

Breivika Eigedom AS

Breivika

Miljøkartlegging og KU for naturmiljø i sjø



Oppdragsnr.: 5165540 Dokumentnr.: DOKUMENTNR: MARIN 01 Versjon: J02
2018-06-06

Oppdragsgiver: Breivika Eigedom AS
Oppdragsgivers kontaktperson: Bjarte Steinhovden
Rådgiver: Norconsult AS, Apotekergaten 14, NO-3187 Horten
Oppdragsleder: Jon Ove Lomheim
Fagansvarlig: Gaute Rørvik Salomonsen
Andre nøkkelpersoner: Kathrine Helen Sundeng, Gunn Lise Haugestøl

J02	2018-06-06	Endringer (markert i kursiv)	glhau	ellun	jol
J01	2017-12-12	Til bruk	glhau	grs/ellun	jol
B01	2017-11-30	Til kommentar og godkjenning	glhau	grs/ellun	
A03	2017-05-03	Til fagkontroll	Kahsu		
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

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

Sammendrag

Det skal tilrettelegges for økt byggeareal i Breivika for Breivika Eigedom AS og Steinvik Rensefisk, Bremanger kommune, Sogn og Fjordane. Det er ønskelig å utvide område på «nedsida» av fylkesvegen og delvis ut i sjøen. Det legges opp til å benytte et område på «oversida» av fylkesvegen til masseuttak for utfylling i sjø og for oppfylling på land i området. Tiltaket anses som utfylling i sjø og må behandles etter forurensningsloven. Tiltaket fordrer søknad til og godkjenning fra Fylkesmannen i Sogn og Fjordane.

Denne rapporten omtaler miljøkartlegging i sjø i området som berøres av tiltaket. Undersøkelsen omfatter innsamling av sedimentprøver fra 6 stasjoner. På grunn av overskridelser av enkelte forurensningsstoffer i prøvene fra området er det gjort en miljørisikovurdering av spredning av forurensning under tiltaket. Miljørisikovurderingen viser at det er behov for spredningsreduserende tiltak. Avbøtende tiltak er skissert i en tiltaksanbefaling. Denne bør detaljeres før søknad til Fylkesmannen.

Rapporten inneholder også en sammenstilling av konsekvenser for naturmiljø i sjø.

Denne versjonen av rapporten har en mindre revisjon med tilleggsinformasjon fra Havforskningsinstituttet i kapittel 4.5. Det er lagt til en vurdering av samlet vurdering av belastning for det indre bassenget i Nordgulen.

Innhold

1	Introduksjon	6
1.1	Bakgrunn	6
1.2	Områdebeskrivelse og lokale kilder til forurensning	6
1.3	Registrerte naturverdier	9
1.4	Tidligere undersøkelser	10
2	Miljøundersøkelse av sediment	12
2.1	Vurderingsgrunnlag	13
2.2	Feltarbeid	14
2.3	Resultater	16
2.4	Behov for miljørettet risikovurdering	17
3	Miljørettet risikovurdering	18
3.1	Risikovurdering- spredning fra sedimentet	18
3.2	Risikovurdering	20
3.2.1	Partikler	21
3.2.2	Porevann	21
3.2.3	Utfyllingsmassene	21
3.3	Konklusjon	21
4	Konsekvenser for naturmiljø i sjø	22
4.1	Metode og datagrunnlag	22
4.2	Datagrunnlag	23
4.3	Tiltaksområde og influensområde	24
4.4	Statusbeskrivelse og verdivurdering	24
4.4.1	Artsforekomster	24
4.4.2	Vannforekomst	24
4.4.3	Naturtyper og verneområder	25
4.5	Vurdering av omfang/ konsekvens	28
4.5.1	Arealbeslag og direkte effekter	28
4.5.2	Effekter for undervannseng	28
4.5.3	Effekter på gyteområde og oppvekstområde	28
4.5.4	Samlet vurdering av belastning for det indre bassenget i Nordgulen	29
4.5.5	Påvirkning for vannforekomsten, miljøtilstand	29
4.6	Avbøtende tiltak	30
5	Tiltaksvurderinger, beskrivelse av alternative tiltak og løsninger	31

5.1	Innledning	31
5.2	Tiltaksalternativer	31
5.2.1	Null-alternativ	31
5.2.2	Fjerning av forurenset sediment – mudring	31
5.2.3	Utfyllingsmetode	32
5.2.4	Begrense forurensningsspredning	33
5.2.5	Redusere risikoen knyttet til spredning	34
6	Anbefalte tiltak	36
7	Referanser	37

1 Introduksjon

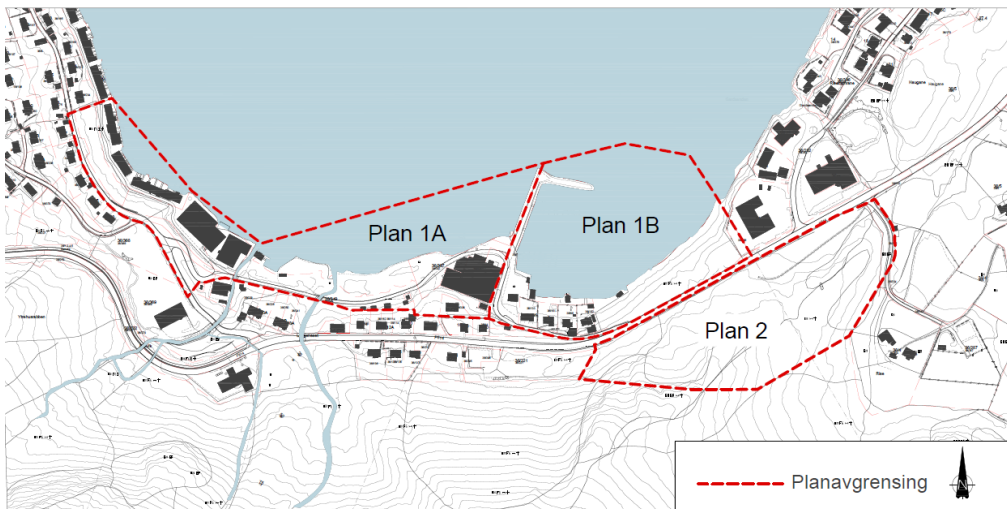
1.1 Bakgrunn

Det skal tilrettelegges for økt byggeareal i Breivika for Breivika Eigedom AS og Steinvik Rensefisk. Det er ønskelig å utvide område på «nedsida» av fylkesvegen og delvis ut i sjøen. Det legges opp til å benytte et område på «oversida» av fylkesvegen til masseuttak for utfylling i sjø og for oppfylling på land i området (markert med Plan 2 på figuren nedenfor).

Norconsult AS har på vegne av Breivika Eigedom AS sjøbunnundersøkelser i et område ved Breivika i Bremanger kommune, hvor det skal fylles ut i sjø. Denne rapporten inneholder resultater fra prøvetaking og analyse av sedimenter med hensyn på forurensning, samt risikovurdering iht. spredning av miljøgifter og partikler under tiltak. Det er i tillegg gjort en vurdering av avbøtende tiltak med hensikt å redusere forurensning i størst mulig grad.

Utfyllingen er oppgitt av Breivika Eigedom AS til å utgjøre 30 daa (30.000 m²). Tiltaket faller dermed inn under mellomstore tiltak jf. veileder M-409/2015.

Utfylling i sjø reguleres ikke i forurensningsforskriften. Behovet for tillatelse til utfylling skal vurderes etter forurensningsloven § 8 tredje ledd. Ved fare for forurensning, for eksempel ved utfylling der sedimentene på utfyllingslokaliteten er forurenset eller ved utfylling med bruk av forurensete masser, kreves det tillatelse etter forurensningsloven § 11. I tillegg må tiltakshaver ha tillatelse fra kommunen i henhold til plan- og bygningsloven for å gjennomføre utfyllingstiltak i sjø.



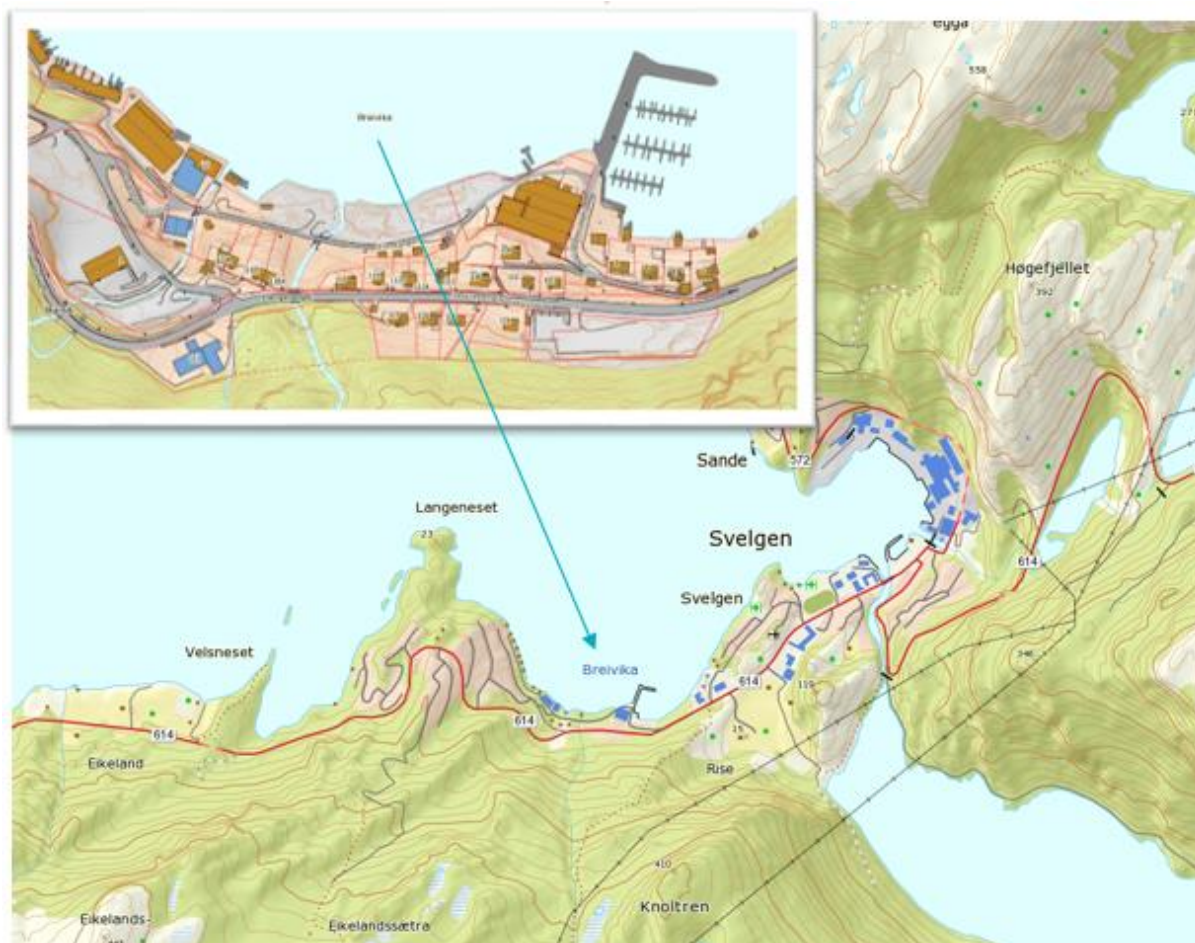
Figur 1: Planområdet

Denne rapporten omhandler miljøpåvirkning fra sedimentet og utfyllingsmassen.

1.2 Områdebeskrivelse og lokale kilder til forurensning

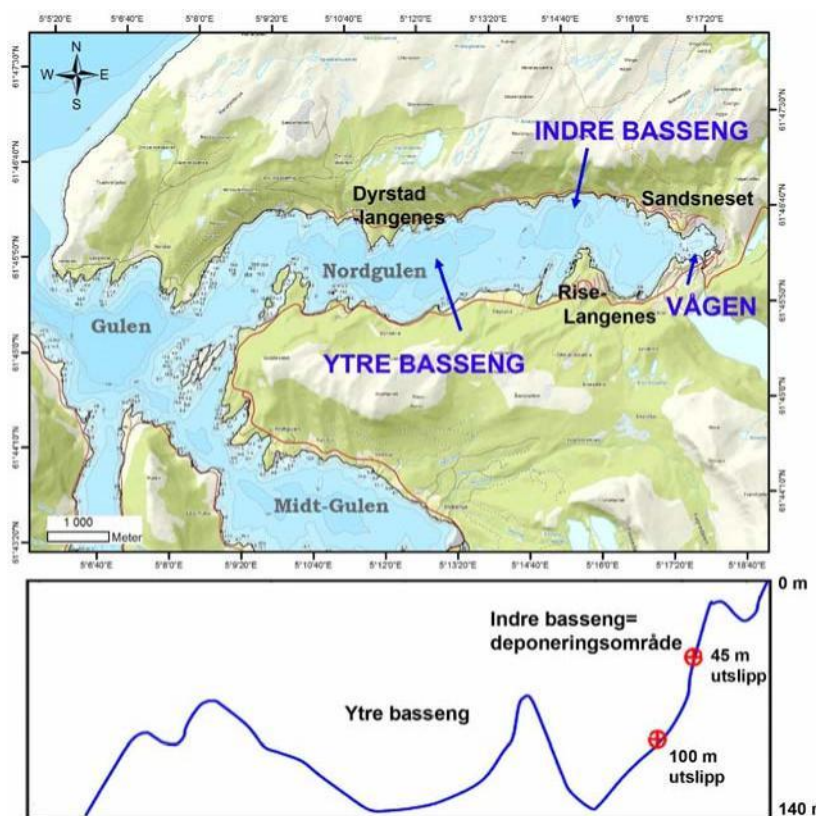
Tiltaksområdet ligger ved Breivika i Bremanger kommune Sogn og Fjordane fylke (Figur 2). Området tilhører vannforekomsten Nordgulen (0282010400-C) som har moderat økologisk tilstand, og er vurdert å ikke oppnå god kjemisk tilstand. Den kjemiske tilstandsvurderingen skyldes forhøyde konsentrasjoner av enkeltforbindelser av PAH og PCB, samt TBT, kvikksølv og bly målt i vannforekomsten. Vannforekomsten tilhører gruppen ferskvannspåvirket beskyttet fjord. Det er oppgitt

at vannsøylen er delvis lagdelt, at oppholdstid for bunnvann er moderat (uker) og strømhastighet svak (< 1 knop) (Vann-nett, 05.05.2017).



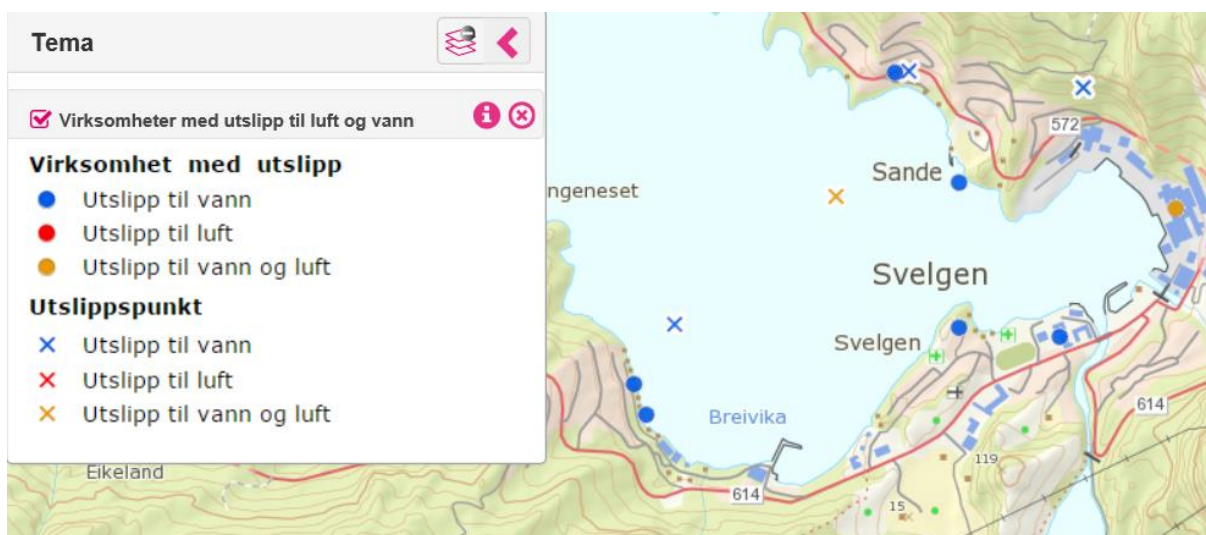
Figur 2: Kart som viser tiltaksområdet

Fjorden er en terskelfjord som kan inndeles i tre bassenger, herunder vågen, indre basseng og ytre basseng vist i Figur 3. Fjorden har variabel vannutskifting med ferskvannstilførsel innerst i fjorden og variasjon i oksygeninnholdet gjennom året (DNV-GL, 2015).



Figur 3: inndeling av Nordgulen vannforekomst (bilde hentet fra DNV-GL, 2015).

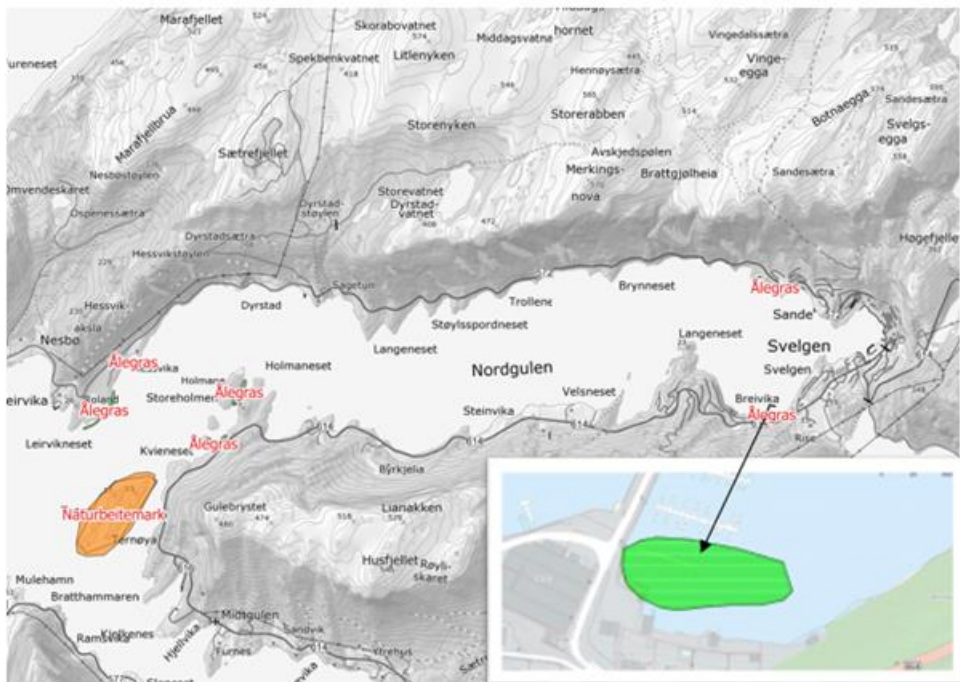
Det er registrert flere utslippspunkter ved det aktuelle området, plassering er vist i Figur 4 (Miljostatus.no 2017.05.05). Figuren viser punkter for kommunalt avløp, samt utslipp fra Elkem smelteverk. Avrenning og utslipp fra fiskeoppdrett, samt avrenning fra landbruk er også oppgitt som påvirkningskilder til vannforekomsten (Vann-nett).



Figur 4: Aktuelle utslipp i nærheten av tiltaksområdet. Utslipp fra renseanlegg, vist som blått kryss, og utslipp fra Elkem vist som oransje kryss. Virksomhet med utslipp er vist som sirkler i figuren (Miljostatus.no 2017.05.05).

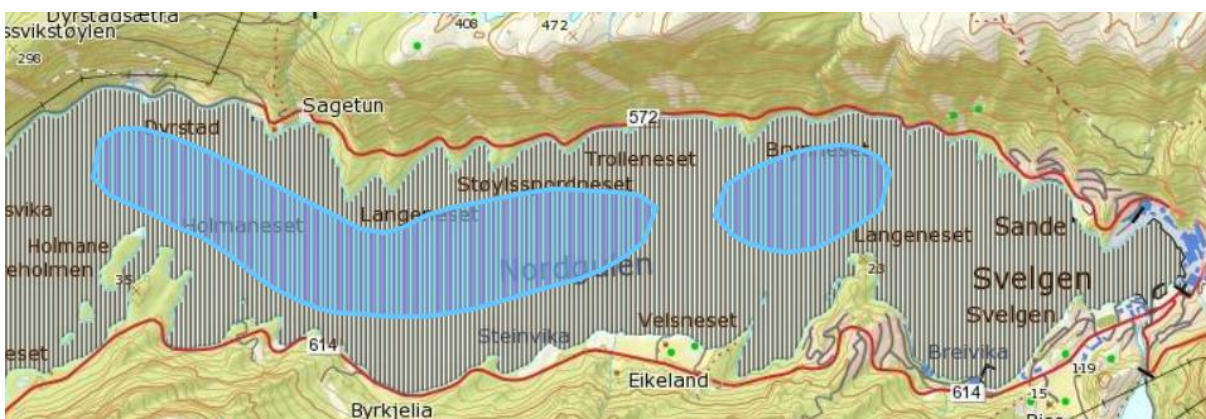
1.3 Registrerte naturverdier

Registrerte naturverdier i vannforekomsten er vist i Figur 5 (Naturbase.no 07.03.2017). I henhold til Miljødirektoratets kartdatabase er det registrert ålegras innenfor tiltaksområdet. De øvrige naturverdiene i registrert i Naturbase vurderes som til å ikke bli direkte påvirket av tiltaket på bakgrunn av avstanden til det aktuelle området. Ålegras regnes som viktige marine økosystemer og utgjør viktige næringsøkosystemer for fisk og fugl.



Figur 5: Biologiske verdier

Det er i tillegg registrert et gyteområde for torsk i tiltaksområdet, vist i Figur 6 Dette området er av regional viktighet. Det er også registrerte fiskefelt for reke hvor det blir benyttet sputniktrål (Fiskeridirektoratet 05.05.2017).

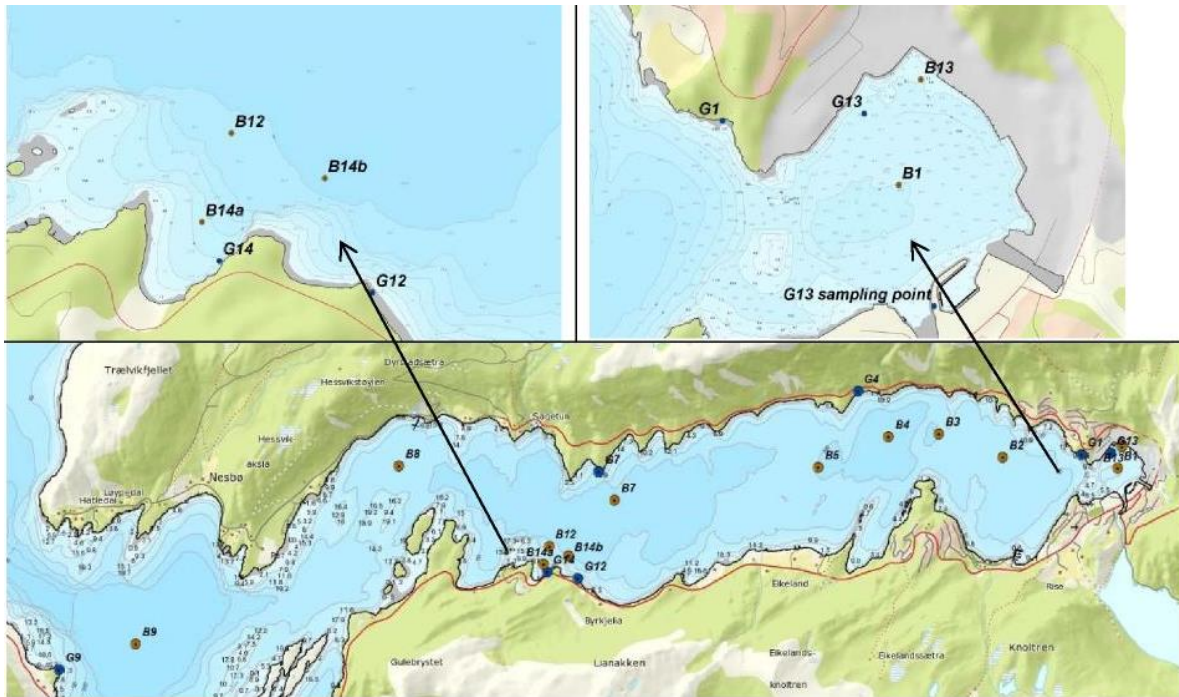


Figur 6: Registrert gytefelt, vist som grått skravert område, og rekefiske, vist som blått skravert område, (Fiskeridirektoratet.no).

Konsekvenser for naturmiljø i sjø er beskrevet i kapittel 4 av rapporten.

1.4 Tidligere undersøkelser

Det er utført miljøundersøkelser med ulikt omfang i Nordgulen siden 1985, på vegne av Elkem Bremanger. Fokuset i undersøkelsene har hovedsakelig vært nærområdet til bedriften, men stasjonsnettverket inkluderer også stasjoner utover i Nordgulen og referansestasjoner i ytre deler av fjorden. Sist undersøkelse ble utført i 2015 og prestasjonene er vist i Figur 7. Metaller, PAH og organisk innhold ble undersøkt i sediment, i tillegg ble det målt konsentrasjoner av metaller og PAH i blåskjell.



Figur 7: Lokasjon av prøver tatt i 2015.

Sedimentet og biota ble i forrige miljøundersøkelse (2015) klassifisert i henhold til Klif (M-241/2014) og resultatet viste følgende:

- «Vågen»
 - Tilstandsklasse IV for arsen, kobber og PAH, samt høye konsentrasjoner av jern og aluminium i sedimentene. De øvrige metallnivåene tilsvarer klasse I eller II.
 - Sedimentene er organisk belastet (TOC).
 - Blåskjell rett utenfor Vågen (på nordsiden) inneholder mer jern og aluminium enn ellers i Nordgulen. PAH-innholdet i utplasserte blåskjell utenfor Elkems deponi/nordlig hjørne av Vågen indikerer lokale tilførsler av PAH.
- Indre basseng:
 - Sedimentet har høye konsentrasjoner av jern og aluminium, og høyeste arsen- og kobberverdier tilsvarer klasse IV.
 - PAH-innholdet er lavere i indre basseng enn ellers i Nordgulen, men enkelte komponenter forekommer i tilstandsklasse IV og V.
 - Sedimentene er betydelig organisk belastet (TOC).
 - Blåskjellene på nordsiden i indre basseng har PAH- og metallkonsentrasjoner som tilsvarer tilstandsklasse 1 eller II.
 - Resultatene indikerer at området er tilført masser i forbindelse med sprengningsarbeidet ved terskelen inn til Vågen.
- Ytre basseng:
 - Sedimentet har generelt lave metallkonsentrasjoner, tilsvarende tilstandsklasse I og II.

- Sum PAH tilsvarer klasse I, men enkelte komponenter forekommer i tilstandsklasse IV.
- Sedimentene er organisk belastet i dypere områder (TOC).
- Blåskjellene er i tilstandsklasse I eller II for PAH og alle metaller, bortsett fra arsen som klassifiseres som klasse III på ytterste stasjon og en stasjon øst for Sætrevika».

Prøvepunktene fra tidligere miljøundersøkelser ligger utenfor det aktuelle tiltaksområdet. På bakgrunn av dette er det vurdert at disse resultatene ikke er relevante for sammenligning og vil derfor ikke behandles videre i denne rapporten.

2 Miljøundersøkelse av sediment

Miljødirektoratet har utarbeidet flere veiledere som er relevante for vurdering av forurensningstilstand, miljørisiko og tiltaksbehov i forurenset sjøbunn. Følgende veiledere legger føringer og er benyttet i vurderingene:

- *Veileder M-350/2015; Håndtering av sedimenter* gir oversikt over hvordan tiltak i sedimenter bør planlegges, aktuelle tiltaksmetoder og gjeldende regelverk.
- *Veileder M608/2016 Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota* gir grenseverdier til bruk for klassifisering av miljøtilstand i vann, sediment, og biota.
- *Veileder M-409/2015 Risikovurdering av forurenset sediment* fokuserer på risiko for spredning av miljøgifter fra sedimentene, virkninger på human helse og virkninger på økosystemet.

Tiltak i forurensete sedimenter er styrt av Miljødirektoratets veiledning M-350/2015 (Miljødirektoratet, 2015); Håndtering av sedimenter. Undersøkelser av sjøbunnen og klassifisering av forurensningstilstand i henhold til Miljødirektoratets grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota (Miljødirektoratet, 2016) skal legges til grunn i vurdering om og hvordan tiltak kan gjennomføres. Generell saksgang er skissert i Figur 8.

Dette tiltaket grenser til stort tiltak i henhold til M-350, som krever kildekartlegging, undersøkelser, risikovurdering og naturkartlegging.

For å avklare forurensningssituasjonen og fare for spredning av forurensning, må det utføres undersøkelser av sedimentene. Behov for tiltak og aktuelle tiltaksmetoder må vurderes i lys av risiko fremkommet av resultatene fra prøvetakingen. Det skal vurderes om det er behov for tiltak knyttet til eventuelt forurenset sediment som følge av de planlagte arbeidene. I denne undersøkelsen skal det vurderes om det er behov for tiltak knyttet til eventuelt forurenset sediment som følge utfylling i sjø. Rapporten omhandler punkt 2 i Figur 8 og skal resultere i en tiltaksvurdering (punkt 3).



Figur 8: Utdrag fra M350/2015, saksgang ved tiltak i sedimenter.

2.1 Vurderingsgrunnlag

Konsentrasjoner i sedimentet skal sammenlignes med grenseverdier for tilstandsklassene utarbeidet av Miljødirektoratet (M-608/2016, «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota»). Tilstandsklassene representerer ulik forurensningsgrad basert på fare for effekter på organismer. Beskrivelse av de ulike tilstandsklassene er vist i tabell 1.

Tabell 1 Klassifiseringssystem for metaller og organiske miljøgifter ((Miljødirektoratet, 2016))

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
Beskrivelse av tilstand	Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Betingelser	Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids eksponering	Akutt toksiske effekter ved korttids eksponering	Omfattende akutt-toksiske effekter

Prinsipper for risikovurdering av forurensede sedimenter er gitt i Miljødirektoratets veileder M-409/2015. Grenseverdiene i en trinn 1 forenklet risikovurdering samsvarer for nesten alle stoffene med grense mellom Klasse II og III i veileder M-608/2016, med unntak av TBT (hvor grensen for økologisk risiko er satt lavere enn hva som er mulig å måle på lab). Tiltaksgrensen for TBT er likevel satt til 35 µg/kg.

Trinn 1 omhandler kun risiko for økologiske effekter, ikke risiko for human helse.

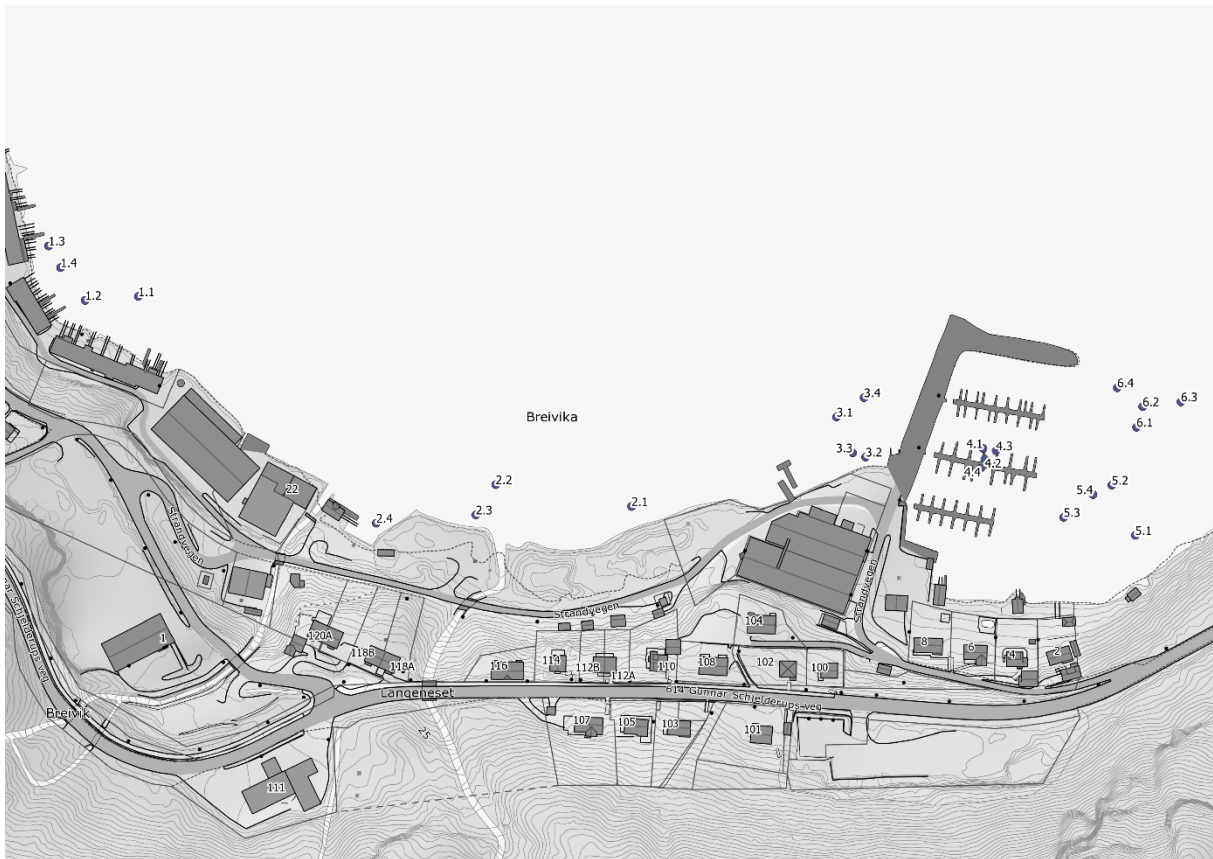
Ved konsentrasjoner som ikke tilfredsstillende "friskmelding" i henhold til risikovurdering trinn 1 (Miljødirektoratet, 2015) anbefales at det gjøres en utvidet risikovurdering av tiltaket mht. spredning av forurensing. Dette omfatter følgende:

- Vil eventuell forurensning kunne bli transportert og spredd som følge av tiltaket?
- Er potensial for transport og spredning av forurensning knyttet til partikler og porevann uakseptabelt stort?

En slik tiltaksbasert risikovurdering vil avklare om det er behov for å iverksette spredningshindrende tiltak for mudrings, utfyllings og/eller dumpingsarbeidene for å ha bedre kontroll med tiltakets forurensningspotensial.

2.2 Feltarbeid

Prøvetaking av sediment i Breivika ble gjennomført av Kathrine Helen Sundeng fra Norconsult AS, den 16. mars 2017. Feltlogg er gitt i vedlegg 1. Prøvene av sedimentet ble tatt med liten Van Veen sedimentgrabb. Det ble prøvetatt sediment i seks stasjoner. I henhold til retningslinjer i Veileder M350/2015 (Håndtering av sediment) ble det på hver stasjon samlet inn 4 parallelle prøver på hver stasjon som ble blandet til en blandprøve. Disse prøvene representerer topplaget, de øverste 2 cm. Plassering av stasjonene er vist i Figur 9.



Figur 9 Posisjoner for sedimentprøvetaking

Blandprøvene ble analysert hos det akkrediterte laboratoriet ALS. Analyseprogrammet som ble gjennomført er vist i tabell 2 og inkluderer standardpakken, dvs. alle parametere som anses som obligatoriske jf. veileder M350/2015 og OSPAR sine retningslinjer. Det er vurdert til at disse analysene vil dekke den mest sannsynlige forurensningen i området.

Tabell 2 Analyseprogram for undersøkelse av sediment

Gruppe	Parameter
Fysisk karakterisering	Vanninnhold, innhold av leire (<2µm) og silt (<63 µm)
Tungmetaller	Hg, Cd, Pb, Cu, Cr, Zn, Ni, As
Ikke-klorerte forbindelser	Enkeltforbindelsene i PAH ₁₆
Klorerte organiske forbindelser	Enkeltkongene i PCB ₇
Andre analyseparametere	TOC (totalt organisk karbon) og TBT (tributyltinn)

2.3 Resultater

Analyseresultater for blandprøvene er gitt i Tabell 3. Resultatene er klassifisert i henhold til tilstandsklasser med fargekoder som vist i Tabell 1. Fullstendige analyserapporter er gitt i vedlegg 2.

Tabell 3: Analyseresultater sedimentprøver klassifisert iht. M608/2016. Verdier som ikke er påvist over analysens rapporteringsgrense for gjeldende parameter er vist med grå bakgrunn.

Parameter	Enhet	Målt sedimentkonsentrasjon, C _{sed}					
		B1	B2	B3	B4	B5	B6
Tørstoff (E)	%	65,1	69,4	65	42,5	57,8	62,5
Tørstoff (L)	%	63,8	65,5	61,3	37,9	58,4	56,3
Vanninnhold	%	34,9	30,5	35	57,5	42,2	37,5
Kornstørrelse >63 µm	%	84,1	80,3	73,6	56,1	71,5	72,3
Kornstørrelse 2-63 µm	%	15,4	19,1	25,6	42,7	27,9	27,0
Kornstørrelse <2 µm	%	0,48	0,64	0,78	1,13	0,56	0,68
TOC	% TS	2,24	2,2	2,22	3,51	1,73	1,96
Polysykliske aromatiske hydrokarboner							
Naftalen	µg/kg TS	<13	16	21	<10	12	<12
Acenaftalen	µg/kg TS	<10	16	10	<10	<10	<10
Acenaften	µg/kg TS	<10	34	22	<10	<10	<10
Fluoren	µg/kg TS	<10	37	21	<10	11	<10
Fenantren	µg/kg TS	50	327	152	39	55	32
Antracen	µg/kg TS	22	80	53	14	22	12
Fluoranten	µg/kg TS	146	600	396	106	172	86
Pyren	µg/kg TS	101	472	287	87	117	67
Benso(a)antracen^	µg/kg TS	61	241	197	58	102	55
Krysen^	µg/kg TS	56	267	214	64	120	50
Benso(b)fluoranten^	µg/kg TS	131	277	316	124	215	116
Benso(k)fluoranten^	µg/kg TS	76	186	187	71	130	66
Benso(a)pyren^	µg/kg TS	68	248	196	61	117	58
Dibenso(ah)antracen^	µg/kg TS	28	50	41	20	33	22
Benso(ghi)perylene	µg/kg TS	111	222	234	107	165	87
Indeno(123cd)pyren^	µg/kg TS	78	165	206	88	144	91
Polyklorete bifenyler							
Sum PCB-7	µg/kg TS	n.d.	8,1	3	1,5	n.d.	n.d.
Tungmetaller							
As (Arsen)	mg/kg TS	14,2	10,7	13,4	33,8	18,3	27,6
Pb (Bly)	mg/kg TS	20,6	16,6	21,1	35,1	17,8	15,8
Cu (Kopper)	mg/kg TS	17,3	16,4	27,4	52,9	17,3	15,8
Cr (Krom)	mg/kg TS	27,3	24,9	29,7	46,2	29	30,1
Cd (Kadmium)	mg/kg TS	0,17	<0,10	0,42	0,5	0,24	0,28
Hg (Kvikksølv)	mg/kg TS	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Ni (Nikkel)	mg/kg TS	12,5	14,2	12,8	14,3	11,1	10,4
Zn (Sink)	mg/kg TS	77,2	62,5	151	308	80	81,4
Tinnorganiske forbindelser							
Monobutyltinnkation	µg/kg TS	7,32	2,67	17,1	11,5	2,69	2,07
Dibutyltinnkation	µg/kg TS	8,56	3,67	43,9	38,4	6,69	2,59
Tributyltinnkation	µg/kg TS	3,74	4,57	61,4	21,1	2,76	<1

Analysen av kornfordeling i prøvene viser at sedimentet hovedsakelig består av grovkornet sand. Det er lavt leirinnhold, på det høyeste er det 1,1 % (prøve 4). Sedimentet har et lavt innhold av organisk karbon (TOC) fra 1.7 til 2,2 %.

De kjemiske analysene viser at det er påvist overskridelser av tilstandsklasse 3 for én eller flere parametere i samtlige 6 stasjoner. Parametere som er påvist i tilstandsklasse 3 – 5 er:

- PAH (Antracen, Fluoranten, Pyren, Benso(a)antracen, Benso(b)fluoranten, Benso(a)pyren, Dibenso(ah)antracen, Benso(ghi)perylene, Indeno(123cd)pyren)
- Sum PCB-7
- Tungmetaller (arsen, sink)
- TBT (iht forvaltningsbaserte grenseverdier i TA 2229 tilsvarende TBT tilstandsklasse 2 i prøve 1, 2 og 5. Prøve 4 har konsentrasjoner som tilsvarende tilstandsklasse 3, mens prøve 1 har tilstandsklasse 1. Prøve 3 overskrider klasse 3 og har konsentrasjoner som tilsvarende dårlig tilstand. Alle prøvene er under grenseverdi på 35µg/kg som er gjeldende grenseverdi for trinn 1 i risikovurderingen. Dette med unntak av prøve 3.

I henhold til en Trinn 1 risikovurdering (M409/2015) kan sedimentene «friskmeldes», dersom de anses å utgjøre en akseptabel risiko. For å tilfredsstille «akseptabel risiko» må:
Gjennomsnittskonsentrasjonen for hver miljøgift over alle prøvene være lavere enn grenseverdien for Trinn 1, og ingen enkeltkonsentrasjon være høyere enn den høyeste av:

- 2 x grenseverdien
- Grensen mellom klasse III og IV for stoffet.

Sedimentene kan dermed ikke «friskmeldes» iht. en Trinn 1 risikovurdering

2.4 Behov for miljørettet risikovurdering

Samtlige stasjoner klassifiseres i klasse IV som følge av høyt innhold av PAH enkeltkomponenter. Tiltak i sedimentet vil kreve en miljørettet risikovurdering og eventuelt en påfølgende tiltaksplan på grunn av overskridelser av PAH-forbindelser, PCB-7 (prøve 2), tungmetaller (prøve 3-6) og TBT (prøve 3).

3 Miljørettet risikovurdering

3.1 Risikovurdering- spredning fra sedimentet

Det er knyttet potensiell risiko til spredning av forurensning fra overflatesedimentet ved utfylling på grunn av konsentrasjoner av PAH-forbindelser, PCB-7 (prøve 2), tungmetaller (prøve 3-6) og TBT (prøve 3). For å beregne potensiell risiko for spredning av forurensning er det gjort beregninger av oppvirvlet materiale samt hvor mye forurensning som kan forekomme fra porevannet. Forutsetninger som er benyttet for beregningene er vist nedenfor.

Spredning fra sedimentet

For å gjøre miljørisikovurdering av tiltaket er det beregnet spredning fra sedimentene. Følgende forutsetninger er benyttet for disse beregningene:

- Det er benyttet et berørt areal på 30 000 m².
- Det er forutsatt at de øverste 10 cm av sedimentet påvirkes av utfyllingsarbeider
- En sedimenttetthet på 1,6 kg/ L er benyttet i beregningene
- Spredningsberegningene er basert på gjennomsnittet av konsentrasjonene i de 6 prøvene. Beregningene er gjort for hver forbindelse over grenseverdi for trinn 1 risikovurdering.
- Konsentrasjonen av forurensning i porevannet er beregnet ut fra konsentrasjon i sediment og stedsspesifikke fordelingskoeffisient, K_d, (M-409/2015).
- Spredning av forurenset porevann er sammenlignet med grenseverdi. Det er valgt å benytte grensen tilstandsklasse II og III i veiledning M-608. Denne grensen representerer grenseverdi for kroniske effekter. Det er beregnet hvor stort volum av resipienten som daglig vil påvirkes i konsentrasjoner over denne grenseverdien for økologisk effekt under tiltaket (forutsatt en tiltaksperiode på 60 dager).

Spredning fra utfyllingsmassene

Utfyllingsmassene kommer fra området vist i figur 12, og er derfor lokale.

Følgende risiko for spredning av forurensning fra sprengstein er identifisert:

- Utlekkingspotensial med hensyn på metaller
- Partikkelspredning
- Plastforurensning
- Utlekking av syre
- Sprengstoffrester

Partikkelspredning

Partikler vil ha ulikt skadepotensiale. Partikler som følger med sprengsteinsmasser vil være skarpere enn naturlig eroderte partikler. Enkelte bergarter kan danne nåleformede partikler som vil være spesielt skadelige for vannlevende organismer.

Bergarten i området der massene hentes ut fra er devonsk sandstein/konglomerat. Iht. SVV rapport 389 *Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet* er dette en hard bergart, og man forventer ikke dannelse av fibrige nåleformede partikler (som ved knusing av bløte bergarter som kleberstein, grønnstein etc.).

Hovedminerale (3) i sandstein, konglomerat er kvarts og alkalifeltspat. Aksessoriske (1) mineraler er biotitt, muskovitt og sulfid (pyritt/ pyrhotitt). Rapporten anbefaler middels-høy aktsomhet i forhold til resipient ved partikkelformer i sprengt materiale av disse mineralene. Sulfider kan føre til skade i vannmiljø pga. syredannelse og sur avrenning. Sulfider produserer også svovelsyre når de blir oksidert og kan løse opp og mobilisere de fleste tungmetaller. Siden dette er lokal bergart vil knusingen og utfyllingen føre til at utlekking vil gå raskere enn naturlig, men det vurderes at resipienten er så stor at dette ikke vil gi en uakseptabel miljørisiko.

Mineraler/ systematisk gruppe	Aktsomhet i forhold til resipient				Forvittringsprodukt
	Syredannelse	Mobilisering	Partikkelform i sprengt materiale	Radonutslipp	
Feltspat	Alkalifeltspat	2	2	2	Al-kilde
	Plagioklas	2	2	2	Svakt buftringseffekt
Pyrosken	Augitt	2	2	2	Omvandlingsprodukt kan være fibrige mineraler
	Enstatitt	2	2	2	Omvandlingsprodukt kan være fibrige mineraler
Amfibol	Aktinolit	3	3	3	Flere amfiboler har asbestform
	Antofyllitt	3	3	3	Asbestform
	Tremolit	3	3	3	Asbestform, vermikullitt og talk mineralselskap, tremolite-actinolite-richterite-winchite solid solution series
	Riebeckitt/arfvredsonitt	3	3	3	Asbestform krokidolit, bergartsdannende i Ekeritt, på sprekker i kontaktsoner basalt/larvikitt Porsgrunn. Også rapportert ved Sandefjord
Asbest	Krysotil	3	3	3	Asbestmineral
Glimmer	Biotitt	2	1	1	
	Muskovitt	2	1	1	
Leirmineraler	Montmorillonitt	2	2	2	Mikrostørrelse
	Vermikulitt	2	2	2	Mikrostørrelse
Feltspatoid	Nefelin	2	2	2	
	Olivin	2	2	2	Omvandlingsprodukter er asbestmineraler
Kvarts	Kvarts	3	3	3	Respiratorisk effekt
Sulfid	Pyritt	3	3	2	Syredannende prosesser
Sulfater	Jarositt	3	3	2	Flere varianter, hydrogen-jarositt er minst stabil og frigir mest protoner
	Fe/Al-sulfater	3	3	2	Flere jern-aluminiumsulfater dannes ved oksidasjon av sulfider, de er vannløselige og indikerer pH <3
Oksyd	Magnetitt	2	2	2	
Karbonat	Dolomitt	1	1	1	
	Kalsitt	1	1	1	
	Magnesitt	1	1	1	
	Epidot	1	2	2	Allanitt kan ha høye uranverdier
Al-silikat	Kyanitt	1	1	1	
	Sillimanitt	2	2	2	Fibrig form, må avklares på biota
	Andalusitt	1	1	1	
	Kloritt	2	2	2	
Uran i mineraler	Monsonitt/Granitt/Nordmarkitt/Dr ammensgranitt/Rombeporfyrr/Alkali feltspatgranitt	3	3	3	Uran er stedvis fordelt også i bergartsdannende mineraler. Uran vil lekke ut av mineraler ved forvitring. Dette skjer også ved nøytrale pH verdier
Thorium	Søvitt, melteigitt, vipetoitt og damtjernitt	3	3	3	Kan frigjøre Th og radon

Aktsomhet ved planlegging og prosjektering

3 Høy aktsomhet

2 Middels aktsomhet

1 Lav aktsomhet

Veldig lav/Ingen fare

Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet

Nordic Road Water (NORWAT)

Klassifiseringstabeller for bergarter, mineraler og aktsomhet i forhold til effekter på resipient


Aktsomhet

Revisjonsnr. 20120247-01-R

Utgitt: Vestlegg C4

Dato: 2015-08-06

Tegnet av: EEE



Figur 10: Aktsomhet i forhold til resipient, hentet fra SVV rapport 389 Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet. Aktuelle mineraler er markert med gult i tabellen.

Plastforurensning

Siden det er planlagt at massene skal sprenges ut i dagen forventes det mindre sprengstoffrester og plastforurensning i massene enn om de kom fra tunneldriving. Det forventes at synlig plast blir samlet opp før massene brukes til utfyllingsmasse. Men noe vil følge med fyllmassene.

3.2 Risikovurdering

Tabellen nedenfor viser beregninger av spredning under tiltaket, ut fra forutsetningene som er vist i kapittelet ovenfor.

Tabell 4: Tabell med beregninger

Parameter	Enhet	Målt sedimentkonsentrasjon, C _{sed}						Beregnet spredning								
		B1	B2	B3	B4	B5	B6	Analysert konsentrasjon snitt (mg/kg)	Partikler			Porevann				
									Mengde oppvirvlet materiale totalt (kg)	Mengde oppvirvlet materiale, potensial for spredning (andel <63 µm)	Kd, anvendt ved 2,31% TOC	PNEC kronisk (mg/l)	Mengde totalt spredt i porevann i tiltaksperioden (mg)	Volum respipent påvirket over PNEC totalt (m3)	Volum respipent påvirket over PNEC hver dag (m3)	
Tørstoff (E)	%	65,10	69,40	65,00	42,50	57,80	62,50	60,38								
Tørstoff (L)	%	63,80	65,50	61,30	37,90	58,40	56,30	57,20								
Vanninnhold	%	34,90	30,50	35,00	57,50	42,20	37,50	39,60								
Komstørrelse >63 µm	%	84,10	80,30	73,60	56,10	71,50	72,30	72,98								
Komstørrelse 2-63 µm	%	15,40	19,10	25,60	42,70	27,90	27,00	26,28								
Komstørrelse <2 µm	%	0,48	0,64	0,78	1,13	0,56	0,68	0,71								
TOC	% TS	2,24	2,20	2,22	3,51	1,73	1,96	2,31								
Polysykliske aromatiske hydrokarboner																
Naftalen	µg/kg TS	<13	16,00	21,00	<10	12,00	<12	0,02	0,0784	0,02	30,03	0,002	646,2	323,1	5,4	
Acenafylen	µg/kg TS	<10	16,00	10,00	<10	<10	<10	0,01	0,0624	0,02	60,06	0,0013	257,1	197,8	3,3	
Acenaften	µg/kg TS	<10	34,00	22,00	<10	<10	<10	0,03	0,1344	0,04	117,81	0,0038	282,4	74,3	1,2	
Fluoren	µg/kg TS	<10	37,00	21,00	<10	11,00	<10	0,02	0,1104	0,03	235,62	0,0015	116,0	77,3	1,3	
Fenantren	µg/kg TS	50,00	327,00	152,00	39,00	55,00	32,00	0,11	0,524	0,14	859,32	0,00051	150,9	295,9	4,9	
Antracen	µg/kg TS	22	80	53	14	22	12	0,03	0,2	0,04	681	0,0001	59	590	10	
Fluoranten	µg/kg TS	146	600	396	106	172	86	0,25	1,2	0,32	2257	0,000063	132	20972	350	
Pyren	µg/kg TS	101	472	287	87	117	67	0,19	0,9	0,24	1361	0,000023	165	7156	119	
Benso(a)antracen [^]	µg/kg TS	61	241	197	58	102	55	0,12	0,6	0,15	11578	0,000012	12	1018	17	
Benso(b)fluoranten [^]	µg/kg TS	131	277	316	124	215	116	0,20	0,9	0,25	19217	0,000017	12	715	12	
Benso(k)fluoranten [^]	µg/kg TS	76	186	187	71	130	66	0,12	0,6	0,15	18348	0,000017	8	454	8	
Benso(a)pyren [^]	µg/kg TS	68	248	196	61	117	58	0,12	0,6	0,16	19215	1,7E-07	8	45341	756	
Dibenso(ah)antracen [^]	µg/kg TS	28	50	41	20	33	22	0,03	0,2	0,04	45040	0,0000006	0,9	1421	24	
Benso(ghi)perylene	µg/kg TS	111	222	234	107	165	87	0,15	0,7	0,19	23638	8,2E-07	8	9459	158	
Indeno(123cd)pyren [^]	µg/kg TS	78	165	206	88	144	91	0,13	0,6	0,16	54151	0,0000027	3	1045	17	
Polyklorerte bifenyler																
Sum PCB-7	µg/kg TS	n.d.	8,10	3,00	1,50	n.d.	n.d.	0,00	0,02	0,005	7418		1			
Tungmetaller																
As (Arsen)	mg/kg TS	14,20	10,70	13,40	33,80	18,30	27,80	19,67	94	25	6607	0,0006	3536	5894	98	
Zn (Sink)	mg/kg TS	77,20	62,50	151,00	308,00	80,00	81,40	126,68	608	160	110000	0,0034	1368	402	7	
Tinnorganiske forbindelser																
Monobutyltinnkation	µg/kg TS	7,32	2,67	17,10	11,50	2,69	2,07	0,01	0,03	0,01						
Dibutyltinnkation	µg/kg TS	8,56	3,67	43,90	38,40	6,69	2,59	0,02	0,08	0,02						
Tributyltinnkation	µg/kg TS	3,74	4,57	61,40	21,10	2,76	<1	0,02	0,09	0,02	25	0,0000002	875	4374701	72912	

3.2.1 Partikler

Beregningene viser at partikkelbundet forurenset forurensning kan spres ut fra området ved tiltaksgjennomføring (dvs. partikler <63 µm). Dette gjelder både PAH (opptil 320 g for enkeltparameteren Fluoranten), og metallene arsen (25 kg) og sink (160 kg).

Fordi det er en betydelig andel av partiklene som kan transporteres ut av området (dvs. silt og leire) anses spredningen som uakseptabel, og det bør gjøres tiltak for å begrense partikkelbundet spredning av forurensning.

3.2.2 Porevann

Det er beregnet spredning av porevann, og hvor stort volum denne spredningen vil påvirke over grenseverdi for økologiske effekter.

Beregningene viser at spredning av forurenset porevann forventes å være lokal, og innenfor volumet som kan anses som tiltaksområdet. Dette anses som akseptabel spredning.

3.2.3 Utfyllingsmassene

3.2.3.1 Partikler og nitrogentilførsel

Det forventes ikke nålformete partikler som gjør skader på gjelder til fisk, videre er det antatt at det er i prosjektets interesse å sprengte på en slik måte at det blir minst mulig finstoff. Derfor antas partiklene som uproblematisk.

Rester av sprengstoff i massene vil også føre til en nitrogentilførsel. Det er ikke identifisert tidligere undersøkelser av resipienten mhp. næringsalter.

3.2.3.2 Plast i utfyllingsmassen

Det kommer noe plast med utfyllingsmassen.

3.2.3.3 Utlekking fra utfyllingsmassen

Dette er lokale masser så utlekkningen blir ikke større over tid men knusingen fører til at utlekkningen skjer raskere.

3.3 Konklusjon

Det er knyttet uakseptabel miljørisiko til spredning av partikkelbundet forurensning fra sedimentet, som kan spres ut av tiltaksområdet og føre til negativ påvirkning i gyteområdet for torsk. Det bør derfor vurderes tiltak for å begrense denne spredningen i en tiltaksplan.

Videre bør plastforurensningen minimeres.

4 Konsekvenser for naturmiljø i sjø

4.1 Metode og datagrunnlag

I denne utredningen er metoden for ikke-prissatte temaer i Statens vegvesens håndbok 712 benyttet. Metoden har følgende hovedelementer

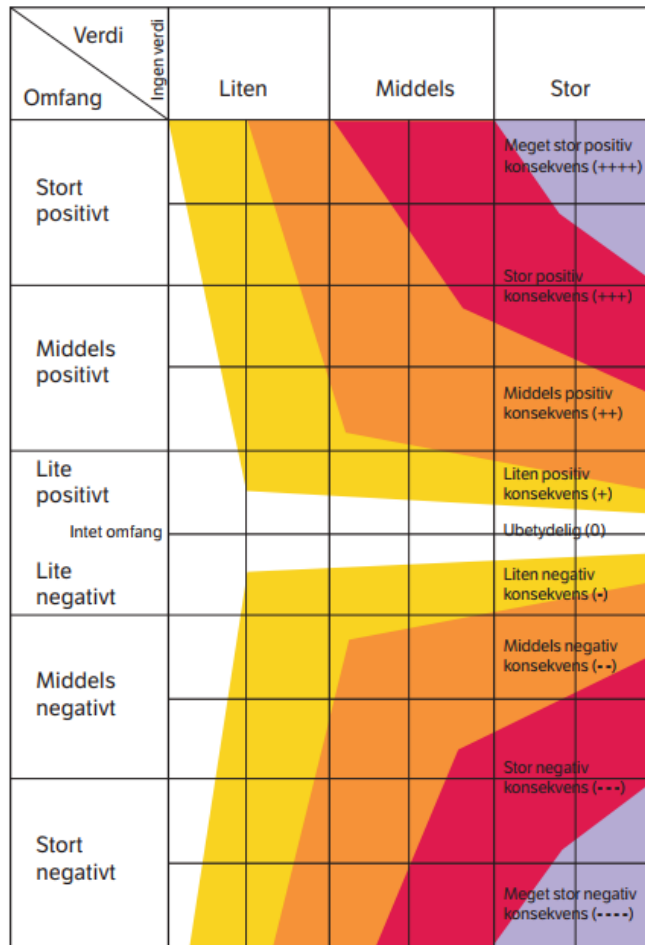
- Verdi
- Vurdering av omfang: Omfanget skal vurderes etter en glidende skala som går fra stort negativt til stort positivt omfang
- Vurdering av konsekvens av tiltaket

Verdsetting gjøres i forhold til kriteriene satt opp i Tabell 1. Vurdering av effekt/omfang gjøres etter kriteriene satt opp i Tabell 2, mens vurdering av konsekvens gjøres med utgangspunkt i «konsekvensvifta» vist i Figur 3.

For identifisering og verdsetting av naturtypelokaliteter benyttes håndbøker for kartlegging av naturtyper (DN Håndbok 13) og kartlegging av marint biologisk mangfold (DN Håndbok 19).

Tabell 5: Kriterier for vurdering av naturmiljøets verdi

	Liten verdi	Middels verdi	Stor verdi
Naturtyper i saltvann	Areal som ikke kvalifiserer som viktig naturtype	Lokaliteter i verdikategori C	Lokaliteter i verdikategori B og A
Artsforekomster		Forekomster av nær truede arter (NT) og arter med manglende datagrunnlag (DD) etter gjeldende versjon av Norsk rødliste Fredete arter som ikke er rødlistet	Forekomster av truede arter, etter gjeldende versjon av Norsk rødliste: dvs. kategoriene sårbar VU, sterkt truet EN og kritisk truet CR
Vannmiljø/miljøtilstand	Vannforekomster tilstandsklasser svært dårlig eller dårlig, Sterkt modifiserte forekomster	Vannforekomster i tilstandsklassene moderat eller god/ lite påvirket av inngrep	Vannforekomster nær naturtilstand eller i tilstandsklasse svært god



Figur 6-5. Konsekvensvifte – hvor en finner konsekvensgrad ved sammenstilling av verdi og omfang.

Figur 11: Konsekvensvifte, Håndbok 712.

4.2 Datagrunnlag

Det er ikke foretatt en befaring i forbindelse med denne vurderingen. Vurdering av verdi er derfor basert på tilgjengelig informasjon. Følgende informasjonskilder er benyttet:

- Naturbase (Miljødirektoratet)
- Vannmiljø (Miljødirektoratet), Vann-nett saksbehandler
- Artsdatabanken (<http://www.artsdatabanken.no>)
- Kart fra Fiskeridirektoratet (<http://kart.fiskeridir.no>)
- Dialog med fagekspertise på Universitetet i Oslo
- Havforskningsinstituttet, IMR.no med flere (kilder ang. gyteområder torsk)

4.3 Tiltaksområde og influensområde

Tiltaksområde defineres som det området som berøres direkte av tiltaket, som for eksempel områder som graves ut eller fylles igjen.

Influensområdet være større enn selve tiltaksområdet, og også omfatte områder som berøres av indirekte effekter. For utfyllinger på sjøbunnen kan eksempelvis økt mengde av partikler i vannmassene ha påvirkning på lysforhold, sedimentering og spredning av forurensning. Slike effekter vil kunne medføre påvirkning i et større område. Frekvensen av forstyrrelser kan også påvirke områders egnethet som habitat. Dermed kan indirekte påvirkninger føre til konsekvenser som kan forstyrre viktige funksjoner i økosystemet.

Utfyllingsmassene vil være sprengsteinsmasser. Disse vil sprenges ut i dagen.

4.4 Statusbeskrivelse og verdivurdering

4.4.1 Artsforekomster

Det er ikke registrerte funn av arter på rødlista, eller i kategori nær truet i sjøområdet (søk i Artsdatabanken kart).



Figur 12: Søk i Artsdatabanken kart. Registreringene i sjø er av arter innenfor kategori LC; livskraftig.

4.4.2 Vannforekomst

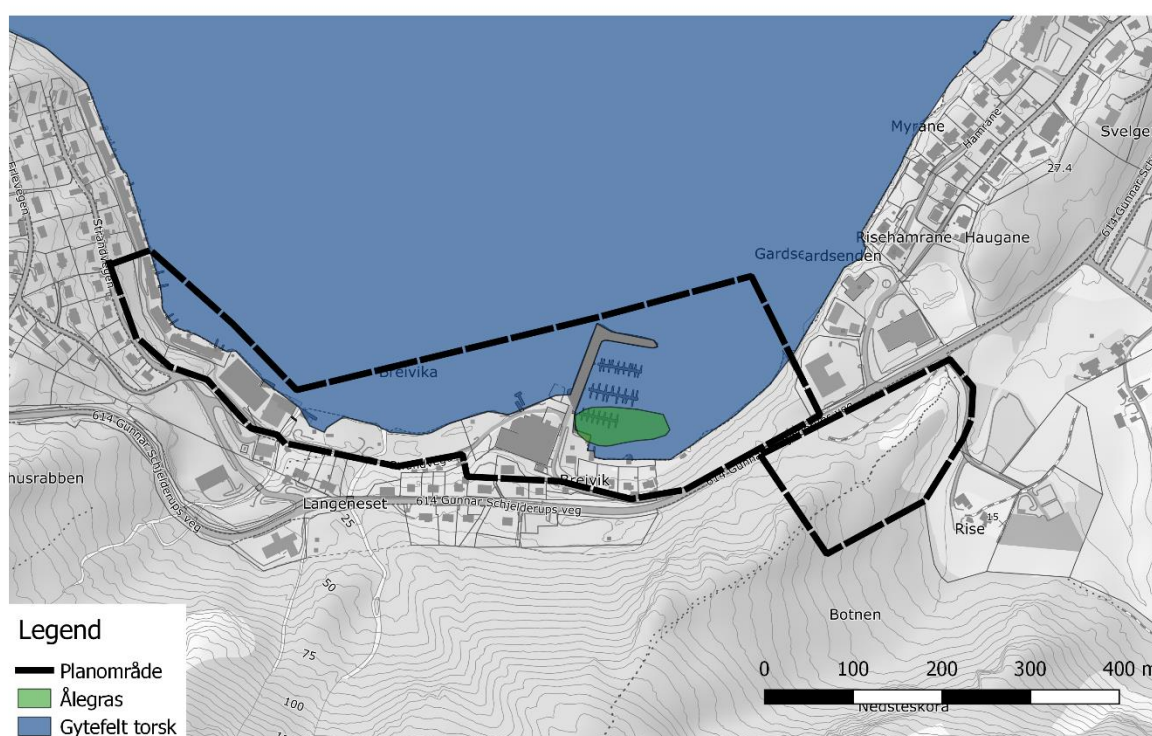
Vannforekomsten Nordgulen (0282010400-C) har moderat økologisk tilstand, men oppnår ikke god kjemisk tilstand. Den kjemiske tilstanden skyldes forhøyde konsentrasjoner av enkeltforbindelser av PAH og PCB, samt TBT, kvikksølv og bly målt i vannforekomsten.

Vannforekomsten har derfor **middels verdi**, ut fra kriterier i Tabell 5.

4.4.3 Naturtyper og verneområder

Naturtypene registrert i Naturbase er klassifisert, kartlagt og verdsatt etter DNS håndbøker: Kartlegging av naturtyper- verdisetting av biologisk mangfold (nr. 13) og Kartlegging av marint biologisk mangfold (nr. 19). Forekomster vurderes da som svært viktige for biologisk mangfold (A), viktige (B) eller lokalt viktige (C) for biologisk mangfold. Tabell 6 nedenfor viser en liste over marine naturtyper/nøkkelområder som er registrerte, samt deres verdi på registreringstidspunktet.

Lokalitetene er angitt i Tabell 6.



Figur 13: Kart som viser naturverdier i sjø (ålegras og gyteområde for torsk) sammen med planområdet (sort linje)



Figur 14: Gyteområde for torsk «Gulenfjord», markert med skravering på kart hentet fra Fiskeridirektoratet.

Tabell 6: Oversikt over registrerte marine naturtyper og verdi

IID	Område	Områdetype	Verdi	Beskrivelse
BN00105287	Breivik	Ålegrassamfunn	Svært viktig (A)	<p>Areal eng mellom 25 000 m² og 1 000 m², Skuddtetthet: Tett eng, Høyde > 60 cm, Overlappende gytefelt</p> <p>Ålegressenger i Sogn og Fjordane er kartlagt i 2013-2015 av Havforskningsinstituttet for Miljødirektoratet og Fiskeridirektoratet.</p> <p>Ålegress, flekkvis. Ellers sand med algeteppe</p>
	Gulenfjord	Gytemråde, torsk	<p>Gytefelt verdi: 5</p> <p>Regionalt viktig gytefelt</p>	Områdebeskrivelse: Middels eggtetthet (2), Høy retensjon (3).

4.4.3.1 Undervannsenger

Ålegras er marine blomsterplanter. Ålegrasenger er et habitat rikt på flora og fauna, og enkelte av artene er særegne for naturtypen. På selve ålegraset lever det er en rekke forskjellige dyr og alger, og engene fungerer som skjulested, oppvekstområde og «spiskammers» for blant annet snegl, fisk og

krepsdyr. De er også viktige næringsområder for ender og svaner. Ålegraset har røtter som holder bunnsedimenter stabilt og engene kan derfor redusere erosjon i gruntvannsområder. De transporterer også oksygen fra bladene og ned i sedimentet, noe som kan bedre levevilkårene for en rekke arter. Planten bidrar videre til en forbedring av vannmiljøet ved å ta opp CO² og binde næringsalter.

Siden undervannsenger består av planter som krever lys for å overleve er de følsomme både ovenfor økt partikkelmengde i vannmassene og ovenfor økt sedimentering. Partikler i vannsøylen hindrer lys i å trenge ned til sjøbunnen, og partikler som sedimenteres kan slamme ned plantene, og danne så tette dekker at lyset blokkeres. Dersom ålegras forsvinner fra et område har det negative konsekvenser for lokal flora og fauna, fordi de utgjør viktige habitater og fordi enkelte arter er særegne for biotopene.

Undervannsengene er mer robuste ovenfor redusert lystilgang på vinteren sammenlignet med på sommeren, og i forhold til bevaring av disse er den generelle anbefalingen at tiltak begrenses til vinterhalvåret.

Undervannsengen i Breivika har fått verdisetting svært viktig nettopp fordi den overlapper med et gyteområde for torsk, og har derfor viktig funksjon som oppvekstområde. Ålegrasengen er derfor sannsynlig yngleområde for larver og småfisk. Engen kan betraktes som et nøkkelområde for gyteområdet for torsk.

Ålegraslokaliteten vurderes å ha stor verdi.

4.4.3.2 Gyteområde for torsk

Produktive områder for rekruttering er svært viktig for kysttorsken. De unge stadiene (egg og larver) er følsomme livsstadier for fisken og det er i slike perioder, når de er mest sårbare for endrede miljøforhold, at beskyttede kystområder, som innerst i fjordarmer, poller, våger og bukter er viktige. Slike områder innehar både egnede gyteplasser og oppvekstområder med rikelig mattilgang og skjul for predatorer. Oppvekstområder som benyttes av torskeyngel er vanligvis grunne områder, dekket av tare eller ålegras. Kysttorsken er svært stedbundet, og lokale bestander er derfor sårbare for inngrep i deres leveområde.

Gytefelt er funksjonelle kun i begrensede perioder gjennom året. Dette medfører at inngrep innen området ikke nødvendigvis forringer verdien av det. Inngrep utenfor et gytefelt, men innen en gyteperiode, kan på den annen side også påvirke verdien dersom det forstyrrer fisken eller fører til endringer i spredning av egg i området. Det er derfor svært viktig å ta hensyn til både tidspunkt, omfang og effekt av inngrep i og rundt fungerende gytefelt.

Gytefeltet i Gulefjord er verdisatt som regionalt viktig. Det er undersøkt av Havforskningsinstituttet i 2015. Undersøkelsen er gjort ved eggtrekk, og modellering av spredning av disse eggene. Gyteområdet i Gulenfjord ble funnet å ha middels eggtetthet (2) og høy retensjon (3). Grad av retensjon er mål på opphopning av egg i gyteområdet. Lav retensjonsgrad vil binde flere gyteområder sammen, siden spredning av eggene er stor. Høy retensjonsgrad betyr at spredningen av egg er begrenset (som innenfor gyteområdets avgrensning). Dette kan føre til tydelige populasjonsstrukturer ved at spredning av egg (og dermed genetisk utveksling) begrenses. Det er også potensielt flere lokale tilpasninger. Et område med høy retensjon vil dermed ha større risiko for skade som følge av inngrep.

I vurderingen av gyteområders verdi er gytebassenger med nærhet til gode oppvekstområder, eks. ålegrassenger gitt spesielt viktighet.

Påvirkning av ålegraslokaliteter vil derfor også kunne ha stor innvirkning på gyteområder.

Gyteområdet har stor verdi, ut fra at det er et regionalt viktig gyteområde for torsk.

4.5 Vurdering av omfang/ konsekvens

4.5.1 Arealbeslag og direkte effekter

Utfyllt område vil føre til et arealbeslag på anslagsvis 30 000 m² i sjø.

Arealbeslaget vil komme i et område der det finnes en registrert ålegrasforekomst (arealet er oppgitt å være 3,7 daa, kilde: Naturbase), som er tilknyttet et regionalt viktig gyteområde for torsk. Denne ålegraslokaliteten vil dekkes av utfyllingsmasser. Det forventes ikke at denne kan restitueres igjen i områdene i nærheten utfyllingen, og det regnes med at denne vil forsvinne som følge av utfyllingstiltaket.

Utfyllingen vil også føre til direkte arealbeslag i deler av området som er registrert som regionalt viktig gyteområde for torsk.

4.5.2 Effekter for undervannseng

Planlagt tiltak innebærer at ålegraslokaliteten i Breivika vil gå tapt/forsvinner, som følge av direkte påvirkning av utfylling. Tiltaket vil derfor ha **stor negativ påvirkning** på denne naturverdien og konsekvensgraden blir meget stor negativ for selve lokaliteten.

Et avbøtende tiltak kan være å vurdere omfanget av utfyllingen slik at det ikke berører denne lokaliteten.

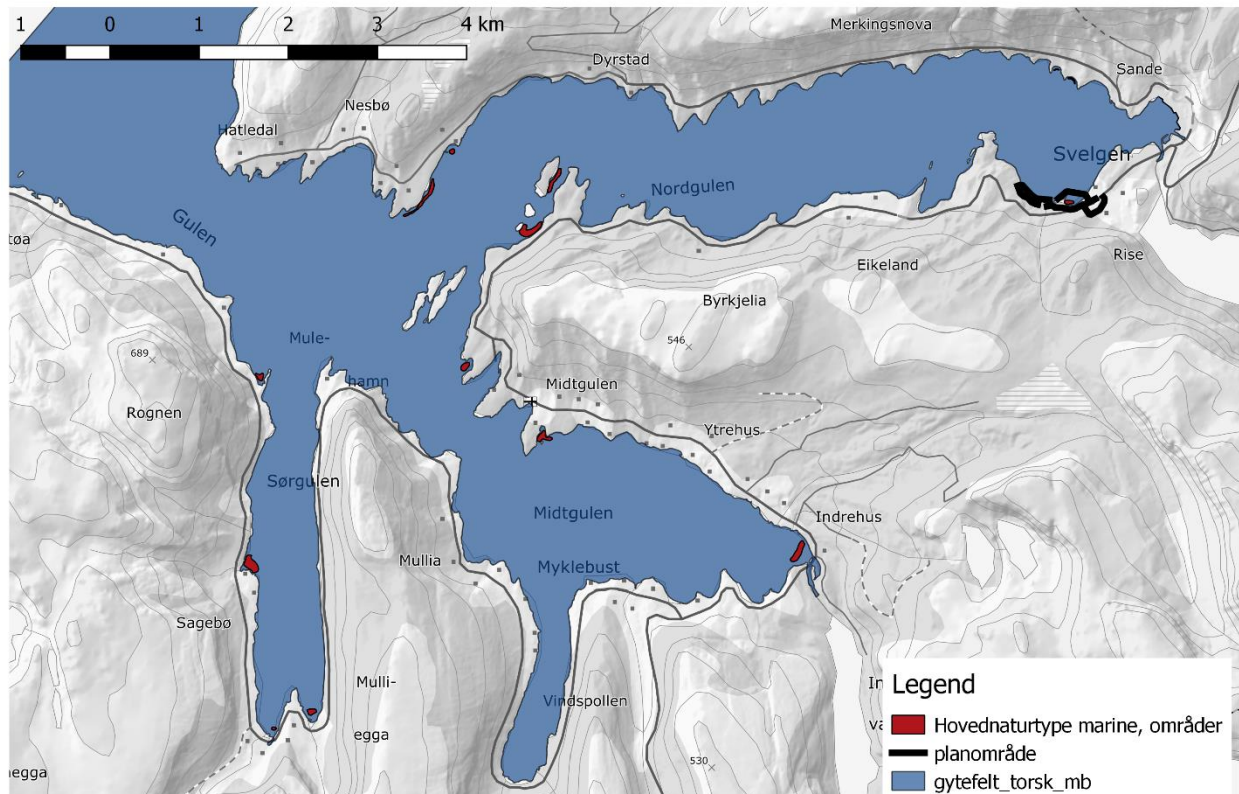
4.5.3 Effekter på gyteområde og oppvekstområde

Arealbeslag

Sett i sammenheng med det totale arealet for gyteområdet i Gulenfjord vil tiltaket beslaglegge et relativt lite areal (30 000 m²). Men siden akkurat det arealet som beslaglegges er et viktig nøkkelområde må det likevel vurderes som et betydelig inngrep. I dette tilfellet er det ålegrasområdet som kan forsvinne. Kysttorsk yngler i bunnvegetasjon som ålegras, og påvirkning av slik vegetasjon må derfor sies å ha en negativ effekt for gyteområdet. Ålegrasområdet er en av totalt 14 ålegraslokaliteter registrert innenfor gyteområdet Gulenfjord.

Effekter for gyteområdet som følge av tap av oppvekstområde

Retensjon av egg i seg selv antas i liten grad å endres. Vurderingen av påvirkning på området egnethet som gyteplass er derfor i hovedsak basert på tap av ålegrasområdet. Avgrensingen av gytefelt er imidlertid vanskelig å foreta nøyaktig, og området funksjon som rekrutteringsområde for kysttorsk vil også være avhengig av nærhet til egnede oppvekstområder. I fjordområdet som helhet er det registrerte andre ålegrassamfunn som må forventes å ha samme funksjon for gyting og oppvekst som ålegraslokaliteten i Breivika. Det er totalt 14 ålegraslokaliteter som er registrerte i databasen Naturbase, som vist på kart i Figur 15. Av disse 14 lokalitetene er det registrert 3 ålegraslokaliteter i det indre bassenget i Nordgulen.



Figur 15: Registrerte ålegrasområder (rødt) innenfor gyteområdet Gulenfjord (blått). Planområdet er vist med svart markering

På grunn av tiltakets påvirkning for ålegraslokaltet i Breivika, vurderes tiltaket og samlet sett ha **liten negativ påvirkning** for gyteområdet i Gulefjorden som helhet.

4.5.4 Samlet vurdering av belastning for det indre bassenget i Nordgulen

Det er også gjort en vurdering av konsekvens for det indre bassenget i Nordgulen. Det er da vurdert tiltakets konsekvenser på gyte- og oppvekstområder sett under ett som et helhetlig økologiske funksjonsområde der den berørte ålegrasengen spiller en viktig rolle i vurderingen. Omfanget forventes å være større for delen av gyteområdet i det indre bassenget.

Det er usikkerhet knyttet til hvor viktig ålegraslokalteten som vil forsvinne er for gyteområdet for torsk. Det er også usikkerheter knyttet til om lokale tilpasninger hos torsk fører til at ålegrasengen har utvidet betydning som oppvekstområde. På grunn av disse usikkerhetene legges det til grunn en føre-var-vurdering (jfr. naturmangfoldlovens § 9) når samlet konsekvens vurderes. Som følge av dette vurderes samlet konsekvens til tiltaket i det indre fjordbassenget i Nordgulen til være **middels negativ**.

4.5.5 Påvirkning for vannforekomsten, miljøtilstand

Miljøriskovurderingen viser at tiltaket kan føre til spredning av forurensning fra tiltaksområdet, og det er anbefalt avbøtende tiltak knyttet til dette. Tiltaket anses å ha en **liten til middels negativ påvirkning** for vannforekomsten.

4.6 Avbøtende tiltak

Et avbøtende tiltak kan være å vurdere omfanget av utfyllingen slik at det ikke berører denne lokaliteten.

Det er viktig at anleggsaktiviteten legges utenom torskens gyteperiode, for å begrense negative effekter. Den mest sårbare perioden er januar – april, men siden larvene også kan påvirkes negativt av økt partikkelmengde i vannmassene, anbefales det å utvise varsomhet frem til juni.

I anleggsfasen vil utfyllingsarbeider også føre til oppvirvling av sedimenter, og potensielt også tilførsel av finstoff med utfyllingsmassene. Det anbefales at aktiviteten begrenses til en periode når effekt på gyting og produksjon i fjorden forventes å være minst (dvs. høst- tidlig vinter). Se for øvrig avbøtende tiltak beskrevet i tiltaksplan i kapittel 6, der to alternativer er beskrevet.

5 Tiltaksvurderinger, beskrivelse av alternative tiltak og løsninger

5.1 Innledning

Det finnes flere alternative tiltak og løsninger som kan iverksettes for å begrense risikoen for spredning av forurensning som dumping av masser i sjø bidrar til. Det kan være tiltak som:

- begrenser sannsynlighet for oppvirvling og utlekking ved utfylling, eller sannsynligheten for uønsket konsekvens
- begrenser omfanget av spredningen

For dette tiltaket er det risikoen for spredning av partikkelbundet forurensning av PAH-forbindelser og metaller (zink og arsen) samt plast som ønskes redusert.

5.2 Tiltaksalternativer

5.2.1 Null-alternativ

Null-alternativet er beskrevet av dagens tilstand. Det er ikke iverksatt aktive tiltak for å stanse spredningen av forurensning til sjø og utenforliggende sedimenter. Denne løsningen er bare aktuelt dersom nye data kan vise at spredningen er lavere enn beregnet over. Det er ikke planlagt innhenting av nye data.

Fordel

- Rimelig

Ulemper

- Forurensede masser vil spres til nærliggende områder

5.2.2 Fjerning av forurenset sediment – mudring

Det forurensede sedimentlaget kan fjernes før utfyllingsarbeidet starter. All mudring i forurenset sediment fører til stor forurensningsspredning. I tillegg krever mudringstiltak løsninger for deponering, og medfører ofte store kostnader. Det er ulike gravemetoder tilgjengelig. Noen er spesialutformet for å redusere spredning av forurensning. Generelt for mudring før utfylling er betydelig økte kostnader samt behov for deponering av massene. Mudring i seg selv vil trolig føre til spredning i samme størrelsesorden som utfylling. Mudring vil heller ikke begrense plastforurensning.

Aktuelle metoder er:

- Vanlig bakgraver/grabb
- Miljøgrabb
- Sugemudring

5.2.2.1 Vanlig bakgraver/grabb

Vanlig metode som effektivt fjerner massene på sjøbunnen.

Fordeler

- Rimelig (sammenlignet med andre mudringsmetoder)
- Effektiv

Ulemper

- Forurensede masser vil spres under mudring.
- Behov for egne tiltak for å begrense spredning
- Behov for deponering- økte kostnader

5.2.2.2 Miljøgrabb

Vanlig metode som effektivt fjerner massene på sjøbunnen med mindre spredning av partikler og porevann, men som ikke virker etter hensikten i masser som inneholder stein.

Fordeler

- Rimelig (sammenlignet med andre mudringsmetoder)
- Effektiv
- Mindre forurensing vil spres sammenlignet med vanlig bakgraver

Ulemper

- Virker ikke etter hensikten i masser som inneholder stein (vil være uegnet i deler av dette området)
- Behov for egne tiltak for å begrense spredning.
- Behov for deponering- økte kostnader

5.2.2.3 Sugemudring

Vanlig metode som effektivt fjerner fine homogene masser fra sjøbunnen, med liten spredning av partikler og porevann. Metoden genererer store mengder vann (opp til 90 %). Dette vannet vil, når sedimentene har porevannskonsentrasjoner over 3600 ganger PNEC for sjøvann, være betydelig forurenset. I dette tilfelle av TBT og PAH.

Fordel

- Mindre spredning

Ulemper

- Porevann må renses eller håndteres på annen måte
- Kostbart
- Behov for deponering, som fører til økte kostnader

5.2.3 Utfyllingsmetode

Valgt metode for utfylling kan redusere forurensningsspredning fra sediment ved at sedimentet på sjøbunnen holdes på plass. Disse metodene vil ikke redusere spredningen av plast. Aktuelle metoder er:

- Massene legges skånsomt ned på bunnen
- Beskyttende lag av sand
- Geotekstil med overdekning

5.2.3.1 Skånsom plassering av massene

Forurensningsspredningen kan reduseres når det først legges et tynnere lag av rene masser på bunnen før hoveddelen av overdekningsmassene blir plassert. Slik skånsom utlegging kan utføres med gravemaskin.

Fordel

- Mindre spredning

Ulemper

- Det er til dels løst lagrete sedimenter, så noe spredning må påregnes
- Økte kostnader
- Vanskelig å følge opp i praksis/ i utførelsen

5.2.3.2 Beskyttende lag

Forurensningsspredningen kan reduseres ved at det legges et lag med sand eller grus før utfylling starter, jf. punktet ovenfor.

Fordel

- Betydelig reduksjon av spredning

Ulemper

- Økte kostnader

5.2.3.3 Geotekstil

Forurensningsspredningen kan reduseres ved å legge en geotekstil på bunnen før dumping starter. Ofte gjøres dette i kombinasjon med et lag med sand for å beskytte teksten.

Fordel

- Mindre spredning av forurensning

Ulemper

- Økte kostnader, dyrere enn beskyttende lag
- utfordringer i områder med varierende sjøbunn/ stein

5.2.4 Begrense forurensningsspredning

Begrense spredning kan innebære flere tiltak som hindrer spredning fra sedimentet og/eller utfyllingsmassene. I dette tilfelle har vi vurdert:

- Etablering av sjete
- Siltgardin

5.2.4.1 Arbeid innenfor sjete

Arbeid innenfor sjete vil gi effektiv beskyttelse mot spredning av forurensede partikler.

Fordeler

- Effektivt
- Kan brukes i strømutsatte områder

- Reduksjon av partikkelspredning under utfylling bak sjeteen

Ulemper

- Det vil bli spredning av forurensning ved utlegging av sjeteen
- For hele området i vest vil en sjete dekke hele utfyllingsområdet
- Utdfordringer med store kjøretøy ute på en sjete (HMS)

5.2.4.2 *Siltgardin*

Arbeid innenfor siltgardin som lukker inn tiltaksområdet eller beskytter viktige verdier gir effektiv begrensning av partikkelspredning, men kan slippe igjennom finfraksjonen av partikler.

Fordeler

- Effektiv begrensning av partikkelspredning
- Sammen med gode flytelenser og oppsamling av plast vil siltgardin redusere spredningen av plast.

Ulemper

- Slipper gjennom finfraksjonen
- Kostbart
- Virker ikke i strømutsatte områder
- Krever oppfølging under tiltaket for å kontrollere at den virker etter sin hensikt.
- Skaper mer avfall

5.2.5 **Redusere risikoen knyttet til spredning**

Risikoen ved forurensingsspredning kan også reduseres på flere måter enn ved de direkte tiltaksrelaterte som er beskrevet ovenfor:

- Tidspunkt for gjennomføring
- Overvåkning

5.2.5.1 *Tidspunkt for gjennomføring*

Ved å utføre tiltaket på tidspunkt hvor det er lite sannsynlig at viktige biologiske verdier er tilstede i resipienten, og når det er lite biologisk produksjon i sjø, er det mulig å redusere risikoen forurensning. Reduserer ikke plastforurensingen.

Fordeler

- Reduserer risikoen
- Billig

Ulemper

- Begrenser gjennomføringsevnen.

5.2.5.2 *Overvåkning*

Ved en god overvåkning vil risikoen reduseres ved at årsakene til utilsiktet spredning kan identifiseres og tiltak iverksettes. Reduserer ikke plastforurensingen

Fordeler

- Reduserer risikoen

- Tiltak kan raskt iverksettes

6 Anbefalte tiltak

Generelt bør perioden januar til april unngås for å hensynte gyteområdet for torsk i fjorden. Tiltak bør heller ikke gjennomføres i perioden 15. mai – 15. september, da det er generell anbefaling om å unngå tiltak i sjø; *Av hensyn til plante- og dyreliv, friluftsliv og rekreasjon, anbefaler Miljødirektoratet som en hovedregel at tiltak i sjø ikke tillates i perioden 15. mai til 15. september.*

Det anbefales at man utfører et av følgende tiltaksalternativer for å begrense forurensningsspredning med partikler.

- Siltgardin med gode flyte lenser sammen med oppsamling av plast innenfor lensen
- Beskyttende lag med sand før utfylling sammen med utfylling utenom gyteperioden i fjorden kan benyttes hvis plasten kan fjernes før massene tømmes i fjorden.

7 Referanser

Karttjenesten Miljøstatus <http://www.miljostatus.no/kart/>

Karttjenesten Naturbase <http://geocortex.dirnat.no/silverlightViewer/?Viewer=Naturbase>

Karttjenesten Vann-nett <http://vann-nett.nve.no/saksbehandler/>

Miljødirektoratet (2015). Håndtering av sedimenter (M-350).

Miljødirektoratet (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota - Quality standards for water, sediment and biota (M-608).

Klif (2008). Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sediment. TA 2229/2007

DNV-GL (2015). Miljøovervåkning Nordgulen 2015, Metaller og PAH i sedimenter og blåskjell Dok. nr:18H00DJ-20.

STATENS VEGVESENS RAPPORTER Nr. 389., 2015. Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet

Havforskningsinstituttet, 2012. Temaside: Torskens livshistorie.
http://www.imr.no/temasider/fisk/torsk/kysttorsk_sor_for_62n/torskens_livshistorie/nb-no