

# Undersøkelse av tunnelvann, slam og uomsatt sprengstoff under drivingen av Espatunnelen på E6

Av Sissel Brit Ranneklev, Øyvind Garmo, Karina Petersen & Hedda Vikan

Sissel Brit Ranneklev (PhD), er seniorforsker ved NIVA

Øyvind Garmo (PhD), er forsker og leder av NIVA Region Innlandet (Hamar)

Karina Petersen (PhD), er forsker ved NIVA

Hedda Vikan (PhD), er sjefingeniør i Statens vegvesen, Vegdirektoratet.

## Summary

Monitoring of tunneling water, sludge, and undetonated explosives during the construction of the Espa tunnel at E6. During construction of the Espatunnelen at E6, tunneling water (water leakage and drilling water), suspended solids from the drilling, and blasted rocks were sampled. Results showed that the concentrations of Al, Cu, Zn, and Cr in the tunneling water from the construction site were high. The constructed sedimentation basins at the site, reduced the concentrations of suspended solids, TOC and tot-P in the tunneling water, but had no effects on the concentrations of metals and  $\text{NO}_3\text{-N}$  and  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Since shotcrete was used during construction, pH in tunneling water was high (pH 11,76 was measured). Effluent water treated in the constructed sedimentations basins had high concentrations of  $\text{NO}_3\text{-N}$  and  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Failure to comply with the discharge permission in relation to pH, will result in formation of acute toxic levels of ammonia in the effluent water. Levels of organic contaminants measured in the suspended solids were low, and close to the detection limits. Large-scale test of measurements of unexploded explosives ( $\text{NO}_3\text{-N}$  and  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) in blasted rocks from two detonations were conducted. Results showed that about 10 % of the loaded explosives, measured as nitrogen, did not detonate. Runoff from tunneling water and deposits of blasted rocks with high

levels of unexploded explosives at high pH, may impact the water quality with respect to eutrophication, and acute toxic levels of ammonia.

## Sammendrag

Under drivingen av Espatunnelen på E6 ble det tatt ut prøver av tunnelvann (drifts- og drengvann), slam og sprengstein. Konsentrasjoner av Al, Cu, Zn og Cr i tunnelvannet var høyt. Entreprenørens sedimentasjonsbasseng reduserte konsentrasjonene av STS, TOC og tot-P i tunnelvannet, men ingen reduksjoner i konsentrasjoner av metaller og  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$  fra uomsatt sprengstoff ble observert. pH i tunnelvannet var høy (pH 11,76 ble målt). Konsentrasjoner av  $\text{NO}_3\text{-N}$  og  $\text{NH}_4\text{-N}$  i utslippsvannet fra anlegget til Mjøsa var høyt. Ved manglende pH-reduksjon i utslippsvannet, vil konsentrasjoner av ammoniakk i utslippsvannet være akutt giftig for vannlevende organismer. Konsentrasjoner av organiske miljøgifter som ble målt i slammet var lavt, nær deteksjonsgrensen. Storskalamålinger av uomsatt sprengstoff i sprengstein fra 2 detonasjoner ble gjennomført. Målinger viste at ca 10 % av sprengstoffet ikke ble omsatt under detonasjonene. Tunnelvannet og eventuelt deponering av sprengstein vil tilføre vannforekomster næringsstoffer og ammoniakkholdig avrenningsvann som kan være akutt giftig.

## Innledning

På grunn av en kompleks geografi og topologi har Norge lange tradisjoner med å bygge tunneler til veg og jernbane. I følge Statistisk sentralbyrå ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)) og den nasjonale vegdatabank ([www.vegvesen.no](http://www.vegvesen.no)) har vi i dag om lag 1000 og 700 tunneler for henholdsvis veg og jernbane, og flere skal bygges. Nasjonal transportplan for 2014-2023 indikerer at 20-30 km tunneler skal bygges årlig. Tunneldriving kan påvirke vannmiljøet negativt, og spesielt har fokus vært knyttet til innlekkasje som medfører endringer i grunnvannstand og vannstand i innsjøer (Geldermalsen 2004; Weideborg et.al. 2009). En annen miljøproblemstilling ved driving av tunneler, er forbruket av vann. For å fjerne borkaks og kjøle ned utstyr brukes store mengder vann under driving av tunneler, og i perioder vil vannforbruket på en borerigg være fra 200 til 350 liter pr minutt (NFF 2009). I tillegg til driftsvann, vil man ha innlekkasje av annet vann i tunnelen, også kalt drengsvann, hvor volum vil variere sterkt, alt avhengig av de geologiske forholdene og effektiviteten av tettingen/injeksjonen.

Drivingen av tunnelen vil skape en rekke ulike forurensninger slik at tunnelvannet (drift- og drengsvann) vil måtte behandles før det kan slippes ut til en vannforekomst. På grunn av aktiviteter som boring, sprengning, nedmaling av steinmasser og bruk av tunge anleggsmaskiner vil tunnelvannet ha høye konsentrasjoner av suspendert stoff (Bækken, Dale, og Iversen 2011). Type bergart det bores i vil være avgjørende for hvilke stoffer (for eksempel metaller og sulfider (Hindar 2011) og form partiklene vil ha (Pabst mfl. 2015). En annen miljøutfordring med tunneldrivingen er sprengstoff som ikke omsettes under sprengningen på grunn av bergforhold, tekniske årsaker under detonasjon, samt søl under lading i borehull. I norske tunnelanlegg benyttes hovedsakelig emulsjonssprengstoff som er sammensatt av en 60-85 %  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -løsning omgitt av olje. Andel uomsatt sprengstoff fra en salve vil generelt være mellom 10-14 % (Bækken 1998a; Bækken 2014), og med et forbruk på 500-1000 kg sprengstoff pr. salve vil om lag 50-140 kg sprengstoff ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) ikke bli omsatt pr deto-

nasjon. I tunnelanlegget benyttes sementbaserte produkter til injeksjon og bergsikring. Sprøytebetongen som benyttes til bergsikring vil ha en høy pH, som resulterer i at  $\text{NH}_4$  omgjøres til giftig  $\text{NH}_3$ , dersom ikke pH i tunnelvannet justeres (Vikan 2013; Garmo og Escudero 2014). Sementbaserte produkter inneholder også tilsetningsstoffer som vil kunne renne ut med tunnelvannet (Wester Plessner og Engelsen 2015). I anleggsfasen benyttes olje til en rekke ulike aktiviteter, og oljesøl må påregnes (Aanes et.al. 2014). Avgasser fra forbrenning av drivstoff og slitasje av dekk vil kunne resultere i at PAH-forbindelser dannes og følger tunnelvannet.

I dette arbeidet har vi fulgt entreprenøren Hæres ([www.akh.no](http://www.akh.no)) parsell i Fellesprosjektet E6-Dovrebanen ([www.e6-dovrebanen.no](http://www.e6-dovrebanen.no)), hvor Espatunnelen ble drevet. Hensikten med arbeidet var:

- 1) å gjøre kjemiske og økotoksikologiske undersøkelser på tunnelvann og utvalgte sedimenter
- 2) å bestemme mengde uomsatt sprengstoff fra tre detonasjoner

Undersøkelsene av tunnelvann og sedimenter ble gjort i vann og slam fra sedimentasjonsbassenger, og i sluttrenseanlegg. Bestemmelse av uomsatt sprengstoff ble gjort ved at sprengstein fra tre detonasjoner ble samlet opp i 10 m<sup>3</sup> containere og vasket ut for bestemmelse av konsentrasjoner av  $\text{NH}_4\text{-N}$  og  $\text{NO}_3\text{-N}$ .

## Material og metode

### Lokasjon

Uttak av prøver ble gjennomført i mai-juni 2013 i det sørgående løpet til Espatunnelen (Figur 1). Teknikken som ble benyttet under tunnelboringen, er såkalt «drill & blast», dvs man borer hull, lader disse med sprengstoff, sprenger, lufter ut avgasser, støv og røyk, for deretter å laste opp og transportere ut massene. Under drivingen av Espatunnelen benyttet man ulike salveplaner, og det ble brukt emulsjonssprengstoff og ikke-elektroniske tennere. For Espatunnelen ble det gjennomført 261 detonasjoner og forbruket av sprengstoff var på 215,3 tonn. Sprengstoffet som



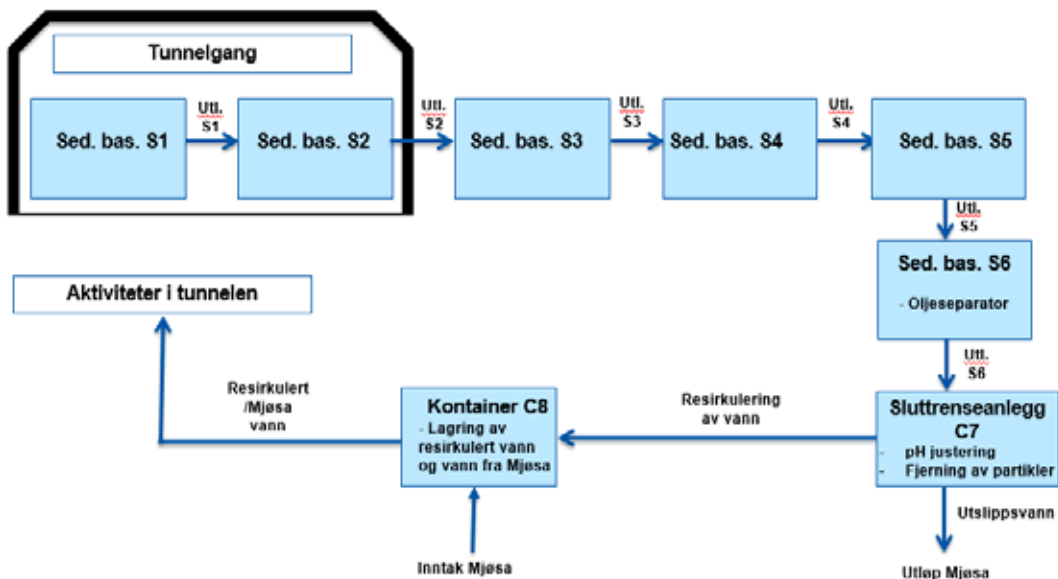
Figur 1. Informasjon om Espatunnelen

ble benyttet var av Civic Control, som bestod av 60-80 %  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , 5-15 %  $\text{NaNO}_3$ , 3-8% mineralolje, 0,5-5% gassmiddel (N-10) og 0,5-5 % emulgator. Injeksjonsmidler ble ikke benyttet, og tunnelen ble under drifvingen sikret med sprøytebetong. Til slutt ble tunnelen foret med betongelementer.

### Behandlingsanlegg for tunnelvann og uttak av vann og sedimenter for analyse

Entreprenøren hadde et behandlingsanlegg som var sammensatt av fire seriekoblede sedimentasjonsbasseng (40m<sup>3</sup>) som var delvis selvkonstru-

erte, dvs vann ble pumpet fra stoffen til første basseng, og ved hjelp av høydeforskjeller rant vann over til neste basseng. De tre siste modulene i behandlingsanlegget var produsert av Containertech ([www.containertech.no](http://www.containertech.no)). Modulen som Hære benyttet seg av var av typen 320, som bestod av to seriekoblede sedimentasjonsbasseng (40 m<sup>3</sup>), hvor det siste i serien var utstyrt med en oljeavskiller. Vann fra dette sedimentasjonsbassenget ble pumpet til sluttrensanlegg (modul tre), hvor styringssenteret for anlegget var lokalisert. Her ble fine partikler fjernet ved hjelp av posefiltre før pH ble justert, og utslippsvannet ble



Figur 2. Skisse av entreprenørens behandlingsanlegg for tunnelvann. Mellom sedimentasjonsbassengene var det tillaget enkle ulike overløpsystemer (Figur 3). Syre ble benyttet til pH-justering.



Figur 3. Koblinger mellom sedimentasjonsbassengene S1-S2 (til venstre) og S4-S5 (til høyre).

pumpet videre til resirkulering eller til Mjøsa. Ukesblandprøver ble tatt av utslippsvann, i tillegg ble pH, turbiditet, temperatur og suspendert stoff målt regelmessig. Dette var måledata som ble vurdert i forhold til utslippstillatelsen. I Figur 2 vises en skisse over behandlingsanlegget. Koblingen som ble benyttet mellom sedimentasjonsbassengene er vist i Figur 3. Volum vann som ble benyttet på anlegget, resirkulert eller sluppet ut til Mjøsa ble ikke målt.

Vannprøver ble tatt ut i noen av sedimentasjonsbassengene («Utl. S1-S6») og fra utslippsvann («Utløp Mjøsa»). I tillegg ble det tatt målinger av utslippsvann rett etter påføring av sprøytebetong (29.5.2013), og fem dager seinere, hvor det ikke hadde vært sprengning eller andre aktiviteter i tunnelen. I denne perioden ble innlekket vann pumpet ut fra tunnelen til behandlingsanlegget. Vannprøven som ble tatt ut rett etter påføring av sprøytebetong ble gitt betegnel-



Tabell 1. Informasjon fra tre detonasjoner som ble benyttet til bestemmelse av uomsatt sprengstoff.

Detonasjon	Dato	Mengde sprengstoff benyttet (kg)	Betong forbruk (m <sup>3</sup> )	Salvelengde (m)
Salve 1	28.5.2013	701,2	24	3,0
Salve 2	29.5.2013	808,4	24	3,0
Salve 3	29.5.2013	709,2	24	3,0



Figur 4. Bestemmelse av uomsatt sprengstoff i sprengstein fra Espatunnelen ved Sørli tømmerterminal.

sen «Sprøytebetong», mens vannprøven som i stor grad bestod av innlekket vann ble gitt betegnelsen «Driftsopphold».

For vannkvalitetsparametere og økotokstester ble det benyttet plastflasker av Polyetylenkvalitet, mens det til metallanalyser ble benyttet teflonflasker som var fylt med syreløsning.

Brente glassflasker (2,5 l) ble benyttet til vannprøver som skulle til PAH-analyse. Sedimenter fra S1 og S5 ble tatt ut med en håndholdt Van Veen grabb. Sedimentene ble overført til et brent syltetøyglass og fryst ned fram til analyse.

Tabell 2. Vekt sprengstein og springvann som ble fylt i kontainerne. Vekt av stein og vann ble målt ved bruk av kommersiell vekt som benyttes ved Hamar Pukk og Grus AS, avdeling Sørli. For videre beregninger av konsentrasjoner er 1 tonn springvann gitt volum 1000 l.

Kontainer	Vekt sprengstein (tonn)	Vekt springvann (tonn)
A (Salve 1)	4,30	1,55
B (Salve 2)	5,35	2,50
C (Salve 3)	8,15	1,65

Tabell 3. Kjemiske analyser utført på vannprøver.

Parameter	Metode*
pH	A 1-1
Ledningsevne	A 2-1
Turbiditet	A 4-2
Suspendert tørrstoff (STS)	B 2
Suspendert gløderest (SGR)	B 2
TOC (totalt organisk karbon)	G 4-2
Tot-P (total fosfor)	D 2-1
PO <sub>4</sub> -P	D 2-1
Tot-N (total nitrogen)	D 6-2
NH <sub>4</sub> -N	D 5-4
NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> -N	D 3-3
NPOC/DC (OC)	G 5-3
Metaller (-Hg)	E 8-3/E 9-3**
Hg	NS-EN ISO 12846
Alkylerte PAH og PAH16 i vann	NIVA metode

\*NIVA-kode for metodebeskrivelse, \*\* ICP-MS, og prøven konserveres med HNO<sub>3</sub>, slik at totalkonsentrasjon syre blir 0,5 %. I metoden bestemmes frie metaller og de som lar seg løse ut av syreløsningen. Konsentrasjonen som bestemmes er antagelig noe høyere enn for filtrerte prøver, men mindre enn for totale konsentrasjoner.

## Uomsatt sprengstoff og uttak av vannprøver

For bestemmelse av mengde uomsatt sprengstoff ble tre kontainere (10 m<sup>3</sup>) plassert inne i Espatunnelen og fylt opp med sprengstein fra tre detonasjoner. Før oppfylling ble kontainerne vasket med springvann fra en brannslange som var koblet til drikkevannsnettet. Såpe ble ikke benyttet og vannet ble pumpet ut før oppfylling av sprengstein (for vannkjemi i springvannet se Tabell 9). Informasjon om mengde sprengstoff, forbruk av betong og salvelengde er gitt i Tabell 1.

Under uttaket av sprengstein ble det i størst mulig grad forsøkt å ta ut stein av ulike størrelser. Etter oppfylling ble kontainerne (A, B og C) flyttet til Sørli tømmerterminal (Figur 4), hvor kontainere ble fylt opp med springvann og veid. Mengde sprengstein og springvann i de ulike kontainere, merket «Salve 1-3», er vist i Tabell 2.

Under oppfylling med vann ble sprengstein snudd og steinmasser vasket med trykket fra vannstrålen for å løse ut mest mulig av sprengstoffet som ikke var omsatt, men lå i løsmasser, eller var festet til sprengsteinen. I hver kontainer

Tabell 4. Kjemiske analyser utført på sedimenter. Metode LSA-031 hos Recetox er benyttet. Analysene er gjennomført med GC-MS/MS, GC/HRMS og TOC-analyser.

Parameter	Metode
PAH16	LSA-031*, GC-MS/MS
Polyklorerte bifenyleter (PCB7)	LSA-031*, GC-MS/MS
Polybromerte difenyleter (PBDE)	LSA-031*, GC-HRMS
Heksabromosyklododekan (HBCD)	LSA-031*, GC-HRMS
Fosfororganiske flammehemmere (PFR)	LSA-031*, GC-HRMS

\* Recetox-kode for metodebeskrivelse

ble det plassert ut senkepumper (1000 l/min) med slange for utpumping til motsatt side av kontainer, for å sikre at det ble sirkulasjon i kontaineren. Vannprøver ble tatt ut ved flere tidsrom, for å se om det var en økning i konsentrasjonen av  $\text{NH}_4\text{-N}$  og  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Vannprøver ble tatt ut ved oppstart, dagen 2 og 7 dager etter oppstart. Da vannprøver skulle tas etter 7 dager hadde vannslangen fra pumpen flyttet seg utenfor kontainer B, slik at alt vannet var pumpet ut av kontaineren. Da det fremdeles var en betydelig økning i konsentrasjoner av  $\text{NH}_4\text{-N}$  og  $\text{NO}_3\text{-N}$  fra dag 2 til dag 7 (32% i snitt), ble videre beregninger gjort med måldata fra kontainer A og C fra dag 7.

## Analysen

### Vannkjemi

Vannprøver ble levert til NIVAs akkrediterte analyselaboratorium samme dag eller dagen etter uttak (oppbevart i kjøleskap fram til levering). Oversikt over kjemiske analyser som er utført er vist i Tabell 3.

### Sedimentkjemi

Sedimentene som ble tatt ut fra S1 og S5 ble sendt til Recetox analyselaboratorium i Tsjekkia ([www.recetox.muni.cz](http://www.recetox.muni.cz)), som er et nasjonalt senter for analyser av organiske miljøgifter og er akkreditert etter EN ISO/IEC 17025. En oversikt over analysene som ble gjennomført er vist i Tabell 4.

### Økotoksikologi

Det ble utført økotoksikologiske tester av vannprøver fra Utl.S1 og sluttrenseanlegget

(«Utløp Mjøsa»). Vurdering av giftigheten til den biotilgjengelige og totale fraksjonen av vannprøvene ble vurdert med en 72-timers vekst-inhibisjonstest med algen *Pseudokirchneriella subcapitata* (OECD 2011; ISO 2012). Da vannprøvene inneholdt store mengder partikulært materiale som kunne påvirke utslaget av algetestene p.g.a. mekanisk påvirkning og hindring av lystilførsel, måtte vannprøven filtreres før testing. Vannprøvene ble derfor filtrert med et Sterivex filter (22µm) før testing. Både metaller og organiske miljøgifter vil kunne være bundet til partiklene som ble filtrert utfra testvannet, men denne fraksjonen er trolig lite biotilgjengelig for alger, men gjør testen usikker. En organisk fraksjon fra vannprøvene ble da ekstrahert ut ved at 100 ml diklormetan ble blandet med 300 ml vannprøve og plassert på et ristebord i 48 timer. Vann og diklormetanfasen ble separert med en skilletrakt og en løsemiddeloverføring fra diklormetan til dimetylsulfoksid (DMSO) ble utført.

## Resultater og diskusjon

### Kjemiske analyser tunnelvann

I Tabell 5 vises målte konsentrasjoner av utslippsvann («stikkprøver») fra behandlingsanlegget. Målte konsentrasjoner av metaller er vurdert i henhold til grenseverdier (EQS) gitt i vannforskriften (Miljødirektoratet 2016). Overskridelser av grenseverdier er angitt med rød-fargede celler, mens målinger under grenseverdien er farget blått. Sammenligning av målte metallkonsentrasjoner med grenseverdier gitt i vannforskriften skulle vært gjennomført på filtrerte vannprøver (porestørrelse 0,45 µm eller tilsvarende fraksjo-

Tabell 5. Kjemiske analyser av utslippsvann. Vannprøver er tatt ut rett etter påføring av sprøytebetong («Sprøytebetong») og fem dager uten sprengning eller andre større aktiviteter, og kun innlekking («Driftsopphold»). Celler farget rødt og blått indikerer henholdsvis at grenseverdier i vannforskriften (Miljødirektoratet 2016) er overskredet eller målt i konsentrasjoner under grenseverdier.

Parameter	Utslippsvann «Sprøytebetong»	Utslippsvann «Driftsopphold»	Grenseverdier i vannforskriften (µg/l)
pH	9,93	6,99	
Ledningsevne (mS/m)	123,5	108,8	
TURB 860 (FNU)	156	43,1	
STS (mg/l)	149,2	36,7	
SGR (mg/l)	141,6	30	
Tot-P (µg P/l)	332	153	
PO <sub>4</sub> -P (µg P/l)	230	142	
Tot-N (mg N/l)	100	72,9	
NH <sub>4</sub> -N (µg N/l)	85800	31300	
NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> -N (µg N/l)	ID*	42500	
TOC (mg C/l)	11,4	8,9	
Cd (µg/l)	0,28**	0,17**	0,08-0,25
Cr (µg/l)	42,2	***s16,5	3,4
Cu (µg/l)	8,44	99	7,8
Hg (µg/l)	0,003	0,005	0,07
Ni (µg/l)	***s0,3	***s1,9	4,0
Pb (µg/l)	***s0,01	1,61	1,2
Zn (µg/l)	***s0,72	115	11,0
As (µg/l)	***s0,1	***s0,05	0,5
Fe (µg/l)	6,5	153,0	
Al (µg/l)	49,0	802,0	
K (µg/l)	42200	32700	

\*ingen data;

\*\*laveste EQS i forhold til hardhet er lagt til grunn for vurderingen, grenseverdi varierer fra 0,08-0,25 µg/l;

\*\*\*sterk matrikseffekt (usikkert resultat), konsentrasjoner er ikke klassifisert.

ning). I tunnelvann som har høye konsentrasjoner av partikler vil vurderingen om grenseverdien er overskredet da kunne være feilaktig, og må ses på som kun en indikasjon på nivået i henhold til grenseverdier, da en stor fraksjon av metallene kan ha vært bundet til partikkeloverflaten. Et mulig unntak er Cr som ville hatt negativ ladning dersom det forelå i oksidasjonstilstand VI, og dermed liten affinitet til antatt negativt ladde partikkeloverflater.

Utslippstillatelsen fra Fylkesmannen omfattet pH (< 8,8), STS (< 200 mg/l) og totale hydrokarboner (< 50 mg/l).

Resultater fra Tabell 5 viste at under påføring av sprøytebetong vil pH i utslippsvannet kunne bli særdeles høy, og i dette ene tilfellet ble utslippstillatelsen ikke overholdt. Ved høy pH vil NH<sub>4</sub> i utslippsvannet omdannes til NH<sub>3</sub> som er giftig for akvatiske organismer. Ved pH 10 og en temperatur på rundt 15°C vil om lag 70% av



oppløst  $\text{NH}_4$  foreligge som  $\text{NH}_3$  (Vikan 2013; Garmo og Escudero 2014). Konsentrasjoner av  $\text{NH}_3$  i utslippsvannet vil da her være langt over grenseverdiene gitt i vannforskriften (Direktorsgruppen for gjennomføring av vanddirektivet 2015), som er satt til å være  $5 \mu\text{g/l}$  og  $30 \mu\text{g/l}$  for hhv. fri ammoniakk og total ammonium. Her ble det benyttet syre til pH-justeringer. Resultater har vist at anlegg som bruker  $\text{CO}_2$  til pH-justering klarer å produsere mer stabile pH-verdier i utslippsvannet enn anlegg som benytter syre (SVV-rapporter 244 og 299). Fra de kjemiske analysene ser vi at utslippsvannet fra tunneldriving vil ha en betydelig «eutrofi-komponent», med høye konsentrasjoner av N, P og K. For de fleste vannforekomster vil «eutrofi-effekten» være midlertidig, da anleggsperioden er begrenset i tid.

Vannkvalitetsdata fra utløpet ved Minnesund viser ingen økning for nitrogen i perioden byggeaktivitetene pågikk, dvs. fra 2010 til 2014 (pers. med. Jarl Eivind Løvik, NIVA). Måledata fra Tussetjern (Ski kommune) viste en kraftig økning i totalnitrogen fra  $1\ 000 \mu\text{g/l}$  til  $3\ 000 \mu\text{g/l}$  i forbindelse med sprengningsaktiviteter i nedbørsfeltet (Haande, Berge, og Bækken 2012). I Sverige har man sett at innsjøer som mottar drivvann fra gruvedrift blir eutrofe (Chlot mfl. 2013; Widerlund, Chlot, og Öhlander 2014), og årsaken skyldes uomsatt sprengstoff og flotasjonskjemikaler som kan inneholde K- og P-forbindelser. For spesielt sårbare innsjøer som kalksjøer, som er en utvalgt naturtype, jfr. Naturmangfoldloven (Lovdata 2017), er eutrofiering antatt å være den viktigste negative påvirkningsfaktoren (Mjelde 2016). For vannforekomster som benyttes som drikkevannskilder vil eutrofi kunne forringe vannkvaliteten i forhold til smak og farge. Aktsomhet må vises dersom aktiviteter i nedbørsfeltet kan påvirke tilførsler av næringssalter til disse vannforekomstene. For vurdering av vannforekomstens sårbarhet for tunnelvannet kan det gjennomføres en sårbarhetsvurdering som vist i rapporten «Vannforekomster sårbarhet for avrenningsvann fra vei under anlegg- og driftsfasen» (Ranneklev et al. 2016).

Konsentrasjonene til noen metaller i utslippsvannet var høye. Det gjeldt spesielt Cd, Cu, Pb, Zn og Al i «Driftsopphold» og Cd, Cr og Cu i «Sprøytebetong». I vannforskriften stilles det ingen krav til formen (oksydasjonstrinn) som Cr foreligger i, da man antar at Cr i naturen stort sett foreligger som Cr (III). Ved høy pH vil Cr i stor grad kunne foreligge som Cr (VI), som er den mest helse- og miljøskadelige Cr-forbindelsen. Cr (VI) er svært giftig for akvatiske organismer, både akutt og kronisk, og Cr (VI) er kreft- og allergifremkallende, samt at enkelte forbindelser er klassifisert som arvestoff- og reproduksjonsskadelige. Opphavet til Cr i tunnelvannet antas i hovedsak å være fra sementen. I dag tilsettes jernsulfat ( $\text{FeSO}_4$ ) i sementprodukter for å redusere Cr (VI) til Cr (III) som er betydelig mindre miljøskadelig. Tillatt innhold av Cr (VI) er regulert i forskrift FOR-2005-01-25-47. I vårt arbeid på Espa ble ikke krom spesielt, men vi tok en vannprøve fra et anlegg på Vestlandet høsten 2014, hvor konsentrasjoner av total krom og krom (VI) i utslippsvannet ble målt (data fra ALS laboratorium). Resultater viste konsentrasjoner av total krom og Cr (VI) på henholdsvis  $44,6 \mu\text{g/l}$  og  $12,0 \mu\text{g/l}$ , dvs 27% av Cr bestod av Cr(VI). Giftigheten til Cr (VI) avhenger av en rekke abiotiske (for eksempel temperatur, pH og alkalinitet) og biotiske faktorer (for eksempel art, alder og utviklingstrinn), og det er vanskelig å måle effekter etter langtids-eksponering. Velma et al. (2009) angir laveste effektkonsentrasjon til  $10 \mu\text{g/l}$  for Cr (VI), mens Alm et al., (1999) antar at effekter kan oppstå i vannforekomster med lav ionestyrke ved konsentrasjoner på  $5 \mu\text{g/l}$  Cr(VI). For alger kan også Cr(III) være giftig i relativt lave konsentrasjoner (Vignati mfl. 2010) for *P. subcapitata* only, in ultrafiltered natural water enriched with all ISO components (modified ISO medium).

Konsentrasjoner av Al var høye i utslippsvannet «Driftsopphold». De høye konsentrasjonene av Al i utslippsvannet skyldes akseleratoren som tilsettes sprøytebetongen for fete og storkning. Akseleratoren som tilsettes har lav pH, og under reaksjon med sprøytebetong med høy pH, vil aluminiumen polymeriseres. Aluminium i

Tabell 6. Målte konsentrasjoner av noen vannkvalitetsparametere og metaller i utløpsvann fra forskjellige sedimentasjonsbasseng. Celler farget rødt og blått indikerer henholdsvis at grenseverdier i vannforskriften (Miljødirektoratet 2016) er overskredet eller målt i konsentrasjoner under grenseverdier. Vannprøvene er ikke filtrerte, og overskridelse av grenseverdier er kun en indikasjon.

Sedimentasjonsbasseng	pH	STS (mg/l)	TOC (mg C/l)	Tot-P (µg P/l)	Tot-N (mg N/l)	Zn (µg/l)	Cd *(µg/l)	Cr (µg/l)	Cu (µg/l)	Ni (µg/l)	Pb (µg/l)
Utl. S1	11,76	4778	43,0	16200	103	**s0,6	0,32	49,2	11,4	**s0,2	0,05
Utl. S4	11,68	1518	42,2	4900	92	**s0,5	0,31	36,1	7,32	**s0,1	0,02
Utl. S5	11,70	817	20,8	1680	105	**s0,7	0,36	43,8	11,0	<0,1	0,05
Utl. S6	11,69	192	14,1	596	110	**s0,8	0,35	48,7	11,6	**s0,40	0,02
Utløpsvann***	9,93	149	11,4	332	100	**s0,7	0,28	42,2	8,44	**s0,3	**s0,01

\* laveste EQS i forhold til hardhet er lagt til grunn for vurderingen;

\*\* sterk matrikseffekt (usikkert resultat, sannsynlig feil), konsentrasjoner er ikke klassifisert;

\*\*\* tilsvarende konsentrasjoner som vist i Tabell 5. <, konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen.

Tabell 7. Konsentrasjoner av PAH16, alkylerte (C1-C3) naftalener, fenantrener og dibenzotiofener i utslippsvann fra Utl. S1. Celler farget rødt indikerer at grenseverdier i vannforskriften (Miljødirektoratet 2016). Celler som ikke er farget mangler grenseverdier.

Forbindelser (ng/l)	Utl. S1
PAH16	6 497
Naftalen	2702
Fenantren	1317
Pyren	677
Sum C1-3 Naftalener	11 826
Sum C1-3 Fenantrener	9 679
Sum C1-3 Dibenzotiofener	9 202

polymerisert form i tilnærmet pH-nøytralt vann vil være lite giftig, for eksempel Teien et.al. (2006). Ved forsuring, for eksempel ved feildosering av syre for å redusere pH i utslippsvannet, vil aluminium kunne omdannes til giftig form.

I Tabell 6 vises konsentrasjoner av noen vannkvalitetsparametere og metaller i utløpsvann fra noen av sedimentasjonsbassengene (Figur 2).

Fra Tabell 6 ser vi at sedimentasjonsbassengene er effektive i å sedimentere ut STS, TOC og tot-P, mens tot-N og metaller i liten grad lot seg sedimenteres ut. Fra Utl. S6 til utløpsvann har vannet vært gjennom posefiltre, som ytterligere reduserer konsentrasjonene av de fleste vannkvalitetsparameterne og metallene i en viss grad,

men med unntak av tot-N. Konsentrasjonene av Cd, Cu og Cr var relativt høye i alle bassengene.

I Tabell 7 vises konsentrasjoner av PAH16, alkylerte (C1-C3) naftalener, fenantrener og dibenzotiofener i utslippsvann fra sedimentasjonsbasseng Utl. S1. Det ble ikke gjort analyser av PAH-forbindelser i utløpsvannet, da vi antok at konsentrasjonene ville være lave pga av sedimentering, oljeavskilleren og fjerning av PAH-forbindelser assosiert til fine partikler i posefilteret.

Det er ikke utviklet grenseverdier for PAH16 i vannforskriften (Miljødirektoratet 2016), kun enkeltforbindelser. I målingen fra Utl. S1 ble grenseverdier overskredet for naftalen, fenantren og pyren. Konsentrasjoner av alkylerte-PAH forbindelser var høy i forhold til de ikke-alky-

Tabell 8. Målte konsentrasjoner av organiske miljøgifter i sedimentasjonsbasseng S1 og S5. Celler farget blått indikerer at grenseverdier i vannforskriften (Miljødirektoratet 2016) er overholdt. Hvite celler er ikke klassifiserte. Grenseverdier for kystvann er benyttet, da grenseverdier for ferskvann mangler for de fleste miljøgiftene.

Forbindelse (µg/kg)	Sed. Bas. S1	Sed. Bas. S5
PCB7	0,8	1,2
PAH16*	73	329
PFR (TCEP)**	< 0,05	< 0,05
∑PBDE	0,0003	S***
∑HBCD	<0,014	<0,014
BPA	<LOD	< LOD

\* ingen grenseverdier for PAH16 i vannforskriften;

\*\* av PFR ble TnBP, TPhP og TeHP målt i konsentrasjoner over LOD i begge sedimentene, LOD for TCEP < EQS;

\*\*\* sterk matriks effekt, og ingen resultater.

lerte homologe PAH-forbindelsene (for eksempel naftalen og C1-3 naftalener), og det var de lette 2- og 3-ringende forbindelsene som dominerte. Dette indikerer at forbindelsene ikke har vært gjennom en forbrenningsprosess (Yunker mfl. 2002), og at det antagelig har vært «oljesøl» ved stoffen, noe som ikke er usannsynlig, da store mengder olje benyttes til maskindeler under drivingen (NFF 2009) og emulsjonssprengstoffet inneholder olje (Olofsson 2007).

### Kjemiske analyser av slam i sedimentasjonsbassengene

I Tabell 8 vises målte konsentrasjoner av noen utvalgte organiske miljøgifter i sedimentasjonsbassengene S1 og S5. De målte konsentrasjonene er klassifisert i henhold til vannforskriften (Miljødirektoratet 2016).

Som vist i Tabell 8 var målte konsentrasjoner av organiske miljøgifter i sedimentasjonsbassengene under grenseverdier gitt i vannforskriften. Konsentrasjoner av Benzo(a)pyren var under deteksjonsgrensen, og naftalen, fenantren og pyren hadde de høyeste konsentrasjonene, tilsvarende resultater fra Utl. S1 (Tabell 7), men kun naftalen oversteg grenseverdier gitt i vannforskriften. Årsak til funn av PCB7 i sedimentene er ikke kjent. Det forventes at konsentrasjonene av de organiske miljøgiftene sedimenteres ut i økende grad fra S1 til S5. Målinger som entreprenøren gjennomførte selv av slammet,

viste lave nivåer av metaller og miljøgifter, og at slammet kunne gjenvinnes.

### Økotoxikologiske tester

Resultater fra algetester viste små effekter av utslippsvannet. Den største effekten ble observert etter eksponering for Utl. S1 (filtrert, 100%) hvor en statistisk signifikant (enveis anova med  $p < 0,05$ ) reduksjon i algevekstraten på 26 % i forhold til kontroll ble observert. Eksponering for den ekstraherte organiske fraksjonen av totalprøven ga en ikke-signifikant reduksjon i vekstraten på 7 %. Årsaken til at det ble observert lavere vekst i den filtrerte fraksjonen enn den organiske fraksjonen er vanskelig å forklare. En mulig årsak er at konsentrasjonen av vannløselige stoffer og metaller vil kunne være høyere i den filtrerte enn den organiske fraksjonen, og at det er disse som har størst innvirkning på algeveksten i denne vannprøven. En annen test hvor det hadde vært mulig å teste den totale vannprøven ville kunne gitt et annet utslag enn fraksjonene som er testet her.

### Kjemiske analyser ikke-omsatt sprengstoff

I Tabell 9 vises en oversikt over noen vannkvalitetsmålinger i vann fra kontainerne A og C, hvor sprengstein ble vasket for bestemmelse av uomsett sprengstoff.

Resultater fra Tabell 9 viste høy pH og høye konsentrasjoner av uomsett sprengstoff i form av

Tabell 9. Kjemiske analyser av springvann som ble benyttet til vasking av omsatt sprengstoff i sprengstein og vann i kontainere med sprengstein etter vasking. Konsentrasjoner av N-forbindelser i springvannet er trukket i fra.

Parameter	Springvann (4.6.2013)	Kontainer A (4.6.2013)	Kontainer A (5.6.2013)	Kontainer A (11.6.2013)	Kontainer C (4.6.2013)	Kontainer C (5.6.2013)	Kontainer C (11.6.2013)
pH	7,91	9,08	8,83	8,2	8,52	8,16	8,11
Ledningsevne (mS/m)	5,2	34	N.A.*	50,6	53,1	N.A.*	80,2
TURB 860 (FNU)	0,7	329	66,6	7,42	1586	114	2,3
Tot-N (mg N/l)	0,6	39,7	45,3	48,4	69,7	91	101
NH <sub>4</sub> -N (µg N/l)	10	13300	16000	17500	23100	32600	38700
NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> -N (µg N/l)	455	25600	28400	30200	49200	61500	68200
∑NH <sub>4</sub> -N + NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> -N (mg N/l)	0,5	39	44	48	72	94	107
NH <sub>4</sub> -N/NO <sub>3</sub> -N	0,02	0,5	0,6	0,6	0,5	0,5	0,6

\* ikke analysert;

\*\* <, under kvantifiseringsgrensen

Tabell 10. Data benyttet og beregninger gjort for å estimere uomsatt nitrogen fra Salve 1 og Salve 3 fra Espå.

Parametere	Bækken, (1998) Gjennomsnitt	Espå (Salve 1/Salve 3)
Teoretisk tverrsnitt (m <sup>2</sup> )	65	114
Salvelengde (m)	4,8	3,0
+ 10 % ekspansjon av salven (m)*	5,3	3,3
Tetthet stein (tonn/m <sup>3</sup> )	2,6	2,4**
Tunnelmasse sprengt ut (tonn)	892	903
Snitt avrenning Tot-N (g/tonn utsprengt masse)	24	17/22
Forbruk sprengstoff (kg)	555	701/709
Estimert innhold av NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> i sprengstoffet (kg)***	389	491/469
Estimert innhold av NO <sub>3</sub> i sprengstoffet (kg)***	56	70/71
kg N i tunnelmasse sprengt ut	22	15/20
kg N i anvendt sprengstoff	149	188/190
%-uomsatt N fra benyttet sprengstoff	15	8/10

\*, det ble beregnet ytterligere 10% ekspansjon av salvelengden:

\*\* , data fra entreprenør:

\*\*\*, sprengstoffet bestod av 70 % NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, 10 % NO<sub>3</sub> og 20 % andre bestanddeler.

NH<sub>4</sub> og NO<sub>3</sub> i vaskevannet. Forholdet mellom NH<sub>4</sub>-N og NO<sub>3</sub>-N var 0,5-0,6, dvs dobbel så høy konsentrasjon av NO<sub>3</sub>-N i forhold til NH<sub>4</sub>-N. Konsentrasjoner av NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> og ledningsevne økte fra dag 1 til dag 7 i kontainerne, mens turbiditeten og pH avtok. Turbiditeten i kon-

tainerne var høye, noe som skyldes at det er mange partikler/slam som er festet til sprengsteinen. Alle målinger av tot-N i kontainer C var underestimerte, da sum av NH<sub>4</sub>-N og NO<sub>3</sub>-N konsentrasjonene oversteg tot-N konsentrasjonene. For alle målingene, både fra kontainer A



og C ble det da benyttet sum av konsentrasjonene  $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$  i beregningene. For videre beregninger følges de prinsipper som Bækken (1998b) har benyttet, slik at resultatene kan sammenlignes med hverandre. Bækkens forsøksoppsett var noe ulike vårt, bla vasket han ut nitrogenet fra sprengsteinen i 5 vaskerunder, hvor han etter hver runde samlet opp vaskevannet og målte konsentrasjonen av  $\text{NO}_3\text{-N}$  og  $\text{NH}_4\text{-N}$ . For videre beregninger benyttet han målte konsentrasjoner og volum vaskevann. Resultater viste at etter vaskerunde 2, var 80% av nitrogenet vasket ut i hans forsøk. Vi valgte da å vaske kun en runde, men til gjengjeld ble vannet stående lengre tid i kontainerne enn tilfellet var i Bækkens studie, og vannet ble sirkulert ved hjelp av pumper. Bækken (1998b) testet mengde uomsatt sprengstoff fra 8 detonasjon, mens vi hadde kun 2 (vannet i kontainer B ble pumpet ut). Beregningsgrunnlag og resultater er vist i Tabell 10.

Resultater viste at i Salve 1 og 2 ble 8 og 10 % av nitrogenet ikke omsatt under detonasjonene. Data fra drivingen av Elgskauåsen viste at prosent uomsatt sprengstoff varierte fra 9-24 %, med et gjennomsnitt på 15 % (Bækken 1998a; Bækken 2014). Fra litteraturen varierer andel omsatt sprengstoff fra driving av tunneler og gruver fra 5–20 % (Jermakka et.al. 2015). Alle beregningene som er gjort her er underestimerte, da måledata over uomsatt sprengstoff som føres ut via tunnelvannet ikke er beregnet. I dag tas det N-målinger av blandprøver fra utslippsvannet, men man har ikke data over volum vann som slippes ut. Spyling av sprengstein før utkjøring vil kunne redusere avrenningen fra deponert masse, men øke avrenningen via tunnelvannet. Bruk av elektriske tennere sammen med en tennplan som er tilpasset bergforholdene vil kunne øke omsetningen av nitrogenet under detonasjonen. Bidrag av nitrogen og giftig  $\text{NH}_3\text{-N}$  fra sprengstein som deponeres vil kunne være betydelig, og som hovedregel bør sprengstein benyttes i veilinje eller deponeres på land.

## Konklusjon og avsluttende diskusjon

Resultater fra drivingen av Espatunnelen viste høye konsentrasjoner av Cd, Cu, Pb, Zn og Al i utslippsvannet. Spesiering av Cr ble ikke gjennomført i tunnelvann fra Espa, men fra et tilsvarende anlegg på Vestlandet. Resultater viste at Cr (VI) utgjorde ca 25 % av total Cr, og i nivåer som vil være giftige for vannlevende organismer. Oppfølging med målinger av Cr (VI) bør vurderes i tunnelvann. Konsentrasjoner av Al i utslippsvannet var høyt (50-800  $\mu\text{g/l}$ ), men pga høy pH anses Al å være polymerisert og på en ikke-giftig form for fisk. Utslippsvannet hadde høy pH og høye konsentrasjoner av  $\text{NO}_3\text{-N}$  og  $\text{NH}_4\text{-N}$ , og i ett av våre målte tilfeller ble utslippstillatelsen for pH ikke overholdt. Årsaken til at pH-dosseringen ikke fungerte er uvisst, men problem med tetting av posefiltrene forekom flere ganger i perioden vi gjennomførte vårt arbeid. En høy konsentrasjon av  $\text{NH}_4\text{-N}$  og manglende pH-reduksjon vil medføre akutte giftige konsentrasjoner av  $\text{NH}_3\text{-N}$  i utslippsvannet. I tillegg inneholdt utslippsvannet fra drivingen en betydelig eutrofierende komponent, med høye konsentrasjoner av N, P og K. For vannforekomster som er følsomme for næringsalter, for eksempel kalksjøer og oligotrofe innsjøer, samt innsjøer som benyttes til drikkevann vil man kunne se midlertidige eutrofierende effekter, og aktsomhet må vises i slike vannforekomster. Sedimentasjonsbassengene reduserte konsentrasjonene av STS, TOC og tot-P, men hadde så å si ingen effekter på reduksjonen av metall og tot-N konsentrasjonene. Oljeforbindelsene som ble funnet i utløpsvannet fra sedimentasjonsbasseng S1 tydet på at dette var olje som ikke hadde vært gjennom en forbrenningsprosess, og hadde antagelig sitt opphav fra olje som benyttes til smøring av maskindeler under drivingen og komponenter i sprengstoffet. Konsentrasjonene av de utvalgte målte organiske miljøgiftene var lave og de fleste, med unntak av PCB7, under kvantifiseringsgrensen. Algetester av utløpsvannet «Mjøsa» viste ubetydelig hemming av vekst. Algetester er godt egnet til å teste giftighet av stoffer som er oppløst i vannet, men ikke partikler og stoffer som er bundet til disse,

da turbide vann må filtreres før testing, slik at lystilgangen for algene opprettholdes. Partikulært bundne metaller og andre miljøgifter antas dessuten å være lite biotilgjengelige for autotrofe alger. Utvasking av sprengstein viste at ca 10 % av benyttet sprengstoff vil følge sprengsteinen. Næringssalter vil lett bli vasket ut av sprengsteinen, og sammen med høy pH vil konsentrasjonene av ammoniakk kunne være betydelige, og giftige nivåer i avrenningsvannet vil kunne forekomme. I tillegg vil sprengstein inneholde høye nivåer av slam og partikler. Funn av skyteledninger i plast i sprengsteinen ble ikke vurdert i vårt arbeid, men dette kan være et alvorlig problem ved deponering av sprengstein.

## Takksigelser

Takk til Rune Sigmar Lien hos Hære som lot oss få være på anlegget, hjalp oss med uttak av sprengstein og tilgang til Hæres arealer på Sørli. Takk også til Ian John Allan fra NIVA som var med på alt feltarbeidet.

## Referanser

Alm, G, H Borg, A Göthberg, K Johansson, L Lindestrøm, G Lithner, og X Tröjbom. 1999. «Metaller. I: Bakgrunnsdokument till bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Alm, G.; Borg, H.; Göthberg, A.; Johansson, K.; Lindeström, L.; Lithner, G. & Tröjbom 1999 |». SEPA (NV) | ISBN: 91-620-4920-8. Stockholm university. <http://www.aces.su.se/research/publications/?search=Milj%C3%B6kvalitet+i+sj%C3%B6ar+och+vattendrag>.

Bækken, T. 1998a. «Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse». NIVA-rapport;3920. [https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/210080/3920\\_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/210080/3920_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y).

Bækken, T. 1998b. «Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse». NIVA rapport 3920-1998, s 26.

Bækken, T. 2014. «Nitrogen Runoff from Tunnel Blasted Rocks-a Large-Scale Test». *Water Environment Research* 86 (6): 573–76.

Bækken, T., T. Dale, og E. Iversen. 2011. *Miljørisiko-vurdering ved dumping av sprengstein fra vegtunnel i Vangsvatnet ved Voss*. Norsk institutt for vannforskning. <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/215646>.

Chlot, Sara, Anders Widerlund, Eva Husson, Björn Öhlander, og Frauke Ecke. 2013. «Effects on nutrient regime in two recipients of nitrogen-rich mine effluents in northern Sweden». *Applied Geochemistry* 31 (april): 12–24. doi:10.1016/j.apgeochem.2012.11.016.

Direktorsgruppen for gjennomføring av vanddirektivet. 2015. «Veileder 02:2013 – revidert 2015 Klassifi sering av miljøtilstand i vann Økologisk og kjemisk klassifiseringsystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver». [http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktorsgruppen/02\\_2013\\_klassifiserings-veileder.pdf](http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktorsgruppen/02_2013_klassifiserings-veileder.pdf).

Garmo, Øyvind Aaberg, og Carlos Escudero. 2014. *Using Carbon Dioxide Gas to Lower the pH of Tunnelling Waste Water – Laboratory Test and Assessment of Toxic Potential*. Norsk institutt for vannforskning. <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/300163>.

Geldermalsen, L. A. 2004. «Environmental aspects in tunnel design». *Proceeding from the first international symposium on Safe & reliable tunnels*, Prague 2004, [www.istss.se](http://www.istss.se), 199–210.

Hindar, A. 2011. *Highway E18 Grimstad-Kristiansand; effects and quantification of acid runoff from deposits of sulphide-bearing rock*. Norsk institutt for vannforskning. <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/214909>.

Haande, S, D Berge, og T Bækken. 2012. «Observert økning av totalnitrogen i Tusstjern, Ski kommune». NIVA-notat 16.10.2012. <chrome://zotero/content/tab.xul>.

ISO. 2012. «Test No. 8692: Water Quality – Fresh water algal growth inhibition test with unicellular green algae. International organization for standardization.»

Jermakka, J, L Wendling, E Sohlberg, H Heinonen, E Merta, J Laine-Ylijoki, T Kaartinen, og UM Mroueh. 2015. «Nitrogen compounds at mines and quarries Sources, behaviour and removal from mine and quarry waters – Literature study». VTT Technology 226.

Lovdata. 2017. «Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven) - Lovdata». <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100>.

Miljødirektoratet. 2016. «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota».

Mjelde, Marit. 2016. *Oppsummering av kunnskap om kalksjølokaliteter som er utvalgt naturtype*. Norsk institutt for vannforskning. <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/2380785>.

NFF. 2009. «Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg, ISBN 978-82-92641-14-9».

- OECD. 2011. «Test No. 201: Freshwater Algae and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test.»
- Olofsson, SO. 2007. Modern bergsprängningsteknik. 2. utg. APPEX, ISBN 91-630-8663-4, Årla, 351 s.
- Pabst, T, A Hindar, S Hale, Ø Garmo, E Endre, K Petersen, T Bækken, og G Baardvik. 2015. «Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet». [http://www.vegvesen.no/fag/Publikasjoner/Publikasjoner/Statens+vegvesens+rappporter/\\_attachment/983677?\\_ts=14f3a9357f8&download=true&fast\\_title=Bergarters+potensielle+effekter+p%C3%A5+vannmilj%C3%B8et+ved+anleggsvirksomhet](http://www.vegvesen.no/fag/Publikasjoner/Publikasjoner/Statens+vegvesens+rappporter/_attachment/983677?_ts=14f3a9357f8&download=true&fast_title=Bergarters+potensielle+effekter+p%C3%A5+vannmilj%C3%B8et+ved+anleggsvirksomhet).
- Ranneklev, Sissel Brit, Thomas Correll Jensen, Anne Lyche Solheim, Sigrid Haande, Sondre Meland, Hedda Vikan, Turid Hertel-Aas, og Kjersti Wike Kronvall. 2016. *Vannforekomstens sårbarhet for avrenningsvann fra vei under anleggsgog driftsfasen*. Norsk institutt for vannforskning. <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/2389516>.
- Statens vegvesens rapport nr. 244 (2013). pH-regulering av tunneldrivervann med CO<sub>2</sub>-gass: prinsipper og eksempler
- Statens vegvesens rapport nr. 298 (2014). Using CO<sub>2</sub>-gas to lower the pH of tunnelling waste water: Laboratory test and assessment of toxic potential.
- Teien, HC, F Kroglund, B Salbu, og BO Rosseland. 2006. «Gill Reactivity of Aluminium-Species Following Liming.» *The Science of the Total Environment* 358 (1–3): 206–20. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.04.023.
- Velma, Venkatramreddy, S. S. Vutukuru, og Paul B. Tchounwou. 2009. «Ecotoxicology of Hexavalent Chromium in Freshwater Fish: A Critical Review». *Reviews on Environmental Health* 24 (2): 129.
- Vignati, Davide A. L., Janusz Dominik, Mamadou L. Beye, Maurizio Pettine, og Benoît J. D. Ferrari. 2010. «Chromium(VI) is more toxic than chromium(III) to freshwater algae: A paradigm to revise?» *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73 (5): 743–49. doi:10.1016/j.ecoenv.2010.01.011.
- Vikan, H. 2013. «Avrenning av ammoniumnitrat fra uomsatt sprengstoff til vann – Giftvirkninger i resipient og renseløsninger». VANN 48 (3). [http://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2013\\_882436.pdf](http://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2013_882436.pdf).
- Weideborg, M., R. Storhaug, E.A. Vik, R. Roset, og V. Tveiten. 2009. «Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg». *Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk – NFF, Teknisk rapport no. 09*, s.36, ISBN 978-82-92641-14-9.
- Wester Plesser, TS, og CJ Engelsen. 2015. «Miljøkartlegging av produkter for overflatebehandling av betong i tunnel- og brukonstruksjoner og produkter for berginjeksjon». Statens vegvesens rapport 462. [http://www.vegvesen.no/fag/publikasjoner/Publikasjoner/Statens+vegvesens+rappporter/\\_attachment/1119426?\\_ts=151a58abe00&download=true&fast\\_title=Milj%C3%B8kartlegging+av+produkter+for+overflatebehandling%-C2%A0av+betong+i+tunnel+og+brukonstruksjoner%-C2%A0og+produkter+for+berginjeksjon](http://www.vegvesen.no/fag/publikasjoner/Publikasjoner/Statens+vegvesens+rappporter/_attachment/1119426?_ts=151a58abe00&download=true&fast_title=Milj%C3%B8kartlegging+av+produkter+for+overflatebehandling%-C2%A0av+betong+i+tunnel+og+brukonstruksjoner%-C2%A0og+produkter+for+berginjeksjon).
- Widerlund, Anders, Sara Chlot, og Björn Öhlander. 2014. «Sedimentary records of  $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$  and organic matter accumulation in lakes receiving nutrient-rich mine waters». *Science of The Total Environment* 485–486 (juli): 205–15. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.03.068.
- Yunker, M.B., R.W. Macdonald, R. Vingarzan, R.H. Mitchell, D. Goyette, og S. Sylvestre. 2002. «PAHs in the Fraser River basin; a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition». *Organic Geochemistry* 33: 489–515.
- Aanes, Karl Jan, Torleif Bækken, Jonas Persson, Tor Erik Eriksen, og Birger Skjelbred. 2014. *Fremdriftsrapport – 3 Resipientovervåking i Mjøsa ved utslipp av vann fra driving av tunneler for E6 - Dovrebanen på strekningen Langset - Espa i Eidsvoll og Stange kommune. Perioden: 2. halvår 2013*. Norsk institutt for vannforskning. <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/194115>.