

FAUSKE KOMMUNE

Tilleggsinnkalling for Kommunestyre

Tid: 21.06.2018 kl.: 10:00 - 18:00

Sted: Administrasjonsbygget, kommunestyresalen

Eventuelle forfall meldes på telefon 75 60 40 20

Varamedlemmer møter etter nærmere avtale.

Vi ber om at sakspapirer ikke kastes etter møte, da møteprotokoll fra møtet kun vil inneholde innstilling og vedtak i sakene.

Merknader til møtet:

Utdeling av næringpris

SAKSLISTE: - MØTE NR 4/2018

Sak nr.	Sakstittel
081/18	NGI-rapport - Sulitjelma gruver - Forurensningssituasjon og vurdering av behov for tiltak - Sluttrapport

Fauske, 15.06.18

Jørn Stene
Ordfører

FAUSKE KOMMUNE

SAKSPAPIR

		JournalpostID: 18/9540	
		Arkiv sakID.: 18/1438	Saksbehandler: Trond Heimtun
Sak nr.		Dato	
081/18	Kommunestyre	21.06.2018	

NGI-rapport - Sulitjelma gruver - Forurensningssituasjon og vurdering av behov for tiltak - Sluttrapport

Rådmannens forslag til vedtak:

Saken tas til orientering.

Vedlegg:

15.06.2018

NGI-rapport - Sulitjelma gruver - Forurensningssituasjon og vurdering av behov for tiltak - Sluttrapport - Dok.nr. 20140315-04-R, rev.nr. 0-2018-02-26

1384315

Sammendrag:

Rådmannen vil i møtet orientere om NGI-rapport Sulitjelma gruver.

Geir Mikkelsen
rådmann



RAPPORT

Sulitjelma gruver

FORURENSNINGSSITUASJON OG VURDERING
AV BEHOV FOR TILTAK. SLUTTRAPPORT

DOK.NR. 20140315-04-R
REV.NR. 0 / 2018-02-26

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentisiteten av dette dokumentet garanteres. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet skal ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke reproduseres eller leveres til tredjemann uten eiers samtykke. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra NGI.

Neither the confidentiality nor the integrity of this document can be guaranteed following electronic transmission. The addressee should consider this risk and take full responsibility for use of this document.

This document shall not be used in parts, or for other purposes than the document was prepared for. The document shall not be copied, in parts or in whole, or be given to a third party without the owner's consent. No changes to the document shall be made without consent from NGI.



Prosjekt

Prosjekttittel: Sulitjelma gruver
Dokumenttittel: Forurensningssituasjon og vurdering av behov for tiltak.
Sluttrapport.
Dokumentnr.: 20140315-04-R
Dato: 2018-02-26
Rev.nr. / Rev.dato: 0 /

Oppdragsgiver

Oppdragsgiver: Direktoratet for Mineralforvaltning
Kontaktperson: Jan Atle Lund/Ulf Hauptfleisch
Kontrakthereferanse: Endringsordre i avrop signert 16.03.17

for NGI

Prosjektleder: Marianne Kvennås
Utarbeidet av: Marianne Kvennås, Gudny Okkenhaug, Øyvind Høydal, Andreas O. Harstad, Gijs Breedveld
Kontrollert av: Gijs Breedveld, Marianne Kvennås

Sammendrag

Tidligere gruvedrift i Sulitjelma medfører avrenning av surt og tungmetallholdig vann til Langvatnet. Miljødirektoratet satte i 1990 et krav om at vannet når det forlater Langvatnet ved Hellarmo ikke skal overstige en kobberkonsentrasjon på 10 µg/l. Miljødirektoratet har videre gitt Direktoratet for Mineralforvaltning (DMF) pålegg om å vurdere behov for å gjennomføre nye tiltak i området for å overholde denne grensen.

NGI har i perioden 2014-dd utført en rekke undersøkelser rundt kilder til forurensning av Langvatnet og de ulike kjemiske prosessene som skjer i Langvatnet, tilførselselver og vassdrag nedstrøms. Cowi har i tillegg utført overvåking av vassdraget. Resultater og vurderinger er rapportert i flere rapporter og tekniske notat. Foreliggende rapport gir en oversikt over de viktigste resultatene og svarer ut følgende spørsmål:

- Hvilke prosesser styrer spredningen av kobber (og andre metaller) nedover i vassdraget mot sjø?
- Dersom tiltak ikke utføres, hva vil effekten av fortynning av forurensning på vei fra Grunnstollen og via Øvervatn mot fjorden være?
- Dersom tiltak på Grunnstollen utføres, vil da sedimentene i Langvatnet være kilde til forurensning av Langvatnet?
- Hvilken tiltaksgrenser for vann bør være styrende ut i fra tålegrenser for biota som lever i Langvatnet og vassdraget nedstrøms?
- Er det behov for tiltak på vann som kommer ut fra Grunnstollen ift. den påviste effekt på biota?

Kartleggingen av forurensningsbidrag til Langvatnet viser at det i all hovedsak er utslippet fra Grunnstollen med lav pH og høyt metallinnhold som fører til forurensning av Langvatnet. Det er store mengder sulfidholdige mineraler igjen i gruva, og det forventes at Grunnstollen vil være en kilde til forurensning i overskuelig framtid ut i fra dagens situasjon.

Når det sure og metallholdige gruvevannet fra Grunnstollen blandes med rent overflatevann fra Giken og Langvatnet fører dette til en økning av pH og utfelling av metaller i Langvatnet. Langvatnet fungerer derfor som et rensebasseng for metaller. Denne evnen er forankret i naturgrunnlaget i nedslagsfeltet rundt Langvatnet, som fører til relativt alkalisk vann i tilførselselvene. Forutsatt at dagens hydrologiske situasjon opprettholdes, vil Langvatnet fortsatt fungere som et rensebasseng i uoverskuelig fremtid.

Tiltak på utslipp fra Grunnstollen vil kunne redusere dagens tilførsel til vannforekomsten til et minimum. Historisk forurensning av Langvatnet har imidlertid ført til oppbygging av et betydelig sedimentlag med høyt kobberinnhold. Undersøkelser viser at dette magasinet vil kunne være en sekundær kilde og opprettholde forurensningen av Langvatnet etter at tiltak på Grunnstollen er iverksatt.

Konsentrasjonene av kobber ved Hellarmo ligger mellom 4 og 23 µg/l i 2016 (filtrerte prøver), og overskrider dermed i perioder grenseverdien satt til 10 µg/l. Vurderinger fra 2015 og tidligere har vært utført på ufiltrerte prøver. Konsentrasjonen av kobber ved Hellarmo ser ut til å reduseres noe nedover vassdraget Øvervatn-Nervatn, på grunn av fortynning. Øvervatn har konsentrasjoner av kobber i intervallet <1-19 µg/l i 2016, og Nervann 0,5-14,7 µg/l. Fortynning er noe lavere enn forventet ut i fra vannvolumet i vannforekomsten på grunn av stratifisering mellom ferskvann (øverste 20 m) og underliggende saltvann av marin opprinnelse samt lite tilførsel fra sideelver.

Biotaundersøkelser i Langvatnet viser lite forekomst av bunndyr, men en fiskebestand som viser lite tegn til metallpåvirkning, verken i vekst eller vevskonsentrasjon. Ved Langvatnets utløp i Øvervatnet viser undersøkelsene at utslippet fra Langvatnet i Øvervatnet ikke påvirker fordelingen av fisk i målbart omfang.

Observasjoner i biotaundersøkelsen viser god overenstemmelse med målinger og beregninger av biotilgjengelig kobber. DGT-målinger og spesieringsberegninger viser at biotilgjengelig fraksjon av kobber er ca. 50% av total løst kobber som måles i utløpet ved Hellarmo.

Beregning av tålegrenser med ulike BLM-modeller, for både årsgjennomsnitt og års maksimum i 2016, viser at grenseverdi for kronisk eksponering (annual average) ligger rundt 20-50 µg/l, mens den for akutt eksponering av fisk (maximum annual concentration) ligger rundt 65-130 µg/l. Disse verdier er høyere enn årsgjennomsnittskonsentrasjon for 2016 ved Hellarmo (gjennomsnitt av 12 filtrerte prøver: 12,7 µg/l, intervall på 4-23 µg/l). Basert på målingene og BLM modelleringen anbefales en grenseverdi for årlig gjennomsnitt på 20 µg/l kobber i løsning ved utløpet fra Langvatnet ved Hellarmo.

I og med at biota ser ut til å være lite påvirket av dagens metallbelastning, og store usikkerhet er knyttet til effekten av potensielle tiltak, kan omfattende tiltak ikke anbefales.

Det anbefales imidlertid fortsatt overvåking av utslipp fra Grunnstollen. Hvis belastningen økes vesentlig sammenliknet med dagens situasjon, må behov for tiltak revurderes, med hovedfokus på kjemiske og hydrologiske prosesser i gruen.

Innhold

1	Innledning	7
1.1	Bakgrunn og mål med oppdraget	7
1.2	Historikk	8
1.3	Pålegg fra forurensningsmyndighetene	9
1.4	Utførte undersøkelser ved Sulitjelma	11
1.5	Supplerende vurderinger 2016/2017	14
2	Geologien i området rundt Langvatnet	14
2.1	Berggrunnens sammensetning	16
2.2	Malmenes geologi og mineralogi	16
2.3	Sidebergets geologi og mineralogi/geokjemi	17
2.4	Berggrunnens potensiale for påvirkning av vannkjemi	18
3	Hydrologi og forurensningsbidrag	19
3.1	Hydrologiske forhold	19
3.2	Vurdering av bidrag til Langvatnet	29
4	Geokjemiske prosesser i vannsystemet	35
4.1	Dannelse og transport av forurenset gruvevann: Grunnstollen	35
4.2	Innblanding av Grunnstollen med overflatevann	41
4.3	Vannkvaliteten i Langvatnet	46
4.4	Sedimentene i Langvatnet	53
4.5	Transport fra Langvatnet via Øvervatn ut til fjorden	61
5	Biotilgjengelighet og tålegrenser for metaller	68
5.1	Grenseverdier	68
5.2	Kjemiske tilstandsformer for kobber i vassdraget	69
5.3	Biotilgjengelige konsentrasjoner	70
5.4	Økologisk tilstand	75
5.5	Effekt av gruveutslipp	75
6	Vurdering av mulige tiltak angitt i tiltaksvurdering	76
6.1	Flytting av Furuhaugbekken	76
6.2	Vurdering av innlekkasje	76
6.3	Innblanding av Grunnstollen i Lomi	77
6.4	Forbedre sedimenteringsforholdene i basseng 1	79
7	Oppsummering	80
8	Konklusjon	82
9	Referanser	83

Vedlegg

Vedlegg A Konsentrasjonsprofiler for Al og Zn i Langvatnet

Kontroll- og referanseside

1 Innledning

1.1 Bakgrunn og mål med oppdraget

Tidligere gruvedrift i Sulitjelma medfører avrenning av surt og tungmetallholdig vann til Langvatnet. Miljødirektoratet har satt et krav i 1990 om at vannet når det forlater Langvatnet ved Hellarmo ikke skal overstige en kobberkonsentrasjon på 10 µg/l. Miljødirektoratet har videre gitt Direktoratet for Mineralforvaltning (DMF) pålegg om å vurdere behov for å gjennomføre nye tiltak i området for å overholde denne grensen.

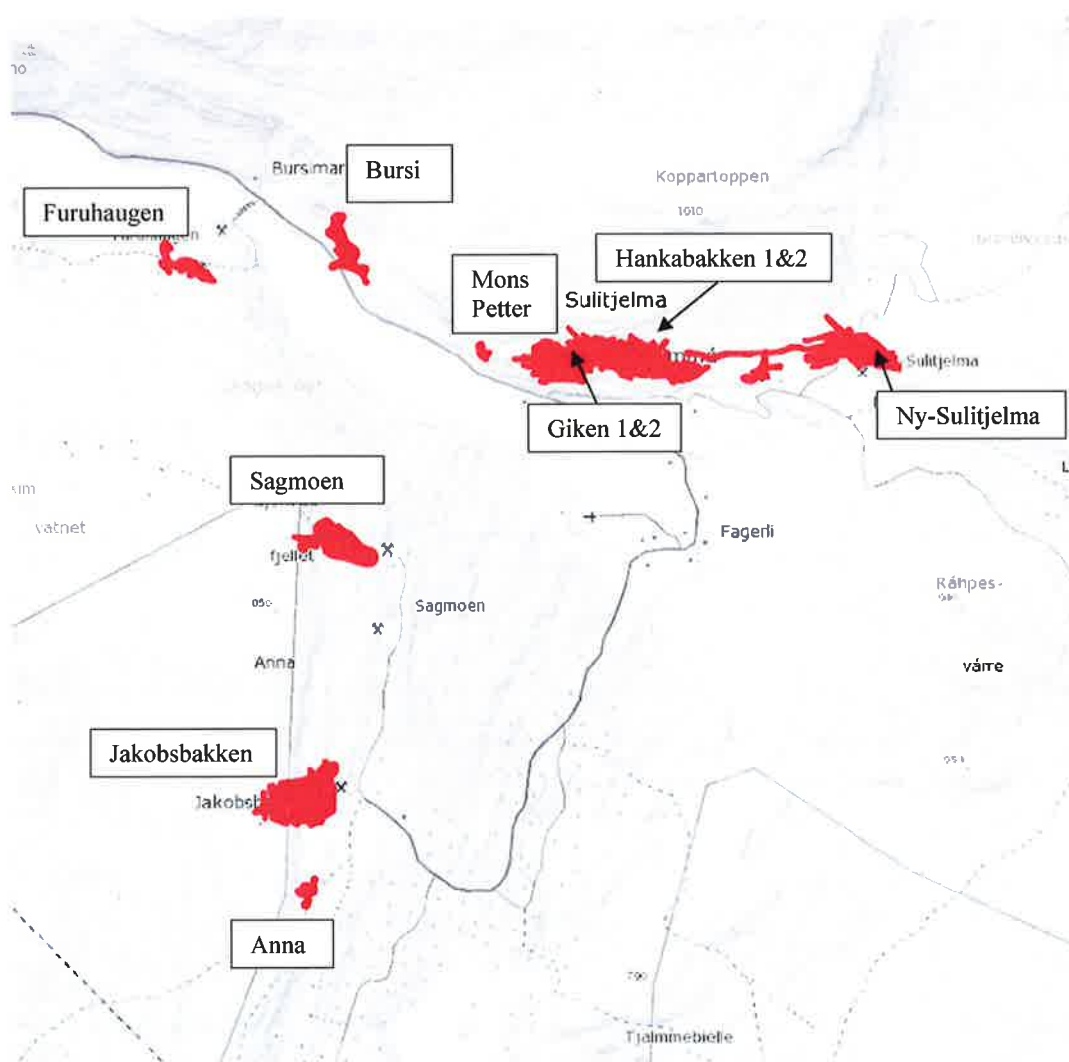
NGI har i perioden 2014-dd utført en rekke vurderinger rundt kilder til forurensning av Langvatnet og de ulike kjemiske prosessene som skjer i Langvatnet og tilførselselver. Undersøkelsene konkluderer med at Grunnstollen er hovedkilden til forurensning til Langvatnet og videre nedover i vassdraget og at andre kilder har liten påvirkning. Etter en vurdering i samråd med DMF og Cowi, ble det konkludert med at videre vurderinger skal fokusere på:

- Hvilke prosesser styrer spredningen av kobber (og andre metaller) nedover i vassdraget mot sjø?
- Dersom tiltak ikke utføres, hva vil effekten av fortynning av forurensning på vei fra Grunnstollen og via Øvrevann mot fjorden være?
- Dersom tiltak på Grunnstollen utføres, vil da sedimentene i Langvatnet være kilde til forurensning av Langvatnet?
- Hvilken tiltaksgrenser for vann bør være styrende ut i fra tålegrenser for biota som lever i Langvatnet og vassdraget nedstrøms?
- Er det behov for tiltak på vann som kommer ut fra Grunnstollen ift. den påviste effekt på biota?

Foreliggende rapport svarer ut de vurderingsbehovene angitt ovenfor, og er sluttrapport for oppdraget rundt forurensningssituasjonen ved Sulitjelma gruver.

1.2 Historikk

Gruvedrift i Sulitjelma har vært drevet i perioden 1887-1991, med utvinning av kobber, sink og svovelkis. Det har vært flere større og mindre gruver rundt Langvatnet, hvor de største er vist på Figur 1 (merket med rødt).



Figur 1 Områder med gruvedrift i Sulitjelma (røde områder)

Det har vært drevet gruvevirksomhet på 18 forskjellige forekomster, 13 i Nordgruvefeltet (Mons Petter 1 og 2, Giken 1 og 2, Ny-Sulitjelma, Charlotta 1 og 2, Hankabakken 1 og 2, Bursi, Sture, Holmsen/Gudrun, Palmberg 1) og 5 i Sydgruvefeltet (Helsingborg, Furuhaugen, Jakobsbakken, Sagmo, Anna). Til sammen ble det fra disse gruvene tatt ut vel 26 millioner tonn råmalm, mens produksjonen pågikk. I tillegg til de forskjellige forekomster som har vært i drift er det skjerpet og drevet undersøkelsesdrift på ca. 130 forskjellige steder i det såkalte Sulitjelmafeltet i Fauske og Saltdal kommuner.

Avrenning fra de gruvene som har vært i drift har drenert ut i Langvatn. I tillegg er avgangsmasser fra flotasjon deponert i og ved Langvatnet ved Sandnes.

Årsaken til forurensing av overflatevann og grunnvann i Sulitjelma som drenerer til Langvatnet er oksidasjon av sulfidrik bergmasse (gruve), gråberg og avgangsmasser som er deponert i området som følge av gruvedrift. Sulfidmineraler vil oksidere når de er i kontakt med vann og oksygen og produsere syre som løser opp tungmetaller. Dette fører til høye metallkonsentrasjoner i grunnvann og overflatevann. Prosessen kalles sur gruveavrenning (Acid Mine Drainage, AMD eller Acid Rock Drainage, ARD på engelsk).

1.3 Pålegg fra forurensningsmyndighetene

Hele vassdraget fra utløpet fra Langvatnet har vært overvåket siden tidlig på 1960-tallet. Tilførsel av kobber og sink har vært høyt i hele perioden. I perioden 1981-1987 inngikk undersøkelsene i et statlig program som også omfattet biologiske undersøkelser i vassdraget, og kartlegging av de største kildene til tungmetallforurensning i hele vassdragets nedbørsfelt. En oversikt over pålegg som er gitt av miljømyndighetene i forbindelse med forurensning fra Sulitjelma gruver er gitt i Tabell 1.

Tabell 1 Oversikt over ulike pålegg gitt av miljømyndighetene i forbindelse med avrenning fra Sulitjelma gruver.

Myndighet	År	Pålegg
Statens forurensings-tilsyn (SFT)	1990	Sulitjelma Bergverk AS ble pålagt å legge fram en samlet plan for tiltak for å begrense forurensningen i gruveområdet innen 15.01.1991. Etablering av renseanlegg for rensing av gruvevannet eller annet tiltak med tilsvarende effekt skal inngå i planen. Målsetting for Kobber-konsentrasjonen ut Langvatnet ved Hellarmo er 10 µ/l. SFT sier videre at det er flere forhold som må vurderes nærmere i forbindelse med en eventuell etablering av et renseanlegg: (1) Hvordan alt gruvevann kan samles, (2) Hvordan tilførselen av overflatevann til Grunnstollen kan reduseres mest mulig og (3) Ved dimensjonering og kostnadsvurdering av renseanlegg er det nødvendig med beregninger av hvilke vannmengder som skal renses, samt hvilke slam-mengder som renseprosessen vil gi. Metode for slambehandling og deponi må også avklares. SFT stiller krav om at ledningsnett på Jakobsbakken skal utbedres innen 1.11.1990 slik at ikke Vaffeltjønnna belastes med tungmetallholdig avrenning. SFT sier også at det er ønskelig at man får en bedre oversikt over de ulike forurensningskildene i gruveområdet bl.a. ved å få kartlagt betydningen av sig fra avfallsberg via grunnvannet til Langvatn. SFT mener at dette antagelig kan kontrolleres ved etablering av grunnvannsbrønner. SFT ber om at framdriftsplan for flytting av avgangsmasser som er deponert i strandsonen inngår i foran nevnte plan.
Klima og forurensningsdirektoratet (Klif)	2010	Klif gir Nærings- og Handelsdepartementet (NHD) i brev av 15.11.2010 om pålegg om ytterligere undersøkelser for å finne ut hvilke effekter dagens kobberkonsentrasjon har på miljøet: (1) Spesieringsundersøkelser i Langvatn (2) Biologisk undersøkelse av Sulitjelmavassdraget ned til Skjerstadfjorden, (3) Kartlegging av brukerinteresser langs vassdraget og (4) Fortsatt overvåking av vannkvalitet. Disse undersøkelsene vil være viktige for å vurdere hvorvidt ytterligere tiltak må gjennomføres.
Klima og forurensningsdirektoratet (Klif)	2012	Med bakgrunn i undersøkelsen og manglende måloppnåelse gir Klif NHD i brev av 14.9.2012 pålegg om å inkludere biologiske undersøkelser i overvåkingsprogrammet samt varsel om pålegg om å vurdere behov for å gjennomføre nye tiltak i området. Det ble i brev av 12.11.2012 gitt pålegg om å vurdere behov for å gjennomføre nye tiltak i området. Vurderingen skal omfatte forventet effekt av en slik reduksjon og kostnader forbundet med eventuelle nødvendige tiltak. Frist er utsatt til 20.12.2015.

1.4 Utførte undersøkelser ved Sulitjelma

1.4.1 Historiske undersøkelser

I 1973 startet NIVA undersøkelser i Sulitjelmavassdraget og ble i 1974 engasjert videre av AS Sulitjelma Gruver. Engasjementet ble videreført av Sulitjelma Bergverk AS til selskapet ble avviklet i 1998, og deretter av DMF fram til november 2013.

I perioden 1981-87 inngikk NIVAs undersøkelser i et statlig program for forurensningsovervåking som også omfattet biologiske undersøkelser i vassdraget, og kartlegging av de største kildene til tungmetallforurensning i hele vassdragets nedbørsfelt. I 2007 ble det installert automatisk vannlogging i Grunnstollen. Fra november 2013 overtok Cowi ansvar for kontrollmålingene med evaluering av måleutstyr og eksisterende måleprogram. Fra 2016 er det analysert på filtrerte vannprøver, vannprøvene dekker hele vassdraget Langvatnet-Øvervatn-Nervatn.

Overvåkingen som har foregått fram til 2017 viser at ved utløpet av Langvatn (Hellarmo) varierer årlig gjennomsnittskonsentrasjon av kobber mellom 10 µg/l (2000-2001) og 29 µg/l (2004-2005). Konsentrasjonen for 2014 lå på 24 µg/l. Det er ingen tydelig trend i konsentrasjonsnivåene. Fra 2016 ble det analysert for filtrerte prøver, som viser et gjennomsnitt i 2016 på 13 µg/l.

Overvåking utført ved Grunnstollen indikerer at kobberkonsentrasjonen og vannmengden ut av Grunnstollen har økt siden 2010, samt at pH er synkende. Kobberkonsentrasjonen varierte fra 7530 til 22 200 µg/l i 2014 (Cowi, 2014). Dette tyder på at gruve-systemet tilføres mer vann enn tidligere samtidig som utlekkingen av kobber fra gruvene er økende.

1.4.2 Undersøkelser og vurderinger utført av NGI

NGI fikk i 2014 oppdrag av DMF å vurdere mulige tiltak for å oppnå tiltaks målet satt av Miljødirektoratet, dvs. å redusere konsentrasjonen av kobber slik at den ikke overskrider 10 µg/l ved utløpet ved Hellarmo.

NGI har utarbeidet rapporter/notater som vist i Tabell 2.

Tabell 2 Rapporter/notater utarbeidet av NGI

År	Rapport nr.	Tittel	Innhold
2014	20140315-01-TN	Sulitjelma. Forslag til arbeidsbeskrivelse	En plan for vurderinger i 2014.
2014	20140315-02-TN	Sulitjelma. Plan for supplerende undersøkelser.	Forslag til supplerende undersøkelser for 2014.
2014	20140315-03-TN	Sulitjelma. Hydrogeologisk vurdering og vannbalanse rundt gruen og Langvatnet	En enkel hydrogeologisk vurdering av gruveområdet.
2014	20140315-01-R	Sulitjelma gruver. Kartlegging av avgangsmasser, vann og sedimenter	Feltundersøkelser for å identifisere mulige kilder til forurensning av Langvatnet. Kartlegging av deponerte massers syredanningspotensiale, pH og metallinnhold i elver og Langvatnet samt metallinnhold i sedimenter i Langvatnet. Konklusjon: Avrenning fra Grunnstollen dominerende kilde. Sediment i Langvatnet kan bli en sekundær kilde til forurensning av Langvatnet om kilder på land reduseres.
2015	20140315-02-R	Sulitjelma. Vurdering av Langvatnet som kilde til forurensning.	Sediment- og vannprøver fra 3 basseng i Langvatnet. Langvatnet fungerer som et rense/utfellingsbasseng for tilførsel av gruveforurensning. Muligheter for optimalisering av renseeffekten i Langvatnet bør utredes nærmere.
2015	20140315-03-R	Sulitjelma gruver. Vurdering av mulige tiltaksalternativ.	Oppsummering av historiske undersøkelser, forurensningsprosesser, spredningsprosesser, kvantifisering av tilførsler og vurdering av mulige tiltak. Det to overordnede tiltaksområder som er identifisert som kostnadseffektive for å redusere kobberbidraget til Langvatnet og konsentrasjonen ved Hellarmo: 1) Redusere/hindre innlekking av vann i gruva, da dette vil gi en proporsjonal reduksjon i utslippet. 2) Bedre kontroll over utslipp av både rent og forurenset vann knyttet til Langvatn. Langvatnet optimaliseres som sedimentasjonsbasseng.
2015	20140315-05-TN	Resultater fra feltarbeid september 2015	Kartlegging av variasjoner av vannkvalitet på gruvevannet gjennom gruvesystemet. Kartlegging av mulige andre forurensningskilder til Giken enn grunnstollen.
2017	20140315-06-TN	Feltnotat: Sedimentfeller og vannprøver i Langvatnet 2016-2017	Oppsummering av resultater fra sedimentfeller som sto i Langvatnet fra oktober 2016 til juni 2017 samt vannprøver som ble tatt ved utsetting og opptak.
2017	20140314-07-TN	Diffusjonsforsøk – sedimenter fra Langvatnet	Diffusjonsforsøk for å måle diffusjon av metaller fra sedimenter i Langvatnet. Basert på resultatene er det beregnet Kd verdier for kobber og sink.
2018	20140315-08-TN	Nøytralisering av surt gruvevann, sedimentering- og utfellingsegenskaper	Blanding av gruvevann med overflatevann medfører pH-økning og utfelling. Vurdering av turbiditet og sedimentering samt vurdering av effekt av innblanding av breelvpartikler og sjøvann.
2018	20140315-09-TN	Prøvetaking av elver og bekker med avrenning til Langvatnet, 2016,	Resultater fra vannprøvetaking av elver og bekker med tilførsel til Langvatnet og ny beregning av tilførsel av metaller til Langvatnet

År	Rapport nr.	Tittel	Innhold
		og beregning av tilførsel av metaller	

En oversikt over de tiltak som ble vurdert som prioriterte tiltak for å redusere kobbertransporten til og i Langvatn er vist i Tabell 3 (NGI, 2015).

Tabell 3 Oversikt over prioriterte tiltak for å redusere kobbertransporten til og i Langvatn, Sulitjelma gruver. Kvalitativ vurdering av effekt, risiko og kostnadsnivå.

Tiltak	Forventet positiv effekt	Risiko og usikkerheter	Kostnadsnivå*
Flytting av Furuhaugbekken	Redusert kobber-konsentrasjon ved Hellarmo	Vannføring og nedbørsfelt ukjent	Lav til middels
Utbedring av terskel mellom Basseng 1 og 2	Økt fastlegging av kobber i basseng 1	Tilgang på masser. Ønsket bruk av Basseng 1.	Lav til middels
Kontrollert avtapping av gruvevann	Hindre konsentrasjonstopper ved Hellarmo	Vannkvaliteten i Mons Petter er ikke kjent	Middels
Blanding av Grunnstollen og Lomi	Økt fastlegging av kobber i basseng 1	Lav vannføring i Lomi på sommeren. Oppholdstid i basseng 1 ikke kjent.	Middels
Reduksjon av innlekkasje	Redusert tilførsel av kobber til Langvatn	Ukjente lekkasjepunkt	Høy
Lede utløpet fra Fagerli kraftverk til Basseng 2	Redusert kobber-konsentrasjon ved Hellarmo.	Risikerer å redusere tildekking med rene sedimentpartikler i Basseng 1	Høy

*Lav: < 10 MNOK
Middels: 10-50 MNOK
Høy: >50 MNOK

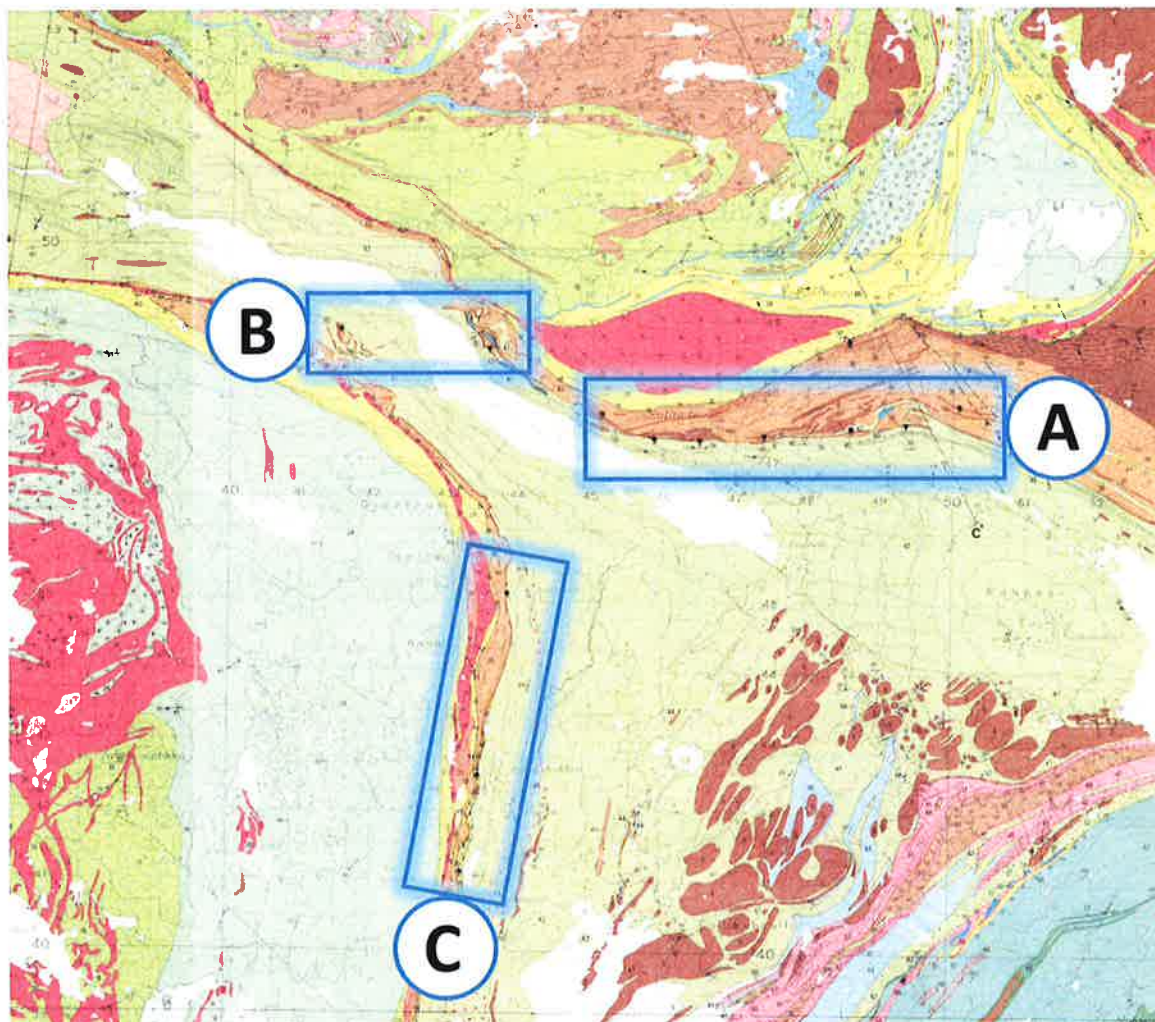
1.5 Supplerende vurderinger 2016/2017

Det ble 2016 og 2017 utført befaringer, feltundersøkelser og laboratorieundersøkelser for å vurdere videre om de prioriterte tiltakene er gjennomførbare og vil bidra til en reduksjon av kobber ut fra Langvatn. Følgende vurderinger er utført:

- Prøvetaking av vann med tilløp i Langvatn, med vurdering av nedbørfelt og vannmengder. Oppdatert vurdering av bidrag til Langvatnet.
- Vurdering av Furuhaugbekkens bidrag og behov/muligheter for å flytte utløpet av denne.
- Gjennomgang av geologiske og hydrogeologiske forhold rundt Langvatnet.
- Modellering av effekten av utbedring av terskel mellom basseng 1 og 2.
- Prøvetaking av vann fra Grunnstollen og Lomi samt laboratorieundersøkelser og modellering for å vurdere effekten sammenblanding av disse vannene.
- Befaring for å vurdere mulige områder med innlekkasje av større vannmengder til gruvesystemet.
- Vurdering sammen med SKS for å se på muligheter for å lede utløpet fra Fagerli kraftverk til Basseng 2.
- Det ble satt ut sedimentfeller i Langvatnet for å vurdere sedimentering av partikler og hvilken effekt sedimentering har på reduksjon av kobber i Langvatnet fra basseng 1 til utløpet ved Hellarmo.
- Det er utført en vurdering av effekt og tålegrenser i forhold til kobber og biota i Langvatnet og vassdraget nedstrøms.

2 Geologien i området rundt Langvatnet

Metallforurensingen i Langvatnet og tilgrensende vassdrag er knyttet til historisk gruve-drift på kobberholdige malmer i området. For å få en bedre forståelse av malmenes opprinnelige geokjemiske sammensetning og deres geologiske opptreden følger det under en kort beskrivelse av dette. I tillegg beskrives også de andre bergartene som finnes i dette området. Hensikten er å bringe inn informasjon om den geologiske variasjonen i diskusjonen rundt den naturlige vannkjemien i bekker og vassdrag.



Figur 2 Utsnitt av det geologiske kartet (1:50 000) for området rundt Sulitjelma gruver og Langvatnet (NGU, 1986). Blå rektangler indikerer hovedområder for gruvedrift på kobbermalm. A: Hankabakken 1&2, Mons-Petter 1&2, Giken 1&2, Charlotta 1&2 og Ny-Sulitjelma, B: Furuhaugen og Bursi, C: Anna, Jakobsbakken og Sagmoen. Nord er opp i kartet.

2.1 Berggrunnens sammensetning

Geologien i områdene rundt de gamle gruvene i Sulitjelma er variert og relativt kompleks. Berggrunnen består av både vulkanske og opprinnelig sedimentære bergarter. Bergartene i området tilhører Gasadekket og Kølidedekkekomplekset. Kølidedekkekomplekset representerer den øverste stratigrafiske sekvensen av Kaledonidene og den kaledonske fjellkjedefoldning. Felles for disse tektonostratigrafiske enhetene er at de begge består av omdannede sedimentære og vulkanske bergarter som i hovedsak er av kambro-siluriske alder. De sedimentære bergartene har i utgangspunktet bestått av ulike sand-, silt-, leir- og kalksteiner avsatt i Iapetushavet. I tillegg finnes det i området rundt Langvatnet også yngre intrusive (plutonske) bergarter som er av kaledonsk alder (Silur-Devon) og deres dannelse er knyttet til den kaledonske fjellkjedefoldningen (490-390 millioner år). Malmforekomstene i Sulitjelma opptrer typisk i omvandlingssonene mellom de opprinnelige kambrosiluriske sedimentære og vulkanske bergartene og de yngre intrusive bergartene. Felles for de fleste bergartene i området er at de som et resultat av de geologiske prosessene forbundet med den kaledonske fjellkjedefoldningen er relativt kraftig omvandlet. Sterke tektoniske krefter sammen med høye trykk og temperaturer har gjort at mange bergarter i dag fremstår med et typisk skiferpreg (amfibolitt facies). Unntaket er de yngre kaledonske intrusivbergartene.

2.2 Malmenes geologi og mineralogi

I området rundt Langvatnet er den drivverdige sulfidmalmen fordelt på i overkant av 20 større eller mindre malmkropper. Flere av de største malmkroppene (Charlotta, Giken, Hankabakken og Mons Petter) har dannet grunnlaget for den historiske gruvedriften i området. Malmene er stratiforme og lagbundne (ligger parallelt lagningen til de omkringliggende bergartene) og lagdelte kobber- og sinkførende pyritt (FeS_2) malmer. Typisk for opptredenen av malmkroppene er at kjernen er omsluttet av godt definerte kloritt-dominerte omvandlingssoner med et økende $\text{Fe}/(\text{Fe} + \text{Mg})$ forhold vekk fra kjernen (Cook et.al, 1990).

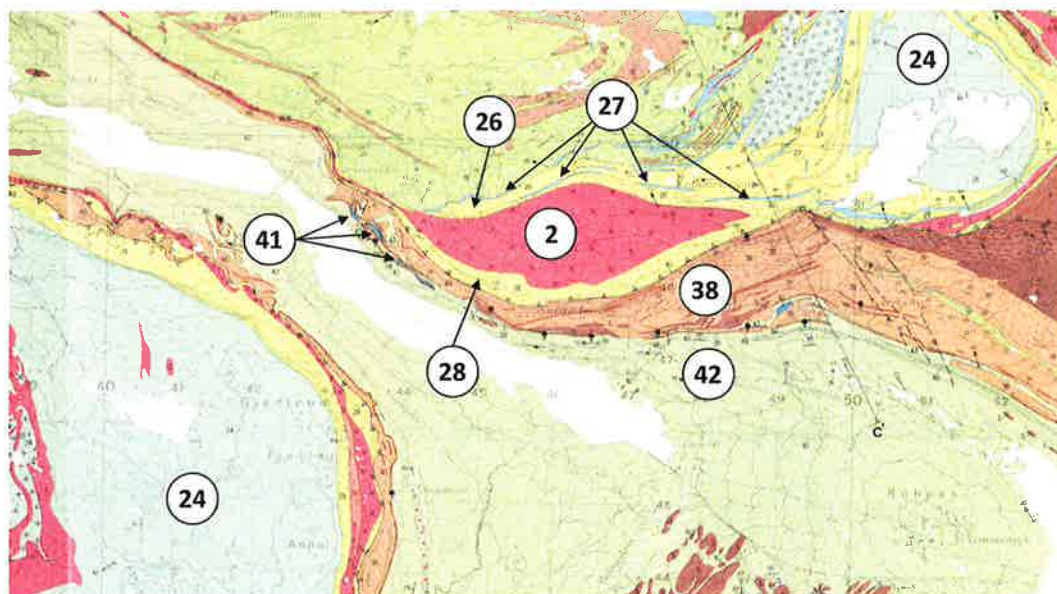
I tillegg til pyritt/svovelkis (FeS_2) er chalcopyritt/kobberkis (CuFeS_2), sphaleritt/sinkblende (ZnS) og pyrrhotitt/magnetkis (FeS) hovedmineraler i de fleste malmkroppene. Blyglans/blysulfid (PbS) og Arsenopyritt/arsenkis (FeAsS) opptrer som aksessoriske mineraler i malmene i Sulitjelma. Gjennomsnittsmalmen har et kobberinnhold på ~ 1,82% Cu og sinkinnhold på ~ 0,4% Zn. I Sulitjelma er malmkroppene typisk 500-1200 m lange, 2-400 m brede og med en vertikal mektighet på 1-15 m. Orienteringen er generelt NV-SØ i området nord for Langvatnet (Cook et.al, 1990).

Det var først og fremst kobber som var produkt fra gruvedriften i Sulitjelma og lokal oppredning foregikk ved flere lokaliteter ved Langvatnet. Disse prosessene var mer eller mindre effektive og avgangen inneholdt til dels store mengder metall-oksider som har blitt liggende igjen i flere avgangsdeponi/tipphauger.

2.3 Sidebergets geologi og mineralogi/geokjemi

Som nevnt består berggrunnen i Sulitjelma-området i all hovedsak av metamorfe leir-, silt-, sand- og kalksteiner av kambrosilurisk aldre, samt yngre intrusive bergarter. De opprinnelige sedimentære bergartene fremstår i dag som ulike metamorfe skifre. De fleste gruvene ligger plassert i overgangen mellom brune glimmerskifer (kode 42 i kartet) og amfibolitter i veksling med klorittskifre (38, 39 og 40). Mineralogisk sett domineres disse bergartene av silikatmineralene biotitt (glimmer), albitt (feltspat), kvarts, kloritt (glimmer), hornblende (amfibol), aktinolit (amfibol) og vekslende innhold av sulfider. Videre nord for Sulitjelma kommer det inn rustne glimmerskifre (kode 26 og 28) som omslutter den porfyriske granitten (kode 2: "kobbertoppgranitten"), også de dominert av ulike silikatmineraler (i hovedsak: kvarts, feltspat, glimmer).

Sporadisk opptrer det også mindre linser/kropper av kalkspatskifer (41) i området rundt malmkroppene på nordsiden av Langvatnet. Disse har imidlertid begrenset lateral utbredelse i dagen og det er usikkert hvordan disse fortsetter i dypet. I området rundt "Kobbertoppen" opptrer flere slike kalkspatlinser (kode 27 i kartet) i de mer rustne skifre (kode: 26 og 28 i kartet) som omkranser kobbertoppgranitten (kode 2 i kartet). Nord-øst for Sulitjelma gruver i området rundt Storelv-Vatnan opptrer en kalk(-silikat) glimmerskifer (kode 24). Denne finner vi også som den dominerende bergarten sør-vest for Sulitjelma gruver på Gjertrudfjellet. Bergarten inneholder både kalkspat (CaCO_3), men også en rekke kalk-silikatmineraler (f.eks. CaMgSiO_3) og glimmermineraler.



Figur 3 Utsnitt av geologisk kart (NGU, 1: 50 000) som viser plasseringen av de viktigste litologiene i berggrunnen rundt Sulitjelma gruver. 42: brune glimmerskifer og amfibolitter, 38-39-40: klorittskifre, 26 og 28: rustne glimmerskifre, 2: porfyrisk granitt ("kobbertoppgranitten"), 41 og 27: mindre linser/kropper kalkspatlinser, 24: kalk(-silikat) glimmerskifer. Nord er opp i kartet.

2.4 Berggrunnens potensiale for påvirkning av vannkjemi

For området rundt Langvatnet og Sulitjelma gruver er det to forhold av interesse som kan påvirkes av den omkringliggende berggrunnen; i) bidrag til tilsig av oppløste metaller og ii) bidrag til økt bufferkapasitet i omkringliggende bekker og vassdrag. Mens den første forholdet kan bidra til økte metallkonsentrasjoner i Langvatnet vil det andre forholdet kunne bidra til å redusere tilsiget av metaller til Langvatnet ved at pH økes og løseligheten reduseres. Begge forhold kan sees på som naturlige bakgrunnsprosesser og det antas at de vil ha en stabil innvirkning i overskuelig fremtid.

Når det gjelder økt tilførsel av metaller (og i særdeleshet kobber) fra den naturlige berggrunnen er det først og fremst bergartene rundt gruvene nord (nord-vest) for Langvatnet som har det største potensialet (kode 26 og 28). Disse bergartene er omvandlingssoner assosiert med dannelsen av malmene og har naturlig noe høye konsentrasjoner av metaller. De opptrer ofte forvitret og beskrives som "rustne". Vassdrag og bekker som passerer gjennom disse bergartene, eller vann som ledes over disse og ned i bekker, vil kunne få tilskudd av oppløste metaller. Slike bergarter finnes i betydelige mengder i områder som drenerer ned i Langvatnet og det er sannsynlig at disse bidrar med metaller til Langvatnet. Via naturlige sprekker kan slike bergarter også drenere ned i gruvesystemene og føre til en økning i metaller i vann som drenerer ut fra gruvene.

Bergartene som kan bidra til økt bufferkapasitet i vannet og derigjennom redusert metall-løselighet er de karbonatrike bergartene (kode 41, 27 og 24). I umiddelbar nærhet av malmkroppene nord for Langvatnet er det kartlagt flere kalkspatskifre (41). Disse har et høyt innhold av kalsiumkarbonat som er lettløselig i ferskvann. Vann i kontakt med slike bergarter vil kunne få en høyere enn nøytral pH. På sørsiden av Langvatnet finner en i tillegg relativt store områder med kalk-silikat skifre. Dette er noe mer urene karbonatbergarter der deler av kalsiumkarbonatet har reagert med silikater til noe stabile faser (kalksilikater). Mens resterende kalsiumkarbonat (kalsitt) og kalsium-magnesiumkarbonat (dolomitt) vil være løselige i vann, gjelder ikke dette for kalksilikatmineralene. Det er allikevel verdt å påpeke at totalvolumet og utbredelsen av kalksilikat-skifre er betydelig og at man derfor vil forvente en effekt på vannet som drenerer gjennom/via slike bergarter. Dette vil i størst grad gjelde for vann som drenerer inn i langvatnet fra sør og er kontrollert av drenasjen i de lokale nedbørsfeltene.

Når det gjelder den totale effekten av sidebergets påvirkning av vannkjemien i vassdragene i og rundt Langvatnet er denne usikker. Enkelte bekker og elver som drenerer ut i Langvatnet er mindre påvirket av metallforurensing enn andre og har en tilnærmet nøytral pH. Det er imidlertid ikke mulig å fastslå om dette er vann som i utgangspunktet er surt og bufret av berggrunnen eller om det er naturlig nøytralt vann. På samme måte er det vanskelig å fastslå effekten av sideberg som bidragsyter til de forhøyede metallkonsentrasjonene i Langvatnet. Dette skyldes at mye av vannet som drenerer inn i Langvatnet går gjennom eller via gamle gruvesystemer eller tipphauger etter gammel gruve-drift. Det er forventet at gruver og tipphauger er de største bidragsyterne til den forurensningen vi i dag ser, men det kan heller ikke utelukkes at det også er bidrag fra den naturlige berggrunnen i området.

3 Hydrologi og forurensningsbidrag

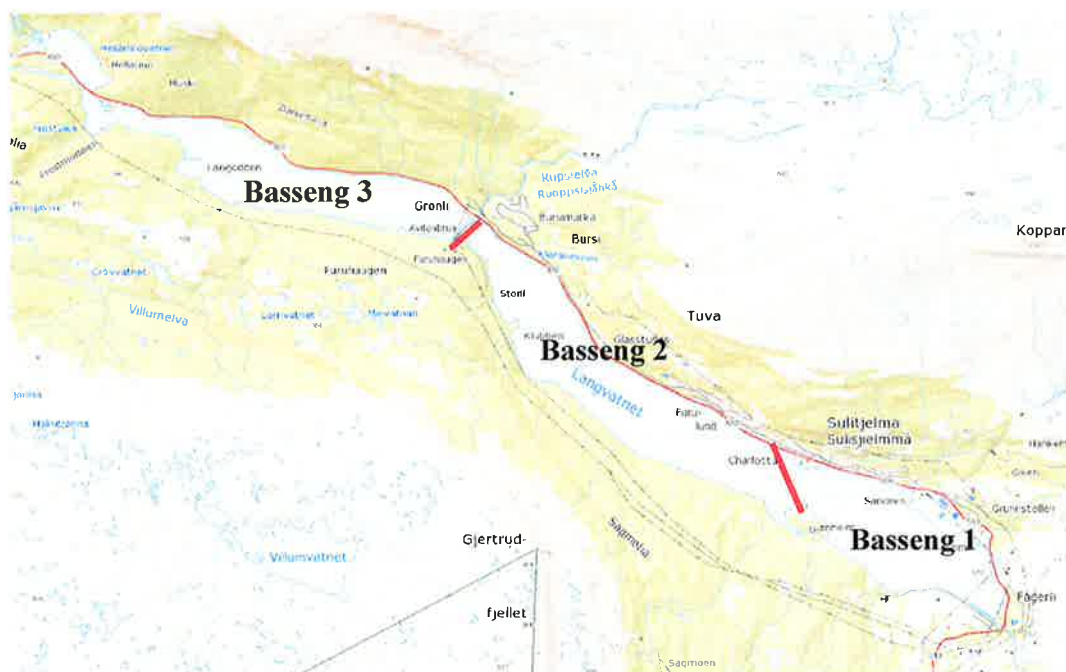
3.1 Hydrologiske forhold

Det er gjort hydrauliske beregninger av avrenning gjennomsnittsvannføringer over året til Langvatn som grunnlag for beregning av forurensningsfluks til vannet. Videre er det gjennomført simuleringer av vannhastigheter ved ulike punkt i vassdraget.

3.1.1 Langvatn

Resipienten for gruveavrenningen er Langvatnet som ligger i Sulitjelmavassdraget. Vatnet er ca. 10 km langt og strekker seg fra øst ved Sulitjelma tettsted til vest ved Hellarmo. Total mengde av vann som slippes ut ved nordvestre ytterkant (Hellarmo) har vært vurdert av NIVA (2009) til omtrent 1 milliard m^3 per år. Beregninger gjort ut fra vannføringsdata fra SKS viser at spesifikk avrenning for perioden 1996-2016 er ca. 40 k/s/km^2 . Kildene til vann er i hovedsak avrenning (fra elver og bekker rundt innsjøen), grunnvann og direkte nedbør. Vannet er regulert slik at elva tas inn i tunnel nedenfor Hellarmo til Sjønstå kraftverk med avløp i østenden av Øvrevann.

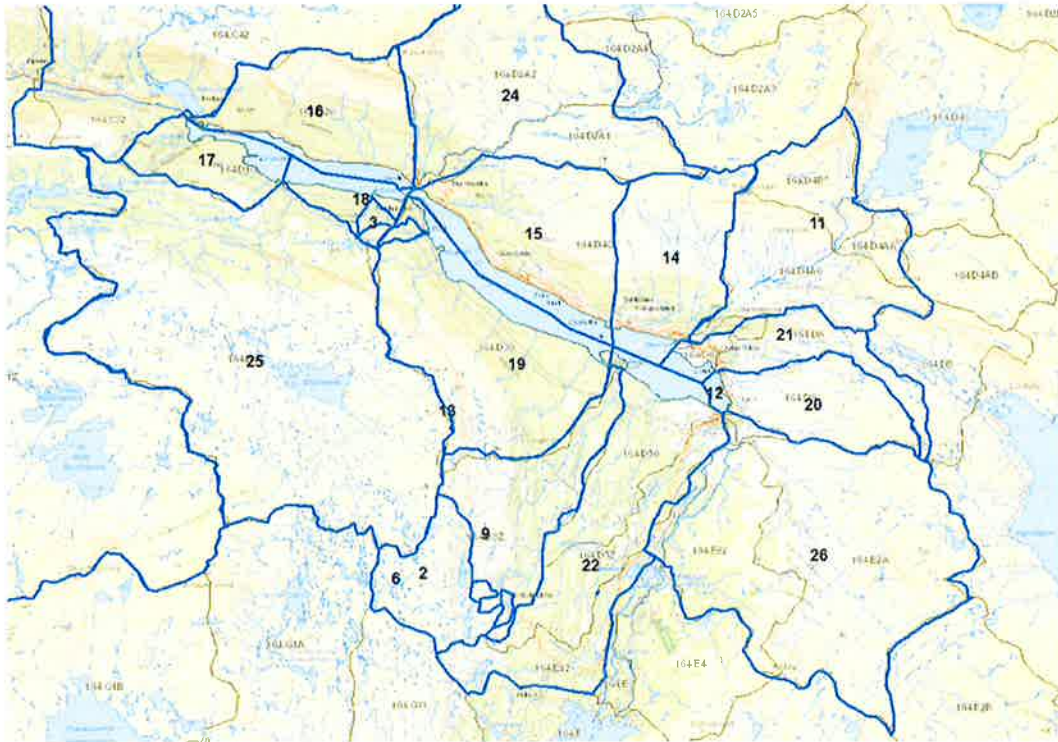
Langvatnet er delt i 3 bassenger med mellomliggende terskler (Figur 4). Basseng 1 (lengst øst) og 2 er hhv 30 m og 90 m på det dypeste, med en terskel imellom på ca. 4 m dyp under vannoverflaten. Basseng 3 er ca. 60 m dypt og mellom basseng 2 og 3 er det en molo samt et lite stykke med terskel ca. 1 m under vannoverflaten.



Figur 4 Ca. inndeling av basseng 1, 2 og 3 i Langvatnet (avgrenset av grunne terskler avmerket med rød strek)

3.1.2 Nedbørsfelt Sulitjelmavassdraget og Langvatn

Sulitjelmavassdraget med nedbørsfelt for normalavrenning mot sjø, inklusive Langvatn og Øvervatn er vist i Figur 5. Ved Blåmannsisen i nord er det et takrennesystem som fører vann nordover ut av opprinnelige nedbørfeltet og det antas at normalvannføring da tas ut. Nedbørfelt justert for normalavrenning er da ca. 975 km² med utløp til sjø ved Finneid.

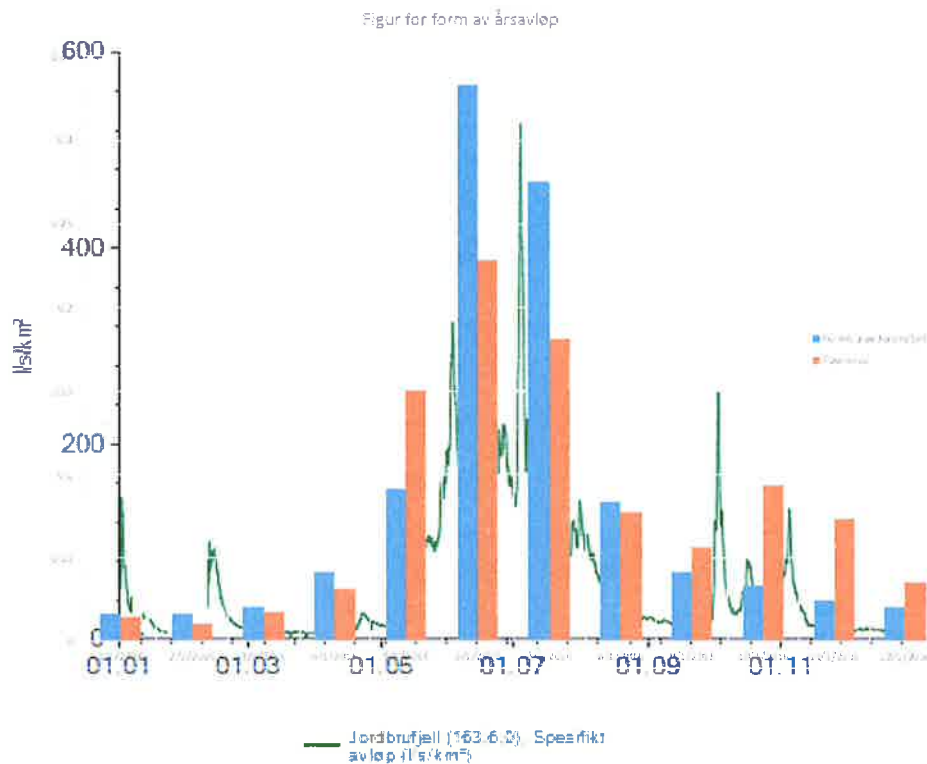


Figur 6 Lokalnedbørfelt til Langvatn

3.1.3 Avrenningsforhold

Relativ fordeling for avrenning til Langvatn

Figur 7 viser en antatt relativ årsfordeling for uregulerte sidedebørfelt til Langvatn. Figuren er basert på data fra NVE-stasjonen Jordbrufjell (blå søyler) og for Tverrelva for perioden 2005-2016 (data fra SKS). Tverrelva tas inn som bekkeinntak på tunnelen mellom Hellarmo og Øvervatn. Månedlig avrenning basert på Tverrelva viser noe tidligere vårflom (høyere i mai), samt lavere relative verdier for vårflom i juni og en høyere andel på høsten. Andel av årsvannføring i juni er 0.23 l/s/km² for Tverrelva og 0.33 for l/s/km² for Jordbrufjell. Den relative fordelingen av avrenning mot Langevann sammen med variabel vannføring (av og på) fra kraftverkene Lomi og Fagerli er benyttet videre i simulering av vannstrømningen gjennom Langvatn (kapittel 4.5.2).



Figur 7 Formkurve for avrenning til Langvatn, månedssvis. Blå søyler representerer beregninger basert på stasjon Jordbrufjell (Kilde: NVE). Oransje søyler er basert på data fra Tverrelva (Kilde: SKS)

Kraftverk

Oppstrøms Langvatn er det to kraftverk Fagerli og Lomi. Kraftverkene har omtrentlig samme slukeevne eller optimal driftsvannføring, men Lomi har omtrent den doble fallhøyden. Slukeevnen er omtrent 21 m³/s for begge kraftverkene (Tabell 4).

Tabell 4 Oversikt over kraftverk i Sulitjelmavassdraget

Kraftverk	Installert	Fallhøyde (m)	Maks slukeevne (m ³ /s)
Lomi	1979	560	25
Fagerli	1975	231	24
Sjønstå	1983	125	63

Reguleringen gir større vintervannføring og redusert sommervannføring. Årsvannføringen er i liten grad endret, bortsett fra overføring til Lomi fra nordsiden av Langvatn gir noe mer vann til østenden av Langvatn. I beregningene er det for utløp av kraftstasjonene lagt inn to ulike scenarier: 1) vannføring med situasjon som tilsvarer driftsvannføring og 2) kraftverkene er slått av og det foreligger ingen utslipp.

Optimalt kjøres aggregatene med noe lavere vannføring enn maksimalt og vi har fått oppgitt 21 m³/s av SKS. Kraftverkene kjøres da av eller på med denne vannføringen og styres etter pris og situasjon i magasinene.

Spesifikk avrenning fra delnedbørsfelt

Spesifikk avrenning for de ulike delnedbørsfeltene er hentet fra NVEs database, bla. NEVINA. Dette datasettet representerer normalperioden 1961-1990. For utløp Langvatn har SKS vannføringer oppgitt ukentlig ved Hellarmo, dvs. beregnet vannføring fra produksjonen via tunnel og eventuelt overløp ut av Langevatn. For perioden 1996-2016 er gjennomsnittlig avrenning ca. 40 l/s/km². Fordelingen av tilløpselver, drift og utløp kraftverk påvirker strømmingen i Langvatn gjennom året.

Estimert spesifikk avrenning i m³/s/km² for de ulike delfeltene til Langvatn er vist i Tabell 5. Vekter benyttet for beregning av vannføring gjennom året er gitt i Tabell 6.

Tabell 5 Spesifikk avrenning ($\text{m}^3/\text{s}/\text{km}^2$) og areal for de ulike delfeltene som drenerer til Langevatn. Vassdrag og feltnummer er vist i Figur 6.

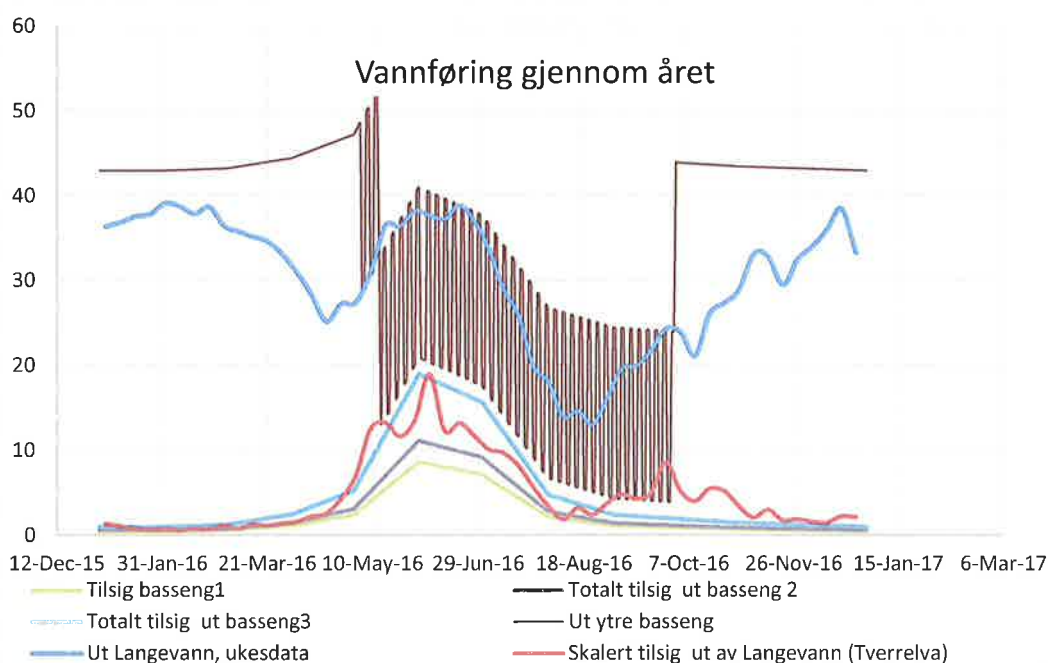
	Felt nr	Vassdrag	Areal (km^2)	Spesifikk avrenning ($\text{m}^3/\text{s}/\text{km}^2$)
Basseng 1	11	Giken	8,03	0,0467
	21	Lomi restfelt	3	0,035
	20	Fagerli	3,81	0,035
	26	Balmi	18,57	0,036
	22	Restfelt Fagerli	9,8	0,034
	9	Granheibekken total til Langevatn	7,93	0,037
	14	Sidefelt indre basseng	5,45	0,045
	2	Jakobsbakk- utslipp samløp med bekk	3,22	0,043
	3	Skjærbekken - Furuhaugen	0,32	0,0275
	4	Øvre Skjærbekken, Furuhaugen delfelt av 3	0,12	0,0275
	5	Storli- Furuhaugen	0,18	0,0275
Basseng 2	19	Sidefelt basseng 2 nord	9,33	0,034
	15	Sidefelt basseng 2 sør	6,84	0,044
Basseng 3	18	Sidenedbørfelt, inkl. Skjærbekken	1,53	0,0275
	25	Villumelva	25,73	0,0411
	17	Sidefelt basseng 3 sør	2,57	0,0275
	16	Sidefelt	5,65	0,045
	24	Rupsijohka	9,98	0,0541

Tabell 6 Vekter til beregning av vannføring gjennom året for uregulerte lokalfelt

Måned	Vekter benyttet tilløp Langvatn	Vekter Tverrelva
januar	0,017	0,016
februar	0,017	0,011
mars	0,021	0,018
april	0,042	0,032
mai	0,092	0,155
juni	0,333	0,235
juli	0,275	0,186
august	0,083	0,080
september	0,042	0,059
oktober	0,033	0,096
november	0,025	0,076
desember	0,021	0,036

3.1.4 Gjennomsnittsvannføring for Langvatn

Ved å multiplisere spesifikk avrenning med areal nedbørfelt (Tabell 5) og vekter (Tabell 6) får en estimat av gjennomsnittsvannføringen per måned (Figur 8).



Figur 8 viser summer av estimert tilsig og vann fra kraftverkene til Langvatn (grønn kurve). Den blå kurven, "Ut av Langvatn, ukesdata", indikerer en middelværdi for observert periode 1996-2016. Den indikerer at Lomi, (eller et av kraftverkene) normalt skrus av i midten av april, at kraftverkene kjøres gradvis mer delvis ut over sommeren og deretter med jevn produksjonsøkning fra slutten av august til november.

Gulbrun kurve, "Skalert tilsig ut av ut av Langvann (Tverrelva) indikerer at normalt tilsig til Langvatn for sommeren er tilfredsstillende estimert. Fagerli vil normalt gå i deler av døgnet gjennom hele sommeren.

3.1.5 Hydraulisk modell og beregnet oppholdstid

Tilsig vist i tabeller og figurer ovenfor er implementert i en hydraulisk modell for Langvatn. Tilførsel av vann fra kraftverkene er geometrisk rett fordelt etter utslippspunkter. Modellen som er benyttet er HEC RAS. Dette er en 2-D modell som benytter vertikal-integrert middelhastighet i beregningene. Modellen er brukt for å få bedre estimat av oppholdstid i bassengene, samt for å vurdere effekt av tiltak. Grunnlaget i modellen er en detaljert høydemodell av bunntopografiene i vannet (Figur 9).

Figur 9 viser høydemodellen av Langvatn der basseng 1, 2 og 3 trer fram. Mellom bassengene er det terskler som følge av utfylling for vegforbindelse (mellom basseng 2 og 3) og som terskel for avgangsmasser (mellom basseng 1 og 2). I indre del av basseng 1 ligger det kjepler med avgangsmasser.

Simulert oppholdstid i Langvatn for dagens situasjon og ved tiltak er gitt i Tabell 7.

Tabell 7 Beregnet oppholdstid (døgn) i Langvatn for ulike scenarier for dagens situasjon

	Dagens situasjon		Dagens situasjon (januar)
	Fagerli av (ca. 14 m ³ /s)	Fagerli på (ca. 32 m ³ /s)	Begge kraftverk går
Oppholdstid Giken-Terskel (basseng 1)	12.14	4.49	3.96
Oppholdstid Giken-Utløp Basseng 2	93.57	34.06	25.4
Oppholdstid Giken-Utløp Hellarmo	114	43	33.4

NGI

Dokumentnr.: 20140315-04-R
Dato: 2018-02-26
Rev. nr.: 0
Side: 28



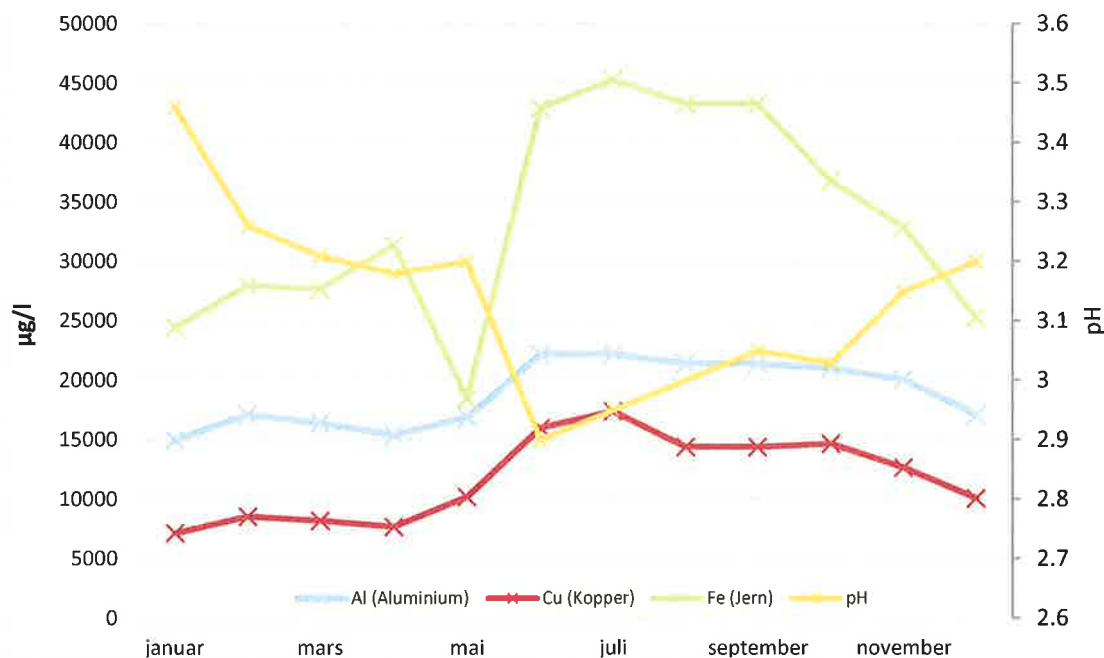
Figur 9 Høydemodell av Langevatnet, 10 m konturer

3.2 Vurdering av bidrag til Langvatnet

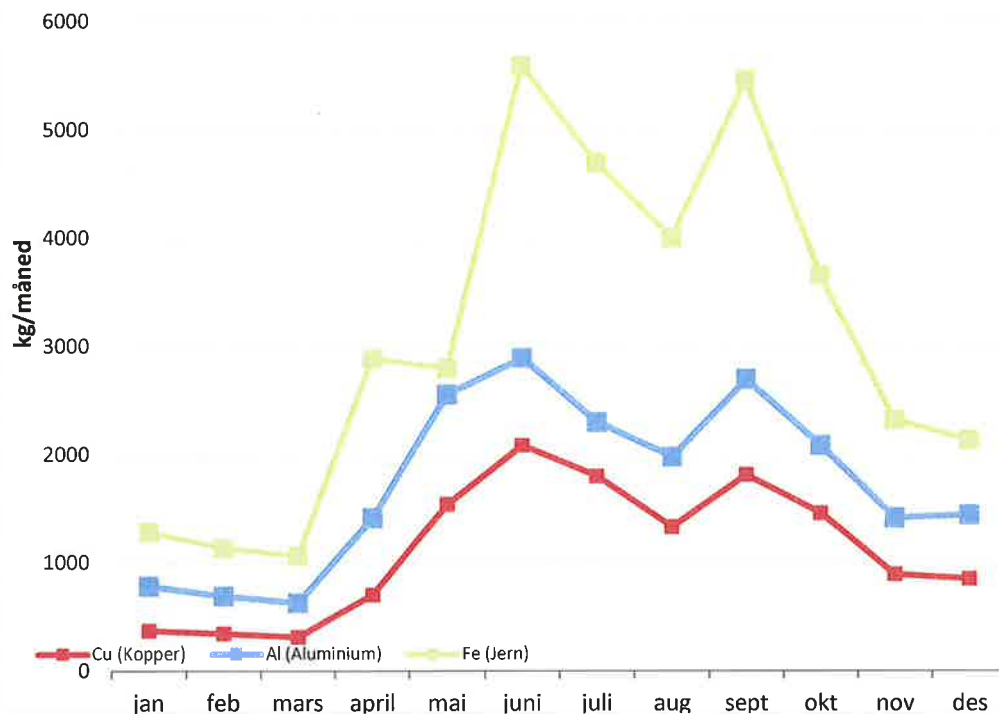
Sommeren 2016 ble det utført prøvetaking av elver og bekker som har avrenning til Langvatnet, for å vurdere tilførsel av gruveavrenning og metaller til Langvatnet. Langvatnet ble også prøvetatt på enkelte steder. I tillegg er det i perioden mai-oktober utført jevnlig prøvetaking av flere av bekkene og elvene. Målsettingen med prøvetakingen var å framskaffe en mer detaljert oversikt over reelle utslipp til Langvatn for å bekrefte / avkrefte tidligere utslippsberegninger og således bedre grunnlag for vurdering av effekt av foreslåtte tiltak (NGI, 2015). En fullstendig beskrivelse av prøvetaking og resultater er gitt i NGI, 2018. En oppsummering av resultatene er gitt under.

Prøvene tatt av vann fra Grunnstollen viser omtrent like konsentrasjoner av filtrerte og ufiltrerte prøver. Dette skyldes lav pH (rundt 3,0), som hindrer utfelling av metaller. Som vist på Figur 10 er det en økning i konsentrasjonen og reduksjon i pH i perioden april-juni. Figur 11 viser mengder av kobber, aluminium og jern ut fra Grunnstollen i kg/år over 2016.

Grunnstollen - konsentrasjoner 2016, filtrerte prøver



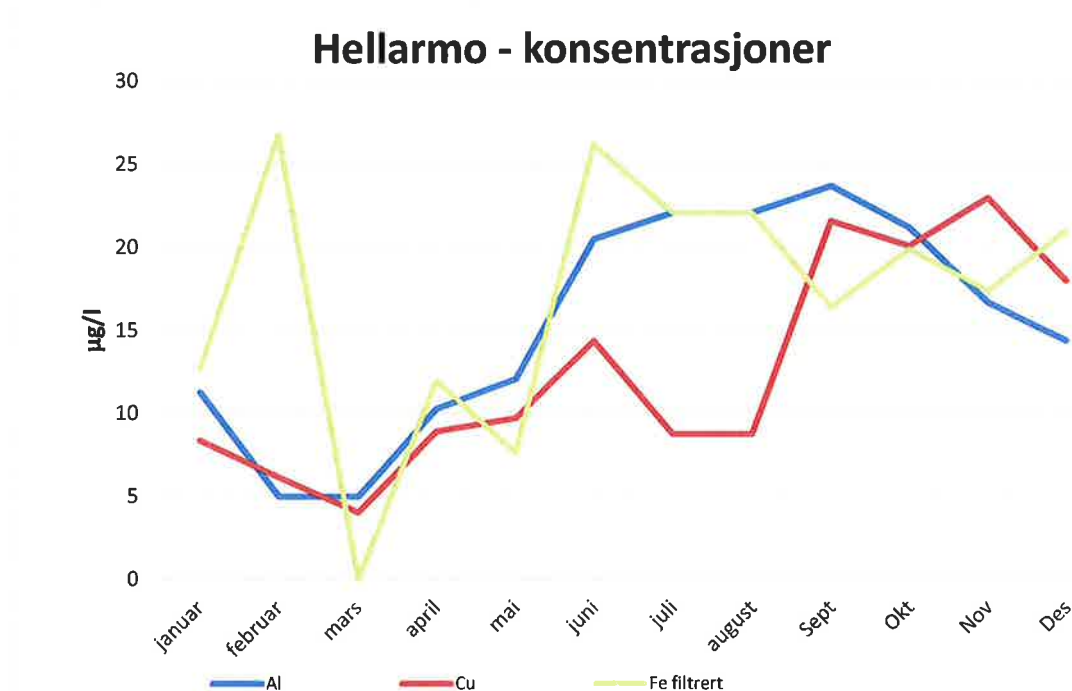
Grunnstollen - mengder 2016, filtrerte prøver



Figur 11 Mengder (kg/måned) kobber, aluminium og jern ut fra Grunnstollen over året 2016.

Ved Hellarmo har Cowi gjennom 2016 tatt månedsvise prøver av vann som renner ut av Langvatnet og ned i kraftverkstunnelen som frakter vannet til Øvervatn via Sjønstå kraftverk. Prøvene er filtrerte i felt (0,45 µm).

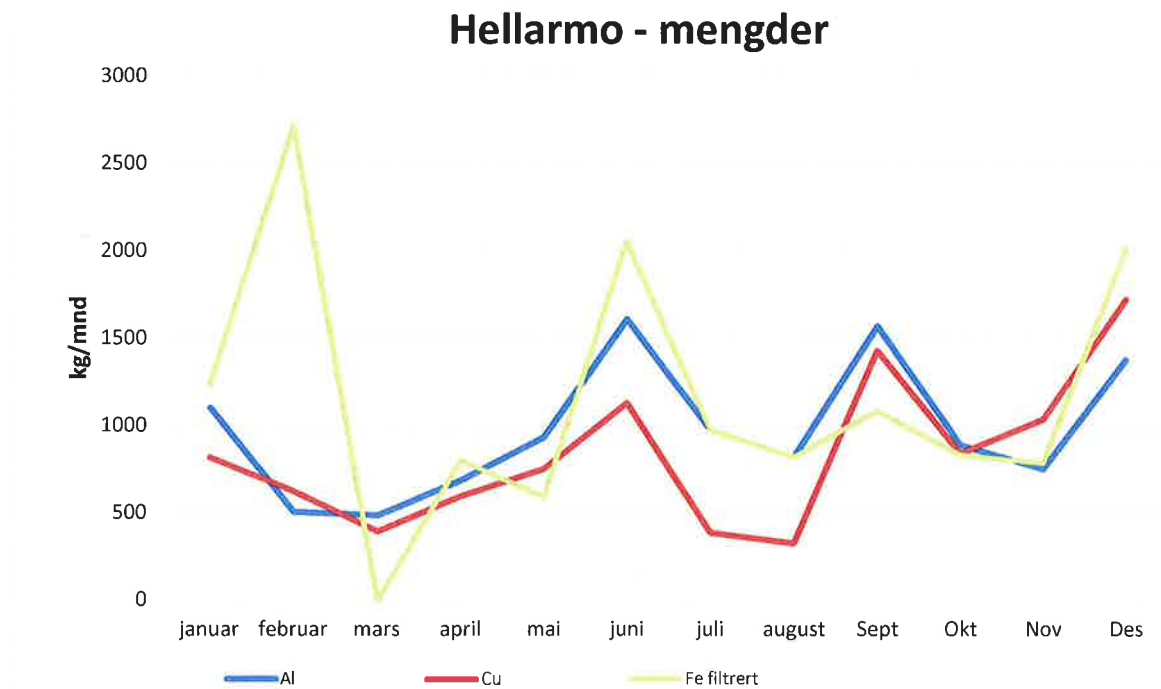
Målte konsentrasjoner av kobber, aluminium og jern over året er vist i Figur 12.



Figur 12 Konsentrasjoner av kobber, sink og jern i filtrerte prøver ved Hellarmo i 2016

Konsentrasjonene av kobber i filtrerte prøver ligger under 20 µg/l, bortsett fra september - november, hvor konsentrasjonen ligger mellom 20 og 25 µg/l.

Basert på vannmengder som passerer det samme punktet (data fra SKS) i 2016, er det beregnet mengder (kg) av kobber, sink og aluminium som føres fra Hellarmo og ned i Øvervatnet (Figur 13).



Figur 13 Mengder (kg) av kobber, sink og jern som føres fra Hellarmo og til Øvervatn i 2016.

I Tabell 8 er beregnet tilførsel (kg/år) fra ulike elver og bekker rundt Langvatnet vist. Beregningene er gjort ut i fra vannprøver og vannmengdemålinger i 2016, bortsett fra Industri, Avilon, Villum, Daniel og Rupsi, som er basert på nedbørsfeltbetraktninger og vurderinger fra 2014 (NGI, 2014).

Der det er tatt ikke filtrerte prøver, er disse konsentrasjonene benyttet. Dette har lite innvirkning på den totale tilførselen som ble estimert, enten fordi pH er så lav at det er liten utfelling av jern og aluminium, eller at tilførselen er så liten at det ikke har påvirkning på den totale tilførselen. Unntaket er utslippet ved Hellarmo, hvor partikkelinnholdet er målt til ca. 42 %.

Tabell 8 Bidrag til Langvatnet for Cu, Al og Fe fra ulike bekker/elver

Område	Basseng		Kobber-konsentrasjoner (µg/L)			Aluminium-konsentrasjoner (µg/L)			Jern-konsentrasjoner (µg/L)			Vannmengder l/s	Bidrag til Langvatnet (kg/år)		
			Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks		Cu	Al	Fe
Giken oppstrøms	1	filtrert	34,1	111,8	250	45,8	51,5	59,9	17,8	18,6	20	305	1075	495,4	178,9
Grunnstollen		filtrert	7170	11793	17400	15000	18850	22200	24500	33325	45300	34,8	12942	20687	36573
Giken nedstrøms		filtrert	1670	2470	3560	1250	3083	6480	929	4583	10900	340	14018	21182	36752
Industri													3000		
Lomi		filtrert	<1	2,6	6,1	5	5	5	5	5	5	105	8,6	20,2	16,6
		ikke filtrert	<1	1,9	5,95	4,6	14,3	40,2	5,3	18,2	55,1	105	6,3	19,7	15,2
Fagerli		ikke filtrert	1,74	4,91	8,43	1	12,1	38,5	2	14,6	53,1	133	21	51	61
Balmi		filtrert	0,5	18,2	49,6	5	16,7	32,5	5	5	5	668	383	202	105
Smollik															
Stordalen															
Granheim (Jakobsbakken)	2	ikke filtrert			21,8			70,6			273	293	201	652	2523
Sagmolla					3,75			9,25			6	317	37	92	60
Avilon													<10		
Furuhaugen, basseng 2		ikke filtrert			4320			10300			2260	5	681	1624	356
Furuhaugen, basseng 3	3	filtrert	2480	2680	2880	4670	5570	6470	830	1920	3010	8,8	744	1546	533
Furuhaugen, basseng 3		ikke filtrert	2260	2754	3630	4190	5940	8880	825	2068	4580	8,8	764	1648	574
Villum					0,3							1057	10		
Daniel					0,3							254	2		
Rupsi					0,6							540	10,2		
Rupsi stoll													20		
Klara															
Sum tilførsel													19137	25370	40406
Utløp (Hellarmo)		filtrert	4,06	12,7	23	5	15,4	23,7	5	17,4	26,8		10084	11735	14428

*: summen av Giken oppstrøms og Grunnstollen

Område	Basseng		Kobber-konsentrasjoner (µg/L)			Aluminium-konsentrasjoner (µg/L)			Jern-konsentrasjoner (µg/L)			Vann-mengder l/s	Bidrag til Langvatnet (kg/år)		
			Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks		Cu	Al	Fe
Giken oppstrøms	1	filtrert	34,1	111,8	250	45,8	51,5	59,9	17,8	18,6	20	305	1075	495,4	178,9
Grunnstollen		filtrert	7170	11793	17400	15000	18850	22200	24500	33325	45300	34,8	12942	20687	36573
Giken nedstrøms		filtrert	1670	2470	3560	1250	3083	6480	929	4583	10900	340	14018	21182	36752
Industri													3000		
Lomi		filtrert	<1	2,6	6,1	5	5	5	5	5	5	105	8,6	20,2	16,6
		ikke filtrert	<1	1,9	5,95	4,6	14,3	40,2	5,3	18,2	55,1	105	6,3	19,7	15,2
Fagerli		ikke filtrert	1,74	4,91	8,43	1	12,1	38,5	2	14,6	53,1	133	21	51	61
Balmi		filtrert	0,5	18,2	49,6	5	16,7	32,5	5	5	5	668	383	202	105
Smolik															
Stordalen															
Granheim (Jakobsbakken)	2	ikke filtrert			21,8			70,6			273	293	201	652	2523
Sagmolla					3,75			9,25			6	317	37	92	60
Avilon													<10		
Furuhaugen, basseng 2	3	ikke filtrert			4320			10300			2260	5	681	1624	356
Furuhaugen, basseng 3		filtrert	2480	2680	2880	4670	5570	6470	830	1920	3010	8,8	744	1546	533
Furuhaugen, basseng 3		ikke filtrert	2260	2754	3630	4190	5940	8880	825	2068	4580	8,8	764	1648	574
Villum					0,3							1057	10		
Daniel					0,3							254	2		
Rupsi					0,6							540	10,2		
Rupsi stoll													20		
Klara															
Sum tilførsel													19137	25370	40406
Utløp (Hellarmo)		filtrert	4,06	12,7	23	5	15,4	23,7	5	17,4	26,8		10084	11735	14428

4 Geokjemiske prosesser i vannsystemet

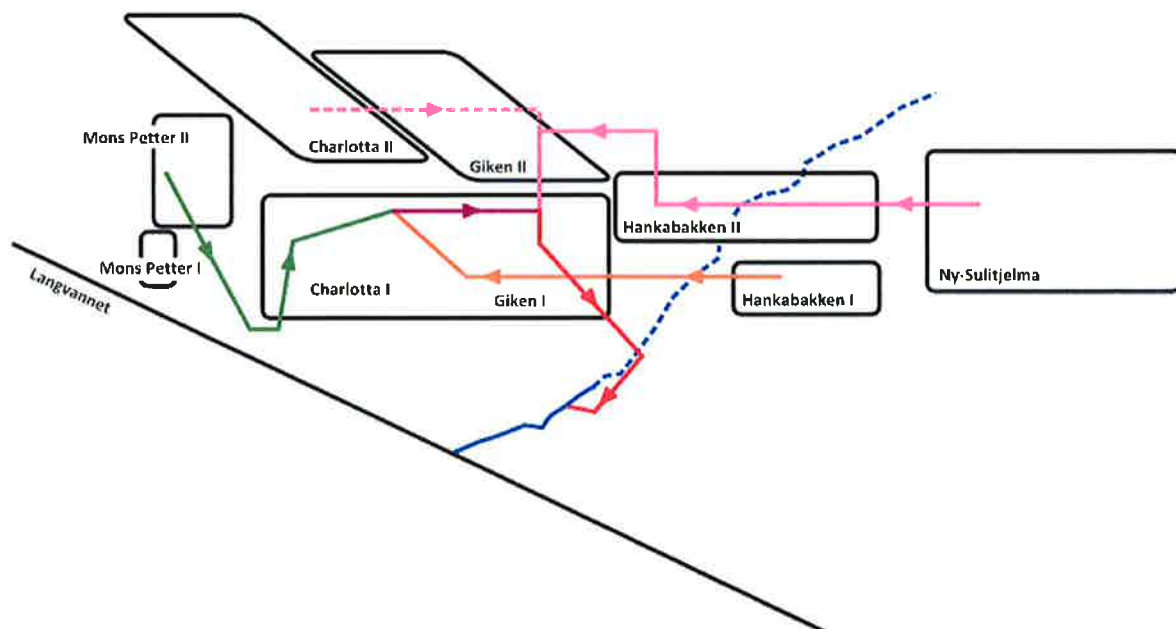
I dette kapitlet beskrives de geokjemiske prosessene som skjer i gruvesystemet og videre nedover i vassdraget med hovedfokus på Langvatn. I tillegg gjøres en vurdering av videre transport til Øvervatn og videre nedover i vassdraget (Nervatn/fjorden).

For mer detaljerte beskrivelser henvises også til tidligere rapporter (NGI 2015a; 2015b) og tekniske notat (NGI 2015c, 2017a, 2017b, 2018a og 2018b).

4.1 Dannelse og transport av forurenset gruvevann: Grunnstollen

4.1.1 Vannstrømning i gruvesystemet

Vannet som kommer ut i Grunnstollen består av infiltrert vann/grunnvann fra gruvene Mons Petter II, Charlotta, Giken (I, II), Hankabakken (I, II) og Ny Sulitjelma, se prinsippsskisser i Figur 14 (plan) og Figur 15 (profil). Vannet i dette systemet har overløp i samme punkt i Kjell Lunds Sjøkt på nivå 60. Det er flere betongpropper i systemet som er en forutsetning for at vannet kan ledes slik det gjør i dag. En detaljert beskrivelse av systemet for avrenning i gruva er gitt i Multiconsult (2005).

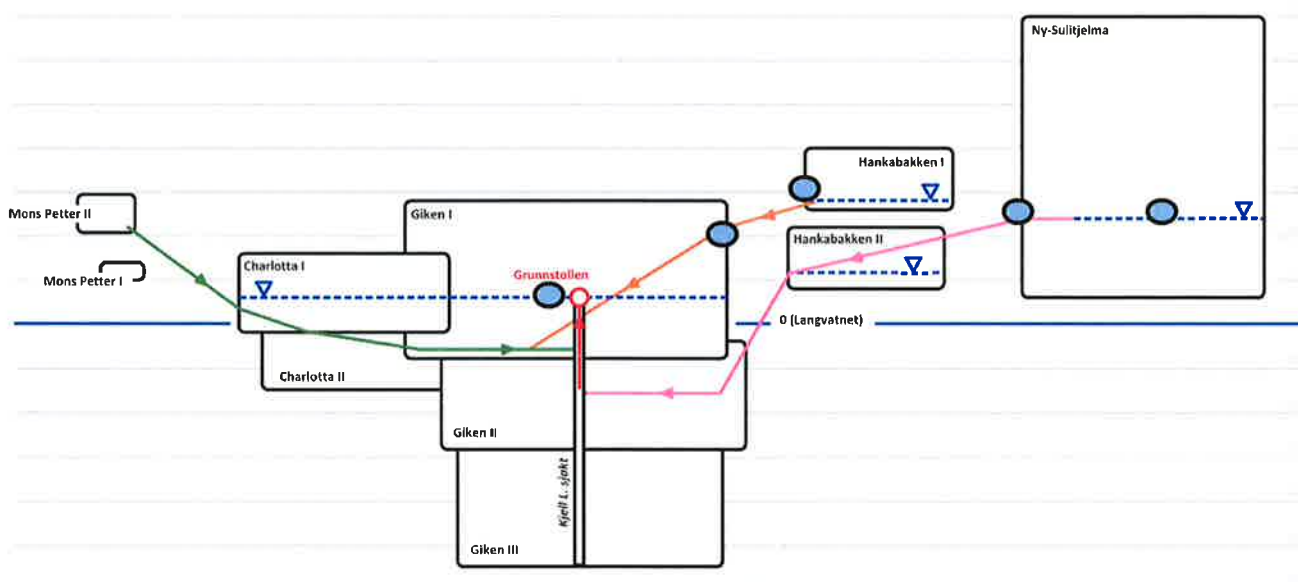


Figur 14 Prinsippskisse for avrenning fra de forskjellige gruveområdene, Sulitjelma (modifisert fra tegning i vedlegg 2, Multiconsult 2005). Gikenelva er vist med blå linje. Se også oversikt over lokalisering av gruver i kapittel 1.2.

Vann fra Ny Sulitjelma styres ned i en kort stigort (vertikal forbindelse mellom to nivå i gruven) til Hankabakken II ved hjelp av avskjæring. På Grunnstollnivå (i Sorjus) styres vannet ved hjelp av 4 demninger forbi Grunnstollen og videre ned mot dypet i Giken II/III (via Robins Kasse), ned til nivå -142 dvs. under grunnvannsnivå i dette gruve-systemet (ligger på ca. nivå 60). Videre dreinsveg for vannet før det kommer ut i Kjell Lunds sjakt er ikke kjent. Nivåene er angitt i meter i forhold til Langvatn, som er nivå 0.

Vann fra Hankabakken I ledes via avskjæring i Giken/Sulitjelma stoll (nivå 208) ned i en stigort ved "Sture" i toppen av Giken 1. Vannet som ledes inn i toppen av Giken I blandes med vann i Giken/Charlotta og Mons Petter før det kommer ut av Kjell Lund sjakt.

Vann fra Mons Petter II styres ved hjelp av flere betongpropper (2 i Østbanen, 1 i Stoll 6) i Charlotta 1. Den høyeste forbindelsen til Kjell Lund sjakt er på nivå -67. Hvordan vannet drenerer videre i Charlotta/Giken 1 er ikke kjent.



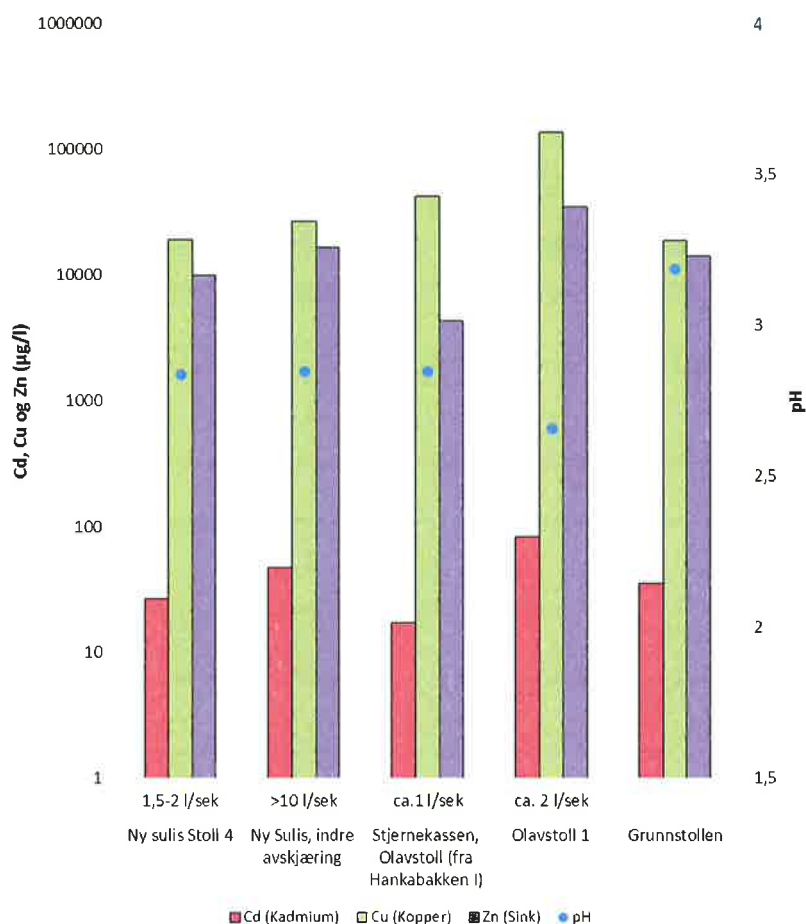
Figur 15 Forenklet prinsippskisse som viser profil av gruvesystemene Nordgruvefeltet, Giken / Charlotta og Mons Petter i Sulitjelma. Blå sirkler indikerer lokalisering av prøvetakingspunkt fra september 2015. Nivå 0 er definert som overflaten på Langvatn.

4.1.2 Vannkjemi

Som beskrevet i kapittel 3.2 utgjør surt gruvevann fra Grunnstollen hovedkilden til forurensning i Langvatnet. Basert på kunnskap om gruvene, lokalisering av gruvetipper og eventuelle deponerte avgangsmasser i gruvene, forventes vannkjemien i Grunnstollen i hovedsak å være et resultat av kontakten mellom infiltrert nedbør og eksponerte gruvevegger og eventuelle masser i gruvegangene.

Forurensningspotensialet er i hovedsak knyttet til lav pH (forsuring) og metaller som kobber og sink (Figur 16). I tillegg har vannet et høyt innhold av blant annet jern, aluminium og sulfat. Dette skyldes oksidering av sulfidholdige mineraler i gruvesystemet, i hovedsak pyritt/svovelkis (FeS_2), chalcopyritt/kobberkis (CuFeS_2), sphaleritt / sinkblende (ZnS) og pyrrhotitt/magnetkis (FeS) (se kapittel 2.2). Det hersker oksiderende forhold i gruvevannet, hvor redokspotensialet (E_h) er målt til $\sim +400$ mV. Jern vil under disse forholdene foreligge på treverdig form (Fe^{3+}).

Figur 16 viser pH og innholdet av kadmium (Cd), kobber (Cu) og sink (Zn) i gruvevannet ved ulike punkter i Sulitjelma gruver (prøver fra september 2015).



Figur 16 Målt pH og konsentrasjoner av Cd, Cu og Zn i gruvevann i Sulitjelma gruver i µg/l. NB! Logaritmisk y-akse for konsentrasjon.

Målingene av pH i vann fra Ny Sulitjelma og Hankabakken I viser lave verdier (2,66-2,85). Vannet i Grunnstollen som er overløp for alt vannet som kommer til gruvesystemet er noe høyere (pH 3,19 i september 2015), på nivå med historisk snitt (pH 3,14; COWI 2015). Dette indikerer at vannet i områdene i Giken/Charlotta har et større kontakt med karbonatholdig bergmasse sammenlignet med gruvevannet som drenerer Ny Sulitjelma og Hankabakken. Dette underbygges av en betydelig høyere kalsium konsentrasjon (Ca) i vannet fra Grunnstollen (NGI 2015c).

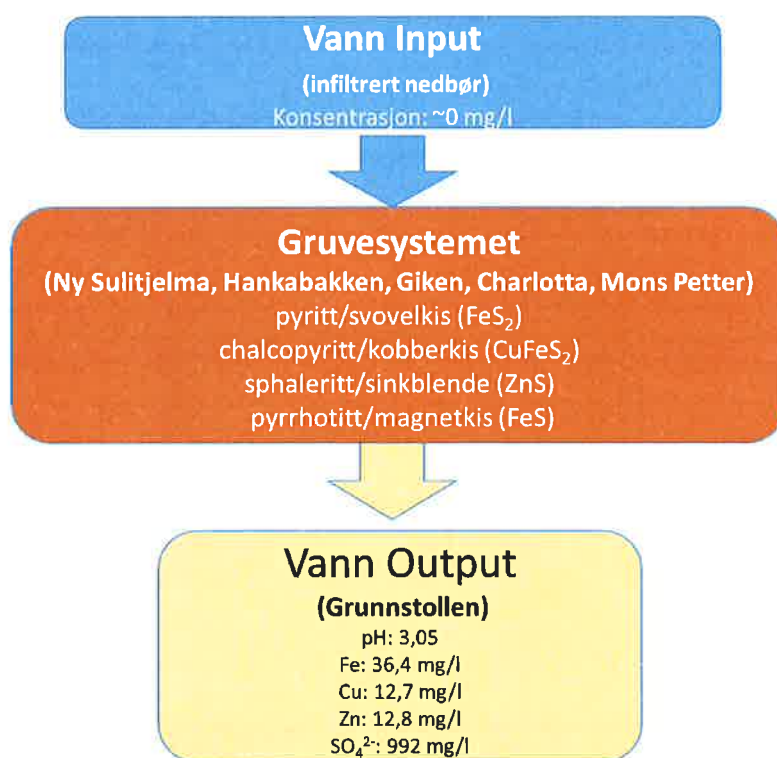
Som beskrevet i kapittel 2.3 er det registrert kalkholdige bergartstyper (kalksteinsbreksje, kalkamfibolitt, kalkspat) i tilknytning til gruvesystemene i Sulitjelma. Tidligere analyser av prøver fra tak i Sorjus (Hankabakken II) har vist vann med nøytral pH (pH 8,9) og lavt innhold av metaller og sulfat, noe som indikerer at grunnvannet er påvirket av kalkholdige bergtyper.

Geokjemisk modellering av vannet fra Grunnstollen viser at kobber i hovedsak foreligger som fritt løst (Cu^{2+}) og mindre enn 30% som CuSO_4 (aq, løst kompleks).

4.1.3 Forvittringsrate

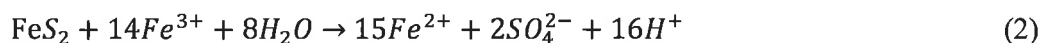
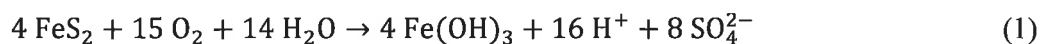
Basert på sulfatkonsentrasjoner målt inne i gruva (Ny sulis) og Grunnstollen er det gjort et grovt estimat av forvittringshastigheten i gruva basert på en enkel massebalanse.

Vann som kommer inn i gruvesystemet (input) er infiltrert nedbør (regn, snø). Nedbørsvannet innehar konsentrasjoner som det kan sees bort i fra sammenlignet med output, dvs. det som går ut av gruva (Grunnstollen). Forskjellen i vannkjemi er relatert til oppløsning av mineraler basert på mineralske kjemiske data. Som beskrevet i kapittel 2.2 består malmene av lagdelte kobber- og sinkførende sulfid mineraler (CuFeS_2 , ZnS , FeS_2 , FeS). En forvitring av disse mineralene vil gi Fe, Cu og Zn i avrenningsvannet i Grunnstollen (Figur 17).



Figur 17 Prinsipp for vurdering av massebalanse for input (nedbør) og output (Grunnstollen). Konsentrasjoner er gjennomsnittsverdier for 2016 (månedlige registreringer).

For oksidering av pyritt er det to kjemiske reaksjoner som er av betydning, oksidasjon med O_2 eller Fe^{3+} , hvorav sistnevnte er dominerende ved $pH < 3,5$:



Den samme reaksjonen vil skje for kobberkis ($CuFeS_2$) og sinkblende (ZnS). Det forventes at all sulfat som foreligger i vannet i Grunnstollen stammer fra oksidering av sulfid/sulfitt (S^{2-}/S^-). Oksidering ved hjelp av O_2 (reaksjon 1) er relativt langsom prosess. Foreligger jern på oksidert form vil oksideringshastigheten øke betydelig (reaksjon 2). I tillegg vil prosessen katalyseres av mikroorganismer (Appello & Postma 2005; MEND 2009). For gruvevannet i Sulitjelma forventes reaksjon 2 å være dominerende på grunn av høyt redokspotensial ($Eh \sim +400$ mV) og lav pH ($pH < 3,5$).

Ved den pH som foreligger i gruvevannet ($pH 3,05$) vil Cu og Zn oppføre seg konservativt (ikke felle ut), mens Fe er ikke-konservativ og feller ut allerede ved lavere pH verdier ($< pH 3$). Sulfat kan også felles ut i form av melanteritt ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) ved lav pH, samt jarositt ($KFe_3(OH)_6(SO_4)_2$) som felles ut ved $pH 1,5 - 3,5$. Vannkvaliteten som måles i Grunnstollen vil således være påvirket av oksidasjon/oppløsningen av primærminerale, utfelling av sekundærminerale og re-oppløsning av sekundærminerale. (Nordstrom 2011, Consani 2017).

Gjennomsnittskonsentrasjonen av Fe, Cu og Zn i Grunnstollen for 2016 basert på månedlige målinger er vist i Tabell 9.

Tabell 9 Gjennomsnittskonsentrasjoner i Grunnstollen basert på månedlige målinger i 2016. Konsentrasjon oppgitt i mg/l og mol/l.

	Konsentrasjon	molekt	Konsentrasjon		Mineral
	mg/l*		mol/l	mmol/l	
Fe	36,4	56	0,00065	0,65	FeS_2 , $CuFeS_2$, FeS
Cu	12,7	64	0,00020	0,20	$CuFeS_2$
Zn	12,8	65	0,00020	0,20	ZnS
SO_4^{2-}	992	96	0,01033	10,33	FeS_2 , $CuFeS_2$, ZnS , FeS
pH	3,05		0,0009	0,9	

*unntatt pH

En forenklet tilnærming til beregning av forvittringsraten er å anta at all målt sulfat er et resultat av oksideringen av pyritt (FeS_2). En SO_4^{2-} konsentrasjon i vannet fra Grunnstollen på 0,01 mol/l (Tabell 9) tilsvarer da 0,005 mol forvitret pyritt (det vil si at for hver mol SO_4^{2-} som dannes har det blitt oksidert 0,5 mol FeS_2). Dette gir en teoretisk forvittringsrate på ~ 19 mol/l/h basert på pyrittoksidasjon. Resultater fra laboratorietester

fra litteraturen viser vesentlig lavere forvittringsrater for pyritt på mellom 0,0002 og 0,02 mol/l/h under forhold hvor jern foreligger som Fe^{3+} ($\text{pH} < 3,5$) (Nordstrom 2011).

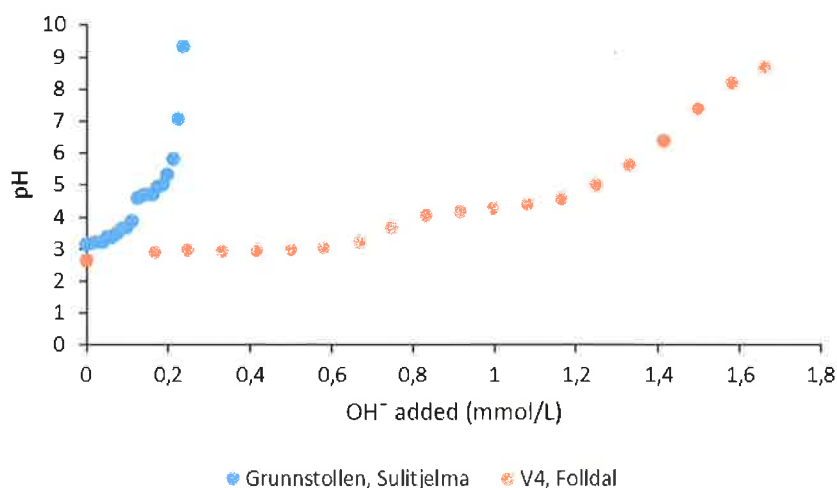
Med en gjennomsnittlig vannføring i Grunnstollen på 38,4 l/s, kan forvittringsraten for gruvene i Sulitjelma beregnes til ~700 mol pyritt/h. Dette tilsvarer ~750 tonn pyritt (molvækt 120 g/mol) per år fra hele gruvesystemet. Det er da ikke tatt hensyn til eventuelle utfellinger eller re-oppløsning av sulfatmineraler. Dette viser at det er store mengder mineraler som oksideres i gruvesystemet i Sulitjelma. Til sammenligning viser data (feltobservasjoner) fra litteraturen forvittringsrater for gruveområder på mellom 0,04 mol/h – 17100 mol/h pyritt (Nordstrom, 2011), dvs. svært store variasjoner i forvittringsrater. Dette vil naturligvis være avhengig av utbredelsen av gruvesystemet og eksponerte overflater.

På grunn av galvanisk effekt mellom mineralene, kan potensialet for oksideringen være ulike. Sphalerite (ZnS) har et lavere redspotensial og oksideres lettere enn pyritt. Galvanisk effekt kan ha stor påvirkning på tidspunktet for oksidasjonen av ulike sulfidmineraler som igjen kan ha en stor effekt på kjemien i avrenningsvannet (MIND 2009). Konsentrasjonene av sink og kobber ligger på samme nivå i vannet fra Grunnstollen (Tabell 9). Det er vanskelig å si noe om omfanget av den galvaniske effekten i gruvesystemet i Sulitjelma.

Som vi ser er stoffmengden (mol/l) for sulfat vesentlig høyere sammenlignet med innholdet av Fe, Cu og Zn, noe som viser at spesielt jern delvis har felt ut og er fjernet fra vannfasen. Geokjemisk modellering basert på konsentrasjoner målt i Grunnstollen indikerer imidlertid utfelling av gipsmineraler (CaSO_4 , NGI 2014).

4.2 Innblanding av Grunnstollen med overflatevann

Når det sure gruvevannet fra Grunnstollen blandes med rent overflatevann vil dette forbruke hydroksyl (OH^-) ioner. Det er i hovedsak konsentrasjonsnivået av H^+ , Fe^{3+} og Al^{3+} som bestemmer forbruket av OH^- ioner. I tillegg vil innholdet av bikarbonat (HCO_3^-) bidra til å bufre vannet. Analyser av basenøytraliseringskapasiteten til Grunnstollen viser at det kreves ca. 0,2 mmol OH^- per liter for å løfte pH fra pH ~3 til pH 7 (Figur 18). Til sammenligning krever surt gruvevann fra Folldal ca. 1,5 mmol OH^- for samme pH økning. Dette viser at transporten av surt gruvevann gjennom gruvene i Sulitjelma før utslipp i Grunnstollen fører til kjemisk buffering og reduserer syrepotensialet.



Figur 18 Basenøytralisjonskapasitet (forbruk av OH^-) for utslipp fra Grunnstollen og gruvevann (V4) fra Folldal. Gruvevannet fra Folldal har en vesentlig høyere basenøytraliseringskapasitet som følge av lavere pH og høyere konsentrasjoner av jern og aluminium.

Når vannet nøytraliseres felles det ut sekundærmineraler av jern og aluminium. Dette observeres også på en rekke steder i Sulitjelma hvor surt gruvevann blandes inn i nøytralt overflatevann, blant annet når Grunnstollen blandes inn i Giken (Figur 19).



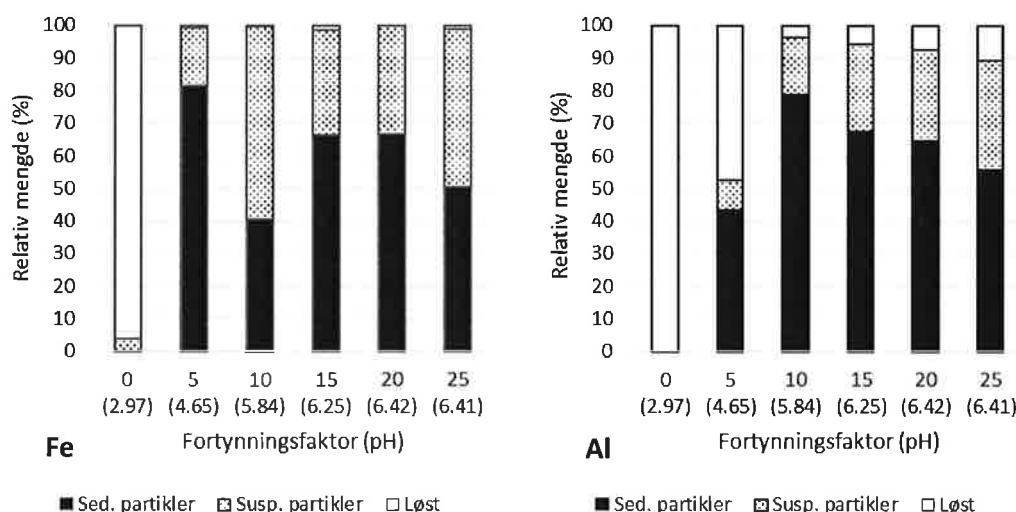
Figur 19 Utslippspunkt for Grunnstollen (venstre bilde). Typisk utfellingsområde for surt gruvevann som kommer i kontakt med overflatevann (høyre bilde).

Sammensetningen (mineralogi, kjemi) til disse sekundærmineralene varierer avhengig av de stedsspesifikke forholdene (pH, vannkjemi, temperatur). Jern starter å felle ut allerede ved $\text{pH} < 2$. Typiske sekundærmineraler knyttet til sur gruveavrenning er jarositt ($\text{KFe}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$), schwertmannitt ($\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6(\text{SO}_4)$), ferrihydritt ($(\text{Fe})_2\text{O}_3 \cdot 0.5\text{H}_2\text{O}$) og andre amorfe faser (Consani 2017). Aluminium starter å felle ut ved $\text{pH} 4 - 5$, som

mikrokrystallint gibbsitt, basalaluminitt ($\text{Al}_4(\text{SO}_4)(\text{OH})_{10} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) samt amorfe faser. (Nordstrom & Ball 1986; Bigham & Nordstrom 2000; Nordstrom 2011).

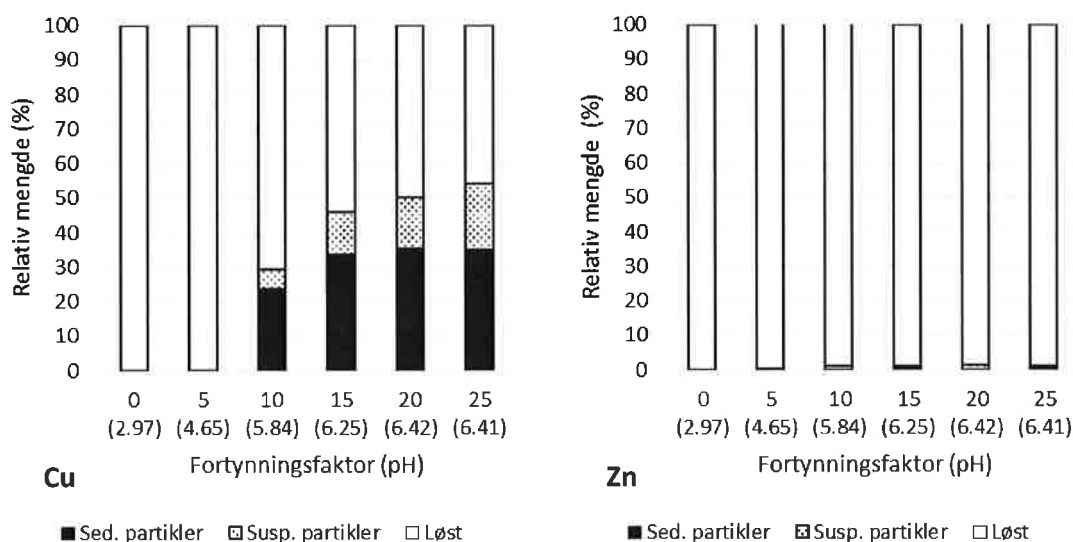
Under oksideringen av løst jern og ytterligere nøytralisering av det sure vannet, felles jernhydroksid mineraler ut som mikro- og nanokrystallin goethitt, schwertmannitt og ferrihydritt. Normalt er utfellingene en blanding av ulike faser av ukjent opprinnelse og krystallstruktur. (Nordstrom 2011).

Forsøk i laboratoriet (Klimpel 2017) med blanding av vann fra Grunnstollen blandet med overflatevann fra Lomi viser at allerede med en fortynning på faktor 5 (pH 4,65) vil tilnærmet 100% av alt jern foreligge i partikulær form (Figur 20). For aluminium må fortynningen økes før hoveddelen foreligger på partikulær form. En stor andel av Fe- og Al partiklene forble i løsning i forsøkene og sedimenterte ikke. Dette samsvarer med observasjoner i forbindelse med prøvetaking i Langvatn. Vannprøver filtreres på 0,45 μm , og andelen som ikke går gjennom filteret defineres som partikulært. For målingene i Langvatn foreligger ca. 30% av jern og aluminium i partikulært form i vannfasen (se også kapittel 4.3.2). For andelen som er $<0,45$ kalles denne "løst", men det vil imidlertid også foreligge mikro- og nanokrystalline mineraler i tillegg til fritt løste forbindelser.



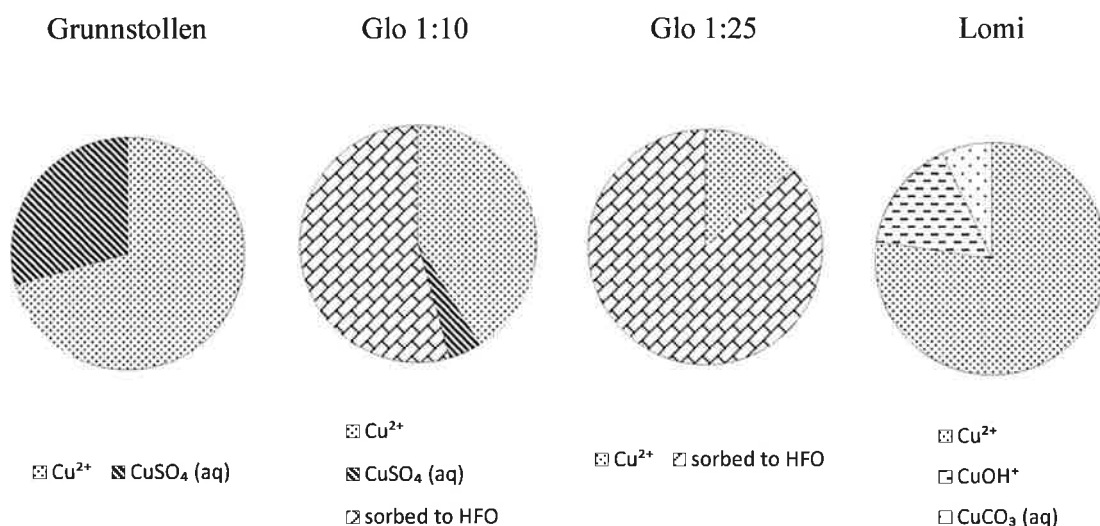
Figur 20 Resultater fra forsøk med fortynning av vann fra Grunnstollen (gruvevann) og Lomi (overflatevann). X-aksen viser økt fortynningsfaktor med resulterende pH i parentes. Stolpene viser andelen jern (Fe, venstre diagram) og aluminium (Al, høyre diagram) som er assosiert til sedimenterte partikler (sort farge), partikler i suspensjon (skravert) og andelen løst (hvit farge).

For kobber begynner utfellingen ved pH 5,84 (fortynningsfaktor 10), sannsynligvis som en effekt av medfelling og sorpsjon til Fe/Al (hydr)oksidene (Figur 21). Sink forblir i løsning også ved pH-verdier opp til pH 6,41 (fortynningsfaktor 25).



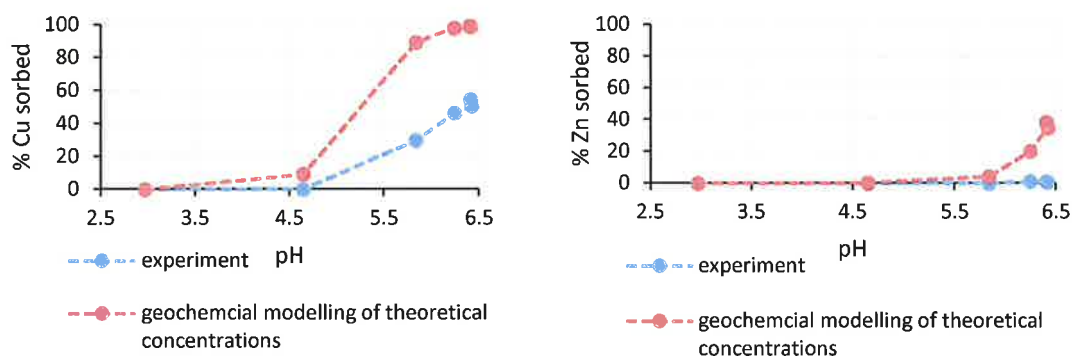
Figur 21 Resultater fra forsøk med fortynning av vann fra Grunnstollen (gruvevann) og Lomi (overflatevann). X-aksen viser økt fortynningsfaktor med resulterende pH i parentes. Stolpene viser andelen kobber (Cu, venstre diagram) og sink (Zn, høyre diagram) som er assosiert til sedimenterte partikler (sort farge), partikler i suspensjon (skravert) og andelen løst (hvit farge). (Klimpel 2017)

Geokjemisk modellering for blandingen av Grunnstollen med Lomi (fortynningsfaktor 10 og 25 viser at en fortynning av Grunnstollen med vann fra Lomi på 1:10 vil over 50% av kobber være bundet til utfelte jern(hydr)oksider (Glo 1.10, Figur 22). Ved fortynningsfaktor 1:25 øker den sorberte andelen til 85 % (Glo 1:25, Figur 22). Resterende kobberinnhold foreligger som fritt løst (Cu^{2+}).



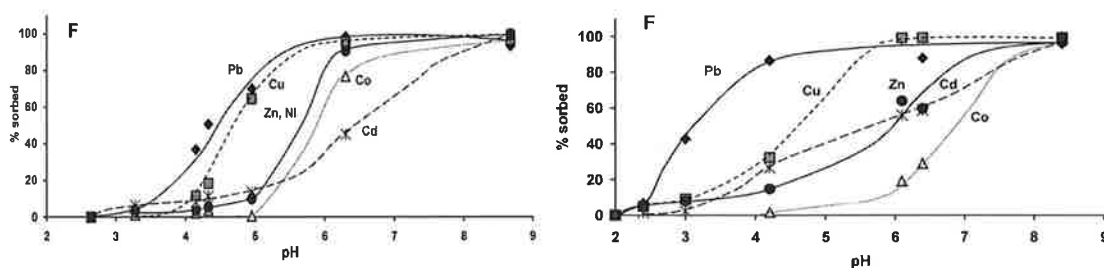
Figur 22 Spesiering av kobber i Grunnstollen, fortynnet 10 og 25 ganger med Lomi (Glo1:10 og Glo 1:25). Kobber fortynnet med vann fra Lomi vil i all hovedsak forligge sorbert til jernoksider eller som fritt løst. (Klimpel, 2017)

Sammenlignet med observasjoner fra laboratorieforsøket, er andelen bundet kobber fra den geokjemiske modelleringen (teoretiske konsentrasjoner) lavere. Dette indikerer at det i laboratorieforsøket foreligger mikro- og nanokrystalline utfellinger i fraksjonen som defineres som løst ($<0,45 \mu\text{m}$). En sammenligning av teoretisk beregnet bundet kobber og sink med målte mengder i forsøket er vist i Figur 23. Det understrekes at det i den geokjemiske modellen kun tas hensyn til ferrihydritt overflater. Som beskrevet tidligere vil det foreligge en blanding av ulike mineraler i utfellingene.



Figur 23 Sorpsjon/binding av kobber (venstre figur) og sink (høyre figur) avhengig av pH (sorption edges). Blå stiplet linje viser verdier fra forsøket med Grunnstollen og vann fra Lomi, rød stiplet line viser resultater fra geokjemisk modellering med data fra samme forsøk.

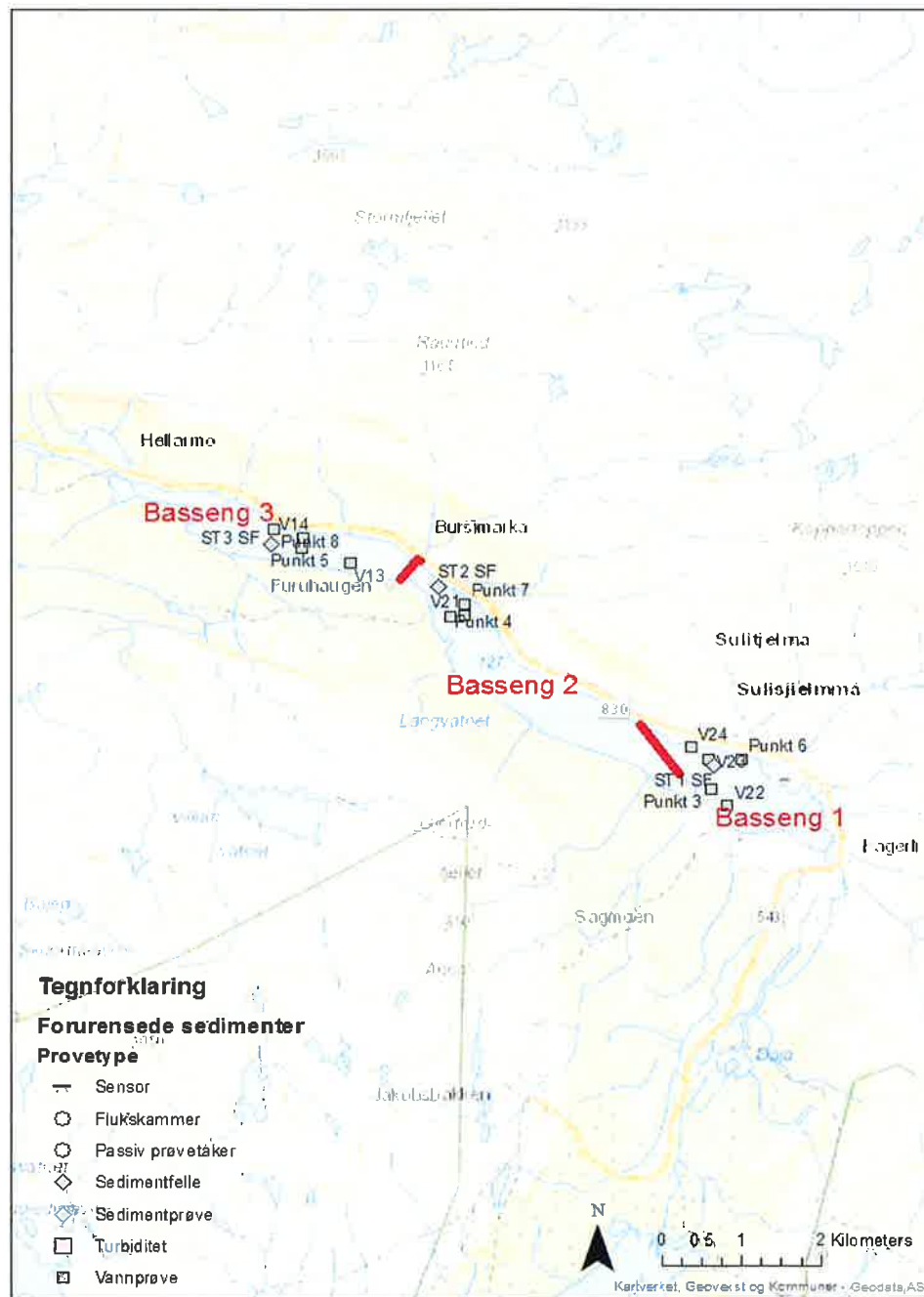
Resultater fra forsøket med vann fra Grunnstollen og vann fra Lomi viser lavere sorpsjon av kobber og sink sammenlignet med litteraturen. Figur 24 viser resultater fra en studie gjennomført av Lee et al. (2002) hvor sorpsjonsegenskapene til utfellinger i gruvevann ble testet i et Fe-rikt og Al-rikt gruvevann. I både det jernrike og aluminiumrike vannet (Figur 24), starter Cu og Zn å sorbere/binde seg til utfellinger ved en lavere pH sammenlignet med testene på Grunnstollen-vann og Lomi. Vann fra Grunnstollen kan karakteriseres som både Fe- og Al-rikt og dermed mellom de 2 ytre punkter beskrevet i litteraturen.



Figur 24 Sorption edges for ulike metaller for utfellinger dannet under nøytralisasjon av Al-rikt gruvevann (venstre diagram) og Fe-rikt gruvevann (høyre diagram). (Fra Lee et al. 2002)

4.3 Vannkvaliteten i Langvatnet

Som vist i kapittel 3.2 er vannkvaliteten i Langvatnet i stor grad påvirket av utslippet fra Grunnstollen. Dette kapitlet beskriver den målte vannkvaliteten i Langvatn basert på målinger gjennomført i perioden 2014 til 2017. Målinger og vannprøvetaking er gjennomført i dybdeprofil (overflate, midt, bunn) i alle tre bassengene i Langvatn. I tillegg har det blitt satt ut sedimentasjonsfeller på de samme stedene i vannet for å dokumentere sedimentasjonsraten. For nærmere detaljer henvises til NGI-notat 2015a, 2017a og 2018b. Kart som viser oversikt over plassering av sedimentfeller og prøvetakingspunkt for vann er vist i Figur 25.



Figur 25 Oversikt over plassering av sedimentfeller og prøvetakingspunkt for vann i Langvatn (2016, 2017)

4.3.1 pH og redokspotensial

Det er registrert pH gjennom hele vannprofilen hvert år i perioden 2014 – 2017 (Tabell 10).

Tabell 10 pH målinger i profiler i bassengene i Langvatn

År	Basseng 1			Basseng 2			Basseng 3		
	Topp	Midt	Bunn	Topp	Midt	Bunn	Topp	Midt	Bunn
Oktober 2014									
Mars 2015*	7,44	7,48	-	7,6	7,49	7,46	7,53	7,72	7,47
Oktober 2016	7,1	7,18	7,09	7,22	7,21	7,22	7,25	7,28	7,26
Juni 2017	6,9	7	7,1	7,2	7,2	7,1	7,2	7,2	7,2

*punkt 6 (Basseng 1), 7 (Basseng 2) og 5 (Basseng 3).

pH er nøytral til svakt basisk gjennom hele profilet. Med unntak av en måling i Basseng 1 i juni 2017 (pH 6,9), ligger pH på mellom pH 7 og pH 8. Dette viser at utslipp av surt gruvevann bufres godt når forurensningen fortynnes i Langvatn.

Målinger av redoksforholdene i mars 2016 viste Eh verdier på mellom +385 og +455 mV, dvs. oksiderende forhold. Dette gjelder også på bunnen, også i basseng 2 (90 m dyp). Dette samsvarer godt med målinger av oksygen i vannprofilen som viste en oksygenmetning på mellom ~80-90%.

Nøytral til basisk pH og oksiderende forhold gir gode forhold for utfelling av jern og aluminium (hydr)oksider. I dette pH området er løseligheten av de fleste oksider lav (blant annet aluminium og kobber), samt sorpsjonsforhold er gode for kobber og sink til utfelte oksider (Figur 24).

4.3.2 Metaller

Prøvene tatt i basseng 1 viser omtrent like kobber konsentrasjoner gjennom hele profilet (Figur 26). Konsentrasjonene av kobber i ufiltrerte prøver ligger rundt 30-45 µg/l. Unntaket er bunnprøven fra 2016 som øker vesentlig mot dypet. Dette kan skyldes oppvirvling av sedimenter i forbindelse med prøvetakingen. Konsentrasjonsnivået i de filtrerte prøvene ligger på rundt 20 µg/l med en svak økning mot dypet både i 2016 og i 2017. En høyere konsentrasjoner mot dypet i basseng 1 kan indikere at det skjer en transport av kobber fra sedimentene til vannmassen.

Den samme trenden, med liten forskjell i kobber konsentrasjoner nedover i profilet, observeres også i vannprøver fra basseng 2 og 3. For filtrerte prøver ligger konsentrasjonen også her rundt ~20 µg/l.

Konsentrasjonsprofilet for jern (Figur 27) og aluminium (vedlegg A) viser samme trend som for kobber med liten forskjell i profilet (unntak: ufiltrert prøve fra oktober 2016). Konsentrasjonen av jern i ufiltrerte prøver ligger på rundt 0,1 mg

0,2 mg/l (juni 2017), mens de filtrerte prøvene ligger på rundt 0,01 mg/l (okt. 2016) og 0,03 mg/l (juni 2017).

For sink er bildet noe mer variert (vedlegg A). I basseng 1 øker Zn-konsentrasjonen mot dypet, noe som indikerer en gradient fra sedimentene og ut i vannmassen. Mens i basseng 3 viser prøvene fra juni høyeste konsentrasjoner øverst i vannsøylen og avtagende mot dypet. Høyere konsentrasjoner i øvre vannsjikt kan skyldes liten fortynning av Grunnstollenvannet i sommermånedene hvor kraftverkene har lavere forbruk. Dette gjenspeiles imidlertid ikke i resultatene av kobber, jern og aluminium.

Innholdet av kobber i Langvatn overskrider tilstandsklasse V (svært dårlig, >15,6 µg/l) i henhold til Miljødirektoratets klassifiseringssystem for ferskvann (Miljødirektoratet, 2016). Sink ligger i hovedsak innenfor tilstandsklasse IV (sterkt forurensset, mellom 11 µg/l og <60 µg/l).

Basert på resultater fra filtrerte og ufiltrerte prøver fra Langvatnet kan andelen metaller som foreligger på partikulær form beregnes (Tabell 11).

Tabell 11 Andel i % av metallene som foreligger i partikulær form (gjennomsnitt og standardavvik) for alle prøvene i Langvatn fra 2016 og 2017 fra tre ulike dyp. Beregningene er basert på filtrerte og ikke filtrerte prøver.

	Oktober 2016		Juli 2017	
	Gj.snitt %	STD	Gj.snitt %	STD
Fe	88	5	82	2
Al	66	12	64	3
Cu	42	14	51	3
Zn	14	13	24	12

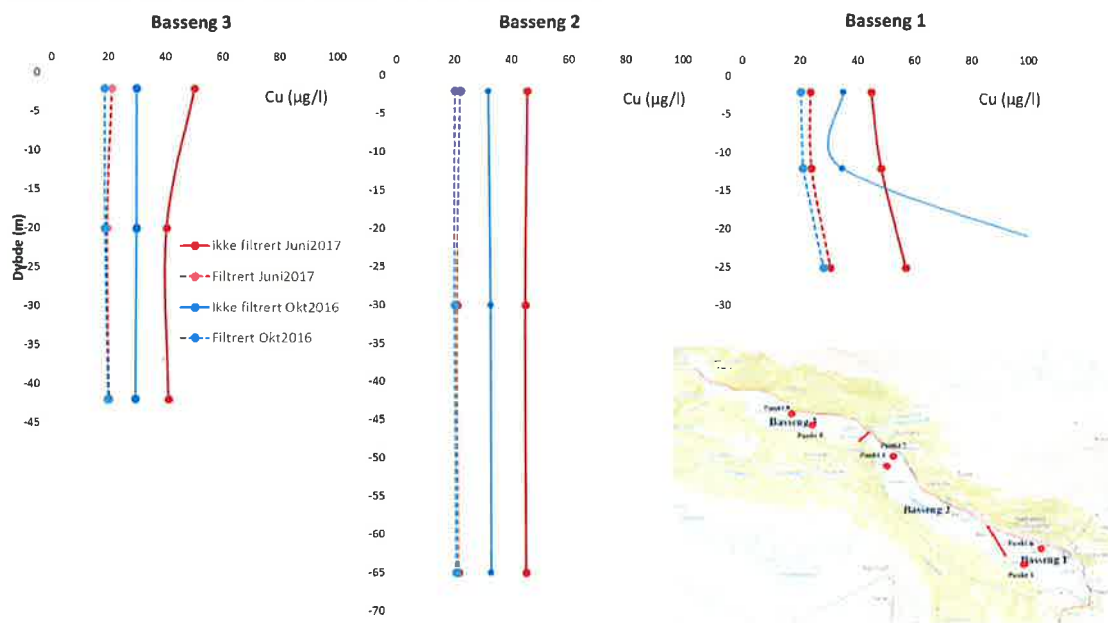
For jern foreligger 80-90% på partikulær form, mens aluminium har en andel på rundt 65%. Som beskrevet i kapittel 4.2 kan dette være utfelte mineraler som jernhydroksid, goethitt, gibbsitt, basalaluminitt og samt amorfe faser. Geokjemisk modellering av vannet indikerer at vannet er sterkt overmettet av Fe- og Al-mineraler.

Kobber har en andel på 40-50% partikulært bundet, mens sink ligger noe lavere på 14-24%. Denne andelen partikulært bundet kobber stemmer godt overens med observasjoner i laboratorieforsøk med blanding av Grunnstollen og Lomi (Figur 21). Andelen sink som er partikulært bundet er vesentlig høyere sammenlignet med resultatene fra labforsøket. Dette skyldes sannsynligvis høyere pH i Langvatnet sammenlignet med høyeste målte pH i labforsøket.

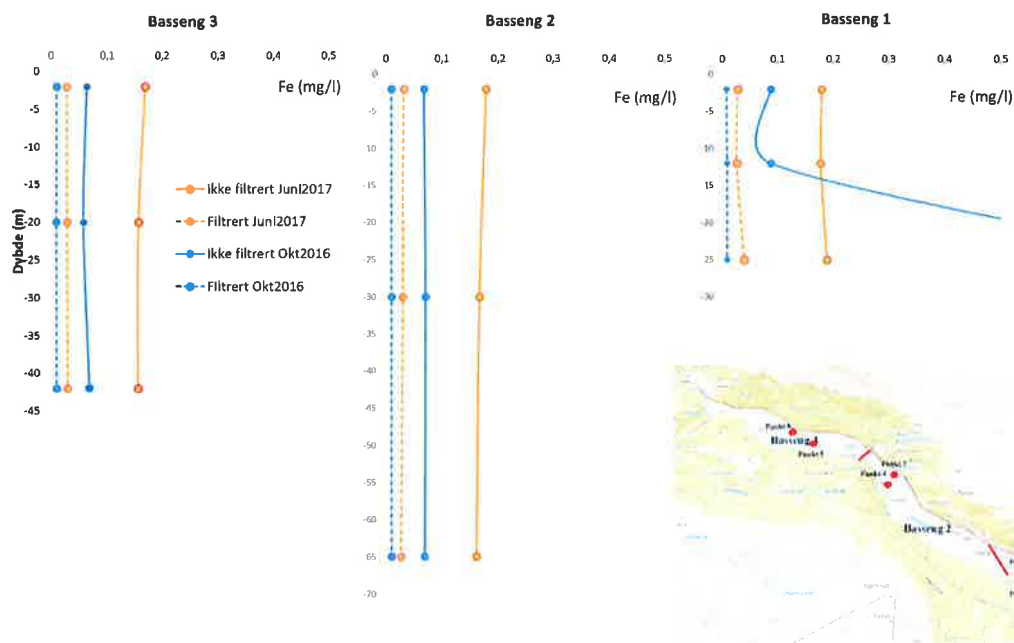
Resultater fra vannprøver fra Langvatn viser liten variasjon i kobberinnholdet gjennom profilet, dvs. en liten konsentrasjonsgradient. Dagens situasjon indikerer likevekt

mellom vannfase og partikler/sediment med lite potensiale for transport fra sediment og til vannfase.

Figur 26 Konsentrasjoner av kobber i vannprøver fra profiler i Langvatn (fra 2016 og 2017). Prøver tatt fra basseng 1, basseng 2 og basseng 3. Ufiltrerte prøver (gjennomgående linjer) og filtrerte prøver (stiplede linjer).



Figur 27 Konsentrasjoner av jern i vannprøver fra profiler i Langvatn (fra 2016 og 2017). Prøver tatt fra basseng 1, basseng 2 og basseng 3. Ufiltrerte prøver (gjennomgående linjer) og filtrerte prøver (stiplede linjer).



4.4 Sedimentene i Langvatnet

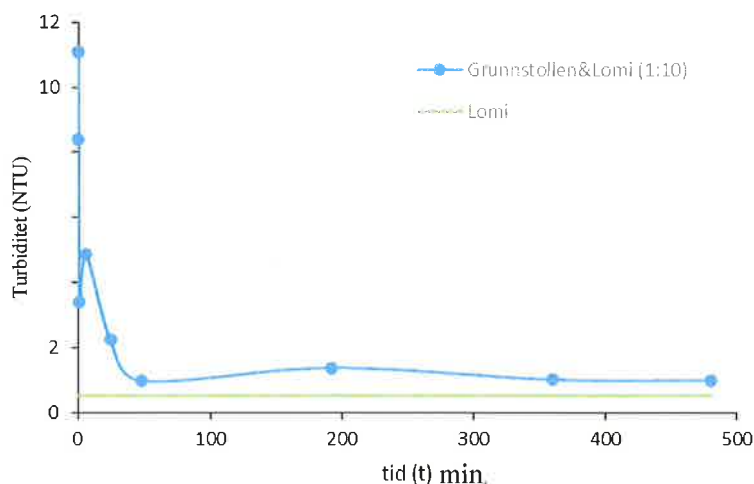
4.4.1 Partikkeldannelse og sedimentering

Dannelse av partikler og sedimentering er en viktig prosess med hensyn til å fjerne forurensningskomponenter som kobber ut av vannfasen, både gjennom med-felling og bindingsprosesser. Når Fe- og Al (hydr)oksider felles ut i forbindelse med nøytralisering av surt gruvevann, dannes det partikler med ulik størrelse, noe som har stor betydning for sedimenteringen. Utfelling og sedimentering av partikler fra nøytraliseringen av gruvevannet i Sulitjelma er godt synlig i forbindelse med direkte utslippspunkt for gruvevann, samt i sedimentene i Langvatn.

Fe- og Al partiklene kan imidlertid også opptre som mikro- og nanopartikler, dvs. meget små hydroksidfnokker med svært liten sedimentasjonsrate. I nøytralisert gruvevann har det er registrert partikkelstørrelser ned til 0,035-0,683 μm . (Florence et al. 2016; Zänker et al. 2002). Forekomst av denne type mikropartikler ser man også i Langvatn, hvor vannet framstår som klart med lav turbiditet, mens analyser av filtrerte (<0,45 μm) og ufiltrerte vannprøver viser at en høy andel av metallene foreligger på partikulær form.

Det er flere faktorer som har betydning for partikkelstørrelsen og således sedimentasjonspotensialet. Studier på nøytralisering av surt gruvevann viser at høye Fe konsentrasjoner og høy pH gav raskere utfelling, mens høyere sulfat konsentrasjoner gav lavere formasjonshastighet av partikler ettersom sulfat binder til overflaten av Fe (hydr)oksidene og hindrer ytterligere vekst av partiklene. (Diz et al. 1999). Økt kontakt mellom partiklene, som følge av f.eks. turbulens, vil kunne gi letter dannelse av større aggregater. Høy ionestyrke (ioner) kan også øke flokkuleringen av partikler (Filella et al. 2009).

For å se på sedimenteringshastighet av fnokker/partikler i vann fra Grunnstollen som har blitt nøytralisert med overflatevann (Lomi), ble det gjennomført laboratorieforsøk med måling av turbiditet over tid ved ulike innblandinger, se Figur 28 (NGI 2017a).



Figur 28 Innblanding av Grunnstollen i overflatevann (Lomi). Turbiditet (NTU) målt over en periode på 22 dager.

Resultatene viser at en innblanding av surt vann fra Grunnstollen i Lomi gir en forhøyet turbiditet på 11,1 FTU etter 1 minutt (utfelte Fe- og Al-forbindelser) mot 0,54 FTU i rent Lomivann. Over tid reduseres turbiditeten som følge av sedimentering og kommer ned på nivå med rent Lomivann. Størsteparten av sedimenteringen skjer innen den første timen.

Dette indikerer at sedimenteringen i forbindelse med nøytraliseringen av Grunnstollen-vann med Giken/Langvatn i hovedsak vil skje i basseng 1 (oppholdstid 4-13 døgn). Deretter er det vesentlig mindre sedimentering i de andre bassengene.

4.4.2 Omfang av sedimentering basert på sedimentfeller

Omfanget av sedimentering i Langvatnet ble undersøkt ved hjelp av sedimentfeller i perioden oktober 2016 til juni 2017 (8 måneder, 241 dager), se også NGI-notat 20140315-06-TN. Etter endt periode ble sedimentfellene hentet opp og mengde sediment og metall konsentrasjoner analysert.

Resultatene viser at det er svært lite sedimentert materiale i sedimentfellene, tilsvarende en sedimentasjonshastighet på 258 g/m²/år i basseng 1 og 81 g/m²/år i basseng 2 (Tabell 12). Den høyeste sediment-dannelsen foreligger i basseng 1 hvor utslippet fra Grunnstollen skjer, i samsvar med resultatene fra laboratorieforsøkene beskrevet ovenfor. Lavt innhold av partikler bekreftes også av analysene av suspendert stoff (SS) i vannsøylen, hvor verdiene lå på <5 mg/l i oktober 2016 og mellom <0,2 – 1,2 mg/l i 2017.

Tabell 12 Beregnede verdier for sedimentasjonshastighet, årlig mengde sediment og sedimentert mengde Cu, Al og Fe basert på resultater fra sedimentfellene.

	Areal	Sed. hastighet	Sediment	Cu kons.	Cu sedimentert	Al kons.	Al sedimentert	Fe kons.	Fe sedimentert
	km ²	kg/m ² /år	t/år	mg/kg	kg/år	mg/kg	kg/år	mg/kg	kg/år
Basseng 1	1,47	0,259	381	2530	965	29780	11355	72950	27815
Basseng 2	2,33	0,082	190	6770	1288	62570	11905	83370	15862
Basseng 3*	1,69	0,082	138	6770	934	62570	8635	83370	11505
Sum			710		3187		31894		55183

*Sedimentfelle i basseng 3 ble ikke funnet igjen. Det er derfor benyttet samme sedimenteringshastighet og konsentrasjoner som for basseng 2.

Antas en sediment-tetthet på 1,3 kg/l (Miljødirektoratet, 2011), tilsvarer dette en oppbygging av sediment på henholdsvis 0,2 og 0,06 mm/år. Med denne hastigheten tar det > 50 år å bygge opp 1 cm sediment. Kjerneprøver av sedimentene i Langvatn viser forurensning ned til minimum 30 cm i Basseng 1 og 15 cm i Basseng 3 (jf. tabell 4, NGI-rapport 20140315-02-R, NGI 2015). Noe som indikerer at sedimenteringen under tidligere drift av Sulitjelma gruver har vært betydelig større, sannsynligvis også knyttet til dumping av avgangsmasser i sjø.

4.4.3 Omfang av sedimentering basert på massebalanse

Ut i fra tilførte mengder av metaller til Langvatnet og mengder som føres ut ved Hellarmo (kapittel 3.2), samt ut i fra andel partikulært materiale i vannprøver i Langvatnet (kapittel 4.4.1), er det estimert hvor mye kobber som avsettes i Langvatnet, basert på overvåkingsdata fra 2016 (Tabell 13).

Tabell 13 Massebalanse for kobber i Langvatnet

	Cu (kg/år)
Sum tilførsel	19872
Utløp Hellarmo (løst 58%)	10084
Utløp Hellarmo (partikulært 42%)	7302
Utløp Hellarmo (totalt)	17386
Avsatt i Langvatnet	1750
% avsatt i Langvatnet av totalt tilført	9 %

Mengden kobber (1,75 tonn/år) ligger i samme størrelsesorden som mengden beregnet fra sedimentfellene (3,2 tonn/år).

4.4.4 Konsentrasjoner og binding i sediment fra sedimentfeller i Langvatn

Partiklene fra sedimentfellene har som forventet svært høyt innhold av jern på 73 g/kg (basseng 1) og 83 g/kg (basseng 2). Dette er i nedre sjikt sammenlignet med analyser av sedimentkjerner fra disse bassengene (86 – 200 g/kg). Aluminium konsentrasjonen i partikler fra sedimentfellene ligger på 30 g/kg og 63 g/kg for henholdsvis basseng 1 og 2. Det foreligger ikke data på aluminium for de øverste bunnsedimentene i Langvatn.

Konsentrasjonen av kobber i faststoffprøvene fra sedimentfellen i basseng 1 og basseng 2 ligger på ca. 2,3 og 6,8 g Cu/kg (Tabell 12). Dette er i samme størrelsesorden som konsentrasjonene som ble målt i øverste sjikt (0-1cm) i sedimentkjerner fra basseng 1 og 2 på henholdsvis gjennomsnittlig 2,4 og 7,7 g/kg (NGI 2015).

Basert på konsentrasjonen i sedimentet fra sedimentfellene og målte konsentrasjoner i vannfasen, kan fordelingskoeffisienten (K_d) beregnes etter følgende formel:

$$K_d = \frac{C_{\text{sediment}}}{C_{\text{vann}}} \quad (3)$$

C_{sediment} = konsentrasjonen av kobber målt i sedimentene fanget i sedimentfellene i mg/kg

C_{vann} = konsentrasjon av kobber målt i dypeste vannprøve i mg/l

Fordeelingen mellom sediment og vannfase er basert på en likevekt, hvor konsentrasjonene i sediment og vannfase vil være avhengig av sedimentenes bindingsskapasitet (sorp-sjon).

Tabell 14 Beregnede fordelingskoeffisienter (K_d) for kobber og sink basert på sediment-konsentrasjoner (fra sedimentfeller) og målte vannkonsentrasjoner i Langvatn (filtrerte prøver nederst i profil, juni 2017).

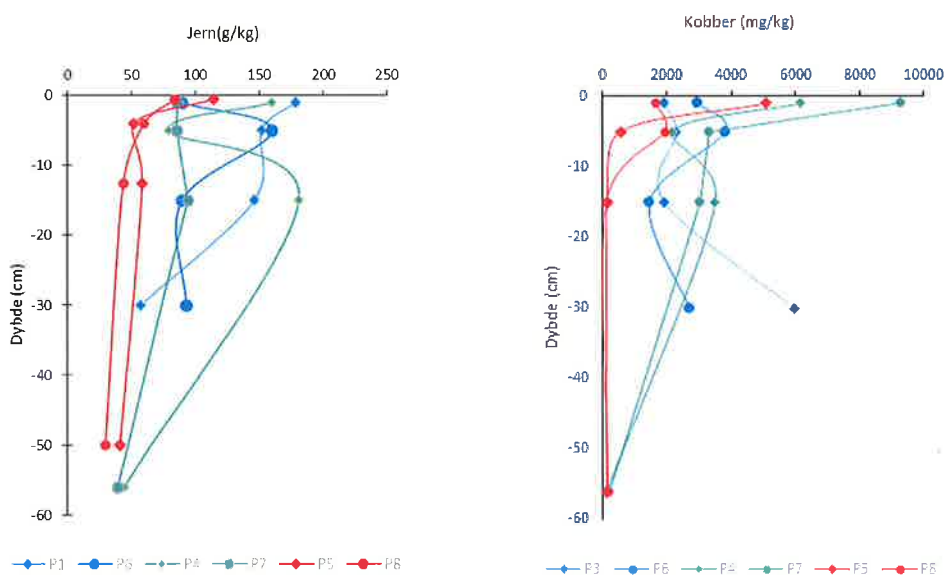
	C_w	C_s	K_d	$\log K_d$
	mg/l	mg/kg	l/kg	l/kg
Basseng 1	0,031	2530	81613	4,9
Basseng 2	0,022	6770	307727	5,5

De beregnede K_d verdiene ligger i samme størrelsesorden som den beregnede K_d verdien ($\log K_d=5,43$ l/kg) basert på målte verdier i Langvatn i de øverste sedimentene og vannfasen over (jf. NGI-rapport 20140315-02-R, NGI 2015). Betydningen av disse høye K_d verdiene er at man har en stor "pool" av disse metallene i sedimentet. En reduksjon i konsentrasjonen i vannfasen i Langvatnet vil kunne medføre en desorpsjon (og muligens oppløsning) fra sedimentene.

Sammenlignet med tall fra litteraturen er de beregnede K_d verdiene svært høye, og det er sannsynlig at de høye kobberkonsentrasjonene i sedimentene ikke kun skyldes binding til partikler men også utfelling av sekundære mineralfaser. Tidligere geokjemisk modellering av vannprøver fra Langvatn viser at vannet er overmettet med hensyn til kobberoksider og kobberhydroksider (NGI 2015a).

4.4.5 Konsentrasjoner i bunnsedimentene i Langvatn

Bunnsedimentene i Langvatn er gjennom mange år med gruvedrift sterkt påvirket av både sur avrenning fra gruva og avgangsmasser, samt direkte deponering av avgangsmasser. Prøvetaking og analyse av bunnsedimentene i Langvatn ble gjennomført i 2015 (NGI 2015a). Analysene viser høyt innhold av jern. For prøvepunktene i basseng 1 og 2 foreligger det høye Fe-konsentrasjoner også ned til 15-30 cm (Figur 29). For prøvene fra basseng 3 (P5, P8) er innholdet av jern høyt i overflaten, men avtar raskt mot dypet. Dette viser at utfelling av jern i forbindelse med utslipp fra gruva i hovedsak har skjedd i basseng 1 og 2. Den mineralske sammensetningen er ikke kjent, men basert på litteratur forventes jernet å foreligge som schwertmanitt og jern(hydr)oksider. I tillegg har det foregått en deponering av avgangsmasser direkte i Langvatnet.



Figur 29 Konsentrasjon av jern (venstre diagram) og kobber (høyre diagram) i sedimentprofiler i Langvatn. Punktene P3 og P6 (blå) er fra basseng 1, P4 og P7 (grønn) fra basseng 2 og P5 og P8 (rød) fra basseng 3.

Redoksmålinger i vannfasen viser oksiderende forhold også over bunnsedimentene. Det foreligger derfor ingen risiko for reduksjon av Fe^{3+} til Fe^{2+} i sedimentene og en påfølgende oppløsning av Fe(hydr)oksider og eventuell kobber assosiert til disse.

Det registreres også høyt innhold av sulfat i sedimentene (opptil 50 g/kg). Sulfat dannes ved oksideringen av sulfidholdige mineraler, og kan felles ut som sekundærmineraler med kalsium, dvs. gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) og schwertmannitt ($\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6(\text{SO}_4)$). Geo-kjemisk modellering basert på kvaliteten i gruvevannet indikerer også overmetning av dette gips. Konsentrasjonene av kalsium og sulfat i vannfasen i Langvatnet kan imidlertid karakteriseres som lave ($\sim 4 \text{ mg Ca/l}$, $< 5 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{l}$).

Målte kobberkonsentrasjoner i bunnsedimentene tilsvarer i hovedsak tilstandsklasse 5 (meget sterkt forurenset) eller dårligere. Innenfor basseng 1 og 2 er konsentrasjonsnivået høyt også lengre ned i profilet (ned til 30 cm), mens for basseng 3, ytterst mot utløpet, er det høyt i overflaten og avtar kraftig mot dypet. På $> 50 \text{ cm}$ dyp i basseng 2 og 3 er kobberkonsentrasjonen nede på et antatt bakgrunnsnivå. Kobber i sedimentene er sannsynligvis assosiert med jern(hydr)oksidene eller utfelt som sekundære kobbermineraler.

Arealet for hele Langvatnet er ca. 5,7 millioner m^2 . Basert på en gjennomsnittlig kobberkonsentrasjon for de ulike bassengene (grovt anslått til å utgjøre henholdsvis 1/3 av totalarealet hver) og en forurensningsdybde på henholdsvis 30 cm (basseng 1), 20 cm (basseng 2) og 5 cm (basseng 3), kan den totale volumet sterkt forurensede sedimenter i Langvatnet estimeres til ca. 1 million m^3 . Med et tørrstoffinnhold på $\sim 35\%$ utgjør dette en total mengde kobber på ca. 1300 tonn.

Basert på foreliggende resultater er det ikke mulig å datere sedimentene. Konsentrasjonsprofilet for både jern, sulfat og kobber indikerer imidlertid at sedimentene dypere enn 50 cm stammer fra tiden før gruvedriften startet opp.

4.4.6 Mulig forurensningstransport/diffusjon fra sedimentene i Langvatn

Diffusjon som transportmekanisme

Ved diffusjon transporteres komponentene langs gradienten fra høyere til lavere konsentrasjon (kjemisk potensial) uten at vannet er i fysisk bevegelse. Dette skyldes de Brownske molekylærbevegelser. Diffusjon er en meget langsom prosess og stopper når den oppløste komponenten har lik kjemisk potensial i porevannet som i de frie vannmassene.

Ved steady-state kan diffusjonsfluksen (F) beskrives med Ficks første lov:

$$F = -D \frac{C_{pw} - C_w}{\delta_{DBL}} \quad (4)$$

Hvor D er diffusjonskoeffisienten, C_{pw} er konsentrasjonen av metallene i porevannet, C_w er konsentrasjonen i vannet over og δ_{DBL} er tykkelsen på det diffusive grenselaget mellom sedimentet og de blandede vannmassene over.

Dagens situasjon

Sedimentene i Langvatn har høye konsentrasjoner av kobber og sink. I porevannet i sedimentet vil konsentrasjonen av metaller være i likevekt med mineraler i sedimentet. Er konsentrasjonene høyere enn i vannmassene over vil det skje en diffusjonsstyrt transport av metaller fra sedimentet til vannet, og sedimentene kan således bli en kilde til forurensning. Dette kan skje i perioder hvor det slippes ut store mengder rent vann fra kraftverkene (vinterstid) eller hvis kilden opphører (rensing av vannet fra Grunnstollen).

Som grunnlag for å beregne utslippet fra sedimentene i Langvatnet ble det utført diffusjonsforsøk i laboratoriet for å måle diffusjonstransport av metaller fra sedimenter fra i Langvatn. Prøvene som ble valgt ut stammer fra basseng 1 (lokaliteter 3 og 6) og basseng 2 (lokalitet 7), se også Figur 25. Diffusjonstesten ble gjennomført over en periode på 64 døgn med jevnlig uttak av prøver fra vannfasen. For detaljer ser NGI-notat "20140315-07-TN Diffusjonsforsøk – Sedimenter fra Langvatn" (NGI 2017b).

Resultater for kobber og sink fra diffusjonsforsøkene i laboratoriet er gitt i Tabell 15.

Tabell 15 Diffusjonsfluks fra sedimentprøvene til vannet over, målt i diffusjonsforsøk i laboratoriet (mg/m²/d)

	Fluks Punkt 3 mg/m ² /d	Fluks Punkt 6 mg/m ² /d	Fluks Punkt 7 mg/m ² /d
Kobber, Cu	0,74	0,11	7,6
Sink, Zn	1,32	1,07	3,3

Det diffusive dobbelsjiktet (DBL) målt i laboratoriet ($0,162 \pm 0,03$ cm) vil på grunn av stagnante forhold normalt være tykkere sammenlignet med forholdene i felt. Under feltforhold med strømming reduseres dette sjiktet. For å korrigere for dette er det benyttet data fra feltmålinger i Oslofjorden ($DBL = 0,07 \pm 0,02$ cm; Eek et al. 2010). Dette gir en korreksjonsfaktor på 2,3, dvs. fluksen under feltforhold vil være 2,3 ganger større sammenlignet med fluksen målt i laboratoriet.

Diffusjon fra sedimentene hvis all tilførsel fra land stoppes

For å beregne potensiell mengde kobber og sink som kan diffundere fra sedimentene hvis all utslipp til Langvatnet opphører, er det benyttet resultater fra diffusjonstesten beskrevet ovenfor. En forenklet beregning av totalfluks (M_{sediment}) for kobber og sink for hele Langvatn, gjøres etter følgende formel:

$$M_{\text{sediment}} = F \cdot A \quad (5)$$

Hvor M_{sediment} = totalfluks (mg/d), F = forurensningsfluks (mg/m²/døgn) og A = arealet av Langvatn (5,45 mill. m²).

Beregning av teoretisk konsentrasjon av kobber og sink (C_w) i Langvatn hvis kun sedimentet er kilden, kan gjøres etter følgende formel:

$$C_w = \frac{F \cdot A \cdot T}{V} \quad (6)$$

Hvor C_w er vannkonsentrasjonen i vannmassene i Langvatn, F = forurensningsfluks (mg/m³/døgn), A = areal av Langvatn (5,45 mill. m²), V = volum av Langvatn (150 mill. m³) og T = oppholdstiden.

Resultater fra modellering av vannstrømning i Langvatnet indikerer lave strømnings-hastigheter og langsom vannutskiftning (se kapittel 3.1.5). Avhengig av om kraftverkene går er det beregnet oppholdstider for Langvatn på mellom 43 d (kraftverk går) og 114 d (kraftverk går ikke). Tabell 16 viser beregnede vannkonsentrasjoner for kobber og sink for disse to ulike oppholdstidene for vannet i Langvatn. Det understrekes at det i beregningene er forutsatt at hele vannvolumet påvirkes (full innblanding).

Tabell 16 Beregnede konsentrasjoner av kobber og sink i vannfasen i Langvatn (C_w , µg/l), samt årlig fluks (tonn) for et scenario hvor alle utslipp fra land er stoppet.

	Initiell fluks* mg/m ² /d	Årlig fluks (tonn)	Resulterende konsentrasjoner i vannfasen i Langvatn C_w (µg/l)	
			Oppholdstid 43 d	Oppholdstid 114 d
Kobber, Cu	17,6	~35	28	74
Sink, Zn	7,6	~15,3	12	32

*Høyeste målte fluks av tre prøver, korrigert for feltforhold med faktor 2,3 (reduert diffusiv dobbelsjikt, DBL)

Resultatene indikerer at sedimentene kan gi en betydelig fluks til Langvatnet i perioden etter at kildene er fjernet. Tidligere estimat av mengden forurenset sediment i Langvatnet er på 1300 tonn kobber (NGI 2015a), noe som tilsier at kilden kan opprettholdes over lang tid. Det understrekes at beregningene er basert på grove estimater. Det er ikke tatt hensyn til eventuelle reduksjon i forurensningsfluksen over tid som følge at det øvre sedimentsjiktet "tømmes" av metaller i tillegg til at sedimentasjon av rent materiale på

toppen av de forurensede sedimentene. Begge disse prosessene medfører en økning av det diffuse grensesjiktet (DBL) og således fører til lavere fluks (se formel 4).

4.5 Transport fra Langvatnet via Øvervatn ut til fjorden

4.5.1 Kraftutbygging

Fagerli kraftstasjon stod ferdig i 1975 (Figur 30). Reguleringen av Sulitjelmavassdraget medførte en markant utjevning over året. Vannføringen i Balmielva som renner inn i østenden av Langvatnet ble kraftig redusert av dette tiltaket. Vannmengden inn i østenden av Langvatnet økte likevel som følge av reguleringen, på grunn av inntakene fra overføringen som går østover via Lomi.

Kraftutbyggingen i Sulitjelmavassdraget som omfatter regulering av Lomivann har ført til store variasjoner i kobber-konsentrasjonene ved Hellarmo. Figur 8 viser variasjonen av vannmengde ut av Langvatnet over året. .

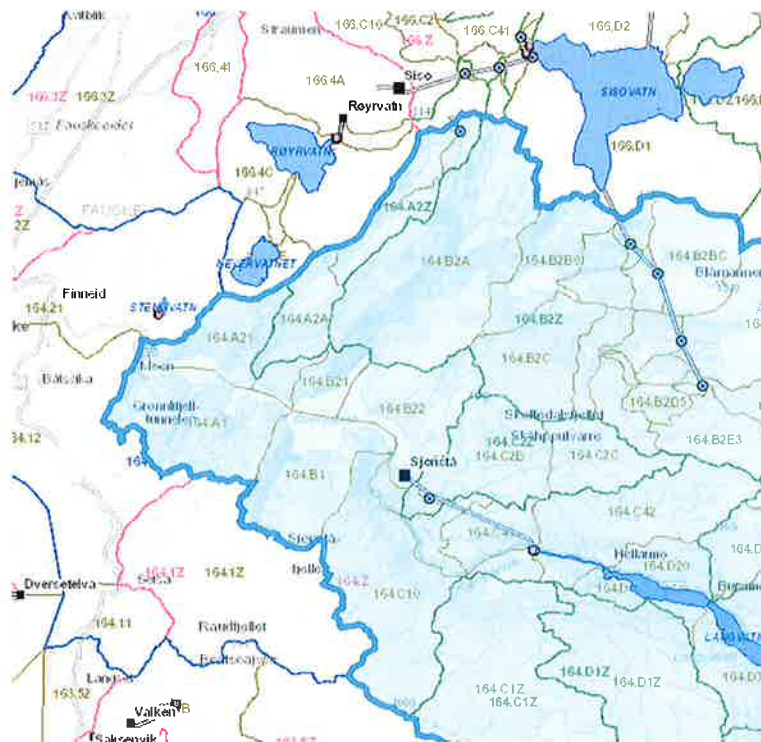


Figur 30 Oversikt over overføringsledninger i Sulitjelmavassdraget (røde linjer). Utslipp fra Lomi og Fagerli kraftverk ledes til Langvatnet. Figur fra SKS, 2015

4.5.2 Vannføring og oppholdstid

Hovedtilsikt til Øvervatn er vann som går gjennom Sjønstå kraftverk fra Langvatn med utslippspunkt i Sjønståbukta (Figur 31). Uten regulering gikk dette vannet ned Skjønståelva. Tilsig ført ut i Laksåvassdraget nedenfor Blåmannsisen er ført ut nordover. Utenom kraftverket er det ytterligere to hovedtilsig; Laksåga (Nordalen) og restfelt Skjønståa på henholdsvis ca. 83 og 72 km². Resterende sidefelt utenom restfelt Skjønståelva er dermed små. Arealet for Øvervatnet er ca. 11 km².

Tabell 17 viser prosentvis fortynning etter Hellarmo beregnet ut fra areal og spesifikk avrenning for disse feltene. Beregningene viser at teoretisk fortynning i gjennomsnitt ligger på ca. 50 % fra Hellarmo til sjøen.



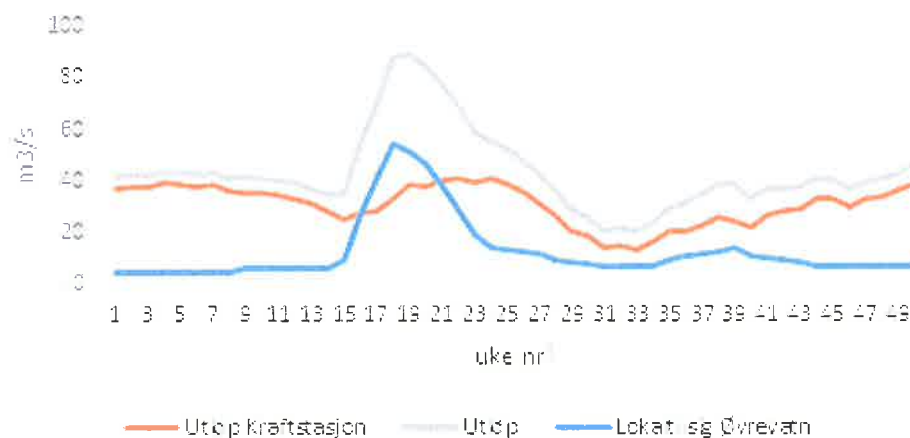
Figur 31 Tilsigsareal for Øvervatn med lokalisering av Sjønstå kraftverk og overføringsledning fra Langvatn.

Tabell 17 Nedbørsfelt og avrenning til Øvervatn

	Areal (km ²)	Spesifikk vannføring (l/s/km ²)	Års- avrenning (Mm ³ /år)	Gj.snittlig vannføring (m ³ /s)	Gj.snittlig fortynning (%)	Kommentar
Restfelt Sjønståa 1366 mm/år	74	43				
Hellarmo	666	41	863	27	100 %	
Langvatn, utløp	686	41	895	28	104 %	1 m ³ /s i tilskudd før innløp krafttunnel
Sjønståa, Sulitjelma- vassdraget	781	42	1 034	33	120 %	5.43 m ³ /s kommer gjennomsnittlig på før Øvervatn
Laksåga	83	60	155	4.9		Laksåga har 56% av tilsig i Øvervatnet
Øvervatn, indre	897	44	1 233	39	143 %	
Øvervatn, utløp	942	44	1 308	41	152 %	~1,5 m ³ /s lokalt tilsig, utenom Sulitjelma- vassdraget
Nervatn, utløp	975	44	1 356	43	157 %	~1,5 m ³ /s lokalt tilsig

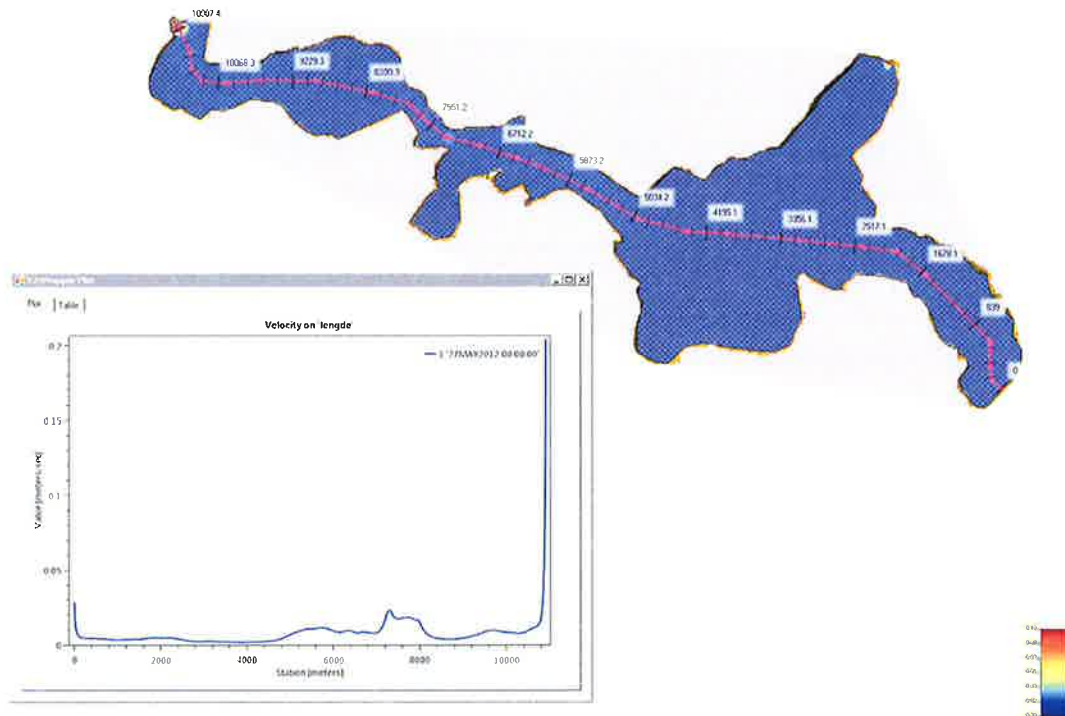
I likhet med Langvatn er det etablert en hydraulisk modell for Øvervatn. Vannet er ca. på det dypeste ca. 400 m dypt, men profilmålinger viser et markant saltvanns-sprangsjikt på ca. 20 m med liten vannutskifting. Lettere ferskvann vil strømme over det salte vannet, og det er derfor antatt at vannmassene i dypet ikke deltar i utstrømming mot sjøen.

Modellberegninger viser at vannføring for utløp i Øvervatnet varierer mellom 20 og 90 m³/s (Figur 32) med en vannhastighet på <0,03 m/s (Figur 33). Beregnet oppholdstid i Øvervatn kan da beregnes til 24 døgn som minimum i mai måned og maksimal til 86 døgn i august. Årsmiddelverdi ligger på ca. 40 døgn. Strømningsveien gjennom vannet er ca. 11 km.



Figur 32 Vannføring i Øvervatn gjennom normalår beregnet fra hydraulisk modell

27MAY2012 00:00:00

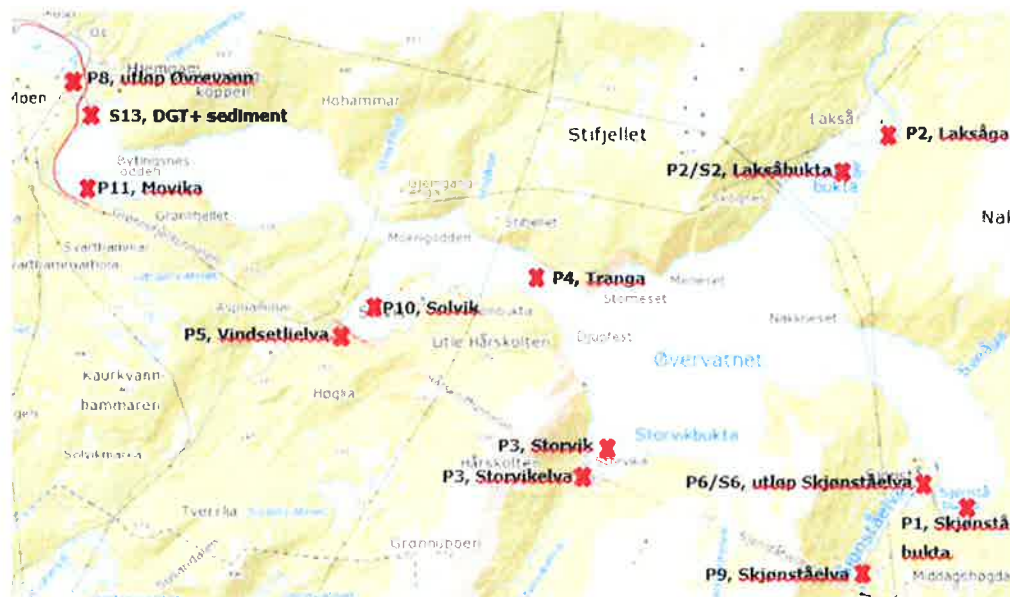


Figur 33 Hydraulisk modell av Øvervatn og beregnet vannhastighet for langsgående profil.

4.5.3 Vannkvalitet og forurensningstransport

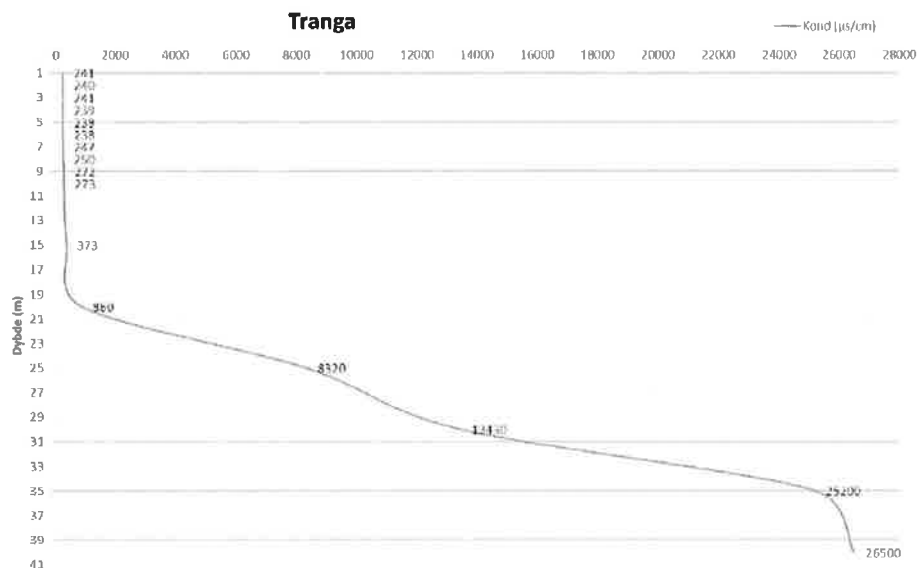
Vannkvaliteten målt ved Hellarmo i Langvatn er representativt for vannet som ledes via Sjønstå kraftverk og videre ut til Skjønståbukta i Øvervatn. Vannet har forhøyet innhold av kobber, sink, aluminium og jern som gir høy årlig fluks av metaller (NGI 2018b).

Cowi gjennomførte i juni 2016 en omfattende undersøkelse av vannkvaliteten i Øvervatn, samt utløpet av Nervatnet for å undersøke effekten av utslipp i forbindelse med den tidligere gruvedriften i Sulitjelma (Cowi 2016). Oversikt over prøvetakingspunktene i Øvervatn er vist i Figur 34.



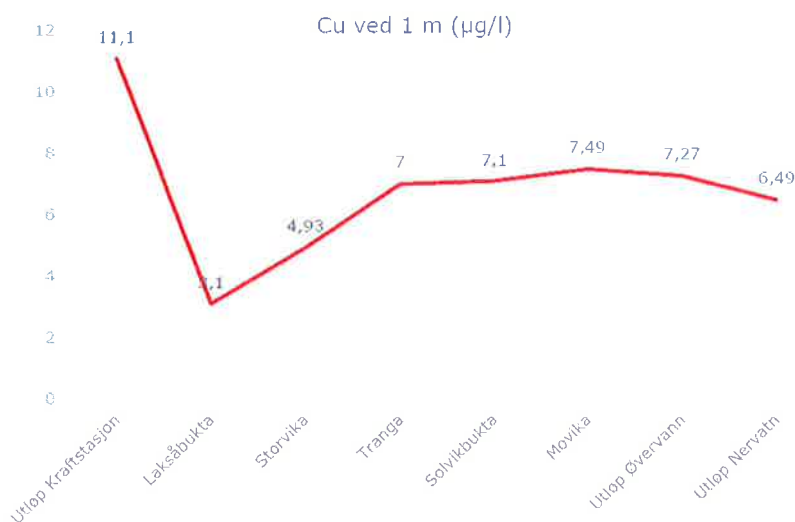
Figur 34 Oversikt over prøvetakingspunkter i Øvervatnet med tilløpselver (fra Cowi 2016)

Målinger av ledningsevne og oksygen viser at Øvervatn har et tydelig sprangsjikt ved ca. 20 m. I målepunktet ved punktet "Tranga" (se lokalisering på Figur 34) øker ledningsevnen markant fra rundt 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i det øvre sjiktet til rundt 25000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ved 35 m dyp (Figur 35). Til sammenligning har sjøvann en elektrisk ledningsevne på rundt 55000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Samtidig avtar oksygeninnholdet betydelig fra ca. 12-13 mg/l på 20 m dybde til 0,26 mg/l ved 35 m. Maksimal dybde av Øvervatnet er 400 m.



Figur 35 Profil av ledningsevne målinger (µS/cm) ved lokalitet "Tranga" i Øvervatn (fra Cowi 2016)

Målinger av metaller i tilførselselvene til Øvervatn viser lave flukser. Kobberkonsentrasjonen er høyest ved utløpet av kraftstasjonen i Skjønståbukta (11 µg/l, filtrert prøve) og lavest innerst i de store buktene (Laksåbukta, Storvika). Konsentrasjonen (på ca. 1 m dyp) holder seg relativt stabil på rundt 7 µg/l fra Tranga midt på Øvervatn og ut til utløpet av innsjøen (Figur 36), mens konsentrasjonene synes å avta under sprangsjiktet. (Cowi 2016).



Figur 36 Konsentrasjoner av kobber målt i Øvervatn (ved 1 m dyp) og utløp Nervatn (µg/l) (fra Cowi 2016)

Teoretisk gjennomsnittlig fortynning basert på areal og spesifikk avrenning fra de ulike feltene er beregnet til ca. 50 % fra Hellarmo til utløp Øvervatn (kapittel 4.5.2). Målte konsentrasjoner fra Hellarmo i juni 2016 (ca. 14 µg/l, Figur 12) og i utløp Øvervatn (ca 7 µg/l, Figur 36) gir en fortynningsgrad på rundt 100% (vannføring: 54 m³/s), noe som er i god overenstemmelse med den teoretisk beregnede vannføringen for utløp Øvervatn (Figur 32).

Resultatene viser at hovedkilden til forurensning i Øvervatn er overføringen fra Langvatn via Sjønstå kraftstasjon. Sprangsjiktet på rundt 20-25 m dyp indikerer at det er liten blanding av vannmassene slik at transporten av vannmassene fra Langvatn i hovedsak foregår i det øvre sjiktet. Tilførsel av rent vann fra Laksåga og Skjønståa, dvs. fortynningen av utslippet fra Langvatn skjer i hovedsak oppstrøms Tranga.

Liten endring i kobber konsentrasjonene fra utslippet fra Sjønstå kraftstasjon i Sjønståbukta og utover til utløp Øvervatn indikerer liten tilbakeholdelse og sedimentering av kobber i Øvervatn. Dette til tross for relativt lave hastigheter og lang oppholdstid (24-86 døgn).

Nervatn har kun et mindre lokalt tilsig av vann. Ytterligere fortynning av vannet på veg til fjorden vil derfor være liten. I likhet med Øvervatn forventes det ikke å være større tilbakeholdelse av kobber i Nervatn, slik at det skjer liten med kobberkonsentrasjonen i vannet mellom Øvervatn og Nervatn. Dette bekreftes av målinger i utløpet av Nervatn, hvor konsentrasjonen ligger på rundt 6,5 µg/l, dvs. samme nivå som utløp Øvervatn (7 µg/l).

Etter Nervatn fortynnes vannet med sjøvann fra Fauskevika og Skjerstadvfjorden. Høyt saltinnhold i sjøvannet vil øke sedimenteringen av eventuelle partikler i vannet som følge av redusert frastøting mellom partiklene (reduksjon i det diffuse dobbelsjiktet). Laboratorieforsøk med innblanding av nøytralisert gruvevann fra Grunnstollen (som inneholder partikler) med sjøvann viser en reduksjon i turbiditeten (partikkelinnholdet) (NGI 2018a).

5 Biotilgjengelighet og tålegrenser for metaller

5.1 Grenseverdier

Tidligere pålegg fra miljømyndighetene har satt en grenseverdi for kobber innholdet i vannet som forlater Langvatnet ved Hellarmo på 10 µg Cu/l. Dette har blitt tolket som totalt innhold av kobber i ufiltrerte prøver.

I 2015 ble det utredet en alternativ grenseverdi for kobber i vannet som forlater Langvatnet på 20 µg/l (AquateamCowi, 2015). Denne verdien var basert på forventet effekt av løst kobber på vannlevende organismer.

I 2015/2016 publiserte Miljødirektoratet/Vannportalen tilstandsklasser for metaller i vann og sediment med utgangspunkt i Vannforskriften og betraktninger rundt kronisk og akutt toksisitet (Tabell 18). Disse verdier gjelder filtrerte prøver.

Tabell 18 Oversikt over øvre grensen for tilstandsklasser for kobber, sink og aluminium i ferskvann i µg/l (Miljødirektoratet, 2016/Vannportalen, 2015)

M-608	I bakgrunn	II AA-EQS	III MAC-EQS	IV	V Akutt tox
Kobber	0,3	7,8	7,8	15,6	>15,6
Sink	1,5	11	11	60	>60
Veiled. 02:2013	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Aluminium*	5	30	65	95	>95

* Kalkfattig, klar vannforekomst; Labilt Al; UM-Al

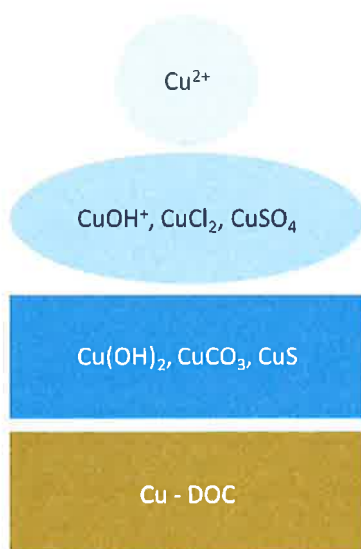
I 2016 har totalt innhold av aluminium (filtrert) variert fra 5-24 µg/l, mens labilt aluminium (LAI) ble målt mellom 5 -12 µg/l ved Hellarmo.

Den videre diskusjonen begrenser seg til kobber der dette har blitt fokusert på av myndighetene og det foreligger mest data mhp. oppførsel og biotilgjengelighet.

5.2 Kjemiske tilstandsformer for kobber i vassdraget

Kobber kan foreligge i vann i mange ulike kjemiske tilstandsformer avhengig av vannkjemien i vannforekomsten, også kalt kjemisk spesiering (Figur 37):

- ↗ Fritt løst (Cu^{2+})
- ↗ Komplekser
- ↗ Assosiert til kolloider/løst organisk material (DOC)
- ↗ Partikulært



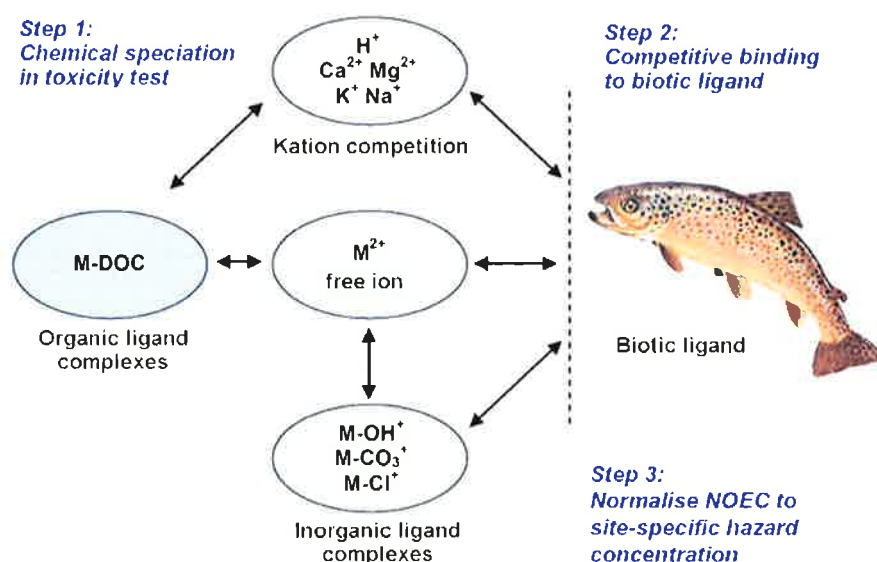
Figur 37 Skjematisk fremstilling av de ulike tilstandsformer til kobber i vann

Denne fordelingen vil ha stor betydning på effekten kobber vil ha på akvatiske organismer, der effekten vil være dominert av konsentrasjonen fritt løst kobber (Cu^{2+}) og enkelte mindre komplekser (f.eks. CuOH^+).

Tidligere undersøkelser fra NIVA (2011) har vist at en betydelig del av metallinnholdet i Langvatnet ikke foreligger i fritt løst form. Dette er i overensstemmelse med NGIs undersøkelser (kap 4.3) der det vises at en betydelig del av kobber i vannmassene foreligger i partikulært form som fjernes ved hjelp av filtrering over $0,45 \mu\text{m}$.

5.3 Biotilgjengelige konsentrasjoner

For å relatere kjemisk spesiering av metaller til toksisk effekt på organismer har det blitt utviklet en "Biotic Ligand Model" (BLM). Der organismen opptrer som en reseptor som er i likevekt med de ulike kjemiske former av metallet i vannet. BLM modellen utarbeidet av di Toro et al (2001), er den klassiske modellen som danner grunnlaget for de fleste verktøy som har blitt tatt i bruk for å beregne stedsspesifikke vannkvalitetskriterier. Hovedprinsippene til BLM er vist i Figur 38. Kompleksring av metallet kan redusere den biotilgjengelige konsentrasjonen, samtidig som konkurrerende ioner som kalsium og magnesium kan hindre opptak av metallet i organismen.



Figur 38 Biotic Ligand Model som viser hvordan opptak av metaller (M) i organismen påvirkes av spesiering og konkurrerende ioner (fra PNEC Pro, etter di Toro et al, 2001)

Mange eksisterende modellverktøy tar utgangspunkt i en forenklet vannkjemi og antatt korrelasjon mellom innhold av de ulike ioner i vannforekomsten. Disse relasjoner som ligger innbygget i mange verktøy har et visst konsentrasjonsintervall for ulike vannkvalitetsparameter. Noe som vil påvirke modellresultatene. Følgende verktøy har blitt brukt;

- BLM (Winward, 2015), baserer seg på akutt toksisitet for enkelt organismer, her er regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) valgt som målorganisme.
- Biomet (2017), baserer seg på kronisk toksisitet og forholdet seg til AA-EQS verdiene i vannforskriften.
- PNEC pro V6 (2016; Verschoor et al. 2011), tar utgangspunkt i NOEC verdier for mange organismer og beregner stedspesifikk PNEC verdi.

Disse verktøy har blitt brukt til beregne potensiell kronisk og akutt toksisitet for vannkvalitetsdata samlet inn i 2016 for Hellarmo, Øvervatn og Nervatn.

5.3.1 Vannkvalitetsdata

Vannkvalitetsdata har blitt hentet inn månedlig ved utløpet ved Hellarmo, Øvervatn og Nervatn i 2016 (Cowi, 2017). Datasettet er basert på vannprøver filtrert over 0,45 µm og metall-innholdet er antatt å være løst, dvs. ingen fastfase antas å bli dannet i modellberegningen, selv om bidraget fra den mikropartikulære fraksjonen i datagrunnlaget ikke kan utelukkes, der modellene ikke tar hensyn til jerninnholdet i vannprøvene. Konsentrasjonene for aluminium, kobber og sink er fremstilt i Figur 39.



Figur 39 Vannkvalitetsdata for 2016 i a) Hellarmo; b) Øvervatn; c) Nervan

Gjennomsnittsverdier for hver av parameterne har blitt brukt i modellverktøyet i tillegg til prøvene der kobber verdier var høyest ved Hellarmo (nov 2016), Øvervatn (jan 2016) og Nervan (jan 2016). Nøkkelparameter er fremstilt i Tabell 19 og Tabell 20. Løst organisk karbon (DOC) har en betydelig effekt på kompleksering av kobber. Det foreligger dessverre få data fra DOC måling, derfor har en standardverdi på 1,5 mg/l DOC blitt brukt basert på NIVA sine vurderinger (NIVA, 2011).

Tabell 19 Gjennomsnittskonsentrasjoner av utvalgte kjemiske parameter i filtrerte prøver som ble samlet inn månedlig ved Hellarmo, Øvervatn og Nervatn i 2016.

Parameter	pH	Cu (µg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Alk meq/l
Hellarmo	6,99	12,66	4,52	0,56	1,44	0,71	4,86	0,184
Øvervatn	6,91	10,43	9,20	10,98	97,78	4,21	25,65	0,261
Nervatn	7,14	9,11	29,72	75,77	684,60	25,81	149,58	0,344

Tabell 20 Utvalgte kjemiske parameter i filtrerte prøver for prøvene med høyest kobber innhold i 2016 ved Hellarmo (nov), Øvervatn (jan) og Nervatn (jan).

Parameter	pH	Cu (µg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Alk meq/l
Hellarmo	7,07	23,00	5,26	0,67	1,47	0,6	5,64	0,162
Øvervatn	7,00	19,40	10,90	16,70	143	6,17	40,60	0,204
Nervatn	7,07	14,70	16,20	32,20	283	11,1	70,50	0,227

5.3.2 Spesiering og mulig effekt

De tre BLM baserte modellene har blitt brukt til å beregne stedsspesifikke grenseverdier basert på gjennomsnittskonsentrasjoner og høyest observert kobberverdier for 2016. De ulike modellene gir til dels svært ulike resultater. Noen skyldes at en av modellene bare vurderer akutt toksisitet, mens de to andre vurderer toksisitet ved kronisk eksponering (Tabell 21 og Tabell 22).

Tabell 21 BLM resultater basert på gjennomsnittskonsentrasjoner av utvalgte kjemiske parametre i filtrerte prøver som ble samlet inn månedlig ved Hellarmo, Øvervatn og Nervatn i 2016.

Parameter	Målt Cu (µg/l)	BLM* (µg/l)	Biomet** (µg/l)	PNEC pro*** (µg/l)
Hellarmo	12,66	66,4	49,2	21,0
Øvervatn	10,43	79,6	49,2	20,5
Nervatn	9,11	135	50,3	14,2

* akutt; LC50 for regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*)

** kronisk; total kobber i løsning som ikke overskrider biotilgjengelig EQS 7,8 µg/l

*** kronisk; predicted no effect concentration

Tabell 22 BLM resultater basert på prøvene med høyest kobber innhold i 2016 ved Hellarmo, Øvervatn og Nervatn i 2016.

Parameter	Målt Cu (µg/l)	BLM* (µg/l)	Biomet** (µg/l)	PNEC pro*** (µg/l)
Hellarmo	23,00	69,0	55,4	20,3
Øvervatn	19,40	88,2	55,4	19,5
Nervatn	14,70	103	55,4	17,8

* akutt; LC50 for regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*)

** kronisk; total kobber i løsning som ikke overskrider biotilgjengelig EQS 7,8 µg/l

*** kronisk; predicted no effect concentration

Resultatene fra de tre BLM modellene viser at årlige målte gjennomsnittsverdier holder seg under grensen for både akutt og kronisk toksisitet. Maksimumsverdier for kobber målt i filtrerte prøver var akkurat over PNEC for kronisk eksponering ved Hellarmo, mens den var på grensen i Øvervatn. PNEC representerer kronisk toksisitet som ligger til grunn for AA-EQS verdiene (annual average). Imidlertid er AA-EQS og MAC-EQS verdiene for kobber like.

I slutten av juni 2016 ble det satt ut DGT målere for å bestemme den biotilgjengelige fraksjonen i Øvervatn (Cowi, 2017). Kobber-konsentrasjonene varierte fra 3,69 til 5,55 µg/l (gjennomsnitt 4,37 µg/l, n=4), godt under AA-EQS på 7,8 µg/l. Vannprøven tatt i Øvervatn i juni 2016 viser en total kobber-konsentrasjon på 8,13 µg/l. Dette er i samsvar med tidligere funn fra NIVA i Langvatnet (2011), der det var en faktor 2 til 3 mellom vannprøvene og DGT resultatene.

5.4 Økologisk tilstand

I perioden 2014 til 2015 har Cowi gjennomført biologiske undersøkelser i tilførselselvene til Langvatnet og utløpet ved Hellarmo, samt Sjønståelva (CowI, 2016b). Bunn-dyrfauna var sterkt til meget sterkt påvirket av gruveforurensningen. Ved referansestasjonen og i Sjønståelva var fauna normal utviklet. Et lite antall voksen aure ble fanget i Langvatnet. Fisken hadde normal kondisjon og ingen tegn til vekststagnasjon. Mageinnholdet viste hovedsakelig fjærmygg og fjærmyggpupper. Metall konsentrasjonen i fiskemuskulatur fra tre 6 til 7 år gamle fisk var en faktor 10 under grenseverdiene for Hg, Cd og Pb i henhold til "Forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler" (2015) for omsetning av fisk.

Høsten 2017 ble det utført biologiske undersøkelser ved utløpet av kraftstasjonen i Øvervatnet, som ansees som hovedkilde til kobber i vassdraget nedstrøms Langvatnet (CowI, 2017). Det ble påvist 4 fiskearter i området ved utløpet og det ble ikke funnet tegn på påvirkning av utbredelsen av fisken som følge av tunnelutslippet. Men innholdet av metaller i de 4 fiskearter som er fanget i området er ikke målt.

Området ved utløpet av Nervatn i Skjærstadvfjorden har vært undersøkt av NIVA (2011). I sedimentene nærmest tilførselen (Finneidstraumen) ble det funnet forhøyde kobberkonsentrasjoner (120 og 200 mg Cu/kg), men det konkluderes at avrenning fra Sulitjelma ikke har hatt stor påvirkning på metallinnholdet i sedimentene. Nivåene i blåskjell og fisk var generelt lave i forhold til grensene for konsum, med unntak av bly i lever fra flatfisk.

5.5 Effekt av gruveutslipp

Gravedrift over en periode på nesten 100 år har satt sitt preg på vannkvaliteten og bunnforholdene i Langvatnet. Bunnsedimentene er til dels harde som følge av jernutfelling og det påvises lite forekomst av bunndyr. Det er imidlertid fanget fisk som ikke viser tegn til å være påvirket av metallbelastningen, verken i vekst eller vevskonsentrasjonen.

Observasjoner i biotaundersøkelsen viser god overenstemmelse med målinger og beregninger av biotilgjengelig kobber. DGT-målinger og spesieringsberegninger viser at biotilgjengelig fraksjon av kobber er ca. 50% av total løst kobber som måles i utløpet ved Hellarmo.

Grunnlaget for de ulike BLM-modellene er forskjellig, der noen modeller vurderer akutt toksistet på enkelt-arter, vurderer andre kronisk toksitet for et stort antall ulike arter basert på en species sensitivitetsvurdering (SSD). Beregninger for både årsgjennomsnitt og års maksimum i 2016 viser at grenseverdi for kronisk eksponering ligger rundt 20-50 µg/l, mens den for akutt eksponering ligger rundt 65-130 µg/l. Disse verdier er høyere enn årsgjennomsnitts konsentrasjon for 2016 ved Hellarmo (gjennomsnitt av 12 filtrerte prøver: 12,7 µg/l, intervall på 4-23 µg/l). Basert på målingene og BLM modelleringen

anbefales en grenseverdi for årlig gjennomsnitt på 20 µg/l kobber i løsning ved utløpet fra Langvatnet ved Hellarmo.

Til tross for langvarig belastning av vassdraget med metallutslipp fra gruvevirksomheten viser undersøkelsene at dagens tilstand i vassdraget nedstrøms Langvatn er lite påvirket. Hovedårsaken til dette er naturgrunnlaget i området som fører til en relativt stort buffer-evne i vannet som nøytraliserer syre og reduserer biotilgjengelighet av metallene.

6 Vurdering av mulige tiltak angitt i tiltaksvurdering

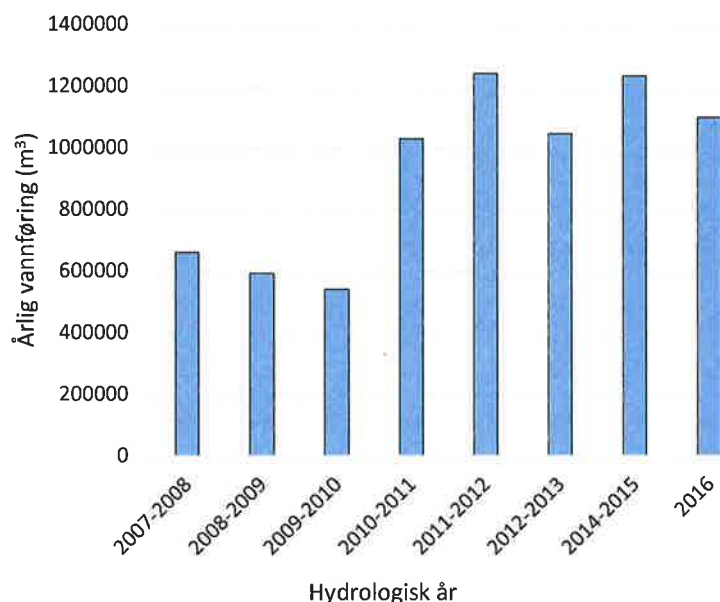
I NGIs tiltaksvurdering (NGI, 2015b), ble det angitt aktuelle tiltak som måtte vurderes nærmere med hensyn til å kunne redusere konsentrasjonen av kobber ut av Hellarmo (kfr. Tabell 3). Vurdering av foreslåtte tiltak basert på resultatet av de supplerende undersøkelsene som er utført i 2016/2017 er gitt under.

6.1 Flytting av Furuhaugbekken

Flytting av Furuhaugbekken var nevnt som et mulig tiltak i tiltaksplanen, i og med at bidraget fra Furuhaugbekken innledningsvis var vurdert som betydelig (NGI, 2015b). Etter nye vurderinger basert på nye prøvetakinger av vann og nye beregninger av nedbørfelt, er bidraget fra Furuhaugbekken til basseng 3 vurdert å være lite sammenliknet med bidraget fra Grunnstollen. Flytting av Furuhaugbekkens utslipp fra basseng 3 til basseng 2 vurderes derfor til ikke å gi noen særlig reduksjon av kobberkonsentrasjonen i Langvatnet ved Hellarmo. Dette tiltaket vurderes derfor ikke videre.

6.2 Vurdering av innlekkasje

Vannmengdene ut av Grunnstollen, og dermed også mengden av metaller, økte fra 2010 til 2011. Det ble observert omtrent en dobling i vannføring ut av Grunnstollen, Figur 40.



Figur 40 Årlig vannføring ut av Grunnstollen i perioden 2007-2016

Det ble sommeren 2016 utført en befaring av mulige sprekkesoner i området Ny Sulitjelma/Giken samt vest for Giken i retning Mons Petter. Befaringen ble utført sammen med kjentmann i området, som har observert dette området over flere år. Det ble ikke observert synlige sprekker så store at de vil ha medført en dobling av vannmengden over et år på grunn av økt infiltrasjon av overvann eller innlekkasje av Giken i gruva.

Det er sannsynlig at økningen i vannmengde enten skyldes prosesser (ras e.l.) inne i gruvesystemet, eller skifte av vannmengdemåler i 2010.

6.3 Innblanding av Grunnstollen i Lomi

Grunnstollen slippes i dag ut i Gikenelva ca. 450 m før vannet går ut i Langvatnet. En omlegging av dagens utslipp i Gikenelva til utslippet fra Lomi kraftverk vil gi betydelig større umiddelbar fortynning og pH økning i Grunnstollenvannet som følge av betydelig høyere vannføringen i Lomi. Tiltaket ble vurdert å legge til rette for en bedre renseeffekt i Langvatnet som følge av raskere innblanding. I tillegg til at oppholdstiden av det nøytraliserte vannet vil øke (lengre avstand til utløp fra basseng 1), og således øke sedimenteringsmulighetene for utfelte partikler.

Vurdering av effekten av et mulig tiltak med å flytte Grunnstollen til Lomi er basert på følgende:

- Utfellingsforsøk med surt gruvevann fra Grunnstollen og vann fra Lomi (kapittel 4.2, Klimpel 2017)
- Sedimenteringsforsøk med surt gruvevann fra Grunnstollen og vann fra Lomi (NGI-notat 20180315-08-TN)
- Modellering av vannstrømning og oppholdstid i Langvatn, basseng 1 (kapittel 3.1).

Nøytraliseringsforsøk med Grunnstollen og Lomi viser at i hovedsak alt jern og aluminium vil foreligge på partikulær form ved pH 6 (kapittel 4.2). Kobber foreligger her som 50% partikulær form. I forsøkene på laboratoriet er det en større andel av partiklene som sedimenterer ut. Resultater fra sedimentfeller i basseng 1 viser imidlertid at sedimenteringsraten er svært lav i Langvatn (kapittel 4.4.2). Analyser av filtrerte ($<0,45\ \mu\text{m}$) og ufiltrerte vannprøver fra basseng 1 viser at en høy andel av metallene foreligger på partikulær form. At disse partiklene ikke sedimenterer skyldes at de opptrer som mikro- og nanopartikler, dvs. meget små Fe- og Al hydroksidfnokker som ikke oppnår en størrelse/tyngde som resulterer i sedimentering og fjerning fra vannmassene.

Sedimenteringsforsøk med blanding av vann fra Grunnstollen og Lomi viser at det meste sedimenterer relativt raskt (innen en time), deretter er en ytterligere sedimentering marginal. Vannets oppholdstid i basseng 1 i Langvatn er simulert til >1 døgn. En økning i vannets oppholdstid vil derfor ha liten effekt på sedimenteringen av partikler fra nøytralisering av surt gruvevann.

Basert på gjennomførte studier vurderes tiltaket ikke å gi noen vesentlig effekt på transporten av kobber ut av basseng 1. En innblanding av vannet fra Grunnstollen med Lomi kan potensielt ha en negativ effekt og muligens redusere sedimenteringen av partikler som følge av høyere fortynning og redusert kontakt mellom partiklene (redusert aggregatdannelse).

6.4 Forbedre sedimenteringsforholdene i basseng 1

Når surt gruvevann blandes med overvann heves pH og metaller felles ut. I Langvatn er hovedutslippet Grunnstollen, og utfellingen skjer i hovedsak i Giken og det innerste bassenget. For å øke sedimenteringsraten i det innerste bassenget har det derfor blitt foreslått å forbedre sedimenteringsforholdene i basseng 1. Tiltak som er foreslått omfatter:

- 1) **Utbedring av terskel mellom basseng 1 og 2:** Basseng 1 øverst i Langvatn utgjør et naturlig sedimenteringsbasseng som kan forbedres med hensyn til vanngjennomstrømning (jevn hastighet og strømningsforhold). Dette kan gjøres ved å utbedre terskelen mellom Basseng 1 og 2, hvor terskelen etableres med samme høyde og vannet strømmer jevnt langs hele tverrsnittet.
- 2) **Flytte utslippspunktet for Fagerli kraftverk til basseng 2:** Utløpet for Fagerli kraftverk er i dag til Balmielva, innerst i basseng 1 i Langvatn. Ved å lede dette utløpet til basseng 2 vil oppholdstiden av vannet i basseng 1 øke med økt sedimenteringsmulighet. Basseng 2 er et mye større og dypere basseng enn basseng 1 og fysisk inne i basseng 1 vil effekten av være tilnærmet den samme som å skru av og på Fagerli kraftverk.

Effekten av de foreslåtte tiltakene er vurdert basert på hydrologisk simulering av strømnings- og innblandingsforhold innenfor basseng 1, og beregnet oppholdstid som følge av tiltakene. I simuleringene er vann fra Fagerli kraftverk flyttet ut i vika vest for odden Granheim. Tilsig i indre basseng utenom kraftverk er normalt oppe i 9-10 m³/s når vårflommen er på sitt største. Da er Lomi normalt av. Minimumvannføring vil da være i perioder før og etter vårflom når Lomi normalt er av.

Resultater fra simuleringen er gitt i Tabell 23.

Tabell 23 Beregnet oppholdstid (døgn) i Langvatn for ulike scenarier for dagens situasjon og ved endring av terskel og flytting av utslippet fra Fagerli kraftverk

	Dagens situasjon		Terskel utbedret		Terskel utbedret
	Fagerli av (ca. 14 m ³ /s)	Fagerli på (ca. 32 m ³ /s)	Fagerli av (ca. 14 m ³ /s)	Fagerli på (ca. 32 m ³ /s)	Fagerli flyttet
Oppholdstid Giken-Terskel (basseng 1)	12	4.5	11	4	13
Oppholdstid Giken-Utløp Basseng 2	94	34	90	34	-
Oppholdstid Giken-Utløp Hellarmo	114	43	121	45	-

Simuleringen av oppholdstiden i basseng 1 i Langvatn som følge av utbedring av terskel viser at effekten av et slikt tiltak vil være marginalt med svært liten endring sammenlignet med dagens oppholdstid i basseng 1.

Flytting av utløpet av Fagerli kraftverk til basseng 2 vil sommerstid gi en oppholdstid for vann som strømmer fra Giken til utløpet av basseng 1 på ca. 13 døgn. Det er da kun restvannføring som kommer til Langvatn i øst (basseng 1), og Lomi kraftverk står. Vintereffekten vil være nesten slik det er i dag når Fagerli går på sommeren. Lomi gir tilsvarende tilførsel som Fagerli (ca. 21 m³/s). Uregulert tilsig på vinteren er lite, og vannføringen fra Lomi vil dominere.

Basert på resultater fra simuleringene, samt kunnskap om partiklenes egenskaper vurderes begge tiltakene ikke å gi nevneverdig effekt på transporten av kobber ut av basseng 1 i Langvatn. Flytting av Fagerli kraftverk ville dessuten føre til at kraftverket måtte bygges om eller få mindre driftsvannføring. For å gjennomføre et slikt tiltak måtte gevinsten av tiltaket være svært høy.

7 Oppsummering

Kartleggingen av forurensningsbidrag til Langvatn viser at det i all hovedsak er utslippet fra Grunnstollen med lav pH og høyt metallinnhold som fører til forurensning av Langvatn (kapittel 3.2). Det er store mengder sulfidholdige mineraler igjen i gruva, og det forventes at Grunnstollen vil være en kilde til forurensning i overskuelig framtid ut i fra dagens situasjon.

Når det sure og metallholdige gruvevannet fra Grunnstollen blandes med rent overflatevann fra Giken og Langvatn fører dette til en økning av pH og utfelling av metaller, avhengig av overflatevannets bufferkapasitet (kapittel 4.2). Bufferkapasiteten til vannet er igjen avhengig av berggrunnen det har vært i kontakt med. Overflatevann preget av snø/bresmelting vil ha en lavere bufferkapasitet, mens vann som har vært i kontakt med karbonatholdig berggrunn vil inneha en betydelig høyere bufferkapasitet. Innenfor nedslagsfeltet for Langvatnet er det kartlagt flere karbonatrike bergarter som bidrar til forhøyet bufferkapasitet i vannet og derigjennom forhøyet pH og redusert løselighet av metaller (kapittel 2.4).

Nøytral til basisk pH og forhøyet bikarbonat-innhold i vassdragene rundt Langvatnet viser at disse er påvirket av den kalkholdige berggrunnen. Månedlige målinger i 2016 i de større elvene som drenerer til Langvatnet viser at gjennomsnittlig pH er nøytral til basisk (Giken, oppstrøms: pH 7,1; Lomi: pH 7,5; Fagerli: pH 7,5). Gjennomsnittlig innhold av bikarbonat (HCO₃⁻) ble målt til henholdsvis 19 mg/l (Giken), 25 mg/l (Lomi) og 31 mg/l (Fagerli).

Undersøkelsene av vannkvaliteten i gruvesystemet viser at også vannet i gruva står i kontakt med kalkholdige bergarter som kalkspat, kalksteinsbreksje og kalkamfibolitt, inne i gruvesystemet (kapittel 4.1.2). Dette bufrer noe av det sure gruvevannet slik at pH øker og noe av jernet felles ut før det slippes ut av Grunnstollen.

Nøytraliseringskapasiteten i berggrunnen innenfor nedslagsfeltet for Langvatn vurderes å være uendelig. Forutsatt at det ikke skjer noe med vanntilførselen i (omlegging av elver etc.), vurderes risiko for at nøytraliseringskapasiteten endres å være marginal. Langvatnet vil derfor fortsatt fungere som et rensebasseng i uoverskuelig fremtid basert på dagens situasjon.

Tidligere estimat av mengden forurenset sediment i Langvatnet er ca. 1300 tonn kobber (kap 4.4). Utførte diffusjonsforsøk indikerer at dersom en fjerner primær kilden til forurensning av Langvatnet (Grunnstollen), kan sedimentene gi en betydelig fluks til Langvatnet i perioden etter at kilden er fjernet og være en sekundær kilde over lang tid.

Konsentrasjonene av kobber ved Hellarmo ligger mellom 4 og 23 µg/l i 2016 (filtrerte prøver). Denne konsentrasjonen ser ut til å reduseres noe nedover vassdraget Øvervatn-Nervatn, på grunn av fortynning. Øvervatn har konsentrasjoner av kobber i intervallet <1-19 µg/l i 2016, og Nervann 0,5-14,7 µg/l. Fortynning er noe lavere enn forventet ut i fra vannvolumet i vannforekomsten på grunn av stratifisering mellom ferskvann (øverste 20 m) og underliggende saltvann av marin opprinnelse samt lite tilførsel fra sideelver.

Biotaundersøkelser i Langvatnet viser lite forekomst av bunndyr, men en fiskebestand som ikke viser tegn til metallpåvirkning, verken i vekst eller vevskonsentrasjon. Ved Langevatnets utløp i Øvervatnet viser undersøkelsene at utslippet fra Langvatnet i Øvervatnet ikke påvirker fordelingen av fisk i målbart omfang.

Observasjoner i biotaundersøkelsen viser god overenstemmelse med målinger og beregninger av biotilgjengelig kobber. DGT-målinger og spesieringsberegninger viser at biotilgjengelig fraksjon av kobber er ca. 50% av kobber i filtrerte prøver målt i utløpet ved Hellarmo.

Beregninger av biotilgjengelig kobber ved hjelp av BLM modeller for både årsgjennomsnitt og års maksimum i 2016 viser at grenseverdi for kronisk eksponering (annual average) ligger rundt 20-50 µg/l, mens den for akutt eksponering av fisk (maximum annual concentration) ligger rundt 65-130 µg/l. Disse verdier er høyere enn årsgjennomsnittskonsentrasjon for 2016 ved Hellarmo (gjennomsnitt av 12 filtrerte prøver: 12,7 µg/l, intervall på 4-23 µg/l). Basert på målingene og BLM modelleringen anbefales en grenseverdi for årlig gjennomsnitt på 20 µg/l kobber i løsning ved utløpet fra Langvatnet ved Hellarmo.

8 Konklusjon

Det er utført omfattende undersøkelser av Langvatnet med sideelver og vassdraget nedstrøms. Vannforekomsten viser betydelig metallbelastning fra tidligere gruvedrift, der Grunnstollen peker seg ut som hovedkilde.

Tiltak på utslipp fra Grunnstollen vil kunne redusere dagens tilførsel til vannforekomsten til et minimum. Historisk forurensning av Langvatnet har imidlertid ført til oppbygging av et betydelig sedimentlag med høyt kobberinnhold. Undersøkelser viser at dette magasinet vil kunne være en sekundær kilde og opprettholde forurensningen av Langvatnet etter at tiltak på Grunnstollen er iverksatt.

Vannkvaliteten i Langvatnet og tilførselselvene fører til en betydelig buffering av sur avrenning og gjør at Langvatnet fungerer som et rensebasseng for metaller. Denne evnen er forankret i naturgrunnlaget i nedslagsfeltet rundt Langvatnet, og anses å være stabil i uoverskuelig fremtid, så lenge dagens hydrologiske forhold opprettholdes.

I og med at biota i vassdraget nedenfor Langvatnet ser ut til å være lite påvirket av dagens metallbelastning, og store usikkerhet er knyttet til effekten som kan oppnås med potensielle tiltak, kan omfattende tiltak ikke anbefales.

Det anbefales imidlertid fortsatt overvåking av utslipp fra Grunnstollen. Hvis belastningen økes vesentlig sammenliknet med dagens situasjon, må behov for tiltak revurderes, med hovedfokus på kjemiske og hydrologiske prosesser i gruen.

9 Referanser

Appello & Postma (2005) *Geochemistry, Groundwater and Pollution*, 2nd ed. A.A. Balkema.

AquateamCowi (2015) Vurdering av grenseverdi for metaller i vannforekomster i Sulitjelma. AquateamCowi rapport nr. 15-001.

Bigham & Nordstrom (2000) Iron and aluminum hydroxysulfates from acid sulfate waters. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 40, pp.351–403.

Biomet (2017) Bio-met Bioavailability Tool, User Guide (version 4.0), www.bio-met.net, 13/03/2017

Cook et.al (1990) The Geology of the Sulitjelma Ore Field , Northern Norway - Some New Interpretations. *Economic Geology*, 85(1988), pp.1720–1737.

Consani (2017) *Minerals, Contaminants, and Microorganisms Interactions in acid mine drainage setting*. University of Genova.

Cowi (2017) Overvåking av gruvepåvirkede vassdrag ved Sulitjelma gruver. Årsrapport 2016.

Cowi (2016a) Prøvetaking Øvervatnet og Nervatnet i Sulitjelma juni 2016 Prosjektnr: A079346

Cowi (2016b) Biologiske undersøkelser i Sulitjelmavassdraget 2014-2015

Cowi (2015)
Undersøkelser i gruvepåvirkede vassdrag ved Røros, Løkken, Sulitjelma og Folldal, 2014. Rapport nr. 03, 2015.

Di Toro DM, Allen HE, Bergman HL, Meyer JS, Paquin PR, Santore RS (2001) Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical basis. *Environ Toxicol Chem* 20:2383–2396.

Diz et al. 1999 Iron precipitation kinetics in synthetic acid mine drainage. *Mine Water and the Environment*, 18(1), pp.1–14.

Eek et al. 2010 Diffusion of PAH and PCB from contaminated sediments with and without mineral capping; measurement and modelling. *Chemosphere* 71 (2008) 1629-1638

Filella et al. (2009) Particle size and mineralogical composition of inorganic colloids in waters draining the adit of an abandoned mine, Goesdorf, Luxembourg. *Applied Geochemistry*, 24(1), pp.52–61. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.11.010>.

Florence et al. (2016) Iron-mineral accretion from acid mine drainage and its application in passive treatment. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 37(11), pp.1428–1440. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84961216212&partnerID=40&md5=aac5faf034f305b2747d98bd60cc0e82>.

Klimpel (2017) Natural neutralization of acid mine drainage: A possible remedial measure for the Follidal and Sulitjelma mines? Master thesis in Geosciences Environmental Geology. Department of Geosciences, Faculty of Mathematics and Natural Sciences. University of Oslo. June 2017

Lee et al. (2002) Removal of trace metals by coprecipitation with Fe, Al and Mn from natural waters contaminated with acid mine drainage in the Ducktown Mining District, Tennessee. *Applied Geochemistry*, 17(5), pp.569–581.

MEND (2009) Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. Report 1.20.1

Miljødirektoratet (2011) Risikovurdering av forurenset sediment. TA2802/2011.

Miljødirektoratet (2016) Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Veileder M608-2016.

Multiconsult (2005) Sulitjelma gruver. Tiltak mot forurensning på 1900-tallet og i 2002-2005. Sluttrapport for 2002-2005. Rapport 102219-1.

Nordstrom & Ball (1986) The Geochemical Behavior of Aluminum in Acidified Surface. *Science*, 232(4746), pp.54–56.

Nordstrom (2011) Hydrogeochemical processes governing the origin, transport and fate of major and trace elements from mine wastes and mineralized rock to surface waters. *Applied Geochemistry*, 26(11), pp.1777–1791. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.06.002>.

NIVA (2009) Oppfølging av forurensningssituasjonen i Sulitjelma gruvefelt, Fauske kommune. Undersøkelser i 2008. Rapport L.nr 5750-2009

NIVA (2011) Utredning av forhold knyttet til gruveavrenning fra Sulitjelma-feltene: tålegrenser for ferskvannsfisk, effekter på marint miljø, samt bruksmønster og holdninger til området hos lokalbefolkning. NIVA rapport L.nr. 6330-2012.

NGI (2014) Sulitjelma gruver. Kartlegging av avgangsmasser, vann og sedimenter. Rapport 20140315-01-R, datert 03.12.14.

NGI (2015a) Sulitjelma. Vurdering av Langvatnet som kilde til forurensning. Rapp. nr. 20140315-02-R, datert 17.06.15.

NGI (2015b) Sulitjelma gruver. Vurdering av mulige tiltaksalternativ. Rapp. nr. 20140315-03-R, datert 17.12.15

NGI (2015c) Resultater fra feltarbeid september 2015. Teknisk notat 20140315-05-TN, datert 05.11.15.

NGI (2017a) Feltnotat: Sedimentfeller og vannprøver i Langvatn 2016-2017. Teknisk notat nr. 20140315-06-TN, datert 20.22.17.

NGI (2017b) Diffusjonsforsøk – sedimenter fra Langvatn. Teknisk notat 20140315-07-TN, datert 17.10.17.

NGI (2018a) Nøytralisering av surt gruvevann – utfelling og sedimenteringsegenskaper. Teknisk notat 20140315-08-TN, datert 26.01.18.

NGI (2018b) Prøvetaking av elver og bekker med avrenning til Langvatnet, 2016 og beregning av tilførsel av metaller. Teknisk notat 20140315-09-TN, datert 11.01.18.

PNEC pro V6 (2016) BLM tool for the calculation of bioavailability of metals. Deltares, Nederland.

Vannportalen (2015) Klassifisering av miljøtilstand i vann: økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013 – revidert 2015.

Verschoor AJ, Vink JPM, de Snoo G, Vijver MG (2011) Spatial and temporal variation of water type-specific no-effect concentrations and risks of Cu, Ni and Zn. *Environ Sci Technol* 45:6049–6056.

Winward (2015) Biotic ligand model windows® interface, research version 3.1.2.37.

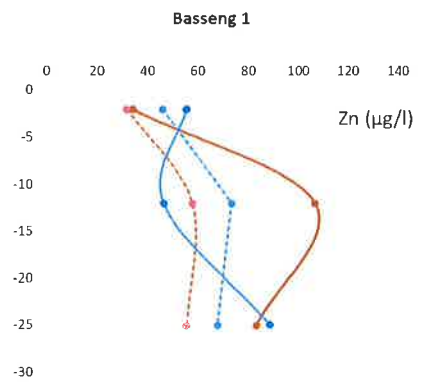
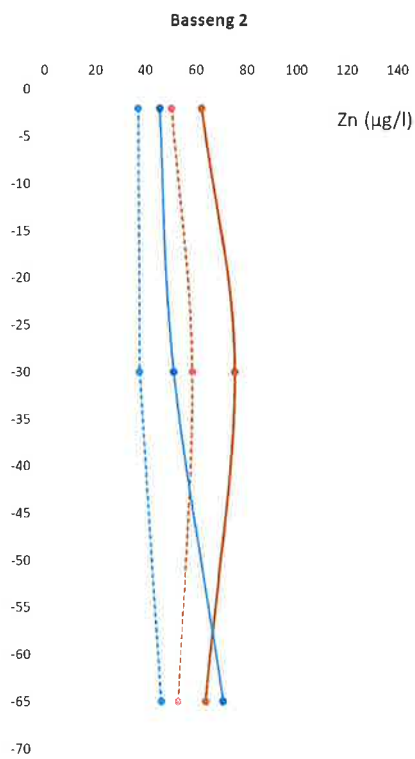
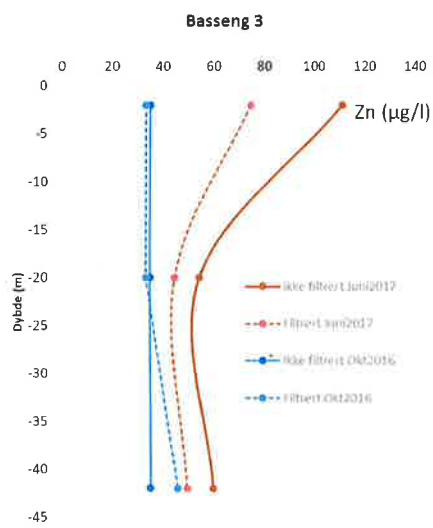
Zänker et al. (2002) The colloid chemistry of acid rock drainage solution from an abandoned Zn-Pb-Ag mine. *Applied Geochemistry*, 17(5), pp.633–648.

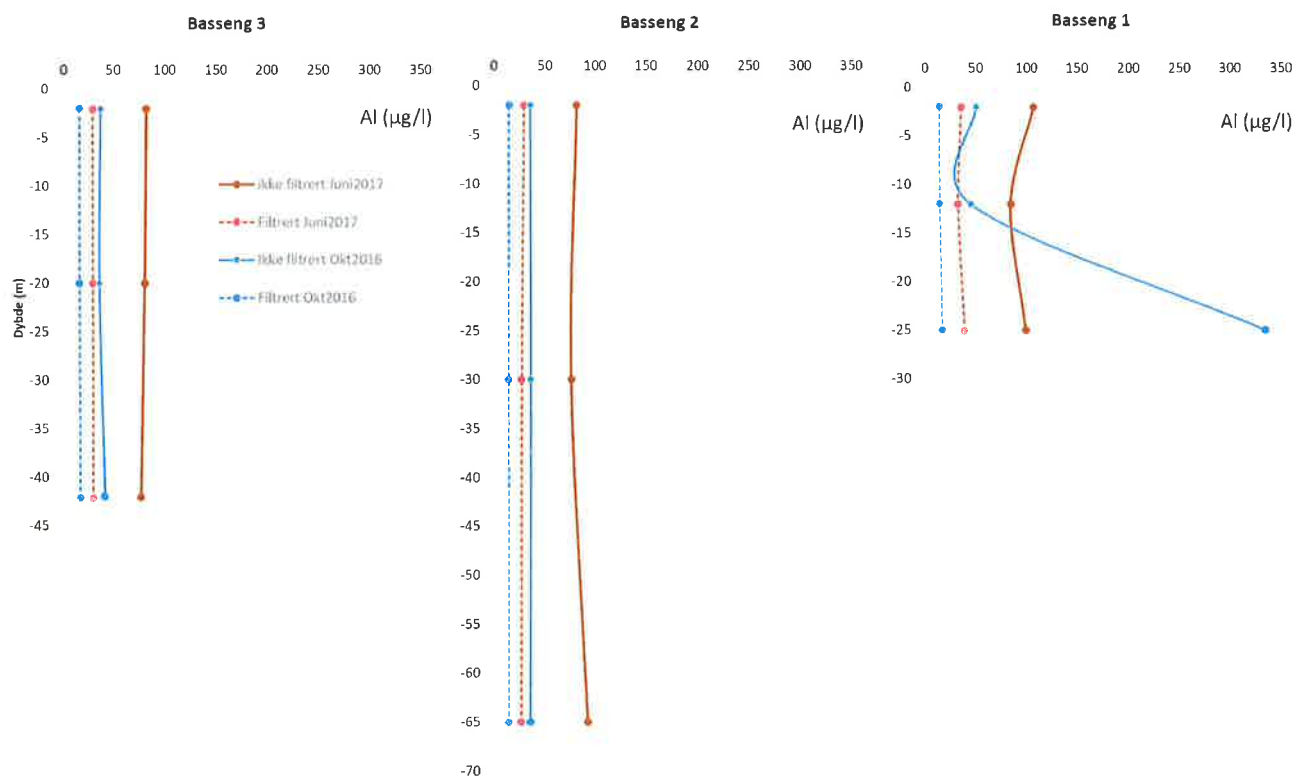


Dokumentnr.: 20140315-04-R
Dato: 2018-02-26
Rev.nr.: 0
Vedlegg A, side: 1

Vedlegg A

KONSENTRASJONSPROFILER FOR AL OG
ZN I LANGVATNET







Kontroll- og referanseside/ Review and reference page

Dokumentinformasjon/Document information		
Dokumenttittel/Document title Forurensningssituasjon og vurdering av behov for tiltak. Sluttrapport.		Dokumentnr./Document no. 20140315-04-R
Dokumenttype/Type of document Rapport / Report	Oppdragsgiver/Client Direktoratet for Mineralforvaltning	Dato/Date 2018-02-26
Rettigheter til dokumentet iht kontrakt/ Proprietary rights to the document according to contract Oppdragsgiver / Client		Rev.nr.&dato/Rev.no.&date 0 /
Distribusjon/Distribution BEGRENSET: Distribueres til oppdragsgiver og er tilgjengelig for NGIs ansatte / LIMITED: Distributed to client and available for NGI employees		
Emneord/Keywords Gruve, kobber		

Stedfesting/Geographical information	
Land, fylke/Country Norge, Nordland	Havområde/Offshore area
Kommune/Municipality Fauske	Feltnavn/Field name
Sted/Location Sulitjelma	Sted/Location
Kartblad/Map 2129 II	Felt, blokknr./Field, Block No.
UTM-koordinater/UTM-coordinates Sone: 33 Øst: 547411 Nord: 7446151	Koordinater/Coordinates Projeksjon, datum: Øst: Nord:

Dokumentkontroll/Document control Kvalitetssikring i henhold til/Quality assurance according to NS-EN ISO9001					
Rev/ Rev.	Revisjonsgrunnlag/Reason for revision	Egenkontroll av/ Self review by:	Sidemanns- kontroll av/ Colleague review by:	Uavhengig kontroll av/ Independent review by:	Tverrfaglig kontroll av/ Inter- disciplinary review by:
0	Originaldokument	2018-02-09 Gudny Okkenhaug	2018-02-12 Gijs Breedveld		

Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release	Dato/Date 26. februar 2018	Prosjektleder/Project Manager Marianne Kvennås
--	--------------------------------------	--

NGI (Norges Geotekniske Institutt) er et internasjonalt ledende senter for forskning og rådgivning innen ingeniørrelaterte geofag. Vi tilbyr ekspertise om jord, berg og snø og deres påvirkning på miljøet, konstruksjoner og anlegg, og hvordan jord og berg kan benyttes som byggegrunn og byggemateriale.

Vi arbeider i følgende markeder: Offshore energi – Bygg, anlegg og samferdsel – Naturfare – Miljøteknologi.

NGI er en privat næringsdrivende stiftelse med kontor og laboratorier i Oslo, avdelingskontor i Trondheim og datterselskaper i Houston, Texas, USA og i Perth, Western Australia.

www.ngi.no

NGI (Norwegian Geotechnical Institute) is a leading international centre for research and consulting within the geosciences. NGI develops optimum solutions for society and offers expertise on the behaviour of soil, rock and snow and their interaction with the natural and built environment.

NGI works within the following sectors: Offshore energy – Building, Construction and Transportation – Natural Hazards – Environmental Engineering.

NGI is a private foundation with office and laboratories in Oslo, a branch office in Trondheim and daughter companies in Houston, Texas, USA and in Perth, Western Australia

www.ngi.no

