

8093-2025

Potensielle miljøeffekter av økte utslipp til Oslofjorden fra ny sprengstoffabrikk

Rapport

Norsk institutt for vannforskning STI

Løpenummer: 8093-2025

ISBN 978-82-577-7830-9

NIVA-rapport

ISSN 1894-7948

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

Gunhild
Borgersen/Anette
Engesmo
Prosjektleder/
Hovedforfatter

Paul R. Berg
Forskningsleder

© Norsk institutt for
vannforskning STI.

www.niva.no

Tittel

Potensielle miljøeffekter av økte utslipp til Oslofjorden fra ny sprengstoffabrikk

Sider

38 + vedlegg

Dato

09.05.2025

Forfattere

Gunhild Borgersen, Anette Engesmo, Janne Kim Gitmark, Sindre Haugan, Maia Røst Kile, Kristina Øie Kvile, Sindre Langaas, Ciaran Joseph Murray, James Edward Sample, Jan-Erik Thrane, Christian Vogelsang, Mats Gunnar Walday, Philip Wallhead

Fagområde

Eutrofiering

Distribusjon

Konfidensiell

Oppdragsgiver(e)

Chemring Nobel AS

Kontaktperson hos oppdragsgiver

Erlend Skjold

Utgitt av NIVA

Prosjektnummer 250070

Sammendrag

Regjeringen ønsker å øke produksjonen av høyeksplosiver i Norge, og har anmodet Chemring Nobel om å se på muligheten for å etablere et nytt produksjonsanlegg. I denne rapporten gir NIVA en vurdering av hvordan utslipp fra et nytt anlegg vil kunne påvirke den totale utslippssituasjonen og miljøtilstanden i Oslofjorden. Vi benyttet modellen TEOTIL til å estimere tilførsler av nitrogen til fjorden fra land, og vår digitale tvilling OsloMod til å simulere hvordan et «worst case»-utslippsscenario vil påvirke tilstanden i fjorden.

Hovedresultatene viser at den økologiske tilstanden i Oslofjorden ikke påvirkes i betydelig grad av dette ene nye utslippet. Grunnen til det er at næringssalter og planteplankton endres svært lite på regional skala, med en maksimal økning på 0,5 %. Oslofjorden er allerede under sterkt press, og høye nitrogentilførsler er en av hovedårsakene til at miljøtilstanden i fjorden ikke er god. Selv om våre analyser tyder på at dette nye utslippet, isolert sett, ikke vil forårsake store økologiske konsekvenser, vil det økte utslippet måtte kompenseres med desto større reduksjoner i andre sektorer for å nå regjeringens mål i sin helhetlige plan for Oslofjorden.

Emneord: Eutrofiering, nitrogentilførsler, miljøeffekter, Oslofjorden

Keywords: Eutrophication, nitrogen inputs, environmental impact, Oslofjord

Innholdsfortegnelse

Forord	4
Sammendrag	5
Summary	6
1 Bakgrunn for oppdraget	7
2 Metodebeskrivelse	10
2.1 Tilførsler til Oslofjorden	10
2.2 Oslofjordmodellering	10
3 Tilførsler til Oslofjorden	13
3.1 Nitrogentilførsler til Indre Oslofjord	14
3.2 Nitrogentilførsler til Ytre Oslofjord	15
4 Økologisk tilstand i Oslofjorden	16
4.1 Modellering av biokjemisk tilstand	17
4.2 Modellering av tilstand for makroalger	21
4.3 Supplerende vurderinger av utslippets miljøpåvirkning	22
5 Refleksjoner rundt geografisk plassering	27
5.1 Punktutslipp til Oslofjorden	27
5.2 Vurdering av de alternative lokalitetene	29
5.3 Potensielle avbøtende tiltak	31
6 Oppsummering og konklusjoner	34
7 Referanser	36
Vedlegg A – Beskrivelse av OF800-modellen	39
Vedlegg B – Modul for makroalger (MSMDI)	42
Vedlegg C – Beskrivelse av utslippsscenarioet	43
Vedlegg D – TEOTIL resultater	44

Forord

På oppdrag for Chemring Nobel har NIVA gjennomført en vurdering av hvordan en potensiell ekspansjon av bedriftens virksomhet vil kunne påvirke den totale utslippssituasjonen og miljøtilstanden i Oslofjorden. Hovedhensikten med rapporten har vært å gi en helhetlig vurdering av hvilke konsekvenser utslippene fra en ny sprengstoffabrikk på Tofte vil kunne ha for Oslofjordens økologiske tilstand.

Prosjektet har vært ledet av Gunhild Borgersen og Anette Engesmo. Et stort team av NIVAs forskere har bidratt med sin fagkompetanse inn i prosjektet og takkes for innsatsen.

NIVA takker Chemring Nobel for oppdraget og for godt samarbeid i prosjektperioden.

Oslo, 4.mai 2025

Gunhild Borgersen, NIVA

Sammendrag

Chemring Nobel er én av to store europeiske produsenter av høyeksplosiver og har sitt produksjonsanlegg på Sætre i Asker. I lys av den geopolitiske situasjonen lanserte regjeringen i 2024 et veikart for å øke produksjonskapasiteten i forsvarsindustrien, inkludert en økning i produksjonen av høyeksplosiver. Allerede før veikartet hadde regjeringen i 2024 anmodet Chemring Nobel om en kraftig økning av produksjonen ved nåværende produksjonsanlegg på Sætre. En ytterligere produksjonsøkning av høyeksplosiver vil kreve bygging av et nytt produksjonsanlegg i Østlandsområdet. Ett nytt produksjonsanlegg vil føre til økte utslipp av nitrogen til Oslofjorden, selv med strenge krav til rensegrad.

Miljøtilstanden i Oslofjorden er under press og har utviklet seg negativt over tid. Regjeringen har derfor lagt frem en helhetlig tiltaksplan for å forbedre miljøtilstanden, restaurere naturverdier, fremme friluftsliv og ivareta biologisk mangfold. Resultater fra miljøovervåkingen viser likevel at utviklingstrenden fortsatt er negativ. Årsaksbildet til den negative utviklingen er sammensatt, der både utslipp av næringsstoffer, miljøgifter og mikroplast fra landbruk, avløp og industri, overfiske og bygging i strandnære områder spiller inn. Av disse er det utslipp av næringsstoffer, spesielt nitrogen, som står i fokus i denne rapporten.

For å vurdere påvirkning på Oslofjorden av et eventuelt nytt produksjonsanlegg har vi benyttet modellen TEOTIL til å estimere tilførsler av nitrogen til fjorden fra land, og vår digitale tvilling OsloMod til å simulere fysiske, biokjemiske, og biologiske tilstand i fjorden. Modellresultatene ble kombinert med supplerende faglige vurderinger for å se på den økologiske tilstanden i fjorden og vurdere hvilke miljøkonsekvenser dette nye utslippet vil kunne forårsake.

Vi tok utgangspunkt i et «worst case»-scenario som innebærer utslipp av 200 tonn nitrogen, 160 tonn kjemisk oksygenforbruk (KOF) og 80 tonn suspendert stoff til et sjøområde kalt Breiangen utenfor Tofte på Hurum. Hovedresultatene fra våre analyser viser at den økologiske tilstanden i Oslofjorden ikke påvirkes i betydelig grad av dette ene nye utslippet. Grunnen til det er at innhold av næringssalter og planteplankton i vannmassene endres svært lite på regional skala, med en maksimal økning på 0,5 %. Grovt sett ser man en regional, men liten, påvirkning på nitrogenkonsentrasjonene i vannmassene og en mer lokalisert effekt for de bentiske økosystemene.

Det er per nå ikke tatt en endelig avgjørelse om hvor et eventuelt nytt produksjonsanlegg skal plasseres. I tillegg til Tofte, vurderes andre alternativer som Mjøsa, Drammensfjorden, Hvaler og Grenland. På bakgrunn av historiske og eksisterende tilførsler, fremstår alternativet på Tofte totalt sett som den minst problematiske løsningen for Oslofjorden. Den økologiske tilstanden er generelt bedre i den store, sentrale vannmassen enn inne i fjordarmene, der det allerede er stor belastning. Oslofjorden er allerede under sterkt press, og høye nitrogentilførsler er en av hovedårsakene til at miljøtilstanden i fjorden ikke er god. Selv om våre analyser ikke tyder på at dette nye utslippet, isolert sett, vil forårsake store økologiske konsekvenser, vil det økte utslippet måtte kompenseres med desto større reduksjoner i andre sektorer for å nå regjeringens mål i sin helhetlige plan for Oslofjorden.

Summary

Chemring Nobel is one of two major European manufacturers of high explosives and has its production facility at Sætre in Asker. In light of the geopolitical situation, the Norwegian government launched a roadmap in 2024 to increase the production capacity of the defense industry, including an increase in the production of high explosives. Even before the roadmap, the government had in 2024 requested Chemring Nobel to significantly increase production at the current production facility at Sætre. A further increase in production of high explosives would require the construction of a new production facility in the eastern part of Norway. A new production facility will lead to increased emissions of nitrogen to the Oslofjord, even if nitrogen removal processes are employed.

The environmental status of the Oslofjord is under pressure and has developed negatively over time. The government has therefore presented a comprehensive action plan to improve the state of the environment, restore natural values, promote outdoor activities and safeguard biodiversity. However, results from environmental monitoring show that the trend is still negative. The causes of the negative trend are complex, with emissions of nutrients, pollutants and microplastics from agriculture, sewage and industry, overfishing and construction in coastal areas all playing a part. The discharge of nutrients, especially nitrogen, is the focus of this report.

To assess the impact of a potential new production facility on the Oslofjord, we used the TEOTIL model to estimate nitrogen inputs to the fjord from land, and our digital twin OsloMod to simulate the physical, biochemical and biological state of the fjord. The model results were combined with supplementary scientific assessments to look at the ecological status of the fjord and assess what environmental consequences this new discharge could cause.

We based our analysis on a worst-case scenario involving the discharge of 200 tons of nitrogen, 160 tons of chemical oxygen demand (COD) and 80 tons of suspended solids to Breiangeren, off Tofte in Hurum. The main results from our analyses show that the ecological status of the Oslofjord will not be significantly affected by this single new discharge. This is because the concentrations of nutrients and phytoplankton in the water masses are predicted to change minimally (maximum 0.5%) on a regional scale. Generally, there is a regional, but small, impact on nitrogen concentrations in the water masses and a more local effect on the benthic ecosystems.

As of now, no final decision has been made on where a possible new production facility should be located. In addition to Tofte, other alternatives such as Mjøsa, Drammensfjorden, Hvaler and Grenland are being considered. On the basis of historical and existing inputs, the alternative at Tofte appears overall to be the least problematic solution for the Oslofjord. The ecological status is generally better in the large, central body of water than in the fjord arms, where there are already heavy pollution loads. The Oslofjord is already under severe pressure, and high nitrogen inputs are one of the main reasons why the environmental status of the fjord is not good. Although our analyses do not indicate that this new discharge alone will cause major ecological consequences, the increased discharge should be compensated for by greater reductions in other sectors in order to achieve the government's goals in its overall plan for the Oslofjord.

1 Bakgrunn for oppdraget

Det geo- og forsvarspolitiske bakteppet

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har fått i oppdrag av Chemring Nobel å undersøke mulige økologiske konsekvenser for Oslofjorden av (nitrogen) utslipp fra et mulig nytt anlegg for sprengstoffproduksjon. Denne mulige nye fabrikken er en direkte følge av regjeringens proposisjon «Forsvarsløftet – for Norges trygghet – Langtidsplan for forsvarssektoren 2025–2036¹», som ble presentert i april 2024 av daværende Arbeiderparti–Senterparti-regjering (Prop. 87 S 2023-2024). Bakteppet for regjeringens proposisjon om kraftig forsvarssatsing i 2024 er preget av en betydelig økning i geopolitisk usikkerhet og risiko for militær konflikt, særlig i Norges nærområder. Krigene i Ukraina og Midtøsten har endret Europas sikkerhetspolitiske situasjon. Samtidig ser vi en økt global konkurranse om militær, politisk, økonomisk og teknologisk makt. Dette har gjort det mer krevende å ivareta Norges sikkerhet enn på flere tiår. Langtidsplanen innebærer et betydelig løft for forsvarssektoren de kommende tolv årene.

I lys av den endrede sikkerhetspolitiske situasjonen i Europa, vedtok Stortinget i juni 2024 Forsvarsløftet – en historisk økning i forsvarsbudsjettet på 611 milliarder kroner over en periode på tolv år, fra 2025 til 2036. For å realisere målene i Forsvarsløftet og støtte oppbyggingen av forsvarsindustriell produksjonskapasitet i Norge, lanserte regjeringen høsten 2024 et «Veikart for økt produksjonskapasitet i forsvarsindustrien²». Veikartet er en helhetlig plan som beskriver tiltak for å styrke og øke produksjonskapasiteten innen norsk forsvarsindustri, med særlig fokus på luftvern, missiler, artilleriammunisjon og militære høyeksplosiver. Målet er å sikre at norsk forsvarsindustri ikke blir en flaskehals for norsk og alliert militær støtte, særlig i lys av den forverrede sikkerhetspolitiske situasjonen etter Russlands krig mot Ukraina.

Norsk forsvarsindustri produserer våpen, ammunisjon og annet militært utstyr for det norske forsvaret og til eksport. Som én av to europeiske storprodusenter, produserer Chemring Nobel militære høyeksplosiver som HMX, RDX og NTO. Europas produksjon av høyeksplosiver, særlig HMX, er lavere enn behovet. Med støtte fra EU, norske myndigheter og egenfinansiering skal Chemring Nobels produksjonskapasitet mer enn dobles de neste 2–3 årene. Likevel gjør krav til spesialisert kompetanse og produksjonsanlegg at etterspørselen fortsatt vil overstige tilbudet.

Chemring Nobel har i dag sitt hovedproduksjonsanlegg på Sætre i Asker kommune. Allerede i februar 2024 fikk Chemring Nobel tillatelse til å øke produksjonen av høyeksplosiver ved det eksisterende anlegget på Sætre. Som en konsekvens av dette gav da Klima- og miljødepartementet Chemring Nobel lov til å øke utslippene fra 41 til 200 tonn nitrogen årlig. Dette var en maksimal grense som gjaldt for produksjonstoppåret 2027. Etter at tillatelsen ble gitt, viste nye prognoser fra bedriften at utslippene vil bli betydelig lavere enn først antatt. Ved slutten av november 2024 endret Kongen i statsråd utslippstillatelsen til under halvparten av opprinnelig tillatelse, til 95 tonn nitrogen årlig til Oslofjorden.

Regjeringens «Veikart for økt produksjonskapasitet i forsvarsindustrien» inneholdt forslag om etablering av et nytt anlegg for sprengstoffproduksjon. En mulighetsstudie³ utført av Chemring Nobel i samarbeid med Forsvarsdepartementet har sett på mulige lokasjoner for et nytt produksjonsanlegg i

¹ <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/kortversjon-av-forsvarsløftet-ny-langtidsplan-for-forsvarssektoren/id3032809/?ch=1>

² <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/veikart-for-okt-produksjonskapasitet-i-forsvarsindustrien/id3058492/>

³ <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/mottok-mulighetsstudie-for-militare-eksplosiver/id3089243/>

Østlandsområdet som oppfyller et antall krav. Tofte på Hurum i Asker er ett av flere forslag for lokalisering av et slikt nytt anlegg. Uavhengig av valg av endelig lokasjon vil et nytt anlegg i Østlandsområdet være lokalisert i Oslofjordens nedbørsfelt og medføre økte utslipp til Oslofjorden, selv med et moderne renseanlegg og strenge krav til rensegrad.

Generelt om miljøtilstanden i Oslofjorden

Oslofjorden er under sterkt press. Politikere, forvaltning og befolkning har lenge vært bekymret for den økologiske tilstanden i fjorden. Forskere har advart om at miljøtilstanden over lengre tid har vist en negativ utvikling. På bakgrunn av dette la regjeringen i 2021 frem «Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv», som viser regjeringens tiltak for å oppnå «god miljøtilstand, restaurere viktige naturverdier, fremme et aktivt friluftsliv og ivareta det biologiske mangfoldet i fjorden».

For å måle effekten av tiltakene gis det jevnlig ut en kunnskapsbasert tilstandsrapport for Oslofjorden. Siste tilstandsrapport viste at økologisk tilstand har blitt forbedret i Indre Oslofjord siden 1990, mens det har vært en forverring i tilstand for Ytre Oslofjord etter 2010 (Frigstad m.fl. 2024). Det har vært en nedgang for flere fiskearter, og bestanden av torsk i fjorden er sterkt redusert. Også bestanden av hekkende sjøfugl har vist en nedgang siden 2021. Viktige marine naturtyper som tareskog og ålegrasenger har fått redusert utbredelse, og grisetang har forsvunnet fra Indre Oslofjord. Forekomsten av lurv (sammenvevd masse av fintrådede alger) har økt i hele Oslofjorden, noe som indikerer dårlig økologisk tilstand og gir dårligere livsbetingelser for andre viktige naturtyper.

Her er noen av hovedårsakene til denne utviklingen: 1) utslipp av næringsstoffene nitrogen og fosfor, samt ulike miljøgifter og mikroplast, fra landbruk, avløp og industri, 2) langvarig overfiske og 3) bygging i strandnære områder (Frigstad m.fl. 2024, Aarflot m.fl. 2024). Samlet utgjør disse en for høy totalbelastning på Oslofjorden, og det er derfor behov for tiltak i alle sektorer dersom miljøtilstanden skal kunne bedres.

De siste årene har særlig tilførslene av nitrogen til Oslofjorden fått mye oppmerksomhet. Flere av endringene i fjorden kan trolig knyttes til overkonsentrasjon av nitrogen i vannmassene. Økt nitrogen kan føre til overvekst av alger (eutrofiering), som kan skape algeblomstringer og oksygenmangel i vannet. Utbredelsen av makroalger kan reduseres som følge av dårligere lysforhold i vannmassene og nedslamming av bunnen. Samtidig vil overkonsentrasjonen av næringsstoffer bidra til økt vekst av lurv. Lurv er ettårige alger som legger seg over annen marin vegetasjon og kveler den.

Klassifisering av miljøtilstand

Oslofjorden er et komplekst økosystem som består av mange komponenter, fra toppredatorer som fisk, fugl og sjøpattedyr, til primærprodusenter som planktoniske alger og marin vegetasjon. Alle komponentene vil påvirkes av utslipp og høy menneskelige aktivitet rundt og i fjorden. For å klassifisere økologisk tilstand benyttes et system angitt i vannforskriften⁴. Systemet baserer seg på noen utvalgte indikatorer som er egnet til å måle effekten av eutrofiering i kystvann. Indikatorene omfatter planteplankton, makroalger, ålegrasenger og bunndyr, og for disse er det utviklet indekser, referanseverdier og grenseverdier som gjør det mulig å bestemme økologisk tilstand på en objektiv måte og se på utvikling over tid. I denne rapporten har vi derfor fokusert på tilstandsindikatorene som kan vurderes iht. vannforskriften, til tross for at viktige deler av økosystemet, som dyreplankton og fisk, ikke er med i dette systemet.

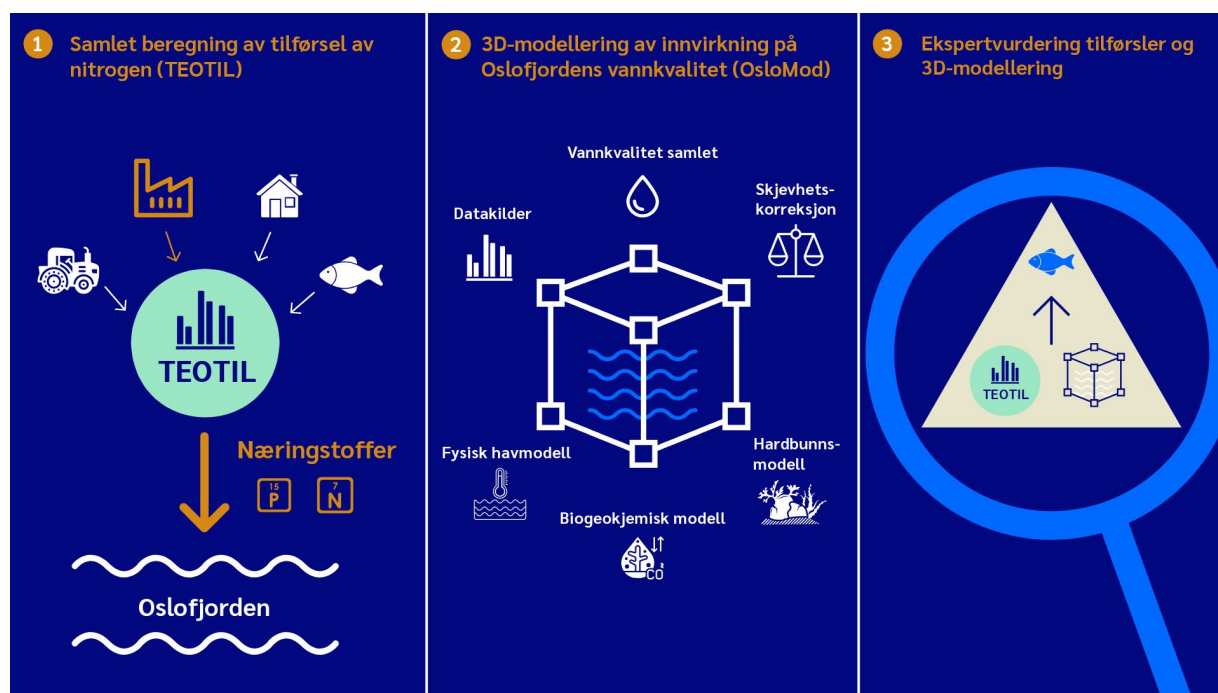
⁴ <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>

Anleggets utslipp og påvirkning på Oslofjorden

Hovedformålet med denne rapporten har vært å gi en vurdering av hvilke konsekvenser utslippene fra et nytt produksjonsanlegg vil kunne ha for Oslofjordens økologiske tilstand (Figur 1). Vi har vurdert det nye anleggets potensielle utslippsmengder opp mot det totale utslippsbildet for Oslofjorden ved hjelp av TEOTIL-modellen (Sample m.fl. 2024). TEOTIL er en beregningsmodell NIVA har utviklet for å estimere tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder fra kilder som kommunal avløpssektor, industribedrifter, fiskeoppdrett og jordbruk.

For å belyse hvordan det nye anleggets mulige utslipp vil kunne påvirke miljøtilstanden i Oslofjorden, har vi definert ett «worst case»-utslippsscenario og modellert effekten av dette med NIVAs digitale tvilling til Oslofjorden «OsloMod». Den digitale tvillingen simulerer hydrodynamiske prosesser som vanntransport og sirkulasjon, samt komplekse biologiske- og kjemiske prosesser der biologisk liv omgjør uorganisk stoff (næringssalter) til organisk stoff (planteplankton og dyreplankton), mens nedbrytere remineraliserer tilbake til uorganiske næringssalter (Staalstrøm m.fl. 2022a). OsloMod har en egen modul som analyserer hvordan nedre voksegrense for makroalger blir påvirket.

Modelleringen utgjør grunnlaget for å vurdere hvordan utslippet vil påvirke klassifisering av økologisk tilstand etter vannforskriften. For tilstandsindikatorer som ikke omfattes av modelleringen har vi gjort faglige vurderinger av utslippets påvirkning på den økologiske tilstanden, basert på tilgjengelige observasjonsdata. Vi har kun vurdert bedriftens utslipp av forbindelser som kan bidra til eutrofiering og organisk belastning i Oslofjorden. Chemring Nobel har også utslipp av andre forbindelser, men disse forbindelsene er ikke inkludert i vår vurdering av miljøtilstanden, som fokuserer på eutrofiproblematikken i Oslofjorden.



Figur 1 Oversikt over metodikken NIVA benyttet for å belyse hvordan et potensielt utslipp fra en ny sprengstoffabrikk kan påvirke miljøtilstanden i Oslofjorden. TEOTIL-modellen estimerer tilførsler av nitrogen og fosfor, mens OsloMod simulerer fysiske, biokjemiske, og biologiske tilstand i fjorden. Resultatene er brukt til å klassifisere økologisk tilstand og vurdere miljøkonsekvensene av utslippene.

2 Metodebeskrivelse

2.1 Tilførsler til Oslofjorden

Norge er delt inn i 262 vassdragsområder. Et vassdragsområde er landarealet som omfatter nedbørfeltene til alle små og store vassdrag som drenerer til havet innenfor et kystavsnitt. Vassdrag som drenerer ut av Norge over riksgrensen er også samlet i vassdragsområder. Oslofjordområdet er definert som vassdragsområdene 001 til 017, noe som tilsvarer kystlinjen mellom Kragerø og svenskegrensen. Indre Oslofjorden innbefatter vassdragsområdene 005 til 009, inklusive området nord for Drøbak, mens Ytre Oslofjorden utgjør vassdragsområdene 001 til 004 og 010 til 017.

For å få en grov oversikt over kildefordeling og tidstrender i tilførsler av nitrogen og fosfor, modellerte vi tilførslene til Oslofjorden ved hjelp av TEOTIL3-modellen. TEOTIL har i mange år blitt brukt til å estimere de samlede tilførslene av næringsstoffer via norske elver og direkte tilførsler til kyst for utvalgte kyststrekninger. TEOTIL3 er en konseptuelt enkel massebalansemodell, designet for å estimere årlige næringsstofftilførsler under «steady state»-forutsetninger. På grunn av rapporteringsrutinene til de nasjonale kilderegistrene og behov for etterfølgende bearbeiding, er kun data frem til 2023 tilgjengelig for denne rapporten. TEOTIL3 inkluderer tilførsel av næringsstoffer fra følgende kilder:

- Naturlige bakgrunnstilførsler fra skog- og fjell-områder
- Atmosfærisk avsetning direkte på innsjøoverflaten
- Tilførsler fra urbane områder
- Utslipp fra små avløpsrenseanlegg (såkalt «spredt avløp»)
- Utslipp fra store avløpsrenseanlegg (anlegg som betjener mer enn 50 personer). Lekkasje og overløp fra kommunalt nett er ikke inkludert.
- Direkte utslipp fra industri
- Tilførsler fra akvakultur (laks og regnbueørret)
- Tilførsler fra jordbruksområder simulert av NIBIO ved bruk av AGRITIL modellen (Kværnø m.fl. 2024)

For fullstendige detaljer om TEOTIL3, se Sample m.fl. (2024) og [TEOTIL3-nettstedet](#).

2.2 Oslofjordmodellering

2.2.1. OsloMod digital tvilling

NIVA har benyttet en «digital tvilling» – et system som kombinerer modeller, observasjoner, og diverse datakilder – for å evaluere hvordan endringer i tilførsler til Oslofjorden kan påvirke den økologiske tilstanden (Figur 2). I kjernen av systemet er en regional havmodell (ROMS) med 800 m oppløsning. Modellen er utviklet av Meteorologisk institutt (MET). NIVA har koblet modellen med en kompleks biogeokjemisk modell (ERSEM) og tilpasset den til Oslofjordregionen.

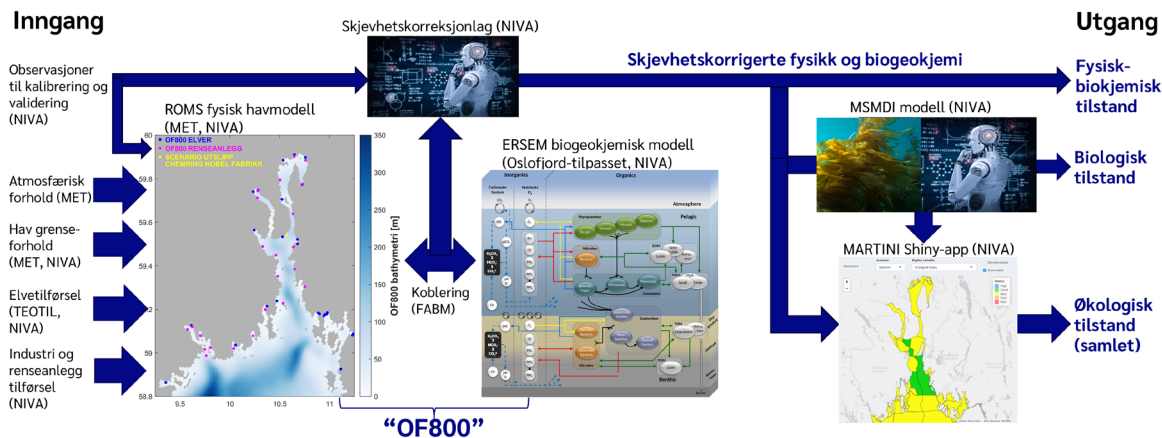
ROMS-ERSEM modellen, som kalles «OF800», er blitt matet med inputdata for atmosfæriske forhold, oseanografiske forhold på utsiden av domenet (grenseforhold), elvetilførsler og tilførsler fra renseanlegg behandlet som eksplisitte interne punktkilder (innenfor det marine modellrutenettet, rosa prikker i Figur 2) eller som modifikasjoner til belastningen av en nærliggende modell-elv (blå prikker i Figur 2).

OF800 produserer en simulering av 3D havfysikk og hvordan kjemiske og biologiske faktorer blir påvirket. Versjonen av OF800 som brukes i dette prosjektet (versjon 'v10p2') har vært validert mot observasjoner ved å sammenligne målinger fra ØKOKYST-programmet mot modellutgang på samme sted og tid. Utviklingen av modellen og valideringen av denne er beskrevet i mer detalj i Vedlegg A. Valideringen er basert på en 3-års simulering for perioden 2017–2019, som brukes til å definere en «baseline» eller en omtrentlig «dagens tilstand».

KI- eller statistiske modelleringsmetoder (se roboter i Figur 2) blir utnyttet først til å korrigere skjevheter i OF800-utgangene, og deretter til å predikere Multi Species Macroalgae Depth Index (MSMDI), et biologisk kvalitetselement som indikerer eutrofiering i kystvann. MSMDI beregnes basert på den nedre voksegrensen for et utvalg makroalger, som reduseres (blir grunnere) ved eutrofiering og økt vannturbiditet (se Vedlegg B for mer detaljer).

MARTINI Shiny-appen aggregere resultatene fra OF800 og MSMDI over vannforekomster og samlet status til hver vannforekomst blir beregnet iht. Veileder 02:2018 (Direktoratgruppen vandndirektivet 2018) og foreslåtte nye klassegrenser for næringsalter og klorofyll (upubliserte data). Appen ble opprinnelig utviklet som interaktiv nettportal for å formidle resultater, men her bruker vi den som internt verktøy til å beregne samlet status og å lage figurer.

På denne måten gjør den digitale tvillingen til Oslofjorden, «OsloMod», bruk av mange datakilder fra feltobservasjoner, resultater fra eksperimenter, meteorologiske og oseanografiske data, data om tilførsler fra elver og eksisterende avløpskilder, samt flere ulike modellerings- og analysemetoder, til å gi en endelig vurdering av påvirkning på økologisk tilstand (se Figur 2).



Figur 2 OsloMod digital tvilling for økologisk tilstand i Oslofjorden, med den grunnleggende prosess-baserte modellen (OF800) som etter skjevhetsskorreksjon gir data til ytterligere modeller og analyseverktøy (MSMDI modellen og MARTINI Shiny-appen). Robotene angir bruk av statistiske eller maskinlæringsmetoder (en undergruppe av 'KI-metoder').

2.2.2. Utslippsscenario

NIVA har i samarbeid med Chemring Nobel utarbeidet ett utslippsscenario for å modellere hvordan utslippet kan påvirke den økologiske tilstanden. I dette scenarioet er det tatt utgangspunkt i tall som bedriften oppgir som maksimale utslippsmengder, altså et «worst case-scenario». Disse utslippstallene baserer seg på en direkte oppskalering av utslippet fra Chemring Nobels eksisterende anlegg på Sætre, og tar ikke høyde for forbedrede renseløsninger som planlegges implementert på det nye anlegget.

Det er per i dag ikke besluttet hvor en mulig ny sprengstoffabrikk skal ligge. Tofte på Hurum i Asker er ett av flere forslag for lokalisering som vurderes. I denne rapporten har vi valgt å fokusere på Tofte-alternativet, mens andre potensielle områder kun omtales kort i kapittel 5.

Inngangsdataene til OF800-modelleringen er beskrevet i Tabell 1, det er tatt utgangspunkt i utslipp av:

- 200 tonn nitrogen per år, fraksjonert til
 - 30 % ammonium
 - 50 % nitrat
 - 20 % organiske nitrogenforbindelser
- 160 tonn KOF, hvorav 15 % er formaldehyd
- 80 tonn suspendert stoff

Det er nødvendig med en rekke antagelser rundt dette utslippet for å sette opp modelleringsscenarioet. Disse antagelsene er oppsummert i Tabell 1 og videre forklart i Vedlegg C.

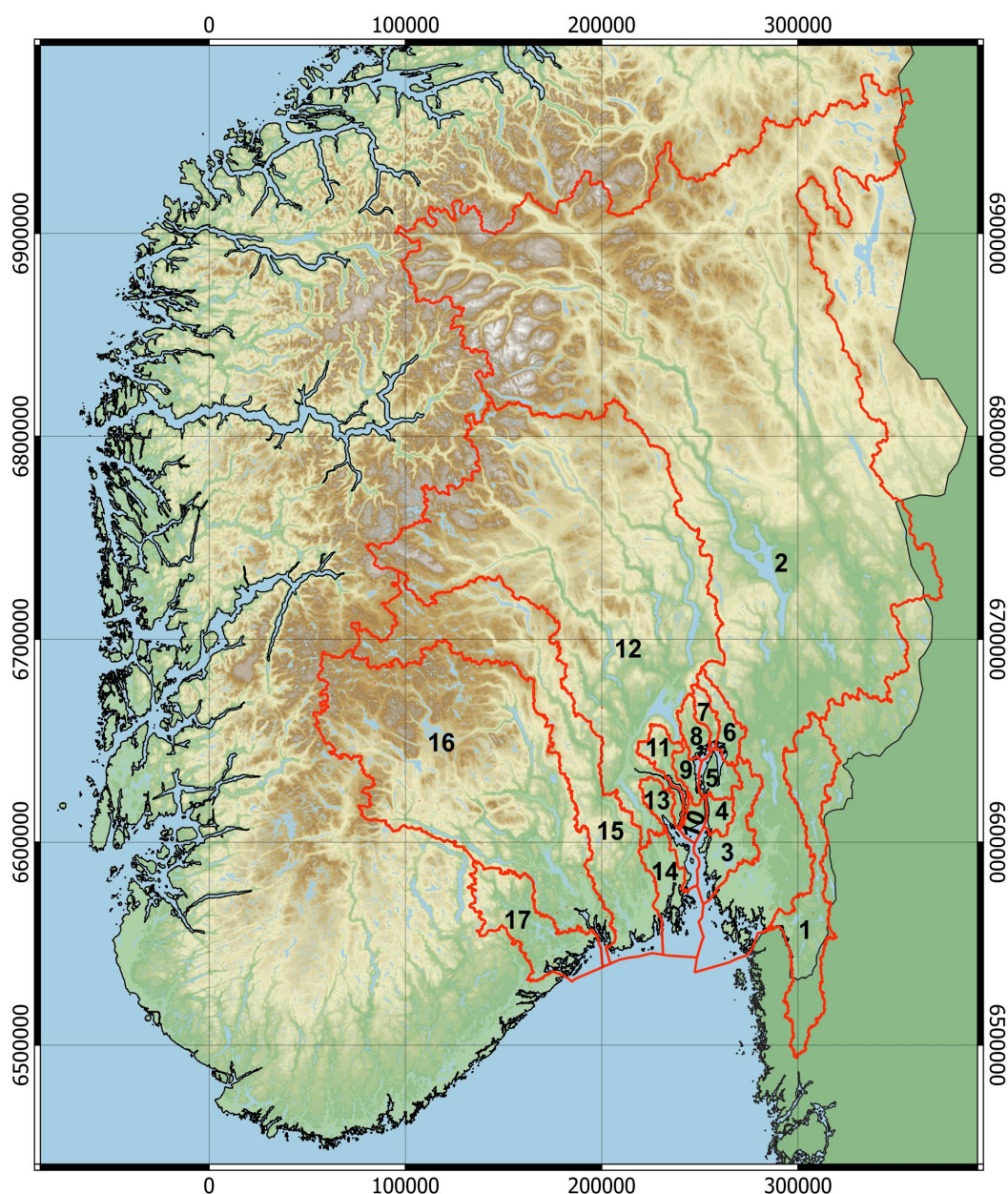
Modellen baserer seg på at utslippene kommer ut av et eksisterende utslippspunkt ved Tofte, med plassering beregnet til (59,5416° N, 10,5684° E), på 37 m dyp, og som konstante flukser uten sesongmessige eller mellomårslige variasjoner. Scenariosimuleringen dekker den samme treårige perioden som baseline-simuleringen (2017–2019) med alle de samme modellinngangene, bortsett fra inngangene fra den nye sprengstoffabrikken som beskrevet ovenfor.

Tabell 1 Antatte «worst case» scenariotilførsler fra potensiell ny sprengstoffabrikk på Tofte, med utslipp til Breiangen øst. Det er antatt at en del av de oppløste utslippene skal flokkulere (aggregere til partikulært former) ved kontakt med saltvann, derfor spesifiserer vi utslippene både før flokkulering (i utslippsrøret) og etter flokkulering (som inngang til OF800-modellen). Forkortelsene betyr: kjemisk oksygenforbruk (KOF), biologisk oksygenforbruk (BOF), totalt organisk karbon (TOC), løst organisk karbon (DOC), partikulært organisk karbon (POC), totalt nitrogen (TotN), nitrat+nitritt (NO₃+NO₂), ammonium (NH₄), løst organisk nitrogen (DON), partikulært organisk nitrogen (PON), totalt fosfor (TotP), fosfat (PO₄), løst organisk fosfor (DOP), partikulært organisk fosfor (POP). Som «kilde» nevner vi også: Chemring Nobel (CHN), totalt organisk fosfor (TOP) og suspendert stoff (SS).

	KOF	BOF	TOC	DOC	POC	TotN	NO ₃ +NO ₂	NH ₄	DON	PON	TotP	PO ₄	DOP	POP
Enhet	tO ₂ /år	tO ₂ /år	tC/år	tC/år	tC/år	tN/år	tN/år	tN/år	tN/år	tN/år	tP/år	tP/år	tP/år	tP/år
Kilde	CHN	CHN, NIVA	0.31× KOF	0.80× TOC	0.20× TOC	CHN	CHN	CHN	rest	0.12× SS	=TOP	CHN	0.22× POP	0.025× SS
Før flokk	160	24	49.6	39.7	9.9	200	100	60	30.4	9.6	2.44	0	0.44	2.00
Etter flokk	160	24	49.6	34.1	15.5	200	100	60	26.1	13.9	2.44	0	0.38	2.06

3 Tilførsler til Oslofjorden

Oslofjorden får ferskvannstilførsler fra store deler av Østlandsområdet. Dette betyr at all avrenning og tilførsler, til elver og vassdrag fra Røros i nord, til svenskegrensa i øst, og fylkesgrensa mot Agder i vest, til slutt havner i Oslofjorden. Dette gjør at tilførselssituasjonen til Oslofjorden er betydelig mer kompleks og omfattende enn kun de utslippene som kommer direkte til fjorden. Nedbørsfeltet som drenerer til Oslofjorden, dekker store deler av Østlandet og utgjør om lag 30 % av fastlandsarealet i Norge (Figur 3). I dette kapitlet redegjør vi hovedsakelig for nitrogenutslippene til Oslofjorden, selv om TEOTIL-modelleringen også gir resultater for fosfor. Nitrogenutslippene til Oslofjorden er også oppsummert i Vedlegg D.



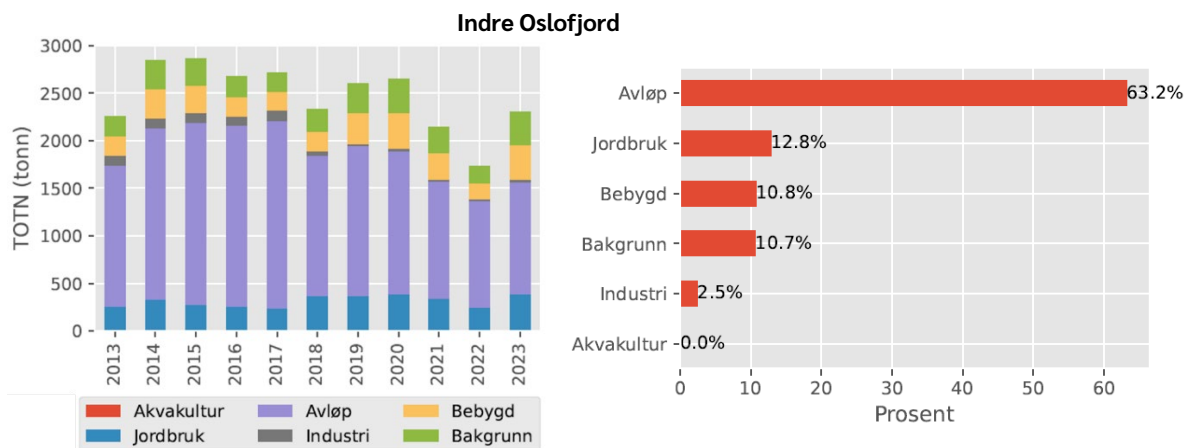
Figur 3 Vassdragsområder som drenerer til Oslofjorden. Indre Oslofjorden er vassdragsområdene 5 til 9; Ytre Oslofjorden er 1 til 4 og 10 til 17. Koordinatene er UTM Sone 33N meter.

3.1 Nitrogentilførsler til Indre Oslofjord

Det er vanlig å dele opp Oslofjorden i Indre- og Ytre Oslofjord. Grensen mellom de to områdene anses som Drøbaksterskelen. Det er store forskjeller i tilførselsbildet de to områdene. Indre Oslofjord har et relativt lite nedbørfelt (område 5 til 9 i Figur 3). Tilførslene av nitrogen er rundt 10 ganger lavere her enn i Ytre Oslofjord.

Totalt sett tilføres det om lag 2500 tonn nitrogen årlig til Indre Oslofjord (Figur 4). Mesteparten er menneskeskapt. Avløp er den desidert største bidragsyteren, med gjennomsnittlig 1550 tonn per år, eller 63 % av tilførslene. Industri bidrar med gjennomsnittlig 61 tonn per år, men dette har gått betydelig ned de siste år og var i 2023 nede i 33 tonn per år. Dette settes i sammenheng med at Chemring Nobel i 2018 innførte nitrogen-rensing og reduserte utslippene sine betydelig. Fra 2018-2023 har Chemring Nobel i snitt sluppet ut 28 tonn nitrogen per år, noe som gjør at de har det femte største punktutslippet i Indre Oslofjord. Utslipet fra Chemring Nobel utgjorde i denne perioden 1,2 % av de totale nitrogenutslippene til Indre Oslofjord.

Tilførslene til Indre Oslofjord (både nitrogen og fosfor) har totalt sett blitt redusert de siste ti årene.



Figur 4 Årlige tilførsler av totalt nitrogen (TOTN) fra landbaserte kilder (venstre) og gjennomsnittlig årlig bidrag fordelt på sektor (høyre) til Indre Oslofjord fra 2013-2023. Tilførslene er beregnet med TEOTIL3.

3.2 Nitrogentilførsler til Ytre Oslofjord

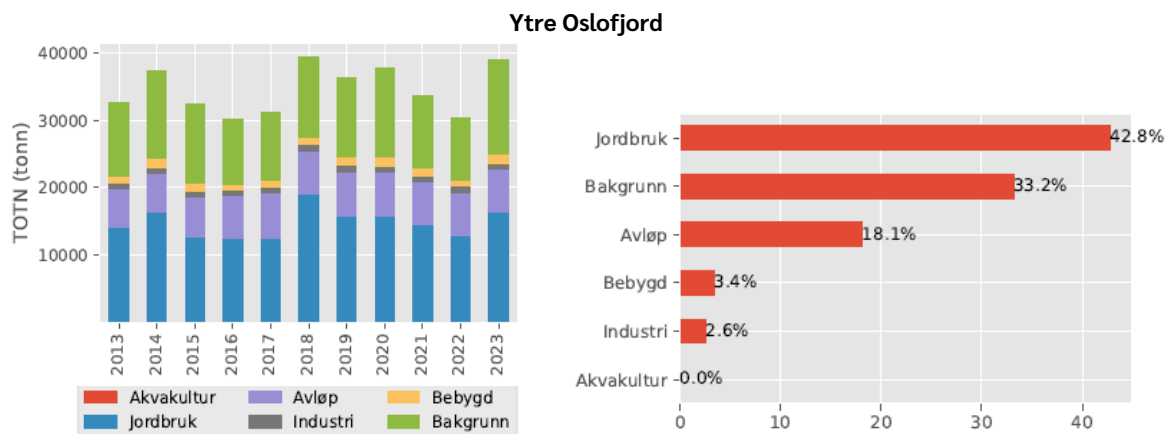
Nedbørfeltet til Ytre Oslofjord er betydelig større enn til Indre Oslofjord og dekker store deler av østlandsområdet (Figur 3).

Jordbruk er den største kilden til tilførsler av både nitrogen og fosfor til Ytre Oslofjord (Figur 5). Tilførslene er i høy grad påvirket av vannføringen i elvene, som igjen er avhengig av nedbørsmengden. Derfor vil det naturlig være store årlige svingninger i tilførsler.

De totale tilførslene av nitrogen til Ytre Oslofjord er gjennomsnittlig rundt 34500 tonn per år (siden 2013). Men om man ser på gjennomsnittet fra kun 2018 og fremover, blir det om lag 36000 tonn per år, noe som indikerer at trenden er økende. Gjennomsnittlig har nitrogentilførselene til Ytre Oslofjord økt med 257 tonn i året siden 2013. 191 tonn av disse kommer fra menneskelig aktivitet.

Det er en høyere andel naturlig bakgrunnsavrenning fra områder som er lite berørt av menneskelig aktivitet i nedbørfeltet til Ytre Oslofjord. Dette gjelder særlig nitrogen. Bakgrunnsavrenning er den nest største bidragsyteren og bidrar med 33 % av nitrogentilførslene.

Avløp er den tredje største bidragsyteren til nitrogentilførslene til Ytre Oslofjord. Det var en betydelig økning i avløpstilførsler fra 2013 (5600 tonn/år) til 2017 (6700 tonn/år), etter 2017 har denne trenden flatet ut og holdt seg relativt jevn. Industri utgjorde 2,5 % av de totale nitrogenutslippene til Ytre Oslofjord i perioden 2018-2023, og et utslipp på 200 tonn fra et mulig nytt anlegg ville utgjort 0,6 % (22,6 % av samlede industriutslipp).



Figur 5 Årlige tilførsler av nitrogen fra landbaserte kilder (venstre) og gjennomsnittlig årlig bidrag fordelt på sektor (høyre) til Ytre Oslofjord fra 2013-2023. Tilførslene er beregnet med TEOTIL3.

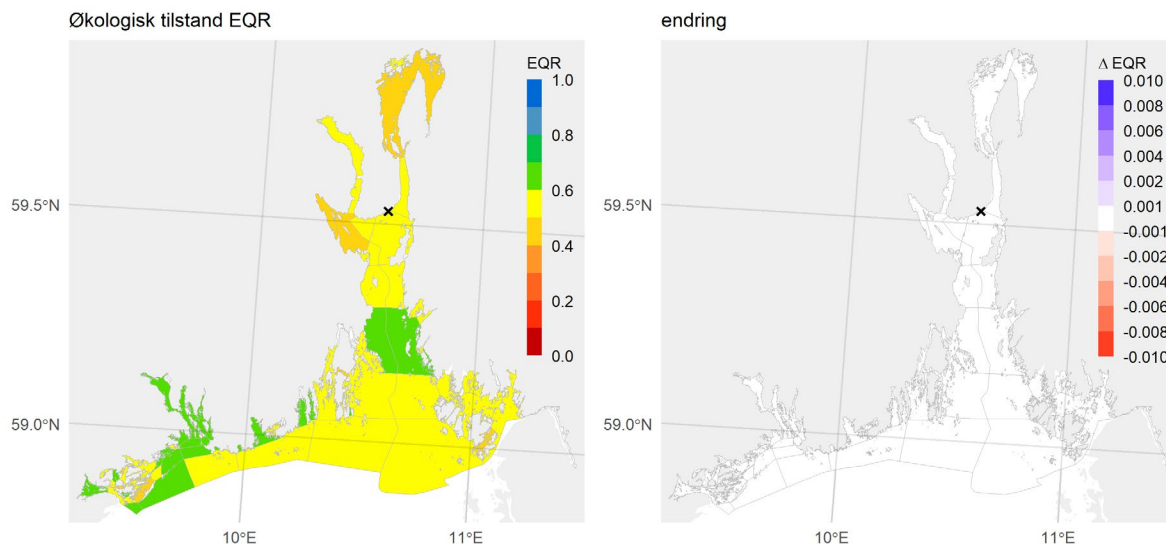
4 Økologisk tilstand i Oslofjorden

Norge har via Vannforskriften⁵ implementert EUs regelverk vanndirektivet⁶, som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene våre. Vannforskriften setter miljømål basert på økologisk tilstand og er rammeverket for hvordan økologisk tilstand skal klassifiseres. Klassifiseringssystemet består av fem tilstandsklasser fra *svært god* til *svært dårlig*. Vanlig praksis i forvaltningen er at tiltak påkreves dersom en vannforekomst havner i *moderat* tilstand.

Figur 6 viser dagens økologiske tilstand i Oslofjorden på bakgrunn av de parameterne som er inkludert i modelleringsanalysen. Store deler av fjorden havner da i *moderat* tilstandsklasse. Det er makroalger (MSMDI) som er den utslagsgivende parameteren for alle vannforekomster. Det er verdt å merke at bunndyr ikke er inkludert i denne analysen. I henhold til «verste-styrer» prinsippet i klassifiseringssystemet, vil bunndyr kunne trekke den økologiske klassifiseringen lengre ned, men ikke opp. Basert på resultater fra den digitale tvillingen *OsloMod*, er endringer i den samlede økologiske tilstanden som følge av en ny sprengstoffabrikk forventet å være ubetydelige for alle vannforekomster i Oslofjorden (Figur 6, høyre kart). Den samlede økologiske kvalitetskvotienten (EQR), som har et teoretisk spenn fra 0 (svært dårlig) til 1 (urørt), endres med mindre enn 0,001 i alle vannforekomster.

De følgende delavsnittene presenterer mer detaljerte resultater fra:

- **OF800** fysisk-biogeokjemisk modell (avsnitt 4.1),
- **MSMDI** statistisk modell for makroalgetilstand (avsnitt 4.2),
- og **supplerende vurderinger** basert på observasjoner, litteratur og ekspertuttalelser (avsnitt 4.3).



Figur 6 Integrert økologisk tilstand i Oslofjorden (2017–2019) basert på vannmasseparametere og nedre voksegrense for makroalger (MSMDI, venstre) og predikert endring i det modellerte scenarioet (høyre). EQR grensen mellom tilstandsklasser er hhv 0-0,2 svært dårlig, 0,2-0,4 dårlig, 0,4-0,6 moderat, 0,6-0,8 god og 0,8-1 svært god. Kryset viser antatt utslippspunkt for et nytt produksjonsanlegg på Tofte.

⁵ <https://www.vannportalen.no/regelverk-og-foringer/lover-og-forskrifter-av-betydning-for-forvaltningen-av-vann/vannforskriften/>

⁶ <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>

4.1 Modelling av biokjemisk tilstand

Resultatene fra modellen OF800 tyder på at utslippene fra ett nytt utslippspunkt på Tofte ikke vil ha signifikant påvirkning på den økologiske tilstanden i Oslofjorden. De predikerte endringene for vannmasseparameterne overstiger generelt ikke 0,5 % økning. Endringen beskriver forskjellen mellom det modellerte scenarioet og «baseline», som er dagens tilstand (Figur 7 og Tabell 2).

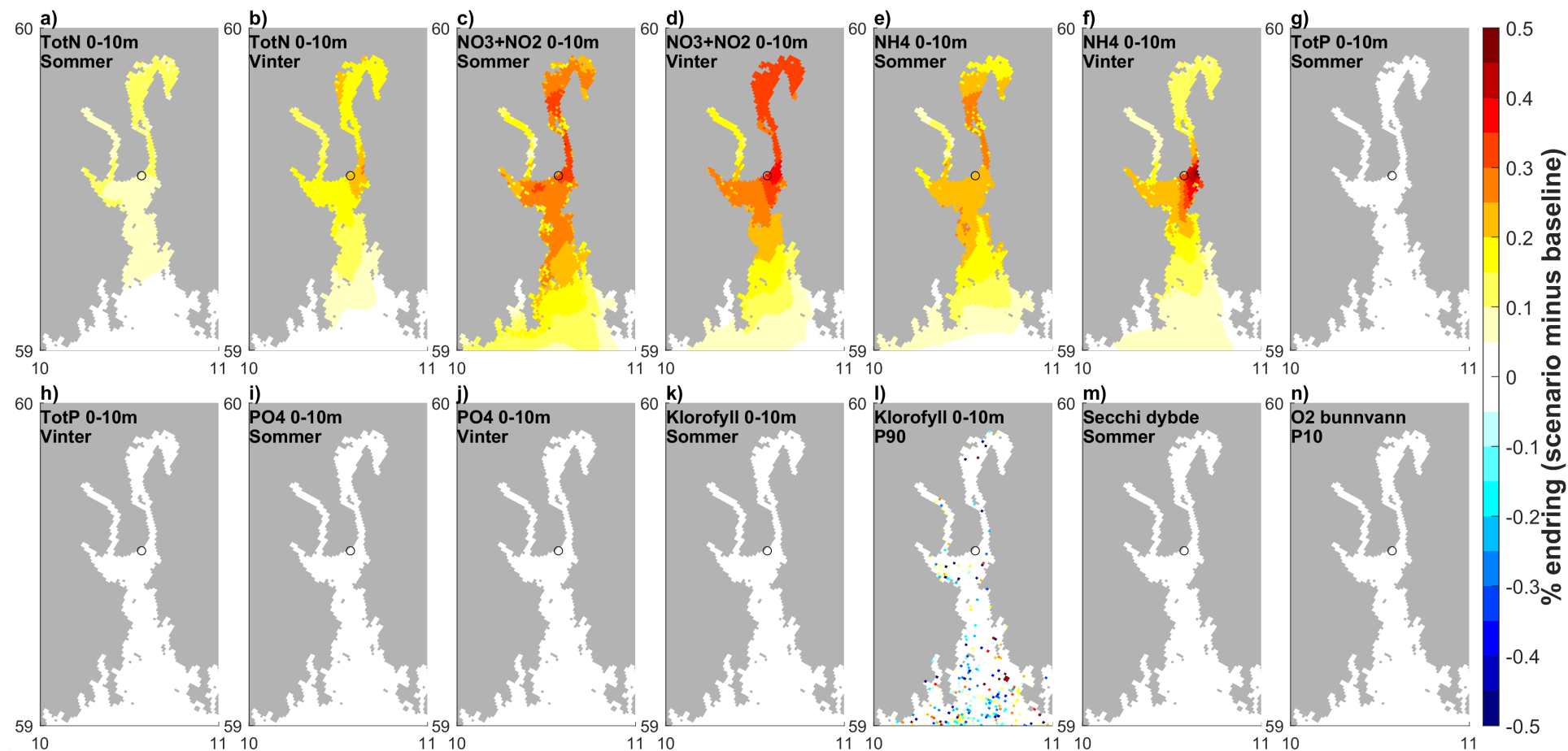
Den største prosentvise økningen er for nitrogenforbindelsene nitrat+nitritt og ammonium, altså de løste, biotilgjengelige formene for nitrogen. Modellen predikerer at disse nitrogenforbindelsene ikke bare øker lokalt i Breiangeren, men også i Indre Oslofjord. Det må likevel påpekes at de predikerte endringene i scenarioet er lave, godt under nivåene for mellomårlig variasjon, samt innenfor analytisk målenøyaktighet i de fleste tilfellene.

Prediksjonene for parameteren klorofyll, beregnet som 90-persentilen gjennom vekstsesongen, skiller seg fra resten med et 'kaotisk' mønster av endringer som strekker seg opp til 1,7 % (Figur 7L, Tabell 2). Mengden klorofyll brukes som en proxy for mengden planteplanktonbiomasse i dagens klassifiseringssystem. Planteplanktonsamfunnet er svært dynamisk og har kapasitet til å reagere veldig raskt på plutselig tilførsel av næringsstoffer. Dagens overvåkningssystem med månedlig prøvetakning er ikke egnet til å fange opp disse variasjonene. Vi tolker derfor det 'kaotiske' mønstret til klorofyll som en konsekvens av planteplanktonets (klorofyllets) uregelmessige natur, noe som gjør den følsom for endringer i miljøpåvirkninger som punktkilder. De predikerte endringene er stort sett tilfeldige, med lite romlig mønster og selv 1,7 % endring er godt innenfor mellomårlig variasjon og observasjonsnøyaktighet for klorofyll.

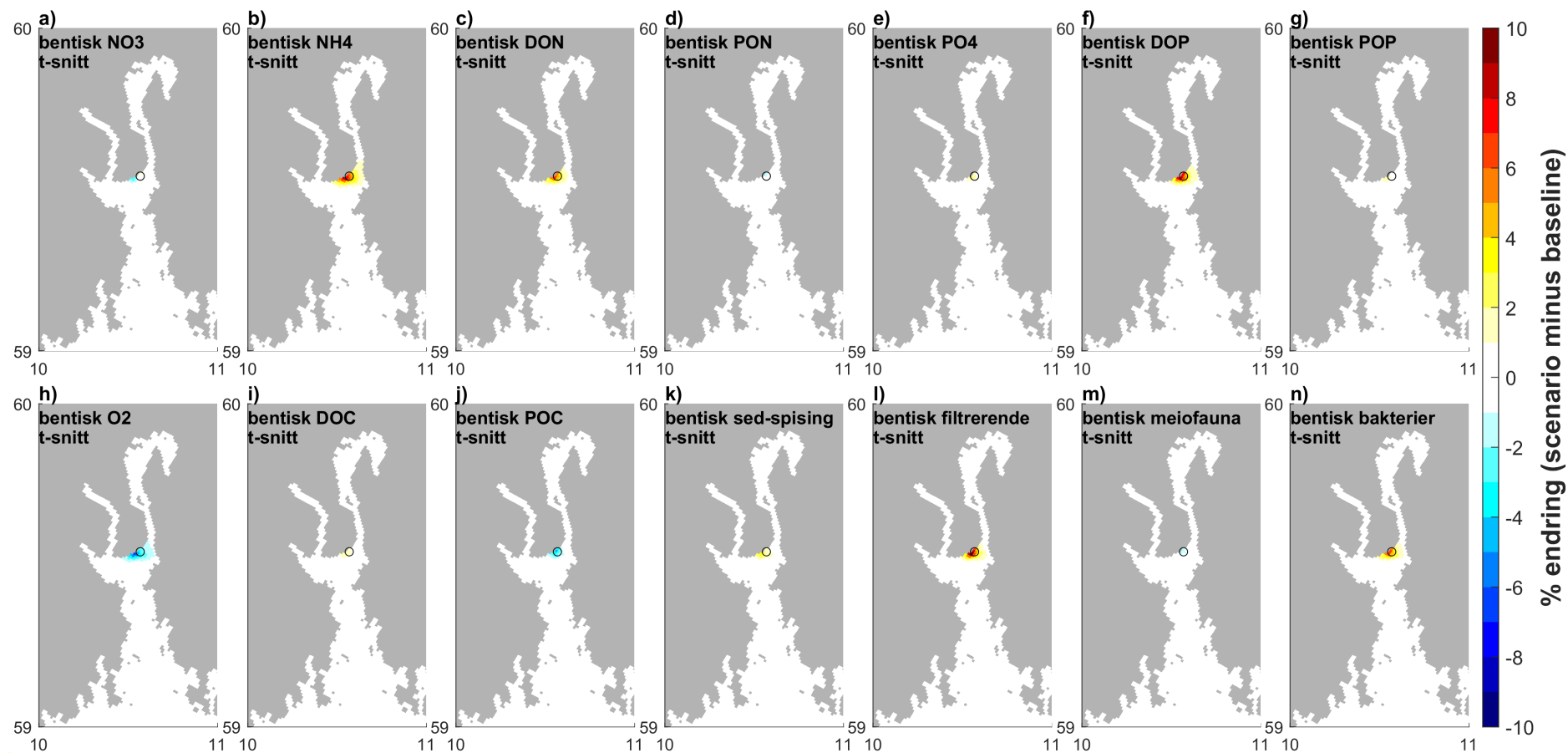
Det er fra vannmassene vi finner det mest detaljerte datasettet for parameterne modellen kan predikere. Men vannmassene er også et dynamisk system, i konstant bevegelse. Derfor er det ikke nødvendigvis i vannmassene det er mest sannsynlig at man skal kunne detektere påvirkningene fra et nytt punktutslipp, men heller i de bentiske (bunnlevende) økosystemene. Derfor har vi sett på responsen av bentiske variabler i modellen, selv om de ikke har direkte observasjonsmotparter, og dermed ikke har validering eller skjevhetsskorreksjoner.

De bentiske responsene er sterkere og mer lokale, med opptil 10 % endring i nærheten av utslippspunktet (Figur 8 og Tabell 3). I modellen ser det ut til at de relativt høye utslippene av partikulært organisk materiale (særlig for fosfor, med bare VEAS som slipper ut mer partikulært organisk fosfor i dette scenarioet) forårsaker høyere bunnvannskonsentrasjoner av partikler. Forhøyet innhold av partikulært organisk materiale i bunnvannet favoriserer bunndyr som filtrerer eller spiser partiklene. Bunndyrene slipper så ut ammonium og løst organisk materiale og forårsaker dermed målbare økninger i løst organisk nitrogen og fosfor i bunnvannet. Vi kan ikke validere disse prosessene med sammenlignbare observasjoner, men mener likevel de gi en plausibel hypotese om konsekvensene av partikulært utslipp for bentisk biogeokjemi. Merk imidlertid at selv om responsene fra de bentiske parameterne (Figur 8 og Tabell 3) er sterkere enn responsene fra vannmasseparameterne (Figur 7), er påvirkningsområdet deres mye mer begrenset, med prosentvise endringer som faller med en faktor på ti (til <1 % endring) innenfor rundt 10 km fra utslippspunktet.

OF800-modellen anses som en regional modell. Hver celle i modellens rutenett representerer et gjennomsnitt over et område på 800 m x 800 meter. Vi kan derfor ikke si noe om lokale effekter på de bentiske økosystemene på en mindre skala (1-100 m i nærheten av utslippsrøret) basert på resultater fra OF800-kjøringen. Dette gjelder også resultatene fra MSMDI-modellen som bruker resultater fra OF800 som inngangsdata. På generelt grunnlag kan man derimot påpeke at påvirkningen på de bentiske økosystemene oftest er størst nærmest utløpet og blir gradvis mindre ettersom man kommer lengre vekk fra utløpet.



Figur 7 Prosentvise endringer (scenario minus baseline) i vannmasseparametere projisert av OF800-modellen for utslippsscenarioet for nytt utslippspunkt på Tofte. Kartene viser: totalnitrogen (a, b), nitrat+nitritt (c, d), ammonium (e, f), totalfosfor (g, h), fosfat (i, j), klorofyll-a (k, l), siktdyp (m), og oksygen i bunnvannet (n). Konsentrasjonene er enten gjennomsnitt for 0–10 m dyp eller for bunnvannet. Sirkelen viser antatt utslippspunkt for et nytt produksjonsanlegg på Tofte.



Figur 8 Prosentvise endringer (scenario minus baseline) for bentisk biogeokjemi i havbunnen projisert av OF800-modellen for utslippsscenarioet for nytt utslippspunkt på Tofte. Kartene viser påvirkning på bentiske konsentrasjoner av: nitrat (a), ammonium (b), løst organisk nitrogen (c), partikulært organisk nitrogen (d), fosfat (e), løst organisk fosfor (f), partikulært organisk fosfor (g), oksygen (h), løst organisk karbon (i), partikulært organisk karbon (j), karbon i bentiske sedimentspisere (k), karbon i filtrerende bentiske organismer (l), karbon i bentisk meiofauna (m), karbon i bentiske bakterier (n). Alle resultatene baseres på gjennomsnittlige verdier over hele den treårige simuleringsperioden (2017-2019). Sirkelen viser antatt utslippspunkt for et nytt produksjonsanlegg på Tofte. t-snitt = tidsmessig gjennomsnitt.

Tabell 2 Maksimum prosentvise endringer (over alle 800x800m rutenettcellene) for tilstandsparametere i Oslofjorden som følge av utslippsscenarioet for nytt utslippspunkt på Tofte. Maksimale endringer rapporteres i betydningen «forverring»: mer næringsstoffer, og mindre siktdyp, oksygenkonsentrasjon og MSMDI. P90 = 90-persentil, P10 = 10-persentil, t-snitt = tidsmessig gjennomsnitt.

Tilstandsparameter	Dyp	Sesong	Maks % endring (forverring)
Total-nitrogen (Tot-N)	0-10 m	Sommer	0.13
Total-nitrogen (Tot-N)	0-10 m	Vinter	0.26
Nitrat+nitritt (NO ₃ +NO ₂)	0-10 m	Sommer	0.35
Nitrat+nitritt (NO ₃ +NO ₂)	0-10 m	Vinter	0.39
Ammonium (NH ₄)	0-10 m	Sommer	0.30
Ammonium (NH ₄)	0-10 m	Vinter	0.47
Total-fosfor (Tot-P)	0-10 m	Sommer	0.01
Total-fosfor (Tot-P)	0-10 m	Vinter	0.02
Fosfat (PO ₄)	0-10 m	Sommer	0.02
Fosfat (PO ₄)	0-10 m	Vinter	0.03
Klorofyll, sommermiddel	0-10 m	Sommer	0.04
Klorofyll, 90-persentil	0-10 m	Vekstsesongen	1.74
Siktdyp	Vannsøyle	Sommer	-0.01
Bunnvannsoksygen (O ₂), P10	Bunnvann	Hele året	-0.05
MSMDI, t-snitt			-3.62

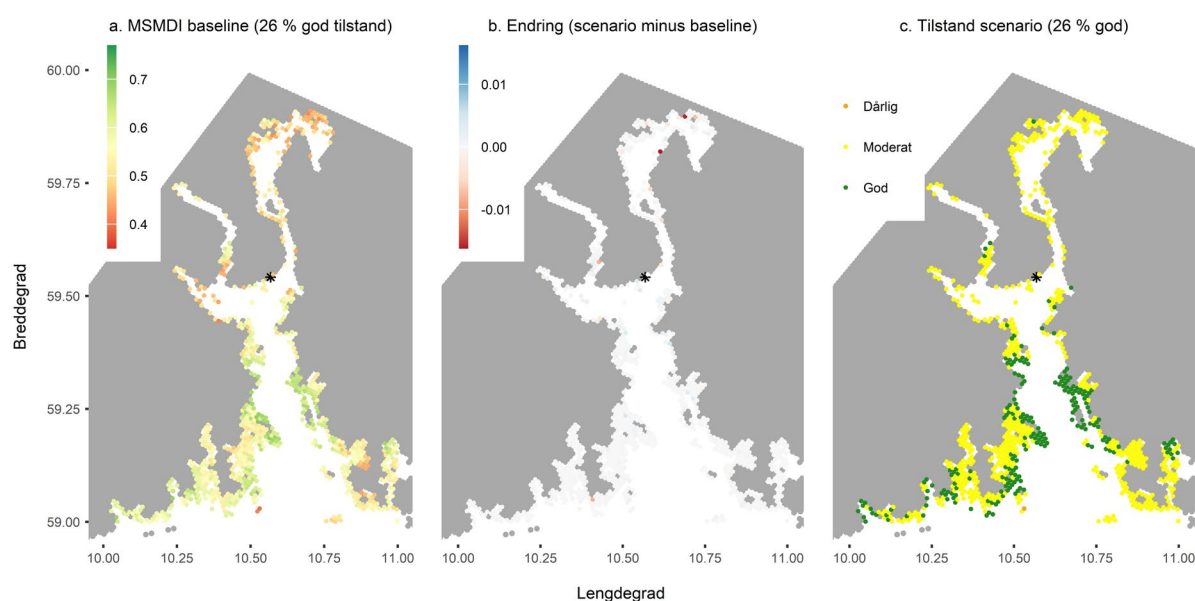
Tabell 3 Maksimum prosentvise endringer i bentiske biogeokjemiske parametere og partikkelvariabler i bunnvannet i Oslofjorden for scenarioet med en ny Chemring Nobel fabrikk på Tofte. Maksimale endringer rapporteres i betydningen «forverring», dvs. positive, for næringsstoffer og organiske materiale, mens for bentiske organismer viser vi både positive og negative maksimalendringer. Alle resultatene baseres på gjennomsnittlige verdier over den treårige simuleringsperioden (2017-2019).

Bentiske biogeokjemiske parametere og partikkelvariabler i bunnvannet	Maks. % endring (forverring)
Bentisk nitrat (NO ₃)	1.61
Bentisk ammonium (NH ₄)	8.83
Bentisk løst organisk nitrogen (DON)	6.27
Bentisk partikulært organisk nitrogen (PON)	0.48
Bentisk fosfat (PO ₄)	2.32
Bentisk løst organisk fosfor (DOP)	8.60
Bentisk partikulært organisk fosfor (POP)	1.94
Bentisk oksygen (O ₂)	-6.30
Bentisk løst organisk karbon (DOC)	1.87
Bentisk partikulært organisk karbon (POC)	0.02
Bentisk sedimentspising organismer karbon	3.54 eller -0.01
Bentisk filtrerende organismer karbon	10.22 eller -0.05
Bentisk meiofauna karbon	0.03 eller -1.74
Bentisk bakterier karbon	6.42 eller -0.01
Detrital POC i bunnvannet	0.51
Detrital PON i bunnvannet	1.91
Detrital POP i bunnvannet	2.87

4.2 Modellering av tilstand for makroalger

Analysene av forholdet mellom MSMDI og miljøvariabler fra OF800 antyder at utslippsscenarioet ikke vil påvirke MSMDI for Oslofjorden generelt. Både under dagens tilstand og utslippsscenarioet faller 26 % av det totale området innenfor kategorien *god*, mens det resterende området hovedsakelig faller innenfor kategorien *moderat* (Figur 9). Resultatene antyder lokale reduksjoner i MSMDI i noen områder, hovedsakelig i indre fjord, men ikke store nok endringer til å endre tilstandsklassen (maksimalt 3,6 % reduksjon i MSMDI). De begrensede endringene er styrt av resultatene av OF800 beskrevet over, dvs. selv om vi bl.a. identifiserte en negativ sammenheng mellom økt ammonium/nitrogen-forhold (NH_4) og MSMDI, er endringene i modellert NH_4 i OF800 for små til å ha en tydelig påvirkning på MSMDI ifølge disse beregningene.

Det er viktig å merke at det er en stor grad av usikkerhet i disse resultatene. Vi har brukt en regional modell (OF800) for å forutsi MSMDI basert på observasjoner på lokal skala, og vi kan ikke forvente at den regionale modellen vil representere lokal miljøvariasjon perfekt i tid og rom. I tillegg er en stor grad av variasjon i observert MSMDI ikke forklart av modellen brukt til å analysere sammenhengen mellom OF800 og MSMDI. Dette kan bl.a. skyldes at det er variabler som påvirker MSMDI som ikke er tatt høyde for her, slik som sedimentbelastning. I tillegg er de fleste MSMDI-observasjonene fra andre år enn OF800-kjøringene (2017–2019), og for disse ble OF800-variablene “tilbakeberegnet” basert på observert hydrografi, noe som også introduserer usikkerhet.



Figur 9 Predikert MSMDI i baselinescenario (a), absolutt endring i MSMDI fra baseline til scenario (b) og predikert tilstandsklasse for scenario (c). MSMDI er beregnet basert på gjennomsnittlig predikert MSMDI over de tre årene 2017-2019, beregnet ved å koble modellerte miljøvariabler fra OF800 til observert MSMDI ved hjelp av en BRT. MSMDI-verdier under 0,2 tilsvarer svært dårlig tilstand, 0,2-0,4 dårlig tilstand, 0,4-0,6 moderat tilstand, 0,6-0,8 god tilstand og over 0,8 svært god tilstand. Områder med bunndybde på mer enn 30 m, hvor MSMDI ikke er relevant, er maskert ut.

4.3 Supplerende vurderinger av utslippets miljøpåvirkning

For å vurdere hvordan et nytt utslipp fra Chemring Nobel vil påvirke miljøtilstanden i Oslofjorden og lokalt i Breianger, har vi i dette prosjektet brukt to tilnærminger: 1) modellering av utslippets effekt på økologisk tilstand (se kapittel 4.1 og 4.2) og 2) faglige skjønnsvurderinger av tilstandsindikatorer.

Modelleringen gir et kvantitativt estimat for hvor mye det økte utslippet vil påvirke den økologiske tilstanden i Oslofjorden for vannmassene og for nedre voksegrense for makroalger. For å vurdere andre tilstandsindikatorer og mer lokale effekter i Breianger, har vi gjort faglige vurderinger. De faglige vurderingene er ikke kvantitative, men subjektive. Våre kvalitative vurderinger er basert på følgende:

- Hvor følsom er indikatoren for påvirkningstypen?
- Hva er dagens tilstand? Er datagrunnlaget godt nok for å si noe om dagens tilstand?
- Basert på kunnskap om dagens tilstand og utslippsmengden: Hva er sannsynligheten for at tilstanden vil bli redusert som følge av utslippet?
- Finnes det sammenlignbare områder med tilsvarende utslippsøkning som det kan trekkes erfaring fra?

Beskrivelse av Breianger og oksygenkonsentrasjon i området

Utslippspunktet fra Tofte går til et område nord i Ytre Oslofjord kalt Breianger. Dette er et relativt åpent område som ligger mellom Drammensfjorden, Sandebukta og Holmestrandsfjorden på vestsiden og Mossesundet og Hurum på østre side. Området er påvirket av ferskvannstilførsler fra Drammenselva, noe som bidrar til lagdeling i vannmassene. Strømningsforholdene er påvirket av tidevann og ferskvannstilførselene og kan variere betydelig gjennom både døgn og sesong.

Breianger er delt inn i et vestre og et østre basseng, adskilt av grunnere områder med øyer og skjær. Det vestre bassenget har et maksimalt dyp på 200 meter, mens det østre bassenget er noe grunnere, med 140 meter. Det nye utslippspunktet fra Tofte er planlagt 300 meter fra land, på cirka 37 meters dyp, i det østre bassenget. Sjøbunnen utenfor Tofte er relativt bratt – det går raskt ned mot >100 meters dyp utenfor utslippspunktet.

I 2022 ble reduksjonsbehovet for nitrogenbelastning utredet for hele Oslofjorden. Breiangers vestre basseng ble da definert som et *alvorlig problemområde*, mens Breiangers østre basseng ble definert som et *potensielt problemområde* (Staalstrøm m.fl. 2022b). En av grunnene til at Breianger vest defineres som et alvorlig problemområde er at det over tid er observert oksygensvikt i dypvannet i området. Når oksygenforholdene i et så åpent område blir dårlige (i desember 2020 lå konsentrasjonen helt på grensa til *svært dårlig* tilstand), tyder det på at den organiske belastningen i området er høy og at tålegrensen for tilførsler er nådd. Dessverre har det ikke blitt målt oksygen helt til bunn i overvåkningsprogrammet Økokyst Skagerrak etter 2021 (Lundsør m.fl. 2024), og det er derfor ikke mulig å si noe om hvordan oksygenforholdene har utviklet seg de siste årene.

Følsomhet for påvirkningen

Det er tre bentiske tilstandsindikatorer som inngår i vannforskriftens klassifiseringssystem: makroalger, bunndyr (bløtbunnsfauna) og ålegrasenger. I tillegg inngår planteplankton og næringsstoffer fra de åpne vannmassene og oksygenkonsentrasjon fra bunnvannet. Makroalger, bunndyr og ålegrasenger benyttes som indikatorer for påvirkningstypene eutrofi og organisk belastning. Planteplankton og næringsstoffer

benyttes kun som indikatorer for eutrofi, mens oksygenkonsentrasjon i bunnvannet er knyttet til både eutrofi og organisk belastning (Direktoratsgruppa for vannforvaltning. 2025, 28.01).

Ålegrasenger og makroalger kan påvirkes negativt av økte næringstilførsler dersom det fører til overvekst av planteplankton (eutrofiering) i vannmassene. Planteplanktonvekst i vannmassene kan bidra til økt nedslamming, samt at lysgjennomtrengeligheten avtar og evne til fotosyntesen reduseres, noe som igjen kan føre til at nedre voksedyp for makroalger og ålegras blir grunnere.

I Oslofjorden har nedre voksedyp for ålegras blitt redusert og forekomsten av trådalger økt de siste 10-15 årene (Rinde m.fl. 2021). I store deler av Oslofjorden er nedslamming på hardbunn en viktig faktor som påvirker makroalgers tilgang på egnet bunns substrat (Engesmo m.fl. 2020). Nedslamming av bunnen kan påvirke alger og dyrs evne til å feste seg, og nedslamming er antatt å være en viktig årsak til at f.eks. sukkertare ikke har reetablert seg på steder der den har forsvunnet (Moy m.fl. 2008).

Økt utslipp av nitrogen vil også kunne fremme veksten av lurv (fintrådige, opportunistiske alger). Lurven etablerer seg ofte oppå bladene av makroalger og ålegras og hemmer dermed deres evne til fotosyntese og reproduksjon. Når lurven dør utover høsten, blir den liggende på bunnen og råtne. Da kan den skape dårlige miljøforhold, med lite oksygen på sjøbunnen.

Bunndyrene påvirkes hovedsakelig av utslipp av KOF og suspendert stoff, og i mindre grad av utslipp av næringssalter. Utslipp av KOF og suspendert stoff kan føre til organisk belastning og oksygensvinn på havbunnen lokalt, nær utslippspunktet. Tilstanden på havbunnen i umiddelbar nærhet til utslippet kan dermed påvirkes negativt.

Såkalte «nærstasjoner» til utslippspunkt for renseanlegg har ofte dårlig økologisk tilstand og dårlige forhold for bunndyr. Omfanget av denne påvirkningen vil avhenge av flere faktorer: utslippspunktets plassering i vannsøylen, lokale hydrografiske og topografiske forhold og egenskaper ved selve utslippet, særlig partikkelstørrelse. Omfanget av påvirkningen vil derfor være vanskelig å anslå uten nærmere undersøkelser og lokal påvirkningsmodellering.

Hva er dagens tilstand?

En undersøkelse av nedre voksegrense for makroalger i Ytre Oslofjord i 2019 viste at kun 9 av 26 stasjoner oppnådde *god* eller bedre økologisk tilstand (Engesmo m.fl. 2020). Lokalt i vannforekomst Breiangeren-øst finnes det data fra to overvåkingsstasjoner ved Jeløya, samt en stasjon på Tofte som ble undersøkt i 2009-2011.

Vi har data fra to overvåkingsstasjoner mellom Holmestrand og Horten. Tilstanden der har stort sett variert mellom *moderat* og *god* alle undersøkelsesårene (f.eks. Walday m.fl. 2019, Walday m.fl. 2023, Lundsør m.fl. 2024). Stasjonen på Tofte viste *god* tilstand i 2009, og *moderat* tilstand de to påfølgende undersøkelsesårene. Stasjonen ble opprinnelig ikke klassifisert for økologisk tilstand iht. vannforskriften, men nedre voksegrenseindeksen er beregnet i etterkant basert på registreringer gjort på stasjonen (Staalstrøm og Gitmark, 2012).

Det er registrert 1020 ålegrasenger i Oslofjorden, men kun et fåtall av disse har blitt klassifisert for økologisk tilstand iht. vannforskriften. Ålegraset i Oslofjorden vokser på grunt vann, normalt ned til maks 4-5 meter (Infantes m.fl. 2022). I nærheten av Tofte er det kartlagte forekomster av ålegrasenger i Sandebukta, kyststrekningen Holmestrand-Horten, på Jeløya og Bastøya, samt noen små forekomster langs Hurumlandet. Av disse er det kun to ålegrasenger som har blitt tilstandsklassifisert iht.

vannforskriften: en ålegraseng nord for Bjerkøya hadde *god* økologisk tilstand, mens en ålegraseng sør på Jeløya, nær Moss, lå på grensen mellom *moderat* og *god* tilstand (Rinde m.fl. 2022). Ellers i Oslofjorden har en ålegraseng sør for Moss blitt klassifisert til *god* tilstand, mens to ålegrasenger ved Vesterøy i Hvaler, nær utløpet til Glomma, får *moderat* og *svært dårlig* tilstand (Rinde m.fl. 2022, Lundsør m.fl. 2024). To ålegrasenger på motsatt side av Hvaler, ved Hvasser og Tjøme, får derimot *svært god* tilstand (Rinde m.fl. 2022).

Den økologiske tilstanden for bunndyr er generelt *god* i de åpne delene av Oslofjorden, mens de innelukkede sidefjordene, områdene ved Glommas utløp og Horten havn har *dårlig* til *svært dårlig* tilstand (Staalstrøm m.fl. 2022b). Det er ikke gjort noen undersøkelser av bunndyr i Breiangen siden 1997, men undersøkelser på stasjoner både vest, nord og sør for Breiangen viser *god* tilstand (data fra Vannmiljø).

Hvordan vil tilstanden påvirkes av det nye utslippet?

Alle de bentiske tilstandsindikatorene (makroalger, bunndyr og ålegrasenger) viser en respons på forhøyede tilførsler av næringssalter, suspendert stoff og KOF. De bentiske tilstandsindikatorene er ansett som egnede indikatorer for å påvise effekter av eutrofi og organisk belastning. Spørsmålet er om det ekstra årlige utslippet på 200 tonn nitrogen, 160 tonn KOF og 80 tonn suspendert stoff til Oslofjorden vil ha noen målbar negativ effekt på den økologiske tilstanden.

Et vesentlig usikkerhetsmoment knyttet til disse vurderingene er manglende data for indikatorenes respons på økte tilførsler, såkalt dose-respons data. I teorien skal klassegrensene i vannforskriftens klassifiseringssystem settes ut fra dose-respons kurver mellom indikatoren (responsen) og den påvirkningen som indikatoren responderer på (dosen). For indikatorene som benyttes i kystvann i Norge finnes det imidlertid ikke slike dose-respons kurver, og klassegrensene har blitt satt med annen metodikk.

Resultatene fra modelleringen tyder på at utslippene fra ett nytt utslippspunkt på Tofte ikke vil ha signifikant påvirkning på den økologiske tilstanden i Oslofjorden for vannmassene og nedre voksegrense. Vannmasseparameterne endres minimalt (mindre enn 0,5 % endring), som er under nivåene for mellomårlig variasjon og innenfor analytisk målenøyaktighet i de fleste tilfellene. Også resultatene for nedre voksegrense for makroalger (MSMDI) antyder at det modellerte utslippsscenarioet ikke vil påvirke nedre voksegrense for Oslofjorden generelt. Det er usikkert om effekter av utslippet fra et nytt anlegg, i form av redusert vekstdyp og økt mengde lurv, vil bli målbare lokalt i Breiangen. Det vil avhenge av faktorer som f.eks. vannets oppholdstid, næringssaltenes tilgjengelighet for planteplanktonet, samt spredning og innlagringsdyp av utslippsvannet.

Modelleringsresultatene for makroalger gir grunnlag for å anta at heller ikke ålegrasenger vil påvirkes nevneverdig på grov skala (altså generelt i Oslofjorden) av et nytt utslipp. Ettersom kun noen få ålegrasenger er blitt klassifisert iht. vannforskriften, har vi et begrenset grunnlag for å si noe om dagens økologiske tilstand for ålegrasenger i Oslofjorden, både generelt og lokalt i Breiangen. Klassifiseringssystemet for ålegrasenger er relativt nytt og uprøvd sammenlignet med de andre indikatorene. Derfor knytter det seg noe usikkerhet til grenseverdiene og tilstandsklassifiseringene. Siden det mangler gode data på dose-respons for ålegrasenger, vil det ikke være mulig å kvantifisere hvilken påvirkning et nytt utslipp på Tofte vil ha på de lokale ålegrasengene.

Utslipp av suspendert stoff gir i større grad lokale effekter. Resultatene antyder at påvirkningene vil være ubetydelige (<1 %) både for bunndyr (Figur 8) og konsentrasjonen av organiske partikler i

bunnvannet (Figur A4 i Vedlegg A) for avstander større enn omtrent 10 km fra utslippspunktet ved Tofte. Derfor er det ikke sannsynlig at denne delen av utslippet vil påvirke den økologiske tilstanden for bunndyr i områder som mer enn 10 km unna utslippspunktet. Bunnområdene nær utslippet vil derimot trolig bli påvirket negativt. Påvirkningen vil være størst nærmest utslippspunktet og deretter avta i en gradient bort fra utslippet.

I Håøyfjorden, som er resipient for utslippet fra Chemring Nobels eksisterende anlegg på Sætre, viser undersøkelser at bunndyrene har *moderat* tilstand på tre av fire stasjoner (Borgersen m.fl. 2025). Også innholdet av organisk karbon i sedimentet er forhøyet, tilsvarende *dårlig* tilstand. Stasjonene i Håøyfjorden ligger 200 til 500 meter fra utslippspunktet. Utslippet av suspendert stoff til Håøyfjorden har de siste årene (fra 2020) ligget på rundt 9-15 tonn i året, noe som er vesentlig lavere enn «worst case»-scenarioet på 80 tonn som vi bruker som utgangspunkt for anlegget på Tofte. Det er derfor grunn til å anta at bunnforholdene i en viss omkrets rundt utslippet ved Tofte kan påvirkes i samme grad, til tross for at vannutskiftingen her er bedre enn i Håøyfjorden.

Det er også verdt å merke seg at mengden suspendert stoff i utslippet til Håøyfjorden økte etter 2019, som følge av slamproduksjon fra det biologiske renseanlegget. Økningen i suspendert stoff sammenfaller med en sterk økning i forekomsten av en liten børstemark (*Pseudopolydora nordica*), som livnærer seg ved å filtrere små partikler fra vannet og sedimentet. Dette er i tråd med resultatene fra Oslofjord-modelleringen, som viser at økt utslipp favoriserer filtrerende organismer (Figur 8I) og antyder at det samme kan skje ved utslippet på Tofte. Slik høy dominans av opportunistiske enkeltarter fører til redusert artsdiversitet og redusert økologisk tilstand (Borgersen m.fl. 2025).

Potensielle gifteffekter av utslippet

I perioden 2016-2017 gjennomførte COWI to studier på oppdrag for Chemring Nobel der de 1) så på muligheten for å redusere KOF-utslippet med minst 70 % ved biologisk avløpsvannbehandling (Rusten m.fl. 2016) og 2) vurderte risikoen for gifteffekter av utslipp av behandlet vann og slam ute i fjorden (Vik og Lidholm 2017).

Det ble testet bruk av MBBR-teknologi for å redusere KOF-utslipp fra avløpsstrøm 6 ved Sætre-anlegget, som er samme teknologi som brukes i dagens anlegg. Nedbrytningstester ble gjort med 25x fortynnet prosessavløp, mens giftighetstester ble utført på prøver av utløpsvannet som hadde vært nedfrosset i mellomtiden.

Det ble utført tre ulike akutt giftighetstester på filtrerte prøver:

- brakkvannsbakterietest (Microtox med aktivitetshemming av *Vibrio fischeri* over 15 min)
- marin algetest (veksthemming av *Skeletonema costatum* over 72 timer)
- marin hoppekrepestest (overlevelse av *Acartia tonsa* over 48 timer).

Bakterietesten var mest følsom for utslippet der utslippet fortynnet til 20 % ga 50 % hemming av aktiviteten til *Vibrio fischeri* (tilsvarende for mikroalgen var 50 % veksthemming ved 36 %). Det ble så antatt at det var tilstrekkelig med en 5x fortynning ute i resipienten for å unngå gifteffekter. Dette er en problematisk tolkning av resultatene av fire viktige grunner:

1. Ifølge EU-standard (TGD 2003)⁷ skal man teste giftighet på fisk, krepsdyr og alger. Her mangler test på fisk – ofte den mest følsomme organismen.
2. I henhold til samme aksepterte metodikk må man benytte en sikkerhetsfaktor (assessment factor) på 1000 i vurderingen hvis man kun har så begrenset med data.
3. Testene ble gjort på filtrerte vannprøver, som kan ha fjernet partikkelbundne giftstoffer. Det antas at 95 % av slammet som genereres i den biologiske prosessen er bioslam og at denne har lav giftighet, men dette er ikke dokumentert.
4. Testene ble gjort på 25x fortynnet vann, og årsaken til giftigheten er ukjent. Ammoniakkforgiftning kan ha vært en viktig faktor, da høy konsentrasjon av ammoniakk vil være svært giftig for veldig mange organismer. Det kan også ha vært rester av sprengstoffrester (HMX, RDX, NTO) i vannet. I tillegg er det usikkert om prøvene har endret seg under 10–11 måneders fryselagring.

I dag fungerer MBBR-anlegget til Chemring Nobel på Sætre godt, da det klarer ca. 80 % KOF-fjerning. Det er imidlertid ikke gjort noen giftighetstester av vannet som slippes ut og det kan derfor ikke utelukkes at utslippet kan være skadelig for marine organismer.

⁷ <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/212940b8-3e55-43f8-8448-ba258d0374bb>

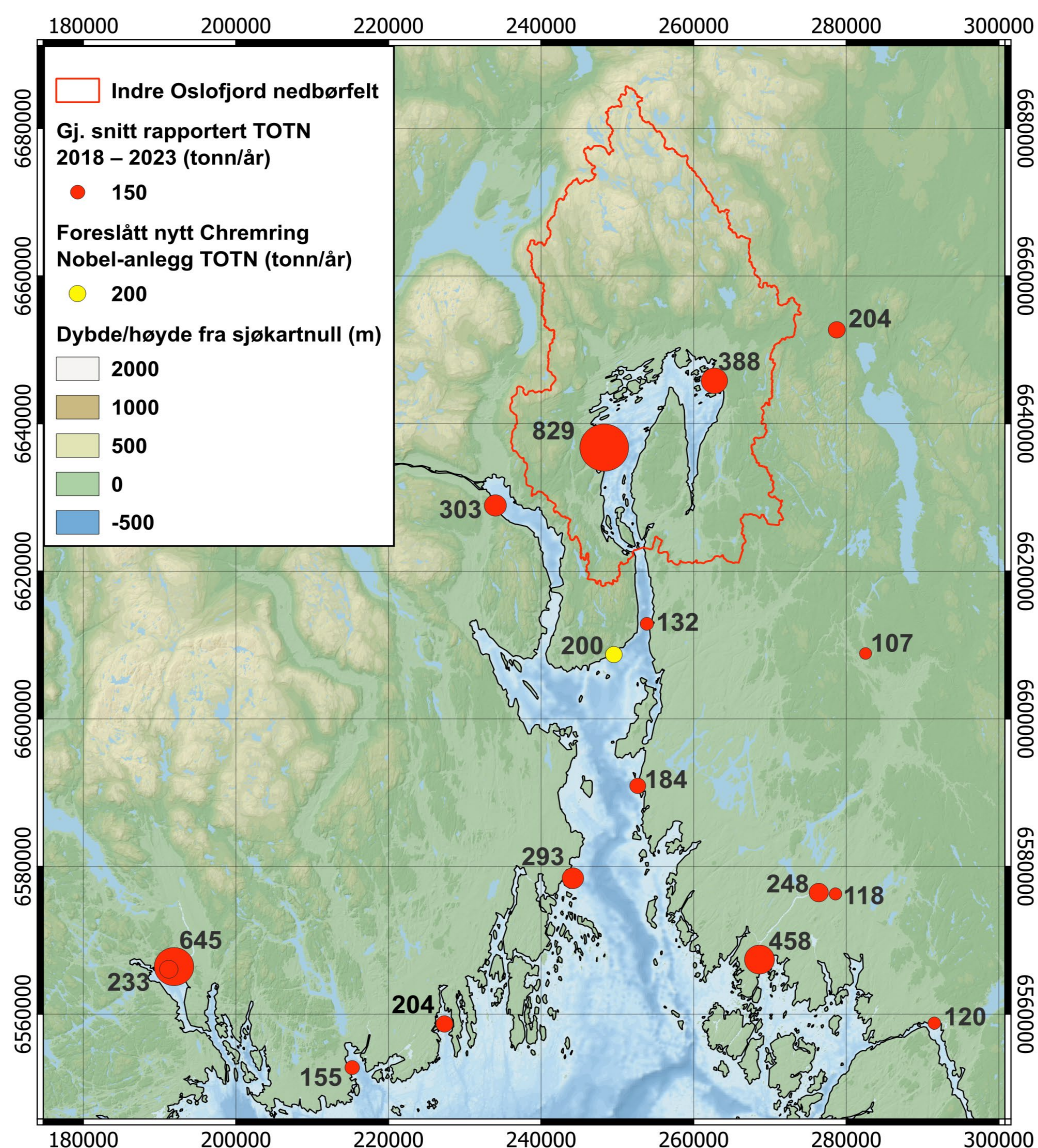
5 Refleksjoner rundt geografisk plassering

5.1 Punktutslipp til Oslofjorden

Det er til sammen cirka 520 punktutslipp, fra industribedrifter og kommunal avløpssektor, til Oslofjorden. Av disse er 500 til Ytre Oslofjord og 20 til Indre Oslofjord. Av disse igjen er 17 punktutslipp større enn 100 tonn nitrogen i året (Figur 10).

Sentralrenseanlegg Vest (VEAS) har det største utslippet, på 829 tonn i gjennomsnitt per år, etterfulgt av Yara Porsgrunn (645 tonn), Øra avløpsanlegg (458 tonn) og HIAS renseanlegg (445 tonn).

Dersom den nye sprengstoffabrikken på Tofte vil slippe ut 200 tonn nitrogen til Ytre Oslofjord (worst case-scenario), vil dette utslippet være det 12. største til Oslofjorden (Tabell 4).



Figur 10 Punktkilder for utslipp av nitrogen til Oslofjorden. Industri og avløpsanlegg med gjennomsnittlige utslipp større enn 100 tonn/år er vist i rødt (gjennomsnitt fra 2018 til 2023). Nord for kartområdet ligger to ytterligere avløpsrenseanlegg som slipper ut i Mjøsa: Rambekk (178 tonn/år) og HIAS (445 tonn/år). Det foreslåtte nye Chemring Nobel-anlegget er vist i gult. Koordinatene er UTM Sone 33N meter.

Tabell 4 Oversikt over punktutslipp av nitrogen større enn 100 tonn i gjennomsnitt per år til Oslofjorden i perioden 2018 til 2023. * Basert på «worst case» utslippsmengder fra et nytt produksjonsanlegg for sprengstoff.

Rank	Anlegg	Sektor	Fjord- område	Vannforekomst	Nitrogen- utslipp (tonn/år)
1	Sentralrenseanlegg Vest (VEAS)	Avløp	Indre	Oslofjorden	829
2	Yara Porsgrunn	Industri	Ytre	Frierfjorden	645
3	Øra avløpsanlegg	Avløp	Ytre	Østerelva (Hvaler)	458
4	HIAS renseanlegg	Avløp	Ytre	Mjøsa, til fjorden v/ Østerelva (Hvaler)	445
5	Bekkelaget avløpsanlegg	Avløp	Indre	Oslo havn og by/ Bekkelagsbassenget	388
6	Solumstrand avløpsanlegg	Avløp	Ytre	Drammensfjorden - indre	303
7	Tønsberg renseanlegg	Avløp	Ytre	Ytre Oslofjord - Vest	293
8	Alvim renseanlegg	Avløp	Ytre	Glomma fra Sarpsfossen til samløp	248
9	Knarrdalstrand avløpsrenseanlegg	Avløp	Ytre	Frierfjorden	233
10	NRA (Nedre Romerike avløpsanlegg)	Avløp	Ytre	Nitelva og Glomma, til fjorden v/ Østerelva (Hvaler)	204
11	Sandefjord renseanlegg	Avløp	Ytre	Sandefjordsfjorden - ytre	204
	<i>Nytt produksjonsanlegg for sprengstoff</i>	<i>Industri</i>	<i>Ytre</i>	<i>Breiangen øst</i>	<i>200*</i>
12	Fuglevik avløpsanlegg	Avløp	Ytre	Midtre Oslofjord - øst	184
13	Rambekk renseanlegg	Avløp	Ytre	Mjøsa, via Glomma	178
14	Lillevik renseanlegg	Avløp	Ytre	Larviksfjorden	155
15	Søndre Follo renseanlegg	Avløp	Ytre	Hurum	132
16	Remmendalen avløpsanlegg	Avløp	Ytre	Halden havnebasseng	120
17	Borregaard avd. spesialcellulose	Industri	Ytre	Glomma fra Sarpsfossen til samløp	118
18	AHSA Interkommunale	Avløp	Ytre	Glomma	107

5.2 Vurdering av de alternative lokalitetene

Oslofjorden består av åpne fjordområder og bassenger, samt mer innelukkede områder og sidefjorder. De ulike områdene har ulike belastninger og miljøtilstander, og vil følgelig være mer eller mindre sårbare for økte utslipp av nitrogen. I det følgende gjør vi en kort vurdering av noen ulike alternative lokaliteter for ny sprengstoffabrikk, med fokus på den marine resipienten som vil motta utslippet. Områdene som vurderes er: Drammensfjorden, Grenland, Hvaler og Mjøsa, i tillegg til Tofte på Hurum.

De ulike delområdene i Oslofjorden har blitt kategorisert i fire kategorier av problemområder basert på økologisk tilstand, nitrogenvurdering og antropogen tilførsel (Staalstrøm m.fl. 2022b). De fire kategoriene er: 1) akutte problemområder, 2) alvorlige problemområder, 3) potensielle problemområder og 4) ikke problemområder. I akutte og alvorlige problemområder bør tilførsel av nitrogen reduseres betydelig.

De fleste områdene i Oslofjorden ble vurdert til kategori 2 og 3 (henholdsvis alvorlige og potensielle problemområder). Iddefjorden og Hunnebunn ble vurdert til akutte problemområder, mens kun fire områder ble vurdert til å være «ikke problemområder».

5.2.1. Drammensfjorden, Grenland og Hvaler

I Drammensfjorden er det observert negative miljøeffekter av høye nitrogentilførseler. Fjorden blir kategorisert som et alvorlig problemområde (Staalstrøm m.fl. 2022b). Det samme gjelder Hvaler utenfor Glommas hovedløp, der den økologiske tilstanden og nitrogentilstanden er dårlig.

De ulike fjordområdene i Grenlandsområdet (Frierfjorden, Langesundsfjorden og Håøyfjorden) er vurdert som potensielle problemområder for nitrogentilførseler, til tross for at både Yara Porsgrunn og Knarrdalstrand avløpsrenseanlegg har to relativt store utslipp til Frierfjorden (Figur 10 og Tabell 4). I tillegg til nitrogenutslipp er Grenlandsfjordene, spesielt Frierfjorden, særlig forurensset med store historiske utslipp av miljøgifter som dioksiner, klorforbindelser, tungmetaller, PCB, kvikksølv og PFAS.

Den økologiske tilstanden er generelt bedre i de store vannmassene i sentralbassengene i Oslofjorden, sammenlignet med de mer innelukkede sidefjordene (Frigstad m.fl. 2024). Vi forventer større lokal påvirkning på miljøtilstand fra et nytt utslipp til Drammensfjorden og Grenland enn til Breiangen ved Tofte. Det sentrale bassenget nord i Ytre Oslofjord fremstår derfor som mer egnet for å ta imot nye tilførsler enn Drammensfjorden og Grenland.

5.2.2. Mjøsa

Totalt nitrogenutslipp fra Chemring Nobel er anslått til maksimalt 200 tonn per år. Til sammenlikning er utslippene av nitrogen til Mjøsa fra HIAS' rensesanlegg på Hamar i 445 tonn per år (Tabell 4).

NIVA gjør målinger av nitrogenkonsentrasjoner i syv av de største tilløpselvene til Mjøsa hvert år og estimerer transport av nitrogen og fosfor til Mjøsa (Thrane m.fl. 2024). Samlet transport av nitrogen fra de syv elvene er estimert til ca. 4000 tonn per år (gjennomsnitt for siste tiår). Estimert transport av nitrogen ut med Vorma var i 2024 omkring 7000 tonn, så de totale tilførselene til Mjøsa er vesentlig høyere enn 4000 tonn per år.

Med et totalt vannvolum på c. 55 km³ og et årlig tilsig på 11 316 mill m³, har Mjøsa stor resipientkapasitet. Basert på en svært enkel beregning vil et tenkt scenario med utslipp av 200 tonn

nitrogen til Mjøsa føre til at konsentrasjonen øker i størrelsesorden 18 µg/l (200 tonn nitrogen tilført / 11 316 mill m³ vann tilført * 1000). Konsentrasjonene av nitrogen i sentrale deler av Mjøsa er i dag ca. 450 µg/l, noe som tilsvarer tilstandsklasse *moderat* (400–650 µg N/l) for vanntype L-105b (Direktoratsgruppa for vannforvaltning. 2025, 28.01). En økning på 18 µg/l tilsvarer en økning i konsentrasjon på omtrent 4 % og vil ikke føre til endret tilstandsklasse.

Til tross for forhøyede konsentrasjoner av nitrogen i Mjøsa, er økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering i innsjøen knyttet til tilførsler av *fosfor*. Dette skyldes at forholdet mellom nitrogen og fosfor i Mjøsas vannmasser er svært høyt og konsentrasjonene av nitrat aldri når nivåer som gir nitrogenbegrensning (se f.eks. Thrane m.fl. 2022 s. 54-55). Nitrogen er derfor alltid i overskudd i forhold til fosfor, og algevekst og primærproduksjon i Mjøsa er kraftig fosforbegrenset. Bedringen i Mjøsas økologiske tilstand etter Mjøs-aksjonen på 1970- og 80-tallet skyldes reduserte fosfortilførsler (se f.eks. Thrane m.fl. 2022 & Nashaug 1999).

En økning i tilførslene av nitrogen til Mjøsas sentrale vannmasser vil derfor ikke bidra til økt eutrofiering lokalt. Sett i et nedbørfeltperspektiv er økte tilførsler imidlertid problematisk, ettersom mesteparten av dette nitrogenet vil transporteres videre nedstrøms og til slutt nå Oslofjorden, der nitrogen i større grad kan bidra til eutrofiprosblematikk. Det er anslått at tilbakeholdelsen av nitrogen i Mjøsa er rundt 20-25 % (upubliserte analyser basert på TEOTIL modellen), slik at et utslipp her vil føre til noe lavere belastning på Oslofjorden enn et direkte utslipp. Når utslipp til Oslofjorden kommer via vassdrag, gir dette imidlertid tilførsler til overflatelaget av vannmassene i fjorden. Dette gir generelt sett en mer negativ effekt enn tilsvarende tilførsler med innlagring i dypere vannmasser.

Utslipp av KOF og SS kan bidra til økt organisk belastning på Mjøsa, men utslippene (160 tonn KOF og 80 tonn SS) er forholdsvis små sett i lys av at f.eks. HIAS slipper ut mellom 500 og 1000 tonn KOF årlig (<https://www.norskeutslipp.no/no/Diverse/Virksomhet/?CompanyID=9706>). Effekter av eventuelle utslipp av både KOF, SS og nitrogen må uansett undersøkes ved detaljert modellering for å kunne si noe sikkert om hvordan miljøtilstanden vil påvirkes.

5.3 Potensielle avbøtende tiltak

5.3.1. Pågående utviklingsaktiviteter

I denne rapporten har vi vurdert hvordan utslipp fra en ny sprengstoffabrikk vil kunne påvirke miljøtilstanden i Oslofjorden basert på et antatt «worst case» utslippsscenario. Chemring Nobel jobber med å redusere sine eksisterende utslipp fra Sætre og et nytt produksjonsanlegg vil kunne dra nytte av resultater fra dette arbeidet. Det eksisterende anlegget i Sætre ble etablert i 1968 og mulighetene til forbedringer er begrenset sammenlignet med hva tilfellet vil være ved prosjektering av et helt nytt anlegg. Pågående utviklingsaktiviteter ved Chemring Nobel knytter seg blant annet til;

- Økt gjenvinningsgrad av eddiksyre
- Økt uttak av nitratlake (redusert nitrogenbelastning på renseanlegg)
- Redusert konsentrasjon av HMX/RDX i vann
- Reduserte mengder inhiberende komponenter til renseanlegg
- Oppgradering av renseanlegg, økt rensegrad for KOF, samt løsninger for reduserte utslipp av slam og nitrogen

5.3.2. Mulige synergier med VEAS

Dersom det nye produksjonsanlegget plasseres på Tofte, og VEAS sine planer om et nytt interkommunalt avløpsanlegg⁸ i samme område blir realisert, gir dette muligheter for synergier mellom disse og biodrivstoffselskapet Silva Green Fuel. Det er flere prosessstrømmer hos Chemring Nobel som kan inngå som innsatsfaktorer hos VEAS og/eller Silva Green Fuel eller løse utfordringer hos Chemring Nobel (Figur 11).

Fra Oslofjordens perspektiv vil det være gunstig dersom rensegraden av nitrogen ble høyere, slik at utslippene, totalt sett, ble lavere. Dette kan potensielt oppnås dersom VEAS kan ta imot og rense avløpsvannet fra Chemring Nobels nye produksjonsanlegg. For at dette skal være realistisk er det flere utfordringer som må løses, disse beskrives kort i avsnittet under.

Rensing av nitrogenavløp fra Chemring Nobel ved nytt Veas-anlegg

Sett over hele året utgjør prosessavløpet ca. 20 % av nitrogenet fra Chemring Nobel. Mengdene nitrogen som kommer med dette prosessavløpet kan variere noe avhengig av hva som produseres, men sannsynligvis vil variasjonen være noe mindre i nytt anlegg, sammenlignet med dagens anlegg på Sætre (ifølge Chemring Nobel). Også pH i prosessavløpet varierer mye på grunn av innholdet av eddiksyre. Videre er det en utfordring at prosessvannet kan inneholde sprengstoffrester (HMX, RDX og NTO), som potensielt kan være en hemsko for nitrogenfjerningen og da spesielt for den biologiske omdanningen av ammonium til nitrat (dvs. hemming av nitrifikasjonsbakteriene).

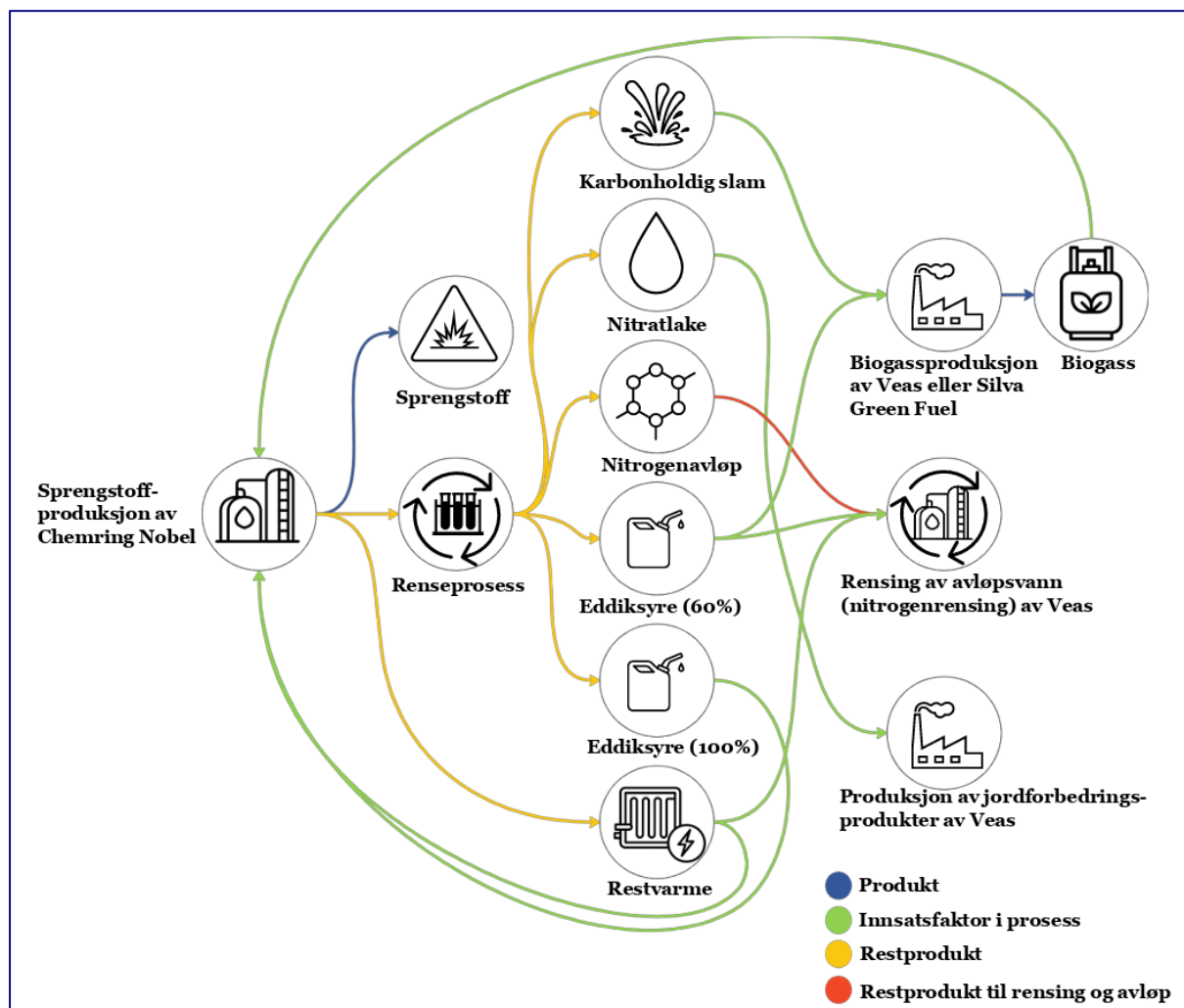
Det nye VEAS-anlegget er forventet å måtte oppnå 90 % rensing for nitrogen, og i utgangspunktet vil det derfor være fornuftig å få prosessavløpet fra Chemring Nobel behandlet på dette anlegget. Det blir en stor fortynning og utjevning av dette prosessavløpet når det blandes med vanlig kommunalt avløpsvann (opptil 200 tonn N/år fra Chemring Nobel mot ca. 1500 tonn N/år i kommunalt avløpsvann). Likevel vil det være nødvendig å undersøke om prosessavløpet har en påvirkning på nitrifikasjonen og sikre jevn belastning. Potensialet for hemming må undersøkes, og det vil sannsynligvis være

⁸ <https://veas.nu/uploads/2025/01/Tofte-Renseanlegg-V8-1.pdf>

hensiktsmessig at eventuelle forbehandlingstiltak gjøres hos Chemring Nobel der konsentrasjonen er størst.

Andre mulige synergier mellom Chemring Nobel, VEAS og Silva Green Fuel:

- **Eddiksyre til denitrifikasjon ved nytt Veas-anlegg;** ett av biproduktene fra Chemring Nobels produksjoner er 60 % eddiksyre, som blant annet potensielt kan inngå som lett nedbrytbar karbonkilde i denitrifikasjonsprosessen (reduksjon av nitrat til nitrogengass) ved det nye VEAS-anlegget.
- **Eddiksyre til biogassproduksjon ved nytt Veas-anlegg/Silva Green Fuel;** eddiksyre er et naturlig mellomprodukt i biogassproduksjonen ved begge bedrifter og ekstra tilførsel kan dermed gi ekstra biogassproduksjon.
- **Felles anlegg for slamseparasjon** vil kunne bidra til å redusere samlede investeringer og totalt sett også bli en bedre teknisk løsning.
- **Karbonholdig slam som substrat for biogassproduksjon;** dersom man kan bedre sedimenteringsegenskapene til slammet produsert av Chemring Nobel, kan dette inngå i biogassproduksjon.
- **Nitratlake som innsatsfaktor i gjødselproduksjon;** ca. 80 % av alt nitrogenet fra Chemring Nobel finnes som en høykonsentrert nitratlake. Nitratlaken blir i dag destruert, men kan potensielt nyttiggjøres til å produsere gjødsel, dersom det oppnås adekvat rensing av spor av sprengstoff (HMX, RDX og NTO) og formaldehyd fra denne. Dette jobbes det med for øyeblikket der man tester en avansert oksidasjonsprosess (H_2O_2/UV) med øyensynlig positive resultater (Oscar Lidholm, personlig meddelelse).



Figur 11 Forenklet illustrasjon av mulige synergier og symbiotiskeforhold mellom Chemring Nobel, VEAS og Silva Green Fuel. Kilde: Menon Economics (2025).

6 Oppsummering og konklusjoner

I denne rapporten har NIVA vurdert hvordan utslipp fra en ny sprengstoffabrikk vil kunne påvirke miljøtilstanden i Oslofjorden. Vi har tatt utgangspunkt i et «worst case»-utslippsscenario med 200 tonn nitrogen, 160 tonn KOF og 80 tonn suspendert stoff.

Hovedresultatene i rapporten viser at det modellerte utslippet ikke ser ut til å påvirke den økologiske situasjonen i Oslofjorden i betydelig grad. Grovt sett ser man en regional, men veldig liten, påvirkning på nitrogenkonsentrasjonene i vannmassene og en mer lokalisert effekt for de bentiske økosystemene:

- Vannmasseparameterne i Oslofjorden endres minimalt på regional skala, med en maksimal økning på 0,5 %. De største økningene er for nitrat-nitritt og ammonium. Økningen er større for Indre Oslofjord enn for Ytre Oslofjord.
- Resultatene antyder at utslippet vil føre til lokale reduksjoner i nedre voksegrense for makroalger i noen områder, hovedsakelig i Indre Oslofjord, men ikke nok til å endre tilstandsklassen (maksimalt 3,6 % reduksjon). Modellen for nedre voksegrense (MSMDI-modellen) inkluderer imidlertid ikke partikler som fører til nedslamming. Nedslamming kan variere betydelig i tid og rom og er en viktig variabel for tilstanden i Oslofjorden.
- Utslippet av suspendert stoff vil trolig gi lokale negative effekter på bunndyr nær utslippspunktet, men ikke storskala effekter i Oslofjorden.
- Det kan ikke utelukkes at utslippet kan være skadelig for marine organismer, og giftighetstester av utslippsvannet fra et nytt produksjonsanlegg bør gjennomføres.
- Økologisk tilstand klassifiseres etter Vannforskriften som en samlet økologisk kvalitetskvotient (EQR), som har et teoretisk spenn fra 0 (svært dårlig) til 1 (urørt). Denne endres med mindre enn 0,001 i alle vannforekomster.

For å vurdere utslippets påvirkning på miljøtilstand har vi benyttet en kombinasjon av modellering og faglige skønnsvurderinger. Modelleringen gir kvantitative og konkrete resultater, men modeller generelt er en forenkling av en mer kompleks virkelighet, da de bygger på en rekke antagelser og begrenset datatilgang.

Det er viktig å påpeke at det i skrivende stund ikke er besluttet hvorvidt den nye fabrikk skal bygges, ei heller hvor. I denne rapporten har vi tatt utgangspunkt i ett eksisterende utslippspunkt – på Tofte. På bakgrunn av de historiske og eksisterende tilførselene til de andre områdekandidatene; Mjøsa, Drammensfjorden, Hvaler og Grenland, fremstår alternativet på Tofte totalt sett som den minst problematiske løsningen for Oslofjorden. Den økologiske tilstanden er generelt bedre i den store, sentrale vannmassen enn inne i fjordarmene der det allerede er stor tilførselsbelastning. Dersom VEAS sine planer om et nytt renseanlegg på Tofte realiseres, er det også et potensiale til stede for å øke rensegraden på utslippene til Oslofjorden, også for Chemring Nobel.

Det finnes veldig lite overvåkningsdata for vannforekomsten Breiangeren øst, og analysene i denne rapporten er gjort på bakgrunn av data fra nærliggende vannforekomster. Derfor anbefaler NIVA på det sterkeste at det gjennomføres både vannmasseovervåkning og undersøkelser av de bentiske økosystemene før fabrikkens potensielt bygges, for å avklare nåværende økologisk status i området.

Tilførselsdataene til Oslofjorden viser at det allerede er en økende trend av nitrogentilførsler til fjorden. Selv om våre analyser ikke tyder på at dette nye utslippet, isolert sett, vil forårsake store økologiske konsekvenser, er det bekymringsverdig å legge til nye nitrogentilførsler. Oslofjorden er allerede under sterkt press, og høye nitrogentilførsler er en av hovedårsakene til at miljøtilstanden i fjorden ikke er god. Å redusere nitrogentilførselen til Oslofjorden er i tråd med regjeringens helhetlige tiltaksplan for

Oslofjorden, og omfattende tiltak er helt nødvendig for å bedre den økologiske tilstanden i fjorden. Det økte utslippet bør derfor kompenseres med desto større reduksjoner i andre sektorer for å nå regjeringens mål i sin helhetlige plan for Oslofjorden.

7 Referanser

- Aarflot J M, Naustvoll L J, Moy F, Norderhaug KM, Berg F, Kvamme C, Søvik G, Kleiven A R, Albretsen J, Brandt C F, Thorbjørnsen S H, Falkenhaus T. 2024. Pilotprosjekt for vurdering av samlet påvirkning i Oslofjorden – ytre del. Rapport fra havforskningen 2024-15.
- Asmala E, Bowers DG, Autio R, Kaartokallio H, Thomas DN. 2014. Qualitative changes of riverine dissolved organic matter at low salinities due to flocculation, *J. Geophys. Res. Biogeosci.*, 119, 1919–1933, doi:10.1002/2014JG002722.
- Bjerkeng, B. 2011. Strategi 2010. Effekter på indre Oslofjord av endrede tilførsler og tiltak analysert ved hjelp av NIVAs fjordmodell. NIVA-rapport 6216-2011.
- Borgersen G, Gitmark JK, Norli M, Engesmo A. 2025. Tiltaksorientert overvåking i Håøyfjorden i 2024 for Chemring Nobel AS. NIVA-rapport 8063-2025
- Bruggeman J & Bolding K. 2014. A general framework for aquatic biogeochemical models. *Environmental modelling & software*, 61, 249-265.
- Butenschön M, Clark J, Aldridge JN, Allen JI, Artioli Y, Blackford J, ... & Torres R. 2016. ERSEM 15.06: a generic model for marine biogeochemistry and the ecosystem dynamics of the lower trophic levels. *Geoscientific Model Development*, 9(4), 1293-1339.
- Direktoratsgruppa for vannforvaltning. (2025, 28.01). Veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann. Vannportalen.
- Engesmo A, Staalstrøm A, Norli M, Selvik JR, Gitmark JK. 2020. Overvåking av Ytre Oslofjord 2019-2023. Årsrapport 2019. NIVA-rapport 7532-2020.
- Frigstad H, Ramon P, Borgersen G, Engesmo A, Staalstrøm A, Naustvoll LJ, Lerch SJ, Schøyen M, Ruus A, Strohmeier T, Falkenhaus T, Freitas C, Moland E. Haugen TO, Hoff SNK., Jentoft S, Mo TA, Rinde E, Hanssen SA, Walday MG. (2024). Tilstandsrapport for Oslofjorden. NIVA-rapport 8036-2024.
- Gu AZ, Liu L, Neethling AB, Stensel, HD, Murthy S. 2011. Treatability and fate of various phosphorus fractions in different wastewater treatment processes. *Water Science & Technology*, 63.4, 2011. doi: 10.2166/wst.2011.312
- Henze M, Harremoës P, la Cour Jansen J, & Arvin E. 2002. Wastewater treatment biological and chemical processes (3rd ed.). Berlin: Springer.
- Infantes E, Rinde E, Kvile KØ. 2022. Restaurering av ålegrasenger. En praktisk veileder utviklet for Oslo kommune. NIVA-rapport 7693-2022.
- Kværnø S, Fischer F, Bechmann M. 2024. AGRITIL - Nutrient loss model for agriculture - Modelling soil, organic carbon, nitrogen and phosphorus losses from Norwegian agricultural areas to water. NIBIO rapport 10-43-2024.
- Lundsør E, Falkenhaus T, Thormar J, Naustvoll LJ. 2024. ØKOKYST-delfprogram Skagerrak. Årsrapport 2023. Miljødirektoratet rapport M-2788-2024.

Moy F, Aure J. (HI), Falkenhaus, T. (HI), Johnsen, T., Lømsland, E., Magnusson, J., Norderhaug, K., Omli, L. (HI), Pedersen, A., Rygg, B. 2008. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2007. SPFO-rapport 1024/2008.

Nashoug O. (red.) 1999. Vannkvaliteten i Mjøsa – før og nå. Mjøsovervåkingen gjennom 25 år. Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa.

Rinde E, Bekkby T, Kvile K, Andersen, GS, Brkljacic M, d'Auriac MA, Christie H, Fagerli CW, Fredriksen S, Moy S, Staalstrøm A, Tveiten L. 2021. Kartlegging av et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden. NIVA-rapport 7605-2021.

Rinde E, Moy SR, Borgersen G, Brkljacic MS, Fagerli CW, Gitmark JK, Mjelde M, Bekkby T, Bjorbækmo MFM, Christie HC, Kile MR, Kvile KØ, Næss R, Oug E, Tveiten LA, Walday MG. 2022. Utvikling av kartleggingsmetodikk og kriterier for lokalitetskvalitet for marine naturtyper. NIVA-rapport 7805-2022.

Rusten B, Kjønnø O, Tomczak-Wandzel R. og Lidholm O. 2016. Biologisk rensing av avløpsvann fra Chemring Nobel – Rapport fra lab-skala forsøk med rensing av delstrøm 6. Aquateam COWI Rapport No. 16-021; Prosjektnummer A079058.

Sample JE, Jackson-Blake LA, Vogelsang C, Kaste Ø. 2024. TEOTIL3: En modell for beregning av kildebaserte tilførsler via elver og direktetilførsler til kyst. NIVA-rapport 7996-2024.

Shchepetkin AF, & McWilliams JC. 2005. The regional oceanic modeling system (ROMS): a split-explicit, free-surface, topography-following-coordinate oceanic model. Ocean modelling, 9(4), 347-404.

Staalstrøm A, Jackson-Blake LA, Norling MD, Kvile KØ, Sample JE, Frigstad H, & Wallhead P. 2022a. Forprosjekt for modellering av Oslofjorden – vurdering av aktuelle modeller. NIVA-rapport 7803-2022.

Staalstrøm A, Walday MG, Vogelsang C, Frigstad H, Borgersen G, Albretsen J, Naustvoll LJ. 2022b. Utredning av behovet for å redusere tilførslene av nitrogen til Ytre Oslofjord. NIVA-rapport 7723-2022. Miljødirektoratet-rapport M-2065.

Staalstrøm A, Gitmark J. 2022. Environmental impacts by running an osmotic power plant. NIVA-rapport 6307-2012.

Thrane JE, Økelsrud A, Skjelbred B, Håll J, Kile MR. 2022. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Hovedrapport for 2021. NIVA-rapport 7743-2022

Thrane JE, Økelsrud A, Skjelbred B, Kemp, JL, Persson, J, Håll J. 2024. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa – Årsrapport for 2023. NIVA-rapport 7973-2024.

Vik EA, Lidholm O. 2017. Miljøriskovurdering for fremtidig utslipp av slam. COWI-rapport A079058-004/1.

Walday MG, Borgersen G, Beylich B, Eikrem W, Gitmark JK, Naustvoll LJ, Selvik JR & Staalstrøm A. 2019. Overvåking av Ytre Oslofjord i 2014-2018. 5-årsrapport. NIVA-rapport 7423.

Walday MG, Engesmo A, Fagerli CW, Gitmark JK, Gran-Stadniczeňko S, Kaste Ø, Kile MR, Moy SR, Borgersen G, Brkljacic MS & Staalstrøm A. 2023. Overvåking av Ytre Oslofjord 2019-2023 - Årsrapport 2021. NIVA-rapport 7820-2023.

Wallhead P, Kristiansen T, Frigstad H, Sørensen K & Marty S. 2021. Potential effects of reduced riverine inorganic particle loading on water quality in the Oslofjord region. (NIVA-rapport 7611). Norsk institutt for vannforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2753540>

Yang L, Shin H-S, Hur J. 2014. Estimating the Concentration and Biodegradability of Organic Matter in 22 Wastewater Treatment Plants Using Fluorescence Excitation Emission Matrices and Parallel Factor Analysis. *Sensors* 2014, 14, 1771-1786; doi:10.3390/s140101771

Vedlegg A – Beskrivelse av OF800-modellen

Systemet består av en hydrodynamisk havmodell, ROMS, (Shchepetkin og McWilliams 2005) med 800 m horisontal oppløsning, utviklet av Meteorologisk institutt (MET). Havmodellen ble koblet, ved bruk av FABM-koblingsmetoden (Bruggeman og Bolding 2014), til en kompleks biogeokjemisk modell ERSEM (Butenschon m.fl. 2016), opprinnelig utviklet av Plymouth Marine Laboratory (PML) og senere tilpasset Oslofjordregionen av NIVA. OF800 modellen er også koblet til en dedikert modul for sedimentdynamikk (Wallhead m.fl. 2021). OF800 mates med inputdata for atmosfæriske forhold, oseanografiske forhold på utsiden av domenet (grenseforhold), elvetilførsler og tilførsler fra renseanlegg behandlet som eksplisitte interne punktkilder (innenfor det marine modellrutenettet, rosa prikker i Figur 2) eller som modifikasjoner til belastningen av en nærliggende modell-elv (blå prikker Figur 2).

OF800-modellen produserer en simulering av 3D havfysikk og biogeokjemiske konsentrasjoner basert på fysiske lover, bevaring av væskemasse, varme, salt og elementære stoffer (C, N, P, Si), samt ulike biogeokjemiske flukser (f.eks. nitrogenopptak på grunn av planteplanktonvekst) som har blitt optimalisert for lokale arter, hovedsakelig basert på litteraturredata fra inkubasjonseksperimenter. Som med alle slike prosessbaserte eller «mekanistiske» modeller har OF800 resultatene skjevheter ('biases') sammenlignet med observasjonsdata, pga. for eksempel utjevning av modellbatymetri, for å gi numerisk stabilitet, eller knyttet til usikkerheter i biologiske parameteriseringer. Disse skjevhetene må tas i betraktning når vi sammenligner modellresultater med kriterier for økologisk tilstand som er basert på observasjoner. Tilnærmingen vår er å modellere skjevhetene med statistiske eller «maskin-læring» verktøy, slik at de kan korrigeres før modellutgang tas i bruk for å vurdere endringer i tilstand eller innenfor videre analysemetoder.

OF800-modellen er en romlig redusert versjon av en tidligere modell 'MARTINI800' som har vært validert mot observasjoner (Wallhead m.fl. 2021, Staalstrøm m.fl. 2022a). Versjonen av OF800 som brukes i dette prosjektet (versjon 'v10p2') har vært validert mot observasjoner ved å sammenligne målinger fra ØKOKYST-programmet mot modellutgang på samme steder og tider (Figur A1, A2). I disse figurene tester vi også ytelsen til de skjevhetsskorrigerende modellene (Gaussian Process Regression modeller som bruker sted, sesong, batymetri, salinitet og ukorrigert modellutgang til å predikere OF800 skjevheter) ved å bruke en kryssvaliderings prosedyre som ekskluderer hele romlige steder fra testdatasett (se nedre delplott i Figur A1, A2). Vi finner at skjevhetsskorrigeringen forbedrer ytelsen til alle variablene unntatt totalnitrogen (Figur A1a, e). Vi fant også at korrigering av klorofyllutgang ikke forbedrer 90. persentil-tidsstatistikken. Derfor bruker vi ukorrigert modellutgang til totalnitrogen og 90. persentil klorofyll, men korrigert utgang til alle andre variabler og som inngang til MSMDI modellering. Som eksempel viser Figur A3 tidsserier av skjevhetsskorrigert OF800-utgang og observasjoner på overvåkningsstasjonen VT10 som ligger nærmest til utslippet fra det foreslåtte produksjonsanlegget på Tofte.

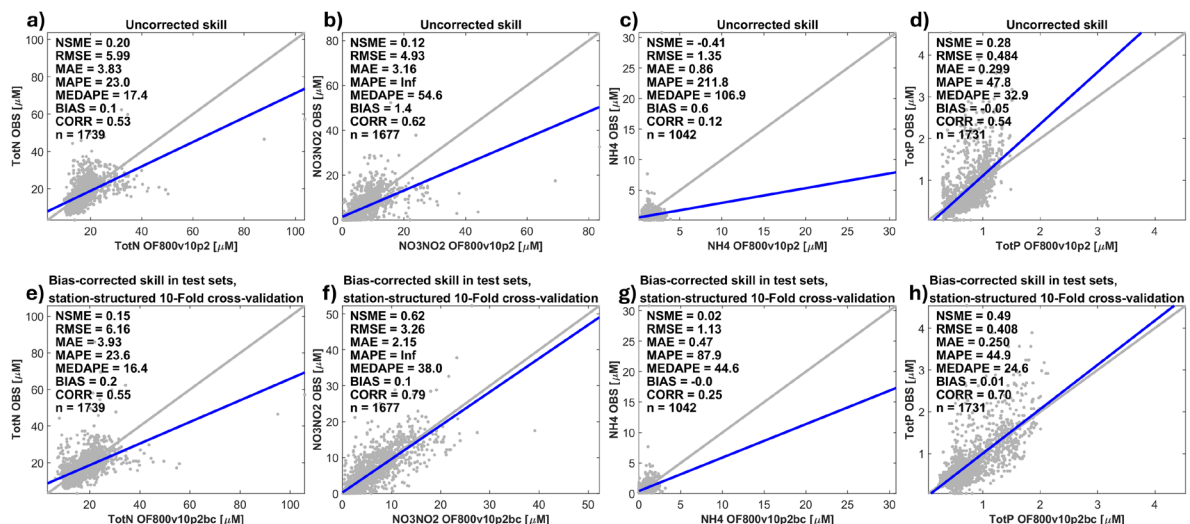


Fig. A1. Validering av OF800 utgang, både ukorrigerte (a-d), og skjevhetsskorrigerte (e-h) ved bruk av en kryssvalidering prosedyre som ekskluderer (fra trening av skjevhetsskorrigeringmodellene) hele romlige steder fra testdatasett ('station-structured 10-fold cross-validation'). Paneler viser resultater til: totalnitrogen (a, e), nitrat-plus-nitritt (b, f), ammonium (c, g), totalfosfor (d, h). Ferdighetsmetriker som vises inkluderer: Nash-Sutcliffe Modell Effektivitet (NSME), Root-Mean-Square Error (RMSE), Mean Absolute Error (MAE), Mean Absolute Percentage Error (MAPE), Median Absolute Percentage Error (MEDAPE), gjennomsnitt av modellerte minus observerte (BIAS), Pearson korrelasjon (CORR), og antall sammenligningspar (n).

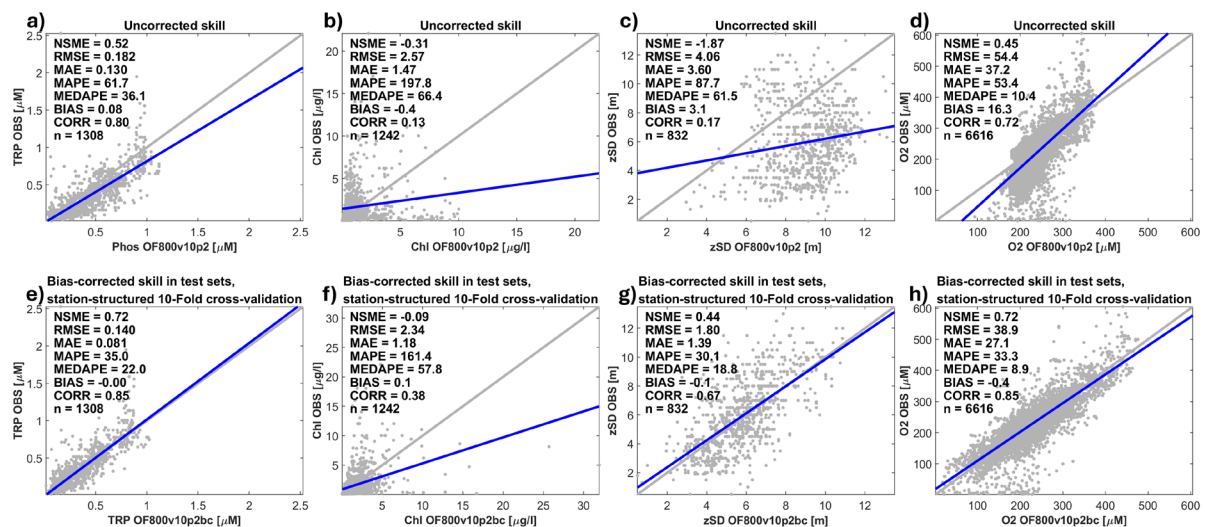


Fig. A2. Validering av OF800 utgang, både ukorrigerte (a-d), og skjevhetsskorrigerte (e-h) ved bruk av en kryssvalidering prosedyre som ekskluderer (fra trening av skjevhetsskorrigeringmodellene) hele romlige steder fra testdatasett ('station-structured 10-fold cross-validation'). Paneler viser resultater til: totalt reaktivt fosfor (a, e), klorofyll (b, f), Secchi dybde (c, g), oksygen (d, h). Ferdighetsmetriker som vises inkluderer: Nash-Sutcliffe Modell Effektivitet (NSME), Root-Mean-Square Error (RMSE), Mean Absolute Error (MAE), Mean Absolute Percentage Error (MAPE), Median Absolute Percentage Error (MEDAPE), gjennomsnitt av modellerte minus observerte (BIAS), Pearson korrelasjon (CORR), og antall sammenligningspar (n).

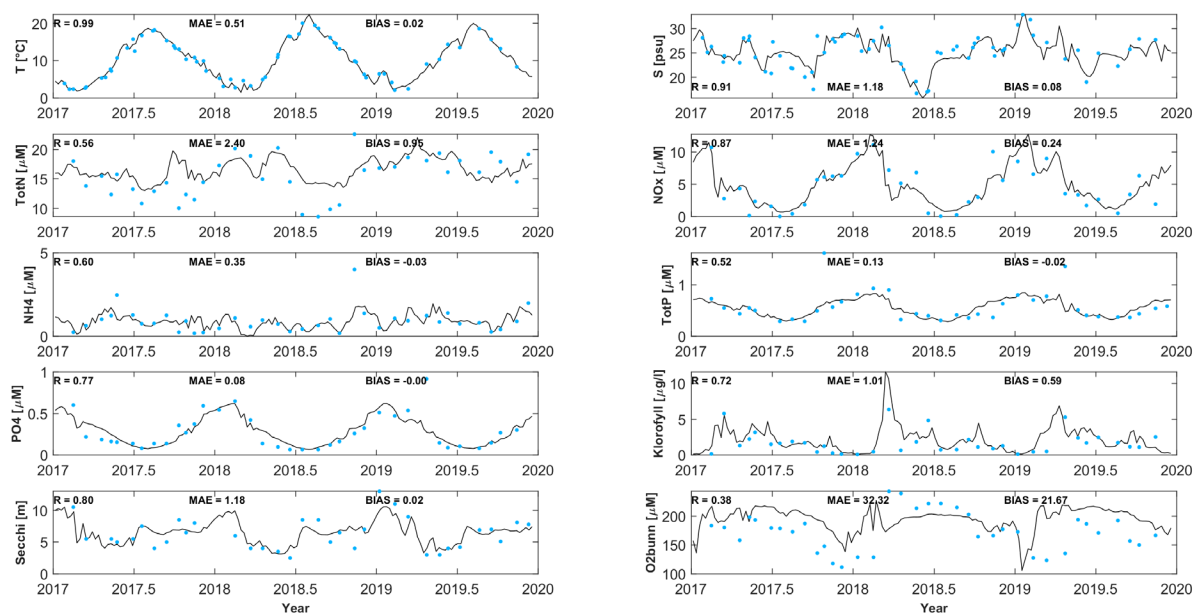


Fig. A3. Tidsserier av skjevhetsskorrigerte OF800-utgang (svarte linjer) og ØKOKYST observasjoner (blå prikker) for økologiske tilstandsvariabler på den VT10 overvåkingsstasjonen (59.4867° N, 10.4583° E) som ligger nærmest til den foreslåtte Tofte fabrikk. Paneler viser: temperatur (T), saltholdighet (S), totalnitrogen (TotN), nitrat-plus-nitritt (NOx), ammonium (NH4), totalfosfor (TotP), fosfat (PO4), klorofyll, Secchi dybde, og bunnvannsoxygen (O2bunn). Alle panelene viser 0-10 m gjennomsnitt verdier unntatt den til O2bunn. Ferdighetsmetriker som vises inkluderer: Pearson korrelasjon (R), Mean Absolute Error (MAE), og gjennomsnitt av modellerte minus observerte (BIAS), etter å ha matchet modellutdata med observasjonstider.

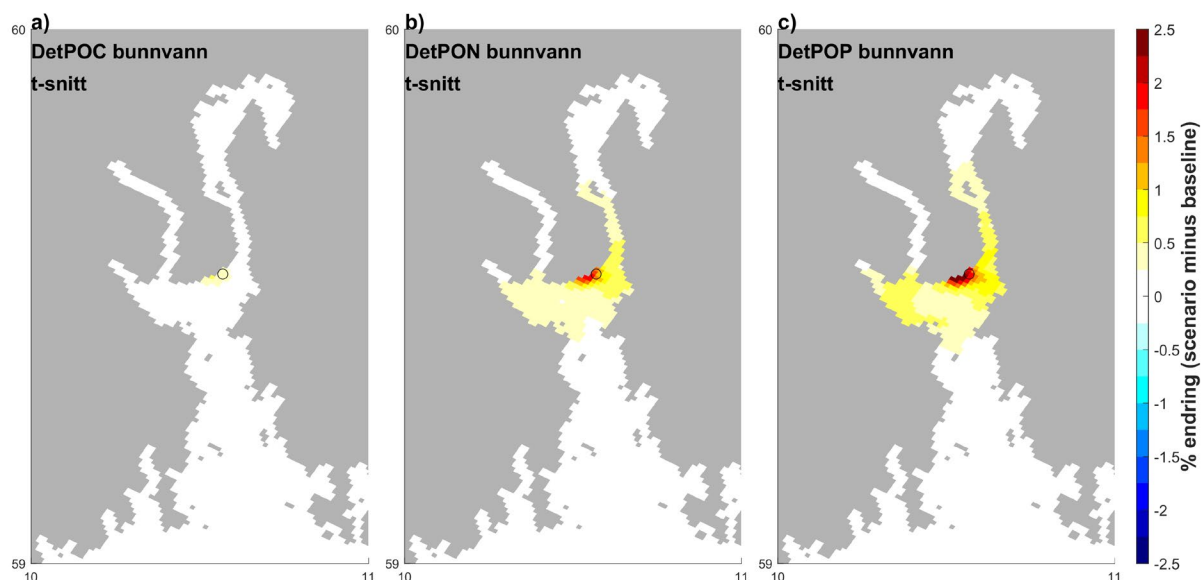


Fig. A4 Prosentvise endringer (scenario minus baseline) i detrital POM (partikulært organisk materiale) i bunnvannet projisert av OF800-modellen under scenarioet med en ny Chemring Nobel fabrikk på Tofte. Kartene viser påvirkning på bunnvannskonsentrasjoner av: detrital POC (a), detrital PON (b), detrital POP (c). Alle resultatene baseres på gjennomsnittlige verdier over hele den treårige simuleringsperioden (2017-2019). Sirkelen viser antatt utslippspunkt for Tofte-fabrikk.

Vedlegg B – Modul for makroalger (MSMDI)

Data på observert MSMDI fra 1981-2024 ble lastet ned fra Vannmiljø og kvalitetssjekk (bl.a. ved å fjerne verdier fra irrelevante vanntyper eller for grunne dykkedybder). For å kvantifisere sammenhengen mellom MSMDI og miljøvariabler, brukte vi maskinlæringsteknikken Boosted Regression Trees (BRT) med følgende variabler fra OF800 som antas å påvirke MSMDI: salinitet, temperatur, totalt reaktivt fosfor, ammonium/nitrogen-forhold, klorofyll a og siktdyp. Variablene ble inkludert som sesongmessige gjennomsnitt for posisjonene til hver MSMDI-overvåkingsstasjon, og for alle variabler utenom siktdypet som gjennomsnitt for de øvre 30 m, som er maksimal dybde for registrering av MSMDI. Etter å ha kjørt modellen med alle kombinasjoner av variabler og sesonger, brukte vi k-fold kryssvalidering for å eliminere lite relevante variabler. For å kunne inkludere MSMDI-verdier fra andre år enn de som overlapper med OF800 (2017-2019), og dermed øke styrken i analysene, “tilbakeberegnet” vi OF800-variablene ved bruk av hydrografiske overvåkingsdata fra Arendal-stasjonen (VT5/Arendal2), som har regelmessige månedlige målinger tilbake til 1990. Vi tilpasset lineære regresjoner med hver enkelt OF800-variabel på en gitt MSMDI-stasjon som funksjon av verdiene for samme variabel fra Arendal-stasjonen i samme måned og år (36 tidssteg fra 2017 til 2019). Fra disse stasjons- og variabelspesifikke lineære modellene, kunne vi predikere OF800-variablene for hver MSMDI-stasjon og tidspunkt.

Vedlegg C – Beskrivelse av utslippsscenarioet

Vi antar at utslippene av totalt organisk karbon (TOC) tilsvarer 0,31x det kjemiske oksygenforbruket (KOF), basert på historiske KOF-TOC-målinger av VEAS sine utslipp. Løst organisk karbon (DOC) og partikulært organisk karbon (POC) er antatt å utgjøre hhv. 80 % og 20 % av TOC (Bjerkeng 2011; Yang m.fl. 2014). Partikulært organisk nitrogen (PON) er antatt å utgjøre 12 % av det totale suspenderte faste stoffet (SS), som er angitt av Chemring Nobel til å utgjøre maksimalt 80 tonn/år. Dette tilsvarer den øvre grensen for andelen nitrogen av bioslam i aerobe biologiske renseprosesser (0.08–0.12 g N/g VSS⁹) gitt av Henze m.fl. (2002). For fosfor antar vi at all fosfor som tilsettes omdannes til bakterier, og at det derfor kun er organisk fosfor som slippes ut. Igjen tar vi utgangspunktet i den øvre grensen for andelen fosfor av bioslam i aerobe biologiske renseprosesser (0.010–0.025 g P/g SS) gitt av Henze m.fl. (2002) til å beregne POP-utslippet, og deretter bruker vi et DOP:POP-forhold på 2:9 (Gu m.fl. 2011). Dette gir et relativt høyt, men plausibelt, DOP:DON forhold, i samsvar med vår «worst-case» tilnærming. I tillegg til de totale utslippsmengdene (DOC, DON, DOP) har den biologiske tilgjengeligheten mye å si. For karboninnholdet er det vanlig å utlede dette fra data om det biologiske oksygenforbruket (BOF5 eller BOF7 ut fra hvor mange dager uttestingen har pågått, og der oksygenforbruket til nitrifikasjon er utelatt¹⁰). Ut fra informasjon fra Chemring Nobel at utslippene av formaldehyd (CH₂O) utgjør 10–20 % av KOF, antok vi at total BOF tilsvarer 15 % av KOF. Så beregner vi den labile (biotilgjengelige) fraksjonen av det totale DOC-utslippet som 0.31x total BOF, hvor forholdet 0.31 g C/g O₂ tilsvarer å anta en respirasjonskvotient på 0.1 mol O₂/ g C, slik som brukes for marinbakterier i ERSEM modellen. Resterende DOC er delt likt mellom en semi-labil og en semi-refraktært fraksjon. For (DON, DOP)-utslippene har vi antatt en lik treveis deling mellom de tre labile fraksjonene.

Når avløpsvannet kommer i kontakt med saltvannet i fjorden, forventer vi at en del av det oppløste organiske stoffet (DOC, DON, DOP) skal flokkulere til partikulære former (POC, PON, POP), i en skala som ikke er eksplisitt oppløst i OF800-modellen. Basert på Asmala m.fl. (2014) estimerer vi at 14 % av det oppløste organiske stoffet vil flokkulere til partikler helt i nærheten av utslippsrøret. Tabell 1 viser de antatte partikulære fraksjonene både som kommer ut av utslippsrøret (før flokkulering) og som går inn i OF800 marinmodellen (etter flokkulering). Vi har også delt partikkelutslippene mellom de tre størrelsesfraksjonene i modellen (0,5–20, 20–200, 200–5000 µm ESD), og her har vi brukt en standard fraksjonering (20, 40, 40) % som gjelder alle utslippene av avløpsvann.

⁹ VSS = volatile suspended solids. Bioslammet kan også inneholde en del uorganisk materiale, som ikke inngår her.

¹⁰ I praksis tilsettes allyltiourea for å hemme aktiviteten til eventuelle nitrifikasjonsbakterier i inokulumet som brukes i testen.

Vedlegg D – TEOTIL resultater

Tabell D1: TEOTIL modellerte tilførsler for nitrogen til Indre Oslofjord, vassdragsområder 005 til 009.

År	Akva- kultur	Jord- bruk	Avløp	Industri	Bebyggd	Bak- grunn	Menneske- skapt	Totalt
2013	0	257	1484,24	105	200,67	204,08	2046,91	2251
2014	0	336,56	1795,91	101,6	307,31	297,83	2541,37	2839,21
2015	0	274,8	1917,79	95,3	294,42	281,43	2582,31	2863,75
2016	0	260,1	1897,26	98,8	207,47	210,16	2463,63	2673,78
2017	0	241,05	1970,17	105,5	199,25	200,49	2515,97	2716,46
2018	0	371,86	1473,42	41,6	214,11	227,77	2100,99	2328,76
2019	0	372,04	1571,15	27	319,83	313,15	2290,02	2603,17
2020	0	392,04	1499,12	26,6	372,12	359,13	2289,88	2649,01
2021	0	341,72	1230,91	19,8	276,52	275,75	1868,95	2144,71
2022	0	245,78	1118,68	20,7	169,26	176,89	1554,42	1731,31
2023	0	385,8	1177,57	32,9	358,15	343,86	1954,41	2298,27
Gj.snitt	0	316,25	1557,84	61,35	265,37	262,78	2200,81	2463,58

Tabell D2: TEOTIL modellerte tilførsler for nitrogen til Ytre Oslofjord, vassdragsområder 001 til 004 og 010 til 017.

År	Akva- kultur	Jord- bruk	Avløp	Industri	Bebyggd	Bak- grunn	Menneske- skapt	Totalt
2013	0	14097,76	5656,59	867,77	1087,12	10894,58	21709,24	32603,82
2014	0,04	16325,19	5774,88	920,1	1359,52	12888,78	24379,73	37268,5
2015	0,07	12627,81	5953,33	893,64	1238,02	11568,96	20712,87	32281,83
2016	0,04	12506,84	6277,65	808,88	934,82	9496,03	20528,24	30024,27
2017	0,01	12442	6703,31	872,18	1006,78	10080,41	21024,28	31104,69
2018	0	19019,73	6327,19	963,75	1155,91	11971,21	27466,58	39437,79
2019	0	15835,58	6550,46	934,89	1228,73	11787,12	24549,67	36336,78
2020	0	15735,29	6468,41	909,46	1373,51	13279,74	24486,68	37766,42
2021	0	14490,24	6358,71	907,64	1086,16	10773,4	22842,75	33616,15
2022	0	12862,29	6463,94	846,92	879,93	9276	21053,09	30329,09
2023	0	16409,57	6316,32	825,74	1455,79	13867,23	25007,4	38874,64
Gj.snitt		14759,3	6259,16	886,45	1164,21	11443,95	23069,14	34513,09



Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning STI (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.