

Statens vegvesen Region vest

E05: Rv. 13 Ryfast Miljørisikovurdering av utslipp

SHA-YM_044

2013-03-01 Oppdragsnr.: 5111687



A04	2013-03-01	Entrepriise E05	Gilhau	IW	BjKle
A03	2012-09-06	Justert etter informasjon om ålegras	Gilhau	Pebec/Grs/Ellun	BjKle
A02	2012-05-14	Justert vannmengder fra utslippspunkter	Gilhau	JMD	
A01	2012-03-29	FORELØPIG	Gilhau/ 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.

Innhold

1	Innledning	5
2	Mulige effekter av utslippene	6
2.1	Olje	6
2.1.1	Fisk 6	
2.1.2	Strandsone og bunnsamfunn	7
2.2	pH	7
2.3	Nitrogenforbindelser ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ og NO_3^-)	8
2.3.1	Fisk 8	
2.3.2	Tilstandsklasser	8
2.4	Suspendert stoff (SS)	9
2.4.1	Fisk 9	
2.5	Metaller	10
3	Om fortynning og beregning av konsentrasjoner i resipienten	11
4	Utslippspunkter	12
4.1	Sjø ved Buøy	12
4.1.1	Problemstillinger	12
4.1.1.1	Utfylling	12
4.1.1.2	Vann fra tunnelen	12
4.1.1.3	Lensevann fra byggegrøp på Buøy	12
4.1.2	Resipienten	13
4.1.2.1	Stavanger havn	13
4.1.3	Miljorisikovurdering	14
4.1.3.1	Olje	14
4.1.3.2	pH	14
4.1.3.3	Nitrogenforbindelser	14
4.1.3.4	Suspendert stoff	14
4.1.3.5	Konklusjon	15
4.2	Sjø ved Grasholmen	15
4.2.1	Problemstillinger	15
4.2.1.1	Vann fra tunnelen	15
4.2.2	Resipienten	16
4.2.2.1	Stavangerfjorden indre	16
5	Forslag til overvåking av resipientene	17
6	Referanser	18

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 Hundvågtunnelen med tilhørende dagsone på Buøy (E05).

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 fortykning av utslippsvannet ved de planlagte utslippspunktene. Det er også gitt overordnet forslag til overvåking under tiltaket.

1 Innledning

Det er gjennomført miljørisikovurdering av planlagt utslipp fra anleggsfasen for å vurdere om utslippet 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. Miljørisikovurdering 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. Statens vegvesen har foretatt en enkel kartlegging av ålegraslokalteter rundt Hundvåg. Lokalitetene ligger på nord og nordøstsiden av Hundvåg og vil ikke påvirkes av utslippet fra entreprise E05.

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_{10} - C_{12} og C_{12} - C_{35} 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 tunnelldrivingen 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 laver 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 (C₁₀-C₁₂) er 26 mg/kg tørrvekt (Nederlandsk grenseverdi, SRC_{eco} for sediment, (RIVM 2004). Slike konsentrasjoner medfører akutte toksiske virkninger. For fraksjonen C₁₂- C₁₆ er SRC_{eco} 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 NO_3^-)

Uomsatt sprengstoff inneholder ca. 50 % av nitrogen som ammoniumforbindelser og 50 % som nitratforbindelser. Toksisiteten av 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 NH_x foreligge som ammonium, NH_4^+ . Ved høyere pH- verdier derimot, vil en større andel av NH_x finnes som ammoniakk, 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 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 ₃) (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 ₃) (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 fjellsprengningsteknikk (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 torskfisk. De viser at antallet studier gjort på estuarine/marine arter er lavt. Humborstad et al. (2006) viste effekter på gjeller hos torskfisk 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.

2.5 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 fortytning og beregning av konsentrasjoner i resipienten

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. fortytning 1:20 (Cushman-Roisin 2010). Utenfor denne avstanden vil andre mekanismer være bestemmende for grad av fortytning.

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 fortytningen.

Det er også vist fortytning 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 fortytning, da utslippet til sjø normalt er til resipienter med god utskiftning.

4 Utslippspunkter

4.1 SJØ VED BUØY

4.1.1 Problemstillinger

4.1.1.1 Utfylling

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

4.1.1.2 Vann fra tunnelen

Vann fra driving av Hundvågtunnelen er planlagt sluppet ut i sjøen ved Buøy. Det er beregnet et utslipp av vann på ca. 22 L/s (2 rigger). Rensing av utslippet antas til 400 mg SS/L.

4.1.1.3 Lensevann fra byggegrop på Buøy

Det legges opp til at man skal etablere en tett spunt i anleggsfasen. Vannmengde som må håndteres fra byggegrop vil avhenge av om man lykkes med dette. I så fall blir mengde veldig begrenset.

I 2003 og 2010 ble det gjennomført prøvetaking og analyse av totalt 14 prøver (S11-S15 og BU2312-BU2315) i det aktuelle, utfylte området. Det er analysert på standard analyser som omfatter 8metaller, PCB7, PAH16 og olje/THC/BTEX. Analyser viser at fyllmassene mot tunnelpåslaget generelt tilfredsstiller tilstandsklasse III (Klif veileder TA1553/2009) for alle komponenter, med de høyeste utslagene for arsen, bly og olje. Unntaket er borpunktene BU2312 og BU2313 som viser tyngre alifater (C12-C35) i tilstandsklasse V fra 100-200cm under terreng (Tabell).

Tabell 4 Analyseresultater fra borpunkt BU2312 og 2313 på Buøy. Tabellen viser alle resultater som overskrider tilstandsklasse III.

Parameter	Enhet	BU2312-02 jord	BU2313-02 jord
Dybde	cm	100-200	100-200
Tørrstoff	%	91,8	87,3
Fraksjon >C12-C35	mg/kg TS	3130	3260

Mengde suspendert stoff i et anleggsområde hvor det graves i mettet sone, vil være avhengig av massenes beskaffenhet og kornfordeling. Aktuelle fyllmasser er inhomogene og kornfordelingsanalyser vil derfor ikke gi et dekkende bilde.

Foreslåtte utslippskrav er identiske med utslippskrav for tunnelvann i driveperioden (vann fra byggegrop antas ført til sammen renseenhet som benyttet for tunneldriving).

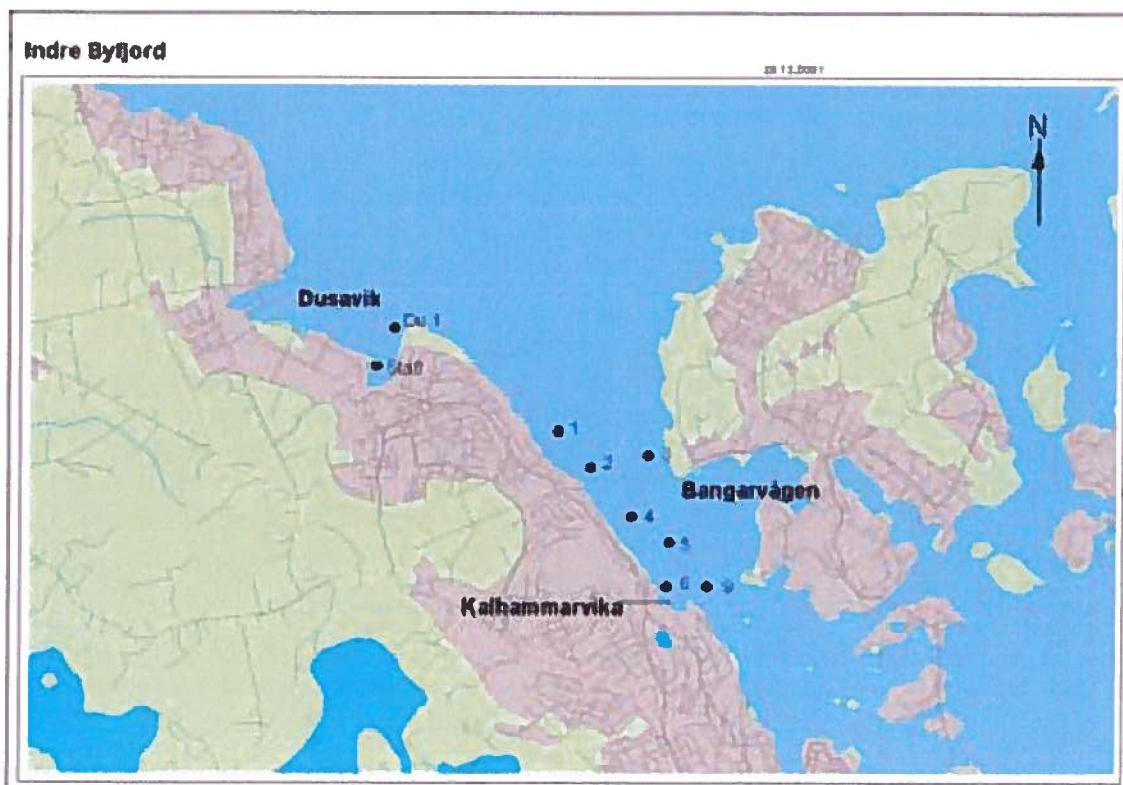
4.1.2 Resipienten

Renset tunnelvann skal etter planen slippes til Stavanger havn.

4.1.2.1 Stavanger havn

Stavanger havn er delvis lagdelt, beskyttet mot bølgeeksponering, har lav strømningshastighet og kort oppholdstid for bunnvann. Kjemisk og økologisk tilstand i havna er klassifisert som moderat. Forurensningen skyldes både diffuse kilder som avrenning fra byen og forurensning fra punktkilder fra industri (Vann-nett). Konsentrasjonen av nitrat og total nitrogen ble målt jevnlig i Stavanger havn i 1980 og 1981. Fem av målingene av nitrat i sommermånedene er lave og tilsvarer meget god tilstand. En av målingene i sommermånedene er veldig høy og i klasse IV, dårlig tilstand. i vintermånedene er fire av konsentrasjonene i klasse II, en på grensen mellom klasse II og III og en er i klasse III, moderat tilstand. For totalt nitrogen er to av prøvene fra sommermånedene i klasse II og de fire andre i klasse I. Alle prøver for totalt nitrogen i vintermånedene er i klasse I (Vannmiljø). Tjuholmen er viktig hekkeplass for sjøfugl, og vannkanten rundt benyttes av ærfugl til søk etter mat. (Naturbase).

Strømmålinger fra området viser at utslipp grunnere enn 15 m ned i vannmassene vanligvis ikke vil akkumuleres i resipienten (Fylkesmannen i Rogaland 2002). Utslipp på større dyp har mye lavere transporthastighet og vil sannsynligvis bli akkumulert i resipienten nær utslippsstedet. Dvs. at utslipp til Byfjorden i overlaget kan bli spredd over store områder, mens utslipp til lavere dyp vil ikke spres like raskt. Spredning fra lokaliteter 1-6 og 9 er meget sannsynlig, da strømmen her er sterkest, se Figur under.



Figur 1: Oversikt punkt for strømmålinger, Stavanger havn (Fylkesmannen i Rogaland 2002).

Ut fra foreliggende informasjon vil det være optimalt å legge utslippet av tunnelvann i området nær punkt 9 i figur 1 over Stavanger havn, i de øvre 15 meterne av vannsøylen. Da sikrer man rask fortynning av utslippet.

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 fortynning 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 drensvann 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 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 renseeffekter 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 fortynning i resipienten (1:10) og 90 µg/L 10 meter fra utslippet (fortynning 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 fortynning i resipienten (1:10) og 18,5 µg/L 10 meter fra utslippet (fortynning 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.

4.1.3.5 Konklusjon

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

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. Fortytning 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

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 fortytning etter hvert som utslippsvannet stiger i vannmassene, men ikke dypere enn terskler i nærheten for å unngå oppkonsentrering i bunnvannet

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

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

Ved rensing til 20 mg/l olje vil det kun være forventet helt lokale effekter av utslipp av tunnelvannet. Denne grensen bør settes som krav til rensing.

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

4.2 SJØ VED GRASHOLMEN

4.2.1 Problemstillinger

4.2.1.1 Vann fra tunnelen

Ved Grasholmen vil det være et utslippspunkt for dreinsvann og vaskevann fra tunnelen i driftsfasen.

4.2.2 Resipienten

4.2.2.1 Stavangerfjorden indre

Stavangerfjorden indre er delvis lagdelt, beskyttet mot bølgeoppskylning, har lav strømningshastighet og moderat oppholdstid for bunnvann. Økologisk tilstand er ikke definert og kjemisk tilstand er satt til "opnår ikke god". Forurensningen skyldes avrenning fra by og andre diffuse kilder (Vann-nett). Undersøkelser av nitratkonsentrasjonen i 1995 (sommer og vinter) er alle i tilstandsklasse I (Vannmiljø). Det er ingen registrerte verdifulle naturtyper i sjø i Stavangerfjorden indre.

5 Forslag til overvåking av resipientene

Utslippene bør overvåkes i forhold til turbiditet, nitrogenstoffer og pH. Referansestasjoner bør også etableres, siden tiltaket kommer til å foregå over flere årstider.

6 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
- Eftemeijer (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
- 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/>
- 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.

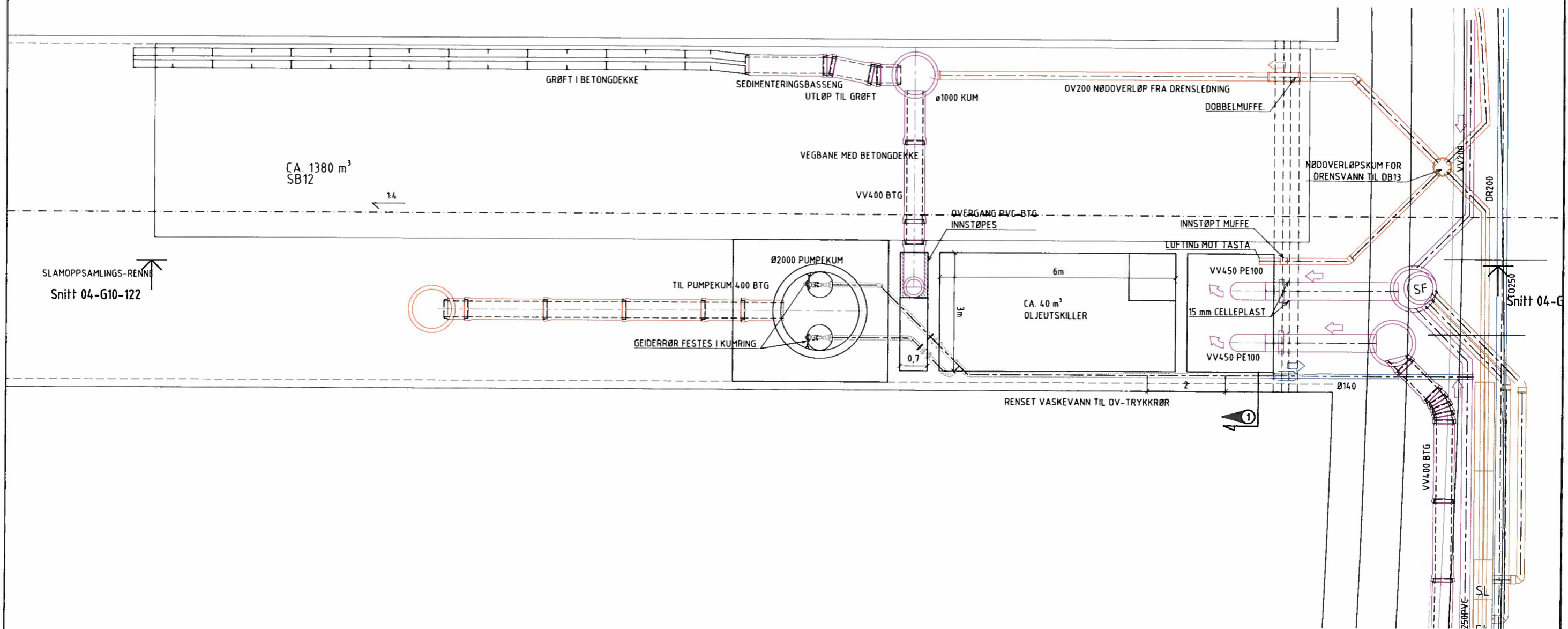
Varela (2006). The effect of the "Prestige" oil spill on the plankton of the N-NW Spanish coast.

Weideborg, Mona, (2010) http://faggruppeba.no/ikbViewer/Content/808452/02_Weideborg_Mona.pdf

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

Vedlegg 1

Tegninger



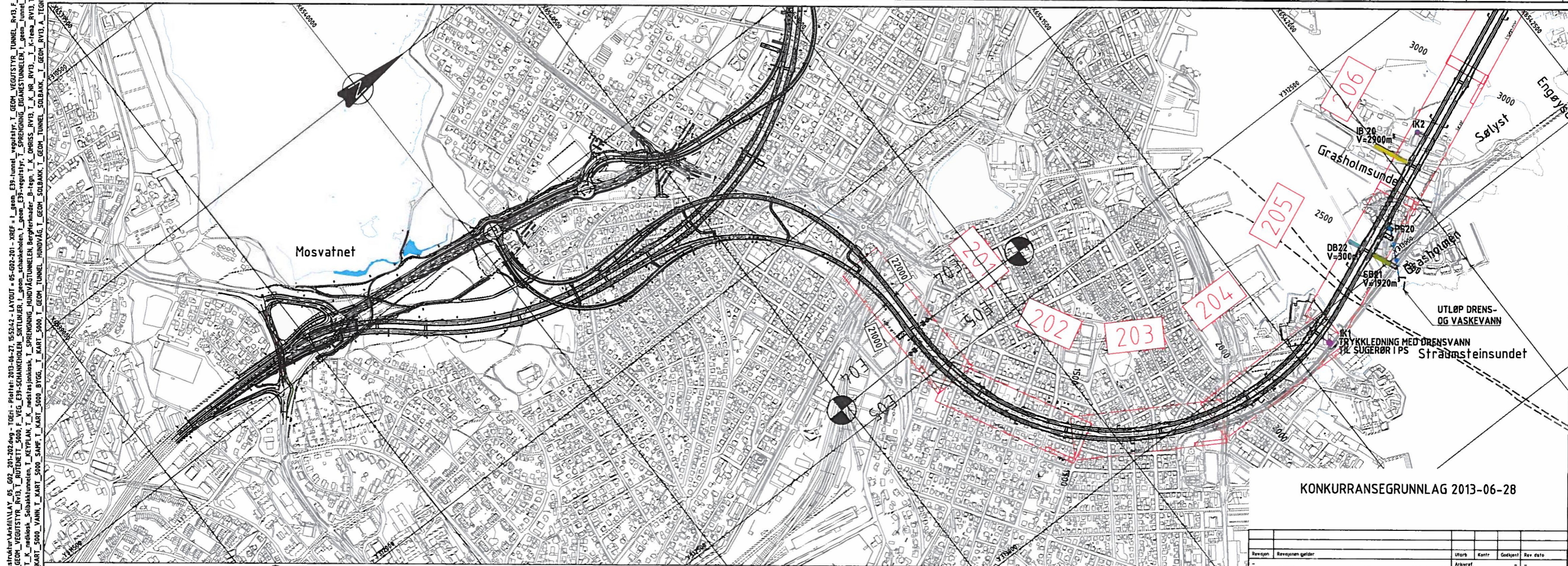
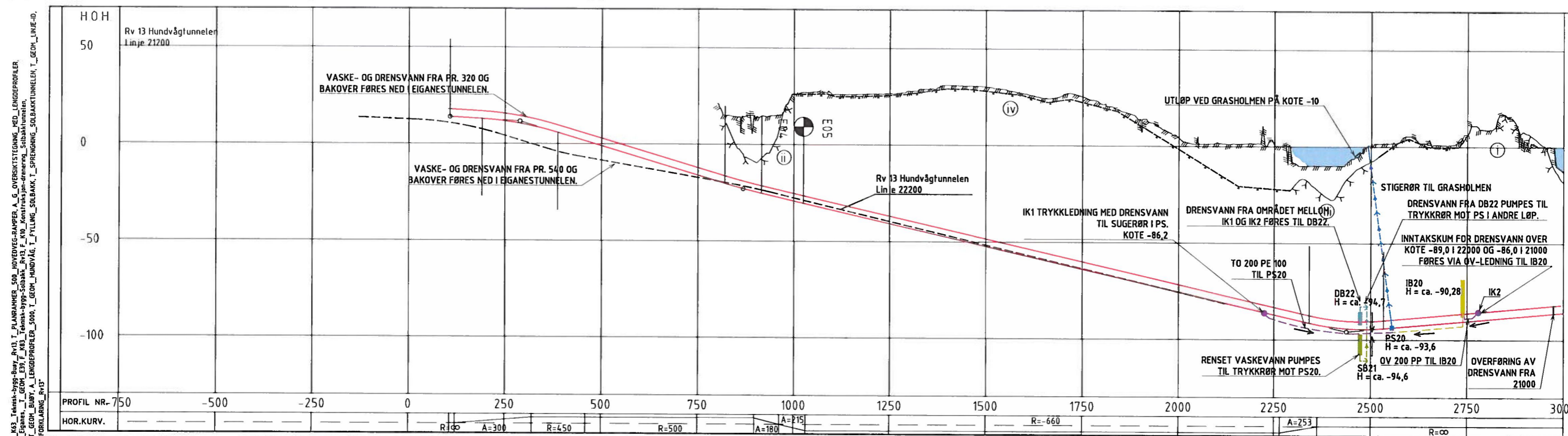
KONKURRANSEGRUNNLAG 2013-06-01

- PUMPELEDNING (PL)
- OVERVANNsledNING (OV)
- DRENSLEDNING (DR)
- VASKEVANNsledNING (VV)
- VANNLEDNING (VL)
- SANDFANG
- SLISSERENNE

HENVISNINGER
KONSTRUKSJON, KFR. 04-K10-121

MERKNADER
1 PUMPER, PUMPELEDNING OG VENTILER INNGÅR IKKE I DENNE LEVERANSE.

Revisjon	Revisjonen gjelder	Utørkt	Kontr.	Godkjent	Rev. dato
-	-	Arkivert	-	-	-
Statens vegvesen E39 Eiganestunnelen ENTREPRISE 04 EIGANESTUNNELLEN M/ DEL AV HUNDVÅGTUNNELLEN Drenering SB12 Plan KONKURRANSEGRUNNLAG		Tegningsdato B.C. Grossdal Bestilt av Region Vest Prosjektnummer 30151B PROJ-nummer 11E0039B_075 Arkivnummer - Byggesaksnummer - Målestokk A1 1:50 Tegningsnummer 04-G10-121			
Utørket av	Kontrollert av	Godkjent av	Konsulentarkiv	Revisjon	
SoKje	TBr	BjKle	511687	04-G10-121	



- TEGNFORKLARING**
- INNTAKSKUM FOR DRENSVANN (IK)
 - INNTAKSBASSENG (IB)
 - SEDIMENTERINGSBASSENG (SB)
 - DRENSBASSENG I LAVBREKK (DB)
 - PUMPESTASJON (PS)
 - TEKNISK BYGG
 - FØRDRØYINGSBASSENG

- GRENSE MELLOM KONTRAKT 04, 05 og 03
- RETNINGSPIL
- CA. VOLUM (m³)
- CA. PROFILHØYDE SENTER VEG (m)
- BOREHULL
- OVERVANNsledning FRA INNTAKSKUM
- SUGERØR FRA INNTAKSBASSENG
- PUMPELEDNING FRA DRENSBASSENG
- PUMPELEDNING FRA SEDIMENTERINGSBASSENG

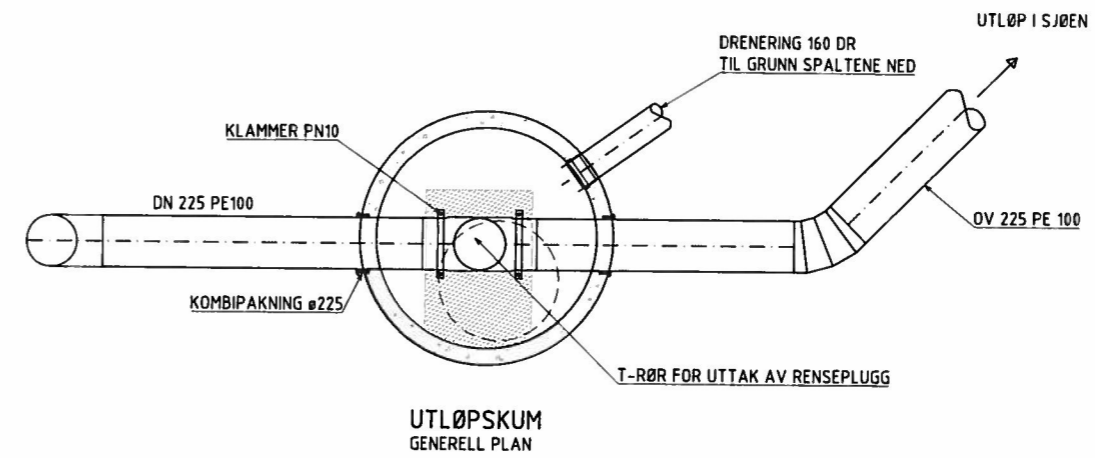
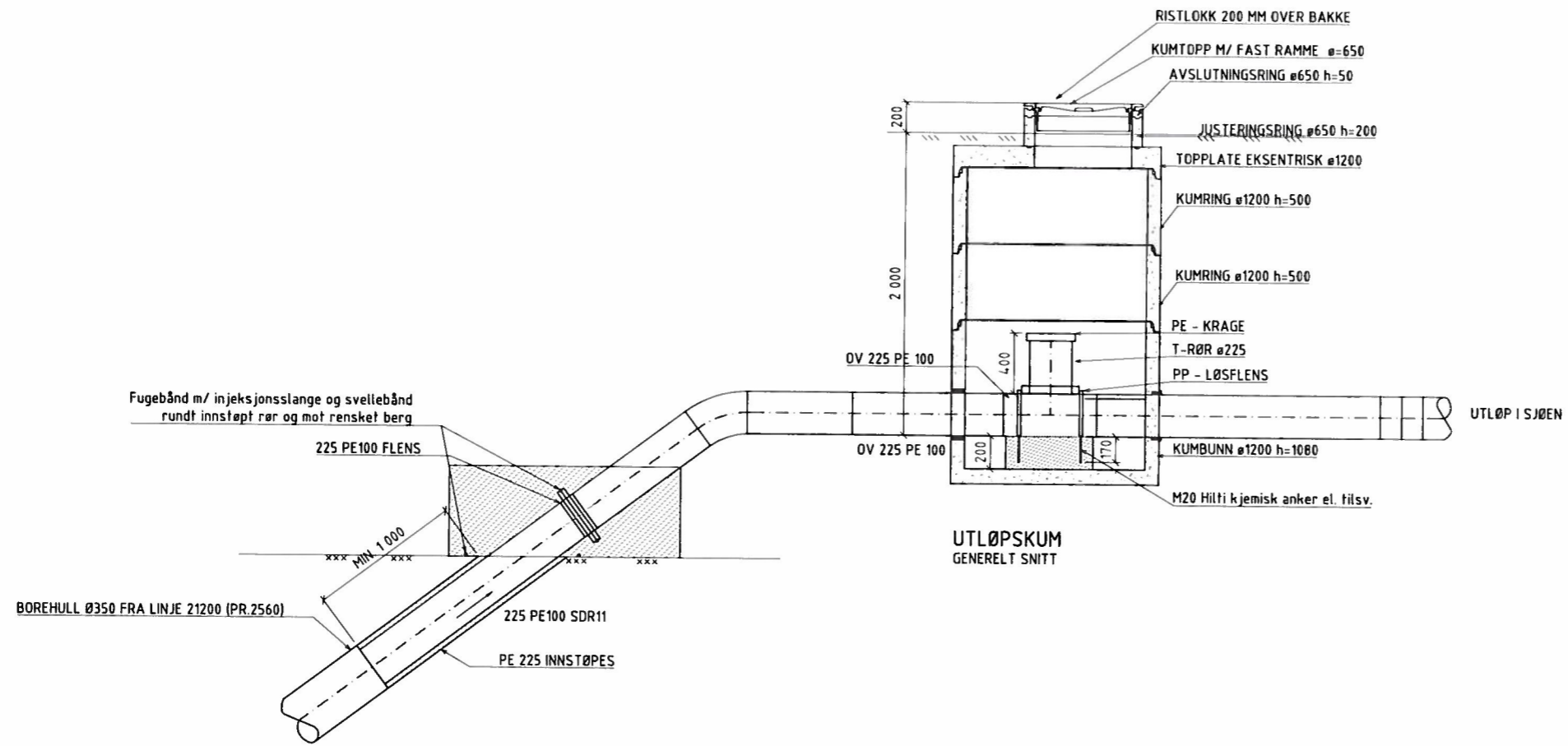
MERKNADER OG HENVISNINGER

UTLØP BORHULL PÅ GRASHOLMEN, KFR. 05-G01-610, 05-G21-290 OG 05-G21-291.

Revisjon	Revisjonen gjelder	Utdr.	Kontr.	Gediget	Rev. dato												
Rv. 13 Ryfast																	
Statens vegvesen																	
ENTREPRISE 05 HUNDVÅGTUNNELEN FRA BUBY																	
Drønering																	
Oversikt drens og vaskevannssystem																	
Plan og profil																	
Konkurransegrunnlag																	
Utarbeidet av	Kontrollert av	Gediget av	Konsulentarbeid	Tegningsnummer													
ToEri	TØr	Bjkle	511687	05-G02-201													
<table border="0"> <tr> <td>Prosjektnummer</td> <td>300465</td> </tr> <tr> <td>PROF-nummer</td> <td>11R0013B_027</td> </tr> <tr> <td>Arkivnummer</td> <td>--</td> </tr> <tr> <td>Byggenummer</td> <td>--</td> </tr> <tr> <td>Målestokk A1</td> <td>15000/1 2000</td> </tr> <tr> <td>Revisjon</td> <td></td> </tr> </table>						Prosjektnummer	300465	PROF-nummer	11R0013B_027	Arkivnummer	--	Byggenummer	--	Målestokk A1	15000/1 2000	Revisjon	
Prosjektnummer	300465																
PROF-nummer	11R0013B_027																
Arkivnummer	--																
Byggenummer	--																
Målestokk A1	15000/1 2000																
Revisjon																	

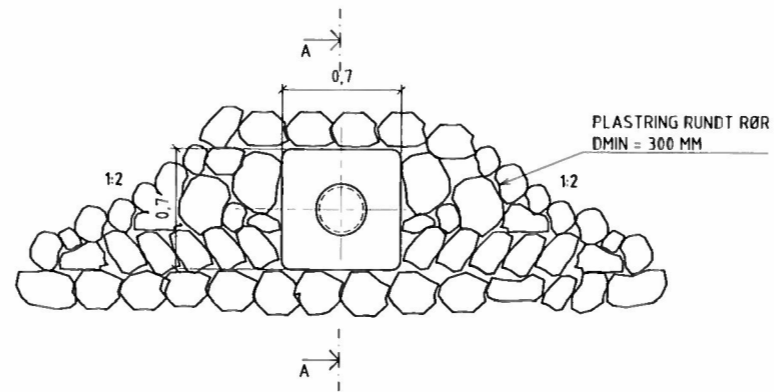
BESTEMMELSER

1. ALLE INNFORINGER BORES OG INNFORES I COMBIPAKNING. DET SKAL BENYTTES COMBIPAKNING SOM DEKKER EN DIMENSJON STØRRE ENN DEN AKTUELLE DIMENSJON PÅ RØRET.

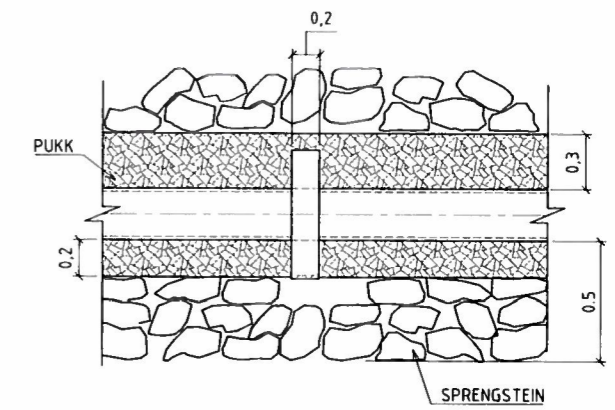


KONKURRANSEGRUNNLAG 2013-06-28

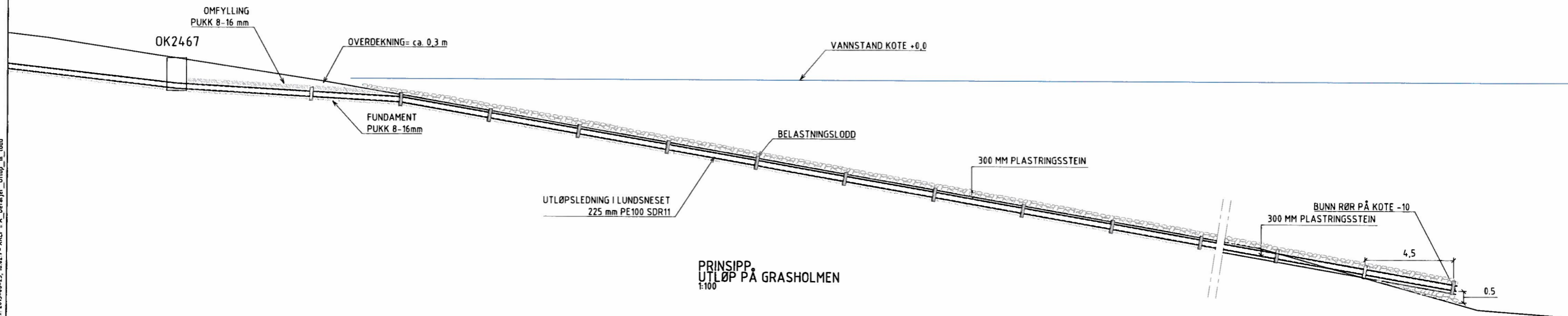
Revisjon	Revisjonen gjelder	Utkast	Korr.	Godkjent	Rev dato
-					-
Rv. 13 Ryfast Statens vegvesen ENTREPRISE 05 HUNDVÅGTUNNELEN FRA BUØY Drenering Tunnel 21 ØK2465 Utløpskum for stigerør på Grasholmen Konkurransgrunnlag		Arkivert Tegningsdato Bestiller B C Grassdal Prosjekt for Region vest Prosjekt av Norconsult Prosjektnummer 300465 PROJ nummer 11R0013B_027 Arkivnummer Byggesaknummer Målestokk A1 1:20 Tegningsnummer 05-G21-290			
Utkast av ToEri	Kontrollert av TBr	Godkjent av ØKie	Konstruktør for S111687		Revisjon



PLASTRING VED UTLØP
FRONT, 1:20



BELASTNINGSLØDD VED UTLØP
SNITT A-A, 1:20



KONKURRANSEGRUNNLAG 2013-06-28

Revisjon	Revisjonen gjelder	Utørst	Konstr	Godkjent	Rev dato
-		Arket		-	-
Rv. 13 Ryfast		Tegningsdato	04-11-2011		
ENTREPRISE 05 HUNDVÅGTUNNELEN FRA BUBØY Drenering Tunnel Z1 Utløp drens- og vaskevann på Grasholmen Konkurransegrunnlag		Bestiller	B C Grassdal		
		Prosjekt for	Region vest		
		Prosjekt av	Norconsult		
		Prosjektnummer	300465		
		PROJ-nummer	11R0013B_027		
		Arkivnummer	-		
		Byggesaksnummer	-		
		Målestokk	Sam vist		
Utørst av	Kontrollert av	Godkjent av	Konsulentarkiv	Tegningsnummer	Revisjon
ToEri	TBr	BjKle	5111687	05-G21-291	