

Statens vegvesen region vest

# Miljørisikovurdering av utslipp, Rv. 13 Ryfast

**Entreprisene E02 Solbakk og E03 Hundvåg nord**

2012-10-17 Oppdragsnr.: 5111687



A04	2012-10-17	Entreprise E04 (Hundvågtunnelen er trukket ut)	for Gihau IW	JMD JMD	Bjkle Bjkle
A03	2012-09-06	Justert etter informasjon om ålegras	Gihau	Pebec/Grs/E	Bjkle
A02	2012-05-14	Justert vannmengder fra utslippspunkter	Gihau	JMD	
A01	2012-03-29	FORELØPIG	Gihau/ pebec	JMD	
Rev.	Dato:	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontroll	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.

Norconsult AS | Pb. 110, NO-3191 Horten | Apotekergaten 14, NO-3187 Horten

## Innhold

<b>1</b>	<b>Innledning</b>	<b>6</b>
<b>2</b>	<b>Mulige effekter av utslippene</b>	<b>7</b>
2.1	Olje	7
2.1.1	Fisk 7	
2.1.2	Strandsone og bunnsamfunn	8
2.2	pH	8
2.3	Nitrogenforbindelser ( $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ og $\text{NO}_3^-$ )	9
2.3.1	Fisk 9	
2.3.2	Ålegras 9	
2.3.3	Tilstandsklasser	9
2.4	Suspendert stoff (SS)	10
2.4.1	Fisk 10	
2.4.2	Ålegras 11	
2.5	Metaller	11
<b>3</b>	<b>Om fortynning og beregning av konsentrasjoner i resipientene</b>	<b>12</b>
<b>4</b>	<b>Utslippspunktene</b>	<b>13</b>
4.1	Sjø ved Solbakk	13
4.1.1	Problemstillinger	13
4.1.1.1	Utfylling	13
4.1.1.2	Vann fra tunnelen	13
4.1.2	Resipienten	13
4.1.2.1	Hidlefjorden	13
4.1.3	Miljørisikovurdering	13
4.1.3.1	Olje	13
4.1.3.2	pH	14
4.1.3.3	Nitrogenforbindelser	14
4.1.3.4	Suspendert stoff	14
4.1.3.5	Konklusjon	14
4.2	Hundvåg Nord	16
4.2.1	Problemstillinger	16
4.2.1.1	Vann fra tunnelen	16
4.2.1.2	Utslipp av rensed tunnelvann i anleggsfase	16
4.2.1.3	Utslipp av drensvann og vaskevann i driftsperioden.	16
4.2.2	Resipientene	16
4.2.2.1	Sandvågen	16
4.2.2.2	Øst for Sandvågen	17
4.2.2.3	Lundsvågen	17
4.2.3	Miljørisikovurdering anleggsfase	17
4.2.3.1	Olje	17

4.2.3.2	pH	17
4.2.3.3	Nitrogenforbindelser	17
4.2.3.4	Suspendert stoff	18
4.2.3.5	Konklusjon	18
4.2.4	Miljørisikovurdering driftsfase	19
<b>5</b>	<b>Vurdering naturmangfoldloven</b>	<b>20</b>
5.1	Kunnskapsgrunnlaget (§8)	20
5.2	Føre- var prinsippet §9	20
5.3	Om økosystemtilnærming og samlet belastning § 10	20
5.4	Kostnadene ved miljøforringelse skal bæres av tiltakshaver (§ 11) og miljøforsvarlige teknikker og driftsmetoder (§ 12)	21
<b>6</b>	<b>Forslag til overvåking av resipientene</b>	<b>22</b>
<b>7</b>	<b>Referanser</b>	<b>23</b>

## Sammendrag

Statens vegvesen skal etablere ny rv.13 fra Stavanger til Solbakk i Rogaland fylke. Hensikten med prosjektet er å etablere fastlandssamband mellom Ryfylke og Nord-Jæren, samt å gi ny forbindelse til Hundvåg. Ryfylkes fastlandsforbindelse (Ryfast) skal avløse de to ferjesambandene Stavanger-Tau og Lauvvik- Oanes. Den nye vegen vil i hovedsak gå i tunnel.

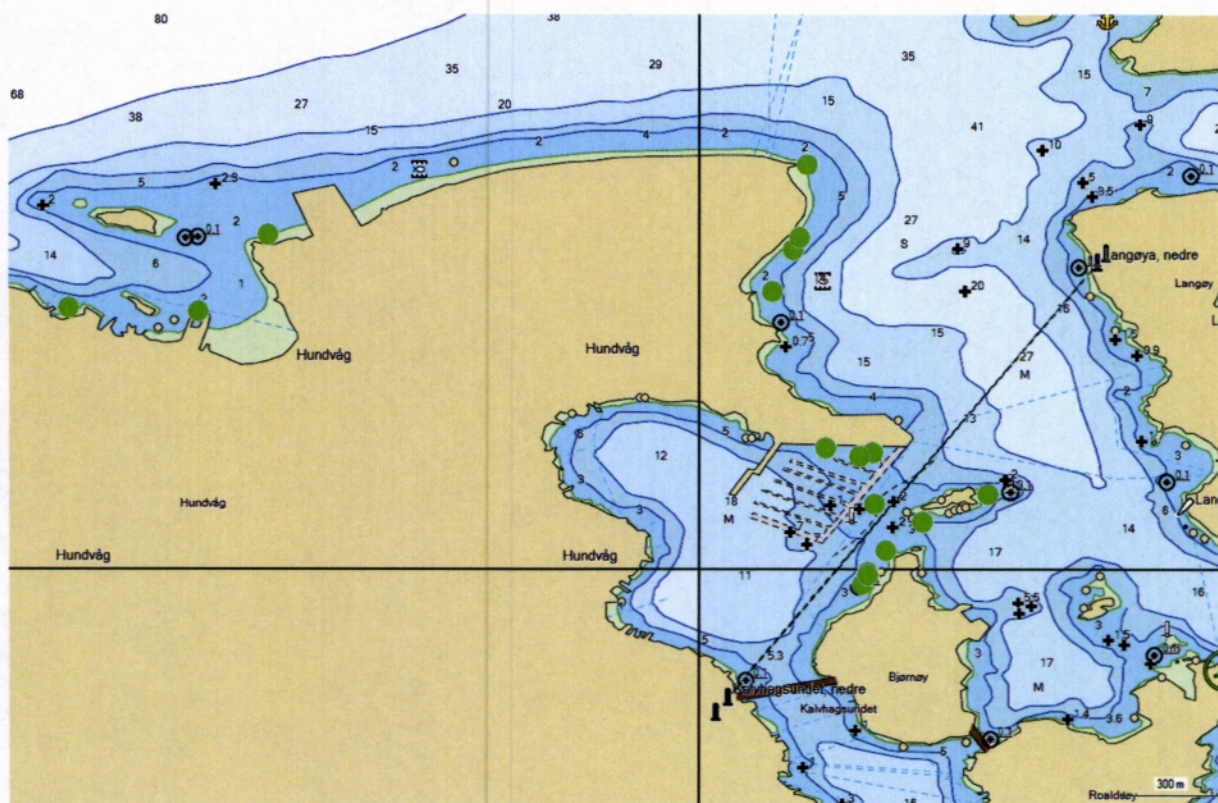
Dette dokumentet er miljørisikovurdering av de planlagte utslippene fra strekningen mellom Hundvåg og Solbakk (inkludert tilhørende dagsoner). Strekningen som omtales som Solbakktunnelen, skal bygges i to entrepriser. Solbakktunnelen fra Solbakk (E02) og Solbakktunnelen fra Hundvåg (E03).

Risikovurderinger er gjennomført for å vurdere om utslippene vil ha uakseptable, negative effekter. Det er fokusert på utslippet i anleggsfasen, da dette utslippet, spesielt i prosjekter med så mye tunneler som her, forventes å gi størst effekt. Det er fokusert på suspendert stoff, olje, nitrogenforbindelser og pH. Det forventes god fortynning av utslippsvannet ved de planlagte utslippspunktene. Det er også gitt forslag til overvåking under tiltaket.

# 1 Innledning

Det er gjennomført miljørisikovurdering av de planlagte utslippene fra anleggsfasen for å vurdere om utslippene vil ha uakseptable, negative effekter. Det er fokusert på utslippet i anleggsfasen, da dette utslippet, spesielt i prosjekter med så mye tunneler som her, forventes å gi størst effekt. Det er fokusert på suspendert stoff, olje, nitrogenforbindelser og pH. Miljøriskovurdering for hvert enkelt utslippspunkt er omtalt i de etterfølgende avsnittene. Anleggsfasen vil variere mellom de ulike entreprisene. Dette er beskrevet i selve utslippssøknaden.

Det er fokusert på naturverdier som er sårbare for slike utslipp, som fisk og ålegras. Statens vegevesen har foretatt en enkel kartlegging av ålegraslokalteter rundt Hundvåg. Denne ble gjort av Svein Imsland i løpet av sommeren 2012. Registreringene er vist på sjøkart nedenfor. Det er ikke gitt beskrivelser av tetthet eller begroing av alger. Den største tettheten av ålegras ble funnet nær land fra Sandeneset og sørover mot nordre Bekkjavik.



Figur 1: Kartlagte forekomster av ålegras. Hundvåg (Svein Imsland, 2012).

## 2 Mulige effekter av utslippene

### 2.1 OLJE

Erfaringsmessig er oljeinnholdet i vann fra slike anleggsarbeider, hovedsakelig forårsaket av brudd på hydraulikkslanger på anleggsmaskiner inne i tunnelen. Generelt kan utslipp av olje kan forårsake negative effekter i resipienten dersom konsentrasjonene er for høye. Av visuell forurensning vil det kunne legge seg oljefilm på vannoverflaten, selv ved lave utslippskonsentrasjoner. I tillegg vil det knyttes risiko til effekter på biologiske verdier i nærheten av utslippsstedet. Fjerning av partikler fra utslippsvannet vil føre til reduksjon av konsentrasjonen av organiske forurensninger som bindes til partiklene. Olje vil ha effekter på organismer i det marine miljø.

Oljefraksjonene C<sub>10</sub>-C<sub>12</sub> og C<sub>12</sub>-C<sub>35</sub> vil utgjøre hovedandelen av oljen som vil slippes ut.

#### 2.1.1 Fisk

Oljeforbindelser i utslippet vil i all hovedsak være løst i vannmasser, og det er derfor fokusert på effekter på organismer i vannsøylen. Det vurderes at olje i utslipp fra tunelldrivingen ikke vil ha potensial til å danne et oljefilmag tykkere enn 0,01 mm. Dette er grenseverdi for effekter for sjøfugl som befinner seg på sjøoverflaten (French-McCay 2004). Effekter på sjøpattedyr vil heller ikke være fokus, da tilgrising ikke vil være sannsynlig med slike utslipp.

Fisk kan ta opp stoffer gjennom huden og over gjellene fra oljekomponenter i vannsøylen og bli påvirket av dette. De kan også få i seg olje gjennom føden eller bli påvirket indirekte av forandringer i økosystemet (endret fødetilgang). Gyteprodukter som egg og larver samt ung fisk er mest sårbar.

Tilgjengelig litteratur om påvirkning av olje på fisk er begrenset. Skade vil være avhengig av forhold som oljekonsentrasjon, oljetype, værforhold og tid på året. Forsøk på Stillehavslaks og annen fisk har vist at de tidlige stadiene er mer følsomme for toksiske effekter av olje enn voksenstadiet. Fisk i tidlige stadier vil også ha mindre evne til å bevege seg vekk fra forurensede områder enn voksne individer.

Olje som dispergeres eller løses opp i vannmassene kan ha toksiske effekter for fisk og planktoniske organismer. Vanligvis vil det være en stor innfluks av frittlevende biota, slik at vannsøylen raskt blir rekolonialisert etter at kilden til forurensingen er borte. Gyteprodukter som egg og larver fra annet en fisk er også sårbar for olje i vannsøylen.

Selv om fiskeegg og larver kan ha økt dødelighet under et akutt oljeutslipp er det rapportert få tilfeller om at utslipp har hatt en signifikant effekt på fiskebestander (Varela 2006). Skadeomfanget vil være svært avhengig av årstid, konsentrasjon av alger i vannmassene, sammensetningen av arter osv.

Forandring i sammensetning i planktonet kan igjen ha konsekvenser for andre deler av økosystemet, ved påvirkning av fiskebestander. I etterkant av Prestige-forliset ble effekter på plankton studert (Varela 2006) og sammenlignet med tidsserier fra før oljesølet. Det ble da ikke funnet forskjeller før og etter hendelsen, verken

i forskjell i biomasse eller i artssammensetning. Det ble målt forhøyede konsentrasjoner av oljekomponenter i zooplankton (ekstern og intern dose), men ingen forskjeller i biomasse eller samfunnsstruktur.

Grenseverdi for toksiske effekter av alifatiske hydrokarboner >C10-C35, PNEC, for akvatiske organismer er 1 mg/l (Aquateam 2007).

PNEC for planktonarter satt på bakgrunn av LD50 funnet for en rekke arter av evertebrater, fisk eller alge og ulike oljeprodukter: 90 ppb (90 µg/L) (Hjermann 2007).

### 2.1.2 Strandsone og bunnsamfunn

Tildekking av overflater i strandsonen med olje kan påføre betydelig toksiske effekter på alt liv (biota). Skade på strand er ofte undervurdert, og vanskelig å vurdere. Det er ikke rapportert akutte effekter av olje på tang, og en av grunnene kan være at tang skiller ut slim som delvis kan forhindre at fersk olje kommer i kontakt med selve algen (NIVA 2010). Tynne blad- eller trådformede alger kan derimot bli utsatt for akutte effekter. Mindre arter uten skall (som mosdyr, tanglus og tanglopper) kan eksponeres direkte av oljen, og de er dermed utsatt for effekter av oljesøl. Sedimenter kan bli reservoarer for oljeforbindelser som synker til havbunnen. Noen bunn- og sedimentlevende evertebrater kan overleve eksponering, men kan akkumulere høye nivåer av forurensningen. Dette kan igjen påvirke predatorer som spiser disse.

Grenseverdi for effekter av alifatiske hydrokarboner (C<sub>10</sub>-C<sub>12</sub>) er 26 mg/kg tørrvekt (Nederlandsk grenseverdi, SRC<sub>eco</sub> for sediment, (RIVM 2004). Slike konsentrasjoner medfører akutte toksiske virkninger. For fraksjonen C<sub>12</sub>-C<sub>16</sub> er SRC<sub>eco</sub> 280 mg/kg tørrvekt. Generelt forventes det at aromatiske og kort-kjedete alifatiske forbindelser er viktige for toksisiteten til oljeblandinger. Langkjedede alifatiske hydrokarboner bidrar i mindre grad til effekter av oljeforbindelsene på grunn av lav løselighet og lavt potensiale for bioakkumulering (RIVM 2004).

## 2.2 PH

Vannlevende organismer kan bli påvirket av variasjoner i pH. Tabell 1 under viser en oversikt over mulige effekter på fisk.

Tabell 1: Effekter av variasjoner i pH på fisk.

pH	Effekt på fisk
5-9	Normalt ingen skadelige effekter.
9,0-9,5	Sannsynligvis skadelig for laksefisk og abbor over lengre tids eksponering.
9,5-10,0	Dødelig for laksefisk over lengre tids eksponering. Fisken er motstandsdyktig overfor slike pH-verdier i korte periode. Kan være skadelig ovenfor enkelte fiskearters utviklingsstadier.
10,0-10,5	Laksefisk og mort kan være motstandsdyktige mot slike pH-verdier i korte perioder, men fisken dør ved lengre tids eksponering.
10,5-11,0	Laksefisk dør i løpet av kort tid. Forlenget eksponering gjør at også karpe, gjedde, gullfisk og suter dør.
11,0-11,5	Alle fiskearter dør i løpet av kort tid.

Ålegras har en kritisk øvre grense for pH på 10-10,5, hvor fotosyntesen blir påvirket.

Sjøvann har god bufferkapasitet sammenlignet med ferskvann. Utslipp med høy pH vil derfor ikke ha de samme konsekvensene i sjøvann som i elver og innsjøer.



pH bør overvåkes i resipienten, for å sikre at grenseverdi for effekter ikke overskrides, dvs. pH holdes under 9 i resipienten. Dersom pH overskrider denne grenseverdien bør utslippsvannet nøytraliseres til akseptabel verdi.

### 2.3 NITROGENFORBINDELSER ( $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ OG $\text{NO}_3^-$ )

Uomsatt sprengstoff inneholder ca. 50 % av nitrogen som ammoniumforbindelser og 50 % som nitratforbindelser. Toksisiteten av  $\text{NH}_x$  ( $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ) vil være avhengig av pH-verdien i vannet. Ved normal pH i sjø (ca. 8-8,5) vil det meste av  $\text{NH}_x$  foreligge som ammonium,  $\text{NH}_4^+$ . Ved høyere pH- verdier derimot, vil en større andel av  $\text{NH}_x$  finnes som ammoniakk,  $\text{NH}_3$ . Ved anvendelse av sprøytebetong i tunneldrift kan avrenningen bli svært basisk og føre til dannelse av ammoniakk (Hindar og Roseth, 2003).

#### 2.3.1 Fisk

Ammoniakk er akutt toksisk i lave konsentrasjoner for fisk. For vannlevende organismer er det satt en PNEC-verdi for ammoniakk på 0,4  $\mu\text{g/L}$ . Alabaster og Loyd (1982) anbefaler å unngå ammoniakk-konsentrasjoner over 25  $\mu\text{g/L}$  i elver og innsjøer.

#### 2.3.2 Ålegras

Nitrogenforbindelsene i utslippsvannet vil kunne påvirke ålegressforekomsten direkte og indirekte (ved å føre til eutrofiering, som kan påvirke lystilgjengeligheten ved økt algevekst). Under anleggsperioden vil det i sommerperioder kunne skje økt algevekst lokalt.

Nitrat har ikke blitt vist å være toksisk for ålegras i laboratorieeksperimenter (Katwijk 1997). Vannlevende planter er spesielt utsatte for høye verdier av ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) fordi både røtter og blader er omgitt av vann. Planter kan regulere nitrogenopptak over røttene, men ikke over bladene (Katwijk 1997). Høye konsentrasjoner av  $\text{NH}_4^+$  kan derfor være toksisk for ålegras ved eksponering over lengre tid. Eksponering over to uker viste tydelige effekter ved 125  $\mu\text{M}$  (ca. 2,3  $\text{mg/L}$ ) (Katwijk 1997). I dette eksperimentet var pH gjennomsnittlig 8,5. Van der Heide (2008) fant en grenseverdi for effekter på 100  $\mu\text{M}$  (1,8  $\text{mg/L}$ ) i sine eksperimenter. Ved forhøyede pH- verdier (allerede ved pH = 9) er derimot økte  $\text{NH}_x$  konsentrasjoner i vannet vist å forårsake høy dødelighet i ålegrassenger innen dager (van der Heide 2008).

#### 2.3.3 Tilstandsklasser

Nitratforbindelser kan føre til overgjødning av vannmassene. Dette kan gi økt algevekst og forstyrre likevekten mellom ulike organismer i vannet. Tilstandsklassene med hensyn nitrat-nitrogen er gitt i Tabell 2. Nitrat er vanligvis ikke det vekstbegrensende næringsstoffet i ferskvann. Eutrofiering vil derfor ikke oppstå så lenge det ikke også tilføres fosfor. I marine miljøer er nitrogen ofte vekstbegrensende og tilførsel av nitrat kan føre til eutrofiering (Bækken, 1998).

Tabell 2: Tilstandsklasser for nitrogen i overflatelaget i kystvann fra TA-1467/1997

Vanntype	Parameter	Årstid	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Kystvann saltholdighet over 20	Nitrat (NO <sub>3</sub> ) (µg N/L)	sommer (juni-august)	<12	12-23	23-65	65-250	>250
		vinter (desember- februar)	<90	90-125	125-225	225-350	>350
	Total nitrogen (µg N/L)	sommer (juni-august)	<250	250-330	330-500	500-800	>800
		vinter (desember- februar)	<295	295-380	380-560	560-800	>800
Ferskvann, Saltholdighet 0	Nitrat (NO <sub>3</sub> ) (µg N/L)	sommer (juni-august)	<125	125-200	200-275	275-400	>400
		vinter (desember- februar)	<160	160-260	260-360	360-520	>520
	Total nitrogen (µg N/L)	sommer (juni-august)	<250	250-400	400-550	550-800	>800
		vinter (desember- februar)	<250	250-400	400-550	550-800	>800

Nitratkonsentrasjoner i resipientene bør ikke økes så mye som følge av utslippene at den nye tilstanden blir i tilstandsklasse IV eller V. Da eutrofiering ikke oppstår umiddelbart, kan en forhøyet konsentrasjon nært utslippet aksepteres.

## 2.4 SUSPENDERT STOFF (SS)

### 2.4.1 Fisk

Tabell 3 under er hentet fra rapport fra Norsk forening for fjellsprengeingsteknikk (NFF 2009) og viser effekter av forhøyede konsentrasjoner av naturlig eroderte partikler på fiske. Verdiene er basert på erfaringer fra suspendert stoff i elver, og det kan derfor forventes noe variasjon mellom disse grenseverdiene og effekter på marin fisk.

Tabell 3: Effekter av partikler fra naturlig erodert materiale på fisk (retningslinjer fra den europeiske innlandsfiskekommisjonen EIFAC, NFF(2009))

Suspendert stoff (mg/L)	Effekter
< 25	Ingen skadelig effekt.
25-80	Godt til middels godt fiske. Noe redusert avkastning.
80-400	Betydelig redusert fiske.
> 400	Meget dårlig fiske, sterkt redusert avkastning.

En litteraturstudie av NIVA (2008) gjort i forbindelse med konsekvensutredning av sjødeponering av masser fra Engebøfjellet omhandler effekter av uorganiske partikler på laksefisk og torskefisk. De viser at antallet studier gjort på estuarine/marine arter er lavt. Humborstad et al. (2006) viste effekter på gjeller hos torskefisk ved en eksponering ved 550 mg/L (etter 24 timers eksponering). Eksperimenter med green grouper (*Epinephelus coi*) viste effekter ved 50 mg/L (Au et al 2004).

Likevel vil det suspenderte stoffet i tunnelvann kunne utgjøre en høyere risiko for effekt på fisk, på grunn av at partikler fra fjellsprenging er veldig små og skarpe. Det er vist effekter på fisk av partikler fra tunnelvann ned til 25 mg/L, men dette gjelder for sprenging av steder med spesiell geologi. Ved høye konsentrasjoner av partikler i vannmassene vil voksen fisk sannsynligvis prøve å unngå utslippsområdet, og komme seg raskt unna påvirkningen.

Det anbefales at konsentrasjonsøkningen av partikler i resipientene holdes under 80 mg/L for å unngå et betydelig redusert fiske, og for å beskytte sårbare marine fiskearter.

#### **2.4.2 Ålegras**

Ålegras vil kunne påvirkes negativt av suspendert stoff i utslippet ved nedsatt lystilgang i vekstsesongen og ved nedslamming. Ålegras er vist å kunne tåle opp til 0,5 mm/dag erosjon, og sedimentasjon opp til 0,3 mm/dag (Länsstyrelsen Vestra Götaland 2009). Denne grenseverdien er sammenlignbar i forhold til erfarte «kritiske terskelverdi for sedimentasjon» hos andre arter. Dvergålegras er vist å ha en kritisk grenseverdi for sedimentasjon på 0,4 mm/dag (Erftemeijer 2006).

Partiklene i utslipp av tunnelvann vil være små, sannsynligvis på størrelse med silt (mellom 2- 63 µm). Transport av partikler fra utslippsvannet vil være avhengig av strømforhold ved utslippet. Konservativt kan det estimeres at ved 1 knops strømhastighet (1,852 km/t) vil partikler fra overflatelaget synke ca. 2,5 m/t, etter standardverdier for settlinghastighet for silt. Dvs. at partiklene sedimenterer til et dyp på 2,5 meter etter 1,8 km. Dette vil si at partiklene fra utslippet vil ha potensiale til å nå ålegraslokalitetene, dersom utslippet ikke slippes ut ved et større dyp enn der ålegraset vokser.

#### **2.5 METALLER**

Ulike bergarter kan inneholde høye konsentrasjoner av metaller. Disse kan frigjøres ved tunnelarbeid og føres ut i resipienter. På Hundvåg er det fyllitt, som er en finkornet metamorf bergart. I fyllitt er det høye konsentrasjoner av arsen. Arsen kan gi både akutte og kroniske skader.

Konsentrasjonen av arsen i fyllitt Rogaland er i området 15-25 mg/kg (Bjørnå, 2010). Dette er lavere enn klassegrensen mellom tilstandsklasse II og III (52 mg/kg) (TA-2229/2007). Problemer med arsen vil derfor ikke være knyttet til sediment. Konsentrasjonen av arsen i vannmassene vil være knyttet til suspenderte partikler. Ved utslipp av vann med 400 mg/L suspendert stoff (som er høyeste planlagte konsentrasjon) med arsenkonsentrasjon 25 mg/kg og fortykning 1:10 i resipient, fås en konsentrasjon av arsen i vann på 1 µg/L som er under øvre grense for klasse I for sjøvann. Arsen-konsentrasjoner i utslippet vil derfor ikke være problematisk.

# 3

## Om fortynning og beregning av konsentrasjoner i resipientene

Ved et punktutslipp oppstår en turbulent stråle og det dannes en plume av utslippsvannet. For en slik plume kan det gjøres beregninger for konsentrasjon ved ulike avstander fra utslippet. Det er lagt til grunn en diameter på utslippsrøret på 200 mm og utslipp av 35 L/s. Det gir en hastighet på utslippsvannet på ca. 1 m/s. Gjennomsnittlig hastighet på plumen vil avta til 10 % av opprinnelig innen 10 m. Ved denne avstanden vil gjennomsnittlig konsentrasjon være 5 % av opprinnelig konsentrasjon, dvs. fortynning 1:20 (Cushman-Roisin 2010). Utenfor denne avstanden vil andre mekanismer være bestemmende for grad av fortynning.

Det ferske utslippsvannet vil ha lavere tetthet enn sjøvannet og vil derfor stige i vannsøylen etter utslipp og fortynnes. Vannet vil stige til tetthetsforskjellen er utlignet og kan fortsette helt til overflaten eller stoppes av lagdeling dypere i vannmassene. Lagdeling vil da begrense fortynningen.

Det er også vist fortynning av utslippet med en standard fortynningsfaktor på 1:10. Faktoren er hentet fra EUs retningslinjer for risikovurdering, Technical Guidance Document on Risk Assessment, fra 1996.

Denne standard fortynningsfaktoren er brukt i andre tilsvarende miljørisikovurderinger. Dette er ansett som meget konservativ fortynning, da utslippet til sjø normalt er til resipienter med god utskiftning.

# 4 Utslippspunktene

## 4.1 SJØ VED SOLBAKK

### 4.1.1 Problemstillinger

#### 4.1.1.1 Utfylling

Det er planlagt en utfylling av masser i sjø i tunnelåpningen ved Solbakk. Utlegging av massene vil føre til utslipp av suspendert stoff, nitrøse gasser og nitrogenforbindelser fra udetonert sprengstoff. Dette vurderes i egen rapport som omhandler utfyllingen.

#### 4.1.1.2 Vann fra tunnelen

Utslipp av vann fra tunneldriving fra om lag halvparten av Solbakktunnelen er planlagt sluppet ut i sjøen ved Solbakk. Det er beregnet utslipp av ca. 32 L/s med vann. Rensing av vannet vil være til 200 eller 400 mg SS/L. Oljekonsentrasjonen i utslippet vil være enten 20 eller 50 mg/L.

Det vil også være utslipp av drensvann og vaskevann i driftsperioden. Av partikler vil det være et utslipp estimert til 1,8 g/L partikler fra sedimentasjonsbassenget. Det forutsettes at ca. 50 % av dette vil gå til Solbakk og 50 % vil gå mot Hundvåg. Utslippet på Solbakk er estimert til å fortynnes med en faktor på 1/14,7 og vil være på 34,3 L/s.

### 4.1.2 Resipienten

#### 4.1.2.1 Hidlefjorden

Hidlefjorden er delvis lagdelt, beskyttet fjord med lav strømningshastighet og moderat oppholdstid for bunnvann. Miljøtilstanden i fjorden er ikke definert (vann-nett). En undersøkelse fra 2010 (Blue Planet, 2010) viste sommerkonsentrasjoner av total nitrogen i området 100-170 µg N/L og nitratkonsentrasjon på 1 µg N/L. Dette er konsentrasjoner i klasse I, meget god tilstand. En måling av total nitrogen fra utenfor Hundvåg i Hidlefjorden viser konsentrasjon i samme område (Vannmiljø).

Det er ikke registrerte sårbare biologiske verdier i området, men det ligger et akvakulturanlegg rett utenfor utfyllingsområdet til tunnelåpningen. Dette anlegget må antas å bli påvirket av utslipp av tunnelvann ved Solbakk dersom dette blir værende.

### 4.1.3 Miljørisikovurdering

#### 4.1.3.1 Olje

Ved utslipp av 50 mg/L olje i tunnelvannet beregnes konsentrasjonen i resipienten til å være på 2,5 mg/l 10 meter utslippspunktet (fortynning 1:20). Dette er over grenseverdi for effekter på fisk (PNEC, 1 mg/L) og for effekter på plankton/ vannlevende larver (PNEC, 90 µg/L). Videre fortynning til PNEC (1 mg/L) kan forventes i nokså kort avstand fra dette, så det er bare forventet helt lokale negative effekter av oljeforbindelsene i utslippet.

Ved en oljekonsentrasjon på 20 mg/L i utslippet, må utslippet fortynnes minimum 20 ganger i resipienten for å nå akseptabel konsentrasjon for fisk (en fortyning som oppnås allerede 10 m fra utslippspunkt).

#### 4.1.3.2 pH

Sjøvann har svært høy bufferkapasitet og pH forventes derfor ikke å påvirkes i betydelig grad av utslipp av tunnelvann.

#### 4.1.3.3 Nitrogenforbindelser

Innholdet av nitrogen i drifts- og dreinsvann i anleggsfasen varierer fra 10 - > 100 mg N/L (Weideborg 2010). Med utgangspunkt i fortyning 1:20 i resipienten (10 m fra utslippet) gir dette en tilført konsentrasjonsøkning på 0,5- >5 mg N/L. Det er en konsentrasjon som tilsvarer tilstandsklasse V. I rensebassenger for overvann ved Skullerudkrysset i Oslo er det rapportert om renseseffekter på 38 % for Tot-N (Wist, 2010). Dersom denne formen for rensing benyttes for fjerning av partikler i vannet, og nitrogenrenseeffekten er tilsvarende, vil tilførselen av nitrogen være i klasse II til V. Konsentrasjonen i tunnelvannet kommer i tillegg til den opprinnelige konsentrasjonen i resipienten. For å oppnå konsentrasjon av totalt nitrogen i tilstandsklasse II i resipienten, må tunnelvannet fortynnes over 600 ganger dersom opprinnelig konsentrasjon er 100 mg N/L. Fordi effekten av økt konsentrasjon av nitrogen ikke er akutt, det aksepteres forhøyede konsentrasjoner lenger fra utslippet for nitrogen enn ammoniakk. Det er allikevel viktig å ta hensyn til langtidseffekter på grunn av utslippets varighet.

Ved pH 8,2 og temperatur 20 °C vil ca. 3,6 % av ammoniumnitrogen være tilstede som ammoniakk. Det tilsvarer i verste fall 180 µg/L etter første fortyning i resipienten (1:10) og 90 µg/L 10 meter fra utslippet (fortyning 1:20). Lavere pH og temperatur fører til redusert andel ammoniakk. Ved pH 8 og temperatur 5 °C vil kun 0,74 % være ammoniakk. Det gir konsentrasjon på 37 µg/L etter første fortyning i resipienten (1:10) og 18,5 µg/L 10 meter fra utslippet (fortyning 1:20) dersom innholdet av totalt nitrogen i det opprinnelige avløpsvannet er 100 mg/L. Ved opprinnelig nitrogenkonsentrasjon på 100 mg/L (pH8,2 og 20 °C) må tunnelvannet fortynnes minimum 100 ganger for å oppnå konsentrasjon under 25 µg/L.

#### 4.1.3.4 Suspendert stoff

Konsentrasjonen av suspendert stoff ved rensing til 400 mg/L vil føre til en konsentrasjon på ca. 40 mg/L i resipienten. Dette er under grenseverdi for effekter på sårbare marine fiskearter, men man kan forvente noe effekt på fiske. Dersom partiklene fra sprenging blir veldig skarpe kan det likevel forekomme noe skade på gjellene til fisk som blir eksponert for disse konsentrasjonene.

Dersom rensing av suspendert stoff blir til 200 mg/L vil konsentrasjonen i resipienten bli ca. 20 mg/L. Ved slike konsentrasjoner vil man ikke forvente effekter på sårbare marine fiskearter eller konsekvenser for fiske.

10 m fra utslippet vil konsentrasjonen være redusert til 5 % av opprinnelig konsentrasjon. Det tilsvarer en konsentrasjon på 20 mg/L eller 10 mg/L. Utenfor denne avstanden vil det derfor ikke forventes effekt på sårbare marine fiskearter eller konsekvenser for fiske.

Beregningene for suspendert stoff er konservative. De tar ikke hensyn til sedimentasjon som vil føre til en noe raskere reduksjon i konsentrasjon med avstand fra utslippet. For driftsfase vil konsentrasjonen av suspendert stoff være betydelig lavere.

#### 4.1.3.5 Konklusjon

Et sammendrag av konsentrasjoner i tunnelvann og beregnet konsentrasjonsøkning i resipienten er gitt i Tabell 4.

Tabell 4: Konsentrasjon i tunnelvann og konsentrasjonsøkning i resipient under anleggfase.

Parameter	Maksimal konsentrasjon i tunnelvann etter rensing	Konsentrasjonsøkning i resipient ved standard fortynning: 1:10	Konsentrasjonsøkning 10 m fra utslippet. Fortynning 1:20
Suspendert stoff (mg/L)	400 eller 200	40 eller 20	20 eller 10
Ammoniakk (µg/L)	1800	180	90
Total nitrogen (mg/L)	10-100	1-10	0,5-5
Olje (mg/L)	50 eller 20	5 eller 2	2,5 eller 1
pH	12	Uendret	uendret

Forutsatt en opprinnelig konsentrasjon av olje på 50 mg/L i utslippet beregnes konsentrasjonen i resipient 10 meter fra utslippet allerede å være fortynnet til 2,5 mg/L. Videre fortynning til PNEC (1 mg/L) kan derfor forventes i nokså kort avstand fra dette.

Det antas at pH i utslippet raskt vil nøytraliseres i den robuste sjøresipienten. Sjøvann har god bufferkapasitet mot endringer i pH.

Utenfor en avstand på 10 meter fra utslippet forventes det ikke effekter av suspendert stoff på sårbare marine fiskearter eller konsekvenser for fiske.

Det er vanskelig å forutsi konsentrasjonen av nitrogenforbindelser i utslippsvannet (data fra lignende utslipp varierer fra 10- 100 mg/L). Det forventes økninger av nitrogenforbindelser som kan gi noe økt algeblomstring i sommerhalvåret. Rett ved utslippet kan det forventes toksiske konsentrasjoner av ammoniakk for fisk. For å unngå oppkonsentrering av nitrogenforbindelser og dermed redusert konsentrasjon av oksygen i bunnvannet bør utløpet legges der vannutskiftingen er størst. Utslippet bør være på et dyp som tillater fortynning etter hvert som utslippsvannet stiger i vannmassene, men ikke dypere enn terskler i nærheten for å unngå oppkonsentrering i bunnvannet.

Dersom det oppstår høye konsentrasjoner av ammoniakk i en stor avstand fra utslippsledningen bør utslippet pH-justeres.

Det er ikke registrert sårbare biologiske verdier i området.

## 4.2 HUNDVÅG NORD

### 4.2.1 Problemstillinger

#### 4.2.1.1 Vann fra tunnelen

Utslippspunktene som er vurdert er vist på figur nedenfor.



Figur 2: Planlagte utslippspunkter Hundvåg.

#### 4.2.1.2 Utslipp av rensat tunnelvann i anleggsfase

Vannet fra drivingen av halvparten av Solbakk-tunnelen er planlagt sluppet ut i sjøen nord for Hundvåg. Det er beregnet et utslipp av ca. 27 L/s med vann). Rensing av vannet vil være til 200 eller 400 mg SS/L. Oljekonsentrasjonen i utslippet vil være enten 20 eller 50 mg/L.

#### 4.2.1.3 Utslipp av drens vann og vaskevann i driftsperioden.

Det vil også være utslipp av drens vann og vaskevann i driftsperioden. Av partikler vil det være et utslipp estimert til 1,8 g/L partikler fra sedimentasjonsbassenget. Det forutsettes at ca. 50 % av dette vil gå til Solbakk og 50 % vil gå mot Hundvåg. Utslippet på Hundvåg er estimert til å fortynnes med en faktor på 1/6,5 og vil være på 13,8 L/s. Varigheten av utslippet vil variere med vannmengden som genereres under tunnelvask, og dette avhenger av om det er snakk om helvask, halvask eller vask av vegbane (2-7 dager).

### 4.2.2 Resipientene

#### 4.2.2.1 Sandvågen

Byfjorden-Åmøyfjorden er permanent mikset, beskyttet mot bølgeeksponering, har lav strømningshastighet og moderat oppholdstid for bunnvann. Kjemisk og økologisk tilstand er klassifisert som moderat. Forurensningen skyldes fiskeoppdrett og industri (Vann-nett). Undersøkelser for totalt nitrogen i Åmøyfjorden



fra 1995-1997 viser konsentrasjoner i tilstandsklasse I. For nitrat er en prøve fra september 1995 i tilstandsklasse IV, dårlig tilstand, resten av prøvene har konsentrasjoner i tilstandsklasse I (Vannmiljø).

Sandvågen er en lokalt viktig langgrunn bukt med mudderflate. Området benyttes av sjø og vadefugl og har trolig en artsrik bunnfauna. Store utslipp direkte i Sandvågen er derfor ikke å anbefale.

Det er også registrerte forekomster av ålegras inne i Sandvågen.

#### 4.2.2.2 Øst for Sandvågen

Denne delen av Byfjorden-Åmøyfjorden er mer egnet for utslipp enn selve Sandvågen. Det er gjort flere registreringer av ålegras i dette området.

#### 4.2.2.3 Lundsvågen

Stavangerfjorden ytre er delvis lagdelt, beskyttet mot bølgeeksponering, har lav strømnings hastighet og lang oppholdstid for bunnvann. Økologisk tilstand er klassifisert som dårlig og status for kjemisk tilstand er "oppnår ikke god". Forurensningen skyldes fiskeoppdrett (vann-nett). Undersøkelse av total nitrogen i en prøve lenger sør i Stavangerfjorden ytre viser 170 µg/L som tilsvarer tilstandsklasse I (Vannmiljø). Syd på Langøy ligger en lokalt viktig strandeng og strandsump, og vest på Langøy ligger en viktig strandeng og strandsump med de regionalt sjeldne artene grisnestarr og havbendel (Naturbase). Det ble også registrert ålegras inne i Lundsvågen.

### 4.2.3 Miljørisikovurdering anleggsfase

#### 4.2.3.1 Olje

Ved utslipp av 50 mg/L olje i tunnelvannet beregnes konsentrasjonen i resipienten til å være på 2,5 mg/l 10 meter utslippspunktet (fortynning 1:20). Dette er over grenseverdi for effekter på fisk (PNEC, 1 mg/L) og for effekter på plankton/ vannlevende larver (PNEC, 90 µg/L). Videre fortynning til PNEC (1 mg/L) kan forventes i nokså kort avstand fra dette, så det er bare forventet helt lokale negative effekter av oljeforbindelsene i utslippet.

Ved en oljekonsentrasjon på 20 mg/L i utslippet, må utslippet fortynnes minimum 20 ganger i resipienten for å nå akseptabel konsentrasjon for fisk (en fortynning som oppnås allerede 10 m fra utslippspunkt).

#### 4.2.3.2 pH

Sjøvann har svært høy bufferkapasitet og pH forventes derfor ikke å påvirkes i betydelig grad av utslipp av tunnelvann.

#### 4.2.3.3 Nitrogenforbindelser

Innholdet av nitrogen i drifts- og dreinsvann i anleggsfasen varierer fra 10 - > 100 mg N/L (Weideborg 2010). Med utgangspunkt i fortynning 1:20 i resipienten (10 m fra utslippet) gir dette en tilført konsentrasjonssøkning på 0,5- >5 mg N/L. Det er en konsentrasjon som tilsvarer tilstandsklasse V. I rensebassenger for overvann ved Skullerudkrysset i Oslo er det rapportert om renseseffekter på 38 % for Tot-N (Wist, 2010). Dersom denne formen for rensing benyttes for fjerning av partikler i vannet, og nitrogenrenseeffekten er tilsvarende, vil tilførselen av nitrogen være i klasse II til V. Konsentrasjonen i tunnelvannet kommer i tillegg til den opprinnelige konsentrasjonen i resipienten. For å oppnå konsentrasjon av totalt nitrogen i tilstandsklasse II i resipienten, må tunnelvannet fortynnes over 600 ganger dersom opprinnelig konsentrasjon er 100 mg N/L. Fordi effekten av økt konsentrasjon av nitrogen ikke er akutt, det aksepteres forhøyede konsentrasjoner lenger fra utslippet for nitrogen enn ammoniakk. Det er allikevel viktig å ta hensyn til langtidseffekter på grunn av utslippets varighet.

Ved pH 8,2 og temperatur 20 °C vil ca. 3,6 % av ammoniumnitrogen være tilstede som ammoniakk. Det tilsvarer i verste fall 180 µg/L etter første fortytning i resipienten (1:10) og 90 µg/L 10 meter fra utslippet (fortyting 1:20). Lavere pH og temperatur fører til redusert andel ammoniakk. Ved pH 8 og temperatur 5 °C vil kun 0,74 % være ammoniakk. Det gir konsentrasjon på 37 µg/L etter første fortytning i resipienten (1:10) og 18,5 µg/L 10 meter fra utslippet (fortyting 1:20) dersom innholdet av totalt nitrogen i det opprinnelige avløpsvannet er 100 mg/L. Ved opprinnelig nitrogenkonsentrasjon på 100 mg/L (pH8,2 og 20 °C) må tunnelvannet fortynnes minimum 100 ganger for å oppnå konsentrasjon under 25 µg/L.

Forenklet sett vil ca. 50 % av totalt nitrogen i utslippet foreligge som ammoniumnitrogen. Det tilsvarer i verste fall 5 mg/L etter første fortytning i resipienten (1:10) og 2,5 mg/L 10 meter fra utslippet (fortyting 1:20).

Eksposering av ålegras over to uker har vist tydelige effekter ved 125 µM (ca. 2,3 mg/L) ammoniumnitrogen (Katwijk 1997). En fortytning til under 125 µM er forventet innen 10 meter fra utslippet.

#### 4.2.3.4 Suspendert stoff

##### Fisk

Konsentrasjonen av suspendert stoff ved rensing til 400 mg/L vil føre til en konsentrasjon på ca. 40 mg/L i resipienten. Dette er under grenseverdi for effekter på sårbare marine fiskearter, men man kan forvente noe effekt på fiske. Dersom partiklene fra sprenging blir veldig skarpe kan det likevel forekomme noe skade på gjellene til fisk som blir eksponert for disse konsentrasjonene.

Dersom rensing av suspendert stoff blir til 200 mg/L vil konsentrasjonen i resipienten bli ca. 20mg/L. Ved slike konsentrasjoner vil man ikke forvente effekter på sårbare marine fiskearter eller konsekvenser for fiske.

10 m fra utslippet vil konsentrasjonen være redusert til 5 % av opprinnelig konsentrasjon. Det tilsvarer en konsentrasjon på 20 mg/L eller 10 mg/L. Utenfor denne avstanden vil det derfor ikke forventes effekt på sårbare marine fiskearter eller konsekvenser for fiske.

Beregningene for suspendert stoff er konservative. De tar ikke hensyn til sedimentasjon som vil føre til en noe raskere reduksjon i konsentrasjon med avstand fra utslippet.

##### Ålegras

Ålegras kan påvirkes av suspendert stoff både ved nedsatt lystilgang og ved nedslamming.

#### 4.2.3.5 Konklusjon

Et sammendrag av konsentrasjoner i tunnelvann og beregnet konsentrasjonsøkning i resipienten er gitt i Tabell 5. I utslippsområdet er det påvist ålegras, som kan påvirkes negativt av suspendert stoff og nitrogenforbindelser i utslippet.

Tabell 5: Konsentrasjon i tunnelvann og konsentrasjonsøkning i resipient.

Parameter	Maksimal konsentrasjon i tunnelvann etter rensing	Konsentrasjonsøkning i resipient ved standard fortytning: 1:10	Konsentrasjonsøkning 10 m fra utslippet. Fortyting 1:20
Suspendert stoff (mg/L)	400 eller 200	40 eller 20	20 eller 10
Ammoniakk (µg/L)	1800	180	90
Total nitrogen (mg/L)	10-100	1-10	0,5-5
Ammoniumnitrogen (mg/L)	5-50	0,5-5	0,25- 2,5
Olje (mg/L)	50 eller 20	5 eller 2	2,5 eller 1
pH	12	uendret	uendret

Forutsatt en opprinnelig konsentrasjon av olje på 50 mg/L i utslippet beregnes konsentrasjonen i resipient 10 meter fra utslippet allerede å være fortennet til 2,5 mg/L. Videre fortenning til PNEC (1 mg/L) kan derfor forventes i nokså kort avstand fra dette.

Det antas at pH i utslippet raskt vil nøytraliseres i den robuste sjøresipienten. Sjøvann har god bufferkapasitet mot endringer i pH.

Utenfor en avstand på 10 meter fra utslippet forventes det ikke effekter av suspendert stoff på sårbare marine fiskearter eller konsekvenser for fiske.

Det er vanskelig å forutsi konsentrasjonen av nitrogenforbindelser i utslippsvannet (data fra lignende utslipp varierer fra 10- 100 mg/L). Det forventes økninger av nitrogenforbindelser som kan gi noe økt algeblomstring i sommerhalvåret. Rett ved utslippet kan det forventes toksiske konsentrasjoner av ammoniakk for fisk.

Innenfor en avstand på 10 meter kan ålegras påvirkes negativt av ammonium i utslippet. For å unngå oppkonsentrering av nitrogenforbindelser og dermed redusert konsentrasjon av oksygen i bunnvannet bør utløpet legges der vannutskiftingen er størst. Utslippet bør være på et dyp som tillater fortenning etter hvert som utslippsvannet stiger i vannmassene, men ikke dypere enn terskler i nærheten for å unngå oppkonsentrering i bunnvannet.

Dersom det oppstår høye konsentrasjoner av ammoniakk i en stor avstand fra utslippsledningen bør utslippet pH-justeres.

Sandvågen er lite egnet som utslippsområde på grunn av biologiske verdier. Lundevågen ligger godt skjermet med grunne områder rundt som vil redusere utskiftingen av dypere vann. Det gjør at også Lundevågen er lite egnet som utslippsområde. Området øst for Sandvågen er det beste området for utslipp med tanke på fortenning og vannutskifting.

Utslipp av tunnelvann er planlagt å gå ut i områder der det er påvist ålegras. Ålegras kan påvirkes negativt av suspendert stoff i utslipp. Det er gjort beregninger for potensielle av nedslamming av lokalitetene i Sandvågen. Det er forutsatt at forenklet vil halvparten av strømmen i området føre utslippsvannet til lokalitetene. Det er beregnet høyde på sedimentasjonslaget innenfor et areal på 10 000 m<sup>2</sup>. Dette fører til en estimert sedimentasjon på 0,02 mm sedimentasjon/ dag gjennom et år. Dette er langt under grenseverdien for sedimentasjon på 0,3 mm/ dag. Ålegraset kan også påvirkes av nedsatt lysgjennomtrenging. For å unngå belastning for ålegraslokalitetene av nitrogen og suspendert stoff i utslippet bør utslippsledningen helst plasseres på østlig side av utstikkeren (alternativt rett ut fra utstikkeren), samt på et dyp som sørger for god innblanding av utslippet. Dette bør være på minst 10 meters dyp, for å være under dypet der det er tilgang på lys. På grunn av innholdet av nitrogenforbindelser bør utslippsrøret minst plasseres i en avstand på 10 meter fra ålegraset.

#### **4.2.4 Miljørisikovurdering driftsfase**

Utslipp av overvann fra veg og vaskevann er planlagt å gå til områder der det er påvist ålegras. Ålegras kan påvirkes negativt av suspendert stoff i utslipp. Dette gjelder da først og fremst utslipp av vaskevann fra tunnel. Det er gjort beregninger for potensielle av nedslamming av disse lokalitetene. Det er forutsatt at forenklet vil halvparten av strømmen i området føre utslippsvannet til lokalitetene. Det er beregnet høyde på sedimentasjonslagene innenfor et areal på 1000 m<sup>2</sup>. Dette fører til en estimert sedimentasjon på 0,006 mm sedimentasjon/ dag gjennom et år. Dette er langt under grenseverdi for nedslamming for ålegras, på 0,3 mm/ dag. Utslipp av vaskevann vil foregå over et tidsrom på 4,5 dager. Dette vurderes at dette ikke er nok tid til å ha effekter ved redusert lysgjennomtrenging til ålegraset.

# 5

## Vurdering naturmangfoldloven

### 5.1 KUNNSKAPSGRUNNLAGET (§8)

Etter vår vurdering bør ålegras vurderes etter naturmangfoldlovens prinsipper da dette er en prioritert naturtype. Ålegraset kan påvirkes negativt av utslippene gjennom nedsatt lystilgang som følge av økt turbiditet, nedslamming, algeoppblomstring og toksiske effekter av ammonium. Fisk og vannkvalitet kan også påvirkes negativt av tiltaket. Dette er også omtalt i miljørisikovurderingen. Da ålegras er en prioritert naturtype gjøres vurderingen etter naturmangfoldlovens bare for ålegras.

De største utslippene av partikkelholdig tunnelvann vil forekomme under anleggsfasen. Utslipet vil også inneholde nitrogenkonsentrasjoner som kan ha langtidseffekter på ålegraset.

Utslippene av vaskevann og overvann har ikke potensiale til å føre til negative effekter for ålegraslokalitetene som følge av nedslamming. Utslipet av vaskevann vil også kun foregå over tidsrom på 4,5 dager, og vil derfor ikke ha påvirkning på lysgjennomtrenging over lang tid. Effektene av tiltaket vil i hovedsak være knyttet til anleggsfasen.

Observasjonen ved Hundvåg i områdene rundt planlagte utslipp ble gjort av Svein Imsland sommeren 2012. Undersøkelsen vurderes som kvalitativ. Det er ikke beskrevet observasjoner om tetthet og begroing. Det er heller ikke dokumentert transektkartlegging av områdene.

Ålegrasenger er også registrert i mellom Sandøane (Naturbase.no). Observasjonen er lagt inn av Larsen, V. A. i 2006. Lokaliteten er oppgitt som viktig. Utbredelsen av ålegraset og tetthet til lokaliteten er ikke beskrevet. I Artsdatabanken er det registrert 35 observasjoner av ålegras i Rogaland (Artsdatabanken). Det er derfor ikke en svært vanlig naturtype i regionen.

Til tross for at kjent kunnskap ikke gir mulighet for verdisetting eller sammenligning av forekomsten med andre i regionen vurderes det at § 8 er tilfredsstillt. Det er kjent at det finnes betydelige forekomster av ålegras i området.

### 5.2 FØRE- VAR PRINSIPPET §9

Siden utslippet under anleggsfasen er vist å ha potensiale til påvirkning på ålegras på grunn av mengder av suspendert stoff og nitrogenforbindelser er det foreslått avbøtende tiltak under anleggsfasen. Det er foreslått å forlenge utslippsrøret til dyp som er dypere en nedre voksegrense for ålegras. Konservativt settes denne til 10 meters dyp. Det foreslås også at utslippsrøret plasseres på østsiden av utstikkeren der det ikke er påvist ålegras. På grunn av innholdet av nitrogenforbindelser bør utslippsrøret minst plasseres i en avstand på minimum 20 meter fra nærmeste ålegraslokalitet.

### 5.3 OM ØKOSYSTEMTILNÆRMING OG SAMLET BELASTNING § 10

Det er ikke kjent at det er planer om andre større tiltak i plan- eller influensområdet som kan gi økt samlet belastning for ålegras i Stavangerregionen. Det er stor oppmerksomhet rundt ålegras og ved mange tiltak gjennomføres det avbøtende tiltak for å begrense negativ påvirkning for lokalitetene. Ser man de antatte

effektene av dette tiltaket på ålegras på Hundvåg sammen med andre forekomster av ålegras regionalt og nasjonalt er det etter vår vurdering rimelig å si at den samlede belastningen blir liten.

#### **5.4 KOSTNADENE VED MILJØFORRINGELSE SKAL BÆRES AV TILTAKSHAVER (§ 11) OG MILJØFORSVARLIGE TEKNIKKER OG DRIFTSMETODER (§ 12)**

Siden det er påvist forekomster av ålegras i tiltaksområdet, bør tiltakshaver ta spesielle hensyn i anleggsfasen. Det bør legges spesiell vekt på å lede utslippet under anleggsfasen vekk fra lokalitetene.

## 6 Forslag til overvåking av resipientene

Utslippene bør overvåkes i forhold til turbiditet, nitrogenstoffer og pH. I forbindelse med akvakulturanlegget ved Solbakk bør det gjennomføres overvåkning før under og etter anleggsfasen.

Referansestasjoner bør også etableres, siden tiltaket kommer til å foregå over flere årstider.

# 7 Referanser

- Alabaster og Loyd (1982). Water quality criteria for freshwater fish. 2nd ed. Butterworths, London.
- Aquateam 2007. Rapport nr. 06-039: Oppdatering av bakgrunnsdata og forslag til nye normverdier for forurenset grunn
- Bækken, Torleif, (1998) Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse, NIVA-rapport 3902-98
- Bjørnå, Ragnhild, 2010, Fyllitthåndtering i Rogaland, (<http://www.miljoringen.no/filopplast/filer/2010-11-17%20nr%205%20Ragnhild%20Bj%C3%B8rn%C3%A5.pdf>)
- Blue Planet, 2010, Overvåkning Rogaland, Rapport 1, September 2010
- Cushman-Roisin, Benoit (2010) Environmental Fluid Mechanics, John Wiley & Sons, Inc. Hanover, New Hampshire
- Ertfemeijer (2006). Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review.
- French-McCay (2004). Oil spill impact modelling: Development and validation.
- Fylkesmannen i Rogaland (2002). Tiltaksplan for opprydding av forurensete sedimenter i Stavanger Havn
- Hindar, Atle og Roseth, Roger, (2003) E-18 gjennom sulfidberggrunn i Agder; anbefaling om avbøtende tiltak for å hindre sur avrenning og annen belastning av resipienter, NIVA-rapport 4642-2003
- Hjermann (2007). Fish and oil in the Lofoten- Barents Sea system: synoptic review of the effect of oil spills on fish populations
- Karttjenesten Naturbase [http://dnweb12.dirnat.no/nbinnsyn/NB3\\_viewer.asp](http://dnweb12.dirnat.no/nbinnsyn/NB3_viewer.asp)
- Karttjenesten og database Artsdatabanken: <http://artsdatabanken.no/frontpageAlt.aspx?m=2>
- Karttjenesten Vannmiljø <http://vannmiljo.klif.no/>
- Karttjenesten Vann-nett <http://vann-nett.nve.no/saksbehandler/>
- Länsstyrelsen Västra Götaland (2009). Restaurera ålgräsängar
- National institute for Public Health and the Environment/ Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) (2004). Environmental Risk Limits for Mineral Oil (Total Petroleum Hydrocarbons). RIVM report 601501021/2004.
- NIVA (2008). Risikoen for skader på fisk og blåskjell ved gruveaktivitet på Engebøneset. En litteraturstudie om effekter av metaller og suspenderte partikler.
- NIVA (2010). Marinbiologiske undersøkelser i forbindelse med oljeutslipp fra M/S Full City Undersøkelser av flora og fauna i littoral- og sublittoralsonen
- Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk. Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg. Teknisk rapport 09, august 2009.

Van der Heide (2008). Toxicity of reduced nitrogen in eelgrass (*Zostera marina*) is highly dependent on shoot density and pH.

Varela (2006). The effect of the "Prestige" oil spill on the plankton of the N-NW Spanish coast.

Weideborg, Mona, (2010) [http://faggruppeba.no/ikbViewer/Content/808452/02\\_Weideborg\\_Mona.pdf](http://faggruppeba.no/ikbViewer/Content/808452/02_Weideborg_Mona.pdf)

Wist, Ingunn, (2010) Søknad om utslippstillatelse fra midlertidig anleggsdrift og utslipp i driftsfasen, E39 Svevatjørn – Rådal