NIBIO
NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI

Nitrogen i sprengstein – avrenning og rensing

Konsentrasjoner, avrenningsforløp, målemetoder, effekter på vannmiljø og aktuelle rensemetoder

NIBIO RAPPORT | VOL. 8 | NR. 66 | 2022

Roger Roseth, Yvonne Rognan, Johanna Skrutvold (NIBIO) og Halldis Fjermestad (SVV)
Divisjon for miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Nitrogen i sprengstein – avrenning og rensing. Konsentrasjoner, avrenningsforløp, målemetoder, effekter på vannmiljø og aktuelle rensemetoder

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Roger Roseth, Yvonne Rognan, Johanna Skrutvold (NIBIO) og Halldis Fjermestad (SVV)

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
20.04.2022	8/66/2022	Åpen	52223	21/00403

ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-03072-0	2464-1162	68	1

OPPDRAGSGIVER/EMPLOYER:	KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:
Statens vegvesen	Lene Sørli Heier/ Arne Heggland

STIKKORD/KEYWORDS:	FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:
Nitrogen sprengstein avrenning rensing	Vannkvalitet
Nitrogen rock piles leachate nitrogen removal	Water quality

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Avrenning av nitrogen fra sprengstein gir forhøyede konsentrasjoner av nitrat og ammonium i vassdrag. Avhengig av deponert volum og type masser kan det skje avrenning av store mengder nitrogen, i størrelsesorden 10-70 gram nitrogen per anbrakt kubikkmeter stein. For vassdrag kan tilstanden for nitrogen midlertidig endres fra «svært god» til «svært dårlig». Det er behov for økt kunnskap om midlertidige og varige økologiske effekter av økte tilførsler av nitrogen, særlig i innsjøer og brakkvann. Konsentrasjoner og avrenningsforløp ved utvasking må klarlegges. Etablering av effektive rensetiltak for fjerning av nitrogen i avrenning fra sprengstein og tunnelarbeid har blitt vurdert som vanskelig, og har ikke blitt prøvd ut. Sammenstillingen gir en oversikt over mulige tiltak for fjerning av nitrogen fra anleggsskapt avrenning.

LAND/COUNTRY:	Norge
FYLKE/COUNTY:	Viken
KOMMUNE/MUNICIPALITY:	Flere
STED/LOKALITET:	Ulike samferdselsprosjekter

GODKJENT /APPROVED	PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER
Anja C. Winger	Roger Roseth
ANJA CELINE WINGER	ROGER ROSETH

NIBIO
NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI

Forord

Etter oppdrag fra Statens vegvesen har NIBIO utført en innledende sammenstilling av data for nitrogenutvasking fra flere store samferdselsprosjekter mht. konsentrasjoner og varighet. Foreløpig kunnskapsgrunnlag for økologiske effekter av økt tilførsel av nitrogen i ferskvann er referert og oppsummert, men det er ikke utført en fullstendig litteraturgjennomgang av problemstillingen. Ulike metoder for fjerning og rensing av nitrogen er beskrevet, og det har blitt lagt vekt på beskrivelse av metoder som antas å kunne være aktuelle for bruk i forbindelse med norske samferdselsprosjekter.

Prosjektene som har blitt brukt for innhenting av resultater og erfaringer med utvasking av nitrogen fra sprengstein og tunnel, har hatt både Statens vegvesen og Nye Veier som byggherre, og begge krediteres for å ha stilt rapporter og data til rådighet for denne sammenstillingen. Det er også referert til erfaringer og resultater fra Bane NOR prosjekter.

Arbeidet har blitt initiert som en FoU-avtale mellom Statens vegvesen og NIBIO, der Lene Sørli Heier, Arne Heggland og Ida Viddal Vartdal har vært kontakt- og fagpersoner fra Statens vegvesen. Espen Hoell har vært kontaktperson hos Nye Veier og Håvard Kjerkol hos Bane NOR.

Rapporten er skrevet av Roger Roseth, Yvonne Rognan og Johanna Skrutvold (NIBIO) med bidrag fra Halldis Fjermestad, Statens vegvesen.

Rapporten er kvalitetssikret i henhold til NIBIOs kvalitetssikringsrutiner av forskningsleder Anja Celine Winger.

Ås, 20.04.22

Roger Roseth

Prosjektleder

Innhold

1 Innledning 6

2 Forbruk av sprengstoff og mulig utslipp til vann 8

3 Resultater fra utbyggingsprosjekter 9

3.1 Rv. 7 Sokna - Ørgenvika 9

3.2 E18 Bommestad - Sky 11

3.3 Dobbeltspor Farriseidet – Porsgrunn (UFP) 15

3.3.1 Solum øst og Solum vest 15

3.3.2 Deponi 3 17

3.3.3 Deponi 5 18

3.3.4 Deponi 11 19

3.3.5 Deponi 12, 13 og 14 på Lannerheia 20

3.3.6 N-avrenning fra deponier med tunnelstein Farriseidet – Porsgrunn 22

3.4 E18 Rugtvedt – Dørdal 22

3.4.1 Nenset-, Hydals- og Steinsmyrbekken 22

3.4.2 Stillinga deponi, bekk til Skaugtjenna og Vinjebekken 26

3.4.3 Åbyvassdraget 28

3.4.4 Roslands-, Langrønnings- og Haukedalsbekken 33

3.4.5 Gongeelva 35

3.4.6 N-avrenning fra dagsprengt stein E18 Rugtvedt - Dørdal 39

3.5 Utlekkingsforsøk Rv 4 Gran grense – Jaren 40

3.5.1 Forsøk 1 – Utlekking av N fra sprengstein gjennom 8 måneder 40

3.5.2 Forsøk 2 – utlekking av N fra tunnelstein gjennom fire uker 42

3.5.3 Nitrogenutvasking fra utlekkingsforsøk 44

3.6 Nitrogenavrenning fra sprengstein – foreløpige vurderinger 44

3.6.1 Oppsummering av tidligere undersøkelser, beregninger og erfaringstall 44

3.6.2 Erfaringer og vurderinger for presenterte undersøkelser 45

4 Målemetoder for nitrogen 47

4.1 Laboratorieanalyser 47

4.1.1 Totalnitrogen (Tot-N) 47

4.1.2 Nitrat (NO_3) 47

4.1.3 Nitritt (NO_2^-) 47

4.1.4 Ammonium (NH_4) 47

4.1.5 Totalt ammonium nitrogen (TAN) 47

4.1.6 Lystgass (N_2O) 47

4.2 Feltbaserte hurtigtester av nitrogenforbindelser 48

4.2.1 Ammonium 48

4.2.2 Ammoniakk (NH_3) 48

4.2.3 Nitritt 48

4.2.4 Feltspektrofotometer med prefabrikkerte kyvetter 48

4.3 Beregninger og kjemometri 48

4.3.1 Automatiske målinger av pH og vanntemperatur 48

4.3.2 Ledningsevne 48

4.4 Optisk måling av nitrat 49

5 Nitrogen og økologiske effekter i vann 50

5.1 Nitrogen - økologiske effekter i ferskvann? 50

5.2 Nitrogen i ferskvann – resultater fra publikasjoner 51

5.2.1 Planteplankton – vekst ved tilførsel av NO3 eller NH4 (Trommer 2020) 51

5.2.2 Tilførsel av nitrogen endrer fosforbegrensede innsjøer (Trommer 2017) 52

5.2.3 Planteplanktons opptak av NH4 og NO3 – vekstrespons (Glibert 2015) 52

5.2.4 Algetoksiner og økt tilførsel av næringsstoffer (Van de Waal 2009) 54

5.2.5 Artikler om *Gonyostomum semen* 54

5.3 Nitrogen i Oslofjorden 54

6 Rensemetoder – vurderinger og erfaringer 55

6.1 Terrengspredning 55

6.1.1 Gjødsling av skog 55

6.1.2 Utnyttelse av myr 56

6.2 Nitrogengjødsling og vanning av jordbruksareal 57

6.2.1 Bindingskapasitet for ammonium 57

6.3 Våtmark 57

6.4 Fangdammer og rensedammer 59

6.5 Anaerob dam 59

6.6 Rensefilter for nitrogenfjerning – danske erfaringer 60

7 Vannforskriften og Naturmangfoldloven 63

7.1 Vannforskriften – ferskvann og sjøvann 63

7.2 Naturmangfoldloven 65

8 Litteratur 66

Vedlegg 69

1 Innledning

I 2019 og 2020 var det årlige forbruket av sivilt sprengstoff hhv. 69727 og 68739 tonn, i henhold til statistikk fra DSB (Per Isdahl, pers. medd.). DSB vurderer at emulsjonssprengstoff brukt til bergsprengning utgjør nesten hele det årlige forbruket. Midlere nitrogeninnhold i emulsjonssprengstoff er 26 % (DSB 2012). Avrenningsforsøk har indikert at mellom 10 og 20% av nitrogenet forblir udetonert (NFF 2009, Bækken 1998, Sjølund 1997 , Vikan 2013 og Ranneklev mfl. 2017), og kan vaskes ut til resipient fra sprengstein og anleggsvann fra tunneler.

De største mengdene sprengstoff brukes ved bygging av store samferdselsprosjekter, særlig tunnelarbeid, men også dagsprengning. Resipientene som mottar avrenning fra anleggsområdene tilføres store mengder nitrogen. I mange tilfeller vil det resultere i at påvirkede vannforekomster får en dårligere tilstand for nitrogen i en kortere periode under og rett etter anleggsarbeid.

I avrenning direkte fra deponier med tunnelstein har det blitt målt nitrogenkonsentrasjoner over 200 mg N/l (Jernbaneverket 2014). Tilsvarende er det målt konsentrasjoner opp mot og over 50 mg N/l i mindre bekker med steindeponier eller større vegfyllinger i nedbørfeltet (Rognan mfl. 2020). I store og viktige vassdrag som mottar avrenning fra store samferdselsprosjekter har nitrogenkonsentrasjonene økt fra en bakgrunn på 0,2-0,3 mg N/l til 1-2 mg N/l under anleggsperioden (Roseth 2014 og Rognan mfl. 2020).

Grunnlaget for å forstå og beskrive utvaskingsforløp, konsentrasjoner og fordeling av nitrat og ammonium i avrenning fra fyllinger og deponier har vært mangelfullt. Gjennom erfaringstall fra flere store samferdselsprosjekter håper vi at rapporten kan bidra til økt kunnskap om konsentrasjoner, varighet og nitrogenfraksjoner i avrenning fra fyllinger og deponier med sprengstein.

De økte tilførslene av næringsstoffet nitrogen gir store kjemiske endringer i nærliggende vassdrag, men de økologiske og biologiske effektene er mindre klarlagt. For marine resipienter er det stor faglig enighet om at nitrogen er det viktigste næringsstoffet mht. eutrofiering.

Nitrogenavrenning fra sprengstoff består i utgangspunktet av rundt 60 % nitrat (NO_3-N) og rundt 40% ammonium (NH_4-N), litt avhengig av hvordan emulsjonen er formulert. Dette forholdet vil raskt kunne endre seg under transport i vann i nærkontakt med jord, mineralpartikler og organisk materiale, da NH_4-N vil kunne bindes under transport. Slik vil andelen nitrat i vannet gradvis øke, mens andelen ammonium gradvis avtar. Dette skjer som funksjon av transporttid og kontakt med overflater som gir binding av ammonium. Mengden nitrat vil også øke som funksjon av at bundet ammonium nitrifiseres til nitrat, under forbruk av oksygen. Nitrat vil derfor være den dominerende N-fraksjonen et stykke nedstrøms i større vassdrag påvirket av sprengningsaktivitet.

Nitrat og ammonium vil ha ulike biologiske og økologiske effekter, og gi forskjellig risikovurdering ved utslipp. Ved høy pH og vanntemperatur vil ammonium omdannes til giftig ammoniakk. Ammoniakk er akutt giftig for vannlevende organismer i lave konsentrasjoner, herunder ørret (*Salmo trutta*) og laks (*Salmo salar*). Nitrifikasjon av ammonium forbruker oksygen, og bidrar til lavere konsentrasjoner av oksygen i innsjøer og tjern. Til sammenligning er nitrat lite toksisk og bidrar ikke til forbruk av oksygen. Nitritt som kan dannes ved nitrifikasjon er giftig for fisk ved lave konsentrasjoner

Begge nitrogenfraksjoner kan bidra til en viss eutrofiering eller endrede konkurranseforhold for plante- og zooplankton i innsjøer og tjern. Eutrofieringseffektene vil alltid være i samspill med konsentrasjonen av fosfor, som er vurdert som det viktigste næringsstoffet for algevekst i ferskvann. Det synes å være forskjell mellom ulike arter og grupper av planteplankton mht. om de foretrekker nitrat eller ammonium som N-kilde, og hva slags vekstrespons disse gir. Endret N:P forhold kan endre konkurranseforholdet mellom ulike grupper av planteplankton, eksempelvis påvirke vekst av ulike arter av cyanobakterier (Trommer mfl. 2020) og problemalgen *Gonyostomum semen (*Hagman mfl. 2014 og 2020)

Vannforskriften med tilhørende veileder 02:2018 gir klassifisering av miljøtilstand i ulike typer av vannforekomster i ferskvann og kystvann basert på årsmiddelkonsentrasjoner for næringsstoffene nitrogen og fosfor. For nitrogen varierer innslagskonsentrasjonen for «Dårlig» tilstand mellom 475 og 1075 µg N/l avhengig av vanntype. Tilsvarende innslagspunkt for «Svært dårlig» tilstand varierer mellom 775 og 2025 µg N/l. Under anleggsgjennomføring med mye sprengningsarbeid og utvasking av nitrogen fra sprengstein vil nærliggende vannforekomster kunne havne i klasse «Dårlig» eller «Svært dårlig». Tilstanden synes imidlertid å normaliseres i løpet av 2-3 år etter at anleggsaktiviteten ble avsluttet.

Naturmangfoldloven gir føringer med hensyn til at naturmangfold skal kartlegges og bevares, både i form av enkeltarter og økosystemer. Under anleggsarbeid vil tidligere uberørte vassdrag ofte tilføres høye nitrogenkonsentrasjoner og økt mengde fosfor i form av partikler. Det har blitt gjennomført få undersøkelser av kort- og langvarige endringer av biologi i innsjøer og tjern som følge av slik påvirkning. Manglende kunnskap gir usikkerhet mht. om det kan skje uønskede endringer for artsmangfold og økosystemer.

Samlet tilsier vurderingene over at det kan være ønskelig med tiltak som kan redusere belastningen av sprengstoffskapt nitrogen til vassdrag og kystområder under bygging av store samferdselsprosjekter. Nitrogenrensing har tidligere blitt vurdert som vanskelig som følge av nedbørsstyrte vannmengder, tidvis lav vanntemperatur samt problemer med vinter og frost. Rapporten diskuterer og presenterer mulige tiltak for nitrogenrensing, samt tilgjengelig erfaringsgrunnlag mht. rensegrad og vinterdrift.

Dokumentasjon av nitrogen i vann og vassdrag forutsetter at en har analyse- og målemetoder som gir tilstrekkelig nøyaktige målinger av de ulike nitrogenfraksjonene samt totalnitrogen (Tot N). Rapporten gir en kort gjennomgang av aktuelle nitrogenfraksjoner som bør analyseres eller måles, vanlige laboratoriemetoder, mulighet for online målinger samt kartlegging av mulige lystgassutslipp fra renseløsninger eller tungt belastede resipienter.

Målsettingen for rapporten har vært å sammenstille erfaringstall og kunnskap som kan belyse problemstillingene omtalt i innledningen. Rapporten kan vurderes som et første steg i en nødvendig kunnskapsoppbygging med hensyn til avrenning og effekter av nitrogen fra sprengstein og tunneldriving. For marine områder, og særlig Oslofjorden, kan denne kunnskapen være akutt viktig. For biologiske effekter i ferskvann er det behov for et bedre kunnskapsgrunnlag mht. mulige biologiske effekter.

2 Forbruk av sprengstoff og mulig utslipp til vann

Statistikk for samlet forbruk av sivilt sprengstoff i Norge, viste at det ble betalt omsetningsavgift for 69727 tonn i 2019 og 68740 tonn i 2020. Pumpbart emulsjonssprengstoff brukt til bergsprengning antas å utgjøre tilnærmet hele den registrerte totalmengden (pers medd. Per Isdahl DSB). Ifølge Vikan 2013 oppga DSB at det ble brukt 9121 tonn emulsjonssprengstoff i 2011, noe som indikerer et betydelig økt forbruk de senere årene.

Formuleringen av emulsjonssprengstoff vil kunne variere avhengig av bruksegenskaper og leverandør, men på vektbasis kan en anta at produktene i gjennomsnitt inneholder 70 % ammoniumnitrat, 10 % andre nitratforbindelser samt 20 % andre tilsetninger i form av mineralolje, gassemiddel og emulgator (Ranneklev mfl. 2017). Teknisk ammoniumnitrat som brukes i sprengstoff inneholder rundt 34 % nitrogen (DSB 2012). Basert på en formulering med 70 % ammoniumnitrat og 10 % andre nitratforbindelser inneholder emulsjonssprengstoff rundt 26 % ren nitrogen.

Basert på studier og sammenstillinger utført av Bækken 1998, Sjølund 1997 og Ranneklev mfl. 2017 så utgjør nitrogenmengden som kan lekkes fra deponert tunnelsprengstein mellom 8 og 18 % av totalmengden nitrogen i anvendt sprengstoff. Bækken fant en midlere utlekking tilsvarende 14,7 % av nitrogenmengden i sprengstoffet, mens Ranneklev mfl. fant en midlere utlekking tilsvarende 10 %.

For tunneldriving så vil nitrogenmengden i anleggsvann fra tunneldrivinga komme i tillegg til det som lekker ut fra sprengsteinen. I henhold til Vikan 2013 og NFF 2009, så kan en anta at 30-50 % av det udetonerte nitrogenet vaskes ut med anleggsvann fra tunneldrivinga.

Samlet nitrogenmengde som vaskes ut fra sprengstein og anleggsvann fra tunneldriving synes derfor å kunne utgjøre opp mot 20 % av den totale nitrogenmengden i anvendt sprengstoff.

Ved tunnelsprengning brukes det 1-3 kg emulsjon per m^3 fast fjell (Bane NOR 2019), med et forventet middel på rundt 1,5 kg per m^3. Midlere innhold av nitrogen i emulsjonssprengstoff er 26 % (DSB 2012).

Dersom det samlede årlige forbruket av emulsjonssprengstoff til bergsprengning i Norge er 65000 tonn, kan avrenningen av udetonert sprengstoff potensielt gi en årlig resipientbelastning på rundt 3000 tonn nitrogen. Dette tilsvarer det samlede årlige utslippet av nitrogen fra norsk industri, eller N-avrenning fra 1 million daa med jordbruksareal (gitt et midlere N-tap på 3 kg/daa). I en oversikt over kildedelte tilførsler av nitrogen til samlede norske kystområder (Guerro og Sample 2021) er det beregnet følgende utslipp av nitrogen: Industri 2781 tonn, jordbruk 29963 tonn og akvakultur 63379 tonn N.

I det samlede nedbørfeltet til Oslofjorden er det mange større utbyggingsprosjekter, samferdsel og andre byggeprosjekter. Nitrogen fra sprengstoff er sannsynligvis en av de viktigste kildene til den samlede nitrogenbelastningen til Oslofjorden. Disse tilførslene er i liten grad vurdert og kommentert i fagrapporter som omtaler eutrofieringssituasjonen i fjorden, som omtaler nitrogen som den viktigste driveren til «fjorddøden» med eutrofiering og redusert oksygenmengde i dypvannet. Nitrogen tilført fra sprengstoff vil variere med anleggsaktivitet, og er en mer variabel kilde enn tilførsler fra avløp og jordbruk.

3 Resultater fra utbyggingsprosjekter

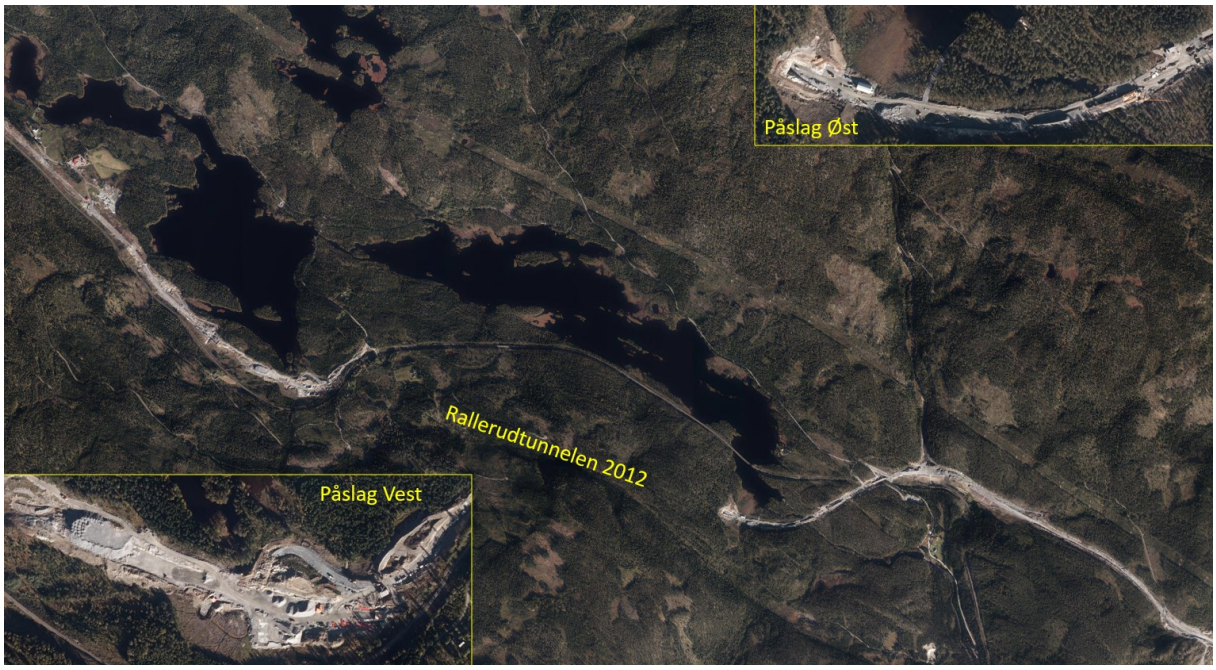
I det følgende er det gjort en sammenstilling av resultater for nitrogen i avrenning fra sprengstein og aktuelle konsentrasjoner i berørte vassdrag for noen store samferdselsprosjekter. Sammenstillingen kan belyse forløpet for nitrogenutvasking fra sprengstein mht. konsentrasjoner, varighet og N-fraksjoner. I tillegg hvordan konsentrasjoner og N-fraksjoner reduseres og påvirkes under transport i vassdrag.

De ulike prosjektene har hatt forskjellige rutiner for dokumentasjon av nitrogen i avrenning fra sprengstein og anleggsaktivitet, noe som vanskeliggjør en mer enhetlig presentasjon av resultatene. Et oversiktskart over omtalte samferdselsprosjekter er vist i vedlegg.

3.1 Rv. 7 Sokna - Ørgenvika

Rv 7 Sokna – Ørgenvika er en 17 km lang vegstrekning mellom Sokna og Ørgenvika, bygget i perioden 2011-2014. Ny veg består av to lengre tunneler, Rallerudtunnelen (2,8 km) og Ørgenviktunnelen (3,7 km), samt 10,5 km dagsone. Av dagsonestrekninger var det 6 km med forbikjøringsfelt og midtdeler. Anleggsarbeidet startet i september 2011 og ferdig veg ble åpnet 27.06.14. Det ble utført store sprengningsarbeider under bygging, både ved driving av tunneler og sprengning i dagsone. Totalt omfattet sprengningsarbeidene 1,2 millioner m^3 fast fjell eller 2,2 millioner m^3 anbrakt sprengstein. Tunnelstein fra Rallerudtunnelen ble delvis brukt til fyllinger langs ny veglinje, mens overskuddet ble deponert i bekkejuvet Helvete, med avrenning til Rudselva via Juvbekken. Tunnelstein fra østlig påslag av Ørgenviktunnelen ble brukt og deponert innenfor nedbørfeltet til Rudsvassdraget. Stein fra vestlig påslag av Ørgenviktunnelen ble brukt til kryssområde og fyllinger for påkobling eksisterende Rv. 7 ved Krøderen. Begge tunnelene ble drevet tosidig og med renseanlegg for anleggsvann fra tunneldriving lokalisert ved påslag.

Rudsvassdraget ble dermed tilført nitrogen fra anleggsvann fra tre tunnelpåslag. I tillegg mottok vassdraget avrenning fra rundt 1,5 millioner m^3 anbrakt sprengstein, både tunnel- og dagsprengt. Tunnelstein ble brukt i vegfyllinger og til masseutskifting av myr, mens overskuddet ble lagt i deponi. Figur 1 viser Rallerudtunnelen under driving i 2012, med påslag på øst- og vestsiden.



Figur 1. Rallerudtunnelen under driving i 2012, med påslag Øst og Vest.

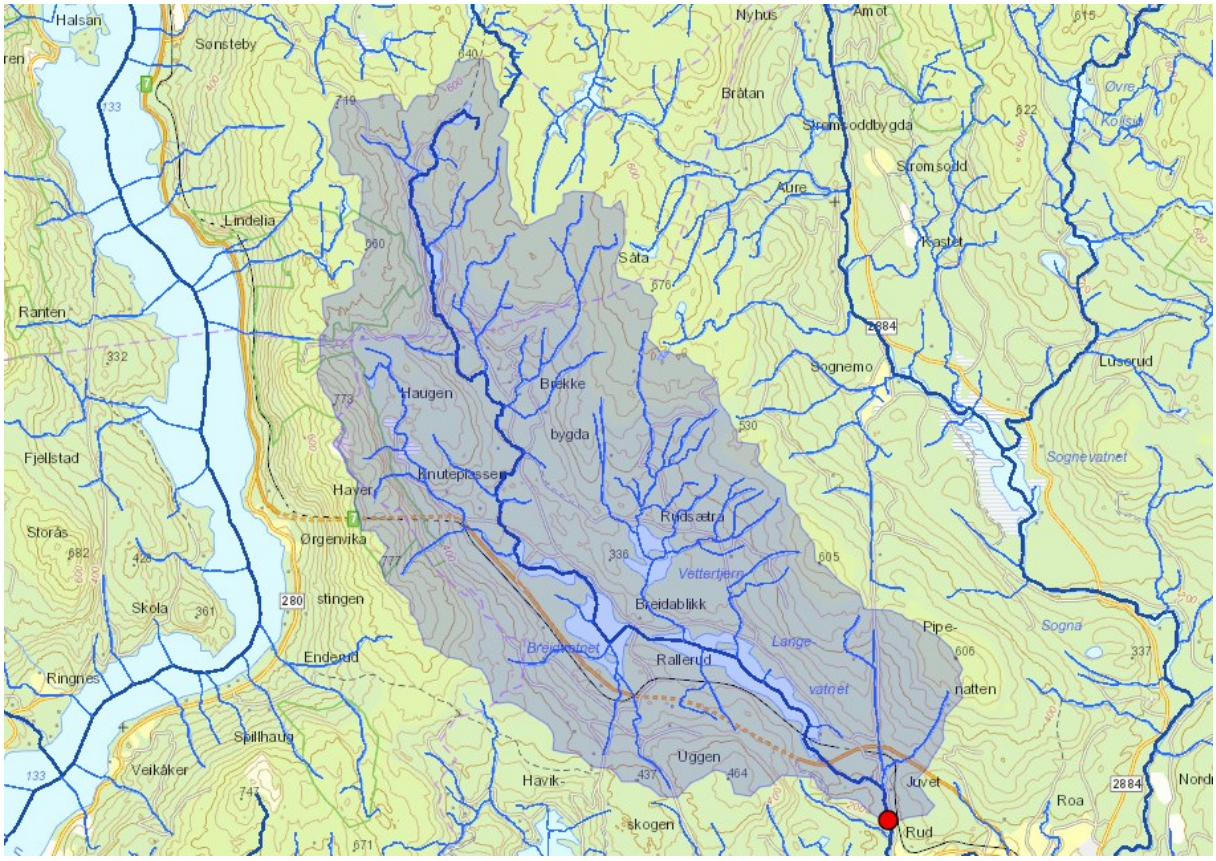
Totalt ble Rudsvassdraget tilført nitrogen fra anslagsvis 1,5 millioner tonn anbrakt sprengstein samt fra renset anleggsvann fra tunneldriving. I henhold til NEVINA er nedbørfeltet til Rudsvassdraget på 63 km^2 ved Rud rett før samløp med Sogna (figur 2). Med en middelavrenning på 16,4 l/s har vassdraget en samlet middelavrenning på 1 m^3/s. Før anlegg viste vannprøvene fra Rudselva en bakgrunnskonsentrasjon på 0,2 mg N/l. Under anleggsfasen i 2012 og 2013 skjedde det en gradvis økning av nitrogenkonsentrasjonen, og maksimal konsentrasjon var noe over 2 mg N/l (Roseth 2014). Ved sluttbefaring etter anlegg 5. mai i 2014 viste Rudselva en konsentrasjon på 0,3 mg N/l (Roseth 2014). Det ble tatt for få vannprøver både under og etter anleggsgjennomføring til å gi en tilfredsstillende beskrivelse av utvaskingsforløp og konsentrasjoner av nitrogen i vassdraget. Det synes imidlertid som nitrogen fra sprengstein ble vasket ut relativt raskt og at konsentrasjonen i vassdraget var i ferd med å normalisere seg 1 til 2 år etter at steinmassene var deponert og tunnelene var ferdigstilt. Anleggsarbeidene startet høsten 2011, og storparten av tunnelarbeidene og arbeider i forbindelse med anvendelse og disponering av sprengstein var ferdigstilt i våren 2013.

Juvbekken mottok avrenning fra et større steindeponi. Her viste vannprøvene ofte høye konsentrasjoner av nitrogen, gjerne mellom 5 og 10 mg N/l. Ved sluttbefaring 5. mai 2014 viste Juvbekken en nitrogenkonsentrasjon på 1,8 mg N/l (Roseth 2014). Av dette var over 98 % nitrat, mens ammonium utgjorde 1,5 % av den totale nitrogenmengden. Vannprøven indikerte at det fremdeles ble vasket ut nitrogen fra steindeponiet, selv om konsentrasjonene var i ferd med å avta.

For vannprøver tatt i bekker og sig rett nedstrøms utslipp av renset vann fra tunneldriving ble det påvist høye konsentrasjoner av nitrogen, der ammonium utgjorde en stor andel av totalnitrogen. En prøve tatt i et myrsig nedstrøms renseanlegget for anleggsvann fra Rallerudtunnelen Øst 20.04.12 viste en 58 mg N/l, herunder 17 mg NH4-N/l og 25 mg NO3-N/l. Konsentrasjonen av ammonium synes å bli raskt redusert under transport i vassdraget gjennom binding og opptak, mens nitrat vaskes videre.

Utslipp av renset anleggsvann fra tunneldriving ble vurdert som særlig utfordrende i forhold til å opprettholde en tilfredsstillende vannkvalitet i Rudsvassdraget langs veglinja (Roseth 2010).

Ved miljøoppfølging ble det fokusert på å unngå gifteffekter av ammoniakk som følge av høy pH og høyt ammoniuminnhold i anleggsvann fra tunneldriving samt å unngå utslipp og utvasking av partikler fra anleggsvann fra tunnel og dagsonearbeider. Renseløsningene for tunnelvann omfattet partikkelsedimentering og etterfølgende filtrering samt pH-justering av utslipp med saltsyre.

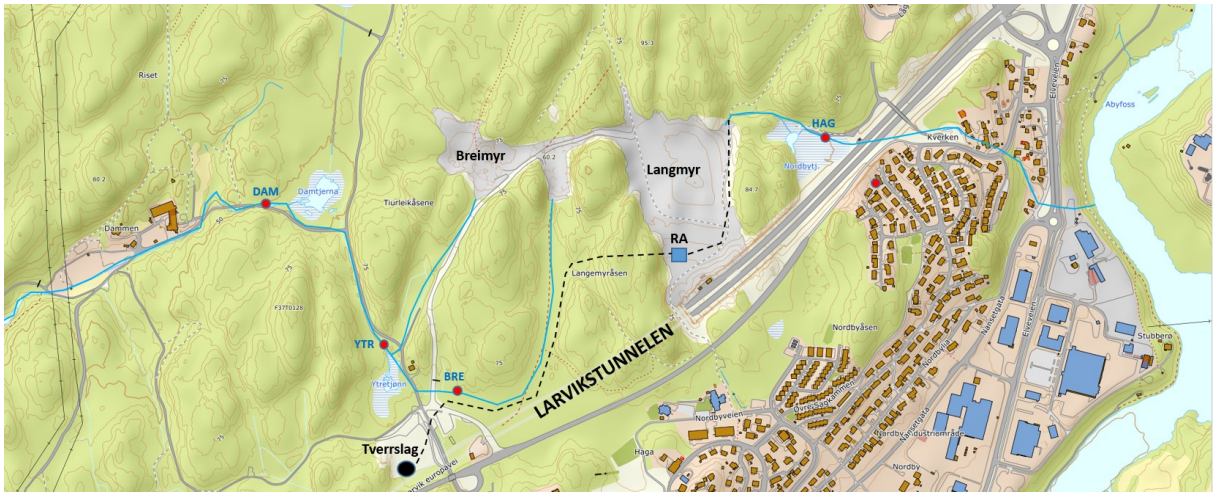


Figur 2. Nedbørfeltet til Rudselva med ny Rv. 7 Sokna – Ørgenvika.

3.2 E18 Bommestad - Sky

E18 Bommestad – Sky er en 7 km lang 4-felts motorveg som ble bygget i perioden 2013 – 2018. Prosjektet har omfattet to tunneler, Larvikstunnelen på 2,8 km og Martineåstunnelen på 1,3 km. Byggingen av Larvikstunnelen startet i 2014 med gjennomslag for sørgående løp i juni 2015 og for nordgående i oktober 2015. Byggingen av Martineåstunnelen startet i 2014 med gjennomslag i oktober 2015. Til sammen har det blitt sprengt ut rundt 1 million m^3 fast fjell i forbindelse med disse tunnelene, hvorav rundt 60 % fra Larvikstunnelen. Tunnelmassene fra Larvikstunnelen ble delvis kjørt til pukking ved Hedrum pukkverk for gjenbruk til vegformål og delvis deponert på deponiene Langemyr og Breimyr i Vestmarka (figur 3). Renset anleggsvann fra tunneldriving av Larvikstunnelen ble pumpet til Hagabekken for videre utslipp til Lågen. For Martineåstunnelen var det også både gjenbruk og deponering av tunnelstein. Deponering skjedde på Pauler deponi. Renset anleggsvann fra tunneldriving ble sluppet mot Paulertjerna, Eikedalsbekken og Hallevannet.

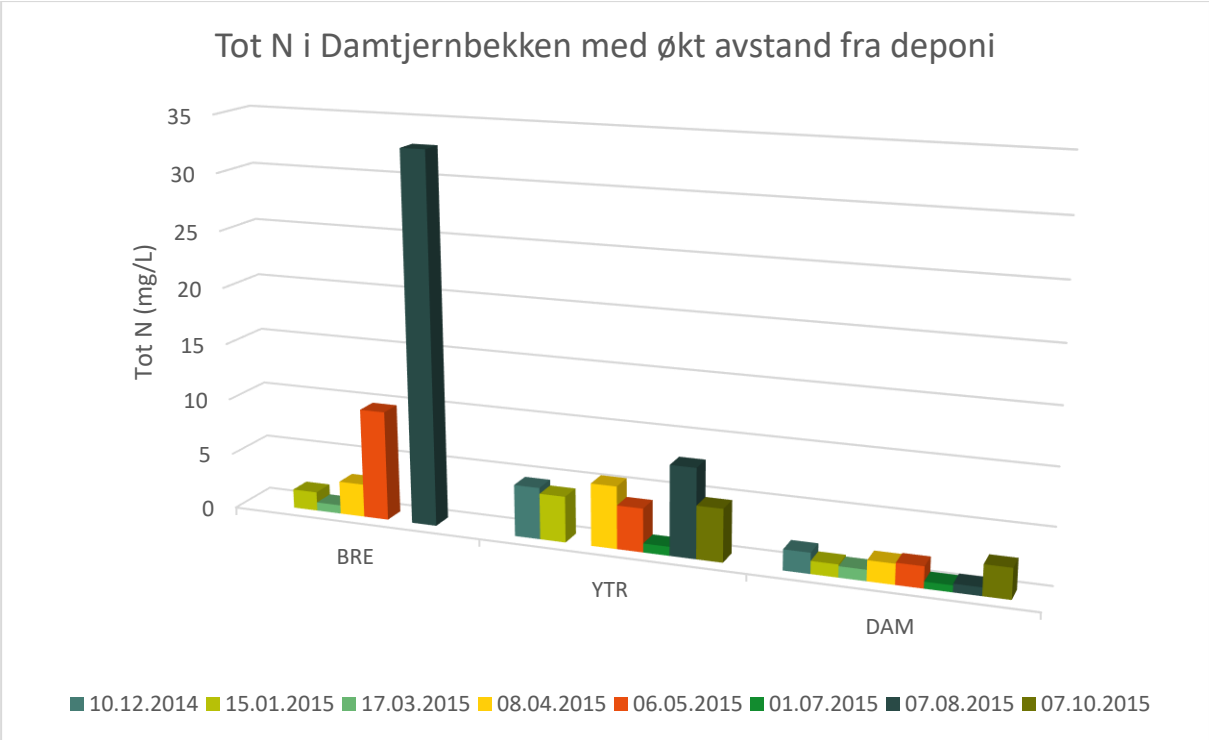
Gjennom perioden med deponering ble det jevnlig tatt ut prøver i mindre bekker som fikk avrenning fra steindeponier eller ble tilført renset anleggsvann (Roseth mfl. 2014, Leikanger mfl. 2015 og Leikanger mfl. 2017). I forbindelse med driving av Larvikstunnelen ble det tatt prøver av Hagabekken (HAG), som ble tilført renset anleggsvann fra tunneldriving samt avrenning fra Langemyr deponi (figur 3). I Damtjernbekken ble det tatt prøver av Breimyrbekken (BRE) med avrenning fra Breimyr deponi, nedstrøms Ytretjern (YTR) og etter utløp av Damtjerna (DAM). Damtjernbekken har avrenning til Farrisvannet og det var viktig å minimere og dokumentere forurensningstilførsler fra anlegget via denne bekken.



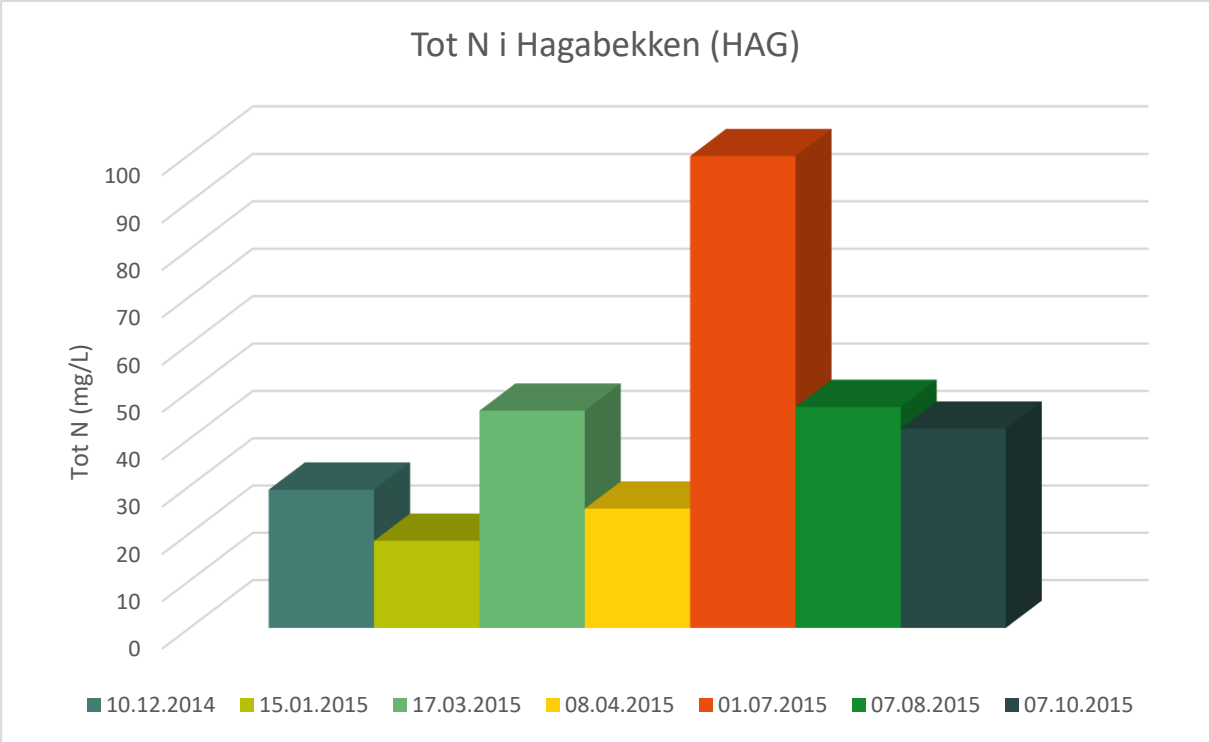
Figur 3. Viser tverrslag for driving av Larvikstunnelen, Langemyr og Breimyr deponi og stasjoner for prøvetaking av vannkvalitet i Hagabekken (HAG) mot Lågen og Damtjernbekken mot Farrisvannet (BRE, YTR og DAM).

Totalnitrogen for vannprøvene fra Damtjernbekken viste stor variasjon mellom prøveomgangene avhengig av nedbør, utvasking og fortynning (figur 4). Stasjonen DAM, med størst avstand fra deponiene, viste minst variasjon og midlere konsentrasjon var 1,5 mg N/l. Midlere konsentrasjon for stasjonene YTR og BRE var henholdsvis 4,5 og 9,6 mg N/L. YTR var lokalisert nedstrøms BRE og med økt fortynning, men ble tilført noe ekstra nitrogen fra en mindre sidebekk. BRE lå nedstrøms den viktigste dreneringa fra Breimyr deponi. Her ble det tidvis pumpet nitrogenrikt vann over til Hagabekken for å redusere nitrogentilførslene til Farrisvannet.

Hagabekken ble tilført nitrogenrikt renset anleggsvann fra tunneldriving gjennom pumping og mottok i tillegg all avrenning fra Langemyr steindeponi samt periodisk drensvann pumpet fra Breimyr deponi. Bekken viste høye konsentrasjoner av nitrogen (figur 5), maksimalt 100 mg/l og med en gjennomsnittsverdi for presenterte målinger på 44 mg/l.

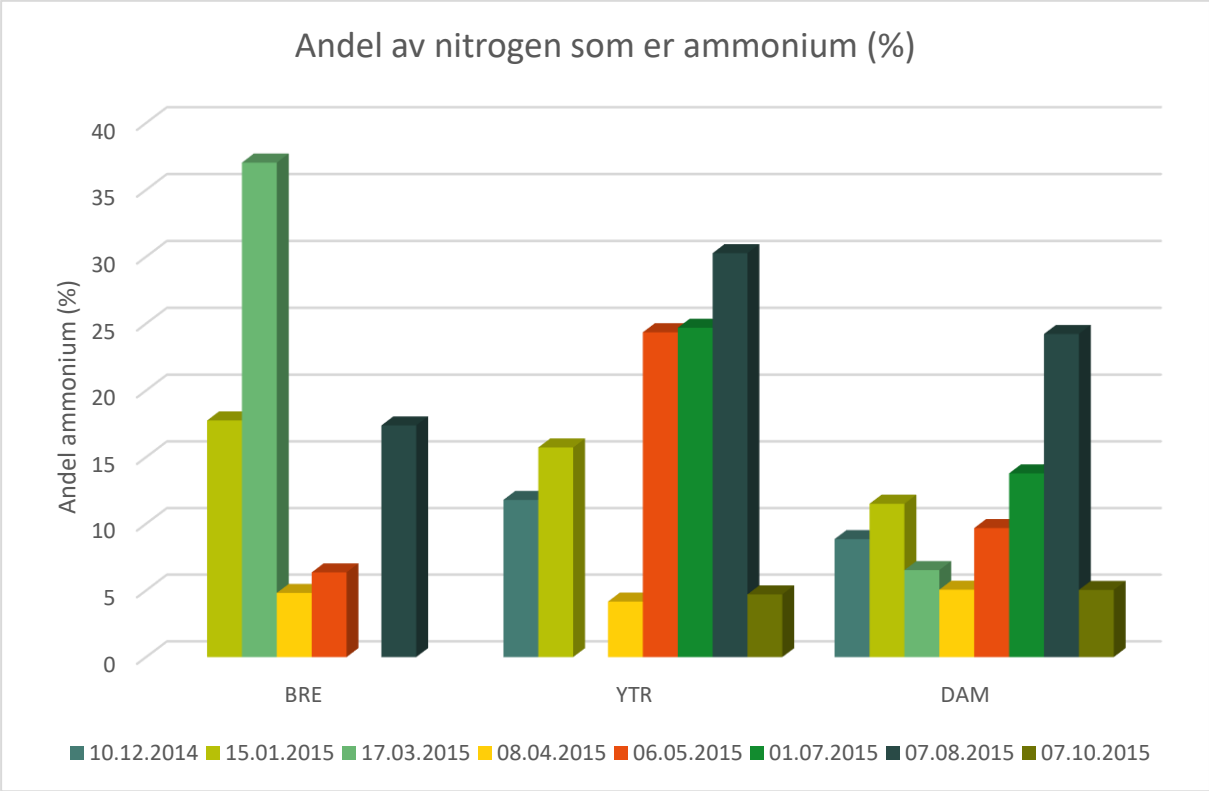


Figur 4. Nitrogenkonsentrasjoner på stasjonene BRE, YTR og DAM i Damtjernbekken.

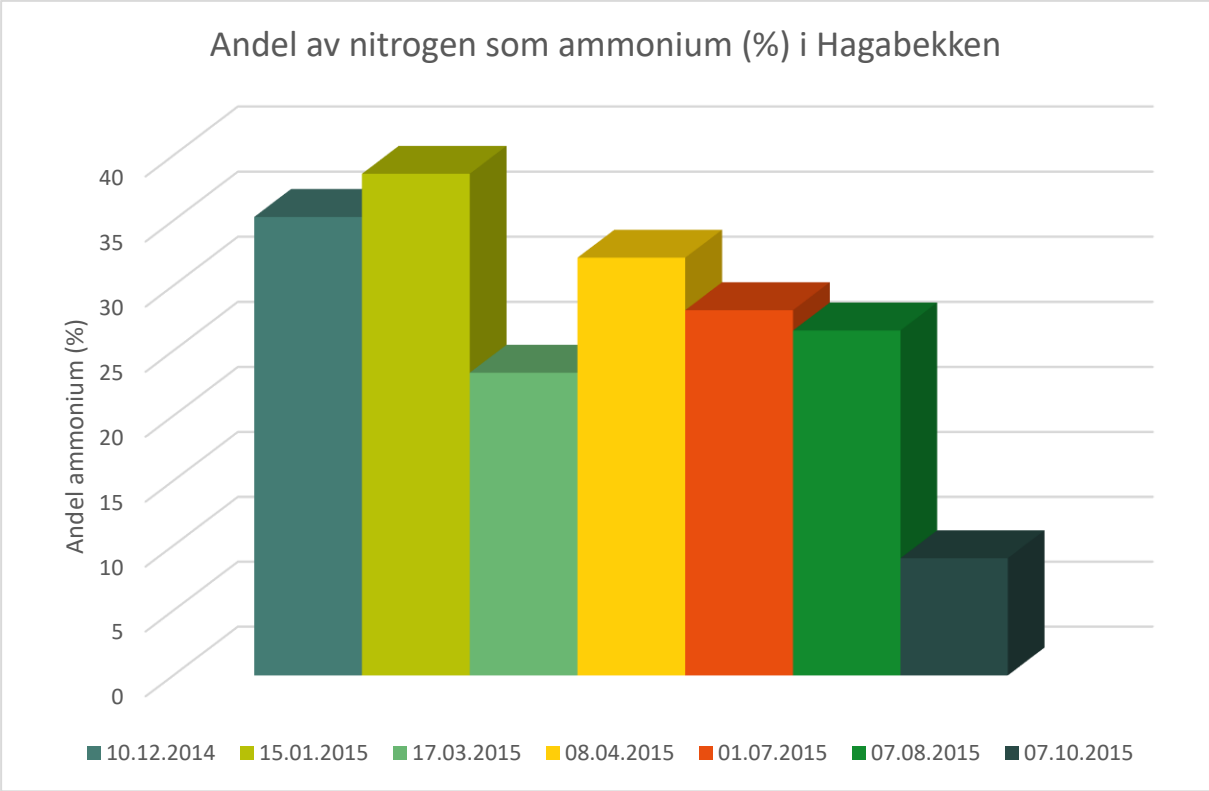


Figur 5. Nitrogenkonsentrasjoner i Hagabekken, som mottok renset anleggsvann fra tunnel samt avrenning fra deponi.

Andel av totalnitrogen som forelå som ammonium for stasjonene i Damtjernbekken (figur 6) og Hagabekken (figur 7) viste stor variasjon mellom prøvetidspunktene, avhengig av nedbør, utvasking, fortynning og forhold for binding og opptak av ammonium. Det var likevel systematiske forskjeller der midlere andel ammonium utgjorde 11 % av totalnitrogen i DAM, 17 % i YTR og BRE og 28 % i HAG.



Figur 6. Andel av totalnitrogen som forelå som ammonium for stasjonene BRE, YTR og DAM.

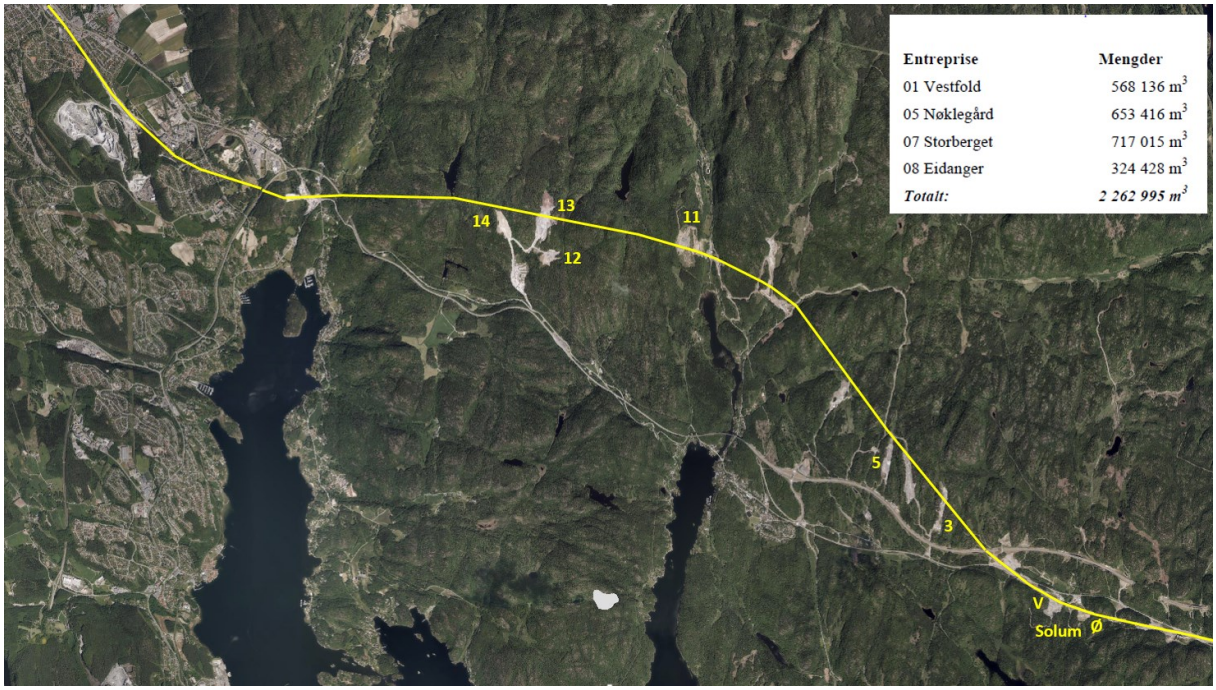


Figur 7. Andel av totalnitrogen som forelå som ammonium for Hagabekken (HAG).

3.3 Dobbeltspor Farriseidet – Porsgrunn (UFP)

Nytt dobbeltspor Farriseidet – Porsgrunn ble bygd i perioden 2012 til 2018. Strekningen var delt i fire entrepriser som omfattet bygging av hver sin lange tunnel samt grunnarbeider. Entreprise Vestfold med Kleivertunnelen (3670 m, 2013 til februar 2015), entreprise Nøklegård med Nøklegårdtunnelen (3810 m, 2013 til februar 2015), entreprise Storberget med Storbergtunnelen (4680 m, 2012 til desember 2014) og entreprise Eidanger med Eidangertunnelen (2080 m, 2013 til juni 2015).

Registrert mengde tunnelstein levert til deponier fra disse tunnelene utgjorde nærmere 2,3 millioner m³, og med en fordeling på entreprisene som vist i figur 8. Deponering skjedde løpende gjennom byggeperioden for tunnelene, der de største volumene ble tilført deponiene i 2013 og 2014. Resultatene presentert i fortsettelsen bygger i all hovedsak på miljøoppfølgingsrapporter fra Bane NOR (Bane NOR 2015 og Bane NOR 2017).



Figur 8. Dobbeltspor Farriseidet – Porsgrunn (gul linje). Omtalte deponier er markert med navn og nummer.

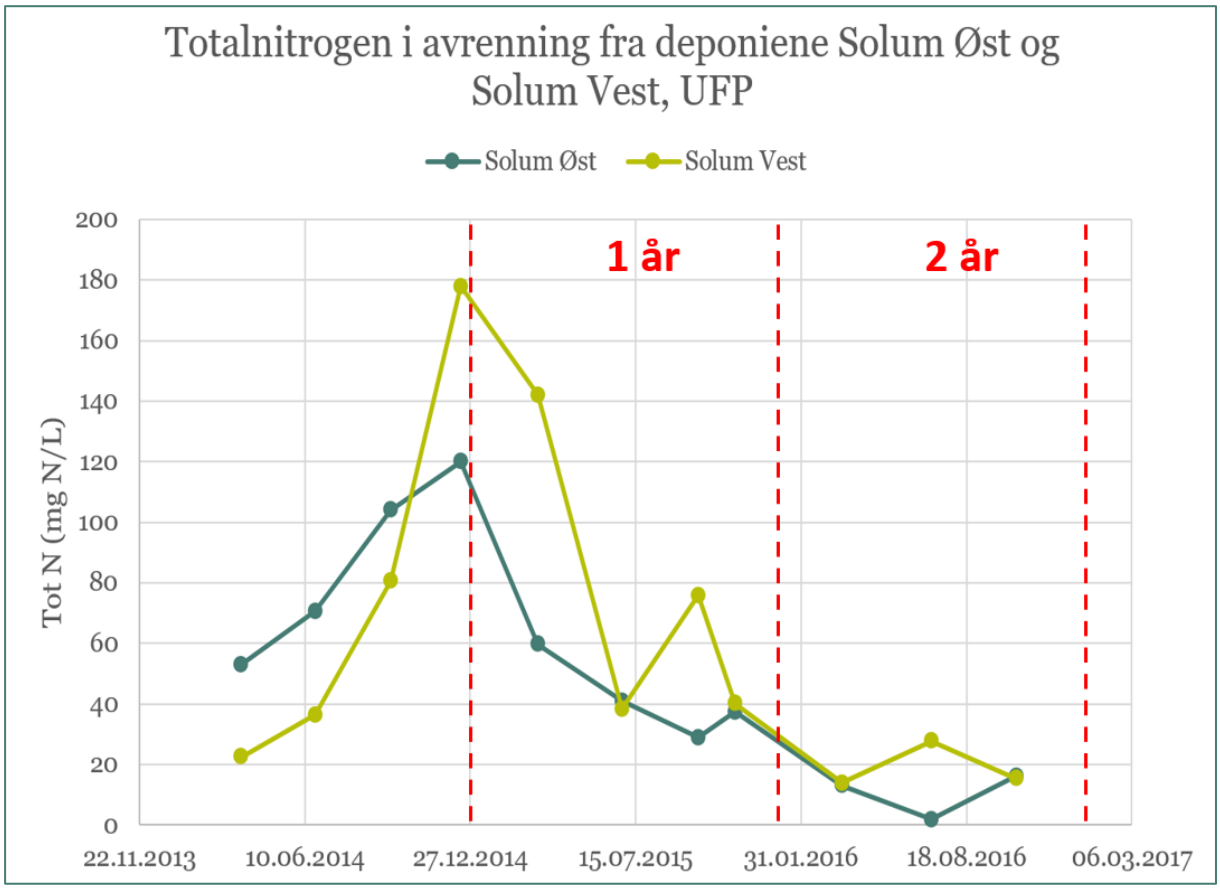
3.3.1 Solum øst og Solum vest

Deponiene Solum øst og Solum vest (figur 9) ble brukt av entreprise Vestfold. Entreprisen leverte totalt rundt 586 000 m³ sprengstein til deponi, som teoretisk kan gi mellom 12 og 25 tonn nitrogen til utvasking. Det foreligger ikke opplysninger om hvordan sprengsteinen ble fordelt på de to deponiene. Deponering startet i 2013, men mesteparten av sprengsteinen ble deponert i 2014. Flybildet indikerer at Solum øst ble ferdigstilt først.

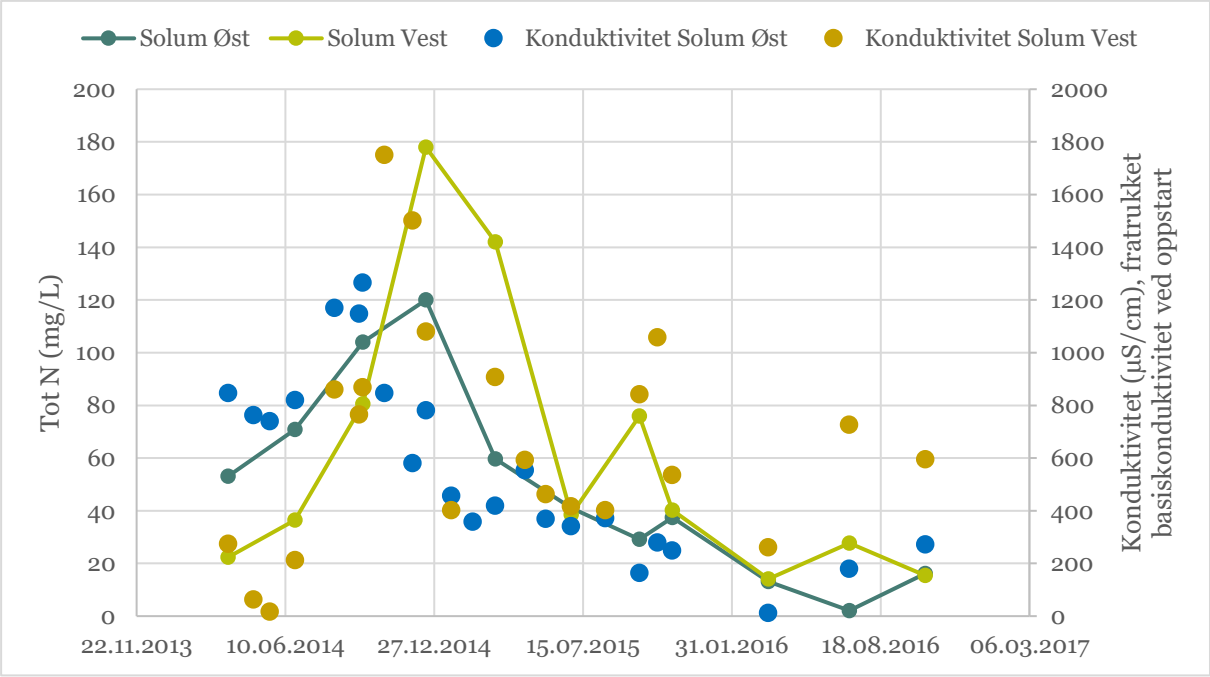
Figur 10 viser konsentrasjoner av nitrogen i avrenning fra de to deponiene på Solum i perioden fra mars 2014 til oktober 2016, en periode på 2,5 år. Vannprøvene ble tatt ved utløpet av drenering fra deponiene, nedstrøms rensedam. Ved oppstart ble det påvist 22 mg N/l for Solum vest og 53 mg N/l for Solum øst. De høyeste konsentrasjonene ble påvist 16.12.14: 178 mg N/l for Solum vest og 120 mg N/l for Solum øst. Deretter viste konsentrasjonene av nitrogen avtakende konsentrasjoner fram til siste prøver tatt ut 17.10.16, der avrenningen fra begge deponier viste 15 mg N/l.

Figur 11 viser en sammenstilling av målt konduktivitet og nitrogen ved utløpet av deponiene. Konduktivitet og nitrogeninnhold viser en tydelig samvariasjon.

Figur 9. Deponiene Solum vest og Solum øst i 2015.



Figur 10. Nitrogenkonsentrasjon i avrenning fra tunnelsteindeponiene Solum vest og Solum øst.

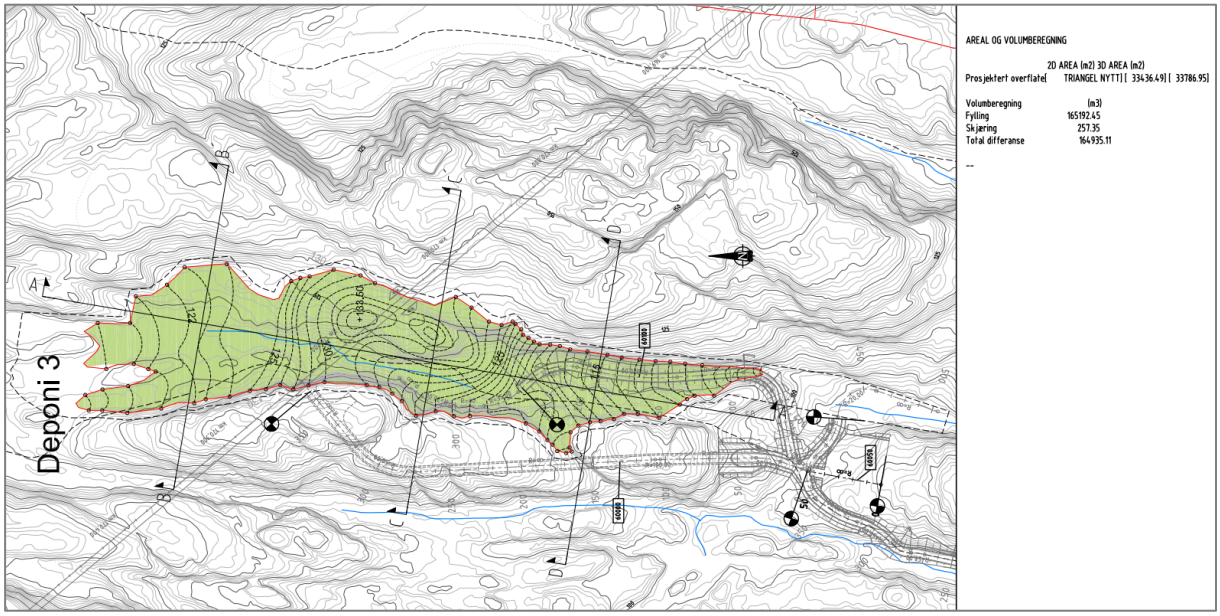


Figur 11. Samvariasjon mellom nitrogenkonsentrasjon og konduktivitet i avrenning fra Solum vest og Solum øst.

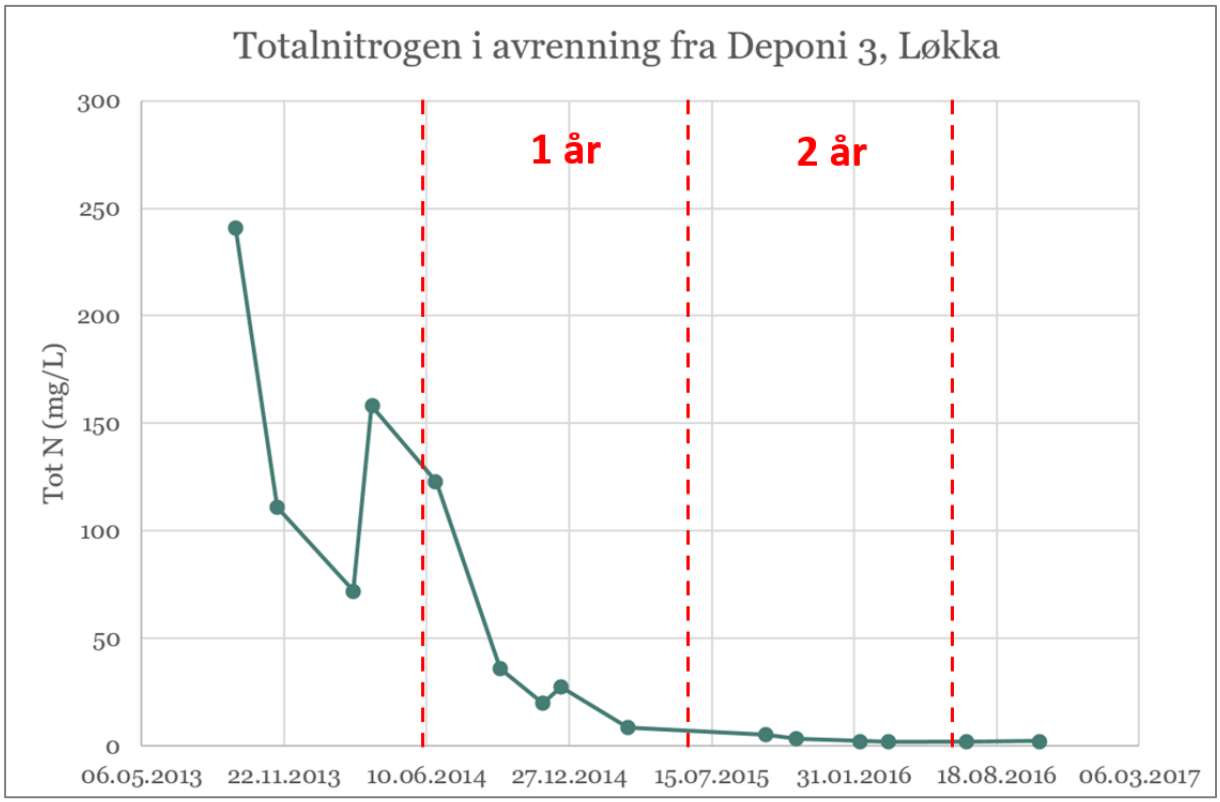
3.3.2 Deponi 3

Deponi 3 (Løkka) ble planlagt for oppfylling av 165 000 m³ tunnelmasser som vist i figur 12. Arealet av deponiet var rundt 28 daa. Oppfyllingen startet våren 2013 og deponiet var tilnærmet fullt ved utgangen av 2014. Deponiet lå innenfor Nøklegård-entreprisen UFP5.

Første prøvetaking av avrenning nedstrøms deponiet i september 2013 viste 241 mg N/l (figur 13). Da var det allerede fylt inn en god del stein. De neste 4 prøvene tatt i perioden november 2013 til juni 2014 viste konsentrasjoner mellom 72 og 158 mg N/l. Mot slutten av 2014 viste prøvetakingen avtakende N-konsentrasjon i avrenningen og denne utviklingen fortsatte fram til siste prøvetaking i oktober 2016. Siste prøve viste 2,2 mg N/l.



Figur 12. Viser utforming av deponi 3 planlagt for fylling av 165 000 m³ tunnelstein. Oppfylling i 2013 til juni 2014.

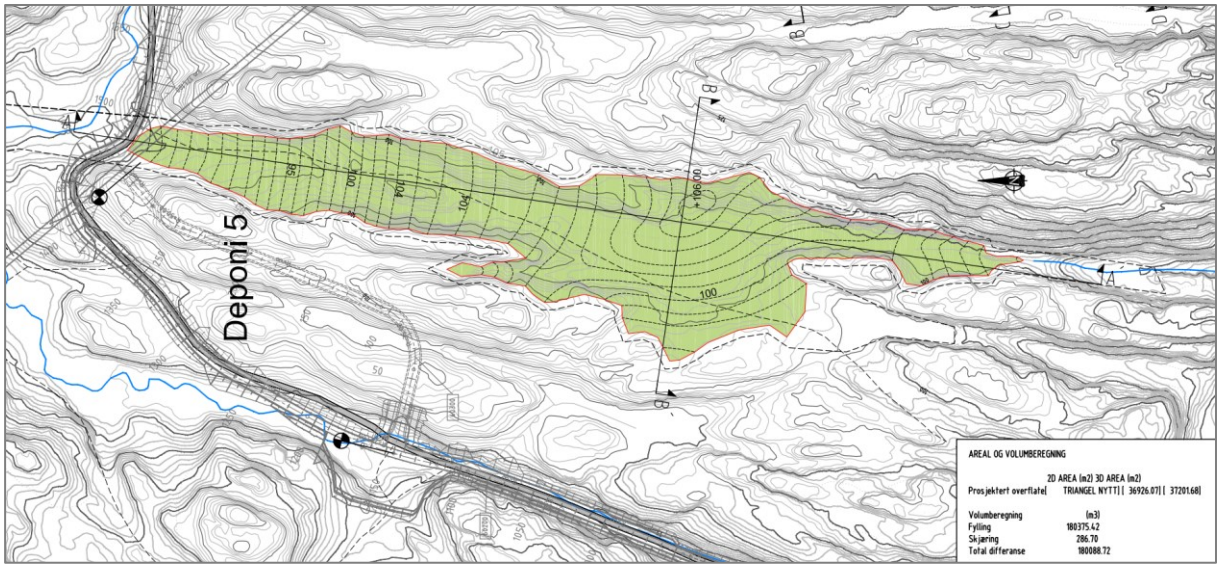


Figur 13. Målte nitrogenkonsentrasjoner i avrenning fra deponi 3.

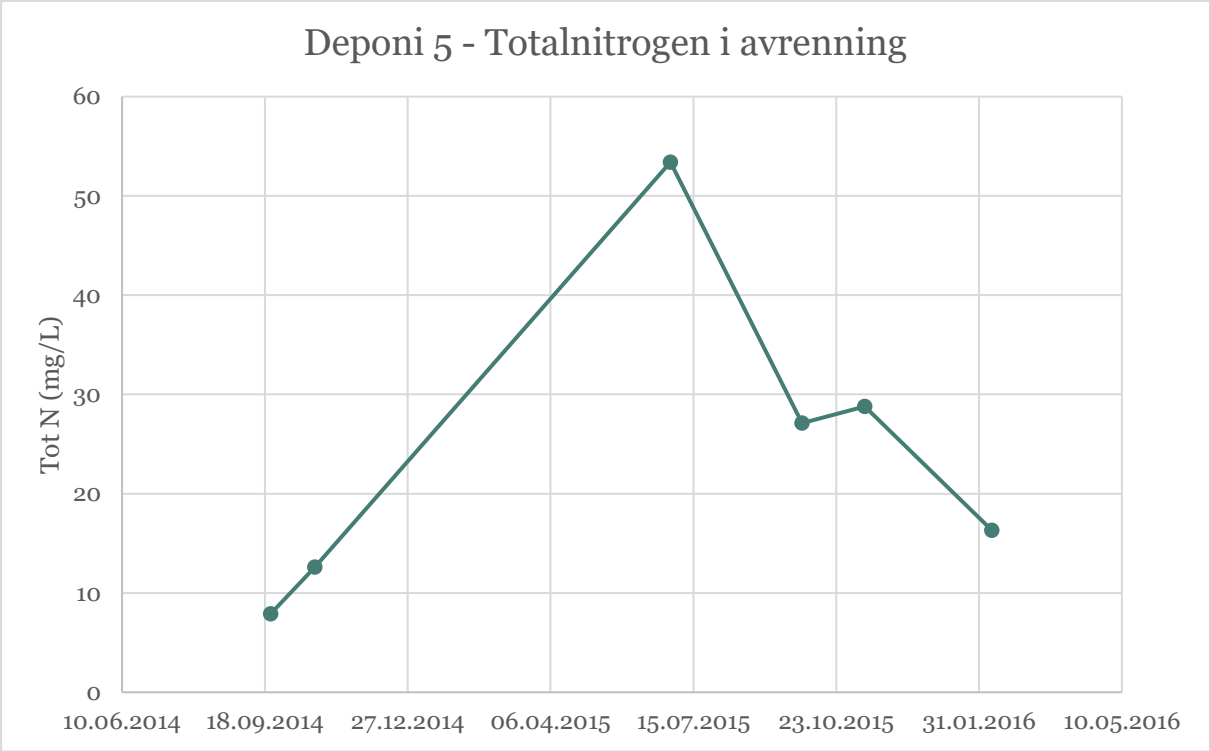
3.3.3 Deponi 5

Deponi 5 ble planlagt for oppfylling av 180 000 m³ tunnelmasser som vist i figur 14. Arealet av deponiet var 32 daa. Oppfyllingen startet på forsommeren 2014 og deponiet var ferdig oppfylt senhøsten 2015. Deponiet lå innenfor Nøklegård-entreprisen UFP5.

Første prøvetaking av avrenning nedstrøms deponiet i september 2014 viste 7,9 mg N/l (figur 15). Høyeste konsentrasjon på 53 mg N/l ble målt i slutten av juni 2015. Deretter avtok konsentrasjonene fram til siste prøve fra februar 2016 som viste 16 mg N/l.



Figur 14. Viser utforming av deponi 5 planlagt for fylling av 180 000 m³ tunnelstein. Oppfylling i 2014 til senhøsten 2015.



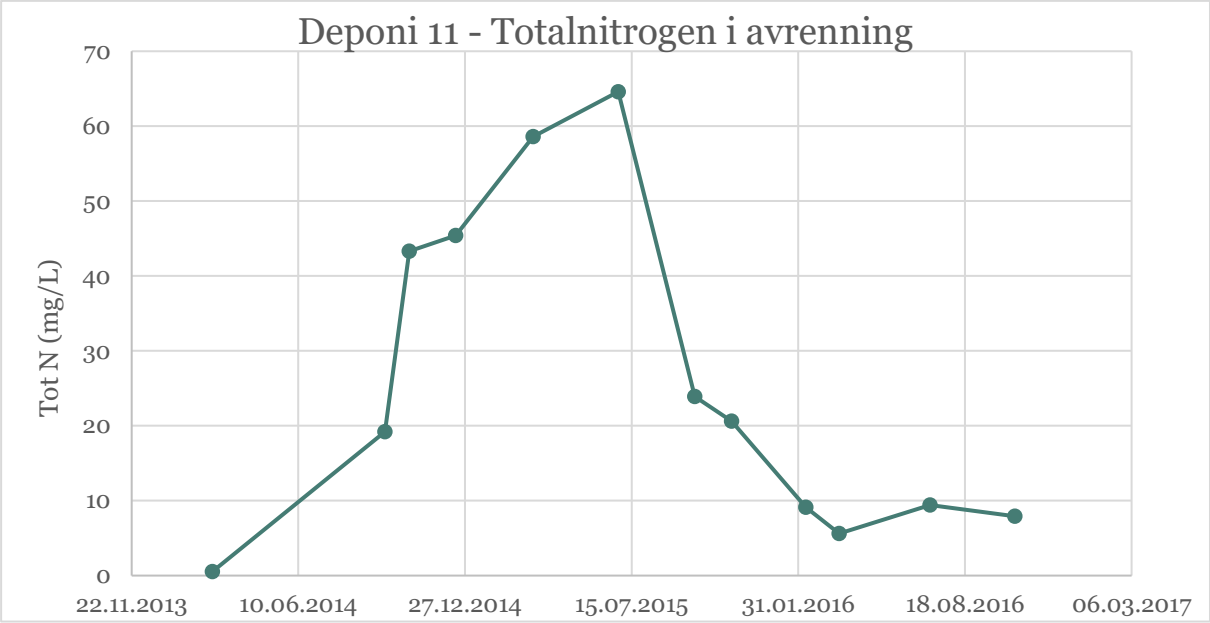
Figur 15. Målte nitrogenkonsentrasjoner i avrenning fra deponi 5.

3.3.4 Deponi 11

Deponi 11 var i utgangspunktet planlagt for 380 000 m³ og med et totalt areal på 66 daa (figur 16), men fyllingskapasiteten synes ikke å ha blitt fullt utnyttet. Oppfylling startet sommeren 2013, og deponiet var stort sett ferdig utfylt høsten 2015. Deponiet lå innenfor Storberget-entreprisen, UFP7.

I februar 2014 viste avrenningen fra deponiet en konsentrasjon på 0,5 mg N/l (figur 17). Senere økte konsentrasjonene gradvis fram til høyeste registrerte konsentrasjon på 65 mg N/l i juni 2015. Deretter avtok konsentrasjonene relativt raskt, og siste prøve fra oktober 2016 viste 8 mg N/l.

Figur 16. Viser utforming av deponi 11 planlagt for fylling av 380 000 m3 stein. Oppfylling i 2013 til 2015.

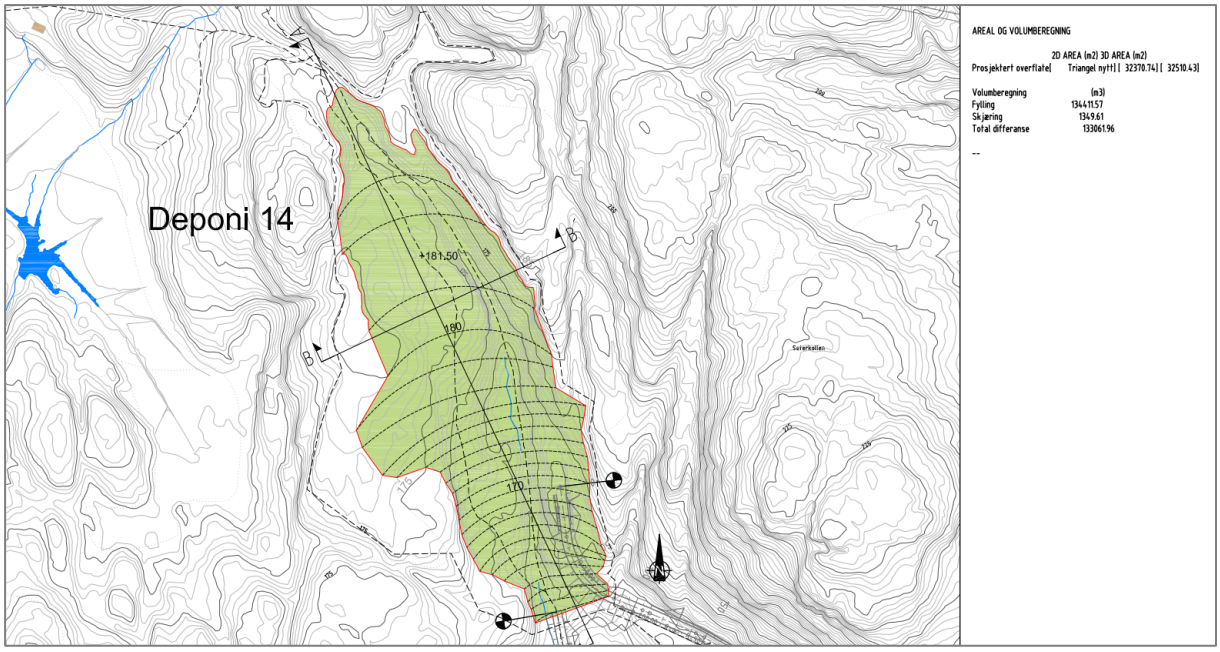


Figur 17. Målte nitrogenkonsentrasjoner i avrenning fra deponi 11.

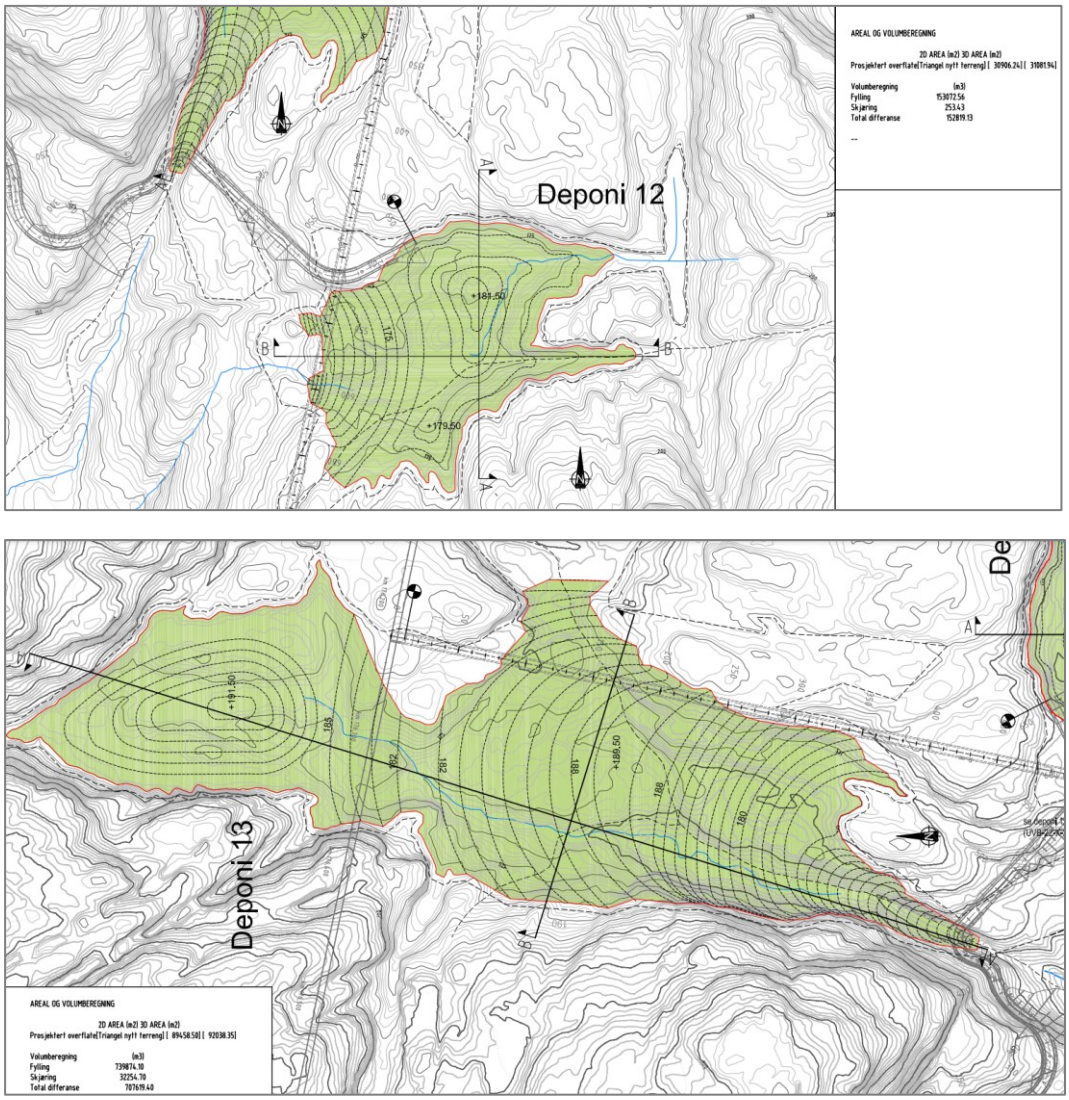
3.3.5 Deponi 12, 13 og 14 på Lannerheia

Deponi 14 (figur 18) ble planlagt for 130 000 m³ stein innenfor et areal på 32 daa. Oppfylling startet senhøsten 2012 og deponiet var for en stor del ferdig oppfylt høsten 2013. I det samme området ble deponi 13 (92 daa) og deponi 12 (32 daa) fylt opp i 2014 og 2015 (figur 19). Refererte målinger av totalnitrogen gir samlet nitrogenavrenning fra alle disse tre deponiene.

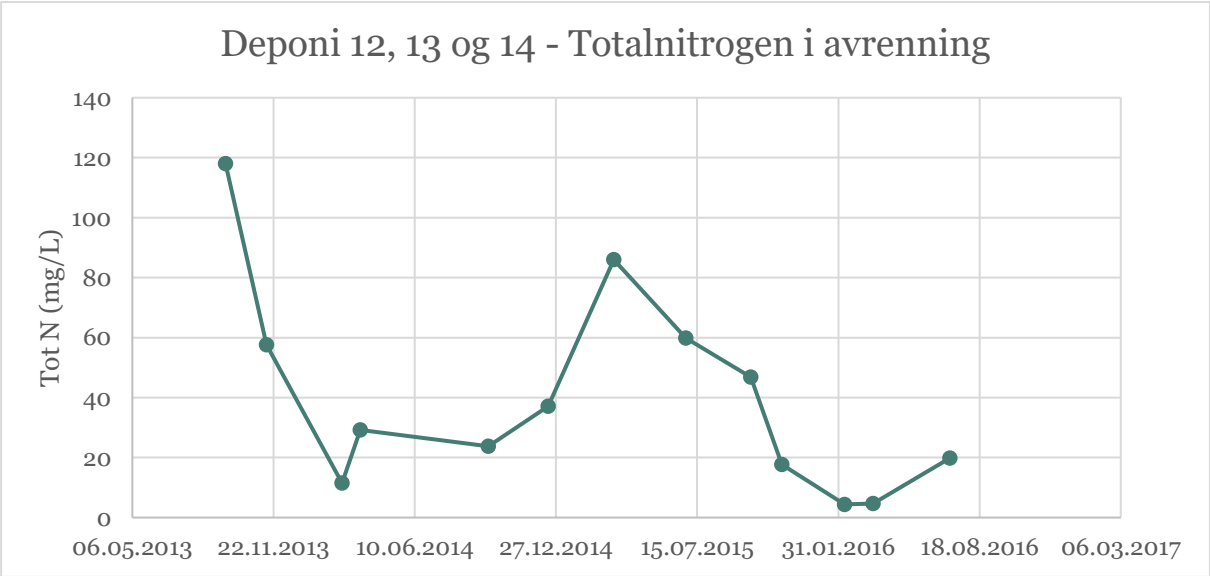
Første vannprøve tatt nedstrøms deponiene i september 2013 viste 120 mg N/l (figur 20), og var påvirket av utvasking av nitrogen fra deponi 14 som var ferdig oppfylt. Konsentrasjonen avtok til 12 mg N/l i februar 2014, men økte senere til en høy konsentrasjon på 86 mg N/l i mars 2015. Den nye økningen skjedde som følge av oppfylling av deponi 12 og 13 i 2014 og 2015. Deretter avtok konsentrasjonene og siste prøve tatt i juli 2016 viste 20 mg N/l.



Figur 18. Viser utforming av deponi 14 på 32 daa. Oppfylling fra senhøsten 2012 til høsten 2013.



Figur 19. Viser deponi 12 (øverst) på 31 daa og deponi 13 (nederst) på 92 daa. Disse ble fylt med stein i 2014 og 2015.



Figur 20. Målte nitrogenkonsentrasjoner i samlet avrenning fra deponi 12, 13 og 14.

3.3.6 N-avrenning fra deponier med tunnelstein Farriseidet – Porsgrunn

Resultatene i forbindelse med oppfølging av utvasking av nitrogen fra deponiene indikerte følgende:

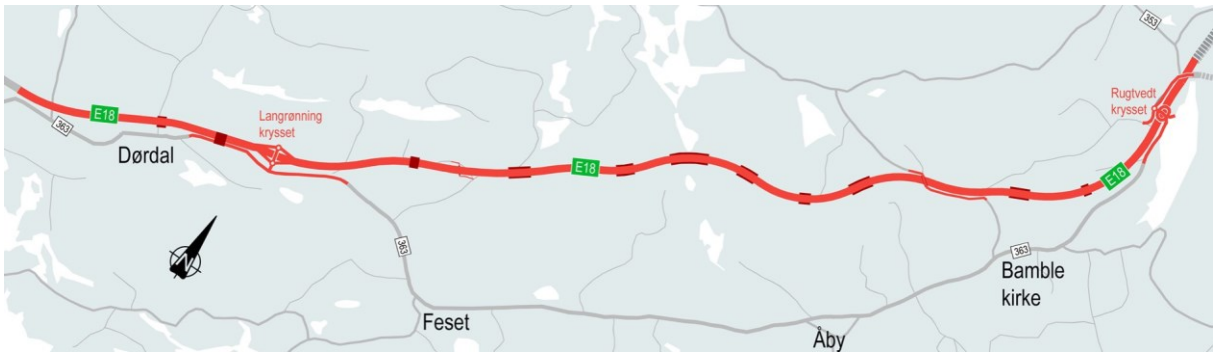
- Vannprøvene fra avrenning nedstrøms deponiene viste høye konsentrasjoner av nitrogen, ofte opp mot eller over 100 mg N/l. Høyeste målte konsentrasjon var 241 mg N/l.
- Mye av utvaskingen av nitrogen fra deponiene skjedde relativt raskt, i løpet av ett til to år etter ferdig oppfylling.

3.4 E18 Rugtvedt – Dørdal

E18 Rugtvedt – Dørdal er en 16 km lang motorvegstrekning som ble bygget i perioden 2017 til 2019 (figur 21). Denne firefeltsvegen ble bygd med en profilbredde på 23 m og 3 m bred vegskulder. Under byggingen ble det sprengt ut 4 millioner m^3 fast fjell(fm^3), noe som tilsvarer 7,2 millioner anbrakte m^3(am^3) gitt en utvidelsesfaktor på 1,8. Det er ikke tunneler på denne strekningen, så all stein var «dagsprengt» Mye av sprengsteinen ble gjenbrukt i veglinja, som fyllinger for å korte ned bruer samt vanlige vegfyllinger. Noe ble brukt ved masseerstatning ved kryssing av myr. Overskuddet ble deponert i 6 deponier, Stillinga (210 000 am^3), Bjørnemyr (400 000 am^3), Stemmen nord (125 000 am^3), Stemmen sør (80 000 am^3), Svartholt (160 000 am^3) og Closs (190 000 am^3). Samlet ble det deponert rundt 1,2 millioner am^3 i deponier, mens 5 – 6 millioner am^3 er brukt i veglinja og til bygging av anleggsveier. Prosjektet bygde ni større bruer samt flere overgangsbruer og kulverter.

Det var stort fokus på vannmiljø da prosjektet krysset flere særlig verdifulle vassdrag, blant annet Åby- og Lonavassdraget, som er vernede vassdrag med store natur- og rekreasjonsverdier. Den nedre delen av Åbyvassdraget har en viktig forekomst av elvemusling og er laks- og sjøørretførende. Flere viktige sjøørret- og ørretførende vassdrag krysser veglinja og det tidligere anleggsområdet.

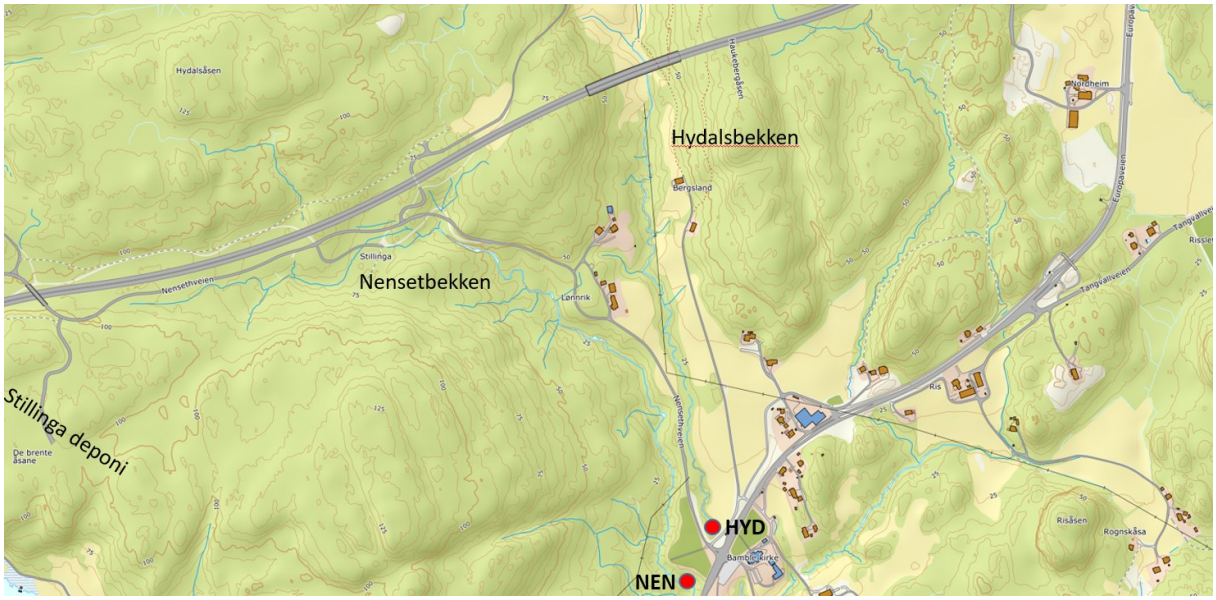
Presenterte resultater bygger i hovedsak på NIBIO-rapport 6(115)2020 (Rognan mfl. 2020).



Figur 21. Veglinje for ny E18 Rugtvedt-Dørdal bygd i perioden 2017-2019.

3.4.1 Nenset-, Hydals- og Steinsmyrbekken

Nensetbekken og Hydalsbekken danner Steinsmyrbekken, en viktig sjøørretførende bekk med utløp til sjøen ved Vinjekilen. Veglinja for ny E18 krysser Hydalsbekken samt har nærføring til Nensetbekken over en lengre strekning (figur 22). For vegstrekningen parallelt med Nensetbekken ble den nye vegen for en stor del lagt på fylling av sprengstein, som vist på bildet fra 2017. I tillegg fikk bekken avrenning fra en mindre del av steindeponiet på Stillinga. Vannprøvestasjonene NEN og HYD er vist i figuren.



Figur 22. Viser ny E18 parallelt med Nensetbekken og med bru over Hydalsbekken samt stasjonene NEN og HYD.

Nensetbekken

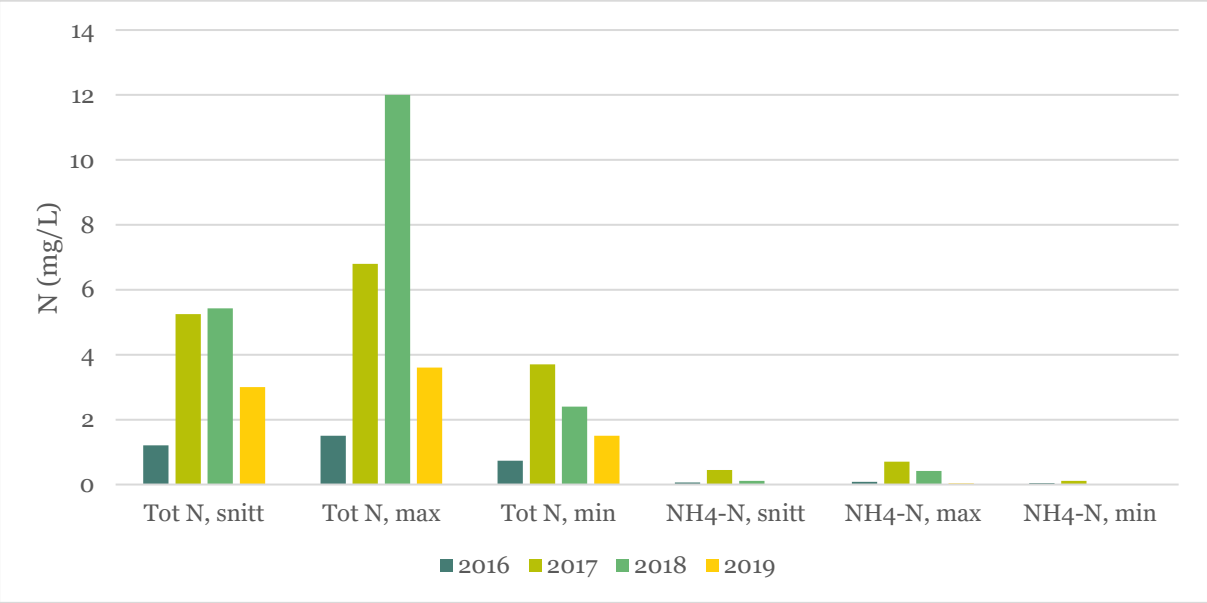
Fyllinger av dagsprengt stein i veglinja langs Nensetbekken er vist i figur 23. Bildet er tatt i oktober 2018. Bekken fikk større tilførsler av nitrogen vasket ut fra tilført sprengstein.

Figur 23. Viser dagsprengt stein lagt opp for å bygge opp ny E18 på strekningen parallelt med Nensetbekken.

Figur 24 viser konsentrasjoner av totalnitrogen og ammonium i Nensetbekken, henholdsvis snitt, max og min, for årene 2016 – 2019. Anleggsaktiviteten ble startet våren 2017, og medførte økte konsentrasjoner av nitrogen i bekken, med de høyeste konsentrasjonene i 2018. Nensetbekken har lite jordbruksareal i nedbørfeltet.

I 2016, før oppstart av anlegg, viste bekken en snittverdi for Tot N på 1,2 mg/l. Under anlegg, i 2017 og 2018 økte snittverdien til nærmere 5,5 mg/l. I 2019, med gradvis mindre anleggsaktivitet, var snittverdien 3 mg/l.

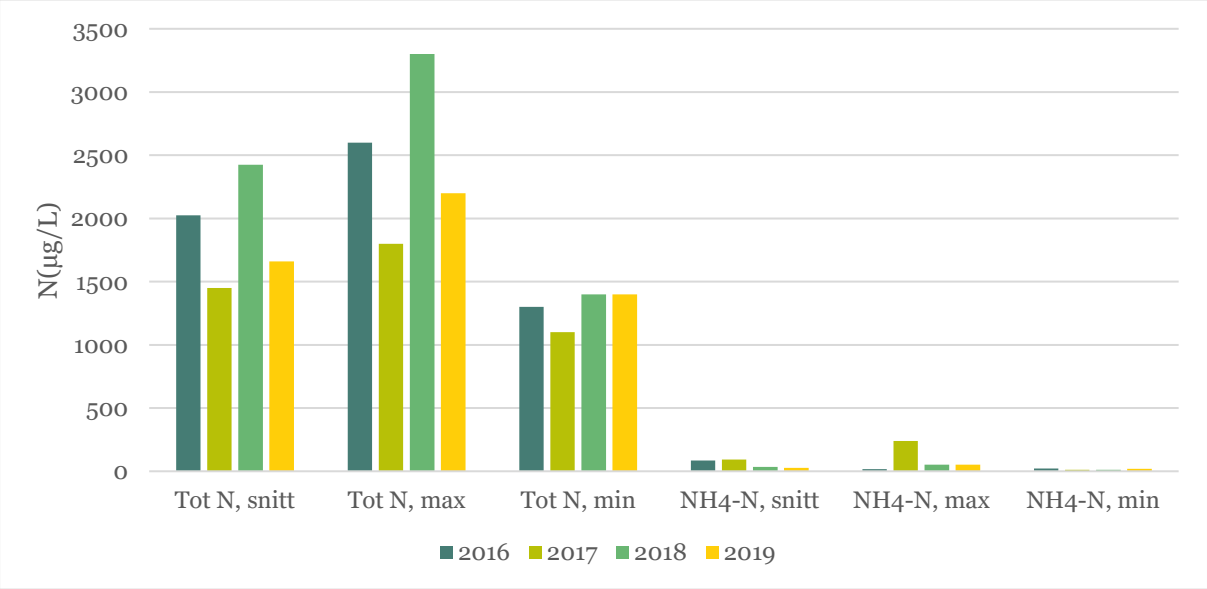
Andel av Tot N som forelå som ammonium i Nensetbekken varierte mellom 0,6 og 8,6 %, der 2016 og 2017 viste de høyeste andelen med hhv. 5,0 og 8,6 %. For 2016 har dette mest sannsynlig sammenheng med ikke anleggsrelatert hogst i nedbørfeltet, mens det i 2017 nok har sammenheng med sprengning og avrenning fra "fersk" sprengstein. For 2018 og 2019 var det lite av nitrogenet som forelå som ammonium, noe som mest sannsynlig skyldes binding og opptak av ammonium oppstrøms stasjon for prøvetaking.



Figur 24. Viser konsentrasjoner av Tot N og NH4-N i Nensetbekken 2016-2019, hhv. snitt-, max- og minverdier.

Hydalsbekken

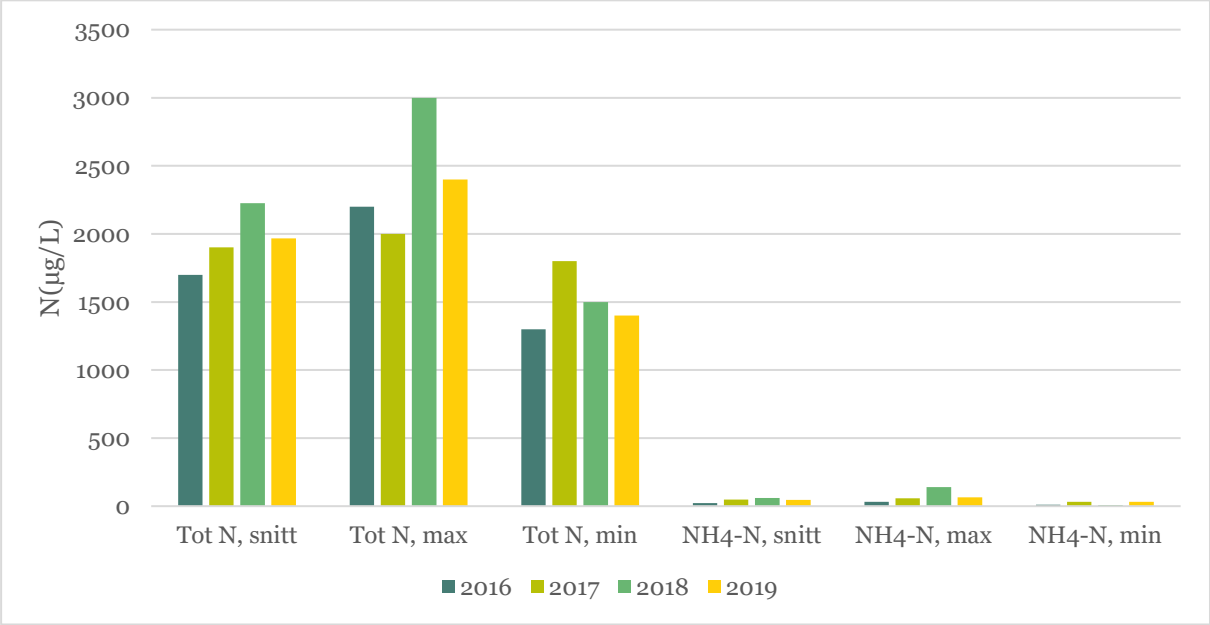
Hydalsbekken krysset gjennom anleggsområdet, men det var et begrenset anleggsareal som drenerte til bekken. Nitrogenkonsentrasjonen i bekken viste bare en mindre økning som følge av anleggsaktiviteten (figur 25). Det er større jordbruksarealer i nedbørfeltet til Hydalsbekken, som gir jevnt høye konsentrasjoner av nitrogen.



Figur 25. Viser konsentrasjoner av Tot N og NH4-N i Hydalsbekken 2016-2019, hhv. snitt-, max- og minverdier.

Steinsmyrbekken

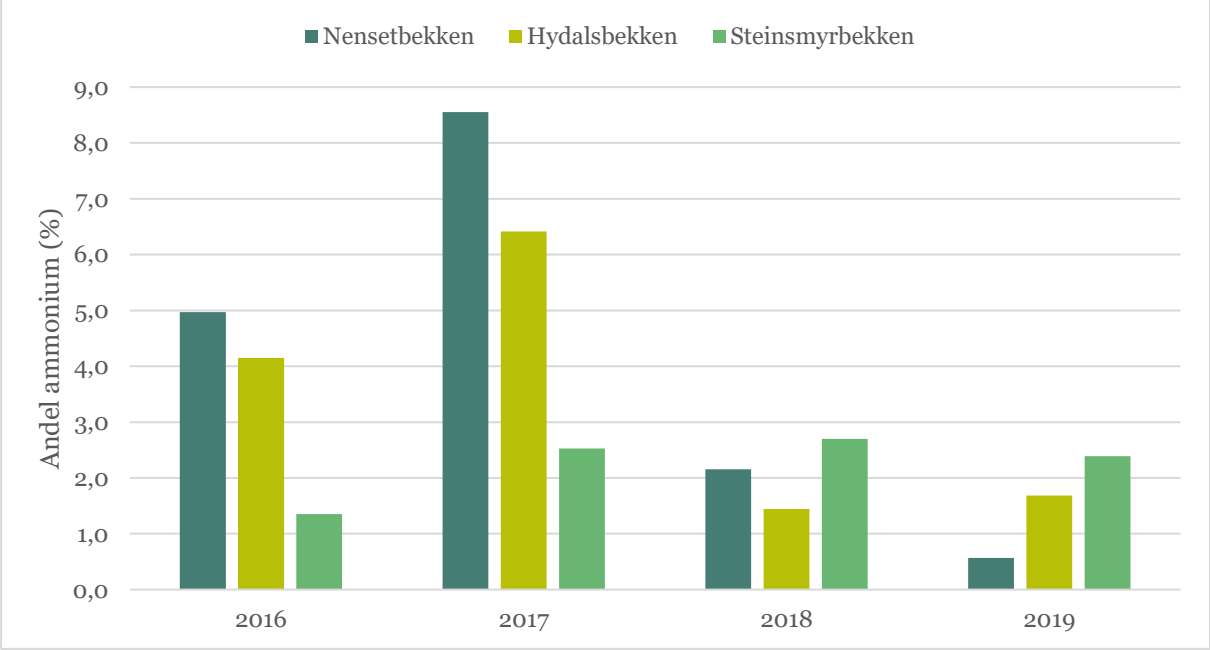
Steinsmyrbekken, som dannes av samløpet mellom Nenset- og Hydalsbekken rett nedstrøms Bamble kirke, viste kun en mindre økning i nitrogenkonsentrasjonen som følge av oppstart av anlegg og fjellsprengning i 2017 og 2018 (figur 26).



Figur 26. Viser konsentrasjoner av Tot N og NH4-N i Steinsnyrbekken 2016-2019, hhv. snitt-, max- og minverdier.

Andel ammonium

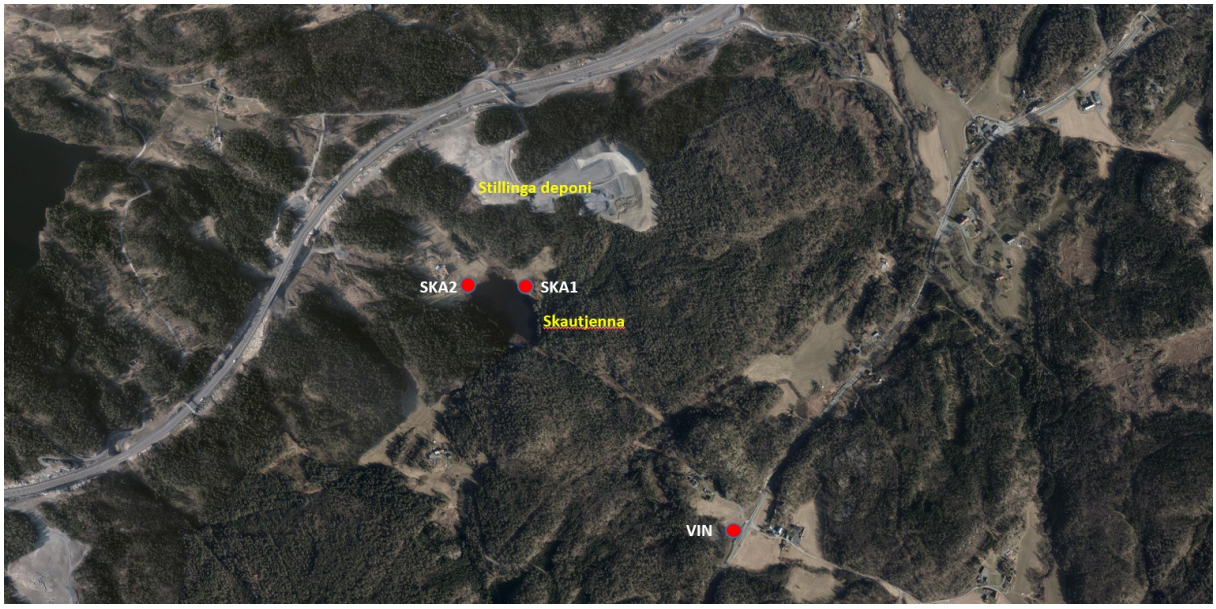
Figur 27 viser prosentandel ammonium av totalnitrogen i avrenning fra Nenset-, Hydals- og Steinsmyrbekken. I Steinsmyrbekken, et stykke nedstrøms anleggsområdet, varierte andelen ammonium mellom 1,4 og 2,7 %. For Nensetbekken, som lå nær anleggsområdet og tilført sprengstein varierte andelen ammonium mellom 0,6 og 8,6 %, med høyeste andel under oppstart av anlegg i 2017.



Figur 27. Andel NH4-N av Tot N (%) i Nenset-, Hydals- og Steinsmyrbekken

3.4.2 Stillinga deponi, bekk til Skaugtjenna og Vinjebekken

På Stillinga deponi (figur 28 og 29) ble det deponert 210 000 am^3 sprengstein fra anlegget i henhold til registreringer utført av entreprenør. I tillegg hadde Stillinga midlertidig innlagring av stein for nedknusing til bruk langs veglinja eller som tilslag til asfaltproduksjon. Under anleggsperioden ble det drevet et asfaltverk på området. Etter deponering ble deponiet ble planert og tilrettelagt for avtalte etterbruksformål, herunder framtidig skytebane.

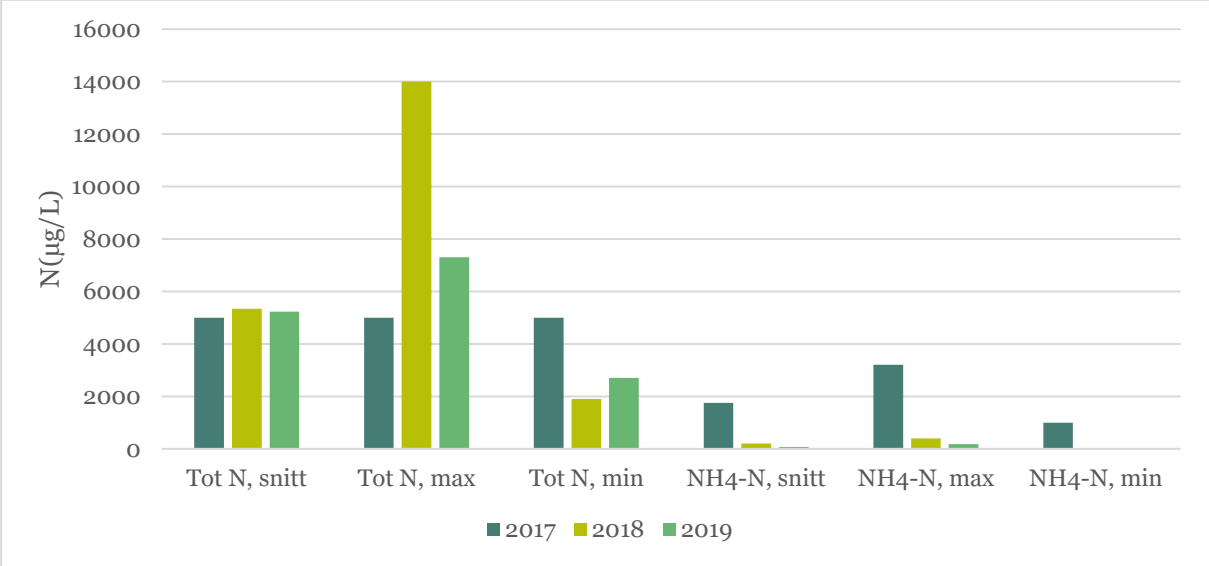


Figur 28. Flyfoto fra 2020 med Stillinga deponi, stasjonene SKA1 og SKA2 i bekker til Skautjenna samt VIN i Vinjebekken.

Figur 29. Stillinga deponi til høyre for veglinja i oktober i 2018. Bildet er tatt nordover.

Skautjennabekken (SKA1)

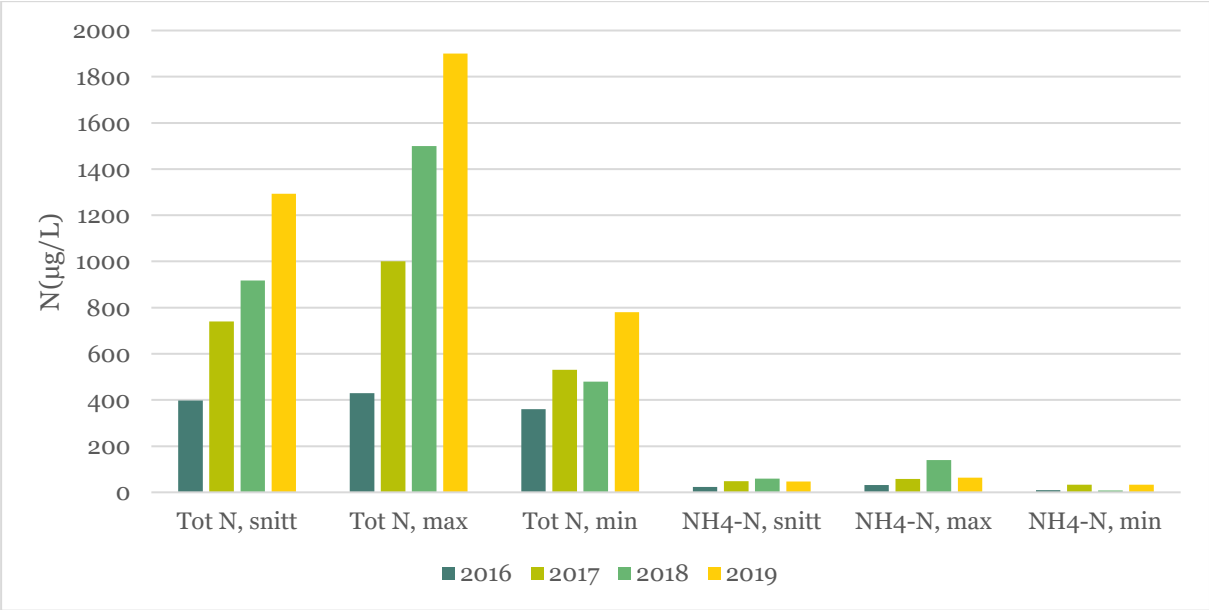
Avrenningsmønster og analyser viste at Skautjennbekken førte med seg mest nitrogenforbindelser fra Stillinga deponi til Skautjenna. Analyseresultatene fra SKA1 viste forhøyede nitrogenkonsentrasjoner gjennom anleggsperioden (figur 30), med snittverdi rundt 5 mg N/l i 2017, 2018 og 2019, og en maksverdi på 14 mg N/l i 2018. Andelen ammonium av Tot N var høyest i 2017, noe som kan ha sammenheng med stor tilførsel av «fersk» sprengstein til deponiet, begrenset kontakt med løsmasser som binder av ammonium samt kanskje en begrenset populasjon av nitrifikasjonsbakterier i utstrømningsområdet for utvasket ammonium fra deponiet.



Figur 30. Viser konsentrasjoner av Tot N og NH4-N i Skautjennabekken (SKA1) i 2017-2019, snitt-, max- og minverdier.

Vinjebekken (VIN)

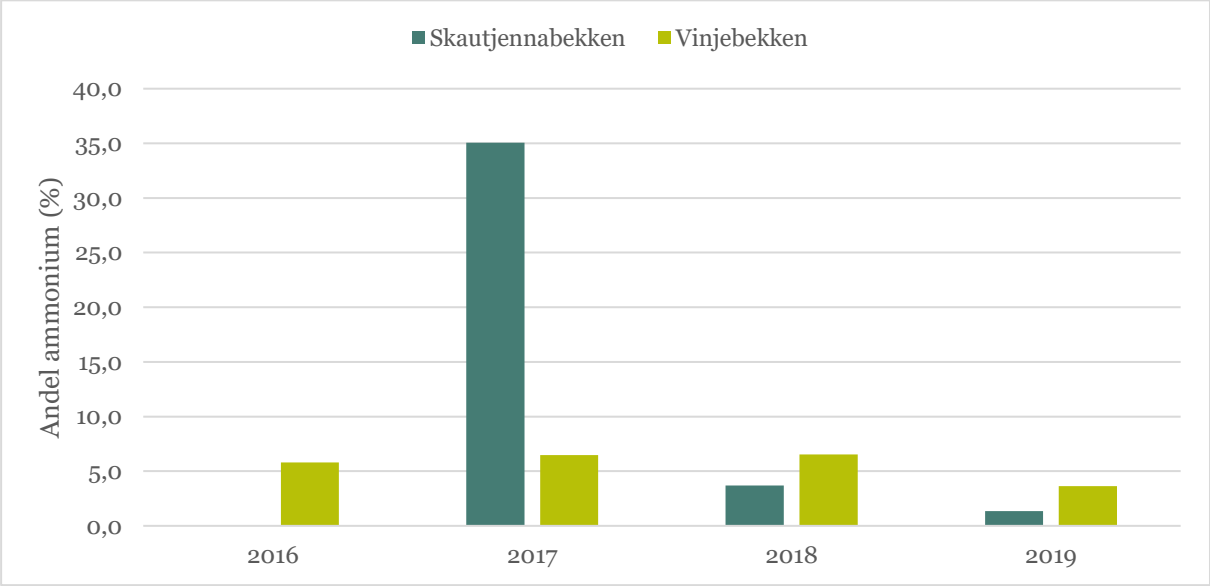
I den sjøørretførende Vinjebekken nedstrøms Skautjenna økte snittkonsentrasjonen for Tot N fra 0,4 mg/l før anlegg til 1,3 mg/l i 2019. Høyeste registrerte konsentrasjon var 1,8 mg N/l påvist i 2019. Avrenning gjennom Skautjenna synes å fortynne og utjevne N-tilførslene fra Skautjennbekken.



Figur 31. Viser konsentrasjoner av Tot N og NH4-N i Vinjebekken i 2016-2019, snitt-, max- og minverdier.

Andel ammonium

I 2017 da Skautjennabekken fikk avrenning fra «ferske» sprengsteinsmasser utgjorde ammonium 35% av Tot N. I 2018 og 2019 var andelen hhv. 3,7 og 1,3%. For Vinjebekken utgjorde andelen ammonium rundt 6 % både under forundersøkelsene og under anlegg i 2017 og 2018, og 3,6% i 2019.



Figur 32. Andel NH4-N av Tot N (%) i Skautjenna- og Vinjebekken.

3.4.3 Åbyvassdraget

Åbyvassdraget er varig vernet. Den nedre delen er laks- og sjøørretførende, og har en viktig populasjon av elvemusling. Figur 33 viser ny E18 gjennom nedbørfeltet til Åbyvassdraget med steindeponiene Svartholt, Stemmen sør, Stemmen nord og Bjønnmyr. Til sammen ble det anbrakt 765 000 m³ sprengstein på disse deponiene. I tillegg ble det brukt sprengstein i underbygning av ny veg.

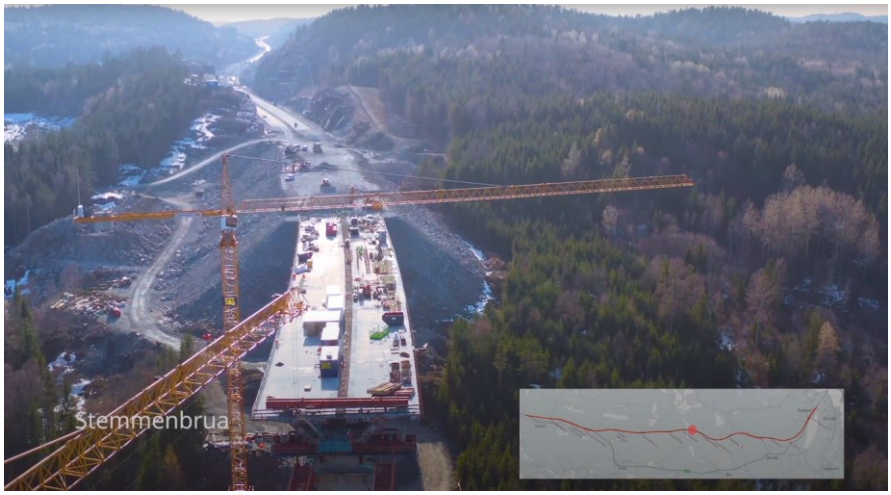
Figur 33. Viser ny E18 samt vegfyllinger/deponier gjennom nedbørfeltet til Åbyvassdraget. Flybilde fra 2020.

I det følgende er det vist bilder av deponier, vegfyllinger og veilinje med avrenning til Åbyvassdraget fra nord mot sør (figur 34-38).

Figur 34. Dronebilde av Bjørnemyr deponi før oppfylling.

Figur 35. Ferdig deponi på Bjørnemyr. Flybilde fra 2020.

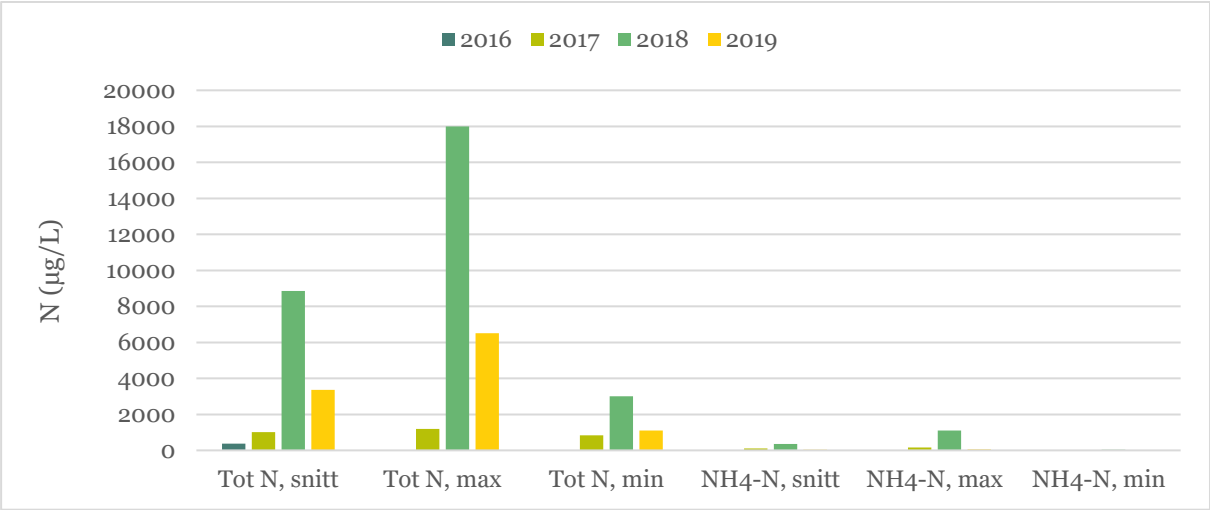
Figur 36. Veglinja ved Vinterdal i 2018, sett sørover mot Bjørnemyr deponi og Stemmenbrua.



Figur 37. Stemmenbrua under bygging i 2018 sett mot vegfyllinga Stemmen sør som ble lagt opp for å korte bruspennet.

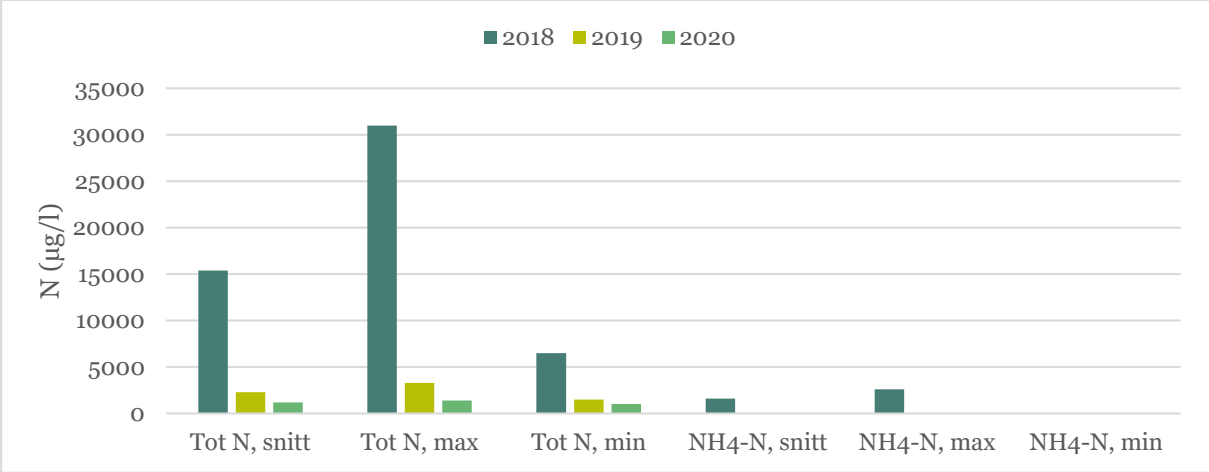
Figur 38. Ferdig oppfylt deponi på Svartholt. Flybilde fra 2020.

Steindeponiet på Svartholt hadde avrenning til Åbyvassdraget via Svartholtbekken (stasjon Åby2). Før oppstart av anlegg viste denne bekken en Tot N konsentrasjon på 0,4 mg N/l. Etter oppstart av anlegg og innkjøring av sprengstein til deponiet så økte snittkonsentrasjonen av Tot N til 1 mg N/l i 2017 og til nærmere 9 mg N/l i 2018. I 2019 avtok konsentrasjonen til 3,4 mg N/l. Høyeste målte Tot N verdi i bekken var 18 mg N/l.



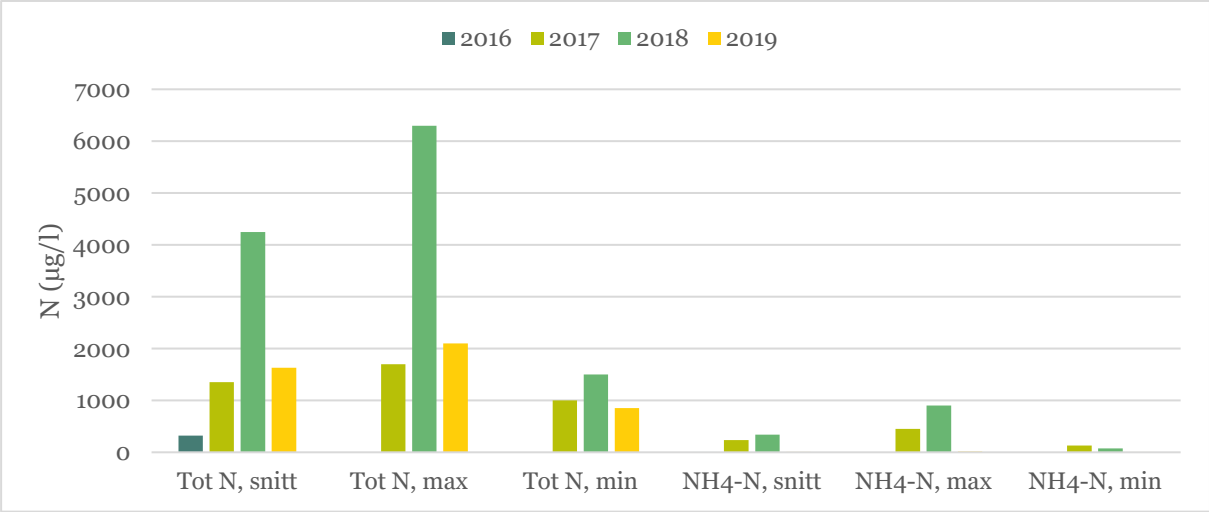
Figur 39. Viser konsentrasjoner av Tot N og NH4-N i Svartholtbekken (Åby2) i 2016-2019, snitt-, max- og minverdier.

Grønlibekken (GRØ) drenerte deler av vegfyllinga Stemmen nord, der det ble lagt opp 125 000 m³ med dagsprengt stein. Prøvetakingen på GRØ ble startet opp i 2018 under opplegging og avslutning av vegfyllinga. Snittverdien for Tot. N i 2018 var 15,4 mg N/l, og høyeste målte konsentrasjon samme år var 31 mg N/l. I 2019 og 2020 ble snittkonsentrasjonene vesentlig lavere, hhv. 2,3 og 1,2 mg N/l.



Figur 40. Viser konsentrasjoner av Tot N og NH4-N i Grønlibekken (GRØ) i 2018-2020, snitt-, max- og minverdier.

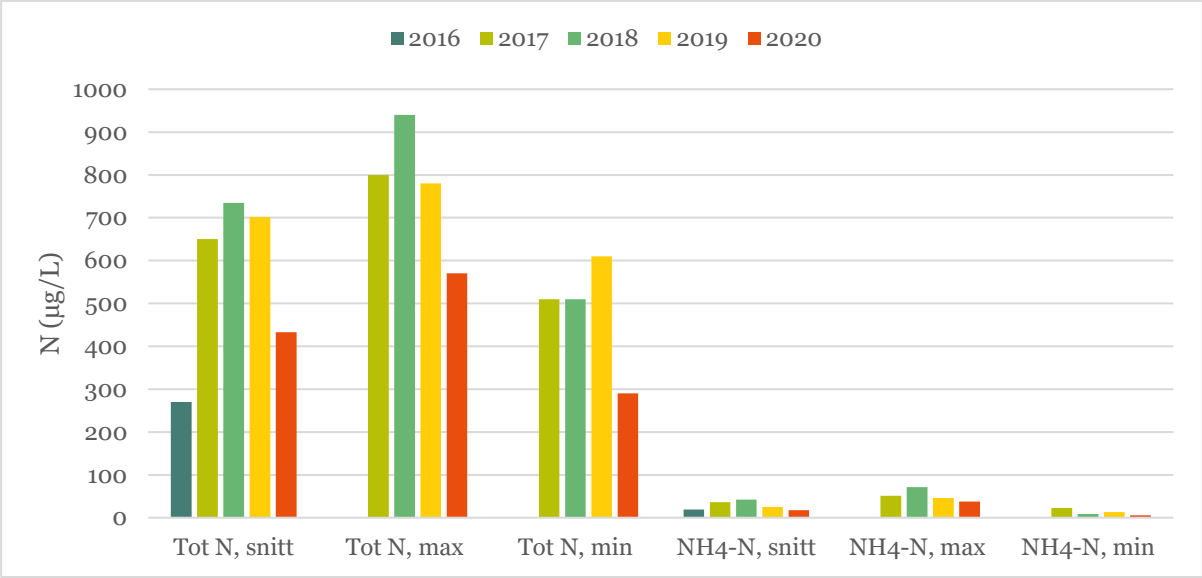
Prøvetaking av bekken som mottok avrenning fra deponiet på Bjønnmyr ble utført på stasjon Åby 3, rett før utløpet til hovedvassdraget. På Bjønnmyr ble det deponert rundt 400 000 m³ masse, en blanding av myr, jordmasser og sprengstein. Prøven tatt av Bjønnmyrbekken før oppstart av anlegg i 2016 indikerte en bakgrunnsverdi på 0,3 mg N/l (figur 41). Etter oppstart av anlegg steg snittverdien til 1,4 mg N/l i 2017 og 4,3 i 2018. I 2019 avtok konsentrasjonen til 1,6 mg N/l. Høyeste enkeltkonsentrasjon i bekken på 6,3 mg N/l, ble påvist i 2018.



Figur 41. Viser konsentrasjoner av Tot N og NH4-N i Bjønnmyrbekken (ÅBY3) i 2016-2019, snitt-, max- og minverdier.

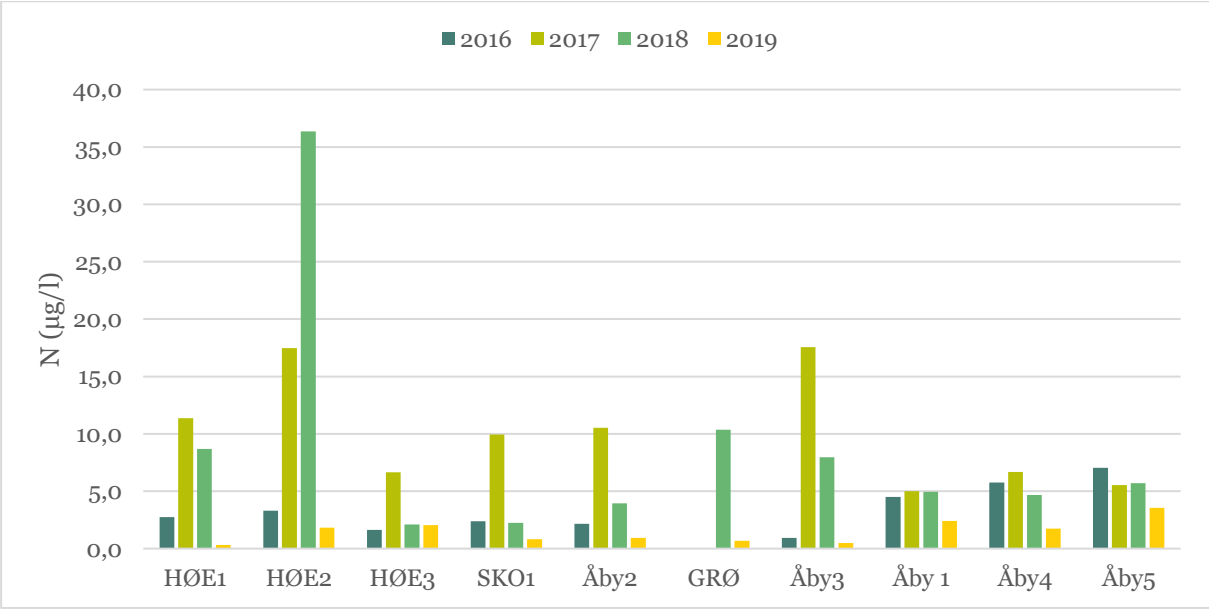
Den nedre laks- og elvemuslingførende delen av Åbyvassdraget mottok den samlede belastningen av sprengstoffskapt nitrogen (Tot N) fra anleggsområder og deponier oppstrøms. Prøvetaking skjedde på stasjonen ÅBY5, rett oppstrøms tidligere E18.

Resultatene fra ÅBY5 viste en bakgrunnskonsentrasjon på 0,3 mg N/l i 2016 (figur 42). Ved oppstart av anleggsarbeid økte snittkonsentrasjonen i Åbyelva til 0,6 mg N/l i 2017 og 0,7 mg N/l i 2018 og 2019. I 2020, etter at ny vei var ferdigstilt, avtok konsentrasjonen til 0,4 mg N/l.



Figur 42. Viser konsentrasjoner av Tot N og NH4-N i Åbyelva (ÅBY5) i 2016-2020, snitt-, max- og minverdier.

Figur 43 viser en sammenstilling av andel ammonium av Tot N for alle bekker som har blitt prøvetatt i Åbyvassdraget for perioden 2016-2019. Den høyeste andelen ammonium (36 %) ble påvist for HØE2 i 2018 (figur 43). HØE2 er en liten bekk som ble påvirket av store vegfyllinger med sprengstein. Resultatene indikerer at andelen ammonium av Tot N kan øke vesentlig i de mindre bekkene i perioder med utlegging av «fersk» sprengstein, slik det skjedde i 2017 og 2018. Endringene synes å normaliseres raskt, kanskje innenfor et år etter utlegging av stein. For ÅBY5 nederst i hovedvassdraget skjedde det små endringer mht. andel ammonium av Tot N.



Figur 43. Andel NH4-N av Tot N (%) i for prøvetakingsstasjoner i Åbyvassdraget i perioden 2016-2019.

3.4.4 Roslands-, Langrønnings- og Haukedalsbekken

Haukedalsvassdraget ble påvirket av utbyggingen, og figur 44 viser den nye vegen gjennom dette nedbørfeltet. Både Roslands- og Langrønningsbekken ble betydelig påvirket av nitrogenutvasking fra større vegfyllinger med sprengstein samt områder der myr ble masseutskiftet (figur 45 og 46).

Figur 44. Viser ny E18 gjennom nedbørfeltet til Haukedalsvassdraget.

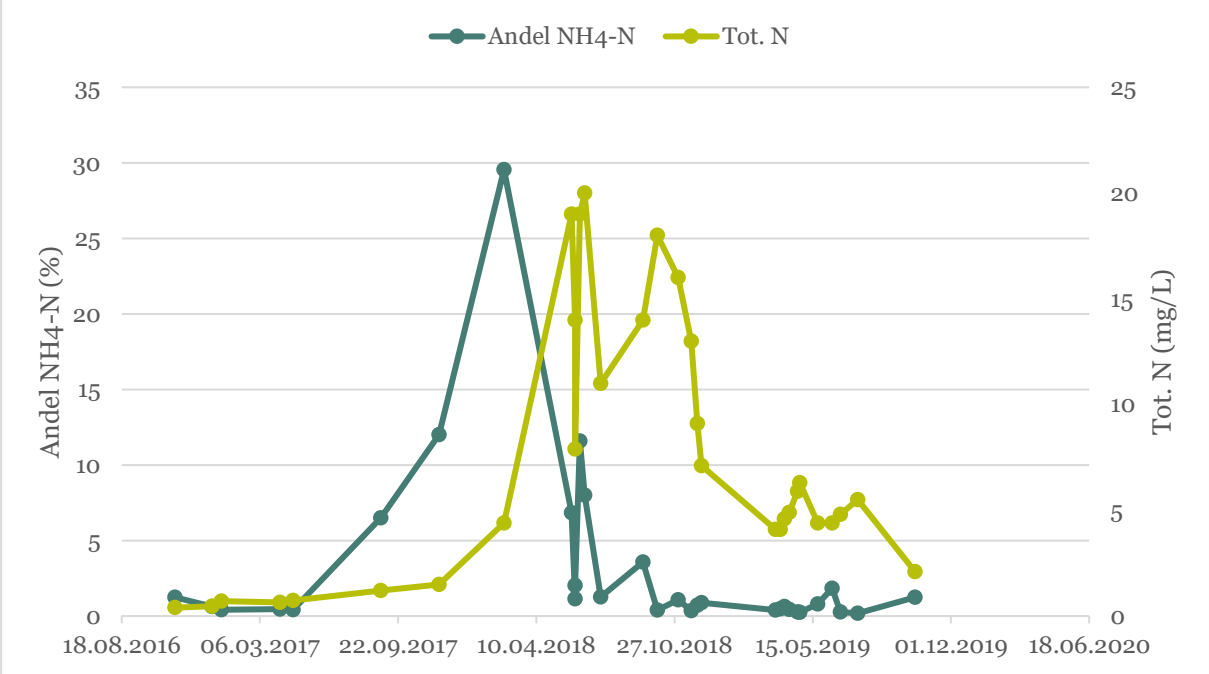
Figur 45. Fyllingsarbeider i øvre del av Roslandsbekken i 2018.

Figur 46. Sprengningsarbeider for vegskjæring sørover mot Langrønningen.

Roslandsbekken (ROS) er en liten ørretførende bekk som ble vesentlig påvirket av nitrogenavrenning fra områder med vegfylling og bruk av sprengstein for masseutskifting av myr. Det ble tatt hyppige prøver i bekken for å dokumentere påvirkning av anleggsaktiviteten.

Før oppstart av anlegg viste Roslandsbekken en bakgrunnskonsentrasjon på 0,4-0,7 mg N/l (figur 47). Etter oppstart av sprengningsaktivitet i området sommeren 2017 økte konsentrasjonene gradvis fram til juni 2018, da den høyeste konsentrasjonen på 20 mg N/l ble påvist. Høsten 2018 var all utfylling av sprengstein i nedbørfeltet til Roslandsbekken ferdigstilt, og konsentrasjonen avtok gradvis fram til veien ble åpnet i desember 2019.

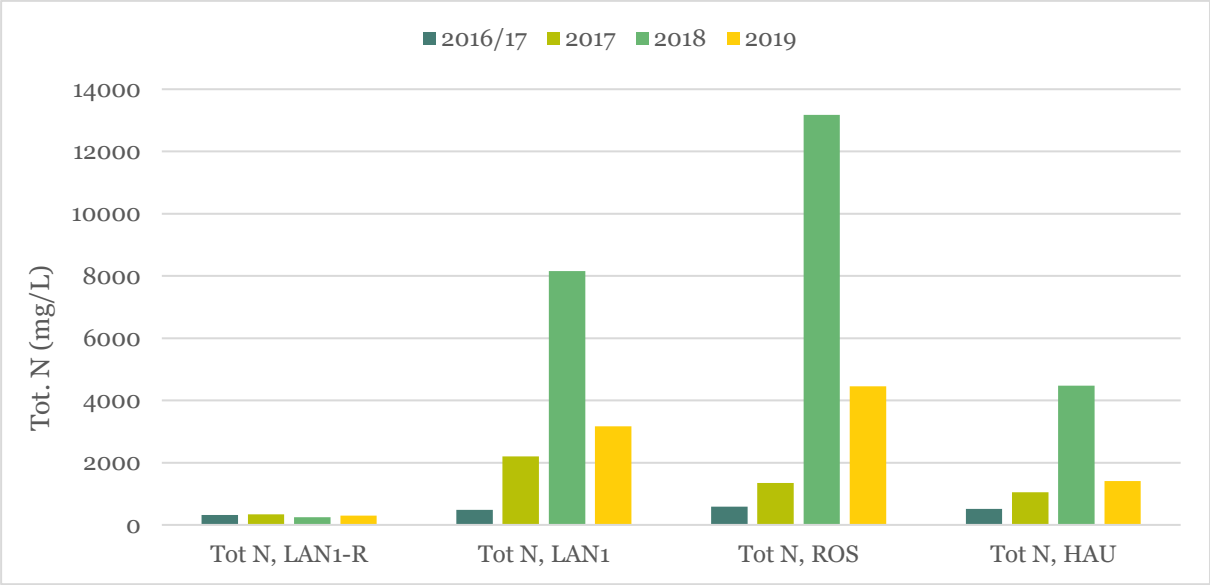
Andelen ammonium av Tot N økte bratt ved oppstart av sprengningsarbeid ved oppstart av anlegget, men avtok før de høyeste konsentrasjonene av Tot N ble påvist i bekken. Maksimalt utgjorde ammonium 30 % av påvist Tot N. Før oppstart av anleggsarbeid og etter oktober 2018 utgjorde ammonium i hovedsak under 1 % av Tot N.



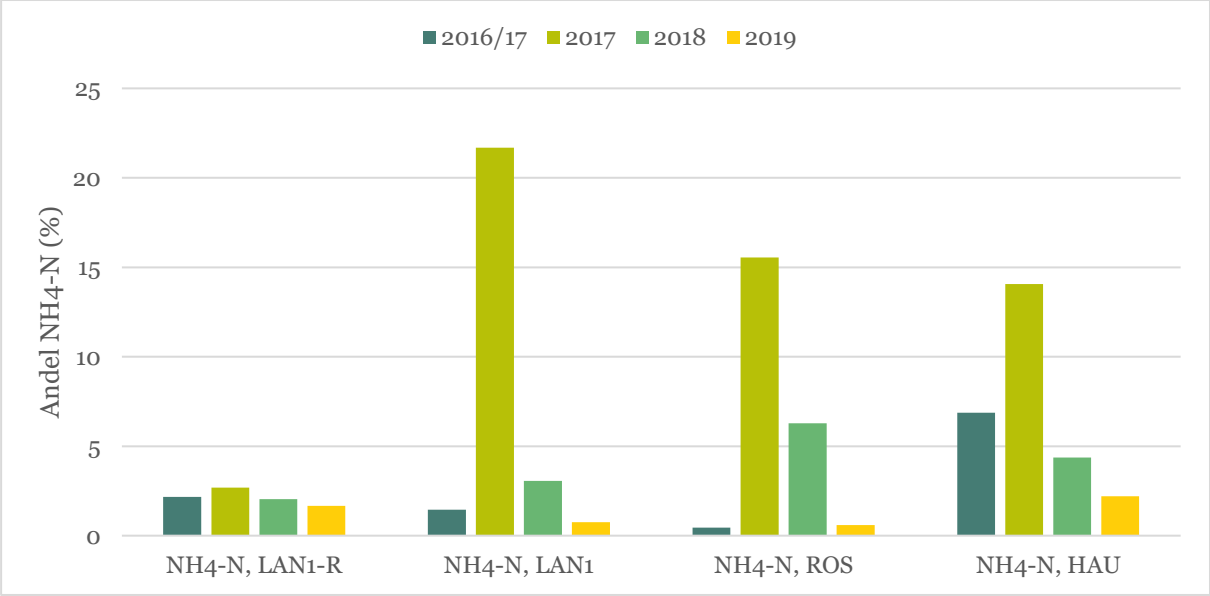
Figur 47. Konsentrasjon av Tot N og andel ammonium i Roslandsbekken før, under og etter avsluttet anleggsaktivitet.

Haukedalsbekken dannes av Roslands- og Langrønningsbekken som har blitt vesentlig påvirket av sprengstoffbasert nitrogen fra vegbyggingen. Figur 48 viser utvikling i snittkonsentrasjoner for Tot N i dette vassdraget 2016-2019, hhv. for referanse (LAN1-R), Langrønning-, Roslands- og Haukedalsbekken. Snittverdiene for referansen (LAN1-R) lå på rundt 0,3 mg N/l gjennom hele perioden. LAN1, ROS og HAU viste samme utvikling for de årlige snittkonsentrasjonene, med økte konsentrasjoner ved oppstart av anlegg i 2017, høyeste konsentrasjon i 2018 og avtakende konsentrasjon i 2019.

Figur 49 viser andelen ammonium av Tot N for bekkene i Haukedalsvassdraget. Referansen (LAN1-R) viste en stabil andel ammonium på rundt 2 % i perioden 2016-2019. For de andre bekkene som ble tilført nitrogen vasket ut fra sprengstein, så var andelen ammonium høyest i oppstartsåret 2017, og avtok i 2018 og 2019. Høyeste andel ammonium ble påvist for LAN1 i 2017, og var på 22 %.



Figur 48. Viser utvikling i årlige snittverder for Tot N, for referanse (LAN1-R), LAN1, ROS og HAU.



Figur 49. Andel NH4-N av Tot N (%) for LAN1-R, LAN1, ROS og HAU i Haukedalsvassdraget 2016-2019.

3.4.5 Gongeelva

Gongeelva er en del av det varig vernede Lonavassdraget, og mottok avrenning fra den sørligste delen av vegprosjektet (figur 50). Vassdraget er ørretførende.

I den nordre delen av nedbørfeltet har det blitt utført omfattende sprengning og fylling i området ved Lillejordet (figur 51). Sør for Lillejordet ble Closs deponi etablert (figur 52) og fylt med 190 000 m^3 sprengstein, i hovedsak fra skjæringa i Hanfangåsen. Den store fjellskjæringa i Hanfangåsen utgjorde den sørligste delen av vegprosjektet (figur 53).

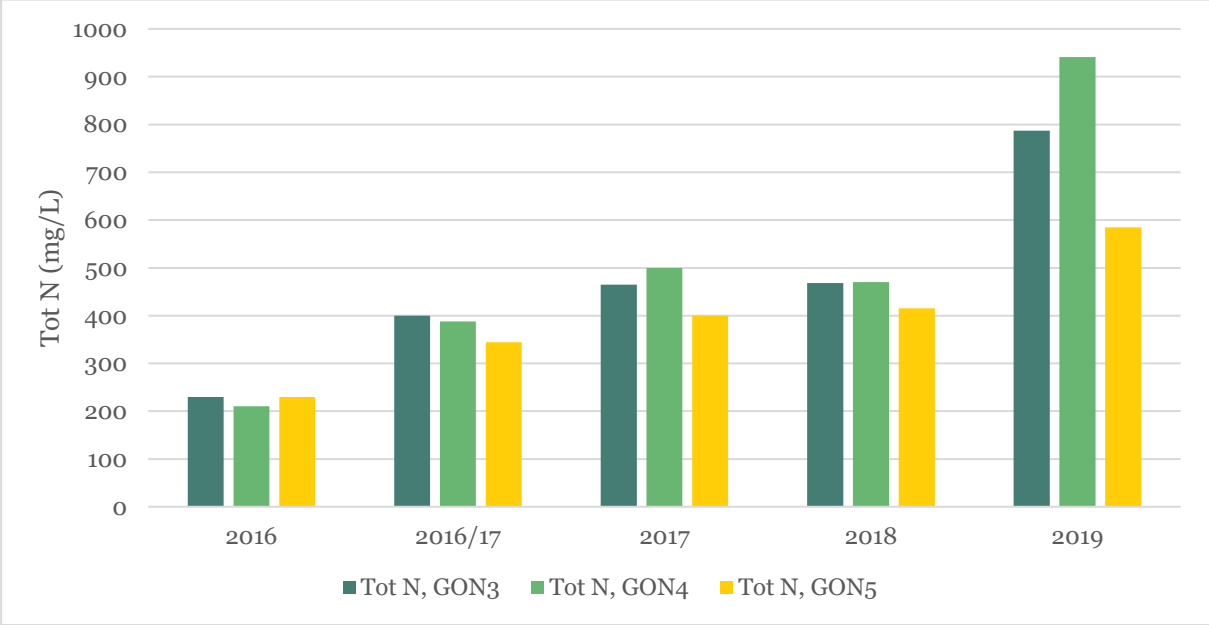
Figur 50. Viser ny E18 gjennom nedbørfeltet til Gongeelva og Lonavassdraget.

Figur 51. Viser fyllingsområdet ved Lillejordet med avrenning mot Gongeelva.

Figur 52. Viser Closs deponi (190 000 m³) med anaerob rensedam i utløpet.

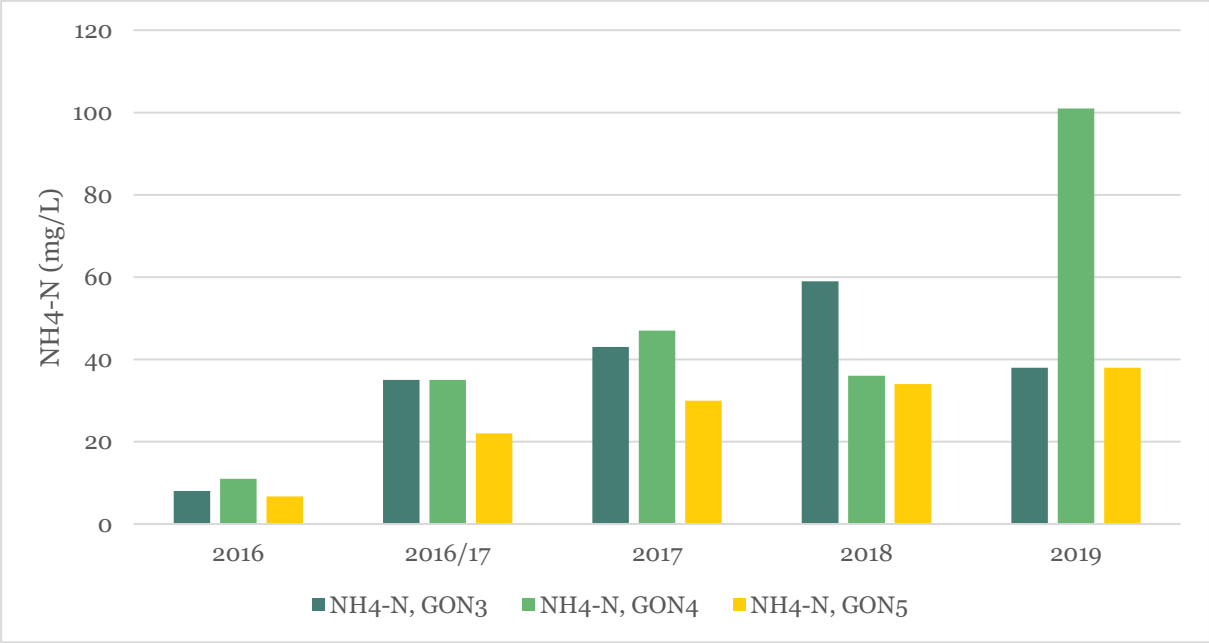
Figur 53. Viser den store fjellskjæringa ved Hanfangåsen i den sørligste delen av vegprosjektet.

Figur 54 viser konsentrasjoner av Tot N i Gongeelva gjennom anleggsperioden. Plassering av stasjonene GON3, GON4 og GON5 framgår av figur 50. Stasjon GON5 ligger nederst i Gongeelva, rett før utløpet til Bakkevannet. Vannprøvene fra 2016 viste at bakgrunnskonsentrasjonen i Gongeelva var ca. 0,2 mg N/l. Etter oppstart av anlegg i 2017 så økte snittkonsentrasjonene i elva til det dobbelte av bakgrunn, dvs. mellom 0,4 og 0,5 mg N/l. De høyeste konsentrasjonene ble målt i 2019, der snittkonsentrasjonene varierte mellom 0,6 og 0,9 mg N/l. Årsaken til at det ble målt så vidt høye konsentrasjoner i avslutningsåret for vegprosjektet er delvis at fjellskjæringa i Hanfangåsen ble sprengt ut mot slutten av prosjektet, men også annen entreprenørvirksomhet med avrenning til elva.



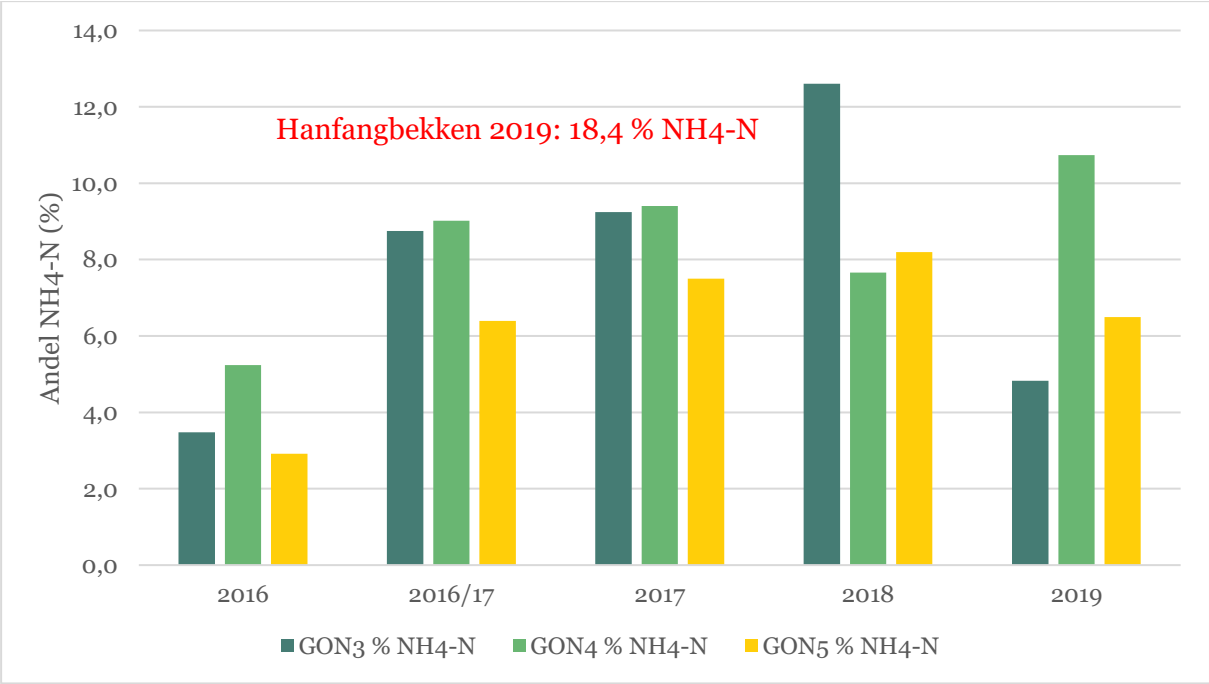
Figur 54. Viser utviklingen i Tot N konsentrasjoner i Gongeelva før, under og ved avslutning av byggefase ny E18.

Figur 55 viser snittkonsentrasjoner av ammonium i Gongeelva i samme periode. Bakgrunn fra 2016 viste konsentrasjoner rundt 10 µg NH_4-N/l. Konsentrasjonene økte gradvis gjennom anleggsfasen. I 2018 viste GON3 de høyeste konsentrasjonene, mens GON4 viste de høyeste konsentrasjonene i 2019. Den høyeste konsentrasjonen på 100 µg NH_4-N/l ble påvist på GON4 i 2019, og har mest sannsynlig sammenheng med avrenning i forbindelse med utsprengning av skjæringa gjennom Hanfangåsen.



Figur 55. Viser utviklingen snittkonsentrasjoner for NH4-N for stasjonene GON3, GON4 og GON5 i Gongeelva.

Figur 56 viser utviklingen av andel ammonium av Tot N i for stasjonene i Gongeelva. Før oppstart av anlegg variert andelen mellom 2 og 5 %. Andelen økte etter start av anleggsvirksomhet og sprengning. Høyeste andel på 13 % ble funnet for GON3 i 2018. For Hanfangbekken, en lokal liten bekk som drenerte sprengningsaktiviteten fra Hanfangskjæringa utgjorde ammonium 18,4 % av Tot N.



Figur 56. Andel NH4-N av Tot N (%) for GON3, GON4 og GON5 i Gongeelva 2016-2019.

3.4.6 N-avrenning fra dagsprengt stein E18 Rugtvedt - Dørdal

Oppsummert synes resultatene for N-avrenning fra dagsprengt stein å gi følgende erfaringer:

- Bekker nedstrøms fyllinger/deponier med dagsprengt stein får raskt høyere N-konsentrasjon
- For små bekker nedstrøms deponier har det blitt påvist konsentrasjoner fra 5 til 30 mg N/l.
- Før oppstart viste de samme bekkene bakgrunnskonsentrasjoner rundt 0,2-0,3 mg N/l
- I de nedre delene av de store vassdragene var det begrensede endringer i N-konsentrasjonen
- Tilsvarende var endringene i ammoniumkonsentrasjon mindre enn i de små bekkene
- Utvasking av N fra sprengstein skjer raskt, der mesteparten vaskes ut i løpet av 1 til 2 år
- «Fersk» sprengstein gir forhøyet andel ammonium i lokale bekker, maksimalt 35 % av Tot N.
- Med økt tid etter deponering eller transport nedover vassdrag avtar andelen ammonium raskt
- Transport i vassdrag gir både fortynning og retensjon av N-forbindelsene
- Retensjon og transformasjon av ammonium skjer ved binding, opptak og nitrifikasjon
- Med økt tilførsel av ammonium til en bekk kan framvekst av en større populasjon av nitrifikasjonsbakterier bidra til en effektiv omdanning av ammonium til nitrat og bidra til å normalisere konsentrasjonene. Dette er en faglig basert teori som må dokumenteres nøyere.
- En anaerob rensedam ved utløpet av Closs deponi bidro til effektiv fjerning av nitrat i avrenning fra deponiet (ikke dokumentert i omtalte resultater).

3.5 Utlekkingsforsøk Rv 4 Gran grense – Jaren

I rapporten «Utlekkingsforsøk med svartskifer fra Rv.4, Hadeland» har Fjermestad mfl. (2017) beskrevet og vurdert utlekkingsforsøk med svartskifer. Volumer med 200 kg sprengstein ble plassert i åpne IPC-containere der utlekking i hovedsak ble skapt ved eksponering for naturlig nedbør (figur 57). Det ble gjennomført to forsøk med til sammen 14 containere. Ved forsøk 1 med 10 containere ble de samlet tilført rundt 340 l regnvann til hver container i perioden oktober 2014 til mai 2015. Ved forsøk 2 med 4 containere ble det tilført rundt 420 l regnvann til hver container. I et par perioder med lite nedbør ble det tilført noe springvann, ca. 30 liter per container/uke.

Avrenningsvannet fra containerne ble samlet opp og analysert for aktuelle parametere. Målet med forsøkene var å øke kunnskapen om forvitrings- og forurensningspotensialet til to ulike svartskifre fra Grantunnelen under lagring i friluft, og med utlekking som følge av normal nedbørsbelastning.

For denne rapporten er resultatene for utvasking av nitrogenforbindelser viktig informasjon, og blir presentert i forståelse med Halldis Fjermestad, Statens vegvesen.

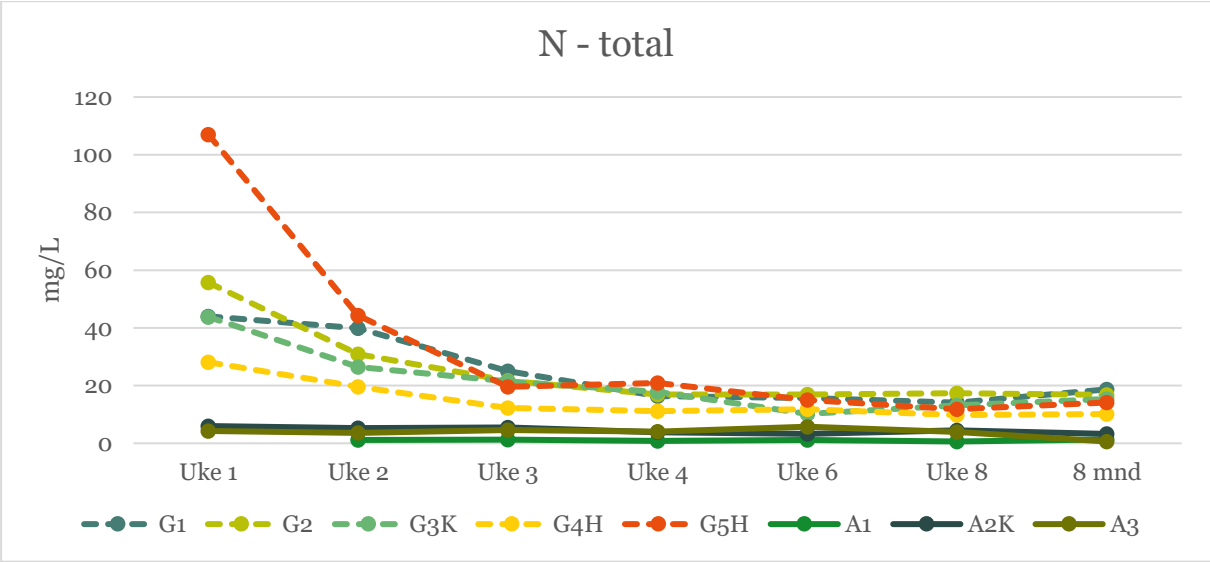
Figur 57. Containere med sprengstein eksponert for nedbør og med oppsamling av avrenning (Foto: Halldis Fjermestad).

3.5.1 Forsøk 1 – Utlekking av N fra sprengstein gjennom 8 måneder

Konsentrasjoner av Tot N, ammonium (NH_4-N) og nitrat (NO_3-N) vasket med avrenningsvann i forsøket er vist i figur 58, 59 og 60. . Forklaringer til koder i figurer: Alunskifer fra fjellskjæring=A, Galgebergskifer tunnel=G, Huk kalkstein=H og Granulert dolomitt tilført=K. Massene ble vasket ut av naturlig nedbør som infiltrerte i massene og avrenningsvannet ble samlet opp og analysert.

For Tot N viste tunnelsteinen (G) høyere konsentrasjoner i avrenningsvannet fra containeren enn dagsprengt stein fra skjæringer (A). For uke 1 varierte verdiene for Tot N for tunnelstein mellom 28 og 107 mg N/l, med en middelverdi på 56 mg N/l. Tilsvarende tall for dagsprengt stein var en variasjon mellom 4 og 6 mg N/l og med en middelverdi på 5 mg N/l. For uke 1 indikerte middelverdiene for Tot N av det ble vasket ut 10 ganger så mye nitrogen fra tunnelstein som dagsprengt stein. For uke 3 indikerte middelverdiene at det ble vasket ut 4 ganger så mye nitrogen fra tunnelstein som den dagsprengte steinen.

Middelkonsentrasjonen av Tot N i avrenningsvannet fra tunnel- og dagsprengt stein avtok med hhv. 64 og 27 % fra uke 1 til uke 3, 72 og 44 % til uke 4 og 76 og 42 % til uke 8.

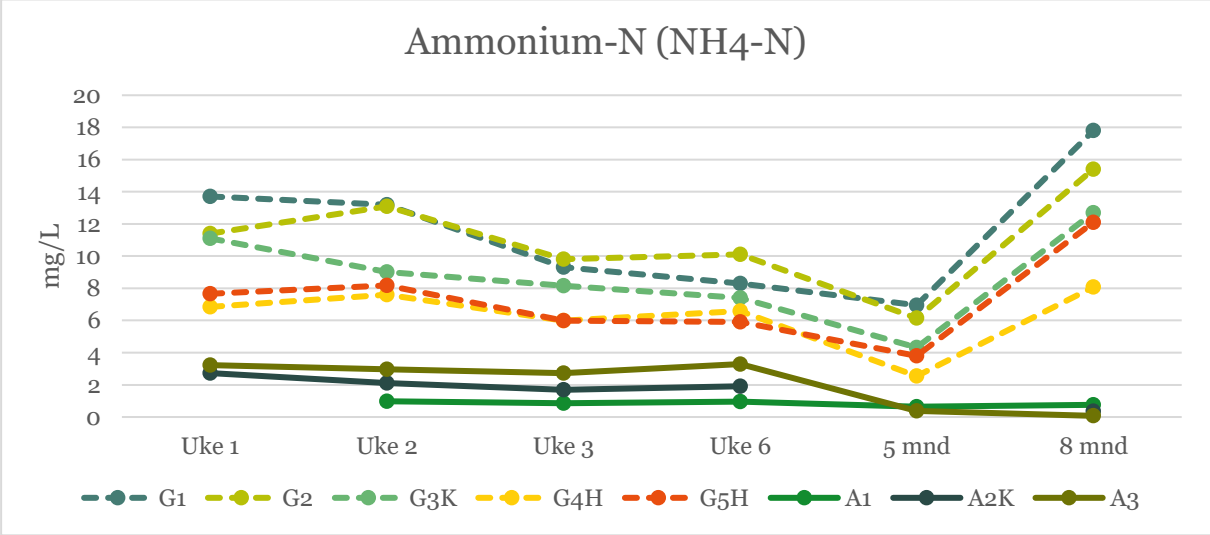


Figur 58. Viser Tot N i avrenning fra tunnel- (stiplet) og dagsprengt stein (hel linje) med økt utvaskingstid.

Avrenning fra tunnelstein viste høyere konsentrasjoner av ammonium enn dagsprengt stein (figur 59). Middelverdien for ammonium viste 3 ganger så høye konsentrasjoner i avrenning fra tunnelstein som dagsprengt stein i uke 1 og uke 3. I uke 1 var middelverdien for avrenning fra tunnelstein var 10,1 mg NH_4-N/l, mens den var 7,9 mg/l i uke 3. Tilsvarende middelverdier for dagsprengt stein var 3,0 mg/l i uke 1 og 1,8 mg/l i uke 3.

Middelverdiene for Tot N og ammonium fra tunnelstein i uke 1 viste at ammonium utgjorde 18 % av Tot N. I uke 3 hadde andelen ammonium økt til 40%. For dagsprengt stein utgjorde ammonium 60 % av Tot N i uke 1 og 47 % i uke 3.

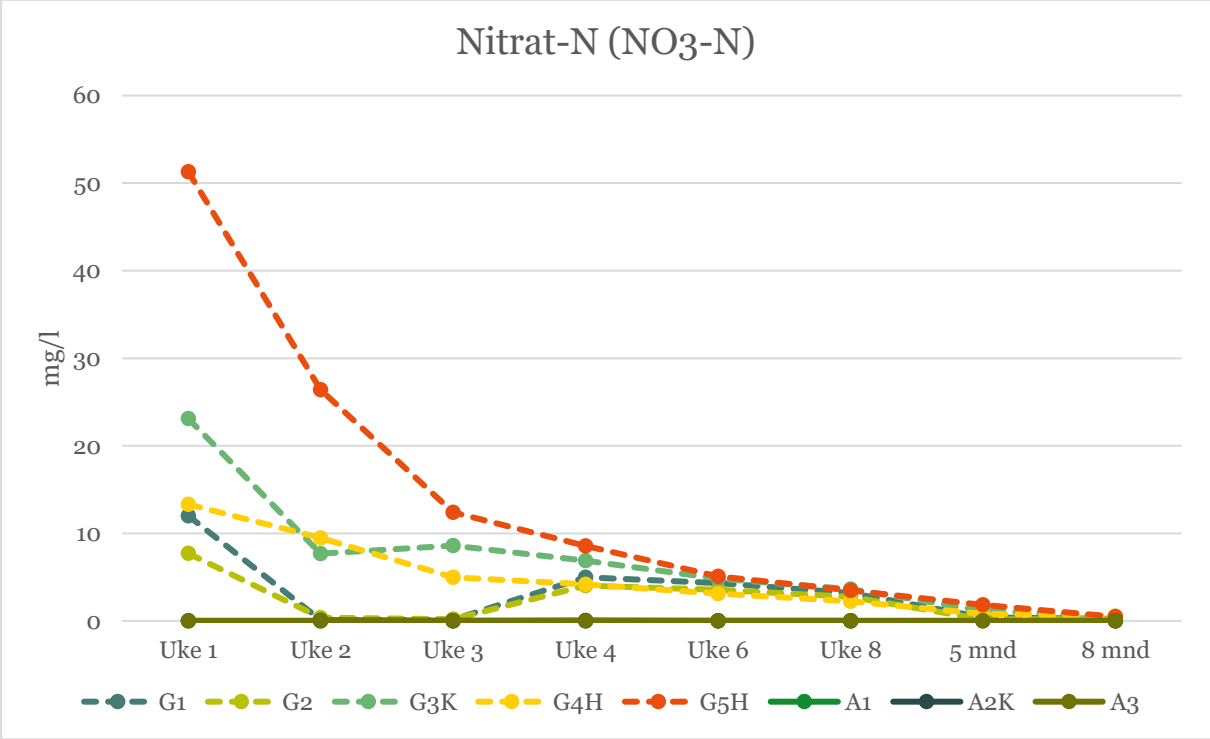
Figur 59 viser en gradvis nedgang for ammonium med økende utvaskingstid fram til 5 mnd. Ved uttak av avrenningsprøver fra tunnelstein ved 8 mnd. påvises det høyere ammoniumkonsentrasjoner enn tidligere. Årsaken er usikker, men det kan ha blitt et kjemisk miljø i containerne som mobiliserer bundet ammonium til løsning.



Figur 59. Viser NH4-N i avrenning fra tunnel- (stiplet) og dagsprengt stein (hel linje) med økt utvaskingstid.

Figur 60 viser nitrat (NO3-N) i avrenning fra tunnel og dagsprengt stein. Middelkonsentrasjonen for avrenning fra tunnelstein i uke 1 og 3 var hhv. 21,4 og 3,13 mg/l, dvs. en 85 % lavere konsentrasjon av nitrat i uke 3. Tilsvarende middelkonsentrasjoner for dagsprengt stein var 10,9 og 0,7 mg/l, dvs. en 94 % lavere konsentrasjon i uke 3. Nitrat utgjorde 39 % av Tot N for tunnelstein i uke 1 og 16 % av Tot N i uke 3. For dagsprengt stein ble det ikke påvist nitrat i uke 1 og uke 3, noe som kan indikere at det har skjedd noe utvasking før steinen ble plassert i forsøket

Til forskjell fra ammonium så blir konsentrasjonene av nitrat gradvis lavere med økende utvaskingstid. For tunnelstein så påvises det ikke nitrat i avrenning ved 8 måneder.



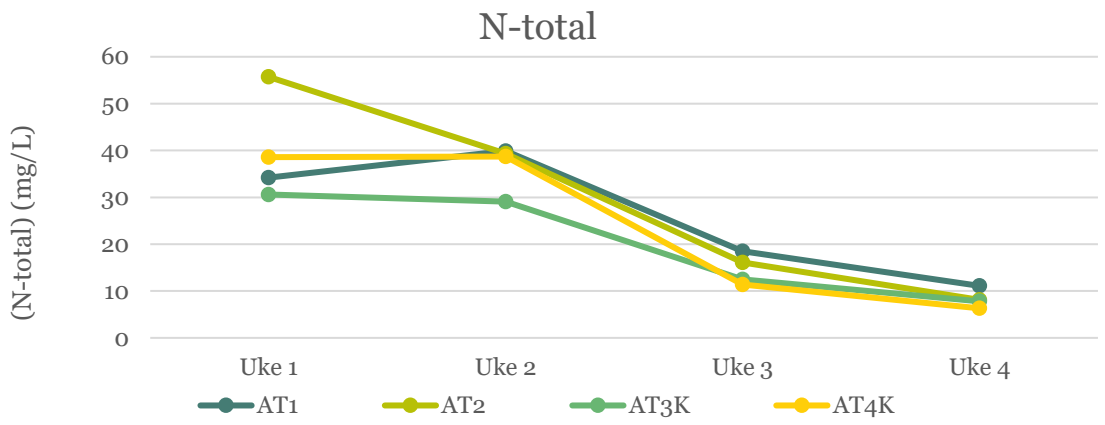
Figur 60. Viser NO3-N i avrenning fra tunnel- (stiplet) og dagsprengt stein (hel linje) med økt utvaskingstid.

3.5.2 Forsøk 2 – utlekking av N fra tunnelstein gjennom fire uker

Forsøk 2 ble utført på samme måte som forsøk 1, men til forskjell fra det første forsøket ble det tilført 30 l springvann til hver container ukentlig (tre vanninger a 10 liter), i tillegg til vann tilført som normal nedbør. Oppsamlet vannmengde fra hver container var 25-30 liter per uke, og total vannmengde i kontakt med alunskiferen per uke varierte mellom 30 og 60 liter vann avhengig av nedbør.

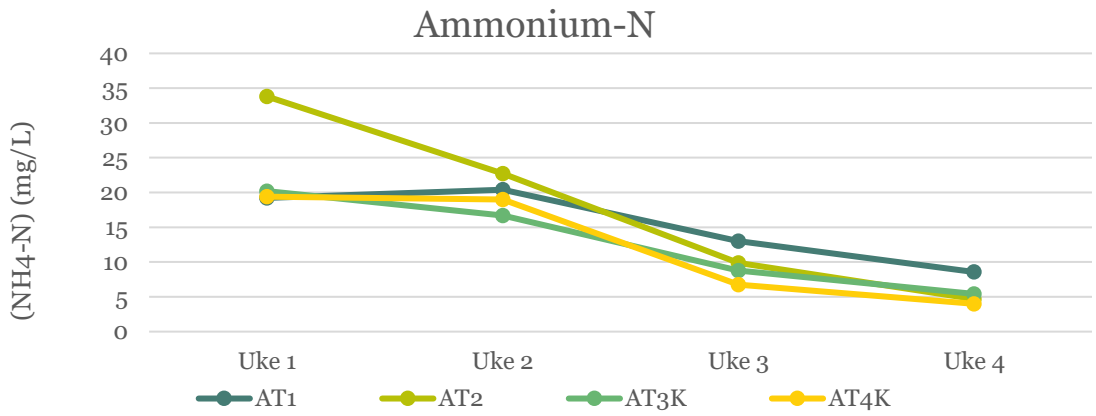
Forsøket ble gjennomført med 4 containere tilført 200 l med tunnelsprengt alunskifer med en utvaskingstid på 4 uker.

Figur 60 viser konsentrasjoner av Tot N i avrenningen gjennom de fire ukene utlekkingsforsøket varte. Middelkonsentrasjonen fra fire containere i uke 1 og 4 var henholdsvis 39,8 og 8,3 mg/l, tilsvarende en 79 % lavere konsentrasjon etter 4 uker.



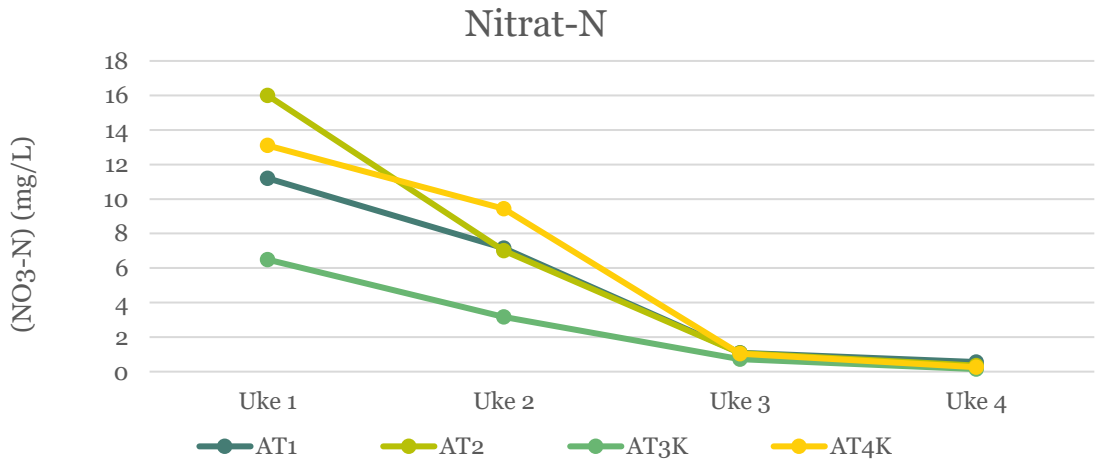
Figur 60. Viser Tot N i avrenning fra utlekkingsforsøk med tunnelsprengt stein over 4 uker. K= tilsatt knust kalkstein.

Figur 61 viser endringer i konsentrasjoner for ammonium gjennom 4 uker med utvasking. Middelkonsentrasjonene i uke 1 og uke 4 var hhv. 23,2 og 5,6 mg/l, tilsvarende en 76 % lavere konsentrasjon. I uke 1 utgjorde ammonium 58 % av Tot N, mens den utgjorde 76 % i uke 4.



Figur 61. Viser NH4-N i avrenning fra utlekkingsforsøk med tunnelsprengt stein over 4 uker.

Figur 62 viser konsentrasjoner for nitrat gjennom 4 uker. Middelkonsentrasjonen i uke 1 og 4 var hhv. 11,7 og 0,3 mg/l, tilsvarende en reduksjon på 97 %. I uke 1 utgjorde NO3-N 29 % av Tot N, mens den utgjorde 4 % i uke 4.



Figur 62. Viser NO3-N i avrenning fra utlekkingsforsøk med tunnelsprengt stein over 4 uker.

3.5.3 Nitrogenutvasking fra utlekkingsforsøk

- Avrenning fra utlekkingsforsøk med tunnelsprengt stein viste Tot N konsentrasjoner mellom 28 og 107 mg N/l ved oppstart av utlekkingsforsøket.
- Etter 4 uker var middelkonsentrasjonen av Tot N i avrenning fra tunnelstein redusert til mellom 20 og 30 % av opprinnelig konsentrasjon. Den største reduksjonen skjedde i forsøk 2 der det ble tilført noe mer vann.
- Avrenning fra dagsprengt stein viste Tot N konsentrasjoner på mellom 4 og 6 mg N/l ved oppstart av utlekkingsforsøket. I løpet av 4 uker ble konsentrasjonen redusert til rundt 55 % av opprinnelig konsentrasjon.
- Ammonium utgjorde en større andel av Tot N enn nitrat (NO3-N), og andelen ammonium økte med økende utvaskingstid.
- Konsentrasjonene av ammonium i avrenningsvannet avtok langsommere enn nitrat.
- Teoretisk burde nitrat utgjort en høyere andel av Tot N i begynnelsen av forsøket, da nitrogenet i emulsjonssprengstoff teoretisk består av 60 % nitrat og 40 % ammonium. En mulig forklaring er at det kan ha skjedd noe utvasking av nitrat fra massene før innlegging i containere.
- Resultatene gir en nyttig supplering av feltresultatene som er presentert tidligere i rapporten.

3.6 Nitrogenavrenning fra sprengstein – foreløpige vurderinger

Basert på resultatene fra presenterte caser og forsøk samt tidligere undersøkelser er det i det følgende gitt noen foreløpige vurderinger av N-avrenning fra sprengstein. Herunder avrenningsforløp, aktuelle konsentrasjoner av nitrogenforbindelser og hvor lang tid det tar før mesteparten av nitrogenet er vasket ut av sprengsteinen. Fordelingen mellom nitrat og ammonium gjennom utvaskingsforløpet er viktig for å vurdere resipienteffekter. Noe ammonium vil kunne bindes til finstoff i sprengsteinsmassene og frigjøres som nitrat ved senere nitrifikasjon.

Presentert vurdering er foreløpige og må kvalitetssikres og suppleres etterhvert som nye resultater foreligger. Utvaskingsforsøkene utført av Bækken (1998) og Rannekleiv mfl. (2017) er viktig basiskunnskap og de viktigste konklusjonene fra disse er gjengitt.

3.6.1 Oppsummering av tidligere undersøkelser, beregninger og erfaringstall

- Mengden nitrogen som kan vaskes ut fra sprengstein avhenger av mengden udetonert sprengstoff som er igjen i steinen. I henhold til forsøk og vurderinger som beskrevet av Rannekleiv et al . (2017) og Bækken (1998 og 2014) vil mengden udetonert sprengstoff variere mellom 9-24 % avhengig av optimalisering av forhold for sprengning og type fjell.
- Fast sprengstoff (ANFO) vurderes å kunne gi mer udetonert ammoniumnitrat enn emulsjonssprengstoff. I dag brukes det i hovedsak emulsjonssprengstoff.
- Bækken (1998) utførte et utvaskingsforsøk med tunnelstein, der det ble vasket ut 24 g N/tonn stein. Mengden nitrogen som ble vasket ut utgjorde 15 % av mengden N tilført med emulsjonssprengstoff. Fordelingen av nitrat og ammonium for utvaskede N-fraksjoner fulgte teoretisk fordeling der 60% var nitrat og 40% var ammonium.
- Rannekleiv mfl. (2017) fant ut at 8-10 % av nitrogen tilført med sprengstoff fulgte sprengsteinen, og kan vaskes ut. Ved gjennomført utvaskingsforsøk ble det påvist en utvasking på 17-22 g N/tonn sprengstein, noe som utgjorde 10 % av N-mengden i tilført sprengstoff.

- For Bækken (1998) viste gjennomsnittstall et forbruk på 1,6 kg emulsjonssprengstoff per fast m^3 fjell utsprengt for Elgskauåsen. For Rannekleiv et al (2017) viste gjennomsnittstall et forbruk av emulsjonsprengstoff på 1,9 kg per fast m^3 fjell utsprengt.
- I beregninger av potensiell N-avrenning til resipienter for Fellesprosjektet Ringeriksbanen og E16 (Bane NOR/SVV 2019), ble det tatt utgangspunkt i at forbruk av emulsjonssprengstoff kunne variere fra 1-3 kg per fast m^3 utsprengt fjell. Ved 10% uomsatt sprengstoff vil dette kunne gi en potensiell N-avrenning på 21-64 g N per anbrakt m^3 tunnelstein. Det ble regnet med en utvidelsesfaktor på 1,8 fra fast fjell til anbrakt stein.
- Ved sprengning av tunnel brukes det rundt 3 ganger så mye sprengstoff som ved dagsprengning. Ved dagsprenging brukes det normalt rundt 0,5 kg emulsjon per m^3 fast fjell.
- Tunnelstein inneholder langt mer finstoff enn dagsprengt stein, og må forventes å kunne gi mer binding av ammonium. Andelen finstoff i utsprengte masser vil variere med fjellkvaliteten og binding av ammonium vil variere med mineralogi og bindingsmuligheter.
- I en totalvurdering av mengde sprengstoffbasert nitrogen som kan tilføres resipient må nitrogen fra renset tunnelvann være med. Tunnelvann har vist N-konsentrasjoner mellom 60 og 200 mg N/l, og en middelavrenning under tunneldriving på 2-7 l/s (Jernbaneverket 2014). Iht. Vikan 2013 og NFF 2009 kan mellom 30 og 50 % av det sprengstoffbaserte nitrogenet følge tunnelvannet. Samlet kan da inntil 20 % av nitrogenet i anvendt emulsjonssprengstoff vaskes videre til resipient, 10% fra tunnelstein og 10 % fra tunnelvann.

3.6.2 Erfaringer og vurderinger for presenterte undersøkelser

- Samlede resultater indikerer at mesteparten av nitrogenet i både tunnel- og dagsprengt stein vaskes ut i løpet av et til to år etter at steinmassene har blitt deponert.
- Oppfølging av avrenning fra større deponier med tunnelsprengt stein for dobbeltspor Farriseidet-Porsgrunn, viste maksimale konsentrasjoner av nitrogen på mellom 100 og 240 mg N/l. Konsentrasjonene avtok mye i løpet av et år etter at deponiene var fylt opp, med restkonsentrasjoner i avrenningen på mellom 10 og 30 mg N/l. Restkonsentrasjonene avtok ytterligere fram mot 1,5 og 2 år etter deponering.
- Konsentrasjonene av nitrogen var høyest for utvaskingsepisoder rett etter at steinen er deponert og eksponert for nedbør og avrenning.
- «Fersk» sprengstein i nye deponier eller fyllinger ga avrenning der ammonium utgjorde en større andel av den totale nitrogenmengden. Maksimalt utgjorde ammonium mellom 30 og 40 % av den totale nitrogenmengden i avrenning fra «fersk» sprengstein, bare en marginalt mindre andel enn det som ble påvist som nitrat. Det har blitt påvist høye konsentrasjoner av ammonium i mindre bekker tett på ferske deponier.
- For eldre deponier avtok konsentrasjonene av ammonium. Det samme skjedde ved transport av «fersk» avrenning i vassdrag, der ammonium avtok gradvis med økende avstand fra utslipp som følge av binding og opptak. Et stykke nedstrøms i vassdrag som mottok større mengder anleggsskapt nitrogen så utgjorde ammonium ofte rundt 5 % av Tot N (som i hovedsak var nitrat).
- Fjerning av ammonium gjennom binding og opptak, synes å være en viktig prosess for å redusere konsentrasjonen av nitrogen som vaskes ut fra sprengstein eller føres til resipient med anleggsvann fra tunnel. Deler av bundet ammonium vil senere kunne nitrifiseres til nitrat og vaskes videre i vassdragene.

- Tunnelstein inneholder normalt mer finstoff enn dagsprengt stein og gir dermed muligheter for binding og tilbakeholdelse av ammonium i deponiet. Retensjon av ammonium og påfølgende nitrifikasjon vil kunne gi en senere utvasking av nydannet nitrat.
- I deponier og resipienter der sigevann og avrenning får høye konsentrasjoner av ammonium vil antallet nitrifikasjonsbakterier øke. Når det har blitt et tilstrekkelig stort antall nitrifikasjonsbakterier så vil storparten av utvasket ammonium raskt bli nitrifisert til nitrat. Dette kan forklare endringene i ammoniumutvasking fra «ferskt» til «modent» deponi samt at ammonium effektivt reduseres ved transport i vassdrag.
- For byggeprosjektet E18 Rugtvedt-Dørdal har all nitrogenavrenning fra deponier og vegfyllinger skjedd fra dagsprengt stein. Denne har et lavere innhold av sprengstoffnitrogen enn tunnelstein, normalt bare rundt 30 % av mengden. Mindre bekker nedstrøms deponier og større fyllinger ble likevel betydelig påvirket av nitrogen med konsentrasjoner i intervallet 5-30 mg N/l. Nedstrøms i den sjøørret-, lakse- og elvemuslingførende Åbyelva som drenerte større anleggsområder, steg N-konsentrasjonen fra en bakgrunn på 0,3 til over 1 mg N/l under anleggsfasen. Nitrogenkonsentrasjonen i vassdraget synes å avta og normaliseres relativt raskt etter at anleggsaktiviteten ble avsluttet. Dette vil dokumenteres ytterligere.
- Forsøkene med utvasking av nitrogen fra containere med sprengstein på Rv4 Gran-Jaren viste at nitrogenkonsentrasjonene ble redusert med 70 -80 % i løpet av 4 uker. Etter 4 uker viste avrenningsvannet lave konsentrasjoner av nitrat, mens ammonium utgjorde en stadig økende andel av totalnitrogenet. Dette kan skyldes en gradvis utlekking av ammonium bundet til overflater, som følge av likevektsreaksjoner.

4 Målemetoder for nitrogen

I det følgende er det gitt en enkel gjennomgang av analyser og målemetoder for nitrogen, noe som danner grunnlaget for gode data og forståelse av utvasking og omsetning av ulike nitrogenfraksjoner.

4.1 Laboratorieanalyser

4.1.1 Totalnitrogen (Tot-N)

Laboratorieanalyser av totalnitrogen blir utført i henhold til NS 4743. Alle organiske og uorganiske nitrogenforbindelser oksideres med peroksidisulfat til nitrat. Oksidasjonen foregår under trykk og i et alkalisk miljø. Nitrat reduseres til nitritt som reagerer med sulfanilamid til en diazoforbindelse som gir en fargereaksjon med et azofargestoff. Absorbansen måles spektrofotometrisk ved 545 nm. Målingene er automatisert i kommersielle laboratorier og har normalt en kvantifiseringsgrense på 10 µg/l og en måleusikkerhet på 10 %.

4.1.2 Nitrat (NO_3)

Summen av nitrat og nitritt bestemmer spektrofotometrisk i henhold til NS-EN ISO 13395:1996. Metoden har normalt en kvantifiseringsgrense på 5 µg/l og en måleusikkerhet på 20 – 30 %.

4.1.3 Nitritt (NO_2^-)

Nitritt kan bestemmes som enkeltparameter i henhold til NS-EN ISO 13395:1996. Metoden har normalt en kvantifiseringsgrense på 2 µg/l og en måleusikkerhet på 20 – 30 %.

Normalt foreligger nitritt i svært lave konsentrasjoner i vassdrag, men det har blitt observert svakt forhøyede verdier ved avrenning fra fersk sprengstein og i anleggsvann fra tunneldriving. Nitritt omdannes raskt til nitrat. Nitritt er et mellomprodukt ved nitrifikasjon av ammonium og kan ha forhøyede konsentrasjoner der det foregår mye nitrifikasjon. Forekomst av nitritt har blitt lite undersøkt i forbindelse med avrenning av sprengstoffbasert nitrogen.

4.1.4 Ammonium (NH_4)

Ammonium bestemmes spektrofotometrisk i henhold NS-EN ISO 11732: 2005. Metoden har normalt en kvantifiseringsgrense på 5 µg/l og en måleusikkerhet på 20 - 30 %.

4.1.5 Totalt ammonium nitrogen (TAN)

Ammonium analysert på surgjort prøve slik at ammoniakk foreligger som ammonium.

4.1.6 Lystgass (N_2O)

Lystgass vil kunne avgis under mikrobiell nitrifikasjon og denitrifikasjon, og mengden lystgass som avgis ved disse prosessene øker dersom mikroorganismene får dårlige «arbeidsforhold». Lav pH og for lite eller for mye oksygen kan gi dårligere forhold for nitrifikasjon og denitrifikasjon, og dermed økt lystgassproduksjon.

Lystgass er en viktig klimagass, og 1 kg lystgass utgjør 298 kg CO_2-ekvivalenter. Den har dermed en klimaeffekt som er nærmere 300 ganger sterkere enn CO_2.

Produksjon av lystgass analyseres med gasskromatigrafi fra oppsamlingskammer eller spektralanalyse av oppsamlet gass (Sintef 2013). Slike målinger av lystgass er ikke tilgjengelig som normale kommersielle laboratorieanalyser.

4.2 Feltbaserte hurtigtester av nitrogenforbindelser

4.2.1 Ammonium

Det er mange enkle testkit for ammonium tilgjengelig, særlig for å klarlegge vannkvalitet og overlevelse av fisk i akvarier. Det mest vanlige er enkle fargetester med nøyaktighet 0,2 – 5 mg NH_4-N/L.

4.2.2 Ammoniakk (NH_3)

Ammoniakk er toksisk for fisk og vannlevende organismer i lave konsentrasjoner, og kan klarlegges i felt ved felttester av ammonium kombinert med måling av pH og vanntemperatur. Deretter kan mengden ammoniakk bestemmes ved å bruke tabeller som beskriver andel ammoniakk ved en gitt pH og vanntemperatur, alternativt bruke formel for andel ammoniakk med input av aktuell pH og vanntemperatur. Til bruk for akvarister finnes det «ammonia calculators» på internett, som utfører beregningen av mengde ammoniakk i vannet.

4.2.3 Nitritt

For nitritt foreligger det enkle fargetester til bruk for akvarier som kan brukes for å avklare om nitritt foreligger i konsentrasjoner som er toksiske for akvariefisk. Disse avdekker konsentrasjoner fra 0,3 mg/l og oppover. Iht. regler for settefiskanlegg så skal nitrittkonsentrasjoner ikke overstige 0,1 mg NO_2-N/l. Nitritt blir mindre toksisk for fisk ved forhøyede konsentrasjoner av klorid.

4.2.4 Feltspektrofotometer med prefabrikkerte kyvetter

Det finnes flere typer av feltspektrofotometre med prefebrikkerte kyvetter for hurtiganalyser av alle aktuelle nitrogenfraksjoner med god nøyaktighet.

4.3 Beregninger og kjemometri

4.3.1 Automatiske målinger av pH og vanntemperatur

Automatiske målinger av pH og vanntemperatur i vassdrag, vil gi mulighet for å beregne andel (%) av total ammonium nitrogen (TAN) som kan foreligge som giftig ammoniakk. Dette kan brukes som et utgangspunkt for risikovurdering og alarm basert på en antatt maksimal konsentrasjon av TAN i vassdraget, med grunnlag i erfaringer eller løpende målinger og analyser.

Andel ammoniakk kan dermed framkomme som en avledet parameter av fortløpende målinger av pH og vanntemperatur. Slike automatiske målinger kombinert med kyvette- eller fargetester av ammonium vil kunne gi en løpende oversikt over risiko for fiskedød i vannforekomsten.

For akvarier er det kommersielt tilgjengelig enheter med automatiserte målinger av pH, vanntemperatur og ammonium som skal kunne gi alarm dersom det oppstår fare for toksiske konsentrasjoner av ammoniakk.

4.3.2 Ledningsevne

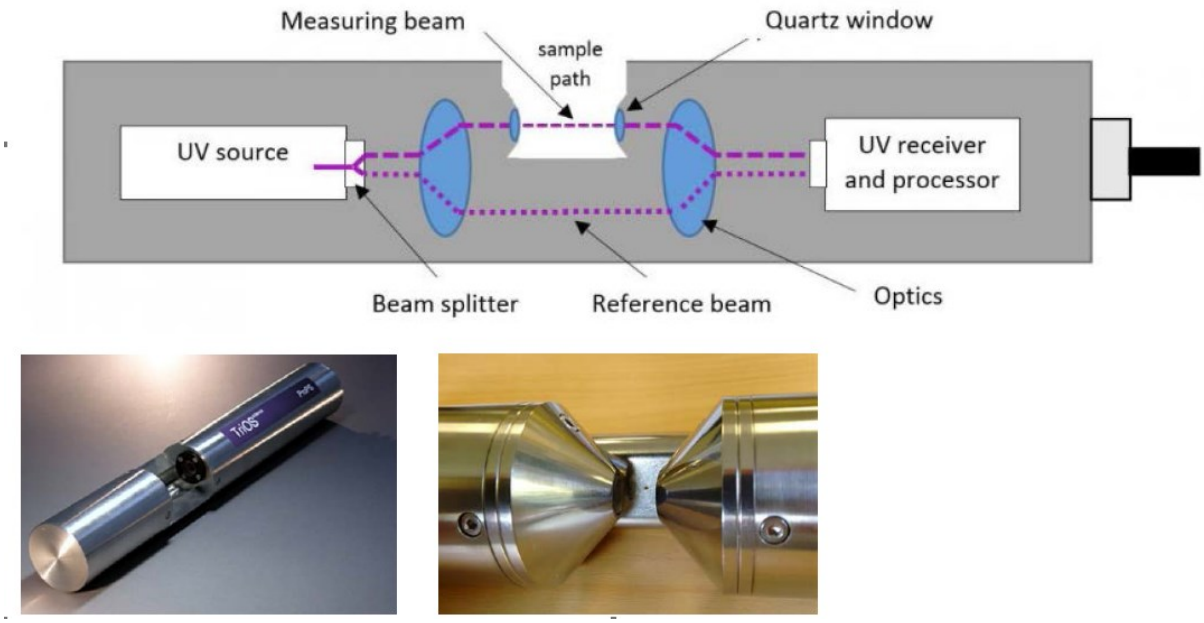
For sprengsteinsdeponier med stort innhold av utvaskbart nitrat og ammonium, vil disse anionene og tilhørende kationer kunne være dominerende i avrenningen, slik at målt ledningsevne i stor grad reflekterer nitrogenutvaskingen. Dette vil variere med type fjell, og i hvilken grad andre anioner og kationer mobiliseres som følge av forvitrings- og utvaskingsprosesser. Tilsvarende om steinen har blitt

påvirket av bruk av betongprodukter eller om det har vært brukt saltforbindelser til støvdemping på anleggsområdet eller på steindeponiet.

4.4 Optisk måling av nitrat

Flere leverandører leverer nå utstyr for online optisk måling av nitrat i felt. NIBIO har i et par år brukt sensoren TriOS NICO nitrat sensor, som har gitt stabile målinger av online nitrat. Målingene baseres på at nitrat adsorberer UV-lys, der mengde lys adsorbert ved gjennomlysing av vann sammenlignes med lysmengden fra en upåvirket referanse (figur 63). Den aktuelle sensoren har automatisk korrigering for turbiditet, og har under kontrollerte forhold gitt samme måleresultat i vann tilsatt ulike mengder partikler opp til 150 NTU/FNU.

Måleintervall og nøyaktighet for nitrat bestemmes av bredden av måleslissen der det sendes UV-lys gjennom vannet. Ved en måleslisse på 1 mm er det angitt et måleintervall på 0,5 - 60 mg NO_3-N/l, mens det med en måleslisse på 10 mm er angitt et måleintervall på 0,05 – 6 mg NO_3-N/l. Nøyaktigheten er angitt til ±5 %. Måleslissen kan justeres for valg av ønskede måleintervaller.



Figur 63. Sensor for optisk måling av nitrat i vann (TriOS NICO nitrate sensor).

Tilsvarende har EXO utviklet en liten optisk nitratsensor (EXO NitraLED UV Nitrate Sensor) som inngår som en mulig sensor i EXO Multiparameter sonde.

Det er flere andre optiske nitratsonder på markedet.

Optiske målinger av nitrat gir mulighet for kontinuerlige målinger av nitrat som vaskes ut av sprengsteinsdeponier, slik at dynamikk, variasjon, utvaskingsmønster og -varighet kan kartlegges.

5 Nitrogen og økologiske effekter i vann

Nitrogen og økologiske effekter i vann er et stort og komplekst fagområde. I det følgende er det likevel gitt enkle beskrivelse av mulige effekter ved økte tilførsler av nitrogen til ferskvann og sjøvann samt mulige forskjeller mellom ulike nitrogenfraksjoner. For godt kjente og dokumenterte effekter er beskrivelsene gitt uten litteraturreferanser, mens det er gitt referanser for en del mer ukjente effekter. Beskrivelsen er for en del gitt som kortfattede kulepunkter, da dette forenkler lesbarhet og forståelse.

5.1 Nitrogen - økologiske effekter i ferskvann?

- Fosfor er vurdert som det viktigste næringsstoffer for eutrofiering og algevekst i ferskvann
- Økte tilførsler av nitrogen vil også kunne påvirke alge- og plantevekst i ferskvann og til en viss grad artssammensetning og dynamikk for både påvekst- og planktonalger.
- De sterkeste eutrofieringseffektene i innsjøer oppstår når både fosfor og nitrogen foreligger i overskudd.
- Noen cyanobakterier er nitrogenfikserende og konkurrerer best når det er høye konsentrasjoner av fosfor. Andre cyanobakterier synes å kunne få økt forekomst i innsjøer som tilføres mye nitrogen. Økt tilførsel av N-forbindelser, særlig ammonium, synes å kunne bidra til å øke faren for produksjon av algegiften mikrocystin, samt for giftproduksjon hos giftproduserende flagellater.
- Noen spesialister, som nåleflagellaten *Gonyostomum semen*, har vertikale vandringer og kan hente fosfor fra bunnvann i innsjøene. Arten er da ikke fosforbegrenset og økte tilførsler av nitrogen vil være gunstig for masseforekomst av *Gonyostemum*, som ofte oppstår i august og september.
- Det er store forskjeller mellom nitrat og ammonium mht utvasking, retensjon, omsetning samt hvilke av disse planteplankton foretrekker som N-kilde.
- Nitrat vaskes lett ut av sprengstein, og vil ikke bindes eller forsinkes under transport. Mye av nitratet i steinmassen synes å bli vasket ut i løpet av 1-2 år etter deponering. I løsmasser og vann med oksygensvinn og tilgang på lett nedbrytbart organisk materiale ligger forholdene til rette for denitrifikasjon av nitrat, slik at dette fjernes permanent som N_2-gass. Dersom denne prosessen skjer under forhold som ikke er strikt oksygenfrie eller ved lav pH, vil prosessen også produsere lystgass, som er en uønsket klimagass.
- Ammonium har affinitet for å binde seg til jord, finstoff og organisk materiale, der innbundet ammonium er i likevekt med ammoniumkonsentrasjonen i vannet. I tillegg skjer det retensjon ved opptak til alger og planter under transport. Konsentrasjonene av ammonium vil derfor raskt kunne reduseres i nærkontakt med løsmasser og andre overflater i tunnelsteindeponier og under transport som jordvann, grunnvann eller i resipient.
- Ammonium vil kunne omsettes til nitrat gjennom nitrifikasjon, men mikrobiell prosess som skjer under forbruk av oksygen. Teoretisk brukes det 2,1 kg oksygen for å nitrifisere 1 kg ammonium til nitrat. I innsjøer vil større tilførsler av ammonium kunne bidra til oksygenfrie forhold i bunnvannet. En ammoniumkonsentrasjon på rundt 5 mg NH_4-N/l i bunnvannet er teoretisk nok til å bruke opp hele oksygenreserven i bunnvannet, selv ved god oksygenstatus.
- For eutrofe innsjøer med store døgnvariasjoner i pH som følge av høy algeproduksjon på dagen kan pH tidvis komme over 9 og opp mot 10. Ved tilførsel av høye konsentrasjoner av ammonium til slike tjern/innsjøer så kan den pH styrte likevekten gi dannelse av giftig ammoniakk.
- Nitritt er et mellomprodukt ved nitrifisering av ammonium. Nitritt er giftig for fisk og en del andre vannlevende organismer ved at det hemmer oksygenopptaket til hemoglobin. Konsentrasjoner over

0,1 mg NO2-N/l vurderes som potensielt toksiske i settefiskanlegg, og er formalisert som grenseverdi for en tilfredsstillende vannkvalitet.

- Dersom nitrifikasjonsbakteriene får dårlige forhold med lav pH eller lave oksygenverdier vil det produseres økende mengder lystgass som et biprodukt.
- I et tunnelsteindeponi forventes det at innbundet ammonium gradvis vil bli nitrifisert og vasket ut som nitrat. Dette vil gi en «hale» av lavere nitratkonsentrasjoner i lang tid etter at direkte tilgjengelig nitrat fra sprengstoff har blitt vasket ut.
- Framvekst av større populasjoner med nitrifikasjons- og denitrifikasjonsbakterier tar tid, men kan gi stor kapasitet for nitrifikasjon og denitrifikasjon når de er etablert. I vassdrag vil mengden av slike bakterier i sediment og biofilm kunne påvirkes av flom og utvasking.

5.2 Nitrogen i ferskvann – resultater fra publikasjoner

I det følgende er det referert resultater og vurderinger fra publikasjoner har studert økologiske effekter ved tilførsel av ammonium eller nitrat til innsjøer.

5.2.1 Planteplankton – vekst ved tilførsel av NO3 eller NH4 (Trommer 2020)

- Forsøk i mesokosmos (innhegninger) med tilsats av ekstra nitrogen i en oligotrof innsjø i Sør-Tyskland
- Mesokosmos ble tilført med nitrogen tilsvarende (1) Naturlig deposisjon (ND) og (2) 4 x ND.
- NO_3 og NH_4 ble tilsatt i ulik rate, 4:1 eller 1:4 på molar basis
- Biomassen av fytoplankton økte kun mesokosmos tilsatt mest ammonium, og ikke i de som ble tilsatt mest nitrat.
- I mesokosmos tilsatt mest ammonium økte klorofyll A samt at det var økt vekst og andel av nanofytoplankton.
- Samlet indikerte undersøkelsen at vårblomstringen av fytoplankton i innsjøen viste et preferert opptak av ammonium framfor nitrat og at tilførselen stimulerte til en endring i planktonsamfunnet med en større andel nanoplankton. Dette selv om innsjøen vurderes å være fosforbegrenset, med et N:P forhold lavere enn 45:1.
- Slike endringer i fytoplanktonsamfunnet, skapt gjennom økte tilførsler av ammonium, vil kunne påvirke høyere trofiske nivåer i innsjøen (som zooplankton og fisk).
- Preferert opptak av ammonium kan ha sammenheng med at denne kan assimileres direkte, mens opptak av nitrat krever «innsats» i form av reduksjon og enzymaktivitet. Det refereres til at planteplankton som flagellater, grønnalger og cyanobakterier foretrekker opptak av ammonium.
- Det refereres også til at diatomeer vokser godt med nitrat og at større planteplanktonarter ofte vokser godt på nitrat, mens mindre planteplanktonarter foretrekker ammonium. Herunder at mange undersøkelser har vist at endrede tilførsler av ammonium eller nitrat kan gi endringer i algesamfunnet, som forholdet mellom diatomeer og cyanobakterier samt andelen gullalger (chrysophyter) og dinoflagellater i det totale fytoplanktonsamfunnet.
- Det refereres at ammonium kan hemme opptak av nitrat.
- Konklusjonen oppsummerer at økte N-tilførsler kan endre dynamikk og artssammensetning også i fosforbegrensede innsjøer. I gjennomførte forsøk var økte konsentrasjoner av ammonium driveren til endringene og ga økt vekst av små planktonarter, herunder små grønnalger med flageller. Disse små grønnalgene er lett beitbare for zooplankton, og kan øke produksjonen av zooplankton og fisk

som lever av disse. Slike målbare endringer i innsjøer bør ha konsekvenser for økt tilførsel av ulike N-forbindelser fra kildeområder og menneskelig aktivitet.

5.2.2 Tilførsel av nitrogen endrer fosforbegrensede innsjøer (Trommer 2017)

- Mesokosmos forsøk i tre innsjøer med høye N-konsentrasjoner
- Ble tilsatt ammonium og nitrat i økte konsentrasjoner og med ulike blandingsforhold
- Økte konsentrasjoner av N reduserte mengden større zooplankton, og særlig vannlopper (Cladocerans) og hoppekreps (nauplii)
- Konkluderer med at en langsiktig økning av atmosfærisk deponert nitrogen kan påvirke og redusere mengden zooplankton i fosforbegrensede innsjøer, noe som også kan påvirke høyere trofiske nivåer som produktivitet av fisk.

5.2.3 Planteplanktons opptak av NH4 og NO3 – vekstrespons (Glibert 2015)

- Review artikkel som gir en detaljert beskrivelse av biokjemiske og fysiologiske prosesser som ligger til grunn for hvordan ulike typer av planteplankton tar opp og utnytter nitrat og ammonium og samvirkning mellom disse to N-formene. Vurderer og beskriver mulige effekter av økte nitrogentilførsler på planteplankton og innsjøøkosystemet.
- For høye konsentrasjoner av ammonium kan redusere vekst av fytoplankton, og kan hindre opptak av nitrat.
- Ulike typer av planteplankton har ulik metabolisme og assimilasjon av ammonium og nitrat, noe som kan føre til endringer i fytoplanktonsamfunnet i en innsjø, dersom forholdet mellom disse endres. Det er viktig å kjenne til hvordan ulike typer av fytoplankton responderer på endret forhold mellom ammonium og nitrat for å forutsi resipienteffekter ved økt tilførsel av nitrogen, herunder unngå problematiske algeoppblomstringer.
- Artikkelen inneholder en nyttig referansetabell mht hvordan planteplankton utnytter ammonium og nitrat som er gjengitt i tabell 1.
- Det er gitt referanser til flere innsjøforsøk der tilsats av nitrat har økt forekomst og produksjon av diatomeer, mens tilsats av ammonium har stimulert til økt vekst av cyanobakterier
- Det er gitt referanser til flere studier der toksinproduksjonen for cyanobakterier (som *Microcystis*) har økt med tilført nitrogen. En studie viste at ammonium ga forhøyet produksjon av microcystin, mens nitrat ikke gjorde det.
- Ulike typer av alger har ulik metabolisme for opptak av nitrat og ammonium. Diatomeer er vurdert som nitratspesialister mens cyanobakterier, mange grønnalger og dinoflagellater foretrekker ammonium.
- Konklusjonen oppsummerer at produktivitet og artssammensetning i fytoplanktonsamfunn endres avhengig av om overskudd av N tilføres som ammonium eller nitrat.

Tabell 1. Planteplanktons utnyttelse av NH_4 og NO_3, referansetabell hentet fra Gilbert mfl. 2015.

Aspect	Example references
NH_4^+ is assimilated first, and only when it is depleted is NO_3^- utilized	Ludwig (1938), Harvey (1953)
Cells using NO_3^- must expend significant amounts of energy on reduction through to NH_4^+; this may have adverse effects on NO_3^- assimilation in the dark and on CO_2 fixation	Syrett (1956, 1981) and references therein
Above a threshold concentration of NH_4^+, NO_3^- use is inhibited	Syrett and Morris (1963), Conway et al. (1976)
NH_4^+ repression of NO_3^- assimilation is not due to NH_4^+ per se but a product of its assimilation	Syrett and Morris (1963)
Internal NO_3^- may continue to be reduced in vivo after uptake has been inhibited following the uptake of NH_4^+	Cresswell and Syrett (1979)
N replete cells using NH_4^+ cannot immediately use NO_3^-	Syrett (1981)
Enhanced ability to take up and assimilate NH_4^+ develops under N stress	McCarthy and Goldman (1979), Glibert and Goldman (1981), Syrett et al. (1986)
The enzymes of the NO_3^- assimilation pathway are inducible	Syrett (1981)
NO_3^- and free amino acids readily accumulate, but NH_4^+ accumulates to a much lower concentration within cells	Dortch (1982), Dortch et al. (1984)
NO_3^- and NH_4^+ uptake do not share the same transporter	Raven (1980), Syrett (1981)
Affinity of transporters do not appear to alter with N stress	Eppley et al. (1969), Dortch (1990)
Cells using NO_3^- can immediately use NH_4^+ at high rates	Horrigan and McCarthy (1982)
Despite above, there may be little if any improvement in growth rates when using NH_4^+; differences in growth on NO_3^- vs. NH_4^+ highly variable dependent on species and other aspects of growth conditions (e.g., light)	Solomon et al. (2010), Collos and Harrison (2014)
Diatoms may preferentially use NO_3^- and may use it both assimilatively and in non-assimilative photoprotection or energy balance	Lomas and Glibert (1999a,b)
Growth suppression of productivity in estuaries by elevated NH_4^+ loading suggested	Yoshiyama and Sharp (2006), Dugdale et al. (2007)
Photorespiratory gene expression increased in diatoms under NH_4^+ compared with NO_3^- growth	Parker and Ambrust (2005), Shi et al. (2015)

5.2.4 Algetoksiner og økt tilførsel av næringsstoffer (Van de Waal 2009)

- Undersøkelser i chemostat supplert med innsjøstudier viste at økte tilførsler av N og C førte til økende microcystin-produksjon for *Microcystis aeruginosa*.

5.2.5 Artikler om *Gonyostomum semen*

Gonyostomum semen er en uønsket stor planktonalge som kan danne masseforekomster i innsjøer i august til oktober. Den er lite beitbar og Lebret mfl. (2012) har vist at det bare er de store vannloppene (*Daphnia magna*) som beiter på denne arten. Lavt beitetrykk gjør at den lettere kan danne masseforekomst. Flere publikasjoner viser at denne algen synes å ha fordeler av et varmere klima der vannet har høyere innhold av organisk materiale, er mer mørkfarget av humus og tilføres mer nitrogen (Hagman mfl. 2014 og 2020). Algen har regelmessige (daglige) vertikale vandringer ned til bunnvannet der den kan hente fosfor. Det er også indikasjoner på at den kan hente ammonium i bunnvannet (Rohrlack 2020) . Veksten av denne algen er dermed lite næringsstoffbegrenset, og det antas at den kan profitere på økte nitrogentilførsler.

5.3 Nitrogen i Oslofjorden

For sjøvann er det faglig enighet om at eutrofiering og algevekst i hovedsak er nitrogenbegrenset. Historisk økte tilførsler av nitrogen er vurdert som den viktigste årsaken til den dårlige tilstanden i Oslofjorden (Staalstrøm mfl. 2021).

Tilførsel av sprengstoffskapt nitrogen har ikke blitt vurdert eller tallfestet som en kilde til økte nitrogenkonsentrasjoner i Oslofjorden, selv om de store byggeprosjektene resulterer i store lokale tilførsler av nitrogen utvasket fra sprengstein og i utslipp fra tunneldriving.

Som nevnt innledningsvis i rapporten kan en potensiell samlet utlekking av sprengstoffnitrogen **i hele Norge** utgjøre i størrelsesorden 3000 tonn N. Dette tilsvarer grovt sett N-tap fra 1 million daa med jordbruksareal (gitt et midlere nitrogentap på 3 kg/daa) I henhold til rapporten «Kildebaserte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2019» (Guerrero og Sample 2021) samt JOVA-oppsummering for perioden 1992-2019 (Bechmann mfl. 2021) synes 3 kg N/daa å være et riktig middeltall for det samlede norske jordbruksarealet på 9,8 mill. daa.

Det er viktig å klarlegge potensielle mengder sprengstoffnitrogen som kan tilføres Indre og Ytre Oslofjord, og hva det betyr i totalregnskapet. I henhold til Guerrero og Sample (2021) viste Teotil-beregningene at Indre Oslofjord i 2019 ble tilført 428 tonn N fra jordbruk, 1563 tonn N fra renseanlegg og avløp og 51 tonn N fra industri.

Dersom det eksempelvis utføres sprengning som gir 4 millioner m^3 anbrakt tunnelstein rundt Indre Oslofjord årlig, så kan det teoretisk gi en total N mengde til avrenning på 170 tonn/år, eller tilsvarende avrenning fra 57 000 daa jordbruksareal.

6 Rensemetoder – vurderinger og erfaringer

I det følgende er det presentert mulige rensemetoder for nitrogen, samt vurderinger og erfaringer med tanke på anvendelse og renseeffekt.

6.1 Terrengspredning

Samferdselsprosjekter har brukt terrengspredning av nitrogenholdig anleggsvann som tiltak for å forsøke å redusere nitrogenbelastning til vassdrag. Tiltaket er motivert ut fra at det skjer binding og opptak av nitrogen i jord, organisk materiale, biomasse og vegetasjon. Ammonium vil kunne bindes og fjernes i kontakt med mineraljord samt organisk materiale og myr. Nitrat vil kunne tas opp som næringsstoff av vegetasjon og annen biomasse som har behov for dette næringsstoffet.

Terrengspredning av nitrogenholdig anleggsvann har blitt iverksatt og prøvd ut for både skog- og myrområder, med varierende grad av dokumentasjon (NFF 2009). Erfaringsmessig har det blitt valgt enkle løsninger der anleggsvannet har blitt punktbelastet til terreng uten klare vurderinger av løsmasser og vegetasjon, infiltrasjonskapasitet, hydraulisk belastning og lokale avrenningsforhold. I etterkant har tiltaket ofte blitt vurdert å gi begrenset renseevne basert på at det har oppstått konsentrert avrenning fra tiltaksområdet til resipient. Med mindre en utnytter infiltrasjonsprinsipper (steinmagasin eller spredegrøfter) som legger til rette for vinterdrift, vil terrengspredning ikke kunne skje på vinteren.

Terrengspredning kan vurderes som en mulig etterpolerings- eller renseløsning for nitrogen i områder med god løsmasseoverdekning, og særlig der det er permeable jordarter som også gir mulighet for infiltrasjon. Terrengspredning er kun aktuelt for områder som ikke gir konflikter i forhold til mangfold og naturkvaliteter, rekreasjonsområder, grunnvannskvalitet eller andre bruks- og verneformål. Disse forholdene må vurderes nærmere før terrengspredning tas i bruk.

6.1.1 Gjødsling av skog

Gjødsling av skog er vurdert som et klimatiltak, som øker binding av karbon samt øker tilveksten i skogen. Utnyttelse av nitrogen fra anleggsvann til gjødsling av egnede skogarealer nær steindeponier eller tunneldriving, kan gi en klima- og samfunnsnyttig bruk av nitrogenforbindelsene. Vanning eller spredning av nitrogenholdig anleggsvann i skog forutsetter nærhet til egnede skogarealer med tanke på topografi, løsmasser og hogstklasse. Spredning av anleggsvann bør kun skje i vekstsesongen, normalt sett fra mai til oktober. Store tilførsler at næringsstoffer sent på høsten kan forstyrre innvintring av skogen og gi vinterskader. Det må legges til rette for en god spredning og fordeling av anleggsvannet, tilpasset skogens behov for vanning og gjødsling. Mindre vanningsanlegg med tilpasset vanningsvogn og trekk med ATV kan være en mulighet. I henhold til «Målrettet gjødsling av skog som klimatiltak» (2014) så anbefales det gjødsling med inntil 15 kg N/daa i produktiv skog. Foreslått intervall for aktuell gjødsling er 5 – 15 kg N/daa. Gitt en gjødsling med 15 kg/daa vil 100 daa skog kunne tilføres 1,5 tonn N. Gitt en N-konsentrasjon i anleggsvannet på 100 mg N/l, så vil 15 kg N/daa tilsvare 150 mm vanning (150 l/m^2). For delarealene må vanningen i så fall periodiseres, gjerne med maksimalt 30 mm per vanningsomgang, og minst 14 dagers intervall mellom hver vanning.

I henhold til «Målrettet gjødsling av skog som klimatiltak» (Miljødirektoratet 2014) anbefales det skogsgjødsling på vegetasjonstypene blokkebær-, bærlyng-, blåbær-, småbregne- og storbregneskog, der skogen har torv- eller podsolprofil og en jorddybde på minst 25 cm. Anbefalte bonitetsklasser er 11-20 og med treslag gran eller furu. Normalt gjødsles skog med kalkammonsalpeter, oftest i form av Opti-KAS Skog (Yara). Her foreligger halvparten av nitrogenet som nitrat og halvparten som ammonium, tilsvarende som mengdeforholdet i sprengstoff basert på ammoniumnitrat. Gjødslingsmidlet er tilsatt kalk for å motvirke forsuring. Nitrat gir en umiddelbar gjødslingseffekt på

skogen, men overskudd kan vaskes videre mot grunnvann og vassdrag. Ammonium bindes i jorda og vil kunne frigjøres gradvis, slik at det blir en langtidsvirkning av gjødslinga.

I en undersøkelse av adsorpsjon av ammonium i 41 typer av mineraljord i skog fra Canada (Kothawala og Moore 2009), ble det påvist en midlere adsorpsjon på 5 mg ammonium (NH4-N) per gram jord (tabell 2). Det var forskjeller mellom jordtypene med hensyn til adsorpsjon, og den var høyest i gleysoils and luvisoils. Nitrat ble ikke adsorbert.

Tabell 2. Resultater fra adsorpsjonsforsøk med 41 typer av mineraljord i skog fra Canada (fra Kothawala og Moore 2009).

Table 2. Concentration of total dissolved nitrogen (TDN), dissolved organic nitrogen (DON), dissolved organic carbon (DOC), DOC:DON (mass), ammonium (NH_4^+-N), and nitrate (NO_3^--N) for the initial solution, for final solution, and the amount adsorbed to mineral soils (n = 41).

	Initial solution		Final solution		Adsorbed
	Concn. ($mg \cdot kg^{-1}$)	Percent TDN	Concn. ($mg \cdot kg^{-1}$)	Percent TDN	Soil surfaces[a] ($mg \cdot kg^{-1}$)
TDN	37.0	—	33.4±5.3 (21.4 to 47.3)	—	3.6±5.3 (–10.3 to 15.6)
DON	18.1	48.9	18.4±2.6 (12.5 to 24.6)	54.8±10.8 (14.1 to 80.8)	–0.3±2.4 (–6.6 to 5.5)
DOC	630.5	—	607.6±73.0 (430.5 to 801.2)	—	23.0±73.0 (–170 to 200)
DOC:DON	35	—	33±2 (25 to 36)	—	26±36 (–45 to 100)
NH_4^+-N	17.1	46.2	12.6±4.0 (5.1 to 20.7)	37.9±9.4 (14.7 to 61.9)	5.0±4 (–3.6 to 12.0)
NO_3^--N	1.8	4.9	2.9±1.6 (1.7 to 9.3)	8.5±3.6 (4.3 to 21.0)	–1.0±1.6 (0.1 to –7.5)

Note: All concentrations are normalized for the soil to solution ratio used in sorption experiments and thus expressed in units of $mg \cdot kg^{-1}$. The amount of NH_4^+-N, NO_3^--N, and DON is also expressed as a percentage of TDN. Values are means ± standard deviations, with range in parentheses.

[a]Amount adsorbed to soil surfaces is calculated as the difference between the initial and final concentrations.

6.1.2 Utnyttelse av myr

Myrområder kan vurderes utnyttet for å redusere tilførsler av ammonium og nitrogenforbindelser til sårbare vassdrag. Men bare dersom slik utnyttelse ikke er i konflikt med natur- eller bruksverdier. Ved en god fordeling av anleggsvann kan en få fjernet deler av tilført ammonium gjennom opptak til torv og organisk materale, samt få fjernet noe nitrat gjennom denitrifikasjon. Myrer har ofte lav pH, og kan bidra til økt sikkerhet mot dannelse av giftig ammoniakk i vassdrag, som hvis system for pH-justering av renset anleggsvann fra tunnel har driftsavbrudd. Det er lite kunnskap og dokumentasjon av myr som etterpolerings- og behandlingsareal for nitrogenholdig anleggsvann. Det er mange ulike typer av myr med ulik dannelsesmåte, omdanningsgrad, dreneringsmønster, vegetasjon og pH-reaksjon. Dette er viktige forhold som må vurderes før det kan være aktuelt å bruke myrområder for rensing og etterpolering av nitrogenholdig anleggsvann. Myrer har som oftest overflateavrenning og tilført vann vil ha lite eller ingen kontakt mot omdannede myrmasser.

Undersøkelser av hvordan ammonium kan fjernes fra forurenset vann ved bruk at adsorbentene aktivt karbon, zeolitt, torv og pottejord viste godt opptak av ammonium i sorpsjonsforsøk (Kucic mfl. 2013). Zeolitt er kjent for å kunne fjerne ammonium og eventuelt frigi dette senere gjennom ionebytteprosesser. Torv og pottejord viste adsorpsjonsrater for ammonium ved sorpsjonsforsøk på nærmere 0,6 g NH4-N per gram. Disse organiske jordtypene har lav egenvekt i tørket tilstand, typisk mellom 200 og 500 kg/m^3.

Avhengig av omdanningsgrad viste torv sorpsjon av ammoniakk i intervallet 24 – 49 gram per kg tørr torv (Abbes mfl. 1993). Den laveste sorpsjonen ble påvist for fibrig torv med lav omdanningsgrad og den høyeste for godt omdannet torv. Gitt en sorpsjon på 25 g ammoniakk per kg tørrstoff vil 100 tonn tørr torv fra skogsjord og myr vil dermed kunne binde 2,5 tonn ammoniakk. I praksis vil dette da være 300 til 500 m^3 med torv, pga lav egenvekt.

6.2 Nitrogengjødsling og vanning av jordbruksareal

Nitrogenholdig anleggsvann kan vurderes utnyttet på jordbruksareal, som et alternativ til N-gjødsel, men det gir utfordringer i forhold til at gjødsling normalt skjer på våren, ofte etterfulgt av noen omganger med overgjødsling i løpet av vekstsesongen. Normalt tilføres det 5 – 15 kg N/daa som gjødsling på jordbruksarealer, avhengig av produksjon og vekstforhold. Gitt en N-konsentrasjon på 100 mg N/l i tilført anleggsvann, vil en tilføre 10 kg N/daa med vanning av anleggsvann tilsvarende 100 mm (100 liter per kvadratmeter).

Anbefalt nitrogengjødsling til korn varierer i hovedsak mellom 10 og 15 kg N/daa avhengig av type korn, om det er høst- eller vårkorn samt forventet avling. Tilsvarende for grasavlinger fra eng gjødsles det med mellom 10 og 20 kg N/daa, avhengig av antall slåtter og avlingsmengde. For kulturbeite kan anbefalte N-mengder være ned mot 5-6 kg N/daa.

Vårgjødsling på jordbruksarealer tilfører ofte nitrogen som ammoniumnitrat, der ammonium bindes i jorda og frigjøres over tid som en nitrogenreserve for å opprettholde god vekst.

6.2.1 Bindingskapasitet for ammonium

Ulike typer av jord har ulik bindingskapasitet for ammonium, avhengig av mineralmaterialets egenskaper samt mengde og type organisk materiale i jorda. Bindingskapasiteten for ammonium vil kunne vise stor variasjon. En sammenstilling (Nieder mfl. 2010) av kapasitet for binding og senere frigjøring av ammonium for jordbruksarealer i ulike land viste en variasjon på 20 – 160 kg NH4-N/ha. Dette tilsvarer 2-16 kg N/daa eller 2 – 16 g/m². Omtrent de samme mengdene vil kunne frigjøres igjen til vekster gjennom vekstsesongen, og binding av ammonium er dermed kun en midlertidig tilbakeholdelse av N, der plantevekst og rotprosesser bidrar til remobilisering av bundet ammonium.

En undersøkelse av ammoniumbinding for jordbruksjord i Polen (Sieczka og Koda 2016) indikerte en maksimal bindingskapasitet på 0,08 – 0,1 mg NH4-N per gram jord, basert på sorpsjonsforsøk over 48 timer. Leire og siltig leire ga størst binding og sandjord ga lavest. Dersom en regner at bindingen i hovedsak foregår i de 10 øverste cm av jorda, og en midlere egenvekt på jord på 1,7 kg/dm³, så tilsvarer dette en binding på mellom 13 og 17 kg ammonium per daa jordbruksareal.

6.3 Våtmark

Ulike typer av våtmarksfiltre er i omfattende bruk for rensing av forurenset vann. Slike renseløsninger er særlig utbredt i land uten frost og vinter, men er også tatt i bruk i Norge og andre nordiske land. I Norge er ulike typer av våtmarker og våtmarksfiltre tatt i bruk for rensing av avløpsvann i spredt bebyggelse, for rensing av jordbruksavrenning i bekker og drensvann, for rensing av sigevann fra avfallsdeponier, for avrenning fra veier og for overvann fra tettsteder og urbane områder samt avrenning fra industri og pukkverk.

I en litteraturgjennomgang for bruk av konstruerte våtmarker for nitrogenfjerning i drensvann og avrenning fra jordbruksarealer (Vymazal 2017) refereres resultater fra 41 konstruerte våtmarker. Nitrogenfjerningen i de undersøkte anleggene viste en stor variasjon, fra 1 til 1300 kg N/daa og år. Middelverdien var 43 kg N/daa og år. Størst N-fjerning ble oppnådd i våtmarker med lang oppholdstid og høye innløpskonsentrasjoner.

I et stort våtmarksanlegg (40 daa) for N-fjerning fra avløpsvann i Finland (Uusheimo mfl. 2018) ble det dokumentert rensing av 79% av ammonium og 71% av nitrat ved drift om sommeren. I denne perioden ble denitrifikasjonskapasiteten kalkulert til mellom 106 og 252 mg N per kvadratmeter og døgn. Gjennom vinteren, da anlegget var isdekket, ble det fjernet 147 mg N per kvadatmeter og døgn. Av dette ble 71,5% fjernet som N2-gass og 28,5% som N2O (lystgass). På årsbasis fjernet anlegget 72 % av tilført nitrat og 70% av Tot N.

For Lierskogen pukkverk ble det i 2012 etablert et våtmarksanlegg for å fjerne nitrogen i avrenningen fra pukkverket. Anlegget har blitt oppgradert og forbedret etter oppstart, blant annet gjennom tilplanting av takrør og dunkjevle, I 2019 ga anlegget en renseeffekt på 18-20% for nitrat og Tot N (Eggen 2019).

For Spillhaug avfallsanlegg i Aurskog-Høland ble det i 1998 etablert et behandlingsanlegg for sigevann fra deponiet som bestod av en luftet lagune etterfulgt av et våtmarksfilter beplantet med dunkjevle. Ved fullt utviklet vegetasjon som vist i figur 64, så har dette anlegget gitt en rensing av ammonium og Tot N i sigevannet på henholdsvis 30-95 % og 30-50 % (Mæhlum 2021). Variasjonen i rensegrad var sesongavhengig. Rensingen av Tot N var betinget av en vellykket nitrifikasjon av ammonium i luftet lagune, slik at nitrat kunne fjernes gjennom denitrifikasjon i våtmarksfilteret. Regelmessig tilsats av fosfor har vist seg å forbedre rensegraden for nitrogen, men utføres ikke rutinemessig.

Figur 64. Spillhaug våtmark med fullt utviklet dunkjevlevegetasjon i 2000, to år etter etablering (Foto: Trond Mæhlum).

Våtmarksfilteret på Spillhaug ble bygget i seksjoner med strømningsregulerende gabioner og ulike dybdeforhold mellom hver enhet, for å sikre en hydrologisk fordeling på hele rensearealet (figur 65).

Figur 65. Spillhaug våtmark under bygging i 1998 (Foto: Trond Mæhlum).

Et tilsvarende anlegg med luftet lagune og etterfølgende våtmark (figur 66) er bygget for rensing av sigevann fra et nedlagt deponi i Trolldalen ved Kambo i Moss kommune. I henhold til planlegging har anlegget et samlet areal på rundt 2500 m², hvorav luftet lagune utgjør 300 og sedimenteringsdam 100 m². I notatet som ligger til grunn for etablering ble det beskrevet en forventet midlere rensegrad på 50% for Tot N og ammonium på årsbasis (Mæhlum 2017).

Figur 66. Prinsippskisse av sedimenteringsdam og våtmarksanlegg for Trolldalen deponi (Fra Mæhlum 2017).

6.4 Fangdammer og rensedammer

Fangdammer etableres i bekker i jordbruksområder for å holde tilbake jord og fosfor, men gir også noe rensing av nitrogen. Det har blitt etablert svært mange fangdammer i jordbrukslandskapene i Norge for å holde tilbake jord og næringsstoffer før dette vaskes videre til større og viktigere nedstrøms vassdrag. Fangdammene bygges etter samme prinsipp som vist i figur 64 med en sedimentasjonsdam (1-1,5 m dyp) etterfulgt av et eller flere grunne våtmarksfilter (0,3-0,5 m dype) tilrettelagt for vekst av våtmarksplanter som takrør og dunkjevle. Fangdammene skal i utgangspunktet utgjøre minst 0,1 % av de jordbruksdominerte feltene som drenerer til dammen. Ved oppfølging av flere fangdammer over flere år fant Braskerud (1995) en rensegrad på 50-70% for jordpartikler, 30-40% for fosfor og ca. 10% for nitrogen.

For en fangdam i Skuterudfeltet til program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) som har blitt fulgt opp gjennom 16 år fant Krzeminska mfl. (2021) midlere renseeffekter på 36% for partikler, 19% for fosfor og 3% for nitrogen. Dette tilsvarer en midlere N-rensing på 160 g N/m² fangdam og år.

6.5 Anaerob dam

For utbyggingsprosjektet E18 Rugtvedt-Dørdal ble det i 2018 etablert et nytt deponi for dagsprengt stein. Deponiet (Closs) ble fylt opp med 190 000 m³ sprengstein, iht. registeringer fra entreprenøren. For å klarlegge N-avrenning fra et deponi med dagsprengt stein utførte NIBIO analyser og målinger av avrenningen fra deponiet før, under og etter oppfylling med sprengstein. Oppfølging ble gjort med manuelle stikkprøver, automatiske prøvetakere samt sensor med optisk måling av nitrat i perioden 2018-2020. Resultatene er ikke fullstendig sammenstilt, men avrenningen fra deponiet viste i hovedsak relativt lave nitratkonsentrasjoner (1-5 mg NO3-N/l) samt noe ammonium. At avrenningen fra deponiet viste så vidt lave konsentrasjoner av nitrat, Tot. N og ammonium var overraskende sammenlignet med at det var påvist konsentrasjoner opp mot 30 mg Tot N nedstrøms andre deponier i vegprosjektet. Overveiende sannsynlig skyldes dette nitrogenrensing gjennom denitrifikasjon i rensedammen for deponiet vist i figur 67. Rensedammen fikk tilsig av myrmasser lagt opp i bunnen og langs kanten av deponiet, og tilført organisk materiale fra disse massene skapte anaerobe forhold i dammen. Vannet var mørkfarget og svart uten oksygen. Under disse forholdene antas det å ha blitt etablert rikelig med denitrifikasjonsbakterier i dammen, som effektivt fjernet nitrat i avrenning fra steinmassene som N2-gass. Det ble brukt skjellsand i rensedammen for å opprettholde en god pH-verdi, noe som også har bidratt til gode forhold for denitrifikasjon. Prosessen går vesentlig dårligere ved lav pH. Det hadde vært ønskelig med en bedre oppfølging av selve rensedammen mht. kontinuerlige målinger av oksygen, redoksforhold og pH, men all oppfølging ble utført nedstrøms for å

avdekke avrenningsmønster og N-konsentrasjoner fra et dagsprengt deponi med et godt avgrenset nedbørfelt.

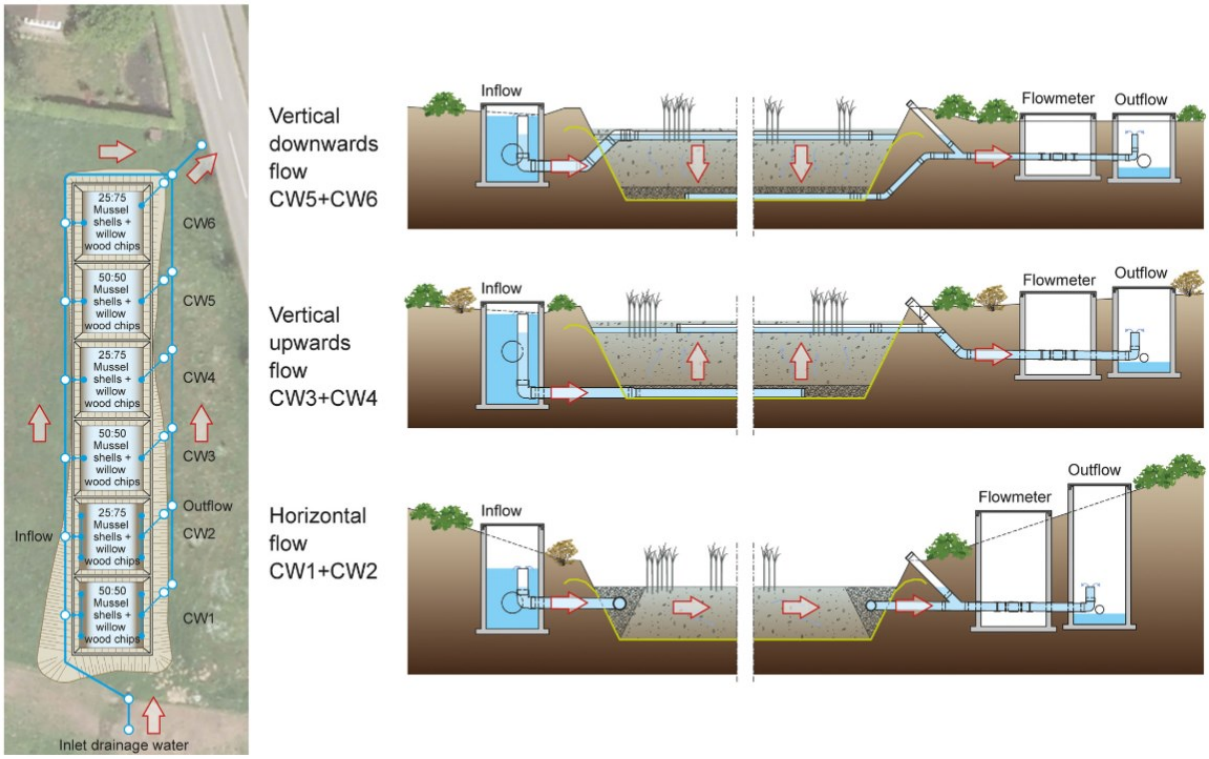
Figur 67. Anaerob rensedam ved Closs deponi. Rensedammen ble tilført skjellsand for god pH (Foto: Yvonne Rognan).

6.6 Rensefilter for nitrogenfjerning – danske erfaringer

I Danmark har det blitt gjort fullskala utprøving av rensefilter (våtmarksfilter) for rensing av nitrogenrikt drensvann fra jordbruksareal (Hoffmann mfl. 2019). Drensvann fra jordbruksområder med intensive produksjon har høye konsentrasjoner av nitrogen, som for en stor del foreligger som nitrat. Motivasjonen for utprøvingen var å øke kunnskap om mulige tiltak for N-fjerning fra nitrogenrikt drensvann fra jordbruk, ved utprøving av rensefiltre med ulike strømningsmønstre.

Filtermaterialet i rensefiltrene var flishogd pil (4-60 mm) og nedknuste skall av blåskjell (2-4 mm) fra blåskjelloppdrett, prøvd ut i to blandinger, 50:50 eller 25:75 (på volumbasis). Det ble etablert 6 forsøksceller med størrelse 10 x 10 m, filterdybde 1 m og et totalt filtervolum på 100 m^3. Effekten av ulike strømningsmønstre ble prøvd ut, hvorav to celler med vertikal nedstrøms strømning, to med vertikal oppstrøms og to med horisontal strømning. Begge filterblandinger ble utprøvd for alle strømningstyper som vist i figur 68. Filterblandingene hadde en vannfylt porøsitet på hhv. 58 og 64% for blanding 50:50 og 25:75. Filtrene mottok avrenning av grøftevann fra et 780 daa stort nedbørfelt med jordbruksareal, der grøftevannet viste nitratkonsentrasjoner mellom 5 og 14 mg/l. Den nedbørsstyrte hydrauliske belastningen til filtrene varierte mye, fra et minimum på under 10 m^3 per døgn til maksimum over 200. Tilsvarende varierte teoretisk oppholdstid fra 3 timer til over 4 døgn. Vanntemperaturene viste en variasjon mellom vinter og sommer i intervallet 2-18 °C.

Alle våtmarksfiltre viste høy nitratrensing på sommeren uavhengig av strømnings- og filtertype, mellom 70 og 99,8 %. Dårligst rensing på mellom 6 og 21% ble oppnådd om vinteren og ved høy hydraulisk belastning. Samlet årlig rensegrad varierte mellom 40 og 64%, avhengig av strømningsmønster og filtermateriale. Rensefiltrene med horisontal strømning oppnådde de beste renseresultatene på årsbasis, henholdsvis 53 og 54% fjerning av Tot N. Rensingen tilsvarte en daglig N-fjerning på 2,2–2,3 g N/m^3 og døgn. Alle resultater for nitratrensing er vist i tabell 3.



Figur 68. Design for våtmarksfiltre for N-rensing, to filterblandinger og tre ulike typer strømning (Hoffmann mfl. 2019)

Tabell 3. Rensegrad for NO3-N i våtmarksfiltre, vinter, vår, sommer og årlig (Fra Hoffmann mfl. 2019)

Flow	Constructed wetland	Season	NO_3–N removal		
			Avg.	Min.	Max.
			%		
Horizontal	CW1 (50:50)	Winter	25.4	15.0	33.3
		Spring	70.7	35.0	97.4
		Summer	98.8	95.6	99.8
		Autumn	88.5	69.4	98.4
		Annual	55.3	54.8	55.7
	CW2 (25:75)	Winter	26.6	14.9	33.2
		Spring	73.4	39.1	99.0
		Summer	99.1	98.1	99.8
		Autumn	87.9	69.6	99.5
		Annual	56.2	55.8	56.5
Vertical up	CW3 (50:50)	Winter	20.0	11.4	24.9
		Spring	45.7	29.6	70.4
		Summer	89.4	70.6	96.0
		Autumn	66.9	39.2	85.0
		Annual	42.7	40.0	45.3
	CW4 (25:75)	Winter	23.0	13.6	29.9
		Spring	51.1	29.1	73.5
		Summer	91.1	69.4	99.8
		Autumn	73.3	49.1	93.4
		Annual	46.3	45.0	47.6
Vertical down	CW5 (50:50)	Winter	19.5	5.6	28.3
		Spring	61.6	27.0	92.1
		Summer	98.4	96.9	99.8
		Autumn	85.6	56.9	99.1
		Annual	49.7	49.1	50.3
	CW6 (25:75)	Winter	29.5	20.5	41.1
		Spring	74.1	38.9	99.8
		Summer	99.1	96.3	99.8
		Autumn	88.3	72.1	97.9
		Annual	55.1	46.3	63.9

Undersøkelser av oksygen og redoksforhold (Eh) viste at filtrene i all hovedsak fjernet oksygen i vannet og at utløpssonen viste lave Eh-verdier (Hoffmann mfl. 2019). For filtrene med horisontal strømning så var oksygenkonsentrasjonen nær utløpssonen under 0,5 mg O2/l. Tilsvarende målepunkt viste Eh på mellom -200 og 300 Mv. pH-verdiene økte fra innløp (pH 6,6) til utløp (pH 7,5). Filtrene ga en sulfatreduksjon, med lavere sulfatverdier i utløpet. Det biologiske oksygenforbruket (BOF5) økte fra innløp (1,2 mg O2/l) til utløp (4,7-6,6 mg O2/l) av våtmarksfiltrene. Undersøkelsene konkluderte med at den viktigste variasjonen for N-rensing i filtrene kunne forklares med endringer i hydraulisk oppholdstid og vanntemperatur.

Carstensen mfl. (2019) utførte undersøkelser av utlekking av fosfat og produksjon av metan i våtmarksfiltrene med horisontal strømning i det samme forsøket som beskrevet av Hoffmann mfl. (2019). Undersøkelsene viste at våtmarksfiltrene både kunne gi utlekking og binding av fosfat. Totalt sett ble Tot P holdt tilbake i filtrene, som følge av tilbakeholdelse av fosforrike jordpartikler. Midlere P-rensing gjennom en periode på 4 år var 29-33 % av tilført Tot P. Eventuell utlekking av fosfat-P kan håndteres ved å etablere et eget filter designet for P-adsorpsjon. Utlekking av fosfat-P og produksjon av metan økte ved lang hydraulisk oppholdstid i filteret, og vil kunne være periodisk negative effekter av slike renseløsninger for nitrogen.

Pugliese mfl. (2020) undersøkte rensing av nitrogen og fosfor fra jordbruksavrenning i renseløsninger som var en kombinasjon av en fangdam, et rensefilter med flishugd virke og en etterpoleringsdam. Det flishugde virket hadde en midlere diameter på 95 mm. Renseløsningene ble bygget og prøvd ut i fire nedbørfelt med jordbruksareal, der nedbørfeltstørrelsen varierte mellom 750 og 1640 daa. Arealet av renseløsningene, som ble bygget i 2015, utgjorde nærmere 0,5 % av nedbørfeltene. Hydraulisk oppholdstid viste stor variasjon gjennom forsøksperioden og mellom anlegg, fra 1 til 87 døgn. Oppnådd rensegrad for nitrogen varierte fra 8 til 51 %, mens rensegrad for fosfor varierte fra 0 til 80 %. Undersøkelsen konkluderer med at bruk av rensefiltre med flishugd virke som en del av et fangdamkonsept, har potensiale for forbedre N-rensingen i renseløsningen.

7 Vannforskriften og Naturmangfoldloven

Utvasking og utslipp av sprengstoffskapt nitrogen vil ofte gi høye konsentrasjoner av nitrogen i vannforekomster som mottar avrenning fra anleggsområder med sprengsteinsfyllinger og tunneldriving. Endringene i nitrogenkonsentrasjon synes å ha relativt kort varighet, og avtar raskt når anleggsaktiviteten i et område avsluttes. Normalt har store samferdselsanlegg en varighet på 3-5 år.

I det følgende er det gitt noen innledende innspill og vurderinger til hvordan slike endringer kan påvirke klassifisering av vannforekomster iht. veileder til vannforskriften samt hensynet til mangfold og økosystemer slik det er regulert i Naturmangfoldloven. Innspillene er ment å være et underlag for en videre diskusjon rundt disse forholdene.

7.1 Vannforskriften – ferskvann og sjøvann

Tabell 4 under fra veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018) til vannforskriften viser klassifiseringsgrenser for Tot N i ulike typer av innsjøer og elver. Avhengig av typifisering varierer høyeste grenseverdi for «God» tilstand i intervallet 250-775 µg N/l. Laveste konsentrasjon for «Dårlig» tilstand varierer i intervallet 475-1325 µg N/l. «Svært dårlig» tilstand varierer i intervallet 775-2025 µg N/l.

I praksis vil de langt fleste små bekker og elver i jordbruksdominerte nedbørfelt vise årsmiddel-konsentrasjoner tilsvarende «Svært dårlig tilstand», mens de langt fleste mindre vassdrag i nedbørfelt dominert av skog, fjell og utmark vise «Svært god» eller «God» tilstand.

For de sistnevnte vil et stort samferdselsprosjekt med mye sprengningsaktivitet kunne endre tilstanden i mindre vannforekomster fra «Svært god» eller «God» til «Dårlig» eller «Svært dårlig». Endringen vil være temporær, og kunne ha en varighet avhengig av byggearbeider, sprengning, tunneldriving og mengde sprengstein som anvendes eller deponeres innenfor nedbørfeltene.

Nitrogenkonsentrasjonene synes å avta relativt raskt etter avsluttet anleggsaktivitet, men varigheten av forhøyede konsentrasjoner i påvirkede vannforekomster er fortsatt noe usikker. Er slike temporære endringer i nitrogenkonsentrasjon (4-8 år?) akseptable i fosforbegrensede ferskvannsforekomster?

Tabell 4. Referanseverdier og klassegrenser for Tot N (Fra tabell 7.10 i Veileder 02:2018).

Innsjøtype N-GIG	Innsjøtype (nr)*	Elvetype N-GIG	Elvetype (nr)*	Total Nitrogen (Tot-N) i innsjøer og elver (µg/L)					
				Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
L-N2a	L104, L105a, L207	R-N2	R104, R105, R207	200	1-325	325-475	475-775	775-1350	>1350
L-N2b	L105b	n.a.		175	1-200	200-400	400-650	650-1300	>1300
L-N3a	L106, L208	R-N3	R106, R208	275	1-475	475-650	650-1075	1075-1775	>1775
L-N1	**L107**, L109	R-N1, R-N4	**R107**, R109	275	1-425	425-675	675-950	950-1425	>1425
L-N8a	**L108**, L110	n.a.	**R108**, R110	325	1-550	550-775	775-1325	1325-2025	>2025
L-N5a	L101, L102, L201, L202, L204, **L205**	R-N5, R-N6	R101, R102, R201, R202, R204, **R205**	150	1-250	250-425	425-675	675-1250	>1250
L-N6a	L103, L203, L206	R-N9	R103, R203, R206	250	1-400	400-550	550-900	900-1500	>1500
L-N7	L301, L302, L304, L305	R-N7	R301, R302, **R305**	125	1-175	175-250	250-475	475-775	>775
n.a.	L303, L306	n.a.	R303, R306	150	1-250	250-425	425-675	675-1250	>1250

Algevekst i sjøvann er i hovedsak nitrogenbegrenset, og tilførsel av nitrogen vil raskt kunne gi eutrofieringseffekter, avhengig av hvordan tilførslene innlagres og fortynnes. Tabeller fra Veileder 02:2018 for klassifisering av tilstand i sjøvann er vist i tabell 5 og 6. Grenseverdiene for klassifisering basert på nitrogen og andre parametere er avhengig av saltholdighet. Bør det være mindre aksept for tilstandsendringer for nitrogen i sjøvann, siden tilførslene har en direkte påvirkning på eutrofiering ?

Tabell 5. Klassifisering av sjøvann basert på næringssalter og siktedyp ved psu over 18 (Fra tabell 9.26 i Veileder 02:2018).

Parameter		Tilstandsklasser				
		I	II	III	IV	V
		Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Overflatelag Sommer (Juni-August)	Totalfosfor (µg P/l)*	< 11,5	11,5-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat (µg P/l)*	< 3,5	3,5-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen (µg N/l)*	< 250	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat + nitritt (µg N/l)*	< 12	12-23	23-65	65-250	>250
	Ammonium (µg N/l)*	< 19	19-50	50-200	200-325	>325
	Siktedyp (m)	> 7,5	7,5-6	6-4,5	4,5-2,5	<2,5
Overflatelag Vinter (Desember-Februar)	Totalfosfor (µg P/l)*	< 20	20-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat (µg P/l)*	<14,5	14,5-21	21-34	34-50	>50
	Total nitrogen (µg N/l)*	<291	291-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat+nitritt (µg N/l)*	<97	97-125	125-225	225-350	>350
	Ammonium (µg N/l)*	<33	33-75	75-155	155-325	>325
Dypvann	Oksygen (ml O_2/l)**	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
	Oksygen metning (%)***	>65	65-50	50-35	35-20	<20

Tabell 6. Klassifisering av sjøvann basert på næringssalter og siktedyp ved psu over 18 (Fra tabell 9.26 i Veileder 02:2018).

Parameter		psu	Tilstandsklasser				
			I	II	III	IV	V
			Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Overflatelag Sommer (Juni-August)	Totalfosfor (µg P/l)*	5	<8	8-12	12-22	22-53	>53
		18	<11,5	11,5-15,5	15,5-28	28-59	>59
	Fosfat (µg P/l)*	5	<2	2-3,5	3,5-7,5	7,5-21	>21
		18	<3,5	3,5-6,5	6,5-15	15-46	>46
	Total nitrogen (µg N/l)*	5	<250	250-383	383-538	538-800	>800
		18	<250	250-337	337-505	505-800	>800
	Nitrat + nitritt (µg N/l)*	5	<97	97-156	156-223	223-363	>363
		18	<24	24-41	41-86	86-265	>265
	Siktedyp (m)	5	>7	7-4,5	4,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
		18	>7,5	7,5-6	6-4	4-2,5	<2,5
Overflatelag Vinter (Desember-Februar)	Totalfosfor (µg P/l)*	5	<10,5	10,5-14,5	14,5-26	26-53	>53
		18	<20	20-24	24-40	40-59	>59
	Fosfat (µg P/l)*	5	<7	7-9	9-16	16-31	>31
		18	<14,5	14,5-19	19-32	32-48	>48
	Total nitrogen (µg N/l)*	5	<261	261-385	385-553	553-800	>800
		18	<291	291-398	398-559	559-800	>800
	Nitrat + nitritt (µg N/l)*	5	<143	143-226	226-326	326-478	>478
		18	<97	97-139	139-239	239-367	>367

7.2 Naturmangfoldloven

Generelt er naturmangfoldloven ment å beskytte artsmangfold, genetisk variasjon, leveområder og økosystemer samt sårbare og sjeldne arter. Loven setter krav til at kunnskapsgrunnlaget skal være tilstrekkelig til å kunne forstå og prediktere påvirkninger og endringer av naturmangfold, før tiltak og endringer kan utføres.

For ferskvann, både innsjøer og rennende vann, er kunnskapsgrunnlaget for dårlig til å kunne gi sikre beskrivelser av endringer mht arter, populasjonsdynamikk og økosystemer. Herunder hvordan rødlistede arter og nøkkelarter kan påvirkes for lavere trofiske nivåer som plante- og zooplankton. I dag er vår totalforståelse av de lavere trofiske nivåene i økosystemene bestemt av hvilke arter og grupper som kan bestemmes taksonomisk, mens lite fokuserte organismetyper for en del er ukjent. Noe av dette vil framtidig kunne avdekkes av eDNA prøver når «organismebiblioteket» er tilstrekkelig utviklet.

Sterkt økte konsentrasjoner av nitrogen er en makropåvirkning i ferskvannsøkosystemer, og det er behov for både taksonomiske og eDNA baserte undersøkelser for å klarlegge biologiske endringer som følge av økte tilførsler om forholdene normaliseres når nitrogenet har blitt vasket videre eller blitt omsatt. Herunder bør artssammensetning og dynamikk for både plante- og zooplankton undersøkes nærmere i innsjøer og tjern, før, under og etter anlegg. Kieselalger er viktige i ferskvann, men undersøkes lite i Norge, siden det er krevende å bestemme arter taksonomisk. I Finland har en påvist lavere mangfold av kieselalger i bekker med økende nitrogenbelastning (Huttunen mfl. 2020).

For bekker og elver er økologisk klassifisering basert på taksonomisk kjente og «enkle» grupper av bunndyr. Innenfor viktige grupper som fjærmygglarver, fåbørstemark samt totaliteten av tovinger utføres det svært lite bestemmelser og vurderinger, selv om disse opplagt har arter som er sjeldne, sårbare og som kan være vel så brukbare som indikatorer på endrede forhold som dagens bunndyrundersøkelser.

I en samlet vurdering mener vi at det er behov for økt forståelse av N-effekter i ferskvann, hjemlet i Naturmangfoldloven.

Tilsvarende vurderinger vil også gjelde for sjøvann, der kunnskapsgrunnlaget tilsier at nitrogen er en av de viktigste driverne for eutrofiering og degradering av livsmiljø og økosystemer, slik det er beskrevet for Oslofjorden.

Litteratur

Abbes, C., Parent, L. and Karam, A. 1993. Ammonia sorption by peat and N fractionation in some peat-ammonia systems. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 36. 249-257.

Bækken, T. 1998a: Utlekking av nitrogen fra lagret tunnelmasse i Kobbervikdalen. NIVA-Rapport 3786-98.

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): 573-576.

Bane NOR. 2015. Nytt dobbeltspor Farriseidet-Porsgrunn. Miljøoppfølging i anleggsfasen. Miljørapport nr. 4, 1.7.2014-31.12.2014. Bane NOR Rapport 27.3.2015. 35 s.

Bane NOR. 2017. Nytt dobbeltspor Farriseidet-Porsgrunn. Miljøoppfølging i anleggsfasen. Miljørapport nr. 6. Periode 1.1.2016-31.12.2016. Bane NOR Rapport 27.04.2017.

Bane NOR/Statens vegvesen. 2019. Fellesprosjektet Ringeriksbanen og E16 (FRE16). Vurdering av mulige effekter på vannkvalitet av utfyllinger ved Sundvollen og Elstadtangen. Rapport FRE-30-A-25321. 34 s.

Bechmann, M., Stenrød, M., Kværnø, S. H. og Eggestad, H. O.2021. Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt – Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992-2019. NIBIO-rapport 7 (135)2021. 106 s.

Braskerud, B. 1995. Tilbakeholdelse av jord, fosfor og nitrogen i fangdammer. Resultater - Metoder – Representativitet. JORDFORSK-rapport, 9/95, ISBN: 82-7467-148-1 .

Carstensen, M. V., Larsen, S. E., Kjærgaard, C. and Hoffmann, C.C. 2019. Reducing adverse side effects by seasonally lowering nitrate removal in subsurface flow constructed wetlands. Journal of Environmental Management 240 (2019):190-197.

Direktoratsgruppa. 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann - Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.

DSB (Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap). 2012. Vurdering av regulering og kontroll med tilgang til ammonium. Rapport 15. juni 2012. ISBN 978-82-7768-276-1

Eggen, B. 2019. Redusert nitrogenutslipp fra Lierskogen pukkverk. I Franzefoss - Miljørapport 2019.

Fjermestad, H., Hagelia, P. og Thomassen, T. 2017. Utlekkingsforsøk med svartskifer fra Rv. 4, Hadeland. Statens vegvesens Rapporter nr. 665. 30.05.2017. 68 s.

Glibert, P.M., Wilkerson, F.P., Dugdale, R.C., Raven, J.A., Dupont, C.L., Leavitt, P.R., Parker, A.E., Burkholder, J.M. and Kana, T.M. 2016. Pluses and minuses of ammonium and nitrate uptake and assimilation by phytoplankton and implications for productivity and community composition, with emphasis on nitrogen-enriched conditions. Limnol. Oceanogr., 61: 165-197.

Guerrero, J-L. and Sample, J. E. 2021. Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområdere i 2019 – tabeller, figurer og kart. NIVA-rapport 7599-2021. 99 s.

Hagman, C.H.C., Ballot, A., Hjermann, D.Ø, Skjelbreid, B., Brettum, P. and Ptacnik, R. 2014. The occurrence and spread of Gonyostomum semen (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in Norwegian lakes. Hydrobiologia 744, 1–14 (2015).

Hagman, C.H.C., Rohrlack, T. and Riise, G. 2020. The success of Gonyostomum semen (Raphidophyceae) in a boreal lake is due to environmental changes rather than a recent invasion. Limnologica,Volume 84,2020,125818,ISSN 0075-9511.

Hoffmann, C., Larsen, S. and Kjaergaard, C. 2019. Nitrogen Removal in Woodchip-based Biofilters of Variable Designs Treating Agricultural Drainage Discharges. Journal of Environment Quality. 48 (6).

Huttunen, K-L., Muotka, T., Karjalainen, S. M, Laamanen, T. and Aroviita, J. 2020. Excess of nitrogen reduces temporal variability of stream diatom assemblages. Science of The Total Environment 713 (2020) 136630.

Isdahl, Per. 2021. Pers. medd. vedrørende forbruk av emulsjonssprengstoff i 2019 og 2020. Gitt i mail av 26.11.21 fra Per Isdahl, senioringeniør Kjemikaliesikkerhet DSB.

Jernbaneverket 2014. Dobbeltspor Vestfoldbanen, parsell 12 Farriseidet – Porsgrunn. Miljørapport nr. 4, 1.7.2014 – 31.12.2014.

Kothawala, D. and Moore, T. 2009. Adsorption of dissolved nitrogen by forest mineral soils. Canadian Journal of Forest Research. 39. 2381-2390.

Krzeminska, D., Blankenberg, A-G., Bechmann, M. og Deelstra, J. 2021. Effekt av fangdam i et endret klima – 20 års erfaring med overvåking av fangdam i Skuterudbekken. NIBIO-rapport 7 (101)2021.

Kucic, D., Cosic, I., Vukovic, M. and Briski, F. 2013. Sorption Kinetic Studies of Ammonium from Aqueous Solution on Different Inorganic and Organic Media. Acta Chim. Slov. 2013, 60, 109–119

Leikanger, E., Roseth, R., Johansen, Ø., Tveiti, G. og Nytrø, T. E. 2017. E18 Bommestad - Sky. Overvåking av vannkvalitet i perioden 14.04 – 01.11.16. NIBIO Rapport 3(11)2017. ISBN 978-82-17-01782-0. ISSN 2464-1162.

Leikanger, E., Roseth, R., Johansen, Ø., Tveiti, G., og Nytrø, T. E. 2015. E18 Bommestad-Sky. Overvåking av vannkvalitet i perioden 15. okt. 2014 til 1. nov. 2015. NIBIO-rapport 1 (59)2015. ISBN 978-82-17-0159-2.

Mæhlum, T. 2017. Arealbehov ved utvidelse av sigevannsrenseanlegget fra avfallsdeponiet i Trolldalen og forventet betydning for resipient. NIBIO-notat 15.02.2017.

Mæhlum, T. 2021. Naturbaserte renseløsninger for sigevann fra eldre deponier. Miljøringens webinar «Massetipper og deponier – nå og framover» 8. september 2021.

Miljødirektoratet. 2014. Målrettet gjødsling av skog som klimatiltak. Egnede arealer og miljøkriterier. Miljødirektoratet Rapport M174-2014.

Miljødirektoratet. 2016. Veileder M608, revidert 31.10.20. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota.

NFF 2009 (Weideborg, M., Storhaug, R., Vik, E. A, Roseth, R og Tveiten, V.) Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg». Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk– NFF, Teknisk rapport no. 09, s.36, ISBN 978-82-9264114-9.

Nieder, R., Benbi, D.K. and Scherer, H.W. 2010. Fixation and defixation of ammonium in soils: a review. Biology and Fertility of Soils, 47, 1-14.

Pugliese, L., Skovgaard, H., Mendes, L. R. D. and Iversen, B. V. 2020. Treatment of Agricultural Drainage Water by Surface-Flow Wetlands Paired with Woodchip Bioreactors. Water 2020, 12(7), 1891.

Ranneklev, S. B., Garmo, Ø., Petersen, K. og Vikan, H. 2017. Undersøkelse av tunnelvann, slam og uomsatt sprengstoff under drivingen av Espatunnelen på E6. VANN (03)2017. s 291-305.

Rognan, Y., Roseth, R., Skrutvold, J., Johansen, Ø., Våge, K., Roer, O. og Rolandsen, S. 2020. E18 Rugtvedt-Dørdal. Miljøovervåking anleggsperioden 2016-2019. Sammenfattende rapport. NIBIO Rapport 6(115)2020.

Rohrlack, T. 2020. The diel vertical migration of the nuisance alga Gonyostomum semen is controlled by temperature and by a circadian clock. Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters 80:125746. January 2020.

Roseth, R. 2010. Ny Rv7 Sokna – Ørgenvika. Miljøutfordringer anleggfase, foreløpige vurderinger. Bioforsk-notat 17.01.10.

Roseth, R. 2010. Ny Rv7 Sokna-Ørgenvika. Miljøutfordringer anleggsfase, foreløpige vurderinger. Bioforsk-notat 17.01.10.

Roseth, R. 2014. Rv.7 Sokna-Ørgenvika. Sluttbefaring overvåking av vannmiljø 05.05.14 og kort oppsummering av resultater. NIBIO-notat 08.08.14 til Statens vegvesen v/Helge Thorsby.

Roseth, R., Johansen, Ø., Leikanger, E., Nytrø, T. E., Tveiti, G., Rise, Ø. og Skarbøvik. 2014. On-line målinger av vannkvalitet i vegutbyggingsprosjekter – erfaringer. Bioforsk-rapport 9(5)2014/Statens vegvesens rapporter nr. 291. 55 s.

Roseth, R., Leikanger, E., Rise, Ø., Nytrø, T. E. og Johansen, Ø. E18 Bommestad-Sky. Miljøoppfølging av vannkvalitet. Halvårsrapport per oktober 2014. Bioforsk-rapport 9 (146)2014.

Sieczka, A and Koda, E. 2016. Kinetic and Equilibrium Studies of Sorption of Ammonium in the Soil-Water Environment in Agricultural Areas of Central Poland. Applied Sciences 6 (2016): 269.

SINTEF. 2013. Måler lystgass i bondens åker. Artikkel Gemini.no 26.06.2013.

Sjölund, G. 1997. Kväveläckage från sprengsteinsmassor. Examensarbete, Luleå tekniska universitet. 1997:332 CIV.

Staalstrøm, A., Walday, M. G., Vogelsang, C., Frigstad, H, Borgersen, G., Albretsen, J. og Naustvoll, L. J.2021. Utredning av behovet for å redusere tilførslene av nitrogen til Ytre Oslofjord. NIVA-rapport 7723-2022. Miljødirektoratet-rapport M-2065.

Trommer, G., Poxleitner, M. and Stibor, H. 2020. Responses of lake phytoplankton communities to changing inorganic nitrogen supply forms. Aquat Sci 82, 22 (2020). https://doi.org/10.1007/s00027-020-0696-2

Trommer, G., Poxleitner, M., Lorenz, P. et al. Altered food-web dynamics under increased nitrogen load in phosphorus deficient lakes. Aquat Sci 79, 1009–1021 (2017). https://doi.org/10.1007/s00027-017-0551-2

Uusheimo, S., Huotari, J., Tulonen, T., Aalto, S. L., Rissanen, A. J. and Arvola, L. 2018. High Nitrogen Removal in a Constructed Wetland Receiving Treated Wastewater in a Cold Climate. Environmental Science & Technology 2018 52 (22), 13343-13350.

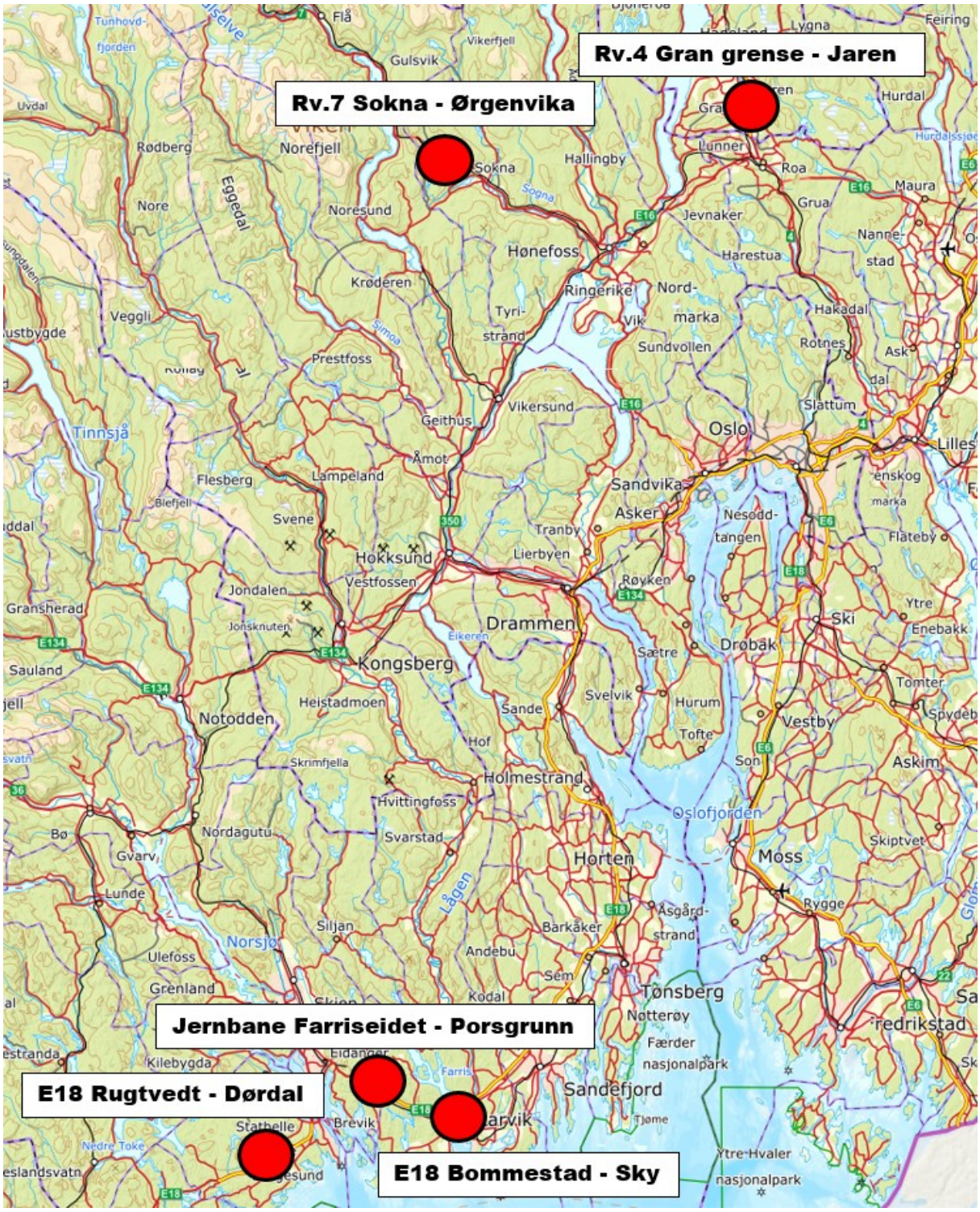
Van de Waal, D.B., Verspagen, J.M., Lürling, M., Van Donk, E., Visser, P.M., Huisman, J. 2009. The ecological stoichiometry of toxins produced by harmful cyanobacteria: an experimental test of the carbon-nutrient balance hypothesis. Ecol. Lett. 2009 Dec;12(12):1326-35.

Vikan, H. 2013. Avrenning av ammoniumnitrat fra uomsatt sprengstoff til vann – Giftvirkninger i resipient og renseløsninger. VANN 48 (3).

Vymazal, Jan. (2017). The Use of Constructed Wetlands for Nitrogen Removal from Agricultural Drainage: A Review. Scientia Agriculturae Bohemica. 48. 10.1515/sab-2017-0009.

Vedlegg

Kart med utbyggingsprosjekter som har blitt omtalt



NIBIO
NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.

Forsidefoto: Steinfylling i Nordlandsdalen, E16 Bjørum-Skaret (Foto: Roger Roseth)
Baksidefoto: Tunnelsteindeponi Hordenesskogen, E39Svegatjørn-Rådal (Foto:Statens vegvesen)

nibio.no