

Maren Møller Bergli

En vurdering av forurensningstilstanden ved Røstvangen gruver

Undersøkelser av avrenningskvalitet og
potensiell mobilisering av tungmetaller fra
sulfidholdig avfall ved sekvensiell ekstraksjon

Masteroppgave i Geologi

Veileder: Bjørn Frengstad

Medveileder: Ulf Hauptfleisch, Maria Thornhill

Juni 2021



Foto: Rester av den gamle taubanen med Midthøa og veltene i bakgrunn.

Maren Møller Bergli

En vurdering av forurensningstilstanden ved Røstvangen gruver

Undersøkelser av avrenningskvalitet og potensiell mobilisering av tungmetaller fra sulfidholdig avfall ved sekvensiell ekstraksjon

Masteroppgave i Geologi

Veileder: Bjørn Frengstad

Medveileder: Ulf Hauptfleisch, Maria Thornhill

Juni 2021

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet

Fakultet for ingeniørvitenskap

Institutt for geovitenskap og petroleum



Kunnskap for en bedre verden

FORORD

Denne masteroppgaven ble skrevet som en del av masterprogrammet Miljø- og Geoteknologi ved Institutt for geovitenskap og petroleum ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU). Arbeidet ble påbegynt høsten 2019 og ferdigstilt juni 2021.

Masteroppgaven har et omfang på 60 studiepoeng.

Formålet med oppgaven er å samle inn et datagrunnlag for området rundt Røstvangen gruve, og vurdere langtidseffekten av gjennomførte tiltak. Bak valg av oppgavetekst lå en interesse for hydrologiske og sedimentære forurensinger, og et ønske om å få et innblikk i fagfeltet samt benytte disse kunnskapene på et norsk tilfelle.

Jeg ønsker å takke Bjørn Frengstad som har vært hovedveileder ved NTNU, Ulf Hauptfleisch for å ha delt av sin kunnskap og sitt engasjement rundt tema for oppgaven, og Maria Thornhill for å ha delt av sine erfaringer med sulfidforekomster. En spesiell takk til Laurentius Tjihuis og Torill Sørlokk for veiledning og oppfølging under laboratoriearbeid, kjemiske og mineralogiske analyser. I tillegg ønsker jeg å takke familie som har bidratt med korrekturlesning av en oppgave med et tema utenfor deres personlige interesseområde.

Maren Møller Bergli,

Trondheim, juni 2021

SAMMENDRAG

Forvitring av sulfidholdig avfall fra nedlagt gruvedrift kan forårsake sur avrenning og omfattende tungmetallforurensning av nærliggende vassdrag og biota. Ved Røstvangen gruver, Tynset kommune i Innlandet, var det drift på en pyritt-kobberkis forekomst med mindre mengder sinkblende og magnetkis mellom 1904 og 1921. Forurensningstilstanden ved Røstvangen ble sist undersøkt i 1998, og denne masteroppgaven gir en ny vurdering av forurensningstilstanden basert på et oppdatert datagrunnlag.

For å evaluere tilstanden ved Røstvangen gruver ble det tatt prøver av overflatevann ved tre anledninger. Disse ble analysert for elementinnhold, og klassifisert ut ifra miljøkvalitetsstandarder. Det ble gjort prøvetaking av gruvevelter samt sedimenter som har mottatt metallholdig avrenning. Mineral- og elementinnhold i velter og sedimenter ble bestemt med røntgendiffraksjon (XRD) og røntgenfluorescens-spektrometri (XRF). For å undersøke metallenes utlekkingspotensiale, bindingsform og mobilitet ble det utført en ristetest og en sekvensiell ekstraksjonsprosedyre tilpasset prøver rike på kobber-sulfider.

Prøvetaking og analyser av overflatevann viste at det fortsatt produseres avrenning med lav pH og et metallinnhold som overskrider grenseverdiene for god kjemisk tilstand satt i vannforskriften fra undervanndeponiet på Røstvangen. Mineralogiske analyser viste at avfallet i det øvre området hadde et pyrittinnhold på 0-7%. Forurensningstransporten fra det øvre området har blitt beregnet til 550 kg kobber og 300 kg sink per år basert på tidligere målte årlige avrenningsverdier fra kisdammen, med et utlekkingspotensiale på 7 tonn kobber og 0,9 tonn sink fremdeles lagret i veltene. Kobber ble funnet til å være det mest mobile og potensielt biotilgjengelige metallet i veltmassene, etterfulgt av jern, sink og kadmium

Hovedkonklusjonene er at tidligere gruveaktivitet på Røstvangen den dag i dag er årsaken til at et større område mellom Midthøa og Stugusjøen fremdeles er sterkt forurenset. Derimot ble det ikke funnet klare indikasjoner på at tungmetallholdig overflateavrenning når ut i de store vassdragene. Tunna og Stugusjøen viste ikke tegn til å være direkte påvirket av forurensning fra Røstvangen gruver, men den kjemiske tilstanden ble vurdert som dårlig ved prøvetaking i juli og september 2020 på bakgrunn av forhøyede konsentrasjoner av Cd, Ni og As. Tjernet Tjønnegga mottar fremdeles betydelig mengder tungmetaller via overflateavrenning og/eller sigevann, og konsentrasjonene av kobber og sink i vannet klassifiseres som svært dårlig. Sedimentene på tjernets bunn har svært høye konsentrasjoner av kobber, og tilstanden vurderes som svært dårlig med omfattende toksiske effekter.

ABSTRACT

When subjected to water and oxygen, sulphide bearing waste rock may produce acidic runoff enriched with heavy metals, causing negative effect on surrounding nature. The Røstvangen mines in the municipality of Tynset operated a pyrite-chalcopyrite deposit which also contained sphalerite and pyrrhotite from 1904 to 1921. Since the pollution situation at Røstvangen was last investigated in 1998 there is a need for an updated data basis for evaluation of pollution in this area. The purpose of this thesis is to acquire an assessment of the environmental status and evaluate the long-term effect of conducted remediation measures at an abandoned sulfide mine.

In order to evaluate the conditions at Røstvangen sampling of surface water was performed on three occasions in order to evaluating the drainage quality in the mine area and water quality in the lake and river system. In accordance with Norwegian waste regulation, a compliance test was conducted on samples from mine waste heaps located around the waste impoundment. The mineralogy and elemental composition of the waste heaps were determined by X-ray diffraction (XRD) and X-ray fluorescence (XRF). An experimental sequential extraction scheme adapted to copper-sulphide ores was used to study the mobility of biological availability of heavy metals, and their association to specific fractions in waste rock and polluted sediments.

Runoff from the mine site was classified as very poor based on chemical threshold values in the Norwegian water regulations. The mineral composition of the waste heaps showed a pyrite content varying from 0-7%. Annual metal transport from the waste dam was estimated to be 550 kg copper 300 kg zinc, with a potential of 1 tonnes copper and 0,9 tonnes zinc still available for mobilization from the waste heaps. Copper was found to be the most easily mobilized and potentially bioavailable metal in the waste heaps, followed by iron, zinc and cadmium. However, the acidic, high metal drainage water is locally restricted and does not seem to reach the major water systems. Still, the chemical water quality in the Tunna watercourse was classified as poor in two out of three sample occasions due to elevated concentrations of cadmium, nickel and arsenic. A water-filled kettle hole near the old flotation rig is still receiving high amounts of copper and zinc, either through surface wastewater or groundwater seepage. The copper levels in the lake sediments are classified as acutely toxic with comprehensive effects on the surrounding biota.

INNHold

Forord	i
Sammendrag	ii
Abstract	iii
Figurer	viii
Tabeller.....	xi
Ordliste	xiii
Introduksjon	1
Områdebeskrivelse	3
Gruvehistorie	3
Geologisk setting	3
Hydrologiske forhold.....	4
Tidligere undersøkelser og tiltak	6
Fremtidsutsikter	7
Teori	8
Metaller og sulfidmineraler	8
Sur avrenning.....	9
Oksidasjon av sulfidermineraler	10
Mobilisering av tungmetaller.....	11
Oksidasjonsreaksjoner	13
Oksidasjon av svovelkis.....	13
Oksidasjon av kobberkis	14
Oksidasjon av magnetkis	15
Oksidasjon av sinkblende	15
Andre jernholdige mineraler	16
Prosesser i velter	16

Mikrobiologiske katalysatorer	16
Galvaniske celler.....	16
Dannelse av sekundære mineraler	17
Nøytraliserende reaksjoner	18
Karbonater.....	18
Hydroksider.....	19
Silikater	20
Utbyttbare ioner	20
Strategier for AMD-begrensing: Remedieringsteknikker	21
Metallers mobilitet og spredning i det økologiske systemet	21
Toksiske sporelementer	21
Metallers biotilgjengelighet	22
Geokjemiske tester - prediksjon av syredannelse og utlekkingspotensiale	23
Mineralogisk og kjemisk karakterisering.....	23
Statiske tester	23
Kinetiske tester.....	24
Sekvensiell ekstraksjon	24
Lovverk/ Tilstandsvurderinger	26
Klassifisering av overflatevann.....	26
Klassifisering av sediment	27
Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften)	28
Metode.....	30
Feltarbeid	30
Generell karakterisering av sediment- og velteprøver.....	32
Analytiske metoder.....	33
ICP-MS	33
XRD	33

Glødetap.....	34
XRF.....	35
Geokjemiske analyser.....	35
Ristetest.....	36
Sekvensiell ekstraksjon – valg av prosedyre	37
Ekstraksjonsprosedyre	39
Resultater.....	42
Feltmålinger – konduktivitet og pH.....	42
Analyser av overflatevann	43
Det øvre området.....	44
Det nedre området.....	46
Sedimentprøver.....	50
Basiskarakterisering.....	50
Mineralogiske analyser	52
Elementanalyser.....	53
Ristetest	55
Sekvensiell ekstraksjon.....	56
Diskusjon.....	68
Forurensningsstatus i det øvre området	68
Forurensningstransport fra det øvre området.....	69
Mineralogiske analyser av velteprøvene.....	70
Ristetest.....	72
Mulig fremtidig utlekking fra veltene	74
Forurensningsstatus i det nedre området	75
Geokjemiske forsøk – sekvensiell ekstraksjonsprosedyre.....	80
Evaluerings av valgt ekstraksjonsprosedyre.....	87
Feilkilder.....	89

Konklusjon	90
Forslag til videre arbeid.....	91
Referanser.....	92
Vedlegg A: Konduktivitets- og pH-målinger.....	
Vedlegg B: ICP-MS-analyser av overflatevann.....	
Vedlegg C: Massefordeling sikteanalyser.....	
Vedlegg D: XRD-analyser - Diffraktogram.....	
Vedlegg E: XRD-analyser – Mineralkvantifisering.....	
Vedlegg F: XRF – Hovedelementanalyse	
Vedlegg G: XRF – Sporelementanalyse	
Vedlegg H: Ristetest.....	
Vedlegg I: Sekvensiell ekstraksjon	

FIGURER

<i>Figur 1: Oversikt over de viktigste transportveier for overflatevann. Det tidligere dreisløpet munnet ut i Kulvbekken som renner inn i Tunna nord for kartutsnittet. Sorte trekkanter markerer gruvestoller.</i>	<i>5</i>
<i>Figur 2: Stabilitetsområde for Fe-forbindelser under varierende Eh-pH-forhold, hentet fra Atlas of Eh-pH diagrams (Takeno, 2005). Stiplede linjer illustrerer stabilitetsområdet for vann, FACT/FACTSAGE betegner database og programvare brukt til fremstilling av diagrammet.</i>	<i>13</i>
<i>Figur 3: Galvansk celle dannet ved direkte kontakt mellom pyritt og sinkblende.</i>	<i>17</i>
<i>Figur 4: Prøvetakingspunkter for velteprøver (K1-K6) og K7 fra bunnen av kisdammen. Bildet tatt fra punkt markert med tegnestift viser de tre veltehaugene: Haug 2 til høyre i bildet, haug 3 i senter og haug for innsamling av prøve K5 til venstre. Punkt c markerer prøvepunkt for vannprøve, se figur 8.</i>	<i>31</i>
<i>Figur 5: Prøvesteder for innsamling av velteprøver. Notatblokken er 17x21 cm.</i>	<i>31</i>
<i>Figur 6: Veltematerialet etter tørking på 30°C. Fra øverst til venstre K1- K6.</i>	<i>32</i>
<i>Figur 7: Forsøksoppsett avbildet under ekstraksjonstrinn 5, 50 ml ekstraksjonstuber plassert i et vannfylt ristebad.</i>	<i>39</i>
<i>Figur 8: Prøvepunkter for pH, ledningsevne og temperaturmålinger. Resultater for pH og konduktivitet finnes i tabell 8.</i>	<i>42</i>
<i>Figur 9: Avrenningskvalitet illustrert i Ficklindidiagram, inndeling etter Plumlee et al. (1999).</i>	<i>44</i>
<i>Figur 10: Forskjell i vannstand ved prøvetaking av overflatevann i Tjønnegega. Bildene på venstre side er tatt i september, bildene på høyre side i juli.</i>	<i>47</i>
<i>Figur 11: Variasjon i pH og metallkonsentrasjon i Tjønnegega ved prøvetaking i forbindelse med oppgaven, sidestilt med måling gjort av NIVA i 1995 etter etablering av deponi i det nedre området i 1992 (Arnesen og Iversen, 1999).</i>	<i>48</i>
<i>Figur 12: Bildet til venstre og øverst til høyre viser prøvegropp og spadetak for prøve K5, nederst til høyre sees prøvegropp for K6.</i>	<i>50</i>
<i>Figur 13: Fullstendige siktekurver for veltematerialet og sedimentprøve fra kisdammen.</i>	<i>51</i>
<i>Figur 14: Fullstendig siktekurver for sedimentprøver fra Tjønnegega.</i>	<i>51</i>
<i>Figur 15: Innhold av hovedmineraler i velteprøver (K1-K6), prøve fra kisdammen (K7) og sedimentprøver fra Tjønnegega (T1-T2), gitt i relativ prosentandel. Silikater som ikke utgjør >5% i noen prøver er gitt sammen med aksessoriske mineraler.</i>	<i>52</i>
<i>Figur 16: Innhold av aksessoriske mineraler i velteprøver (K1-K6), prøve fra kisdammen (K7) og sedimentprøver fra Tjønnegega (T1-T2), gitt i relativ prosentandel.</i>	<i>52</i>
<i>Figur 17: Innhold av hovedelementer i velteprøver og sedimentprøver, glødetap ved 1000°C medregnet. Hovedelementer som forekommer i konsentrasjoner <1% er utelatt fra figuren.</i>	<i>53</i>

<i>Figur 18: Konsentrasjoner av utvalgte sporelementer funnet i sedimentprøver og velteprøver. Merk logaritmisk skala.</i>	54
<i>Figur 19: Målinger gjort på eluat etter utført ristetest. Oppgitt redokspotensialet er blitt justert for temperatur, konduktivitet i eluatet til K5 ble registrert som 3,6 mS/cm.</i>	55
<i>Figur 20: Elementanalyser av eluat fra ristetest utført på <2 mm fraksjon. Utvalgte elementer er fremstilt logaritmisk.</i>	56
<i>Figur 21: Siktekurver for <2 mm fraksjon gitt for prøver inkludert i ekstraksjonsforsøket.</i>	56
<i>Figur 22: Total utlekking av kobber fra ulike fraksjoner funnet ved sekvensiell ekstraksjon, presentert etter prøvested. Utlekking er gitt i mg/kg.</i>	58
<i>Figur 23: Total utlekking av sink fra ulike fraksjoner funnet ved sekvensiell ekstraksjon, presentert etter prøvested. Utlekking er gitt i mg/kg</i>	59
<i>Figur 24: Total utlekking av jern fra ulike fraksjoner funnet ved sekvensiell ekstraksjon, presentert etter prøvested. Utlekking er gitt i mg/kg</i>	59
<i>Figur 25: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve K1, vist som relativ prosentandel.</i>	60
<i>Figur 26: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve K2, vist som relativ prosentandel.</i>	61
<i>Figur 27: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve K3, vist som relativ prosentandel.</i>	62
<i>Figur 28: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve K4, vist som relativ prosentandel.</i>	62
<i>Figur 29: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve K5, vist som relativ prosentandel.</i>	63
<i>Figur 30: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve K6, vist som relativ prosentandel.</i>	64
<i>Figur 31: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve K7, vist som relativ prosentandel.</i>	64
<i>Figur 32: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve T1, vist som relativ prosentandel.</i>	65
<i>Figur 33: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve T2, vist som relativ prosentandel.</i>	66
<i>Figur 34: Utvikling i element-konsentrasjoner i avrenning fra det øvre området fra 1998-2020, historiske analyseverdier fra Arnesen og Iversen (1999). Merk logaritmisk skala.</i>	68
<i>Figur 35: Målt pH etter endt ristetest plottet mot innhold av sulfider og sekundære jernoksider. Merk pH-skala i motsatt rekkefølge</i>	72
<i>Figur 36: Utlekking av utvalgte elementer under ristetest, presentert som andel av total konsentrasjon funnet ved XRF.</i>	72
<i>Figur 37: Historisk utvikling av pH og konsentrasjoner av Cu, Zn, Fe og Cd i Tjønnegga (Arnesen, Grande og Tjomsland, 1979; Arnesen og Iversen, 1999; Arnesen, 1991).</i>	75
<i>Figur 38: Fordeling av sporelementer mellom oksidert og redusert son fra XRF-analyser av sedimentprøver fra Tjønnegga.</i>	76

<i>Figur 39: Fraksjonering av kobber i T1 og T2. Merk logaritmisk skala, ikke-detekterte konsentrasjoner er gitt som 0,00, for nøyaktig deteksjonsgrense se vedlegg I.</i>	<i>77</i>
<i>Figur 40: Fraksjonering av sink i T1 og T2. Merk logaritmisk skala, ikke-detekterte konsentrasjoner er gitt som 0,00, for nøyaktig deteksjonsgrense se vedlegg I.</i>	<i>78</i>
<i>Figur 41: Fraksjonering av kobber i alle prøver presentert med utgangspunkt i elementkonsentrasjon funnet ved XRF-analyse.</i>	<i>80</i>
<i>Figur 42: Fraksjonering av sink i alle prøver presentert med utgangspunkt i element-konsentrasjon funnet ved XRF-analyse.</i>	<i>81</i>
<i>Figur 43: Fraksjonering av kobolt i alle prøver presentert med utgangspunkt i element-konsentrasjon funnet ved XRF-analyse.</i>	<i>82</i>
<i>Figur 44: Fraksjonering av bly i alle prøver presentert med utgangspunkt i element-konsentrasjon funnet ved XRF-analyse.</i>	<i>83</i>
<i>Figur 45: Fraksjonering av krom i alle prøver presentert med utgangspunkt i elementkonsentrasjon funnet ved XRF-analyse.</i>	<i>83</i>
<i>Figur 46: Fraksjonering av nikkell i alle prøver presentert med utgangspunkt i elementkonsentrasjon funnet ved XRF-analyse.</i>	<i>84</i>
<i>Figur 47: Ekstrahert Cr og Ni fra sulfidfraksjon uttrykt i prosent av elementkonsentrasjoner detektert med XRF, plottet mot muskovittinnholdet i prøven.</i>	<i>85</i>
<i>Figur 48: Fraksjonering av kadmium i alle prøver presentert med utgangspunkt i elementkonsentrasjon funnet ved XRF-analyse. Merk logaritmisk skala, og at det ikke ble detektert Cd i T1 eller T2.</i>	<i>86</i>

TABELLER

Tabell 1: Analyseresultater av velteprøver fra det øvre området etter totalopp Slutning med Lunges væske (konsentrert HNO ₃ : HCL i forhold 3:1), angitt uten korreksjon for vanninnhold (Arnesen, 1992).	6
Tabell 2: Sufimineraler og assosierte sporelementer, fra (Lottermoser, 2010)(s.51) med utgangspunkt i Vaughan og Craig (1987).....	8
Tabell 3: Oversikt over metaller essensielle for dyre- og planteliv, planteliv alene og metaller som kun er essensielle i ørsmå konsentrasjoner (Walker, 2012).	22
Tabell 4: Grenseverdier for metaller i tilstandsklasser for ferskvann (µg/L) (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018).	27
Tabell 5: Tilstandsklasser for sediment i ferskvann gitt som mg/kg tørrstoff, tilsvarende ppm (Miljødirektoratet, 2016)	28
Tabell 6: Grenseverdier for utlekking fra avfall gitt som mg/kg. TSS står for totalt suspendert stoff (Avfallsforskriften, 2004).	29
Tabell 7: Oversikt over trinn i utført ekstraksjonsprosedyre.	39
Tabell 8: Ledningsevne (µS/cm) og pH ved utvalgte målepunkter. - indikerer ingen vannføring på prøvested. ..	43
Tabell 9: Klassifisering av tilstanden i avrenning fra øvre grunnstoll etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.....	45
Tabell 10: Klassifisering av tilstanden i avrenning fra kisdammen etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.....	45
Tabell 11: Klassifisering av tilstanden i bekk gjennom øvre myrområde etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.....	46
Tabell 12: Klassifisering av tilstanden i bekk etter øvre myrområde etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.....	46
Tabell 13: Klassifisering av tilstanden i overflatevann ved det gamle vaskeriet etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.	46
Tabell 14: Klassifisering av tilstanden i bekk mellom vaskeriet og Tjønnegega etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.	47
Tabell 15: Klassifisering av tilstanden i Tjønnegega etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.....	48
Tabell 16: Klassifisering av tilstanden i Stugusjøen etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.....	49
Tabell 17: Klassifisering av tilstanden i Tunna etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.	49

<i>Tabell 18: Glødetap ved 1000 °C</i>	54
<i>Tabell 19: Oppkonsentrering av metaller fra øvre grunnstoll til utløpet av kisdammen, uttrykt ved laveste og høyeste vekstfaktor for utvalgte elementer</i>	67
<i>Tabell 20: Estimert årlig transport av metaller og metalloider fra kisdammen med utgangspunkt i øyeblikksmålinger, uttrykt i kg/år</i>	69
<i>Tabell 21: Estimert utlekkingspotensiale fra veltemassene under naturlige forhold simulert med en standard ristetest</i>	73
<i>Tabell 22: Sammenlikning av celleparametere for muskovitt-2M1 etter tilpasning til diffraksjonsmønsteret for prøve K3 og Cr-holdige muskovitter rapportert i COD (Martin-Rabios og Rodriguez-Gallego, 1982; Brigatti et al., 2001)</i>	85
<i>Tabell 23: Utlekking av Ca og Mg gitt som midlere utlekking i prosent for prøver der det ble funnet karbonater, Si og Al er gitt som gjennomsnitt i % av totalinnholdet funnet ved XRF for alle prøver</i>	87

ORDLISTE

Forkortelser

ABA = Acid base accounting

AMD = Acid mine drainage

ARD = Acid rock drainage

BCR = Community Bureau of Reference

BFH = Bromerte flammehemmere

COD = Crystallography open database

DI = Avionisert (Deionized)

DOC = Løst organisk karbon (Dissolved organic carbon)

EU = Den europeiske union

EQS = Environmental Quality Standards

HDPE = High Density Polyethylen

HMS = Helse, miljø og sikkerhet

ICP-MS = Induktivt koblet plasmamassespektrometri

IGP = Institutt for geovitenskap og petroleum

LOI = Loss on ignition

NAG = Net acid generation

ND = Ikke detektert (Not detected)

NGU = Norsk geologisk undersøkelse

NTNU = Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet

NIVA = Norsk institutt for vannforskning

PAH = Polyaromatiske hydrokarboner

PCB = Polyklorerte bifenyler

RT = Romtemperatur

TOC = Totalt organisk karbon

TSS = Totalt suspendert stoff

XRD = X-ray diffraction

XRF = X-ray fluorescence

Enheter

Grader celsius	°C
Kilogram	kg
Mikrogram per liter	µg/L
Milligram per kilo	mg/kg
Milliliter	ml
millivolt	mV
Mol per liter	M
Parts per million	ppm
Runder per minutt	rpm
Timer	h
Tonn	t
Vektprosent	wt%

Definisjoner

Avgang = det som har blitt igjen etter at de verdifulle bestanddelene i en malm er tatt ut (finkornet masse) (Eng: tailings).

Avfall = her brukt om overskuddsmasser, inkludert malm, avgang og gråberg.

Bergvesenet = tidligere statlig etat, nå erstattet av Direktoratet for mineralforvaltning med Bergmesteren for Svalbard.

Bioakkumulering = en økning konsentrasjonen av et stoff fra omgivelsene til den første organismen som tar det opp.

Biomagnifisering = en økning av konsentrasjonen av en miljøgift oppover i næringskjeden.

Gråberg = den verdiløse delen av en malm (grovkornet masse) (Eng: waste rock).

Primære mineraler = de ordinære mineralene som utgjør bergarten.

Sekundære mineraler = mineraler dannet ved omvandling av, eller ved forflytning av de primære mineralene.

Spesiering = den kjemiske sammensetningen av et stoff.

Stoll = en horisontal gruvegang med én åpning i dagen.

Tertiære mineraler = mineraler som krystalliserer etter at ordinære og sekundære mineraler har blitt fjernet fra sitt naturlige oppholdssted, eksempelvis ved tørking av en prøve.

Velte = haug eller røys med gruveavfall, ofte metallholdig,

INTRODUKSJON

Bakgrunn

Flere områder der det tidligere har vært gruvedrift på sulfidmalm står i dag ovenfor utfordringer knyttet til negative miljøpåvirkning på nærliggende vassdrag. Sur avrenning med høye konsentrasjoner av tungmetaller gir negative virkninger på fisk og andre vannlevende organismer. Økt kunnskap om dagens forurensningssituasjon ved nedlagte gruver og tilhørende toksiske metalls tilgjengelighet for levende organismer vil være viktig for å forhindre forringelse av vassdrag og økosystem.

Røstvangen gruver ble drevet på kobberholdig pyritt i tidsrommet 1904-1921, og sporene etter gruvedriften er fremdeles godt synlig i landskapet. Området er preget av industriavfall, gruveavfall og bekker farget oransje av okerutfellinger. Selve gruvedriften foregikk på snaufjellet, mens prosessering av malmen foregikk nede i Røstvanglia. I det øvre området der gruvedriften foregikk er det satt inn flere tiltak for å hindre tungmetaller fra forurensede masser og overflatevann i å nå Tunna-vassdraget. Forurensningene holdes i hovedsak tilbake av to barrierer, en betongpropp som stenger drensvann inne i grunnstollen, og en demning konstruert for å heve vannstanden over masser deponert i det som tidligere var Kisvatnet, heretter kalt kisdammen. Overvannet fra øvre grunnstoll og kisdammen ledes gjennom et myrområde før bekken dør ut i det nedre området. I det nedre området ligger gammel oppredningsmalm samlet i et landdeponi forseglet med en syntetisk topp- og bunnmembran beskyttet av et topplag med lokale morenemasser.

De siste undersøkelsene av området ble gjort av NIVA i 1998, og resultatene er sammenfattet i Arnesen og Iversen (1999). Rapporten tar for seg det øvre området med kisdammen og tilhørende velt, og det nedre området med deponerte masser hver for seg. De viktigste resultatene viste en årlig avrenning på 700 kg Cu og 400 kg Zn fra det øvre området, en reduksjon på 50% sammenlignet med situasjonen før det ble utført begrensende tiltak.

Formål og omfang

Oppgavens formål er å undersøke den geokjemiske tilstanden i området rundt Røstvangen gruve, og vurdere mulige akutte og langsiktige kilder til forurensning. Arbeidet skal resultere i en oppdatert tilstandsvurdering med utgangspunkt i målepunkter fra tidligere undersøkelser, med fokus på fremtidig utlekking fra veltene og avrenningskvalitet etter gjennomførte tiltak i regi av Bergvesenet.

Den kjemiske tilstanden i overflatevann undersøkes med feltmålinger samt kjemiske analyser med ICP-MS for utvalgte lokaliteter. Forurensningspotensiale fra veltene lokalisert rundt kisdammen skal kvantifiseres gjennom mineralogiske og kjemiske analyser i form av XRD og XRF. Det vil også bli samlet inn sedimentprøver fra kisdammen, og fra bunnen av et mindre tjern (Tjønnezza) i det nedre området som har mottatt tungmetallholdig avrenning. Forurensningsgraden i sediment som har mottatt tungmetallholdig avrenning via sigevann og overflatevann skal bestemmes med utgangspunkt i elementanalyser. For å undersøke metallenes kjemiske bindingsform i veltene og i sedimentet, vil det bli gjort et sekvensielt ekstraksjonsforsøk. Hvordan metallene er bundet i sedimentet vil gi informasjon om hvor mobile elementene er i miljøet, og dermed mulig biotilgjengelighet.

Tilstanden i kisdammen skal undersøkes med kjemiske analyser av overflatevannet. For å kartlegge den nåværende transporten av tungmetaller fra det øvre området vil det bli samlet inn vannprøver med utgangspunkt i prøvetakingspunktene etablert av NIVA under deres oppfølging av området. Målingen fra det øvre området vil gi grunnlag for å si noe om endringer i transport av metaller fra kisdammen over tid.

Avgrensninger

På grunn av snøforholdene i området og en usedvanlig lang vinter våren 2020 var det ikke mulig å gjennomføre prøvetaking før i juli, og prøvetakingssesongen ble kort. Virusutbrudd og restriksjoner mot feltarbeid gjorde at det ikke var mulig å utføre prøvetaking med utstyr som krevde opplæring og bistand fra veileder. Dette førte blant annet til at prøvetaking av kisdammen med grabb ble unnlatt.

OMRÅDEBESKRIVELSE

Røstvangen gruver ligger mellom Kvikne og Tynset i Tynset kommune. Selve forekomsten ligger øst for Midthøa på rundt 950 m.o.h, mens oppredningsverket (vaskeriet) er plassert to km lengre øst, og 200 m lavere i terrenget. Forekomsten på Røstvangen er en av mangfoldige sulfidforekomster assosiert med Gaula-gruppens grønnsteinsenhet, som strekker seg fra Røstvangen til Kvikne (Nilsen og Mukherjee, 1972). Malmmineralene på Røstvangen er i hovedsak svovelkis (>10%) med mindre mengder (1-10%) kobberkis, sinkblende, magnetkis og magnetitt (NGU, 2017).

Gruvehistorie

I 1904 ble det satt i gang prøvedrift på Røstvangen etter at Nils Persson og hans arbeidere hadde kartlagt området foregående år. Ettersom Persson var svensk statsborger og lovverket på den tiden krevde at registrering og muting av skjerp måtte gjøres av norske statsborgere, ble det gjort skjerpning i flere omganger før driften kunne starte opp. Endelig konsesjon ble gitt i 1908, og selskapet A/S Røstvangen ble stiftet. De første årene ble malmen fraktet med hest og kjerre ned til Tynset stasjon, men transporten var problematisk. Fra 1909 ble derfor malmen fraktet med taubane fra gruveområdet oppe på fjellet og ned til opplastningsplassen på Røsten i Tynset for videre transport med jernbane mot Røros (Eggset, 1998). Etter noen få år med håndsortering var malmen av en slik kvalitet at den måtte oppredes, eller “vaskes” før den kunne eksporteres. Vaskeriet stod ferdig i 1916, men brant ned bare fire år senere. Nedenfor vaskeriet ble det anlagt en slamdam der avgang fra oppredningsverket ble tømt. Et nytt vaskeriet ble bygget, men aldri tatt i bruk (Eggset, 1998). Ruinene av det nye vaskeriet står fortsatt på Røstvangen i dag. I påvente av at det nye vaskeriet skulle bygges ble det lagret flere hauger med oppredningsmalm ved siden av vaskeriet. Volumet ble senere målt til å være tilnærmet 70 000 m³ (Noteby, 1994).

Geologisk setting

Berggrunnsgeologi

Røstvangen ligger i Trondheimsfeltet, som strekker seg fra Trondheimsfjorden til den nordlige delen av Gudbrandsdalen. Området ligger i den sentrale delen av kaledonidene, og består av sterkt foldede sedimentære og vulkanske bergarter (Rui, 1973). Malmen har blitt beskrevet som en liten, men rik, massiv kobberkis-bærende pyritt, med mangfoldige små

innslag av magnetkis (Rui, 1973). Bergartene i område tilhører Gaula-gruppen, og er antatt å være av kambrisk alder (Bugge, 1954). Området deles av Rui (1973) inn i tre litologiske enheter, en øvre sedimentær enhet, en midtre grønnsteinsenhet og en nedre sedimentær enhet. Nedre sedimentær enheten består av kvarts-biotitt-skifer med innslag av kloritt, plagioklas og noe muskovitt. Grønnsteinsenheten utgjøres av en grønn hornblendeskifer med irregulære årer og stykker med sekundære karbonater. Mektigheten varierer fra under en meter til betydelig tykkelse i øst. Assosiert til hornblendeskiferen, spesielt i den østlige av delen av området med tynn lagdeling, finnes en grovkornet, rødbrun forvittringsbergart bestående av hovedsakelig kvarts, granat og kummingtonitt. Forekomstene av magnetitt og magnetkis i området er vanligvis forbundet med denne forvittringsbergarten, mens malmen på Røstvangen er assosiert med grønnsteinsenheten og forekommer langs randen av denne. I den øvre sedimentære enheten ligger en glimmerskifer der hovedmineralene er kvarts, biotitt, og muskovitt i noe mindre mengder. I tillegg forekommer det noe plagioklas, kloritt, klinoisitt, granat og spredte porfyroklaster av hornblende. En utfyllende beskrivelse av geologien på Røstvangen er gitt i Rui (1973). For mer informasjon om forekomsten henvises det til NGUs faktaark for forekomstområde 437-012 (NGU, 2017).

Kvartærgeologi

Under siste isavsmeltingen i Yngre Dryas lå is-skipet sør for Tynset, slik at regn og smeltevann i området rundt Røstvangen drenerte nordover (Fylkesmannen i Hedmark, 1992). Dagens vannskille ligger på Kvikneskogen, nord for Røstvangen og Stugusjøen. Stugusjøen ligger i et tidligere bredemt basseng, og området rundt vaskeriet ligger på en glasifluvial terrasse som svarer til Øvre Glåmsjø, avsatt mot nord. Løsmassene i området nedenfor vaskeriet er glasifluviale avsetninger bestående av grus, sand og en del stein (Noteby, 1991). På den glasifluviale terrassen ble det dannet flere dødisgroper uten bekkeavløp. Dette, samt fravær av dreneringsspor i det nedre området, tyder på permeable masser med høy infiltrasjonskapasitet, der smelte- og regnvann transporteres som grunnvann gjennom løsmassene (Noteby, 1993).

Hydrologiske forhold

Gjennomsnittlig årlig nedbør fra nærmeste målestasjon på Blanktjernmoen (770 m.o.h.) var 488 mm for perioden 1991-2020, årsnedbør i 2019 og 2020 ble målt til henholdsvis 452 mm og 408 mm og var dermed noe lavere enn normalen (Meteorologisk institutt, 2021). Sammenhengende temperaturmålinger etter 2013 mangler fra nærmeste målestasjon,

temperaturdata er derfor hentet fra Tynset-Hansmoen målestasjon som ligger 21,1 km fra Røstvangen gruve (482 moh.). Den kaldeste måneden er januar med en normaltemperatur på $-9,5^{\circ}\text{C}$, og den varmeste måneden er juni med $13,4^{\circ}\text{C}$. Nedbøren er normalt høyest i august med 70 mm/måned og den tørreste måneden er april med 17,8 mm nedbør (Meteorologisk institutt og NRK, 2021).

Røstvangen gruver har historisk drenert til Stugusjøen ved at avrenningen fra gruveområdet har rent via Kulvbekken til Tunna og Stugusjøen. Tunna drener sørøstover og munner igjen ut i den øvre delen av Glomma og er med det en del av Glommavassdraget. Stugusjøen mottok avrenning via Tunna fra et nedbørsfelt på $73,9\text{ km}^2$ med en middelavrenning på 260 mm/år , eller $8.2\text{ l/s}\cdot\text{km}^2$ i 1961-1990 (parametere generert fra nevina.nve.no). Avrenningen fra det øvre området starter med overløpet fra den vannfylte grunnstollen som siden mikses med vannet i kisdammen. Slik situasjonen er i dag mottar ikke Tunna direkte overflateavrenning fra det øvre gruveområdet, som nå dreneres sørover i en kunstig anlagt bekk med utløp ved vaskeriet. De viktigste transportveiene for overflatevann kartlagt under feltarbeidet er vist på figur 1.



Figur 1: Oversikt over de viktigste transportveier for overflatevann. Det tidligere dreinsløpet munnet ut i Kulvbekken som renner inn i Tunna nord for kartutsnittet. Sorte trekanter markerer gruvestoller.

I forbindelse med tidligere overvåkning har det blitt gjort kontinuerlige vannføringsmålinger i utløpet av kisdammen. Midlere avrenning fra det øvre området ($0,17\text{ km}^2$) basert på målinger fra 1995 og 1998 var $60\,643\text{ m}^3/\text{år}$, tilsvarende en gjennomsnittlig vannføring på $1,9\text{ l/s}$

(Arnesen og Iversen, 1999). Av vannføringskurvene kan det se ut som at våravsmeltingen i april-mai står for den største delen av vanntilførselen.

Tidligere undersøkelser og tiltak

NIVA har på bestilling fra Bergvesenet (nå Direktoratet for mineralforvaltning med Bergmesteren for Svalbard) gjennomført tiltaksvurderinger av området i perioden 1979-1998, resultatene fra disse er samlet i totalt 4 rapporter: Arnesen, Grande og Tjomsland (1979), Arnesen (1991), Arnesen (1992) og Arnesen og Iversen (1999).

I 1990 utførte NIVA kjemiske analyser av veltene som lå lagret ved siden av vaskeriet. Prøvene ble analysert for vannløselig forbindelse og oppsluttet i syre. Veltene hadde et høyt innhold av svovel, noe som bekreftet en høy andel malm, i tillegg til et høyt innhold av vannløselige metaller. Veltene ble anbefalt tildekket eller fullstendig fjernet, der en tildekking ville kreve flytting av massene som potensielt ville kunne føre til en økning i oksidasjonshastighet (Arnesen, 1991). I 1991 ble det samlet inn faststoffprøver fra 5 veltehauger lagret i det øvre området, ved det som da var Kisvatnet. Veltene rundt øvre gruvestoll ble ikke prøvetatt. Analyseresultatene (se tabell 1) viste at prøvene R4 og R5 samlet inn fra nordre velte bestod av malm lagret for transport ned til oppredningsverket, mens de øvrige veltene viste et lavere innhold av tungmetaller (Arnesen, 1992).

Tabell 1: Analyseresultater av velteprøver fra det øvre området etter totaloppslutning med Lunges væske (konsentrert HNO₃: HCL i forhold 3:1), angitt uten korreksjon for vanninnhold (Arnesen, 1992).

	<i>Jern (%)</i>	<i>Kobber (%)</i>	<i>Sink (%)</i>	<i>Svovel (%)</i>
<i>R1</i>	7.0	3.13	0.52	5.6
<i>R2</i>	5.1	0.07	0.01	1.1
<i>R3</i>	2.1	0.02	0.0	0.42
<i>R4</i>	26.5	1.28	0.1	22.3
<i>R5</i>	15.9	1.02	0.13	13.6

Høsten 1991 fikk Noteby i oppdrag å undersøke mulige tiltak for å begrense forurensningen fra veltene rundt oppredningsverket, arbeidene står beskrevet i Noteby (1991), Noteby (1993) og (Noteby, 1994). I 1992 ble veltemasser og masser fra overflaterensk samlet i et deponi der slamdammen tidligere lå. Deponiet ble forseglet med en syntetisk membran under og over veltemassene, samt et toppdekke av lokale morenemasser.

I 1993 ble det gjennomført flere tiltak for å forbedre situasjonen på Røstvangen. I det øvre området ble det bestemt at vannstanden i Kisvatnet skulle heves ved hjelp av en demning, og øvre grunnstoll skulle fylles med vann og støpes igjen. Veltemassene i haug 4 og 5 (R4 og R5 i tabell 1) ble flyttet slik at massene ble liggende under vann etter at Kisvatnet ble demmet opp (Noteby, 1994). I 1991-1992 ble transporten estimert til 2,3 tonn kobber og 1,2 tonn sink per år, med en gjennomsnittlig avrenning på 2.55 l/s fra det øvre området (Arnesen, 1992). I den siste rapporten vurderes situasjonen som betydelig forbedret som et resultat av tiltakene utført i 1993. Tiltakene ble vurdert til å redusere avrenningen fra det øvre området med 50%, og samlet forurensningstransport fra kisdammen ble estimert til 700 kg kobber og 500 kg sink for 1998. Konsentrasjonen av kobber i Stugusjøen lå da på 2-3 µg/l (Arnesen og Iversen, 1999).

Fremtidsutsikter

De siste årene har det blitt et økende fokus på miljøvennlig og grønne teknologier. Det er en økende etterspørsel etter mineraler for det grønne skifte, herunder kobber (NGU, 2019). I skrivende stund er det ingen utvinning av kobber i Norge, men Nussir AS har fått bekreftet driftskonsesjon og planlegger oppstart i 2021. Samtidig som det letes etter nye forekomster prospekteres det ved flere nedlagte gruver, deriblant Røros og Løkken (NGU, 2015b). Når det kommer til mulig fremtidig drift på Røstvangen, har Eurasian Minerals AB og Playfair Mining Ltd hatt leteaktiviteter på Røstvangen i forbindelse med Vakkerlien-Røstvangen prosjektet. Vakkerlien er en nikkel/kobber-forekomst som ligger 25 km fra Røstvangen, med en reserve på 370 000 tonn og gehalt på 0,96 % Ni og 0,36% Cu. Killi (1991) har tidligere sett på mulighetene for å opprede Vakkerlien-forekomsten på Røstvangen, og samtidig sende gruvetippene som ligger i deponiet gjennom oppredningsverket.

TEORI

Teorikapittelet vil ta for seg de viktigste miljømessige prosessene som foregår i overflatevann og sedimenter i områder med nedlagt gruvedrift. Teorien bak relevante metoder og måleparametere vil bli gjennomgått, og relevante lovverk og klassifiseringssystemer vil bli presentert.

Metaller og sulfidmineraler

Metaller defineres på bakgrunn av noen karakteristiske kjemiske og fysiske egenskaper, som å kunne miste ett eller flere elektroner, lede varme og elektrisitet (Lottermoser, 2010).

Metaller med egenvekt $>5 \text{ g/cm}^3$ benevnes tungmetaller. Noen eksempler på tungmetaller er jern (Fe), kobber (Cu), bly (Pb), sink (Zn), nikkel (Ni), kobolt (Co), Molybden (Mo) og kadmium (Cd). Elementer med både metalliske og ikke-metalliske egenskaper, som arsen (As), silisium (Si) og Germanium (Ge), kalles metalloider.

Metallsulfider er metalliske forbindelser der S^{2-} utgjør det primære anionet (Mills *et al.*, 2009). Noen vanlige metallsulfider er svovelkis (FeS_2), kobberkis (CuFeS_2), magnetkis (Fe_{x-1}S), sinkblende (ZnS), blyglans (PbS) og arsenkis (AsFeS_2). Malmen på Røstvangen har svovelkis som dominerende kismineral ($>10\%$), med mindre mengder kobberkis (1-10%), magnetkis (1-10%) og sinkblende (1-10%) (NGU, 2017). Disse sulfidene kan i tillegg til hovedelementene inneholde substitusjoner av andre elementer og sporelementer, illustrert i tabell 2.

Tabell 2: Sufimineraler og assosierte sporelementer, fra (Lottermoser, 2010)(s.51) med utgangspunkt i Vaughan og Craig (1987).

<i>Mineral</i>	<i>Formel</i>	<i>Sporelementer</i>
<i>Chalkopyritt</i> (<i>kobberkis</i>)	CuFeS_2	Ag, As, Bi, Cd, Co, Cr, In, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Ti, V, Zn
<i>Pyritt</i> (<i>svovelkis</i>)	FeS_2	Ag, As, Au, Bi, Cd, Co, Ga, Ge, Hg, In, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Ti, Tl, V
<i>Sfaleritt</i> (<i>sinkblende</i>)	ZnS	Ag, As, Ba, Cu, Cd, Co, Cr, Fe, Ga, Ge, Hg, In, Mn, Mo, Ni, Sb, Se, Sn, Tl, V
<i>Pyrrhotitt</i> (<i>magnetkis</i>)	Fe_{x-1}S	Ag, As, Bi, Cd, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Sb, Se, Sn, Tl, Zn

Sporelementene kan forkomme som mineralske inklusjoner eller kjemiske forurensninger i krystallstrukturen. Sulfidmalmer er ofte polymineralske aggregater der sulfidene forekommer sammen med en rekke andre mineraler, slik at mineralogien til både malm og avgang vil være heterogen og stedsspesifikk (Lottermoser, 2010).

Sur avrenning

Sulfider er kjemisk ustabile i et overflatemiljø, og når sulfidmineraler blir eksponert for oksygen vil forvitningsprosesser spontant settes i gang (Lottermoser, 2010). Når bestemte sulfider forvitrer i kontakt med oksygen og vann frigis det hydrogen-ioner, og prosessen vil være syreproduserende. Disse prosessene skjer naturlig langsomt ved at agenser som vann, is og tyngdekraften eroderer landskapet, men aktivitet knyttet til utvinning av mineralske råstoffer vil kunne øke hastigheten på den kjemiske forvitringen over tålegrensen til resipienten (Lottermoser, 2017).

Sur avrenning er en av de største utfordringene relatert til nedlagt gruvedrift på sulfidholdig malm. I engelsk litteratur blir begrepet *acid mine drainage (AMD)* gjerne brukt om sur avrenning dannet ved antropogene aktiviteter og *acid rock drainage (ARD)* om sur avrenning dannet under naturlige forhold. Gruveavfall med høyt innhold av jernsulfider eller sulfider der jern utgjør hovedbestanddelen har størst potensiale for å produsere syre (Lottermoser, 2010). AMD blir definert av Bell et al. (1987) som sigevann med lav pH dannet ved oksidasjon av sulfidmineraler som finnes i mineralsk avfall eller mineralformasjoner forårsaket av gruvedrift eller oppredningsprosesser (Egiebor og Oni, 2007). Omfanget av forurensning fra nedlagt gruvedrift avhenger av forvitringen av sulfidmineraler og metallenes spesiering og mobilitet, som igjen styres av pH og Eh (Strömberg og Banwart, 1999; Strömberg og Banwart, 1994).

Sur avrenning kan inneholde høye konsentrasjoner av sulfat og jern, samt basemetaller som sink, bly, nikkel og kobber, avhengig av avgangens mineralske sammensetning (Egiebor og Oni, 2007). På sammen måte som forvitningsreaksjon forårsaket av sulfider kan produsere syre, vil mineraler som karbonater og noen silikater kunne inngå i reaksjoner som nøytraliserer syredannelse. Forholdet mellom bufrende og syreproduserende mineraler vil avgjøre om et materiale vil produsere sur avrenning eller ikke. Følgende avsnitt vil ta for seg prosessene som fører til syredannelse, oksidasjonsreaksjoner for relevante sulfidmineraler, utlekking av metallforbindelser, hvilke parametere som kontrollerer reaksjonene og nøytraliserende effekter.

Oksidasjon av sulfidermineraler

Når sulfider som pyritt (FeS_2) og kobberkis (CuFeS_2) kommer i kontakt med vann og oksygen vil det skje kjemiske reaksjoner som øker protonaktiviteten i løsningen. For at metallsulfider skal produsere syre i kontakt med vann må sulfid (S_2^{2-}) oksideres til sulfat (SO_4^{2-}) slik at det frigjøres H^+ -ioner (Kleiv og Brattli, 1997). Det er flere faktorer som påvirker oksidasjonsraten til syredannende sulfider (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017a; Lottermoser, 2010):

- **Sulfidets mineralogiske egenskaper** – krystallform, partikkelstørrelse, porøsitet og krystalloverflateareal.
- **Type oksidant** – direkte oksidasjon med O_2 , indirekte oksidasjon med O_2 eller Fe^{3+} (anoksisk), biotisk eller abiotisk.
- **Tilstedeværelse av mikroorganismer** – bakterier som kan oksidere Fe^{2+} , elementær svovel, eller som kan oksidere begge samt metalloksider og uorganiske svovelforbindelser.
- **Innhold av sporelementer** – innhold av bestemte sporelementer kan gjøre sulfidmineraler mindre resistente mot oksidasjon (Plumlee, 1999).
- **Elektrokjemiske faktorer** – elektronoverføringer mellom mineral og vannløst oksidant (O_2 , Fe^{3+}) som følge av sulfidenes halvlederegenskaper (Rimstidt og Vaughan, 2003).

Selv om disse faktorene er godt forstått hver for seg hersker det fortsatt usikkerhet rundt samspillet dem imellom (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017a). I tillegg påvirkes forvittringsraten av en rekke ytre og stedsspesifikke faktorer, der noen av de viktigste er (Price, 2009; Lottermoser, 2010):

- **Tilgjengelig overflateareal** – både mineraloverflateareal og kornstørrelsefordeling vil ha en innvirkning på overflateareal som er tilgjengelig for forvittringsprosesser. Etter tilgjengelig oksidant er tilgjengelige overflateareal antakelig den viktigste faktoren som styrer forvittringsraten (Jambor, Blowes og Alpers, 1994).
- **Nedbør/ tilgjengelig vann** – vann betraktes som både reaktant og som reaksjonsmedium i forvittringsprosessen, og bidrar til å eksponere nye forvittringsflater ved å skylle bort forvittringsprodukter.
- **Temperatur** – varme frigitt i oksidasjonsreaksjoner fasiliterer fremvekst av termofile mikroorganismer og øker oksidasjonsraten.

- **Oksygen- og karbondioksidkonsentrasjon** – oksidasjonsraten øker med økende tilgjengelig oksygen i gass- og vannfasen, og oksygen og CO₂ er livsnødvendig for jern- og svoveloksiderende bakterier.
- **Fe²⁺/Fe³⁺-forholdet i løsningen** – Fe³⁺ er den mest effektive oksidanten av svovelkis, og Fe-spesiering vil dermed ha stor betydning for forvittringshastigheten.

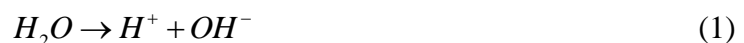
Ettersom svovelkis er det metallsulfidet som forekommer hyppigst er det også det sulfidmineralet som vil ha størst betydning for produksjon av sur avrenning, og derfor det mineralet som er mest forsket på (Kleiv og Brattli, 1997). Svovelkis, kobberkis og magnetkis kan bidra til sur gruveavrenning ved direkte oksidasjon med O₂. Blyglans og sinkblende vil ikke bidra til sur avrenning i like stor grad, men vil selv ved nøytrale pH-forhold være kilder til miljøskadelige tungmetaller som Cd, Pb og Zn (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017a).

Mobilisering av tungmetaller

Tungmetallenes sirkulasjon i hydrosfæren er styrt av adsorpsjons- og utfellingsprosesser, kompleksering, reduksjon og oksidasjon. Disse geokjemiske prosessene påvirkes i stor grad av variasjoner i pH og Eh.

pH

Vann (H₂O) er et amfotært stoff og opptrer som både syre og base. Vannets selvdissosiasjon er beskrevet i likning(1).



En grunnleggende beskrivelse av vannets egenskaper som syre og base er gitt i Brownlow (1996), s.177-207. pH er definert som den negative logaritmen til konsentrasjonen av H⁺-ioner, eller mer nøyaktig - aktiviteten av H⁺-ioner i en løsning (Brownlow, 1996), som vist i likning(2):

$$pH = -\log \{H^+\} \quad (2)$$

Ved å definere pH som aktivitet av H⁺-ioner fremfor konsentrasjon vil faktorer som temperatur, trykk og tilstedeværelse av andre ioner som blokker eller forstyrrer hydrogenionene spille inn på pH-verdien (Benjamin, 2015). Det er viktig å vite noe om pH-en i overflatevann fordi hydrogenionet inngår i en rekke kjemiske reaksjoner, som igjen påvirkes av H⁺-aktiviteten i løsningen (Brownlow, 1996).

Metallers løselighet påvirkes av pH ved at kationiske metaller er løselige ved lav pH, adsorberes til faste partikler eller felles ut ved økende pH, før løseligheten igjen øker under basiske forhold utover det som forekommer i naturen. Metalloider og overgangsmetaller som danner oksyanioner viser motsatt tendens til å adsorberes eller felles ut under sure forhold (Bourg og Loch, 1995). Ved kompleksdannelse med organisk materiale vil også kationiske metaller utvise en løselighet lik den for anioniske (og organiske) forbindelser ved varierende pH-forhold (Bourg og Schindler, 1985). Løseligheten til kompleksforbindelser varierer med kompleksets sammensetning, og metaller bundet til uorganisk materiale vil igjen utvise en løselighet lik kationiske metaller (Bourg og Loch, 1995). På samme måte som pH påvirker løste elementers affinitet for faste partikler, påvirker pH mange metallers evne til å binde seg til oksidpartikler, hvor av økende binding forkommer ved økende pH (Benjamin, 2015).

Redoks

En grunnleggende introduksjon til reduksjon- og oksidasjonsreaksjoner er gitt i Brownlow (1996) s.189-207. Et materiale som tar til seg et eller flere elektroner er definert som oksiderende agent, og et materiale som gir fra seg elektroner som reduserende agent. Redoks-forhold kan uttrykkes i form av Eh, som er et mål for potensialet i en naturlig løsning sammenlignet med en standard hydrogen-halvcelle, eller pe som er den negative logaritmen til elektronaktiviteten i en løsning (Brownlow, 1996; Bourg og Loch, 1995).

Redoks-forholdene påvirker mange metallers løselighet direkte - styrt av metallets oksidasjonsstatus, eller indirekte ved å påvirke løseligheten til kompleksdannende elementer som Fe og Mn, samt visse svovel-spesier som fremmer utfelling (Bourg og Loch, 1995). Løseligheten til metaller og metalloider under ulike pH og redoks-forhold kan illustreres i pe-pH eller Eh-pH-diagram, som vist for jern i figur 2. Ved lav pH (<3) og oksiderende forhold vil Fe^{3+} være den med stabile formen, mens ved reduserende forhold har Fe^{2+} bedre løselighet. Under reduserende forhold er mange kationiske metaller og metalloider ustabile og vil kunne felles ut som metallsulfider (Bourg og Loch, 1995).

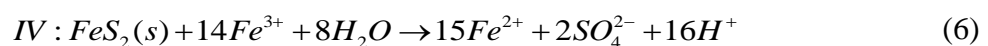
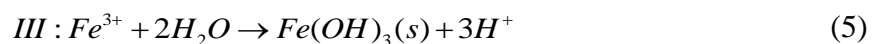
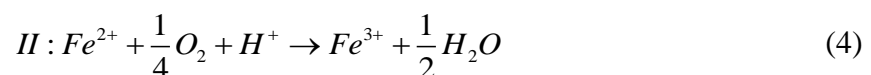
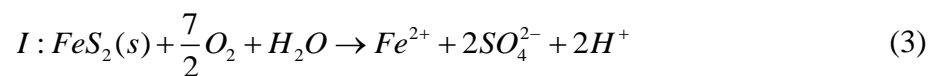
Figur 2: Stabilitetsområde for Fe-forbindelser under varierende Eh-pH-forhold, hentet fra Atlas of Eh-pH diagrams (Takeno, 2005). Stiplede linjer illustrerer stabilitetsområdet for vann, FACT/FACTSAGE betegner database og programvare brukt til fremstilling av diagrammet.

pH, Eh og konduktivitet er parametere som enkelt kan måles i felt, samtidig som de har stor betydning for vannkjemien, og er med det av stor betydning i vurdering av avrenning fra nedlagte gruveområder.

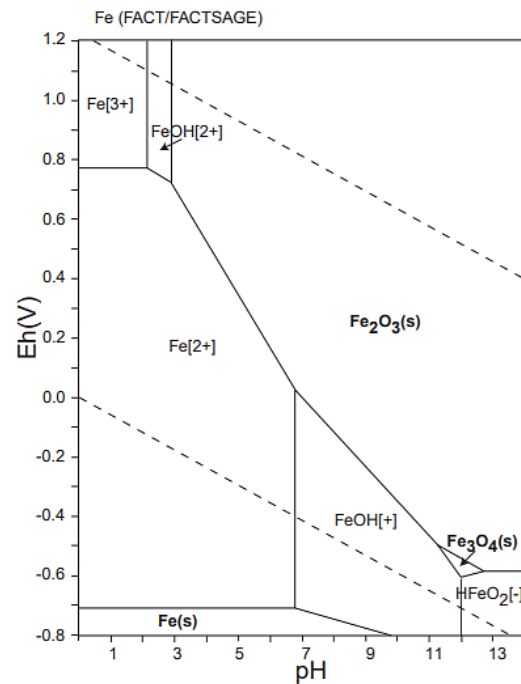
Oksidasjonsreaksjoner

Oksidasjon av svovelkis

Svovelkis (FeS_2), eller pyritt, er det vanligst forekommende sulfidmineralet i jordskorpen, og deler kjemisk formel med markasitt, en ortorombisk polymorf av pyritt (kubisk) (Richards, 1998). I tillegg til å produsere syre, kan oksidasjon av pyritt føre til at tungmetaller som kadmium (Cd), bly (Pb) og sink (Zn) frigjøres, i tillegg til jern (Fe), mangan (Mn) og aluminium (Al) (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017a). Oksidasjonsmekanismene for pyritt i en vandig løsning består av flere grunnleggende reaksjoner, og kompliseres av pyritts halvleder-egenskaper som gir reaksjonene en elektrokjemisk natur (Rimstidt og Vaughan, 2003). Oksidasjon av pyritt har blitt funnet til å innebære opptil 7 elementære trinn (Rimstidt og Vaughan, 2003), og blir her noe forenklet beskrevet i likningssettet under med utgangspunkt i Kleiv og Brattli (1997).

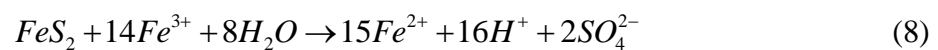
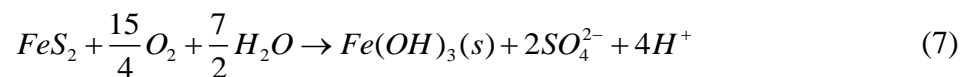


I trinn I oksideres sulfid til sulfat som vist i likning (3). Reaksjonen styres av pH, den initieres ved en pH på rundt 6 (Evangelou og Zhang, 1995), og kan foregå ved abiotisk eller biotisk oksidasjon (Salomons, 1995). I trinn I kreves det 7 mol O_2 for å oksidere 2 mol FeS_2 , slik at oksygen blir den begrensende faktoren i reaksjonen. I trinn II oksideres toverdug jern til



treverdig jern. Hastigheten på denne reaksjonen varierer med pH, og er langsom ved $\text{pH} < 4$ ved fravær av katalyserende mikroorganismer (Singer og Stumm, 1970). Ved en $5 < \text{pH} < 8$ vil oksidasjonsraten til toverdig jern etter likning (4) øke med en faktor tilnærmet lik 100 for hver pH-enhet (Benjamin, 2015). Oksidasjonsraten av Fe^{2+} , som igjen er svært avhengig av pH, ble tidlig bestemt til å være det hastighetsstyrende trinnet i oksidasjon av pyritt (Singer og Stumm, 1970).

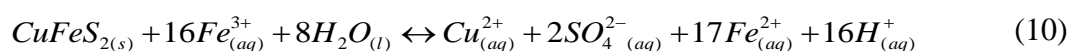
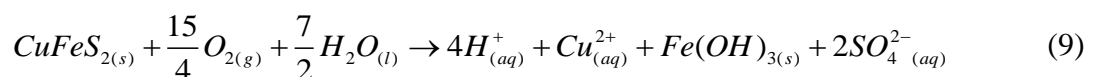
Ved en $\text{pH} > 3$ vil treverdig jern felles ut som jern(III)hydroksid, vist i trinn III, og det frigjøres 3 mol H^+ -ioner etter likning (5). Ved $\text{pH} < 3$ vil derimot Fe^{3+} forbli i løsningen og være en effektiv oksidant, også under anoksiske forhold, som vist i likning (6) (Kleiv og Brattli, 1997). Den totale reaksjonen med direkte oksidasjon kan beskrives ved likning (7), mens anoksiske oksidasjon med Fe^{3+} er beskrevet i likning (8).



Likningene viser hvilken betydning type oksidant har for dannelsen av sur avrenning ved forvitring av svovelkis med tanke på avgitte hydrogen-ioner.

Oksidasjon av kobberkis

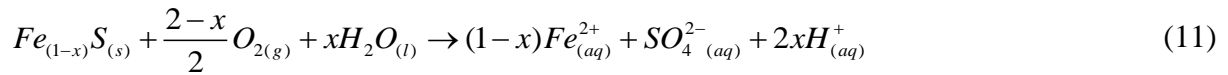
Oksidasjonsmekanismene for kobberkis er mindre studert enn for pyritt. Den generelle reaksjon gitt i likning (9) gir en økning i 4 mol H^+ -ioner, mens anaerob oksidasjon med Fe^{3+} som oksidant frigjør firedobbelt så mange H^+ -ioner (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017a).



Oksidasjonsraten til kobberkis er lavere enn for de andre sulfidmineralene diskutert i denne oppgaven, der sulfidene basert på mineralogisk sammensetning kan organiseres fra mest reaktivt til mest resistent: magnetkis ($\text{Fe}_{x-1}\text{S}_x$) – sinkblende ($(\text{Zn}, \text{Fe})\text{S}$) – pyritt (FeS_2) – kobberkis (CuFeS_2) (Lindsay *et al.*, 2015; Jambor, Blowes og Alpers, 1994). Den relative reaktiviteten til kismaterialer har imidlertid blitt funnet til å variere med oksidasjonsmiljø, korntørrelse og assosierte mineraler (Jambor, Blowes og Alpers, 1994).

Oksidasjon av magnetkis

Magnetkis, eller pyrrhotitt, gitt med kjemisk formel $Fe_{(1-x)}S$, er en samlebetegnelse for en gruppe forbindelser der troilitt (FeS , $x=0$), heksagonal pyrrhotitt og monoklin pyrrhotitt (Fe_7S_8 , $x=0.125$) representerer de tre ulike fasene (Shuey, 1975; Bastow og Hill, 2018). En generell reaksjonslikning for oksidasjon av magnetkis er gitt i likning (11):



Mengden H^+ reaksjonen produserer vil være avhengig av hvilken polymorf som er tilstede, og vil variere fra 0 mol til 0.25 mol ($x=0 - 0.125$) (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017a).

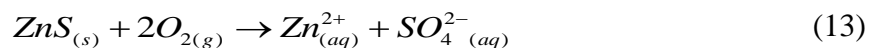
Dersom oksidanten er Fe^{3+} vil reaksjonen kunne produsere betydelig mer syre, som vist i likning (12):



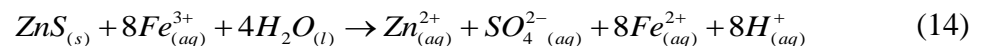
Reaksjonsraten til magnetkis har blitt funnet til å være uforutsigbar, ettersom det spesifikke overflatearealet varierer betydelig og uavhengig av krystallstrukturen (Janzen, Nicholson og Scharer, 2000). Samme forfatter viste at forvitring med Fe^{3+} som oksidant likevel foregikk ved høyere hastighet enn med O_2 som primær oksidant, under samme pH-betingelser og Fe^{3+} -konsentrasjon i løsningen.

Oksidasjon av sinkblende

Som tidligere nevnt vil jernsulfider ha størst syredannende potensiale, og oksidasjon av sinkblende vil i utgangspunktet ikke friggi H^+ -ioner, som vist i likning (13).



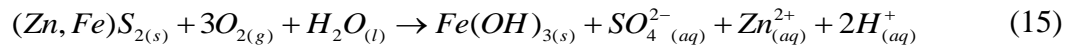
Dersom det er tilgjengelig Fe^{3+} til stede i porevann vil Fe^{3+} virke som oksidant og det vil produseres syre etter likning (14):



Sinkblende kan imidlertid ha mange ulike sporelementer i gitterstrukturen, med jern som det vanligste substitusjonselementet (se tabell 2). Innholdet av Fe kan variere mellom 0 wt% og 32 wt% (Jian *et al.*, 2012), mens innholdet av Mn og Cd kan bli opptil 5 wt% og Hg opp til 0,5 wt% (Balci, 2010). Perez og Dutrizac (1991) fant ut at utlekkingsraten for sinkblende i en jernsulfatløsning (0.3 M $Fe(SO)_{1.5}$ - 0.3 M H_2SO_4) økte linjert med økende jerninnhold, men at tilstedeværelse av andre sporelementer tilsvarende kan hemme eller akselerer

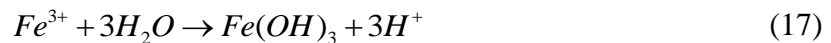
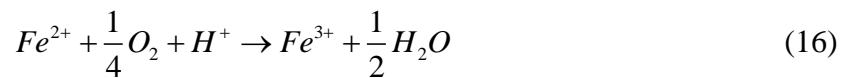
utlekkingshastigheten. Tilstedeværelse av mangan og kadmium hadde liten effekt.

Reaksjonsforløpet for jern-rik sinkblende er gitt i likning (15) (Lottermoser, 2010):



Andre jernholdige mineraler

I tillegg til sulfidene kan jernholdige ikke-sulfider som magnetitt (Fe_3O_4), sideritt ($FeCO_3$) og biotitt ($K(Mg, Fe, Al)_3Si_3O_{10}(OH, F)_2$) potensielt bidra til forsurening ved at jern(II) i disse mineralene oksideres og hydrolyseres etter likning (16) og (17), slik at det felles ut jernhydroksider og H^+ -aktiviteten i løsningen øker (Moncur *et al.*, 2009).



Prosesser i velter

Forvitring vil normalt foregå raskere i velter bestående av sulfidholdig gruveavfall med grovere kornfordeling og høyere permeabilitet enn i et ordinært avgangsdeponi, selv om eldre avgangsdeponier også kan bestå av grovere materiale (Strömberg og Banwart, 1999; Jambor, Blowes og Alpers, 1994).

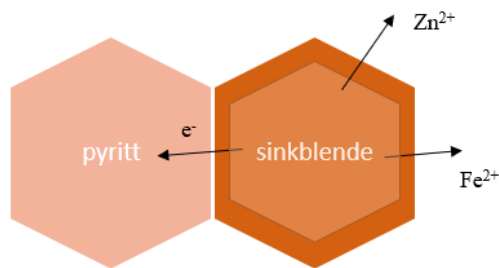
Mikrobiologiske katalysatorer

Syredannende miljøer vil kunne inneholde ulike biologiske samfunn avhengig av ytre forhold som temperatur, ionestyrke og pH (Parbhakar-Fox og Lottermoser). Mikroorganismer som henter energi ved å oksidere Fe^{2+} til Fe^{3+} kan øke reaksjonshastigheten i det hastighetsstyrende trinnet i pyrittforvitring med en faktor $>10^6$ (Singer og Stumm, 1970). Det er hovedsakelig tre spesier som bidrar til å oksidere metallsulfider til løselige sulfater og svovelsyre ved å oksidere svovel til sulfid (*Thiobacillus thiooxidans*), jern (II) til jern (III) (*Leptospirillum ferrooxidans*) eller begge deler (*Thiobacillus ferrooxidans*) (Bosecker (1997), Ehrlich (1996), Rossi (1990) og Sand mfl. (1995) gjengitt i Schippers og Sand (1999), s. 319). Mikroorganismer påvirker utlekkingsraten ved å oksidere mineraler direkte, og indirekte ved å regenerere Fe^{3+} fra Fe^{2+} og med det øke tilgjengelig oksidasjonsagent (Suzuki, 2001).

Galvaniske celler

Der det er direkte kontakt mellom ulike sulfidmineraler vil det skje en elektronoverføring fra mineralet med lavere elektrodepotensiale til mineralet med høyere elektrodepotensiale. Det

dannes en galvanisk celle mellom sulfidmineralene, som er halv-ledere (Lottermoser, 2010). Elektronoverføringen fører til selektiv forvitring, der sulfidmineralet med lavest elektrodepotensial (anoden) vil forvitte raskere enn mineralet med høyere konduktivitet (katoden) ved direkte kontakt mellom mineralene, som vist i figur 3.



Figur 3: Galvansk celle dannet ved direkte kontakt mellom pyritt og sinkblende.

Samtidig vil mineralet med høyest elektrodepotesial (her pyritt) skjermes fra forvitring, slik at det relativt sett blir mindre reaktivt og forvitningsprosessen vil forsinkes ved

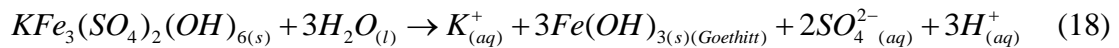
at mineraler med lavere elektrodepotensiale forvitrer først (Heidel, Tichomirowa og Junghans, 2013). Disse effektene gjør forvitring av sulfider (og andre mineraler med halvleder eller leder-egenskaper) til en kombinasjon av fysiske, kjemiske og elektrokjemisk prosesser. Av de vanligst forekommende sulfidmineralene har pyritt høyest elektrodepotensiale, etterfulgt av blyglans og sinkblende. I velter bestående av flere sulfidmineraler i direkte kontakt med hverandre vil dermed pyrittmineraler forvitte senere enn de ville ha gjort isolert fra andre mineraler (Lottermoser, 2010).

Dannelse av sekundære mineraler

Under forvitringen av sulfidmineraler vil det løses ut store mengder anioniske og kationiske spesier fra sulfid- og gangmineraler. Ionene kan forbli i løsning for så å adsorberes av gangmineraler, eller danne forbindelser innad i porevannet og felles ut som sekundære mineraler (Lottermoser, 2010). Sekundære mineraler som dannes kan være sulfater, silikater, karbonater og jern- og aluminiumoksidhydroksider. Hvilke sekundære mineraler som dannes styres av blant annet av gruveavfallsets mineralske sammensetning, og det vil dermed kunne dannes et større utvalg av sekundære mineraler i avfallsvelter enn i ordinær avgang (Lottermoser, 2010; Jambor, Blowes og Alpers, 1994).

Utfelte solide faser ved sulfid-forvitring som i tidligere avsnitt har blitt generelt beskrevet som jern(III)hydroksid ($\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$) kan innta en rekke strukturelle former, som goethitt ($\alpha\text{-FeOOH}$) og schwertmannitt ($\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6\text{SO}_4$) (Bigham *et al.*, 1990). Mengde H^+ -ioner som blir produsert ved forvitring av de primære sulfidene avhenger av hvilket, eller hvilke, sekundære jernoksydhydroksider som dannes (Blowes *et al.*, 1994). Utfelling av jern- og aluminiumhydroksider kan bidra til forsuring etter likning (16) og (17) som tidligere vist for

Fe, og tilsvarende gjelder for Al. Noen sekundære sulfater vil bidra til forsuring ved oppløsning, som vist for jarositt i likning (18) (Lottermoser (2010), s.51):



I tillegg til jarositt gjelder dette alunitt, halotrichitt og andre sekundære sulfat- og hydroksidsulfat salter der sulfat-ionet er bundet til Fe^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{3+} og Al^{3+} (Lottermoser, 2010). Ved svært sure forhold ($pH \leq 2$) vil oppløsning av jarositt frigi Fe^{3+} som igjen kan inngå i utfellingsreaksjoner, se ligning (17), og frigi ytterligere H^+ (Smith *et al.*, 2006; Lottermoser, 2010).

Nøytraliserende reaksjoner

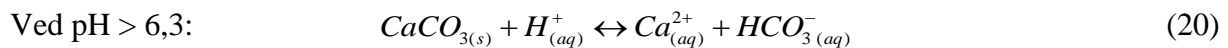
Syredannende prosesser kan nøytraliseres dersom gitte mineraler, som karbonater og bestemte silikater, er tilstede. Nøytraliseringen foregår ved at mineraler i berggrunnen inngår i reaksjoner der det konsumeres H^+ -ioner, i hovedsak under forvitring av karbonater, silikater og hydroksider. Disse mineralene virker som buffere for syredannelse forårsaket av sulfidforvitring, utfelling av jern- og aluminiumhydroksider eller oppløsning av sekundære sulfat-salter (Lottermoser, 2010). Nøytraliserende reaksjoner skiller seg fra syredannende prosesser ved at flere er uavhengig av tilgjengelig oksygen i gass eller vannfasen, og begrenses dermed kun av tilgang på nøytraliserende mineraler (Jambor, Blowes og Alpers, 1994; Lottermoser, 2010). Sulfat påvirkes normalt ikke av nøytraliseringsreaksjoner. Høye konsentrasjoner av sulfat kan således brukes som en indikator på at syredannende reaksjoner har funnet sted, for siden ha blitt nøytralisert (Akcil og Koldas, 2006).

De ulike mineralene og mineral-gruppene inngår i buffereaksjoner innenfor ulike pH-områder, og med ulik hastighet. Karbonater oppløses raskt og representerer bufferkapasiteten på kort sikt, mens silikater oppløses mer langsomt og vil utgjøre bufferkapasiteten i et område på sikt (Salomons, 1995).

Karbonater

Karbonater er effektive nøytraliserende agenter og vanlig forekommende mineraler, og derfor av stor betydning for nøytraliseringspotensialet i et område. Karbonatene med størst nøytraliseringskapasitet er magnesium- og kalsiumkarbonater, som kalkspat ($CaCO_3$), dolomitt ($CaMg(CO_3)_2$) og ankeritt ($Ca(Fe,Mg)(CO_3)_2$) (Lapakko, 2002). Kalsitt kan nøytralisere 1 eller 2 mol H^+ som vist i henholdsvis likning (20) og (19) avhengig av pH-forholdene i løsningen (Lottermoser, 2010). Karbonsyre er som kjent en toprotisk syre, slik at

ved lav pH (<6,3) er H₂CO₃ den mest stabile kjemiske formen, og vil forbli i løsningen som vist i likning (19). Ved nøytrale til basiske forhold (6,3 < pH < 10,3) er HCO₃⁻ mest stabilt og vil være reaksjonsproduktet som vist i likning (20) (Sherlock, Lawrence og Poulin, 1995).



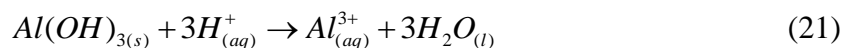
Ved oppløsning av karbonater etter likning (20) vil alkaliteten i vannet øke. Økt alkalitet i porevann eller avrenning kan observeres som et tidlig tegn på at sulfidoksidasjon og påfølgende karbonatnøytralisering har funnet sted (Jambor, Blowes og Alpers, 1994).

Oppløsningsreaksjonene er reversible, og karbonatene vil kunne felles ut igjen ved endringer i betingelsene, noe som igjen vil ha en forsurende effekt (Lottermoser, 2010). Kalsitt er det lettest løsbare karbonatmineralet og vil løses raskest, etterfulgt av dolomitt som igjen løses raskere enn ankeritt og magnesitt (Lottermoser, 2010; Chou, Garrels og Wollast, 1989).

Karbonater som magnesitt (MgCO₃) og sideritt (FeCO₃) vil ta opp H⁺-ioner ved oppløsning, men fordi Mg²⁺ og Fe²⁺ vil kunne oksidere og inngå i nye syreproduserende utfellingsreaksjoner (vist for Fe²⁺ i likning (16) og (17)), vil ikke forvitring av magnesitt og sideritt ha en netto nøytraliserende effekt (Lapakko, 2002).

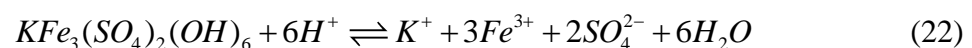
Hydroksider

Hydroksider som gibbsitt, ferrihydritt, goethitt og jarositt vil som tidligere nevnt kunne felles ut som sekundære mineraler i velter. Hydroksidene påvirker mengden syre som dannes under forvitring av sulfidmineraler, men har også bufferegenskaper ved re-oppløsning (Jambor, Blowes og Alpers, 1994). Oppløsning av gibbsitt (Al(OH)₃), ferrihydritt (Fe(OH)₃) og tilsvarende amorfe faser vil kunne nøytralisere syre som vist for gibbsitt i likning (21):



Aluminium- og jernhydroksider er gitt som den neste nøytraliserende mineralgruppen etter karbonater i Salomons (1995), i pH-området 4,3-3,5 (Jambor, Blowes og Alpers, 1994).

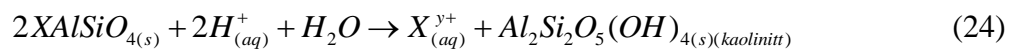
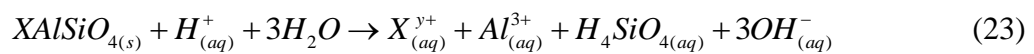
Jarositt er gitt som hydroksid med bufferkapasitet av Jambor, Blowes og Alpers (1994), og vil konsumere H⁺-ioner ved oppløsning etter likning (22) tatt fra Baron og Palmer (1996) for løsninger med pH 1,5-3:



Andre, som presentert i avsnitt om sekundære mineraler, oppgir at jarositt løses etter ligning (18) og bidrar til forsuring. Igjen vil oppløsning av jern- og aluminiumhydroksider også øke konsentrasjon av Fe^{3+} og Al^{3+} som kan inngå i syreproduserende utfellingsreaksjoner.

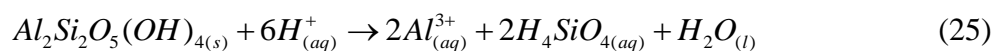
Silikater

Silikatene utgjør den største kilden til mineraler med buffer-kapasitet ettersom silikatene er den vanligst forekommende mineralgruppen i jordskorpa. Forvitring av silikatmineraler kan nøytralisere syre ved fullstendig (vist i likning (23)) eller ufullstendig forvitring (vist i likning (24)) (Lottermoser, 2010). Ved oppløsning av silikater vil det i tillegg til løste kationer kunne dannes silisiumsyre (H_4SiO_4), OH^- og sekundære mineraler (Puura og Neretnieks, 2000).



Silikater som olivin, pyroksen, amfibol, granat, feltspat og glimmermineraler forekommer med varierende elementinnhold. Oppløsning er vist for et nesosilikat i ligningene ovenfor, der X representerer elementer som Ca, Na, K, Mg, Mn eller Fe (Lottermoser, 2010).

Nøytraliserings-effekten fra silikatforvitring avhenger av om oppløsninger er fullstendig, eller om det felles ut nye, semi-stabile mineralfaser som potensielt kan inngå i nøytraliserende reaksjoner senere (Jambor, Blowes og Alpers, 1994). Ett mol kaolinit felt ut i reaksjon (24) kan eksempelvis nøytralisere 6 mol H^+ som vist i likning (25), men dersom Al^{3+} -ionene felles ut som gibbsitt vil samme mengde H^+ -ioner frigis og ingen netto nøytraliserings har funnet sted (Deutsch, 1998).



Til tross for lavere løselighet kan silikater utgjøre et betydelig bidrag til nøytraliserings der de forekommer i store kvanta. Dersom de syregenerende reaksjonene foregår med lav hastighet kan silikatbufring opprettholde nær nøytrale pH-forhold (Bowell, Rees og Parshley, 2000; Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017a). Tegn på at silikat-bufring har funnet sted vil være forhøyede verdier av Al og Si i avrenningen (Jambor, Blowes og Alpers, 1994).

Utbyttbare ioner

Glimmermineraler, leir-partikler og organisk materiale har utbyttbare kationer (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{2+} , K^+) adsorbent til partikkeloverflaten. Disse ionene kan substitueres av ioner løst i vannfasen som et resultat av forvitningsreaksjoner, eksempelvis Fe^{2+} og H^+ (Deutsch, 1998). Det finnes også eksempler på omvandling av illitt til smektitt i surt porevann, ved at illitt

frigir K^+ til fordel for H^+ og dermed bidrar til syrenøytralisering (Puura, Neretnieks og Kirsimäe, 1999). Dette øker samtidig mengden tilgjengelig kalsium for dannelse av jarositt.

Strategier for AMD-begrensing: Remedieringsteknikker

Tiltak for å begrense og dempe skadelige effekter fra sur gruveavrenning kan være basert på biologiske og abiotiske systemer, som igjen kan være passive eller aktive. Biologiske remedieringsystemer er avhengig av biologisk aktivitet for å være virkningsfulle. Aktive systemer trenger kontinuerlig tilførsel av kalk eller andre nøytraliserende agenser, mens passive systemer er selvgående og krever lite vedlikehold. Kostnader knyttet til vedlikehold og kjemikalier har gjort passiv teknologi til det foretrukne alternativet over store deler av verden (RoyChowdhury, Sarkar og Datta, 2015). En sammenfatning av passive remedieringstiltak er gitt i Skousen et al. (2017).

Uavhengig av hvilken tiltaksstrategi som blir valgt for å begrense sur gruveavrenning vil formålet være å: redusere volumet, heve pH, senke mengden løste metaller og sulfat i avrenningen, gjøre metallene i avrenningen mindre tilgjengelig, endre redoks-forholdene eller samle og isolere avrenningen (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017b). I Norge har det historisk blitt valgt strategier som har som formål å dempe forvitningsprosesser og hindre utvasking av forvitningsprodukter. Dette har blitt gjort ved å senke gruverom og avgangsmasser under vann, og/eller ved tildekning av forurensede masser med plastmembran eller egnede løsmasser (Iversen og Arnesen, 2003).

Metallers mobilitet og spredning i det økologiske systemet

Toksiske sporelementer

Ved en vurdering av metallers giftighet er det viktig å ha i bakhodet at toksisitet er dose-avhengig – ingen substanser er giftige gitt at konsentrasjonen er lav nok, og motsatt, enhver substans vil bli toksisk så fremt konsentrasjonen er tilstrekkelig høy (Walker, 2012). Flere tungmetaller er essensielle for en rekke organismer, hvorav et underskudd så vel som et overskudd vil gi negative virkninger på planter og/eller dyr (Thornton, 1981; Poléo, 1997). En oversikt over disse metallene er gitt i tabell 3. Metaller er ikke biologisk nedbrytbare, og kan dermed ikke brytes ned til mindre skadelige komponenter i organismene. Metaller vil derfor akkumulere i organismer dersom opptak overstiger ekskresjon (bioakkumulering) og til slutt akkumulere oppover i næringskjeden (biomagnifisering) (Walker, 2012).

Tabell 3: Oversikt over metaller essensielle for dyre- og planteliv, planteliv alene og metaller som kun er essensielle i ørsmå konsentrasjoner (Walker, 2012).

Essensielle for dyr og planter	Fe, I, Cu, Mn, Zn, Co, Mo, Se, Cr, Ni, V, Si, As
Essensielle kun for planter	B
Essensielle i svært små konsentrasjoner	Li, Al, Sn

Metallers biotilgjengelighet

Metallene skiller seg fra organiske miljøgifter (PAHs, PCBs, BFHs) ved å forekomme som forskjellige spesier eller som kompleksforbindelser, der alle transformasjoner er reversible (McGeer, 2004). For å være tilgjengelig for biota må metallene forekomme i en lett løselig form (Flemming og Trevors, 1989). Metallers spesiering, og dermed biotilgjengelighet, er avhengig av en rekke faktorer som pH, Eh, type sediment eller jord, vannets hardhet og innhold av organisk materiale (Flemming og Trevors, 1989).

Det er vanlig å skille mellom direkte biotilgjengelighet (*bioavailability*) og potensiell biotilgjengelighet (*bioaccessibility*). En direkte biotilgjengelig (*bioavailable*) substans er definert som en forbindelse som «er fritt tilgjengelig til å krysse en organismes cellemembran fra det mediet organismen befinner seg i ved en gitt tid. Så fort overføring gjennom membranen har foregått kan lagring, transformasjon, assimilering eller nedbrytning finne sted i organismen» (Semple *et al.* (2004), s. 230A, egen oversettelse fra engelsk), mens en potensielt biotilgjengelig (*bioaccessible*) substans «er tilgjengelig for å krysse en organismes cellemembran fra omgivelsene, hvis organismen har tilgang til kjemikalet» (Semple *et al.* (2004), s. 230A, egen oversettelse fra engelsk).

Ulike metaller viser varierende løselighet og mobilitet, og Thornton (1981) trekker frem jern, mangan, kobolt, kadmium og sink som relativt mobile metaller som kan re-distribueres under dannelse av jordprofilet. Forvittringsprosesser kan mobilisere tidligere immobile spormetaller bundet til primære mineraler og silikater til potensielt biotilgjengelige former (Ure, Thomas og Littlejohn, 1993).

Innsjøer tilføres metaller ved naturlig forvitring i nedbørsfeltet, antropogene utslipp og atmosfæriske avsetninger, enten fra lokale utslipp eller langtransporterte forurensninger (Kaste, Fjeld og Rognerud, 2001). Metaller i sedimentet vil i utgangspunktet være lite tilgjengelig for vannlevende organismer såfremt det ikke skjer store endringer i vannkjemien eller bevegelse av sedimentene (Steinnes, 2004).

Geokjemiske tester - prediksjon av syredannelse og utlekkingspotensiale

Det finnes ulike metoder for å bestemme potensialet for syredannelse og utlekking av metaller fra sulfidholdig malm og tilhørende gruveavfall. Dette innebærer geologisk, mineralogisk og geokjemisk karakterisering av materialets syreproduserende egenskaper, samt utlekkingstester for å undersøke mobiliteten og biotilgjengeligheten til metallene og metalloidene i gruveavfallet. Prediksjonstester bør benyttes allerede i prosjekteringsfasen som et verktøy for å sikre tilfredsstillende håndtering og deponering av gråberg og avgang, men kan også benyttes etter endt drift for å forutse utlekking fra veltemasser.

Mineralogisk og kjemisk karakterisering

Den mineralogiske sammensetningen av en prøve har størst innvirkning på oksidasjonsprosessen. Mineralogiske undersøkelser med optisk mikroskop, XRD o.l. er derfor viktig for å få et bilde av innholdet av sulfider, karbonater og nøytraliserende silikater i prøvematerialet (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017b). Kjemiske analyser med XRF eller ICP er nyttig for å få informasjon om konsentrasjonene av metaller og metalloider av miljømessig bekymring som er tilstede i materialet (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2015).

Statiske tester

Statiske tester kan benyttes som en hurtig (timer til dager) bestemmelse av om massene vil produsere syre eller ikke basert på empiriske antakelser, og gir i hovedsak informasjon om massenes komposisjon (Lottermoser, 2010; Price, 2009). Det finnes en rekke varianter av statiske tester, der de to vanligste er standard *Acid-base accounting* (ABA) og *Net acid generation* (NAG) (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017b). En ABA-test består av tre deler - bestemmelse av potensialet for syredannelse, nøytraliseringspotensialet og utregning av netto syreproduserende potensiale ut ifra de to første komponentene (Lottermoser, 2010). En NAG-test på den andre siden benyttes for å måle netto syredannelse ved ulike pH-verdier, uten separate bestemmelser av potensialet for syredannelse og nøytraliseringspotensiale (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017b).

Statiske tester er egnet for å klassifisere et materiale som syredannende, ikke-syredannende eller usikkert, men har også flere svakheter. Noen svakheter ved statiske testmetoder er: underestimering av langsom silikat-bufferkapasitet, antakelser om at all syreproduksjon skyldes pyritt-oksidasjon, ingen estimering av reaksjonsratene og stor variasjon mellom test-betingelser og forholdene i felt (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2015; Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017b; Jambor *et al.*, 2002)

Kinetiske tester

Kinetiske tester utføres normalt etter at et materiale er vurdert som syreproduserende ved statistisk testing. Formålet er å estimere avrenningskvalitet over en lengre tidsperiode, samt endringer i avrenningskvalitet forårsaket av forvitnings- og oksidasjonsprosesser (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017b; Lottermoser, 2010).

To mye brukte og standardiserte laboratorietester her i Norge er kolonnetest (CEN/TS 14405) og ristetest (NS-EN 12457), i tillegg er *Humidity cell test* (ASTM 5744-97) mye brukt internasjonalt sammen med kolonnetester (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017b; Lottermoser, 2010). Felt-tester utført under reelle klimatiske og hydrologiske betingelser vil gi de mest realistiske estimatene av avrenningskvaliteten, men er kostbare og tidkrevende å utføre (Parbhakar-Fox og Lottermoser, 2017b). Kolonnetester og humiditetscelle-tester utføres ved at vann dryppes eller sprinkles over en prøve og sigevannet samles opp for måling av pH, konduktivitet og metallkonsentrasjoner (Lottermoser, 2010). Under en ristetest ristes granulært prøvemateriale med en bestemt øvre korndiameter i avioniser vann i 24 timer, før eluatet filtreres og analyseres. Ved å benytte liten øvre korndiameter og et høyt væske-/tørrstoff-forhold simulerer testen den verst tenkelige utlekkingen oppnådd når likevekt er innstilt (Lopez Meza *et al.*, 2008).

Sekvensiell ekstraksjon

For å vurdere metallers mobilitet og til dels biotilgjengelighet benyttes gjerne en trinnvis, eller sekvensiell utlekkingsprosedyre, der hvert trinn har som formål å ekstrahere metaller bundet til bestemte faser. Ved sekvensiell ekstraksjon utsettes prøven for stadig mer aggressive løsemidler med formål om å undersøke hvordan metallene er bundet til sedimentet. Resultatet benyttes for å si noe om potensialet for mobilisering av metaller bundet til ulike fraksjoner ved endringer i omgivelsene. En mye brukt metode utviklet av Tessier, Campbell og Bisson (1979) benytter seg av 5 fraksjoner:

1. Utbyttbar fraksjon – metaller løst bundet til partikkeloverflater.
2. Karbonatfraksjon – metaller reversibelt bundet til utfelte karbonater.
3. Reduserbar fraksjon – eksempelvis jern- og manganoksider.
4. Oksiderbar fraksjon – eksempelvis organisk materiale og sulfider.
5. Restfraksjon – sterkt bundet til silikater og i krystallstrukturen.

I tillegg inkluderer mange en vannløselig fraksjon der avionisert vann benyttes som ekstraksjonsmiddel. Dette steget vil frigjøre frie ioner og ioner i kompleksforbindelser med

lett løselig organiske materiale til eluatet, og representerer de mest mobile elementene (Rao, Sahuquillo og Lopez Sanchez, 2008).

Utbyttbar fraksjon representerer metaller løst bundet til partikkeloverflater med elektrokjemiske bindinger. Ved en endring i ionekonsentrasjon i porevann eller overliggende vanmasse vil sorpsjon-desorpsjonsprosessene påvirkes, og metallene vil frigjøres som et resultat av ionebytteprosesser (Tessier, Campbell og Bisson, 1979; Ure, Thomas og Littlejohn, 1993). Andelen metaller som lekker ut ved en økning i ionekonsentrasjon brukes også som en tilnærming på andelen metaller som er direkte tilgjengelig for opptak i planter (Gupta og Chen, 1975).

Karbonatfraksjon representerer metaller bundet til karbonatmineraler. Karbonater er som tidligere nevnt sensitive for endringer i pH, og metaller assosiert til karbonater vil kunne felles ut ved oppløsning av karbonatmineraler i svakt sure løsninger (Rao, Sahuquillo og Lopez Sanchez, 2008).

Reduserbar fraksjon representerer metaller bundet til reduserbare faser, dvs. faser som er ustabile under reduserende forhold i naturen. Dette gjelder for eksempel jern- og manganoksider som finnes blant annet som sement mellom partikler og som belegg på partikkeloverflater (Tessier, Campbell og Bisson, 1979). Oksiderbar fraksjon representerer på samme måte metaller bundet til organisk materiale og sulfider, som er ustabile under oksiderende forhold. Når disse fasene brytes ned vil assosierte metaller frigjøres til omgivelsene.

Restfraksjon inkluderer elementer sterkt bundet i krystallgitteret til primære mineraler. Disse elementene forventes ikke å bli tilgjengelig for omgivelsene under naturlige forhold (Tessier, Campbell og Bisson, 1979). Generelt er metaller i vannløselig eller utbyttbar fraksjon ansett som direkte biotilgjengelig. Metaller assosiert til karbonat-, reduserbar- og oksiderbar fraksjon er ansett som potensielt biotilgjengelige, det vil si at metaller assosiert til disse fraksjonene kan bli tilgjengelig ved endringer i pH eller redoksforhold (Xian, 1987).

Noen av utfordringene ved sekvensiell ekstraksjon er å finne passende selektive ekstraksjonsmidler, re-adsorpsjon av utløste faser, samt en mangel på standardiserte metoder tilpasset sulfidholdig gruveavfall. BCR-metoden (etter Community Bureau of Reference, nå Standard Measurement and Testing program, en del av Europakommisjonen) ble utviklet for å danne en standard prosedyre som skulle sikre sammenlignbare data (Rauret *et al.*, 1999). I senere tid har sekvensielle ekstraksjonsmetoder også blitt bruk for geokjemisk modellering

(Dold, 2003). En mer omfattende diskusjon av ekstraksjonsprosedyre vil bli gitt i metodedelen.

Lovverk/ Tilstandsvurderinger

Klassifisering av overflatevann

Vannforskriften sikrer at norsk vannforvaltning skjer i tråd med EUs vanndirektiv, og har som formål å «[...] sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene» (Vannforskriften (2006), §1-1) gjennom fastsatte miljømål. Hvorvidt en vannforekomst oppnår miljømålene satt i vannforskriften vurderes etter gitte kriterier for kjemisk og økologisk tilstand.

De fysiske, kjemiske og biologiske parameterne miljøtilstanden vurderes etter er beskrevet i veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann (Direktoratgruppen vanndirektivet, 2018). Grenseverdier for stoffkonsentrasjoner av prioriterte miljøgifter i vann, sediment og biota er gitt i M-608 (Miljødirektoratet, 2016). Klassifiseringssystemet opererer med 5 tilstandsklasser for økologisk tilstand (svært god til svært dårlig), og 2 tilstandsklasser for kjemisk tilstand (god eller dårlig). For at miljømålet skal være tilfredsstillt må naturlige vannforekomster av overflatevann ha oppnådd god eller svært god økologisk tilstand, og god kjemisk tilstand innen 2021.

Klassegrensene er satt etter forventet økt negative effekter på organismer som lever i vannsøylene og sedimentet. Øvre grense for klasse II, tilsvarende grensen for å oppnå god kjemisk tilstand, er basert på miljøkvalitetsstandarder (EQS, Environmental quality standard) (Miljødirektoratet, 2016). Tilstanden vurderes etter «det verste styrer»-prinsippet, det vil si at dersom ett av de prioriterte stoffene viser konsentrasjoner i klasse III eller høyere klassifiseres den kjemiske tilstanden i forekomsten som dårlig. Stoffkonsentrasjoner tilsvarende de ulike tilstandsgrensene er gjengitt for relevante metaller i tabell 4. Der to klasser har samme grenseverdi i M-608 er det den laveste klassen, eller den beste tilstanden som er gjeldende, slik fargekodingen illustrerer.

Tabell 4: Grenseverdier for metaller i tilstandsklasser for ferskvann ($\mu\text{g/L}$) (Direktoratsgruppen vanddirektivet, 2018).

	Klasse I Bakgrunn	Klasse II God	Klasse III Moderat	Klasse IV Dårlig	Klasse V Svært dårlig
Bly	0 - 0.02	0.02 - 1.2	1.2 - 14	14 - 57	>57
Nikkel	0 - 0.5	0.5 - 4	4 - 34	34 - 67	>67
Kobber	0 - 0.3	0.3 - 7.8		7.8 - 15.6	>15.6
Sink	0 - 1.5	1.5 - 11		11 - 60	>60
Arsen	0 - 0.15	0.15 - 0.5	0.5 - 8.5	8.5 - 85	>85
Krom	0 - 0.1	0.1 - 3.4			>3.4
Kadmium	0-0.003	Cd-verdier avhenger av vannets hardhet ¹			

Veilederen sier i en fotnote at:

Vannforekomster med naturlig høye konsentrasjoner av metaller (eks. jernutfellinger) må defineres som en egen vanntype ved videre utvikling av klassifiseringssystemet.

Miljømålet for disse er likevel god økologisk og kjemisk tilstand ut fra definisjonen av disse to begrepene (Direktoratsgruppen vanddirektivet (2018), s.11).

Miljømålet er fremdeles det samme for disse forekomstene. Som referanse kom

Miljødirektoratet i 2013 med pålegg om at kobberkonsentrasjon i Folla ikke skal overstige 10-15 $\mu\text{g/L}$, og i 2008 med krav om at konsentrasjonen i Okla ikke skal overstige 10 $\mu\text{g/L}$, noe som til tilsvarer klasse IV (Okkenhaug *et al.*, 2015; Direktoratet for Mineralforvaltning, 2013).

Klassifisering av sediment

Grenseverdiene for sedimenter gitt i M-608 av Miljødirektoratet (2016) er i hovedsak utarbeidet for marine sedimenter, men for noen metaller er det også gitt grenseverdier for ferskvannssedimenter, disse er gjengitt i tabell 5. Klassifiseringssystemet er egnet for sedimenter bestående av mye silt og leire, og er tilpasset norske forhold. Øvre grense i klasse II – IV er beregnet ut ifra risiko og effekt på organismer som lever i vannsøylen og sedimentet.

¹ Grenseverdier for ulik hardhet finnes på s.7 i Miljødirektoratet (2016) *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf> (Hentet: 09.02 2021).

Tabell 5: Tilstandsklasser for sediment i ferskvann gitt som mg/kg tørrstoff, tilsvarende ppm (Miljødirektoratet, 2016)

	Klasse I Bakgrunn	Klasse II God	Klasse III Moderat	Klasse IV Dårlig	Klasse V Svært dårlig
	Bakgrunns- nivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids- eksponering	Akutt toksiske effekter ved korttidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Bly	0 - 25	25 - 66	66 - 1480		
Kadmium	0 - 0,2	0,2 - 1,5	1,5 - 16		
Kobber	0 - 20	20 - 210		210 - 400	> 400
Krom	0 - 60	60 - 112			> 112

Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften)

Avfallsforskriften har som formål «å sikre at deponering av avfall skjer på en forsvarlig og kontrollert måte slik at skadevirkninger på miljøet og menneskers helse forebygges eller reduseres så langt det er mulig» (Avfallsforskriften (2004), §9-1), og stiller derfor krav til karakterisering av avfallsmasser i forkant av deponering. Basiskarakterisering av massene inkluderer en vurdering av utlekkingspotensialet ved en ristetest eller en kollonnetest.

Deponier for avfall deles inn i tre kategorier: inert avfall, ordinært avfall og farlig avfall.

Bestemmelsene i kapittel 9 gjelder ikke mineralavfall (se §9-1f), men vil likevel gi en indikasjon på mineralavfallets egenskaper og risiko for forurensning av miljøet. Hver kategori har grenseverdier for utlekkingspotensiale for en rekke metaller, klorid, fluorid, sulfat, fenoltall, DOC og TSS. Grenseverdier for utvalgte metaller er gitt i tabell 6.

Tabell 6: Grenseverdier for utlekking fra avfall gitt som mg/kg. TSS står for totalt suspendert stoff (Avfallsforskriften, 2004).

	<i>Inert avfall</i>	<i>Ordinært avfall</i>	<i>Farlig avfall</i>
<i>Arsen</i>	0,5	2	25
<i>Kadmium</i>	0,04	1	5
<i>Krom</i>	0,5	10	70
<i>Kobber</i>	2	50	1000
<i>Sink</i>	4	50	50
<i>Nikkel</i>	0,4	10	40
<i>Bly</i>	0,5	10	50
<i>Sulfat</i>	1000	20 000	50 000
<i>TSS</i>	4000	60 0000	100 000

Farlig avfall kan deponeres sammen med ordinært avfall i et deponi for ordinært avfall dersom avfallet er stabilt, og det ikke er forventet at utlekkingen vil forverres over tid ved normale forhold. Det er i tillegg krav til at farlig avfall ikke skal overskride 10% glødetap kombinert med et totalt innhold av organisk karbon (TOC) på 6%, men én av parameterne kan overskrides. Dersom farlig avfall deponeres sammen med ordinært avfall er kravet 5% TOC og pH på minst 6 (Avfallsforskriften, 2004).

METODE

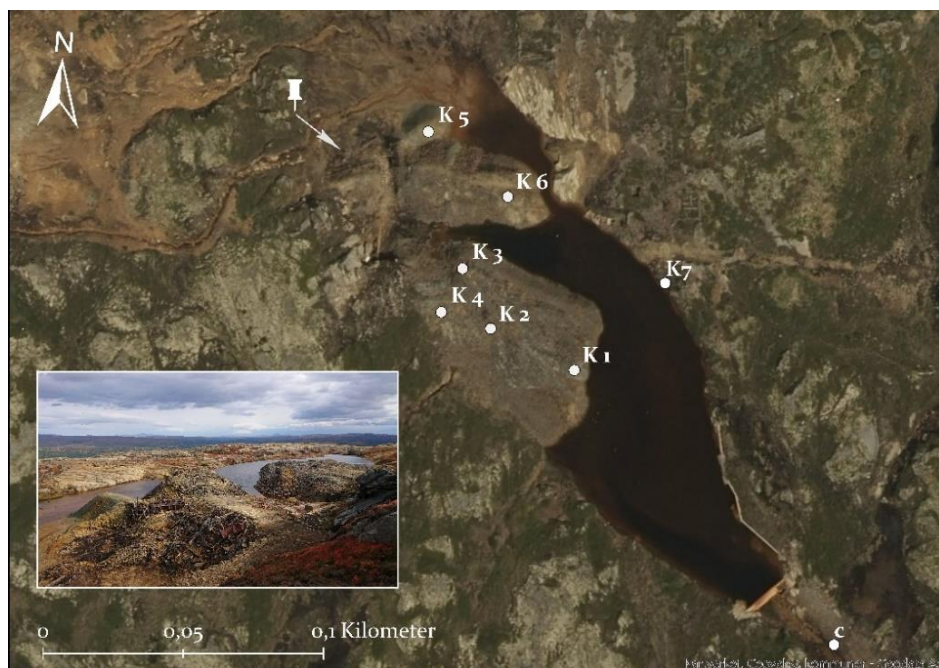
Feltarbeid

Prøveinnsamlingen ble gjennomført i et tidsrom mellom september 2019 og september 2020. Det ble tatt prøver av overflatevann og samlet inn sedimentprøver fra Tjønneegga, kisdammen og veltene rundt kisdammen. Der det ble samlet inn vannprøver ble det også gjort målinger av pH, temperatur og ledningsevne. Prøvepunktene ble valgt ut ifra tidligere undersøkelser gjennomført av NIVA i 1991/1992 og 1998, i tillegg ble det tatt prøver av områder som virket å være av interesse i felt (Arnesen, 1991; Arnesen og Iversen, 1999; Arnesen, 1992).

Vannprøver ble filtrert på 45 µm i felt og lagret i beholdere av HDPE-plast. Alle beholdere med tilhørende lokk ble skylt 3 ganger med ufiltrert vann, og én gang med filtrert vann før prøvetaking. Det ble samlet inn vannprøver fra 8 faste prøvepunkter, og stikkprøver fra 3 tilleggspunkter. Det ble samlet inn vannprøver 23. og 29. september 2019, 15.-16.juli 2020 og 21.-22.september 2020.

Prøvetaking av fast materiale ble gjort med spade og prøvematerialet ble samlet i plastposer. Prøvene K1-K6 ble samlet inn fra velter ved kisdammen september 2020. Lokalteter for prøvetaking er vist i figur 4 og foto av prøvegroperne i figur 5. Materiale fra de øvre 10-20 cm av velteprofilen ble samlet inn etter at det øverste topplaget (2-5 cm) var blitt spadd bort. Dette for å unngå innblanding av organisk materiale o.l. i prøvene. Det ble samlet inn rundt 4 kg prøvemateriale fra hvert prøvested. Større blokker ble unnlatt, da disse ikke er egnet for analyse med valgte geokjemiske tester. Prøvepunktene fra undersøkelsene i 1991 ble brukt som utgangspunkt for innsamling av velteprøvene (Arnesen, 1992). Prøvene K1-K4 ble samlet inn fra området kalt haug 2 i tidligere NIVA-rapporter, K6 fra haug 3 og K5 fra en mindre haug nord for haug 3. Prøvene ble oppbevart i fryser og kjøleskap frem til prøveprepareringen startet, og siden i forseglede plastposer i romtemperatur.

I Tjønneegga ble det tatt to prøver av innsjøsedimentene på samme lokalitet, en i øvre oksidert sone og en i redusert sone. Prøvene ble tatt september 2019 av det som på daværende tidspunkt var innsjøbredden, men som ved senere feltarbeid har ligget under vannoverflaten. Fra kisdammen ble det opprinnelig forsøkt å samle inn separate prøver fra oksidert og redusert sone under vann ved bruk av spade i felt. Disse to prøvene ble slått sammen under prøveprepareringen da massene fremstod som mikset under prøveinnsamling etter tørking.



Figur 4: Prøvetakingspunkter for velteprøver (K1-K6) og K7 fra bunnen av kisdammen. Bildet tatt fra punkt markert med tegnestift viser de tre veltehaugene: Haug 2 til høyre i bildet, haug 3 i senter og haug for innsamling av prøve K5 til venstre. Punkt c markerer prøvepunkt for vannprøve, se figur 8.

Vannprøver og sedimentprøver fra kisdammen og Tjønnegea ble oppbevart i kjøleskap i tiden mellom feltarbeid og utførelsen av analysene. På grunn av tekniske utfordringer på laboratoriet ble prøvene liggende i kjøleskap frem til medio oktober 2020.



Figur 5: Prøvesteder for innsamling av velteprøver. Notatblokken er 17x21 cm.

Generell karakterisering av sediment- og velteprøver

Sikteanalyser

Sikteanalysene ble fortatt i berglaboratoriet på petroleumsteknisk senter (PTS), under veiledning av Gunnar Vistnes. Prøvene ble tørket i varmeskap på 30°C før prøvene ble veid, og materiale til geokjemiske tester ble splittet ut.

Sedimentprøvene fra Tjønneegga og kisdammen ble først håndsiktet på 2 mm, og fra fraksjon < 2 mm ble materiale til ekstraksjonsforsøk tatt ut. Velteprøvene viste stor variasjon i kornstørrelse og forvitningsfarge som vist på figur 6. De største fragmentene ble plukket ut for hånd, børstet for finstoff og veid som en del av >31 mm fraksjonen. Velteprøvene ble så



Figur 6: Veltematerialet etter tørking på 30°C. Fra øverst til venstre K1- K6.

tørresiktet på 4 mm for hånd. Fraksjonen grovere enn 4 mm ble siktet på ro-tap i 15 minutter. Materialet som befant seg i bunnpannen ble overført til <4 mm fraksjonen for uttak til kjemiske analyser, mineralogiske analyser og ristetest. Videre sikting ble gjort etter Vegvesenets standard R210, Kapittel 131 Sikteanalyser (tørresikting av vasket materiale) (Statens vegvesen, 2014).

Tørrstoffinnhold og vanninnhold

For å unngå kjemisk alterering av prøvematerialet til geokjemiske analyser ble en separat porsjon av materiale <4 mm splittet ut for videre tørking på 105°C etter initiell tørking på 30°C. Tørrstoffinnhold (%) ble bestemt etter formel (26) og vanninnhold (%) etter likning (27) etter tørking på 30°C og siden tørking på 105°C.

$$Tørrstoffinnhold = 100 \times \frac{m_{tørr}}{m_{våt}} \quad (26)$$

$$Vanninnhold = 100 \times \frac{(m_{våt} - m_{tørr})}{m_{tørr}} \quad (27)$$

Analytiske metoder

ICP-MS

Vannprøvenes elementinnhold ble analysert ved bruk av induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS). Analysene ble utført på IGP's laboratorier av Lauretius Tjihuis.

ICP-MS benyttes for å bestemme elementinnhold i væsker og faste materialer, med en deteksjonsgrense fra ppb-nivå til ppq-nivå. Prøvematerialet pumpes inn i et argonplasma der det varmes opp til 8 000-10 000°C slik at atomene og molekylene i prøven ioniseres. Ionene separeres etter masse og elektrisk ladning via et magnetfelt og et elektrisk felt, og fokuseres igjen før de går gjennom en massedetektor (NGU, 2015a).

En av utfordringene ved metoden er interferens mellom isotoper med samme masse-til-ladnings-forhold. Dette gjelder eksempelvis ^{58}Fe og ^{58}Ni . Dersom konsentrasjonen av jern i prøven er veldig høy sammenlignet med nikkel vil interferensen kunne bli betydelig (Wilschefski og Baxter, 2019). En annen feilkilde er såkalte matrikseffekter. Analyseresultatet er avhengig av sammensetningen til prøven som analyseres. Dersom resultatet ikke kan normaliseres ved hjelp av en standard kalibreringsløsning vil matrikseffekter kunne føre til at konsentrasjonene som rapporteres er systematisk høyere eller lavere enn de reelle konsentrasjonene i prøven (Sylvester, 2008). Under selve analysen kan det også forekomme drift, det vil si at instrumentets respons varierer over tid. Drift er ofte et resultat av temperaturvariasjoner eller, for prøver med medium til høye konsentrasjoner av løst stoff; at det avsettes salter på kjeglene som ionene passerer på vei til massedetektoren, slik at sensitiviteten minker over tid (Cheatham, Sangrey og White, 1993). Endringer forårsaket av drift korrigeres ved å inkludere kontrollprøver under analysen. Total mengde løst stoff i væskefasen (TSS) kan også ha en innvirkning på resultatet. Ved høye mengder løst stoff i prøven, typisk 0,2%-0,5% avhengig av stoffet, vil det være behov for å fortynne prøveløsningen før analyse for å få gode data (ThermoFisher, 2021).

Prøveprepareringen bestod av å tilsette en dråpe salpetersyre (HNO_3) og fortynning av prøver med et kjent høyt innhold av løste stoffer. Elementkonsentrasjon i eluat fra ristetest, sekvensiell ekstraksjon og vannprøver samlet inn i felt ble alle analysert med ICP-MS. Prøvene ble analysert på totalt 46 elementer, fordelt på to serier.

XRD

Laserdiffraksjon (XRD) gir informasjon om den mineralogiske sammensetningen i en prøve. Metoden går ut på at et materiale bestråles med en monokromatisk røntgenstråle fra flere vinkler, og utfallsvinklen til refleksebølgene registreres. Utfallsvinkelene vil variere med gitteravstandene i mineralet som bestråles, og registreres i et diffraktogram. Mineralinnholdet i prøven kan så bestemmes ved å sammenligne mønsteret på diffraktogrammet med mønstre fra kjente mineraler (NGU, 2018).

Før analyser med XRD og XRF ble det først splittet ut et mindre prøvestykke (cirka 30 g) av fraksjonen <4mm. Dette for å unngå at mineraler i grove fraksjoner ble overrepresentert. Prøven ble videre malt ned i 1-3 minutter ved bruk av slyngmølle. Det ble benyttet et knusekammer i wolfram for å unngå jern-forurensning av prøvene.

For XRD ble det tatt ut en spiseskje med finmalt prøve for videre mikronisering (<10 µm). Det ble preparert 9 pulverpiller for analyse. Det ble først utført kvalitativ analyse for å identifisere hvilke faser som var til stede i prøven. Disse ble så kvantifisert ved bruk av programvaren TOPAS.

Påvisning av svellende leirmineraler med XRD

Etter ordinær XRD-analyse ble det utført en svelletest på tre av de fire prøvene som viste tegn til å inneholde svellende leirmineraler. En vannsuspensjon av 1-2 ss av prøvemateriale <4 mm ble først slemmet av etter en sedimentasjonstid på 50 minutter gitt av Stokes setningshastighet for partikler <6 µm. Leirfraksjon ble så samlet opp ved dekantering. Supernatanten med leirfraksjon ble deretter filtrert på 6 µm og faststoffet ble overført til en glassplate. Det ble preparert to prøver fra samme prøvested, der den ene ble behandlet med glykol. Svellende mineraler vil gjennomgå en gitterekspansjon som følge av at glykolen tas opp i gitterstrukturen. Svellende mineraler vil kunne identifiseres som en forskyvning av mineraltopper forårsaket av en endring av mineralets d-verdi (AZO materials, 2016).

Glødetap

Gløding av materiale gjøres ved ulike temperaturer avhengig av formålet med glødetapmålingene. Ved gløding på 550°C vil organisk materiale dekomponere og føre til vekttap i prøven, og ved rundt 800°C vil også karbonater dekomponere (Dean, 1974). Ved gløding på 1000°C vil vekttapet normalt representere tap av organisk materiale, vann og CO₂, men vektendringer kan også skyldes tap av vann i krystallgitteret, tap av volatile elementer, oksidasjon eller reduksjon av komponenter (NGU, 2020). Eksempelvis har vann i gitterstrukturen i innsjøsedimenter med et høyt innhold av leirmineraler og ingen karbonater, vist seg å kunne bidra med 3-4% glødetap ved 550-1000°C (Dean, 1974). Tilstedeværelse av sulfider, jern eller andre metaller i prøvene kan bidra negativt til glødetapet ved oksidasjon (Standard Norge, 2007).

Glødetap ble bestemt ved å veie inn 2-3 g nedmalt prøve i en forhåndsglødet digel. Prøvene ble deretter glødet ved 1000 °C i minimum 1 time. Under oppveing og nedkjøling ble digler

med prøve oppbevart i eksikator for å hindre opptak av fuktighet. Etter 1,5-2 timer, da stabil prøvevekt var oppnådd, ble glødetap beregnet etter formel (28),

$$\text{Glødetap (LOI)} = \frac{m_p - m_g}{m_p - m_d} \times 100\% \quad (28)$$

der m_p =masse av digel og prøve før gløding, m_g =masse av digel og prøve etter gløding og m_d = masse av digel uten prøve. Ved IGP utføres glødetap ved 1000°C som en del av standard prosedyre før XRF-analyse av hovedelementer.

XRF

Røntgenfluorescens-spektrometri (XRF) benyttes til totalanalyse av grunnstoffer i fast materialer. XRF kan benyttes for hovedelementer $>0,5\%$ og sporelementer $<0,5\%$ (NGU, 2015c). Metoden registrerer elementinnholdet i de øverste 2-3 mm av en prøve. Prøven bestråles med høy-energi røntgenstråler som fører til at elektroner emitterer fra det indre elektronorbitalene i atomene i prøven. Når dette tomrommet i det indre orbitalene gjenfylles av et elektron fra et høyere orbital avgis energi i form av elektromagnetisk stråling tilsvarende energiforskjellen mellom orbitalene, såkalt fluorescens (Bruker, 2021). Hvert grunnstoff vil sende ut fluorescensstråling med en bølglengde karakteristisk for dette elementet. De ulike bølglengdene separeres via en krystall før resultatet registreres av en detektor (NGU, 2015c).

Det ble utført analyser av både hovedelementer og sporelementer på $<4\text{mm}$ fraksjon for sediment- og velteprøver. Prøveprepareringen for hovedelementer bestod av å smelte glasspiller fra glødede prøver etter tilsats av litium borat. Hovedelementer registreres som oksider. Analyse av sporelementer utføres på pressa-piller, og konsentrasjonene registreres som ppm. Gløding, smelting av glasspiller og XRF-analyser ble utført av Torill Sørlykk på IGPs laboratorier.

Geokjemiske analyser

For å estimere utlekkingspotensialet fra veltene ble det utført en ristetest i samsvar med avfallsforskriftens krav til basiskarakterisering av overskuddsmasser før deponering. Under tidligere arbeid utført av NIVA i 1991/1992 ble det gjort prøvetaking og kjemiske analyser av veltmateriale i det øvre området rundt Kisvatnet, resultatene er tidligere gitt i tabell 2.

Prøvepreparering

Prøveprepareringen av velteprøvene og prøvene fra Tjønnegea ble utført med utgangspunkt i NS-EN ISO 21268-4:2019 (Standard Norge, 2019) da det ikke finnes én standardisert

prosedyre for flertrinns utlekkings tester. Før håndsikting ble prøvematerialet tørket på 30°C i omtrent en uke. Hverken materiale til ristetest eller sekvensiell ekstraksjon ble knust maskinelt for å oppnå ønsket kornstørrelse, grovfraksjon ble siktet ut. Dette for å unngå å skape kunstig reaktivt overflateareal. Ved å unngå knusing av materiale vil galvaniske effekter som opptrer *in situ* i større grad være representert i prøvematerialet (Dold, 2017).

Ristetest

Ristetesten ble utført med utgangspunkt i standard NS-EN 12457-2 for materiale <4 mm med med et væske-/faststoff på 10 (L/S=10)(Standard Norge, 2003). Ristetesten ble kun utført på materiale fra veltene, da prøvene fra Tjønnegga og kisdammen ikke var av tilstrekkelig mengde. Prøvemengden ble korrigert for vanninnhold etter formel (29) for en tørr masse ($m_{\text{tørket}}$) på 90,0 g.

$$m_{\text{fuktig}} = 100 \times \frac{m_{\text{tørket}}}{\text{tørrstoffinnhold}} \quad (29)$$

En testporsjon på mellom 90,82 g og 91,46 g avhengig av prøvens vanninnhold ble tatt ut og plassert i en 1-liters HDPE-plastbeholder. Prøvebeholdere og tilhørende lokk ble rensert med syrevask før bruk. Volumet av tilsatt væske ble bestemt til 899 ml for hver av prøvene etter formel (30) :

$$L = \left(10 - \frac{\text{vanninnhold}}{100}\right) \times m_{\text{tørket}} \quad (30)$$

Prøvene ble så montert i et tomt kulemøllekammer som ble satt til å rotere på 15 runder per minutt (rpm) i 24 timer, da dette var laveste rotasjonshastighet kulemølla ville tillate. I tillegg til de seks velteprøvene ble det inkludert to blankprøver med 950 mL avionisert vann. Etter resting fikk prøvene stå og sedimentere i 15 minutter, før eluatet ble filtrert gjennom et 45 µm filter. Etersom antallet prøver og tilgjengelig utstyr gjorde det umulig å separere all væske fra faststoff ved vakuumfilter innenfor anbefalt tidsrom, ble 100 ml av prøvene filtert ved bruk av sprøyte. Eluatets volum, pH, konduktivitet og redoks-potensialet ble så målt i filtrert eluat.

Sekvensiell ekstraksjon – valg av prosedyre

Som et premiss for valg av ekstraksjonsprosedyre ble det valgt å fokusere på kationiske metaller (Cu, Zn, Co, Pb, Fe, Ni, Cd, Cr) som indikatorer på forurensning fra gruveaktivitet. Prosedyren er valgt med utgangspunkt i Dold (2003) som er tilpasset gruveavfall med et høyt innhold av kobber-sulfider. I tillegg har tilgjengelig utstyr, HMS-hensyn og laboratorietilgang

ført til tilpasninger av kjøretid og valg av ekstraksjonskjemikalier. Valg av ekstraksjonsmidler er diskutert i kommende avsnitt.

Vannløselig fraksjon ble inkludert for å kvantifisere andelen svært mobile elementer assosiert med vannløselig mineraler som gips og sekundære sulfat-salter. Å inkludere et vannløselig trinn kan også bidra til å øke selektiviteten til ekstraksjonsmiddelet for utbyttbar fraksjon (Dold, 2003).

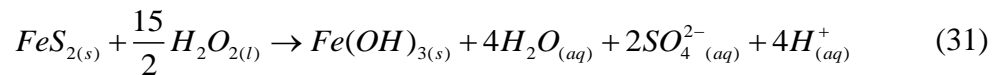
For utbyttbar fraksjon finnes det flere hyppig anvendte ekstraksjonsmidler, deriblant ammoniumacetat (NH_4OAc), magnesiumklorid (MgCl_2) og natriumacetat (NaOAc), hvorav bruk av 1M NH_4OAc eller 1M MgCl_2 ved pH 7,0 er mest utbredt (Tessier, Campbell og Bisson, 1979; Gleyzes, Tellier og Astruc, 2002). I de tilfellene det har blitt valgt å bruke NH_4OAc istedenfor MgCl_2 begrunnes dette med at acetat-komplekser er mer stabile enn klorid-komplekser, og dermed minker re-adsorpsjon av løste faser. I tillegg kan NH_4OAc utføre ionebytting med ioner adsorbent mellom sjikt i noen leirmineraler (Pickering, 1986). Ekstraksjon av utbyttbar fraksjon med 1M NH_4OAc justert til jordas egen pH er ansett som standard ved jordanalyser (Gatehouse, Russell og Van Moort, 1977). Etersom NH_4OAc også løser Ca- og Mg-karbonater til en viss grad ved pH 7 (Black og Evans, 1965), vil en senkning av pH føre til ytterligere karbonat-oppløsning (Wada og Furumura, 1994). Dold (2003) fant at karbonatfraksjonen vil ekstraheres fullstendig i 1M ammoniumacetat (NH_4OAc) ved pH 4,5. Det ble derfor valgt å gå tilbake til standard prosedyre med pH=7, selv om sulfidholdige sedimenter ofte har en betydelig lavere pH.

Karbonatfraksjon ble ekstrahert med natriumacetat (NaAc) justert til pH 5 med eddiksyre (CH_3COOH) etter Tessier, Campbell og Bisson (1979), som ble funnet til å gi tilnærmet fullstendig oppløsning av CO_3 uten å angripe silikater og sulfider betydelig. Ved å benytte en ubufret syre vil også sterkere bundet utbyttbare eller adsorberte metaller i forbindelser med høy affinitet for H^+ -ioner kunne løses ut (Pickering, 1986).

For reduserbare faser ble det valgt å gå bort ifra et skille mellom amorfe og krystallinske jernoksider ved å bruke UV-belysning og/eller temperatur (Sondag, 1981; Dold, 2003). «Chao og Zhou (1983) fant ut at utlekking med ammoniumoksalat ved pH 3.2 i mørket kun var selektivt for amorfe jern(III)oksider ved fravær av magnetitt» (Chao og Zhou (1983) gjengitt i Dold (2003) s.2, egen oversettelse).

Oksiderbar fraksjon ekstraheres gjerne flere omganger med ulike ekstraksjonsmidler. Tessier, Campbell og Bisson (1979) brukte hydrogenperoksid (H_2O_2) i kombinasjon med salpetersyre

(HNO₃) og ammoniumacetat (NH₄OAc), Ure *et al.* (1993) benyttet kun H₂O₂ og NH₄OAc for å ekstrahere oksiderbare faser. Tilsats av NH₄OAc har vist seg å være effektivt for å få løst ut re-adsorberte spormetaller også etter ekstraksjon med H₂O₂ (Gupta og Chen, 1975). For å forenkle prosedyren ble det her valgt å bruke 30 % H₂O₂ i 1 time ved 80°C for å ekstrahere organisk materiale etter Sondag (1981), også brukt av Dold (2003), for så å ekstrahere primære sulfider i et eget trinn. H₂O₂ vil delvis ekstrahere sulfider ved å øke oksidasjonshastigheten etter likning (31) (Shang og Zelazny, 2008):

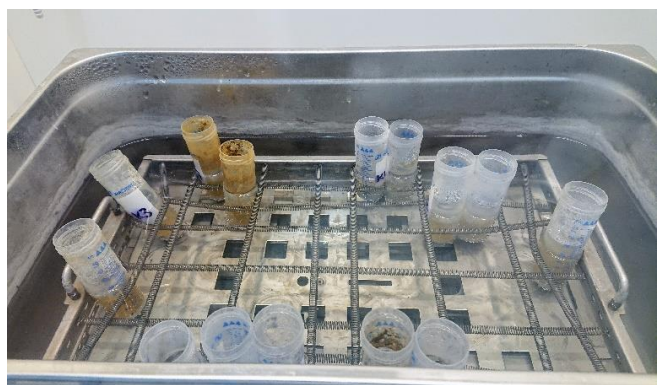


Chao og Sanzolone (1977) fant ved å teste en rekke syreblandinger at primære sulfider løses mest effektivt i en blanding av kaliumklorat (KClO₃) og saltsyre (HCL) etterfulgt av 20 minutter koking i 4 N HNO₃. Blandingen vil i tillegg til sekundære sulfider og eventuelle rester av organisk materiale fra forrige trinn også angripe silikater langs hjørner og kanter (Chao og Sanzolone, 1977). Det er derfor viktig å vurdere hvorvidt elementer av interesse også kan finnes som en del av silikatmineralene i den aktuelle prøven. Oppvarming i ristebad ved 90°C er en mye brukt modifikasjon av Chao og Sanzolone (1977) som også ble benyttet her, av praktiske hensyn (Hall *et al.*, 1996; Hamberg, 2018; Favas *et al.*, 2011; Heikkinen og Räisänen, 2008).

Restfraksjon ble ikke forsøkt oppløst i denne prosedyren, ettersom metaller hardt bundet til silikater er av mindre miljømessig interesse. Som utgangspunkt for totalinnholdet av spormetaller i prøvene ble konsentrasjoner bestemt ved XRF benyttet.

Ekstraksjonsprosedyre

For å justere temperatur og oscillasjon ble alle ekstraksjoner utført i et ristebad som avbildet i figur 7. Etter hvert trinn ble prøvene først sentrifugert på 4200 rpm i 30 minutter, før sentrifugatet ble fjernet med pipette. Prøvene ble så vasket med avionisert vann (D₁H₂O), før prøven ble sentrifugert i nye 25 minutter. Etter andre separasjon av fast stoff og væskefase ble samlet eluat fortynnet til et kjent volum med D₁H₂O for bestemmelse av



Figur 7: Forsøksoppsett avbildet under ekstraksjonstrinn 5, 50 ml ekstraksjonstuber plassert i et vannfylt ristebad.

metallkonsentrasjoner. Prøvene ble oppbevart i plastbeholdere av HDPE-plast ved 4°C frem til analyse med ICP-MS. En oversikt over prosedyren er sammenfattet i tabell 7.

Tabell 7: Oversikt over trinn i utført ekstraksjonsprosedyre.

<i>Trinn</i>	<i>Fraksjon</i>	<i>Løsemiddel</i>	<i>pH</i>	<i>Tid og temperatur</i>
1	Vannløselig	D ₁ H ₂ O		20h, RT
2	Utbyttbar	NH ₄ OAc	7	16h, RT
3	Karbonater	NaOAc	5	16h, RT
4	Reduserbar	NH ₄ -oxalat, (COOH) ₂	3	2h, 80°C
5	Organisk, sekundære sulfider	H ₂ O ₂ , NH ₄ OAc		80°C
6	Primære sulfider	KClO ₃ , HCl, HNO ₃		0,5h RT + 90°C

Trinn 1 – vannløselig fraksjon

Vannløselig fraksjon ble ekstrahert med avionisert vann (D₁H₂O). Det ble benyttet 1 g prøvemateriale per 50 ml D₁H₂O - totalt 2 g prøve og 100 ml D₁H₂O. Prøvene ble ristet på 95 rpm i 250 ml HDPE-plastflasker i et ristebad ved romtemperatur (23,0 ± 0,5 °C) i 20 timer. Etter 20 timer ble prøvene tatt ut av ristebadet og sentrifugert i to omganger på 4200 rpm i hhv. 30 og 25 minutter. Sentrifugatet ble separert fra faststoffet ved bruk av pipette og samlet i en målekolbe. Prøvene ble så tilsatt 15 ml D₁H₂O (vasket), sentrifugert på nytt og sentrifugatet ble på nytt overført til målekolben. Eluatet ble så fortynnet til 200 mL med D₁H₂O.

Trinn 2 – Utbyttbar fraksjon

For å ekstrahere utbyttbar fraksjon ble det benyttet 30 ml 1 M ammonium acetat (NH₄OAc) justert til pH 7 med 100% eddiksyre (CH₃COOH) og NH₄OH (NH₃ løst i vann) etter behov. Ekstraksjonsløsningen ble preparert ved å løse 77,1 g NH₄OAc i 1000 ml avionisert vann, pH ble målt til å være 7,03 med pH-meter uten justering. Residuumet fra steg 1 ble overført til 50 ml sentrifugetuber ved å skylle prøvematerialet ut av 250 ml beholderne med ekstraksjonsløsningen. Prøvene ble så ristet i ristebadet på 95 rpm i 16 timer i romtemperatur. Prøvene ble vasket med 20 ml D₁H₂O og det totale volumet ble fortynnet til 100 ml.

Trinn 3 – Karbonatfraksjon

For å løse ut karbonater ble det brukt 20 ml 1 M natrium acetat (NaOAc). Løsningen ble justert til pH 5,0 med 100% eddiksyre (CH₃COOH). Ekstraksjonsløsningen ble preparert ved å løse 32,81 g NaOAc i 400 ml avionisert vann, før eddiksyre ble tilsatt dråpevis til pH 5,01 var nådd. Prøvene ble så ristet i ristebad på 95 rpm i 16 timer i romtemperatur. Prøvene ble vasket med 20 ml D₁H₂O, det totale volumet ble fortynnet til 50 ml.

Trinn 4 – Reduserbar fraksjon

For reducerbar fraksjon ble det benyttet 0,2 M ammoniumoksalat ((NH₄)₂C₂O₄) justert til pH 3 med 0,2 M oksalsyre (C₂H₂O₄, 98%). Løsningene med 0,2 M ammoniumoksalat og 0,2 M oksalsyre ble preparert hver for seg ved å løse henholdsvis 28,4 g (NH₄)₂C₂O₄·H₂O i 1000 ml H₂O og 18,01 g C₂H₂O₄ i 1L H₂O. Så ble 750 ml av 0,2 M oksalsyre-løsningen tilsatt 1 L 0,2 M ammoniumoksalat-løsning. Blandingsforholdet i totalløsningen ble justert med begge løsninger til en pH på 3,01 var nådd. Residuumet fra trinn 3 ble tilsatt 90 ml av oksalat-løsningen. Prøvene ble så ristet på 95 rpm på 80°C i ristebad i 2 timer. Prøvene ble vasket med 30 ml D₁H₂O og det totale volumet ble fortynnet til 200 ml.

Trinn 5 – Oksiderbar fraksjon, organisk materiale og sekundære sulfider

Første del av oksiderbar fraksjon som inkluderer organisk materiale og sekundære sulfider ble ekstrahert i 30 ml 30% H₂O₂. Prøvene ble ristet i ristebad på 95 rpm som gradvis ble varmet opp til 80°C. Etter en voldsom reaksjon mellom prøvene og H₂O₂ under oppvarming, der en prøve og tilsvarende duplikat boblet eksplosivt over, ble det besluttet å gå bort fra den opprinnelige prosedyren med oppvarming til 80°C. Prøvene ble liggende i H₂O₂ i romtemperatur i to uker før forsøket ble gjenopptatt. Etter to uker ble prøvene varmet opp til 80°C i varmebadet, og fikk stå i ro og fordampe seg tørre på denne temperaturen. Etter at prøvene var blitt dampet tørre ble prøvene ekstrahert med 40, 20 og 20 ml NH₄OAc i tre omganger. Tilpasningene ble gjort med utgangspunkt i Gatehouse, Russell og Van Moort (1977) og Gupta og Chen (1975). Det totale volumet ble fortynnet til 250 ml.

Trinn 6 – Oksiderbar fraksjon, primære sulfider

Primær sulfider ble ekstrahert i en blanding av kaliumklorat (KClO₃ (s)) og 37 % saltsyre (HCl), før blandingen ble varmet opp i 4 M salpetersyre (HNO₃) etter Chao og Sanzalone (1977). Prøvene ble skylt over fra 50 ml sentrifugerør til 250 ml plastbeholdere med avionisert vann, som så ble fjernet med pipette etter at prøvene hadde blitt sentrifugert.

Prøvene ble først tilsatt 2g KClO₃ før det ble tilsatt 40 ml 37 % HCl. Denne løsningen fikk stå i 30 minutter før den ble fortynnet med 40 ml D₁H₂O. Den fortynnete løsningen på 80 ml ble

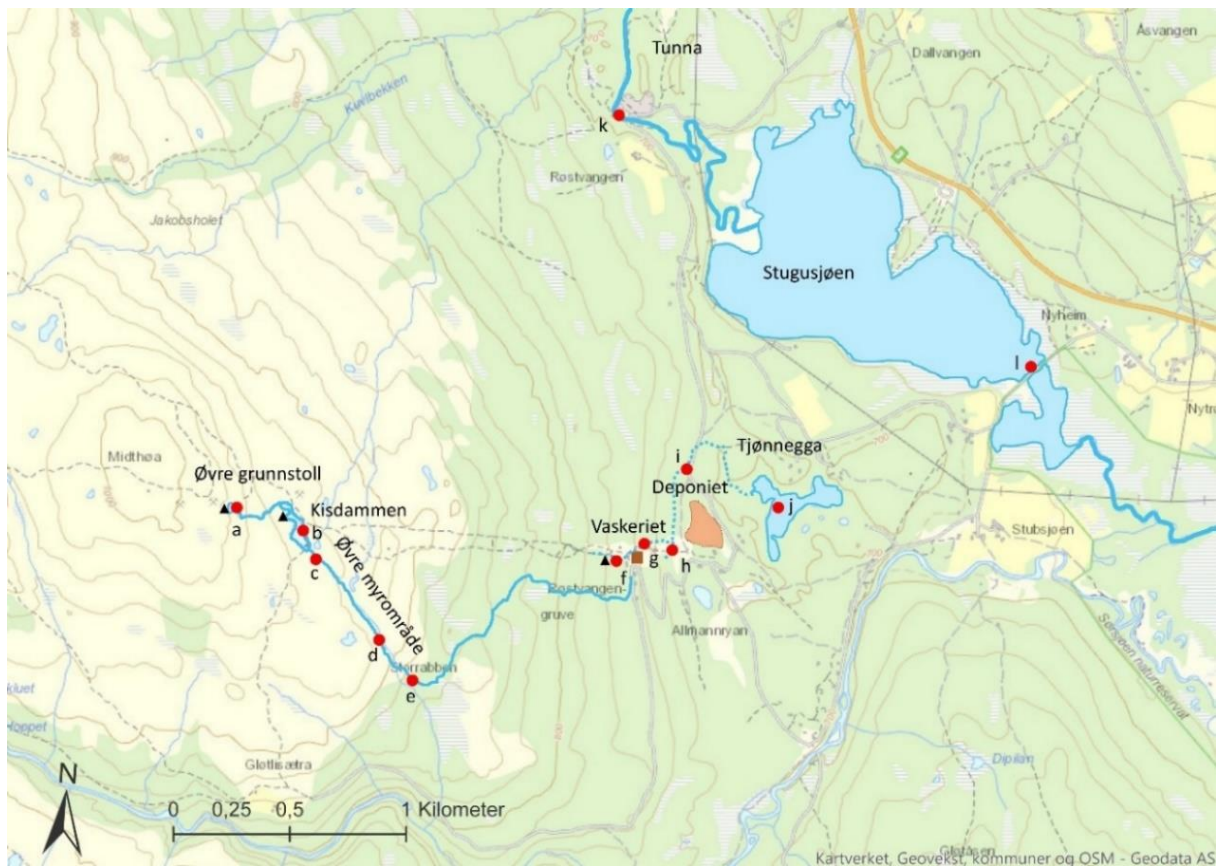
sentrifugert, før supernatanten ble pipettert ut. Residuomet ble så tilsatt 30 ml 4 M HNO₃ og plassert i ristebadet. Ristebadet nådde en maksimal temperatur på 85-87°C, og prøvene ble ristet på denne temperaturen i 20 minutter ved 30 rpm. Etter sentrifugering ble supernatanten slått sammen med KClO₃/HCl-blandingen. Prøvene ble til slutt vasket med 40 ml 0,5 M CaCl₂. Det totale volumet ble fortynnet til 250 ml.

Det ble utført analyser på 9 prøver, i tillegg ble det gjort 5 duplikater og 2 blankprøver. Prøvene som gikk tapt eller forurenset i trinn 5 ble erstattet av nye prøver, som ble brakt gjennom de fire første trinnene på samme måte som tidligere.

RESULTATER

Feltmålinger – konduktivitet og pH

Målepunkter for pH, ledningsevne og temperatur er vist i figur 8. Fullstendige resultater med temperatur og GPS-koordinater for målepunkter er gitt i vedlegg A. Ved prøvested a, c, d, g, j, k og l ble det tatt prøver av overflatevann ved tre anledninger, ved prøvested i og e ble det samlet inn én vannprøve i henholdsvis juli 2020 og september 2020.



Figur 8: Prøvepunkter for pH, ledningsevne og temperaturmålinger. Resultater for pH og konduktivitet finnes i tabell 8.

Tabell 8: Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$) og pH ved utvalgte målepunkter. - indikerer ingen vannføring på prøvested.

Prøvepunkt	23.09.2019, 29.09.2019		15-16.07.2020		21-22.09.2020	
	pH	Ledningsevne	pH	Ledningsevne	pH	Ledningsevne
a)	3,21	1531	3,37	1406	3,21	1547
b)	2,77	1646	2,87	1217	2,80	1846
c)	2,81	1597	2,87	1228	2,77	1860
d)	2,98	954	2,96	702	3,01	953
e)					3,27	714
f)	6,43	680-760	3,29	436	3,92	409
g)	3,20	754	3,01	772	3,33	702
h)	3,69	422	3,87	352	-	-
i)	-	-	3,47	-teknisk feil-	-	-
j)	7,13	145	4,31	182	6,41	169
k)	5,68	39	7,78	25	6,69	53
l)	7,30	76	6,98	71	7,22	87

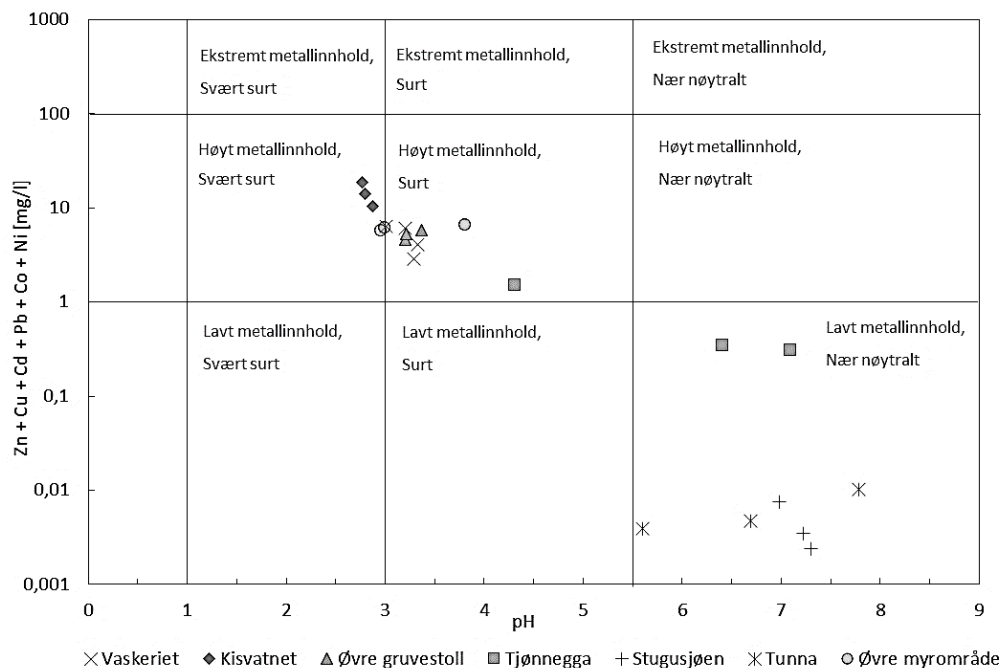
Analyser av overflatevann

I påfølgende avsnitt vil resultater for konsentrasjoner av metaller og metalloider med grenseverdier tidligere oppgitt i tabell 4 bli presentert og plassert i samsvarende tilstandsklasse etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016). For å diskutere den miljøkjemiske tilstanden i området rundt Røstvangen gruver har det tidligere blitt valgt å dele feltområdet inn i et øvre og et nedre område, en inndeling som vil bli videreført i denne oppgaven. Det nedre området består av vaskeriet, Tjønnegega, Tunna og Stugusjøen, og det øvre området består av øvre grunnstoll, kisdammen og myrområdet vannet fra kisdammen drenerer gjennom.

Etter Miljødirektoratets veileder for tilstandsklasser i vann defineres den kjemiske tilstanden i en vannforekomst som ikke god ved gul, oransje eller rød merking (klasse III-IV). En vannforekomst er definert som «En avgrenset og betydelig mengde av overflatevann, som for eksempel innsjø, magasin, elv, bekk, kanal, fjord eller kyststrekning, eller deler av disse, eller en avgrenset mengde grunnvann innenfor en eller flere akviferer» (Vannforskriften (2006), §3-a). I denne oppgaven har det undersøkte feltområdet blitt delt inn i to vannforekomster, den lokale vannforekomsten ved Røstvangen gruver som strekker seg fra området øst for

Midthøa til og med Tjønnegega (undersøkt i prøvepunkt a-j) og den regionale Tunnaforekomsten (undersøkt i prøvepunkt k-l). Dette for å vurdere om avrenningen fra gruveområdet påvirker vanntilstanden i lokal og/eller regional utstrekning. Fullstendige resultater fra ICP-MS analyser av alle innsamlede vannprøver er gitt i vedlegg B.

For en samlet illustrasjon av avrenningskvaliteten i området benyttes en inndeling etter Plumlee *et al.* (1999) illustrert i et Ficklin-diagram. Diagrammet brukes til å klassifisere avrenningen ut ifra summen av oppløste basemetaller (Zn, Cu, Cd, Pb, Co og Ni) og pH. Resultater for utvalgte målepunkter er illustrert i figur 9.



Figur 9: Avrenningskvalitet illustrert i Ficklindiagram, inndeling etter Plumlee *et al.* (1999).

Etter denne inndelingen betegnes avrenningen fra kisdammen som svært sur med høyt metallinnhold, mens avrenningen fra øvre grunnstoll og i området rundt vaskeriet som surt med høyt metallinnhold. Målingene fra Tunna, Tjønnegega og Stugusjøen viste lavt metallinnhold og nær nøytral pH, med unntak av juli-målingen for Tjønnegega som plottet i samme klasse som målingene fra øvre grunnstoll og vaskeriet.

Det øvre området

Konduktivetsmålingene ved øvre gruvestoll viste mellom 1406 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og 1574 $\mu\text{S}/\text{cm}$, pH og metallkonsentrasjoner er gitt i tabell 9. Sammenlignet med målingene fra utløpet av kisdammen viste vannmålingene fra øvre grunnstoll lavere konsentrasjoner av Cu, Zn, Cr, Ni, As og Cd, men høyere konsentrasjoner av Pb. Konsentrasjonene av Cu, Zn og Cr tilsvarte

tilstandsklasse V, Cd og Ni klasse IV og Pb og As klasse II ved alle prøvetakninger.

Prøvepunktet var det eneste som viste samme tilstandsklasse ved alle målinger.

Tabell 9: Klassifisering av tilstanden i avrenning fra øvre grunnstoll etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.

Dato	pH	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni	As
23.09.2019	3,22	1550	2590	0,495	3,98	4,10	51,6	0,24
16.07.2020	3,37	2950	2519	1,00	4,13	6,06	48,9	0,26
21.09.2020	3,21	1700	2920	1,19	4,50	4,66	46,6	0,27

Selve kisdammen ble målt til å holde en jevn pH på 2,77- 2,87 og en konduktivitet på 1217-1846 µS/cm, målt i prøvepunkt b på figur 8. Målingene fra bekken som starter i utløpet til kisdammen er gitt i tabell 10. Det ble generelt funnet noe større variasjoner i konsentrasjon av enkeltelementer i avrenningen fra kisdammen enn ved øvre grunnstoll, og en økning i konsentrasjon for alle andre elementer enn Pb. Det ble funnet konsentrasjoner av Cu, Zn, Cd, Cr og Ni tilsvarende tilstandsklasse V ved alle prøvetakninger, konsentrasjon av As varierte mellom klasse III og II, og Pb mellom klasse II og I. Det laveste konsentrasjonene av Cu, Zn, Cd, Cr, Ni og As ble funnet i juli, dette varierte i overløpet fra øvre grunnstoll.

Tabell 10: Klassifisering av tilstanden i avrenning fra kisdammen etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.

Dato	pH	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni	As
23.09.2019	2,81	8810	4930	<0,002	13,30	32,8	115	0,85
16.07.2020	2,87	7070	3180	0,41	8,97	20,0	79,0	0,50
21.09.2020	2,77	11 200	7060	0,43	20,40	39,67	129	0,97

For vurdering av tilstandsklasse for Cd er det tatt utgangspunkt i hardheten funnet i en prøve som skal representere bakgrunnskonsentrasjoner samlet inn i det øvre området i september 2020 (for elementkonsentrasjoner og koordinater, se vedlegg B), der hardheten som CaCO₃-ekvivalenter ble beregnet til 55 mg/l med utgangspunkt i konsentrasjoner av Mg²⁺ og Ca²⁺.

Analyser av avrenningen 400 m nedstrøms (prøvepunkt d, se figur 8) viste nedgang i metallkonsentrasjoner for samtlige metaller, som vist i tabell 11. Konsentrasjonene av Cu, Zn, Cd og Cr tilsvarer fremdeles tilstandsklasse V og Ni tilstandsklasse III ved alle prøvetakninger. Pb- og As-konsentrasjon tilsvarer klasse I og II, god kjemisk tilstand.

Tabell 11: Klassifisering av tilstanden i bekk gjennom øvre myrområde etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.

Dato	pH	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni	As
23.09.2019	2,98	3700	2190	< 0,002	5,74	12,2	32,8	0,283
16.07.2020	2,95	3800	1780	0,143	7,73	9,35	32,3	0,281
21.09.2020	3,01	3920	2460	0,074	6,53	11,95	29,78	0,258

Resultatene for et prøvepunkt ytterligere 200 m nedstrøms (prøvested e, se figur 8) er vist i tabell 12. Sammenlignet med prøven samlet inn oppstrøms ble det funnet lavere konsentrasjoner av Cu, Zn, Cd, Cr og As, men en økning i konsentrasjon av Pb og Ni. Det ble ikke funnet noen bedring av tilstandsklasse, derimot gikk tilstanden for Ni fra moderat til dårlig.

Tabell 12: Klassifisering av tilstanden i bekk etter øvre myrområde etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.

Dato	pH	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni	As
21.09.2020	3,27	3040	1950	0,381	5,35	8,86	46,32	0,253

Det nedre området

Vaskeriet

Prøvene tatt i området rett nedenfor den gamle vaskeribygningen viste verdier i klasse V for Cu, Zn og Cr ved alle målinger og er gitt i tabell 13. Konsentrasjon av Cd og Ni varierte mellom klasser IV og V, Pb- og As-konsentrasjonene varierte mellom klasse II og III. Det var dermed ingen elementer som ikke ble målt i konsentrasjoner tilvarende dårlig kjemisk tilstand ved én eller flere prøvetakninger. Pb-verdiene funnet utenfor vaskeriet var de høyeste registrert ved to av tre prøvetakninger, ved den siste prøvetakingen ble det målt en noe høyere Pb-verdi ved øvre grunnstoll, se tabell 9. Pb-konsentrasjonen tilsvarte tilstandsklasse III og II.

Tabell 13: Klassifisering av tilstanden i overflatevann ved det gamle vaskeriet etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.

Dato	pH	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni	As
23.09.2019	3,21	4120	1710	1,66	5,31	15,6	77,7	0,404
16.07.2020	3,01	4610	1520	1,65	5,44	19,4	62,6	0,538
21.09.2020	3,33	2660	1270	1,02	3,97	11,09	63,13	0,36

Vannprøvene tatt i bekken mellom vaskeriet og Tjønnegega viste lavere konsentrasjoner av de diskuterte metallene, men Cu-, Zn- og Cr-konsentrasjonene tilsvarer fremdeles tilstandsklasse V. Bekken hadde kun vannføring ved prøvetaking i juli, resultatene for denne prøven er gitt i tabell 14.

Tabell 14: Klassifisering av tilstanden i bekk mellom vaskeriet og Tjønnegega etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i $\mu\text{g/l}$.

Dato	pH	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni	As
15.07.2020	3,47	1760	795	0,074	2,23	3,65	27,6	0,163

Tjønnegega

Feltmålingene fra Tjønnegega viste store variasjoner i pH, se tabell 15. Konduktiviteten lå mellom $149 \mu\text{S/cm}$ og $182 \mu\text{S/cm}$. Det ble observert stor variasjon i vannstand fra juli til september, antatt til å utgjøre en høydeforskjell på vannoverflaten på mellom 1 og 1,5 meter (vist på figur 10).



Figur 10: Forskjell i vannstand ved prøvetaking av overflatevann i Tjønnegega. Bildene på venstre side er tatt i september, bildene på høyre side i juli.

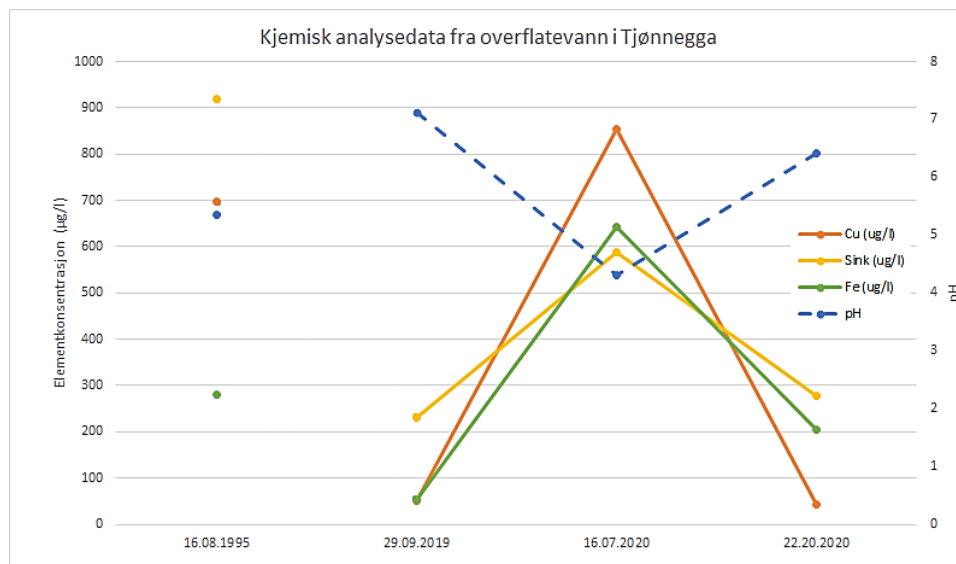
Innholdet av kobber og sink i overflatevannet klassifiseres som svært dårlig etter M-608 ved alle målinger. Konsentrasjonene av Fe, Cu og Zn varierer dramatisk, som vist i figur 11 . Dette er også synlig i figur 9 der en av avrenningskvaliteten i juli plotter i en annen klasse enn september-målingene. Konsentrasjonen av henholdsvis Ni og Cr er i klasse III (moderat) og klasse II (god) ved alle tre målinger, Pb-konsentrasjonene er under deteksjonsgrensen.

Konsentrasjonene av As varierer mellom å være på bakgrunnsnivå i september til god i juli, Cd varierer på samme måte mellom klasse III moderat og IV dårlig.

Tabell 15: Klassifisering av tilstanden i Tjønnegga etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.

Dato	pH	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni	As
29.09.2019	7,13	50,0	232,0	<0,002	0,33	0,575	14,0	0,083
16.07.2020	4,31	854,0	587,0	<0,001	1,31	0,961	22,0	0,154
22.09.2020	6,41	43,0	277,0	<0,001	0,36	0,681	17,1	0,122

Konsentrasjonene av Cu, Zn og Fe var på nivå med konsentrasjoner målt i 1995, som vist i figur 11.



Figur 11: Variasjon i pH og metallkonsentrasjon i Tjønnegga ved prøvetaking i forbindelse med oppgaven, sidestilt med måling gjort av NIVA i 1995 etter etablering av deponi i det nedre området i 1992 (Arnesen og Iversen, 1999).

Sedimentene i Tjønnegga viser Pb-konsentrasjoner på bakgrunnsnivå, og Cr i klasse II for prøve T1(oksidert sone) og T2 (reduisert sone). Størst variasjon mellom prøvene vises for Cu der konsentrasjonen for T1 er i klasse V med 459 ppm og T2 i klasse II med 58 ppm. Konsentrasjonen av Cd var under deteksjonsgrensen for XRF. Det ble også funnet en oppkonsentrering av Zn fra 90 ppm i T2 til 231 ppm i T1. Zn har ikke egne grenseverdier for sedimenter i ferskvann, men med utgangspunkt i grenseverdiene for marine sedimenter tilsvarer konsentrasjonene i Tjønnegga klasse I for T2 og klasse III for T1. Det var ingen betydelige endringer i konsentrasjon av Co og Ni mellom de to prøvene (<1% variasjon).

Stugusjøen og Tunna

Analyseresultatene fra Tunna og Stugusjøen viste god kjemisk tilstand med unntak av As, Cd og Ni ved noen prøvetakninger, se tabell 16 og tabell 17. Prøvene fra juli viser arsen- og kadmium verdier i klasse III (moderat) for Stugusjøen, og nikkelverdier i tilsvarende klasse III for Tunna. Verdiene er henholdsvis 0,791 µg As/l og 0,274 µg Cd/l i Stugusjøen og 0,251 µg Ni/l i Tunna. Prøvene fra september 2019 viser kun verdier i klasse I og klasse II for både Tunna og Stugusjøen. Kadmiumverdiene i Stugusjøen var under deteksjonsgrens en på 0,006 µg/l i september målingene som tilsvarer tilstandsklasse II god eller bedre.

Tabell 16: Klassifisering av tilstanden i Stugusjøen etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.

Dato	pH	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni	As
29.09.19	7,30	<0,002	<0,001	<0,002	<0,006	1,47	2,31	0,281
16.07.20	6,98	2,49	0,813	<0,001	0,274	1,72	3,61	0,791
22.09.20	7,22	1,67	< 0,003	<0,001	< 0,006	1,50	1,75	0,109

Målingene fra Tunna viste god kjemisk tilstand for alle elementer med unntak av Ni i juli-prøvene og Cd i september 2020 der det ble funnet konsentrasjoner som tilsvarer tilstandsklasse III. Konsentrasjonene av Cu og Cr i Tunna ble funnet til å være lavere enn i Stugusjøen i prøvene med detekterbare konsentrasjoner, Zn og Ni viste motsatt trend.

Tabell 17: Klassifisering av tilstanden i Tunna etter M-608 (Miljødirektoratet, 2016), elementkonsentrasjoner gitt i µg/l.

Dato	pH	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni	As
29.09.19	5,68	<0,002	<0,001	<0,002	<0,006	0,575	3,79	0,083
16.07.20	7,78	1,83	3,39	<0,001	0,026	0,961	4,81	0,154
21.09.20	6,69	0,998	< 0,003	< 0,001	0,203	0,203	3,221	0,490

For både Tunna og Stugusjøen ble de høyeste konsentrasjonene av Cu, Zn, Cr, Ni og As målt i juli-prøvene. I Stugusjøen fulgte Cd sammen mønster, mens i Tunna ble den høyeste konsentrasjonen av Cd funnet i prøven fra september 2020. Konsentrasjonene av bly var ved alle målinger under deteksjonsgrens, og det er dermed ikke mulig å si noe om konsentrasjonsvariasjoner innad i prøvepunktet eller mellom Tunna og Stugusjøen.

Sedimentprøver

Basiskarakterisering

Ved prøvetaking bar veltene preg av stor variasjon i kornstørrelse og forvittringsfarge, som tidligere vist i figur 5. Prøve K1-K3 viste en relativt uniform rustrød forvittringsfarge ved innsamling i felt. Prøve K4 viste også en jevn forvittringsfarge, med innslag av mindre biter av noe som kan ha vært små løst sammenkittede sulfid- og kvartskorn, også funnet ved prøvetaking av K5 vist i figur 12.

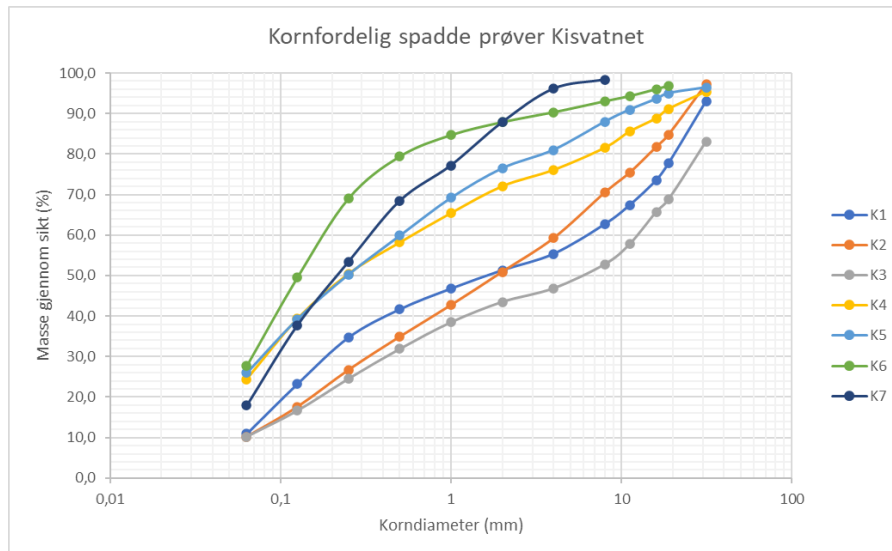
Den mindre haugen der prøve K5 ble samlet inn skilte seg ut ved å inneholde nesten ingen synlige blokker. I felt fremstår denne velten som av en annen karakter enn de resterende veltmassene. Ved prøvetaking opplevdes sedimentet som mer kompakt og kohesivt enn de første fire prøvene som ble samlet inn. Prøve K6 ble



Figur 12: Bildet til venstre og øverst til høyre viser prøvegrop og spadetak for prøve K5, nederst til høyre sees prøvegrop for K6.

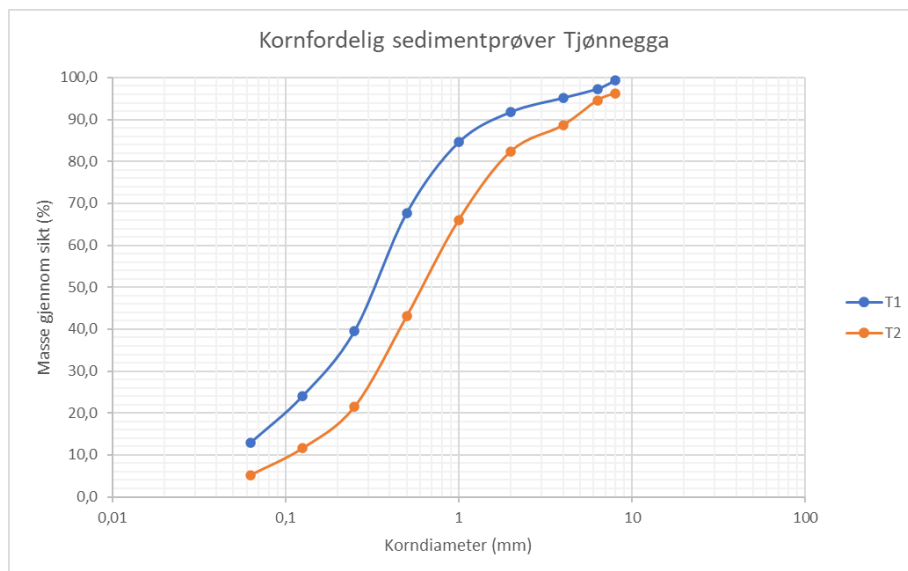
Samlet inn delvis i en lys gul-beige sone av siltig sand, og materialet ble vurdert som det mest kohesive og kompakte av velteprøvene ved innsamling.

Det undersøkte veltematerialet hadde et vanninnhold mellom 7,1% og 12,4%. T1 hadde et vanninnhold på 29,7% og T2 på 20,7%. Figur 13 viser kornfordeling av velteprøvene slik de ble samlet inn i felt. Siktekurvene varierer mellom å ha henholdsvis en konveks, lineær på grensen til konkav eller sigmoid form. Finstoffinnholdet lå mellom 10,0% for K3 og 27,7% for K6. Den fineste siktesatsen som ble benyttet var 0,063 mm, og det fremgår dermed ikke av siktekurvene hvor stor andel av prøvene som tilhører leirfraksjon (< 0,002 mm).



Figur 13: Fullstendige siktekurver for veltematerialet og sedimentprøve fra kisdammen.

Siktekurvene for prøvene fra Tjønnegega hadde begge en sigmoid form, og siktekurvene vist i figur 14 er relativt like sammenliknet med veltp prøvene. T1 viste en venstreforskyvning sammenliknet med T2, og inneholdt en høyere andel finstoff. Prøvene fra Tjønnegega hadde en smalere kornfordeling og en mindre øvre kornstørrelse enn K1-K6. Øvre kornstørrelse var relativt lik K7, men K7 inneholdt en høyere andel finstoff.

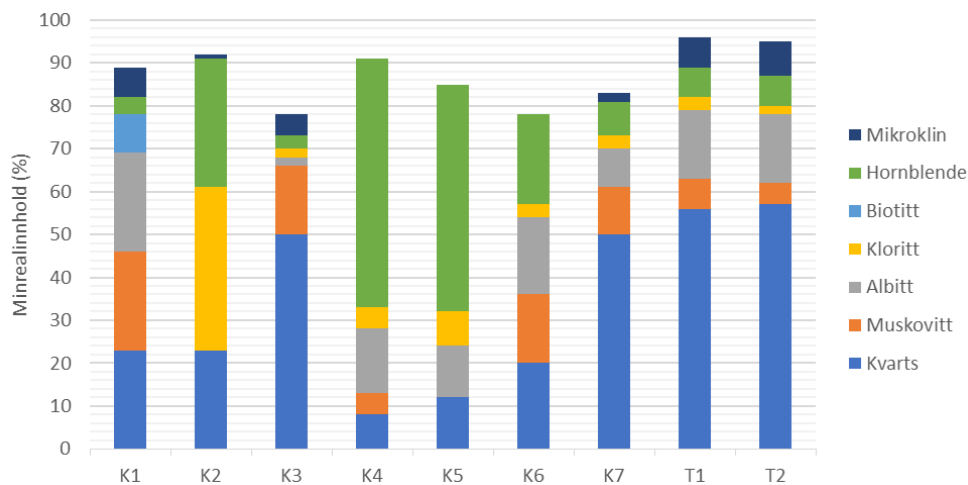


Figur 14: Fullstendig siktekurver for sedimentprøver fra Tjønnegega.

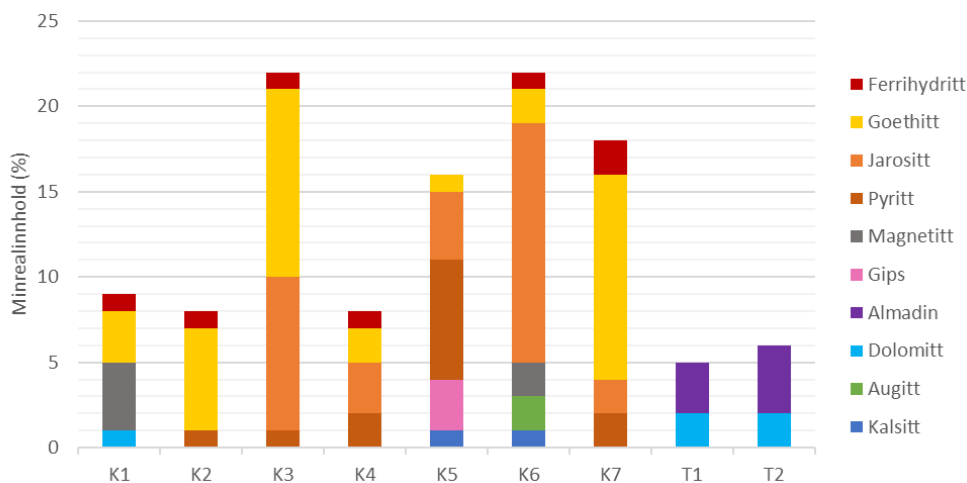
Mer informasjon om kornstørrelsefordeling og vanninnhold i det innsamlede veltematerialet og sedimentprøvene er gitt i vedlegg C.

Mineralogiske analyser

Mineralkvantifiseringer funnet i TOPAS ble rundet av til nærmeste hele prosent, resultatene for velte- og sedimentprøver er gitt i figur 15 og figur 16. Det ble funnet kvarts, hornblende og goethitt i alle prøvene fra det øvre området. Kvartsinnholdet lå mellom 50% og 8%, hornblende mellom 3 og 58% og goethitt 2-14%. Kvarts var det dominerende mineralet i K3, K7 og i T-prøvene, mens det i K4, K5 og K6 ble funnet mest hornblende. K2 inneholdt mest kloritt, mens K1 hadde likt innhold av kvarts, albitt og muskovitt.



Figur 15: Innhold av hovedmineraler i velteprøver (K1-K6), prøve fra kisdammen (K7) og sedimentprøver fra Tjønnegea (T1-T2), gitt i relativ prosentandel. Silikater som ikke utgjør >5% i noen prøver er gitt sammen med aksessoriske mineraler



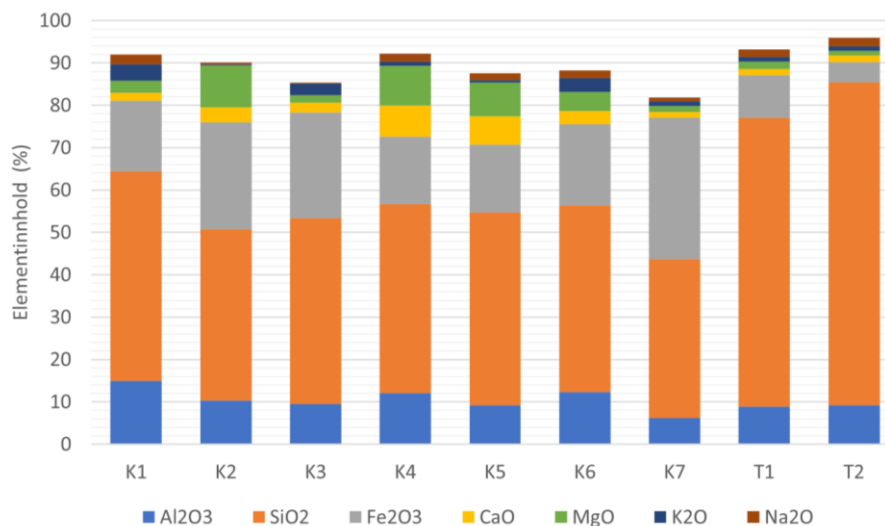
Figur 16: Innhold av aksessoriske mineraler i velteprøver (K1-K6), prøve fra kisdammen (K7) og sedimentprøver fra Tjønnegea (T1-T2), gitt i relativ prosentandel.

I tillegg ble det funnet spormengder (<1%) av kobberkis, pyritt, og sinkblende i K1, av albitt i K2, av dolomitt i K3 og K4 og ferrihydritt i K5. Diffraktogram er gitt i vedlegg D, resultater fra kvantifiseringer er summert opp i vedlegg E.

Svette testen gav ikke tydelig treff på et spesifikt svellende leirmineraler, men det beste treffet var på montmorillonitt for prøve K3, se vedlegg D. Testen bekreftet at det finnes svellende mineraler i prøvene. Svelleprøvene viser også tydelige topper for jarositt, uten at det er mulig å kvantifisere hvor stor andel av jarositten som finnes i < 6 µm fraksjon.

Elementanalyser

For hovedelementer som også inngår som sporelementer vektlegges resultatene fra sporelementanalysen. Fordelingen av de hovedelementene det ble målt høyest konsentrasjoner av er gitt i figur 17. Alle prøver viste <1% Mn_3O_4 , TiO_2 , SO_3 og P_2O_5 .



Figur 17: Innhold av hovedelementer i velteprøver og sedimentprøver, glødetap ved 1000°C medregnet. Hovedelementer som forekommer i konsentrasjoner <1% er utelatt fra figuren.

Innholdet av Al_2O_3 var relativt likt i alle prøvene og lå mellom 6,2% i K7 og 15% i K1. K7 hadde et lavere Si-innhold enn velteprøvene, og et høyere Fe-innhold. Prøvene fra Tjønnegega viste et høyere innhold av Si enn prøvene fra det øvre området. T1, T2 og K7 viste et liknende innhold av Ca, Mg, K og Na, mens variasjonen var større blant velteprøvene. Fullstendige resultater fra hovedelementanalysen er gitt i vedlegg F.

Det høyeste glødetapet ble registrert i prøven fra kisdammen med 17,3% massetap.

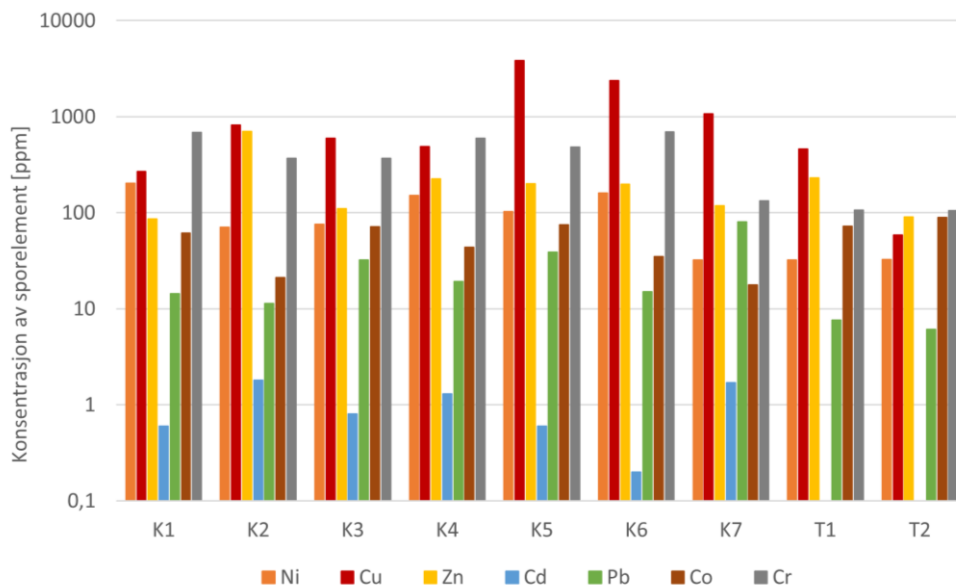
Velteprøvene registrerte mellom 5,9% og 13% tap, som vist i tabell 18. For Tjønnegega-prøvene ble det målt klart høyere glødetap i T1, i samme størrelsesorden som K6. Tre av

veltprøvene samt prøven fra kisdammen har et glødetap som overskrider grenseverdien på 10% satt i avfallsforskriften.

Tabell 18: Glødetap ved 1000 °C

	K1	K2	K3	K4	K5	K6	K7	T1	T2
Glødetap (%)	10,42	10,96	6,66	12,96	8,74	5,88	17,29	5,71	1,85

Fra sporelementanalysen er utvalgte metaller spesielt relevante for oppgavens problemstilling gitt i figur 18. En fullstendig oversikt over sporelementkonsentrasjoner er gitt i vedlegg G. Blant de utvalgte sporelementene var Cu det mest tallrike elementet for seks av prøvene, de resterende prøvene viste høyest konsentrasjon av Cr (K1, K4, T2). Veltene viste også stor variasjon i innholdet av sporelementer. Innholdet av Cu i veltene varierte mellom 269,1 ppm i K1 og 3838,6 ppm i K5, i K7 ble det registret 1068,8 ppm.

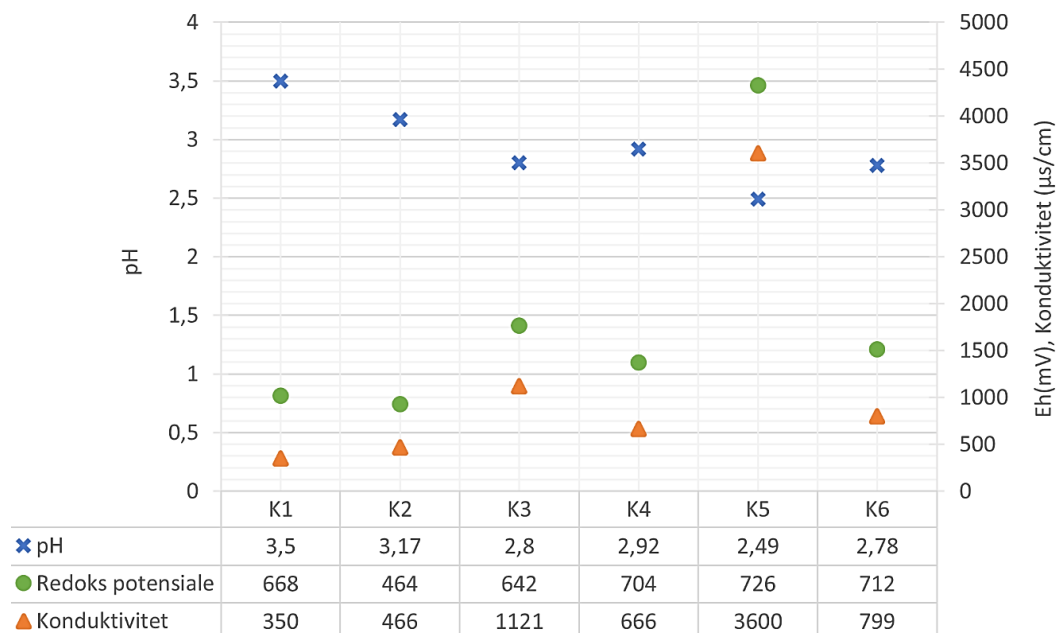


Figur 18: Konsentrasjoner av utvalgte sporelementer funnet i sedimentprøver og veltprøver. Merk logaritmisk skala.

De ble detektert et lavt innhold av Cd i alle veltprøvene, mellom 0,2 ppm i K6 og 1,8 ppm i K2. Det ble ikke detektert Cd i prøvene fra Tjønnezza. Prøvene fra Tjønnezza viste likt innhold av nikkel, bly og krom (± 1 ppm). Det ble registrert noe mindre Co i T1 sammenlignet med T2, 72,6 ppm mot 89,1 ppm. De største forskjellene mellom T1 og T2 ble funnet for Cu og Zn. Cu viste en oppkonsentrering på 786% og Zn 256% fra T2 til T1, og oversteget med det en eller flere av veltkonsentrasjonene. Konsentrasjonen av Zn i T1 var den nest høyeste som ble funnet blant prøvene.

Ristetest

Målingene av eluat etter kjørt ristetest viste pH-verdier mellom 3,50 og 2,49. Fire av de seks velteprøvene genererte pH-verdier under 3,0. Det ble målt et noe lavere redokspotensiale på 464 mV for prøve K2 sammenlignet med resten av målingen som lå mellom 643 mV og 726 mV etter å ha blitt temperaturjustert for en romtemperatur på 22,5-22,7 °C. Størst variasjon ble funnet i konduktivitetsmålingene. Ledningsevne ble målt til 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i prøve K1 og til 3,6 mS/cm i K5. Resultatene av målingene utført på filtrert eulat er illustrert i figur 19.

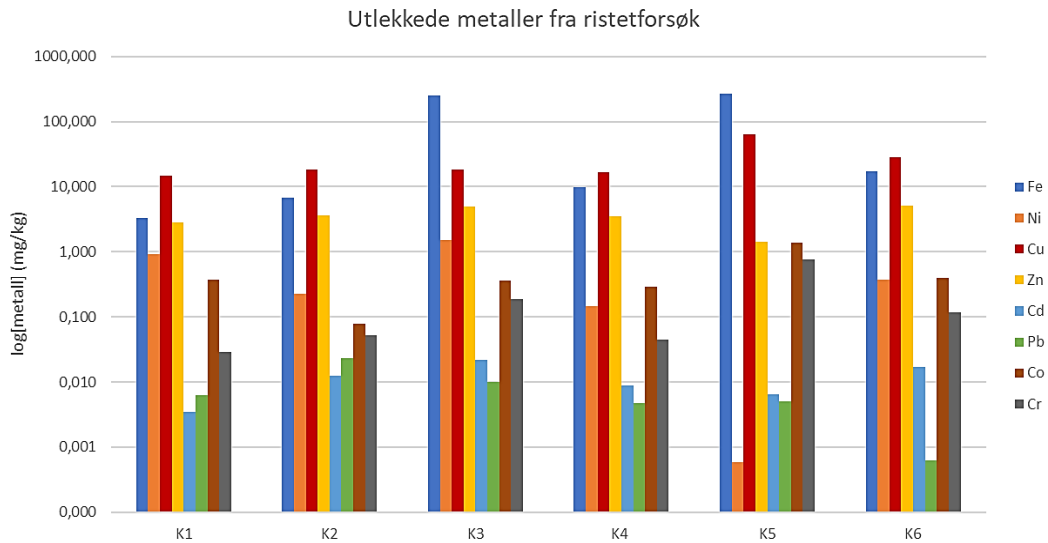


Figur 19: Målinger gjort på eluat etter utført ristetest. Oppgitt redokspotensialet er blitt justert for temperatur, konduktivitet i eluatet til K5 ble registrert som 3,6 mS/cm.

Utlekkingen av utvalgte metaller er vist i figur 20. Kun Cu-verdiene funnet i prøve K5 overskrider grenseverdien for Cu i ordinært og farlig avfall som deponeres sammen for deponi for ordinært avfall, gitt i avfallsforskriftens paragraf 2.3.1. Prøvene K1, K2, K4 og K6 viste høyest utlekking av Cu etterfulgt av Fe, mens i eluatet til K3 og K5 ble det målt høyere konsentrasjoner av Fe enn Cu. I alle prøvene var Zn det metallet som viste høyest utlekking etter Cu og Fe. Det lakk i gjennomsnitt ut 26,8 mg Cu/kg, 93,3 mg Fe/kg og 3,6 mg Zn/kg fra veltene under ristetesten.

Prøvene viste generelt høyere utlekking av Ni, Ci og Cr enn Cd og Pb. Unntaket er K5 som der Ni-konsentrasjonen i eluatet ble funnet til å være 0,001 mg/kg, mens konsentrasjon av Co og Cr var henholdsvis 1,391 mg/kg 0,761 mg/kg. Det er verdt å merke at det for fire av

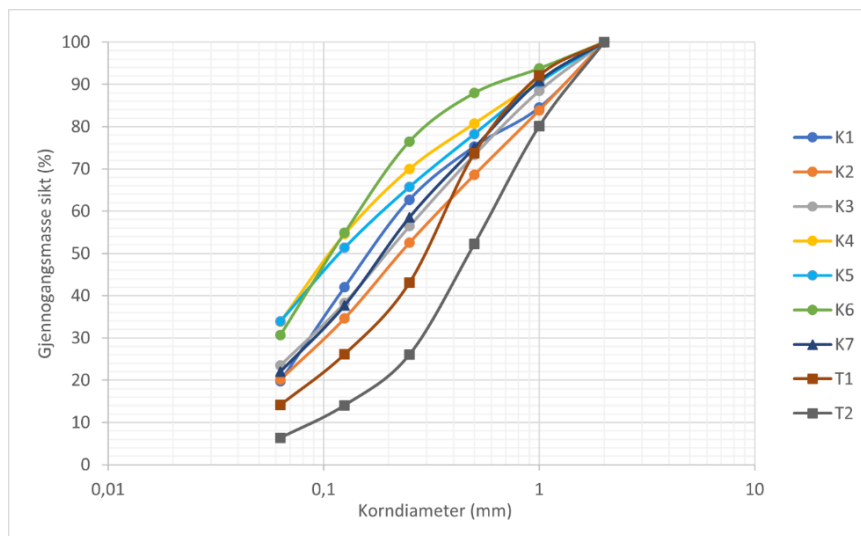
prøvene lakk ut mer Cd enn Pb, på tross av betydelig høyere blykonsentrasjoner i prøvene, se figur 18.



Figur 20: Elementanalyser av eluat fra ristetest utført på <2 mm fraksjon. Utvalgte elementer er fremstilt logaritmisk.

Sekvensiell ekstraksjon

Kornfordelingen av fraksjonen <2 mm siktet ut til ekstraksjonsforsøket er vist i figur 21. Parameteren d_{50} lå mellom 0,11 mm og 0,48 mm, med prøvene fra Tjønnegega som de groveste. <0,063 mm fraksjon utgjorde mellom 6% og 35%, T2 og T1 hadde lavest silt- og leirinnhold.



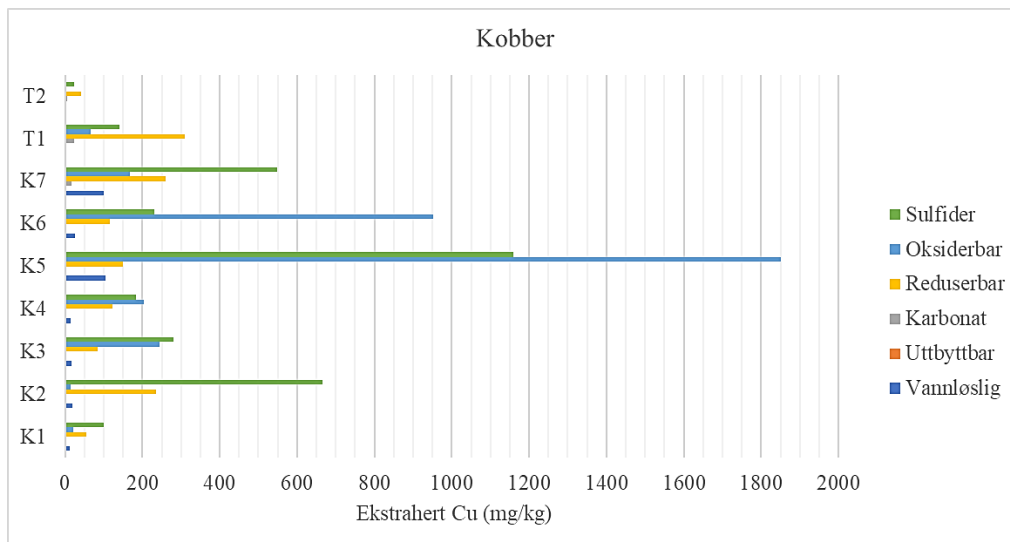
Figur 21: Siktekurver for <2 mm fraksjon gitt for prøver inkludert i ekstraksjonsforsøket.

Utlekking av enkeltkomponenter

I dette avsnittet vil variasjon i utlekkingen av utvalgte metaller mellom de ulike prøvekvettene bli presentert. Gjennomsnittskonsentrasjonene i blankprøvene er trukket fra prøvekonsentrasjonene for å justere for matrikseffekter ved ICP-MS analysen. For duplikater er resultatet gitt som gjennomsnittskonsentrasjon.

Hvilke fraksjoner som stod for størst utlekking av Cu varierte, og er illustrert i figur 22. For K6, K5 og K4 stod oksiderbar fraksjon for den høyeste utlekkingen av Cu, etterfulgt av sulfid-, reduserbar- og så vannløselig fraksjon. For K3, K2, K1 og K7 ble det målt størst utlekking fra sulfidfraksjon, etterfølgende fraksjoner varierte. K1, K2 og K7 viste nest høyest utlekking fra reduserbar fraksjon etterfulgt av oksiderbar fraksjon for K7 og K1, og vannløselig fraksjon for K2. Verdt å merke er at utlekking fra vannløselig fraksjon overgikk utlekking fra utbyttbar- og karbonatfraksjon for prøvene tatt ved og i kisdammen. Desidert høyest utlekking totalt over alle fraksjoner ble funnet fra K5 etterfulgt av K6, noe som samsvarer med resultatet fra ristetesten. Samlet over alle fraksjonene ble det ekstrahert 3,27 g Cu/kg i K5.

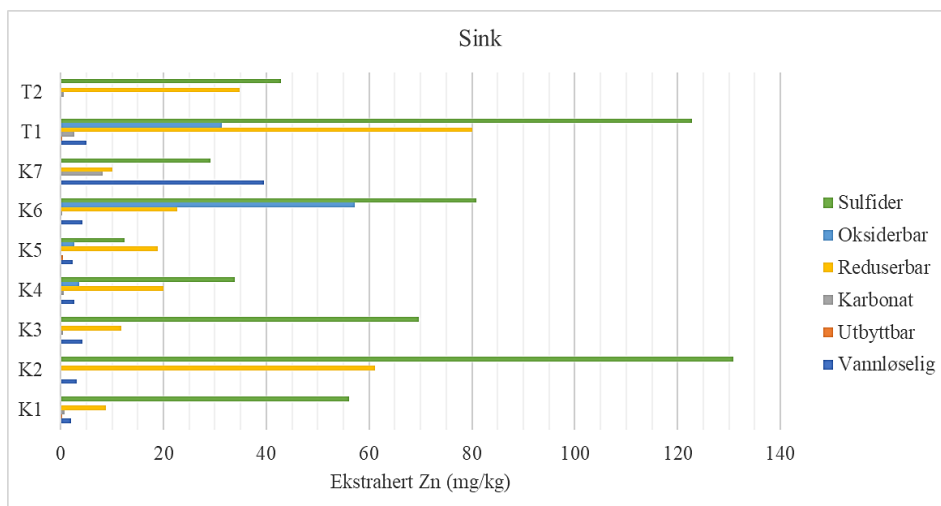
Prøve T1 og T2 fra Tjønnegea viste begge høyest utlekking fra reduserbare faser etterfulgt av sulfidfraksjon, og skilte seg med det fra prøvene fra kisdammen. T1 og T2 viste også et annet mønster i utlekkingen fra de tre første fraksjonene, der utlekking fra karbonatfraksjon > utbyttbar fraksjon > vannløselig fraksjon. T-prøvene viste samme mønster i utlekkingen med unntak av oksiderbar fraksjon, det ble ekstrahert 66,3 mg Cu/kg i T1 og <0,03 mg Cu/kg i T2. Samlet over alle fraksjoner ble det ekstrahert 547,2 mg Cu/kg fra T1 og 72,9 mg Cu/kg fra T2. Totalt ekstrahert Cu fra T1 oversteg ekstrahert Cu fra K1 (195,4 mg Cu/kg) og K4 (527,9 mg Cu/kg).



Figur 22: Total utlekking av kobber fra ulike fraksjoner funnet ved sekvensiell ekstraksjon, presentert etter prøvested. Utlekking er gitt i mg/kg.

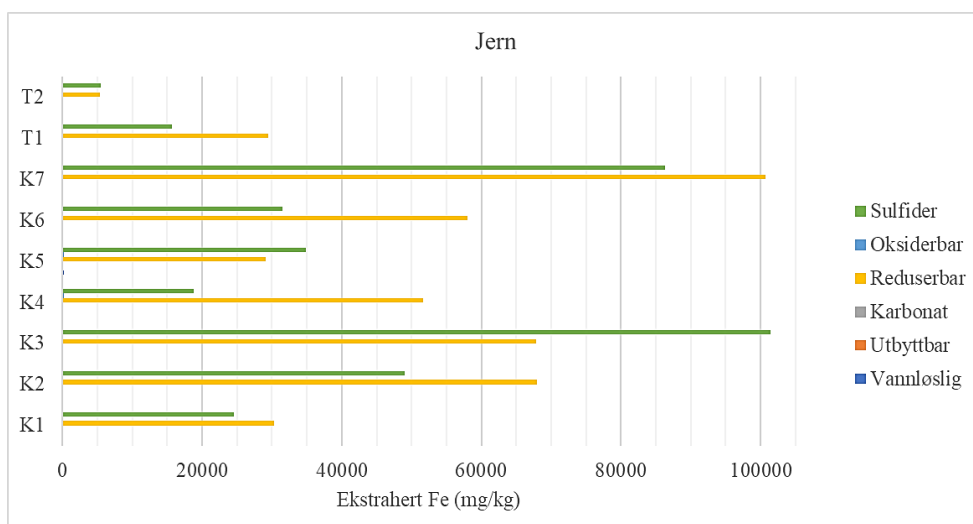
Ekstrahert Zn fordelt på de ulike fraksjonene er vist i figur 23. Det ble målt høyest utlekking av sink fra sulfidfraksjon for alle andre prøver enn K7, som viste høyest utlekking fra vannløselig fraksjon, og K5 som viste høyest utlekking fra reduserbar fraksjon. Prøve T2, T1 og K4-K1, med høyest utlekking fra sulfidfraksjon, viste nest høyest utlekking fra reduserbare faser. K6 viste derimot nest høyest utlekking fra oksiderbar fraksjon etterfulgt av reduserbar fraksjon. K7 viste nest høyest utlekking fra sulfidfraksjon etterfulgt av reduserbar fraksjon. For de tre første fraksjonene viste Zn samme mønster som Cu for K-prøvene, der høyest utlekking ble funnet fra vannløselig fraksjon.

T1 og T2 viste ikke likt utlekkingsmønster av Zn fra de tre første fraksjonene. For T1 ble det funnet høyest utlekking fra vannløselig fraksjon, mens T2 viste høyest utlekking fra karbonatfraksjon. Det ble ikke detektert utlekking fra vannløselig fraksjon for T2. For oksiderbar fraksjon viste T-prøvene samme utlekking som for Cu, med 31,3 mg Zn/kg ekstrahert fra T1 og <0,01 mg Zn/kg fra T2. Størst utlekking over alle fraksjoner ble funnet fra T1 med 242,1 mg Zn/kg, etterfulgt av K2 med 195,4 mg Zn/kg. Det er verdt å merke at også total utlekking av Zn fra T1 (78,3 mg Zn/kg) overstiger utlekkingen fra velteprøvene K1, K4 og K5.



Figur 23: Total utlekking av sink fra ulike fraksjoner funnet ved sekvensiell ekstraksjon, presentert etter prøvested. Utlekking er gitt i mg/kg

Figur 24 viser en tydelig trend for hvilke fraksjoner som representerer de viktigste kildene til utlekket Fe i ekstraksjonsforsøket. Det største bidraget til utlekking av Fe kom fra reduserbare faser og sulfidfraksjon, hvilken fraksjon som stod for størst utlekking varierte fra prøve til prøve. T2, K5 og K3 viste høyest utlekking fra sulfidfraksjon, mens de resterende prøvene viste høyest utlekking fra reduserbar fraksjon. Det ble generelt ekstrahert lite Fe fra de fire andre fraksjonene (0,0 - 0,2% av XRF-konsentrasjonene), hvilke av disse fraksjonene som viste høyest utlekking varierte mellom å være vannløselig-, karbonat- eller oksiderbar fraksjon. Størst utlekking over alle fraksjoner ble funnet fra K7 med 187,3 g Fe/kg. Total utlekking av Fe fra T-prøvene var lavere enn for K-prøvene.

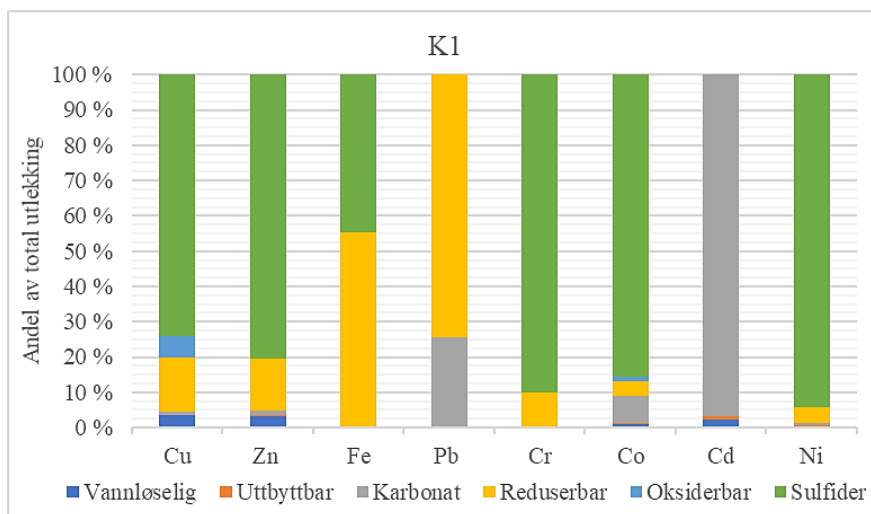


Figur 24: Total utlekking av jern fra ulike fraksjoner funnet ved sekvensiell ekstraksjon, presentert etter prøvested. Utlekking er gitt i mg/kg

Resultater fra sekvensiell ekstraksjon fordelt på prøver

I dette avsnittet vil variasjon i utlekking av de ulike metallene for hver enkelt prøve bli presentert. Fokuset vil være på hvordan de ekstraherte metallene fra de ulike fraksjonene varierer mellom prøvekvartene. Der utlekking fra en fraksjon utgjør <0,5% av den totale utlekkingen av metallet vil dette omtales som ubetydelig utlekking.

For K1 (se figur 25) ble den høyeste andelen av utlekket Cu, Zn, Cr, Co og Ni funnet fra sulfidfraksjon, mens reduserbar fraksjon representerte det største bidraget til utlekket Fe og Pb. Det ble ikke detektert utlekking av Pb eller Cd fra sulfidfraksjonen. Det ble kun funnet spormengder med sulfider i K1 med XRD. For Pb ble 74% av utlekkingen registrert fra reduserbar fraksjon og de resterende 25% fra karbonatfraksjon, mens 97% av den totale utlekkingen av Cd ble målt fra karbonatfraksjon. Cr viste 10% utlekking fra karbonatfraksjon, og Co 8%. Det ble funnet 1% dolomitt i K1 med XRD. Fra vannløselig fraksjon ble 3% av utlekket Cu og Zn ekstrahert, og 2% av utlekket Cd. Det ble ikke målt betydelig utlekking av noen av metallene fra utbytbar fraksjon.

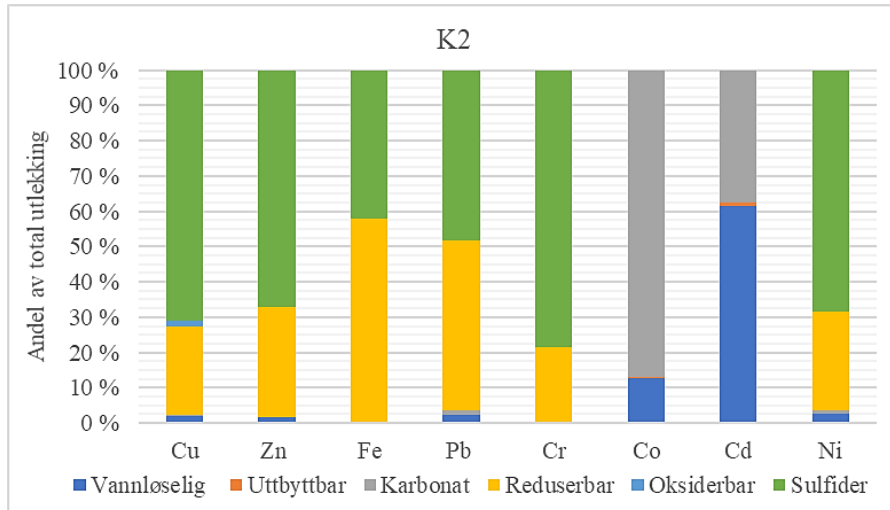


Figur 25: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve K1, vist som relativ prosentandel.

Fordelingen av ekstraherte metaller i de ulike fraksjonene for K2 er vist i figur 26. I prøve K2 ble det generelt målt noe høyere utlekking av Cu, Zn, Fe, Cr og Ni fra reduserbare faser. For Cu, Zn, Cr og Ni var sulfidfraksjonen den fraksjonen med høyest prosentvis utlekking, men for Fe og Pb ble høyest utlekking funnet fra reduserbare faser. Det ble funnet 1% pyritt i K2 med XRD.

Co og Cd skilte seg ut ved å hovedsakelig lekke ut fra vannløselig fraksjon og karbonatfraksjon, med vannløselig fraksjon som den dominerende for utlekkingen av Cd, og karbonatfraksjon som den dominerende for utlekking av Co. Det ble ikke funnet karbonater i

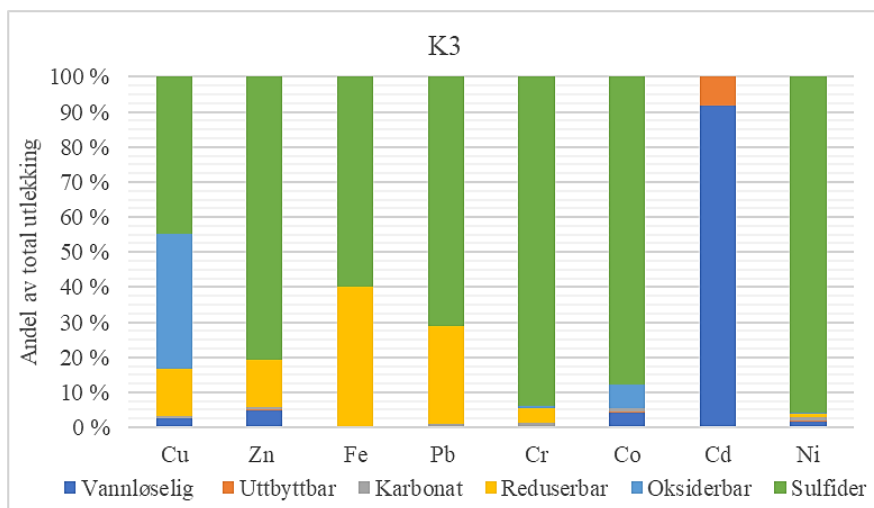
K2 ved XRD. Det ble registrert prosentvis høyere utlekking av Pb, Co, Cd, og Ni fra vannløselig fraksjon enn for K1, men lavere utlekking av Cu og Zn fra samme fraksjon. Fra oksiderbar fraksjon ble det kun målt betydelig utlekking av Cu, og fra utbyttbar fraksjon kun betydelig utlekking av Cd (1%).



Figur 26: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve K2, vist som relativ prosentandel.

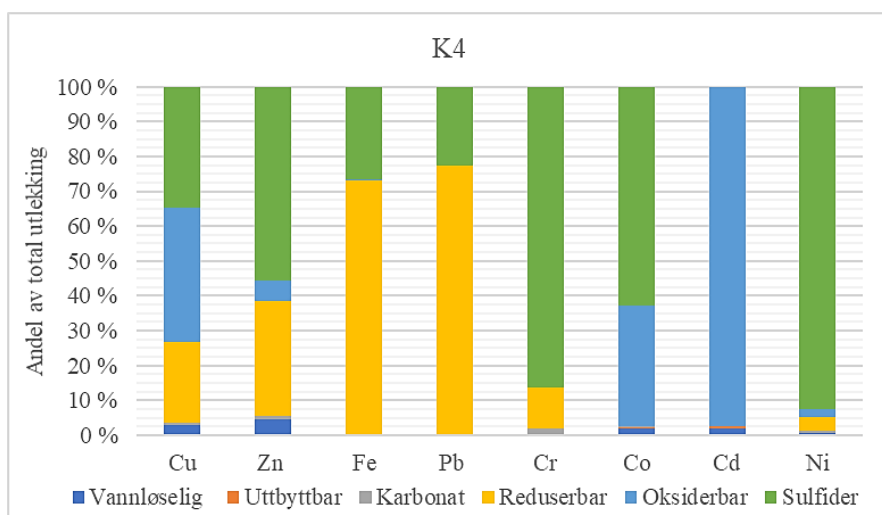
I prøve K3 (se figur 27) ble det generelt målt høy utlekking fra sulfidfraksjon. Sulfidfraksjon var den dominerende fraksjon for utlekking av Cu, Zn, Fe, Pb, Cr, Co og Ni. Over 80 % av utlekket Zn og rundt 90% av utlekket Co og Cr og 96% av utlekket Ni ble ekstrahert fra sulfidfraksjon. Det ble funnet 1% pyritt i K3 med XRD.

Cd skilte seg også i denne prøven ut fra de resterende metallene, med over 90% utlekking fra vannløselig fraksjon og resterende utlekking fra utbyttbar fraksjon. Utlekking fra oksiderbare faser ble detektert for samtlige metaller med unntak av Cd. Den høyeste andelen av utlekking fra oksiderbar fraksjon ble funnet for Cu (39%) og Co (7%). Fra vannløselig fraksjon ble rundt 2% av ekstrahert Cu og Ni, 5% av ekstrahert Zn og 4% av ekstrahert Co funnet til å lekke ut.



Figur 27: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve K3, vist som relativ prosentandel.

I prøve K4 ble det funnet høy utlekking fra oksiderbar fraksjon sammenlignet med flere av de andre prøvene, som vist i figur 28. 39 % av Cu ble ekstrahert fra oksiderbar fraksjonen, 6% av ekstrahert Zn, 34% av ekstrahert Co og 97% av ekstrahert Cd. Den høyeste prosentandelen av Fe og Pb ble ekstrahert fra reduserbar fraksjon, mens Zn, Cr, Co og Ni i størst grad ble ekstrahert fra sulfidfraksjon. Det ble funnet 2% pyritt i ved XRD. Pb ble kun ekstrahert fra reduserbar fraksjon og sulfidfraksjon. Fra utbyttbar fraksjon ble det kun ekstrahert 1% Cd, og ubetydelig prosentandeler av de andre metallene. Karbonatfraksjon stod for <2% av utlekkingen for alle metallene, og det ble ikke funnet karbonatmineraler i prøven. Vannløselig fraksjon stod for 4% av utlekket Zn, 3% Cu og 2% Co og Cd.

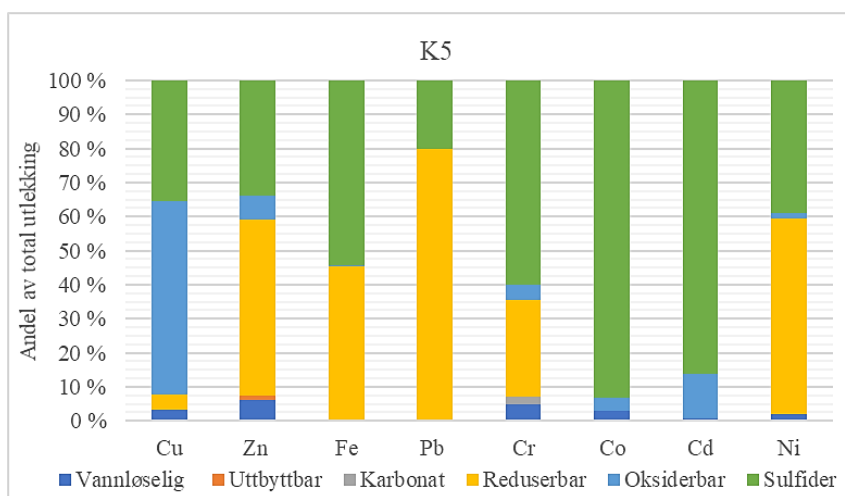


Figur 28: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve K4, vist som relativ prosentandel.

Også i K5 ble den største andelen av Cu (57%) ekstrahert fra oksiderbar fraksjon, som vist i figur 29. Det ble ekstrahert noe Zn, Cr og Co (4-7%), Ni (2%) og Cd (13%) fra samme fraksjon. Det ble målt høyest utlekking fra reduserbare faser for Zn, Pb og Ni, mens Fe, Cr,

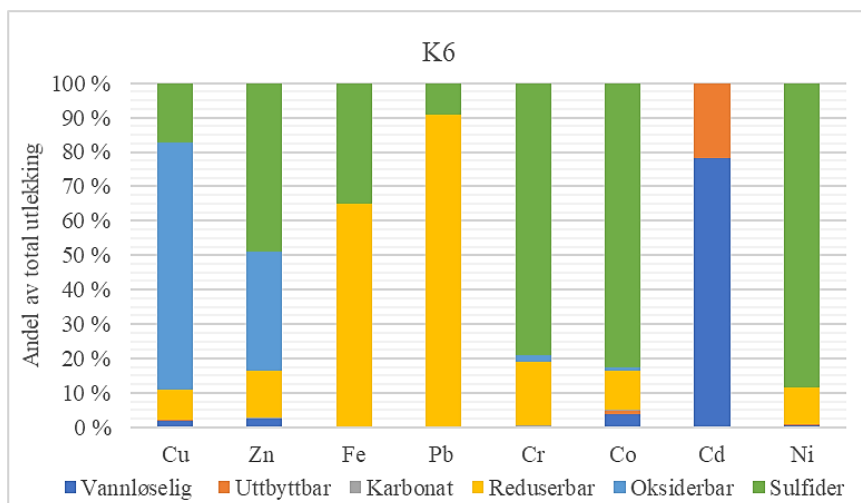
Co og Cd viste høyest utlekking fra sulfidfraksjon. I K5 ble 86% av Cd ekstrahert fra sulfidfraksjon. Det ble ikke ekstrahert Cd fra denne fraksjonen i noen andre prøver. I K5 ble det høyeste sulfidinnholdet funnet med XRD, med 7% pyritt.

Det ble ikke ekstrahert betydelig mengder metaller fra utbyttbar fraksjon, ei heller fra karbonatfraksjon for andre metaller enn Cr. Det ble detektert 1% kalsitt ved XRD. Andelen utlekking fra vannløselig fraksjon ble funnet til å være blant de høyere for Cu (3%), Zn (6%) og Ni (2%). Den høyeste andelen av ekstrahert Cr fra vannløselig fraksjon ble funnet i K5 med 5% utlekking fra denne fraksjonen. Det ble ikke ekstrahert en betydelig andel Cr fra vannløselig fraksjon i noen andre prøver.



Figur 29: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve K5, vist som relativ prosentandel.

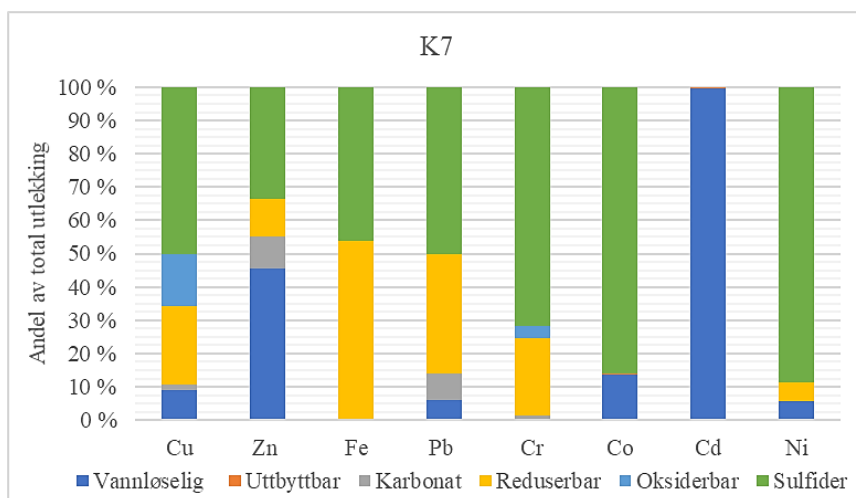
I prøve K6 ble det registrert den høyeste utlekkingen fra oksiderbar fraksjon for Cu (72%) og Zn (35%) i forsøket, se figur 30. Høyest utlekking av Fe og Pb ble funnet fra reduserbare faser. For Cr, Co og Ni ble rundt 80% ekstrahert fra sulfidfraksjon. Utlekking av Cd ble her funnet til å være fordelt på vannløselig og utbyttbar fraksjon, og fordelingen likner den funnet i K3 og T1 (se figur 27 og figur 32). Cd og Co var de eneste metallene der en betydelig andel av utlekkingen ble funnet fra utbyttbar fraksjon. Fra vannløselig fraksjon ble 2% av ekstrahert Cu, 3% av ekstrahert Zn, 4% av ekstrahert Co lekket ut. Det ble ikke målt betydelig utlekking fra karbonatfraksjon for noen metaller, prøven ble funnet til å inneholde 1% kalsitt ved XRD.



Figur 30: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve K6, vist som relativ prosentandel.

Prøven fra bunnen av kisdammen, K7, viste generelt noe høyere utlekking fra vannløselig fraksjon enn velteprøvene, som vist i figur 31. Dette gjelder spesielt Zn, der 45% av utlekkingen ble funnet fra denne fraksjonen, mot maksimalt 5% i de andre velteprøvene. Den høyeste utlekkingen fra vannløselig fraksjon ble også funnet for Cu, Pb, Co, Ni og Cd i K7.

Den største andelen av utlekket Cu, Pb, Cr, Co og Ni ble funnet fra sulfidfraksjon, den høyeste utlekkingen av Fe fra reduserbar fraksjon og for Zn og Co ble det funnet høyest utlekking fra vannløselig fraksjon. Cd ble ekstrahert nesten utelukkende fra vannløselig fraksjon, men det ble funnet ubetydelig med utlekking av Cd også fra utbyttbar fraksjon. Det ble funnet noe Zn (9%), Pb (9-8%) og mindre mengder Cu (2%) knyttet til karbonatfraksjon. Det ble ikke funnet karbonatmineraler i prøven. Fra oksiderbare faser ble det ekstrahert Cu (15%) og Cr (3%), samt ubetydelige mengder Zn og Fe.

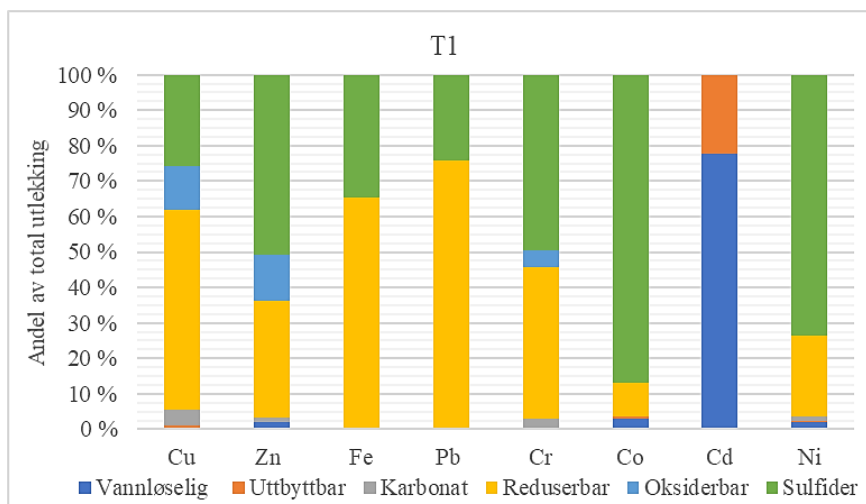


Figur 31: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve K7, vist som relativ prosentandel.

Fordelingen av metaller i fraksjoner for prøven fra oksidert sone i Tjønnegega, T1, er vist i figur 32. T1 viste høyest utlekking fra reduserbare faser for Cu, Fe og Pb, og fra sulfidfraksjon for Zn, Cr, Co og Ni. Co og Ni viste høyest prosentvis utlekking fra sulfidfraksjon, som stod for hhv. 87% og 74% av den totale utlekkingen av disse metallene. Det ble ikke funnet sulfider i T1 eller T2 med XRD.

Fra oksiderbare faser ble 12-13% av utlekket Cu og Zn ekstrahert, sammen med 5% av utlekket Cr og en ubetydelig andel Fe. Resterende Cr fordelte seg relativt likt mellom reduserbar og oksiderbar fraksjon. Det ble ikke detektert utlekking av Pb, Co, Ni eller Cd fra oksiderbar fraksjon. Cd skilte seg ut fra de andre metallene ved å lekke ut eksklusivt fra vannløselig og utbyttbar fraksjon, der 78% av ekstrahert Cd ble målt fra vannløselig fraksjon og resterende utlekking fra utbyttbar fraksjon. Av de resterende metallene ble det kun funnet betydelig utlekking av Cu fra utbyttbare faser. Fra vannløselig fraksjon ble 0,5% av utlekket Cu ekstrahert, og 2-3% av utlekket Zn, Co og Ni. Det ble ekstrahert noe Cu, Cr (3-4%) og minimalt med Zn og Ni (1%) fra karbonatfraksjon. Det ble funnet 2% dolomitt i T1 og T2 med XRD.

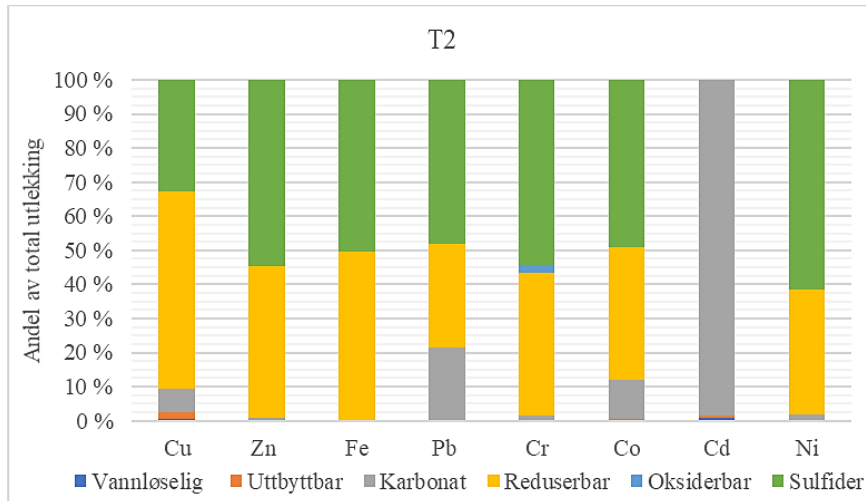
I prøven fra redusert sone i Tjønnegega, T2, ble det i hovedsak ekstrahert metaller fra tre fraksjoner, sulfid-, reduserbar- og karbonatfraksjon, som vist i figur 33. T2 viste høyest utlekking fra reduserbare faser for Cu, og fra sulfidfraksjon for Zn, Fe, Pb, Cr, Co og Ni.



Figur 32: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve T1, vist som relativ prosentandel.

I motsetning til T1 ble det ikke funnet betydelig utlekking av Cu og Zn fra oksiderbar fraksjon for T2. Heller ikke i T2 ble det detektert utlekking av Pb, Co, Ni eller Cd fra oksiderbar fraksjon. Det ble ekstrahert noe Cr fra oksiderbare faser, men dette utgjorde en mindre andel enn for T1. En større andel av ekstrahert Cu, Pb, Co og Cd ble funnet fra karbonatfraksjon

sammenlignet med T1. Cd ble tilnærmet eksklusivt utlekket fra karbonattraksjon (99%). Det ble ekstrahert 2% av utlekket Cu fra utbyttbar fraksjon, noen som var høyere enn for T1. Det ble kun ekstrahert en betydelig andel av Cd fra utbyttbar fraksjon. Utlekkingen av Cu fra vannløselig fraksjon viste ingen betydelig endring fra T1, mens de resterende metallene viste en lavere utlekking fra denne fraksjonen for T2 sammenlignet med T1.



Figur 33: Fraksjonering av ekstraherte metaller i prøve T2, vist som relativ prosentandel.

DISKUSJON

Forurensningsstatus i det øvre området

Analyser av vannprøver fra det øvre området viste at det foregår en oppkonsentrering av flere metaller i kisdammen. Oppkonsentreringen tilsvarte en faktor på 2,4-6,6 for Cu og 1,3-2,4 for Zn. Vekstfaktor for utvalgte metaller er gitt i tabell 19.

Tabell 19: Oppkonsentrering av metaller fra øvre grunnstoll til utløpet av kisdammen, uttrykt ved laveste og høyeste vekstfaktor for utvalgte elementer.

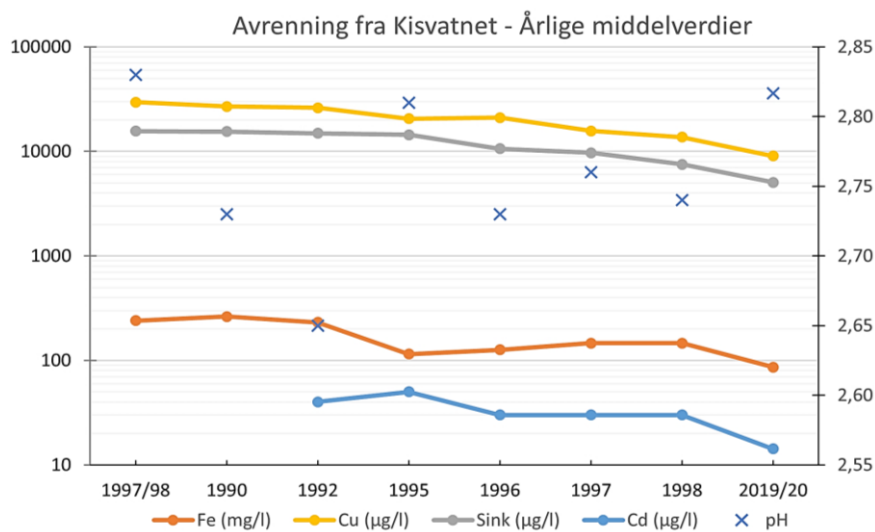
	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Fe</i>	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Ni</i>	<i>As</i>
Vekstfaktor:	2,4-6,6	1,3-2,4	0,5-0,6	2,2-4,5	3,3-8,5	1,6-2,8	1,9-3,6

Den største økningen i konsentrasjon ble funnet for Cr med en vekstfaktor på 8,5 og 8,0 i september-målingene. Konsentrasjonene av Fe ble på den andre siden tilnærmet halvert, noe som kan bety at en del Fe felles ut som sekundære jernhydroksider og jern-oksyhydroksider. Økningen av samtlige metaller i drensvannet er antakeligvis forårsaket av utlekking fra veltene som ligger rundt dammen, samt det som tidligere var nordre velte (R4 og R5 i tabell 1) brakt under vann i 1993.

Oppkonsentreringen av Cr var overraskende høy sammenliknet med Cu og Zn, spesielt med tanke på at total mengde ekstrahert Cr var relativt lav, som senere vist i figur 45. En mulig forklaring økning i Cr kan forklares ved at det også ligger noe magnetittdominert malm i veltene. Magnetitt kan inngå i blandingsserier med kromitt ($\text{Fe}^{2+}\text{Cr}_2\text{O}_4$) samt andre medlemmer i spinell-gruppen (Kądziałko-Hofmøkl *et al.*, 2008), og Cr i avrenning fra avgangsdammen med sulfidavgang sammenfaller ofte med tilstedeværelse av Cr-holdig magnetitt i avgangen (Moncur *et al.*, 2005; Gunsinger *et al.*, 2006). En annen mulighet er at lang kontaktid mellom veltematerialet i og rundt kisdammen og gruveavrenningen med lav pH fører til at Cr lekkes ut fra mer resistente mineraler, noe som samsvarer med at konsentrasjonene var høyere i slutten av sesongen. Silikatene kloritt, biotitt og amfibol er også mulige kilder til Cr (Moncur *et al.*, 2005; Moncur *et al.*, 2009). Forskjellen i utlekking av Cu og Zn diskuteres i senere avsnitt.

Endringer i elementkonsentrasjoner i avrenningen fra utløpet av kisdammen presentert som årlige middelveidier er illustrert i figur 34. Verdiene er beregnet ut ifra 2-5 målinger per år, og er dermed noe sårbare ut ifra når på året prøvetakingen har blitt gjennomført. Som tidligere vist i tabell 10 sees en viss variasjon i metallinnhold ut ifra årstid for prøvetaking. Figuren

viser en nedadgående trend for metallene som var en del av måleprogrammet. Målt pH på den andre siden ser ut til å variere noe tilfeldig, dog innenfor et smalt pH-område.



Figur 34: Utvikling i element-konsentrasjoner i avrenning fra det øvre området fra 1998-2020, historiske analyseverdier fra Arnesen og Iversen (1999). Merk logaritmisk skala.

Bekken som starter i utløpet av kisdammen og ender ved vaskeriet i det nedre området ble sommeren 2020 kartlagt til å være 2,03 km lang, og passere flere myrområder som virket til å absorbere mye av avrenningen. Ved prøvepunkt d ble det funnet lavere konsentrasjoner av alle de prioriterte metallene, og ved prøvetaking i punkt e (figur 8) målt en ytterligere minskning i konsentrasjon av Cu, Zn, Cd, Cr og As. På den andre siden økte konsentrasjonene av Pb og Ni, noe som ikke var forventet.

Som tidligere nevnt i teori-delen utviser organisk materiale motsatt pH-styrt løselighet av kationer, og ved kompleksdannelse vil kationiske metaller innta samme oppførsel som det organiske ligandet. Ettersom Cu og Pb viser sterkere tendenser til å danne organiske komplekser enn andre kationiske metaller (Bourg og Schindler, 1985), ville det vært forventet å se en reduksjon av begge disse to metallene dersom kompleksdannelse med organisk materialet i myrområdene var årsaken til nedgangen i kobber-konsentrasjoner. Dette kan tyde på at minskning av Cu, Zn, Cd og Cr i avrenningen i stor grad er et resultat av fortykning, opptak i planter via rotsystem eller blader o.l. (Shahid *et al.*, 2017; Tangahu *et al.*, 2011).

Forurensningstransport fra det øvre området

Med utgangspunkt i at avrenningen fra kisdammen tilsvarer middelavrenningen funnet fra års-summene for 1995 og 1998 av Arnesen og Iversen (1999) på 60 643 m³/år, har årlig transport av utvalgte elementer blitt estimert og fremstilt i tabell 20. Som tabellen viser transporteres det antakeligvis mellom rundt 550 kg Cu og 310 kg Zn fra kisdammen og ut i det øvre myrområdet basert på konsentrasjoner funnet i de innsamlede vannprøvene.

Tabell 20: Estimert årlig transport av metaller og metalloider fra kisdammen med utgangspunkt i øyeblikksmålinger, uttrykt i kg/år.

Dato	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Co	Fe
23.09.2019	534,3	299,0	0,8	2,0	7,0	16,2	5615,5
16.07.2020	428,0	192,8	0,5	1,2	4,8	10,8	3341,4
21.09.2020	679,2	428,1	1,2	2,4	7,8	19,2	6670,7
Median	553,6	310,5	0,9	1,8	7,0	16,2	5006,0

Transporten av Pb og As vurderes som ubetydelig. Til sammenligning ble årlig avrenning i 1998 beregnet til 700 kg Cu og 400 kg Zn basert på en årlig avrenning på 51 997 m³/år av Arnesen og Iversen (1999). Dette tilsvarer en reduksjon på 150 kg Cu og 100 kg Zn i løpet av en periode på rundt 20 år, forutsatt at årlig avrenning i dag er nærmere midlere avrenning for 1995/1998 enn avrenningen målt i 1995. Ettersom estimatene er gjort med utgangspunkt i ulike årlige avrenningsverdier må disse tallene betraktes som usikre. Etter arbeidet i 1993-1998 ble det stilt spørsmål om løselige forbindelser i materialet deponert under vann i kisdammen fremdeles ikke var vasket ut på grunnlag av lavere reduksjon av jern og sulfat sammenliknet med kobber og sink. For å vurdere den langsiktige utviklingen av forurensningstransport fra kisdammen ville en hyppigere prøvetaking etter etablering av dammen vært særdeles nyttig. Dette ville gjort det mulig å vurdere om nedgangen i metallkonsentrasjoner i stor grad er et resultat av utvasking av lett løselige faser, eller om den representerer en langsiktig synkende trend (ref. figur 34).

Mineralogiske analyser av velteprøvene

De mineralogiske analysene av velteprøvene viste først og fremst stor variasjon både i mineralinnhold og i hvor stor andel av prøven de ulike mineralene representerte. Dette tilsier at veltene er svært heterogene, og at det ville vært nødvendig med et høyt antall prøvecutt for å få en representativ fremstilling av mineralinnholdet.

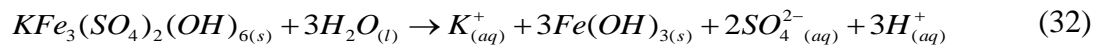
Alle prøver viste ett eller flere jernhydroksider som goethitt og ferrihydritt, eller sulfatet jarositt, som typisk finnes som forvitningsprodukter/sekundære mineraler i gruvevelter. Prøvene ble ikke analysert for schwertmannitt(Fe₈O₈(OH)₆SO₄) på grunn av manglende datagrunnlag i XRD-programvaren. Selv om prøvene ikke er analysert for schwertmannitt er det grunn til å tro at det kan finnes noe schwertmannitt i prøvene ettersom schwertmannitt har blitt funnet til å være det dominerende mineralet som felles ut fra surt svovelholdig gruvevann ved pH mellom 2.8 og 4.5 (Bigham *et al.*, 1996).

Goethitt kan dannes som et forvittringsprodukt av magnetitt, sideritt, pyritt, pyrrhotitt og kalkopyritt m.fl. under oksiderende forhold i umettet sone, og har blitt funnet til å være et av de første jernholdige forvittringsmineralene som dannes ved forvitring av jernsulfider (Bladh, 1982; Deer, 1962b; Jambor, Blowes og Alpers, 1994). Jarositt felles ut i et senere stadium av forvitringen, og dannelsen er avhengig av at det finnes tilstrekkelig konsentrasjoner av kalium tilgjengelig i forvittringsmiljøet (Bladh, 1982). Oppløsning av biotitt ($K(Mg,Fe)_3(Al,Fe)Si_3O_{10}(OH,F)_2$) samt mer stabile mineraler som kalifeltspat ($KAlSi_3O_8$) og muskovitt ($KAl_2(Si_3Al)O_{10}(OH,F)_2$) kan være kilder til kalium for dannelse av jarositt ($KFe_3(OH)_6(SO_4)_2$) (Jambor, Blowes og Alpers, 1994). Jarositt er generelt stabilt under sure betingelser og oksiderende forhold, mens goethitt er stabilt under et bredt Eh-pH område (Brown, 1971).

Ferrihydritt ($Fe_5HO_8 \cdot 4H_2O$) har sjeldnere blitt observert i sulfidavgang sammenlignet med jarositt og goethitt, og har blitt funnet til å dannes hovedsakelig ved høyere pH, og er dominerende ved $pH \geq 6.5$ (Jambor, Blowes og Alpers, 1994; Bigham *et al.*, 1996). Hvilke mineraler som felles ut har vist seg å styres av pH, Eh, aktiviteten av totalt svovel ($a_{\Sigma S}$) og løst jern ($a_{Fe^{2+}}$, $a_{Fe^{3+}}$), og for jarositt aktiviteten av kalsium (a_{K^+}) i løsningen (Brown, 1971; Bigham *et al.*, 1996). Forholdet mellom sekundære forvittringsprodukter kan dermed si noe om forholdene i porevannet i veltene og hvilket pH- og Eh-område som har dominert. Velteprøver der goethitt dominerer sammenlignet med jarositt kan indikere mindre sure forhold ($pH > 3$) eller underskudd på tilgjengelig kalsium for utfelling av jarositt. Et høyt innhold av jarositt kan også indikere at bufferkapasiteten i området har nådd stadiet for nøytralisering med aluminiumsilikater, som frigir kalium ved forvitring (Puura og Neretnieks, 2000).

Gips ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$) kan forekomme både som sekundært og tertiært mineral i sulfidholdig avfall og avgang, og har sammen med goethitt blitt funnet til å være et av de vanligst forekommende sekundære mineralene i sulfidavgang. Undersøkelser av gips i elektronmikroskop har vist at sekundært gips danner grove korn på >1 mm mens tertiært gips kan sees som fine grener (Jambor, Blowes og Alpers, 1994). In situ funn av svellende leirmineraler i smektittgruppen (som favner montmormenitt) som sekundære mineraler i sulfidrikt gruveavgang (tailings) er beskrevet i Jambor, Blowes og Alpers (1994). Ingen av de nevnte mineralene ovenfor har blitt kartlagt av Rui (1973) eller NGU (2017) som en del av den primære mineralogien.

Det har blitt foreslått at jarositt kan bidra til forsuring ved oppløsning og konvertering til goethitt og/eller metastabile faser av schwertmannitt eller ferrihydritt etter likning (32) under forhold som avviker fra mineralets stabilitetsområde (Stoffregen, Alpers og Jambor, 2000):



Schwertmannitt og ferrihydritt har vist seg å løses fullstendig i NH₄-oksalat ved pH 3.0 etter 15 minutters ekstraksjonstid, i motsetning til jarositt og goethitt (Bigham *et al.*, 1996). Det er dermed grunnlag for å tro at deler av jernet ekstrahert i trinn 4 stammer fra oppløsning av disse fasene.

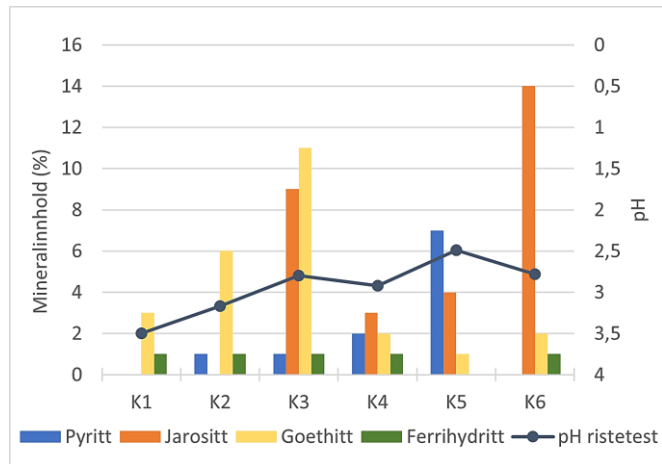
Karbonatene, kalsitt i K5 og K6 samt dolomitt i K1, vil normalt ha potensiale for å nøytralisere H⁺ etter likning (19), gitt at pH-forholdene i veltene er sure (pH<6.4). På den andre siden kan utfelte jernhydroksider og kalsiumsulfat danne belegg på mineraloverflatene og beskytte mot forvitring (Salomons, 1995). Karbonatinnholdet i veltene er dermed ikke nødvendigvis representativt for karbonat-bufferkapasiteten i veltene.

Det ble funnet flere silikater med bufferpotensiale. Hornblende, kloritt og biotitt er gitt som mineraler med middels forvittringshastighet, og vil ha buffereffekt i praksis dersom disse mineralene utgjør mer enn 10% av mineralogien (Bowell, Rees og Parshley, 2000). I gjennomsnitt utgjorde disse tre mineralene 35% av mineralene i veltene, noe som tyder på at det fremdeles finnes bufferpotensiale av betydning i veltene i form av raskt til middels raskt forvitrende silikater.

Ristetest

Redoksmålingene viste at Eh lå mellom 464-726 mV, noe som er innenfor Eh-området funnet i oksidert sone (800-200 mV) i pyrittholdig gruveavfall (Becking, Kaplan og Moore (1960), s.255). Surhetsgrad i eluatet var ikke som forventet for alle prøvene ut ifra pyritinnholdet, prøvene med sulfidinnhold gav ikke nødvendigvis lavere pH i eluatet enn prøver uten sulfidinnhold. For å vurdere andre mineraler som potensielt kan være syreproduserende er pH plottet mot sekundære mineraler i figur 35.

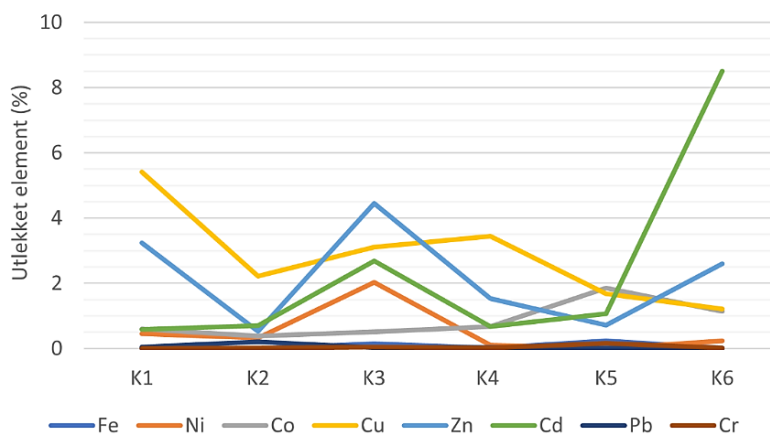
Figur 35: Målt pH etter endt ristetest plottet mot innhold av sulfider og sekundære jernoksider. Merk pH-skala i motsatt rekkefølge



Lavest pH, mest oksiderende forhold og desidert høyest ledningsevne ble funnet i prøven med høyest sulfidinnhold, K5. At det for prøve K6 der det ikke ble funnet sulfider ble målt lavere pH enn i K2, K3

og K4 tyder på at oppløsning av jarositt, som utgjorde 14% i K6, også har bidratt til forsuring. Det sammen synes å være tilfellet for K2 og K3 som hadde samme pyritt-innhold, men K3 som hadde 6% ekstra jarositt viste økt syredannelse i eluatet. Det var stor forskjell i nøytraliserende silikater med middels forvittringshastighet i prøvene, dvs. kloritt, biotitt og hornblende (Bowell, Rees og Parshley, 2000). Disse utgjorde i sum 5% av mineralene i K3 mot 63% i K4. På den andre siden ble tilsvarende høyt innhold av silikater med bufferpotensiale (61%) funnet i K5, noe som tyder på at silikatbufring ikke har hatt alt for stor innvirkning på pH i ristetesten. I K6 utgjorde de nevnte silikatene 24%, noe som tyder på at silikat-nøytraliseringen ikke overgår syreproduksjon antatt forårsaket av oppløsning av sekundære jernhydroksider og jernsulfater.

Resultatene fra ristetesten kan også benyttes til å vurdere elementenes relative mobilitet. Med utgangspunkt i totalkonsentrasjoner funnet i velteprøvene viste de ulike metallene varierende relativ utlekking, som illustrert i figur 36.



Figur 36: Utlekking av utvalgte elementer under ristetest, presentert som andel av total konsentrasjon funnet ved XRF.

Det lekker i snitt ut betydelig mer Cd enn Pb og Cr fra veltene under ristetesten sammenlignet med elementinnholdet funnet med XRF. Dette kan tyde på at de små

konsentrasjonene av Cd som finnes i veltene er på en labil og lett mobiliserbar form. Resultatet fra ristetesten tyder på at en større andel av Cu, Zn og Cd i veltene forekommer på en lett tilgjengelig og mobiliserbar form, sammenlignet med Fe, Cr, Pb og til dels Ni og Co.

Mulig fremtidig utlekking fra veltene

Resultatene fra ristetesten og første trinn i ekstraksjonsprosedyren viste at en andel av metallinnholdet i veltene fremdeles finnes på vannløselig og direkte biotilgjengelig form. Etter beregningene fra Bloms oppmålinger er det resterende veltevolumet etter at velte 4 og 5 (nordre velte) ble flyttet rundt 54 200 m³ (Arnesen, 1992). Under arbeidet med nordre velte erfarte Noteby (1994) at det reelle volumet var tilnærmet det dobbelte. For en konservativ tilnærming kan det gjenværende veltevolumet anslås til 108 400 m³. Med utgangspunkt i gjennomsnittlig mineralisk sammensetning normalisert til 100% ble det regnet ut en tetthet for veltemassene på 3,01 g/cm³ brukt i beregningene. Det ligger da 3,26 x 10⁸ kg veltemasser rundt kisdammen.

Total utlekking ble regnet ut fra fire scenarier vist i tabell 21. I gjennomsnitt lakk det ut 3,57 mg Zu /kg og 26,85 mg Cu/kg fra veltematerialet under ristetesten, og som et verst tenkelig scenario er den høyeste utlekkingen målt til 5,12 mg Zn/kg fra K6 og 64,27 mg Cu/kg brukt i beregningene. Med utgangspunkt i konsentrasjonene målt i eluat etter ristetesten kan det fremdeles lekke ut mellom 7,01 tonn og 18,88 tonn Cu, og mellom 0,93 tonn og 1,50 tonn Zu fra veltene under naturlige forhold.

Tabell 21: Estimert utlekkingspotensiale fra veltemassene under naturlige forhold simulert med en standard ristetest.

	Gjennomsnitt ristetest	Høyeste utlekking ristetest
20 % porøsitet	0,93t Zu, 7,01t Cu	1,34t Zn, 16,78t Cu
10 % porøsitet	1,05t Zu, 7,88t Cu	1,50t Zn, 18,87 t Cu

Det presiseres at dette er grove estimater basert på tilgjengelig informasjon etter geokjemisk testing. Ristetsten brukt som basis for utlekking i beregningene ble utført på <4mm fraksjon, noe som innebærer et større reaktivt overflateareal enn hva som er reelt for store deler av veltemassene i felt. Ristetsten har dermed sine begrensninger med hensyn til hvilken kornfordeling testen er passende til å simulere utlekking for. Ved et punkt vil forskjellen i reaktivt overflateareal bli for stor til at utlekking simulert ved ristetesten vil være realistisk i

felt selv ved i et langt tidsperspektiv. Nordre velte som utgjør bunnen av kisdammen er ikke inkludert i beregningen.

Forurensningsstatus i det nedre området

Vaskeriet

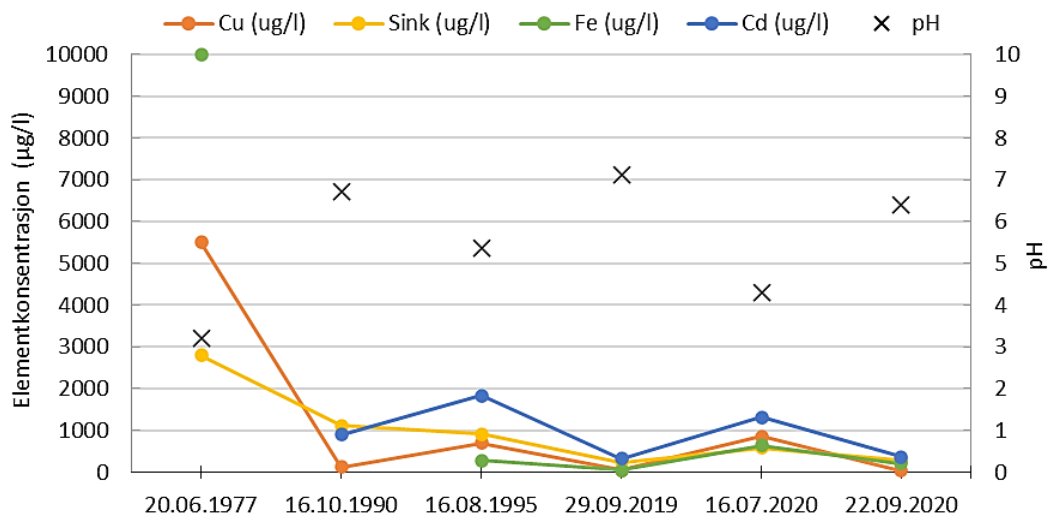
I området rundt det gamle flotasjonsverket ble det funnet høye konsentrasjoner av Cu, Zn, Cd, Cr og Ni, se tabell 13. Lavere metallkonsentrasjoner, men fremdeles tilsvarende tilstandsklasse V (Cu, Zn, Cr), IV (Cd) og III (Ni) ble målt i bekken som har utløp i Tjønneegga. Antakeligvis skylles det metaller ut i Tjønneegga via dette bekkeløpet under snøsmelting på vår og tidlig sommer, noe som igjen vil føre til akkumulering av metaller i Tjønneegga, som ikke har noe overflateutløp. Avrenningen fra det øvre området ble kartlagt til å dø ut sør for vaskeriet, men bekkeløpet splittet seg ved flere anledninger under kartleggingen, og kun det mest fremtredende bekkeløpet ble kartlagt. Det er dermed mulig at noen av avgreiningene møter bekkeløpet som starter ovenfor vaskeriet, og at de høye metallkonsentrasjonene målt i prøvepunkt g i noen grad skyldes metalltransport fra det øvre området. En slik forbindelse er illustrert i NIVA-rapport fra 1999 (Arnesen og Iversen, 1999). Cu- og Cr-konsentrasjonene utenfor vaskeriet var høyere enn i øvre myrområdet (prøvepunkt d) ved to av tre målinger, Zn var lavere ved alle målinger, mens Ni, Pb og As var høyere ved alle målinger. Det sammen gjelder ved sammenligning av verdiene målt utenfor vaskeriet med målingen gjort i prøvepunkt e. Det ble funnet høyere konsentrasjoner av Pb og Ni i punkt e enn i punkt d, noe som tyder på at ikke alle metaller hadde lineært synkende konsentrasjoner med økende avstand fra kisdammen. I gruvetippene som lå lagret ved vaskeriet frem til 1992 ble det målt et høyt innhold av Cu (1,5% (Noteby, 1993)), og rester fra disse massene vil kunne føre til et høyt kobberinnhold i overflateavrenningen i området.

Dersom det i fremtiden skal utføres nye tiltak for å bedre den kjemiske kvaliteten i avrenningen fra området rundt vaskeriet vil en mer detaljert kartlegging av transportveier for overflatevann, også under snøsmelting, være nødvendig for med sikkerhet si noe om årsaken til de høye metallkonsentrasjonene.

Tjønneegga

Analyseresultatene for vannprøvene fra Tjønneegga bærer først og fremst preg av store variasjoner i pH og metallinnhold etter årstidene. Resultatene fra denne oppgaven er plottet mot historiske metallkonsentrasjoner fra 1977, 1990 og 1995 i figur 37. Merk at dette på

ingen måte er sammenhengende måledata, det er dratt linjer mellom punktene for å tydeliggjøre variasjon mellom punktmålingene. Som figur 37 viser har det vært stor nedgang i konsentrasjon av Fe, Cu og Zn siden slutten av 70-tallet. Sammenlignet med målingene fra 1995, etter utførte tiltak i den nedre området, viste overflatevannet i Tjønnegega juli 2020 høyere verdier for Fe, Cu og Co, men lavere konsentrasjoner av Zn, Pb, Cd, Ni og S (Arnesen og Iversen, 1999). På den andre siden ser det ut til at metallkonsentrasjoner og pH i Tjønnegega også før etablering av deponiet i det nedre området i stor grad varierte med tidspunkt for prøvetaking. Med utgangspunkt i variasjonene mellom juli og september funnet i denne oppgaven er det ikke mulig å fastslå at det helt sikkert har vært en bedring av den kjemiske tilstanden i Tjønnegega, og at den samlede svakt nedadgående trenden ikke skyldes prøvetaking sent på året. Om ikke annet illustrerer resultatet viktigheten av regelmessig og systematisk prøvetaking gjennom det hydrologisk året.



Figur 37: Historisk utvikling av pH og konsentrasjoner av Cu, Zn, Fe og Cd i Tjønnegega (Arnesen, Grande og Tjomsland, 1979; Arnesen og Iversen, 1999; Arnesen, 1991).

Avgang der svovelkis er tatt ut ved flotasjon vil naturlig få et lavt svovelinnhold. Et lavt innhold av svovel kombinert med et høyt innhold av tungmetaller i Tjønnegega gjør det naturlig å vurdere flotasjonsavgang fra vaskeriet som en mulig kilde for forurensningene. Ettersom avgangsmassene i deponiet ble funnet av Arnesen (1991) til å inneholde usedvanlige høye konsentrasjoner av svovel er det lite som tyder på at det lekker forurenset sigevann fra deponiet, gjennom løsmassene, til Tjønnegega. En mulig forklaring på sesongvariasjonene er som tidligere nevnt at det skylles ut større mengder metaller fra det øvre området via vaskeriet til Tjønnegega. En nærmere undersøkelse av transportveier og -mekanismer for forurensning, samt en kartlegging av spredning gjennom sedimentet fra Tjønnegega er utenfor denne oppgavens omfang, men vil være av interesse ved videre arbeid i området.

Sedimentene i Tjønnezza

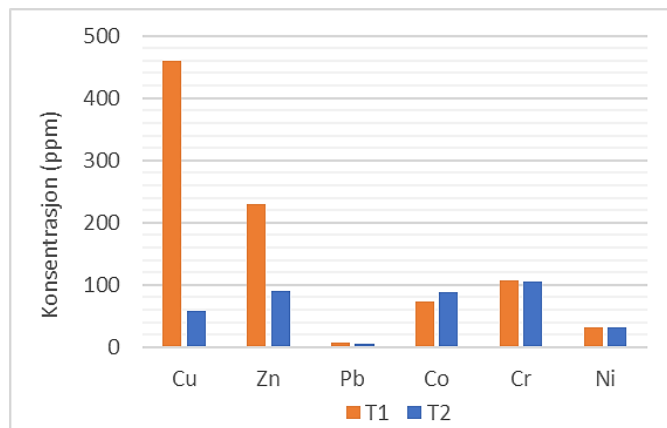
Som vist i figur 38 er konsentrasjon av Cu i den øvre, oksiderte delen av sedimentprofilen i Tjønnezza det mangedobbelte av konsentrasjonen i redusert sone. Konsentrasjonen av Zn i øvre del av sedimentet er også betydelig høyere. Det er ingen grunn til å tro at denne oppkonsentreringen av metaller av denne størrelsesorden har andre kilder enn gruvedrift i det øvre området. Forholdet mellom økningen av Cu og Zn minner om det sett i oppkonsentreringen i kisdammen (se tabell 19), senere diskutert i avsnittet om sekvensiell ekstraksjon. Til tross for høye konsentrasjoner av Cd i vannfasen ble det ikke detektert Cd i sedimentene i verken T1 eller T2, noe som tyder på at elementet har andre kilder enn mineralene funnet i Tjønnezza. En kjent mulig kilde til Cd i sulfidforekomster er sinkblende med sporinnhold av Cd.

Figur 38: Fordeling av sporelementer mellom oksidert og redusert sone fra XRF-analyser av sedimentprøver fra Tjønnezza.

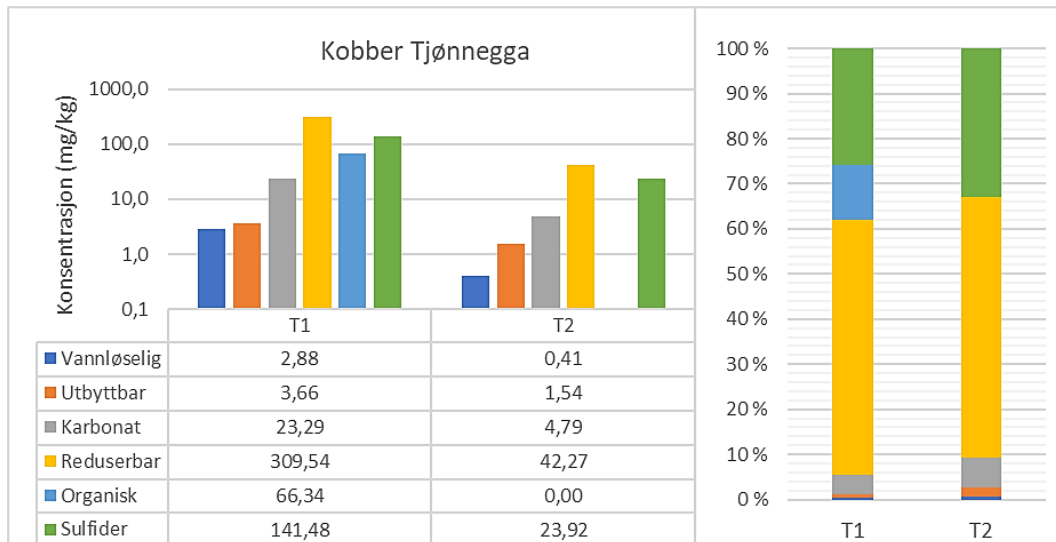
En landsomfattende undersøkelse av innsjøsedimenter har vist at blant elementene fremstilt i figur 38 mottar norske innsjøer atmosfæriske avsetninger

av langtransportert Pb og Zn (Rognerud, Fjeld og Løvik, 1999). Det ble funnet en økning i konsentrasjon i sedimenter fra pre-industriell tid (35-45 cm sedimentdyp) fra 16 mg/kg til 119 mg/kg (0,5-1 cm sedimentdyp) for Pb, og fra 105 til 141 mg/kg for Zn i snitt (Rognerud, Fjeld og Løvik (1999), vedlegg A). Dette bør tas i betraktning når forurensningsomfanget fra gruvedriften eller annen lokal forurensning diskuteres. For å kartlegge endringer i bakgrunnsnivå i økosystemet forårsaket av regionale og globale variasjoner ville det vært nyttig å gjøre prøvetaking i flere vannfylte dødisgroper eller innsjøer, som også ligger på lignende glasifluviale avsetninger uten å ligge i direkte nærhet til et gruvedeponi. Det er noen ulemper ved å bruke innsjøsedimenter i geokjemisk kartlegging. En av disse er at kornstørrelsefordelingen og sammensetningen til mineralske sedimenter kan variere med avstand til innløpet, samt ujevn avsetning av organisk materiale og Fe- og Mn-oksider (Ottesen *et al.*, 1989).

Med unntak av organisk fraksjon er fordelingen av Cu mellom fraksjonene relativt lik for T1 og T2, til tross for betydelig høyere konsentrasjoner i T1, som vist på figur 39. Dette tyder på at organisk materiale i Tjønnezza har tatt opp en god andel av kobberet tilført tjernet i nyere

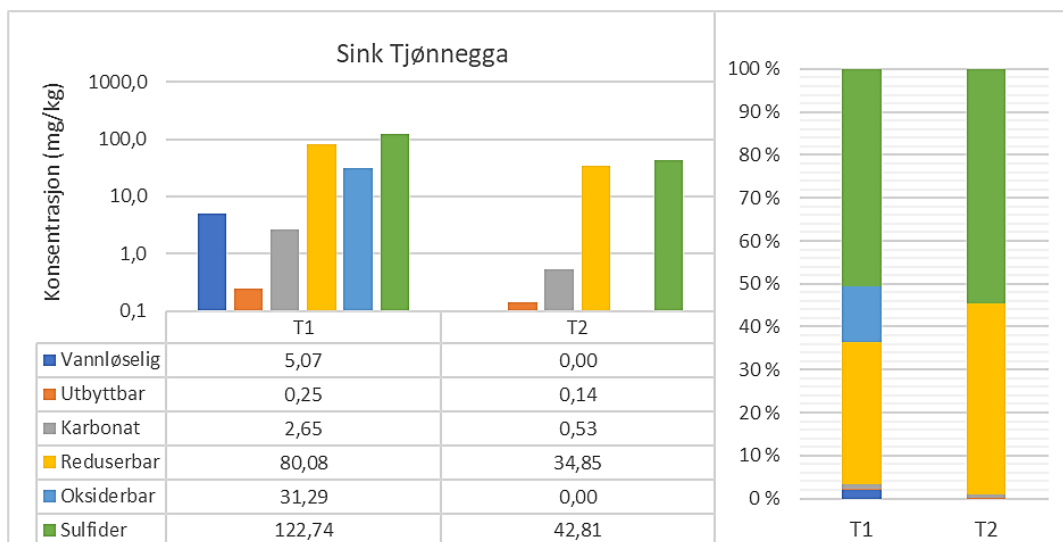


tid. Selv om det ble ekstrahert en større mengde Cu fra vannløselig fraksjon i T1 var prosentandelen av totalkonsentrasjon den samme. Andelen Cu ekstrahert fra utbyttbar fraksjon var noe lavere for T1 enn for T2, noe som kan indikerer at midlertidig immobilisering av Cu^{2+} ved kompleksdannelse til organisk materiale er mer effektivt enn immobilisering ved ionebytteprosesser.



Figur 39: Fraksjonering av kobber i T1 og T2. Merk logaritmisk skala, ikke-detekterte konsentrasjoner er gitt som 0,00, for nøyaktig deteksjonsgrense se vedlegg I.

For Zn ble det funnet større forskjell i fraksjoneringen mellom T1 og T2, se figur 40. Zn viste samme oppkonsentrering i organisk fraksjon som Cu, men utenom det viste de to metallene ulik fraksjonering i sedimentet. Zn ble i større grad ekstrahert fra sulfidfraksjon for både T1 og T2, og fra vannfraksjon i T1. Dette kan tyde på at selv om det har blitt funnet forholdsvis lavere konsentrasjoner av Zn i avrenningen fra Røstvangen sammenlignet med Cu, så forblir sink i større grad mobilt når Zn først er løst ut fra resistente faser.



Figur 40: Fraksjonering av sink i T1 og T2. Merk logaritmisk skala, ikke-detekterte konsentrasjoner er gitt som 0,00, for nøyaktig deteksjonsgrense se vedlegg I.

Det er interessant at flere av metallene i Tjønnegega-prøvene viste en høy andel utlekking fra sulfidfraksjon, til tross for at det ikke ble funnet sulfider i prøvene. Dette tyder på at det finnes andre resistente faser som inneholder tungmetaller i sedimentet, og at konsentrasjonen av metaller i disse fasene har økt.

Stugusjøen og Tunna

Tunna ble valgt som prøvepunkt fordi elva tidligere mottok drensvann fra det øvre området via en bekk som drenerte til Kulvbekken, illustrert på figur 1. Dette elveløpet ble ikke observert som aktivt under feltarbeidet. Det er dermed ikke grunn til å tro at de forhøyede konsentrasjonene av Cd, As og Ni i Tunna er et direkte resultat av tidligere gruvedrift i det øvre området ved Røstvangen. Vannprøver tatt i det øvre området viste spesielt høye konsentrasjoner av Cu og Zn, noe det også ville vært forventet å se i Tunna dersom forurensningskilden var den samme. Konsentrasjonene av Cu og Zn målt i Tunna tilsvarte bakgrunnsnivå eller klasse II. Metallkonsentrasjoner i klasse II vil være å forvente i et område der det er naturlig høye konsentrasjoner av disse metallene i berggrunnen.

Dersom tilførsel via Tunna var årsaken til konsentrasjoner over bakgrunnsnivå i Stugusjøen ville det vært naturlig å forvente en fortykningseffekt i Stugusjøen, der konsentrasjonen i innløpet var høyere enn i innsjøen. Konsentrasjonen i Tunna for flere av metallene Cu, Cr, Ni er lavere enn i Stugusjøen, tabell 16 og tabell 17. Zn-konsentrasjonene, som ble funnet til å være høyere i Tunna ved én måling, vurderes ikke som nok til å si at det transporteres sink til Stugusjøen via Tunna ettersom konsentrasjonene ved de andre målingene var under

deteksjonsgrensen. I tillegg finnes det andre antropogene kilder til organiske og uorganiske miljøgifter i områder, som biltrafikk fra riksveg 3, aktiviteter i hyttefelt og gårdsdrift som utgjør mer sannsynlige forurensningskilder.

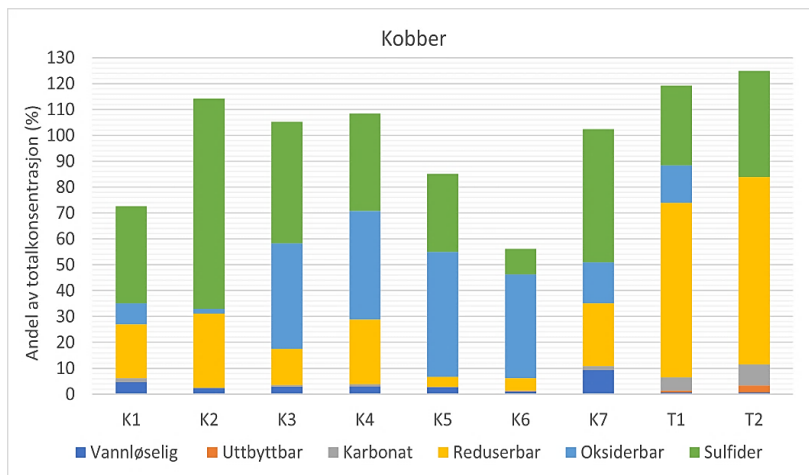
Den kjemiske tilstanden i Stugusjøen kan klassifiseres som god med unntak av As- og Cd-verdiene i juli-målingene. As-verdiene i Tunna, som står for hovedmengden av vanntilførselen til Stugusjøen, hadde arsenverdier i klasse II. Dette kan tyde på at økningen i konsentrasjon av As er et resultat av vannkjemiske prosesser i Stugusjøen, eventuelt at As tilføres via sigevann eller avrenning fra andre mindre innløp på østsiden av vannet, og ikke via Tunna. Etersom As er et metalloid og ikke følger samme reaksjonsmønster som de fullgode metallene vil ikke variasjoner i As-konsentrasjon og konsentrasjon av de typiske gruvemetallene for forekomsten på Røstvangen kunne sees i direkte sammenheng, men ettersom As er toksisk og regulert i vannforskriften utgjør det et viktig element å inkludere i diskusjon om forurensningsstatus.

Geokjemiske forsøk – sekvensiell ekstraksjonsprosedyre

I et miljømessig perspektiv vil fordelingen av ekstraherte elementer i direkte biotilgjengelige, potensielt biotilgjengelige og immobile faser være av størst interesse for å vurdere hvilken risiko for skade på dyre- og planteliv velter og forurensede sedimenter utgjør. Elementer sterkt bundet til krystallinske faser (restfraksjon) er ikke forsøkt ekstrahert i denne ekstraksjonsprosedyren, og vil derfor ikke bli diskutert i detalj. Ved et representativt utvalg av prøver ville det vært aktuelt å anta at differansene mellom ekstraherte elementer til og med sulfidfraksjon, og totalkonsentrasjoner fra XRF-analyser, tilsvarte restfraksjonen. På grunn av at det ble kjørt et begrenset prøveantall i dette forsøket vil ikke differansen mellom utlekking t.o.m. sulfidfraksjon og XRF-konsentrasjoner kunne ansees som restfraksjon. Dette bekreftes ved at total utlekking fra forsøket ved flere tilfeller overstiger totalkonsentrasjoner funnet ved XRF. Total utlekking over alle fraksjoner vil på den andre siden kunne si noe hvilke elementer som i størst grad finnes i restfraksjon. Prosentandeler oppgitt i kommende avsnitt er beregnet med utgangspunkt i konsentrasjoner funnet ved XRF-analyse. I diskusjon av metallenes biotilgjengelighet er det tatt utgangspunkt i en inndeling av direkte og potensielt biotilgjengelige fraksjoner foreslått av Xian (1987). Ved vurdering av potensiell biotilgjengelighet i et surt og oksiderende miljø som sulfidvelter, bør det vurderes om også sulfidfraksjon kan betraktes som potensielt biotilgjengelig i et langtidsperspektiv.

Kobber

Cu skilte seg ut ved at det for flere av prøvene ble ekstrahert mer Cu enn hva som ble funnet ved XRF, se figur 41. Utlekkingen av Cu oversteg XRF-konsentrasjonene for 6 av prøvene. Dette kan tyder på to ting; at kobberkonsentrasjonene selv innad i samme prøve er svært variabel slik at det hadde vært nyttig å analysere flere prøvecutt for å få en mer nøyaktig kvantifisering, og at ekstraksjonsmidlene brukt generelt er effektive for å ekstrahere Cu.



Figur 41: Fraksjonering av kobber i alle prøver presentert med utgangspunkt i elementkonsentrasjon funnet ved XRF-analyse.

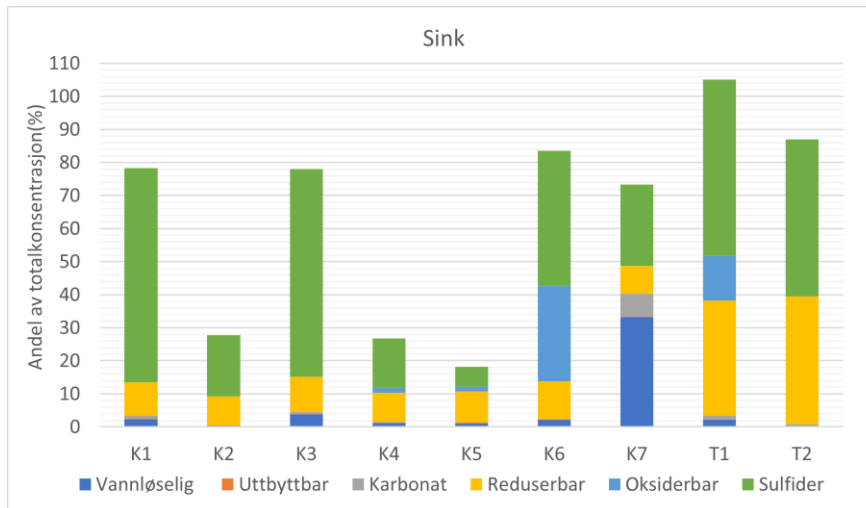
Mellom 1,1% og 9,3% av Cu ble funnet på direkte biotilgjengelig form i veltene, dvs. fra vannløselig og utbytbar fraksjon, mot 1,4-3,3% i Tjønnegega. Høyest ekstrahert prosentandel over alle fraksjoner ble funnet for K7, mens høyest konsentrasjon ble funnet for K5. I tillegg ble i snitt 28,1% av Cu ekstrahert fra organisk fraksjon. Etersom Cu og Pb i teorien har sterkere affinitet for organisk materiale enn de andre metallene diskutert, kan dette bety at det finnes en del Cu bundet til organisk materiale i veltene, og/eller at H₂O₂ også har løst ut noe Cu fra sulfider med langsom oksidasjonshastighet.

Sink

Sink ble i hovedsak ekstrahert fra sulfidfraksjon (33,5% - 80,6%) og reduserbar fraksjon (11,6% - 51,5%) for K-prøvene (figur 42). At utlekkingen fra vannløselig fraksjon (1,6% - 45,4%) var høyere enn fra utbytbar fraksjon (0,1% - 1,2%) for veltene er overaskende med tanke på at NH₄OAc har vist seg å være et effektivt ekstraksjonsmiddel for Zn og Pb. Dette viser at den direkte biotilgjengelige andelen Zn i hovedsak forekommer på svært mobil form. Utlekking av Zn fra vannløselig fraksjon (33,3%) i K7 var høyeste utlekking av metall fra vannløselig fraksjon funnet i denne oppgaven. Samme prøve viste høyest utlekking av Cu (9,3%), Co (3,8%) og Ni (2,6%) fra vannløselig fraksjon. Utlekkingen av Cd (11,9%) ble overgått av T1 med 77,6% utlekking fra vannløselig fraksjon. En mulig forklaring på disse

resultatene er at metode for prøveinnsamling har hatt en innvirkning på resultatet, ved at prøven inneholdt mye metallholdig vann fra kisdammen som kan ha forblitt i prøven etter prøvetørking.

I snitt var Zn det mest biotilgjengelige metallet, der 6,4% forekom på direkte biotilgjengelig form, etterfulgt av 4,1% av Cd og 3,7% av Cu-konsentrasjon. Andelen Zn som ble funnet på potensielt biotilgjengelig form (karbonat til oksiderbar fraksjon) var den tredje høyeste med 21,9%, slått av Fe (37,6%) og Cu (49,9%).



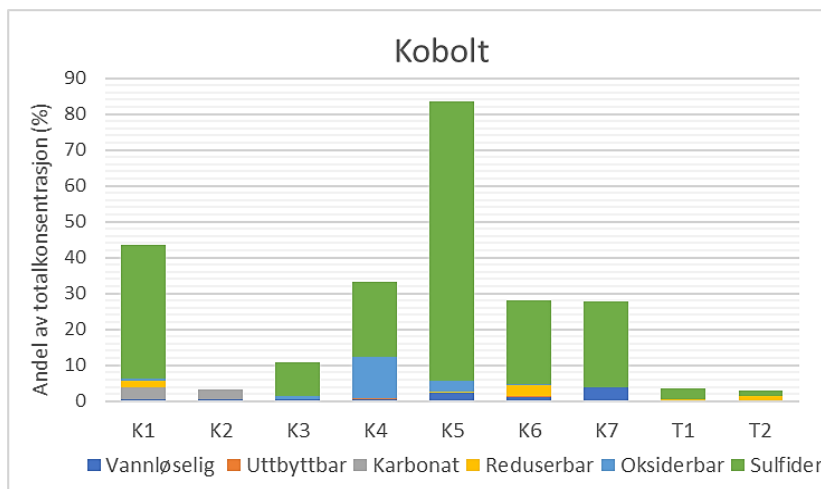
Figur 42: Fraksjonering av sink i alle prøver presentert med utgangspunkt i elementkonsentrasjon funnet ved XRF-analyse

I NIVA-rapportene ble det nevnt at «et typisk trekk ved forurensningen fra Røstvangen gruve har vært lave sinkkonsentrasjoner i forhold til tilsvarende kobberverdier» (Arnesen og Iversen (1999), s.7). Ved å sammenlikne både total andel ekstrahert Zn med tilsvarende tall for Cu for K-prøvene ser man at mens det i snitt ble ekstrahert 92% Cu total sett ble kun 55% Zn ekstrahert. Dette tyder på at en større andel av Zn-innholdet i velt materialet på Røstvangen forekommer sterkt bundet i gitterstrukturen til stabile mineralfaser, og kan forklare hvorfor det tidligere er funnet forholdsvis lavere konsentrasjoner av Zn i avrenningen.

Kobolt

Co ble i størst grad ekstrahert fra sulfidfraksjon (ND-77,8%) som vist i figur 43, og en mindre andel ble funnet på direkte (0,0-3,8%) og potensielt (1,3-20,2%) biotilgjengelig form. Den

totale mengden ekstrahert Co var 3,6% og 2,9% av XRF-konsentrasjon for T1 og T2. Dette gir grunn til å anta at 96-97% av Co i Tjønnegea forekommer som sterkt bunnet til silikater.

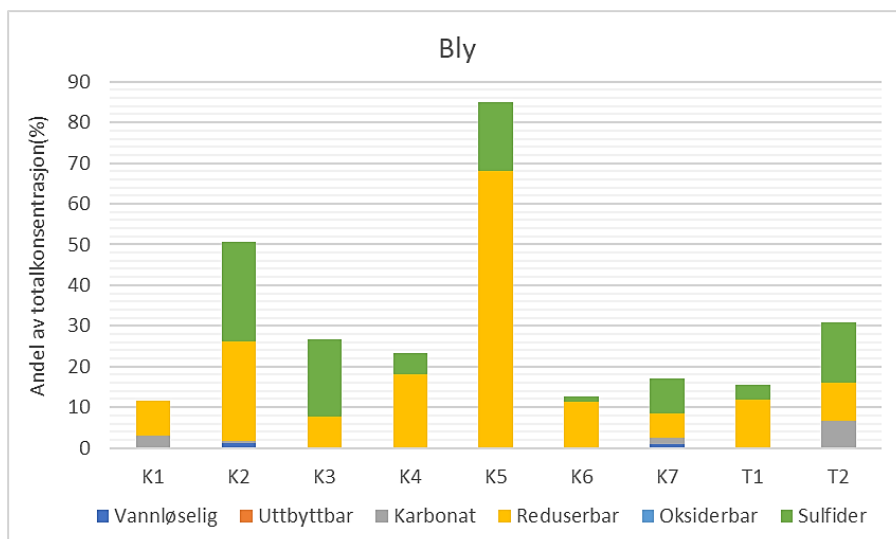


Figur 43: Fraksjonering av kobolt i alle prøver presentert med utgangspunkt i elementkonsentrasjon funnet ved XRF-analyse

Velteprøvene viste ikke en entydig fordeling av utlekket Co. Prøve K5 som viste størst innhold av pyritt ved XRD, viste også desidert høyest utlekking av Co fra sulfid-fraksjon i prøven. Noe høy utlekking sees også for prøvene K1, K4, K6 og K7. Det ble detektert 2% pyritt i K4 og K7, men det ble ikke detektert pyritt i K1 og K6. Prøve K2 viste ingen utlekking fra sulfid-fraksjon til tross for at det ble funnet pyritt i prøven ved XRD.

Bly

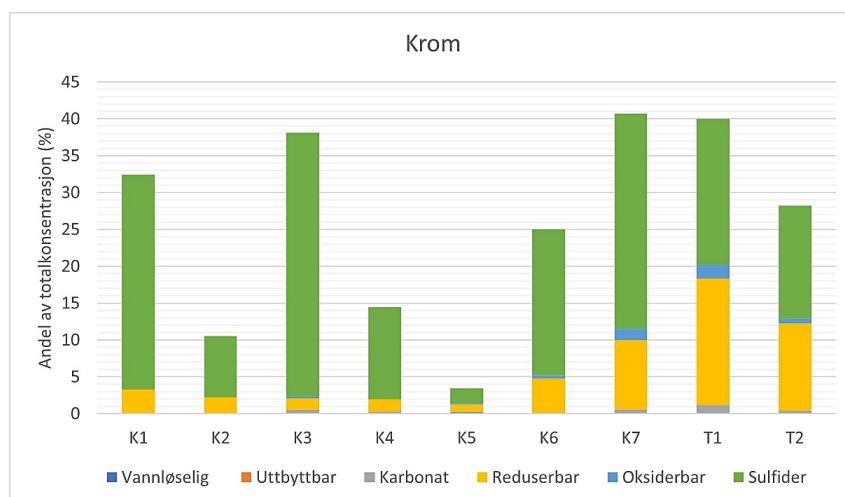
Konsentrasjonen av Pb ble funnet til å være noen høyere i velteprøvene enn i prøvene fra Tjønnegea. Fordelingen av Pb i de ulike fraksjonene ser ut til å være relativt samsvarende for prøvene tatt i det øvre området og for prøvene tatt i Tjønnegea, der brorparten av Pb er bundet til reduserbare faser som jern- og manganoksider (6,1-68,0%), og noe til sulfid-fraksjon (ND-24,4%). Ekstraksjon av Pb fra sulfidfraksjon ser ut til å følge sulfidinnholdet i veltene, med høyere utlekking fra denne fraksjon i prøver med pyritt (K2-K5, K7). Det samme gjelder ikke for T-prøvene. Det ble også felt ut noen Pb fra karbonatfraksjon (ND-6,6%).



Figur 44: Fraksjonering av bly i alle prøver presentert med utgangspunkt i elementkonsentrasjon funnet ved XRF-analyse.

Krom

Med utgangspunkt i XRF-konsentrasjonene ble mellom 3,4% (K5) og 40,7% (K7) av Cr-innholdet ekstrahert totalt sett, se figur 45. En lav andel ble funnet til å være på direkte biotilgjengelige former (0,0-0,2%). Sulfid-fraksjonen viste høyest utlekking av Cr for alle prøver, men mengden utlekket metall fra sulfid-fraksjon følger ikke sulfid-innholdet i prøvene. Den andre fraksjonen Cr ble ekstrahert fra var reduserbar fraksjon (1,0-17,1%). Resultatene viser at Cr i hovedsak ble ekstrahert fra reduserbar fraksjon og senere ekstraksjonstrinn, og av andelen ekstrahert forekommer en lav andel (1,4-20,2%) på potensielt biotilgjengelige former.



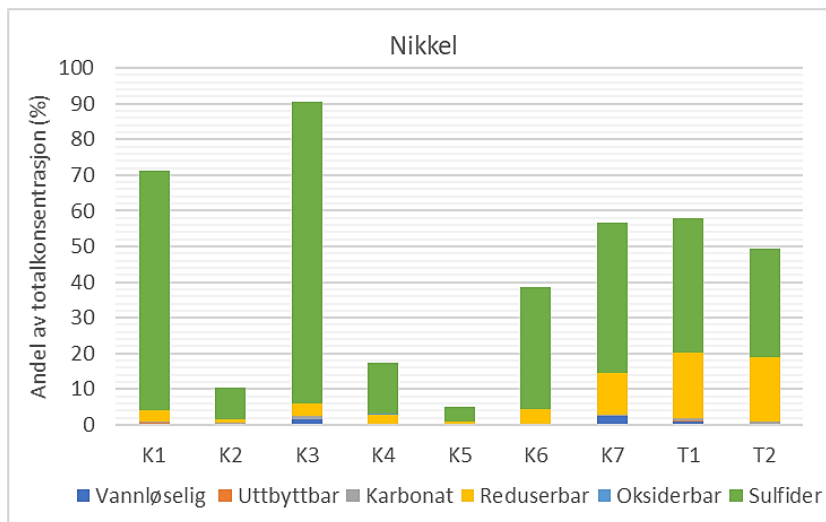
Figur 45: Fraksjonering av krom i alle prøver presentert med utgangspunkt i elementkonsentrasjon funnet ved XRF-analyse.

En annen mulighet, ettersom total utlekking av Cr generelt er lavere for samtlige av prøvene, er at valgt prosedyre ikke ekstraherer Cr like godt som eksempelvis Cu og Zn. Ekstraksjonsmønsteret for Cr likner det for Ni vist i figur 47 og en mulig Ni-Cr-korrelasjon diskuteres i kommende avsnitt.

Nikkel

Det ble ekstrahert mest Ni i sulfidfraksjon (3,9-84,5%) for alle prøver, etterfulgt av reduserbar fraksjon (0,7-18,3%) (se figur 46). Det ble ekstrahert spesielt høye konsentrasjoner fra K1 og K3 totalt (71,4% og 90,5%), samt middels høye konsentrasjoner fra K6-T2 (38,6-58,0%). En mindre andel av Ni ble funnet bundet til direkte og potensielt biotilgjengelige faser (1,1-14%) i veltene, mens Ni T-prøvene ble det ekstrahert noe mer fra disse fraksjonene (19,0-20,1%).

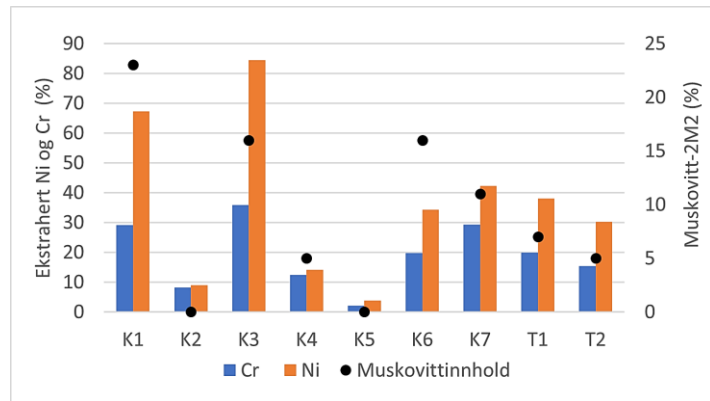
Utlekkingen av Ni ser i stor grad ut til å følge samme utlekkingsmønster som Cr, både med hensyn på fraksjonering og prosentvis utlekking fra de ulike prøvene, noe som kan bety at Ni og Cr finnes bundet til de samme fasene i sedimentet. Tatt i betraktning at Ni i eluatet fra reduserbare faser og sulfidfraksjon i utlekking ble analysert på Ni^{60} og ikke Ni^{58} , som er den vanligst forekommende isotopen, viser flere av prøvene høy utlekking av Ni.



Figur 46: Fraksjonering av nikkel i alle prøver presentert med utgangspunkt i elementkonsentrasjon funnet ved XRF-analyse

Den høye konsentrasjonen av ekstrahert Ni fra sulfidfraksjon kan komme av angrep langs kantene av silikater, som Chao og Sanzolone (1977) påpekte at kan forekomme ved bruk av valgt ekstraksjonsmiddel. Det kan diskuteres om utlekkingen av Ni og Cr fra sulfidfraksjon kan ha en sammenheng med muskovittinnholdet, som for K1, K3, K6 og K7 lå mellom 11% og 23%, og for K2, K4 og K5 mellom 0% og 5%. Innholdet av muskovitt er plottet mot utlekking av Cr og Ni fra sulfidfraksjon er vist i figur 47.

Figur 47: Ekstrahert Cr og Ni fra sulfidfraksjon uttrykt i prosent av elementkonsentrasjoner detektert med XRF, plottet mot muskovittinnholdet i prøven.



Cr- rike muskovitter som fuchsite kan inneholde inntil 6% Cr (Deer, 1962a), og har samme 2M1-

cellestruktur som XRD-analysene ble utført på. I senere tid har det også blitt funnet krom-muskovitt (fuchsite) med opp mot 9 wt% Ni (Arif og Moon, 2007). Undersøkelser av kromholdige muskovitter/fuchsite har vist at Cr^{3+} og Ni^{2+} substituerer for Al på oktahedrale gitterplasser, sammen med Mg og Fe (Ferenc *et al.*, 2016; Arif og Moon, 2007). Tabell 22 viser celleparametere funnet ved å gjøre en kurvetilpasning på diffraktogrammet for prøve K3 sammenlignet med noen Cr-holdige muskovitter registrert i *Crystallography Open Database*. Cr-innholdet i disse muskovittene ble funnet til å være 3.35 wt% Cr_2O_3 (Martin-Rabios og Rodriguez-Gallego, 1982) og 1.99 wt% Cr_2O_3 (Brigatti *et al.*, 2001). Martin-Rabios og Rodriguez-Gallego (1982) og Brigatti *et al.* (2001) analyserte ikke muskovittene sine for Ni-innhold, men Cr-muskovitter som har blitt analysert for NiO har i stor grad vist seg å inneholde Ni, dog i varierende konsentrasjoner (Arif og Moon, 2007).

Tabell 22: Sammenlikning av celleparametere for muskovitt-2M1 etter tilpasning til diffraksjonsmønsteret for prøve K3 og Cr-holdige muskovitter rapportert i COD (Martin-Rabios og Rodriguez-Gallego, 1982; Brigatti *et al.*, 2001).

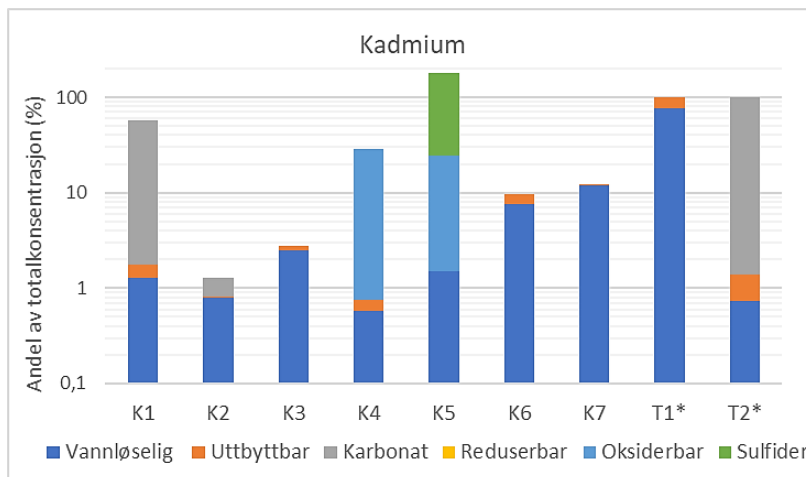
	A (Å)	B (Å)	C (Å)	Beta (°)
<i>Muskovitt-2MI</i>	5.211	9.000	20.022	95.67
<i>COD ID: 9005473 (Cr₂O₃: 1.99%)</i>	5.206	9.04	20.058	95.79
<i>COD ID: 9009461 (Cr₂O₃: 3.35%)</i>	5.212	0.045	19.7	95.7

Celleparametere er såpass like at fuchsite vil kunne være fullstendig kamuflert som muskovitt-2m1 på XRD (personlig kommentar til celleparametere generert fra diffraktogram for prøve K3, Bjørn Eske, 20.04.2021). Hvilke silikatmineraler som bidrar til utlekking av enkeltelementer i de ulike fasene er utenfor oppgavens omfang, men en korrelasjon mellom Cr, Ni og muskovittinnholdet er verdt å merke seg. Ved videre arbeid med området vil en analyse med elektronmikroskop (SEM) kunne gi mer informasjon om den kjemiske sammensetningen i enkeltmineraler.

Kadmium

Cd skilte seg ut fra de andre tungmetallene ved å i stor grad være bundet til de tre mest mobile fraksjonene. Direkte biotilgjengelig Cd utgjorde 0,8-12% av totalkonsentrasjonene, og total sett ble det ekstrahert 1%-179% (se figur 48). Det er interessant at det ikke ble funnet Cd i reduserbare faser, spesielt ettersom en betydelig mengde av de andre metallene ble funnet assosiert til denne fraksjonen.

Totalt ekstrahert Cd ble generelt funnet til å være lavere enn for de andre tungmetallene, med unntak av K5, samtidig som det som ekstrahert ble i stor grad ekstrahert i de to, og for noen prøver tre første trinnene. Dette kan tyde på at Cd er assosiert til silikatene i sedimentet og bergartene på Røstvangen, og ikke sulfidene, slik at den geosfæriske tilførselen av Cd er et resultat av forvitring av stabile silikater akselerert ved tilførsel av sur avrenning over en lang tidsperiode.



Figur 48: Fraksjonering av kadmium i alle prøver presentert med utgangspunkt i elementkonsentrasjon funnet ved XRF-analyse. Merk logaritmisk skala, og at det ikke ble detektert Cd i T1 eller T2.

Cd-resultatene for Tjønnezza bør betraktes som usikre ettersom det ikke ble detektert Cd i prøvene i elementanalysen, og vil derfor ikke bli diskutert videre.

Evaluering av valgt ekstraksjonsprosedyre

For å vurdere om karbonater ble selektivt utløst i trinn 3, og hvorvidt ekstraksjonsmidlene benyttet i sulfidfraksjonson også har angrepet silikater, så er ekstrahert Ca, Mg, Si og Al vurdert og fremstilt i tabell 23. Utlekkingen av Ca og Mg i de ulike trinnene, tyder på at karbonatene kan ha blitt helt eller delvis oppløst allerede i trinn 1, og at NH_4OAc i trinn 2 også kan ha bidratt til noe ytterligere oppløsning. Men, ved å inkludere karbonatfraksjon som et trinn i ekstraksjonsprosedyren ble det funnet at at noen elementer, som Cd, Co, Pb og til en viss grad Cr finnes bundet til faser sensitiver for endringer i pH. Ved å utelate

karbonatfraksjon som eget trinn ville dette blitt oversett. Utlekkingen av Si og Al kan tyde på at det har blitt ekstrahert noen aluminiumsilikater i trinn 6 tilsiktet sulfider.

Tabell 23: Utlekking av Ca og Mg gitt som midlere utlekking i prosent for prøver der det ble funnet karbonater, Si og Al er gitt som gjennomsnitt i % av totalinnholdet funnet ved XRF for alle prøver.

	Ca (%)	Mg (%)	Si(%)	Al (%)
Vannløselig	25,8	3,2	0,02	0,06
Utbyttbar	5,8	0,3	0,04	0,00
Karbonat	3,1	0,1	0,08	0,03
Reduserbar	0,6	5,8	0,34	1,57
Oksiderbar	12,2	1,2	0,16	0,04
Sulfid	52,5	89,4	0,40	13,46

Den voldsomme reaksjonen mellom hydrogenperoksid og noen av prøvene i trinn 5 av den opprinnelige prosedyren viser at dette trinnet bør utføres med stor forsiktighet og i romslige beholdere på prøver av liknende mineralogiske sammensetning som veltene på Røstvangen. Å stanse oppvarmingen, tilsette noen dråper etanol etter Gatehouse, Russell og Van Moort (1977), og fjerne prøven fra varmekilden var ikke nok til å hindre at prøven reagerte ut av beholderen. Ut ifra resultatene fra XRD og XRF er det ingen tydelig fellesnevner for de prøvene, K1 og K5, som reagerte sterkest.

Da det ble klart at opprinnelig ekstraksjonsprosedyre for organisk materiale ikke fungerte optimalt med prøveoppsettet, ble avgjørelsen om å øke ekstraksjonstiden til all H₂O₂ var fordampet, og så ekstrahere re-adsorberte fase ved utbytte med NH₄OAc, tatt relativt hurtig. I ettertid har det blitt tydelig at en pH-justering av NH₄OAc kunne ha vært nyttig. Gupta og Chen (1975) justerte både H₂O₂ og NH₄OAc til pH 2, og ettersom 30% H₂O₂ normalt har en pH mellom 3 og 4 burde pH til NH₄OAc, som uten justering ligger på 7, ha blitt justert til samme pH.

Restfraksjon ble utelatt til fordel for totalkonsentrasjoner funnet ved XRF i denne prosedyren. I etterkant, ved sammenligning av ekstraherte totalkonsentrasjoner uten restfraksjon og XRF-konsentrasjoner, viste det seg at flere prøvecutt antakeligvis inneholdt høyere konsentrasjoner av kobber (se figur 41) og sink (T1, se figur 42) enn prøvecutt tatt ut til elementanalyse. For å få et semi-kvantitativt mål på elementkonsentrasjon i den bestemte prøven tatt ut til sekvensiell ekstraksjon ville det vært hensiktsmessig å inkludere totalopplutning for å ekstrahere restfraksjon.

Feilkilder

ICP-MS analyser – masseisotoper

På grunn av utfordringer med interferens mellom ^{58}Ni og ^{58}Fe i første analyse ble vannprøvene fra øvre grunnstoll og utløpet fra kisdammen analysert på nytt på ^{60}Ni , og det samme ble gjort for reduserbar fraksjon og sulfidfraksjon i ekstraksjonsprosedyren. Vurderingen om å analysere på ^{60}Ni ble gjort på bakgrunn av en indikasjon fra programvaren om at ^{58}Ni -analysen ikke var tilfredsstillende. Dette vil naturlig ha en innvirkning på resultatene, og utgjorde stor forskjell i konsentrasjoner funnet ved den første analysen kjørt på standard-isotoper (eksempelvis gikk resultatene for øvre grunnstoll fra 511 $\mu\text{g/l}$ til 46,6 $\mu\text{g/l}$).

Sekvensiell ekstraksjonsprosedyre

Etter tap av prøver i trinn 5 ble forsøket satt på vent før det ble gjenopptatt. De nye prøvene fikk ikke reagere like lenge i H_2O_2 som de resterende prøvene etter å ha blitt brakt gjennom trinn 1-4. Forskjellen i reaksjonstid på 11 dager i romtemperatur kan ha ført til at større mengder sulfider ble oppløst ved langsomme oksidasjonsreaksjoner i de øvrige prøvene.

Prøvetakingsstrategi og hyppighet

Faste prøver fra veltene ble i utgangspunktet samlet inn fra områder der det ikke lå større blokker, der det var mulig å utføre prøvetaking med spade. Antall prøver samlet inn ble begrenset av at materialet måtte fraktes manuelt ned fra fjellet, og ideelt sett skulle det vært samlet inn materiale fra flere lokaliteter med tanke på veltenes inhomogene natur.

Kalibrering av bærbart utstyr

Etter endt feltarbeid ble pH-elektroden sjekket mot kalibreringsløsninger for å avdekke eventuelle avvik i måleverdiene. Elektroden viste et avvik på +0,1 for kalibreringsløsning med pH 4,00 og pH 7,03, og intet avvik på kalibreringsløsning med pH 10,18. Dette avviket ansees ikke som betydelig for konklusjonene i oppgaven.

KONKLUSJON

Den helhetlige vurderingen etter utførte undersøkelser er at gruveaktiviteten ved Røstvangen den dag i dag er årsaken til at et større område mellom Midthøa og Stugusjøen fremdeles er sterkt forurenset. Det ble derimot ikke funnet klare indikasjoner på at tungmetallholdig overflateavrenning når ut i de store vassdragene. Den kjemiske tilstanden i Tunna og Stugusjøen vurderes likevel som dårlig ved prøvetaking i juli og september 2020 på bakgrunn av forhøyede Cd-, Ni- og As-verdier. For å vurdere om det bør utføres tiltak for å bedre den kjemiske tilstanden i Tunnavassdraget bør det utføres mer omfattende og hyppigere prøvetaking gjennom hele året.

De viktigste funnene gitt punktvis er:

- Tunna og Stugusjøen viser ikke tegn til å være direkte påvirket av forurensning fra Røstvangen gruver slik situasjonen er i dag.
- Tjønneegga har fremdeles høye konsentrasjoner av tungmetaller i vannfasen, og den kjemiske tilstanden i vannfasen og sedimentet vurderes som svært dårlig basert på veileder M-608: Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota.
- Konsentrasjon av kobber i utløpet fra kisdammen lå mellom 7070 µg/L og 11 200 µg/L og sink 3180-7060 µg/L, og pH ble målt til å ligge mellom 2,77 og 2,87.
- Avrenningen fra det øvre området inneholder fremdeles konsentrasjoner av kobber, sink, kadmium og krom tilsvarende klasse V (M-608) med akutte toksiske effekter på organismer målt i et prøvepunkt 600 m fra utløpet av kisdammen.
- Forurensningstransporten fra det øvre området har blitt beregnet til 550 kg kobber og 300 kg sink per år basert på tidligere målte årlige avrenningsverdier fra kisdammen.
- Ristetesten viste at det fremdeles kan lekke ut minst 7t kobber og 0,9t sink fra veltemassene rundt kisdammen, og at massene er syreproduserende.
- Sekvensiell ekstraksjon av veltematerialet viste at det mest mobile og biotilgjengelig metallet var kobber etterfulgt av jern, sink og kadmium.

FORSLAG TIL VIDERE ARBEID

Ved videre arbeid på Røstvangen vil det være relevant å undersøke muligheten for å samle inn pålitelig vannføringsdata, og dermed kvantifisere forurensningstransporten fra det øvre området mer nøyaktig. Det vil også være interessant å gjøre geokjemiske analyser av veltene lagret ved øvre grunnstoll.

Med tanke på metallkonsentrasjoner målt i Tjønnegea er det også å anbefale og utføre analyser av vannkvalitet i grunnvannsbrønnene og målebrønnene satt ned i deponiet i det nedre området, samt en kontroll av bunnmembran. Dette for å undersøke om lekkasje fra deponiet er en mulig kilde til metallkonsentrasjonene i overflatevannet i Tjønnegea. Dersom den private drikkevannsbrønnen på Stølan omtalt av Arnesen og Iversen (1999) fremdeles er i bruk anbefales det tilsvarende kjemiske analyser av vannkvaliteten i denne.

I tillegg vil en kartlegging av transportveier for overflatevann slik de forekommer i dag være av stor nytte for å få en bedre forståelse av avrenningsforhold, beregning av nedbørsfelt og mulige transportveier for gruveforurensning i nedbørsfeltet. Området rundt Børsjøhøgruva og Hamndalsgruva er ikke undersøkt i denne oppgaven, men også her vil en ny vurdering av vannkvalitet og kartlegging av transportveier fra overflatevann være ønskelig.

REFERANSER

- Akcil, A. og Koldas, S. (2006) Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies, *Journal of Cleaner Production*, 14(12), s. 1139-1145. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.09.006>.
- Arif, M. og Moon, C. J. (2007) Nickel-rich chromian muscovite from the Indus suture ophiolite, NW Pakistan: Implications for emerald genesis and exploration, *Geochemical Journal*, 41(6), s. 475-482.
- Arnesen, R. T., Grande, M. og Tjomsland, T. (1979) Vannforurensning fra gruver Røstvangen og Kjøli: Norsk institutt for vannforskning.
- Arnesen, R. T. (1991) *Vannforurensning fra kisgruver : Røstvangen : arbeidet 1990*. (NIVA-rapport (trykt utg.) 8257719986). Oslo: Norsk institutt for vannforskning.
- Arnesen, R. T. (1992) *Vannforurensning fra kisgruver - Røstvangen - øvre del*. Norsk institutt for vannforskning.
- Arnesen, R. T. og Iversen, E. (1999) Røstvangen gruve - Undersøkelser 1993-98: Norsk institutt for vannforskning.
- Avfallsforskriften (2004) *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall* Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930/KAPITTEL_9#KAPITTEL_9 (Hentet: 16.09 2020).
- AZO materials (2016) *Identifying Swelling Clays in the Petrochemical Industry*. Tilgjengelig fra: <https://www.azom.com/article.aspx?ArticleID=12659> (Hentet: 05.03 2021).
- Balci, N. C. (2010) Effect of bacterial activity on trace metals release from oxidation of sphalerite at low pH (< 3) and implications for AMD environment, *Environmental Earth Sciences*, 60(3), s. 485-493.
- Baron, D. og Palmer, C. D. (1996) Solubility of jarosite at 4–35 °C, *Geochimica et Cosmochimica acta*, 60(2), s. 185-195. doi: [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(95\)00392-4](https://doi.org/10.1016/0016-7037(95)00392-4).
- Bastow, T. J. og Hill, A. J. (2018) ⁵⁷Fe NMR characterisation of pyrrhotite, *Journal of magnetism and magnetic materials*, 447, s. 58-60. doi: 10.1016/j.jmmm.2017.09.047.
- Becking, L. G. M. B., Kaplan, I. R. og Moore, D. (1960) *Limits of the Natural Environment in Terms of pH and Oxidation-Reduction Potentials*. Finnes ved 243-284.

- Benjamin, M. M. (2015) *Water chemistry*. 2nd ed. utg. Long Grove, Ill: Waveland Press.
- Bigham, J. M. *et al.* (1990) A poorly crystallized oxyhydroxysulfate of iron formed by bacterial oxidation of Fe(II) in acid mine waters, *Geochimica et Cosmochimica acta*, 54(10), s. 2743-2758. doi: [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(90\)90009-A](https://doi.org/10.1016/0016-7037(90)90009-A).
- Bigham, J. M. *et al.* (1996) Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulfate waters, *Geochimica et Cosmochimica acta*, 60(12), s. 2111-2121. doi: [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(96\)00091-9](https://doi.org/10.1016/0016-7037(96)00091-9).
- Black, C. A. og Evans, D. D. (1965) *Methods of soil analysis : 2 : Chemical and microbiological properties*. Madison, Wis.
- Bladh, K. W. (1982) The formation of goethite, jarosite, and alunite during the weathering of sulfide-bearing felsic rocks, *Economic Geology*, 77(1), s. 176-184. doi: 10.2113/gsecongeo.77.1.176.
- Blowes, D. W. *et al.* (1994) Acid-neutralization reactions in inactive mine tailings impoundments and their effect on the transport of dissolved metals, i *Proceedings of the international land reclamation and mine drainage conference and third international conference on the abatement of acidic drainage. Volume 1: Mine drainage--SP 06A-94*.
- Bourg, A. C. M. og Schindler, P. W. (1985) Control of trace metals in natural aquatic systems by the adsorptive properties of organic matter, *Proc Internat. Conf Heavy Metals in Environment, Sep 1985, Athens, 1*, s. 97-99.
- Bourg, A. C. M. og Loch, J. P. G. (1995) Mobilization of Heavy Metals as Affected by pH and Redox Conditions, i Salomons, W. og Stigliani, W. M. (red.) *Biogeochemistry of Pollutants in Soils and Sediments: Risk Assessment of Delayed and Non-Linear Responses*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, s. 87-102.
- Bowell, R., Rees, S. og Parshley, J. (2000) Geochemical predictions of metal leaching and acid generation: geologic controls and baseline assessment, *Geology and ore deposits*, s. 799-823.
- Brigatti, M. F. *et al.* (2001) Chromium-containing muscovite : crystal chemistry and XANES spectroscopy, *European Journal of Mineralogy*, 13(2), s. 377-389. doi: 10.1127/0935-1221/01/0013-0377.
- Brown, J. B. (1971) Jarosite-geoethite stabilities at 25 °C, 1 ATM, *Mineralium Deposita*, 6(3), s. 245-252. doi: 10.1007/BF00208032.

- Brownlow, A. H. (1996) *Geochemistry*. 2nd ed. utg. Upper Saddle River, N.J: Prentice Hall.
- Bruker (2021) *Handheld XRF: How it works*. Tilgjengelig fra:
<https://www.bruker.com/en/products-and-solutions/elemental-analyzers/handheld-xrf-spectrometers/how-xrf-works.html> (Hentet: 07.03 2021).
- Bugge, C. (1954) *Den kaledonske fjellkjede i Norge*. Oslo: I kommisjon hos H. Aschehoug.
- Chao, T. T. og Sanzolone, R. F. (1977) Chemical dissolution of sulfide minerals, *Journal of Research of the U.S. Geological Survey*, 5(4), s. 409-412. Tilgjengelig fra:
<http://pubs.er.usgs.gov/publication/70156437>.
- Cheatham, M. M., Sangrey, W. F. og White, W. M. (1993) Sources of error in external calibration ICP-MS analysis of geological samples and an improved non-linear drift correction procedure, *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 48(3), s. 487-506. doi: [https://doi.org/10.1016/0584-8547\(93\)80054-X](https://doi.org/10.1016/0584-8547(93)80054-X).
- Chou, L., Garrels, R. M. og Wollast, R. (1989) Comparative study of the kinetics and mechanisms of dissolution of carbonate minerals, *Chemical Geology*, 78(3), s. 269-282. doi: [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(89\)90063-6](https://doi.org/10.1016/0009-2541(89)90063-6).
- Dean, W. E. (1974) Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition; comparison with other methods, *Journal of Sedimentary Research*, 44(1), s. 242-248.
- Deer, W. A. (1962a) *Rock forming minerals : Vol. 3 : Sheet silicates*. London: Longman.
- Deer, W. A. (1962b) *Rock forming minerals : Vol. 5 : Non-silicates*. London: Longman.
- Deutsch, W. J. (1998) *Groundwater geochemistry: Fundamentals and applications to contamination*. United States: United States: Lewis Publishers, Boca Raton, FL (United States).
- Direktoratet for Mineralforvaltning (2013) *Løkken gruveområde tiltaksplan*. Tilgjengelig fra:
https://www.dirmin.no/sites/default/files/tiltaksplan_lokken_gruveomrade_1.5.2013.pdf (Hentet: 10.02 2021).
- Direktoratgruppen vanddirektivet (2018) Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Tilgjengelig fra:
http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/tema-a-a/klassifisering/klassifiseringssystemet-veileder/klassifiseringsveileder_print_02.2018.pdf (Hentet: 04.09.2020).

- Dold, B. (2003) Speciation of the most soluble phases in a sequential extraction procedure adapted for geochemical studies of copper sulfide mine waste, *Journal of Geochemical Exploration*, 80(1), s. 55-68. doi: [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(03\)00182-1](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(03)00182-1).
- Dold, B. (2017) Acid rock drainage prediction: A critical review, *Journal of Geochemical Exploration*, 172, s. 120-132. doi: 10.1016/j.gexplo.2016.09.014.
- Eggset, A. (1998) Røstvangen gruver : et moderne industrieventyr (1904-1921), *Årbok for Nord-Østerdalen*, 1998, s. 109-123.
- Egiebor, N. O. og Oni, B. (2007) Acid rock drainage formation and treatment: a review, *Asia-Pacific journal of chemical engineering.*, 2(1), s. 47-62. doi: 10.1002/apj.57.
- Evangelou, V. P. og Zhang, Y. L. (1995) A review: Pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25(2), s. 141-199. doi: 10.1080/10643389509388477.
- Favas, P. J. C. *et al.* (2011) Selective chemical extraction of heavy metals in tailings and soils contaminated by mining activity: Environmental implications, *Journal of Geochemical Exploration*, 111(3), s. 160-171. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2011.04.009>.
- Ferenc, S. *et al.* (2016) Chromium-and nickel-rich micas and associated minerals in listvenite from the Muránska Zdychava, Slovakia: products of hydrothermal metasomatic transformation of ultrabasic rock, *Journal of Geosciences*, 61(3), s. 239-254. doi: 10.3190/jgeosci.217.
- Flemming, C. og Trevors, J. (1989) Copper toxicity and chemistry in the environment: a review, *Water, air, and soil pollution*, 44(1-2), s. 143-158.
- Fylkesmannen i Hedmark, M. (1992) *Spor fra istida i Nord-Østerdal : avsmeltingshistorie, terrengformer og interessante områder*. Hamar: Miljøvern avdelingen.
- Gatehouse, S., Russell, D. W. og Van Moort, J. C. (1977) Sequential soil analysis in exploration geochemistry, *Journal of Geochemical Exploration*, 8(1), s. 483-494. doi: [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(77\)90069-3](https://doi.org/10.1016/0375-6742(77)90069-3).
- Gleyzes, C., Tellier, S. og Astruc, M. (2002) Fractionation studies of trace elements in contaminated soils and sediments: a review of sequential extraction procedures, *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 21(6), s. 451-467. doi: [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(02\)00603-9](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(02)00603-9).

- Gunsinger, M. R. *et al.* (2006) Mechanisms controlling acid neutralization and metal mobility within a Ni-rich tailings impoundment, *Applied Geochemistry*, 21(8), s. 1301-1321. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.06.006>.
- Gupta, S. K. og Chen, K. Y. (1975) Partitioning of Trace Metals in Selective Chemical Fractions of Nearshore Sediments, *Environ Lett*, 10(2), s. 129-158. doi: 10.1080/00139307509435816.
- Hall, G. E. M. *et al.* (1996) Selective leaches revisited, with emphasis on the amorphous Fe oxyhydroxide phase extraction, *Journal of Geochemical Exploration*, 56(1), s. 59-78. doi: [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(95\)00050-X](https://doi.org/10.1016/0375-6742(95)00050-X).
- Hamberg, R. (2018) *Cementation of cyanidation tailings—Effects on the release of As, Cu, Ni and Zn*. Doktorgradsavhandling, Luleå University of Technology. Tilgjengelig fra: <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1199403/FULLTEXT01.pdf>.
- Heidel, C., Tichomirowa, M. og Junghans, M. (2013) Oxygen and sulfur isotope investigations of the oxidation of sulfide mixtures containing pyrite, galena, and sphalerite, *Chemical Geology*, 342, s. 29-43. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2013.01.016>.
- Heikkinen, P. M. og Räisänen, M. L. (2008) Mineralogical and geochemical alteration of Hitura sulphide mine tailings with emphasis on nickel mobility and retention, *Journal of Geochemical Exploration*, 97(1), s. 1-20. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2007.09.001>.
- Iversen, E. R. og Arnesen, R. T. (2003) *Elvestrekninger påvirket av gruveforurensning (TA-1986/2003)*. (ISBN 82-577-4402-6). Oslo: Norsk institutt for vannforskning,. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/kjemikalier/1986/ta1986.pdf> (Hentet: 21.03.2021).
- Jambor, J. *et al.* (2002) Static tests of neutralization potentials of silicate and aluminosilicate minerals, *Environmental Geology*, 43(1-2), s. 1-17. doi: 10.1007/s00254-002-0615-y.
- Jambor, J. L., Blowes, D. W. og Alpers, C. N. (1994) *The Environmental geochemistry of sulfide mine-wastes*. Nepean, Ont: Mineralogical Association of Canada.
- Janzen, M. P., Nicholson, R. V. og Scharer, J. M. (2000) Pyrrhotite reaction kinetics: reaction rates for oxidation by oxygen, ferric iron, and for nonoxidative dissolution,

- Geochimica et Cosmochimica acta*, 64(9), s. 1511-1522. doi:
[https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(99\)00421-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(99)00421-4).
- Jian, L. *et al.* (2012) Dissolubility and surface properties of a natural sphalerite in aqueous solution, *Minerals & Metallurgical Processing*, 29(2), s. 113.
- Kądziałko-Hofmokl, M. *et al.* (2008) Mineralogy and magnetism of Fe-Cr spinel series minerals from podiform chromitites and dunites from Tapadla (Sudetic ophiolite, SW Poland) and their relationship to palaeomagnetic results of the dunites, *Geophysical Journal International*, 175(3), s. 885-900. doi: 10.1111/j.1365-246X.2008.03933.x.
- Kaste, Ø., Fjeld, E. og Rognerud, S. (2001) Miljøgifter i innsjøsedimenter og fisk i Agder: Norsk institutt for vannforskning.
- Killi, I. (1991) Prosjekt Røstvangen. Trondheim: Bergvesenet rapportarkivet. Tilgjengelig fra: <https://dirmin.no/sites/default/files/bibliotek/BV5856.pdf> (Hentet: 22.06).
- Kleiv, R. A. og Brattli, B. (1997) Frigjøring av tungmetaller og produksjon av sur avrenning ved oksidasjon av metallsulfid fra sulfidgruver, *Vann*, 97(3), s. 312-323.
- Lapakko, K. (2002) Metal mine rock and waste characterization tools: an overview, *Mining, Minerals and Sustainable Development*, 67, s. 1-30.
- Lindsay, M. B. J. *et al.* (2015) Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings, *Applied Geochemistry*, 57, s. 157-177. doi:
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.01.009>.
- Lopez Meza, S. *et al.* (2008) Comparison of the release of constituents from granular materials under batch and column testing, *Waste Management*, 28(10), s. 1853-1867. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.11.009>.
- Lottermoser, B. (2010) *Mine Wastes* (third edition): Characterization, treatment and environmental impacts, s. 1-400. doi: 10.1007/978-3-642-12419-8.
- Lottermoser, B. (2017) *Environmental Indicators in Metal Mining*. Springer International Publishing : Imprint: Springer. Tilgjengelig fra:
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2F978-3-319-42731-7.pdf>.
- Martin-Rabios, J. og Rodriguez-Gallego, M. (1982) Chromian mica from Sierra Nevada, Spain, *Mineralogical Magazine*, 46(339), s. 269-272. Tilgjengelig fra:
<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.601.8583&rep=rep1&type=pdf>.

- McGeer, J. (2004) *Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals*. US Environmental Protection Agency.
- Meteorologisk institutt og NRK (2021) *Røstvangen gruve – Bergverk, Tynset (Innlandet), 754 moh.*
62.38322, 10.40574. Tilgjengelig fra: <https://www.yr.no/nb/historikk/tabell/1-186062/Norge/Innlandet/Tynset/R%C3%B8stvangen%20gruve?q=2013> (Hentet: 01.03 2021).
- Meteorologisk institutt, N. v.-o. e., NORCE, Bjerknessenteret, (2021) *Norsk Klimaservicesenter* Tilgjengelig fra: <https://seklima.met.no/observations/> (Hentet: 07.02 2021).
- Miljødirektoratet (2016) *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf> (Hentet: 09.02 2021).
- Mills, S. J. *et al.* (2009) The standardisation of mineral group hierarchies: application to recent nomenclature proposals, *European Journal of Mineralogy*, 21(5), s. 1073-1080. Tilgjengelig fra: <https://pubs.geoscienceworld.org/eurjmin/article/21/5/1073/69407/The-standardisation-of-mineral-group-hierarchies> (Hentet: 24.09.2020).
- Moncur, M. C. *et al.* (2005) Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment, *Applied Geochemistry*, 20(3), s. 639-659. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2004.09.019>.
- Moncur, M. C. *et al.* (2009) Mine drainage from the weathering of sulfide minerals and magnetite, *Applied Geochemistry*, 24(12), s. 2362-2373. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.09.013>.
- NGU (2015a) *(LA)-ICP-MS*. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/fagomrade/icp-ms> (Hentet: 17.06 2020).
- NGU (2015b) *Basemetaller*. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/fagomrade/basemetaller> (Hentet: 22.06 2020).
- NGU (2015c) *XRF*. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/fagomrade/xrf> (Hentet: 07.03 2021).

- NGU (2017) *Forekomstområde 437 - 012*. Tilgjengelig fra: http://aps.ngu.no/pls/oradb/minres_deposit_fakta.Main?p_objid=6423&p_spraak=N (Hentet: 03.09 2020).
- NGU (2018) *XRD-analyser*. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/fagomrade/xrd-analyser> (Hentet: 07.03 2021).
- NGU (2019) *Mineraler for det grønne skiftet* (s. 26). Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/publikasjon/mineraler-det-gronne-skiftet>.
- NGU (2020) *Bestemmelse av glødetap*. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/fagomrade/bestemmelse-av-gl%C3%B8detap> (Hentet: 06.03 2021).
- Nilsen, O. og Mukherjee, A. D. (1972) Geology of the Kvikne mines with special reference to the sulphide ore mineralization, *Norsk geol. tidsskr*, 52, s. 151-192. Tilgjengelig fra: https://nig.geologi.no/images/NIG_articles/NGT_52_2_151-192.pdf (Hentet: 21.12.2020).
- Noteby (1991) *Røstvangen gruver - Tetningsmasser, deponiområder*. (43295-1).
- Noteby (1993) *Røstvangen gruver - Deponi for gruveavfall 1992 sluttrapport*. (43295-2).
- Noteby (1994) *Røstvangen gruver - Mitdhøa: Tiltak mot gruveforurensning 1993 sluttrapport*. (43295-3).
- Okkenhaug, G. *et al.* (2015) *Vurdering av mulige tiltak mot avrenning fra tidligere gruvevirksomhet*. (Folldal gruver). Trondheim: NGI,. Tilgjengelig fra: https://www.dirmin.no/sites/default/files/folldal_-_tiltaksvurderinger.pdf.
- Ottesen, R. T. *et al.* (1989) Overbank sediment: a representative sample medium for regional geochemical mapping, *Journal of Geochemical Exploration*, 32(1), s. 257-277. doi: [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(89\)90061-7](https://doi.org/10.1016/0375-6742(89)90061-7).
- Parbhakar-Fox, A. og Lottermoser, B. (2015) A critical review of acid rock drainage prediction methods and practices, *Minerals Engineering*, 82, s. 107-124. doi: <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2015.03.015>.
- Parbhakar-Fox, A. og Lottermoser, B. (2017a) Principles of Sulfide Oxidation and Acid Rock Drainage, i Lottermoser, B. (red.) *Environmental Indicators in Metal Mining*. Switzerland: Springer International Publishing, s. 15-34.

Parbhakar-Fox, A. og Lottermoser, B. (2017b) Prediction of Sulfidic Waste Characteristics, i Lottermoser, B. (red.) *Environmental Indicators in Metal Mining*. Switzerland: Springer International Publishing, s. 40-53.

Perez, I. P. og Dutrizac, J. E. (1991) The effect of the iron content of sphalerite on its rate of dissolution in ferric sulphate and ferric chloride media, *Hydrometallurgy*, 26(2), s. 211-232. doi: [https://doi.org/10.1016/0304-386X\(91\)90032-H](https://doi.org/10.1016/0304-386X(91)90032-H).

Pickering, W. F. (1986) Metal ion speciation — soils and sediments (a review), *Ore geology reviews*, 1(1), s. 83-146. doi: 10.1016/0169-1368(86)90006-5.

Plumlee, G. S. (1999) The environmental geology of mineral deposits, *The environmental geochemistry of mineral deposits. Society of Economic Geologists. Part A*, s. 71-116.

Tilgjengelig fra:

https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/57469859/plumlee_seg_A_3.pdf?1538234444=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DThe+environmental+geology+of+mineral+dep.pdf&Expires=1619777613&Signature=ag1Qu1V2rK7KwkztSC8txGIp4XRF0WdDwPw4Lg64NrG8tQY8IuygT6~idfcz6rkTAqcpYmBrWRs5oHGFZAo41GTgGPP7hx54q4EKauQadFkVICvKT8Qnt37e1mFGiFVrtfDjvq6kbJEJ~8wSwa3nklpN4BCKnxs2TF53fhmQmf0IkAiSBn1c8X99tCnKDY0ZiaDI5s1Ki9NoLNNQAWq17Fk57T20RLXPb39Oi7ZptVrFOFq8FyInfc1YdJr4CLMer-z2LegmRnk~QvXJAMNVmu~kUr-FfmdugFrRXAVlpiXNLPv0z7Y9ELAbPT0FK3PujI~F~eAD~uC2LvxC5w__&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA.

Plumlee, G. S. *et al.* (1999) Geologic controls on the composition of natural waters and mine waters draining diverse mineral-deposit types, *The environmental geochemistry of mineral deposits, Reviews in Economic Geology*, 6, s. 373-432. Tilgjengelig fra:

<https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.371.4568&rep=rep1&type=pdf>.

Poléo, A. B. S. (1997) *Miljøgifter : kilder, biotilgjengelighet og toksiske effekter*. Forsvarets forskningsinstitutt. Tilgjengelig fra: <https://ffi-publikasjoner.archive.knowledgearc.net/bitstream/handle/20.500.12242/1454/97-02070.pdf?sequence=1>.

Price, W. A. (2009) *Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials*. (MEND report 1.20.1). Canad: MEND program. Tilgjengelig fra:

- http://mend-nedem.org/wp-content/uploads/1.20.1_PredictionManual.pdf (Hentet: 26.04.2021).
- Puura, E., Neretnieks, I. og Kirsimäe, K. (1999) Atmospheric oxidation of the pyritic waste rock in Maardu, Estonia. 1 field study and modelling, *Environmental Geology*, 39(1), s. 1-19. doi: 10.1007/s002540050432
- Puura, E. og Neretnieks, I. (2000) Atmospheric oxidation of the pyritic waste rock in Maardu, Estonia, 2: an assessment of aluminosilicate buffering potential, *Environmental Geology*, 39(6), s. 560-566.
- Rao, C. R. M., Sahuquillo, A. og Lopez Sanchez, J. F. (2008) A Review of the Different Methods Applied in Environmental Geochemistry For Single and Sequential Extraction of Trace Elements in Soils and Related Materials, *Water, air, and soil pollution*, 189(1), s. 291-333. doi: 10.1007/s11270-007-9564-0.
- Rauret, G. *et al.* (1999) Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials, *Journal of Environmental Monitoring*, 1(1), s. 57-61. doi: 10.1039/a807854h.
- Richards, J. P. (1998) Sulfide minerals *Geochemistry*. Springer Netherlands, s. 605-605. doi: 10.1007/1-4020-4496-8_304.
- Rimstidt, J. D. og Vaughan, D. J. (2003) Pyrite oxidation: a state-of-the-art assessment of the reaction mechanism, *Geochimica et Cosmochimica acta*, 67(5), s. 873-880.
- Rognerud, S., Fjeld, E. og Løvik, J. (1999) Landsomfattende undersøkelse av metaller i innsjøsedimenter: Norsk institutt for vannforskning. Tilgjengelig fra: https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/210321/4024_200dpi.pdf?sequence=1.
- RoyChowdhury, A., Sarkar, D. og Datta, R. (2015) Remediation of Acid Mine Drainage-Impacted Water, *Current Pollution Reports*, 1(3), s. 131-141. doi: 10.1007/s40726-015-0011-3.
- Rui, I. J. (1973) Geology and structures of the Røstvangen sulphide deposit in the Kvikne district, central Norwegian Caledonides, *Nor. Geol. Tidsskr*, 53, s. 433-442. Tilgjengelig fra: https://www.geologi.no/images/NJG_articles/NGT_53_4_433-442.pdf.

- Salomons, W. (1995) Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention, *Journal of Geochemical Exploration*, 52(1), s. 5-23. doi: [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(94\)00039-E](https://doi.org/10.1016/0375-6742(94)00039-E).
- Schippers, A. og Sand, W. (1999) Bacterial Leaching of Metal Sulfides Proceeds by Two Indirect Mechanisms via Thiosulfate or via Polysulfides and Sulfur, *Applied and Environmental Microbiology*, 65(1), s. 319- 321. doi: 10.1128/AEM.65.1.319-321.1999.
- Semple, K. T. *et al.* (2004) Peer reviewed: defining bioavailability and bioaccessibility of contaminated soil and sediment is complicated: ACS Publications.
- Shahid, M. *et al.* (2017) Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake, *Journal of Hazardous Materials*, 325, s. 36-58. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.11.063>.
- Shang, C. og Zelazny, L. W. (2008) Selective dissolution techniques for mineral analysis of soils and sediments, *Methods of Soil Analysis Part 5—Mineralogical Methods*, 5, s. 33-80.
- Sherlock, E., Lawrence, R. og Poulin, R. (1995) On the neutralization of acid rock drainage by carbonate and silicate minerals, *Environmental Geology*, 25(1), s. 43-54.
Tilgjengelig fra: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF01061829.pdf>.
- Shuey, R. T. (1975) *Pyrrhotite - Fe_{1-x}S*. Amsterdam.
- Singer, P. C. og Stumm, W. (1970) Acidic mine drainage: the rate-determining step, *Science*, 167(3921), s. 1121-1123.
- Skousen, J. *et al.* (2017) Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment, *Mine Water and the Environment*, 36(1), s. 133-153. doi: 10.1007/s10230-016-0417-1.
- Smith, A. M. L. *et al.* (2006) Dissolution of jarosite [KFe₃(SO₄)₂(OH)₆] at pH 2 and 8: Insights from batch experiments and computational modelling, *Geochimica et Cosmochimica acta*, 70(3), s. 608-621. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gca.2005.09.024>.
- Sondag, F. (1981) Selective extraction procedures applied to geochemical prospecting in an area contaminated by old mine workings, *Journal of Geochemical Exploration*, 15(1), s. 645-652. doi: [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(81\)90094-7](https://doi.org/10.1016/0375-6742(81)90094-7).
- Standard Norge (2003) *NS-EN 12457-2:2002 Karakterisering av avfall - Utlekking: Samsvarsprøving for utlekkning av granulært avfallsmateriale og slam - Del 2: Ettrinnsprøving ved et væske/faststofforhold på 10 l/kg med partikkelstørrelse*

- under 4 mm (med eller uten størrelsesreduksjon). Tilgjengelig fra:
<https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=136859> (Hentet: 09.10 2019).
- Standard Norge (2007) *NS-EN 15169 Karakterisering av avfall - Bestemmelse av glødetap for avfall, slam og sedimenter*. Tilgjengelig fra:
<https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=266327> (Hentet: 06.03 2021).
- Standard Norge (2019) *NS-EN ISO 21268-4:2019 Jordkvalitet : Prosedyrer for utlekking etter kjemisk og økotoksikologisk prøving av jord og jordlignende materialer - Del 4: Påvirkning på pH på utlekking ved initial syre/base-tilsetning* Tilgjengelig fra:
<https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=1122594> (Hentet: 29.10 2020).
- Statens vegvesen (2014) R210 Laboratorieundersøkelser (s. 53-56). Tilgjengelig fra:
<https://www.vegvesen.no/attachment/185231/binary/1090658>.
- Steinnes, E. (2004) Binding av tungmetaller i sedimenter studert ved sekvensielle ekstraksjoner, *Vann*, 39(4), s. 332-335.
- Stoffregen, R. E., Alpers, C. N. og Jambor, J. L. (2000) Alunite-jarosite crystallography, thermodynamics, and geochronology, *Reviews in mineralogy and geochemistry*, 40(1), s. 453-479. doi: 10.2138/rmg.2000.40.9.
- Strömberg, B. og Banwart, S. (1994) Kinetic modelling of geochemical processes at the Aitik mining waste rock site in northern Sweden, *Applied Geochemistry*, 9(5), s. 583-595. doi: [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(94\)90020-5](https://doi.org/10.1016/0883-2927(94)90020-5).
- Strömberg, B. og Banwart, S. A. (1999) Experimental study of acidity-consuming processes in mining waste rock: some influences of mineralogy and particle size, *Applied Geochemistry*, 14(1), s. 1-16. doi: [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(98\)00028-6](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(98)00028-6).
- Suzuki, I. (2001) Microbial leaching of metals from sulfide minerals, *Biotechnology Advances*, 19(2), s. 119-132. doi: [https://doi.org/10.1016/S0734-9750\(01\)00053-2](https://doi.org/10.1016/S0734-9750(01)00053-2).
- Sylvester, P. (2008) Matrix effects in laser ablation-ICP-MS *Laser ablation ICP-MS in the earth sciences: Current practices and outstanding issues*. Mineralogical Association of Canada, s. 67-78.
- Takeno, N. (2005) Atlas of Eh-pH diagrams, *Geological survey of Japan open file report*, 419. Tilgjengelig fra: https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/51006039/Atlas_of_eh-

[ph.pdf?1482353008=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DAtlas_of_Eh_pH_diagrams_Intercomparison.pdf&Expires=1622890592&Signature=HleT8DOEPtLOWTGJYfLD1r2Hzs~ZaP0LW3wMu8FKuNmPgjeECyvwOKcKWfSDRWuKrYXyBErOkto8xuOwlByLT01VD9P~ObMlVcVmo0clg2jVVpP8gZU72gfaVt4BkEY27yNhlb8-tYUM-7KgQ2~WloY3VCW2JARSZDTBfEqPglzi04JxTpOfNn0VZNWcqF-2SrE326DWaZwTGzmsh9PxVD7aiAeloiWVZvlqFDK~jJ4eushbnI9vxISo6zQ0cD2HUzYr7Ii-L31GaMyZ9U87uogYXsisJYbYCTgExHkEN1g6x1x7PnLVee-gxYVv0vDBd8tOo0zGRKrU3awTnIOg_&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA](https://www.thermofisher.com/no/en/home/industrial/spectroscopy-elemental-isotope-analysis/spectroscopy-elemental-isotope-analysis-learning-center/trace-elemental-analysis-tea-information/inductively-coupled-plasma-mass-spectrometry-icp-ms-information/icp-ms-sample-preparation.html)

Tangahu, B. V. *et al.* (2011) A Review on Heavy Metals (As, Pb, and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation, *International Journal of Chemical Engineering*, 2011, s. 939161. doi: 10.1155/2011/939161.

Tessier, A., Campbell, P. G. C. og Bisson, M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals, *Analytical chemistry*, 51(7), s. 844-851. doi: <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>.

ThermoFisher (2021) *ICP-MS Sample Preparation*. Tilgjengelig fra:

<https://www.thermofisher.com/no/en/home/industrial/spectroscopy-elemental-isotope-analysis/spectroscopy-elemental-isotope-analysis-learning-center/trace-elemental-analysis-tea-information/inductively-coupled-plasma-mass-spectrometry-icp-ms-information/icp-ms-sample-preparation.html> (Hentet: 08.03 2021).

Thornton, I. (1981) Geochemical Aspects of the Distribution and Forms of Heavy Metals in Soils, i Lepp, N. W. (red.) *Effect of Heavy Metal Pollution on Plants: Metals in the Environment*. Dordrecht: Springer Netherlands, s. 1-33.

Ure, A. M. *et al.* (1993) Speciation of Heavy Metals in Soils and Sediments. An Account of the Improvement and Harmonization of Extraction Techniques Undertaken Under the Auspices of the BCR of the Commission of the European Communities, *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 51(1-4), s. 135-151. doi: 10.1080/03067319308027619.

Ure, M., Thomas, R. og Littlejohn, D. (1993) Ammonium Acetate Extracts and Their Analysis for the Speciation of Metal Ions in Soils and Sediments, *International*

Journal of Environmental Analytical Chemistry, 51(1-4), s. 65-84. doi:
10.1080/03067319308027612.

Vannforskriften (2006) *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. Tilgjengelig fra:
<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446> (Hentet: 17.09 2020).

Wada, S.-I. og Furumura, S. (1994) Solubility of CaCO₃ in 1 mol L⁻¹ ammonium acetate for extracting exchangeable bases, *Soil Science and Plant Nutrition*, 40(2), s. 361-364. doi: 10.1080/00380768.1994.10413312.

Walker, C. H. (2012) *Principles of ecotoxicology*. 4th ed. utg. Boca Raton, Fla: CRC Press.

Wilschefski, S. C. og Baxter, M. R. (2019) Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry: Introduction to Analytical Aspects, *The Clinical biochemist. Reviews*, 40(3), s. 115-133. doi: 10.33176/AACB-19-00024.

Xian, X. (1987) Chemical partitioning of cadmium, zinc, lead, and copper in soils near smelter, *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 22(6), s. 527-541. doi: 10.1080/10934528709375368.

VEDLEGG A: KONDUKTIVITETS- OG PH-MÅLINGER

Prøvepunkt		23.09.2019, 29.09.2019			15-16.07.2020			21-22.09.2020		
	GPS-koordinater ¹	pH	Kond. (µS)	T (°C)	pH	Kond (µS)	T (°C)	pH	Kond (µS)	T (°C)
a) Øvre grunnstoll	10,3729235°E 62,3837418°N	3.21	1531	5.8	3.37	1406	7.6	3.21	1547	4.7
b) Kisdammen	10,3786168°E 62,3835058°N	2.77	1646	8.8	2.87	1217	16.1	2.80	1846	4.7
c) Utløp kisdammen	10,3799552°E 62,3823906°N	2.81	1597	11.8	2,87	1228	17,0	2.77	1860	9.0
d) Myr	10,3853051°E 62,3798463°N	2.98	954	10.4	2.96	702	18.4	3.01	953	9.2
e) Myr	10,3872370°E 62,3786044°N							3.27	714	7.2
f) Transportstoll	10,4049792°E 62,3830046°N	6.43	680-760	4.3	3.29	436	13.0	3.92	409	6.0
g) Vaskeriet	10,4073752°E 62,3834120°N	3.20	754	11.4	3.01	772	16.0	3.33	702	7.1
h) Vaskeriet	10,4093498°E 62,3833010°N	3.69	422	8.4	3.87	352	19.5	-	-	-
i) Bekk	10,4103387°E 62,3863357°N				3.47	-målefeil-	14.9			
j) Tjønnezza	10,4180704°E 62,3855294°N	7.13	145	8.2	4.31	182	15.3	6.41	169	7.5
k) Tunna	10,4033582°E 62,3997884°N	5.68	39	8.6	7.78	25	14.2	6.69	53	8.4
l) Stugusjøen	10,4384839°E 62,3912833°N	7.30	76	8.8	6.98	71	17.6	7.22	87	7.4

¹ Referansesystem WGS 1984

VEDLEGG B: ICP-MS-ANALYSER AV OVERFLATEVANN

Tabell- 1: Analyseresultater for vannprøver samlet inn 23.09.2019 og 29.09.2019.

	<i>Masse</i>	<i>Det.Lim</i>	<i>a)Øvre stoll</i>	<i>c)Kisdammen</i>	<i>d)Myr</i>	<i>f)Før vaskeriet</i>	<i>g)Etter vaskeriet</i>	<i>j)Tjønnezza</i>	<i>k)Tunna</i>	<i>l)Stugusjøen</i>
	u	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
<i>Li</i>	7	0,003	23,263	32,09	14,545	17,383	49,46	3,438	0,348	0,562
<i>Be</i>	9	0,2	< 0,2	0,372	< 0,2	0,246	0,566	< 0,2	< 0,2	< 0,2
<i>Na</i>	23	0,001	1280	1350	915,431	2940	2780	1420	1470	1570
<i>Mg</i>	24	0,02	13500	14100	6370	6530	13000	3740	854,531	1310
<i>Al</i>	27	0,002	5880	13700	6300	2940	10300	< 0,002	31,901	14,559
<i>Si</i>	28	0,003	11300	8300	4610	7660	17000	5580	1900	1350
<i>S</i>	34	0,04	141000	134000	57600	33200	59600	11800	1070	3000
<i>K</i>	39	0,001	7730	3910	1990	5170	6370	3100	1100	1570
<i>Ca</i>	43	1	70700	46000	19700	27800	29200	15300	4130	9340
<i>Sc</i>	45	0,001	4,765	5,799	2,799	2,783	7,598	1,853	0,726	0,539
<i>Ti</i>	48	0,007	91,343	70,339	21,694	16,727	26,298	8,058	2,414	5,365
<i>V</i>	51	0,001	0,075	0,975	0,144	0,175	0,251	0,055	0,123	0,145
<i>Cr</i>	52	0,001	4,101	32,804	12,219	1,005	15,608	0,575	1,042	1,465
<i>Mn</i>	55	0,002	1520	1170	469,959	466,995	736,117	45,536	14,001	3,58
<i>Fe</i>	57	0,008	145000	92600	26900	264,024	1030	53,911	187,693	164,048

<i>Ni</i>	58/60*	0,005	51,6*	115*	32,777	34,769	77,652	13,988	3,789	2,305
<i>Co</i>	59	0,005	144,249	267,19	101,66	55,797	125,604	4,936	0,122	0,102
<i>Cu</i>	63	0,002	1550	8810	3700	1270	4120	50,045	< 0,002	< 0,002
<i>Zn</i>	64	0,001	2590	4930	2190	966,332	1710	231,618	< 0,001	< 0,001
<i>Ga</i>	69	0,001	0,193	1,367	0,51	0,85	0,404	1,006	0,294	0,396
<i>Ge</i>	74	0,07	0,203	0,205	0,089	< 0,07	0,115	< 0,07	< 0,07	< 0,07
<i>As</i>	75	0,03	0,243	0,851	0,283	0,453	0,404	0,083	0,18	0,281
<i>Se</i>	77	0,05	1,676	2,604	0,974	1,011	1,542	0,138	0,179	0,345
<i>Rb</i>	85	0,001	31,73	22,496	11,084	17,919	33,82	2,985	4,051	3,542
<i>Sr</i>	87	0,02	117,251	71,33	31,819	85,067	58,751	29,806	12,029	20,353
<i>Nb</i>	93	0,002	<0,002	0,004	< 0,002	< 0,002	<0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
<i>Mo</i>	98	0,02	<0,02	< 0,02	< 0,02	1,557	1,694	< 0,02	< 0,02	0,1
<i>Ru</i>	102	0,02	<0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	<0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
<i>Rh</i>	103	0,007	0,03	0,15	0,062	0,023	0,075	< 0,007	< 0,007	< 0,007
<i>Ag</i>	107	0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	0,007	< 0,004	< 0,004	< 0,004
<i>Cd</i>	114	0,006	3,98	13,302	5,742	2,815	5,306	0,331	< 0,006	< 0,006
<i>Sn</i>	120	0,006	0,012	0,52	0,041	0,024	0,44	0,018	0,04	0,036
<i>Sb</i>	121	0,02	< 0,02	0,02	< 0,02	0,116	0,173	< 0,02	< 0,02	0,037
<i>Cs</i>	133	0,005	2,188	2,205	1,032	0,638	2,853	0,089	0,054	0,044
<i>Ba</i>	138	0,001	3,083	3,285	3,045	22,052	9,151	25,412	7,237	9,754

<i>Hf</i>	180	0,004	0,01	0,019	0,006	< 0,004	0,015	< 0,004	< 0,004	< 0,004
<i>Ta</i>	181	0,007	< 0,007	0,007	< 0,007	< 0,007	0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007
<i>W</i>	184	0,01	< 0,01	0,011	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
<i>Os</i>	192	0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
<i>Ir</i>	193	0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
<i>Pt</i>	195	0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
<i>Au</i>	197	0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
<i>Tl</i>	205	0,002	0,074	0,165	0,068	0,318	0,414	0,016	0,018	0,041
<i>Pb</i>	208	0,002	0,495	< 0,002	< 0,002	< 0,002	1,658	< 0,002	< 0,002	< 0,002
<i>Bi</i>	209	0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
<i>U</i>	238	0,006	2,106	3	1,233	1,049	2,018	0,011	0,026	0,043

Tabell- 2: Analyseresultater for vannprøver samlet inn 16.07.2020 og 17.07.2020.

	<i>Masse</i>	<i>Det.Lim.</i>	<i>a)Øvre stoll</i>	<i>c)Kistvatnet</i>	<i>d)Myr</i>	<i>f) Før vaskeriet</i>	<i>g) Etter vaskeriet</i>	<i>i)Bekk</i>	<i>j)Tjønnezza</i>	<i>k)Tunna</i>	<i>l)Stugusjøen</i>
	<i>u</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>
<i>Li</i>	7	0,002	21,066	21,093	11,634	10,349	39,406	11,509	4,921	0,379	0,858
<i>Be</i>	9	0,03	0,123	0,356	0,125	0,16	1,149	0,134	0,058	0,065	0,554
<i>Na</i>	23	0,001	1240	1000	783,918	1020	2190	1320	1210	1510	1320

<i>Mg</i>	24	0,001	12900	9710	5550	3880	9680	4290	3540	791,582	1140
<i>Al</i>	27	0,001	6060	9610	5010	3880	8750	3450	1550	60,22	37,611
<i>Si</i>	28	0,004	11100	6970	3750	5200	16700	6540	5160	1650	1380
<i>S</i>	34	0,07	124000	86900	48800	26200	51900	24800	15100	835,355	2350
<i>K</i>	39	0,001	7010	2900	1810	2430	4860	2860	2450	849,122	1260
<i>Ca</i>	43	0,2	62100	31000	17800	15200	22600	15700	14400	3510	8410
<i>Sc</i>	45	0,001	4,247	3,74	1,876	1,608	6,504	2,094	1,455	0,366	0,293
<i>Ti</i>	48	0,003	85,089	29,854	15,872	10,1	23,617	8,262	6,586	2,394	3,7
<i>V</i>	51	0,001	0,057	0,256	0,128	0,049	0,815	0,061	0,061	0,198	0,644
<i>Cr</i>	52	0,001	6,063	20,049	9,352	2,692	19,414	3,652	0,961	1,058	1,723
<i>Mn</i>	55	0,001	1370	737,545	402,676	367,443	540,47	303,835	157,306	23,53	11,056
<i>Fe</i>	57	0,008	122000	55100	24300	1520	3600	1080	643,743	203,797	205,489
<i>Ni</i>	58/60*	0,05	48,9*	79,0*	32,255	28,398	62,637	27,619	21,953	4,806	3,609
<i>Co</i>	59	0,003	149,556	178,73	91,305	52,852	104,908	45,334	22,189	0,204	0,375
<i>Cu</i>	63	0,001	2950	7070	3800	1880	4610	1760	853,57	1,832	2,492
<i>Zn</i>	64	0,002	2510	3180	1780	920,865	1520	794,834	587,262	3,393	0,813
<i>Ga</i>	69	0,001	0,247	0,85	0,427	0,842	0,366	0,904	0,923	0,264	0,337
<i>Ge</i>	74	0,02	0,178	0,139	0,067	0,049	0,085	0,047	0,024	< 0,02	< 0,02
<i>As</i>	75	0,01	0,256	0,499	0,281	0,138	0,538	0,163	0,154	0,251	0,791
<i>Se</i>	77	0,1	2,136	1,986	1,065	0,675	1,423	0,634	0,422	0,383	1,102

<i>Rb</i>	85	0,003	29,513	15,389	9,298	11,793	31,209	13,786	7,312	3,2	2,696
<i>Sr</i>	87	0,008	106,387	47,993	27,886	26,654	45,437	28,495	27,226	10,463	18,762
<i>Nb</i>	93	0,001	< 0,001	0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
<i>Mo</i>	98	0,02	0,317	0,734	0,142	0,059	2,684	0,183	0,37	0,811	2,667
<i>Ru</i>	102	0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
<i>Rh</i>	103	0,003	0,061	0,131	0,068	0,035	0,087	0,033	0,016	< 0,003	< 0,003
<i>Ag</i>	107	0,003	0,117	0,091	0,085	0,081	0,099	0,081	0,077	0,077	0,077
<i>Cd</i>	114	0,004	4,132	8,966	4,734	2,591	5,436	2,233	1,307	0,026	0,274
<i>Sn</i>	120	0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
<i>Sb</i>	121	0,004	0,03	0,14	0,012	0,004	0,774	0,018	0,054	0,136	0,684
<i>Cs</i>	133	0,003	2,201	1,654	0,926	0,744	3,473	0,925	0,272	0,051	0,041
<i>Ba</i>	138	0,001	3,334	4,955	4,099	21,899	7,39	22,331	23,911	6,852	8,491
<i>Hf</i>	180	0,001	0,002	0,004	< 0,001	< 0,001	0,005	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
<i>Ta</i>	181	0,004	< 0,004	0,004	< 0,004	< 0,004	0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
<i>W</i>	184	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
<i>Os</i>	192	0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
<i>Ir</i>	193	0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
<i>Pt</i>	195	0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
<i>Au</i>	197	0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
<i>Tl</i>	205	0,001	0,099	0,142	0,073	0,1	0,59	0,111	0,086	0,081	0,357

<i>Pb</i>	208	0,001	1,001	0,408	0,143	0,126	1,65	0,074	< 0,001	< 0,001	< 0,001
<i>Bi</i>	209	0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
<i>U</i>	238	0,003	2,065	2,014	0,993	1,337	2,062	0,988	0,33	0,041	0,044

Tabell- 3: Analyseresultater for vannprøver samlet inn 21.09.2020 og 22.09.2020.

	<i>Masse</i>	<i>Det.Lim.</i>	<i>a)Øvre stoll</i>	<i>c)Kistvatnet</i>	<i>d)Myr</i>	<i>e)Myr</i>	<i>f)Før vaskeriet</i>	<i>g)Etter vaskeriet</i>	<i>j)Tjønn- egga</i>	<i>k)Tunna</i>	<i>l)Stugu- sjøen</i>	<i>Bakgrunn</i>
	u	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
<i>Li</i>	7	0,002	21,118	32,652	12,202	6,98	13,136	46,524	2,811	0,56	0,667	5,865
<i>Be</i>	9	0,08	0,152	0,463	0,206	< 0,08	0,17	0,626	< 0,08	0,716	< 0,08	0,424
<i>Na</i>	23	0,001	1260	1300	837,67	1420	4880	2890	1780	2560	2070	1130
<i>Mg</i>	24	0,003	13600	15000	5970	5490	6590	10500	4790	1140	1730	3130
<i>Al</i>	27	0,001	6240	15700	5970	18,117	2710	7070	3,527	28,872	14,269	3090
<i>Si</i>	28	0,005	11700	9140	4230	5120	6600	17100	7200	2260	1560	6550
<i>S</i>	34	0,1	133000	136000	52000	27300	33000	44000	12800	1110	4080	15900
<i>K</i>	39	0,001	7760	4540	2050	3190	5630	6360	3780	1620	2420	2410
<i>Ca</i>	43	0,03	68200	47400	18900	45300	30000	24800	19200	5950	14200	16900
<i>Sc</i>	45	0,001	4,271	5,625	2,06	1,346	1,74	5,309	2,142	0,684	0,346	1,687
<i>Ti</i>	48	0,003	99,964	82,261	17,289	50,945	11,42	16,863	7,384	2,348	4,143	8,371

<i>V</i>	51	0,001	0,026	1,153	<0,001	<0,001	< 0,001	0,217	< 0,001	0,684	0,026	< 0,001
<i>Cr</i>	52	0,001	4,662	39,668	11,947	1,251	1,95	11,094	0,681	1,763	1,496	0,494
<i>Mn</i>	55	0,002	1570	1290	439,92	88,207	426,409	627,447	46,537	15,031	2,624	241,078
<i>Fe</i>	57	0,008	179000	110000	25800	140,66	348,334	1010	204,875	374,902	234,66	245,567
<i>Ni</i>	58/60*	0,01	46,6*	129*	29,775	24,483	28,824	63,133	17,058	3,221	1,747	26,289
<i>Co</i>	59	0,003	159,309	316,226	98,104	22,116	50,512	85,948	4,275	0,329	0,086	16,497
<i>Cu</i>	63	0,03	1700	11200	3920	295,276	1050	2660	43,046	0,998	1,666	84,256
<i>Zn</i>	64	0,003	2920	7060	2460	490,087	834,026	1270	276,994	< 0,003	< 0,003	116,315
<i>Ga</i>	69	0,003	0,197	1,827	0,525	0,753	0,598	0,332	0,941	0,37	0,531	1,06
<i>Ge</i>	74	0,04	0,216	0,225	0,074	< 0,04	< 0,04	0,069	< 0,04	< 0,04	< 0,04	0,044
<i>As</i>	75	0,02	0,273	0,966	0,258	0,049	0,1	0,362	0,122	0,49	0,109	0,111
<i>Se</i>	77	0,2	2,261	3,104	1,164	0,288	0,644	1,139	0,374	0,769	0,238	0,324
<i>Rb</i>	85	0,002	33,092	25,173	10,328	13,631	17,116	34,321	4,357	5,215	3,837	14,064
<i>Sr</i>	87	0,02	124,20	79,301	30,937	49,596	104,145	53,497	37,356	17,161	28,865	45,54
<i>Nb</i>	93	0,002	< 0,002	0,004	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
<i>Mo</i>	98	0,02	0,157	0,519	0,043	0,094	< 0,02	1,853	0,824	3,195	0,103	0,15
<i>Ru</i>	102	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,011	< 0,01
<i>Rh</i>	103	0,005	0,033	0,193	0,064	0,008	0,019	0,047	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
<i>Ag</i>	107	0,004	< 0,004	0,005	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
<i>Cd</i>	114	0,006	4,501	20,382	6,527	2,301	2,264	3,965	0,363	0,203	< 0,006	0,169

<i>Sn</i>	120	0,007	< 0,007	0,175	0,052	< 0,007	0,037	< 0,007	< 0,007	0,088	< 0,007	0,054
<i>Sb</i>	121	0,002	< 0,002	0,013	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,241	0,057	0,569	0,006	0,004
<i>Cs</i>	133	0,001	2,35	2,544	0,963	0,431	0,713	2,666	0,076	0,063	0,047	0,42
<i>Ba</i>	138	0,003	2,869	2,435	2,904	24,99	18,045	9,159	28,15	10,088	15,165	31,321
<i>Hf</i>	180	0,004	0,012	0,021	0,008	< 0,004	< 0,004	0,007	< 0,004	< 0,004	< 0,004	0,007
<i>Ta</i>	181	0,003	0,004	0,007	0,003	< 0,003	< 0,003	0,004	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003
<i>W</i>	184	0,01	< 0,01	0,011	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
<i>Os</i>	192	0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
<i>Ir</i>	193	0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003
<i>Pt</i>	195	0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
<i>Au</i>	197	0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
<i>Tl</i>	205	0,002	0,063	0,184	0,061	0,069	0,108	0,439	0,065	0,246	0,004	0,025
<i>Pb</i>	208	0,001	1,19	0,431	0,074	< 0,001	< 0,001	1,018	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,09
<i>Bi</i>	209	0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
<i>U</i>	238	0,002	2,132	3,468	1,183	0,127	0,811	1,293	0,031	0,032	0,057	0,078

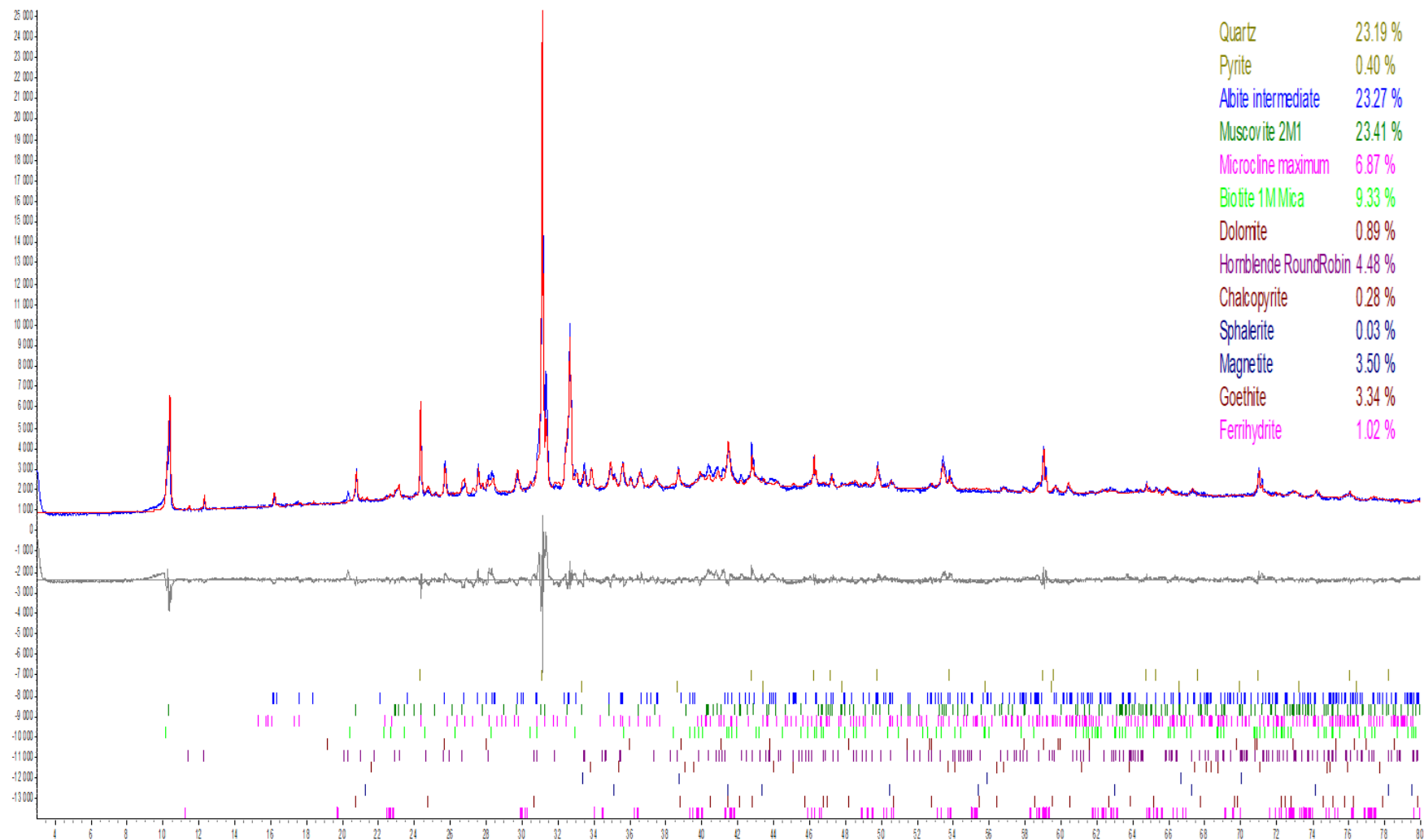
VEDLEGG C: MASSEFORDELING SIKTEANALYSER

	<i>K1</i>	<i>K2</i>	<i>K3</i>	<i>K4</i>	<i>K5</i>	<i>K6</i>	<i>K7</i>	<i>T1</i>	<i>T2</i>	
<i>Vanninnhold (%)</i> :	7,1	9,8	8,3	9,9	11,6	12,4	-	29,7	20,5	
<i>GPS-koordinater</i> ¹ :	10,3780352°E 62,3832071°N	10,3774400°E 62,3833209°N	10,3772166°E 62,3835060°N	10,3770925°E 62,3833623°N	10,3769139°E 62,3839347°N	10,3774926°E 62,3837456°N	10,3786168°E 62,3835058°N	10,4180704°E 62,3855294°N		
	<i>Masse på sikt (%):</i>									
<i>>31,5</i>	7,0	2,7	16,9	4,6	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>19,0</i>	15,3	12,5	14,2	4,2	1,4	3,1	0,0	0,0	0,0	
<i>16,9</i>	4,3	3,2	3,2	2,4	1,4	0,9	0,0	0,0	0,0	
<i>11,2</i>	6,1	6,3	7,9	3,3	2,6	1,7	98,6	0,0	0,0	
<i>8,0</i>	4,7	4,9	5,0	4,0	3,0	1,3	96,7	0,7	2,9	
<i>4,0</i>	7,3	11,3	6,0	5,5	6,9	2,7	89,7	2,0	1,7	
<i>2,0</i>	4,0	8,3	3,4	4,0	4,5	2,4	80,7	2,1	5,9	
<i>1,0</i>	4,5	8,2	5,0	6,6	7,3	3,2	73,3	3,3	6,2	
<i>0,5</i>	5,1	7,8	6,6	7,2	9,3	5,3	60,5	7,2	16,4	
<i>0,25</i>	7,0	8,2	7,3	7,7	9,6	10,3	47,2	16,9	23,0	
<i>0,125</i>	11,5	9,1	7,9	11,1	11,0	19,5	30,4	28,2	21,6	
<i>0,63</i>	12,3	7,4	6,4	14,9	13,3	21,8	17,8	15,5	9,9	
<i><0,63</i>	10,9	10,2	10,2	24,4	26,0	27,7	98,6	11,0	6,4	

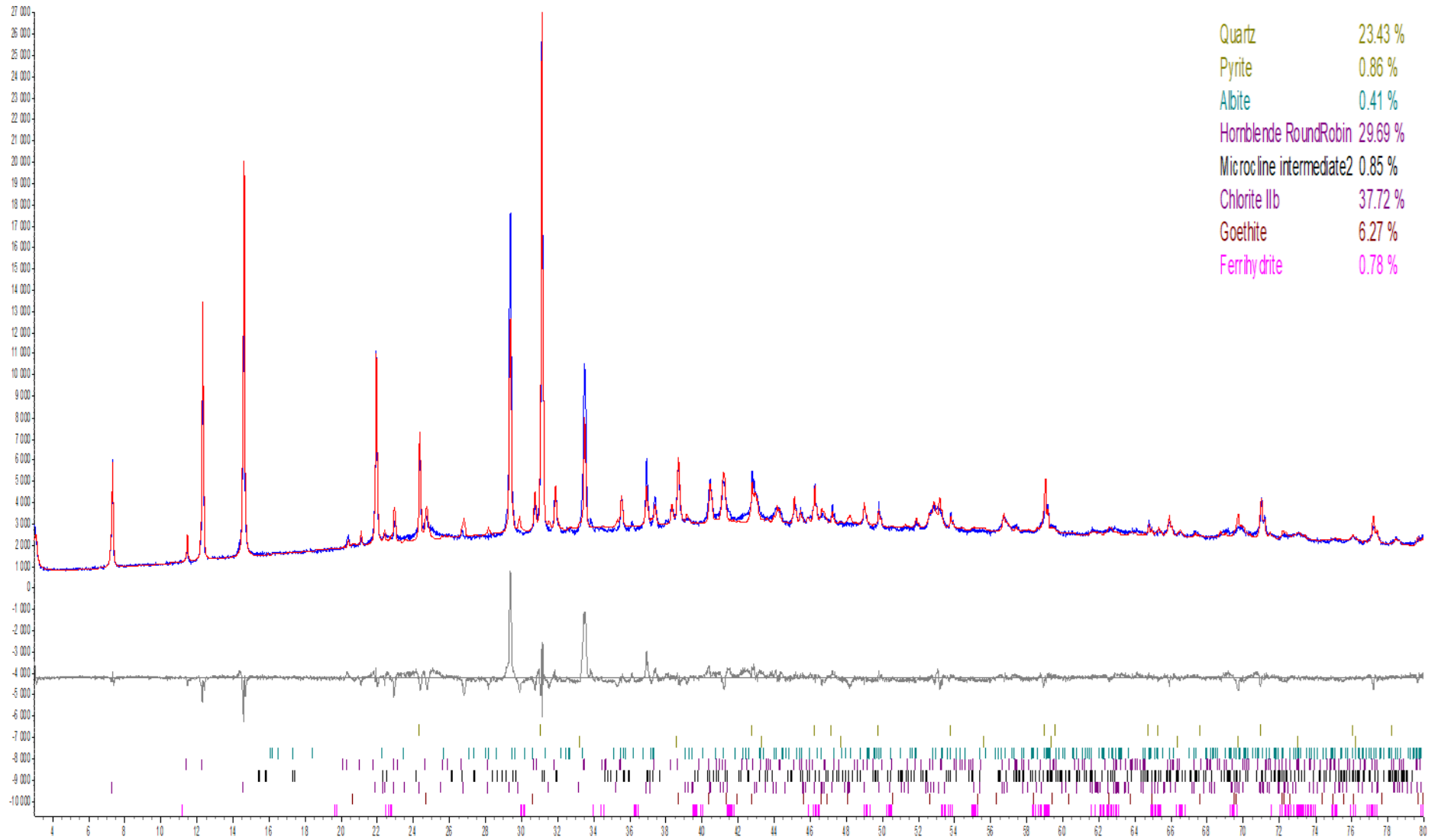
¹ Referansesystem WGS 1984

VEDLEGG D: XRD-ANALYSER - DIFFRAKTOGRAM

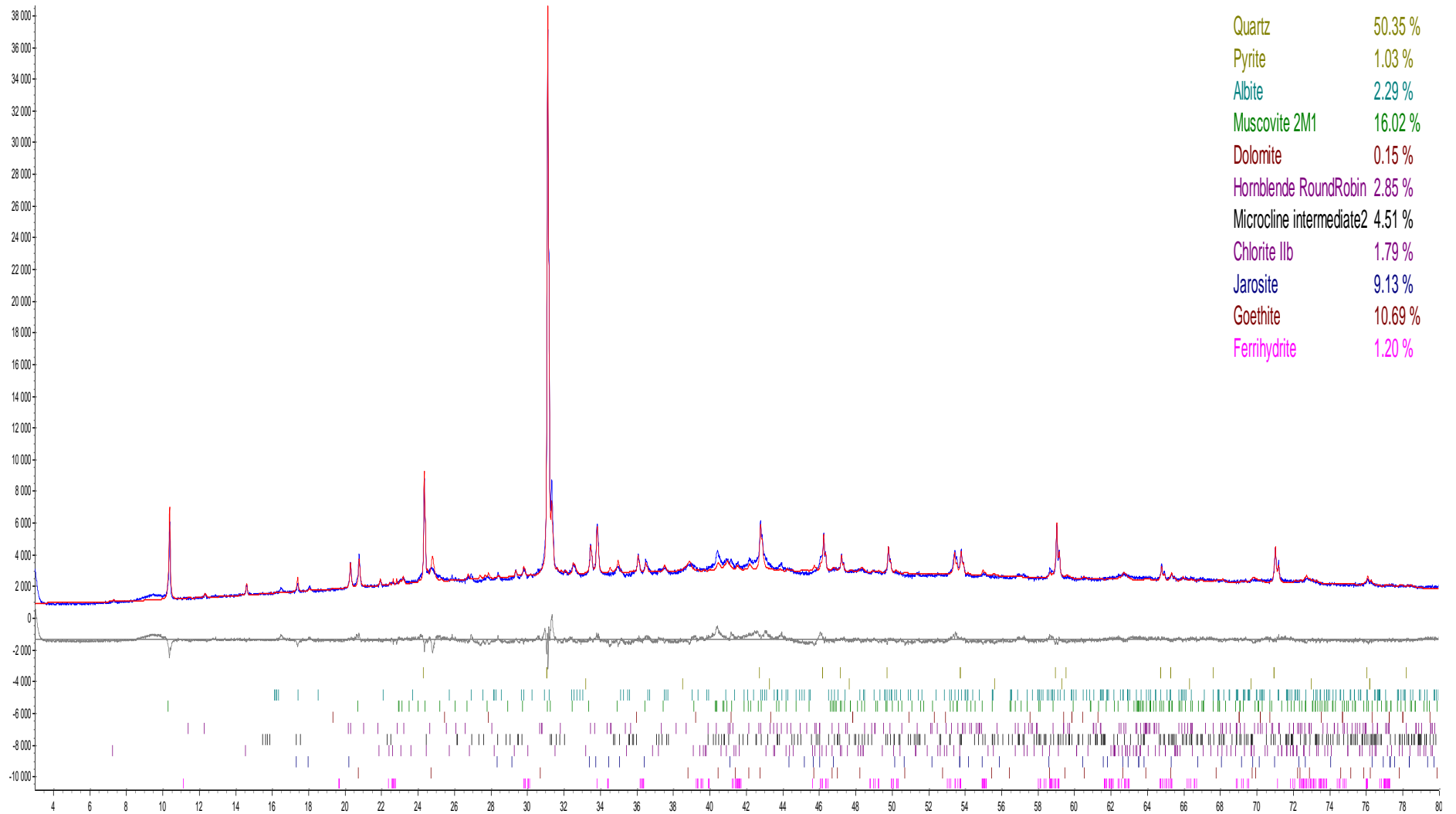
200472: K1

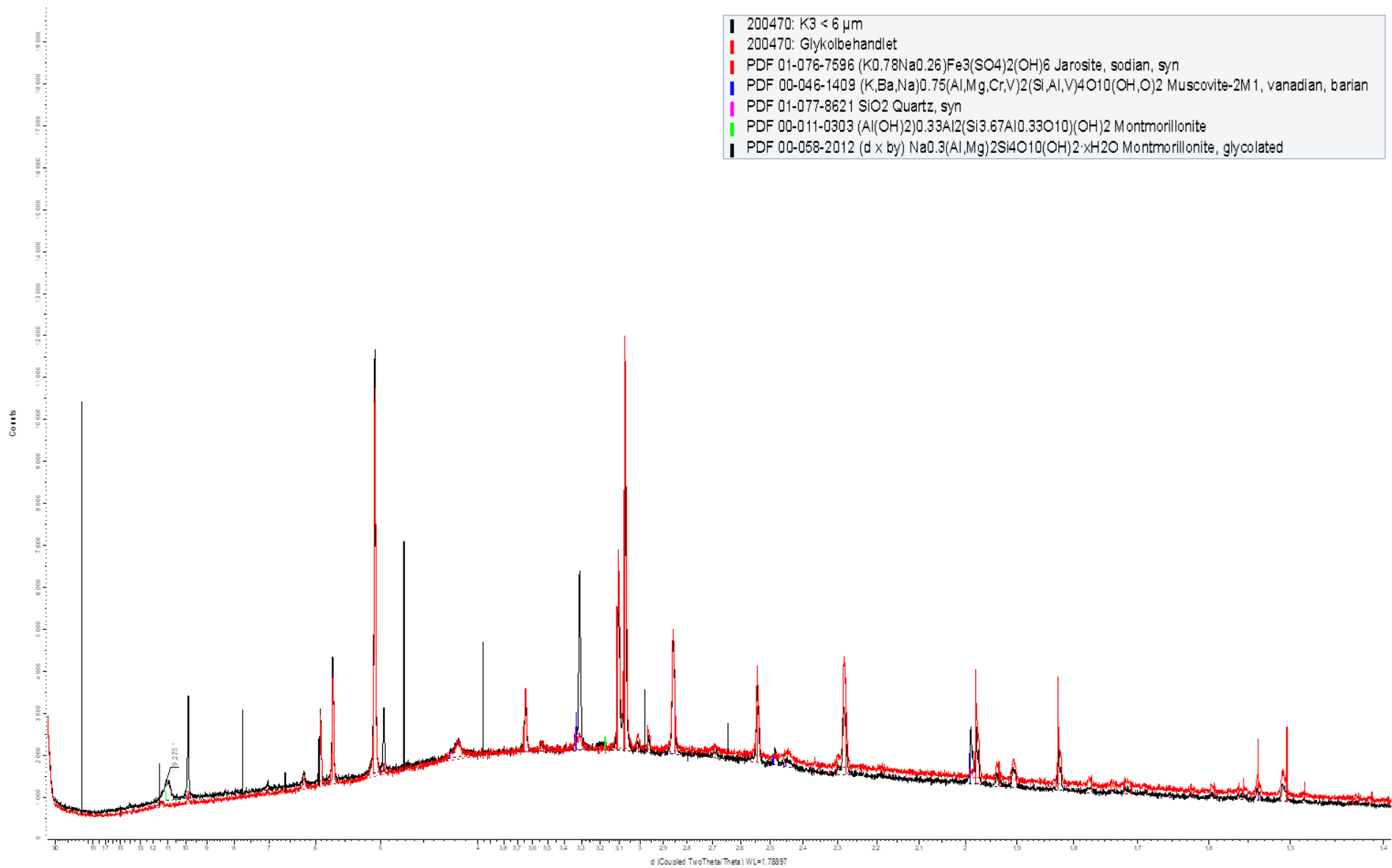


200471: K2

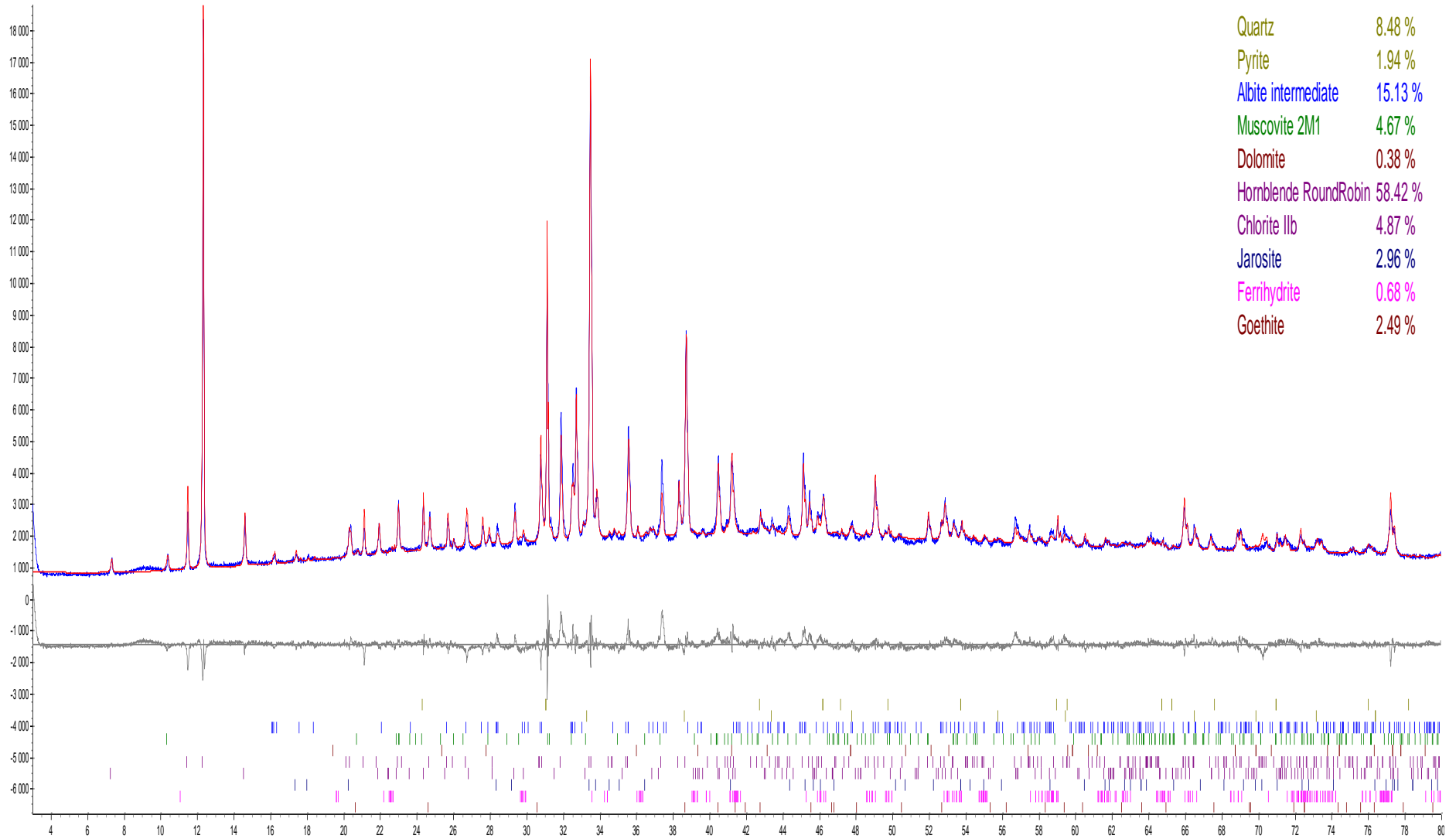


200470: K3

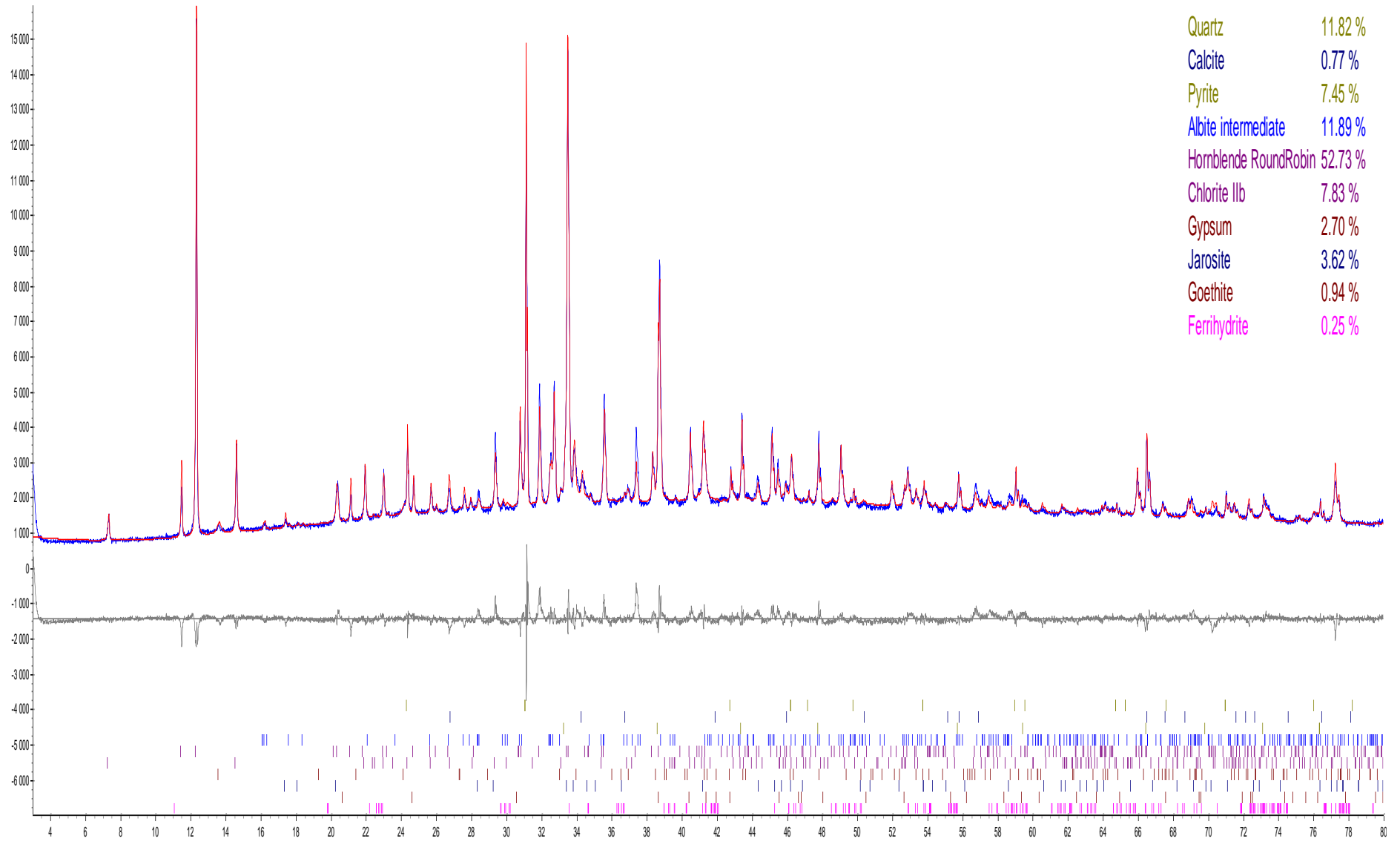




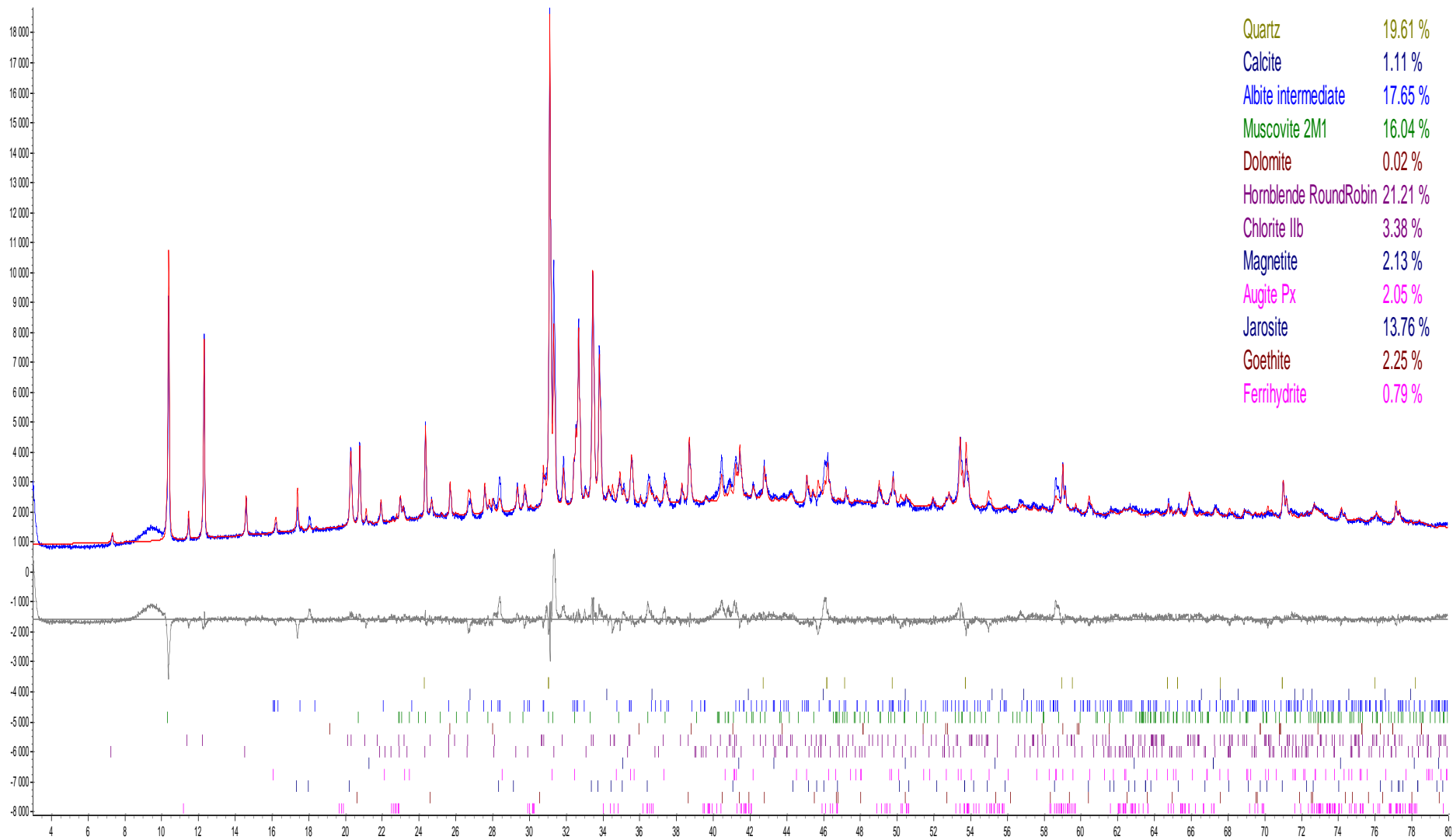
200469: K4



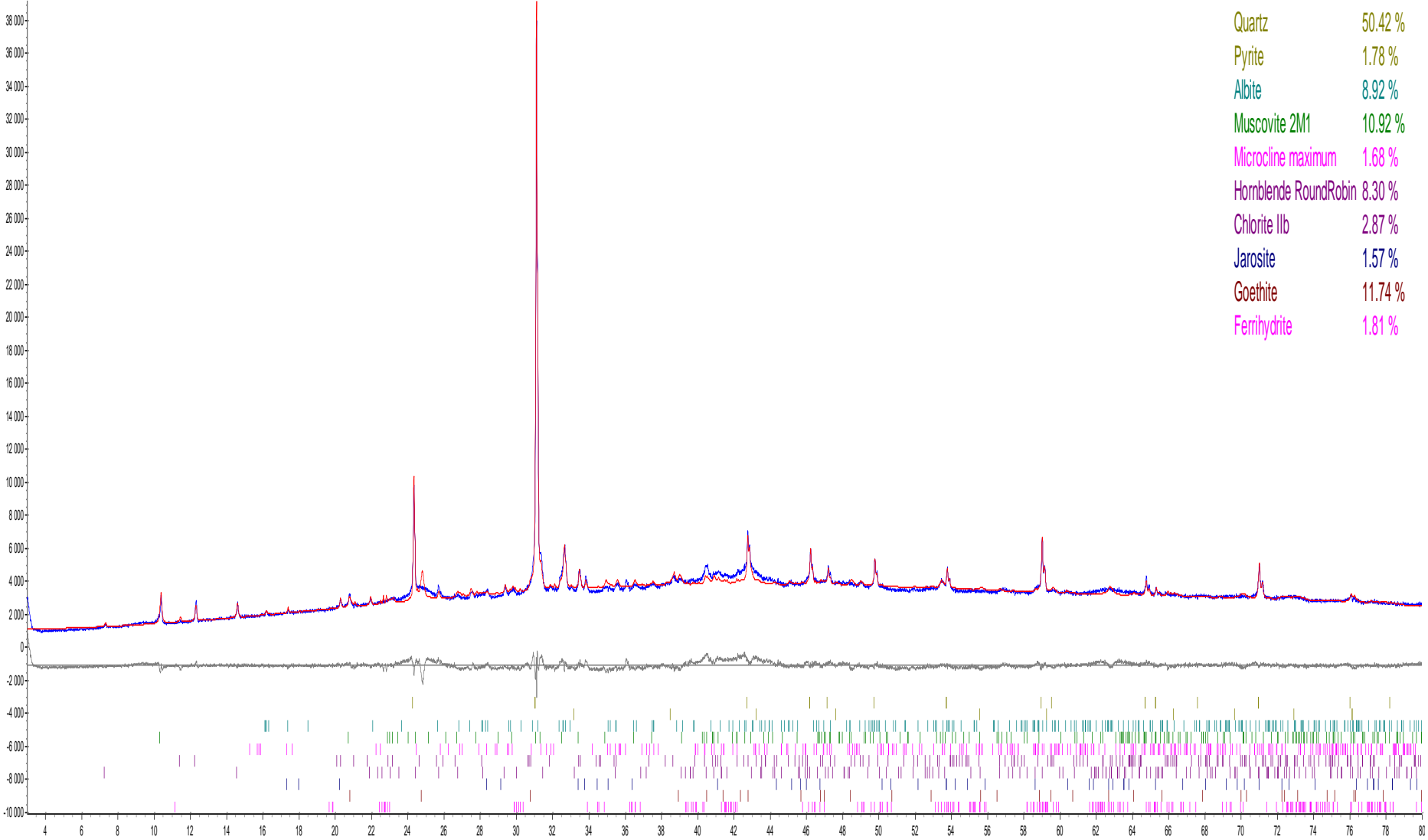
200468: K5



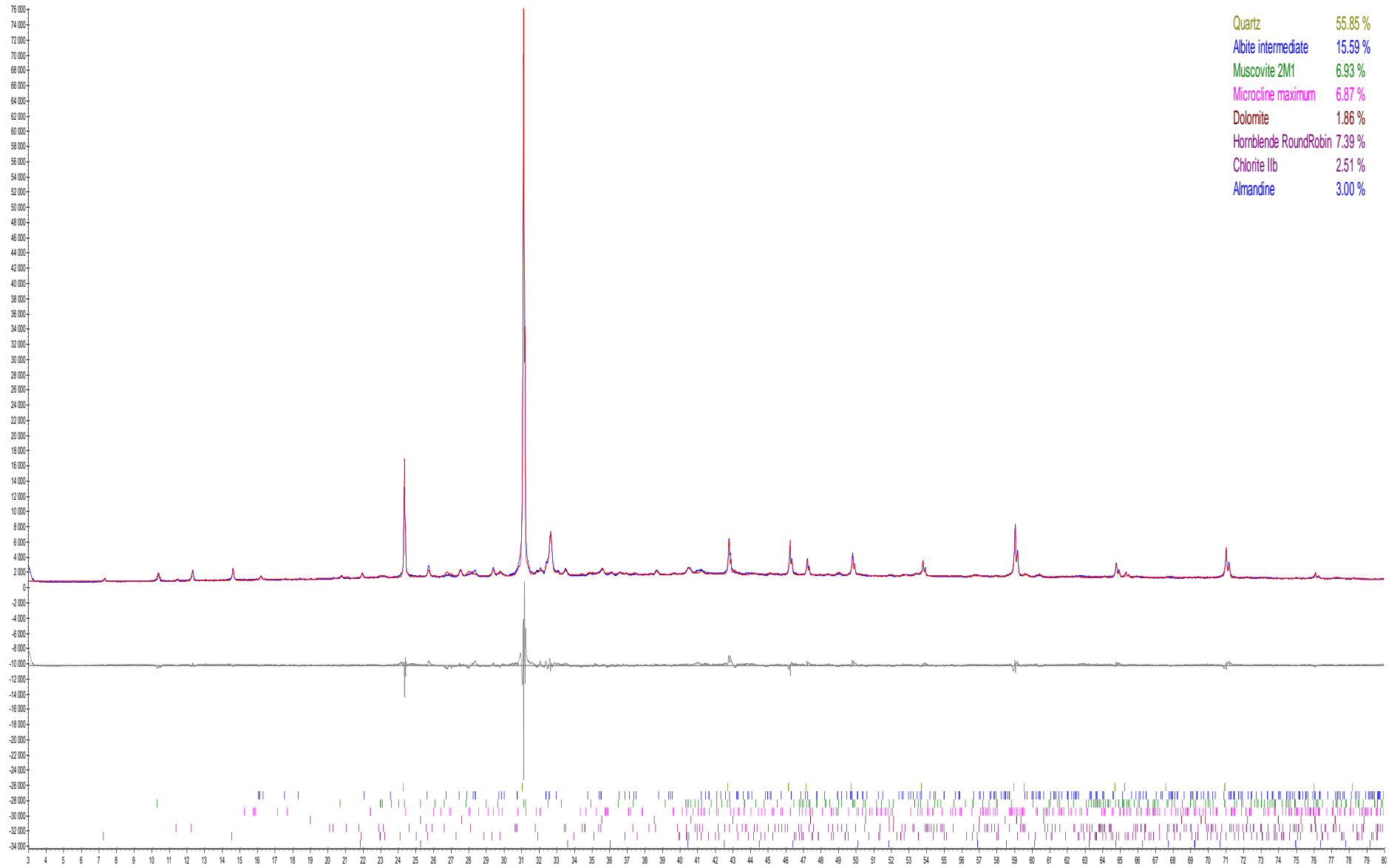
200467: K6



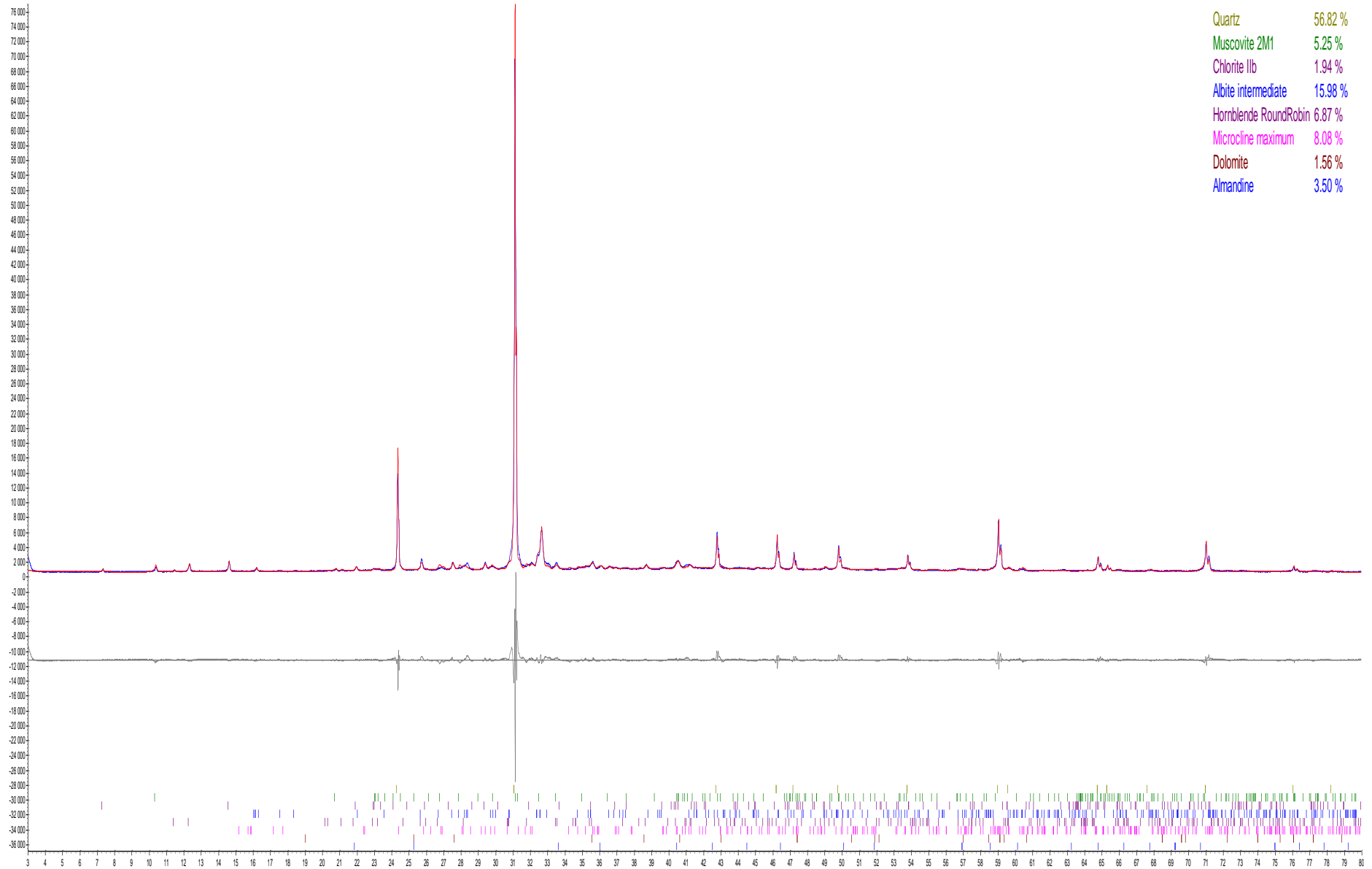
200481: K7



200473: T1



200474: T2



VEDLEGG E: XRD-ANALYSER – MINERALKVANTIFISERING

	<i>K1</i>	<i>K2</i>	<i>K3</i>	<i>K4</i>	<i>K5</i>	<i>K6</i>	<i>K7</i>	<i>T1</i>	<i>T2</i>
<i>Kvarts</i>	23	23	50	8	12	20	50	56	57
<i>Muskovitt</i>	23	-	16	5	-	16	11	7	5
<i>Albitt</i>	23	-	2	15	12	18	9	16	16
<i>Kloritt</i>	-	38	2	5	8	3	3	3	2
<i>Biotitt</i>	9	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mikroklin</i>	7	1	5	-	-	-	2	7	8
<i>Hornblende</i>	4	30	3	58	53	21	8	7	7
<i>Kalsitt</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Augitt</i>	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Dolomitt</i>	1	-	-	-	-	-	-	2	2
<i>Almadin</i>	-	-	-	-	-	-	-	3	4
<i>Gips</i>	-	-	-	-	3	-	-	-	-
<i>Magnetitt</i>	4	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Pyritt</i>	-	1	1	2	7	-	2	-	-
<i>Jarositt</i>	-	-	9	3	4	14	2	-	-
<i>Goethitt</i>	3	6	11	2	1	2	12	-	-
<i>Ferrihydritt</i>	1	1	1	1	-	1	2	-	-

VEDLEGG F: XRF – HOVEDELEMENTANALYSE

<i>Kons (%)</i>	<i>K1</i>	<i>K2</i>	<i>K3</i>	<i>K4</i>	<i>K5</i>	<i>K6</i>	<i>K7</i>	<i>T1</i>	<i>T2</i>
<i>K₂O</i>	3,896	0,190	2,795	0,939	0,553	3,291	1,152	1,123	1,117
<i>MgO</i>	2,873	10,010	1,804	9,366	7,878	4,507	1,333	1,770	1,954
<i>Mn₃O₄</i>	0,250	0,248	0,276	0,146	0,125	0,220	0,088	0,085	0,108
<i>Na₂O</i>	2,229	0,460	0,174	1,923	1,654	1,726	0,859	1,834	2,088
<i>NiO</i>	0,027	0,010	0,012	0,018	0,014	0,024	0,003	0,004	<0,002
<i>P₂O₅</i>	0,386	0,123	0,180	0,090	0,023	0,154	0,096	0,056	0,049
<i>PbO</i>	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,009	<0,007	<0,007
<i>SO₃</i>	0,245	0,130	0,198	0,192	0,264	0,383	0,048	0,025	0,017
<i>SiO₂</i>	49,479	40,545	43,805	44,675	45,470	44,151	37,502	68,163	76,353
<i>SrO</i>	<0,009	<0,008	<0,009	0,014	0,013	<0,008	<0,008	<0,01	<0,01
<i>TiO₂</i>	0,947	0,785	0,744	0,839	0,745	0,874	0,423	0,461	0,442
<i>V₂O₅</i>	0,023	0,027	0,044	0,042	0,044	0,022	0,016	0,013	0,015
<i>ZnO</i>	0,008	0,089	0,012	0,029	0,025	0,026	0,016	0,028	0,010
<i>ZrO₂</i>	0,006	<0,003	0,008	<0,003	0,005	0,007	0,012	0,022	0,026
<i>Al₂O₃</i>	14,949	10,260	9,562	12,051	9,235	12,253	6,236	8,898	9,177
<i>BaO</i>	0,045	<0,004	0,020	0,012	0,012	0,040	0,019	0,019	0,019
<i>CaO</i>	1,895	3,466	2,222	7,380	6,690	3,073	1,398	1,454	1,602
<i>Cr₂O₃</i>	0,110	0,057	0,058	0,093	0,073	0,107	0,021	0,015	0,017
<i>CuO</i>	0,032	0,105	0,084	0,065	0,503	0,322	0,133	0,069	0,008
<i>Fe₂O₃</i>	16,612	25,104	24,990	15,866	16,041	19,175	33,333	10,015	4,633
<i>HfO₂</i>	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,005	<0,004	<0,004
<i>LOI</i> (1000°C)	5,88	8,74	12,96	10,96	10,96	10,42	17,29	5,71	1,85

VEDLEGG G: XRF – SPORELEMENTANALYSE

<i>Element</i> (ppm)	<i>K1</i>	<i>K2</i>	<i>K3</i>	<i>K4</i>	<i>K5</i>	<i>K6</i>	<i>K7</i>	<i>T1</i>	<i>T2</i>
<i>Sc</i>	28,7	17,7	19,6	21,3	16,5	21,5	6,7	11,1	11,0
<i>V</i>	121,9	140,9	246,0	216,3	232,0	109,6	92,3	72,1	69,7
<i>Cr</i>	684,4	368,7	369,3	598,6	482,7	692,9	132,7	106,7	105,7
<i>Mn</i>	1631,6	1584,3	1750,1	1059,3	964,8	1312,7	436,3	560,8	724,8
<i>Co</i>	61,2	21,1	71,7	43,8	75,0	34,9	17,8	72,6	89,1
<i>Ni</i>	202,4	70,7	75,7	151,2	103,2	161,2	32,1	32,4	32,7
<i>Cu</i>	269,1	819,8	598,3	486,8	3838,6	2375,6	1068,8	459,1	58,4
<i>Zn</i>	86,7	704,5	110,9	226,7	201,3	197,7	118,8	230,5	90,0
<i>Ga</i>	15,1	13,1	11,5	14,5	10,6	15,9	8,3	9,5	9,5
<i>Ge</i>	0,8	< 0,3	0,5	0,4	0,3	0,4	< 0,3	1,1	1,6
<i>As</i>	< 2,5	5,6	4,3	9,2	57,3	4,7	5,7	4,8	5,5
<i>Se</i>	< 0,5	11,3	1,1	13,5	99,4	11,4	< 0,6	< 0,4	< 0,4
<i>Br</i>	< 0,4	< 0,5	< 0,5	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,5	2,8	< 0,3
<i>Rb</i>	72,2	2,4	38,0	16,1	13,2	80,1	27,8	35,0	33,0
<i>Sr</i>	121,2	32,0	54,7	107,5	101,5	58,1	59,5	80,5	84,4
<i>Y</i>	26,8	9,7	13,2	16,5	13,4	15,9	11,7	17,8	21,2
<i>Zr</i>	71,8	43,9	49,6	40,5	36,9	65,2	84,2	114,7	114,0
<i>Nb</i>	13,8	4,5	7,9	7,6	6,8	12,2	4,6	6,3	6,0
<i>Mo</i>	2,4	8,6	12,5	11,3	53,3	7,7	2,9	0,9	0,3
<i>Ag</i>	1,6	4,2	2,2	3,2	11,9	2,6	3,3	0,6	0,4
<i>Cd</i>	0,6	1,8	0,8	1,3	0,6	0,2	1,7	ND	ND
<i>Sn</i>	3,3	< 1,6	< 1,6	< 1,4	< 1,5	< 1,5	24,7	1,5	1,9
<i>Sb</i>	< 1,5	< 1,7	< 1,7	< 1,5	< 1,6	< 1,6	< 1,8	< 1,3	< 1,2
<i>Te</i>	< 1,7	< 1,9	< 1,9	< 1,7	< 1,7	< 1,8	< 2,0	< 1,5	< 1,3
<i>I</i>	< 1,9	< 2,0	< 2,1	< 1,9	< 1,9	< 1,9	< 2,2	2,4	< 1,5
<i>Cs</i>	< 3,4	< 3,2	< 3,4	< 3,4	< 3,6	< 3,4	< 3,1	< 2,9	< 2,9
<i>Ba</i>	395,8	26,5	185,3	135,1	123,3	351,4	149,0	154,1	139,3

<i>La</i>	21,0	8,6	11,8	< 5.1	< 5.3	7,0	6,4	11,8	7,3
<i>Ce</i>	29,9	< 8.5	16,1	< 8.6	< 8.9	9,8	15,9	20,8	14,7
<i>Nd</i>	13,5	< 4.9	< 5.2	< 5.0	< 5.1	< 4.9	6,9	11,5	7,5
<i>Sm</i>	< 3.9	< 3.9	< 4.1	< 3.9	< 4.1	< 3.9	< 3.8	4,2	< 3.1
<i>Yb</i>	< 1.9	< 2.3	< 2.4	3,2	< 1.8	< 2.0	< 2.8	< 1.4	3,1
<i>Hf</i>	< 1.9	< 2.1	< 2.2	< 1.9	< 2.1	< 2.0	< 2.4	2,0	2,8
<i>Ta</i>	< 1.5	< 1.9	< 1.9	< 1.5	< 1.8	< 1.7	< 2.3	< 1.2	< 1.0
<i>W</i>	264,1	136,6	629,9	119,2	171,6	130,9	184,2	596,6	740,7
<i>Tl</i>	0,8	1,4	< 0.9	0,9	1,3	1,1	< 0.9	< 0.6	< 0.6
<i>Pb</i>	14,4	11,3	32,2	19,2	39,1	15,1	80,1	7,6	6,1
<i>Bi</i>	< 0.9	< 1.0	< 1.1	< 0.9	1,0	< 1.0	< 1.2	< 0.8	< 0.7
<i>Th</i>	3,5	1,4	1,4	0,9	< 0.9	2,1	3,6	6,2	3,0
<i>U</i>	2,0	0,8	2,6	< 0.5	< 0.5	0,9	1,3	1,6	0,5

VEDLEGG I: SEKVENSIELL EKSTRAKSJON

<i>Trinn 1</i>	<i>Masse</i>	<i>Det. Lim.</i>	<i>K1</i>	<i>K2</i>	<i>K3</i>	<i>K4</i>	<i>K5</i>	<i>K6</i>	<i>K7</i>	<i>T1</i>	<i>T2</i>
	u	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<i>Li</i>	7	0,001	0,306	0,012	0,092	0,062	0,057	0,128	0,226	0,005	0,017
<i>Be</i>	9	0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,007	<0,008	<0,009
<i>B</i>	11	0,001	<0,001	<0,001	0,477	<0,001	0,273	1,434	6,094	0,033	<0,001
<i>Na</i>	23	0,001	11,192	<0,001	<0,001	16,353	16,188	2,880	19,514	<0,001	9,934
<i>Mg</i>	24	0,001	43,816	36,412	63,334	25,922	102,909	31,915	66,264	9,775	1,984
<i>Al</i>	27	0,001	13,236	5,492	5,443	<0,001	95,004	15,647	101,176	<0,001	<0,001
<i>Si</i>	28	0,001	25,899	62,719	51,862	51,057	54,663	61,776	63,026	48,048	2,780
<i>P</i>	31	0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
<i>S</i>	34	0,003	269,061	380,831	749,267	354,384	4949,626	374,399	905,896	61,546	17,790
<i>K</i>	39	0,001	94,584	2,992	22,006	6,504	0,585	4,182	28,387	28,492	10,696
<i>Ca</i>	43	0,04	139,392	44,221	201,012	66,167	5002,337	13,875	134,777	83,148	13,447
<i>Sc</i>	45	0,001	0,009	0,019	0,020	0,016	0,042	0,018	0,020	0,014	<0,001

<i>Ti</i>	48	0,001	0,171	0,126	0,374	0,140	7,148	0,162	0,383	0,044	0,018
<i>V</i>	51	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,002
<i>Cr</i>	52	0,001	0,017	0,019	0,098	0,009	0,808	0,072	0,154	-0,002	0,002
<i>Mn</i>	55	0,001	9,540	1,954	13,266	0,797	1,463	0,707	3,082	0,419	0,031
<i>Fe</i>	57	0,001	6,265	5,816	121,752	7,061	159,418	11,721	86,795	0,317	0,256
<i>Ni</i>	58	0,001	0,684	0,247	1,082	0,128	0,198	0,351	0,849	0,333	<0,001
<i>Co</i>	59	0,001	0,236	0,084	0,318	0,279	1,827	0,382	0,682	0,081	0,006
<i>Cu</i>	63	0,001	12,441	19,589	17,164	14,741	105,715	26,208	99,308	2,876	0,407
<i>Zn</i>	64	0,001	2,013	3,135	4,279	2,702	2,272	4,180	39,535	5,074	<0,001
<i>Ga</i>	69	0,001	0,004	0,006	<0,001	<0,001	0,003	<0,001	0,028	0,009	0,001
<i>Ge</i>	74	0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,010	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
<i>As</i>	75	0,001	0,002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,005	<0,001	0,004
<i>Se</i>	77	0,002	0,009	0,017	0,009	0,021	0,582	0,052	0,022	0,005	0,004
<i>Rb</i>	85	0,001	0,546	0,011	0,166	0,061	0,021	0,088	0,211	0,078	0,039
<i>Sr</i>	87	0,001	0,090	0,049	0,064	0,062	2,091	0,018	0,537	0,169	0,011

<i>Os</i>	192	0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
<i>Ir</i>	193	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
<i>Pt</i>	195	0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
<i>Au</i>	197	0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006
<i>Tl</i>	205	0,001	0,010	<0,001	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,005	<0,001	0,003
<i>Pb</i>	208	0,001	<0,001	0,136	0,005	<0,001	<0,001	<0,001	0,800	<0,001	<0,001
<i>Bi</i>	209	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
<i>U</i>	238	0,001	0,014	0,002	0,022	<0,001	0,001	<0,001	0,018	<0,001	<0,001

Trinn 2	<i>Masse</i>	<i>Det. Lim</i>	<i>K1</i>	<i>K2</i>	<i>K3</i>	<i>K4</i>	<i>K5</i>	<i>K6</i>	<i>K7</i>	<i>T1</i>	<i>T2</i>
	u	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<i>Li</i>	7	0,001	0,017	<0,001	0,003	<0,001	0,004	<0,001	0,078	<0,001	0,005
<i>Be</i>	9	0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,002
<i>B</i>	11	0,002	<0,002	<0,002	1,170	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
<i>Na</i>	23	0,001	<0,001	2,464	0,760	5,972	8,756	<0,001	3,220	<0,001	<0,001
<i>Mg</i>	24	0,001	33,914	2,665	19,110	14,091	2,566	22,177	4,018	4,955	6,498
<i>Al</i>	27	0,001	0,666	<0,001	<0,001	<0,001	1,272	<0,001	<0,001	0,158	0,873

<i>Si</i>	28	0,001	73,905	52,309	46,835	168,991	266,756	126,888	87,074	<0,001	2,751
<i>P</i>	31	0,001	0,827	0,071	0,085	0,048	0,051	<0,001	0,378	0,547	0,347
<i>S</i>	34	0,002	286,081	2072,978	1933,935	640,949	550,127	373,933	3162,470	219,978	24,346
<i>K</i>	39	0,001	44,801	4,220	16,584	13,120	7,746	9,908	8,044	8,974	6,241
<i>Ca</i>	43	0,02	180,355	12,526	76,899	59,261	179,630	22,016	10,989	55,347	65,047
<i>Sc</i>	45	0,001	0,031	0,026	0,012	0,051	0,064	0,040	0,033	0,019	0,007
<i>Ti</i>	48	0,002	0,097	0,377	0,401	0,187	0,050	0,098	0,556	0,087	0,039
<i>V</i>	51	0,001	0,002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,003
<i>Cr</i>	52	0,001	0,032	0,004	0,008	0,032	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,052
<i>Mn</i>	55	0,001	4,330	0,095	1,347	0,145	0,008	0,196	0,035	0,060	0,066
<i>Fe</i>	57	0,001	6,222	0,706	0,666	0,835	1,264	0,387	0,384	0,859	0,514
<i>Ni</i>	58	0,001	0,463	<0,001	0,197	0,030	<0,001	0,147	<0,001	0,039	<0,001
<i>Co</i>	59	0,002	0,075	0,003	0,030	0,037	0,003	0,088	0,006	0,010	0,007
<i>Cu</i>	63	0,001	0,319	0,023	0,032	0,064	0,441	1,105	0,290	3,665	1,543
<i>Zn</i>	64	0,001	0,203	0,127	0,176	0,074	0,447	0,112	0,175	0,248	0,143
<i>Ga</i>	69	0,001	0,002	0,002	0,002	0,008	0,004	<0,001	0,012	0,032	0,094
<i>Ge</i>	74	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
<i>As</i>	75	0,001	0,007	<0,001	<0,001	0,001	0,007	<0,001	0,009	0,002	0,007
<i>Se</i>	77	0,002	0,022	0,168	0,036	0,223	1,611	0,461	0,090	0,019	0,013
<i>Rb</i>	85	0,001	0,404	0,006	0,138	0,084	0,032	0,158	0,053	0,132	0,123

<i>Au</i>	197	0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
<i>Tl</i>	205	0,001	0,006	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
<i>Pb</i>	208	0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,002	< 0,001	< 0,001
<i>Bi</i>	209	0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
<i>U</i>	238	0,001	0,004	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,001	0,033	0,015

Trinn 3	<i>Masse</i>	<i>Det lim</i>	<i>K1</i>	<i>K2</i>	<i>K3</i>	<i>K4</i>	<i>K5</i>	<i>K6</i>	<i>K7</i>	<i>T1</i>	<i>T2</i>
	<i>u</i>	<i>mg/kg</i>	<i>mg/kg</i>	<i>mg/kg</i>	<i>mg/kg</i>	<i>mg/kg</i>	<i>mg/kg</i>	<i>mg/kg</i>	<i>mg/kg</i>	<i>mg/kg</i>	<i>mg/kg</i>
<i>Li</i>	7	0,001	0,198	<0,001	0,052	0,882	1,648	<0,001	<0,001	<0,001	0,158
<i>Be</i>	9	0,2	0,438	0,020	0,003	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,210
<i>B</i>	11	0,004	<0,004	0,029	5,547	1,183	3,915	<0,004	5,759	1,493	1,751
<i>Na</i>	23	0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006
<i>Mg</i>	24	0,002	6,258	1,466	12,183	2,365	0,656	1,095	1,984	3,550	2,796
<i>Al</i>	27	0,003	12,103	4,280	8,165	7,580	5,139	7,313	5,873	54,485	15,394
<i>Si</i>	28	0,07	62,158	172,808	199,798	321,020	285,909	161,008	147,035	100,623	10,523
<i>P</i>	31	0,04	3,510	<0,04	<0,04	0,241	0,154	<0,04	1,359	1,371	1,483
<i>S</i>	34	0,2	<0,2	1,511	382,954	<0,2	<0,2	<0,2	547,341	160,681	30,148
<i>K</i>	39	0,001	26,606	4,695	40,868	49,145	14,660	21,630	9,140	13,505	<0,001
<i>Ca</i>	43	0,8	94,271	13,725	56,435	28,115	23,581	11,425	12,065	34,180	16,060

<i>Rh</i>	103	0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
<i>Ag</i>	107	0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009
<i>Cd</i>	114	0,007	0,331	0,009	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	0,285
<i>Sn</i>	120	0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,054	<0,02	0,025
<i>Sb</i>	121	0,03	0,444	0,016	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,210
<i>Te</i>	130	5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
<i>Cs</i>	133	0,02	0,030	<0,02	0,043	0,028	<0,02	0,048	<0,02	<0,02	<0,02
<i>Ba</i>	138	0,001	0,333	0,323	0,544	1,026	0,453	0,784	0,763	1,421	0,844
<i>Hf</i>	180	0,007	<0,007	0,014	<0,007	0,009	0,016	<0,007	0,013	0,016	0,010
<i>Ta</i>	181	0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009
<i>W</i>	184	0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
<i>Os</i>	192	0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09
<i>Ir</i>	193	0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
<i>Pt</i>	195	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
<i>Au</i>	197	0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7	<0,7
<i>Tl</i>	205	0,002	0,390	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,328
<i>Pb</i>	208	0,002	0,426	0,071	0,070	<0,002	<0,002	<0,002	1,128	<0,002	0,405
<i>Bi</i>	209	0,002	0,013	0,009	0,021	0,019	0,006	<0,002	<0,002	0,031	0,008
<i>U</i>	238	0,003	0,055	0,009	0,051	0,006	0,003	<0,003	0,061	0,514	0,086

<i>Trinn 4</i>	<i>Masse</i>	<i>Det.lim</i>	<i>K1</i>	<i>K2</i>	<i>K3</i>	<i>K4</i>	<i>K5</i>	<i>K6</i>	<i>K7</i>	<i>T1</i>	<i>T2</i>
	u	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<i>Li</i>	7	0,03	0,655	0,070	<0,03	<0,03	1,000	0,720	0,190	0,360	0,990
<i>Be</i>	9	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,375	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>B</i>	11	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
<i>Na</i>	23	0,001	4269,085	4930,385	5135,800	5241,420	5417,830	6805,930	7172,290	3827,840	1847,365
<i>Mg</i>	24	0,03	112,470	79,300	59,635	132,635	35,730	215,395	28,145	135,425	459,470
<i>Al</i>	27	0,005	615,255	405,690	277,145	294,735	79,855	463,095	393,320	2760,105	1775,350
<i>Si</i>	28	0,02	355,820	967,805	496,530	845,280	766,680	985,850	782,225	723,910	729,120
<i>P</i>	31	0,06	722,545	216,335	229,515	295,475	59,780	360,955	87,335	113,235	86,430
<i>S</i>	34	0,7	4008,675	3065,905	5932,210	7263,930	5626,615	11265,280	4936,605	2524,520	1394,525
<i>K</i>	39	0,002	2385,355	377,015	2295,745	2569,425	2232,010	5183,735	507,505	24,135	19,525
<i>Ca</i>	43	2	46,955	<2	25,505	14,585	16,890	35,665	<2	<2	6,025
<i>Sc</i>	45	0,001	0,380	0,685	0,320	0,610	0,430	1,080	0,515	1,350	0,815
<i>Ti</i>	48	0,03	79,600	52,865	61,015	136,075	342,915	298,015	95,300	88,475	130,960
<i>V</i>	51	0,006	8,185	11,590	16,870	20,470	69,685	9,170	12,520	3,590	4,855
<i>Cr</i>	52	0,007	21,675	8,210	5,730	10,140	4,720	32,260	12,525	18,250	7,300
<i>Mn</i>	55	0,02	37,630	<0,02	13,675	5,775	<0,02	3,385	<0,02	6,305	17,335
<i>Fe</i>	57	0,1	30269,570	67947,555	67850,080	51673,970	29087,990	58037,230	100759,695	29443,570	5399,005
<i>Ni</i>	60	0,05	6,385	0,755	2,590	4,010	0,735	6,560	0,885	3,800	5,920

<i>Co</i>	59	0,02	1,060	<0,02	<0,02	<0,02	0,055	1,100	<0,02	0,250	1,010
<i>Cu</i>	63	0,03	55,750	235,140	84,155	121,975	149,430	116,475	259,670	309,535	42,265
<i>Zn</i>	64	0,02	8,760	61,165	11,790	20,040	18,935	22,700	10,065	80,080	34,850
<i>Ga</i>	69	0,004	0,910	0,580	0,455	1,945	2,225	2,695	0,875	0,805	0,575
<i>Ge</i>	74	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
<i>As</i>	75	0,09	<0,09	1,485	<0,09	5,580	48,520	3,710	1,040	<0,09	<0,09
<i>Se</i>	77	2	<2	<2	<2	2,840	61,335	<2	<2	<2	<2
<i>Rb</i>	85	0,02	4,105	0,915	6,020	7,090	8,380	23,630	0,735	0,260	0,465
<i>Sr</i>	87	0,2	1,475	<0,2	1,165	7,265	13,580	1,215	<0,2	<0,2	<0,2
<i>Zr</i>	90	0,009	0,225	2,950	1,085	<0,009	0,025	0,185	0,710	1,335	1,395
<i>Nb</i>	93	0,03	0,205	<0,03	0,250	0,300	0,185	1,140	0,205	0,290	0,395
<i>Mo</i>	98	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
<i>Ru</i>	102	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
<i>Rh</i>	103	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
<i>Ag</i>	107	0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07
<i>Cd</i>	114	0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
<i>Sn</i>	120	0,07	1,035	0,375	0,240	0,270	1,105	0,110	2,785	0,100	0,045
<i>Sb</i>	121	0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	0,545	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
<i>Te</i>	130	513	<513	<513	<513	<513	<513	<513	<513	<513	<513
<i>Cs</i>	133	0,02	0,260	0,025	<0,02	0,455	0,450	0,805	0,030	0,155	0,135

<i>Ba</i>	138	0,001	15,740	4,545	5,955	34,205	53,180	34,795	5,020	0,975	0,870
<i>Hf</i>	180	0,03	<0,03	0,070	0,035	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,035	0,040
<i>Ta</i>	181	0,05	0,010	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,005	<0,05	<0,05
<i>W</i>	184	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
<i>Os</i>	192	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Ir</i>	193	0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
<i>Pt</i>	195	0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
<i>Au</i>	197	0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
<i>Tl</i>	205	0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,215	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
<i>Pb</i>	208	0,004	0,655	0,070	<0,004	<0,004	1,000	0,720	0,190	0,360	0,990
<i>Bi</i>	209	0,03	<0,03	0,035	<0,03	0,060	1,185	<0,03	23,070	0,150	<0,03
<i>U</i>	238	0,02	0,510	0,070	0,280	<0,02	<0,02	<0,02	0,085	0,660	0,200

Trinn 5	<i>Masse</i>	<i>Det. Lim</i>	<i>K1</i>	<i>K2</i>	<i>K3</i>	<i>K4</i>	<i>K5</i>	<i>K6</i>	<i>K7</i>	<i>T1</i>	<i>T2</i>
	u	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<i>Li</i>	7	0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,488	0,275	<0,03	17,594	<0,03	<0,03
<i>Be</i>	9	0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,119	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<i>B</i>	11	0,2	61,050	<0,2	35,331	<0,2	<0,2	40,194	107,519	22,444	14,869
<i>Na</i>	23	0,002	51,900	75,238	127,363	97,700	25,656	167,775	120,219	68,925	66,813

<i>Mg</i>	24	0,02	45,444	44,338	83,506	79,147	22,481	51,669	54,781	14,506	31,963
<i>Al</i>	27	0,001	10,944	30,225	29,950	7,900	0,400	17,925	27,256	17,100	26,194
<i>Si</i>	28	0,007	403,288	336,756	318,481	179,172	352,869	822,294	199,763	323,644	254,144
<i>P</i>	31	0,08	5,238	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	4,863	4,413	8,613	4,244
<i>S</i>	34	0,3	2288,925	<0,3	2589,219	2994,272	397,944	3248,006	3995,463	1273,656	962,963
<i>K</i>	39	0,001	145,006	125,688	337,544	71,491	45,138	271,956	182,550	30,356	28,031
<i>Ca</i>	43	7	379,763	<7	205,981	16,541	<7	242,594	22,813	119,531	77,106
<i>Sc</i>	45	0,006	0,087	0,163	0,056	0,059	0,119	0,194	0,062	0,069	0,006
<i>Ti</i>	48	0,04	<0,04	<0,04	<0,04	0,975	1,669	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
<i>V</i>	51	0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,231	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
<i>Cr</i>	52	0,007	<0,007	<0,007	1,038	1,450	0,744	3,038	2,031	2,000	0,681
<i>Mn</i>	55	0,004	5,050	<0,004	9,281	3,984	1,275	2,194	1,875	<0,004	<0,004
<i>Fe</i>	57	0,2	12,019	0,525	39,969	147,641	189,200	45,831	60,556	10,419	7,750
<i>Ni</i>	58	0,03	<0,03	<0,03	0,069	0,491	0,163	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
<i>Co</i>	59	0,02	0,350	<0,02	0,506	5,016	2,400	0,094	<0,02	<0,02	<0,02
<i>Cu</i>	63	0,03	22,181	14,544	243,656	203,978	1850,119	952,794	168,375	66,344	<0,03
<i>Zn</i>	64	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	3,631	2,619	57,188	<0,01	31,288	<0,01
<i>Ga</i>	69	0,004	0,013	0,081	0,056	0,041	0,219	<0,004	0,163	0,019	<0,004
<i>Ge</i>	74	0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<i>As</i>	75	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0,275	0,294	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2

<i>Se</i>	77	0,8	<0,8	4,925	<0,8	4,025	10,806	3,700	1,375	<0,8	<0,8
<i>Rb</i>	85	0,02	0,294	0,219	1,044	0,303	0,119	1,794	0,325	0,144	0,106
<i>Sr</i>	87	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	1,294	0,681	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
<i>Zr</i>	90	0,003	0,156	0,663	1,525	0,931	0,644	2,088	1,988	1,288	2,656
<i>Nb</i>	93	0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09
<i>Mo</i>	98	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	2,094	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
<i>Ru</i>	102	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Rh</i>	103	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
<i>Ag</i>	107	0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,031	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
<i>Cd</i>	114	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,366	0,138	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
<i>Sn</i>	120	0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,231	<0,03
<i>Sb</i>	121	0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07
<i>Te</i>	130	5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
<i>Cs</i>	133	0,02	<0,02	<0,02	0,063	0,025	<0,02	0,113	<0,02	0,013	<0,02
<i>Ba</i>	138	0,001	0,313	2,063	1,456	0,466	5,144	0,019	4,713	0,019	0,406
<i>Hf</i>	180	0,006	0,006	0,025	0,050	0,031	0,031	0,063	0,063	0,038	0,088
<i>Ta</i>	181	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
<i>W</i>	184	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
<i>Os</i>	192	0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
<i>Ir</i>	193	0,008	0,013	0,013	0,013	<0,008	<0,008	0,013	0,013	0,013	0,019

<i>Pt</i>	195	0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
<i>Au</i>	197	2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
<i>Tl</i>	205	0,004	<0,004	<0,004	<0,004	0,269	0,213	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004
<i>Pb</i>	208	0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
<i>Bi</i>	209	0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
<i>U</i>	238	0,03	<0,03	<0,03	0,038	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03

Trinn 6	<i>Masse</i>	<i>Det. Lim</i>	<i>K1</i>	<i>K2</i>	<i>K3</i>	<i>K4</i>	<i>K5</i>	<i>K6</i>	<i>K7</i>	<i>T1</i>	<i>T2</i>
	u	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<i>Li</i>	7	0,03	13,144	0,488	1,631	1,981	2,206	3,669	2,488	5,319	3,838
<i>Be</i>	9	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
<i>B</i>	11	6	<6	<6	<6	<6	1,575	<6	<6	<6	<6
<i>Na</i>	23	0,003	7,700	55,031	7,162	<0,003	<0,003	1086,913	374,444	7,337	756,356
<i>Mg</i>	24	0,03	10377,64	5185,056	6286,538	4597,875	547,844	4323,175	2633,038	3238,300	2674,281
<i>Al</i>	27	0,02	16136,43	6317,013	10136,488	6299,113	726,225	8894,800	5939,594	6769,025	5650,300
<i>Si</i>	28	0,04	939,75	1456,688	952,956	889,181	332,163	1106,794	848,775	688,469	532,488
<i>P</i>	31	0,3	518,244	383,994	446,006	243,719	173,575	229,181	224,194	207,894	253,494
<i>S</i>	34	2	5023,581	8122,838	20396,813	12477,15	43923,82	5174,400	6733,631	5444,588	7696,19
<i>K</i>	39	0,002	<0,002	10330,60	<0,002	20818,93	24983,89	20591,56	<0,002	40681,456	36634,25

<i>Ca</i>	43	5	2361,306	30222,38	<5	<5	<5	2663,438	6975,263	<5	32252,93
<i>Sc</i>	45	0,005	3,556	1,625	1,900	1,250	0,550	3,188	1,294	1,475	1,263
<i>Ti</i>	48	0,05	2722,650	259,213	2034,100	756,100	38,131	2578,363	1424,250	399,825	666,981
<i>V</i>	51	0,02	29,006	15,463	45,069	19,031	8,181	17,906	30,119	18,556	15,150
<i>Cr</i>	52	0,005	199,406	30,388	132,088	74,538	9,963	137,238	38,744	21,163	16,206
<i>Mn</i>	55	0,007	253,056	64,125	193,956	46,419	9,113	60,981	38,269	37,456	34,006
<i>Fe</i>	57	0,2	24607,59	49054,06	101426,59	18799,16	34811,22	31480,64	86355,89	15655,44	5488,39
<i>Co</i>	59	0,02	22,756	<0,02	6,806	9,156	58,363	8,119	4,275	2,256	1,275
<i>Ni</i>	60	0,07	136,219	6,300	63,938	21,275	4,000	55,138	13,550	12,300	9,900
<i>Cu</i>	63	0,03	100,600	665,350	281,181	183,506	1159,719	231,394	549,363	141,481	23,919
<i>Zn</i>	64	0,05	56,156	130,856	69,694	33,794	12,406	80,844	29,138	122,744	42,813
<i>Ga</i>	69	0,005	5,013	2,306	3,544	0,469	<0,005	8,156	3,900	1,906	3,106
<i>Ge</i>	74	0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<i>As</i>	75	0,03	<0,03	4,006	<0,03	3,669	14,256	1,144	4,200	0,731	0,044
<i>Se</i>	77	0,6	<0,6	5,969	<0,6	6,713	18,381	<0,6	<0,6	6,075	4,663
<i>Rb</i>	85	0,008	30,625	1,138	15,925	6,650	0,625	30,413	11,644	10,975	9,538
<i>Sr</i>	87	0,2	<0,2	8,862	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	10,056
<i>Zr</i>	90	0,009	0,406	1,056	1,325	0,300	0,169	0,400	0,944	0,963	0,963
<i>Nb</i>	93	0,007	0,163	0,025	0,169	0,044	0,013	0,319	0,419	0,494	0,263
<i>Mo</i>	98	0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	13,269	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3

<i>Ru</i>	102	0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
<i>Rh</i>	103	0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
<i>Ag</i>	107	0,08	<0,08	1,669	0,231	1,181	8,588	0,856	0,425	109,044	<0,08
<i>Cd</i>	114	0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	0,925	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
<i>Sn</i>	120	0,03	0,781	0,306	0,288	0,188	0,631	0,350	3,631	0,400	0,169
<i>Sb</i>	121	0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
<i>Te</i>	130	4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4
<i>Cs</i>	133	0,04	3,213	0,213	1,213	0,750	0,056	1,813	1,025	1,863	0,931
<i>Ba</i>	138	0,004	41,856	3,125	15,106	<0,004	<0,004	99,856	22,788	<0,004	33,113
<i>Hf</i>	180	0,05	<0,05	0,056	0,050	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,050	0,050
<i>Ta</i>	181	0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
<i>W</i>	184	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
<i>Os</i>	192	0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
<i>Ir</i>	193	0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
<i>Pt</i>	195	0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
<i>Au</i>	197	5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
<i>Tl</i>	205	0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,638	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
<i>Pb</i>	208	0,02	<0,02	2,756	6,100	1,013	6,644	0,175	6,831	0,288	0,906
<i>Bi</i>	209	0,005	<0,005	0,094	<0,005	<0,005	0,031	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
<i>U</i>	238	0,02	0,238	0,106	0,756	<0,02	<0,02	<0,02	0,063	0,156	0,081

