

# Avrenning av ammoniumnitrat fra uomsatt sprengstoff til vann – Giftvirkninger i resipient og renseløsninger

Av Hedda Vikan

Hedda Vikan er uorganisk kjemiker (PhD) og sjefingeniør i Statens vegvesen Vegdirektoratet.

## Summary

**Ammonium nitrate run-off from undetonated explosives – Toxic effects in aquatic recipients and purification methods.**

Ammonium nitrate ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) is the main constituent of explosives commonly used by Norwegian tunnelling projects. Undetonated ammonium nitrate is water soluble and follows tunnelling water as well as run-off from reused masses and deposits. Potential detrimental effects are formation of toxic ammonia and eutrophication. This article deals with factors influencing the amount of undetonated explosives as well as critical concentrations of ammonium, ammonia and nitrate. It is common practice for Norwegian tunnelling projects to reduce the ammonia concentration in tunnelling water by pH reduction. Total nitrogen concentration remains, however, constant. This article focuses therefore on alternative means to remove ammonia and ammonium from tunnelling water.

## Sammendrag

Ammoniumnitrat ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) er hovedbestanddel i sprengstoff som benyttes ved norske tunnelanlegg. Udetonert ammoniumnitrat er lett løselig i vann og følger drivevann så vel som avrenningsvann fra gjenbrukte masser og sprengsteinsdeponi. Potensielle miljøeffekter knyttet til vannløst

sprengstoff er dannelse av giftig ammoniakk og eutrofiering. Denne artikkelen omhandler forhold som påvirker mengde uomsatt sprengstoff, avrenning av ammonium, ammoniakk og nitrat fra uomsatt sprengstoff samt tålegrenser i resipient. Ved norske utbyggingsanlegg er det vanlig å redusere ammoniakkkonsentrasjonen i drivevannet ved surgjøring. Total nitrogenkonsentrasjon forblir imidlertid konstant ved denne metoden. Artikkelen fokuserer derfor på alternative rensemetoder som fjerner ammonium og ammoniakk fra drivevannet.

## Innledning

Denne artikkelen er utarbeidet som en del av etatsprogrammet NORWAT ([www.vegvesen.no/norwat](http://www.vegvesen.no/norwat)) som skal bidra til at Statens vegvesen planlegger, bygger og drifter vegnettet uten å påføre vannmiljøet uakseptabel skade. Programmet ønsker å redusere risikoen for biologisk skade forårsaket av avrenningsvann, redusere utslipp av miljøgifter til resipient og lage renseløsninger som er tilpasset landskap og resipient.

Økte trafikkmengder stiller krav til nybygging og rehabilitering av vegnettet. Norge har mer enn 1000 tunneler, hvorav 34 er underjordiske. Hvert år bygges 20-30 km ny tunnel. Totalt sprengstofforbruk knyttet til tunnel-

sprengning i Norge var ifølge Direktorat for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB) 9 121 tonn i 2011. Vanligvis benyttes emulsjons-sprengstoff, som hovedsakelig består av ammoniumnitrat ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ), ved norske tunnelanlegg. Sprengstoff er altså en betydelig nitrogenkilde under anleggsperioden.

Statens vegvesens prosjekter må dokumentere og ha kontroll på kvaliteten på vannet som transporteres gjennom anlegget til resipient. De fleste utbyggingsprosjekter renser vannet med hensyn til suspendert stoff, olje og justering av pH. Det er i liten grad knyttet erfaringer til utslippsgrenser for nitrogenforbindelser og rens tiltak for disse. Hensikten med denne artikkelen er derfor å belyse egenskaper til nitrogenforbindelser fra uomsatt sprengstoff i tunnelldrivevann, tålegrenser og tiltak for å redusere belastning på resipient.

## Uomsatt sprengstoff som kilde til ammoniakk og ammonium

Vanlige sprengstoff for tunneldriving er ANFO og emulsjonssprengstoff. ANFO er en blanding av 94 vektprosent ammoniumnitrat ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) og 6 vektprosent diesel (fuel oil). Emulsjonssprengstoff er sammensatt av svært små dråper av ammoniumnitratløsning, ca. 60-85%, som er omgitt av en blanding av mineralolje og voks (Olofsson 1999). Emulsjonssprengstoff avgir mindre skadelige avgasser i form av nitrogendioksid ( $\text{NO}_2$ ) og karbonmonoksid ( $\text{CO}$ ) enn ANFO (Johannessen 1996). Av arbeidsmiljøhensyn benyttes det derfor i hovedsak emulsjonssprengstoff ved norske tunnelanlegg (Prosesskode 1, 2012).

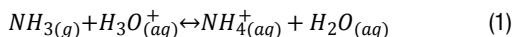
Sprengstofforbruket og mengde uomsatt sprengstoff avhenger av mange faktorer, blant annet lokale bergforhold, funksjonsfeil på tenner, forsinkertider og generelt søl under ladning (NFF 2009). En spesifikk sprengstoffladning for tunnel er typisk 1-3 kg/m<sup>3</sup> avhengig av tunnelens tverrsnitt, sprengstofftype og bergets sprengbarhet. Bergets sprengbarhet er et uttrykk for hvor mye sprengstoff som må brukes for å oppnå en gitt fragmentering. God sprengbarhet indikerer at det oppnås ønsket fragmentering med lavt

sprengstofforbruk. Tunge bergarter krever mer energi og mer sprengstoff per m<sup>3</sup> for å brytes enn lette bergarter. Lagdeling og oppsprekking av berget vil også påvirke sprengstoffets effekt siden sprenggassene trenger inn i sprekker og hulrom der de ikke gir full effekt. En lett bergart som har lav strekkfasthet og lagdeling eller oppsprekking kan dermed være relativt tungsprengt (Olofsson 1999).

Andelen uomsatt sprengstoff varierer, men ligger ofte mellom 10 og 15 %. Enda høyere verdier er rapportert for vanskelige bergforhold (Bækken 1998). For sprengning i dagen der driftsforholdene er enklere, antyder studiet til Sjølund (1997) at mindre enn 1 % av sprengstoffet ikke omsetter seg. Ammoniumnitrat er lett løselig i vann og etter sprengning vil mesteparten over tid kunne vaskes ut av tunnelmassene og følge vannet til resipienten.

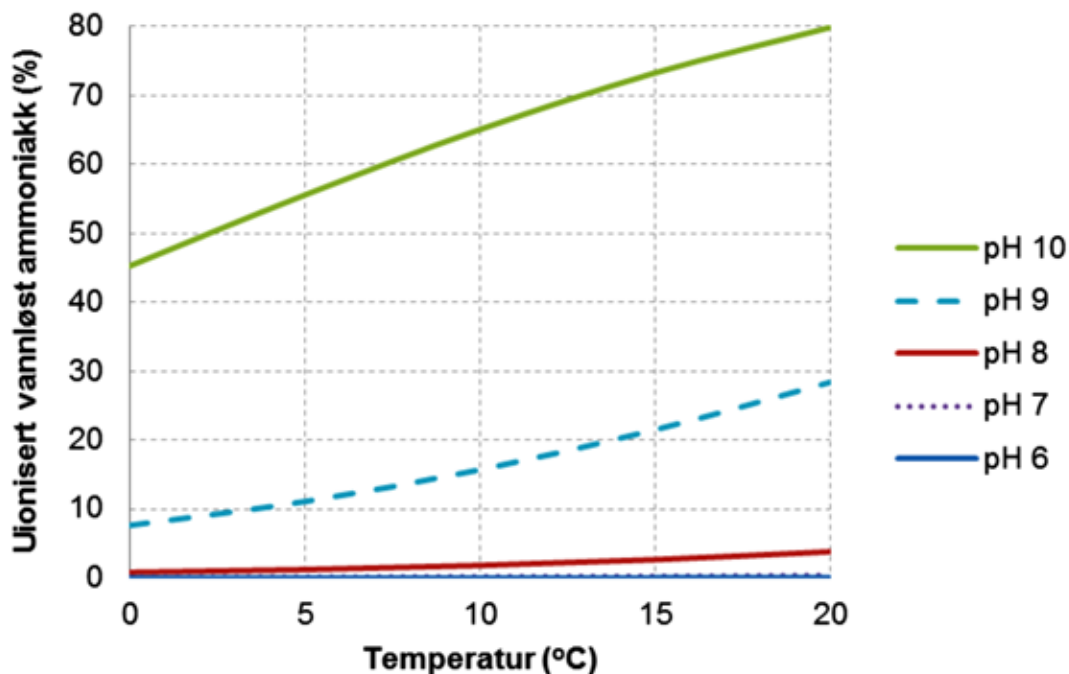
## Ammoniakk i avrenningsvann fra tunnelanlegg

I vann foreligger ammoniakk i en likevekt av ammoniakk-gass og ammoniumion (ligning 1).



Ammoniumionet er en svak syre, mens ammoniakk er en svak base. Fordelingen mellom ammoniakk og ammonium, og dermed potensiell giftighet av et utslipp av uomsatt sprengstoff, styres i hovedsak av pH, temperatur og ionestyrke (salinitet). Figur 1 viser eksempel på fordeling mellom ammonium og ammoniakk som funksjon av temperatur og pH. Ved konstant pH øker andel ammonium med økende temperatur. Figuren viser også at ammoniakkandelen øker med økende pH. I perioder hvor det påføres sprøytebetong, kan avrenningsvannet periodevis bli sterkt basisk (pH 10-12). Dermed forskyves likevekten (1) mot venstre og ammonium omdannes til ammoniakk. For mange tunneldriveanlegg er det derfor et mål å regulere vannets pH til mellom 8 og 9 hvor likevekten forskyves mot ammoniumion og ammoniakkkonsentrasjonen er lav.

Konsentrasjonen av ammoniakk synker med økt ionestyrke i hardt eller marint vann (Envi-



Figur 1. Andel ammoniakk som funksjon av temperatur og pH. Figuren er basert på ligninger gitt av Emerson et al. (1975).

ronment Canada 1997, Emerson et al. 1975). Soderberg og Meade (1991) rapporterer imidlertid ubetydelig reduksjon av andel ammoniakk for ferskvannsystemer med opptil 200-300 mg/L løst stoff. Effekten av ionestyrken på ammoniakkandelen er altså mye mindre enn effekten av temperatur og pH.

### Giftighet og tålegrenser for $\text{NH}_3$

Ammoniakk er både et naturlig metabolsk endeprodukt av proteinnedbrytning som de fleste fiskearter skiller ut via gjellene, og en potensiell gift. Organismer som danner ammoniakk må skille den ut for å unngå forgiftning. Fisk kan skille ut ammoniakk til vann forutsatt at det er en konsentrasjonsgradient. Økte ammoniakkkonsentrasjoner i vannmiljøet kan dermed hindre utskillelse av ammoniakk eller resultere i opptak. Opptak av ammoniakk resulterer i forgiftning som følge av ubalanse i ioneforholdet. Tegn på forgiftning er redusert appetitt, vekst og svømmekapasitet, kramper, koma og død (Wright og Wood 2012, Eddy 2005, Wicks et al. 2002).

Giftvirkningen av ammonium og ammoniakk øker markant med økende pH ettersom andelen ammoniakk øker. Ammonium er også giftig for fisk, men ammoniakk diffunderer lettere over fiskens membraner og er dermed mer tilgjengelig (Girard og Payan 1980, U.S.EPA 1989, Randall og Tsui 2002). Giftvirkning uttrykkes derfor ofte i form av ammoniakkkonsentrasjon (Eddy 2005, Environment Canada 2010). Sheehan og Lewis (1986) observerte at dødelige konsentrasjoner av total ammonium ved pH=6 var veldig høye (2000 mg/L) og at andre salter var dødelige ved lignende konsentrasjoner. Forfatterne foreslo derfor at giftvirkningen av ammoniumionet skyltes osmotisk sjokk og i liten grad spesifikke giftvirkninger av selve ionet.

Permeabiliteten til fiskens gjeller og kropp varierer med temperaturen. Permeabiliteten til biologiske membraner er rapportert å øke med en faktor mellom 2 og 3 for en temperaturøkning på 10°C. Økt temperatur øker dermed ikke bare andel av uionisert ammoniakk i vann, men også ammoniakkens biologiske tilgjengelighet (Eddy 2005).

Vanntyper	Parameter (µg/L, 90 persentil)	Ref.verdi	Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/ Svært Dårlig
Innsjøer og elver	Fri ammoniakk	1	5	10	15	25

Tabell 1. Vanddirektivets klassegrenser for fri ammoniakk (NH<sub>3</sub>) (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanddirektivet 2009).

Toleransen for ammoniakk varierer mellom fiskeslag og livsstadier. Eksempelvis har tidlige livsstadier av atlantisk laks høyere ammoniakk-toleranse enn senere stadier (Terjesen og Roseland 2009). Samtidig gjelder generelt for mange fiskearter at yngre individ er mer sårbare enn eldre (Eddy 2005). Eddy (2005) viser i sin litteraturgjennomgang at saltvannsfisk har høyere permeabilitet for ammonium enn ferskvannsararter hvilket kan tyde på at tålegrensen for ammoniumionet også er lavere for saltvannsararter. Forfatteren påpeker imidlertid at fiskeart har større effekt på tålegrenser enn salinitet.

På bakgrunn av tålegrenser for fisk, oppgir vanddirektivet grenseverdier for fri ammoniakk som vist i tabell 1.

## Uomsatt sprengstoff som potensiell kilde for eutrofiering

Nitrogen i form av ammonium og nitrat fra uomsatt sprengstoff er lett tilgjengelige plantenæringsstoffer som kan gi algeoppblomstringer (eutrofiering) i områder med liten fortykning. Både fosfor og nitrogen kan være begrensende næringsstoff for algevekst, men stort sett er fosfor begrensende næringsstoff i ferskvann, mens nitrogen er begrensende i saltvann. I fjorder, med mer eller mindre brakkevann, kan fosfor være begrensende i deler av året, og nitrogen i andre deler av året (Ødegaard 2012). Eutrofiering byr på problemer ved at algebiosmassen vokser, mens biodiversiteten (antall arter) faller. Begge deler skyldes at konsentrasjon av næringssalter økes over en periode.

Det har vært vanlig å benytte verdien 25 g N/tonn utsprengt masse i beregninger. Omtrent 30-50 % av dette vil følge vannet over anleggsperioden. Resterende 50-70 % uomsatt sprengstoff følger tunnelmassen og vaskes ut over tid

(NFF 2009). Periodevis ammoniakkkonsentrasjoner over 4000 µg/L har blitt registrert i drivevann fra norske tunnelanlegg (Bækken 2000, Kruuse-Meyer 2006).

For de fleste prosjekter regnes eutrofiering som uproblematisk. Det er imidlertid gjort målinger på avrenningsvann fra deponerte masser og anleggsområder som viser forhøyede nitrogenkonsentrasjoner og økt plantevekst i nærliggende vegetasjon (Haande et al. 2012, NFF 2009). Flere utbyggingsprosjekter fokuserer på nitrogenavrenning ved å overvåke nitrogenforbindelser i resnet drivevann og resipient. Vasking av sprengsteinsmasser og resnetiltak for deponi er også tiltak som benyttes for å kontrollere nitrogenavrenningen. Å fjerne nitrogen ved rensing regnes per dato for å være komplisert. Surgjøring av tunnelvannet for å redusere ammoniakkkonsentrasjonen er derfor en vanlig rensemetode.

Veglederen til vanddirektivet angir klassegrenser for totalt nitrogen (TotN) i innsjøer og elver som vist i tabell 2. Veglederen gir ikke nitrogen-klassegrenser for kystvann.

## Tiltak for å redusere konsentrasjon av NH<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> og NO<sub>3</sub><sup>-</sup> i vann pH-regulering av drivevann

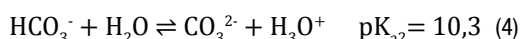
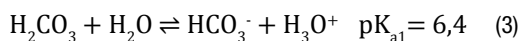
Det er vanlig å regulere tunneldrivevannets pH for å redusere ammoniakkkonsentrasjonen før utslipp til resipient. Total mengde nitrogen i utslippsvannet forblir imidlertid konstant. Regulering av pH vil dermed ikke være et tilstrekkelig tiltak for anlegg tilknyttet resipient som er sårbar for eutrofiering.

pH kan reguleres ved tilsetning av syre (ligning 1) eller CO<sub>2</sub> som et eget steg i renseprosessen. Karbondioksid produserer en svak syre, karbonsyre, når den løses i vann (ligning 2).

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	Ref. verdi	Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/ Svært Dårlig
Lavland	LN2a; RN2	Kalkfattige, klare, grunne	250	300	400	575	1000
Lavland	LN2b	Kalkfattige, klare, dype	225	300	350	475	800
Lavland	LN3a; RN3	Kalkfattige, humøse	300	400	500	800	1300
Lavland	LN1; RN1	Kalkfattige, klare	275	375	450	700	1200
Lavland	LN8a	Kalkfattige, humøse	300	450	550	900	1500
Skog	LN5; RN5	Kalkfattige, klare	225	275	325	475	800
Skog	LN6; RN9	Kalkfattige, humøse	275	350	450	675	1100
Fjell	LN7; RN7	Kalkfattige, klare	200	225	275	400	575

Tabell 2. Vanddirektivets klassegrenser for totalt nitrogen (TotN) i innsjøer og elver. Alle grenseverdier er angitt som  $\mu\text{g/L}$ , og gjelder årsmiddelverdier (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanddirektivet 2009).

Karbonsyre protolyserer i to trinn som vist av ligning (3) og (4). Effekten av tilsatt  $\text{CO}_2$  avtar med avtagende pH. Ved pH-verdier under 6,4 kreves det større tilsatt av  $\text{CO}_2$  for ytterligere å redusere pH (Basallote et al. 2012). Dette til forskjell fra saltsyre og svovelsyre, der feil dosering raskt kan resultere i et utslipp med svært lav pH. Dosering av syre eller  $\text{CO}_2$  reguleres ved hjelp av pH-sensorer.



Alabaster og Lloyd (1982) har rapportert at pH høyere enn 9 sannsynligvis gir skadelige effekter for laks og abbor ved lang tids eksponering. Vanddirektivet gir også føringer for at pH i innsjøer og elver ikke bør forsures hvilket tilsvarer pH-verdier lavere enn 5,6-6,1. For Vegvesenet sine prosjekter settes det gjerne en øvre pH-grense på drivevannet mellom 8 og 9. Det kan også settes krav om loggføring av resipientens pH. pH bør da være målt gjennom året ved det planlagte utslippsstedet og resipienten utenfor.

### Plan for gjenbruk og deponering av sprengsteinsmasser

Sprengsteinsmasser inneholder uomsatt sprengstoff som vil vaskes ut over tid. Anleggene bør

derfor ha massedisponeringsplaner slik at masser fra ulik opprinnelse og uttaksmåte blir styrt dit de har minst negativ påvirkning. Planen bør ta høyde for at resipientens sårbarhet vil variere med årstidene. Massemengder og sammensetninger kan også variere gjennom anleggstiden.

Sprengstein fra skjæringer inneholder generelt mindre udetonert sprengstoff enn tunnelmasse. Videre vil sprengstein fra tunnel inneholde betongrester som øker pH i avrenningsvannet og forskyver ammonium-ammoniakklikevekten mot ammoniakk. Sprengstein fra skjæringer er derfor å foretrekke som fyllmasse i vegtraseer med avrenning mot sårbar resipient fremfor sprengstein fra tunnel.

Sprengsteinen kan spyles for å vaske ut uomsatt sprengstoff og dermed redusere omfanget av utvasking fra deponert eller gjenbrukt sprengstein. Ett slikt tiltak innebærer ekstra vannmasser som må håndteres av tunneldriveprosjektets vannrenseanlegg. Vannrenseanlegget må også ha et rensetrinn for ammonium/ammoniakk om hensikten med spylingen er å redusere tilførsel av disse til resipient. Mulige rensemetoder med hensyn til ammonium og ammoniakk er beskrevet i følgende avsnitt.

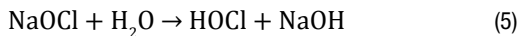
### Fjerning av vannløst ammonium og ammoniakk

For anlegg tilknyttet resipienter som er sårbare for eutrofiering vil pH-regulering av tunneldrive-

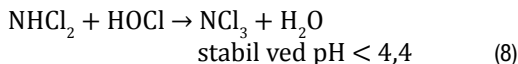
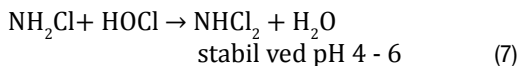
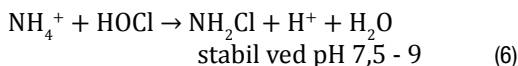
vannet for omgjøring av ammoniakk til ammonium ikke være et tilstrekkelig rens tiltak. I slike tilfeller kan det være aktuelt å redusere det totale utslippet av ammoniakk og ammonium. Det er per i dag ikke vanlig å benytte slike rens metoder ved norske tunnelanlegg og det knytter seg lite praktisk anleggserfaring til disse.

### Natriumhypokloritt og aktivt kull

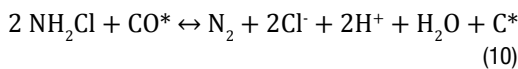
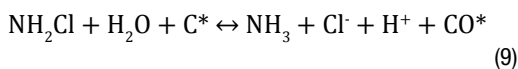
Ammonium kan fjernes med tilsats av natriumhypokloritt (NaOCl) og filtrering gjennom aktivt kull (Leiblein 2013). Når natriumhypokloritt tilsettes vann dannes underklorosyring, HOCl, som er en svak syre med  $pK_a = 7,53$  (Aylward & Findlay 1994):



Ammonium reagerer med underklorosyring og danner, avhengig av vannløsningsens pH, monokloramin, dikloramin og trikloramin (nitrogen triklorid) (Ødegaard 2012):



Aktivt kull ( $C^*$ ) fungerer som en katalysator for nedbrytning av kloraminer. Katalysatoren forbrukes ikke av prosessen.



Det er foreløpig ikke knyttet norske erfaringer til rensing av tunneldrivevann ved hjelp av natriumhypokloritt og aktivt kull. Vi har derfor ingen erfaringstall for bl.a. rensegrad og restkonsentrasjoner av kloraminer. Metoden er imidlertid benyttet ved utbygging av Gotthard-tunnelen i Sveits (Leiblein 2013). Det kan derfor være interessant for NORWAT å høste erfaringer om rensegrad, driftssikkerhet og kostnader.

### Lufting

Tunnelanlegg kan bli anbefalt god lufting av prosessvannet for å redusere ammoniakkkonsentrasjonen i drivevannet. Dette er i prinsippet en strippeprosess som avhenger av høy pH for at ammonium skal overføres til ammoniakk. Prosessvannet trenger også omrøring eller en form for turbulens for å sikre høy kontaktflate mellom luften og vannløst ammoniakk. Lave temperaturer vil, som vist av Figur 1, redusere effekten av utdrivingen. Effekten av naturlig lufting på drivevannets ammoniakkkonsentrasjon er ikke dokumentert for norske anlegg. Utdriving kan også gjøres i kontrollert form ved hjelp av et strippetårn. Dette beskrives nærmere i neste avsnitt.

### Stripping - Ammoniakkavdriving

Stripping, også kjent som ammoniakkavdriving, er en kjent metode som benyttes for å rense avløpsvann (VEAS 2003, Arntzen 2012, Ødegaard 2012). Strippetårn er per dato kun testet i lab og ikke ved norske tunnelanlegg. Avdrivingen skjer ved at vannets pH heves til over 11, slik at ammonium overføres til ammoniakk. Prosessen bygger på prinsippet om at løste gasser kan drives ut av en væske ved å sørge for stor kontaktflate og høy konsentrasjonsforskjell mellom gass- og væskefase. Strippetårnet fordeler derfor vannet over et kolonnemedium med stort overflateareal. Ammoniakk diffunderer fra vannet og over i gassfase så lenge det tilføres ny luft med lavt partialtrykk av ammoniakk (Ødegaard 2012). Prosessen er temperaturavhengig, og lave temperaturer reduserer stripperens effektivitet. Strippeprosessen kan kjøres i åpen eller lukket form. I den åpne prosessformen ledes ammoniakkholdig luft direkte til atmosfæren. I lukket form ledes avstrippet ammoniakk gass til en scrubber. Her passerer ammoniakkholdig luft scrubberens pakkmateriale som sørger for stor kontaktflate mot tilført konsentrert syre. pH reduseres og nitrogenet bindes til væskefasen som ammoniumsalt. Luften som har passert scrubberens ledes tilbake til strippetårnet hvor den gjenbrukes. Ammoniumsaltet som dannes kan benyttes i gjødselproduksjon (Arntzen 2012, Ødegaard 2012). Stripping er trolig best egnet for lukkede

industrialegg siden prosessen avhenger av at temperaturen på luften som pumpes inn i strippetårnet ikke er for lav.

## Konklusjoner

Tunneldriving er forbundet med vannavrenning med periodevis høye konsentrasjoner av ammonium, ammoniakk og nitrat som stammer fra uomsatt sprengstoff. Mengde uomsatt sprengstoff avhenger blant annet av lokale bergforhold, funksjonsfeil på tennere, forsinkertider og søl under ladning. Utbyggingsanleggene bør ha massedisponeringsplaner slik at masser fra ulike opprinnelse og uttaksmåte, blir styrt dit de har minst negativ påvirkning.

Giftigvirkningen av nitrogen fra uomsatt sprengstoff avhenger blant annet av konsentrasjon, pH, temperatur og resipient. Ammoniakk har sterkere giftvirkning enn ammonium. Ammoniakk-toleransen varierer mellom fiskeslag og livsstadier. Vanddirektivet setter klassegrenser som utbyggingsprosjektene enkelt kan forholde seg til.

Mesteparten av ammoniakken omdannes til ammonium om pH til alkalisk tunneldrivevann reguleres til 8. Sprengsteinsmasser kan også spyles for å redusere avrenning av sprengstoff ved gjenbruk eller deponering av massene. Det er da viktig at renseanlegget er dimensjonert til å ta imot disse vannmassene.

Det er ikke vanlig i Norge å rense tunneldrivevann for ammonium. Slik rensing kan imidlertid være aktuell for anlegg tilknyttet resipient som er sårbar for eutrofiering. Ammonium kan fjernes med tilsats av natriumhypokloritt og filtrering gjennom aktivt kull. Dette er en teknisk løsning som foreløpig ikke er testet ved norske tunnelanlegg. Løsningen er imidlertid benyttet for Gotthard-tunnelen i Sveits. Det kan derfor være interessant for NORWAT å høste erfaringer om rensegrad, driftssikkerhet og kostnader.

Stripping er foreløpig ikke testet ved norske tunnelanlegg. Strippetårnet bør kobles opp mot en scrubber for å unngå at avdrevet ammoniakk-gass slippes ut til atmosfæren. Metoden er trolig best egnet for lukkede industriellegg siden pro-

sesen avhenger av at temperaturen på luften som pumpes inn i strippetårnet ikke er for lav.

## Referanser

Alabaster & Lloyd 1980: Water Quality Criteria for Freshwater Fish, FAO, Butterworths London: ISBN 0-408-10673-5

Arntzen V.B.G., (2012) Erfaringer med nitrogenfangst fra rejektvann fra utrånnet organisk material med lukket ammoniakkstripping i Esløv, Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for matematiske fag og teknologi, Masteroppgave

Aylward G., Findlay T., SI Chemical Data 3rd edition, John Wiley & Sons, 1994

Basallote M.D., Rodríguez-Romero A., Blasco J., DelValls A., Riba I. (2012) Lethal effects on different marine organisms, associated with sediment-seawater acidification deriving from CO<sub>2</sub> leakage, *Environ. Sci. Pollut. Res.* **19** 2550-2560

Bækken T. (2000) Utslipp av tunnelvann i Mastebekken Modum kommune. Virkninger på vannkjemi, bunndyr og fisk. Sluttrapport. NIVA-rapport ISBN 82-577-3917-0

Bækken T., 1998-01-10. NIVA rapport "Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse", ISBN 82-577-3509-4

Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanddirektivet 2009, Veileder 01: 2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften, <http://www.vannportalen.no/hoved.aspx?m=47051&amid=2954820>

Eddy F.B. (2005) REVIEW PAPER Ammonia in estuaries and effects on fish, *J. F. Biol.* **67** 1495-1513

Emerson K, Lund RV et al. (1975) Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. *J. Fish. Res. Board Can.* **32** 2379-2383

Environment Canada (2000). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Ammonia. , vol. Excerpt from Publication No. 1299; ISBN 1-896997-34-1 (ed. W. Canadian Council of Ministers of the Environment), s. 8.

Girard J.P and Payan P. (1980) Ion exchange through respiratory and chloride cell inn freshwater and seawater adapted teleostans. *Am. J. Physiol.* **238** 260-268

Haande S., Berge D., Bækken, Observert økning av totalnitrogen i Tusstjern, Ski kommune, NIVA-rapport, 16. oktober 2012

- Johannessen O. (1996) Emulsjon som sprengstoff under jord – fase 4, Notat Statens vegvesen Vegdirektoratet
- Kruuse-Meyer R., (2006) Avrenning fra tunnel. Analyser av vann- og slamprøver under drivefasen til tunnelanlegg med sprengningsarbeid. NTNU Masteroppgave
- Leiblein, Treatment plant for effluent from tunnel constructions, <http://www.leiblein.com/references/tunneling-construction-sites/56-treatment-plant-for-effluent-from-tunnel-constructions.html> [Lesedato 2013.03.01]
- NFF Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk, Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg, Teknisk rapport 09, august 2009
- Olofsson S.O., Modern bergsprängningsteknikk, 1999, APPLE, Ärla SWEDEN, ISBN 91-630-8553-4
- Prosesskode 1. Standard beskrivelsestekster for vegkontrakter, Statens vegvesen håndbok 025, Prosess 32 c, desember 2012, ISBN 978-82-7207-645-9
- Randall D.J., Tsui T.K.N. (2002) Ammonia toxicity in fish, *Marine Pollution Bulletin* **45** 17-23
- Sheehan R.J. og Lewis W.M. (1986) Influence of pH and Ammonia Salts on Ammonia Toxicity and Water Balance in Young Channel Catfish, *Trans. Amer. Fish. Soc.* **115** 891-899
- Soderberg R.W., Meade J.W. (1991) The effects of ionic strength on un-ionized ammonia concentration, *Prog. Fish-Cult.* **53** 118-120
- Sjølund G., "Kväveläckage från sprängstenmassor; Examensarbete 1997:332 CIV
- Terjesen B. F. og Rosseland B. J. (2009) Produksjon og giftighet av ammoniakk hos fisk, Norsk Fiskeoppdrett, Nr. 2, 52-55
- U.S. EPA. (1989) Ambient Water Quality Criteria for Ammonia (Saltwater) - 1989. EPA 440/5-88-004. National Technical Information Service, Springfield, VA. [http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2001\\_10\\_12\\_criteria\\_ambientwqc\\_ammoniasalt1989.pdf](http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2001_10_12_criteria_ambientwqc_ammoniasalt1989.pdf)
- VEAS Vestfjorden avløpselskap – Renere Oslofjord, årsmelding 2003
- Wicks B.J., Joensen R., Tang Q., Randall D.J. (2002) Swimming and ammonia toxicity in salmonids: the effect of sub lethal ammonia exposure on the swimming performance of coho salmon and the acute toxicity of ammonia in swimming and resting rainbow trout, *Aquatic Toxicology* **59** 55-69
- Wright P.A., Wood C.M. (2012) Seven things fish know about ammonia and we don't, *Respiratory Physiology & Neurobiology* **184** 231-240
- Ødegaard H., Vann- og avløpsteknikk, Norsk Vann, 2012 ISBN 978-82-414-0336-1