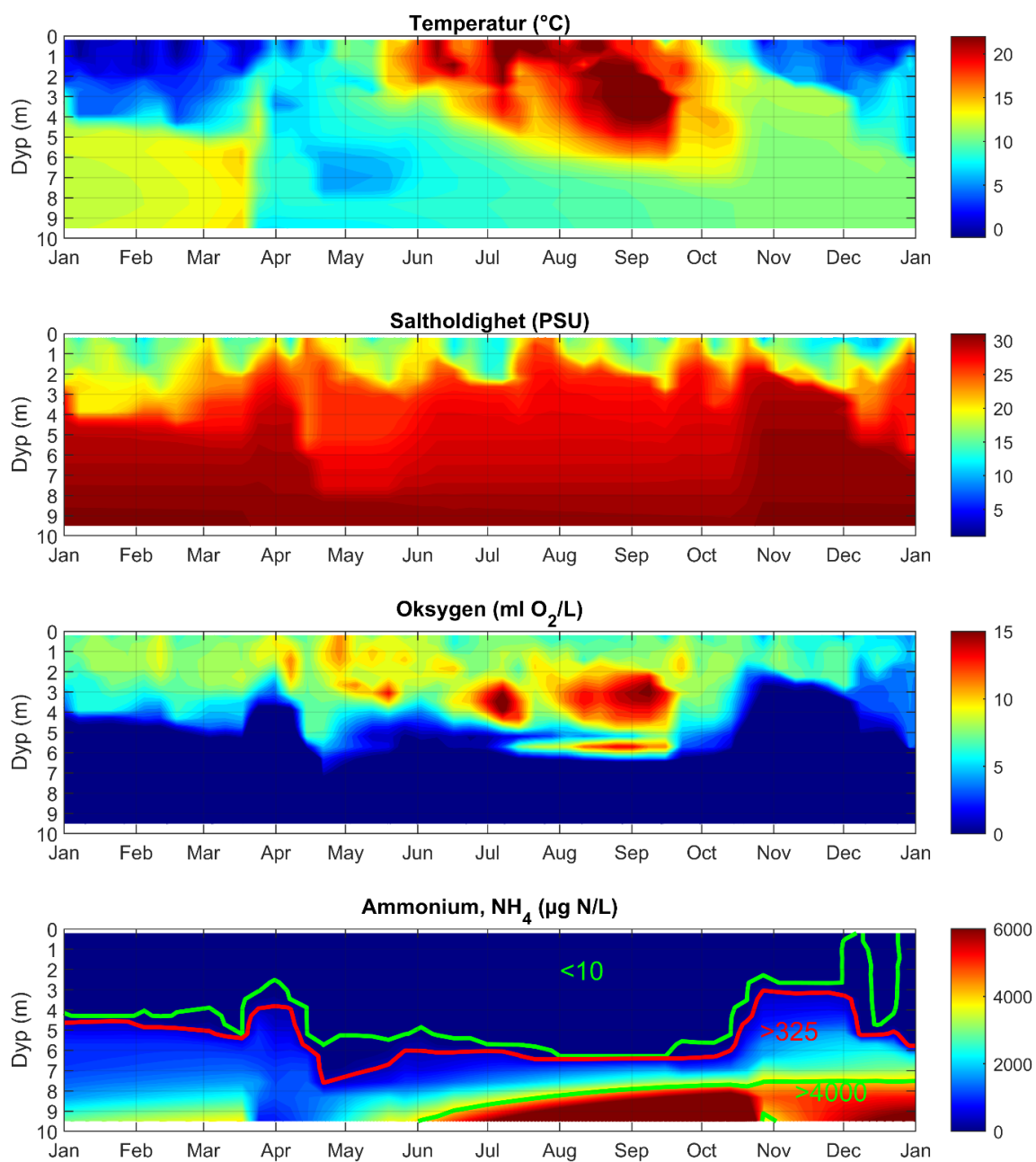
Som vist i Figur 3 kan det i lengre perioder blomstre opp bentiske alger som legger seg som tykke matter på stredene. I Figur 6 vises hvordan temperatur, saltholdighet, oksygen og ammonium i Hunnebunn varierte gjennom 1999 sesongen. Tidligere ble det nevnt at det krever relativt mye energi å blande vann på tvers av det kraftige sprangsjiktet som ofte befinner seg i Hunnebunn. I Strøm's målinger fra 1999 kan en se en sammenheng mellom det ferske overflatelaget og konsentrasjon av ammonium (se Figur 6). I sommerhalvåret hvor det er et kraftig sprangsjikt i 3-4 m dyp, er det lave konsentrasjoner av ammonium i overflatelaget. Utover mot høsten når saltholdigheten i overflata blir høyere og sprangsjiktet lavere, så øker konsentrasjonen av  $\text{NH}_4$  voldsomt, og i desember 1999 ble det målt 267  $\mu\text{g N/L}$  i overflatevannet (0 meter).

Tilgangen til næring for de bentiske algene langs stredene, blir sannsynligvis styrt hovedsakelig av saltholdigheten i overflata og hvor kraftig sprangsjiktet er. Men de pelagiske algene som blomstrer under sprangsjiktet og over det anoksiske laget, er nok et veldig viktig ledd i sirkulasjonen av næringsalter i Hunnebunn.





**Figur 6.** Målinger på det dypeste punktet i Hunnebu, bearbejdet fra Strøm (2001). Øverst vises temperatur, deretter følger saltholdighet, oksygenkonsentrasjon og ammonium.



**Figur 7.** Modellert temperatur, saltholdighet, oksygen og ammonium i Hunnebunn. Modelldata er hentet fra scenariet A.

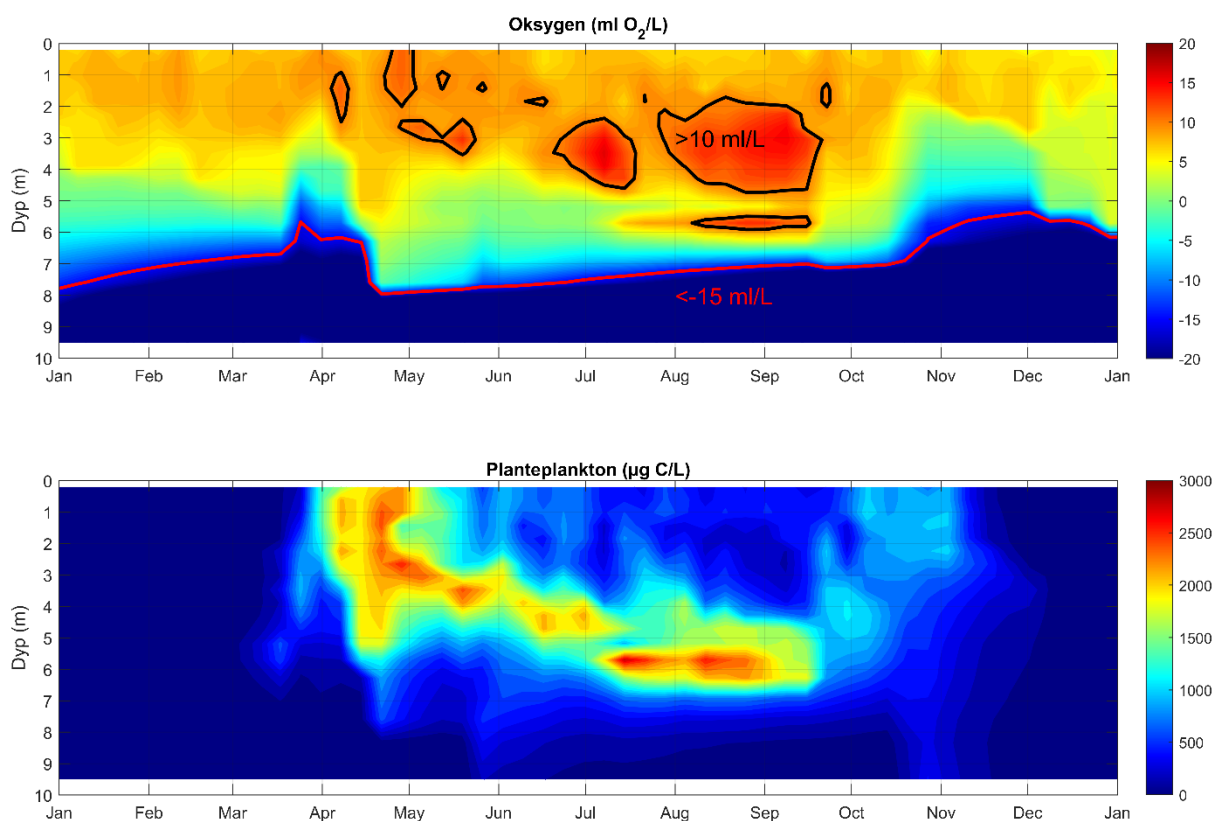
### 3.2 Modelling med NIVA Fjordmodell

Figur 7 viser resultater fra en sesong beregnet med NIVA Fjordmodell. Temperatur, saltholdighet samt konsentrasjon av oksygen og ammonium er vist på samme skalaer som dataene fra 1999 (se Figur 6).

På samme måte som observasjonene fra 1999, viser modellert temperatur at det oppvarmede sommervannet blandes effektivt ned til ca. 5-6 m, men i liten grad under dette. Dette er typisk for vannforekomster hvor en terskel hindrer bevegelser under terskeldypet. Selv om terskelen i Talbergsundet er på 1,5 m, så blir det en del blanding ned til ca. 6 m, men ikke under dette dypet. Den modellerte saltholdigheten ligner mer på verdiene fra 1952-1953 (se Figur 11), enn fra 1999 da det var svært lav saltholdighet i bunnvannet.

Modellen gjenskaper den kraftige oksygenmetningen som er observert i 3-4 m dyp. I Figur 8 er oksygenkonsentrasjonen vist på en litt annen skala, og så er den sammenlignet med mengde planteplankton i modellen. Slik som antatt, så indikerer modellen at den kraftige overmetningen av oksygen skyldes algeoppblomstring. I modellen er det et maksimum av planktonalger rett under de høyeste oksygenverdiene.

Modellen gjenskaper også det anoksiske laget og opphopning av næringssalter på en realistisk måte. Modellert  $\text{NH}_4$  vises nederst i Figur 7 og stemmer godt overens med verdiene som ble målt i 1999 (se Figur 6).



**Figur 8.** Modellert oksygenkonsentrasjon og planteplankton i Hunnebu. Modelldata er hentet fra scenariet A.

## 4 Vurdering av mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten

I vannforekomster som Hunnebunn, hvor bunnvannet er adskilt av en terskel fra oksygenrikt vann på utsiden, vil det være et kappløp mellom den vertikale blandingen og oksygenforbruket. Den vertikale blandingen gjør at bunnvannet med tiden blir lettere, slik at friskt vann fra utsiden kan trenge inn og fornye bunnvannet. Desto mer effektiv den vertikale blandingen er, desto kortere blir oppholdstiden til bunnvannet. Samtidig forbrukes oksygenet ved at organisk stoff brytes ned av bakterier og jo mer organisk stoff som er tilgjengelig, desto fortere forbrukes oksygenet. I Hunnebunn er både oppholdstiden lang og oksygenforbruket høyt.

En kan angripe dette problemet fra to sider. På den ene siden kan en forsøke å redusere tilførselen til pollen, og på den måten redusere oksygenforbruket. Dette er et viktig tiltak, men det vil fortsatt være et problem med tilførselen fra det enorme reservoaret av næringssalter som har hopet seg opp i bunnvannet. Hvis de dypeste områdene i Hunnebunn blir tildekket, vil volumet til det næringsrike bunnvannet bli mindre, og det kan hende at tilførselen av næringssalter opp til overflatelaget dermed avtar, men dette kan også få negative konsekvenser ved at volumet til hele Hunnebunn blir mindre.

På den annen side kan en forsøke å gjøre noe med oppholdstiden til bunnvannet. Dette kan gjøres ved å øke den vertikale blandingen, ved å kunstig blande overflatevannet med bunnvannet. Kunstig blanding har vært svært vellykket i Bekkelagsbassenget i Oslofjorden, hvor det ikke lenger er anoksiske forhold, etter at Bekkelaget renseanlegg la sitt utslipp av ferskvann ned på dypet, og dermed skapte kunstig blanding. Et vellykket eksperiment med kunstig blanding har også blitt gjort i Byfjorden utenfor Uddevalla (Stigebrandt, et al., 2014). Det er viktig å merke seg at hensikten med kunstig blanding er å gjøre bunnvannet lettere, slik at friskt vann fra utsiden kommer inn oftere. Dette er den mest effektive måten å ventilere bunnvannet, som ikke bare øker oksygenkonsentrasjonen, men også minsker næringssaltkonsentrasjonene. Hensikten er ikke å direkte tilføre oksygen til bunnvannet, som ikke vil være særlig effektivt, og heller ikke gjøre noe med reservoaret av næringssalter i bunnvannet.

Hvis Talbergsundet gjøres dypere vil det kunne bli tilgang til dypere, og dermed tyngre, vannmasser ute i Tosekilen. I Drammensfjorden hadde det en positiv effekt på oksygenforholdene i dypvannet, etter at Svelvikstrømmen ble fordypet fra 10 m til 12 m. Det er ikke gitt at det vil oppnås samme effekt i Hunnebunn.

For å kvantifisere effekten av forskjellige tiltak har det blitt kjørt åtte modell scenarier hvor de forskjellige tiltakene har blitt simulert. Den første modellsimuleringen gjenspeiler dagens situasjon. Deretter har de forskjellige inngangsdataene blitt endret for å simulere tiltakene. En oversikt av scenariene er gitt i Tabell 2. Disse tiltakene har blitt simulert:

1. Reduksjon av lokale tilførsler, hvor de lokale tilførslene settes til null (scenario B).
2. Reduksjon av tilførsel fra Tosekilen, ved å redusere konsentrasjonen av nitrogen med 25 % der ute (scenario G og H).
3. Kunstig omrøring av vannmassene, ved å føre ferskvann ned på dypet (scenario C, D og H).
4. Tildekking av de dypeste områdene av Hunnebunn (scenario E).
5. Mudring av Talbergsundet (scenario F).

**Tabell 2.** Oversikt over modellscenarier hvor det vises hvordan inngangsdataene har blitt endret i de forskjellige modellscenariene. Cellene som er markert med gult viser parameteren som har blitt endret. I de to siste kolonnene vises parametere beregnet fra modellresultatene.

Scenarier	Bunndyp i pollen	Dybde i kanalen	Tot-N i Tosekilen	Tilførsel	Utløp Hunnbekken	Utløp Brandstorbekken	P90 Klf-A (µg/L) 0 m	NH <sub>4</sub> (µg N/L) des-feb 0 m
A	11 m	2 m	100 %	Normal	0 m	0 m	74,1	25,8
B	11 m	2 m	100 %	Ingen	0 m	0 m	74,6	17,4
C	11 m	2 m	100 %	Normal	0 m	10 m	47,8	5,5
D	11 m	2 m	100 %	Normal	10 m	10 m	50,1	3,4
E	8 m	2 m	100 %	Normal	0 m	0 m	104,6	13,4
F	11 m	3 m	100 %	Normal	0 m	0 m	65,2	17,1
G	11 m	2 m	75 %	Normal	0 m	0 m	69,6	16,0
H	11 m	2 m	75 %	Normal	0 m	10 m	47,0	3,4

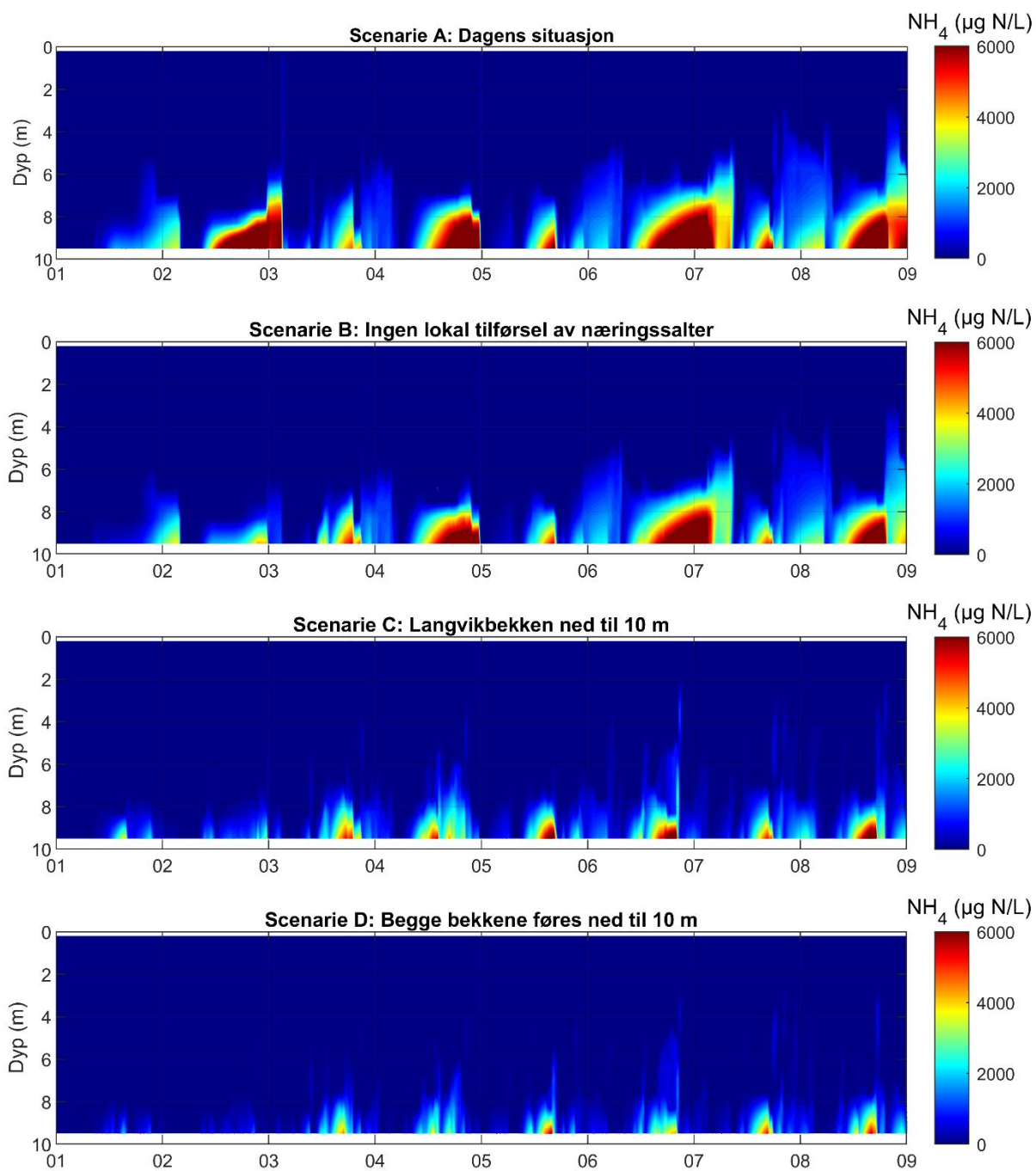
Modell scenariet A simulerer dagens situasjon og er beskrevet i Figur 7 og Figur 8, og viser at modellen gjenspeiler de observerte forholdene på en realistisk måte.

I Veileder 02:2018 er planteplankton et kvalitetsselement, og det er parameteren klorofyll a som benyttes som mål. I NIVA Fjordmodell er det innebygd en lystilpasningsmodell som beregner mengde klorofyll a fra mengde karbon i planteplankton (som er vist nederst Figur 8). I Tabell 2 er 90 prosentilverdien<sup>3</sup> for klorofyll a beregnet for hvert modell-scenario, i tråd med Veileder 02:2018. Mest sannsynlig kan mengden klorofyll a bli svært høy i Hunnebunn, men de verdiene som beregnes av modellen er likevel sannsynligvis for høye. Det bør derfor legges vekt på de relative forskjellene mellom modellscenariene, heller enn absoluttverdien i tabellen.

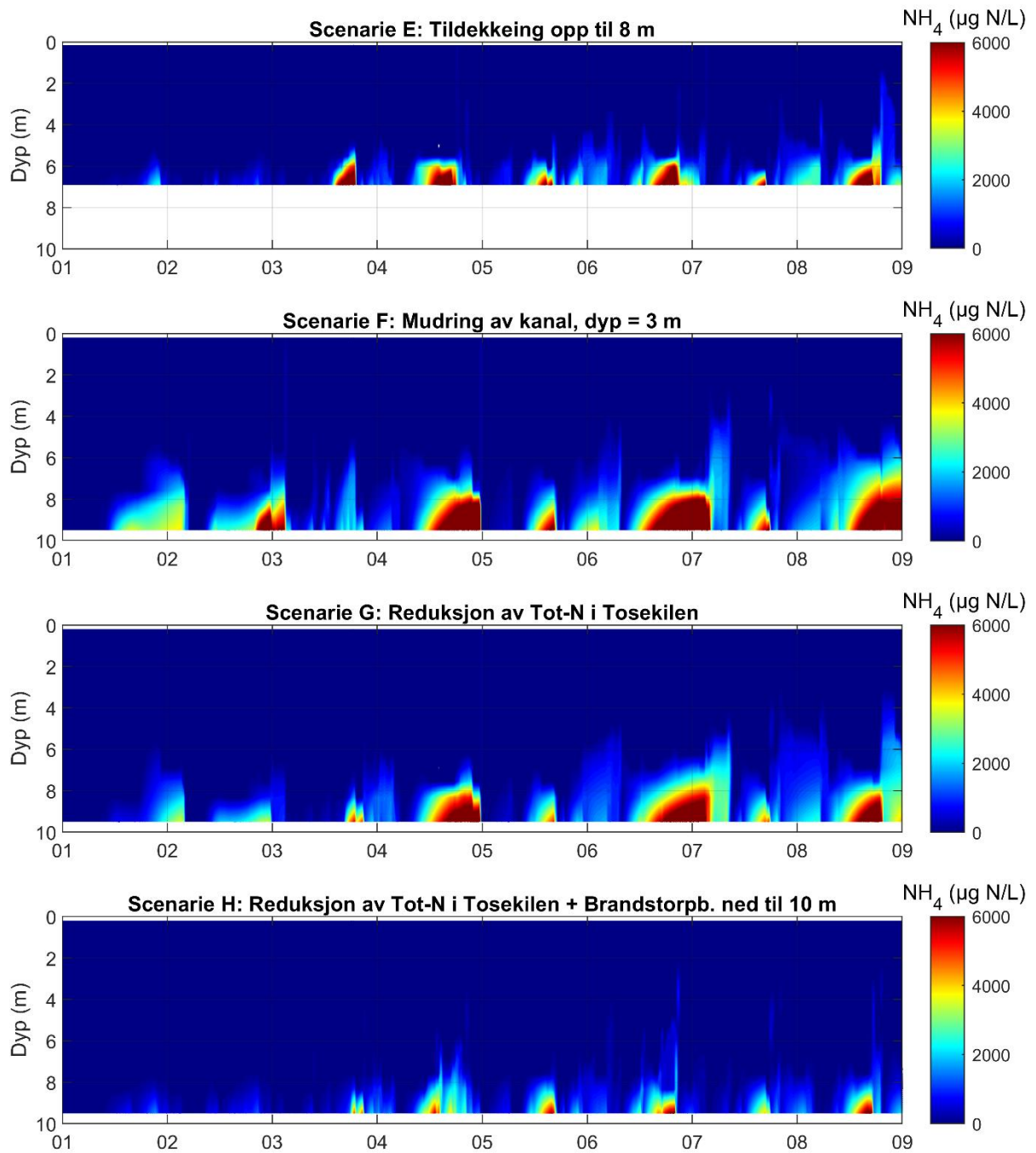
For at det skal forekomme oppblomstring av bentiske alger slik som vist i Figur 3 må det være tilgang på næringssalter i overflaten. I kapittel 3.1.2 blir det forklart hvordan høye verdier av næringssalter kan forekomme når det øverste ferskvannslaget blir svakere, basert på målinger fra 1999 hvor det blir svært høye konsentrasjoner av ammonium (se Figur 6). I NIVA Fjordmodell er ikke bentiske alger inkludert, men middel av ammonium-konsentrasjonen på vinteren i overflatelaget antas å gi et mål på hvor mye bentiske alger det kan bli på stredene i Hunnebunn. Ammonium er derfor valgt ut som parameter for å se på effekten av de forskjellige tiltakene. Konsentrasjon av ammonium som funksjon av dyp over flere år i de forskjellige modellscenariene er vist i Figur 9 og Figur 10. Middelerdien av ammonium i vintersesongen er beregnet for hvert scenario (se Tabell 2).

I resten av kapitlet vil de forskjellige senarioene beskrives mer detaljert. Det eneste som gir betydelig forbedring av vannkvaliteten er hvis det gjøres tiltak som øker den vertikale blandingen i Hunnebunn, og dermed minker oppholdstiden til bunnvannet. I modellen er det gjort beregninger av økt omrøring på grunn av utslipp av ferskvann på dypet. Å bruke luftbobler for å øke den vertikale blandingen vil diskuteres som et alternativ.

<sup>3</sup> 90-prosentilverdien eller 90-persentilen angir den verdien hvor 90 % av målingene er under denne tallverdien.



**Figur 9.** Utviklingen av ammonium over flere år beregnet med NIVA Fjordmodell i scenariene A-D.



**Figur 10.** Utviklingen av ammonium over flere år beregnet med NIVA Fjordmodell i scenariene E-H.

## 4.1 Reduksjon av tilførsler

Avløpssystemet i området rundt Hunnebunn er av typen separatsystem. Det betyr at overvannet og drensvannet ledes ut til Hunnebunn, mens kloakken fra husholdningene ledes til renseanlegg. Det er avdekket flere skader og feilkoblinger som har ført til at fremmedvann finner vei inn i spillvannsledningene og tilfører systemet mer vann enn det er dimensjonert for. Konsekvensen av overbelastningen er at alt vann som pumpestasjonen ved Hunnbekken ikke klarer å ta unna, går via et overløp og urensset ut i Hunnbekken. Utbedring av ledningsnett vil derfor kunne minke de lokale tilførslene betydelig.

I scenariet B så antas det at det slippes ut rent vann i de to bekkene som renner ut i Hunnebunn, og at det ikke tilføres noe nitrogen, fosfor, silikat eller organisk stoff lokalt i Hunnebunn. I scenariet A, som beskriver dagens situasjon, så tilføres det hhv. 3,6 og 5,3 tonn Tot-N per år i de to bekkene Hunnbekken og Brandtorpbekken. Tallene for Tot-P er hhv. 225 og 322 kg Tot-P per år. Denne reduksjonen i lokale tilførsler gir ingen betydelig endring i maksimal verdi på planktonalgeoppblomstringen. Den mengden ammonium som når overflaten blir redusert med 33 %, og det kan bli noe mindre hyppig oppblomstring av bentiske alger på strendene.

Målinger av total mengde nitrogen på stasjon I-1 Ramsø, som ligger ute i Hvaler, viser at vannmassen er i vannkvalitetsklasse «moderat» (Waldy et al., 2018). Hvis konsentrasjonen av total mengde nitrogen ble redusert med 25 % ville vannkvalitetsklassen vært «god». Her er det antatt at denne stasjonen er representativ for vannmassene utenfor Hunnebunn, og mengden nitrogen har blitt redusert med 25 % i Tosekilen, for å simulere at vannkvaliteten bedres med en tilstandsklasse (scenario G). Dette gir en viss forbedring av vannkvaliteten i Hunnebunn, med noe mindre planteplankton i vannsøylen. Den mengden ammonium som når overflaten ved reduksjon av tilførsel gjennom Talbersundet, blir redusert med 34 %, og det kan bli noe mindre hyppig oppblomstring av bentiske alger på strendene. Dette viser at vannkvaliteten i Hunnebunn kan bli påvirket av forholdene ute i Hvaler i omtrent samme grad som lokale tilførsler.

Det anbefales at både de lokale tilførslene og tilførslene til Hvaler generelt reduseres så mye som mulig. Dette vil kun ha positiv virkning på vannkvaliteten i Hunnebunn. Men slike tiltak er ikke alene nok for å gi betydelig forbedring av vannkvaliteten i Hunnebunn.

## 4.2 Tildekking av de dypeste områdene

I scenariet E har hele området som er dypere enn 8 m blitt fylt igjen. Dette utgjør et areal på 250 dekar og et volum på omtrent 430 000 m<sup>3</sup>. Det er ikke tatt stilling til hvilke typer masser dette er, siden dette i liten grad påvirker modellresultatet. Uansett hvilke masser som benyttes, vil denne over tid dekkes av organisk stoff som stammer fra planteplankton, rester etter bentiske alger og direkte tilførsel av organisk stoff. Den vertikale plasseringen av grenseflaten mellom oksygenrikt og anoksisk vann endrer seg lite, og dermed så vil volumet av den anoksiske vannmassen blir omtrent 430 000 m<sup>3</sup> mindre.

Effekten på planktonalgeoppblomstringen ser ut til å være negativ, og den øker med 41 %. Den mengden ammonium som når overflaten blir derimot redusert med 48 %, men det er usikkert om dette delvis skyldes at det er mer plankton som bruker opp ammoniumet.

Basert på disse beregningene anbefales det ikke å tildekke de dypeste områdene av Hunnebunn, uansett hvilke masser som benyttes.



### 4.3 Mudring av Talbergsundet

I alle de andre scenariene er det lagt inn et største dyp i Talbergsundet på 2 m. I scenariet F fordypes denne kanalen, slik at det er minst 3 m dypt hele veien fra Hunnebunn og ut til Tosekilen. Det ble gjort en grundig utredning av om utgravning av dette sundet ville påvirke vannutvekslingen i Hunnebunn av Staalstrøm et al. (2009). Det ble konkludert med at vannutvekslingen kunne bli opp til 20 % større ved utgravning, men at det var usikkert om dette ville få en positiv effekt på vannkvaliteten inne i Hunnebunn. Modellberegninger gjort i denne rapporten viser at ved fordypning av kanalen vil den maksimale verdien på planktonalge-oppblomstringen reduseres med 12 %. Den mengden ammonium som når overflaten blir redusert med 34 %, og det kan bli noe mindre hyppig oppblomstring av bentiske alger på strendene. Det kan altså ha en positiv effekt av å gjøre Talbergsundet dypere, selv om effekten er begrenset.

Staalstrøm et al. (2009) beregnet at en utdypning av kanalen slik at det er 2,5 m dypt hele veien, ville innebære å mudre omtrent 33000 m<sup>3</sup> med masser. Det er uvisst om dette er gjennomførbart med tanke på fare for at kanten av kanalen raser ut. Uansett vil dette utgjøre et stort naturinngrep. Med tanke på at hele kanalen har Ålegras, også midt i kanalen hvor det er dypest, samt at inngrepet vil ha begrenset effekt på vannkvaliteten i Hunnebunn, så anbefales det ikke å gjøre et slikt inngrep.

### 4.4 Kunstig omrøring

Skjærviken lokalsamfunnsutvalg har engasjert seg i de langvarige utfordringene knyttet til vannkvalitet og algeoppblomstring i Hunnebunn, og søkte midler fra lokalsamfunnsfondet til igangsettelse av et bobleanlegg som tilfører luftbobler til det dypeste punktet i Hunnebunn, hvor hensikten er å skape kunstig omrøring i vannmassen. Det ble bevilget penger til dette, under forutsetning av at kommunen gir klarsignal til prosjektet.

I NIVA Fjordmodell kan det ikke legges inn et utslipp av luftbobler, siden effekten av luftbobler på den vertikale blandingen vil kreve en egen studie. Men effekten av å slippe ut ferskvann i dypet er beskrevet i modellen. I modellscenariene C og D har det blitt simulert hvilken effekt kunstig omrøring vil ha på vannkvaliteten, men da ved å føre ferskvann ned på dypet.

I scenariet C så har alt ferskvannet som renner ut i Brandstorbekken, som antas å i snitt over året være 56 L/s, blitt ført ned til 10 m dyp. Den samme mengden næringssalter og organisk stoff fra bekken som er i scenariet A, tilføres også til bunnvannet. Dette tiltaket gir en betydelig reduksjon i maksimal verdi på planktonalge-oppblomstringen, som blir redusert med omtrent en tredjedel. Den mengden ammonium som når overflaten blir redusert med 79 %, og det vil mest sannsynlig bli betydelig mindre hyppig oppblomstring av bentiske alger på strendene.

I scenariet D så har alt ferskvannet som renner ut i både Brandstorbekken og Hunnbekken, gjennomsnittelig antas dette å være 95 L/s gjennom året, blitt ført ned til 10 m dyp. Dette tiltaket gir også en betydelig reduksjon i maksimal verdi på planktonalge-oppblomstringen, som igjen blir redusert med omtrent en tredjedel. Den mengden ammonium som når overflaten blir redusert med 87 %, og sannsynligheten for positiv effekt på algeveksten på strendene i Hunnebunn er enda noe høyere.

Model scenariene viser at det eneste som gir betydelig forbedring av vannkvaliteten er hvis det gjøres tiltak som øker den vertikale blandingen i Hunnebunn, og dermed minker oppholdstiden til bunnvannet (se Tabell 2).

Hvis vann fra Brandstorpbecken eller Hunnbecken skal benyttes til å øke den kunstige blandingen i Hunnebunn, så vil dette kunne gå på bekostning av naturverdien til disse bekkene. Brandstorpbecken er en sjøørretbekk i Sarpsborg kommune, og tiltak her vil være søknadspliktig. For å transportere ferskvannet fra bekken ned til 11 m dyp i Hunnebunn, vil det kreves en energihøyde lik summen av friksjonstap, trykkdifferanse som følge av tettheten på avløpsvannet og resipientens vann og avløpsstrålens kinetiske energihøyde (Knudsen & Rosendahl, 1971). En energihøyde på 0,5 m vil være tilstrekkelig for å føre vann ned på 11 m i Hunnebunn, og det vil derfor være nødvendig å lage en liten demning. Det vil være gjennomførbart å lage en laksetrapp for at fisk likevel skal kunne vandre opp i bekken ved høy vannføring. Det må også bemerkes at Brandstorpbecken er en kunstig vannforekomst som tidligere (antageligvis før 1960) var en forbindelse mellom Hunnebunn og Skjebergkilen, og som dermed ga høyere vannutveksling i Hunnebunn enn det er i dag.

Fordelen ved bruk av bobleanlegg er at det ikke vil oppstå tilsvarende konflikter. Ved bruk av bobleanlegg føres komprimert luft ned til ønsket dyp med slange og fordeles gjennom en diffusor, som vil si at det er mange små hull i slangen som slipper ut luften. Boblingen vil føre til at det settes i gang en sterk vertikal vannbevegelse samtidig som vannmassene tilføres oksygen. Luften som stiger oppover, vil danne en kjerne av luft og vann med lav tetthet. Utenfor kjernen vil vann rives med på grunn av friksjonskrefter (Johnsen, 1997). Denne metoden ble utprøvd i Skogsfjorden rett ved Mandal fra sommeren 1987 og en tid utover. Dette ga en dramatisk forbedring av forholdene ved at fjorden ble oksygenholdig helt ned til bunn (Molvær, 1992). Men det ble lagt vekt på at fjorden da ble avhengig av «kunstig åndedrett», og at situasjonen raskt kan gå tilbake til kritiske oksygenforhold hvis boblingen opphører.

Det må påpekes at ved kunstig omrøring så vil stoffene som befinner seg i bunnvannet også løftes oppover i vannsøylen, og eventuelt spres ut av Hunnebunn. Stigebrandt et al. (2014) overvåket spredning av miljøgifter mens det var kunstig omrøring i Byfjorden ved Uddevalla, men de fant ingen økt akkumulering av miljøgifter i blåskjell eller i passive prøvetakere før og under tiltaket.

Basert på disse vurderingene og modellsimuleringene anbefales det at prosjektet med bobleanlegg som Skjærviken lokalsamfunnsutvalg har fått midler til å gjennomføre, tillates av kommunen. Men tiltak med kunstig omrøring bør ikke gjennomføres uten at vannmassen overvåkes. Det er ønskelig å oppnå blanding mellom dypvannet og vannet over ca. 6 m slik at grensen mellom oksygenrikt og anoksisk vann senkes dypere. Men det er ikke ønskelig å bryte ned ferskvannslaget i den øverste meteren, som hindrer tilførsel av næringssalter til de bentiske algene på strendene. Overvåkning av vannmassene under tiltaket vil gjøre at man har kontroll på effektene av tiltaket.

## 5 Konklusjon

### 5.1 Anbefalinger

I dette prosjektet har modellsimuleringene med NIVA Fjordmodell blitt gjennomført for å kvantifisere hvordan ulike tiltak vil påvirke vannkvaliteten i Hunnebunn. Reduksjon av tilførslene vil ha en begrenset positiv effekt, men mest sannsynlig vil ikke vannkvaliteten i Hunnebunn forbedres betydelig ved kun å redusere tilførslene. Hvis Talbergsundet gjøres dypere så vil dette kunne ha en viss positiv effekt på vannkvaliteten i Hunnebunn, men et slikt tiltak bør ikke gå på bekostning av de verdifulle ålegrasengene som fins langs og i kanalen. Det anbefales ikke å tildekke de dypeste områdene, slik at det kun blir 8 m dypt i Hunnebunn, siden dette kan ha en negativ effekt på vannkvaliteten. Det tiltaket som har tydeligst positiv effekt for vannkvaliteten i Hunnebunn er å skape kunstig vertikal blanding i pollen.

Å skape kunstig blanding ved å føre ferskvann fra Hunnbekken eller Brandstorpbecken ned på dypet, vil kunne gå på bekostning av naturverdien til disse bekkene, siden de må demmes opp for å skape den nødvendige fallhøyden for å føre vannet ut på dypet i Hunnebunn. Slike negative effekter kan unngås ved å lage laksetrapp som tillater vandring av fisk opp i bekken ved høy vannføring.

Fordelen ved bruk av bobleanlegg for å skape kunstig blanding i Hunnebunn, er at det ikke vil oppstå tilsvarende konflikter. Det anbefales derfor at prosjektet med bobleanlegg som Skjærviken lokalsamfunnsutvalg har fått midler til å gjennomføre, tillates av kommunen. Men tiltak med kunstig omrøring bør ikke gjennomføres uten at vannmassene overvåkes.

For å forstå hva som skjer i Hunnebunn er det svært viktig å inkludere undersøkelser av bunnvannet fra 6-11 m, siden denne vannmassen faktisk befinner seg ganske nært det laget hvor det er algevekst. Siden den økologiske tilstanden av vannmassen mest sannsynlig kan klassifiseres som «svært dårlig» (se Vedlegg A) så anbefales det at vannmassene i vannforekomsten overvåkes, uansett om det gjennomføres tiltak for å skape kunstig blanding eller ikke.

## 5.2 Forslag til overvåkningsprogram

### 5.2.1 Overvåkning av økologisk tilstand i vannmassen

I dag overvåkes kun tilførsel fra bekkene og badevannskvaliteten i Hunnebunn. Med tanke på den høye primærproduksjonen rett over sprangsjiktet, bør det tas vannprøver som kvantifiserer mengden planteplankton, og beskriver sammensetningen av planktonsamfunnet. Dette gjøres ved å ta vannprøver som analyseres for klorofyll a og artssammensetning. For å måle klorofyll a tas det vannprøver (1-2 liter) som filtreres kort tid etter prøvetakning. Filteret må være nedfrost til det analyseres. Ifølge Veileder 02:2018 skal det tas prøver gjennom hele vekstsesongen fra februar til oktober. Det kreves også at det skal tas prøver hver 14. dag fra februar til mars, og ellers en gang i måneden. Siden forholdene er spesielle i Hunnebunn er det ikke noe poeng å ta prøver hyppigere i de to første månedene, siden den høyeste primærproduksjonen i Hunnebunn typisk kan forekomme i mai-juni. Ifølge veilederen skal vannprøver for klorofyll a tas på 0, 5 og 10 m. I Hunnebunn er det mer fornuftig å ta prøver på 0, 3 og 5 m. For å analysere sammensetningen av planktonsamfunnet må det tas vannprøve fra samme dyp som det måles klorofyll a, samt at det må tas håvtrekk. Det bør også måles siktdyp ved hver prøvetakning.

Ifølge veilederen skal det tas prøver for nærings saltene fra 0-10 m, og for Hunnebunn anbefales prøvetakningsdypene 0, 3, 5, 7 og 10. Antagelig er det mest fornuftig å benytte prøver fra 0-5 m for å klassifisere de fysiske støtteparameterne, men prøver fra 7 og 10 m vil gi svært nyttig informasjon om den kjemiske dynamikken i det anoksiske laget. Parametere som bør analyseres er totalt nitrogen og fosfor, fosfat, nitrat (og nitritt), ammonium og silikat. Ifølge veilederen skal det måles i en vinterperiode (desember-februar) og en sommerperiode (juni-august). For å samkjøre med prøver for klorofyll a, og for å forstå dynamikken gjennom året, foreslås at det tas vannprøver 10 ganger i året, fra februar til oktober og i desember.

Basert på målingene som er presentert i denne rapporten bør det tas vannprøver som analyseres for oksygen fra 0, 3 og 5 m. Dette kan gjøres ved å ta vannprøver, som fikseres rett etter prøvetakning. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet i Hunnebunn er nærmest kontinuerlig anoksisk, men mye tyder på at det er stor variasjon i hvor mye hydrogensulfid det er i vannmassen. Det anbefales derfor at det tas prøver fra 7 og 10 m som analyseres for hydrogensulfid. Dette vil avsløre om det har vært innstrømning av vann til bunnlaget, og kan dermed være nyttig informasjon for å bedømme i hvor stor grad bunnvannet fra Hunnebunn spres ut i Tosekilen og Hvaler.

For å forstå dynamikken i sirkulasjonsmønsteret i Hunnebunn, er det også viktig å måle saltholdighet og temperatur gjennom året. Dette kan gjøres med en profilerende sonde (CTD), som måler temperetur, saltholdighet og trykk automatisk. Alternativt kan saltholdigheten måles ved å analysere en vannprøve, og temperatur måles med et termometer øyeblikkelig etter prøvetakning.

Overvåkning av vannmassene bør foregå over en periode på minst tre år. Overvåkningsprogrammet bør helst starte i januar, men bør ikke ha oppstart senere enn i april, ellers kan det bli tvil om man faktisk har fått med seg sesongens høyeste primærproduksjon

**Tabell 3.** Forslag til prøvetakningsdyp for overvåkning av økologisk tilstand. Det foreslår å ta vannprøver 10 ganger i året (februar-oktober og desember).

Dyp (m)	Saltholdighet	Temperatur	Klorofyll a + plankton	Nærings-salter	Oksygen	Hydrogen-sulfid
0	10	10	10	10	10	
3	10	10	10	10	10	
5	10	10	10	10	10	
7	10	10		10		10
10	10	10		10		10

### 5.2.2 Overvåkning av økologisk og kjemisk tilstand i sedimentene

Vannprøver som ble analysert for kvikksølv i 2011 og 2012 viste at mengden totalt kvikksølv kan være 7-9 ng/L. Grenseverdien som er oppgitt i Veileder 02:2018 er 70 ng/L, så dette medfører ikke at det er vannforekomsten får dårlig kjemisk tilstand basert på kvikksølv. Men mengden organisk tilgjengelig metylkvikksølv utgjorde opp mot 95% av den totale mengden kvikksølv, og dette er et prioritert farlig stoff.

Hunnebunn er påvirket av vannmassene ute i Hvaler. Dette området har mye industri og jordbruk, og det er dermed mange potensielle kilder til miljøgifter. Med tanke på dette, samt problematikken rundt kvikksølv, anbefales det at den kjemiske tilstanden i sedimentene kartlegges ved en anledning, i tråd med retningslinjer i Veileder 02:2018.

## 6 Referanser

- 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.
- Brkljacic, M. S., Gundersen, B., Gitmark, J., Rinde, E. & Tveiten, L. A. (2017). Undersøkelser av kystvann i Østfold i 2016 – Hunnebotn og Vaulerkilen. NIVA-rapport 7159-2017. 34 s.
- Braarud, T., & Føyn, B. (1958). Phytoplankton observations in a brackish water locality of south-east Norway. *Nytt Mag. Bot*, 6, 47-73.
- Direktoratgruppen vanndirektivet. 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstanden i vann økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. 220 s.
- Johnsen, T. M. (1997) Fjordforbedring – en gjennomgang av metoder og miljøkonsekvenser. NIVA-rapport 3754-1997, 47 sider.
- Klavestad N. 1954. En undersøkelse av vegetasjon og hydrologiske forhold i Hunnebunnen i Østfold. Hovedoppgave i botanikk, Universitetet i Oslo. 172 s.
- Klavestad N. (1957). An ecological study of the vegetation in Hunnebunn, an old oyster poll in south-eastern Norway. *Nytt Magasin for Botanikk* 5: 63-100.
- Klavestad N (1964). Further observations on the algal vegetation in Hunnebunn, south-eastern Norway. *Nytt Magasin for Botanikk* 11: 143-150.
- Knudsen, C.-H. & Rosendahl, A. (1971). *Avløpsteknikk*. Tapir-trykk: Trondheim.
- 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.

Molvær, J. (1992) Vannforekomster I Vest-Agder. Vurdering og kommentarer til fysisk-kjemiske analyseresultater for tidsrommet 1979-89. NIVA-rapport 2769-1992, 73 sider.

Pakhomova SV, Braaten HFV, Yakushev EV og Protsenko EA. 2018. Water column distribution of mercury species in permanently stratified aqueous environments. *Oceanology* 58: 28–37.

Staalstrøm A, Bjerkeng B, Yakushev E og Christie H. 2009. Vannutveksling og vannkvalitet i Hunnbunn. Vurdering av utgravning av Thalbergsundet som tiltak for å forbedre vannkvaliteten. NIVA-rapport 5874-2009. 51 s.

Staalstrøm, A. (2017) Vurdering av effekter på vannkvaliteten ved endret utslipp 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 stresstolerante grønnalger i Hunnebunnen – en poll i Østfold. Cand. Scient oppgave i limnologi, Universitetet i Oslo. 63 s.

Strøm T-E. og Klaveness, D. (2003). Hunnebotn: a seawater basin transformed by natural and anthropogenic processes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, no. 5-6 (2003): 1177-1185.

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

Vannforsiften. (2007). Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Hentet fra <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>.

Walday, M., Gitmark, J., Naustvoll, L. J., Selvik, J. R. og Norli, M. 2018. Overvåkning av Ytre Oslofjord 2014-2018. Årsrapport for 2017. NIVA rapport 7283-2018. 38 s.

Yakushev EV, Debolskaya EI, Kuznetsov IS og Staalstrøm A. 2013. Modelling of the meromictic Fjord Hunnbunn (Norway) with an Oxygen Depletion model (OxyDep) I: Yakushev EV (red.). *Chemical Structure of Pelagic Redox Interfaces: Observation and Modeling*. Hdb Env Chem 22: 235–252. Springer-Verlag, Berlin.

## Vedlegg A. Observasjoner i Hunnebunn

Her gis en mer eller mindre kronologisk redegjørelse for de hydrofysiske og hydrokjemiske undersøkelsene som er gjennomført i Hunnebunn. Forfatterne tar forbehold om at det kan ha vært gjennomført undersøkelser i Hunnebunn som vi ikke kjenner til, og det er mer fokus på vannmassene enn på undersøkelser av bentisk fauna og flora.

### Hydrografiske undersøkelser 1952-1953

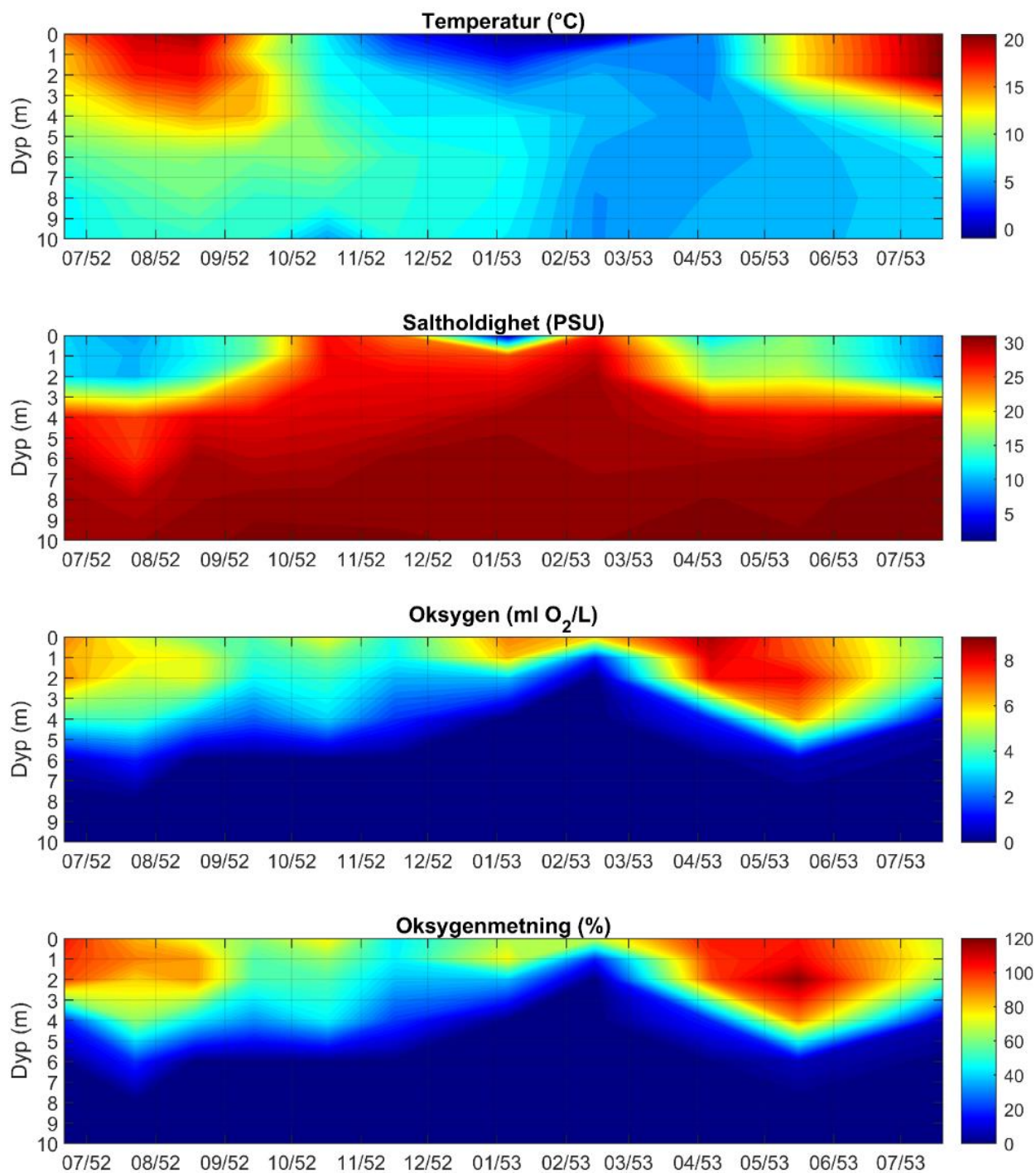
Det ble gjort undersøkelser av hydrografien i Hunnebunn fra 21. juni 1952 til 20. juli 1953 (Klavestad, 1954). Temperatur, saltholdighet og oksygenkonsentrasjon ble målt (se Figur 11). Tallverdiene til observasjonene er også gjengitt i Tabell 4, siden referansen fra 50-tallet kan være vanskelig å få tak i.

Før vi går videre må enheten som brukes på saltholdighet forklares. Klavestad brukte enheten promille, 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 den gangen, 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 skal ikke brukes når man snakker om saltholdighet i dag, siden man da vanligvis mener *praktisk* saltholdighet.

Klavestad fant at Hunnebunn er sterkt lagdelt med et overflatelag som oftest hadde en saltholdighet på 10-12 PSU, og at bunnvannet hadde en saltholdighet rundt 30 PSU. I januar 1953 var det nesten rent ferskvann i overflatelaget. Men dataene viser også at denne lagdelingen i perioder blir mye svakere. Målingene fra oktober-november 1952 og februar 1953 viser at sjiktningen kan være mye svakere, enn andre deler av året.

I de tilfellene hvor vannmassene er sjiktet blir det høyere konsentrasjon av oksygen i overflatelaget. I mai 1953 ble det målt en overmetning av oksygen på 120 % rett over sprangsjiktet. Under sprangsjiktet er vannmassen stillestående og alt oksygenet er brukt opp. Vannmassen er da anoksisk. Det ble ved hjelp av lukt detektert hydrogensulfid (H<sub>2</sub>S) under 6,5 m i hele perioden. Hydrogensulfid lukter som råtne egg når vannet hentes opp, man kan derfor med stor sikkerhet anslå tilstedeværelse av denne forbindelsen uten kjemisk deteksjon. Når det var svært liten sjiktning i februar 1953, nådde det anoksiske vannet helt opp til 1 m dyp.





**Figur 11.** Målinger på stasjon D i Hunnebunn (N 59,2070° E 11,0736°) fra 21. juni 1952 til 20. juli 1953 (Klavestad, 1954). Øverst vises temperatur, deretter følger saltholdighet, oksygenkonsentrasjon og oksygenmetning. Fargeskalaen som er brukt går fra blått som viser lave verdier, via turkis, grønt og gult til rødt og brunrødt som viser høye verdier.

**Tabell 4.** Observasjoner fra stasjon D i Hunnebunn (N 59,2070° E 11,0736°) hentet fra Klavestad (1954).

Stasjon	Dato	Dyp (m)	Temp. (°C)	Salt. (PSU)	Tetthet sigma_t	Oksygen (ml/L)	Oksygen- metning (%)
Stasjon D	21.06.1952	0	15,80	11,09	7,55	6,83	103,70
		1	13,91	11,17	7,93	6,44	99,74
		2	13,62	11,28	8,05	6,67	97,54
		4	11,48	27,25	20,70	3,87	19,49
		6	8,97	29,56	21,49	0,55	1,37
		8	7,20	30,25	23,48	0,00	0,00
		10	7,17	30,27	23,65	0,00	0,00
Stasjon D	23.07.1952	0	19,20	9,67	5,76	5,34	84,48
		1	18,35	10,35	6,48	5,81	90,63
		2	17,44	10,17	6,53	5,26	80,69
		4	13,21	25,46	19,02	4,05	62,99
		6	10,00	25,99	19,96	1,40	20,49
		8	8,74	29,56	22,94	0,00	0,00
		10	8,12	30,46	23,72	0,00	0,00
Stasjon D	19.08.1952	0	20,10	12,67	8,06	4,50	73,52
		1	18,40	12,36	7,99	5,56	87,98
		2	18,11	13,80	9,16	5,53	87,78
		4	14,49	28,17	21,94	2,67	43,27
		6	10,09	30,26	23,27	0,00	0,00
		8	9,58	30,44	23,50	0,00	0,00
		10	8,30	30,81	23,96	0,00	0,00
Stasjon D	14.09.1952	0	14,00	15,37	12,13	4,17	61,94
		1	12,61	15,46	11,44	3,83	55,27
		2	14,44	21,67	16,90	3,47	53,88
		4	13,89	28,19	21,95	2,01	32,26
		6	9,65	29,47	22,72	0,00	0,00
		8	8,29	30,81	23,97	0,00	0,00
		10	8,19	31,15	24,24	0,00	0,00
Stasjon D	17.10.1952	0	6,80	27,43	15,86	5,57	76,85
		1	7,32	27,61	21,60	4,48	62,75
		2	7,32	27,54	21,54	3,91	54,69
		4	8,76	28,68	22,24	3,08	44,71
		6	10,17	29,79	23,52	0,00	0,00
		8	8,52	30,77	23,90	0,00	0,00
		10	5,25	31,13	24,22	0,00	0,00

**Tabell 2 fortsetter**

Stasjon D	16.11.1952	0	2,40	23,93	19,08	3,62	43,98
		1	4,28	26,35	20,92	3,47	44,83
		2	6,53	27,83	21,64	2,79	38,43
		4	6,97	28,84	22,61	1,60	22,16
		6	8,15	30,68	23,89	0,00	0,00
		8	8,11	30,84	24,02	0,00	0,00
		10	7,99	31,06	24,08	0,00	0,00
Stasjon D	06.01.1953	0	-0,25	1,87	1,23	6,85	67,02
		1	1,43	25,23	20,23	6,27	75,09
		2	3,96	27,70	22,02	2,91	37,64
		4	7,08	30,35	23,78	0,00	0,00
		6	7,49	30,73	24,02	0,00	0,00
		8	7,37	30,75	24,07	0,00	0,00
		10	6,92	30,91	24,24	0,00	0,00
Stasjon D	14.02.1953	0	-1,00	26,73	21,49	6,05	68,68
		1	4,54	29,36	23,29	1,38	18,35
		2	5,62	30,21	23,84	0,00	0,00
		4	5,86	30,30	23,89	0,00	0,00
		6	5,35	30,35	24,00	0,00	0,00
		8	4,93	30,73	24,33	0,00	0,00
		10	4,92	30,99	24,43	0,00	0,00
Stasjon D	07.04.1953	0	4,80	11,53	9,19	8,74	103,70
		1	4,50	15,68	12,48	8,27	99,74
		2	4,58	17,12	13,61	7,99	97,54
		4	5,19	28,75	22,73	1,45	19,49
		6	5,33	30,44	24,06	0,10	1,37
		8	5,55	31,02	24,49	0,00	0,00
		10	5,84	31,18	24,67	0,00	0,00
Stasjon D	16.05.1953	0	13,20	16,62	12,23	7,05	103,92
		1	13,01	17,00	12,55	7,23	106,43
		2	13,05	18,40	13,62	8,02	119,00
		4	6,02	27,79	21,90	6,47	88,02
		6	5,68	30,55	24,11	0,54	7,44
		8	5,74	30,86	24,34	0,00	0,00
		10	5,83	31,06	24,50	0,00	0,00
Stasjon D	20.07.1953	0	20,90	8,60	4,61	4,23	68,44
		1	20,78	8,55	4,58	4,37	70,49
		2	20,78	8,77	4,75	3,69	59,61
		4	11,50	30,46	23,18	0,46	7,16
		6	6,76	30,99	24,30	0,00	0,00
		8	6,36	31,47	24,75	0,00	0,00
		10	6,35	31,60	24,85	0,00	0,00

**Hydrografiske undersøkelser 1999, inkludert næringsalter**

Det ble gjort undersøkelser av hydrografien i Hunnebunn fra 21. april til 1. desember 1999 (Figur 6). Vannmassen var også i denne måleperioden sterkt lagdelt med saltholdighet i overflatelaget fra 6-16 PSU. Bunnlaget var derimot mye ferskere enn i 1952-1953, med en saltholdighet på 17-21 PSU.

Det ble observert en kraftig overmetning av oksygen på hele 249 % i juni på 4 m dyp. Dette tyder på høy primærproduksjon. Med andre ord så må det ha vært en høy konsentrasjon av planktonalger rett over sprangsjiktet. Under omtrent 6 m var vannmassen anoksisk, og det ble rapportert om lukt av hydrogensulfid.

Det ble målt noen næringsalter i undersøkelsesperioden. Disse var ammonium ( $\text{NH}_4$ ), summen av nitrat og nitritt, som betegnes som bare  $\text{NO}_3$  her, og totalt fosfor (Tot-P). Nederst i Figur 6 er utviklingen av  $\text{NH}_4$  gjennom året vist. Nede i det anoksiske laget er svært høye verdier. Fra september til desember ble det målt konsentrasjoner av  $\text{NH}_4$  på over 6000  $\mu\text{g N/L}$  langs bunn. På sommeren, når det er lav saltholdighet i de øverste meterne og et skarpt sprangsjikt rundt 3-4 m, er ammoniumkonsentrasjonen relativt lav, fra juli til september er den under 10  $\mu\text{g N/L}$  i overflaten. Spesielt i september er det også lite Tot-P og  $\text{NO}_3$  i overflaten, hhv. 11  $\mu\text{g P/L}$  og 0  $\mu\text{g N/L}$ .

Før og etter perioden hvor saltholdigheten i overflata er lavest, forekommer det veldig høye verdier av næringsalter i overflaten. I april er ammoniumkonsentrasjonen 166  $\mu\text{g N/L}$  i overflaten, og i desember er den 267  $\mu\text{g N/L}$  (se nederst i Figur 6). Konsentrasjonene av Tot-P og  $\text{NO}_3$  er også høye. Som nevnt tidligere så rapporterte Strøm (2001) om oppblomstring av trådformete bentiske alger som blir favorisert av høye næringsalttilførsler. Dette kunne altså forklares av målingene av næringsalter.

Målingene av næringsalter gjør det mulig å beregne noen av parameterne som inngår for klassifisering av økologisk tilstand i vannmassen, basert på Veileder 02:2018. For næringssaltene skal det beregnes en middelværdi for sommerperioden, fra juni til august og en for vinterperioden, fra desember til februar. Ifølge veilederen skal målinger fra overflatelaget benyttes, og det er definert som 0-10 m. Det betyr hele vannsøylen i Hunnebunn er en del av overflatelaget, også det anoksiske bunnvannet.

I bunnvannet er konsentrasjonen av næringsalter veldig høy, men det lever ikke biologisk liv som bruker disse næringssaltene, som er nettopp grunne til at de hopper seg opp. Derfor bør det vurderes om næringssaltene kun fra 0-5 m bør brukes for å vurdere kvalitetselementet planktonalger. For bentiske alger, bør muligens kun målinger fra den øverste meteren benyttes i vurderingen, siden disse ofte ikke har tilgang til næringsalter dypere ned i vannmassen. I Tabell 5 er middelværdiene for sommer- og vinterperioden beregnet for forskjellige dybdeintervall.  $\text{NO}_3$  blir veldig lav når det midles over 0-10 m, siden alt nitrat og nitritt under ca. 6 m er redusert og omgjort til nitrogengass ( $\text{N}_2$ ), men middelværdien blir høyere når kun verdiene nær overflaten brukes. Effekten er motsatt for Tot-P og  $\text{NH}_4$  som har svært høye verdier i det anoksiske bunnlaget, men lavere verdier nær overflaten.

Ut ifra målinger av næringsalter fra 1999 ser det ut til at Hunnebunn bør klassifiseres til «svært dårlig» eller «dårlig» økologisk tilstand. Oksygen i bunnvannet og siktdyp på sommeren tyder på at tilstanden er «svært dårlig». Tatt i betraktning den svært høye oksygenmetningen på hele 249 %, som tyder på stor konsentrasjon av planktonalger, så er det mest sannsynlig at den økologiske tilstanden var «svært dårlig» basert på kvalitetselementet planteplankton i 1999 (Veileder 02:2018).

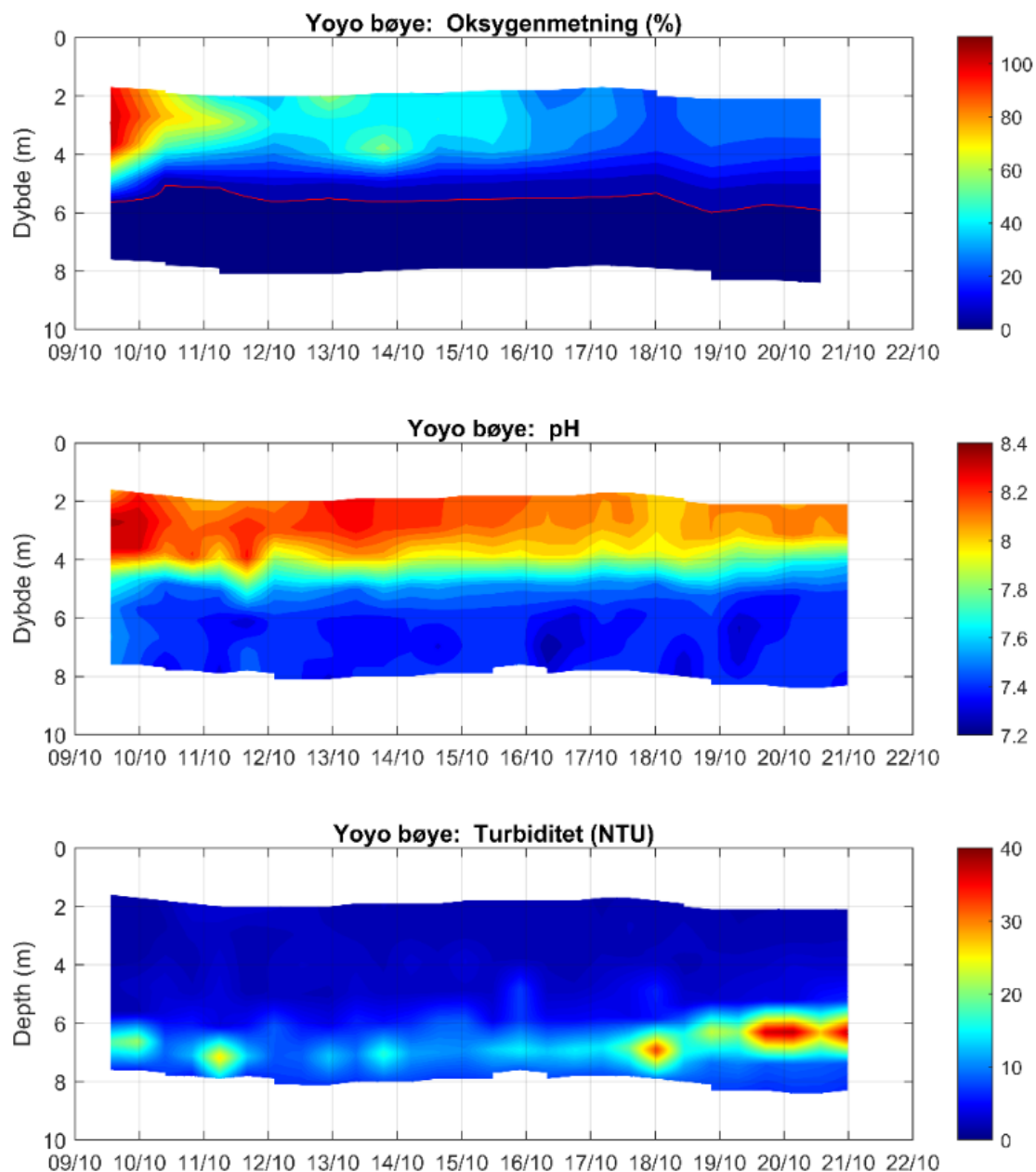
**Tabell 5.** Klassifisering av vannmassene basert på data fra 1999, hvor middelverdier for dybdeintervallene 0-10, 0-5 og 0-1 m er sammenlignet. Det mangler data på parameterne klorofyll a, Tot-N og PO<sub>4</sub>.

Datagrunnlag	Hu6: 1999 (0-10 m)		Hu6: 1999 (0-5 m)		Hu6: 1999 (0-1 m)	
	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR	Verdi	nEQR
Klorofyll a (µg/L)						
Tot-N sommer (µg/L)						
Tot-N vinter (µg/L)						
NO <sub>3</sub> sommer (µg/L)	81	0,42	148	0,33	152	0,33
NO <sub>3</sub> vinter (µg/L)	108	0,75	197	0,48	252	0,38
NH <sub>4</sub> sommer (µg/L)	1437	0,00	67	0,58	16	0,83
NH <sub>4</sub> vinter (µg/L)	2027	0,00	325	0,20	267	0,27
Tot-P sommer (µg/L)	348	0,00	51	0,25	40	0,32
Tot-P vinter (µg/L)	607	0,00	111	0,00	83	0,00
PO <sub>4</sub> sommer (µg/L)						
PO <sub>4</sub> vinter (µg/L)						
Siktdyp (m)	1,9	0,15	1,9	0,15	1,9	0,15
Oksygen minimum (ml/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

#### Målinger med høy tidsoppløsning fra bøye utført høsten 2013.

Høsten 2013 ble en målebøye testet ut i Hunnebunn. Dette arbeidet ble finansiert av et internt NIVA-prosjekt ledet av Uta Brandt. En databøye for profilering av vannmassen har blitt utviklet gjennom flere prosjekter på NIVA og ble testet i Hunnebunn. Data ble samlet inn i nær sann tid. Den tekniske løsningen besto av en programmerbar vinsj som heiste en multiparameter-sonde opp og ned i vannmassen. Data overførtes til NIVA sin database via mobilnettet. Til tross for en del tekniske problemer, så demonstrerte denne øvelsen at det er mulig å samle inn data med svært høy oppløsning i tid. Dette vil potensielt kunne tette et hull i våre kunnskaper om sirkulasjon i fjordområder, hvor for lav oppløsning i tid ofte er den begrensende faktoren. På grunn av den spesielt sterke vertikale stratifikasjonen i Hunnebunn, er det blant annet skarpe maksima i de vertikale turbiditetsprofilene. Ved en eventuell senere utplassering av bøya i Hunnebunn, bør den vertikale oppløsningen økes fra 1.0 m til 0.5 m.

Målingene som er vist i Figur 12 ser ut til å ha fanget opp slutten av vekstsesongen for planteplankton, siden den maksimale oksygenmetningen er over 100 % rundt 3 m dyp 9. oktober 2013, og senere blir mindre og mindre utover i oktober. Vannmassen under 6 m er oksygenfri, og det er også tydelig lavere pH i det anoksiske laget. Parameteren turbiditet sier hvor mye lyset spres i vannmassen, eller med andre ord hvor gjennomskinnelig vannet er. Turbiditeten er vanligvis en funksjon av hvor mye partikler det er i vannet, men kan også bli påvirket av for eksempel luftbobler. En turbiditetsenhet (NTU) er designet slik at 1 NTU tilsvarer omtrent en partikkelkonsentrasjon på 1 mg/L. I Hunnebunn er det på grenseflaten mellom oksygenrikt og anoksisk vann et lag med høy partikkelkonsentrasjon.



**Figur 12.** Resultater fra NIVA sin automatisk profilerende målebølge, som ble testet i Hunnebunn høsten 2013 (N 59,2079° E 11,0722°). Øverst vises oksygenmetningen, i midten surhetsgraden i vannmassen (pH) og nederst turbiditeten målt med turbiditetsenheter (NTU). 1 NTU tilsvarer omtrent en partikkelkonsentrasjon på 1 mg/L.

### Detaljerte hydrokjemiske målinger mellom 2009-2017

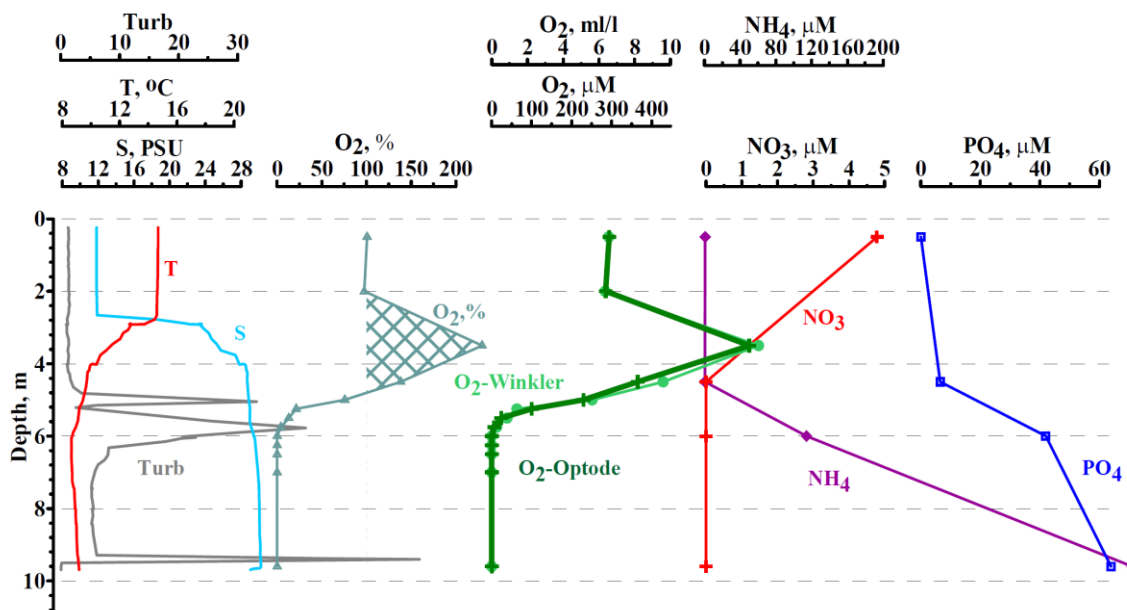
I perioden 2009 til 2017 utførte NIVA detaljerte kjemiske målinger på stasjon Hu6 i Hunnebunn ved sju anledninger. En oversikt over disse datoene er gitt i Tabell 6

**Tabell 6.** Oversikt over hvilke datoer det har blitt tatt prøver på stasjon Hu6.

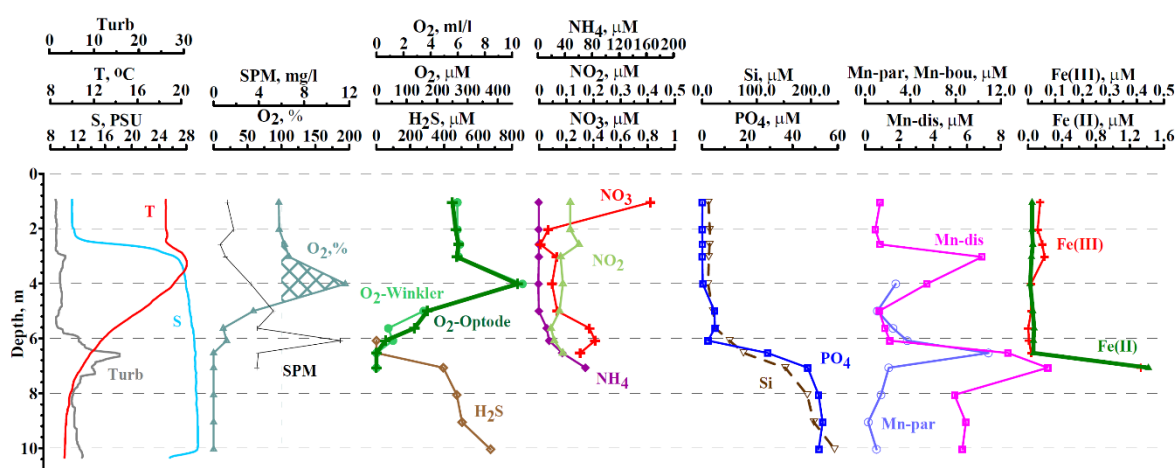
Stasjon	Dato
Hu6	6/5-2009
Hu6	19/8-2009
Hu6	11/10-2011
Hu6	16/8-2012
Hu6	25/10-2013
Hu6	23/6-2015
Hu6	29/11-2017

Målingene fra 2009 ble utført i forbindelse med utredningen av om utgravning av Talbergsundet ville endre vannutvekslingen og dermed vannkvaliteten i Hunnebunn (Staalstrøm et al., 2009). I mai 2009 ble det på stasjon Hu6 målt en oksygenmetning på 290 % på 4 meters dyp, og høye verdier av ammonium og fosfat i bunnvannet (Figur 13).

I august 2009 ble det målt hydrogensulfid for første gang i Hunnebunn, dette har tidligere kun blitt registrert ved lukt. Det ble registrert  $\text{H}_2\text{S}$  fra 7 m, og ved 10 m dyp var konsentrasjonen  $674 \mu\text{mol/L}$ , som er en svært høy verdi (se Figur 14). Til sammenligning er konsentrasjonen  $380 \mu\text{mol/L}$  på 2000 m i Svartehavet, som var det første stedet i det marine miljøet hvor hydrogensulfid ble observert.



**Figur 13.** Hydrokjemiske målinger på stasjon Hu6 den 6. mai 2009.



**Figur 14.** Hydrokjemiske målinger på stasjon Hu6 den 19. august 2009.

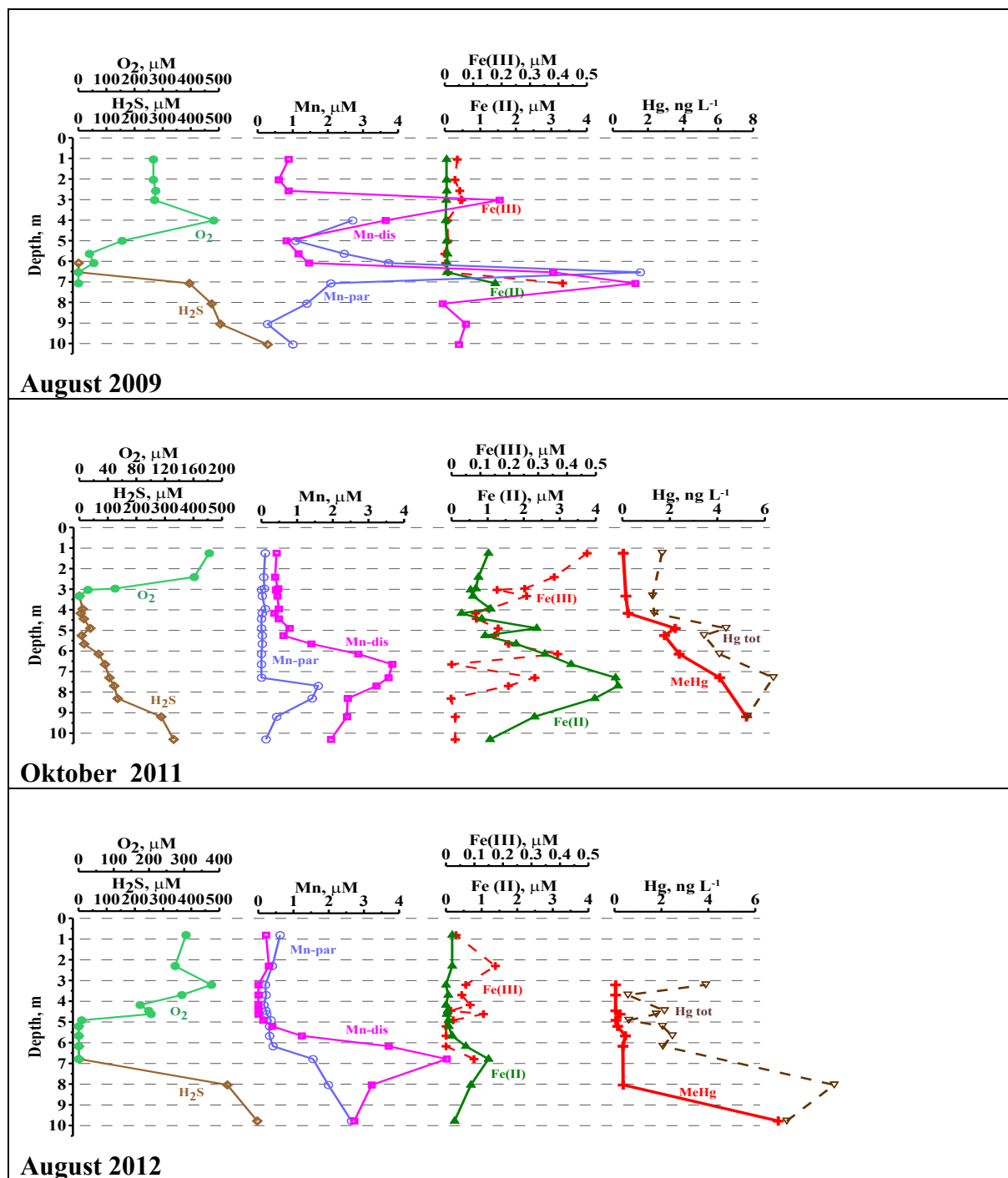
I 2011-2012 var studiene fokusert på forekomsten av forskjellige kvikksølvforbindelser i vannsøylen. I den forbindelsen ble det også målt konsentrasjon av forbindelser mangan og jern. Kvikksølv er et giftig, og kan være spesielt farlig når det er omgjort til organiske forbindelser som kan oppkonsentreres i næringskjeden. Forbindelser av jern og mangan er indikatorer for kjemiske prosesser som resulterer i organisk kvikksølv. Organisk kvikksølv vil dannes i det området av vannmassen hvor det er både fravær av oksygen og hydrogensulfid (rundt 6 m dyp), og deretter vil dette synke ned til bunn med partikler.

I Figur 15 og Figur 16 er de tre profilene målt i august 2009, oktober 2011 og august 2012 sammenlignet. I august 2009 og 2011 hvor vannmassen var sterkt sjiktet utgjorde det anoksiske laget omtrent 10 % av det totale vannvolumet i Hunnebunn, mens oppløst oksygen var tilstede i 80-90 % av vannvolumet. På høsten 2011 var den kjemiske strukturen i Hunnebunn tydelig påvirket av en nylig innstrømning av oksygenrikt vann.

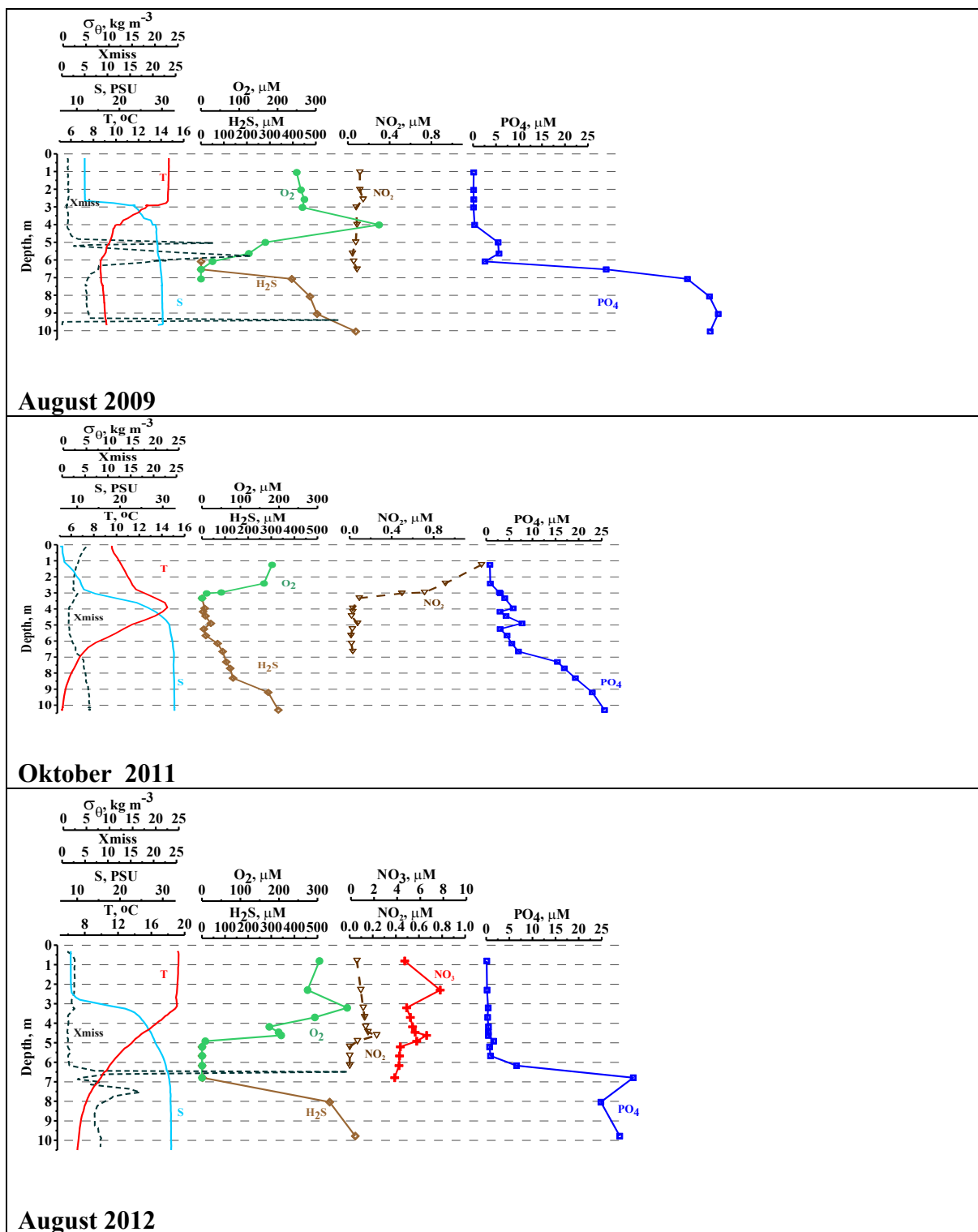
Vanligvis observeres det et tydelig skille mellom oksygenrikt og anoksisk vann rundt 6 m. I dette laget er det vanligvis et maksimum i partikkelkonsentrasjonen eller turbiditeten, slik som observert på de to profilene i 2009, i august 2012 og på observasjonene fra målebøye i oktober 2013. Dette partikkelmaksimumet var borte i oktober 2011 (se midten i Figur 16), og hydrogensulfid var observert opp til 4 m. Innstrømningen av oksygenrikt vann førte til at grenseflaten mellom oksygenrikt og anoksisk var blitt grunnere, og det anoksiske laget utgjorde omtrent 40 % prosent av den totale vannmassen i Hunnebunn. Oppløst oksygen var bare tilstede i omtrent 60 % av vannmassen. Fra Tabell 1 ser vi at når grenseflaten mellom oksygenrikt og anoksisk vann flyttes fra 6 til 4 m, så økes det anoksiske bunnarealet med 46 % og det anoksiske vannvolumet dobles.

Inntrengningen av oksygenrikt vann førte til halvering av konsentrasjonene av hydrogensulfid, ammonium og fosfat i bunnlaget, og en økning av disse næringssaltene og reduksjon av pH i overflatelaget. Innstrømning av oksygenrikt vann til anoksiske fjordbasseng, vil foruten å fortrenge det anoksiske vannet, også føre til spredning av vannmasser som inneholder hydrogensulfid eller lave oksygenforhold til et større bunnareal. Oppstrømning av hydrogensulfid til grunnere områder, som kan oksideres raskt, ledsages av dannelse av giftig metylkvikksølv, som kan akkumuleres i biologiske organismer og kan også bli transportert til omkringliggende vannmasser, og dermed påvirke den økologiske statusen i et større område.



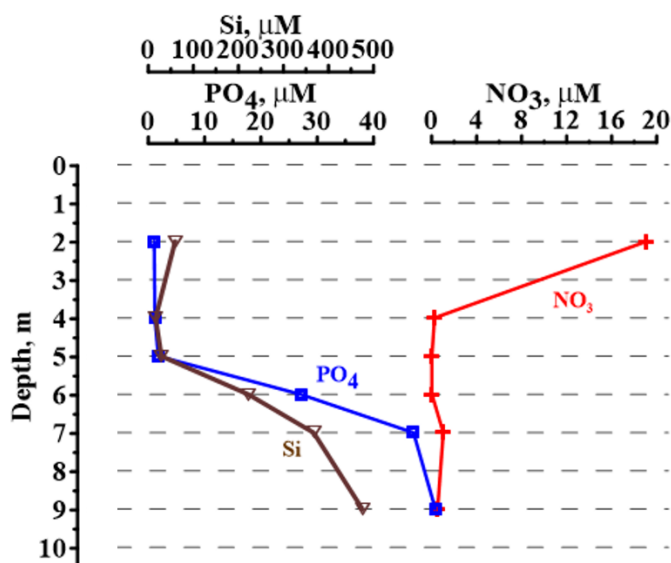


**Figur 15.** Vertikal fordeling av oksygen, hydrogensulfid, oppløst Mn, partikulært Mn, toverdig jern Fe(II), oppløst Fe(III), totalt Hg and metylkvikksølv på stasjon Hu6. Øverst (A) vises måling fra august 2009, i midten (B) fra oktober 2011 og nederst (C) fra august 2012.



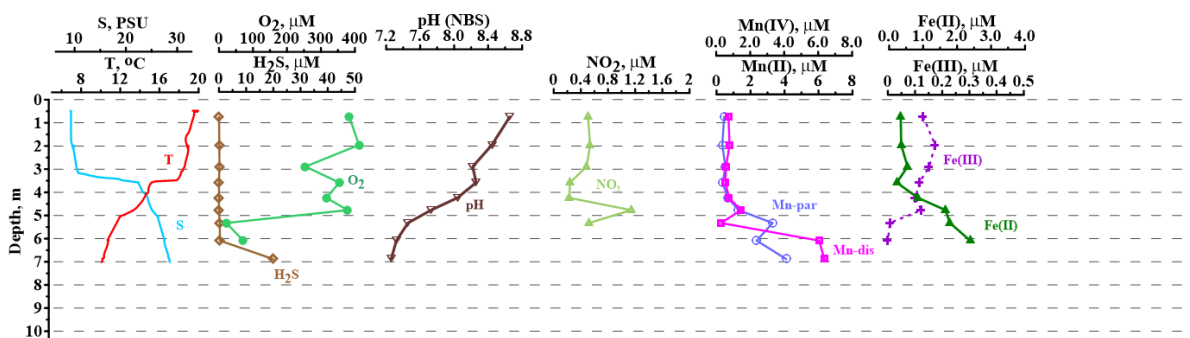
**Figur 16.** Vertikal fordeling av temperatur, saltholdighet, turbiditet (Xmiss), oksygen, hydrogensulfid, nitritt og fosfat på stasjon Hu6. Øverst (A) vises måling fra august 2009, i midten (B) fra oktober 2011 og nederst (C) fra august 2012.

I forbindelse med opptak av målebøya som var utplassert i Hunnebunn høsten 2013, ble det den 25. oktober 2013 målt en profil av næringsalter på stasjon Hu6 den (se Figur 17).



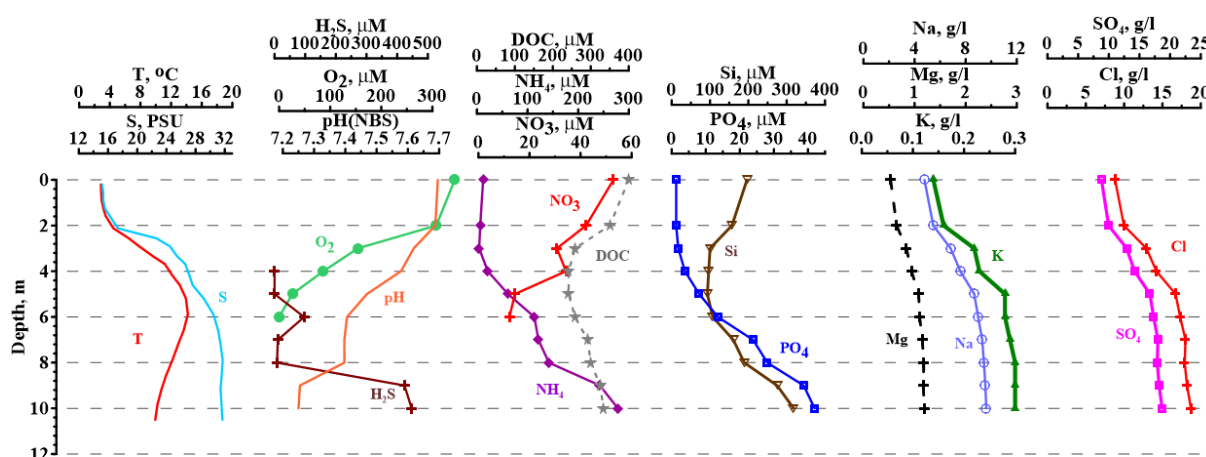
**Figur 17.** Hydrokjemiske målinger på stasjon Hu6 den 25. oktober 2013.

Den 23. juni 2015 ble det måleprofil ned til 7 m på stasjon Hu6. Hensikten var å kartlegge hvordan fordelingen av jern (Fe) og mangan (Mn) er midt på sommeren (se Figur 18).



**Figur 18.** Hydrokjemiske målinger på stasjon Hu6 den 23. juni 2015.

Den 29. november 2017 ble det tatt en måleprofil Hunnebunn. Denne gangen ble det målt oppløst organisk stoff (DOC) og de viktigste saltionene: Cl, SO<sub>4</sub>, Na, Mg og K (se Figur 19). Kunnskap om saltionene kan brukes til å beregne absolutt saltholdighet. Konsentrasjonen av DOC i overflaten av rundt 400  $\mu\text{mol/L}$  med karbon, som tilsvarer 4,8 mg C/L. Denne verdien er ca. 1,5 til 2,0 ganger høyere enn det som måles i overflatelaget i Indre Oslofjord.



**Figur 19.** Hydrokjemiske målinger på stasjon Hu6 den 29. november 2017.

Den 29. november 2017 ble det også målt diverse kjemiske komponenter i porevannet i en sedimentprøve som ble tatt på det dypeste punktet i Hunnebunn, i nærheten av stasjon Hu6. Det ble brukt sprøyter utstyrt med Rhizon filter for å få ut porevannet fra de øverste 0-5 cm av sedimentprøven. Resultatene er vist i Tabell 7.

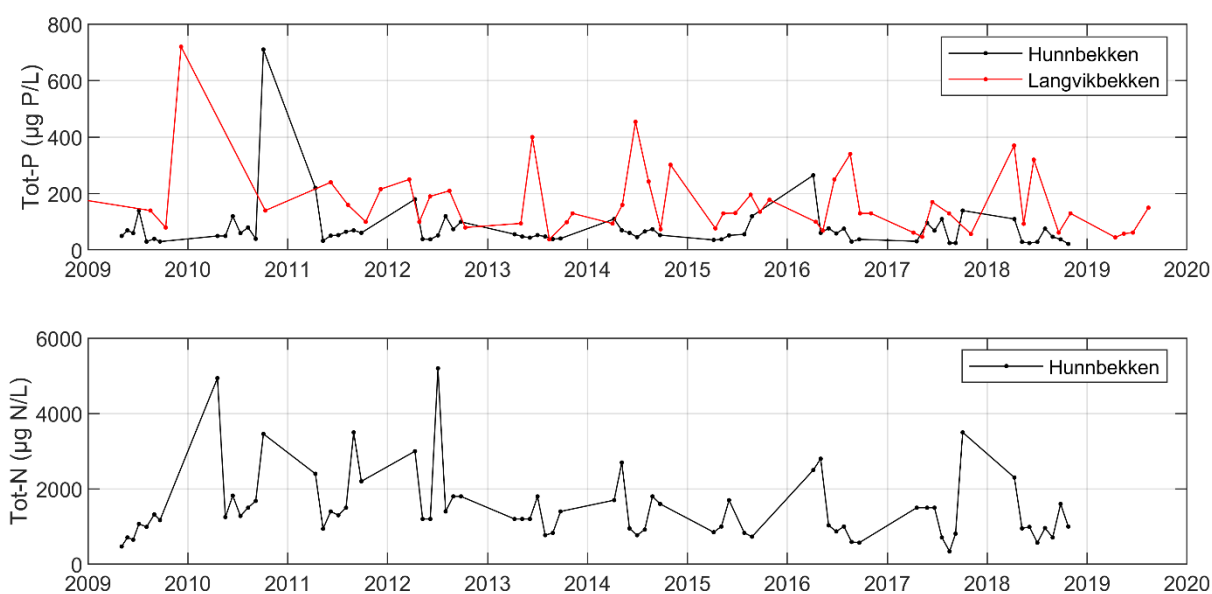
**Tabell 7.** Kjemiske komponenter målt i porevannet fra sedimentene på det dypeste punktet i Hunnebunn. Enhetene er i  $\mu\text{M}$  ( $\mu\text{mol/L}$ ).

Sedimentdyp	PO <sub>4</sub>	Si	NH <sub>4</sub>	DOC	H <sub>2</sub> S
0-5 cm	64,52	621,43	157,14	2500,0	620,4

## Analyseresultater fra bekkevann og badeplass fra 2019

De to større bekkene som drenerer til Hunnebunn, Hunnebekken og Brandtorpbekken, blir regelmessig tatt prøver av på de to punktene vist i Figur 2.

I Hunnebekken var konsentrasjon av Tot-P 76  $\mu\text{g P/L}$  i perioden 2009-2018, mens middelverdien var 184  $\mu\text{g P/L}$  i Brandtorpbekken. Konsentrasjonen av Tot-N var 1500  $\mu\text{g N/L}$  og  $\text{PO}_4$  var 26  $\mu\text{g P/L}$  i Hunnebekken i samme periode. Den 23. oktober 2017 ble det målt en konsentrasjon av total mengde organisk stoff (TOC) på 18 mg C/L i Hunnebekken. Variasjon av næringsalter i prøvene fra de to bekkene er vist for perioden 2009-2018 i Figur 20.



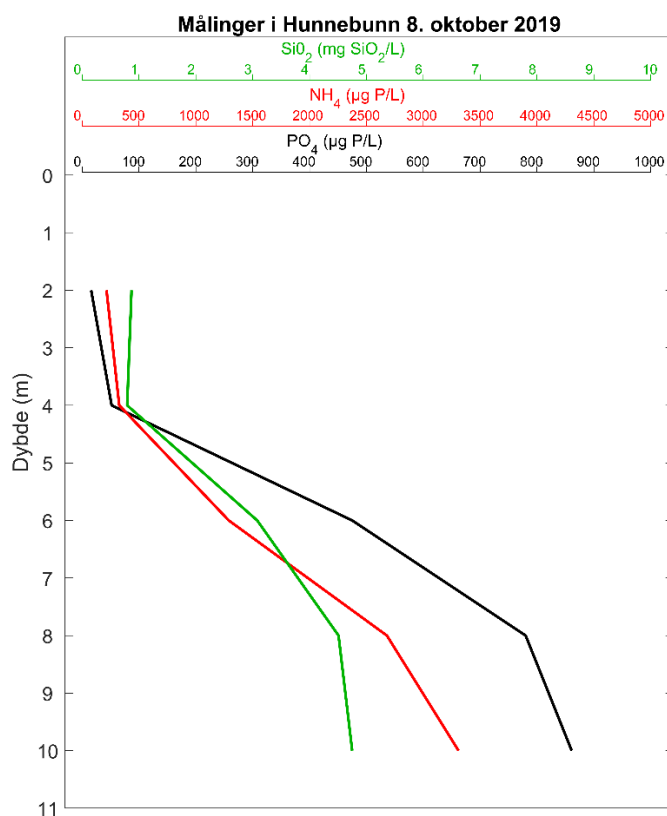
**Figur 20.** Vannprøver fra de to største bekkene som drenerer til Hunnebunn.

Badevannskvaliteten ved Vispen (se Figur 2) var mindre god i uke 30 og 34 i 2019 som betyr at det er mer enn 100 termotolerante koliforme bakterier (TKB) per 100 ml vannprøve. I uke 32 var badevannskvaliteten ikke akseptabel, som betyr mer enn 1000 TKB/100 ml. Det ble målt over 10000 TKB/100 ml den 13. august 2019.

### Måleprofil i oktober 2019

Fredrikstad kommune gjennomførte en måleprofil på stasjon Hu6 (se Figur 2) den 8. oktober 2019. Data er vist i Figur 21 og Tabell 8. Det ble tatt vannprøver på 2, 4, 6, 8 og 10 m. Det var ingen lukt av H<sub>2</sub>S på 2 og 4 m, men fra 6 m og ned til bunn var det sterk lukt. Dette bekrefter at også denne gangen var vannmassen under 6 m anoksisk.

I det anoksiske bunnvannet var konsentrasjon av silikat, fosfat og ammonium svært høy (se Figur 21). Men NH<sub>4</sub> konsentrasjonen nær overflaten (ved 2 m) var også relativt høy (215 µg N/L). Dette minner om situasjonen slik den var i oktober 1999 (se Figur 6).



**Figur 21.** Måleprofil fra stasjon Hu6 tatt 8. oktober 2019.

**Tabell 8.** Måledata fra stasjon Hu6 fra 8. oktober 2019.

Stasjon	Dato	Dybde m	Siktdyp M	Tot-P µg P/L	PO <sub>4</sub> µg/L	Tot-N µg N/L	NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> µg N/L	NH <sub>4</sub> µg N/L	SiO <sub>2</sub> mg SiO <sub>2</sub> /L
Hu6	08.10.2019	0	4,5						
	08.10.2019	2		28	16	<500	<60	215	0,870
	08.10.2019	4		69	52	<500	<60	327	0,793
	08.10.2019	6		490	475	1250	<60	1290	3,080
	08.10.2019	8		740	780	2170	<60	2680	4,510
	08.10.2019	10		865	861	4010	<60	3310	4,750

## Vedlegg B. 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

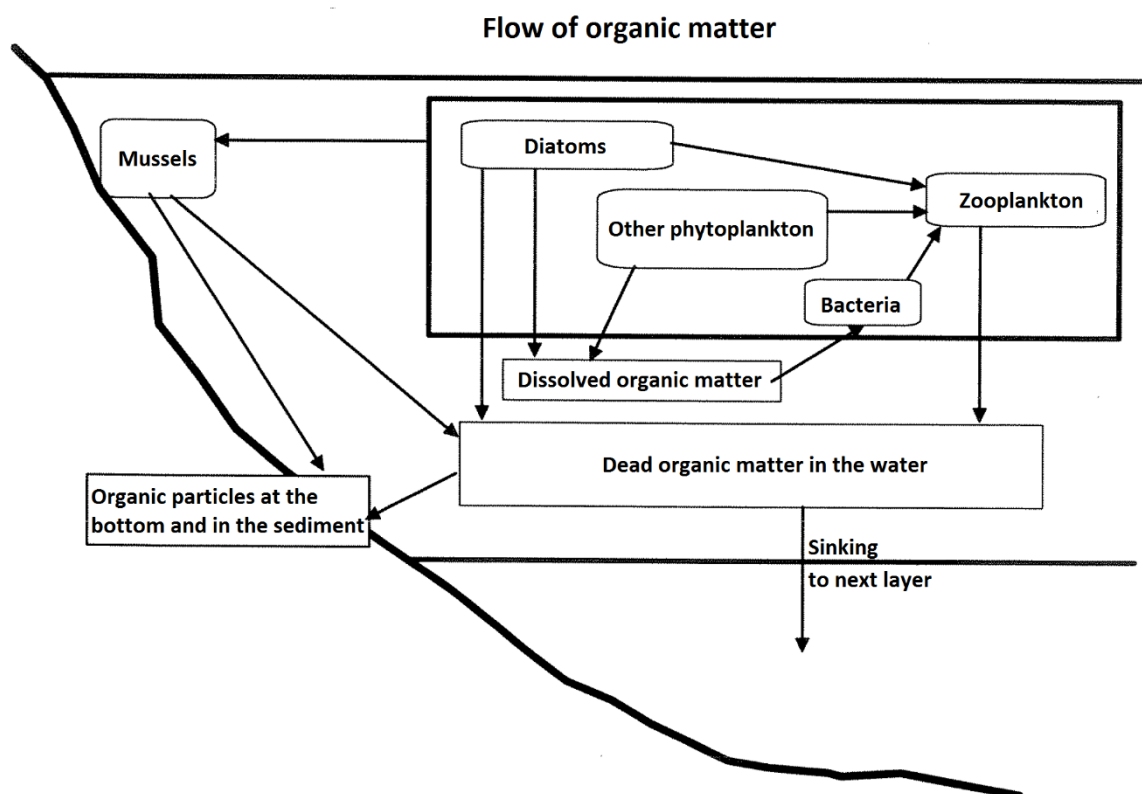
+ Net transport through the surface

+ 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 21**.



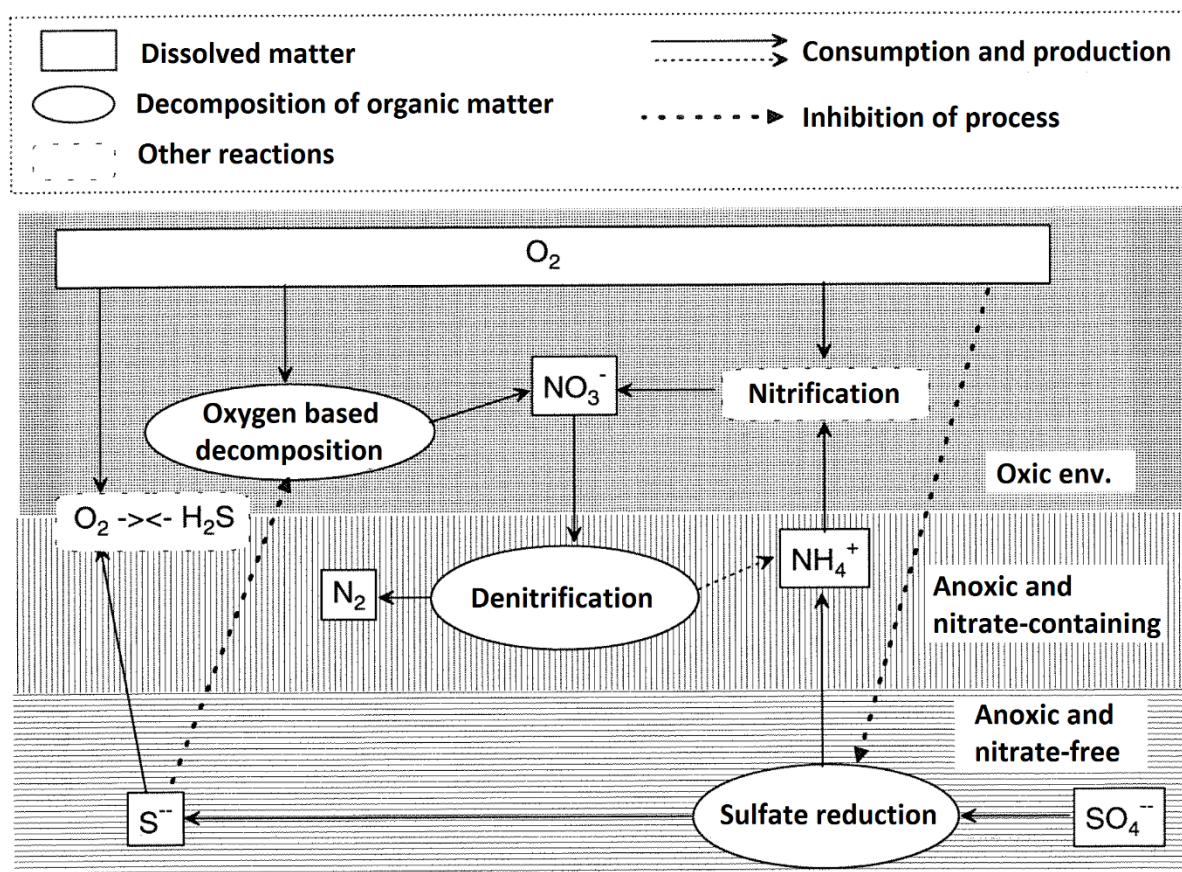


**Figur 22.** Schematic illustration of the flow of organic matter within one layer of the NIVA Fjord model. In addition to the processes described in the figure, organic matter can be introduced as point sources in each layer and exchanged horizontally with connected basins.

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

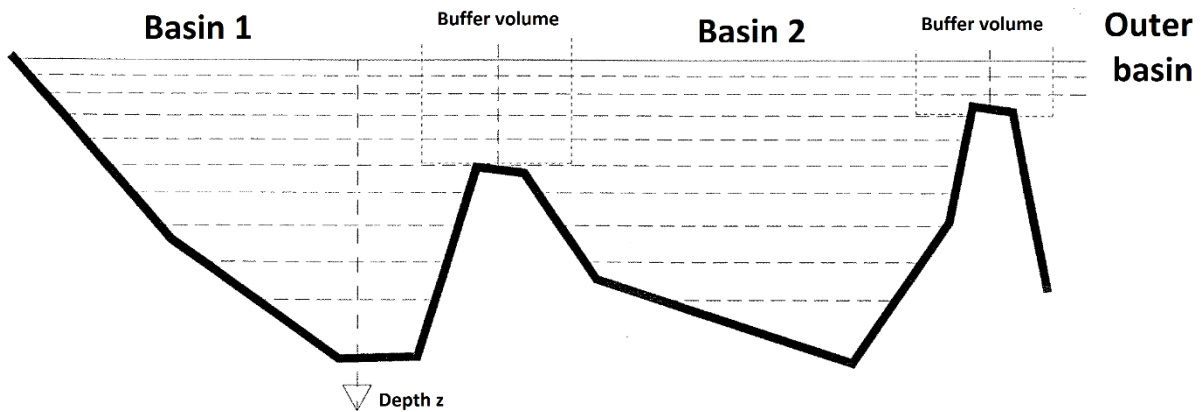


**Figur 23.** Schematic illustration of the processes included in the NIVA Fjord model to represent decomposition of organic matter and oxygen consumption.

### 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 23**.

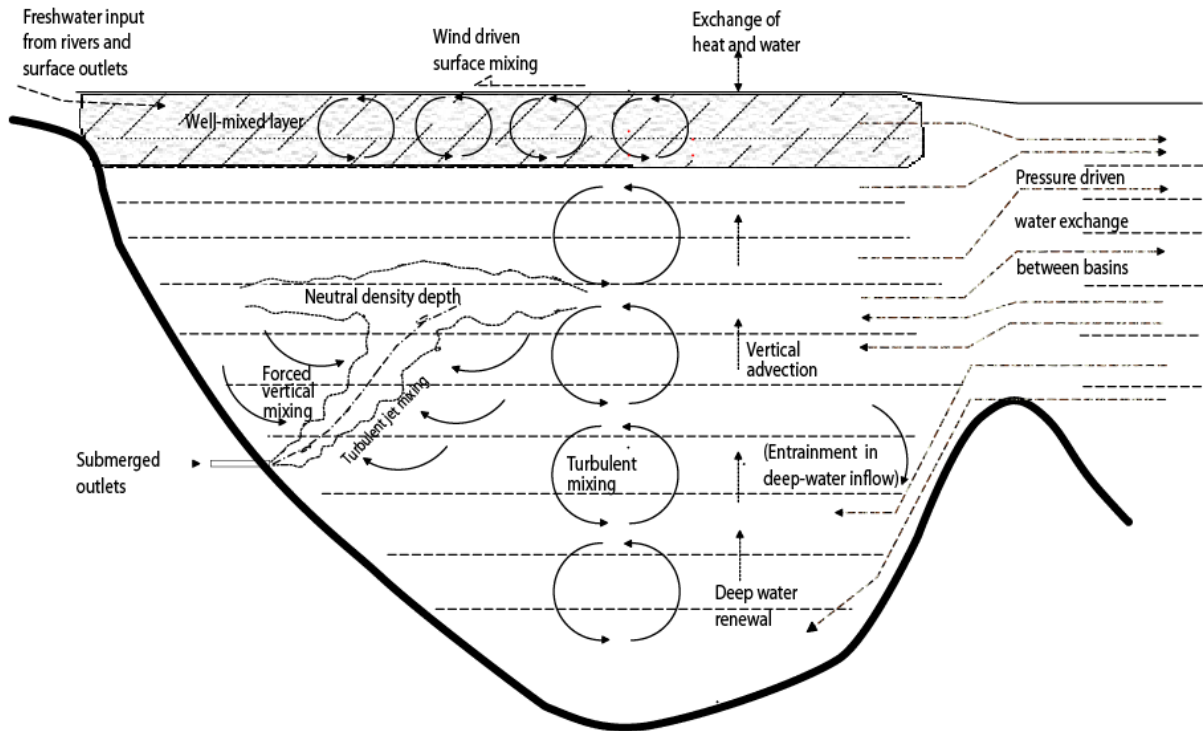


**Figur 24.** Schematic illustration of the division of the water masses of a fjord system into basins and vertical layers.

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



**Figur 25.** Illustration of the different physical exchange processes that are included in the NIVA Fjord model.

---

## Vedlegg C. Model parameters

Here the model parameters used in the main scenario is listed. All these parameters is 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 =          120     # 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_INFL( 1: 1) =    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
      # 100 µg/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: 1) = 0.000000
# Unit: mgC/m2
# Organic carbon

NSEDIN( 1: 1) = 0.000000
# Unit: mgN/m2
# Nitrogen

PSEDIN( 1: 1) = 0.000000
# Unit: mgP/m2
# Phosphorus

RSEDIN( 1: 1) = 0.000000
# Unit: mgC/m2/day
# Remineralisation capacity: Organic carbon*decomposition
# rate (state variable R in model description)

SSEDIN( 1: 1) = 0.000000
# Unit: mgSi/m2
# Silicon

ASEDIN( 1: 1) = 0.000000
# Unit: liter O2/m2
# Oxygen debt in sediments (mainly occurs as sulfides)

```

```

XSEDZ( 1: 1) = 1.00000
# Dimensionless.
# Controls degree of adjustment for sedimented matter
# assumed to be present at start of simulation, but not
# included in
# initial values ?SEDIN (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: 1) = 0.000000
# 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: 1) = 0.000000
# 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

```

```

SFY TIN = 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: 1) = 0.000000
          # 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: 1) = 0.100000
          # 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) = 0.500000    0.500000    0.500000
                 0.500000    0.500000    0.500000
                 0.500000    0.500000    0.500000
                 0.500000
# Dimensionless.
# Energy efficiency in horizontal transports driven by
# horizontal pressure gradients; fraction of potential
# energy converted to effective kinetic energy

HTRMIX( 1: 10) = 0.500000    0.500000    0.500000
                 0.500000    0.500000    0.500000
                 0.500000    0.500000    0.500000
                 0.500000
# Dimensionless.
# Degree of mixing between contiguous horizontal
# 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: 1) = 1.000000E-06
# 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: 1) = 0.0
# Unit: m2/s3
# Mixing energy at the surface

# Twodimensional array (          1          ,2):

SFMIXZ( 1: 1, 1) = 8.00000
SFMIXZ( 1: 1, 2) = 4.00000
# 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 horizontal transport calculations

ITRZ =       T          # Dimensionless.
# Controls surface iteration in subroutine TRANSP
MIXFAC = 1.00000      # Dimensionless.
# Multiplier for specified vertical diffusion

GMIXFR( 1: 1) = 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) = 0.300000E-01 0.300000E-01 0.300000E-01
0.300000E-01 0.300000E-01 0.300000E-01
0.300000E-01 0.300000E-01 0.300000E-01
0.300000E-01
# Dimensionless.
# Ratio between wind speed and surface wind-driven current
# across connections

WVHMIN( 1: 10) = 3.00000      3.00000      3.00000
3.00000      3.00000      3.00000
3.00000      3.00000      3.00000
3.00000
# 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 fytoplankton 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-20)**FTRESP).
# One rate 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.

FDCSAT( 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
          # Sill 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 fytoplankton. One
          # rate for each phytoplankton group.

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

VMPO4( 1: 2) = 0.200000  0.130000
          # Unit: gP/gC/day
          # Maximum relative uptake of phosphate in fytoplankton.
          # 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

```

---

```
KSP04( 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)

NFIARR = 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

F2RISE = 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

ZOXMN = 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 0.50000 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: 1) = 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 NO<sub>3</sub>N concentration for denitrification  
 # by external NO<sub>3</sub> when there is no oxic degradation

KO<sub>3</sub>N = 300.000 # Unit: µgN/l  
 # Maximum increase of half-saturation NO<sub>3</sub>N concentration  
 # for denitrification due to oxic zone as transport buffer

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

DNO<sub>3</sub>FR = 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)

FDNH<sub>3</sub> = 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 O<sub>2</sub>-equiv./l  
 # (1): Upper limit and (2): half saturation for oxygen  
 # equivalent concentration in water in transition to  
 # maximal rate SULFRR

SULFXP = 2.00000 # Dimensionless.  
 # Exponent for response of sulphate reduction rate 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 ASER leakage (literO2/m2/day) into
# contribution to reduced effective oxygen concentration in
# sediment (literO2/m3) (represents thickness of sediment
# layer over diff. coeff.)

BURIAL( 1: 1) = 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: 3) = 1.00000      1.00000      0.00000
# Dimensionless.
# Scale factor for water

QFP( 1: 3) = 1.00000      1.00000      0.00000
# Dimensionless.
# Scale factor of P discharge

QFN( 1: 3) = 1.00000      1.00000      0.00000
# Dimensionless.

```

```

# Scale factor of N discharge
QFC( 1: 3) = 1.00000 1.00000 0.00000
# Dimensionless.
# Scale factor of C discharge

QFODM( 1: 3) = 1.00000 1.00000 1.00000
# Dimensionless.
# Scale factor of oxygen demand (OD) discharge

QFS( 1: 3) = 1.00000 1.00000 0.00000
# Dimensionless.
# Scale factor of Silicate discharge

# QFODM and QFS combined with QFW

QFNH4( 1: 3) = 1.00000 1.00000 1.00000
# Dimensionless.
# Limit on fraction of N as ammonium relative to spec. in
# code in Runoff.FOR

QTRF( 1: 3, 1) = 0.000000 0.000000 0.000000
QTRF( 1: 3, 2) = 0.000000 0.000000 0.000000
QTRF( 1: 3, 3) = 0.000000 0.000000 0.000000
# Dimensionless.
# Fractions [0..1] to transfer from sources to other
# outlets (after source adjustments, applies to both
# water and nutrients)

QTRNDX( 1: 3, 1) = 0 0 0
QTRNDX( 1: 3, 2) = 0 0 0
QTRNDX( 1: 3, 3) = 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: 3, 1) = 0.000000 0.000000 0.000000
QTR_Times( 1: 3, 2) = 365.000 365.000 365.000
# Dimensionless.
# Time in year (day nr.) for turning transfer on (k,1) or
# off (k,2)

# Variation factors for outlet arrangements:

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

QDIAM( 1: 3) = 1.00000 1.00000 1.00000
# Dimensionless.

```

```

# Diameter of discharge for dived pipeline outlet or
# vertical extension if surface outlet

NHOLES( 1: 3) =          1          1          1
# Dimensionless.
# Number of holes in each dived outlet

DEPTHQ( 1: 3, 1) =  0.000000    0.000000    0.000000
DEPTHQ( 1: 3, 2) =  0.000000    0.000000    0.000000
# Dimensionless.
# (k,1): Outlet depths (k,2): Intake depths for recipient
# water          taken into the outlet

QMIXIN( 1: 3) =  0.000000    0.000000    0.000000
# Dimensionless.
# Recipient water to mix into outlet (m3/s)

MIXQTM( 1: 3, 1) =  0.000000    0.000000    0.000000
MIXQTM( 1: 3, 2) =  0.000000    0.000000    0.000000
# Dimensionless.
# Time in year (day number [0...365] for turning mixing on
# (k,1) or off (k,2)

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

QTR_OXCOND( 1: 3, 1) =  20.0000    20.0000    20.0000
QTR_OXCOND( 1: 3, 2) =  20.0000    20.0000    20.0000
# 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: 3) =  0.000000    0.000000    0.000000
# Dimensionless.
# Strength of random variations in input <=0: no
# variations >0 : EXP(x) = factor of relative variation
# Frequency defined in RUNOFF.FOR

AIRTOF( 1: 3) =  0.000000    0.000000    0.000000
# Dimensionless.
# Degree of influence from air temperature on water

```



```

QCDEF( 1: 3) = 0.100000E-01 0.100000E-01 0.100000E-01
# Dimensionless.
# Fraction of carbon entering detritus and sinking

QNDEF( 1: 3) = 1.00000 1.00000 1.00000
# Dimensionless.
# Upper limits to fraction of N entering detritus (the
# rest to NO3, NH4)

QPDEF( 1: 3) = 1.00000 1.00000 1.00000
# Dimensionless.
# Upper limits to fraction of P entering detritus (the
# rest to PO4)

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

QPCDEF = 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 = 1.00000 # Dimensionless.
# Common factor for all land runoffs, controls input of
# substances and heat content in QCALC, does not affect
# water volumes

QFSPP( 1: 3) = 0.000000 0.000000 0.000000
# 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 miscellaneous 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
      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 D. Modified parameters in scenarios

Here the commands to start each model scenario is listed. The different parameters that is defined when the model is compiled is changed according to the input given for each scenario here. In the case where the topography is changed, this is also described.

### Scenario A: The situation today

```
Dtterm=7200
NSEED=18629917
NPRINT=100
CIMIN=1
CIMAX=7
BASINQ=1
DEPTHQ(1,1)=0
DEPTHQ(2,1)=0
QFW(3)=0
QFP(3)=0
QFN(3)=0
QFC(3)=0
QFS(3)=0
GMX20 = 2.2, 0.7
FTRESP=0.063,0.063
FDEATH=0.3,0.5
FDCSAT=1000,1000
BndFac_Ox = 0.9
GMIXFR(1)=0
MIXCF(1)=1e-6
MIXEXP=1.6
SFMIXC(1)=0
Start
Exit
```

**Scenario B: Reduction of the local discharge**

```
Dtterm=7200
NSEED=18629917
NPRINT=100
CIMIN=1
CIMAX=7
BASINQ=1
DEPTHQ(1,1)=0
DEPTHQ(2,1)=0
QFP(1)=0
QFN(1)=0
QFC(1)=0
QFS(1)=0
QFP(2)=0
QFN(2)=0
QFC(2)=0
QFS(2)=0
QFW(3)=0
QFP(3)=0
QFN(3)=0
QFC(3)=0
QFS(3)=0
GMX20 = 2.2, 0.7
FTRESP=0.063,0.063
FDEATH=0.3,0.5
FDCSAT=1000,1000
BndFac_Ox = 0.9
GMIXFR(1)=0
MIXCF(1)=1e-6
MIXEXP=1.6
SFMIXC(1)=0
Start
Exit
```

**Scenario C: Artificial vertical circulation – diving Brandtorpbekken to 10 m**

```
Dtterm=7200
NSEED=18629917
NPRINT=100
CIMIN=1
CIMAX=7
BASINQ=1
DEPTHQ(1,1)=0
DEPTHQ(2,1)=10
QFW(3)=0
QFP(3)=0
QFN(3)=0
QFC(3)=0
QFS(3)=0
GMX20 = 2.2, 0.7
FTRESP=0.063,0.063
FDEATH=0.3,0.5
FDCSAT=1000,1000
BndFac_Ox = 0.9
GMIXFR(1)=0
MIXCF(1)=1e-6
MIXEXP=1.6
SFMIXC(1)=0
Start
Exit
```

**Scenario D: Artificial vertical circulation – diving both streams to 10 m**

```
Dtterm=7200
NSEED=18629917
NPRINT=100
CIMIN=1
CIMAX=7
BASINQ=1
DEPTHQ(1,1)=10
DEPTHQ(2,1)=10
QFW(3)=0
QFP(3)=0
QFN(3)=0
QFC(3)=0
QFS(3)=0
GMX20 = 2.2, 0.7
FTRESP=0.063,0.063
FDEATH=0.3,0.5
FDCSAT=1000,1000
BndFac_Ox = 0.9
GMIXFR(1)=0
MIXCF(1)=1e-6
MIXEXP=1.6
SFMIXC(1)=0
Start
Exit
```



**Scenario E: Covering up all areas deeper than 8 m**

```
Dtterm=7200
NSEED=18629917
NPRINT=100
CIMIN=1
CIMAX=7
BASINQ=1
DEPTHQ(1,1)=0
DEPTHQ(2,1)=0
QFW(3)=0
QFP(3)=0
QFN(3)=0
QFC(3)=0
QFS(3)=0
GMX20 = 2.2, 0.7
FTRESP=0.063,0.063
FDEATH=0.3,0.5
FDCSAT=1000,1000
BndFac_Ox = 0.9
GMIXFR(1)=0
MIXCF(1)=1e-6
MIXEXP=1.6
SFMIXC(1)=0
Start
Exit

# ----- Basin 1
HUNNBUNN
# strandlinje (m)
4.8E3
# DYP, AREAL (FAKTOR I FORSTE LINJE GJELDER VIDERE NEDOVER)
0 1.01 *1.0E6
2 0.77
4 0.57
6 0.39
8 0
END
```

**Scenario F: Dredging Talbergsundet to 3 m depth**

```

Dtterm=7200
NSEED=18629917
NPRINT=100
CIMIN=1
CIMAX=7
BASINQ=1
DEPTHQ(1,1)=0
DEPTHQ(2,1)=0
QFW(3)=0
QFP(3)=0
QFN(3)=0
QFC(3)=0
QFS(3)=0
GMX20 = 2.2, 0.7
FTRESP=0.063,0.063
FDEATH=0.3,0.5
FDCSAT=1000,1000
BndFac_Ox = 0.9
GMIXFR(1)=0
MIXCF(1)=1e-6
MIXEXP=1.6
SFMIXC(1)=0
Start
Exit

# =====
CONNECTIONS

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

# ----- Talbergsundet
HUNNBUNN           500  200 0.5
HVALER             500  200 0.5
# Vindretning fra Hunnbunn til Hvaler:
0.0
# LISTE OVER DYP
#           + TRANSPORTBREDDE
#           + BREDDER PÅ BUFFEROMRÅDER i basseng 1 og 2 (M)
      0      40      1000  1000
      1      35      1000  1000
      2      35      1000  1000
      3       0         0     0
END

```

**Scenario G: Reduced N in Tosekilen**

Tot-N in the boundary conditions is multiplied with 0,75.

```
Dtterm=7200
NSEED=18629917
NPRINT=100
CIMIN=1
CIMAX=7
BASINQ=1
DEPTHQ(1,1)=0
DEPTHQ(2,1)=0
QFW(3)=0
QFP(3)=0
QFN(3)=0
QFC(3)=0
QFS(3)=0
GMX20 = 2.2, 0.7
FTRESP=0.063,0.063
FDEATH=0.3,0.5
FDCSAT=1000,1000
BndFac_Ox = 0.9
GMIXFR(1)=0
MIXCF(1)=1e-6
MIXEXP=1.6
SFMIXC(1)=0
Start
Exit
```

**Scenario H: Reduced N in Tosekilen + diving Brandtorpbekken to 10 m**

Tot-N in the boundary conditions is multiplied with 0,75.

```
Dtterm=7200
NSEED=18629917
NPRINT=100
CIMIN=1
CIMAX=7
BASINQ=1
DEPTHQ(1,1)=0
DEPTHQ(2,1)=10
QFW(3)=0
QFP(3)=0
QFN(3)=0
QFC(3)=0
QFS(3)=0
GMX20 = 2.2, 0.7
FTRESP=0.063,0.063
FDEATH=0.3,0.5
FDCSAT=1000,1000
BndFac_Ox = 0.9
GMIXFR(1)=0
MIXCF(1)=1e-6
MIXEXP=1.6
SFMIXC(1)=0
Start
Exit
```

## 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](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)