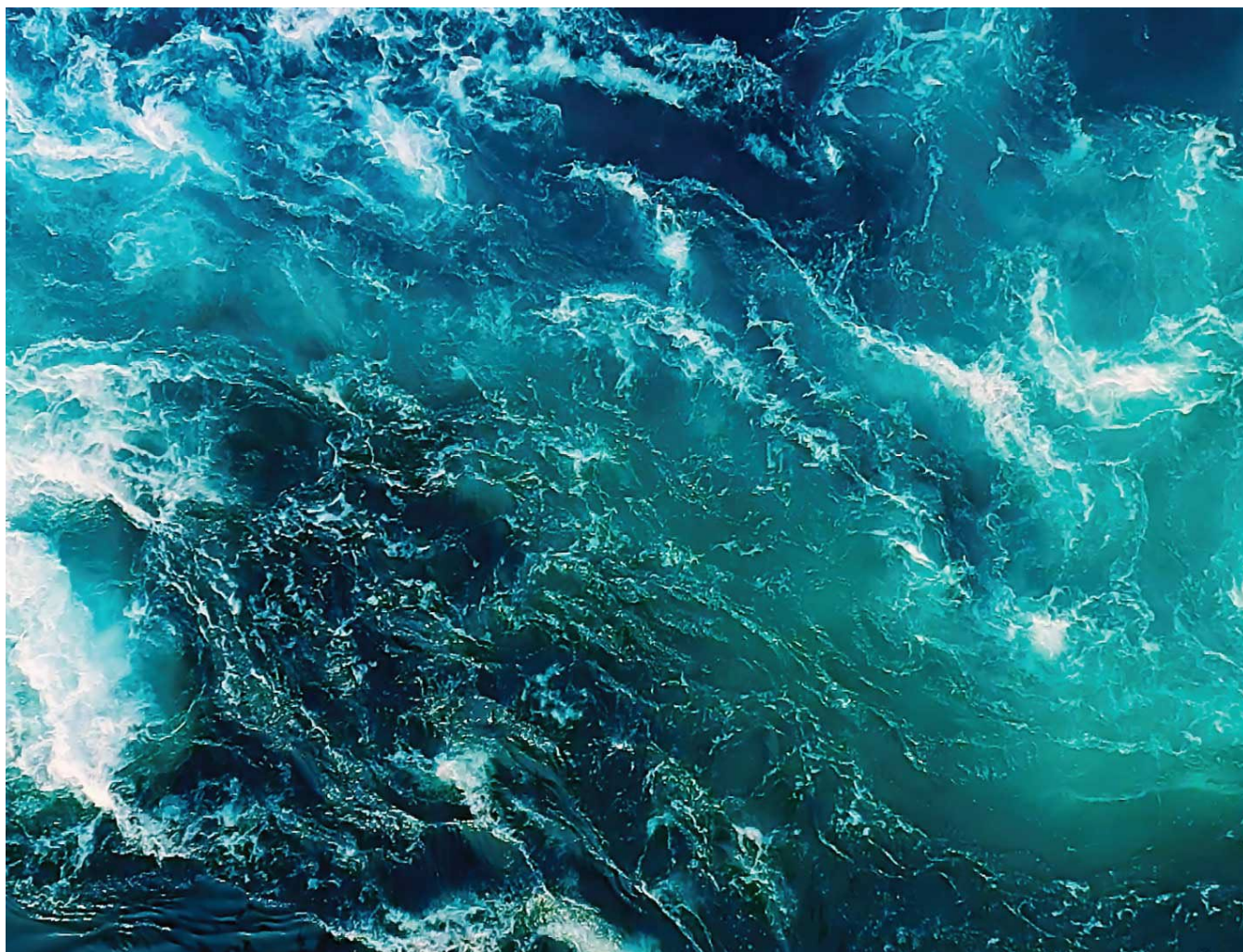


Virkninger for naturforhold, miljø og annen næringsvirksomhet relatert til konsekvensutredning for åpning av norsk sokkel for havbunnsmineralvirksomhet



Rapporttittel

Virkninger for naturforhold, miljø og annen næringsvirksomhet relatert til konsekvensutredning for åpning av norsk sokkel for havbunnsmineralvirksomhet

Forfattere: Lars-Henrik Larsen Julie Damsgaard Jensen Anders Bjørgesæter Sabine Cochran Martin Ivar Aaserød Kjetil Sagerup Kristin Dyb Kristine Bondo Pedersen	Akvaplan-niva rapport: 63605
	Dato: 01 september 2022
	Antall sider: 87
	Distribusjon: Gjennom oppdragsgiver
Oppdragsgiver: Oljedirektoratet	Oppdragsgivers referanse Bente Jarandsen
Rapportoversikt Foreliggende rapport beskriver virkninger som en åpning av norske havområder for leting etter og utvinning av sulfider og manganskorper vil kunne medføre for naturforhold, miljø og annen næringsvirksomhet. Det er også gitt vurderinger av metoder for overvåkning av aktiviteten. Kunnskapsgrunnlaget om virkninger av aktiviteter knyttet til aktuelle utvinningsteknikker og naturforhold i utredningsområdet er basert på dagens kunnskapsnivå.	
Prosjektleder	Kvalitetskontroll
Lars-Henrik Larsen	Julie Damsgaard Jensen/ Anders Bjørgesæter/ Lars-Henrik Larsen

INNHOLDSFORTEGNELSE

1	INNLEDNING	12
1.1	Rammer og målsetting	12
1.2	Oppbygging av rapporten	13
1.3	Havbunnsmineralvirksomhet.....	13
2	METODE FOR VURDERING AV VIRKNINGER PÅ NATURMILJØ	17
2.1	Mulige påvirkningstyper	17
2.2	Forventet arealbruk ved utvinning.....	19
2.3	Miljøverdiens sårbarhet	19
2.4	Vurdering av konsekvens	21
3	KONSEKVENSER FOR NATURFORHOLD OG MILJØ	23
3.1	Habitat og fauna tilknyttet manganskorper	24
3.2	Habitat og fauna tilknyttet sulfidforekomster.....	26
3.3	Fysisk påvirkning av bunnhabitat og organismer.....	28
3.4	Fysiske og geokjemiske endringer av havbunnen	32
3.5	Spredning av partikler i vannmassene og til havbunnen	34
3.6	Eksponering for toksiske stoffer.....	44
3.7	Lyd, vibrasjoner og kunstig lys	48
3.8	Risiko for innførsel av fremmede arter.....	52
3.9	Energiforbruk og utslipp til luft.....	53
3.10	Prosessering av havbunnsmineraler i forhold til landbaserte mineraler.....	58
4	OPPSUMMERING OG SAMLET VURDERING AV MILJØKONSEKVENSER.....	60
4.1	Kumulative miljøvirkninger	64
4.2	Oppsummering avbøtende tiltak.....	64
5	METODER FOR MILJØOVERVÅKING.....	66
5.1	Relevante overvåkningsemner og metodikk.....	66
5.2	Overvåkningsmetodikk og oppbygging av et overvåkningsprogram.....	67
5.3	Forslag til innhold i et miljøovervåkningsprogram	69
6	KONSEKVENSER FOR ANDRE HAVBASERTE NÆRINGER OG FORHOLD	71
6.1	Fiskerinæringen	71
6.2	Skipsfart.....	74
6.3	Bioprospektering	76
6.4	Marinarkeologiske kulturminner	77
7	REFERANSER.....	79

Forord

Akvaplan-niva og IKM Acona har på oppdrag fra Oljedirektoratet utredet virkninger for naturforhold, miljø og annen næringsvirksomhet ved en eventuell åpning av områder på norsk sokkel for havbunnsmineralvirksomhet.

Utredningen baserer seg på fastsatt program for konsekvensutredning, herunder programforslaget, mottatte høringsinnspill og Olje- og energidepartementets evaluering av hvordan disse vil bli gjennomført i konsekvensutredningen. Utredningen baserer seg på grunnlagsstudier for teknologi (DNV), landskapstrekk, naturtyper og bentiske økosystemer (Universitetet i Bergen), pelagiske økosystem (Havforskningsinstituttet), sjøfugl (Norsk Polarinstitut), fiskeriaktivitet (Fiskeridirektoratet) og skipstrafikk (Kystverket) som er gjennomført som underlag for konsekvensutredningen. Det vises til disse arbeider for presentasjon av datagrunnlaget, mens foreliggende utredning vurderer virkninger og konsekvenser for marint naturmiljø og andre næringer.

Arbeidet er koordinert av Lars-Henrik Larsen med følgende ansvarshavende for de ulike utredningstemaer: (1) fysiske inngrep og påvirkning på habitater og fauna: Lars-Henrik Larsen, (2) vannkvalitet og forurensning: Julie Damsgaard Jensen og Anders Bjørgesæter, (3) støy, vibrasjoner og lys: Kjetil Sagerup og Lars-Henrik Larsen, (4) innførsel av fremmede arter og miljøovervåking: Sabine Cochrane, (5) kumulative/samvirkende miljøvirkninger: Kjetil Sagerup og Kristine Bondo Pedersen, (6) bearbeiding av malm: Kristine Bondo Pedersen, (7) energiforbruk og utslipp til luft: Kristin Dyb, (8) og konsekvenser for fiskeri og skipstrafikk: Martin Ivar Aaserød.

Vi takker OD for oppdraget og for godt samarbeid i prosjektet.

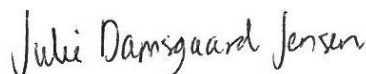
Tromsø og Oslo

September 2022



Lars-Henrik Larsen

Akvaplan-niva



Julie Damgaard Jensen

IKM Acona

Forkortelser og definisjoner

Forkortelse/ begrep/ akronym		Definisjon/forklaring
AMOR	Arktiske Midthavsryggen (Arctic Mid Ocean Ridge)	Nord-sør orientert fjellkjede der kontinentalplatene driver fra hverandre og åpner for vulkansk aktivitet
Antagonistisk	Motsatt virkende	Begrep som sier at summen av effekt fra to (eller flere) påvirkninger blir mindre enn den additive summen av påvirkningene (1+1<2).
AUV	Autonom undervannsfarkost	Selvstendig (uten navlestreng) undervannsfarkost som samler inn data langs forhåndsbestemte ruter og dyp
Avvann		Sjøvann som har vært benyttet som vertikalt transportmedium for knust malm og som etterfølgende slippes til resipient
Biota		Alle levende organismer i et bestemt miljø
Borekaks		Materiale som avvirkes under en boreprosess. Borekakset består stort sett av fine partikler og kan være tilsatt ulike typer borevæske til smøring og kjøling under boreoperasjonen
De nordiske hav		En fellesbetegnelse for Norskehavet, Islandshavet og Grønlandshavet
DP	Dynamisk posisjonering	Et fartøy holder seg i en gitt posisjon ved hjelp av motor/propeller (alternativ til å ligge for anker)
DWT	Dødvekttonn	Samlet lasteevne (vekt) som et skip kan bære (nyttelast, drivstoff, mannskap, proviant osv.)
Endemisk		En art som kun forekommer i et begrenset geografisk område. Alt: Kosmopolitt som finnes nærmest overalt
EQS	Environmental Quality Standard	Miljøkvalitetsstandarder
Faglig forum for norske havområder		Faglig forum for norske havområder utarbeider det samlede faglige grunnlaget for oppdateringer og revideringer av forvaltningsplanene. Faglig forum ledes av Miljødirektoratet som også er sekretariat for gruppen.
Flokkulering		Samling av partikler fra en suspensjon eller kolloid løsning til større aggregater
Fotisk sone		Øvre del av vannsøylen der sollys trenger ned og det er nok lys til at det foregår en netto primærproduksjon. Grensen settes der lysmengden tilsvarer 1% av lysmengden på overflaten eller 200 meter
FPSO	Flytende produksjons- og lagringsfartøy	En overflateinnretning som kan motta, behandle, lagre og eksportere f.eks. råolje fra et undersjøisk reservoar
Gruveavgang	Mine tailings	Knust og nedmalt stein som blir igjen etter at de verdifulle mineralene er hentet ut av malmen
Habitat		Levested/livsmiljø for en art. Kommer av latin, habito = jeg bor
HC	Hazardous Concentration	HCX er konsentrasjonen der X% av artene i et forsøk, eller artssensitivitetskurve viser en effekt
Hydrotermale forekomster		Områder av havbunnen der geotermisk oppvarmet vann slipper ut og reagerer med sjøvannet slik at mineraler utfelles og avleires
ISA	Den internasjonale havbunnsmyndigheten (International Seabed Authority)	FN sitt organ for håndtering av havbunnsmineralvirksomhet i internasjonalt farvann
Kjemo-autotrof		En organisme som produserer organisk materiale og henter energien sin fra kjemosyntese (i stedet for fotosyntese)
Konnektivitet		Begrep som beskriver i hvilket omfang habitat med sammenlignbare leveforhold for en gitt art er adskilt av eksempelvis geografiske eller fysiske forhold som begrenser utveksling av individ. Lav konektivitet medfører at arter har vanskeligere for å spre seg til og kolonisere egnet habitat, mens høy konektivitet gjør at arter enkelt kan kolonisere egnet habitat og utvide sitt utbredelsesområde
LNG	Flytende naturgass	Hydrokarboner nedkjølt til flytende form (minus 162 grader C)
Megabentisk fauna		Virvelløse dyr større enn 1-2 cm som lever på eller umiddelbart over havbunnen

Forkortelse/ begrep/ akronym		Definisjon/forklaring
Miljøverdi		Miljøegenskap/art/ressurs eller bestand som kan påvirkes av en planlagt aktivitet
nmVOC	Flyktige organiske forbindelser utenom metan	Samlebetegnelse på flyktige organiske forbindelser med unntak av metan (CH ₄)
Nøkkelart		En art som har stor påvirkning på andre arter, og dermed også på struktur og stabilitet i et økosystem. Dersom en nøkkelart forsvinner, skjer det betydelige (ofte irreversible) endringer i økosystemet
OD	Oljedirektoratet	Direktorat under Olje- og energidepartementet, oppdragsgiver for foreliggende studie
OED		Olje- og energidepartementet
Organisme		Et individ av eller en representant for en biologisk art, fra encellet til flercellet
OSPAR	Oslo-Paris konvensjonen	Konvensjonen om beskyttelse av det marine miljø i det nordøstlige Atlanterhavet
Pelagisk sone	De frie Vannsøylen	De frie vannmassene. Deles ofte inn i fem soner: Epipelagisk sone - Omfatter overflaten og dyp ned mot 200 m. Det er kun i denne sonen det er nok lys for fotosyntese Mesopelagisk sone - Omfatter dyp fra 200 m til cirka 1 000 m. Her er det lite eller intet lys, og temperaturen er stabil. Næringskjedene her er basert på næring som faller ned ovenfra eller at artene vandrer opp i den epipelagiske sonen for å beite Bathypelagisk sone - Omfatter dyp fra 1 000 m til cirka 4 000 m Abyssopelagisk sone - Omfatter dyp fra 4 000 m og ned til dyphavsslettene på mellom 4 000 og 6 000 meter dyp Hadopelagisk sone - Omfatter de dypeste gropene i havbunnen
PNEC	Predicted No Effect Concentration	Konsentrasjon av et stoff som antas å ikke medføre skader på organismer
PSV	Forsyningsskip	Et hvilket som helst skip som transporterer malm, gods eller personell til eller fra en offshore malmbearbeidende enhet
pH		Mål for surhet. Lav pH (<7) betyr at en væske er sur (har lav aktivitet av frie hydrogen ioner), høy pH (>7) at væsken er basisk. pH = 7 er nøytral
ROV	Fjernstyrt undervannsfarkost	En farkost, som kan ha påmonterte kamera, styrbare armer og andre sensorer/verktøy. Styres via kabel fra båt/skip
Sedimentfluks		Mengde oppvirvlede partikler per tidsenhet
Sjøfjell		Hardbunnsområde eller fjelltopp som rager opp over omgivende habitat, oftest bløtbunn, sml nunataker som rager opp over en isbre
SSD	Species Sensitivity Distribution Curves	Artssensitivitetskurve. For å definere PNEC brukes ofte SSD kurver. SSD kalkuleres på bakgrunn av datasett fra økotoksikologiske tester utført på arter fra ulike taksonomiske grupperinger, og gir uttrykk for grenseverdi for effekt for et økosystem
Stokes regime		Stokes lov beskriver bevegelsene til en sfærisk partikkel i en væske og kan bl.a. brukes til beregning av sedimentasjonshastighet for partikler i et utslipp
SPC	Secretariat of the Pacific community (TPC)	Vitenskapelig og teknisk organisasjon som arbeider for utvikling i Stillehavsregionen. TPC har 26 medlemsland, 22 øystater samt Australia, Frankrike, New Zealand og USA
SVO	Særlig verdifulle og sårbare områder	Begrep som benyttes i havforvaltning om områder med spesielle miljøforhold. SVO status medfører ikke direkte restriksjoner/begrensninger, men det skal vises aktsomhet for å bevare naturmangfold i et SVO
Synergistisk	Forsterkende virkninger	Begrep som sier at summen av effekt fra to (eller flere) påvirkninger blir mer enn den additive summen av påvirkningene (1+1>2)
VMS	Vulkanogene massive sulfider	undersjøiske sulfidavsetninger av vulkansk opprinnelse

Sammendrag

Denne underlagsrapporten til konsekvensutredning for havbunnsmineralvirksomhet utreder konsekvenser for natur- og miljøforhold samt annen næringsaktivitet til havs. Rapporten vil danne grunnlaget for omtalen av påvirkninger på natur- og miljøforhold i selve konsekvensutredningen. Dersom det åpnes for havbunnsmineralaktivitet vil slik aktivitet ledsages av miljøundersøkelser som vil utfylle de faglige usikkerheter som er påpekt i denne rapporten.

Utredningen baserer seg på fastsatt program for konsekvensutredning, herunder programforslaget, mottatte høringsinnspill og Olje- og energidepartementets evaluering av disse. Det er gjennomført grunnlagsstudier for teknologi (DNV), landskapstrekk, naturtyper og bentiske økosystemer (Universitetet i Bergen), pelagiske økosystem (Havforskningsinstituttet), sjøfugl (Norsk Polarinstitutt), fiskeriaktivitet (Fiskeridirektoratet) og skipstrafikk (Kystverket) som underlag for konsekvensutredningen.

Oljedirektoratet har identifisert områder på norsk sokkel der betingelsene kan være til stede for å påvise økonomisk interessante forekomster av polymetalliske sulfider og manganskorper. Dette utredningsområdet dekker 592 500 km² i Norskehavet (Figur 1).

Utredningsmetode

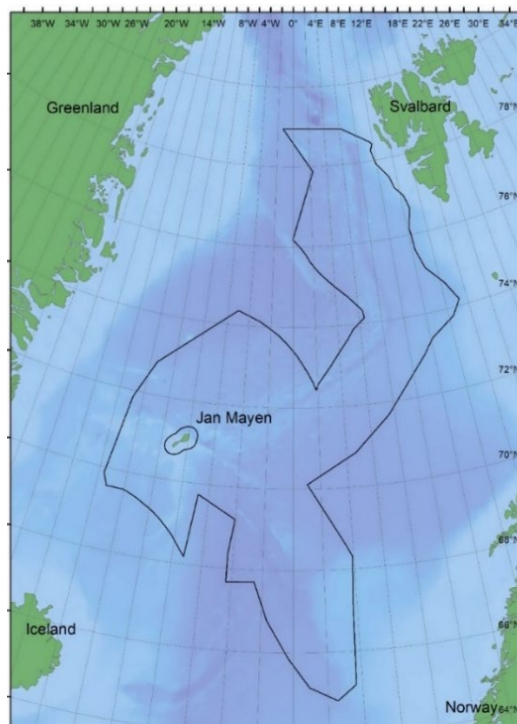
Vurdering av virkninger av havbunnsmineralvirksomhet for naturforhold og miljø er gjennomført i tre trinn:

1. Etablere oversikt over mulige påvirkningstyper på ulike miljøverdier/miljøressurser ved ulike aktiviteter
2. Gjøre rede for miljøverdiers sårbarhet for de ulike påvirkningstyper
3. Vurdering av miljøkonsekvens

Vurderinger dekker aktiviteter på/i havet knyttet til leting, utvinning og avslutning av havbunnsmineralvirksomhet. For vurdering av samlet påvirkning og miljøkonsekvenser er vurderingsskalaen fra Faglig forum for norske havområdet lagt til grunn. Konsekvens, varighet og romlig utbredelse av ulike påvirkninger er vurdert mot fem konsekvensnivå: «ingen», «liten», «middels», «stor» eller «kunnskapsmangler».

Det er ikke laget aktivitetsscenarier for havbunnsmineralvirksomhet, men Oljedirektoratet har indikert forventede arealbruk ved utvinning. Det er lagt til grunn at sulfidutvinning dekker et havbunnsareal på 0,2 til 0,5 km² pr utvinningslokalitet og utvinning av manganskorper dekker et gjennomsnittlig areal 20 km² pr utvinningslokalitet, begge med en årlig produksjon på 2-3 millioner tonn. Det er lagt til grunn 1 - 3 års drift per utvinningsområde. Dette er usikre anslag basert på dagens kunnskap om ressurser og utvinningsmetoder.

Utvinning av sulfider er antatt først å konsentreres til inaktive forekomster i et område på ca. 100 km på begge sider av den Arktiske midhavsryggen (AMOR), der påleiring av marine

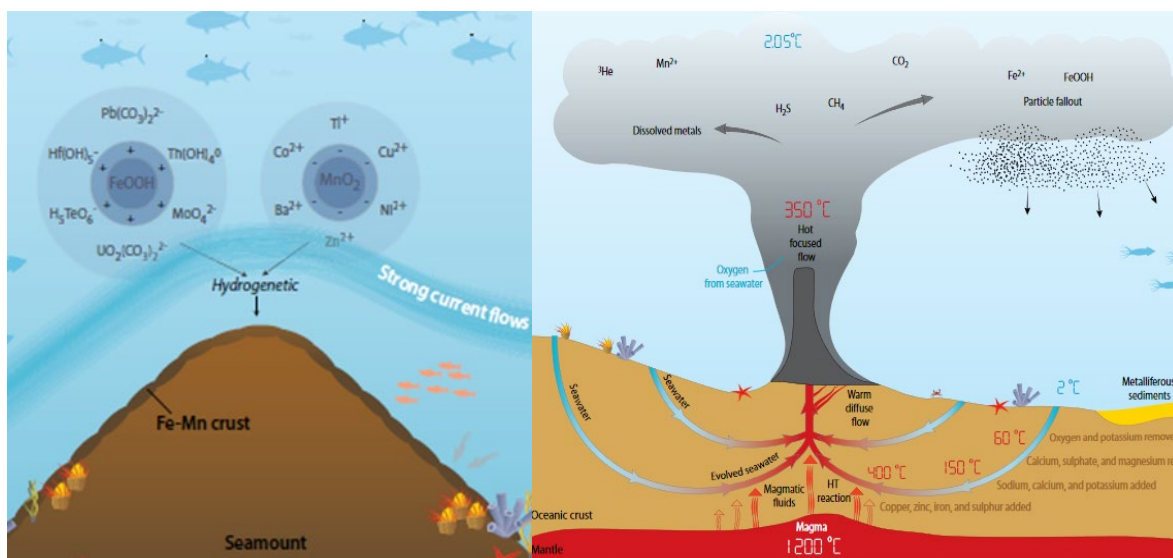


Figur 1 Utredningsområdet for mulig åpning for havbunnsmineralvirksomhet (OED 2021).

sedimenter fortsatt er tilstrekkelig liten til at mineralene kan påvises. Manganskorper antas å bli utvunnet fra sjøfjell, fjellvegger og skråninger med mer enn 20 graders helling og uten overliggende marint sediment hvor som helst innenfor utredningsområdet.

Habitat og fauna tilknyttet manganskorper og sulfidforekomster

Manganskorper dannes på undervannsrygger og sjøfjell i områder med sterke havstrømmer. Habitatet ved sjøfjell er karakterisert av hardbunn der heterogenitet og variasjon i dyp er en viktig faktor for artssammensetning i dyresamfunn. I utredningsområdet generelt vil sjøfjell gi livsmuligheter for fastsittende fauna som filtrerer næringspartikler fra vannkolonnen (som korall- og svampskog). Slike organismesamfunn skaper oppvekst- og leveområder for assosiert fauna og er av OSPAR vurdert som truet og står på den norske rødlisten over naturtyper. Undersøkelser av enkelte sjøfjell i utredningsområdet indikerer at den megabentiske faunaen i stor grad er tilsvarende som andre bentiske samfunn på tilsvarende dyp, men fauna er i liten grad kartlagt. Det er registrert i underkant av 150 sjøfjell innen utredningsområdet, i områder varierende i alder mellom 6 og 54 millioner år. Kartleggingen er imidlertid ufullstendig, og det kan muligens være flere sjøfjell i utredningsområdet.



Figur 2. Illustrasjon av dannelse av manganskorper (venstre) og aktiv hydrotermisk skorstein (høyre). Skorsteinen vokser ved pålagring av mineraler fra det utstrømmende vannet og kan nå en høyde på flere titalls meter før den raser og danner hydrotermiske hauger som kan være flere hundre meter i diameter. (Kilde: Secretariat of the Pacific Community. Figurer er gjengitt fra originale publikasjon uten endring).

Hydrotermale forekomster rommer flere ulike type habitater. Det har partier med hardbunn, og områder med rasavsetninger og med mer finkornete avsetninger. Aktive hydrotermale forekomster gir grunnlag for et unikt miljø med en rekke arter som kun lever på og rundt aktive sulfidforekomster. Registrert bunnfauna på de kjente forekomstene langs den norske delen av den Arktiske midhavsryggen er dominert av arter som også er kjent fra omkringliggende hardbunns- og bløtbunns habitat og varierer innad og mellom forekomstene, men det er stor grad av usikkerhet knyttet til dette da slike områder i liten grad er kartlagt.

Inaktive sulfidforekomster er områder der den hydrotermiske aktiviteten er opphørt. Det er mindre kunnskap om dyresamfunn ved inaktive kilder enn ved aktive. Når utstrømmingen av væske stanser forsvinner næringsgrunnlaget for de kjemoautotrofe organismene og økosystemet kollapser. Enkelte studier kan likevel tyde på at unike bentiske megafaunaansamlinger er knyttet til disse habitatene, men det er usikkerhet knyttet til slike funn og nødvendig med mer kartlegging og undersøkelser av dyresamfunn ved inaktive forekomster. I

denne utredningen er det lagt til grunn at inaktive områder har fauna dominert av bløtbunnsfauna som ikke skiller seg fra omkringliggende bløtbunnsområder. Det er behov for mer kunnskap om inaktive systemer for å gi mer nyanserte vurderinger for slike. Havbunnen i utredningsområdet er i liten grad kartlagt og havbunnsundersøkelser er nødvendig for å vurdere konsekvenser ved spesifikke utvinningslokaliteter.

Vurdering av konsekvenser

Dyphavet er lite kartlagt, og dagens kunnskap om en rekke egenskaper ved både havbunnsmineralvirksomhet og miljøverdiene som kan påvirkes er svært sparsom. Det er derfor lagt til grunn antakelser om tilstedeværelse av miljøverdier og deres sårbarhet i utredningen.

Siden det ikke finnes detaljert kunnskap om hvilke organismer som forekommer i ulike deler av utredningsområdet er det ved vurdering av den romlige utbredelsen av fysisk påvirkning og partikkelspredning lagt til grunn sårbare områder (naturtypene sjøfjell og hydrotermale organismsamfunn) og ikke bestander eller årsklasser av enkeltarter. Det er ikke definert et totalt mulig arealbruk for havbunnsmineralvirksomhet og det foreligger heller ikke kunnskap om hvor stort samlet areal som dekkes av henholdsvis manganskorper og sulfidforekomster. Ved vurdering av den romlige utbredelsen av påvirkningene er enheten det vurderes mot derfor *ett* sjøfjell eller *en* sulfidforekomst og ikke totalforekomst av disse i utredningsområdet. Det innebærer at vurderingene av den romlige utbredelsen for enkelte av påvirkningstypene kan være konservative. Prosjektspesifikke konsekvensvurderinger vil kunne konkludere med andre konsekvensnivå enn det som er vurdert i denne utredningen basert på stedsspesifikke kartlegginger av havbunnen.

De mest omfattende konsekvensene av havbunnsmineralvirksomhet er vurdert å være forbundet med selve utvinningsfasen og i mindre grad lete- og avslutningsfasen, der konsekvenser for alle påvirkninger er vurdert til konsekvensnivå «liten» eller «ingen». Dette er hovedsakelig som følge av kortvarig aktivitet med forventet liten og lokal påvirkning av havbunnen og bunnfaunaen. Det er bunnlevende organismer og bunnsamfunn som ventes å bli utsatt for de mest alvorlige påvirkninger fra virksomheten.

Det er kun for fysisk påvirkning av bunnhabitat og organismer og partikkelavsetning på havbunnen at det er grunnlag for å skille på konsekvenser mellom utvinning av manganskorper og sulfider. For de øvrige påvirkningene er det ikke med nåværende kunnskapsnivå om teknologier og naturmiljø i dyphavet funnet forskjeller i konsekvenser mellom utvinning av de to typer ressurser. Dette henger også sammen med at vurderingsskalaen som brukes er relativt grov. Påvirkningstypene fysisk fjerning av manganskorper og aktive sulfidforekomster og partikkelavsetning på havbunnen gir de høyeste konsekvensene.

Påvirkningen ved fysisk fjerning av manganskorper er samlet vurdert å ligge på konsekvensnivå «stor». Fjerning av skorper i størrelsesorden på 20 km² vurderes å kunne gi lokale økosystemrelaterte virkninger siden fauna som berøres antas å utgjøre viktige oppvekst- og leveområder for andre organismer.

Fysisk fjerning av aktive sulfidforekomster er vurdert å ligge på konsekvensnivå «stor» med langsiktig virkning der det forventes å gå flere tiår før habitatet er tilbake til førtilstand etter utvinning, og ukjent varighet av restitusjon av endemiske samfunn. Ved aktivitet forventes det at hele den økonomisk utvinnbare forekomsten blir produsert (anslagsvis 0,2 - 0,5 km² pr utvinningslokalitet). Den romlige utstrekningen er vurdert å utgjøre en stor andel av berørt område per utvinningslokalitet. For inaktive sulfidforekomster er konsekvensnivået vurdert som «liten» basert på en totalvurdering av restitusjonstid og påvirket areal med utbredt bunnfauna. Konsekvensnivå gjelder dersom fauna ved inaktive kilder ikke er unik. Det er nødvendig med mer kartlegging og undersøkelser av dyresamfunn ved inaktive forekomster.

Partikkelavsetning på havbunnen er vurdert å ligge på konsekvensnivå «middels» for utvinning av manganskorper og «stor» for aktive sulfidforekomster. Påvirkning er av langsiktig varighet ved at organismer som kan utgjøre habitat og leve- og oppvekstområder for assosiert fauna på sjøfjell og sulfidforekomster vokser langsomt og/eller de har et lavt rekoloniseringspotensial og dermed lang restitusjonstid. Påvirkningen kan dermed gi økosystemrelaterte virkninger. Berørt område med antatt skadelig avsetning er forventet i en avstand på rundt 1 km rundt undervannsenhet. Romlig er dette vurdert som en betydelig andel av berørt område sett i sammenheng med størrelsen på ett enkelt sjøfjell og stor andel av berørt område sett i sammenheng med størrelsen på en enkelt sulfidforekomst. Tilsvarende som for fysisk fjerning er konsekvensnivået for inaktive sulfidforekomster ved partikkelavsetning vurdert som «liten» basert på en totalvurdering av restitusjonstid og påvirket areal med utbredt bunnfauna.

Størrelse på påvirket området for økte partikkelkonsentrasjoner er mindre ved oppvirvling av partikler fra havbunnen enn ved utslipp av retur vann. Påvirkningene vil også avhenge av sårbarheten til organismer. Plankton og voksen fisk er vurdert som konsekvensnivå «liten», der plankton har hurtig restitusjonstid og fisk til dels kan unngå berørte områder. Bunn dyr er vurdert som konsekvensnivå «middels» da de har lenger restitusjonstid og også vil påvirkes over lenger tid da de er mindre mobile.

Det er vesentlige kunnskapsmangler når det gjelder frigivelse av metaller og giftighet ved metalleksponering fra havbunnsmineralvirksomhet i dyphavet. Erfaring fra internasjonale prosjekter indikerer at det vil frigis metaller med konsentrasjoner på opptil 300 ganger over antatt skadelig nivåer innenfor 100 meter fra utvinningslokasjon. Siden det forventes liten utstrekning av påvirkningen er konsekvensnivå vurdert til «liten» til «middels», men det er behov for mer kunnskap på området.

Utredningen av fiskeriaktivitet viser lite uttak av fisk og annen sjømat i området og det vurderes at risiko for konsekvenser for matsikkerhet er lav.

Mulig introduksjon av fremmede arter er vurdert til konsekvenskategori «stor» i utvinningsfasen, men med lav sannsynlighet, slik at risikoen er vurdert som lav. Øvrige påvirkninger er vurdert å ha mindre konsekvenspotensial og ikke ha bestands- eller økosystemrelaterte virkninger.

På grunn av manglende kunnskap om faunasammensetning og -forekomst i utredningsområdet er det ikke hensiktsmessig å vurdere en samlet påvirkning ved havbunnsmineralvirksomhet. Gjennomgang av studier for partikkelspredning under utvinning har vist at område opptil 25 km² for skadelige partikkelkonsentrasjoner i vannmassen og omtrent 1 km avstand fra utvinningslokasjon for avsetning av partikler på havbunnen. Samvirkende effekter kan forekomme ved samtidige aktiviteter innenfor disse avstandene. Det er imidlertid stor usikkerhet knyttet til utførte modelleringsstudier og mer kunnskap om mulig påvirkning fra konkrete utvinningsprosjekter er nødvendig for å bedre forstå konsekvenser knyttet til utvinningsaktivitet og samtidig virksomhet.

Tabell 1 gir oversikt over konsekvenser for påvirkning av de ulike miljøverdiene ved utvinning.

Det bemerkes at vurderingene ikke tar hensyn til at utredningsområdet rommer vulkansk og geologisk aktivitet som er kilden til mulige forekomster av mineraler, men som også medfører hyppigere påvirkning på bunnhabitat sammenlignet med geologisk inaktive områder.

Tabell 1. Konsekvenser av påvirkninger på miljøverdier ved utvinning av havbunnsmineraler. Konsekvensvurderingene er basert på antagelser om både aktivitetsnivå og miljøverdier og derfor forbundet med usikkerhet. Siden utredninger er gjort på generelt grunnlag for et stort utredningsområde der bunnfauna i stor grad ikke er kartlagt er det lagt til grunn antakelser om tilstedeværelse av typisk sårbar fauna ved sjøfjell og aktive sulfidforekomster. For inaktive sulfidforekomster er det antatt at fauna ikke skiller seg fra omkringliggende bløtbunnsområder.

Påvirkning	Miljøverdi	Konsekvensnivå	Oppsummert vurdering
Fysisk fjerning av manganskorpe	Bunnsamfunn	Stor	Organismer som antas å kunne prege habitatet har lang restitusjonstid. Berørt areal utgjør en stor andel av enkeltforekomster av sjøfjell der kunnskap om total utbredelse mangler. Mer kunnskap om fauna og utbredelse kan gi en annen konklusjon.
Fysisk fjerning av <u>inaktive</u> sulfidforekomster ¹		Liten	Påvirkning av kort varighet pga. rask restitusjon tilbake til førtilstand av bunnfauna. Berørt areal utgjør en liten andel av havbunn med antatt tilsvarende bløtbunnsfauna. Merk at konsekvensnivå «liten» gjelder dersom fauna ved inaktive kilder er utgjort av bløtbunnsfauna som ikke skiller seg fra omkringliggende områder. Det er nødvendig med mer kartlegging og undersøkelser av dyresamfunn ved inaktive forekomster.
Fysisk fjerning av <u>aktive</u> sulfidforekomster		Stor	Påvirkning av langsiktig varighet da det forventes å ville gå flere tiår for naturtypen å komme tilbake og ukjent tid for evt. endemiske samfunn å gjenetableres. Stor arealmessig påvirkning lokalt. Mer kunnskap om fauna og utbredelse av sulfidforekomster kan gi en annen konklusjon.
Inntak av organismer med løftevann	Bunnsamfunn Plankton	Liten	Påvirkning av kort varighet og berører en liten del av organismenes bestander.
Endringer i geokjemiske og fysiske egenskaper på havbunnen	Bunnsamfunn	Liten til middels	Påvirkning av en viss varighet, men påvirker en liten del av bestandenes antatte utbredelsesområde for <u>inaktive</u> sulfidforekomster. Påvirkningen er vurdert å være på konsekvensnivå «liten». For utvinning fra <u>aktive</u> sulfidforekomster er påvirkningen vurdert å være av «middels» konsekvens, på grunn av at en stor andel av forekomsten påvirkes og det er begrenset konektivitet til tilsvarende habitat. For <u>manganskorper</u> er påvirkningen varig, men reversibel da habitattypen ikke endres. Det er en betydelig andel av enkeltsjøfjell som kan berøres og konsekvensnivå er vurdert til «middels».
Partikkelavsetning fra returvann	Bunnsamfunn	Liten	Påvirkning av kort varighet som berører lite område pga. at estimert tykkelse på avsetning er tynnere enn skadelig nivå for referanseorganismer i bunnsamfunn.
Partikkelavsetning ved havbunnen – manganskorper	Bunnsamfunn	Middels	Påvirkningen er vurdert å gi en viss til langsiktig varighet der deler av bunnfaunaen som kan leve ved sjøfjell har lang restitusjonstid. Romlig er påvirkningen vurdert å utgjøre en betydelig andel av berørt område sett i sammenheng med størrelsen på et enkelt sjøfjell.
Partikkelavsetning ved havbunnen – <u>inaktive</u> sulfidforekomster ¹	Bunnsamfunn	Liten	Påvirkningen er av kort varighet da bløtbunnsfauna i området forventes å ha kort restitusjonstid. Berørt område anses som lite sett i sammenheng med at naturtypen bløtbunn er svært vanlig i dyphavet.
Partikkelavsetning ved havbunnen – <u>aktive</u> sulfidforekomster	Bunnsamfunn	Stor	Påvirkning vil ha lang varighet da organismer som forventes å utgjøre viktige habitattyper ved sjøfjell og aktive sulfidforekomster har lang restitusjonstid. Estimert tykkelse på avsetning overgår skadelig nivå for referanseorganismer ved bunnsamfunn over store områder.
Spredning av partikler i vannmassene fra returvann	Bunnsamfunn Fisk Plankton	Middels Liten Liten	Påvirkningen vil ha en viss varighet på bunndyr ved utslipp av returvann da organismer som forventes å utgjøre viktige habitattyper har lang restitusjonstid.

Påvirkning	Miljøverdi	Konsekvensnivå	Oppsummert vurdering
			I vannmassene forventes en påvirkning av kort varighet over et stort område. Berørt område utgjør en liten del av havområdet.
Spredning av partikler i vannmassene fra bunnaktivitet	Bunnsamfunn Fisk Plankton	Middels Liten Liten	Spredning av skadelige partikkelkonsentrasjoner forventes over et mindre område og eksponering i kortere intervaller enn ved utslipp av returvann siden partiklene spres ved havbunnen.
Eksponering for metaller	Bunnsamfunn Fisk Plankton Sjøpattedyr	Liten til middels	Påvirkningen vil ha en viss varighet, men berører en liten del av bestanders antatte utbredelsesområde. Det er kunnskapsmangel knyttet til metallenes konsentrasjoner, biotilgjengelighet i dyphavet og organismers sårbarhet. Påvirkningen forventes ikke å berøre mattrygghet da det er lite fiske i aktuelt område.
Eksponering for kjemikalier	Plankton Fisk Sjøpattedyr	Ingen	Det er ikke aktuelt å benytte og slippe ut prosesskjemikalier på havet da prosessering er antatt å ville foregå på land. Eventuell påvirkning fra mindre ikke-planlagte utslipp fra fartøy eller utstyr på havbunnen er vurdert til konsekvensnivå «ingen påvisbar».
Støy, vibrasjoner og lys	Fisk Sjøpattedyr Sjøfugl	Liten	Påvirkning av kort varighet og lite avgrenset område. Opphører ved avslutning og ingen restitusjonstid. Berørt areal utgjør en liten andel av havområdet.
Introduksjon av fremmede arter	Plankton Bunnsamfunn	Stor	Kan ha stor konsekvens hvis fremmed art etableres, men det vurderes som lite sannsynlig under forutsetning om at IMO- og ballastkonvensjon følges.
Utslipp av CO ₂ , NO _x , nmVOC og SO _x	Atmosfære	Liten	Avhengig av motorteknologi, drivstofftyper og forbruk. Konsekvens vurdert til liten pga. kort varighet av aktivitet og utslipp innenfor liten del av havområdet.

¹ Inaktive sulfidforekomster er i denne utredningen lagt til grunn å være områder der fauna er dominert av bløtbunnsamfunn som skiller seg fra spesialisert fauna ved aktive system. Universitetet i Bergen skriver i sin grunnlagsrapport at skillet mellom aktive og inaktive forekomster ikke er helt klart og det er studier som tyder på at det også forekommer unik fauna ved inaktive forekomster. Mer kartlegging er nødvendig for å fremskaffe bedre kunnskap om fauna ved inaktive forekomster.

Avbøtende tiltak

Mineralutvinning på store havdyp krever annen type teknologi og vurdering av miljø sammenlignet med mineralvirksomhet på land. Det finnes ingen igangsatte prosjekter i verden i dag og teknologien som skal til for å kunne hente opp mineralene er fremdeles under utvikling. Et godt avbøtende tiltak for å redusere miljøpåvirkningen vil derfor være å innlemme miljørisikoreduserende tiltak i teknologiutviklingen, noe som ifølge Teknologirapporten har høyt fokus i pågående utviklingsprosjekt.

Tekniske avbøtende tiltak kan innføres i form av driftskrav/utstyrsspesifikasjoner i retningslinjer og veiledninger for virksomheten, og geografiske og tidsmessig avbøtende tiltak kan innføres. Tabell 2 oppsummerer avbøtende tiltak knyttet til de påvirkningene som er vurdert å ha størst konsekvens og gjelder for utvinning på havbunnen og utslipp av returvann. Tiltakene kan kobles til FNs bærekraftsmål for «Livet i havet» og «Ansvarlig forbruk og produksjon».

Tabell 2. Oppsummering av kunnskapsoppbyggende og avbøtende tiltak for de viktigste miljøpåvirkningene.

Aktivitet	Tiltak
Utvinning på havbunnen	Kartlegging av sårbare habitater/marine organismer før oppstart av utvinning tilsvarende grunnlagsundersøkelser og aktivitetsspesifikk havbunnskartlegging ved petroleumsvirksomhet og bruk av resultatene i videre planlegging for å redusere miljøpåvirkningen.
	Arealbruken på hver uttakslokalitet holdes lavest mulig slik at direkte berørt bunnareal minimeres.
	Eventuell mellomlagring på sjøbunnen av sulfidmalm etableres i områder der overdekningen allerede er fjernet.
	Etablere avstandskrav mellom aktive utvinningslokaliteter i strømrretningen definert ut fra forventet mengde partikler og spredningsavstand.
	Bruk av teknologi for å minimere mengde oppvirvlede partikler ved knusing av metaller i lukket system vil redusere eksponering av skadelig stoffer og spredning bort fra utvinningsstedet. Dette vil også redusere spredning av metaller i vannmassene.
	Etablere miljøovervåkning med for- og etterundersøkelser for å vurdere effekt av aktiviteten.
Utslipp av returvann	Transport av malm i containere eller bruk av kombinert gassløft eller kurver og hydraulisk løft vil redusere mengde vann og dermed mengde returvann og utslipp av partikler.
	Rensing av vann etter avvanning før utslipp til sjø.
	Slippe returvannet rett over havbunnen, eller under fotisk sone, slik at horisontal spredning i vannsøylen reduseres og at partikler som sedimenterer vil påvirke bunnsamfunn som allerede er påvirket av partikkelskyen fra utvinningsfartøy og /eller fjernet og ødelagt av utvinningsenhetene.
	Etablere miljøovervåkningsprogram for å få kunnskap om spredning og effekt av påvirkningen.

1 Innledning

Regjeringen har igangsatt en åpningsprosess for mineralvirksomhet på kontinentalsokkelen. Olje- og energidepartementet (OED) er ansvarlig for å gjennomføre prosessen. Som del av åpningsprosessen blir det gjennomført en konsekvensutredning som skal belyse hvilke konsekvenser en åpning kan få for miljøet og næringsrelaterte, økonomiske og sosiale forhold. Spørsmål som skal utredes er hvordan det vil være mulig å drive forsvarlig mineralvirksomhet, ivareta havmiljøet og hensynta andre brukere av havet. Det endelige utredningsprogrammet for konsekvensutredningen ble fastsatt av Olje- og energidepartementet 10. september 2021.

Akvaplan-niva og IKM Acona er av Oljedirektoratet (OD) tildelt oppdraget med å utrede mulige konsekvenser for natur- og miljøforhold samt annen næringsaktivitet til havs ved fremtidig mineralutvinning på norsk kontinentalsokkel.

1.1 Rammer og målsetting

Denne underlagsrapporten utreder konsekvenser for natur- og miljøforhold samt annen næringsaktivitet. Rapporten vil danne grunnlaget for omtalen av disse temaene i selve konsekvensutredningen. Dersom det åpnes for havbunnsmineralaktivitet vil slik aktivitet ledsages av miljøundersøkelser som vil utfylle de faglige usikkerheter som er påpekt i denne rapporten.

Vurdering av miljøkonsekvenser er avgrenset til aktiviteter til havs og gjelder for leteaktivitet, utvinning og avslutning av aktiviteten ved utvinning av manganskorper og sulfider innenfor det definerte utredningsområdet (Figur 1). For utvinningsfasen er det gjort vurderinger av aktivitet fra tidspunkt da fartøy, produksjonsenhet og havbunnsutstyr ankommer området til et transportfartøy forlater utvinningsområdet lastet med malm for videre bearbeiding på land. Miljøkonsekvenser ved aktiviteter på land, herunder generering av avgangsmasser og slutt-disponering av gruveavfall, er ikke omfattet av ODs arbeidsbeskrivelse for utredningen.

Detaljerte forhold knyttet til konkrete utvinningsprosjekter er ikke en del av en denne utredningen, men vil være forhold som må utredes ved eventuelle fremtidige søknader om godkjenning av plan for utvinning av konkrete mineralforekomster etter at områder er åpnet for virksomhet.

Hensikten med denne utredningen er å:

- Etablere en oversikt over typer påvirkninger som ulike aktiviteter knyttet til havbunnsmineralvirksomhet på norsk sokkel kan medføre
- Etablere en oversikt over typer av konsekvenser for naturmiljø og andre næringer som disse påvirkningene medfører
- Gi en relativ vurdering av omfanget av slike påvirkninger i tid, rom og påvirkningsgrad
- Gi en redegjørelse for mulige tiltak for å avbøte eller unngå negative konsekvenser

En sentral oppgave for utredningen er å belyse og adskille vesentlige konsekvenser (eksempelvis irreversible konsekvenser og bestands-/økosystemrelaterte konsekvenser) fra mindre vesentlige konsekvenser, slik at konsekvensutredningen kan basere seg på beslutningsrelevante problemstillinger.

1.2 Oppbygging av rapporten

Det er gitt en kort introduksjon til havbunnsmineralvirksomhetens ulike faser i kapittel 1.3.

Utredningsmetodikk og kobling til arbeidet med den helhetlige havforvaltningsplanen for norske havområder beskrives i kapittel 2. Her gis det en generisk beskrivelse av hvilke typer påvirkninger som kan oppstå som følge av havbunnsmineralvirksomhet i ulike deler av miljøet (atmosfære, vannsøyle og havbunn). Konsekvenser for naturforhold og miljø er utredet for de respektive påvirkningene i kapittel 3. Hvert utredningstema (påvirkning) er presentert og vurdert i egne kapitler med følgende innhold:

- Informasjon om hvordan havbunnsmineralaktivitet kan påvirke natur og miljø
- Redegjørelse for ulike miljøverdiers sårbarhet for aktuell påvirkning
- Konsekvensvurderinger i henhold til utredningens metodikk
- Oversikt over aktuelle avbøtende tiltak for å dempe negative miljøvirkninger

I rapportens kapittel 4 sammenfattes konsekvensvurderinger for de ulike påvirkningene og det er anbefalt avbøtende tiltak for de viktigste påvirkningene. Mulige tilnærminger og metoder for miljøovervåking med referanse til den helhetlige forvaltningsplanen er diskutert i kapittel 5, mens virkninger for annen næringsvirksomhet og kulturminner diskuteres i kapittel 6.

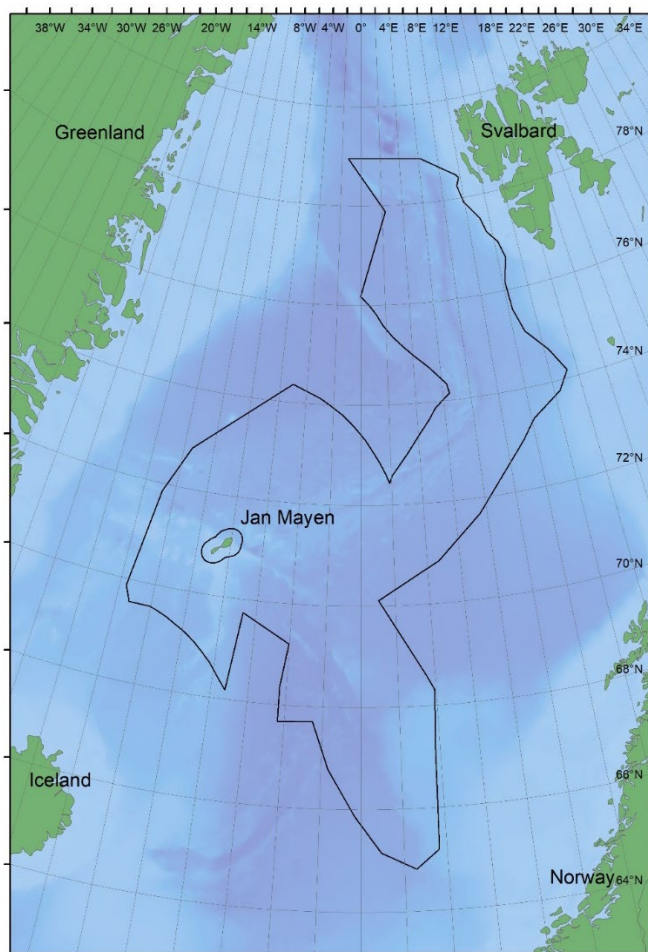
1.3 Havbunnsmineralvirksomhet

Oljedirektoratet har identifisert områder på norsk sokkel der betingelsene ventes å være til stede for å påvise økonomisk interessante forekomster av poly-metalliske sulfider og manganskorper. Utredningsområdet dekker 592 500 km² i Norskehavet (Figur 1) tilsvarende nesten det dobbelte av Norges fastlandsareal.

Utredningsområdet omfatter utelukkende havområder. Vanddyp ligger mellom 100 og 4000 meter, generelt dypere enn 1500 meter. Det er stor variasjon i naturtyper innenfor det aktuelle området, og kunnskap om fauna og naturmiljø i området er begrenset.

Det er globalt tre typer av dyphavsmineralforekomster som har økonomisk interesse: mangannoduler, manganskorper og sulfider. Mangannoduler er ikke påvist på norsk sokkel og forventes ikke å forekomme i utredningsområdet. Noduler omtales derfor ikke videre.

Manganskorper dannes ved utfelling av jern- og manganoksider fra sjøvannet på harde overflater av havbunnen (fjell/fjellplatå/ fjellskråninger). Veksten er langsom, vanligvis i størrelsesordenen 1-6 millimeter per million år, og skorpene



Figur 1. Utredningsområdet for mulig åpning for havbunnsmineralvirksomhet dekker 592 500 kvadratkilometer og strekker seg fra ca. 65 til 79 grader nord (OED 2021).

oppnår generelt en begrenset tykkelse. Halbach m.fl. (2017) har rapportert funn av manganskorper på opptil 26 cm tykkelse. Manganskorper som habitat og tilknyttet fauna er nærmere beskrevet i kapittel 3.1.

Sulfider dannes på og under havbunnen i områder med varme kilder nær aktive vulkanske områder. Kaldt sjøvann trenger gjennom sprekker i havbunnen og flere kilometer ned i jordskorpen og varmes opp til temperaturer mellom 300 og 400 °C (Hannington m.fl. 2005; McDermott m.fl. 2022). De kjemiske og fysiske prosessene som finner sted gir en væske som er varm, lett sur (lav pH) og anoksisk (uten oksygen), som igjen fører til utlekking av metaller og svovel fra bergartene rundt, og dermed oppkonsentrering i denne hydrotermiske væsken (Clark m.fl. 2013). Oppløste metaller og mineraler utfelles når den varme væsken blandes med kaldt sjøvann med høyere pH (sjøvann generelt er lett basisk). En del av metallene drives ut av skorsteinsventiler og danner en hydrotermisk sky som sprer seg i vannsøylen. Mye av partiklene i disse skyene avsettes som nedfall i nærliggende bunnsedimenter. Resten av metallene utfelles som metallsulfider og sulfater ved ventilasjonsstedet og produserer svarte eller hvite skorsteiner og hauger (Petersen m.fl. 2016). Sulfidforekomster som habitat og assosiert fauna er nærmere beskrevet i kapittel 3.2.

1.3.1 Leting etter havbunnsmineraler

Leting etter havbunnsmineraler foregår ved detaljert kartlegging av havbunnen. Innledningsvis innsamles data om bunntopografi som kan identifisere strukturer som domer, forkastninger og skråninger. Batymetriske og geofysiske data samles ofte inn fra autonome farkoster (AUV) som går eksempelvis 50 m over havbunnen og samler inn data langs forhåndsprogrammerte seilingsruter. Letevirksomhet i utredningsområdet ventes først å sette søkelys på områder med bratte fjellskråninger der manganskorper kan forekomme, eller området inntil ca. 100 km på begge sider av bruddsonen i den Arktiske midthavsryggen (AMOR), der sulfidmineraler ventes å ligge tilstrekkelig grunt (<10 m dyp) til å kunne oppdages med dagens leteteknologi.

Geofysiske og geokjemiske målinger brukes i letingen etter sulfidforekomster. De kjemiske stoffene som slippes ut i vannmassene fra aktive hydrotermale områder påvirker målbare verdier av bl.a. turbiditet, pH og metaninnhold. Utslag på målingene er i de fleste tilfeller korrelert med mengden sulfidmineraler, og avhenger av hvor høyt over havbunnen målingene foregår og om mineralene er begravet av senere sedimenter eller vulkanske bergarter.

Forekomster av manganskorper blir først og fremst påvist ved å kartlegge forekomst av bart fjell på havbunnen der det er lav sedimentasjon og dermed potensial for utfelling og avsetning av metalliske skorper. Dette gjøres for eksempel ved hjelp av multistråle-ekkolodd. Det er antatt, og observert noen steder, at det er gunstig for manganavsetning med minimum 20 graders helningsvinkel på havbunnen. Både indikasjoner på manganskorper på bart fjell og på sulfidforekomster basert på geofysiske og geokjemiske målinger, må bekreftes ved visuell inspeksjon og prøvetaking. Dette gjøres vanligvis med en undervannsfarkost (ROV), som styres fra et moderfartøy.

Uansett type mineraler det letes etter, så skriver OED i programmet for utredningen av konsekvenser av havbunnsmineralvirksomhet at:

(sitat) «en undersøkelsestillatelse vil være avgrenset geografisk og i tid. Den aktiviteten som kan skje i medhold av en undersøkelsestillatelse vil uansett ha minimale miljøkonsekvenser og loven krever derfor ikke egen konsekvensutredning for slik aktivitet...» (sitat slutt). (OED 2021 side 9).

Her vises det til havbunnsmineralloven (LOV-2019-03-22-7) og dette betyr at det ved eventuell åpning for mineralvirksomhet ikke vil bli stilt krav om konsekvensutredning for letefasen.

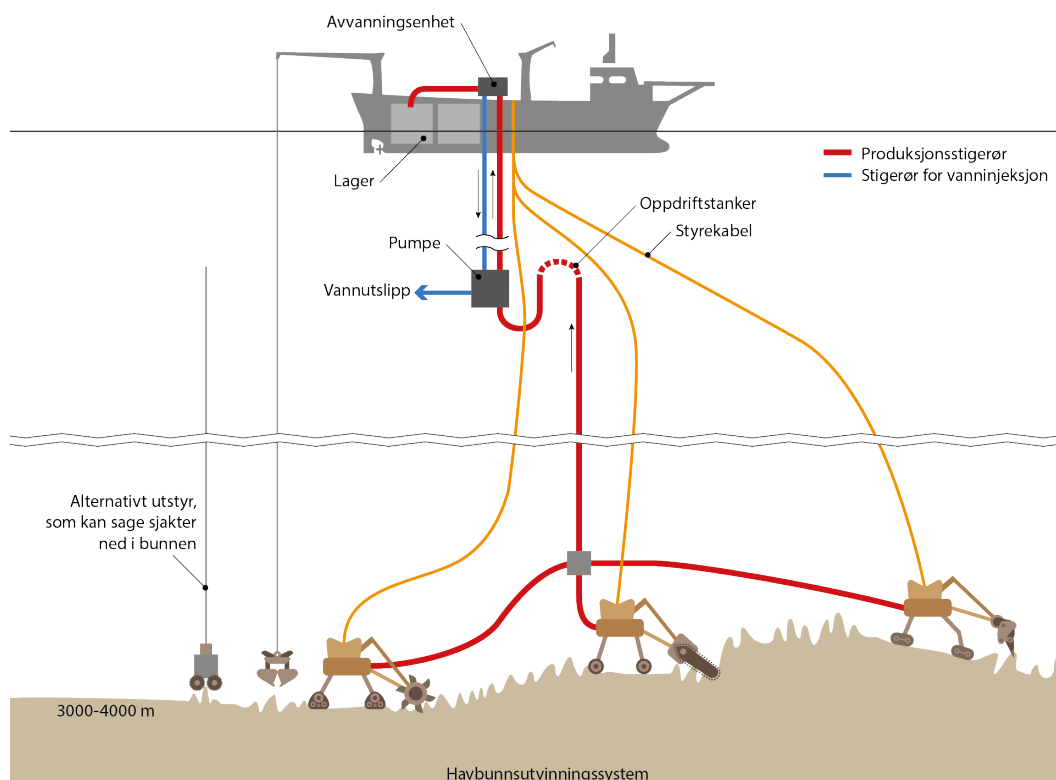
Mulige miljøvirkninger av leting må være avdekket og beskrevet i forbindelse med utarbeidelsen av grunnlaget for åpningsbeslutningen (foreliggende utredning).

1.3.2 Utvinning av havbunnsmineraler

Det foregår ikke utvinning av havbunnsmineraler noe sted i verdenshavene i dag. Foreslåtte konsepter for havbunnsmineralutvinning tar utgangspunkt i systemer der malmen brytes på havbunnen og transporteres opp til en produksjonsenhet på havoverflaten. Disse konseptene baserer seg i stor grad på eksisterende teknologier fra etablerte næringer, i hovedsak olje og gass, landbasert gruvedrift og skipsindustri. Utvinningen av havbunnsmineraler forventes å ville bestå av følgende trinn:

1. Fjerning av eventuell overdekning/sedimenter oppå malmforekomst på havbunnen
2. Bryting og oppsamling av mineralene (malmen) på havbunnen og klargjøring for vertikal transport
3. Vertikal transport av malmen fra havbunnen til produksjonsenhet på havoverflaten
4. Lagring og eventuelt avvanning av malm om bord på produksjonsenhet
5. Omlasting av malm fra produksjonsenhet til transportskip/lagringssystem
6. Transport av malm til landanlegg for videre bearbeiding

I de fleste utvinningsløsningene som er beskrevet skal vertikaltransporten av malmen foregå ved at denne knuses eller males ned til en masse/vannblanding (slurry) som så pumpes opp til produksjonsenheten gjennom en slange. På produksjonsenheten skilles vannet ut før malmen lagres. Vannet blir deretter sluppet til resipient (avvann), der utslippsdypet kan varieres. Imidlertid har man nå også begynt å se på andre løsninger for å heve malmen til overflaten uten at det produseres avvann (Oljedirektoratet 2021). Ifølge Teknologirapporten har utviklingen av tekniske løsninger for malmbryting kommet lengst for sulfidforekomster (vertikal utvinning), mens det foreligger lite dokumentasjon av teknologi for bryting av manganskorper (DNV 2021). En mulig løsning til utvinning av sulfider er vist i Figur 2.



Figur 2. Konseptuelt produksjonssystem for utvinning av sulfider fra havbunnen (figur fra OD).

1.3.3 Avslutning av virksomheten

Avslutning av virksomheten vil bli regulert av havbunnsmineralloven, der det stilles krav om utarbeidelse av en oppryddingsplan med konsekvensutredning. Oppryddingsplanen vil utarbeides på bakgrunn av anvendt produksjonsmetodikk, varighet av produksjonen og resultat av eventuell miljøovervåking utført i løpet av produksjonsfasen. Teknologirapporten (DNV 2021) slår fast at OSPAR-regler vil kreve at alt av teknisk utstyr på havbunnen skal fjernes når virksomheten avsluttes. Havbunnsmineralloven krever at avslutningsplanen legges frem senest to år før planlagt avslutning.

Som forutsetning for foreliggende utredning har OD antatt at gjennomsnittlig levetid for en virksomhet (utvinning fra en identifisert forekomst) vil være 1-3 år. Derfor kan en avslutningsplan mest hensiktsmessig utarbeides som en integrert del av prosessen med planlegging av utvinningen. Selve utvinningen ventes å ville bli gjennomført med bevegelig utstyr på havbunnen operert og styrt fra en dynamisk posisjonert (DP) overflateinnretning. Derfor vil det ikke være behov for faste installasjoner (bunnrammer, betongunderstell, rørledninger mv.) som skal disponeres etter avslutning, og fullstendig fjerning av utstyr fra havbunnen og fra havoverflaten vil ventelig være relativt enkelt.

Etter endt virksomhet kan det være aktuelt å rydde opp og re-etablere bunnhabitat, bunntopografi og havbunnen til en tilstand mest mulig lik førtilstanden. For manganskorper, der ressursen forekommer åpent på hardbunn uten sedimentoverdekning er det i praksis ikke mulig å re-etablere førtilstanden. Kunnskap om behov for og nyttevirkning av reetablering av havbunnen etter havbunnsmineralvirksomhet foreligger ikke, og det må gjøres konkrete vurderinger i hvert enkelt tilfelle.

For sulfidutvinning vil opprydding kunne inkludere tilbakeflytting av bunnmateriale (sedimenter) som har vært mellomlagret mens utvinningen har pågått. I kraft av kort produksjonstid vil omflyttet havbunnsmateriale kun i begrenset omfang være rekolonisert av f.eks. bunnfauna, slik at tilbakefylling av denne typen material i sjakter eller groper ikke ventes å medføre utsatt reetablering av stedegen fauna. Behovet for opprydding vil variere fra uttakspunkt til uttakspunkt, men antas generelt å være svært lite.

1.3.4 Avbøtende tiltak

For å begrense uønskete virkninger av aktiviteten, eller for å redusere risikoen for uhell/ulykker som kan føre til tap av liv, verdier eller medføre miljøskade kan det gjennomføres avbøtende tiltak. Disse kan være geografisk definert, der ulike aktiviteter ikke gjennomføres innenfor områder som rommer sårbare miljøressurser, eller i områder der driftsforholdene (vær, is) medfører økt risiko for uhell. Tiltak kan også være tidsmessig definerte, der perioder med tilstedeværelse av sårbare ressurser unngås, eller der perioder med utfordrende driftsforhold (mørketid, vinter) som øker risikoen for/konsekvensen av uhell og ikke planlagte hendelser unngås.

Tekniske avbøtende tiltak kan innføres i form av driftskrav/utstyrsspesifikasjoner i retningslinjer og veiledninger for virksomheten, og geografiske og tidsmessig avbøtende tiltak kan innføres. Mulige avbøtende tiltak for de ulike påvirkningstypene er diskutert i kapittel 3 og oppsummert for de påvirkningene med størst konsekvens i kapittel 4.

2 Metode for vurdering av virkninger på naturmiljø

Konsekvensutredningen før åpning skal avdekke de overordnede påvirkninger knyttet til mulig åpning av hele eller deler av utredningsområdet for havbunnsmineralvirksomhet. Prosessen har likhetstrekk med åpningsprosessene som har vært gjennomført forut for åpning av havområder for petroleumsvirksomhet. For å avdekke faktiske eller mulige virkninger og konsekvenser av en påvirkning, må man ha kunnskap om påvirkningen, kunnskap om hvilke miljøverdier (arter eller økosystem) som kan påvirkes, samt kunnskap om de enkelte miljøverdiens sårbarhet for denne påvirkningen. Konsekvensen av en aktivitet er summen av konsekvensen av alle påvirkningene som aktiviteten medfører på alle typer ressurser, bestander og økosystemprosesser.

Norske havområder forvaltes blant annet gjennom en helhetlig, økosystembasert forvaltningsplan (Meld. St. 20 (2019-2020)). I arbeidet med forvaltningsplanen er det utviklet et verktøy for utredning og vurdering, med tilhørende begrep og definisjoner, og det er utviklet indikatorer som overvåkes for å fange opp virkninger av en rekke miljøpåvirkninger. Begrepene miljøverdi, påvirkning og sårbarhet er i foreliggende utredning hentet fra Faglig forum for norske havområders arbeid i forbindelse med forvaltningsplanen. Vurdering av virkninger av havbunnsmineralvirksomhet for naturforhold og miljø er gjennomført i tre trinn:

1. Etablere oversikt over mulige påvirkningstyper på ulike miljøverdier/miljøressurser ved ulike aktiviteter
2. Gjøre rede for miljøverdiens sårbarhet for de ulike påvirkningstyper
3. Vurdering av miljøkonsekvens

Vurderinger dekker aktiviteter på/i havet knyttet til leting, utvinning og avslutning etter havbunnsmineralvirksomhet (jfr. utredningens avgrensninger presentert i kapittel 1.1).

2.1 Mulige påvirkningstyper

I forbindelse med utvikling av en regional forvaltningsplan for sulfidforekomster ved den Midtatlantiske ryggen har ISA (International Seabed Authority¹) gjennomført en serie tekniske studier og arbeidsmøter med internasjonale spesialister og forskere for kartlegging av mulige miljøkonsekvenser ved mineralutvinning (f.eks. Weaver m.fl. 2019 og Cleary m.fl. 2019). Basert på dette arbeidet og internasjonale publikasjoner som beskriver mulige konsekvenser ved havbunnsmineralvirksomhet er hovedtyper av miljøpåvirkninger sammenfattet og beskrevet i utredningsprogrammet. Denne utredningen tar for seg vurdering av konsekvenser av påvirkninger (Tabell 1) som er beskrevet i utredningsprogrammet, innkomne høringssvar og departementets evaluering av disse.

Påvirkning: En forandring i leveforhold (temperatur, oksygeninnhold, pH, lys eller konkurranse) som medfører respons hos en organisme. Eksempler på påvirkninger er fysisk respons på f.eks. utslipp av partikler, kjemikalier og metaller, undersjøisk støy, vibrasjoner, kunstig lys og introduserte arter. Ulike arter og livsstadier har ulik reaksjon på samme påvirkning, og påvirkninger kan også forsterke effektene av hverandre. Graden av respons kan variere fra passiv registrering av forandringen uten reaksjon, til mottiltak (f.eks. økt respirasjon, flukt eller aktiv motstand mot en predator).

Hver enkelt aktivitet ved utvinning av mineraler på havbunnen fører til ulike påvirkninger på økosystemet. For de fleste påvirkninger er det i den praktiske forvaltningen mulig å gjøre avbøtende tiltak. Det er derfor viktig å kjenne til og beskrive de ulike miljøverdiens sårbarhet for den enkelte påvirkning (tilpasset etter definisjon fra Faglig forum).

¹ <https://www.isa.org.jm/>

For hver hovedtype av påvirkning i Tabell 1 finnes det en eller flere påvirkningsmekanismer på ulike naturverdier. For eksempel er irritasjon av gjeller hos fisk eller tilstopping av filtreringsorganer hos svamp påvirkninger som kan oppstå som følge av spredning av partikler i vannmassen. Et annet eksempel under samme påvirkningstype er endringer i lysforhold for pelagisk beitende organismer. Detaljering av mulige påvirkningsmekanismer og miljøverdiers sårbarhet for disse er beskrevet i kapittel 3.

Tabell 1. Påvirkninger, aktiviteter og miljøverdier som er vurdert for havbunnsmineralvirksomhet.

Påvirkning	Aktivitet/kilde	Miljøverdi
Fysisk påvirkning på bunnhabitat og organismer	Fjerning av habitat og organismer ved uttak (ekstraksjon) av malm Deponering (mellomlagring) av overdeknings sediment før ekstraksjon Inntak av vann til løftesystem («bifangst» ved innsuging)	Bunnsamfunn
Endringer i geokjemiske og fysiske egenskaper på havbunnen	Ved stikkprøvetaking ved leting Ekstraksjon fra havbunnen Bunnmodifikasjoner ved rehabilitering	Bunnsamfunn
Spredning av partikler i vannmassene	Stikkprøvetaking av havbunnen ved leting Utslipp av returvann ved avvanning Bunnaktivitet ved ekstraksjon fra havbunnen Bunnmodifikasjoner ved rehabilitering	Bunnsamfunn Fisk Plankton
Tildekking av organismer ved partikkelavsetning på havbunnen	Stikkprøvetaking av havbunnen ved leting Utslipp av returvann ved avvanning Bunnaktivitet ved ekstraksjon fra havbunnen Bunnmodifikasjoner ved rehabilitering	Bunnsamfunn
Eksponering for metaller	Fragmentering/knusing av malm under ekstraksjon Utslipp av returvann ved avvanning	Fisk Plankton Sjøpattedyr
Eksponering for kjemikalier	Utslipp av returvann ved avvanning Utslipp av kjølevann fra produksjonsenhet	Plankton Fisk Sjøpattedyr
Støy, vibrasjoner og lys	ROV/AUV ved leting og utvinning Havbunnsutstyr/maskiner på havbunnen ved utvinning og avslutning Overflatefartøy ved leting, utvinning og avslutning	Fisk Sjøpattedyr Sjøfugl
Introduksjon av fremmede arter	Flytting mellom lokasjoner med ulik fauna (påvekst på skipsskrog og bunnutstyr) Utslipp av ballastvann	Bunnsamfunn Plankton
Energiforbruk og klimagassutslipp	Drivstofforbruk med utslipp av CO ₂ , NO _x , nmVOC og SO _x fra støttefartøy, produksjonsenhet, eksportfartøy ved leting, utvinning og avslutning	Atmosfære

2.2 Forventet arealbruk ved utvinning

Den geografiske utstrekningen av en aktivitet og influensområdet for eksempelvis partikkelspredning og avsetning som følger av aktiviteten, er avgjørende for de romlige virkningene. Varighet og påvirkningsgrad utgjør de to øvrige hovedpilarene i en konsekvensvurdering.

Det er ikke laget aktivitetsscenarioer for havbunnsmineralvirksomhet, da ressursgrunnlaget er usikkert og fortsatt under utarbeidelse, samtidig som utvikling av teknologi i industriell skala også pågår. Påvirkningstypene som presenteres og vurderes er generiske og vil kunne medføre ulike virkninger i forskjellige deler av utredningsområdet. Hvilke teknologier som eventuelt vil bli brukt og vurdering av virkninger er gjort på et generelt grunnlag, relatert til ulike typer teknologiske løsninger for leting, utvinning og avslutning, med tilhørende aktiviteter. For å vurdere konsekvens av fysisk påvirkning på havbunnen og partikulære utslipp har Oljedirektoratet skissert følgende mulige arealbruk ved utvinningsaktiviteter:

- 1 Sulfidutvinning dekker et havbunnsareal på 0,2 - 0,5 km² pr utvinningslokalitet og årlig produksjon på 2-3 millioner tonn malm
- 2 Utvinning av manganskorper har et gjennomsnittlig areal 20 km² pr utvinningslokalitet. Årlig produksjon pr lokalitet er 2-3 millioner tonn malm

For utvinning av både sulfider og manganskorper legges det til grunn 1 - 3 års drift per utvinningsområde. Det er antatt en daglig produksjonsrate på 6800 og 7400 tonn for hhv. sulfid- og manganskorpe. Mengden vann som er nødvendig for å pumpe opp malm til overflatefartøy i denne størrelsesorden er mellom 55 000 m³ og 68 000 m³ (Oljedirektoratet 2022). Det aller meste av vannet slippes tilbake til sjøen under avvanning, med en antatt partikkelkonsentrasjon på inntil 6 000 mg/l (DNV-GL 2016, DNV 2021). Det understrekes at dette er usikre anslag som må anses som eksempler på arealbruk og produksjon basert på dagens kunnskapsnivå.

Det er ikke definert et bestemt antall utvinningsprosjekt og det er derfor ikke lagt til grunn eksempler på totalt påvirket areal innenfor utredningsområdet. Dette påvirker metode for vurdering av romlig utstrekning av påvirkningene (se kapittel 2.4). Det legges til grunn at det kan foregå aktivitet ved flere utvinningslokaliteter samtidig og det er gjort vurderinger av samtidig/parallell aktivitet med hensyn til for eksempel avstand for påvirkningstypene der det er av betydning.

Utvinning av sulfider antas først å konsentreres til inaktive forekomster i et område på ca. 100 km på begge sider av den Arktiske midthavsryggen, der påleiring av marine sedimenter fortsatt er tilstrekkelig liten til at mineralene kan påvises, mens manganskorper ventelig vil bli utvunnet fra sjøfjell, fjellvegger og skråninger med mer enn 20 graders helling og uten overliggende marint sediment hvor som helst innenfor utredningsområdet.

2.3 Miljøverdiens sårbarhet

Faglig forum bruker samlebegrepet *miljøverdi* om økosystemkomponenter eller grupper av disse. Sårbarhet og konsekvenser er beskrevet og vurdert for følgende miljøverdier:

- Bunnsamfunn
- Plankton
- Fisk
- Sjøpattedyr
- Sjøfugl

Miljøverdiene i utredningsområdet er beskrevet i grunnlagsrapporter for naturtyper og bentiske økosystemer utarbeidet av Universitetet i Bergen (Pedersen m.fl. 2021), det pelagiske økosystem av Havforskningsinstituttet (Kutti m.fl. 2021) og sjøfugl av Norsk Polarinstitutt (Strøm m.fl. 2021). Det henvises til disse for utfyllende informasjon om miljøverdiens utbredelse og status i utredningsområdet.

Det er sparsomt med data og kunnskap om utbredelse og sårbarhet av arter, naturtyper og habitater i dyphavs-områdene. Der slikt finnes, er kjente grenseverdier for effekter av påvirkning benyttet i vurderinger av sårbarhet. For flere av påvirkningene finnes det imidlertid ikke kunnskap om grenseverdier for effekter på miljøverdier i utredningsområdet og det er gjort vurderinger basert på grenseverdier for referanse-organismer. Her er erfaringer fra fysisk håndtering av borekaks i petroleumsindustrien, mudring og deponering av gruveavgang (finmalt stein som blir igjen etter at mineralene er hentet ut av malmen) viktige kilder til data om miljøverdiens sårbarhet for påvirkninger fra havbunnsmineralvirksomhet.

Sårbarhet er i forvaltningsplanene definert som en art eller naturtypes iboende evne til å opprettholde sin naturtilstand i møte med en eller flere ytre påvirkninger, uavhengig av om påvirkningen finnes eller ikke. Sårbarhet sier noe om evne (eller manglende evne) til å tåle påkjenninger og stress som kan føre til skade. Sårbarhet er bestemt av egenskaper, levemåte, regenerasjonsevne ved skade, om bestanden er livskraftig, dens spredningsevne mm. Sårbarhet kan beskrives på individnivå, populasjonsnivå og samfunnsnivå. Sårbarhet kan også være knyttet til livsstadium. For eksempel, tidlige livsstadier (egg og larver) er mer individuelt sårbare enn voksne individer (Faglig forum).

Ved vurdering av sårbarhet for habitat og fauna tilknyttet sulfidforekomster og sjøfjell med manganskorper er kriterier fra den internasjonale biomangfoldskonvensjonen EBSA² (Ecologically or Biologically Significant Marine Areas) lagt til grunn (Tabell 2).

Tabell 2. Kriterier fra EBSA med beskrivelser av kriteriekrav (Eriksen m.fl. 2021).

Nr	Kriterium	Beskrivelse
1	Unikhet/sjeldenhet	Området inneholder enten (i) unike ("den eneste av sitt slag"), sjeldne (opptrer kun i få lokaliteter) eller endemiske arter, populasjoner eller samfunn, og/eller (ii) unike, sjeldne eller distinkte habitater eller økosystem; og/eller (iii) unike eller uvanlige geomorfologiske eller oseanografiske egenskaper
2	Livshistorisk viktige	Områder som kreves for at en populasjon skal overleve eller trives
3	Viktighet for truede eller nedadgående arter og/eller habitater	Område som inneholder habitat for overlevelse og restitusjon av truede eller nedadgående arter eller områder med betydelig ansamling av slike arter
4	Sårbarhet, skjørhet, følsomhet eller lav restitusjonsevne	Områder som inneholder en relativt høy andel av følsomme habitater, biotoper eller arter som er funksjonelt skjøre (høy sjanse for forringelse eller utryddelse ved menneskelig aktivitet eller ved naturlige hendelser) eller med sen restitusjon
5	Viktighet for biologisk produktivitet	Området inneholder arter, populasjoner eller samfunn med relativt høyere naturlig biologisk produktivitet
6	Viktighet for biologisk mangfold	Området inneholder relativt høyere mangfold av økosystemer, habitater, samfunn eller arter eller har et høyere genetisk mangfold
7	Naturlighet	Område med en relativt høyere grad av naturlighet som følge av mangel på eller lavt nivå av menneskeskapt forstyrrelse eller forringelse

Disse kriteriene er også brukt ved identifisering av særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) i forvaltningsplanen for norske havområder. SVO er områder som har vesentlig betydning for det biologiske mangfoldet og den biologiske produksjonen i havområdet, ofte også utenfor områdene selv. SVO-er gir ikke direkte virkninger i form av begrensninger for næringsaktivitet, men signaliserer viktigheten av å vise aktsomhet i disse områdene. I det marine miljøet forekommer slike viktige områder ofte der det er spesielle topografiske eller oseanografiske forhold; for eksempel havstrømmer, bunntopografi, dybdeforhold og overgangssoner mellom

² <https://www.cbd.int/ebsa/resources>

sjø og fast grunn (land eller is). Innenfor utredningsområdet er Vesterisen definert som et SVO (Meld. St. 20 (2019-2020)). Det er nylig foretatt en miljøverdivurdering for eksisterende og mulige nye SVO-er. Dette førte til at Havforskningsinstituttet i 2021 foreslo to nye SVO-er innenfor utredningsområdet: Den Midtatlantiske rygg og dyphavsområdene i Norskehavet (Eriksen m.fl. 2021).

2.4 Vurdering av konsekvens

Vurderinger av konsekvenser er basert på varighet, styrke og romlig utbredelse av påvirkningen. Det er gjort estimater for romlig utbredelse (effektområder) basert på arealbruk for virksomheten som presentert i kapittel 2.2, kunnskap om spredning og kjente grenseverdier for effekter av påvirkningen på miljøverdier der det finnes.

Det er ikke utført modelleringsstudier av partikkelspredning og sedimentering i forbindelse med åpningsprosessen for havbunnsmineralvirksomhet. Vurdering av konsekvenser ved eksponering for partikler som spres i vannsøylen og sedimenterer er basert på erfaringer fra modellering av utstrekning av partikkelskyer fra internasjonale havbunnsmineralprosjekter, studier utført i forbindelse med petroleumsvirksomhet og sjødeponering av gruveavgang. Avstander for sedimentering (avsetning, deponering), tykkelse og konsentrasjoner av partikler i vannmassen vil avhenge av tekniske løsninger og miljøforholdene på utvinningslokaliteten. Grad av miljøkonsekvens vil i stor grad være prosjektspesifikk. En del av pilotstudiene internasjonalt gjelder for utvinning av mangannoduler. Erfaring herfra er overført til utvinning av manganskorper og sulfider innenfor utredningsområdet der det er vurdert å være relevant.

For vurdering av miljøkonsekvenser fra havbunnsmineralvirksomhet i utredningsområdet er vurderingsskala fra Faglig forum for norske havområder (2019) lagt til grunn. Konsekvensnivå basert på påvirkningsgrad, varighet og romlig utbredelse av ulike påvirkning vurderes mot fem konsekvensnivå: «ingen», «liten», «middels», «stor» eller «kunnskapsmangler» (Tabell 3). Nedenfor er det gitt forklaring på hvordan skalaen er brukt.

Varighet: Konsekvensnivået av en påvirkning (på en miljøverdi) bestemmes av miljøverdiens evne til restitusjon tilbake mot tilstanden som den var i før påvirkningen. Det er imidlertid ikke alltid at restitusjon medfører at et habitat eller en ressurs kommer til å opptre i samme tilstand eller antall som før påvirkningen. Siden det er lite kunnskap om utbredelse av naturtyper og sårbare miljøverdier i utredningsområdet er restitusjonstid etter påvirkning vurdert for typisk fauna for de vurderte naturtypene. For vurdering av fysisk påvirkning og spredning av partikler er det lagt til grunn at naturtypene sjøfjell med assosiert fauna og hydrotermale organismesamfunn er til stede ved aktuelle utvinningslokaliteter. Flere av miljøverdiene som forekommer i disse naturtypene antas å ha lang restitusjonstid, pga. lav konnektivitet og/eller saktevoksende habitatformede organismer som koraller (stein- og bløtkoraller), store svamper og svampegrunn, og dette er lagt til grunn ved vurdering av varighet av disse påvirkningstypene.

Restitusjonstid vurderes uten hensyn til avbøtende tiltak. I tillegg til varighetsskalaen i Tabell 3 skilles det mellom irreversible og bestands- eller økosystemrelaterte virkninger for påvirkning med langsiktig varighet.

Romlig utbredelse: Da vi ikke har detaljert kunnskap om hvilke organismer som forekommer i ulike deler i utredningsområdet har vi ved vurdering av romlig utbredelse ved fysisk påvirkning og spredning av partikler lagt til grunn sårbare *områder* (naturtypene sjøfjell og assosiert fauna og hydrotermale organismesamfunn) og ikke bestander eller årsklasser av enkeltarter. Det er ikke definert totalt mulig arealbruk for havbunnsmineralvirksomhet og det foreligger heller ikke kunnskap om hvor stort samlet areal som dekkes av henholdsvis manganskorper og sulfidforekomster med assosierte organismesamfunn. Ved vurdering av romlig utstrekning av påvirkningene er enheten det vurderes mot derfor *ett* sjøfjell eller *en*

sulfidforekomst og ikke *totalforekomst* av disse i utredningsområdet. Det innebærer at vurderingene er konservative og at prosjektspesifikke konsekvensvurderinger senere kan konkludere med lavere konsekvensnivå basert på stedsspesifikke kartlegginger og registreringer.

Tabell 3. Skala for vurdering av samlet påvirkning og miljøkonsekvenser fra Faglig forum for norske havområder (2019).

Konsekvensnivå	Ingen	Liten	Middels	Stor	Kunnskapsmangler
Konsekvens	Ingen påvisbar	Påvisbar konsekvens	Påvisbar konsekvens	Påvisbar konsekvens	Vesentlige kunnskapsmangler gjør det umulig å vurdere konsekvens
Varighet		Kort varighet	En viss varighet, dvs. mindre enn en generasjon (for en organisme), eller mindre enn en naturlig syklus (for et system)	Langsiktig; dvs. mer enn en generasjon eller syklus påvirket	
Romlig utbredelse		Liten del av bestand /område	Betydelig andel av bestand, årsklasse, system eller område påvirket	Stor andel av bestand, område eller årsklasse påvirket	

2.4.1 Samvirkende eller kumulative effekter

Metodene for å vurdere samvirkende eller kumulative effekter for norske havområder er under kontinuerlig utvikling gjennom bl.a. arbeider til Faglig forum. I denne utredningen brukes dagens metode foreslått av Faglig forum (KLIF 2011). Metoden som den fremstår per nå er basert på additive miljøvirkninger, dvs. summen av de individuelle effektene (Halpern m.fl. 2008). Synergistiske eller antagonistiske effekter er ikke inkludert siden eksisterende metoder gir for store usikkerheter når disse tas med. Antagonistiske effekter vil gi en lavere påvirkning ($1+1 < 2$), og synergistiske effektene en høyere påvirkning ($1+1 > 2$), enn summen av individuelle virkninger. De samlede påvirkningene er krevende å vurdere siden ulike aktiviteter samlet kan virke på en mer komplisert måte enn rent additivt. En av erfaringene fra forvaltningsplan Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten var at metoden måtte forenkles av praktiske grunner (Faglig forum 2019). Vurderingene i foreliggende rapport vil derfor også basere seg på kun additive miljøvirkninger.

2.4.2 Usikkerhet

Usikkerhet forstås i en risikofaglig kontekst som det å ikke vite sann verdi av en størrelse eller fremtidige konsekvenser av en aktivitet. Konsekvensutredning som verktøy til å forutsi virkninger er beheftet med usikkerhet. Dette gjelder også i foreliggende studie. Dyphavet er lite kartlagt, og dagens kunnskap om en rekke egenskaper ved både havbunnsmineralvirksomhet og miljøverdier som kan påvirkes er svært sparsom. Det innebærer at det er lagt til grunn antakelser om både selve aktiviteten og tilstedeværelse av miljøverdier og deres sårbarhet i utredningen. Usikkerhet og kunnskapsmangler knyttet til virksomheten og miljøverdier er belyst for de ulike utredningstemaer i kapittel 3. Der det er stor usikkerhet vil videre kunnskapsinnhenting før eventuell igangsetting av virksomhet kunne bidra til å gi mer presise beskrivelser av mulige virkninger av aktuelle påvirkninger. Kunnskap kan frembringes gjennom forskning eller gjennom kartlegging/forundersøkelser før virksomhet igangsettes.

Usikkerhet kan påvirke konsekvensvurderingsmetodens egnethet, der eksempelvis manglende kunnskap om arters generasjonstid eller livssyklus i et miljø dominert av konstant lave temperaturer og fravær av dagslys gjør det utfordrende å vurdere restitusjon og gjenetablering etter en påvirkning. I samråd med oppdragsgiver er det valgt å benytte metoden utviklet av Faglig forum uten modifikasjoner eller justeringer for denne typen forhold (Tabell 3).

3 Konsekvenser for naturforhold og miljø

I dette kapitlet presenteres og vurderes virkninger av havbunnsmineralvirksomheten ved utvinning av sulfider eller manganskorper i tre aktivitetsfaser, leting, utvinning og avslutning. Det er innledningsvis gitt en introduksjon til habitat og fauna tilknyttet manganskorper (kapittel 3.1) og sulfidforekomster (kapittel 3.2) før de respektive påvirkninger vurderes i de etterfølgende kapitler.

Habitat med abiotiske miljøforhold som er annerledes enn omgivelsene forekommer geografisk spredt (f.eks. varme kilder). Dette medfører at nyrekruttering av arter må skje mellom geografisk isolerte bestander. Begrepet konnektivitet beskriver i hvilket omfang habitat med sammenlignbare levetilstander for en gitt art er adskilt av eksempelvis geografiske (avstand) eller fysiske (strømretning) forhold som begrenser utveksling av individ. Nærmeste sammenligning kan være isolerte øygrupper i de store oseanene, eller isolerte mindre vann eller dammer uten fysisk forbindelse i form av bekker eller vassdrag på land.

Lav konnektivitet medfører at arter har vanskeligere for å spre seg til og kolonisere egnet habitat, mens høy konnektivitet gjør at arter enkelt kan kolonisere egnet habitat og utvide sitt utbredelsesområde. Fastsittende organismer er avhengig av frittsvømmende larvestadier for å spre seg til nye habitat. Lav konnektivitet medfører endemisme og over tid utvikling av nye arter. Det er, alt annet likt, et omvendt forhold mellom konnektivitet og mulighet for reetablering av faunasamfunn etter en forstyrrelse. En kan si at habitat som har lav konnektivitet har høy sårbarhet på grunn av artenes begrensede evt. fraværende evne til å gjenetablere seg etter en forstyrrelse.

Dyphavsområdene i utredningsområdet er lite kartlagt og undersøkt. Det er følgelig kunnskapsmangler knyttet til faunasammensetning og organismenes livssyklus, sårbarhet for påvirkning fra havbunnsmineralvirksomhet og restitusjonspotensiale etter skade. Dette medfører at det er usikkerhet tilknyttet vurdering av konsekvenser for flere av påvirkningene fra mineralvirksomhet. Dette gjelder for fysisk påvirkning av bunnhabitat og organismer (3.3), fysiske og geokjemiske endringer av havbunnen (3.4), spredning av partikler i vannmassen og til havbunnen (3.5), eksponering for toksiske stoffer (3.6) og støy, vibrasjoner og kunstig lys (3.7).

3.1 Habitat og fauna tilknyttet manganskorper

Manganskorpe dannes på bart fjell på undervannsrygger og sjøfjell som stikker opp over havbunnen. Sjøfjell er fremtredende trekk i utredningsområdets bunntopografi (batymetri). Habitatet ved sjøfjell er karakterisert av hardbunn der heterogenitet og variasjon i dyp er en viktig faktor for artssammensetning i dyresamfunn (Fukushima 2007, Roberts m.fl. 2006).

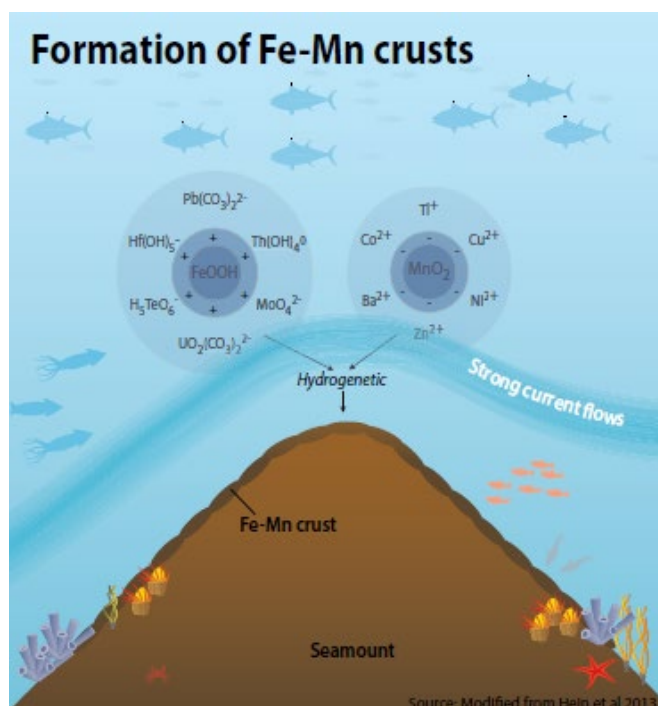
Giana m.fl. (2016) har sammenfattet informasjon om forekomst av sjøfjell i det nordlige Atlanterhavet. Basert på ekkolodd-/sonardata har forfatterne registrert 131 antatte sjøfjell for området mellom Island i sør, Grønland i vest, Norge i øst og opp til om lag 75 grader nord. I samme artikkel siteres et arbeid av Epp og Smooth fra 1989, som har registrert ca. 800 sjøfjell i Atlanterhavet mellom Island og Ekvator.

Det er ikke full overlapp mellom registreringsområdene til Giana m.fl. og utredningsområdet, og det totale antall og lokalisering av sjøfjell i utredningsområdet er ukjent, men de 131 sjøfjellene er registrert i områder av varierende geologisk alder (mellom 6 og 52 millioner år). Det er dermed sannsynlig at det finnes uoppdagede sjøfjell også innenfor utredningsområdet.

Ifølge Universitetet i Bergens grunnlagsrapport er det ikke utført statistiske analyser av artsdiversitet ved manganforekomster i Norge (Pedersen m.fl. 2021). I utredningsområdet generelt vil sjøfjell gi livsmuligheter for fastsittende fauna som koraller og svamp som filtrerer næringspartikler fra vannkolonnen og utgjør viktig habitat for assosiert fauna.

Ved vurdering mot EBSA-kriteriene (jfr. Tabell 2) vil sjøfjell med assosiert bunnfauna i dyphavet generelt score høyt eller middels på kriteriene unikheter/ sjeldenhet, viktighet for truede eller nedadgående arter og/eller habitater, sårbarhet, skjørhet, følsomhet eller lav restitusjonsevne, og viktighet for biologisk mangfold pga. forekomster av og/eller at de utgjør egnet habitat for korall- og svampskog. Disse samfunnene skaper oppvekst- og leveområder for assosiert fauna og er vurdert som truet av OSPAR (OSPAR 2008) og står på den norske rødlisten over naturtyper (Artsdatabanken 2018).

Dyphavet i utredningsområdet er i liten grad kartlagt og vi har lite kunnskap om faunasammensetning der. Universitetet i Bergen har kartlagt fauna langs to videotransekter ved et sjøfjell dekket av manganskorper i utredningsområdet (Lofotenbassenget). De fant at den megabentiske faunaen der i stor grad var tilsvarende som i andre bentiske samfunn på tilsvarende dyp (2300 - 2500 meter). Dyresamfunnet var dominert av horn- og kiselsvamper, glassvamp, sjøliljer og en uidentifisert sjøanemone. Den mobile faunaen var dominert av dypvannsreker, noen få observasjoner av kongsnegl, og fiskene arktisk ålebrosme og



Figur 3. Illustrasjon av dannelse av manganskorper. Kilde: Secretariat of the Pacific Community (SPC 2013a). Figuren er gjengitt fra original publikasjon uten endring.

kongeringbuk. Disse undersøkelserne utgjør et tynt kunnskapsunderlag og gir ikke grunnlag for å trekke konklusjoner om fauna ved sjøfjell i utredningsområdet.

Sjøfjell i Stillehavet er bedre undersøkt (se f.eks. SPC 2013a og referanser deri) enn i utredningsområdet og faunaen er typisk dominert av dypvannskoraller og svamptamfunn og i tillegg huser encellede foraminiferer (poredyr), pigghuder (sjøstjerner, slangestjerner, sjøpølser, sjøliljer), krabber og sekkedyr (Clark m.fl. 2011). Dette er kjente dyregrupper fra typisk hardbunn i norske farvann og AMOR (Eriksen m.fl. 2021, Bell m.fl. 2016). Ved sammenligning av sjøfjell med og uten manganskorpe utenfor Hawaii bli det ikke funnet signifikant forskjell i antall dyr eller artsgrupper (Clark m.fl. 2011).

Kunnskap om dyreplanktonartenes mengder, fordelinger, produksjon og trofiske interaksjoner innenfor utredningsområdet er ifølge Havforskningsinstituttet begrenset og meget mangelfull på større dyp enn 700-1000 meter (Kutti m.fl. 2021). I andre deler av verden er vannmassene over sjøfjell kjent for å huse tette forekomster av fisk, som igjen tiltrekker seg sjøfugl og marine pattedyr (begrenset av vanddyp). I Stillehavet er dette kjente plasser for linefiske etter større pelagiske og bentopelagiske fiskearter (gulltunfisk, albakor, bukstripet bonitt og diverse dypvannssnappere og hai) (se Clark m. fl 2011 og referanser deri), men i utredningsområdet pågår det lite fiskeri rundt kjente sjøfjell (se kapittel 6.1 for mer detaljer om fiskeri). Man antar at det rike fiskelivet over undersjøiske fjell i Stillehavet skyldes at det dannes konstante topografiske strømvirvler slik at vannmassene og dyreplankton konsentreres og holdes i området over lengre tid (Roberts m.fl. 2018, Clark m.fl. 2011). Slike topografiske strømvirvler er kjent fra både Schulzbanken og Mohns- og Knipovichryggen hvor det er observert retensjon av partikler over områdene (Roberts m.fl. 2018 referert til i Kutti m.fl. 2021), men data over fiskeriaktivitet i utredningsområdet kan altså tyde på at det ikke er slike ansamlinger av fisk over sjøfjell i utredningsområdet.

Grunnlagsrapporten for det pelagiske økosystemet i de nordiske hav fra Havforskningsinstituttet setter søkelys på det pelagiske systemet i utredningsområdet generelt og ikke spesifikt for pelagiske system som er knyttet til sulfidforekomster eller sjøfjell med manganskorper (Kutti m.fl. 2021). De viktigste dyreplanktongruppene i de nordiske havområdene er mikrodyreplankton, hoppekreps, muslingkreps, pilormer, krill, amfipoder, pelagiske reker, geléplankton, pelagiske snegler, dessuten fiskeegg og -larver (Kutti m.fl. 2021). I rapport for gjennomgang av miljøverdier ved SVO i norske havområder beskriver Havforskningsinstituttet dyphavsområder i utredningsområdet som særdeles viktige som overvintringsområder og reservoar for hoppekreps (*Calanus*). Området er også helårs leveområde for mesopelagiske fiskearter, som laksesild, liten laksetobis og nordlig lysprikkfisk, i tillegg til krill, amfipoder og blekksprut (Eriksen m.fl. 2021).

3.2 Habitat og fauna tilknyttet sulfidforekomster

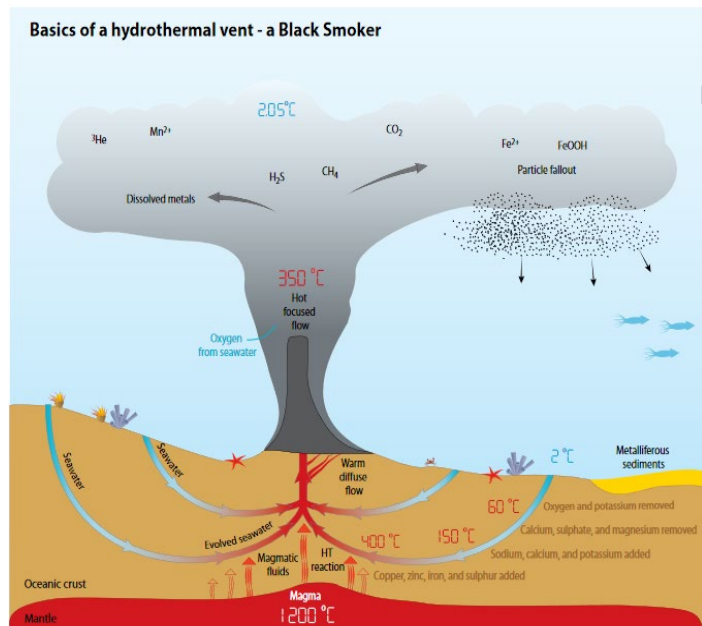
Hydrotermale forekomster rommer flere ulike type habitater. De har partier med hard bunn, og områder med grove rasavsetninger og med mer finkornete marine avsetninger, i tillegg til aktive og evt. inaktive skorsteiner. Det skiller i utredningen mellom konsekvenser for natur og miljø for aktive og inaktive sulfidforekomster.

Aktive sulfidforekomster gir grunnlag for et unikt miljø med en rekke såkalte kildeendemiske arter, dvs. arter som kun lever på og rundt aktive forekomster. Flere av disse har et symbiotisk forhold til kjemoautotrofe mikroorganismer. Globalt omfatter kjente kildeendemisk arter minimum 600 arter (Desbruyères m.fl. 2006) som inkluderer mikroorganismer (Gonnella m.fl. 2016), snegler, børstemark, krepsdyr og også noen arter av fisk (Wolff 2005, McDermott m.fl. 2022). De ulike kildeendemiske artene varierer fra region og havområde og ingen (eller svært få) av artene har global utbredelse (Desbruyères m.fl. 2006, se også Dover 2011 og referanser deri).

Aktive kilder i grunne farvann (< 200 meter vanddyb) rommer en mindre spesialisert og endemisk fauna enn kilder i dyphavet (Pedersen m.fl. 2021).

Registrert bunnfauna på de åtte kjente kildeforekomstene langs den norske delen av AMOR er dominert av arter som også er kjent fra omkringliggende hardbunns- og bløtbunns habitat, men varierer innad og mellom forekomstene. Lokeslottet har en betydelig andel kildeendemiske arter. Undersøkelser har dokumentert høye tettheter av amfipoder, små snegler og børstemark, samt anemoner, nakensnegler, mosdyr, sjøliljer, svamp (Cladorhizidae) og kalksvamp (se Pedersen m.fl. 2021 og referanser deri). Sammen med andre arter som kan tolerere og/eller indirekte utnytte de ekstreme forholdene (ofte omtalt som bakgrunnsfauna) dannes det et særegent dyresamfunn.

I tillegg til å tilpasse seg de ekstreme forholdene mht. kjemi og varierende temperaturer må de kildeendemiske artene tilpasse seg et habitat som er flekkvis utbredt og som kan forsvinne som følge av f.eks. vulkansk eller tektonisk aktivitet. Dette betyr at nålevende kildeendemiske arter må ha utviklet sprednings- og rekrutteringsmekanismer som gjør det mulig å «regelmessig» rekolonisere nye habitat (Gollner m.fl. 2017). Gonnella m.fl. (2016) viste at 99,9% av bakterier som var antatt å være endemiske for aktive kilder også kunne finnes igjen i vannprøver tatt på åpent hav. Dette tyder på at åpent hav fungerer som en frøbank og kan forklare hvordan bakterier kan kolonisere aktive kilder over store geografiske områder



Figur 4. Illustrasjon av en aktiv hydrotermisk skorstein. Skorsteinen vokser ved pålagring av mineraler fra det utstrømmende vannet og kan nå en høyde på flere titalls meter før den raser og danner hydrotermiske hauger som kan bli flere hundre meter i diameter. Den hydrotermiske skyen (vannet) inneholder mineralpartikler, oppløste ioner og gasser med høy temperatur (lav tetthet) og kan stige opp i en høyde 200-300 meter over havbunnen. De tyngste faller ned og bidrar til oppbyggingen av mineralhaugene. Kilde: Secretariat of the Pacific Community (SPC 2013b). Figuren er gjengitt fra original publikasjon uten endring.

Det er mindre kunnskap om dyresamfunn ved inaktive kilder enn aktive (Van Dover 2019, Van Dover m.fl. 2020). Undersøkelser av inaktive sulfidforekomster innenfor utredningsområdet er begrenset til Mohnsskatten, Fåvne og Gnitahoi (se Universitetet i Bergens grunnlagsrapport, Pedersen m.fl. 2021). Typisk bakgrunnsfauna registrert fra inaktive kilder er filterspisere som svamper, hydroider, bambuskoraller, anemoner, sjøstjerner i orden *Brisingida*, slangestjerner og sjøliljer, filtrerende svamper i familien *Cladorhizidae*, sjøpølser og trollhummer (se Pedersen m.fl. 2021 og referanser deri).

Nylige kvantitative studier av samfunnsstrukturen på inaktive kilder støtter eksistensen av unike bentiske megafaunaansamlinger knyttet til disse habitatene (Pedersen m.fl. 2021 for detaljer). Minst to arter av albuesnegl og to arter flerbørstemark har blitt beskrevet utelukkende fra inaktive kilder (Van Dover 2019). Kunnskapsgrunnlaget er tynt og antatt unik fauna ved inaktive kilder kan skyldes at disse artene er spesielt tilpasset de geologiske og mikrobielle forhold i forvitret sulfidsubstrat (Pedersen m.fl. 2021).

Universitetet i Bergen skriver i sin grunnlagsrapport at skillet mellom aktive og inaktive forekomster ikke er helt klart. De to habitatene er trolig tett knyttet til hverandre ved at flere bunndyrarter lever både ved aktive varme kilder og i inaktive områder, men det er stor usikkerhet tilknyttet hvor stort overlapp det er mellom disse habitatene. Funn av spesialisert fauna ved inaktive forekomster kan forklares av nylig avsluttet aktivitet eller nærhet til aktive kilder.

Ved vurdering mot EBSA-kriteriene (Tabell 2) scorer aktive og inaktive kilder høyt eller middels på alle kriteriene for bunnsamfunn. Aktive kilder scorer høyt på unikhets/ sjeldenhet, viktighet for truede eller nedadgående arter og/eller habitater, sårbarhet, skjørhet, følsomhet eller lav restitusjonsevne.

Områdene mellom foten av midtoseaniske rygger og foten av kontinentalskråningene utgjør om lag 30% av jordens samlede overflate. Disse flate dyphavsslettene, hovedsakelig lokalisert mellom 4000 og 6000 m dyp, er det største sammenhengende habitatet på jordoverflaten (Bryhni 2022). Bløtbunnsområder utgjør også størsteparten av de flate sletteområdene innen utredningsområdet. Dette er et habitat med høy konektivitet, der bunnfauna har store, sammenhengende utbredelsesområder. Kvantitative bunnfaunaundersøkelser fra dyphavet generelt er sparsomme, men det foreligger noen få undersøkelser fra Vøringplataet, øst for utredningsområdet. Her ble det i forbindelse med mulig petroleumsleting på prospektet Stordal i 2015 samlet inn prøver med boxcorer på 11 stasjoner på bløtbunn mellom 1408 og 1424 m vanddyb. Det hadde ved undersøkelsen ikke tidligere vært foretatt leteboring i denne lisensen,

Aktive sulfidforekomster Ved aktive skorsteiner pågår utstrømming av sur, mineralholdig væske fra havbunnen. I møtet med havvannet utfelles og avsettes det sulfider på sjøbunnen og i materialet som skorsteinene bygges opp av. Utslipp via aktive skorsteiner bygger opp sulfider svært langsomt. Faunaen på aktive skorsteiner rommer kjemoautotrofe organismer som er avhengig av den utstrømmende væske på samme måte som alger er avhengig av sollyset. Jo større og eldre en aktiv skorstein er, jo større er sannsynligheten for at det har etablert seg artssamfunn med spesialiserte og delvis endemiske arter. Den mulige kommersielle interessante mineralressursen øker i hele skorsteinens levetid.

Nylig inaktiverte sulfidforekomster Utstrømmingen av væske fra en aktiv skorstein opphører når den vulkanske aktivitet ikke lenger er til stede. Det kan være flere årsaker til at en skorstein blir inaktiv, men platetektonisk drift bort fra bruddsoner er en vanlig årsak til at aktiviteten avtar og til slutt helt stopper opp. Lite er kjent om hvor raskt en skorstein kan gå fra å være aktiv til å være inaktiv, men det antas at dette kan skje omtrent momentant. Når utstrømmingen stanser, forsvinner næringsgrunnlaget for de kjemoautotrofe produsentene, og dette økosystemet kollapser. Også avsetning av sulfidmineraler opphører, slik at den kommersielle ressursen ikke lengre øker i volum. Nylig inaktiverte skorsteiner antas å ha en relativt fattig fauna, da grunnlaget for de kjemoautotrofe næringskjedene har forsvunnet, og kolonisering av et mer ordinært marint substrat er i en tidlig fase. Varighet av denne tilstanden kan imidlertid ventes å være relativt kort, antakelig i størrelsesordenen tiår.

Eldre inaktive sulfidforekomster Ved inaktive skorsteiner overtar generelle biologiske prosesser som sedimentasjon og overgang til et heterotroft økosystem basert på omsetning av tilført organisk material fra vannsøylen gradvis habitatet. Påleiring av marint sediment fører til at sulfidmineralforekomstene gradvis, men svært langsomt, begravnes under et stadig tykkere lag med sediment. Bunnfauna rekrutteres fra omliggende områder. Kommersiell utnyttelse av sulfidmineraler ved eldre, inaktive skorsteiner vil medføre økende behov for mellomlagring av overdekningsmasse (marint sediment) med økende tykkelse på overdekningslaget.

og området ble vurdert å være upåvirket av petroleumsvirksomheten (Mannvik og Wasbotten 2015). Sedimentet besto av pelitt, og faunaen var dominert av pigghuder og børstemark. Artsdiversiteten i bløtbunnsfaunaen (målt som Shannon-Wieners indeks, $H' \log_2$) lå mellom 3,3 og 3,8, som er vanlige verdier for offshore bløtbunnsområder uten påvirkning fra menneskelig aktivitet.

3.3 Fysisk påvirkning av bunnhabitat og organismer

Områdene langs AMOR er seismisk og vulkansk mer aktive enn bløtbunnslettene i større avstand fra de tektoniske bruddsonene. Jordskjelv og vulkanutbrudd på sjøbunnen fører til hyppigere, naturlige påvirkninger av bunnhabitat og bunnorganismer. Uten at det foreligger tallgrunnlag for å kvantifisere dette må det antas at naturlige påvirkninger på bunnmiljøet langs AMOR inntreffer hyppigere enn i mer fjerntliggende områder, og at påvirkning fra mineralvirksomhet da vil skje i områder der naturlig påvirkning på bunnmiljøet er relativt hyppig.

Ved havbunnsmineralutvinning vil den direkte ekstraksjonsvirksomheten påvirke havbunnen på lokaliteter der malm graves eller skaves bort. Også omflytting av bunnsediment som er avleiret oppå kommersielt interessante forekomster av sulfidmalmer, og etablering av evt. mellomlager for malm i påvente av vertikaltransport til overflateenhet, vil påvirke bunnhabitatet. Inntak av vann nær havbunnen som transportmedium for vertikaltransport av malm vil kunne medføre at bunnfauna suges inn og følger med materialstrømmen til overflateenheten. Dannelse av partikkelskyer med etterfølgende sedimentasjon på havbunnen vil medføre fysisk påvirkning på bunnhabitatet når partiklene synker ut og sedimenterer. Sistnevnte påvirkning er beskrevet i kapittel 3.5.

Ved letevirksomhet innsamles stikkprøver av havbunnen fra lokaliteter som vurderes å kunne romme drivverdige forekomster.

I driftsfasen gjøres det avskaving av manganskorper fra hardbunn, der substrat for fastsittende (sessil) bunnfauna fjernes. Ved vertikalutvinning av sulfidmineraler fra inaktive forekomster omflyttes evt. overdekning i form av akkumulerte marine sedimenter, før selve malmen brytes og fjernes. Begge typer fysiske forstyrrelser fører til endringer av bunnens topografi og sammensetning, og utgjør en påvirkning på bunnhabitat.

Opprydding på havbunnen etter produksjon kan bestå av tilbakefordeling av hauger av omflyttet bunnmateriale, med hensikt å stimulere en raskere naturlig restitusjon av habitat der dette på forhånd er vurdert hensiktsmessig. Reetablering av bunntopografi utgjør i seg selv også en påvirkning på bunnmiljøet.

3.3.1 Konsekvensvurdering

Fysisk påvirkning på habitat og fauna tilknyttet manganskorper

Fysisk fjerning av manganskorper medfører fjerning av hardbunnsorganismer som lever på substratet og deres habitat. Fjerning av organismes habitat medfører tap av berørte individ. Uttak av manganskorper fra harde overflater fra sjøfjell ventes ikke å endre de overordnede strømforholdene langs bunnen og fjellsidene, slik at det antas at substratet som eksponeres etter avskaving av de mineralholdige overflatelagene, har tilsvarende hardhet og egnethet for rekolonisering som før aktiviteten. Vannstrømmene ventes fortsatt å fjerne finere partikler slik at det ikke oppstår en ny type habitat som følge av utvinningen. Påvirkningen kan dermed karakteriseres som reversibel.

Som forutsetning for vurderingene er utvinning av manganskorpe blitt definert å ha en antatt utstrekning på inntil 20 km² pr utvinningslokalitet over en utvinningsperiode på 1-3 år.

Utvinningen vil kunne være flekkvis og vil variere med forekomstens geografiske utstrekning og fasong. Teknologien for utvinning av manganskorper er foreløpig dårlig beskrevet, men det antas at fysisk avskaving vil finne sted med mobilt utstyr som borer eller sager malmen ut av forekomstens overflate. Substratet vil være tilgjengelig for rekolonisering straks etter opphør av uttaket, da det ikke er antatt å være løsmasser å omfordele (disse er ført bort med havstrømmene), men bart fjell tilgjengelig umiddelbart. Restitusjon tilbake til før-tilstand vil ventelig være langvarig da spesielt svamp og korall vokser sakte.

Det er usikkerhet knyttet til den romlige utbredelsen ved de fysiske påvirkningene, da det ikke foreligger kunnskap om totalt areal for hardbunns habitat på og ved aktuelle manganskorpeforekomster på sjøfjell i utredningsområdet. Det er også usikkerhet knyttet til rekrutteringspotensiale, om nyrekruttering skjer fra samme sjøfjell eller fra nærliggende fjell. Også årstidsvariasjon (om noen) og frekvensen av reproduksjon hos dypvannsorganismer vil kunne forsinke oppstart av kolonisering av substrat som blottlegges som følge av virksomheten. Eksempelvis dersom dypvannsorganismer ikke reproducerer hvert år, men kanskje hvert 5. år (eller når gitte forhold inntreffer) så vil substratet ligge «brakk» inntil neste reproduksjons-syklus. Men her er det betydelige kunnskapsmangler.

Fysisk påvirkning på habitat og fauna tilknyttet sulfidforekomster

Sulfidmalm kan i prinsippet utvinnes fra områder med både aktive og inaktive forekomster. Det forventes imidlertid at de inaktive forekomstene vil være mest interessante, siden disse har hatt lengst tid til å bygge opp mineraler.

De aktive skorsteinene er unge habitat, der det pågår aktiv utfelling og avsetning av metaller og oppbygging av mineralressurser. Derfor antas aktive skorsteiner å romme begrensede mengder kommersielt interessante mineraler, og dermed ventes det at aktive skorsteiner vil være mindre interessante for utvinning sammenlignet med inaktive skorsteiner. Ved inaktive skorsteiner er mineralpåleiring opphørt, og miljøforholdene er mer stabile og sammenlignbare med de omkringliggende havbunnsområdene.

Med svært spesielle abiotiske forhold og antatt lang avstand mellom habitat med sammenlignbare abiotiske livsvilkår, er kolonisering av aktive skorsteiner en prosess som ventelig tar tid. Fysisk påvirkning av aktive skorsteiner vil endre substratet, men det er få dokumenterte eksempler på at utstrømming av varmt vann opphører eller finner nye ruter gjennom havbunnen som følge av fysiske påvirkning av et omfang eller en type som kan oppstå ved havbunnsmineralvirksomhet. Det er stor variasjon i predikert restitusjonstid for påvirket bunndyrsamfunn ved aktive kilder. Suzuki m.fl. (2018) modellerte påvirkning på 131 kilder i Stillehavet og predikerte restitusjonstider fra to til 400 år avhengig av regional konnektivitet mellom kildene. Litteraturstudie av observasjon av samfunn ødelagt av vulkansk aktivitet oppsummerte at det meste av diversitet og biomasse var gjenopprettet etter fem år (Gollner m.fl. 2017), mens nyere studier av samme område anslo restitusjon fremdeles pågikk mer enn 11 år etter utbruddet (Mullineaux m.fl. 2020). Det finnes så vidt vi vet ingen tilsvarende data for inaktive kilder (se også Gollner m.fl. 2017). Ved fjerning av skorsteiner under utvinning ventes kildestrømmen å fortsette ved aktive sulfidsystem og nye skorsteiner vil gradvis bygges opp. OD har i samarbeid med Universitetet i Bergen erfart at skorsteiner i utredningsområdet kan vokse ca. 0,5 meter i året.

Områder der skorsteiner nylig har blitt inaktive av naturlige årsaker er de områdene som fremstår som mest interessante for sulfidutvinning. Oppbyggingen av ressursen (malmen) er opphørt, men den naturlige overdekning fra sedimenterende materiale har ikke ført til at mineralene har blitt begravd så dypt at de ikke kan påvises med dagens leteutstyr.

Inaktive skorsteiner vil i varierende grad har blitt overdekket med marint sediment. Dette vil være habitat med karakteristika antatt lik blandet/bløtbunn. Det foreligger studier av fysiske påvirkninger på bløtbunnsmiljø fra mer kystnære og grunnere deler av norsk sokkel, både fra petroleumsvirksomheten og fra sjødeponering av gruveavgang.

Eksperimenter med gruveavgang, som har en annerledes (finere) kornfordeling enn partikler som brytes og omflyttes på havbunnen, har dokumentert virkningsmekanismer og restitusjon. Eksempelvis mesokosmosstudier gjennomført av NIVA (Trannum og Schaanning 2017) som viste at (sitat):

Tilsetting av 2 cm avgangsmasser fra Titania ga en betydelig reduksjon i tettheten til bløtbunnsfaunaen. I Titania-linjerne var det høye konsentrasjoner av metallene kobber og nikkel, tilsvarende klasse III-V, som tilsier risiko for toksisk effekt. Videre ble næringsgrunnet til faunaen redusert, vist ved lavere innhold av nitrogen og organisk karbon i sedimentet. Sist er det mulig at partiklene skadet faunaen ved at de pga. knusingen i produksjonsprosessen antakelig er mer skarpkantet enn ordinære sedimentpartikler.

Som forfatterne konkluderer, så er det mulig at reduksjonen i faunetetthet skyldes en kombinasjon av tre egenskaper ved den tilførte gruveavgangen: toksiske effekter av metaller (kapittel 3.6), uttynning av næringsgrunnet for bunnfaunaen, eller fysiske skader fra skarpkantede partikler. Tilsvarende virkningsmekanismer på bløtbunnsfauna er sannsynlig også ved havbunnsmineralvirksomhet, men i varierende omfang avhengig av utgangstilstand. Selve ekstraksjonen av sulfidmalm vil skje gjennom ulike former for knusing (ref. Figur 2) og oppsamling. Omflytting av overdekningsmateriale vil føre til omfordeling av stedeagne masser, og uten knusing eller bryting vil partikkelsammensetningen være uforandret.

Som grunnlag for vurderinger av virkninger har det blitt lagt til grunn at en lokalitet for utvinning av sulfidforekomster vil dekke et havbunnsareal på 0,2 - 0,5 km². Det forventes at hele den økonomisk utvinnbare forekomsten vil bli produsert per utvinningslokalitet.

I motsetning til manganskorpe vil sulfiduttak kreve varierende omfang av forbehandling av havbunnen i form av graving eller omflytting av marint sediment og evt. etablering av mellomlager for både overdekningsmasser og evt. malm. Restitusjon vil ikke begynne umiddelbart etter at malm er ekstrahert, men må avvete at evt. mellomlager er avvirket og det ikke lengre foregår fysisk aktivitet. Den fysiske påvirkningens rolle for utsatt oppstart av naturlig restitusjon kan være et moment som taler imot å tilbakefylle omflyttede sedimenter til groper og hulninger i havbunnen. Dette må vurderes for hver enkelt lokalitet i avslutningsplanen for aktiviteten.

Når en inaktiv sulfidforekomst med plateforflytningen gradvis beveger seg bort fra AMOR og langsomt tildekkes av sediment, oppstår det gradvis et bløtbunnsystem. Dette er en ensrettet prosess, og i kraft av økende avstand til de vulkanske områdene som ga opphavet til skorsteinene, kan det ikke gjenoppstå en aktiv sulfidforekomst (siden forutsetningen for et aktivt system i ikke lengre er til stede i området). Restitusjon av et bløtbunnsområde forventes å være raskere enn for restitusjon av endemisk fauna knyttet til aktive system.

For nylig inaktive sulfidforekomster har avstanden til aktive kilder mye å si for i hvilken grad faunaen består av unik megafauna og endemiske arter, eller mer utbredt bløtbunnsfauna. Det er funnet endemiske arter ved nylig inaktive sulfidforekomster, men for både nylig inaktiverte sulfidområder og dypmarine bløtbunnsområder er kunnskapsmangel en utfordring for konsekvensvurderingene. Det er i denne konsekvensvurderingen lagt til grunn at dyresamfunn ved inaktive kilder i kraft av høy konnektivitet gradvis vil bli dominert av bløtbunnsfauna som er lik omkringliggende områder.

Vanninntak

Inntak av vann til vertikaltransport kan medføre fysisk fjerning av organismer fra bunnmiljøet. Denne påvirkningen vil oppstå uansett om det er manganskorper eller sulfidminerale som skal flyttes vertikalt. Strømningshastighet gjennom rør og slanger vil avgjøre hvilke størrelser organismer som kan følge strømmen til overflaten, men i utgangspunktet antas alle frittlevende arter og grupper (f.eks. krepsdyr, børstemark, pigghuder eller muslinger) med begrenset egenbevegelse å kunne bli sugd inn i slangen og transportert opp i vannmassen. Det er estimert inntak av vannmengder på 60 – 70 000 m³ per produksjonslokalitet per døgn for avvanning. En betydelig andel av organismene som på denne måte suges opp ville uansett gå tapt som følge av de fysiske aktivitetene ved utvinningen.

3.3.2 Konklusjon

Fysisk fjerning av manganskorper fra sjøfjell er vurdert å kunne gi påvirkning av langsiktig varighet ved at typiske organismer som utgjør habitat og leveområder for assosiert fauna, som f.eks. svamp og koraller vokser sakte og har lang restitusjonstid. Siden vi ikke har detaljert kunnskap om hvilke organismer som forekommer ved sjøfjell i ulike deler av utredningsområdet er det gjort en konservativ vurdering basert på mulig tilstedeværelse av slik fauna. Dersom kartlegging viser at en aktuell utvinningslokalitet ikke rommer fauna med antatt lang restitusjonstid, vil påvirkningen kunne være av kortere varighet.

Det er ikke definert et totalt arealbruk for utvinning av manganskorper og det foreligger ikke kunnskap om hvor stort samlet areal som utgjøres av manganskorper innenfor utredningsområdet. Ved vurdering av romlig utstrekning av påvirkningen er enheten det vurderes mot derfor ett sjøfjell og ikke totalforekomst av slike i utredningsområdet. Utvinning av et gjennomsnittlig areal på 20 km² pr utvinningslokalitet (jfr. kapittel 2.2) er følgelig vurdert å berøre en stor del av arealet til ett enkelt sjøfjell. Påvirkningen ved fysisk fjerning av manganskorper er samlet vurdert å ligge på konsekvensnivå «stor» (jfr. Tabell 3). Fjerning av skorper i denne størrelsesorden vurderes å kunne gi lokale økosystemrelaterte virkninger siden fauna som berøres antas å utgjøre viktige oppvekst- og leveområder for andre organismer. Når det foreligger mer kunnskap om faunasammensetning og forekomst av sjøfjell i utredningsområdet vil denne konklusjonen kunne endres.

Fysisk fjerning av inaktive sulfidforekomster er vurdert å gi påvirkning av kort varighet på grunn av rask restitusjon. Den romlige utbredelsen er vurdert å utgjøre en liten andel av områder som har tilsvarende bløtbunnsfauna. Påvirkningen er derfor vurdert å være på konsekvensnivå «liten». Merk at dette gjelder dersom fauna ved inaktive kilder er utgjort av bløtbunnsfauna som ikke skiller seg fra omkringliggende områder. Det er usikkerhet knyttet til om det kan være unik fauna også ved inaktive kilder og det er derfor nødvendig med mer kartlegging og undersøkelser av dyresamfunn ved inaktive forekomster. For utvinningsaktivitet ved inaktive kilder må lokasjonsspesifikk kunnskap om fauna legges til grunn ved vurdering av konsekvenser.

Fysisk fjerning av aktive sulfidforekomster er vurdert å gi langsiktig påvirkning da naturtypen som fjernes kan ventes å bruke flere tiår på å komme tilbake til førtilstand. Påvirkningen vil være reversibel så lenge sulfidsystemet er aktivt og kildestrømmen fortsetter, men av ukjent varighet for gjenetablering av endemiske arter og samfunn. Som for vurderingen for manganskorper er det lagt til grunn konservative antakelser om tilstedeværelse av fauna i områder som ikke er kartlagt. Det gjelder også den arealmessige påvirkninger, der det heller ikke for sulfidforekomster foreligger kunnskap om totale uttaksmengder ved utvinning og forekomst av naturtypen innenfor utredningsområdet. Arealmessig forventes hele den økonomisk utvinnbare forekomsten å bli produsert per utvinningslokalitet. Dette vurderes som

en stor arealmessig påvirkning. Påvirkningen er vurdert å være på konsekvensnivå «stor». Når det foreligger mer kunnskap om faunasammensetning og forekomst av sulfidforekomster i utredningsområdet vil denne konklusjonen kunne endres.

Inntak av organismer med løftevann og påfølgende redistribusjon er vurdert å ha kort varighet og påvirke en liten bestandsandel. Påvirkningen er vurdert å være på konsekvensnivå «ingen påvisbar» eller «liten» sett i sammenheng med at området allerede er påvirket av selve utvinningsaktiviteten. Denne påvirkningen forekommer ikke ved leting eller ved avslutning.

For leteaktivitet samt opprydding og avslutning er konsekvensnivået vurdert å være i kategori «liten» på grunn av kort varighet av aktiviteter og lite berørt område, men lokalitetsspesifikke forhold kan medføre andre vurderinger.

3.3.3 Avbøtende tiltak

Kartlegging av sårbare habitater og organismer før oppstart av utvinning, på samme måte som grunnlagsundersøkelser i forkant av petroleumsutvinning, vil avdekke spesielle forekomster.

I den grad det er praktisk mulig bør arealbruken på hver uttakslokalitet holdes lavest mulig, og direkte berørt bunnareal minimeres. Der det er mulig kan mellomlagre for sulfidmalm i påvente av vertikal eksport etableres i områder der overdekningen allerede er fjernet, slik at arealbruken holdes minst mulig. Dette var diskutert som et avbøtende tiltak i Solwara I prosjektet, men i kombinasjon med spredning og re-sedimentering av partikkelskyer fra aktiviteten på havbunnen er det imidlertid vanskelig å dokumentere og vurdere nytteverdien av et slikt avbøtende tiltak.

3.4 Fysiske og geokjemiske endringer av havbunnen

I selve tiltaksområdet for uttak av manganskorper eller sulfider, antas den fysiske fjerningen og påvirkningene beskrevet i kapittel 3.3 å være de mest alvorlige for bunnmiljø og bunnfauna.

I tilgrensende områder, og i tiltaksområdet etter gjennomføring av evt. oppryddingstiltak, vil havbunnens (sedimentets) fysiske og geokjemiske egenskaper være endret. Bryting av malm og knusing vil ha ført til dannelse og spredning av finere partikler enn det som opprinnelig forekom, og avhengig av innhold av metaller i malmen vil deler av disse enten være fysisk frigjort eller eksponert for kjemisk utlekking fra et mer finkornet sediment. Aktiviteten til teknisk utstyr vil etterlate spor på og i bløtbunn, der sedimentet er blitt komprimert (uten nødvendigvis å være fjernet). På bløtbunn er makrobentisk infauna svært avhengig av sedimentets kornstørrelsesfordeling, da dette har betydning for bevegelse av porevann og dermed transport av oksygen ned i det tredimensjonale habitatet (i motsetning til hardbunn som kun er todimensjonalt).

3.4.1 Konsekvensvurdering

Det er gjort studier av rekolonisering av bunnfaunasamfunn etter tildekking med borekaks (boret ut med vannbasert borevæske) fra leteboring etter hydrokarboner (bl.a. Trannum m.fl. 2011). Vannbasert borekaks er materiale boret ut fra de øvre hundretalls meter av havbunnen, og har dermed en sammensetning nok så lik det naturlige bunnsedimentet. Studiene av vannbasert borekaks til Trannum m.fl. viste hurtig kolonisering av makrofaunasamfunn. Forandringer av bunnsedimentet synes dermed ikke å ekskludere re-etablering av bunnfauna.

Cochrane m.fl. (2019), Junttila m.fl. (2018), Dijkstra m.fl. (2020), Aagaard-Sørensen m. fl. (2018) og Nguyen m.fl. (2018) undersøkte en rekke borelokasjoner i det sørvestlige Barentshavet, der analyseparametere var utbredelse og estimert tykkelse av lagene av borekaks (analysert visuelt, geologisk og ved bruk av hyperspektrale metoder), bentiske makrofauna

(evertebrater som lever på og i bunns substratet), foraminiferer (enslede organismer som ofte finnes i petroleum- eller metanpåvirkede sedimenter) og mikrobielle samfunn i sedimenter. Det ble undersøkt områder nær brønner der boring nettopp var avsluttet, brønner som var 3-5 år gamle og brønner som var boret 20 og 30 år før prøvetakingen. Til sammen ble det konkludert at det generelt var lite effekter på bunnlevende evertebrater over tid. Innen en 50-150 m radius fra borehullet (avhengig av hovedstrømretningen), så inntrådte det alvorlig nedslamming av dyr som svamp, mens mindre evertebrater viste en mindre nedgang i samfunnsstrukturen. De fleste bunnlevende evertebrater som børstemark og krepsdyr (makrofauna) var tilbake i førtilstand i løpet av ca. tre år, unntatt umiddelbart ved borehullet.

Disse funnene har imidlertid frembragt flere hypoteser, blant annet om dette kun er tilfelle akkurat i den sydvestlige delen av Barentshavet, der det er homogene silt-leire sedimenter og sterke bunnstrømmer (Akvaplan-niva foreløpig konklusjon basert på oseanografisk datainnsamling fra Copernicus-konstellasjon av oseanografiske databaser). I disse områdene finnes det svært få arter som er rørbyggende eller ikke flyttbare (Cochrane m.fl. 2019), slik at samfunnene består av organismer som rent faktisk tåler fysiske forstyrrelser (Cochrane m.fl. *under arbeid*). Lenger øst i Barentshavet finnes det samfunn dominert av rørbyggende og langlevde arter, slik at de samme påvirkningene der mest sannsynlig vil skape større og mer langvarige konsekvenser. Det samme vil gjelde dyphavet og spesielt samfunn som er knyttet til områder med både aktive eller inaktive gassutlekkinger, med de tilhørende habitatdannende skorper og kjemosyntetiske energikilder.

Fysiske og geokjemiske påvirkninger på havbunnen på grunnere vann har vist seg å ha kort begrenset påvirkning på bunnfaunaens mulighet for å overleve påvirkning eller rekolonisere. Ved manganskorpeforekomster på sjøfjell er kunnskapen om de biogeokjemiske sammenhenger og mikroorganismers rolle dårlig kjent (Orcutt m.fl. 2020), mens rekolonisering av bløtbunnsamfunn som ovenfor beskrevet er mer omfattende studert i andre sammenhenger og på grunnere vann enn der havbunnsmineralvirksomheten vil foregå.

3.4.2 Konklusjon

Fysiske og geokjemiske endringer av havbunnen som følge av avskaving av manganskorper medfører ikke endret habitattype. Det er betydelige arealer av en enkeltforekomst (et enkelt sjøfjell) som kan berøres. Påvirkningen er varig, men reversibel da habitattypen ikke ventes å bli endret og de fysiske forholdene for påleiring av nye manganskorper fortsatt er til stede. Konsekvensnivået er vurdert å være "middels".

Fysiske og geokjemiske endringer på havbunnen som følge av utvinning av sulfidmineraler fra inaktive kilder er vurdert å gi virkninger av en viss varighet, men påvirker en liten del av bestandenes utbredelsesområde. Påvirkningen er vurdert å være på konsekvensnivå «liten». For utvinning fra aktive sulfidforekomster er virkningen av fysiske og geokjemiske endringer på havbunnen vurdert å være av «middels» konsekvens, igjen på grunn av betydelig andel av areal påvirket og begrenset konnektivitet til tilsvarende habitat.

For leteaktivitet samt avslutning av sulfidutvinning er konsekvensnivået vurdert å være i kategori «liten» til «middels» på grunn av kort varighet av denne aktiviteten og lite berørt område. Lokalitetsspesifikke forhold kan medføre andre vurderinger.

Vurderingen over gjelder på generisk grunnlag. Det er betydelig variasjon i type og arealet på habitat der kjemisk forandring av sedimentet kan medføre habitatendringer. Lokalitetsspesifikke vurderinger og teknologiske løsninger må fokusere på dette temaet for å identifisere adekvate, lokale avbøtende tiltak.

Spredning av partikler i vannmassene og avsetning til havbunnen er vurdert i kapittel 3.5.

3.4.3 Avbøtende tiltak

Avstandskrav til samtidig aktivitet kan være et aktuelt avbøtende tiltak ved parallell drift.

På strømsterke og relativt grunne lokaliteter i Barentshavet har undersøkelser i forbindelse med utslipp av vannbasert borekaks fra boreoperasjoner vist forekomst av kaks og effekter på bunnfauna ut til noen hundre meter fra borelokasjonen. Avstandskrav mellom aktive utvinningslokaliteter i strømretningen kan med fordel defineres ut fra forventet mengde partikler og spredningsavstand for å begrense påvirkning mellom parallelle aktiviteter. Basert på gjennomgang av pilotstudier for partikkelspredning er det i denne utredningen funnet at partikkelavsetning kan forventes innenfor et område på 1-12 km fra utvinningslokalitet, men prosjektspesifikke vurderinger av spredningspotensial er nødvendig for å beslutte riktige tiltak (jfr. kapittel 3.5).

3.5 Spredning av partikler i vannmassene og til havbunnen

Det er flere aktiviteter ved utvinning av havbunnsmineraler som vil føre til dannelse av partikkelskyer og spredning av partikler i vannsøylen og til havbunnen. Partikkelskyer og sedimentering av partikler kan medføre negative konsekvenser for bentiske og pelagiske organismer, i hovedsak bunnsamfunn, plankton og fisk.

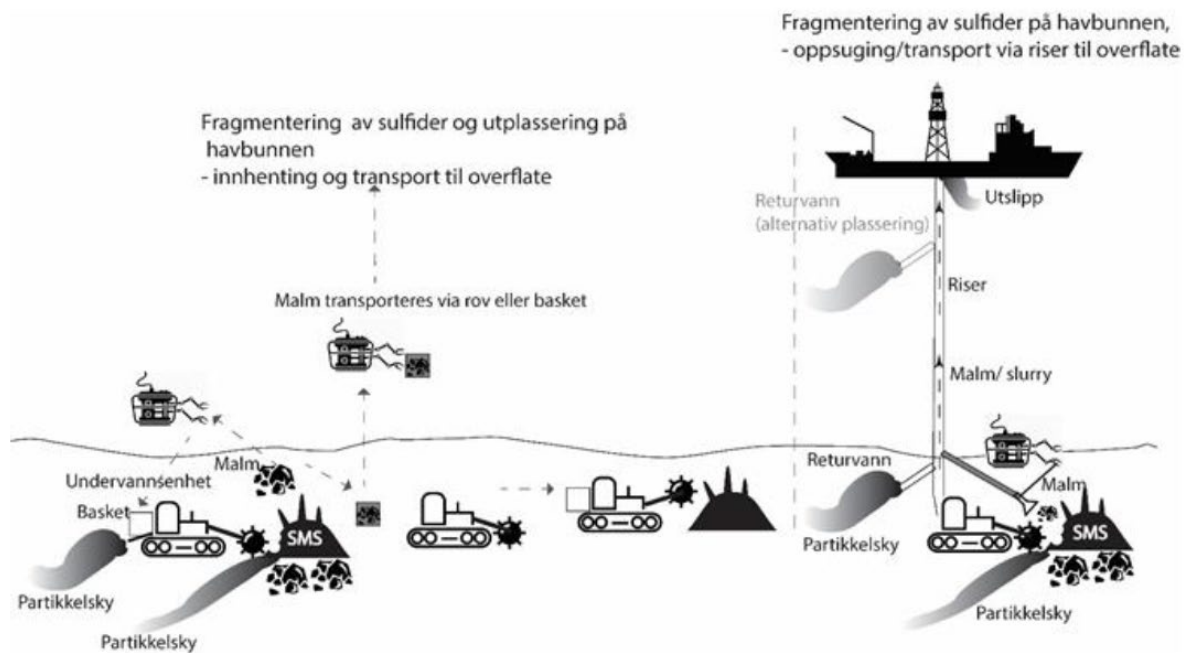
Fysiske endringer på havbunnen som følge av partikkelavsetning er behandlet i kapittel 3.4, mens spredningspotensiale og mulige effektområder ved ulike aktiviteter ved havbunnsmineralvirksomhet behandles i dette kapitlet.

I store trekk deles partikkelspredning inn i to hovedgrupper av aktiviteter:

- Partikkelspredning ved utvinning på havbunnen og bruk av bunnredskaper
- Partikulære utslipp ved avvanning

Eksempler på dannelse av partikkelskyer for ulike kilder ved utvinning av sulfidforekomster på havbunnen er vist i Figur 5. Det vil også virvles opp partikler i forbindelse med prøvetaking ved leting og ved bunnoperasjoner ved avslutning. Eventuelle partikkelskyer som dannes ved slike aktiviteter forventes å være vesentlig mindre enn ved utvinningsaktiviteter.

Det er en rekke faktorer som påvirker spredning av partikler i vannmassene. De viktigste er: (1) mengde partikler, (2) størrelse på partiklene, (3) grad av flokkulering (partikler som binder seg sammen), (4) utslippsdyp, (5) form og tetthet til partiklene, samt (6) hav- og bunnstrømmer og batymetri.



Figur 5. Eksempler på dannelse av partikkelskyer fra ulike kilder ved utvinning av sulfidforekomst på havbunnen for to alternativer for transport til produksjonsenhet. Inntegnede partikkelskyer er kun ment som illustrasjon på kilde og gjenspeiler ikke faktisk utbredelse (kilde: DNV 2021).

Teknologirapporten (DNV 2021) og grunnlagsrapporten fra Havforskningsinstituttet (2021) oppsummerer modelltekniske nøkkelpunkter som er sentrale for å modellere partikkelutslipp ved utvinning av marine mineraler. Det er satt søkelys på viktigheten av gode inngangsdata for strømningsbaner, romlig oppløsning på batymetri, samt at modeller må ivareta sedimentasjon, aggregering (flokkulering) og resuspensjon av partikler. For å ivareta variasjon og usikkerhet i inngangsdata må simuleringer kjøres stokastisk.

Organismers sårbarhet for partikler i vannmassen og tildekking av havbunn

Det er generelt stor kunnskapsmangel om grenseverdier for naturlige, ikke forurensede stoffer for marine organismer, og spesielt for organismer i dyphavet da det ikke er mulig å holde dem i fangenskap slik at man kan utføre kontrollerte studier i laboratorium (Drazen m.fl. 2020). Generelt utviser ulike arter og bunndyrsamfunn stor variasjon i toleranse for ulike påvirkningsmekanismer som følger av partikkelspredning. Fastsittende organismer vil generelt være mer utsatt for tildekking enn mobile arter som til en viss grad kan unngå ugunstige miljøforhold. Egg- og larvestadier av fisk og andre organismer er rapportert å være spesielt sårbare ovenfor suspenderte partikler i vannmassen (se f.eks. Farkas m.fl. 2021, Page 2014 og referanser deri og Larsson m.fl. 2011).

Det er naturlig lite partikler i vannmassene og lav naturlig sedimentasjonsrate i dyphavet (med unntak av i nærområdet til aktive sulfidkilder). Dette kan indikere at stedege organismer og samfunn kan være lite tilpasset høye partikkelkonsentrasjoner og dermed være sårbare for økt partikkelmengde i vannmassene og på havbunnen. Rundt aktive sulfidforekomster derimot spres partikler naturlig med hydrotermiske skyer fra skorsteiner. Mye av partiklene i disse skyene blir avsatt som nedfall i nærliggende marine sedimenter. Dette kan bety at de spesialiserte bakteriene og dyresamfunnene som lever her har høy toleranse for tildekking og høye partikkeltettheter i vannmassene.

Typisk hastighet av tilvekst i tykkelse av sedimentlag (sedimentasjonsrate) på bunnen av dyphavet er rundt 1 mm per år (Arrhenius 1963). I Clarion Clipperton Zone (CCZ) i Stillehavet er det, basert på radioaktivt karbon, estimert en gjennomsnittlig sedimentasjonsrate på 6-9 mm

per år (BGR 2018). Ved Mohnsryggen er sedimentasjonshastigheten omkring 3 cm/tusen år (Flesland m.fl. 2021, Stubseid m.fl. 2021, referert til i Pedersen m.fl. 2021), dvs. i snitt 30 µm per år.

Mengden av finpartikulært materiale (partikkelkonsentrasjonen) i vannmassene i dyphavet er lav med bakgrunnsverdier på 10 til 20 mg/l (Baker m.fl. 1979, Gardner m.fl. 2018, Spearman m.fl. 2020). Nær aktive kilder og dypvannsområder nært land, elver og isbreutløp er det betydelig høyere konsentrasjoner. Partikkelkonsentrasjonen over aktive sulfidforekomster på ca. 1 600 m dyp i Papa Ny Guinea var for eksempel i gjennomsnitt 1,2 mg/l og varierte fra 0,1 til 6,6 mg/l (eller 14 mg/l) ved ulike dyp (383 m, 1 125 m, 1 490 m og 1 518 m) (Gwyther 2008).

Tildekking og nedslamming på grunn av partikulært nedfall kan ramme organismene direkte ved at de knuses eller kveles som følge av oksygenmangel. Organismer som lever på hardbunn og filtrerer næringspartikler fra vannmassene er generelt mer sårbare for økt sedimentasjon enn organismer som lever på og i bløtbunn. Trannum m.fl. (2011) fant at bløtbunndyresamfunn som ble utsatt for avsetning av naturlig sediment i en tykkelse på opptil 24 mm ikke viste noen signifikant endring i antall dyr eller artsgrupper. Tilsvarende resultater er funnet i andre studier (se Trannum m.fl. 2011 og referanser deri). Se også vurdering av fysiske endringer på havbunnen som følge av partikkelavsetning i kapittel 3.4.

Suspenderte partikler kan svekke fødeopptak og respirasjon ved tilstopping av filtreringsapparat til organismer som tar til seg næring ved å filtrere små partikler fra vannmassene og/eller sediment (Christiansen m.fl. 2020, se også Tabell 5). Studier som har undersøkt effekter av eksponering av partikler på øyekorallen *Desmophyllum pertusum*, indikerer en nedre grenseverdi for negative effekter på helse (respirasjon, fettsyresammensetning, vekst av vev og skjelett) og adferd (slimproduksjon og polyppaktivitet) på >10 mg/l og betydelig høyere (> 50-100 mg/l) for dødelighet. Se oppsummering av studier i Tabell 5.

Øyekorallen lever på hardbunn i områder med fint sediment og danner slimlag for beskyttelse mot og fjerning av partikler på overflaten. I hvilken grad dypvannsfauna i utvinningsområdet har toleranse for sedimentering er ukjent. For korallarver er effektgrensene betydelig lavere (0-11 mg/l for endring i svømmeadferd EC10), og høy dødelighet er rapportert for kortere eksponering av konsentrasjoner på 25 mg/l (se Tabell 5).

Andre negative effekter av økt partikkelkonsentrasjon i vannmassene inkluderer matmangel, redusert oppdrift til fiskeegg, maskering av lyssignaler og forstyrrelse av unnavikelsesadferd. Partikkelskyer kan blande seg inn i og interferere med luktstoffer som oppstår fra mulige matkilder, og gi lavere deteksjonsrate for åtseletere og andre arter som bruker luktesansen for oppdagelse av mat. I et miljø med svært lite naturlige partikler forventes konkurransen mellom partikler fra returvann og naturlige næringspartikler å være høyere enn på grunnere vann. Inntak av partikler uten næringsverdi vil resultere i økt metabolsk energiforbruk og kan over tid medføre sult eller redusert vekst (Christiansen m.fl. 2020). Tilførsel av uorganiske næringsstoffer i returvann sluppet på store havdyp kan på den annen side bidra til økt primærproduksjon i den fotiske sonen.

Mindre partikler vil kunne feste seg på geleaktig plankton og fiskeegg og redusere deres oppdrift (Drazen m.fl. 2019). Endringer i oppdrift kan føre til at egg synker ut av de produktive lagene i vannmassene, og evt. synker til bunns og blir spist av bunndyr og til klekking under suboptimale forhold (se Meeren m.fl. 2021 og referanser deri).

Christiansen m.fl. (2020) mener også at organismer som produserer lys (bioluminiserende) for kommunikasjon, jakt eller makesøken kan få redusert reproduksjon ved at partikkelskyer kan maskere lyssignaler. Økt turbiditet som følge av utslipp av mineralpartikler kan også ha

konsekvenser for dyr som benytter synet til jakt eller for å unngå predatorer. Dette kan være tilfelle for fisk og krepsdyr som amfipoder, krill og pelagiske reker (van der Meeren 2021), men forutsetter at partikkelskyen slippes ut i eller spres til epipelagisk eller øvre del av den mesopelagiske sonen. Også noen arter av nebbhval kan dykke til svært store dyp (Marsh m.fl. 2018) og bli eksponert for partikler i vannsøylen.

Det er flere studier som har vurdert at utslipp av returvann i epipelagisk (også kalt fotisk og eufotisk) sone (0-200 m) med tilhørende økt turbiditet og mindre lys kan ha negativ effekt på produksjon av planteplankton på grunn av redusert fotosyntese (se for eksempel Chan og Anderson 1981, Christiansen m.fl. 2020). Siden utslipp i den mesopelagiske sone (200-1 000 m) kan medføre negative konsekvenser for organismer i næringskjeder som beskattes for menneskelig konsum er utslipp av returvann anbefalt plassert på dyp større enn 1 000 meter, i bathy- og abyssopelagiske soner (Drazen m.fl. 2019). På slikt dyp er den naturlige turbiditeten typisk svært lav.

Grenseverdier og kunnskap om romlig utbredelse

For å anslå hvor store områder som kan berøres av partikkelspredning i en grad som kan medføre skade på ulike miljøverdier og sårbar fauna må man definere grenseverdier for skadelig påvirkning. Per i dag er dette ikke kjent for organismer som lever ved og rundt mineralforekomster i utredningsområdet. Derfor er det hentet inn kjente grenseverdier for andre antatt relevante organismer (referanseorganismer) fra litteraturen. Det er gitt en oversikt over rapporterte grenseverdier for tildekning, endring i kornstørrelse og oksygen for bunndyr i gjennomgått litteratur i Tabell 4, og for suspendert partikler i vannmassen i Tabell 5. Studiene omfatter eksponering fra borekaks (inkludert bentonitt og barytt), naturlig sediment og avsetning fra gruvedrift på land. Eksponeringstiden for å definere grenseverdier i referansestudiene har tilsvarende varighet som lete- og avslutningsaktiviteter ved havbunnsmineralvirksomhet, men kortere varighet enn hva som vil være tilfelle ved kommersiell mineralutvinning. Flere studier har vist at bentonitt («klebrig leire») tilsynelatende har større effekt enn barytt, borkaks og naturlig sediment, men resultatene er ikke entydige og varierer mellom studier. Det er påvist at formen på partiklene kan ha betydning for effekter, og at spisse kanter har størst potensial for negativ påvirkning (bla. innkapsling av partikler i vev) på for eksempel bløtkorall (Liefmann m.fl. 2018).

Tabell 4. Oversikt over rapporterte grenseverdier for tildekning, samt endring i kornstørrelse og oksygen for bunndyr i gjennomgått litteratur. Grenseverdier er for referanseorganismer da sårbarheten til fauna som kan forventes og finnes ved mangan- og spesielt sulfidforekomster per i dag ikke er kjent.

Organisme	Beskrivelse og grenseverdier	Referanse	
Øyekorall (<i>D. pertusum</i>)	Tildekking: 2,4 mm, ingen effekt Tildekking: 6,5 mm 0,5% dødelighet, 19 mm, 3,7% dødelighet	Larsson m.fl. 2011	
Øyekorall (<i>D. pertusum</i>)	Helt tildekket, begravd (> 1 cm) i sediment over 1,2, 4 og 7 dager. Ingen dødelighet etter 24 timer og ca. 90% dødelighet etter 48 timer	Brooke m.fl. (2009)	
Bløtbunnsamfunn	Tildekking av naturlig sediment: 24 mm, ingen effekt på bunndyrsamfunn PNEC for tildekking: 6,5 mm ¹ PNEC for kornstørrelse: 53 mm PNEC for endring i oksygeninnhold: 20%	Trannum m.fl. (2011) Smit m.fl. 2008	
Korall og svamp	< 1 mm	«Neglisjerbar»	NOROG 2019
	1-3 mm	«Lav»	
	3-10 mm	«Signifikant»	
	> 10 mm	«Betydelig»	

¹En tykkelse på 6,5 mm benyttes som grenseverdien for effekt (PNEC) for øyeblikkelig begravelse av ikke-forurensete partikler i risikovurdering av borekaks i petroleumsindustrien.

Tabell 5. Grenseverdier for suspendert partikler i vannmassen fra gjennomgått litteratur. Grenseverdier er for referanseorganismer da sårbarheten til fauna som kan forventes og finnes ved mangan- og sulfidforekomster i dyphavet per i dag er ukjent.

Organisme	Beskrivelse og grenseverdier			Referanse
Kamskjell	5 mg/l, 15 mg/l PNEC: 0,8 mg/l			Bechmann m.fl. 2006, Berland m.fl. 2006
Øyekorall (<i>D. pertusum</i>)	Eksponering: 5 – 35 mg/l, naturlig sediment og borekaks			Larsson m.fl. 2013
Eksponering 12 uker Partikkelstørrelse: < 63 mm	Lavere vekstrate ved 25 mg/l. Økt dødelighet på noen av polyppene pga. akkumulering av partikler på noen grenstrukturer (se Larsson m.fl. 2011 i Tabell 4)			
Øyekorall (<i>D. pertusum</i>), larver (pilotstudie) Eksponering 4 d Partikkelstørrelse: < 63 mm	Borekaks: LC67: 25 mg/l Ingen dødelig effekt av 5 mg/l			
Øyekorall (<i>D. pertusum</i>) larver (8 og 21 d gamle) Eksponering: 24 timer Partikkelstørrelse: < 63 mm LC: Akutt dødelighet EC: Svømmeadferd	Bentonitt: LC10: 53 og 41mg/l LC20: 63 og 45 mg/l LC50: 80 og 53 mg/l EC10: 0 og 3 mg/l EC20: 0 og 6 mg/l EC50: 10 og 10mg/l	Barytt: LC10: 97 mg/l LC20: 110 mg/l LC50: 133 mg/ EC10: 11 mg/l EC20: 14 mg/l EC50: 20 mg/l	Borekaks: LC10: 77 og 170 mg/l LC20: 90 og 248 mg/l LC50: 112 og 380 mg/ EC10: 5 og 4 mg/l EC20: 16 og 17 mg/l EC50: 37 og 40 mg/l	Järnegren m.fl. 2020
Øyekorall (<i>D. pertusum</i>) larver	Naturlig sediment LC98: 50 mg/l og 100 mg/l			Gilmour 1999
Øyekorall (<i>D. pertusum</i>) Eksponering 5d, perioder på 4t eksponering og 4t pause Partikkelstørrelse: < 63 mm	Eksponering 4 – 60 mg/l for bentonitt, barytt og borekaks. Ingen fysisk respons (respirasjonsrate, vekstrate, slimproduksjon) eller polyppdødelighet, med unntak av (1) økt karbon: nitrogenforhold i slim produsert ved eksponering for 23 og 48 mg/l bentonitt og (2) økt dødelighet ved eksponering av borekaks på 23 og 48 mg/l			Baussant m.fl. 2022
Øyekorall (<i>D. pertusum</i>) Eksponering: 2,5 og 12 uker kontinuerlig og varierende eksponering i 12 uker	Eksponering: 2 – 50 mg/l, borekaks Forfatter konkluderte med at 10 mg/l representerer en generell grenseverdi for mulig påvirkning av helsetilstand til korallene. Ingen fysiologiske konsekvenser med unntak av økt vekst og organisk karbon i slimlagene ved hhv. ved 4 mg/l og 25 mg/l. Noe dødt vev 4 uker etter endt eksponering			Baussant m.fl. 2018
Øyekorall (<i>D. pertusum</i>) Eksponering 4d Partikkelstørrelse: 4- 63 mm	Naturlig sediment: 54 mg/l, 103 mg/l, 245 mg/l og 362 mg/l Polyppdødelighet økte med økende konsentrasjon fra ca. 10% ved 54 mg/l (ikke signifikant forskjell fra kontroll) til > 90 ved 362 mg/l.			Brooke m.fl. 2009
Svamp	Naturlig sediment: 10-50 mg/l, reduksjon i oksygenforbruk. Eksponering 12 timer per dag for ca. 1 mnd			Tjensvoll m.fl. (2013), Kutti m.fl. (2015)
Dyreplankton (kyst) ¹	10 mg/l			Rye m.fl. 2011
Dyreplankton (offshore) ²	bentonitt 0,09 mg/l	barytt 0,20 mg/l	borekaks 0,80 mg/l	Smit m.fl. 2006, 2008
Torsk og hyse: egg og larver Partikkelstørrelse: < 63 mm	Partikkelsky av kalsiumkarbonat, kalk (CaCO ₃), 48 timer 1 mg/l – ingen målbar effekt 10 mg/l – målbar effekt på oppdrift, klekkesid og overlevelse 100 mg/l – målbar effekt på oppdrift, klekkesid og overlevelse			Farkas m.fl. 2021
Torsk: embryo og larver Partikkelstørrelse: < 63 mm	Partikkelsky av knust stein rik på kobber, 21 d 3,2 mg/l – 8% økt dødelighet på larver. Ingen subletale effekter			
Ferskvann og marin vannkvalitetsstandard i Australia og New Zealand	PNEC (95% beskyttelse av organismer) for total oppløst partikler i vannmassen: 1,2mg/l			ANZECC/ARMC ANZ (2000)

¹Verdien er derivert fra en artsensitivitetskurve (SSD) uten sikkerhetsfaktorer (se Smit m.fl. 2008 for detaljer) og benyttes i spredningsmodellen ParTrack (SINTEF 2021). ² PNEC-verdier der det er benyttet en sikkerhetsfaktor på 100: 10 for EC50 til NOEC og 10 for lab til felt og akutt til kronisk effekt (se Smit m.fl. 2008 for detaljer).

For å vurdere geografisk spredning av partikler er det samlet inn data fra internasjonale undersøkelser og modelleringsstudier for havbunnsmineralvirksomhet. En oversikt over spredning av partikler og avsetning til havbunnen fra gjennomgått litteratur er presentert i Tabell 6. Resultatet er delt inn i spredning ved utvinning på havbunnen og spredning fra returvann.

Tabell 6. Oversikt over resultater for geografisk spredning av partikler fra utvalgte studier for utvinning på havbunnen (øverst) og fra returvann (nederst).

Spredning ved utvinning på havbunnen		
Studie	Resultater	Type
<p>Spearman m.fl. 2020: felt, laboratorium og modellering: Totalt 19 eksperimenter med utslipp av sediment- og manganpartikler på 1 000 m dyp ved toppen av sjøfjellet «Tropic», 556 km sørvest for Kanariøyene. Laboratorieforsk av flokkulering. Modellering av kommersielle utvinningsrater.</p> <p>Modellering med kommersielle inngangsdata:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sedimentfluks: 8,2 kg/s • Partikkelstørrelse: < 63 µm 	<p>Partikkelsky: 1,4 km til bakgrunnsnivå i området (10 µg/L).</p> <p>Avsetning anslått til 100 meter.</p> <p>Flokkulering og antisyklonisk strømmønster rundt toppen av sjøfjellet reduserte spredningen</p>	Mangan
<p>Gwyther 2008: Solwara 1 ved Papua Ny-Guinea:</p> <p>Utvinningsområde: 0,112 km²:</p> <p>Utvinningsrate: 5 900 tonn/d</p> <p>Flytting av 130 000 tonn sediment (antatt opptil 6 m dypt på noen steder) og 115 000 tonn avgangsmasser. Dyp på brudd 20 meter eller mer.</p>	<p>Totalavtrykk (>1 mm): 3,9 km²</p> <p>Totalavtrykk (>5 mm): 2,3 km²</p> <p>Totalavtrykk (>10 mm): 1,2 km²</p> <p>Avsetning, areal og maks avstand</p> <p>0.1–1 mm: 1.798 km² og 0.710 km</p> <p>1–5 mm: 1.568 km² og 0.660 km</p> <p>5–10 mm: 1.047 km² og 0.615 km</p> <p>10–50 mm: 0.801 km² og 0.565 km</p> <p>50–100 mm: 0.278 km² og 0.264 km</p> <p>100–500 mm: 166 km² og 0.166 km</p> <p>> 500mm: 0.003 km² og 0.036 km</p>	Sulfid
<p>BGR 2081. Patina 2 (en prototype av en utvinningsenhet for noder):</p> <p>Modellering av et 100mx900m område på 4 100 m dyp over en periode på 4 dager</p> <p>Sedimentfluks: 37,5 kg/s.</p> <p>*****</p> <p>Sedimentfluks: 17 kg/s</p>	<p>Partikkelsky: 10 mg/l, 2,5 – 8 km fra enhet avhengig av strømforhold</p> <p>Avsetning: > 0,1 mm opptil 2 km fra enhet.</p> <p>Bakgrunnsverdier (ingen avsetning) ved 3,5 til 8 km fra enhet avhengig av strømforhold</p> <p>*****</p> <p>1 g/l: 1km, og bakgrunnskonsentrasjon ved 3 til 6 km fra kilde</p> <p>Avsetning:</p> <p>> 0,1 mm, 2km fra kilde</p> <p>Ingen: 3,5 – 8 km fra kilde</p>	Noduler
<p>BGR 2018 MITgcm</p> <p>Sedimentfluks: 278 kg/s, 17 dager</p>	<p>Avsetning (17 dager):</p> <p>1 mm 6– 12 km opp- og nedstrøms</p> <p>0,1 mm 26 km</p> <p>Inkluderte flokkulering i modellering</p>	
<p>Gillard m.fl. 2019. Modellering av partikkelsky fra utvinningsenhet av noder i Stillehavet (Clarion Clipperton Fracture Zone) innenfor et 300x300 m område i 4 – 5 dager</p> <p>Sedimentfluks: 17 kg/s. Hastighet på utvinningsenhet 0,5 m/s. Partikklestørrelser: Median 20 µm, fra 1,9 µm til</p>	<p>Avsetning:</p> <p>0,1 mm: 2,5 km og 3,5 km (sterkere strøm) fra enhet. Bakgrunnsverdier (ingen avsetning) ved 4 km og 9 km avhengig av strømforhold</p>	Noduler

flere mm. Konsentrasjon i partikkelsøyen dannet av enhet: 500 mg/l Sedimenteringshastighet fra 0,08 – 4 mm/s beregnet fra <i>in situ</i> partikler i laboratorium.		
Aleynik m.fl. 2017. EU FP7 prosjektet MIDAS Sedimentfluks: 278 kg/s, 10 m over havbunn. Total oppvirvling av 240 000 tonn sediment etter 10 dager. Partikkelstørrelse på 1,15 til 2000 µm Modellering flere uker. Etter 10 dager hadde halvparten av partiklene sedimentert, og resten i vannkolonnen eller utenfor analyseområdet	Avsetning (etter 10 dager): 5 cm: 1,25 km, 1 cm: 5 og 1,5 km for hhv. sterk og svak strøm, 0,1 cm: 12 og 6 km for hhv. sterk og svak strøm Flokkulering er ikke inkludert i modellering Konstant sedimenteringshastighet	Noduler
Fukushima 1995: JET eksperiment: Tauet et sediment resuspensjon system 5 m over havbunn langs et 2-km transekt 19 ganger i løpet av en periode på 4 uker. Sedimentfluks: 1,8 kg/s, totalt 352 tonn. Avsetning målt med sedimentfeller	90% av partiklene sedimentere innenfor en radius på 2 km med en tykkelse på 2,6 mm nærmest transektet	
Spredning fra returvann		
Studie	Resultater	Type
Kombinert feltmålinger og modellering: Muñoz-Royo m.fl. 2021. Utslipp i midte del av vannkolonnen <ul style="list-style-type: none"> • Vannmengde: 48 000 m³/d • Partikkelkonsentrasjon: 8 300 mg/l • Partikkelstørrelse: 8,6 µm • Mengde: 402 tonn/d • Varighet: 90 dager 	Partikkelsky: 20 µg/l (bakgrunnsnivå) 450 km ² og 350 meter vertikalt, 200 µg/l 25 km ² og 155 meter vertikal. Tilsvarende en fortykning av konsentrasjonen i returvannet på hhv. 400 000 og 40 000. Sedimentering: Neglisjerbart 0,010 µm (0,00001 mm) per år	Noduler
Gwyther 2008: Solwara 1 ved Papua Ny-Guinea Utslipp nær havbunn (25 – 50 m over) <ul style="list-style-type: none"> • Vannmengde: 24 000 m³/d • Partikkelkonsentrasjon 5 000 mg/l • Partikkelstørrelse: < 8,0 µm • Mengde: 120 tonn/d • Varighet: 20 måneder 	Partikkelsky: 1,2 mg/l ut til 1 km (0,82 km ²). Maksimal utstrekning og areal 4,2 km og 11,6 km ² med vertikal høyde på 175 m. Tilsvarende en fortykning av konsentrasjonen i returvannet på 5 000. Sedimentering: < 0,1 mm opptil 5- 10 km vest og nordvest for Solwara 1	Noduler

3.5.1 Konsekvensvurdering

Partikkelavsetning på havbunnen - returvann

Modelleringsresultater fra studier som har lagt til grunn tilsvarende vannvolum, partikkelkonsentrasjon og partikkelstørrelser for utslipp av returvann som de to aktivitetsscenarioene presentert i Kapittel 2.2 antyder at avsetning av partikler på havbunnen er lav og ikke overstiger rapporterte grenseverdier for tildekking i Tabell 4.

Gwyther (2008) modellerte utslipp av returvann 20-50 meter over havbunn og predikerte at flokkulering vil resultere i sedimentering i avstander 5 til 10 kilometer fra utslippslokasjonen med maksimum tykkelse mindre enn 0,1 mm. Sedimenteringshastigheten utover dette området er oppgitt å være lavere enn naturlig sedimenteringshastighet målt i området og ved et kontrollområde lokalisert 2 km fra utslippslokasjon.

Muñoz-Royo m.fl. (2021) slapp ut returvann 3 500 meter over havbunnen. Siden partiklene i returvannet er små, generelt mindre enn 10 mikrometer, vil det ta over 400 dager før en partikkel

på 10 µm med en synkehastighet på 0,1 mm/s når havbunnen. Med strømhastigheter på 8-9 cm/s vil partikkelene i løpet av 400 dager ha beveget seg mer enn 2 900 – 3 100 km vekk fra utslippspunktet og fortykning vil være mer enn 10 000 ganger. Dette gir spredt partikkelavsetning på sjøbunnen og Muñoz-Royo m.fl. (2021) estimerte en tilvekst i sedimenttykkelse i størrelsesorden 0,01 µm per år, dvs. 100 ganger lavere enn naturlig tilvekst.

Partikkelavsetning på havbunnen – utvinning på havbunnen

Modelleringsresultatene for avsetninger på havbunnen ved utvinning (Tabell 6) viser partikkelavsetning på 1 til 10 mm i avstander fra rundt 600 m til 12 km fra utvinningslokasjonen. En partikkelavsetning på 10 mm vil iht. Norsk olje og gass sin håndbok for arter og habitat av miljømessig interesse (NOROG 2019) plasseres i kategorien signifikant og/eller betydelig skade for svamp og koraller. Den vil også overstige PNEC-verdien for bløtbunndyrsamfunn.

Avstand for partikkelavsetning under utvinning avhenger av mengde partikler som virvles opp (fluks) som igjen avhenger av teknisk løsning og tykkelsen på sediment som må fjernes før man starter utvinning. I studiene i Tabell 6 varierer fluksen fra 8,2 kg/s for mangan (Spearman m.fl. 2020) til 232 kg/s for noduler (Aleynik m.fl. 2017, BGR 2018). Det er rimelig å anta at sulfidforekomstene som vil være aktuelle å utvinne innenfor utvinningsområdet ikke har rukket å bli dypt begravet av sedimenter og skorper og generelt ha lite overliggende sediment. Det kan imidlertid være enkelte områder med tykkere sedimentlag. Ved Solwara 1-prosjektet (utvinning på en aktiv sulfidforekomst ved Papua Ny-Guinea) ble det eksempelvis predikert en sedimenttykkelse på opptil 6 meter i deler av utvinningsområdet.

Studiet til Aleynik m.fl. (2017) gir betydelig større avsetning av sediment enn de andre studiene i Tabell 6. Dette skyldes trolig at de har lagt til grunn at en betydelig mengde sediment vil virvles opp (en fluks på 232 kg/s ligger i øvre skala mht. kommersiell utvinning av noduler iht. bla. BGR 2018) og også at de ikke tar hensyn til flokkulering, men baserer seg på en fast sedimenteringshastighet. Dette illustrerer også usikkerheten ved modellering da tilsvarende fluks og forutsetninger resulterte i 10 ganger så lav avsetning ved samme avstand når en modell som inkluderte flokkulering ble benyttet (BGR 2018, i Tabell 6).

Det er stor variasjon i resultater fra modelleringsstudiene, men basert på en helhetlig vurdering av resultatene vil et rimelig estimat for avsetning på mellom 3-10 mm (antatt signifikant effekt på korall og svamp, se Tabell 6) være rundt 600 – 700 meter, dvs. innenfor 1 km fra utvinningsenhet. Til sammenligning viser empiriske studier og modellering av partikler fra boring av topphull (i størrelsesorden utslipp av 1 000 tonn med partikler) inndelt i avstander på 250-500 m for tykkelser 1-3 mm, 100-250 m for tykkelser 3-10 mm og < 100 m for > 10 mm (NOROG 2019).

Denne gjennomgangen viser at grad av miljøpåvirkning i stor grad vil være prosjektspesifikk og demonstrerer viktigheten av å benytte realistiske inngangsdata, egnede modeller og gode driverdata (strøm og batymetri) ved vurdering av miljøkonsekvens.

Spredning av partikler i vannmassen

Utslipp av returvann kan tenkes å finne sted i den bathypelagiske sonen ($\geq 1\ 000$ meter), relativt nær havbunnen, eller i den mesopelagiske sonen (200 til 1000 m). Sistnevnte vil gjelde i den sørlige delen av utredningsområdet der det er grunnere enn 1000 m (Pedersen m.fl. 2021). Utslipp i mesopelagisk sone kan være et avbøtende tiltak for å minimere avsetning på sjøbunn.

Muñoz-Royo m.fl. (2021) har kombinert feltmålinger med numeriske modeller for å predikere partikkelspredning fra returvann i Clarion Clipperton Fracture Zone (CCFZ) utenfor kysten av California. Resultater fra feltmålinger ble benyttet til å modellere utslipp av returvann med

representative kommersielle utvinningsrater for noder. Utslippsdypet var 1 000 meter og havdypet var 4 500 meter. Størrelsen på partikkelskyen avhenger av grenseverdien. Maksimal horisontal utbredelse for konsentrasjoner over bakgrunnskonsentrasjonen i området (20 µg/l) var 480 km² med et vertikalt dyp på 350 meter. Dette tilsvarer en fortykning på 400 000 ganger av utslippskonsentrasjonen. Maksimal horisontal utbredelse på partikkelskyene for konsentrasjoner tilsvarende 200 µg/l (dvs. PNEC for plankton og barytt i Tabell 5) var i gjennomsnitt 25 km² og 155 m (dvs. ca. 4 km³), noe som tilsvarer en fortykning på 40 000.

Disse resultatene står tilsynelatende i kontrast til studier utført av Nautilus Minerals Niugini Limited (Gwyther 2008), som angir et område på 0,81 km² og en avstand på 900 meter. I tillegg til at inngangsdataene er forskjellige (jfr. Tabell 6), er dette gjennomsnittsverdier basert på en grenseverdi på 1,2 mg/l (1 200 µg/l), tilsvarende en fortykning på 4 200- 5 000. Grenseverdien er basert på PNEC-verdier for oppløste partikler i vannmassen benyttet i Australia og New Zealand (ANZECC & ARMCANZ 2000) (Tabell 5). Største modellert areal var 11,6 km² med et vertikalt på 175 m, og lengste avstand 4,2 km.

Dette demonstrerer noe av utfordringen av å sammenligne studier der det er benyttet ulike grenseverdier og statistiske størrelser for å definere mulige effektområder. Siden effektgrenser for organismer som lever i dyphavet er ukjente er det ikke mulig å angi en fast avstand der skade ikke vil kunne forekomme. For å vurdere mulige effekter på pelagiske økosystem i dyphavet vil trolig det totale vannvolumet som overstiger en effektkonsentrasjon i løpet av et (eller flere) år være et mer relevant endepunkt.

Spredning av nanopartikler

Nanopartikler er partikler i størrelsesområdet 1–100 nanometer (nm). En mikrometer er 1 000 nm. Grensen for hva vi kan se med blotte øyet er ca. 100 mikrometer. For juridiske formål sidestiller EU nanopartikler som finnes naturlig, blir produsert tilfeldig (som ved avvanning og ekstraksjon på havbunnen) og som er bevisst produsert. Det er antallet, dimensjonen og typen som er avgjørende. Også nanopartikler kan flokkulere, dvs. klumpe/binde seg sammen.

Temperaturendring

Ved innhøsting av noder har det blitt rapportert at returvann vil kunne være 2-5 °C varmere enn det omgivende vannet på utslippspunktet (DNV 2021). I dypere soner kan en temperaturøkning påvirke organismer lokalt, men det forventes at slike temperaturgradienter er så lave at temperaturforskjellen raskt blir borte når returvannet kommer i kontakt med havvannet. Påvirket område forventes å være avgrenset siden det varme vannet raskt vil blande seg med omgivende vann.

3.5.2 Konklusjon

Med dagens kunnskap om teknologi og aktivitetsnivå er det lite grunnlag for å skille på konsekvenser ved partikkelspredning mellom utvinning mangan og sulfid, men det er antatt at mengde oppvirvlede partikler ved utvinning av mangan vil være mindre enn utvinning av inaktive sulfidforekomster. For returvann er det antatt tilsvarende vannmengder, partikkelkonsentrasjoner og -størrelser for utvinning av både mangan og sulfid.

Tilsvarende som ved vurdering av fysisk påvirkning av bunnhabitat og organismer er det lagt til grunn konservative antakelser om tilstedeværelse av havbunnsfauna i berørte områder (jfr. kapittel 3.3) og det er brukt grenseverdier for eksponering for referanseorganismer.

Partikkelavsetning på havbunnen

Partikkelavsetning som følger av utslipp av returvann er vurdert å gi påvirkning av kort varighet på bunnsamfunn da estimert tykkelse på avsetning er betydelig tynnere (mindre) enn nedre

grense for skadelige effekter på referanseorganismer (både korall og svamp, og bløtbunnsamfunn). Påvirkningen er vurdert å være i konsekvensnivå «liten».

Stikkprøvetaking ved leting er vurdert å gi ingen påvisbar eller liten påvirkning av kort varighet på bunnsamfunn. Berørt område vil være lokalt rundt prøvetakingshullene. Påvirkningen er vurdert å være i konsekvensnivå «liten».

Partikkelavsetning som ved utvinning på havbunnen er vurdert å gi påvirkning av en viss varighet eller langsiktig varighet på deler av bunnfaunaen som lever ved sjøfjell (manganskorper) og aktive sulfidforekomster, og kort varighet og restitusjonstid for bløtbunnsamfunn ved inaktive sulfidforekomster. Ved utvinning av manganskorper og aktive sulfidforekomster vil påvirkningen kunne gi økosystemrelaterte virkninger. Berørt område med antatt skadelig avsetning er forventet i en avstand på rundt 1 km fra utvinningsenhet. Romlig er dette vurdert som en betydelig andel av berørt område sett i sammenheng med størrelsen på et enkelt sjøfjell, og stor andel av berørt område sett i sammenheng med størrelsen på en enkelt aktiv sulfidforekomst. For inaktive sulfidforekomster vil dette utgjøre en liten romlig påvirkning siden fauna er antatt å ikke skille seg fra omkringliggende områder. Påvirkningen er vurdert å være på konsekvensnivå «stor» for aktive sulfidforekomster og «liten» for inaktive forekomster. For manganskorper er påvirkningen vurdert til konsekvensnivå «middels».

Spredning av partikler i vannmassen

Utslipp av returvann er vurdert å gi økte partikkelkonsentrasjoner med mulige skadelige effekter over et stort område (25 km²) for de mest sårbare referanseorganismene (dyreplankton). For bunndyr er område med mulig skadelige effekter vesentlig mindre (<1 km²). Dyreplankton har kort generasjonstid/restitusjonstid og stor utbredelse slik at berørt andel av bestand er lav. Påvirkningen for voksen fisk er vurdert å være av kort varighet da disse til dels kan unngå områder med høy partikkelkonsentrasjon. Bunndyr har lenger restitusjonstid og vil utsettes for eksponering over lenger tid da de i mindre grad er mobile. Påvirkningen vurdert å være i konsekvensnivå «middels» for bunndyr og konsekvensnivå «liten» for plankton og voksen fisk.

Stikkprøvetaking er vurdert å ikke gi påvisbar påvirkning på bunnsamfunn, fisk, plankton og sjøpattedyr. Påvirkningen er vurdert å være i konsekvensnivå «liten».

Oppvirvling av partikler ved utvinning er vurdert å gi økte partikkelkonsentrasjoner med mulige skadelige effekter over et mindre område enn ved utslipp av returvann siden partiklene spres ved havbunn og eksponeringen vil forekomme i kortere intervaller. Basert på grenseverdier for suspenderte partikler i vannmassen for referanseorganismer er påvirkningen vurdert å være i konsekvensnivå «middels» for bunndyr og konsekvensnivå «liten» for plankton og fisk.

Kunnskapsstatus og usikkerhet

Det er kunnskapsmangel om grenseverdier for naturlige, ikke forurensede stoffer (partikler) for organismer i dyphavet og også om miljøverdiers utbredelse i ulike deler av utredningsområdet, samt grad av unik fauna og endemiske arter ved sjøfjell og sulfidforekomster.

Det er usikkerhet knyttet til modelleringsstudier utført for havbunnsmineralvirksomhet der inngangsdata har mye å si for resultater for spredning. Det er stor variasjon i modellert spredning og det er ikke gjort en systematisk sammenlikning av inngangsdata og -parametere, som utslippsvarighet, mengde og størrelse på partikler, plassering av kilde i forhold til havdyp, form og tetthet til partiklene. Andre viktige forhold som påvirker modelleringsresultater er selve modellene (f.eks. flokkulering) samt oppløsning og kvalitet på hav- og bunnstrømmer og batymetri. Det er dermed usikkerhet knyttet til spredningsresultater fra utførte modelleringsstudier.

For å få mer kunnskap om partikkelspredning vil det være nyttig å utføre modellering av partikkelspredning og sedimentering med realistiske inngangsdata for konkrete utvinningsprosjekt i utredningsområdet. Det er behov for utvikling og/eller tilpasning av modellverktøy. Miljøovervåking av utvinningsprosjekt vil gi verdifull kunnskap for utvikling og kalibrering av modeller og forståelse av miljøkonsekvenser ved partikkelspredning.

3.5.3 Avbøtende tiltak

Det er identifisert flere avbøtende tiltak for å begrense effekter og konsekvenser som følger av partikkelspredning i vannmassen og til havbunnen (Tabell 7).

Tabell 7. Mulige tiltak for å begrense negative effekter og konsekvenser som følger av partikkelspredning i vannmassen og til havbunnen.

Tiltak	Vurdering
Minimere mengde partikler som virvles opp under utvinning	Knusing av metaller på havbunnen i lukket system vil begrense volum på partikkelsky og eksponering av skadelige stoffer til vannsøylen og redusere spredning bort fra utvinningsstedet. Bruk av kappe og sugeslange rundt ekstraksjonsredskap er mulige tiltak.
Minimere volum av returvann ved avvanning	Transport av malm i containere eller andre metoder eller bruk av kombinert gassløft (airlift) og hydraulisk løft vil redusere mengde vann og dermed mengde returvann og utslipp av partikler.
Minimere partikkelkonsentrasjonen i returvannet	Rensing av returvann, dvs. beholde så mye av partiklene som mulig under avvanningsprosessen.
Minimere spredning av partikler i vannkolonnen ved utslipp av returvann	Utslipp nær havbunnen forventes å redusere horisontal spredning av partikler sammenliknet med utslipp høyere i vannsøylen. Ved å slippe returvannet rett over havbunnen vil utslippet kunne påvirke bunnsamfunn som allerede er påvirket av partikkelskyen fra utvinningsfartøy og /eller fjernet og ødelagt av utvinningsenhetene. Bruk av flokkuleringsmiddel vil også kunne redusere spredning.
Minimere avsetning av partikler på havbunnen ved utslipp av returvann	Utslipp lengre unna havbunnen (men dypere enn 1 000 m) vil redusere eller eliminere avsetning av partikler på havbunnen. Det vil øke volum av mulige skadelige partikler i vannmassen. Utslippsrør som peker opp mot overflaten vil øke fortynningen og redusere avsetning på havbunnen.
Minimere frigjøring av metaller i vannmassen	Lukkede system for knusing av metaller på havbunnen. Unngå mellomlagring av forvitret malm på havbunnen. Begrense eksponeringstiden for oksygen ved avvanning.
Overvåking ved pilotprosjekt for kunnskapsinnhenting om partikkelspredning og sedimentering	Innsamling av data for turbiditetsmåling og partikkelavsetning på havbunnen vil gi kunnskap for å bedre forstå spredningspotensiale ved utvinningsaktiviteter. Langtidsovervåking er nødvendig for å fastsette effekter og konsekvenser ved tildekking av fauna.

3.6 Eksponering for toksiske stoffer

3.6.1 Eksponering for metaller

Utvinning av sulfidforekomster vil utsette metalloverflater for oksidasjon, og dette kan frigjøre metaller og halvmetall (metalloider) som arsenikk og antimon og finkornete sulfidpartikler til sjøvannet. Partikkelskyene som dannes ved ekstraksjon på havbunnen og i returvannet kan inneholde sølv, kadmium, kobolt, arsen, krom, nikkel, bly, antimon, sink og kobber som spres

bort fra utvinningsstedet med strømmen. Dersom knust forvitret malm mellomlagres på havbunnen over tid vil utlekking av metaller øke (Fuchida m.fl. 2019; Weaver og Billett, 2019).

Fuchida m.fl. (2019) observerte forskjellig metallopløsningsadferd mellom de ikke-oksiderte og oksiderte hydrotermiske sulfidene, noe som tyder på at øyeblikkelig metallfrigjøring fra sulfider til sjøvann ikke vil skje før eller under knuse- og løfteprosessene, i motsetning til oksiderte faser som raskt frigjør metaller og metalloider til sjøvann. I følge Gwyther (2008) vil det imidlertid kunne frigjøres tungmetaller under utvinning av knuste og forvitret sulfidskorsteiner på havbunnen med konsentrasjoner på 300 ganger høyere enn det som antas som skadelig, men at disse vil fortynnes til under antatt skadelig grense innen hundre meter (se detaljer under).

Sammensetningen av jern- og manganoksider samt ulik metallsammensetning i sjøvannet påvirker hvilke metaller som primært absorberes og utfelles i manganskorper. Hydrogenetiske manganskorper vil eksempelvis ha høyere konsentrasjoner av kobolt (Co), mens hydrotermiske manganskorper har høyere konsentrasjon av kobber (Cu) (Usui og Suzuki 2022). Hydrotermiske manganskorper anslås å utgjøre ca. 1% av manganskorper (Glasby m.fl. 2015).

Metaller frigjort i ekstraksjonsprosessen kan spres med partikkelskyen som dannes ved havbunnen eller spres med returvannet og føre til eksponering av pelagiske og bunnlevende organismer utover utvinningslokasjonen. Kunnskap om miljøgifters akkumulering i organismer har både økologisk relevans og betydning for mattrygghet. Den viktigste eksponeringsveien til skade på human helse er via konsum av fisk og skalldyr. En risikovurdering av dette krever kunnskap om biotilgjengelighet, organismens evne til å bryte ned og skille ut metallforbindelser og økologi, som for eksempel overføring mellom trofiske nivåer i næringskjeden.

Organismers sårbarhet for metaller

Metaller som spres med returvannet eller frigjøres ved utvinning kan inneholde toksiske elementer som kan påvirke organismene direkte og også føre til akkumulering oppover i næringskjeden (bioakkumulering) (Hauton m.fl. 2017). Dyreplankton akkumulerer metaller fra opptak gjennom næring og gjennom absorpsjon via vannet. Direkte opptak av metaller fra vann kan skje via absorpsjon til celler, vev, organ eller organismens overflate og flere studier har vist at akkumulering av metaller via opptak fra vannet kan være høyere enn via inntak av føde (se for eksempel Wang & Fisher 1998, Borchardt 1983 og Kadiane m. fl 2019).

Metallforurensing kan føre til økt dødelighet, veksthemming og lavere reproduksjonsrater (se Hauton m.fl. 2017 og referanser deri). Organismer som lever på bunn ved aktive sulfidforekomster kan være mindre følsomme for høye metallkonsentrasjoner, og organismer i vannsøylen forventes å være mer sårbare for metalleksponering fra returvann og ekstraksjonsskyer.

Det er begrenset kunnskap om hvor sårbare dyphavsfauna er for metalleksponering og det er ikke mulig å gjøre pålitelige prediksjoner for giftighet ved metalleksponering for ulike organismer da dette vil variere med temperatur, trykk og utslippets sammensetning (Hauton m.fl. 2017, Mestre m.fl. 2013). En formening om mulige skadelige avstander fra utslippspunktet kan likevel predikeres ved å sammenligne eksempler på grenseverdier (EQS, HC og PNEC verdier) for metaller i sjøvann (Tabell 8) med typisk fortynning av utslipp. Grenseverdiene Norge benytter for tilstandsklasse 2 og 3 samsvarer med Vanddirektivets miljøkvalitetsstandarder AA-EQS og MAC-EQS.

I Solwara 1 prospektet måtte konsentrasjonen av sink (Zn) frigitt i returvannet fortynnes 600 ganger for å komme under Australia og New Zealands grenseverdi (dvs. fra 9 000 ppb til 15

ppb) (se Tabell 8)³. Modellering viste at dette fant sted innenfor en avstand på ca. 85 meter fra utslippspunktet. For andre grenseverdier i Tabell 8 tilsvarer dette en fortykning på 1 500 og 2 500 for å komme under hhv. tilstandsklasse 3 (moderat) og tilstandsklasse 2 (god) for kystvann og nesten 20 000 ganger for å komme under PNEC-verdien for sink som brukes i beregninger av EIF (Environmental Impact Factor) for produsert vann i offshore petroleumsindustrien (NOROG 2003). PNEC-verdien som brukes i beregninger av EIF er svært lav og betydelig lavere enn laveste naturlige konsentrasjon målt ved Solwara 1 (se Tabell 9). De andre metallene måtte fortyknes mindre for å komme under Australia og New Zealands grenseverdier. Merk at det er store usikkerhet rundt avstandene, og er kun gitt for å få en indikasjon på mulige avstander.

Tabell 8. Eksempel på grenseverdier for mulige metaller som kan frigjøres under utvinning av sulfid og manganavsetninger. Ag = sølv, Cd = kadmium, Co = kobolt, Cr = krom, Cu = kobber, Ni=Nikkel, Pb = bly, Zn= sink. Alle verdier er oppgitt i µg/L (ppb).

Grenseverdi	Ag	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Referanse
Tilstandsklasser kystvann. Klasse 2 (god), AA-EQS	-	0.2	-	3.4	2.6	8.6	1.3	3.4	Miljødirektoratet 2020
Tilstandsklasser kystvann. Klasse 3 (moderat), MAC-EQS	-	0.45	-	35,8	2.6	34	14	6	
HC5 verdier benyttet i Australia og New Zealand	1.4	5.5	14	4.4	1.4	120	4.4	15	ANZECC/ ARMCANZ 2000
HC1 verdier benyttet i Australia og New Zealand	0.8	0.7	1	0.14	0.3	14	2.2	7	
PNEC verdier for beregning av EIF for produsert vann offshore	-	0.028	-	-	0.02	1.22	0.182	0.46	NOROG 2003

Tabell 9. Bakgrunnskonsentrasjoner av ulike metaller i sjøvann målt ved Solwara 1 og øvre grenser av tilstandsklasse 1 (bakgrunnsnivå) for kystvann.

Lokasjon		Ag	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Referanse
500 meters dyp	Min	<0.005	0.044	<0.024	0.20	0.054	0.29	<0.015	5.0	Gwyther 2008
	Max	<0.005	0.045	<0.024	0.24	0.12	0.38	0.034	7.4	
20 meter over sjøbunn	Min	<0.005	0.015	<0.024	0.15	0.099	0.52	0.015	1.5	
	Max	0.0072	0.087	0.053	0.23	0.21	0.67	0.21	8.0	
Tilstandsklasse kystvann. Klasse 1 (bakgrunn)	Øvre grense	-	0.03		0.1	0.3	0.5	0.02	1.5	Miljødirektoratet 2020

3.6.2 Utslipp av kjemikalier

Eventuell bruk av prosesskjemikalier på produksjonsenhet på havet avhenger av i hvilken grad malm skal bearbeides på havet. Slik utvinningsprosessen er beskrevet i Teknologirapporten (DNV 2021) og i utredningsprogrammet (OD 2021) vil malmen fra eventuell norsk havbunnsutvinning transporteres til land for videre bearbeiding og det er ikke lagt til grunn at det vil foregå oppredning av malm ved bruk av kjemikalier på produksjonsenhet. Eventuell

³ På grunn av en feil behandling av prøvene under første laboratorium test ble konsentrasjonen av sink (Zn) (og de andre metallene) overestimert og nødvendig fortykning for å komme under grenseverdiene var 300 ganger for Zn og lavere for de andre metallene.

bruk vil være søknadspliktig etter forurensingsloven og utslipp av prosesskjemikalier er derfor ikke videre konsekvensvurdert i denne utredningen.

Bruk og utslipp av kjemikalier på havet er beskrevet og utredet for olje- og gassnæringen, både ved leteboring og produksjon av petroleum. Det vises til resultater fra miljøovervåking for petroleumsvirksomhet til havs og årlig utslippsrapportering fra petroleumsvirksomhet. Dersom det i fremtiden blir aktuelt å bruke og slippe ut kjemikalier i forbindelse med bearbeiding av malm fra produksjonsenhet på havet bør det etableres retningslinjer for klassifisering og miljøvurdering av kjemikalier på lik linje med det som gjelder for petroleumsnæringen til havs. Bruk av kjemikalier som ikke er toksiske for organismer vil redusere konsekvensene av slike utslipp.

Kjølevann på skip er gjerne saltvann (havvann) som tas inn via en kalsong under skipet for at det skal være kaldest mulig, og har ofte et eget utslippspunkt på en av skutetidene. Eventuelle kjemikalier som slippes ut sammen med kjølevann er kun kjemikalier som tilhører kjølevannsystemet, som f.eks. kjemikalier for å hindre at saltvannet gjør skade på kondensatorer og lignende. Slike utslipp fra skipsaktivitet knyttet til leting, utvinning eller avslutning av havbunnsmineralvirksomhet vil ikke skille seg fra utslipp fra annen skipsfart.

Det kan være behov for kjølesystemer på produksjonsenhet som kan tenkes å tilsettes korrosjonshemmer eller andre produkter som inneholder kjemikalier. Det kan også forventes bruk av hydraulikkvæsker og smøreoljer i ulike systemer på slike fartøy og i utvinningsutstyr ved havbunnen. På petroleumsinstallasjoner benyttes slike kjemikalier i lukkede systemer som under normale omstendigheter ikke slippes til sjø. Ved utskiftning av kjemikalier i lukkede systemer samles brukte kjemikalier opp og fraktes til land for videre håndtering. Det er antatt at tilsvarende vil gjelde for kjemikalier i tilsvarende systemer ved utvinning av marine mineraler. Utslipp av korrosjonshemmer og andre kjemikalier i kjølevann og lukkede systemer fra produksjonsenhet er ikke konsekvensvurdert videre i denne utredningen.

3.6.3 Konklusjon

Spredning av metaller i vannmassene

Det er vesentlige kunnskapsmangler når det gjelder frigivelse av metall og giftighet ved metalleksponering fra havbunnsmineralvirksomhet i dyphavet. Prøver tatt av sulfid i forbindelse med Solwara 1-prosjektet indikerer at det vil frigis metaller (Mn, Sn, Cu, As, Pb, Cd, Ni og Ag) med konsentrasjoner på opptil 300 ganger over antatt skadelig nivåer (HC5). Til sammenligning er metallkonsentrasjoner av for eksempel bly (Pb) i boreslam typisk rundt 100 ganger naturlig bakgrunnskonsentrasjon (Neff 2005).

Basert på erfaring fra Solwara 1-prosjektet antas det at en fortykning på 300 ganger vil finne sted i avstander på mindre enn 100 meter fra utslippslokasjon. På grunn av at påvirkningen antas å være lokal ved utvinningslokalitet er konsekvensnivå vurdert til konsekvensnivå «liten til middels» for utvinning og «liten» for lete- og avslutningsaktivitet (Jfr. Tabell 3).

Da det er antatt begrenset spredning av metaller i sjøvannet og til sediment og lav fiskeriaktivitet i utredningsområdet (se kap. 6.1) er det vurdert at utlekking av metaller ved utvinningsaktivitet har lavt potensiale for å berøre mattrygghet. Det er generelt stor usikkerhet knyttet til metalleksponering i dyphavet.

Spredning av kjemikalier i vannmassen

Siden prosessering av malm er antatt å ville foregå på land er det ikke aktuelt å benytte og slippe ut prosesskjemikalier på havet ved utvinning. Eventuell påvirkning fra mindre ikke planlagte

utslipp av kjemikalier brukt på fartøy eller i utstyr på havbunnen under lete-, utvinning og avslutningsaktivitet er vurdert til konsekvensnivå «ingen påvisbar».

3.7 Lyd, vibrasjoner og kunstig lys

Det foreligger ikke resultater av direkte målinger av støy, lys eller vibrasjoner knyttet til havbunnsmineralvirksomhet. Støy og vibrasjoner oppstår i tilknytning til alle faser av virksomheten. Hovedkildene er utvinningsenhet og ROV-er ved havbunnen, graving/boring/saging i havbunnen, vertikal transport av malm til overflateenhet og fartøyaktivitet på overflaten (inkludert evt. helikoptertrafikk). Aktivitetene på havbunnen og i vannsøylen vil skape lyd opptil 50 dB re-1 μ Pa, mens skip ved overflaten gjerne har lydnivå på 60 dB re-1 μ Pa (DNV-GL 2016).

Internasjonalt har det vært søkelys på eventuelle negative effekter av menneskeskapt undervannslid, særlig på marine pattedyr og fisk. Pelagialen i utredningsområdet rommer deler av året tette forekomster av makrell, sild og kolmule og både tann- og bardehvaler forekommer i varierende antall i området (Kutti m.fl. 2021). Disse vil kunne bli påvirket av støy, vibrasjoner og lys fra havbunnsmineralvirksomhet, men omfang og betydning angis av flere å være utilstrekkelig dokumentert (Sivle m.fl. 2021).

De aller fleste organismer har lyssensitive reseptorer og reagerer på lys. Lysforurensning til landlevende organismer har vært et tema innen forskningen i lengre tid, og også i forhold til organismer i havet har lys vært et tema de senere tiårene (Depledge m.fl. 2010). Lysforurensning kan enkelt defineres som når organismer blir utsatt for lys på feil sted, til feil tid eller med feil intensitet. Det er godt kjent at marine organismer reagerer på kunstig lys. Fiskere har for eksempel i mange generasjoner brukt lys for å tiltrekke seg fisk. Det er også erfart at sjøfugl som blir tiltrukket av lys fra skip, plattformer, fyrlykter og andre lysrike installasjoner til havs, kan bli desorientert, kolliderer med strukturene, bruke unødige ressurser, eller bli tatt av rovdyr (Jägerbrand m.fl. 2019), men mekanismene som leder til dette er dårlig forstått og lite studert (se avsnittet om kunstig lys og sjøfugler i delutredning Strøm m.fl. 2021).

Utredningsområdet har store årstidsvariasjoner i naturlig lysmengde, og arbeidslys på produksjonsfartøy vil vinterstid utgjøre en kunstig lyskilde, mens det sommerstid vil være kontinuerlig, naturlig lys ved havoverflaten hele døgnet. Ved havbunnen er det mørkt hele året.

3.7.1 Fisk

All fisk er i stand til å høre lyd, og f.eks. hyse og torsk har vist seg å bruke lyd aktivt blant annet i kurtise og gytesammenhenger (Kvadsheim m.fl. 2017; Kvadsheim m.fl. 2020). Fisk har flere måter å oppfatte lyd på, og ulike arter oppfatter lyd forskjellig. Generelt kan man si at fisk er best i stand til å oppfatte lavfrekvent lyd under 200 Hz. Det er disse frekvensene som normal utløser unnvikelse og alarmresponser, og det er foreslått at det er lyd som likner naturlige lyder fisk er redd for. For en utførlig oversikt over fiskens hørsel, se Popper m.fl. (2003), Kvadsheim m.fl. (2017) og Kvadsheim m.fl. (2020).

Fisk er i stand til å høre lyd fra skipstrafikk og flere studier har funnet at fisk utviser atferdsresponser på støy fra skip (Slabbekoorn m.fl. 2010, DeRobertis og Handegard 2012, Ivanova m.fl. 2020, Lancaster m.fl. 2021) som unnvikelse i horisontal eller vertikal retning (Vabø m.fl. 2002, Ona m.fl. 2007). Nyere studier på fisks respons på skipsstøy viser at fisk sannsynligvis kan venne seg til lyder som er til stede over lengre tid (Nedelec m.fl. 2016). Det er uttrykt bekymring for at kontinuerlig skipsstøy som bakgrunnsstøy kan føre til at fisk må komme nærmere hverandre for å kommunisere, og at de får vanskeligheter med å oppdage mulige predatorer (Slabbekoorn m.fl. 2010).

Lys fra ROV har ved undervannsvideofilming ofte vist seg å tiltrekke fisk, og det foreligger erfaringer (Larsen og Cochrane, egne observasjoner) der det har vist seg nødvendig å slå av lyskilder på ROV i et kortere tidsrom for at stimer av sei og torsk har kunnet løse seg opp og videofilming gjenopptas.

3.7.2 Marine pattedyr

Mange marine pattedyr er avhengig av lyd for kommunikasjon mellom individer, for navigasjon og for å finne byttedyr ved hjelp av ekkolokalisering. Lyd (spesielt seismikkskyting) ansees å ha en negativ effekt gjennom å forstyrre ekkolokalisering, navigering og kommunikasjon (Jødestøl m.fl. 2021).

Mulige negative effekter av støy og vibrasjoner fra skipstrafikk, graving, grøfting, boring på hval består hovedsakelig av maskering, dvs. at dyrene rett og slett ikke hører hverandre på grunn av bakgrunnsstøy. Castellote m.fl. (2012) fant at finnhval skiftet frekvens for vokalisering når de ble utsatt for mye skipsstøy, antakelig for å kunne høre hverandre bedre over støyen.

Siden 2006 har IOGP (International Oil & Gas Producers Association) støttet et "Joint Industry Programme" (JIP) som har forsket på effektene av undervannslud fra petroleumsrelaterte aktiviteter på marine organismer. Så langt har dette programmet støttet ulike prosjekter som dekker en rekke emner (se publikasjonsliste og lenker på: <http://www.soundandmarinelife.org>). Miljødirektoratet har også nylig fått utarbeidet to rapporter som tar for seg kunnskapsstatus om effekter av menneskeskapt støy på marint naturmiljø (Kvadsheim m.fl. 2017; Kvadsheim m.fl. 2020). Rapportene gir en utførlig beskrivelse av lyd under vann, marine dyrearters evne til å oppfatte og bruke lyd, effekter av menneskeskapt lyd på marine dyrearter og mulige avbøtende tiltak.

Pattedyr som eksponeres for støy kan oppleve både fysiske og psykiske effekter som kan variere fra neglisjerbare til akutt negative. Graden av effekter påvirkes av en rekke faktorer, som lydnivå, avstand mellom lydkilde og mottaker, følsomheten hos mottaker, samt lydets varighet og eventuelt repetisjon. Når det gjelder direkte skadelige effekter skiller man generelt mellom lyd som forårsaker reversibel hørselskade og permanente hørselsskader. Internasjonale betegnelser på skadene er Temporary Threshold Shifts (TTS) og Permanent Threshold Shifts (PTS) (Southall m.fl., 2007; Southall m.fl. 2019). Basert på audiogrammer for ulike grupper av marine pattedyr utviklet Southall m.fl. (2019) kriterier for lyd som sannsynlig kan lede til PTS.

Det er store variasjoner mellom arter i følsomhet for lyd av ulik frekvens. Southall m.fl. (2019) deler inn marine pattedyr i grupper basert på generelle likheter i hørsel (Tabell 10) og har utviklet vektning av følsomhet for lyd over ulike frekvensomfang (audiogram, "frequency-weighting functions" ("M-weighting")).

Tabell 10. Estimerte terskelverdier for midlertidige (TTS) og permanente (PTS) hørselsskader hos sjøpattedyr. Terskler for SEL (Sound Exposure level=akkumulert akustisk energi) er gitt i dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ og terskler for spissttrykk SPL er gitt i dB re 1 μPa . SEL- vektet innebærer at nivåene skal vektet ihht. funksjoner som beskriver frekvensforholdet for generaliserte hørselskurver for hver av de fire gruppene av sjøpattedyr (Southall m.fl. 2007, NMFS 2017, Southall m.fl. 2019). Kun verdier for sjøpattedyr som finnes i norske farvann er gjengitt. Impulsive lydkilder som seismikk skaper kortvarige/transiente (<1 s), bredbånd pulser, høyt spissttrykk, kort stigetid og hurtig forfall. Ikke-impulsive lydkilder genererer lyd signaler som kan være både bredbåndet, smalbandet eller tonale, avkortede eller forlengede, kontinuerlige eller periodiske. Tabellen er oversatt og tilpasset fra NOAA/NMFS (2017) tabell ES1 og A9.

Gruppe av sjøpattedyr	Relevante arter for Barentshavet	Estimert auditiv båndbredde	Høreterskel i det optimale frekvensområdet	Ikke-impulsive lydkilder		Impulsive lydkilder			
				TTS Terskelverdi	PTS Terskelverdi	TTS Terskelverdi		PTS Terskelverdi	
				SPL (dB SPL)	SEL (vektet)	SEL (vektet)	SEL (vektet)	Spissttrykk SPL	SEL (vektet)
Lav-frekvent: Barde-hvaler	Blå-, finn-, knøl-, våge-, grønlands-hval	7Hz - 35kHz	54	179	199	168	213	183	219
Midt-frekvent: Delfiner, nebb- og sperm-hval	Kvitnos, spekkhogger, sperm- og nebb-hval	150Hz - 160kHz	54	178	198	170	224	185	230
Høy-frekvent	Nise	275Hz - 160kHz	48	153	173	140	196	155	202
Ekte seler	Havert, steinkobbe, grønlands-sel, klappmyss, storkobbe ringsel	50Hz - 86kHz	53	181	201	170	212	185	218

I tillegg til kriterier for skade (TTS og PTS) diskuterer Southall m.fl. (2019) også ulike kriterier for atferdsforstyrrelser som respons på lyd. Problemet med slike kriterier er at det er vanskelig å skille en betydelig respons fra en ubetydelig og hurtig forbigående endring i atferd. I mangel av pålitelige data foreslås det at grenseverdien for forventet betydelig respons bør settes på det nivået der en eneste lydimpuls resulterer i en målbar reversibel hørselsskade (TTS).

I studier fra andre farvann er det vist at grønlandshval (Richardson m.fl. 1986) og nise (Thompson m.fl. 2013) utviser unnvikelsesadferd og endret dykkemønster som respons til seismiske undersøkelser opptil 10 km unna. Disse unnvikelsene varte ikke lenge. Nise var tilbake på stedet bare noen timer etter at seismikken opphørte (Thompson m.fl. 2013). Dunlop m.fl. (2015) fant ikke endring i adferd hos knølhval på vandring sørover langs kysten av Australia når de ble utsatt for seismikkskyting. Andre atferdsendringer som er observert hos bardehvalene når de utsettes for lyd fra seismikk er endringer i vokal adferd, antakelig for å "overdøve" de seismiske lydene ved kommunikasjon med andre hval. Slike endringer er observert hos knølhval (Cerchio m.fl. 2014), finnhval (Castellote m.fl. 2012) og grønlandshval (Blackwell m.fl. 2015).

Mulige negative effekter av skipsstøy på hval er hovedsakelig maskering, dvs. at dyrene rett og slett ikke hører hverandre på grunn av bakgrunnsstøy fra skip. Castellote m.fl. (2012) fant at finnhval skiftet frekvens for vokalisering når de ble utsatt for mye skipsstøy, antakelig for å kunne høre hverandre bedre over støyen.

3.7.3 Sjøfugl

Det har vært lite søkelys på sjøfugl i forbindelse med petroleumsindustriens seismiske undersøkelser og annen antropogen støy til havs (Pichegru m.fl. 2017), noe som betyr at kunnskapen om effekter av undervannsstøy på sjøfugl er svært begrenset (Jødestøl m.fl. 2021). Forsiktighetsregler innen reiselivet og reguleringer av naturreservat sier ofte noe om støy i form av begrensninger for flyving og at hekkende fugl ikke skal forstyrres av støyende aktiviteter.

Et studium over flere år med bruk av GPS-sporing av pingviner viste unnvikelse fra foretrukne beiteområder under aktiv seismikkskyting ved at de søkte bort fra det seismiske fartøyet når dette var i drift (Pichegru m.fl. 2017). Seco Pon m.fl. (2019) gjorde tellinger av 16 sjøfuglarter under 75 seismiske operasjoner i perioden august til november 2012 i åpent hav øst for Tierra del Fuego i det sørvestlige Atlanterhavet. Forfatterne rapporterte at tettheten av sjøfugl var større i perioder uten seismisk aktivitet sammenlignet med periodene med seismisk aktivitet (Seco Pon m.fl. 2019). Under kontrollerte betingelser ble to lomvier utsatt for mellomfrekvente marin sonarsignaler (Hansen m.fl. 2020). Lomviene ble holdt i et stille basseng og ble utsatt for lydtryknivåene fra 110 til 137 dB (re 1 μ Pa). Begge lomviene viste reaksjoner på lydene ved alle intensiteter sammenlignet med kontrollforsøk, og responsen økte gradvis med økte lydnivåer. Forfatterne konkluderte med at lomvi kan være påvirket av, og derfor mulig også sårbar for undervannsstøy (Hansen m.fl. 2020).

Nordøst-Atlanteren har noen av de største forekomstene av sjøfugl i verden (Strøm m.fl. 2021) og utredningsområdet huser ulike andeler av bestander fra Svalbard, Frans Josefs land, Novaja Semlja, Murmanskysten, Norskekysten, Skottland, Færøyene, Island og Grønland gjennom året. Sjøfugl som flyr om natta kan bli desorientert og tiltrukket av rødt og hvitt lys (synlig langbølgelengde lys), mens de blir mindre desorienterte av blått og grønt lys (inneholder mindre synlig langbølgelengde lys) (Poot m.fl. 2008). Bruk av vanlig hvitt lys som er synlig for mennesker kan derfor føre til kollisjoner og død hos fugl, spesielt på netter med tåke og tett skydekke (Poot m.fl. 2008, Merkel 2010).

3.7.4 Konsekvensvurdering

Støy i forbindelse med havbunnsmineralvirksomhet vil kunne påvirke marine pattedyr, fisk og fugl. Effekter på plankton og bunnfauna anses ikke å være betydelige problemstillinger og adresseres ikke videre. Med unntak for skipstrafikk er kunnskapsgrunnlaget om støy, lys og vibrasjoner begrenset. Kilder til støy tilknyttet mineralvirksomheten antas generelt å være uten registrerbar påvirkning. Seismikk har hittil i svært liten grad vært benyttet for kartlegging av havbunnsmineraler. Det arbeides nå imidlertid med å utvikle ny teknologi og seismiske metoder for å kunne avbilde bergartene og skille sulfidavsetninger fra omkringliggende bergarter. Miljøvurderinger knyttet til slik aktivitet kan ikke gjøres generelt og vil være prosjektspesifikke.

3.7.5 Konklusjon

Støy må utredes prosjektspesifikt for kommende aktivitet. Det forventes kun lave lydnivå på havbunnen og fra skip (opptil 50 dB re-1 μ Pa ved bunn og 60 dB re-1 μ Pa fra skip (DNV 2016), men dette avhenger av teknologien som velges. Frekvens og ulike tryknivåer (Tabell 10) er ikke beskrevet for aktiviteten.

Ut fra de nivåene som forventes av støy og lys fra havbunnsmineralutvinning vil dette medføre et konsekvensnivå fra "ingen" til "liten" konsekvens for fisk, sjøfugl eller hval i utredningsområdet.

3.7.6 Avbøtende tiltak

Reduksjon av fuglekollisjoner kan oppnås med å redusere lysbruk på nattestid (Glass og Ryan 2013) eller å manipulere bølgelengdeegenskaper slik at grønt lys brukes (Poot m.fl. 2008, Longcore m.fl. 2018). Blått lys reduserer også mulighetene for fuglekollisjoner, men dette er ikke brukbart som arbeids- og sikkerhetslys for mennesker. Skjerming av lyskilden slik at denne ikke reflekteres opp fra skip/anlegg i skydekke og tåke, endring av fargespekter og redusert bruk av kunstig lys i utsatte perioder (f.eks. trekkperioder) er tiltak som har vist seg å være positive for å redusere fuglekollisjoner (Strøm m.fl. 2021).

Avbøtende tiltak for havbunnsmineralvirksomhet overfor påvirkning fra støy og vibrasjoner på hval, sjøfugl og fisk anses generelt å være lite nødvendig og er vanskelig å implementere og dokumentere. Skjerming av lyskildene slik at disse ikke lyser vertikalt oppover og redusert bruk av lys ved tåke er enkle tiltak som generelt anbefales.

3.8 Risiko for innførsel av fremmede arter

Problemstillingene rundt introduksjon av fremmede marine arter ved havbunnsmineralvirksomhet er relatert til utslipp av ballastvann ved lasting av malm til eksportskip, samt begroing på overflateinnretninger eller tekniske innretninger som benyttes på havbunnen.

Marine organismer flytter seg naturlig med havstrømmer, som blindpassasjerer på andre marine arter (f.eks. fisk, pattedyr eller fugl), eller de kan komme som påvekst på drivende gjenstander som for eksempel marint søppel. Dette er forflytningsveier som hovedsakelig innebærer lang tid på reise og gjerne gjennom svært forskjellige miljøer, og muligheten for å overleve er begrenset. Arter som blir tatt inn med ballastvann eller opptrer som begroing på skip vil forflytte seg betydelig raskere enn arter som naturlig flytter seg med havstrømmene, og kan også på denne måte forflytte seg eksempelvis motstrøms. En ballasttank kan representere et mer stabilt miljø å forflytte seg i, og det er mulig at dette kan øke overlevelsen og muliggjøre etablering på et nytt sted.

Arter vil forflytte seg og kolonisere nye områder naturlig, men når de er prisgitt havstrømmer og naturlige miljøvariasjoner, skjer forflytning og ny-kolonisering i et mye saktere tempo enn når de får "hjelp" av mennesker.

3.8.1 Konsekvensvurdering

Eksportfartøy ankommer utvinningslokaliteter fra mottaksanlegg langs kysten, og medbringer ballastvann herfra. Vannet vil være tatt inn ved sjøoverflaten, og kan inneholde livsstadier av arter som er tilpasset miljøforholdene i de øvre vannlagene. Disse vil kunne overleve også i utredningsområdet.

Teknisk utstyr som har vært benyttet på havbunnen ved en mineralforekomst, og som flyttes til en annen forekomst innenfor utredningsområdet, vil kunne tjene som vektor for spredning av stedefegen bunnfauna tilpasset livet på dypt vann. Dette vil være en lokal spredning som ikke kan defineres som introduksjon av en fremmed art. Videre er det lite trolig at sessil marin fauna som har etablert seg på teknisk utstyr på flere tusen meters vanddyb vil overleve å bli flyttet til sjøoverflaten og til et skipsdekk for transport. Dersom bunnutstyr bringes til området fra avsluttet mineralvirksomhet i andre havområder, kan eventuelle hvilestadier av fastsittende organismer følge med. Overlevelse under transport av teknisk utstyr fra virksomhet i f.eks. Stillehavet til utredningsområdet vurderes imidlertid å ville være minimal.

Etablering av en fremmed art via havbunnsmineralvirksomhet er vurdert å ha påvisbar konsekvens, langsiktig varighet og kunne påvirke en betydelig andel av habitatet egnet for arten (havbunnen eller vannsøyle). Med referanse til Tabell 3 vurderes konsekvensnivået til "stor"

Det påpekes likevel at sannsynligheten for introduksjon av fremmede arter via ballastvann eller påvekst på skip/ utstyr som deltar i havbunnsmineralvirksomhet i Norskehavet vurderes som svært liten.

3.8.2 Avbøtende tiltak

Den internasjonale Ballastvannkonvensjonen som ble vedtatt av FNs Sjøfartsorganisasjon (IMO) i 2004 regulerer håndtering av ballastvann, og reduserer risiko for spredning av fremmede arter via ballastvann. Konvensjonen trådte i kraft i 2017 og inneholder krav om at det innen 2020 skal være rensesystemer for ballastvann i alle skip. Norge har gjennomført store deler av konvensjonens krav gjennom "forskrift om hindring av spredning av fremmede organismer via ballastvann og sedimenter fra skip" (ballastvannforskriften), som trådte i kraft 1. januar 2010. Forskriften krever at utskifting av urensset ballastvann skal finne sted i områder med minimum 200 m vanddyb og helst mer enn 200 nautiske mil (nm) (≈ 370 km) fra grunnlinjen, men der dette ikke er mulig, minst 50 nm (≈ 93 km) fra grunnlinjen.

Med unntak for området rundt Jan Mayen, ligger utredningsområdet tilstrekkelig langt fra norsk territorialfarvann/grunnlinjen til at disse regler enkelt kan etterleves for fartøy involvert i transport av havbunnsmineraler fra utredningsområdet. Samtidig er nesten hele utredningsområdet definert som utskiftningsområde for ballastvann, ikke bare for fartøy involvert i havbunnsmineralvirksomheten. Dette indikerer at risikoen for etablering av en fremmed art er lav.

3.9 Energiforbruk og utslipp til luft

Det vil forekomme utslipp til luft fra leteaktivitet, utvinning og avslutning av virksomheten.

Som følge av store vanddyb i utvinningsområdet og begrenset varighet på aktiviteten vil havbunnsmineralvirksomheten foregå fra flyttbare innretninger (overflatefartøy) som drives med marin diesel, LNG eller ammoniakk. Elektrifisering i form av plug-in hybridløsning eller strøm fra land anses ikke å være anvendelige energiløsninger på grunn av store avstander til land og relativt kortvarig (anslagsvis 1-3 års) varighet per utvinningslokasjon. De faktiske utslippene vil være avhengig av hva slags fartøy som vil bli benyttet, størrelsen på fartøyene, hvilket drivstoff som vil bli benyttet, hvorvidt det er installert utslippsreducerende tiltak samt antall operasjonsdager. På grunn av de store vanddybene forventes det at fartøyene er dynamisk posisjonert (DP) og ikke oppankret. Bruk av DP medfører høyere forbruk av drivstoff sammenlignet med en innretning som ligger på anker. Ved bruk av DP vil også værforhold ha en direkte påvirkning på faktisk drivstofforbruk.

3.9.1 Generelt om komponentene som slippes ut

Havbunnsmineralvirksomheten vil medføre utslipp av avgasser fra forbrenningsprosessen som finner sted i motorer og kjeler i forbindelse med kraftgenerering og produksjon av varme på overflatefartøyene. Avgassene vil inneholde klimagasser som påvirker atmosfærens evne til å holde på varme (drivhuseffekten), samt nitrogen- og svovelforbindelser som bidrar til overgjødning og forsuring av miljøet. nmVOC kan i kombinasjon med NO_x bidra til dannelse av bakkenært ozon (anses imidlertid som mindre relevant siden avstanden til land er stor).

Det antas at havbunnsmineralvirksomheten vil få tilsvarende rapporteringskrav som olje- og gassindustrien, hvor de viktigste utslippene til luft vil være:

- Utslipp av CO₂ er den viktigste formen for klimagassutslipp, og det vil forekomme utslipp av CO₂ fra alle forbrenningsprosesser. For marin diesel er utslippsfaktoren normalt 3,17 kg CO₂ per kg diesel (NOROG 2022).

- NO_x er nitrogenoksider (NO + NO₂) som dannes ved forbrenning ved høy temperatur. Fartøy som har en samlet installert fremdriftsmotoreffekt på mer enn 750 kW, og motorer, kjeler og turbiner med samlet installert innfyrt effekt på mer enn 10 MW, er avgiftspliktig for utslipp av NO_x (Sjøfartsdirektoratet 2016). Mengden NO_x som dannes er styrt av forbrenningsprosessen, og for motorer bygget etter år 2000, som ikke har utstyrsspesifikk faktor eller gjennomført tiltak for reduksjon av NO_x, så er utslippsfaktoren normalt 53 kg NO_x per tonn diesel (NOROG 2022).
- nmVOC (non-methane volatile organic compounds) er en samlebetegnelse for flyktige organiske gasser med unntak av metan. Utslipp av nmVOC vil forekomme fra alle forbrenningsprosesser som uforbrent andel. For marin diesel er utslippsfaktoren 5 kg nmVOC per tonn diesel (NOROG 2022).
- SO_x er svoveldioksider (SO₂ + SO₄--) som dannes ved forbrenning av svovelholdig drivstoff. Det er innført en SO₂-avgift på alle mineraloljer med et svovelinnhold som overstiger 0,05 vekt% som benyttes til innenriks sjøfart, hvilket innebærer at det i liten grad benyttes tungolje som drivstoff i offshorevirksomheten. Mengden SO_x som dannes er styrt av svovelinnholdet, og for marin diesel med maks 0,05 vekt% svovel er utslippsfaktoren 1 kg SO_x per tonn diesel (NOROG 2022).

Det vil også forekomme utslipp til luft av følgende andre komponenter:

- Utslipp av CO forekommer fra alle forbrenningsprosesser. Utslippene fra overflatefartøy som benyttes til offshorevirksomhet er imidlertid små, og er normalt ikke rapporteringspliktige.
- Lystgass N₂O er en klimagass, og det vil forekomme utslipp av N₂O fra alle forbrenningsprosesser. Utslippene fra overflatefartøy som benyttes til offshorevirksomhet er imidlertid små i nasjonal sammenheng, og er normalt ikke rapporteringspliktige.
- Metan CH₄ er en klimagass, og utslipp av metan vil forekomme fra alle forbrenningsprosesser som uforbrent andel. Utslipp av metan fra forbrenning av drivstoffer som marin diesel, LNG og ammoniakk er å betrakte som neglisjerbar.
- Black carbon er en type sot som ikke vil være aktuelt når det benyttes marin diesel, LNG eller ammoniakk som drivstoff.

3.9.2 Konsekvensvurdering

Det er vurdert energiforbruk og utslipp til luft fra følgende aktiviteter:

- Letefartøy: Overflatefartøy utstyrt med bl.a. ekkolodd, sidesøkende sonar, seismikk samt undervannsfarkoster for undersøkelser og prøvetaking på havbunnen.
- Produksjonsenhet: FPSO (floating, production, storage and offloading) er en flytende plattform (overflatefartøy) som vil benyttes til utvinning og lagring av malm på havet.
- Transport- og lagringsfartøy: Overflatefartøy som skal frakte malmen til land.
- Støttefartøy: Overflatefartøy som benyttes primært til forsynings- og personelltransport, samt som standby-skip ved behov. Personelltransport til og fra utvinningslokasjon vil for store deler av utredningsområdet foregå med skip på grunn av store avstander til land og begrenset utbygd helikoptertjeneste.

I de påfølgende beregningene er det antatt bruk av konvensjonelle motorer hvor det benyttes marin diesel med svovelinnhold på 0,05 vekt% som drivstoff. Bruk av LNG eller ammoniakk som alternativt drivstoff vil gi lavere utslipp til luft som beskrevet i kapittel 3.9.3. Utslipp til

luft vil hovedsakelig komme fra produksjonsenheten. Utslipp til luft fra letefartøy, transport- og lagringsfartøy, samt støttefartøy kommer som tillegg til utslippene fra produksjonsenheten.

Energiforbruk og utslipp til luft fra produksjonsenheten

Effektbehovet til produksjonsenheten er estimert til om lag 20 MW. Dette er basert på forbruk av energi til utvinningsprosessen som innebærer operasjon av utstyr på havbunnen, løfting av malmen, avvanning av malmen, operasjon av slampumper og losseslanger, samt forbruk av energi til dynamisk posisjonering og daglig drift av produksjonsenheten.

Basert på et drivstofforbruk på 0,2 kg drivstoff/kWh er et energiforbruk på 35000 tonn diesel per år lagt til grunn for beregning av utslipp til luft fra produksjonsenheten. Ved bruk av utslippsfaktorene gitt i kapittel 3.9.1 gir dette årlig utslipp som vist i Tabell 11.

Utslipp til luft fra letefartøy

Det forventes betydelig lavere utslipp til luft fra leteaktivitet enn fra utvinning av havbunnsmineraler. Dette skyldes hovedsakelig at leteaktiviteten har vesentlig kortere varighet samt at det benyttes offshore servicefartøy med lavere daglig drivstofforbruk enn en produksjonsenhet (produksjonsstøttefartøy).

Energiforbruk og utslipp til luft fra transport- og lagringsfartøy

Bruk av overflatefartøy med et daglig energiforbruk på 15,5 tonn diesel er lagt til grunn for beregning av utslipp til luft fra transport- og lagringsfartøy som skal frakte malmen til land.

Antagelser er at transportfartøyet går i kontinuerlig skyttel, med transportkapasitet på 50000 dødvekttonn (dwt) og en hastighet på 14 knop. 1500 km avstand til land, hvor fartøyet antas å ligge 36 timer ved kai og 36 timer på felt per rundreise gir en rundreisevarighet på åtte døgn.

Dette gir utslipp til luft per rundreise på omtrent 400 tonn CO₂, 7 tonn NO_x, 0,6 tonn nmVOC og 0,1 tonn SO_x. På årsbasis basert på kontinuerlig skyttel tilsvarer det utslipp av omtrent 18000 tonn CO₂, 300 tonn NO_x, 28 tonn nmVOC og 6 tonn SO_x.

Energiforbruk og utslipp til luft fra støttefartøy

Bruk av hurtiggående offshore servicefartøy (PSV) med et daglig energiforbruk på 14 tonn diesel er lagt til grunn for beregning av utslipp til luft fra støttefartøy som benyttes til forsynings- og personelltransport.

Antagelser er at fartøyet går i skyttel annenhver uke med en hastighet på opptil 25 knop. 1500 km avstand til land, hvor fartøyet antas å ligge 3 timer ved kai og 3 timer på felt per rundreise gir en rundreisevarighet på tre døgn.

Dette gir utslipp til luft per rundreise på omtrent 135 tonn CO₂, 2 tonn NO_x, 0,2 tonn nmVOC og mindre enn 0,1 tonn SO_x. På årsbasis basert på skyttel annenhver uke tilsvarer det utslipp av omtrent 3500 tonn CO₂, 60 tonn NO_x, 6 tonn nmVOC og 1 tonn SO_x.

Tabell 11. Estimert årlig utslipp til luft

Årlig utslipp	Produksjonsenhet	Transport- og lagringsfartøy (i kontinuerlig skyttel)	Støttefartøy (i skyttel annenhver uke)	Sum (ikke medberegnet leteaktivitet)
CO ₂ (tonn)	112 000	18 000	3 500	133 500
NO _x (tonn)	1 900	300	60	2 260
nmVOC (tonn)	175	28	6	209
SO _x (tonn)	35	6	1	42

Sammenligning av utslippstall med utslipp fra petroleumsvirksomheten og landbasert malmutvinning

Det er gjort en sammenligning av de estimerte utslippene av CO₂ og NO_x fra havbunns-mineralvirksomheten med utslipp fra petroleumsvirksomheten og landbasert mineralutvinning i 2020. Utslippstallene er gitt i Tabell 12.

For petroleumsvirksomheten er det hentet inn tall fra produksjonsinnretninger hvor det er tatt i bruk FPSO. Generelt ligger utslipp av CO₂ fra petroleumsvirksomheten noe høyere, mens utslipp av NO_x er noe lavere. Lavere utslipp av NO_x kan forklares med at petroleumsvirksomhetens innretningene til havs tar i bruk lav-NO_x turbiner som drives av egenprodusert gass, og som har langt lavere utslippsfaktor enn maskineri som drives med diesel som drivstoff.

For landbasert malmutvinning er det gjort sammenlikning med selskaper som har tillatelser til produksjon av ikke-jern-metaller og jern-metaller fra malm. Rana Gruber gikk fra dagbruksdrift til underjordsdrift i 1998. De siste rapporterte tallene fra Rana Gruber er fra 2012. Tall fra øvrige selskaper er hentet fra 2020 (Norske Utslipp). Vesentlig lavere utslipp til luft kan forklares med at det benyttes elektrisk kraft istedenfor motorer drevet av fossilt drivstoff.

Tabell 12. Sammenligning av utslippstall fra havbunnsmineralvirksomhet, petroleumsvirksomhet og landbasert mineralutvinning (tall hentet fra Norske Utslipp, www.norskeutslipp.no august 2022).

Beskrivelse	CO ₂ (tonn per år)	NO _x (tonn per år)
Havbunnsmineralvirksomhet (FPSO produksjonsenhet)	112 000	1 900
Alvheim FPSO	207 090	601
Petrojarl Knarr FPSO	139 640	174
Norne FPSO med satellitter	342 250	755
Skarv FPSO	303 600	208
Alcoa Lista	160 710	42,3
Boliden Odde	6 000	4,3
Elkem A/S Bremanger	298 000	896
Elkem AS Salten Verk	420 380	1 413
Rana Gruber (siste registrerte tall er fra 2012)	2 840	2,2

3.9.3 Konklusjon

Som vist i Tabell 12 er utslippene av CO₂ fra en FPSO produksjonsenhet som benytter marin diesel som drivstoff til utvinning av havbunnsmineraler estimert til 112 000 tonn per år. Dette er lavere enn typiske utslipp fra petroleumsvirksomheten som varierer fra 139 640 til 342 250 tonn CO₂ per år, samt lavere enn utslippene fra flere av selskapene for landbasert mineralutvinning det er sammenliknet med. Tilsvarende utslipp av NO_x er estimert til 1 900 tonn per år, hvilket er høyere enn for de fleste andre innretningene det sammenlignes med.

Utslipp til luft fra fartøy i forbindelse med lete-, utvinnings- og avslutningsaktivitet er vurdert å være på konsekvensnivå «liten». Påvirkningen er av relativt kortvarig varighet og innenfor spesifikk lokasjon, hvor berørt areal utgjør kun en liten andel av havområdet for øvrig. Videre vil påvirkningen opphøre når aktiviteten avsluttes, uten restitusjonstid.

Ved en eventuell åpning vil næringen bli omfattet av nasjonale virkemidler som har til hensikt å redusere utslipp av klimagasser i tråd med Norges forpliktelser for å nå klimamålene.

3.9.4 Avbøtende tiltak

Det er identifisert energi- og utslippsreducerende tiltak, der de viktigste omhandler energi-effektivisering og bruk av alternativt drivstoff. Eksempler på slike tiltak er presentert i Tabell 13. Beregning av spesifikk utslippsreduksjon som det vil være mulig å oppnå vil variere med omfanget av tiltaket og vil inngå i framtidige spesifikke konsekvensutredninger.

Tabell 13. Mulige energi- og utslippsreducerende tiltak for havbunnsmineralvirksomheten.

Tiltak	Vurdering
Energieffektivisering	<p>Potensielle energieffektiviseringstiltak inkluderer bl.a.:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Optimalisering av skrog og propell - Optimalisering av samtidig bruk av antall motorer - Energistyringsplan - Installasjon av variabel frekvensomformer (VSD) på pumper - Utskiftning til LED lys i lyskastere og lysarmaturer - Spillvarmegjenvinning - Bevisstgjørelse hos mannskapet - Gjennomgang av prosedyrer og operasjonsmanualer <p>Det er estimert at implementering av et eller flere slike tiltak kan redusere drivstoffbruket (og dermed utslipp til luft) med 0-10%.</p>
Batteripakke	<p>Installasjon av en batteripakke er en hybridløsning, hvor lagret energi benyttes til å ta toppene i perioder med stort kraftbehov, og som muliggjør for fartøyet å ha færre motorer i drift samtidig og dermed også reduserer drivstoffbruket og utslipp til luft. Utslipp til luft antas å kunne reduseres med opptil 20%.</p>
Bruk av LNG som drivstoff	<p>LNG er naturgass i flytende form nedkjølt til omtrent -162°C. I motsetning til marin diesel som består av molekyler med mange karbonatomer, så består LNG hovedsakelig kun av metan (CH₄). Som følge av at metan er det letteste og mest rentbrennende hydrokarbonet, så vil bruk av LNG som drivstoff sammenlignet med marin diesel redusere utslippene av CO₂ med 25%, redusere utslippene av NO_x med opptil 90%, samt eliminere utslipp av nmVOC og SO_x.</p> <p>Kostnadene knyttet til bruk av LNG som drivstoff er høyere enn ved bruk av marin diesel.</p>
Bruk av ammoniakk som drivstoff	<p>Ammoniakk er karbon- og svovelfritt og består kun av nitrogen og hydrogen (NH₃). Sammenlignet med marin diesel vil bruk av ammoniakk som drivstoff ikke ha utslipp av CO₂, nmVOC eller SO_x.</p> <p>Ammoniakk produseres hovedsakelig med fossilt brensel som gir betydelige CO₂-utslipp, men det kan også produseres utslippsfritt med fornybar strøm ved hjelp av elektrolyse.</p> <p>Ammoniakk har lavere energitetthet enn marin diesel, og vil derfor veie mer og trenge større plass om bord på overflatefartøyet. Energitettheten er imidlertid høyere enn for andre karbonfrie alternativer, som f.eks. hydrogen.</p> <p>Det finnes per i dag ingen marine motorer som benytter ammoniakk som drivstoff, men utviklingsprosjekter pågår.</p> <p>Kostnadene knyttet til bruk av ammoniakk som drivstoff er høyere enn ved bruk av marin diesel, men lavere enn ved bruk av LNG.</p>
Bruk av klimanøytralt biodrivstoff	<p>Et mulig alternativ er innblanding av biodrivstoff for å redusere utslippet av CO₂. Biodrivstoff er drivstoff som er fremstilt av biologisk materiale framfor fossilt brennstoff, som f.eks. raps, sukkerrør og biologisk avfall fra landbruk og skogbruk, og vil bidra til å redusere klimagassutslippene ved at utslippet av CO₂ vil inngå i naturens naturlige kretsløp.</p> <p>Tilgangen på nok biodrivstoff er begrenset i dag, men forventes å øke i fremtiden uten å gå på bekostning av matproduksjon og avskoging.</p>
SCR-anlegg	<p>Selektiv katalytisk reduksjon (SCR) kan benyttes til å redusere utslippet av NO_x fra motorene på overflatefartøyet ved hjelp av katalytisk rensing med urea. Ved å installere SCR-anlegg oppnås det typisk reduksjon av NO_x-utslippet med 80-90%. Fartøy som har SCR-anlegg installert oppfyller normalt kravene til Tier III (2-3,4 g NO_x per kW).</p>
Hastighetsreduksjon	<p>Drivstoffbruket til et skip er proporsjonalt med hastighet i tredje potens, hvilket innebærer at en hastighetsreduksjon på 10% potensielt kan gi 27% reduksjon i drivstoffbruket og utslipp til luft. En hastighetsreduksjon vil imidlertid samtidig medføre lengre seilingstid og dermed økte operasjonskostnader til mannskap og vedlikehold.</p>

3.10 Prosessering av havbunnsmineraler i forhold til landbaserte mineraler

3.10.1 Prosessering av marine manganskorper

Det finnes ikke landbaserte manganmineraler som er direkte sammenlignbar med marine manganskorper. På land er de viktigste manganmalmen pyrolusitt, romanekitt, manganitt og hausmannitt, som alle er oksider, samt rhodokrositt (karbonat). Disse forekommer ofte i kombinasjon med andre metalloksider (gangmalm). Manganoksidene birnesitt, todokoritt, absolan og buseritt som finnes i manganskorper, finnes også på land, men er ikke like vanlig. Prosessering av marine manganskorper kan ta utgangspunkt i viten/erfaring fra prosessering av landbaserte manganmineraler.

Alle manganmineraler består primært av manganoksid og har sammenlignbare kjemiske/fysiske egenskaper med hensyn til å frigjøre metaller fra mineralene.

Utvikling av prosessering for manganskorper vil i høy grad være avhengig av hvilke metaller man ønsker å ta ut. Erfaring fra gruveindustrien for de landbaserte manganmineraler tilsier at konsentrasjonen av Mn må være minst 30% for å være lønnsom å utvinne. Derfor vil man trolig ikke basere seg på utvinning av Mn alene fra marine manganskorper, men være avhengig av å kunne ta ut andre metaller i tillegg til Mn.

Fra flere forskningsstudier er det kjent at det er mulig å hoppe over knusing eller forbehandling av noder og gå direkte til metallurgisk behandling. Dette har latt seg gjøre grunnet at noder i utgangspunktet er små (<12 cm i diameter) og ved uttak av Mn, har det visst seg å være enkelt å oppløse i saltsyre (hydrometallurgisk behandling). Men for uttak av >80% av metallene Co, Cu og Ni fra nodulene har forbehandling vært nødvendig (Wegorzewski m.fl. 2018; Zhao m.fl. 2020).

Det er mulig at man for også utvinning av Mn fra knust manganskorpe kan gå direkte til hydrometallurgisk behandling. Men basert på erfaring fra prosessering av noder er det trolig også for manganskorpe nødvendig med forbehandling (oppredning) for å ekstrahere en høy prosentdel av de øvrige metallene. Partikkelstørrelse etter knusing av malm har innflytelse på separering, men det er ikke gjort studier på effektiviteten av knusing av noder før den metallurgiske behandlingen. Utredning av dette kan være med på å avgjøre hvor fine partikler det er nødvendig å knuse manganskorper ned i. Når det gjelder prosessering etter knusing vil det også være noen utfordringer i metallekstraksjonen. Flere studier har eksempelvis funnet at mineraler og metaller i noder er bunnet på en måte som gjør det vanskelig å skille verdifull malm fra jernoksid, noe som også erfaring fra landbaserte manganmineraler (Liu m.fl. 2019). Det må derfor også forventes at det vil være utfordringer i å skille verdifull malm fra gangmalm (jernoksid) i manganskorper da kompleksiteten i sammensetning av mineraler har likhetstrekk med dem man finner i noder.

Selv om det er viten og erfaringer fra prosessering av landbaserte manganmineraler, og i mindre grad fra noder, som kan overføres til marine manganskorper, må det forventes at prosessering av manganskorpe skal videreutvikles. Både i forhold til den reelle mineralsammensetningen og prosesseringsutfordringer med å skille mineraler. For bedre vurdering av det reelle potensialet for prosessering av manganskorpe, er det behov for en grundigere utredning av eksisterende prosesseringsteknologier og modenhet i forhold til implementering.

3.10.2 Prosessering av sulfider

Landbaserte vulkanogene massive sulfider (VMS) og sulfidforekomster i havbunnen dannes av sammenlignbare prosesser, og har mange av de samme fysiske og kjemiske egenskapene.

Derfor vil prosessering av malm fra landbasert eller dyphavssulfider trolig bli lik. Variasjonen i mineralsammensetning i en spesifikk sulfidforekomst vil i høyere grad påvirke valg av metode for prosessering, frem for om malmen er land- eller sjøbasert.

Det er gjort mange studier og fullskala prosessering av VMS, helt fra knuse-/male metoder og materialer til flokkulering og hydrometallurgi, og det skjer fortsatt utvikling mot å optimere utvinning av metaller fra sulfidminerale. Få studier har sett på sulfidforekomster fra dyphavet, og de basere seg i høy grad på overføring av prosessering av VMS, dvs. knusing, flokkulering og metallurgi (Kawano og Furuya 2022). Enkelte studier har undersøkt muligheter for å knuse/male malm og etterfølgende flokkulering på havbunnen (Nakajima m.fl. 2011; Nakajima m.fl. 2019). I det prosjektet som har vært nærmest å utvinne sulfidforekomster på dyphavet, fra Solwara utfor Papua New Guinea, var det planlagt å knuse malm på havbunnen og transportere knust og avvannet malm til land for videre prosessering (Schriever og Thiel 2013).

Noen av de største utfordringer som er knyttet til utvikling og effektivisering av VMS-prosessering er relatert til den komplekse mineralsammensetningen. Det gjenstår å optimere flotasjon som kan skille noen av de verdifulle sulfidminerale fra hverandre. Da sulfidforekomster i dyphavet også er komplekse sulfidmalmer, må det forventes også å være utfordringer med å skille sulfidminerale og det er mulig at det vil skje en utvikling mot alternativer til flotasjon (eksempelvis leaching), avhengig av hvor stor prosentdel av metallene som kan utvinnes og separeres for å oppnå økonomisk lønnsomhet.

Som det er tilfellet for utvinning av manganskorpe, vil også utvinning av sulfidforekomster basere seg på den reelle mineralsammensetning for hver forekomst, og hvilke metaller som er mål for utvinning. Det er derfor mulig at prosessering for de ulike forekomster i utredningsområdet vil basere seg på ulike metoder.

3.10.3 Miljøeffekter ved landbasert prosessering av manganskorpe og sulfider

Miljøeffekter ved landbasert prosessering av manganskorpe og sulfidforekomster er relatert til bruk av kjemikalier, ressurser og energi. Det største søkelys på bruk av kjemikalier vil trolig være flotasjons- eller flokkuleringskjemikalier. Flokkulering kan brukes for å separere gangmalm fra flotasjonsveske i flotasjonsprosessen for gjenbruk av flotasjonsvann. Prosesskjemikalier kan gi negative miljøeffekter ved utslipp til marint miljø, og det bør tilrettelegges for bruk av minst mulig miljøskadelige stoffer dersom er aktuelt å søke om slike utslipp. Selv om det kan være utfordringer forbundet med håndtering av prosesskjemikalier og bruk av naturressurser og energi, er de største miljøpåvirkninger fra prosessering forbundet med avfallshåndtering av avgangsmasser. Konsekvensvurdering for deponering av avgangsmasser er ikke en del av denne utredningen (Jfr. kapittel 1.1), og må utredes gjennom de prosjektspesifikke konsekvensutredningene.

4 Oppsummering og samlet vurdering av miljøkonsekvenser

De mest omfattende konsekvensene ved havbunnsmineralvirksomhet oppstår ved selve utvinningen, og i mindre grad i lete- og avslutningsfasen. Konsekvenser ved leting og avslutning er for alle påvirkninger vurdert til konsekvensnivå «liten» eller «ingen». Det er bunnlevende organismer og bunnsamfunn som ventes å bli utsatt for de mest alvorlige påvirkninger fra virksomheten.

Det er kun for fysisk påvirkning av bunnhabitat og organismer og partikkelavsetning på havbunnen det er grunnlag for å skille på konsekvenser mellom utvinning av manganskorper og sulfider. For de øvrige påvirkningene er det ikke med nåværende kunnskapsnivå om teknologier og naturmiljø i dyphavet funnet forskjeller i konsekvenser mellom utvinning av de to typer ressurser. Dette henger også sammen med at vurderingsskalaen som brukes er relativt grov (se Tabell 3).

Det er fysisk fjerning av manganskorper og aktive sulfidforekomster og oppvirvling av partikler med avsetning på havbunnen som gir de høyeste konsekvenskategoriene. Det er ved vurderingene lagt til grunn konservative antakelser om utbredelse og forekomst av bunnfauna i utredningsområdet siden dette ikke er kartlagt.

Påvirkningen ved fysisk fjerning av manganskorper er vurdert å ligge på konsekvensnivå «stor» og kan gi økosystemrelaterte virkninger. Denne påvirkning er av langsiktig varighet ved at typiske organismer som kan utgjøre habitat og leveområder for assosiert fauna vokser sakte og har lang restitusjonstid. Utvinning av et gjennomsnittlig areal på 20 km² pr utvinningslokalitet er vurdert å berøre en stor del av arealet på et gitt sjøfjell.

Fysisk fjerning av aktive sulfidforekomster er vurdert å ligge på konsekvensnivå «stor» med langsiktig virkning der det forventes å gå flere tiår før habitatet er tilbake til førtilstand etter utvinning, og ukjent tid for evt. endemiske samfunn å gjenetableres. Det arealmessige uttaket som er skissert for utredningen (0,2 - 0,5 km² pr utvinningslokalitet) innebærer fjerning av hele forekomster. For inaktive sulfidforekomster er konsekvensnivået vurdert som «liten» basert på en totalvurdering av restitusjonstid og påvirket areal med utbredt bunnfauna.

Partikkelavsetning på havbunnen er vurdert å ligge på konsekvensnivå «middels» for utvinning av manganskorper og «stor» for aktive sulfidforekomster.

Påvirkning er av langsiktig varighet ved at organismer som kan utgjøre habitat og leve- og oppvekstområder for assosiert fauna på sjøfjell og sulfidforekomster vokser langsomt og/eller de har et lavt rekoloniseringspotensial og dermed lang restitusjonstid. Påvirkningen kan dermed gi økosystemrelaterte virkninger. Berørt område med antatt skadelig avsetning er forventet i en avstand på rundt 1 km rundt undervannsenhet. Romlig er dette vurdert som en betydelig andel av berørt område sett i sammenheng med størrelsen på et enkelt sjøfjell, og stor andel av berørt område sett i sammenheng med størrelsen på en enkelt aktiv sulfidforekomst. For inaktive sulfidforekomster vil dette utgjøre en liten romlig påvirkning siden fauna er antatt å ikke skille seg fra omkringliggende områder og restitusjonstiden vil være kort. Påvirkninger er vurdert å ligge på konsekvensnivå «liten».

Prosjektspesifikke utredninger av fysiske inngrep og spredning av partikler vil kunne medføre andre vurderinger.

Introduksjon av fremmede arter er også vurdert til konsekvenskategori «stor» under utvinningsfasen, men dette vurderes som lite sannsynlig og miljørisikoen vil være lav. Øvrige påvirkninger er vurdert å ha mindre konsekvenspotensial og ikke bestands- eller økosystemrelaterte virkninger.

På grunn av manglende kunnskap om faunasammensetning og -forekomst i utredningsområdet er det ikke formålstjenlig å gjøre vurderinger av samlet påvirkning ved havbunnsmineralvirksomhet. Gjennomgang av studier for partikkelspredning under utvinning har vist at område opptil 25 km² for skadelige partikkelkonsentrasjoner i vannmassen og omtrent 1 km for avsetning av partikler på havbunnen. Samvirkende effekter kan forekomme ved samtidige aktiviteter innenfor disse avstandene. Det er imidlertid stor usikkerhet knyttet til utførte modelleringsstudier og mer kunnskap og prosjektspesifikke studier er nødvendig for å bedre forstå konsekvenser knyttet til utvinningsaktivitet og samtidig virksomhet.

I Tabell 14 er det gitt en oversikt over konsekvenser for påvirkning av de ulike miljøverdiene basert på vurderingsskala som vist i Tabell 3. Tabellen er delt inn i de ulike fasene av havbunnsmineralutvinning: leting, utvinning og avslutning. Vurdering av konsekvenser er sammenfattet for alle tema som er utredet i kapittel 3 gir en oppsummering av miljøkonsekvenser av aktiviteter for havbunnsmineralutvinning.

Tabell 14. Konsekvenser av påvirkninger på miljøverdier ved lete-, utvinnings-, og avslutningsaktivitet. Konsekvensvurderingene er basert på antagelser om både aktivitetsnivå og miljøverdier og derfor forbundet med usikkerhet. Siden utredninger er gjort på generelt grunnlag for et stort utredningsområde, der bunnfauna i stor grad ikke er kartlagt, er det lagt til grunn konservative antakelser om tilstedeværelse av typisk sårbar fauna ved sjøfjell og aktive sulfidforekomster.

Påvirkning	Miljøverdi	Konsekvensnivå	Oppsummert vurdering og/eller kommentar
Leteaktiviteter			
Fysisk påvirkning på bunnhabitat og organismer	Bunnsamfunn	Liten	Konsekvens vurdert til liten pga. kort varighet av aktivitet og liten geografisk utstrekning i påvirkning per lokalitet.
Endringer i geokjemiske og fysiske egenskaper på havbunnen	Bunnsamfunn	Liten	
Spredning av partikler i vannmassen	Bunnsamfunn Fisk Plankton	Liten	
Tildekking av organismer ved partikkelavsetning på havbunnen	Bunnsamfunn	Liten	
Eksposering for metaller	Fisk Plankton Sjøpattedyr	Liten	
Eksposering for kjemikalier	Fisk Plankton Sjøpattedyr	Ingen	
Støy, vibrasjoner og lys	Fisk Sjøpattedyr Sjøfugl	Liten	
Introduksjon av fremmede arter	Plankton Bunnsamfunn	Liten	Kan ha stor konsekvens hvis fremmed art etableres, men det vurderes som lite sannsynlig Det ventes ikke utslipp av ballastvann ved leteaktivitet
Utslipp av CO ₂ , NO _x , nmVOC og SO _x	Atmosfære	Liten	Avhengig av motorteknologi, drivstofftyper og forbruk. Konsekvens vurdert til liten pga. kort varighet av aktivitet og utslipp.
Utvinningsaktiviteter			
Fysisk fjerning av manganskorpe	Bunnsamfunn	Stor	Organismer som antas å kunne prege habitatet har lang restitusjonstid. Berørt areal utgjør en stor

Påvirkning	Miljøverdi	Konsekvensnivå	Oppsummert vurdering og/eller kommentar
			andel av enkeltforekomster av sjøfjell der kunnskap om total utbredelse mangler. Mer kunnskap om fauna og utbredelse kan gi en annen konklusjon.
Fysisk fjerning av <u>inaktive</u> sulfidforekomster ¹		Liten	Påvirkning av kort varighet pga. rask restitusjon tilbake til førtilstand av bunnfauna. Berørt areal utgjør en liten andel av havbunnen med antatt tilsvarende bløtbunnsfauna. Merk at konsekvensnivå «liten» gjelder dersom fauna ved inaktive kilder er utgjort av bløtbunnsfauna som ikke skiller seg fra omkringliggende områder. Det er nødvendig med mer kartlegging og undersøkelser av dyresamfunn ved inaktive forekomster.
Fysisk fjerning av <u>aktive</u> sulfidforekomster		Stor	Påvirkning av langsiktig varighet da det forventes å ville gå flere tiår for naturtypen å komme tilbake og ukjent tid for evt. endemiske samfunn å gjenetableres. Stor arealmessig påvirkning lokalt. Mer kunnskap om fauna og utbredelse av sulfidforekomster kan gi en annen konklusjon.
Inntak av organismer med løftevann	Bunnsamfunn Plankton	Liten	Påvirkning av kort varighet og berører en liten del av organismenes bestander.
Endringer i geokjemiske og fysiske egenskaper på havbunnen	Bunnsamfunn	Liten til middels	Påvirkning av en viss varighet, men påvirker en liten del av bestandenes antatte utbredelsesområde for <u>inaktive</u> sulfidforekomster. Påvirkningen er vurdert å være på konsekvensnivå «liten». For utvinning fra <u>aktive</u> sulfidforekomster er påvirkningen vurdert å være av «middels» konsekvens, på grunn av at en stor andel av forekomsten påvirkes og det er begrenset konnektivitet til tilsvarende habitat. For <u>manganskorper</u> er påvirkningen varig, men reversibel da habitattype ikke endres. Det er en betydelig andel av enkeltsjøfjell som kan berøres og konsekvensnivå er vurdert til «middels».
Partikkelavsetning fra returvann	Bunnsamfunn	Liten	Påvirkning av kort varighet som berører lite område pga. at estimert tykkelse på avsetning er tynnere enn skadelig nivå for referanseorganismer i bunnsamfunn.
Partikkelavsetning ved havbunnen – manganskorper	Bunnsamfunn	Middels	Påvirkningen er vurdert å gi en viss til langsiktig varighet der deler av bunnfaunaen som kan leve ved sjøfjell har lang restitusjonstid. Romlig er påvirkningen vurdert å utgjøre en betydelig andel av berørt område sett i sammenheng med størrelsen på et enkelt sjøfjell.
Partikkelavsetning ved havbunnen – <u>inaktive</u> sulfidforekomster ¹	Bunnsamfunn	Liten	Påvirkningen er av kort varighet da bløtbunnsfauna i området forventes å ha kort restitusjonstid. Berørt område anses som lite sett i sammenheng med at naturtypen bløtbunn er svært vanlig i dyphavet.
Partikkelavsetning ved havbunnen – <u>aktive</u> sulfidforekomster	Bunnsamfunn	Stor	Påvirkning vil ha lang varighet da organismer som forventes å utgjøre viktige habitattyper (sjøfjell og aktive sulfidforekomster) har lang restitusjonstid. Estimert tykkelse på avsetning overgår skadelig nivå for referanseorganismer ved bunnsamfunn over store områder.
Spredning av partikler i vannmassen fra returvann	Bunnsamfunn Fisk Plankton	Middels Liten Liten	Påvirkningen vil ha en viss varighet på bunndyr ved utslipp av returvann da organismer som forventes å utgjøre viktige habitattyper har lang restitusjonstid.

Påvirkning	Miljøverdi	Konsekvensnivå	Oppsummert vurdering og/eller kommentar
			I vannmassene forventes en påvirkning av kort varighet over et stort område. Berørt område utgjør en liten del av havområdet
Spredning av partikler i vannmassen fra bunnaktivitet	Bunnsamfunn Fisk Plankton	Middels Liten Liten	Spredning av skadelige partikkelkonsentrasjoner forventes over et mindre område og eksponering i kortere intervaller enn ved utslipp av returvann siden partiklene spres ved havbunnen.
Eksponering for metaller	Bunnsamfunn Fisk Plankton Sjøpattedyr	Liten til middels	Påvirkningen vil ha en viss varighet, men berører en liten del av bestanders antatte utbredelsesområde. Det er kunnskapsmangel knyttet til metallenes konsentrasjoner, biotilgjengelighet i dyphavet og organismers sårbarhet. Påvirkningen forventes ikke å berøre mattrygghet da det er lite fiske i aktuelt område.
Eksponering for kjemikalier	Plankton Fisk Sjøpattedyr	Ingen	Det er ikke aktuelt å benytte og slippe ut prosesskjemikalier på havet da prosessering er antatt å ville foregå på land. Eventuell påvirkning fra mindre ikke-planlagte utslipp fra fartøy eller utstyr på havbunnen er vurdert til konsekvensnivå «ingen påvisbar».
Støy, vibrasjoner og lys	Fisk Sjøpattedyr Sjøfugl	Liten	Påvirkning av kort varighet og lite avgrenset område. Opphører ved avslutning og ingen restitusjonstid. Berørt areal utgjør en liten andel av havområdet.
Introduksjon av fremmede arter	Plankton Bunnsamfunn	Stor	Kan ha stor konsekvens hvis fremmed art etableres, men det vurderes som lite sannsynlig under forutsetning om at IMO- og ballastkonvensjon følges.
Avslutningsaktiviteter			
Fysisk påvirkning på bunnhabitat og organismer	Bunnsamfunn	Kunnskapsmangler	Avhengig av metode for avslutning og grad av tilbakeføring av masser/ sediment. Kunnskap om behov for- og nyttevirkning av opprydding/restaureringstiltak mangler
Endringer i geokjemiske og fysiske egenskaper på havbunnen	Bunnsamfunn	Kunnskapsmangler	
Spredning av partikler i vannmassen	Bunnsamfunn Plankton Fisk Sjøpattedyr	Kunnskapsmangler	
Tildekking av organismer ved partikkelavsetning på havbunnen	Bunnsamfunn	Kunnskapsmangler	
Eksponering for metaller	Plankton Fisk Sjøpattedyr	Liten	
Eksponering for kjemikalier		Ingen	Kun mindre ikke planlagte utslipp av kjemikalier fra fartøy og bunnutstyr.
Støy, vibrasjoner og lys	Fisk Sjøpattedyr Sjøfugl	Liten	Konsekvens vurdert til liten pga. kort varighet og liten del av område.
Introduksjon av fremmede arter	Bunnsamfunn Plankton	Liten	Kan ha stor konsekvens hvis fremmed art etableres, men det vurderes som lite sannsynlig. Det ventes ikke utslipp av ballastvann ved opprydding/avslutning.
Utslipp av CO ₂ , NO _x , nmVOC og SO _x	Atmosfære	Liten	Avhengig av motorteknologi, drivstofftyper og forbruk. Konsekvens satt til liten pga. kort varighet og liten del av området.

¹ Inaktive sulfidforekomster er i denne utredningen lagt til grunn å være områder der fauna er dominert av bløtbunnsamfunn som skiller seg fra spesialisert fauna ved aktive forekomster. Universitetet i Bergen skriver i sin grunnlagsrapport at skillet mellom aktive og inaktive forekomster ikke er helt klart og det er studier som tyder på at det også forekommer unik fauna ved inaktive forekomster. Mer kartlegging er nødvendig for å fremskaffe bedre kunnskap om fauna ved inaktive forekomster.

4.1 Kumulative miljøvirkninger

Basert på vurderinger av konsekvensene for de ulike påvirkningene gjøres en vurdering av samlede forventede påvirkninger fra havbunnsmineralvirksomheten, andre relevante sektorer og globale virkninger som klimaendringer og forurensninger. Faglig forum har påpekt behov for å vurdere samlede påvirkninger og miljøkonsekvenser i forbindelse med arbeidet med forvaltningsplaner for de norske havområdene. Dette baseres dels på brede nasjonale målsetninger om økosystembasert forvaltning som legger til rette for verdiskapning gjennom bærekraftig bruk av ressurser og økosystemtjenester og internasjonal etterspørsel etter en helhetlig kumulativ vurdering av trusler, for eksempel i EUs havstrategidirektiv (EU direktiv 2008/56/EC).

Det er en metodisk utfordring å vekte påvirkning fra ulike type aktivitet, spesielt siden de ulike sektorene er forskjellige. Konsekvenser beskrevet på ulike måter kan ikke uten videre vurderes systematisk for å få et entydig bilde av samlet konsekvens. Faglig forum (2019) foreslår derfor et kompromiss for å unngå ulike skalaer med ulik presisjon og innfører bruken av en intervallskala for konsekvens med begrepene «stor», «middels», «liten» og «ikke relevant, eller ingen påvisbar konsekvens, eller vesentlige kunnskapsmangler» (Tabell 3). Denne metoden er benyttet for vurdering av kumulative effekter fra havbunnsmineralvirksomhet (Tabell 14) og andre aktiviteter i utredningsområdet (Tabell 15).

Tabell 15. Konsekvenser fra ulike sektorer og globale virkninger.

Sektor	Påvirkning	Konsekvens
Havbunnsmineraler	Liten til stor	Varier avhengig av miljøverdi. Se Tabell 14.
Petroleum	Ikke relevant	Det er ikke åpnet for petroleumsutvinning i utredningsområdet.
Fiskeri	Liten	Det er svært liten fiskeriaktivitet i utredningsområdet (se kapittel 6).
Skipsfart	Liten	Sannsynligheten for akutte hendelser i området betegnes som lav på grunn av liten trafikk i utredningsområdet (Kystverket 2021).
Klimaendringer	Middels til stor	Forventet økning av temperatur, forsuring, mer ekstremvær og endringer i økosystemene.
Langtransporterte forurensninger	Liten/ kunnskapsmangler	Langtransporterte historiske (PCB, pesticider, etc) miljøgifter minsker i miljøet. Usikkerhet omkring nye miljøgifter.

De samlede påvirkningene fra havbunnsmineralvirksomhet (Tabell 14) og andre menneskelige aktiviteter i utredningsområdet vil det nærmeste 10-året være små på regional skala, men området er påvirket av globale påvirkninger og prosesser (Tabell 15). Denne utredningen peker på at både klimaendringer og havbunnsmineralvirksomhet kan få en middels til stor samlet påvirkning, mens de andre samlede effektene utgjør "ikke relevant", «liten» og "liten/kunnskapsmangler" påvirkning. Det er utfordrende å forutsi utviklingen av menneskelig aktivitet i dette havområdet, det er derfor satt en avgrensning for dette tiåret for andre sektorer i denne utredningen.

4.2 Oppsummering avbøtende tiltak

Mineralutvinning på store havdyp har spesielle utfordringer knyttet til teknologi og det fysiske miljøet sammenlignet med mineralvirksomhet på land (DNV 2021). Det finnes ingen igangsatte utvinningsprosjekter i verden i dag og teknologien som skal til for å kunne hente opp mineralene er fremdeles under utvikling. Et godt avbøtende tiltak for å redusere miljøpåvirkningen vil derfor være å integrere miljørisikoreduserende tiltak i teknologiutviklingen. I kapitlene ovenfor er miljøpåvirkning på havbunnen, i vannsøyle og til luft vurdert og det er presentert avbøtende tiltak for de ulike påvirkninger. Siden teknologien for utvinning av havbunnsmineraler er under utvikling, er alle foreslåtte avbøtende tiltak av generisk karakter.

Utredningen har konkludert med at fysisk fjerning og lokal ødeleggelse av bunnhabitat ved utvinning av manganskorper og aktive sulfidforekomster og partikkelavsetning på sjøbunnen ved utvinning av inaktive sulfidforekomster vil kunne bli de viktigste miljøpåvirkningene fra fremtidig havbunnsmineralvirksomhet på norsk sokkel. Tabell 16 oppsummerer avbøtende og kunnskapsoppbyggende tiltak knyttet til disse påvirkningene.

Tiltakene kan kobles til delmål 14.2 under FNs bærekraftsmål for «Livet i havet» som er formulert slik

Innen 2020 forvalte og beskytte økosystemene i havet og langs kysten på en bærekraftig måte for å unngå betydelig skadevirkninger, blant annet ved å styrke økosystemenes motstandsevne og ved å iverksette tiltak for å gjenoppbygge dem, slik at havene kan bli sunne og produktive

Og delmål 12.2 og 12.5 under bærekraftsmål for «Ansvarlig forbruk og produksjon» som er formulert slik:

12.2) Innen 2030 oppnå bærekraftig forvaltning og effektiv bruk av naturressurser

12.5) Innen 2030 redusere avfallsmengden betydelig gjennom forebygging, reduksjon, materialgjenvinning og ombruk

Tabell 16. Oppsummering av kunnskapsoppbyggende og avbøtende tiltak for de viktigste miljøpåvirkningene knyttet til havbunnsmineralvirksomhet.

Aktivitet	Tiltak
Utvinning på havbunnen	Kartlegging av sårbare habitater/marine organismer før oppstart av utvinning tilsvarende grunnlagsundersøkelser og aktivitetsspesifikk havbunnskartlegging ved petroleumsvirksomhet og bruk av resultatene i videre planlegging for å redusere miljøpåvirkningen.
	Arealbruken på hver uttakslokalitet holdes lavest mulig slik at direkte berørt bunnareal minimeres.
	Eventuell mellomlagring på sjøbunnen av sulfidmalm etableres i områder der overdekningen allerede er fjernet.
	Etablere avstandskrav mellom aktive utvinningslokaliteter i strømrretningen definert ut fra forventet mengde partikler og spredningsavstand.
	Bruk av teknologi for å minimere mengde oppvirvlede partikler ved knusing av metaller i lukket system vil redusere eksponering av skadelig stoffer og spredning bort fra utvinningsstedet. Dette vil også redusere spredning av metaller i vannmassen.
	Etablere miljøovervåkning med for- og etterundersøkelser for å vurdere effekt av aktiviteten.
Utslipp av returvann	Transport av malm i containere eller bruk av kombinert gassløft eller kurver og hydraulisk løft vil redusere mengde vann og dermed mengde returvann og utslipp av partikler.
	Rensing av vann etter avvanning før utslipp til sjø.
	Slippe returvannet rett over havbunnen, eller under fotisk sone, slik at horisontal spredning i vannsøylen reduseres og at partikler som sedimenterer vil påvirke bunnsamfunn som allerede er påvirket av partikkelskyen fra utvinnings fartøy og /eller fjernet og ødelagt av utvinningsenhetene.
	Etablering av miljøovervåkning for partikkelspredning for å få kunnskap om spredning og effekt av påvirkningen.

5 Metoder for miljøovervåking

5.1 Relevante overvåkingsemner og metodikk

Som beskrevet i kapittel 3 vurderes de fleste påvirkninger fra havbunnsmineralvirksomhet å bli relatert til:

- Lokal fjerning av bunnssubstratet med tilhørende epifauna
- Lokal omflytning av bunnssubstratet (eventuelle mellomlagre av overdekningsmateriale)
- Suspensjon i vannsøylen og resedimentering av partikler på havbunnen;
- Undervannsstøy/vibrasjoner og lys på havbunnen og i vannsøylen;
- Fartøy og/eller installasjoner på havoverflaten (visuelle forstyrrelser samt støy/lys)

Gjennom en omfattende litteraturstudie har Kaikkonen m.fl. (2018) kartlagt de mest aktuelle påvirkningene, miljøendringer og effekter på økosystemtjenester fra havbunnsmineralvirksomhet. Basert på dette foreslås biologiske og fysiske indikatorer som kan brukes i miljøovervåkingen (Tabell 17). Listen over dokumentasjon i litteraturen som er gjennomgått er ikke tatt med her, men finnes i tabell 1 i ovennevnte artikkel.

Tabell 17. Aktuelle påvirkninger, tilstandsendringer, indikatorer og påvirkede økosystemtjenester ved havbunnsmineralvirksomhet. Utdrag fra Kaikkonen m.fl. (2018).

Påvirkning	Tilstandsendring	Indikatorer	Påvirkede økosystemtjenester
Uttak av havbunns-substrat	Tap av bunndyr ved direkte fjerning	Utbredelse, fordeling og mangfold av makrofauna	Biologisk mangfold, sekundærproduksjon, trofisk støtte, eksistensverdi
	Tap og forringelse av habitat	Areal av egnet habitat	Habitat, eksistensverdi
	Tap av fauna sittende på noder, skorper eller steinblokker	Bentisk fauna	Biologisk mangfold, eksistensverdi, næringskjedebidrag
	Endringer i sedimentets sammensetning	Mangfold av fisk, ufullstendig restitusjon av fauna	Biologisk mangfold, eksistensverdi, næringskjedebidrag
Nedslamming og resuspensjon av sediment	Nedslamming av fauna	Restitusjon av makrofaun	Biologisk mangfold, næringskjedebidrag
	Endring i adferd hos dyr	-	Biologisk mangfold, fiskefangst
	Endringer i sedimentets sammensetning	Sedimentets kornstørrelsesfordeling, og biokjemisk beskaffenhet	Habitat, resirkulering av næringssalter
	Ufullstendig restitusjon av fauna	Makrofauna, sedimentenes beskaffenhet	Resirkulering av næringssalter
	Endringer i geomorfologi på havbunnen	Sedimentenes beskaffenhet	Resirkulering av næringssalter
	Tap av gyteområder for fisk	Sedimentenes beskaffenhet, utbredelse og fordeling av fisk	Biologisk mangfold, fiskefangst
	Subletale effekter på fauna	Spisemønstre og reproduksjon av fauna, økte nivåer av miljøgifter og deres biotilgjengelighet	Biologisk mangfold, fiskefangst
Utslipp av ulike stoffer fra sedimentet	Utslipp av næringssalter fra sediment	Klorofyll α , konsentrasjoner av uorganiske næringssalter	Kjemosyntese, fotosyntese, estetisk verdi
	Økt turbiditet	Vannklarhet	Estetisk verdi. Fiskefangster
Undervannsstøy	Forstyrrelser av dyr	Adferdsmønster	Fiskefangst, eksistensverdi
Undervannsllys	Forstyrrelser av dyr	Adferdsmønster	Fiskefangst, eksistensverdi

5.2 Overvåkingsmetodikk og oppbygging av et overvåkningsprogram

For å oppnå et helhetlig og tilstrekkelig bilde av miljøtilstanden må det kombineres flere overvåkingsteknikker. I dyphavet må det ved planlegging også tas hensyn til geografiske og logistiske utfordringer knyttet til stort havdyp og lang avstand fra land. Generelt kan overvåkingsmetodikk inndeles i tre hovedkategorier – visuelle observasjoner, fysiske prøver og sensor-baserte plattformer (stasjonære og fjernstyrte autonome farkoster).

Visuelle observasjoner – video og/eller stillbilder tatt langs planlagte transekt plassert i forhold til planlagt utvinningslokalitet. Aktuelle plattformer er:

- Fjernstyrt farkost (ROV)
- Autonom farkost (AUV)

Fysiske prøver samles inn i ulike avstander og retninger fra utvinningslokaliteten, i samsvar med de visuelle transektene (se punkt over). Aktuelle redskap her er:

- Vannhentere
 - Prøver tas for undersøkelser av planktonsamfunn samt fysisk og kjemisk beskaffenhet på vannet.
- Sedimentfeller plassert i ulike dyp
- Bokskjernerprøvetaker, grabb eller flerrørsprøvetaker til innsamling av bunnsediment og fauna.
 - Analyser av organisk innhold og kjemisk sammensetning av sediment, analyser av bunnfauna
 - DNA-analyser, for eksempel eDNA som vil gi en indikasjon over hvilke bevegelige dyr er i nærhet og metabarcoding av sedimentene.

Sensor-baserte plattformer

- Stasjonære plattformer for eksempel bentiske landere eller andre bunn-monterte sensorer/ målere. Aktuelle sensorer/måleparametere inkluderer (men er ikke begrenset til):
 - Turbiditet (fra partikler suspendert i vanmassene).
 - Oksygen og næringsstoffer.
- Intervallfotografering (time lapse) og digital identifisering av plankton og fisk.
- Utlekking av metan eller hydrogensulfid.
- Akustiske registreringer av lydbølger fra fisk, pattedyr eller menneskelig aktivitet.

Et overvåkningsprogram av havbunnsmineralvirksomhet bør bestå av flere faser:

- Grunnlagsundersøkelse før oppstart av aktivitet
 - Litteraturstudie som sammenfatter kunnskap om området (oseanografi, bunnforhold, biologisk mangfold osv.).
 - Oversikt over elementene nevnt ovenfor (havbunnen og vannsøylen, begge inklusiv tilknyttede organismene, fisk, marine pattedyr og sjøfugl i den grad disse forekommer i området).
 - Etablering av basisverdier eller referanseforhold (brukes til fastsetting av miljøtilstand) gjennom prøve- og datainnsamling i felt.
- Regelmessig overvåking mens aktiviteten pågår

- Gjentakelse av prøvetaking og analyser fra grunnlagsundersøkelsen.
- Sammenligne resultater med foregående undersøkelser
- Vurdering av behov for avbøtende tiltak
 - Vurdere avvik mellom referanse/måltilstand og tilstand avdekket gjennom overvåking
 - Identifisere hvilke aktiviteter i virksomheten som medfører endringer av miljøkvalitet
 - Vurdere aktuelle tiltak
- Formidle og rapportere i henhold til tillatelser, krav og retningslinjer.
 - Dagens status
 - Eventuelt avvik fra referansetilstand

Aktuelle metoder for overvåking av indikatorene omtalt i Kaikkonen m.fl. (2018) er vist i Tabell 18. Det gjøres oppmerksom på at det ikke nødvendigvis er alle indikatorer som må belyses i et overvåkingsprogram. Det må først avgjøres hvilke aktiviteter som skal gjennomføres og overvåkingsprogrammet skreddersys til den planlagte aktiviteten.

Tabell 18. Aktuelle metoder for overvåking av indikatorer (utdrag fra Kaikkonen m.fl. 2018) for miljøpåvirkninger fra havbunnsmineralvirksomhet.

Indikatorer	Påvirkede økosystemtjenester	Relevant metodikk
Makrofauna abundans og mangfold	Biologisk mangfold, sekundærproduksjon, trofisk støtte, eksistensverdi	Fysisk prøvetaking med grabb/bokskjerne-prøvetaker og tradisjonelle analyser av bunnsamfunn
Arealutbredelse av egnet habitat	Habitat, eksistensverdi	Visuelle metoder – ROV/AUV
Megabentisk fauna	Biologisk mangfold, eksistensverdi, trofisk bidrag	Tradisjonelt brukes tråling, men vi vil ikke anbefale destruktive metoder. Anbefales derfor visuelle metoder (ROV/AUV)
Mangfold av fisk, ufullstendig restitusjon av fauna	Biologisk mangfold, eksistensverdi, trofisk bidrag	Akustiske metoder for deteksjon av fisk, og/eller eDNA for kartlegging av artene i området
Restitusjon av bunnlevende makrofauna	Biologisk mangfold, næringskjedefidrag	Kombinasjon av visuelle metoder og fysisk prøvetaking og samfunnsanalyser (analyser av funksjonelle grupper anbefales som tillegg)
Sedimentets kornstørrelsesfordeling, og biokjemisk beskaffenhet	Habitat, resirkulering av næringssalter	Fysiske prøver (grabb/bokskjerne-prøvetaker), analyser av kornstørrelsesfordeling og biokjemiske parametere
Makrofauna, sedimentenes beskaffenhet	Resirkulering av næringssalter	For makrofauna – fysisk prøvetaking og analyser av samfunnets funksjoner – biologisk omrøring osv. Sedimentets beskaffenhet – som over
Sedimentenes beskaffenhet	Resirkulering av næringssalter	Som over
Sedimentenes beskaffenhet, mengde og fordeling av fisk	Biologisk mangfold, fiskefangst	Sedimentets beskaffenhet – som over
Adferd og reproduksjon hos fauna, nivåer av miljøgifter og deres biotilgjengelighet	Biologisk mangfold, fiskefangst	Fangst/overvåkingsstatistikk på fisk, fysiske prøver av sediment og vannsøylen for analyser av miljøgifter
Konsentrasjoner av uorganiske næringssalter	Kjemosyntese	Fysisk prøvetaking, mikrobielle analyser (DNA metabarcoding), turbiditetsmåling
Vannklarhet	Estetisk verdi, fiskefangster	Fysisk prøvetaking, mikrobielle analyser (DNA metabarcoding), turbiditetsmåling
Adferdsmønster hos fauna	Fiskefangst, eksistensverdi	Visuelle og akustiske observasjoner og overvåking
Adferdsmønster hos fauna	Fiskefangst, eksistensverdi	Visuelle og akustiske observasjoner og overvåking

Overvåking og gradvis oppbygging av kunnskap om havbunnsmineralvirksomhetens miljøpåvirkning er et ansvar for både forvaltning, forskning og aktører som deltar i virksomheten. Norsk petroleumsindustri har gjennom nærmere 40 år med overvåking og forskning bidradd betydelig til dagens forståelse av de marine økosystem og de miljømessige virkninger av virksomheten på norsk sokkel. En tilsvarende tredeling av ansvaret for forståelse og kontroll med virksomheten synes også å kunne bli en god tilnærming for havbunnsmineralvirksomhet.

Overvåkningsprogram for utvinning av havbunnsmineraler må utarbeides spesifikt for aktiviteten. Havbunnsmineralloven ivaretar overordnet hensyn til miljø, men gir ingen føringer på hvordan miljøovervåkingen konkret skal gjennomføres.

Utvinning av mineraler fra havbunnen har både klare likheter med og forskjeller fra petroleumsnæringen på norsk sokkel. Relevans og viktighet av kunnskapsoverføring fra petroleumsnæringen om metoder for miljøovervåking er derfor åpenbar. Imidlertid trengs det tilpasninger for å dekke et annet geografisk og biologisk miljø, og for å kunne dokumentere virkningene av havbunnsmineralvirksomheten. Detaljert overvåking og forskning på miljøpåvirkning i de tidlige fasene av aktiviteten er svært viktig for å danne et kunnskapsgrunnlag for forståelse av virksomhetens miljøpåvirkninger og dermed utvikling av en bærekraftig næring.

5.3 Forslag til innhold i et miljøovervåkingsprogram

Som det kommer frem i kapittel 3 er følgende påvirkninger vurdert som mest aktuelle for overvåking og eventuelle avbøtende tiltak:

Fysiske habitatpåvirkninger

- Fjerning av substrat (manganskorper, inaktive/aktive sulfidkilder osv.)
- Sedimentasjon (deponering av masse, endring i partikkelens utforming)
- Suspenderte partikler i vannmassene

Akustiske og visuelle forstyrrelser

- Lyd og vibrasjoner
- Lys

Kjemiske påvirkninger

- Eventuelle toksiske stoffer i sedimentet
- Mulig opptak i organismer

Fremmede arter

- Risikoen for å spre organismer (fra bakterier til flercellede organismer).

Grunnlagsundersøkelse, oppfølgende undersøkelser og langtidsovervåking bør skreddersys til de fysiske forholdene på den aktuelle lokaliteten, samt de spesifikke aktivitetene som planlegges utført. Følgende er derfor ment som en pekepinn og ikke nødvendigvis som et endelig program (Tabell 19). Det forutsettes også at det er gjennomført en tilstrekkelig litteraturstudie på de aktuelle undersøkelsesområdene.

Tabell 19. Oversikt over aktuelle metoder for grunnlags- og oppfølgende undersøkelser.

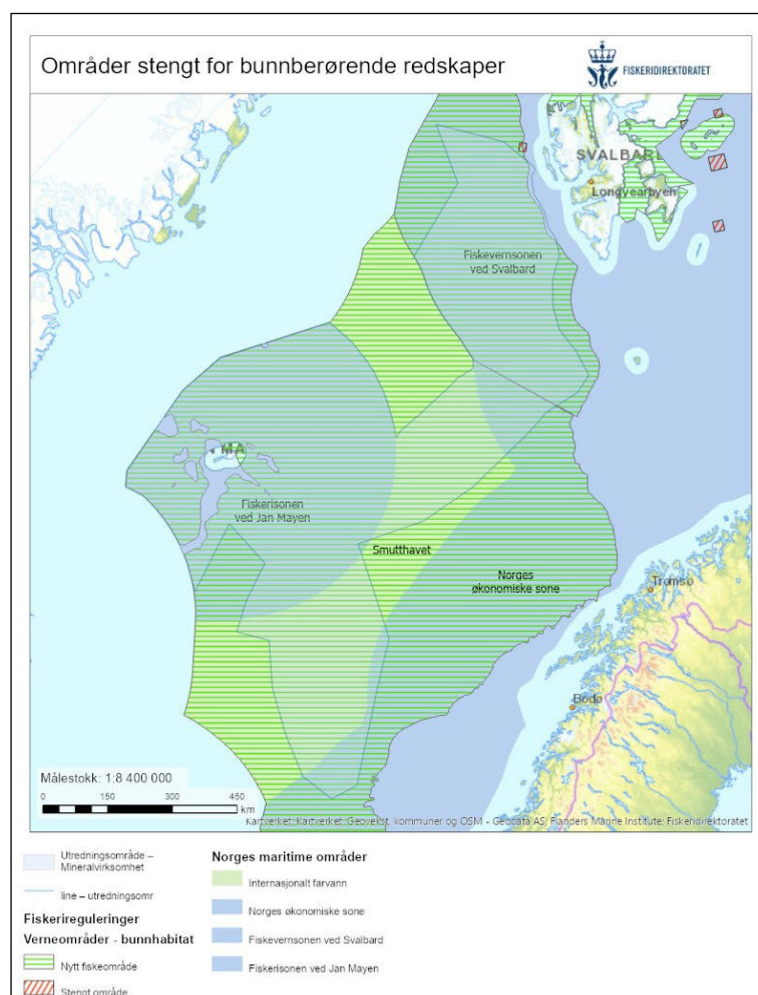
Bakgrunns tilstand/ Påvirkning	Emne	Metodikk/forbehold
Fysisk tilstand – substrattype. Mangan/sulfidforekomster	Generell dokumentasjon av tilstand "før-inngrep" (Grunnlagsundersøkelse).	Visuell kartlegging, f. eks med ROV/AUV. Dokumentasjon av tilstanden. Merk at kjørerute må geo-refereres og dokumenteres nøye for senere gjentakelse
Biologiske forekomster	Som over, med vekt på biota. Typiske forekomster er svamper, bløtdyr, nesledyr, krepsdyr, muslinger og eventuelle matter med kjemosyntetiske organismer (for eksempel Siboglinid-ormer)	Visuell kartlegging, f. eks med ROV/AUV. Langs observasjonstraseen skal det kartlegges både forekomster av dyregrupper (registrert til lavest mulig taksonomisk gruppe – eller morfotype for eksempel ved svamp)
Geokjemisk tilstand og sedimentets beskaffenhet	Innhold av f.eks. tungmetaller og kjemikalier som planlegges benyttet. Kornstørrelse og partikkelens utforming (spissitet osv) registreres.	Fysisk innhenting av sediment. Grabb/bokskjerneprøvetaker (bløtbunn), ROV klype/innsamlingskurv for evt prøvetaking av hardt/blandet substrat og f.eks ROV-operert sugeprøver av sedimentert materiale oppå harde substrater. Størrelsesfordelinger og fasong på partikler måles ved bruk av en kombinasjon av sikting og digitale partikkel-gjenkjennings metoder
Bløtbunnsfauna i nærrområdene	Bakgrunnstilstand i bløtbunnsfauna – samfunnssammensetning, funksjonelle egenskaper og struktur; artsmangfold mm.	Fysisk innhenting av sediment og bearbeiding på fartøy. Grabb, bokskjerneprøvetaker el. l. Videre sortering og identifisering av dyresamfunn etter gjeldende internasjonale retningslinjer
Genetisk artsmangfold	Prøver av substrater for kartlegging av genetisk mangfold av organismer (fra bakterier til flercellede organismer)	Både meta-barcoding og eDNA kartlegging av organismer og biologisk mangfold er enda under utvikling, men viser potensiale for å kunne redusere overvåkingskostnader i fremtiden. Dette anbefales gjennomført i takt med utfallet av litteraturstudiet i forkant av grunnlagsundersøkelsen
Fremmede arter	Arter som er introdusert som følge av aktiviteten	Disse avdekkes ved gjentatte undersøkelser av biota i både bløt og hard bunn samt evt. i vannsøylen
Lyd, vibrasjoner og lys	Grunnlagsundersøkelsen bør avdekke bakgrunnsnivåer av undervannslyder (f.eks. fra dyreliv og evt. passerende fartøy) samt naturlige lysforhold (eller mangel derav i dypt vann)	En kombinasjon av ulike hydrofoner og lysmålere monteres på en bunnplattform (for eksempel en bentisk lander)
Partikler i vann	Grunnlagsundersøkelsen avdekker naturlige partikler i vannsøylen og dette sammenlignes med tilstandene under og etter operasjonene	Turbiditetsmålere monteres på bunnplattform, for eksempel en bentisk lander, sammen med lyd/lys-målinger

6 Konsekvenser for andre havbaserte næringer og forhold

6.1 Fiskerinæringen

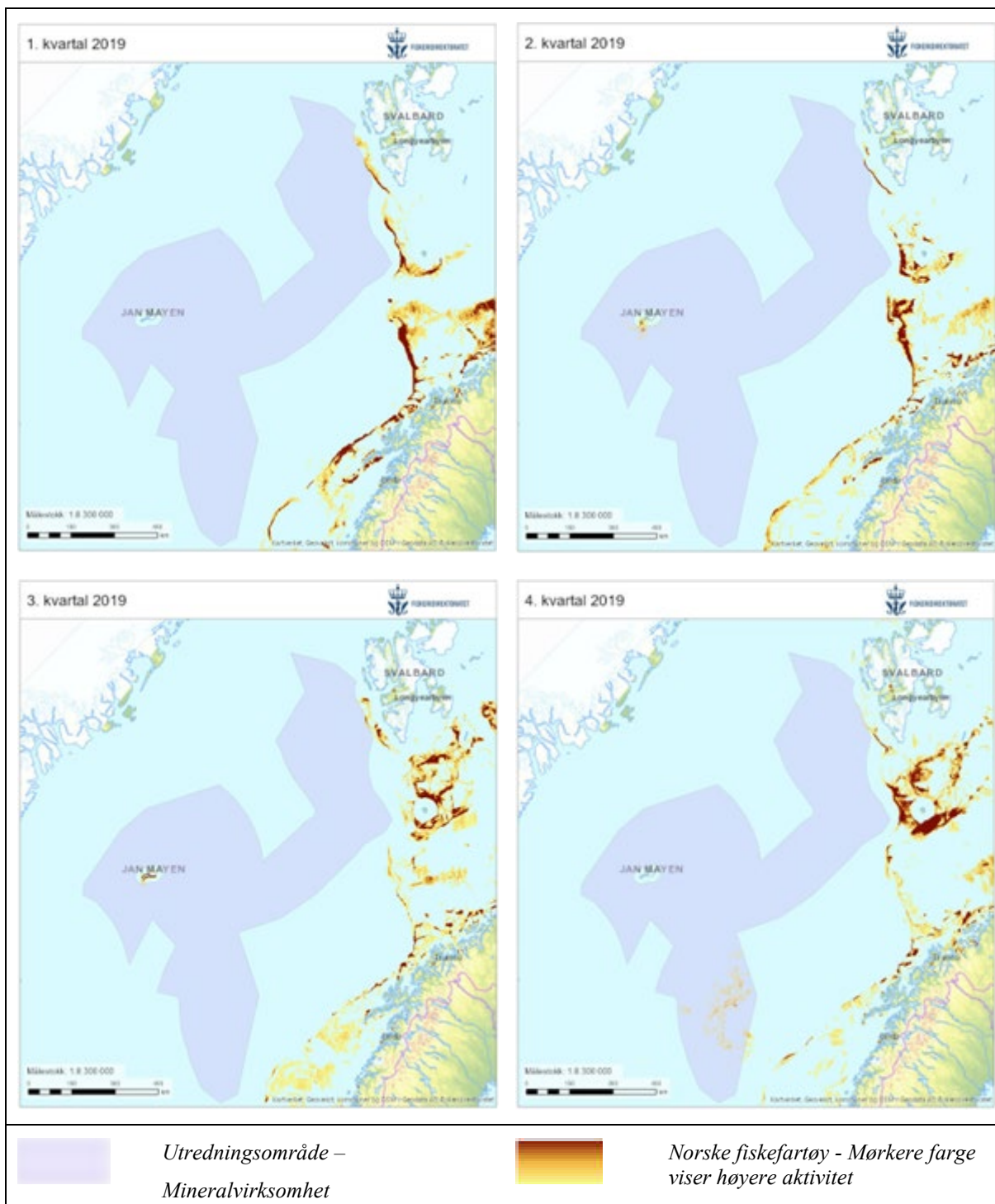
6.1.1 Fiskerier i utredningsområdet

Fiskeridirektoratet har utarbeidet en fagrapport om fiskeriaktiviteten i utredningsområdet for mineralvirksomhet (Fiskeridirektoratet 2021). Rapporten gir en beskrivelse av fiskeriaktiviteten i utredningsområdet, og beregner verdiskaping basert på fangststatistikk fra området. Rapporten gir også en kort redegjørelse om fartøytyper og redskapstyper som brukes i området, og beskriver trender og utvikling innen fiskeri og redskapstyper. For å beskytte sårbare marine økosystemer er det innført regler som forbyr fiske med bunnberørende redskap i stort sett hele utredningsområdet med unntak av noen områder ved Jan Mayen utenfor 12 nautiske mil. Se Figur 6.



Figur 6. For å beskytte sårbare marine økosystemer er det innført regler som forbyr fiske med bunnberørende redskap i stort sett hele utredningsområdet med unntak av noen områder ved Jan Mayen utenfor 12 nm. De grønnskrevte områdene viser nye fiskeområder hvor det er forbudt å fiske med bunnredskaper. Det vil si at det kun er tillatt å fiske med bunnredskaper i disse områdene dersom det er søkt om og innvilget spesiell tillatelse for undersøkende fiskeri (Fiskeridirektoratet 2021).

Norge har ikke fiskerijurisdiksjon i Smutthavet hvor reguleringer fastsettes av den Nordøst-atlantiske fiskerikommisjonen, NEAFC. Norske myndigheter har ikke tilgang til data om disse fiskeriene, men Fiskeridirektoratet har opprettet dialog med ICES vedr. tilgang til data. Per nå er utlendingers fiskeriaktivitet i dette området basert på Kystverkets rapport som viser fartøybevegelsene i og utenfor utredningsområdet (Kystverket 2021).



Figur 7. Kvartalsvis oversikt over fiskeriaktiviteten i 2019 fra norske fartøy. Aktiviteten ved Jan Mayen i 2. kvartal er bunntål etter blåkveite og i 3. kvartal linefiske etter torsk. Aktiviteten i 4. kvartal sør i utredningsområdet er not- og flytetrålfiske etter sild (Fiskeridirektoratet 2021).

Satellittsporingskart for perioden 2013-2019 viser at aktiviteten i utredningsområdet er veldig lav, sammenlignet med andre, fiskerike områder på norsk kontinentalsokkel. Sporingsresultater fra 2019 er vist i Figur 7. De norske fartøyene som fisker i utredningsområdet er hovedsakelig linefartøy, reketrålere og ringnotfartøy. Linefartøyene og reketrålerne fisker i hovedsak i området rundt og sør for Jan Mayen (reke, blåkveite og torsk). Fisket med pelagiske redskaper (not/flytetral) etter sild, makrell og kolmule foregår mer spredt, men likevel mest konsentrert i den sørligste delen av utredningsområdet. Som eksempel på dette vises sporingsresultater fra 2019 i Figur 7. Utenlandsk aktivitet i utredningsområdet som ligger innenfor norsk fiskerijurisdiksjon er hovedsakelig russiske fartøy som har fisket sild og makrell med flytetral.

Ifølge Fiskeridirektoratets grunnlagsrapport synes det som om de pelagiske artene flytter seg lengre til havs og inn i utredningsområdet. En slik utvikling kan medføre at aktiviteten fra den pelagiske flåten vil øke i fremtiden innenfor området. Det har også blitt prøvd ut et nytt linefiske etter torsk og blåkveite i området sør for Jan Mayen. Bunntrålfiske etter reker ser derimot ut til å ha avtatt de senere år, men det kan se ut som om det er en økende interesse for å prøve ut nye fiskerier med annet enn trål og da særlig i de grunnere farvannene ved Jan Mayen.

6.1.2 Konsekvenser for fiskeriene

I dette kapitlet presenteres virkninger av havbunnsutvinning av mineraler. For vurdering av virkninger er det benyttet samme metode som i utredninger om virkninger for fiskeri i arbeidene med kunnskapsinnhenting for Norskehavet nordøst, konsekvensutredningene for åpning av Barentshavet sørøst og områdene ved Jan Mayen for petroleumsvirksomhet (Larsen og Aaserød 2012a-c). Virkninger for fiskeriene klassifiseres etter en firedeelt skala (Tabell 20). De ulike faktorene vil ha svært stor variasjon for ulike fartøygrupper og fiskerier.

Tabell 20. Skalering av påvirkning på fiskeri (Aaserød & Larsen 2010).

Ingen / Ubetydelig	Liten	Middels	Stor
Områder av liten viktighet for fiske påvirkes.	Påvirket område benyttes av få fartøyer i aktuell tids-periode.	Påvirket område er viktig for både lokale og til-reis-ende fiskefartøy i aktuell tids-periode.	Påvirket område er av stor viktighet for flere fartøy-grupper i aktuell tids-periode.
Medfører ikke fangsttap, operasjonelle ulemper eller økte driftskostnader av noen betydning.	Kan med-føre begrenset fangst-tap / begrensede operasjon-elle ulemper og begrenset økning i drifts-kostnader.	Planlagt aktivitet kan med-føre noe fangsttap / operasjonelle ulemper og noe økte drifts-kostnader.	Medføre vesentlig fangst-tap/ operasjonelle ulemper og betydelig økte drifts-kostnader.
<p><i>Fangsttap:</i> Redusert driftsgrunnlag på grunn av redusert fangst, fiske i mindre attraktive områder/perioder, eller på arter med lavere verdi.</p> <p><i>Operasjonelle ulemper:</i> Økt behov for årvåkenhet, justering av kurs mv under fiske på grunn av tilstedeværelse av fartøy/installasjoner eller annen petroleumsrelatert aktivitet.</p> <p><i>Driftskostnader:</i> Kostnader knyttet til økt gangavstand til ledig fiskefelt, evt. midlertidig flytting til annen base-havn.</p>			

Sikkerhetssoner rundt innretninger som benyttes i mineralvirksomheten vil representere arealbeslag for alle typer fiskeri. Direkte arealbeslag er sikkerhetssonen med radius 500 meter omkring innretning. Faktisk arealbeslag for fiskeriaktivitet avhenger av stedsspesifikke forhold (lokalitet, dybde, strøm mv), type fiskeri og berørte fiskeriers mobilitet. I tillegg kommer forhold som at fisken kan søke å unngå partikkelskyer hvis utslipp av returvann foregår i forholdsvis grunne områder, jfr. kapittel 3.5.

I det meste av utredningsområdet, med unntak for områder nær Jan Mayen, foregår fisket med pelagiske redskaper som ringnot eller flytetral (pelagisk trål) etter arter som sild, makrell og

kolmule. Hvor og når fisket foregår avhenger av både fiskens vandring og de reguleringer som myndighetene iverksetter. Dette er forhold som varierer fra år til år. For disse fiskeriene kan arealbeslag som følge av mineralutvinning på havbunnen fra tid til annen påvirke hvor fisken tas, men dette vil snarere være unntaket enn regelen. For de pelagiske fiskerier ventes arealbegrensninger som følge av mineralutvinning ikke å medføre fangsttap.

I områdene ved Jan Mayen er aktiviteten høyest i områdene utenfor 12 nautiske mil fra øya. I dette området kan arealbeslag som følge av mineralutvinning på havbunnen medføre et arealbeslag for både trål- og linefisket. Ifølge Fiskeridirektoratet må linefartøyene som kan operere i disse områdene være av en viss størrelse og være utrustet til å gå langt til havs. Arealbruken når slike fartøy er i aktivt fiske kan være opp mot 50 km² pr. døgn. For disse fartøyene vil aktiviteter knyttet til mineralutvinning medføre begrensninger for hvor fisket kan finne sted så lenge utvinningsaktiviteter pågår i området.

Trålfisket i området ved Jan Mayen, som i hovedsak foregår i områder med inntil 400 meters dyp (Larsen og Aaserød 2012b). Utvinningsaktiviteter vil medføre arealbeslag dersom områdene for mineraluttak sammenfaller med områder der det kan drives trålfiske. I slike tilfeller kan aktiviteten medføre fangsttap for de fartøyene som blir berørt. Dersom det drives utvinning av havbunnsmineraler i disse områdene etterlates det dype krater i havbunnen (DNV 2021). Forekomsten av slike krater vil ventelig gjøre de aktuelle områdene uegnet til fiske med bunntrål etter at utvinningsaktiviteten er avsluttet. Endrete bunnforhold etter avsluttede utvinningsaktiviteter ventes også å kunne påvirke forekomstene av bunnfiske i slike områder. Eventuelle konsekvenser for fiskeriene vil avhenge av hvor slike utvinningsområder er lokalisert i forhold til de avgrensede deler av utredningsområdet hvor fiske med bunntrål er tillatt. Dersom fiskeriene i disse områdene utvikler seg i retning av økt bruk av andre redskaper enn bunntrål vil konsekvensene reduseres.

6.1.3 Avbøtende tiltak

Det viktigste avbøtende tiltaket med hensyn til fiskeriene vil være tidlig og god informasjon til fiskeriinteressene, både norske og utenlandske, i forkant av aktivitetene gjennom kunngjøring. Tidlig involvering av fiskeriene i planleggingsfasen, med rådslagning for å sikre løsninger som er best mulig tilpasset fiskeriaktiviteten i området, har vært en viktig forutsetning for en positiv sameksistens mellom petroleums- og fiskerinæringen på norsk sokkel.

I områder nær Jan Mayen hvor det drives trålfiske bør omfang og posisjoner for eventuelle områder etter mineraluttak registreres. Informasjon fra slik registrering bør gjøres tilgjengelig for fiskerne.

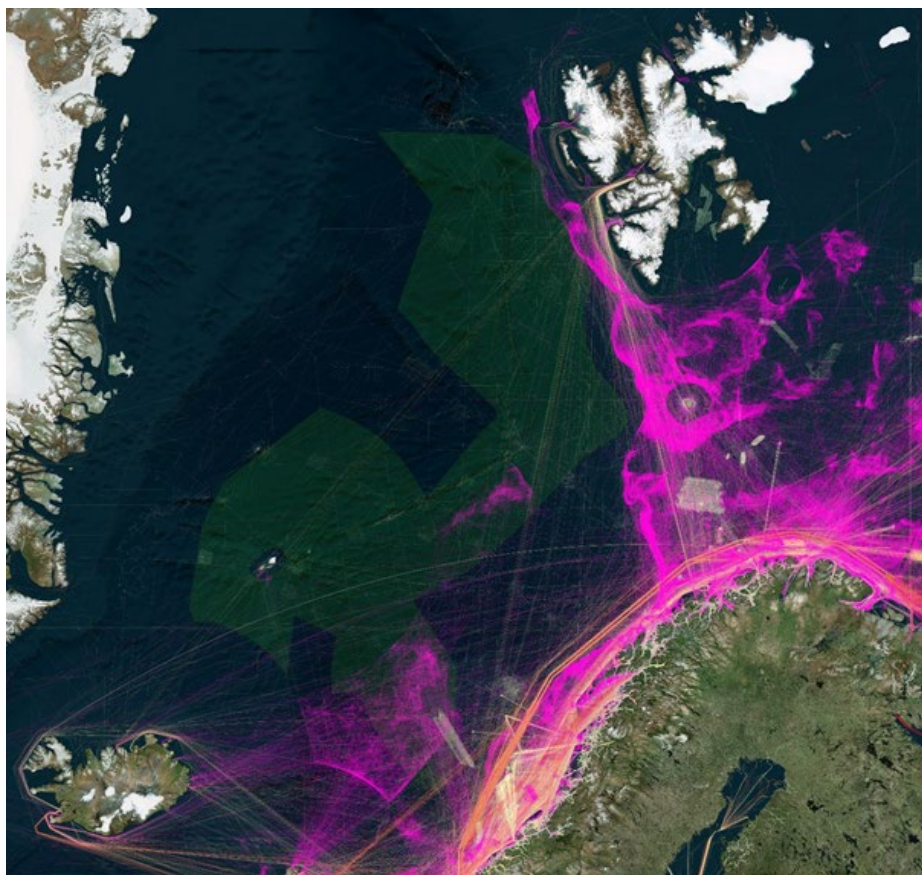
6.2 Skipsfart

6.2.1 Skipstrafikk i utredningsområdet

Kystverket har utarbeidet en egen fagrapport om skipstrafikken i utredningsområdet for mineralvirksomhet (Kystverket 2021). I rapporten presenteres regelverk og rammevilkår for skipstrafikk i utredningsområdet sammen med en detaljert gjennomgang av skipstrafikken i området.

Skipstrafikken i utredningsområdet er relativt liten både med hensyn til utseilt distanse og antall unike skip. Kystverkets kartlegging av aktivitet viser at fiskefartøy bidrar mest til utseilt distanse i utredningsområdet. Fiskefartøy under transport og eller fiske er i særklasse den viktigste fartøykategorien.

Skipstrafikk i Norskehavet og Barentshavet inkludert utredningsområdet i 2019 er vist i Figur 8. Kystverket har identifisert to områder med relativt sett høyere trafikk enn i resten av utredningsområdet. Det ene området finner vi langt sør i utredningsområdet og det andre om lag midt mellom Jan Mayen og Bjørnøya, dvs. langs sørsiden av Mohnsryggen. Kystverket vurderer den mulige arealkonflikten mellom framtidige utvinningsaktiviteter og skipsfarten som begrenset.



Figur 8. Skipstrafikk i Norskehavet og Barentshavet inkludert utredningsområdet 2019. Fiskefartøy framkommer i rosa. (Kystverket, 2021).

Utredningsområdet frekventeres jevnlig av store skip som for eksempel cruiseskip, gasstankere og oljetankere. Disse representerer en mulig miljørisiko som følge av farlig- og forurensende last og/eller stor bunkerskapasitet. Sannsynligheten for akutte hendelser i området vurderes likevel som lav av Kystverket.

Globaliseringen og vekst i verdenshandelen og etterspørselen etter energi er de viktigste markedsdriveren for verdens skipsfart, og behovet for fraktekapasitet på sjøen ventes å vokse framover. En annen sentral driver for skipsfarten er veksten i etterspørselen etter energi. Hvordan forventningen om økt skipstrafikk vil påvirke trafikken i utredningsområdet er usikkert.

Det knytter seg fortsatt stor grad av usikkerhet til hvilken effekt klimaendringer eller den politiske utviklingen vil ha på trafikken gjennom Den nordlige sjørute og Nordvestpassasjen. Erfaringene hittil tilsier at eventuelle trafikkøkninger gjennom Nordøst- og Nordvestpassasjen i liten grad vil medføre vesentlig økning i trafikken gjennom utredningsområdet. Hoveddelen av trafikken gjennom Den nordlige sjørute ser per i dag ut til å dreie sørover i Barentshavet og gå i trafikkseparasjonssystemene langs norskekysten på vei mot havner på kontinentet. Dersom isen i på lengre sikt trekker seg ytterligere tilbake og gjør trafikk over selve polhavet mulig kan dette gi trafikk østfra, tvers over polområdet. Slik trafikk vil komme gjennom utredningsområdet nordfra på tur mot Europa, og sørfra ved retur til Asia.

6.2.2 Konsekvenser for skipsfart

Utredningsområdet er lokalisert utenfor hovedfarledene for skipstrafikk i Norskehavet. Det etableres sikkerhetssoner rundt innretninger som benyttes i mineralvirksomheten, Jf. havbunnsminerallovens § 6-3. Sikkerhetssonen skal sørge for at ordinær skipstrafikk og annen aktivitet ikke kommer i nærkontakt med innretningene. Den største risikoen for konflikt mellom skip og innretninger som benyttes i mineralvirksomheten er knyttet til egne forsynings- og transportfartøy. I forkant av eventuell prosjektplanlegging forventes det gjennomført detaljert skipskollisjonsanalyse, hvor kollisjonsrisiko og risikoreduserende tiltak adresseres i detalj.

Basert på den begrensede skipstrafikken i området, det totale området som beslaglegges, samt tiltak som vil ventes gjennomført for å overvåke skipstrafikken i områder med mineralvirksomhet, vurderes de negative konsekvensene for skipstrafikken i området som små.

6.2.3 Avbøtende tiltak

Som avbøtende tiltak bør det vurderes radarovervåkning av områder der det drives mineraluttak som vil kunne følge med på plassering av innretningene og sikkerhetssonene omkring disse. Dette med sikte på tidlig identifikasjon og kommunikasjon med fartøyer med kurs mot innretningene.

6.3 Bioprospektering

Utvinning av havbunnsmineraler kan påvirke aktiviteter knyttet til bioprospektering. Det er kjent at dyphavet er en kilde til bio-aktive stoffer, spesielt i forbindelse med mikrobielle organismer til medisinsk bruk, som f.eks antibiotika (Oladunjoye m.fl. 2021; Xu m.fl. 2018). Hydrotermiske forekomster rommer kjemosyntetiske bakterier, som i kraft av spesialisering til krevende miljøforhold er av spesiell interesse for bioprospektering.

Ettersom både mineralutvinning og bioprospektering i dyphavet er i en utviklingsfase, er det per i dag ikke noe etablert regelverk for eventuell sameksistens mellom de to næringene. Potensielle konfliktområder er først og fremst konkurranse om utnyttbart areal/habitat på havbunnen, samt operasjonsområdet rundt.

6.3.1 Konsekvenser for bioprospektering

Konsekvensene av mineralutvinning på bioprospektering vil sannsynligvis være større enn bioprospekterings påvirkning på havbunnsmineralvirksomheten. I motsetning til havbunnsmineralaktiviteter er ikke bioprospektering like avhengig av store områder. Det tas prøver av relativt små fysiske resurser, mens de aktive stoffene, for eksempel genetisk/mikrobiell materiale, blir dyrket videre i laboratoriet.

Havmineralutvinning krever større arealer (enn bioprospektering) og direkte og permanent uttak av ressursene. Motstand mot havbunnsmineralvirksomheten målbæres i både det vitenskapelige litteraturgrunnlaget (se for eksempel Miller m.fl. 2021) samt i media (f.eks i The Guardian mellom 2019-2022: www.theguardian.com under tema Environment/ Seascape: the state of our oceans). Argumentene er først og fremst begrunnet med manglende bakgrunnsdata om den funksjonelle betydning av dypvannsøkosystemer på havmiljøer. Bioprospektering vil teoretisk kunne bidra til økt kunnskap om organismene og de biologiske prosessene i dyphavet. Utøvere av bioprospektering vil kunne oppleve at enkelte arealer med potensielle ressurser vil bli gjort utilgjengelige eller permanent fjernet. Selv om det kan argumenteres at det finnes store arealer som kan romme økonomisk interessante mineralressurser, og kun en mindre

prosentandel faktisk vil bli utnyttet, så er ikke alle resursene kartlagt, spesielt der det er aktive hydrotermiske områder som er av mest interesse for bioprospektering.

6.3.2 Avbøtende tiltak

Det er vanskelig å foreslå avbøtende tiltak, annet enn at begge aktivitetene i mest mulig grad bør kunne sameksistere. Dette blir en bedriftsteknisk vurdering, men det kunne for eksempel drives bioprospektering i et område, mens den er under utredning for mineralutvinning. Prøver for bioprospektering kunne for eksempel tas i samarbeid med prøvetaking for mineralleiting. Det bør i forkant også kartlegges i hvilken grad nye og nyttige bio-aktive stoffer faktisk eksisterer i de områdene som kartlegges for mineralressurser.

6.4 Marinarkeologiske kulturminner

Det skilles mellom to hovedgrupper av marinarkeologiske kulturminner:

- Spor etter bosetning og annen menneskelig aktivitet fra tiden da deler av nåværende havbunn var tørt land. Denne gruppen er ikke relevant for utredningsområdet
- Rester av båter og skip, samt last og utstyr fra slike. Det er bare denne kategorien som er aktuell å vurdere for utredningsområdet

Innenfor utredningsområdet er det et visst potensial for funn av skipsvrak, inkludert u-båtvrak og andre marinefartøyer fra andre verdenskrig. Her er det i første rekke tale om forlis på åpent hav. Det foreligger ingen systematisk registrering av havbunnen i utredningsområdet med sikte på å lokalisere skipsfunn. Kystverket som besitter kunnskap om kjente skipsvrak innenfor norske havområder, og har kjennskap til om lag 15 vrak innenfor utredningsområdet. Flere og ukjente vrak kan finnes. Det er ikke mulig å gå inn på om enkelte deler av utredningsområdet har større potensial for skipsfunn fordi forlis på åpent hav har skjedd som følge av utenforliggende og ikke påvirkbare faktorer som vær og vind, skader på fartøy mv.

Kulturminner innenfor territorialfarvannet har en sterk beskyttelse i kulturminneloven. Skipsfunn er ikke automatisk fredet gjennom kulturminneloven, men lovens § 14 slår fast at staten eier skipsfunn, dersom dette er eldre enn 100 år, og eieren ikke er kjent. Dersom skipsfunnet har en kjent eier, kan denne ikke igangsette tiltak som kan medføre inngrep i skipsfunnet uten tillatelse fra fylkeskommunen/ Sametinget.

Når det gjelder tilstøtende sone til territorialfarvannet har kulturminneforvaltningen lagt samme rettspraksis til grunn som innenfor territorialfarvannet. Dette er begrunnet i Lov av 27. mars 2003 nr. 57 (Lov om Norges territorialfarvann og tilstøtende sone, Territorialfarvannsloven § 4 tredje ledd). En har videre hentet støtte for dette synet i Havrettskonvensjonens (UNCLOS) artikkel 303(2). Utenfor 24 nautiske mil utgjør folkeretten et generelt grunnlag for å hevde at kulturminner har et visst vern.

6.4.1 Konsekvenser for marinarkeologiske kulturminner

I havbunnsminerallovens § 1-7 (Krav til forsvarlig mineralvirksomhet) heter det bl.a. at mineralvirksomhet skal foregå på en forsvarlig måte, og at alle rimelige foranstaltninger skal tas for å unngå skade på kulturminner på havbunnen.

Mulig konsekvenser for marine kulturminner, som i utredningsområdet vil være avgrenset til skipsvrak, vil være fysisk ødeleggelse eller nedslamming. Fysisk ødeleggelse vil være den direkte konsekvens når et skipsvrak er lokalisert innenfor området der det foregår mineralundersøkelse eller -uttak, og det ikke tas hensyn til forekomsten av vrak ved gjennomføringen

av aktiviteten. Dette kan være en konsekvens av at aktivitetsområdet ikke er kartlagt for eventuelle vrak i forkant av aktiviteten. Nedslamming kan forekomme som følge av utslipp av returvann og fra produksjonsenheten og oppvirvling av sediment ved ekstraksjon på havbunnen. I hvor stor avstand fra selve aktiviteten nedslamming kan forekomme vil avhenge blant annet av utslippsmengde og -dyp og strømforhold i det aktuelle området.

6.4.2 Avbøtende tiltak

En tilfredsstillende kartlegging av eventuelle skipsfunn i forbindelse med kartlegging og utvinning av mineraler forutsetter gode rutiner for rapportering mellom kulturminneforvaltningen og mineralindustrien. Det kan være hensiktsmessig så tidlig som mulig å kontakte kulturminneforvaltningen for å klarlegge om tiltaket vil komme i kontakt med kulturminner under vann. Kartlegging av havbunnen bør inkludere kartlegging av eventuelle vrak. Det er mest hensiktsmessig at tiltakshaver samkjører undersøkelser med kulturminneforvaltningen. I tilfelle det lokaliseres skipsvrak i områder som er aktuelle for mineraluttak forutsettes den videre håndteringen av slike funn avklart med kulturminneforvaltningen før det gjennomføres aktivitet som kan bidra til ytterligere skade eller ødeleggelse av funnet.

7 Referanser

- ANZECC/ARMCANZ (2000). Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. Canberra, Australia: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and the Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand.
- Aleynik D, Inall ME, Dale A, Vink A (2017) Impact of remotely generated eddies on plume dispersion at abyssal mining sites in the Pacific. *Sci Rep* 7:1–14.
- Artsdatabanken (2018) Norsk rødliste for naturtyper 2018. <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>.
- Baker ET, Feely RA, Takahashi K (1979) Chemical composition, size distribution and particle morphology of suspended particulate matter at DOMES sites A, B, and C: relationships with local sediment composition. In: *Marine geology and oceanography of the Pacific Manganese Nodule Province*. Springer, pp 163–201.
- Baussant T, Arnberg M, Lyng E, et al (2022) Identification of tolerance levels on the cold-water coral *Desmophyllum pertusum* (*Lophelia pertusa*) from realistic exposure conditions to suspended bentonite, barite and drill cutting particles. *PLoS One* 17:0263061.
- Baussant T, Nilsen M, Ravagnan E, et al (2018) Effects of suspended drill cuttings on the coral *Lophelia pertusa* using pulsed and continuous exposure scenarios. *J Toxicol Environ Heal Part A* 81:361–382.
- Bechmann RK, Westerlund S, Baussant T (2006) Impacts of drilling mud discharges on water column organism and filter feeding bivalves.
- Bell JB, Alt CHS, Jones DOB (2016) Benthic megafauna on steep slopes at the northern mid-Atlantic ridge. *Mar Ecol* 37:1290–1302.
- Berland H, Rye H, Sanni S (2006) Experimental Validation of Drilling Effects in the Field. Akvamiljø, Int Res Inst Stavanger, Stavanger, Norway Rep No AM 4:2006–2229.
- Blackwell SB, Nations CS, McDonald TL, Thode AM, Mathias D, Kim KH, Greene CR Jr, Macrander AM (2015) Effects of Airgun Sounds on Bowhead Whale Calling Rates: Evidence for Two Behavioral Thresholds. *PLoS ONE*, 10(6): e0125720.
- Borchardt T (1983) Influence of food quantity on the kinetics of cadmium uptake and loss via food and seawater in *Mytilus edulis*. *Marine Biology* 76; 67–76
- Bryhni I (2022) Dyphavsslette i Store norske leksikon på snl.no. Hentet 31. mai 2022 fra <https://snl.no/dyphavsslette>.
- Brooke SD, Holmes MW, Young CM (2009) Sediment tolerance of two different morphotypes of the deep-sea coral *Lophelia pertusa* from the Gulf of Mexico. *Mar Ecol Prog Ser* 390:137–144
- Castellote M, Clark CW, Lammers MO (2012) Acoustic and behavioral changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biological Conservation*, 146: 115-122.
- Cerchio S, Strindberg S, Collins T, Bennett C, Rosenbaum H (2014) Seismic Surveys Negatively Affect Humpback Whale Singing Activity off Northern Angola. *Plos ONE*, 9(3): e86464.
- Christiansen B, Denda A, Christiansen S (2020) Potential effects of deep seabed mining on pelagic and benthopelagic biota. *Marine policy* 114 (2020) 103442.
- Clark MR, Desbruyères D, Fisher C, Heydon R, Hein JR, Petersen S, Rowden A, Smith S, Baker E, Beaudoin Y (2013) Deep Sea Minerals: Sea-Floor Massive Sulphides, a physical, biological, environmental, and technical review. 53 pp.
- Clark MR, Kelley C, Baco A, Rowden A (2011) Fauna of Cobalt-Rich Ferromanganese Crust Seamounts. International Seabed Authority Tech. Study No. 8. International Seabed Authority
- Cleary JS, DeLand E, Menini S, McCrory K, Ismail PN, Halpin (2019) “Data Report: Workshop on the Regional Environmental Management Plan for the Area of the Northern Mid-Atlantic Ridge”, 137 pp. Atlantic REMP Project.
- Cochrane SKJ, Ekehaug S, Pettersen R, Refit EC, Hansen IM, Aas LMS (2019) Detection of deposited drill cuttings on the sea floor - A comparison between underwater hyperspectral imagery and the human eye. *Marine Pollution Bulletin* 145, 67-80.

- DNV-GL (2016) Recommended practice. Managing environmental aspects and impacts of seabed mining. DNVGL-RP-O601.
- DNV (2021) Teknologirapport havbunnsmineraler. Rapport nr.: 2020-1218, rev. 2. DNV 13.10.2021. 128 sider.
- Depledge MH, Godard-Codding CAJ, Bowen RE (2010) Light pollution in the sea. *Marine Pollution Bulletin* 60:1383-1385.
- DeRobertis A, Handegard NO (2012) Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noisereduced vessels: a review. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, fss155.
- Dijkstra N, Junttila J, Aagaard-Sørensen S (2020) Impact of drill cutting releases on benthic foraminifera at three exploration wells drilled between 1992 and 2012 in the SW Barents Sea, Norway. *Marine Pollution Bulletin* 150, 110784.
- Drazen JC, Smith CR, Gjerde KM, Haddock SH, Carter GS, Choy CA, Clark MR, Dutrieux P, Goetze E, Hauton C (2020) Opinion: Midwater ecosystems must be considered when evaluating environmental risks of deep-sea mining. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117, 17455-17460.
- Drazen J, Smith C, Gjerde K, Au W, Black J, Carter G, Clark M, Durden J, Dutrieux P, Goetze E, Haddock S, Hatta M, Hauton C, Hill P, Koslow J, Leitner A, Measures C, Pacini A, Parrish F, Peacock T, Perelman J, Sutton T, Taymans C, Tunnicliffe V, Watling L, Yamamoto H, Young E, Ziegler A (2019). Report of the workshop Evaluating the nature of midwater mining plumes and their potential effects on midwater ecosystems. *Research Ideas and Outcomes* 5.
- Dunlop RA, Noad MJ, McCauley RD, Kniest E, Paton D, Cato DH (2015) The Behavioural Response of Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) to a 20 Cubic Inch Air Gun. *Aquatic Mammals* 41:412-433.
- Edge KJ, Johnston EL, Dafforn KA, Simpson SL, Kutti T, Bannister RJ (2016) Sub-lethal effects of water-based drilling muds on the deep-water sponge *Geodia barretti*. *Environmental Pollution* 212, 525-534.
- Epp D, Smoot NC (1989) Distribution av Seamounts in the North Atlantic. *Nature* 337 254-257.
- Eriksen E, van der Meeren GI, Nilsen BM, vonQuillfedt C, Johnsen H (2021) Særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) i norske havområder – Miljøverdi. Rapport fra havforskningen Nr. 2021-26 ISSN:1893-4536.
- Faglig forum for norske havområder (2019). Samlet påvirkning og miljøkonsekvenser – Faggrunnlag for revisjon av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten M-1299 2019.
- Farkas J, Nordtug T, Svendheim LH, et al (2021) Effects of mine tailing exposure on early life stages of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Environ Res* 200:111447
- Fiskeridirektoratet (2021) Fiskeriaktiviteten i utredningsområdet for mineralvirksomhet. Fiskeridirektoratet, 30. september 2021.
- Gardner WD, Mishonov AV, Richardson MJ (2018) Decadal comparisons of particulate matter in repeat transects in the Atlantic, Pacific, and Indian Ocean basins. *Geophys Res Lett* 45:277–286
- Giana C, Bliscke A, Geissler WH, Kimbell GS, Erlendsson O (2016) Seamounts and oceanic igneous features in the NE Atlantic: a link between plate motions and mantle dynamics. In: Peron-Pinvidic G, Hopper JR, Stoker MS, Gaina C, Doornenbal JC, Funck T, Arting UE (eds): *The NE Atlantic Region: A Reappraisal of Crustal Structure, Tectonostratigraphy and Magmatic Evolution*. Geological Society, London, Special Publications, 447.
- Gillard B, Purkiani K, Chatzievangelou D, et al (2019) Physical and hydrodynamic properties of deep sea mining-generated, abyssal sediment plumes in the Clarion Clipperton Fracture Zone (eastern-central Pacific). *Elem Sci Anthr* 7.
- Gilmour J (1999) Experimental investigation into the effects of suspended sediment on fertilisation, larval survival and settlement in a scleractinian coral. *Mar Biol* 135:451–462.
- Glasby GP, Li J, Sun Z (2015). Deep-Sea Nodules and Co-rich Mn Crusts. *Marine Georesources & Geotechnology* 33, 72-78.
- Glass J, Ryan P (2013) Reduced seabird night strikes and mortality in the Tristan rock lobster fishery. *African Journal of Marine Science* 35:589-592.
- Gonnella G, Böhnke S, Indenbirken D, et al (2016) Endemic hydrothermal vent species identified in the open ocean seed bank. *Nat Microbiol* 1:1–7.

- Gwyther D (2008) Environmental impact statement. Mautilus Minerals Niugini Limited. Solwara 1 Project. Executive Summary. CR 7008_9_v4.
- Halbach PE, Jahn A, Cherkashov G (2017) Marine Co-Rich Ferromanganese Crust Deposits: Description and Formation, Occurrences and Distribution, Estimated World-wide Resources. in: Sharma, R. (Ed.). Deep-Sea Mining: Resource Potential, Technical and Environmental Considerations. Springer International Publishing, Cham, pp. 65-141.
- Halpern BS, McLeod KL, Rosenberg AA, Crowder LB (2008) Managing for cumulative impacts in ecosystem-based management through ocean zoning. *Ocean Coast. Manage.* 51, 203-211.
- Hannington MD, De Ronde CE, Petersen S (2005) Sea-floor tectonics and submarine hydrothermal systems.
- Hansen KA, Hernandez A, Mooney TA, Rasmussen MH, Sørensen K, Wahlberg M (2020) The common murre (*Uria aalge*), an auk seabird, reacts to underwater sound. *J. Acoust. Soc. Am* 147:4069-4074.
- Hauton C, Brown A, Thatje S, Mestre NC, Bebianno MJ, Martins I, Bettencourt R, Canals M, Sanchez-Vidal A, Shillito B, Ravaux J, Zbinden M, Duperron S, Mevenkamp L, Vanreusel A, Gambi C, Dell'Anno A, Danovaro R, Gunn V, Weaver P (2017). Identifying toxic impacts of metals potentially released during deep-sea mining - a synthesis of the challenges to quantifying risk, *Frontiers in Marine Science* 4:368.
- Ivanova SV, Kessel ST, Espinoza M, McLean MF, O'Neill C, Landry J, Hussey NE, Williams R, Vagle S, Fisk TA (2020) Shipping alters the movement and behavior of Arctic cod (*Boreogadus saida*), a keystone fish in Arctic marine ecosystems. *Ecological Applications* 30:e02050.
- Jägerbrand AK, Brutemark A, Svedén JB, Gren M (2019) A review on the environmental impacts of shipping on aquatic and nearshore ecosystems. *Science of the Total Environment*:133637.
- Järnegren J, Brooke S, Jensen H (2020) Effects and recovery of larvae of the cold-water coral *Lophelia pertusa* (*Desmophyllum pertusum*) exposed to suspended bentonite, barite and drill cuttings. *Mar Environ Res* 158:104996.
- Junttila J, Dijkstra N, Aagaard-Sørensen S (2018) Spreading of drill cuttings and sediment recovery of three exploration wells of different ages, SW Barents Sea, Norway. *Marine Pollution Bulletin* 135, 224-238.
- Jødestøl K, Østby C, Green AMV (2021) Vurdering av behovet for ytterligere regulering av seismikk for å ivareta hensynet til marine pattedyr. Assessment of regulatory needs to consider possible impacts of seismic surveys on marine mammals. Rapport M-1926, Miljødirektoratet.
- Kadiane EU, Ouddane B, Hwang J-S, Souissi S (2019). Bioaccumulation of metals in calanoid copepods by oral intake. *Sci Rep* 9, 9492.
- Kaikkonen L, Venesjärvi R, Nygård H, Kuikka S (2018) Assessing the impacts of seabed mineral extraction in the deep sea and coastal marine environments: Current methods and recommendations for environmental risk assessment. *Marine Pollution Bulletin* 135, 1183-1197.
- Kawano S, Furuya H (2022) Mining and Processing of Seafloor Massive Sulfides: Experiences and Challenges. in: Sharma, R. (Ed.). *Perspectives on Deep-Sea Mining: Sustainability, Technology, Environmental Policy and Management*. Springer International Publishing, Cham, pp. 167-197.
- KLIF (2011) Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen: Forslag til metodikk for vurdering av samlede påvirkninger og konsekvenser," (Klima- og forurensningsdirektoratet. Utført av arbeidsgruppen for samlede konsekvenser for faggruppen for Nordsjøen.
- Kutti T, Bannister RJ, Fosså JH, Krogness CM, Tjensvoll I, Søvik G (2015) Metabolic responses of the deep-water sponge *Geodia barretti* to suspended bottom sediment, simulated mine tailings and drill cuttings. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 473, 64-72.
- Kutti T, Mork KA, Chierici M, Børsheim KY, Espen Bagøien, Knutsen T, Broms CT, Klevjer T, Strand E, Gjørseter H, Stenevik EK, Høines Å, Windsland K, Frie AK (2021). Pelagiske økosystem i De nordiske hav. Grunnlagsstudie knyttet til åpningsprosess for utforskning og utvinning av havbunnsmineraler på norsk kontinentalsokkel. Rapport fra havforskningen. ISSN:1893-4536. 2021-41. 129 sider.
- Kvadsheim PH, Sivle LD, Hansen R, Karlsen HE (2017) Effekter av menneskeskapt støy på havmiljø – rapport til Miljødirektoratet om kunnskapsstatus. FFI-rapport 17/00075.

- Kvadsheim PH, Forland TN, de Jong K, Nyqvist D, Grimsbø E, Sivle LD (2020) Effekter av støyforurensning på havmiljø-kunnskapsstatus og forvaltningsrådgiving. 8246432621, FFI-Rapport.
- Kystverket (2021) Åpningsprosess for undersøkelse og utvinning av havbunnsmineraler på norsk kontinentalsokkel. Grunnlagsstudie: Skipstrafikk.
- Lancaster ML, Winsor P, Dumbrille A (2021) Underwater Noise from Shipping: A Special Case for the Arctic. Pages 271-289. Sustainability in the Maritime Domain. Springer.
- Larsen L-H, Aaserød MI (2012a) Virkninger av petroleumsvirksomhet for fiskeri og havbruk ved normal drift, det nordøstlige Norskehavet. Akvaplan-niva rapport 5958 – 01. Oppdragsgiver Olje- og Energidepartementet (sak 12/885).
- Larsen L-H, Aaserød MI (2012b) Virkninger av petroleumsvirksomhet for fiskeri ved normal drift, havområdene ved Jan Mayen. Akvaplan-niva rapport 5958 – 02. Oppdragsgiver Olje- og Energidepartementet. sak 12/885.
- Larsen LH, Aaserød MI (2012c) Virkninger av petroleumsvirksomhet for fiskeri og havbruk ved normal drift, Barentshavet sørøst. Akvaplan-niva rapport 5958 – 03. Oppdragsgiver Olje- og Energidepartementet. sak 12/885.
- Larsson AI, Purser A (2011) Sedimentation on the cold-water coral *Lophelia pertusa*: cleaning efficiency from natural sediments and drill cuttings. *Mar Pollut Bull* 62:1159–1168.
- Larsson AI, van Oevelen D, Purser A, Thomsen L (2013) Tolerance to long-term exposure of suspended benthic sediments and drill cuttings in the cold-water coral *Lophelia pertusa*. *Mar Pollut Bull* 70:176–188.
- Liefmann S, Järnegren J, Johnsen G, Murray F (2018) Eco-physiological responses of cold-water soft corals to anthropogenic sedimentation and particle shape. *J Exp Mar Bio Ecol* 504:61–71.
- Liu B, Zhang Y, Lu M, Su Z, Li G, Jiang T (2019) Extraction and separation of manganese and iron from ferruginous manganese ores: A review. *Minerals Engineering* 131, 286-303.
- Longcore T, Rodríguez A, Witherington B, Penniman JF, Herf L, Herf M (2018) Rapid assessment of lamp spectrum to quantify ecological effects of light at night. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology* 329:511-521.
- Neff JM (2005) Composition, environmental fates, and biological effects of water based drilling muds and cuttings discharged to the marine environment: A synthesis and annotated bibliography
- Mannvik HP, Wasbotten I (2015) Grunnlagsundersøkelse på Stordal på Vøringplatået 2015. Akvaplan-niva rapport 7788-02.
- Marsh L, Huvenne VA, Jones DO (2018) Geomorphological evidence of large vertebrates interacting with the seafloor at abyssal depths in a region designated for deep-sea mining. *Royal Society open science* 5, 180286.
- McDermott JM, Parnell-Turner R, Barreyre T, Fornari DJ, Downing CC, Pittoorsd, NC, Pehra K, Vohsend SA, Dowda WS, Wub J-N, Marjanovice M, Fornar DJ (2022) Discovery of active off-axis hydrothermal vents at 9°54'N East Pacific Rise.
- Merkel FR (2010) Light-induced bird strikes on vessels in Southwest Greenland. National Environmental Research Institute, Aarhus University and Greenland Institute of Natural Resources, Greenland.
- Miller KA, Brigden K, Santillo D, Currie D, Johnston P, Thompson KF (2021) Challenging the Need for Deep Seabed Mining from the Perspective of Metal Demand, Biodiversity, Ecosystems Services, and Benefit Sharing. *Frontiers in Marine Science* 8.
- Nakajima Y, Uto S, Kanada S, Yamamoto J, Takahashi I, Otabe S, Sadaki J, Okaya K, Matsuo S, Fujita T (2011) Concept of seafloor mineral processing for development of seafloor massive sulfides. *International Conference on Offshore Mechanics and Arctic Engineering*, pp. 157-162.
- Nakajima Y, Yamamoto J, Takahashi T, Thornton B, Yamabe Y, Dodbiba G, Fujita T (2019) Development of Elemental Technologies for Seafloor Mineral Processing of Seafloor Massive Sulfides. *ASME 2019 38th International Conference on Ocean, Offshore and Arctic Engineering*.
- Nedelec SL, Mills SC, Lecchini D, Nedelec B, Simpson SD, Radford AN (2016) Repeated exposure to noise increases tolerance in a coral reef fish. *Environmental Pollution* 216:428-436.
- Nguyen TT, Cochrane SKJ, Landfald B (2018) Perturbation of seafloor bacterial community structure by drilling waste discharge. *Marine Pollution Bulletin* 129, 615-622.

- NMFS - National Marine Fisheries Service (2017) Fisheries of the United States, 2016. U.S. Department of Commerce, NOAA Current Fishery Statistics No. 2016. Available at: <https://www.st.nmfs.noaa.gov/commercial-fisheries/fus/fus16/index>.
- Norsk olje og gass (NOROG) (2003). Norwegian Oil and Gas - Recommended guidelines. EIF computational guidelines. A Manual for Standardised Modelling and Determination of the Environmental Impact Factor (EIF). No. 84.
- Norsk olje og gass (2019) (2019). Species and Habitats of Environmental Concern. Mapping, Risk Assessment, Mitigation and Monitoring. - In Relation to Oil and Gas Activities. 2019-007, Rev. 0. 2019-06-17
- Norsk olje og gass (NOROG) (2022) 044 – anbefalte retningslinjer for utslippsrapportering. Versjon 20 – januar 2022.
- Norske Utslipp, utslipp per virksomhet 2002-2020. www.norskeutslipp.no. Mai 2022
- Oladunjoye IO, Ikebuaso JG, Agboeze CT, Tajudeen YA (2021) Deep-sea antibiotics exploitation: PROs and CONS. *International Maritime Health* 72, 312-312.
- Olje- og energidepartementet (OED) (2021). Åpningsprosess for undersøkelse og utvinning av havbunnsmineraler på norsk kontinentalsokkel. Forslag til program for konsekvensutredning etter havbunnsmineralloven. Høringsdokument 12. januar 2021.
- Oljedirektoratet (2022). Eksempel på arealbruk for utredninger av virkninger for natur og miljø og andre næringer. Referat fra arbeidsmøte 04.03.2022.
- Ona E, Godø OR, Handegard NO, Hjellvik V, Patel R, Pedersen G (2007) Silent research vessels are not quiet. *J. Acoust. Soc. Am.* 121:EL145-EL150.
- Orcutt BN, Bradley JA, Brazelton WJ, Estes ER, Goordial JM, Huber JA, Jones RM, Mahmoudi N, Marlow JJ, Murdock S (2020) Impacts of deep-sea mining on microbial ecosystem services. *Limnology and oceanography* 65, 1489-1510.
- OSPAR Agreement 2008-07. www.ospar.org/site/assets/files/1892/coral_gardens_definition.pdf
- OSPAR (2010) Background Document for Deep-sea sponge aggregations. OSPAR Commission Biodiversity Series 2010.
- Pedersen RB, Olsen BR, Barreyre T, Bjerga A, Denny A, Eilertsen MH, Fer I, Haflidason H, Hestetun JT, Jørgensen S, Ribeiro PA, Steen IH, Stubseid H, Tandberg AHS, Thorseth I (2021) Fagutredning Mineralressurer i Norskehavet. Landskapstrekk, naturtyper og bentiske økosystemer 2021. Senter for Dyphavsforskning, Universitetet i Bergen.
- Petersen S, Krätschell A, Augustin N, Jamieson J, Hein JR, Hannington MD (2016) News from the seabed – Geological characteristics and resource potential of deep-sea mineral resources. *Marine Policy* 70, 175-187.
- Pichegru L, Nyengera R, McInnes AM, Pistorius P (2017) Avoidance of seismic survey activities by penguins. *Scientific reports* 7:1-8. DOI:10.1038/s41598-017-16569-x.
- Poot H, Ens BJ, de Vries H, Donners MA, Wernand MR, Marquenie JM (2008) Green light for nocturnally migrating birds. *Ecology and Society* 13.
- Popper AN, Fay RR, Platt C, Sand O (2003) Sound detection mechanisms and capabilities of teleost fishes. In: Collin SP, Marshall JN (eds.) *Sensory Processing in the Aquatic Environment*. pp. 3-38. New York and Heidelberg: Springer Verlag.
- Richardson WJ, Würsig B, Greene Jr CR (1986) Reactions of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, to seismic exploration in the Canadian Beaufort Sea. *Journal of the Acoustical Society of America*, 79:1117- 1128.
- Roberts JM, Wheeler AJ, Freivald A (2006) Reefs of the Deep: The Biology and Geology of Cold-Water Coral Ecosystems. *Science* 312 543-546.
- Roberts EM, Mienis F, Rapp HT, Hanz U, Meyer HK, Davies AJ (2018) Oceanographic setting and short-timescale environmental variability at an Arctic seamount sponge ground. *Deep Sea Res Part I Oceanogr Res Pap* 138:98–113.
- Schriever G, Thiel H (2013) Tailings and their disposal in deep-sea mining. Tenth ISOPE Ocean Mining and Gas Hydrates Symposium. OnePetro.
- Sivle LD, Forland TN, de Jong K, Kutti T, Zhang G, Wehde H, Grimsbø E (2021) Havforskningsinstituttets rådgivning for menneskeskapt støy i havet. Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd for 2021. Havforskningsinstituttet.
- Sjøfartsdirektoratet (2016) Informasjon om NOx-avgiften. Rev. 13, 02.03.2016.

- Southall BL, Bowles AE, Ellison WT, Finneran JJ, Gentry RL, Greene CR Jr, Kastak D, Ketten DR, Miller JH, Nachtigall PE, Richardson WJ, Thomas JA, Tyack PL (2007) Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals*, 33: 411-522.
- Southall BL, Finneran JJ, Reichmuth, C, Nachtigall PE, Ketten DR, Bowles AE, Ellison WT, Nowacek DP, Tyack PL (2019) Marine mammal noise exposure criteria: updated scientific recommendations for residual hearing effects. *Aquatic Mammals*, 45.
- SPC (2013a) Deep Sea Minerals: Cobalt-rich Ferromanganese Crusts, a physical, biological, environmental, and technical review. Baker, E. and Beaudoin, Y. (Eds.) Vol. 1C, Secretariat of the Pacific Community.
- SPC (2013b) Deep Sea Minerals: Sea-Floor Massive Sulphides, a physical, biological, environmental, and technical review. Baker, E., and Beaudoin, Y. (Eds.) Vol. 1A, Secretariat of the Pacific Community.
- Slabbekoorn HN, Bouton NI, van Opzeeland A, Coers A, ten Cate C, Popper A.N (2010) A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends Ecol Evol*. 25:419-27.
- Strøm H, Merkel B, Tarroux A, Lorentzen E (2021) Sjøfugl i havområdene rundt jan Mayen og langs den midtatlantiske rygg. Grunnlagsrapport i forbindelse med åpningsprosess for utforskning og utvinning av havbunnsmineraler på norsk kontinentalsokkel. Norsk Polarinstitutt. Kortrapport / Brief Report 058.
- Thiele T (2019) Deep-Sea Natural Capital: Putting Deep-Sea Economic Activities into an Environmental Context, in: Sharma, R. (Ed.), *Environmental Issues of Deep-Sea Mining: Impacts, Consequences and Policy Perspectives*. Springer International Publishing, Cham, pp. 507-518.
- Thompson PM, Brookes KL, Graham IM, Barton TR, Needham K, Bradbury G, Merchant ND (2013) Short-term disturbance by a commercial two-dimensional seismic survey does not lead to long-term displacement of harbour porpoises. *Proceedings of the Royal Society B*, 280, 20132001.
- Trannum HC, Setvik Å, Norling K, Nilsson HC (2011). Rapid macrofaunal colonization of water-based drill cuttings on different sediments. *Marine Pollution Bulletin* 62 (2011) 2145–2156.
- Trannum HC og M. Schaanning (2017). Mesokosmos-forsøk med avgang fra Titania - effekt på bløtbunnsfauna. ISBN 978-82-577-6958-1. NIVA-report 7223, 18 pp. In Norwegian. Norsk institutt for vannforskning.
- Usui A, Suzuki K (2022) Geological Characterization of Ferromanganese Crust Deposits in the NW Pacific Seamounts for Prudent Deep-Sea Mining. in: Sharma, R. (Ed.). *Perspectives on Deep-Sea Mining: Sustainability, Technology, Environmental Policy and Management*. Springer International Publishing, Cham, pp. 81-113.
- Vabø R, Olsen K, Huse I (2002) The effect of vessel avoidance of wintering Norwegian spring spawning herring. *Fisheries Research*, 58(1), 59-77.
- Van der Meeren, T (2021). Innspill til høring – Forslag til konsekvensutredningsprogram for mineralvirksomhet på norsk kontinentalsokkel. Havforskningsinstituttet.
- Van Dover CL, Arnaud-Haond S, Gianni M, Helmreich S, Huber JA, Jaeckel A, Metaxas A, Pendleton LH, Petersen S, Ramirez-Llodra E (2019) Scientific rationale and international obligations for protection of active hydrothermal vent ecosystems from deep-sea mining. *Marine Policy* 90, 20-28.
- Van Dover CL, Colaço A, Collins PC, Croot P, Metaxas A, Murton BJ, Swaddling A, Boschen-Rose RE, Carlsson J, Cuyvers L, Fukushima T, Gartman A, Kennedy R, Kriete C, Mestre NC, Molodtsova T, Myhrvold A, Pelleter E, Popoola S O, Qian P Y, Sarrazin J, Sharma R, Suh YJ, Sylvan JB, Tao C, Tomczak M, Vermilye J (2020) Research is needed to inform environmental management of hydrothermally inactive and extinct polymetallic sulfide (PMS) deposits. *Mar Policy* 121:104183.
- Wang WX, Fisher NS (1998) Accumulation of trace elements in a marine copepod. *Limnol. Oceanogr.* 43(2): 273–283.
- Weaver PPE, Boschen-Rose, RE, Dale AC, Jones DOB, Billett DSM, Colaço A, Morato T, Dunn DC, Priede IG (2019). Regional Environmental Assessment of the Northern Mid-Atlantic Ridge. 229 sider.
- Weaver PP, Billett D (2019) Environmental impacts of nodule, crust and sulphide mining: an overview. *Environmental Issues of Deep-Sea Mining*, 27-62.

- Wegorzewski AV, Köpcke M, Kuhn T, Sitnikova MA, Wotruba H (2018) Thermal Pre-Treatment of Polymetallic Nodules to Create Metal (Ni, Cu, Co)-Rich Individual Particles for Further Processing. *Minerals* 8, 523.
- Wolff T (2005) Composition and endemism of the deep-sea hydrothermal vent fauna. *CBM-Cahiers Biol Mar* 46:97–104.
- Xu D, Han L, Li C, Cao Q, Zhu D, Barrett NH, Harmody D, Chen J, Zhu H, McCarthy PJ, Sun X, Wang G (2018) Bioprospecting Deep-Sea Actinobacteria for Novel Anti-infective Natural Products. *Frontiers in Microbiology* 9.
- Zhang X, Han Y, Kawatra SK (2021) Effects of Grinding Media on Grinding Products and Flotation Performance of Sulfide Ores. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review* 42, 172-183.
- Zhao F, Jiang X, Wang S, Feng L, Li D (2020) The Recovery of Valuable Metals from Ocean Polymetallic Nodules Using Solid-State Metalized Reduction Technology. *Minerals* 10, 20.
- Aagaard-Sørensen S, Junttila J, Dijkstra N (2018) Identifying past petroleum exploration related drill cutting releases and influences on the marine environment and benthic foraminiferal communities, Goliat Field, SW Barents Sea, Norway. *Marine Pollution Bulletin* 129, 592-608.
- Aaserød M, Larsen LH (2010) Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB). Konsekvenser for fiskeri av petroleumsvirksomhet og akuttutslipp fra skipstrafikk eller petroleumsvirksomhet. Mars 2010.