

Søknad om utslipp av naturlig radioaktivitet fra masselager og tunnel

Rv. 4 Gran grense - Jaren





NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI



Søknad om utslipp av naturlig radioaktivitet fra masselager og tunnel

Rv. 4 Gran grense - Jaren

NIBIO RAPPORT | VOL. 6 | NR. 172 | 2020



Alexander Engebretsen (NIBIO), Johanna Skrutvold (NIBIO) og Frøydis Meen Wærsted (NGI)
Divisjon for miljø og naturressurser/ Norsk Gestaltinstitutt

TITTEL/TITLE

Søknad om utslipp av naturlig radioaktivitet fra masselager og tunnel.

Rv. 4 Gran grense - Jaren

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Alexander Engebretsen (NIBIO), Johanna Skrutvold (NIBIO) og Frøydis Meen Wærsted (NGI)

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
14.12.2020	6/172/2020	Åpen	10625-6	Arkivnr
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02717-1	2464-1162	60	5	

OPPDRAUGS GIVER/EMPLOYER:

Statens Vegvesen Utbyggingsområde sørøst

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Halldis Fjermestad

STIKKORD/KEYWORDS:

Overvåking, vannkvalitet, grunnvann, alunskifer, naturlig forekommende uran

Monitoring, water quality, ground water, alum shale, naturally occurring uranium

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Vannkvalitet

Water quality

SAMMENDRAG/SUMMARY:

I forbindelse med vegutbyggingen av Rv 4 på strekningen Gran-Jaren har NIBIO på oppdrag fra Statens vegvesen Region øst gjort etterundersøkelser av vannkjemi i berørte resipienter og i grunnvannsbrønner tilknyttet et masselager med svartskifer. Det har i anleggsfasen og i driftsfasen blitt oppdaget at det forekommer utslipp av naturlig forekommende uran og Direktoratet for Stråling og Atomsikkerhet har kommet med en tilsynsrapport der det påpekes at disse utslippene etter all sannsynlighet krever utslippstillatelse. I grunnvannsbrønner som ligger på masselageret er det registrert urankonsentrasjoner på opptil 933 µg/l mens det i utslippspunktet til resipient har blitt registrert urankonsentrasjoner på mellom 65 og 140 µg/l og spesifikk aktivitet for naturlig radioaktivt kalium (K-40) på mellom 0,3 (9,6 mg/l) og 0,5 (16 mg/l) Bq/l. Urankonsentrasjonene i grunnvannsbrønnene på masselageret har stabilisert seg på et lavere nivå de siste årene, men konsentrasjonene er fortsatt relativt høye. Det har blitt beregnet at total aktivitet for tilførsel av naturlige radionuklider til resipienten Vigga ligger på mellom 40 og 546 MBq for U-238 og på mellom 1924 og 3211 MBq for K-40, beregnet årlig for årene 2014-2020.

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Utslipp det søkes tillatelse for, per år.

Radio-nuklider	Spesifikk aktivitet (Bq/g)	Grense, forskrift	Total aktivitet (Bq/år)	Grense, forskrift
U-nat	1,74E-03	1 ⁻¹	5,46E+08	10 ²
K-40	5,01E-04	10	3,21E+09	10 ⁵

Spesifikk aktivitet (se forklaring i kap. 2) i vannet fra anlegget er lavere enn grenseverdien i forskriften for alle nuklider. Total aktivitet (forklart i kap. 2) overskrides for både uran og Kalium-40.

Det er ingen kjente konsekvenser for naboer, allmennheten eller andre virksomheter i området. Ingen grunnvannsbrønner er i bruk nedstrøms masselageret mot Vigga.

Aktivitetskonsentrasjonene målt av uran (²³⁸U, ²³⁵U og ²³⁴U) i resipienter utgjør ikke en strålingsrisiko for lokal biota.

²¹⁰Po og ²²⁶Ra lå under deteksjonsgrensen i målingene som ble gjort, og selv når halvparten av deteksjonsgrensen ble benyttet som input, ble det estimert at strålingsrelaterte effekter ikke forventet.

LAND/COUNTRY:	Norge
FYLKE/COUNTY:	Oppland
KOMMUNE/MUNICIPALITY:	Gran
STED/LOKALITET:	Rv. 4 Gran - Jaren

GODKJENT /APPROVED

Eva Skarbøvik

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Roger Roseth

NAVN/NAME

Forord

Etter oppdrag fra Statens vegvesen utbyggingsområde sørøst har NIBIO gjort etterundersøkelser av vannkjemi i brønner tilknyttet et masselager med alunskifer i Gran kommune og i resipienter som har blitt berørt av vegutbyggingen Rv. 4 Gran-Jaren. Strekningen sto ferdig sommeren 2017. Oppdraget er en del av NIBIOs rammeavtale for vannovervåking med Statens vegvesen Region øst. I forbindelse med miljøundersøkelsene har det blitt avdekket søknadspålitlige utslipp av radionuklider fra masselageret til omkringliggende resipienter og Statens vegvesen har gitt NIBIO og NGI i oppdrag å bistå med å utforme en søknad om utslipp av naturlig forekommende radionuklider til vann.

Halldis Fjermestad har vært vår kontaktperson hos Statens vegvesen, og takkes for godt samarbeid.

Denne søknaden er skrevet av Alexander Engebretsen (NIBIO), Frøydis Meen Wærsted (NGI) og Johanna Skrutvold (NIBIO). Rapporten er kvalitetssikret i henhold til NIBIOs kvalitetssikringsrutiner av forskningsleder Eva Skarbøvik.

Ås, 14.12.20

Alexander Engebretsen

Innhold

1	Innledning.....	7
1.1	Bakgrunnen for søknaden	7
1.2	Opplysninger om foretakene.....	7
1.3	Opplysninger om kompetanse.....	8
2	Bakgrunn om radionuklider.....	9
3	Områdebeskrivelse og metoder	10
3.1	Miljøtilstanden i området.....	10
3.2	Oversikt over masselageret og drens-systemet utenfor tunnel og masselager	11
3.3	Oversikt over prøvelokaliteter.....	14
3.4	Opplysninger om miljøovervåkning.....	15
3.4.1	Feltmålinger i brønnene.....	15
3.4.2	Vannprøver	15
4	Resultater fra overvåkning	16
4.1	Feltmålinger i grunnvannsbrønner	16
4.2	Vannkjemi i brønnene B1-B3 i masselageret.....	19
4.3	Vannkjemi i brønnene B01-B06 og B13.....	26
4.4	Vannkjemi i Vøyenbekken og tunnel utløp.....	33
4.5	Vannkjemi i Vigga	37
4.6	Polonium og radium i resipientene	43
4.7	Vannkjemi i pumpe-sump og utvalgte kummer og sandfang utenfor tunnel	43
5	Økologiske kvalitetselementer i resipientene.....	47
5.1	Bunndyr	47
5.2	Begroingsalger	47
6	Vurdering av konsekvenser for ytre miljø: doseberegninger med ERICA Assessment Tool.....	49
6.1	Metode: ERICA Assessment Tool.....	49
6.1.1	Input.....	49
6.2	Resultater	50
6.2.1	Doserater estimert med 0,5×LOD, før fortytning	50
6.2.2	Doserater fra målte urankonsentrasjoner, før fortytning	52
6.2.3	Doserater estimert ved fortytning av TUN-UT	53
7	Beregning av aktivitet fra masselageret og pumpe-sumpen	54
7.1	Total aktivitet beregnet for Vigga.....	54
7.2	Total aktivitet beregnet fra pumpe-sumpen i tunnelen	55
7.3	Oppsummering av utslipp av radionuklider	56
8	Forebyggende tiltak.....	57
9	Konsekvensvurderinger	59
9.1	Konsekvenser for naboer, allmennheten og andre virksomheter i området	59
9.2	Konsekvenser for miljø	59

Referanser	60
Vedlegg	61
Vedlegg I	62
Vedlegg II	66
Vedlegg III	69
Vedlegg IV	73
Vedlegg V	79

1 Innledning

1.1 Bakgrunnen for søknaden

Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet (DSA) gjennomførte i 2017 et skriftlig tilsyn (1) med Statens vegvesens (SVV) veiprojekt Rv. 4 på bakgrunn av at DSA ga SVV tillatelse til deponering av alunskifer og andre potensielt syredannende bergarter som inneholder naturlig forekommende radionuklider. I forbindelse med tilsynet har DSA funnet avvik og kommet med anmerkninger. DSA påpekte avvik i forbindelse med utslipp av radionuklider uten at det foreligger utslippstillatelse fra DSA. DSA påpeker at det har blitt registrert en økning av naturlige radionuklider i grunnvann i masselageret. Statens vegvesen redegjør i denne søknaden for om det foregår potensiell forurensing i henhold til Forskrift om radioaktiv forurensing og avfall (1). NIBIO har hatt ansvaret for miljøovervåking av eventuelle utslipp fra masselageret til resipienter de siste årene og det er på bakgrunn av resultater fra disse undersøkelsene at Statens vegvesen herved søker om utslippstillatelse av radioaktive stoffer.

Det søkes om tillatelse til utslipp av naturlig uran (U-238 med døtre) og kalium (K-40) fra masselageret til Vøyenbekken og Vigga i tråd med forurensingslovens paragraf 11. Thorium forekommer i gjennomgående svært lave konsentrasjoner og ligger stort sett under deteksjonsgrense. På bakgrunn av dette er thorium ikke inkludert i grunnlaget for søknaden.

1.2 Opplysninger om foretakene

Tabell 1. Opplysninger om foretaket

Opplysninger om prosjekteier	
Navn på foretak:	Statens vegvesen, Utbygging Utbyggingsområde sørøst, Prosjekt Vestoppland
Foretaksnummer:	971032081
Postadresse:	Statens vegvesen Postboks 1010 Nordre Ål 2605 Lillehammer
Telefonnummer:	22073000
e-postadresse:	Firmapost@vegvesen.no
Internettadresse:	www.vegvesen.no
Kontaktpersoner:	Even Stensrud tlf. 93462870. Gudrun Marie Sørumsbrenden, tlf 41614503. Odd Johansen, tlf. 9502041

Søknaden gjelder ny tillatelse til utslipp av radionuklider til vann.

1.3 Opplysninger om kompetanse

Søknaden gjelder utslipp til vann fra grunnvann i kontakt med svartskifermasser. Det er ikke krav i forurensningsloven og strålevernforskriften til strålevernskoordinator for denne virksomheten. Organisasjonene har tilstrekkelig kompetanse innen strålevern for håndteringen av svartskifer.

2 Bakgrunn om radionuklider

Alunskifer har ofte naturlig forhøyede konsentrasjoner av uran med sine datternuklider. Naturlig forekommende uran består av ^{238}U , ^{235}U og ^{234}U . De to første starter hver sin radioaktive kjede med flere radioaktive datternuklider før de ender opp som stabilt bly, mens ^{234}U er en av døtrene til ^{238}U . I naturen er det et gitt forhold mellom disse tre urannuklidene, og de tilsvarer 99,27 % (^{238}U), 0,72 % (^{235}U) og 0,0054 % (^{234}U) av massen til uran. I naturlig uran er aktiviteten til ^{238}U og ^{234}U like høy, ettersom disse er i sekulær likevekt. ^{235}U bidrar med 2,2 % av urans radioaktivitet, og ^{238}U og ^{234}U bidrar med 48,9 % hver.

I bergmasse som alunskifer kan man anta at uran er i sekulær likevekt med alle sine datternuklider, det vil si at det er like høy radioaktivitet av hver nuklide. Når steinen kommer i kontakt med andre medier som luft og vann, vil de kjemiske egenskapene til hver radionuklide (samt det kjemiske miljøet steinen er i, geologisk sammensetning av bergmassen etc.) bestemme hvorvidt en radionuklide går i løsning. I f.eks. en bekk kan man derfor ikke anta at radionuklidene er i likevekt og man bør måle på de ulike radionuklidene. Viktige datternuklider for ^{238}U inkluderer ^{226}Ra (halveringstid 1600 år) og ^{210}Po (halveringstid 138 dager), ettersom disse er relativt langlivede sammenlignet med mange andre datternuklider og har høy radiotoksisitet.

I Forskrift om forurensningslovens anvendelse på radioaktiv forurensning og radioaktivt avfall (2) er U-nat definert til å være ^{238}U i likevekt med sine døtre. I denne søknaden forholder vi oss til grenseverdiene for U-nat. Disse gjelder for modernukliden (^{238}U) alene, men strålebidraget fra datterproduktene er tatt hensyn til i fastsettelsen av aktivitetsgrensen fra modernukliden. Beregninger av uranutslipp er derfor basert på målte konsentrasjoner av ^{238}U . For estimerer av doserater for ikke-human biota (gjort i ERICA Assessment tool, se kapittel 6) er dog spesifikk aktivitet for ^{234}U og ^{235}U tatt med i beregningene ettersom de kan ha en effekt på estimert dose.

I denne rapporten har vi beregnet total aktivitet og spesifikk aktivitet. Total aktivitet er samlet radioaktivitet i et volum, for eksempel all radioaktiviteten som slippes ut årlig i sigevann fra masselageret/tunnelen, og angis i Bequerel (Bq). Spesifikk aktivitet er radioaktivitet per masseenheter, og angis i Bq/l eller Bq/kg. ^{238}U , ^{232}Th og ^{40}K ble målt i μg eller mg per liter, og dette ble regnet om til spesifikk aktivitet (Bq/l) v.h.a. verdiene i tabell 2 (3) For å beregne total aktivitet sluppet ut fra masselager og tunnel har vi benyttet gjennomsnittlig spesifikk aktivitet gjennom et år (beregnet fra målte konsentrasjoner i resipienter) og ganget med estimert total vannføring i gitte resipienter. Dette er ytterligere beskrevet i kapittel 7.

Tabell 2: Omregningsfaktorer for å beregne spesifikk aktivitet fra målt konsentrasjon for ^{40}K , ^{238}U (eller døtre) og ^{232}Th . For K bruker man konsentrasjonen målt for stabilt kalium til å beregne aktiviteten til ^{40}K , mens for U og Th benyttes målt konsentrasjon av radionukliden. Kopiert fra IAEA (2003).

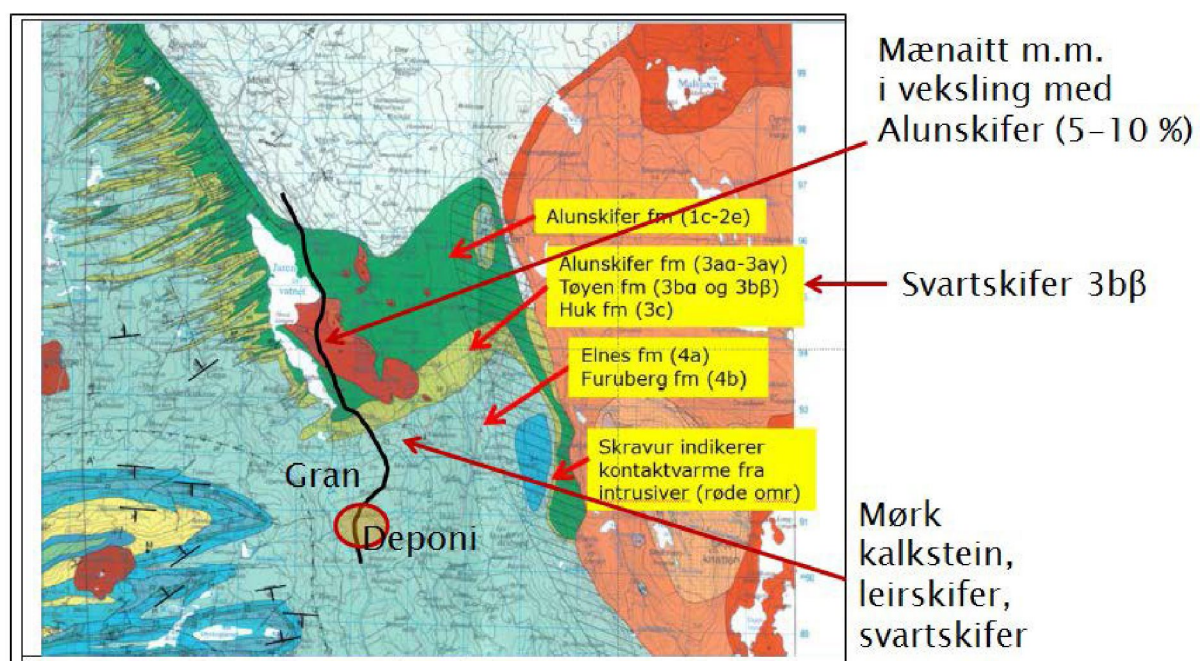
1% K in rock	= 313	Bq/kg	^{40}K
1 ppm U in rock	= 12.35	Bq/kg	^{238}U , or ^{226}Ra
1 ppm Th in rock	= 4.06	Bq/kg	^{232}Th

3 Områdebeskrivelse og metoder

3.1 Miljøtilstanden i området

Masselageret ved Gran drenerer til elven Vigga, via Vøyenbekken, som renner ut i Jarevatnet. Jarevatnets nedbørsfelt er på 1408 km² og består i stor del av skog og jordbruk. Jarevatnet er klassifisert som middels kalkrik, klar (TOC2-5) og er sterkt påvirket av diffus avrenning fra jordbruk (<https://www.vann-nett.no/portal/>).

Områdets geologi består i stor del av alunskifer som inneholder naturlige radioaktive stoffer og tungmetaller (figur 1).



Figur 1. Geologisk kart over området omkring Jarevatnet og Gran på Hadeland. Ny Rv 4. er indikert med svart linje (4).

Resultater fra forundersøkelser i 2011 og 2012, før oppstarten av anleggsarbeidet, viste at konsentrasjonene av U i overflatevannet varierte fra 1,4 til 92 µg/L i Vigga, Horgenbekken og Nordtangenbekken (5). Den høyeste verdien ble funnet i Horgenbekken der urankonsentrasjonene lå mellom 74 og 92 µg/l. De laveste urankonsentrasjonene ble målt i Vigga der konsentrasjonene lå mellom 1,4 og 2 µg/l. Det ble målt nikkelkonsentrasjoner på mellom 20 og 31 µg/l i Horgenbekken, noe som tilsvarer klasse III (moderat) i veileder M-608 (6). Sinkkonsentrasjonene i Horgenbekken lå på mellom 9,8 (klasse II) og 30 (klasse IV). Sink og nikkelverdiene i Vigga og Nordtangenbekken var relativt lave og faller inn under klasse II i veileder M-608.

Forundersøkelser utført av NORWAT i 2013 viste at det var en trend mot høyere verdier av uran jo lengre nedstrøms i Vigga man kom, noe som kan tyde på at vannet renner gjennom mer alunskiferholdige områder i nord. Det ble målt svært lave konsentrasjoner av uran i Jarevatnet, noe som tyder på fortykning og/eller avsetning i sedimenter (4).

3.2 Oversikt over masselageret og drencsystemet utenfor tunnel og masselager

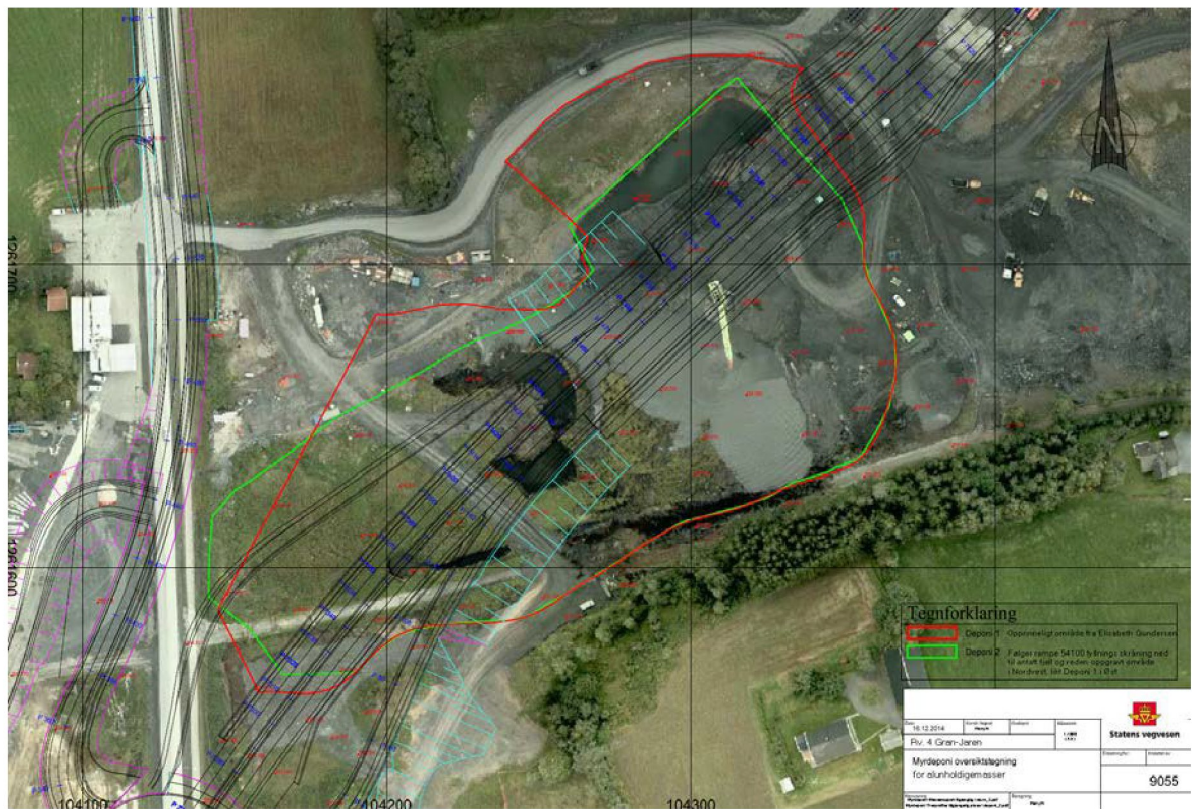
Figur 2 viser grensa til masselageret mens figur 3 viser rør og drencsystem utenfor masselageret og tunnelen. Grensen til masselageret er markert med en grønn linje som illustrerer det reelle området som ble gravd ut. Den røde linjen viser den opprinnelige planlagte utgravingen.

Drencyvann og overflatevann fra tunnelen samles i et vannmagasin/pumpesump i lavbrekket inne i tunnelen. Dette vannet pumpes ut via en pumpeledning (Ø200) til en overvannskum (O278) ute ved toplanskrysset sør for Gran. Pumpen i pumpesumpen er nivåstyrt og settes i gang når vannspeilet når en viss høyde. Vannet renner derfra i selvfal ut til Vøienbekken (TUN-UT).

Drency- og overflatevann ute mellom toplankrysset og tunnelportalen sør fanges opp via sandfang (SF) til tette overvannsledninger med fall mot kum O221 og videreføres til O222 og en pumpekum. Ved store vannmengder samles dette vannet i et fordrøyningsmagasin ved siden av veien, før det pumpes til O278, med videre selvfal til TUN-UT. Dreneringsledninger fra begge sider av veien sørger for at grunnvannstanden holder seg på et øvre nivå og målinger av grunnvannstand i masselagret viser at det er relativt små endringer og at disse endringene følger perioder med snøsmelting og/eller perioder med mye nedbør (5). Kum 221 mottar alt dreneringsvann og overvann utenfor tunnelen. Dette vannet blir pumpet videre og renner tilslutt i selvfal til TUN-UT. Tabell 3 gir en skjematisk fremstilling av dreneringssystemet som er prøvetatt.

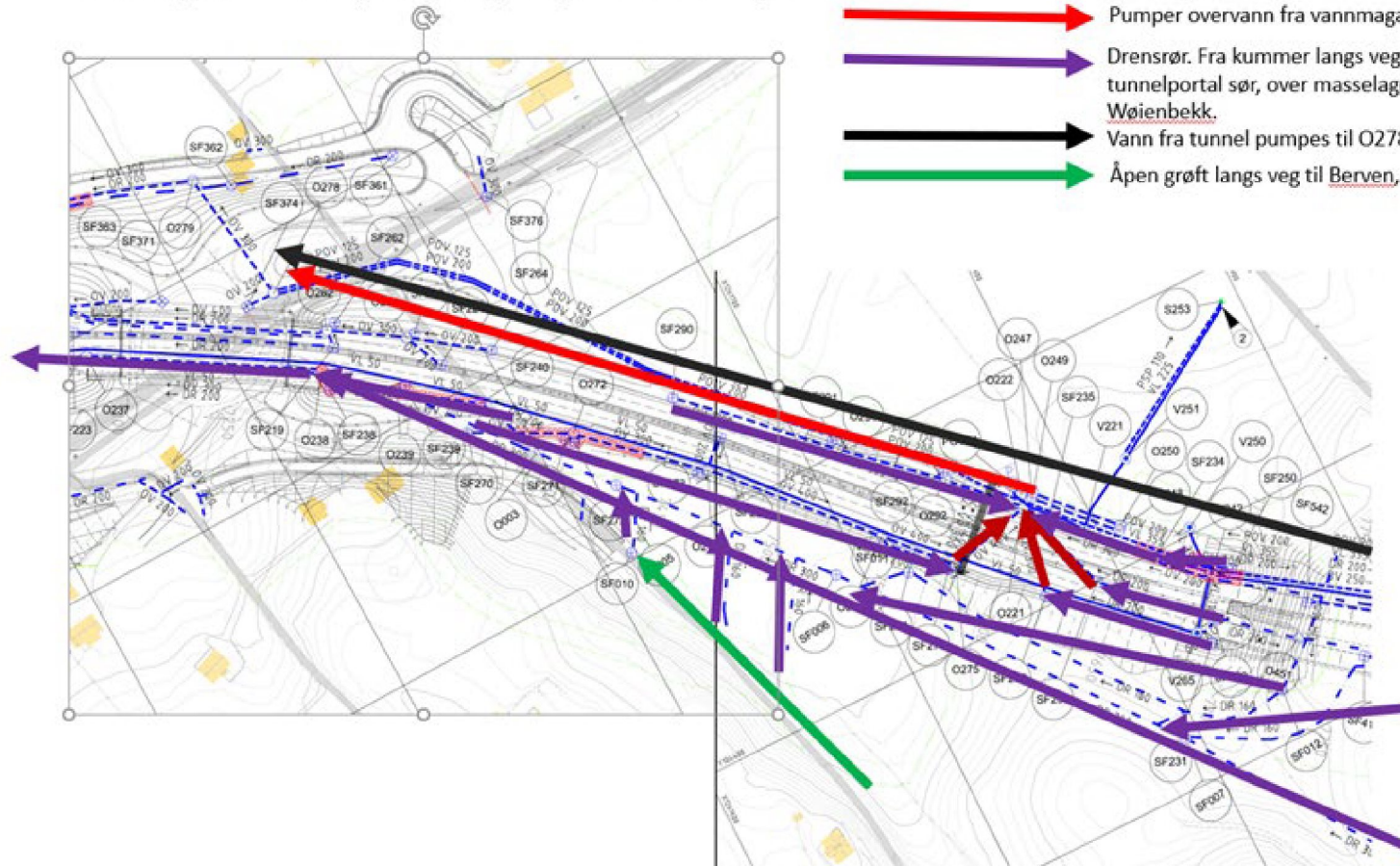
Tabell 3. Beskrivelse av dreneringssystemet utenfor Granstunnelen.

Brønn/kum	Beskrivelse
O221	Mottar alt dreneringsvann og overvann utenfor tunnelen. Blir pumpet til O278 hvor det renner i selvfal til TUN-UT.
O292 -> OV300	Oppsamlet overvann langs vestsida av rv.4 fra høybrekk nordside toplankryss og nordover mot O221
O275 -> OV400	Oppsamlet overvann langs østside av rv.4 fra nordside toplankryss og nordover, før kryssing av rv.4 mot O221
SF261	Oppsamlet drency- og overvann fra høybrekk nordside toplankryss til sørsida av toplankryss rett sør for masselager, før videreføring til Wøienbekk
SF234	Oppsamlet drency- og overvann vestsida rv.4 fra veggrøft og høybrekk tunnelportal før innløp til SF235
O274	Oppsamlet overvann langs østside av rv.4 fra nordside toplankryss og nordover, før O275
SF232	Oppsamlet drency- og overvann fra veggrøft tunnelportal østside rv4. før kryssing av rv.4 til O221
SF 235	Oppsamlet drency- og overvann vestsida rv.4 fra SF234 og høybrekk tunnelportal før innløp til O221
SF 273	Oppsamlet drency- og overvann langs østside av rv.4 fra nordside toplankryss og nordover, før SF274



Figur 2. Oversikt over masselageret. Grønn linje viser endelig grense for masselageret. Den røde linjen viser den opprinnelige planlagte utgravingen.

Drens- og overvannssystem langs veg over masselager



Figur 3. Oversikt over dreussystemet utenfor tunnelen

3.3 Oversikt over prøvelokaliteter

Statens vegvesen har installert 10 brønner i nærheten av masselageret på Gran. Figur 5 gir en oversikt over prøvelokaliteter brukt i denne rapporten, med unntak av VIG-N som ligger nord for kartet. Brønn B1, B2 og B3 står direkte i masselageret, mens BO6 og BO5 er oppstrøms og B13, BO1, BO2, BO3, BO4 og B13 er nedstrøms masselageret.

Overvann og innlekasjevann fra tunnelen samt drenering utenfor tunnelen renner til Vøyenbekken via prøvepunktet TUN-UT (figur 4). Prøven i TUN-UT tas før vannet renner ut i Vøyenbekken. Vøyenbekken ble prøvetatt både opp- (VOY-O) og nedstrøms (VOY-N) Rv. 4. Punktet VØY-N ligger nedstrøms masselageret og rett nedstrøms TUN-UT.

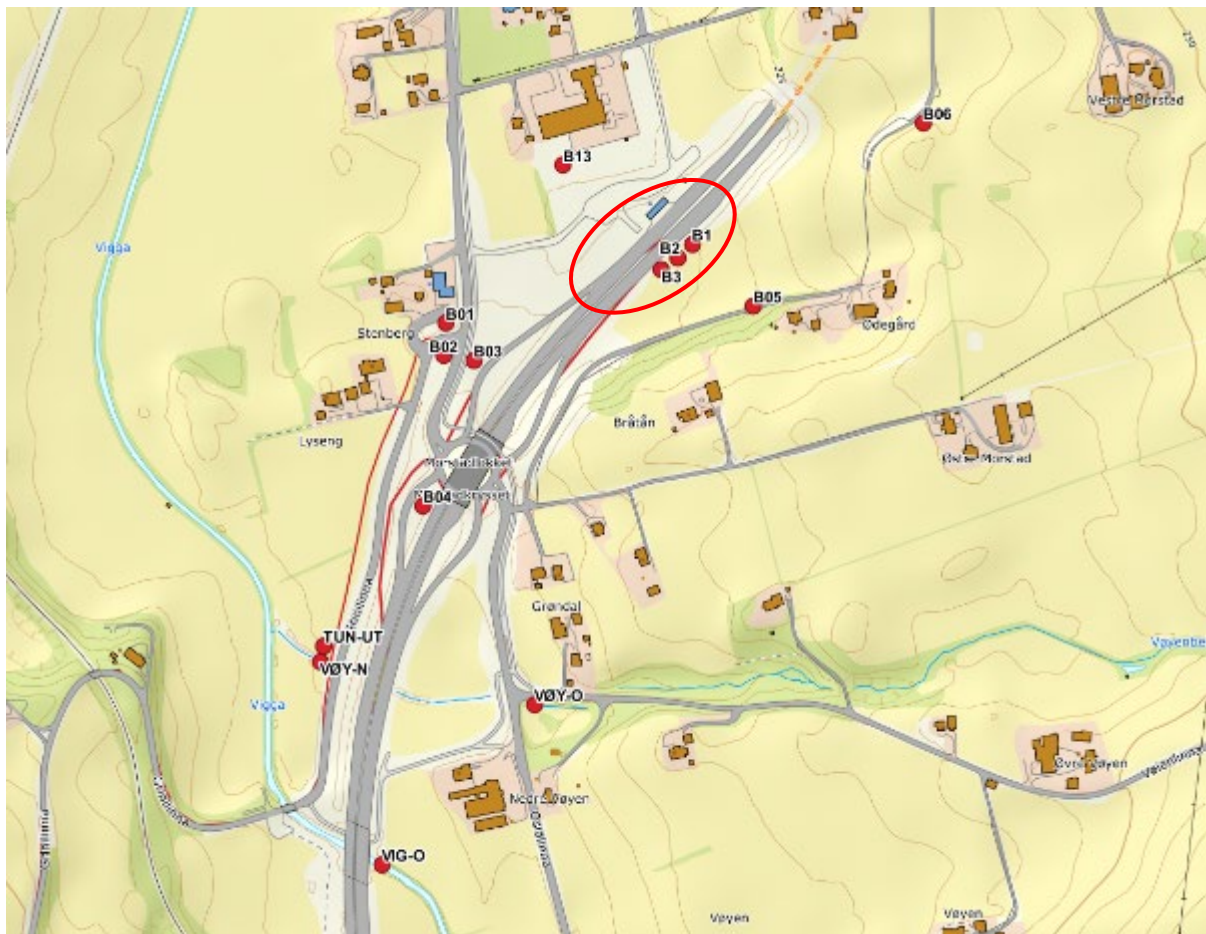
Vøyenbekken renner ut i Vigga ca. 100 m nedstrøms Rv4. Vigga ble prøvetatt oppstrøms Rv.4 og nedstrøms utløpet til Vøyenbekken og ved et punkt lengre nedstrøms ved Gran sentrum. Ved tidligere overvåking har det vært flere ulike prøvepunkter opp- og nedstrøms i Vigga. Resultatene fra noen av punktene er slått sammen for å lette diskusjonen. Vigga nedstrøms (VIG-N) betegner da alle prøvepunkt nedstrøms innløpet til Vøyenbekken, mens Vigga oppstrøms (VIG-O) betegner alle prøvepunkt mindre enn en kilometer oppstrøms innløpet til Vøyenbekken.



Figur 4. Vøyenbekken nedstrøms stasjon og TUN-UT til høyre i bildet.

Tabell 4. Oversikt over prøvelokaliteter.

Lokalitet	Beskrivelse
B1-B3	Grunnvannsbrønner som står direkte i masselageret. Brønn B1 og B2 er grunne brønner mens B3 er en dyp brønn.
BO1-B13	BO6 og BO5 er oppstrøms og B13, BO1, BO2, BO3, BO4 og B13 er nedstrøms masselageret. Brønn B04 mottar antakelig diffus avrenning fra masselageret.
VOY-O, VOY-N og TUN-UT	VOY-O er Vøyenbekken oppstrøms stasjon og ligger øst for Rv. 4 like ved Oslolinna. VOY-N er Vøyenbekken nedstrøms stasjon og ligger nedstrøms lokaliteten TUN-UT og på vestsiden av Rv. 4. TUN-UT får vann fra tunnelen og dreneringssystemet utenfor tunnelen og masselageret. Prøven er tatt i utløpsrøret rett før vannet går ut i Vøyenbekken.
VIG-N og VIG-O	Vøyenbekken renner ut i Vigga ca. 100 m nedstrøms Rv4. Vigga ble prøvetatt oppstrøms Rv.4 (VIG-O) og nedstrøms utløpet til Vøyenbekken og ved et punkt lengre nedstrøms ved Gran sentrum (VIG-N).



Figur 5. Oversikt over prøvelokaliteter sør for Grantunnelen. Omtrentlig plassering av masselager er vist. VIG-N ligger utenfor kartet (nord).

3.4 Opplysninger om miljøovervåkning

3.4.1 Feltnmålinger i brønnene

NIBIO har målt Eh (ORP), pH, ledningsevne og oksygen i topp- og bunnvann i utvalgte brønner med en multiparametersensor. Målingene ble gjort med instrumentet KLL-Q-2 fra Seba Hydrometrie. Redoksmålinger (ORP) blir korrigert til standard hydrogenelektrode.

3.4.2 Vannprøver

I 2017 - 2019 ble det tatt kvartalsvise vannprøver på de fleste prøvelokaliteter. I 2020 ble det tatt supplerende prøver i alle brønnene og bekkene 31.03 og igjen i alle brønnene samt Vigga og Vøyenbekken og TUN-UT 30.09. I tillegg har det blitt tatt ekstra prøver i brønn B1, B2 og B3. I brønnene ble vannprøvene tatt med en prøvehenter som ble senket ned omtrent en meter under overflaten. Samtidig med prøvetaking ble vannhøyde registrert. I overflatevann ble vannprøvene fortrinnsvis hentet fra midten av bekken.

Vannprøvene ble kjørt til Eurofins for analyse, enten samme dag eller dagen etter. Prøver som ble sendt til analyse dagen etter prøvetaking ble mellomlagret på kjølerom. Vannprøver ble analysert for blant annet tungmetaller, uran, thorium, kalium, sulfat, kalsium, magnesium, alkalinitet og veisalt (NaCl).

4 Resultater fra overvåkning

Resultater fra den generelle overvåkingen i masselageret er diskutert med hensikt å vurdere variabilitet av de kjemiske forholdene i masselageret.

4.1 Feltmålinger i grunnvannsbrønner

Feltemålinger av oksygen og redokspotensial viser at det har vært nærmest oksygenfritt og reduserende forhold mot bunnen i brønnene på myra (B2 og B3) store deler av tiden (figur 5-13). Det har ikke vært mulig å gjennomføre profilmålinger i B1, men kontinuerlige målinger av Eh/pH i B1 har vist Eh-verdier fra -190 til $+470$ mV i perioden nov.2016 - feb. 2018 og fra -4 til -158 mV i november/des 2020. Med unntak av 15.02.18 og 26.05.20 har redokspotensialet vært under -100 mV fra 2-5 m dyp i både B2 og B3. Trolig var det reelle redokspotensialet lavere 26.05.20, da det ble målt lite oksygen i bunn av begge brønnene (0,9 mg/l i B2 og 0,28 mg/l i B3).

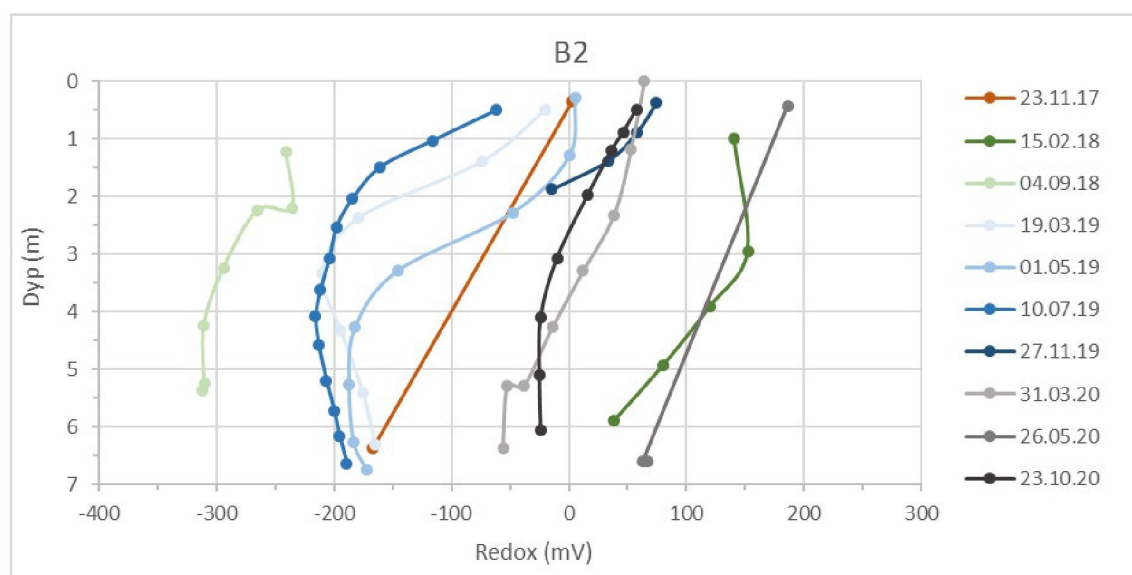
Ved B2 har det variert mellom 38 og -312 mV i bunn og 140 og -240 mV i toppen. Ved B3 har det variert mellom 48 og -329 mV i bunn og 195 og -51 mV i toppen.

Brønnene B01-B04 nedstrøms masselageret har vist høyere oksygenmetning og redokspotensial enn brønnene B2 og B3. Det er heller ikke forventet at disse skulle ha lavt redokspotensial da de ligger utenfor masselageret. pH har ligget stabilt mellom 6,8 og 7,5 i alle brønnene. Ledningsevnen har vært høyest i B02. Dette er også brønnen med høyest oksygenmetning i bunnlaget.

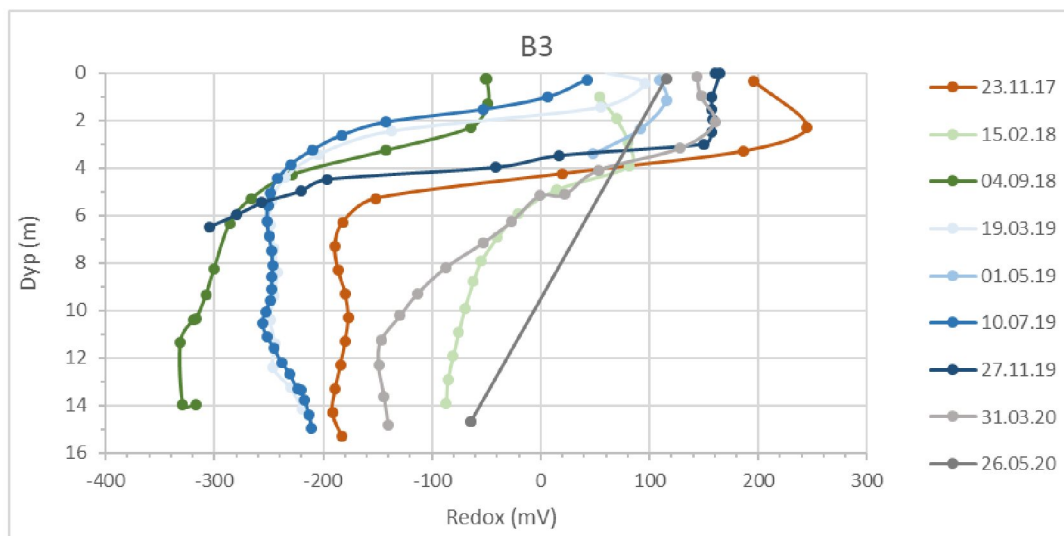
B13 har hatt lite oksygen og lavt redokspotensiale gjennom hele vannsøylen i perioden fra 2017-2020.

Det kan virke som om redokspotensialet er påvirket av klimatiske faktorer som tørke og nedbør. Målingene som ble tatt den 04.09.2018, etter en sommer med rekordtørke og svært lav grunnvannstand, viser lave verdier av redokspotensial (figur 6-11).

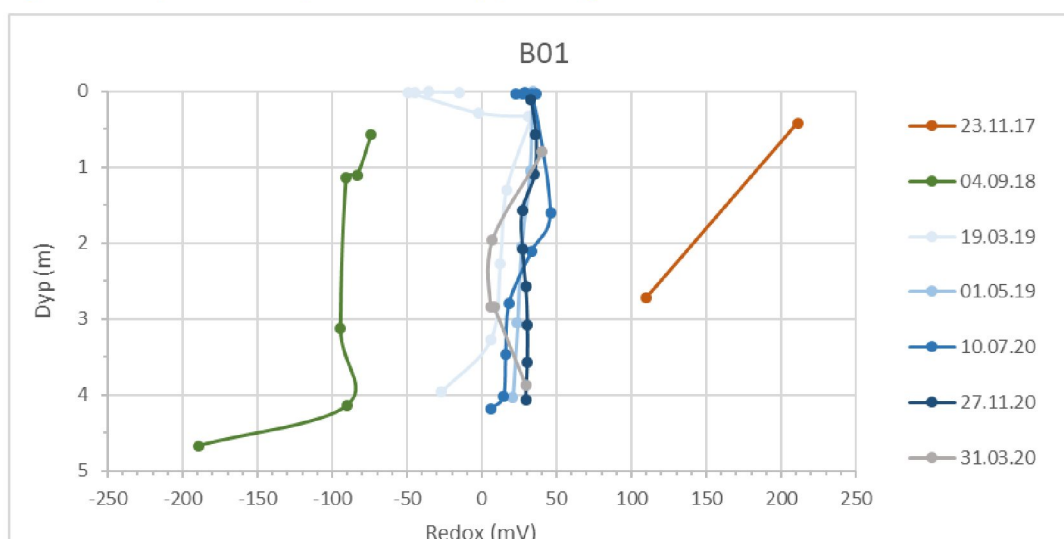
For flere detaljer om feltemålinger i grunnvannsbrønner kan man lese rapporten *Rv. 4 Gran-Jaren. Etterundersøkelser av vannkjemi i grunnvann og resipienter 2017-2019* (7).



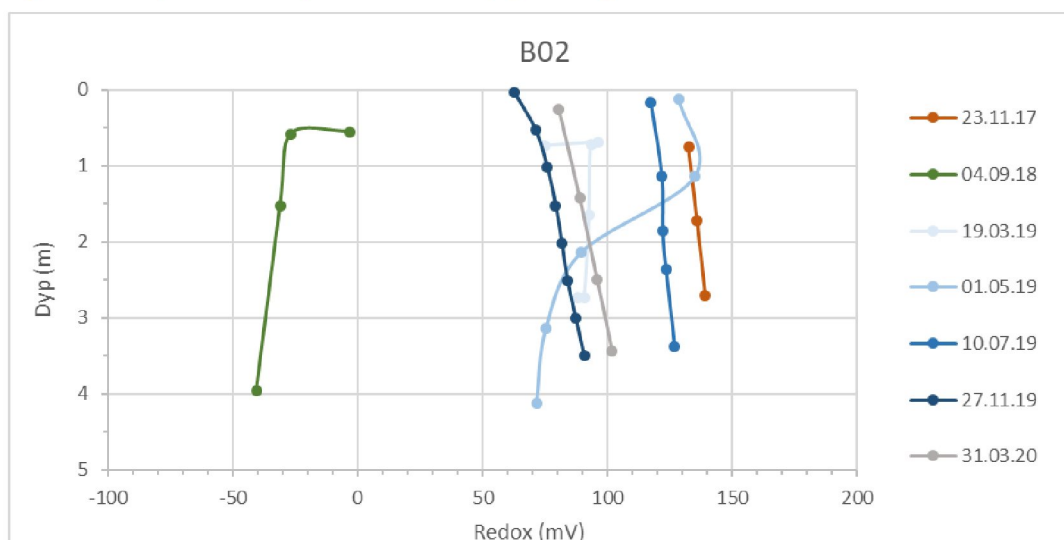
Figur 6. Redokspotensiale i brønnen B2 for alle prøvetakingsrunder fra 2017-2020.



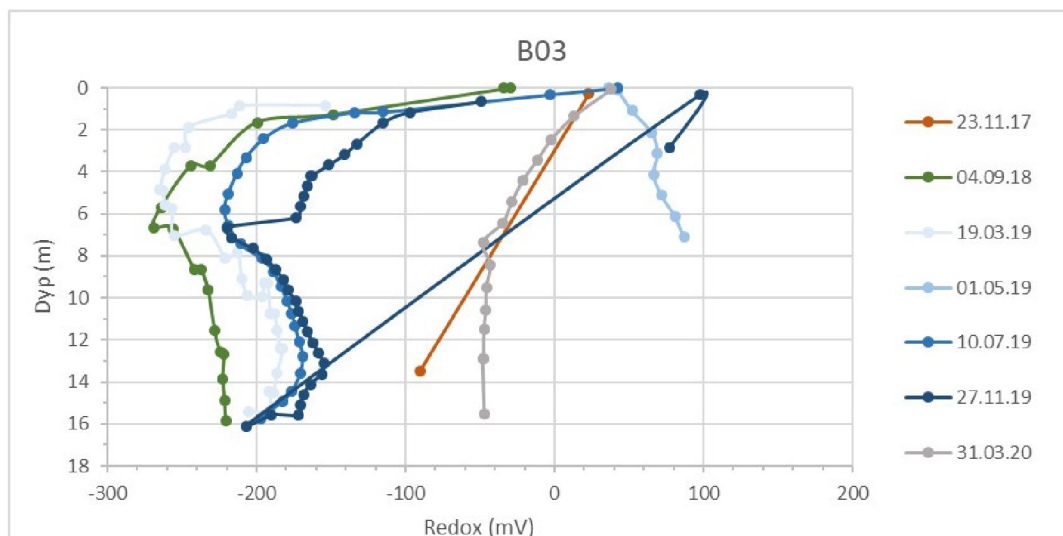
Figur 7. Redokspotensiale i brønnen B3 for alle prøvetakingsrunder fra 2017-2020.



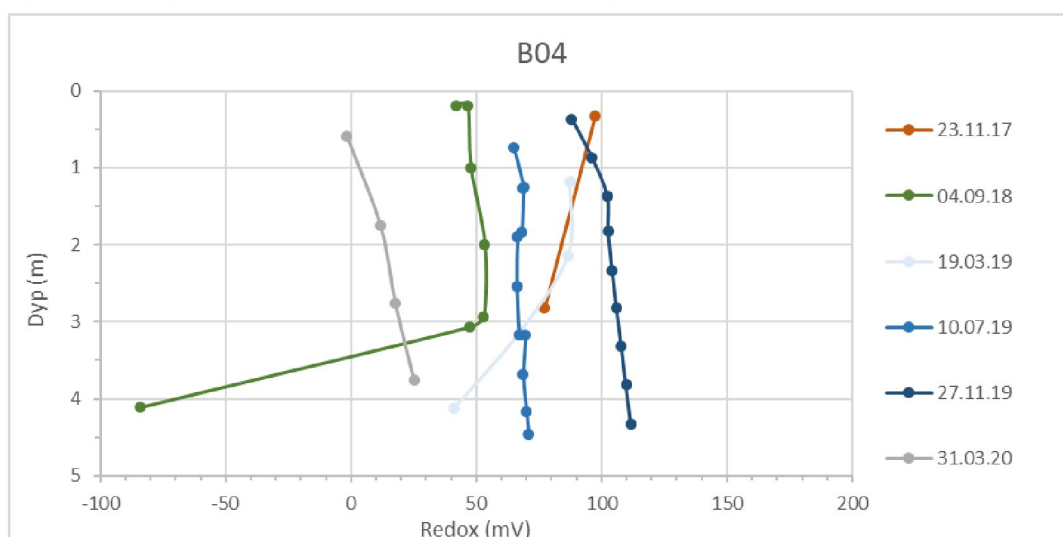
Figur 8. Redokspotensiale i brønnen B01 for alle prøvetakingsrunder fra 2017-2020.



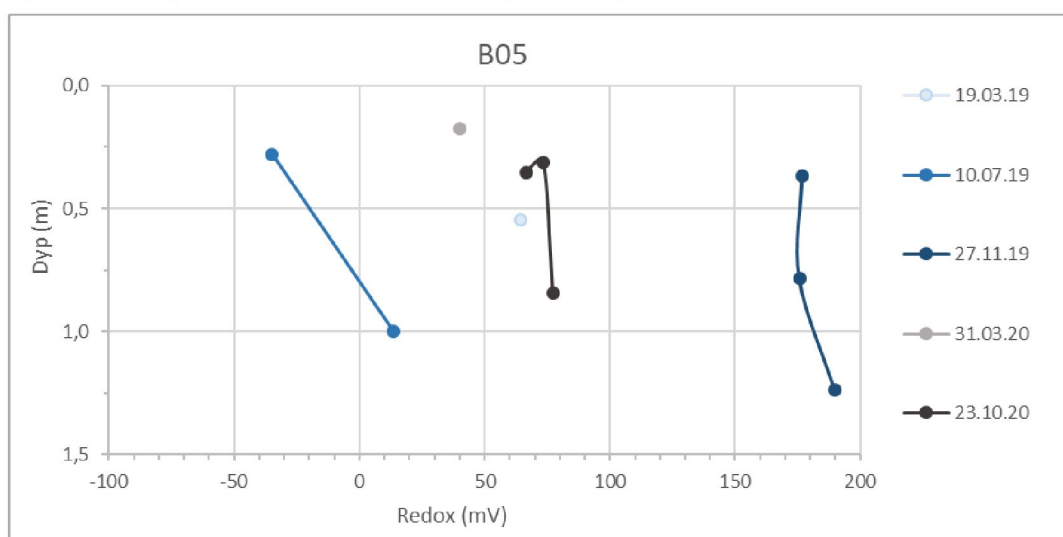
Figur 9. Redokspotensiale i brønnen B02 for alle prøvetakingsrunder fra 2017-2020.



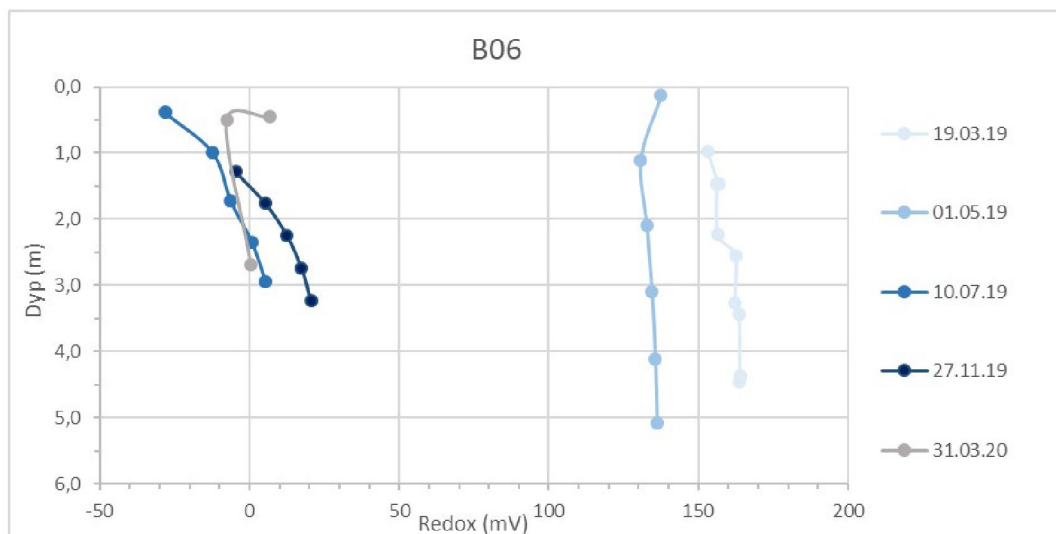
Figur 10. Redokspensiale i brønnen B03 for alle prøvetakingsrunder fra 2017-2020.



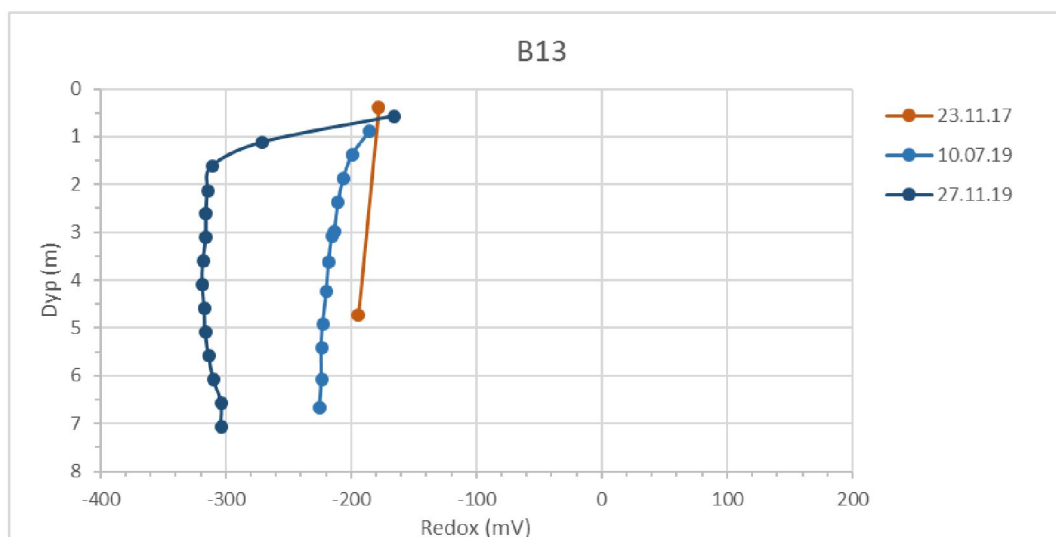
Figur 11. Redokspensiale i brønnen B04 for alle prøvetakingsrunder fra 2017-2020.



Figur 12. Redokspensiale i brønnen B05 for alle prøvetakingsrunder fra 2019-2020.



Figur 13. Redokspensiale i brønnen B06 for alle prøvetakingsrunder fra 2017-2020.



Figur 14. Redox potensiale i brønnen B13 for alle prøvetakingsrunder fra 2017-2019.

4.2 Vannkjemi i brønnene B1-B3 i masselageret

Brønn B3 er den dypeste brønnen som står på masselageret (18 m dybde, kote 187-188). Resultatene fra vannanalyser viste relativt lave konsentrasjoner av uran (0,1-10 µg/l, figur 15 og 16) og tilsvarer bakgrunnsnivå. B1 og B2 er de grunneste brønnene i masselageret og konsentrasjonene av uran herfra var høyere med urankonsentrasjoner (spesifikk aktivitet i parentes) opp til 933 µg/l (11,6 Bq/l) i B1. For brønnene B1 og B2 var det en rask nedgang i konsentrasjoner av uran etter året 2016. For de to siste årene ser konsentrasjonene av uran ut til å ha stabilisert seg og i 2020 ble det analysert konsentrasjoner på mellom 72 (0,9 Bq/l) og 120 (1,5 Bq/l) µg/l i B1 og konsentrasjoner på mellom 58 og 75 µg/l i B2.

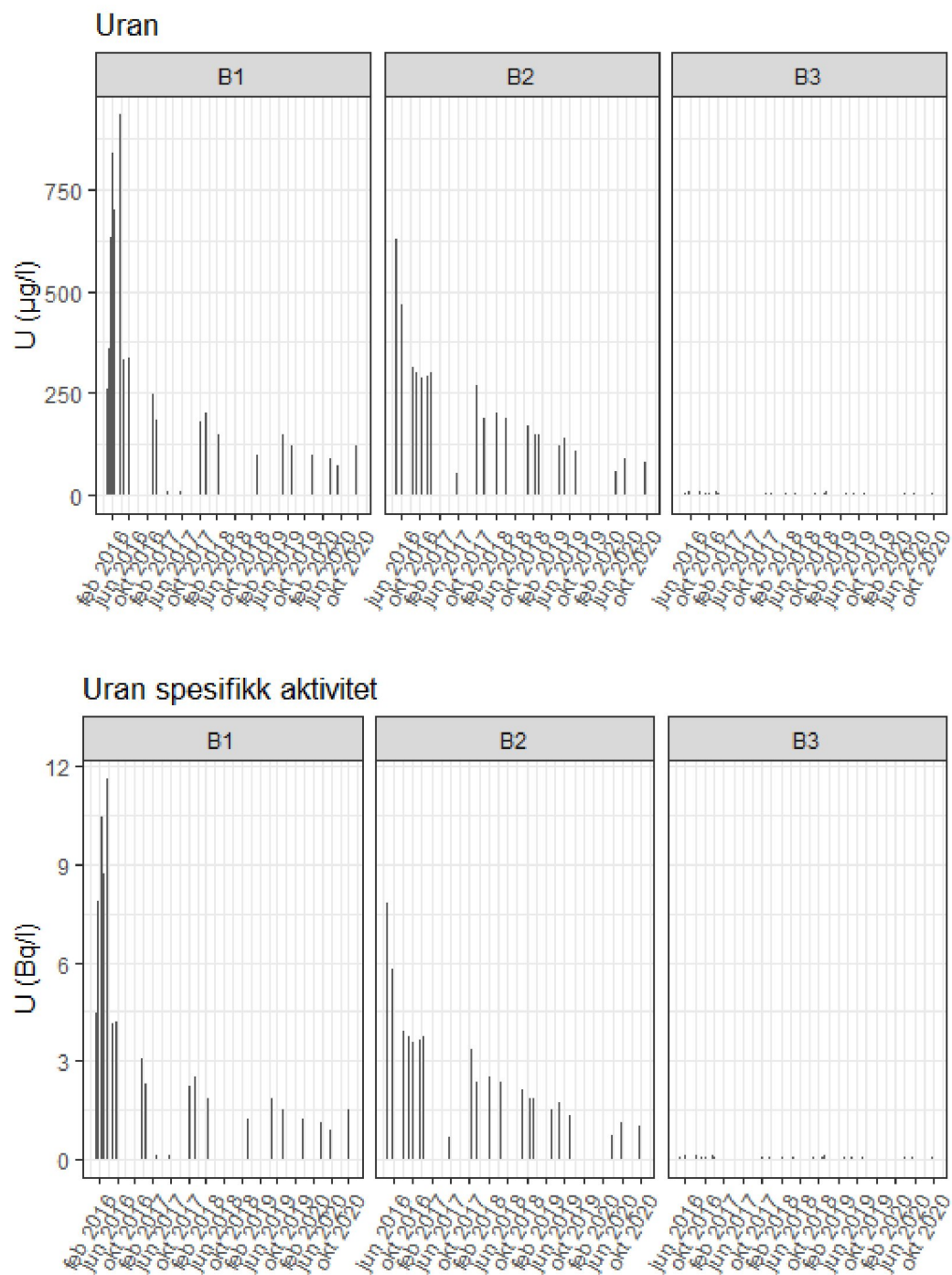
Konsentrasjoner av kalium (K-40) har vist en synkende trend fra 2016 til 2020 i brønnen B1 (figur 17 og 18). For hele perioden har spesifikk aktivitet for kalium ligget på mellom 0,17 og 0,4 Bq/l i B1 mens det i år 2020 ble målt spesifikke aktiviteter på kalium på mellom 0,16 og 0,21 Bq/l. I brønnen B2 har

spesifikk aktivitet ligget på mellom 0,17 og 0,44 Bq/l kalium for hele perioden mens det i 2020 ble målt aktivitetskonsentrasjon på 0,16 og 0,26 Bq/l.

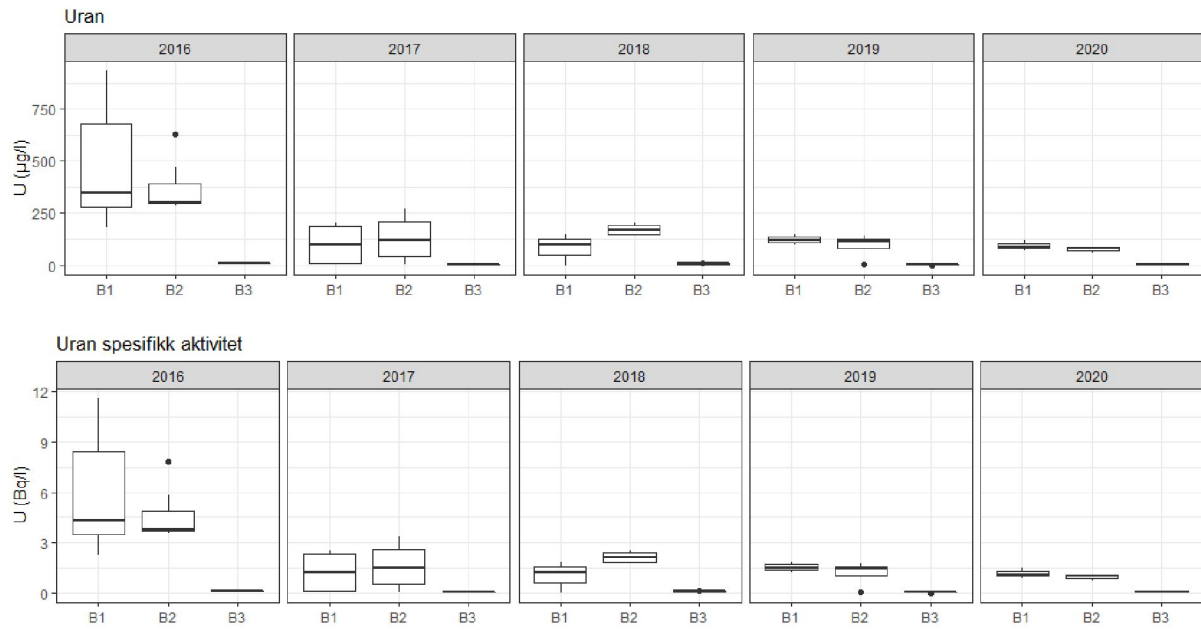
Det er ikke målt thoriumkonsentrasjoner i brønnene som var over deteksjonsgrense, bortsett fra i brønn B1 i januar 2016. Den 12.01.2016 ble det målt en thoriumkonsentrasjon på 1,7 µg/l mens det den 21.01.2016 ble målt en thoriumkonsentrasjon på 0,066 µg/l.

Basemetningen i masselageret er høy med høye konsentrasjoner av kalsium og magnesium i brønnene B1 og B2 (figur figur 19). Alkaliniteten har vist en økende trend i brønnene B1 og B2. I brønn B3 har alkaliniteten vært stabil med liten spredning i konsentrasjonene (figur 19). Konsentrasjonene av sulfat har hatt en synkende trend fra 2016 til 2020 i brønnene B1 og B2, noe som kan tyde på at sulfatoksidasjonen er på vei til å avta. Sulfatkonsentrasjonene har vært stabilt lave i brønnen B3 (figur vedlegg 1). pH har vært relativt høy fra 2016 til 2020 og har ligget på mellom 7 og 8,5 for hele perioden mens det i 2020 ble målt pH-verdier på mellom 7,7 og 8,1 (vedlegg 1).

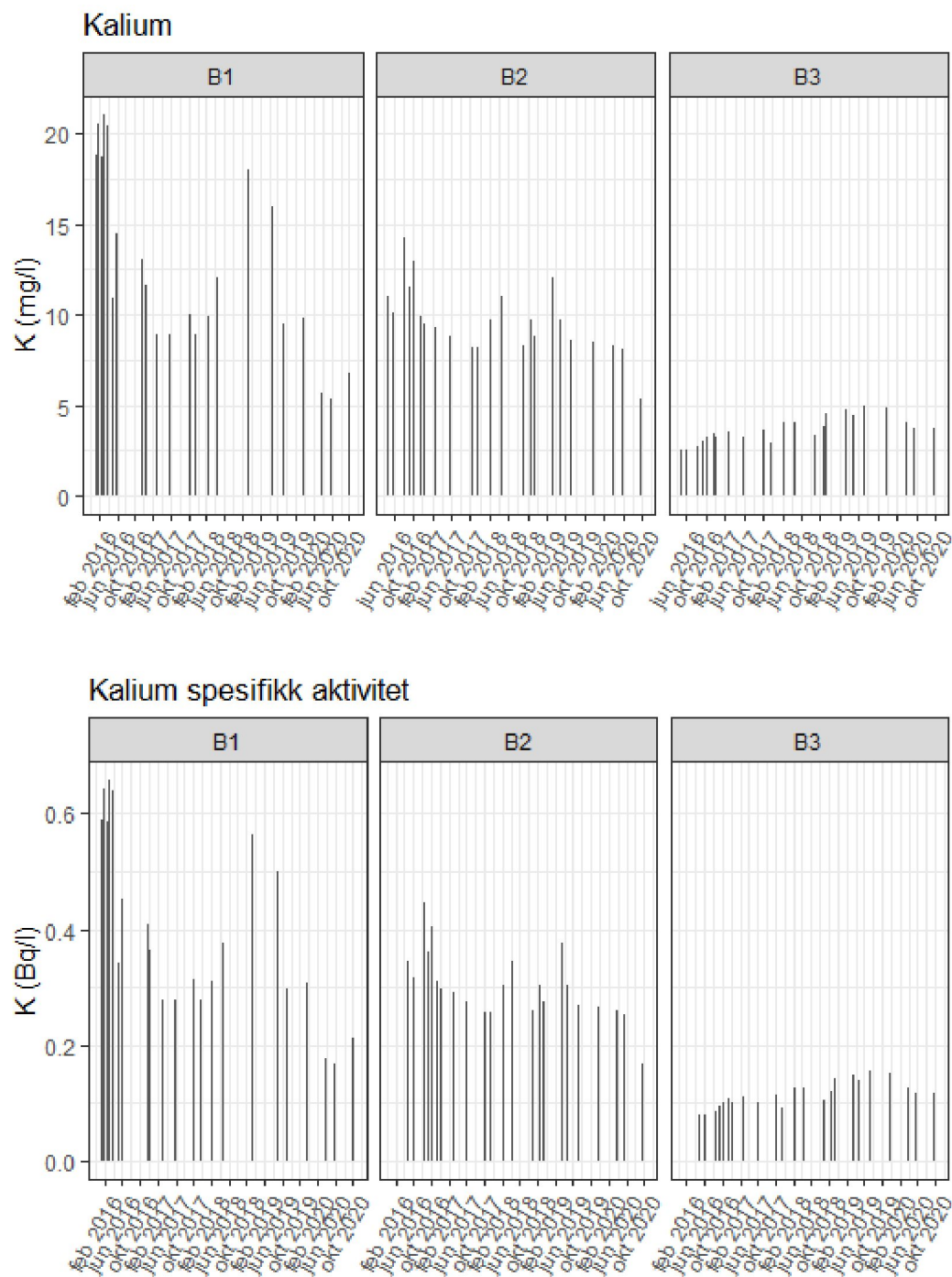
For mer informasjon om konsentrasjoner av tungmetaller og andre parametere, se Engebretsen med flere, 2020 (7).



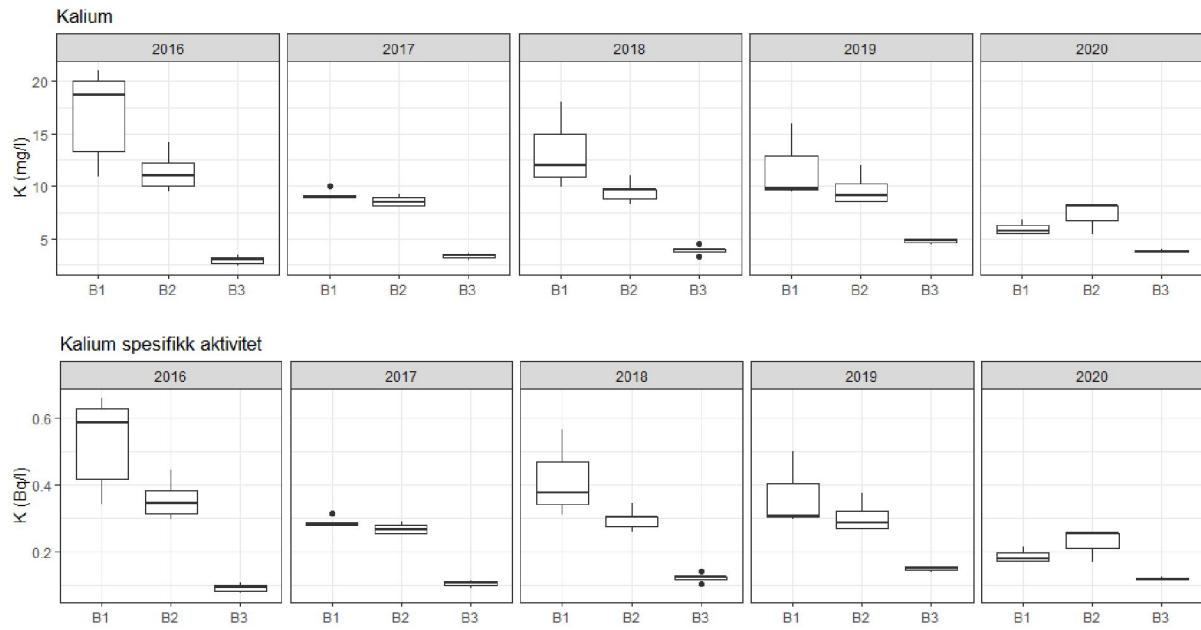
Figur 15. Søylediagram med konsentrasjoner av uran ($\mu\text{g/L}$) og spesifikk aktivitet av uran (Bq/L) i brønnene B1-B3 fra 2016-2020.



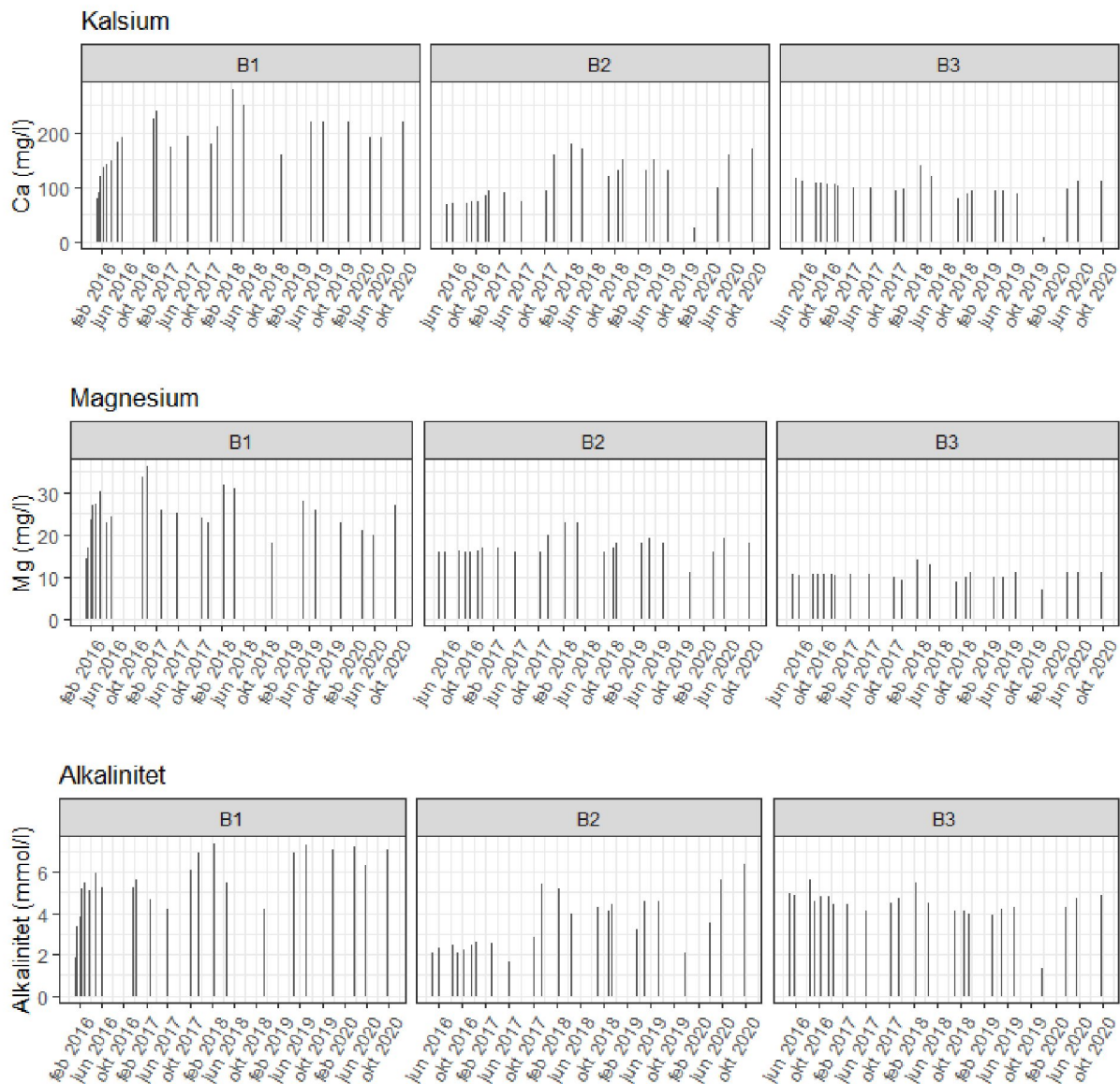
Figur 16. Boksdiagram med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum verdier for Uran ($\mu\text{g/l}$) og Uran spesifikk aktivitet (Bq/l), i brønnene B1-B3 fordelt på år. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.



Figur 17. Søylediagram med konsentrasjon av kalium (mg/L) og spesifikk aktivitet av kalium (Bq/L) i brønnene B1-B3 fra 2016-2020.



Figur 18. Boksdiagram med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum verdier for Kalium (mg/l) og Kalium spesifikk aktivitet (Bq/l), i brønnene B1-B3 fordelt på år. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.



Figur 19. Søylediagram med konsentrasjon av kalsium (mg/L), magnesium (mg/l) og alkalinitet (mmol/l) i brønnene B1-B3 fra 2016-2020.

Prøver for analyse av polonium (Po-210) og radium (Ra-226) ble tatt i brønnene B1-B3 den 30.09.20 (tabell 5). Det ble ikke påvist Po-210 her mens radium ble påvist i alle brønnene. Målt spesifikk aktivitet for ^{226}Ra og ^{210}Po er mye lavere enn for ^{238}U i brønn B1 og B2, mens for B3 er spesifikk aktivitet av ^{238}U lignende ^{226}Ra (figur 14).

Tabell 5. Polonium og radium målt i grunnvannsbrønner 30.09.20.

Stasjon	Po-210 (Bq/l)	Måleusikkerhet	Ra-226 (Bq/l)	Måleusikkerhet
B1	<0,05		0,04	± 0.02
B2	<0,05		0,07	± 0.02
B3	<0,05		0,05	± 0.02

4.3 Vannkjemi i brønnene B01-B06 og B13

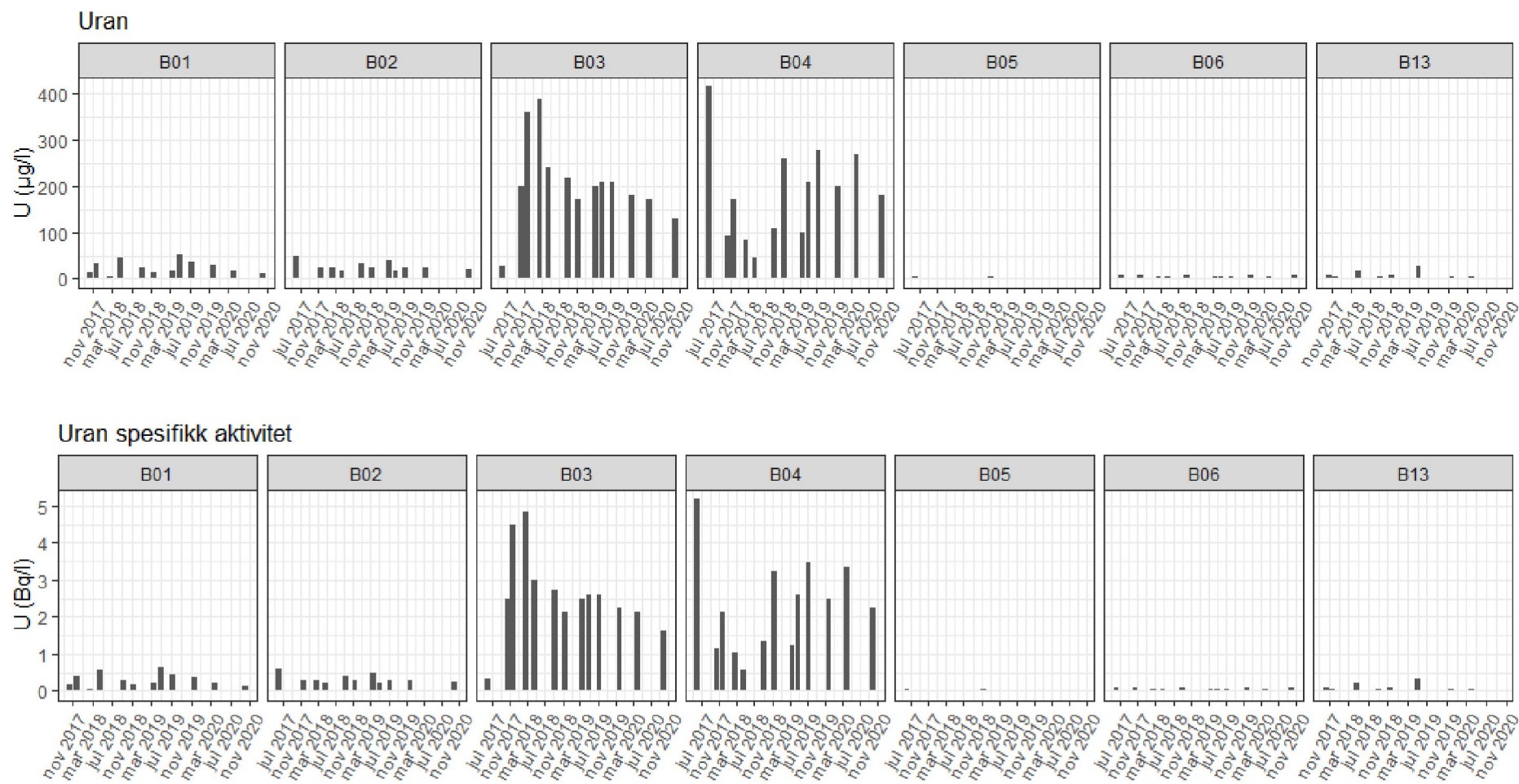
I brønnene utenfor masselageret er de høyeste verdiene av uran funnet i brønnene B03 og B04 (figur 20 og 21). For brønnen B03 ser det ut til at det har vært en nedadgående trend i konsentrasjonene etter 2016 mens brønnen B04 ikke viste samme trend (figur 21). Brønn B04 hadde konsentrasjoner av uran på mellom 44 (0,55 Bq/l) og 416 µg/l (5,2 Bq/l) for perioden 2017-2020 mens konsentrasjonene lå på mellom 180 (2,2 Bq/l) og 270 (3,4 Bq/l) µg/l U i 2020. Brønnen B04 er plassert utenfor masselagret og får sannsynligvis diffus avrenning fra masselageret mens brønn B03 antakelig står i eller i randsonen av masselagret (5). Brønnen B03 hadde uran-konsentrasjoner på mellom 25,9 (0,32 Bq/l) og 390 (4,9 Bq/l) µg/l for perioden 2017-2020, mens det i 2020 ble målt verdier på mellom 130 (1,6 Bq/l) og 170 (2,1 Bq/l) µg/l.

Figurene 22 og 23 viser konsentrasjoner og spesifikk aktivitet av kalium. Her ble de høyeste konsentrasjonene påvist i brønn B06 som ligger oppstrøms masselageret. Brønnen B04 hadde spesifikk aktivitet for kalium på mellom 0,18 og 0,63 Bq/l for perioden 2017-2020, mens det i 2020 ble målt verdier på mellom 0,47 og 0,5 Bq/l. Brønnen B03 hadde spesifikk aktivitet for kalium på mellom 0,18 og 0,26 Bq/l for perioden 2017-2020, mens det i 2020 ble målt verdier på mellom 0,21 og 0,23 Bq/l.

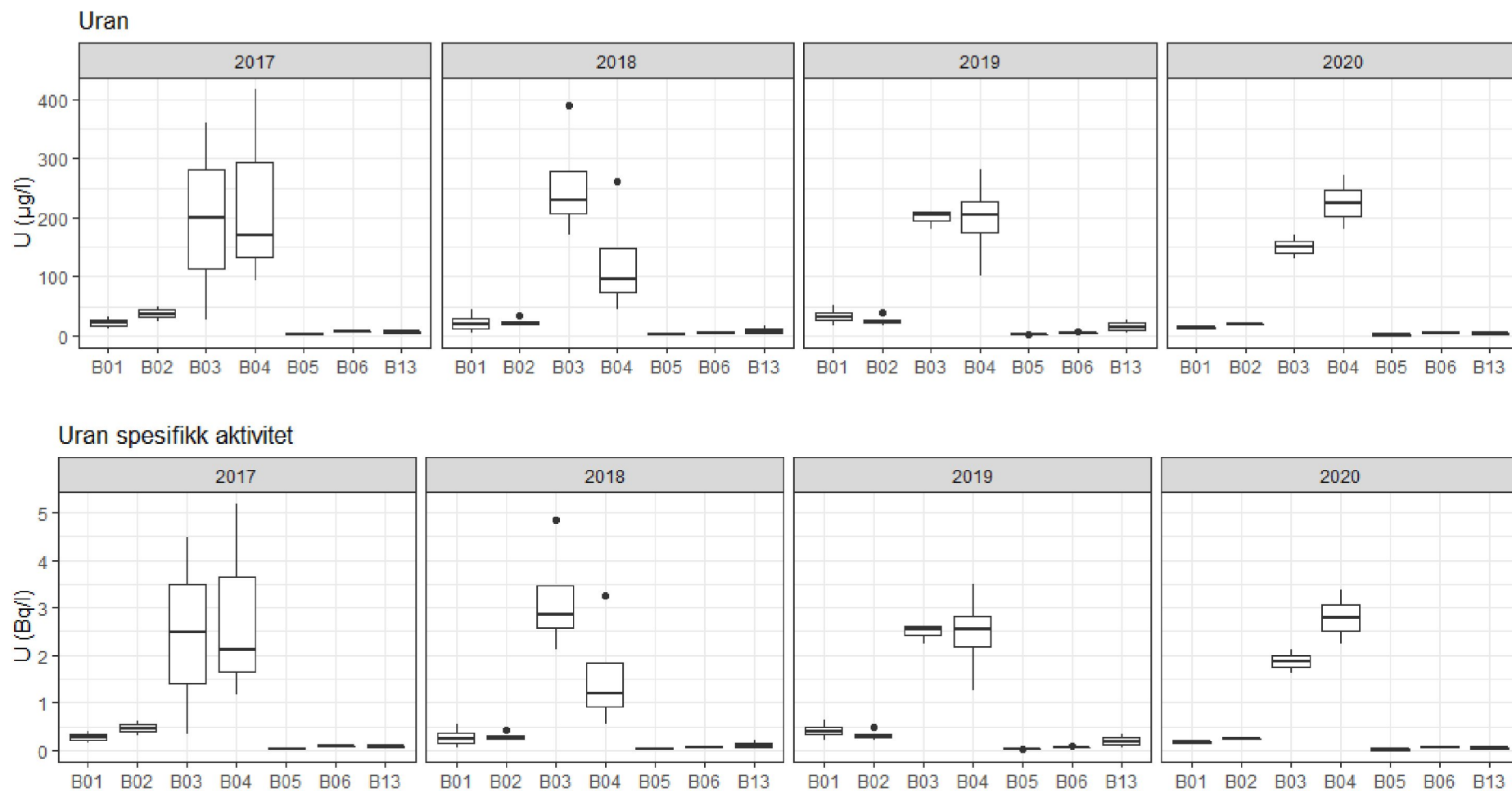
Basemetningen var relativt høy med høye konsentrasjoner av kalsium og magnesium i brønnene B03 og B04 (figur 24 og vedlegg II). Alkaliteten ser ut til å ha vært stabil i brønnene B03 og B04. Konsentrasjonene av sulfat har vært stabil i brønnen B03 mens det er større spredning i konsentrasjonene i brønn B04 (Vedlegg II). For brønnen B04 har konsentrasjonene av sulfat ligget på mellom 413 og 1640 mg/l mens det i 2020 ble målt sulfatkonsentrasjoner på mellom 873 og 1360 mg/l. Overvåkningsbrønnene nedstrøms masselageret (B01– B04) viser at sulfatkonsentrasjonene i grunnvannet her er høyere enn i sjølve masselageret. De høye konsentrasjonene av sulfat kombinert med nær nøytrale pH-verdier tyder på at det her er snakk om sulfidoksidasjon.

pH har vært relativt høy fra 2016 til 2020 og har ligget på mellom 7,1 og 7,6 for hele perioden mens det i 2020 ble målt pH-verdier på mellom 7,1 og 7,6 i brønnen B04 (vedlegg II).

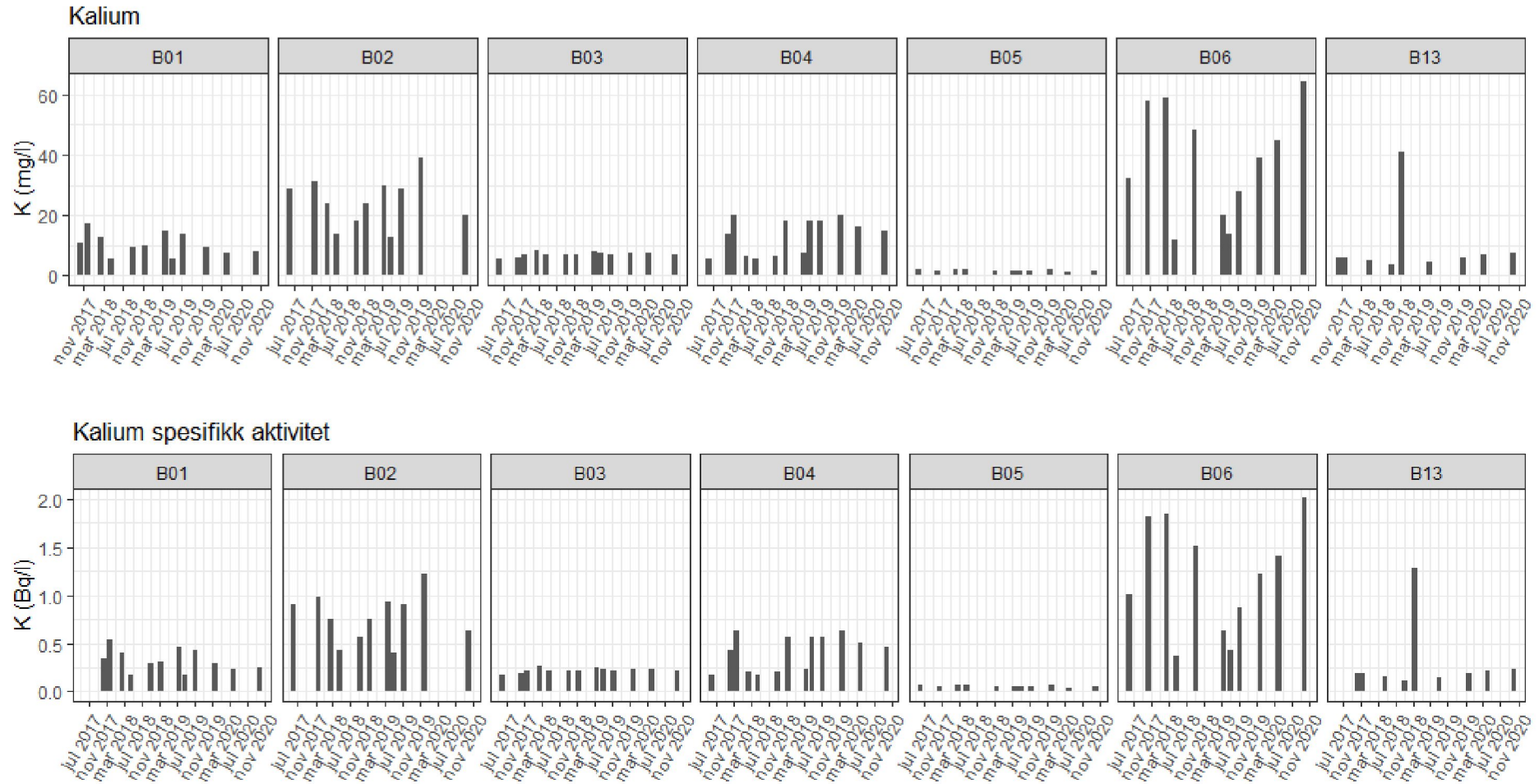
For mer informasjon om konsentrasjoner av tungmetaller og andre parametere, se Engebretsen med flere, 2020 (7).



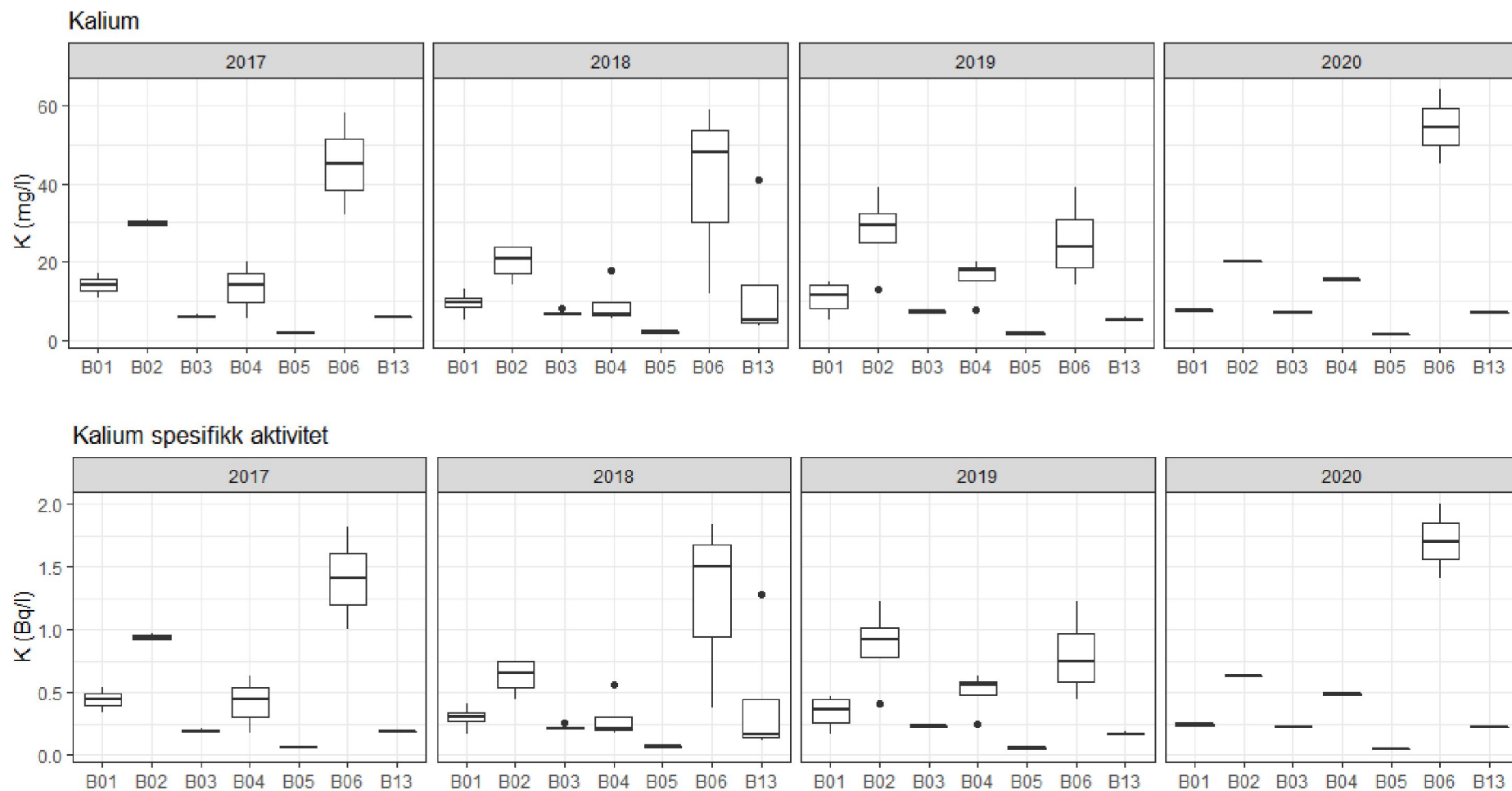
Figur 20. Søylediagram med uran (µg/L) og uran spesifikk aktivitet (Bq/l) i brønnene B01-B13 fra perioden 2017-2020.



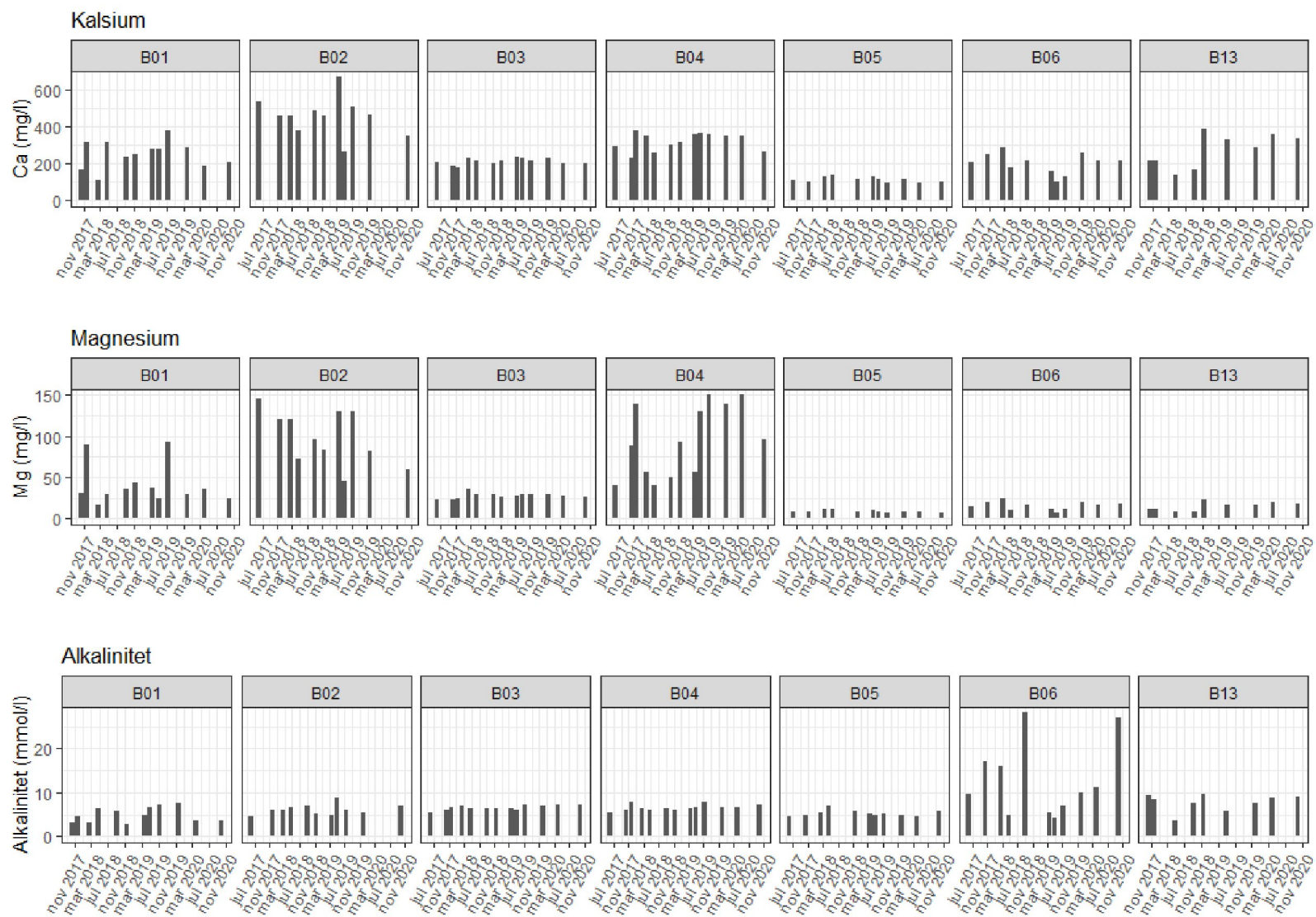
Figur 21. Boksdiagram med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum verdier for uran ($\mu\text{g/l}$) og uran spesifikk aktivitet (Bq/l), i brønnene B01 til B13 fordelt på år. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.



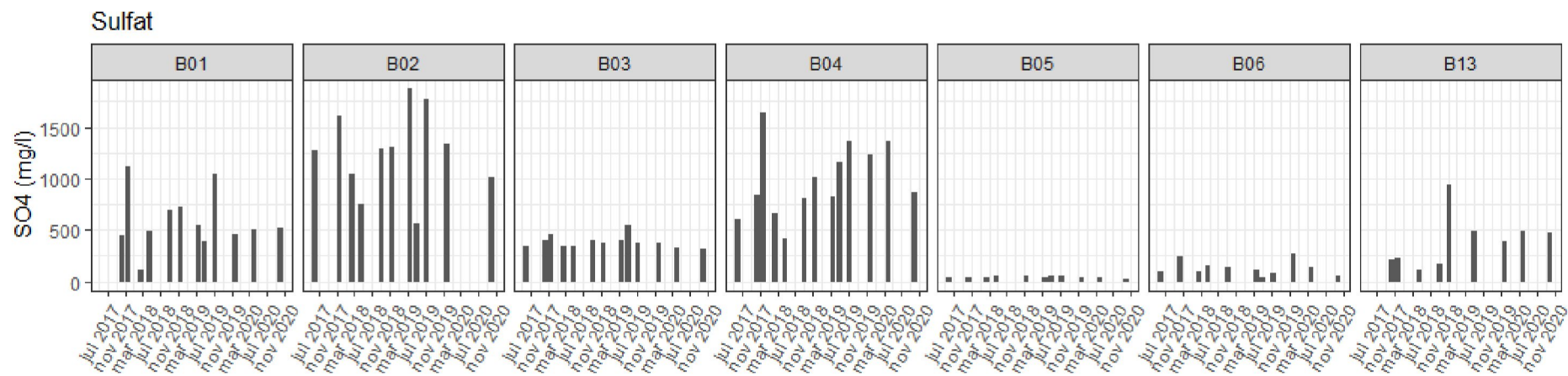
Figur 22. Søylediagram med konsentrasjoner av kalium (mg/L) og kalium spesifikk aktivitet (Bq/l) i brønnene B01-B13 fra perioden 2017-2020.



Figur 23. Boksdiagrammed minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum verdier for kalium (mg/l) og kalium spesifikk aktivitet (Bq/l), i brønnene B01 til B13 fordelt på år. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.



Figur 24. Søylediagram med konsentrasjoner av kalsium (mg/L) og magnesium (mg/l) og alkalinitet (mmol/l) fra 2017-2020.



Figur 25. Søylediagram med konsentrasjoner av sulfat (mg/l) i brønnene B01-B13 fra 2017-2020.

Po-210 ble kun påvist i B01 mens radium ble påvist i brønnene B01, B02, B04, B05 og B13 (tabell 6). Brønn B05 ligger oppstrøms masselageret og representerer dermed bakgrunnsverdi. Spesifikk aktivitet av uran er to størrelsesordener høyere enn av ²²⁶Ra i B03 og B04, og minst to størrelsesordener høyere for ²¹⁰Po. Måleusikkerheten i B01 og B02 er svært høy og skyldes at prøvene måtte filtreres før analysene av radium.

Tabell 6. Polonium og radium målt i grunnvannsbrønner 30.09.20.

Stasjon	Po-210 (Bq/l)	Måleusikkerhet	Ra-226 (Bq/l)	Måleusikkerhet
B01	0,05	± 0.03	0,05	± 243.00
B02	<0,05		0,12	± 127.00
B03	<0,05		<0,03	
B04	<0,05		0,03	± 0.02
B05	<0,05		0,04	± 0.02
B06	<0,08		<0,03	
B13	<0,05		0,04	

4.4 Vannkjemi i Vøyenbekken og tunnel utløp

Det har blitt tatt vannprøver av Vøyenbekken oppstrøms (VOY-O) og nedstrøms (VOY-N) stasjonen tunnel utløp (TUN-UT), samt vannprøver fra stasjonen TUN-UT. TUN-UT får avrenning fra pumpeumpen (innlekkasjevann fra tunnel) inne i tunnelen og fra pumpestasjonen fra portalområdet/dagsonen. Pumpene er nivåstyrte og det er store forskjeller i hvor ofte og hvor lenge pumpene har gått fra dag til dag og det er usikkert om og hvilke pumper som har gått ved prøvetakingstidspunktet. Rørsystemet som går til TUN-UT mottar også vann fra et drencsystem som går langs ytterkanten av begge veibanene.

Grunnvannstanden i masselageret vil variere avhengig av årstidene, men målinger indikerer at den er nokså stabil. Etersom brønnene står i nærheten av de topp-slissa drencrørene vil vannstanden ikke overstige nivået for slissene. Vannstand i brønn 1 (B1) i perioden 30.11.2016 – 01.03.2018 er vist i i vedlegg III i NIBIO sin overvåkningsrapport (7). Figuren viser at grunnvannstanden varierer mellom ca. kote 205,4 og 206,1. Hensikten med slissene er å minimere diffus utlekking ut av masselageret. Slissene sørger for at det kommer vann ut i dreneringsrørene og derifra ut i Vigga. Dette er en lekkasje vi kan observere. Uten slissene ville grunnvannstanden øket, antagelig opp mot kote 207 som ble målt før anlegg. Dette ville gitt en større gradient ut av masselageret, dvs. en større andel diffus utlekking. Denne strømmingen er det vanskelig å fange opp.

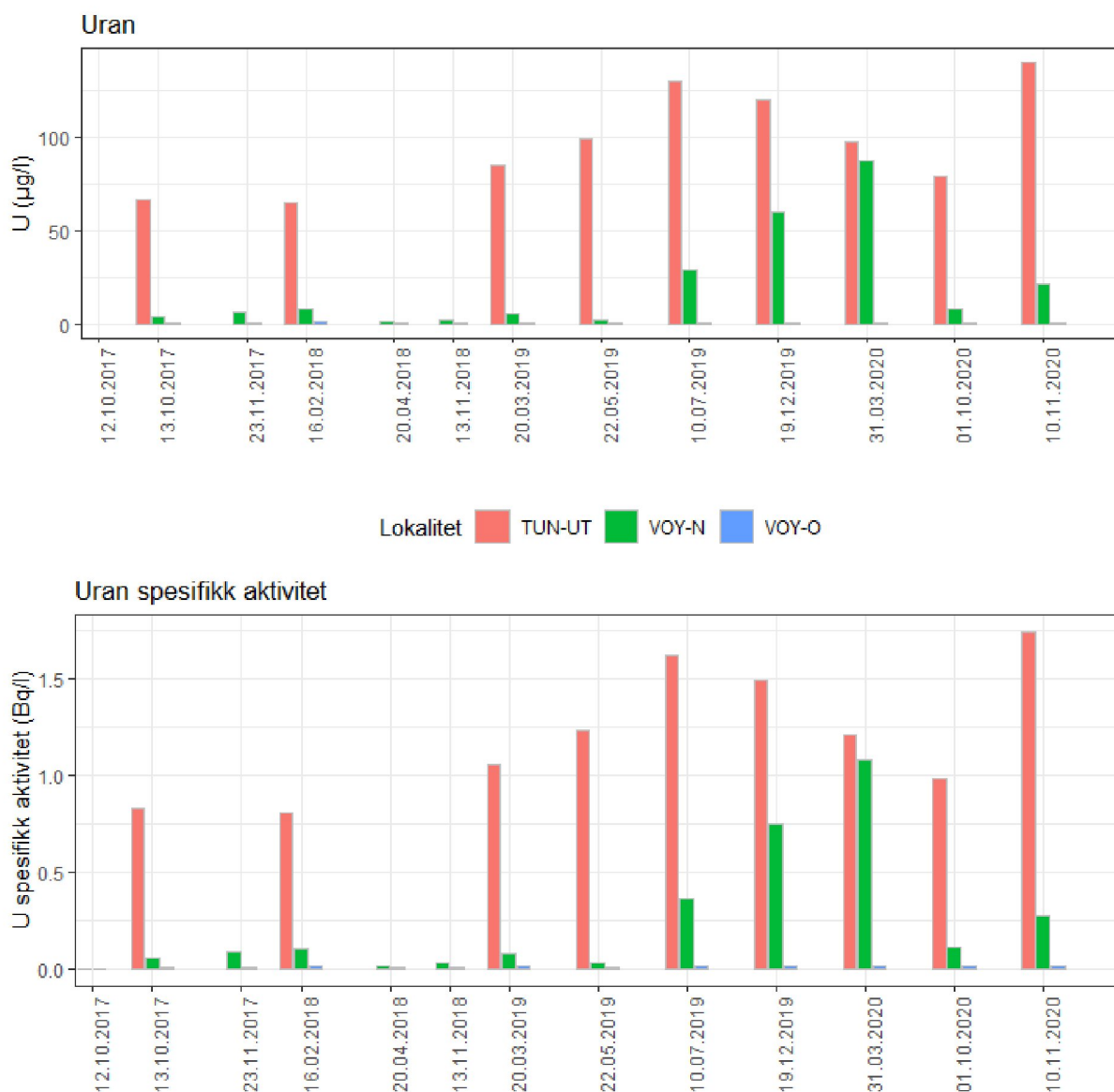
Drencyvannet fra portalområdet/dagsona har generelt hatt høyere urankonsentrasjoner enn innlekkasjevannet i tunnelen. Periodevis kan vannet som kommer til TUN-UT være fortennet av vann fra tunnelen.

Konsentrasjoner av uran oppstrøms TUN-UT (VOY-O) har vært lave i overvåkingsperioden med verdier på mellom 0,68 og 1,5 µg/l. Konsentrasjonene nedstrøms TUN-UT har derimot vært til dels høye med konsentrasjoner på mellom 1,6 og 87 µg/l (figur 26 og 27). Ved noen prøvetakingstidspunkt (23.11.2017, 20.04.2018 og 13.11.2018) har det ikke rent vann i TUN-UT og konsentrasjonene av uran ved nedstrøms stasjon på disse datoene har vært lave (figur 25). Urankonsentrasjonene ved TUN-UT har ligget på mellom 65 (0,81 Bq/l) og 140 (1,7 Bq/l) µg/l i prøvetakingsperioden. I 2020 lå urankonsentrasjonene på mellom 79 (0,98 Bq/l) og 140 (1,74 Bq/l) µg/l.

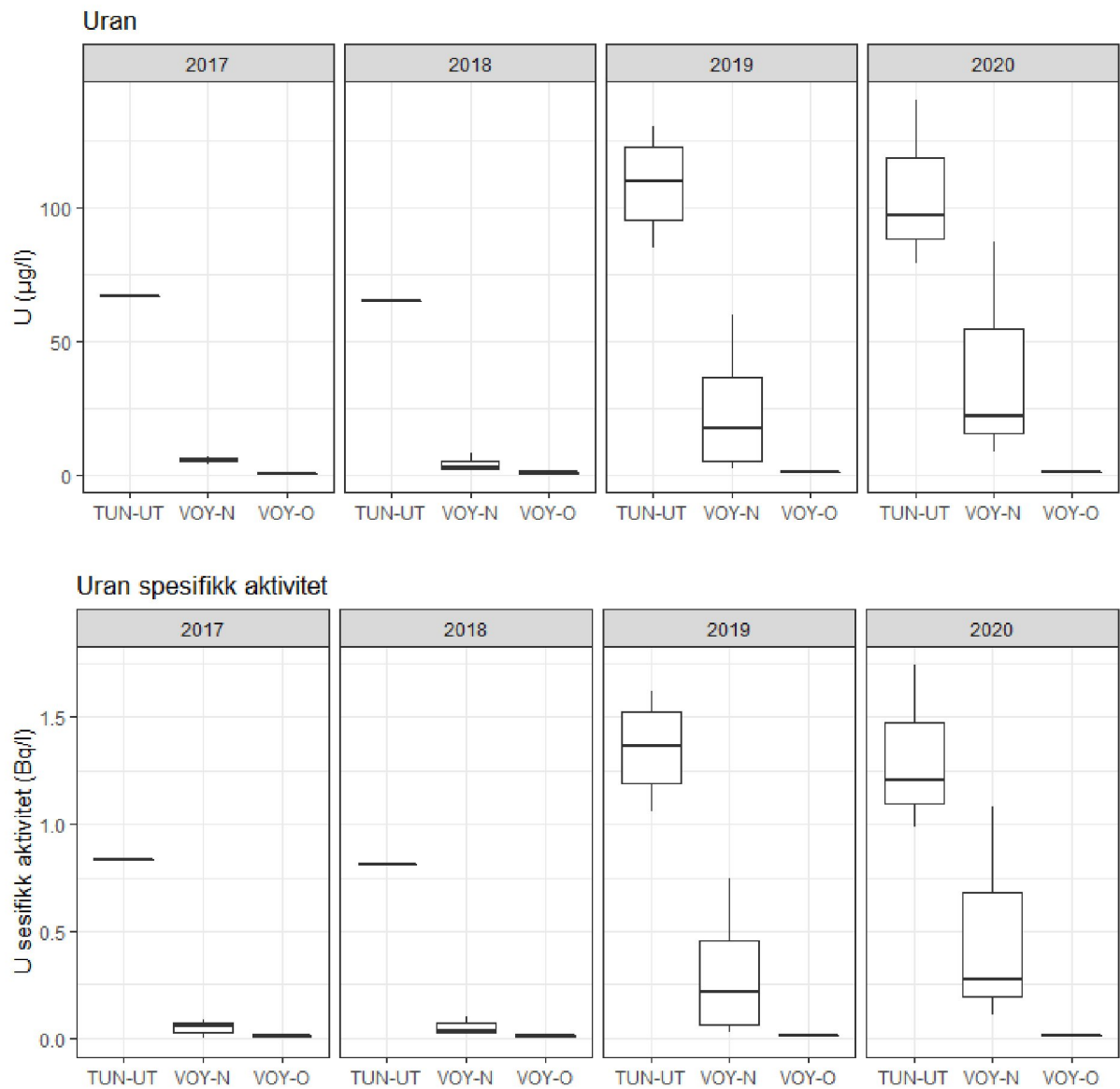
Spesifikk aktivitet for kalium har ligget på mellom 0,3 og 0,5 Bq/l for TUN-UT i prøvetakingsperioden, det samme som i 2020 (figurer 28 og 29)

Høyest basemetning har blitt registrert i TUN-UT med høye kalsium- og magnesiumverdier og jevnt lave konsentrasjoner ved oppstrøms stasjon VOY-O (figur vedlegg II). Alkaliniteten viser samme trend (figur vedlegg II). Det har blitt målt høye sulfatverdier i TUN-UT med verdier på mellom 420 og 674 mg/l i prøvetakingsperioden (figur vedlegg II). Laveste pH-verdier har blitt målt i TUN-UT og de høyeste verdiene har blitt målt ved Vøyenbekken oppstrøms stasjon (figur vedlegg II). Målte pH-verdier ved TUN-UT er heller ikke lave (mellom 7,6 og 8).

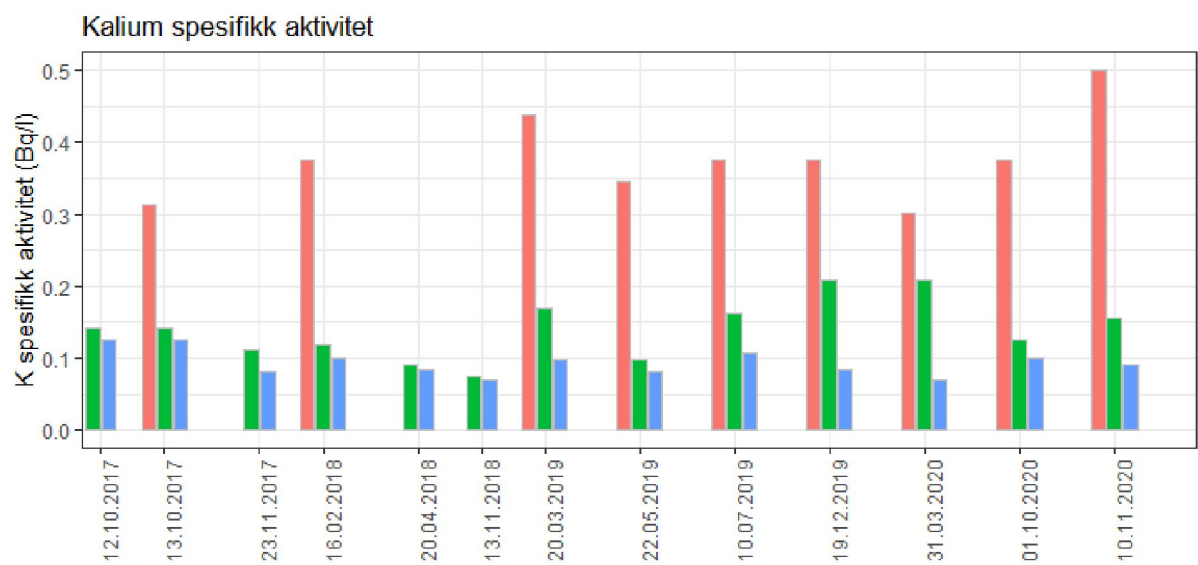
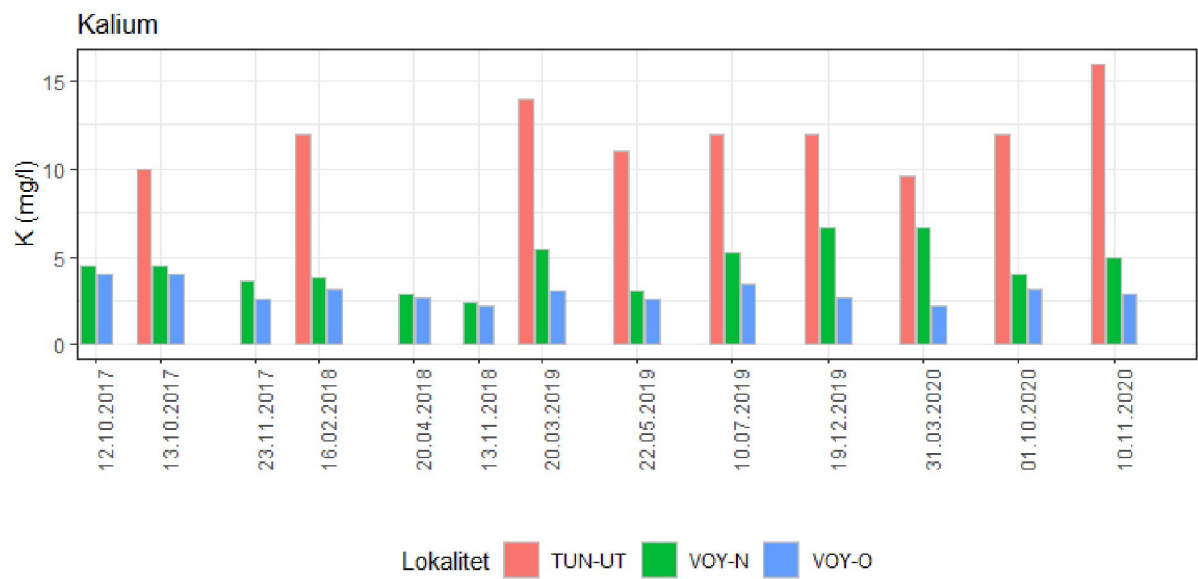
For mer informasjon om konsentrasjoner av tungmetaller og andre parametere, se Engebretsen med flere, 2020 (7).



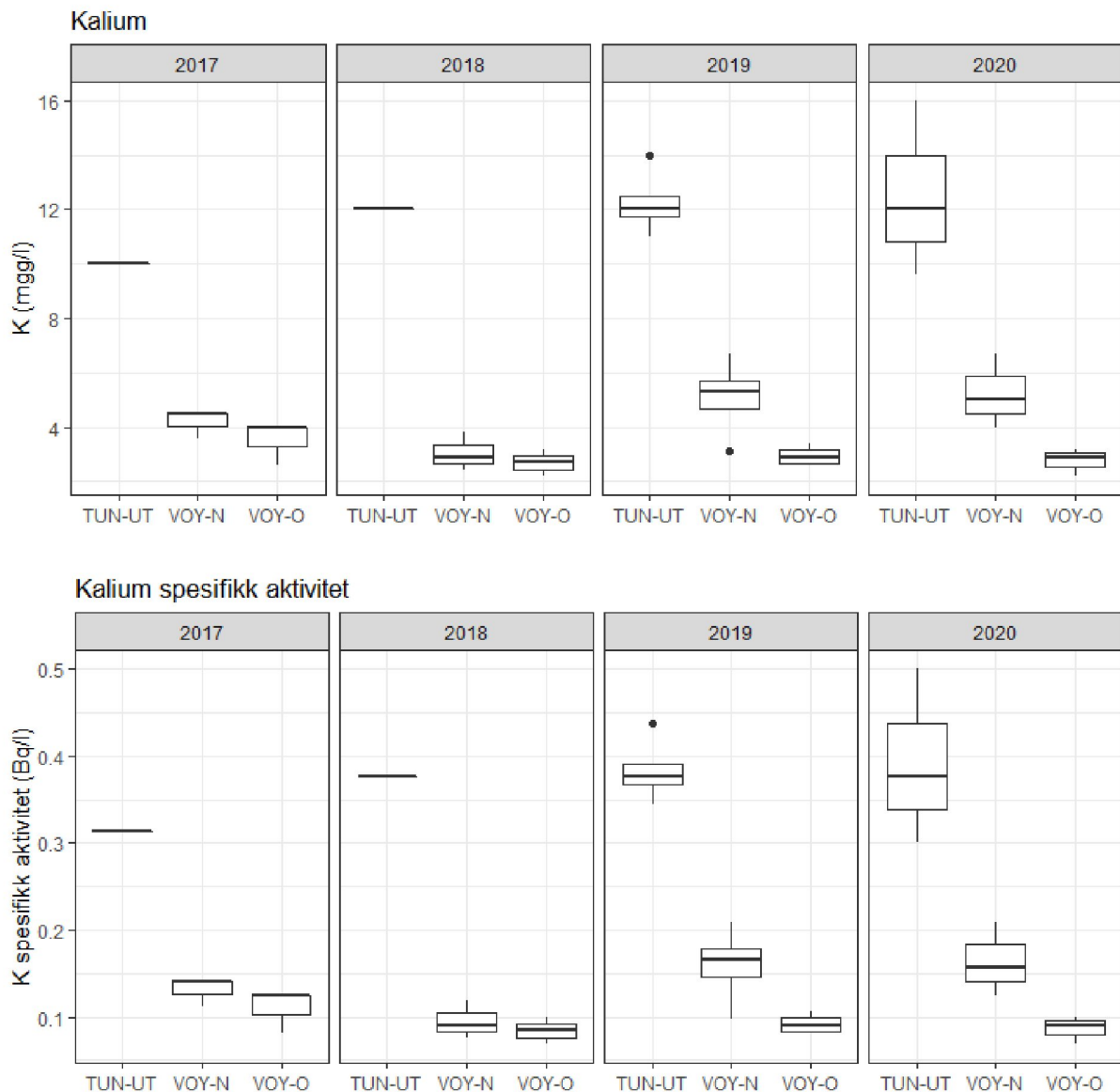
Figur 26. Søylediagram med konsentrasjoner av uran (µg/L) og uran spesifikk aktivitet (Bq/l) i Vøyenbekken opp- og nedstrøms, samt TUN-UT i perioden 2017-2020.



Figur 27. Boksdiagram med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum konsentrasjoner av uran ($\mu\text{g/L}$) og uran spesifikk aktivitet (Bq/l) i Vøyenbekken opp- og nedstrøms, samt TUN-UT fra 2017-2020. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.



Figur 28. Søylediagram med konsentrasjoner av kalium (mg/L) og kalium spesifikk aktivitet (Bq/l) i Vøyenbekken opp- og nedstrøms, samt TUN-UT i perioden 2017-2020.



Figur 29. Boksdiagram med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum konsentrasjoner av kalium (mg/L) og kalium spesifikk aktivitet (Bq/l) i Vøyenbekken opp- og nedstrøms, samt TUN-UT fra 2017-2020. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.

4.5 Vannkjemi i Vigga

Det har blitt tatt vannprøver i Vigga siden 2011, oppstrøms og nedstrøms Vøyenbekken. Mesteparten av vannprøvene har blitt tatt i 2014 til 2016 og noe færre vannprøver i 2017 til 2020. Vannprøvene tatt 2011 og 2012 ble kun tatt nedstrøms Vøyenbekken og masselageret. For konsentrasjoner av uran var det liten forskjell mellom oppstrøms og nedstrøms stasjon i året 2014. Etter dette har det vært høyere urankonsentrasjoner ved nedstrøms enn ved oppstrøms stasjon. Urankonsentrasjonene ved nedstrøms stasjon har ligget på mellom 0,16 og 4,9 µg/l i hele prøvetakingsperioden mens urankonsentrasjonene ved Vigga oppstrøms stasjon har ligget på mellom 0,4 og 2,4 µg/l (figur 30 og 31).

Kalium følger de samme trendene som uran med høyere konsentrasjoner ved nedstrøms stasjon, men forskjellene mellom oppstrøms og nedstrøms stasjon er mindre, bortsett fra to utliggere fra 2014 med høye konsentrasjoner ved oppstrøms stasjon (figur 32 og 33).

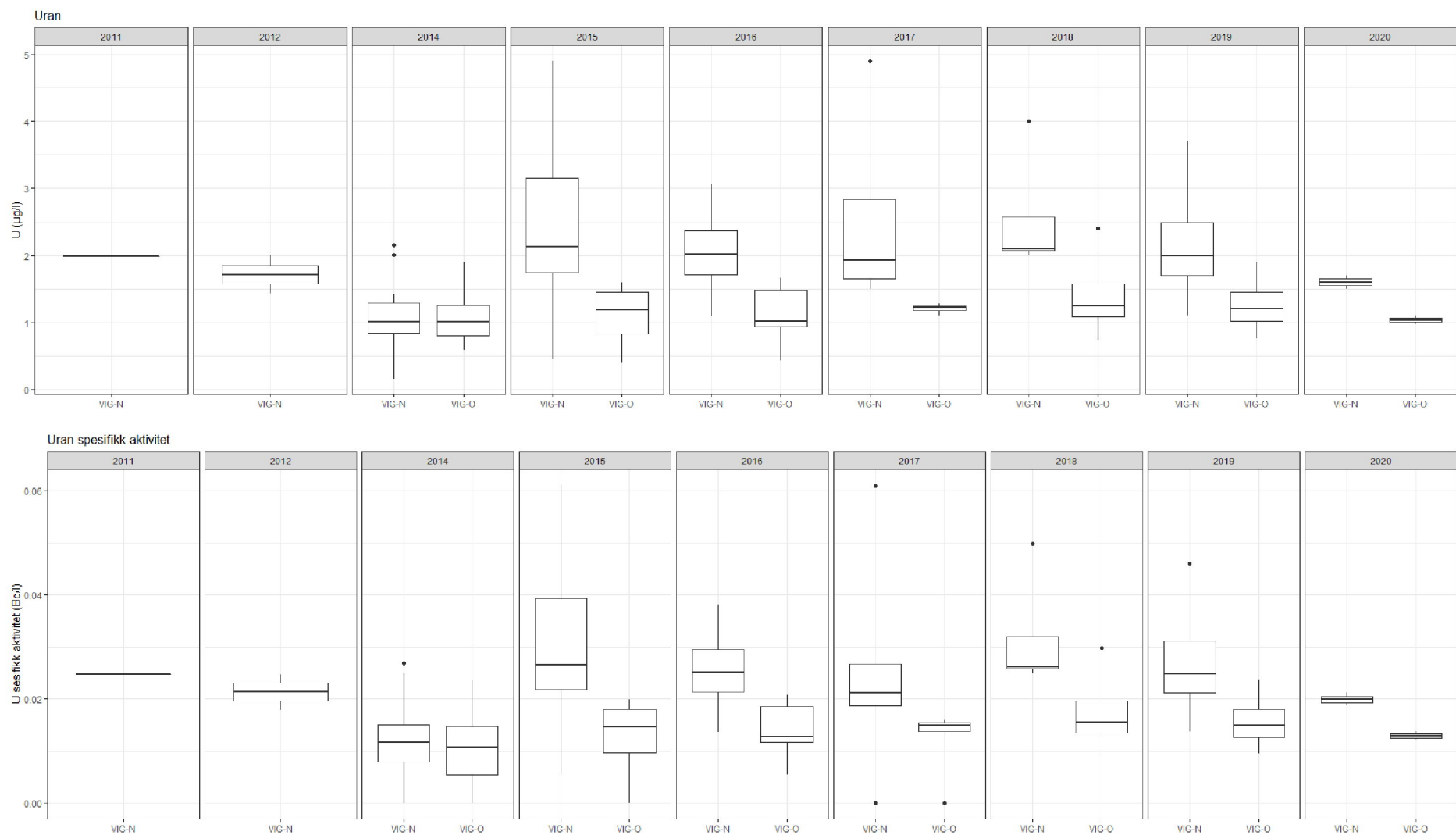
For konsentrasjoner av kalsium og magnesium var trendene omtrent som for kalium med høyere konsentrasjoner ved nedstrøms stasjon (Vedlegg III).

For sulfat og alkalinitet var konsentrasjonene stort sett høyere ved nedstrøms stasjon (Vedlegg III).

Vannprøvene viste liten forskjell i pH mellom opp- og nedstrøms stasjon. (Vedlegg III).



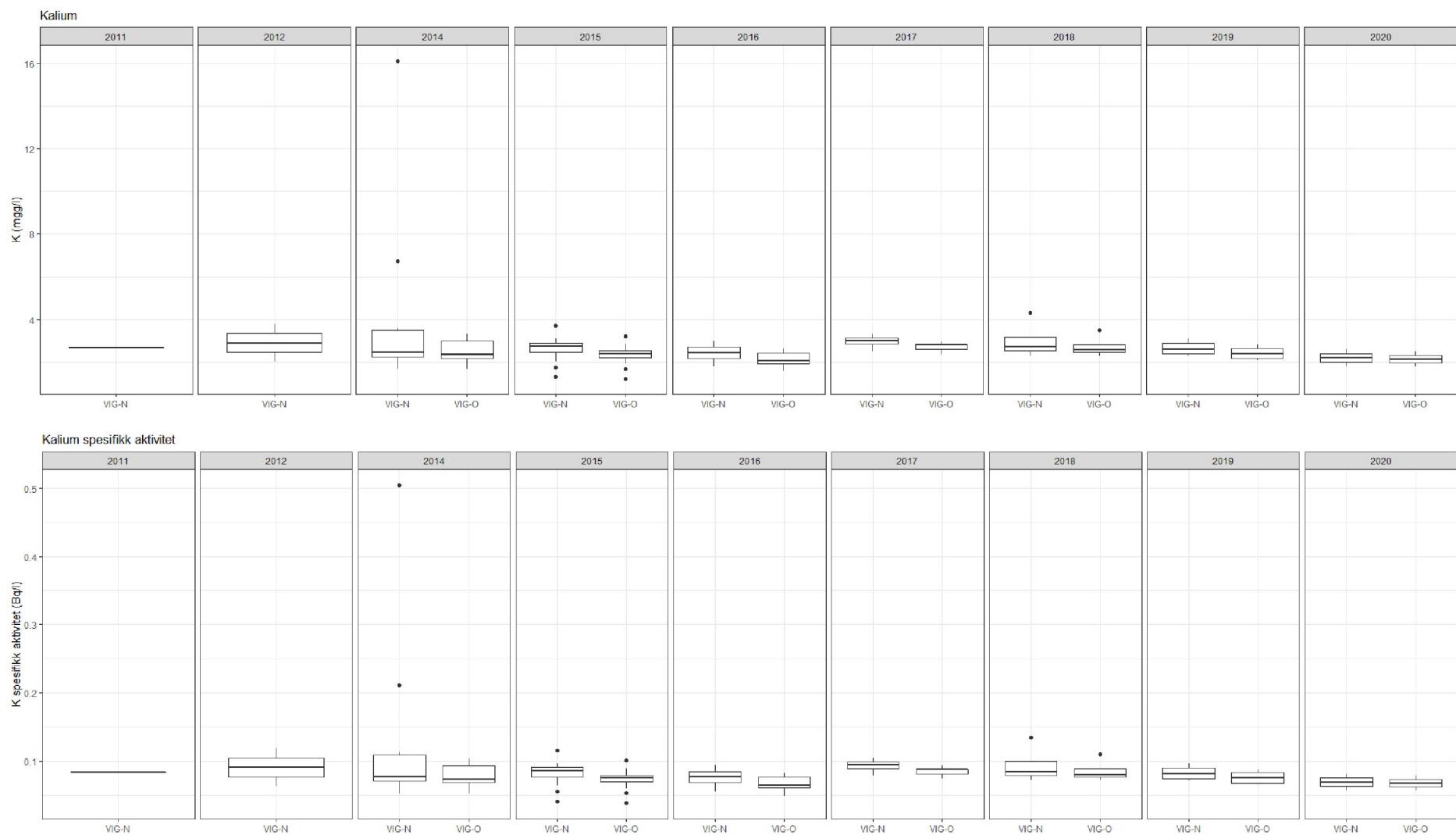
Figur 30. Søylediagram med konsentrasjoner av uran ($\mu\text{g/l}$) og uran spesifikk aktivitet (Bq/l) i Vigga oppstrøms og nedstrøms masselageret i perioden 2014-2020.



Figur 31. Boksdiagram med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum konsentrasjoner av uran ($\mu\text{g/L}$) og uran spesifikk aktivitet (Bq/l) i Vigga opp- og nedstrøms Vøyenbekken fra 2017-2020. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.



Figur 32. Søylediagram med konsentrasjoner av kalium (mg/l) og kalium spesifikk aktivitet (Bq/l) i Vigga oppstrøms og nedstrøms masselageret i perioden 2014-2020.



Figur 33. Boksdiagram med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum konsentrasjoner av ukalium (mg/L) og kalium spesifikk aktivitet (Bq/l) i Vigga opp- og nedstrøms masselageret fra 2011-2020. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.

4.6 Polonium og radium i resipientene

Det ble ikke påvist polonium og radium i resipientene eller tunnel utløp. Også i resipientene er det funnet mye høyere spesifikk aktivitet av uran sammenlignet med de målte døtrene.

Tabell 7. Konsentrasjoner (Bq/l) av Po-210 og Ra-226 tatt den 30.09.2020

Stasjon	Po-210 (Bq/l)	Måleusikkerhet	Ra-226 (Bq/l)	Måleusikkerhet
VØY-O	<0,05		<0,03	
VØY-N	<0,05		<0,03	
VIG-O	<0,05		<0,03	
VIG-N	<0,05		<0,03	
TUN-UT	<0,05		<0,03	

4.7 Vannkjemi i pumpeump og utvalgte kummer og sandfang utenfor tunnel

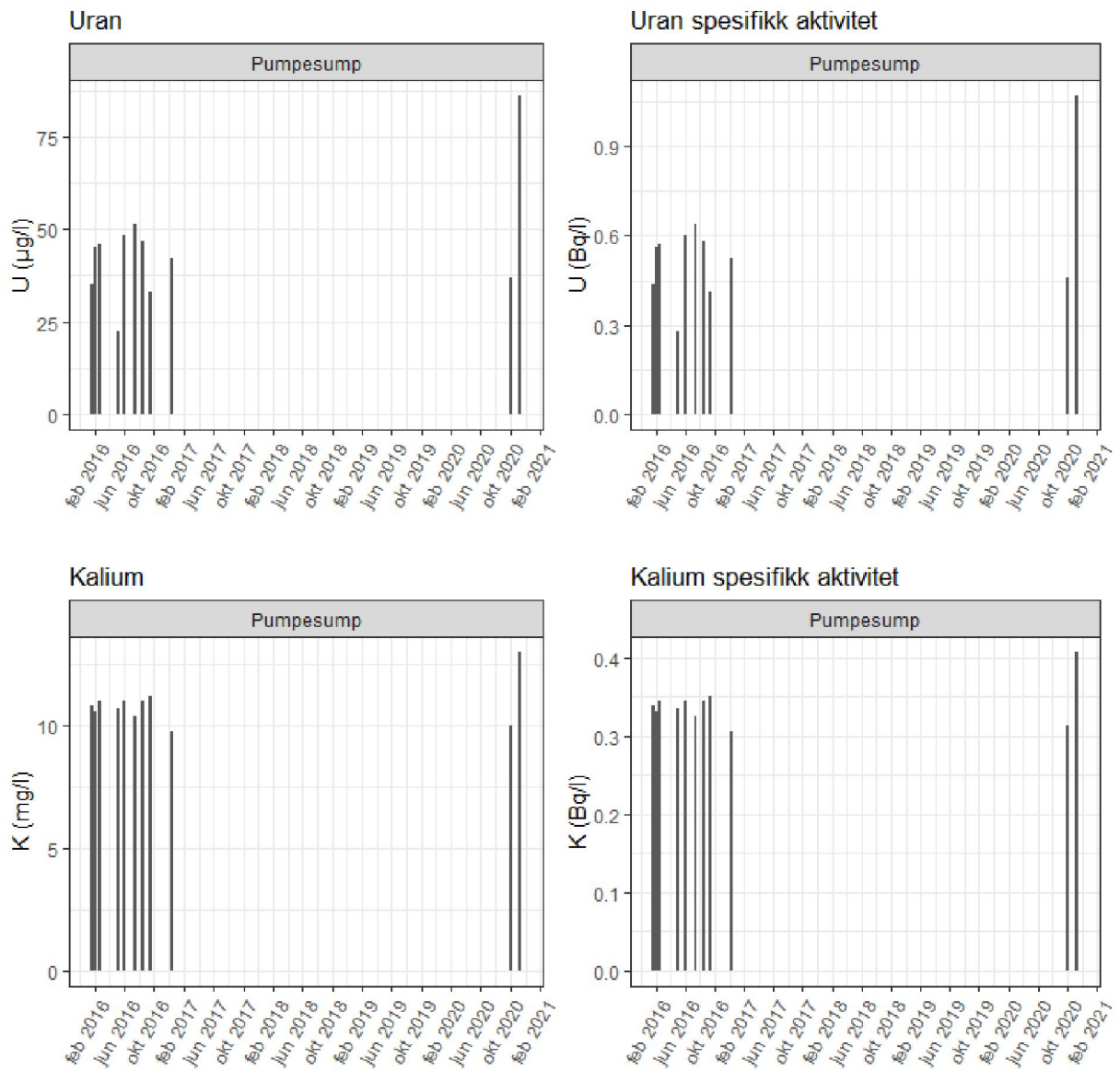
I oktober og november ble det tatt prøver fra flere kummer i drencsystemet rundt Granstunnelen for å avdekke andre kilder til bla. uran (tabell 8). Ved de fleste prøvepunktene var det høye konsentrasjoner av uran med unntak av SF261 og SF232 som hadde konsentrasjoner < 10 µg U/l.

O221, O292, O275, O274 og SF234 hadde konsentrasjoner av sulfat > 600 mg/l.

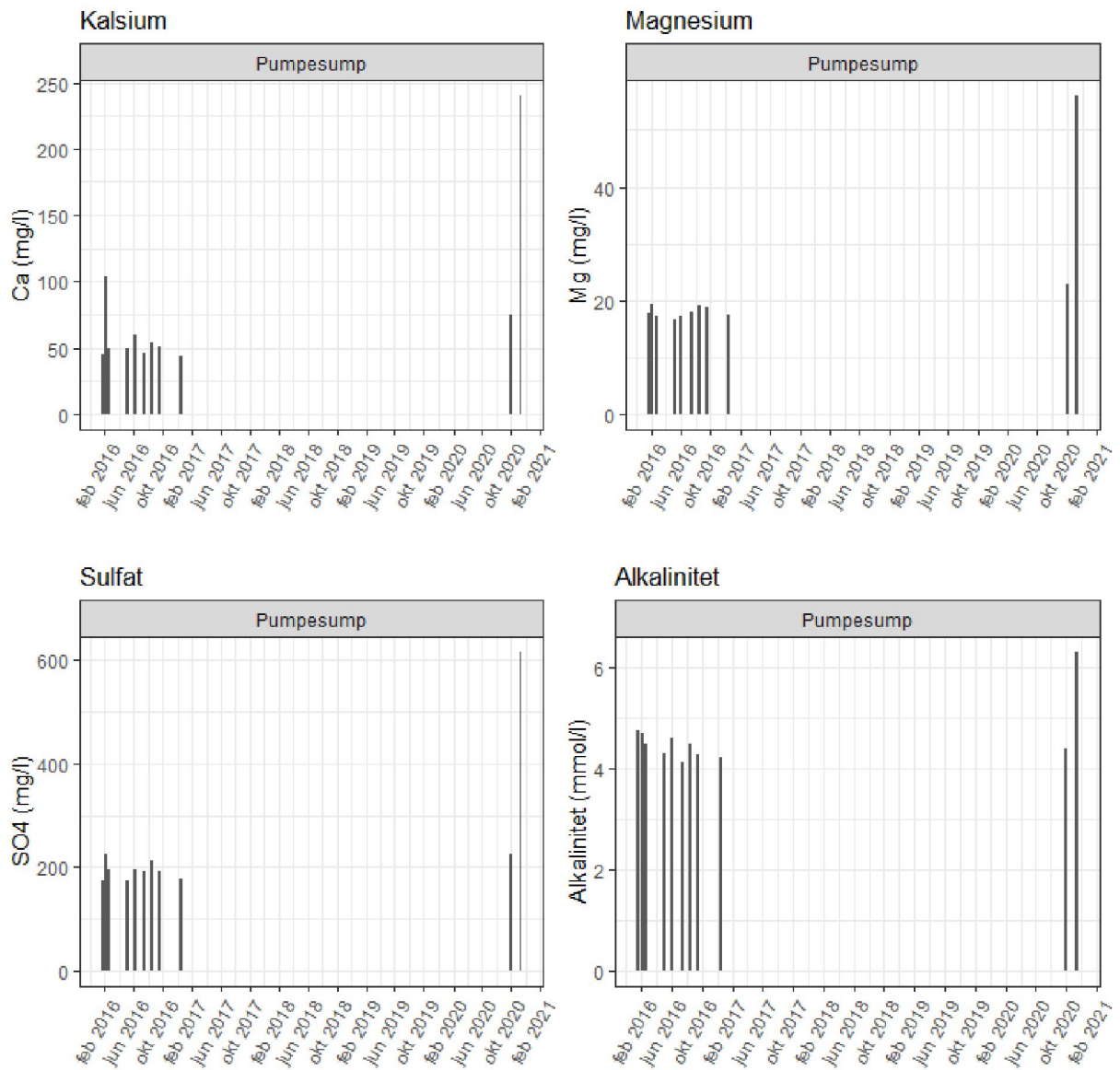
Ved befaring og prøvetaking ble det oppdaget at det tilføres vann fra drencsystemet utenfor tunnelen til drencrøret til masselageret. Det planlegges nå tiltak for å utbedre dette. Figur 34 viser konsentrasjoner av uran i pumpeumpen (som består av innlekkasjevann fra tunnelen) fra 2016 og 2020. Urankonsentrasjonene herfra lå på mellom 22,4 og 86 µg/l. Den høyeste urankonsentrasjonen ble målt den 11.11.2020 og kan ha sammenheng med høy grunnvannsstand. Generelt sett ble de høyeste verdiene for de fleste parameterne målt denne dagen (figur 34 og 35). Resten av prøveresultatene hadde relativt stabile urankonsentrasjoner med en gjennomsnittskonsentrasjon av uran på 41,2 µg/l.

Tabell 8. Analyseresultater fra vannprøver tatt i dreneringssystemet utenfor Granstunnelen og fra pumpeumpen i september og november 2020.

		O221		O292- >OV300	O275- >OV400	SF261	O274	SF234	SF232	Pumpeump		
		10.11	29.09	10.11	10.11	10.11	10.11	10.11	10.11	10.11	Gjennom- snitt for 2016	10.11
Uran (U)	µg/l	170	75	240	250	0,049	250	180	6,4	44,9	86	37,0
U spesifikk aktivitet	Bq/l	2,11	0,93	2,99	3,11	0,00	3,11	2,24	0,08	0,56	1,07	0,46
Kalium (K)	mg/l	15	12	15	15	1,3	15	14	14	10,9	13	10
K spesifikk aktivitet	Bq/l	0,47	0,38	0,47	0,47	0,04	0,47	0,44	0,44	0,34	0,41	0,31
Thorium (Th)	mg/l	< 0,00001	< 0,00001	< 0,00001	< 0,00001	< 0,00001	< 0,00001	< 0,00001	< 0,00001	< 0,00001	< 0,00001	< 0,00001
Kalsium (Ca)	mg/l	290	310	290	330	9,3	330	290	220	74,5	240	75
Magnesium (Mg)	mg/l	49	45	70	61	0,55	62	62	19	21,9	56	23
pH		7,9	7,3	8,1	7,8	7,1	7,3	7,5	8,2	8,2	8,0	8,2
Sulfat (SO4)	mg/l	615	637	691	778	0,68	791	716	200	235	615	224
Alkalinitet	mmol/l	7,4	8,2	7,5	7,1	0,6	7,5	8,0	8,6	4,6	6,3	4,40



Figur 34. Konsentrasjoner av uran (µg/l) og kalium (mg/l), samt spesifikk aktivitet av U og K (Bq/l)



Figur 35. Konsentrasjoner av kalsium, magnesium og sulfat (mg/l), samt alkalinitet (mmol/l)

5 Økologiske kvalitetselementer i resipientene

5.1 Bunndyr

Alle bunndyrstasjonene hadde tilnærmet likt substrat bestående hovedsakelig av blokk og større stein med innslag av grus. Vigga hadde større innslag av grus og sand. Det var kun nedstrømsstasjonene i Vøyenbekken (VØY-N) og Nortangenbekken (NOR-N) som hadde noen grad av overhengende vegetasjon. Begroing i bekkene var hovedsakelig dominert av mose. Vannføringen i bekkene var stor ved begge prøvetakingstidspunkt.

Den økologiske tilstanden i både Vigga og Vøyenbekken, samt oppstrømsstasjonen i Nortangenbekken (NOR-O) vurderes som god på bakgrunn av eutrofieringsindeksen ASPT for bunndyr. Vøyenbekken oppstrøms havner innenfor klasse «svært god» tilstand for denne indeksen.

Tabell 9. Beregnet ASPT og nEQR for bunndyrprøver tatt i 2020.

	VIG-N	VIG-O	VØY-N	VØY-O	
ASPT	Vår	6,20	5,92	6,64	6,50
	Høst		6,14	6,73	6,87
	Samlet	6,20	6,03	6,68	6,68
nEQR	Vår	0,65	0,58	0,75	0,72
	Høst		0,63	0,78	0,90
	Samlet tilstand	0,65	0,61	0,76	0,81

Det er lite som tyder på at bunndyrene er påvirket av forsuringshendelser. Dette er ikke uventet da alle bekkene er kalkrike og har god bufferevne. Alle stasjonene har et høyt antall av ulike *Baetis*-arter som er en gruppe døgnfluer som regnes som forsuringsfølsomme. Det kan se ut til at det forekommer noen naturlige forsuringshendelser på våren, ettersom det generelt er flere steinfluer enn døgnfluer tilstede i prøvene (se figur vedlegg V).

5.2 Begroingsalger

Sommeren 2020 ble det tatt prøver av begroingsalger ved to stasjoner i hhv. Vigga, Vøyenbekken og Nortangenbekken, oppstrøms og nedstrøms Rv. 4. Mose var dominerende begroing ved alle stasjoner og ingen av bekkene hadde vesentlig forekomst av synligemakroalger. Det ble funnet få indikatorarter i prøvene noe som gjør tilstandsvurderingen er noe usikker.

Både Vigga og Vøyenbekken er påvirket av næringsalter og viste moderat økologisk tilstand for eutrofieringsparameteren PIT (tabell 10). Det var generelt liten forskjell mellom stasjonene oppstrøms og nedstrøms veien, men VIG-O ligger helt på grensen til dårlig tilstand. Her ble det funnet noen få celler av *Vaucheria* som også kan leve i næringsrik jord langs bekken og kan påvirke prøvene.

Audionella, en rødalge som trives når lysforholdene er dårlige lysforhold, var dominerende ved VØY-O.

Tabell 10. Økologisk tilstand i Vøyenbekken og Vigga basert på kvalitetselementet begroingsalger for vanntype R207.

Elv	Lokalitet	Forsuring (AIP)			Eutrofiering (PIT)		
		AIP	EQR	nEQR	PIT	EQR	nEQR
Vøyenbekken	VØY-O	7,12	1,01	1,07	24,99	0,66	0,48
	VØY-N	7,16	1,03	1,20	21,12	0,73	0,53
Vigga	VIG-O	7,27	1,09	1,60	30,89	0,55	0,40
	VIG-N	7,21	1,06	1,40	21,10	0,73	0,53

6 Vurdering av konsekvenser for ytre miljø: doseberegninger med ERICA Assessment Tool

6.1 Metode: ERICA Assessment Tool

For å estimere effekter på biota fra radionuklider beregner man dosen eller doseraten som en organisme mottar, og ser om disse er høyere enn doser eller doserater som er antatt å ikke gi effekt. Dose er mengden stråling en organisme har mottatt, og måles i gray (Gy) og betegner strålingsenergi avsatt i vev (J/kg). Doserate er dosen en organisme mottar med tiden, og angis i Gy/h (gray per time) eller vanligvis $\mu\text{Gy/h}$.

ERICA Assessment Tool er et verktøy for å vurdere radiologisk risiko til ikke-human biota. Verktøyet estimerer stråledoser til ulike referanseorganismer. Man setter en screeningverdi som er en doserate man ikke ønsker at skal overskrides for organismene man ser på. Dette bør være en doserate man antar ikke vil gi negative effekter. ERICA Assessment Tool gir estimert stråledose, men ettersom det alltid vil være usikkerhet knyttet til et slikt estimat beregner verktøyet også sannsynligheten for at stråledosen en organisme mottar er høyere enn screeningverdien.

For å beregne doseraten til ulike organismer i et økosystem, setter man inn estimert eller målt spesifikk aktivitet.

6.1.1 Input

ERICA Assessment tool (Tier 2 i versjon 1.3) ble benyttet for doserateberegninger til referanseorganismer basert på målt og beregnet aktivitet. Spesifikk aktivitet av ^{238}U , ^{226}Ra og ^{210}Po ble målt i resipient. Spesifikk aktivitet av ^{234}U og ^{235}U er beregnet fra ^{238}U ettersom dette er naturlig forekommende uran. Aktivitetskonsentrasjonene målt for ^{210}Po og ^{226}Ra var under deteksjonsgrensene (LOD) for alle resipienter. Ulike strategier er testet for å gjøre opp for manglende inputparametere:

1. Halvparten av LOD ble brukt som input for aktivitetskonsentrasjoner for ^{210}Po og ^{226}Ra . Dette er en vanlig brukt metode i modellering for å gjøre opp for manglende data (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften, 2018). Dette ble gjort for TUN-UT, og det er ikke nødvendig å gjøre dette for flere stasjoner ettersom doseraten domineres av Po og Ra som vil være det samme for alle stasjoner. For uran ble målt spesifikk aktivitet (0,98 Bq/L målt 30.09.2020) benyttet.
2. Doserater kun fra målte urankonsentrasjoner ble brukt som input for å se på doserater fra uran alene. Her ble høyeste målte urankonsentrasjon for TUN-UT ($1,62 \text{ Bq L}^{-1}$ målt 10.07.2019) benyttet, ettersom dette er høyeste målte urankonsentrasjon i en resipient nedstrøms masselageret.
3. Fortynning av utslipp nedstrøms TUN-UT: En begrenset mengde vann slippes ut ved TUN-UT, og dette fortynnes i Vøyenbekken og ytterligere i Vigga. Fortynning vil redusere doseraten til organismer i økosystemet og dermed redusere sannsynligheten for biologiske effekter. Eksakt fortynningsfaktor er ikke kjent, så vi benyttet et lavt anslag på 10 ganger fortynning i Vøyenbekken og 100 ganger fortynning i Vigga. Spesifikk aktivitet av ^{210}Po og ^{226}Ra i vannet ved TUN-UT antas å være akkurat på deteksjonsgrensen, som et øvre estimat. For uran ble målt spesifikk aktivitet (0,98 Bq/L målt 30.09.2020) for hver enkelt stasjon benyttet.
 - a) VOY-N: 10 ganger fortynning gir $0,003 \text{ Bq/L } ^{226}\text{Ra}$ og $0,005 \text{ Bq/L } ^{210}\text{Po}$.
 - b) VIG-N: 10 ganger fortynning gir $0,0003 \text{ Bq/L } ^{226}\text{Ra}$ og $0,0005 \text{ Bq/L } ^{210}\text{Po}$.

^{40}K er ikke mulig å velge som inputparameter i ERICA Assessment tool og ble derfor ikke tatt med i doseberegningene. Målinger av ^{232}Th var stort sett under deteksjonsgrensen og er derfor ikke benyttet i doseberegningene. Verken ^{232}Th eller ^{40}K er forventet å gi særlige bidrag til doseraten ettersom begge radionuklider ha relativt lav radiotoksisitet (8).

Vurderingen ble gjort for et ferskvannøkosystem i Tier 2. Som screeningverdier for doserater ble $40 \mu\text{Gy t}^{-1}$ for terrestriske dyr, fugler og reptiler, og $400 \mu\text{Gy t}^{-1}$ for planter og andre akvatiske organismer brukt. Dette er doserater som antas å ikke gi målbare effekter på populasjonsnivå ved kronisk eksponering, ifølge informasjon gitt i ERICA Assessment Tool.

Det ble benyttet en usikkerhetsfaktor på 3, det vil si at verktøyet tester for en sannsynlighet på 5 % for å overskride dosescreeningverdien (standardvalg i ERICA Assessment Tool). Risikokvotienten er antatt å være normalfordelt.

For andre inputparametere ble standardverdier i ERICA Assessment Tool benyttet.

6.2 Resultater

Konsentrasjonene av ^{210}Po og ^{226}Ra var under deteksjonsgrensen (LOD) i alle resipienter. Skipperud m.fl. (2016) målte ^{210}Po i flere resipienter på Gran før (2013) og under (2015) tunnelbygging og etablering av masselager. Vøyenbekken og Vigga var blant resipientene. Spesifikk aktivitet av ^{210}Po varierte fra under deteksjonsgrensen til $0,0076 \text{ Bq/L}$ i 2013 og fra under deteksjonsgrensen til $0,0066 \text{ Bq/L}$ i 2015. Alle disse prøvene ville vært under deteksjonsgrensen til metoden benyttet i denne søknaden ($0,05 \text{ Bq/L}$).

Det er kun utført en prøvetakingsrunde for ^{226}Ra og ^{210}Po . Disse to radionuklidene er de viktigste bidragsyterne til doserate i utførte beregninger, og det relativt tynne datagrunnlaget er derfor en mulig svakhet som bidrar til usikkerhet i beregnede doser. Datagrunnlaget vil kunne forbedres dersom prøvetakingsprogrammet de kommende årene inkluderer målinger for urandøtre.

ERICA Assessment Tool tar kun hensyn til radiologiske effekter. For ^{238}U (og ^{232}Th) kan den biologiske effekten underestimeres ettersom den største effekten på biota er forventet å være kjemisk.

Der hvor målt spesifikk aktivitet i en resipient er benyttet skilles det ikke på utslipp fra masselageret/tunnelen og bakgrunnskonsentrasjoner av gitte radionuklider. Doseberegningen vil derfor ta med effekt både av utslipp fra masselager/tunnel samt bakgrunn.

6.2.1 Doserater estimert med $0,5 \times \text{LOD}$, før fortytning

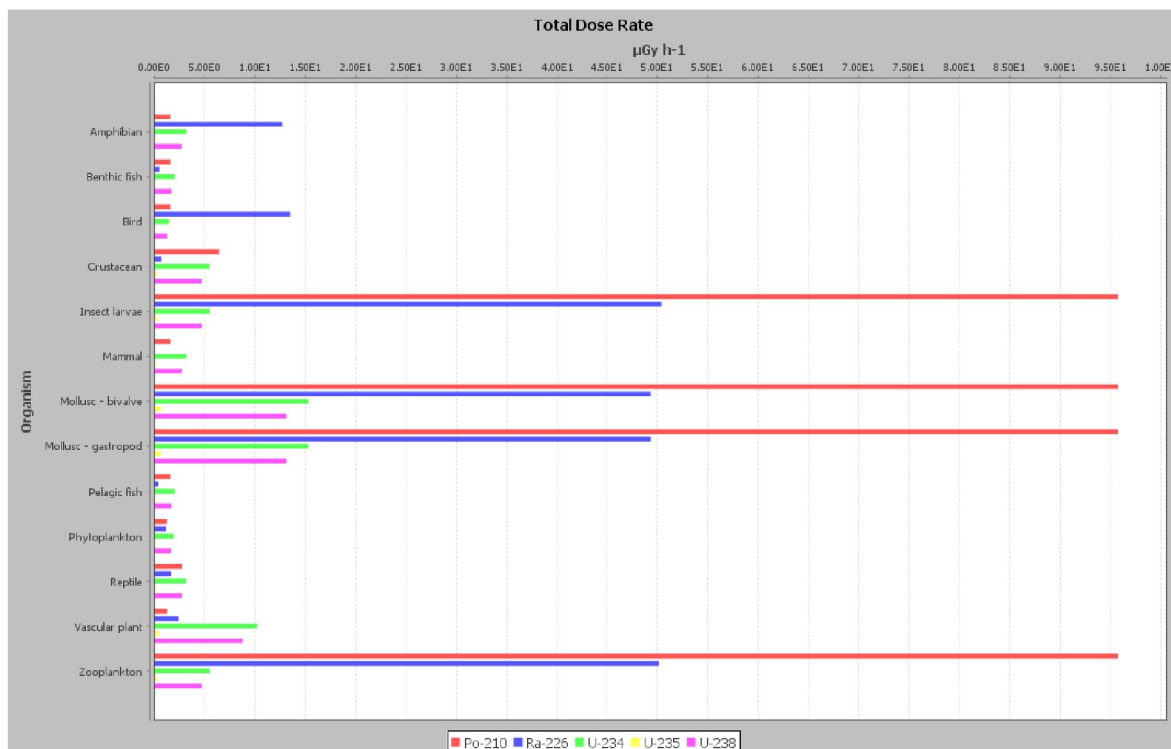
Doserater ble estimert gitt målte konsentrasjoner ved stasjon TUN-UT. Ingen doserater oversteg screeningverdien.

ERICA Assessment Tool beregner også *sannsynligheten* for at screeningsverdien kan overskrides, ettersom alle doseberegninger har en usikkerhet. For amfibier, fugler, insektslarver, bløtdyr (skjell og snegler) og dyreplankton kan det ikke med 95 % sikkerhet utelukkes at doseraten kan overstige screeningverdien (markert med gult i tabell 11). Prøven representerer ufortynnet vann i tunnelutløpet (TUN-UT), og man kan således forvente en fortytning i det vannet ledes ut i Vøyenbekken og Vigga.

Tabell 11: Estimerte doserater og screeningverdier brukt for de ulike referanseorganismene. Estimerte doserater overskrider ikke screeningverdien for noen av organismene. Gul indikerer at man ikke kan utelukke muligheten for at screeningdoseverdien overskrides ($p > 0.05$). Inputverdier er fra 30.09.2020.

Organism	Total Dose Rate per organism [$\mu\text{Gy h}^{-1}$]	Dose Rate Screening Value (40, 400) [$\mu\text{Gy h}^{-1}$]
Amphibian	20	40
Benthic fish	6	400
Bird	18	40
Crustacean	18	400
Insect larvae	157	400
Mammal	8	40
Mollusc - bivalve	174	400
Mollusc - gastropod	174	400
Pelagic fish	6	400
Phytoplankton	6	400
Reptile	10	40
Vascular plant	23	400
Zooplankton	156	400

Aktivitetskonsentrasjonen til radionuklidene ^{226}Ra og ^{210}Po var under deteksjonsgrensen for alle målte resipienter. Det er derfor heftet stor usikkerhet ved presenterte doseestimer, og usikkerheten vurderes å være på konservativ side. Hvis man ser på doseraten til hver organisme fra de ulike radionuklidene (figur 30), ser man at ^{226}Ra og ^{210}Po bidrar klart mest til doseraten, mens uranisotopene bidrar mindre.



Figur 36: Doserate estimert for de ulike referanseorganismene fra gitte radionuklider beregnet med ERICA Assessment Tool. Beregnet bidrag til doserater er størst for ^{226}Ra og ^{210}Po , mens det er mindre for uranisotopene.

6.2.2 Doserater fra målte urankonsentrasjoner, før fortykning

Doserater beregnet fra målte konsentrasjoner av uran (^{238}U , ^{235}U og ^{234}U) vises i tabell 12. Input benyttet for denne beregningen var høyeste målte urankonsentrasjonen ved stasjon TUN-UT (1,62 Bq L⁻¹ målt 10.07.2019). Heller ikke for denne beregningen overskred noen av doseratene screeningverdien, og i dette tilfellet kan man med 95 % sikkerhet utelukke at screeningverdiene vil overskrides. Igjen representerer prøven ufortynnet vann i tunnelutløpet, og man kan forvente en fortykning når vannet slippes ut i Vøyenbekken og senere Vigga.

Tabell 12: Estimerte doserater til referanseorganismer for TUN-UT basert på urankonsentrasjoner målt 10.07.2019. Ingen av de estimerte doseratene overskrider screeningverdien ($p < 0.05$).

Organism	Total Dose Rate per organism [µGy h-1]	Dose Rate Screening Value [µGy h-1]
Amphibian	10	40
Benthic fish	6	400
Bird	5	40
Crustacean	17	400
Insect larvae	17	400
Mammal	10	40
Mollusc - bivalve	48	400
Mollusc - gastropod	48	400
Pelagic fish	6	400
Phytoplankton	6	400
Reptile	10	40
Vascular plant	32	400
Zooplankton	17	400

6.2.3 Doserater estimert ved fortynning av TUN-UT

Doserater beregnet ved å estimere spesifikk aktivitet for ^{226}Ra og ^{210}Po ved fortynning av vannet fra TUN-UT vises i Tabell 13. Disse doseratene var minimum en størrelsesorden lavere enn screeningverdien, og indikerer derfor ingen potensielle effekter av radioaktiv stråling på noen av referanseorganismene. For Vigga er dette ansett for å være et konservativt anslag ettersom fortynningen av vannet fra TUN-UT er antatt å være adskillig større enn 100 ganger for henholdsvis VIG-N, mens for VOY-N kan anslaget være realistisk. Videre var spesifikk aktivitet av ^{226}Ra og ^{210}Po under deteksjonsgrensen i TUN-UT, og deteksjonsgrensen ble benyttet som antatt spesifikk aktivitet. Reell spesifikk aktivitet kan være lavere.

Tabell 13: Doserater estimert for referanseorganismer i ERICA Assessment Tool. Spesifikk aktivitet for ^{226}Ra og ^{210}Po i målepunkter VOY-N og VIG-N er estimert ved henholdsvis 10 og 100 ganger fortynning av estimert spesifikk aktivitet i TUN-UT (dvs. deteksjonsgrensen).

Organism	Total Dose Rate per organism [$\mu\text{Gy h}^{-1}$]		Dose Rate Screening Value [$\mu\text{Gy h}^{-1}$]
	VOY-N	VIG-N	
Amphibian	3,5	0,4	40
Benthic fish	0,8	0,1	400
Bird	3,3	0,4	40
Crustacean	2,6	0,4	400
Insect larvae	30,4	3,1	400
Mammal	1,0	0,2	40
Mollusc - bivalve	32,3	3,5	400
Mollusc - gastropod	32,3	3,5	400
Pelagic fish	0,8	0,1	400
Phytoplankton	0,9	0,1	400
Reptile	1,6	0,2	40
Vascular plant	2,9	0,5	400
Zooplankton	30,3	3,1	400

7 Beregning av aktivitet fra masselageret og pumpeumpen

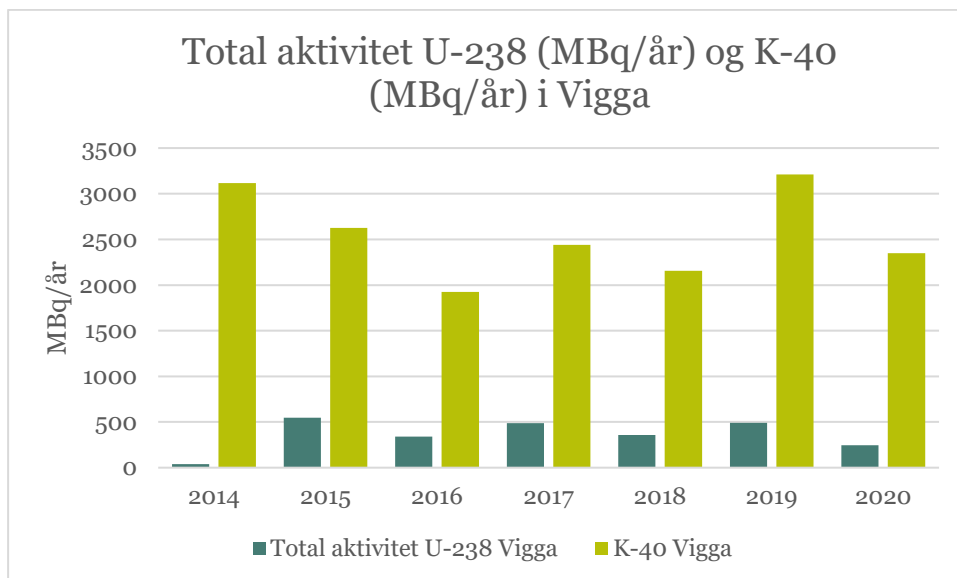
I dette kapittelet har vi gjort et forsøk på å beregne den totale aktiviteten fra radionuklider som tilføres resipienten fra masselageret. Dette har vært utfordrende fordi det har manglet vannføringsdata fra stasjonen TUN-UT, som er den viktigste kilden for tilførsel av radionuklider til resipientene Vøyenbekken, Vigga og til slutt Jarenvatnet. Det har også blitt tatt for få vannprøver per år til å kunne gjøre en sikker beregning av gjennomsnittlig aktivitet. (se kap 3.2, pumpeumpen er et basseng inne i tunnelen med lekkasje av vann inn fra omkringliggende fjell og masser). For å beregne total aktivitet i vann som er sluppet ut fra masselageret har vi benyttet gjennomsnittlig spesifikk aktivitet gjennom et år (beregnet fra målte konsentrasjoner i resipienter) og ganget med estimert total vannføring i gitte resipienter. For å beregne vannføring i Vigga nedstrøms stasjon har vi brukt nedskalerte vannføringsdata fra vannføringsstasjonen nedstrøms Jarenvatnet (www.senorge.no) basert på nedbørfeltstørrelse (www.nevina.no). Arealet til nedbørfelt for Jaren vannføringsstasjon er på 112,6 km² og arealet til nedbørfelt for Vigga nedstrøms stasjon er på 72,7 km² (basert på nedbørfelt generert i NEVINA.no). Hvis vi dividerer 72 på 112,6 får vi en faktor på 0,646. Produktet av denne faktoren og observert daglig vannføring ved Jaren vannføringsstasjon gir omtrentlig daglig vannføring ved Viggas nedstrøms-stasjon. Beregnet spesifikk aktivitet fra vannprøver for U-238 og K-40 fra Viggas nedstrøms-stasjon er subtrahert fra beregnet spesifikk aktivitet fra vannprøver for U-238 og K-40 fra Viggas oppstrøms-stasjon for å gi bidraget fra Vøyenbekken. Produktet av årlig gjennomsnitt av spesifikk aktivitet for av U-238, K-40 og totalt antall liter per dag som summeres opp per år ved Vigga nedstrøms stasjon gir daglig total aktivitet av U-238 og K-40. Det er ikke beregnet total aktivitet for thorium da det er svært få prøver som er over deteksjonsgrensen.

Beregningene av total aktivitet for utpumpet vann fra pumpeumpen er basert på vannføringsdata fra pumpene inne i tunnelen. Pumpene har oppgitt maks-kapasitet på 20 L/s, men det er oppgitt at dette ikke er reelt utpumpingsvolum. Driftsoperatør (VTS) har en måler i røret som viser maks utpumping på 11 L/sekund når pumpen går. Det vil si at vi kan regne ut omtrent hvor mye vann som går ut når vi vet frekvensen for pumping (pumpen går oftere når det er mye vann i nedbørsperioder). De vannføringsdata som vi har tilgang til viser en minimumsvannføring på 81 m³ per dag og en maksimumsvannføring på 588 m³ per dag. Gjennomsnittlig vannføring for pumpeumpen ligger på 192,5 m³ per dag.

Det er stor usikkerhet forbundet med beregning av total aktivitet på denne måten. En av årsakene til disse usikkerhetene er beregnet vannføring. Vannføringsstasjonen på Jaren ligger nedstrøms Jarenvatnet. Jarenvatnet vil jevne ut vannføringen på vannføringsstasjonen som ligger nedstrøms og vil derfor ikke være helt representativ. Den største usikkerheten ligger nok i prøvetakingsfrekvensen med få vannprøver tatt hvert år. Ideelt sett burde det blitt tatt månedlige prøver med ekstra prøver ved flomepisoder. For Vigga lå prøvetakingsfrekvensen på fire prøver per år eller færre mellom årene 2017 og 2020. Det ble imidlertid tatt månedlige prøver eller hyppigere i 2015 og 2016 i Vigga, så usikkerheten for disse to årene er mindre, men fortsatt stor.

7.1 Total aktivitet beregnet for Vigga

I figur 36 og tabell 14 er resultatene for beregnet total aktivitet av U-238 og K-40 som blir tilført Vigga fra Vøyenbekken. Figur 36 viser årlig beregnet total aktivitet per år og representerer tilførselen fra Vøyenbekken som helhet og ikke bare tilførsel fra masselageret. Total aktivitet beregnet for Vigga er på mellom 40 og 546 MBq for U-238 og for K-40 er det beregnet en total aktivitet på mellom 1924 og 3211 MBq.



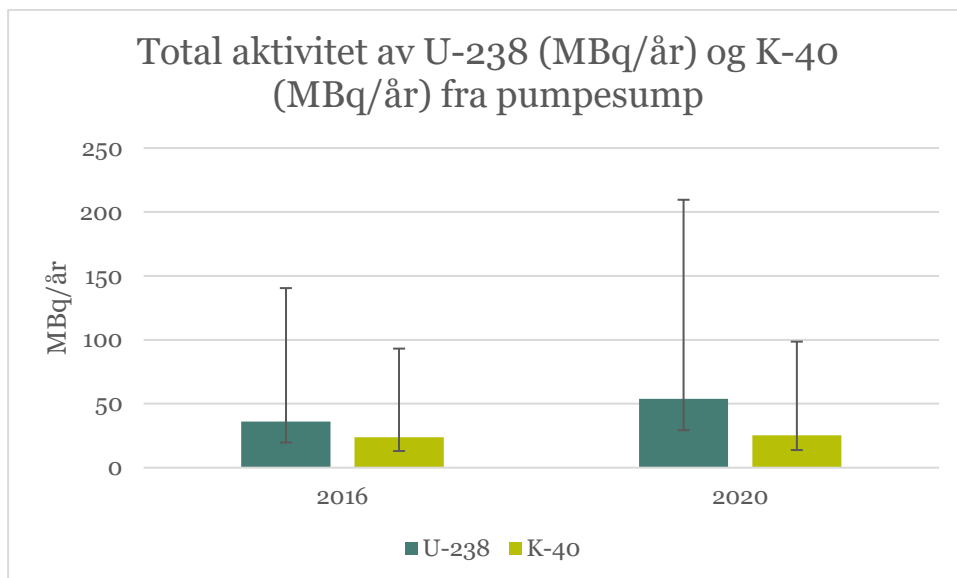
Figur 37. Total aktivitet beregnet for U-238 og K-40 oppgitt i megabecquerel i Vigga som tilførsel fra Vøyenbekken.

Tabell 14. Total aktivitet beregnet for U-238 og K-40 i Vigga som tilførsel fra Vøyenbekken.

År	Total aktivitet for ²³⁸ U (MBq/år)	Total aktivitet for ⁴⁰ Kalium (MBq/År)
2014	40	3117
2015	546	2625
2016	340	1924
2017	487	2439
2018	359	2157
2019	492	3211
2020	245	2348

7.2 Total aktivitet beregnet fra pumpesumpen i tunnelen

Det ble tatt 9 vannprøver i 2016 og to vannprøver på høsten 2020. Bortsett fra for prøven som ble tatt den 11.11.2020, så var urankonsentrasjonene ganske stabile med en gjennomsnittskonsentrasjon av uran på 41,2 µg/l. Den høyeste urankonsentrasjonen ble målt den 11.11.2020 og var på 86,4 µg/l. Denne vannprøven gjør at snittet for konsentrasjonene i 2020 blir veldig høyt. Figur 38 og tabell 15 viser beregnet total aktivitet for årene 2016 og 2020. Søylene i figur 37 viser total aktivitet basert på gjennomsnittlig vannføring mens feilfeltene viser total aktivitet basert på minimum og maksimum vannføring.



Figur 38. Total aktivitet beregnet for Uran-238 og K-40 fra pumpesump.

Tabell 15. Total aktivitet beregnet for U-238 (MBq/år) og K-40 (MBq/år) fra pumpesumpen. Minimum- og maksimumsverdier av total aktivitet er i parentes og er basert på estimer minimums og maksimum vannføring.

År	Total aktivitet for ²³⁸ U (MBq/år)	Total aktivitet for ⁴⁰ Kalium (MBq/År)
2016	36 (16, 104)	24 (11, 69)
2020	54 (24, 156)	25 (12, 73)

7.3 Oppsummering av utslipp av radionuklider

Utslipp til resipient per år er vist i tabell 16. Utslipet er basert på den høyeste beregnede totale aktiviteten gjort for U-238 (2015) og K-40 (2019) til Vigga.

Utslipp fra masselageret og pumpesumpen i tunnelen for spesifikk aktivitet av naturlig uran og kalium-40 er basert på den høyeste spesifikke aktiviteten for U-238 og K-40 som ble målt i TUN-UT i måleperioden og er vist i tabell 16 og er omregnet til Bq/g for å møte kravet i forskrift om radioaktiv forurensing og avfall.

Tabell 16. Utslipp det søkes tillatelse for, per år.

Radio-nuklider	Spesifikk aktivitet (Bq/g)	Grense, forskrift	Total aktivitet (Bq/år)	Grense, forskrift
U-nat	1,74E-03	1 ⁻¹	5,46E+08	10 ²
K-40	5,01E-04	10	3,21E+09	10 ⁵

8 Forebyggende tiltak

Langs Rv.4 mellom tunnelportalen og to-plankrysset i sør går det drens- og overflatevann inn i sandfang (SF) med videreføring gjennom drensrør til utpumping i lavbrekk via O221.

Det er oppdaget at fem av sandfangene nær portalåpning har dykkere. Disse dykkerne har en funksjon slik at vann kommer inn via dykker når vannstanden utenfor er høyere enn innløp. Dykkerne har lavere kotehøyde enn utløpet til drensrør fra kum. Derfor vil overflatevann som renner ned i sandfangene kunne renne ut i grunnen mot masselageret når vannstanden inne i kummene står over dykkerne. Kummene er plassert utenfor masselager, men på lavere nivå enn høyeste målte grunnvannstand.

Plombering av dykker vil redusere risiko for at oksygenrikt vann tilføres grunnvannet med videreføring til masselager.

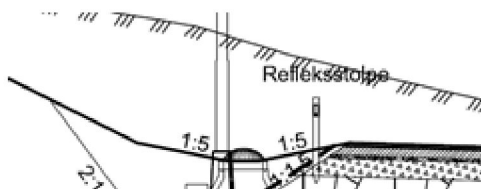
I fire av disse kummene er tilgjengeligheten slik at dykkere kan fjernes og plomberes, for å hindre vannstrøm ut fra sandfang og mot masselageret.

Avrenning fra veg og sideterreng, som samles opp i grøfter blir fanget opp av sandfang og langsgående drensrør. Det er målt verdier av uran i kummer langs veg som sannsynligvis stammer fra infiltrering av grunnvann til drensrørene. Oppbygging av grøfter er utført etter standard grøfteoppbygging, men med endringer for å tilpasse slik at vann kan samles og videreføres til drens-systemet.

Tilbakefyllingsmasser over fundament og omfylling har i ettertid blitt vurdert til å kunne gi en uønsket oppsamling og tilførsel av oksygenrikt vann til grunnen. Derfor vil det bli vurdert å asfaltere toppen av grøften slik at en større andel av vann fra vegbane og sideterreng går direkte til sandfang.



Figur 39. Oppbygging av drensledning langs veg over masselager.

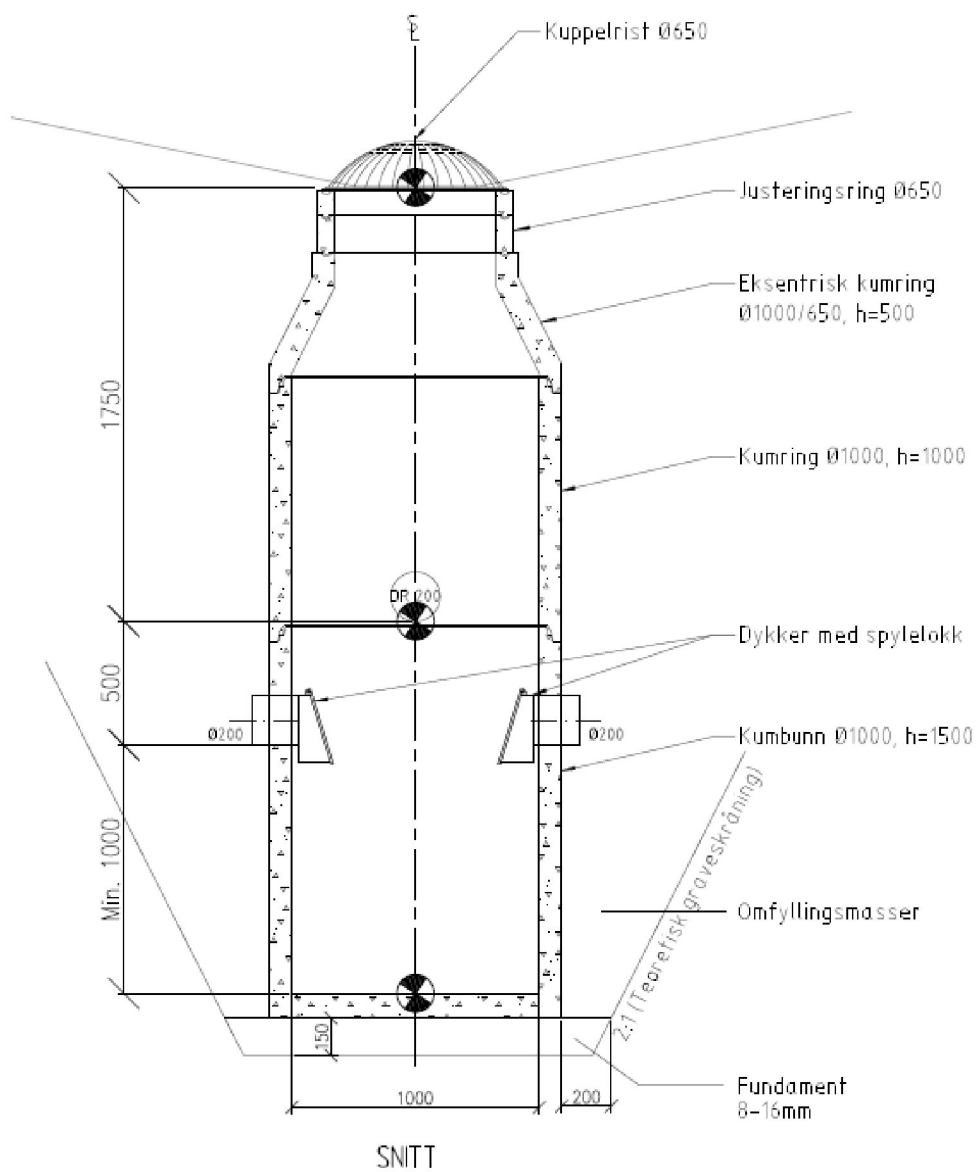


Figur 40. Prinsipp for sidegrøft. Areal med helning 1:5 foreslås asfaltert.

Kalking har vært brukt som tiltak for å forebygge forsuringseffekter og metallspredning fra alunskifer og surt gruveavfall ved å sørge for at alkaliniteten opprettholdes (9). Et aktuelt tiltak er å terrengkalke områdene oppstrøms masselageret og jordbruksarealene som dekker masselageret i dag. På denne måten tilføres løste basekationer og man kan forsinke eventuelt tap av basekationer og holde

alkaliniteten og pH på et akseptabelt nivå. Samtidig kan terrengkalking være problematisk fordi uran er positivt korrelert med Ca og alkalinitet, noe som kan tyde på at uran danner løselige forbindelser sammen med karbonat.

Videreføring av måleprogram vil gi god oppfølging av utvikling på situasjon i masselager. Kjemi i masselager ser ut til å flate ut etter 3 år. Endrer dette seg med senking av Ph ser vi et tidlig varsel på uønska utvikling.



Figur 41. Skisse av sandfang med dykkere.

9 Konsekvensvurderinger

9.1 Konsekvenser for naboer, allmennheten og andre virksomheter i området

Det er ingen kjente konsekvenser for naboer, allmennheten eller andre virksomheter i området. Ingen grunnvannsbrønner er i bruk nedstrøms masselageret mot Vigga.

9.2 Konsekvenser for miljø

Aktivitetskonsentrasjonene målt av uran (^{238}U , ^{235}U og ^{234}U) i resipienter utgjør ikke en strålingsrisiko for lokal biota, se kapittel 6.

^{210}Po og ^{226}Ra lå under deteksjonsgrensen i målingene som ble gjort, og selv når halvparten av deteksjonsgrensen ble benyttet som input, ble estimerte doserater lavere enn screeningverdien, det vil si at strålingsrelaterte effekter ikke er forventet. For amfibier, fugler, insektlarver, bløtdyr (muslinger og snegler) og dyreplankton var forventet doserate ca. halvparten av screeningverdien. Ettersom det er store usikkerheter i beregningene kan man ikke utelukke at screeningverdiene kan overskrides med 95 % sikkerhet. Hvis man i stedet bruker deteksjonsgrense som input ved TUN-UT og antar en fortynningsfaktor på 100 for Vigga nedstrøms stasjon, blir resultatet av modelleringen såpass lave doserater at man kan ekskludere potensielle strålingseffekter.

Bunndyrundersøkelser viser at det er lite som tyder på at bunndyrene er påvirket av forsuringshendelser. Dette er heller ikke uventet da alle bekkene er kalkrike og har god bufferevne. Alle stasjonene har et høyt antall av ulike *Baetis*-arter som er en gruppe døgnfluer som regnes som forsuringsfølsomme.

Referanser

1. **DSA.** *Oversendelse av tilsynsrapport etter tilsyn med Statens Vegvesens vegprosjekt Rv. 4 Gran.* s.l. : DSA, 10.09.2020.
2. **Lovdata.** Forskrift om forurensningslovens anvendelse på radioaktiv forurensning og radioaktivt avfall. 2010 Sist endret 20.12.2018. FOR-2010-11-01-1394.
3. **IAEA 2003.** *Guidelines for Radioelement Mapping Using Gamma Ray Spectrometry Data.* Vienna : IAEA, 2003. IAEA-TECDOC-1363.
4. **Lindis Skipperud, Emilio Alvarenga, Ole Christian Lind, Hans-Christian Teien, Knut Erik Tollefsen, Brit Salbu og Frøydis Meen Wærsted.** *EFFEKTER OG MILJØRISIKO KNYTTET TIL INNGREP I OMRÅDER MED SULFIDRIKE MINERALER.* s.l. : Statens Vegvesen, 2016.
5. **Halldis Fjermestad, Elisabeth Gundersen, Per Hagelia, Anne Brit Moen og Malin Torp.** *Rv. 4 på Gran, nyttiggjøring av svartskifer - Sluttrapport og erfaringar Rapport nummer 333.* Prosjektavdeling Øst : Statens vegvesen, 2018.
6. **Miljødirektoratet.** *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020.* s.l. : Miljødirektoratet, 2020.
7. **Engebretsen, A., Skrutvold, J. og Roseth, R.** *Rv. 4 Gran - Jaren. Etterundersøkelser av vannkjemi i grunnvann og resipienter 2017-2019.* NIBIO. Ås : NIBIO, 2020. 6/50/2020.
8. **Carter MW, Bums P, Munslow-Davies L.,** *Radiotoxicity hazard classification – the basis and development of a new list.* . Canberra. : Australian Government Publishing Service, , 1993. Technical Memorandum 38..
9. **Jeng, A.** Weathering of some Norwegian alum shales, II. Laboratory simulations to study the influence of aging, acidification and liming on heavy metal release. *Soil and plant science.* Volum 42, 1992, Number 2.
10. **Direktoratsgruppa. 2018.** . *Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann - Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.* . 2018.

Vedlegg

Vedlegg I

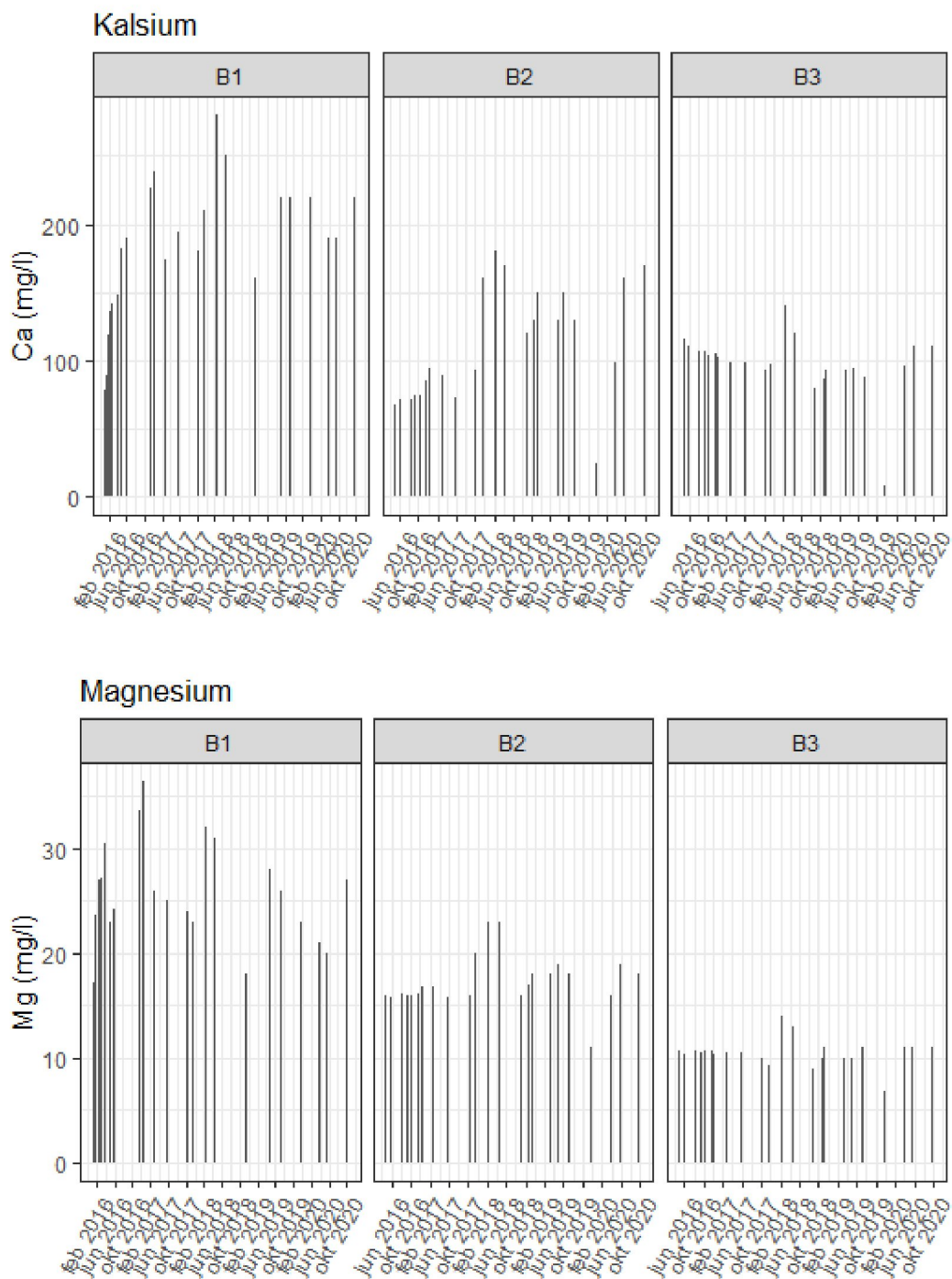
Vedlegg II

Vedlegg III

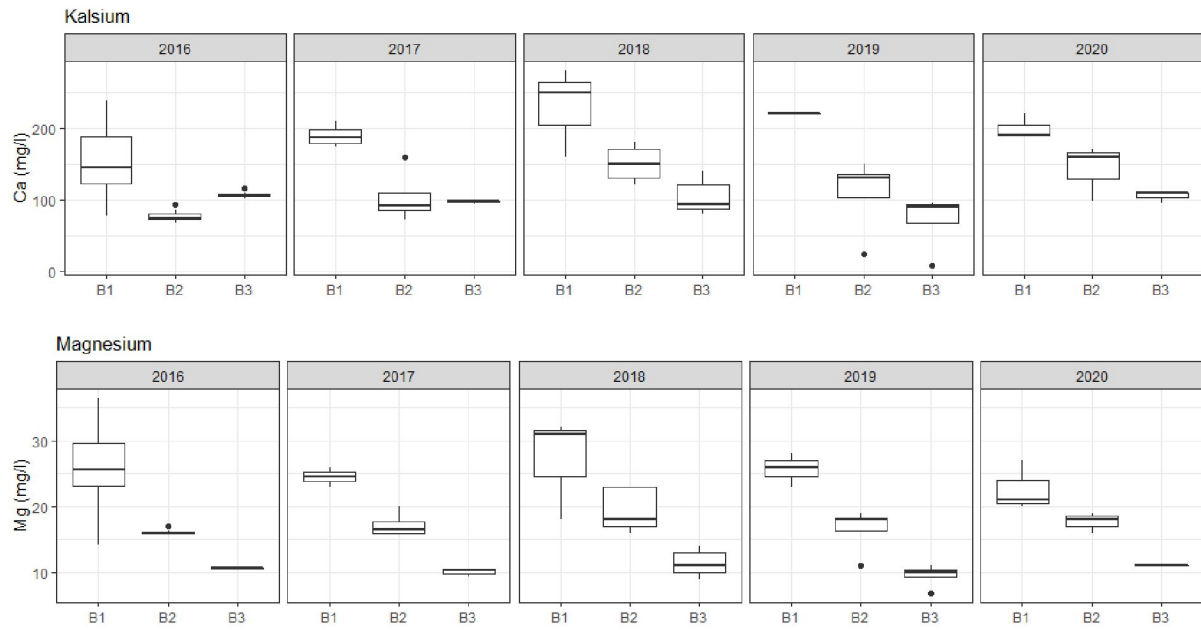
Vedlegg IV

Vedlegg V

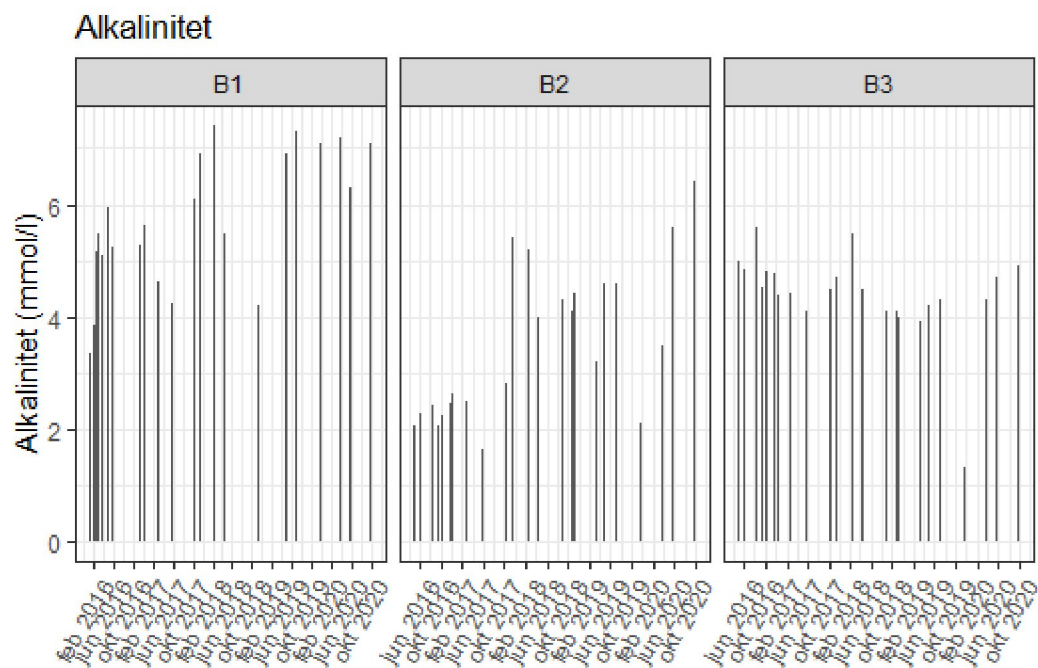
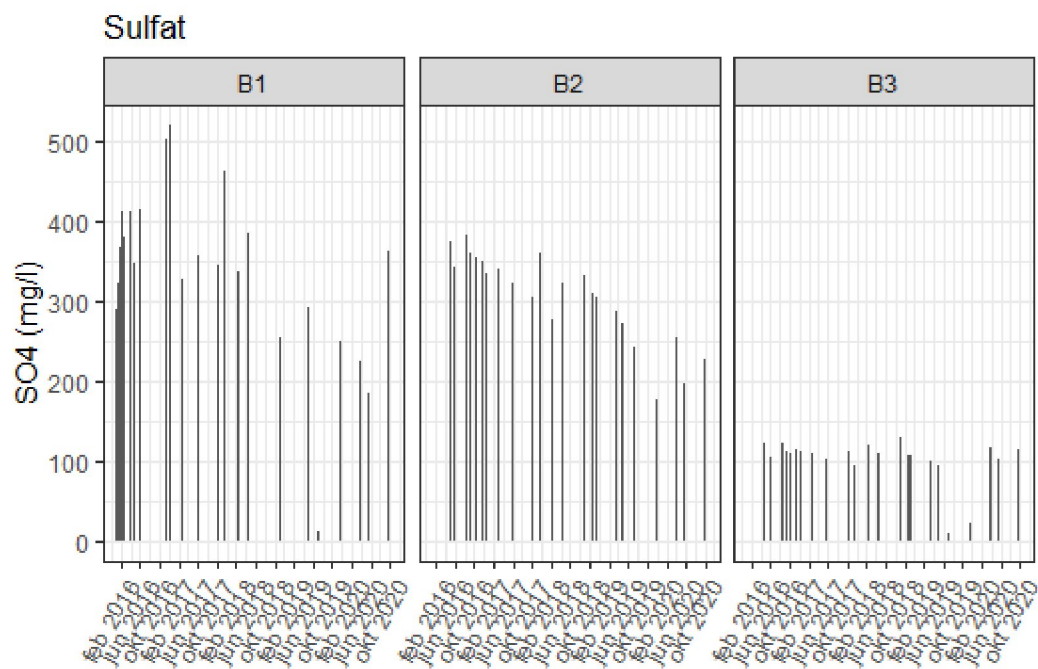
Vedlegg I



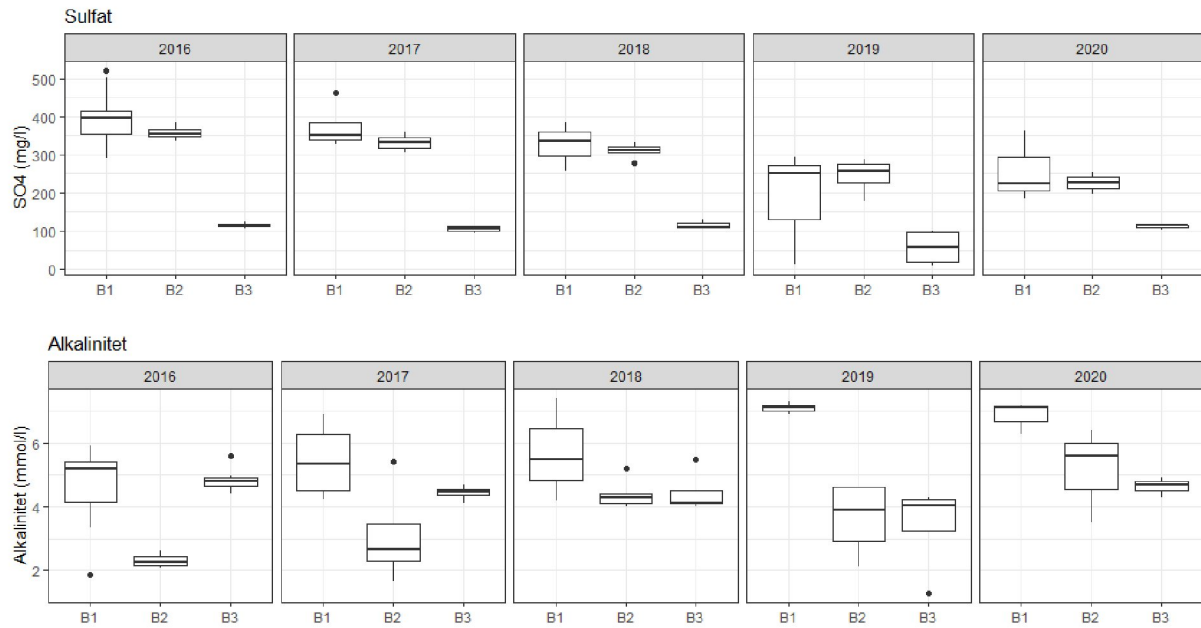
Figur I_1. Konsentrasjon av kalsium og magnesium (mg/L) i brønnene B1 til B3 fra 2016-2020.



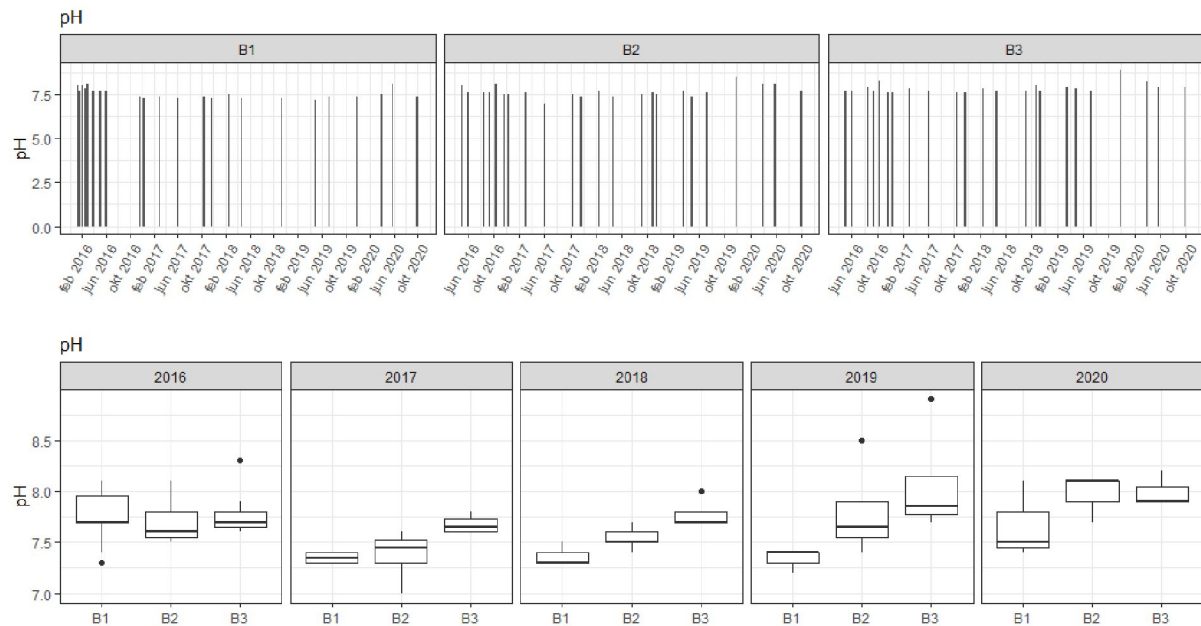
Figur I_2. Boksplot med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum verdier for U og SO₄, i brønnene B1-B3 for hele prøvetakingsperioden. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.



Figur I_3. Konsentrasjon av sulfat (mg/l) og alkalinitet (mmol/L) i brønnene B1 til B3 fra 2016-2020.

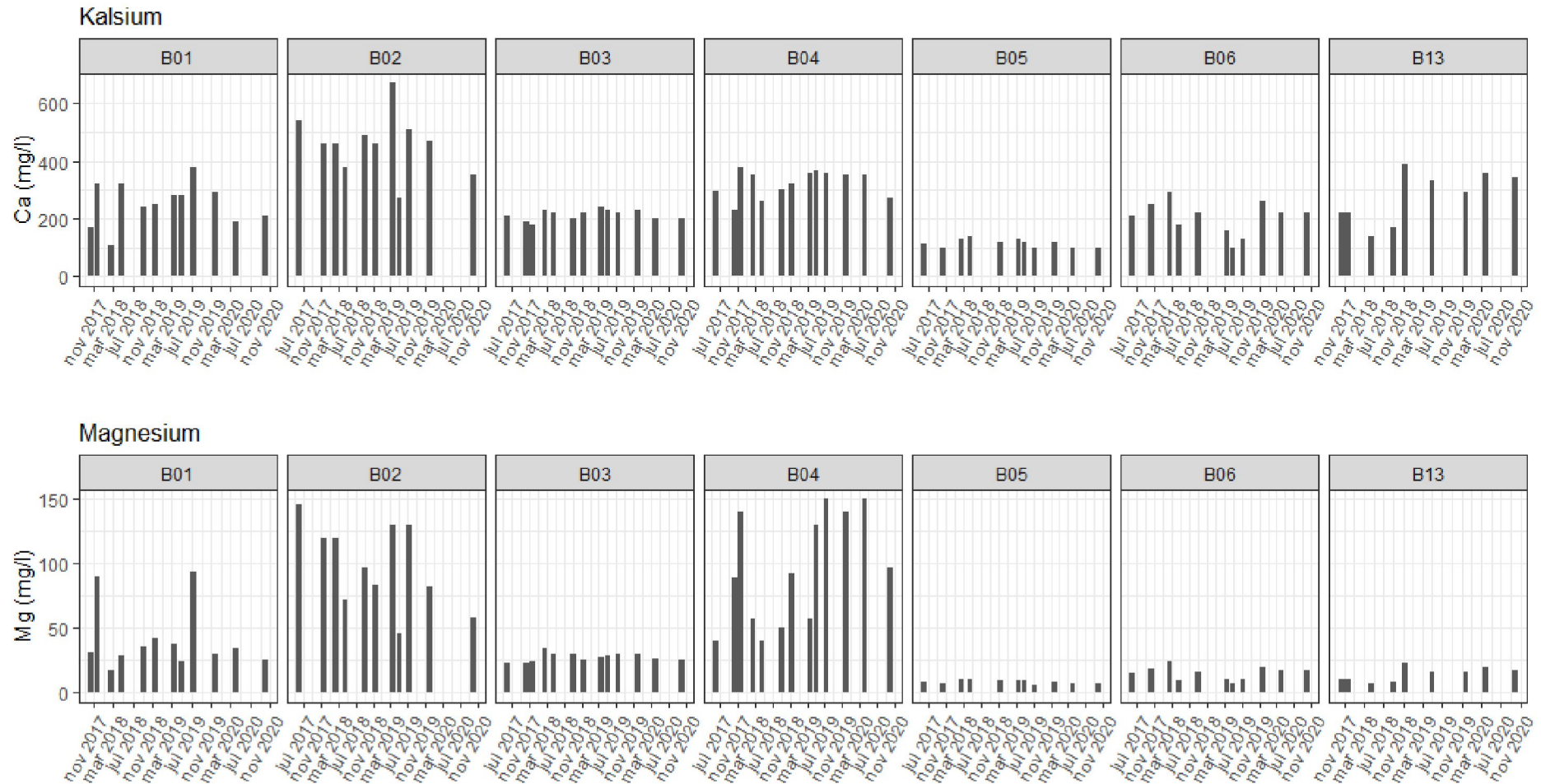


Figur I_4. Boksplot med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum verdier for SO₄ og Alkalinitet i brønnene B1-B3 for 2016-2020. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.

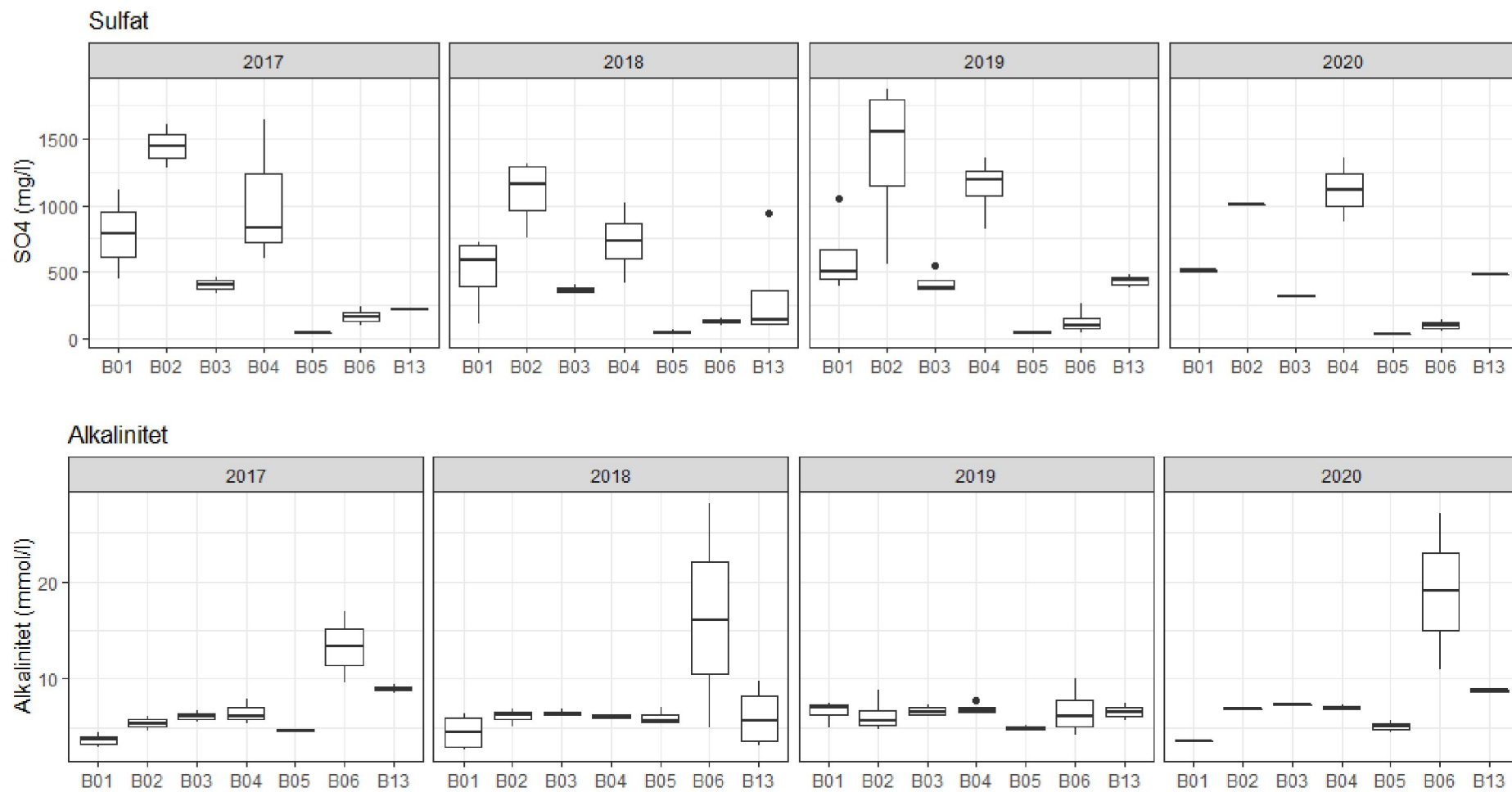


Figur I_5. Barplot og boksplot med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum verdier for SO₄ (mg/l) og Alkalinitet (mmol/l) i brønnene B1-B3 for 2016-2020. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.

Vedlegg II



Figur II_1. Konsentrasjoner av kalsium (mg/l) og magnesium (mg/l) i brønnene B01-B13 fra 2017-2020.

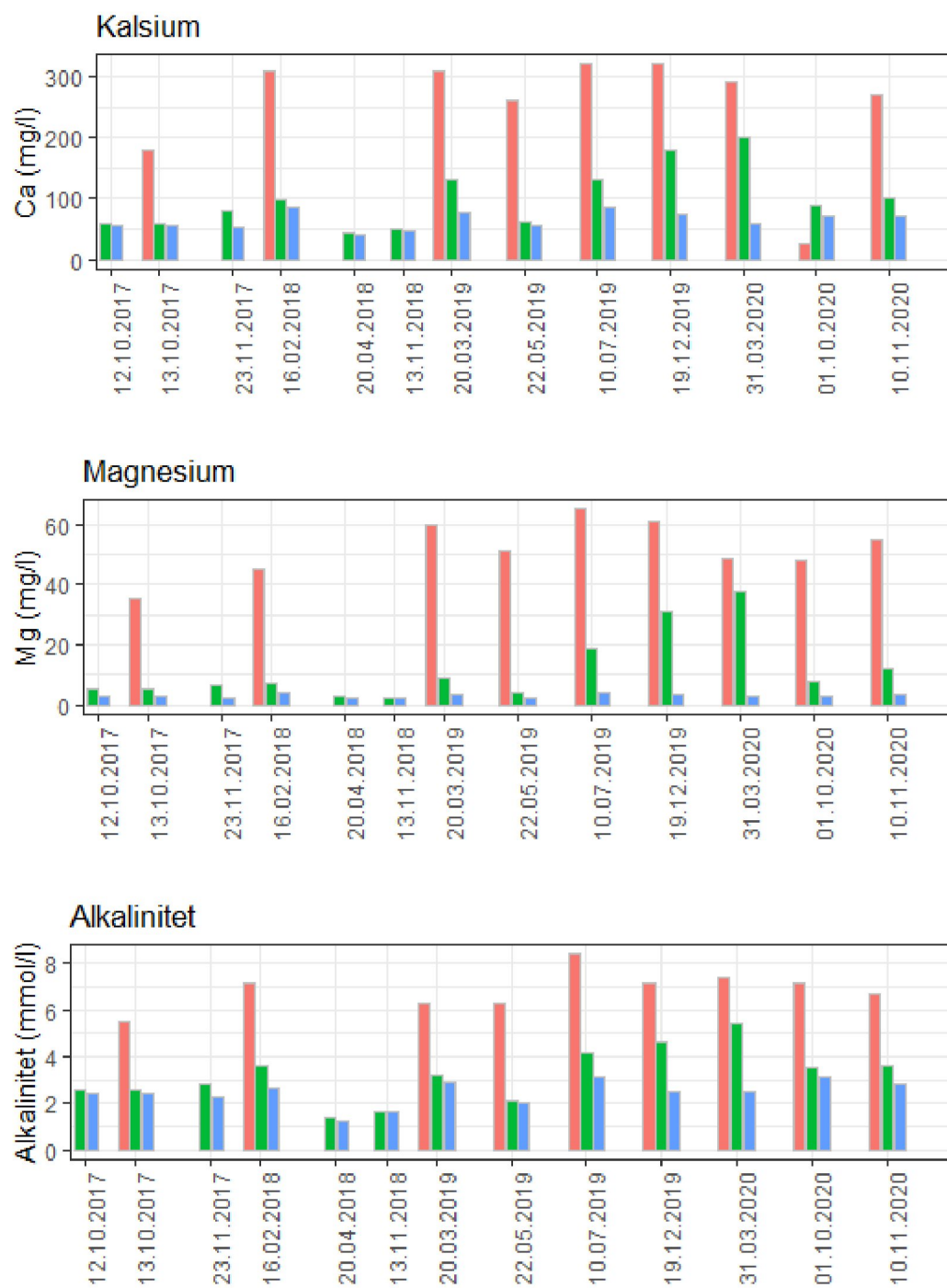


Figur II_2. Boksplot med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum konsentrasjoner av sulfat (mg/L) og alkalinitet (mmol/l) fra 2017-2020. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere

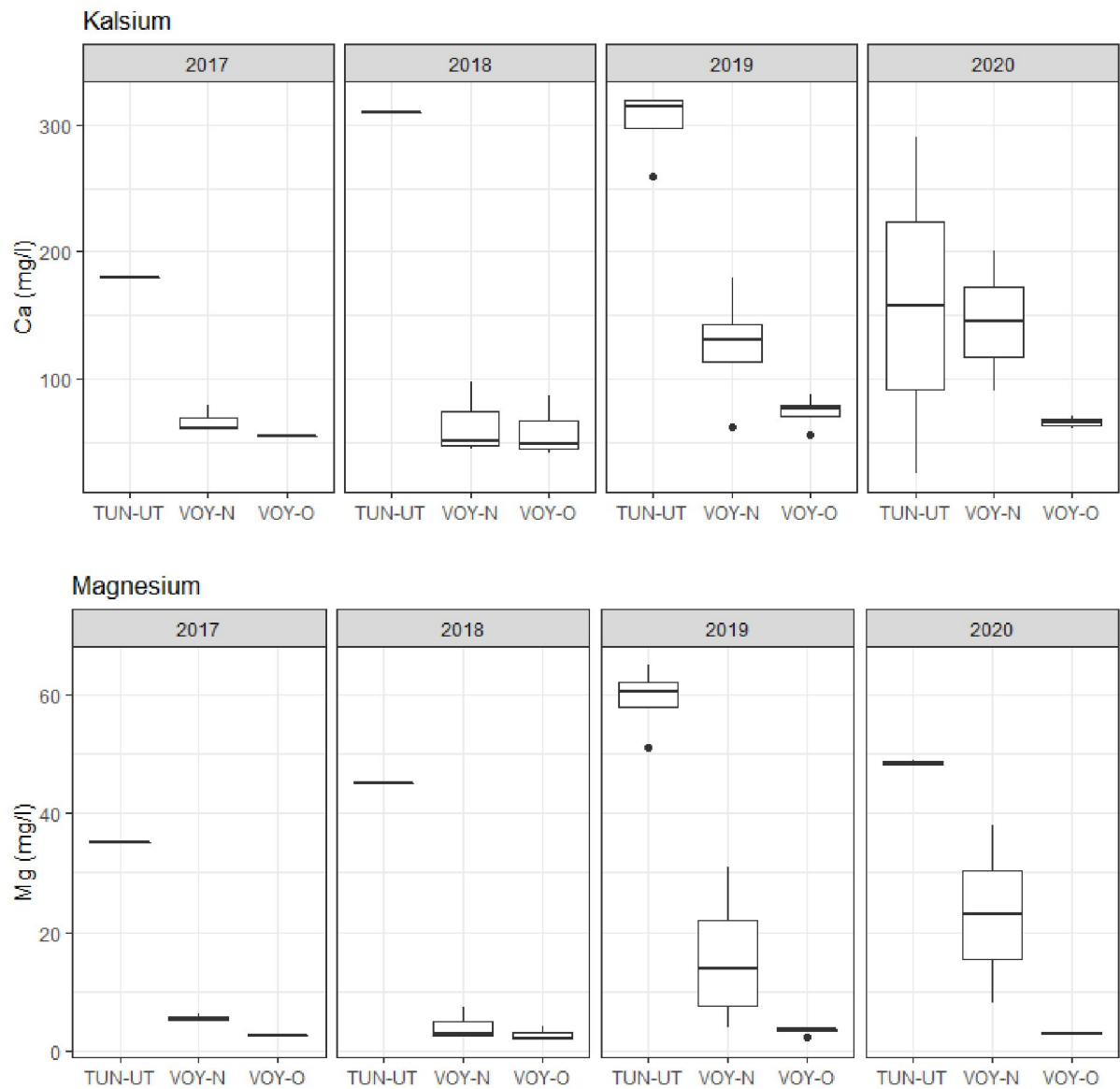


Figur II_3. Stolpediagram og boksplot med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum pH fra 2017-2020. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.

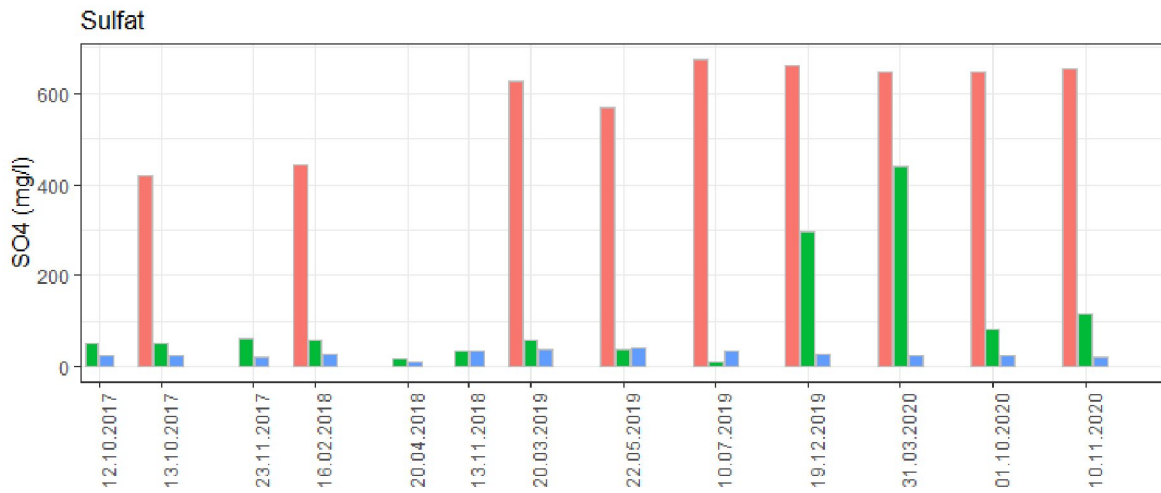
Vedlegg III



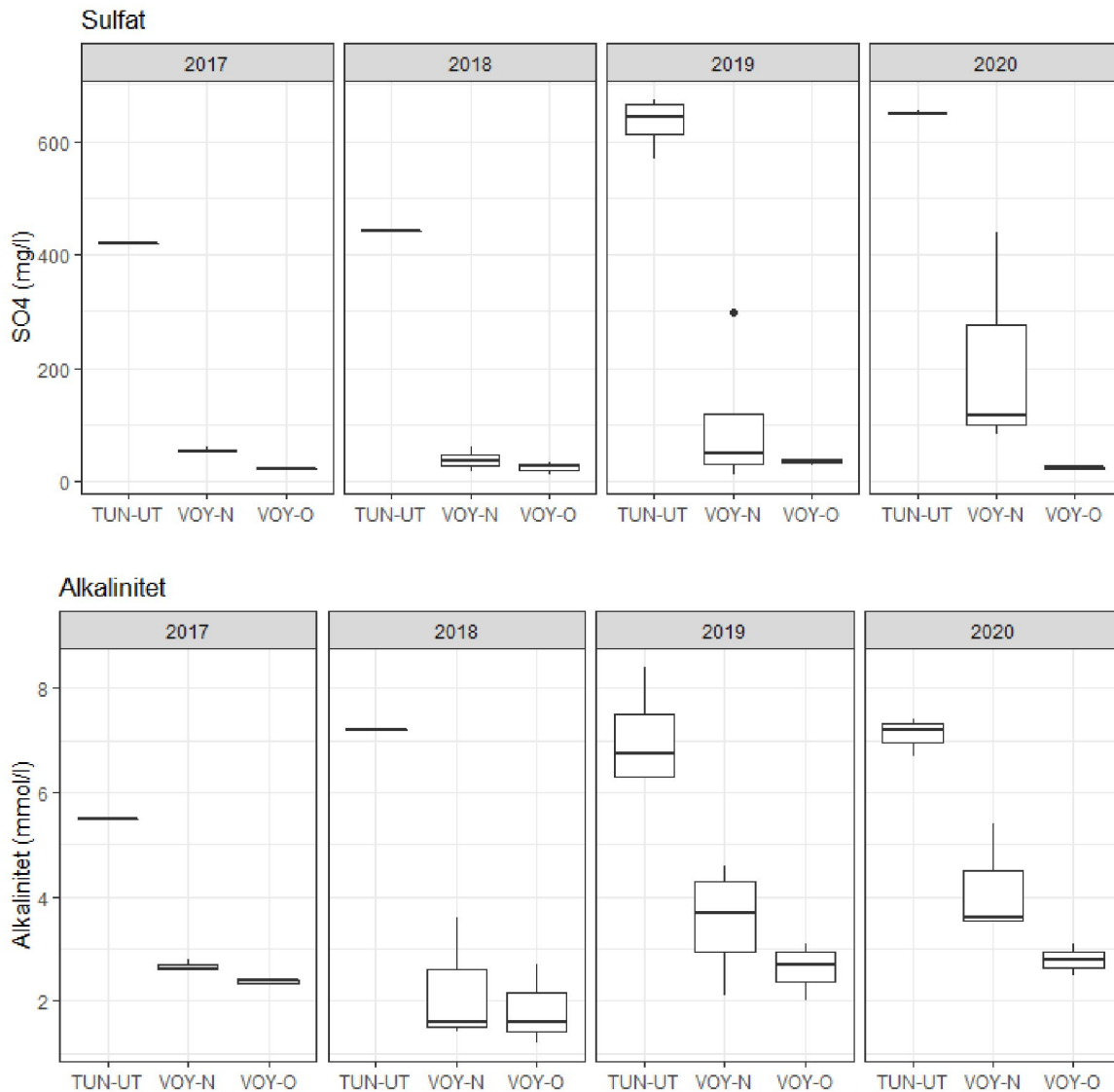
Figur III_1. Analyseresultater av kalsium (mg/l), magnesium (mg/l) og alkalinitet (mmol/l) i Vøyenbekken opp- og nedstrøms, samt TUN-UT i perioden 2017-2020.



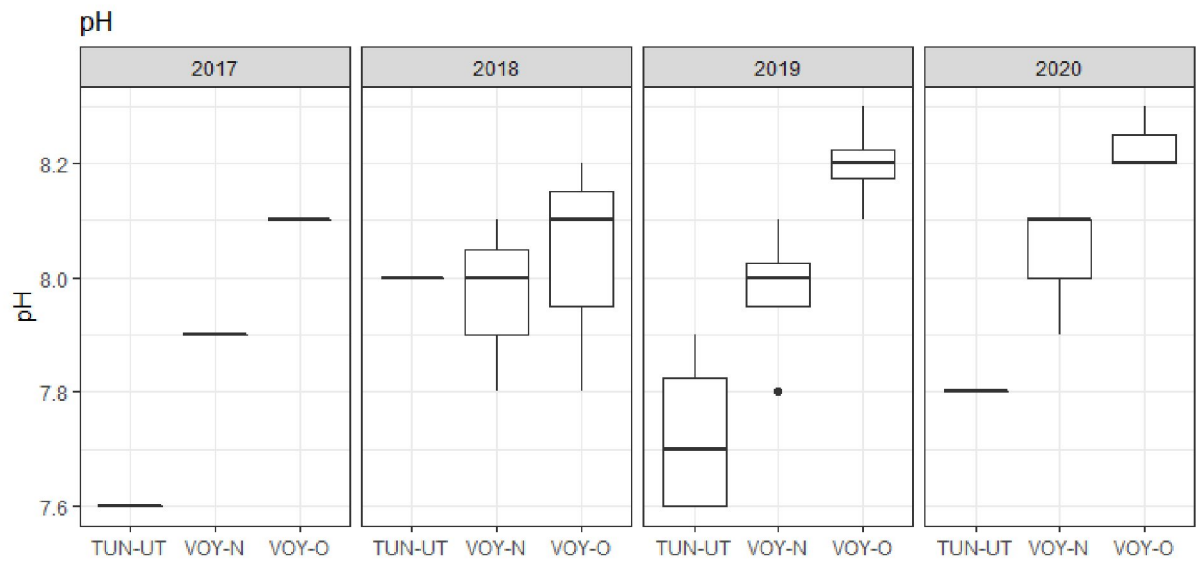
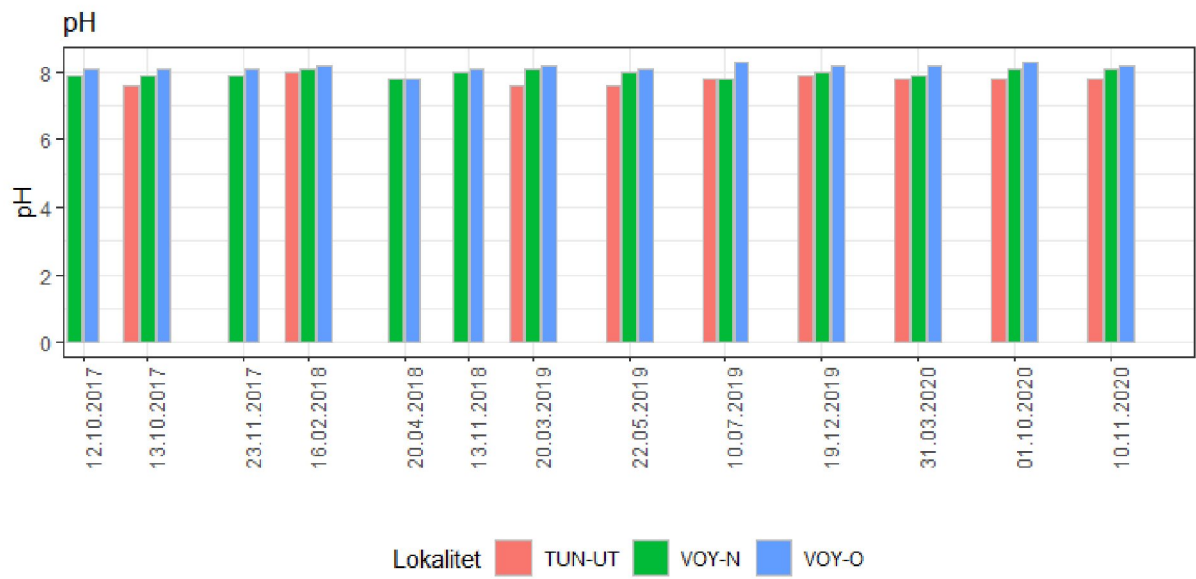
Figur III_2. Boksplot med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum konsentrasjoner av kalsium (mg/L) og magnesium (mg/l) i Vøyenbekken opp- og nedstrøms, samt TUN-UT fra 2017-2020. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.



Figur III_3. Analyseresultater av sulfat (mg/l) i Vøyenbekken opp- og nedstrøms, samt TUN-UT i perioden 2017-2020.



Figur III_4. Boksplot med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum verdier for sulfat og alkalinitet i Vøyenbekken og tunnel utløp for hele prøvetakingsperioden. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.

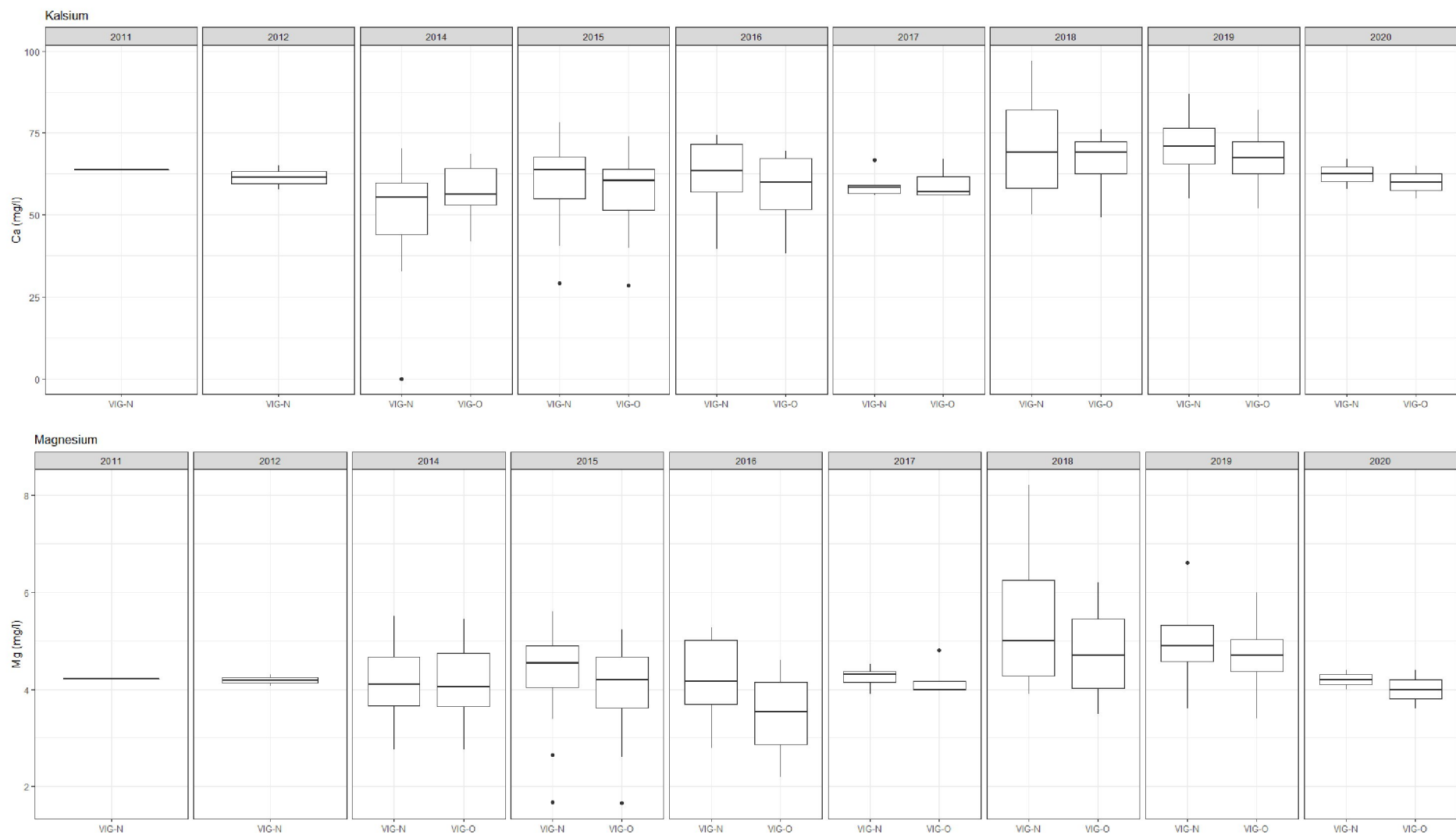


Figur III_5. Boksplot med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum pH i Vøyenbekken opp- og nedstrøms, samt TUN-UT fra 2017-2020. Punkter viser minimum eller maksimum utligger.

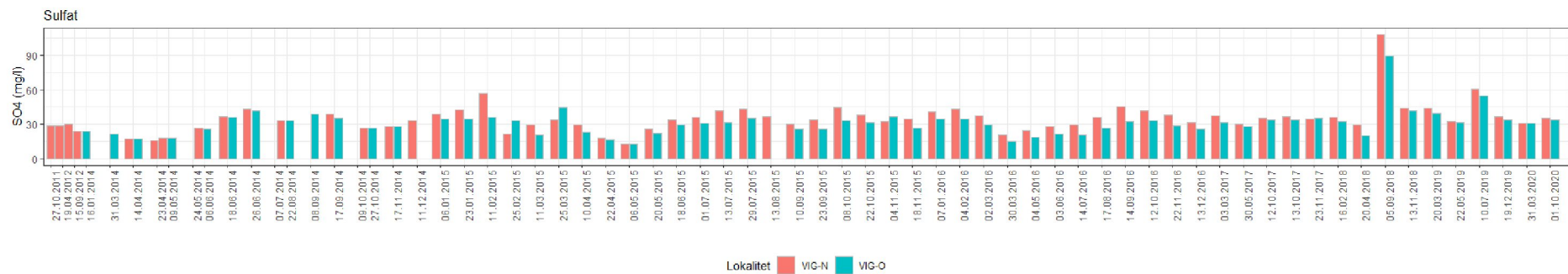
Vedlegg IV



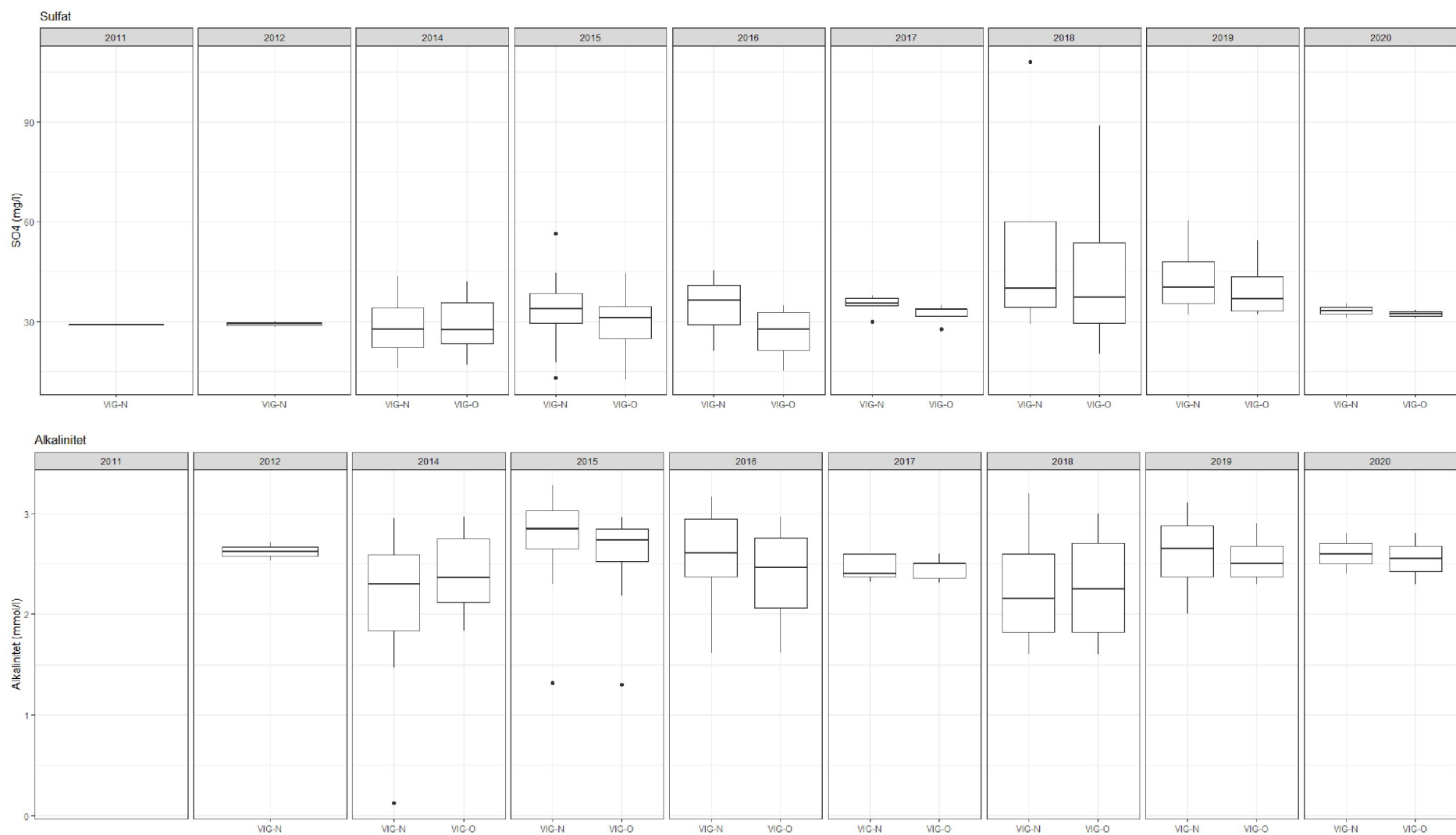
Figur IV_1. Analyseresultater av magnesium (mg/l) og kalsium (mg/l) i Vigga oppstrøms og nedstrøms deponiet i perioden 2014-2020.



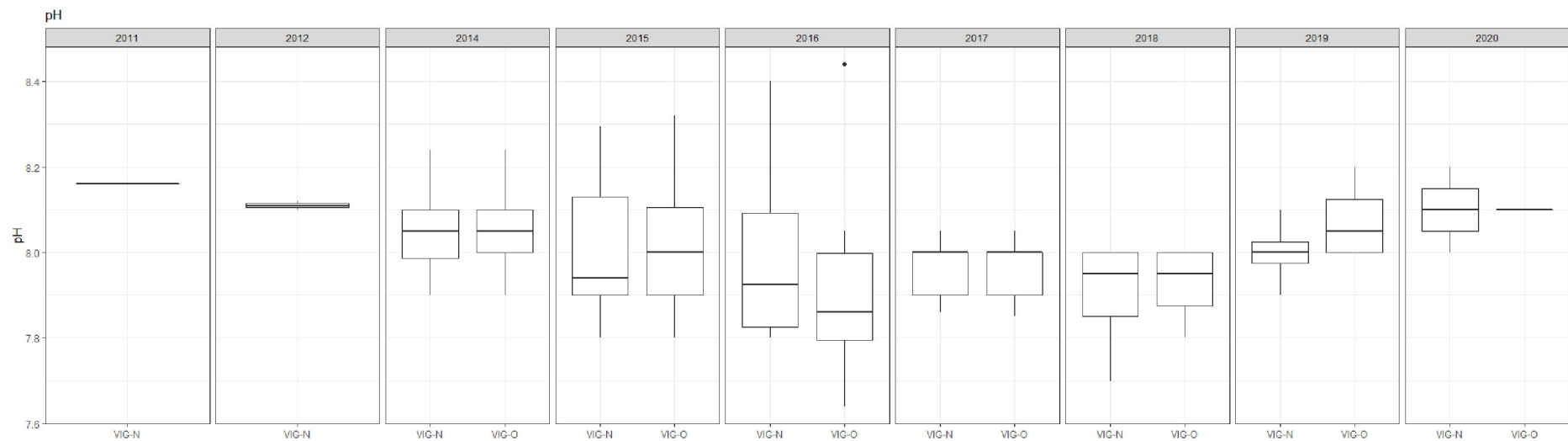
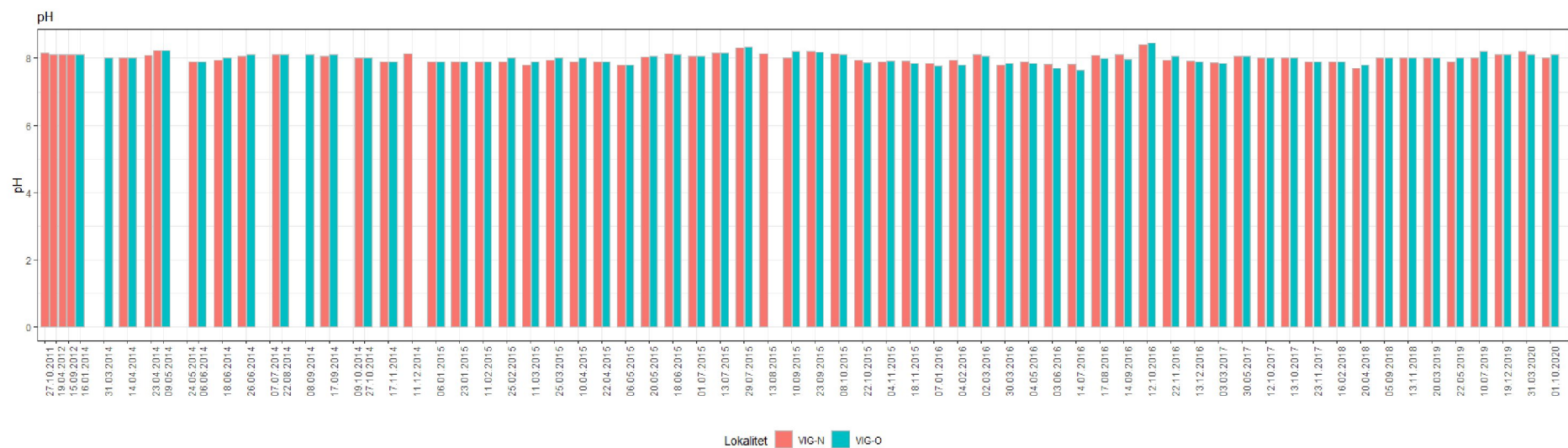
Figur IV_2. Boksplot med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum konsentrasjoner av kalsium (mg/L) og magnesium (mg/l) i Vigga opp- og nedstrøms deponiet fra 2011-2020. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.



Figur IV_3. Analyseresultater av sulfat (mg/l) og alkalinitet (mmol/l) i Vigga oppstrøms og nedstrøms deponiet i perioden 2014-2020

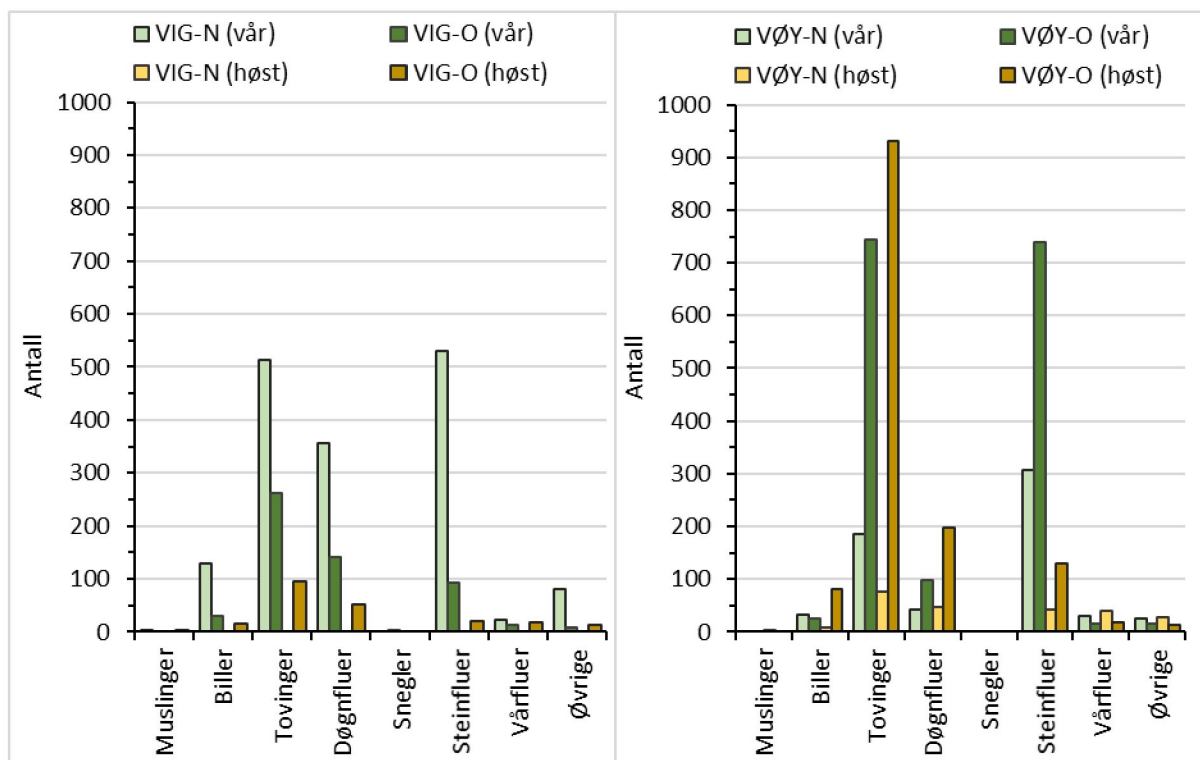


Figur IV_4. Boksplot med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum konsentrasjoner av sulfat (mg/L) og alkalinitet (mmol/l) i Vigga opp- og nedstrøms deponiet fra 2011-2020. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.



Figur IV_5. Barplot med pH og boksplot med minimum-, 25% kvartil-, median-, 75% kvartil- og maksimum pH i Vigga opp- og nedstrøms deponiet fra 2011-2020. Punkter viser minimum eller maksimum utliggere.

Vedlegg V



Figur V_1. Antall bunndyr i vår- og høstprøvene i Vigga (venstre) og Vøyenbekken (høyre).

Nøkkelord:	[Sett inn tekst]
Key words:	[Sett inn tekst]
Andre aktuelle publikasjoner fra prosjekt:	[Sett inn tekst]

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.



Statens vegvesen
Pb. 1010 Nordre Ål
2605 Lillehammer

Tlf: (+47)22073000
firmapost@vegvesen.no

vegvesen.no

Trygt fram sammen