

Metode for spredningsberegninger av flere samtidige utslipp til vann ved hjelp av CIPMO – Kombinert integral- og partikkelspredningsmodell

Av Marte K. Rosnes-Lundgaard, Jonathan Johnsplass, Anders Bjørgesæter og Anja Celine Winger

Marte K. Rosnes-Lundgaard (M.Sc) er limnolog og senior miljørådgiver i Acona.

Jonathan Johnsplass (M.Sc) er sivilingeniør i prosesssteknologi og rådgiver i Ranold.

Anders Bjørgesæter (Ph.D) er marinbiolog og senior miljørådgiver i Acona.

Anja Celine Winger (Ph.D) er ferskvannsekolog/parasittolog og avdelingsleder/forskningsjef i NIBIO.

Summary

Modelling simultaneous point source discharges into a water body with CIPMO – Combined integral and particle model. Pollution of coastal areas is a problem worldwide. Coastal areas are attractive both for living and recreation and pressure to further exploit these areas is high. Several water bodies along the Norwegian coastline are in danger of not reaching good ecological and chemical status, which is the goal of the EU's Water Framework Directive. Even the best available techniques for wastewater treatment might not be enough to reach the goal of good status.

Modelling offers a lot of information pertaining to wastewater and how to minimise the effects on the environment. IKM Acona AS and Ranold AS have developed a model that simulates new and existing emissions to coastal areas, with financial aid from The Research Council of Norway and Innovation Norway. In this article, we use this model to investigate the effects of the wastewater treatment plants Solumstrand, Linnes and Lahell in Drammensfjorden. We show how the model output can be used to reduce the impact these emissions have on their environment. This includes a simulation study of moving the

emission point of Solumstrand and the effects of potential future growth in emissions. The results indicate that an adjustment in the depth of the emission points can be more significant for improving the environmental status of Drammensfjorden than other more costly measures. Performing modelling of different measures can give the municipalities a better understanding of how their emissions affect their recipient(s) and prevent damaging user interests. Modelling is a cheap measure with potentially great benefits for the environment.

Sammendrag

Forurensning av kystområder er et problem over hele verden. Samtidig som kystnære områder er attraktive bo- og rekreasjonsområder er det også et ønske om utvikling av eksisterende og etablering av ny industri med utslipp til sjø. Flere kystområder i Norge er klassifisert til å være i risiko for å ikke nå miljømålet om god økologisk og kjemisk tilstand i EUs vanddirektiv. Selv med svært god rensing kan nye utslipp føre til at målet om god økologisk tilstand er umulig å nå.

Det er mye informasjon å hente fra modellering av utslipp. Med en god modell kan

modellering benyttes som et hjelpemiddel til å minimere utslippenes påvirkning på resipienters miljø og brukerinteresser. IKM Acona AS og Ranold AS har fått støtte fra Norges Forskningsråd og Innovasjon Norge til å utvikle en modell som kan simulere nye og eksisterende utslipp til kystresipienter. I denne artikkelen bruker vi avløpsrenseanleggene Solumstrand, Linnes og Lahell som eksempler for å vise hvilken informasjon modellen gir oss og hvordan denne informasjonen kan benyttes til å redusere miljøpåvirkningen av disse utslippene. Det er også modellert et fremtidsscenario der utslippspunktet fra Solumstrand avløpsrenseanlegg er flyttet samtidig som størrelsen på utslippet er økt. Resultatene viser at justering av utslippspunktets plassering – retning og dybde – kan ha større betydning for å bedre tilstanden i indre Drammensfjord¹ enn andre mer kostbare tiltak. Ved bruk av modellering kan kommunene få en bedre forståelse av effekten av sine utslipp, slik at man i størst mulig grad bevarer brukerinteresser og forbedrer økologisk og kjemisk tilstand i vannforekomstene. Modellering er et rimelig tiltak som kan gi stor positiv miljøeffekt.

Innledning

Forurensning og miljøgifter er en alvorlig trussel mot naturmangfold, helse og vann- og matforsyning. Tilstanden i kystområdene våre blir stadig dårligere. Samtidig er det et politisk ønske om fortsatt vekst og ny industri. «Forurenser betaler»- prinsippet² handler om at den som forurenser selv betaler den kostnaden utslippet påfører samfunnet. Noen steder kan denne kostnaden være så stor at det ikke vil være mulig å etablere nye utslipp uten å gi unntak fra prinsippet. Når man skal vurdere nye utslipp er det også en utfordring å ha oversikt over de allerede eksisterende kildene til forurensning i en resipient og hvert utslipps bidrag til miljøtilstanden i en eller flere vannforekomster.

CIPMO (Combined Integral and Particle model) er en ny modell utviklet av IKM Acona AS og Ranold AS (Johnsplass et al. 2021).

¹ <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/0101020802-C>

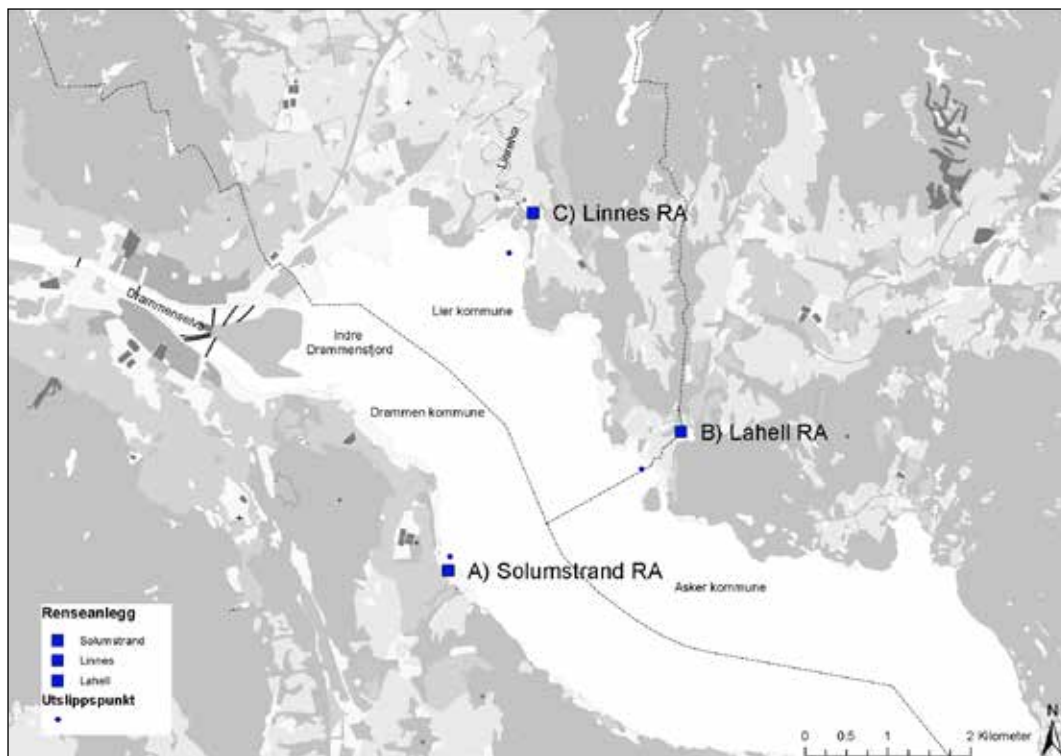
² Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven) § 11

CIPMO gir bakgrunnsinformasjon om utslippenes bevegelse i vannmassene slik at det er mulig å gjøre en realistisk vurdering av miljøkonsekvenser av utslipp, hver for seg og samlet. CIPMO kan også modellere hvilke områder som blir berørt av utslippet (influensområdet), og hvilken utgangskonsentrasjon som kreves for å oppnå en lav nok konsentrasjon i resipienten, ved for eksempel nærliggende sårbare områder eller brukerinteresser. Det er også mulig å se på samleeffekten av flere utslipp og sikre at samlet belastning i et område ikke blir for stor.

Det finnes andre måter å modellere utslipp til vann på, som for eksempel Visual Plumes som er utviklet av U.S. EPA (Frick et al., 2004) og Cormix (Jirka et al, 1991). Disse modellene er godt egnet til å estimere fortynningsbetingelser, men med en gang utslippene interagerer med sjøbunn og/eller landområder oppstår det utfordringer. Dette har blant annet ført til noe misvisende estimat av fortynningspotensialet. CIPMO har løst disse utfordringene med å ha høyoppløselige sjøbunnsdata og egne datasett for land og øygrupper. Dette gjør at man kan modellere både nærsone og fjernsone i samme modellsystem med høy oppløsning. Siden Norges kystlinje er preget av både skjærgårder, øygrupper og fjordsystemer gjør dette CIPMO særlig godt egnet til å modellere her. Sjøbunnsdata og andre driverdata er hentet i fra Havforskningsinstituttet og Meteorologisk Institutt, og man er derfor sikret oppdaterte data med god kvalitet for hele norskekysten.

Modellering av utslipp styrker kunnskapsgrunnlaget for kommuner som skal søke om nye tillatelser til utslipp av kommunalt avløpsvann og kan gi informasjon om muligheter for å redusere effekten av utslipp uten større og kostbare tiltak på det enkelte renseanlegg. I denne artikkelen er målet å vise frem CIPMO og hvilke data simuleringer gir og å se på mulige justeringer i utslippsdybde og -lokasjon for å redusere eventuelle negative effekter av utslippene.

Renseanleggene Solumstrand, Lahell og Linnes må alle innen få år søke om ny tillatelse til utslipp etter forurensningsloven. Forurensningsforskriften kapittel 13 og 14 om utslipp av



Figur 1. Indre Drammensfjord med Drammenselven og Lierelva. renseanlegg og utslippspunktene fra a) Solumstrand RA, b) Lahell RA og c) Linnes RA

kommunalt avløpsvann stiller minstekrav til rensing for hele tettbebyggelsen. Det betyr at alle avløpsrenseanlegg i samme tettbebyggelse må ha de samme minstekrav til rensing, selv om avløpsrenseanleggene ligger i forskjellige kommuner. Utslippene fra alle avløpsanleggene innenfor tettbebyggelsen utgjør tettbebyggelsens samlede utslipp.

De tre anleggene som er brukt som eksempel har utslipp til samme resipient, men ligger i tre forskjellige kommuner (Drammen, Asker og Lier kommuner) (Figur 1). Kommunene representerer med det tre separate anleggseiere som må søke om hver sin tillatelse til sitt bidrag av tettbebyggelsens samlede utslipp. Alle anleggene har utslipp til indre Drammensfjord, og utslippspunktene er mindre enn fire kilometer fra hverandre. I tillegg til de tre renseanleggene er i indre Drammensfjord påvirket av annen industri, landbruk og tilførsler fra Drammenselva. Indre Drammensfjord er karakterisert til dårlig

tilstand (23.09.2021), og det er behov for nye tiltak for å nå målet om god tilstand innen 2027.

Materiale og metode

CIPMO er satt sammen av fire ulike modeller; 1) nærsone integralmodell, 2) koblingsmodell, 3) fjernsonemodell og 4) kjernetetthet estimate-rings-modell (KDE). Fjernsonemodellen er en partikkelfølgingsmodell, også kalt en fluid-element følgingsmodell. En kort beskrivelse av de ulike modellene er gitt under (se Johnsplass et al. 2021 for detaljer).

1. Nærsone integralmodell

Integralmodellen består av to modeller, en Zone of flow establishment (Hirst, 1971) og en integralmodell (Jirka, 2004). Disse to modellene utgjør nærsonen. Modellen simulerer utslippet inntil den kinetiske eller den potensielle energien fra utslippspunktet er dissipert. Dette innebærer enten at hastigheten eller tettheten til utslippet er lik omgivelsene.

2. Koblingsmodell

Volumet og utstrekningen beregnet med integralmodellen danner grunnlaget for den egenkomponerte overgangsmodellen. Når disse termineringskriteriene er oppfylt, vil koblingsmodellen allokere partikler ved hjelp av en MonteCarlo-mekanisme i samsvar med utslippskarakteristikken fra nærsone-modellen. Koblingsmodellen er et modellsystem som består av en horisontal og en vertikal diffusivitetsmodell, en integralmodell som håndterer gjenværende bevegelsesmengde dersom nærsone-modellen termineres før all kinetisk energi er dissipert, og den nevnte Monte Carlo-mekanismen.

3. Fjernsone-modell

Partiklene introduseres deretter inn i partikkelfølgingsmodellen LADIM (Lagrangian Advection and Diffusion Model), som er utviklet av Havforskningsinstituttet (Ådlandsvik, 2021). LADIM bruker billinearinterpolering av modellerte advective havstrømninger og en parametrisert diffusivitetsmodell til å kvantifisere strømningsbanen til de individuelle partiklene. Omgivelsesdata som salinitet, strøm og temperatur blir hentet inn fra Oseanografiske havmodeller som FjordOS og Nordfjords 160m. Disse dataene er offentlig tilgjengelige i OpenDap-systemet til Meteorologisk Institutt. Her legges det ut daglige timesbaserte omgivelsesdata med ulike gridstørrelser. Det er også mulig å bruke in situ-data gjennom enten data-assimilering mot hydrodynamiske modeller, eller der rå-dataene er transformert til et kompatibelt format, for eksempel netCDF. Det er integrert et sett med egendefinerte funksjoner, en såkalt IBM, for å tilpasse LADIM-modellens bruksområde til CIPMO. Horisontal diffusivitet er i IBM-en en funksjon av to alternerende diffusivitetsmodeller, som er parametrisert ved hjelp av skjærstrøm (Smagorinsky, 1963) og arealmessig utstrekning (Okubo, 1971). Den

vertikale diffusiviteten er en funksjon av Richardsontallet og en ikke-lineær ligning kurvetilpasset in situ-data (Forryan et al, 2013).

4. Kjernetetthet-estimering

Ved hjelp av KDE-modellen (Kernel density estimation-modellen) estimeres konsentrasjonen av partikler i et finmasket tredimensjonalt rutenett med høy romlig oppløsning. Partiklene representerer en gitt mengde med masse fra utslippet. Med denne metodikken kan man kvantifisere konsentrasjonen av masse som slippes ut og fortynnes i en resipient.

De ulike komponentene i modellen er programmert i programmeringsspråket Python.

Modellering av utslipp til Drammensfjorden

Informasjon om utslippene fra renseanleggene Solumstrand, Lahell og Linnes er hentet fra norskeutslipp og Statsforvalteren i Oslo og Viken sin hjemmeside^{3, 4}. Utslippspunkt og dybde er hentet fra vannmiljø⁵. Komponenten som slippes ut er et fiktivt sporstoff som i dette tilfellet representerer fosfor. Fosfor er valgt siden det er stoffet som i størst grad er regulert i tilløpsene i dag. Alle avløpsrenseanlegg innenfor et følsomt område skal som et minimum redusere fosformengden med 90%. Renseanleggenes faktiske utslippmengder og konsentrasjon vil dermed være avhengig av hvilke mengder renseanleggene tar imot. Utslippene varierer også gjennom døgnet og kan være svært forskjellig gjennom året, alt etter hvilken belastning hvert enkelt anlegg har. Døgnvariasjon i utslippene er ikke offentlig tilgjengelig, og derfor er årlig gjennomsnittlige mengder (m³ avløpsvann og kg fosfor) tilsvarende det som er oppgitt i kommunenes årlige rapportering, som er tilgjengelig på norske utslipp for 2020, brukt i modelleringen

³ <https://norskeutslipp.no/>

⁴ <https://www.statsforvalteren.no/nb/oslo-og-viken/miljo-og-klima/avlop/arlig-rapportering-for-avlop-2020/>

⁵ <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>

Tabell 1. Vann- og fosformengde for de tre ulike utslippene rapportert i årlig rapportering for 2020.

Anlegg	Total mengde avløpsvann (m ³) i 2020	Total utslipp fosfor (kg) i 2020	Utløpskonsentrasjon fosfor kg/kg
Solumstrand	11 207 900	1 657	0,000000148
Lahell	497 653	174	0,000000350
Linnes	2 438 284	291	0,000000119

Tabell 2. Inngangsparameter for de tre ulike utslippene.

Parameter	Solumstrand	Lahell	Linnes
Plassering (lat, lon)	59.71268, 10.26916	59.72178, 10.31034	59.74553, 10.28284
Dyp (m)	12 meter	16 meter	10 meter
Rørdimensjon radius (m)	0,25	0,1	0,15
Temp°C	15	15	15
Tetthet (g/l)	999	999	999
Hastighet på utslippsvann (m/s)	1,81	0,50	1,09
Antall partikler	1 500	150	250
Salinitet	0	0	0

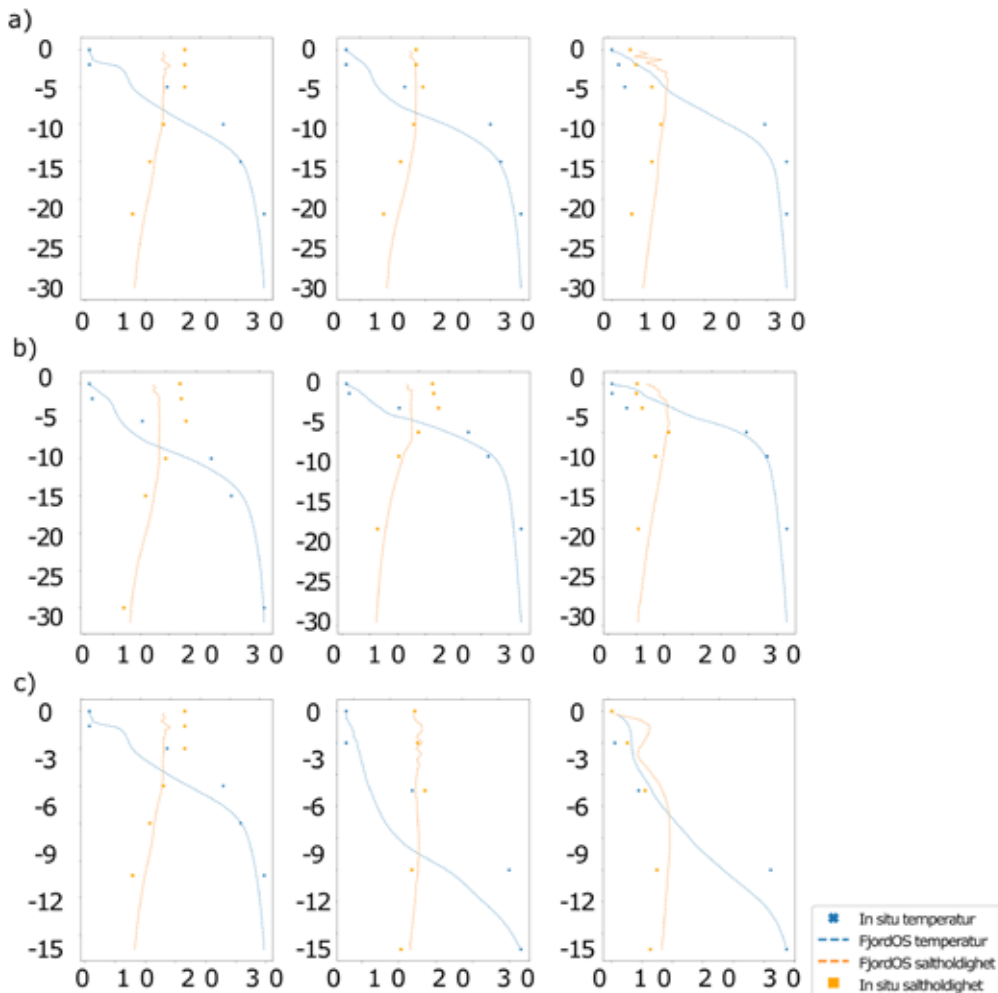
(Tabell 1). Særlig for det største renseanlegget, Solumstrand, vil trolig variasjonen mellom maks- og minimumsutslipp være stor. I tillegg vil avløpsvann i overløp kunne gi store utslag i korte perioder. Dersom sanntidsdata av utløpsmengde og døgnprøver av konsentrasjon hadde vært tilgjengelig, kunne dette vært brukt i modelleringen. Gjennomsnittet gir likevel et godt bilde av dagens påvirkning, uten fare for over- eller underestimering av faktisk belastning, samtidig som det viser hva som er mulig med CIPMO.

En oversikt over inngangsdata for utslippene fra de tre renseanleggene er gitt i Tabell 2. For å ta høyde for at de forskjellige renseanleggene slipper ut forskjellig mengde og konsentrasjon av fosfor er det benyttet forholdstall for å justere antall partikler som slippes ut. Massen hver partikkel tilsvarer er det enkelte utslippets gjennomsnittlige fosforkonsentrasjon i kg. For å hindre kunstig opphopning av partikler fjernes alle partikler som er eldre enn 24 timer. Dette er en grov forenkling av næringsopptak, som naturlig vil variere både mellom dag og natt, men også gjennom året. Om sommeren er levetiden til næringsstoffer i vannsøylen gjerne

kortere enn en dag, mens den om vinteren er mye lengre. Ettersom dette er en beskrivelse av spredning og fortykning av næringsstoffer, er det likevel hensiktsmessig å legge til grunn at alt fosfor som slippes ut i løpet av et døgn vil være brukt opp dagen etterpå. Med en syklus på 24 timer blir mengde fosfor i systemet tilsvarende det som er sluppet ut i løpet av de siste 24 timene. Siden mengden som slippes ut er konstant, er også den totale mengden i systemet konstant. På denne måten er det mulig å vise frem modellens evne til å vise spredning og fortykning og forventet økning av næringsstoffer i resipienten sammenlignet med en bakgrunnskonsentrasjon som er sammenlignbar for hele året. Ved å bruke 24 timer gjennom året er det også mulig å sammenligne resultatene fra ulike simuleringer. Modellen gir med dette et bilde av renseanleggenes bidrag til fosfor i resipienten, men sier ikke noe om de biologiske konsekvensene av utslippene.

Driverdata

Driverdataene er hentet fra FjordOs (Røed et al., 2016, Hjelmervik og Staalstrøm, 2017) for datoene 8. januar til 5. februar (vinter), 11. mars til 8.

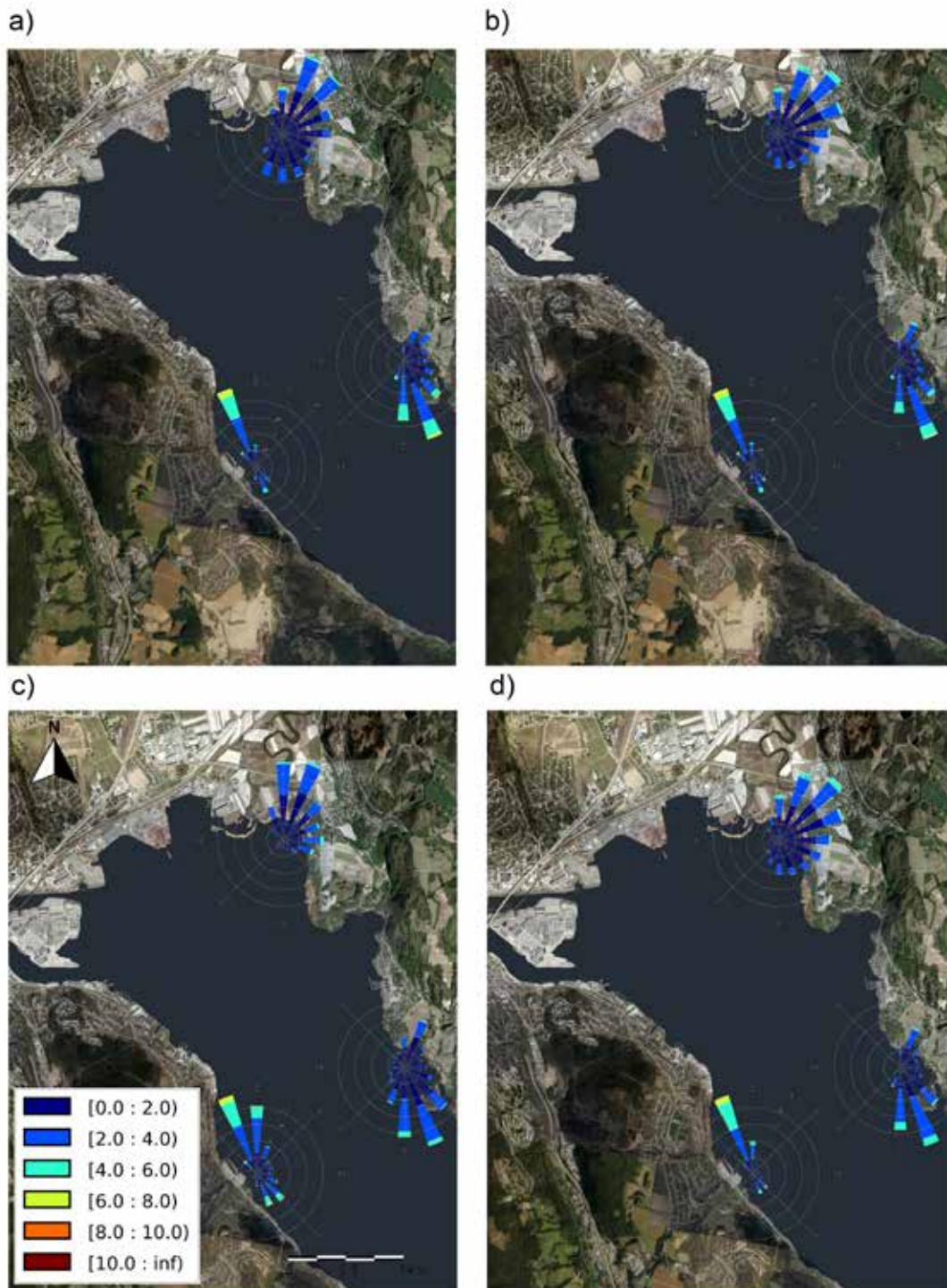


Figur 2. Salinitet og temperatur i vannsøylen hentet fra FjordOS utenfor de tre renseanleggene. x-aksen viser temperatur og saltholdighet og y-aksen viser dybden i vannsøylen. a) Solumstrand, b) Lahell og c) Linnes. De stiplede linjene er data fra FjordOS, og punktene er målte in situ-data fra samme område. Fra venstre til høyre kolonne: 27 – 28.08.2020, 18.09.2020 og 21.10.2020.

april (vår), 6. til 29. juni (sommer) og 27. august til 24. september 2020 (høst) fra klokken 00 – 00. Utvalget er gjort for å reflektere årstidene og for å overlappet med overvåking som er gjort utenfor renseanleggene (27.08.2020 og 18.09.2020). For å få et best mulig bilde av hvordan utslippene spres og blandes i resipienten og for å plukke opp eventuelle årsvariasjoner i strømforhold og fortykning er det simulert over 29 dager i hver av de fire årstidene i 2020. Modellering i CIPMO er avhengig av uavbrutte meteorologiske data fra FjordOs. I 2020 er det imidlertid noen dager

uten data. Særlig på høst og vinter er dette en utfordring. Det har derfor ikke vært mulig å få til en 29 dagers uavbrutt modellering av oktober/november. Det hadde vært mulig å simulere over en kortere periode, eller å bruke data fra et annet år.

Figur 2 viser salinitet- og temperaturprofiler i FjordOs og overvåkingsdata tatt utenfor hvert utslippssted hentet fra vannmiljø. Data fra FjordOs stemmer godt med målte data i de tre prøvetakingspunktene. Salt- og temperaturprofilene viser at vannet utenfor Solumstrand



Figur 3. Strømrose for de fire simuleringsperiodene a) vinter, (b) vår, (c) sommer og (d) høst. Data er hentet fra FjordOS for området rett utenfor hvert utslippspunkt. Strømhastigheten er indikert med en fargeskala og er oppgitt i cm/s.

og Lahell har tydelig sjikting. Figur 2 a og b) viser ferskere og varmere vann i overflaten i august og september, og kaldere vann i oktober. Saltvannsskillet går på rundt 10 meter og temperaturen ligger jevnt rundt 15 grader. Utenfor Linnes er imidlertid saltprofilen ganske jevn, og saltkonsentrasjonen øker nesten lineært. Temperaturen i vannsøylen er helt lik i august og september, men rundt 5 °C i overflaten i oktober. Området utenfor Linnes er med andre ord tilsynelatende langt mer påvirket av ferskvann fra Drammenselva (og ev. Lierelven) enn utslipp ved Solumstrand og Lahell.

Figur 3 viser driverdata for strømretning og hastighet utenfor utslippspunktene i de fire simuleringstidperiodene. Dominerende strømretning fra Solumstrand er i nordvestlig retning, inn mot Drammenselva, med unntak av høst når strømmen varierer mellom nordvest, nord og sørøst. Utslippene fra Linnes og Lahell er påvirket av vannstrømmen fra Drammenselva. Strømmene ved Linnes varierer mye, men er trolig styrt av strømmen i Drammenselva. Når det er mye vann i elva, går strømmene mot land. Ved Lahell går hovedretning på strømmen gjennomgående i sørøstlig retning. Strømdataene antyder at det kan være overlapp mellom utslippene dersom Solumstrands nordvestlige utslipp føres med strømmen fra Drammenselva mot Linnes og Lahell.

Resultat og diskusjon

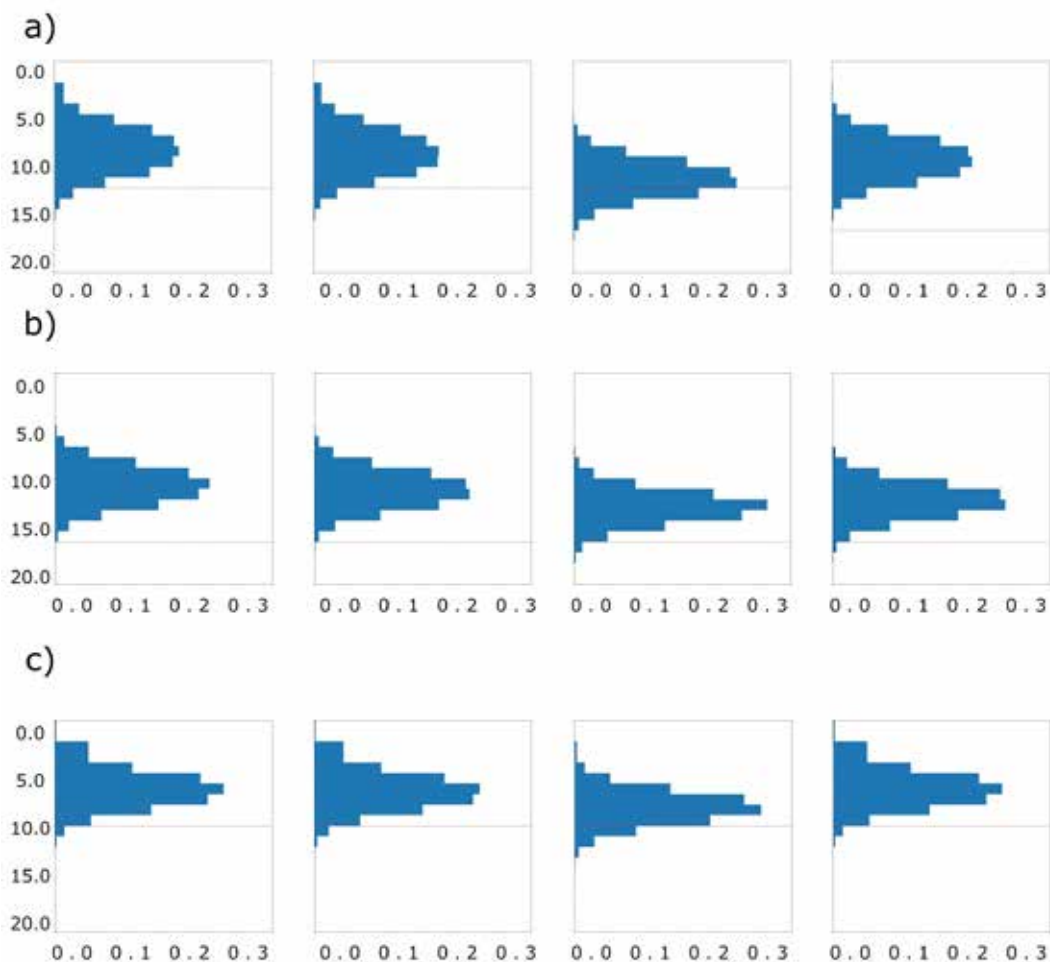
Innlagringsdyp

Tabell 1 viser minste, maksimale og gjennomsnittlige innlagringsdyp for overgangsmodellen og partikkelfølgingsmodellen i fjernsonen. Innlagring skjer på større dyp om sommeren enn resten av året for alle renseanleggene. Dette skyldes at forskjellen i temperatur mellom utslippsvannet og sjøvannet er mindre om sommeren enn resten av året. Avstanden mellom gjennomsnittlig innlagring og utslippsdyp er ganske lik på Solumstrand og Linnes, selv om utslippene skjer på noe forskjellig dybde. Både Linnes og Solumstrand sine utslipp blandes også inn helt i overflaten vinter og vår, og rett under om høsten. Deler av utslippet fra Linnes vil komme opp i overflatelaget hele året. Det vil si at alle næringsstoffer stort sett vil bli frigjort i et vannlag med nok lys til fotosyntese. Overløpsutslipp vil kunne ha større påvirkning på algevekst. I tillegg vil faren for forsøpling av overflatevann og strandlinje kunne være stor ved overløpsutslipp.

Det er viktig å merke seg at innlagringen her er avhengig av temperaturen på avløpsvannet som slippes ut. Modelleringen er utført med en konstant temperatur på 15 °C på alle utslippene hele året. Det betyr at vannet i stor grad vil stige opp og fortynnes i vannmassene i perioder når vannet i sjøen er kaldt. Utslippsrøret til Solumstrand, som er vist i vannmiljø, er rundt 150 m

Tabell 3. Partikkelfordeling i de tre forskjellige utslippspunktene i modelleringsperiodene vinter, vår, sommer og høst. Tabellen viser minste registrerte dyp for partikkelspredning, maksimalt dyp for partikkelspredning og gjennomsnittlig innlagringsdyp for renseanleggene Solumstrand, Lahell og Linnes.

		Vinter	Vår	Sommer	Høst
Solumstrand	Min	1,02	0,88	3,68	1,71
	Gjennomsnitt	8,39	8,62	11,08	9,26
	Maks	16,72	17,34	19,02	17,01
Lahell	Min	3,2	3,9	5,6	4,9
	Gjennomsnitt	10,7	11,1	12,7	12,1
	Maks	17,4	18,2	18,8	18,9
Linnes	Min	0,2	1,0	1,4	1,1
	Gjennomsnitt	6,6	6,8	8,2	7,3
	Maks	13,2	14,0	14,9	14,5



Figur 4. Partikkelfordelingen i vannsøylen for de tre ulike utslippene fra Solumstrand, Lahell og Linnes for de fire sesongene, vinter, vår, sommer og høst. Den rødstiplede linjen angir dybden til utslippsrørene: 12 (Solumstrand), 16 (Lahell) og 10 (Linnes) meter. Alle utslippene har en normalfordeling.

langt. Utslippsrøret til Lahell er rundt 650 m og fra Linnes 550 m. Rørdimensjon, isolasjon, lengde på rør og hastigheten på vannet i røret vil påvirke hvor mye temperaturen på avløpsvannet påvirkes av temperaturen utenfor før det slippes ut i resipienten. Det er ikke usannsynlig at vintertemperaturen på avløpsvannet fra Lahell og Linnes er lavere enn temperaturen på avløpsvannet fra Solumstrand, fordi Lahell og Linnes har mye lengre utslippsrør med langt mindre vann. Om sommeren når temperaturen i sjøen i perioder er høyere enn temperaturen på vannet som slippes ut, stiger ikke vannet i vannsøylen slik som resten av året. Temperaturen i over-

flaten varierer også mer enn temperaturen lengre ned i vannsøylen. Utslipp nær overflaten vil dermed være mer temperaturpåvirket enn utslipp på litt større dyp.

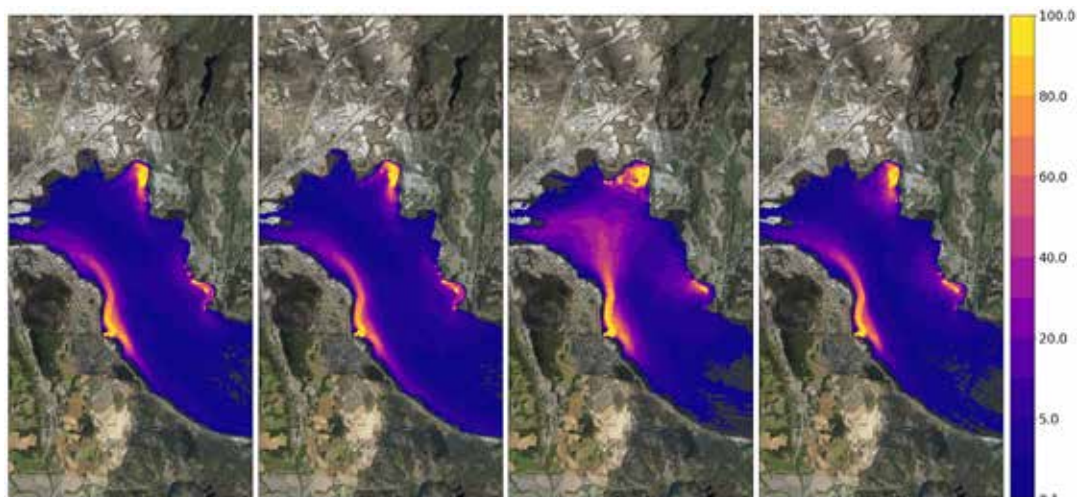
Figur 4 viser hvordan partikkelfordelingen er normalfordelt i vannsøylen i en gitt avstand fra utløpet. Ut fra figur 4 og tabell 3 vet vi at det dypeste innlagringspunktet er om sommeren, og at fortynningen om sommeren også er minst av de fire periodene som er modellert. Det vil si at sommeren er den årstiden utslippene i størst grad forblir konsentrert i et horisontalt vannlag og forblir konsentrert over det største arealet.

Områder som påvirkes av utslipp

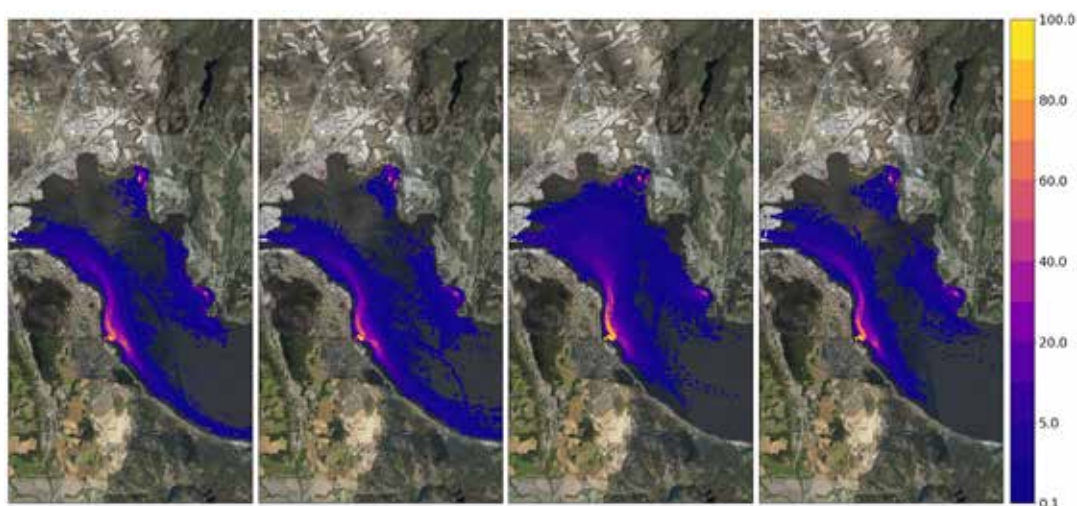
For å identifisere og illustrere mulige områder som vil bli berørt av utslippene fra de tre rensanleggene, kan man fra modelleringen lage kart som viser utslippets utbredelse og konsentrasjon i et gitt tidssteg, eller gjennomsnittlig utbredelse over en simuleringsperiode. Det er også mulig å vise sannsynligheten for at utslippene vil føre til en gitt økning i konsentrasjon over simuleringsperioden.

Figur 5 og Figur 6 viser sannsynligheten for at døgnutslippet av fosfor vil øke gjennomsnitts-

konsentrasjonen i influensområdet med henholdsvis 0,1 og 1 $\mu\text{g/l}$ i løpet av modelleringsperiodene. Figurene viser hvilke områder som med størst sannsynlighet blir berørt av utslippene. Alle modelleringene har brukt fosfor som utslippskomponenten partiklene skal representere. For å få til dette er partiklene gitt masse tilsvarende rensanleggenes utslipp av fosfor. Ved å endre antall partikler og massen de representerer kan man se på en hvilken som helst utslippskomponent fra næringsstoff som fosfor og nitrogen, til tungmetaller og mikroplast.



Figur 5. Sannsynlighet i prosent for at konsentrasjonen i et område vil øke med i gjennomsnitt mer enn 0,1 $\mu\text{g/l}$ som følge av utslippene fra Solumstrand, Lahell og Linnes i periodene vinter, vår, sommer og høst.



Figur 6. Sannsynlighet i prosent for at konsentrasjonen i et område vil øke med i gjennomsnitt mer enn 1 $\mu\text{g/l}$ som følge av utslippene fra Solumstrand, Lahell og Linnes i periodene vinter, vår, sommer og høst.

Figur 5 viser sannsynligheten for at utslippet vil føre til en økning med 0,1 µg/l. Gul farge tilsvarende 100% sannsynlighet, mens orange er mellom 80 og 100%. Alle renseanleggene har sannsynlighet over 80% for å øke konsentrasjonen med 0,1 og 1 µg/l i områdene rundt utslippene. En økning i konsentrasjon av fosfor på 0,1 µg/l vil være vanskelig å påvise med vannprøver, men kan gi utslag på biologiske kvalitetselementer. Det er gjort to forenklinger i denne modelleringen som er særlig verdt å merke seg. I modelleringsperioden (1) fjernes alle partikler som er eldre enn 24 timer og (2) utslippet er spredt jevnt over døgnet 24 timer. Det vil si at resultatene bare viser konsekvensene av ett døgns utslipp. Det er sannsynligvis langt større utslipp om dagen enn om natten, og utslippene vil sikkert også variere mye gjennom året. Det er altså flere naturlige forhold som vil kunne føre til at den reelle målte verdien er både langt høyere og langt lavere enn det som er utfallet av disse simuleringene. For at konsentrasjonen som blir vist frem skulle vært mer reell, måtte man ha brukt nøyaktig døgnvariasjon for modelleringsperioden. Dersom man i tillegg hadde hatt informasjon om fosfor i sedimentet hadde det vært mulig å modellere sedimenteringshastigheten, resuspensjon og biologisk forbruk av fosfor for å gi et mer komplett bilde av fosfor i indre Drammensfjord. En forenklet fremstilling som dette sier imidlertid det man trenger å vite om sannsynligheten for økning, spredning, fortynningsgrad, influensområder og eventuelle overlapp av de tre utslippene. Videre er det enkelt å se om det er stedlige faktorer som påvirker utslippenes effekt på miljøet. Dette er en egnet metode for å vurdere utslipp av næringsstoffer. Ved modellering av utslipp av for eksempel metaller ville det i større grad vært interessant å se på i hvilke områder metallene blir sedimentert, fortynningsgraden og eventuelt opphopning i giftige konsentrasjoner.

Det er bare Solumstrand i denne simuleringen som har et utslipp som vil kunne være målbart i større avstander fra utslippspunktet. Området som har sannsynlighet for å overstige de to grenseverdiene (økning på hhv. 0,1 og

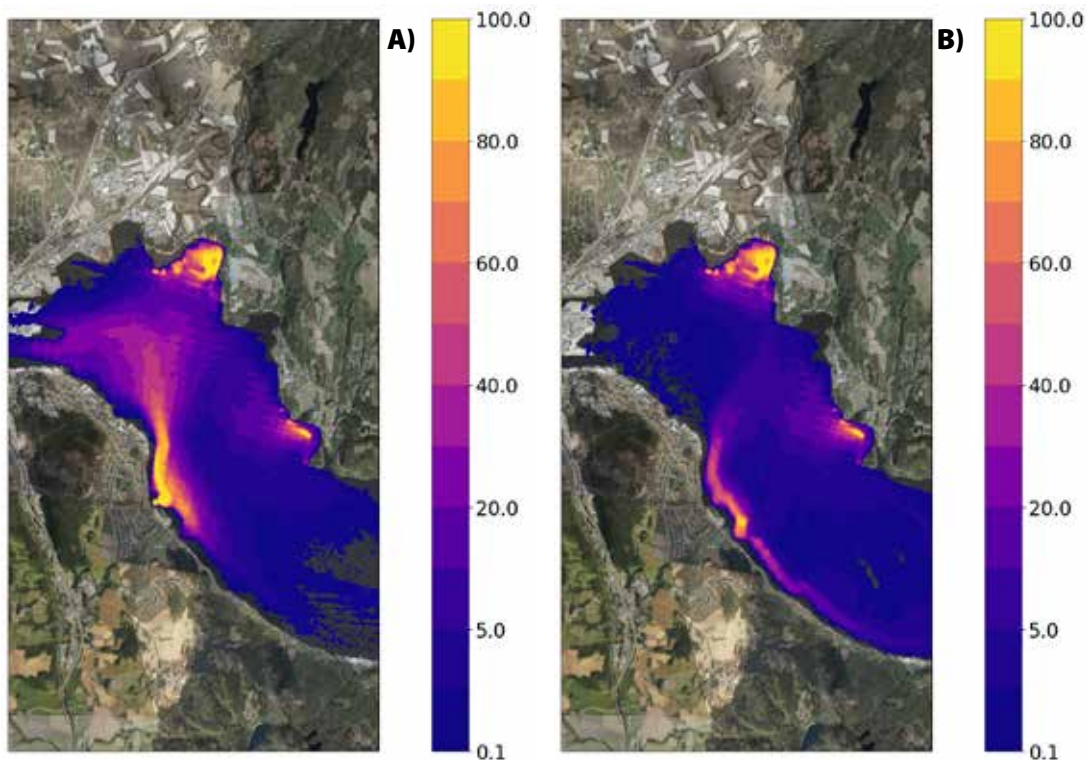
1 mg/l) er størst om sommeren for alle renseanleggene. Dette korrelerer godt med temperatur- og innlagringsdata for de fire årstidene. Utslipet fra Solumstrand har hovedretning mot Drammenselva i alle årstidene som er simulert i 2020. Dette er også forventet basert på strømretning (jf. Figur 3). Noe av grunnen til dette er trolig innlagringsdypet (Figur 4). Strømmen på 8–9 meters dyp beveger seg innover i fjorden store deler av året. Selv om det er strømmer som går ut fra fjorden vil dette i svært liten grad medføre at utslippene spres i den retningen. Videre viser temperaturprofilen utenfor Solumstrand (Figur 2) at temperaturen fra overflaten og ned til utslippspunktet er ganske jevn. Dette vil videre redusere fortynningen slik at avløpsvannet i større grad forblir i ett vannlag. Som illustrert i Figur 5 resulterer dette i at det er opp til 20% sannsynlig at utslippene vil kunne påvirke Drammenselva, dvs. øke fosforkonsentrasjonen med 0,1 mg/l. FjordOs-datasettet viser at det i perioder blir dratt en understrøm av saltvann oppover i elva. Modelleringen viser at det er sannsynlig at avløpsvann fra Solumstrand er en del av denne saltvannsstrømmen, selv om bidraget naturligvis er svært lite. Dersom man skal vurdere perioder med store overløpsutslipp eller risikoscenarier med utilsiktede utslipp av for eksempel farlige kjemikalier, er denne type spredningsanalyse et godt verktøy for å se på mulige områder for overvåking og eventuelle avbøtende tiltak.

Innlaging og spredning med endret utslippspunkt

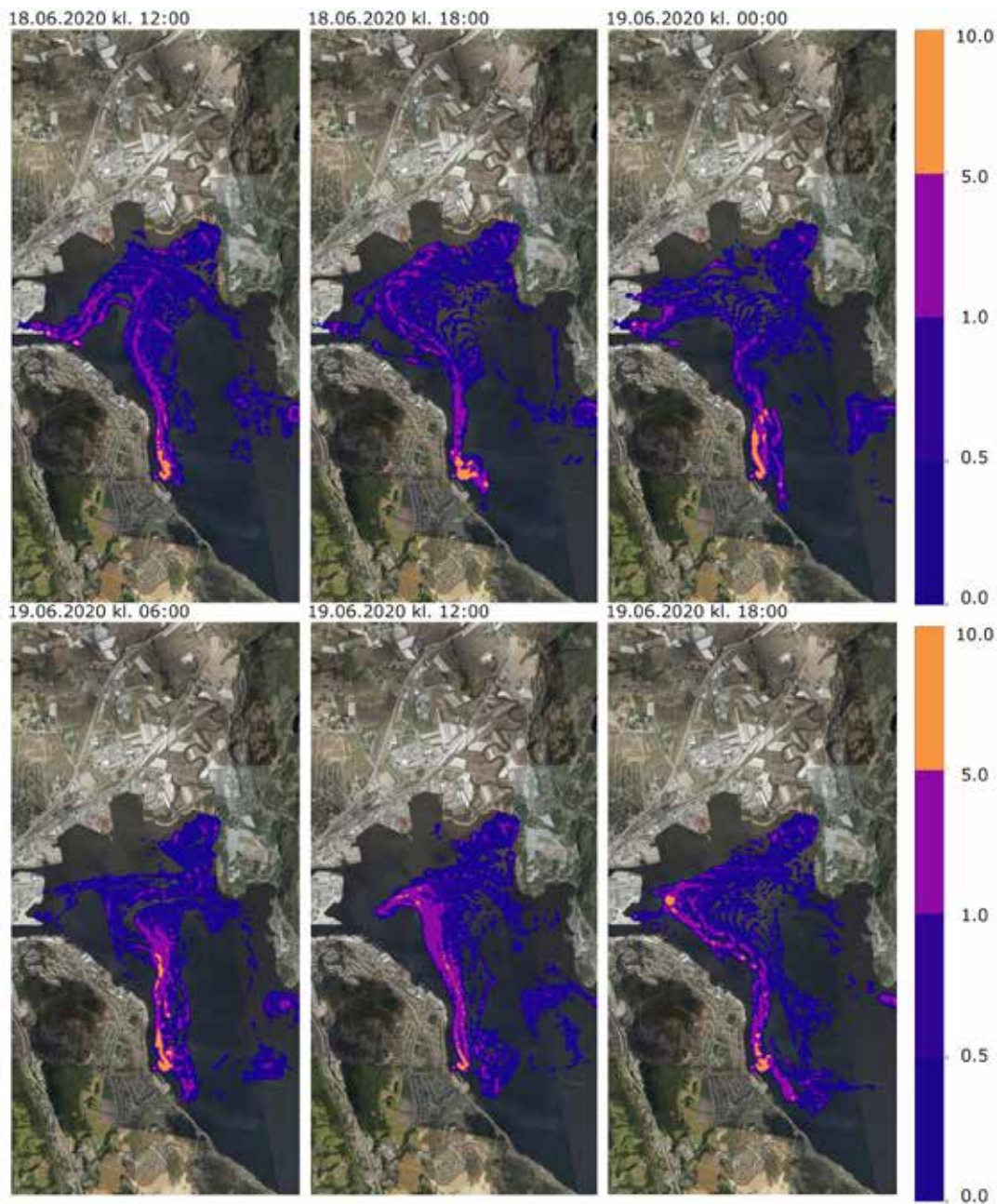
For å illustrere hvordan innlagringsdyp og temperatur påvirker spredning av utslipp har vi gjort en modellering om sommeren der utslippspunktet til Solumstrand er flyttet. Utslippspunktet ligger i dag rundt 150 meter nordøst for renseanlegget. I vår alternative modellering er dette endret til rundt 550 meter i sørøstlig retning. Den viktigste forskjellen for spredning av utslippet er imidlertid at utslippet er flyttet fra 12 til 35 meters dyp. Ved å flytte utslippspunktet til Solumstrand med noen hundre meter der det er dypere, endrer fortykning og

fordeling i resipienten seg betydelig, selv om utslippsmengden er uendret. Flyttingen av utslippspunktet medfører at utslipp fra Solumstrand ikke lenger påvirker indre Drammensfjord og Drammenselva. Innlagringen er nå gjennomsnittlig på 25 meter hvor temperaturen vil være lavere enn 15 grader store deler av året. Dette medfører større fortykning enn der utslippet er i dag. Strømmen ved det nye utslippspunktet er i større grad delt mellom nordvest og sørøst (Figur 7). Ved endret utslippspunkt for Solumstrand er det Linnes renseanlegg som har størst sannsynlighet for å øke konsentrasjonen av fosfor med $0,1 \mu\text{g/l}$ i sitt nærrområde. Dette til tross for at utslippet av fosfor fra Solumstrand i 2020, som ligger til grunn for denne modelleringen, var over fem ganger større enn utslippet fra Linnes. Bunnstrømmene ved utslippspunktet til Linnes går inn mot land, mens overflatelaget kommer fra Lierelva. Området er relativt grunt, og det er stor påvirkning fra Drammenselva og

Lierelva. I vann-nett er gjennomsnittlig konsentrasjon av fosfor fra 2014 til 2020 for Lierelva oppgitt til å være $69,5 \mu\text{g/l}$ og for Drammenselva $7,2 \mu\text{g/l}$. Linnes renseanlegg hadde i 2020 en gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon på $119,3 \mu\text{g/l}$. Det betyr at det kommer veldig fosforrikt vann fra Lierelva i overflaten, mens det relativt rene vannet fra Drammenselva dytter det næringsrike utløpsvannet fra Linnes renseanlegg innover mot Linnesstranda. Utslippspunktet medfører med andre ord den største lokale belastningen av de tre utslippene, selv om utslippet av fosfor isolert sett er lite. I motsetning til utslippet fra Solumstrand er det sannsynligvis ikke hensiktsmessig å flytte utslippspunktet til Linnes, siden strømforholdene innerst i fjorden stort sett fører alt bunnvann tilbake igjen til Linnesstranda. Alternativet til dagens utslippspunkt ville vært å slippe avløpsvannet ut nærmere overflaten, men dette vil i større grad kunne påvirke brukerinteresser og biologisk tilstand.



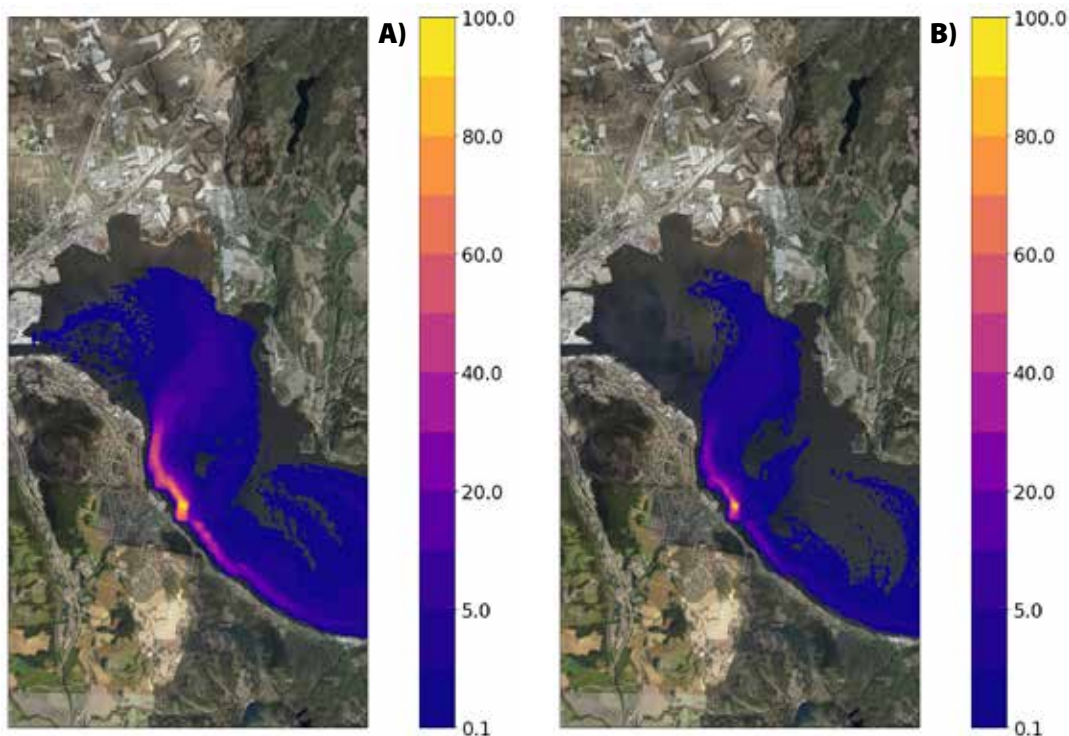
Figur 7. Viser sannsynlighet i prosent for at konsentrasjonen vil øke med mer enn $0,1 \mu\text{g/l}$ som følge av utslippene fra Solumstrand, Lahell og Linnes i perioden som er modellert om sommeren. a) situasjonen i dag b) endret utslippspunkt fra Solumstrand.



Figur 8. Økning i konsentrasjonen i mikrogram/l av fosfor i Indre Drammensfjord fra de tre renseanleggene med seks timers mellomrom fra 12:00 til 18:00 den 18. og 19. juni 2020.

CIPMO modellerer utslipp kontinuerlig. Et supplement og en annen måte å fremstille utslippene på er ved hjelp av øyeblikksbilder som illustrert i Figur 8. Øyeblikksbilder av ett eller flere utslipp kan også settes sammen til animasjoner. Figur 8 viser utslippets utbredelse og fortynning

ved gitte klokkeslett mellom 18. og 19. juni 2020. Plottene viser renseanleggenes bidrag til fosfor i resipienten og ikke faktisk konsentrasjon i indre Drammensfjord. Eksempelet viser bilde hver sjette time, men det hadde også vært mulig å vise for eksempel hver time eller hvert minutt.



Figur 9. Utslippet fra Solumstrand tilført alt avløpsvann som i dag går til de tre renseanleggene Solumstrand, Lahell og Linnes i tillegg til en 18,4% økning. Figuren viser sannsynlighet i prosent for at konsentrasjonen vil øke med mer enn a) 0,1 µg/l og b) 1 µg/l som følge av utslippet fra Solumstrand i perioden sommer.

Resultatene blir i utgangspunktet evaluert i et tredimensjonalt rutenett slik det kommer frem i kapittelet *Materiale og metode*. For å projisere resultatene på et to-dimensjonalt kart vises kun de høyeste verdiene i vertikal retning. Dermed reduseres det tre-dimensjonale rutenettet til et to-dimensjonalt nett som man kan visualisere på et kart. Denne type plott kan vise et øyeblikksbilde av konsentrasjoner som ikke forekommer i stor nok grad til at det er synlig når man bare ser på gjennomsnittet over en lengre periode. Øyeblikksbilder fra en lengre modellering må tolkes deretter, men gir et litt annet bilde av hvordan influensområdet forflytter seg over tid. Øyeblikksbilder gir også konsentrasjonen på et gitt tidspunkt. De største konsentrasjonene av fosfor er rundt og fra Solumstrand. Siden innlagringsdypet for Solumstrand om sommeren ligger mellom 3– 19 meter og gjennomsnittlig innlagringsdyp er 11 meter, vil de største konsentrasjonene derfor trolig finnes

der. Økning i konsentrasjonen kommer ikke opp i mer enn 10 µg/l.

Modellering av økt belastning

Samlet mengde avløpsvann fra de tre renseanleggene utgjør til sammen 13 914 921 m³ avløpsvann (Tabell 1). Dette tilsvarer avløpsvann fra rundt 190 600 personer (200 l per person per dag). Viken fylke er forventet å ha en befolkningsvekst på 18,4% innen 2050⁶. Dersom de tre anleggenes samlede mengde avløpsvann og utslipp øker med 18,4% blir dette en årlig belastning på 16 474 266 m³ avløpsvann og 2 515 kg fosfor. For å illustrere hvordan utslippsstedets plassering påvirker hvordan ett utslipp fordeles og fortynnes i resipienten, er det gjennomført en modellering der hele utslippet til indre Drammensfjord er flyttet til det fiktive utslippspunktet til Solumstrand samtidig som

⁶ <https://www.ssb.no/befolkning/befolkningsframskrivinger/statistikk/regionale-befolkningsframskrivinger>

utslippsmengden er økt med 18,4%. Modelleringen blir gjort i sommerperioden som er brukt tidligere, siden dette både er tidspunktet hvor man med størst sannsynlighet vil kunne påvirke brukerinteresser og biologi, samtidig som fortynningen er lavest.

Resultatene fra modellering med økt belastning gir et ganske annet bilde siden utslippene fra Lahell og Linnes er fjernet. Modellering av økt belastning og endret utslippspunkt fører også til at det er svært lite sannsynlig (< 0,1%) at konsentrasjonen vil øke med mer enn 0,1 µg/l. Spredning og fortynning i det nye utslippspunktet er så mye høyere enn i dagens utslippspunkt at det er vanskelig å se at det er et tillegg fra Lahell og Linnes og med en 18,4% økning (Figur 9). Fordi innlagringen ved det endrede utslippspunktet er dypere, er det lite trolig at utslippet vil påvirke brukerinteresser. Det kan imidlertid være lokale effekter på bunnen langs land nordvest og sørøst. Berørt område er likevel mindre enn ved dagens utslipp, i tillegg til at utslippet beveger seg i større avstand fra land. Influensområdet er mindre med økt belastning og endret utslippspunkt enn med utslippet registrert i 2020. Arealet av samlet økt utslipp (> 0,001% sannsynlighet for en økning på 1 µg/l) for denne simuleringen var 12 980 625 m², mens tilsvarende areal med utslippet fra 2020 er 15 043 125 m². Berørt område er dermed redusert med nesten 16%, selv om totalt utslipp økes fra 4,5 til 6,9 kg fosfor per dag.

Modellering og usikkerhet

Modellering vil aldri kunne gjengi virkeligheten 100%, og det er flere ting som påvirker hvor godt en modell treffer. Det vil alltid være usikkerhet knyttet til inngangsdata. Figur 2 viser hvordan data fra FjordOs og målte data korrelerer. Modellerte data stemmer godt med målte data, selv om modellen ikke klarer å gjengi «virkeligheten», dvs. feltnålinger nøyaktig. Hvilke inngangsdata man bruker fra renseanleggene kan også påvirke resultatene.

For å beregne fortynning og konsentrasjon plasseres partiklene i et rutenett. Størrelsen på rutene bestemmer nøyaktigheten til konsentra-

sjonen som kan beregnes; jo større cellene i dette rutenettet er, jo mer «smurt utover» blir massen partiklene representerer. Om cellene er små vil man kunne modellere konsentrasjonen mer nøyaktig. Jo mindre cellene blir, jo mer øker beregningstiden og, ved en gitt grense, også sannsynligheten for at man får kunstig høye konsentrasjoner.

Antall partikler som benyttes er også vesentlig for en god beskrivelse av utslippet i tid og rom og for å få en god fordeling av partikler i cellene. Få partikler krever tilsvarende store celler for at massen partiklene representerer ikke skal overstige en gitt volumetrisk grenseverdi. Størrelsen på cellene og antall partikler som slippes ut er altså gjensidig avhengige parametere.

I denne modelleringen er det valgt å bruke celler som er 1 meter dype (vertikalt) og 25 x 25 meter horisontalt. De tre renseanleggenes utslipp er representert med 1 900 partikler per tidssteg (15 min.) og fjernes etter 24 timer. Det vil si at man til enhver tid har 182 400 partikler i modellen. Mindre celler, for eksempel 1 x 10 x 10 ville gitt høyere konsentrasjoner og antakelig et noe større influensområde. Tilsvarende ville større celler gjort det motsatte. Med en oppløsning på 1 x 25 x 25 meter er CIPMO vurdert å gi konservative resultater og faren for overestimering er liten.

Oppsummering og konklusjon

Modellen CIPMO beregner partiklers plassering og fortynning i vannmassene. Det er godt samsvar mellom faktiske målinger i resipienten og strømmodellen som benyttes som grunnlag for modelleringen.

Metode for spredningsberegninger av flere samtidige utslipp til indre Drammensfjord ved hjelp av CIPMO er presentert og diskutert. Om det er ett eller flere utslipp som simuleres, benyttes samme metode for beregning av konsentrasjonen i vannmassene. Resultatene viser hvordan utslippenes plassering får betydning for fortynning og fordeling i vannforekomsten. Det er mulig å vise både overlapp og effekt av flere utslipp samtidig. Bidraget til hvert enkelt utslipp

kan isoleres, selv i en vannforekomst med mange andre påvirkninger. CIPMO kan si noe om hvor i en resipient utslippet vil ha best mulig; 1) innblanding, 2) innlagring i ulike vannlag og 3) plassering i forhold til strømminger.

CIPMO er et nyttig verktøy når kommuner skal planlegge for fremtidig avløpsinfrastruktur. Modellerer viser hvordan et utslipp er mer enn bare ett bidrag til resipienten som helhet. Hvor og hvordan utslippet er plassert kan ha større påvirkning lokalt enn valg av renseløsning og oppnådd rensegrad. Modellerer av utslipp kan bidra til å redusere de negative effektene av utslipp til vann ved å gi informasjon som kan brukes til å optimalisere utslippspunkt. Utslipet kan tilpasses resipienten for å endre påvirkningen til det beste for det akvatiske miljø, lokalt næringsliv og folkehelsen.

Referanseliste

- CIS - WFD. 2010. <http://www.fwr.org/>. <http://www.fwr.org/>. [Internett] 12 2010. http://www.fwr.org/WQreg/Appendices/Technical_Background_Document_on_the_Identification_of_Mixing_Zones.pdf.
- Forryan A, Martin AP, Srokosz MA, Popova EE, Painter SC, Renner AH (2013) A new observationally motivated Richardson number based mixing parametrization for oceanic mesoscale flow. *J Geophys Res Oceans* 118(3):1405. <https://doi.org/10.1002/jgrc.20108>
- Frick, W. E. (2004). Visual Plumes mixing zone modeling software. *Environmental Modelling & Software*, 19(7-8), 645-654.
- Hirst, E. 1971. Buoyant jets discharged to quiescent stratified ambients. *Journal of Geophysical Research*. 76(30), 1971, 7375-7384.
- IMPEL Project. 2010. LINKING THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE AND IPPC DIRECTIVE. www.impel.eu: <http://europa.eu.int/comm/environment/impel>, 2010.
- Hjelmervik K, NM R, LP, Staalstrøm A. 2017. Evaluation of the FjordOs-model. FjordOs technical report No. 4, ISSN 2387-4201, MET-report, 13
- Jirka, Gerard H. 2004. Jirka, G. H. (2004). Integral model for turbulent buoyant jets in unbounded stratified flows. Part I: Single round jet. 4(1), 1-56. *Environmental Fluid Mechanics*. 2004, s. 1-56.
- Jirka, G. H., Doneker, R. L., & Barnwell, T. O. (1991). CORMIX: an expert system for mixing zone analysis. *Water Science and Technology*, 24(6), 267-274.
- Johnsplass, J., Winger, A.C., Bjørgesæter, A. et al. Combined integral and particle model for describing the dispersion, dilution, terminal layer formation and influence area from a point source discharge into a water body. *Environ Fluid Mech* (2021). <https://doi.org/10.1007/s10652-021-09807-4>
- NorKyst-800 report no. 1: User manual and technical descriptions. Albretsen, Jon. 2011. s.l.: Institute of Marine Research, 2011, Fisken og havet.
- Okubo, A. 1971. Oceanic diffusion diagrams. In *Deep Sea research and oceanographic abstracts*. Elsevier. 8, aug 1971, Vol. 71, 18, ss. 789 - 802.
- Røed L, Kristensen N, Hjelmervik K, Staalstrøm A. 2016. A high-resolution, curvilinear ROMS model for the Oslofjord, ISSN 2387-4201, MET-report, 4 34.
- Smargorinsky, Joseph. 1963. General circulation experiment with the primitive equations. *Monthly Weather Review*. 91, 1963, 3.
- Ådlandsvik, B. 2021. LADiM Documentation, Release 1.1.0. Institute of Marine Research.