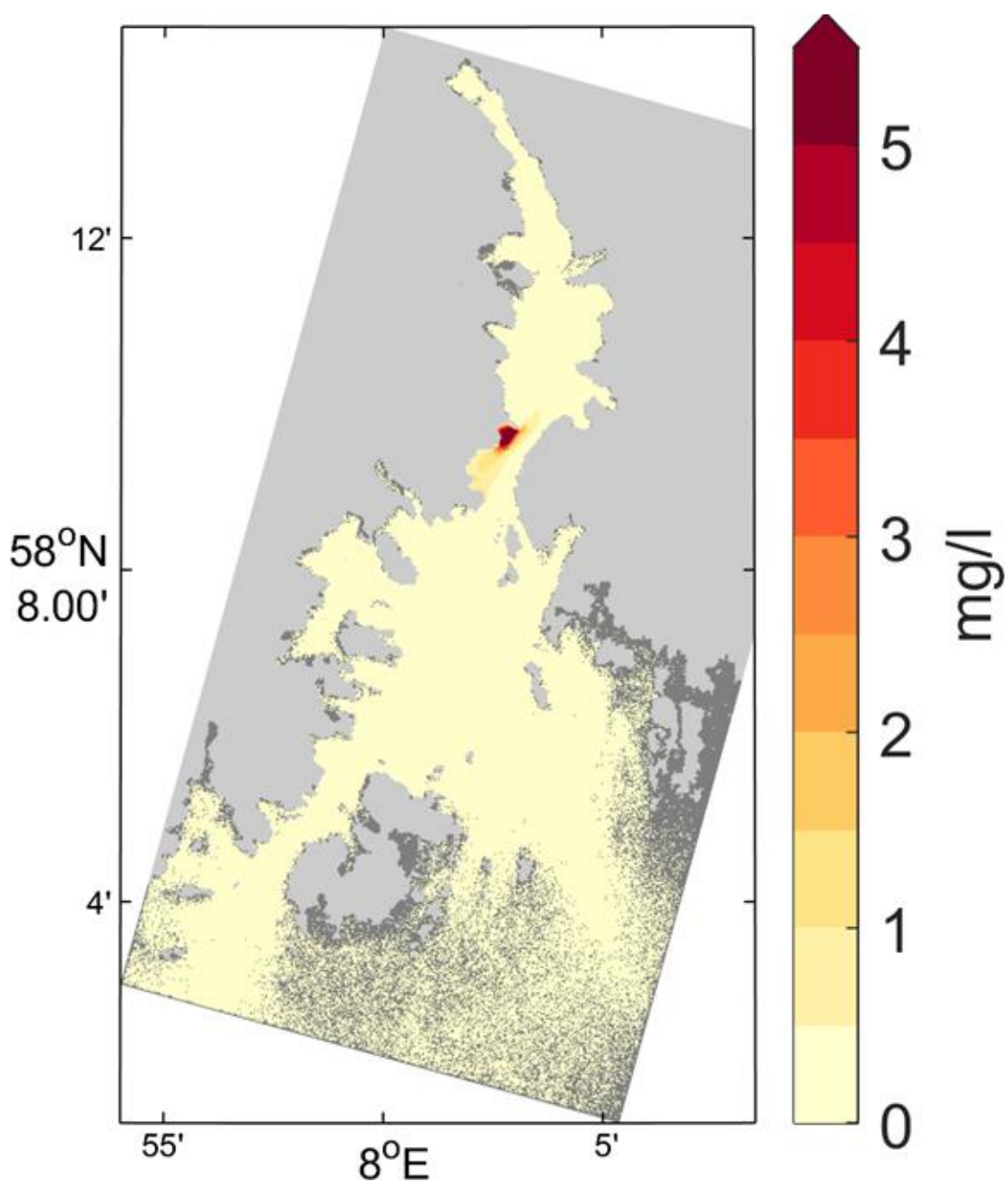


Kristiansand Havn IKS

► **Vurdering av spredning av mineralpartikler i sjø ved mudring og utfylling i SHA4 og SHA5 i Havneavsnitt Nord**

Oppdragsnr.: 52110063 Dokumentnr.: RIM-07 Versjon: J02 Dato: 2023-05-08



Oppdragsnr.: 52110063 Dokumentnr.: RIM-07 Versjon: J02

Oppdragsgiver: Kristiansand Havn IKS
Oppdragsgivers kontaktperson: Steffen Borgar Løvdahl
Rådgiver: Norconsult AS
Oppdragsleder: Ignacio Rausa
Fagansvarlig: Stig Dalsøren
Andre nøkkelpersoner: Marte Eik Isaksen, Elisabeth Lundsør, Amalie Sofie Liane, Ignacio Rausa, Silje Nag Ulla

J02	2023-05-08	For bruk	STIDAL	SINUL,ELLUN	IGNRAU
C01	2023-05-04	For kommentarer hos oppdragsgiver	STIDAL	SINUL,ELLUN	IGNRAU
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult AS. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

▼ Sammen drag

Kristiansand Havn IKS skal tilrettelegge for havneutbygging i Kongsgård-Vige i Topdalsfjorden. Havneutbyggingen forventes å pågå i flere faser over flere tiår og medfører utfylling og mudring i sjø. I denne rapporten vurderes spredning av mineralpartikler i sjø ved mudring og utfylling i havneområde SHA4 i fase 1 og en utfylling for skråkailøsning i havneområde SHA5. Det er de fine partiklene i leir- ($< 2 \mu\text{m}$) og siltfraksjonen ($2\text{-}63 \mu\text{m}$) som har potensiale for å spres bort fra tiltaksområdet. Dette kan medføre midlertidige økte partikkelmengder i vannmassene og nedslamming som påvirker fauna og bunnflora. I det nærmeste influensområdet er det bl.a. registrert viktige naturtyper som ålegrasenger og sjøfjær. Det er også en bade plass tett innpå tiltaksområdet.

I dette studiet er et velprøvd modell-system brukt til å simulere spredningen av finpartikulært materiale i sjø. Det er antatt at utfylling skjer med overskuddsmasser fra Ytre Ringveg prosjektet. Det er gjort konservative øvre anslag på andel finpartikler som spres ved utfylling og mudring og brukt et verst tenkelig scenario for naturmiljø der tiltakene skjer kontinuerlig i det mest sårbare tidsrommet (vår-sommer).

Spredningsmodelleringen viser at finpartikler suspendert i vannmassene spres over et stort område. Det er imidlertid effektiv fortykning og sedimentering slik at klart høyest konsentrasjon av suspenderte finpartikler og størst sedimentering forventes i tiltaksområdet og umiddelbar nærhet.

Ved tiltakenes avslutning kan tykkelsen på nydannet sjøbunn/sediment bli i størrelsesorden noen få cm i og nær tiltaksområdet. Dette er hovedsakelig områder med allerede modifisert sjøbunn. I mesteparten av øvrige områder er sedimentasjonslaget tynt med tykkelse på tidels- til noen få mm. I områdene med bløtbunn er tykkelsen godt under typiske terskelverdier for negative effekter på ålegrasengene og bløtbunn fauna. Sammenlignet med tilsiget fra andre kilder til Topdalsfjorden er bidraget fra tiltakene beskjeden og påvirkningen på sjøfjær, skalldyr, skjell og østers forventes også å være liten.

Mens mengden sedimentert materiale akkumulerer gradvis over tid og er størst på slutten av tiltaksperioden, vil konsentrasjonene av finpartikulært materiale i vannmassene variere. Det er stor avstand til nærmeste gytefelt og tiltaket forventes derfor å ha liten påvirkning på fiskeegg og -larver. I og nær tiltaksområdene overgår middel-konsentrasjonen av suspenderte partikler typisk nivå der ung- og voksenfisk kan begynne å vise unnnvikende atferd. Gjennomsnittlig konsentrasjonen suspenderte partikler over ålegrasengene er lav i forhold til bakgrunnsverdiene i fjorden så det forventes ikke vesentlig varig reduksjon i lystilgang.

Samlet sett er det liten risiko for omfattende uønskede effekter på flora og fauna. Sensitivitetsstudier på noen av de mest usikre faktorene i beregningene som partiklenes synkehastighet og tidsrom for arbeidene endrer ikke dette bildet. Detaljene rundt tiltaket og utfyllingsmasser, mudringsteknikker, deponeringsmetoder, tidsrom og utslippsfrekvens m.m. er ikke avklart. Inngangs-parametere brukt i modellsimuleringene bygger derfor på sannsynlige egenskaper til utfyllingsmassene og erfaringer og målinger fra tidligere operasjoner og tiltak. Ved realisering av prosjektet kan styrende faktorer bli annerledes enn det som ligger til grunn i basis- og sensitivitetsstudiene gjort her. Gitt mange usikkerhetsfaktorer og ut fra et føre var prinsipp foreslås et overvåkningsprogram med opsjoner for iverksettelse av avbøtende tiltak hvis det viser seg nødvendig.

Ved mudring vil miljøgifter bundet til finpartikler og i porevann i sedimentene kunne spres i vannmassene. Modellsimuleringene viser tidvis høye mengder suspenderte partikler og en del sedimentering i nærområdet til bade plass som ligger nært mudringsområdet. Siltgardin over bukt ved bade strand foreslås derfor som et avbøtende tiltak i mudringsperioden.

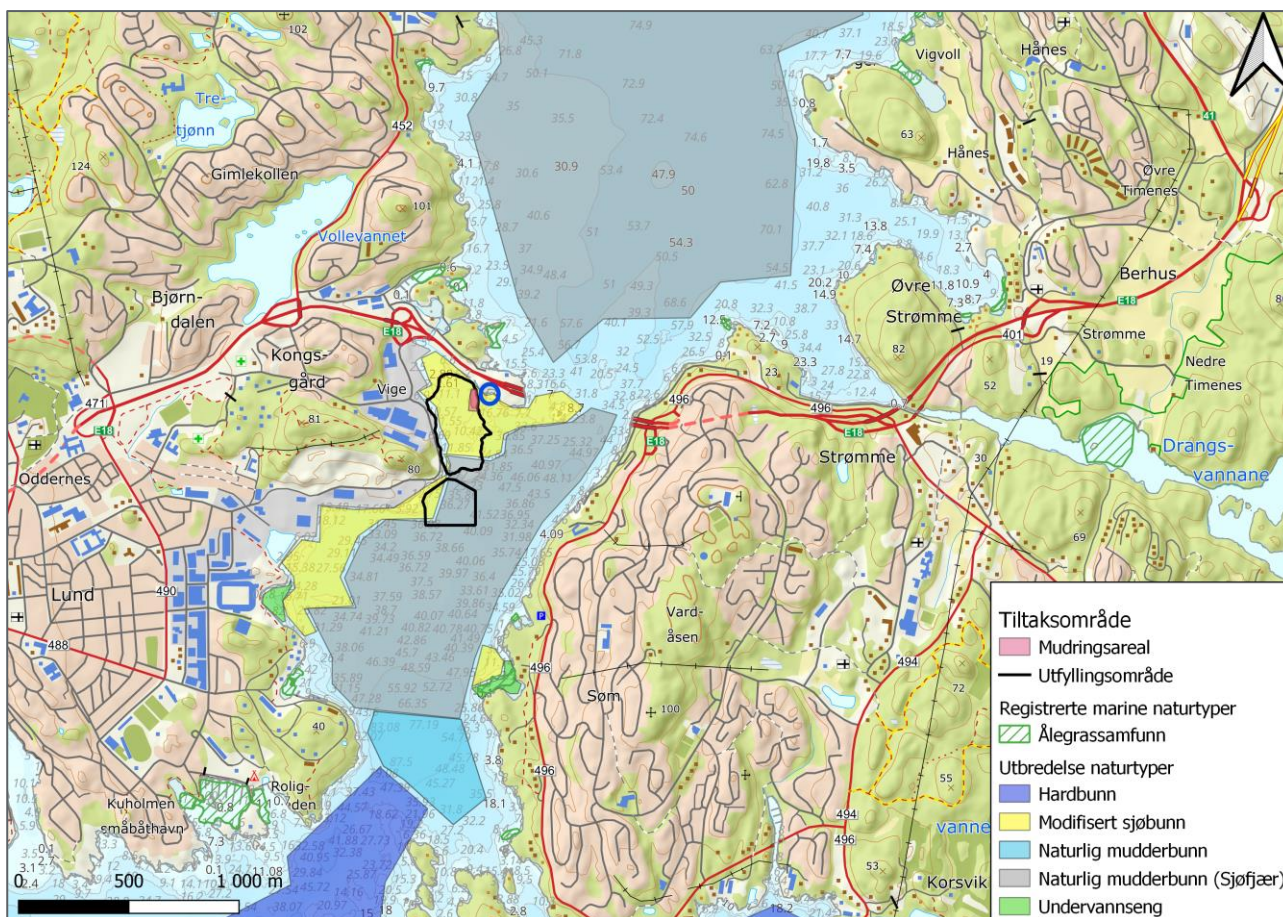
Innhold

1.	Bakgrunn	5
1.1.	Beskrivelse av tiltaket	5
1.2.	Naturforhold og miljørisiko	8
2.	Metodikk	11
2.1.	Utslipp av partikler med spredningspotensiale	11
2.1.1.	<i>Mudring</i>	11
2.1.2.	<i>Utfylling</i>	13
2.2.	Modeller	14
2.3.	Oppsett spredningsmodellering	15
3.	Resultater	18
3.1.	Strøm-modellering	18
3.1.1.	<i>Sirkulasjonen i Topdalsfjorden</i>	18
3.1.2.	<i>Sammenligning modell og målinger</i>	21
3.2.	Sprednings-modellering	24
3.2.1.	<i>Suspenderte partikler</i>	24
3.2.2.	<i>Sedimenterte partikler</i>	28
3.2.3.	<i>Sensitivitetsstudier synkehastigheter</i>	29
3.2.4.	<i>Sensitivitet for tiltakenes tidsomfang</i>	30
4.	Samlet vurdering	32
4.1.	Tiltakets påvirkning	32
4.2.	Konklusjon	32
5.	Avbøtende tiltak	33
5.1.	Generelle miljømål og tiltak	33
5.2.	Spesifikke miljømål og tiltak	33
5.2.1.	<i>Varodden badeplass</i>	33
5.2.2.	<i>Ålegras og sjøfjær</i>	33
6.	Referanser	36

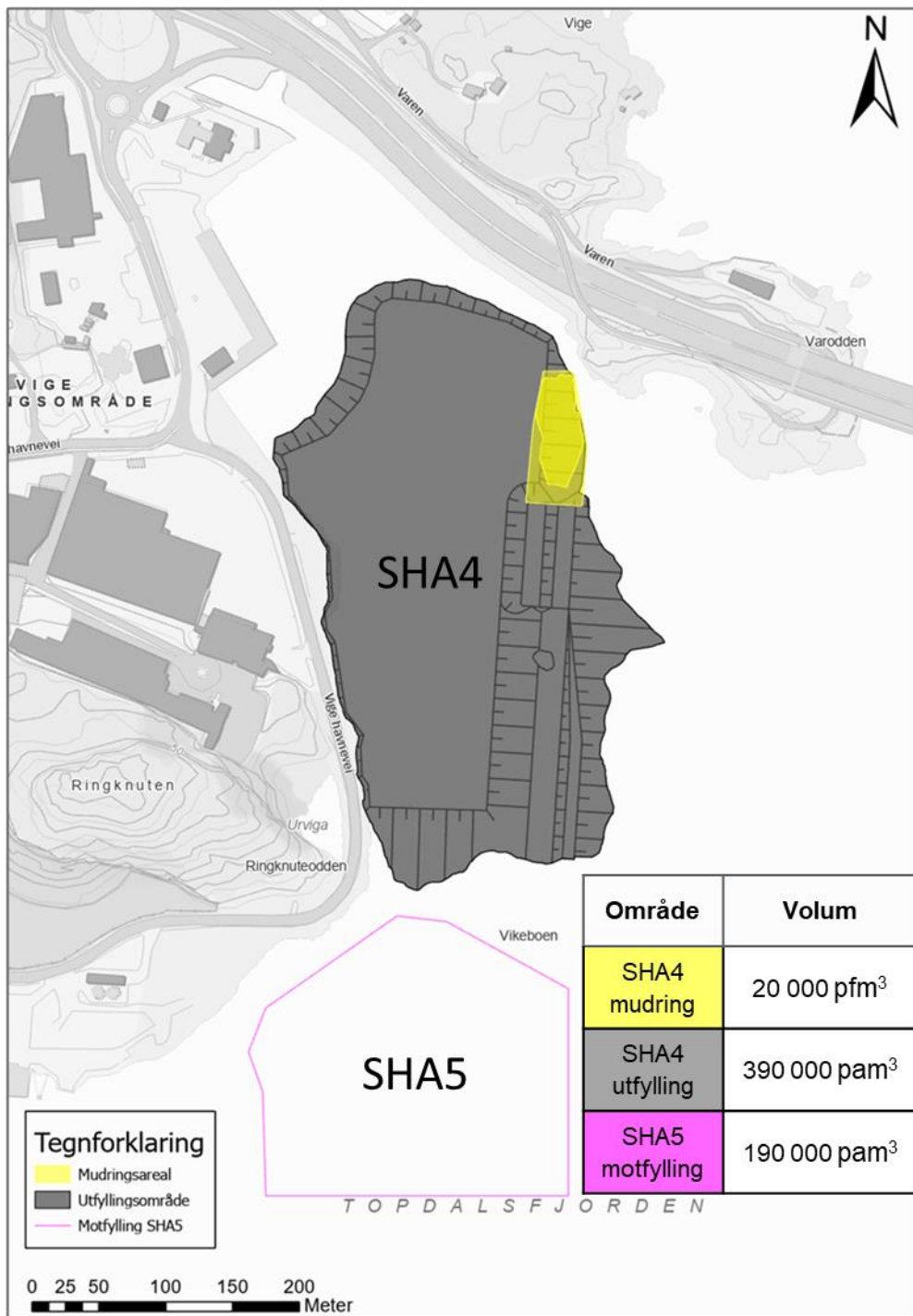
1. Bakgrunn

1.1. Beskrivelse av tiltaket

Tiltaksområdet ligger i Topdalsfjorden i Kristiansand kommune, øst for Kristiansand sentrum (Figur 1). Kristiansand Havn IKS skal tilrettelegge for havneutbygging i området Kongsgård-Vige. Dette medfører utfylling og mudring i sjø. Havneutbyggingen forventes å pågå i flere faser fordelt over flere tiår (Norconsult, 2022a; Norconsult, 2022b). Denne rapporten omhandler SHA4 fase 1, samt deponering ved etablering av motfylling for en skråkailøsning i SHA5 (Figur 2). I fase 1 avsluttes utfylling i SHA4 ved kote -8. Motfyllingen ved SHA5 følger sjøbunnen, har en gjennomsnittlig tykkelse på 6 m, og avsluttes ved kote -20 på det grunneste.



Figur 1: Tiltaksområdet og naturtyper i nærmeste influensområde. Badeplass nær tiltaksområdet er vist med blå ring.



Figur 2: Tiltaksområdene i SHA4 og SHA5. Mudrings- og utfyllingsvolumer er angitt i innsett tabell.

Utfylling vil skje ved bruk av sprengstein mottatt fra Ytre Ringveg-prosjektet (YR) eller andre prosjekter i området (Norconsult, 2022c). I dette studiet er det antatt bruk av tunnelsprengstein fra YR.

Utstyr og metode som benyttes til mudring og utfylling vil avhenge av entreprenørens løsningsforslag. Entreprenør er ikke kontrahert på nåværende tidspunkt. Nøyaktige tidsrom for gjennomføring av tiltakene er foreløpig usikre. Oppstartstidspunkt og progresjon vil i hovedsak avhenge av når fyllingsmasser er tilgjengelige. Beregninger av tidsbruk for mudring og utfylling er basert på mengder og erfaringer fra tidligere prosjekter. Det er tatt utgangspunkt i 12 timers arbeidsdager, 6 dager i uken (bl.a. brukt ved tidligere tiltak i Kristiansand Havn). Anslått tidsbruk på tiltaket er angitt i Tabell 1. Mudrings- og deponeringsrater er basert på erfaringsdata fra tidligere Norconsult-prosjekter, bl.a. utlegging av masser i Kristiansand Havn 2020-2021. Tiltak i SHA4 og SHA5 vil kunne foregå samtidig.

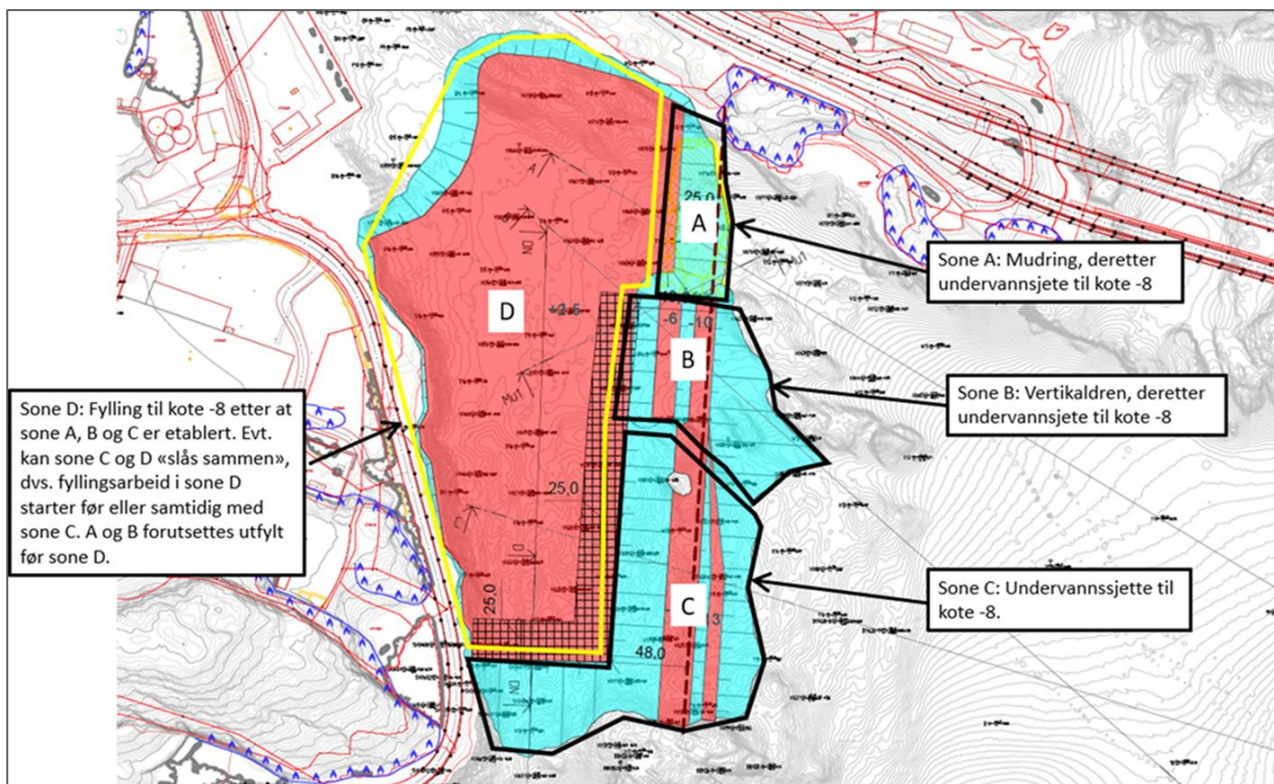
Tabell 1: Estimert tidsbruk på tiltakene basert på erfaringsdata fra tidligere prosjekter.

Område	Volum	Rate*	Timebruk* (timer)	Arbeidstimer per uke**	Antall* uker
SHA4 mudring	20 000 pfm ³	300 pfm ³ /t (100, 500)	67 (40, 200)	72	1 (0.5, 3)
SHA4 utfylling	390 000 pam ³	200 pam ³ /t (100, 300)	1950 (1300, 3900)	72	27 (18, 54)
SHA5 motfylling	190 000 pam ³	200 pam ³ /t (100, 300)	950 (633, 1900)	72	13 (9, 26)

*I tillegg til beste estimat er lavt og høyt gitt i parentes.

** Antatt arbeidsuke: 6 arbeidsdager à 12 timer.

Tiltakene i SHA4 bør skje i en bestemt rekkefølge for å sikre stabilitet og forhindre utglidning av utfyllingsmassene. Figur 3 angir framgangsmåte foreslått av Norconsults geoteknikere. Tabell 2 gir anslag for tidsbruken for tiltakene i de ulike delområdene av SHA4.



Figur 3: Foreslått rekkefølge på tiltak i fase 1 i SHA4 basert på stabilitetsvurderinger. I videre beregninger er det antatt at fylling i sone D skjer etter at sone C er etablert (første av to angitte alternativer).

Tabell 2: Utfyllingsvolumer og anslått tidsbruk for delområdene i SHA4 fase 1.

Sted	Volum (pam ³)	Antall* uker
del A	24 000	2 (1, 3)
del B	23 600	2 (1, 3)
del C	113 800	8 (5, 16)
del D	228 600	16 (11, 32)

*Deponeringsrater og arbeidstider er angitt i Tabell 1. I tillegg til beste estimat er lavt og høyt gitt i parentes.

1.2. Naturforhold og miljørisiko

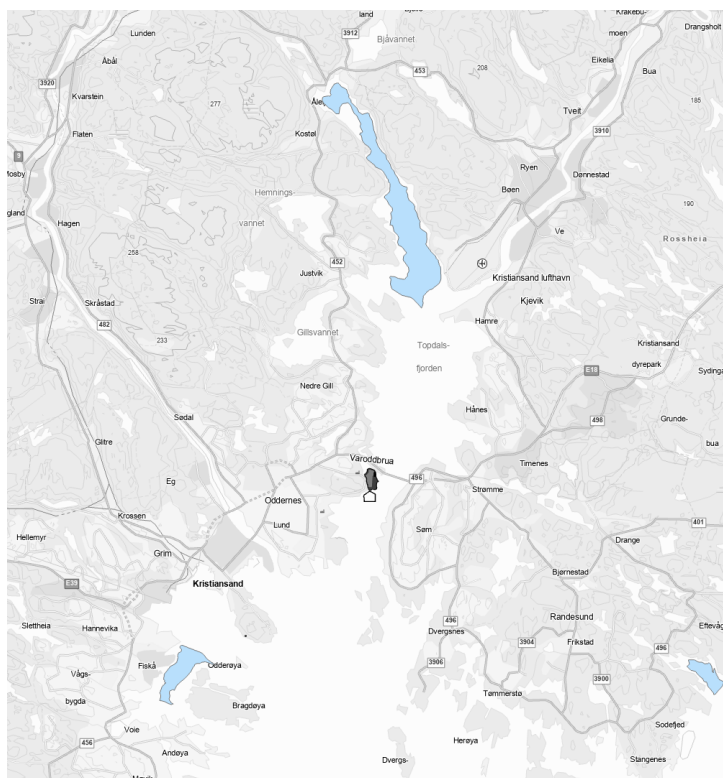
Norconsult (2021) oppsummerer nåsituasjonen for marine natur- og miljøforhold i Topdalsfjorden og tidligere utførte undersøkelser. Det er i tillegg gjort supplerende kartlegging for å avklare utbredelsen av sjøfjær og sjøfjærbunn i og rundt tiltaksområdet (Norconsult, 2022d; Norconsult, 2022e).

Ved mudring av løsmasser blir finpartikulært materiale virvlet opp eller spredd ved overløp fra grabb eller sugemudrer. Ved utfylling av masser som inneholder finpartikulært materiale i sjø er det sannsynlig at en andel av dette spres med strømmen. I tillegg vil det skje noe oppvirvling av fine overflatesedimenter. Mudring og utfylling medfører derfor midlertidig økte partikkelkonsentrasjoner i vannmassene og nedslamming av sjøbunn i tilgrensende områder.

Økte mengder suspenderte partikler i vannsøylen kan gi skjul for mindre fisk mot predatorer (større fisk og fugl). Ellers har forhøyede konsentrasjoner hovedsakelig negative konsekvenser. Det vil være stor variasjon i hvilke konsentrasjoner som gir signifikante effekter i en resipient da dette vil avhenge av blant annet eksponeringstid, partikkelkarakteristikk, bakgrunns-konsentrasjoner og vannmassenes fysiske forhold. Basert på tidligere studier som oppsummerer effekter (DNV GL, 2021; NGI, 2022; Norconsult, 2019) vil typiske grenseverdier for partikkel-konsentrasjoner være:

- 3 mg/l: Nedre grense for påvirkning over lengre perioder nødvendig for å se effekter på egg og larver
- 5 mg/l: Subletale effekter på egg, larver og delvis unnavikelse voksen fisk (>48 timers påvirkning trolig nødvendig for egg og larver)
- 8 mg/l: Total unnavikelse voksen fisk. Irreversible effekter/påbegynnende letale effekter på egg og larver (>24 timers påvirkning trolig nødvendig for egg og larver)

Grensene er konservative da det er betydelige usikkerheter, særlig rundt eksponeringstid. Det er stor avstand til nærmeste gytefelt (Figur 4) og tiltakene forventes hovedsakelig å påvirke ungfisk og voksen fisk. Basert på dette er en middelkonsentrasjon i vannsøylen på 5 mg/l satt som en antatt grenseverdi for negative effekter i diskusjonen av sprednings-beregningene.



Figur 4: Tiltaksområdet (sort) og nærmeste gytefelt (lyseblått) basert på data fra Naturbase (2023).

Resultater fra feltkartlegginger (Norconsult, 2022d; Norconsult, 2021; Norconsult, 2022e) viste at mye av sjøbunnen i selve tiltaksområdet og områdene sørvest og nordøst for dette består av modifisert sjøbunn i form av stein fra tidligere utfyllinger (Figur 1). I SHA5 og sørøstre ende av SHA4 er det overgang til naturlig bløtbunn/sand. Det nærmeste influensområdet består av ulike naturtyper og det er registrert sjøfjær på mudderbunnen i dypere bløtbunnsområder og ålegrasenger i grunnere områder (Figur 1).

Ålegrasenger (og enger av andre sjøgrasarter) regnes blant verdens mest verdifulle marine økosystemer, med mange viktige økosystemfunksjoner. De lagrer karbon, er artsrike, viktige oppvekst og næringsområder, transporterer oksygen ned i bunnen, stabiliserer bunnsedimenter med mer. Ålegras vokser som regel rett under lavvannslinjen (2-5 meters dyp), men kan vokse ned til 10 meters dyp. Økte partikkelmengder i vannsøylen kan gi lysmangel og føre til reduksjon i ålegrassamfunnene. I tillegg er ålegras følsomme for nedslamming. Mengden sedimentasjon ålegraset tåler avhenger av ålegrasetets høyde. Eksperimentelle studier (Munkes, et al., 2015) observerte en betydelig reduksjon i plantens overlevelse ved sedimentasjonstykkelser > 20 % av plantens høyde. Tilførsel av 5 cm sediment over røttene medførte at de fleste planteskuddene overlevde, men at det var betydelig negativ påvirkning i form av høyere dødelighet, forsinket vekst og redusert opptak av næringsstoffer. Det ble også konkludert med at nedslamming vil ha negativ innvirkning på overlevelse påfølgende år. I analysene av modell beregningene for spredning er 50 mm (5 cm) antatt som konservativ grenseverdi for negative effekter.

Sjøfjær er også potensielt følsom for nedslamming. Det er en ny «fokus-art» med lite studier på toleransenivå. Sjøfjær lever på mudderbunn som typisk har tilsig av sedimenterende partikler og er trolig ganske robust mot denne type påvirkning. For kartleggingen i Topdalsfjorden ble tilstanden imidlertid bedømt til å være dårligere i indre del der det ble observert tildekking av partikler (Norconsult, 2022e). I dette området er det større avsetning fra elvetilførsel, særlig fra Topdalselva, enn lenger ut. Imidlertid kan andre fysiske eller kjemiske faktorer, bl.a. relatert til landaktivitet og utslipp, også være påvirkningsfaktorer som påvirker tilstanden negativt.

Bløtbunnsfauna omfatter virvelløse dyr som lever i områder med leire, mudder og sandholdig bunn. Artene graver seg ned i bunnssubstratet eller lever på sedimentoverflaten. Sedimentering kan føre til at bunnfauna blir mer eller mindre begravd og kan ha negativ påvirkning på næringsopptaket hos filtrerende dyr. Rapportert terskelverdi for effekter i tidligere studie var på 6,5 mm sediment (Smit, et al., 2007). Andre filtrerende arter som skjell og østers vil også være følsomme for økte mengder suspenderte partikler (NIVA, 2022). Det samme gjelder skalldyr (NIVA, 2022), spesielt dersom nedslammingen er så stor at det tetter gjellene. Skalldyr har imidlertid som villfisk evnen til å forflytte seg ved høye partikkelmengder og redusert næringstilgang.

Ved mudring vil miljøgifter bundet til finpartikler og i porevann i sedimentene kunne spres i vannmassene. Noe spredning av miljøgifter kan også skje ved utfylling da dette kan medføre oppvirvling av finpartikler i de øvre bunnsedimentene. I SHA4 vil bygging av sjeteer til kote -8 før utfylling begrense dette. Tidligere utført risikovurdering av miljøgifter (Norconsult, 2022c) viser at sedimentene innenfor SHA4 og SHA5 utgjør en akseptabel økologisk risiko, med unntak av de dypere liggende sedimentene i mudringsområdet.

Det er liten risiko for spredning av tungmetaller ved bruk av sprengstein fra YR (Nye Veier, 2022). Dette studiet har derfor hovedsakelig fokus på effekter av spredning av rent finpartikulært materiale, men diskuterer også resultatene i lys av potensiell spredning av miljøgifter fra dypere liggende sedimenter i mudringsområdet. Effekter og avbøtende tiltak rundt spredning av nitrogen og plast fra utfyllingsmassene er omhandlet i egne rapporter (Norconsult, 2023a; Norconsult, 2023b; Norconsult, 2022c).

2. Metodikk

2.1. Utslipp av partikler med spredningspotensiale

2.1.1. Mudring

For estimering av andelen finpartikulært materiale som spres i vannsøylen ved mudring benyttes antagelser fra tidligere studie for lignende masser i Borg havn (SINTEF, 2018). Antagelsene gjort der bygger på målinger og erfaringer fra tidligere operasjoner, tiltak og målinger. Andelen og den vertikale fordelingen til finpartikulært materiale som spres er sannsynlige estimer basert på erfaring og empiriske data. Det er betydelige usikkerhetsfaktorer. Antagelser om arbeidsmetoder ligger også til grunn. Ved realisering av prosjektet kan det tenkes at entreprenøren foreslår alternative arbeidsmetoder basert på egne muligheter/begrensninger, miljømessige, økonomiske eller tekniske årsaker.

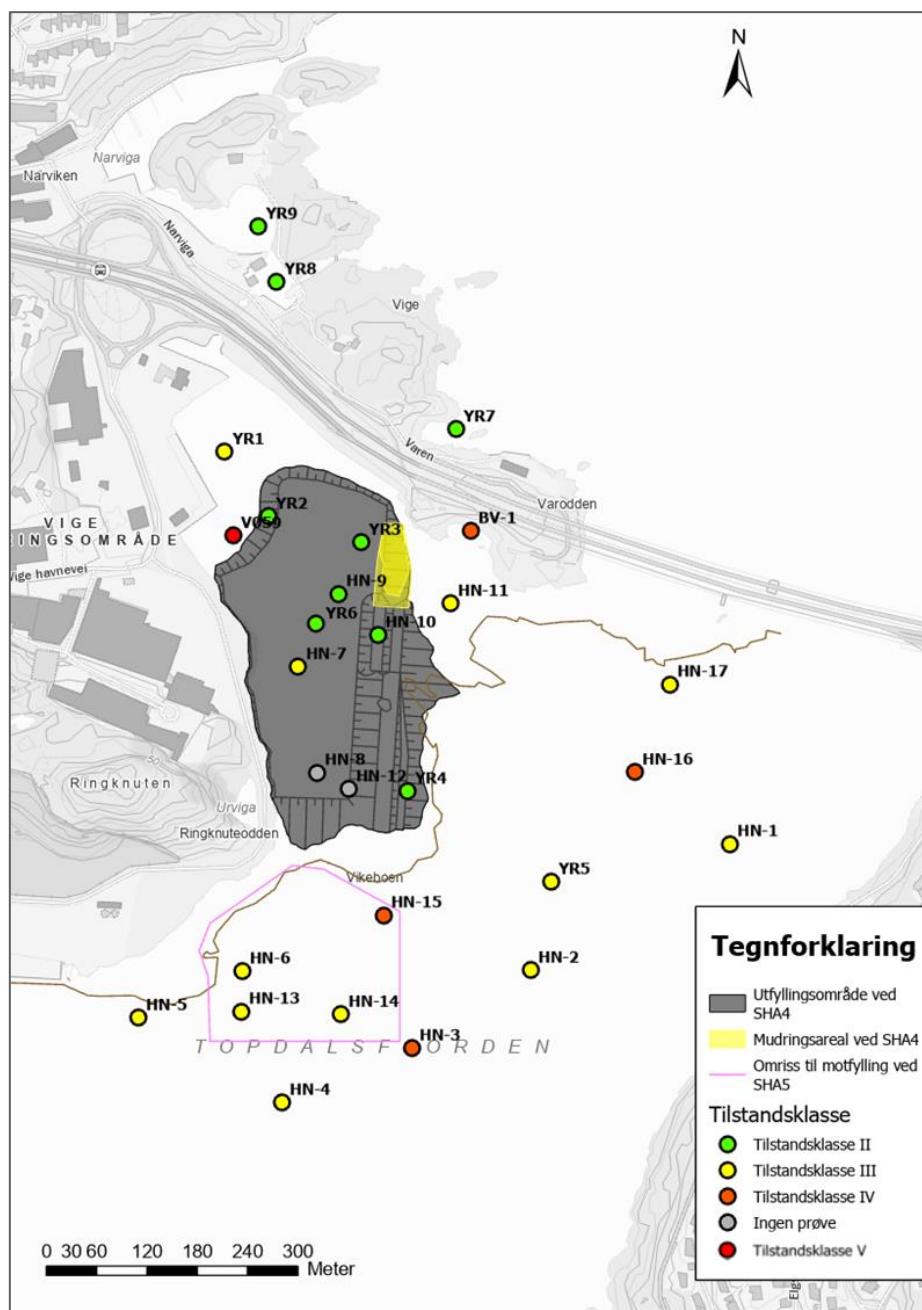
Mudring forårsaker nesten alltid noe innblanding av finpartikler i vannsøylen enten direkte eller ved resuspensjon. Utstrekningen dette skjer i, avhenger av faktorer som mudringsteknikk (metode, operasjonelle innstillinger, m.m.), sedimentenes egenskaper (størrelsesfordeling, vanninnhold, kohesiv styrke, tetthet, organisk materiale, skrot, m.m.) fysiske forhold (strøm, bølger, saltholdighet, temperatur, bakgrunns-konsentrasjoner m.m.) og bunnforhold. For en sugemudrer er det fastslått at overløp når sisterna fylles er den største kilden til partikkelspredning i vannmassene (skjer på slutten av lastesyklusen). Ofte vil ikke slik overstrømning tillates, og da spesielt ikke ved mudring av forurenset sediment. Turbiditetsmålinger fra mudring i havneområder og nær elvemunninger, hvor det ikke var tillatt med overstrømning, antyder at 2 % spredning av massestrømmen av faste stoffer i vannsøylen er et rimelig estimat. Når overstrømning har funnet sted under mudringssyklusen, er det rapportert å være ca. 5 % av massestrømmen av faststoff som spres. For mekaniske mudringskonsepter, som for eksempel bakgraver, er partikkelspredningen generelt større enn for sugemudring uten overfylling. Utfra tilgjengelige relevante turbiditetsmålinger anslås spredningsandelen da til å være i størrelsesorden 5 % av massestrømmen av faste stoffer (SINTEF, 2018). Som konservativt anslag for en øvre mengde finpartikler som spres i frie vannmasser ved mudring er 5 % brukt i spredningsmodelleringen.

Felt- og laboratoriemålinger fra mudring viser at mesteparten av de suspenderte partiklene sedimenterer raskt. Dette skyldes tetthetsstrømmer og flokkulering (samling av partiklene til større aggregater (fnokker)). Det er de fine partiklene i leir- (< 2 µm) og siltfraksjonen (2-63 µm) som har størst spredningspotensiale. Større partikler vil på grunn av sin form og høyere vekt, sedimentere forholdsvis raskt (tidligere studier (SINTEF, 2018) viser typisk innenfor en radius av 50 m) og har derfor lavt spredningspotensiale.

For beregning av spredningspotensiale for finpartikler (leire og silt) ble det i studie på mudring i Borg havn (SINTEF, 2018) anbefalt brukt en fast fallhastighet på 0,1 mm/s basert på empiriske data og en gjennomsnittlig partikkelstørrelse på 30 µm. Samme synkehastighet er brukt i dette studiet både for mudring og deponering. Gitt mulige forskjeller i partikkel-egenskaper og størrelsesfordeling/gjennomsnittsstørrelse er det også gjort sensitivitetstudier med synkehastigheter som er faktor 2.5 lavere/høyere.

Som diskutert over er det anslått at 5 % av finpartiklene i mudringsmassene spres i vannmassene. Andelen finpartikler i mudringsområdet estimeres basert på tidligere sedimentprøver (Norconsult, 2022c). Det foreligger ikke resultater på finpartikler fra mudringsområdet da prøvetakingen i området foregikk før tiltaksplanen ble utarbeidet. Resultater fra fire sedimentprøver YR3 og H9-11 (Figur 5) nær mudringsområdet er derfor brukt. Disse viser andeler finpartikler (leire og silt) på 3.9-14.3 %. Sedimentprøvene gir innbyrdes fordeling av leire, silt og sand og i tillegg vil det være noe stein etc. Andelen finpartikler er trolig mindre enn det prosentandelene over indikerer. Som øvre, konservativt anslag antas likevel 15 % finpartikler. Anslått utslipp mineralpartikler med spredningspotensiale ved mudring er altså 5 % av finpartiklene som er antatt å

utgjøre 15 % av total mudringsmasse (Tabell 3-4). I spredningsmodelleringen er det antatt at utslippene fordeler seg jevnt over vannsøylen i mudringsområdet.



Figur 5: Oversiktskart sedimentprøver utført i Kongsgård-Vige siste 5 år (Norconsult, 2022c). Fargene indikerer høyeste påviste tilstandsklasse basert på veileder M608. Den brune streken viser 20-meters koten.

2.1.2. Utfylling

Ved utfylling av masser i sjø er partikkelandelen som spres i åpent vann avhengig av utslippsdypet og utslippsraten. Partikler med lav tetthet kan skille seg fra det ytre laget av dumpemassene og blande seg i de øvre vannlagene under utslippspunktet. Mye av det deponerte materialet vil falle til sjøbunnen som en tetthetsstrøm. Noe av det finpartikulære materialet innad i massestrømmen vil holdes innlagret og synke ned til sjøbunnen over tid. Fallhastigheten til massene (øker mye med dybden) og den lokale strømhastigheten har stor innflytelse på partikkelspredningen. Når massene treffer sjøbunnen, vil det settes opp en bølge langs bunnen som gir en kilde til resuspensjon. Mengden kinetisk energi som massene har oppnådd bestemmer størrelsen på partikkelspredningen. Som et konservativt øvre anslag er det antatt at alt finstoff i utfyllingsmassene (100 % av partikler < 63 µm (leire og silt)) er tilgjengelig for spredning (Tabell 3). I realiteten vil trolig noe fanges under utfyllingsmassene på sjøbunnen og i SHA4 vil mye av det som unnslipper utfyllingsmassene mellom kote -8 og sjøbunnen bli fanget av sjeteene.

Andelen finpartikler i utfyllingsmassene avhenger av egenskapene til bergarten som utfyllingsmassene består av. Det er her antatt at utfylling vil skje ved bruk av sprengstein mottatt fra Ytre Ringveg prosjekt (YR). Berggrunnen langs den planlagte veitraseen består av gneis og granitt (Nye Veier, 2022).

For å anslå andel finpartikler er data fra flere studier benyttet. Noen tidligere studier på lignende masser (Norconsult, 2019; NIVA, 2001) har tatt utgangspunkt i kornfordelingsanalyse utført i forbindelse med prøvesprengning i granittisk gneis (Strømme, 1986). Her fant man at fraksjonen < 118 µm (sand, silt og leire) utgjorde 4,5 % vektprosent av total mengde utsprengte masser. Videre ble kornfordelingsanalyse av en tilnærmet tilsvarende fraksjon (sand, silt, leire < 100 µm) i tunnel-subb fra Hekni kraftverk (NIVA, 1995) brukt for å beregne mengdene finstoff (< 63 µm). Disse dataene viste at 28 % av sand, silt, leire < 63 µm. Kombinerer man disse dataene får man en finstoffandel på 1,25 %.

Som et supplerende estimat brukes studie på gneis i form av 32 tonn sprengt tunnelstein fra Akershuskaia (NGI, Statens vegvesen, Oslo Kommune, 2020). Målte kornfordelinger på disse massene ligger innenfor rapporterte erfaringsdata for sprengstein fra norske tunneler (ITA, 2019; NGI, Statens vegvesen, Oslo Kommune, 2020). Finstoffandelen (< 63 µm) er rapportert å være ca. 1 %.

Basert på ovennevnte studier benyttes et konservativt øvre estimat for andelen finpartikler i de deponerte massene på 1,5 % (Tabell 4).

Som for mudring er det i spredningsmodelleringen brukt en fallhastighet på 0,1 mm/s. Gitt mulige forskjeller i partikkel-egenskaper og størrelsesfordeling er det også gjort sensitivitetsstudier med synkehastigheter som er faktor 2,5 lavere/høyere. Det er antatt at utslippene fordeler seg jevnt over hele dybdeintervallet hvor massene legges ut.

Tabell 3: Anslag for andel av finpartikler (leire og silt) som spres i frie vannmasser. Kildereferanser er angitt i rapportteksten. Konservative verdier er valgt så angitte andeler er øvre anslag.

Tiltak	Andel av finpartikler som spres i frie vannmasser	Kilder
Mudring SHA4	5 %	Tidligere studier sugemudring og mekanisk mudring
Utfylling og motfylling SHA4 og SHA5	100 %	Absolutt øvre anslag (ingenting fanges på sjøbunn eller av sjeteer i SHA4)

Tabell 4: Anslag for andel av massene som er finpartikler (leire og silt). Kildereferanser er angitt i rapportteksten. Konservative verdier er valgt så angitte andeler er øvre anslag.

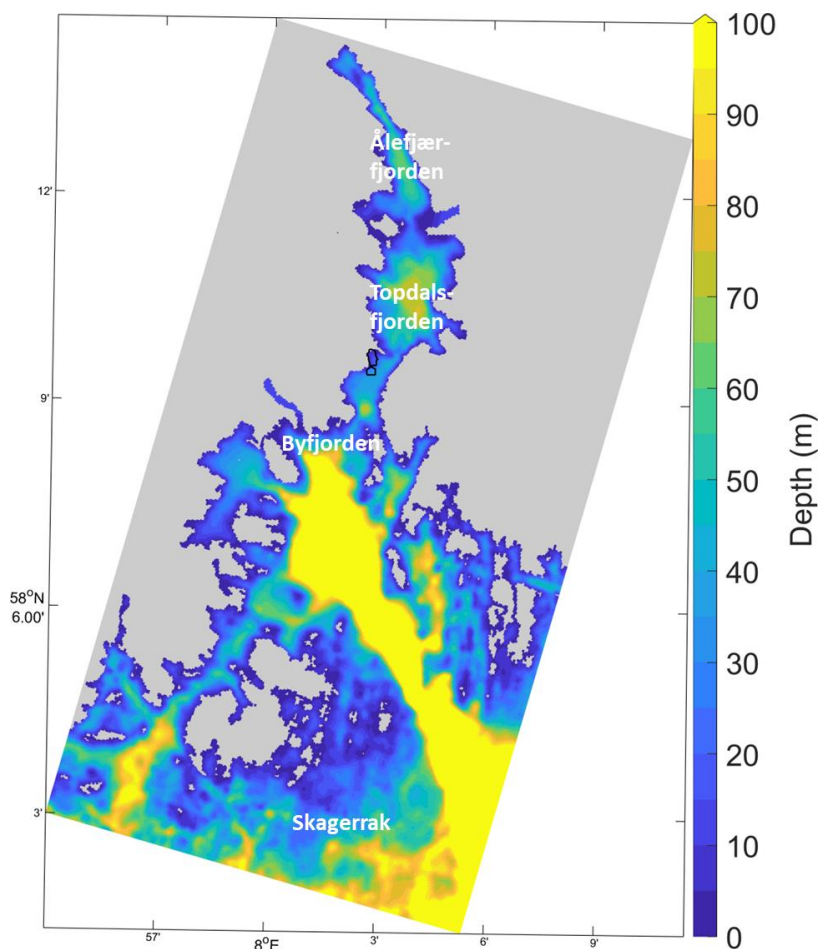
Tiltak	Andel finpartikler	Kilder
Mudring SHA4	15 %	Sedimentprøver Vigebukta
Utfylling SHA4 og SHA5	1,5 %	Kornfordelingsanalyser sprengmasser tunnel tidligere studier

2.2. Modeller

Resultater fra to modeller, NorFjords og LADiM, er kombinert for å modellere spredning av utslipp av finpartikulært materiale i resipienten.

Strømdata kommer fra simuleringer i den hydrodynamiske modellen NorFjords (Dalsøren, et al., 2020; Asplin, et al., 2020). NorFjords er basert på modellsystemet ROMS (Regional Ocean Modeling System, (Haidvogel, et al., 2008; Shchepetkin & McWilliams, 2005), se f.eks. <http://myroms.org>). Modellen er videreutviklet for norske kyst- og fjordområder, samt nærliggende havområder, av Havforskningsinstituttet (HI) i samarbeid med Meteorologisk Institutt. Modellen er evaluert mot observasjoner ved en rekke lokaliteter i fjorder og langs norskekysten og har bra samsvar med målingene i tid og rom de fleste steder (Asplin, et al., 2020; Dalsøren, et al., 2020; HI, 2021).

I dette studiet er NorFjords-simuleringene satt opp med 32 m x 32 m horisontal oppløsning og 35 vertikale lag. Modellområdet dekker Ålefjærfjorden, Topdalsfjorden, Byfjorden og overgangssonen mot åpent hav og Skagerrak (Figur 6). Dette sikrer en sømløs overgang mellom kyst og fjord og at modellen fanger interaksjonen og drivkreftene for sirkulasjonen i Topdalsfjorden hvor tiltaksområdet ligger. 32 m x 32 m er den høyeste tilgjengelige oppløsningen for NorFjords. Simuleringene dekker perioden 15. sep. 2021- 1. okt. 2022. Simuleringene er regnekrevende og med ca. 9 millioner gridbokser innenfor modellområdet er regnetiden ca. en måned på det nasjonale tungregneanlegget der simuleringene gjøres. Minimumsdypet i simuleringene er satt til 2 m. Det er mulig å sette grunnere minimumsdyp, men da vil simuleringstiden øke. Minimumsdypet og oppløsningen gjør at kystlinjer og bunntopografi i noe grad glattes. Simuleringene egner seg best til å studere det overordnede bildet og ikke detaljer inne i mindre vikene, sund og kanaler. Rand- og initialbetingelser er hentet fra et data-arkiv fra NorFjords med 160 m x 160 m store beregningsruter som er kjørt opp av HI. Modellområdet i arkivet omfatter kysten fra Lyngør til Stavanger og indre deler av Skagerrak.



Figur 6: NorFjords 32 modellområde og bunntopografi i simuleringene i dette studiet. Tiltaksområdene i og nær Vigebukta i Topdalsfjorden er markert som sorte polygoner. Det er antatt at indre del av Vigebukta er gjenfylt i forbindelse med etableringen av Ytre Ringvei (YR). I dette studiet er det antatt at overskuddsmasser fra YR brukes til motfyllingene i Vigebukta (Figur 2).

Modellering av partikkelspredning ble gjort med Havforskningsinstituttets standard verktøy for spredningsmodellering LADiM (Lagrangian Advection and Diffusion Model) (Ådlandsvik, 2019). LADiM er tidligere anvendt til spredningsvurderinger for en rekke problemstillinger knyttet til drift av kjemiske komponenter, plast, partikler og biologisk materiale (Carvajalino-Fernandez, et al., 2020; Huserbråten, et al., 2019; Huserbråten, et al., 2022; Sandvik, et al., 2021; Ådlandsvik, 2019; Norconsult, 2022f; Norconsult, 2022g; Norconsult, 2022h).

NorFjords32 simuleringene med timesverdier av strøm og turbulent blanding ble brukt som input til LADiM. LADiM simuleringene har derfor samme horisontal og vertikal oppløsning som NorFjords simuleringene.

2.3. Oppsett spredningsmodellering

LADiM ble satt opp til å modellere spredning av partikler fra representative utslippslokasjoner i tiltaksområdene. Det ble sluppet ut fem partikler i hver (x,y,z)-posisjon per time. Reell utslippsfrekvens vil være annerledes, men neppe såpass at det har stor innvirkning på storskala spredningsmønster som er

hovedfokus i analysene. Vertikalt var det utslipp på hver meters dyp fra overflaten og ned til sjøbunn/sjetedybden (for utfyllingen i SHA4 er det antatt at sjetéer fra sjøbunn til kote -8 m bygges raskt (Figur 3) og at utslipp og spredning vesentlig skjer i dybdeintervallet 0-8 m). I analysene ble partiklene vektet basert på det totale utslippet, antall partikler og aktuelle utslippsdyp. Det gir fleksibilitet i analysene, man slipper nye simuleringer og trenger kun å skalere modell-resultatene dersom man ønsker å endre utslippsmengder og vertikalfordeling. I tillegg til at partiklenes bevegelse bestemmes av det modellerte strømfeltet fra NorFjords160, utsettes hver partikkel for en liten ekstra bevegelse horisontalt ("random walk"). Dette er en vanlig metode som kompenserer for havets diffusive egenskaper og at hver partikkels bevegelse ikke skal være helt bestemt av de modellerte strømforholdene, som kan ha små avvik fra de virkelige strømforholdene. Vertikal forflytning styres av partiklenes synkehastighet (0,1 mm/s basis simuleringen, Tabell 5) i tillegg transporteres partiklene vertikalt ut fra oppvelling/nedsynking og vertikal turbulens beregnet av strømmodellen NorFjords32.

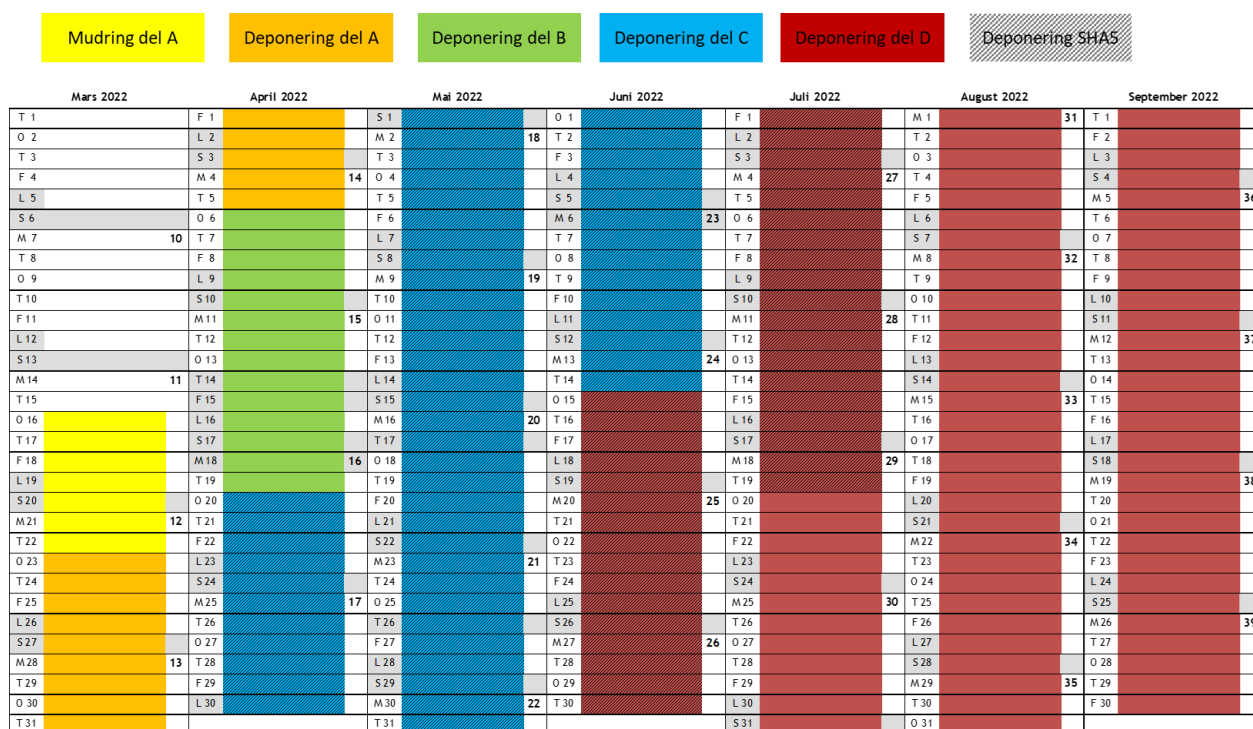
Det er også en opsjon i modellen for å legge inn resuspensjon av partikler når skjærspenningen ved bunnen er over en valgt grenseverdi. Resuspensjon er sterkt avhengig av turbulens, og modellen med horisontal oppløsning på 32 x 32 m klarer ikke å fullt ut å gjenskape bunnprofil, ruhet, mm. for å beregne realistisk turbulens. Inkludering av resuspensjon vil være beheftet med store usikkerheter og er ikke gjort i dette studiet. Det er lave-moderate strømfarter nær bunnen nær tiltaksområdet og tidligere studier (NIVA, 2005) har vist at det må betydelige bunnstrømmer til for å generere resuspensjon. Å ikke inkludere resuspensjon i simuleringene antas derfor å ha liten-ingen effekt.

Tabell 5 oppsummerer inngangsparametere og opplysninger brukt for oppsett av modellsimuleringene beskrevet i dette kapitlet.

Tabell 5: Inngangsparametere og opplysninger brukt til oppsett av spredningsmodelleringen. Synkehastighetene angitt i parentes er brukt i sensitivitetsstudier.

Sted	Volumer (m ³)	Andel finpartikler (%)	Andel som spres (%)	Egenvekt finpartikler (tonn/lm ³)	Utslipp (tonn)	Synkehastighet (mm/s)	Utslippsfrekvens	Utslippsdyp
SHA4 mudring	20 000 pfm ³	15	5		270			Hele vannsøylen
SHA 4 utfylling del A	24 000 pam ³	1,5	100	1,8	648	0,1 (0,04 2,5)	Hver time	0-8 m
SHA 4 utfylling del B	23 600 pam ³				637			
SHA 4 utfylling del C	113 800 pam ³				3 073			
SHA 4 utfylling del D	228 600 pam ³				6 172			
SHA 5 motfylling	190 000 pam ³				5 130			Hele vannsøylen

For å simulere tiltakenes partikkelspredning i sjø med modell må man sette opp tentative tidsperioder tiltakene skjer i. Oppstartstidspunkt og progresjon er usikker og vil i stor grad avhenge av når fyllingsmasser er tilgjengelige. Mellomlagring kan være utfordrende og det er derfor ønskelig fra tiltakshavers side med anledning til deponering alle deler av året. I spredningssimuleringene er en sårbar periode for marine naturverdier simulert for å se på et verst-tenkelig scenario (Figur 7). Tiltaksperioden i scenarioet er vår-tidlig høst (Figur 7), det er antatt at tiltakene skjer kontinuerlig etter hverandre og at deponering i SHA5 skjer samtidig som i SHA4. Tiltak i SHA4 og SHA5 vil kunne foregå samtidig slik at beste estimat for samlet total tidslengde i et slikt scenario, basert på Tabell 1, er 28 uker som tilsvarer ca. et halvt år. Scenarioet vist i Figur 7 og brukt i modellsimuleringene har varighet på et snaut halvt år da det er antatt at utfylling i del D i SHA4 i noe grad kan skje fra land og at deponeringsraten da er litt raskere enn beste estimat i Tabell 1. Scenario-perioden mars-september 2022 dekker siste del av simuleringsperioden til strømmodellen (15. sep 2021 – 1. okt. 2022) slik at modellberegningen av partikkelspredning gjøres med strømfelter med solid opp-spinning (dvs. at resultatene ikke lenger er preget av tilstanden ved simuleringsstart som er hentet fra NorFjords160 med grovere oppløsning).



Figur 7: Tids-scenario for tiltakene brukt i modellsimuleringene. Det som er antatt å være et verst tenkelig scenario er valgt: Dvs. kontinuerlige tiltak i en sårbar periode (vår-tidlig høst) for marine naturverdier og samtidige tiltak i SHA4 og SHA5.

3. Resultater

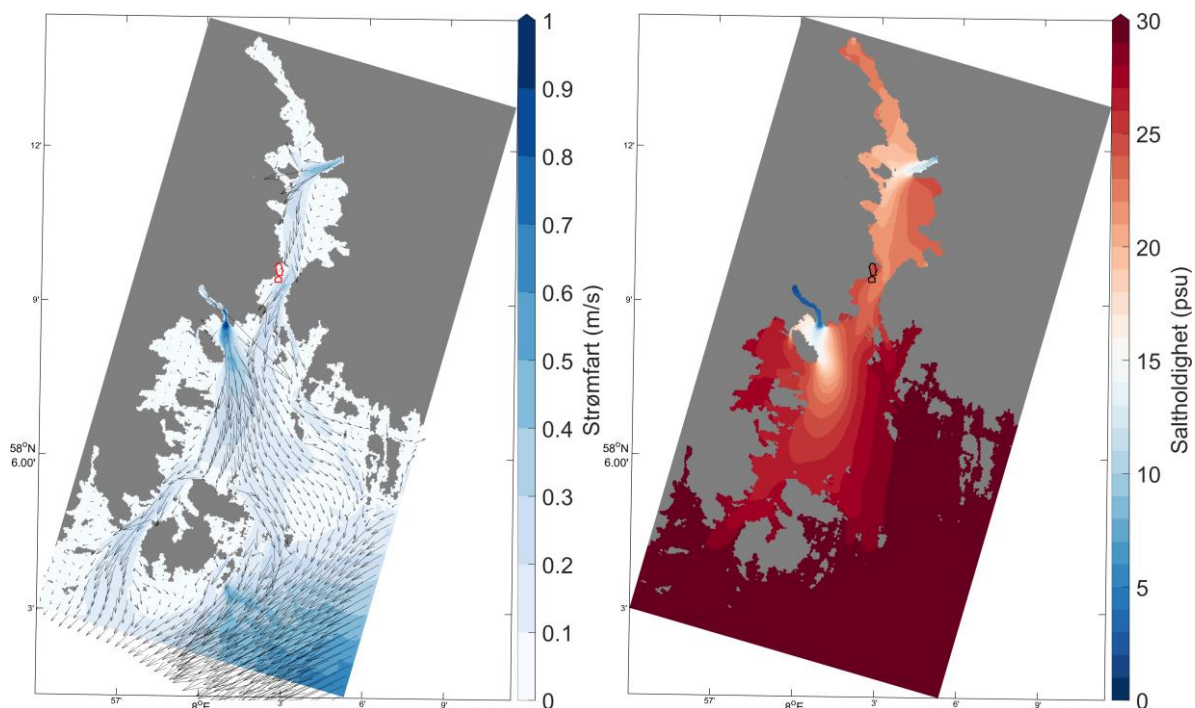
Dette kapitlet oppsummerer modellresultatene. Strømsimuleringene er diskutert først, deretter spredningsberegningene og så sensitivitetsstudier og usikkerheter.

3.1. Strøm-modellering

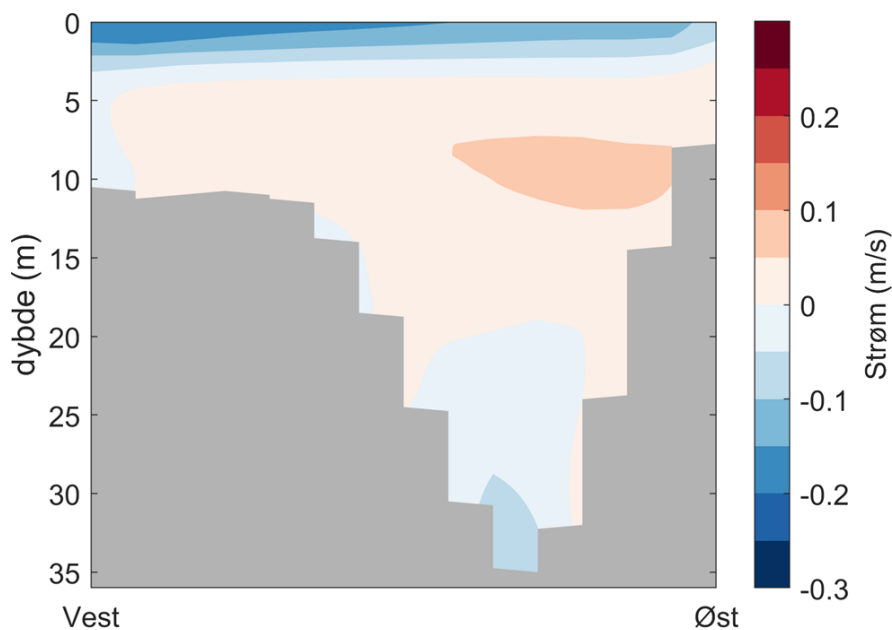
3.1.1. Sirkulasjonen i Topdalsfjorden

Tiltaksområdene SHA4 og SHA5 ligger i Topdalsfjorden. Det er utveksling med Ålefjærfjorden i nord og i sør er det utløp i Byfjorden som igjen grenser mot Skagerrak (Figur 6). Den største tilførselselven til Topdalsfjorden er Topdalselva som bidrar med ca. 95 % av ferskvannstilførselen. Fjordsystemet består av flere dypbassenger adskilt av grunnere terskler som begrenser vannutveksling (Figur 6). Denne bunntopografien fører til lange oppholdstider av bunnvann og lengre perioder med lave oksygenforhold i bunnvannet flere steder i fjorden (NIVA, 2003). Indre del av Topdalsfjorden har tidligere blitt kategorisert til å ha «moderat» økologisk tilstand basert på de lave oksygenforholdene i bunnvannet (Norconsult, 2021).

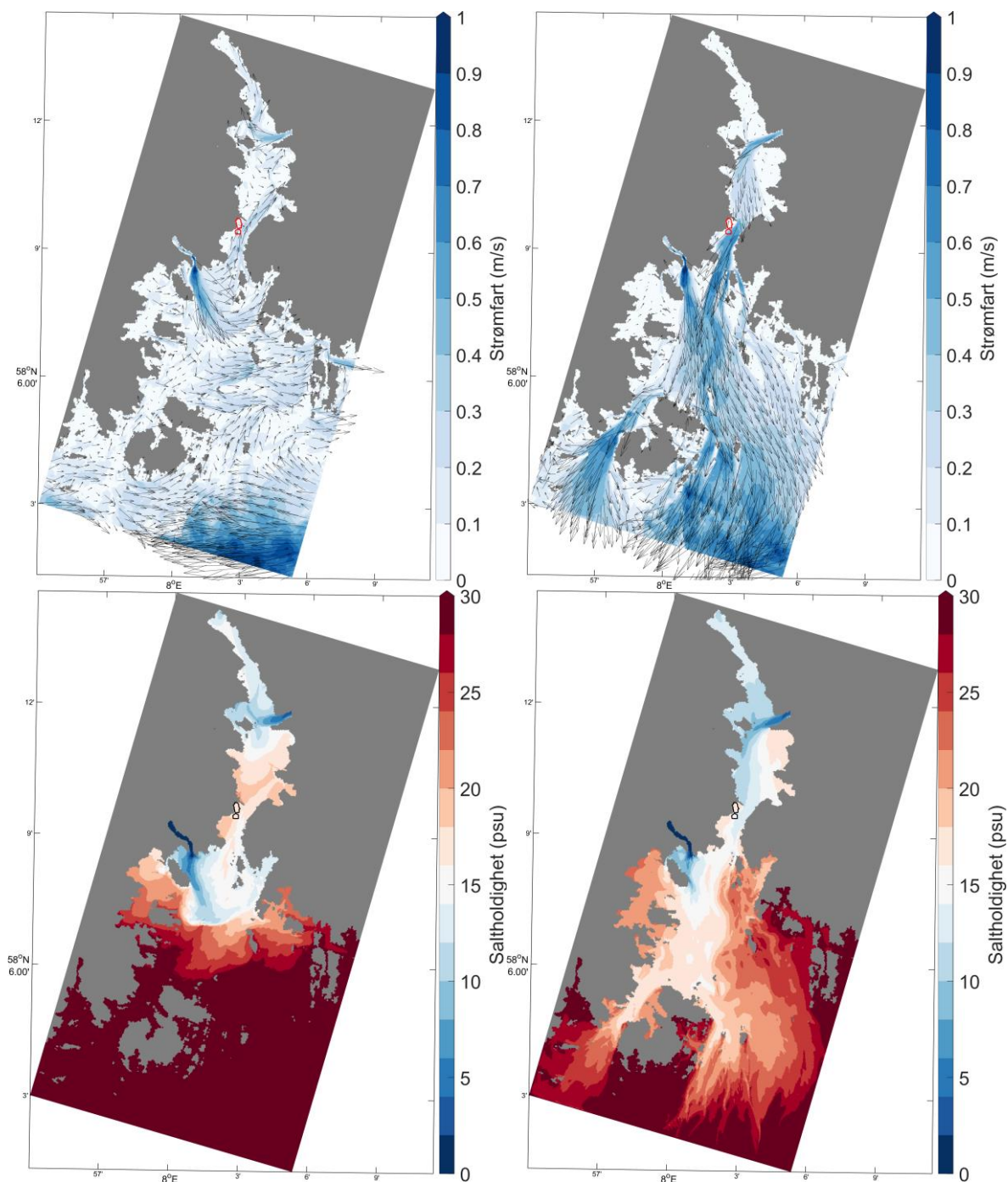
Resultatene fra NorFjords32 simuleringene viser at sirkulasjonen i Ålefjær-, Topdals- og Byfjorden overordnet sett følger det generelle mønsteret for sirkulasjon i fjorder. Ferskvann fra elveutløp er lettere enn sjøvannet og strømmer i stor grad ut nær overflaten (Figur 8). Under dette laget strømmer det inn saltere vann (Figur 9). Netto-strømmen er ut fjorden og tilsvarer mengden tilført ferskvann fra elvene med utløp i fjorden. Dette er bildet når man midler over måneder eller år. Ved høyere oppløsning på tidsskalaen (timer-dager) er det store variasjoner i retning og strømstyrke forårsaket av variasjon i pådriv som elveavrenning, vind (Figur 10), tidevann, trykkgradienter kyst-fjord og variasjoner i Kyststrømmen. Det er høyest strømhastighet ved overflaten og ved utløpet av Otra, Topdalselva og ute på kysten der Kyststrømmen er styrende (Figur 8). I Topdalsfjorden, er det stort sett moderat strømfart, men sterkere strøm nær innsnevringene ved Varoddbrua og Gleodden og i området mellom (Figur 11). Det er jevnt over sterkere strøm midt i fjorden og lavere strømfart ved havneområder og bukter nær land. Lignende strømmønster ble også rapportert i nylige simuleringer for nå-situasjonen med en annen hydrodynamisk modell (SINTEF, 2021).



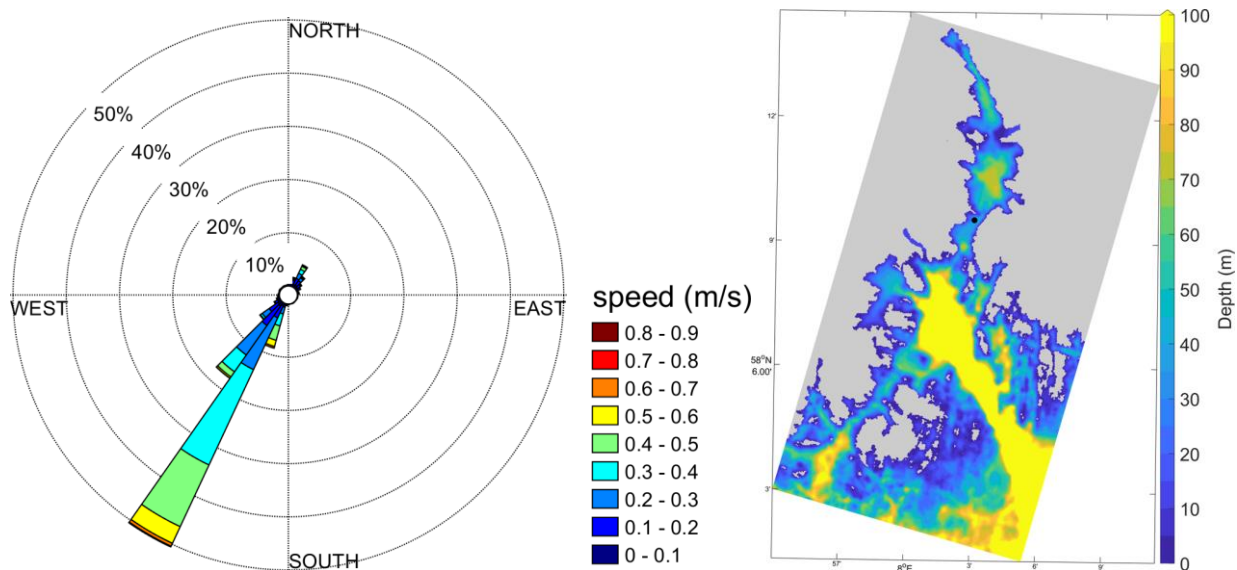
Figur 8: Gjennomsnitt i overflatelaget i NorFjords32 modellen for perioden 1. okt. 2021-30. sep. 2022. Venstre: Strøm (Pilene angir strømretning, Blåfargene og pil-lengdene angir strømfart). Høyre: Saltholdighet. Tiltaksområdene er markert med hv. røde og sorte polygoner.



Figur 9: Gjennomsnittlig strømkomponent i NorFjords modellen for perioden 1. okt. 2021-30. sep. 2022 på tvers av tilnærmet øst-vest snitt under Varoddbrua i nærheten av tiltaksområdet (Figur 4). Negative verdier (blå farge) betyr strøm sørover ut Topdalsfjorden, positive verdier (rød farge) betyr strøm nordover.



Figur 10: Øverste rad: Strømfart og retning i overflatelaget i NorFjords32 modellen. Nederste rad: Saltholdighet i overflatelaget i NorFjords32 modellen. Venstre kolonne: 1. mars 2022 kl. 1 (periode med vind fra sør/sørvest). Høyre kolonne: 1. mars kl. 17 (periode med vind fra nordvest). Tiltaksområdene er markert med hhv. røde og sorte polygoner.

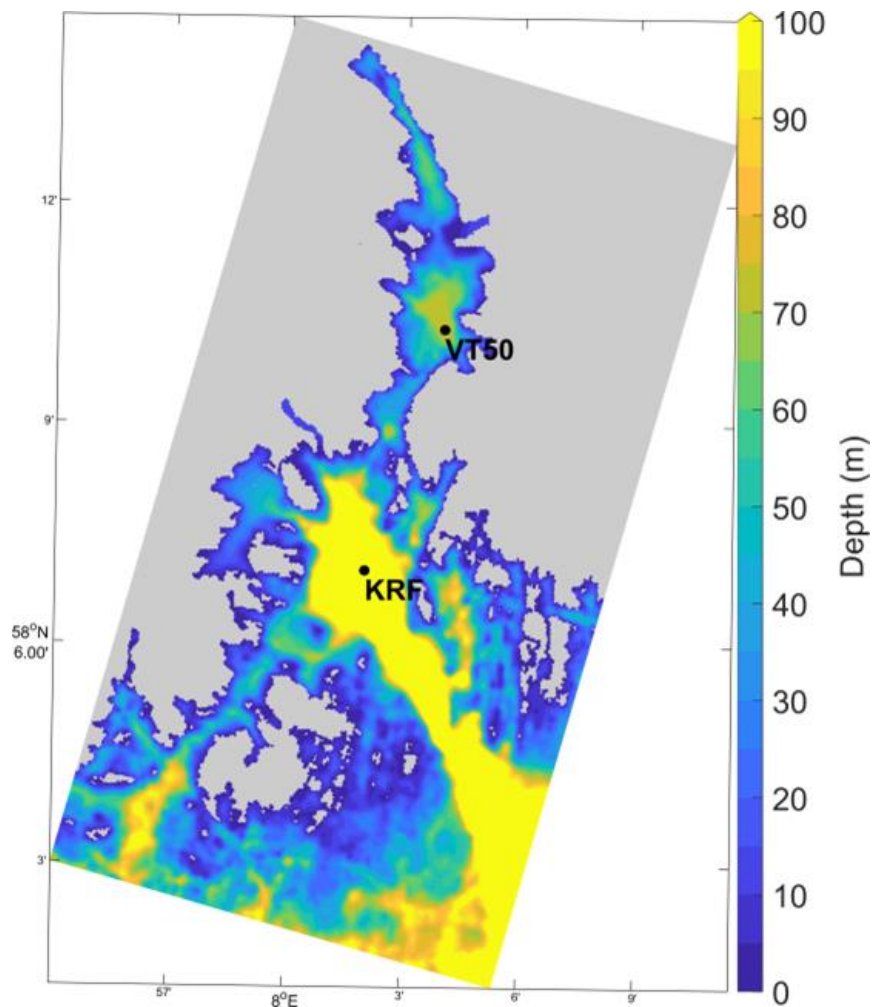


Figur 11: Venstre figur: Strømrose (strømfart, retning og prosentvis andel av tiden for 10° intervaller) ved overflaten i punkt midt i fjorden utenfor tiltaksområdet (sort prikk i høyre figur). Strømrosen er basert på timesverdier fra NorFjords32 modellen for perioden 1. okt 2021-30. sep. 2022. Ferskvannsavrenning gir dominerende strømrretning mot sør-sørvest men det er tilfeller med betydelig strøm i motsatt retning i perioder der andre drivkrefter dominerer.

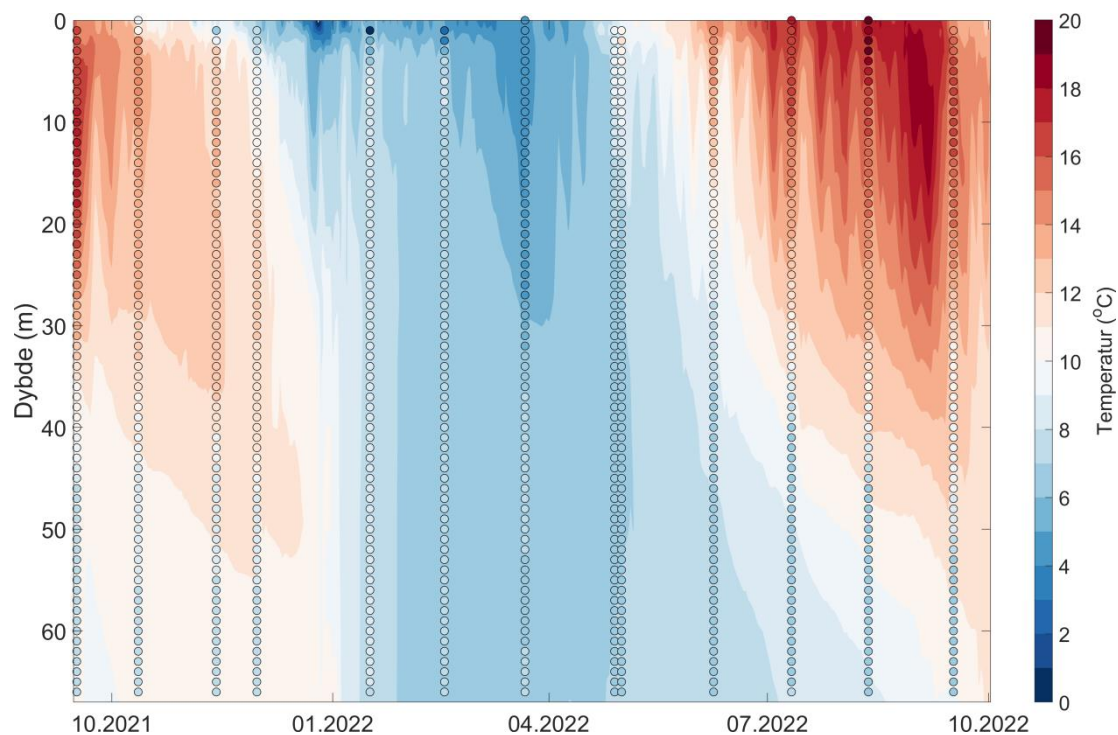
3.1.2. Sammenligning modell og målinger

Resultater fra modellsimuleringene er sammenlignet med målinger ved to stasjoner innenfor modellområdet hvor det gjøres faste hydrografiske målinger (Figur 12). Dette kapitlet presenter hovedfunn fra sammenligningene, en mer detaljert vurdering er gjort i vedlegg 1.

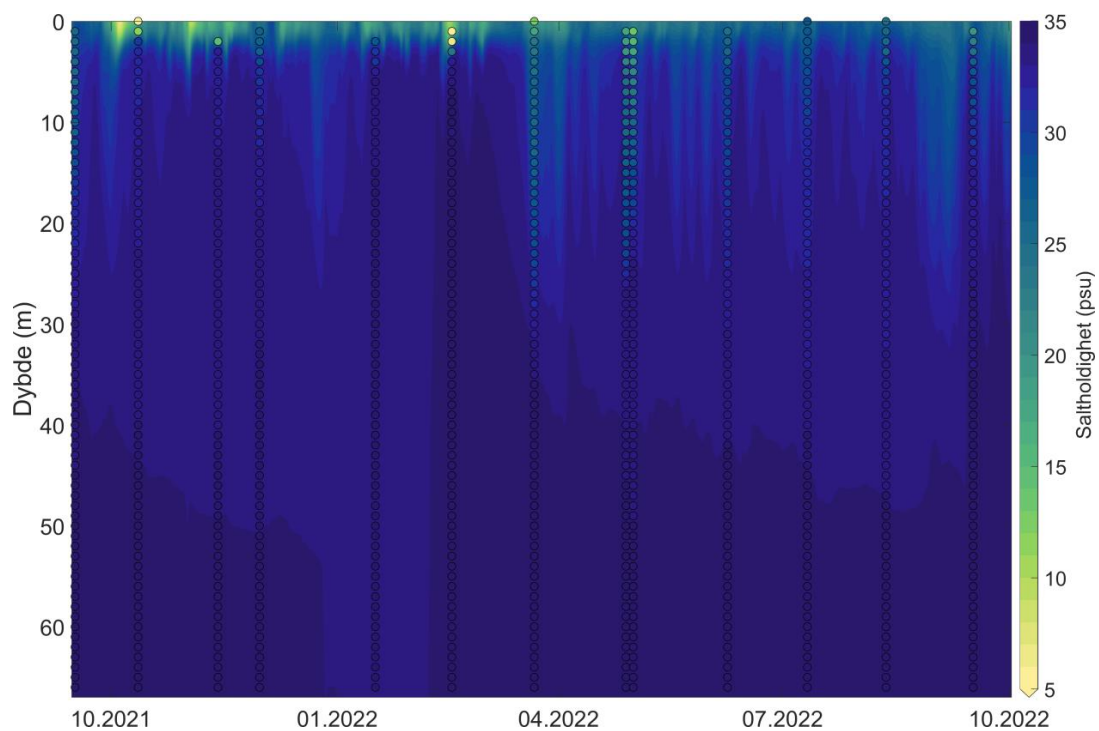
Modellen reproducerer i stor grad tykkelse på overflatelaget med lav saltholdighet påvirket av ferskvannsavrenning (Figur 13-14). Dette er noe som ofte har vist seg vanskelig for tilsvarende modeller å gjenskape. Modellen reproducerer også dypvannsutskifting i Topdalsfjorden vinteren 2022. Det er imidlertid også visse avvik. Erfaringsmessig har modellen noe for effektiv vertikal blanding, dette er særlig tydelig ved at det er noe for høy temperatur på intermediert dyp og tidvis i dypvannet. Saltholdigheten i modellen er også noe lav på intermediere dyp. Dette er trolig relatert til randbetingelsene og at NorFjords160 modell resultatene brukt på randen til modellområdet i NorFjords32 har for lav saltholdighet i øvre del av vannsøylen (vedlegg 1). Selv om det er noen forskjeller, er det oppsummert bra overenstemmelse mellom modell og målinger for temperatur og saltholdighet. Dette tyder på at NorFjords32 simuleringene for Kristiansandsområdet har et realistisk sirkulasjonsmønster og strømfelt.



Figur 12: Stasjoner innenfor modellområdet med faste hydrografiske målinger.



Figur 13: Sammenligning døgnmidler temperatur i NorFjords32 modell (konturer) og målinger (fargede sirkler) ved VT50. Kilde måledata: HI.



Figur 14: Sammenligning døgnmidler saltholdighet i NorFjords32 modell (konturer) og målinger (fargede sirkler) ved VT50. Kilde måledata: HI.

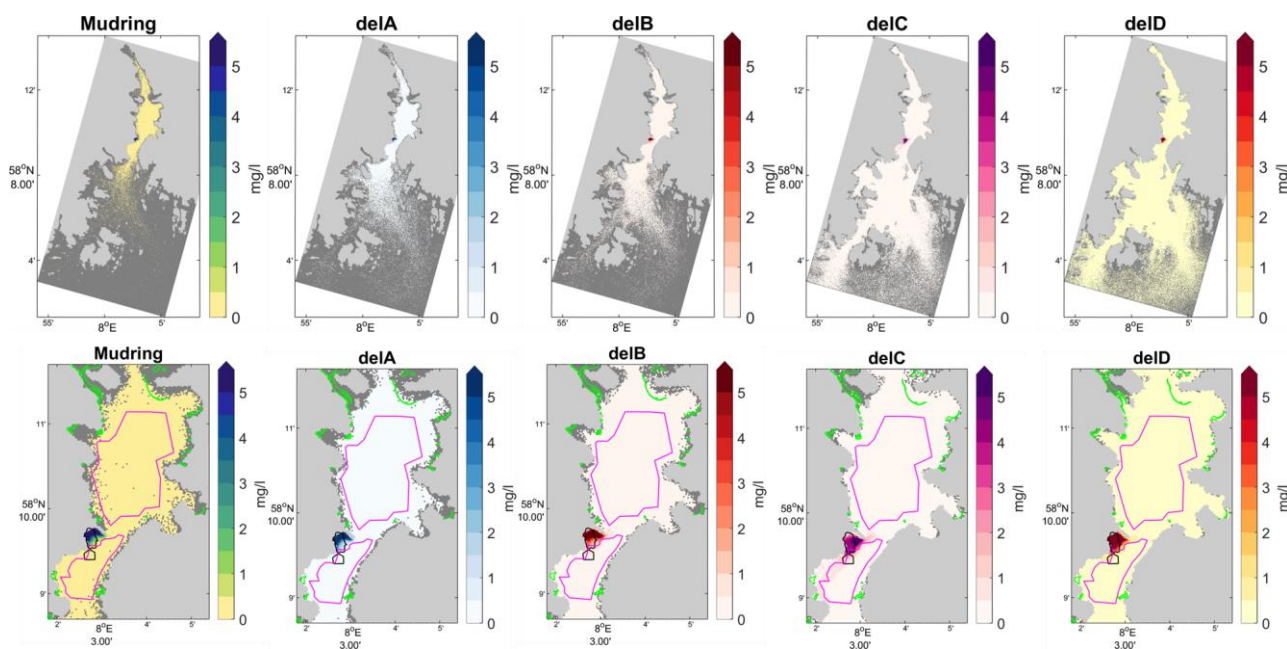
3.2. Sprednings-modellering

Resultatene diskutert i dette kapitlet er basert på tiltaks-scenariot belyst i kap 2.3. Dette er basert på konservative, øvre anslag for utslipp og en tiltaksperiode i det verste tenkelige tidsrommet av året med tanke på påvirkning på naturmiljøet.

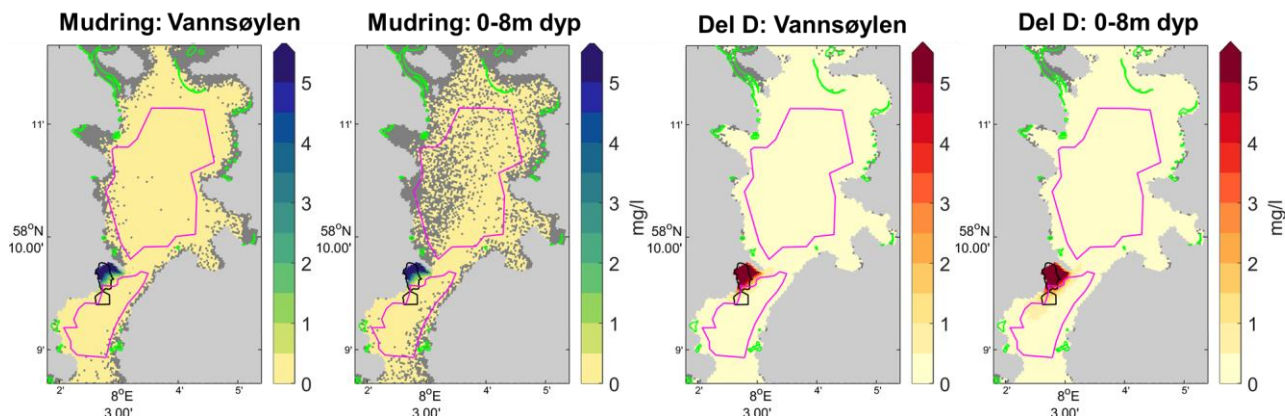
3.2.1. Suspenderte partikler

3.2.1.1. Effekt av tiltak i SHA4

Figur 15 viser gjennomsnittskonsentrasjoner av suspenderte partikler som følge av tiltakene i SHA4. Partiklene spres over nesten hele modellområdet, som har en geografisk nord-sør utstrekning på ca. 30 km. Man finner de klart høyeste konsentrasjonene i og nær tiltaksområdet. Utenfor tiltaksområdet er det langt lavere konsentrasjoner. Det skyldes at en stor andel av partiklene sedimenterer nær utslippsområdene og at det er betydelig fortykning for den andelen som transporteres ut av Vigebukta mot dypere vann og områder med høyere strømfart. Det er kun i og nær tiltaksområdene at middelkonsentrasjonene overgår grenseverdien på 5 mg/l som er et nivå der ung- og voksenfisk kan begynne å vise unnnvikende atferd. I områder med ålegrasenger er konsentrasjonene godt under 0.5 mg/l og gitt typiske bakgrunns-konsentrasjoner i fjorden på 0.5-1 mg/l (kap. 3.2.1.3) ansees risikoen for vedvarende økte partikelmengder med vesentlig svekking av sollyset som liten. Figur 16 viser at det er forholdsvis homogen blanding i vannsøylen. Utslipp fra utfyllingen skjer i dybdeintervallet 0-8 m, men utenfor utslippsområdet synker partiklene gradvis mot større dyp så konsentrasjonskartene for dybdeintervallet 0-8 m blir ganske like de for hele vannsøylen.



Figur 15: Konsentrasjoner av suspenderte partikler i spredningsmodellen LADiM som følge av tiltak i SHA4. Gjennomsnitt i vannsøylen over tiltaksperiodene (Figur 7). Øverste rad: Hele modellområdet. Nederste rad: Nærområdet til tiltaksområdene SHA4 og SHA5 (sorte polygoner). Grønne polygoner viser områder med ålegras. Rosa polygoner: Områder med sjøfjær.

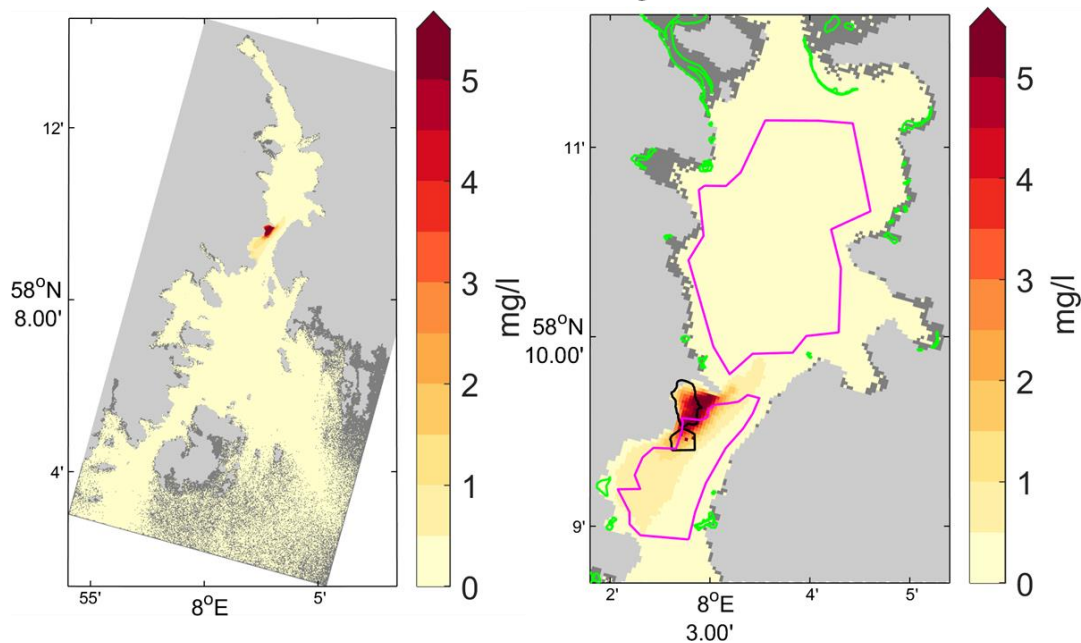


Figur 16: Konsentrasjoner av suspenderte partikler i spredningsmodellen LADiM som følge av mudring og utfylling del D i SHA4: Gjennomsnittskonsentrasjoner i vannsøylen (t.v.) og 0-8 m dyp (t.h.) over tiltaksperiodene (Figur 7). Tiltaksområdene SHA4 og SHA5 er vist som sorte polygoner. Grønne polygoner viser områder med ålegras. Rosa polygoner: Områder med sjøfjær.

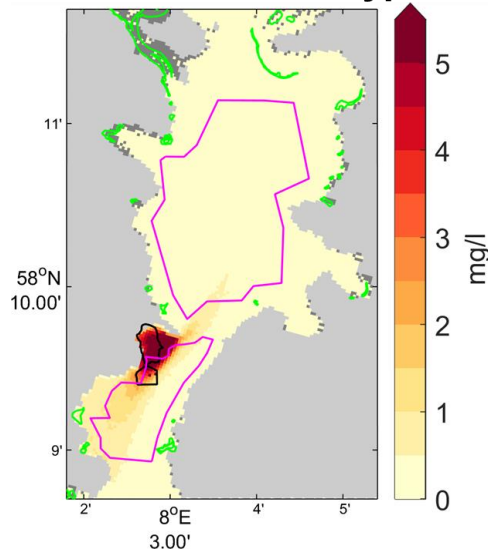
3.2.1.2. Effekt av samtidige tiltak i SHA4 og SHA5

Tiltak i SHA4 og SHA5 vil kunne foregå samtidig. Mulig effekt av dette er vist i Figur 17. I scenariet for tidsbruk (kap. 2.3, Figur 7) er det antatt full overlapp mellom utfylling i del C SHA4 og i SHA5. Sammenlignet med enkeltstående tiltak i SHA4 (kap. 3.2.1.1) blir omfanget av området med konsentrasjoner > 5 mg/l omtrent tilsvarende mens området med 0.5-5 mg/l blir større. Dette bildet skyldes at utslippet ved SHA5 skjer over et større dybdeintervall (ikke kun 0-8 m som for utfyllingstiltakene i SHA4) og at spredningen fra dette mer åpne området utenfor Vigebukta er mer effektiv pga. høyere strømfart og større vannutskifting.

Middel vannsøylen



Middel 0-8 m dyp

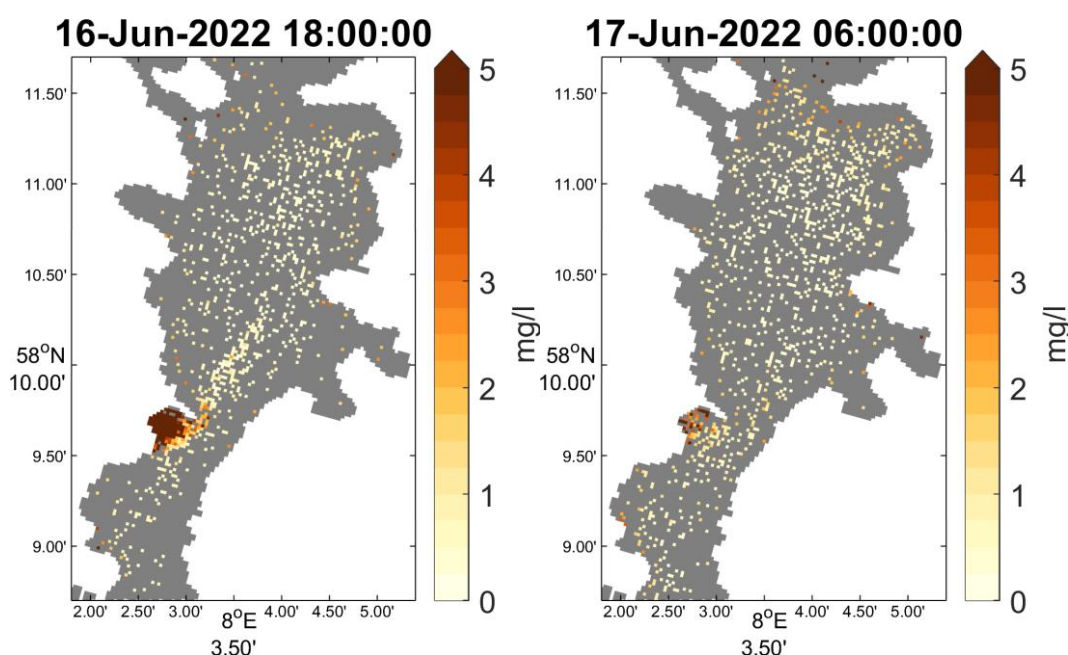


Figur 17: Konsentrasjoner av suspenderte partikler i spredningsmodellen LADiM som følge av samtidige tiltak i del C SHA4 og SHA5. Gjennomsnitt over tiltaksperiodene (Figur 7) og vannsøylen (øverste rad) og 0-8 m (nederste rad). Venstre: Hele modellområdet. Høyre og midten: Nærområdet til tiltaksområdene SHA4 og SHA5 (sorte polygoner). Grønne polygoner viser områder med ålegras. Rosa polygoner: Områder med sjøfjær.

3.2.1.3. Variabilitet og bidrag til bakgrunnsnivåer

Det vil være betydelige tids-variasjoner i partikkelkonsentrasjoner. Figur 18 viser øyeblikksbilder ved utfylling i del D SHA4 1 ½ og 2 døgn etter et tenkt oppstartstidspunkt (tidsplan-scenario Figur 7). Det er da begrenset

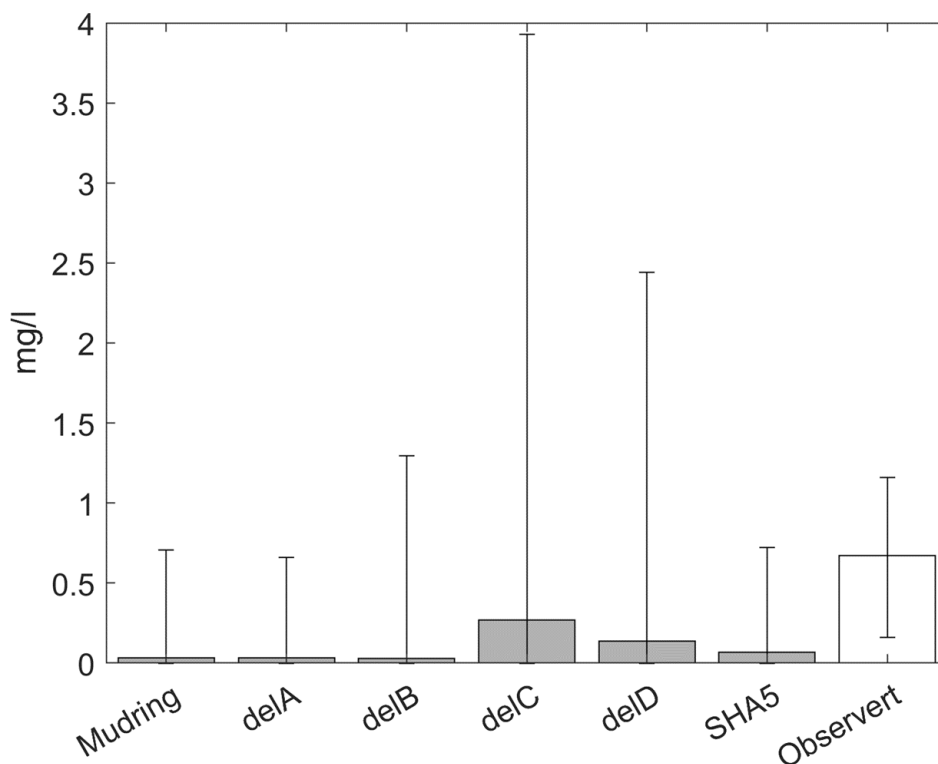
spredningsomfang i Topdalsfjorden noe som skyldes begrensede utslippsmengder i løpet av 1 ½-2 døgn og at det tar tid før partiklene transporteres over større avstander bort fra tiltaksområdet. Med antatt 12 timers arbeidsdag er det høyere konsentrasjoner i og nær tiltaksområdet ved arbeidsløst enn neste morgen da det har vært opphold i aktivitet. Dette skyldes at de fleste partiklenes oppholdstid i vannsøylen før de sedimenterer er lavere enn 12 og 36 (en hviledag i uken) timer, som er varigheten av periodene med opphold i aktivitet. Omfanget av området med konsentrasjoner over 5 mg/l, som fisk typisk vil kunne komme til å unngå, vil derfor variere noe mer enn det man kan få inntrykk av ved å kun studere middelkonsentrasjonen for hele tiltaksperioden (kap. 3.2.1.1).



Figur 18: Konsentrasjoner av suspenderte partikler i spredningsmodellen LADiM midlet over vannsøylen hhv. 1 ½ og 2 døgn etter oppstart av tiltak (Figur 7) i del D.

Ved stasjonen VT50 (Figur 12) gjøres det målinger av suspenderte partikler. For det siste tiåret er det tilgjengelig målinger fra årene 2013-2016 og 2020-2021 (Vannmiljø, 2023). Stasjonen er et stykke unna tilførselskilder (elveutløp og andre kilder) slik at observasjonene fra VT50 gir et typisk mål på bakgrunnsverdiene i Topdalsfjorden. Figur 19 sammenligner målingene med simulerte konsentrasjoner. Måledata fra 2022 er i skrivende stund ikke tilgjengelig i Vannmiljø så modellresultatene for perioden mars-september 2022 er sammenlignet med målinger for samme sesong i 2020-2021. Det vil være noe variasjon fra år til år, men målingene ved VT50 tilbake i tid, tyder ikke på veldig stor variabilitet fra et år til neste. Målingene viser moderate bakgrunns-konsentrasjoner, middelveien over dybdeintervallet 0-30 m er typisk oftest i intervallet 0.5-1 mg/l. I forbindelse med tidligere utført mudring ved Kai 36 noen hundre meter sørvest for tiltaksområdet ble det gjort turbiditetsmålinger ved en referansestasjon i nærheten (NRC Group, 2022). Disse indikerer lignende bakgrunnsnivå i Topdalsfjorden som det målingene ved VT50 tilsier. (Måling av turbiditet gir et indirekte mål på mengde partikler i vannet basert på partiklenes spredning og refleksjon av lys. Basert på målinger og kalibrering kan det etableres en sammenheng mellom turbiditet og mengde partikler i en vannforekomst. Sammenhengen vil kunne variere avhengig av type partikler, størrelse, form, humusinnhold mm. Normalt tilsvarer 1 NTU en partikkelkonsentrasjon på 0,5 til 1,5 mg/l (Statens vegvesen og Bioforsk, 2014))

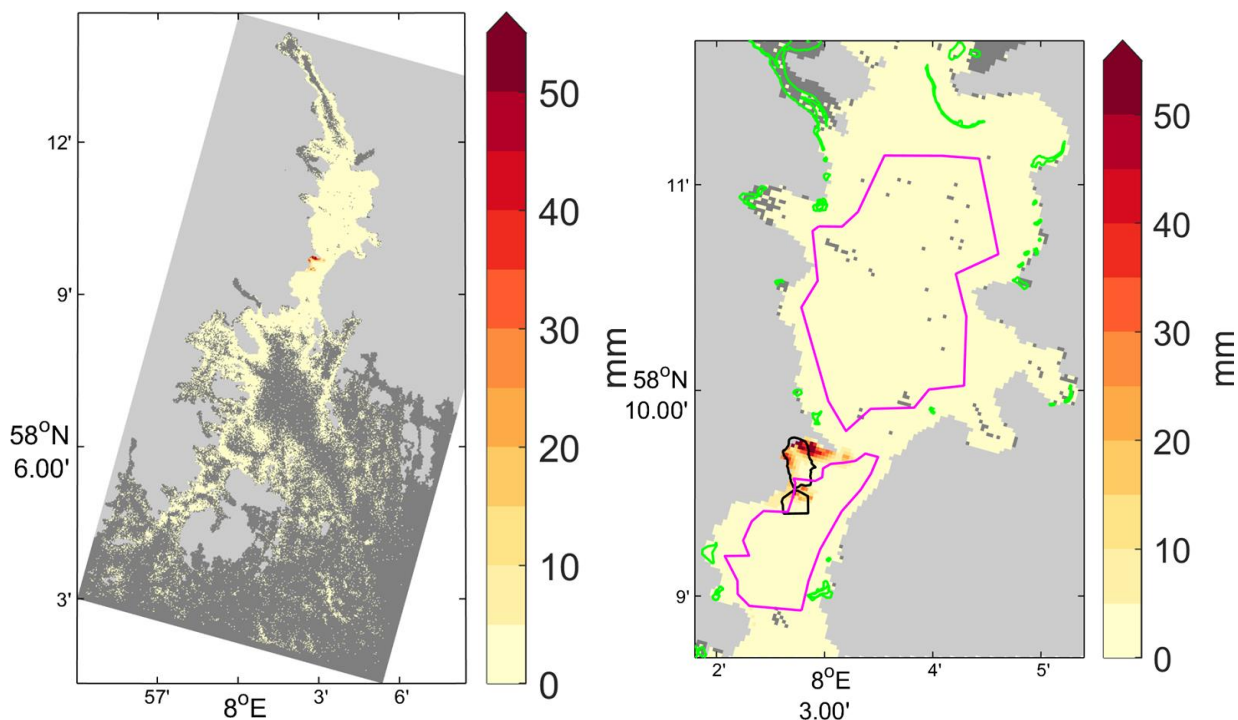
Tiltakene vil i middel gi en beskjeden-liten økning i bakgrunns-verdiene ved VT50. Tiltakenes bidrag til mengde suspenderte partikler ved VT50 er i middel godt under nåværende bakgrunns-konsentrasjon samme sted. Episodisk er det forhøyede konsentrasjoner ved VT50 pga. tiltakene, opptil 4 mg/l på det meste, men det er også tidvis ingen påvirkning ved stasjonen (perioder der partiklene transporteres til andre områder av fjorden el. sedimenterer før de når stasjonen).



Figur 19: Stasjon VT50 (lokalisering vist i Figur 12): Gjennomsnittskonsentrasjoner suspenderte partikler 0-30 m dyp for de ulike tiltakene. Stolpene angir tidsmidlene for hvert enkelt tiltak for modelleringen (grått) og for hele tiltaksperioden (Figur 7) for målingene (hvit) (Vannmiljø, 2023). Endestrekene på linjene angir minimums- og maksimumsverdiene i løpet av periodene. Måledata fra 2022 ikke tilgjengelige i skrivende stund så modellresultatene for perioden mars-september 2022 er sammenlignet med målinger for samme sesong i 2020-2021.

3.2.2. Sedimenterte partikler

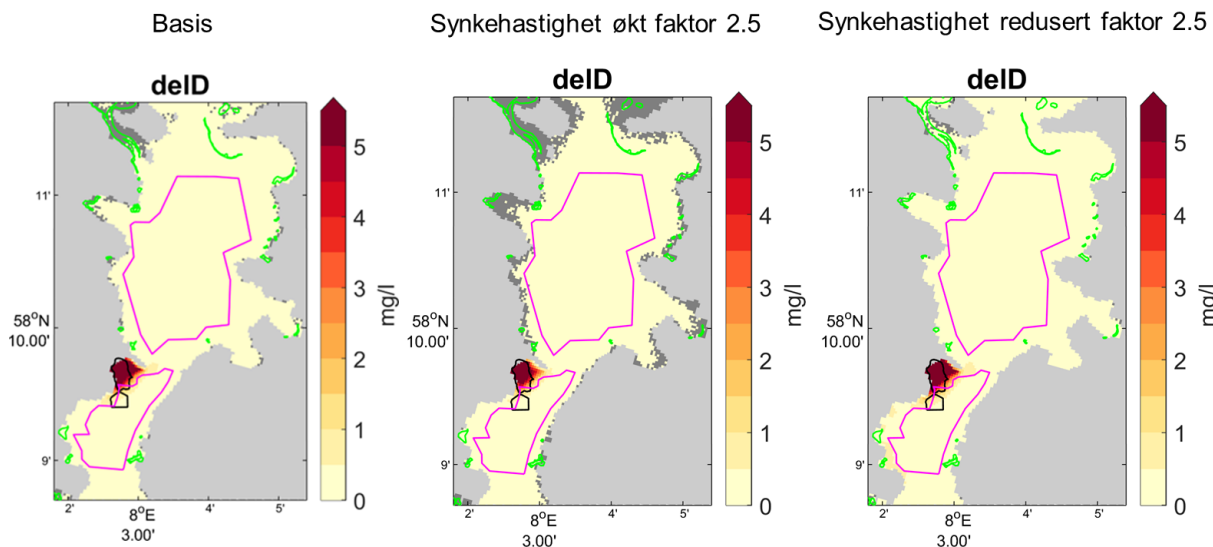
Med tanke på sedimentasjon er det den totale akkumulerte effekten av alle tiltakene som er mest interessant. Denne er vist i Figur 20 i form av kart med tykkelsen på det sedimenterte partikkellaget. Partiklene sedimenterer over et stort område og tykkelsen på laget partiklene danner på bunnen er for det meste noen få millimeter (mm). Det er lite sedimentering i de dypeste områdene, partiklene passerer ofte disse for så å sedimentere når de når grunnere områder. Som for suspenderte partikler er det en markert gradient fra tiltaksområdet og dets nærområde til øvrige deler av Topdalsfjorden. Sedimenteringslagets tykkelse i og nær tiltaksområdet kommer opp i noen titalls mm. Dette skjer hovedsakelig i områder med allerede modifisert sjøbunn (Figur 1) men også så vidt i bløtbunnsområdet med sjøfjær (Figur 20). Det er kun i tiltaksområdet tykkelsen på partikkellaget kommer opp mot og over grenseverdi på 50 mm for ålegras (kap. 1.2). I de nærmeste områdene til tiltaksområdet med ålegras er avsetningen kun noen få mm (Figur 20). Grenseverdien for bløtbunnsfauna på 6,5 mm (kap. 1.2) overskrides kun i en liten del av bløtbunnsområdet helt inntil tiltaksområdet.



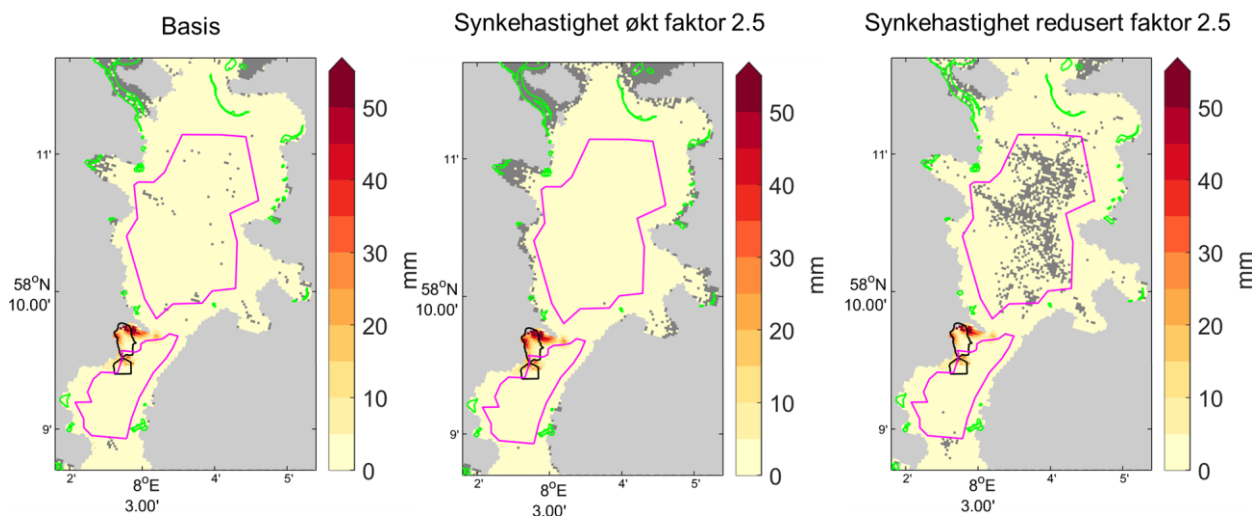
Figur 20: Modellert akkumulert tykkelse av sedimentert partikkelag ved tiltakenes slutt. Venstre: Hele modellområdet. Høyre: Nærområdet til tiltaksområdene SHA4 og SHA5 (sorte polygoner). Grønne polygoner viser områder med ålegras. Rosa polygoner: Områder med bløtbunn og sjøfjær.

3.2.3. Sensitivitetsstudier synkehastigheter

Figur 21 viser spredningskart for basissimuleringen sammenlignet med simuleringer der synkehastigheten er redusert og økt med en faktor 2.5. Med lavere synkehastighet spres partiklene over et større område og andelen suspenderte og sedimenterte partikler (Figur 22) i og nær tiltaksområdet er noe mindre enn for basissimuleringen. Ved lav synkehastighet er det også flere partikler som passerer over de dype områdene uten å sedimentere. Med høy synkehastighet er det motsatt. Forskjellene er imidlertid små i forhold til basissimuleringen. Også i sensitivitetsstudiene er det i og nær tiltaksområdet og områder med allerede modifisert sjøbunn man finner klart størst mengder suspenderte og sedimenterte partikler. Samlet sett er forskjellene såpass små at konklusjonene relatert til påvirkning på naturverdier blir like de for basissimuleringene.



Figur 21: Konsentrasjoner av suspenderte partikler ved bruk av ulike synkehastigheter i spredningsmodellen LADiM. Gjennomsnitt i vannsøylen for tiltak i del D SHA4 i nærområdet til tiltaksområdene SHA4 og SHA5 (sorte polygoner). Grønne polygoner viser områder med ålegras. Rosa polygoner: Områder med sjøfjær.



Figur 22: Modellert tykkelse på sedimentert partikkellag ved slutten av tiltak i del D SHA4 ved ulike synkehastigheter. Tiltaksområdene SHA4 og SHA5 er vist med sorte polygoner. Grønne polygoner viser områder med ålegras. Rosa polygoner: Områder med sjøfjær.

3.2.4. Sensitivitet for tiltakenes tidsomfang

Basisscenarioet brukt i dette studiet er basert på beste anslag for mudrings- og utfyllingsrater (Tabell 1). Dette medfører en total tidsbruk på tiltakene på ca. et halvt år. For å kvalitativt belyse mulig effekt av raskere og langsommere mudringsrater er følgende antagelser og forenklinger gjort:

- Tiltakene skjer kontinuerlig som i basisscenarioet. Ved raske mudrings- og utfyllingsrater vil hele tiltaksperioden da være ca. 1 ½ kvartal. Ved langsomme rater ca. 1 år.
- Samme total-utslipp som i basisscenarioet (antar at evt. endrede mudrings- og utfyllingsrater (endret fyllingsgrad grabb, mengde per slipp ved utfylling, etc.) ikke endrer utslippene vesentlig).
- Tilnærmet samme spredningsmønster som i basissimuleringene (tidsrom for tiltak antas å ha begrenset betydning for spredningsmønsteret).

Ved raske mudrings- og utfyllingsrater (tiltaksperiode ca. 1 ½ kvartal) vil i så fall konsentrasjonen av suspenderte partikler øke med ca. en faktor 1,7 for mudring og faktor 1,5 for utfylling. Akkumulert tykkelse på lag med sedimenterte partikler vil bli ganske likt (samme totalutslipp, tilnærmet samme spredningsmønster). Gitt de store gradientene i partikkelmengder fra tiltaksområdet til områdene med naturverdier i basissimuleringen vil en slik økning ha liten påvirkning på naturverdier utover at området hvor fisk viser unnvikelse kan øke noe. For et scenario med langsomme mudrings- og utfyllingsrater vil konsentrasjonen av suspenderte partikler reduseres med ca. en faktor 3 for mudring og faktor 2 for utfylling. Akkumulert tykkelse på lag med sedimenterte partikler vil bli ganske likt.

I simuleringene er det antatt deponering hver time. Hyppigere, men mindre utslipp av gangen eller sjeldnere og større vil særlig i og nær tiltaksområdet ha betydning for hvor høye partikkel-konsentrasjoner man tidvis kan få.

Basissimuleringen (foregående kapitler) og sensitivitetsvurderingene på mudrings- og utfyllingsrater (dette kapitlet) er basert på et verst tenkelig scenario for naturmiljø der tiltakene skjer kontinuerlig. I realiteten vil det kunne bli opphold og pauser avhengig av tilgang på utfyllingsmasser etc. slik at det er et vidt spekter i mulige tidsomfang.

4. Samlet vurdering

4.1. Tiltakets påvirkning

For mineralpartikler er det leir- (< 2 µm) og siltfraksjonen (2-63 µm) som har spredningspotensiale bort fra tiltaksområdet. I modellsimuleringene av spredning er det antatt utfyllingsmasser fra YR, gjort konservative øvre anslag på andel leir- og siltpartikler som spres og brukt et verst tenkelig scenario for naturmiljø der tiltakene skjer kontinuerlig i det mest sårbare tidsrommet (vår-sommer).

Spredningsmodelleringen viser at finpartikler suspendert i vannmassene spres over et stort område. Det er imidlertid effektiv fortynning og sedimentering slik at klart høyest konsentrasjon av suspenderte finpartikler og størst sedimentering forventes i tiltaksområdet og umiddelbar nærhet.

For økologiske effekter knyttet til spredningen gjøres følgende vurderinger basert på modellresultatene:

- Suspenderte uforurensede partikler:
 - Tidvis unnvikelse fra voksen fisk i og nært tiltaksområde (i ca. avstand 200 m fra).
 - Liten påvirkning på fiskeegg og -larver siden det er stor avstand til nærmeste gytefelt.
 - Liten påvirkning på lystilgang for ålegras siden det vil være lave konsentrasjoner av partikler i aktuelle områder sammenlignet med områdets bakgrunnsverdier.
- Uforurenset finstoff som legger seg på bunnen:
 - Tynt lag på noen få mm i områder med ålegras og sjøfjær. Akkumulert tykkelse fra alle tiltak er godt under typiske grenseverdier for ålegras og bløtbunnsfauna og vurderes å ha liten påvirkning. For sjøfjær er det lite studier på toleransenivå. Sjøfjær lever på mudderbunn som typisk har tilsig av sedimenterende partikler. Sammenlignet med tilsiget fra andre kilder til Topdalsfjorden er bidraget fra tiltakene beskjedne. Av samme grunn vurderes effekten på skalldyr, skjell og østers også å være liten.
- Spredning av miljøgifter:
 - Finpartikler og porevann i sedimentene kan påvirke nærmeste badeplass ved mudring. Det vurderes derfor å være noe risiko for spredning av miljøgifter ved mudring av forurensede sediment.

4.2. Konklusjon

Basert på vurderingen over vil det være behov for avbøtende tiltak for å sikre miljøkvalitetet i sedimentet ved badestranden på Varodden. Ellers viser modelleringen at det ikke vil være risiko for vesentlig negativ påvirkning på ålegrasenger, sjøfjær og andre naturverdier.

Modelleringen som legges til grunn for vurderingen av tiltakets risiko for naturverdier er basert på konservative inngangsdata. Det er imidlertid også mange usikkerhetsfaktorer knyttet til modelleringen. Detaljene rundt tiltaket og utfyllingsmasser, mudringsteknikker, deponeringsmetoder, tidsrom og utslippsfrekvens m.m. er ikke avklart. Inngangs-parametere brukt i modellsimuleringene bygger derfor på sannsynlige egenskaper til utfyllingsmassene og erfaringer og målinger fra tidligere operasjoner og tiltak. Ved realisering av prosjektet kan styrende faktorer bli annerledes enn det som ligger til grunn i basis- og sensitivitetsstudiene gjort her. Gitt mange usikkerhetsfaktorer og ut fra et føre var prinsipp bør det derfor også utføres et overvåkningsprogram for viktige naturverdier med opsjoner for iverksettelse av avbøtende tiltak hvis det viser seg nødvendig.

5. Avbøtende tiltak

5.1. Generelle miljømål og tiltak

Generelt skal tiltaket ikke være i strid med Vannforskriftens miljømål om at vannforekomstene skal beskyttes mot forringelse og forbedres og gjenopprettes slik at de har minst god økologisk og kjemisk tilstand. For mudringen og utfyllingen i Vigebukta medfører dette at tiltakene i sjø ikke skal forverre dagens tilstand i vannforekomstene i tiltakets influensområde (Topdalsfjorden-indre, Topdalsfjorden ytre, Østergapet-indre), eller hindre vannforekomstene i å oppnå sitt miljømål om god tilstand innen 2027-2033.

Med foreslått utfyllingsrekefølge i SHA4 vil sjeteene som bygges opp til kote -8 der redusere partikkelspredning og være et betydelig avbøtende tiltak. Før endelig valg av utfyllingsmasser er det også viktig å gjøre vurderinger og tiltak. Vurdering av egnethet må gjøres i hvert enkelt tilfelle hvis utfyllingsmassene kommer fra flere ulike prosjekter. Ved valgmulighet bør det prioriteres bruk av masser med lavest mulig finstoffinnhold. Dersom utlekkingstester på tungmetaller er over grenseverdier, må det foretas en risikovurdering.

5.2. Spesifikke miljømål og tiltak

Basert på Vannforskriften, modelleringen av påvirkning i tiltakets influensområde og en gjennomgang av viktige brukerinteresser og naturverdier i dette, foreslås følgende spesifikke miljømål for tiltaket:

1. Tiltaket skal ikke medføre at innholdet av miljøgifter i badeområdet ved Varodden øker.
2. Tiltaket skal ikke medføre forringelse av nærliggende ålegrasenger.
3. Tiltaket skal ikke medføre betydelig forringelse av den totale sjøfjærbestanden i området og negativ påvirkning på levebetingelsene for sjøfjær skal minimeres.

Det er ikke identifisert gytefelt eller andre viktige funksjonsområder for fisk, akvakulturlokaliteter eller vanninntak som kan påvirkes av tiltaket. Økt partikkelinnhold i vann kan medføre at voksen fisk unnviker tiltaksområdet og dets umiddelbare nærhet, men dette er vurdert å ikke ha negativ effekt på fiskebestanden i området.

Påfølgende kapitler lanserer overvåkningsprogram og avbøtende tiltak som kan bidra til at foreslåtte miljømål nås, og forslag til kontrollsjekk på om det faktisk skjer.

5.2.1. Varodden badeplass

Utredningene tilsier noe risiko for spredning av miljøgifter til badeplass ved mudring av forurensede sedimenter. Som avbøtende tiltak foreslås siltgardin i bukta foran badeplass i mudringsperioden. Følgende kontroll skal dokumentere at tiltaket ikke er i konflikt med spesifikke miljømål:

- Tiltaket skal ikke medføre at innholdet av miljøgifter i badeområdet ved Varodden øker. Dette skal dokumenteres ved prøvetaking av sediment innenfor badeområdet (4 delprøver av øverste 0-2 cm som analyseres enkeltvis) før og etter gjennomføring av mudring og øvrige tiltak.

5.2.2. Ålegras og sjøfjær

Modelleringen tilsier at det ikke vil være risiko for vesentlig negativ påvirkning på ålegrasenger og sjøfjær. Ut fra et føre var prinsipp basert på at elementer ved tiltaket ikke er avklart og tilhørende usikkerheter i

modelleringen, bør det likevel legges til grunn et overvåkningsprogram med opsjoner for iverksettelse av avbøtende tiltak hvis det viser seg nødvendig.

Når tidspunkt for oppstart av utfyllingsprosjektet er kjent bør det utarbeides et overvåkingsprogram med hensyn til:

- Partikkelinnhold i vannsøylen
- Marinbiologisk tilstandsvurdering

Overvåking av partikkelinnhold i vannsøylen gjøres ved turbiditetsmålinger nær tiltaksområdet og områdene der man utfra spredningsberegningene forventer å finne de mest utsatte naturverdiene. Da det tidvis er betydelig partikkeltilførsel til Topdalsfjorden fra elveavrenning, diffus avrenning fra jordbruk, etc., bør i tillegg bakgrunnsverdiene i fjorden måles for å avdekke hva som er årsak til eventuell forhøyet turbiditet i områdene med ålegras og sjøfjær. Følgende seks overvåkingsstasjoner og måledybder for turbiditet i vannsøylen foreslås i tiltaksperiodene:

Stasjon 1 og 2: Hhv. øst og sørøst for tiltaksområdene rett innenfor området med sjøfjær. Målinger på 2 og 10 m dyp og 5 m over bunnen (jamfør typisk lagdeling i fjorden med 3 lag, Figur 9) for å avdekke tilførsel til fjordsystemet som skyldes tiltaket og turbiditet nær bunn med sjøfjær.

Stasjon 3 og 4: Bakgrunnsnivåer i fjorden. Et punkt nord for tiltaksområdet i indre Topdalsfjorden nord for Varoddbrua og en lokalitet sør for tiltaket i overgangen mot Kristiansandsfjorden tentativt øst for Gleodden. Målinger på 2 og 10 m dyp og 5 m over bunnen.

Stasjon 5 og 6: Rett nord for nærmeste ålegrasenger sørvest og sørøst for tiltaket. Målinger 3 m over bunnen.

Eksakt plassering av målerne må avklares med rette instanser slik at de ikke kommer i konflikt med skipstrafikk og annen aktivitet. Målingene bør foregå en periode før oppstart av tiltak for å belyse typisk turbiditet når lokalitetene er upåvirket av tiltaket.

Dersom turbiditetsmålingene ved ålegrasengene og nær bunnen i sjøfjærområdet viser klart forhøyet turbiditet over tid (uke-uker) relativt til typiske verdier før tiltak bør visuell inspeksjon og vurderinger gjøres av en marinbiolog.

Overvåking av tiltakets påvirkning på ålegrasengene skal også gjøres ved jevnlig ROV-undersøkelser i de 4 nærmeste ålegrasengene (to sørvest for tiltaket og to sørøst, Figur 1). Dette bør skje minst årlig (frekvens avhengig av tiltakets framdrift) samt før og i etterkant av tiltaket. For bløtbunnsområdet med sjøfjær (Figur 1) bør tilsvarende undersøkelser skje ved stasjonene brukt ved tidligere sjøfjær kartlegging (Norconsult, 2022d). Tilstandsvurderingene skal inneholde en vurdering av ålegrasengenes tilstand og utbredelse og av sjøfjærenes tilstand i oppgitte overvåkingsstasjoner.

Oppsummert bør følgende overvåkning og kontroll finne sted for gitte miljømål:

1. Tiltaket skal ikke medføre forringelse av nærliggende ålegrasenger. Dette skal dokumenteres ved turbiditetsmålinger, visuell inspeksjon ved høy turbiditet og minimum årlig kartlegging av de fire nærmeste ålegrasengenes (to sørvest for tiltaket og to sørøst, Figur 1) mtp. utbredelse og tilstand.
2. Tiltaket skal ikke medføre betydelig forringelse av den totale sjøfjæbestanden i området og negativ påvirkning på levebetingelsene for sjøfjær skal minimeres. Dette skal dokumenteres ved turbiditetsmålinger, visuell inspeksjon ved høy turbiditet og minimum årlig kartlegging av sjøfjæbestanden ved tidligere kartlagte stasjoner (Norconsult, 2022d).

Dersom visuelle tilstandsvurderinger av ålegras- og sjøfjærenger, på noe tidspunkt i anleggsfasen, konkluderer med at tiltaket medfører uakseptabel nedslamming av naturverdiene, skal Statsforvalteren informeres og avbøtende tiltak iverksettes. Avbøtende tiltak kan være tiltakspause, redusert utfyllingsfrekvens, massemengde per slipp og/eller siltgardin rundt ålegrasområdene.

6. Referanser

DNV GL, 2021. *Borg havn utbedring av farled: Dokumentasjon på påvirkning i gyteperiode på kystorsk, samt utredning av vannutskiftning*, Høvik: DNV GL.

Ådlandsvik, B., 2019. *LADiM documentation*. [Internett]

Available at: <https://ladim.readthedocs.io>

[Funnet 25 juni 2022].

Asplin, L., Albrechtsen, J., Johnsen, I. A. & Sandvik, A. D., 2020. The hydrodynamic foundation for salmon lice modeling along the Norwegian coast. *Ocean Dynamics*, 70(10.1007/s10236-020-01378-0).

Carvajalino-Fernandez, et al., 2020. Simulating particle organic matter dispersal beneath Atlantic salmon fish farms using different resuspension approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 161, Part B(<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111685>).

Dalsøren, S. B., Albrechtsen, J. & Asplin, L., 2020. New validation method for hydrodynamic fjord models applied in the Hardangerfjord, Norway. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 246(<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107028>).

Haidvogel, D. B. et al., 2008. Ocean forecasting in terrain-following coordinates: formulation and skill assessment of the Regional Ocean Modeling System. *J. Comput. Phys.*, 227 (2008), pp. 3595-3624, 10.1016/j.jcp.2007.06.016.

HI, 2021. *hi.no*. [Internett]

Available at: <https://www.hi.no/hi/nyheter/2021/januar/sette-trafikklys-fargar-pa-fjordmodell>

[Funnet 10 6 2022].

Huserbråten, M. B. O., Eriksen, E., Gjøsæter, H. & Vikebø, F., 2019. Polar cod in jeopardy under the retreating Arctic sea ice.. *Commun. Biol.* 2, 407(<https://doi.org/10.1038/s42003-019-0649-2>).

Huserbråten, M. B. O., Hattermann, T., Broms, C. & Albrechtsen, J., 2022. Trans-polar drift-pathways of riverine European microplastic. *Scientific Reports*, 3016(<https://doi.org/10.1038/s41598-022-07080-z>).

ITA, 2019. *Handling, treatment and disposal of tunnel spoil materials. International tunnelling and underground space association. Working groups 14 and 15 Underground construction and the environment and mechanized tunnelling*, ISBN: 978-2-9701242-0-7: Report no 21/April 2019.

Munkes, B., Schubert, P. R., Karez, R. & Reusch, T. B. H., 2015. Experimental assessment of critical anthropogenic sediment burial in. *Marine Pollution Bulletin*, Volum 100, pp. 144-153.

Naturbase, 2023. *Naturbase*. [Internett]

Available at: <https://www.miljodirektoratet.no/tjenester/naturbase/>

[Funnet mars 2023].

NGI, Statens vegvesen, Oslo Kommune, 2020. *TBM-KAKS – KARAKTERISERING OG POTENSIALE FOR NYTTIGGJØRING, PÅ LAND OG I SJØ, FJELLSPRENGNINGSTEKNIKK BERGMEKANIKK/ GEOTEKNIKK 2020*: Norsk forening for fjellsprengeingsteknikk.

NGI, 2022. *Innseiling Borg havn. Naturmiljø risiko*, Oslo: NGI.

NIVA, 1995. *Igangkjøring av Hekni kraftverk. 1. Konsekvensanalyse av partikkelforurensing*, Rapportnr: ISBN82-577-2722-9.

NIVA, 2001. *Tunnel på RV 13 mellom Ivarsflaten og Djupvik. Konsekvenser av utfylling av sprengstein langs Suldalsvannet*, Rapportnr.: LNR 4220-2001.

NIVA, 2003. *Overvåking av Topdalsfjorden og Ålefjærfjorden, Kristiansand kommune, 2002-2003. Tilførsler, vannkvalitet, bløtbunnsfauna og sedimenter*, Rapportnr.: LNR 4745-2003.

NIVA, 2005. *Beregning av muligheten for oppvirvling av deponerte sedimenter på dypt vann i Bekkelagsbassenget under en dypvannsfornytelse*, Oslo: NIVA.

NIVA, 2022. *Vurderinger vedrørende utslipp av suspendert stoff fra Rekefjord Stone*, Rapport: L.NR. 7791-2022.

Norconsult, 2019. *Rv. 13 Sande og Nesvik nye ferjekaier, Hjelmeland. Vurdering av spredning av finstoff fra utfyllingsmasser*, Sandvika: Norconsult.

Norconsult, 2021. *Topdalsfjorden: Nåsituasjon for marine natur- og miljøforhold*, Dokumentnr.: RIM-01.

Norconsult, 2022a. *Fyllingsplaner Topdalsfjorden. Områdestabilitetsvurdering i henhold til NVE-veileder 1/2019*, Dokumentnr.: 52110063-RIG03.

Norconsult, 2022b. *Fyllingsplaner Topdalsfjorden - SHA5. Områdestabilitetsvurdering i henhold til NVE-veileder 1/2019*, Dokumentnr.: 52110063-RIG04.

Norconsult, 2022c. *Grunnlagsrapport. Søknad om utfylling i sjø. Havneavsnitt Nord*, Dokumentnr.: RIM-02.

Norconsult, 2022d. *Datarapport: Supplerende kartlegging av sjøfjærbunn Kristiansand*, Dokumentnr.: RIM-02.

Norconsult, 2022e. *Vurderinger vedrørende sjøfjær og vannmiljø i forbindelse med utfyllingsarbeid i Kongsgård/Vige*, Dokumentnr.: 55110063-RIM-03.

Norconsult, 2022f. *Vurdering av spredning av finpartikulært materiale ved mudring og deponering i Balsfjorden*, Trondheim: Norconsult.

Norconsult, 2022g. *Modellering og vurdering av utslippsscenarioer 2030*, Sandvika: Norconsult.

Norconsult, 2022h. *Vurdering av spredning av avløpsvann fra nytt renseanlegg og økologiske konsekvenser*, Kristiansand: Norconsult.

Norconsult, 2023a. *Utfylling i Havneavsnitt Nord SHA4 og SHA5 Kongsgård/Vige - Vurdering av nitrogen*, Dokumentnr.: 52110063-RIM06.

Norconsult, 2023b. *Teoretisk mengde plast i sprengstein*, Dokumentnr.: 52110063-RIGBerg01.

NRC Group, 2022. *Forlengelse av Kai 36 - Mudringsarbeid. Turbiditetsmålinger i forbindelse med mudring*, Kristiansand: Kristiansand Havn IKS.

Nye Veier, 2022. *Innledende undersøkelser av berg E18 Ytre ringvei*, Dokumenttype:: Utkast.

Sandvik, A. D. et al., 2021. The development of a sustainability assessment indicator and its response to management changes as derived from salmon lice dispersal modelling. *ICES Journal of Marine Science*, 78(<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab077>).

Shchepetkin, A. F. & McWilliams, J. C., 2005. The regional oceanic modeling system (ROMS): a split explicit, free-surface, topography-following-coordinate oceanic model. *Ocean Model.*, 9 (2005), pp. 347-404, [10.1016/j.ocemod.2004.08.002](https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2004.08.002).

SINTEF, 2018. *Innseiling til Borg havn – modellering av mudrings- og deponeringsoperasjoner*, Trondheim: SINTEF.

SINTEF, 2021. *Strømsimulering for Topdalsfjorden. 2021:01421.* , Trondheim: SINTEF.

Smit, M. et al., 2007. Species sensitivity distributions for suspended clays, burial. *Environ. Toxicol. Chem.* 27, pp. 1006-1012.

Statens vegvesen og Bioforsk, 2014. *On-line målinger av vannkvalitet i vegutbyggingsprosjekter*, Oslo: Statens vegvesen.

Strømme, 1986. *Vetlefjordutbyggingen - Mel kraftverk. Massetransport i Vetlefjordelvi med og uten deponering av tippmasser nedenfor Nedre Svartevassvatnet. Rapport Strømme Rådgivende Ingeniører*, 19s: Strømme Rådgivende Ingeniører.

Vannmiljø, 2023. *Vannmiljø*. [Internett]
Available at: <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>
[Funnet 2 januar 2023].

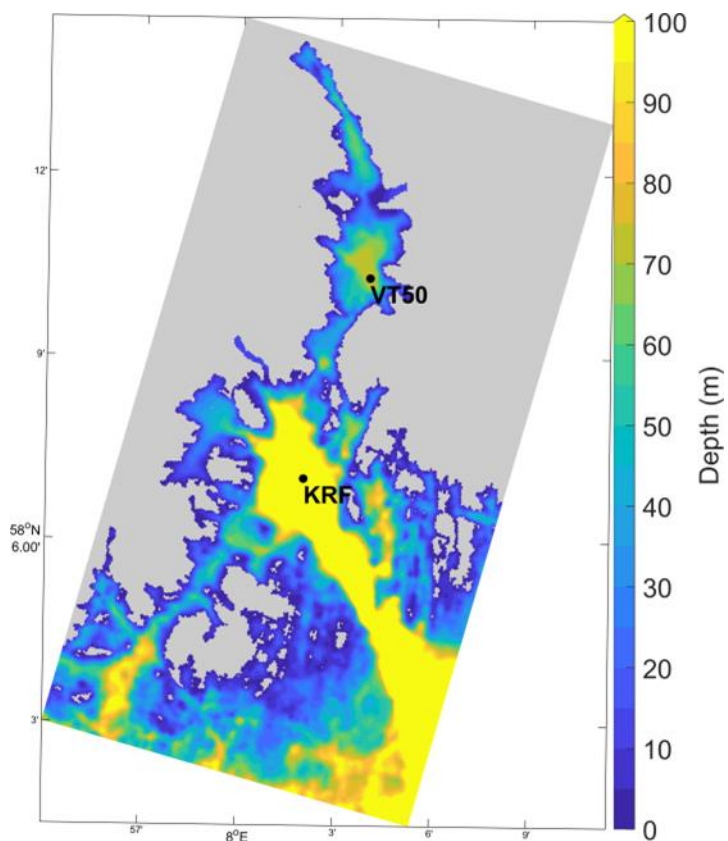
Vedlegg 1: Modellevaluering og dypvannsutskifting

Innenfor modellområdet er det to stasjoner hvor det gjøres faste hydrografiske målinger (Figur 12). Stasjonen VT50 i Topdalsfjorden er en del av Økokyst-programmet med ca. månedlige målinger (Norconsult, 2021). Målingene nær overflaten belyser påvirkningen fra ferskvannsavrenning til Topdalsfjorden. Stasjonen ligger i den dypeste delen av Topdalsfjorden og målingene i dypvannet er en nyttig indikator på vannutskifting mellom fjord og kyst. I forbindelse med noen av Økokyst toktene gjør Havforskningsinstituttet også målinger ved en stasjon i Kristiansandsfjorden et par ganger i året. Disse målingene gir bl.a. informasjon om variabilitet og påvirkning fra kystvann i ulike dyp.

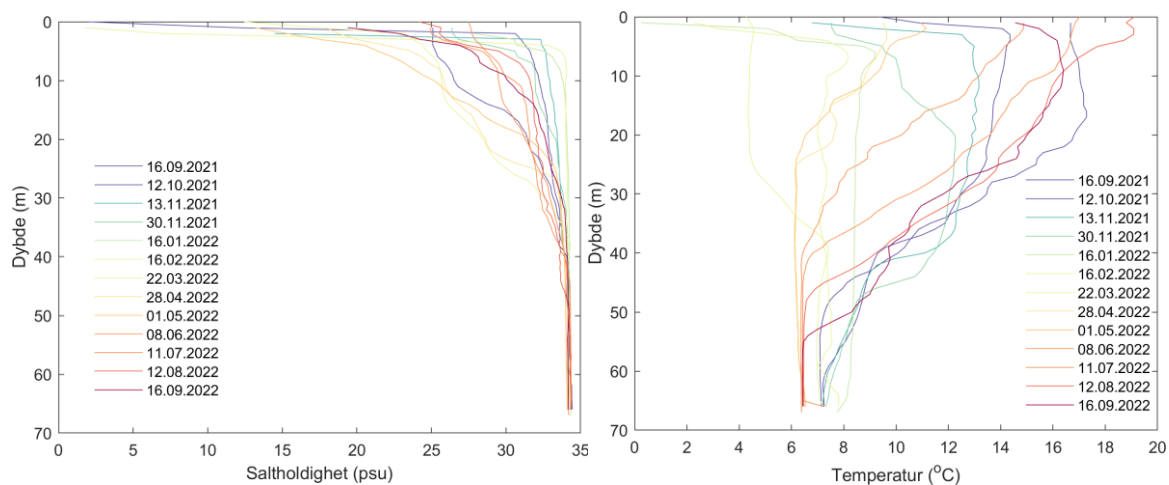
Figur 24 viser målingene av temperatur og saltholdighet ved VT50 innenfor Norfjords 32 simuleringssperioden. Det er ofte et tynt overflatelag med lav saltholdighet sterkt påvirket av ferskvannsavrenning. Temperaturen i overflatelaget varierer fra ned mot 0° C på det kaldeste til 20° C på det varmeste. Under overflatelaget er det mindre variasjon i saltholdighet og temperatur. Tilstanden der styres av graden av nedblanding og diffusjon fra overflatelaget og variabilitet i innstrømming av kystvann. I dypvannet under ca. 50 m er det minst variasjon pga. sjeldnere vannutskifting.

Figur 13-14 sammenligner modell og målinger ved VT50. Som tidligere nevnt viser både modell og målinger et tynt overflatelag. Modellen reproducerer tykkelsen på overflatelaget. Dette er noe som ofte har vist seg vanskelig for modeller å gjenskape. Her treffer modellen bra slik at den har et realistisk skille mellom det øvre vannlaget der man i middel har utstrømming og det intermedieære med netto innstrømming (Figur 9 i hovedrapporten). I modell og målinger er det stabile temperaturer og saltholdighet i dypvannet ved VT50 (Figur 13-14) en stor del av året. Dette skyldes begrenset vannutskifting. Vinteren 2022 er det flere utskiftingsepisoder som endrer tilstanden. Innstrømmende kystvann på terskelen ved Varoddbrua er da såpass salt og/eller kaldt at tettheten er høy nok til at det synker ned og fortrenger det stagnerende dypvannet i indre del av Topdalsfjorden under terskelen. Figur 27 viser tydelig korrelasjoner i hydrografien til vannmassene innenfor og utenfor terskelen i perioden januar-april i modellen, mens det er lite samvariasjon øvrige deler av året. Generelt er det relativt god overenstemmelse mellom modell og observasjoner i dypvannet og på intermedieære dyp. Det er imidlertid noen mekanismer i modellen som medfører et visst avvik. Erfaringsmessig har modellen noe for effektiv vertikal blanding, dette er særlig tydelig ved at det er noe for høy temperatur på intermedieært dyp og i dypvannet med unntak av perioden på vinteren med innstrømming av kystvann og utskifting av dypvannet. Saltholdigheten i modellen er også noe lav på intermedieære dyp. Dette er trolig relatert til randbetingelsene og at NorFjords 160 modell resultatene brukt på randen har for lav saltholdighet i øvre del av vannsøylen. Dette sees bl.a. ved sammenligningene med målingene ute i Kristiansandsfjorden (Figur 28). Eksempelvis er modellverdiene 16 sep. 2021 et døgn etter oppstart av NorFjords32 modell-simuleringen hovedsakelig påvirket av initial-betingelsene fra NorFjords160 og det er tydelig for lav saltholdighet nær overflaten. Saltholdigheten i kystvannet i øvre del av vannsøylen er sterkt påvirket av Kyststrømmen og sannsynligvis har NorFjords160 simuleringene noe for lite ferskvannsinnsdrag i Kyststrømmen.

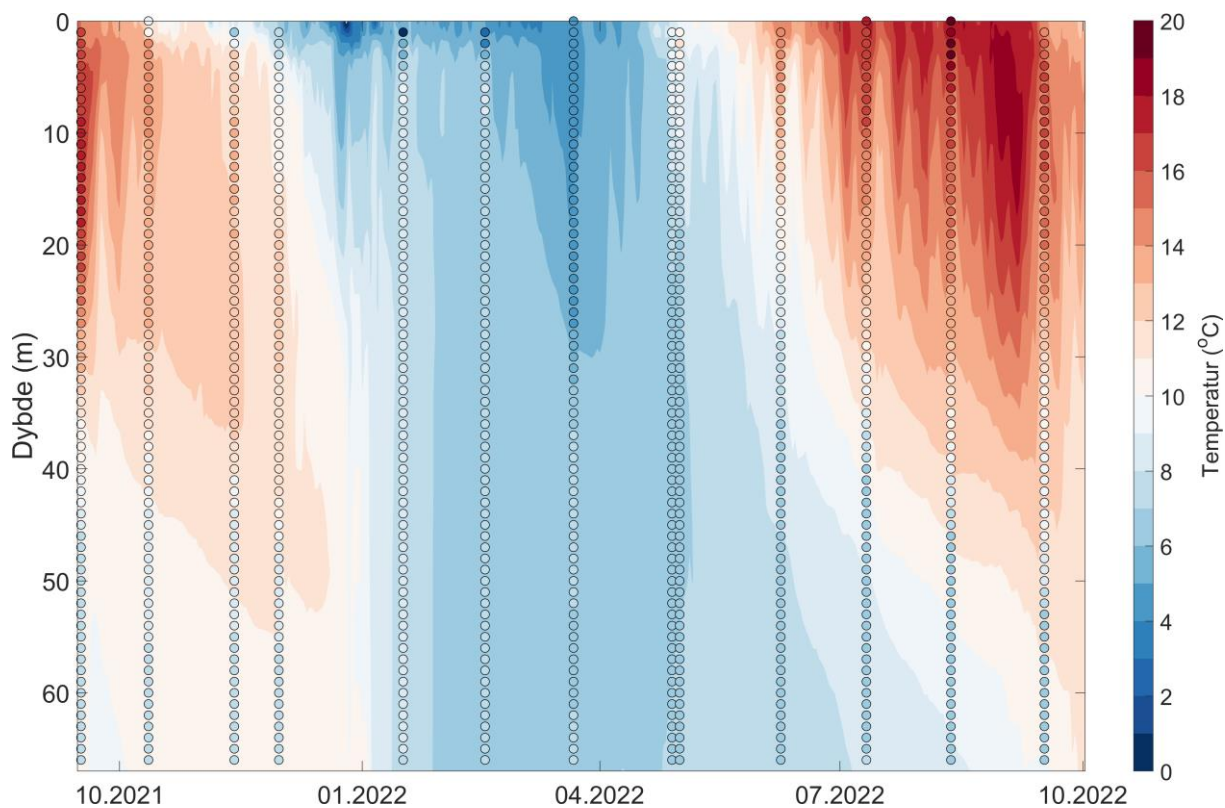
Selv om det er noen forskjeller, er det oppsummert bra overenstemmelse mellom modell og målinger for temperatur og saltholdighet. Dette tyder på at NorFjords32 simuleringene for Kristiansands-området har et realistisk sirkulasjonsmønster og strømfelt.



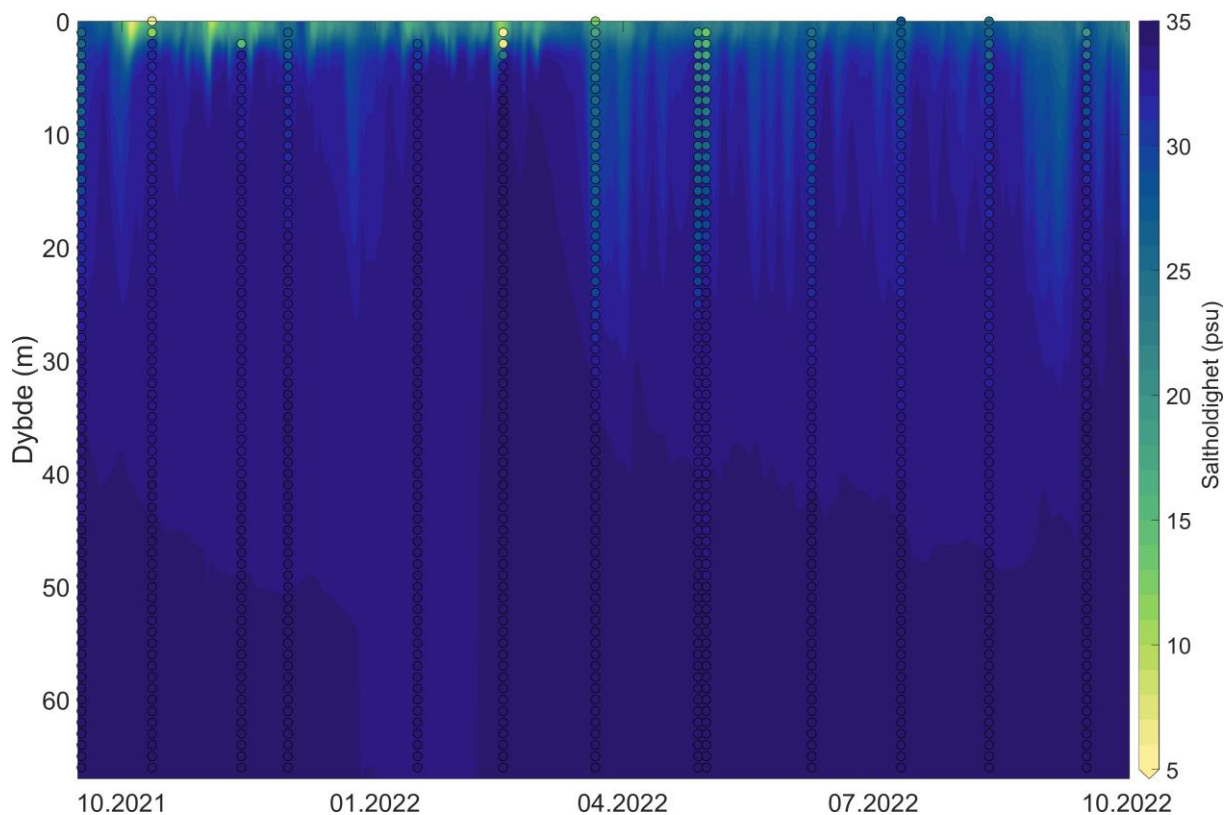
Figur 23: Stasjoner innenfor modellområdet med faste hydrografiske målinger.



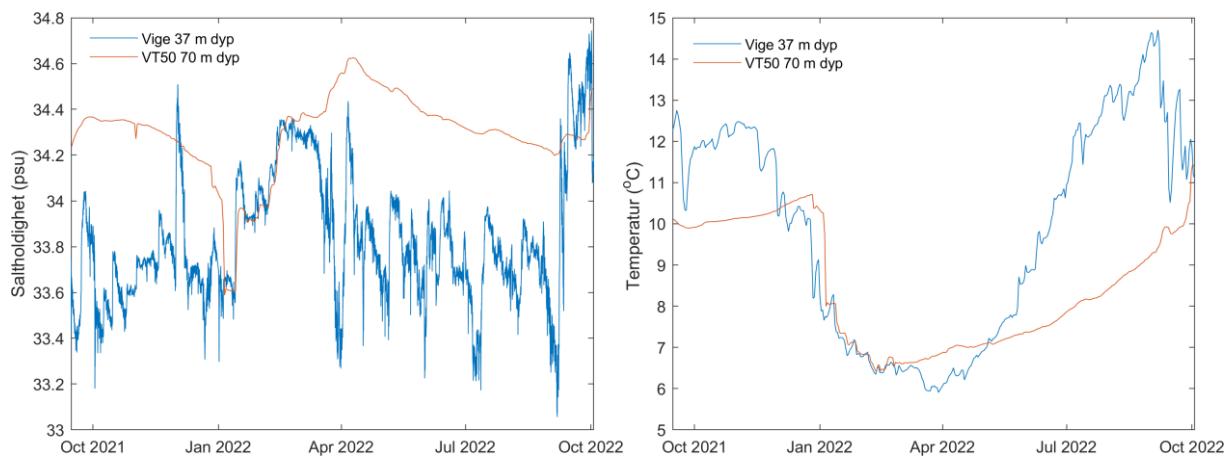
Figur 24: Målinger av saltholdighet (venstre) og temperatur (høyre) ved VT50 i Topdalsfjorden i tidsperioden med Norfjords32 modell simuleringer. Kilde måledata: Havforskningsinstituttet (HI).



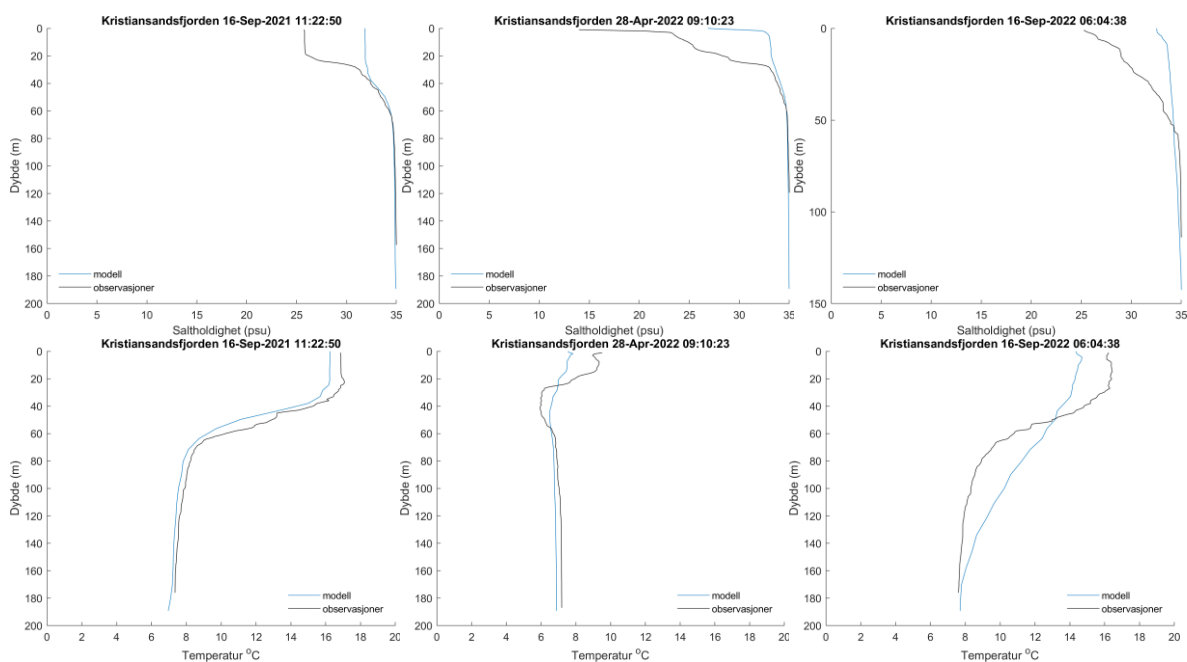
Figur 25: Sammenligning døgnmidler temperatur i NorFjords32 modell (konturer) og målinger (fargede sirkler) ved VT50. Kilde måledata: HI.



Figur 26: Sammenligning døgnmidler saltholdighet i NorFjords32 modell (konturer) og målinger (fargede sirkler) ved VT50. Kilde måledata: HI.



Figur 27: Saltholdighet (venstre) og temperatur (høyre) nær bunnen og før terskelen til indre Topdalsfjorden ved punktet kalt Vige (lokalisering angitt i Figur 11 i hovedrapporten) og etter terskelen nær bunnen ved stasjonen VT50 i indre Topdalsfjorden (lokalisering vist i Figur 24).



Figur 28: Sammenligning hydrografi i målinger og NorFjords32 modell for stasjonen i Kristiansandsfjorden (Byfjorden). Tidspunkt for målestert er angitt i figurtitler. Kilde måledata: HI. Modell-resultatene er fra nærmeste hele time til måletidspunktet.

Referanser

Norconsult, 2021. *Økokyst– delprogram Skagerrak. Årsrapport 2021, M-2280|2022*: Miljødirektoratet.