



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

E16 Bjørnum - Skaret

Resultater for renseanlegg for nitrogen i 2022

NIBIO RAPPORT | VOL. 9 | NR. 52 | 2023



Roger Roseth, Johanna Skrutvold, Ida Viddal Vartdal, Haldis Fjermestad og Tiril Barland
Divisjon for miljø og naturressurser, avdeling for hydrologi og vannmiljø.

TITTEL/TITLE

E16 Bjørum – Skaret. Resultater for renseanlegg for nitrogen i 2022

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Roger Roseth, Johanna Skrutvold, Ida Viddal Vartdal, Halldis Fjermestad og Tiril Barland

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
24.03.2023	9/52/2023	Åpen	10625-18	19/00513
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03273-1	2464-1162	50		

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Statens vegvesen, E16 Bjørum-Skaret

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Ida Viddal Vartdal/Halldis Fjermestad

STIKKORD/KEYWORDS:

Sprengstein nitrogen rensing

Blasting waste rock nitrogen removal

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Naturbaserte renseløsninger

Biofilter/resefilter

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». Tilførselene kan gi økologiske effekter i ferskvann, og bidrar til uønsket eutrofiering i sjøvann. Etablering av effektive rensiltak for fjerning av nitrogen i avrenning fra sprengstein og tunnelarbeid har blitt vurdert som vanskelig, og har ikke blitt prøvd ut i Norge tidligere. For E16 Bjørum-Skaret har Statsforvalteren stilt krav om at det skal etableres et forsøksanlegg for rensing av nitrogen fra sprengsteinsfyllinga i Nordlandsdalen. Rapporten presenterer resultater og erfaringer fra et fullskala forsøksanlegg for rensing av nitrogen fra en stor steinfylling i Nordlandsdalen i Hole kommune gjennom 2022.

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Viken


KOMMUNE/MUNICIPALITY:

Hole kommune

STED/LOKALITET:

Nordlandsdalen

GODKJENT /APPROVED



ANJA CELINE WINGER

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



JOHANNA SKRUTVOLD



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

I utslippstillatelsen for E16 Bjørum-Skaret har Statsforvalteren stilt krav om at det skal etableres et forsøksanlegg for nitrogenrensing for tunnelsteinfyllinga i Nordlandsdalen i Hole kommune. Før bygging av fullskala anlegg ble renseprinsippene testet i et småskala pilotforsøk (NIBIO Rapport 8(30)2022).

Renseløsningen i Nordlandsdalen ble prosjektert av ViaNova etter oppdrag fra totalentreprenør Skanska og med føringer fra Statens vegvesen. NIBIO ga innspill til design, filtermaterialer, hydraulisk belastning og drift basert på pilotforsøket og danske erfaringer med nitrogenrensing av grøftevann fra jordbruksarealer (Hoffmann mfl. 2019).

Renseløsningen ble satt i normal drift i november 2021. Instrumentering og oppfølgingsrutiner for dokumentasjon av rensegrad var på plass i slutten av november 2021. NIBIO har hatt hovedansvaret for oppfølging av anleggsfunksjon og rensegrad, men feltarbeid utført av Skanska og Statens vegvesen har bidratt vesentlig til resultater og erfaringer presentert i rapporten. Tiril Barland i Skanska (med hjelpere) har tatt de ukentlige vannprøvene inn og ut av anlegget. Ida Viddal Vartdal og Halldis Fjermestad i Statens vegvesen har fulgt opp anleggsresultater og drift av anlegget samt utført prøvetaking og måling av vannmengder. Jon Erling Einarsen i ViaNova og Otto Vold i Skanska har bistått i spørsmål mht. prosjekterte og bygde detaljer samt hydraulisk reguleringsfunksjon. Måleteknisk gruppe ved NIBIO har installert og fulgt opp automatiske målere samt tilrettelegging av måle- og prøvetakingsopplegg for renseanlegget, og følgende personer har bidratt: Øistein Johansen, Thor Endre Nytrø, Kristian Sandem, Klaus Serck-Hanssen og Robert Kozera.

Masterstudentene Manh-Tien Bui og Magnus Evang fra NMBU har utført feltarbeid og skal skrive mastergrader om N-reanseanlegget. Mastergradene ferdigstilles sommeren 2023.

Roger Roseth har hatt ansvaret for oppfølging og dokumentasjon av renseløsningen og har utført dette i samarbeid med Johanna Skrutvold, som er prosjektleder for NIBIOs miljøoppfølging av vannkvalitet på E16 Bjørum-Skaret.

Alle som har bidratt til bygging og utprøving av ny renseløsning for nitrogen takkes for godt samarbeid. Dette er den første av flere rapporter om oppfølgingen av renseløsningen, og den inneholder ikke alle dimensjonerende og beskrivende detaljer mht. renseanlegget, filtermaterialet, automatiske målinger med mer. Dette vil suppleres og utvikles etter hvert.

Rapporten er skrevet av Roger Roseth med bidrag fra Johanna Skrutvold, Halldis Fjermestad, Ida Viddal Vartdal og Tiril Barland. Rapporten har blitt kvalitetssikret av avdelingsleder Anja Celine Winger i NIBIO. Foto i rapporten er tatt av Roger Roseth, med mindre annet er angitt.

Ås, 24.03.23

Roger Roseth

Innhold

1	Innledning.....	6
2	Steinfyllinga i Nordlandsdalen	8
2.1	Steinmasser i fylling	8
2.2	Oppfylling og topografi	8
2.3	Drenering og oppsamling av avrenning	8
2.4	Teoretiske N-mengder for utvasking	9
2.5	Sprengstoff og metode	9
3	Beskrivelse av renseanlegg for nitrogen	10
4	Oppfølging av anleggsfunksjon og rensegrad	16
4.1	Vannprøver	16
4.2	Automatiske målinger	17
4.2.1	INN.....	17
4.2.2	DAM.....	18
4.2.3	F1 UT.....	18
4.2.4	F2 UT.....	19
4.2.5	F1 INN	19
4.2.6	F1 5m.....	20
4.2.7	NOR2.....	20
4.3	Biologiske undersøkelser	21
4.3.1	Bunndyr i Nordlandsbekken	21
4.3.2	eDNA bakteriesammensetning i inn- og utløpsvann F1	21
5	Drift av renseanlegget	22
6	Resultater	23
6.1	Nitrogen i avrenning fra sprengsteinsfylling	23
6.2	Suspendert stoff ved utløp av rensedam	25
6.3	Rensegrad for nitrogen - ukeprøver	25
6.3.1	Tot N	25
6.3.2	Nitrat	26
6.3.3	Ammonium	27
6.3.4	Nitritt	28
6.3.5	DOC.....	29
6.3.6	Tot P.....	29
6.3.7	Rensegrad, DOC og Tot P.....	30
6.4	Anleggsfunksjon og rensegrad – automatiske målinger	30
6.4.1	Optisk nitrat.....	30
6.4.2	Ledningsevne.....	31
6.4.3	pH32	
6.4.4	Oksygen	34
6.4.5	Redoksforhold (Eh)	36
6.4.6	Vanntemperatur	37

7	Forsøk med rensing av tunnelvann	39
7.1	Formål og organisering	39
7.2	Gjennomføring	39
7.3	Mengde filtermateriale og teoretisk oppholdstid	40
7.4	Automatiske målinger	40
7.5	Vannprøver	40
7.6	Resultater	40
7.6.1	Tot N	40
7.6.2	Nitrat	41
7.6.3	Automatiske målinger av optisk nitrat	41
7.6.4	Redoksforhold ved utløp av nitrogenfilteret gjennom forsøket	42
7.6.5	Ammonium	42
7.6.6	Nitritt	43
7.6.7	Andre parametere og vurderinger	44
8	Diskusjon og vurderinger	45
8.1	Rensegrad for nitrogen	45
8.2	Optimalisering av N-rensing	45
8.3	Design og kostnader	47
9	Sammenfattende vurderinger	48
	Litteratur	49

1 Innledning

Nitrogenavrenning fra sprengstein har fått økende oppmerksomhet, ikke minst som følge av at nitrogen vurderes som en av de viktigste årsakene til eutrofiering og «fjorddøden» i Oslofjorden (Staalstrøm mfl. 2021). Nasjonale beregninger av nitrogentap til norske kystområder har foreløpig ikke omfattet nitrogen fra sprengstoff og byggeprosjekter (Guerrero og Sample 2021). Et midlere årlig forbruk av emulsjonssprengstoff i Norge på nærmere 70 000 tonn (Per Isdahl, DSB, pers. medd) kan indikere et samlet nitrogentap til norske vannforekomster på rundt 3000 tonn per år. Herunder er det størst belastning i områder med stor bygge- og sprengningsaktivitet.

I utslippstillatelsen for E16 Bjørum-Skaret har Statsforvalteren stilt krav om at det skal etableres et forsøksanlegg for nitrogenrensing for tunnelsteinfyllinga i Nordlandsdalen i Hole kommune. Før bygging av fullskala anlegg ble renseprinsippene testet i et småskala pilotforsøk (Roseth og Skrutvold 2022). Renseprinsippene bygger på en fullskala utprøving av et rensefilter for rensing av nitrogenrikt drensvann fra jordbruksareal i Danmark (Hoffmann mfl. 2019) samt noen andre erfaringer med renseløsninger for nitrogen som beskrevet i NIBIO Rapport 8(60)2022 (Roseth mfl. 2022).

Renseløsningen som ble bygd i Nordlandsdalen ble prosjektert av ViaNova etter oppdrag fra Skanska og Statens Vegvesen. NIBIO og Statens vegvesen ga innspill til konsept, renseprinsipper, dimensjonering samt tilrettelegging for oppfølging basert på dansk konsept, testing av filtermaterialer samt erfaringer og resultater fra småskala pilotforsøk.

Formålet med rensenanlegget i Nordlandsdalen var å prøve ut en fullskala renseløsning for fjerning av nitrogen i avrenning fra en sprengsteinsfylling. Et sideformål var å dokumentere utvaskingsforløp, nitrogenmengder og -fraksjoner i avrenning fra fyllinga. I tillegg er det utført et kortvarig forsøk for å klarlegge mulighet for nitrogenrensing av anleggsvann fra tunneldriving av Sollihøgdatunnelen.

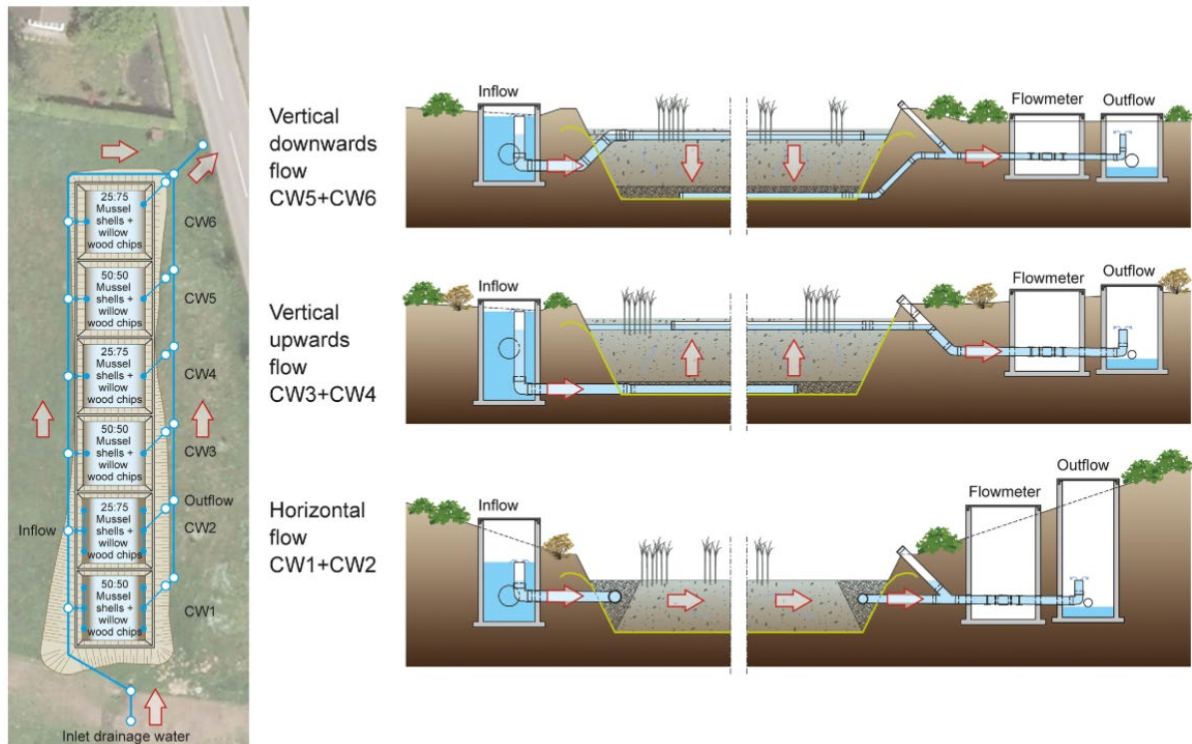
Danske erfaringer med nitrogenrensing

I Danmark har det blitt gjort fullskala utprøving av rensefilter (våtmarksfilter) for rensing av nitrogenrikt drensvann fra jordbruksareal (Hoffmann mfl. 2019). 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 blåskjeloppdrett, 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 m³. Effekten av ulike strømningsmønstre ble prøvd ut, hvorav to celler med vertikal nedstrøms strømning, to med vertikal oppstrøms og to med horisontal strømning. 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 nitrogenkonsentrasjoner mellom 5 og 14 mg/l. Den nedbørsstyrte hydrauliske belastningen til filtrene varierte mye, fra 10 til 200 m³/døgn. 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 nitrogenrensing 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 fjerning på 2,2–2,3 g N/m³ og døgn.

Bioreaktorer med flishogd virke og andre materialer har blitt anvendt til flere renseløsninger for nitrogenholdig drensvann fra jordbruksområder (Christianson mfl. 2010). Filtermaterialets porøsitet og hydrauliske kapasitet er viktige parametere, herunder hvordan dette utvikler seg over tid.



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

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 $0,5 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Tilsvarende målepunkt viste Eh på mellom -200 og -300 mV . pH-verdiene økte fra innløp til utløp, og verdiene i utløpsvannet var rundt $7,5$. Filtrene ga også en sulfatreduksjon, med lavere sulfatverdier i utløpet. Det biologiske oksygenforbruket (BOF_5) økte fra innløp ($1,2 \text{ mg O}_2/\text{l}$) til utløp ($4,7\text{--}6,6 \text{ mg O}_2/\text{l}$) av våtmarksfiltrene. Undersøkelsene konkluderte med at den viktigste variasjonen for N-renting i filtrene kunne forklares med endringer i hydraulisk oppholdstid og vanntemperatur.

Carstensen mfl. (2019) utførte undersøkelser av utlekking av fosfat (PO_4) og produksjon av metan (CH_4) i våtmarksfiltrene med horisontal strømning i det samme forsøket som beskrevet av Hoffmann mfl. (2019). Undersøkelsene viste at våtmarksfiltrene kunne gi både utlekking og binding av fosfat. Totalt sett ble totalfosfor (Tot P) holdt tilbake i filtrene, som følge av tilbakeholdelse av fosforrike jordpartikler. Midlere P-renting gjennom en periode på 4 år var $29\text{--}33 \%$ 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 rensfilter 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 rensfilter med flishugd virke som en del av et fangdamkonsept, har et potensiale for å forbedre N-renting i renseløsningen.

2 Steinfyllinga i Nordlandsdalen

2.1 Steinmasser i fylling

Per 31.12.22 var det fylt inn 1,37 millioner m³ anbrakt sprengstein i steinfyllinga i Nordlandsdalen (figur 1). Av dette var 0,95 mill. m³ dagsprengt og 0,42 mill. m³ tunnelsprengt stein. Anbrakt stein var i hovedsak rombeporfyr, men med noe innslag av leirskifer/kalkstein og basalt.

For fyllinga ved Skaret var det fylt 0,47 mill. m³ anbrakt sprengstein, der 0,26 mill. m³ var dagsprengt og 0,21 mill. m³ var tunnelsprengt. Fyllinga ved Skaret har avrenning mot Damtjernbekken via en rensedam, og behandles ikke i renseløsningen for nitrogen.

De dagsprengte massene kommer fra flere fjellskjæringsarbeider, der skjæringa ved Bjørkåsen har gitt det største volumet av stein. De tunnelsprengte massene kommer fra Sollihøgda- og Bukkesteinshøgdatunnelen.

Dagsprengt stein har generelt en grovere kornfordeling enn tunnelsprengt, med større innslag av grov blokk og mindre innslag av grus- og finfraksjoner. Tunnelsprengt stein har generelt større innslag av finfraksjoner. Både for dag- og tunnelsprengt stein vil kornfordelingen variere mye med ulike typer av fjell, lademengder for sprengstoff og valgt sprengningsteknikk.

For tunnelsprengt stein (Rohde mfl., 2019) er det angivelser av at grus/pukk mellom 10 og 100 mm utgjør ca. 15 % av massen mens blokk mellom 100 og 1000 mm utgjør over 80 %. Finfraksjon i form av sand og grov silt utgjør normalt sett en liten andel, men vil variere med bergart.

Det har ikke blitt utført konkrete vurderinger eller målinger av kornfordeling for anbrakt stein i Nordlandsdalen og på Skaret.

2.2 Oppfylling og topografi

Steinfyllinga i Nordlandsdalen har fyllingshøyder på opptil 50 m over eksisterende terreng og den øvre delen av fyllinga er ca. 80 m høyre enn innløpet til renseløsningen for nitrogen.

Under oppfylling har toppflaten på fyllinga jevnlig blitt avrettet med subbus før videre oppfylling. Finstoffbaserte avrettingslag vil påvirke hydrologi, adsorpsjon og biologiske prosesser for avrenning som infiltrerer i fyllinga og vasker med seg sprengstoffbaserte nitrogen fra steinen.

Når fyllinga blir avsluttet, så vil topplaget med jordmasser for vegetasjonsetablering bidra til en ny fordeling mellom overflateavrenning og infiltrasjon. Hydrauliske egenskaper og mektigheten til disse toppjordmassene vil påvirke utvaskingen av nitrogen fra fyllinga, samt de biogeokjemiske prosessene ved vanntransport gjennom fyllingsmassene.

2.3 Drenering og oppsamling av avrenning

I henhold til prinsippbeskrivelser av fyllingene på Skaret og i Nordlandsdalen (Geovita 2021), så skal områdene ved fyllingsfoten renses for løsmasser for å etablere en stabil fyllingsfot. Tilsvarende gjelder fortanninger, som skal skape stabilitet underveis i fyllinga. Fyllingssålen i bunn av fyllinga skal etableres som en horisontal hulle med minimum lengde 2 m. Fyllingssålen etableres ved pigging eller sprengning. Avrenningen fra deponiet samles opp ved at det etableres en tett leirdam på tvers av dalen nedstrøms fyllingssålen, der oppsamlet vann føres videre til renseløsningen nedstrøms.

På fyllingsområder med tynt lag av løsmasser over fjell har det ikke blitt utført rensking til fjell. Generelt er Nordlandsdalen en sprekkesone med stort innslag av sprukken og vannførende rombeporfyr. Mengden vann som infiltrerer i fjellgrunnen under fyllinga er usikker, og det vil

påvirke oppsamlingsgraden til renseløsningen. Total andel av nitrogenholdig vann som fanges opp for behandling i renseløsningen er dermed usikker.

Nordlandsbekken har blitt lagt i kulvert under steinfyllinga, slik at bekkevannet skal transporteres uforstyrret fram til utslipp nedstrøms steinfyllinga og renseløsningen. Analyser av utløpsvann fra bekkekulverten har tidvis vist økte konsentrasjoner av nitrogen, noe som indikerer lekkasje av nitrogenholdig vann inn i kulverten. Kamerakjøring av bekkekulverten har ikke avdekket områder med fysiske skader eller innlekkasje.

I forbindelse med ferdigstilling av deponiet skal Nordlandsbekken flyttes i et åpent bekkeløp med utløp nedstrøms renseløsningen for nitrogen.

2.4 Teoretiske N-mengder for utvasking

I grunnlaget for utslippstillatelsen for E16 Bjørum-Skaret ble utvaskbar nitrogen fra fyllinga i Nordlandsdalen beregnet til ca. 20 tonn N, der utvaskingen ble antatt å skje over flere år.

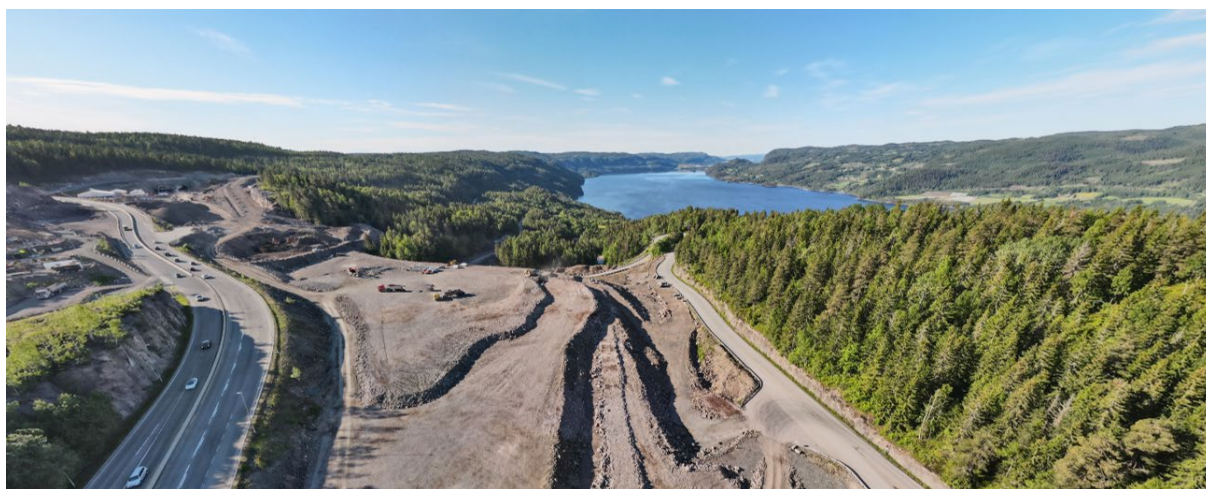
Faktisk fordeling mellom dag- og tunnelsprengt stein i fyllinga på Nordlandsdalene er i dag ca. 70 % dagsprengt og ca. 30 % tunnelsprengt. Normalt forbruk av emulsjon til dagsprengning er i størrelsesorden 0,5 kg/m³ fast fjell, mens den for tunnelsprengning er 1,5 kg /m³ fast fjell. Emulsjon består normalt av ca. 26 % nitrogen. Mellom 10 og 15 % av nitrogeninnholdet i emulsjonen oksideres ikke, og vil kunne vaskes ut fra sprengsteinen (Bækken 1998 og Ranneklev mfl. 2017).

2,2 millioner anbrakte m³ tilsvarer ca. 1,3 millioner m³ fast fjell, eller 0,9 mill. m³ dagsprengt og 0,4 mill. m³ tunnelsprengt fjell. Gitt forutsetninger som over tilsvarer det et utvaskingspotensial på mellom 27 og 41 tonn nitrogen fra fyllinga.

Stor fyllingshøyde og regelmessige horisontale finstofflag gjennom fyllinga forventes å forsinke utvaskingen av nitrogen fra sprengsteinen, slik at den vil skje over flere år.

2.5 Sprengstoff og metode

Fjellsprengning på E16, både i tunnel og dagsone, har blitt utført med emulsjonssprengstoff. Emulsjonssprengstoff er ammoniumnitrat blandet til en slurry med mineralolje og andre additiver. Emulsjon er den dominerende typen sprengstoff for alle større sprengningsarbeider i Norge i dag. Sprengning har blitt utført med tradisjonelle sprengningsmetoder for tunnel og dagsone.



Figur 1. Dronefoto av vegfylling i Nordlandsdalen med Holsfjorden i bakgrunnen (Foto: Statens vegvesen).

3 Beskrivelse av renseanlegg for nitrogen

Renseanlegget for nitrogen består av forkammer, rensedam og to filtre for nitrogenrensing (figur 2). Forkammeret skal sedimentere partikler og bidra til utjevning av flomtopper (figur 3 og 4). Det ble bygd med hardbunn av sprøytebetong for enkel slamsuging av akkumulert sediment. Ved lav vannføring har det et volum på 40 m³, som øker til rundt 60 m³ ved flom. Avrenning videre til rensedam skjer via 5 gjennomgående rør (4 på 200 mm og 1 på 300 mm) med dykket innløp. Det er flomløp i betongdammen ut av forkammeret.

Rensedammen (figur 5) ble bygd med et vannvolum på 200 m³ ved lav vannføring. Under flom kan volumet øke til 400 m³ før vannet går i overløp til kulverten under anlegget via en kum med slukrist. Dammen har flomsikret overløp i damkrona. Mengden vann som føres til hvert av de to nitrogenfiltrene styres vha. klaffeventiler i to dedikerte utløpskummer i damkrona i rensedammen (figur 6).

Rensefiltrene for nitrogen ble bygd som to bassenger (figur 7, 8 og 9) som ble fylt med en blanding av flishogd løvtre (80 volumprosent) og grov skjellsand eller knust kalkstein (20 volumprosent). Løvtrevirket ble flishogd med grovt sold som ga grov flis (P45) med gode hydrauliske egenskaper, og gråor var det dominerende treslaget. Blandingen inneholdt flishogde røtter (10 volumprosent) med jord for utvikling av en flora med denitrifiserende bakterier. Samlet ble filtrene fylt med til sammen 550 m³ filtermateriale, ca. 350 m³ i øvre filter (F1) og ca. 150 m³ i nedre filter (F2). Vannstanden i filterbassengene blir styrt av høyden på utløpsrørene i utløpskummen. Filterdybden i bassengene varierer mellom 1,2 og 1,5 m, og ca. 70 % av filterdybden er vannfylt. Et umettet topplag med filtermateriale på 30-40 cm bidrar til vinterisolasjon og tjener som en ekstra karbonkilde ved vanngjennomstrømning skapt av nedbør og snøsmelting.

N-filtrene ble bygget som parallelle enheter med mulighet for separat justering av tilført mengde nitrogenholdig vann fra rensedammen. Innløpskummen til hvert N-filter fordeler vannet på filterbredden via borede hull i kumprofilen kombinert med grove masser rundt kummen. For F2 er det også et eget manifoilrør for fordeling pga. ugunstig forhold mellom lengde og bredde av filteret. Utløpskummen til filtrene er omsluttet av pukk og grus og med tilsvarende hull for oppsamling av rensset vann. Utløpsrøret styrer vannhøyden i filterbassengene og fører rensset vann til utslipp i Nordlandsbekken. Bassengene har separate utslippsrør som gir mulighet for å bømte måle vannmengder ut fra hvert rensfilter (figur 10 og 11). Ved flom som overstiger den hydrauliske kapasiteten til filtrene, så renner vannet over kanten av bassengene.

Forkammeret og rensedammen ble bygget for videre bruk som renseløsning for avrenning fra ny E16 i driftsfasen. Kostnadene med selve N-filtrene begrenser seg til utgraving, membraner, kummer og rør, flishogging samt produksjon og utlegging av filtermateriale.

N-filtrene i Nordlandsdalen ble bygget for å tjene som fullskala forsøksanlegg, men de ble ikke dimensjonert for å håndtere større avrenningsepisoder fra hele deponiområdet. Dimensjoneringen ble styrt ut fra arealet som var tilgjengelig samt kravet om å etablere et realistisk fullskala forsøksanlegg for N-rensing. I praksis ble den samlede kapasiteten til N-filtrene dimensjonert for en maksimal avrenning på 1,5 l/s eller 130 m³/døgn. Midlere vannmengde av oppsamlet avrenning fra deponiet i Nordlandsdalen gjennom 2022 var 4,8 l/s. Slik kan etablerte N-filtre bare vurderes å kunne behandle 30 % av vannmengden tilført fra deponiene. Detaljer knyttet til dimensjoneringsvurderinger kommer senere i rapporten.

Avrenningen fra deponiet samles opp ved at det ble etablerte en tett leirdam i bunnen av Nordlandsdalen rett oppstrøms renseløsningen. Leirdammen skal teoretisk samle all nitrogenholdig avrenning som renner av langs fjell i den gamle dalbunnen under steinfyllinga. Sterkt oppsprukket og vannførende rombeporfyr vil kunne gi varierende oppsamling av avrenning under fyllinga.



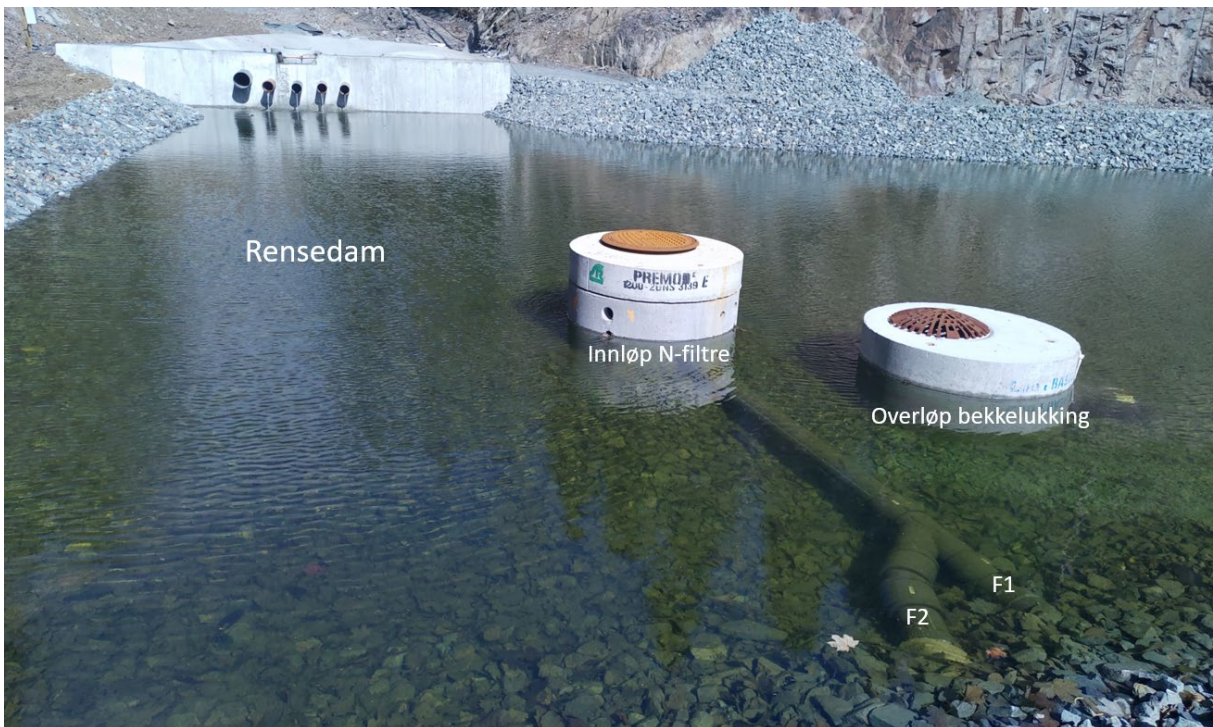
Figur 2. Dronefoto av renseanlegget med forkammer, rensedam og to rensefiltre for nitrogen (Foto: Statens vegvesen).



Figur 3. Forkammer med regulert overløp til bekkelukking. Viser leirdam for oppsamling av avrenning fra steinfylling.



Figur 4. Utløpet av forkammer (INN) med 5 dykkede overløpsrør videre til rensedam. Automatiske målinger av optisk nitrat, turbiditet, pH, ledningsevne, oksygen, redoks, vanntemperatur og vannhøyde hvert 30. minutt.



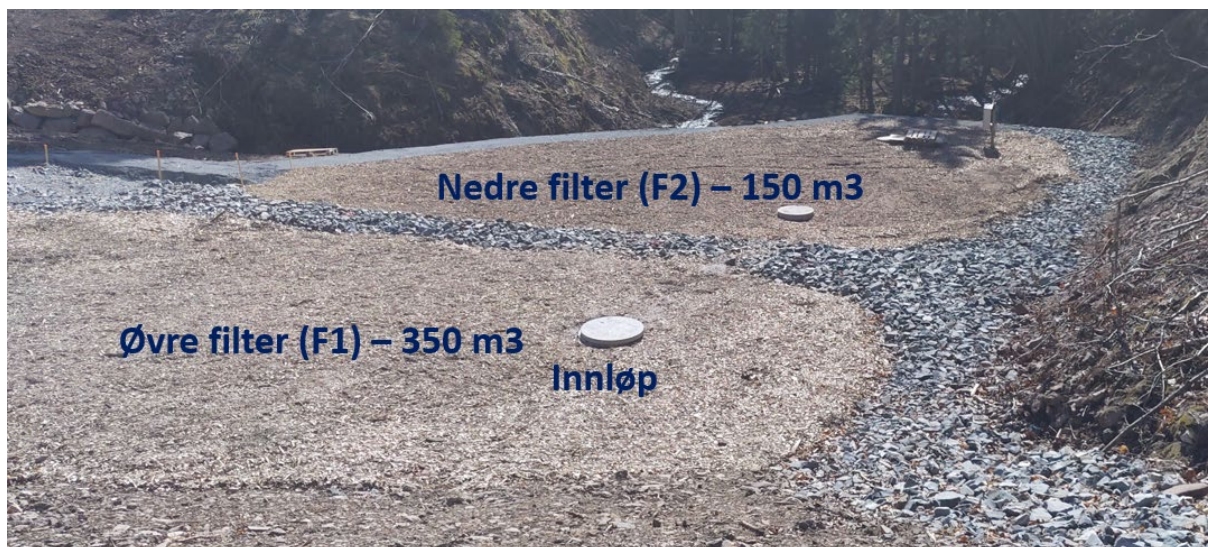
Figur 5. Rensedam med overløpsrør fra forkammer, inntakskum for N-filtre og overløpskum til bekkelukking.



Figur 6. Reguleringskummer for vannmengde tilført nitrogenfilter F1 og F2. Reguleres med klaffeventil vist oppe til høyre.



Figur 7. Nedre nitrogenfilter (F2) med innløps- og utløpskum. Automatisk overvåking av vannkvalitet i utløpskum.



Figur 8. Oversiktsbilde øvre (F1) og nedre filter (F2). F1 størst med 350 m³ filtermateriale, mens F2 har 150 m³.



Figur 9. Foto fra innløp mot utløp for øvre filter. Avstanden mellom innløps- og utløpskum er ca. 28 m.



Figur 10. Utløpsrør med rensset vann fra nedre filter (F2) i juni 2022.



Figur 11. Utløpsrør med rensset vann fra øvre filter (F1) i juni 2022.

4 Oppfølging av anleggsfunksjon og rensegrad

Oppfølgingen av rensenanlegget for nitrogen i Nordlandsdalen har foregått siden det ble satt i drift i november 2021. Oppfølgingen har omfattet ukentlig vannprøvetaking av innløp ved forkammer (INN) samt utløp av begge nitrogenfiltre (F1 UT og F2 UT). Mot slutten av 2022 ble prøvetakingen utvidet ved at det også ble tatt prøver ved innløp til F1 (F1 INN).

I slutten av november 2021 ble det satt ut automatiske målere ved INN, F1 UT og F2 UT. I slutten av april 2022 ble det satt ut en automatisk måler ved utløpet av rensedammen (DAM). I midten av oktober 2022 ble det satt ut automatiske målere i F1 INN samt i en filterbrønn i selve filteret i avstand 5 m fra innløpskummen (F1 5m). Alle disse automatiske målerne har vært i normal drift siden de ble satt ut, med ukentlig vedlikehold og jevnlig batteriskift og annet nødvendig ettersyn.

Stasjoner for vannprøvetaking og målinger gjennom renseløsningen er vist i tabell 1 og figur 12.

Tabell 1. Beskrivelse av stasjoner for overvåking av rensenanlegget.

Stasjon	Beskrivelse	Automatiske målinger	Vannprøver
INN	Forkammer ved innløp til rensedam	Fra 25.11.21	Ukentlig
DAM	Rensedam	Fra 28.04.22	
F1 INN	Filter 1 innløp	Fra 26.10.22	Ukentlig
F1 5m	Filterbrønn i filter 1	Fra 26.10.22	
F1 UT	Filter 1 utløp	Fra 26.01.22	Ukentlig
F2 UT	Filter 2 utløp	Fra 26.10.22	Ukentlig
NOR2	Nordlandsbekken nedstrøms anlegget	09.03.22 – 01.12.22	Månedlig



Figur 12. Stasjoner for oppfølging av renseløsningen i Nordlandsdalen er vist i rødt (Foto: Statens vegvesen).

4.1 Vannprøver

Vannprøvene gjennom rensenanlegget tas ut ukentlig, og primært på torsdager. Vannprøvene blir tatt på stasjon INN, F1 INN, F1 UT og F2 UT. Stasjonen F1 INN ble tatt med fra oktober 2022. Prøvene blir analysert for Tot N, NO₃-N, NH₄-N, NO₂-N, TOC, DOC, Tot P, pH, konduktivitet og filtrerte metaller As, Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Zn og Ca.

De akkrediterte analysene utføres av Eurofins. Vannprøvene leveres til laboratoriet samme dag som uttak, og de oppbevares kjølig og mørkt i isoporboks fram til levering.

4.2 Automatiske målinger

De automatiske målingene omfatter stasjonene INN, DAM, F1 UT, F2 UT, F1 INN og F1 5m. I tillegg stasjonen NOR-UT som ligger ca. 250 m nedstrøms renseanlegget i Nordlandsbekken.

Anvendt utstyr er MPS-D8 multiparameter sonder fra SEBA, med tilhørende loggere (UnilogCom) og modem for overføring av data til den nettbaserte databasen Hydrosenter. Optisk nitrat blir målt med Trios NICO™ sensor satt opp mot loggere. Programmerte måleintervaller er hvert 30. minutt, og data overføres til databasen 3 til 6 ganger per døgn. Sensorene vaskes og vedlikeholdes ukentlig av kvalifisert personell fra NIBIO.

Måling av optisk nitrat med Trios NICO™ sensor påvirkes av mengde organisk stoff i vannet. Ved økt innhold av organisk stoff, slik det er tilfelle med utløp fra nitrogenfiltre, vil målingene overestimere nitrat avhengig av faktisk konsentrasjon av organisk stoff (DOC). Ved DOC på 100 mg/l viser målingene ca. 5 mg NO₃-N/l og ved DOC på 50 mg/l viser målingene ca. 1,5 mg NO₃-N/l, selv om faktiske vannanalyser viser at det ikke er nitrat i vannet. For innløpsvann fra steinfylling er konsentrasjonene av DOC så lave (1-5 mg/l) at de ikke forstyrrer de optiske målingene av nitrat.

4.2.1 INN

De automatiske målingene på stasjon INN (figur 13) omfatter optisk nitrat (måleområde 0-200 mg NO₃-N/l), pH, turbiditet, ledningsevne, vanntemperatur, optisk oksygen, redoks (Eh) og vannhøyde. Basert på gjentatte bøttemålinger av vannmengde i rørene ut til rensedammen ved ulike avrenningsepisoder ble det laget en formel for vannføring basert på vannhøydemålinger. Med basis i formelen er det laget en avledet variabel for vannføring inn i renseløsningen i databasen Hydrosenter. Måleren har vært i drift i siden 25.11.21.



Figur 13. Stasjon INN med multiparametersonde (i tynt stålrør) og målinger av optisk nitrat (i grovt slisset stålrør). Masterstudent Manh-Tien Bui tar vannprøver.

4.2.2 DAM

Målingene som utføres ved utløpet av rensedammen (DAM) omfatter pH, turbiditet, ledningsevne, vanntemperatur, optisk oksygen, redoks og vannhøyde (figur 14). Basert på sammenligning av målinger av turbiditet og analyser av suspendert stoff (SS) er det laget en formel for sammenhengen mellom disse parameterne. Med basis i formelen ble det laget avledede variabler for SS i Hydrosenter, både for løpende turbiditetsmålinger og for løpende ukemiddel. Tilsvarende ble det laget avledede variabler for turbiditet i form av løpende døgn og ukemiddel. For pH ble det laget avledet variabel løpende døgnmiddelverdier. Måleren har vært i drift siden 28.04.22.



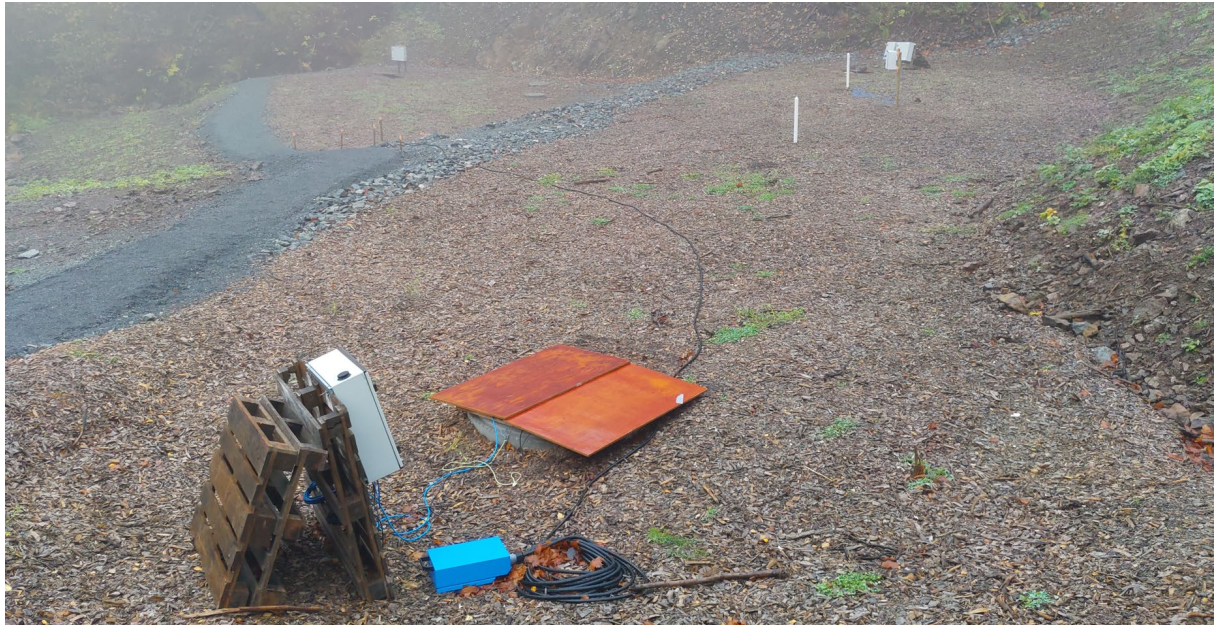
Figur 14. Plassering av automatisk måler DAM ved utløpet av rensedammen (gul sirkel).

4.2.3 F1 UT

Automatiske målinger i utløpskummen til det øvre rensfilteret (F1 UT) omfatter optisk nitrat (måleområde 0-12 mg NO₃-N/l), pH, turbiditet, ledningsevne, vanntemperatur, optisk oksygen, redoks og vannhøyde. Plassering av sensorer i utløpskummen er vist i figur 15, og plassering av måleutstyr og logger er vist i figur 16. Måleren har vært i drift siden 26.01.22.



Figur 15. Plassering av multiparametersensor (til høyre) og optisk nitratsensor (til venstre) i utløpskum til F1 (F1 UT).



Figur 16. Loggerskap for målesonder ved utløpskum til filter F1 (F1 UT) nærmest i bildet.

4.2.4 F2 UT

De automatiske målingene i utløpskummen til det nedre rensefilteret (F2) er som beskrevet for F1 UT. Den eneste forskjellen er at den optiske nitratsonden har måleområde 0-34 mg NO₃-N/l. Plassering av loggerskap ved F2 UT er vist i figur 17. Måleren har vært i drift siden 26.11.22.



Figur 17. Loggerskap for målesonder ved utløpskum til filter F2 (F2 UT).

4.2.5 F1 INN

De automatiske målingene i innløpskummen til F1 (F1 INN) omfatter optisk nitrat (måleområde 0-34 mg NO₃-N/l), pH, turbiditet, ledningsevne, vanntemperatur og vannhøyde. Måleren har vært i drift siden 26.10.22 (figur 18).



Figur 18. Loggerskap for målesonder F1 INN lengst til venstre. Loggeren i midten styrer multiparametermålingene i grunnvannsrøret i mettet sone av filteret i avstand 5 m fra innløpskum. Målingene kan alternere mellom grunnvannsrørene i avstand 5 og 15 m fra innløp.

4.2.6 F1 5m

De automatiske målinger i grunnvannsrørene i F1 omfatter pH, turbiditet, ledningsevne, vanntemperatur, optisk oksygen, redoks og vannhøyde. Multiparametersonden er nå plassert i grunnvannsrøret i avstand 5 m fra innløp, men kan alternere med grunnvannsrøret 15 m fra innløp (figur 18). Måleren har vært i drift siden 26.10.22.

4.2.7 NOR2

Måleren i Nordlandsbekken ligger ca. 250 m nedstrøms renseanlegget for nitrogen (figur 19). De automatiske målingene omfatter optisk nitrat (måleområde 0-34 mg NO₃-N/l), pH, turbiditet, ledningsevne, vanntemperatur, optisk oksygen, redoks og vannhøyde. Måleren har ikke strøm og varmekabler for vinterdrift og i 2022 var den i drift i perioden 09.03 – 01.12.



Figur 19. Stasjonen NOR2 nedstrøms renseanlegget i Nordlandsbekken.

4.3 Biologiske undersøkelser

4.3.1 Bunndyr i Nordlandsbekken

Det blir tatt årlige bunndyrprøver (vår og høst) på to nedstrøms stasjoner i Nordlandsbekken, NOR1 og NOR2. NOR1 ligger ca. 80 m nedstrøms N-reseanlegget, mens NOR2 (figur 19) ligger 250 m nedstrøms etter en bekkestrekning med stort fall og god lufting av vannet. Bunndyrprøvene skal bidra til å dokumentere den økologiske tilstanden i Nordlandsbekken, herunder påvirkning som følge av avrenning fra sprengsteinsfyllinga og N-reseanlegget. Stasjonene og resultatene er beskrevet i rapporten om miljøovervåking av vannkvalitet på E16 (Skrutvold og Roseth 2023).

4.3.2 eDNA bakteriesammensetning i inn- og utløpsvann F1

I september 2022 ble det filtrert vannprøver fra innløpet av renseløsningen (INN) samt utløpet av øvre rensfilter (UT F1) for eDNA-analyser av bakteriesammensetningen. Forekomsten av ulike bakterietyper undersøkes med R16S markør. Undersøkelsen ble utført i samarbeid og etter anvisning av NINAGEN ved Frode Fossøy. NIBIO filtrerte vannprøvene (3 liter) og konserverte filter iht. protokoll. Filtrene ble sendt til NINAGEN for ekstrahering og eluering av DNA, med etterfølgende sekvensering for bakteriemarkør R16S. Resultatene var ikke klare da rapporten ble ferdigstilt, og vil bli presentert i neste årsrapport.

5 Drift av renseanlegget

Renseanlegget ble satt i drift i november 2021. Da ble forkammer, rensedam og nedre filter (F2) tilført nitrogenholdig vann samlet opp fra steinfyllinga. For øvre filter (F1) ble innløpsventilen for nitrogenholdig avrenning først åpnet 10.03.22. Det var liten eller ingen avrenning ut av F1 fram til midten av mars 2022.

I forbindelse med et forsøk der F2 skulle belastes med nitrogenholdig tunneldrivevann i perioden 20. til 27. juni, så ble ventilen i reguleringskummen stengt for den normale avrenningen fra deponiet. Reguleringsventilen ble stengt torsdag 16.06.22 og gjenåpnet for normal belastning fram til 27.09.22.

Rundt 20.10.22, etter en rekke flommer, ble innløpsmengden til F1 og F2 justert ned, slik at begge filtre ble tilført i størrelsesorden 0,5 til 1 l/s, avhengig av trykkhøyden i rensedammen. Denne innstillingen ble beholdt ut 2022.

Med bakgrunn i at F1 og F2 tidvis har vært stengt for tilførsel av nitrogenholdig vann fra fyllinga, så har vi valgt å kombinere resultatene fra de to filterne for å vise rensresultater for «normal» drift av nitrogenfilteret gjennom 2022.

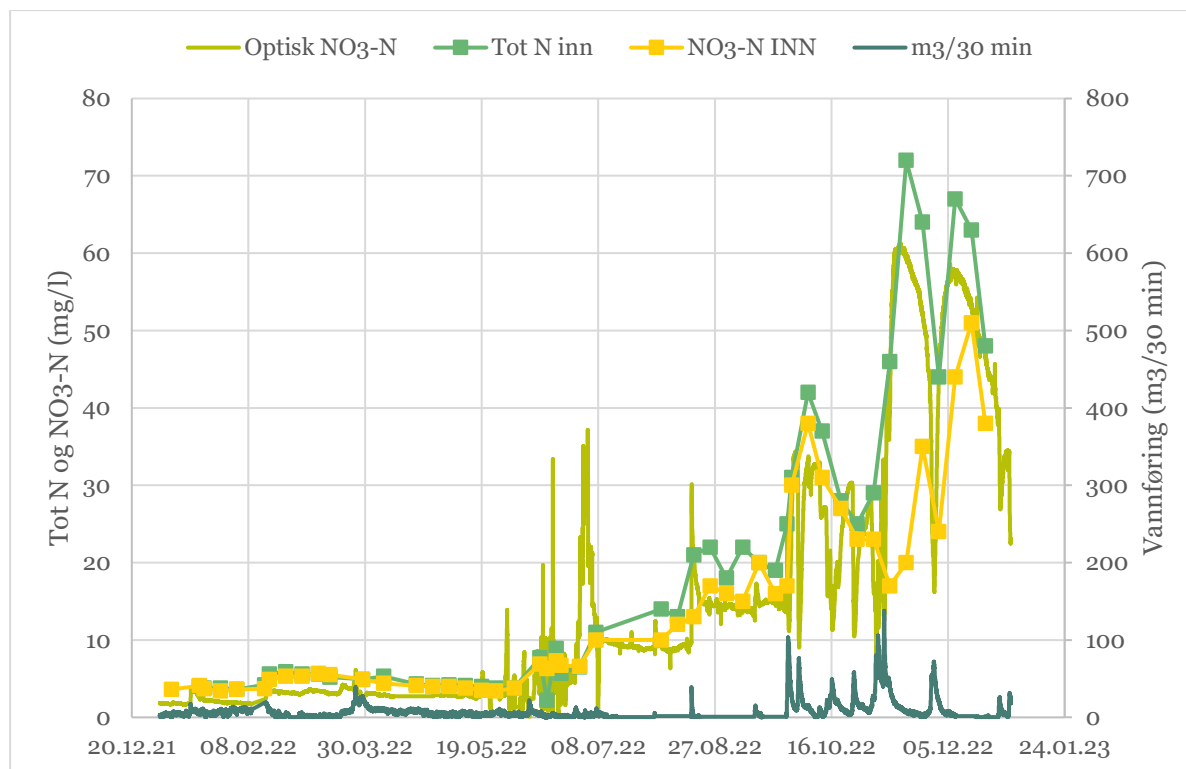
6 Resultater

6.1 Nitrogen i avrenning fra sprengsteinsfylling

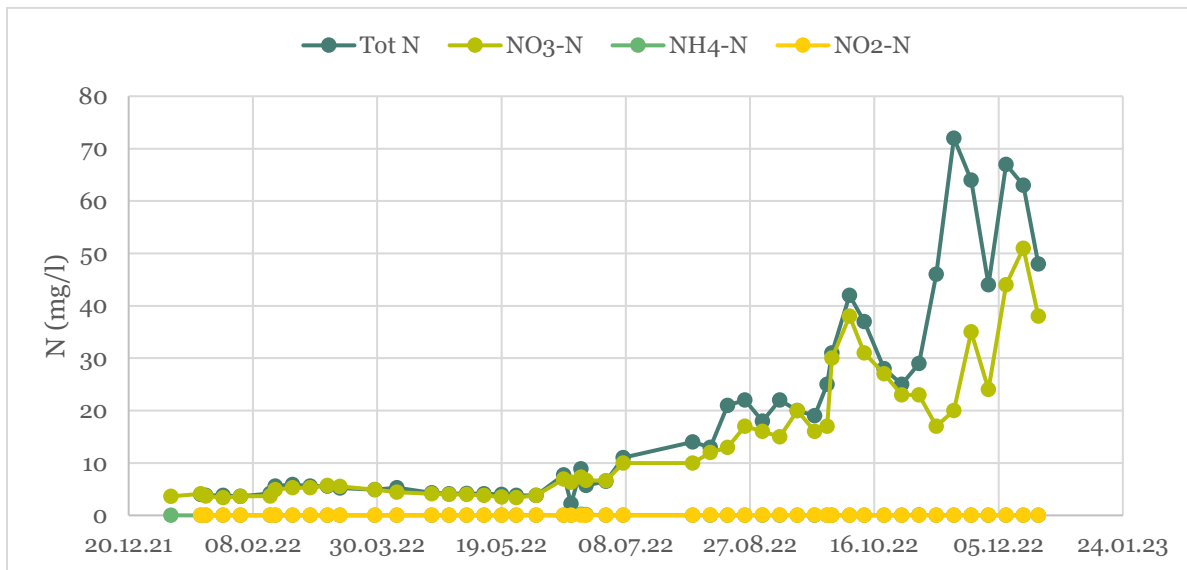
Konsentrasjonen av nitrogen i avrenning fra steinfyllinga i Nordlandsdalen økte mye i løpet av 2022 (figur 20). Analysene viste maksimale konsentrasjoner for Tot N og nitrat på henholdsvis 72 og 51 mg N/l i november og desember. Optisk målt nitrat viste en maksimal verdi på 61 mg N/l i den samme perioden. I perioden januar og fram til mai 2022 viste vannprøvene og optisk nitrat lave konsentrasjoner av nitrogen fra 3,5 til 6 mg N/l, der nesten alt nitrogen var nitrat. Konsentrasjonen av nitrogen steg gradvis gjennom sommeren, men den største økningen kom i forbindelse med høstflommene. De automatiske målingene av optisk nitrat viste at N-konsentrasjonene ble fortennnet under flomtappen, men at påfølgende utvasking ga høye N-konsentrasjoner noen timer og døgn etter at flomtappen hadde kulminert.

Automatiske målinger av optisk nitrat viste godt samsvar med laboratorieanalysene av Tot N og nitrat, og ga vesentlig merinformasjon om den dynamiske samvariasjonen mellom nedbør, vannføring og utvasking av N-forbindelser fra deponiet.

Vannprøvene tatt av avrenningen fra steinfyllinga ved innløpet til renseanlegget (INN) viste at tilført nitrogen i all hovedsak forelå som nitrat (figur 21). Det var overraskende lave konsentrasjoner av ammonium, noe som indikerer at det skjer en effektiv nitrifikasjon og binding av ammonium under transport gjennom fyllinga. Basert på formulering av sprengstoff er forholdet mellom nitrat og ammonium 60:40 (Vikan 2013). Nitritt (NO_2) ble påvist i mange av prøvene, men i lave konsentrasjoner (<0,1 mg/l). For vannprøvene tatt senhøsten 2022 var det uventet stor forskjell mellom påviste konsentrasjoner av Tot N og nitrat, mens optisk målt nitrat var nærmere Tot N konsentrasjonene. Dette skal følges opp i fortsettelsen for å klarlegge om det kan være eskalerte fortenningsfeil for nitrat eller Tot N for laboratorieresultatene.



Figur 20. Optisk målt nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) samt ukentlige analyser av Tot N og $\text{NO}_3\text{-N}$ i avrenning fra steinfylling i Nordlandsdalen ved stasjon INN. Viser samvariasjon med vannføring ($\text{m}^3/30 \text{ min}$).

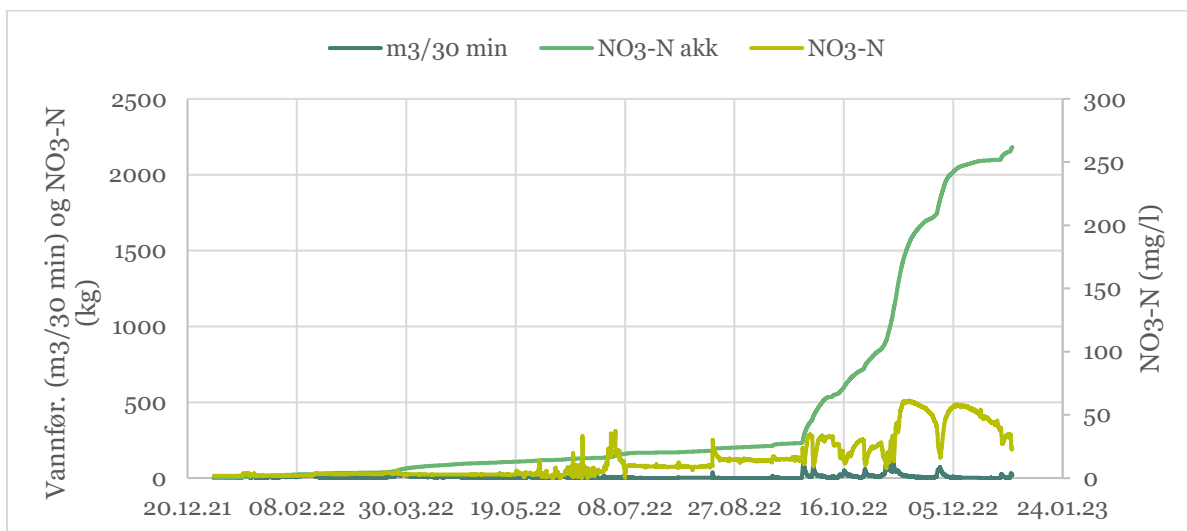


Figur 21. Nitrogenfraksjoner i ukeprøver av avrenning fra steinfylling (INN).

Totalmengden nitrat tilført med oppsamlet avrenning fra fyllinga har blitt beregnet ved å multiplisere optisk nitrat med vannføring (figur 22). Vannføring er avledet fra vannhødemålinger basert på formel gitt av samtidige måling av vannhøyde og vannmengde (bøttemålinger). Sammenstillingen indikerte at avrenningen fra deponiet tilsvarte 2,2 tonn nitrat i løpet av 2022, og at hele 2 tonn kom i oktober, november og desember.

Målinger av vann i utløpet av bekkekulverten til Nordlandsbekken har tidvis vist forhøyede konsentrasjoner av nitrogen, noe som indikerer at deler av nitrogenet fra fyllinga ikke blir samlet inn til renseløsningen.

Utvaskingen av de sprengstoffbaserte nitrogenforbindelsene fra fyllinga tar tid siden mektigheten over gammel bekk kan være over 40 m. Det har blitt etablert avrettingslag med subbus på flere fyllingshøyder som kan bidra til å utjevne og forsinke vanntransport og utvasking fra deponert tunnel- og dagsprengt stein.

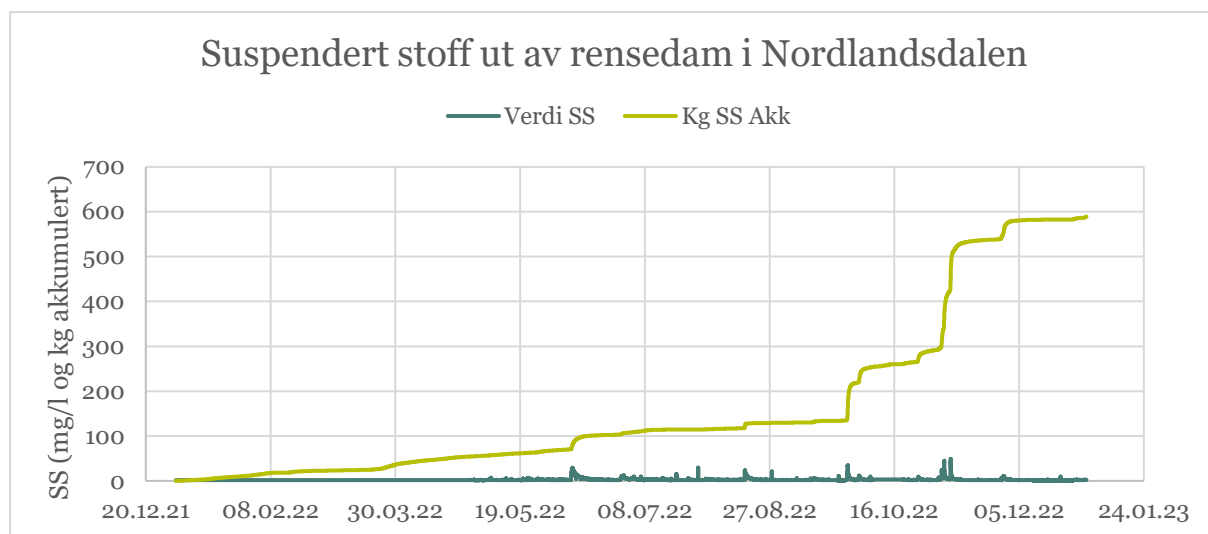


Figur 22. N-mengde i oppsamlet avrenning samt automatisk registrerte konsentrasjoner av nitrat (NO3-N) og vannføring (m3/30 min).

6.2 Suspendert stoff ved utløp av rensedam

Forkammeret og rensedammen er bygd og dimensjonert for å fjerne suspendert stoff (SS) som tilføres i avrenningen fra fyllinga. Målsettingen er å redusere mengde partikler ført i overløp videre til Nordlandsbekken og Holsfjorden, samt sørge for at det ikke skjer tetting av fordelingsstrukturer og filtermaterialer i rensefiltrene.

Sammenstilte resultater for mengde partikler i rensedammen ved utløpet av rensedammen (DAM) viste et tap på 590 kg SS gjennom hele 2022 (figur 23). Det har vært overraskende lave konsentrasjoner av SS både ved utløpet av forkammeret (INN) og ved utløpet av rensedammen, selv under større flommer. Foreløpig har det blitt tilført lite partikler til renseanlegg og Nordlandsbekken med oppsamlet avrenning.



Figur 23. Akkumulert mengde partikler (SS) ved utløpet av rensedammen samt avledet parameter for SS basert på turbiditet og formel for lokal sammenheng mellom disse.

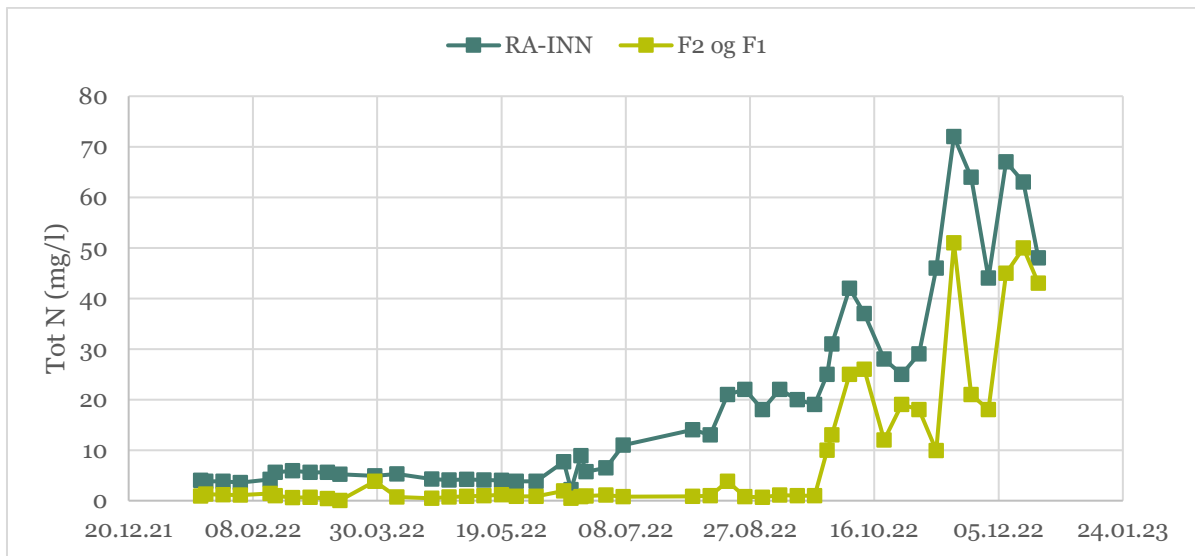
6.3 Rensegrad for nitrogen - ukeprøver

6.3.1 Tot N

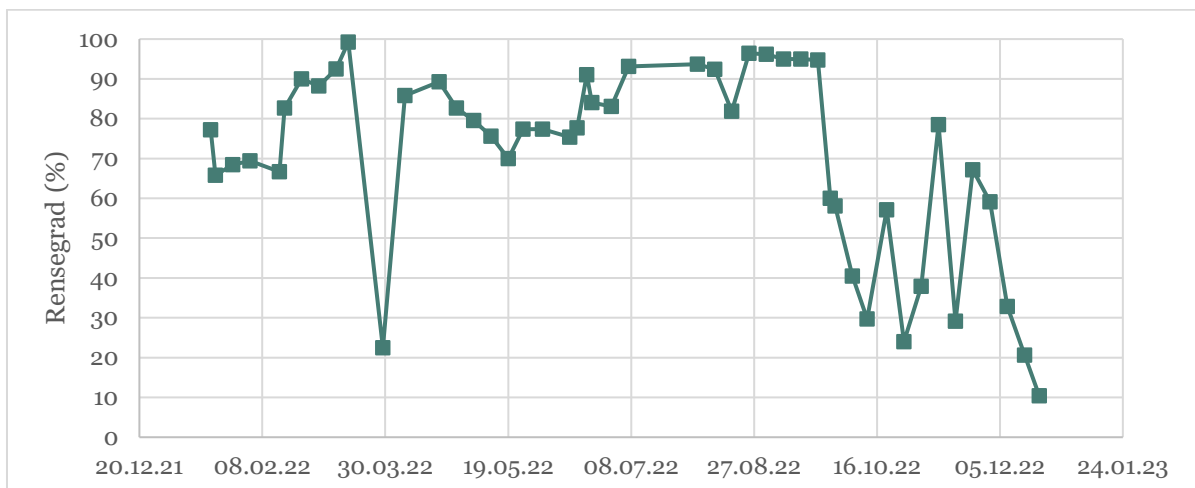
I perioden januar til slutten av september var Tot N verdiene i utløpet av rensefilteret stort sett lavere enn 1 mg N/l (figur 24). Det var noen verdier som var høyere, blant annet 18.08 med 3,8 mg N/l, en verdi som kom etter nedbør 13.08. I samme periode viste innløpet til renseløsningen verdier mellom 2 og 22 mg N/l, men en snittverdi rundt 8 mg N/l.

Etter kraftig nedbør og en større flom 27.09 og flere påfølgende nedbørshendelser med stor avrenning økte Tot N konsentrasjonene både i inn- og utløp. Ved de første flommene fikk filtrene større hydraulisk belastning enn de var dimensjonert for, før det ble utført regulering av maksimal belastning til hvert filter. De høyeste N-konsentrasjonene ble påvist i november, med henholdsvis 72 mg/l INN og 51 mg/l ut av rensefilter F1.

Rensegrad beregnet som forskjell mellom Tot N konsentrasjoner mellom INN og UT F1/F2 viste en variasjon mellom 66 og 99 % i perioden januar til 22. september (figur 25). Unntaket var en prøve fra 29.03 som viste en rensesgrad på 22 %. Den ble tatt etter nedbør og økende avrenning 25.03. Ved nedbørshendelsene utover høsten 2022 varierte rensesgraden mye, fra 10 til 80 %. Rensegraden var avtakende gjennom desember 22.



Figur 24. Inn- og utløpskonsentrasjoner for Tot N.

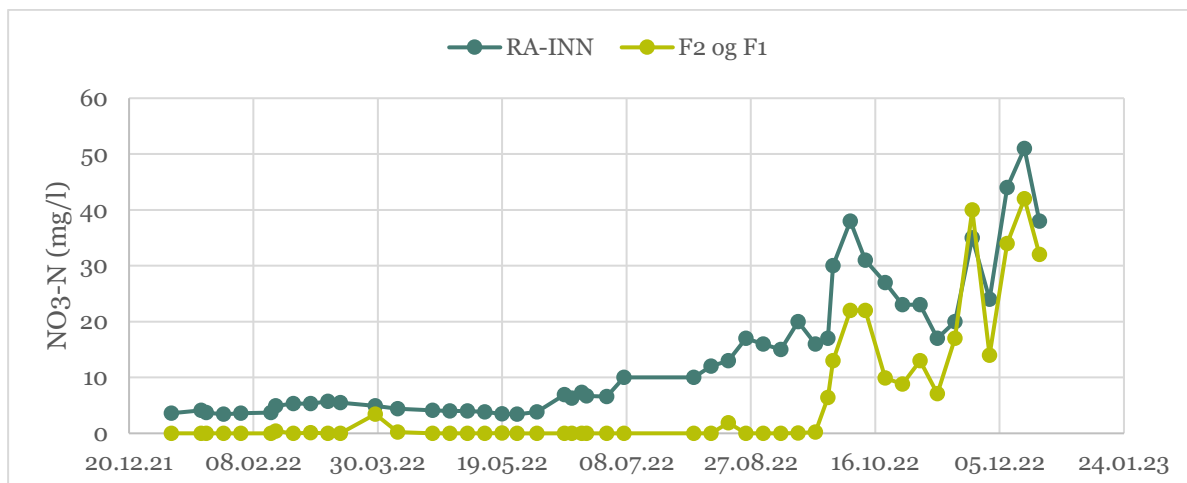


Figur 25. Beregnet rensegrad for Tot N basert på ukeprøver av inn- og utløp.

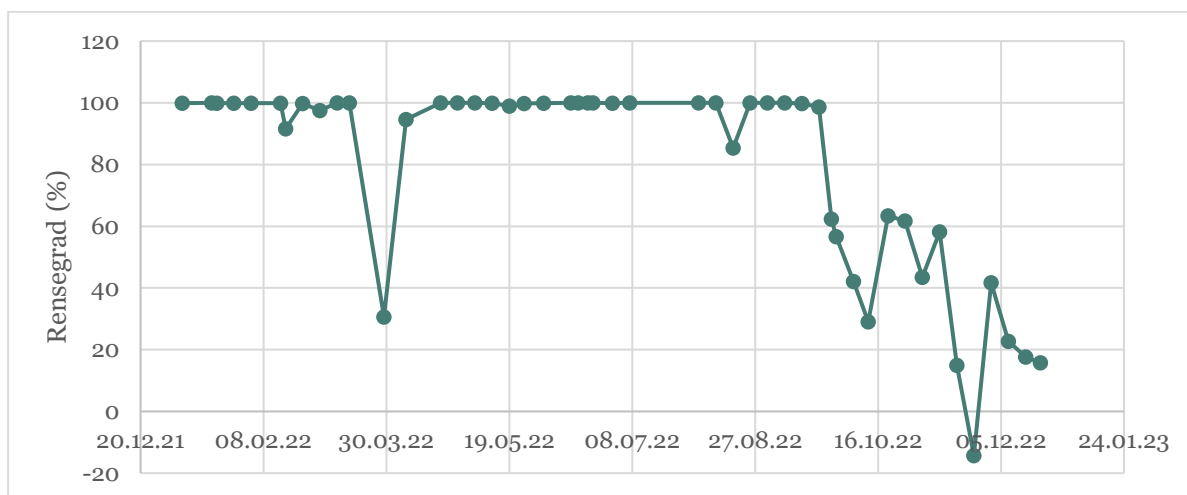
6.3.2 Nitrat

For perioden januar til slutten av september ble det nesten ikke påvist nitrat i utløpet av rensfiltrene (figur 26). Mange prøver viste $<5 \mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$. Innløpskonsentrasjonene i den samme perioden varierte fra 3,4 til 20 mg/l. I perioden september tom desember økte nitratkonsentrasjonene både i inn- og utløp, med maksimale konsentrasjoner 15.12 på hhv. 51 INN og 42 UT F1.

Beregnet rensegrad for nitrat er vist i figur 27.



Figur 26. Inn- og utløpskonsentrasjoner for nitrat.

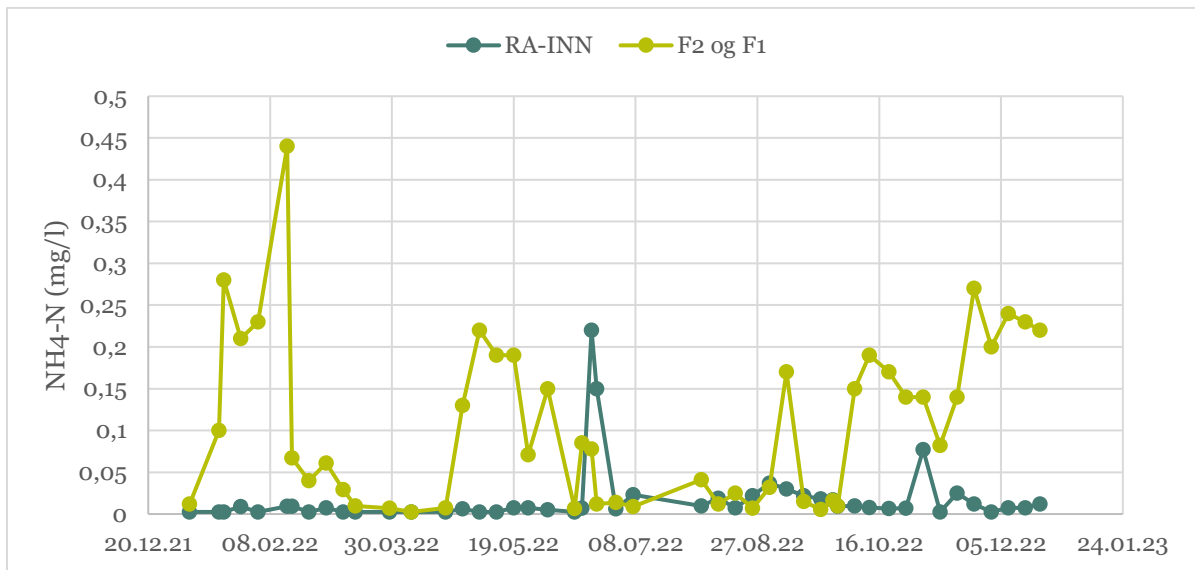


Figur 27. Beregnet rensegrad for nitrat basert på ukeprøver av inn- og utløp.

6.3.3 Ammonium

Generelt viste utløpet av rensefiltrene høyere konsentrasjoner av ammonium enn innløpet fra fyllinga (figur 28). Verdiene i utløpet av rensefiltre har variert fra ikke kvantifiserbart til 0,44 mg NH₄-N/l. Verdiene i innløp fra fyllinga har variert fra ikke kvantifiserbart til 0,22 mg/l.

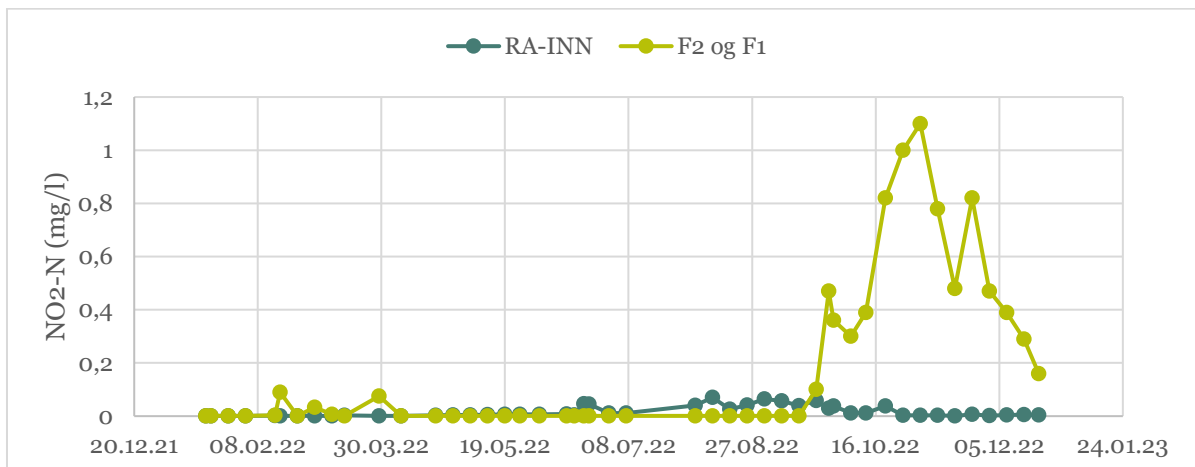
Ammonium dannes ved nedbrytning av flisa i filteret, og mengden i utløp synes å variere med hydraulisk belastning og redoksforhold i filteret.



Figur 28. Inn- og utløpskonsentrasjoner for ammonium.

6.3.4 Nitritt

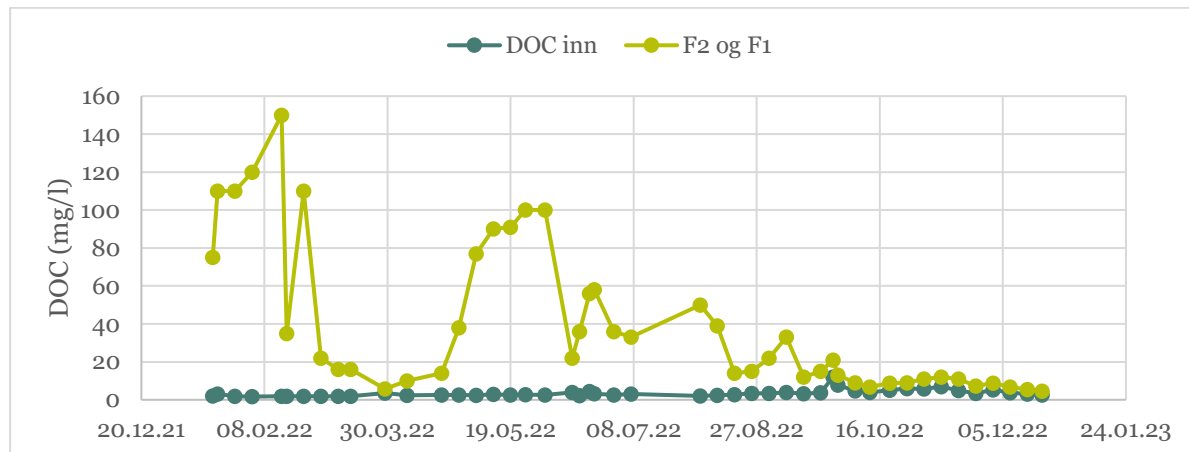
I perioden januar til begynnelsen av juli ble det tidvis påvist lave konsentrasjoner av nitritt både i innløp fra fylling og ut fra rensefiltre (figur 29). I august, september og oktober ble det påvist noe høyere verdier av nitritt i innløpsvannet fra fyllinga, deretter lave verdier i november og desember. I forbindelse med flommer, lavere redoksnivåer og høyere hydraulisk belastning viste nitrogenfiltrene økte verdier av nitritt i oktober til desember, og maksimalt 1,1 mg NO₂-N/l 03.11.22.



Figur 29. Inn- og utløpskonsentrasjoner for nitritt.

6.3.5 DOC

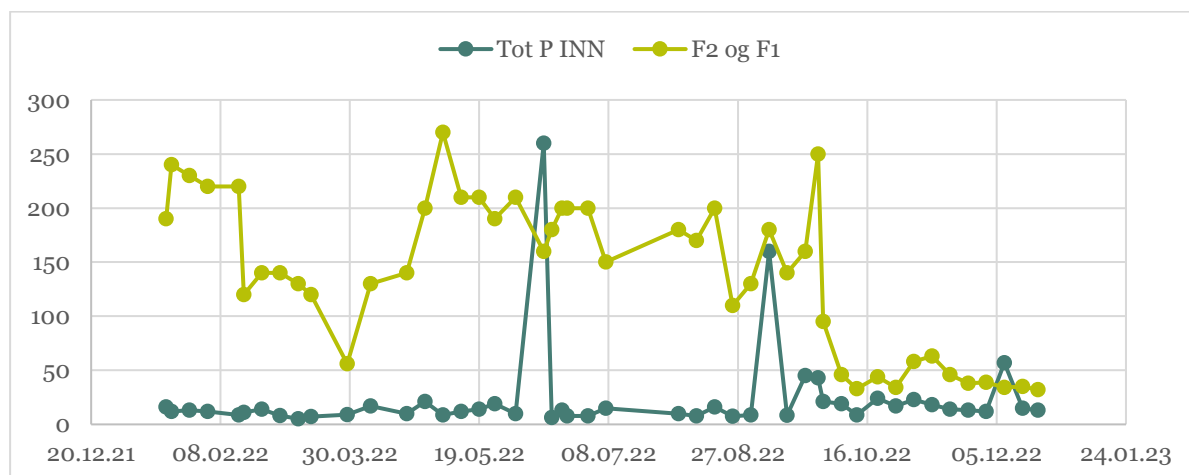
Verdiene for DOC (løst organisk karbon) i utløp av rensefiltrene har vist varierende verdier, men trenden har vært en betydelig nedgang fra januar til desember 2022 (figur 30). Høyeste verdi på 150 mg DOC/l ble påvist midt i februar ved lav hydraulisk belastning. Laveste verdi på 4,5 mg/l ble påvist i slutten av desember 2022. DOC er «drivstoffet» for N-rensing ved denitrifikasjon, og renseprosessen er avhengig av at det er nok lett nedbrytbart organisk materiale tilgjengelig. Høye verdier av DOC kan gi en uheldig belastning til resipientene nedstrøms, men økningen var ikke sporbar på nedstrøms stasjon i Nordlandsbekken.



Figur 30. DOC (Løst organisk karbon) i innløp og ut fra rensefilter.

6.3.6 Tot P

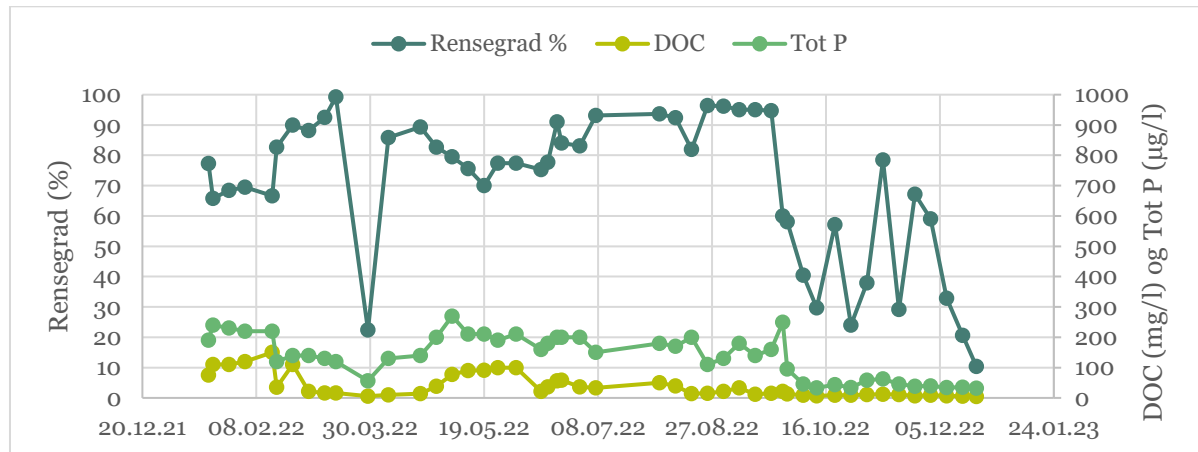
Verdiene av Tot P ut av rensefilteret var forhøyet fram til begynnelsen av oktober, men en snittverdi rundt 150 $\mu\text{g/l}$ og en maks verdi på 270 $\mu\text{g/l}$ (figur 31). Fra tidlig i oktober og ut året var verdiene betydelig lavere, med en snittverdi rundt 45 $\mu\text{g/l}$. Innløpet har i hovedsak vist lave verdier for Tot P med snittverdi rundt 10 $\mu\text{g/l}$. Noen høyere verdier har sammenheng med episoder med partikkeltransport i innløpsvannet. Mengden Tot P i utløp fra rensefiltere gir en indikasjon på nitrifikasjonsbakterienes tilgang på nødvendig fosfor for å opprettholde nitrogenrensinga. Forhøyede konsentrasjoner av fosfor ut fra rensefiltrene er uønsket da det kan bidra til eutrofiering i resipienter nedstrøms, men fosforkonsentrasjonen i Nordlandsbekken rett nedstrøms viste tilnærmet normale verdier.



Figur 31. Tot P inn og ut av rensefilter.

6.3.7 Rensegrad, DOC og Tot P

Rensegrad for Tot N (%) viser samvariasjon med verdier for DOC og Tot P (figur 32).



Figur 32. Rensegrad for Tot N (%) sammenstilt med utvikling for DOC og Tot P i utløp av rensefilter

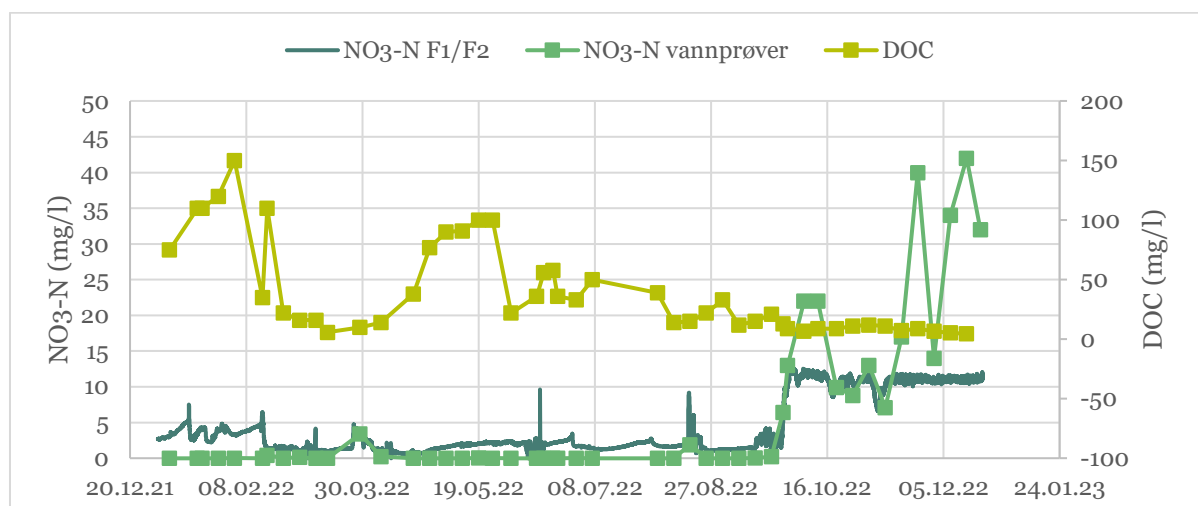
6.4 Anleggsfunksjon og rensesgrad – automatiske målinger

6.4.1 Optisk nitrat

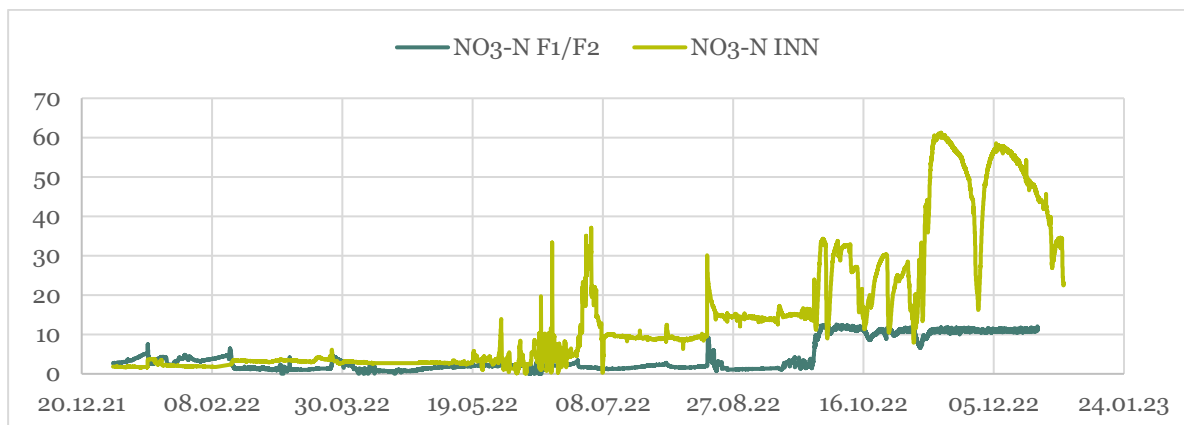
Målingene av optisk nitrat forstyrres som tidligere nevnt av høye konsentrasjoner av DOC. Figur 33 gir en sammenstilling av optisk målt nitrat i utløp av rensefilter (NO₃-N F1/F2), nitratverdier i vannprøver (NO₃-N vannprøver) samt DOC i vannprøver. Figuren viser hvordan nøyaktigheten i optisk nitrat forbedres når DOC-konsentrasjonen i utløpet av rensefilteret avtar.

Den optiske nitratsensoren ved utløpet av rensefilter F2 har et måleintervall 0-12 mg NO₃-N/l, og etter 29.09 overstiger nitratkonsentrasjonen måleintervallet. Vannprøvene viser de reelle nitratkonsentrasjonene ut i denne perioden.

Figur 34 viser optisk målt nitrat i inn- og utløp av rensefilter gjennom 2022.



Figur 33. Optisk målt nitrat i utløp av rensefilter (NO₃-N F1/F2) samt faktisk målt nitrat og DOC fra vannprøver.



Figur 34. Optisk målt nitrat i inn- og utløp av filter (F1 og F2). Måler i utløp har range 0-12 mg/l.

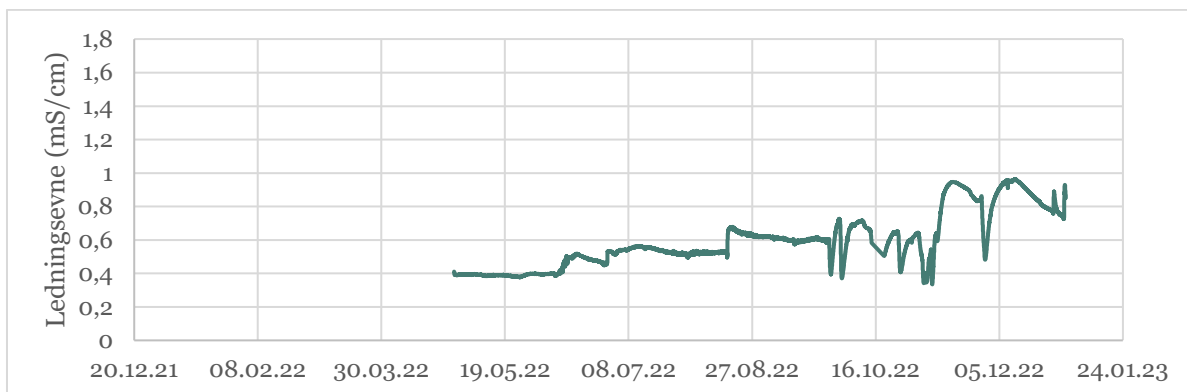
6.4.2 Ledningsevne

Ledningsevnen for innløp (INN) viste noen høye verdier i januar og februar, som ikke har sammenheng med nitrogenkonsentrasjoner i avrenningen (figur 35). Fra slutten av mars viser ledningsevnen samme mønster som optisk målt nitrat i innløpsvannet. Et unntak er de to høye verdiene i slutten av desember. Høye verdier for ledningsevne midtvinters kan ha sammenheng med avrenning av veisalt eller andre saltbaserte friksjonsmidler fra veiareal eller anleggsflater som har avrenning til fyllinga. Mønsteret for ledningsevne for INN repeteres ved utløpet av rensedammen (DAM), med noe utjevning av høye verdier og en liten tidsforsinkelse (figur 36). For begge målepunkter avtar ledningsevnen tydelig ved maks avrenning etter nedbørshendelser.

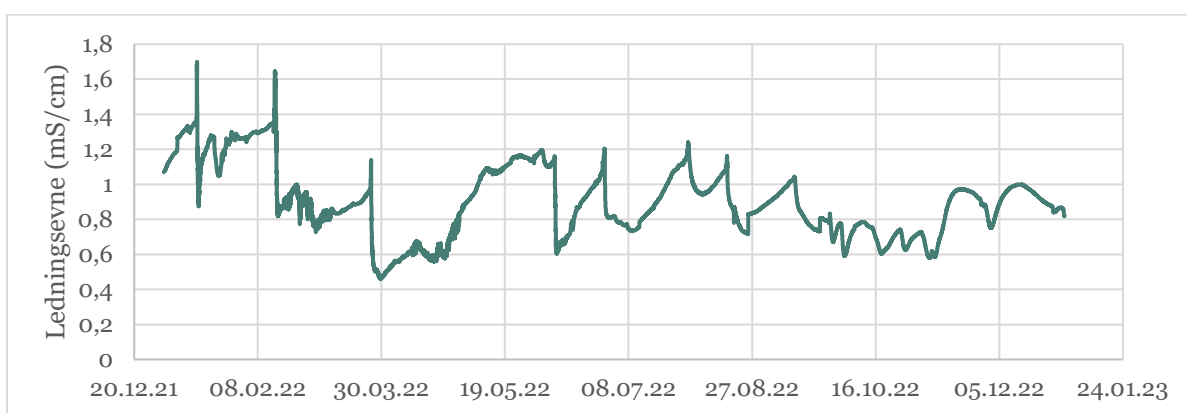
Utløpet av rensfilteret (UT F2/F1) viser delvis sammen mønster som INN og DAM (figur 37), men det skjer også utvasking av andre ioniske forbindelser som gir forhøyet ledningsevne gjennom sommeren 22. Det kan være sjøsalt som vaskes ut av innblandet skjellsand eller ioniske nedbrytningsprodukter fra filtermassen.



Figur 35. Ledningsevne (mS/cm) for innløp (INN) fra steinfylling.



Figur 36. Ledningsevne (mS/cm) ved utløp av rensedam (DAM).



Figur 37. Ledningsevne (mS/cm) for utløp av rensefilter F2 og F1.

6.4.3 pH

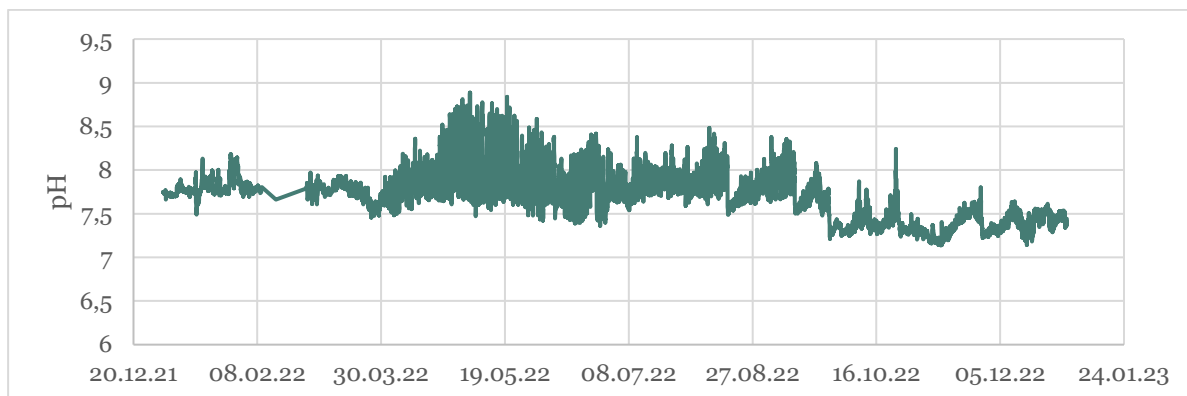
Ved utløpet av forkammeret (INN) viste pH stor døgnvariasjon i perioden fra april til september, og særlig i april, mai og juni (figur 38). Det har sammenheng med stor algevekst i forkammeret, og døgnvariasjoner i algevekst og forbruk av CO₂. Fra september og utover høsten viste pH vannføringsstyrte variasjoner med lavere pH under mye nedbør og høy vannføring.

Ved utløpet av rensedammen viste pH mindre døgnvariasjoner enn ved utløpet av forkammeret, men viste gjennomgående høy pH i perioden mai til september (figur 39). Senere varierte pH med vannføring.

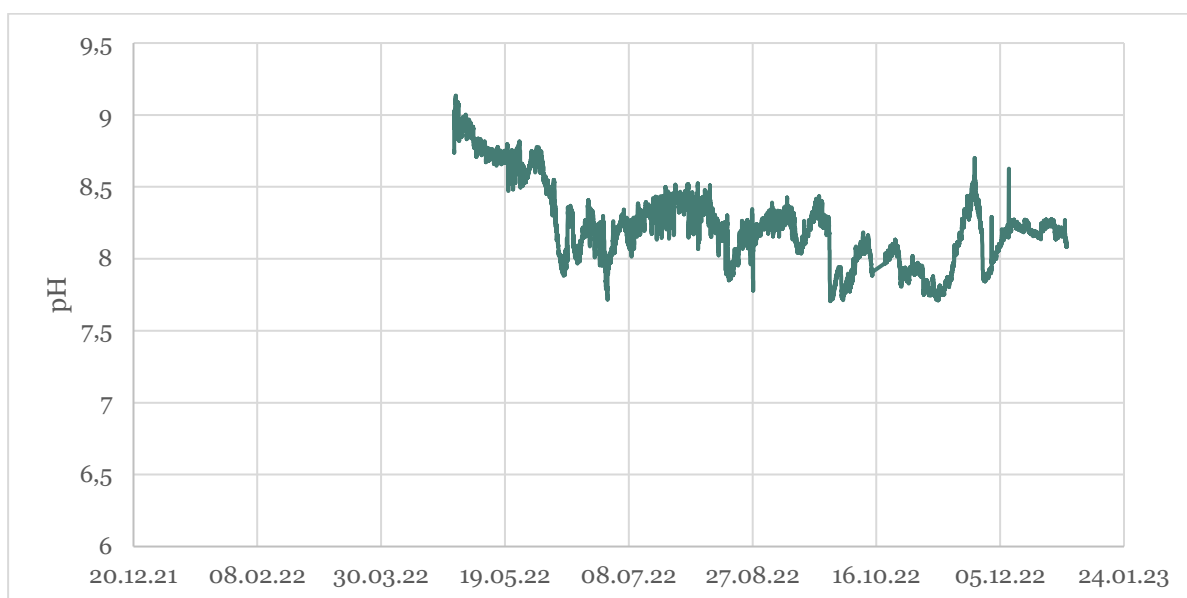
I øvre rensefilter (UT F1) viste pH en variasjon fra 6,4 til 7,4 (figur 40). Den laveste pH-verdien ble påvist i begynnelsen av februar etter at F1 ble tilført vann etter at det hadde stått avstengt en lengre periode. De andre episodene med lav pH har sammenheng med nedbør, både nedbør som faller direkte på filterflaten og økt vannføring.

Nedre rensefilter (UT F2) viste tidvis høyere pH enn øvre rensefilter (figur 41). Særlig gjelder det perioden med stor hydraulisk belastning fra slutten av september fram tom desember.

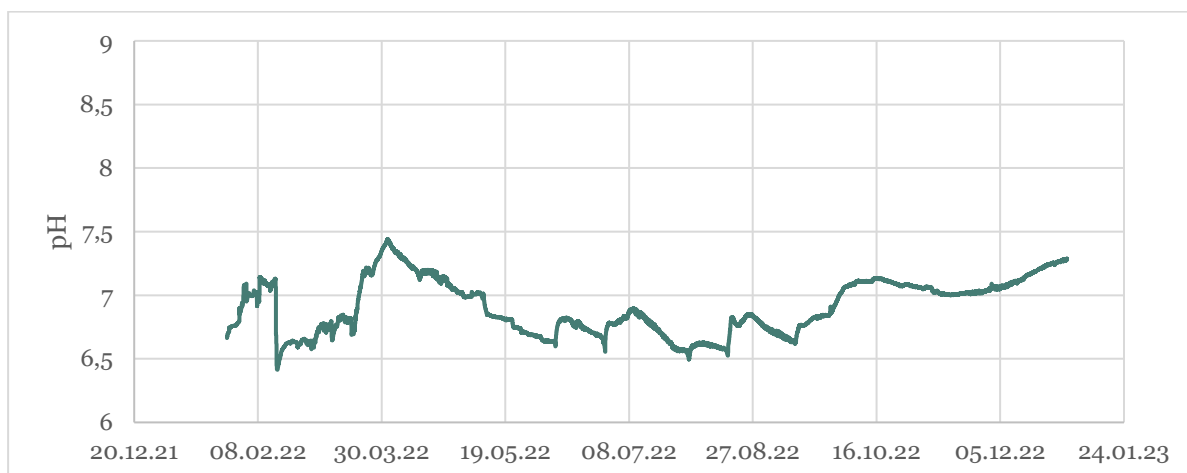
Tilsatt skjellsand og kalkstein bidrar til å gi en høy og stabil pH i rensefiltrene, selv om det skjer en løpende nedbrytning av filtermaterialet under oksygenfrie forhold, der det kan dannes organiske syrer.



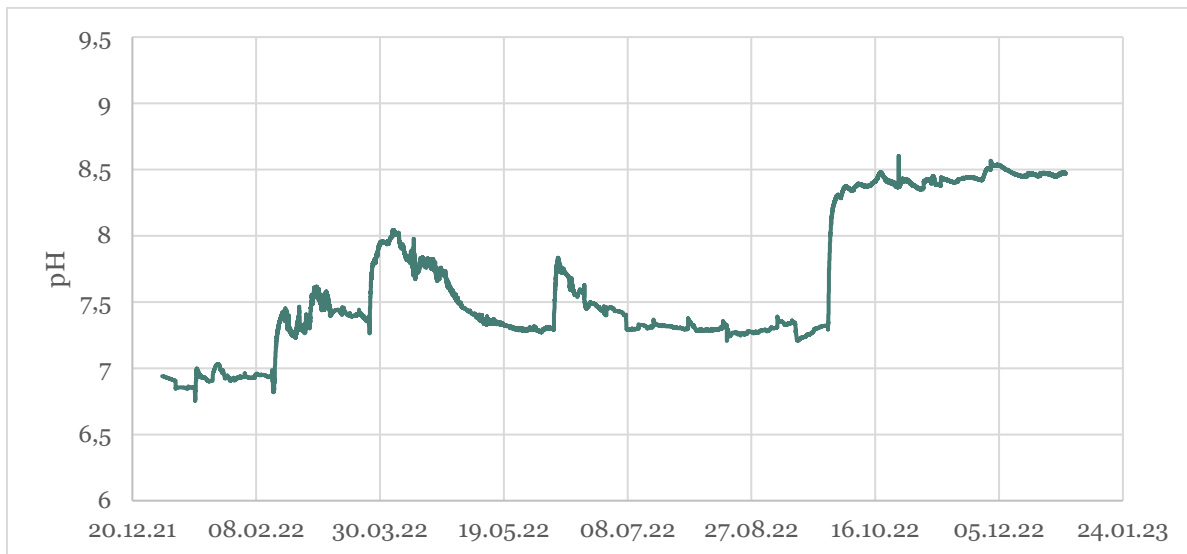
Figur 38. pH ved innløp (INN).



Figur 39. pH ved utløp av rensedammen (DAM).



Figur 40. pH ved utløp av øvre rensefilter (UT F1).



Figur 41. pH ved utløp av nedre rensefilter (UT F2).

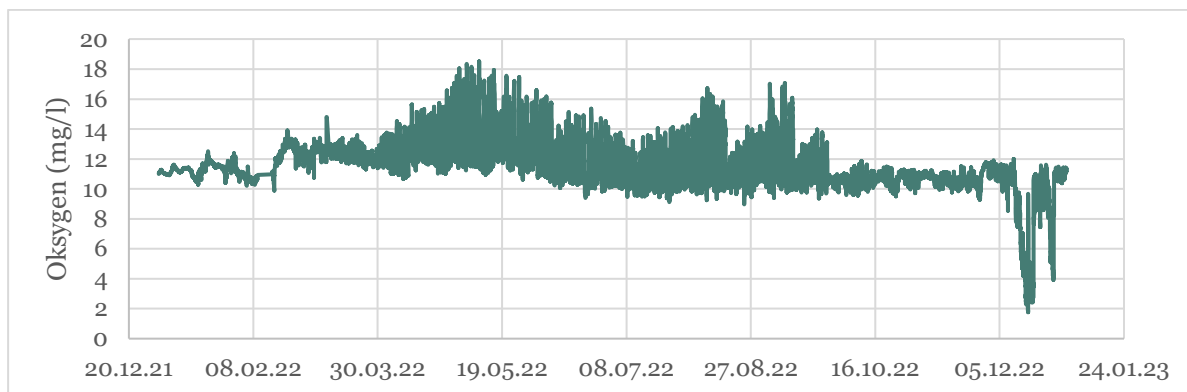
6.4.4 Oksygen

Ved utløpet av forkammeret (INN) viste målingene høye oksygenverdier, og store døgnvariasjoner gjennom sommeren (figur 42). På dagtid gjennom vår og sommer var vannet i forkammeret overmettet med oksygen, som følge av stor algeproduksjon. Det var ikke døgnvariasjoner i oksygenkonsentrasjon tidlig vår og seint på høsten. I desember var det perioder der avrenningen fra fyllinga viste lavere oksygenkonsentrasjoner.

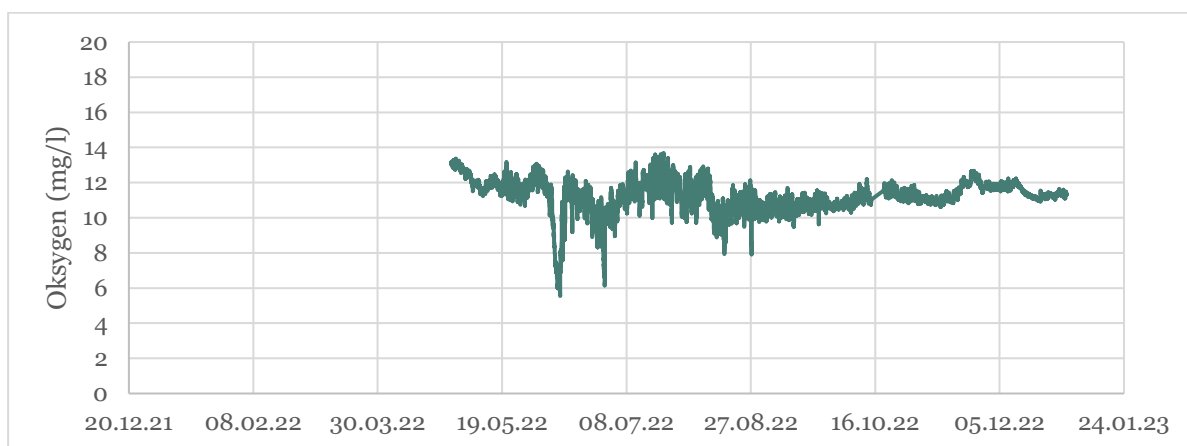
I rensedammen (DAM) var det jevnt over høye konsentrasjoner av oksygen, men mindre døgnvariasjoner enn i forkammeret (figur 43). Et par perioder i juni viste noe lavere oksygenverdier enn normalt.

Utløpet av øvre rensefilter viste svært lave konsentrasjoner av oksygen (figur 44). I praksis vurderes resultatene å dokumentere at vannet ut av filteret er oksygenfritt. Det ble registrert noen mindre økninger i oksygenkonsentrasjon 20.03, 15.10 og i perioden 27.11 til 01.12 som faller sammen med nedbør og økt avrenning gjennom rensenanlegget.

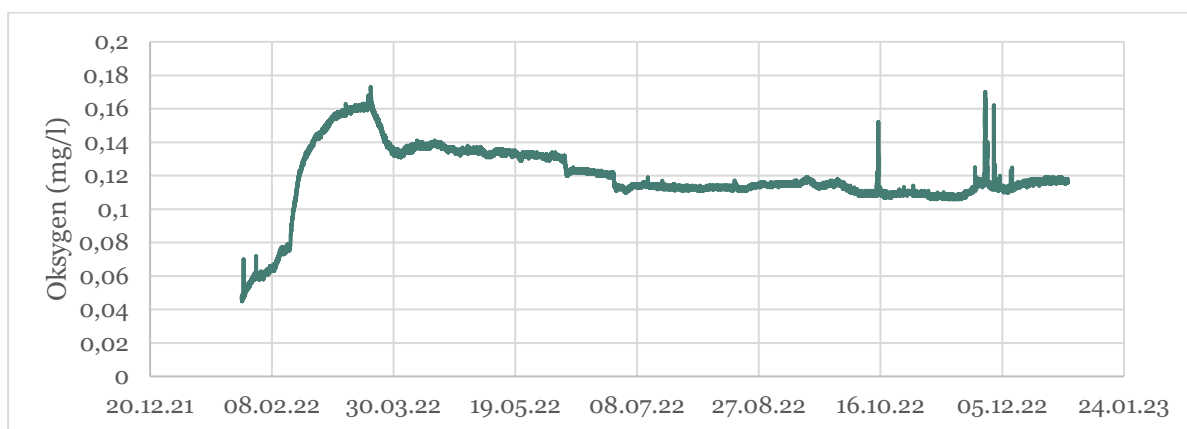
Utløpsvannet fra nedre filter (F2) viste stort sett oksygenfrie forhold (figur 45), men det ble registrert noe oksygen i tre episoder med nedbør og økt avrenning. Maksimale oksygenkonsentrasjoner i disse tre episodene varierte fra 0,8 til 3,4 mg O₂/l. F2 har gjennomgående hatt høyere hydraulisk belastning enn F1.



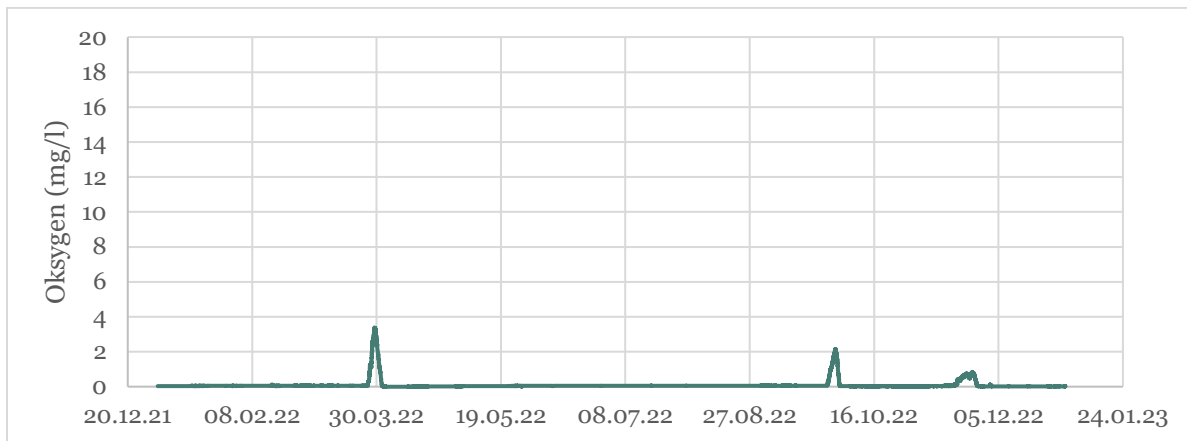
Figur 42. Oksygenkonsentrasjon ved utløpet av forkammeret (INN).



Figur 43. Oksygenkonsentrasjoner ved utløp av rensedammen (DAM).



Figur 44. Oksygenkonsentrasjoner ved utløp av øvre rensfilter (UT F1). Skalering 0-0,2 mg O₂/l.



Figur 45. Oksygenkonsentrasjoner ved utløp av nedre rensefilter (UT F2).

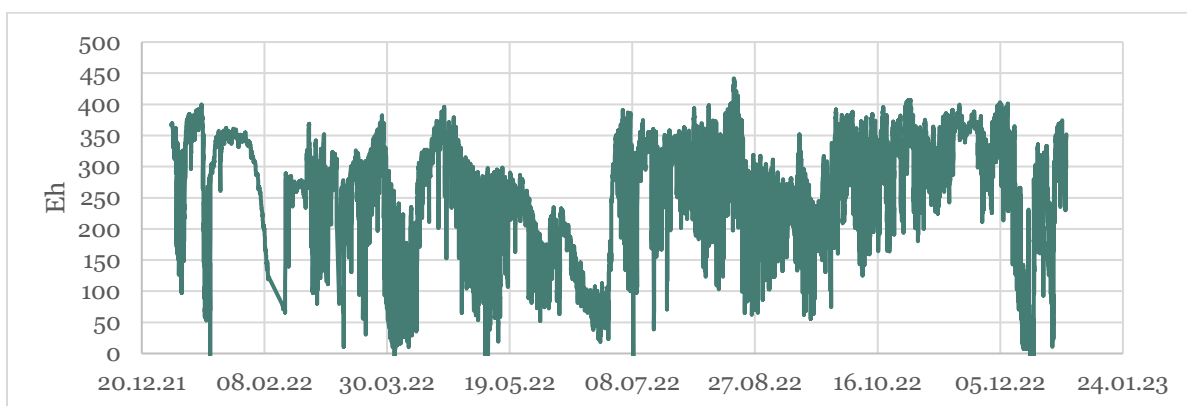
6.4.5 Redoksforhold (Eh)

Redoksforholdene ved INN har variert fra 0 til 437 mV (figur 46). Resultatene synes å vise lavere redoksverdier under og rett etter perioder med økt avrenning fra fyllinga, og høyere verdier under stabile forhold med lav avrenning. Resultatene viste samvariasjon med oksygenmålingene.

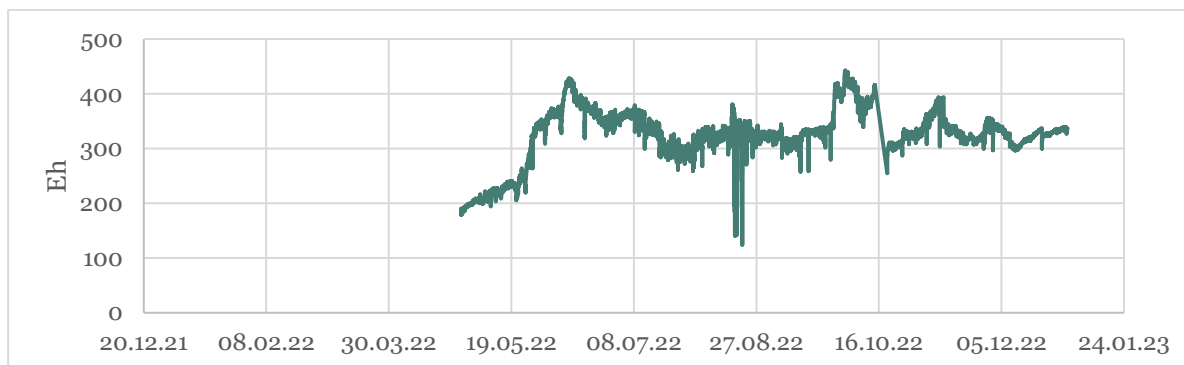
Ved utløpet av rensedammen var det mindre variasjon i redoksforhold enn i forkammeret (figur 47), og målingene varierte fra 124 til 438 mV. Det ble registrert noe lavere verdier i perioden 18.08-21.08, noe som kan ha sammenheng med nedbør og økende vannføring 16. og 17.08. Målingene viste stort sett høye redoksverdier.

Redoksverdiene i utløp av rensefilter (F2 og F1) viste i hovedsak lave verdier i perioden fra januar til slutten av september (figur 48). Verdien varierte fra under -400 mV til periodisk høyere verdier opp til -100 mV. Ved en flomepisode (30.03) ble det registrert 8 mV.

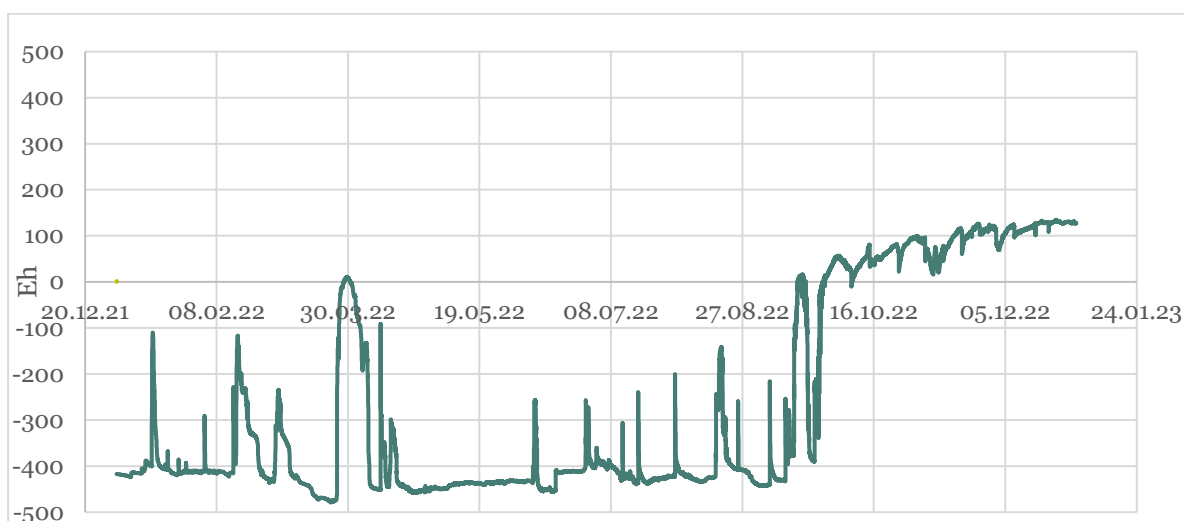
I perioden fra slutten av september og fram til årsskiftet var det gjennomgående høyere verdier, fra null til nærmere 130 mV. Høyere redoksverdier gir dårligere forhold for denitrifikasjon og nitrogenrensing. Endringen i redoksverdier i utløpet av filteret fra slutten av september og ut året faller sammen med økt hydraulisk belastning, lavere vanntemperaturer og mindre organisk materiale i utløpsvannet fra filteret. Nitrogenfilteret viste gradvis dårligere renseevne for nitrogen gjennom denne perioden.



Figur 46. Redoksforhold (Eh) ved utløpet av forkammeret (INN).



Figur 47. Redoksforshold (Eh) ved utløpet av rensedammen (DAM).



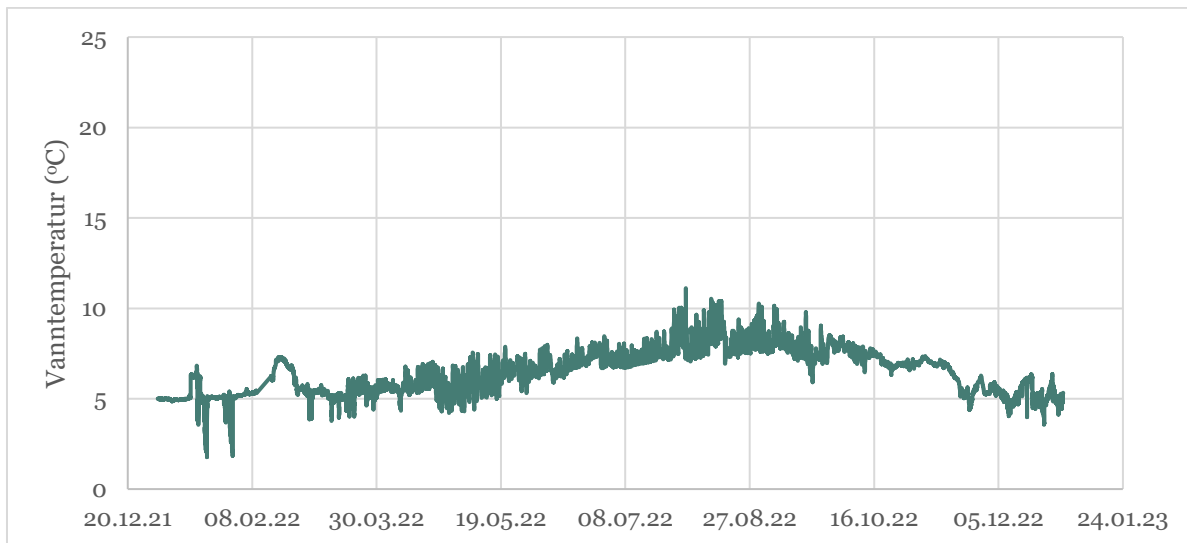
Figur 48. Redoksforshold (Eh) ved utløpet av rensfiltrene (F2 og F1).

6.4.6 Vanntemperatur

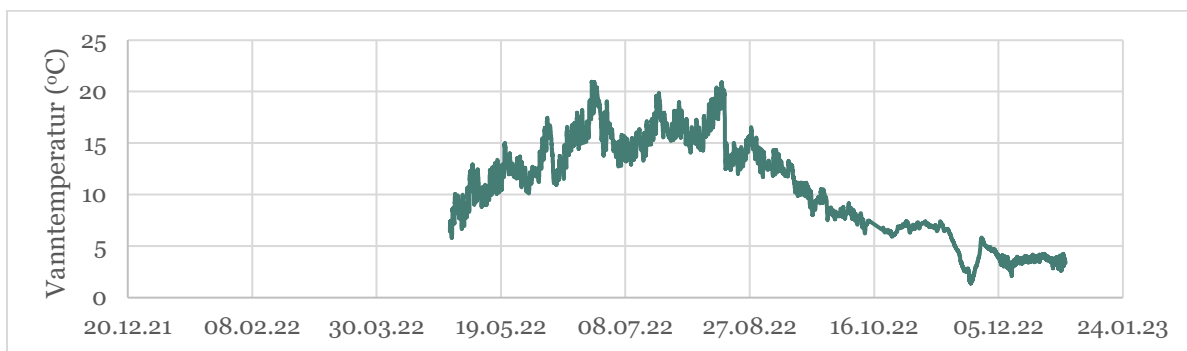
Vanntemperaturen i forkammeret bærer preg av at avrenningen fra fyllinga er «grunnvann» som har en relativt jevn temperatur på 5-7 °C hele året (figur 49). Gjennom sommeren blir vannet noe varmet opp gjennom forkammeret på 40 m³, slik at temperaturen ved utløpet periodisk overstiger 10 °C i juli og august.

I rensedammen, der vannet har en betydelig lengre oppholdstid, ble det tidvis målt temperaturer rett over 20 °C i juni, juli og august (figur 50). I begynnelsen av mai var temperaturen rundt 5 °C. Laveste temperatur på 1,5 °C ble målt i slutten av november.

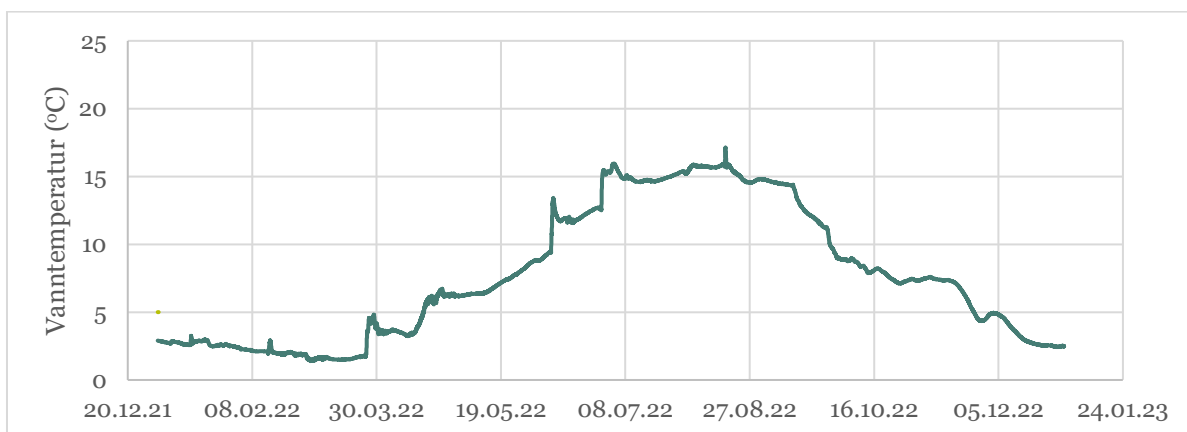
I utløpet av rensfiltrene (F2 og F1) har temperaturen variert fra 1,7 til 17 °C (figur 51). Den laveste vanntemperaturen ble målt i slutten av mars, og antas å være påvirket av snøsmelting. De høyeste temperaturene ble målt i midten av august.



Figur 49. Vanntemperatur ved utløpet av forkammeret (INN).



Figur 50. Vanntemperatur ved utløpet av rensedammen (DAM).



Figur 51. Vanntemperatur ved utløpet av rensfiltrene (F2 og F1).

7 Forsøk med rensing av tunnelvann

7.1 Formål og organisering

I perioden 20. – 27.06 ble det gjort forsøk med rensing av tunnelvann i det nedre nitrogenfilteret (F2). Forsøket ble planlagt og iverksatt av NIBIO, Statens vegvesen og Skanska og utført som en del av masteroppgavene til Manh-Tien Buy og Magnus Evang. Disse vil omtale forsøk og resultater i mer detaljert i sine mastergrader som ferdigstilles sommeren 2023. Den viktigste informasjonen om forsøket og resultatene er omtalt her.

Målsettingen var å utføre et innledende forsøk for å klarlegge om filteret kunne rense nitrogenholdig anleggsvann fra tunneldriving av Sollihøgdatunnelen. Samt teste filteret under stabil hydraulisk belastning med høye konsentrasjoner av nitrogen.

7.2 Gjennomføring

Normaltilførselen av avrenning fra rensedammen til nitrogenfilter F2 ble avsluttet 16.06.20, ved at klaffeventilen i regulatorkummen ble stengt. Det ble gjort visuell kontroll av at vanntilførselen til filteret opphørte.

Tunnelvann (figur 52) ble tilført innløpet til F2 fra en 22 m³ container. Det var daglig påfylling av tunnelvann til containeren. Tunnelvannet var rensert for partikler og pH-justert, men med nitrogenkonsentrasjoner opp mot 50 mg/l. Tunnelvannet ble hentet fra utslippspunkt for partikkelrenset og pH-justert anleggsvann fra Sollihøgdtunnelen med vanningsvogn og traktor.

Tilførselene av tunnelvann til filteret skjedde med selvføll etter hevertprinsippet, og tilført vannmengde var 10 liter per minutt. Mengden ble justert inn ved hjelp av en ventil på utslippsslangen, og ble kontrollmålt daglig. Tilført vannmengde var stabil gjennom hele forsøket, og tilsvarte 15 m³ tunnelvann i døgnet. Samlet mengde tunnelvann tilført rensefilteret gjennom 7 døgn var ca. 100 m³.



Figur 52. Renset tunnelvann fra Sollihøgdtunnelen som ble anvendt i doseringsforsøket.

7.3 Mengde filtermateriale og teoretisk oppholdstid

Samlet mengde filtermateriale i nedre nitrogenfilter er ca. 150 m³. Av dette antas det at ca. 110 m³ er vannfylt og hydraulisk aktivisert, mens ca. 40 m³ tjener som umettet overdekking og isolasjon. Danske forsøk har vist at slike filtermaterialer har en porøsitet på 60 %, eller i dette tilfellet 66 m³. Alt vann i filteret skulle dermed være skiftet ut i løpet av 4,5 døgn's belastning. I praksis indikerte de automatiske målingene at filteret hadde en varierende oppholdstidsfordeling, der deler av filteret hadde rask gjennomstrømning, mens andre deler hadde lengre oppholdstid.

7.4 Automatiske målinger

Det ble utført automatiske målinger i inn- og utløpskum gjennom hele forsøket. Begge målepunkter hadde sensorer som omfattet optisk nitrat, redoks (Eh), optisk oksygen, ledningsevne, pH, vanntemperatur og vannhøyde. Målingene ble utført hver halvtime og data ble overført til nettbasert database daglig.

7.5 Vannprøver

Vannprøver ble tatt en eller to ganger daglig fra inn- og utløpskum. Vannprøvene ble analysert for Tot N, nitrat, ammonium, nitritt, Tot P, DOC, klorid, sulfat og filtrerte miljøfokuserede metaller. Vannprøven ble analysert av Eurofins. De ble frosset ned før levering og levert samlet i to omganger.

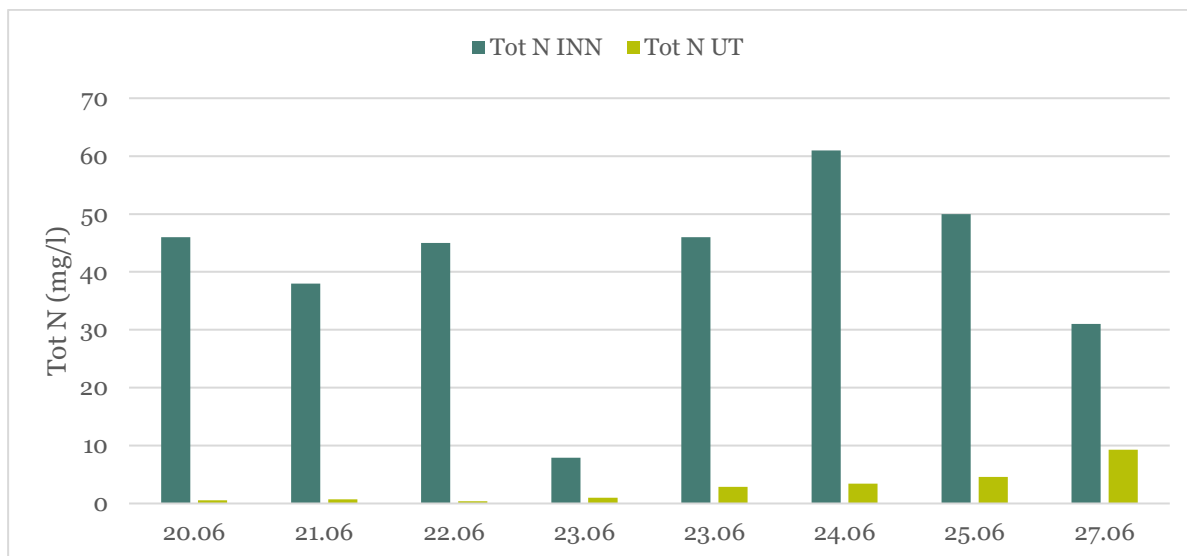
7.6 Resultater

7.6.1 Tot N

Innløpskonsentrasjonene av Tot N i tunnelvann tilført filteret viste en daglig variasjon, fra 8 til 61 mg/l (figur 53). Tunnelvannet som ble tilført 23.06 viste en uvanlig lav konsentrasjon. Ellers varierte konsentrasjonen mellom 31 og 61 mg/l.

Utløpskonsentrasjonene varierte fra 0,5 til 9,1 mg/l, med den laveste konsentrasjonen i starten og den høyeste ved slutten av forsøket.

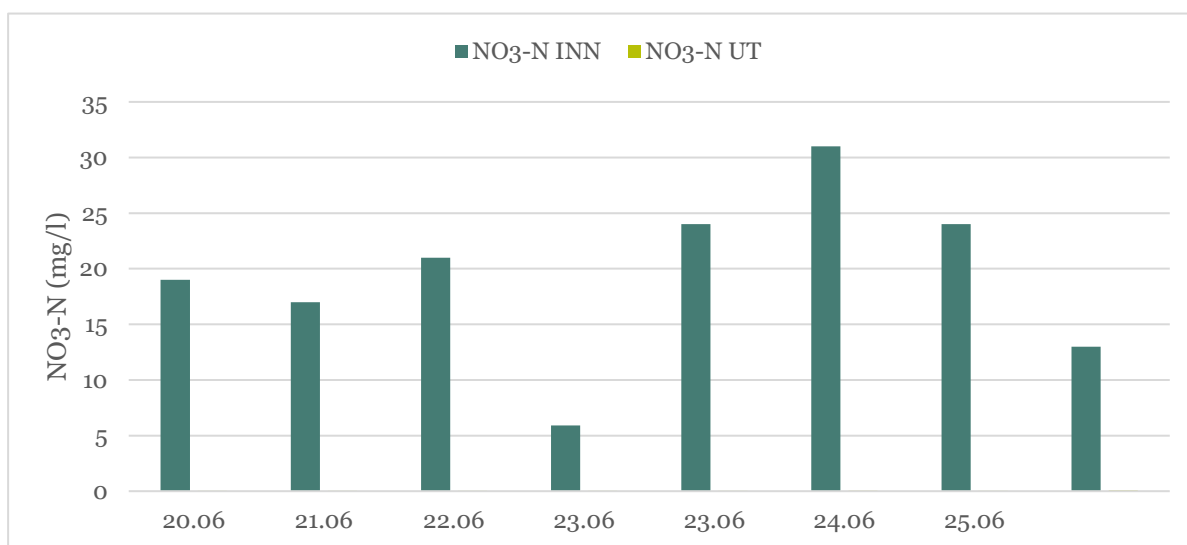
Basert på vurderinger av filterets porøsitet og oppholdstid, så skulle vannet i filteret være fullstendig utskiftet med tunnelvann 24.06, og resultatene 24. til 27.06 skal dermed beskrive oppnådd rensegrad for Tot N. Middelkonsentrasjonen for tilført Tot N i perioden 20. til 26.06 var 42 mg/l. Midlere utløpskonsentrasjon i perioden 24. til 27.06 var 5,8 mg/l. Det indikerer en rensegrad i størrelsesorden 86 % for Tot N.



Figur 53. Inn- og utløpskonsentrasjoner av Tot N under doseringsforsøk med tunnelvann.

7.6.2 Nitrat

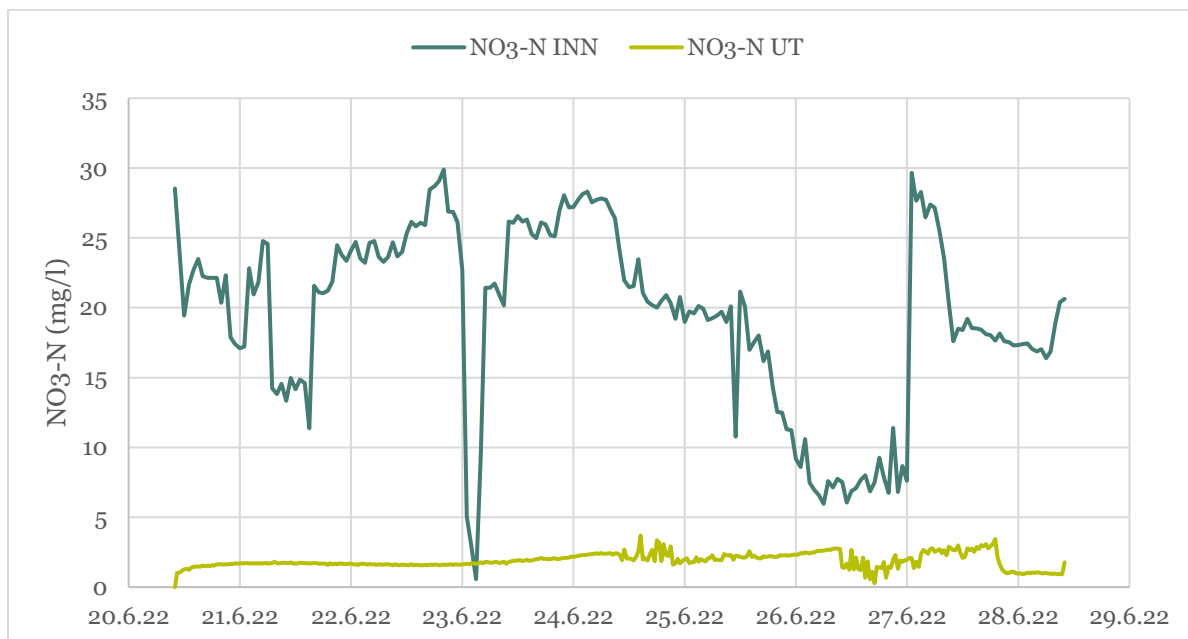
Innløpskonsentrasjonene av nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) varierte fra 5,9 til 31 mg/l, og med et gjennomsnitt på 19 mg/l (figur 54). Det ble ikke påvist nitrat i utløpet av filteret, noe som indikerer at alt tilført nitrat ble fjernet gjennom denitrifikasjon.



Figur 54. Inn- og utløpskonsentrasjoner av nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) under doseringsforsøk med tunnelvann.

7.6.3 Automatiske målinger av optisk nitrat

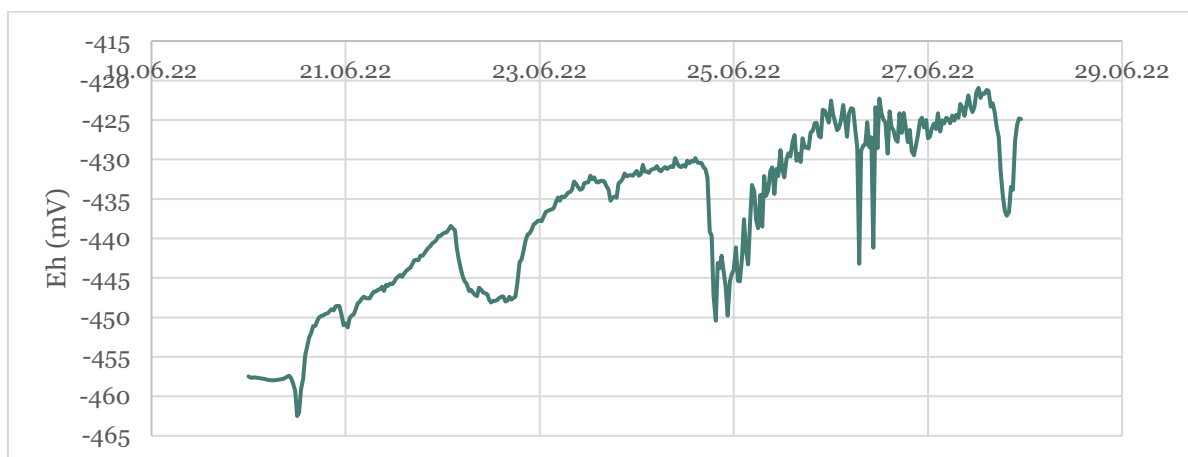
De automatiske målingene av optisk nitrat i innløpet til F2 bekrefter analyseverdiene for nitrat (figur 55). I utløpet ble det tilsynelatende målt mellom 1 og 4 mg nitrat/l, men det er feilmålinger der de optiske målingene forstyrres av en forhøyet konsentrasjon av organisk stoff i utløpsvannet fra filteret.



Figur 55. Optisk målt nitrat i inn- og utløpskum til nitrogenfilter under doseringsforsøk med tunnelvann.

7.6.4 Redoksforhold ved utløp av nitrogenfilteret gjennom forsøket

Automatiske målinger av redoksforhold (Eh) ved utløpet av filteret viste lave verdier fra -462 til -421 mV gjennom forsøksperioden (figur 56). Verdiene indikerer sterkt reduserte forhold der nitrat raskt vil bli denitrifisert. Utløpsvannet fra filteret viste konsentrasjoner av løst organisk stoff (DOC) på nærmere 40 mg/l, noe som indikerer at det er nok organisk stoff til å opprettholde sterkt reduserende forhold i filteret.

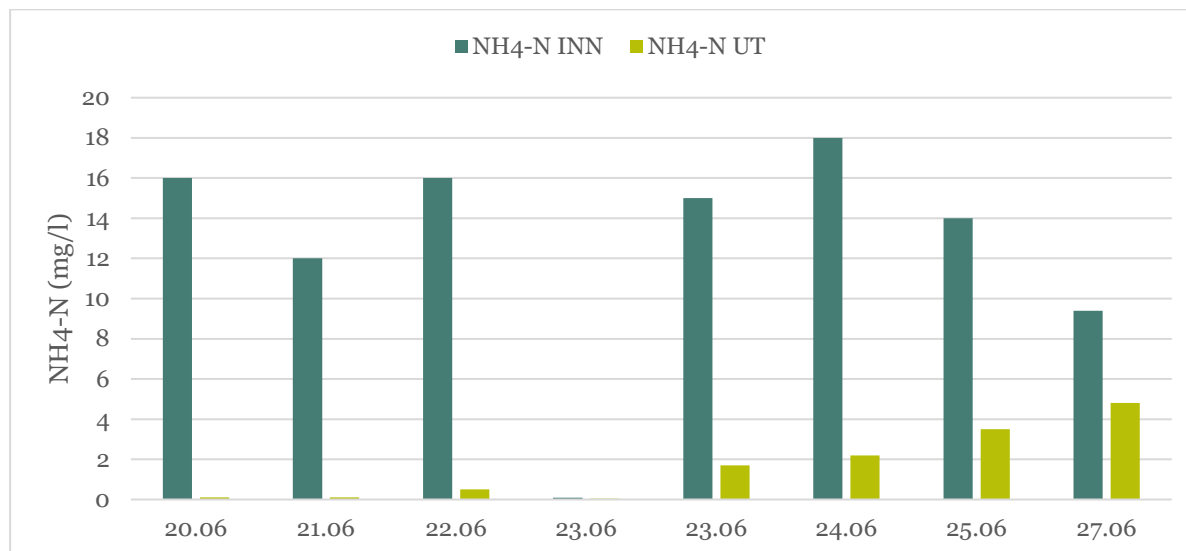


Figur 56. Redoksforhold (Eh) i utløpskummen til nitrogenfilteret under doseringsforsøket.

7.6.5 Ammonium

Verdiene av ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) i tilført tunnelvann varierte mellom 0,1 og 18 mg/l (figur 57), og med en snittverdi på 12,6 mg/l. Sammenligner vi snittverdiene for nitrat og ammonium utgjorde nitrat 60 % og ammonium 40 % av summen av nitrat og ammonium. Det samsvarer med forventet

forhold mellom nitrat og ammonium i ferskt tunnelvann (Vikan 2013). Midlere utløpskonsentrasjon av ammonium i perioden 24. til 27.06 var 3,5 mg/l. Rensegrad for ammonium er dermed i størrelsesorden 70 %.



Figur 57. Inn- og utløpskonsentrasjoner av ammonium (NH₄-N) under doseringsforsøk med tunnelvann.

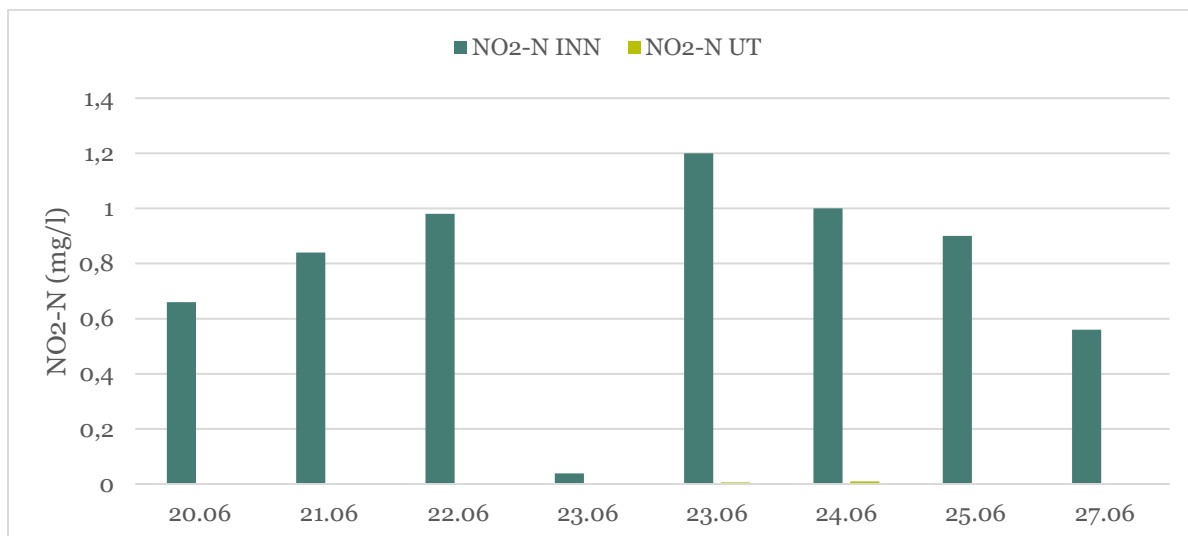
Med sterkt reduserende forhold i nitrogenfilteret, så forventes det ingen eller liten rensing av ammonium. Risteforsøk har imidlertid dokumentert at filtermaterialet har bindingskapasitet for ammonium, noe som bidrar til å forklare at utløpet har lavere konsentrasjoner enn innløpet.

En annen mulighet for fjerning av ammonium under anaerobe forhold er anammox-bakterier som oksiderer ammonium til N₂ gass ved hjelp av elektroner fra nitritt (NO₂-N). Dette er en interessant prosess der kjemolitotrofe bakterier omsetter ammonium til nitrogen gass uten tilsatt av organisk materiale: $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2 + \text{H}_2\text{O}$.

Det har blitt tatt ut prøver av utløpsvann fra filtrene for sekvensering og bestemmelse av bakterietyper i filteret, som kan bidra til å avdekke om filteret inneholder anammox-bakterier samt hvilke hovedtyper av bakterier som dominerer.

7.6.6 Nitritt

Tilført tunnelvann inneholdt varierende konsentrasjoner av nitritt (NO₂-N), fra 0,04 til 1,2 mg/l (figur 58). Snittkonsentrasjonen var 0,8 mg/l. Det ble ikke påvist nitritt i prøvene tatt i utløpet av nitrogenfilteret.



Figur 58. Inn- og utløpskonsentrasjoner av nitritt (NO₂-N) under doseringsforsøk med tunnelvann.

7.6.7 Andre parametere og vurderinger

Gjennomførte analyser av inn- og utløpsvann fra filteret omfatter flere parametere enn de som er beskrevet her, blant annet pH, metaller samt de viktigste basekationene og anionene.

De automatiske målingene omfatter også flere parametere som pH, ledningsevne, vanntemperatur, vannhøyde og oksygen. Herunder muligheten til å beskrive og fortolke oppholdstidsfordelingen i filteret under doseringsforsøket.

Detaljene i dette samt en mer nøyaktig beskrivelse av filtervolum og areal vil inngå i masteroppgavene som ferdigstilles av NMBU-studentene Manh-Tien Bui og Magnus Evang sommeren 2023.

8 Diskusjon og vurderinger

8.1 Rensegrad for nitrogen

Nitrogenfiltrene viste god rensesgrad for nitrogen i perioden fra januar til slutten av september. Gjennom denne perioden ble det bare unntaksvis påvist lave konsentrasjoner av nitrat i utløpet av filtrene, og gjennomsnittlig rensesgrad for Tot N var 82 %.

Etter intenst regn og høstflom 27.09 samt flere påfølgende nedbørshendelser utover høsten, avtok rensesgraden i nitrogenfiltrene gradvis. Dette skjedde parallelt med at den hydrauliske belastningen var vedvarende høy, at mengden løst organisk karbon (DOC) i utløpet av filtrene avtok samt at vanntemperaturen ble gradvis lavere. I slutten av september var rensesgraden for Tot N ca. 60 % og den avtok gradvis fram til slutten av desember da det kun ble oppnådd 10 % rensing.

Etter flommen 27.09.22 ble vannmengden i innløpene til filtrene regulert, slik at de ikke skulle bli hydraulisk overbelastet. Tilførslene ble justert slik at øvre filter (F1) maksimalt ble tilført 1 l/s og nedre filter (F2) maksimalt 0,5 l/s. Dette samsvarer med samlet vannmengde som filtrene ble dimensjonert for. Vannmengder utover 1,5 l/s ble ført i overløp til bekkekulverten via overløpsrist i rensedammen. I perioder med større flommer utover høsten gikk en stor del av i overløp til bekkekulverten for Nordlandsbekken. Maksimal vannføring for de ulike høstflommene varierte fra 27 til 77 l/s. De optiske målingene av nitrat viste at nitrogenkonsentrasjonene var fortennet under flomtoppen (ofte rundt 10 mg NO₃-N/l), mens de høyeste konsentrasjonene ble påvist ved avtakende vannføring en til tre dager etter flomtoppen (opptil 60 mg NO₃-N/l).

Av den totale nitrogenmengden som ble vasket ut av steinfyllinga i perioden fra slutten av september tom desember 2022 (ca. 2 tonn N), ble bare en begrenset andel renses gjennom nitrogenfiltrene. Resultatene indikerer at det kan være utfordrende å lage renseløsninger som gir god N-rensing gjennom hele året, og spesielt perioder med intenst regn og stor vannføring høst og vinter.

Forsøksanlegget for nitrogen ble ikke dimensjonert for avrenningen fra hele fyllinga i Nordlandsdalen, men skulle maksimalt håndtere 1,5 l/s eller 130 m³/døgn. Beregnet midlere avrenning fra fyllinga gjennom 2022 var 4,8 l/s. Forsøksanlegget, med 550 m³ filtermasse, var dermed dimensjonert for å håndtere maksimalt 30 % av avrenninga fra fyllinga. Selv om anlegget hadde blitt dimensjonert for å ta hele middelavrenninga fra deponiet, så ville det blitt perioder overløp ved flommer.

Total mengde nitrat (NO₃-N) samlet opp i avrenning fra deponiet i 2022 var tilsvarte 2,2 tonn nitrogen. Tallet har framkommet ved å multiplisere optiske målinger av nitrat med tilhørende vannføring med halvtimes intervaller, og summere resultatene for 2022. Dette antas å tilsvare nærmere 3 tonn Tot N gjennom hele 2022. Men vi kan ikke regne med at all nitrogen fra deponiet samles opp. Noe vil kunne infiltrere i sprekkesoner i rombeporfyren under fyllinga og transporteres videre som nitratrikt grunnvann, og noe synes å lekke inn i bekkekulverten til Nordlandsbekken der det tidvis har blitt målt betydelig forhøyede konsentrasjoner av nitrogen. Mengden nitrogen som ikke har blitt samlet opp til renseløsningen er usikker.

8.2 Optimalisering av N-rensing

Avrenningsmønsteret med stor variasjon i vannmengde og mye avrenning høst og vinter gjør det krevende å oppnå god rensesgrad for nitrogen gjennom hele året. Senhøsten 2022 viste nitrogenfilteret moderat til dårlig rensing selv ved normal hydraulisk belastning. Utviklingen med redusert rensesgrad falt sammen med gradvis lavere vanntemperatur samt redusert mengde organisk materiale og lavere fosforkonsentrasjoner i utløpet av rensfiltrene.

Ved oppstart av nitrogenfiltrene var det et unødvendig stort overskudd av løst organisk materiale i utløpsvannet og forhøyede konsentrasjoner av fosfor. Utvasking og avrenning av overskudd av organisk materiale og forhøyede fosforkonsentrasjoner er negativt for nedenforliggende resipienter. Men det ble ikke avdekket problematiske eller akutte effekter for bunndyr, fosfor- eller oksygenkonsentrasjoner nedstrøms i Nordlandsbekken. Det var imidlertid tydelig lukt av omsatt flis i bekkevannet nedstrøms anlegget en periode etter oppstart.

Med grunnlag i presenterte resultater og driftserfaringer for renseløsningen for nitrogen, så synes det å være flere muligheter for optimalisering og forbedring av renseresultatene.

- Kontrollert utvasking av nitrogen fra fyllinga på sommerstid, tilpasset renskapasitet i filtre
- Etappevis påfylling av ferskt flishogd virke for riktig innhold av løst organisk materiale
- Økt tykkelse av umettet flisvirke over vannmettet filter for isolasjon og organisk materiale
- Direkte tilførsel av grunnvannsvarm avrenning til nitrogenfiltre om vinteren

Kontrollert utvasking av nitrogen fra fyllinga om sommeren

Nitrogenfiltrene gir best rensing om sommeren. Ved en kontrollert utvasking av sprengstoffbasert nitrogen fra fyllinga, kan belastningen til nitrogenfiltrene tilpasses renskapasiteten. Det kan utføres ved at rensed vann vannes ut på toppflaten av deponiet. Alternativ kan en utnytte deler av vannføring i lokale bekker til vanning og utvasking av nitrogen. Konseptet kan utvikles slik at en får en effektiv rensing av nitrogen som vaskes ut fra fyllinga, samtidig som minst mulig organisk stoff og fosfor slippes til resipient.

Etappevis påfylling av ferskt flishogd virke med skjellsand

Mengden organisk stoff som løses ut fra det flishogde virket vil avta over tid. Tilførslene av organisk stoff må være store nok til å vedlikeholde en effektiv denitrifikasjon i de oksygenfrie filtrene. Et filterbasseng med etappevis påfylling av ferskt flishogd virke, vil kunne optimalisere tilførslene av organisk stoff og minimere tap av løst organisk karbon (DOC) og fosfor til resipient. En etappevis oppfylling oppstrøms i filteret synes gunstig, da nedstrøms filtermaterialer med denitrifikasjonsflora vil kunne opprettholde en passe organisk belastning. De ulike «etappene» for oppfylling kan adskilles og defineres med permeable gabioner. Ved etappevis påfylling kan størrelsen av filtrene økes etter hvert som det legges ny sprengstein i fyllinga. Halvårlig eller årlig påfylling av ferskt flishogd virke synes mest aktuelt.

Økt tykkelse på flishogd virke for overdekking og isolering av vannmettet filter

Økt tykkelse av flishogd virke over vannmettet filter vil gi økt isolasjon og økt temperatur gjennom varmgang i den umettede flisa. Ved nedbør eller snøsmelting vil organisk materiale fra topplaget vaskes ned til det vannmettede filteret, og bidra til å opprettholde gode forhold for nitrogenfjerning.

Direkte tilførsel av grunnvannsvarm avrenning fra fyllinga til nitrogenfiltre

Avrenningen fra fyllinga holder 5 °C også på vinteren, men temperaturen avtar gjennom forkammeret og sedimentasjonsdammen. I rensfiltrene er det målt temperaturer ned mot 2 °C på vinteren. Renseprosessene ville fått bedre forhold ved 5 °C, noe som antas å kunne oppnås dersom avrenningen føres mer direkte fra oppsamling til filter.

Erfaringene så langt indikerer at det sjelden vaskes ut mye partikler fra fyllinga, og at det er begrenset behov for sedimentasjon av partikler før avrenningen tilføres nitrogenfiltrene. Dette gjelder spesielt om vinteren med snødekte og frosne overflater.

8.3 Design og kostnader

Etablert renseløsning i Nordlandsdalen består av et forkammer, en sedimentasjonsdam og to rensfiltre, samt et system av kummer, overløp og ventiler for overløp og tilpasset hydraulisk belastning av de to rensfiltrene. Forkammer og sedimentasjonsdam ble bygd for rensing av veiavrenning fra ny E16, men ble tatt i bruk for å sikre fjerning av partikler før rensfiltre og videre utslipp til Nordlandsbekken.

Renseløsninger for nitrogen bør kunne bygges enklere og billigere enn forsøksanlegget i Nordlandsdalen. Rensfiltrene kan bygges som utgravde bassenger med membrantetting og med innløps- og utløpssoner som tilrettelegger for god hydraulisk fordeling. Hydraulisk fordeling kan skapes med gabionkasser med fin pukkk som gir lik strømningsmotstand i hele bredden av filteret. Filtrene fylles med flishogd virke i blanding med skjellsand, og påfyllingen kan med fordel skje etappevis slik at det er løst organisk materiale tilgjengelig når de største nitrogenmengdene vaskes ut fra fyllinga. Ved innløpet må det bygges en enkel overløpsstruktur slik at flomvannføringer som overstiger filtrenes hydrauliske kapasitet føres forbi.

9 Sammenfattende vurderinger

Renseløsningen i Nordlandsdalen viste god nitrogenrensing (82 %) i perioden januar til og med september, men rensegraden avtok betydelig i oktober, november og desember (10-60 %). Avtakende rensegrad synes å ha sammenheng med gradvis lavere konsentrasjoner av løst organisk karbon (DOC) som er drivstoffet for denitrifikasjonsprosessen, men også økt hydraulisk belastning og gradvis lavere vanntemperaturer. Måling av redoksverdier (Eh) i utløpskummen gir informasjon om det er gode forhold for denitrifikasjon i filteret.

En periode etter oppstart var det forhøyede konsentrasjoner av organisk stoff og fosfor i utløpet fra nitrogenfiltrene. Det er negativt for nedenforliggende resipienter, men ga ingen tydelige utslag for vannkjemi eller bunndyr nedstrøms i Nordlandsbekken. De negative effektene av økte tilførsler av organisk materiale og fosfor, må vurderes opp mot oppnådd nitrogenfjerning. Effekter av fosfor og organisk materiale må vurderes i forhold til sårbarheten til nedstrøms resipienter.

Det er et potensiale for optimalisering av nitrogenrensingen gjennom å bygge et filterbasseng som tilrettelegges for etappevis tilførsel av ferskt flishogd virke, slik at en kan opprettholde en optimal konsentrasjon av løst organisk karbon. Økt isoleringslag med umettet filtermateriale samt direkte tilførsel av «grunnvannsvarm» avrenning forventes også å bedre rensegraden på vinteren.

På sommerstid kan en velge å utnytte rensefiltrene som en reaktor for behandling av nitrogen som vaskes kontrollert ut av sprengsteinen i fyllinga. Kontrollert utvasking kan utføres ved at rensset utløpsvann fra filteret vannes tilbake på toppflaten av deponiet. Slik kan en etablere en utnyttede gode forhold for nitrogenrensing gjennom varme og tørre perioder på sommeren.

Prinsippet med å bruke et filtermateriale av lokalt flishogd virke av løvtrær i blanding med skjellsand eller knust kalkstein, synes å være en bærekraftig og fornuftig tilnærming, som kan optimaliseres og utvikles videre.

Gjennomført forsøk med tunnelvann fra Sollihøgdtunnelen indikerte at nitrogenfiltre kan bidra til nitrogenrensing av tunnelvann. For tunnelvann gir forutsigbare vannmengder og nitrogenkonsentrasjoner mer kontrollerte driftsbetingelser for renseløsningen.

Oppfølgingen av renseløsningen har bidratt til en løpende dokumentasjon av utvaskingsdynamikk fra deponert sprengstein under og etter nedbør. Undersøkelsene har vist at renseløsningen kun tilføres nitrat fra sprengsteinsfyllinga. Ammonium fjernes og holdes tilbake ved binding og nitrifikasjon under utvaskingsprosessen fra fyllinga. Tilsvarende fjerning av ammonium har blitt dokumentert ved utslipp av rensset tunnelvann til steinfylling med avrenning til Damtjernbekken.

Utprøvingen av renseløsningen for nitrogen fra sprengsteinsfyllinga i Nordlandsdalen skal fortsette i 2023 og 24, og skal gi ytterligere kunnskap om renseløsningens potensiale og mulighet for optimaliserende tiltak.

Oppnådde resultater viser godt samsvar med danske resultater som referert i innledningen til rapporten.

Om noen skulle ønske bedre innsikt i nitrogensyklus, nitrogenfraksjoner samt biologiske og kjemiske endringer for disse, så finnes det lett tilgjengelig informasjon på nettsidene til NMBU og Universitetet i Oslo samt på Wikipedia.

Litteratur

- Bækken, T. 1998. Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse. NIVA rapport 3920-1998, s 26.
- 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.
- Christianson, L. E., Castello, A., Christianson, R. D., Helmers, M. J and Bhandari, A. 2010. Technical Note: Hydraulic Property Determination of Denitryfying Bioreactor Fill Media. *Applied Engineering in Agriculture* 26(5): 849-854.
- Geovita 2021. E16 Bjørum – Skaret Totalentreprise. V_003. Fyllinger av sprengt stein nord for Bukkesteinshøgda. Vurdering av stabilitet og utførelse. Dok. Nr V_003. 2021-03-31.
- Guerrero, J-L. og Sample, J. E. 2021. Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2019 – tabeller, figurer og kart. NIVA-rapport 7599-2021. 99 s.
- 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).
- Isdahl, P. 2021. Pers. medd. vedrørende forbruk av emulsjonssprengstoff i 2019 og 2020. Gitt i mail av 26.11.21 fra Per Isdahl, senioringeniør Kjemikaliesikkerhet DSB.
- 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.
- Rohde, J. K., Elioff, A., Sieminska-Lewandowska, A., Fulcher, B., Thalmann, C., Campa, E., Hsiao, F.-Y., Burdin, J., Boscaro, A., Kaneshiro, J., Bappler, K., Bobylev, N., Wang, T.-T., Perugini, V. and Ota, Y. 2019. Handling, Treatment and Disposal of Tunnel Spoil Materials (tekn. rapp.). *International tunneling and underground space association*.
- Rannekleiv, 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.
- Roseth, R. og Skrutvold, J. 2022. Rensing av nitrogen fra sprengstein. Pilotforsøk med biofilter. *NIBIO Rapport 8 (114) 2022*.
- Roseth, R., Rognan, Y., Skrutvold, J. og Fjermestad, H. 2022. Nitrogen i sprengstein – avrenning og rensing. Konsentrasjoner, avrenningsforløp, målemetoder, effekter på vannmiljø og aktuelle rensemetoder. *NIBIO Rapport 8(60)2022*.
- Skrutvold, J. og Roseth, R. 2023. E16 Bjørum-Skaret. Vannkjemiske og biologiske undersøkelser gjennom anleggsfasen 2022. *NIBIO Rapport 9(36)2023*.
- 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.
- Vikan, H. 2013. Avrenning av ammoniumnitrat fra uomsatt sprengstoff til vann – Giftvirkninger i resipient og renseløsninger. *VANN 48 (3)*.

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: Nedre rensefilter. Foto: Roger Roseth
Baksidefoto: Flom 27.09.22. Foto: Tiril Barland