



PILOTPROSJEKT FOR VURDERING AV SAMLET PÅVIRKNING I OSLOFJORDEN – YTRE DEL



Tittel (norsk og engelsk):

Pilotprosjekt for vurdering av samlet påvirkning i Oslofjorden – ytre del
Pilot project for the assessment of cumulative impacts in the Oslofjord - outer region

Rapportserie:	År - Nr.:	Dato:
Rapport fra havforskningen	2024-15	07.05.2024
ISSN:1893-4536		
Forfatter(e):		
Johanna Myrseth Aarflot, Lars-Johan Naustvoll, Frithjof Moy, Kjell Magnus Norderhaug, Florian Berg, Cecilie Kvamme, Guldborg Søvik, Alf Ring Kleiven, Jon Albretsen, Carla Freitas Brandt, Susanna Huneide Thorbjørnsen og Tone Falkenhaus (HI)		
Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Huse Programleder(e): Jan Atle Knutsen		

Distribusjon:
Åpen
Prosjektnr:
15507
Oppdragsgiver(e):
Nærings- og Fiskeridepartementet
Program:
Marine prosesser og menneskelig påvirkning
Kystøkosystemer
Forskningsgruppe(r):
Økosystemprosesser
Antall sider:
83

Sammendrag (norsk):

Stor befolkningstetthet, høy menneskelig aktivitet og miljøutfordringer gjør at det er viktig å vurdere menneskelig påvirkning i Oslofjorden samlet. Denne rapporten presenterer en tverrsektoriell fremstilling av samlet påvirkning i et avgrenset område i ytre deler av fjordsystemet, som inkluderer Ytre Hvaler og Færder Nasjonalparker. Arbeidet omfatter en gjennomgang av menneskelig aktivitet (f.eks. fiskeri, turisme, avløp) som kan legge press på ulike deler av det marine økosystemet, og som kan forvaltes i dag. Risiko for negativ påvirkning vurderes basert på hvor eksponert økosystemkomponenter er for påvirkninger, og hvilken effekt påvirkningene er forventet å gi. Dette gir en systematisk evaluering av informasjon fra mange kilder, som kombinert med ekspertvurderinger benyttes til å vekte større og mindre viktige påvirkninger og fremstille risiko på tvers av økosystemet. Formålet er å danne et felles grunnlag for diskusjon om helhetlig, direkte, negativ påvirkning på økosystemet sett på tvers av sektorer og forvaltningsansvar.

Metoden som benyttes i denne rapporten har tidligere blitt benyttet i flere andre risikovurderinger for marine økosystem både i Norge og internasjonalt, både i regi av ICES, OSPAR og gjennom en rekke forskningsprosjekter. Metoden er hentet fra et tidligere EU-prosjekt, Options for Delivering Ecosystem-based Marine Management (ODEMM), og kalles gjerne «ODEMM-metoden» eller «CoastRisk-metoden» da den også ble benyttet i CoastRisk-prosjektet (2019-2024). Vurdering av risiko basert på hvor eksponert deler av økosystemet er og hvilken effekt en påvirkning kan ha, anses som en mer fornuftig tilnærming for å vurdere risiko fra aktiviteter som allerede foregår i et område, sammenlignet med sannsynlighet $\times$ konsekvens som er det mange er vant til å forbinde med risikobegrepet. Akuttutslipp og uhells-hendelser inngår ikke i vurderingene her, og vi har tatt utgangspunkt i den type aktivitet som vil oppstå i løpet av et normalår, fortrinnsvis årene 2022-2023 der hvor data har vært tilgjengelig.

Høsting, miljøgifter, mikroplast, fysisk påvirkning og næringssalter er de 5 påvirkningene som gir størst bidrag til risiko fra samlet påvirkning, i sum bidrar disse til over 70 % av den totale risikoscoren for området. Dette er påvirkninger som anses å ha forholdsmessig vid utbredelse i området, tilføres regelmessig ilt, et normalår, knyttes til flere sektorer og har kronisk til akutt effekt på flere økosystemkomponenter. Skalldyr, bunnfisk, ålegress, bløtbunnsfauna og tidlige livsstadier fisk er økosystemkomponentene med høyest risiko for en samlet negativ påvirkning. Flere av økosystemkomponentene er heterogene grupper (f.eks. skalldyr, bunnfisk) og risikoen vil variere avhengig av undergruppe og levested.

En evaluering av konfidens for de vurderingene som er gjort viser at det er generelt høy konfidens for at økosystemkomponenter er eksponert for høsting og næringssalter, men lavere konfidens knyttet til miljøgifter og mikroplast. De to sistnevnte er også persistente påvirkninger som ikke forventes å forlate økosystemet de neste 100 årene, noe som kan gi akkumulerte effekter over tid og er særlig viktig for bærekraftig forvaltning av menneskelig påvirkning. Vi har også foretatt en grovskala vurdering av resiliensen til økosystemkomponenter, dvs. hvor lang tid det forventes å ta for en økosystemkomponent å bygge seg opp igjen etter en negativ påvirkning. Bunnfisk, sjøfugl, ålegress, sjøpattedyr og hardbunnsfauna (koraller) er økosystemkomponentene vurdert å ha lavest resiliens i dette området.

Resultatene viser at tverrsektorielt samarbeid er en forutsetning for å løse miljøutfordringene i Oslofjorden. Mens risiko fra høsting knyttes til fritidsfiske og yrkesfiske, knyttes risiko fra miljøgifter primært til avløp, landbasert industri og marin transport (skipstrafikk), samt noe landbruk, kystinfrastruktur og turisme & rekreasjon (fritidsbåter). Risiko fra mikroplast knyttes til kystinfrastruktur og avløp samt noe fiskeaktivitet og fritidsbåter, og risiko fra fysisk påvirkning knyttes til bunntråling samt mindre bidrag fra en rekke andre sektorer. Rapportens Vedlegg 1 gir en beskrivelse av hver enkelt sektor og hvilken aktivitet den har i vurderingsområdet, hvilke type påvirkninger aktiviteten assosieres med og hvorfor, og hvor utbredt påvirkninger fra den enkelte sektor anses å være i løpet av et normalår. Vurderingene av eksponering og effekt er også presentert i rapportens figurer samt Vedlegg 3, for full transparens og som grunnlag for videre diskusjoner.

Sammendrag (engelsk):

This report presents a holistic assessment of risk from cumulative human pressures in a region of the outer Oslofjord including Ytre Hvaler and Færder national parks. The work comprises an evaluation of human sectors (e.g. fisheries, tourism, wastewater treatment) which, through their activities in the region, add pressures to the marine environment. The risk of negative impact on the marine ecosystem is evaluated based on how exposed ecosystem components are to the different pressures from the sectors, and what effect a pressure is expected to have. This provides a systematic assessment of information from multiple sources, which combined with expert judgment is used to give a weighting of pressures and present a holistic view of ecosystem risk. The primary goal is to provide a common ground for discussion about direct, negative impacts on the ecosystem as seen across sectors and management responsibilities.

The method used in this report has been utilized in several other marine ecosystem risk assessments, both in Norway and internationally, by ICES, OSPAR and through various research projects. It was developed in a former EU-project, Options for Delivering Ecosystem-based Marine Management (ODEMM), and is often called the

“ODEMM-method” or (in Norway) the “CoastRisk-method” since it was also used in the CoastRisk project (2019-2024). An assessment of risk based on exposure and effect is considered more reasonable for evaluating pressures from activities already operating in an area, compared to the traditional evaluation of risk as probability × consequence. Accidental events (e.g. oil-spills) are not considered, and we have focused on activities generally occurring through a “normal year”, preferably the period 2022-2023 where data has been available.

Harvesting, contaminants, microplastics, abrasion and input of nutrients are the five main risk-contributing pressures, which in sum contribute to more than 70 % of the total risk score for the region evaluated. These pressures are considered to give a relatively wide exposure, are added frequently throughout the year, arise from multiple sectors and have chronic to acute effects on a range of ecosystem components. Shellfish, demersal fish, seagrass, soft-bottom fauna and early life stages of fish are the ecosystem components with the highest risk of cumulative, negative impacts.

A confidence assessment shows that there is generally high confidence that ecosystem components are exposed to harvesting and nutrients, but lower confidence for exposure to contaminants and microplastics. The two latter are considered to have a high persistence in the environment, which may give accumulated effects over time and is particularly important for sustainable management of this ecosystem. Demersal fish, seabirds, seagrass, marine mammals and hard-bottom fauna (corals) are the ecosystem components considered to have the lowest resilience in the region.

Our results show that cross-sectoral cooperation is a necessity to solve the environmental challenges in the Oslofjord. Risk from harvesting is associated with both recreational and commercial fishing, while risk from contaminants is associated with wastewater treatment, land-based industry, marine transportation (shipping) and (to a smaller extent) agriculture, coastal infrastructure and tourism & recreation. Risk from microplastics is associated with coastal infrastructure, wastewater treatment and to some extent from fishing activities and leisure boats, and risk from abrasion is associated with commercial fishing (bottom trawling) in addition to smaller contributions from a range of other sectors. Appendix 1 of the report provides a description of each sector and its activities in the region, which pressures the activities are associated with and why, and is meant to give an indication for how exposure has been scored for the respective sectors. Evaluation of exposure and effect is presented in figures in the report and Appendix 3, for full transparency and as a starting point for further discussions.

Innhold

1	Introduksjon	7
1.1	Beskrivelse av metodisk tilnærming og vurdering av konfidens	10
1.1.1	<i>Risikovurdering: eksponering og effekt</i>	10
1.1.2	<i>Persistens og resiliens</i>	13
1.1.3	<i>Vurdering av konfidens</i>	13
1.1.4	<i>Områdeavgrensning</i>	14
1.1.5	<i>Sammensetning prosjektgruppe – kompetanse</i>	14
2	Økosystemkomponenter	15
2.1	Planteplankton	16
2.2	Makroalger	17
2.3	Ålegress	17
2.4	Dyreplankton	18
2.5	Bløtbunnsfauna	18
2.6	Hardbunnsfauna (koraller)	19
2.7	Skalldyr	19
2.8	Tidlig livsstadier fisk	20
2.9	Pelagisk fisk	20
2.10	Bunnfisk	20
2.11	Anadrom fisk	21
2.12	Sjøfugl	21
2.13	Sjøpattedyr	21
3	Sirkulasjon og topografi	23
3.1	Sirkulasjon	23
3.2	Topografi	23
4	Sektoraktivitet og påvirkninger	26
4.1	Militæret	27
4.2	Mudring	27
4.3	Fiskeri	28
4.4	Fritidsfiske	28
4.5	Turisme & rekreasjon	28
4.6	Marin transport	28
4.7	Kystinfrastruktur	28
4.8	Avløp	29
4.9	Landbruk	29
4.10	Landbasert industri	29
4.11	Telekommunikasjon (sjøkabler)	29
4.12	Forskning	29
4.13	Oppsummert nettverk	30
5	Resultater fra risikovurdering	31
5.1	Risiko fra samlet menneskelig påvirkning	31
5.2	Persistens og resiliens	35
5.3	Konfidens	37
6	Oppsummering og diskusjon	39

7	Referanser	42
8	Vedlegg 1: Rasjonale for sektorvurderinger	50
8.1	Militæret	50
8.2	Mudring	51
8.3	Fiskeri	52
8.3.1	<i>Bunntråling</i>	54
8.3.2	<i>Pelagisk fiske</i>	55
8.3.3	<i>Garnfiske</i>	55
8.3.4	<i>Teinefiske</i>	55
8.4	Fritidsfiske	59
8.4.1	<i>Stang- og snørefiske</i>	60
8.4.2	<i>Fiske med faste redskaper</i>	60
8.5	Turisme & rekreasjon	62
8.6	Marin transport	64
8.7	Kystinfrastruktur	65
8.8	Avløp	68
8.9	Landbruk	70
8.10	Landbasert industri	71
8.11	Telekommunikasjon	72
8.12	Forskning	73
9	Vedlegg 2: Potensiell spredning fra sektorene Avløp, Landbruk og Landbasert industri son etydning for Ytre Oslofjord	74
10	Vedlegg 3: Scoring av eksponering i rom & tid	77
11	Vedlegg 4: Resultater ved bruk av lineær skala for risikoscore	79
12	Vedlegg 5: Resultater per økosystemkomponent	81

1 - Introduksjon

I Havforskningsinstituttets tildelingsbrev for 2023 bestilte Nærings- og Fiskeridepartementet at instituttet skulle «Følge opp tiltaksplan for ren og rik Oslofjord gjennom en pilot hvor samlet påvirkning adresseres gjennom en helhetlig tilnærming, jf. Coastrisk-metodikken. Arbeidet må innrettes med formål om å støtte opp om de ulike forvaltningsregimene som påvirker tilstanden i fjorden».

Samlet påvirkning jf. CoastRisk-metodikken omhandler en gjennomgang av menneskelig aktivitet (f.eks. fiskeri, havbruk, skipstrafikk, turisme) samt øvrige menneskelige fotavtrykk (f.eks. kystinfrastruktur, avløp, vannkraft) som kan legge press på ulike deler av det marine økosystemet, og som kan forvaltes i dag. Man tar ikke hensyn til tidligere påvirkninger (som historiske utbygginger i strandsonen) eller eksterne tilførsler (som langtransportert forurensning), men vurderer den aktivitet eller påvirkning som oppstår i løpet av et normalår og som kan reguleres.

Miljøtilstand og kildene til menneskelig påvirkning i Oslofjorden forventes ut fra eksisterende kunnskap å være ulik i ytre og indre deler av fjordsystemet (Arvnes et al. 2019). Det ble derfor vurdert som lite hensiktsmessig å foreta en CoastRisk-analyse av samlet påvirkning for hele Oslofjorden sett under ett, da dette ville gi en ubalansert fremstilling og vært mindre informativt med tanke på å identifisere eventuelle forvaltningstiltak for å redusere samlet påvirkning. Det ble foreslått en tilnærming på 3 faser, og denne rapporten omhandler fase 1 som fokuserer på et avgrenset område i ytre Oslofjord (heretter YO) som blant annet omfatter Færder og Ytre Hvaler nasjonalparker (Figur 1). Dette er et område som berøres av avrenning fra Glomma, er viktig for fiskerinæringen i fjorden og har betydelig turisme/rekreasjon i tillegg til annen menneskelig aktivitet. Sluttrapporten fra prosjektet "Frisk Oslofjord" oppsummerer kunnskap om natur, tilstand og belastninger i regionen (Strandli et al. 2022, www.friskoslofjord.no).

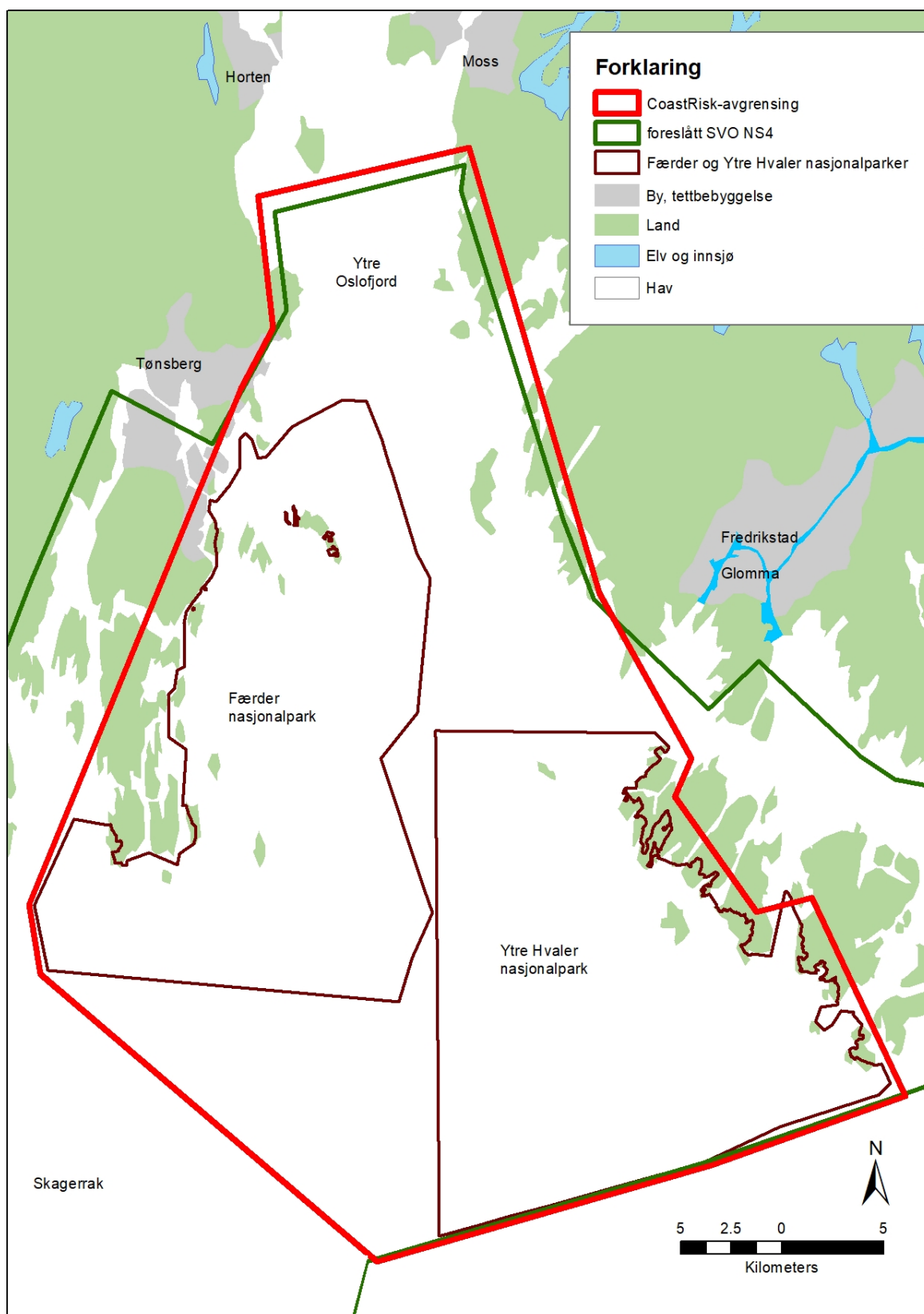
Området er omfattet av «Helhetlig tiltaksplan for Oslofjorden»

(<https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/helhetlig-tiltaksplan-for-en-ren-og-rik-oslofjord-med-et-aktivt-friluftsliv/id2842258/>) og vannkvalitet overvåkes og forvaltes iht. vannforskriften i vannregionene «Vestfold og Telemark» og «Innlandet og Viken», henholdsvis vestre og østre del av fjordområdet

(<https://www.vannportalen.no/vannregioner/>). I denne sammenheng gjennomføres rutinemessig overvåking av vannmiljøet. "Helhetlig tiltaksplan for Oslofjorden" har som målsetning at fjorden skal oppå god miljøtilstand, at viktige naturverdier skal bli restaurert, at et aktivt friluftsliv skal bli fremmet, og at naturmangfoldet i fjorden skal bli ivaretatt (Givskud (red), 2023). I planen er det understreket viktigheten av at alle sektorer og myndigheter som påvirker økosystemet via sine virkemidler skal bidra til en bedring av forholdene. Tiltaksplanen er delt inn i ulike "innsatsområder" der man har identifisert mulige tiltak for å bedre miljøforholdene. Tiltaksplanen har i dag 69 foreslåtte tiltak, fordelt på 7 ulike innsatsområder. For nasjonalparkene er det utarbeidet forvaltningsplaner der Verneforskriften og Naturmangfoldloven setter rammene for praktisk forvaltning innen nasjonalpark områdene. For å sikre en helhetlig forvaltning styres forvaltningen av et lokalt, tverrsektorielt forvaltningsstyre. Denne CoastRisk-kartleggingen gir en helhetlig oversikt over mulige påvirkninger på økosystemet i YO, hvilke sektorer som bidrar med påvirkning og hvilke økosystemkomponenter som kan være utsatt. Analysen er ikke en fasit på hva som faktisk påvirker økosystemet i dag, da vi ikke har tilstrekkelig med overvåkningsdata til å kunne konkludere. En vurdering av konfidens, dvs. hvor sikre man er på vurderingene som blir gjort, gir videre informasjon om viktige kunnskapshull, f.eks. utbredte sektor-påvirkninger som har potensiale til å legge press på flere deler av økosystemet, men hvor vurderingene er beheftet med stor usikkerhet.

Arbeidet har blitt finansiert gjennom CoastRisk-prosjektet som avsluttes i 2024. Gitt videre finansiering vil vi kunne supplere vurderingene fra fase 1 med en egen vurdering av indre deler av Oslofjorden. Disse

vurderingene vil være sammenlignbare og synliggjøre forskjeller i risikobildet mellom indre og ytre del av fjordsystemet. Resultatene vil også kunne vurderes opp mot planlagte og igangsatte tiltak fra de ulike forvaltningsregimene for Oslofjorden. På sikt anbefales det å gjennomføre vurderinger av samlet påvirkning med høyere romlig oppløsning (f.eks. griddet vurdering), noe dette arbeidet danner et grunnlag for. Romlig oppløsning vil gi bedre presisjon og levere resultater tilpasset marin arealplanlegging på flere nivåer i forvaltningen, fra kommunal til regional skala.



Figur 1 . CoastRisk-vurderingen er avgrenset til ytre del av Oslofjorden markert med rød ramme. Området inkluderer Færder og Ytre Hvaler nasjonalparker (brun avgrensing) og er del av foreslått SVO NS4 "Ytre Oslofjord" (grønn avgrensing).

1.1 - Beskrivelse av metodisk tilnærming og vurdering av konfidens

1.1.1 - Risikovurdering: eksponering og effekt

I CoastRisk prosjektet har man benyttet ODEMM-metoden (Options for Delivering Ecosystem-based Marine Management; Robinson et al. 2014, Knights et al. 2015) for å vurdere risiko for negativ påvirkning på økosystemet basert på den samlede menneskelige aktiviteten i et område. Dette er en semikvantitativ metode som i økende grad benyttes for å vurdere risiko fra samlet påvirkning i marine økosystem (eks. Knights et al. 2015, Pedreschi et al. 2019, 2023, samt ICES Ecosystem Overviews og prosjekter som Mission Atlantic, BarentsRisk, CoastRisk, CoastShift m.fl.). I motsetning til risikovurderinger knyttet til uhells-hendelser, hvor risiko er definert som sannsynlighet $\times$ konsekvens, er risiko jf. ODEMM definert som eksponering $\times$ effekt. Dette anses å gi en bedre vurdering av potensialet for negativ påvirkning fra aktiviteter som allerede foregår i et område (Smith et al. 2007).



Figur 2 . Illustrasjon av hvordan sektorer knyttes til påvirkninger som igjen kobles til økosystemkomponenter (modifisert fra Aarflot et al. i review). Hver enkelt kobling vektet i forhold til romlig eksponering og effekt, se beskrivelser av kategorier i Tabell 2 .

Første steg i en vurdering av samlet påvirkning jf. ODEMM er å kartlegge alle sektorer som opererer i et område (eks.: fritidsfiske), knytte aktiviteten deres til mulige negative påvirkninger (eks.: høsting, spøkelsesfiske), og videre koble påvirkningene til hvilke grupper i økosystemet (heretter økosystemkomponenter) som kan bli berørt (Figur 2). Ressurser fra ODEMM-prosjektet (Knights et al. 2014), samt tilsvarende arbeid gjennomført for andre deler av norskekysten i CoastRisk-prosjektet (Aarflot et al., i review), dannet grunnlaget for hvordan sektorer ble koblet til påvirkninger, og disse igjen til økosystemkomponenter i dette prosjektet. Vi så behovet for å tydeliggjøre enkelte påvirkningsfaktorer fra tidligere arbeid (Aarflot et al. i review, Hansen et al. 2022a, b), og listen omfatter nå også mikroplast, resuspendering av materiale, organisk belastning, uorganisk belastning og spøkelsesfiske (se definisjoner i Tabell 1). Videre delte vi økosystemet inn i flere komponenter og omtaler nå også bløtbunnsfauna, hardbunnsfauna og skalldyr (Kap. 3).

Tabell 1. Definisjon av påvirkninger benyttet i vurdering av samlet menneskelig påvirkning i Ytre Oslofjord. Påvirkningene baserer seg i stor grad på Hansen et al. (2022a, b), men noen justeringer er gjort for dette prosjektet (markert i grått). Merk at «miljøgifter» ble kalt «forurensning» i Hansen et al. (2022a, b).

Påvirkning	Beskrivelse
Fysisk påvirkning	Fysisk inngripen fra menneskelige aktiviteter, på bunn og med bunnfauna/flora, som forårsaker skade og/eller dødelighet (for eksempel tråling, oppankring). Inkluderer ikke dødelighet eller skade forårsaket av kollisjon.
Barrierer	Forhindrer naturlig bevegelse og/eller vandringsmønster hos marin fauna på grunn av hindringer, vindturbiner, og andre menneskeskapte installasjoner og strukturer.
Bifangst	Bifangst av fisk vil her forstås som utkast, på grunn av det norske kvotesystemet med lovlig bifangst.
Miljøgifter	Introduksjon av pesticider, andre vedvarende organiske forurensningskilder, bunnstoff (anti-begroingsmidler), kjemikalier, legemidler og tungmetaller til hav.
Oljeforurensning	Introduksjon av hydrokarboner med assosierte nitrogen-, svovel- og oksygenforbindelser til hav.
Elektromagnetiske felt	Endring i mengde og/eller utbredelse og/eller periodisitet av elektromagnetisk energi i et marint område (fra for eksempel undervannskabler).
Utsiktet tap	Utsiktet tap (dødelighet) forårsaket av for eksempel kollisjoner med fartøy/utstyr, infiltrering i fiskeri og akvakultur nett.
Forflytninger/fremmede arter	Introduksjon og forflytning av ikke-tilhørende arter til systemet som følge av sektoraktiviteter (for eksempel via shipping eller akvakultur).
Forsøpling (makro)	Marin forsøpling kommer fra utallige kilder og består av forskjellige materialer, inkludert metall, glass, gummi, trevirke, tekstiler og plast.
Undervannsstøy	Undervannsstøy fra antropogene kilder (shipping, fiskeri, geologiske undersøkelser, akustikk, havneoperasjoner, havvind).
Uthenting av ikke-levende ressurser	Kystnær fjerning av sand og grus, eller fjerning av overflatelag for utnyttelse av ressurser under dette. Dyphavsgruver og medfølgende turbiditetsskyer.
Tapt habitat	Tap av habitat ved forsegling av havbunnen, bl.a. ved utfyllinger knyttet til etablering av kystinfrastruktur. Irreversibelt.
Høsting	Fangst/uttak av biomasse (f.eks. fra næring, privatpersoner, turister og forskning).
Lysforurensning	Kunstig lys fra permanente installasjoner som oljeplattformer og kystinfrastruktur.
Forstyrrelser	Menneskelig nærvær, men ikke ombord i fartøy da dette dekkes av andre påvirkningsfaktorer.
Mikroplast	Tilførsel av mikroplast (partikler <0,5 mm) til det marine miljø fra ulike kilder som avløp, fiskeriaktivitet (tauverk, utstyr), maling og bunnsmøring på båter, infrastruktur og oljeplattformer (produsert vann).
Næringssalter	Tilførsel av oppløste næringssalter for eksempel fra industri og avløp, gjødsel (landbruk), fôr (akvakultur) og andre nitrogen- og fosforrike forbindelser som vil kunne resultere i økt mikro- og makroalge vekst.
Organisk belastning	Tilførsel av fast og løst organisk materiale (DOM) til bunnhabitat, med påfølgende oksygenforbruk og reduksjon i oksygenkonsentrasjonen i bunnvann, samt økt lyssvekking (mindre tilgjengelig lys vertikalt i vannkolonnen). Organisk materiale kan tilføres fra marin produksjon (eks mikroalger), elvetilførsel, næringsaktivitet i eller ved marine systemer, og overvann-/avløpssystem.
Resuspendering av materiale	Endringer i fordelingen og mengden av organisk materiale gjennom resuspendering av sedimenter ved mudring, bunntåling eller andre operasjoner som medfører forstyrrelse og oppvirvling av sjøbunn.
Spøkelsesfiske	Tapt fiskeutstyr som blir værende i miljøet og fisker over lengre tid, og fører til skjult dødelighet av fisk og skalldyr.
Uorganisk belastning	Økt tilførsel av uorganiske partikler fra land, bl.a. knyttet til arealendringer (kystinfrastruktur, landbruk) og som medfører økt lyssvekking (mindre tilgjengelig lys vertikalt i vannkolonnen) med negative konsekvenser for marine organismer som er avhengig av lys (fotosyntese, visuell predasjon m.m.).

Når alle «sektor-påvirkning-økosystemkomponent» koblinger er kartlagt, scorer man hver enkelt kobling på bakgrunn av kvalitative vurderinger av hvor eksponert økosystemkomponenten er i rom og tid for påvirkningen fra en sektor, og hvilken effekt påvirkningen kan ha på økosystemkomponenten. I ODEMM vurderes eksponering (rom og tid) og effekt i grove kategorier (Tabell 2):

- Eksponering – rom (E_R): utbredt, lokal eller stedvis
- Eksponering – tid (E_T): vedvarende, ofte, noe eller sjelden
- Effekt (E_f): akutt, kronisk eller lav

Risiko for hver kobling beregnes deretter som:

$$\text{Risiko} = E_R \times E_T \times E_f$$

Risiko fra samlet påvirkning kan så beregnes som summen eller gjennomsnittet over alle koblinger, i tillegg til å summere over de tre risikofaktorene sektor, påvirkning og økosystemkomponent. Dette gir informasjon til forvaltningen om hvilke påvirkninger i området det er knyttet høy risiko til, hvilke sektorer som bidrar til de ulike påvirkningene, en vektning av bidrag fra hver påvirkningsfaktor til risiko basert på hvor utbredte de er i tid og rom innenfor et normalår, samt hvilke økosystemkomponenter som er knyttet til høy risiko for negativ påvirkning. Arbeidet her baserer seg primært på årene 2022-2023, som vi anser som de mest representative årene i senere tid.

Tabell 2. Beskrivelse av kategorier for vurdering av økosystemkomponenters eksponering for (rom/tid) og effekt av påvirkninger fra sektorer i vurderingsområdet. I arbeidet har det blitt benyttet to ulike metoder for å score påvirkninger: lineær og vektet (Knights et al. 2015; Piet et al. 2017). Scorene på lineær skala har mindre numerisk avstand mellom kategoriene, mens vektet skala gir større vekt til utbredte påvirkninger med akutt effekt.

Kriterier	Kategori	Beskrivelse	Score – lineær	Score – vektet
Eksponering i rom (E_R)	Ingen	Ingen overlapp mellom påvirkning og økosystemkomponent	0	0
	Stedvis	Overlapp mellom påvirkning og økosystemkomponent i >0 % og <5 % av området	0.33	0.03
	Lokal	Overlapp mellom påvirkning og økosystemkomponent i 5–50 % av området	0.67	0.37
	Utbredt	Overlapp mellom påvirkning og økosystemkomponent i >50 % av området	1	1
Eksponering i tid (E_T)	Sjelden	Økosystemkomponent er eksponert for påvirkningen i opptil 1 mnd. per år	0.25	0.08
	Noe	Økosystemkomponent er eksponert for påvirkningen i opptil 4 mnd. per år	0.5	0.33
	Ofte	Økosystemkomponent er eksponert for påvirkningen i opptil 8 mnd. per år	0.75	0.67
	Vedvarende	Økosystemkomponent er eksponert for påvirkningen hele året	1	1
Effekt (E_f)	Lav	Påvirkningen er ikke forventet å ha en alvorlig effekt på økosystemkomponenten	0.33	0.01
	Kronisk	Påvirkningen kan på sikt gi alvorlige konsekvenser, hvis den forekommer ofte nok eller på et høyt nok nivå	0.67	0.13
	Akutt	Umiddelbar alvorlig effekt etter en enkel interaksjon med påvirkningen	1	1

Metoden er sensitiv til hvilke scores som benyttes for hver av kategoriene i E_R , E_T og E_f , dvs. hvorvidt scorene reflekterer en vektet skala eller lineær skala (Piet et al. 2017) (Tabell 2). Vektet skala anses som det beste alternativet for å bistå forvaltningen i å prioritere mellom risikofaktorer (Piet et al. 2017), og danner grunnlaget for hovedresultatene presentert i denne rapporten. For å gi innsyn i hvordan metodiske valg påvirker resultatene presenterer vi også resultater ved bruk av lineær skala i Vedlegg 4.

1.1.2 - Persistens og resiliens

Det er stor variasjon i hvor lenge ulike påvirkninger (Tabell 1) vil bli værende når de først er tilført miljøet, noe som også er viktig informasjon for forvaltning av menneskelig aktivitet og samlet påvirkning. For eksempel blir mikroplast værende i miljøet i flere hundre år, mens undervannsstøy opphører umiddelbart når støygivende aktivitet stopper. Dette fanges ikke opp i eksponering i tid (E_T i Tabell 2), men vurderes under «persistens» som defineres som hvor lenge en påvirkning vil bli værende i miljøet etter at aktiviteten(e) som tilførte påvirkningen har opphørt (Robinson et al. 2013). I ODEMM scores persistens i følgende kategorier:

- *Permanent*: påvirkningen vil aldri forlate miljøet, eller >100 år
- *Høy*: påvirkningen vil forlate miljøet etter 10-100 år
- *Medium*: påvirkningen vil forlate miljøet etter 2-10 år
- *Lav*: påvirkningen vil forlate miljøet etter 0-2 år

Ulike deler av økosystemet vil ha ulik kapasitet til å restituere seg etter en negativ påvirkning, noe som vurderes under «resiliens». Resiliens gir en grov vurdering av hvor lang tid det vil ta for en økosystemkomponent å reetablere seg eller gjenoppbygge en populasjon etter en negativ påvirkning, uavhengig av hva påvirkningen(e) var. I vurdering av resiliens hensyntas nåværende status og turnover (generasjonstid), og det scores i følgende kategorier (Robinson et al. 2013):

- *Ingen*: populasjonen eller habitatet forventes å bli utryddet, eller gjenoppbygges etter >100 år
- *Lav*: populasjonen eller habitatet forventes å gjenoppbygges etter 10-100 år
- *Medium*: populasjonen eller habitatet forventes å gjenoppbygges etter 2-10 år
- *Høy*: populasjonen eller habitatet forventes å gjenoppbygges etter 0-2 år

1.1.3 - Vurdering av konfidens

Vurdering av samlet påvirkning er basert på ekspertvurderinger, og kunnskapsgrunnlaget for utbredelsen av påvirkninger fra sektorer og hvilken effekt disse kan ha på tvers av økosystemet er variabelt. Det finnes heller ikke tilstrekkelig med overvåkningsdata på alle sektor-påvirkninger og økosystemkomponenter til å validere resultater av en slik analyse. En evaluering av konfidens gir informasjon om hvor sikre man er på vurderingene som blir gjort, og kan belyse kunnskapshull ved å f.eks. fremheve påvirkninger som gir et stort bidrag til risiko fra samlet påvirkning, men hvor kunnskapsgrunnlaget er svakt. Konfidens for vurdering av hvor eksponerte økosystemkomponenter er til påvirkninger fra sektorer i ytre Oslofjord ble her scoret på en skala fra 1 – 3 basert på Robinson et al. (2013):

- *Høy konfidens* (3): relevant informasjon/data tilgjengelig fra området, og/eller det var stor enighet om vurderingen basert på informasjon som understøttet vurderingen selv om kunnskapsoverføring var nødvendig fra et annet område.
- *Middels konfidens* (2): Noe informasjon/data tilgjengelig, men den kom ikke nødvendigvis fra området og

behøvde tolkning/ekstrapolering, og/eller det var noe uenighet om hvordan informasjonen skulle tolkes.

- *Lav konfidens* (1): Relevant informasjon var ikke tilgjengelig, og/eller det var stor uenighet om hvordan tilgjengelig informasjon skulle tolkes.

Konfidens for hvilken effekt de ulike påvirkningene forventes å ha på økosystemkomponenter er grundig beskrevet i Hansen et al. (2022a).

1.1.4 - Områdeavgrensning

I dette pilotprosjektet (fase 1) var det nødvendig å foreta en nedskalering av området som skulle inkluderes i vurderingen, både på grunn av budsjettammer og kapasitet, samt at det ikke ble ansett som fornuftig å foreta en enkeltvurdering for hele fjordsystemet under ett (se Introduksjon). Tidligere CoastRisk-vurderinger langs norskekysten har vært gjennomført på produksjonsområdene for akvakultur (Aarflot et al. *i review*), som er større enn området vurdert her. Resultatene fra dette og andre vurderinger av samlet påvirkning med ODEMM har vist seg å være veldig sensitive til romlig skala (Hansen et al. 2022b, Aarflot et al. *i review*), og at hvis områdene blir for store blir resultatene mindre relevante for flere av forvaltningsnivåene. Området ble derfor avgrenset til ytre del av Oslofjord, fra Bastø i nord til sør for Torbjørnshjær (Figur 1). I øst dekker området ytre eksponerte deler av Tjøme-Nøtterøy og kystlinja opp mot Horten. I vest dekker området ytre deler av Hvaler og kystlinja opp mot Moss. Avgrensning i nord følger avgrensning til foreslått særlig verdifullt og sårbart område (SVO) i ytre Oslofjord (Figur 1). Området omfatter og har fokus på Ytre Hvaler og Færder nasjonalparker i ytre Oslofjord.

Det er viktig å presisere at gjennomgangen av menneskelige aktiviteter (f.eks. fiskeri, skipstrafikk, turisme) og andre menneskelige fotavtrykk (f.eks. kystinfrastruktur, avløp, forurensing) er avgrenset til dette området i ytre del av Oslofjorden. Vurderingen som er gjort omfatter ikke indre Hvaler, Leira ved Fredrikstad, Vestfjorden ved Tønsberg eller midtre (Breiangeren) og indre del av Oslofjorden.

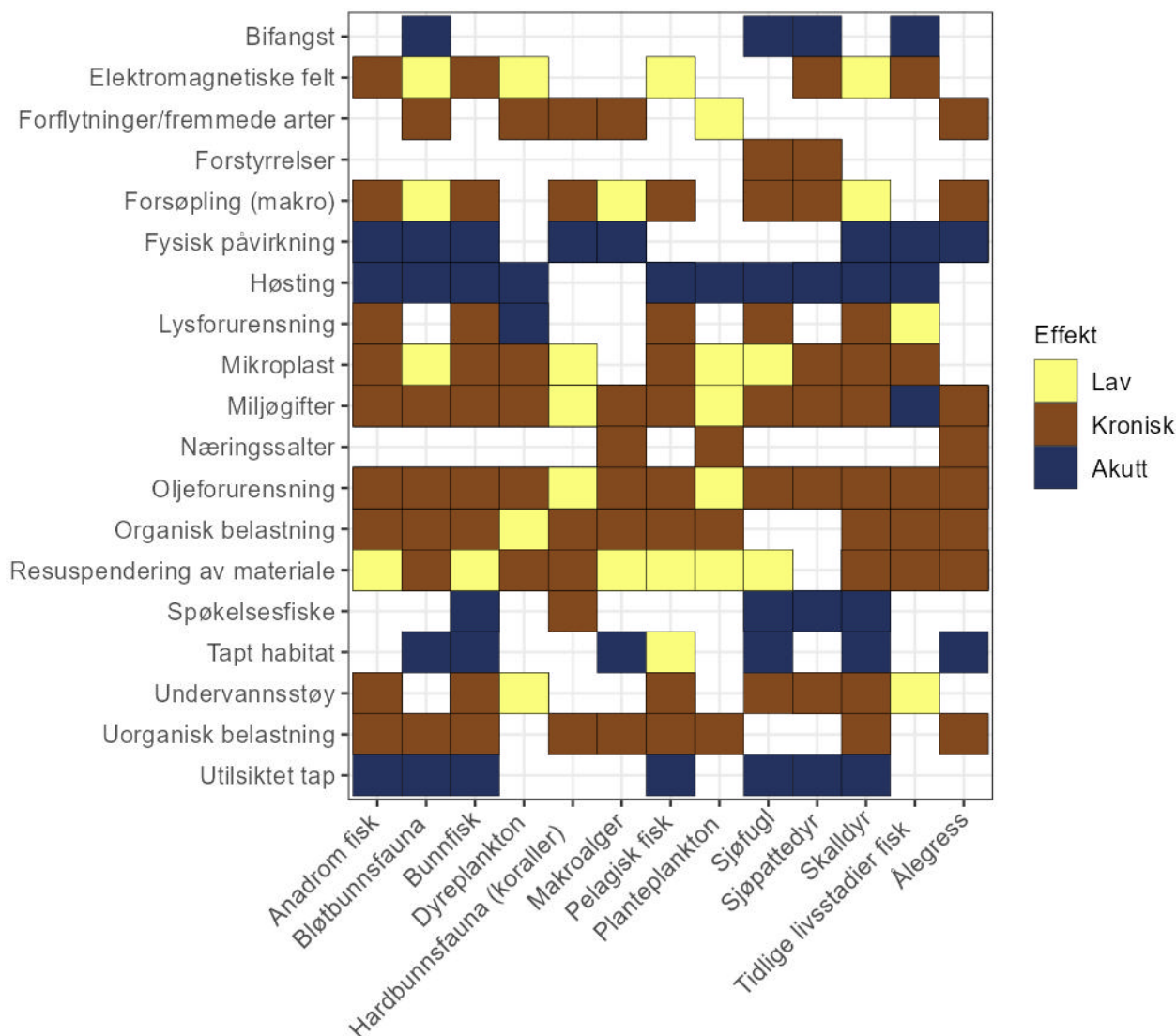
1.1.5 - Sammensetning prosjektgruppe – kompetanse

Ved etablering av arbeidsgruppen i pilotprosjektet så vi det som hensiktsmessig å sette sammen en gruppe med personer med erfaring fra Oslofjord-området, samt bred faglig kompetanse. Arbeidsgruppens sammensetning dekker langt på vei alle økosystemkomponentene inkludert i analysen. Unntaket er sjøfugl, der prosjektgruppen har innhentet informasjon fra ulike prosjekter i området og utredninger av den foreslåtte SVO'en Ytre Oslofjord (Eriksen et al. 2021, Hansen et al. 2022a, b). Erfaring fra arbeid med sektorene og påvirkninger ansett som viktige for området (eks. fiskeri og fritidsfiske) ble også vektlagt.

2 - Økosystemkomponenter

En vurdering av samlet påvirkning har et økosystemperspektiv og evaluerer hvordan ulike påvirkninger fra sektorer kan påvirke økologiske karakteristikk eller komponenter i økosystemet. Som i CoastRisk-prosjektet har vi her fokusert på biotiske komponenter grovt inndelt i funksjonelle grupper. Det finnes ikke noe fasitsvar på hva som er den beste inndelingen av økosystemet for denne typen analyser, og inndelingen innebærer en avveining mellom representativitet (dvs. hvor likt organismene i hver gruppe forventes å være eksponert for en påvirkning og effekten den forventes å ha) og kapasitet, da hver enkelt gruppe som legges til må evalueres for alle påvirkninger fra hver enkelt sektor (Figur 2).

Det er kun direkte negative påvirkninger på økosystemkomponenter som vurderes i en ODEMM analyse (Knights et al. 2015). Indirekte økosystemeffekter (f.eks. at negativ påvirkning på ålegress kan redusere tilgjengelige oppvekstområder for kysttorsk) vurderes ikke her. Under følger en kort beskrivelse av hva som inngår i de ulike økosystemkomponentene og relevante påvirkninger på disse. Positive effekter bidrar ikke til risiko for negativ påvirkning, og er ikke relevant for denne typen vurderinger. Vurderingen av hvilken effekt de 19 påvirkningene forventes å ha på de 13 økosystemkomponentene er oppsummert i Figur 3 . Dette baserer seg primært på Hansen et al. (2022a), som gir en omfattende beskrivelse av økosystemkomponentenes sårbarhet for ulike påvirkninger, tilhørende konfidens for vurderingene, samt en utfyllende referanseliste for disse vurderingene.



Figur 3 . Effekt av påvirkninger for de 13 økosystemkomponentene vurdert her. Blanke felt indikerer at påvirkningen ikke anses som relevant for økosystemkomponenten og dermed ikke bidrar til risiko for negativ påvirkning. For definisjon av kategoriene lav, kronisk og akutt, se Tabell 2 .

2.1 - Planteplankton

Planteplankton er et samlebegrep som benyttes om mikroskopiske encellede alger som gjennomfører fotosyntese, der karbondioksid, nitrogen og fosfat omdannes til organiske forbindelser med sollys som energikilde. Planteplankton er en viktig primærprodusent og omsetter av løste næringssalter, først og fremst nitrat, nitritt, fosfat og for enkelte grupper av planteplankton også silikat. I sommerperioden vil planteplankton være utbredt i hele utredningsområdet fra overflaten ned til 12-15 meter dyp. Nedre dyp for planteplankton vil bestemmes av sjiktning og tilstrekkelig tilgang til lys for planteplanktonproduksjon (1% lysdyp). Planteplankton utgjør basis i marine næringsnett og er næringsgrunnlaget for dyreplankton og en rekke filtrerende organismer (eks. blåskjell). Planteplanktonproduksjonen gjennomgår en suksesjon gjennom året både i mengde og sammensetning. I vinterperioden er det lave tettheter av planteplankton og produksjonen anses som lav på grunn av vertikal miksing og redusert lysmengde i vannsøylen. I løpet av våren vil den vertikale stabiliteten samt innstrålingen øke. Dette medfører økt produksjon, biomasse, i forbindelse med våroppblomstringen. Den høye

biomassen av planteplankton vil medføre en sterk reduksjon i næringssalter i overflatelaget. I sommerperioden avtar planteplanktonbiomassen. Kortere, mer lokale oppblomstringer vil forekomme dersom det tilføres næringssalter til overflatelaget, enten fra dypereliggende vannlag eller fra land. I Oslofjorden er det forholdsvis normalt med en eller flere mindre sommeroppblomstringer, da knyttet til større avrenningsperioder (eks. mai-juni knyttet til avrenning fra høytliggende områder). I løpet av høsten er biomassen relativt lav, men det forekommer større eller mindre oppblomstringer i forbindelse med nedbørperioder. Senhøstes avtar biomassen av planteplankton og produksjonen går inn i et vinterminimum.

Planteplanktonet vil påvirkes direkte av næringssalttilførsel, så lenge de fysiske forholdene og lysforholdene tillater en biomasseøkning. Det er først og fremst tilførsel av næringssalter i perioden etter våroppblomstringen til senhøstes som har målbar effekt på planteplanktonbiomassen. I sommerperioden vil den totale planteplanktonbiomassen avhenge av tilførsel av næringssalter og beitetrykket. Næringssalter er i utgangspunktet positivt for planteplanktonproduksjonen, men vil i overkonsentrasjoner være negative for et økosystem ved at planteplanktonbiomassen blir så høy at den har negativ effekt på andre økosystemkomponenter. For å fange opp dette vurderes næringssalter som en negativ påvirkning på planteplankton her, da det er denne økosystemkomponenten som blir direkte berørt. Organisk belastning, først og fremst humus (cDOM), samt uorganisk belastning kan ha en negativ effekt for planteplanktonproduksjonen da det medfører raskere reduksjon av lysmengde ned i vannsøylen.

2.2 - Makroalger

Viktige makroalgесamfunn i YO omfatter tangsamfunn i tidevannsonen og tareskog i sublittoralsonen. Tareskog huser et artsrikt samfunn, fungerer som oppvekst- og næringsområder for fisk og har en potensielt stor, men foreløpig lite forstått, rolle i å binde karbon (Norderhaug et al. 2005, Krausse-Jensen et al. 2018). Sukkertareskog dominerer bølgebeskyttede deler av skjærgården og stortareskog i ytre bølgeeksponerte områder. Mens tilstanden for tareskog er god på ytre kyst er mesteparten av sukkertareskogen forsvunnet siden årtusenskiftet og blitt erstattet av trådformede alger som danner matter av «lurv» (Moy og Christie 2012). Hovedårsaken til dette er økende intensitet og frekvens av hetebølger i Skagerrak som naturlig ligger nær temperaturtålegrensen til sukkertare (Filbee-Dexter et al. 2020). Formørkning av kystvannet på grunn av økt tilførsel av løst organisk materiale knyttet til arealendringer, økt og mer intens nedbør, samt økt produksjon av skog («greening»), reduserer lystilgangen for makroalger og dermed nedre voksegrense (Rueness & Fredriksen 1991, Opdal et al. 2023). Tilførsel av næringssalter vil kunne akselerere disse påvirkningene. Tilstanden i YO for makroalger varierer fra «svært god» til «dårlig» (Gitmark et al. 2022).

2.3 - Ålegress

Ålegressenger er artsrike systemer som spiller en viktig økologisk rolle for eksempel som oppvekst- og næringsområde for mange fiskearter bl.a. torsk, lyr og sjørørret (Havforskningsinstituttet 2022).

Ålegress er en gressliknende plante med frø, 20-100 cm lange blad og røtter som vokser på bløtbunn på bølgebeskyttet og moderat bølgeeksponert kyst i hele området ned til normalt 5-6 meters dyp begrenset av lystilgang. Ålegress er direkte avhengig av næringssalter, lys, friskt bunnsediment og plass. For mye næringssalter (overgjødning) er negativt (fører til påvekst av begroingsalger) fordi ålegress er en sentvoksende plante med et langsomt næringsopptak gjennom røttene (Sand-Jensen 1975). Ålegressvegetasjonen har begrenset spredning- og restitusjonsevne, noe som gjør disse samfunnene sårbare overfor forstyrrelser, og ålegress står oppført på internasjonale lister over truede og/eller sårbare arter og habitater. Siden ålegress vokser nært land, spesielt i bukter og bølgebeskyttede områder, er ålegresset spesielt sårbar for menneskelige

aktiviteter som miljøgifter, utslipp av næringssalter, og fysiske habitatødeleggelser som følge av mudring, utfyllinger og etablering av kaianlegg (Havforskningsinstituttet 2022).

Større ålegrasenger i Norge er kartlagt (2005-2015) og registrert i Miljødirektoratets Naturbase (www.naturbase.no). Ålegress har vært overvåket i YO gjennom Havforskningsinstituttets strandnotserie siden 1930-tallet. Mens ålegressdekningen generelt har økt i Skagerrak, har den gått jevnt og trutt nedover i YO de siste 100 årene (Gagnon 2022). Fragmentert romlig utbredelse, lavt spredningspotensiale, samt fravær av toppredatorer (top-down kontroll) er antatt å begrense restitusjonspotensialet i for ålegress i YO (Moksnes et al. 2008, Baden et al. 2012, Moksnes et al. 2018, Bekkeby et al. 2020, Moland et al. 2021 og referanser i denne).

2.4 - Dyreplankton

Dyreplankton er en samlebetegnelse på dyr som driver fritt i vannmassene med begrenset egenbevegelse, og omfatter en rekke arter fra små encellede dyr til store maneter. Dyreplankton spiller en viktig rolle i det pelagiske systemet ved å beite på planteplankton, mens de selv spises av organismer på høyere trofiske nivå.

Dyreplanktonsamfunnet i YO påvirkes i stor grad av utveksling av vannmasser fra Nordsjøen og Skagerrak og domineres vanligvis av hoppekreps (Vestheim et al. 2013). I vårperioden er også larvestadier til bunnlevende makrofauna en vesentlig del av dyreplanktonet. I de dypere lagene forekommer krill, pelagiske reker samt pilormer (Arvnes et al. 2019). Dyreplankton påvirkes negativt av miljøgifter (Walsh 1978, West et al. 2011), lysforurensning og undervannsstøy (McCauley et al 2017). Resuspendering av organisk materiale vil innvirke negativt på filtrerende dyreplankton (Farkas mfl. 2017). Forsøpling i form av mikroplast kan ha en negativ effekt på vekst og reproduksjon (Botterell et al. 2019). I tillegg påvirkes dyreplankton negativt av fremmede arter, som f.eks. *Mnemiopsis leidyi* (Amerikansk lobemanet) gjennom predasjon (Dinasquet et al. 2012).

Enkelte arter av dyreplankton har vist en nedadgående trend de siste 20 årene som en følge av klimaendringer (Johannessen et al. 2012; Kjesbu et al. 2023). Dette gjelder særlig den boreale nøkkelarten *Calanus finmarchicus* som på grunn av stigende temperaturer er ekstra sårbar for endringer i miljøforhold.

2.5 - Bløtbunnsfauna

Bløtbunnsfauna er en heterogen gruppe bunnlevende organismer som lever på og i myk sedimentbunn i hele undersøkelsesområdet, fra strandsonen og til dypeste dyp. Bløtbunnsfauna er en viktig organismegruppe som brukes som indikator (spesielt infauna, dvs. fauna som lever nedgravd i sedimentene) for miljøtilstand i hav- og kystvann. Bløtbunnsfauna påvirkes av abiotiske faktorer som temperatur, saltholdighet, sedimentbeskaffenhet (kornstørrelse), oksygen i bunnvannet og sedimentering av organiske partikler som kan være mat til dyrene. Bløtbunnsfauna påvirkes negativt av fysisk påvirkning fra f.eks. bunntråling som endrer strukturen til habitatet og fjerner oppreiste organismer, samt gir omrøring og resuspendering av sediment og miljøgifter (Bradshaw et al. 2012, Løkkeborg et al. 2023). Miljøgifter og organisk belastning som akkumulerer på havbunnen kan også påvirke bløtbunnsfauna negativt. Noe bløtbunnsfauna blir tatt som bifangst i bunntrål og blandingsfiske med krepsetrål (Buhl-Mortensen et al. 2023).

Flere bløtbunnsarter er vurderes som sårbare arter eller habitater, som koralskogbunn (sjøtre, sjøbusk og bambuskorall) og sjøfjærenger. Artsdatabanken vurderer "Dyp slambunn i Skagerrak" som "nær truet" (Rødlista 2021). Begrunnelsen er høy bunntrålintensiteten og fysisk påvirkning for denne naturtypen. YO inngår i det større området "Skagerrak og Kattegat" som i en global sammenligning av Pitcher et al. (2022) ble rangert blant de tre mest intensivt trålte områdene. Bunntråling i denne delen av Skagerrak er stort sett reketråling (Vedlegg 1). Bunntrålingen vil redusere kvaliteten av naturtypen, både de biologiske prosessene og det fysiske miljøet for spesielt koralskogbunn (Buhl-Mortensen & Oug 2018).

2.6 - Hardbunnsfauna (koraller)

Hardbunnsfauna er en økologisk heterogen gruppe av dyr som lever fastsittende på hardbunn fra strandsonen og ut på dypt vann. Hardbunnsfauna grunt vann i YO omfatter 50-100 arter. Det er utarbeidet en økologisk kvalitetsindeks (Fjæreindeks RSLA/RSL, Gundersen et al. 2017) for flere havområder, men ikke for Skagerrak (Direktoratgruppen vanndirektivet 2018). Gitmark et al. (2022) registrerte en varierende mengde fastsittende dyr i rammeundersøkelser i fjæresonen i ytre Oslofjord, med fjærerur (*Semibalanus balanoides*) som den vanligste arten. Stillehavssøsters (*Crassostrea gigas*) er blant fremmede arter med varierende forekomster. Østers og blåskjell beskrives og vurderes under gruppen Skalldyr. Hardbunnsfauna på grunt vann i YO overvåkes i kystovervåkingsprogrammet ØKOKYST (Miljødirektoratet) på utvalgte stasjoner.

Hardbunnsfauna på dypere vann er lite undersøkt i Skagerrak og YO, men omfatter sårbare arter som svamper, bløtkoraller, korallskog og korallrev. I denne vurderingen har vi valgt å vurdere trusler og påvirkning på koralldyr, da det er kjente forekomster av korallrev, korallskog og svamphager spesielt i Ytre Hvaler nasjonalpark (Figur 1). Revet ved Tisler er blant de største registrerte kystrevene i verden (ca. 1200 x 200 m, utbredt fra 75-150 m dyp). Korallskog og korallrev forekommer på strømrrike steder hvor de fanger forbipasserende matpartikler fra vannmassene, og korallrev er habitat for et rikt liv av mobil fauna og fisk. Korallrev er rødlistet som "nær truet" både som art og naturtype i Rødlista 2021.

Hansen et al. 2022 med referanser deri, vurderer bunnsamfunn generelt å ha høy til middels sårbarhet til fysisk påvirkning og middels sårbarhet til forurensning og nedslamming (organiske og uorganiske partikler). Rødlista framholder at det en stor andel av undersøkte rev har fysiske skader og anslagsvis er 30-50% av korallrevene på Norskekysten skadet av bunntråling, inkludert revet ved Tisler. Korallrevet ved Tisler og et område ved øygruppen Søstrene er i dag beskyttet mot bunntråling.

Det er generelt mangel på kunnskap om kaldtvannskoraller og deres evne til gjenvekst (Montseny et al. 2021). Lang planktonisk larvefase indikerer potensial for stor spredning (Larsson et al. 2014), men svært lav vekstrate målt i lab på koraller fra Tisler (Larsson et al. 2013) viser ødelagte korallrev vil ha svært lang restitueringsperiode. Dypvannskoraller kan bli gamle og det er anslått at en normalt stor koloni med en høyde på én meter er rundt 140 år gammel (Artsdatabanken). De er derfor svært sårbare for fysisk skade, som f.eks. fra bunntråling. Naturlig gjenvekst av korallrev lagt i grus er vurdert som nær umulig og følgelig ble det satt i gang et stort korallrestaureringsprosjekt på svensk vestkyst i 2019 (LIFE Lophelia 2021).

2.7 - Skalldyr

Gruppen skalldyr er en meget heterogen gruppe som inkluderer alt fra muslinger i strandsonen til reker i dyphavet. Den store graden av heterogenitet i økosystemkomponenten medfører effekt fra de fleste påvirkninger på denne gruppen. I dette pilotprosjektet er først og fremst de kommersielle skalldyrartene vi kjenner utbredelsen og bestandsstatus til vektlagt. Vi kan likevel anta at de påvirkningene som har negativ effekt på de kommersielle artene, vil ha en likedan effekt på de ikke-kommersielle. Dypvannsreke (samt andre nært beslektede rekearter) og sjøkreps er utbredt på bløtbunnsområder i store deler av YO, på dyp fra ca. 50 m ned til 450 m. Rekefeltene er kartlagt av Fiskeridirektoratet (Vedlegg 1). Mens sjøkreps holder til på bunnen, foretar dypvannsreken vertikale døgnvandring. På grunnere vann på kyststrekningene i YO finnes europeisk hummer og taskekrabbe. I tidevannssonen vokser blåskjell og østers, både europeisk flatøsters og den invasive Stillehavssøstersen.

Rekebestanden i Skagerrak har ligget på et lavt nivå det siste tiåret. Den lave bestanden skyldes sviktende rekruttering, som kan ha flere årsaker. Alle skalldyrbestander påvirkes av fiske/høsting (eks. Cardinale et al.

2023, Skjöld et al. 2022, Vigo et al. 2023). I tillegg vil utkast av rekeyngel og juvenile reker (Vedlegg 1) påvirke rekebestanden negativt (større fisketrykk enn det kvoten tilsier), mens sjøkreps, taskekrabbe og hummer er utsatt for spøkelsesfiske. På grunnere vann vil tap av habitat, uthenting av ikke-levende ressurser (sand og grus) og resuspendering av materiale påvirke skalldyrbestander negativt. Alle artene omtalt her har pelagiske larver, og disse vil påvirkes negativt av miljøgifter og olje-forurensning. Det samme gjelder voksne og juvenile individer, sannsynligvis spesielt de gruntnlevende artene. Den invasive Stillehavssøsteren kan påvirke europeisk flatøsters negativt ved utkonkurrering da artene finnes på samme type habitat.

2.8 - Tidlig livsstadier fisk

Tidlige livsstadier hos fisk inkluderer fiskeegg, -larver og yngel. Tidlige livsstadier har generelt høy sårbarhet for miljøgifter fra ulike kilder, og de har liten mulighet til å unngå forurensede områder. Havforskningsinstituttet har gjort flere studier på tidlige livsstadier og på deres oppvekstområder, samt gjort en gjennomgang av sårbarhet i forbindelse med utredning av foreslåtte særlig verdifulle og sårbare områder (Hansen et al. 2022a og referanser i denne). Sårbarheten varierer med livsstadier, sted og tid, f.eks. hvor og når det er egg eller larver til stede, som på gytefelt i gyteperioden men også i tiden etterpå når larver følger med havstrømmene. Studier viser at tidlige livsstadier er spesielt sårbare for miljøgifter og olje. Spesielt egg og larver har en stor overflate i forhold til volumet og høyt fettinnhold, noe som øker opptaket og evnen til å lagre miljøgifter. Miljøgifter er vurdert som en akutt påvirkning på tidlige livsstadier her, i tillegg til bifangst, fysisk påvirkning og høsting. Oljeforurensning er vurdert som kronisk på bakgrunn av diskusjoner med relevante fagmiljøer om forventet konsentrasjon og mulige effekter av oljeforurensning som følger av vanlige driftsutslipp fra skip, kystinfrastruktur o.l. Øvrige kroniske påvirkninger for tidlige livsstadier er mikroplast, organisk belastning, resuspendering av materiale samt elektromagnetiske felt (Figur 3).

2.9 - Pelagisk fisk

Pelagisk fisk lever hovedsakelig i de frie vannmassene. De viktigste pelagiske fiskeartene i Oslofjorden og Skagerrak er brisling, sild og makrell. I de siste årene har også mengden ansjos økt i dette området. Pelagisk fisk kan vandre i store stimer gjennom vannmassene. Brisling finnes hele året i YO, mens makrell nesten hovedsakelig forekommer om sommeren når de er på beitevandring. Sild trekkes mot kysten i gyteperioden og bruker kysten som oppvekstområde. Pelagisk fisk i Nordsjøen og Skagerrak/Kattegat er generelt vurdert å ha god tilstand (Vedlegg 1), men det er usikkerhet knyttet til konnektiviteten mellom bestandene i disse områdene og YO, og overvåkingen av pelagisk fisk i YO er noe mangelfull. Pelagisk fisk er antatt å være akutt påvirket av høstning. Andre påvirkninger som undervannsstøy, miljøgifter, lysforurensning, olje-forurensning, uorganisk og organisk belastning samt mikroplast er vurdert som kroniske.

2.10 - Bunnfisk

I denne rapporten har vi definert alle fiskearter unntatt «Pelagisk fisk» og «Anadrom fisk» som Bunnfisk. Bunnfiskartene lever hovedsakelig nær bunnen, der de søker etter mat og skjul blant sand, mudder og stein. YO tilbyr et variert bunnlandskap, fra grunne kystområder til dypere områder med bløtbunn, som gir et mangfoldig habitat for bunnfiskartene. Vanlige bunnfiskarter er torsk, sei, hyse, hvitting og øyepål, men også grupper som bruskfisk (haier og skater), flatfisk som skrubbe og rødspette, og dyphavsarter som lange inngår i kategorien Bunnfisk. Bestandene av torskefisk i YO anses å være i dårlig tilstand, og flere av de øvrige artene som inngår i Bunnfisk i YO er rødlistet som «sterkt truet» (Arvnes et al. 2019). Bunnfisk er akutt påvirket av høsting, tapt habitat og fysisk påvirkning (mudring og bunntråling). Utkast påvirker særlig ikke-kommersielle arter som bruskfisk (svarthå og havmus). Andre påvirkninger som undervannsstøy, miljøgifter, lys- og oljeforurensning,

elektromagnetiske felt, uorganisk og organisk belastning samt mikroplast er vurdert som kroniske.

2.11 - Anadrom fisk

Anadrom fisk lever deler av livet i havet og drar til ferskvann for å gyte. Vanlige anadrome arter i Oslofjorden er laks og sjørret, og mengden sjørret i YO har økt i senere tid (Arvnes et al. 2019). Tilgang og tilstand på gytebekker er viktig for disse artene, men i denne rapporten vurderes kun påvirkninger i sjøfasen. I sjøfasen er høsting vurdert som en akutt påvirkning på anadrom fisk, mens miljøgifter, forsøpling, lysforurensning, mikroplast, uorganisk og organisk belastning, oljeforurensning samt elektromagnetiske felt er vurdert som kroniske påvirkninger.

2.12 - Sjøfugl

Flere arter sjøfugl bruker YO som hekke-, trekk- og/eller overvintringsområde, deriblant ærfugl, siland, gråmåke, svartbak, fiskemåke, makrellterne, alkekonge og lomvi. Området vurdert her inngår i den større SVO'en (særlig verdifulle og sårbare områder) Ytre Oslofjord (Figur 1) foreslått i Eriksen et al. (2021), beskrevet som et helårlig viktig sjøfuglområde av særlig verdi som livshistorisk viktig område, og høy verdi for truede/nedadgående arter.

Høsting, bifangst og spøkelsesfiske/utslukt tap er akutte påvirkninger på sjøfugl, mens miljøgifter, forsøpling, forstyrrelser, undervannsstøy og lysforurensning anses som kroniske påvirkninger (Hansen et al. 2022a med referanser). Sjøfugl ble i Hansen et al. vurdert å ha høy sårbarhet overfor oljeforurensning, men oljeforurensning settes som en kronisk påvirkning her. Dette følger etter diskusjoner med relevante fagmiljøer på forventet konsentrasjon og mulige effekter av oljeforurensning som følger av vanlige driftsutslipp fra skip, kystinfrastruktur o.l. (merk at uhellsutslipp ikke inngår i vurderingene her).

2.13 - Sjøpattedyr

YO har faste bestander av steinkobbe (*Phoca vitulina*, Figur 4). Steinkobbene i området ble nesten utryddet på 1900- tallet på grunn av jakt og utbrudd av virusepidemier. Også dagens bestand utsettes for epidemier, den siste i 2002. De siste 20 årene har området blitt rekolonisert, med en signifikant vekst fra 600 til 1300 individer mellom 2016 og 2022 (Nilssen et al. 2023). Endringen skyldes trolig en kombinasjon av populasjonsvekst og immigrasjon fra de langt mer tallrike forekomstene i Sverige. Satellittmerking utført av Havforskningsinstituttet viser at steinkobber merket i Oslofjorden vandrer mellom begge sidene av fjorden samt sørover til Sverige. De kan dykke til bunnen av Norskerenna, men oppholder seg mest ved kysten. Steinkobbene er trekker opp på land for å hvile, termoregulere, kaste (føde) unger, die og for hårfelling. Tilgang til uforstyrrede liggeområder er spesielt viktig i kaste-perioden i juni. Havert, den andre type kystsel som forekommer i Norge, er sporadisk observert i YO men har ingen kaste-plasser i området.



Figur 4 . Steinkobbe i Ytre Hvaler nasjonalpark. Foto: Carla Freitas, Havforskningsinstituttet

Når det gjelder hval, er nise (*Phocoena phocoena*) den minste og mest tallrike arten i Norge og Oslofjorden. Arten forekommer regelmessig i fjorden, uten at artens vandring er godt kartlagt. Internasjonale undersøkelser viser at Skagerrak er et av områdene i Europa med høyest tetthet av nise, med en estimert bestand på ca. 14 000 fra og med Oslofjorden og sørover i Skagerrak (Gilles et al. 2023). Andre hvalarter kan også forekomme i YO; fra delfinarter som kvitnos og kvitskjeving, til større bardehvaler som er sporadisk registrert i området.

Både steinkobbe og nise er opportunister som beiter på en lang rekke fiskearter (Aarefjord et al. 1995 , Sørli et al. 2020). Begge er på et høyt trofisk nivå (dvs. toppredatorer) og er derfor eksponert for miljøgifter som akkumuleres i næringskjeden. Bifangst i fiskeri er en av hovedtruslene for nise og steinkobbe i deres utbredelsesområder. Den årlige bifangsten i norske kystgarnfiskerier er nesten 3000 niser (Moan et al. 2020) og 555 steinkobber (Elnes et al. 2023). Garnfisket er imidlertid begrenset i YO, og bifangsten er da naturlig lavere her enn i andre deler av landet (Moan et al. 2020, Elnes et al. 2023).

Nise og andre hvaler benytter lyd for å oppdage mat, orientere seg og kommunisere. Undervannsstøy kan forstyrre sentrale livsfunksjoner til sjøpattedyr (f.eks. beiting, paring, die, hvile, migrering) ved å svekke hørselsfølsomheten, maskere akustiske signaler, fremkalle atferds-reaksjoner eller forårsake fysiologisk stress (Erbe et al. 2018). Seismikkundersøkelser og militære sonarer kan ha spesielt akutte konsekvenser for hval, inkludert dødelighet i visse tilfeller (Fernandez et al. 2005).

3 - Sirkulasjon og topografi

3.1 - Sirkulasjon

Havstrømmer og sirkulasjon i vannmassene påvirker spredning av næringssalter, miljøgifter og mikroplast, men er også viktige for planktonvekst og livet i havet.

Sirkulasjon i vannmassene i regionen er påvirket av de store havstrømmene, vind, vannføring ut fra de store elvene og av geografi og havdyp. Klimatiske variasjoner påvirker også sirkulasjonen (Albretsen et al. 2012) fra år til år. Havforskningsinstituttets hydrodynamiske modellverktøy, NorFjords som er en nedskalering av Norkyst-modellverktøyet (fra 800 m til 160 m oppløsning), med et langt historisk strømarkiv, er brukt for beregning av forurensing- og partikkelspredning i denne CostRisk-analysen. Modellverktøyet og bruk av modellen, er omtalt i Vedlegg 2.

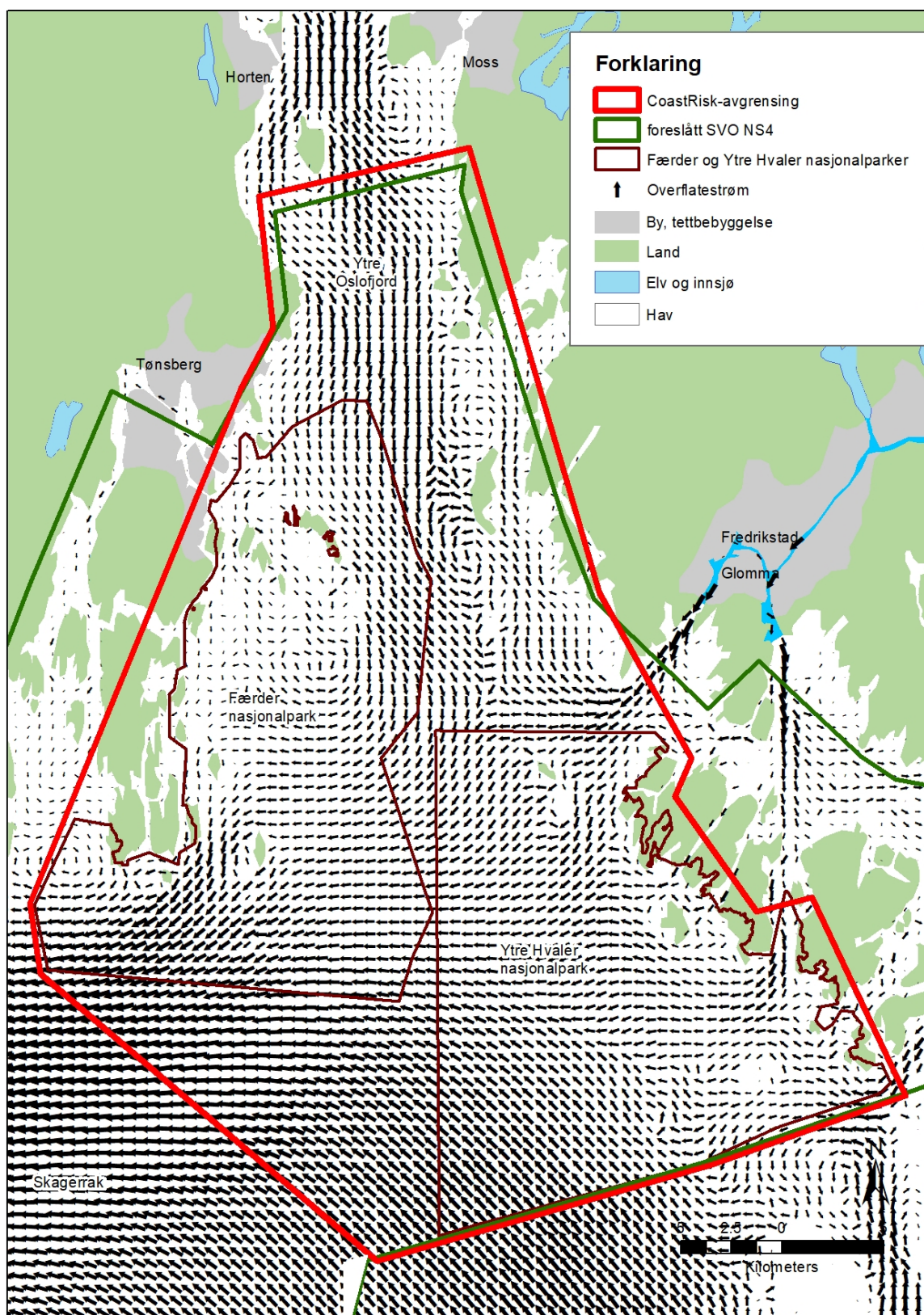
Figur 5 viser modellert overflatestrøm i området og synliggjør det generelle strømmønsteret med vann fra sørøst (fra Skagerrak og Kattegat) som strømmer inn mot YO, dreier mot vest i sørlige del av YO og sammen med vann fra Oslofjorden danner starten på den norske kyststrømmen. Figuren viser også tydelig påvirkning fra elven Glomma med sitt utløp ved Fredrikstad.

Den kraftige overflatestrømmen er viktig for vannkvaliteten ikke bare i YO, men på hele Skagerrak-kysten og Vestlandet. Topografien i Skagerrak med den dype Norskerenna (se kap. 4.2 Topografi), er årsak til at salt dypvann fra Atlanterhavet (via Norskerenna) blandes med vann fra Kattegat, dansk Skagerrak og lokalt overflatevann fra Oslofjorden og Glomma i Kyststrømmen.

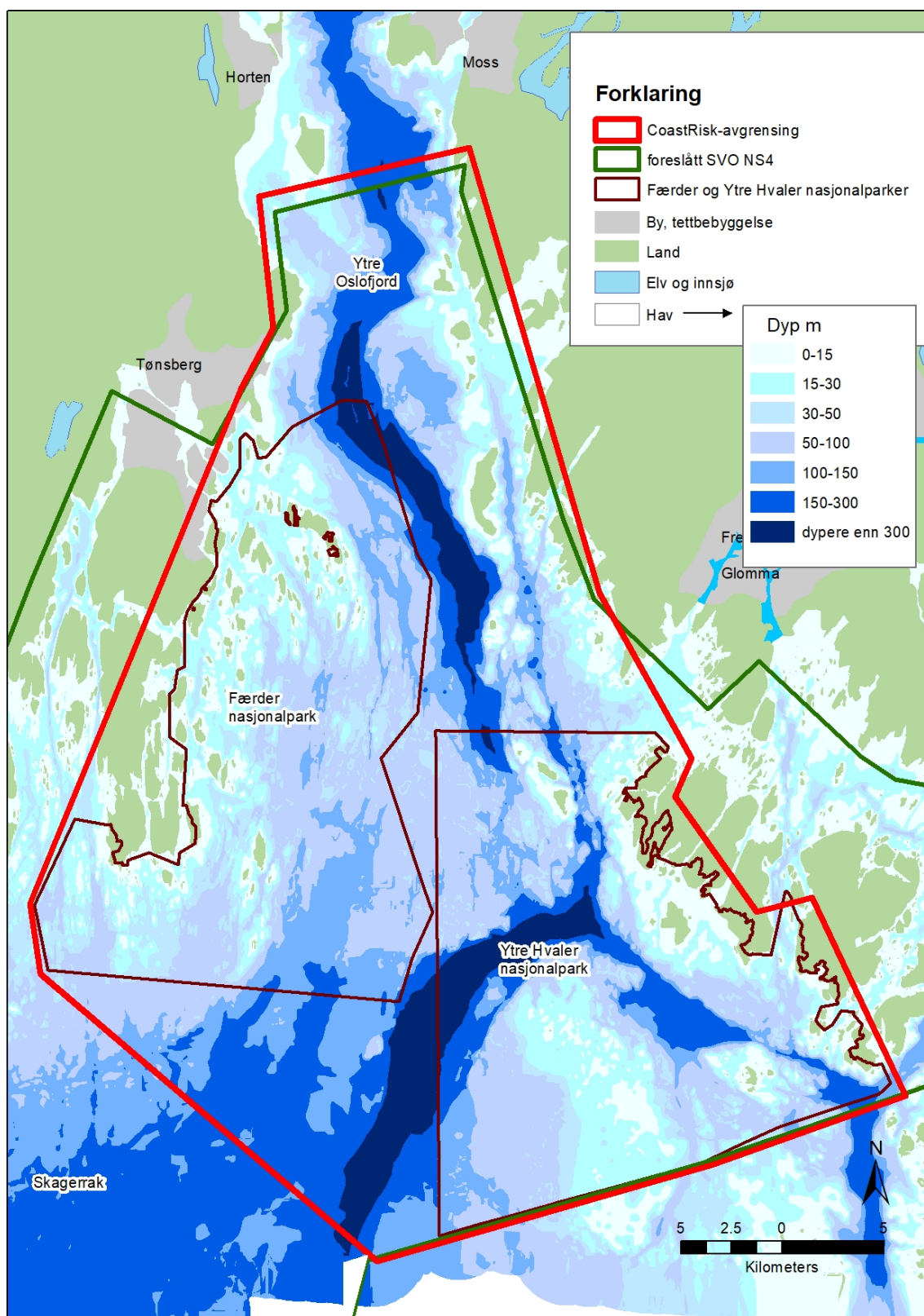
3.2 - Topografi

Topografien i YO er karakterisert ved store grunne områder (<100m dyp) og en smal dyprenne fra Skagerrak og inn i Ytre Hvaler nasjonalpark, med dybde på ned mot 400 m (Figur 6). Denne dyprenna er slutten på Norskerenna som løper fra Atlanterhavet og langs hele kysten av Sør-Norge og ender i YO. Norskerenna har med seg salt, friskt vann fra Atlanterhavet helt inn til indre og østre del av Skagerrak. På det viset er den topografien viktig for vannkvaliteten i YO-området. I nord-enden av området går det en ny dyprenne inn i midtre del av Oslofjorden. En mer utfyllende beskrivelse av de topografiske forholdene i Ytre Oslofjord er gitt i Aure et al. (2014).

De grunneste områdene ned mot 30 m dyp (ca. lysdyp for vegetasjon) gir potensial for store forekomster av tang, tare og ålegress i området.



Figur 5 . Modellert overflatestrøm i Ytre Oslofjord (NorFjords). Pilene viser strømretning (middelverdi) og strømstyrke (90 persentil = nær maksimal styrke). Kartet (fra prosjektet Frisk Oslofjord) viser også avgrensning av Færder og Ytre Hvaler nasjonalparker.

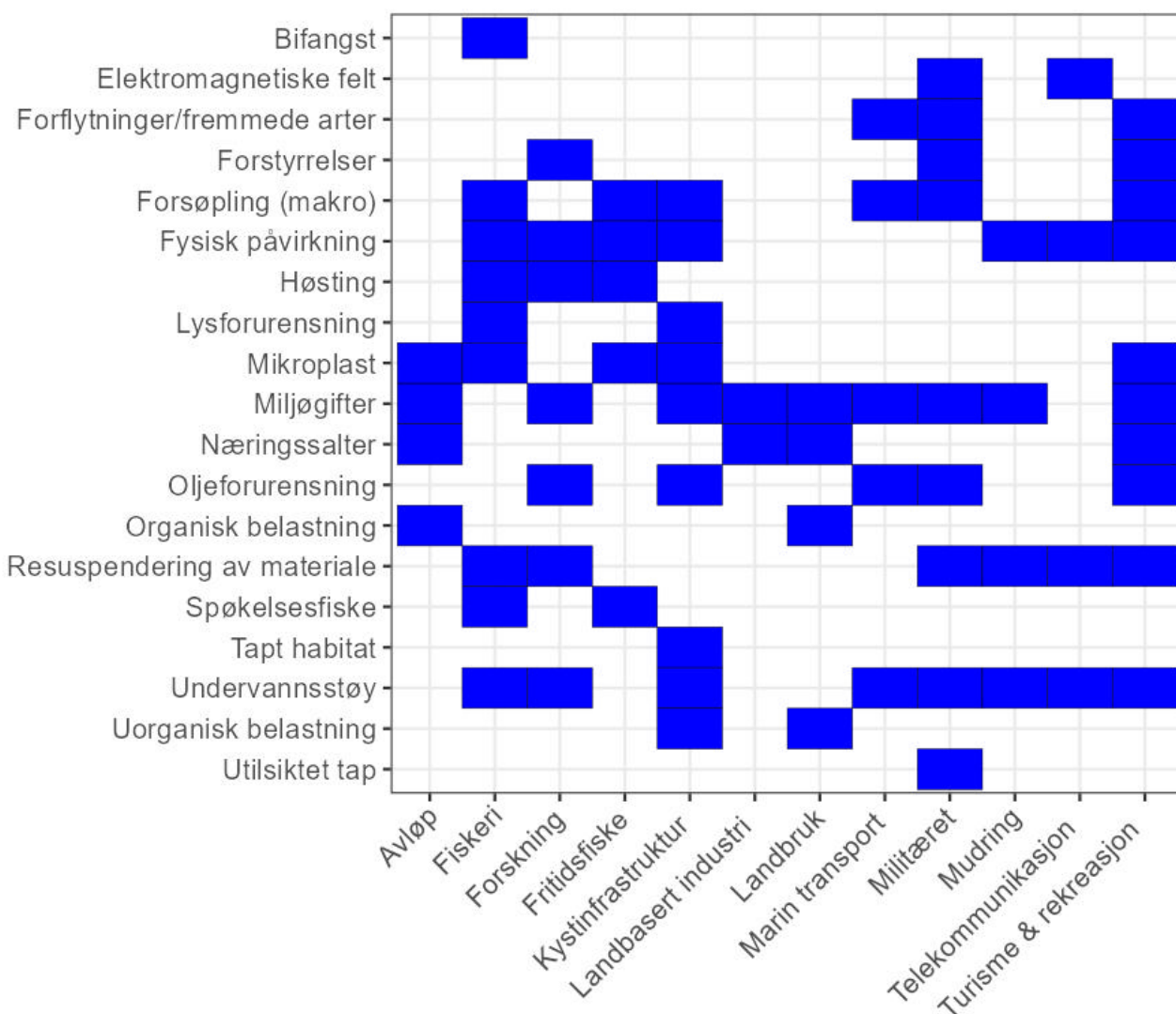


Figur 6 . Kart over havbunnens topografi (havdyp) i Ytre Oslofjord. Fargeskala fra lys blå til mørk blå viser havdypet fra grunne til dype områder. (Kilde: Kartverket). Kartet viser også avgrænsing av Færder og Ytre Hvaler nasjonalparker (brun linje), foreslått SVO NS4 Ytre Oslofjord (grønn linje) og CoastRisk-området (rød linje). (Kartet mangler dybde data i hvite områder helt i syd.)

4 - Sektoraktivitet og påvirkninger

Sektorer med aktivitet som kan legge press på det marine miljøet i Oslofjorden er beskrevet i Vedlegg 1 (Kap 8: Rasjonale for sektorvurderinger) til denne rapporten, og oppsummeres kun kort i dette kapitlet. Vedlegget gir en utfyllende beskrivelse av hvilke aktiviteter som knyttes til påvirkninger en sektor assosieres med, hvilke type data/litteratur som har blitt benyttet for å vurdere hvor utbredt sektoraktivitet og tilknyttede påvirkninger er i vurderingsområdet YO (Figur 1) samt hvilke antakelser som har blitt gjort i disse vurderingene.

Basert på tilbakemeldinger fra havforvaltningen (Faglig Forum for norske havområder, <https://havforum.miljodirektoratet.no/>) på tidligere vurderinger av samlet påvirkning i regi av Havforskningsinstituttet, har vi her samlet vurderinger knyttet til fartøyaktivitet under sektoren Marin transport. Dette er i motsetning til tilnærming generelt valgt i ODEMM, der fartøyaktivitet tilskrives de ulike sektorene som fiskeri, mudring, cruise/turisme, olje- og gassnæringen o.l. Denne endringen gjør at vurderingene bedre reflekterer det sektorvise forvaltningsansvar for fjordsystemet, og gir også en mer balansert fremstilling ved at påvirkninger fra fartøy vurderes samlet under en sektor, ikke flere. Unntak fra dette er militær- og forskningsfartøy samt bruk av småbåter, som vurderes hhv. under Militæret, Forskning og Turisme & rekreasjon (se Vedlegg 1: Rasjonale for sektorvurderinger). Figur 7 gir en overordnet oversikt over hvilke av de 19 påvirkningene (Tabell 1) som er knyttet til de 12 sektorene vurdert her.



Figur 7. Overordnet oversikt over hvilke påvirkninger (y-akse) de ulike sektorene har blitt knyttet til i arbeidet med vurdering av samlet påvirkning i ytre Oslofjord. Blanke felter = ikke relevant påvirkning fra sektor. Se Tabell 1 for definisjon av påvirkninger.

4.1 - Militæret

Sjøforsvaret har flere øvingsfelt i sjø innenfor YO, hvorav ett ser ut til å være operativt per i dag. Det ligger også enkelte dumpefelt (ubrukt ammunisjon) innenfor området. Militæret knyttes til påvirkningene elektromagnetiske felt, forflytninger/fremmede arter, forsøpling, forstyrrelser, miljøgifter, oljeforurensning, resuspendering av materiale, undervannsstøy og utilsiktet tap. De fleste påvirkninger fra militæret er vurdert som *stedvis* utbredt, med *sjelden* til *noe* frekvens.

4.2 - Mudring

Mudringsaktivitet i YO foregår kystnært, noe som gjør at økosystemkomponenter med kystnær utbredelse forventes å være mer eksponert for påvirkninger fra mudring enn økosystemkomponenter utbredt over hele vurderingsområdet. Mudring knyttes til påvirkningene miljøgifter, fysisk påvirkning, resuspendering av materiale og undervannsstøy. Påvirkningene vurderes å være *stedvis* til *utbredt*, med *noe* frekvens ila. et normalår.

4.3 - Fiskeri

Sektoren fiskeri omfatter her fiskeriaktivitet fra yrkesfiske og tilknyttede påvirkninger. Yrkesfisket i YO omfatter bunntåling (sjøkreps og dypvannsreker som målarter), not (primært sild og brisling), drivgarn (makrell) og teinefiske (sjøkreps, taskekrabbe, hummer og leppefisk). Bunntåling forekommer i store deler av området gjennom hele året, mens notfisket er lite utbredt og forekommer over en kortere periode. Teinefisket forekommer også hele året (med unntak av hummer som fiskes om høsten) og er mest konsentrert på grunt vann langs kysten, men med noe fiske også i dypere områder (sjøkreps). Fiskeri knyttes til påvirkningene høsting, bifangst, fysisk påvirkning, spøkelsesfiske, forsøpling, mikroplast, resuspendering av materiale, undervannsstøy og lysforurensning. Det er stor variasjon i hvor utbredt disse påvirkningene er vurdert å være (*stedvis* til *utbredt*), og hvor ofte de forventes å forekomme (*sjelden* til *ofte*) (detaljer i Vedlegg 1).

4.4 - Fritidsfiske

Fritidsfiske omfatter her fiskeriaktivitet fra privatpersoner og turister. Fiskeriaktiviteten forekommer både fra land og fra fritidsbåter. Merk at påvirkninger fra selve (små)båttrafikken er vurdert samlet under Turisme og rekreasjon. Fritidsfisket i YO forekommer som stang- og snørefiske (primært makrell, men også sei, torsk, flyndre og lyr) og teinefiske (hummer, taskekrabbe og sjøkreps). Fritidsfiske med garn er forbudt. Fritidsfisket foregår i hele YO gjennom hele året. Tidligere studier i området har vist at fangstene av enkelte arter kan være like store eller større i fritidsfisket sammenlignet med yrkesfisket (Vedlegg 1). Fritidsfiske knyttes til påvirkningene høsting, spøkelsesfiske, mikroplast, fysisk påvirkning og forsøpling. Det varierer hvor utbredt disse påvirkningene vurderes å være (fra *stedvis* til *utbredt*) i YO, og hvor ofte de forventes å forekomme (fra *sjelden* til *ofte*).

4.5 - Turisme & rekreasjon

Sektoren Turisme & rekreasjon omfatter opphold i og bruk av kyst- og strandsonen, samt båtliv (fritidsbåter). Oslofjord-regionen er en populær destinasjon for turisme og rekreasjon, med høy befolkningstetthet, mange fritidsboliger og rekreasjonsområder samt utbredt båtliv. Bruk av kyst- og strandsonen knyttes til påvirkningene forstyrrelser, fysisk påvirkning og forsøpling, mens fritidsbåttbruk også knyttes til forflytninger/fremmede arter, næringssalter, resuspendering av materiale, oljeforurensning, mikroplast, miljøgifter og undervannsstøy. Det er stor variasjon i hvor utbredt disse påvirkningene er vurdert å være (*stedvis* til *lokal*), og hvor ofte de forventes å forekomme (*sjelden* til *ofte*).

4.6 - Marin transport

Oslofjorden er et område med utbredt skipstrafikk fra bl.a. lastefartøy, tankere, fiskefartøy, persontransport, cruiseskip og spesialfartøy. Store deler av YO har en registrert trafikk på opp mot 5000 nautiske mil per år, og trafikken er utbredt gjennom hele året. Marin transport knyttes til påvirkningene miljøgifter, oljeforurensning, forflytninger/fremmede arter, forsøpling og undervannsstøy. Det er stor variasjon i hvor utbredt disse påvirkningene er vurdert å være (fra *stedvis* til *utbredt*) og hvor ofte de forventes å forekomme (fra *sjelden* til *ofte*). I andre vurderinger har Marin transport også blitt knyttet til utslipp av næringssalter (primært fra cruiseskip), men på bakgrunn av egne reguleringer for Sør-Norge vurderes denne påvirkningen som ikke relevant for YO (Vedlegg 1). Fysisk påvirkning knyttes også vanligvis til Maritim transport, men vurderes som ikke relevant da det ikke er noen oppankringsområder innenfor YO.

4.7 - Kystinfrastruktur

Kystinfrastruktur omfatter bygde strukturer som følger av menneskelig etablering langs kysten, og inkluderer boliger og andre bygg, båthavner, kunstige fyllinger, kunstige strender, moloer, veier m.m. Til tross for bygge- og deleforbud (tiltaksforbud) i 100-metersbeltet er det høy grad av påvirket areal (>50 %) i strandsonen til fylkene som grenser til Oslofjorden, og nedbyggingen er økende. Kystinfrastruktur knyttes til påvirkningene forsøpling, miljøgifter, fysisk påvirkning, lysforurensning, mikroplast, oljeforurensning, tapte habitat, undervannsstøy og uorganisk belastning. Det er stor variasjon i hvor utbredt disse påvirkningene er vurdert å være (fra *stedvis* til *utbredt*), og hvor ofte de forventes å forekomme (fra *sjelden* til *kontinuerlig*).

4.8 - Avløp

Landområdene rundt Oslofjorden har en betydelig befolkningstetthet, ikke bare tett på kystlinjen (Oslofjorden) men også innen nedbørsfeltene som drenerer til fjordsystemet. Utslipp knyttes til enkeltpunkter, sentraliserte renseanlegg, samt direkte utslipp fra husholdninger, fritidsboliger og næring. For ytre del av fjorden er det avrenning fra Glomma og Drammensvassdraget som anses som vesentlige bidragsyttere. Påvirkninger knyttet til avløpssektoren er næringssalter, miljøgifter og mikroplast samt i noen grad organisk belastning. Basert på egne modellkjøringer fra prosjektet anses disse å ha fra *stedvis* til *utbredt* potensiale for *ofte* til *vedvarende* påvirkning.

4.9 - Landbruk

Flere store nedbørsfelt drenerer til Oslofjorden. Det er betydelig med landbruksareal innenfor disse nedbørsfeltene, og landbrukssektoren har blitt estimert som kilden til 39 % av de totale nitrogenutslippene til Oslofjorden (Vedlegg 1). For YO er det først og fremst Glomma og Drammensvassdraget som bidrar med tilførsler fra landbrukssektoren og relevante påvirkninger er næringssalter og miljøgifter, samt organisk og uorganisk belastning. Påvirkningene anses å være fra *stedvis* til *utbredt* med *noe* til *vedvarende* frekvens.

4.10 - Landbasert industri

Sektoren landbasert industri omfatter industribedrifter med utslipp til sjø. De fleste industrielle prosesser krever bruk av vann med påfølgende utslipp av forurenset vann, og det er flere industribedrifter med utslipp til vann som grenser til YO. Utslipp fra landbasert industri bidrar til påvirkningene miljøgifter og næringssalter, som anses å være fra *lokal* til *utbredt*, med *vedvarende* frekvens.

4.11 - Telekommunikasjon (sjøkabler)

Telekommunikasjon omfatter undersjøiske strøm- og kommunikasjonskabler, som det er flere av i YO. Samlet omfang av disse vurderes likevel som lavt, og det anslås at det ikke etableres nye kabler hvert år. Påvirkninger fra telekommunikasjon knyttes både til selve arbeidet med legging av kabler samt påvirkninger fra kabler som allerede er etablert. Relevante påvirkninger er elektromagnetiske felt, fysisk påvirkning, resuspending av materiale og undervannsstøy, og alle er vurdert å gi *stedvis* utbredelse. Frekvens varierer fra *sjelden* til *vedvarende*.

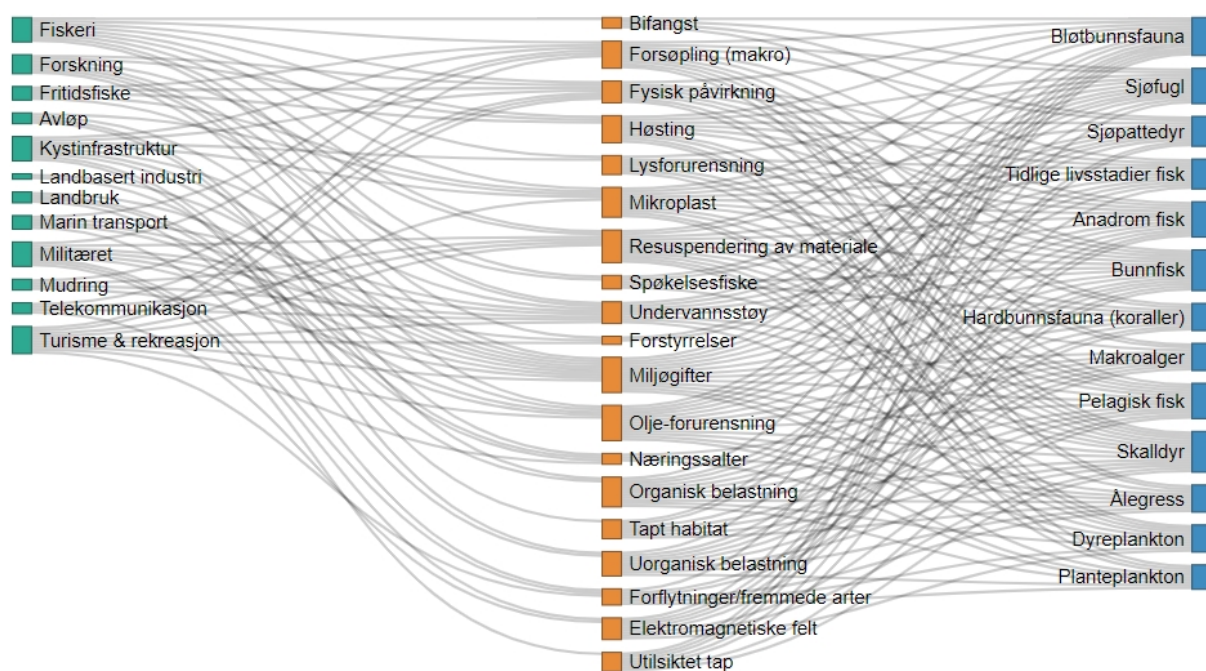
4.12 - Forskning

Det gjennomføres en rekke prosjekter i Oslofjorden knyttet til forskningsaktivitet. Denne aktiviteten dekker ulike biologiske elementer, slik som fiskebestander, miljøtilstand og bunnhabitatforskning. Forskningen gjennomføres ved bruk av forskningsfartøy og lettbåter, samt aktivitet fra land. Påvirkning fra forskning knyttes til forstyrrelser, fysisk påvirkning, undervannsstøy, resuspending, høsting og kan bidra til miljøgifter og oljeforurensning. Alle

er vurdert som *stedvis* og frekvensen anses som *sjelden*.

4.13 - Oppsummert nettverk

I sum gir disse sektorene med tilknyttede påvirkninger et komplekst bilde for mulige negative påvirkninger på de 13 økosystemkomponentene i YO (Figur 8). Dette nettverket (592 «sektor-påvirkning-økosystemkomponent» koblinger, Figur 2) danner grunnlaget for vekting av risiko for negativ påvirkning basert på eksponering og effekt (Tabell 2).



Figur 8. Nettverk som viser hvordan sektorer (til venstre) er koblet til påvirkninger (midten), som videre er koblet til økosystemkomponenter (høyre). Størrelsen på boksene i hver kolonne reflekterer antall koblinger fra sektorer til påvirkninger, og fra påvirkninger til økosystemkomponenter.

5 - Resultater fra risikovurdering

5.1 - Risiko fra samlet menneskelig påvirkning

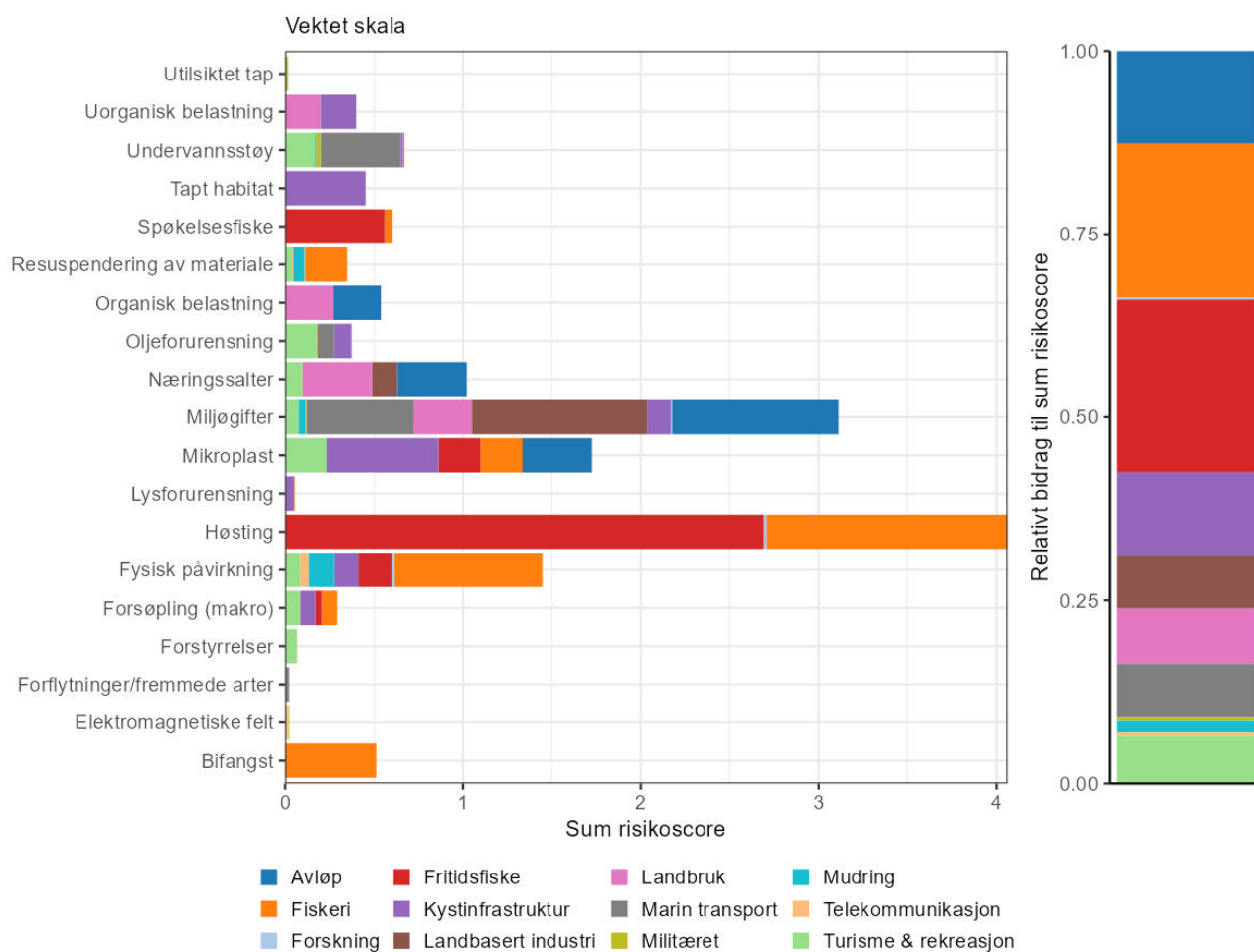
Påvirkningene høsting, miljøgifter, mikroplast, fysisk påvirkning og næringssalter gir de største bidragene til risiko fra samlet påvirkning på økosystemet i YO (Figur 9). I sum bidrar disse til ~72 % av den totale risikoscoren for området (Figur 10 , høyre panel).

Høsting er en *akutt* og *utbredt* påvirkning fra fritidsfiske og fiskeri som berører flere økosystemkomponenter i området: skalldyr, bunnfisk, anadrom fisk og pelagisk fisk (Figur 10). Fritidsfisket høster utbredt av flere økosystemkomponenter enn det kommersielle fiskeriet, som er grunnen til at fritidsfiske gir et høyere bidrag til (sum) risiko fra høsting her (Figur 9).

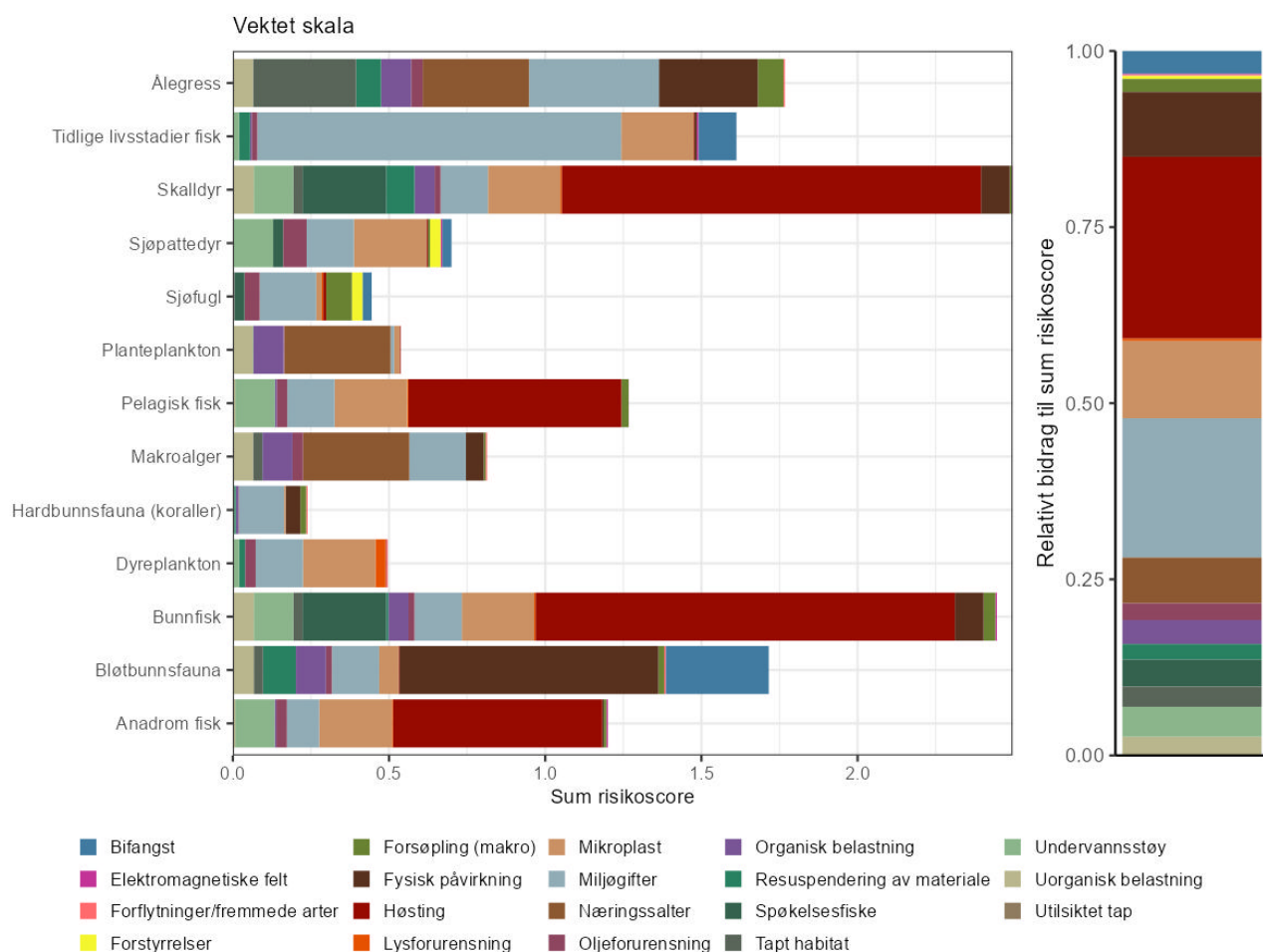
Miljøgifter er en *kronisk* påvirkning for flere økosystemkomponenter (akutt for tidlige livsstadier fisk, Figur 3), og knyttes til flere sektorer i området. Avløp og landbasert industri anses å være de største kildene til miljøgifter her, men med vesentlige bidrag også fra marin transport, landbruk, kystinfrastruktur og turisme & rekreasjon (Figur 9). Mikroplast er også en *kronisk* påvirkning for flere økosystemkomponenter og knyttet til flere sektorer i området: kystinfrastruktur, avløp, fiskeri, fritidsfiske og turisme & rekreasjon. Fysisk påvirkning er en *akutt* påvirkning som særlig knyttes til bunntråling i området, men også kystinfrastruktur, mudring, teinefiske (fritidsfiske og kommersielt fiskeri), opphold i og bruk av strandsonen samt oppankring (turisme & rekreasjon). Bløtbunnsfauna og ålegress anses å være særlig eksponert for fysisk påvirkning (Figur 10).

Næringssalter er en *utbredt* og *vedvarende* påvirkning fra landbruk og avløp, med noe bidrag også fra landbasert industri og turisme & rekreasjon (Figur 9). Påvirkningen forventes å ha en *kronisk* effekt på makroalger, planteplankton og ålegress, og utgjør en vesentlig risiko for disse tre økosystemkomponentene (Figur 10). Kun direkte påvirkninger er vurdert.

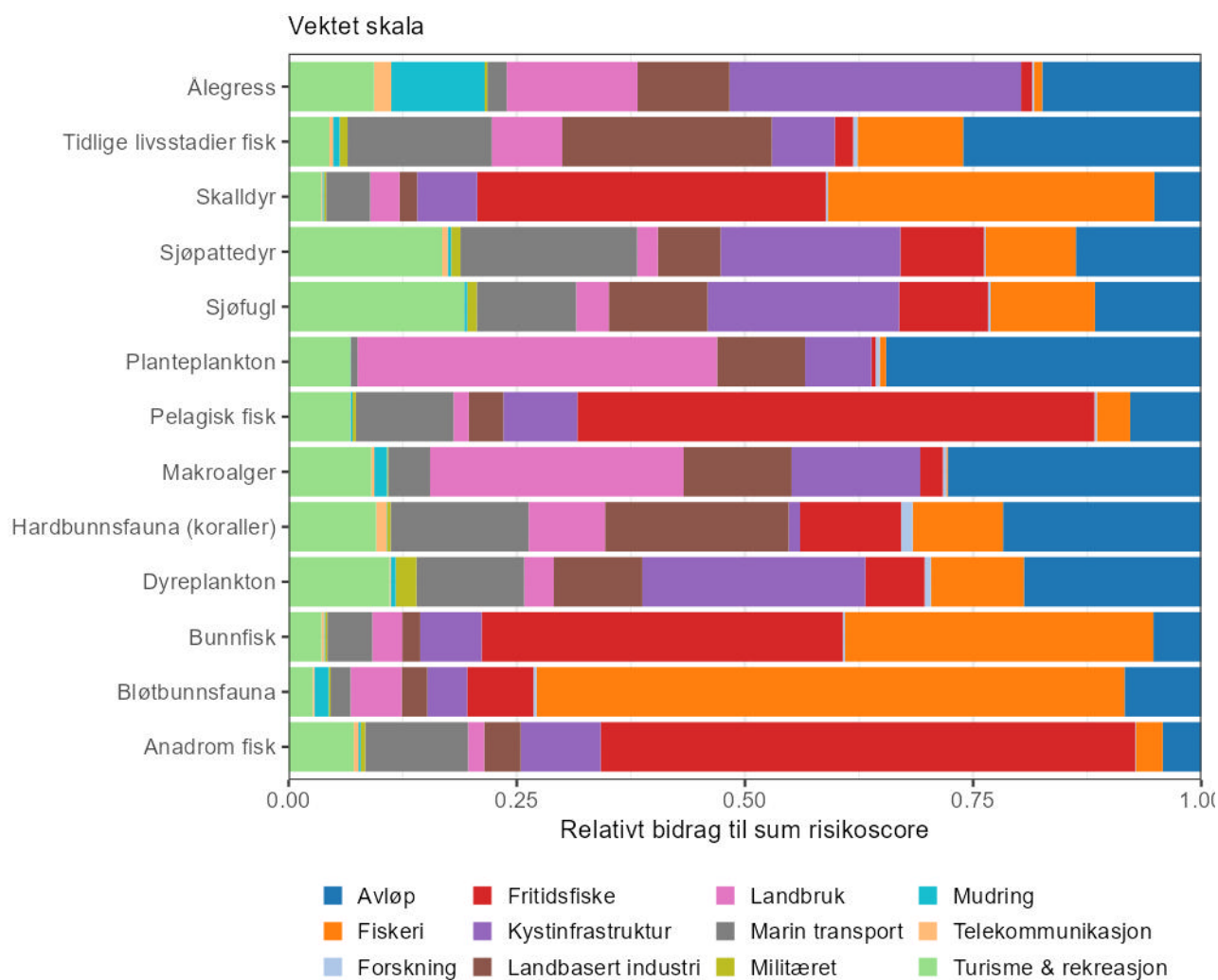
Skalldyr, bunnfisk, ålegress, bløtbunnsfauna og tidlige livsstadier fisk er økosystemkomponentene med høyest risiko fra den samlede menneskelige påvirkningen i ytre Oslofjord (Figur 10). For skalldyr og bunnfisk er høsting den dominerende risikofaktoren, men flere andre påvirkninger bidrar til den totale risikoscoren for disse gruppene. For tidlige livsstadier fisk er miljøgifter den dominerende risikofaktoren (men også bidrag fra flere andre påvirkninger), mens for bløtbunnsfauna er fysisk påvirkning den dominerende risikofaktoren. For ålegress er bildet noe mer sammensatt med både tapt habitat, næringssalter, fysisk påvirkning og miljøgifter som store bidragsyttere til risiko for negativ påvirkning. Det relative bidraget per sektor til risiko for negativ påvirkning varierer i stor grad mellom økosystemkomponentene (Figur 11).



Figur 9. Venstre panel viser samlet risikoscore fordelt på påvirkninger, fargekodet som bidrag per sektor. Høyre panel viser relativt bidrag per sektor til total risikoscore for området.



Figur 10 . Venstre panel viser samlet risikoscore fordelt på økosystemkomponenter, fargekodet som bidrag per påvirkning. Høyre panel viser relativt bidrag per påvirkning til total risikoscore for området.



Figur 11. Relativt bidrag per sektor til risiko fra samlet påvirkning per økosystemkomponent.

Oppsummering av risiko som sum over alle «sektor-påvirkning-økosystemkomponent» koblinger vurdert (Figur 2) vil gjerne fremheve påvirkningsfaktorer knyttet til mange sektorer eller økosystemkomponenter, som f.eks. mikroplast og miljøgifter i dette området. Dette gir informasjon om viktige belastninger på tvers av økosystemet. En annen måte å fremstille risiko på er som gjennomsnittlig risikoscore per påvirkningsfaktor beregnet over koblinger hvor risiko > 0. Dette kan blant annet fremheve påvirkninger som er knyttet til færre sektorer eller økosystemkomponenter, men som gir et vesentlig bidrag i risiko til en eller flere av økosystemkomponentene som er eksponert for påvirkningen. Beregnet som gjennomsnitt per påvirkning er høsting fremdeles rangert som nr. 1 her, men rekkefølgen på topp fem påvirkninger endrer seg og noen nye kommer inn på listen (Tabell 3): bifangst (2), næringssalter (3), tapt habitat (4) og spøkelsesfiske (5). Bifangst er her kun knyttet til fiskerisektoren (Figur 3), og bidrar til risiko for negativ påvirkning primært på bløtbunnsfauna (Figur 10). Tapt habitat knyttes til kystinfrastruktur (Figur 3) og utgjør en vesentlig risiko for ålegress (Figur 10), mens spøkelsesfiske primært knyttes til fritidsfiske og bidrar til risiko for negativ påvirkning på skalldyr og bunnfisk (Figur 10).

I forvaltning av enkeltkomponenter i økosystemet kan gjennomsnitt per påvirkningsfaktor tilføre nyttig informasjon som ikke nødvendigvis fanges opp i risiko estimert som sum på tvers av alle påvirkninger, sektorer og økosystemkomponenter. På den andre side informerer en oppsummert risikoscore om viktige

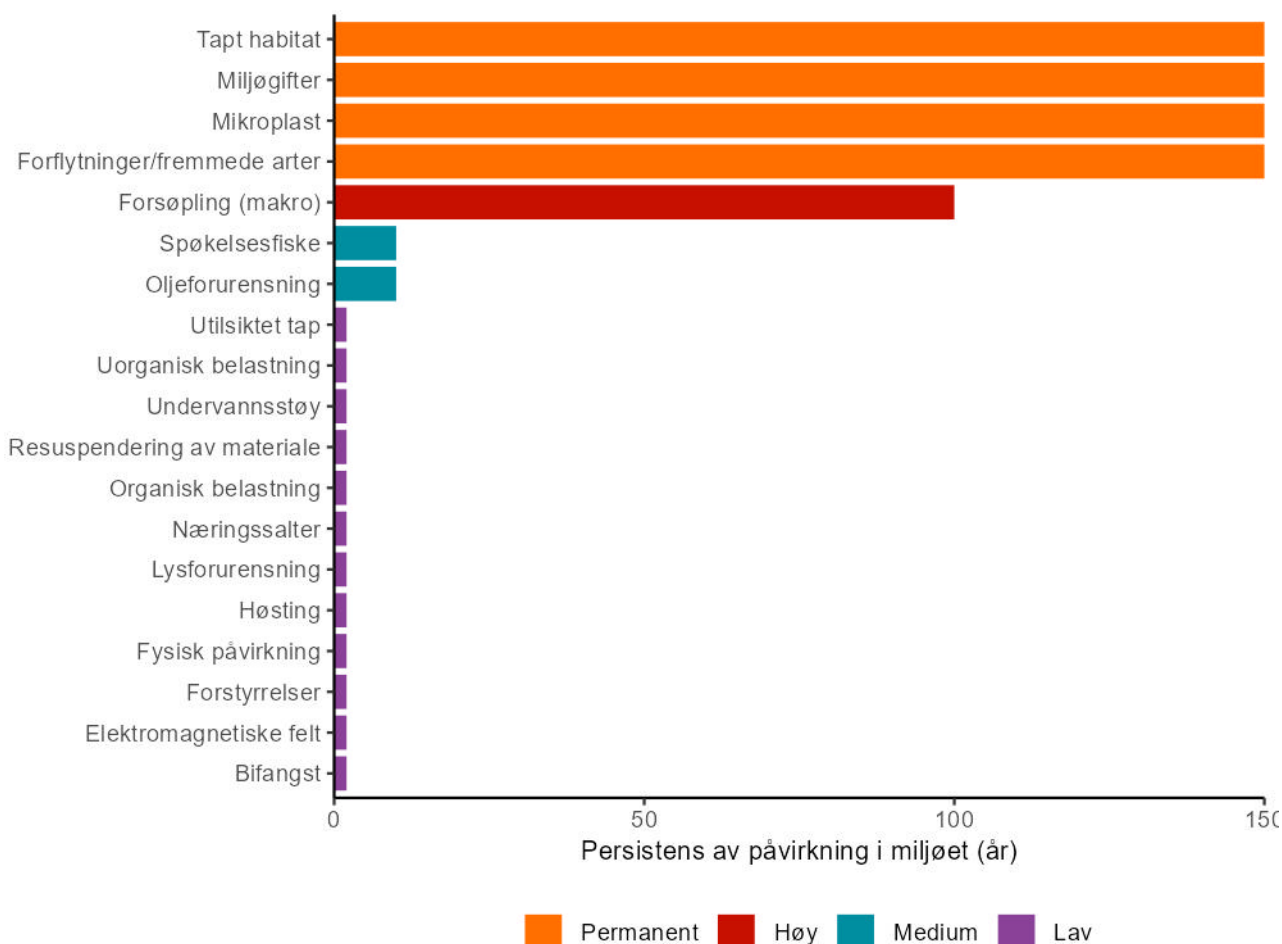
økosystembelastninger, samt hvilke sektorer som bidrar til risiko og som man må se på ved eventuelle forvaltningstiltak. Med unntak av undervannsstøy er det de samme påvirkningene som rangeres som topp 10 både for sum og snitt risikoscore (Tabell 3).

Tabell 3 . Rangering av påvirkninger i Ytre Oslofjord basert på sum og snitt av risikoscore per påvirkning. Sum risikoscore påvirkes av antall sektorer som bidrar inn mot en påvirkning og antall økosystemkomponenter som er sårbare for påvirkningen, mens snitt risikoscore vil kunne fremheve påvirkninger som knyttes til færre sektorer eller økosystemkomponenter og som utgjør en større risiko for de økosystemkomponentene som er berørt. Topp fem påvirkninger for hver rangering er markert med fet skrift.

Påvirkning	Rangering – sum risiko	Rangering – snitt risiko
Høsting	1	1
Miljøgifter	2	8
Mikroplast	3	7
Fysisk påvirkning	4	6
Næringssalter	5	3
Undervannsstøy	6	11
Spøkelsesfiske	7	5
Organisk belastning	8	9
Bifangst	9	2
Tapt habitat	10	4
Uorganisk belastning	11	10
Olje-forurensning	12	13
Resuspendering av materiale	13	15
Forsøpling (makro)	14	14
Forstyrrelser	15	12
Lysforurensning	16	16
Elektromagnetiske felt	17	18
Forflytninger/fremmede arter	18	19
Utilsiktet tap	19	17

5.2 - Persistens og resiliens

Risiko fra samlet påvirkning omhandler påvirkninger som tilføres miljøet gjennom et normalår, mens påvirkninger som i tillegg vil bli værende lenge i miljøet kan gi akkumulerte effekter over tid. Dette fremheves under vurdering av persistens, dvs. hvor lenge en påvirkning antas å bli værende i miljøet etter at aktiviteten som tilførte påvirkningene har opphørt. De fem dominerende økosystempåvirkningene i YO er svært ulike når det gjelder persistens: på den ene enden av skalaen finner vi høsting, næringssalter og fysisk påvirkning med *lav* persistens, og i motsatt ende finner vi miljøgifter og mikroplast med *permanent* persistens (Figur 12). Andre påvirkninger med høy grad av persistens som kan gi akkumulerte effekter over tid er tapt habitat (*permanent*), forflytninger/fremmede arter (*permanent*) og forsøpling (*høy*), og til en viss grad oljeforurensning og spøkelsesfiske (begge har *medium* persistens).



Figur 12. Persistens av påvirkninger i Ytre Oslofjord. Persistens viser hvor lenge en påvirkning forventes å bli værende i miljøet etter at aktiviteten som tilførte påvirkningen har opphørt. Dette vurderes i kategoriene permanent (vil aldri forlate miljøet eller >100 år), høy (10-100 år), medium (2-10 år) og lav (0-2 år), her plottet som maks antall år per kategori (grense på 150 år for «permanent» av visualiserings-hensyn).

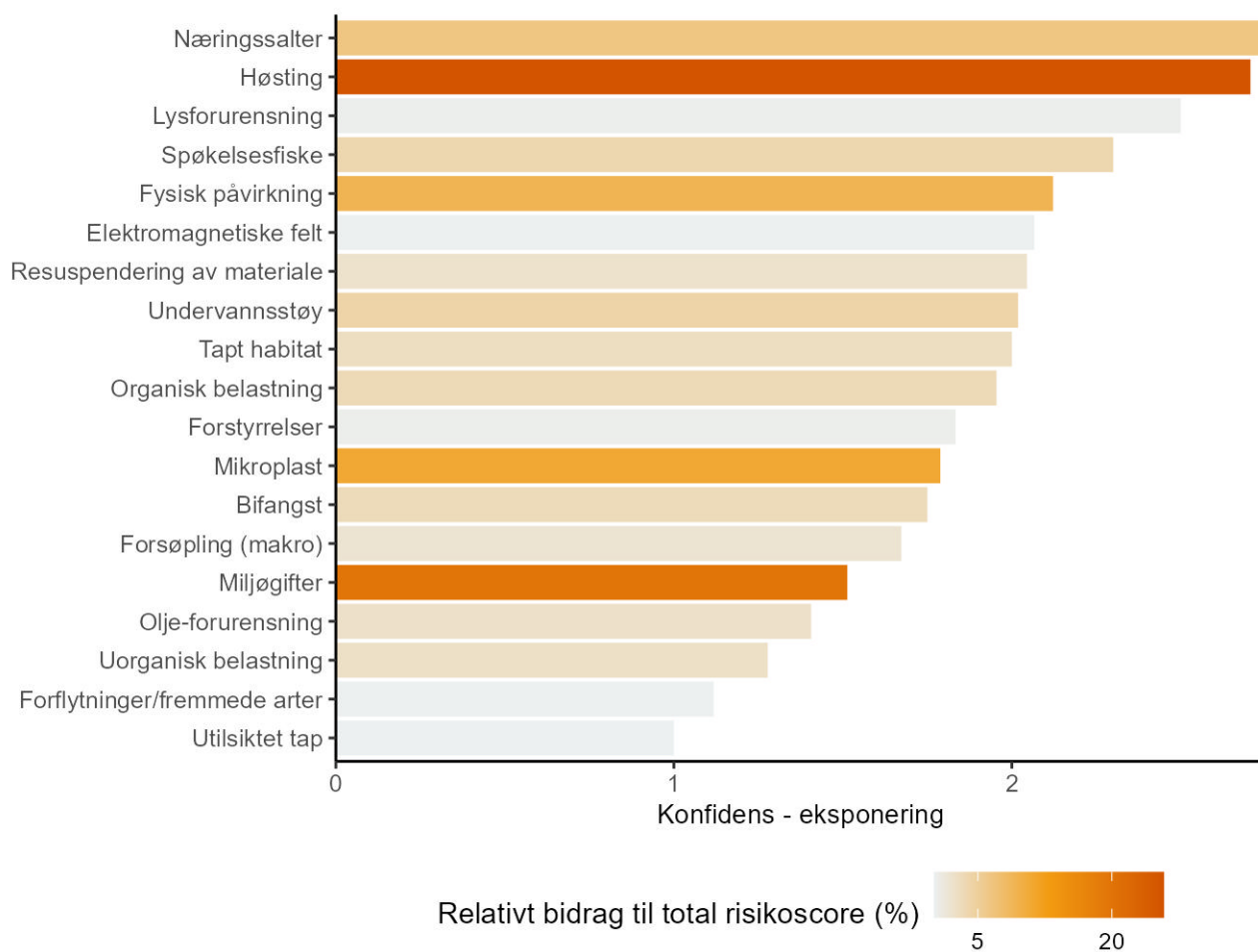
Resiliens gjenspeiler en økosystemkomponents evne til å gjenoppbygges etter å ha vært utsatt for en påvirkning, basert på forventet turnover/generasjonstid samt den nåværende tilstanden til økosystemkomponenten i området som vurderes. Sjøfugl og bunnfisk er grupper med en eller flere arter som har dårlig tilstand i ytre Oslofjord (Arvnes et al. 2019, Eriksen et al. 2019), samt noe lang generasjonstid og derav antatt *lav* resiliens (Tabell 4). Sjøpattedyr har bedre tilstand, men lang generasjonstid, som også gir *lav* resiliens mot påvirkninger. Ålegress har forholdsvis rask vekst, men fragmentert utbredelse og lavt spredningspotensiale. I tillegg mangler toppredatorer, f.eks. rovfisk, som har viktig strukturerende rolle i økosystemet. Alt dette samlet vil begrense kapasiteten til ålegress i å reetablere seg, og den vurderes derfor å ha *lav* resiliens i YO (Tabell 4). Med hensyn til hardbunnsfauna/koraller har vi for lite kunnskap til å kunne si noe om dagens tilstand, men rekruttering og tilvekst er langsom og dermed blir resiliensen *lav*. Høyest resiliens har plankton (plante- og dyreplankton) og tidlige livsstadier fisk, mens de øvrige økosystemkomponentene vurderes til å ha *medium* resiliens (2-10 år). Dersom forvaltningstiltak rettet mot enkeltkomponenter i økosystemet skal vurderes, vil resiliens gi informasjon om økosystemkomponenter som er ekstra sårbare for negativ påvirkning, samt om hvor lang tid man bør forvente at det tar før man ser en effekt av tiltakene.

Tabell 4. Vurdering av resiliens for økosystemkomponenter i Ytre Oslofjord. Resiliens omhandler hvor lang tid man forventer det vil ta for en økosystemkomponent å restituere seg etter en negativ påvirkning, og gir informasjon om hvor lang tid man bør forvente at det tar før man vil se en effekt av eventuelle forvaltningstiltak. YO = Ytre Oslofjord (Figur 1).

Økosystemkomponent	Resiliens - restitueringsstid				Kommentar
	Høy (0-2 år)	Medium (2-10 år)	Lav (>10 år)	Ingen (> 100 år)	
Dyreplankton	X				
Planteplankton	X				
Tidlige livsstadier fisk	X				
Anadrom fisk		X			
Pelagisk fisk		X			
Bløtbunnsfauna		X			
Makroalger		X			
Skalldyr		X			
Ålegress			X		Fragmentert utbredelse og lavt spredningspotensial gir lav resiliens ved stor skade på rotsystemet (Kap. 3)
Bunnfisk			X		Flere undergrupper med dårlig tilstand i YO (Arvnes et al. 2019)
Sjøfugl			X		Flere undergrupper med dårlig tilstand i YO (Arvnes et al. 2019, Eriksen et al. 2019)
Sjøpattedyr			X		
Hardbunnsfauna (koraller)			X	(X)	Langsom vekst og rev lagt i grus vil kanskje aldri restitueres (Kap. 3)

5.3 - Konfidens

Evaluering av konfidens, dvs. hvor sikre man er på den vurderingen som er blitt gjort, er en sentral del av ekspertvurderinger som denne. Figur 13 viser gjennomsnittlig konfidens (skala fra 1-3, se Kap. 2) for de ulike påvirkningene som er vurdert her, og det relative bidraget per påvirkning til den totale risikoscoren for området. Av de fem dominerende økosystempåvirkningene i YO, så er det høyest konfidens for eksponering til næringssalter og høsting, noe lavere for fysisk påvirkning og lavest konfidens for mikroplast og miljøgifter. Miljøgifter, mikroplast og forflytninger/fremmede arter er påvirkninger som forventes å bli værende i miljøet >100 år (*permanent* persistens, Figur 12), og hvor det er forholdsvis lav konfidens i hvor eksponerte økosystemkomponentene er for disse påvirkningene (Figur 13).



Figur 13. Gjennomsnittlig konfidens for hvor eksponerte økosystemkomponenter er for påvirkninger i Ytre Oslofjord. Søylene er fargekodet etter det relative bidraget fra den enkelte påvirkningen til den totale risikoscoren (sum) for området. Y-aksen er sortert fra høy (øverst) til lav konfidens.

6 - Oppsummering og diskusjon

Stor befolkningstetthet, intens menneskelig aktivitet og miljøutfordringer i Ytre Oslofjord gjør at det er viktig å vurdere påvirkning samlet. Denne studien er den første som i så måte ser på belastning samlet, og viser at de dominerende påvirkningene ytre Oslofjord er høsting, miljøgifter, mikroplast, fysisk påvirkning og næringssalter. Disse gir et høyt bidrag til risiko da de anses å ha forholdsmessig vid utbredelse i området, tilføres regelmessig ilt, et normalår, knyttes til flere sektorer og har *kronisk* til *akutt* effekt på flere økosystemkomponenter. Dette er påvirkninger som også er trukket frem i tidligere utredninger og rapporter om Oslofjorden (eks. Arvnes et al. 2019, Anon 2019, Moland et al. 2021). Skalldyr, bunnfisk, ålegress, bløtbunnsfauna og tidlige livsstadier fisk er økosystemkomponentene med høyest risiko for en samlet negativ påvirkning. Flere av økosystemkomponentene er heterogene grupper (f.eks. skalldyr, bunnfisk) og risikoen vil variere avhengig av undergruppe og levested.

Analysen danner grunnlaget for en felles diskusjon om helhetlig, direkte, negativ påvirkning på økosystemet sett på tvers av sektorer og forvaltningsansvar. En sammenstilling av informasjon på denne måten har til formål å legge til rette for en felles forståelse og anerkjennelse av hvilke påvirkninger som knyttes til ulike former for menneskelig aktivitet (sektorer), og hvordan disse bidrar til risiko for negativ påvirkning på tvers av økosystemet. Fokuset er på påvirkninger som tilføres miljøet gjennom et normalår, som kan reguleres i dag. Resultatene presentert her viser at tverrsektorielt samarbeid er en forutsetning for å lykkes med å løse miljøutfordringene i Oslofjorden.

Resultatene vist i denne rapporten fremstiller risiko med et scoringssystem som legger særlig vekt på *akutte* og *utbredte* påvirkninger (vektet skala, Tabell 2). I Vedlegg 4 vises de samme resultatene ved bruk av lineær skala for scoring av risiko, som gir høyere vekt til *kroniske* påvirkninger med *lokal* eksponering og som utgjør en risiko for mange økosystemkomponenter. De dominerende sektorene som bidrar med risiko er de samme i begge analysene, men den relative fordelingen av bidrag til samlet risiko er ulik. Fordelingen av risiko på tvers av økosystemkomponenter blir også jevnere med en lineær *versus* vektet skala. I metodiske evalueringer av disse to scoringssystemene, er det blitt anbefalt å benytte vektete vurderinger (som her) for å hjelpe forvaltningen å prioritere mellom ulike påvirkninger og tiltak (Piet et al. 2017).

Fokusområdet for dette arbeidet (Figur 1) er et eksponert havområde med god sirkulasjon, og resultatene er ikke representative for mindre eksponerte områder eller indre deler av fjordsystemet. Disse områdene vil måtte vurderes separat, og en slik vurdering vil antakeligvis gi et litt annet bilde på risiko fra samlet påvirkning. Analysen legger kun til grunn "direkte påvirkning", det vil si at for eksempel indirekte effekter av for mye næringssalter (overgjødning) på bunnfauna gjennom sedimentasjon og redusert oksygenkonsentrasjon, ikke inngår i analysen. Indirekte økosystemeffekter som følge av menneskelig aktivitet bidrar ytterligere til risiko for negativ påvirkning, for eksempel overfiske av topp-predatorer som kan føre til oppblomstring av kråkeboller og negativ påvirkning på tareskog (Norderhaug et al. 2020), samt økt tilvekst av hurtigvoksende alger («lurv») og negativ påvirkning på ålegress (Moksnes et al. 2008). Inkludering av indirekte økosystemeffekter vil være viktig i det videre arbeidet ved vurdering av risiko fra den samlede menneskelige påvirkningen, men til det kreves metodeutvikling og kunnskap om hvordan indirekte og direkte effekter bør vektas opp mot hverandre.

ODEMM metoden gir noe rom for å balansere vurderingen av utbredelse av sektor-påvirkninger i rom og tid opp mot intensitet (Robinson et al. 2013), men ikke i tilstrekkelig grad til at resultatene kan tolkes som en reell beregning av det relative bidraget fra en sektor til en påvirkning. For eksempel har tidligere beregninger av næringssalttilførsel til Oslofjorden pekt på landbruk som en større kilde enn avløp (Guerro et al. 2022; Staalstrøm et al. 2022), men siden begge sektorene ble vurdert å gi *utbredt* og *vedvarende* næringssalttilførsel

her får begge sektorene likt bidrag til risiko fra næringssalter i denne analysen. Den totale høstingen (fisketrykk) fra fritidsfiske *versus* det kommersielle fiskeriet er heller ikke hensyntatt og vil være krevende å tallfeste. Særlig for pelagisk fisk er det usikkert hvorvidt fritidsfisket, som anses å være utbredt i tid og rom men primært foregår med stang, høster en større mengde enn det kommersielle notfisket, som er mer begrenset i rom og tid, men samtidig høster mer effektivt. For enkelte undergrupper av økosystemkomponentene anses fritidsfisket å utgjøre et tilsvarende eller større press enn det kommersielle (f.eks. hummer, torsk) mens for andre grupper (f.eks. reker) er nok det kommersielle fiskeriet dominerende (Appendix 1). Vurderingene av eksponering og effekt kan anses som en «grovkartlegging», som danner utgangspunktet for mer inngående analyser av påvirkninger det er knyttet særlig høy risiko til. Det danner også grunnlaget for en diskusjon om utbredelsen av sektor-påvirkninger, og viser en grov vektning av bidraget fra hver av sektorene. Dette tilrettelegger for en tverrsektoriell sammenligning av risiko for negativ påvirkning på økosystemet i YO, og synliggjør hvor komplekst dette bildet kan være i et tett befolket og kystnært strøk, med flere sektorer og aktiviteter som anses å ha utbredte påvirkninger. Vurderingene av eksponering til sektor-påvirkninger legges ved som tilleggsinformasjon til denne rapporten (Vedlegg 3) og kan støtte opp under en videre diskusjon om utbredelsen av disse og mulige tiltak man ønsker å se på for YO. Vurderingene av eksponering og effekt vil kunne ha behov for oppdatering i fremtiden, for eksempel ved innføring av tiltak, ny kunnskap om kilder og effekter på økosystemkomponenter eller andre hendelser som kan endre på risikobildet. Et eksempel er risiko fra forflytninger/fremmede arter, som ved en eventuell spredning av havnespy (*Didemnum vexillum*) fra Koster i Sverige antakeligvis vil knyttes til en hyppigere frekvens for risiko fra spredning via fritidsbåter og annen skipstrafikk i Oslofjorden.

Grenseverdier for ulike typer påvirkninger blir ikke hensyntatt i denne typen analyser, da slike gjerne er sektorspesifikke og sjelden hensyntar kumulative effekter (eks. at flere sektorer tilfører samme miljøgift, høster av samme økosystemkomponent m.m.). Dette gjør det noe krevende å kategorisere effekter av påvirkninger som *lav*, *kronisk* eller *akutt*, men det er samtidig nødvendig for å vekte ulike påvirkninger opp mot hverandre. I Hansen et al. (2022a) ble fiskebestander i norske havområder vurdert å ha middels sårbarhet for høsting, da fiskeriene med svært få unntak er underlagt forvaltningsplaner og totalkvoter basert på omfattende overvåkning. Høsting ble likevel vurdert som en *akutt* påvirkning her basert på definisjonene i ODEMM metoden, og for å sikre konsistens på tvers av vurderingene av sektor-påvirkninger. Teorien for de fleste fiskerimodellene som blir brukt til å beregne kvoteråd for fiskebestander er basert på en antagelse om at høsting av en bestand vil øke produksjonen. Positive bestandseffekter av høsting eller annen type mortalitet som følger av menneskelig påvirkning blir ikke hensyntatt her. Nåværende tilstand til en økosystemkomponent vil måtte vurderes i tillegg til resultatene presentert i denne rapporten, og prioritet bør gis til komponenter med høy risiko for påvirkning. Noen økosystemkomponenter kan fremstå som risikoutsatt, men likevel ha god miljøtilstand, mens andre kan være i dårlig tilstand på grunn av historiske eller pågående påvirkninger, eller klimaendringer og andre faktorer som ikke fanges opp i disse analysene. Kunnskap om nåværende tilstand er delvis hensyntatt i vurdering av resiliens, ved at dårlig tilstand kan medføre redusert resiliens relativt til en god tilstand.

Bærekraftig bruk av havet og dets ressurser omhandler å holde mulighetene åpne for fremtidige generasjoner, dvs. at man kan godta at nåværende bruk medfører negativ påvirkning gitt at påvirkningen er reversibel og systemet har kapasitet til å restituere seg innen sosialt aksepterte tidsrammer (Bailey & Hopkins 2023). Med dette perspektivet kan påvirkninger med høy persistens i miljøet anses å være de minst bærekraftige. Miljøgifter, mikroplast, tapt habitat og forflytninger/fremmede arter skiller seg her ut som påvirkninger med særlig høy persistens i YO, og det er også knyttet lav konfidens til hvor eksponerte økosystemkomponentene er til disse påvirkningene. Likeledes kan risiko for påvirkning på økosystemkomponenter med lav resiliens vurderes som mindre bærekraftig enn påvirkning på komponenter med høy resiliens. Komponenter med lav resiliens inkluderer hardbunnsfauna (koraller), ålegress, bunnfisk, sjøpattedyr og sjøfugl.

I dette arbeidet har vi ikke skilt mellom ønskede og uønskede påvirkninger, og at noen av påvirkningene bidrar til økosystemtjenester (f.eks. høsting) mens andre ikke direkte bidrar. Hva som anses som akseptable påvirkninger blir til syvende og sist en politisk beslutning. En samfunnsøkonomisk betraktning av påvirkninger, tiltak og kostnader vil kunne bli et viktig bidrag i det videre arbeidet med Oslofjorden.

7 - Referanser

(Merk at referanselisten også inkluderer litteratur/rapporter omtalt i Vedlegg 1).

Aarefjord, H., Bjørge, A., Kinze, C.C. & Lindstedt, I. 1995. Diet of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Scandinavian waters. Reports of the International Whaling Commission, Special Issue 16, 211-222.

Anon. 2019. Forslag til helhetlig plan for Oslofjorden. Miljødirektoratet M-1550. 167 s.

Aarflot, J.M., Bjørndal, V. R., Dunlop, K., Espinasse, M., Husson, B., Lindstrøm, U., Keulder-Stenevik, F., Ono, K., Siwertsson, A. & Skern-Mauritzen, M. Ecosystem risk from human use of ocean space and resources: a case study from Norwegian coastal waters. (*i review*) Ocean and Coastal Management.

Addison, J.T. & Bannister, R.C.A. 1998. Quantifying potential impacts of behavioral factors on crustacean stock monitoring and assessment: modeling and experimental approaches. In Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management, 6–10 March 1995, Nanaimo, B.C. Edited by G.S. Jamieson and A. Campbell. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 125: 167–177.

Albretsen, J., Aure, J., Sætre, R., & Danielssen, D. S. 2012. Climatic variability in the Skagerrak and coastal waters of Norway. ICES Journal of Marine Science, 69: 758–763.

Albretsen, J., Huserbråten, M., Mathisen, H.L. & Naustvoll, L.-J. 2018. Marin plast i Skagerrak. Rapport fra havforskningen 38-2018. ISSN: 1893-4536. https://www.hi.no/resources/publikasjoner/rapport-fra-havforskningen/2018/38-2018_marin_plast_i_skagerrak.pdf

Alling, V., Lund, E., Lusher, A., van Bavel, B., Snekkevik, V. K., Hjelset, S., Singdahl-Larsen, C., et al. 2023. Overvåking av mikroplast i det norske miljø (MIKRONOR). M-2624. NIVA, Miljødirektoratet. ISSN: 1894-7948.

Aure, J., Danielssen, D.S. & Naustvoll, L.J. 2014. Miljøundersøkelser i norske fjorder: Ytre Oslofjord 1937-2011. Fisker og Havet 5-2014. Havforskningsinstituttet. ISSN: 1894-5031.

Ardelean, M. & Minnebo, P. 2015. HDVC Submarine Power Cables in the World. Report EUR 27527 EN. doi: 10.2790/023689.

Arvnes, M. P., Albretsen, J., Naustvoll, L.-J., Falkenhaus, T., Espeland, S. H., Bjørge, A., Eikrem, W., et al. 2019. Kunnskapsstatus Oslofjorden - SALT rapport nr 1036. Oppdragsrapport, Miljødirektoratet, M-1556. 44 s.

Baden, S., Emanuelsson, A., Pihl, L., Svensson, C.-J., and Åberg, P. 2012. Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. Marine Ecology Progress Series, 451: 61–73.

Bailey, D. M., and Hopkins, C. R. 2023. Sustainable use of ocean resources. Marine Policy, 154: 105672.

Bekkby, T., Papadopoulou, N., Fiorentino, D., McOwen, C. J., Rinde, E., Boström, C., Carreiro-Silva, M., et al. 2020. Habitat Features and Their Influence on the Restoration Potential of Marine Habitats in Europe. Frontiers in Marine Science, 7. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2020.00184>

Botterell, N.B., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R.C., Lindeque, P.K. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. Environmental Pollution, 245: 98-110. ISSN 0269-7491. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>.

Bradshaw, C., Tjensvoll, I., Sköld, M., Allan, I. J., Molvaer, J., Magnusson, J., Naes, K., et al. 2012. Bottom trawling resuspends sediment and releases bioavailable contaminants in a polluted fjord. Environmental

- Pollution, 170: 232–241. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.06.019>.
- Buhl-Mortensen, L., Thangstad, T. H., Søvik, G., and Wehde, H. 2023. Sea pens and bamboo corals in Skagerrak and the Norwegian trench. *Marine Biology Research*, 19 (2-3): 191–206. <https://doi.org/10.1080/17451000.2023.2224967>
- Buhl-Mortensen, P. og Oug, E. 2018. Afotisk fínsediment- og finmaterialebunn i Skagerrak, Marint dypvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Artsdatabanken: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/312>
- Chahouri, A., Elouahmani, N. & Ouchene, H. 2022. Recent progress in marine noise pollution: A thorough review. *Chemosphere*, vol. 291, pp 132983. doi:10.1016/j.chemosphere.2021.132983
- Cardinale, M., Zimmermann, F., Søvik, G., Griffiths, C. A., Bergenius Nord, M., and Winker, H. 2023. Spatially explicit stock assessment uncovers sequential depletion of northern shrimp stock components in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 80: 1868–1880. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad111>
- Dinasquet, J., Titelman, J., Møller, L.F., Setälä, O. et al. 2012. Cascading effects of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* on the planktonic food web in a nutrient-limited estuarine system. *Marine Ecology Progress Series* 460:49-61. <https://doi.org/10.3354/meps09770>
- Direktoratgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Elnes, J.O., Moan, A., Nilssen, K.T., Vøllestad, L.A., & Bjørge, A. 2023. Temporal and spatial distribution of harbor seal (*Phoca vitulina*) risk of entanglement in gillnets along the Norwegian coast. *Aquatic Mammals*, 49(6), 508-518.
- Engesmo, A., Gran, S., Kaste, Ø., Staalstrøm, A. 2023. Overvåking av Ytre Oslofjord 2019-2023 – Årsrapport 2022.
- Erbe, C., Dunlop, R., Dolman, S. 2018. Effects of Noise on Marine Mammals. I: Slabbekoorn, H., Dooling, R., Popper, A., Fay, R. (eds) *Effects of Anthropogenic Noise on Animals*. Springer Handbook of Auditory Research, vol 66. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-8574-6_10
- Eriksen, E., van der Meeren, G., Nilsen, B. M., von Quillfeldt, C., & Johnsen, H. (Eds.) 2021. Særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) i norske havområder - En gjennomgang av miljøverdier og grenser i eksisterende SVO og forslag til nye områder. Rapport fra havforskningen 2021-26. 308 s. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2021-26>
- Etkin, D. S. 2010. Worldwide analysis of in-port vessel operational lubricant discharges and leakages, Proc. 33rd AMOP Tech. Semin. Environ. Contam. Response, 1, 529–553.
- Faglig forum for norske havområder. 2019. Verdiskaping i næringene - Faggrunnlag for oppdatering av forvaltningsplan for Norskehavet og for Nordsjøen-Skagerrak. M–1408. Miljødirektoratet.
- Farkas, J., Altin, D., Hammer, K.M., Hellstrøm, K.C., Booth, A.M., Hansen, B.H. 2017. Characterisation of fine-grained tailings from a marble processing plant and their acute effects on the copepod *Calanus finmarchicus* . *Chemosphere* 169: 700-708. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.118>
- Fernandez, A., Edwards, J.F., Rodriguez, F., de los Monteros, A.E., Herraiez, P., Castro, P., Jaber, J.R., Martin, V., & Arbelo M. 2005. “Gas and fat embolic syndrome” involving a mass stranding of beaked whales (family Ziphiidae) exposed to anthropogenic sonar signals. *Veterinary Pathology*, 42(4), 446–457

- Filbee-Dexter, K., Wernberg, T., Grace, S.P. J. Thormar, S. Fredriksen, C. N. Narvaez, C. J. Feehan, Norderhaug K.M. 2020. Marine heatwaves and the collapse of marginal North Atlantic kelp forests. Scientific Reports 10:13388. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70273-x>
- Gagnon, K. 2022. 80 years of changes: insights from a long-term time series of Norwegian eelgrass. Presentasjon Havforskerforeningens årsmøte. Asker, 23.11.2022.
- Gilles, A., Authier, M., Ramirez-Martinez, N.C., Araújo, H., Blanchard, A., Carlström, J., Eira, C., Dorémus, G., FernándezMaldonado, C., Geelhoed, S.C.V., Kyhn, L., Laran, S., Nachtsheim, D., Panigada, S., Pigeault, R., Sequeira, M., Sveegaard, S., Taylor, N.L., Owen, K., Saavedra, C., Vázquez-Bonales, J.A., Unger, B., Hammond, P.S. (2023). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2022 from the SCANS-IV aerial and shipboard surveys. Final report published 29 September 2023. 64 pp. <https://www.tiho-hannover.de/itaw/scans-iv-survey>
- Gitmark, J., Fagerli, C.W., Walday, M. 2021. Eutrofiobservasjon i Ytre Oslofjord 2019-2023. Bentosundersøkelser I 2021. NIVA Fagrapport 7758-2022. 17 s.
- Givskud (red). 2023. Gjennomføring av helhetlig forvaltningsplan for Oslofjorden. M-2591. Oslofjordrådet. Miljødirektoratet.
- Guerrero, J.-L., Sample, J.E. 2022. Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2020 – tabeller, figurer og kart. NIVA-rapport 7729.
- Gundersen, H., Walday, M., Gitmark, J., Bekkby, T., Rinde, E., Syverud, T., Fagerli, C., Vedal, J., Tveiten, L., Christie, H., Moy, F., 2017. Nye klassegrenser for ålegress og makroalger i vannforskriften. Miljødirektoratet Rapport M788. 77s.
- Hansen, C., Hjøllo, S.S., Ottersen, G. & Skern-Mauritzen, M. 2022a. Miljøverdiers sårbarhet i norske havområder. Rapport fra havforskningen, 2022–33. ISSN: 1893-4536. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2022-33#sec-6>.
- Hansen, C., Aarflot, J.M., Eriksen, E., Husson, B., Fauchald, P., Johansen, G.O., Jørgensen, L.L., van der Meeren, G., Mikkelsen, N., Ottersen, G., von Quillfeldt C.H. & Skern-Mauritzen M. 2022b. Samlet påvirkning i foreslåtte særlig verdifulle og sårbare områder i norske havområder. Rapport fra havforskningen 2022-46. ISSN: 1893-4536. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2022-46>
- Havforskningsinstituttet 2022. Ålegrasengene – vår egen regnskog under vann. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/alegras>
- Haugland, K., Søvik, G., Zimmermann, F. & Strand, H. K. 2023. Teinefiske etter dypvannsreke (*Pandalus borealis*) i Norge. Kommersiell landing og sammenligning av teinefiske i tre områder langs kysten. Rapport fra Havforskningen nr. 2023-9. 30 s. ISSN: 1893-4536. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2023-9>
- Hyder, K., Weltersbach, M. S., Armstrong, M., Ferter, K., Townhill, B., Ahvonen, A., Arlinghaus, R., et al. 2018. Recreational sea fishing in Europe in a global context—Participation rates, fishing effort, expenditure, and implications for monitoring and assessment. Fish and Fisheries, 19: 225–243.
- ICES. 2021. Working Group on the Biology and Life History of Crabs (WGCRAB; outputs from 2019 meet-ing). ICES Scientific Reports. 3:32. 68 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.8003>

- Husa, V., Agnalt, A.-L., Berntsen, H., Falkenhaus, T., Fossøy, F., Forsgren, E., Grefsrud, E. S., et al. 2022. Alien marine species in Norway - Mapping, monitoring and assessment of vectors of introductions. Rapport fra havforskningen, 2022-8. <https://www.hi.no/en/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-en-2022-8>
- ICES. 2023a. Northern shrimp (*Pandalus borealis*) in divisions 3.a and 4.a East (Skagerrak and Kattegat and northern North Sea in the Norwegian Deep). ICES Advice 2023, pra.27.3a4a. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21820455>
- ICES. 2023b. Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK). ICES Scientific Reports. 5:39. 1256 pp.
- ICES. 2023c. Herring (*Clupea harengus*) in Subarea 4 and divisions 3.a and 7.d, autumn spawners (North Sea, Skagerrak and Kattegat, eastern English Channel). In Report of the ICES Advisory Committee, 2023. ICES Advice 2023, her.27.3a47d. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21907947>
- ICES. 2023d. Mackerel (*Scomber scombrus*) in subareas 1–8 and 14 and division 9.a (the Northeast Atlantic and adjacent waters). In Report of the ICES Advisory Committee, 2023. ICES Advice 2023, mac.27.nea, <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21856533>
- ICES. 2023e. Sprat (*Sprattus sprattus*) in Division 3.a and Subarea 4 (Skagerrak, Kattegat, and North Sea). In Report of the ICES Advisory Committee, 2023. ICES Advice 2023, spr.27.3a4. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21975365>
- Jalkanen, J.-P., Johansson, L., Wilewska-Bien, M., Granhag, L., Ytreberg, E., Eriksson, K. M., Yngsell, D., et al. 2021. Modelling of discharges from Baltic Sea shipping. Ocean Science, 17: 699–728.
- Johannessen, T., Dahl, E., Falkenhaus, T., Naustvoll, L. J. 2012. Concurrent recruitment failure in gadoids and changes in the plankton community of the Norwegian Skagerrak coast after 2002. ICES Journal of Marine Science, 69: 795–801. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr194a>
- Kerlefsen, K.V. 2022. The life-saving effect of biodegradable cotton thread in lost fishing traps. Master thesis, University of Agder: Kristiansand.
- Kjesbu, O. S., Alix, M., Sandø, A. B., Strand, E., Wright, P. J., Johns, D. G., Thorsen, A., Marshall, C. T., Bakkeplass, K. G., Vikebø, F. B., Skuggedal Myksvoll, M., Ottersen, G., Allan, B. J. M., Fossheim, M., Stiansen, J. E., Huse, G., & Sundby, S. 2023. Latitudinally distinct stocks of Atlantic cod face fundamentally different biophysical challenges under on-going climate change. Fish and Fisheries, 24, 297–320. <https://doi.org/10.1111/faf.12728>
- Kleiven et al. *Manuskript*. Characterization of a recreational fishery in Norway's most densely populated area: The Oslo fjord
- Kleiven, A.R., Espeland, S.H., Stiansen, S. et al. 2022. Technological creep masks continued decline in a lobster (*Homarus gammarus*) fishery over a century. Scientific Reports 12, 3318 (2022). <https://doi.org/10.1038/s41598-022-07293-2>
- Kleiven, A.R., Fernandez-Chacon, A., Nordahl, J.-H., Moland, E., Espeland, S.H., Knutsen, H. Olsen, E.M. 2016. Harvest pressure on coastal Atlantic cod (*Gadus morhua*) from recreational fishing relative to commercial fishing assessed from tag-recovery data. PLOS ONE 11(3): e0149595. doi:10.1371/ journal.pone.0149595
- Kleiven, A.R., Lyle, J., Ferter, K., Espeland, S.H., Kleiven, P.J.N., Christensen, L., Vølstad, J.H. 2019.

Hummerfisket 2017 og 2018: Innsats og fangst. Rapport fra Havforskningen 2019-39. ISSN: 1893-4536.

<https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2019-39>

Klima- og Miljødepartementet. 2021. Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv. T-1571 B.

Knights, A. M., Piet, G. J., Jongbloed, R. H., Tamis, J. E., White, L., Akoglu, E., Boicenco, L., et al. 2015. An exposure-effect approach for evaluating ecosystem-wide risks from human activities. ICES Journal of Marine Science, 72: 1105–1115.

KNBF 2023. Båtlivsundersøkelsen: Fritidsbåtlivet i Norge 2023, Region Øst. Kongelig Norsk Båtforbund.

https://www.knbf.no/wp-content/uploads/2023/03/Region_OST_2023.pdf

Krause-Jensen, D., Lavery, P., Serrano, O., Marbà, N., Masque, P., and Duarte, C. M. 2018. Sequestration of macroalgal carbon: the elephant in the Blue Carbon room. Biology Letters, 14: 20180236.

Larsson AI, Lundälv T, van Oevelen D, 2013. Skeletal growth, respiration rate and fatty acid composition in the cold-water coral *Lophelia pertusa* under varying food conditions. Marine Ecology Progress Series 483: 169–184. doi: 10.3354/meps10284

Larsson AI, Järnegren J, Strömberg SM, Dahl MP, Lundälv T, Brooke S, 2014. Embryogenesis and Larval Biology of the Cold-Water Coral *Lophelia pertusa*. PLoS ONE 9(7): e102222.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102222>

LIFE Lophelia. 2021. Om projektet. WWW-dokument: <https://www.lifelophelia.se/om-projektet/>. Hämtad 2021-10-19.

Lutro, T. og Vatland, A. 2018. Tiltak for å redusere utslipp av mikroplast og helse- og miljøfarlige stoffer fra marine småbåthavner. Fagrapport COWI. Miljødirektoratet M-1211.

<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1211/m1211.pdf>

Løkkeborg, S., Bakkeplass, K., Diesing, M., Gjøsæter, H., Gonzalez-Mirelis, G., Hvingel, C., Jørgensen, L. L., et al. 2023. Effekter av bunntåling: Sammenstilling av kunnskap om bunnpåvirkning fra trål og snurrevad relevant for norske farvann. Rapport fra havforskningen, 2023–1. ISSN: 1893-4536. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2023-1>

McCauley, R.D., Day, R.D., Swadling, K.M., Fitzgibbon, Q.P., Watson, R.A., Semmens, J.M. 2017. Widely used marine seismic survey air gun operations negatively impact zooplankton. Nature Ecology & Evolution, 1: 0195. doi: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0195>

Mepex 2020. A deep dive into our plastic ocean. https://mepex.no/wp-content/uploads/2020/03/Mepex_sluttrapport.pdf

Moan, A., Skern-Mauritzen, M., Vølstad, J.H. & Bjørge, A. 2020. Assessing the impact of fisheries-related mortality of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) caused by incidental bycatch in the dynamic Norwegian gillnet fisheries. ICES Journal of Marine Science, 77, 3039-3049.

Moksnes, P.-O., Gullström, M., Tryman, K., and Baden, S. 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. Oikos, 117: 763–777.

Moksnes, P.-O., Eriander, L., Infantes, E., and Holmer, M. 2018. Local Regime Shifts Prevent Natural Recovery and Restoration of Lost Eelgrass Beds Along the Swedish West Coast. Estuaries and Coasts, 41: 1712–1731

- Moland, E., Synnes, A.-E., Naustvoll, L.-J., Brandt, C. F., Norderhaug, K. M., Thormar, J., Biuw, M., et al. 2021. Krafttak for kysttorsken – Kunnskap for stedtilpasset gjenoppbygging av bestander, naturtyper og økosystem i Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker. Rapport fra havforskningen, 2021–2. ISSN: 1893-4536.
<https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2021-2>
- Montseny, M., Linares, C., Carreiro-Silva, M., Henry, L.-A., Billett, D., Cordes, E.E. et al. 2021. Active Ecological Restoration of Cold-Water Corals: Techniques, Challenges, Costs and Future Directions. *Frontiers in Marine Science* 8:621151. doi: 10.3389/fmars.2021.621151
- Moy, F.E. & Christie, H. (2012) Large-scale shift from sugar kelp (*Saccharina latissima*) to ephemeral algae along the south and west coast of Norway, *Marine Biology Research*, 8:4, 309-321, DOI: [10.1080/17451000.2011.637561](https://doi.org/10.1080/17451000.2011.637561)
- National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine 2022. Oil in the Sea IV: Inputs, Fates, and Effects. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/26410>
- Nilssen, J.T, Henden, J.A., Biuw, M. 2023. Status for kystsel og anbefaling av jaktkvoter for 2024. Møte i Sjøpattedyrutvalget, Tromsø, 7. november 2023.
- Norderhaug, K.M., Christie, H., Fosså, J.H., Fredriksen, S. 2005. Fish-macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85:1279-1286. doi:10.1017/S0025315405012439
- Norderhaug, K. M., Filbee-Dexter, K., Freitas, C., Birkely, S.-R., Christensen, L., Møllerud, I., Thormar, J., et al. 2020. Ecosystem-level effects of large-scale disturbance in kelp forests. *Marine Ecology Progress Series*, 656: 163–180.
- NOU 2004:27 (2004). Forsvarets skyte- og øvingsfelt – Hovedrapport fra Det rådgivende utvalg til vurdering av Forsvarets øvingsmuligheter. Forsvarsdepartementet. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nou-2004-27/id388722/>
- Opdal, A.F., Andersen, T., Hessen, D.O., Lindemann, C., Aksnes, D.L. 2023. Tracking freshwater browning and coastal water darkening from boreal forests to the Arctic Ocean. *Limnology and Oceanography Letters* 8, 611–619.
- Pedreschi, D., Bouch, P., Moriarty, M., Nixon, E., Knights, A. M., and Reid, D. G. 2019. Integrated ecosystem analysis in Irish waters; Providing the context for ecosystem-based fisheries management. *Fisheries Research*, 209: 218–229.
- Pedreschi, D., Niiranen, S., Skern-Mauritzen, M., and Reid, D. G. 2023. Operationalising ODEMM risk assessment for Integrated Ecosystem Assessment scoping: Complexity vs. manageability. *Frontiers in Marine Science*, 9.
- Piet, G. J., Knights, A. M., Jongbloed, R. H., Tamis, J. E., de Vries, P., and Robinson, L. A. 2017. Ecological risk assessments to guide decision-making: Methodology matters. *Environmental Science & Policy*, 68: 1–9.
- Pitcher, C. R., Hiddink, J. G., Jennings, S., Collie, J., Parma, A. M., Amoroso, R., Mazon, T., et al. 2022. Trawl impacts on the relative status of biotic communities of seabed sedimentary habitats in 24 regions worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119 (2): e2109449119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2109449119>

- Robinson, L. A., White, L., Culhane, F., and Knights, A. M. 2013. ODEMM Pressure Assessment Userguide V.2. ODEMM Guidance Document Series. EC FP7 project (244273) 'Options for Delivering Ecosystem-based Marine Management', 4. University of Liverpool.
- Robinson, L. A., Culhane, F. E., Baulcomb, C., Bloomfield, H., Boehnke-Henrichs, H., Breen, P., Goodsir, F., et al. 2014. Towards delivering ecosystem-based marine management: the ODEMM approach. Deliverable 17, EC FP7 Project (244273), 'Options for Delivering Ecosystem-based Marine Management'.
- Rueness, J., & Fredriksen, S. (1991). An assessment of possible pollution effects on the benthic algae of the outer Oslofjord, Norway. European meeting on marine phyto-benthos studies and their applications, Taranto (Italy). *Oebalia* 17: 223-235
- Ruus, A., Grung, M., Jartun, M., Bæk, K., Rundberget, T., Vogelsang, C. Beylich, B., Lund, E., Allan, I., Schlabach, M., Hansen, L., Enge, E., 2022. Environmental Contaminants in an Urban Fjord, 2021. NIVA-rapport 7762.
- Sand-Jensen, K. (1975). Biomass, net production and growth dynamics in a n eelgrass (*Zostera marina* L.) population in Vellerup Vig, Denmark. *Ophelia* 14: 185-201
- Sköld, M., Göransson, P., Jonsson, P., Bastardie, F., Blomqvist, M., Agrenius, S., Hiddink, J. G., et al. 2018. Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. *Marine Ecology Progress Series*, 586: 41–55. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac152>
- Smith, A. D. M., Fulton, E. J., Hobday, A. J., Smith, D. C., and Shoulder, P. 2007. Scientific tools to support the practical implementation of ecosystem-based fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 633–639.
- Staalstrøm, A., Walday, M.G., Vogelsang, C., Frigstad, H., Borgersen, G., Albretsen, J., Naustvoll, L.-J. 2022. Utredning av behovet for å redusere tilførselen av nitrogen til Ytre Oslofjord. NIVA-rapport 7723.
- Storhaug, R., Weideborg, M. og Hovind, H. 2008. Veileder for prøvetaking og analyse av miljøgifter i innløp og utløp fra avløpsrenseanlegg. SFT 2378-2008. Statens forurensningstilsyn.
- Strandli, B., Moy, F.E., Kroglund, T., Hestnes, A.J., Endregard, G., Walday, M.G., Ottesen, D., Ådland, T., Freitas, C., Mathisen, T., Christensen, L., Moland, E. 2022. Sluttrapport Frisk Oslofjord. www.friskoslofjord.no
- Sundt, P., Haugedal, S. R, Rem, R., Schulze, P.-E. 2020. Norske landbaserte kilder til mikroplast. MEPEX Prosjektrapport, prosjektnr. 1648. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/april-2021/norske-landbaserte-kilder-til-mikroplast/>
- Sørli, M., Nilssen, K.T., Bjørge, A. & Freitas, C. 2020. Diet composition and biomass consumption of harbour seals in Telemark and Aust-Agder, Norwegian Skagerrak. *Marine Biology Research*, 16, 299-310.
- Søvik, G., Furevik, D., Jørgensen, T., Bakke, S, Larssen, W.E., Thangstad, T.H. & Woll, A.K. 2017. The Norwegian Nephrops fishery – history, exploitation and management. In: Thu, B.J. and Gundersen A.C. (eds.). Sustainable bio-resources. Management, product development and raw material quality. Orkana Akademisk, Stamsund, pp: 95-118. ISBN 978-82-8104-290-2.
- Thorbjørnsen, S.H., Kleiven, A.R., Aslaksen, T., Jørgensen, T., Kerlefsen, K.V., Loga, S.R., Numme, S.S., 2023. Tiltak mot spøkelsesfiske i marine nasjonalparker. Rapport fra havforskningen 2023-26. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2023-26#sec-6>

- Vestheim, H., Brucet, S., & Kaartvedt, S. 2013. Vertical distribution, feeding and vulnerability to tactile predation in *Metridia longa* (Copepoda, Calanoida). *Marine Biology Research*, 9(10), 949–957.
<https://doi.org/10.1080/17451000.2013.793806>
- Vigo, M., Navarro, J., Rotllant, G., Bahamon, N., Carretón, M., Quevedo, J., Rojas, A., et al. 2023. Before–after control–impact (BACI) assessment of the effects of a deep-water no-take fishery reserve to recover Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) overfished populations and coexisting megafauna. *ICES Journal of Marine Science*, 80: 2008–3023. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad130>
- Vølstad, J.H., Christman, M., Ferter, K., Kleiven, AR., Otterå, H., Aas, Ø., Arlinghaus, R., Borch, T., Colman, J., Hartill, B., Haugen, T.O., Hyder, K., Lyle, J.M., Ohl dieck, M.J., Skov, C., Strehlow, H., van Voorhees, D., Weltersbach, S., Weber, E.D. 2019. Field surveying of marine recreational fisheries in Norway using a novel spatial sampling frame reveals striking under-coverage of alternative sampling frames. *ICES Journal of Marine Science* 77 (6): 2192-2205. doi:10.1093/icesjms/fsz108.
- Walsh, G.E. 1978. Toxic effects of pollutants on Plankton. In *Principles of Ecotoxicology*, 1st edn, pp257–274. Ed. By G.C. Butler, John Wiley & Sons, Inc., New York. 350 pp.
- West, J.L., Lanksbury, S., O'Neill, S.M. 2011. Persistent Organic Pollutants in Marine Plankton from Puget Sound. Washington Department of Ecology, 11-10-002: 70pp.
<https://apps.ecology.wa.gov/publications/summarypages/1110002.html>
- Ytreberg, E., Hansson, K., Hermansson, A. L., Parsmo, R., Lagerström, M., Jalkanen, J.-P., and Hassellöv, I.-M. 2022. Metal and PAH loads from ships and boats, relative other sources, in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 182: 113904
- Zimmermann, F. Kleiven, AR., Ottesen, MV., Søvik, G. 2022. Inclusion of recreational fishing in data-limited stocks: a case study on Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) in Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 79 (6). <https://doi.org/10.1139/cjfas-2021-0152>

8 - Vedlegg 1: Rasjonale for sektorvurderinger

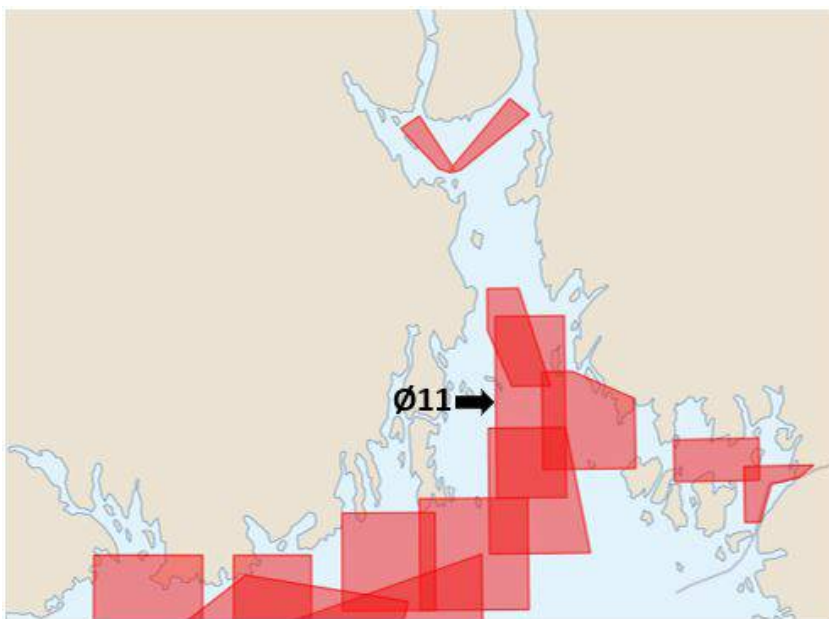
Vedlegget gir en beskrivelse av hvor utbredt de ulike sektorene er i vurderingsområdet (YO, Figur 1 Kap. 2), hvilken påvirkning de knyttes til og hvorfor, samt litteratur og/eller data som har blitt benyttet for å vurdere omfanget av sektoren i YO. Beskrivelsen av utbredelsen til sektor-påvirkningene er bruk som veiledning for å score eksponering i rom og tid for de ulike økosystemkomponentene (se hovedrapportens Tabell 2). Merk at utbredelsen til en økosystemkomponent også hensyntas i scoring av eksponering, og kan derfor avvike noe fra teksten beskrevet her. Vedlegg 3 viser scoring av eksponering i tid/rom per sektor-påvirkning og økosystemkomponent.

8.1 - Militæret

Sektoren militæret omfatter her sjøforsvaret, som har aktiviteter som foregår til havs i regi av marinen og kystvakten. Sjøforsvaret har flere øvingsfelt i sjø innenfor området som vurderes (www.kart.barentswatch.no), men flere av disse ble foreslått avhendet for 20 år siden (NOU 2004:27) og kun ett av øvingsfeltene i YO ble foreslått videreført (Ø11, Fig. V1.1). Øvingsfeltet tolkes som en buffersone, slik at aktiviteten forventes å være mer konsentrert enn utstrekningen til polygonet Ø11. Ifølge NOU 2004:27 har sjøforsvaret behov for å benytte eksisterende øvingsfelt over sjø i fire uker av året fordelt på to perioder, og forsvarssektoren har liten aktivitet i Oslofjorden i dag (Petter Kvadsheim, Forsvarets forskningsinstitutt, pers.komm.). Det meste av aktiviteten i øvingsfelt skjer over vann, men noe avfyring av missiler og detonasjon av ammunisjon fra 2. verdenskrig kan forekomme under vann (Hansen et al. 2022b). Ytre Oslofjord inneholder to områder hvor det tidligere har blitt dumpet ubrukt ammunisjon (Dumpefelt, www.vannmiljø.no), og på landsbasis forekommer det rundt 50 detonasjoner per år (Hansen et al. 2022b). Ytre Oslofjord har også noe fartøyaktivitet fra militær- og politifartøy (www.kart.barentswatch.no). Kjerneaktiviteten til sjøforsvaret er knyttet til bruk av fartøy, og fartøyaktivitet inngår derfor i vurderingen av militæret som sektor her. Relevante påvirkninger er:

- Elektromagnetiske felt: Bruk av sonar, knyttet til fartøyaktivitet som har lav romlig utbredelse i YO, vurderes som *stedvis* utbredelse og *noe* frekvens.
- Forflytninger/fremmede arter: Knyttet mot fartøyaktivitet (begroing på skrog), men i begrenset grad da ikke alle fartøy vil medføre forflytninger eller introduksjon av fremmede arter. Forventet *stedvis* utbredelse og *sjelden* frekvens.
- Forsøpling (makro): Knyttet mot fartøyaktivitet og øvelser, men i begrenset grad da det ikke forventes kontinuerlig forsøpling fra disse aktivitetene. Forventet *stedvis* utbredelse og *sjelden* frekvens.
- Forstyrrelser: Fra skyteøvelser, *stedvis* utbredelse og *noe* frekvens.
- Miljøgifter: Fartøy og detonasjoner, forventet *stedvis* utbredelse og *sjelden* frekvens pga. antatt lav mengde.
- Olje-forurensning: Driftsutslipp fra fartøy, forventet *stedvis* utbredelse og *sjelden* frekvens pga. antatt lav mengde.
- Resuspendering av materiale: Detonasjoner og avfyring av ammunisjon under vann, forventet *stedvis* utbredelse og *sjelden* frekvens.
- Undervannsstøy: Fartøyaktivitet, detonasjoner og avfyring av ammunisjon under vann, forventet *stedvis* utbredelse og *noe* frekvens.
- Utilsiktet tap: kollisjoner med fartøy og tap som følger av detonasjoner og avfyring av ammunisjon under

vann. Forventet *stedvis* utbredelse og *sjelden* frekvens.



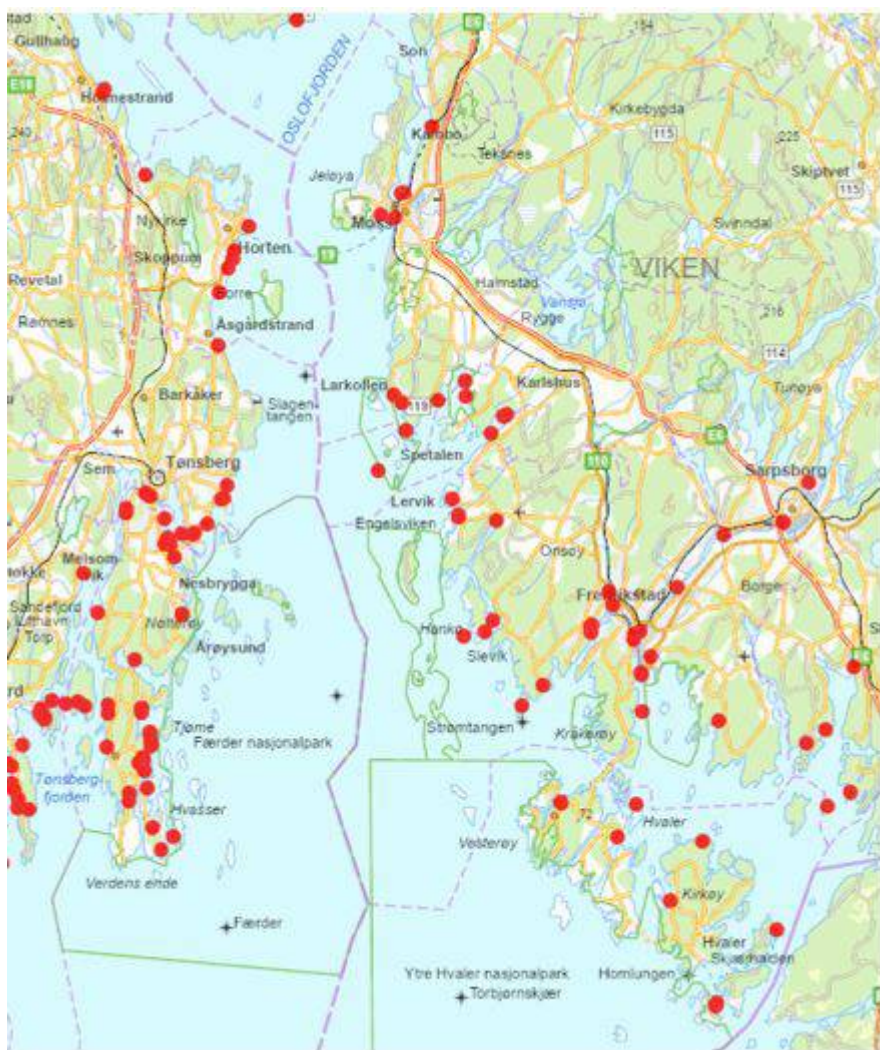
Figur V1.1. Sjøforsvarets øvingsfelt i sjø, kilde: Barentswatch. Øvingsfeltet i YO som ble foreslått videreført i NOU 2004:27 er markert (Ø11).

8.2 - Mudring

Sektoren mudring omfatter forsettlig fjerning eller flytting av masser fra havbunnen, enten mekanisk (grabbmundring) eller hydraulisk (sugemudring). Mudringsaktivitet er søknadspliktig og krever tillatelse etter Forurensningsforskriften, og søknader behandles av miljømyndighetene (Statsforvalter eller Miljødirektoratet). Statsforvalteren i Vestland har på forespørsel hentet ut en oversikt over alle mudrings-tillatelser i forurensningsdatabasen per juni 2022 (Magne Nesse, pers. komm.). Dataene viser koordinater for mudringstillatelser (Fig. V1.2), men inneholder ikke informasjon om hvor stort areal (m²) som er berørt og tidspunkt for gjennomføring. Mudringsaktivitet knyttet til utvidelsen av farled i Borg havn ved Fredrikstad inngår ikke i vurderingen av mudring her, da endelig vedtak ikke er fattet i saken. Høringssvaret fra Havforskningsinstituttet (van der Meeren et al. 2023) viser for øvrig også til stor usikkerhet knyttet til omfang av tiltaket.

Figur V1.2 viser at mudringsaktivitet i YO foregår kystnært, som vil si at økosystemkomponenter med kystnær utbredelse (f.eks. ålegress) forventes å være mer eksponert for påvirkninger fra denne sektoren enn økosystemkomponenter med bred utbredelse i vurderingsområdet. I mangel på informasjon om frekvensen av mudringstiltak antar vi at dette forekommer *noe* ila. et normalår. Relevante påvirkninger er:

- Miljøgifter: Utgraving og deponering av forurenset bunn, antatt *stedvis* til *lokal*, frekvens *noe*.
- Fysisk påvirkning: Utgraving og deponering av sediment, antatt *stedvis* til *lokal*, frekvens *noe*.
- Resuspendering av materiale: Oppvirvling av sedimenter fra utgraving og deponering, antatt *stedvis* til *lokal*, frekvens *noe*.
- Undervannsstøy: Oppstår ifbm. mudringsaktivitet, antatt *stedvis* til *lokal*, frekvens *noe*.

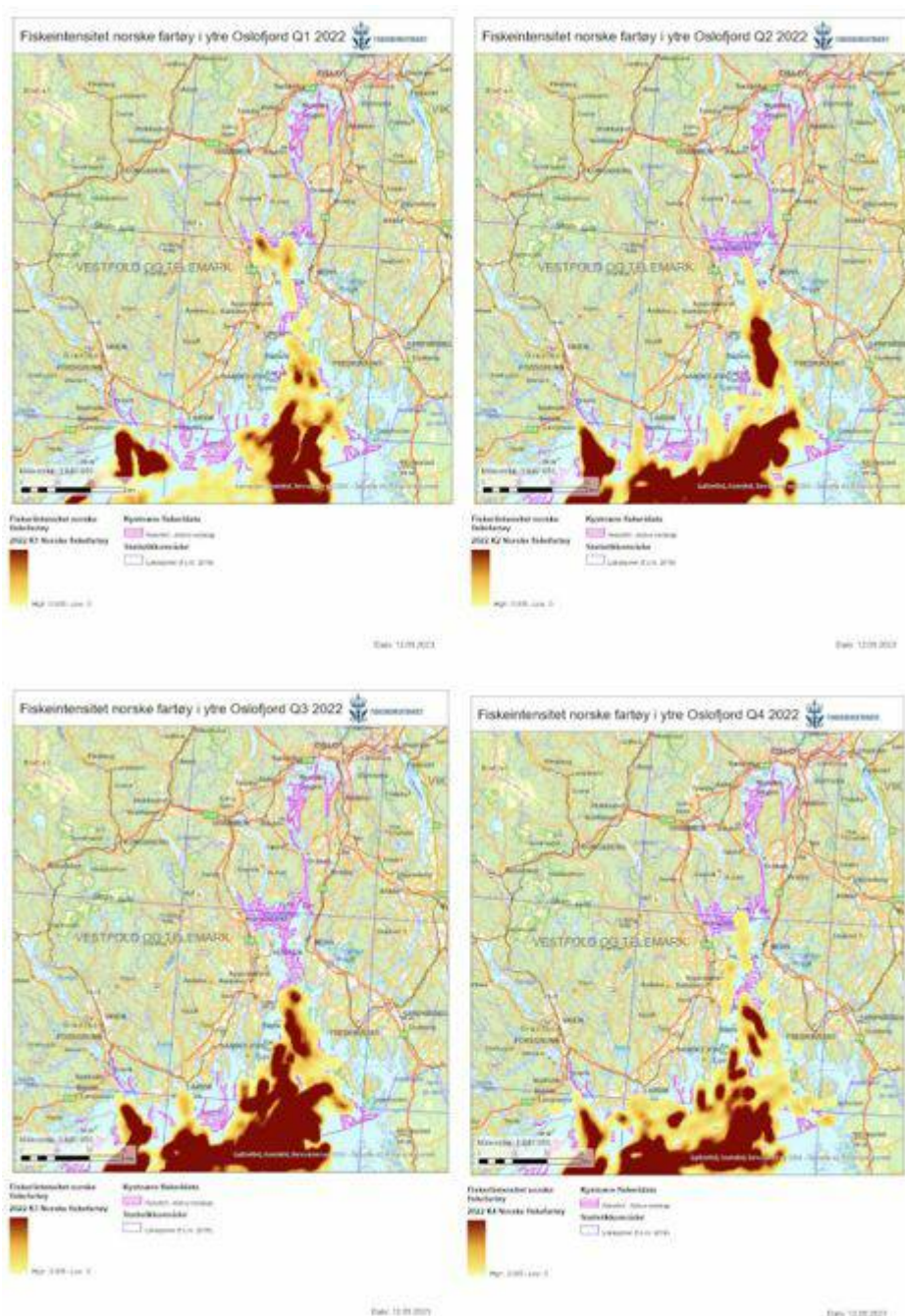


Figur V1.2. Mudringstillatelser i Ytre Oslofjord, kilde: Statsforvalteren i Vestland/Forurensningsdatabasen.

8.3 - Fiskeri

Kun fiskeriaktivitet fra yrkesfiske og tilknyttede påvirkninger er vurdert under Fiskeri. Påvirkninger knyttet til selve båttrafikken til og fra fiskeområder vurderes under Marin transport. Beskrivelsene av de forskjellige fiskeriene i ytre Oslofjord er basert på landings- og dagbokstatistikk fra Fiskeridirektoratet fra statistisk område-lokasjon 09-20, samt rapporter og artikler.

Fisket i ytre Oslofjord foregår hele året og i stort sett hele området (Fig. V1.3). Fartøy med lengde mindre enn 12 m, som det finnes mange av i området, er ikke med i Fig. V1.3. Bunntåling og pelagisk fiske samt teinefiske etter sjøkreps foregår på dypere vann, både kystnært og offshore, mens annet teinefiske samt østerssanking utgjør kystnære fiskerier. Landingene fra YO domineres av dypvannsreke (Fig. V1.4). Andre viktige kommersielle bestander er andre skalldyrarter som taskekrabbe, sjøkreps og hummer, og pelagiske arter som brisling og sild.



Figur V1.3. Total fiskeriaktivitet fra norske fartøy per kvartal i 2022, basert på data fra satellittsporing og fangstrapportering. Sporingdata er koblet med opplysninger fra fangstrapportering, for å filtrere bort perioder med annen aktivitet enn fiskeri, før generering av linjetetthetsplott. I Skagerrak utenfor 4 nm har alle fiskefartøy over 12 meter installert sporingutstyr og sender posisjonsrapporter til Norsk FMC. De rapporterer også daglig elektronisk fangstdagbok med opplysninger om hver fangstoperasjon (færre opplysninger for passiv redskap). Rosa skraverte felt angir kommersielle rekefelt. Kart fra Fiskeridirektoratet.



Figur V1.4. Landinger (tonn) per art fra ytre Oslofjord (statistisk område-lokasjon 09-20) i 2022. Data fra Fiskeridirektoratet.

8.3.1 - Bunntåling

Bunntålfisket i YO foregår hele året og har sjøkreps og dypvannsreker som målarter. Begge artene lever på bløtbunn. Fiskeridirektoratet har kartlagt kommersielle rekefelt langs kysten og disse dekker store deler av YO (Fig. V1.5). Bunntåling foregår stort sett på alle rekefeltene i området. Bunntåling er bare tillatt på dyp ≥ 60 m (J-melding J-194-2023 (Høstingsforskriften)).

Rekefisket er det desidert største fisket (Fig. V1.4) med 49 fartøy som til sammen landet 765 tonn reker fra YO i 2022. Kun to av fartøyene var større enn 15 m. Rekebestanden i Skagerrak og Norskerenna vest av Lindesnes

har ligget på et lavt nivå siden 2011, og ICES beregner den til å være under B_{lim} (kritisk lavt nivå) (ICES 2023a). Rekrutteringen til bestanden har vært lav siden 2007 (med unntak av 2013- og 2021-årsklassene). Utbredelsen har minket og bestanden er nå konsentrert til Skagerrak og området sør og rett vest av Lindesnes. Fisket reguleres ved hjelp av tekniske reguleringer (bl.a. minste maskevidde 35 mm i trålposen) og en totalkvote fordelt mellom Norge, Sverige og Danmark. Utkast av småreker forekommer.

Tjue fartøy landet sjøkreps fra sjøkrepstrål (maskevidde 70-90 mm) i 2022; kun ett var større enn 15 m. To fartøy dominerte fisket med mer enn 4 tonn landet sjøkreps hver. Ytterligere fem fartøy landet mellom 1 og 1,5 tonn sjøkreps. I 2022 var de kommersielle sjøkrepsslandingsene i YO fordelt noenlunde jevnt på sjøkrepstrål, reketrål (bifangst) og teiner. Bestandsstatus for sjøkreps i norsk sone i Skagerrak er ukjent; i svensk og dansk sone er trenden minkende (ICES 2023b). En lang rekke arter tas som bifangst i bunntrålfisket i YO. Fiskerist med åpning over er påbudt, men oppsamlingspose med stor maskevidde er lov så lenge kvotene tillater det. Kommersielle arter landes, mens ikke-kommersielle arter kastes ut. Sjøkreps og bunnfisk dominerer bifangsten i reketrål.

8.3.2 - Pelagisk fiske

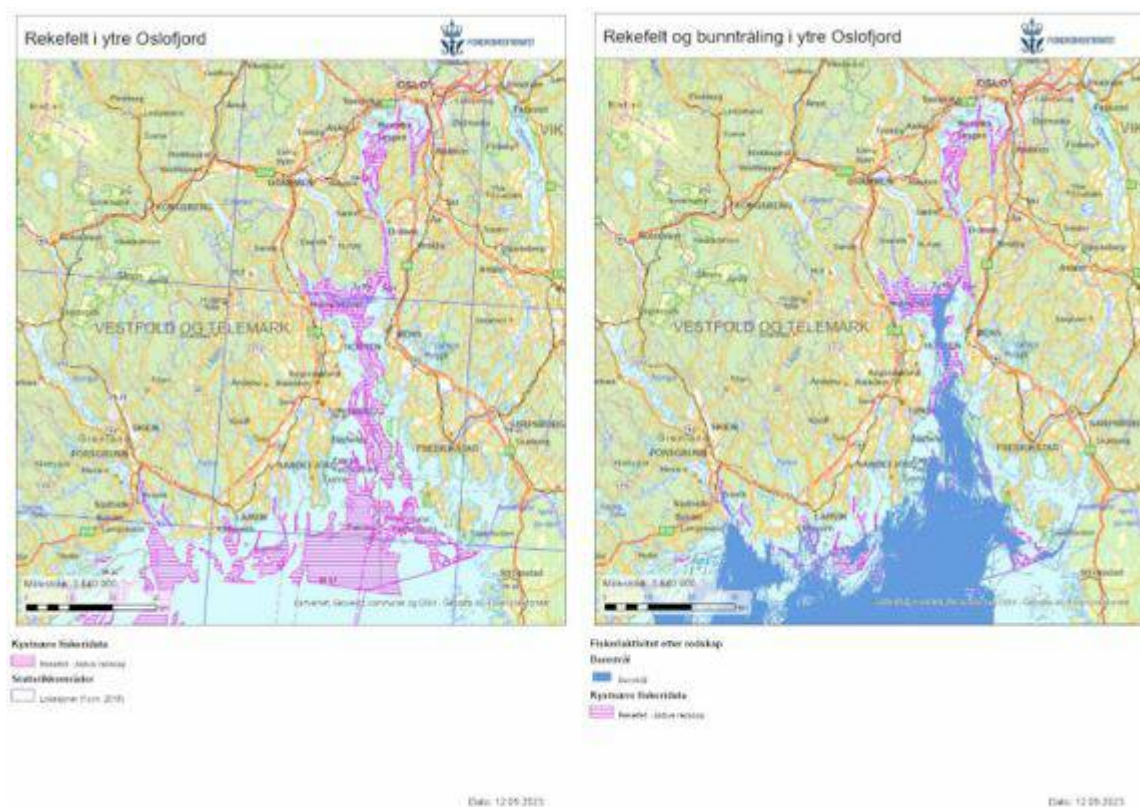
Det pelagiske fisket foregår hovedsakelig med not, og i en relativt liten del (< 5%, altså *stedvis*) av området YO (Fig. V1.6). Figuren dekker kun aktivitet fra båter over 15 m. Det er kun en båt på denne størrelsen som driver pelagisk fiske (med not). Denne leverte 74% av de pelagiske fangstene i 2022 (basert på data fra sluttseddel og elektronisk fangstdagbok). I 2022 ble denne båtens fangster tatt i perioden november-januar, over totalt 17 døgn. De pelagiske fangstene (sluttseddel) består nesten utelukkende av brisling og sild (97% i 2022; Fig. V1.7). I tillegg tas det små fangster av ansjos og makrell (2022: 0,1% ansjos og 2,8% makrell). Fangstene av brisling, sild og makrell tas med kvoter satt basert på ICES sine råd for nordsjø-sild, havbrisling og makrell (ICES 2023c,d,e); bestander som alle har god tilstand.

8.3.3 - Garnfiske

Makrell fiskes med drivgarn, og det ble landet 1,5 tonn i første halvår av 2022. Noen hundre kg fisk ble landet fra settegarn i 2022, der makrell dominerte landingene (262 kg).

8.3.4 - Teinefiske

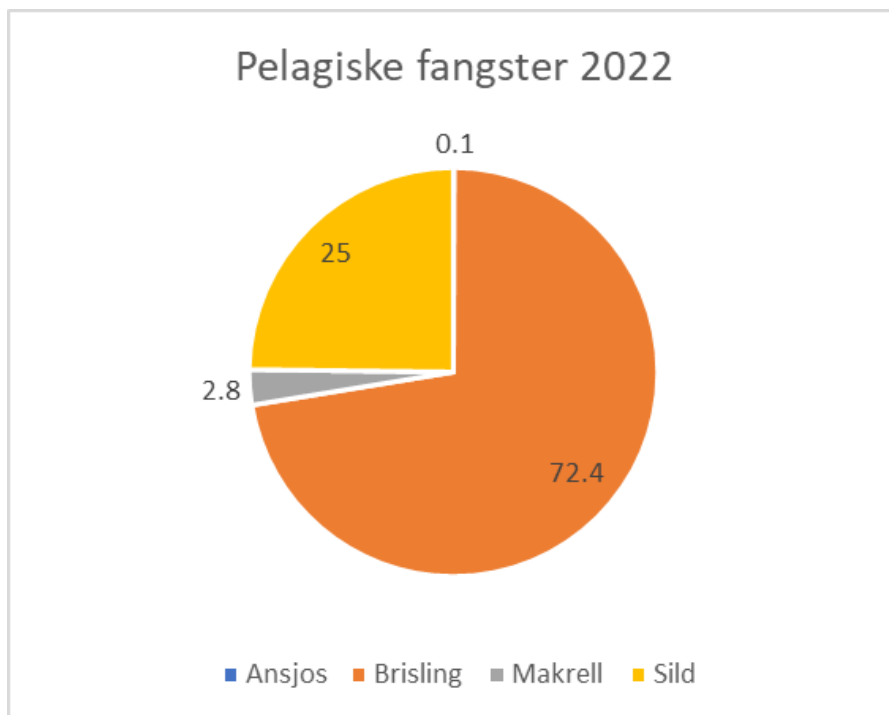
Teinefiske etter sjøkreps og taskekrabbe er tradisjonelle fiskerier i området (Søvik mfl. 2017, Zimmermann mfl. 2022, ICES 2023b), foregår hele året og dominerer det kommersielle teinefisket med totale landinger i 2022 på hhv. 15,7 og 153,9 tonn. Teinefisket etter hummer (3,7 tonn i 2022) og leppefisk (3,3 tonn i 2022) foregår om høsten. Hummerfisket har en lang historie i Skagerrak (Kleiven mfl. 2022), mens fisket etter leppefisk startet på 1990-tallet. Noen kommersielle fiskere har begynt å teste ut rekefiske med teiner, men landingene er foreløpig lave (Haugland mfl. 2023). Det er videre registrert mindre landinger av en del andre arter fra teiner. Teinefisket etter de fleste arter foregår langs kysten på relativt grunt vann; unntaket er sjøkrepssfisket der teinene settes på mudderbunn på større dyp. Da fartøyene som driver teinefiske stort sett er mindre enn 12 m og dermed ikke omfattes av krav om AIS, finnes det ikke data på finskala geografisk utbredelse. Det er norske kvoter på leppefisk, men hverken hummer, taskekrabbe eller sjøkreps har uttaksregulering.



Figur V1.5. Kommersiell rekefelt i Oslofjorden (til venstre) og fiskeriaktivitet med bunntrel lagt over rekefelt (til høyre). For å vise fiskeriaktivitet er det brukt posisjonssignaler fra norske fiskefartøy over 15 m i perioden 2011 til i dag. Sporsingsdata er koblet med opplysninger fra fangstrapportering og det er filtrert bort perioder med annen aktivitet enn fiskeri. Data og kart fra Fiskeridirektoratet. Statistiske lokasjoner er inntegnet, der lokasjon 09-20 dekker ytre Oslofjord.



Figur V1.6. Fiskeriaktivitet med not fra norske fartøy over 15 m fra 2011 til 2023. For å vise fiskeriaktivitet er det brukt posisjonssignaler. Spøringsdata er koblet med opplysninger fra fangstrapportering og det er filtrert bort perioder med annen aktivitet enn fiskeri. Kart fra Fiskeridirektoratet.



Figur V1.7. Pelagiske fangster i YO i 2022. Prosentvis fordeling basert på landinger i vekt. Datakilde: sluttseddeldata fra Fiskeridirektoratet.

Relevante påvirkninger fra fiskerisektoren er:

- Høsting: Vurderes for pelagisk fisk som *stedvis* og *noe*, men *utbredt* og *ofte* for bunnfisk og skalldyr.
- Bifangst (uønsket som kastes ut): Knyttet særlig til bunntråling som har stor romlig utbredelse i YO, vurderes som *utbredt* utbredelse og *noe* frekvens for økosystemkomponenter eksponert for bunntråling. Sjøfugl og sjøpattedyr antas å være mindre eksponert for bifangst fra fiskeri enn bløtbunnsfauna og tidlige livsstadier fisk.
- Spøkelsesfiske: Knyttet til tap av alle typer fiskeredskaper, men særlig teiner. Ettersom mesteparten av spøkelsesredskapene stammer fra fritidsfisket (> 75 %) (Thorbjørnsen et al., 2023) vurderes spøkelsesfiske fra yrkesfiske som *stedvis* utbredt. Yrkesfiskere etter hummer oppgir å miste i snitt rundt 5 % av teinene per sesong/år (Kleiven, pers.comm.). Data på fangster i spøkelsesredskap stammer fra HI og Green-bay sitt ryddeprosjekt og fra innrapporteringer fra frivillige dykkere gjennom Fiskeridirektoratets app "Fritidsfiske" (Thorbjørnsen et al., 2023). Taskekrabben er den arten som rammes hardest av spøkelsesfiske. Andre arter som er vanlige å observere i tapte teiner som fortsatt fisker er hummer, torsk, leppefisk og andre bunnfisk. Skalldyr og bunnfisk vurderes derfor til å *ofte* være eksponert for spøkelsesfiske. Det er gjort noen observasjoner av sjøfugl og sjøpattedyr i spøkelsesredskap, men dette kan klassifiseres som *sjelden*. Det er ingen observasjoner av anadrom fisk, og ingen/svært få observasjoner av pelagisk fisk. Når det kommer til tid eksponert må det hensyntas at spøkelsesredskap over tid vil ha lavere fangbarhet enn aktivt fiskende redskap som tømmes for fangst jevnlig. En teine med mye fangst kan i større grad anses som «mettet», blant annet på grunn av antagonistiske interaksjoner mellom skalldyr. Hummer vil for eksempel i mindre grad gå inn i en teine dersom det finnes andre hummer der (Addison and Bannister, 1998). Råtnetrådpåbudet gjør også at tid eksponert ikke er vedvarende. Etter rundt 5 måneder i sjøen har råtnetråden råtnet på 50 % av teinene, dersom forskriften er fulgt (Kerlefsen, 2022). Våre studier viser imidlertid at kun 8 av 10 redskap har

påmontert råtetråd. Da dette også inkluderer redskap som er tapt før rånetrådpåbudet, antas det at andelen redskap som har rånetråd er høyere for redskap mistet i år, og vil øke med årene som kommer.

- **Forsøpling (makro):** Omfatter øvrig forsøpling fra fiskeriaktivitet (taubiter, makroplast o.l.) som ikke inngår i spøkelsesfiske. Strandryddeundersøkelser har vist at 17 % av avfallet på strender i Sør- og Øst-Norge knyttes til fiskeri- og akvakultur, dvs. en lavere andel enn for ryddeundersøkelser lenger nord i landet (Mepex 2020). Romlig eksponering for forsøpling fra fiskeri vurderes å være noe høyere enn eksponering for spøkelsesfiske, dvs. *stedvis* til *lokal*, med *noe* frekvens. Pelagiske organismer antas å være mindre eksponert enn bunntilknyttede økosystemkomponenter.
- **Mikroplast:** Knyttet til fiskeriaktivitet som har stor romlig utbredelse i YO, med kontinuerlig slitasje av trål og tauverk i nylon. Fiskeri forventes imidlertid ikke å være den største kilden til mikroplast i området (se Kystinfrastruktur). Vurderes derfor som *lokal* utbredelse i rom og *ofte* frekvens.
- **Fysisk påvirkning:** Opproting av bunnsediment inkl. bunnfauna, knyttet til bunntråling som har stor romlig utbredelse i YO. Forventet *utbredt* utbredelse og *ofte* frekvens for økosystemkomponenter eksponert for bunntrål.
- **Resuspendering av materiale:** Knyttet til bunntråling som har stor romlig utbredelse i YO, forventet *utbredt* utbredelse og *ofte* frekvens for bunnlevende organismer i områder berørt av tråling, og mindre hyppig for pelagiske grupper.
- **Undervannsstøy:** Knyttet til pelagisk fiske (sonar og ekkolodd) som har liten romlig utbredelse i YO, forventet *stedvis* utbredelse og *noe* frekvens.
- **Lysforurensing:** Knyttet til pelagisk fiske (brisling, sild, makrell), forventet *stedvis* utbredelse og *sjelden* frekvens

8.4 - Fritidsfiske

Fritidsfiske omfatter her fiskeriaktivitet fra privatpersoner og turister. Påvirkninger knyttet til bruk av småbåter vurderes samlet under turisme & rekreasjon.

Norge har Europas høyeste deltakelse i fritidsfiske (Hyder et al. 2017). Reguleringene for fritidsfiske i Norge kan bli klassifisert som liberale sammenlignet med andre land. I Norge har en fritidsfisker lov til å fiske med (samtidig) opp til 210 meter garn, 20 teiner eller ruser, line med 300 kroker, en juksemaskin i tillegg til stang og snøre. Dette medfører at den potensielle innsats- og fangstkapasiteten i fritidsfisket kan være stort. I tilknytning til torskefredningen i Oslofjorden er det innført et forbud mot garnfiske i dette området. Fritidsfiske kan både foregå fra land og båt. Studier fra Sørlandet har vist at fritidsfisket kan dominere uttaket av torsk, der den største fangsten kommer fra fiske med stang og snøre (Kleiven et al. 2016).

Det ble gjennomført et forskningsprosjekt på fritidsfiske i perioden 2017-2019 der målet var å utvikle standardiserte metoder for beregning av innsats og fangster i fritidsfisket i Norge. Oslofjorden, i tillegg til Hordaland og Troms, var ett av studieområdene (Vølstad et al. 2019). Undersøkelsen i Oslofjorden ble gjort før torskefredningen.

I motsetning til områder vest og nord i Norge er det klassiske turistfisket (utleie av båter og overnatting) svært begrenset i Oslofjorden. I Oslofjorden var det i 2019 kun registrert 20 turistfiskebedrifter og 86 utleiebåter (Vølstad et al. 2019). Med en populasjon på rundt 1,7 millioner innbyggere, 96 800 hytter (Vølstad et al. 2019) og rundt 430 000 fritidsbåter (Båtlivundersøkelsen, 2022) er det potensial for et stort fisketrykk på et sjøareal på

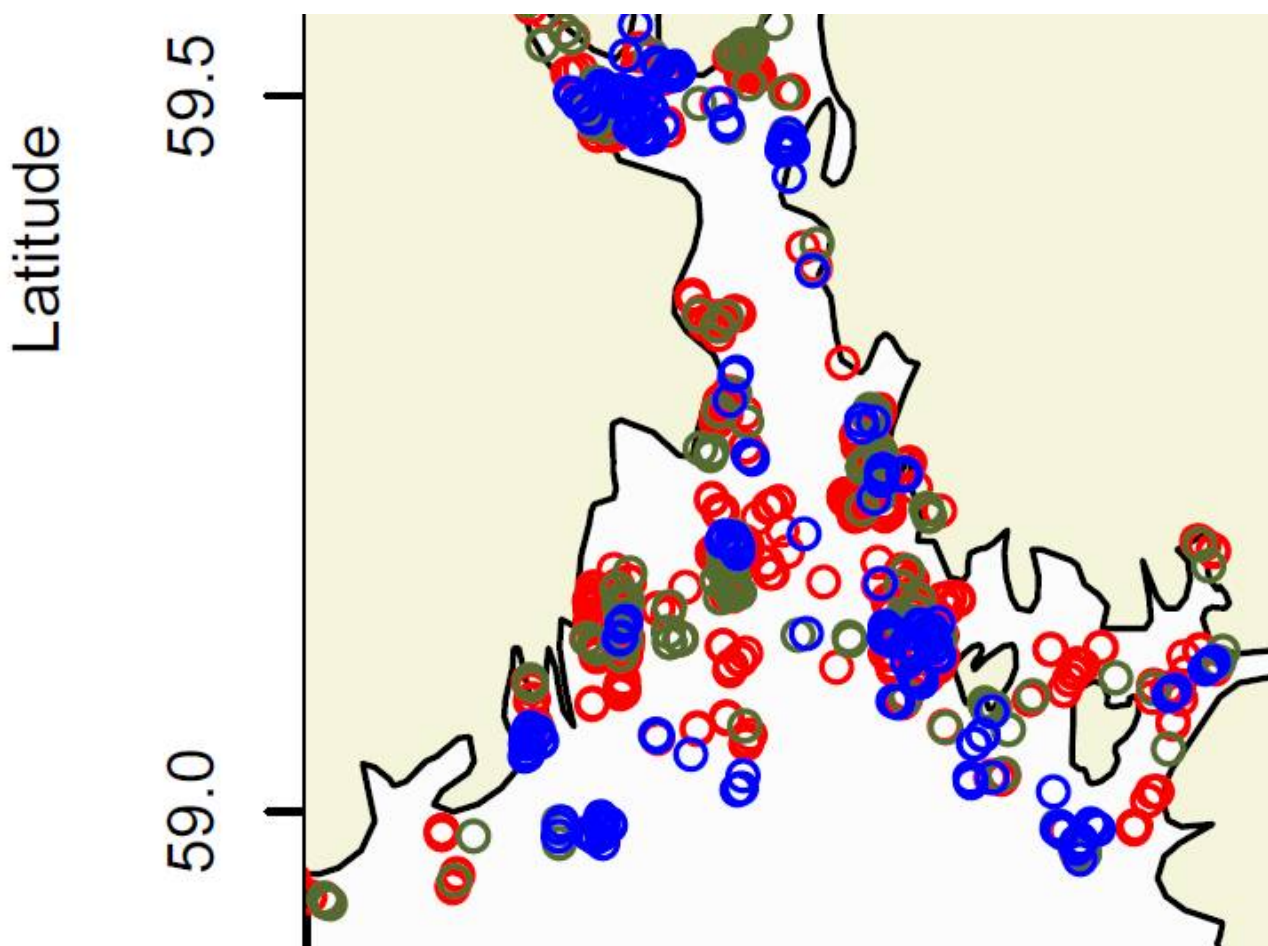
totalt 3126 km².

8.4.1 - Stang- og snørefiske

Kunnskapen om reguleringer er relativt begrenset blant fritidsfiskerne som fisker med stang og snøre. I ytre Oslofjord (Drøbaksundet til ytre grense av Vestfold og Østfold) var det kun 3 % av landfiskere og 14 % av båtfiskere som kjente til minstemålet på torsk. Dette ble gjenspeilet i lengdefordeling av torsk i landingene der halvparten av torsken var under minstemål. Det er derfor grunn til å stille spørsmål ved om kunnskapen om torskefredingen er utbredt. Fangstene i stang- og snørefisket domineres av makrell (80%), etterfulgt av sei (6%), torsk (5%), flyndre (3%) og lyr (3%). Foreløpige data anslår at det ble landet rundt 1,4 millioner makrell av stang- og snørefiskere i Ytre Oslofjord i perioden 1. april 2018 til 31. Mars 2019 (Kleiven et al. Manuskript).

8.4.2 - Fiske med faste redskaper

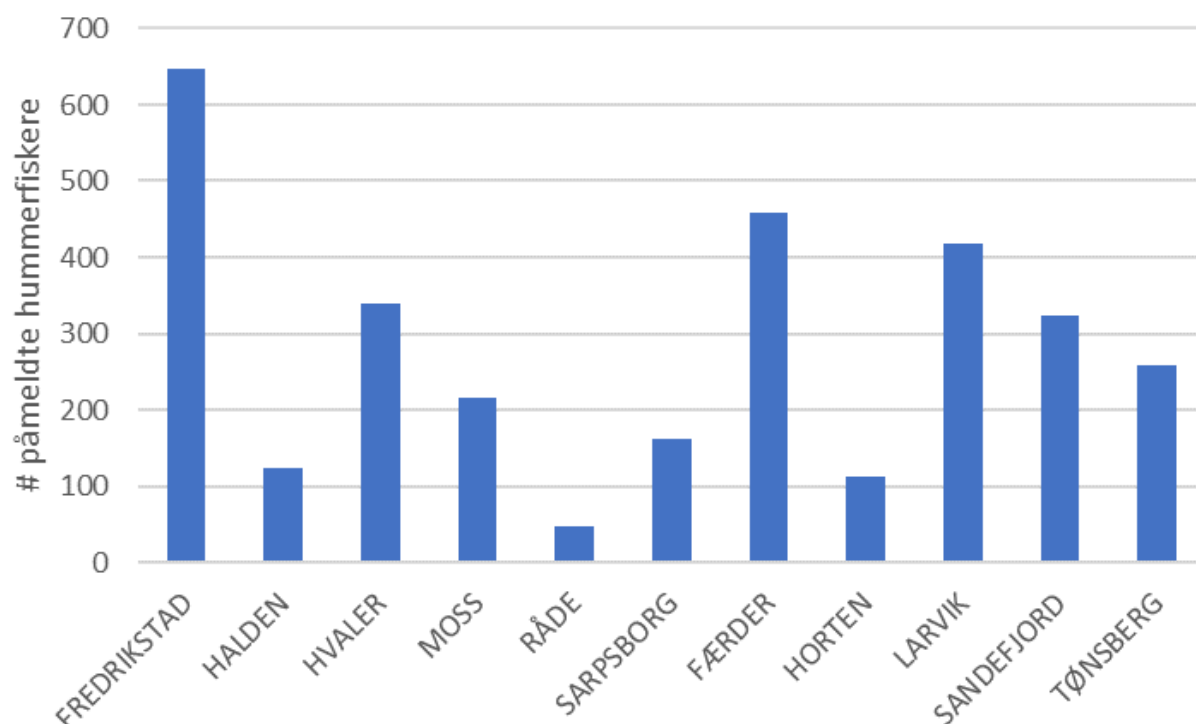
I perioden 1. april 2018 til 31. Mars 2019 ble det også gjennomført kartlegging av faststående redskap i Oslofjorden. Det ble gjennomført en runde per kvartal der blåser tilhørende faste redskaper ble registrert i stratifiserte tilfeldige polygoner. Kartet under viser hvor det har blitt registrert faste redskaper i Ytre Oslofjord.



Figur V1.8. Kart: Registrerte faste redskaper i Ytre Oslofjord: Rødt=fritidsfiske, blå=yrkesfiske, grønn=umerket. NB: Hele området ble ikke systematisk kartlagt, så kartet reflekterer til en viss grad hvilke områder som har blitt undersøkt.

Fisket domineres av teiner. På grunnere vann er det hummer- og krabbeteiner som dominerer, men på dypere vann i tilknytning til bløtbunn er det krepseteiner som dominerer. Fritidsfiske etter sjøkreps har økt betydelig de

siste årene (Zimmermann et al. 2022) og er et populært fiske i ytre Oslofjord. Det var metodiske utfordringer med å beregne fangster fra faststående redskap og slike data er ikke tilgjengelige. I hummerfisket er det derimot innført en påmeldingsordning. I 2023 var det påmeldt 3105 fiskere i kommunene som grenser til YO (se Figur V1.9 for fordeling på kommuner). I tillegg kommer fiske fra tilgrensende kommuner, så det er forventet at antall fiskere er noe høyere enn dette. I antall deltakere, total innsats og fangst er hummerfisket dominert av fritidsfiske (Kleiven et al. 2019).



Figur V1.9. Figur: Antall påmeldte hummerfiskere i hver kommune rundt Ytre Oslofjord i 2023. Fritids- og yrkesfiskere kombinert.

Relevante påvirkninger fra fritidsfiske er:

- Høsting: Fritidsfiske både med stang og snøre og faste redskaper er utbredt i YO. I utgangspunktet er all områder tilgjengelig for fritidsfiske med unntak av fredningsområder for hummer og korallvernområder der det er forbud med faststående redskap. Disse områdene utgjør derimot en liten andel av totalarealet. Fisketrykket ser ut til å være høyest nærme land, men det foregår også et fiske i åpne sjøområder på dypere vann. Fritidsfisket anses derfor å være *utbredt*, med *ofte* frekvens.
- Spøkelsesfiske: Mesteparten av tapte fiskeredskaper stammer fra fritidsfiske (> 75 %). Fritidsfiskere etter hummer oppgir å miste rundt 10 % av teinene (Kleiven, unpublished). Romlig påvirkning settes derfor til *lokal*. Som for yrkesfiske eksponeres skalldyr og bunnfisk *ofte* for spøkelsesfiske, sjøpattedyr og skalldyr *sjelden*, og anadrom fisk og pelagisk fisk settes til *ingen påvirkning*. Se øvrig rasjonale under fiskeri.
- Mikroplast: Knyttes til selve fiskeriaktiviteten, vurdert på nivå med fiskeri (*lokal* og *ofte*).
- Fysisk påvirkning: Knyttes til bruk av teiner og fysisk påvirkning fra tapte fiskeredskap samt forsøpling.



Figur V1.11. Potensielt tilgjengelig strandsoneareal i Ytre Oslofjord. Kilde: www.kart.ssb.no.



Figur V1.12. Større, sammenhengene fritidsbyggområder i Ytre Oslofjord, dvs. områder med en samling av minst 5 fritidsbygg hvor avstand mellom byggene ikke overstiger 500 meter. Kilde: www.kart.ssb.no.

Relevante påvirkninger fra turisme & rekreasjon er:

- Forflytninger/fremmede arter: Her knyttet til begroing på fritidsbåter, som kan være en vektor for uønskede forflytninger/spredning av arter. Særlig aktuell problemstilling knyttet til spredning av havnespy langs norskekysten, men denne uønskede arten er foreløpig ikke registrert i YO, og inngår derfor ikke i vurderingen her. Det forventes ikke at alle båter vil bidra til forflytninger, vurderes derfor som *stedvis*, men *sjelden* frekvens.
- Forstyrrelser: Fra menneskelig aktivitet i strandsonen (turister og privatpersoner). Anses som *lokal* for kystnære økosystemkomponenter og *ofte* frekvens.

- Fysisk påvirkning: Oppankring av fritidsbåter, dykking og bruk av strandsonen. Kystnære økosystemkomponenter som ålegress anses å være mer eksponert for fysisk påvirkning fra turisme & rekreasjon. Antatt *stedvis* med *ofte* frekvens.
- Næringssalter: Utslipp av kloakk fra septik-tanker på fritidsbåter (NB: ikke alle båter har septik, og der eksisterer system for tømning av septik på land). Påvirkningen er her vurdert opp mot utslipp av næringssalter fra sektorer som anses å være større kilder til dette (avløp, landbruk – se under), derfor vurdert som *lokal* og *ofte* frekvens.
- Resuspendering av materiale: Oppankring fritidsbåter, propellstrøm. Vurdert opp mot resuspendering av materiale fra bunntrål, og anses som en mindre kilde til denne påvirkningen, dvs. *stedvis* til *lokal*, og *ofte* frekvens.
- Olje-forurensning: Knyttet til forbruk av drivstoff på fritidsbåter. Studier fra amerikanske havområder har estimert at fritidsbåter gir det nest høyeste bidraget på oljetilførsel fra sektorer knyttet til forbruk av drivstoff (bl.a. på grunn av eldre motorpark og færre reguleringer), det høyeste bidraget er fra avrenning fra land (National Academies of Sciences, Engineering and Medicine, 2022). På grunn av utbredt fritidsbåtbruk i området vurderes denne som *lokal* med *noe* frekvens.
- Mikroplast: Utslipp fra marin maling og bunnstoff på fritidsbåter i området, estimerte utslipp av mikroplast til sjø er på 0.135 kg/år per båt (Lutro og Vatland 2018). For 430 000 fritidsbåter utgjør dette et utslipp på 58 tonn mikroplast til Oslofjorden per år. Vurderes som *lokal*, med *ofte* frekvens.
- Miljøgifter: Utslipp og utlekking av miljøgifter fra bunnstoff på fritidsbåter i båthavner. Lutro og Vatland (2018) estimerer at det fra 321 000 båter vil lekke ut 45 tonn biocider per år til sjø (hovedsakelig kobber- og sinkforbindelser). Vurderes som *stedvis* til *lokal*, med *ofte* frekvens.
- Undervannsstøy: Fra fritidsbåter og vannscootere som er utbredt i området, med særlig intens bruk i sommerhalvåret. Anses som *lokal* og *ofte* frekvens.
- Forsøpling: Fra opphold i strandsonen samt båtliv, anses som *stedvis* til *lokal*, *ofte* frekvens (men høy persistens).

8.6 - Marin transport

Vurderingen av Maritim transport er basert på data på skipstrafikk i Arealverktøyet (www.kart.barentswatch.no), informasjon fra Sjøfartsdirektoratet (www.sdir.no) og Kystverket (www.kystverket.no) samt nasjonale og internasjonale rapporter og artikler.

Oslofjorden er et område med utbredt skipstrafikk fra bl.a. lastefartøy, tankere, fiskefartøy, persontransport, cruiseskip og spesialfartøy. Fylkene Viken, Oslo, Vestfold og Telemark har rundt 6000 årlige anløp av utenlandske fartøy (Husa et al. 2022), og i tillegg kommer den nasjonale skipstrafikken. Store deler av vurderingsområdet har en registrert trafikk på opp mot 5000 nautiske mil per år, og det er ingen tydelig sesongvariasjon i trafikken (Arealverktøyet). Utslipp fra skipstrafikk knyttes til antibegroingsmidler, ballastvann, lensevann, kloakk, gråvann, motor og scrubber-system, og omfatter hydrokarboner, kjemiske forbindelser, næringssalter og pesticider (Jalkanen et al. 2021, Sjøfartsdirektoratet).

Utskiftning av ballastvann er regulert etter Norsk ballastvannforskrift, som bl.a. stiller krav til at utskiftning skal gjennomføres så langt fra kysten som mulig (200 nautiske mil fra land) eller i definerte utskiftningsområder. Vi antar derfor at utskiftning av ballastvann ikke forekommer i YO.

Det foreligger ingen vurdering eller tallfesting av øvrige utslipp fra skipstrafikk i norske farvann, noe som vanskeliggjør vurderingen av denne sektoren. På global skala har det blitt estimert at driftsutslipp fra skip står for 34 % av den årlige tilførselen av olje til det marine miljøet (NRC 2005), som er vesentlig høyere enn utslipp fra petroleumsaktivitet og uhellsutslipp og kan utgjøre 32.3 millioner liter olje per år globalt (Etkin 2010). Etkin (2010) legger til grunn et daglig driftsutslipp av olje på 1-6 liter per skip, avhengig av skipstype, og beregner at Norge er på en global 12. plass (rett bak Singapore) for utslipp av olje fra skip i båthavner. For Østersjøen er det estimert en årlig lekkasje av olje fra skipstrafikk på 2800 tonn, og opp mot 3700 liter per 5km² per år langs hovedledene (Jalkanen et al. 2021). Utslipp av uønskede stoffer (bl.a. kobber) fra antibegroingsmidler på skip i Østersjøen anses også som betydelig, bl.a. estimert til over 280 tonn kobber per år (Jalkanen et al. 2021), som utgjør 1/3 av den totale kobbertilførselen til regionen (Ytreberg et al. 2022). Basert på disse studiene er det ikke urimelig å anta at utslipp fra Maritim transport generelt har stort potensiale for negativ påvirkning på regionen ytre Oslofjord gjennom et normalår, men vurderingene er beheftet med usikkerhet. Relevante påvirkninger fra Marin transport er:

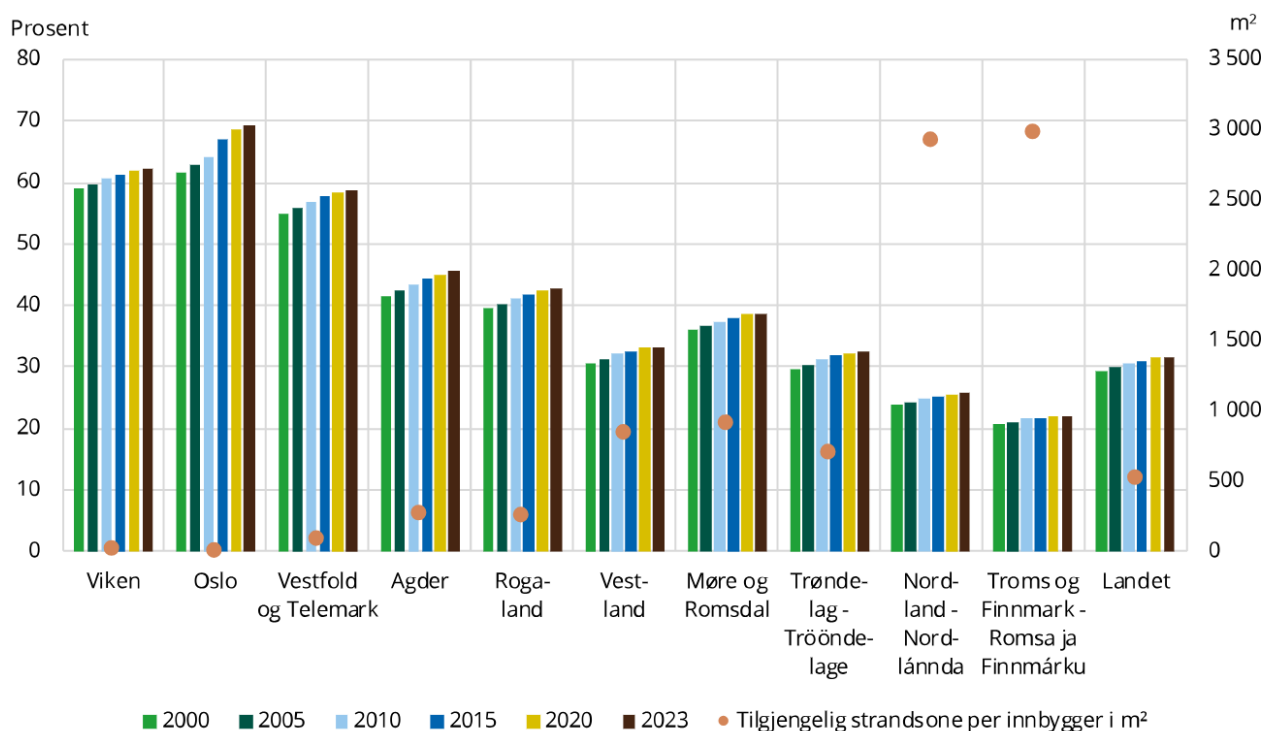
- Miljøgifter: Antas å være mest konsentrert i hovedled og havner, men stoffer vil også spres med havstrømmene i området. Vurderes derfor som *lokal* med frekvens *ofte*.
- Olje-forurensning: Vurderes å følge skipstrafikken (som miljøgifter), men oljeutslipp vil fortynnes noe og antakeligvis ikke berøre bunnhabitat >100 m i like stor grad som pelagiske habitat (Kystverket, pers. komm.). Vurderes derfor som *stedvis* til *lokal*, og *noe* frekvens.
- Forflytninger/fremmede arter: Begroing på skip vurderes som den vektoren med høyest risiko for å medføre introduksjon av fremmede arter, mens risikoen for tilførsler via ballastvann har blitt vesentlig redusert pga. internasjonale reguleringer (Husa et al. 2022). I motsetning til utskiftning av ballastvann som er regulert av MARPOL, er kontroll og håndtering av begroing på skip regulert av frivillige retningslinjer (Sjøfartsdirektoratet). Skipstrafikken i YO er utbredt, men ikke alle skip i området vil bidra til introduksjon av fremmede arter og det forventes heller ikke at nye arter blir introdusert hvert år. Denne påvirkningen vurderes derfor som *lokal*, med *sjelden* frekvens.
- Næringssalter: Utslipp av kloakk fra skip reguleres av miljø sikkerhetsforskriften §§ 9 og 10. På grunn av egne regler for strekningen sør for Lindesnes til delelinjen Norge-Danmark og svenskegrensen (utslipp minst 12 nautiske mil fra land eller 3 nm hvis kvernet og desinfisert, Sjøfartsdirektoratet) vurderes denne påvirkningen som *ikke relevant* for YO.
- Forsøpling (makro): I vurderingen av denne påvirkning er det hensyntatt at det eksisterer et generelt forbud mot utslipp av avfall fra skip, regulert av MARPOL vedlegg V. Forsøpling fra skipstrafikk vurderes derfor som *stedvis* utbredt med *sjelden* frekvens.
- Fysisk påvirkning: Fysisk påvirkning fra marin transport knyttes til oppankring, men det er ingen ankringsområder for marin transport innenfor YO ifølge kystverket sitt kartverktøy (kystverket.no/kystinfo). Denne påvirkningen vurderes derfor som *ikke relevant* her.
- Undervannsstøy: Denne påvirkningen følger skipstrafikken, og undervannsstøy vil også spres over store avstander (Chahouri mfl. 2022). Vurderes derfor som *utbredt* og *ofte*.

8.7 - Kystinfrastruktur

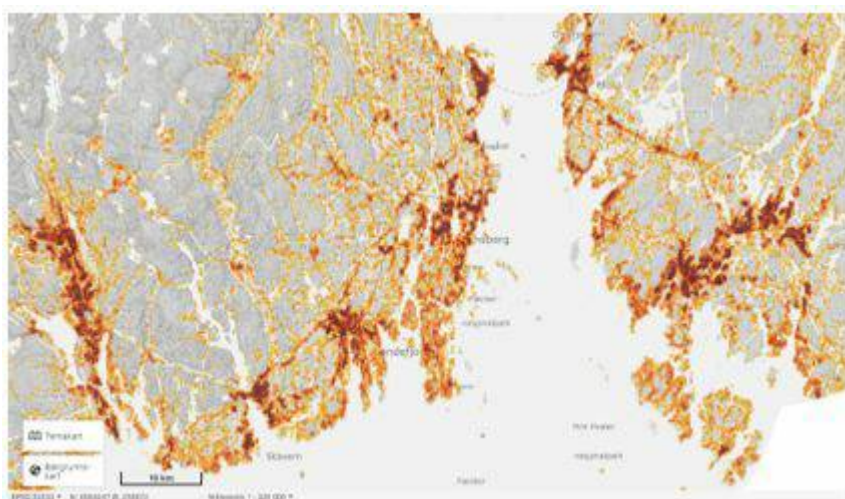
Kystinfrastruktur omfatter bygde strukturer som følger av menneskelig etablering langs kysten, og inkluderer boliger, fritidsboliger og næringsbygg, bryggeanlegg, båthavner og andre marine anlegg, kunstige fyllinger,

moloer, kunstige strender, veier m.m. Rundt Oslofjorden bor det omtrent 1,6 millioner mennesker (Klima- og Miljødepartementet 2021) og til tross for bygge- og deleforbud i 100-meterbeltet er andelen påvirket areal (<50 m fra bygg og anlegg, vei eller dyrket mark,) i strandsonen i dag mellom 59-69% i Viken, Oslo, Vestfold og Telemark (SSB tabell 08917, Figur V1.13). Statistikken viser også at nedbyggingen er økende, selv om det er noe nedgang i antall igangsettingstillatelser i strandsonen. Det tilgjengelig areal strandsone per innbygger er derfor så lav som 2-87 m² i samme fylker, mot 525 m² for hele landet.

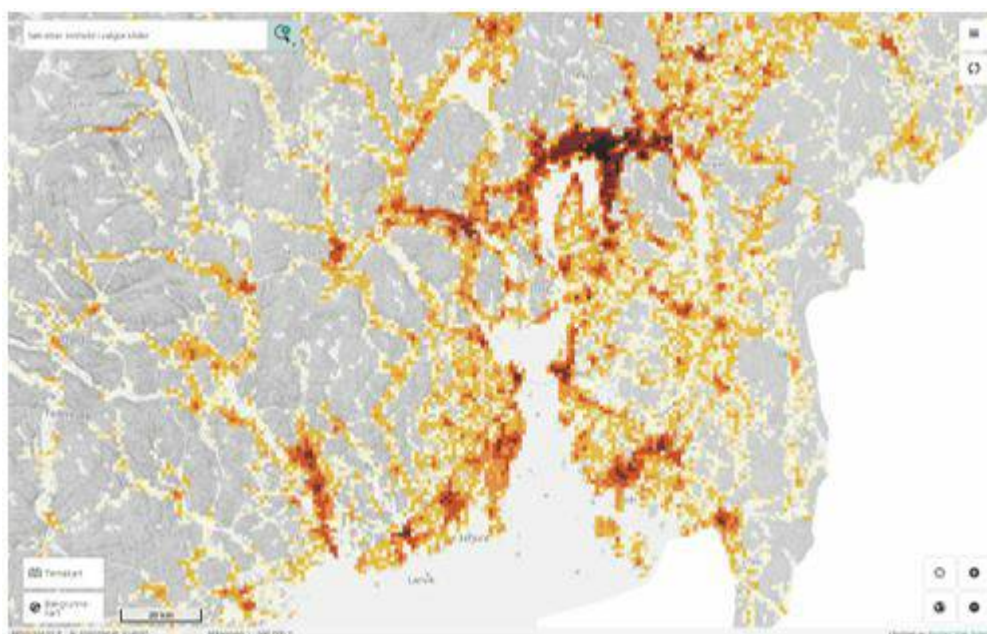
Utbygging i strandsonen har fysisk påvirkning fra menneskelige aktiviteter som forårsaker skade og/eller dødelighet på marin natur og medfører tap av habitat som er akutt og permanent ved å fjerne habitat for ålegress, tangsamfunn og oppvekstområder for fiskeyngel. Kystinfrastruktur tilfører flere former for forurensning som plast og annet søppel, olje og miljøgifter, lys og støy (spesielt i anleggsfasen). Kystinfrastruktur medfører også økt nedslamming av kystområder ved at avrenning fra land øker med areal av tette flater og ankring, propeller og mudring virvler opp bunnsedimenter. Kystnære økosystemkomponenter antas å være mer eksponert for påvirkninger fra kystinfrastruktur i YO enn organismer med vid utbredelse i området.



Figur V1.13. Andel strandsoneareal påvirket av bygninger, jernbane, vei eller dyrket mark, kilde: SSB.



Figur V1.14. Bygningsmasse rundt ytre Oslofjord, 250 m oppløsning. Kilde: www.kart.ssb.no.



Figur V1.15. Befolkningstetthet Oslofjordområdet 2023, 1 km oppløsning. Kilde: www.kart.ssb.no.

Relevante påvirkninger fra kystinfrastruktur er:

- Forsøpling (makro): Søppel fra anleggsvirksomhet og dagligliv, vurderes som *stedvis* til *lokal*, med *ofte* frekvens.
- Miljøgifter: Kjemikalier fra anleggsvirksomhet og marinaer og generell avrenning fra bebygd areal. Vurderes som *stedvis* til *lokal* med *ofte* frekvens.
- Fysisk påvirkning: Påvirker i anleggsfasen og driftsfasen, knyttet til bl.a. bygging av boliger, fritidsboliger, brygger og marine anlegg i strandsonen. I YO anses fysisk påvirkning fra kystinfrastruktur å være *stedvis* til *lokal*, og å forekomme *sjelden* til *noe* ila. et normalår.
- Lysforurensning: Lys fra boliger, næringsbygg, båter og bryggeanlegg etc. Vurderes som *stedvis*, og

vedvarende frekvens.

- Olje-forurensning: Se kommentar under «turisme & rekreasjon». Avrenning av olje fra forbruk av drivstoff samt anleggsarbeid knyttet til kystinfrastruktur. Anses som *stedvis* til *utbredt* med *noe* frekvens.
- Mikroplast: Estimerte mikroplastutslipp tilknyttet veitrafikk i Norge er på 8325 tonn/år (Sundt et al. 2020). 1,6 millioner mennesker bor rundt Oslofjorden og veitrafikk er dermed stor i området. Nylige studier har vist at mikroplast fra bildekk er en stor kilde til mikroplastutslipp i Oslofjorden (Alling et al. 2023). Vurderes som *utbredt*, med *ofte* frekvens.
- Tapt habitat: Tapt habitat for marin natur i strandsonen, spesielt litoral- og grunn sublitoral sone. Permanent forsegling av havbunnen knyttet til utbygginger, havneanlegg, utfyllinger (bl.a. overskuddsmateriale fra veiprojekt), etablering av kunstige strender o.l. Anses å være *stedvis* til *utbredt*, med *sjelden* til *noe* frekvens ila. et normalår.
- Undervannsstøy: Omfatter byggeaktivitet med anleggsmaskiner i forbindelse med graving, massetransport og støping, boring og peling både på land og i vann samt øvrig støy fra kystinfrastruktur (bil- og flytrafikk m.m.). Anses å være *stedvis*, med *ofte* frekvens.
- Uorganisk belastning: Stor grad av kystinfrastruktur medfører høy grad av tette flater som gir økt avrenning fra land og partikkelforurensning. Anses som *stedvis* til *lokal*, med *ofte* frekvens.

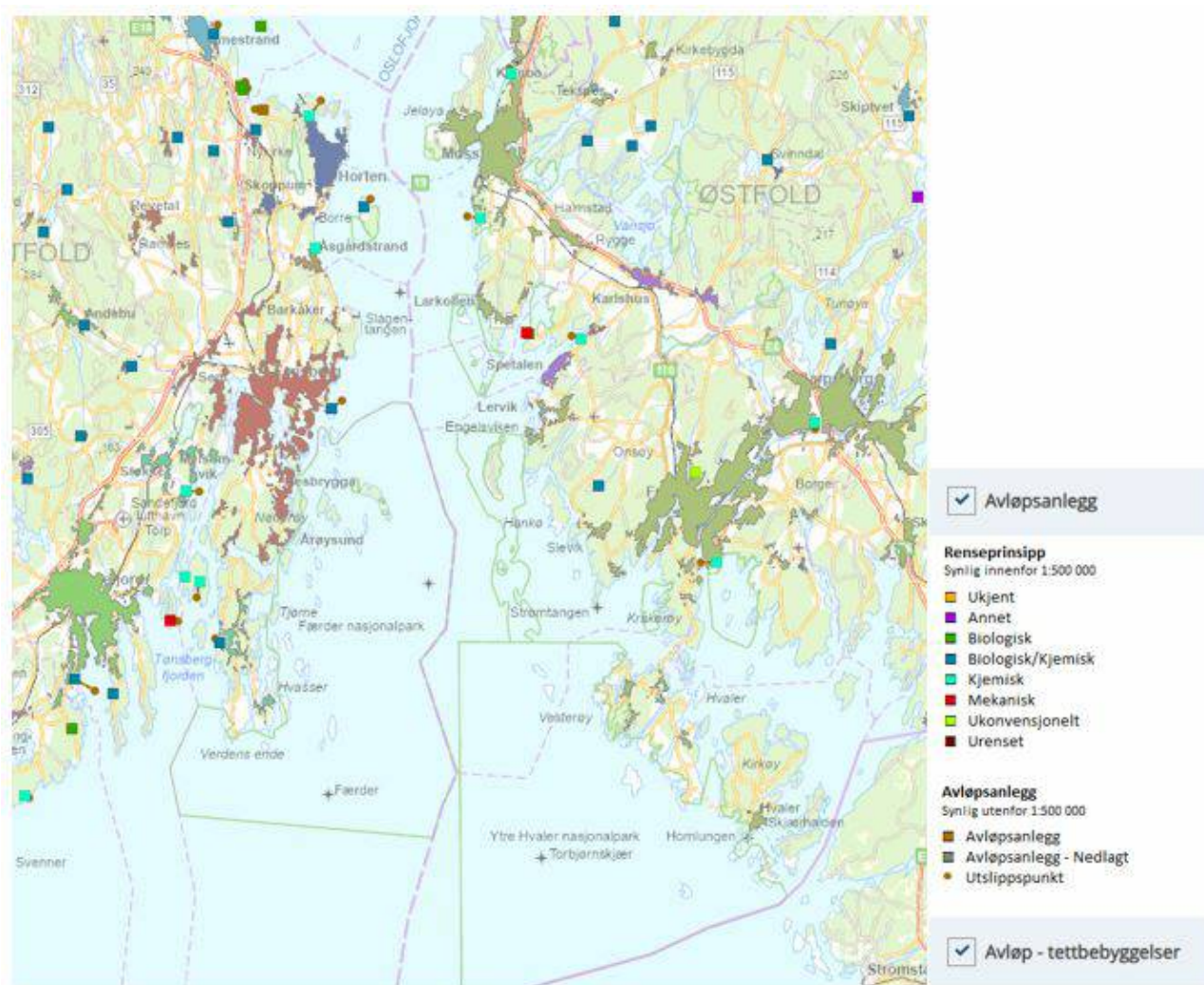
8.8 - Avløp

Sektoren “Avløp” bidrar først og fremst med næringssalter (nitrogen og fosfat) som vil kunne påvirke eutrofieringsstatus i en resipient. Landområdene rundt Oslofjorden har betydelig befolkningstetthet, ikke bare tett på kystlinjen (Oslofjorden) men også innen nedbørsfeltene som drenerer til Oslofjorden. For Oslofjorden vil det være direkte utslipp i enkeltpunkter og utslipp av rensed kloakk fra sentraliserte renseanlegg (Fig v1.16). I tillegg vil alle direkte utslipp fra husholdninger, fritidsboliger og næringsaktivitet bidra. I og med at det er store nedbørsfelt og elvetransport til Oslofjorden vil eventuell rensed avløp, eller direkte utslipp, til elver kunne gi belastningen i Oslofjorden. For ytre del av Oslofjorden er det først og fremst Glomma og Drammensvassdraget som anses som vesentlige bidragsytere. I og med at “avløp” vil være konkrete utslipp fra renseanlegg, evltilførsel og punktutslipp, vil tilførselen av næringssalter kunne tilføres i ulike dyp (overflate og ned til 30m). Dette vil ha stor betydning for eventuell transport av næringssalter innen utredningsområdet og den vertikale fordeling av disse. Modellering av spredning fra elver (Glomma og Drammensvassdraget) samt utslipp fra renseanlegg viser at næringssalter vil kunne spres over større områder i Ytre Oslofjord, med størst sannsynlighet for spredning på østsiden av fjorden og i nærområdet for elveutløp. Det vil være noe mindre bidrag av utslipp i den helt ytre og eksponerte delen av utredningsområdet. Basert på TEOTIL er det estimert at andelen nitrogen tilført fra renseanlegg i forhold til den samlede tilførselen er lav i utredningsområdet med unntak av området “Bolærne” (Staalstrøm et al. 2022). Det er estimert at sektoren avløp bidrar med ca. 9,5% fra renseanlegg via avrenning og 9,5% direkte til Oslofjorden, der spredt avløp bidrar med ca. 3% av nitrogen. Selv om andelen langtransportert næringssalter har avtatt noe til ytre Oslofjord, vil dette kunne være en kilde i perioder av året (Aure et al. 2014). Utslipp fra “avløp” må ses i sammenheng med avrenning fra jordsmonn i nedbørsfeltet, dyrket og naturlig.

Utslipp fra sektoren “avløp” vil bidra med næringssalter, som vil ha direkte effekter på marine planter som har fotosyntese. I de grunne områdene vil dette omfatte fastsittende makroalger, ålegress og pelagiske mikroalger. I det mer åpne og dypere delene vil dette ha en direkte effekt på mikroalge produksjonen. Økt tilførsel av nitrogen og fosfat vil påvirke biomassen av planktoniske mikroalger, ved å stimulere deres vekst og føre til høyere

biomasse. På grunn av spredning av nitrogen og fosfat med vanntransport, vil de være vidt utbredt innen utredningsområdet selv om selve utslippet vil være punkter lokalt. I tillegg til utslipp av næringssalter er det dokumentert utslipp av miljøgifter gjennom avløpssystemet, samt mikrosøppel, først og fremst fiber (Ruus et al. 2022). Overvann er et stort problem for renseanleggene i det renseeffektiviteten går ned samtidig som overvannet generelt er forurensset. Det er anslått at så mye som 60-70 % av vannet i ledningsnettet er fremmedvann som belaster avløpssystemet unødvendig. 1,5 mill. Innbyggere er i Viken og Vestfold-Telemark er tilknyttet et renseanlegg. Relevante påvirkninger fra avløpssektoren er:

- Miljøgifter: det er vanskelig å tallfeste størrelse på utslipp av forurensende stoffer i avløpsvann. Avløpsvann inneholder sink og kobber (tungmetaller), ftalater (plastmykgjørere), benzotiazoler (fra bildekk), PCB, PFAS og siloksaner (organiske miljøgifter) (Storhaug et al. 2008). Mange av stoffene brytes ned i liten grad og oppkonsentreres i næringskjedene. Påvirkningen anses å være *lokal* til *utbredt* og *vedvarende*, kystnære økosystemkomponenter er spesielt utsatt for eksponering.
- Mikroplast: Flere studier viser at slitasje av bildekk er den største enkeltkilde til spredning av mikroplast i miljøet (Albretsen et al. 2018). Med fellesledninger for avløpsvann og overvann ender mye av denne mikroplasten opp i avløpsvannet, men dette er her knyttet til sektoren Kystinfrastruktur. Vasking av syntetiske tekstiler er en annen betydelig kilde. Anlegg med kjemisk eller biologisk rensing fjerner noe fra avløpsvannet. Estimerte utslipp av mikroplast fra klesvask i Norge er på 602 tonn/år, moderne renseanlegg vil rense ut 90 % av mikroplasten (Sundt et al. 2020). Vurderes her å være *lokal* og *vedvarende*.
- Næringsstoffer: Totalutslippet av fosfor og nitrogen fra renseanlegg i Viken og Vestfold-Telemark var i 2022 61t tot-P og 5269t tot-N (SSB). Ca. 50% er utslipp fra anlegg med kjemisk rensing. Påvirkningen anses å være *lokal* til *utbredt* og *vedvarende*.
- Organisk belastning: Påvirkningen er i form av partikler og løst organisk karbon. Mengde organisk materiale i avløpsvannet måles i personekvivalenter (pe). 1 pe defineres som den mengden organisk stoff som brytes ned biologisk med et biokjemisk oksygenforbruk over fem døgn (BOF5) på 60 gram oksygen per døgn. Kjemisk felling (de fleste anlegg) fjerner i liten grad lett nedbrytbare stoffer. Påvirkningen anses å være *lokal* til *utbredt* og *vedvarende*.



Figur V1. 16 . Avløp fra tettbebyggelse og avløpsanlegg i Ytre Oslofjord. Kilde: Miljøstatus.

8.9 - Landbruk

Flere store nedbørsfelt har Oslofjorden som resipient. For området som utredes i dette pilotprosjektet er det først og fremst Glommavassdraget og Drammensvassdraget som bidrar. I tillegg vil mindre lokale elver bidra med tilførsel som vil ha størst effekt i lokale resipienter. Landbrukssektoren vil bidra med næringssaltutslipp, organisk materiale og miljøgifter. Utredninger som er foretatt av kildefordeling for nitrogen utslipp til Oslofjorden viser at Landbruk bidrar med 39%, etterfulgt av "naturlige bakgrunns avrenning" på 34%. Til sammenligning, er det estimert at "avløp" bidrar med 22% (spredt avløp og renseanlegg) basert på TEOTIL (Staalstrøm et al. 2022). Også i analyser foretatt innen overvåkningsprogram for Ytre Oslofjord er det estimert at landbruk bidrar med ca. 39% av tilførselen, naturlig kilder ca. 33%, og avløp bidrar med 24% av nitrogen tilførselen (Engesmo et al. 2023). Tilsvarende analyser av kilder for fosfat anslår ca. 50% fra landbruk, avløp ca. 19% og naturlig avrenning ca. 17% (Engesmo et al. 2023). Basert på tilgjengelig data og analyser er landbrukssektoren og avrenning en betydelig kilde til nitrogen og fosfat i ytre Oslofjord. Det foreligger ikke gode analyser av tilførsel av organisk materiale via avrenning, men kildefordeling og vil dermed være vanskelig å kvantifisere bidraget av organisk materiale fra landbruket. Tilførsel av organisk materiale knyttet til landbruksaktiviteter gjennom avrenning fra dyrket mark og skog via vassdrag eller direkte vil være en vesentlig kilde til organisk materiale. I tillegg vil landbruk bidra med miljøgifter gjennom utvasking av landbruksareal til vassdrag og videre transport til

marine resipienter (Russ et al. 2022). Som for utslipp fra “avløp” vil en næringssalter fra avrenning kunne spres over større områder med vanntransport. Også organisk materiale via avrenning vil kunne spres over områder, men dette vil i stor grad avhenge av materialets masse og utsynkning i marint miljø. Oppløst organisk materiale anses som den fraksjonen med størst spredningspotensiale.



Figur V1.17. Landbruksareal Oslofjordområdet, 1 km oppløsning. Kilde: www.kart.ssb.no.

Relevante påvirkninger fra landbrukssektoren er:

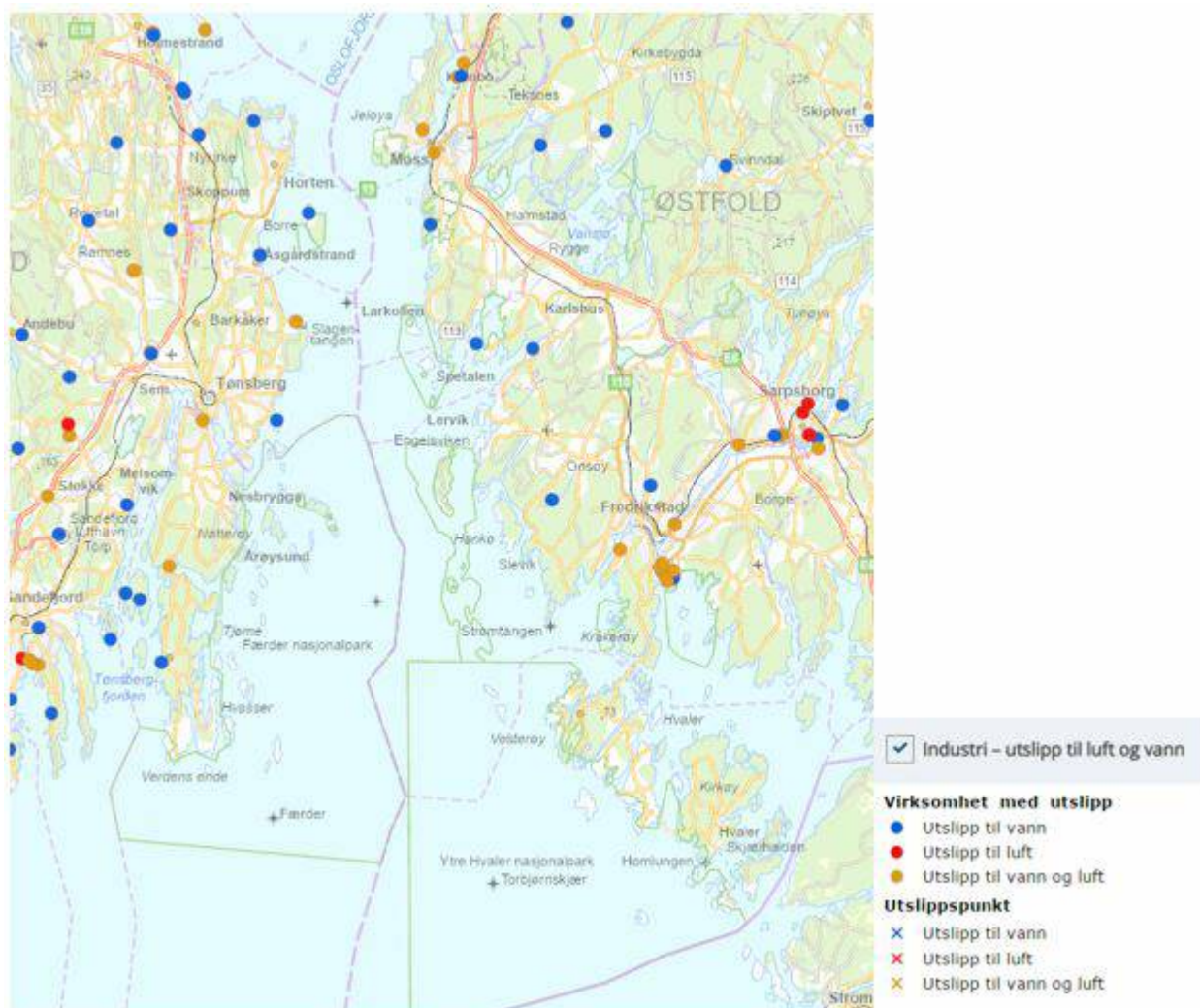
- Næringssalter: Teoretiske tilførselsberegninger (NIVA) viser at ca. 40% av fosfor og nitrogen fra menneskelig aktivitet kommer fra landbruk. Påvirkningen anses å være *utbredt* og *vedvarende*.
- Organisk belastning: Anses som *stedvis* til *lokal*, og *ofte*.
- Uorganisk belastning: Påvirkningen anses som *stedvis* til *lokal* og *ofte*.
- Miljøgifter: Anses som *lokal* til *utbredt* og *noe*.

8.10 - Landbasert industri

Fra landbasert industri er det identifisert spesielt to påvirkningsfaktorer med potensiale for negativ påvirkning på det marine livet i ytre Oslofjord: miljøgifter (pesticider, andre organiske stoffer, tungmetaller og legemidler) og næringssalter (utslipp fra industri av nitrogen- og fosfatrike forbindelser). Industrier er underlagt strenge utslippskrav og mange industrier er også påkoblet lokalt kommunalt renseanlegg. I siste tilfelle er det vanskelig å skille mellom utslipp fra industri og avløp og blir derfor statistisk tatt med under “avløp”. De fleste industrielle prosesser krever bruk av vann med påfølgende utslipp av forurenset vann. Utslippene er punktutslipp, men kan vurderes å ha fra stedvis til utbredt påvirkning på miljøet. For næringssalter er det anslått at industri bidrar med ca 4% av tilført nitrogen (Staalstrøm et al. 2022). Industribedrifter pålagt overvåkning etter Forurensningsloven er tilgjengelig på www.norskeutslipp.no. Viken har 245 registrerte virksomhet og det er 164 virksomheter i Vestfold-Telemark.

Til tross for god registrering er det vanskelig å oversikt over største forurensningskilde og utslippsmengde.

Påvirkning er følgelig basert på ekspertvurdering av data samt spredningsmodellering (Vedlegg 2).



Figur V1.18. Figur Industriutslipp til sjø med mer. Kilde: Miljøstatus.

Relevante påvirkninger fra Landbasert industri er:

- Miljøgifter: Påvirkningen anses å være *lokal* til *utbredt* og *vedvarende*.
- Næringssalter: Ansies som *lokal* og *vedvarende*.

8.11 - Telekommunikasjon

Denne sektoren omfatter undersjøiske strøm- og kommunikationskabler. Informasjon er hentet fra Norges Vassdrags- og Energidirektorat (NVE) sin karttjeneste. Det eksisterer i dag flere sjøkabler innenfor vurderingsområdet, men samlet omfang anslås å gi en stedvis eksponering av påvirkninger knyttet til denne sektoren. Det antas at legging av nye kabler ikke forekommer hvert år. Relevante påvirkninger er:

- Elektromagnetiske felt: Forbundet med eksisterende kabler, avtar raskt med avstand fra kabel (Ardelean og Minnebo, 2015). Vurdert som *stedvis* utbredelse med *vedvarende* frekvens.

- Fysisk påvirkning: Knyttet til arbeidet med legging av kabler, vurdert som *stedvis* utbredelse og *sjelden* frekvens.
- Resuspendering av materiale: Knyttet til arbeidet med legging av kabler, vurdert som *stedvis* utbredelse og *sjelden* frekvens.
- Undervannsstøy: Knyttet til arbeidet med legging av kabler, vurdert som *stedvis* utbredelse og *sjelden* frekvens.

8.12 - Forskning

Det er flere forskningsmiljøer som jobber regelmessig i Ytre del av Oslofjorden. Det meste av aktiviteten er knyttet til overvåkning av pelagisk miljøtilstand ved bruk av sensorer og mindre prøveuttak av vannprøver for kjemiske og biologiske analyser. De fleste av disse er månedlig aktivitet innen utredningsområdet. I tillegg gjennomføres det undersøkelser av bløt- og hardbunns biologi årlig ved utvalgte lokaliteter, der det benyttes grabb for prøvetakning. Av ressurskartlegging gjennomføres det årlige, eller hvert annet år, undersøkelser i ytre del ved bruk av akustikk og tråling, bunn og pelagisk tråling. I enkelte prosjekter og områder benyttes det teiner og garn i forbindelse med innhenting av biologisk materiale. I forbindelse med forskning vil det benyttes større forskningsfartøy, mindre fartøy og lettbåter. I tillegg vil det være noe landbasert aktivitet knyttet til gruntvannsforskning og undersøkelser i littoralsonen. Forskningsaktiviteten er vurdert som sporadiske eller sjelden, samt at utbredelsen av aktiviteten anses som stedvis innenfor utredningsområdet.

Relevante påvirkninger:

- Forstyrrelser. Knyttet til aktivitet som foretas fra land, slik som opphold og ferdsel i strandsonen knyttet til datainnhenting, vurderes som *stedvis* og *sjelden*.
- Fysisk påvirkning. Knyttet til resursovervåkning der det benyttes bunntråling. Vurdert som *sjelden* (1 gang i året) og *stedvis* da det er snakk om enkelt trekk av tråler innenfor området.
- Undervannsstøy. Dette er knyttet til fartøysdrift, sonar og ekkolodd. Det er noe støy knyttet til kjøring av ulike prøvetakingsutstyr. Aktivitet vurdert som *stedvis* og *sjelden*.
- Resuspendering. Knyttet til oppvirvling av sedimenter ved bunnprøvetakning. Bunntråling være den aktiviteten som medfører størst oppvirvling, med resuspendering vil kunne forekomme også ved bløtbunnsprøvetakning med grabb. Vurders som *sjelden* (årlig) og *stedvis* da det er snakk om små områder som påvirkes.
- Høsting. I forbindelse med ressurskartlegging vil det høstes en mindre biomasse av ulike fiske og skalldyr arter. Vurder som *sjelden* og *stedvis* utbredelse.

I tillegg til de overnevnte hoved påvirkninger vil forskningsaktivitet kunne medføre bidrag til miljøgifter (fra skipsskrog), mikroplast (slitasje på tau, garn) og oljeforuresning (driftsutslipp fra fartøy), disse anses også som *stedvis* og *sjelden* pga. lavt omfang sammenlignet med øvrig aktivitet i området.

9 - Vedlegg 2: Potensiell spredning fra sektorene Avløp, Landbruk og Landbasert industri som har betydning for Ytre Oslofjord

Spredning fra ulike resipienter av utslipp fra industri, avløp og landbruk som kan ha innvirkning på det valgte CoastRisk-området i Ytre Oslofjord er beregnet med Havforskningsinstituttets hydrodynamiske modellverktøy. Et data-arkiv fra strømmodellen NorFjords er brukt som inngangsdata til partikkelspredningsmodellering. NorFjords er basert på modellsystemet ROMS (Regional Ocean Modeling System, f.eks. Shchepetkin og McWilliams, 2005; Haidvogel et al. 2008, eller se <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 langs norskekysten og i fjorder og har bra samsvar med målingene i tid og rom de fleste steder (f.eks. Asplin et al. 2020, Dalsøren et al. 2020). Modellens horisontale oppløsning er 160 m x 160 m, og vertikalt har den 35 nivåer. I utstrekning dekker modellkjøringen brukt her kyst og havområdene fra Koster/Sverige til Agder og inkluderer hele Oslofjorden og indre Skagerrak.

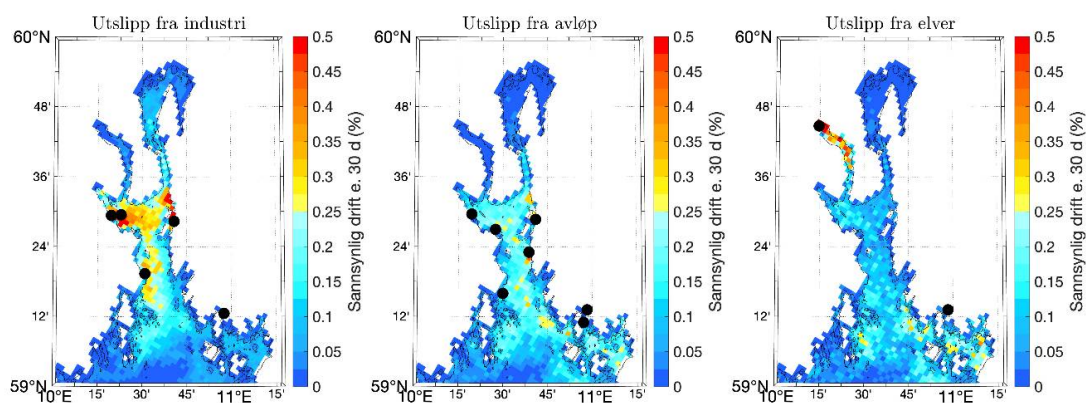
For påfølgende modellering av partikkeldrift er Havforskningsinstituttets standard verktøy for spredningsmodellering LADIM (Lagrangian Advection and Diffusion Model) brukt (Ådlandsvik 2019). LADIM er tidligere anvendt til spredningsvurderinger for en rekke problemstillinger knyttet til drift av kjemiske komponenter, mikro- og makroplast, næringsstoffer og biologisk materiale (f.eks. lakselus, alger, egg og larver) (Carvajalino-Fernandez 2020, Huserbråten et al. 2019,2022, Sandvik et al. 2021). NorFjords-arkivet med timesverdier av strøm og turbulent blanding fra 2020 ble brukt som input til LADIM som ble satt opp til å modellere spredning av fiktive partikler fra lokasjoner som sammenfaller med fiktive utslipp fra landbasert industri, avløp via de største renseanleggene og landbruk via vassdrag. Formålet med modelleringen var å undersøke hvor utslipp fra de ulike sektorene potensielt ville ha innflytelse innen utredningsområdet i ytre Oslofjord. Partiklene ble sluppet ut i ulike dybder avhengig av sektor. Fra landbasert industri antok vi både utslipp nær overflaten (0, 2 og 4m dyp) samt neddykket utslipp (25, 30 og 35m dyp). Fra avløp og de største renseanleggene antok vi neddykket utslipp (25, 30 og 35m dyp), og fra landbruk antok vi utslipp nær overflaten via elvene Glomma og Drammenselva (0, 2 og 4m dyp).

For å få frem et bredt statistisk grunnlag av potensielle områder som vil kunne bli påvirket av utslipp innen de tre sektorene ble det sluppet fem partikler i hvert dyp og hver time. I tillegg til at hver partikkel ble ilagt en bevegelse bestemt av det modellerte, horisontale strømfeltet fra NorFjords, ble hver partikkel også utsatt 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 den virkelige dynamikken. I tillegg la vi inn en vertikal forflytning av partiklene ut fra oppvelling/nedsynking og vertikal turbulens som også var beregnet av strømmodellen NorFjords. Partikkelspredningen ble simulert ca. et halvt år, og i analysen ble hver partikkel gitt en levetid på 30 dager, uten f.eks. spesielle hensyn til biogeokjemiske prosesser i havet. Vi beskriver altså en ren fysisk modellering.

Når det gjelder de ulike sektorene har vi kun tatt utgangspunkt i de største bidragsyterne for tilførte næringsstoffer, miljøgifter mm. I forhold til utslipp fra "Landbasert industri" har vi ikke hatt tilgang til reelle utslippstall, slik at spredning er da simulert med et rent hypotetisk utgangspunkt. Basert på "Industribedrifter" i <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no> har vi sett på spredning fra lokalitetene Slagentangen, Holmestrand, Langøya, Kambo og Fredrikstad/Sarpsborg (via Glomma), og alle utslippene er vektet likt. I forhold til "avløp"

(<https://vannmiljo.miljodirektoratet.no>) har vi sett på spredning fra neddykket utslipp fra de renseanleggene som har årlig NTOT utslippsmengde (2022) på over 70 tonn/år, og vi har simulert drift fra Holmestrand (72 tonn Ntot/år), Horten/Falkensten (100), Tønsberg/Vallø (298), Kambo/Moss (82), Fuglevik/Moss (198), Sarpsborg/Alvim (266) og Fredrikstad/Øra (467). I forhold til "Landbruk" så har vi kun sett på de to store bidragsyterne til Ytre Oslofjord som er via Drammens- og Glommavassdraget med hhv. gjennomsnittlig avrenning på rundt 384 og 633 m³/s (kilde er Noregs Vassdrags- og Energidirektorat, <https://nve.no>).

I presentasjonen av spredningssimuleringene har vi sett på de mest sannsynlige områdene hvor passivt drivende substanser vil befinne seg etter én måneds levetid i sjøen. Figur V2.1 viser den romlige fordelingen uavhengig av dybde fordelt innen hver sektor og skalert ut fra utslippsmengde. Modelleringen viser at de fleste store utslipp nær Ytre Oslofjord potensielt vil kunne influere hele det aktuelle området. Den største påvirkningen finner vi nær kilden, men vanntransportene gir vesentlig spredning mellom øst og vest i fjordsystemet.



Figur V2.1. Fordeling av utslipp innen de tre sektorene "Landbasert industri" (venstre), "Kloakk og avløp" (midtre) og "Landbruk, via vassdrag" (høyre) utført med Havforskningsinstituttets hydrodynamiske modellsystem for strøm og partikkelspredning. De sorte prikkene angir de potensielle utslippspunktene innen hver sektor. Fargene antyder hvor utslippene mest sannsynlig vil fordele seg ut fra ren passiv drift uten biologiske prosesser. Vektingen er utført individuelt innen hver sektor mellom de potensielle kildene. Fargene med sannsynligheter kan ikke sammenliknes mellom kartene, og de gir kun en kvalitativ fordeling mellom de ulike delene av Oslofjorden.

Referanser Vedlegg 2:

Asplin, L., Albretsen, J., Johnsen, I.A., Sandvik, A.D., 2020. The hydrodynamic foundation for salmon lice dispersion modeling along the Norwegian coast. Ocean Dynamics. 10.1007/s10236-020-01378-0

Carvajalino-Fernandez, M. A., Sævik, P. N., Johnsen, I. A., Albretsen, J., Keeley, N. B., Simulating particle organic matter dispersal beneath Atlantic salmon fish farms using different resuspension approaches. Marine

Pollution Bulletin 161 p. 1-14, 2020

Dalsøren, S.B., Albretsen, J., Asplin, L., 2020. New validation method for hydrodynamic fjord models applied in the Hardangerfjord, Norway. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 246, 107028.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107028>

Haidvogel et al., 2008. D.B. Haidvogel, H. Arango, W.P. Budgell, B.D. Cornuelle, E. Curchitser, E. Di Lorenzo, K. Fennel, W.R. Geyer, A.J. Hermann, L. Lanerolle, J. Levin, J.C. McWilliams, A.J. Miller, A.M. Moore, T.M. Powell, A.F. Shchepetkin, C.R. Sherwood, R.P. Signell, J.C. Warner, J. Wilkin. 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

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

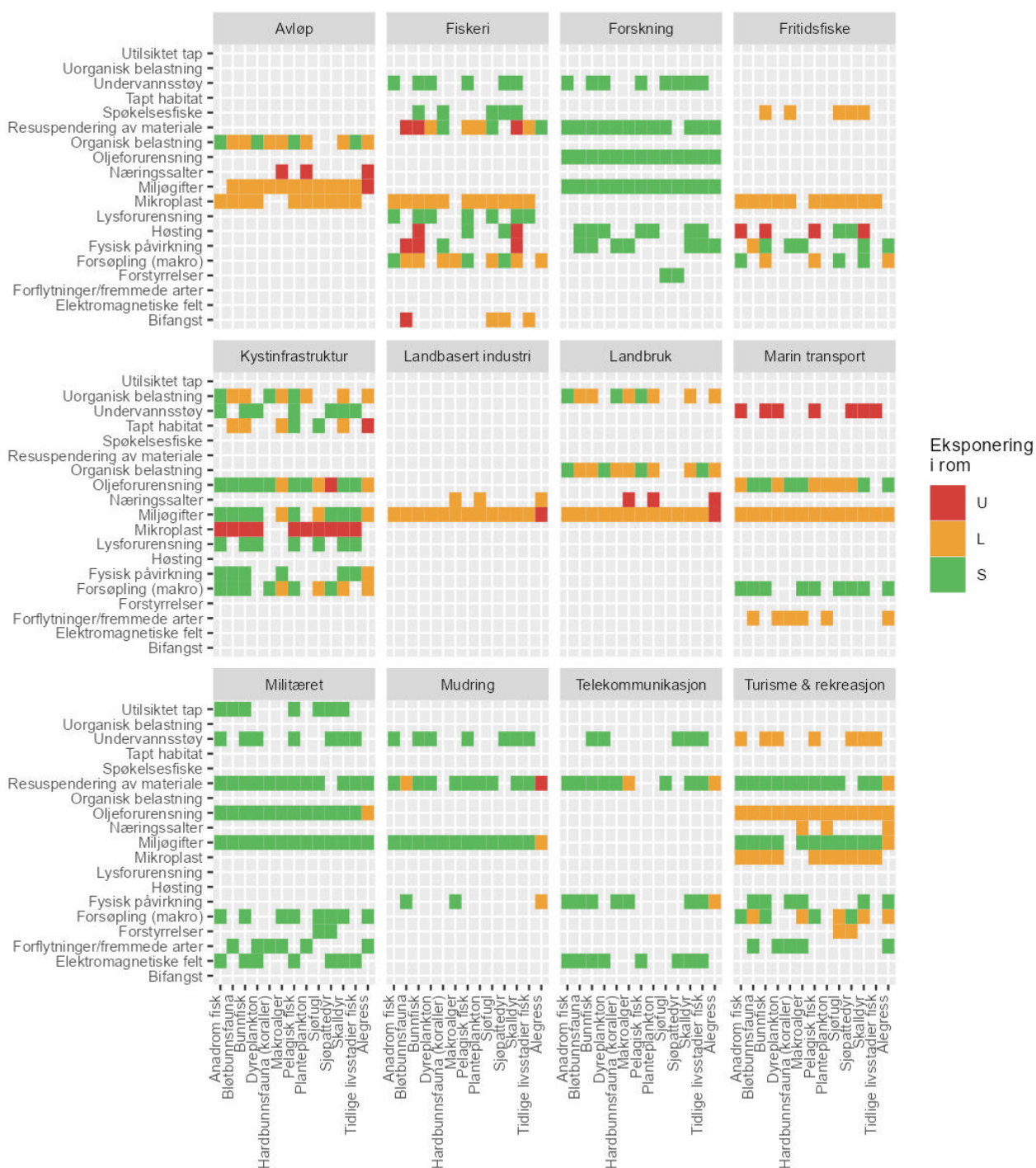
Huserbråten, M.B.O., Hattermann, T., Broms, C. et al. Trans-polar drift-pathways of riverine European microplastic. *Sci Rep* 12, 3016 (2022). <https://doi.org/10.1038/s41598-022-07080-z>

Sandvik, A. D., Bui, S., Huserbråten, M. B. O., Karlsen, Ø., Myksvoll, M. S., Ådlandsvik, B., Johnsen, I. A., 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*, 2021.

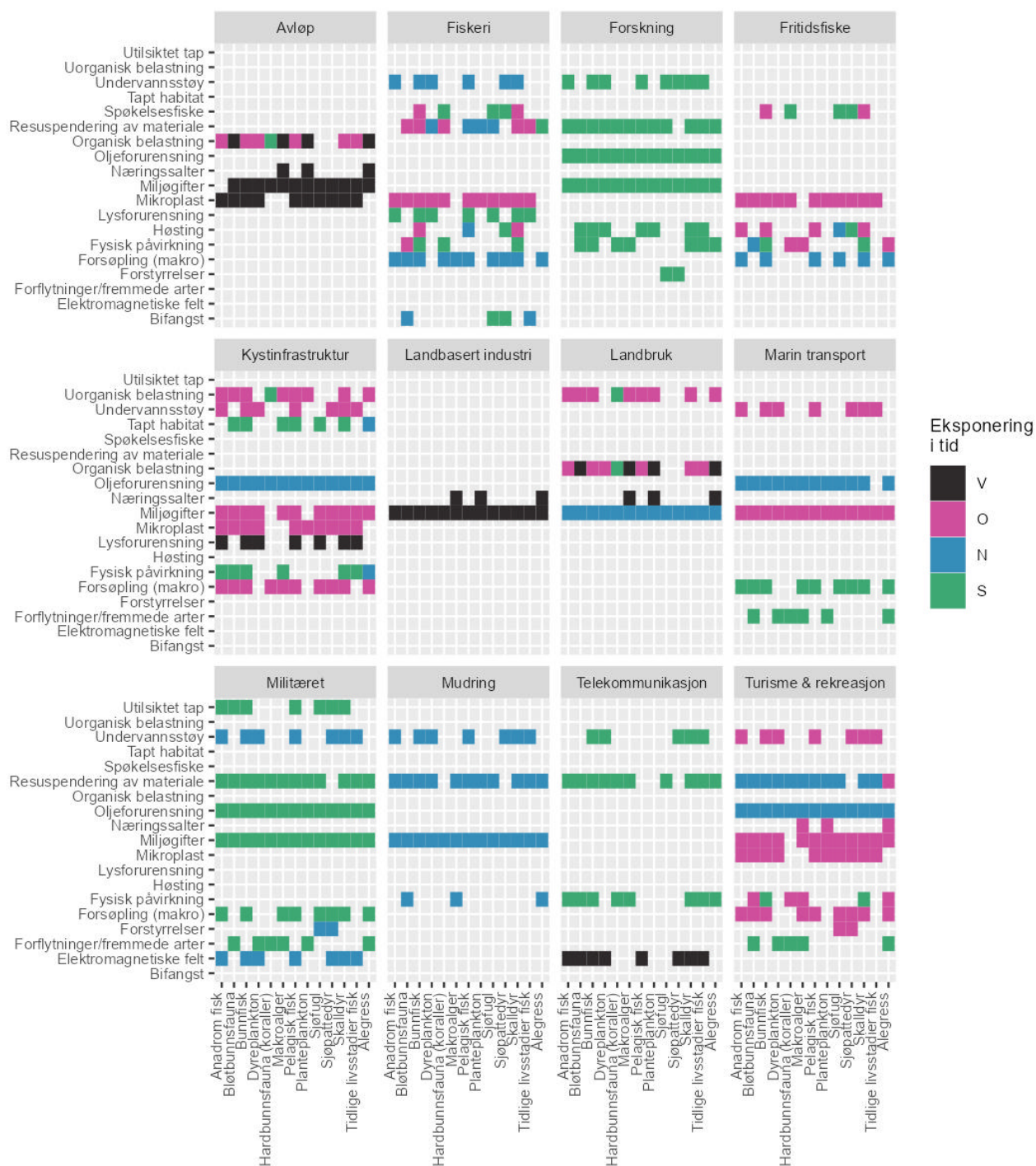
Shchepetkin, A. F. and McWilliams, J. C., 2005. The regional oceanic modeling system (ROMS): a split- explicit, free-surface, topography-following-coordinate oceanic model. *Ocean Model.*, 9 (2005), pp. 347- 404, 10.1016/j.ocemod.2004.08.002

Ådlandsvik, B. 2019. LADiM documentation. <https://ladim.readthedocs.io>

10 - Vedlegg 3: Scoring av eksponering i rom & tid

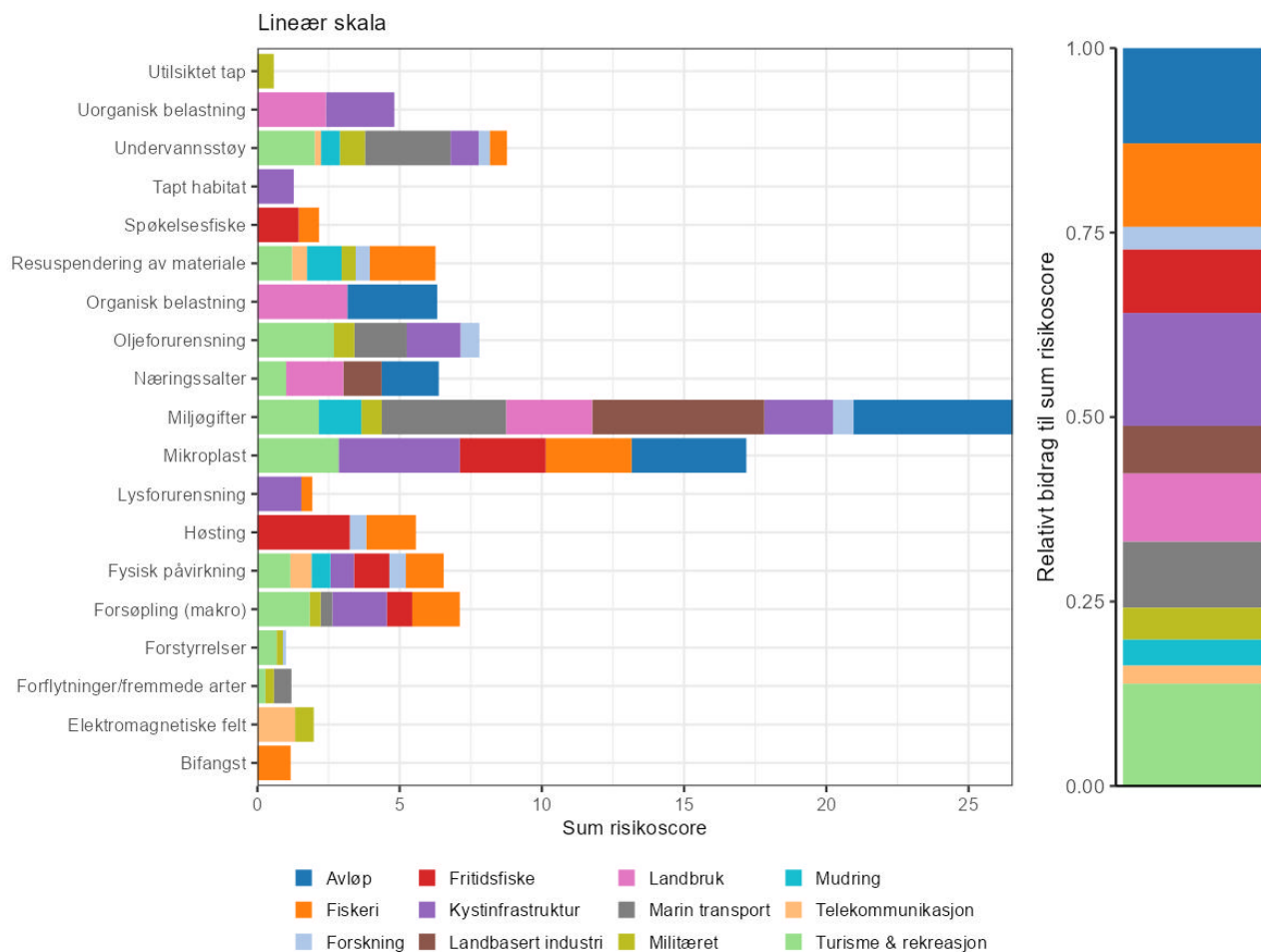


Figur V3.1. Scoring av eksponering i rom for økosystemkomponenter til påvirkninger fra sektorer i YO. U = utbredt, L = lokal og S = stedvis. For definisjon av kategoriene for eksponering, se rapportens Tabell 1.

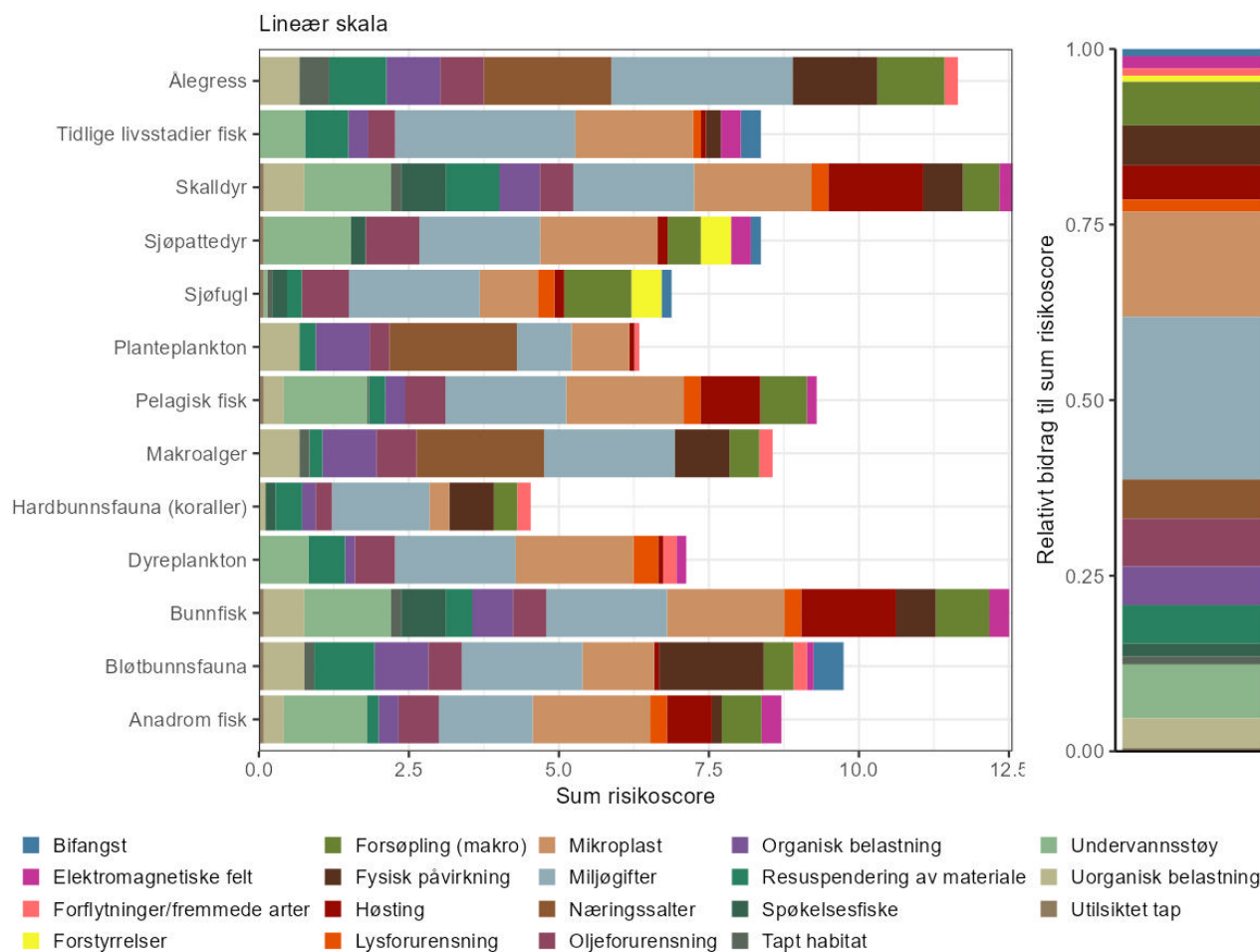


Figur V3.2. Scoring av eksponering i tid for økosystemkomponenter til påvirkninger fra sektorer i YO. V = vedvarende, O = ofte, N = noe og S = sjelden. For definisjon av kategoriene for eksponering, se rapportens Tabell 1.

11 - Vedlegg 4: Resultater ved bruk av lineær skala for risikoscore

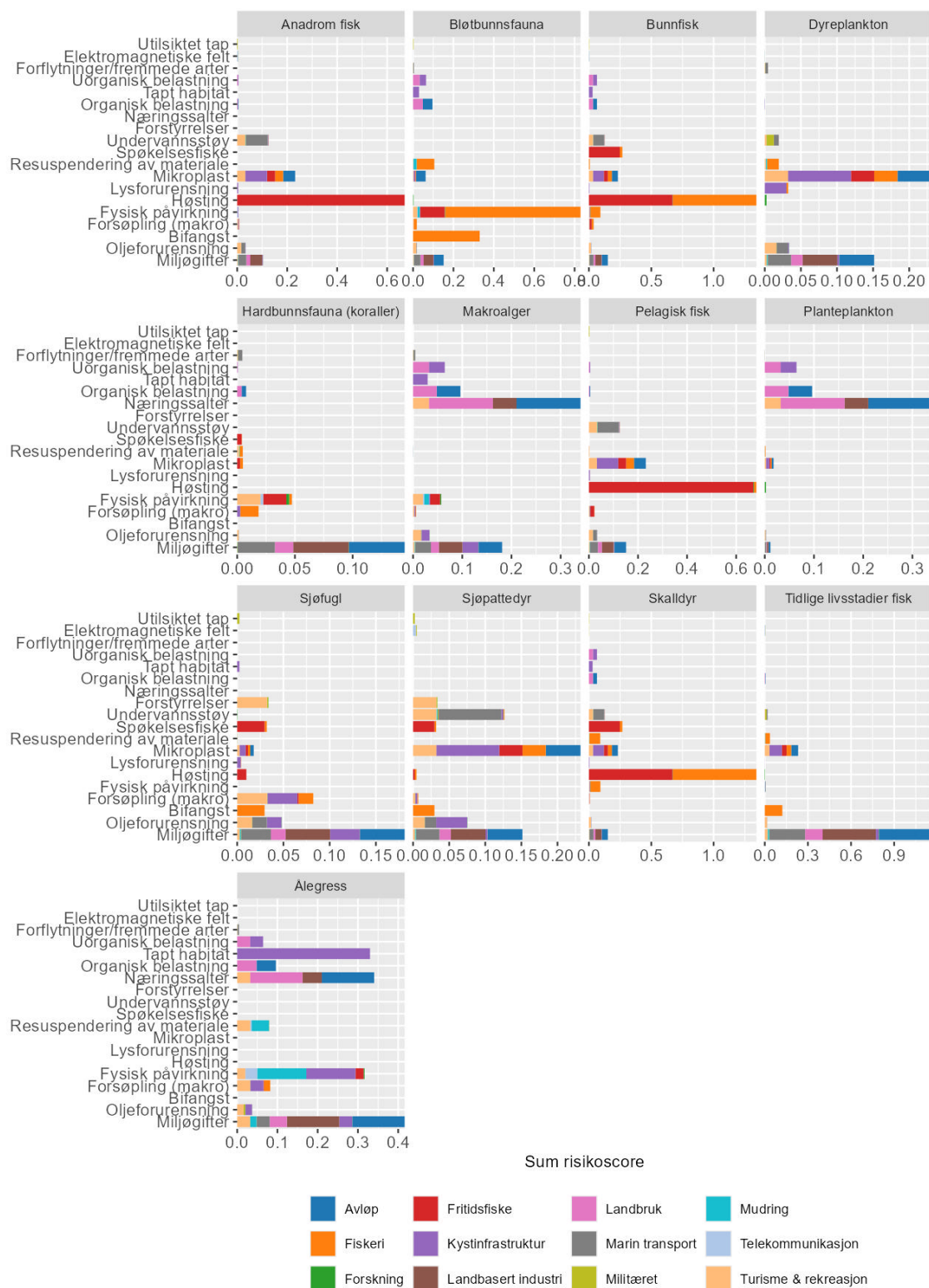


Figur V4.1. Sum risiko per påvirkning med bruk av lineær skala for scoring av eksponering og effekt (hovedrapport Tabell 1). Venstre panel viser samlet risikoscore fordelt på påvirkninger, fargekodet av bidrag per sektor. Høyre panel viser relativt bidrag per sektor til total risikoscore for området. Bruk av lineær skala gir høyere bidrag til påvirkninger med stedvis/lokal romlig eksponering, kroniske effekter, og som knyttes til flere sektorer og økosystemkomponenter.



Figur V4.2. Sum risiko per økosystemkomponent med bruk av lineær skala for scoring av eksponering og effekt (hovedrapport Tabell 1). Venstre panel viser samlet risikoscore fordelt på økosystemkomponenter, fargekodet av bidrag per påvirkning. Høyre panel viser relativt bidrag per påvirkning til total risikoscore for området. Bruk av lineær skala gir høyere bidrag til påvirkninger med stedvis/lokal romlig eksponering, kroniske effekter, og som knyttes til flere sektorer og økosystemkomponenter.

12 - Vedlegg 5: Resultater per økosystemkomponent



Figur V5.1. Risiko per påvirkning på de 13 økosystemkomponentene (vektet skala) fargekodet av bidrag til risiko per sektor, merk at x-aksen varierer mellom de 13 panelene.



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes

5817 Bergen

Tlf: 55 23 85 00

E-post: post@hi.no

www.hi.no