

# Tiltak for rensing av Killingdalområdet

En beskrivelse av forurensningssituasjonen  
og forslag til rensning

**Jørgen Engebretsen**

Geologi

Innlevert: januar 2017

Hovedveileder: Bjørge Brattli, IGP

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet  
Institutt for geovitenskap og petroleum



# Masteroppgave i miljøgeologi 2017

Tittel:

## **Tiltak for rensing av Killingdalområdet**

En beskrivelse av forurensningssituasjonen og forslag til rensning

Engelsk tittel:

## **Treatment of acid mine drainage (AMD) from the Killingdal area in Trondheim**

*A description of the current situation and alternatives for treating*

Oppgavetekst:

- 1) Bakgrunn for oppgaven er at overvåkning av vannkvaliteten fra Killingdalområdet viser at vannet er forurenset, til tross for sanering i 2011. I den forbindelse ønsker Trondheim kommune at det skal utarbeides en plan for å stanse forurensningen på sikt.
- 2) Målet med oppgaven er:
  - a. Overvåkning av vannkvalitet og vannføring fra avrenningen fra det nedlagte oppredningsanlegget til Killingdal gruver i Fagervika, for å kartlegge forurensningssituasjonen.
  - b. Sammenstille data.
  - c. Gjennomgå metoder for rensing og undersøke om olivingranulat kan være egnet for rensing av vannet fra Killingdalområdet.
  - d. Foreslå tiltak for Killingdalområdet, basert på funnene i oppgaven.
- 3) Oppgaven gjennomføres i samarbeid med Rambøll Trondheim, med Lise Støver som kontaktperson og medveileder.





## Sammendrag

Denne oppgaven beskriver forurensningsproblemene knyttet til Killingdal gruvers tidligere oppredningsanlegg i Trondheim. Dette anlegget produserte svovelkis fra sulfidholdig malm i perioden 1953- 1986. Både under drift og i årene etter har anlegget bidratt til forurensing av havnebassenget. Anlegget og omgivelsene ble renoverert i 2011, som en del av oppryddingen i Trondheim havn. Til tross for dette, renner det fortsatt surt vann med høye metallkonsentrasjoner fra området ut i sjøen via en underjordisk tunnel.

Denne typen forurensing er et velkjent problem knyttet til sulfidmalmgruver og omtales ofte som "acid mine drainage" (AMD). I denne oppgaven har det blitt studert hva som kan forårsake AMD og går gjennom forskjellige behandlingsmetoder, med fokus på passiv rensing ved hjelp av sorpsjonsfilter.

Formålet med oppgaven var også å innhente data om vannføring og vannkvalitet fra Killingdalområdet gjennom feltarbeid. Det ble hentet inn ukentlige vannprøver fra april til september fra den underjordiske tunnelen. Prøvene ble analysert for metallinnhold og pH. For å bestemme avrenningen ble samtidig vannføringen overvåket kontinuerlig fra april til oktober. Fra resultatene har det blitt laget en modell for hvor mye metaller som slippes ut i sjøen fra området. Her fant man ut at 0,2 - 3,6 tonn kobber, 0,2 - 2,6 tonn sink og 0,7 - 8,7 tonn jern renner ut i havnebassenget hvert år.

Av mulige sorbenter for rensing, har olivinggranulat av typen Blueguard G 1-3 blitt undersøkt i laboratorieforsøk. Vann fra Killingdal ble tilsatt knust kalk og luft. Deretter ble vannet tilsatt olivinggranulat i forskjellige mengder i en ristetest. Til slutt ble prøvene analysert ved hjelp av ICP-MS. Funnene fra forsøket viste at kalking og lufting fungerte godt for rensing av vannet. Olivinggranulat hadde god renseseffekt for rensing av kobber, sink og nikkel, men stoffet viste samtidig mye utlekking av krom og dårlig tilbakeholdelse av arsen.

Oppgaven konkluderer med at det bør gjennomføres rens tiltak for å hindre fremtidig utlekking av metaller til sjøen fra Killingdal, basert på forurensningssituasjonen. Av mulige rens metoder trekkes det frem at et passivt rens anlegg med flere trinn vil være en gunstig løsning. Et slikt anlegg vil først behandle vannet med kalk og tilsette luft, og videre etterbehandles med et sorpsjonsfilter. Oppgaven nevner flere mulige filtermaterialer, men det er ikke tatt stilling til videre utforming og dimensjonering av et rens anlegg.



## Abstract

This thesis describes the pollution caused by Killingdal Mine's mineral processing plant in Trondheim, a facility that produced pyrite from sulphide ore during 1953 – 1986. Both during operation and in the years after, the plant was a source of pollution in the harbour basin. The whole area surrounding the processing plant was therefore renovated in 2011. Despite this, acidic water with high concentrations of metals is still leaking to the sea, through an underground tunnel.

This type of pollution is a well-known problem with sulphide mining and is called acid mine drainage (AMD). This thesis describes the cause and effect of AMD and different methods to treat it, highlighting passive treatment using a sorption filter.

The aim of this thesis was also to acquire information of flow and water quality through field research. Water samples were collected weekly from April to September from the underground tunnel. Samples were analysed for metal content and pH. To find the drainage, water flowrates were monitored continually from April to October. From these results, the annual discharge of metals from Killingdal to the harbour basin has been calculated to, 0.2 – 3.6 tons of copper, 0.2 – 2.6 tons of zinc and 0.7 – 8.7 tons of iron.

One of the studied sorbents for water treatment, olivine granulate (Blueguard G 1-3), has been tested in the laboratory. Water samples from Killingdal were first added crushed limestone and air through a hose. Then, the water was added olivine granulate in various amounts. Finally the samples were analysed using ICP-MS. The experiment showed that limestone and aeration worked well for removing contaminants. Olivine granulate was effective for removing copper, zinc and nickel. However, the material also showed leaching of chromium and poor adsorption of arsenic.

In the case of Killingdal, the conclusion is that the runoff needs to be treated, based on the current situation. One method to stop the release of metals to the sea is to use passive treatment. A combined system with limestone treatment and aeration first, then use a sorbent as filter material, can be a good solution. This thesis focuses on different methods and materials for passive treatment, it does not consider the design and dimensions of a treatment facility.



## Forord

Arbeidet med masteroppgaven startet høsten 2015. Jeg var heldig som fikk samarbeide med Rambøll, som på den tiden planla å overvåke Killingdalområdet. Prosessen har vært lærerik og jeg har satt meg inn i mye nytt. Problemstillingen var både relevant og spennende. Dette forsto jeg for alvor da jeg fikk se tunnelen for første gang. Det var i tillegg fint å kunne jobbe med noe i mitt eget nærområde, og kanskje være med på å påvirke at forurensningen fra Killingdal forsvinner på sikt.

Jeg vil takke alle som har hjulpet meg på NTNU, først og fremst min veileder Bjørge Brattli. Du har gitt verdifull tilbakemelding og alltid tatt deg tid for å hjelpe meg. Jeg vil også takke laboratorietekniker Laurentius Tijhuis og Jermund Rekkedal fra Sibelco som hjalp meg med laboratorieforsøket.

Jeg er takknemlig for at Rambøll ga meg muligheten til å få være med på Killingdalprosjektet. Her vil jeg først og fremst nevne Lise Støver, min kontaktperson og veileder, som har hjulpet meg mye med oppgaven. Harriet de Riuter fortjener også en stor takk for at hun har gitt meg god hjelp og vært hyggelig selskap på turene inn i tunnelen. Jeg har hatt stor nytte av samarbeidet med Rambøll og håper at jeg også har kunnet bidra med noe tilbake.

Miljøringen skal ha en stor takk for stipendet jeg fikk tildelt. Dessverre fikk jeg aldri muligheten til å dra til Finland for å gjøre research, som planlagt, men jeg ser frem til å kunne bruke stipendet på å fortelle andre om arbeidet med Killingdalområdet.

Til slutt vil jeg takke familie og gode venner. Tusen takk til min flotte kjæreste Thale. Du har støttet meg hele veien, selv om det har betydd mange seine kvelder alene, mens jeg har sittet på lesesalen de siste månedene. Jeg er heldig som har en så forståelsesfull og snill kjæreste som deg, og jeg gleder meg til vi kan være mer sammen igjen. Aller sist vil jeg takke min kjære datter, Ellinor. Å komme hjem fra lesesalen til deg har vært dagens høydepunkt og du har vært en stor inspirasjon for å klare å gjennomføre masterløpet over tre semester.

Jørgen Engebretsen

Trondheim 31.01.17



# Innhold

<b>1</b>	<b>Innledning .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Bakgrunn.....</b>	<b>5</b>
2.1	Oppryddingsarbeid og overvåkning.....	5
2.2	Beskrivelse av Killingdalområdet.....	11
2.3	Hydrogeologi .....	13
2.4	Tungmetallforurensning fra Killingdalområdet .....	15
2.5	Miljødirektoratets veileder for grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota.....	19
2.6	Sorpsjon .....	20
2.7	Forurensningsproblematikk knyttet til sulfidmalmgruver.....	22
2.8	Tiltak for håndtering og rensing av AMD .....	25
2.9	Filterløsninger.....	29
2.10	Design av renseanlegg.....	34
<b>3</b>	<b>Metoder .....</b>	<b>37</b>
3.1	Feltundersøkelser.....	37
3.2	Laboratorieundersøkelser med kalk og olivingranulat .....	42
<b>4</b>	<b>Data og Resultater .....</b>	<b>45</b>
4.1	Meteorologiske data .....	45
4.2	Observasjoner av vannføringen i Killingdalområdet og i transporttunnelen .	46
4.3	Vannføring i transporttunnelen .....	47
4.4	Resultater fra analyse av vannprøver.....	51
4.5	Mengdeberegninger for utslipp av metaller til Trondheimsfjorden .....	59
4.6	Laborrietester med olivingranulat .....	60
<b>5</b>	<b>Diskusjon .....</b>	<b>65</b>
5.1	Kilder til forurensing.....	65

5.2	Klimapåvirkning .....	65
5.3	Gjennomføring av vannmengdemålinger og vurdering av data .....	66
5.1	Nedbørspåvirkning av vannføring i transporttunnelen .....	68
5.2	Vannprøvetakning og vurdering av forurensningen. ....	69
5.3	Mengdeberegninger .....	71
5.4	Laboratorieforsøk .....	71
5.5	Egnede renseløsninger for Killingdalområdet.....	74
5.6	Videre anbefalinger for rensing av nedlagte gruver og gruveanlegg. ....	75
<b>6</b>	<b>Konklusjon.....</b>	<b>77</b>
<b>7</b>	<b>Kilder .....</b>	<b>79</b>
<b>Vedlegg.....</b>		<b>85</b>
	Vedlegg A – Analyserapporter .....	85
	Vedlegg B – Feltlogg/ Dagbok .....	115
	Vedlegg C – Nedbørs- og vannføringsdata.....	123
	Vedlegg D – Datablad Olivingranulat, Blueguard G 1-3.....	129
	Vedlegg E – Analyseresultater fra laboratorieforsøk.....	133



## Figurer

Figur 1-1. Killingdal Grubers anlegg sett fra nord. Til venstre synes utskipningskaien. Det gule bygget til høyre er oppredningsverket. Mellom sjøen og bygget var det lossesjakter og lagerhall for malmen. Merk at sjøkanten er sterk misfarget på grunn av forurensning. (Multiconsult). ....	1
Figur 1-2. Kart over Trondheim med Killingdalområdet (innfelt). Kartet viser også et utsnitt med Killingdal og andre gruver som har hatt utfordringer med gruveforurensning. ....	3
Figur 2-1. Tverrsnitt av situasjonen før tiltak (Multiconsult (2009)). ....	5
Figur 2-2. Bilder av Killingdalområdet før opprydding. Øverst til venstre: Oppredningsverket. Lagerhaller og lossesjakter i forgrunnen. Nederst til venstre: Nordre drensutløp fra transporttunnelen (V2). Til høyre: Søndre del av området med lossesjakter og lagerhall under rester av skinnegang. Nedenfor går et spor som går videre nordover (Multiconsult 2011). ....	6
Figur 2-3. Bilder fra oppryddingen. Til venstre: Lagerhallen i forgrunnen med lossesjakter i nord. Til høyre: Transporttunnelen med lossesjakter over (Multiconsult 2011). ....	7
Figur 2-4. Tverrsnitt av situasjonen etter tiltak (Multiconsult 2009). ....	7
Figur 2-5. Flyfoto over Killingdalområdet etter opprydding. Øverst: Før opprydding. I midten: Under opprydding. Lagerhallen og lossesjaktene ligger åpne. Nederst: Ny gangvei og sykkelsti følger den gamle jernbanetraseen, over Killingdalbekken. Bekkeløpet er lagt om. Det går en gangsti til utskipningskaien ved inngangen til transporttunnelen. Det er bygd trapper for at man skal kunne gå fra den gamle kaien opp til Bynesveien (norgebilder.no). ....	9
Figur 2-6. Oversikt over Transporttunnelen med prøvepunkter benyttet under overvåkningsperioden. (Multiconsult 2015, Statens kartverk 2016) ....	10
Figur 2-7. Bilder av området i 2015, fem år etter oppryddingen. Til venstre: Tydelig rustfarge på vannet og grusen inne i transporttunnelen (21.05.15). Til høyre: Utfellinger på steiner ved prøvepunkt V4. Bildet er tatt under fjære. (22.05.2015) (Rambøll).....	11
Figur 2-8. Geologiske kart over Bymarka og Killingdalområdet. Øverst: Løsmassekart. Nederst: Berggrunnskart (NGU 2016, Statens kartverk) ....	12
Figur 2-9. Virkningen av et essensielt metall (a) og er ikke-essensielt metall (b) (Förstner & Wittmann 2012).....	16
Figur 2-10. Oversikt over rensemetoder for AMD. Modifisert etter (Jacobs et al. 2014; Neculita et al. 2007).....	26
Figur 2-11. Pilotrenseanlegg med olivingranulat var Bjørnlivann på Løkken. Grunnvann pumpes inn i bunnen av tanken med olivingranulat og renner ut på toppen. Bildet er tatt 7.12.16 (Jørgen Engebretsen). ....	32
Figur 2-12. Flytskjema for design av passivt renseanlegg. Modifisert etter (Lottermoser 2010; Zipper & Skousen 2014) ....	35

Figur 3-1. Prøvetakningsutstyr, Vannmengdemåler, Nivus PCM Pro (Nivus), Hach Sigma 900 (Hach) og ISCO 6700 (ISCO).....	37
Figur 3-2. Bildet viser oppsettet for prøvetakingsutstyret.. De blå ledningene går fra sensorer i hvert rør, via en koblingsboks, til vannføringsmålerene. De gjennomsiktige ledningene går fra rør til automatiske prøvetakere. (Jørgen Engebretsen) .....	39
Figur 3-3. Forberedelser til analyse. a) Lufting av vannprøve tilsatt knust kalk. b) Filtrering av kalkløsning. c) Prøveflasker merket og klar for risting. d) Veiing av olivingranulat. ....	44
Figur 4-1. Nedbørsmålinger, Voll målestasjon, 1.04.16 – 31.10.16 og normalnedbør. Hentet fra eKlima.no (2016). ....	46
Figur 4-2. Bilder som viser snøforholdene i nedbørsfeltet til Killingdalbekken 13.04.16 (Jørgen Engebretsen). ....	46
Figur 4-3. Beregnet vannføring for tunnelvann sammenstilt med nedbør for perioden. Merk at det mangler mange verdier for vannføring i tørre perioder.. Estimert vannføring er ment for å fylle inn manglende data, men modellen passer dårlig. ....	48
Figur 4-4. Beregnet vannføring for takvann, sammenstilt med nedbør for perioden. Merk at det mangler store mengder data i tørre perioder.....	48
Figur 4-5. Alle målinger av vannføring for takvann og tunnelvann, sammenstilt med nedbør. ....	50
Figur 4-6. Overvåkning av forurensning Killingdalområdet 2011 – 2015. Resultater fra prøvepunkt V4 viser at metallkonsentrasjonene har økt siden 2011. (Rambøll) .....	52
Figur 4-7. Nedbør og suspendert stoff (SS) for takvann. Dataetikettene representerer verdier for nedbør. ....	53
Figur 4-8. Suspendert stoff (SS) og metaller for takvann. Y-aksen viser metallkonsentrasjon i µg/L. X-aksen viser konsentrasjonen av SS i mg/L. Trendlinjen forklarer det lineære forholdet mellom metaller og SS .....	54
Figur 4-9. Suspendert stoff, vannføring og nedbør for tunnelvann. Dataetikettene viser nedbør og vannføring (blå skrift).....	56
Figur 4-10. Suspendert stoff (SS) og metaller for tunnelvann. Y-aksen viser metallkonsentrasjon i µg/L. X-aksen viser konsentrasjonen av SS i mg/L. Trendlinjen forklarer det lineære forholdet mellom metaller og SS. ....	57
Figur 4-11. Total renseeffekt for forsøket med både kalking og olivin. Y-aksen viser renseeffekt i prosent. X-aksen viser de forskjellige prøvene med ulik mengde tilsatt olivingranulat. Effekten av kalking tilsvarer 0,00g tilsatt olivin. Tilnærmet 100% rensing for Pb,Cd,Zn og Cu. ....	63
Figur 4-12. Renseeffekt med olivingranulat. Y-aksen viser renseeffekt i prosent. X-aksen viser de forskjellige prøvene med ulik mengde tilsatt olivingranulat. Til venstre: As, Pb, Cd, Cu, Ni, Zn og Fe. Til høyre Cr.....	63
Figur 4-13. Konsentrasjon, $C_w$ (µg/L) og sorpsjonstetthet, $q$ (µg/g), med sorpsjonsisotermer.....	64

## Tabeller

Tabell 2-1. Hydraulisk konduktivitet for løsmasser og i berg. Modifisert etter (Struckmeier & Margat 1995) .....	15
Tabell 2-2. Klassifiseringssystem for vann og sediment. Forkortelser: 1) Predicted no-effect Concentration 2) AF: sikkerhetsfaktor, AA-EQS (Annual Average – Environmental Quality Standard), MAC-EQS (Maximum Allowed Concentration – Environmental Quality Standard) (Miljødirektoratet 2016) .....	19
Tabell 2-3. Tilstandsklasse for kystvann. Konsentrasjoner er oppgitt i µg/L (miljødirektoratet 2016)...	20
Tabell 2-4. Point of Zero Charge for leirmineraler, vanlige oksider og hydroksider i jord. Etter (Parks, 1967; Stumm & Morgan, 1981; Davis & Kent, 1990). Modifisert etter (Appelo & Postma 1993).....	21
Tabell 2-5. Oversikt over studier av sorbenter for fjerning av metaller fra gruveavrenning (Westholm et al. 2014).....	33
Tabell 3-1. Utstyr benyttet under laboratorieforsøk.....	42
Tabell 3-2. Prøveoppsett .....	43
Tabell 4-1. Temperaturmålinger, Voll målestasjon, april - oktober 2016 og normaltemperatur. Hentet fra eKlima.no (2016) .....	45
Tabell 4-2. Oversikt over manuelle målinger av tunnelvann, gjort da måleren ikke registrerte vannføring. ....	49
Tabell 4-3. Vannmengdemålinger av tunnelvann og takvann. ....	50
Tabell 4-4. Analyseresultater for takvann.....	55
Tabell 4-5. Analyseresultater for tunnelvann.....	58
Tabell 4-6. Nøkkeldata for mengdeberegninger av utslipp til sjø. ....	59
Tabell 4-7. Årlig utslipp av metaller fra Killingdalområdet til Trondheimsfjorden. ....	60
Tabell 4-8. Avvik mellom duplikatprøver og triplikat.....	61
Tabell 4-9. Analyseresultater for hele forsøket.....	62



## Nomenklatur

- Al – Aluminium
- ALD – Anoxic Limestone Drain/ Anoksisk kalksteinskanal. Passiv rensesmetode for behandling av AMD
- AMD – Acid Mine Drainage. Sur avrenning med høyt innhold av metaller som stammer fra gruvevirksomhet.
- As - Arsen
- Bentonitt – Leiremateriale som brukes til tett overdekning.
- Cd – Kadmium
- Cr – Krom
- Cu - Kobber
- CEC – Cation Exchange Capacity
- Fe - Jern
- ICP-MS – Inductively coupled plasma mass spectrometry/ induktivt koblet plasma massespektrometri. Analysemetode for å bestemme grunnstoffer.
- Klif – Klima- og forurensningsdirektoratet
- Ni - Nikkel
- OLC – Open Limestone Channel/ Åpen kalksteinsgrøft. Passiv rensesmetode for behandling av AMD
- PAH – ployykliske aromatiske hydrokarboner.
- Pb - Bly
- PZC – Point of Zero Charge.
- SAPS – Succesive Alkaline Producing System / Vertikalt strømningsystem. Passiv rensesmetode for behandling av AMD.
- S - Svovel
- SS – Suspendert stoff
- XRF – Røntgen fluorescens. Analysemetode for å finne kjemisk sammensetning.
- Zn - Sink



# 1 Innledning

Killingdalområdet er betegnelsen på området ovenfor Fagervika, nordvest i Trondheim (se kart på s. 3). Navnet har sitt opphav etter Killingdal Gruveselskap, som startet drift av et flotasjonsverk på området i 1953. Anlegget var i drift fra 1953. Malmen besto av svovelkis, kobberkis og sinkblende, som ble hentet ut fra gruva i Killingdal i Holtålen ca. 130 km sørøst for Trondheim. Fra gruva ble malmen transportert med jernbane langs Rørosbanen til anlegget. I 1986 gikk gruveselskapet konkurs og kommunen overtok som grunneier av anlegget. NSB sto igjen som grunneier av skinnegangen som knyttet anlegget til Iisvika.

I etterkant av nedleggelsen ble det gjort forsøk på å finne nye bruksområder for anlegget, men på grunn av forurensning, ble det funnet uegnet. Dermed ble anlegget stående ubrukt i årene som fulgte. I 2002 fikk grunneierne pålegg fra Klif (klima- og forurensningsdirektoratet, nå Miljødirektoratet), om å utføre miljøundersøkelser (Trondheim kommune 2011).



*Figur 1-1. Killingdal Grubers anlegg sett fra nord. Til venstre synes utskipningskaien. Det gule bygget til høyre er oppredningsverket. Mellom sjøen og bygget var det lossesjakter og lagerhall for malmen. Merk at sjøkanten er sterk misfarget på grunn av forurensning. (Multiconsult).*

De miljøtekniske undersøkelsene av området i 2004 viste at det lå igjen malmkonsentrat, malmrester og tungmetallforurensede masser. Forekomstene var betydelige og på store deler av området lå forurensningen eksponert i overflaten. Det var deponert anslagsvis 4 600 tonn spillmalm på området. I lagerhallen lå det igjen 90 tonn malmrester, og flere hauger med sinkblende- og svovelkiskonsentrat lå spredt på området (formannskapet Trondheim kommune 1996).

Forurensingen ble sett på som så alvorlig at Klif anbefalte grunneierne å utarbeide en tiltaksplan. I følge forurensningsloven er grunneier ansvarlig for forurensningen, selv om

grunneier ikke står bak selv. Klif signaliserte også at det skulle bevilges statlig støtte til opprydding. Saneringen ble fullført i 2011 og det har blitt anlagt et grøntareal med sykkelsti hvor anlegget sto (Multiconsult 2011).

Samtidig som det ble utarbeidet en tiltaksplan for Killingdal, startet Trondheim kommune planleggingen av et annet prosjekt, "Renere havn". Prosjektet gikk ut på å rense havneområdet rundt Trondheim. Etter flere år med planlegging begynte i 2015 arbeidet med mudring og tildekking, og ble ferdigstilt i 2016. Mye av forurensningen i områdene Nyhavna, Brattøra og kanalen er forårsaket av tidligere industri og skipstrafikk, med høye verdier av kobber og polyaromatiske hydrokarboner (PAH) (Trondheim kommune 2016). I de vestligste delene av havnebassenget, Ilsvika og Fagervika, har Killingdalanlegget bidratt til utlekking av kobber, sink, bly og kvikksølv i stor grad. Forurensningen stammet både fra avrenning fra land, og fra anslagvis 1,4 millioner tonn avgangsmasse som ble deponert i sjøen i perioden oppredningsverket var i drift (Trondheim kommune 2011).

Etter at oppryddingen av Killingdalområdet var ferdig i 2011, skulle vannkvaliteten overvåkes med månedlige prøver frem til 2015. Fra denne overvåkingen kom det fram at tiltakene ikke hadde vært tilstrekkelige for å stoppe utlekkingen av tungmetaller i sjøen. Strakstiltak ble iverksatt høsten 2015 for å få minimere vannmengden som trengte inn i forurensede masser. Målet med dette var å redusere utslippene på kort sikt. Rambøll ble i 2015 hentet inn for å utarbeide en ny tiltaksplan for fjerningen av den resterende forurensningen. For at havneområdet i Trondheim skal forbli rent må også fremtidig forurensning av sjøbunnen stanses.





Figur 1-2. Kart over Trondheim med Killingdalområdet (innfelt). Kartet viser også et utsnitt med Killingdal og andre gruver som har hatt utfordringer med gruveforurensning.



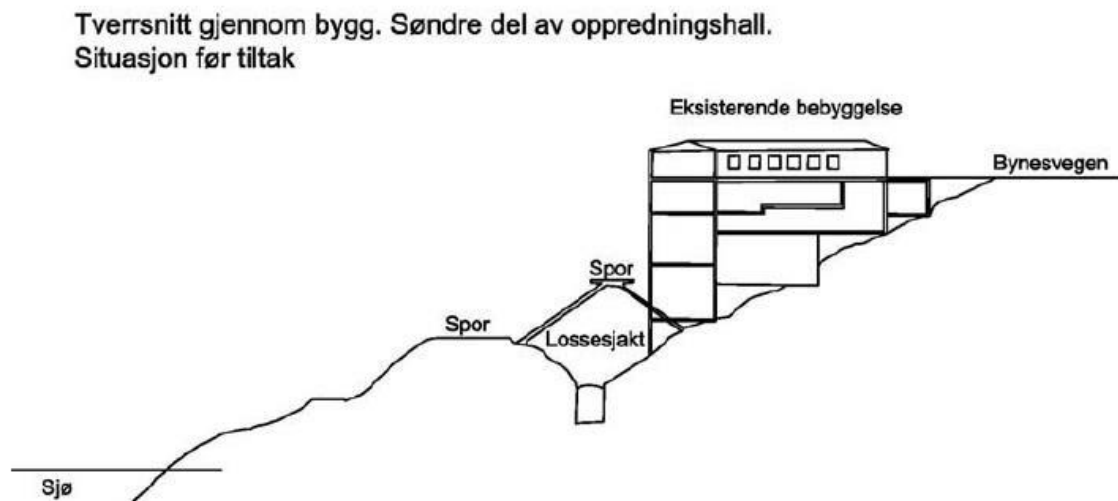
## 2 Bakgrunn

### 2.1 Oppryddingsarbeid og overvåkning.

Dette delkapittelet omhandler hvilke tiltak som ble gjort under saneringen av Killingdalområdet i 2009-2011. Videre beskrives funnene gjort under overvåkingen som fulgte og de strakstiltak som ble iverksatt i etterkant av overvåkingen.

#### 2.1.1 Killingdalområdet før

Det som sto igjen av anlegget til Killingdal Gruber i forkant av oppryddingen var et område på 42 200 m<sup>2</sup>, avgrenset av Bynesveien i vest og sjøkanten i øst, ca. 300 m langt. Langs veien sto oppredningsbygget. Nedenfor sto en 215 m lang konstruksjon med lagerhall og lossesjakter sprengt ned i fjellet. Over dette bygget gikk det jernbanespor for malmtransport. Herfra kunne malmen tippes fra godsvogner ned i lossesjaktene i nordenden. Under lagerhallen og lossesjaktene lå det en transporttunnel som hadde et transportbånd. Via denne tunnelen gikk malmen inn til oppredningsanlegget, og ferdig produkt ble transportert fra lagerhallen i sør, til en utskipningskai som lå ved sjøen. I hver ende av transporttunnelen var det også sprengt ut en dreneringstunnel. Killingdalbekken var ledet under anlegget. Det lå også et annet spor på nedsiden av anlegget som gikk videre nordover (Multiconsult 2011).



Figur 2-1. Tverrsnitt av situasjonen før tiltak (Multiconsult (2009)).



*Figur 2-2. Bilder av Killingsdalområdet før opprydding. Øverst til venstre: Oppredningsverket. Lagerhaller og lossesjakter i forgrunnen. Nederst til venstre: Nordre drensutløp fra transporttunnelen (V2). Til høyre: Søndre del av området med lossesjakter og lagerhall under rester av skinnegang. Nedenfor går et spor som går videre nordover (Multiconsult 2011).*

### 2.1.2 Oppryddingsarbeid

I 2009 fikk Multiconsult oppdrag av Trondheim Kommune om å renovere Killingsdalområdet. Det ble antatt at det lakk ut omtrent ett tonn tungmetaller i sjøen årlig. Multiconsults sluttrapport beskriver hvordan arbeidet ble utført. Gjennomføringen startet med rydding av området for vegetasjon og avfall av ulike typer, før man startet arbeidet med oppgraving og sikring av forurenset grunn. I forkant av arbeidet hadde det blitt gravd 194 sjakter, hvor jordprøver ble analysert med hensyn til metaller. På bakgrunn av utført prøvetakning og klassifisering av masser ble det utarbeidet graveplaner for 114 delområder. Delområdene ble klassifisert som enten farlig avfall eller etter tilstandsklasse 1 – 5, for å minske potensialet for spredning av forurensing og for å bedre logistikken ved gravearbeidet. Graveplanen gjaldt kun for masser som skulle omdisponeres og ikke for produktrester og spillmalm fra lagerhallen, lossesjakter og transporttunnelen. Det ble også utført erosjonssikring (plastring) av sjøkanten. Det totale



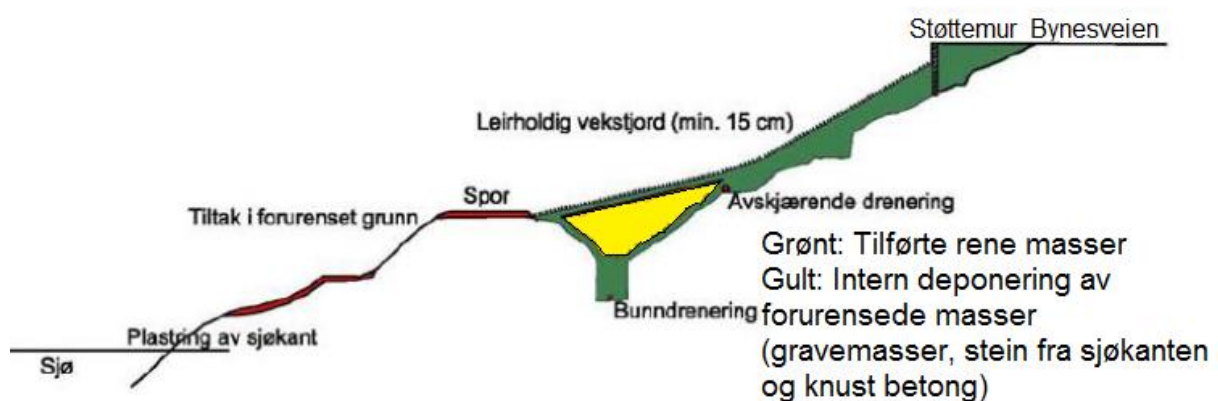
graveomfanget var på 25.710m<sup>3</sup>, hvorav 17.274m<sup>3</sup> oppe på området og 8.436m<sup>3</sup> i sjøkanten (Multiconsult 2011).



Figur 2-3. Bilder fra oppryddingen. Til venstre: Lagerhallen i forgrunnen med lossesjakter i nord. Til høyre: Transporttunnelen med lossesjakter over (Multiconsult 2011).

De utgravde massene som var klassifisert som farlig avfall eller tilstandsklasse 5, ble plassert i mellomlagre i påvente av utskipning. Mellomlagrene lå på tett underlag og ble tildekket. For de andre massene, samt stein fra sjøkanten og betong fra konstruksjonene, ble det etablert et internt massedeponi i den gamle lagerhallen og i lossesjaktene. Langs sidene og i bunnen av deponiet ble det lagt ut drenerende masser (sand), som ble adskilt fra forurensede masser med fiberduk. Over massene ble det dekket med bentonittmembran med en overdekning på minimum 1 meter rene masser. Masser med tilstandsklasse 3 og 4 ble primært deponert i det interne deponiet.

#### Situasjon etter tiltak



Figur 2-4. Tverrsnitt av situasjonen etter tiltak (Multiconsult 2009).

Masser med tilstandsklasse 1 og 2 ble enten deponert eller lagt under bentonittmembran med overdekning av rene masser. Noen steder var det ikke mulig med masseutskifting ned til fjell eller upåvirkede løsmasser, på grunn av vegetasjon eller terreng. For hele arealet som ble ryddet ble det lagt ut en bentonittmembran for å hindre regninntrengning og utvasking av forurensning. Over membranen ble det tilført rene masser med tykkelse på minimum 0,5 m. Rundt området ble det gravd en grøft for å drenere vann rundt og lede overflatevann vekk. Totalt ble 13 168 m<sup>3</sup> masser med tilstandsklasse 1-4 håndtert og sluttdisponert internt på området. Av dette ble 9 019 m<sup>3</sup> lagt i deponiet, og 4 149 m<sup>3</sup> ble disponert øvrig på området. I følge Multiconsult (2011) var fordelingen mellom tilstandsklasser anslått til 42 % i tilstandsklasse 1-3 og 58 % i tilstandsklasse 4.

Transporttunnelen under lagerhallen ble ikke revet under arbeidene. Lukene fra lagerhall og lossesjakter i taket på tunnelen ble murt igjen med betong og tunnelen ble rensket. Det ble lagt ut et langsgående rør med slisser som drenerte vannet til de eksisterende drenstunnelene. Disse ble også rensket og foret med plastrør for å føre vann utenom gjenværende forurensninger. Gulvet i tunnelen ble fylt opp med et lag singel som hadde tykkelse 30cm. Mellom transporttunnelen og drenstunnelene ble det støpt terskler for at vannet skulle ha lengere oppholdstid i transporttunnelen. Grunnet til at det ble valgt en slik åpen løsning var for at man i ettertid skulle kunne undersøke undersiden av det interne deponiet (Multiconsult 2011).



*Figur 2-5. Flyfoto over Killingsdalområdet etter opprydding. Øverst: Før opprydding. I midten: Under opprydding. Lagerhallen og lossesjaktene ligger åpne. Nederst: Ny gangvei og sykkelsti følger den gamle jernbanetraseen, over Killingsdalbekken. Bekkeløpet er lagt om. Det går en gangsti til utskipningskaien ved inngangen til transporttunnelen. Det er bygd trapper for at man skal kunne gå fra den gamle kaien opp til Bynesveien (norgebilder.no).*

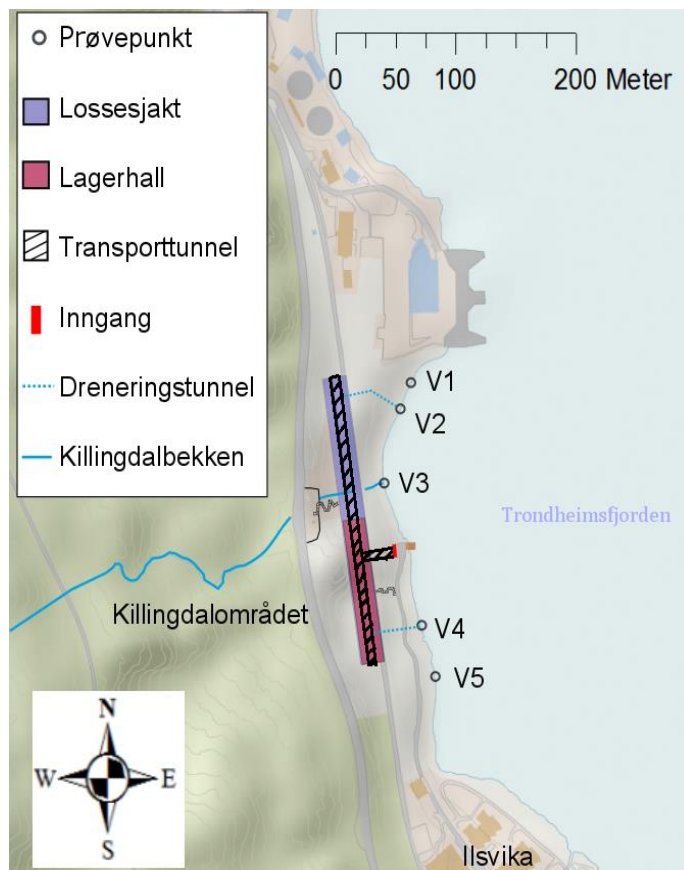


### 2.1.3 Overvåkning

Under oppryddingen og årene etter ble det tatt vannprøver for å overvåke forurensningen. Fem punkt ble benyttet til prøvene; V1 utløp fra overflatedrenering nord, V2 utløp fra dreneringstunnel i nordenden av transporttunnel, V3 Killingdalbekken, V4 utløp fra dreneringstunnel i sørenden av transporttunnelen, V5 utløp fra overflatedrenering sør. I sluttrapporten konkluderte Multiconsult at prøvepunktene for overflatedreneringen hadde liten innvirkning på forurensningsbildet. V5 var tørr alle gangene og V1 var tørr 3 av 6 ganger og hadde gjennomgående lave metallnivåer. Det ble tatt flere prøver av utløpene, V2, V3 og V4 før og under anleggsfasen, i tidsrommet 11. mars 2010 til 15. mars 2011. Det ble tatt ca. 170 prøver fra hvert prøvetakningspunkt, med noen færre prøver fra V3 (Killingdalbekken) ettersom den var igjenfrosset om vinteren. Overvåkingen i perioden viste en forbedring etter utført arbeid, med kun utslipp i V2 og V4 i stabile konsentrasjoner (Multiconsult 2015).

I perioden 2012 – 2014 hadde Trondheim kommune ansvar for prøvetakingen, med månedlige prøver ved punktene V2, V3 og V4. I stedet for en forbedring etter saneringen, ble metallnivåene observert som stabile for V2, lave verdier for V3 og en økning ble observert i V4. Det ble også observert kraftig, rustrød utfelling for begge dreneringsutløpene.

Inne i transporttunnelen fant man ut at røret med slisser hadde blitt tett og vannet sto høyt inne i tunnelen (Multiconsult 2015).



Figur 2-6. Oversikt over Transporttunnelen med prøvepunkter benyttet under overvåkningsperioden.





*Figur 2-7. Bilder av området i 2015, fem år etter oppryddingen. Til venstre: Tydelig rustfarge på vannet og grusen inne i transporttunnelen (21.05.15). Til høyre: Utfellinger på steiner ved prøvepunkt V4. Bildet er tatt under fjære. (22.05.2015) (Rambøll).*

#### 2.1.4 Tiltak etter overvåkning

Etter overvåkningsrapporten fra 2015, fikk Rambøll i oppdrag å sette i gang strakstiltak som ble anbefalt i rapporten. Tiltak som ble gjort i løpet av 2015 var å fjerne utfelt bunnslam med en slamsuger og tilsetning av kalk. Utløpet til dreningstunnel V2 ble tettet, slik at alt vannet rant ut gjennom dreneringstunnel V4 over en ny terskel. Vann som rant inn fra taket i transporttunnelen ble ledet i rør, rett ut i V4, for å avskjære noe av vannet som rant inn.

På overflaten ble bekkeløpet for Killingdalbekken vurdert til å være en kilde til innlekking av vann i transporttunnelen. Et nytt bekkeløp ble støpt med tett bunn og det ble også dimensjonert til å kunne takle større vannmengder enn tidligere. Dette ser ut til å begrense noe av innlekkingen av vann i transporttunnelen.

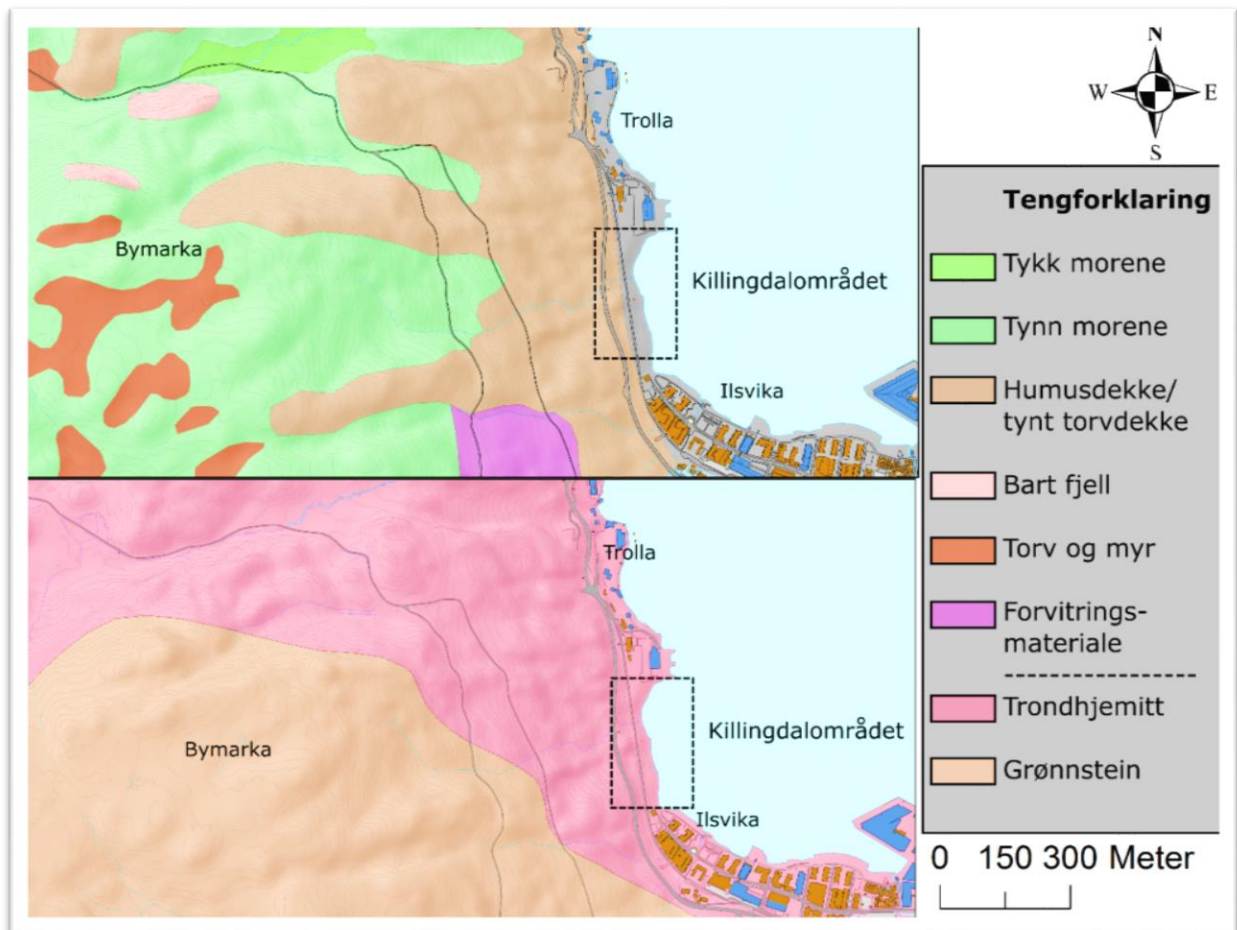
## 2.2 Beskrivelse av Killingdalområdet

Faktorer som geologi, hydrologi og klima spiller inn når man skal undersøke forurensningssituasjonen. Her følger en beskrivelse av området der anlegget sto og tilstøtende arealer.

### 2.2.1 Geologi

Løsmassene ovenfor anlegget er klassifisert som humusdekke/tynt torvdekke over berggrunn. Dette er områder hvor humusdekket ligger rett på berggrunnen. Mektigheten av humusdekket er vanligvis 0,2 - 0,5 m, men kan lokalt være tykkere. Fjellblotninger kan også opptre hyppig. Ovenfor dette dekket finner man et morenedekke, som er et usammenhengende eller tynt dekke over berggrunnen med tykkelse normalt mindre enn 0,5m (NGU 2016b).

Berggrunnen i området er beskrevet som en del av Fagervika trondhemitt formasjonen, som har en granodiorittisk sammensetting (Slagstad 2003). Bergarten har generelt stor oppsprekkingsgrad. Enda mer oppsprukket fjell finner man i der har blitt brukt sprengstoff for å bygge ut Bynesveien og Killingdalanlegget. Dette gjelder rundt transporttunnelen, der hovedbygget sto, samt i veiskjæringen oven for anlegget.



Figur 2-8. Geologiske kart over Bymarka og Killingdalområdet. Øverst: Løsmassekart. Nederst: Berggrunnskart (NGU 2016, Statens kartverk)

Etter oppredningsanlegget i Killingdalområdet, fant man rester av tilført malm fra Killingdal og rester av fremstilt malmskonsentrat. Denne malmsforekomsten er finkornet og består hovedsakelig (>10%) av kobberholdig svovelkis ( $\text{FeS}_2$ ) og sinkblende ( $\text{ZnS}_2$ ), med underordnet (1-10%) magnetkis ( $\text{FeS}$ ) og kobberkis ( $\text{CuFeS}_2$ ). Aksessoriske mineraler (<1%) i malmen er bournonitt ( $\text{PbCuSbS}_3$ ), molybdenglans ( $\text{MoS}_2$ ), mackinawitt ( $(\text{FeNi})_9\text{S}_8$ ), tetraheditt ( $(\text{Cu,Fe})_{12}\text{Sb}_4\text{S}_{13}$ ), arsenkis ( $\text{FeAsS}$ ), blyglans ( $\text{PbS}$ ) og covellin ( $\text{CuS}$ ). Kvaliteten på malmen (gehalt) er bestemt til 45% svovel, 5,5% sink, 1,7% kobber og 0,4% bly (NGU 2016a).

## 2.2.2 Hydrologi

Det renner to bekker gjennom Killingdalområdet. Killingdalbekken renner under Bynesveien hvor flotasjonsanlegget sto og går videre i et åpent løp ned til sjøen. Sør for bekken renner det en mindre bekk som slutter på oversiden av veien. Nedslagsfeltet for disse bekkene er en bratt østvendt skråning med et flatere parti med myrer på toppen. Høyeste punkt ligger ca. 300 moh. Avgrensningene til feltet er Geitfjellet i vest, Våttakammen i nord og Geita i sør. Reinertsen har kartlagt hydrologien for Killingdalområdet og beregnet mildere spesifikk årlig avrenning til å være 47,6 l/s per km<sup>2</sup>, ut i fra nedbørsfeltets areal på 0,40km<sup>2</sup> og med en beregnet årlig nedbør på 1000 mm/år. Fra hydrologisk kartlegging kan man også lese at nedbørsfeltet består av 10,1% myr og 89,0% skog (Reinertsen 2015).

## 2.2.3 Klima

De klimatiske forholdene i Killingdalområdet er lik situasjonen ellers for Trondheim. Killingdalområdet ligger under en bratt, østvendt skråning og har derfor dårlige solforhold. De nederste delene av området er åpent og eksponert for vind og sjø. Ved Voll målestasjon i Trondheim, 5 km øst for Killingdalområdet, er det registrert normalnedbør (1961 – 1990) til 855 mm/år og normaltemperatur (1961 – 1990) på 4,8°C (eKlima.no 2016).

## 2.3 Hydrogeologi

### 2.3.1 Nedbørsfeltets hydrogeologi

Avrenningen i et nedbørsfelt er bidraget fra nedbør i tillegg til magasinert vann. Man kan skille mellom overflateavrenning og avrenning i grunnen. På overflaten vil vannet strømme ut i bekker og elver. Under bakken vil vann kunne bevege seg som markvann i de øverste lagene i jordprofilet og som grunnvann i den nedre delen, under grunnvannsspeilet. Fra et hydrologisk standpunkt vil avrenningen i et nedbørsfelt bli ansett som en del av vannets kretsløp, som blir påvirket av to hovedfaktorer, klimatiske og geografiske. De viktigste klimatiske faktorene er nedbør, intersepsjon, evaporasjon og transpirasjon (LaMoreaux & LaMoreaux 1997). Nedbør omfatter type, men også intensitet og varighet. Intersepsjon dreier seg om vannet som treffer vegetasjonen og blir avskåret. Avhengig av hvor tett vegetasjonen er, vil mellom 8 – 35% bli avskåret (Brattli 2009). Evapotranspirasjon består av både evaporasjon, fordampning og transpirasjon, siden det er ikke er mulig å skille mellom disse i felt. Evapotranspirasjon påvirkes av klima og vil variere med årstidene med størst innvirkning på sommerhalvåret. De geografiske faktorene beskriver nedbørsfeltets terreng, topografi, jordtype,

infiltrasjonsegenskaper, geologiske faktorer og vannveienes egenskaper, som vannkapasitet og magasineringskapasitet (LaMoreaux & LaMoreaux 1997).

### 2.3.2 Grunnvannstrømning

Feltpkapasiteten beskriver jordas evne til å holde tilbake vann. I bakken vil vann kunne bindes adhesivt på overflaten til mineraler. Ved en nedbørshendelse vil jordlaget etter hvert mettes. Når vannet ikke lenger kan bindes til kornoverflatene vil vannet fritt kunne perkolere ned i grunnen (Brattli 2009).

Under bakken opptrer vannet i to soner, umettet og mettet sone, adskilt av grunnvannsspeilet. I umettet sone er vann bundet til røtter og festet til mineraler. Det hydrostatiske trykket øker med dybden. Grunnvannsspeilet er der det hydrostatiske trykket (poretrykket) er lik det atmosfæriske trykket og markerer grensen til den mettede sonen. Det frie vannet i denne sonen kalles grunnvann (Brattli 2009).

Hvordan vannet beveger seg i grunnen bestemmes av det vannførende lagets egenskaper. For å kunne si noe om mengden og strømningsraten til grunnvannet, er det best å foreta feltundersøkelser med prøvepumping (Brattli 2009). For en generell vurdering av hvordan vannet strømmer gjennom løsmasser eller bergsprekker kan man bruke empiriske verdier for hydraulisk konduktivitet. Den hydrauliske konduktiviteten ( $K$ ), beskriver hvor lett grunnvann strømmer i gjennom et geologisk materiale. For løsmasser avhenger dette av løsmassenes porøsitet og permeabilitet, men for berg vil oppsprekingsgrad og sprekkestørrelse definere den hydrauliske konduktiviteten. En oversikt over  $K$  i forskjellige geologiske materialer finnes i tabell 2-1. For Killingdalområdet vil konduktiviteten variere fra  $10^5 - 10^{13}$ , avhengig av oppsprekingsgraden.

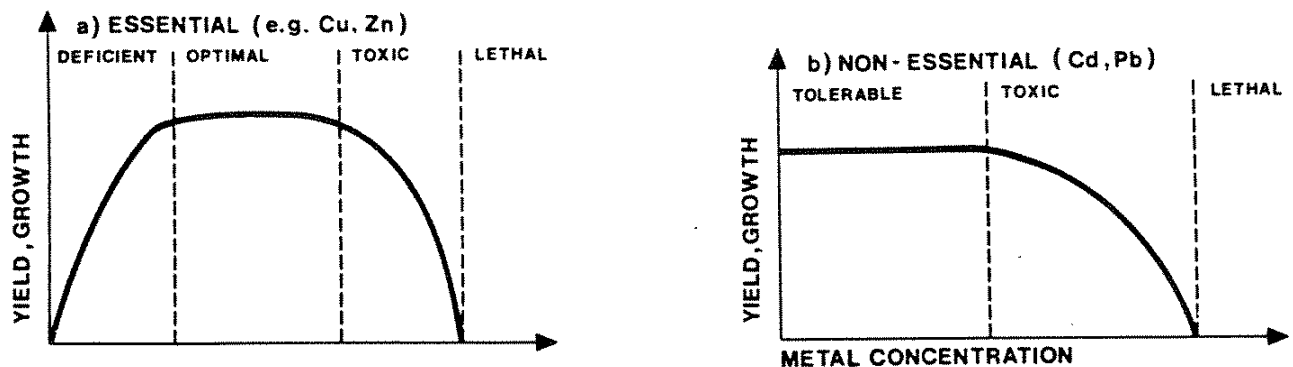
Tabell 2-1. Hydraulisk konduktivitet for løsmasser og i berg. Modifisert etter (Struckmeier & Margat 1995)

Hydraulisk konduktivitet [ $m \cdot s^{-1}$ ]	Type		
	Løsmasser	Sedimentære bergarter	Intrusive- og metamorfe bergarter
1			
$10^{-2}$	Grus	Karst	Lavabergarter
$10^{-3}$	Fin Sand	Kalkstein	
$10^{-4}$	Grov Sand		
$10^{-5}$		Oppsprukket	Oppsprukket
$10^{-6}$	Løss		Granitt, gneis og metamorfe bergarter
$10^{-7}$	Silt		
$10^{-8}$		Kompakt	Basalt
$10^{-9}$	Morene		
$10^{-10}$		Skifer	
$10^{-11}$		Leirskifer	
$10^{-12}$			Kompakt
$10^{-13}$			

## 2.4 Tungmetallforurensning fra Killingdalområdet

Begrepet tungmetaller brukes ofte om en gruppe av metallene. Denne gruppen kjennetegnes først og fremst av høy spesifikk vekt, men også av at de har egenskaper som skiller seg ut fra de øvrige metallene (Arnesen 1993). Begrepet blir også i noen sammenhenger brukt som et synonym for miljøgifter. Dette er nødvendigvis ikke riktig, da det er dosen som bestemmer giftigheten. Noen av tungmetallene er også livsviktige for liv i mindre doser. I tillegg finnes det

også lettmetaller og halvmetaller som også kan være giftige, f. eks. beryllium og arsen (Arnesen 1993).



Figur 2-9. Virkningen av et essensielt metall (a) og er ikke-essensielt metall (b) (Förstner & Wittmann 2012)

Figur 2-9 beskriver virkningen av metaller på vekst. Metaller som er livsnødvendige kalles essensielle. For lave doser vil kunne gi mangelsykdommer eller hemme vekst, samtidig vil for høye doser av det samme stoffet være giftig og potensielt dødelig. Metaller som ikke har noen påvist helseeffekt kalles, ikke-essensielle. Disse gir ikke negative effekter ved lave doser, men vil være skadelige hvis dosen overstiger toleransegrensen (Förstner & Wittmann 2012).

Mennesker og andre organismer kan reagere forskjellig på påvirkning fra metaller. Det er ikke sikkert at noe som er giftig for fisk nødvendigvis er giftig for mennesker. Tilgjengeligheten til stoffene i vann avgjør også om de er skadelige. Generelt er løste ioner mer giftige enn kompleks-, eller partikkelbundet (Arnesen 1993).

Vannet som renner ut i fjorden fra Killingdal karakteriseres som surt med uønsket høye konsentrasjoner av metaller. I de følgende avsnitt gjennomgår de stoffene som har blitt kartlagt under feltarbeidet.

#### 2.4.1 Kobber

Kobber (atomvekt 63,55) er et metall som finnes både som metall, eller mer vanlig bundet til svovel i kismineraler (kobberkis, kobberholdig svovelkis, sinkblende)(Forsvarsbygg 2014). Kobber i grunnvann kan stamme fra metallegeringer brukt i rør og elektriske komponenter, eller fra forvitring av kismineraler (Brattli 2009). Metallet kan opptre i naturen både som element og i ioneform ( $\text{Cu}^0$ ,  $\text{Cu}^+$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{3+}$ ), der den vanligste formen er  $\text{Cu}^{2+}$  (Dojlido & Best 1993). Kobber vil kunne bindes til organiske komplekser og til oksider av jern, aluminium og mangan. I tillegg vil tilstedeværelse av leirmineraler kunne holde tilbake. Forutsatt at pH ikke er for lav,

vil mye av kobberet holdes tilbake i jord der disse komponentene er tilstede (Forsvarsbygg 2014). Ved lav pH vil kobber ha høyest løselighet (Brattli 2009). Kobber er et essensielt metall. For mennesker er kobber viktig for bla. opptak av jern og C-vitamin. Store doser vil være giftige, spesielt for vannplanter (Dojlido & Best 1993).

#### 2.4.2 Sink

Sink (atomvekt 65,38) er et metall som finnes i mineralet sinkblende, men opptrer også i silikater, oksider, karbonater. Hovedbruken av sink er i legeringer som messing og bronse, eller til galvanisering (Dojlido & Best 1993). I vann vil sink opptre som ion under sure forhold eller som sinkhydroksid ( $[Zn(OH)_4]^{2-}$ ) under basiske forhold. Sink vil ofte danne komplekser med andre organiske eller uorganiske stoffer, samt adsorberes til jordpartikler og organisk materiale (Dojlido & Best 1993). Ved høy pH og tilstedeværelse av kalsiumkarbonat, vil sink felle ut (Forsvarsbygg 2014). Sink i små konsentrasjoner er essensielt for liv. Det inngår i en rekke viktige enzymer og proteiner. Derimot er fisk og vannlevende organismer langt mer følsomme for sink (Dojlido & Best 1993).

#### 2.4.3 Kadmium

Kadmium (atomvekt 112,4) opptrer i naturen som mineralet greenockitt ( $CdS$ ), som er knyttet til sinkblende. Metallet brukes hovedsakelig til rustbeskyttelse på andre metaller, men også i batterier, plast og elektriske artikler (Dojlido & Best 1993). Metallet er løselig på flere former i vann, men den vanligste formen er  $Cd^{2+}$ . I miljøsammenheng er kadmium svært giftig for mennesker og dyr. Kadmiumforgiftning er alvorlig og kan medføre revmatiske sykdommer og kreft (Dojlido & Best 1993).

#### 2.4.4 Nikkel

Nikkel (atomvekt 58,71) finnes ofte sammen med svovel og jern i mineralene pentlanditt ( $(FeNi)_9S_8$ ), mackinawitt og nikkelholdig pyrrhotitt ( $Fe_{1-x}S$ ). Bruken av nikkel kan være i legeringer, i stål, mynt, batterier og som overflatebehandling mot rust (Kofstad 2016). Nikkel forekommer i oksidasjonstilstand fra -1 til +4, men i vann dominerer formen  $Ni^{2+}$ . I vandig miljø vil Ni danne stabile komplekser med både organiske og uorganiske ligander og vil også kunne adsorberes til partikler (Dojlido & Best 1993). I små mengder er nikkel essensielt for mange dyr og planter (Brattli 2009). I større mengder er nikkel giftig og hos mennesker kan det forårsake kreft og fostermisdannelser. Hos planter kan nikkel redusere vekst og hemme fotosyntesen (Dojlido & Best 1993).

#### 2.4.5 Bly

Bly (atomvekt 207,2) forekommer i en rekke mineraler, men hovedsakelig i mineralet blyglans. Metallet har mange bruksområder, blant annet i batterier, ammunisjon, loddetinn og blykapper for beskyttelse (Dojlido & Best 1993). Tidligere ble også bly tilsatt i bensin for å forbedre forbrenningen. I vandig miljø er bly mest stabil i den tovalente formen  $Pb^{2+}$ . Spesisering av blyforbindelser i vann avhenger av pH, løst oksygen og konsentrasjonen av andre organiske og uorganiske stoffer. Bly er mest løselig under sure, oksygenrike forhold. Hvis pH øker vil løseligheten til bly sulfat og blykarbonat begrense blykonsentrasjonen i vann (Dojlido & Best 1993). Bly er et ikke-essensielt metall og kan være giftig for plante og dyreliv. Alle blyforbindelser kan lett tas opp i kroppen og forårsake alvorlige nerve- og hjerneskader (Brattli 2009).

#### 2.4.6 Arsen

Arsen (atomvekt 74,92) er ikke et tungmetall, men et halvmetall som finnes i sulfider, oksider og arsenider. Av disse har arsenkis størst betydning for forurensning knyttet til avrenning fra sulfidgruver. Arsen forbindelser brukes i glassindustri, legeringer og som gift mot gnagere og insekter. Tidligere har også arsen blitt brukt til å impregnere trevirke. Arsen finnes over alt i naturen. De vanligste formene er  $As^{3+}$  og  $As^5$ . Den mest mobile formen er  $As^{3+}$  som dominerer under reduserende forhold. Mobiliteten påvirkes av andre ioner i vannfasen, samt sorpsjonsprosesser (Brattli 2009). Arsen er giftig og har som nevnt vært brukt mot skadedyr og insekter. Hos mennesker vil eksponering for arsen kunne føre til kroniske hudsykdommer som kan føre til hudkreft (Brattli 2009).

#### 2.4.7 Krom

Krom (atomvekt 51,996) finnes for det meste på oksidet form som kromitt ( $FeCr_2O_4$ ). Metallet brukes i treimpregnering, i fargepigment og andre industriprosesser (Brattli 2009). Krom finnes vanligvis som formene  $Cr^{3+}$  og  $Cr^{6+}$ . Små konsentrasjoner av krom er essensielt for liv. Høyere konsentrasjoner er giftige.  $Cr^{6+}$  kan trenge gjennom cellemembraner og er den giftigste formen. For mennesker er krom mindre giftig, men høye doser har blitt knyttet til medfødte misdannelser og kreft (Brattli 2009).



## 2.5 Miljødirektoratets veileder for grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota

I denne veilederen fra 2016 er det fastsatt grenseverdier for miljøgifter i vann, biota og i sediment. Klassifiseringssystemet er ment å være et felles verktøy for ulike faggrupper og saksbehandlere innen forvaltning, rådgivning og forskning. Dette for å kunne vurdere og bestemme miljøtilstand i forskjellige vannforekomster. Grenseverdien og klassifiseringen er utarbeidet og kvalitetssikret av flere norske forskning- og utviklingsinstitusjoner (Miljødirektoratet 2016).

Tabell 2-2. Klassifiseringssystem for vann og sediment. Forkortelser: 1) Predicted no-effect Concentration 2) AF: sikkerhetsfaktor, AA-EQS (Annual Average – Environmental Quality Standard), MAC-EQS (Maximum Allowed Concentration – Environmental Quality Standard) (Miljødirektoratet 2016)

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksposering	Akutt toksiske effekter ved korttidseksposering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC <sup>1)</sup>	Øvre grense: MAC-QS, PNEC <sub>akutt</sub>	Øvre grense: PNEC <sub>akutt</sub> * AF <sup>2)</sup>	

Klassifiseringssystemet representerer økende grad av skade på miljøet. Grensene er basert på tilgjengelig forskning på stoffenes toksisitet på organismer (Tabell 2-2). Øvre grense for klasse I skal representere naturlig bakgrunnsnivå. For kriteriene satt for klasse II og III, er øvre grense satt i samsvar med miljødirektivets miljøkvalitetsstandarder, AA-EQS (Annual Average – Environmental Quality Standard) og MAC-EQS (Maximum Allowed Concentration – Environmental Quality Standard). Klasse IVs øvre grense er basert på akutt toksisitet uten sikkerhetsfaktorer og skal definere grensen for omfattende akutte toksiske effekter. For klasse I – IV er øvre grense beregnet ut i fra risiko/effekt. Miljødirektoratet opererer med ulike tilstandsklasser for sediment, ferskvann og kystvann. Sistnevnte er beskrevet i tabell 2-3 (Miljødirektoratet 2016)

Tabell 2-3, Tilstandsklasse for kystvann. Konsentrasjoner er oppgitt i µg/L (miljødirektoratet 2016).

Nr	Navn på substans	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
		Bakgrunn	AA-EQS	MAC-EQS		Omfattende akutt toksisk effekt
1	Kadmium	0,03	0,2	1)	2)	2)
2	Bly	0,02	1,3	14	57	>57
3	Nikkel	0,5	8,6	34	67	>67
4	Kvikksølv	0,001	0,047	0,07	0,14	>0,14
39	Kobber	0,3	2,6	2,6	5,2	>5,2
40	Sink	1,5	3,4	6	60	>60
42	Arsen	0,15	0,6	8,5	85	>85
43	Krom	0,1	3,4	36	358	>358

1) Klasse III Cd verdier avhengig av vannets hardhet: ≤ 0.45 (< 40 mg CaCO<sub>3</sub>/L); 0.45 (40 - <50 mg CaCO<sub>3</sub>/L); 0.60 (50 - <100 mg CaCO<sub>3</sub>/L); 0.9 (100 - <200 mg CaCO<sub>3</sub>/L); 1.5 (≥200 mg CaCO<sub>3</sub>/L)

2) Klasse IV Cd verdier avhengig av vannets hardhet: ≤ 4.5 (< 40 mg CaCO<sub>3</sub>/L); 4.5 (40 - <50 mg CaCO<sub>3</sub>/L); 6.0 (50 - <100 mg CaCO<sub>3</sub>/L); 9 (100 - <200 mg CaCO<sub>3</sub>/L); 15 (≥200 mg CaCO<sub>3</sub>/L). Verdier over tilhører til klasse V.

## 2.6 Sorpsjon

Vann som renner gjennom jord eller filtermaterialer kan gi fra seg eller ta opp partikler og ioner til det materialet det passerer. Sorpsjon er en mekanisme som fører til en masseoverføring mellom løsning og fast stoff. Sorpsjon kan deles opp i, adsorpsjon, dvs. at et stoff festes til overflaten til et fast stoff, absorpsjon, dvs. når et stoff blir tatt opp i et fast stoff og ionebytte, dvs. at når et stoff byttes ut med et annet (Appelo & Postma 1993).

Siden det kan være vanskelig å skille mellom adsorpsjon og absorpsjon, blir prosessene sett på i sin helhet og vil bli omtalt som sorpsjon. Et sorbat er et stoff som bindes til et annet stoff som da kalles en sorbent (Benjamin 2014).

Alle faste stoffer i jorda kan være sorbenter, men det er flere forhold som påvirker hvor god eller dårlig sorbent de er. Et forhold som spiller inn er sorbentens overflate. Partikler med stor spesifikk overflate har større sorberingsevne enn stoffer med liten. Et stoffs overflateladning innvirker også på sorpsjonsegenskapene. Overflateladningen kan endres på grunn av hydrolyse. Dette gjelder for leirmineraler, oksider og hydroksider, i tillegg til silikater. Dermed vil overflateladningen være avhengig av pH. Ved en bestemt pH-verdi vil overflateladningen være nøytral. Dette punktet kalles, "Point of Zero Charge" (PZC) eller pH<sub>PZC</sub>. Mineraler vil kunne bytte ut eller ta opp anioner når vannets pH er lavere enn PZC, og kunne bytte ut og ta opp

kationer når pH er over PZC. Et mål på hvor god kapasitet et stoff har til å sorbere er "cation exchange capacity" (CEC), målt i mekv/100g jordart (Appelo & Postma 1993).

*Tabell 2-4. Point of Zero Charge for leirmineraler, vanlige oksider og hydroksider i jord. Etter (Parks, 1967; Stumm & Morgan, 1981; Davis & Kent, 1990). Modifisert etter (Appelo & Postma 1993).*

	pH <sub>PZC</sub>
Kaolinitt	4.6 (Parks)
Montmorillonitt	<2.5 (Parks)
Korund, $\alpha$ -Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	9.1 (Stumm & Morgan)
$\gamma$ -Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	8.5 (Stumm & Morgan)
$\alpha$ -Al(OH) <sub>3</sub>	5.0 (Stumm & Morgan)
Hematitt, $\alpha$ -Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	8.5 (Davis & Kent)
Fe(OH) <sub>3</sub>	7.3 (Davis & Kent)
Gøthitt, $\alpha$ -FeOOH	8.5 (Stumm & Morgan)
Brunstein, $\delta$ -MnO <sub>2</sub>	2.2 (Davis & Kent)
Rutil, TiO <sub>2</sub>	5.8 (Davis & Kent)
Kvarts, SiO <sub>2</sub>	2.9 (Davis & Kent)
Kalsitt, CaCO <sub>3</sub>	9.5 (Parks)
Hydroksylapatitt, Ca <sub>5</sub> (OH)(PO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	7.6 (Davis & Kent)

Hvor mye stoff som sorberes kan bestemmes eksperimentelt. En måte å undersøke dette på er å utføre en ristetest. Dette gjøres ved å riste en bestemt mengde adsorbent i en løsning med kjent mengde løst stoff i vann. Ved likevekt kan mengden løst stoff brukes til å beregne hvor mye som har blitt adsorbent. Forholdet mellom løst stoff og sorbert stoff kalles fordelingskoeffisient ( $K_d$ ) (Brattli 2009). Mengden av et stoff som sorberes per enhet sorbent, kalles sorpsjonstetthet ( $q$ ). Sorpsjonstettheten kan kvantifiseres etter sorbentens overflate ( $\text{mg}/\text{m}^2$ ) eller vekt ( $\text{mg}/\text{g}$ ) (Benjamin 2014).

For et gitt system, finnes det en unik likevekt mellom løst og sorbert fase av et stoff. Forholdet mellom sorpsjonstetthet ( $q$ ) og konsentrasjonen med løst stoff ( $C_w$ ), ved en bestemt temperatur, kalles en sorpsjonsisoterm (Benjamin 2014). En sorpsjonsisoterm kan representeres som en lineær sammenheng mellom sorbert og løst fase, eller som ikke-lineære, som Freundlich og Langmuir.

$$\text{Linjær isoterm: } q = K_d C_w \quad (2.1)$$

$$\text{Freundlichs sorpsjonsisoterm: } q = K_f C_w^n \quad (2.2)$$

$$\text{Langmuirs sorpsjonsisoterm: } q = \frac{K_L C_w}{1 + K_L C_w} q_{max} \quad (2.3)$$

Hvor:

$q$  = sorpsjonstetthet, sorbert masse per enhet sorbent ( $\mu\text{g/g}$ )

$C_w$  = konsentrasjon i løsnings ved likevekt ( $\mu\text{g/L}$ )

$K_d$  = fordelingskoeffisient ( $l/g$ )

$K_f$  = Freundlich fordelingskoeffisient ( $\mu\text{g/g}$ )

$n$  = Freundlich konstant ( $n$  er vanligvis mindre enn 1)

$K_L$  = Langmuir fordelingskoeffisient ( $\mu\text{g/g}$ )

$q_{max}$  = maksimal adsorpsjonstetthet ( $\mu\text{g/g}$ )

Den lineære modellen (2.1) har sine begrensninger, siden den ikke har noen øvre grense for hvor mye som kan bli adsorbent. Under naturlige forhold vil sorpsjonen avta når sorbenten oppnår sin maksimale kapasitet, imidlertid kan den lineære fremstillingen egne seg for enkle beregninger. Freundlichs isoterm (2.2) er bedre tilpasset naturlige forhold ettersom den er ikke-lineær, men den har samme svakhet som den lineære, da den heller ikke har en øvre grense. Langmuirs isoterm (2.3) er tilpasset slik at når den når et visst punkt vil ikke den faste fasen kunne ta opp mer adsorbent, selv om konsentrasjonen øker (Benjamin 2014; Brattli 2009).

## 2.7 Forurensningsproblematikk knyttet til sulfidmalmgruver.

Sur gruveavrenning, eller "acid mine drainage" (AMD), er et velkjent og alvorlig miljøproblem knyttet til gruveindustrien. Problemet omfatter eksisterende gruvedrift, og ikke minst nedlagte gruver. AMD kan bidra med betydelig forurensning. I følgende delkapittel vil forhold knyttet til AMD gjennomgått.

### 2.7.1 Historie og årsaker til AMD

Norge har en lang gruvehistorie. Norges eldste dokumenterte malmbeforekomst er fra 1170. Bergverksdriften begynte for alvor på 1500-tallet, med tyske bergmenn som startet drift på norsk malm. Viktige gruver som Løkken og Røros startet opp i 1654 og 1647. Killingdal gruver ble åpnet i 1677. Metallene som var av interesse var først og fremst sølv og kobber. Utvinningsgraden var lav i de tidligere årene. Malm med gehalt som er drivverdig per dags dato ble deponert som gråberg (Arnesen 1993).

På midten av 1800-tallet skiftet produksjonen over fra kobber til kis for mange gruver i Norge. Svovelkis var viktig for fremstilling av svovelsyre og det ble etablert mange kisgruver. Både Løkken og Killingdal er eksempler på gruver med kisproduksjon. Etter hvert som etterspørselen på svovelkis sank, måtte Killingdal legge ned i 1986 og Løkken 1987. Den siste kisgruven som var i drift var Folldal Verk, som la ned i 1993. En epoke var da over i Norsk bergindustri (Arnesen 1993; Iversen 2011).

I Norge er avrenning fra nedlagte kisgruver en av årsakene til AMD. Forurensningen stammer fra gruvevann, sigevann fra bergvelter avgangsutslipp og avløp fra avgangsdeponi. I tillegg kommer fyllinger og spill fra lasting og lossing. Gruvene fortsetter å forurense i lang tid etter nedleggelse (Arnesen 1993).

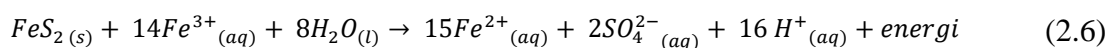
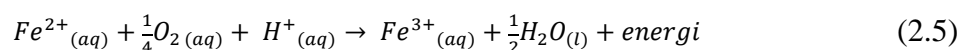
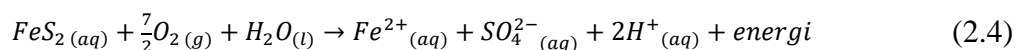
Ved Løkken var det høye utslipp av forurenset vann og i 1992 ble det iverksatt omfattende tiltak for å hindre spredning av forurensning fra Løkken (Arnesen 1993). Det har vist seg at effekten av rensingen har avtatt siden tiltakene trådte i kraft og det arbeides med å finne nye løsninger for å redusere forurensningen (Gundersen 2015). Ved Killingdal gruver er det også tatt grep for å hindre spredning av forurensning. Siste tiltak ble gjort i 2000. Undersøkelser gjort, viser at tiltakene har oppnådd god effekt (Iversen 2011).

Sverige har hatt (og har fortsatt) en stor gruveindustri, og har siden starten av 80-tallet jobbet med å forhindre forurensning fra gammelt gruveavfall (Naturvårdsverket 1993). Per 2002 har det i Sverige blitt brukt 600 millioner SEK på etterbehandling av gruver. Naturvårdsverket (1993) har imidlertid anslått at etterbehandlingen vil koste 2 milliarder SEK.

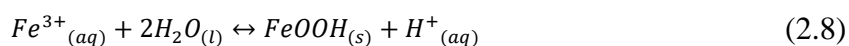
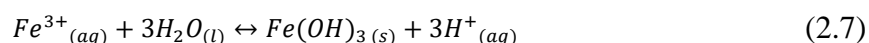
### 2.7.2 Dannelse av AMD

AMD dannes når sulfidmineral kommer i kontakt med vann og luft, og karakteriseres med lav pH og høyt innhold av metaller (Akcil & Koldas 2006). Oksidasjonen av svovelkis ( $\text{FeS}_2$ ) er en viktig pådriver for dannelse av AMD (Kleiv & Brattli 97). Selve oksidasjonen kan skje på ulike måter; oksidering med oksygen (abiotisk direkte), med mikroorganismer (biotisk direkte),

oksidering med oksygen og jern (abiotisk indirekte) og oksidering med oksygen og jern med tilstedeværelse av mikroorganismer (biotisk indirekte). Det er i midlertidig akseptert at reaksjonene hovedsakelig foregår indirekte (Lottermoser 2010). En generell beskrivelse av prosessen kan gis ved å vise mekanismene som utspiller seg trinnvis. Følgene tre trinn er en generell beskrivelse av prosessen etter (Stumm & Morgan 2012).



I første omgang (2.4) blir svovelkis oksidert av oksygen og det dannes oppløst toverdig jern ( $Fe^{2+}$ ), sulfat og hydrogenioner. Frigjøring av hydrogenioner danner sur løsning, så lenge de ikke nøytraliseres. Det andre trinnet (2.5) viser at toverdig jern oksideres videre til treverdig jern ( $Fe^{3+}$ ) under sure forhold. Som likning (2.4) viser, er direkte oksidasjon en meget oksygenkrevende reaksjon, men som vi ser i det tredje trinnet (2.6) går løst treverdig jern inn som et effektivt oksidasjonsmiddel.  $Fe^{3+}$  oksiderer svovelkis og danner mer oppløst jern og hydrogenioner.  $Fe^{3+}$  har lav løselighet og vil felles ut som jern(III)hydroksid ( $Fe(OH)_3$ ) og jern(III)oksihydroksid ( $FeOOH$ ) under nøytrale til basiske forhold (Lottermoser 2010).



Utfelling og hydrolyse av løst  $Fe^{3+}$  vil føre til sterk forsuring av vannet (2.7) og (2.8). Så lenge det ikke finns nøytraliserende stoffer i vannet som karbonat, vil prosessen være autokatalytisk og vanskelig å stoppe, når den først har startet (Lottermoser 2010).

En annen effekt som fører til økt metallkonsentrasjon som følge av AMD, er at mange av metallene (Cu, Cr, Ni, Hg, Zn og Pb) er mest løselige under sure betingelser. Når kismineraler oksiderer vil disse kunne frigis (Brattli 2009). Et metall som skiller seg ut er As, som har lav løselighet i surt miljø (Nicomel et al. 2015).

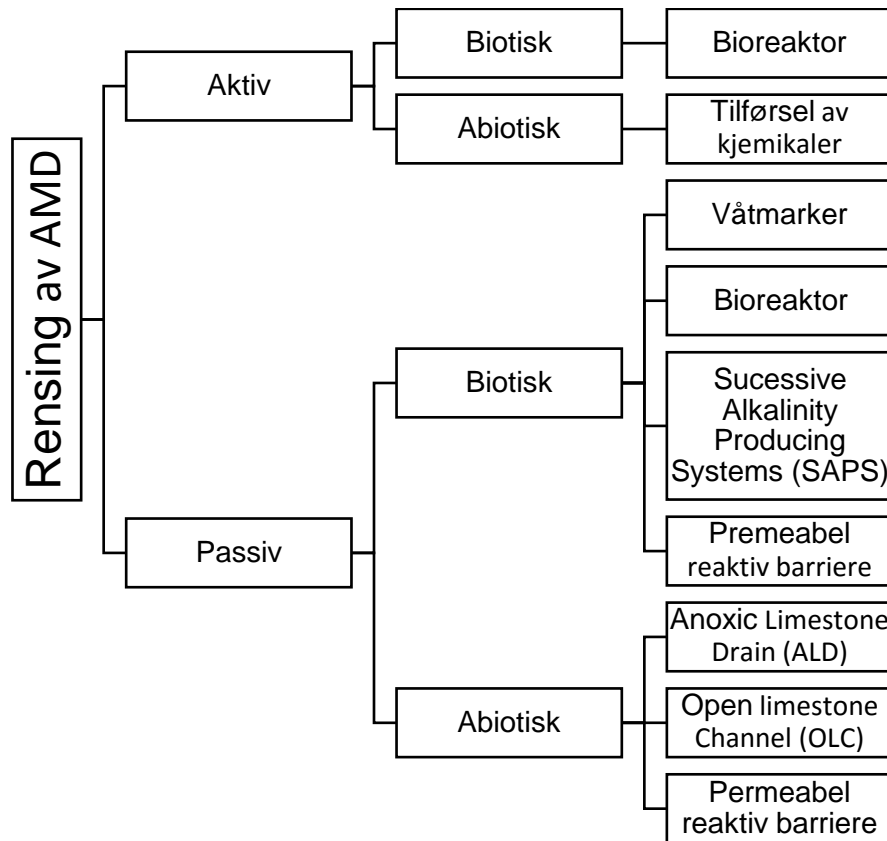
## 2.8 Tiltak for håndtering og rensing av AMD

Ubehandlet AMD kan være en alvorlig kilde til forurensning. Det er to strategier som brukes for å håndtere problemet. Den ene strategien er å gå etter kilden til problemet, med preventive tiltak. Den andre er å behandle problemet, med rensing (Johnson & Hallberg 2005).

Preventive tiltak innebærer å begrense nydannelse av AMD. Slike tiltak kan være å dekke over velter og annet gruveavfall, slik at overflatevann ikke trenger inn. Et annet eksempel på tiltak kan være å fylle igjen gamle gruver og tette igjen åpningen slik at vann ikke trenger inn (Johnson & Hallberg 2005). Ved Killingdal har man valgt å samle gruveavfallet som lå i dagen og lagt det tilbake inn i gruva. Deretter har det blitt dekket over med tett morene og sprengstein for beskyttelse (Iversen 2011).

I mange tilfeller vil preventive tiltak være tilstrekkelig for å forhindre nydannelse av AMD, men det er ikke alltid det er praktisk mulig eller fjerner forurensningen helt. Da vil det være nødvendig med rensing i stedet eller i tillegg (Lottermoser 2010). I følge Johnson og Hallberg (2005) kan renseprosesser for AMD klassifiseres som enten aktiv eller passiv behandling, biotisk eller abiotisk (med eller uten biologisk aktivitet). Skillet mellom aktiv og passiv defineres med at aktive rensesystemer krever kontinuerlig tilførsel av kjemikaler, vedlikehold og overvåkning eller mekaniske instrumenter for å blande reagenter med vannet. Passive systemer krever ikke kontinuerlig tilførsel av kjemikaler og overvåkning og baserer seg på biologiske, geokjemiske prosesser (Zipper & Skousen 2014). Prinsippene for disse rensemetodene er de samme. Det dreier seg om å øke pH, redusere metall- og sulfatkonsentrasjon, begrense biotilgjengeligheten til metaller i løsningen, oksidere eller redusere løsningen, eller å samle opp, fjerne eller isolere forurenset vann eller metallrik slam (Lottermoser 2010).

Tiltakene på Løkken beskriver hvor komplisert det kan være å behandle AMD. Her brukes både preventive tiltak og aktiv rensing. Mange av veltene er tildekket med tett materiale for å begrense avrenning. Rensingen av vannet går ut på at avrenning fra velter samles opp via dreneringsgrøfter. Videre ledes vannet tilbake inn i den gamle gruveåpningen. Vannet pumpes deretter opp fra en annen gruvesjakt, som ligger 1km vest, ovenfor for Gammelgruva. Oppholdstiden i gruva fører til at vannet renses gjennom reaksjoner med bergartene i gruva. Denne selvrensingen har avtatt siden pumpingen startet og i 2010 måtte man også begynne å tilsette kalk til vannet som ble pumpet ut. Dette ser heller ikke ut til å stanse forurensingen og det er satt av penger til videre tiltak (Gundersen 2015).



Figur 2-10. Oversikt over rensemetoder for AMD. Modifisert etter (Jacobs et al. 2014; Neculita et al. 2007)

### 2.8.1 Aktiv rensing

En velprøvd metode for å rense AMD er tilsetning av nøytraliserende kjemikaler. Et typisk rensesystem består av et innløpsrør eller grøft, en beholder for kjemikaler med kontroll for hvor mye som tilføres, et avsettingsbasseng og et utløp (Jacobs et al. 2014). Ved å tilføre basiske kjemikaler til AMD vil pH øke, slik at jern og andre tungmetaller vil kunne felles ut som hydroksider og karbonater (Johnson & Hallberg 2005). I følge Jacobs er det hovedsakelig seks kjemikaler som brukes. Disse er kalk ( $\text{CaCO}_3$ ), hydratisert kalk ( $\text{Ca(OH)}_2$ ), brent kalk ( $\text{CaO}$ ), soda ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ), natronlut ( $\text{NaOH}$ ) og ammoniakk ( $\text{NH}_3$ ). Hvert av stoffene har forskjellige egenskaper og bruken må tilpasses etter forholdene og pris. Natronlut vil f. eks. være 1,5 ganger mer effektiv enn kalk, men vil ha ni ganger høyere kostnader (Johnson & Hallberg 2005).

### 2.8.2 Passiv rensing

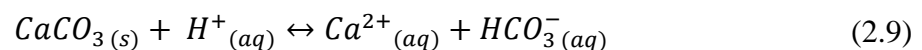
Ulempene ved aktiv rensing er at det kan være kostbart og man vil være forpliktet til å måtte rense i lang tid (Jacobs et al. 2014). Passive systemer kan være billigere i drift, men kan medføre



store etableringskostnader (Johnson & Hallberg 2005). Siden et slikt anlegg medfører større inngrep vil det være nødvendig med en grundig analyse av vannkvaliteten og vannføringen i en lengre periode, før man velger hvilken metode (eller kombinasjon) som skal benyttes (Zipper & Skousen 2014).

### 2.8.3 Open limestone channel (OLC)

Denne enkle metoden går ut på å kanalisere AMD gjennom knust kalkstein i en åpen kanal (Lottermoser 2010). Kalk vil løses i sure løsninger og kunne nøytralisere AMD, samtidig økes bufferkapasiteten i form av tilførsel av bikarbonat (2.9).



I vann med høyt jerninnhold kan armering forekomme. Dette er at jern feller ut på overflaten av kalsittkornene, noe som vil hindre videre reaksjon og oppløsning av kalk (Lottermoser 2010). OLC'er vil være mest effektive der gradienten eller strømningsraten er høy, fordi strømmende vann vil kunne løsne jern fra kornoverflaten og hindre armering (Zipper & Skousen 2014).

### 2.8.4 Anoxic limestone drain(ALD)

For å hindre at ytelsen til systemet blir nedsatt på grunn av armering kan man benytte "anoxic limestone drains" ALD (Lottermoser 2010). Prinsippet er likt som OLC, men som navnet tilsier foregår nøytraliseringen anoksisk (uten oksygen). En ALD består av en grøft eller kanal fylt med knust kalk, som er overdekket med et tett lag for å forhindre kontakt med luft (Jacobs et al. 2014). Undre anoksiske forhold kan vannet nøytraliseres uten at jernet vil bli oksidert. Videre kan kontrollert lufting brukes for utfelling av jern og andre tungmetaller (Lottermoser 2010).

ALD'er har sine begrensninger og er også utsatt for armering. Høye konsentrasjoner av jern, aluminium og oppløst oksygen vil føre til utfellinger og vil tette porene og sette systemet ut av funksjon. I retningslinjer for utforming av et passivt renseanlegg, hevder Zipper og Skousen (2014) at konsentrasjonen av  $Fe^{3+}$ , Al og oppløst  $O_2$  må være  $<1\text{ mg/L}$  for at systemet ikke tettes. Selv om det er en sjanse for at en ALD vil tettes over tid, kan det være verdt å ta kostnadene ved å reparere et slikt system, sammenliknet med et dyrere alternativ (Zipper & Skousen 2014).

### 2.8.5 Effekten av lufting

I vannbehandling kan lufting brukes for å fjerne jern. Når luft går inn i systemet vil Fe(II) oksideres til Fe(III). Forutsatt at  $\text{pH} > 3$  vil jernet felle ut som jernhydroksider (likning 2.7 og 2.8). Tilførsel av luft gjøres hovedsakelig etter to metoder, vann til luft og luft til vann. For hver at hovedprinsippene finnes det mange løsninger. En enkel vann til luft løsning kan være en kaskade. Vannet renner over en serie med trappetrinn der luftingen forgår mellom hvert trinn. Når vannet treffer overflaten spruter det opp og luft blandes inn. Et eksempel på en luft til vann løsning kan være en kompressor som presser luft ut av dyser plassert under vannoverflaten (Pizzi 2010).

### 2.8.6 Våtmarker

Bioremediering er en annen metode for å behandle AMD. Metoden benytter mikroorganismer og planters egenskaper til å nøytralisere sur avrenning og immobilisere tungmetaller (Johnson & Hallberg 2005). Våtmarksanlegg kan enten være aerobiske (åpne anlegg der vann renner på overflaten eller som grunn avrenning gjennom organisk materiale), eller anaerobiske (anlegg med et lag knust kalkstein under organiske materiale) (Zipper & Skousen 2014). Fordelene med slike anlegg er at de krever lite vedlikehold og ikke danner slam, siden metaller i fast form blir innkapslet i sedimentene (Johnson & Hallberg 2005). På den andre siden vil våtmarksanlegg ofte være kostbare å bygge og krever store landareal, renseseffekten vil også være mer uforutsigbar, enn aktiv rensing. Det er også knyttet usikkerhet rundt langtidseffekten til disse anleggene (Johnson & Hallberg 2002). Arnesen (1993) hevder at våtmarker under norske forhold vil ha dårlig effekt på vinterhalvåret.

### 2.8.7 Bioreaktor

Sulfatreduserende bioreaktorer benytter sulfatreduserende bakterier til å generere sulfid, som kan felle ut med jern og andre tungmetaller (Neculita et al. 2007). En bioreaktor kan ansees som en småskala anaerob våtmark, der organisk materiale og kalk er blandet eller ligger lagvis i en tønne eller liten utgravning (Jacobs et al. 2014).

### 2.8.8 Successive Alkalinity Producing Systems (SAPS)

Vertikale strømmingssystemer, også kjent som "successive alkalinity producing systems" (SAPS) er en kombinasjon av anaerob våtmark og ALD, ment for å kompensere for begrensingene for hver av enkeltmetodene (Jacobs et al. 2014). Istedenfor at vannet renner horisontalt, som for de nevnte metodene, renner vannet vertikalt, først gjennom et lag med organisk materiale, så gjennom kalkstein, med utløp i bunnen av anlegget (Lottermoser 2010).

I det organiske laget vil mikroorganismer fjerne oksygen og redusere sulfat. Under anoksiske forhold vil kalksteinslaget øke pH og alkaliniteten uten at det er fare for armering. Avrenningen fra systemet ledes deretter inn i et sedimenteringsbasseng (Jacobs et al. 2014).

## 2.9 Filterløsninger

Rensing av sur avrenning kan oppnås ved hjelp av reaktivt filter. Materialene som brukes er ofte stoffer som har gode sorpsjons egenskaper. Filteret vil da kunne sorbere organiske og uorganiske stoffer fra vannet. Permeable reaktive filtrere har blitt mye brukt i forbindelse med in situ rensing av surt grunnvann. Konseptet går ut på å grave ned en filterbarriere for å forhindre utlekking av AMD i grunnvann (Benner et al. 1999; Blowes et al. 2000; Lottermoser 2010). Reaktive filter kan også brukes til rensing av overflatevann. I Norge har Forsvarsbygg (2014) brukt reaktive filter til å behandle avrenning fra skytefelt og gruver. Etterspørselen etter lavkostnadsrenseløsninger for passiv vannrensing har i de seneste årene bidratt til forskning på filterløsninger for rensing av AMD (Westholm et al. 2014).

Materialer som brukes i filter kan være naturlige sorbenter, andre er konstruerte produkter, laget for vannrensing. Det finnes også en kategori som kalles lavkostnadsadsorbenter (LCA). Disse omfatter gjerne avfall og biprodukter fra landbruk og industri som har gode sorpsjonsegenskaper (Worch 2012). Videre i de neste avsnittene følger noen eksempler på sorbenter brukt til rensing av AMD.

### 2.9.1 Aktivt kull

Bruk av kull for filtrering av vann har vært kjent i lang tid. Aktivt kull er et konstruert produkt laget for rensing. Under aktiveringen blir kull utsatt for gass (vanndamp, CO<sub>2</sub>, luft) under høye temperaturer (800°C-1000°C). Prosessen gjør at gassen reagerer med råmaterialet, slik at porer åpner seg og eksisterende porer blir forstørret. Dette gir en høy spesifikk overflate. Det ferdige produktet kommer enten som pulverisert aktivt kull (PAC) eller som granulert aktivt kull (GAC). Produktene har høy sorpsjonskapasitet, særlig for organiske stoffer, og er en av de mest brukte løsningene for rensing av drikkevann (Worch 2012). Forsvarets forskningsinstitutt har også testet aktivt kull til rensing av tungmetaller i avrenning fra skytebaner (Strømseng et al. 2007). Fra kolonneforsøk fant man ut at aktivt kull hadde en renseeffekt for Pb, Cu og Sb på henholdsvis 57%, 55%, og 20%.

### 2.9.2 Zeolitter

Zeolitter er en gruppe vannholdige aluminiumsilikater av vulkansk opprinnelse. De finnes som både naturlig og som syntetisk fremstilte. Zeolitter forekommer i forskjellige varianter, der clinoptilolitt er den vanligste formen. Felles for zeolitter er at de er bygget opp med en åpen struktur, bestående av  $\text{SiO}_4$  og  $\text{AlO}_4$  tetraedere, som gir høy porøsitet og spesifikk overflate, samtidig som mineralet har negativ ladning, og dermed er egnet for sorpsjon av kationer (NGI 2015). Motsi et al. (2009) utførte batch laboratorietester med clinoptilolitt og fant at renseseffekten etter 40 min var på omtrent 80%, 90% og 99% for Fe, Zn og Cu. De konkluderte med at zeolitter kan være godt egnet som en kostnadseffektiv løsning for å rense AMD. (Prasad & Mortimer 2011; Rios et al. 2008) har studert syntetiske zeolitter og kommet frem til at også disse virket lovende med tanke på rensing av AMD.

### 2.9.3 Jernoksider

Jernoksider kan brukes som lavkostnadsadsorbenter for forurensning. Produktene er restprodukter fra jern- og stålindustri (Westholm et al. 2014) og kommersielle produkter laget for rensing. Sorpsjonseffekten fra jernoksider er knyttet til hydroksylgrupper på overflaten av mineralene, som gjør at de vil kunne danne komplekser med både anioniske og kationiske forbindelser (NGI 2015).

### 2.9.4 Apatitt

Mineralet apatitt ( $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F},\text{Cl},\text{OH})$ ), brukes for det meste til produksjon av kunstgjødsel, men har også vist seg som en god sorbent for metaller. Apatitt kan forekomme syntetisk og som naturlig mineralsk apatitt (NGI 2015). Kolonneforsøk fra avrenning ved skytefeltet på Terningmoen og Steinsjøen (Strømseng et al. 2007; Strømseng 2013), konkluderte med at syntetisk apatitt i form av brent beinmel fungerte godt til fjerning av Cu fra vannet.

### 2.9.5 Olivin

Et av Norges viktigste industrimineraler er olivin. Mineralet er et jern-, magnesiumsilikat, sammensatt av fayalitt ( $\text{Fe}_2\text{SiO}_4$ ) og forsteritt ( $\text{Mg}_2\text{SiO}_4$ ). Forsøk har vist at mineralet har gode egenskaper for rensing og nøytralisering av AMD (Forsvarsbygg 2014; Kleiv & Sandvik 2002; Kleiv & Thornhill 2004; Wium-Andersen et al. 2012).

I tillegg til å kunne binde opp metaller, har olivin også god syrenøytraliseringskapasitet. Kapasiteten for forsteritt er noe høyere enn for kalk, men reaksjonen er langsommere (Forsvarsbygg 2014). For at olivin skal kunne ha en effekt må mineralet finnes for å øke den

spesifikke overflaten. Sammen med olivinprodusenten Sibelco har Forsvarsbygg utviklet et granulater av finmalt olivinstøv, som har høy permeabilitet og spesifikk overflate. De første versjonene av olivingranulat brukte kromholdig sement som bindemiddel, mens den siste versjonene (Blueguard G 1-3) bruker en annen krom-fri sement (Forsvarsbygg 2014).

I batch laboratorietester med olivinstøv fant Kleiv og Sandvik (2004) at olivinstøv kan sorbere betydelige mengder Cu. Ved Tverrfjellet gruve i Folldal har olivingranulat vist gode resultater i feltforsøk. Her ble AMD pumpet med en belastning på 0,15 L/m<sup>2</sup>/min, dvs. omtrent 5 timer oppholdstid i filteret, gjennom en tank fylt med 5 m<sup>3</sup> olivingranulat. I løpet av driftstiden på fire måneder kunne det vises til en renseseffekt på 99,5% for kobber og 99,8% for sink (Forsvarsbygg 2014).

I en studie av sorpsjonsegenskaper for filtermedium for rensing av avløpsvann testet Wium-Andersen et. al. (2012), blant annet olivin. Materialet som ble brukt var to typer olivingranulat fra Sibelco (olivin I, førstegenerasjons granulater og olivin II, G 1-3). I kolonneforsøk oppnådde olivingranulat en renseseffekt, etter 10 min for, Cu, Zn og Cd på henholdsvis (97,8%, 95,6% og 99,3% for olivin I og (96,6%, 99,8% og 99,2%) for olivin II (Wium-Andersen et al. 2012).

Olivingranulat brukes også i en pilotstudie ved Bjørnlivann på Løkken. Her pumpes surt, forurenset grunnvann gjennom et filter av olivingranulat på ca. 1m<sup>3</sup>, før det slippes ut (Figur 2-11). Prosjektet startet i juni 2016 og det foreligger ingen publiserte resultater. Oddmund Soldal fra COWI, som står bak prosjektet, har fortalt at han har observert god renseseffekt for Cu og markant heving av pH. Under befaring 7.12.16 viste filteret tegn på metning, og var fortsatt i drift.



*Figur 2-11. Pilotrenseanlegg med olivingranulat var Bjørnlivann på Løkken. Grunnvann pumpes inn i bunnen av tanken med olivingranulat og renner ut på toppen. Bildet er tatt 7.12.16 (Jørgen Engebretsen).*

## 2.9.6 Andre sorbenter

Det er et stort mangfold av ulike sorbenter for filter løsninger. I et litteraturstudie har Westholm et al. (2014) gått gjennom en rekke studier av ulike filtermaterialer for fjerning av metaller fra gruveavrenning. Tabell 2-5 gjengir funnene fra denne studien.

Tabell 2-5. Oversikt over studier av sorbenter for fjerning av metaller fra gruveavrenning (Westholm et al. 2014).

Filtermateriale	Beskrivelse av filtermateriale	Studie
Bark	Finmalt bark fra eukalyptustre.	Chockalingam og Subramanian (2009)
Kitin og kitosan	Naturlig biopolymerer, fremstilt av krabbe- og rekeskall.	Pinto et al. (2011), Robinson-Lora og Brennan (2009), Benavente et al. (2011), (Laus et al. 2007)
Lignitt	Lignitt (brunkull) er kull med lavt karboninnhold.	Mohan og Chander (2006a), Mohan og Chander (2006b)
Torv	Delvis nedbrutt organisk materiale.	Bogush og Voronin (2011)
Riskli	Avfall fra risproduksjon.	Chockalingam og Subramanian (2006)
Kompost	Nedbrutt organisk materiale.	Gibert et al. (2005)
Gjær	Biprodukter fra frementering.	Ramírez-Paredes et al. (2011)
Biokarbon	Aktivert karbon fra trekull.	Shin et al. (2008)
Kalkskifer	Bergart med høyt innhold av CaCO <sub>3</sub>	Romero et al. (2011)
Kalkstein	Bergart med høyt innhold av CaCO <sub>3</sub>	Silva et al. (2012), Trumm og Watts (2010), Strosnider og Nairn (2010), Potgieter-Vermaak et al. (2006)
Dolomitt	Karbonatholdig mineral (CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> )	Potgieter-Vermaak et al. (2006)
Flveaske	Avfall fra forbrenning.	Warrender et al. (2011), Vadapalli et al. (2012), Potgieter-Vermaak et al. (2006), Pérez-López et al. (2007)
Stålslagg	Avfall fra stålindustri.	Feng et al. (2004), Ahn et al. (2003), Warrender et al. (2011), Sasaki et al. (2008), Kruse et al. (2012)

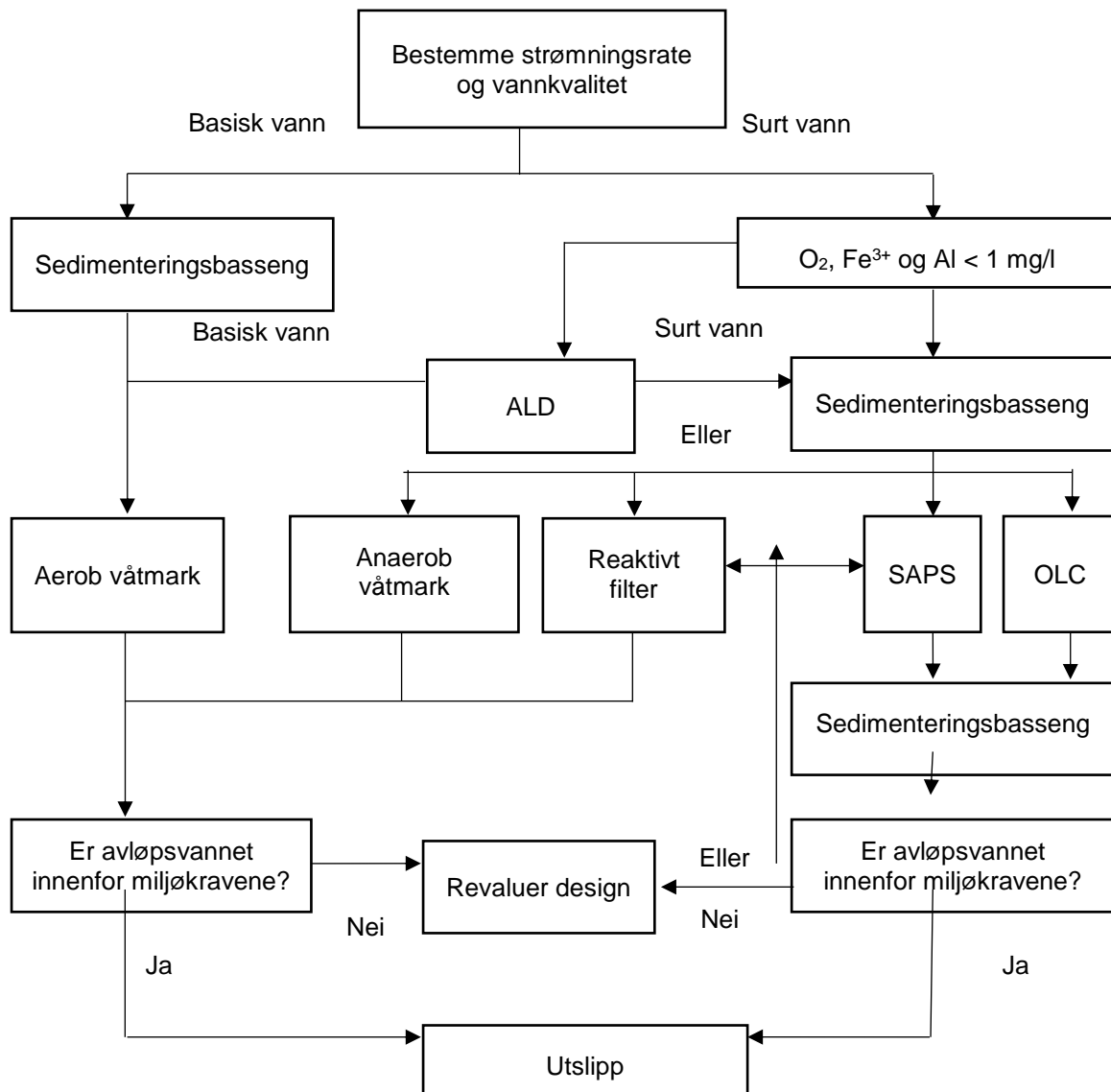
### 2.9.7 Tilgjengelighet og pris

Konstruerte materialer har generelt sett de høyeste adsorpsjonskapasitetene. De er også underlagt kvalitetskontroller, som sørger for at de presterer som forventet. På den andre siden vil slike materialer ofte medføre høye kostnader. Lavkostnadsadsorbenter og naturlige sorbenter vil ofte ikke ha like god adsorpsjonskapasitet, men vil som regel være billigere (Worch 2012). Prisen på lavkostnadsadsorbenter avhenger av tilgjengeligheten. Kommersielle produkter har som regel god tilgjengelighet (NGI 2015).

### 2.10 Design av renseanlegg

Ut ifra de mange alternativene som finnes for rensing av sur gruveavrenning, må det gjøres grundige forundersøkelser for å finne den metoden som er best egnet. Først må man analysere innløpsvannets sammensetning og strømning. Her er det nødvendig å analysere for minimum pH, total Fe, Mn, Al og SO<sub>4</sub>, over en anbefalt periode på 12 måneder (Jacobs et al. 2014). Figur 2-12 illustrerer et flytskjema for valg av passiv rensing. Valget av renseløsning avhenger ikke bare av vannet som skal renses, men også kostnad (Jacobs et al. 2014).





Figur 2-12. Flytskjema for design av passivt renseanlegg. Modifisert etter (Lottermoser 2010; Zipper & Skousen 2014)



## 3 Metoder

Dette kapitlet omhandler metode og fremgangsmåte brukt under feltarbeid og i laboratorieforsøk.

### 3.1 Feltundersøkelser

Metoden for feltundersøkelser ble utformet av Rambøll i samarbeid med oppdragsgiver, Trondheim kommune. Rambøll har mange års erfaring med miljøundersøkelser og valgte metoder som har blitt brukt ved tidligere overvåkningsoppdrag. Målet med feltundersøkelsene var å kartlegge vannføringen og gi et mer detaljert bilde på vannkvaliteten. Det hadde vært ønskelig med overvåkning i ett år, men av økonomiske hensyn ble overvåkningsperioden satt til et halvt år

Fra april til oktober 2016 ble det tatt vannprøver og målinger av vannføringen fra transporttunnelen i Killingdalområdet. Målet var å kartlegge tilstanden for å få et bedre beslutningsgrunnlag for valg av fremtidig renseløsning.



Figur 3-1. Prøvetakningsutstyr, Vannmengdemåler, Nivus PCM Pro (Nivus), Hach Sigma 900 (Hach) og ISCO 6700 (ISCO).

#### 3.1.1 Utstyr som ble brukt under feltarbeidet

- Automatiske vannprøvetakere.

Utstyret som ble brukt for å innhente vannprøver var prøvetakere av typen, ISCO 6700 og Hach Sigma 900. Disse er automatiske med egen strømforsyning (batteri) og programmerbart prøvetakningsoppsett. Enhetene kan stilles inn til å ta et bestemt prøvevolum til gitte tidspunkt og kan operere uten tilsyn. Kapasiteten til prøvetakerene er henholdsvis 12 prøver på 1 liter og 24 prøver på 1 liter.

- Vannmengdemålere

For å måle vannføringen ble det brukt mobile vannføringsmålere av typen Nivus PCM Pro (Figur 3-1). Disse målerne er batteridrevne og måler vannstand (h), hastighet (v) og vannføring (Q). Fullstendige data lagres på eksternt minne eller som døgnverdier på internt minne. For å måle vannstand i et rør bruker apparatet en ultralydsensor, plassert i toppen av røret. Avstanden til vannivået beregnes fra gangtiden til signalet og gjennomsnittshastigheten til signalet i luft. Hastigheten måles også ved hjelp av ultralyd via en annen sensor plassert i bunnen av røret. Sensoren sender ut en ultrasonisk puls og måler gangtiden for refleksjoner (partikler eller gassbobler). Korrelasjonen mellom to pulser brukes til nøyaktige hastighetsmålinger (Nivus 2011). Vannføringen kan ikke måles direkte. Først må man finne tverrsnittet av vannflaten (A) ut i fra vannhøyde og rørradius (3.1). Deretter kan man beregne vannføringen (Q) ved å multiplisere vannhastigheten med tverrsnittet av vannflaten (3.2).

$$A = r^2 \cos^{-1} \left( \frac{r-h}{r} \right) - (r-h) \sqrt{2rh - h^2} \quad (3.1)$$

$$Q = v \times A \quad (3.2)$$

- Øvrig utstyr

Annet utstyr som ble brukt var parafilm, 10 liters plastkanner, prøvetakningsflasker (1000ml) tommestokk, stoppeklokke, papir og børste

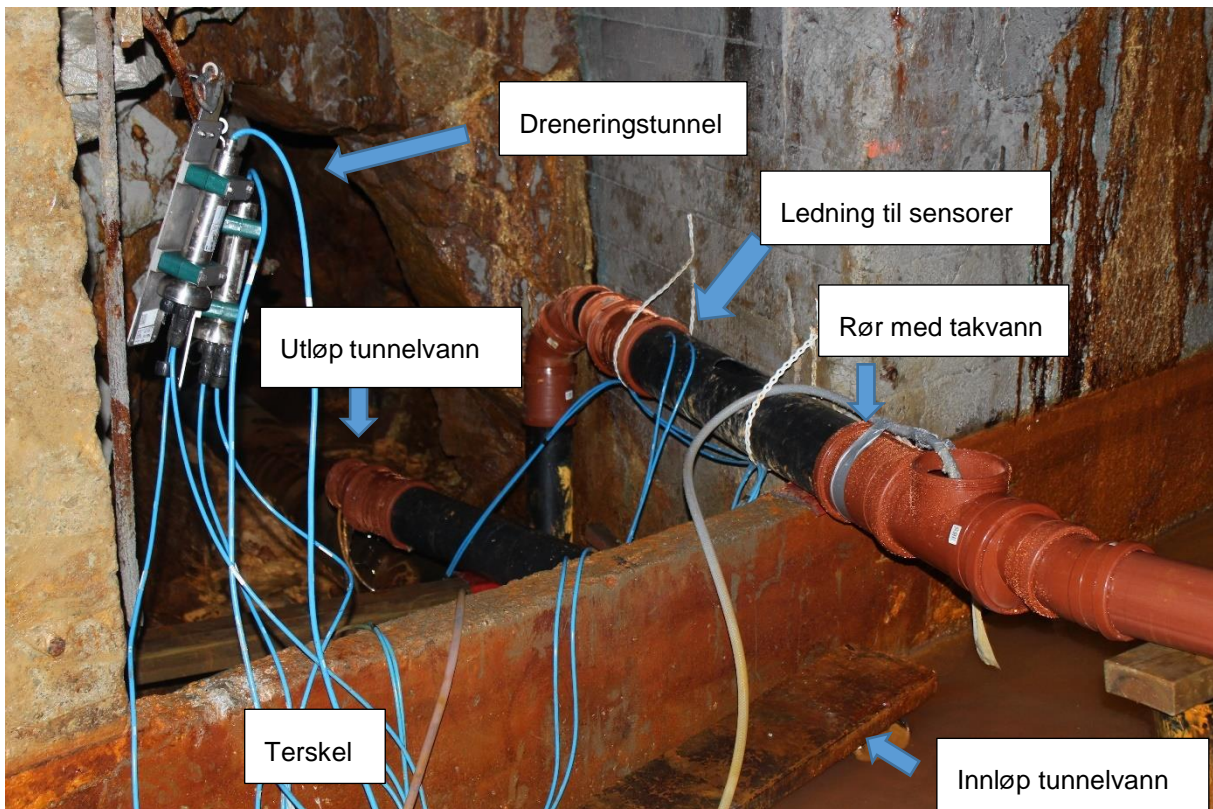
### 3.1.2 Sikkerhet

For at innhenting av prøver skulle foregå på en forsvarlig måte var det alltid minimum to personer med. Ferdsløst i transporttunnelen ble meldt ifra på forhånd, slik at tiltak ville bli igangsatt hvis de som oppholdt seg i felt ikke returnerte til avtalt tidspunkt. Verneutstyr som ble brukt var hjelm, hansker, regntøy, og vadere (eventuelt støvler i perioder med lav vannstand). På grunn av at det ikke finnes lyskilder i transporttunnelen ble det brukt hodelykt. Som et sikkerhetstiltak ble det til enhver tid tatt med ekstra lykter, batterier og hansker. Adgangen til transporttunnelen er begrenset og ble holdt låst utenom feltarbeid.

### 3.1.3 Oppsett prøvetakere

Både vannmengdemålere og automatiske prøvetakere ble plassert i transporttunnelen, ved utløpet til drenstunnelen. Fra dette punktet renner både vannet fra tunnelen (tunnelvann) og vannet som avskjæres fra taket (takvann), ut til prøvetakningspunkt V4.

Prøvetakingsutstyret ble etablert 06.04.16. Det ble satt opp en vannmengdemåler og en vannprøvetaker for både tunnelvann og takvann. Sensorene til vannmengdemålerene ble installert av rørlegger, i rør med en indre diameter på 150,4 mm. Inntaksslangen for prøvetakere ble stukket ned i røret, ca. 1 meter ovenfor sensorene. Prøveoppsettet ble programmert til at det skulle samles inn en blandprøve på 1 liter i døgnet, med innhenting av vann hver 2. time for tunnelvannet (Hach Sigma 900) og hver 4. time for takvannet (ISCO 6700). For å sikre utstyret ble apparatene plassert på trygg grunn, på paller over vannivået, i tunnelen.



Figur 3-2. Bildet viser oppsettet for prøvetakingsutstyret.. De blå ledningene går fra sensorer i hvert rør, via en koblingsboks, til vannføringsmålerene. De gjennomsiktige ledningene går fra rør til automatiske prøvetakere. (Jørgen Engebretsen)

### 3.1.4 Prøvetakning

Uthenting av vannprøver og analysedata fra vannmengdemålere ble hentet ukentlig i perioden 07.04.16 – 01.09.16, med unntak av noen uker i juli (uke 28, 29 og 30), på grunn av ferieavvikling. I tillegg til å hente prøver var hovedoppgavene i felt å bytte batterier og minnekort.

Hver av døgnprøvene ble ristet med parafilm, og helt over i 10 liters plastkanner. For å unngå kontaminering av prøvene ble plastkannene merket med enten takvann eller tunnelvann. Ukeprøvene ble ristet og fordelt i to prøvetakningsflasker på 1000ml, merket med prøvenavn og dato. I tillegg ble det både for takvann og tunnelvann fylt en 100 ml glassflaske for analyse av kvikksølv. Hvis det hadde oppstått problemer med prøveinnhenting, ble det istedenfor tatt en stikkprøve.

Minnekortet i vannmengdemåleren ble byttet ut og det nye ble formatert. Samtidig ble vannstanden kontrollert med tommestokk og sammenliknet med måleren. Utfellinger i røret rundt sensorene ble rengjort med en børste. Hvis måleren ikke viste noen verdi for vannføring, ble det tatt manuelle målinger av vannføring med stoppeklokke og bøtte/prøveflaske. Gjennomsnittet av tre målinger ble brukt.

### 3.1.5 Prøvepreparering og analyse av vannprøver

Prøvene ble pakket sammen med fryseelementer og forseglet i isoporbokser og sendt til analyse med ekspresslevering over natten. Analysen ble utført av Eurofins norsk miljøanalyse AS. Der ble prøvene undersøkt for pH, suspendert stoff (SS), Hg, As, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni, Zn og Fe. Prøvene ble analysert med ICP-MS. Prøvene ble analysert oppsluttet, det vil si at alle stoffene er målt, også de som eventuelt var festet til suspendert stoff.

### 3.1.6 Databehandling av vannføring og etterarbeid

Etter å ha vært i felt ble det ført logg over hva som hadde blitt gjort og hvem som hadde vært med. I loggen finnes også andre merknader og observasjoner (vedlegg). Vannføringsdata ble overført til en PC ved hjelp av en minnekortleser. Filformatet for datasettet var en tekstfil (.txt) som ble direkte overført i regneark (Microsoft Excel). Alle vannføringsdata ble sammenstilt kronologisk. Målingene for høyde, hastighet og vannføring ble tatt hvert 2. minutt (tilsvarer over 43.000 målinger per døgn). På grunn av den enorme datamengden måtte rådata behandles. Parameteren for vannføring ble valgt til å være døgnverdien målt i liter per døgn. Det er flere fordeler ved å velge døgnverdi. For det første lagrer vannmengdemålerne denne verdien på internt minne og kan hentes ut, hvis det ble feil på minnekortet. For det andre kan døgnverdier

sammenliknes med nedbørsmålinger. Sist, men ikke minst, komprimeres data til en håndterbar mengde. Døgnverdiene ble beregnet på to måter, som sum av alle verdier i et døgn og som et estimat ved bruk av regresjonsanalyse.

### 3.1.7 Summering av målerverdier for vannføring

En måte som ble brukt til å finne døgnverdien på, var å multiplisere hver enkelt vannføringsmåling med tidsintervallet mellom den forrige. Deretter ble alle verdiene i døgnet summert til en døgnverdi. Denne prosessen ble etter hvert automatisert ved bruk av regneark

- Dato og tid summeres til en felles verdi.
- Tidsdifferansen mellom to målinger (s) multipliseres med vannføring (L/s) for å finne avrenningen i tidsrommet (L).
- Akkumulert vannføring (L) beregnes med formelen: HVIS forrige verdi har lik dato, så summer.
- En ny formel skriver ut en tom celle hvis neste dato er lik ellers skriver den ut akkumulert vannføring som døgnverdi (l/døgn) hvis neste dato er ulik.
- Ved å bruke filtreringsfunksjonen kan man velge bort de tomme cellene i kolonnen og vise døgnverdiene.

### 3.1.8 Estimert vannføring

Et problem med vannføringsdataene var at det manglet verdier for vannføring. Noen dager manglet flere timer med registrerte verdier. Andre dager manglet fullstendige målinger av vannføring. Dette skjedde i perioder med flere dager i strekk. For mange av disse datapunktene hadde måleren likevel registrert vannstanden. For å undersøke om det fantes en sammenheng mellom vannstand og vannføring ble analyseverktøyet i regneark brukt for å undersøke om det var mulig å finne vannføringen som en funksjon av vannstand. Det ble også utført regresjonsanalyser av gjennomsnittlig døgnvannføring og nedbør, og for vannføring i forhold til både nedbør og gjennomsnittlig døgnvannstand.

## 3.2 Laboratorieundersøkelser med kalk og olivingranulat

For laboratorieforsøk med sorbenter finnes det ulike fremgangsmåter. Det beste ville vært et kolonneforsøk. Opprinnelig var det planlagt å gjennomføre kolonneforsøk ved Rambølls laboratorium i Lahti i Finland, men dette lot seg dessverre ikke gjennomføre. Et slikt forsøk ville kunne gitt effekten og levetiden til et sorpsjonsfilter.

I stedet ble det gjennomført en ristetest, også kalt batch-test. Vannprøver ble testet med ulike mengder sorbent. På denne måten kan man få svar på hvor mye metaller en sorbent kan oppta i et gitt system. Fra dette kan man finne sorpsjonsisotermer og renseeffekt. Fordelen med dette forsøket er at det er enklere å gjennomføre og at det ikke krever lang driftstid.

Forsøket ble designet for å likne et to-trinns renseanlegg etter anbefaling av Tore Østeraas, som sto bak renseløsningene på Tverrfjellet ved Follidal. Olivingranulat som rensedium ble valgt fordi det har tidligere vært brukt til rensing av surt gruvevann i Norge, og fordi det er en aktuell kandidat for fremtidig rensing av vannet fra Killingdalområdet. Første trinn besto av å kalke og lufte for å heve pH og oksidere jern. Neste trinn var ment som etterrensing av vannet med en filterløsning med olivingranulat. Utstyret som ble benyttet er oppgitt i Tabell 3-1.

### 3.2.1 Fremgangsmåte

Vannprøver fra transporttunnelen ble hentet 24.10.16. Femten liter av vannet ble helt over i en plastkanne og tilsatt 4,5 kg knust kalk. I bunnen av kannen ble det stukket ned en slange som ble koblet til en pumpe for å blåse luft inn i systemet (Figur 3-3a). Oppsettet sto over natta i romtemperatur fra 14:30 til 09:30 neste morgen (19 timer).

Neste dag (25.10.16) ble løsningen filtrert. Vannet ble filtrert gjennom en trakt med filterpapir (Figur 3-3b). En pumpe sørget for å suge vannet gjennom filteret ned i kolben. Papiret ble byttet ut etter hvert som det ble tettet med partikler. Totalt filtrert volum var på 2500 mL.

Tabell 3-1. Utstyr benyttet under laboratorieforsøk.

---

Plastkanne 20L
Målesylinder
Pumpe
Begerglass, 400mL
Glasskolbe
Vekt
Trakt
Filterpapir
Plastflasker 100mL
Automatisk pipette
Analysereagensrør
Blueguard G 1-3 Olivingranulat (se vedlagt datablad)
Deionisert vann, Milli-Q

---

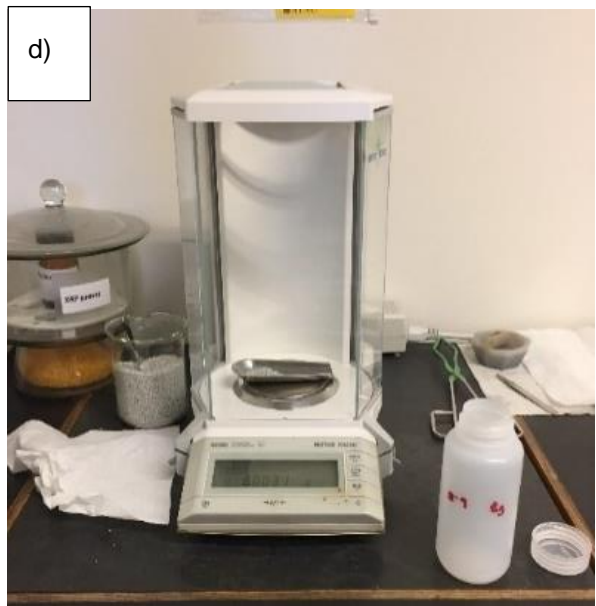
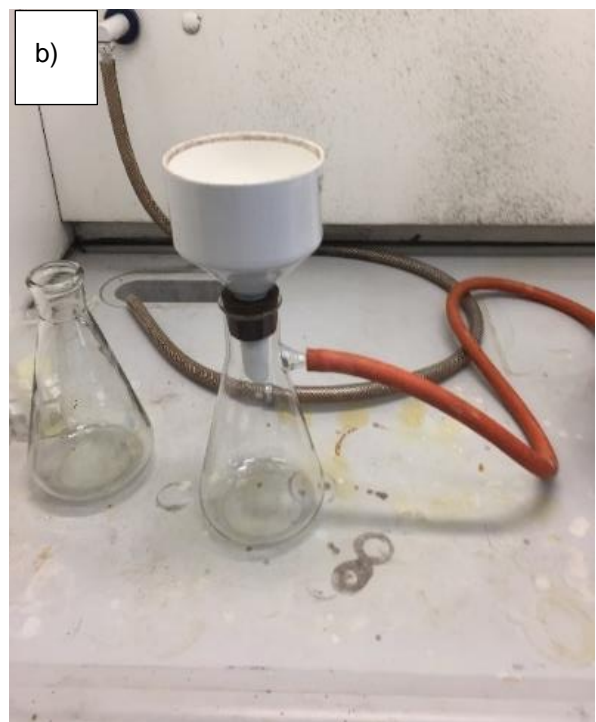


Blueguard olivinggranulat ble målt opp med vekt til bestemt mengde ( $\pm 0,005$  g) i 100 mL plastflasker med lokk (Figur 3-3 c og d). Flaskene ble tilsatt 100 ml filtrert løsning. For å oppnå likevekt ble løsningene rister over natten i romtemperatur. Siden det ikke var mulig å riste alle prøvene samtidig måtte prosessen foregå over to netter. Etter risting ble prøvene oppbevart i romtemperatur i laboratoriet frem til analyse. Det var planlagt at analysen skulle være fredag 28.10, men på grunn av stor pågang på analyseapparatet måtte prøvene stå i en uke. Totalt var det 24 prøver, hvorav fem var duplikater og et triplikat (tabell 3-2).

Tabell 3-2. Prøveoppsett

Prøvemerkning	Blueguard Olivinggranulat (g)
1	1
2	2
3	2
4	3
5	4
6	5
7	7
8	7
9	8
10	9
11	10
12	10
13	12
14	12
15	12
16	14
17	16
18	18
19	18
20	20
21	50
22	50
23	0
Råvann Killingdal	0

ICP-MS analyse ble utført 03.11.12. I forkant av undersøkelsen måtte prøvene filtreres på nytt med filterpapir for å ikke få med olivinggranulat i måleapparatet. Prøvene ble testet i rekkefølge fra minst til mest forurenset (22 – 1, 23, råvann). Første analyse av prøvene ga ikke samsvar med de prøveløsningene som apparatet var kalibrert med, og var dermed mislykket. Derfor ble det bestemt av laboratorieteknikeren at prøvene skulle fortynnes. Prøvene ble fortynnet med deionisert vann (MillQ) til et forhold på 1:20 med en automatisk pipette. Den andre analysen var vellykket.



Figur 3-3. Forberedelser til analyse. a) Lufting av vannprøve tilsatt knust kalk. b) Filtrering av kalkløsning. c) Prøveflasker merket og klar for risting. d) Veiing av olivingranulat.

## 4 Data og Resultater

Dette kapittelet omhandler bearbejdede data innhentet i felt fra Killingdalområdet, samt meteorologiske undersøkelser og tidligere målinger. Her legges det også frem resultatene fra laboratorieundersøkelser gjort for å undersøke effekten av et mulig renseanlegg med kalk og olivingranulat. Analyserapporter, vannføringsdata, feltlogg og resultater fra laboratorieforsøk finnes i vedlegg.

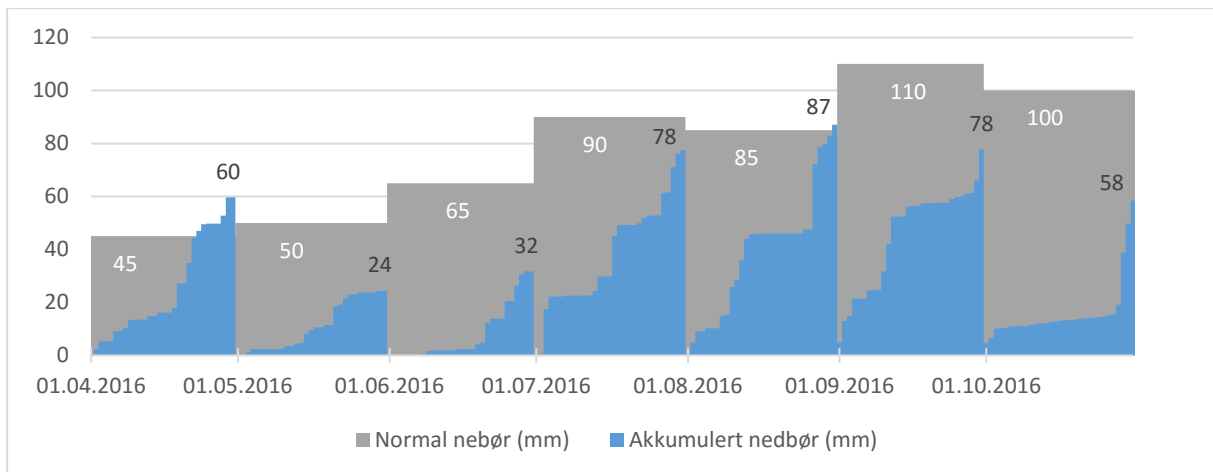
### 4.1 Meteorologiske data

I perioden med målinger av tilstanden for Killingdalområdet ble det også hentet inn nedbørsdata fra Voll målestasjon i Trondheim. Stasjonen er den eldste i drift i Trondheim med målinger fra 1923 (Yr.no 2016). Værstatistikk kan hentes fritt fra meteorologisk database, [www.eklima.no](http://www.eklima.no). Herfra har det blitt hentet døgnverdier for nedbør og månedlig normalnedbør. Normalen er gjennomsnittsnedbøren i en 30-års periode (1961 – 1990).

Figur 4-1 viser samlet nedbør sammenliknet med normalen i tidsrommet med målinger. De blå stolpene viser den aktuelle nedbøren. Formen på kurven illustrerer nedbørsbildet. Flate partier tyder på liten eller ingen nedbør. Bratt stigning er hendelser med mye regn. Ut ifra målingene kan man se at nedbøren har ligget over normalen i april og august, mens for de resterende månedene har det vært mindre nedbør. Spesielt tørt var det i mai og juni som begge lå under halvparten av normalnedbøren. I tillegg til at det har vært tørt har også temperaturen i perioden for det meste vært varmere enn normalen, som det fremgår i Tabell 4-1.

Tabell 4-1. Temperaturmålinger, Voll målestasjon, april - oktober 2016 og normaltemperatur. Hentet fra [eklima.no](http://eklima.no) (2016)

°C	Mar.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.
Normal (1961 – 1990)	0,0	3,0	9,0	12,0	13,0	12,5	9,0	5,5
2016	2,3	3,7	10,0	12,2	14,9	13,1	12,1	4,7
Avvik fra normal	2,3	0,7	1,0	0,2	1,9	0,6	3,1	-0,9



Figur 4-1. Nedbørsmålinger, Voll målestasjon, 1.04.16 – 31.10.16 og normalnedbør. Hentet fra eKlima.no (2016).

## 4.2 Observasjoner av vannføringen i Killingdalområdet og i transporttunnelen

Den 13.04.16 ble gjort en befarings i nedbørsfeltet til Killingdalbekken for å kartlegge snøforholdene. Det ble observert at det var lite snø i de lavere delene, ca. <150 moh. Her fant man snø kun få steder. Enten på steder med mye skygge eller som hardpakket snø/is på sti (Figur 4-2). Videre oppover i området nedenfor Våttakammen og på myrene ovenfor, fant man spredt snø der det har akkumulert mye i løpet av vinteren, som lysninger med løvtrær og bratte skrenter. Det var fortsatt tele i bakken på myrene. Etter befaringsen ble det antatt at store mengder snø allerede hadde smeltet før vannføringsmålerne hadde blitt installert og snøsmeltingen i 2016 hadde skjedd tidligere enn året før.



Figur 4-2. Bilder som viser snøforholdene i nedbørsfeltet til Killingdalbekken 13.04.16 (Jørgen Engebretsen).

Vannføringen i Killingdalbekken endret seg også i perioden med målinger. På våren strømmet bekken slik at vannet fylte hele bekkekanalen under broen. Vannføringen i bekken avtok, før den gikk tørr i sommermånedene juni, juli og august. Utover høsten ble det mer vann i bekken igjen, men bare slik at deler av bekkekanalen var fylt med vann.

Inne i transporttunnelen var situasjonen noe liknende. Normalt kunne man se at vann dryppet fra tak og sildret ned langs veggene. Under prøvetakning 19.04.16 og 27.04.16 kunne man se at vannstråler sto ut i fra vegger og tak. Senere i perioden ble det observert mindre vann. Vannstanden sank med anslagsvis 20 – 30 cm i løpet av våren. I september hadde vannivået steget igjen med anslagsvis 10- 15 cm.

Da sensorene ble undersøkt i forbindelse med at målingene opphørte, så man at det også samlet seg rødbrune utfellinger i bunnen av rørene. Mest utfellinger var det for takvannet som tilsynelatende var stillestående. Utfellingene ble fjernet med kost, men i løpet av en uke hadde det kommet nye utfellinger. I september ble det observert et gult, tykt skum inne i røret for tunnelvannet. Dette ble også fjernet siden skummet ville kunne forstyrre målinger av vannhøyden.

Nærmere ettersyn av sensorer for vannmengdemålere 24.08 viste at sensoren for takvannet ikke var festet i røret. Sensoren kan ha blitt flyttet på da røret har blitt kostet rent. Det er usikkert hvorfor og når dette skjedde. Feilen ble rettet opp på stedet og så ut til å virke etterpå.

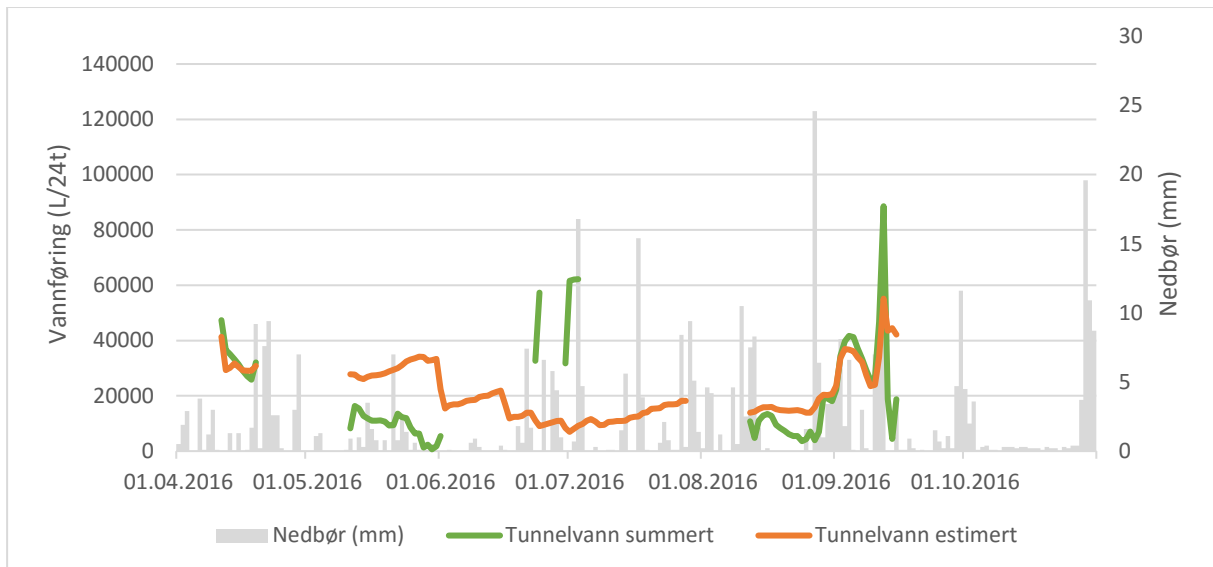
### **4.3 Vannføring i transporttunnelen**

#### **4.3.1 Beregning av vannføring for både takvann og tunnelvann**

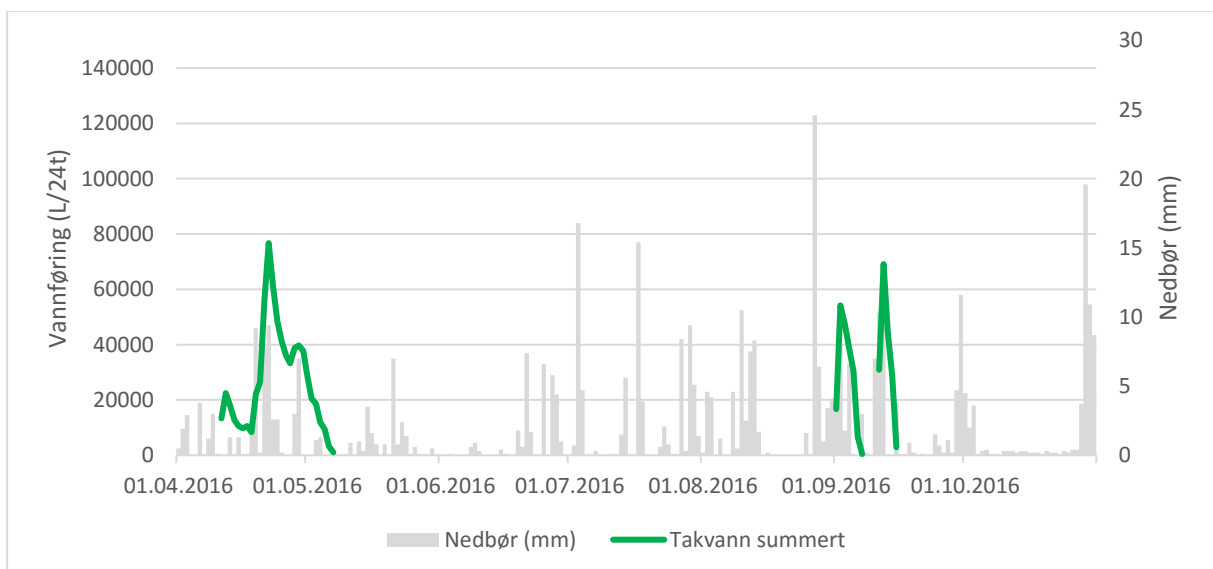
Målingene for vannføring omfatter tidsrommet fra 11.04.16 til 15.09.16, med målinger hvert andre minutt. Målerne var aktive i hele perioden, bortsett fra to uker i sommer på grunn av ferieavvikling (28.07.16 – 12.08.16). Likevel mangler det store mengder data. Vannføringsmålerne har i perioder på timer, dager og uker ikke registret verdier for hverken vannhøyde, hastighet eller vannføring. For tunnelvannet har tidvis kun vannhøyden blitt registrert. Periodene uten målinger sammenfaller med observasjoner av lav vannføring både i Killingdalbekken og i transporttunnelen.

Avrenningen fra tunnelvannet er vist i Figur 4-3 og takvannet i Figur 4-4. Summeringsmetoden brukte vannføringsmålingene direkte. For tunnelvannet er det også et estimat siden det var mange målinger som kun hadde vannhøyde. Dette estimatet er et forsøk på å finne en sammenheng mellom vannføringen og vannhøyden i røret. Analysen for vannføring som en

funksjon av vannhøyde var statistisk signifikant, men analysenes kvadratsum ( $R^2$ ) var lav. Tunnelvannets estimat, hadde en  $R^2 = 0,36$ , som tilsier at den forklarer kun 36% av variasjonen. Det ble ikke beregnet et estimat av takvannet, på grunn av at alle målinger hadde både hastighet og høyde.



Figur 4-3. Beregnet vannføring for tunnelvann sammenstilt med nedbør for perioden. Merk at det mangler mange verdier for vannføring i tørre perioder.. Estimert vannføring er ment for å fylle inn manglende data, men modellen passer dårlig.



Figur 4-4. Beregnet vannføring for takvann, sammenstilt med nedbør for perioden. Merk at det mangler store mengder data i tørre perioder..

I grafen for tunnelvannet (Figur 4-3) vises det ingen tydelig korrelasjon mellom nedbør og vannføring, men noen nedbørshendelser kan gi en indikasjon på endring i vannføring. I

sommermånedene juni og juli mangler det mye målinger. I løpet av denne tiden er det registrert to perioder med betydelig vannføring. Estimater av vannføringen passer ikke med observerte data. I grafen som viser vannføring for takvannet (Figur 4-4) mangler det enda flere målinger. Ut ifra grafen kan det tyde på at det er en sammenheng mellom nedbør og vannføring, men det er ikke nok data for å gi et tydelig bilde på dette.

#### 4.3.2 Manuelle målinger og avlesninger.

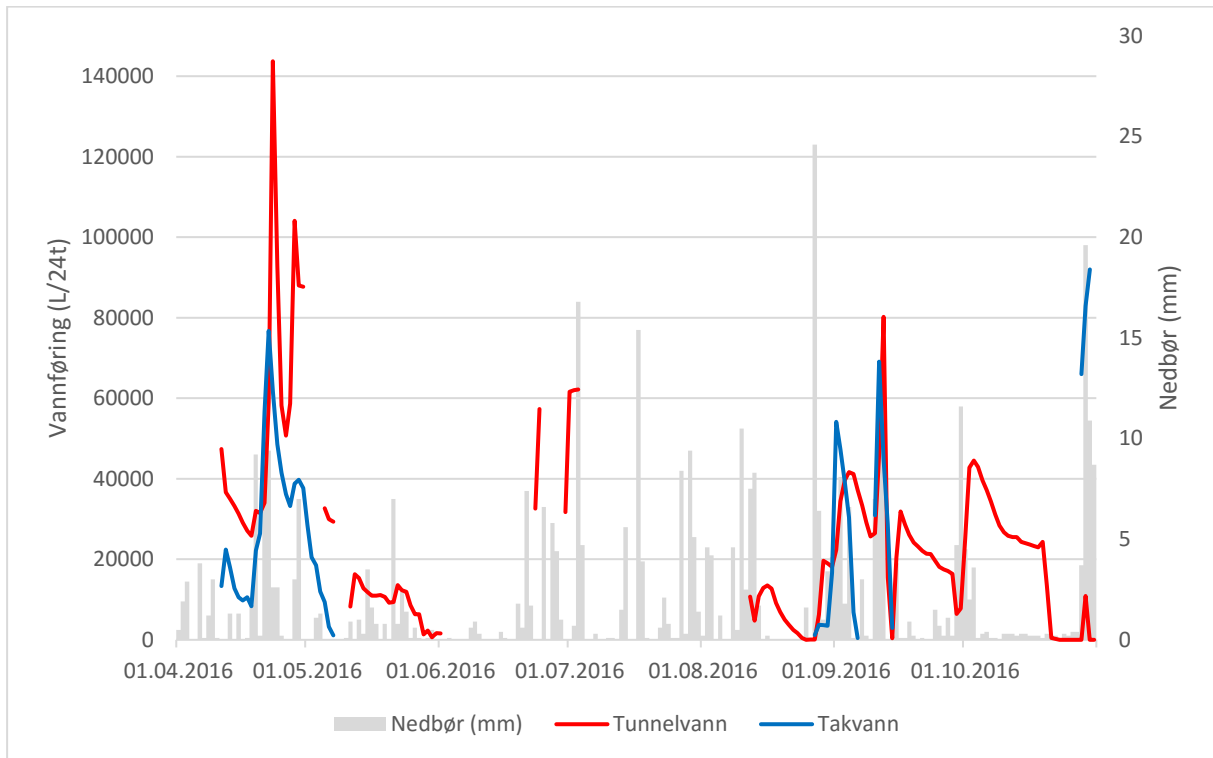
Hvis utstyret ikke viste vannføring ble det utført manuelle vannføringsmålinger for tunnelvannet. Målingene er vist i tabell 4-2. Siden takvannet går i tett rør var det ikke mulig å tallfeste vannføringen manuelt, men gjennom en åpning i røret kunne man observere vannstrømmen. En papirbit eller liknende ble plassert på vannoverflaten i røret, hvis papiret ikke fløt nedover, ble det antatt at det var lav vannføring for takvannet. Dette var tilfellet for sommermånedene.

*Tabell 4-2. Oversikt over manuelle målinger av tunnelvann, gjort da måleren ikke registrerte vannføring.*

Prøvedato	Vannføring (l/s)
25.05.16	0,02
01.06.16	0,01
15.06.16	0,07
23.06.16	0,07
30.06.16	0,06
07.07.16	0,07
04.08.16	0,07
12.08.16	0,10
24.08.16	0,11

Etter hvert fant man ut at det var bedre å lese døgnverdier for vannføring direkte av måleren. Fra 15.09. ble denne metoden benyttet, siden verdiene fra avlesningene stemte overens med de utregnede verdiene. Figur 4-5 viser samlet, alle verdier for takvann og tunnelvann, både utregninger og avleste verdier. Denne sammenstilte grafen viser at det kan være en sammenheng mellom vannføring og nedbør. Fra grafen kan man se at dager med nedbør gir økt vannføring for både takvann og tunnelvann. Det kan også tyde på at det er en viss forsinkelse

med en til to dager med økt vannføring etter en nedbørhendelse. I sommermånedene var det få registreringer for vannføringen og det skal mye nedbør til for å få en økning i vannføring.



Figur 4-5. Alle målinger av vannføring for takvann og tunnelvann, sammenstilt med nedbør.

#### 4.3.3 Beregning av vannføring

Gjennomsnittlig målt vannføring i perioden er 25 509 L/døgn for tunnelvann, og for takvann 19 057 L/døgn. Døgn som er registrert med 0 i vannføring er oppgitt med halve målegrensen i beregninger av vannmengder, siden det har vært observert vannføring.

I grafer i forrige avsnitt er avlest verdi på 0 benyttet. Avlest verdi på 0 må likevel ikke forveksles med ingen verdi grunnet tekniske feil. Verdi på 0 tilsvarer mengde  $< 0,05$  L/s, mens ingen måleverdi på grunn av tekniske feil er utelatt.

For å estimere et totalt årlig utslipp er det tatt følgende antagelser. Gjennomsnittlig vannføring i mai satt lik som april og november lik oktober. Vintermånedene desember, januar og februar er satt lik som den måneden med lavest gjennomsnittlig vannføring. Resultatet er at det er beregnet et vannutslipp på  $14\,039\text{ m}^3$ , der tunnelvann utgjør  $8\,754\text{ m}^3$  og takvann  $5\,285\text{ m}^3$ . Utslipet i overvåkingsperioden var  $8\,798\text{ m}^3$ . Resultatene er vist i Tabell 4-3.

Tabell 4-3. Vannmengdemålinger av tunnelvann og takvann.

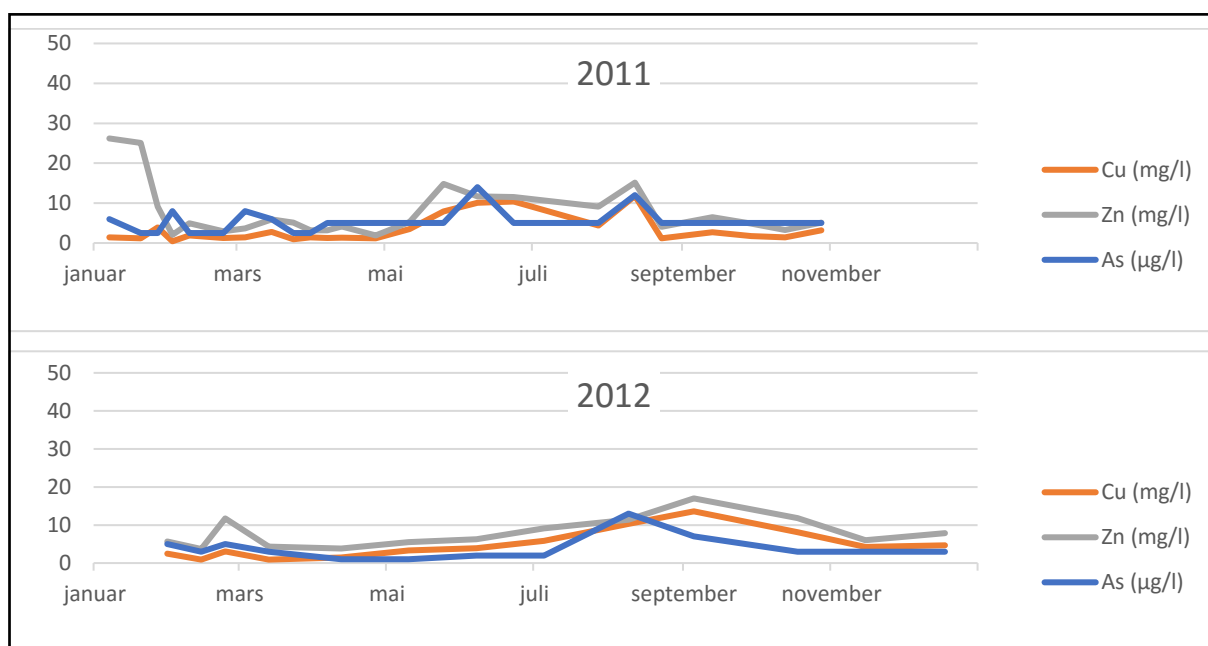


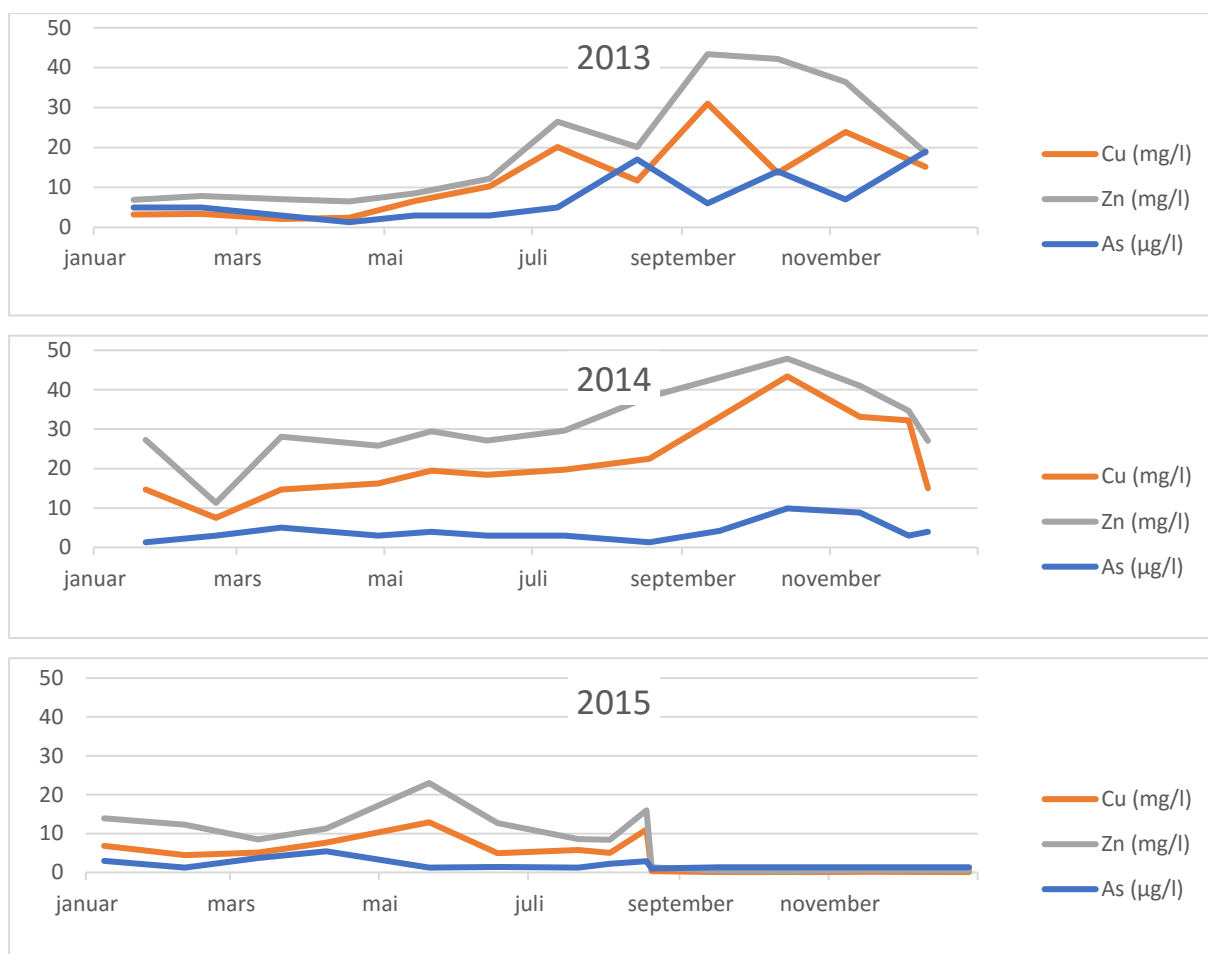
	Tunnelvann	Takvann
Døgn med registreringer (antall)	134	90
Gjennomsnitt (L/døgn)	25509	19057
Median (L/døgn)	20450	4320
Maks døgnverdi (L/døgn)	143700	92000
Total målt vannmengde (m <sup>3</sup> )	8754	5285

#### 4.4 Resultater fra analyse av vannprøver

##### 4.4.1 Tidligere målinger

I tiden etter oppryddingen av Killingdalområdet ble det tatt månedlige prøver av vannkvaliteten. Av prøvepunktene som ble benyttet er punkt V4 det mest aktuelle å sammenlikne med. Dette prøvepunktet ligger ved utløpet av drenstunnelen hvor målingene fra 2016 er hentet. Prøvene er samlet inn av Trondheim kommune og av Rambøll fra 7. januar 2011 til 28. desember 2015. Fra Figur 4-6 ser man at metallkonsentrasjonene har økt siden 2011. Det kan se ut som at det er høyere metallkonsentrasjoner om høsten. I september 2015 ble transporttunnelen renset og det ble støpt en terskel ved V4. Man kan tydelig se at metallkonsentrasjonene går ned etter dette.





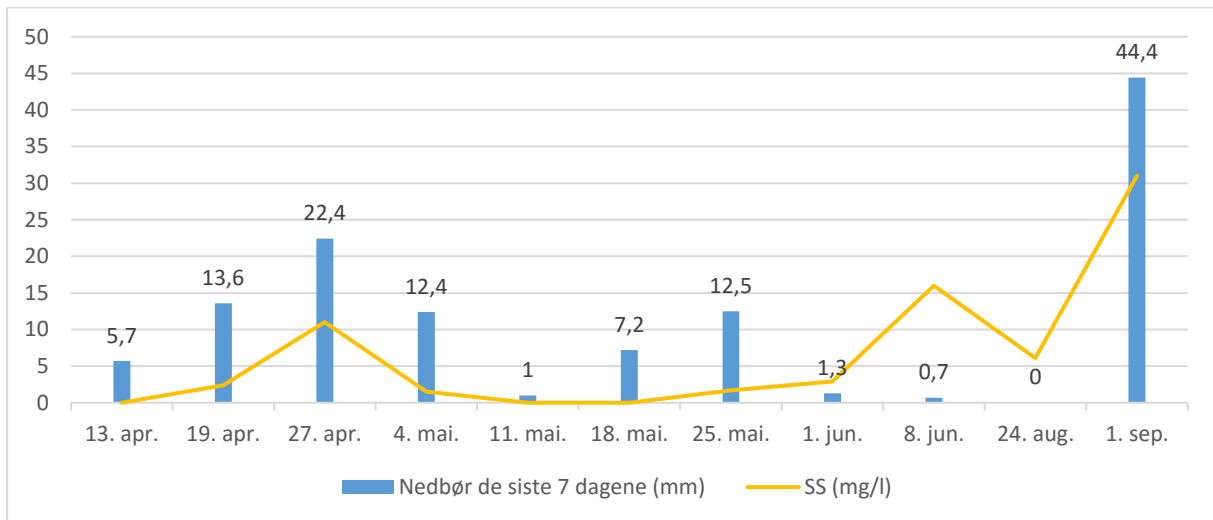
Figur 4-6. Overvåkning av forurensning Killingdalområdet 2011 – 2015. Resultater fra prøvepunkt V4 viser at metallkonsentrasjonene har økt siden 2011. (Rambøll)

#### 4.4.2 Analyseresultater for takvannet

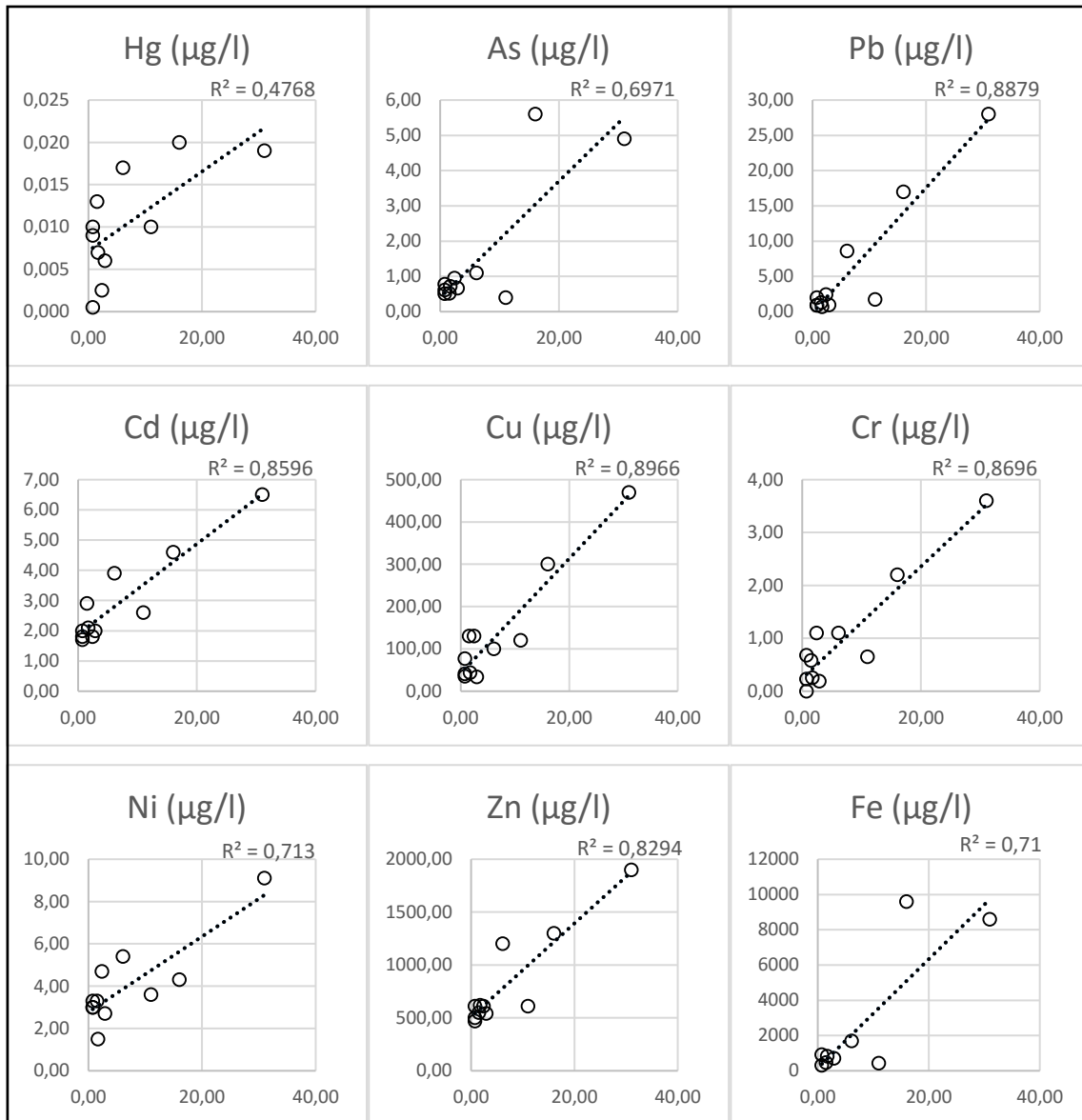
Resultatene for analyse av vannprøver fra takvannet er vist i Tabell 4-4 s.55. Prøvene er undersøkt for metallkonsentrasjon, suspendert stoff (SS) og pH. Måleusikkerheten er oppgitt til å være mellom 15% - 35%. Eksempel på analyserapport finnes som vedlegg. Fargekodene er grenseverdiene i miljødirektoratets veileder for utslipp til kystvann (tabell 2-2 og tabell 2-3). Det er ikke oppgitt grenseverdier for Fe, pH og SS.

Ut ifra tallene kan man se at pH for takvannet ligger nær 7, det vil si at vannet er nøytralt. For metallkonsentrasjonen og suspendert stoff er det stor spredning, med et relativt standardavvik fra 50% til 151% av gjennomsnittet. Likevel ligger stoffene innenfor en eller to tilstandsklasser, bortsett fra Pb som varierer mellom klasse 2 - 4 (god, moderat og dårlig). De høyeste konsentrasjonene er for Cd i tilstandsklasse 4 (dårlig), Cu og Zn som er i tilstandsklasse 5 (svært dårlig).

Figur 4-7 viser suspendert stoff og summen av nedbør de siste 7 dagene før prøven ble hentet ut. Det er ingen klar sammenheng, men det ser ut til at det er en økning i suspendert stoff for prøvene tatt 27. april og 1. september. Disse samsvarer med perioder med mye regn. Det ville vært bedre å sammenlikne med vannføring, men det finnes ikke nok data. Figur 4-8 viser korrelasjonen mellom suspendert stoff og tungmetaller. Den klareste sammenhengen er mellom suspendert stoff og Cu. Deretter i minkende grad for Pb > Cr > Cd > Zn > Ni > Fe > As >> Hg.



Figur 4-7. Nedbør og suspendert stoff (SS) for takvann. Dataetikettene representerer verdier for nedbør.



Figur 4-8. Suspendert stoff (SS) og metaller for takvann. Y-aksen viser metallkonsentrasjon i µg/L. X-aksen viser konsentrasjonen av SS i mg/L. Trendlinjen forklarer det lineære forholdet mellom metaller og SS

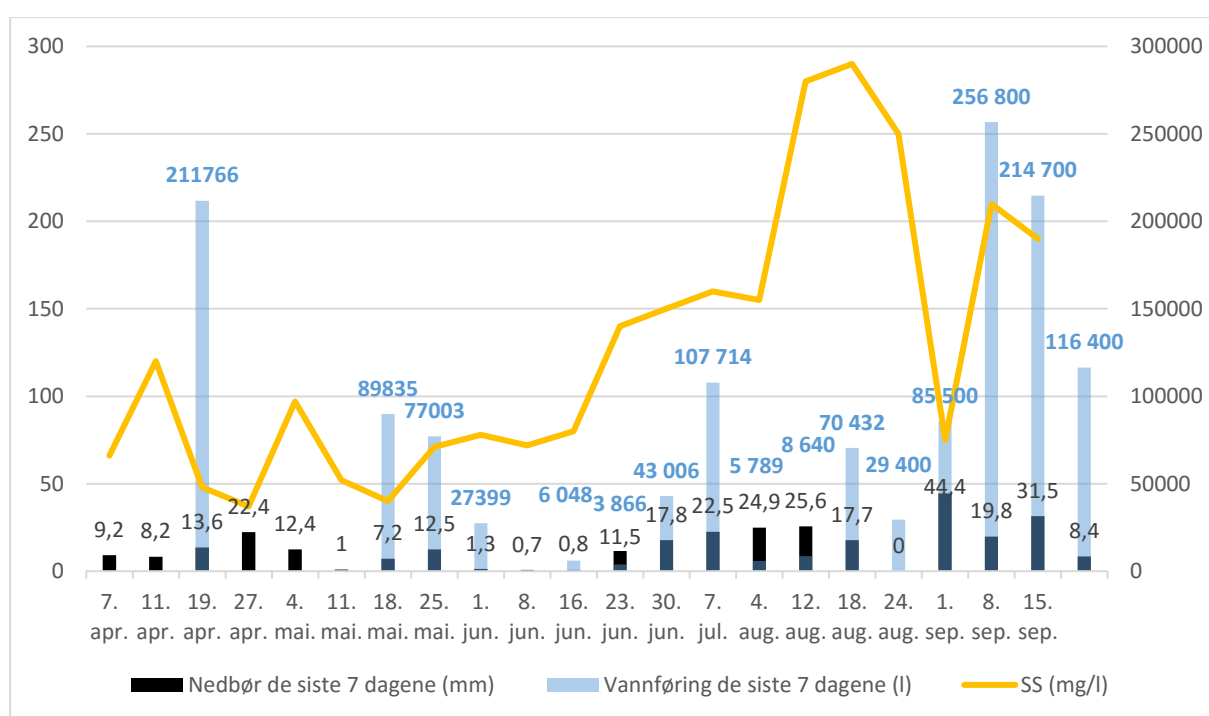
Tabell 4-4. Analyseresultater for takvann.

Prøvetype	Prøvedato	pH	SS (mg/L)	Hg (µg/L)	As (µg/L)	Pb (µg/L)	Cd (µg/L)	Cu (µg/L)	Cr (µg/L)	Ni (µg/L)	Zn (µg/L)	Fe (µg/L)
Stikk	13. apr.	7,00	<1,5	0,010	0,61	2,00	1,80	77,00	0,68	3,30	500,00	-
Stikk	19. apr.	7,00	2,40	<0,005	0,95	2,40	1,80	130,00	1,10	4,70	610,00	-
Bland	27. apr.	7,00	11,00	0,010	0,40	1,70	2,60	120,00	0,65	3,60	610,00	430,00
Bland	4. mai.	7,30	1,50	0,013	0,52	1,30	2,90	130,00	0,58	3,30	550,00	460,00
Bland	11. mai.	7,20	<1,5	0,009	0,51	0,91	1,70	41,00	<0,50	3,00	470,00	310,00
Bland	18. mai.	7,10	<1,5	<0,001	0,78	0,92	2,00	35,00	0,23	3,00	610,00	920,00
Bland	25. mai.	7,00	1,70	0,007	0,72	0,68	2,10	44,00	<0,50	1,50	620,00	820,00
Bland	1. jun.	7,30	2,90	0,006	0,66	0,95	2,00	34,00	0,19	2,70	540,00	710,00
Bland	8. jun.	7,10	16,00	0,020	5,60	17,00	4,60	300,00	2,20	4,30	1300,00	9600,00
Bland	24. aug.	7,30	6,10	0,017	1,10	8,60	3,90	100,00	1,10	5,40	1200,00	1700,00
Bland	1. sep.	7,10	31,00	0,019	4,90	28,00	6,50	470,00	3,60	9,10	1900,00	8600,00

#### 4.4.3 Analyseresultater for tunnelvannet

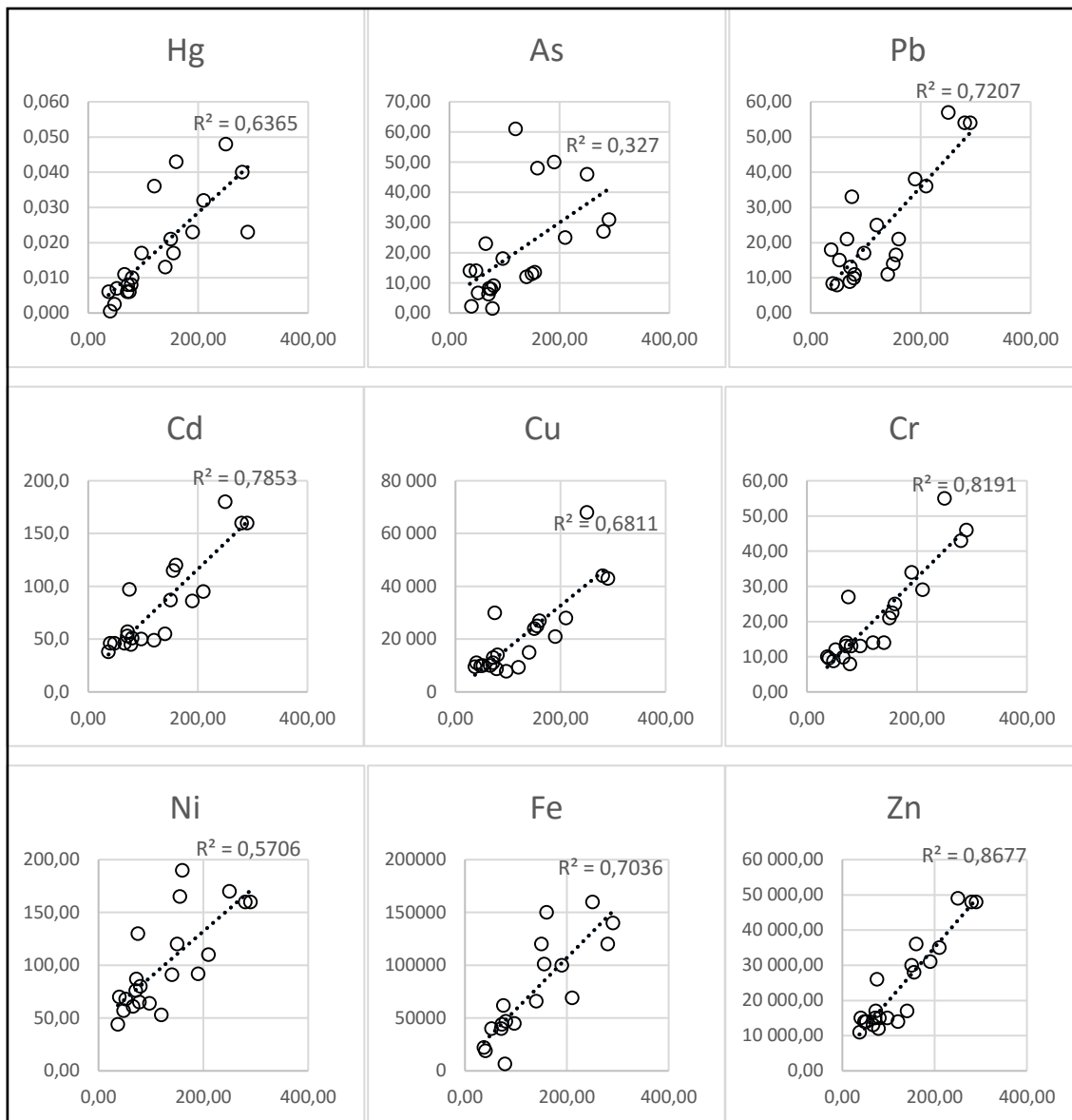
Tabell 4-5 s. 58 viser resultatene for tunnelvannet klassifisert etter tilstandsklasser. Cd, Cu, Zn og til dels Ni er påvist i tilstandsklasse 5. Cr ligger for det meste innenfor tilstandsklasse 4 med noen verdier i klasse 5. As og Pb ligger i både klasse 3 og 4, mens Hg stort sett har tilstandsklasse 2. Suspendert stoff varierer mye. Vannet er surt med pH på ca. 3.

Sammenhengen mellom suspendert stoff, vannføring og nedbør er kommet frem i Figur 4-9. Diagrammet viser ingen klar relasjon mellom disse. Derimot er det tydelig å se at det er en økning fra juni til midten av august. En forhold som er verdt å merke seg er at verdiene for suspendert stoff fra stikkprøver er større enn for blandprøver.



Figur 4-9. Suspendert stoff, vannføring og nedbør for tunnelvann. Dataetikettene viser nedbør og vannføring (blå skrift)

Figur 4-10 viser at det også for tunnelvannet er høy korrelasjon mellom suspendert stoff og tungmetaller. Den klareste sammenhengen er mellom suspendert stoff og Zn. Deretter i minkende grad for Cr > Cd > Pb > Fe > Cu > Hg > Ni >> As.



Figur 4-10. Suspensert stoff (SS) og metaller for tunnelvann. Y-aksen viser metallkonsentrasjon i µg/L. X-aksen viser konsentrasjonen av SS i mg/L. Trendlinjen forklarer det lineære forholdet mellom metaller og SS.

Tabell 4-5. Analyseresultater for tunnelvann.

Prøve- dato	Prøve- type	pH	SS (mg/L)	Hg (µg/L)	As (µg/L)	Pb (µg/L)	Cd (µg/L)	Cu (µg/L)	Cr (µg/L)	Ni (µg/L)	Zn (µg/L)	Fe (µg/L)
7. apr.	Stikk	3,10	66,00	0,011	23,00	21,00	46,00	10000,00	9,80	61,00	13000,00	
11. apr.	Stikk	3,40	120,00	0,036	61,00	25,00	49,00	9300,00	14,00	53,00	14000,00	-
19. apr.	Bland	3,20	48,00	0,003	14,00	7,90	46,00	9900,00	8,80	57,00	14000,00	-
27. apr.	Bland	3,10	37,00	0,006	14,00	18,00	38,00	9500,00	10,00	44,00	11000,00	22000,00
4. mai.	Stikk	3,60	97,00	0,017	18,00	17,00	50,00	7800,00	13,00	64,00	15000,00	45000,00
11. mai.	Bland	3,10	52,00	0,007	6,60	15,00	-	10000,00	12,00	68,00	14000,00	40000,00
18. mai.	Bland	3,10	40,00	0,001	2,20	8,40	46,00	11000,00	9,60	70,00	15000,00	19000,00
25. mai.	Bland	3,10	71,00	0,006	6,20	8,90	53,00	11000,00	13,00	76,00	15000,00	40000,00
1. jun.	Bland	3,10	78,00	0,008	1,50	9,90	45,00	8700,00	7,90	65,00	12000,00	6700,00
8. jun.	Bland	3,10	72,00	0,008	8,20	13,00	57,00	13000,00	14,00	87,00	17000,00	44000,00
16. jun.	Bland	3,10	80,00	0,010	9,10	11,00	51,00	14000,00	13,00	80,00	15000,00	47000,00
23. jun.	Bland	3,00	140,00	0,013	12,00	11,00	55,00	15000,00	14,00	91,00	17000,00	66000,00
30. jun.	Stikk	3,10	150,00	0,021	13,00	14,00	87,00	24000,00	21,00	120,00	30000,00	120000,00
7. jul.	Stikk	3,20	160,00	0,043	48,00	21,00	120,00	27000,00	25,00	190,00	36000,00	150000,00
4. aug.	Stikk	3,00	155,00	0,017	13,50	16,50	115,00	25000,00	22,50	165,00	28000,00	101000,00
12. aug.	Stikk	3,00	280,00	0,040	27,00	54,00	160,00	44000,00	43,00	160,00	48000,00	120000,00
18. aug.	Stikk	2,90	290,00	0,023	31,00	54,00	160,00	43000,00	46,00	160,00	48000,00	140000,00
24. aug.	Stikk	3,10	250,00	0,048	46,00	57,00	180,00	68000,00	55,00	170,00	49000,00	160000,00
1. sep.	Bland	2,90	75,00	0,006	8,00	33,00	97,00	30000,00	27,00	130,00	26000,00	62000,00
8. sep.	Bland	2,90	210,00	0,03	25,00	36,00	95,00	28000,00	29,00	110,00	35000,00	69000,00
15. sep.	Bland	3,00	190,00	0,02	50,00	38,00	86,00	21000,00	34,00	92,00	31000,00	100000,00
29. sep.	Bland	3,20	-	0,01	14,00	28,00	77,00	28000,00	27,00	100,00	26000,00	67000,00



## 4.5 Mengdeberegninger for utslipp av metaller til Trondheimsfjorden

For å estimere kapasiteten til en renseløsning er det vanlig at man finner ut hvor mye tungmetaller som slippes ut årlig. Grunnlaget for beregningene er analysedata og vannføringsdata hentet i 2016. Tabell 4-6 viser deskriptiv statistikk for alle vannprøver og vannføring.

Tabell 4-6. Nøkkeldata for mengdeberegninger av utslipp til sjø.

Takvann												
	pH	SS (mg/L)	Hg (µg/L)	As (µg/L)	Pb (µg/L)	Cd (µg/L)	Cu (µg/L)	Cr (µg/L)	Ni (µg/L)	Zn (µg/L)	Fe (µg/L)	Vann- føring (L/døgn)
Gjenn- omsnitt	7,1	6,8	0,01	1,5	5,9	2,9	134,6	1,1	4,0	810,0	2616,7	19057
Median	7,1	2,4	0,01	0,7	1,7	2,1	100,0	0,7	3,3	610,0	820,0	4320
Min.	7,0	0,8	0,00	0,4	0,7	1,7	34,0	0,2	1,5	470,0	310,0	4320
Maks.	7,3	31,0	0,02	5,6	28,0	6,5	470,0	3,6	9,1	1900,0	9600,0	92000
Stand- ardavvik	0,1	9,4	0,006	1,9	8,9	1,5	134,8	1,1	2,0	457,0	3706,5	21678
Tunnelvann												
	pH	SS (mg/L)	Hg (µg/L)	As (µg/L)	Pb (µg/L)	Cd (µg/L)	Cu (µg/L)	Cr (µg/L)	Ni (µg/L)	Zn (µg/L)	Fe (µg/L)	Vann- føring (L/døgn)
Gjenn- omsnitt	3,1	126,7	0,02	20,5	23,5	81,6	21236,4	21,3	100,6	24045,5	74668,4	25509
Median	3,1	97,0	0,01	14,0	17,5	57,0	14500,0	14,0	89,0	17000,0	66000,0	20450
Min.	2,9	37,0	0,00	1,5	7,9	38,0	7800,0	7,9	44,0	11000,0	6700,0	4320
Maks.	3,6	290,0	0,05	61,0	57,0	180,0	68000,0	55,0	190,0	49000,0	160000,0	143700
Stand- ardavvik	0,2	78,8	0,01	16,8	15,5	43,1	15070,7	13,28	43,79	12548,9	46235,4	23608

Totalt årlig utslipp av tungmetaller til sjøen vises i tabell 4-7. Utslipet er kalkulert ut i fra metallkonsentrasjon, døgnvannføring og antall dager i et år. Modellen viser summen av bidragene fra takvannet og tunnelvannet, siden de begge renner ut i samme dreneringstunnel. Utslippsmodellen tar høyde for hva man normalt kan forvente og verste tenkelige utfall. Minimumsverdiene er ikke tatt med, siden de ikke er relevante med tanke på vannrensing. For

normalverdier er gjennomsnittet valgt. Modellen viser 4 ulike scenarioer. Fra tabell 4-7 kan man se at det er stor variasjon mellom gjennomsnittlig metallkonsentrasjon og vannføring (1) og maksimal metallkonsentrasjon og vannføring (4). I verste tilfelle kan så mye som 3,6 tonn kobber, 2,6 tonn sink og 8,7 tonn jern renne ut i sjøen årlig. Det er henholdsvis 18, 11 og 12 ganger mer enn for gjennomsnittlig metallkonsentrasjon og vannføring.

Tabell 4-7. Årlig utslipp av metaller fra Killingdalområdet til Trondheimsfjorden.

<b>Totalt årlig utslipp med gjennomsnittlig metallkonsentrasjon</b>									
	Hg (g)	As (g)	Pb (g)	Cd (kg)	Cu (kg)	Cr (kg)	Ni (kg)	Zn (kg)	Fe (kg)
1) Gjennomsnittlig vannføring	0,24	201,59	259,82	0,78	198,67	0,21	0,96	229,52	713,43
2) Maksimal vannføring	1,28	1127,08	1430,80	4,38	1118,38	1,15	5,41	1288,40	4004,26
<b>Totalt årlig utslipp med maksimal metallkonsentrasjon</b>									
	Hg (g)	As (g)	Pb (g)	Cd (kg)	Cu (kg)	Cr (kg)	Ni (kg)	Zn (kg)	Fe (kg)
3) Gjennomsnittlig vannføring	0,59	606,92	725,49	1,72	636,41	0,54	1,83	469,45	1556,52
4) Maksimal vannføring	3,19	3387,53	3929,92	9,66	3582,42	3,01	10,27	2633,88	8714,45

#### 4.6 Laborrietester med olivingranulat

Fullstendige resultater, med 59 forskjellige grunnstoffer, fra ICP-MS analyse finnes i vedlegg E. Resultatene ble kvalitetssikret ved å undersøke triplikatprøven og de fem duplikatprøvene (Tabell 4-8). Avviket målt i prosent er differansen mellom høyeste og laveste konsentrasjon delt på den høyeste. Noen grunnstoffer skilte seg ut med store forskjeller. For eksempel viste analysen av thallium (Tl) 90% og 98% avvik for prøvene med 12 og 50g olivingranulat. Måleverdiene var i disse tilfellene over fire ganger over konsentrasjonen i råvannet fra Killingdalområdet. For andre stoffer som hadde begge eller alle verdier under deteksjonsgrensen ble avviket 0%. Dataene ble vurdert samlet, og kun for stoffene som ble brukt til videre undersøkelser.

Tabell 4-8. Avvik mellom duplikatprøver og triplikat.

	50,00 g (2x)	18,00 g (2x)	12,00 g (3x)	10,00 g (2x)	7,00 g (2x)	2,00 g (2x)
Cr	4,9 %	0,5 %	4,1 %	3,3 %	17,8 %	2,6 %
Fe	0,4 %	2,2 %	2,4 %	2,4 %	2,9 %	0,4 %
Ni	9,6 %	5,3 %	20,3 %	12,0 %	6,0 %	10,3 %
Cu	27,4 %	5,5 %	18,5 %	5,1 %	9,3 %	1,7 %
Zn	2,2 %	1,4 %	3,7 %	41,0 %	1,9 %	11,2 %
As	30,0 %	1,8 %	14,5 %	9,4 %	1,3 %	0,0 %
Cd	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Pb	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Gjennomsnitt	9,3 %	2,1 %	7,9 %	9,2 %	4,9 %	3,3 %
Gjennomsnitt av alle stoffer	5,2 %	3,2 %	9,5 %	4,7 %	2,7 %	3,8 %

Ikke alle 59 grunnstoffene var aktuelle for et fremtidig renseanlegg med bruk av olivingranulat. Kun metallene som hadde blitt kartlagt i feltarbeidet ble brukt, unntatt kvikksølv.

Av andre stoffer som ikke er nevnt videre, kan man merke seg at testene viste også endringer for basekationene, kalsium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na), mangan (Mn) og kalium (K). Ca økte fra 0,32 til 0,53 g/l etter tilsatt kalk, deretter økte den videre til 0,57 g/l i prøven med 50g olivin. Mg sank fra 0,038g/l til 0,0099 g/l. Na økte fra 0,078g/l til 0,11 g/l. Mn sank fra 2,08mg/L i råvannet til 0,88 mg/L etter kalking videre endret konsentrasjonen seg til 0,0013 mg/L. K steg fra 0,0088 g/l til 0,028 g/l.

Analysen for andre grunnstoffer, som aluminium (Al) og svovel (S) viste at konsentrasjonen av svovel i løsning holdt seg stabil, mens Al sank fra 0,015 g/l til 52 µg/L etter kalking, for så å øke til 230 µg/L.

#### 4.6.1 Renseeffekt

Tabell 4-9 viser data som brukt for beregning av renseeffekt. For duplikat- og triplikatprøver er det tatt et gjennomsnitt. Renseeffekten for hver prøve er utregnet fra differansen i konsentrasjon mellom startkonsentrasjonen ( $C_{start}$ ) og prøven ( $C_{prøve}$ ), delt startkonsentrasjonen (4.1).

$$Renseeffekt = \frac{C_{start} - C_{prøve}}{C_{start}} \cdot 100\% \quad (4.1)$$

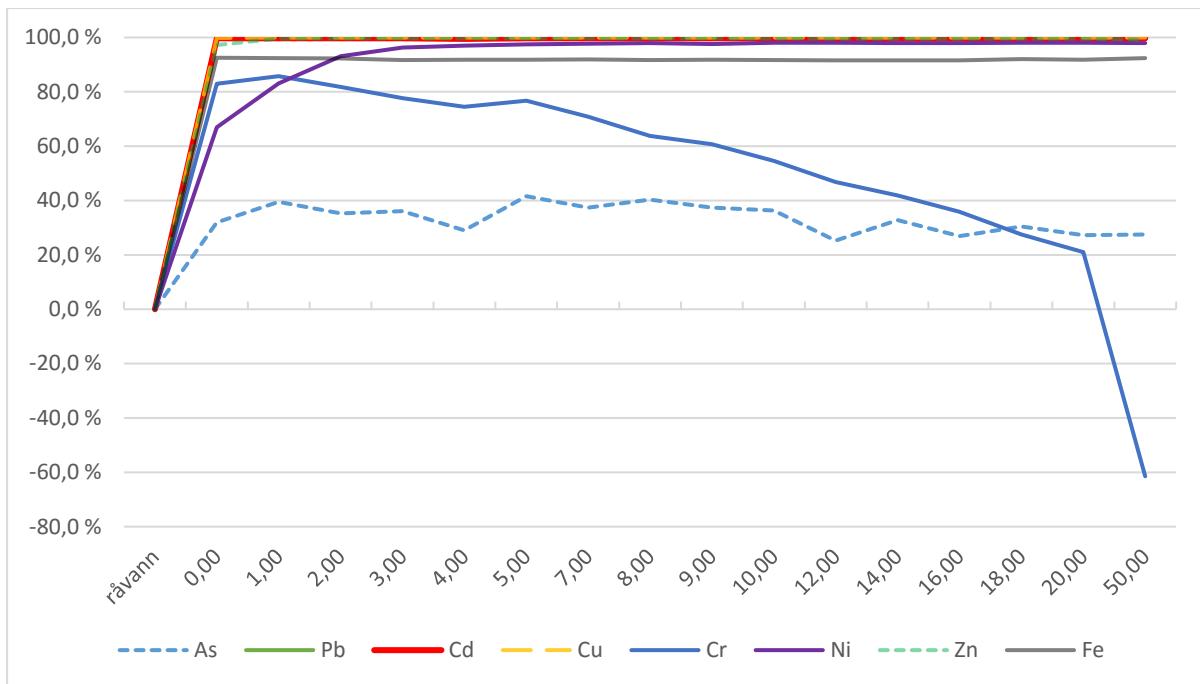
Tabell 4-9. Analyseresultater for hele forsøket..

	As (µg/L)	Pb (µg/L)	Cd (µg/L)	Cu (µg/L)	Cr (µg/L)	Ni (µg/L)	Zn (µg/L)	Fe (µg/L)
Råvann (0g)	4,76	27,56	97,88	28 000,00	28,78	185,66	28 500,00	34 200,00
0,00 g	3,24	< 0.02	< 0.3	39,48	4,90	61,32	777,28	2 550,00
1,00 g	2,88	< 0.02	< 0.3	15,28	4,10	31,46	124,68	2 610,00
2,00 g	3,08	< 0.02	< 0.3	10,21	5,25	12,84	76,80	2 645,00
3,00 g	3,04	< 0.02	< 0.3	10,44	6,44	6,84	78,10	2 850,00
4,00 g	3,38	0,02	0,48	7,60	7,34	5,56	71,66	2 800,00
5,00 g	2,78	< 0.02	< 0.3	5,54	6,68	4,74	71,84	2 800,00
7,00 g	2,98	< 0.02	< 0.3	4,71	8,38	4,17	71,21	2 750,00
8,00 g	2,84	< 0.02	< 0.3	4,56	10,42	3,92	74,82	2 830,00
9,00 g	2,98	< 0.02	< 0.3	4,58	11,30	4,46	72,16	2 810,00
10,00 g	3,03	< 0.02	< 0.3	3,80	13,08	3,59	99,49	2 855,00
12,00 g	3,56	< 0.02	< 0.3	3,52	15,31	3,63	123,63	2 870,00
14,00 g	3,20	< 0.02	< 0.3	3,42	16,74	3,82	120,18	2 890,00
16,00 g	3,48	< 0.02	< 0.3	3,66	18,46	3,82	120,56	2 890,00
18,00 g	3,31	< 0.02	< 0.3	3,17	20,87	3,64	117,11	2 720,00
20,00g	3,46	< 0.02	< 0.3	3,38	22,74	3,68	118,66	2 800,00
50,00 g	3,45	< 0.02	< 0.3	2,90	46,47	3,75	208,99	2 585,00

Forsøket var tiltenkt å likne på et to-trinns renseanlegg beskrevet i delkapittel 3.2. Figur 4-11 viser renseeffekten for hele forsøket grafisk. Totalt viste forsøket meget god rensing for Pb, Cd, Cu, Ni og Zn (98% - 100%), god for Fe (93%), moderat for As (27%-42%) og dårlig for Cr (-62%). Det første trinnet med kalking viser til å ha en betydelig effekt for alle metaller, bortsett fra As.

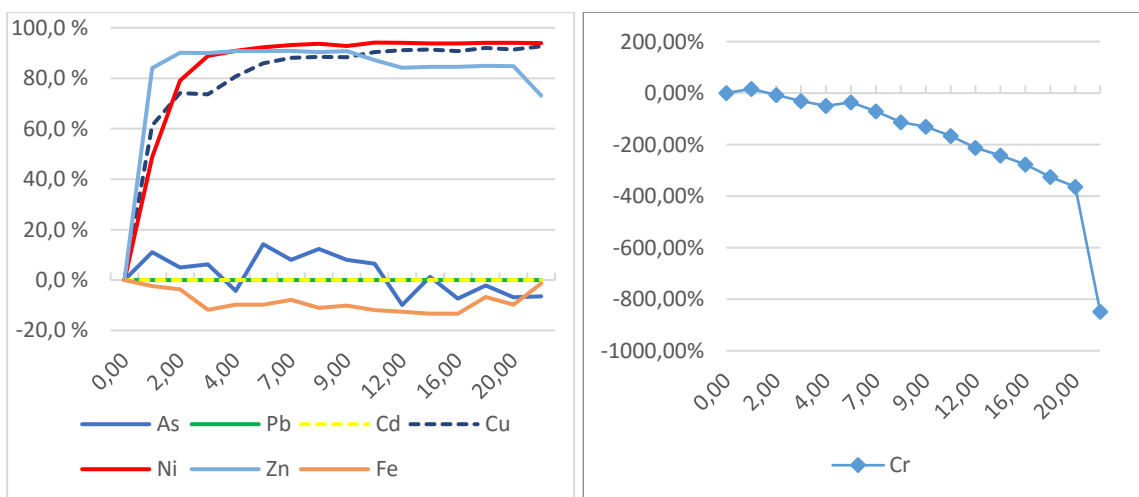
#### 4.6.2 Renseeffekt olivingranulat

I det andre trinnet, der olivingranulat ble undersøkt, renseeffekten vist i Figur 4-12. Krom er vist separat fordi metallet viste utlekking i stor grad, med en økning i konsentrasjon på 848%, fra 0g olivin til 50g. På den andre siden hadde Cu, Zn og Ni en reduksjon på henholdsvis 93%, 73% og 94% etter tilsatt 50g olivin. For disse tre stoffene var det størst effekt i starten. I prøven med 7g olivin lå rensegraden på 88%, 91% og 93%. Deretter sank renseeffekten for Zn, mens den fortsatte å øke for Cu og Ni.



Figur 4-11. Total renseeffekt for forsøket med både kalking og olivin. Y-aksen viser renseeffekt i prosent. X-aksen viser de forskjellige prøvene med ulik mengde tilsatt olivingranulat. Effekten av kalking tilsvarer 0,00g tilsatt olivin. Tilnærmet 100% rensing for Pb,Cd,Zn og Cu.

Stoffene som hverken viste god renseeffekt eller utlekking i noen grad var Pb, Cd, As og Fe. Konsentrasjonene av Pb og Cd var så lave etter kalking at det ikke er mulig å vite om det var endring eller om konsentrasjonen var lik. Verdiene for As hadde stor spredning og viste ingen tydelig trend. Best rensing for As var med 5g olivin (8%) og dårligst med 50g (-7%).



Figur 4-12. Renseeffekt med olivingranulat. Y-aksen viser renseeffekt i prosent. X-aksen viser de forskjellige prøvene med ulik mengde tilsatt olivingranulat. Til venstre: As, Pb, Cd, Cu, Ni, Zn og Fe. Til høyre Cr

### 4.6.3 Sorpsjon av metaller på olivingranulat

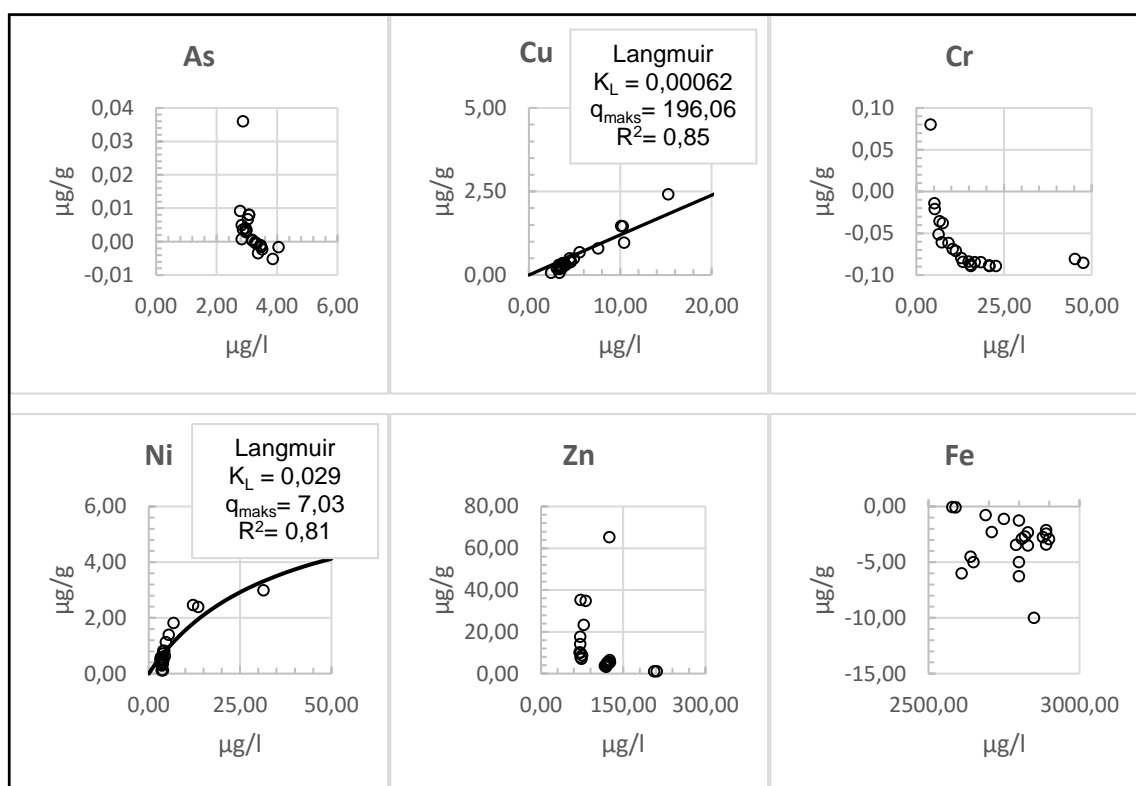
Figur 4-13 viser sorpsjonstettheten til olivingranulat og konsentrasjonen til de aktuelle metallene fra Killingdalområdet. Pb og Cd vises ikke på grunn av ingen endring i konsentrasjon. Det var kun mulig å finne sorpsjonsisotemer for Cu og Ni.

Linjetilpassing ble brukt for å finne sorpsjonsisotermen som passet best med observasjonene. Sorpsjon av Cu i dette forsøket kan best beskrives av Langmuirs isoterm med  $K_L = 0,00062$ ,  $q_{maks} = 196,06$ . Linjetilpassingen forklarer 85% av variasjonen ( $R^2 = 0,85$ ). Siden  $K_L C_w \ll 1$ , er nevneren for uttrykket tilnærmet lik 1 og isotermen vil være lineær med formen:

$$q \approx K_L C_w q_{maks}.$$

Freundlichs isoterm hadde parameterne  $K_F = 0,042$  og  $n = 1,48$  med  $R^2 = 0,96$ . Til tross for at denne modellen passet dataene bedre, ble den forkastet, fordi  $n > 1$  er uønsket. Dette resulterer i at sorpsjonstettheten vil øke med konsentrasjonen.

Resultatene for linjetilpassing for Ni ga følgende isotemer: Langmuir,  $K_L = 0,029$ ,  $q_{maks} = 7,03$  med  $R^2 = 0,81$  og Freundlich  $K_F = 0,239$ ,  $n = 0,776$  med  $R^2 = 0,77$ . Langmuirs isoterm ble også valgt for Ni, siden den passet best med observasjonene.



Figur 4-13. Konsentrasjon,  $C_w$  ( $\mu\text{g/L}$ ) og sorpsjonstetthet,  $q$  ( $\mu\text{g/g}$ ), med sorpsjonsisotemer

## 5 Diskusjon

Dette kapittelet diskuterer metodene og resultatene fra feltarbeidet og laboratorieforsøket. Her tas det også opp hva som kan være årsaker til problemet og hvordan man på sikt kan rense Killingdalområdet.

### 5.1 Kilder til forurensing

Til tross for sanering, er det mye som tyder på at forurensingen fortsatt stammer fra gammelt gruveavfall. Metallene man finner i vannet er de samme som i sin tid ble hentet ut fra Killingdal (NGU 2016a). At vannet i tunnelen også er surt tyder på oksidasjon av kismineraler fra gruveavfall.

Kismineralene som kommer i kontakt med vann vil mest sannsynlig være rester av malm og malmsknotter som ikke ble ryddet opp eller stammer fra det interne deponiet i den gamle lagerhallen. Et tredje alternativ er at avgang kan ha blitt brukt som fyllmasse til utbygging av f.eks. Bynesveien. Bruk av avgang som materiale til bygging, er kjent fra Løkken (Gundersen 2015) Vannet som infiltrerer gruveavfallet, renner antakeligvis inn som grunnvann. Dette er fordi det skal ligge et tett lag over hele området som ble ryddet.

For å undersøke hva som er kilden vil man være nødt til å bore eller grave opp masser. Hvis membranen er tett vil det ikke være gunstig å bore. Dette vil kunne føre til økt innlekking av overflatevann. Det trenger heller ikke å være en enkelt kilde til forurensningen, men en kombinasjon av flere. I følge Lottermoser (2010) vil det ofte være nødvendig å rense vannet i tillegg til preventive tiltak som bentonittmembran. Derfor vil det være lurt å la membranen ligge og heller se på løsninger for å rense vannet.

### 5.2 Klimapåvirkning

Mars og april 2016 var varmere enn normalen (Tabell 4-1) og gjorde trolig at snøsmeltingen begynte tidligere enn det som var forventet. Det var planlagt at overvåkingen av vannføring skulle komme i gang før snøsmeltingen, men da utstyret ble installert i april hadde det allerede smeltet en del snø. Derfor mangler det også viktig informasjon om hvordan vannføringen endrer seg i transporttunnelen på denne tiden av året.

Det var ikke bare tidlig på året klimaet var varmere enn normalt. I prøvetakningsperioden april – oktober var alle månedene varmere enn normalen, bortsett fra oktober. Nedbøren var også i

store deler vesentlig mindre enn gjennomsnittet. Samlet kan man si at været i prøvetakningsperioden var varmere og tørrere enn normalen, med unntak av april og oktober.

Klimaet styrer hydrologiske og hydrogeologiske faktorer som kan ha påvirket vannføringen i transporttunnelen. Økt temperatur vil føre til mer evapotranspirasjon. Lite nedbør medfører at jordlaget tørker og vil dermed holde igjen mer vann ved en nedbørshendelse. Dermed har mindre vann kunne trenge inn i grunnen og renne inn i transporttunnelen fra mai til oktober. Hadde klimaet ligget nærmere normalen, eller vært over, kan man anta at det ville vært observert større vannmengder.

Meteorologisk institutt opererer med en normalperiode fra 1961 – 1990. Hvis man skal vurdere hvordan situasjonen i fremtiden vil bli, kan man studere forskning som ser på hvordan klimaet vil endre seg. Norsk klimaservicesenter (2015) mener at klimaet i Norge kommer til å bli varmere og våtere. Midt-Norge kan få den største absolutte økningen. Sammenliknet med 2016, samsvarer temperaturobservasjonene med prognosene, mens nedbørsmessig kan man forvente mer.

### **5.3 Gjennomføring av vannmengdemålinger og vurdering av data**

For å undersøke resultatene for vannføring har det blitt sett på om det var noen feil med utstyret eller gjennomføringen av overvåkingen, og hva som kan være grunnen til manglende måledata for vannføring.

#### **5.3.1 Ytre påvirkninger på utstyret.**

Utstyret for vannføringsmålingene var plassert i et ugjestmildt miljø. Inne i tunnelen var det konstant høy luftfuktighet og vann som rant inn. Sensorene var plassert i forurenset vann og i tillegg var tunnelvannet surt. I følge produsenten er utstyret designet for å fungere i moderat til meget forurenset vann. Bruksområdet er oppgitt til å være blant annet industrielt avløpsvann og kloakk (Nivus 2011). Miljøet i transporttunnelen skal derfor ha vært innenfor bruksområdet til måleren og sensorene. Tunnelen var også låst så at uvedkommende ikke hadde tilgang.

Måleprinsippet for hastighet med ultralyd gjør at pulsen som sensoren sender ut detekterer alle reflektorene i vannsøylen. Sensoren vil da kunne detektere hastighet selv om det skulle være utfellinger på sensoren. Hvis utfellinger hadde påvirket hastighetsmålingene i stor grad ville man kunne observert en endret hastighet i forbindelse med rengjøring av sensorene. Det finnes ingen indikasjoner på at dette er tilfellet. Likevel er det ikke mulig å si sikkert om utfellinger på sensoren har medført feilmålinger.



Det var et fall mellom utløpet for tunnelvannet og røret der hvor sensoren var plassert. Her ble det tidvis dannet skum. Skummet ble observert innerst i røret, ca. 1 m bak sensoren. Likevel er det grunn til å tro at skum kan ha beveget seg med vannet, mot sensoren. Ultrasoniske målinger av vannhøyden kan ha feiltolket skum på overflaten som vannivået i røret. Selv om skum ikke var et stort problem, er det grunn til å tro at skummet kan ha ført til for høy avlesning av vannhøyden.

### 5.3.2 Deteksjonsgrense for vannføring

Kvaliteten på dataene forutsetter at sensorene fungerte og var riktig plassert i røret. Målingene av vannhøyden ble kvalitetsjekk og målte verdier var innenfor  $\pm 1$  mm av målingene for både takvann og tunnelvann. Dermed kan målingene av vannhøyden ansees som korrekte. Så lenge hastighetssensorer også ble installert korrekt er det ingen grunn til å tro at det skulle være feil på disse. Sensorene i røret for takvannet kom ut av posisjon en gang, men denne feilen ble rettet opp.

Deteksjonsgrensen til sensorene er oppgitt til 0,08cm (usikkerhet  $\pm 0,2$ mm) for høyde og 0,05m/s for hastighet (usikkerhet, for  $0.05 \leq |V| \leq 0.5$  m/s:  $E_v = 0.5/|V|$  %) (Nivus 2011). Vannstanden i røret ble målt når det ble hentet inn vannprøver. Nivået lå tilsynelatende alltid over deteksjonsgrensen på 0,08 cm. Derfor vil det si at det var deteksjonsgrensen for vannhastigheten som avgjorde om det ble registrert vannføring. Vannhøyden til tunnelvannet varierte mellom 2,8 cm – 6,7 cm, så en vannhøyde på 2,8 cm ga en deteksjonsgrense på  $< 0,11$  L/s. Tilsvarende ga en høyde på 6,7 cm en grense på 0,38 L/s.

### 5.3.3 Manglende data for vannføring

Hovedgrunnen til at det ikke finnes målinger av vannføring for hele perioden er sannsynligvis at den har vært for lav. Hvis man vil undersøke dette kan man sammenlikne manuelle målinger av tunnelvann (Tabell 4-2. Oversikt over manuelle målinger av tunnelvann, gjort da måleren ikke registrerte vannføring) med der det ikke finnes målinger. Her ser man at vannføringen var under deteksjonsgrensen for lavest målte vannhøyde hver gang. Det må imidlertid understrekes at "ikke målt vannføring" på ingen måte betyr "ingen vannføring". Et bidrag på 0,1L/s betyr 8640 liter i døgnet, som tilsvarer et gjennomsnittlig utslipp av 1kg tungmetaller.

Målinger uten verdi for vannføring for tunnelvannet forklares ikke med teknisk svikt, men med at vannhastighet var under deteksjonsgrensen. For takvannet kan få målerverdier forklares med lav vannføring. Ut ifra observasjonene var vannføringen for takvannet så lav at det trolig ikke ville hatt noen innvirkning om sensoren hadde vært riktig plassert.

### 5.3.4 Databehandling av vannføringsdata

For å gjøre om målinger gjort hvert andre minutt til døgnverdier, var det nødvendig å gjøre noen antakelser. Utrekningsmodellen fungerer godt hvis det er tett mellom målingene i løpet av et døgn, men en svakhet er at den blir usikker når tidsdifferansen blir flere timer. På grunn av dette er det knyttet større usikkerhet til målingene for juni og juli, som hadde færre målinger, enn på våren og høsten.

Samtidig burde estimatet av vannføring forkastes. Selv om det er en statistisk sannsynlighet for at det er en korrelasjon, passer estimerer for dårlig med de observerte data. Dette kommer også tydelig frem i Figur 4-3.

### 5.3.5 Videre anbefalinger til måling av vannføring

Når man ser på gjennomføringen kan man si at det var ikke noe i veien med utstyret. Oppsettet var for det meste bra, men det kan trekkes frem to endringer som kunne vært gjort. Hastighetssensoren for takvannet skulle vært festet skikkelig, slik at den ikke kom ut av posisjon. Dette kunne vært løst ved å feste sensoren bedre og vist større hensyn ved rengjøring. Skumdannelse kunne også vært unngått hvis det ikke hadde vært et fall fra utløpsrøret til røret med sensorer.

## 5.1 Nedbørspåvirkning av vannføring i transporttunnelen

Rett over tunnelen skal det være et tett lag med bentonitt. Vannet som infiltrerer transporttunnelen må da stamme fra vann i grunnen rundt det sanerte området og nedbørsfeltet ovenfor. Fra geologien i området (s. 11) ser man at den består av et tynt løsmassedekke over oppsprukket fjell. Derfor kan man forvente at grunnvannet trolig vil renne gjennom sprekker.

Tiden det tar fra en nedbørshendelse til vannet kommer inn i tunnelen avhenger av jordartens egenskaper, og den hydrauliske konduktiviteten til det vannførende laget. Disse faktorene ser ut til å bidra med en viss forsinkning fra en nedbørsepisode til en registrert økning i vannføring.

Sammenlikner man takvann og tunnelvann blir førstnevnte mer direkte påvirket av regn. Dette kan være fordi vannet avskjæres fra å renne inn i tunnelen og derfor respondere raskere på nedbør. Vannet i tunnelen magasineres og gir høyere avrenning over lengre tid enn for takvannet.

Fra resultatene kan man se sesongvariasjoner. På våren (april og mai) dominerer høy vannføring. Jordlaget er mettet med vann og grunnvannsspeilet er høyt. Snøsmelting bidrar til høy avrenning, selv når det ikke er nedbør. Om sommeren (juni, juli og august) dominerer lav vannføring. Lite vann trenger inn i bakken på grunn av lite nedbør og høy evapotranspirasjon. Samtidig vil den tørre jorda kunne holde igjen mye vann. Dette vil også føre til at grunnvannstanden synker. Mindre nedbørsepisoder ser ikke ut til å ha en målbar innvirkning på vannføringen fra transporttunnelen. Kun kraftig nedbør eller nedbør over lengre tid ser ut å ha innvirkning.

På høsten (september og oktober) øker vannføringen, men den er i større grad påvirket av nedbøren enn på våren. Lavere temperaturer gjør at mindre vann fordampes og blir værende i grunnen. Sammen med mer regn fører dette til at grunnvannstanden øker. Man ser en raskere respons på vannføring fra nedbør. Det finnes ingen målinger av vannføringen mellom november og mars. Erfaringer fra tidligere år er at vannføringen minker om vinteren på grunn av snø og tele. (Multiconsult 2015).

## **5.2 Vannprøvetakning og vurdering av forurensningen.**

Dette delkapittelet diskuterer metodene for prøvetakningen og vannprøvene og ser videre på sammenhengen mellom nedbør, vannføring og vannkvalitet.

### **5.2.1 Innsamling av vannprøver**

De automatiske prøvetakerne fungerte ikke hver gang. Stikkprøver gir ikke et like godt bilde på sammenhengen mellom konsentrasjon og vannføring. For tunnelvannet hadde stikkprøver høyere andel suspendert stoff enn blandprøver. Adkomst til terskelen gjorde at slam og utfellinger ble virvlet opp på vei inn i tunnelen. Dette slammet kan ha ført til forhøyede verdier. Likevel danner alle målingene et godt datagrunnlag for vurdering av vannkvaliteten.

Prøver som sto i opptil en uke fikk utfellinger i bunnen av flasken og det var viktig at flasken ble ristet for å få med alt. Misfarging av flaskene over tid tyder på at noe kan ha blitt igjen i flasken, men det vurderes til ikke å hatt innvirkning på prøvene.

### **5.2.2 Forurensningssituasjonen i transporttunnelen**

Den kjemiske tilstanden til vannet som renner ut i fjorden kan betraktes som forurenset. Sammenliknet med takvannet er tunnelvannet mest forurenset. Sistnevnte er surere og har høyere konsentrasjoner av metaller. Metallkonsentrasjonene er også mer alvorlige med hensyn til miljødirektoratets veileder. Verdiene for alle metallene bortsett fra Hg ligger 1 til 2

størrelsesordener høyere enn for takvannet. Særlig gjelder dette for kobberkonsentrasjonen som i gjennomsnitt er 150 ganger høyere.

Kildene til forurensningen er rester av spillmalm og malmkonsentrater som ligger igjen på området. Disse restene kan være spredd under de tilførte rene massene. Det kan også tenkes at avfall kan være brukt som fyllmasse under Bynesveien ovenfor anlegget. En annen mulighet er at det er lekkasjer fra deponerte masser i den gamle lagerhallen.

Årsaken til forskjellene er knyttet til prosessene beskrevet på s. 22. Vannet som står i tunnelen forsures kraftig av at Fe(III) katalyserer oksidasjonen av svovelkis. Reaksjonen fortsetter fordi systemet hele tiden blir tilført mer svovelkis og har tilgang på oksygen. Det er heller ingen naturlige buffere tilstede. Dette skjer også med andre kisminerale (sinkblende, magnetkis og kobberkis) som havner i tunnelvannet.

En annen effekt som fører til økt metallkonsentrasjon er at mange av tungmetallene (Cu, Cr, Ni, Hg, Zn og Pb) er mest løselige under sure betingelser. Når kisminerale oksiderer vil disse kunne frigis (Brattli 2009). Av forurensningskildene fra Killingdalområdet, skiller As seg ut og har lav løselighet i surt miljø (Nicomel et al. 2015).

Takvannet avskjæres og kommer ikke i kontakt med Fe(III) i like stor grad, og er derfor mindre surt og har lavere tungmetallkonsentrasjoner. Oksidasjon av kisminerale uten Fe(III), vil også forekomme, men reaksjonstiden er mye langsommere. Derfor ser man at det også for takvannet er høye konsentrasjoner av Cu, Zn og Fe som stammer fra malm og malmkonsentrat.

### 5.2.3 Suspendert stoff og vannføring

Målingen av vannkvaliteten fra både utløp V4 2011 – 2015 (Figur 4-6) og i tunnelen i 2016, tyder på at metallkonsentrasjonene øker på høsten. Dette kan bety at det er en sammenheng mellom vannforurensning og vannføring. I stedet for å vurdere enkeltstoffer, kan andelen suspendert stoff gi en god indikasjon på hvor mye hvor mye metaller som finnes i vannet. Det er høy korrelasjon mellom disse og de fleste metallene i løsnings.

Metallene i vannet utgjør bare en del av det suspenderte stoffet, men det er uvisst hva de resterende partiklene består av. Analyseresultatene sier heller ingen ting om på hvilken form metallene finnes i løsnings. Metallene vil antakeligvis finnes som både ioner og sorbert til andre partikler. For å rense vannet vil det være interessant å undersøke hvor mye av metallene som finnes som frie ioner i vannet.

For takvannet ser man at økt nedbør de siste syv dagene gir mer suspendert stoff (Figur 4-7). Prøven 8.06. skiller seg ut med mye suspendert stoff til tross for lite nedbør. En forklaring kan være at stillestående vann førte til utfellinger i røret som ble sugd opp av prøvetakeren. Tunnelvannets målinger av suspendert stoff kan ha gitt for høye verdier fra stikkprøver. Likevel ser man en økning på høsten som samsvarer med observasjoner gjort tidligere år. Dette er motsatt av hva man forventet før overvåkingen. Det var tenkt at mer vann ville føre til fortykning og metallkonsentrasjoner og suspendert stoff ville gå ned.

En teori som forklarer sammenhengen mellom forurensning og vannsituasjon, er at lite nedbør og lav vannføring om sommeren fører til mer utfelling i transporttunnelen. En kraftig økning av vann i tunnelen på høsten vil kunne virvle opp slam fra gulvet og føre til høyere andel suspendert stoff. For takvannet er det usikkert hva som kan være sammenhengen, men økt grunnvannsstrøm kan gi økt partikkeltransport.

### **5.3 Mengdeberegninger**

Utregningene av forventede tungmetallutslipp er basert på målinger gjort over sju måneder, med en nedbørsituasjon som skiller seg klart ut fra normalen. For utredning av et renseanlegg er det anbefalt overvåking i minst et år (Zipper & Skousen 2014). Årlig utslipp er bestemt etter en antagelse om vannføringen i de manglende månedene vil likne de andre. Derfor må man ta forbehold hvis man skal benytte denne modellen for dimensjonering av et fremtidig renseanlegg. Ved et fremtidig anlegg må man ta høyde for at gjennomsnittlig årlig vannmengde kan være høyere, og vil antakeligvis øke mot 2100 (Norsk kilmaservicesenter 2015).

Fra tabell 4-7 ser man at det er store forskjeller mellom største og minste utslipp. I virkeligheten vil nok det være lite sannsynlig med et verst tenkelig utfall, og utslippet vil ligge et sted mellom normalutslippet og det største.

### **5.4 Laboratorieforsøk**

Olivin har tidligere vist gode egenskaper for rensing av surt gruvevann. Testene med vann fra Killingdal var ment for å sjekke om dette stoffet kunne være aktuelt for et fremtidig renseanlegg. Resultatene viste at kombinasjonen av olivingranulat og kalk holdt tilbake de fleste forurensningskomponentene fra vannet, bortsett fra krom og arsen.

Selv om analysemetoden skal være nøyaktig, var det likevel noe avvik. Duplikatene er innenfor 5% i gjennomsnitt, mens for triplikatprøvene skiller det 10%. Feilkilder kan ha vært unøyaktigheter ved måling, veiing eller fortynning av prøver.

#### 5.4.1 Renseeffekt kalk

Tilsetting av knust kalk og luft til råvannet var meget effektivt for å rense vannet for tungmetaller. Det første rensetrinnet i forsøket fjernet 99% av Cu, Cd og Pb, 97% Zn, 93% Fe, 83% Cr, 67% Ni og 32% As, fra råvannet.

Prinsippet er det samme som konvensjonelle rensemetoder beskrevet på s. 25 - 28. Tilsetting av luft oksiderte Fe(II) til Fe(III), knust kalk ble oppløst slik at den nøytraliserte det sure vannet. Ved å endre surhetsgraden og oksidasjonstilstanden så man at de fleste tungmetaller fra råvannet felte ut som tungt løselige oksider, hydroksider og karbonater, bortsett fra As. Jern(hydr)oksider kan brukes som filterløsning for vannbehandling. Derfor vil utfelling av disse også kunne fjernet andre metaller.

#### 5.4.2 Renseeffekt olivin

Kalking og lufting fjernet det meste av metallene i løsning. Likevel kunne man fortsatt observere god effekt for rensing av Cu, Ni og Zn ved tilsetting av olivin. Renseeffekten samsvarer med andre studier for olivin (Forsvarsbygg 2014; Kleiv & Sandvik 2002; Kleiv & Thornhill 2004; Wium-Andersen et al. 2012). Etter det første trinnet var det så lite Pb og Cd igjen at det ikke var mulig å observere om olivin hadde renseseffekt, men erfaring fra studier viser at olivingranulat har vist god rensing for også disse metallene (Wium-Andersen et al. 2012).

Det ble observert dårlig/ingen renseseffekt for As og Fe. For As er dette dårligere enn for liknende studier. Wium-Andersen et al. (2012) dokumentere en viss renseseffekt for As, med 53,6% rensing etter ti minutter.

Resultatene viste at tilsetting av olivingranulat medførte utlekking av krom. Dette er negativt, med tanke på at forhøyede kromverdier kan være skadelige. Flere andre studier har også dokumentert utlekking av krom (Forsvarsbygg 2014; Wium-Andersen et al. 2012). Krom kan stamme fra olivin. Røntgendiffraksjon (XRF) av olivin fra samme forekomst som ble brukt, viste at materialet inneholdt 0,3% Cr (Kleiv & Thornhill 2004). Tidligere olivingranulatprodukter skal ha innhold kromholdig sement, men Blueguard G 1-3 skal bruke et kromfritt bindemiddel (Forsvarsbygg 2014). Utlekkingen av Cr må derfor stamme fra mineralet og ikke sementen.

Olivinkonsentrasjoner over 100g/L (10g tilsatt olivin) vurderes til å ha best renseseffekt. Konsentrasjoner over dette ser ikke ut til å påvirke renseseffekten i særlig grad. Ut over denne mengden vil rensing av Cu øke svakt, mens det vil skje en utlekking av Zn. Høyere konsentrasjon av olivin vil kunne øke pH (Kleiv & Sandvik 2000). Spesieringen av Zn er pH-avhengig. I surt miljø vil Zn være tilgjengelig som løst ion, men ved høye pH-verdier vil sink kunne danne løselige komplekser ( $[Zn(OH)_4]^{2-}$ ) (Dojlido & Best 1993). Uten målinger av surhetsgraden for vannet er det ikke mulig å si om dette er årsaken til utlekking av Zn ved høye konsentrasjoner av olivin.

Utlekking av Cr var også betydelig mindre for olivinkonsentrasjoner <100g/L. Til tross for utlekking fra olivin, var konsentrasjonen av Cr lavere enn for råvannet. For å minimere utslipp av Cr og samtidig oppnå god renseseffekt for Cu, Zn og Ni, kan man vurdere å redusere mengden olivingranulat til 50g/L.

#### 5.4.3 Vurdering av resultatene opp mot et fremtidig renseanlegg.

Forsøket var ment for å gi en teoretisk renskapasitet til et rensekonsept basert på forbehandling med kalk og lufting og etterbehandling med olivingranulat. Fra resultatene kan man si at et slikt system vil kunne fjerne forurensningskomponentene fra Killingdal med 99% og etterkomme kravene fra Miljødirektoratets veileder. Unntakene er As og Cr. Rensing med bare kalk og lufting vil også kunne være et alternativ.

Konsentrasjonene av olivingranulat kan knyttes til oppholdstid i filteret. Forsøket viser at rensingen med olivin skjer ved lave konsentrasjoner og dermed vil et filter ikke kreve lang oppholdstid. Kort oppholdstid vil mulig også begrense utlekking av Cr.

Undersøkelsene sier ingen ting om andre elementer som er viktig for utforming av et rensesystem. Kalking og lufting fjerner effektivt størstedelen av metallene, men forsøket ga ingen målinger på hvor mye slam som ble produsert. Store mengder slam vil kunne påvirke levetiden og effekten til et filter. Et kolonneforsøk med et renseanlegg i liten skala vil være det beste for å gi svar på hvordan et slikt renseanlegg vil fungere over tid.

#### 5.4.4 Anbefalinger til videre undersøkelser med olivingranulat.

Ved nye risteforsøk med olivingranulat anbefales det å måle pH for de forskjellige løsningene, samt å gjennomføre en utlekkingstest med olivingranulat i destillert vann i tillegg. Dette vil kunne gi bedre forståelse for hvordan pH påvirker prosessen. Utlekkingstest av sorbenten vil kunne undersøke hvor mye krom som lekker ut. En tredje ting man kan vurdere ved nye forsøk, er å redusere oppholdstiden til løsningene.

## 5.5 Egnede renseløsninger for Killingdalområdet

Trondheim kommune, som er grunneier, ønsker å stoppe utslipp av metaller fra Killingdalområdet til sjøen. Tiltakene som er gjort hittil har handlet om å stoppe innlekking av vann fra overflaten inn i forurensede masser. Videre preventive tiltak vil være å hindre at grunnvann lekker inn. Dette vil både være kostbart og teknisk vanskelig å gjennomføre. En bedre løsning vil kunne være å heller lage et renselanlegg for vannet fra Killingdalområdet. Det er viktig at et slikt anlegg både skal fungere effektivt og ikke driftes med for høye kostnader.

Fra gjennomgang av mulige renseløsninger, vil en passiv renseløsning være best, etter kommunens ønsker. Det er ikke bare økonomi som setter begrensinger, plasseringen spiller også en stor rolle. Transporttunnelen ligger nær sjøen og terrenget er bratt ned til sjøkanten. Mange av de mulige renseløsningene, som våtmarker og SAPS må derfor velges bort, fordi de legger krav på store areal for å fungere. Selv om plassen utendørs er begrenset, finnes det store rom inne i transporttunnelen som er på over 800m<sup>2</sup>. Dette arealet kan f. eks. benyttes som et sedimentasjonsbasseng.

Vannet fra Killingdal er surt og har høye konsentrasjoner av jern og andre uønskede tungmetaller. Det er derfor tre utfordringer som må løses for å rense vannet. Jernet må fjernes, vannet må nøytraliseres og vannet må renses for forurensende tungmetaller. Vurdering av egnede løsninger er hentet fra s. 25 - 34

### 5.5.1 Første rensetrinn, fjerning av jern og heving pH

Den første utfordringen vil være å kvitte seg med jern. En effektiv løsning for å ta bort løst jern fra vannet er å heve pH, slik at jern felles ut som jernhydroksid. Siden vannet har en pH på ca. 3 kan man anta at mye av jernet finnes som Fe(II). For å kunne felle ut jernhydroksid må derfor vannet tilsettes luft for å oksidere jernet fra Fe(II) til Fe(III) (Lottermoser 2010).

En løsning for å nøytralisere vannet er å bruke kalkstein. De to mest brukte passive løsningene for å heve pH med kalkstein er "anoxic limestone drains" (ALD) og åpne kalksteinskanaler (OLC) (Jacobs et al. 2014; Lottermoser 2010; Zipper & Skousen 2014). Siden jernverdiene er over den anbefalte konsentrasjonen for ALD, vil OLC være en bedre løsning for Killingdalområdet.

Lufting av vannet bør helst foregå etter heving av pH. Hvis jernet i vannet oksideres før kalk tilsettes, vil mer jern felles ut med kalksteinen, noe som kan begrense levetiden. Et enkelt vann til luft, som en kaskade (Pizzi 2010), vil kunne være en god løsning med tanke på vedlikehold.



Etter flytskjemaet (Figur 2-12, s.35) er neste anbefalte steg, å sedimentere vannet etter kalking og lufting. Er avrenningen innenfor kravene vil dette være tilstrekkelig rensing. Hvis vannet fortsatt er forurenset, må det renses videre med f.eks.et reaktivt filter.

### 5.5.2 Andre rensetrinn, reaktivt filter

Som nevnt på s.29 - 34 finnes det mange muligheter for sorpsjonsfilter. Studier av ulike filtermaterialer kan dokumentere mer eller mindre gode resultater. Alle synes å ha sine styrker og svakheter. Pris og tilgjengelighet spiller også inn ved valg at sorbent.

Olivin kan være egnet som filtermedium for å rense vannet fra Killingdalområdet. Fordeler med olivin er at det er et produkt som har vist gode sorpsjonsegenskaper for behandling av surt gruvevann under norske forhold. Olivingranulat er et produkt med konkurransedyktig pris og god tilgjengelighet. En klar ulempe er utlekking av krom. Her oppgir produsenten at det ikke skal være et problem, men forsøk viser noe annet. Resultatene for rensing av AMD med olivingranulat var ikke like gode som forventet og vil kreve at materiale må undersøkes nærmere om det skal brukes ved Killingdal. Andre filtermaterialer bør også vurderes.

I Wium-Andersens (2012) studie for rensing med sorpsjonsfilter, konkluderer han med at ingen av de testede sorbentene var ideelle, men ved å kombinere sorpsjonsmateriale, vil styrkene fremheves slik at man overkommer svakhetene. Der er derfor tenkelig at en slik tilnærming til problemene også vil kunne gi en god løsning på forurensningen i Killingdalområdet.

Uansett hvilken løsning man velger, anbefales det å undersøke filtermaterialer i et pilotanlegg eller kolonnetest. Dette er for teste materialet under de faktiske forholdene og bestemme sorpsjonskapasiteten, levetiden til systemet og om det vil oppstå eventuelle problemer som for eksempel tetting av filter.

## 5.6 Videre anbefalinger for rensing av nedlagte gruver og gruveanlegg.

Oppryddingen i 2009 var nødvendig, men virket ikke så godt som forutsatt. Saneringen av Killingdalområdet tok ikke hensyn til de hydrogeologiske forholdene. Overflatevann ble ledet vekk fra området, men lite ble gjort for å hindre grunnvann å trenge inn. At rensetiltakene ikke fungerer som forventet er også tilfellet på Løkken. Siden Killingdalområdet ikke er enestående, er det viktig at man går grundig til verks og lærer av tidligere erfaringer når man skal sanere gammelt gruveavfall. Slik vil man finne en renseløsning som også fungerer over tid.

Killingdalområdet føyer seg inn i rekken av gamle gruver og gruveanlegg som forurenser i Norge. Situasjonen viser hvilke konsekvenser tidligere gruve drift kan medføre. Synet på

forurensning har endret seg fra da anlegget var i drift. Hadde man sittet på den kunnskapen og lovgivingen man har i dag, ville man antagelig ikke hatt de samme problemene. Hvordan man skal håndtere gruveavfall er en aktuell debatt og er nødvendig for å ikke ende opp med å skape nye forurensningsproblemer.

## 6 Konklusjon

De ukentlige feltundersøkelsene gjort i 2016 viser at vannet fra Killingdalområdet er meget forurenset, og er svært dårlig ifølge Miljødirektoratets tilstandsklassifisering. Forurensingen oppstår når grunnvann infiltrerer malmrester som ligger igjen etter oppryddingen i 2011. Det slippes ut store mengder tungmetaller ut i Trondheimsfjorden årlig fra Killingdalområdet. Man kan anta at det gjennomsnittlig slippes ut ca. ett tonn metaller i sjøen årlig. I verste tenkelige utfall vil så mye som ti tonn metaller renne ut i havnebassenget.

Det var utfordrende å få gode resultater for vannføringen. Dette skyldes hovedsakelig liten vannføring i sommermånedene. Vannhastigheten var trolig så lav, at den lå under deteksjonsgrensen for måleren. Innsamling av vannprøver gikk heller ikke smertefritt og flere ukeprøver måtte byttes ut med stikkprøver. Til tross for alle utfordringene har overvåkingen dannet et datagrunnlag for vannkvalitet og vannføring. Dette har blitt brukt til å modellere årlig utslipp av metaller, som videre vil kunne brukes til dimensjonering av et renseanlegg.

Klimaet under overvåkingen var tørrere enn normalt. Dette har påvirket resultatene for vannføringen. I fremtiden kan man forvente økt nedbør, over dagens normalnivå. Derfor kan det tenkes at også avrenningen fra Killingdalområdet vil kunne øke i årene som kommer, særlig med tanke på at det er vist at høy vannføring kan gir mer suspendert stoff og økte metallutslipp.

I laboratorieforsøk ble olivingranulat (Blueguard G1-3) testet sammen med kalk for å finne ut om dette var en egnet renseløsning for avrenningen fra Killingdal. Kalking og lufting viste seg å være meget godt egnet til rensing av vannet. Olivin hadde god effekt for metallene kobber, sink og nikkel. Dessverre viste forsøket at materialet hadde mye utlekking av krom og dårlig tilbakeholdelse av arsen. For å forsikre seg om at olivin kan være egnet som filtermateriale, må dette undersøkes nærmere.

Det er allerede gjort en rekke tiltak for hindre at vann fra overflaten trenger inn i de forurensete massene, men for å stoppe utlekking til sjø må vannet renses. Et passivt renseanlegg i flere trinn, bestående av en åpen kalksteinskanal, lufting og reaktivt filtermateriale, vil kunne være et eksempel på en løsning for å håndtere vannforurensningen fra transporttunnelen. Nå som man har oversikt over vannkvaliteten og vannføringen, gjenstår det å finne den beste rensemetoden med tanke på sorpsjonskapasitet, gjennomførbarhet og pris.



## 7 Kilder

- Ahn, J. S., Chon, C.-M., Moon, H.-S. & Kim, K.-W. (2003). Arsenic removal using steel manufacturing byproducts as permeable reactive materials in mine tailing containment systems. *Water Research*, 37 (10): 2478-2488.
- Akcil, A. & Koldas, S. (2006). Acid mine drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*, 14 (12): 1139-1145.
- Appelo, C. A. J. & Postma, D. (1993). *Geochemistry, groundwater and pollution*. Rotterdam, Netherlands: A. A. Balkema. 536 s.
- Arnesen, R. (1993). Vannforurensning fra sulfidmalmgruver med utslipp til ferskvann, 8257722472: NIVA. 95 s.
- Benavente, M., Moreno, L. & Martinez, J. (2011). Sorption of heavy metals from gold mining wastewater using chitosan. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 42 (6): 976-988.
- Benjamin, M. M. (2014). *Water chemistry*. Long Grove, Illinois: Waveland Press. 668 s.
- Benner, S., Blowes, D. W., Gould, W. D., Herbert, R. B. & Ptacek, C. J. (1999). Geochemistry of a permeable reactive barrier for metals and acid mine drainage. *Environmental Science & Technology*, 33 (16): 2793-2799.
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Benner, S. G., McRae, C. W., Bennett, T. A. & Puls, R. W. (2000). Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. *Journal of Contaminant Hydrology*, 45 (1): 123-137.
- Bogush, A. A. & Voronin, V. G. (2011). Application of a peat-humic agent for treatment of acid mine drainage. *Mine Water and the Environment*, 30 (3): 185-190.
- Brattli, B. (2009). *Fysisk og kjemisk hydrogeologi*. NTNU: Institutt for geologi og bergteknikk. 233 s.
- Chockalingam, E. & Subramanian, S. (2006). Studies on removal of metal ions and sulphate reduction using rice husk and *Desulfotomaculum nigrificans* with reference to remediation of acid mine drainage. *Chemosphere*, 62 (5): 699-708.
- Chockalingam, E. & Subramanian, S. (2009). Utility of *Eucalyptus tereticornis* (Smith) bark and *Desulfotomaculum nigrificans* for the remediation of acid mine drainage. *Bioresource technology*, 100 (2): 615-621.
- Dojlido, J. & Best, G. A. (1993). *Chemistry of water and water pollution*: Ellis Horwood Limited. 59 - 205 s.
- eKlima.no. (2016). *Døgnnormal - årsliste (1961-1990), Trondheim - Voll*. Tilgjengelig fra: [http://sharki.oslo.dnmi.no/pls/portal/BATCH\\_ORDER.PORTLET\\_UTIL.Download\\_BLOB?p\\_BatchId=842995&p\\_IntervalId=1629913](http://sharki.oslo.dnmi.no/pls/portal/BATCH_ORDER.PORTLET_UTIL.Download_BLOB?p_BatchId=842995&p_IntervalId=1629913) (lest 20.10.2016).
- Feng, D., Van Deventer, J. & Aldrich, C. (2004). Removal of pollutants from acid mine wastewater using metallurgical by-product slags. *Separation and purification technology*, 40 (1): 61-67.
- Forsvarsbygg. (2014). Håndtering av avrenningsproblemer i Regionfelt Østlandet og Hjerking skytefelt. I: Østeraas, T. (red.). Rena: Forsvarsbygg. 88 s.
- Förstner, U. & Wittmann, G. T. (2012). *Metal pollution in the aquatic environment*: Springer Science & Business Media. 485 s.

- Gibert, O., De Pablo, J., Cortina, J. L. & Ayora, C. (2005). Sorption studies of Zn (II) and Cu (II) onto vegetal compost used on reactive mixtures for in situ treatment of acid mine drainage. *Water Research*, 39 (13): 2827-2838.
- Gundersen, P. S., Anna; Forsgård, Maria; Dalsegg, Einar; Viola. Giulio; Fredin, Ola; Gjørva, Marit; Storrå, Gaute; Sæther, Ola Magne. (2015). Transport av metallforurenset grunnvann i gruveområdet på Løkken. NGU: NGU. 55 s.
- Iversen, E. (2011). Avrenning fra Killingdal og Kjøligruver, Holtålen kommune Undersøkelser i 2011, 8257759775: NIVA. 28 s.
- Jacobs, J. A., Lehr, J. H. & Testa, S. M. (2014). *Acid mine drainage, rock drainage, and acid sulfate soils: causes, assessment, prediction, prevention, and remediation*: John Wiley & Sons. 486 s.
- Johnson, D. B. & Hallberg, K. B. (2002). Pitfalls of passive mine water treatment. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 1 (4): 335-343.
- Johnson, D. B. & Hallberg, K. B. (2005). Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the total environment*, 338 (1): 3-14.
- Kleiv, R. & Sandvik, K. (2000). Using tailings as heavy metal adsorbents—the effect of buffering capacity. *Minerals engineering*, 13 (7): 719-728.
- Kleiv, R. & Sandvik, K. (2002). Modelling copper adsorption on olivine process dust using a simple linear multivariable regression model. *Minerals engineering*, 15 (10): 737-744.
- Kleiv, R. & Thornhill, M. (2004). Adsorptive retention of copper from acidic mine water at the disused sulphide mine at Løkken, central Norway—initial experiments using olivine. *Minerals engineering*, 17 (2): 195-203.
- Kleiv, R. A. & Brattli, B. (97). Frigjøring av tungmetaller og produksjon av sur avrenning ved oksidasjon av metallsulfid fra sulfidgruver. *Vann*, 3-97: 312-323.
- Kofstad, P. K. (2016). Nikkel. I: *Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/nikkel> (lest 27. Oktober 2016).
- kommune, T. (1996). *Saksframlegg, Killingdalområdet - opprydding, sikring og tiltak mot forurenset grunn*. kommune, F. T. 8 s.
- kommune, T. (2016). *Renere havn*: Trondheim kommune. Tilgjengelig fra: [www.renerehavn.no](http://www.renerehavn.no) (lest 18.10.16).
- Kruse, N. A., Mackey, A. L., Bowman, J. R., Brewster, K. & Riefler, R. G. (2012). Alkalinity production as an indicator of failure in steel slag leach beds treating acid mine drainage. *Environmental earth sciences*, 67 (5): 1389-1395.
- LaMoreaux, P. E. & LaMoreaux, J. W. (1997). *Environmental Hydrogeology*: CRC Press. 386 s.
- Laus, R., Geremias, R., Vasconcelos, H. L., Laranjeira, M. C. & Fávère, V. T. (2007). Reduction of acidity and removal of metal ions from coal mining effluents using chitosan microspheres. *Journal of Hazardous Materials*, 149 (2): 471-474.
- Lottermoser, B. (2010). *Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts*. 3 utg. Heidelberg: Springer. 43-117, 119-203 s.
- Miljødirektoratet. (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. I: Pettersen, R. (red.): Miljødirektoratet. 24 s.

- Mohan, D. & Chander, S. (2006a). Removal and recovery of metal ions from acid mine drainage using lignite—a low cost sorbent. *Journal of Hazardous Materials*, 137 (3): 1545-1553.
- Mohan, D. & Chander, S. (2006b). Single, binary, and multicomponent sorption of iron and manganese on lignite. *Journal of colloid and interface science*, 299 (1): 76-87.
- Motsi, T., Rowson, N. & Simmons, M. (2009). Adsorption of heavy metals from acid mine drainage by natural zeolite. *International Journal of Mineral Processing*, 92 (1): 42-48.
- Multiconsult. (2011). Killingdalområdet, Trondheim Opprensing av forurenset grunn. Trondheim: Multiconsult. 29 s.
- Multiconsult. (2015). Killindalområdet, Trondheim Resultater fra overvåkning, 2011 -2014. Trondheim: Multiconsult. 26 s.
- Naturvårdsverket. (1993). Gruvavfall från sulfidmalmsbrytning - metaller och surt vatten på drift. I: Ölundh, E. (red.). Stockholm: Naturvårdsverket. 57 s.
- Naturvårdsverket. (2002). Uppföljning av efterbehandlingsprojekt inom gruvsektorn. Stockholm. 65 s.
- Neculita, C.-M., Zagury, G. J. & Bussi re, B. (2007). Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria. *Journal of Environmental Quality*, 36 (1): 1-16.
- NGI. (2015). Vurdering av sorbenter for passiv behandling av avrenning fra forurenset gruveavfall. *Folldal Gruver*. Oslo: NGI. 37 s.
- NGU. (2016a). Forekomstomr de 1644 - 011, Killingdal. NGU online database (Malmdatabasen). Tilgjengelig fra: [http://aps.ngu.no/pls/oradb/minres\\_deposit\\_fakta.Main?p\\_objid=4403&p\\_spraak=N](http://aps.ngu.no/pls/oradb/minres_deposit_fakta.Main?p_objid=4403&p_spraak=N) (lest 24.11.16).
- NGU. (2016b). Løsmassekart. I: *NGU*. NGU online database (Løsmasser, nasjonal l smassedatabase). Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/> (lest 11.10.16).
- Nicomel, N. R., Leus, K., Folens, K., Van Der Voort, P. & Du Laing, G. (2015). Technologies for arsenic removal from water: current status and future perspectives. *International journal of environmental research and public health*, 13 (1): 62.
- Nivus. (2011). *Instruction Manual for PCM Pro Measurement Device* NIVUS GmbH. 107 s.
- Norsk klimaservicesenter, N. (2015). Klima i Norge 2100. I: I. Hanssen-Bauer, E. J. F., I. Haddeland, H. Hisdal, S. M., A. Nesje, J.E.Ø. Nilsen, S. & Sandven, A. B. S., A. Sorteberg og B.  dlandsvik (red.). 204 s.
- Pérez-López, R., Nieto, J. M. & de Almodóvar, G. R. (2007). Utilization of fly ash to improve the quality of the acid mine drainage generated by oxidation of a sulphide-rich mining waste: column experiments. *Chemosphere*, 67 (8): 1637-1646.
- Pinto, P. X., Al-Abed, S. R. & Reisman, D. J. (2011). Biosorption of heavy metals from mining influenced water onto chitin products. *Chemical Engineering Journal*, 166 (3): 1002-1009.
- Pizzi, N. G. & Association, A. W. W. (2010). *Water Treatment: American Water Works Association*. 512 s.
- Potgieter-Vermaak, S., Potgieter, J., Monama, P. & Van Grieken, R. (2006). Comparison of limestone, dolomite and fly ash as pre-treatment agents for acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 19 (5): 454-462.

- Prasad, B. & Mortimer, R. J. (2011). Treatment of acid mine drainage using fly ash zeolite. *Water, Air, & Soil Pollution*, 218 (1-4): 667-679.
- Ramírez-Paredes, F. I., Manzano-Muñoz, T., Garcia-Prieto, J. C., Zhadan, G. G., Shnyrov, V. L., Kennedy, J. F. & Roig, M. G. (2011). Biosorption of heavy metals from acid mine drainage onto biopolymers (chitin and  $\alpha$  (1, 3)  $\beta$ -D-glucan) from industrial biowaste exhausted brewer's yeasts (*Saccharomyces cerevisiae* L.). *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 16 (6): 1262-1272.
- Reinertsen. (2015). Killingdal bekk. Hydrologiske og hydrauliske beregninger og analyser ved utbygging av nytt bekkeløp. 24 s.
- Rios, C. A., Williams, C. D. & Roberts, C. L. (2008). Removal of heavy metals from acid mine drainage (AMD) using coal fly ash, natural clinker and synthetic zeolites. *Journal of Hazardous Materials*, 156 (1): 23-35.
- Robinson-Lora, M. A. & Brennan, R. A. (2009). Efficient metal removal and neutralization of acid mine drainage by crab-shell chitin under batch and continuous-flow conditions. *Bioresource technology*, 100 (21): 5063-5071.
- Romero, F., Nunez, L., Gutiérrez, M., Armienta, M. & Cenicerós-Gómez, A. (2011). Evaluation of the potential of indigenous calcareous shale for neutralization and removal of arsenic and heavy metals from acid mine drainage in the Taxco Mining Area, Mexico. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 60 (2): 191-203.
- Sasaki, K., Nukina, S., Wilopo, W. & Hirajima, T. (2008). Removal of arsenate in acid mine drainage by a permeable reactive barrier bearing granulated blast furnace slag: Column study. *Materials transactions*, 49 (4): 835-844.
- Shin, E.-J., Lauve, A., Carey, M., Bukovsky, E., Ranville, J. F., Evans, R. J. & Herring, A. M. (2008). The development of bio-carbon adsorbents from Lodgepole Pine to remediate acid mine drainage in the Rocky Mountains. *Biomass and Bioenergy*, 32 (3): 267-276.
- Silva, A. M., Lima, R. M. F. & Leão, V. A. (2012). Mine water treatment with limestone for sulfate removal. *Journal of Hazardous Materials*, 221-222: 45-55.
- Slagstad, T. (2003). Geochemistry of trondhjemites and mafic rocks in the Bymarka ophiolite fragment, Trondheim, Norway: petrogenesis and tectonic implications. *Norsk Geologisk Tidsskrift*, 83 (3): 167-185.
- Strosnider, W. & Nairn, R. (2010). Effective passive treatment of high-strength acid mine drainage and raw municipal wastewater in Potosí, Bolivia using simple mutual incubations and limestone. *Journal of Geochemical Exploration*, 105 (1): 34-42.
- Struckmeier, W. F. & Margat, J. (1995). *Hydrogeological maps: a guide and a standard legend*, b. 17: Heise Hannover. 177 s.
- Strømseng, A. E., Marita, L., Bakka, L. & Longva, K. S. (2007). Filtermedier for rensing av tungmetaller i avrenningsvann fra skytebaner. Feltforsøk ved Steinsjøen skytefelt: Forsvarets forskningsinstitutt (FFI). 71 s.
- Strømseng, E. M. A. E. (2013). Testing av filtermedier for rensing av tungmetaller i avrenningsvann fra skytebaner –feltforsøk på Terningmoen skytefelt: Forsvarets forskningsinstitutt. 26 s.
- Stumm, W. & Morgan, J. J. (2012). *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*, b. 126: John Wiley & Sons. 1040 s.



- Trumm, D. & Watts, M. (2010). Results of small-scale passive system trials to treat acid mine drainage, West Coast Region, South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Geology and Geophysics*, 53 (2-3): 227-237.
- Vadapalli, V. R. K., Gitari, M. W., Petrik, L. F., Etchebers, O. & Ellendt, A. (2012). Integrated acid mine drainage management using fly ash. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 47 (1): 60-69.
- Warrender, R., Pearce, N., Perkins, W., Florence, K. M., Brown, A., Sapsford, D. J., Bowell, R. & Dey, M. (2011). Field trials of low-cost reactive media for the passive treatment of circum-neutral metal mine drainage in Mid-Wales, UK. *Mine Water and the Environment*, 30 (2): 82-89.
- Westholm, L. J., Repo, E. & Sillanpää, M. (2014). Filter materials for metal removal from mine drainage—A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (15): 9109-9128.
- Wium-Andersen, T., Nielsen, A. H., Hvitved-Jacobsen, T., Kristensen, N. K., Brix, H., Arias, C. & Vollertsen, J. (2012). Sorption media for stormwater treatment—A laboratory evaluation of five low-cost media for their ability to remove metals and phosphorus from artificial stormwater. *Water Environment Research*, 84 (7): 605-616.
- Worch, E. (2012). *Adsorption technology in water treatment: fundamentals, processes, and modeling*. Berlin: Walter de Gruyter. 332 s.
- Yr.no. (2016). *Været som var, Trondheim (Voll) målestasjon, Trondheim (Sør-Trøndelag)*. I: Jensen, I. S. (red.): NRK og Meteorologisk institutt. Tilgjengelig fra: [https://www.yr.no/sted/Norge/S%C3%B8r-Tr%C3%B8ndelag/Trondheim/Trondheim\\_\(Voll\)\\_m%C3%A5lestasjon/statistikk.html](https://www.yr.no/sted/Norge/S%C3%B8r-Tr%C3%B8ndelag/Trondheim/Trondheim_(Voll)_m%C3%A5lestasjon/statistikk.html) (lest 16.10.16).
- Zipper, C. & Skousen, J. (2014). Passive treatment of acid mine drainage. *Acid Mine Drainage, Rock Drainage, and Acid Sulfate Soils: Causes, Assessment, Prediction, Prevention, and Remediation*: 339-353.



# Vedlegg

## **Vedlegg A – Analyserapporter**

Analyseresultater fra Eurofins

Rambøll Norge AS  
Postboks 427 Skøyen  
0213 OSLO  
Attn: Lise Støver

Tlf: +47 69 00 52 00  
Fax: +47 69 27 23 40

**AR-16-MM-007172-01**

**EUNOMO-00137809**

Prøvemottak: 22.04.2016  
Temperatur:  
Analyseperiode: 22.04.2016-28.04.2016  
Referanse: 1350009604 Killingdal

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2016-04220239</b>	Prøvetakingsdato:	07.04.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet de Ruitter
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 07.04.2016	Analysestartdato:	22.04.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.011	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	23	µg/l	0.2 30% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	21	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	46	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	10000	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	9.8	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	61	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	13000	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
* pH målt ved 23 +/- 2°C	3.1		1 NS-EN ISO 10523
* Suspendert stoff	66	mg/l	1.5 15% Intern metode

Prøvenr.:	<b>439-2016-04220240</b>	Prøvetakingsdato:	11.04.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet de Ruitter
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 11.04.2016	Analysestartdato:	22.04.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.036	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	61	µg/l	0.2 30% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	25	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	49	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	9300	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	14	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	53	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	14000	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
* pH målt ved 23 +/- 2°C	3.4		1 NS-EN ISO 10523
* Suspendert stoff	120	mg/l	1.5 15% Intern metode

**Tegnforklaring:**

\* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 3



Prøvenr.:	<b>439-2016-04220241</b>	Prøvetakingsdato:	13.04.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet de Ruiten
Prøvemerkning:	Killingdal takvann 13.04.2016	Analysestartdato:	22.04.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.010	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	0.61	µg/l	0.2 35% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	2.0	µg/l	0.2 35% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	1.8	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	77	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	0.68	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	3.3	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	500	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
* pH målt ved 23 +/- 2°C	7.0		1 NS-EN ISO 10523
* Suspendert stoff	<1.5	mg/l	1.5 Intern metode

Prøvenr.:	<b>439-2016-04220242</b>	Prøvetakingsdato:	19.04.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet de Ruiten
Prøvemerkning:	Killingdal takvann 19.04.2016	Analysestartdato:	22.04.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	< 0.005	µg/l	0.005 EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	0.95	µg/l	0.2 35% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	2.4	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	1.8	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	130	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	1.1	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	4.7	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	610	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
* pH målt ved 23 +/- 2°C	7.0		1 NS-EN ISO 10523
* Suspendert stoff	2.4	mg/l	1.5 15% Intern metode

Prøvenr.:	<b>439-2016-04220243</b>	Prøvetakingsdato:	19.04.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet de Ruiten
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 19.04.2016	Analysestartdato:	22.04.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	< 0.005	µg/l	0.005 EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	14	µg/l	0.2 30% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	7.9	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	46	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	9900	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	8.8	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	57	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	14000	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
* pH målt ved 23 +/- 2°C	3.2		1 NS-EN ISO 10523
* Suspendert stoff	48	mg/l	1.5 15% Intern metode

**Tegnforklaring:**

\* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet  
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
 Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 2 av 3

**Utførende laboratorium/ Underleverandør:**

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping

**Kopi til:**

Harriet De Ruiter (harriet.de.ruiter@ramboll.no)

**Moss 28.04.2016**-----  
Stig Tjomsland

ASM/Bachelor Kjemi

---

**Tegnforklaring:**\* Ikke omfattet av akkrediteringen      LOQ: Kvantifiseringsgrense    MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn    >: Større enn    nd: Ikke påvistOpplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 3 av 3

Rambøll Norge AS  
 Postboks 427 Skøyen  
 0213 OSLO  
 Attn: Harriet De Ruiter

**AR-16-MM-007661-01**

**EUNOMO-00138140**

 Prøvemottak: 28.04.2016  
 Temperatur:  
 Analyseperiode: 28.04.2016-06.05.2016  
 Referanse: 1350009604, Killingdal

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2016-04280033</b>	Prøvetakingsdato:	27.04.2016	
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet de Ruiter	
Prøvemerkning:	Killingdal tunnel 27.04.2016	Analysestartdato:	28.04.2016	
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU	Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.006	µg/l	0.005 20%	EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	14	µg/l	0.2 30%	NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	18	µg/l	0.2 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	38	µg/l	0.01 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	9500	µg/l	0.5 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	10.0	µg/l	0.5 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	44	µg/l	0.5 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	11000	µg/l	2 15%	NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	3.1		1	NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	37	mg/l	1.5 15%	Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	22000	µg/l	2 25%	NS EN ISO 17294-2

Prøvenr.:	<b>439-2016-04280034</b>	Prøvetakingsdato:	27.04.2016	
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet de Ruiter	
Prøvemerkning:	Killingdal tak 27.04.2016	Analysestartdato:	28.04.2016	
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU	Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.010	µg/l	0.005 20%	EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	0.40	µg/l	0.2 35%	NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	1.7	µg/l	0.2 35%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	2.6	µg/l	0.01 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	120	µg/l	0.5 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	0.65	µg/l	0.5 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	3.6	µg/l	0.5 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	610	µg/l	2 15%	NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	7.0		1	NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	11	mg/l	1.5 15%	Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	430	µg/l	2 25%	NS EN ISO 17294-2

### Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping

### Tegnforklaring:

 \* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet  
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

 Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
 Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 2



AR-16-MM-007661-01



EUNOMO-00138140

**Kopi til:**

Lise Støver (lise.stover@ramboll.no)

**Moss 06.05.2016**

*Kjetil Sjaastad*

-----  
Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

---

Tegnforklaring:

\* Ikke omfattet av akkrediteringen      LOQ: Kvantifiseringsgrense    MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn    >: Større enn    nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 2 av 2



Rambøll Norge AS  
Postboks 427 Skøyen  
0213 OSLO  
Attn: Lise Støver

**AR-16-MM-008545-01**

**EUNOMO-00139137**

Prøvemottak: 12.05.2016  
Temperatur:  
Analyseperiode: 12.05.2016-23.05.2016  
Referanse: 135009604 Killingdal

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2016-05120213</b>	Prøvetakingsdato:	04.05.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet De Ruiten
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 04.05.2016	Analysestartdato:	12.05.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	45000	µg/l	2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.017	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	18	µg/l	0.2 30% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	17	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	50	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	7800	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	13	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	64	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	15000	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
* pH målt ved 23 +/- 2°C	3.6		1 NS-EN ISO 10523
* Suspendert stoff	97	mg/l	1.5 15% Intern metode
<b>Merknader:</b>			
SS og pH oppgis uakkreditert pga at prøven er mottatt og analysert > 48 timer etter prøveuttak			

Prøvenr.:	<b>439-2016-05120214</b>	Prøvetakingsdato:	11.05.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet De Ruiten
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 11.05.2016	Analysestartdato:	12.05.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	40000	µg/l	2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.007	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	6.6	µg/l	0.2 30% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	15	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	49	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	10000	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	12	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	68	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	14000	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	3.1		1 NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	52	mg/l	1.5 15% Intern metode

**Tegnforklaring:**

\* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Målesikkerhet  
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

Opplysninger om målesikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 3



Prøvenr.:	<b>439-2016-05120215</b>	Prøvetakingsdato:	04.05.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet De Ruiter
Prøvemerking:	Killingdal takvann 04.05.2016	Analysestartdato:	12.05.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Jern (Fe), oppløst ICP-MS	460	µg/l	2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kvikksølv (Hg), oppløst	0.013	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppløst ICP-MS	0.52	µg/l	0.2 35% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppløst ICP-MS	1.3	µg/l	0.2 35% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppløst ICP-MS	2.9	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppløst ICP-MS	130	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppløst ICP-MS	0.58	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppløst ICP-MS	3.3	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppløst ICP-MS	550	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
* pH målt ved 23 +/- 2°C	7.3		1 NS-EN ISO 10523
* Suspendert stoff	1.5	mg/l	1.5 15% Intern metode
<b>Merknader:</b>			
SS og pH oppgis uakkreditert pga at prøven er mottatt og analysert > 48 timer etter prøveuttak			

Prøvenr.:	<b>439-2016-05120216</b>	Prøvetakingsdato:	11.05.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet De Ruiter
Prøvemerking:	Killingdal takvann 11.05.2016	Analysestartdato:	12.05.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Jern (Fe), oppløst ICP-MS	310	µg/l	2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kvikksølv (Hg), oppløst	0.009	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppløst ICP-MS	0.51	µg/l	0.2 35% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppløst ICP-MS	0.91	µg/l	0.2 35% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppløst ICP-MS	1.7	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppløst ICP-MS	41	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppløst ICP-MS	< 0.50	µg/l	0.5 NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppløst ICP-MS	3.0	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppløst ICP-MS	470	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	7.2		1 NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	<1.5	mg/l	1.5 Intern metode

**Utførende laboratorium/ Underleverandør:**

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping

**Kopi til:**

Harriet De Ruiter (harriet.de.ruiter@ramboll.no)

**Tegnforklaring:**

\* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 2 av 3



Moss 23.05.2016

*Kjetil Sjaastad*

-----  
Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

AR-16-MM-008545-01



EUNOMO-00139137

---

Tegnforklaring:

\* Ikke omfattet av akkrediteringen      LOQ: Kvantifiseringsgrense    MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn    >: Større enn    nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 3 av 3

Rambøll Norge AS  
 Postboks 427 Skøyen  
 0213 OSLO  
 Attn: Harriet De Ruiter

**AR-16-MM-009480-01**

**EUNOMO-00140004**

 Prøvemottak: 26.05.2016  
 Temperatur:  
 Analyseperiode: 26.05.2016-02.06.2016  
 Referanse: 1350009604, Killingdal

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2016-05260274</b>	Prøvetakingsdato:	25.05.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet de Ruiter
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 25.05.2016	Analysestartdato:	26.05.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.006	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	6.2	µg/l	0.2 30% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	8.9	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	53	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	11000	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	13	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	76	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	15000	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	3.1		1 NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	71	mg/l	1.5 15% Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	40000	µg/l	2 25% NS EN ISO 17294-2

Prøvenr.:	<b>439-2016-05260275</b>	Prøvetakingsdato:	25.05.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet de Ruiter
Prøvemerkning:	Killingdal takvann 25.05.2016	Analysestartdato:	26.05.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.007	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	0.72	µg/l	0.2 35% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	0.68	µg/l	0.2 35% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	2.1	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	44	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	< 0.50	µg/l	0.5 NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	1.5	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	620	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	7.0		1 NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	1.7	mg/l	1.5 15% Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	820	µg/l	2 25% NS EN ISO 17294-2

### Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping

### Tegnforklaring:

 \* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet  
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

 Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
 Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 2



Moss 02.06.2016

*Stig Tjomsland*

-----  
Stig Tjomsland

ASM/Bachelor Kjemi

AR-16-MM-009480-01



EUNOMO-00140004

---

Tegnforklaring:

\* Ikke omfattet av akkrediteringen      LOQ: Kvantifiseringsgrense    MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn    >: Større enn    nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 2 av 2

Rambøll Norge AS  
 Postboks 427 Skøyen  
 0213 OSLO  
 Attn: Harriet De Ruiter

**AR-16-MM-010122-01**

**EUNOMO-00140543**

 Prøvemottak: 02.06.2016  
 Temperatur:  
 Analyseperiode: 02.06.2016-09.06.2016  
 Referanse: Killingdal 1350009604

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2016-06020173</b>	Prøvetakingsdato:	01.06.2016	
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet de Ruiter	
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 01.06.2016	Analysestartdato:	02.06.2016	
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU	Metode
a) Jern (Fe) ICP-MS	6700	µg/l	0.3 20%	NS EN ISO 17294-2
a) Arsen (As) ICP-MS	1.5	µg/l	0.02 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb) ICP-MS	9.9	µg/l	0.01 20%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd) ICP-MS	45	µg/l	0.004 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu) ICP-MS	8700	µg/l	0.05 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr) ICP-MS	7.9	µg/l	0.05 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni) ICP-MS	65	µg/l	0.05 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn) ICP-MS	12000	µg/l	0.2 25%	NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg)	0.008	µg/l	0.001 40%	NS-EN ISO 12846
pH målt ved 23 +/- 2°C	3.1		1	NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	78	mg/l	1.5 15%	Intern metode

Prøvenr.:	<b>439-2016-06020174</b>	Prøvetakingsdato:	01.06.2016	
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	Harriet de Ruiter	
Prøvemerkning:	Killingdal takvann 01.06.2016	Analysestartdato:	02.06.2016	
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU	Metode
a) Jern (Fe) ICP-MS	710	µg/l	0.3 20%	NS EN ISO 17294-2
a) Arsen (As) ICP-MS	0.66	µg/l	0.02 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb) ICP-MS	0.95	µg/l	0.01 20%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd) ICP-MS	2.0	µg/l	0.004 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu) ICP-MS	34	µg/l	0.05 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr) ICP-MS	0.19	µg/l	0.05 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni) ICP-MS	2.7	µg/l	0.05 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn) ICP-MS	540	µg/l	0.2 25%	NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg)	0.006	µg/l	0.001 40%	NS-EN ISO 12846
pH målt ved 23 +/- 2°C	7.3		1	NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	2.9	mg/l	1.5 15%	Intern metode

### Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping

### Tegnforklaring:

 \* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet  
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

 Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
 Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 2



Moss 09.06.2016

*Grethe Arnestad*

Grethe Arnestad

ASM/Cand.Mag. Kjemi

AR-16-MM-010122-01



EUNOMO-00140543

---

Tegnforklaring:

\* Ikke omfattet av akkrediteringen      LOQ: Kvantifiseringsgrense    MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn    >: Større enn    nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 2 av 2



Rambøll Norge AS  
 Mellomlia 79  
 7493 TRONDHEIM  
 Attn: Harriet De Ruiter

**AR-16-MM-010713-01**

**EUNOMO-00141127**

 Prøvemottak: 09.06.2016  
 Temperatur:  
 Analyseperiode: 09.06.2016-15.06.2016  
 Referanse: Killingdal - 1350009604

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2016-06090081</b>	Prøvetakingsdato:	08.06.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	LMH/LSR
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 8.6.2016	Analysestartdato:	09.06.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.008	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	8.2	µg/l	0.2 30% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	13	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	57	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	13000	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	14	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	87	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	17000	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	3.1		1 NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	72	mg/l	1.5 15% Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	44000	µg/l	2 25% NS EN ISO 17294-2

Prøvenr.:	<b>439-2016-06090082</b>	Prøvetakingsdato:	08.06.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	LMH/LSR
Prøvemerkning:	Killingdal takvann 8.6.2016	Analysestartdato:	09.06.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.020	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	5.6	µg/l	0.2 30% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	17	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	4.6	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	300	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	2.2	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	4.3	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	1300	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	7.1		1 NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	16	mg/l	1.5 15% Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	9600	µg/l	2 25% NS EN ISO 17294-2

### Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping

### Tegnforklaring:

 \* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet  
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

 Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
 Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 2





AR-16-MM-010713-01



EUNOMO-00141127

**Kopi til:**

Lise Støver (lise.stover@ramboll.no)

**Moss 15.06.2016**

*Kjetil Sjaastad*

-----  
Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

---

Tegnforklaring:

\* Ikke omfattet av akkrediteringen      LOQ: Kvantifiseringsgrense    MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn    >: Større enn    nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 2 av 2

Rambøll Norge AS  
 Mellomlia 79  
 7493 TRONDHEIM  
 Attn: Harriet De Ruiter

**AR-16-MM-011266-01**

**EUNOMO-00141700**

 Prøvemottak: 17.06.2016  
 Temperatur:  
 Analyseperiode: 17.06.2016-22.06.2016  
 Referanse: 1350009604 Killingdal

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2016-06170015</b>	Prøvetakingsdato:	16.06.2016	
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	LMH/HDR	
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 16.6.2016	Analysestartdato:	17.06.2016	
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU	Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.010	µg/l	0.005 20%	EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	9.1	µg/l	0.2 30%	NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	11	µg/l	0.2 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	51	µg/l	0.01 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	14000	µg/l	0.5 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	13	µg/l	0.5 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	80	µg/l	0.5 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	15000	µg/l	2 15%	NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	3.1		1	NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	80	mg/l	1.5 15%	Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	47000	µg/l	2 25%	NS EN ISO 17294-2

**Utførende laboratorium/ Underleverandør:**

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhgsg. 3, SE-53119, Lidköping

**Kopi til:**

Lise Støver (lise.stover@ramboll.no)

**Moss 22.06.2016**


 -----  
 Stig Tjomsland

ASM/Bachelor Kjemi

**Tegnforklaring:**

\* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

&lt;: Mindre enn &gt;: Større enn nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 1

Rambøll Norge AS  
 Mellomlia 79  
 7493 TRONDHEIM  
 Attn: Harriet De Ruiter

**AR-16-MM-011972-01**

**EUNOMO-00142399**

 Prøvemottak: 24.06.2016  
 Temperatur:  
 Analyseperiode: 24.06.2016-01.07.2016  
 Referanse: 1350009604 Killingdal

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2016-06240031</b>	Prøvetakingsdato:	23.06.2016	
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	HDR	
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 23.6.2016	Analysestartdato:	24.06.2016	
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU	Metode
a) Jern (Fe), oppløst ICP-MS	66000	µg/l	2 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kvikksølv (Hg), oppløst	0.013	µg/l	0.005 20%	EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppløst ICP-MS	12	µg/l	0.2 30%	NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppløst ICP-MS	11	µg/l	0.2 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppløst ICP-MS	55	µg/l	0.01 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppløst ICP-MS	15000	µg/l	0.5 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppløst ICP-MS	14	µg/l	0.5 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppløst ICP-MS	91	µg/l	0.5 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppløst ICP-MS	17000	µg/l	2 15%	NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	3.0		1	NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	140	mg/l	1.5 15%	Intern metode

**Utførende laboratorium/ Underleverandør:**

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping

**Moss 01.07.2016**


Grethe Arnestad

ASM/Cand.Mag. Kjemi

**Tegnforklaring:**

\* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

&lt;: Mindre enn &gt;: Større enn nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 1

Rambøll Norge AS  
Mellomlia 79  
7493 TRONDHEIM  
Attn: Harriet De Ruiter

**AR-16-MM-012679-01**

**EUNOMO-00143087**

Prøvemottak: 01.07.2016  
Temperatur:  
Analyseperiode: 01.07.2016-11.07.2016  
Referanse: Killingdal 1350009604

## ANALYSERAPPORT

**Merknader prøveserie:**

pH og SS oppgis uakkreditert pga at prøven er mottatt og analysert &gt; 48 timer etter prøveuttak

Prøvenr.:	<b>439-2016-07010123</b>	Prøvetakingsdato:	30.06.2016		
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	LMH/HDR		
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 30.06.2016	Analysestartdato:	01.07.2016		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Arsen (As) ICP-MS	13	µg/l	0.02	15%	NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb) ICP-MS	14	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd) ICP-MS	87	µg/l	0.004	15%	NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu) ICP-MS	24000	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr) ICP-MS	21	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni) ICP-MS	120	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn) ICP-MS	30000	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg)	0.021	µg/l	0.001	15%	NS-EN ISO 12846
* pH målt ved 23 +/- 2°C	3.1		1		NS-EN ISO 10523
* Suspendert stoff	150	mg/l	1.5	15%	Intern metode
a) Jern (Fe) ICP-MS	120000	µg/l	0.3	20%	NS EN ISO 17294-2

**Utførende laboratorium/ Underleverandør:**

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping

**Kopi til:**

Lise Støver (lise.stover@ramboll.no)

**Moss 11.07.2016**


-----  
Grethe Arnestad  
ASM/Cand.Mag. Kjemi

**Tegnforklaring:**

\* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 1

Rambøll Norge AS  
 Mellomlia 79  
 7493 TRONDHEIM  
 Attn: Harriet De Ruiter

**AR-16-MM-013217-01**

**EUNOMO-00143609**

 Prøvemottak: 08.07.2016  
 Temperatur:  
 Analyseperiode: 08.07.2016-15.07.2016  
 Referanse: Killingdal - 1350009604

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2016-07080008</b>	Prøvetakingsdato:	07.07.2016
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	LMH/HDR
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 07.7.2016	Analysestartdato:	08.07.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.043	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	48	µg/l	0.2 30% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	21	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	120	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	27000	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	25	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	190	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	36000	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	3.2		1 NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	160	mg/l	1.5 15% Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	150000	µg/l	2 25% NS EN ISO 17294-2

**Utførende laboratorium/ Underleverandør:**

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping

**Moss 15.07.2016**


Stig Tjomsland

ASM/Bachelor Kjemi

**Tegnforklaring:**

 \* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet  
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

 Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
 Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 1

Rambøll Norge AS  
 Mellomlia 79  
 7493 TRONDHEIM  
 Attn: Harriet De Ruiter

**AR-16-MM-014789-01**

**EUNOMO-00145045**

 Prøvemottak: 05.08.2016  
 Temperatur:  
 Analyseperiode: 05.08.2016-12.08.2016  
 Referanse: 1350009604 Killingdal

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2016-08050052</b>	Prøvetakingsdato:	04.08.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	LMH/HDR
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 1 04.8.2016	Analysestartdato:	05.08.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	82000	µg/l	2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.013	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	11	µg/l	0.2 30% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	16	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	110	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	24000	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	21	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	160	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	26000	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	3.0		1 NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	90	mg/l	1.5 15% Intern metode

Prøvenr.:	<b>439-2016-08050053</b>	Prøvetakingsdato:	04.08.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	LMH/HDR
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 2 04.8.2016	Analysestartdato:	05.08.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	120000	µg/l	2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.021	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	16	µg/l	0.2 30% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	17	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	120	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	26000	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	24	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	170	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	30000	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	2.9		1 NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	220	mg/l	1.5 15% Intern metode

### Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping

### Tegnforklaring:

\* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Målesikkerhet  
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

Opplysninger om målesikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
 Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 2





AR-16-MM-014789-01



EUNOMO-00145045

**Kopi til:**

Lise Støver (lise.stover@ramboll.no)

**Moss 12.08.2016**

*Kjetil Sjaastad*

-----  
Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

---

Tegnforklaring:

\* Ikke omfattet av akkrediteringen      LOQ: Kvantifiseringsgrense    MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn    >: Større enn    nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 2 av 2

Rambøll Norge AS  
Mellomlia 79  
7493 TRONDHEIM  
Attn: Harriet De Ruiter

**AR-16-MM-015711-01**



**EUNOMO-00145961**

Prøvemottak: 19.08.2016  
Temperatur:  
Analyseperiode: 19.08.2016-26.08.2016  
Referanse: Killingdal 1350009604

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.: <b>439-2016-08190039</b>	Prøvetakingsdato: 12.08.2016				
Prøvetype: Sigevann	Prøvetaker: LMH/HDR				
Prøvemerkning: Killingdal tunnelvann 12.8.2016	Analysestartdato: 19.08.2016				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.040	µg/l	0.005	20%	EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	27	µg/l	0.2	30%	NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	54	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	160	µg/l	0.01	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	44000	µg/l	0.5	15%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	43	µg/l	0.5	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	160	µg/l	0.5	15%	NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	48000	µg/l	2	15%	NS EN ISO 17294-2
* pH målt ved 23 +/- 2°C	3.0		1		NS-EN ISO 10523
* Suspendert stoff	280	mg/l	1.5	15%	Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	120000	µg/l	2	25%	NS EN ISO 17294-2
<b>Merknader:</b> SS og pH oppgis uakkreditert pga at prøven er mottatt og analysert > 48 timer etter prøveuttak					

Prøvenr.: <b>439-2016-08190040</b>	Prøvetakingsdato: 18.08.2016				
Prøvetype: Sigevann	Prøvetaker: LMH/HDR				
Prøvemerkning: Killingdal tunnelvann 18.8.2016	Analysestartdato: 19.08.2016				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.023	µg/l	0.005	20%	EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	31	µg/l	0.2	30%	NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	54	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	160	µg/l	0.01	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	43000	µg/l	0.5	15%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	46	µg/l	0.5	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	160	µg/l	0.5	15%	NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	48000	µg/l	2	15%	NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	2.9		1		NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	290	mg/l	1.5	15%	Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	140000	µg/l	2	25%	NS EN ISO 17294-2

**Tegnforklaring:**

\* Ikke omfattet av akkrediteringen      LOQ: Kvantifiseringsgrense      MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn      >: Større enn      nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 2



**Utførende laboratorium/ Underleverandør:**

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping

**Kopi til:**

Lise Støver (lise.stover@trondheim.kommune.no)

**Moss 26.08.2016**-----  
Stig Tjomsland

ASM/Bachelor Kjemi

---

**Tegnforklaring:**\* Ikke omfattet av akkrediteringen      LOQ: Kvantifiseringsgrense    MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn    >: Større enn    nd: Ikke påvistOpplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 2 av 2

Rambøll Norge AS  
 Mellomlia 79  
 7493 TRONDHEIM  
 Attn: Harriet De Ruiter

**AR-16-MM-016129-01**

**EUNOMO-00146462**

 Prøvemottak: 25.08.2016  
 Temperatur:  
 Analyseperiode: 25.08.2016-01.09.2016  
 Referanse: 1350009604 Killingdal

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2016-08250234</b>	Prøvetakingsdato:	24.08.2016	
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	LMH/HDR	
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 24.8.2016	Analysestartdato:	25.08.2016	
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU	Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.048	µg/l	0.005 20%	EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	46	µg/l	0.2 30%	NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	57	µg/l	0.2 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	180	µg/l	0.01 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	68000	µg/l	0.5 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	55	µg/l	0.5 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	170	µg/l	0.5 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	49000	µg/l	2 15%	NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	3.1		1	NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	250	mg/l	1.5 15%	Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	160000	µg/l	2 25%	NS EN ISO 17294-2

Prøvenr.:	<b>439-2016-08250235</b>	Prøvetakingsdato:	24.08.2016	
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	LMH/HDR	
Prøvemerkning:	Killingdal takvann 24.8.2016	Analysestartdato:	25.08.2016	
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU	Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.017	µg/l	0.005 20%	EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	1.1	µg/l	0.2 35%	NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	8.6	µg/l	0.2 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	3.9	µg/l	0.01 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	100	µg/l	0.5 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	1.1	µg/l	0.5 25%	NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	5.4	µg/l	0.5 15%	NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	1200	µg/l	2 15%	NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	7.3		1	NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	6.1	mg/l	1.5 15%	Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	1700	µg/l	2 25%	NS EN ISO 17294-2

### Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping

### Tegnforklaring:

 \* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet  
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

 Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
 Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 2



Moss 01.09.2016

*Stig Tjomsland*

-----  
Stig Tjomsland

ASM/Bachelor Kjemi

AR-16-MM-016129-01



EUNOMO-00146462

---

Tegnforklaring:

\* Ikke omfattet av akkrediteringen      LOQ: Kvantifiseringsgrense    MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn    >: Større enn    nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 2 av 2

Rambøll Norge AS  
Mellomia 79  
7493 TRONDHEIM  
Attn: Harriet De Ruiter

**AR-16-MM-016819-01**



**EUNOMO-00147085**

Prøvemottak: 02.09.2016  
Temperatur:  
Analyseperiode: 02.09.2016-09.09.2016  
Referanse: 1350009604 Killingdal

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.: <b>439-2016-09020009</b>	Prøvetakingsdato: 01.09.2016				
Prøvetype: Sigevann	Prøvetaker: LMH/HDR				
Prøvemerkning: Killingdal tunnelvann 1.9.2016	Analysestartdato: 02.09.2016				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.006	µg/l	0.005	20%	EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	8.0	µg/l	0.2	30%	NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	33	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	97	µg/l	0.01	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	30000	µg/l	0.5	15%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	27	µg/l	0.5	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	130	µg/l	0.5	15%	NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	26000	µg/l	2	15%	NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	2.9		1		NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	75	mg/l	1.5	15%	Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	62000	µg/l	2	25%	NS EN ISO 17294-2

Prøvenr.: <b>439-2016-09020010</b>	Prøvetakingsdato: 01.09.2016				
Prøvetype: Sigevann	Prøvetaker: LMH/HDR				
Prøvemerkning: Killingdal takvann 1.9.2016	Analysestartdato: 02.09.2016				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.019	µg/l	0.005	20%	EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	4.9	µg/l	0.2	30%	NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	28	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	6.5	µg/l	0.01	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	470	µg/l	0.5	15%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	3.6	µg/l	0.5	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	9.1	µg/l	0.5	15%	NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	1900	µg/l	2	15%	NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	7.1		1		NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	31	mg/l	1.5	15%	Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	8600	µg/l	2	25%	NS EN ISO 17294-2

### Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping

### Tegnforklaring:

\* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 2



AR-16-MM-016819-01  
  
EUNOMO-00147085

**Kopi til:**

Lise Støver (lise.stover@ramboll.no)

**Moss 09.09.2016**

*Kjetil Sjaastad*

-----  
Kjetil Sjaastad  
Kjemitekniker

---

Tegnforklaring:

\* Ikke omfattet av akkrediteringen      LOQ: Kvantifiseringsgrense    MU: Måleusikkerhet  
<: Mindre enn    >: Større enn    nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 2 av 2

Rambøll Norge AS  
 Mellomlia 79  
 7493 TRONDHEIM  
 Attn: Lise Støver

**AR-16-MM-018394-01**

**EUNOMO-00147666**

 Prøvemottak: 09.09.2016  
 Temperatur:  
 Analyseperiode: 09.09.2016-23.09.2016  
 Referanse: 1350009604 Killingdal

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2016-09090127</b>	Prøvetakingsdato:	08.09.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	LMH/HDR
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 1.9.2016	Analysestartdato:	09.09.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.032	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	25	µg/l	0.2 30% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	36	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	95	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	28000	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	29	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	110	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	35000	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	2.9		1 NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	210	mg/l	1.5 15% Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	69000	µg/l	2 25% NS EN ISO 17294-2

**Utførende laboratorium/ Underleverandør:**

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping

**Kopi til:**

 Felles email (armtrh@ramboll.com)  
 Harriet De Ruitter (harriet.de.ruitter@ramboll.no)

**Moss 23.09.2016**


 -----  
 Kjetil Sjaastad  
 Kjemitekniker

**Tegnforklaring:**

 \* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet  
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

 Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
 Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 1

Rambøll Norge AS  
 Mellomlia 79  
 7493 TRONDHEIM  
 Attn: Harriet De Ruiter

**AR-16-MM-018357-01**

**EUNOMO-00148465**

 Prøvemottak: 16.09.2016  
 Temperatur:  
 Analyseperiode: 16.09.2016-23.09.2016  
 Referanse: Killingdal 1350009604

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2016-09160065</b>	Prøvetakingsdato:	15.09.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	LMH/HDR
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 15.09.2016	Analysestartdato:	16.09.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.023	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	50	µg/l	0.2 30% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	38	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	86	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	21000	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	34	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	92	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	31000	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	3.0		1 NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	190	mg/l	1.5 15% Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	100000	µg/l	2 25% NS EN ISO 17294-2

**Utførende laboratorium/ Underleverandør:**

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping

**Kopi til:**

Lise Støver (lise.stover@ramboll.no)

**Moss 23.09.2016**


 -----  
 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

**Tegnforklaring:**

\* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

&lt;: Mindre enn &gt;: Større enn nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 1



Rambøll Norge AS  
 Mellomlia 79  
 7493 TRONDHEIM  
 Attn: Harriet De Ruiter

**AR-16-MM-019379-01**

**EUNOMO-00149618**

 Prøvemottak: 30.09.2016  
 Temperatur:  
 Analyseperiode: 30.09.2016-07.10.2016  
 Referanse: 1350009604 Killingdal

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>439-2016-09300029</b>	Prøvetakingsdato:	29.09.2016
Prøvetype:	Sigevann	Prøvetaker:	LMH/HDR
Prøvemerkning:	Killingdal tunnelvann 29.9.2016	Analysestartdato:	30.09.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) Kvikksølv (Hg), oppsluttet	0.011	µg/l	0.005 20% EN ISO 17852
a) Arsen (As), oppsluttet ICP-MS	14	µg/l	0.2 30% NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), oppsluttet ICP-MS	28	µg/l	0.2 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), oppsluttet ICP-MS	77	µg/l	0.01 25% NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), oppsluttet ICP-MS	28000	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), oppsluttet ICP-MS	27	µg/l	0.5 25% NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), oppsluttet ICP-MS	100	µg/l	0.5 15% NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), oppsluttet ICP-MS	26000	µg/l	2 15% NS EN ISO 17294-2
pH målt ved 23 +/- 2°C	3.2		1 NS-EN ISO 10523
Suspendert stoff	1000	mg/l	1.5 15% Intern metode
a) Jern (Fe), oppsluttet ICP-MS	67000	µg/l	2 25% NS EN ISO 17294-2

**Utførende laboratorium/ Underleverandør:**

a) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping

**Kopi til:**

Lise Støver (lise.stover@ramboll.no)

**Moss 07.10.2016**


 -----  
 Stig Tjomsland

ASM/Bachelor Kjemi

**Tegnforklaring:**

 \* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet  
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

 Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.  
 Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 1



## **Vedlegg B – Feltlogg/ Dagbok**

Utdrag fra Rambølls feltlogg fra den aktuelle prøvetakningsperioden

Mnd	Dag	Dokumentasjon/ Hendelser	Felt	Hvem	Vannsituasjon
Mar	30		Befaring	Lise, Jørgen, Harriet	Mye vann, helt til terskelen
Apr	1	Befaring	Befaring med entreprenør ifm etablering måleutstyr, røret for takvannet ble kuttet slik dette røret kan brukes for mengdemåling av tunnelvann. Vannet i tunnelen vil synke med 0,5 meter.	Harriet, Jørgen	
Apr	6	Etablering måleutstyr	Måleutstyr ble etablert	Liv Marit, Harriet, entreprenør	Til det nye terskelnivået
Apr	7	Kontroll og innstilling måleutstyr	Vannmengdemåler fungerer ikke, det ble ikke heller tatt prøver med prøvetakeren, prøvetakeren ble stilt inn på nytt, vi tok vannprøve fra tunnelvannet	Liv Marit, Harriet	Til det nye terskelnivået
Apr	8	Etablering måleutstyr	Justering av plassering vannmengdemålere , start vannmengdemålinger	Ingunn, Harriet	Til det nye terskelnivået
April	11	Kontroll og innstilling måleutstyr	Innstilling måleutstyr, vannprøvetaking fra tunnelvann (stikkprøve), vannmengdemålere ble kalibrert og fungerer. Startdato for måleserie, tidligere data er ikke korrekte.	Harriet, Jørgen, Liv Marit	Til de nye terskelnivået, stabilt etter tunnelen ble tømt
April	13	Kontroll og innstilling måleutstyr	Sjekk måleutstyr, vi har skiftet batteri til vannmengdemålere og prøvetakeren, vi tok stikkprøve fra takvannet	Harriet, Jørgen	Til det nye terskelnivået
April	19	Kontroll og innstilling måleutstyr	Sjekk måleutstyr, vi har skiftet batteri til vannmengdemålere og prøvetakeren, vi tok stikkprøve fra takvannet. Det ble tatt ukeblandprøven fra tunnelvannet. Det ble kun tatt prøver i 4 døgn, fra tirsdag til og med fredag pga dårlig batteri. Vi har derfor endret innstillingene til ISCO-prøvetakeren slik at det tas prøver hver 4. time. Prøvetakingen starter 20. april kl. 00.00.	Harriet, Jørgen	Til det nye terskelnivået
April	20	Etablering måleutstyr	Vi fikk oversendt en ny kabel og vi har installert ISCO-prøvetakeren.	Harriet, Jørgen	Til det nye terskelnivået

April	22	Kontroll og innstilling måleutstyr	Fosset mye vann i tunnelen som kan forklares ved at det ha svært mye nedbør. Kontroll målere og prøvetakere. Isco-prøvetakere hadde tatt for mye vann og prøvetakingsvolumen ble derfor nedjustert til 800 ml/prøvetaking, 6 prøvetakinger/døgn. Neste prøve tas 23.04.2016 kl.00. Neste gang bør vi ta med noen bord slik at utstyret kan stå litt høyere (ifm oversvømmingsfare). Kortet til tunnelvannet viste formatteringsfeil. Skiftet ut kort, vi mistet dermed måledata fra 19. -22. april.	Harriet, Jørgen	Til det nye terskelnivået
April	27	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	Prøvetaking. Fortsatt problemer med vannmengdemåler tunnelvann (formatteringsproblem kort)	Harriet, Jørgen	
Mai	4	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	Prøvetaking. Det har ikke blitt tatt prøver fra tunnelvann pga batterifeil. Derfor ble det tatt en stikkprøve fra tunnelvannet. ISCO prøvetakeren hadde kun tatt 4 dager med prøver fra takvannet.	Harriet, Jørgen	
Mai	10	Kontroll og innstilling måleutstyr	Kontroll vannmengdemåleren som hadde problemer med å skrive data til minnekortet (tunnelvann), kortet ble på nytt formattert etter instruksjoner Rosim. Dette hjalp dessverre ikke.	Harriet, Jørgen	
Mai	11	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	Vi har tatt prøver fra begge prøvetakere. ISCO prøvetakeren (takvann) tar fortsatt for mye vann, ikke mulig å kalibrere den. Den tar 500 ml uansett. Prøvetakeren er nå innstilt slik at den tar prøver 2 ganger/døgn (2x 500 ml). Tidligere blandprøver er altså basert på 2 prøvetakinger/døgn, mens prøvetakeren var innstilt for å ta 4 prøver/døgn. Fortsatt problemer med vannmengdemåleren (tunnelvann). Vannmåleren	Harriet, Jørgen	

			<p>som registrerer mengde takvann viste stort sett 0 vannføring fra 05. mai, muligens på grunn av lav vannføring. Loggerboksene ble byttet om, slik at loggeren med kode takvann logger tunnelvann (fra 14:50).</p>		
Mai	13	Kontroll og innstilling måleutstyr	<p>Skiftet ut loggerboks og logger. Nye loggeren funker. Vannhastighet registreres fortsatt som 0 m/s. Skyldes muligens lav vannføring. Ved neste prøvetaking bør 'day values' sjekkes. ISCO vannprøvetakeren hadde ikke tatt prøver (onsdag/torsdag) og vi har derfor festet slangen på nytt.</p>	Harriet, Jørgen	
Mai	18	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	<p>Kun innhenting av vannprøver og bytting av batteri. Tatt bilde av dayvalues.</p>	Jørgen, Lise	Liten vannføring i Killingdalbekken
Mai	23	Test av målerboks	<p>Tok vann fra killingdalbekken og helte i røret for å teste om det var feil på måleutstyret. Vi klarte å fremprovosere hastighetsmålinger.</p>	Jørgen, Liv Marit	Liten vannføring i Killingdalbekken
Mai	25	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	<p>Ny test av loggerboks, takvann, siden den viste hastighet lik 0. Tok vann fra killingdalbekken og helte i røret og fikk verdier for hastighet. Dette kan indikere at vannivået er for lavt for å kunne måle vannhastighet. Vannstand i rør er ca. 4cm. Vanngjennomstrømning for takvannet ble målt ved utløp V2 til å være 0,02 l/s. Vannprøvetakere fungerer normalt.</p>	Harriet, Jørgen	Liten vannføring i Killingdalbekken
Juni	1	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	<p>Lite vannføring for både tak- og tunnelvann. Takvann viste fortsatt hastighet 0, det var også 0-målinger for tunnelvannet, mens vi var i tunnelen. Dette kan tyde på at målerene kan være unøyaktige ved lave hastigheter/lav vannføring. Noen prøver manglet fra vannprøvetaker for tunnelvann, kan skyldes lite vann eller at slangen lå feil. Vi sørget for at slangen ligger under vann og testet slangen. Derfor ble det levert inn prøver</p>	Harriet, Jørgen	

			for kun de første 2,5 dager. Takvann fungerte fint. Utenfor ble vannføring for takvannet målt til 0,01l/s. pH for tunnelvann ble målt til 4,08 med håndholdt pH-måler.		
Juni	15	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	Lite vannføring for både tak- og tunnelvann. Viser begge to hastighet 0. Noen prøver manglet fra vannprøvetaker for tunnelvann. Ble levert inn prøver for kun de første 2 dager. Vannføring for tunnelvannet ble målt til 0,07 l/s. Takvannet var stillestående. Vannet hadde jernfarge. Dersom det ikke var vannføring fra takvannet ble det ikke sendt inn prøver. Neste gang må vi ta med kost for å vaske vannmengdemåler. Sjekk også vannivå takvann, ble ikke registrert vannivå siden 1.6.16	Harriet, Liv Marit	
Juni	23	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	Lite vannføring for både tak- og tunnelvann. Viser begge to hastighet 0. Vannføring for tunnelvannet ble målt til 0,07 l/s. Takvannet var stillestående. Vannet hadde jernfarge. Dersom det ikke var vannføring fra takvannet ble det ikke sendt inn prøver. Vi har rensset måleren med kost. Dette skal gjøres hver prøvetaking.	Harriet, Jørgen	
Juni	30	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	Lite vannføring for både tak- og tunnelvann. Viser begge to hastighet 0. Vannføring for tunnelvannet ble målt til 0,06 l/s. Takvannet var stillestående. Vannet hadde jernfarge og hadde tydelig mørkere farge enn tunnelvannet. Siden det ikke var vannføring fra takvannet ble det heller ikke denne uken sendt inn prøver. Det ble kun tatt stikkprøve fra tunnelvannet, siden det kun var tatt en prøve ila. den siste uken. Slangen ble sjekket og prøvertakeren har blitt stilt inn på nytt.	Zara, Jørgen	Liten/ingen vannføring i Killingdalbekken

Juli	7	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	Lite vannføring for både tak- og tunnelvann. Viser begge to hastighet 0. Vannføring for tunnelvannet ble målt til 0,07 l/s. Takvannet var stillestående. Vannet hadde jernfarge og hadde tydelig mørkere farge enn tunnelvannet. Siden det ikke var vannføring fra takvannet ble det heller ikke denne uken sendt inn prøver. Det ble kun tatt stikkprøve fra tunnelvannet da prøvetakere var oversømmet.	Harriet, Jørgen	Liten/ingen vannføring i Killingdalbekken
Mai	4	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	Det ble tatt vannprøver. Vannføring for tunnelvannet ble målt til 0.067 liter/s	Jørgen, Marte	
Jun	12	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	Kun vannføring for tunnelvann. Viser begge to hastighet 0. Vannføring for tunnelvannet ble målt til 0,1 l/s. Litt mer vann i tunnelen og større vannføring i bekken enn i juli, har vært en del nedbør. Takvannet var likevel stillestående. Det ble kun tatt stikkprøve fra tunnelvannet da prøvetakere ikke var satt i gang siste prøvetaking (4. august). Måleren ble renset med kost.	Harriet	noe vannføring i Killingdalbekken
Jul	18	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	Det har kommet en del vann inn i tunnelen. Vannføringsmåleren tunnelvann fungerer, utstyret ble renset med kost. Det ble observert vannføring for takvann, men måleren viste hverken vannnivå eller vannføring. Neste gang bør vi rense måleutstyret. Vannprøvetakeren hadde ikke tatt vannprøver fra tunnelvannet, ble tatt stikkprøve. Begge vannprøvetakere ble satt i gang. Første 24 timersprøve prøve takvannet er ikke representativ.	Harriet, Liv Marit	Ingen vannføring i Killingdalbekken

Aug	24	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	Vannføringsmåleren tunnelvann fungerte ikke på prøvetakingstidspunkt, men har vist vannføring dagene før prøvetakingen. Vannføring for tunnelvannet ble manuelt målt til 0,11 l/s. Utstyret ble renset. Røret til takvannet ble åpnet slik at utstyret kunne renset. Det ble observert noe vannføring for takvann, men måleren viste etter rensing hverken vann-nivå eller vannføring. Vannprøvetakeren hadde ikke tatt vannprøver fra tunnelvannet, ble tatt stikkprøve. Ble også tatt stikkprøve fra takvannet (ukeblandprøve)	Harriet, John	noe vannføring i Killingdalbekken
Sep	1	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	Vannføringsmåleren tunnelvann fungerte bra. Vi sjekket vannføringsmåleren takvann og fant ut at en av loggerene var feilplassert. Dette ble justert og etter justering viste loggeren både vannføring og vann-nivå. Prøvetakere har fungert bra og det ble tatt ukeblandprøve fra både tak- og tunnelvann.	Harriet, Liv Marit, Jørgen	God vannføring i Killingdalbekken
Sep	8	Henting av prøver og kontroll måleutstyr	Begge vannføringsmåleren fungerte bra. Vi tok en stikkprøve fra tunnelvannet. Hastigheten av takvannet ble målt manuelt og estimert til 0,025 m/s.	Harriet, Jørgen	Ingen vannføring i Killingdalbekken
Sep	15	Henting av prøver og kontroll av utstyr	Begge vannføringsmålere fungerte bra. Vi tok en stikkprøve fra tunnelvannet da vannprøvetakeren ikke hadde tatt vann	Harriet, Jørgen	Noe vannføring i Killingdalbekken
Sept	21	Henting av prøver, bytte batterier.	Det ble tatt vannprøver av tunnelvann (Rambøll prøvetakeren). Batteri byttet på prøvetakere og vannmålere.	Jørgen, Marte	
Sept	29	Henting av prøver, tok inn prøvetaker	Prøvetakere har fungert bra og det ble tatt ukeblandprøve av tunnelvann (Rambøll prøvetakeren).  Vannføringsmåleren tunnelvann fungerte bra. Vannføring takvann viste 0. Renset rør, så ikke ut som det var noe særlig gjennomstrømning i røret. Tok inn prøvetakerne. Rengjort og satt til tørk på lab.	Jørgen, Marte	

Okt	19	Vannstrømsmåling, bytte batterier	Manuell måling av vannføring, kontroll av vannmengdemålerene. Begge batteriene var tomme. Et av de nye batteriene var tomt. Må bytte ut batteri i løpet av de neste dagene. Tunnelvann, manuelle målinger viser omtrent halvparten av vanngjennomstrømningen. Må være noe feil.	Marte, Liv Marit	Liten vannføring i Kbekken. Platene i bekken var tørre, men rant noe vann under.
Okt	20	Bytte batteri tunellvann, rense rør tunellvann	Renset røret for tunnelvann for skum. Nivået på måler sank med fra 4,4 cm til 3,6 cm. Mindre vann enn i går. Harriet informerte i telefon 26/10 at det ikke har vært mye skum tidligere.	Marte, Liv Marit	Svært lite vannføring
Okt	24	Manuel måling av vannstrøm	Sjekket om det lå skum i røret. Det gjorde det ikke. Manuelle målinger vannivå: Tak: 3,4 (Logger: 3,6), Tunnel 5,0 (logger 5,3). Vannstrøm: Tak: 0 (logger 0), Tunell: 0,125 (logger: 0!).	Marte, Jørgen	Svært lite vannføring
Okt	28	Manuel måling av vannstrøm, bytte batterier	Manuelle målinger av vannføring, kontroll av vannmengdemålere, Manuell måling vannivå Tak: 5,1 cm, (logger: 5,2 cm), Tunell: 3,4 (logger 3,6), Vannstrøm; Tak: --- (logger 0), Tunell: 0,125 m/s (logger: 0!!)	Marte, Christian	svært liten vannføring



## **Vedlegg C – Nedbørs- og vannføringsdata**

Døgnverdier for takvann og tunnelvann i prøvetakningsperioden

<b>Dato</b>	<b>Nedbør (mm)</b>	<b>Tunnelvann</b>	<b>Takvann</b>
01.04.2016	0,5		
02.04.2016	1,9		
03.04.2016	2,9		
04.04.2016	0		
05.04.2016	0		
06.04.2016	3,8		
07.04.2016	0,1		
08.04.2016	1,2		
09.04.2016	3		
10.04.2016	0,1		
11.04.2016	0	47397	13348
12.04.2016	0	36637	22438
13.04.2016	1,3	35043	18074
14.04.2016	0	33266	12809
15.04.2016	1,3	31332	10577
16.04.2016	0	29065	9799
17.04.2016	0,1	27095	10541
18.04.2016	1,7	25844	8384
19.04.2016	9,2	32065	22189
20.04.2016	0,2	31500	26427
21.04.2016	7,6	34000	56609
22.04.2016	9,4	59000	76724
23.04.2016	2,6	143700	61740
24.04.2016	2,6	92900	48543
25.04.2016	0,2	58200	41475
26.04.2016	0	50700	36195
27.04.2016	0	58700	33239
28.04.2016	3	104100	38768
29.04.2016	7	88000	39747
30.04.2016	0	87700	37716
01.05.2016	0		28546
02.05.2016	0		20480
03.05.2016	1,1		18524
04.05.2016	1,3		11981
05.05.2016	0	32700	9394
06.05.2016	0	30000	3219
07.05.2016	0	29300	1104
08.05.2016	0		
09.05.2016	0		
10.05.2016	0,1		
11.05.2016	0,9	8260	392
12.05.2016	0	16292	
13.05.2016	1	15374	
14.05.2016	0,3	12762	
<b>Dato</b>	<b>Nedbør (mm)</b>	<b>Tunnelvann</b>	<b>Takvann</b>

15.05.2016	3,5	11852	
16.05.2016	1,6	10986	
17.05.2016	0,8	11001	
18.05.2016	0	11137	
19.05.2016	0,8	10612	
20.05.2016	0	9242	
21.05.2016	7	9358	
22.05.2016	0,8	13586	
23.05.2016	2,4	12306	
24.05.2016	1,4	11899	
25.05.2016	0,1	8555	1728
26.05.2016	0,6	6332	
27.05.2016	0,1	6374	
28.05.2016	0	1333	
29.05.2016	0,1	2321	
30.05.2016	0,5	650	
31.05.2016	0	1689	
01.06.2016	0	1616	
02.06.2016	0		
03.06.2016	0,1		
04.06.2016	0		
05.06.2016	0		
06.06.2016	0		
07.06.2016	0		
08.06.2016	0,6	10	
09.06.2016	0,9		
10.06.2016	0,3		
11.06.2016	0		
12.06.2016	0		
13.06.2016	0		
14.06.2016	0		
15.06.2016	0,4		
16.06.2016	0,1	6048	
17.06.2016	0		
18.06.2016	0		
19.06.2016	1,8		
20.06.2016	0,6		
21.06.2016	7,4		
22.06.2016	1,7		
23.06.2016	0	32633	
24.06.2016	0	57363	
25.06.2016	6,6		
26.06.2016	0		
27.06.2016	5,8		
<b>Dato</b>	<b>Nedbør (mm)</b>	<b>Tunnelvann</b>	<b>Takvann</b>
28.06.2016	4,4		

29.06.2016	1		
30.06.2016	0	31748	
01.07.2016	0	61625	
02.07.2016	0,7	62026	
03.07.2016	16,8	62211	
04.07.2016	4,7		
05.07.2016	0		
06.07.2016	0		
07.07.2016	0,3	6048	
08.07.2016	0		
09.07.2016	0		
10.07.2016	0,1		
11.07.2016	0,1		
12.07.2016	0		
13.07.2016	1,5		
14.07.2016	5,6		
15.07.2016	0		
16.07.2016	0		
17.07.2016	15,4		
18.07.2016	3,9		
19.07.2016	0,1		
20.07.2016	0		
21.07.2016	0		
22.07.2016	0,6		
23.07.2016	2,1		
24.07.2016	0,8		
25.07.2016	0,1		
26.07.2016	0,1		
27.07.2016	8,4		
28.07.2016	0,3		
29.07.2016	9,4		
30.07.2016	5,1		
31.07.2016	1,4		
01.08.2016	0,2		
02.08.2016	4,6		
03.08.2016	4,2		
04.08.2016	0	5789	
05.08.2016	1,2		
06.08.2016	0		
07.08.2016	0		
08.08.2016	4,6		
09.08.2016	0,5		
10.08.2016	10,5		
<b>Dato</b>	<b>Nedbør (mm)</b>	<b>Tunnelvann</b>	<b>Takvann</b>
11.08.2016	2,5		
12.08.2016	7,5	10759	

13.08.2016	8,3	4793	
14.08.2016	1,7	10992	
15.08.2016	0	12874	
16.08.2016	0,2	13443	
17.08.2016	0	12697	
18.08.2016	0	9510	
19.08.2016	0	8301	
20.08.2016	0	7360	
21.08.2016	0	6102	
22.08.2016	0	5428	
23.08.2016	0	5406	
24.08.2016	0	3542	25370
25.08.2016	1,6	4273	
26.08.2016	0	7116	
27.08.2016	24,6	3904	
28.08.2016	6,4	7004	1210
29.08.2016	1	19572	3764
30.08.2016	3,4	18975	3649
31.08.2016	4,1	18058	3476
01.09.2016	4,9	22284	16717
02.09.2016	8,1	34382	54175
03.09.2016	1,8	39727	47351
04.09.2016	6,6	41701	39064
05.09.2016	0,1	41180	30336
06.09.2016	0	37214	6833
07.09.2016	3	33375	442
08.09.2016	0,2	29255	
09.09.2016	0	25661	
10.09.2016	7	26465	
11.09.2016	10,3	46756	30949
12.09.2016	10,4	88565	69107
13.09.2016	0	18766	44762
14.09.2016	0	4389	28673
15.09.2016	3,8	18790	2958
16.09.2016	0,1	31900	
17.09.2016	0,1	28600	
18.09.2016	0,9	26100	
19.09.2016	0,2	24200	
20.09.2016	0	23200	
21.09.2016	0,1	22100	
22.09.2016	0	21400	
23.09.2016	0	21300	
<b>Dato</b>	<b>Nedbør (mm)</b>	<b>Tunnelvann</b>	<b>Takvann</b>
24.09.2016	1,5	19600	
25.09.2016	0,7	18100	
26.09.2016	0,2	17500	

27.09.2016	1,1	17100	
28.09.2016	0,2	16400	
29.09.2016	4,7	6400	
30.09.2016	11,6	7800	
01.10.2016	4,5	25200	
02.10.2016	2	42800	
03.10.2016	3,6	44500	
04.10.2016	0,1	42900	
05.10.2016	0,3	39600	
06.10.2016	0,4	37200	
07.10.2016	0,1	34400	
08.10.2016	0,1	31100	
09.10.2016	0	28400	
10.10.2016	0,3	26700	
11.10.2016	0,3	25800	
12.10.2016	0,3	25500	
13.10.2016	0,2	25500	
14.10.2016	0,3	24300	
15.10.2016	0,3	24000	
16.10.2016	0,2	23700	
17.10.2016	0,2	23300	
18.10.2016	0,2	23000	
19.10.2016	0,1	24300	
20.10.2016	0,3	13500	
21.10.2016	0,2	500	
22.10.2016	0,2	200	
23.10.2016	0	0	
24.10.2016	0,3	0	
25.10.2016	0,2	0	
26.10.2016	0,4	0	
27.10.2016	0,4	0	
28.10.2016	3,7	0	
29.10.2016	19,6	10900	66000
30.10.2016	10,9		82900
31.10.2016	8,7		92000

**Vedlegg D – Datablad Olivingranulat, Blueguard G 1-3**





**EGENSKAPER OG ANVENDELSER**
**ÅHEIM, NORGE**

Blueguard filtermasser er produkter basert på mineralet Olivin for adsorpsjon av tungmetaller og organiske miljøgifter. Det høye og aktive overflatearealet binder en rekke tungmetaller som kobber (Cu), sink (Zn) bly (Pb), antimon (Sb), kadmium (Cd) nikkel (Ni) og krom (Cr) og organiske miljøgifter som PCB, TBT, PAH og fosfater

Produktene har høy permeabilitet og renser effektivt forurenset industrivann, avløpsvann, smeltevann og avrenning fra vei og nedlagte gruver. Praktiske og enkle løsninger med små krav til ressursbruk ved installasjon og vedlikehold gir kostnadseffektive løsninger. Anbefalt oppholdstid i filteret er ca. 15 minutter, men avhenger både av vannets viskositet og pH. Bindingseffekten vil typisk ligge rundt 5 – 15 kg tungmetaller per tonn filtermasse.

Blueguard kan også tilpasses spesielle behov. For eksempel kan tilsetning av aktivt karbon øke bindingseffekten overfor organiske miljøgifter som polyklorerte bifenyl, PCB. Dokumentasjon av adsorpsjonskapasitet for Blueguard filtermasser er tilgjengelig på forespørsel.

Produktlinjen Blueguard filtermasser media er brutt, prosessert og siktet under streng kontroll og helt i samsvar med kvalitetsprogrammet ISO 9001. Dette sikrer stabilitet og kontroll av produktlinjens kjemi og partikkel distribusjon, som igjen sikrer en forutsigbar ytelse.

**PARTIKKELDISTRIBUSJON OG KARAKTERISTISKE EGENSKAPER**

Typiske verdier. Verdiene representerer ikke en spesifisering

	Partikkeldistribusjon	P2-10	G1-3	G1-3C
	D <sub>90</sub>	10.0 mm	2.5 mm	2.5 mm
% som passerer sikt	D <sub>50</sub>	6.0 mm	2.5 mm	1.6 mm
	D <sub>10</sub>	2.5 mm	1.0 mm	1.0 mm
Overflate areal	BET Analyse	2 m <sup>2</sup> /g	8 m <sup>2</sup> /g	32 m <sup>2</sup> /g
pH		11 – 12	11 – 12	11 – 12
Bulk densitet	EN 1097 – 3	1.6 – 1.8 tonn/m <sup>3</sup>	1.5 – 1.7 tonn/m <sup>3</sup>	1.2 – 1.5 tonn/m <sup>3</sup>
Volumvekt	EN 1097 – 3	0.56 – 0,63 m <sup>3</sup> / tonn	0.59 – 0,67 m <sup>3</sup> / tonn	0.67 – 0,83 m <sup>3</sup> / tonn

P2-10	Pellets av Olivin mel, 2 – 10 mm gradering	ID no. 2850
G1-3	Granulat av Olivin mel, 1 – 3 mm gradering	ID no. 2919
G1-3C	Granulat av Olivin mel, 1 – 3 mm gradering, tilsatt aktivt Karbon	ID no. 2917

**KJEMISK SAMMENSETNING**

Typiske verdier. Verdiene representerer ikke en spesifikasjon.

			P2-10	G1-3	G1-3C
	Magnesiumoksid	MgO	45	45	43
	Silisiumoksid *	SiO <sub>2</sub>	40	40	39
Vekt %	Kalsiumoksid	CaO	4	4	4
	Aktivert karbon	C			4
	Jernoksid	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	7	7	

\* Foreligger som silikat, inneholder &lt; 0,1 % krystallinsk kvarts.

**PRODUKT TILGJENGELIGHET**

Produktene er tilgjengelige i storekker (1000kg) og i bulk. Produktene leveres fra sentrale lagre over hele verden. Tilgjengelighet kan variere avhengig av ønsket produkt og ønsket destinasjon.

**TEKNISK SERVICE**

Vårt dyktige tekniske personell vil på forespørsel kunne gi tilleggsinformasjon vedrørende produktenes anvendelse og ytelse.



Benytt gjerne følgende kontaktinformasjon for nærmere opplysninger

**World Wide**

Tel: +47 67 15 22 00

Faks: +47 67 15 22 01

Email: csc.olivine@sibelco.com

Sibelco Nordic AS

P. O. Box 45, N-1309 Rud, Norge

*Den gitte produktinformasjon er basert på typiske verdier. Typiske produktverdier er ment som eksempler, og må ikke betraktes som spesifikasjoner eller benyttes i evalueringer hvor informasjon om eksakte verdier er avgjørende.*

*Salg og levering vil alltid være i henhold til våre generelle salgsbetingelser.*

*Sikkerhets datablad, MSDS, er tilgjengelig på forespørsel.*

*BLUEGUARD er et registrert varemerke for SCR Sibelco, datterselskaper og andre tilknyttede selskaper.*

*Blueguard Åheim NO 0212*

## **Vedlegg E – Analyseresultater fra laboratorieforsøk**

Fullstendige resultater fra analyse av prøvene med ICP-MS











	#11 10g	#10 9g	#9 8g	#8 7g	#7 7g	#6 5g	#5 4g	#4 3g	#3 2g	#2 2g	#1 1g	#23 0g	Rävann
Rh	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	0,340
Ag	0,420	0,440	0,460	0,420	0,420	0,400	0,460	0,420	0,380	0,440	0,420	0,520	0,700
Cd	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	0,480	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	97,9
Sn	0,360	0,500	0,340	0,340	0,340	0,300	0,400	0,520	0,300	0,480	< 0.3	< 0.3	< 0.3
Sb	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	0,620	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
Cs	0,520	0,520	0,580	0,600	0,600	0,680	0,720	0,860	0,920	0,940	1,24	1,72	0,580
Ba	181	179	180	171	169	164	152	145	138	136	122	102	93,6
La	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	0,080	99,5
Ce	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	0,100	206
Pr	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04	23,3
Nd	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	82,7
Sm	< 0.4	< 0.4	< 0.4	< 0.4	< 0.4	< 0.4	< 0.4	< 0.4	< 0.4	< 0.4	< 0.4	< 0.4	15,5
Eu	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	2,28
Gd	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	14,7
Tb	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	2,00
Dy	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	< 0.06	5,96
Ho	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	< 0.07	1,82
Er	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	5,32
Tm	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	0,700
Yb	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	4,76
Lu	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	0,760
Hf	0,080	0,100	0,080	0,080	0,080	0,080	0,040	0,080	< 0.04	0,040	0,040	0,080	0,160
Ta	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
W	3,34	3,34	3,18	3,30	3,14	3,08	3,04	3,14	3,08	3,00	2,92	2,84	0,04
Tl	0,240	0,260	0,240	0,320	0,280	0,320	8,28	1,02	0,680	0,640	0,900	1,20	1,56
Pb	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0,02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	27,6
Bi	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
Th	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	24,2
U	< 0.007	0,020	< 0.007	< 0.007	0,060	0,060	0,080	0,080	0,180	0,180	0,960	1,48	5,10