Direktoratet for mineralforvaltning
med Bergmesteren for Svalbard

Nærings- og fiskeridepartementet
Postboks 8090 Dep
0032 OSLO

Dato: 10.01.2022
Vår ref: 22/00045-2
Deres ref:

Folldal gruver – oversendelse av helhetlig tiltaksplan og anbefaling

POST- OG BESØKSADRESSE
Ladebekken 50
7066 Trondheim

TELEFON + 47 73 90 46 00
E-POST post@dirmin.no
WEB www.dirmin.no

GIRO 7694.05.05883
SWIFT DNBANOKK
IBAN NO5376940505883
ORG.NR. NO 974 760 282

SVALBARDKONTOR
TELEFON +47 79 02 12 92

Direktoratet for mineralforvaltning med Bergmesteren for Svalbard (DMF) viser til tidligere dialog og oversender vedlagt Helhetlig tiltaksplan for Folldal.

Tiltaksplanen har som formål å oppfylle pålegget fra Miljødirektoratet til Nærings- og fiskeridepartementet om å gjennomføre forurensningsbegrensende tiltak i det tidligere gruveområdet i Folldal sentrum.

DMF har over flere år fått utført en rekke faglige utredninger, gjennomført tiltak, samt testet flere andre tiltak for å oppfylle pålegget om å forbedre miljøtilstanden i Folldal. Det har vært en målsetting å finne frem til tiltak som er robuste og bærekraftige, som ivaretar kulturminnene i Folldal og som gir minst mulig ulemper for lokalsamfunnet i Folldal.

Helhetlig tiltaksplan for Folldal gruver
I 2021 engasjerte DMF en prosjektleder for utarbeidelse av Helhetlig tiltaksplan for Folldal gruver. Prosjektleder har utarbeidet tiltaksplanen i samarbeid med en ekstern ekspertgruppe. Helhetlig tiltaksplan for Folldal gruver bygger på tidligere utredninger og utførte tiltak, samt erfaringene fra tilsvarende miljøtiltak som DMF har gjennomført på Løkken. Tiltakene er vurdert og tilpasset de lokale, naturgitte forholdene i Folldal.

Den helhetlige tiltaksplanen konkluderer med at det er behov for å iverksette en kombinasjon av flere ulike tiltak, som alle er nødvendige for å oppfylle pålegget fra Miljødirektoratet. Ekspertgruppen konkluderer videre med at det ikke er mulig å nå miljømålene uten at det etableres et renseanlegg med tilhørende fordrøyningsbasseng og slamdeponi. Det er et vesentlig poeng å begrense avrenningen av forurenset vann og å redusere vannmengden som må behandles i renseanlegget, slik at mengden slam som må deponeres begrenses og arealer som båndlegges reduseres.

Anbefalte tiltak er inndelt i tre hovedkategorier:

1. Grøftesystemet og survannsnettet må utbedres slik at en minimerer mengden rent vann som tilføres gruveområdet.
2. Gruvemassene sikres mot avrenning ved at de dekkes til med et tett sjikt som beskytter mot inntrengning av vann/nedbør der dette lar seg gjøre.
3. Det etableres et renseanlegg for å få behandlet det forurensede vannet før det går ut i Folla. Det er foreslått et aktivt renseanlegg hvor det tilsettes kalk slik at

vannet kan nøytraliseres og metallene felles ut. Dette krever også et deponi for slammet med kalk og metaller som dannes.

Ekspertgruppen har gjort en grundig vurdering av type renseanlegg, med særlig vekt på muligheten for naturbaserte renseanlegg, og har konkludert med at det er behov for et aktivt renseanlegg med tilsats av et nøytraliserende stoff tilsvarende som på Løkken. Rapporten bekrefter tidligere utredninger og vurderinger som viser at et naturbasert anlegg ikke vil ha tilstrekkelig renseeffekt i Folldal, i tillegg til at det vil være mer arealkrevende.

Kostnadene for foreslåtte tiltak er grovt estimert til 220 millioner kroner, og det ligger ved en fremdriftsplan for gjennomføring i perioden 2022-2025.

DMFs anbefaling
DMF har vurdert rapporten og stiller seg bak anbefalingene fra ekspertgruppen.

Det er behov for prosjektering av alle foreslåtte tiltak før tiltaksgjennomføring. Prosjektering av tiltak i en fase kan i noen grad gjennomføres parallelt med gjennomføring av tiltak i fasen forut. Tiltaksplanen forutsetter at gjennomføring av trinn 3, som omfatter bygging av renseanlegget, ikke starter før etter gjennomføring av trinn 1 og 2. Det er viktig at effekten av de to første tiltakene er så godt kjent som mulig før prosjektering av renseanlegget med tilhørende oppsamlingsbasseng og slamdeponi, slik at riktige forutsetninger kan legges til grunn for dimensjonering av anlegget. Dette vil kunne påvirke både foreslått fremdrift og budsjettestimat. DMF bemerker at fremdriftsplanen ikke tar høyde for nødvendige tillatelser, eventuell arealavklaring eller grunnavståelse samt finansiering, som erfaringsvis vil kunne medføre forsinkelser til foreslåtte fremdriftsplan.

DMF vil komme tilbake med et budsjettinnspill for finansiering i form av en rammebevilgning, etter en mer konkret vurdering av foreliggende budsjettestimat. Prosjektering og gjennomføring av trinn 1 bør igangsettes i 2022 innenfor bevilgede midler over post 30, samt gjenstående midler fra Miljøsikringsfondet Folldal Verk.

DMF anbefaler at arbeidet med gjennomføring av Helhetlig tiltaksplan for Folldal gjennomføres i henhold til de faglige anbefalingene, med oppstart av trinn 1 så snart som mulig og allerede i løpet av 2022. Det vil være viktig med god dialog og involvering av Folldal kommune i prosjekterings- og gjennomføringsfasen av helhetlig tiltaksplan.

Vennlig hilsen

Randi Skirstad Grini
direktør

Hilde Marie Lingstad
seksjonssjef

Dokumentet er elektronisk signert og har derfor ikke håndskrevne signaturer.
Saksbehandler: Hilde Marie Lingstad

Helhetlig tiltaksplan for Folldal gruver

Folldal gruver. Foto: Stiftelsen Folldal gruver, https://folldalgruver.no

Innholdsfortegnelse

1 Oppsummering 3

2 Innledning 5

3 Pålegget og NFDs oppdrag til DMF 8

4 Bakgrunn og historikk 9

5 Beskrivelse av nå-situasjonen 11

5.1 Forurensningssituasjonen i gruveområdet 11

5.2 Forurensningssituasjonen i Folla 13

5.3 Diffus spredning av forurensning via grunnvannet 14

6 Beskrivelse av mulige tiltak 15

6.1 Tiltak som er vurdert 15

6.2 Nullalternativet 21

7 Forslag til prioriterte tiltak og løsning 23

7.1 Foreslått løsning 23

7.2 Beskrivelse av trinnene i løsningen 24

8 Forslag til gjennomføringsplan og kostnad 26

Vedlegg A: Geokjemisk bakgrunn for forurensningen ved Folldal verk (fra NGI-rapport 20140321-01-R)

Vedlegg B: Faktaark tiltaksløsninger

Vedlegg C: Forslag til metode for aktiv rensing (fra SRK Consulting)

Vedlegg D: Miljøovervåking av Folla

Vedlegg E: Diffus avrenning via grunnvannet til Folla

1 Oppsummering

Nærings- og fiskeridepartementet (NFD) delegerte ved fullmakt av 27. januar 2006 ansvaret for gjennomføring av pålegg om miljøreduserende tiltak ved Folldal verk til Direktoratet for mineralforvaltning (DMF).

I 2021 engasjerte DMF en egen prosjektleder for utarbeidelse av helhetlig tiltaksplan for Folldal gruver. Prosjektleder har sammen med en ekspertgruppe utarbeidet den foreliggende helhetlige tiltaksplanen for Folldal gruver.

Tidligere gruvedrift i Folldal har medført forurensning av overflatevann i Folldal og elva Folla, og forurensningen foregår fortsatt. Massene som finnes i gruven samt gråberg og gruvemasser fra utvinningen som er deponert i området inneholder mye sulfider som reagerer ved kontakt med luft og vann. Det produseres da svovelsyre som løser ut de fleste av metallene i massene. Dette fører til avrenning fra massene med lav pH (surt vann) og stort metallinnhold som forurenser overflatevannet og elva Folla.

Den foreslåtte løsningen er fremkommet gjennom at ekspertgruppen har gjennomgått erfaringer fra utførte tiltak mot sur avrenning, med spesielt fokus på tiltak med lignende utfordringer som i Folldal. Basert på utførte studier og allerede utførte tiltak og pilotforsøk konkluderer ekspertgruppen med at det kreves flere tiltak for å oppnå (miljø-)målene som er gitt i pålegget fra Miljødirektoratet, men at man ikke kommer utenom at det også trengs et aktivt renseanlegg.

Ekspertgruppen mener det kreves tre tiltak (trinn 1 til 3) som alle må utføres for å oppfylle pålegget. Det foreslås følgende tiltak for å redusere forurensningen i Folldal:

Trinn 1: Forbedring av grøftesystemet og survannsnettet
Det eksisterende grøftesystemet og survannsnettet utbedres.
Grøftesystemet gjennomgås og utbedres slik at en minimerer mengden rent vann som tilføres gruveområdet. Det vil redusere mengden surt vann som dannes og som må behandles. I tillegg etableres system for oppsamling av takvann og fra faste flater som i dag til dels tilføres survannsnettet. Tiltaket vil også bidra til å redusere kostnaden for vannrenseløsningen (trinn 3) ved at vannmengden som må renses reduseres.

Trinn 2: Sikre gruvemassene mot avrenning
Den mest miljøvennlige og bærekraftige løsningen er å sikre gruvemassene (kilden) mot dannelse av sur avrenning. Det kan gjøres ved at de sikres slik at de ikke blir utsatt for vann og oksygen. Trinn 2 består i at en sikrer områder mot avrenning som er egnet for en slik løsning. Dette tiltaket vil også bidra til å redusere mengden slam og metaller som må deponeres som følge av renseløsningen (Trinn 3)

- Innen gruveområdet er det flere større horisontale flater, spesielt i det midtre området. Disse dekkes til med et tett sjikt som beskytter mot inntrengning av vann/nedbør.
- Lengst i nord og i sør i gruveområdet finnes noen areal med syredanningspotensiale som kan egne seg for en tildekking som reduserer inntrengningen av vann og oksygen.

Trinn 3: Vannrenseløsning
Etablere et renseanlegg for surt vann på området sør for St2 (nedenfor Fylkesvei 29). Det har vært innhentet en vurdering fra en ekstern konsulent med lang erfaring med etablering av renseanlegg for surt vann. Konsulenten har foreslått at det etableres et aktivt renseanlegg hvor det sure vannet nøytraliseres og metallene felles ut med kalk, men det finnes også andre løsninger. For å redusere kalkmengden foreslår konsulenten et system med resirkulering av slam som kalles HDS (High Density Sludge). Resirkuleringen har flere fordeler, bl.a. gir det et tettere og lettere håndterbart slam. Slammet foreslås avvannet slik at det blir en fast filterkake som kan deponeres lokalt i Folldal. Det understrekes

at en slik aktivt renseanlegg ikke er en fullt bærekraftig og miljøvennlig løsning fordi den genererer et avfallsprodukt; metallholdig slam som må deponeres. Videre kreves et fordrøyningsbasseng i forkant av selve renseanlegget som kan lagre surt vann ved store tilførsler og sørge for en jevn tilførsel av vann til renseanlegget. En vannrenseløsning er også arealkrevende, det gjelder spesielt fordrøynings-bassenget og slamdeponiet.

Tiltakene er foreslått utført i perioden 2022 til 2025. Trinn 1 og 2 er vesentlige og må utføres først for å redusere vannmengden som må behandles i renseanlegget samt slammengden som må deponeres mest mulig. Redusert vannmengde og slammengde gir også redusert miljøbelastning for lokalsamfunnet samt reduserte kostnader for vannrenseanlegget.

2 Innledning

Folldal verk ligger i Folldal kommune i Hedmark. Her var det gruvedrift i perioden 1748-1968 med uttak av kis som inneholdt kobber, sink og svovel. Frem til avviklingen i 1968 var det i alt 6 gruver etablert under Folldal verk.

Kart som viser beliggenheten av Folldal Verk (hovedgruva) samt andre gruver som ble etablert under Folldal verk. Fra boken «Bergverk i Norge – Kulturminner og Historie», Fagbokforlaget, 2016.

Deponerte avgangsmasser (nedmalt stein fra separasjonsprosesser) og gråberg (sprengt stein/vrak-stein) fra gruvedriften finnes i hele sentrum av Folldal, fra det øverste området som ligger nord for gruven ned til bredden av elva Folla. Innsamlet informasjon indikerer at disse massene ble deponert på ulike tider, ulike måter, ulike dybder og kom fra ulike prosesser. Massene er derfor veldig heterogene (ulike) i sammensetning. Videre i tiltaksplanen vil begrepet «gruvemasser» bli brukt som et samlebegrep når både avgangsmasser og gråberg omtales samtidig.

Gruvedriften har medført forurensning av overflatevann i Folldal og elva Folla, og forurensningen foregår fortsatt. Det som skjer er at den sulfidrike massen i gruven, gråberg og avgangsmasser som er deponert i området reagerer ved kontakt med luft og vann. Det produseres da svovelsyre som løser ut de fleste av metallene (kobber, sink, kadmium og jern) i massene. Dette fører til sur avrenning fra massene, med lav pH og stort metallinnhold, som forurenser overflatevannet og elva Folla. Denne prosessen kalles sur gruveavrenning (Acid Mine Drainage (AMD) på engelsk).

Siden 1981 utføres det miljøovervåking av avrenningen og vannkvaliteten i Folla. For informasjon om vannkvalitet og fiskebestand i Folla finnes det undersøkelser helt tilbake til 1966.

Flyfoto som viser områder med registrerte syredannende gruvemasser i Folldal og stasjon for vannprøvetaking, St2. (Kilde: Asplan Viak, 2020).

SFT ga i 2003 pålegg til Nærings- og Handelsdepartementet om å gjennomføre forurensnings-begrensende tiltak i det gamle gruveområdet i Folldal sentrum, pålegget er nærmere beskrevet i neste kapittel.

Siden pålegget kom i 2003 er det utført mange tiltak og undersøkelser for å oppfylle pålegget og finne bærekraftige og miljøvennlige løsninger i Folldal. Blant tiltakene som er vurdert inngår bl.a. rensing av vann før det går ut i Folla, tildekking av forurensede masser eller å deponere disse under vann i gruva, samt kjemiske renseanlegg eller naturlig nøytralisering/utfelling for å rense vannet. Dette arbeidet har tatt tid og det henger også sammen med at det var lite erfaring i Norge med forurensningsreduserende

tiltak mot sur gruveavrenning når prosjektet startet. En kompliserende faktor er at tiltaket innebærer et inngrep i et eksisterende samfunn, da Folldal er lokalisert midt i tiltaksområdet.

Det har også vært behov for å innhente erfaringer fra andre lignende prosjekter som for eksempel tiltakene utført ved Løkken gruve hvor det er etablert et aktivt renseanlegg med kalk som tilsetting for å oppnå nøytralisering og felling av metallene.

Landskapet er preget av den historiske virksomheten og fredningsarbeid er igangsatt av Riksantikvaren for å bevare kulturlandskapet ved Folldal gruver.

3 Pålegget og NFDs oppdrag til DMF

I 2003 ga daværende SFT (nå Miljødirektoratet) pålegg til Nærings- og Handelsdepartementet (nå Nærings- og fiskeridepartementet) om å gjennomføre forurensningsbegrensende tiltak i det gamle gruveområdet i Folldal sentrum.

Pålegget satte som mål å redusere avrenningen fra gruveområdet med 60-90% og at kobberkonsentrasjonen i Folla skulle reduseres til 10-15 µg/l slik at fisk kunne etablere seg på elvestrekningen nedstrøms Folldal.

Departementet delegerte ansvaret for utførelsen av tiltaket til Direktoratet for mineralforvaltning (DMF). Siden 2003 har DMF vurdert, prøvd ut og utført forskjellige tiltak, men ingen av aktivitetene har medført en tilstrekkelig forbedring av miljøtilstanden og dermed oppfylt kravene fra Miljødirektoratet.

I 2021 engasjerte DMF en egen prosjektleder for utarbeidelse av helhetlig tiltaksplan for Folldal gruver. Prosjektleder har sammen med en gruppe fageksperter utarbeidet den foreliggende helhetlige tiltaksplanen for Folldal gruver.

Fagekspertene har bestått av en ekspertgruppe sammen med innhentet konsulentbistand fra utlandet. Det har vært lagt stor vekt på faglig erfaring og kunnskap og de som har medvirket er ledende eksperter innen forurensningsreduserende tiltak mot sur gruveavrenning.

Ekspertgruppen har satt seg grundig inn i problemstillingen, gjennomgått tidligere rapporter og utførte tiltak, hatt flere workshops inkludert en 3-dagers workshop med befaringer i Folldal.

Ekspertgruppen har bestått av:

Prosjektleder: Jens Laugesen, Direktoratet for mineralforvaltning
Prosjektsekretær: Rita Øyen, Direktoratet for mineralforvaltning
Ekspertgruppe: Gudny Okkenhaug, NGI
Lena Evensen, Norconsult
Pär Elander, Elander Miljöteknik, Sverige
Gijs Breedveld, NGI

Et stort takk også til: Rolf Arne Kleiv (NTNU), Marlie Kluskens Liane (Norconsult), Marianne Kvennås (NGI), Carl Williams (SRK Consulting, UK), Folldal kommune, Stiftelsen Folldal Gruver, Riksantikvaren og Kjell Arne Streitlien.

Det påpekes for ordens skyld at denne helhetlige tiltaksplanen beskriver de foreslåtte tiltakene overordnet. Når tiltakene er vedtatt og besluttet må det utføres en detaljprosjektering før tiltakene kan iverksettes.

4 Bakgrunn og historikk

Gruveaktiviteten i Folldal og omegn strekker seg over nesten 250 år fra det ble oppdaget malm i 1748 til gruvedriften ble avviklet i 1993.

De viktigst milepælene i gruvedriften i Folldal og omegn er:

1748: Fredrik Gaves Kobberverk fra Gudbrandsdalen blir tilkjent kongelig privilegium til å utvinne kobber i Folldal i 1748, etter at bonden Ole Husum oppdager malm under en tur i skogen i 1745.

1878: Den første driftsperioden varte fram til dette året, da markedsforhold og transportmessige utfordringer bidrog til nedlegging.

1904-06: Selskapet The Foldal Copper & Sulphur Co. Ltd. ble stiftet, med engelsk kapital og med Worm Lund som direktør. Det ble bygget kraftstasjon og kraftlinjer, taubaner, verksteder og produksjonslokaler, men også boligbrakker, fellesvaskerier, bakeri, dampbad m.m.

Gruvearbeidere utenfor stoll 2 i Folldal, ca. 1915. Kilde: https://digitaltmuseum.org/

1938: The Foldal Copper & Sulphur Co. Ltd. går konkurs. Sosialdepartementet går inn og forestår virksomheten.

1941: Aktiviteten opphører i hovedgruva, da den er tom for drivverdige forekomster. Anrikningen fortsatte med malm hentet fra satellittgruvene i området: Nygruva, Geitryggen og Grimsdalsgruva som alle var forbundet med Folldal via taubanesystemet (satellittgruvene er vist på kartet i innledningen). De ferdige produktene ble fraktet med taubane til Alvdal stasjon, for videre transport med jernbanen.

Taubane Nordre gruve i Folldal. Årstall ikke oppgitt. Kilde: https://digitaltmuseum.org/

1970: Aktiviteten opphører også i satellittgruvene i Folldal og gruvevirksomheten flyttes til Tverrfjellet på Hjerkinn, hvor virksomheten starter opp i 1968. Tverrfjellet ble et meget stort og moderne anlegg.

1993: Gruvedrifta på Tverrfjellet ved Hjerkinn ble avviklet, da de tilgjengelige ressursene var utnyttet. Det var med andre ord det siste året gruvemasser ble fraktet til Folldal for opparbeiding og deponering. Gjenværende gruvemasser på Tverrfjellet, inkludert de som ble flyttet dit fra Folldal ble deponert under vann og medfører pr. i dag ingen forurensning av Folla.

5 Beskrivelse av nå-situasjonen

Grunnen til den nåværende forurensningen av overflatevann i Folldal og elva Folla er at det har foregått og foregår oksidasjon av sulfidrik bergmasse inne i gruven samt av gråberg og avgangsmasser som er deponert i området som følge av gruvedrift. Oksidasjonen fra den sulfidrike bergmassen fører til utlekking av en rekke metaller, hvor de viktigste er kobber, sink, kadmium og jern.

For mer informasjon om den geokjemiske bakgrunnen til forurensningen i Folldal vises til Vedlegg A.

Det skilles mellom følgende kilder til forurensningen og spredning av forurensningen:

- Gruven og sigevann som renner ut fra gruven (kapittel 5.1)
- Gruvemasser fra gruvevirksomhet (kapittel 5.1)
- Sedimenter i Folla som har mottatt avrenningen over lang tid (kapittel 5.2)
- Diffus spredning via grunnvannet (kapittel 5.3)

5.1 Forurensningssituasjonen i gruveområdet

Gruven

Beregninger av nedbørfelt og vannmengder indikerer at forurenset vann fra gruven antageligvis oppstår på grunn av infiltrasjon fra gruveområdet. Det tyder på at det finnes en begrenset mengde reaktive masser i selve gruven. På grunn av et relativt lite overflateareal i gruvegangene sammenlignet med gruvemassene utenfor gruven er oksidasjonen og dermed potensialet for sur avrenning vurdert å være begrenset. Vurderingen av gruvens bidrag til forurensningen er imidlertid beheftet med betydelig usikkerhet fordi en ikke er kjent i detalj med de kjemiske prosesser som foregår i gruven.

Gruvemassene

Gruvemasser fra gruvedriften finnes i hele sentrum av Folldal fra det øverste området som ligger nord for gruven ned til bredden av elva Folla. Gruvemassene vurderes å være hovedkilden til det forurensede sure vannet og forurensningen i Folla. Det finnes minst fem ulike massetyper:

- bergvelter, svovel-, og metallholdig avfallsstein, håndskeidegods;
- smeltehytteslagg:
- vaskerigods;
- flotasjonsavgang;
- finmasser i slambasseng;

Det er tidligere tatt prøver av gruvemassene og det er så langt konkludert med at alle type masser produserer og vil fortsette å produsere syre fordi de inneholder vesentlige mengder svovel og er i kontakt med luft og vann. Dette vil føre til utlekking av metaller i overskuelig fremtid fra flere områder der disse massene forekommer, se kart på følgende side.

Kart som viser syredanningspotensiale i gruvemassene i Folldal. Høyt syredanningspotensiale betyr stor mulighet for frigjøring av metaller. Hvite striper viser soner med få prøver. (*Kilde: NGI-rapport 20140321-01-R, 2014).*

Mektigheten av gruvemassene er vurdert på bakgrunn av graving og visuelle observasjoner. Det er påvist mektigheter på over 1 meter, spesielt i det midtre området, se kart på følgende side.

Kart som viser antatt mektighet av gruvemasser ved Folldal verk basert på graving og visuelle observasjoner. (Kilde: NGI-rapport 20140321-01-R, 2014).

5.2 Forurensningssituasjonen i Folla

Både vannkjemien og den økologiske tilstanden i Folla er sterkt påvirket av avrenning fra gruvemassene, som ledes ut i Folla via Skarbekken. Det påvises stedvis giftige konsentrasjoner av kobber, sink og aluminium helt frem til etter innløpet av elva Grimsa. På bakgrunn av resultater fra undersøkelser utført med elfiske[1] er den økologiske tilstanden i Folla vurdert til å være svært dårlig.

Sedimentene i Folla har mottatt avrenningen fra gruvemassene med store mengder metaller over lang tid. Sedimentprøver som er tatt rett nedstrøms utslippet av surt metallholdig vann i Folla viser klart forhøyede konsentrasjoner av kobber og sink. I henhold til Miljødirektoratets klassifisering er det klasse 5 for kobber (svært dårlig) og klasse 3 for sink (moderat), (Miljødirektoratet, 2016.

[1] Elfiske er fiske med elektrisk fangstapparat, som med pulserende likestrøm bedøver fisken uten å skade den.

Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020, rapport M-608 | 2016). Undersøkelser viser at når metallene kommer ut i Folla så felles de ut forholdsvis raskt og ender opp bundet til sedimentene. Det er med andre ord høye konsentrasjoner av metaller i sedimentene i Folla, men de vurderes ikke til å representere en kilde til spredning og forurensning av elvevannet. Sedimentene prioriteres derfor ikke for tiltak.

Hovedproblemet er det sure og metallholdige vannet fra gruvemassene og gruva som går via Skarbekken ut i Folla. På bakgrunn av analyser av dette sure vannet er det utført estimater av hvor mye metaller og sulfat som hvert år renner ut i Folla. Analysene er utført ved stasjon St2 (nedenfor Fylkesvei 29) rett før det sure vannet går ut i Folla. Beliggenheten av St2 er vist på flyfoto på side 6.

Stoff	**Kobber (tonn/år)**	**Sink (tonn/år)**	**Jern (tonn/år)**	**Sulfat (tonn/å)r**
Stasjon St2 (F1)	8,9	6,2	130	578

Tabell som viser midlere tilførsel av metaller og sulfat til Folla via stasjon St2 (F1) i perioden 2016-2019 (tonn/år). Kilde: NGI, 2020. Beregning av tilførsel av forurensning fra gruvesystemet med avgangsmasser. NGI-notat 20190097-01-TN.

Det er helt siden 1960-tallet utført analyser av vannprøver og biota fra Folla. Analysene viser at elven er påvirket av avrenning fra gruvemassene. Avrenningen påvirker både den kjemiske og økologiske tilstanden i elven. For flere detaljer rundt tilstanden i Folla henvises det til Vedlegg D.

5.3 Diffus spredning av forurensning via grunnvannet

Det er begrenset med kunnskap om diffus spredning av forurensning (metaller) via grunnvannet til Folla. Det finnes to brønner i gruvemassene som viser lav pH (2,2 og 2,7) og høye konsentrasjoner av metaller i grunnvannet. Lenger ned på elvesletta mot Folla er det også etablert brønner, her er grunnvannet fortsatt påvirket av sur avrenning, men pH er høyere (4,2-6,3) og metallkonsentrasjonene er betydelig lavere enn i gruvemassene. Undersøkelsene av grunnvannet viser også at konsentrasjonene av forurensning avtar med dypet og pH verdiene øker mot dypet. Dette indikerer at det er hovedsakelig i den øverste delen av grunnvannet som spredning av forurensning foregår.
Kunnskapen om den diffuse spredningen av metaller til Folla via grunnvannet er begrenset, og det er usikkerheter knyttet til forurensningsbidraget fra grunnvannet som tilføres Folla. Det vurderes imidlertid at mengden forurensning som spres til Folla via grunnvannet er betydelig mindre enn forurensningen som kommer via sigevannet fra gruva, gruvemassene og survannsnettet. For flere detaljer rundt diffus spredning av forurensning via grunnvannet henvises det til Vedlegg E.

6 Beskrivelse av mulige tiltak

Det har vært gjort en omfattende gjennomgang av mulige tiltak mot den sure avrenningen og forurensningen i Folla. I dette kapitlet er alle mulige tiltak som har vært identifisert beskrevet og det er gitt en vurdering om de er egnet for å nå målsetningen definert i pålegget fra Miljødirektoratet. For de mest aktuelle tiltakene er det utarbeidet egne faktaark i tillegg (Vedlegg B) med mer detaljert beskrivelse av tiltaket.

6.1 Tiltak som er vurdert

Tiltakene er delt inn i følgende temagrupper:

- Overvannshåndtering og grunnvannsbarriere
- Sikring mot avrenning
- Vannrensing og nøytralisering/fortynning
- Andre tiltak

Hver av disse temagrupper er presentert i tabellene som følger.

Overvannshåndtering og grunnvannsbarriere

Overvannshåndtering går ut på å forbedre det eksisterende drenssystemet og de avskjærende grøftene. Grunnvannsbarriere går ut på å redusere strømningen av (forurenset) grunnvann gjennom gruvemassene.

Navn	Beskrivelse	Egnet-het (Ja/Nei)	Fakta-ark (Ja/Nei)
Overvanns-håndtering	Metoden går ut på å forbedre det eksisterende drenssystemet og de avskjærende grøftene. Hensikten er å samle opp en så stor andel av det forurensede vannet som mulig og redusere innblanding med rent overvann. Ved å ha minst mulig surt vann vil bl.a. kostnadene for et renseanlegg kunne minimeres. Det kan utføres følgende tiltak: • Etablere avskjærende grøfter oppstrøms arealer med gruvemasser • Omlegging av bekkeløpet som nå går gjennom gruvemassene nord for Folldal Verk • Utbedring av survannsnettet for å sikre at det samler opp en så stor andel av den sure avrenningen som mulig • Reduserer mengden rent overvann til survannsnettet Tiltaket reduserer ikke forurensningsbidraget til Folla, men vil samle og oppkonsentrere hovedandelen av det forurensede vannet til et samlet punkt. Tiltaket må kombineres med andre tiltak, som for eksempel renseanlegg, for å ha en effekt. *Referanser: Se faktaarket*	Ja	Ja
Grunnvanns-barriere oppstrøms	Metoden går ut på å etablere spunt/vertikal tetting ned til fjell i områder oppstrøms gruvemassene. En grunnvannsbarriere oppstrøms gruvemassene vil redusere strømningen av grunnvann gjennom gruvemassene. Dette vil redusere mengden grunnvann som strømmer fra de forurensede massene og ut i Folla, noe som igjen vil redusere de årlige mengdene metaller som tilføres Folla via grunnvannet. Effekten av en grunnvannsbarriere oppstrøms for gruvemassene er ansett å ha lav virkningsgrad. Barrieren vil kun redusere grunnvannsstrømningen gjennom gruvemassene, men ikke hindre nedbør i å infiltrere massene. En barriere oppstrøms vil ikke redusere mengden forurensning fra gruvene eller survannsnettet (overvannsnett som samler opp sur avrenning fra gruvemassene) som er antatt å være hovedbidragsyter til forurensningsmengdene som i dag tilføres Folla. Da effekten av en oppstrøms grunnvannsbarriere er vurdert til å være lav er ikke tiltaket vurdert ytterligere. *Referanser: Intern vurdering av ekspertgruppen*	Nei	Nei
Grunnvanns-barriere nedstrøms	Metoden går ut på å redusere diffus avrenning fra grunnen til Folla. En grunnvanns-rensebarriere på elvesletta nedstrøms Folldal sentrum vil kunne rense grunnvannsstrømmen og redusere innholdet av metaller før grunnvannet strømmer ut i Folla. Grunnvannsbarrieren reduserer kun mengden forurensning fra grunnvannsspredning, den vil ikke redusere mengden forurensning fra gruvene eller survannsnettet som er antatt å være hovedbidragsyter til forurensningsmengdene som i dag tilføres Folla. Tiltaket må dermed kombineres med andre tiltak for å kunne oppnå tilstrekkelig tiltakseffekt. En rensebarriere vil ha som hensikt å fjerne metaller fra grunnvannet. Dette kan gjøres ved for eksempel en kalkholdig barriere som øker pH i grunnvannet og dermed medfører utfelling av både metaller, jern og sulfat. I tillegg til utfelling vil metallkonsentrasjonene i grunnvannet reduseres pga. sorpsjon og ionebytting med materialene i barrieren.	Nei	Nei

	Virkningsgraden av en rensebarriere nedstrøms er trolig lav. Andelen kobber og andre metaller som spres via grunnvannet er usikker, men ansett som vesentlig lavere enn andelen metaller som tilføres Folla via vannstrømmen fra gruva og survannsnettet. Barrierens effekt er avhengig av tilstrekkelig permeabilitet slik at grunnvannet strømmer gjennom barrieren og ikke rundt/over. Utfellinger av blant annet jern, sulfat og metaller vil raskt kunne tette barrieren og dermed redusere effekten. Utfellinger og gjentetting av barrieren vil kreve kontinuerlig vedlikehold. Da effekten av en rensebarriere nedstrøms gruvemassene er vurdert til å være lav er ikke tiltaket vurdert ytterligere. *Referanser: Rodés, S. P., 2014. Hydrogeological characteristics and numerical modeling of groundwater flow and contaminant transport in the Folldal mining site. MSc oppgave UiO. + intern vurdering av ekspertgruppen.* *NGI, 2015. Vurdering av mulige tiltak mot avrenning fra tidligere gruvevirksomhet. NGI rapport 20140321-04-R. + intern vurdering av ekspertgruppen.*		

Sikring mot avrenning

Sikring mot avrenning går ut på å dekke til hele eller deler av gruvemassene som ligger i dagen i Folldal. Hensikten er å sørge for å stoppe tilgang til vann og oksygen slik at reaksjonen som danner det sure vannet stoppes.

Navn	**Beskrivelse**	**Egnet-het (Ja/Nei)**	**Fakta-ark (Ja/Nei)**
Tildekking med kapillær barriere effekt (Cover with Capillary Barrier Effects, CCBE)	Metoden går ut på å tildekke hele eller deler av gruvemassene som ligger i dagen i Folldal. Hensikten er å sørge for å stoppe tilgang til vann og oksygen slik at reaksjonen som danner det sure vannet stoppes. Tildekkingen baserer seg på bruk av materialer som gir en kapillær barriere effekt (CCBE). Prinsippet går ut på at et fungerende CCBE tildekkingssjikt (retensjonslag) vil hindre inntrenging av oksygen i gruvemassene og således føre til en varig stopp i sulfidoksidasjonen og syredannelse. Det kan ta lang tid å oppnå full effekt av tildekkingen pga. interne oksidasjonsprosesser og syredannelse i gruvemassene (sulfidoksi-dasjon ved hjelp av Fe(III)). For å unngå at vann samler seg i groper og forsenkninger kreves en vesentlig arrondering av og inngripen i gruvemassene for å sikre en fungerende tildekking. Mektigheten av CCBE-tildekkingen vil utgjøre over 1,5 meter. Det er liten tilgang til egnede preoksiderte masser for tildekkingen noe som tilsier transport av rene masser utenfra. Det er knyttet usikkerhet til hvor lang tid det vil ta før man ser effekt av CCBE tildekkingen, samt effekten i områder med større helning. *Referanser: Se faktaarket*	Ja	Ja
Tildekking med impermeable masser (morene, bentonitt-innblandet morene, membraner)	Metoden går ut på å tildekke hele eller deler av gruvemassene som ligger i dagen i Folldal. Gruvemasser dekkes til med impermeabelt materiale som hindrer infiltrering av vann ned i massene. Tetningslaget må ha en tilfredsstillende lav permeabilitet. Tetningslaget kan bestå av naturlig morene (komprimert) med tilfreds-stillende høyt leirinnhold. Tetteegenskapene kan optimaliseres ved innblanding av bentonitt. Bentonitt er en leire av vulkansk opprinnelse som i kontakt med vann vil svelle og fylle porene i morenen effektivt. Alternativt kan tetningslaget bestå av bentonittmembran, eventuelt i	Ja	Ja

	kombinasjon med kunststoffmembran (HDPE). Folldal ligger over marin grense, og det vil derfor ikke foreligge tilgjengelig marin leire. Marin leire vil ellers i mange tilfeller være et egnet og rimelig tetningslag. I tilfelle et helt tett sjikt skal etableres, så kan det for eksempel bestå av tett asfalt eller tett geomembran på en geotextil med drensmatte over og et gruslag på toppen. *Referanser: Se faktaarket*		
Tildekking av elvesedi-mentene i Folla	De utførte undersøkelsene viser at elvesedimentene ikke er kilden til forurensningen i Folla. Metallene felles ut og bindes til elvesedi-mentene. En tildekking av elvesedimentene vil derfor ha ingen eller meget liten påvirkning på forurensningssituasjonen i elven. *Referanser: NGI, 2015. Vurdering av sedimentene i Folla og deres bidrag til forurensning av elvevann i Folla. Rapport nr. 20140321-03-R*	Nei	Nei

Vannrensing og nøytralisering/fortynning

Vannrensing og nøytralisering/fortynning går ut på å håndtere det sure vannet og få det renset slik at metallene fjernes. I de fleste metodene inngår en nøytralisering av det sure vannet for å muliggjøre en utfelling av metaller.

Navn	**Beskrivelse**	**Egnet-het (Ja/Nei)**	**Fakta-ark (Ja/Nei)**
Aktiv rensing med ulike typer fellings-kjemikalier	Metoden går ut på at det sure vannet blir tilsatt en kjemikalie (base) som nøytraliserer vannet og feller ut metallene. Den mest brukte kjemikalien for surt vann er kalk (ulesket kalk, CaO eller lesket kalk, $Ca(OH)_2$). Man kan også anvende andre baser til nøytralisering som lut (NaOH), magnesiumhydroksid ($Mg(OH)_2$), natriumkarbonat (Na_2CO_3) eller ammoniakk (NH_3). Ved nøytraliseringen heves pH i det sure drens- og gruvevannet, hvoretter metallene utfelles som hydroksider. Hvis kalk anvendes som base fjernes også sulfat som utfelles som gips ($CaSO_4$, 2 H_2O). Kalk er forholdsvis billig, men gir forholdsvis store slammengder og derved større deponeringsomkostninger og kan også gi større vedlikeholds-omkostninger pga. avleiringer i renseanlegget. Ved å resirkulere en del av slammet, kan forbruket av kalk minskes og tørrstoffinnholdet i slammet økes helt opp til 60%. Denne metoden heter HDS (High Density Sludge) og er anvendt til behandling av surt gruvevann ved mange gruver i utlandet. Nøytralisering med natronlut (50% NaOH, væske) genererer mindre slam fordi sulfat ikke fjernes. Samtidig reduseres også vedlikeholdsutgiftene fordi rør, tanker og utstyr ikke tettes av kalk. Kostnaden for natronlut er imidlertid ca. 3 ganger høyere enn for kalk slik at tilsats av kalk i de fleste tilfeller totalt sett blir rimeligere. *Referanser: Se faktaarket*	Ja	Ja
Biologisk filter/ sulfat-reduserende bakterier (passiv rensing)	Metoden går ut på at det sure vannet føres gjennom et biologisk filter (en kunstig våtmark) som f.eks. består av torv. Det sure vannet reagerer med sulfatreduserende bakterier i våtmarken og metallene felles ut som slam i våtmarken. Tester er utført på dette i Folldal, det kreves forholdsvis store areal og det ble oppnådd en fjerning på opptil 40 % av kobber. Vurderingen er at et slikt anlegg vil ha for lav rensegrad og vil være krevende med tanke på drift spesielt gjennom vinterperioden.	Nei	Nei

Etterpolering (passiv rensing)	Metoden går ut på å forbedre rensegraden av vannet etter aktiv rensing med fellingskjemikalier (beskrevet over). Vannet som kommer i utløpet etter fellingsanlegget kan føres over et alkalisk filter bestående av for eksempel knust marmor ($CaCO_3$), olivin $(Mg,Fe)_2SiO_4$ eller knust betong. Etter nøytralisering med lut eller kalk (lesket eller ulesket) i det aktive rensetrinnet vil vannet ha høy pH og hardhet. Hvis pH er over ca. 7-8 vil vannet være overmettet og kalken vil felles ut. Kalken vil kunne gro på den alkaliske filtermassen og da ikke fungere som ønsket. For å oppnå partikkelfjerning vil det derfor være like bra å bruke et sandfilter som å bruke etterpolering med et alkalisk filter. Det kan forventes situasjoner hvor det doseres for mye eller for lite kalk eller lut i det aktive rensetrinnet. Etterpolering med et alkalisk filter vil da kunne sikre en kortvarig nød-nøytralisering og partikkel-fjerning. Det er imidlertid en rekke usikkerheter koblet til dette (varmeutvikling, forsteining i filtermasse, gipsdannelse, forkalkning i rør/deler, CO_2-gassdannelse, spyleslambehandling). Vannet som kommer ut fra det alkaliske filteret vil inneholde mest jern og aluminium. Både jernslam og aluminiumslam er vanskelig å avvanne. Det ventes kun 0,3% TS etter sedimentering, og 15-20% TS ved slamsentrifugering for dette slammet. Ved en rekke norske drikkevannsanlegg oppnås det ca. 80% rensing av jernhydroksid i grov marmorfiltermasse, og >95% ved kombinasjon av sand og marmor. Det understrekes at de konsentrasjoner og slambelastninger som er i råvann som brukes til drikkevann, er meget forskjellig sammenlignet med det forurensede vannet i Folldal. *Referanse: Marlie Kluskens Liane, Norconsult (pers. komm.).* *COWI, 2013. Utredning av renseteknologiske løsninger for Løkken gruveområde, Meldal kommune. Oppdragsnr. 139157*	Nei, muligens som kortvarig reserve-løsning	Nei
Ionebytting	Metoden går ut på at det forurensede vannet ledes igjennom en eller flere kolonner som er fylt med en ionebyttemasse, også kalt harpiks eller resin. Når metallholdig vann passerer kolonnen utskiftes metallene med disse ioner, som derved frigis - herav navnet ionebytte. Når metaller har overtatt posisjonen av alle funksjonelle grupper, opphører rensningen - harpiksen sies da å være mettet. Deretter må kolonnen skylles med sterk (svovel-) syre slik at harpiksen tilbakeføres til det opprinnelige stadium, samtidig med at metallene frigis i en forholdsvis konsentrert syreløsning. Teknologien gjør det mulig å "ekstrahere" metallene fra det sure forurensede vanner og få dem ut i en mer konsentrert form. Konsentratet med metaller kan deretter opparbeides til et salgbart produkt. Det understrekes at ionebytting ikke er en form for nøytralisering. Det vurderes at det kreves et betydelig og kostbart anlegg for ionebytting og det finnes lite erfaring med ionebytting for slikt meget surt vann. Det vil stilles store krav til valg av materiale og utstyr for å tåle vann med pH=2. *Referanse: COWI, 2013. Utredning av renseteknologiske løsninger for Løkken gruveområde, Meldal kommune. Oppdragsnr. 139157*	Nei	Nei
Membran-filtrering	Metoden går ut på bruk av membraner som fungerer som siler med veldig små poreåpninger som tillater at vann passerer, mens metall-ioner og partikler holdes tilbake. Dermed oppkonsentreres all	Nei	Nei

	forurensning og andre ioner i konsentratet. Vannet som passerer membranen er derimot meget rent og kan f.eks. brukes til drikkevann eller teknisk vann hvis det er behov for dette. Et membrananlegg er forholdsvis dyrt i anlegg og drift, membranteknologien anses ikke som en egnet renseteknologi for drens- og gruvevann. Teknologien kan imidlertid brukes til forbehandling av drens- og gruvevann slik at etterfølgende prosesstrinn kan dimensjoneres mindre. I Folldal vurderes det som mer effektivt å se på løsninger med avskjærende grøfter etc. for å redusere vannmengden som må behandles. Den største utfordringen ved å anvende membran-prosesser til surt gruvevann er risikoen for tilstopping av membranene (clogging). Især utfellingen av gips, på grunn av de store mengdene sulfat i vannet. Membranene må også tåle det sure vannet med pH = 2. *Referanse: COWI, 2013. Utredning av renseteknologiske løsninger for Løkken gruveområde, Meldal kommune. Oppdragsnr. 139157*		
Naturlig nøytralisering av gruvevann ved bruk av Gorbekken	Metoden går ut på å nøytralisere det sure vannet (før det renner ut i Folla) ved å fortynne det med en delstrøm fra Gorbekken. Blandingen medfører en pH-heving og derav følgende utfelling av metaller og evt. sorpsjon/medfelling. Gorbekken har imidlertid ikke nok vannføring for å kunne oppnå annet enn en marginal rensning av kobber og sink. Bruk av vannet i Gorbekken til fortynning/ nøytralisering kan fungere som en delløsning i perioder med sterk vannføring. *Referanse: Se faktaarket.*	Ja (som delløs-ning)	Ja
Naturlig nøytralisering av gruvevann ved bruk av Folla	Metoden går ut på å nøytralisere det sure vannet ved å fortynne det med en delstrøm fra Folla. Det kan enten gjøres ved at elveløpet demmes opp og hvor deler av vannstrømmen i Folla ledes forbi. I selve dammen tilføres det sure vannet for nøytralisering. Et alternative er å pumpe opp deler av vannstrømmen fra Folla til en dam som legger et stykka unne elveleiet. Vannet fra Folla er imidlertid ikke like basisk som Gorbekken og det vil være vanskelig å oppnå en utfelling av sink, men det vil kunne gi en raskere utfelling av kobber, jern og aluminium. Tiltaket vurderes å være et stort naturinngrep med begrenset effekt. *Referanse: NGI, 2018. Naturlig nøytralisering av gruvevann Mulighetsstudie. NGI rapport 20140321- 06-R + intern vurdering av ekspertgruppen.*	Nei	Nei
Reinfiltrere det sure vannet fra gruve-massene i gruva	Det sure vannet fra gruvemassene samles opp og pumpes tilbake/reinfiltreres inn i gruva. Det er imidlertid ikke plass for alt det sure vannet i gruva for reinfiltrering og det løser ikke problemet med forurensningen. Hvis vannet skulle komme ut så vil det fortsatt være surt, da må i så fall det sure vannet nøytraliseres. Tiltaket er vurdert som lite effektivt og vanskelig å kontrollere. *Referanse: NGI, 2015. Vurdering av mulige tiltak mot avrenning fra tidligere gruvevirksomhet. NGI rapport 20140321-04-R.*	Nei	Nei
Rensing av vannet i Folla	Man lar det sure forurensede vannet fortsatt gå ut i Folla, men etablerer et vannrenseanlegg rett nedstrøms utslippet i Folla. Vannrenseanlegget kan for eksempel kombineres med et elvekraf-tverk for å samtidig generere inntekter. Tiltaket er vurdert som uegnet fordi vannet i Folla vil pga. fortynning ha lave metallkonsentrasjoner og man vil ikke oppnå en effektiv vannrensing. Vannrensingen vil også være meget kostbar. *Referanse: Intern vurdering av ekspertgruppen*	Nei	Nei

Andre tiltak
Andre tiltak er tiltak som ikke passer inn i de kategoriene som er beskrevet tidligere. Andre tiltak er for eksempel å sende gruvemassene til eksternt deponi eller deponere dem i gruven, plugge gruven eller stabilisere gruvemassene.

Navn	Beskrivelse	Egnet-het (Ja/Nei)	Fakta-ark (Ja/Nei)
Eksternt deponi	Alle gruvemasser fjernes og fraktes til et eksternt deponi. Dette innebærer fjerning av store mengder masser og er meget kostbart. Tiltaket løser ikke problemet med gruvevannet, avrenning fra gruven til Folla må fortsatt behandles. *Referanse: Intern vurdering av ekspertgruppen*	Nei	Nei
Deponering i gruva	Gruvemassene fjernes og deponeres i gruva. Derved fortrenger man forurenset (surt) vann inne i gruva og rører opp finmateriale som kan spres ut av gruva. I tillegg er det neppe plass i gruva for alle gruve-massene. *Referanse: NGI, 2015. Vurdering av mulige tiltak mot avrenning fra tidligere gruvevirksomhet. NGI rapport 20140321-04-R.*	Nei	Nei
Plugge gruven	Gruven plugges med betong eller lignende. Hvis dette utføres må en forvente at vannet i gruvesystemet vil stige og oversvømme besøks-gruven. Tiltaket har i tillegg kun begrenset effekt fordi det er gruve-massene som ansees til å være hovedkilden til forurensningen. *Referanse: Intern vurdering av ekspertgruppen*	Nei	Nei
Injisering/ stabilisering av gruve-massene	Gruvemassene blandes med kalk eller sement slik at de nøytraliseres. Dette krever svært store mengder kalk/sement og for at denne skal ha effekt må den blandes/graves inn jevnt distribuert i gruvemassene helt ned til grunnvannet/ grunnfjellet. Dette vil sterkt påvirke dagens visuelle inntrykk. Problemet med gruvevannet som evt. må behandles vil fortsatt gjenstå. *Referanse: Intern vurdering av ekspertgruppen*	Nei	Nei

6.2 Nullalternativet

For å ha et sammenligningsgrunnlag med foreslåtte tiltak er også nullalternativet beskrevet. Nullalternativet defineres her som at en ikke utfører flere tiltak enn de som allerede er utført.

Det som er kjent er at tester utført på gruvemassene viser at alle prøver er syredannende. Det finnes store forskjeller mellom prøvene, men de er alle i større eller mindre grad syredannende og vil fortsette å produsere syre så lenge de inneholder sulfider og er i kontakt med luft og vann og føre til utlekking av metaller. Gruvemassene har vært eksponert for forvitring i mange år og opprinnelig sulfidinnhold og syredanningspotensial var tidligere sannsynligvis høyere enn det er nå. Basert på resultatene fra de tester som er utført på massen er det imidlertid vanskelig å estimere hvor lenge gruvemassene vil fortsette å produsere sur avrenning. Typiske resultater fra litteraturen viser at gruvemasser som ligner de som finnes i Folldal kan oksideres og danne syre i mange år fremover, opptil flere hundre år. Dette gjelder bare gruvemassene som er eksponert for luft og vann. I tillegg er det alle de masser som ligger dypere som foreløpig er beskyttet mot direkte oksidasjon, men siden pH er lav

(<3,5) og jerninnholdet er høyt er det stor sannsynlighet for indirekte oksidasjon og avrenning med høyt metallinnhold også fra disse.

Hvis en ikke utfører noen ytterligere tiltak må en med andre ord regne med sur avrenning og forurensning av Folla på dagens nivå som kan vare i flere hundre år (NGI rapport 20140321-04-R).

7 Forslag til prioriterte tiltak og løsning

7.1 Foreslått løsning

De tiltak og løsninger som foreslås i dette kapittelet har til hensikt å oppfylle kravene i pålegget fra Miljødirektoratet.

Den foreslåtte løsningen er fremkommet gjennom at ekspertgruppen har gjennomgått erfaringer fra utførte tiltak mot sur avrenning og da med spesielt fokus på tiltak med lignende utfordringer som i Folldal. Ekspertgruppen konkluderer med at det kreves flere tiltak for å oppnå (miljø-)målene som er gitt i pålegget fra Miljødirektoratet, men at man ikke kommer utenom at det også trengs et rense-anlegg.

Ekspertgruppen mener det kreves tre tiltak (trinn 1 til 3) som alle må utføres for å oppfylle pålegget.

De tre trinnene (tiltakene) er:
Trinn 1: Forbedring av grøftesystemet og survannsnettet
Trinn 2: Sikre gruvemassene mot avrenning
Trinn 3: Vannrenseløsning (renseanlegg)

Hensikten med trinn 1 og 2 er å oppnå kildekontroll og sørge for at vannstrømmen til renseanlegget (trinn 3) minimeres.

Trinn 1, forbedring av grøftesystemet og survannsnettet, kreves fordi det i dag føres rent vann inn på survannsnettet og grøftesystemet ikke er optimalt. Dette er meget vesentlig slik at en sikrer at det er kun det sure vannet som føres til rensing i renseanlegget, slik at anlegget fungerer effektivt og man ikke påfører det ekstra kostnader ved å tilføre rent vann.

Trinn 2, sikre gruvemassene mot avrenning, kreves fordi det finnes areal i området hvor det genereres surt vann hvor overflaten kan helt eller delvis beskyttes mot nedbør med enkle tiltak. Dette er en kjent og utprøvd løsning som er brukt mange steder og som vil bidra til å redusere mengden surt vann som dannes i Folldal og redusere mengden vann som renseanlegget må håndtere, samt mengden slam som må disponeres.

Valget av selve renseanlegget for Trinn 3 har stått mellom et aktivt renseanlegg med tilsats av et nøytraliserende stoff eller et passivt (naturbasert) renseanlegg:

I et aktivt renseanlegg samles det sure vannet fra området og blir tilsatt en kjemikalie (base) som nøytraliserer vannet og feller ut metallene. Den mest brukte kjemikalien for surt vann er kalk (ulesket kalk, CaO eller lesket kalk $Ca(OH)_2$) men andre baser kan også brukes som for eksempel lut (NaOH).
Ved nøytraliseringen heves pH i det sure drens- og gruvevannet, hvoretter alle metallene utfelles som hydroksider. Hvis kalk anvendes fjernes også sulfat som utfelles som gips. Ved å resirkulere en del av slammet, kan forbruket av kjemikalier minskes. Metoden er godt utprøvd, og det finnes mange eksempler på slike anlegg. Bl.a. er det installert et anlegg hvor det brukes kalk som fellingskjemikalie på Løkken. Ulempen med metoden er at det er en betydelig kjemikaliebruk og at det genereres slam som må håndteres. For å få en sikker drift av et slikt anlegg i Folldal bør det plasseres under tak. Et aktivt renseanlegg er også arealkrevende, det gjelder spesielt fordrøyningsbassenget og slamdeponiet. Vurderingen er at et aktivt renseanlegg vil være egnet i Folldal.

I et passivt renseanlegg renses det samlede sure vannet fra området i et system basert på selvdrevne, naturlige prosesser. Fordelen med passive systemer er at de gir et redusert karbonavtrykk i forhold til aktive systemer ved at det ikke kreves tilsats av kjemikalier og det kreves lite energi. Hovedutfordringen er at slike anlegg krever et betydelig areal (større enn for et aktivt renseanlegg) og

det må forutsettes at et slikt svært anlegg må plasseres under tak (med oppvarming?) med tanke på klima i Folldal. I passive systemer vil det også bli generert betydelige mengder vannholdig slam som må håndteres. På grunn av utfelling av metaller så vil filtrene få belegninger som regelmessig må fjernes, ellers vil filtrene gå tette. Vurderingen er at et passivt renseanlegg vil være altfor utfordrende å operere i Folldal og det er usikkert om det kan yte et tilstrekkelig bidrag til å oppfylle pålegget.

Ingen av tiltakene (trinn 1-3) er 100 % løsninger, men samlet sett er det vurdert at de vil oppfylle pålegget. Oppgaven til trinn 1 og 2 er å mest mulig redusere vannmengden og kostnaden for etablering og drift (kost/nytte) for vannrenseanlegget i trinn 3, samt å redusere slammengder som renseanlegget vil måtte generere.

Andre metoder som er vurdert er nærmere presentert i kapittel 6.1.

7.2 Beskrivelse av trinnene i løsningen

I det følgende gis en mer detaljert beskrivelse av trinnene i den foreslåtte løsningen.

Trinn 1: Forbedring av grøftesystemet og survannsnettet
Det eksisterende grøftesystemet og survannsnettet utbedres. Grøftesystemet gjennomgås og utbedres slik at en minimerer mengden rent vann som tilføres gruveområdet. Tiltaket bør inkludere omlegging av bekkeløpet som nå går gjennom gruvemassene nord for Folldal Verk. Det vil redusere mengden surt vann som dannes og som må behandles.

Survannsnettet gjennomgås og utbedres slik at en får samlet alt surt vann og får det behandlet.
I tillegg etableres system for oppsamling av rent vann fra tak og faste flater som i dag til dels tilføres survannsnettet. Dette vannet samles og føres ut av gruveområdet så det ikke blandes med det sure vannet. Tiltaket vil også bidra til å redusere kostnaden for vannrenseløsningen ved at vannmengden som må renses reduseres.

Trinn 2: Sikre gruvemassene mot avrenning
Den miljøvennlige og bærekraftige løsningen er å sikre gruvemassene (kilden) mot dannelse av sur avrenning. Dette reduserer mengden slam og metaller som må deponeres som følge av renseløsningen (Trinn 3). Det kan gjøres ved at gruvemassene sikres slik at de ikke blir utsatt for vann og oksygen. Trinn 2 består i at en sikrer områder mot avrenning som er egnet for en slik løsning. Eksempel:

- Innen gruveområdet er det flere større horisontale flater, spesielt i det midtre området (anslagsvis ca. 15 000 m^2). Hvis disse flatene kan beskyttes helt eller delvis mot inntrengning av vann/nedbør med et tetningssjikt så vil det redusere dannelsen av surt vann. Det øverste laget i tildekkingen utføres da enten som et sjikt som reduserer inntrengningen av vann/ nedbør eller som et helt tett sjikt. Et sjikt som reduserer vanninntrengningen kan for eksempel bestå av morene. Et helt tett sjikt kan for eksempel bestå av tett asfalt eller tett geomembran på en geotextil med drensmatte over og et gruslag på toppen. Nedbørsvann fra disse flatene med delvis eller helt redusert vanninntrengning samles opp slik beskrevet i Trinn 1.
- Lengst i nord og i sør i gruveområdet finnes noen areal med syredanningspotensiale som kan egne seg for en tildekking som reduserer inntrengningen av vann og oksygen. Areal i sør er anslått til i størrelsesorden 13 000 m^2 og areal i nord er anslått til i størrelsesorden 50 000 m^2.

Tetningsjikt på horisontale flater i det midtre området og tildekking lengst i nord og i sør vil som nevnt bidra til å redusere mengden surt vann som dannes. Det er vanskelig å anslå nøyaktig hvor stor reduksjon i vannmengde som kan oppnås, det avhenger av hvor effektivt dette kan gjøres og hvor stort areal som kan tettes/tildekkes. Det understrekes at det er fortsatt usikkerhet knyttet til hvor hovedforurensningskilden ligger i landskapet og vedrørende grunnvannstilsiget. Det kan være at tiltak mot grunnvannstilsig og gruvevann også må inkluderes, dette vurderes imidlertid som vanskelig fordi da må det gjøres omfattende vertikale inngrep i grunnen.

Trinn 3: Vannrenseløsning (renseanlegg)
Etablere et renseanlegg for surt vann på området sør for St2 (nedenfor Fylkesvei 29). Det har vært innhentet en vurdering fra en ekstern konsulent med lang erfaring med etablering av renseanlegg for surt vann. Konsulenten har foreslått at det etableres et aktivt renseanlegg hvor det sure vannet nøytraliseres og metallene felles ut med kalk (Vedlegg C), men det finnes også andre løsninger.
For å redusere kalkmengden foreslår konsulenten et system med resirkulering av slam som kalles HDS (High Density Sludge). Resirkuleringen har flere fordeler bl.a. gir det et tettere og lettere håndterbart slam. Slammet foreslås avvannet slik at det blir en fast filterkake som kan deponeres lokalt i Folldal og da fortrinnsvis så nært renseanlegget som mulig. Det vil være store variasjoner i de vannmengder som tilføres renseanlegget over året slik at det er behov for et fordrøyningsbasseng som kan sørge for en jevnere tilførsel av vann til anlegget. Ved ekstreme vannføringer som ikke fordrøyningsbassenget og vannrenseanlegget kan håndtere, er det en mulighet for å etablere et overløp til Gorbekken og utnytte den til fortynning/nøytralisering i kortere perioder. Et renseanlegg er også arealkrevende, det gjelder spesielt fordrøyningsbassenget og slamdeponiet.

Det understrekes at en slik foreslått renseløsning ikke er en fullt bærekraftig og miljøvennlig løsning fordi den genererer et avfallsprodukt; metallholdig slam som må deponeres. I et forsiktig estimat antyder SRK Consulting at det årlig med dagens vannmengde vil bli ca. 1100 m^3 slam som må deponeres hvis en bruker kalk som fellingskjemikalie. Det finnes også andre fellingskjemikalier som kan redusere mengden slam, men de har andre ulemper som høy kostnad og er mer vanskelige å håndtere. Et noe mer miljøvennlig alternativ er å utvinne metallene fra slammet, men det vil være meget kostbart å utvide vannrenseløsningen i Folldal med en gjenvinningsløsning basert på de teknologier som finnes i dag. Det bør også undersøkes om det finnes smelteverk som kan tenke seg å ta inn dette slammet i sin produksjon og kan utvinne metallene.

8 Forslag til gjennomføringsplan og kostnad

Forslaget til gjennomføringsplan er beheftet med stor usikkerhet med henblikk på hvor raskt den kan gjennomføres, det gjelder bl.a. hvor raskt saksbehandling vil kunne utføres hos berørte myndigheter. Det vil være behov for en rekke tillatelser, bl.a. plantillatelse, byggetillatelse, utslippstillatelse, tillatelse til etablering av deponi samt en avklaring mot Riksantikvaren vedrørende kulturminner.

Ved forslaget til gjennomføringsplan har en også sett på hvor raskt det gikk å få gjennomført tiltaket ved Løkken gruver som ligner på tiltaket til Folldal gruver. Her tok det 5 år fra tiltaksplan var utarbeidet til renseanlegget (kalkanlegget) var etablert. Det ble også her utført grøfting og sikring mot avrenning i forkant av etableringen av renseanlegget. På Løkken var allerede avtaler for eiendom for rense-anlegget og lokalisering for fordrøyningsbasseng og slambasseng på plass; det må fortsatt gjennomføres i Folldal.

Trinn 1 (Forbedring av grøftesystemet og survannsnettet):

1. og 2. kvartal 2022: Konsulent kartlegger grøfter, survannsnett og ser på oppsamling av takvann og vann fra faste flater. Konsulent prosjekterer utførelse og lager anbudsbeskrivelse. Entreprise utlyses. Entreprenør velges og kontrakt inngås.

3. kvartal 2022 og 2. kvartal 2023 (innlagt vinterpause): Entreprenør utfører grøfting, utbedring av survannsnett og oppsamlingssystem for takvann og vann fra faste flater.

Kostnad Trinn 1 (grovt estimat): 10 MNOK

Trinn 2 (**Sikre gruvemassene mot avrenning):**

4. kvartal 2022 og 1. kvartal 2023: Innledende planlegging inkludert forslag til sikring av gruvemassene mot avrenning med bistand fra konsulent. Samtidig vurdere om grunnvannstiltak også skal utføres.

2. og 3. kvartal 2023: Prosjektering av sikring av gruvemassene (tetting og tildekking).

4. kvartal 2023 og 1. kvartal 2024: Entreprise for tettings- og tildekkingsprosjekt utlyses. Valg av entreprenør.

2. og 3. kvartal 2024: Utførelse av tetting og tildekking. Kostnad vil være avhengig av areal og metode. Foreløpig anslått areal er i størrelsesorden 80 000 m^2.

Kostnad Trinn 2 (grovt estimat): 60 MNOK

Trinn 3 (Vannrenseløsning):

1. til 4. kvartal 2023: Innledende planlegging og innhenting av data og informasjon for å kunne bygge et optimalt renseanlegg. Detaljert design av anlegget og beslutte plassering av anlegg og deponi. Se på mulighet for å utvinne metaller fra slammet. Møter med kommune og andre myndigheter for avklaringer. Sørge for at alle tillatelser kommer på plass og myndighetskrav er oppfylt. Bistand fra konsulent.

1. og 2. kvartal 2024: Prekvalifisering av entreprenører for renseanlegg. Uttesting i samarbeid med mulige entreprenører av egnet nøytralisering og tilsetting av flokkulanter etc.

3. og 4. kvartal 2024: Konkurransegrunnlag for entreprisen til renseanlegg og deponi utarbeides sendes ut til prekvalifiserte entreprenører. Valg av entreprenør.

1. kvartal 2025 til 4. kvartal 2025: Utførelse av entreprise, etablering av renseanlegg. Forutsatt at noen arbeider kan utføres vinterstid. Etablering av deponi, (svært usikker kostnad og avhengig av utførelse og beliggenhet).

Kostnad Trinn 3 (grovt estimat): 150 MNOK

Den totale kostnaden for tiltaket er meget grovt estimert til 220 MNOK; et mer detaljert kostnadsestimat vil bli etablert som en del av detaljprosjekteringen. Av de nevnte tiltakene er det trinn 3 (renseanlegget) som er mest komplisert og kostbart og som krever mest planlegging og uttesting. Det vil også kreve en rekke tillatelser fra kommune, miljømyndigheter etc. for å få etablert anlegget samt håndtere (deponere) slammet.

Trinn 1 og Trinn 2 er meget vesentlige og vil bidra til å redusere inngående mengde vann som må behandles i trinn 3 (renseanlegget) og derved redusere kostnaden og miljøbelastningen (deponert slam) fra trinn 3. Det er derfor vesentlig å få startet trinn 1 og 2 så raskt som mulig slik at man kan dra nytte av de positive effekter som disse tiltakene vil ha for trinn 3.

Utførelsen av trinn 3 må derfor i tid følge etter utførelsen av trinn 1 og 2. Det er lagt opp til at utførelsen av trinn 3 (selve byggingen av renseanlegget) ikke starter før etter gjennomføring av trinn 1 og 2. For trinn 2 vil det ta lengre tid før man når full effekt av tiltaket.

Det understrekes at fremdriften er avhengig nødvendige tillatelser og finansiering fra myndighetene.

Aktivitet/Tidspunkt (kvartal og år)	**1I22**	**2I22**	**3I22**	**4I22**	**1I23**	**2I23**	**3I23**	**4I23**	**1I24**	**2I24**	**3I24**	**4I24**	**1I25**	**2I25**	**3I25**	**4I25**
Trinn 1																
Kartlegge grøfter, survannsnett + faste flater. Prosjektere + lage anbudsbeskrivelse Velge entreprenør og inngå kontrakt																
Utførelse grøftearbeider (med vinterpause)																
Trinn 2																
Innledende planlegging og forslag til sikring																
Prosjektering																
Utlysning – valg av entreprenør																
Utførelse tettings- og tildekkingsarbeider																
Trinn 3																
Innledende planlegging og avklaringer, design, plassering, tillatelser																
Prekvalifisering entreprenører + uttesting																
Konkurransegrunnlag sendes ut. Valg av entreprenør																
Utførelse rense-anlegg. Forutsatt noe arbeid vinterstid.																

Grovt skissert fremdriftsplan for tiltaket. Tidsaksen viser kvartal og årstall for når de respektive delaktivitetene er planlagt.

Vedlegg A

Geokjemisk bakgrunn for forurensningen ved Folldal verk (fra NGI-rapport 20140321-01-R)

Grunnen til forurensing av Folldal og elva Folla er oksidasjon av sulfidrik bergmasse (gruve), gråberg og avgangsmasser som er deponert i området. Sulfider og sulfosalter (samt svovel S^0) har et potensiale til å oksidere når de er i kontakt med vann og oksygen. De kan deretter produsere syre, og følgelig oppløse og mobilisere de fleste tungmetallene. Prosessen omtales som sur gruveavrenning (Acid Mine Drainage, AMD) eller ofte Acid Rock Drainage (ARD). ARD kan variere betydelig i forhold til bergarter, sulfidinnhold og miljø. Vanligvis karakteriseres ARD av (Ritchie, 1994a; Aubertin et al., 2002):

- pH < 4 (Gray, 1996; Monterosso og Macias, 1998), men noen forfattere inkluderer en bredere rekke med pH opptil 6,5 (Keith og Vaughan, 2000). pH kan muligens være negativ (Nordstrom, 2000);
- Redokspotensialet, Eh ≈ 0,8 V (Lin and Herbert, 1997);
- Elektrisk ledningsevne (electrical conductivity, EC) mellom 800 og 6500 µS/cm (Monterroso og Macias, 1998);
- Jerninnhold omtrent 100 til 4000 mg/L (Gunsinger et al., 2006);
- Konsentrasjoner av tungmetaller (Cu, Zn, As, Cd, Pb) høyere enn 100 mg/L (Jambor, 1994; Gray, 1996);
- Konsentrasjoner av Ca, Mg, Al og særlig SO_4 som kan overskride 10 000 mg/L (Gunsinger et al., 2006; Hakkou et al., 2008);
- Lavt innhold av løst organisk materiale (DOC).

Dette er i god overenstemmelse med det som observeres i bekkene rundt Folldal og elva Folla.

Oksidasjonsreaksjonene og de syredannede kildene er godt beskrevet i litteraturen (f.eks. Kleinmann et al., 1981; Ritcey, 1989; SRK, 1991; Hutchison og Ellison, 1992; Ritchie, 1994b; Blowes and Ptacek, 1994; Evangelou, 1995; Perkins et al., 1995; McIntosh et al., 1997; Morin og Hutt, 1997). Pyritt (svovelkis, FeS_2) brukes ofte for å beskrive reaksjonene fordi det er det vanligste sulfidet som finnes i naturen (Nicholson, 1994; Gray, 1996; Keith og Vaughan, 2000) og er veldig reaktivt (e.g. Kakovsky og Kosikon, 1975; Flann og Lucaszewski, 1970; Brion, 1980). Basert på våre analyser er pyritt den dominerende sulfidformen ved Folldal gruven. Det finnes i tillegg noe kobberkis (chalkopyritt, $CuFeS_2$), sinkblende (sfaleritt, (Zn,Fe)S) og naturlig svovel (S^0) som også bidrar til syredanning.

Oksidasjon av pyritt (og de fleste andre sulfidene) kan følge to baner, avhengig av hvilket element som er elektron-akseptor: oksygen (direkte oksidasjon) eller Fe(III) (indirekte oksidasjon).

Direkte oksidasjon med oksygen og vann kan skrives (Nicholson, 1994):

$$2\mathrm{Fe}S_2 + 7O_2 + 2H_2O \rightarrow 2Fe^{2+} + 4SO_4^{2-} + 4H^+ \qquad (1)$$

Formel (1) er en generell formulering av reaksjonen, men i virkeligheten utvikles forskjellige reaksjoner mellom produkter (Appelo og Postma, 1994; Nicholson, 1994; Banfield og Welch, 2000), som svovel S^0 (Jambor, 1994), sulfiter SO_3^{2-} (Appelo og Postma, 1994) eller thiosalter (e.g. $S_2O_3^{2-}$, $S_4O_6^{2-}$ eller $S_3O_6^{2-}$; Goldhaber, 1983).

$$2Fe^{2+} + \frac{1}{2}O_2 + 2H^+ \rightarrow 2Fe^{3+} + H_2O \quad (2)$$

Så lenge pH er relativt høy (pH > 3 – 3,5; Nicholson, 1994) kan Fe(III) felle ut som en hydroksid:

$$Fe^{3+} + 3H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 3H^+ \quad (3)$$

Hvis pH blir lav nok (pH < 3,5, slik det ble målt i bekkene og avløpssystemer i Folldal), vil Fe(III) holdes i løsning og fungere som den viktigste elektronakseptoren for oksideringen av pyritt, og den direkte oksidasjonen med oksygen hemmes i stor grad (Moses et al. 1987). Oksidasjonen av pyritt kan da skrives som (Nordstrom og Southam, 1997):

$$\mathrm{Fe}S_2 + 14Fe^{3+} + 8H_2O \rightarrow 15Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 16H^+ \quad (4)$$

Så snart reaksjon (4) er initiert, vil genereringen av sur avrenning raskt kunne øke, noe som kan resultere i en svært lav pH. Reaksjonen (4) er begrenset av hvor raskt Fe(II) blir oksidert, reaksjon (2) (Appelo og Postma, 1994). Bakterier av typen *Acidithiobacillus ferrooxidans* katalyserer denne reaksjonen (2) slik at den ikke lenger er hastighetsbegrensende for den indirekte oksidasjonen, reaksjon (4) (Nordstrom et al., 1992).

Vedlegg B

Faktaark tiltaksløsninger

Type tiltak:
Overvannshåndtering
Kilder:
COWI 2016 - Avskjærende rentvannsgrøfter – Folldal gruver Multiconsult 2008 – Tiltak mot forurensning 2006/2007 Asplan Viak 2020 – Folldal gruver. Visuelle konsekvenser ved tildekking av forurensede avgangsmasser Folldal kommune – kart over overvannsnettet
Kort beskrivelse av tiltaket:
For å samle opp en så stor andel av det forurensede vannet som mulig, og redusere innblanding med rent overvann foreslås følgende tiltak: • Avskjærende grøfter oppstrøms arealer med gruvemasser • Omlegging av bekkeløpet som nå går gjennom gruvemassene nord for Folldal Verk • Utbedring av survannsnettet for å sikre at det samler opp en så stor andel av den sure avrenningen som mulig • Reduserer mengden rent overvann til survannsnettet Avskjærende grøfter oppstrøms arealer med gruvemasser vil redusere vannmengdene som påvirkes av de forurensede massene. Reduserte vannmengder reduserer også mengden forurensning som kan påvirke Folla og vannmengdene som må renses. Det går en bekk gjennom området med gruvemassene som er plassert lengst nordøst i Folldal. Bekken bør ledes rundt og ikke gjennom området med forurensede masser. COWI har i 2016 vurdert ny aktuell trase for denne bekken, sammen med utbedring av eksisterende avskjærende grøfter og etablering av nye. Det er i dag et survannsnett som samler opp og leder avrenning fra gruvemassene til punkt St2/F1. Rent overvann ledes også inn i dette systemet. Survannsnettet må utbedres og rent overvann må ledes bort og inn i overvannsystemer som håndterer rent vann.
Målsetning med tiltaket
Målsetningen med å forbedre dagens overvannsystem, samt etablering av nye avskjærende grøfter og bekkeløp er å lede rent vann bort fra de forurensede massene og bort fra survannsnettet. Dette vil redusere vannmengdene som må renses. Utbedringer av survannsnettet har som målsetning å samle opp og lede så stor andel som mulig av det forurensede vannet til et samlet punkt hvor vannet kan renses.
Må kombineres med andre tiltak:
Tiltaket reduserer ikke forurensningsbidraget til Folla, men vil samle og oppkonsentrere hovedandelen av det forurensede vannet til et samlet punkt. Tiltaket må kombineres med andre tiltak, som for eksempel renseanlegg, for å ha en effekt.
Kjent teknologi:
Omlegging av bekkeløp, etablering og utbedring av avskjærende grøfter og forbedring av overvannssystemet er kjent teknologi.
Virkningsgrad:
Tiltaket i seg selv vil ikke redusere forurensningsbidraget til Folla, men må kombineres med annet tiltak som for eksempel renseanlegg som renser den samlede oppkonsentrerte vannstrømmen.
Kostnader:
Multiconsult utførte i 2007 og 2008 etablering og utbedringer av en rekke grøfter, rørledninger og kummer i forbindelse med Folldal verk. Dette arbeide kostet om lag 1,5 MNOK i 2006/2007. Om man tar utgangspunkt i konsumprisindeksen ville tilsvarende arbeid i 2021 kostet om lag 2 MNOK. <u>Investeringskostnad</u>: Om man tar utgangspunkt i kostnadene for arbeidet Multiconsult utførte, sammen med konsumprisindeksen kan man anta at utbedringer av overvannsnettet vil koste i området rundt

2 MNOK. De reelle kostnadene vil være avhengig av omfanget av utbedringene. Spesielt omlegging av bekkeløpet kan medføre at kostnadene øker utover 2 MNOK.
Årlig kostnad: Årlige driftskostnader med vedlikehold av overvannssystemet med fjerning av forurenset slam er stipulert til 0,1 – 0,2 MNOK pr. år.
Fordeler:
Tiltaket er relativt enkelt og forholdsvis rimelig, med enkelt årlig vedlikehold og kjent teknologi.
Ulemper:
Tiltaket må kombineres med annet rensetiltak.
Øvrige vurderinger:
-

Type tiltak:

Tildekking av avgangsmasser: Tildekking med kapillær barriere effekt (Cover with Capillary Barrier Effects, CCBE)

Kilder:

NGI rapport 20190097-01-R Folldal Gruver. Vurdering av ulike tildekkingsalternativer for avgangsmasser ved Folldal Gruver (2021).
NGI rapport 20140321-07-R Folldal Gruver. Tildekkingsforsøk avgangsmasser (2018).
NGI rapport 20140321-04-R: Folldal gruver. Vurdering av mulige tiltak mot avrenning fra tidligere gruvevirksomhet (2015).

Kort beskrivelse av tiltaket:

Tildekkingen baserer seg på en tildekking med materialer som gir en kapillær barriere effekt. Prinsippet går ut på at et retensjonslag holder på vannet og dermed blokkerer for oksygendiffusjon. Drenasje av vann fra retensjonslaget blir hindret av et grovt lag som har lavt vanninnhold og hydraulisk ledningsevne. Dermed kan vannet i retensjonslaget ikke drenere og kapillær kontakt med de underliggende massene blir brutt.

En CCBE barriere består av følgende sjikt (fra nederst til øverst; se figur):

- Kapillærbrytende lag: Skal bryte kapillær kontakt med underliggende syredannende masser (K-verdi minst 100 ganger høyere enn retensjonslag).
- Vann retensjonslag: Skal holde på vann for å blokkere tilgangen på oksygen for underliggende masser (typisk finsand/silt).
- Drenerings- og beskyttelseslag: toppsjiktet som skal beskytte underliggende lag og drenere bort vann (normalt stedegen masse).

Eksisterende terreng med masser som skal tildekkes arronderes for å fjerne forsenkninger der vann kan ansamles og trenge ned i de syredannende massene. For å oppnå tilstrekkelig effekt med tildekkingen i Folldal kreves et omfattende flytting- og transportarbeid.

Målsetning med tiltaket

Hovedhensikten med en CCBE basert tildekking er å hindre oksidasjon av sulfidholdige avgangsmasser (syredannelse). Dette vil øke pH-verdien i avfallets porevann etter en tid samtidig som metallkonsentrasjonene minker. CCBE tildekkingen vil også redusere infiltrasjon av nedbør i deponiet og dermed redusere mengde sigevann.

Må kombineres med andre tiltak:

Det er usikkert hvor lang tid det vil ta før man ser effekt av tildekkingen. Dette skyldes prosesser i selve avgangsmassene som syredannelse som følge av historisk oksidasjon og dannelse av Fe(III) samt utvasking av lett løselige salter. Sannsynligvis vil det i en lengre periode være behov for behandling av gruvevannet før effekten av tildekkingen oppnås.

Kjent teknologi:

CCBE teknologien er benyttet for store areal med sulfidholdige avgangsmasser fra gruvevirksomhet i Canada, men det foreligger ingen erfaring fra Norge.
For avgangsmassene fra Folldal er det gjennomført kolonneforsøk på lab med CCBE tildekking av avgangsmasser. Det ble her benyttet ulike materialer som forventes å ha gode egenskaper som barriere og er tilgjengelige lokalt for anvendelse i et tilstrekkelig volum ved fullskala bruk.

I forsøket er stedegne materialer blitt benyttet:

1. To ulike retensjonsmaterialer:
   a. forvitrede avgangsmasser som har lite syre dannelses potensialet (med betegnelse "non-acid generating tailings")
   b. naturlig morene (lite stein, med betegnelse "fine sand")
2. Kapillærbrytende lag: lokal grus fra pukkverk. I utgangspunktet 0-8 mm med lite finstoffinnhold). Denne må være grov nok for å oppnå høy nok kontrast til retensjonslaget ("coarse sand").
3. Relativt uforvitrede avgangsmasser med høyt syredanningspotensialet ("reactive tailings").

Målinger av oksygeninnhold og vanninnhold tyder på at CCBE konseptet er effektivt for å redusere diffusjon av oksygen forutsatt at egnede masser anvendes i et retensjonslaget. De forvitrede (preoksiderte) avgangsmassene kan redusere oksygendiffusjonen med tilnærmet like god effekt som sand. Effekten på pH i avrenningen fra forsøkene forble lav gjennom forsøksperioden uavhengig av materiale benyttet i retensjons-laget, dette innebærer at det innledningsvis fortsatt vil generes sur avrenning ved å benytte CCBE-metoden.

Virkningsgrad:

For kolonneforsøket ble det beregnet en reduksjon i mengde utlekket jern og sulfat på 60-70%, og kobberutlekkingen har blitt redusert med 70-80%. Det er imidlertid knyttet store usikkerheter til virkningsgrad i full skala. I kolonneforsøket infiltrerte alt vann som ble tilført, noe som bør unngås ved fullskala anvendelse.

I forbindelse med en helhetlig analyse av kulturminner, kulturmiljø og landskapsbilde ved gruveområdet i Folldal er muligheten og effekten av å dekke til ulike områder vurdert (Øvre, Midtre og Nedre gruveområde). Prinsipp for tildekkingen er basert på CCBE metoden med ulike alternativer for overflate: i) naturlig gjengroing; ii) tildekking med lokale masser; iii) tildekking med autentiske gruvemasser (forvitret, ikke syredannende). På grunn av lokale forhold (bygninger, infrastruktur) framstår tildekking av det Øvre gruveområdet som det eneste reelle alternativet, dersom tildekking skal velges som tiltaksmetode for å redusere sur avrenning fra gruvemassene i Folldal. Her anbefales det da å flytte noe syredannende masser fra elvedeltaene mellom riksvegen og elva opp til Øvre gruveområdet før tildekking.

Grove beregninger av effekt av tildekking av dette Øvre område (ca. 50 daa) indikerer en reduksjon av total avrenning av kobber fra avgangsmassene i Folldal på mellom 25% (tildekking med autentiske masser) og ca. 40% (tildekking med naturlig gjengroing eller lokale masser).

Kostnader:

<u>Investeringskostnad</u>:
Grove kostnadsberegninger for tildekking av øvre område, ulike alternativer (naturlig gjengroing, lokale masser, autentisk topplag): 30 – 60 MNOK (NGI 2021)

Årlig kostnad: I utgangspunktet vil det ikke være driftskostnader knyttet til et slikt tiltak. Noen kostnader i forbindelse med overvåking og eventuelle utbedringer av toppdekke må forventes. Disse er ikke kostnadsberegnet.
Fordeler:
Et fungerende CCBE tildekkingssjikt vil hindre inntrenging av oksygen i gruvemassene og således føre til en varig stopp i sulfidoksidasjonen og syredannelse.
Ulemper:
Full effekt av tildekkingen kan ta lang tid å oppnå pga. interne oksidasjonsprosesser og syredannelse i gruvemassene (sulfidoksidasjon ved hjelp av Fe(III)). Tildekkingen må formes på en slik måte at selve tildekkingen er så jevn som mulig, slik at vann ikke samler seg i groper og forsenkninger. Dette krever en vesentlig arrondering av og inngripen i gruvemassene. I henhold til modelleringer gjennomført av KTH (Sverige) vil CCBE fungere dårlig i en helning med store høydeforskjeller. Dette skyldes at vann i retensjonslaget i den øvre delen av helning vil utsettes for et negativt poretrykk tilsvarende høydeforskjellen. Disse forholdene må hensyntas ved valg av retensjonslag (høyt finstoffinnhold nødvendig) og arrondering av massene (slake helninger). I et terreng med store høydeforskjeller som i Folldal kan dette bli utfordrende. Mektigheten av CCBE-tildekkingen vil utgjør over 1,5 meter. For et 50 daa areal (Øvre gruveområde) vil dette kreve store massevolum på minimum 75 000 m^3. Ideelt bør massene hentes i nærområdet, slik at en minimerer omfattende transport over store avstander. Analyser av gruvemassene i Folldal viser at det er liten tilgang til preoksiderte masser (mulig masser for retensjonslag). Noe som tilsier transport av rene masser utenfra.
Øvrige vurderinger:
Vann som kommer ut av gruven ved Stoll 2 er påvirket av forurensning. Undersøkelsene og beregningene tyder på at hovedkilden til dette er gruvemassene som ligger lengst nord i gruvefeltet. Dette indikerer at selve gruven med blottede bergvegger, tak og gulv samt eventuelle rasmasser og utfellinger utgjør en liten kilde til surt gruvevann. Grunnlaget for beregningene kan karakteriseres som svært grove, og anslaget av gruvas bidrag til sur avrenning er således usikker.

Type tiltak:

Tildekking av avgangsmasser: Tildekking med impermeable masser (morene, bentonittinnblandet morene, membraner)

Kilder:

NGI rapport 20190097-01-R Vurdering av ulike tildekkingsalternativer for avgangsmasser ved Folldal Gruver (2021).
NGI rapport 20140321-04-R: Folldal gruver: Vurdering av mulige tiltak mot avrenning fra tidligere gruvevirksomhet (2015).
Erfaringer fra Sverige og Mistras MiMi-program (muntlig meddelelse Pär Elander)
Boliden (2021): https://www.boliden.com/sv/hallbarhet/sa-jobbarvi/minimizing-environmental-impact-with-volcanic-clay).

Kort beskrivelse av tiltaket:

Sure gruvemasser dekkes til med impermeabelt materiale som hindrer infiltrering av vann ned i massene. Tetningslaget må ha en tilfredsstillende lav permeabilitet (hydraulisk konduktivitet, K på rundt 10^{-9} m/s eller lavere). Materialet kan bestå av naturlig morene (komprimert) med tilfredsstillende høyt leirinnhold. Tetteegenskapene kan optimaliseres ved innblanding av bentonitt. Bentonitt er leirmineraler (leire) av vulkansk opprinnelse som i kontakt med vann har svært utpregede svelleegenskaper. Blandes bentonitt med morene (og vann) vil bentonitten svelle og fylle porene i morenen effektivt. Alternativt kan tetningslaget bestå av bentonittmembran, eventuelt i kombinasjon med kunststoffmembran (HDPE). Folldal ligger over marin grense, og det vil derfor ikke foreligge tilgjengelig marin leire.

Oppbyggingen av tildekkingen består av flere sjikt:

- *Tetningslag*: Over de syredannende gruvemassene legges flere tynne sjikt med komprimert morene eller bentonittinnblandet morene (>0,3 m).
- *Beskyttelseslag*: beskytter mot frost og uttørking (>1,5 m for Folldal). Normalt stedegen masse.

Benyttes bentonittmembran (ca. 15 mm) evt. i kombinasjon med kunststoffmembran som tetningslag vil det være behov for ekstra filterlag for å beskytte membranene, i tillegg til evt. geonett for å hindre utglidning.

Målsetning med tiltaket

Hovedmålsetningen for tildekking med impermeable masser er å hindre inntrenging av oksygen og vann til gruvemassene.

Må kombineres med andre tiltak:

Utredning av tildekkingsalternativer for Folldal indikerer at kun deler av massene vil kunne inngå i en tildekkingsløsning. Med en redusert tildekkingsløsning vil ikke myndighetenes utslippskrav nås. Det vil således være behov for ytterligere tiltak (vannrensing) for å oppnå utslippskravene.

Kjent teknologi:

Bruk av naturlige impermeable geologiske materialer som tettesjikt (morene, leire) er kjent teknologi knyttet til deponikonstruksjoner i Norge (bunn og topptetting). Innblanding av bentonitt i naturlige morene har tidligere blitt benyttet i tetningskjerner i dammer (vannkraft).

Her har man ved innblanding av 1-2% bentonitt oppnådd en reduksjon i permeabilitet på flere tierpotenser ned til 10^{-11} m/s avhengig av utgangsmaterialet.

I Sverige foreligger det flere eksempler på tildekking av gruveavfall med komprimert morene. Metoden med bentonittinnblanding i morene som tetningslag (0,5 m, 4% bentonitt) har blitt benyttet i forbindelse med tildekking av avgangsmasser i Näsliden (Boliden). Erfaringer fra svenske labtester på bentonittinnblanding i morene for tildekningsløsning ved Blaikengruvan viser at 4-5% (vekt) innblanding av bentonitt er tilstrekkelig for å oppnå en permeabilitet på $<10^{-9}$ m/s.
Bruk av bentonittinnblanding i steinmel er kjent teknologi fra geologiske barrierer for svenske deponi. En innblanding av 5-6% bentonitt vil normalt være tilstrekkelig for å oppnå en hydraulisk konduktivitet på rundt 10^{-10} m/s. Type bentonitt og innblandingsmengder er avhengig av opprinnelsen til steinmelet, noe som må testes ut for hvert enkelt tilfelle. Norske labskalatester med steinmel (0-5 mm Noritt) og Na-bentonitt (7%) har gitt hydrauliske konduktivitet på $2x10^{-11}$ m/s.

Bruk av bentonittmembraner er godt kjent teknologi i forbindelse med deponikonstruksjoner. I forbindelse med tiltak for å redusere avrenning fra gruveområdet på Løkken har det blitt benyttet bentonittmembraner for å hindre vanninntrenging i massene. Effekten av disse tiltakene er ikke kjent.

I tilfelle et helt tett sjikt skal etableres, så kan det for eksempel bestå av en tett asfalt eller tett geomembran på en geotextil med drensmatte over og et gruslag på toppen.

Virkningsgrad:

I NGI- rapporten fra 2015 er det gjennomført grove beregninger av effekten for tildekkings-løsninger hvor reaktivt gruveavfall graves opp og flyttes til Øvre gruveområde hvor de dekkes til med tetningslag bestående av bentonittmembran i kombinasjon med HDPE. Virkningsgraden varierer mellom 45 % (oppgraving av masser i området ved Folla (elvedelta) og Øvre gruveområde; deponi og tildekking i Øvre gruveområde) og >90% (oppgraving av masser fra elvedelta og Midtre og Øvre gruveområde; deponering og tildekking i Øvre gruveområde). Helhetlig analyse av kulturminner, kulturmiljø og landskapsbilde ved gruveområdet i Folldal indikerer imidlertid at sistnevnte løsning med oppgraving av masser fra Midtre gruveområde ikke vil være realistisk.

Kostnader:

Investeringskostnad:
Grove kostnadsoverslag for tildekking med membraner (bentonittmembran, HDPE) i Folldal gir kostnader på mellom 30 MNOK (oppgraving elvedelta og Øvre gruveområde, deponering og tildekking på begrenset område i Øvre gruveområde) og 130 MNOK (oppgraving elvedelta, Midtre og Øvre gruveområde; deponering og tildekking på begrenset område i Øvre gruveområde) (NGI, 2015). Det foreligger ikke kostnadsoverslag for bruk av komprimert morene eller bentonittinnblandet morene for Folldal.

Årlig kostnad:
I utgangspunktet vil det ikke være driftskostnader knyttet til et slikt tiltak. Noen kostnader i forbindelse med overvåking og vedlikehold av toppdekke må forventes (som fjerning av høytvoksende vegetasjon, erosjonstiltak etc.). Disse er ikke kostnadsberegnet.

Fordeler:

En fungerende tildekking vil redusere inntrenging av vann og oksygen i gruvemassene og således gi minimal sigevannsmengde og syredannelse.

Ulemper:
For å oppnå tilstrekkelig effekt med tildekkingen i Folldal kreves et omfattende flytting- og transportarbeid. Tildekkingen må formes på en slik måte at selve tildekkingen er så jevn som mulig, slik at vann ikke samler seg i groper og forsenkninger. Dette krever en vesentlig arrondering av og inngripen i gruvemassene. Helninger med større høydeforskjeller kan medføre negativ poretrykk i tetningslagets øvre del. De impermeable barrierematerialene er følsomme for frost og uttørking, i tillegg til rotnedtrengning. Derfor kreves et overliggende dekkmateriale av morene eller tilsvarende materiale med god bestandighet. Tykkelsen på et slik dekklag for Folldal forventes å måtte være minst 1,3 m, fortrinnsvis 1,5 m for å gi tilfredsstillende varighet. Tildekking som tiltak vil derfor kreve store mengder masse. Eksempelvis vil et tildekkingsareal på 50 daa og en total tildekkingsmektighet på 2 m kreve 100 000 m^3 masser. Området har stor forekomst av morene, stedvis med stor mektighet. Kornfordeling og permeabilitet i dette materiale er ikke kjent. Høytvoksende vegetasjon (trær) kan føre til nedtrengning av røtter i tetningslaget og ødeleggelse av tetningsegenskapene. Vegetasjonen kan også føre til økt fordampning fra overflaten i sommerhalvåret med økt risiko for uttørking av tetningslaget.
Øvrige vurderinger:
For å oppnå en tilfredsstillende oppbygging av en geologisk barriere basert på naturlig leire/moreneleire stilles det krav til komprimering (sjikttykkelse, utstyr, overfarter). I tillegg er vanninnholdet i leirematerialet viktig for å oppnå en optimal tetthet. Utlegging og komprimering må derfor tilpasses værforholdene. Dette gjelder også for bentonittinnblandet morene eller steinmel. Videre kan blanding av bentonitt og morene være en krevende prosess ved produksjon av store volum. Erfaring viser at for at innblandingen av bentonitt skal bli homogen med jevn kvalitet bør morenefraksjonen 0 – 50 mm benyttes, dvs. det vil være behov for å sikte morenemassene for å få ut større stein. Vann som kommer ut av gruven ved Stoll 2 er påvirket av forurensning. Undersøkelsene og beregningene tyder på at hovedkilden til dette er gruvemassene som ligger lengst nord i gruvefeltet. Dette indikerer at selve gruven med blottede bergvegger, tak og gulv samt eventuelle rasmasser og utfellinger utgjør en liten kilde til surt gruvevann. Grunnlaget for beregningene kan karakteriseres som svært grove, og anslaget av gruvas bidrag til sur avrenning er således usikker.

Type tiltak:
Aktiv rensing med ulike typer fellingskjemikalier
Kilder:
SRK Consulting 2021. A conceptual water treatment design for the Folldal rehabilitation project. Project no. 31496. NGI, 2020. Vurdering av effekt av nøytraliseringsanlegget ved Løkken gruver. Rapport 20190098-01-R COWI, 2013. Utredning av renseteknologiske løsninger for Løkken gruveområde, Meldal Kommune. Oppdragsnr. 139157. NIVA, 2002. Rapport LNR 4498-2002 - Miljøsikringsfondet Folldal Verk. Utredning av forurensningsbegrensende tiltak i gruve- området i Folldal sentrum.
Kort beskrivelse av tiltaket:
Det samlede sure vannet fra området blir tilsatt en kjemikalie (base) som nøytraliserer vannet og feller ut metallene. Den mest brukte kjemikalien for surt vann er kalk (ulesket kalk, CaO eller lesket kalk $Ca(OH)_2$). Man kan også anvende andre baser til nøytralisering som lut (NaOH), magnesiumhydroksid ($Mg(OH)_2$), natriumkarbonat (Na_2CO_3) eller ammoniakk (NH_3). Ved nøytraliseringen heves pH i det sure drens- og gruvevannet, hvoretter alle metallene utfelles som hydroksider. Hvis kalk anvendes som base fjernes også sulfat som utfelles som gips ($CaSO_4$, 2 H_2O). Kalk er forholdsvis billig men gir forholdsvis store slammengder og derved større deponeringsomkostninger og også større vedlikeholdsomkostningene pga. mulige avleiringer i renseanlegget. Ved å resirkulere en del av slammet, kan forbruket av kalk minskes og tørrstoffinnholdet i slammet økes helt opp til 60%. Denne metoden heter HDS (High Density Sludge) og er anvendt til behandling av surt gruvevann fra mange gruver i utlandet. Nøytralisering med natronlut (50% NaOH, væske) genererer mindre slam fordi sulfat ikke fjernes. Samtidig reduseres også vedlikeholdsutgiftene fordi rør, tanker og utstyr ikke tettes av kalk. Kostnaden for natronlut er imidlertid ca. 3 ganger høyere enn for kalk slik at tilsats av kalk i de fleste tilfeller fortsatt totalt sett blir rimeligere.
Målsetning med tiltaket
Målsetningen er å få fjernet mest mulig av metallene fra det sure vannet ved å nøytralisere dette og felle ut metallene.
Må kombineres med andre tiltak:
Det er ikke noe krav at det må kombineres med andre tiltak, men det bør som minimum kombineres med ytterligere tiltak for å samle mest mulig drensvann fra gruveområdet. Det er også mulig å legge til et etterpoleringstrinn for å ytterligere øke virkningsgraden, men det er flere usikkerheter knyttet til dette (se avsnittet om etterpolering i kapittel 6.1). Det vil også være hensiktsmessig å se på andre metoder som sikrer gruvemassene mot avrenning.
Kjent teknologi:
Kjemisk rensing av vann ved utfelling av metaller og deponering av hydroksidslam fra dette er en vanlig teknikk som det foreligger en rekke driftserfaringer fra. Her kan bl.a. nevnes erfaringer fra utlandet, men også fra Løkken gruver og fra forsøk i Sulitjelma og på Røros. Men, alle lokaliteter er selvfølgelig forskjellige og har sine egne utfordringer.
Virkningsgrad:
Virkningsgraden vil være helt avhengig av tilføringsgraden til behandlingsanlegget, dvs. hvor stor del av drensvannet som kan samles opp og føres til behandlingsanlegget. Videre er det store variasjoner av vannmengder over året (se «ulemper» under). Selve den kjemiske fellingen av metaller har høy virkningsgrad, ved laboratorietester med en fellings-pH i området 9,2-9,5 ble virkningsgraden for fjerning av kobber bedre enn 99 % og ved en etterpolering i sandfilter, kan en trolig forvente virkningsgrader bedre enn 99,9 % m.h.t.

kobberfjerning dersom en ser på konsentrasjonene i inn- og utgående vann i anlegget (NIVA, 2003).

I felt bør en ha som mål å nå opp mot 90 % virkningsgrad (kobberkonsentrasjon inn i behandlingsanlegg → kobberkonsentrasjon ut av behandlingsanlegg).

Kostnader:

Investeringskostnad (CAPEX): SRK Consulting har gjort et grovt første anslag (+/- 50%) for etablering av et HDS renseanlegg som er på 32 millioner NOK (3,5 mill USD) basert på nåværende tilførsel av survann. Hvis man klarer å redusere mengden survann som skal behandles anslås kostnaden for renseanlegget til 21 millioner NOK (2,3 mill USD)

Kostnad for slamdeponering er ikke tatt med.
(Kostnaden for å etablere anlegget ved Løkken gruver som var ferdig i 2019 var 25 millioner NOK.)

Årlig kostnad (OPEX): SRK Consulting har gjort et grovt første anslag (+/- 50%) på årlig driftskostnad for et HDS renseanlegg som er på 1,9 millioner NOK (210 000 USD) basert på nåværende tilførsel av survann.
(Årlig kostnad for anlegget ved Løkken gruver er 3-4 millioner NOK.)

Fordeler:

Dette er en kjent teknologi som er uttestet og som man vet fungerer og man kan oppnå en høy rensegrad på survannet.

Ulemper:

Store variasjoner i vannmengder er en utfordring for et behandlingsanlegg
Det er store variasjoner av vannmengder over året sli at en trenger et fordrøyningsmagasin som kan håndtere store vannmengder og sørge for en jevnere tilførsel til behandlingsanlegget. Ved helt ekstreme vannmengder (snøsmelting) vil det være hensiktsmessig å lede deler av vannstrømmen forbi anlegget til Gorbekken.

Dannelse av store slammengder
Kjemisk rensing innebærer utfelling av metallhydroksider etter pH-regulering. Dette gjøres normalt med kalk som gjør det mulig å produsere et slam med et høyt tørrstoffinnhold. Ulempen er at det dannes forholdsvis store mengder slam. Hvis HDS metoden brukes har SRK Consulting beregnet at det årlig genereres 1 100 m^3 slam ved bruk av kalk. Hvis en isteden bruker lut som er 3 ganger dyrere så dannes det årlig ca. 600 m^3 slam. Slammet må deponeres i et eget på deponi.

En mulighet for å løse dette problemet er å legge til et rensetrinn der en gjenvinner mest mulig av metallinnholdet (se «Øvrige vurderinger» under).

Øvrige vurderinger:

Gjenvinning av metaller: En mulighet som ofte nevnes i litteraturen er å gjenvinne metallene i slammet istedenfor å deponere dem. Hvis en ser på Folldal så går det årlig ca. 8 tonn kobber til Folla med det sure vannet. Hvis en (optimistisk) forutsetter at all kobber kan fjernes fra vannet, vil en med dagens markedspris på kobber som er ca. 90 000 kr/tonn kunne generere en inntekt på ca. 700 000 NOK per år. Kostnadene for gjenvinning er imidlertid betydelig høyere enn inntektene med de teknologier som eksisterer i dag.
En annen mulighet er å prøve å finne et smelteverk som vil og kan motta slammet.

Type tiltak:

Naturlig nøytralisering av gruvevann ved bruk av Gorbekken

Kilder:

NGI rapport 20140321-06-R Naturlig nøytralisering av gruvevann – Mulighetsstudie (2018).
NGI notat 20140321- Plan for etablering av pilot for utfelling av metaller fra gruvevann (2017).
Asplan Viak notat 617944-02. Testanlegg for rensing av gruvevann i Folldal (2019)

Kort beskrivelse av tiltaket:

Vannet fra survannsledningen som munner ut rett oppstrøms kulverten (V4/Skarbekken) nøytraliseres med en delstrøm fra Gorbekken. Blandingen medfører en pH-heving og derav følgende utfelling av metaller og evt. sorpsjon/medfelling. Gorbekken ligger vest for gruveområdet og er ikke påvirket av sur avrenning. Som følge av kalkrik berggrunn har bekken nøytral pH og relativt høy alkalitet sammenlignet med det som er vanlig for naturlige vannforekomster i Norge. Gorbekkens potensial til å nøytralisere gruvevannet er i stor grad styrt av vannets innhold av bikarbonat (HCO_3^-) og pH. pH er nøytral og varierer mellom 6,2 og 7,5 med et gjennomsnitt som ligger rundt 6,7. Innholdet av HCO_3^- varierer noe 25 – 60 mg/l. Utfelling av metaller er avhengig av blandingsforholdet mellom det sure vannet fra V4 og Gorbekken. Utfelt materiale separeres i sedimenteringsbasseng eller i filter før utslipp i Folla.

Laboratorieforsøk med blandinger av det sure vannet fra V4 og Gorbekken, viser følgende:

- Jern: I stor grad utfelt ved et blandingsforhold på 1:30 (pH 3-3,5).
- Aluminium: Vesentlig grad av fjerning først ved et blandingsforhold på minst 1:50 (pH>5).
- Kobber: 25 % fjerning ved blandingsforhold 1:100. Ingen fjerning ved 1:50.
- Sink: Ingen fjerning ved blandingsforhold 1:100.

Målsetning med tiltaket

Øke pH (nøytralisering) og fjerning av metaller ved utfelling.

Må kombineres med andre tiltak:

Renseeffekten for kobber og sink vil med denne metoden være marginal. På grunn av store vannmengder fra innblandingen med Gorbekken, ansees det ikke som hensiktsmessig å rense denne vannstrømmen for kobber og sink. Ytterligere fortynning av vannet kan gjøres før utslipp til Folla for å redusere giftighet. Dette vil ikke redusere utslippsmengden av kobber og sink til Folla.

Kjent teknologi:

Teknologien er basert på pH justering med etterfølgende utfelling og fjerning av partikler. Renseprinsippene (nøytralisering, utfelling, sedimentering) er godt kjent for behandling av surt gruvevann. Bruk av naturlig overvann med høy buffringskapasitet er imidlertid mindre kjent.

Virkningsgrad:

Naturlig nøytralisering med Gorbekken er et enkelt tiltak som kan gi god effekt for utfelling av jern. Aluminiumkonsentrasjonen i V4/Skarbekken ligger på 100-200 mg/l, noe som tilsier at reduksjonen bør være 99% hvis vannet skal være akseptabelt for fisk. For å oppnå en tilstrekkelig grad av rensing av aluminium må blandingsforholdet sannsynligvis være godt over 1:100. Hydrologiske vurderinger av Gorbekken viser imidlertid at det ikke vil være mulig å oppnå

tilstrekkelig blandingsforhold mellom V4/Skarbekken: Gorbekken. Tiltaket vil således ha liten eller ingen effekt på utslipp av kobber og sink, og sannsynligvis begrenset effekt på aluminium konsentrasjonen.
Kostnader:
Kostnadsmessig er tiltaket vurdert å være kostnadseffektivt sammenliknet med andre renseløsninger for gruvevannet. Kostnadene vil være avhengig av hvordan man velger å utforme og drifte sedimenteringsbassenget, deponeringsløsninger for utfelt slam og omlegging av Gorbekken. Kostnad for etablering og drift av pilotanlegg er stipulert til 800' – 1 250' NOK. <u>Investeringskostnad</u>: Det anslås kostnader i størrelsesorden 5 MNOK for etablering av anlegget.
<u>Årlig kostnad</u>: Årlige driftskostnader med vedlikehold av anlegget og fjerning av forurenset slam er stipulert til 0,5 MNOK pr. år.
Fordeler:
Fordelen med metoden er at den er lavteknologisk (lite behov for pumper, filter etc.) med lite eller ingen kjemikalietilsats. Vannet blandes og nøytraliseres ved hjelp av selvfall, og sedimenteringen skjer naturlig i et stort naturlig basseng.
Ulemper:
En vil oppnå marginal eller ingen renseeffekt for kobber og sink fordi det ikke er nok vann i Gorbekken for å oppnå en fortynning som medfører en utfelling av disse metallene. I tillegg er det utfordringer på grunn av varierende vannkvalitet (buffringsevne) og vannmengder i Gorbekken gjennom sesongene, samt effekt av partikkelfjerning i fortynnet vann. Utfellingen fra nøytraliseringen (Fe- og Al partikler) kan gi en større andel mikro- og nanopartikler (små hydroksidfnokker), noe som kan gi en lav sedimentasjonsrate og begrense sedimenteringen. Metoden er arealkrevende.
Øvrige vurderinger:
Bruk av vannet i Gorbekken til fortynning/nøytralisering kan imidlertid fungere som en delløsning i perioder med sterk vannføring kombinert med et renseanlegg. Da føres den del av vannet som ikke kan behandles i renseanlegget på grunn av den sterke vannføringen til Gorbekken. Gorbekken kan eventuelt også brukes som en permanent etterpolering etter at vannet er behandlet i renseanlegget.

Vedlegg C

Forslag til metode for aktiv rensing (fra SRK Consulting)

A CONCEPTUAL WATER TREATMENT DESIGN FOR THE FOLLDAL REHABILITATION PROJECT

Prepared For

Directorate of Mining, Norway.

Report Prepared by

srk consulting

SRK Consulting (UK) Limited

31496

COPYRIGHT AND DISCLAIMER

Copyright (and any other applicable intellectual property rights) in this document and any accompanying data or models which are created by SRK Consulting (UK) Limited ("SRK") is reserved by SRK and is protected by international copyright and other laws. Copyright in any component parts of this document such as images is owned and reserved by the copyright owner so noted within this document.

The use of this document is strictly subject to terms licensed by SRK to the named recipient or recipients of this document or persons to whom SRK has agreed that it may be transferred to (the "Recipients"). Unless otherwise agreed by SRK, this does not grant rights to any third party. This document may not be utilised or relied upon for any purpose other than that for which it is stated within and SRK shall not be liable for any loss or damage caused by such use or reliance. In the event that the Recipient of this document wishes to use the content in support of any purpose beyond or outside that which it is expressly stated or for the raising of any finance from a third party where the document is not being utilised in its full form for this purpose, the Recipient shall, prior to such use, present a draft of any report or document produced by it that may incorporate any of the content of this document to SRK for review so that SRK may ensure that this is presented in a manner which accurately and reasonably reflects any results or conclusions produced by SRK.

This document shall only be distributed to any third party in full as provided by SRK and may not be reproduced or circulated in the public domain (in whole or in part) or in any edited, abridged or otherwise amended form unless expressly agreed by SRK. Any other copyright owner's work may not be separated from this document, used or reproduced for any other purpose other than with this document in full as licensed by SRK. In the event that this document is disclosed or distributed to any third party, no such third party shall be entitled to place reliance upon any information, warranties or representations which may be contained within this document and the Recipients of this document shall indemnify SRK against all and any claims, losses and costs which may be incurred by SRK relating to such third parties.

© SRK Consulting (UK) Limited 2018 **version: Sept18_v1**

SRK Legal Entity:		SRK Consulting (UK) Limited
SRK Address:		5th Floor Churchill House 17 Churchill Way Cardiff, CF10 2HH Wales, United Kingdom.
Date:		November, 2021
Project Number:		31496
SRK Project Director:	Rob Bowell	Corporate Consultant (Geochemistry)
SRK Project Manager:	Carl Williams	Principal Consultant (Environmental Engineering)
Client Legal Entity:		Directorate of Mining, Norway
Client Address:		Ladebekken 50, N-7066 Trondheim.

Table of Contents

1 INTRODUCTION 1
1.1 Background 1
1.2 Scope of Work 1
2 DESIGN CRITERIA 2
2.1 Incoming Water Quality 2
2.2 Incoming Flowrate 3
2.3 Discharge Criteria 5
2.4 Design Criteria 5
3 PROCESS SELECTION 7
4 PROPOSED PLANT LOCATION 7
5 HIGH DENSITY SLUDGE PROCESS 10
6 DESIGN OVERVIEW 10
7 ALKALI COMPARISON 10
8 PROCESS STEP DESCRIPTION 11
8.1 Stormwater attenuation pond (10250 / 8100 m^3) 12
8.2 Balancing Tank (30 / 15 m^3) 12
8.3 Per Stream: - 12
Reaction Tank 1 (5 / 2.5 m^3) 12
8.4 Reaction Tank 2 (5 / 2.5 m^3) 12
8.5 Flash Tank (2 / 1 m^3) 12
8.6 Lamella Clarifier (40 m^2 settling capacity, 7m^2 footprint) 13
8.7 Combined:- 13
Discharge Tank 13
8.8 Ancillary Equipment 13
8.8.1 Lime dosing/makeup system 13
8.8.2 Polymer make up system 13
8.8.3 Sludge 14
8.9 Operating hours 16
9 SLUDGE GENERATION RATE 16
10 COST 16
11 WAY FORWARD 17
11.1 Gaps 17
11.2 Path Forward 18

12 CONCLUSIONS 19

List of Tables

Table 2-1: Water quality at St2 (NGI technical note 20190097-01-TN, 2020) 3
Table 2-2: 24 hour assessment from NIVA report 6606-2013, data from 2001 – 2013 4
Table 2-3: Copper loadings to Folla river, (NGI technical note 20190097-01-TN, 2020) 5
Table 2-4: Scenario 1, full flow 5
Table 2-5: Scenario 2, reduced average flow (50 %) 6
Table 10-1: Capital and operating cost estimates 17

List of Figures

Figure 2-1: Flowrate Data from NIVA Report 6606-2013, data 2012 - 2013 3
Figure 4-1: St2 and potential treatment plant location (NGI technical note 20190097-01-TN, 2020) 8
Figure 4-2: Two images from the Yellow Pages (Gule Sider), showing the general site location and a zoomed in location for the proposed water treatment plant 9
Figure 8-1: Simplified PFD 11
Figure 8-2: Conceptual Water Treatment Plant, general arrangement and location map 15

SRK Consulting (UK) Limited
5th Floor Churchill House
17 Churchill Way
City and County of Cardiff
CF10 2HH, Wales
United Kingdom
E-mail: enquiries@srk.co.uk
URL: www.srk.co.uk
Tel: + 44 (0) 2920 348 150

A CONCEPTUAL WATER TREATMENT DESIGN FOR THE FOLLDAL REHABILITATION PROJECT

1 INTRODUCTION

SRK Consulting (UK) Limited ("SRK") has been engaged by the Directorate of Mining, Norway. (hereinafter referred to as the "Company" or the "Client"), to complete a conceptual water treatment design in support of a wider study investigating the potential for the rehabilitation of the Folldal Project (the "Project") in the county of Innlandet, Norway.

1.1 Background

The Folldal site contains various waste streams that have been deposited over several decades. The waste piles have not been properly closed or rehabilitated and have been undergoing oxidation and leaching over several years. The Folldal site has been monitored for several years, the quantity of metals loading to the Folla river is high and of particular concern is the copper content. Several studies have been carried out in the past to determine ways of reducing the metals loading (and in particular copper) to the Folla river.

The current study is looking at remediation measures that can be applied to the waste piles to reduce the metals loading that is generated. As part of this wider study it has been assessed that in all likelihood whilst the loading can be reduced, it cannot be eliminated and hence a water treatment system will be required. The design concept for this water treatment system and the design criteria used to develop the system is contained within this report.

1.2 Scope of Work

The scope of work for this conceptual design is based on the information available, including:

- Design criteria for the water treatment plant
- A cost estimate for capital expenses (CAPEX) and operating expenses (OPEX)
- Highlight any gaps in the information available
- A path forward

There are a few aspects that are not covered at this stage of the project, but may be included as the design moves into a more detailed phase:

- Groundwater flow – none of the waste piles or surrounding areas are lined, there could be a groundwater component of copper metal loading to the river.
- Site investigation – the ground conditions will impact the total cost of the construction. At this stage this aspect is excluded, including the land acquisition and Environmental and Social Impact Assessment (ESIA) aspects.

- Topography assessment and upgradient collection systems. Geochemical predictive numerical modelling – this could be useful in providing an estimation of how the quality of water will change going forward and how long the problem may persist for.
- Mineralogy – as above, may give an indication of quality going forward.
- Climate – a recurring theme throughout this report will be the slight lack of understanding that exists around the flowrates that will likely need to be treated by the Water Treatment Plant (WTP). How this evolves over time due to climate change will also be important, if the WTP will be in place for a significant time period.
- Hydraulic head – related to the topography assessment, the driving head needed to "push" water through the WTP has not been assessed in detail, the design is based on the assumption that there is sufficient driving head from the waste piles, through the WTP and to the river to enable water to flow by gravity rather than being pumped.
- Sludge holding pads – after a suitable location is selected for the lined facilities to be constructed, the sludge will require chemical stability tests to be conducted, waste characterisation (by HazWaste Online™ or similar), facility categorisation and then regulatory approval. There are several aspects that could preclude the onsite disposal from being viable and hence offsite disposal would be required, as such a sludge handling cost has not been included in the OPEX, the filter pressing costs are however included.

2 DESIGN CRITERIA

The site has been monitored for several years and whilst there is on occasion insufficient granularity to determine exact peak flowrate events for example, there is sufficient data to provide average values for both quality and quantity. The treatment design is based on the parameters of concern provided by the Client and it is highly likely that these will form the major alkali consumption constituents, hence providing a relatively robust OPEX determination. The parameters of concern (also referred to within the report as Constituents of Concern "CoCs") are:

- Copper – Cu;
- Zinc – Zn;
- Cadmium – Cd;
- Iron – Fe; and
- Aluminium – Al;

2.1 Incoming Water Quality

The following data has been provided to SRK to form the basis of the design with respect to the incoming water quality. In addition to the data in the table below cadmium and aluminium are also present in the mine water. The dataset for Al and Cd is smaller and hence a single value has been visually estimated for Al from the 8 month dataset from 2016, the value is 200 mg/L. Cadmium concentrations are very low in all of the data received by SRK, although again the dataset is small, cadmium has been estimated to be around 0.2 mg/L, as such it's alkali consumption will be low and hence it can be ignored from an OPEX perspective. To be conservative all metal concentrations are taken to be dissolved.

Table 2-1: Water quality at St2 (NGI technical note 20190097-01-TN, 2020)

Tabell 2 Gjennomsnittlige konsentrasjoner av utvalgte metaller og sulfat i stasjon St2(F1) i perioden 2016-2019

År	Kobber (µg/l)	Sink (µg/l)	Jern (mg/l)	Sulfat (mg/l)
2016	70800	52575	1086	4420
2017*	62825	46025	931	4563
2018*	78256	49667	967	4411
2019*	61100	40800	859	4278
Gjennomsnitt	68245	47267	961	4418

*: filtrerte prøver på metaller

2.2 Incoming Flowrate

The following section outlines how the treatment capacity of the water treatment plant and the sizing of the storm attenuation pond has been carried out. Due to some of the potential inaccuracies in the data the design of the treatment plant has been modified to ensure that one stream is capable of treating the average flow, this should provide sufficient spare capacity if the flowrate estimates are revised slightly upwards.

Figure 2-1: Flowrate Data from NIVA Report 6606-2013, data 2012 - 2013

The above figure indicates a peak flow of around 56 – 57 L/s, this equates to an hourly flowrate of 202 m^3/hr. However within the same report there is a larger timeframe assessed (Table 2-2) that indicated that the 24 hour maximum for St2 was 446 m^3/hr in 2005-2006. The design of the stormwater attenuation pond will use this higher value (446 m^3/hr) for the volumetric assessment. Whilst the hydrograph is not available for the peak flow event in 2005, if it is

assumed that it follows the same pattern as the 2012 hydrograph above, then the peak flowrate only occurs for a very short period, in the order of 1 day. Hence the attenuation pond will be designed to be run empty whenever possible and have sufficient retention volume for a 1 day peak storm (based on the existing dataset) event to occur. If the flowrate exceeds this value (or continues for longer than a day) then the excess water will be discharged without treatment via a spillway. The spillway concept would require regulatory consultation, however it is worth noting that the receiving watercourse will likely also be at peak flow coinciding with the site peak conditions, reducing the water quality impact.

Table 2-2: 24 hour assessment from NIVA report 6606-2013, data from 2001 – 2013

Table 4. 24-hour average water flows and annual runoff for the measuring points in the mining area.

Station	Year	Runoff m³/year	Means m³/h	Max m³/h	Min m³/h	Median m³/h
St.1 Stoll 2	2001-2002	27750	3,2	16,1	0,51	1,96
St.1 Stoll 2	2002-2003	18426	2,1	13,6	0,32	1,19
St.1 Stoll 2	2003-2004	17943	2,0	14,9	0,58	1,31
St.1 Stoll 2	2004-2005	28146	3,2	18,6	0,97	2,18
St.1 Stoll 2	2005-2006	23311	2,7	27,9	0,45	1,54
St.1 Stoll 2	2006-2007	29029	3,3	18,6	0,84	2,37
St.1 Stoll 2	2007-2008	25860	2,9	42,3	0,65	1,62
St.1 Stoll 2	2008-2009	32526	3,7	20,5	0,79	1,68
St.1 Stoll 2	2009-2010	35078	4,0	10,3	1,22	3,05
St.1 Stoll 2	2010-2011	55618	6,3	32,1	1,41	5,8
St.1 Stoll 2	2011-2012	58801	6,7	31,3	2,40	5,2
St.1 Stoll 2	2012-2013	28909	3,3	18,4	0,58	1,58
St.2 Total runoff*)	2001-2002	131544	9,3	40,8	0,36	6,8
St.2 Total runoff**)	2002-2003	87696	10,1	155	1,7	6,6
St.2 Total runoff	2003-2004	91229	10,4	71,8	1,3	8,5
St.2A Total runoff	2004-2005	84878	9,7	53,2	2,7	6,1
St.2A Total runoff	2005-2006	178131	20,3	446	0,72	3,7
St.2A Total runoff	2006-2007	223948	25,6	279	1,8	11,0
St.2A Total runoff	2007-2008	115872	13,2	198	0,45	5,7
St.2A Total runoff	2008-2009	177670	20,3	112	1,26	10,6
St.2A Total runoff	2009-2010	159777	18,2	58,2	2,77	14,2
St.2A Total runoff	2010-2011	211284	24,1	82,9	4,52	23,2
St.2A Total runoff	2011-2012	200000	-	-	-	-
St.2A Total runoff	2012-2013	159449	5,1	56,6	-	-

*) Manual measurements in the period 25.01-20.03.02. Clogged inlet 24.06-01.07.02 (loss of water during flood peak).
**) Manual measurements in the period 20.11.02-06.03.03.

The Client has advised that a 50% reduction in flows is likely as part of the wider rehabilitation project. As such two scenarios have been assessed, one at current (and past) flowrates and one at a reduced flowrate (50% of average flow to assess the OPEX and 75% of peak flow to assess the CAPEX, this assumes some interception of snow melt upgradient of the waste materials). The design capacity for the water treatment plant is 60 m^3/hr, this flowrate is capable of treating the 24 hour average maximum flowrates for 4 of the 12 years (in Table 2-2) with no requirement for the attenuation pond, also one stream would be capable of treating all of the average flowrates. The 60m^3/hr capacity also allows the attenuation pond to be drawn down whilst also keeping capacity for the average flowrates.

2.3 Discharge Criteria

There are several betterment objectives outlined by the authorities, however the only stipulated compliance value is 10-15 µg/L for copper concentrations at Folshaugmoen. Extract from NGI report 2014:

The objective of the measure shall be to reduce runoff from the mining area in the range of 60 - 90 per cent in relation to the survey carried out in 1998. It is a goal that the concentration of copper in Folla at Folshaugmoen should be reduced down to 10 - 15 µg/liter.

Table 2-3: Copper loadings to Folla river, (NGI technical note 20190097-01-TN, 2020)

Area	Water flow (m^3/ year)			With (mg/l)	Cu (t/year)		
	Min	Max	Avg		Min	Max	Avg
A	15 600	39 600	24000	48	0,7	1,9	1,15
C	20 800	52 800	32000	2,7	0,06	0,14	0,09
S	20 800	52 800	32000	250	5,2	13,2	8,00
N	14 300	36 300	22000	250	3,6	9,1	5,50
Sum A, C, S, N					**9,6**	**24,3**	**14,7**
St1	18 000	58 800	27700	105	3	12,5	4,62
St2	85 000	224 000	130800	82	5,2	21,3	8,00

(Water flow at St1 and St2 in Table 2-3 are from 2013 and were measured by NIVA (NIVA report 6606-2013).

St2 is stated to collect water from St1 and whilst it is acknowledged that there are unmapped sources of water, the overwhelming loading of copper to the Folla river from site is understood to come through St2. Hence if the discharge Cu is reduced to ~1mg/L from the water treatment plant there will be a more than 60% reduction in copper loadings, this should comply with the stated regulator requirement above. It should be noted that in all likelihood the effluent copper concentration from the WTP will be below 0.5 mg/L.

Based on the preceding information the following design criteria have been adopted for the conceptual design of the water treatment plant.

Table 2-4: Scenario 1, full flow

Item	Unit	Value	Comment
Influent Chemistry			
pH	s.u.	2.5	
Cu	mg/L	68	
Fe	mg/L	961	
Zn	mg/L	48	

Cd	mg/L	<0.5	
Al	mg/L	200	
Sulphate	mg/L	4418	
Effluent Chemistry			
Cu	mg/L	<1	
Other CoC's	mg/L	<2	
Flowrate			
Peak	m^3/hr	446	
Average	m^3/hr	15	
Water Treatment Capacity	m^3/hr	60	2 streams of 30m^3/hr
Attenuation Pond Capacity	hrs	24	24 Hour Peak Flow
	m^3	10,250	10% safety factor

Table 2-5: Scenario 2, reduced average flow (50 %)

Item	Unit	Value	Comment
Influent Chemistry			
pH	s.u.	2.5	
Cu	mg/L	68	
Fe	mg/L	961	
Zn	mg/L	48	
Cd	mg/L	<0.5	
Al	mg/L	200	
Sulphate	mg/L	4418	
Effluent Chemistry			
Cu	mg/L	<1	
Other CoC's	mg/L	<2	
Flowrate			
Peak	m^3/hr	335	75% of base case
Average	m^3/hr	7.5	50% of avg flow
Water Treatment Capacity	m^3/hr	30	2 streams of 15m^3/hr
Attenuation Pond Capacity	hrs	24	24 Hour Peak Flow
	m^3	8,100	10% safety factor

3 PROCESS SELECTION

Based on the design criteria a high level assessment was conducted on several technologies that could potentially remove the parameters of concern down to levels that will achieve the Directorate's objectives. The technologies were discounted if they were deemed to have any fatal flaws, which would include treatment performance, cost, unproven technology, environmental constraints and several other factors. The following technologies were considered:

- High Density Sludge – *no fatal flaws predicted*. The HDS process is a modification of the age old approach of adding alkalis to acidic and/or metal laden mine waters, instead of generating a "single pass sludge" and disposing of that to a landfill, the sludge is returned to the start of the system to enable higher density solids to be produced. The high density sludge process is a well established approach to treating low pH and/or high metal content mine impacted water. It is particularly favourable when sludge generation rates and sludge stability needs to be optimised.
- Reverse Osmosis – *very high CAPEX and OPEX, brine management would be a significant challenge*. Reverse osmosis operates in the opposite fashion to normal osmosis, high pressure is used to drive water particles through a membrane, thus producing a clean water permeate and a reject (high saline) brine. Reverse osmosis is a very robust technologically advanced process to enable mines (particularly operating mines) to achieve compliant discharges. They can produce very "clean" water. They are very expensive to construct and operate, they generate a highly saline brine which must be disposed very carefully.
- Ion exchange (IX) – *would be expensive and challenging to operate based on the metal loadings, could be installed as a polisher post a HDS plant if a different parameter of concern was discovered that the HDS plant was unable to remove*. IX relies on different media beds being employed, dependent on the parameter of concern, they are usually parameter specific (i.e. uranium may be required to be removed from a waste stream), they are not usually applied to treat multiple parameters at the same time. The media beds (resins) contain multiple active sites where a parameter of concern in the waste water is exchanged with a parameter of less concern (from a discharge perspective) on the resin. Over time the resin will become less effective (and eventually stop working) and will need to be regenerated, typically with a strong alkali or acid, the frequency of this regeneration will depend on the concentration of the parameter of concern and any gangue minerals that are also adsorbed onto the resin.
- Passive – *unlikely to work based on the climate and amount of metals present, would also require a very large land area*. There are numerous passive water treatment plant technologies available, they can be employed to treat many parameters of concern. The main advantages of passive technologies are their reduced carbon footprint, reduced operating costs and reduced manpower requirements. The disadvantages of passive technologies is they typically require a large footprint, they are less efficient in very cold climates and typically require fairly steady influent concentrations and flowrates.

4 PROPOSED PLANT LOCATION

There is a monitoring point "St2" that collects the majority of mapped water from site and hence it is a natural selection point (from a hydraulic perspective) for a water treatment plant to treat the discharge emanating from the waste facilities. The red circle (and to the west of it) on the

following figure highlights the general location of the treatment plant.

Figure 4-1: St2 and potential treatment plant location (NGI technical note 20190097-01-TN, 2020)

Figure 4-2: Two images from the Yellow Pages (Gule Sider), showing the general site location and a zoomed in location for the proposed water treatment plant

The WTP would have to be protected from the flood plain of the river, but the proposed location appears not to be used for other purposes and hence is an ideal potential location. There is good access to the site and the noise/visual impact could be further reduced by planting more trees on the north eastern boundary. Further site investigation would be required to find the optimal site location, the author of this report has not visited site.

5 HIGH DENSITY SLUDGE PROCESS

The high density sludge process was chosen as the optimal selection based on the available data for flowrate, water quality, design life, process reliability and copper treatability perspective.

The high density sludge (HDS) process involves precipitating out metals from solution using an alkali, commonly lime or sodium hydroxide and final selection of reagents is dependent on the influent chemistry, influent flowrates and cost of reagents.

Where the HDS process varies from a simple one pass precipitation system is that the majority of the metal hydroxide solids that are precipitated are kept within the treatment circuit and constantly recirculated back to the start of the process. This recirculation process forms a much denser sludge that settles and can be consolidated more efficiently than a one pass system, typically to 30-60% w/v (weight by volume) versus 2-10% w/v by a conventional one pass system. The HDS system is slightly more expensive to construct than a conventional one pass system, due to the recirculation pumps and control mechanisms, however this is usually quickly paid back by the reduction in sludge handling costs.

6 DESIGN OVERVIEW

The system will comprise of several treatment stages, including aspects for hydraulic balancing, chemical reaction tanks, solids liquid separation and sludge management. The following stages will be included:

- Storm attenuation pond
- Balancing tank
- Two streams, comprising:
  - Reaction tank 1
  - Reaction tank 2
  - Flash tank
  - Lamella Clarifier
- Sludge management, including a filter press.
- Ancillary equipment, dosing skids, makeup tanks etc.

The parallel stream design allows one of the streams to be taken out of commission to enable equipment to be maintained/replaced without losing full treatment capacity, one stream is capable of treating the expected average 24 hour flowrates.

7 ALKALI COMPARISON

Taking into account the chemical composition of the likely feed water to the WTP it was deemed necessary to do a high level assessment between the different alkalis that could be suitable for the application. Several alkalis were looked at for the operation at a conceptual level, including magnesium hydroxide, sodium bicarbonate, sodium hydroxide and calcium hydroxide. The two alkalis that were further assessed were calcium hydroxide (lime) $Ca(OH)_2$ and sodium hydroxide (caustic soda) NaOH. The main reasons for not selecting magnesium hydroxide and sodium bicarbonate were mainly down to reagent cost, potential sludge generation rates and

inlet chemistry, if a cheap source for either of these reagents can be found locally then these should also be included in the pilot testwork and subsequent cost benefit analysis. Sodium hydroxide has a benefit in this application as the sulphate present in the water will not react with the caustic, however a portion of it will react with the lime.

The selection of the alkali for the process needs to be based on a full cost benefit analysis. The design life of the system and the local cost of each of the alkalis is key to forming the basis of this assessment. The cost of a lime silo and associated slaking equipment can be considerable and for small plants can impact the CAPEX. However sodium hydroxide (caustic) is typically 2.5-3 times more expensive than lime. Comparing the predicted alkali usages and sludge generation rates (Section 169) at Folldal a lime system would be the more cost efficient, especially if the plant will be in situ for a considerable time period. Lime also has an added advantage in that it is much safer to handle than equivalent caustic reagents. For these reasons and for the purpose of this conceptual design lime has been selected for the project.

8 PROCESS STEP DESCRIPTION

The following sub sections provide an overview of the process flow logic for the WTP, specific volumes for each of the stages for both scenarios can be found in brackets for each of the treatment phases below (base case / reduced flow case), the area (footprint) required for each stage is included in Figure 8-2. The process flow diagram for the proposed concept is illustrated in the high level PFD below (Figure 8-1).

Figure 8-1: Simplified PFD

8.1 Stormwater attenuation pond (10250 / 8100 m^3)

The flowrate of the water requiring treatment can vary significantly depending on climatic conditions and periods of snow melt. Due to this factor a stormwater (snow melt) attenuation pond is included in the design upstream of the main water treatment plant. The attenuation pond will only be required during periods of snowmelt and hence warmer climatic conditions. It is currently assumed that the heat of the mine water will be sufficient to prevent the pond from freezing and this pond will not be contained within a building, further climate data might change this assumption. The level of water (and snow) within this system will have to be carefully managed. If the operating pH of the stormwater pond is similar to that of the seepage quality emanating from the waste dumps then acid protection measures will need to be taken if pumps are required. The pumps will need regular maintenance and more frequent replacement than the other pumps within the plant which will be operating at circum neutral pH and lower dissolved metals concentrations.

8.2 Balancing Tank (30 / 15 m^3)

When the stormwater attenuation pond is not required then the mine water will be received directly in the balancing tank, it can either be pumped from the trench or a sump or if there is sufficient driving head it can gravitate into the tank. The tank can be used as an additional balancing tank and for average flows will have 2 hours retention time. The tank will have two outlet valves enabling both streams to be run in parallel or one stream to be isolated for maintenance or due to low flow conditions.

8.3 Per Stream: -

Reaction Tank 1 (5 / 2.5 m^3)

Tank 1 will receive the raw mine water from the balancing tank, it will also receive the recirculated sludge from the base of the clarifier. The pH in tank 1 will raise from circa 2.5 (the incoming mine water pH) to approximately 6, this will enable some of the CoC's to precipitate out onto the particles in the recirculating sludge, forming dense solids.

8.4 Reaction Tank 2 (5 / 2.5 m^3)

In tank 2 the sludge and mine water mix will have a hydrated lime slurry (typically 5-10% solids) added to it, the exact operating pH will be determined during pilot testing, but it will typically be in the range of pH 9, air will also be introduced into the base of the tank to oxidise metals and the remaining ferrous iron in the incoming feed to ferric iron. The lime dosing pump will be controlled by a pH meter located within the tank. The dose rate of the lime is highly dependent on the results of the jar test as there is insufficient full suite analysis of the likely incoming water quality, however based on the major chemistry the dose rate could be in the order of 2.5 g/L.

8.5 Flash Tank (2 / 1 m^3)

After the pH corrected mine water exits tank 2 it enters the flash mixing tank, within this tank is a fast moving mixer where an anionic polymer is dosed into the tank proportional to the inlet flow rate of the WTP. This enables the small solids that are present in the waste stream to flocculate together, forming large particles that settle at a high rate ensuring they are removed in the lamella clarifier.

8.6 Lamella Clarifier (40 m^2 settling capacity, 7m^2 footprint)

The precipitated (and flocculated) solids will settle out in the clarifier, the solids liquid separation will enable a clean water discharge to flow out of the top of the clarifier and the solids to settle as a sludge to the bottom of the hopper. At the base of the lamella clarifier will be a sludge pump, the sludge will be returned from the base of the clarifier to Tank 1. The rate of return and the solids content of the sludge will be controlled by a mass flow meter. A lamella clarifier has been selected for the project as it has a much smaller footprint (for a given settlement area) than a standard conventional clarifier. When operated effectively the lamella clarifiers should not require any additional operator input than a conventional clarifier, they are installed with a rake which should reduce the chances of sludge “rat holing”, which can block hopper bottomed clarifiers (conventional and lamella types). The characteristics of the sludge can be fully established during pilot testing and if necessary (and space allows) a conventional clarifier could be looked at.

8.7 Combined:-

Discharge Tank (6m^3 / 3m^3)

The discharge from the WTP (for both streams) will pass through a monitoring chamber, several meters will determine the pH of the effluent along with the turbidity of the water. With these two parameters the performance of the whole system can be reliably checked. With the determination of pH, the alkali dosing system can be checked and if the pH setpoint has been exceeded the precipitation of all of the CoC’s will have been achieved. The second parameter is a turbidity meter, this evaluates the performance of the sludge handling system (checking if too much sludge is being retained in the system) and the polymer dosing system, ensuring that efficient solids-liquid separation is occurring.

The outputs from the discharge tank meters can be relayed to the WTP control panel and if exceedances are monitored the inlet to the treatment plant can be closed off automatically. If the exceedance occurs out of normal operating hours a SCADA (Supervisory Control And Data Acquisition) system will then inform the operators and (depending on the anticipated flowrates) an emergency call out can be conducted or the attenuation pond can be allowed to fill.

8.8 Ancillary Equipment

There are several pieces of ancillary equipment, including:

8.8.1 Lime dosing/makeup system

The lime used for the WTP will be stored in a lime silo, prior to the lime being dosed into the WTP the dry lime in the silos is slaked with water to make up a lime suspension, as such the lime dosing tanks need to be continuously agitated.

8.8.2 Polymer make up system

Similar to the lime process, an anionic polymer will be delivered to site in a powder form. The powder will be reacted with water in a make-up system prior to it being dosed into the flash tank. The hopper of the polymer makeup system can hold around 50 kg, with dose rates assumed to be around 10 mg/L (to be confirmed in jar and pilot tests), results in the order of 4 kg daily, weekly top-up will be required. Both the lime and polymer make-up systems are automated and only require the dry reagents to be topped up manually.

8.8.3 Sludge

The excess sludge that is removed from the system will pass to a sludge holding tank, at a set volume within the tank a press cycle will commence. A plate filter press will receive the sludge and over a period of time the sludge (typically 15% solids w/v when entering the press) will be dewatered under pressure to produce a filter cake with a solids content in the order of 65-85% solids w/v. The cake will behave as a solid and can then be transported to a lined sludge holding pad or transported to a landfill (subject to acceptance criteria). The sludge generation rate is likely to be very low (in the order of a few cubic metres day), as such, the sludge could be placed in bulk bags to facilitate further dewatering and ease of handling. The management of the sludge holding pads will be key to ensure that apart from the active deposition cell the facility is kept covered to ensure limited water ingress.

Figure 8-2: Conceptual Water Treatment Plant, general arrangement and location map

8.9 Operating hours

The exact plant operating hours (as in period when it is manned) will be a function of the tank sizes, sludge handling and holding capacities and the sludge generation rate. The sludge holding tank volume, filter press size and automation has been designed to enable the minimum amount of manned operation, estimated to be around one day per week, callouts due to alarms will increase this requirement. During manned times the filter press will be operated and essential maintenance will be carried out. During unmanned periods the automated monitoring systems will be responsible for raising any alarms to the operating company.

9 SLUDGE GENERATION RATE

A significant factor in the selection of the HDS process as the proposed treatment technology is due to the reduced sludge volume that is generated by the treatment system, both due to natural settlement and after any mechanical dewatering (e.g. centrifuge, filter press) is applied, when compared to a single pass alkali dosing system. A high level estimate for the sludge generation rate (dry mass) based on average flow for Scenario one would be in the order (it would have to be determined by jar and pilot testing) of 3.5 g/L for a caustic based system and 5 g/L for a lime based system. Depending on the disposal route for the sludge (i.e. onsite landfill or offsite facility) then this difference in sludge generation rates could have a material effect on the OPEX.

The sludge generation rate of the WTP for Scenario one would be in the order of 600 m^3/year for NaOH and 1100 m^3/year for $Ca(OH)_2$. No assessment has been conducted, but if offsite disposal was the selected sludge management route and using a hypothetical disposal cost of USD 100/m^3, the difference between the two alkalis would be USD 50,000 / year. However due to the much higher cost of sodium hydroxide (3 times) and marginal difference in reagent usage (about 20%), the difference in reagent cost is likely to be in the order of USD 500,000 / year, hence lime is the chosen alkali for Folldal.

10 COST

An estimate of the capital and operating costs is included below. It should be noted that prior to pilot testing of the technology onsite, specific vendor quotes and site investigation works, the numbers below (whilst in all likelihood are more accurate) should only be considered to a +/- 50% accuracy.

The costs below are the direct costs associated for the CAPEX of the plant, i.e. purchase of equipment, this is typically in the order of 60-75% of the CAPEX cost of the system as a whole, depending on ancillary construction works, building costs and site preparation requirements.

The costs are estimated as follows (Table 10-1):

Table 10-1: Capital and operating cost estimates

Item	Scenario 1	Scenario 2
CAPEX (USD)	3,500,000	2,300,000
OPEX (USD/m^3)	1.60	1.50
OPEX (USD/year)	210,000	99,000
Sustaining CAPEX (USD/year) for 20 years	175,000	115,000

The sustaining CAPEX should be sufficient for the water treatment plant to be essentially fully replaced every 20 years, no additional funding should be required.

11 WAY FORWARD

11.1 Gaps

As mentioned in the Cost (and alkali comparison) sections it is important to improve some aspects of the understanding of the site conditions to refine the cost estimate and enable a detailed cost benefit analysis to be undertaken.

One of the main aspects that could impact the conceptual design is a better understanding of the flowrates at St2, particularly more detail around the peak events, both from a quantity perspective and a quality perspective. This increased understanding could remove or significantly reduce the need for an attenuation pond.

It is assumed that power and water can be brought to site, this needs to be confirmed as it would have a material impact on both the CAPEX and on the OPEX.

Full suite chemical analysis for the waters at St2 is required to better understand any compounds that may negatively impact the HDS process or alkali usage.

Design optimisation – There is significant scope to optimise the system, changes can be made to improve the automation of the system, this can have knock on improvements in OPEX, but of course will also incur greater CAPEX and sustaining CAPEX costs. The WTP has already been designed to be modular. Improvements in hydrological understanding and/or storm water diversion systems installed onsite, one of the streams could be mothballed, improving OPEX further.

Patent issues – this is not a critical concern, but SRK wanted to inform the Client that some process routes are under patent, this will not be a significant issue though as there are many companies available who offer variants on the HDS process, which is not itself patented.

The high level alkali and sludge generation assessment (which is based on theoretical stochiometric usages and literature efficiency values) will have to be confirmed through pilot and jar testing. Other constituents in the mine water may have a material impact on the alkali dose required or the sludge generation rate.

11.2 Path Forward

The typical path forward for a water treatment plant design and installation would now follow this process:

1. Fill the critical gaps above, mainly around peak flows.
2. Finalise the design criteria for the water treatment plant.
3. Prepare a bid package for the vendors
4. Carry out vendor due diligence, select three or four good suppliers – a scatter gun approach at this stage is not conducive to providing a robust solution. A good vendor will let you visit their facilities and for a mandate of this type will offer to carry out the jar testwork for free.
5. Provide representative samples to the vendors for them to complete jar tests, it is unlikely that vendors will quote (accurately) without completing jar tests
6. Assess the bids received from the vendors, it is important to make sure that solutions are comparable in both scope and performance, as many vendors at this point will have differing solutions. It is important to note which vendors are supplying critical spares and what exclusions are in place.
7. Award the contract to the successful vendor.

A variation to this process (which is one that the author has partaken in and favours) is at Stage 5, instead of providing samples to the vendors for offsite jar testing, the vendors are invited to carry out the testwork onsite. This has several major advantages and only one disadvantage, the one disadvantage is there is typically a cost to be incurred by the Client, however this can sometimes be split between the Client and the vendors, as the vendors will see it as a loss leader. The advantages of this approach are many, of particular note it enables:

- The Client to assess the vendors face to face.
- The Client can have their engineer question the vendors during their trials and audit their testwork.
- The vendor to test samples that are “fresh”, this gives the most accurate results
- Continuous pilot plants to be run, this is particularly important with HDS, as it is very hard to replicate and reliably assess in a jar test

This variation on the approach enables the WTP vendor to have more confidence in their technology being able to treat the water on a continuous basis and improves their understanding of long term reagent use and sludge generation rates. It provides the Client with much more confidence (for a very small capital outlay, typically less than two year’s of the WTP sustaining CAPEX) that the solution they are going to install is the correct one, it will be robust and able to achieve the objectives, and from a budgetary perspective they will know how much things will cost, both in capital outlay and ongoing OPEX. There are also optimisations that have been developed on existing operating HDS plants worldwide and it would give the Client engineer opportunity to ensure that the vendor considers these optimisations.

12 CONCLUSIONS

There is enough available information on the likely quality and flowrates that are generated at the Site to enable:

- A treatment technology to be selected
- A conceptual design to be determined
- A conceptual level estimate to be determined for the CAPEX and OPEX

Completion of several of the items in the Way Forward section will enable the costs to be further refined and the alkali selection to be firmly established.

The management of ice around the storm water attenuation pond will be key, to minimise the size of the pond and enable it to be contained within the main WTP building more monitoring and analysis is required during periods of high flow. It is important to determine what the quality of water is associated with the high flow events, it might indicate that treatment of the very high flows is not required to meet the downstream compliance point objectives.

There are numerous examples of HDS plants operating in the UK, Europe and almost any jurisdiction that has mine impacted waters to deal with. The flowrates of these systems can vary from 10's m^3/hr up to 1000's of m^3/hr, they are the preferred technology to deal with high metals loadings and where the costs of reverse osmosis is undesirable. The author can easily arrange site visits to one of four or five locations in close proximity to Norway if this would be of interest to the Client and explain the differing design philosophies of each if this was of interest.

For and on behalf of SRK Consulting (UK) Limited

Carl Williams,
Principal Consultant (Environmental Engineering),
SRK Consulting (UK) Limited

Dr Robert Bowell,
Corporate Consultant (Geochemistry),
SRK Consulting (UK) Limited

Vedlegg D

Miljøovervåking av Folla

Det er helt siden 1960-tallet utført miljøovervåking av Folla. I starten ble det utført av NIVA, så av COWI og NGI og nå utføres det av Norconsult.

Nåværende årlige overvåkning av samlet avrenning fra Folldal verk og for vannkjemien utføres av Norconsult i 4 punkter i Folla. Det utføres biologiske undersøkelser i Folla hvert 3. år, som omfatter prøvetaking av bunndyr og påvekstalger, samt elektrofiske for tetthetsestimat. Overvåkningen utføres iht. pålegg fra Miljødirektoratet (datert 06.12.2016) og skal sikre at det foreligger tilstrekkelig kunnskap om muligheten for at Folla oppnår god økologisk og kjemisk tilstand iht. Vannforskriften.

Analyser av vann fra Folla ca. 3 km nedstrøms utløpet av gruvevann (punkt F3), viser at elvevannet tidvis inneholder giftige konsentrasjoner av kobber, sink og labilt aluminium iht. grenseverdier i veileder for Vannforskriften (Direktoratgruppen, 2018). Gjennomsnittskonsentrasjonen for kobber og sink i 2020 var respektivt på 12,7 µg/l, og 15,4 µg/l. pH i vannet var nøytral ved alle prøvetakninger. Det ble utført biotaundersøkelser i samme punkt i 2018 og i 2021. I 2018 ble det ikke registrert fisk ved punkt F3, og i 2021 ble det kun tatt 2 harr og 5 ørekyte. Resultatene viste at tilstanden var god med tanke på bunndyr og påvekstalger, men basert på resultatene fra fiskeundersøkelsene både i 2018 og 2021 ble den økologisk tilstand satt til «svært dårlig».

Neste prøvetakningsstasjon i Folla er ved Folshaugmoen (punkt F7) om lag 10 km nedstrøms Folldal verk. Analyser av vannprøver her viser tilsvarende vannkjemi som for punktet F3. Altså tidvis giftige konsentrasjoner av kobber, sink og labilt aluminium. Gjennomsnittskonsentrasjonen for kobber og sink i 2020 var respektivt på 13,3 µg/l, og 21,4 µg/l. Det ble i 2021 utført biotaundersøkelser på stasjon F7. Resultatene av prøvetakingen viste at tilstanden var god med tanke på bunndyr og påvekstalger, men ved elektrofiske på stasjonen ble det kun registrert 2 harr og 6 ørekyte. Basert på fiskeundersøkelsene, ble derfor økologisk tilstand satt til «svært dårlig».

Det siste prøvetakningspunktet i Folla (punkt F4) er plassert etter innløpet fra elven Grimsa, om lag 15 km nedstrøms gruveområdet. Vannkjemien i dette punktet var *god* for alle prøvetakninger i 2020. Historiske verdier viser imidlertid at det har vært tidvis giftige konsentrasjoner av kobber også her. Biotaundersøkelsene fra dette punktet i 2018 viste lite fisk, og den økologiske tilstanden ble derfor da satt til «svært dårlig». Det ble også utført elektrofiske i dette punktet i 2021. Det ble da påvist 1 harr og 4 individer av ulkefisken steinsmett. Det ble i tillegg observert minst 10 steinsmett i første fiskerunde, som ikke ble fanget inn. Det er kun laksefisk (gjelder ørret og harr i Folla) som er styrende for fastsettelse av økologiske tilstand. Basert på fiskeundersøkelsene, ble derfor økologisk tilstand satt til «svært dårlig».

I tillegg til de 3 overvåkningspunktene i Folla nedstrøms Folldal verk, overvåkes også vannkjemien oppstrøms Folldal verk. I 2020 var vannkjemien god ved alle prøvetakningsrundene. De historiske verdiene viser at det tidvis har vært forhøyede verdier av kobber og sink også her. Dette kan skyldes avrenning fra Grimsdalsgruva og Nygruva som ligger oppstrøms Folldal verk. I forbindelse med biotaundersøkelsene i 2021 ble det også gjennomført elektrofiske oppstrøms Folla verk ved en stasjon som er definert som referansestasjon (punkt F5). Området ble vurdert som godt egnet som gyte- og oppvekstområde for fisk, men det ble allikevel kun fanget 2 ørret og 2 harr. Økologisk tilstand ble derfor satt til «svært dårlig».
Resultatene fra overvåkningen av vannkjemi fra 2020 er vist i flytskjema i Figur 1. Figuren viser gjennomsnitt kobberkonsentrasjonen i samlet avrenning fra Folldal verk (punkt F1) og i stasjonene i Folla.

Figur 1. Overordnet flytskjema over gjennomsnittlige kobberkonsentrasjoner [µg/l] fra 2020 klassifisert i henhold til AA-EQS-verdier gitt i veileder 02:2018 for kilder, prøvestasjoner og resipienter/vannforekomster i forbindelse med Folldal Verk.

I 2017 utførte NGI fem runder med vannprøvetaking i Folla, i området direkte nedstrøms Folldal Verk. Resultatet av undersøkelsen indikerer at Skarbekken som inkluderer vann fra gruva og survannsnettet, er hovedkilden for utslipp av surt og metallholdig vann til Folla. Vannkjemien på nordre siden av Folla er sterkt påvirket av utslippet fra Skarbekken med høye konsentrasjoner av blant annet kobber, sink og labilt aluminium.
I 2015 utførte NGI en undersøkelse av sedimentene i Folla. Resultatene viser at sedimentene i området umiddelbart nedstrøms utslippspunktet fra Skarbekken inneholder høye konsentrasjoner av kobber og sink. Konsentrasjonene reduseres nedover i vassdraget, og ble karakterisert som moderat forurenset ca. 1,5 km nedstrøms utslippspunktet. En sammenligning av kobber-konsentrasjoner i elvevannet med porevannet i sediment viser at det foreligger en konsentrasjons-gradient fra vannet i Folla og ned i sedimentene, dvs. at sedimentene er en sink (sluk) for kobber. NGI konkluderte derfor med at sedimentene i Folla ikke representerer en kilde til forurensning som bør prioriteres for tiltak og at hovedkilden til forurensning i Folla er utslipp av gruvevann.

For mer informasjon om prøvetakingen i de siste årene vises til Norconsult sine årsrapporter for Folldal verk og NGI sine rapporter fra vannprøvetaking i Folla.

Vedlegg E

Diffus avrenning via grunnvannet til Folla

Det er tidligere etablert miljøbrønner i selve kildeområdet med gruvemasser, og nedstrøms på elvesletta før utløp til Folla. De 2 brønnene som er etablert i gruvemassene viser lav pH (pH 2,2 i brønn V21 og 2,7 i brønn BR13), og høye konsentrasjoner av tungmetaller. I brønnene på elvesletta øker pH, men viser fortsatt at grunnvannet er påvirket av sur avrenning med pH verdier som ligger mellom 4,2-6,3. Tungmetallkonsentrasjonene er kraftig redusert i forhold til grunnvannet i selve gruvemassene. Konsentrasjonene er fortsatt forhøyet og grunnvannet på elvesletta er også forurenset av sur og metallholdig avrenning fra gruvemassene. For ytterligere detaljer rundt grunnvannskjemi henvises det til NGI sin rapport: *Kartlegging av avgangsmasser og vann fra 2014*.

Det er utført undersøkelser i brønnene for å estimere permeabiliteten (hydraulisk konduktivitet) i massene rundt brønnene. Det er massene, sammen med grunnvannsgradienten som styrer hastighetene på grunnvannsstrømningen og dermed også spredningshastigheten på forurensningen i grunnvannet. Testene som er utført viser at massene har en hydraulisk konduktivitet (permeabilitet) tilsvarende morene, silt og sandige masser. Spesielt morene og siltmasser gir en langsom grunnvannstransport, noe som vil begrense mengde forurenset vann som spres via grunnvannet og ut til Folla.

Det er prøvetatt grunnvann i flere dyp, resultatene viser at konsentrasjonene av forurensning avtar med dypet og pH-verdiene øker. Dette indikerer at det hovedsakelig er øverste delen av grunnvannet som har størst potensiale for spredning av forurensning. For en mere detaljert beskrivelse av grunnvannstrømning og kjemi henvises det til Sandra Rodès sin masteroppgave fra 2014.

Basert på de undersøkelsene som er utført i brønnene i Folldal indikerer resultatene at grunnvannet i gruvemassene er sterkt forurenset. Den hydrauliske konduktiviteten i massene er relativt lav noe som vil begrense mengden forurensning som spres. Det er uavklart om noe, eventuelt hvor mye av det forurensede grunnvannet i gruvemassene som ledes inn og samles opp via survannsnettet. Konsentrasjonene av metaller i grunnvannet avtar nedstrøms gruvemassene og konsentrasjonene er vesentlig lavere i brønnene på elvesletta. Basert på de undersøkelsene som er utført i brønnene ansees mengden forurensning som spres til Folla via grunnvannet som noe begrenset i forhold til mengden forurensning i det oppsamlede vannet fra gruva og survannsnettet.

Det er etablert et begrenset antall brønner i tilknytning til Folldal verk. Brønnene er kun prøvetatt et fåtalls ganger. Dette medfører at kunnskapen om den diffuse spredningen av metaller til Folla via grunnvannet er begrenset og det er usikkerheter knyttet til andel forurensning som tilføres Folla via grunnvannet.