



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2024 45 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Hovedgruva i Folldal: Undersøkelse av forurensningseffekt av grunnvann ved hjelp av kjemiske analyser og hydrogeologiske metoder

Pauline Ruth Marie Bolte

Miljøvitenskap

Sammendrag

Gravedriften har vært pregende for Follidal kommunen siden 1700-tallet. Gjennom driftsperiodene har det blitt estimert en produksjon på 4,5 millioner tonn med kobber- og svovelkis. Malmen i gruva befant seg i fire separate linser, som varierte i tykkelsen. Gjennom kontakten med vann, og oksygen blir knust og eksponert berggrunn oksidert. Denne oksidasjonen fører til sur gruve avrenninger (Acid Mine Drainage, AMD) i hele området. Dannelsen av AMD skjer gjennom oksidasjon av pyritt (FeS_2), som igjen fører til forurensning rundt gruvene og fiskedød i Folla.

Gjennom observasjoner av overflateavrenninger rundt brønn 2, setter arbeidet fokus på å *Kartlegge forurensningsbidraget fra Hovedgruva (Stoll 2) til grunnvannet i området.*

Målsetningen blir testet ved hjelp av hydrogeologiske, og kjemiske metoder. Det ble først valgt å gjøre feltarbeid i området i samarbeid med Norconsult. Det ble gjennomført brønnetableringer, og analyser av grunnvann. Neste steget var å modellere området med hjelp av Modflow-2005. Programmet beregner grunnvannsstrømmen, og hjelper med forståelsen av de fysiske parametere i systemet. Det ble også gjort kjemiske analyser for å kartlegge forurensningsbidraget fra Stoll 2 til grunnvannet.

Resultatet indikerer at Modflow-2005 ikke egner seg bra for modelleringen av området for denne oppgaven. Det ble synlig at området er et komplekst system, som påvirkes av hydraulisk konduktivitet, og sesongvariasjon av nedbør/infiltrasjon. Det blir også tydelig at store utlekkinger av sink, kadmium, kobber og arsen av berggrunnen og avgangsmassene fører til forurensninger i væskefasen. Utlekkingen av metallene blir akselerert pga. den lave pH-en i området.

Gjennom observasjonene, og analysene blir det tydelig at Stoll 2 fører til et økt forurensningsbidrag til grunnvannet. Høye konsentrasjoner med arsen, kadmium, kobber, og sink i grunnvannet styrke teorien.

Abstract

Mining has characterized Follidal since the 18th century. During the operating period, 4.5 million tons of copper and pyrite have been produced. The ore in the mine was contained in four separate lenses, which varied in thickness. Through contact with water and oxygen, crushed and exposed bedrock is oxidized. This oxidation leads to acid mine drainage (AMD) in the area. The formation of AMD occurs through the oxidation of Pyrite (FeS_2), this leads to pollution around the mines and fish deaths in Folla.

Through observations of surface runoff around well 2, the choice of the main objective has been made: *To map the pollution contribution from the main mine (Portal 2) to the groundwater in the area.*

The objective was tested using hydrogeological and chemical methods. It was first chosen to do fieldwork in the area in collaboration with Norconsult. Wells were established and measurements of groundwater were carried out. The next step was to model the area using Modflow-2005. The program calculates the groundwater flow and helps understand the system's physical parameters. Chemical analyses were also done to map the pollution contribution from Portal 2 to the groundwater.

The result indicates that Modflow-2005 is not suitable for modeling the area of this project. It became visible that the area is a complex system, which is affected by hydraulic conductivity and seasonal variation of precipitation/infiltration. It became clear that large leaching of zinc, cadmium, copper and arsenic from the bedrock and tailing led to contamination in the liquid phase. The leaching of the metals is accelerated due to the low pH in the area. Through the observations and analyses, it becomes clear that Portal 2 leads to an increased contribution of pollution to the groundwater. High concentrations of arsenic, cadmium, copper and zinc in the groundwater strengthen the theory.

Forord

Vinteren 2022 begynte diskusjonen om hvilken masteroppgave, som kunne bli interessant for meg. Jeg bestemte meg å skrive innen tema hydrogeologi og dermed ble veilederne mine Gudny Okkenhaug og Helen French. Det ble så bestemt at oppgaven skulle omhandle gruven i Folldal og at oppgaven skulle inneholde modellering. Juni 2023 ble det så gjennomført feltarbeid sammen med Norconsult, og i august 2023 gjennomførte jeg feltarbeid i Folla. Ut ifra arbeidet og resultatene ble retningen på oppgaven bestemt. Det ble valgt å se på påvirkningen Hovedgruva (Stoll 2) har på grunnvannsystemet. Høsten 2023 begynte skrive- og modellerings- fasen.

Slutten på 2023 var det en hektisk fase med mange emner og forberedelser, men fra januar 2024 kunne jeg konsentrere meg på skriveprosessen av masteren. Gjennom skriveprosessen har jeg lært at det er viktig å jobbe kontinuerlig og regelmessig. Modelleringsprosessen var spesiell utfordrende, siden programmet ikke alltid modellerte resultater man ønsket seg. Det har vært mye fram og tilbake med modellene og modelleringen, som har ført til at prosessen tok lengre tid enn planlagt. Likevel var skrive- og modellerings- prosessene spennende og lærerike.

Jeg vil takke veilederne mine Gudny Okkenhaug (NGI og NMBU), Helen K. French (NMBU) og Lena Evensen (Norconsult) for godt støtte, inspirasjon og veiledning gjennom hele prosessen.

Jeg vil også takke Norconsult for å ha tatt meg med i felt og vist meg hvordan feltarbeidet ble gjort. Samt for dataen jeg fikk av dere. Også en stort takk til NGI som ga meg rapporter og data for å løse oppgaven min.

Et spesielt takk går også til mine medstudenter i lesesalen på jordfag-bygget, som gjorde dagene på lesesalen litt bedre. Jeg vil også takke venner og familie for alt av støtte og motivasjon jeg har fått gjennom prosessen. Her vil jeg gi en spesiell takk til Cecilie Haug, Anke og Markus Bolte som har gitt meg tilbakemeldinger på oppgaven. Og jeg vil takke roomien min Ada Marie Karlsen, for den gode støtten gjennom perioden.



Ås, 14.05.2024

Innhold

Sammendrag	
Abstract	
Forord	
1. Innledning.....	1
1.1 Bakgrunn.....	1
1.2 Målsetning.....	2
2. Teori	3
2.1 Terminologi innen gruvedrift.....	3
2.2 Sur gruve avrenninger (AMD).....	3
2.3 Sorpsjons koeffisient.....	4
2.4 Hydrogeologisk strømningslikninger.....	5
2.4.1 Numerisk grunnvannsmodellering med Modflow	8
3. Beskrivelse av Folldal området og gruvene	10
3.1 Gruven.....	10
3.2 Geologi.....	12
3.3 Hydrologi og hydrogeologi.....	13
3.4 Avgangsmassene.....	15
4. Materiale og metode.....	20
4.1 Brønnetablering.....	20
4.1.1 Prøvetaking av løsmasser (beregning av K)	22
4.1.2 Logging av grunnvannstand	22
4.2 Hydrogeologisk modellering (ModFlow-2005).....	22
4.2.1 Basismodell (Modell 1)	26
4.2.2 Justering av grensebetingelser i stasjonær modell (Modell 2 og 3).....	26
4.2.3 Modellering av sesongvariasjon (Modell 4 og 5).....	27
4.2.4 Variabel K verdi (Modell 6)	28
4.2.5 Modellering av ekstremværet Hans (Modell 7).....	28
4.2.6 Manuelle beregninger av oppholdstid	29
4.3 Vannkjemiske data.....	29
4.3.1 Hovedgruva (Stoll 2)	29
4.3.2 Avgangsmasser (pH test, HCT).....	30
5. Resultater.....	32
5.1 Løsmasser og beregnet hydraulisk konduktivitet.....	32
5.2 Grunnvannsregistreringer.....	33
5.2.1 Logging av grunnvann.....	33

5.3	Hydrogeologisk Modellingering	34
5.3.1	Basismodell (Modell 1)	34
5.3.2	Justering av grensebetingelser i stasjonære modell (Modell 2 og 3)	35
5.3.3	Modellingering av sesongvariasjon	36
5.3.4	Variabel K-verdi (Modell 6)	38
5.3.5	Ekstremværet Hans (Modell 7)	38
5.3.6	Beregninger Darcys lov (Oppholdstid)	39
5.4	Kjemiske Vannanalyser	39
5.4.1	Vannkjemi i grunnvann fra brønnene	39
5.4.2	Vannkjemiske data fra Hovedgruva (Stoll 2)	41
5.4.3	Total konsentrasjon fra Avgangsmasser	43
5.4.4	Resultat fra HCT	44
6.	Diskusjon	46
6.1	Er de naturlige og avgangsmasser, tilstrekkelig til å transportere tilført nedbør	46
6.2	Bruk av hydrogeologisk modellering for å vurdere om Stoll 2 har påvirkning på grunnvannsforholdene i området	48
6.3	Forurensningsbidraget fra Hovedgruva (Stoll 2) til grunnvannet basert på kjemisk data	50
6.4	Samspillet mellom hydrogeologien og forurensningen i området	52
6.5	Videre arbeid	53
7.	Konklusjon	54
	Kilde	55
	Vedlegg	58
	Vedlegg A - Borreløgg med brønnutforming fra Norconsult	59
	Vedlegg B – Kornfordelingskurve og kornfordelingsverdier	64
	Vedlegg C – Overflatevann analyser	67
	Vedlegg D – Feltarbeid i Folla	69
	Vedlegg E – Reduksjonspotensial for HCT	71

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Norge har lenge hatt problemer med de nedlagte gravene og forurensnings bidraget de kommer med. Gravene i Follidal er gamle kobbergruver, som nå fører til forurensning i nærområdet og i elven Folla som går gjennom bygden.

Gruvedriften har vært pregende for kommunen siden 1700-tallet. I løpet av driftsperiodene ble det estimert en produksjon på 4,5 millioner tonn med kobber- og svovelkis. Malmen ble utvunnet fra fire separate linser, som varierte i tykkelsen og graven har en dybde på omtrent 600 m, med 14 nivåer (Okkenhaug, 2023). Avgangsmassene består av vaskerigods, avfallsstein, flotasjonsavganger, og slagg og har stor variasjon (Kvennås, 2014).

Gjennom kontakten med vann og oksygen blir knust og eksponert berggrunn oksidert. Denne oksidasjonen fører til sur avrenninger (Acid Mine Drainage, AMD) i området, primært av pyritt (FeS_2) oksidasjon. Dette resulterer i forurensning rundt gravene, samt fiskedød i Folla.

Det har lenge blitt diskutert tiltak for å iverksette endringer. I 2003 påla Miljødirektoratet gjennomføring av forurensningsbegrensende tiltak i det gamle gruveområdet (Follidal sentrum). Dette inkluderer tiltak, som rensing av vann før det går ut i Folla, tildekking av avgangsmassene og installasjon av kjemiske renseanlegg (Follidal-Kommune, 2022).

I 2006 besluttet Nærings- og fiskeridepartementet (NFD) å innføre pålegg om miljøreduserende tiltak ved gravene. NFD ga Direktoratet for mineralforvaltning (DMF) ansvaret for dette og i 2021 engasjerte DMF en prosjektleder for å opprette en tiltaksplan. DMF har utarbeidet en ny rapport som beskriver trinnvise tiltak, som må gjennomføres. Det første trinnet innebærer å utbedre grøftene i området. Det andre trinnet går ut på å dekke store områder med avgangsmasser, for å redusere avrenningen. Det vannet som trenger igjennom trinn en og to skal bli fanget opp i ett basseng og gå igjennom ett renseanlegg (Kongsrud et al., 2022).

Norconsult ble tildelt oppdraget med å gjennomføre de hydrogeologiske undersøkelsene i 2023. De kartla grunnvannsforholdene i avgangsmassene rundt gruva. Dette skal gi et bedre grunnlag for trinn 1 i prosjektet til DMF (Norconsult, 2023). I juni 2023 startet Norconsult arbeidet med å etablere brønner, for å overvåke grunnvannstanden og forstå bedre systemet rundt gravene.

Juni 2023, ble det observert vannutslag nedstrøm Stoll 2, dette førte til mistanke om lekkasje fra gruva. Ut ifra denne observasjonen ble valget av hovedmålsetningen gjort.

1.2 Målsetning

Målet med oppgaven er å forstå hvordan Hovedgruva påvirker grunnvannsystemet rundt gruva, med hovedmålsettingen:

- *Kartlegge og vurdere forurensningsbidraget fra Hovedgruva (Stoll 2) til grunnvannet i området.*

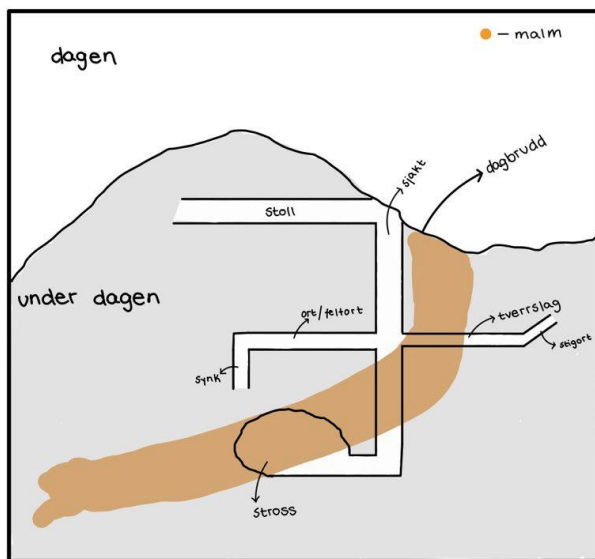
Gjennom observasjoner ble det bestemt å bruke hydrogeologisk modellering (Modflow-2005) og kjemiske analyser for å kartlegge forurensningsbidraget og for å få en bedre forståelse av systemet, se delmål:

- Delmål:
 - Er målt hydraulisk ledningsevne og mektighet av løsmassene; naturlige og avgangsmasser, tilstrekkelig til å transportere tilført nedbør?
 - Er det sannsynlig at utstrømning fra Stoll 2 påvirker grunnvannsstrømningen?
 - Kartlegge og analysere forurensningsbidraget fra Hovedgruva (Stoll 2) til grunnvannet basert på kjemisk data?

2. Teori

2.1 Terminologi innen gruvedrift

Feil! Ugyldig selvreferanse for bokmerke.. illustrerer typisk terminologi for gruvedrift. Folldal gruve ble etablert med et *dagbrudd* (Tyskerhullet), hvor råstoffet blir tatt ut ved dagen. Produksjonen ble senere endret til underjordsdrift. Forekomsten blir åpnet med *stoller* (horisontale), orter og/eller *sjakter* (vertikale). Disse hjelper med undersøkelser, drift og transport inn og ut av gruve. En stoll har



en utgang til dagen. En ort har ikke noen utgang og blir kalt en *feltort* om den går langs malmkroppen, og *tverrslag* om den går med stor vinkel mot malmkroppen. Blir orten drevet oppover blir den kalt *stiggort*, går den nedover blir den kalt *synk*. Store synk fra dagen blir kalt *sjakter*. Åpne rom i gruve, hvor det brytes ut blokker kalles *strosser*. Transport av materiale i gruve blir kalt *fordring*, mens transport av mennesker blir kalt *faring* (Bjørlykke, 2020)

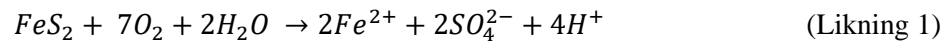
Figur 1. Figuren viser til de forskjellige begrepene som blir brukt i gruvedriften, for å forklare systemet. Tegnet av Pauline Bolte, inspirert av: KF/store norske leksikon (Bjørlykke, 2020)

2.2 Sur gruve avrenninger (AMD)

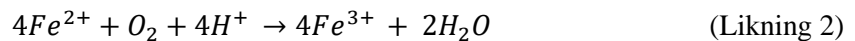
Driften av mineraler som gull, kobber og nikkel kan føre til dannelsen av sur gruve avrenninger (AMD) og er et vanlig biprodukt av gruvedriften. AMD kjennetegnes ved lav pH og en høy konsentrasjon av tungmetaller, som f.eks. Kobber (Cu) og nikkel (Ni). Disse biproduktene kan føre til helseproblemer hos mennesker og påvirke økosystemer (Akcil & Koldas, 2004).

AMD blir dannet når sulfidrike mineraler kommer i kontakt med oksygen og vann. Denne prosessen kan skje naturlig, men gjennom gruvedriften blir dannelsen av AMD akselerert. Gruvedriften fører til at store overflater av berggrunn kommer i kontakt med dagen og dermed med oksygen og vann. Bakterier fungerer, som en katalysator, og øker dannelsen av AMD med å oksidere sulfid i mineralet.

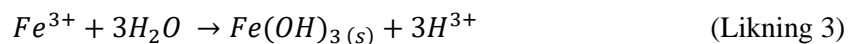
Det er mineralogien, som bestemmer dannelsen og volumet av AMD fra sted til sted. Dette fører til at det er forskjell på AMD og volumet som blir dannet. Det finnes flere forskjellige sulfid mineraler, men jernsulfid (FeS_2) er den vanligste (Akcil & Koldas, 2004). For at det skal bli dannet AMD må sulfidmineraler, vann og/eller fuktig atmosfære, en oksidant f.eks. oksygen være til stede. Det første som skjer er oksidasjonen av svovelsulfid til oppløst jern (Fe^{2+}), sulfat (SO_4^{2-}) og hydrogen (H^+). Dette blir illustrert i ligning 1.



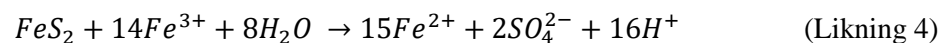
H^+ representerer surheten til vannet og et økt antall H^+ -ioner kan føre til en nedgang i pH. Om miljøet er oksiderende nok, vil jern(II) oksidere til jern(III). Dette vises i ligning 2.



Når pH-verdien er mellom 2,3 og 3,5 vil jern (III) felles ut som $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Dette fører til lite jern(III) i løsningen og pH-verdien vil reduseres enda mer. Denne prosessen er vist i ligning 3.



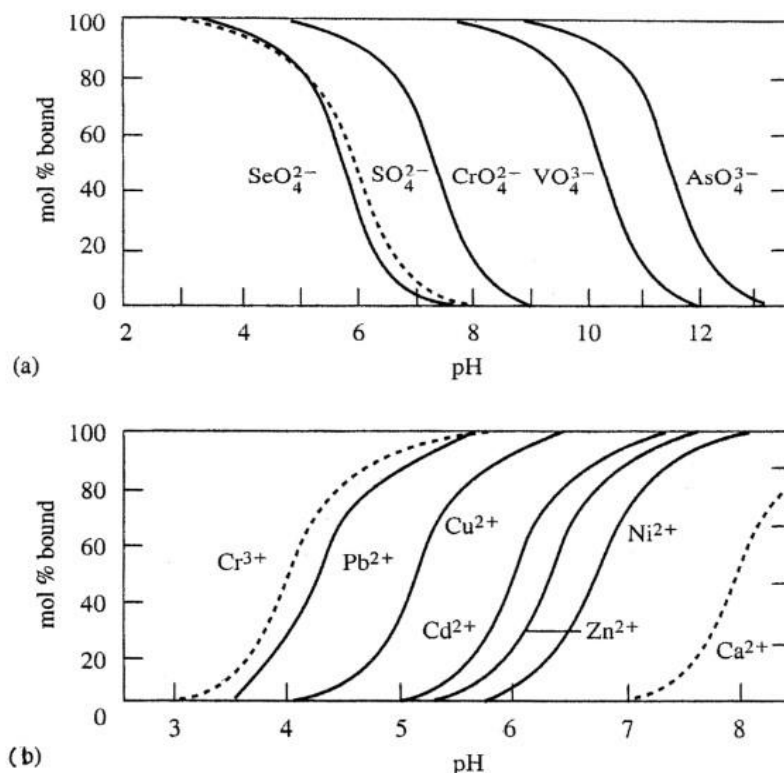
Jern(III) fra ligning 2, som ikke felles ut av løsningen gjennom prosessen fra ligning 3 kan brukes til å oksidere jernsulfidet. Dette er illustrert i ligning 4.



Ut ifra ligningene blir det tydelig at det er en del faktorer som må være til stede for at AMD skal kunne dannes.

2.3 Sorpsjons koeffisient

Bindinger mellom elementer kan skje gjennom sorpsjon. Enten ved absorpsjon, eller adsorpsjon. Adsorpsjon defineres, som en binding mellom en gass eller et oppløst stoff til en overflate. Eksempler på slike overflater er kolloider, leire og metalloksider (Universitetet i Oslo, 2011). Disse bindingene oppstår gjennom ladningsforskjeller. Leire har en fiksert negativ ladning og vil dermed adsorbere positive ioner. For metalloksidene er det litt mer komplisert. Her vil ladningen variere avhengig av pH-verdien. En lav pH vil føre til en positiv ladning hos oksidene. Jo mer pH-en øker jo svakere blir den positive ladningen og jo sterkere blir den negative (Weil, 2014). Dette fenomenet er illustrert i Figur 2.



Figur 2. Adsorpsjon av anioner og kationer på jernoksider. (Langmuir et al., 2004)

Ved å anvende sorpsjonen, kan fordelingskoeffisienten (K_d) forklares. Denne forklarer fordelingen av forurensning som blir adsorbent av massene og mengden som er i porevannet. Dette forklares med formel 1 (vanLoon & Duffy, 2017).

$$K_d = \frac{C_s}{C_{aq}} \quad (\text{Formel 1})$$

C_s er mengden adsorbent per masseenhed [mg/kg] og C_{aq} er likevekts løsningen [mg/L].

2.4 Hydrogeologisk strømningslikninger

Vann kan strømme gjennom både sprekker i berggrunnen og porer i sedimenter. *Porøsitet* angir hvor godt mediet kan lagre vann, og det skilles mellom forskjellige typer porøsitet. Den *totale porøsiteten* (n_T), er forholdet mellom tomrommet av det totale volumet som er til stede i materialet. Porøsiteten vil avhenge av graden av komprimering, formen, og størrelsen på kornene i materialet. Et medium, som er godt sortert vil ha en høyere porøsitet enn et medium som er dårlig sortert. Den *effektive porøsiteten* (n_e) angir forholdet mellom volumet av de sammenkoblete porene, som er tilgjengelig for væsketransport i forhold til massevolumet av mediet. Den effektive porøsiteten er mer relatert til strømmingen av grunnvann enn den totale (Schwartz & Zhang, 2003).

Darcys lov beskriver vannstrømningen gjennom et porøst medium og kan uttrykkes som følger (formel 2).

$$Q = KiA \quad (\text{Formel 2})$$

Her representerer Q [m^3/s] grunnvannsstrømmen i mediet, K [m/s] hydraulisk konduktivitet og i [m/m] den hydrauliske gradienten, som beskriver endringen i hydraulisk høydeforskjell i strømningsretningen, den kan beskrives med formel 3. Her er h høydegradienten [m] og Δl lengden [m].

$$i = \frac{(h_1 - h_2)}{\Delta l} = - \frac{dh}{dl} \quad (\text{Formel 3})$$

Darcys lov kan kun anvendes med laminære strømninger, dette forutsetter at strømningshastigheten er jevnt over hele arealet. Porehastigheten (v) er definert som den volumetrisk strømnings-raten per mengde effektivt porerom (Schwartz & Zhang, 2003). Dette vises i formel 4, som viser pore-hastigheten (v) [m/s].

$$v = \frac{q}{n_e} \quad (\text{Formel 4})$$

Her angir q grunnvannstrømmen [m/s] og n_e den effektive porøsiteten [%]. Den hydrauliske trykkehøyden representerer energinivået til vannet i et punkt og inkluderer høyde-, trykk- og hastighetskomponenter. Vannet strømmer fra høyere h til lavere h . Hastighetsleddet her regnes som 0, fordi hastigheten er så lav i grunnvann.

Den *hydrauliske gradienten* blir definert som endringen i hydraulisk trykkgradient i en gitt retning. Den *hydrauliske konduktiviteten* (K) [m/s], som ble nevnt tidligere, er hvor lett væske kan bevege seg gjennom et porøst medium. Her vil det eksistere høyere verdier i medier som sand og grus (høy permeabilitet), og lavere i medier som leire og skifer (lav permeabilitet). K avhenger av egenskapene til det porøse mediet og væsken (Schwartz & Zhang, 2003). *Permeabiliteten* påvirker også strømningssegenskapen. Det beskriver hvor lett væske eller gass kan strømme igjennom et medium (Fossen, 2020; NGU, 2024). Permeabiliteten blir bestemt av løsmassene. Er massene godt sortert og løst pakket har de høyere permeabilitet, enn masser som er dårlig sortert og pakket (NGU, 2024).

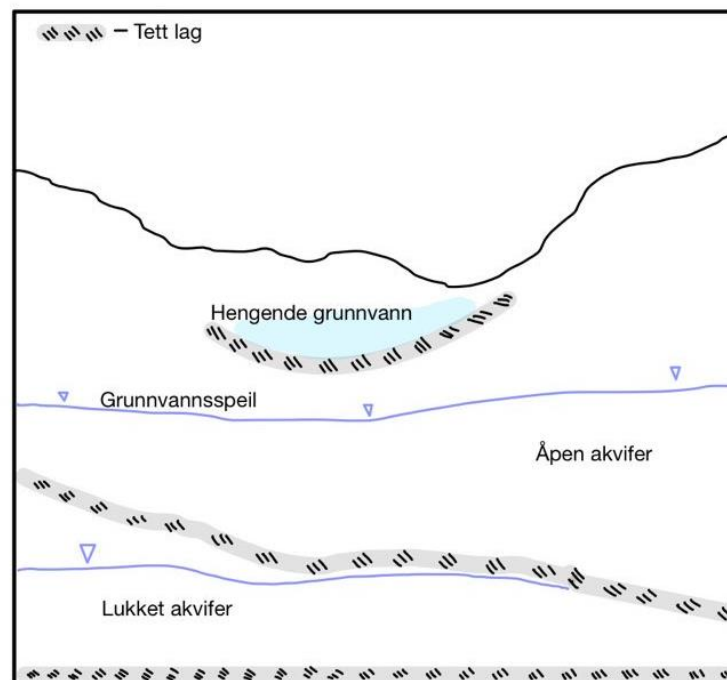
Grunnvannstrømmen i en mettet sone kan beskrives med en ligning basert på Darcys lov, se formel 5. Den beskriver den tredimensjonale strømningen i et porøst medium, med hjelp av K i x , y og z retning. Den hydrologiske trykkehøyden er gitt med h , t er tid og S er magasinkoeffisienten.

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (\text{Formel 5})$$

Grunnvannstrømmen påvirkes også av fysiske eller hydrauliske grensebetingelser. *Fysiske grenser* beveger seg ikke med strømningsretningen og raten til grunnvannssystemet endres. Her vil det være en målbar endring i hydrauliske egenskaper. Disse kan skje gjennom endring i formasjon, forkastninger eller vannforekomster. Det finnes flere typer fysiske grenseverdier: *non-flow grense*, *konstant fallhøyde-* og *grunnvannsspeilgrense*. Den *hydrauliske grenseverdien* kan bevege seg når strømmen endres. Disse bestemmes av de hydrauliske forholdene, som lokasjon og raten av vanntilskudd i systemet (Woessner & Poeter, 2020).

Det er disse grensebetingelsene, som må være til stede for dannelsen av *akviferer*. Dannelsen skjer gjennom lagring av vann i et porøst medium, over tid. Det må også være ett tett/stengende lag til stede, med lavere permeabilitet, se figur 3. Er det et tett lag under og over så er det en *lukket akvifer*. Om det tette laget kun er under er det en *åpen akvifer* (Schwartz & Zhang, 2003)

De fysiske egenskapene, som karakteriserer en akvifer bestemmes av magasinkoeffisienten (S). S er kapasiteten en akvifer har til å frigjøre vann. Det skilles mellom spesifikk magasinkoeffisient (S_s) og den spesifikk utbytte (S_y). En lukket akvifer har $S_y = 0$, siden det ikke skjer noe utbytte av vann. (Schwartz & Zhang, 2003).



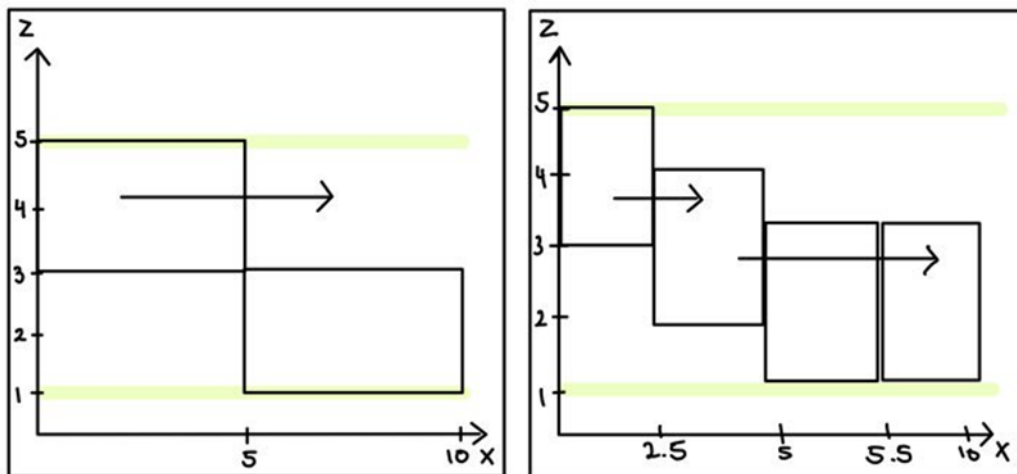
Figur 3. Grunnvannssystem med akviferer. Hvordan tette-lag påvirker dannelsen av akviferer. Illustrert av Pauline Bolte, inspirert av: (Schwartz & Zhang, 2003)

2.4.1 Numerisk grunnvannsmodellering med Modflow

For denne oppgaven ble en numerisk modell benyttet (Modflow-2005), som brukes for å simulere de hydrologiske prosessene. Disse modellene beregner tredimensjonale strømninger ved bruk av likninger. Likningen som ligger i grunn, er grunnvannsligningen, se formel 5.

Første trinnet er å skissere en konseptuell modell, når dette er gjennomført kan modelleringsprosessen starte i Modflow-2005.

Prosessen i Modflow-2005 starter med å bestemme den totale dimensjonen av modellen. Dette blir gjort ved bruk av kolonner og rekker også kjent som rutenett (grid celler). Antall lag, som bestemmes avhenger av de hydrogeologiske enhetene i systemet. Dersom det er store forskjeller i en akvifer, er flere lag nødvendig for modelleringsprosessen (Essink, 2000; Harbaugh, 2005). Fordelingen av griden er avgjørende for kommunikasjon mellom cellene i modellen (Figur 4). Figur 4 illustrerer hvordan griden og avstanden til cellene vil påvirke grunnvannstrømmen. Tettere celler har større kontakt, og vil dermed simulere en bedre strømning (Gao, 2011).



Figur 4. Fordelingen av grid i modellen. Kommunikasjon mellom griden påvirker strømmingen til grunnvannet i simuleringen.

En annen viktig komponent er tidsintervallene. Lengden på disse bestemmes av de hydrologiske prosessene, som skal modelleres.

Det neste som må bestemmes er grensebetingelsene. Det er viktig å velge riktige grensebetingelser, da feil verdier kan føre til alvorlige feil i modellen. Disse grensene er delt inn i tre:

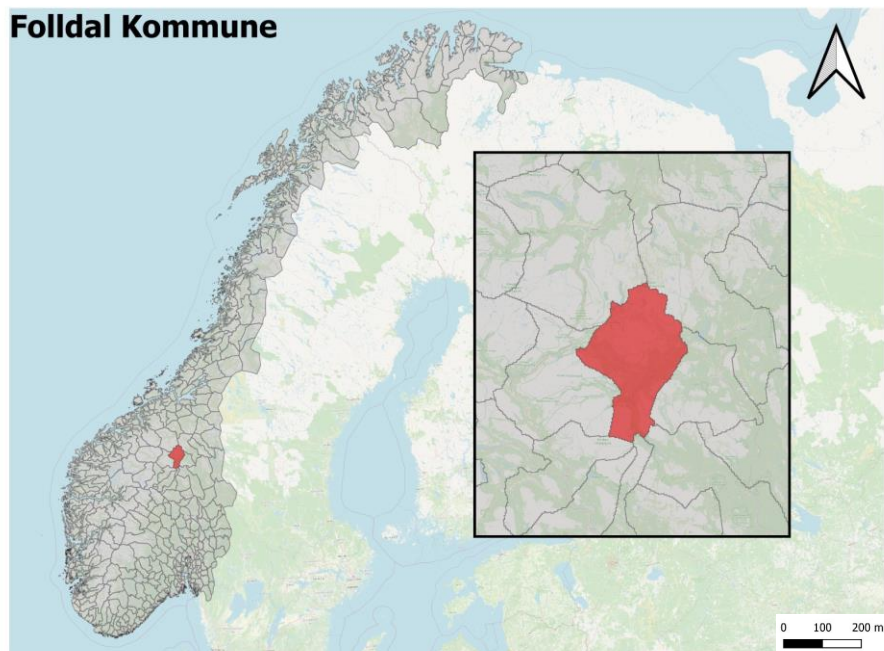
1. *Dirichlet grense*, dette er grenseverdien for en trykkehøyde. Her kan vann trekkes ut eller slippes ut ved grensen uten at grunnvannstanden endres ved grensen. Eksempel er vannstanden ved en innsjø.
2. *Neumann grensen*, beskriver de spesifiserte strømningsgrensene. Her har hele grensen en gitt strømning. En tilstand kan være en grense hvor det ikke er noe strømninger. Eksempel på dette er naturlig opplading av grunnvann av en akvifer.
3. *Cauchy grensen*, som beskriver trykkehøyde-avhengige strømningsgrenser. Trykkehøyden i denne grensen vil variere gjennom grensen. Gjennom stress på systemet kan grensen variere. Den kan forskyves eller forsvinne. Eksempel er utlekking til en eller fra en elv, eller reservoar.

Valget av parametere og hydrologiske stressorer må også gjøres. *Hydrologiske stressere* er forhold eller hendelser, som påvirker vannressursene og syklusen (Tørke, nedbør).

Når dette er valgt blir modellen kalibret. Dette blir gjort for at modellen skal gi realistiske resultater. Kalibrering innebærer justering av input dataen, slik at resultatet til modellen gir mer nøyaktige resultater. Nøyaktigheten til modellen avhenger av nivået på kalibreringen. Kalibrering kan gjennomføres manuelt, eller automatisk. Resultatet av kalibreringen må evalueres, hvor reel modellen er, er subjektivt og avhenger av hvem, som evaluerer modellen (Essink, 2000; Harbaugh, 2005).

3. Beskrivelse av Folldal området og gruvene

Folldal kommune ligger i Innlandet fylke, omtrent 330 km nord for Oslo, se Figur 5. Kommunen befinner seg 700 moh, og har et totalt areal på 1280 km² (Kartverket, 2024). Regionen befinner seg i den kaldt-tempererte klimasonen og har dermed kalde vintere og kjøligere somre. Nedbørfeltet til Folldal er ca. 2800 km², som Følldalsgruvene er den del av.



Figur 5. Kart over Norge og Folldal kommune. Kart er hentet fra: <https://www.diva-gis.org/gdata>

3.1 Gruven

Kobberfunnet ble gjort i 1745 av bonden Ole Husom. Gruvehistorien kan deles inn i to faser: den første fasen, som varte fra 1748 til 1878. Og den andre fasen fra 1903 til 1993 (Berg, 2016). Den

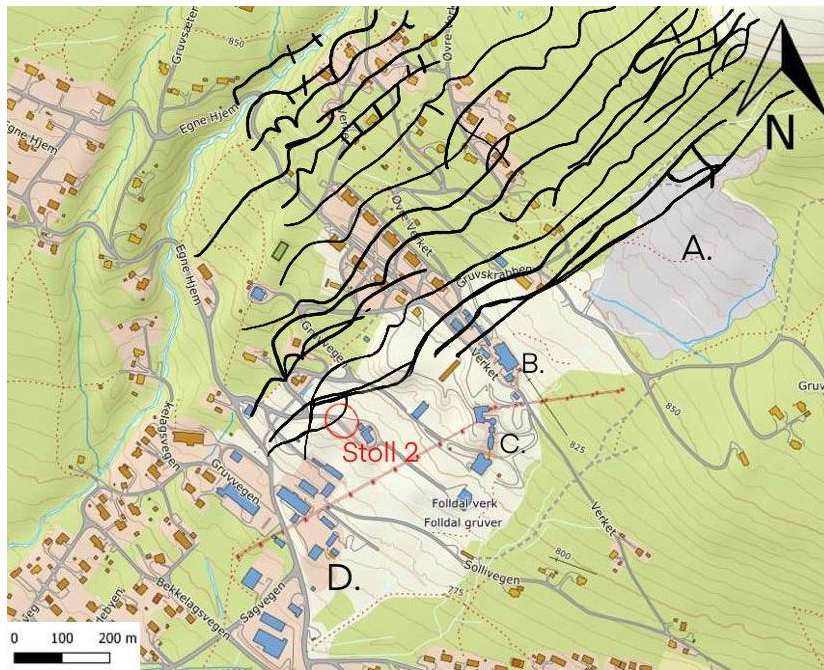


Figur 6. Folldal gruver ovenfra. Viser til området rundt gruva, som ble brukt under gruvedriften. (Kristoffersen, 2024)

første fasen kjent, som den klassiske fasen førte til åpningen av gruvesjakter, som *Glück Auf* og *Elisabeth Magdalene*. Det estimeres at gruvene produserte 250.000 tonn med råmalm i løpe av denne perioden, dette tilsvarer omtrent 3500 tonn rent kobber (NGU-kart, 2023).

I 1903 startet den andre fasen, som er kjent som den industrielle perioden. Driften i

Gammelgruva ble avsluttet i 1941. I løpe av den andre perioden ble det driftet omtrent 1,15 millioner tonn med råmalm. I perioden fra 1745 til 1970 ble produksjonen av kobber-, og svovelkis estimert på 4,5 millioner tonn (NGU-kart, 2023).



Figur 7. Kart over gruveområdet i Folldal, med illustrasjon av gruvesystemer tegnet inn i kartet. (A.) Er det øvre område, hvor tyskerhuller og smelteprosessen lå. (B.) Inngang på Stoll 1. Her er besøksgruva i dag. (C.) Prosjektlinjen, som ligger i det midtre område.(D.) Brønn 2. Det blir også illustrert hvor Stoll 2, kommer ut til dagen. Kart: norgeskart.no

I dag fungerer Stoll 1 i Gammelgruva, som besøksgruve (Figur 6 og Figur 7). Anlegget i Folldal verk består av produksjonslinje, administrasjonsbygninger og boliger til funksjonærer, arbeidere og direktører. Disse er helhetlig og henviser til gruvemiljøet som en gang eksisterte i bygda. Dette har ført til at Riksantikvaren vil bevare området og Folldal gruver er nå en del av bevaringsprogrammet for tekniske og industrielle kulturminner (Riksantikvaren, 2022).

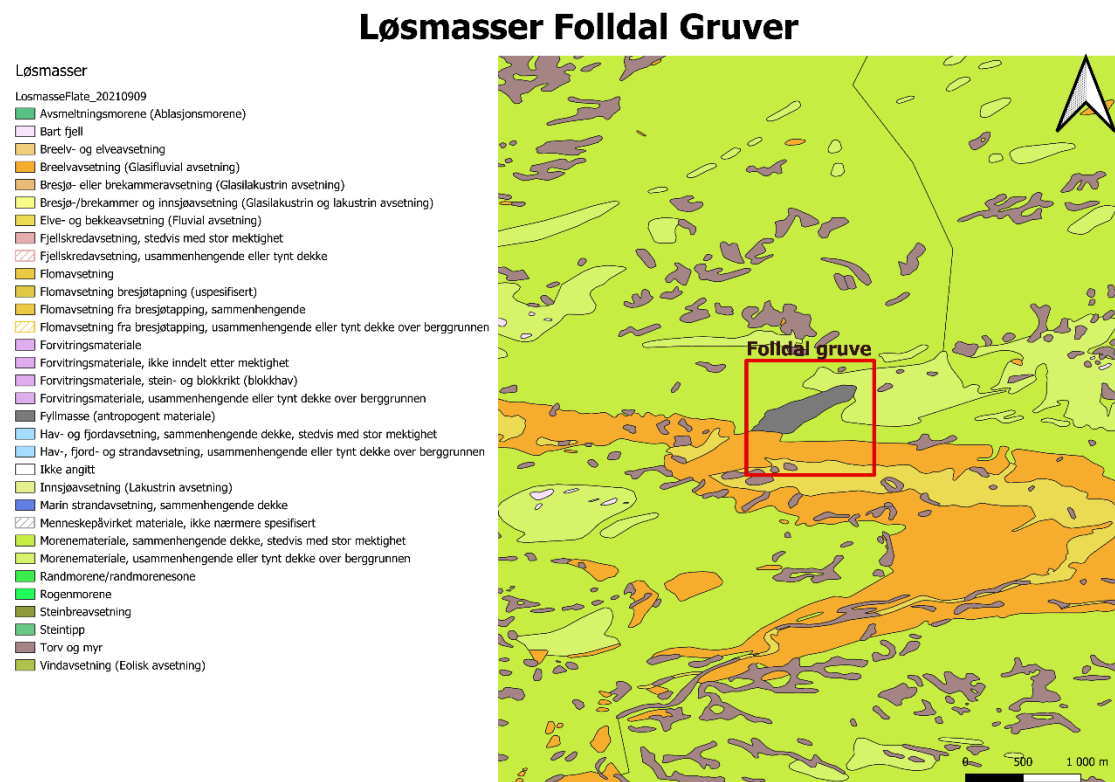
Malmen i gruva lå fordelt i fire separate linser, som varierte i tykkelsen. Sonen strakte seg omtrent 900 m langs strøket, med en dybde på omtrent 600 m, og en vinkel på 55°NW. Hovedgruva besto av 14 nivåer hvor det ble drevet ut malm. Hele gruva har en totaldybde på omtrent 700m. Alle stollene i gruva ble anlagt med en viss helning ut av gruva, for drenering av vann og for lettere transport av malm ut av gruva (Okkenhaug, 2023).

Tyskerhullet som ligger i den øvre delen av gruveområdet, fungerte opprinnelig som et dagbrudd. Stoll 1 er besøksgruva i dag og den er tørr. Fra Stoll 2 strekker det seg stoller lengre inn, disse har tidligere blitt benyttet, som vannreservoar. Stoll 2 befinner seg omtrent 50m under Stoll 1. Den

totale lengden på Stoll 2 er estimert til 2 km. Inngangen til Stoll 2 ble tettet igjen i 1993 eller 1994 (Okkenhaug, 2023).

3.2 Geologi

Løsmassegeologien i Folldal er preget av varierende sedimenter med ulik tykkelse. Folldal er dekket av fluviale-, glasifluviale- og moreneavsetninger, samt torv og myr (Figur 8). Disse sedimentene ble avsatt under den siste istiden (Weichsel), som varte fra 117.000 til 10.000 år siden (Mangerud, 2022). Rundt gruvene består løsmassene og avgangsmassene hovedsakelig av grusig materiale, sand og silt, med moreneavsetninger under disse massene (Lied & Evensen, 2023).



Figur 8. Løsmasser i Folldal kommune. Markert område er hvor gruvene ligger. Kart: Løsmassekart NGU.no

Mange malmer, inkludert de i Folldal, har sin opprinnelse fra gamle vulkanske havbunner. Dannelsen skjedde for omtrent 490 til 470 millioner år siden (Ramberg et al., 2006). Sjøvanne består av sulfationer (SO_4^{2-}), som trenger ned i berggrunnen og blir varmet opp og kommer i kontakt med andre mineraler. Dette fører til en reduksjon og dannelsen av sulfidioner (S^{2-}). Dette skjer i dypet av havet hvor trykket er så høyt at vannet ikke begynner å koke, og grunnstoffer som f.eks. jern, kobber og sink blir «vasket ut» av berggrunnen. Disse grunnstoffene strømmes ut av havbunnen og bli avkjølt. Kationene jern (Fe), kobber (Cu) og sink (Zn) binder seg til anionene, sånn som S-ionene, og danner jernsulfid (FeS), kobbersulfid (Cu_2S), kobberkis ($CuFeS_2$) og

sinksulfid (Zn_2S) (Ramberg et al., 2006). Denne prosessen danner grunnlaget for malmen, som ble funnet i Follidal på 1700-tallet.

I gruveområdet består malmen av 50-90% pyritt (FeS_2), 5-30% kobberkis ($CuFeS_2$), 1-45% sinkblende (ZnS) og 0-15% magnetkis (FeS). Malmen befinner seg i en matriks dominerende kvarts (SiO_2) med mindre mengder kalkspat ($CaCO_3$) og hornblende ($(Ca, Na, K)_{2-3}(Mg, Fe, Al)_5[(OH, F)_2 | (Si, Al)_2 Si_6 O_{22}]$) og muskovitt ($KAl_2(F, OH)_2$) (NGU-kart, 2023; Schumann, 2016).

Okkenhaug (2023), sin rapport gir en oversikt over malmkonsentrasjonen fra gruvene. Disse verdiene er vist i Tabell 1.

Tabell 1. Malmkonsentrasjonen i Stoll 2. Tabell hentet fra (Bjerkgård & Bjørlykke, 1994).

Element	Hovedgruva [ppm]
S	443000
As	37
Co	437
Cu	19400
Ni	< 100
Zn	12100

3.3 Hydrologi og hydrogeologi

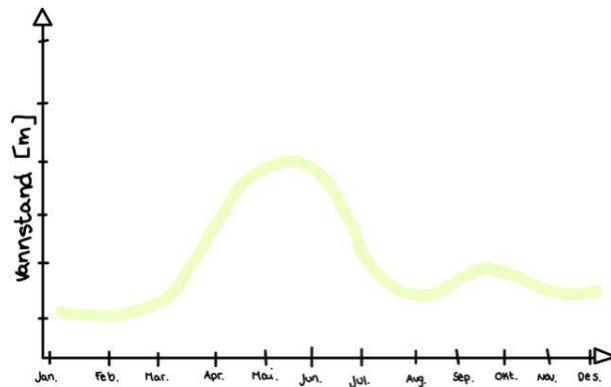
Systemet rundt gruvene påvirkes av ulike hydrologiske faktorer, og vannbalansen spiller en avgjørende rolle i systemet. Den forklares med formel 6.

$$P - E - T - R_0 = \Delta S \quad (\text{Formel 6})$$

P representerer nedbørmengden, E evaporasjonen, T transpirasjonen, R_0 den totale utløpet av vann i området, og ΔS er endringen på vannlagringen på land (Schwartz & Zhang, 2003).

Nedbørmengden i kommunen varierer mellom 380 og 520 mm/år. I august 2023 førte uværet Hans til en nedbørmengde på 100 mm over tre dager, noe som resulterte i flom- og erosjonsskader i hele kommunen (Volden, 2023).

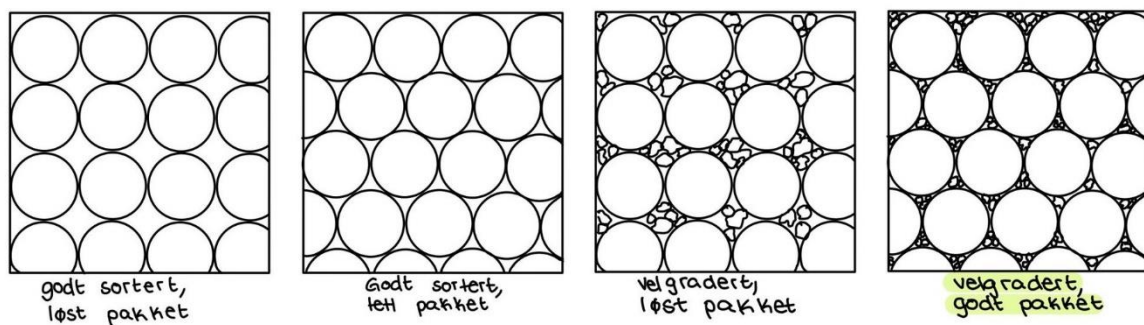
Rapporten fra Pabst og Kvennås (2014), indikerer lav avrenning, med omtrent 185 mm/år i gruveområdet. Fordampingen varierer veldig og avhenger av overflateegenskaper. Den ble estimert på 190 mm/år og 250 mm/år. Infiltrasjonen i området varierer i løpet av året (Pabst & Kvennås, 2014). I fjellregioner er infiltrasjonen høyere på våren, under smelteperioden og lavere på sommeren før den øker igjen om høsten, se Figur 9 (Englund & Haldorsen, 2001).



Figur 9. Påvirkningen av sesongvariasjon på grunnvannstanden i en akvifer. Illustrert av Pauline Bolte, inspirert fra: (Englund & Haldorsen, 2001).

Løsmassene i kommunen danner akviferer, gjennom god permeabilitet og porøsitet. Det er grunnvannsbrønner både i løsmasser og fjell i området. Fjellbrønnene er relativt dårlige vannkilder, med unntak av sprekker og knusningssoner. I gruveområdet befinner det seg fjellbrønner med en dybde ned til 270m (GRANADA, 2024). Gruveområdet har antropogene løsmasser, med dårligere faktorer for dannelse av akviferer.

Infiltrasjonen er avhengig av løsmassene, spesielt ordningen til sedimentkornene. Løsmasser som er pakket løst, med godt rundede og like store korn, har høyere porøsitet. Er dette ikke tilfellet er porøsiteten mye mindre. Dette skjer siden de mindre partiklene, plasserer seg i de større porerommene og «tetter» disse (Figur 10) (Weil & Brady, 2017)

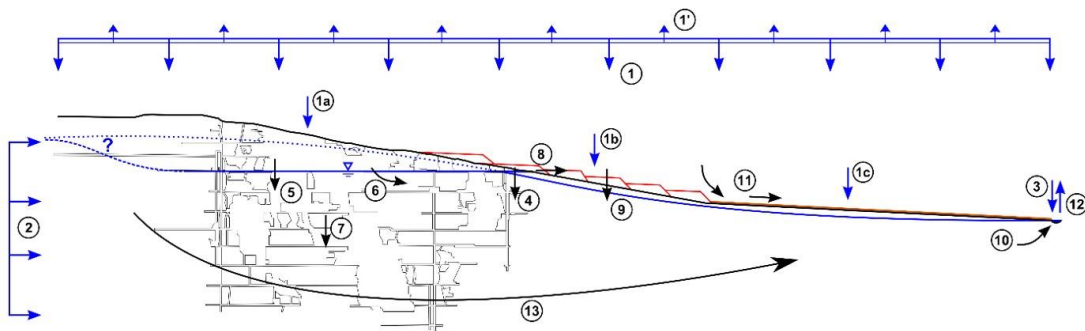


Figur 10. Illustrerer påvirkningen sorterings-grad og pakking har på permeabilitet og K i grunnvannsystemet. Inspirert av: (Weil & Brady, 2017), illustrert av Pauline Bolte

Gruvene i Folldal er fylt med vann og under driften måtte vannet kontinuerlig pumpes ut av gruva. Dette forekom siden gruva ligger under det naturlige grunnvannsnivået. Kun Stoll 1 er tørr, likevel kan den fylles under vårflommen. Vannet blir samlet i Stoll 1, og ledes videre til Stoll 2, gjennom forskjellige sjakter og sprekker i fjellet. Det er Stoll 2, som bestemmer vannnivået i gruva. Det ble valgt å legge 2 rør til utløpet og inn i en kum. Stoll 2 til 14 er vannfylte (Okkenhaug, 2023).

Figur 11, viser hvor vann strømmer inn og ut av området og sammenhengen med gruvesystemet. Infiltrasjonen i området er estimert på 140 mm, basert på nedbørsmengden, som varierer mellom 380 og 520 mm/år (Pabst & Kvennås, 2014).

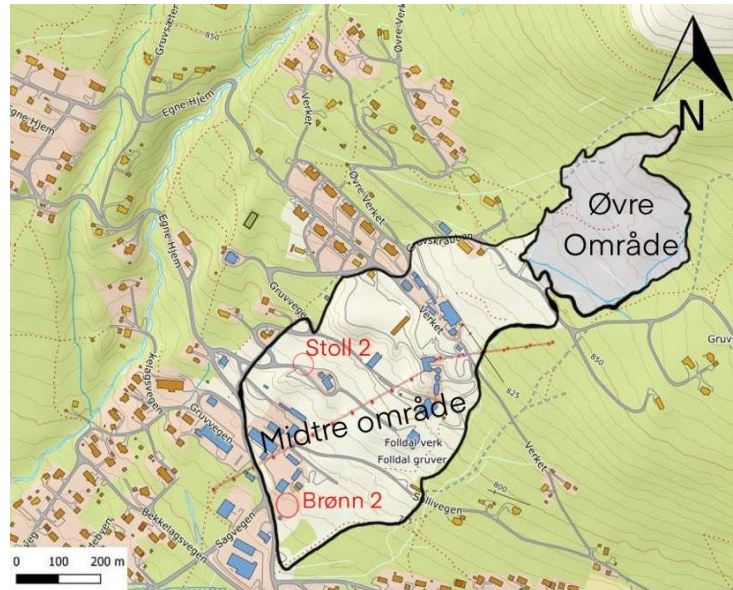
Mengden vann i gruve er estimert på 56.000 m³, dette tilsvarer omtrent 50-60% av den beregnede vannmengden i området. Overflateavrenningen blir fanget opp av survannsnettet, og går videre til Gorbekken (Okkenhaug, 2023).



Figur 11. Vannstrømmen som gir grunnlaget for beregninger av vannbalanse i systemet. (1 og 1') totale nedbøren og fordampingen. (1a, b og c) infiltrasjon i systemet. (a) direkte. (b) gjennom avgangsmasser eller (c) naturlige løsmasser eller berg. (2 & 13) grunnvann inn og ut av systemet. (3 & 12) Infiltrasjon eller utlekking av Folla. (4) infiltrasjon av avgangsmasser eller gruva. (5) forurenset infiltrasjon til grunnvannet. (6 & 7) vann på overflaten til grunnvannet og dyp infiltrasjon av grunnvannet. (8) utløp fra gruve (Stoll 2). (9) infiltrasjon i grunnvann. (10) utløp av grunnvann og inn i Folla. (11) avrenning gjennom avgangsmassene (Okkenhaug, 2023; Pabst & Kvennås, 2014).

3.4 Avgangsmassene

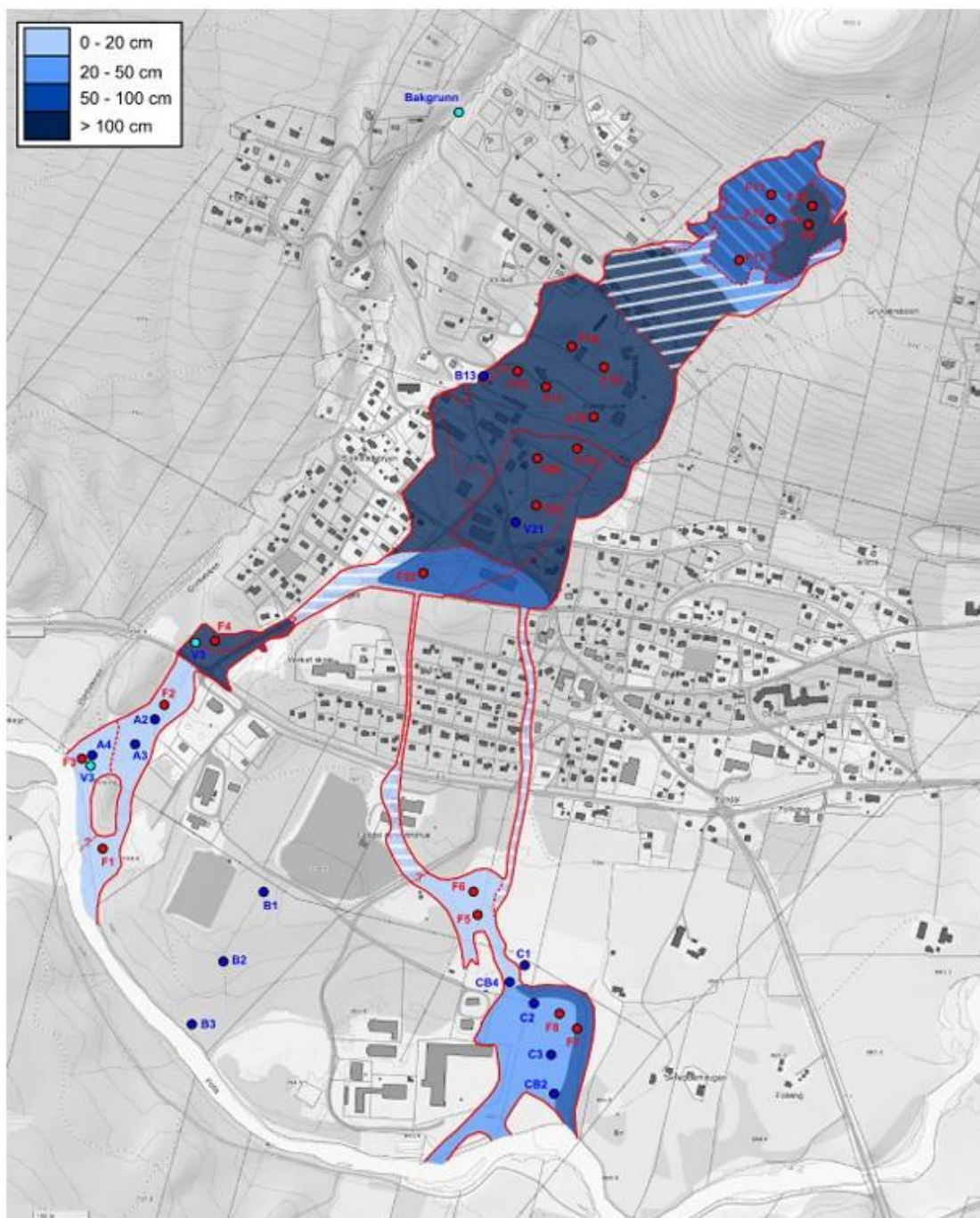
Avgangsmassene i området er påvirket av gruedriften (Figur 12). Ifølge Bergverk i Norge (2016), ble det øvre område brukt, som dagbrudd før det ble brukt under smelteprosessen. Kornstørrelsen varierer fra finstoff til store blokker, og fargen varierer fra gule, oransje, plommefarget, rød og brunt i massene (Kvennås, 2014). Området er også preget av store hauger, som er svært påvirket av erosjon, og er en blanding av vaskerigods, flotasjonsavgang og avfallsstein (Kvennås, 2014).



Figur 12. Fordelingen av gruveområdet. Øvre området mot Nord og det midtre området. Stoll 2 og brønn 2 ligger i det midtre området. Kart: norgeskart.no

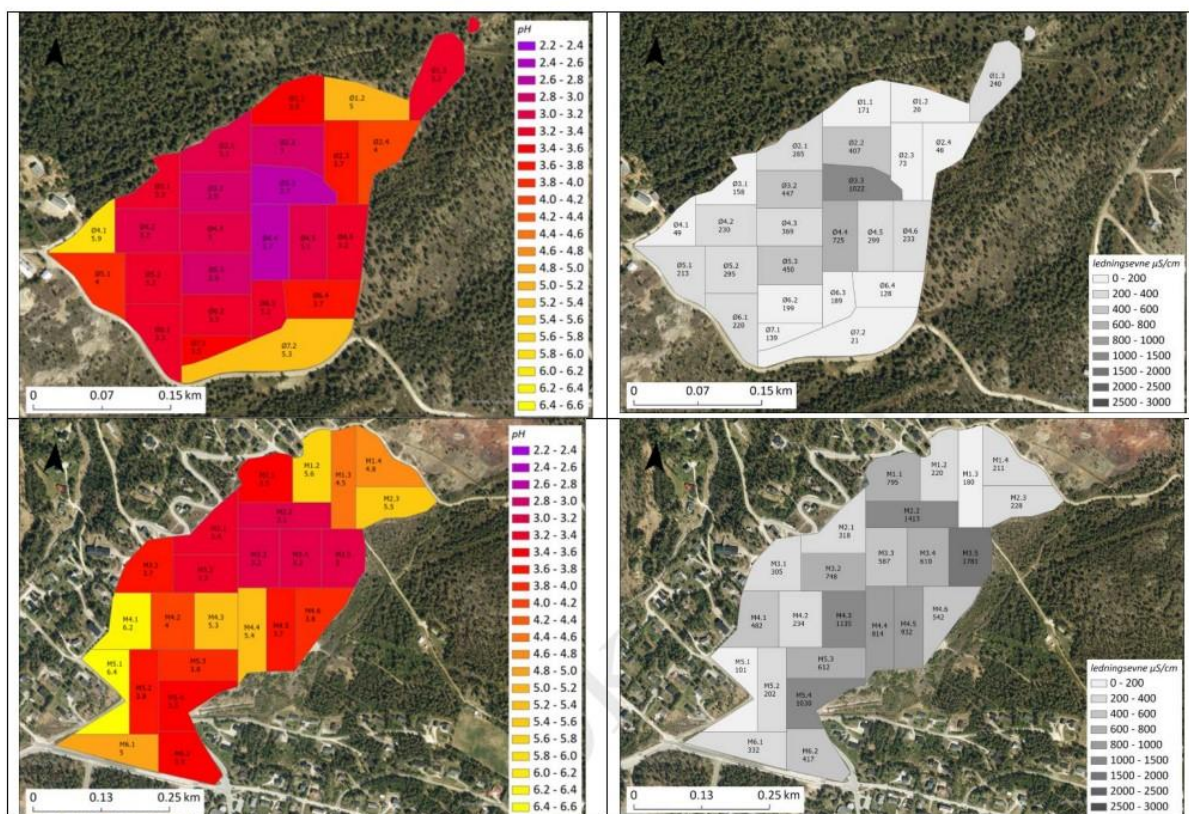
I 2014 gjennomførte NGI en kartlegging av massene der mektigheten ble estimert. I det øvre området rundt gruva har mektigheten til massene blitt vurdert til <1 m. I den øvre delen har avgangsmassene en mektighet på >1 m, mens i de midtre områdene har mektigheten blitt estimert til <1 m, se Figur 13.

Kartleggingen i 2014 viste høyt syredanningspotensiale i løsmassene, basert på totalinnholdet i faststoffet fra avgangsmassene. Avgangsmassene dekker et område estimert på 410.000 m², av dette er 150.000 m² estimert til å være reaktiv, eller ha en større syredanningspotensiale. Det resterende arealet på 260.000 m² er dekket med masser, som er mindre reaktive (Okkenhaug, 2023).



Figur 13. De forskjellige tykkelsene av avgangsmassene i området (Kvernås, 2014).

NGI gjorde målinger av pH og elektrisk ledningsevne i områdene. Resultatene indikerer lav pH i både det midtre og øvre området, samt relativ høye verdier for elektrisk ledningsevne i utlekking fra massene. I Figur 14. har disse verdiene blitt illustrert, både for den øvre delen og den nedre (Sætre, 2022).



Figur 14. pH og elektrisk ledningssevne i det øvre og midtre området (Sætre, 2022).

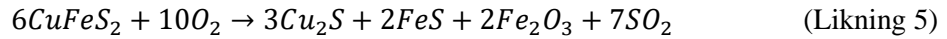
Jarositt

Jarositt ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), er et sekundærmineral, som blir dannet i surt miljø gjennom oksidasjon av sulfatmineraler. Det er i dette miljøet AMD forekommer. Dannelsen av sekundærmineralet er avhengig av en $\text{pH} < 3$. Mineralen har egenskapen til å adsorbere tungmetaller, som bly (Pb) og arsen (As) (Cogram, 2018; Crabbe et al., 2015).

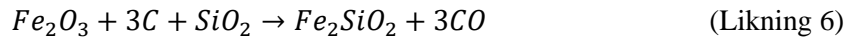
3.4.1.1 Smelteprosessen

Avgangsmassene, som befinner seg i området består av både slag og andre materialer fra gruvedriften. Slagget fra gruven i Folldal består av non-ferrous slag, dannet under mate- og smelteprosessen under utvinningen av malmen (Siakati et al., 2023). Smelteprosessen, som ble anvendt besto av 5 trinn: kaldrøsting, skjærsmelting, vanderøstning, svartkobber og garring. De fire første trinnene ble gjennomført i Folldal, mens det siste trinnet ble utført ved Lovise hytte på Plassen i Alvdal (Museum, 2023).

Kaldrøsting, involverer at malmen ble lagt i hauger, som ble satt fyr på. Under varmen binder svovel seg til oksygen og danner svoveloksider (Geithe, 2013b). Noe av Fe ble oksidert til jern(II)oksid (Fe_2O_3), se ligning 5 (Chemie.de, 2024).



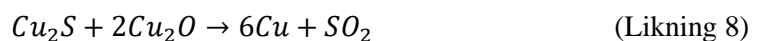
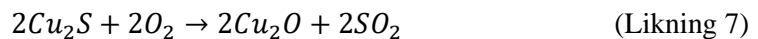
Neste steg var skjærsteinsmelting. Dette skjedde i sjaktovner, sammen med trekull. Trekullet fungerte, som reduksjonsmiddel. SiO₂ blir også tilført, som slaggedannende middel (Geithe, 2013c). Under reduksjonen vil Fe₂O₃ reduseres og binder seg til SiO₂ som danner slagget, vist i ligning 6.



Trinn tre var venderøstingen. Her ble skjærsteinen brent etappevis på et underlag med ved. I denne prosessen blir mesteparten av S frigjort som SO₂. Kobber oksideres til kobber(I)oksid, se ligning 7 og 8.

Trinn fire, var svartkobbersmeltingen. Her ble skjærsteinen smeltet med trekull. Det skjer en reduksjon av Cu- og Fe. Oksidene til metalliske Cu og Fe. Resultatet er Svartkobber, som inneholder ca. 90% rent kobber (Geithe, 2013d).

Det femte og siste trinnet, var garring. Dette var en oksiderende smelteprosess med trekull, som krevde store mengder med oksygen for oksidasjonen av Fe og S. Etter oksidasjonen ble smelten «polet», hvor bjørkeved ble tilført smelten for å gi fra seg vanndamp og redusere gassene. Dette blir vist i ligning 8 (Chemie.de, 2024). Resultatet er Garrkobber, som inneholder mellom 98-99% rent kobber (Geithe, 2013a). Tabell 2 viser en oversikt over de forskjellige avgangsmassene og hvor de er å finne.



Tabell 2. De forskjellige avgangsmassene, hvor de finnes, prosessen som dannet de og sammensetningen av massene.

Masser	Plassering	Prosesser	Sammensetning
Slagge	Folldal og Alvdal	Smelteprosessen, ligning 6.	Fe ₂ SiO ₂
Skjærstein	Folldal	Smelteprosessen, ligning 7.	Cu ₂ S og FeS
Svartkobber	Folldal	Smelteprosessen	Ca. 90% rent kobber. Resten Fe, S.
Garrkobber	Alvdal	Smelteprosessen ligning 8.	98-99% rent kobber
Vaskerigods	Folldal, øvre midtre til midtre området	Malmen vaskes for å se på kvaliteten	FeS ₂ , CuFeS ₂ , ZnS og FeS
Avfallsstein	Folldal, øvre midtre til midtre området	Utsorteres fra malm med høyere kobber innhold.	Malm med for lite Cu konsentrasjon. FeS ₂ , CuFeS ₂ , ZnS og FeS
Flotasjonsavgang	Folldal, midtre delen.	Ny prosessen som skilte gråstein fra kobberet.	Gråstein. Alt som ikke var rent nok.

4. Materiale og metode

Etter innføringen av tiltak i gruveområdet i 2003 har det blitt gjennomført regelmessige feltarbeid i området. Denne oppgaven bygger på tidligere arbeid utført av NGI og Norconsult, se tabell 3. Kjemiske analyser og modelleringer har blitt basert på resultater fra disse rapportene.

Modelleringen ble utført ved hjelp av Modflow-2005 og ModelMuse. De kjemiske analysene ble gjennomført med hjelp av Excel.

Tabell 3. Kilder til de forskjellige dataene som ble brukt i denne oppgaven.

	Informasjon	År	Kilder
Geologi og gruvesystem	Fra tidligere rapporter		
	Norconsult rapport	2023	(Lied & Evensen, 2023)
	NGI rapport	2023	(Okkenhaug, 2023)
Grunnvann	Data fra tidligere brønner		
	Data fra brønnetablering med Norconsult	2023	(Lied & Evensen, 2023)
	Hydrogeologisk vurdering fra NGI	2014	(Pabst & Kvennås, 2014)
Hovedgruva (Stoll 2)	Vannføring		
	Forurensningsbidrag fra Norconsult	2023	
	Vannføringsdata fra Norconsult	2023	
Avgangsmasser	Kjemiske sammensetning		
	NGI rapport	2014	(Kvennås, 2014)
	NGI rapport	2023	(Sætre, 2022)

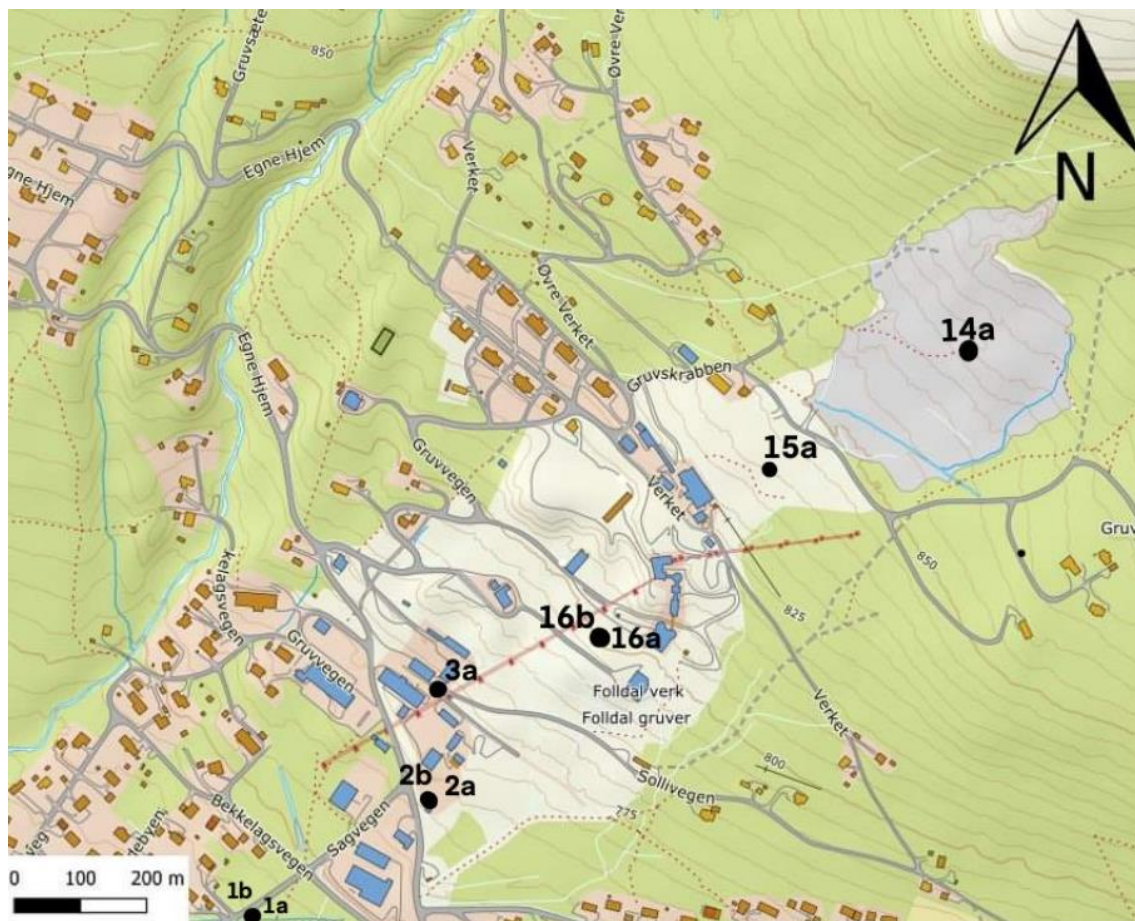
4.1 Brønnetablering

I regi av Norconsult ble det etablert grunnvannsbrønner i området for å kunne loggføre grunnvannstand, pH og elektrisk ledningsevne, og for å ta vannprøver. Dette ble utført i perioden 13-19 juni 2023. Det ble etablert brønner på 6 punkter (1, 2, 3, 14, 15, 16). Brønnboringen ble utført ved hjelp av en naver. Det ble boret fram til berg, eller maksimalt 3 m dybde. Med naveren var det ikke mulig å bore dypere enn 3 m pga. harde masser. Det ble så satt ned brønnrør med filter i naverhullene, se tabell 4 for filternivå. Totalt ble det etablert 7 brønner i området, hvor 1a, 1b, 2a, 3a, 14a, 15a og 16a er grunne brønner mens 2b og 16b er dypere. Se Figur 15, for plassering av brønnene. I det øvre området ble 14 og 15 plassert. Brønn 16, 3 og 2 ble etablert i det midtre området, mens brønn 1 ble etablert nedenfor det midtre området.

Direkte etter brønnboringen ble det utført målinger av grunnvannstand, pH, temperatur og elektrisk ledningsevne av grunnvannet. pH-målingne ble gjort med pH-indikatorpapir, mens ledningsevnen ble målt med CTD-sensor fra VanEssen (Lied & Evensen, 2023).

Tabell 4. Filternivå og dybden til berg for brønnene (Lied & Evensen, 2023)

Brønn	Dybde til berg [m]	Filternivå [m under terreng]
1A	-	0,4-1,4
1B	-	2,5-3,5
2A	-	0,4-1,4
2B	-	9,1-10,1
3A	-	0,9-1,9
14A	1	0,5-1,5
15A	0,7	0,5-1,5
16A	9	1,3-2,3
16B	9	7,8-8,8



Figur 15. Oversikt over brønnene som ble etablert av Norconsult juni 2023. Kart: Norgeskart.no

4.1.1 Prøvetaking av løsmasser (beregning av K)

Det ble tatt prøver av løsmassene for hver meter under boringen. Samt visuelle vurderinger av massene. Basert på disse prøvene ble det gjennomført en kornfordelingsanalyse på utvalgte prøver, se Tabell 5. Disse analysene ble utført av ALS Laboratory Group.

Tabell 5. Prøvetakningspunkt og prøvetakingsdyp, fra de forskjellige avsetningene. Disse verdiene ble brukt for å beregne K-verdien. Se figur 15 for plassering.

	Avgangsmasser	Elveavsetning	Tett lag under avgangsmasser.	Morene
P1		0,5-1 m 1,1-1,4 m 2-3 m		
P2	0-1 m		1-2 m	8-9 m
P3	1-2 m			
P14	0-1 m			
P16			2-3 m	7-8 m

Beregningene av den hydrauliske konduktiviteten ble utført av Lied og Evensen (2023), ved hjelp av kornfordelingskurver og Gustavsons og Hazens metoden. Om sedimentene er homogene kan Hazens formel brukes for å beregne K. Hvis dette ikke er tilfellet og massene er heterogene, kan Gustafsons metode brukes (Miljø-Blad, 2018). Dette ble gjort for prøver fra brønn 1 og 2 samt for 14 og 16. Hazens metoden er ikke gyldig for graderingstall som er > 5 , i dette tilfeller for brønn 14 og 16 (Lied & Evensen, 2023). Kornfordelingskurven blir illustrert i vedlegg B.

4.1.2 Logging av grunnvannstand

Lied & Evensen (2023) brukte CTD-Divere fra VanEssen i brønnene, som automatisk logger trykk (vanntrykk), temperatur og eklektisk ledningsevne. Disse ble plassert i brønnene etter boringen og ble programmert til å logge hver time i måleperioden. I tillegg ble det også plassert en trykksensor, som logger lufttrykket i brønnene. Sensoren for brønn 14 fungerte ikke, dette førte til at det ikke foreligger en logg for brønn 14.

Plassering av sensorene ble utført rundt. 15 juni. 2023 og ble hentet opp igjen under prøvetaking av brønnene den 6. september. 2023.

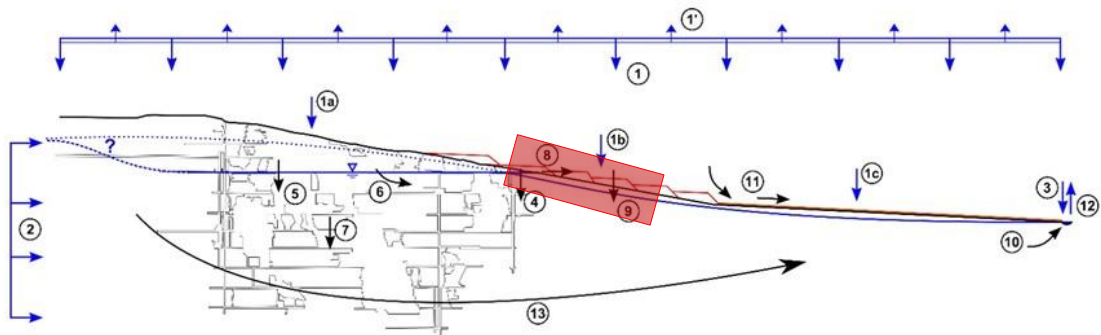
4.2 Hydrogeologisk modellering (ModFlow-2005)

I juni 2023, ble det gjennomført befarings i området. Basert på dette ble det besluttet å modellere arealet rundt Stoll 2 og brønn 2, som vist i figur 16 og 17. Formålet med modellen var å simulere grunnvannstrømmen i dette område, for å oppnå en bedre forståelse. Arealet ble valgt med hensyn til dette formålet, samt de hydrologiske stresserne. I dette tilfellet er det Stoll 2 og brønn 2, samt nedbørmengden/infiltrasjonen som er dominerende for systemet. Gjennom feltarbeid og rapporter

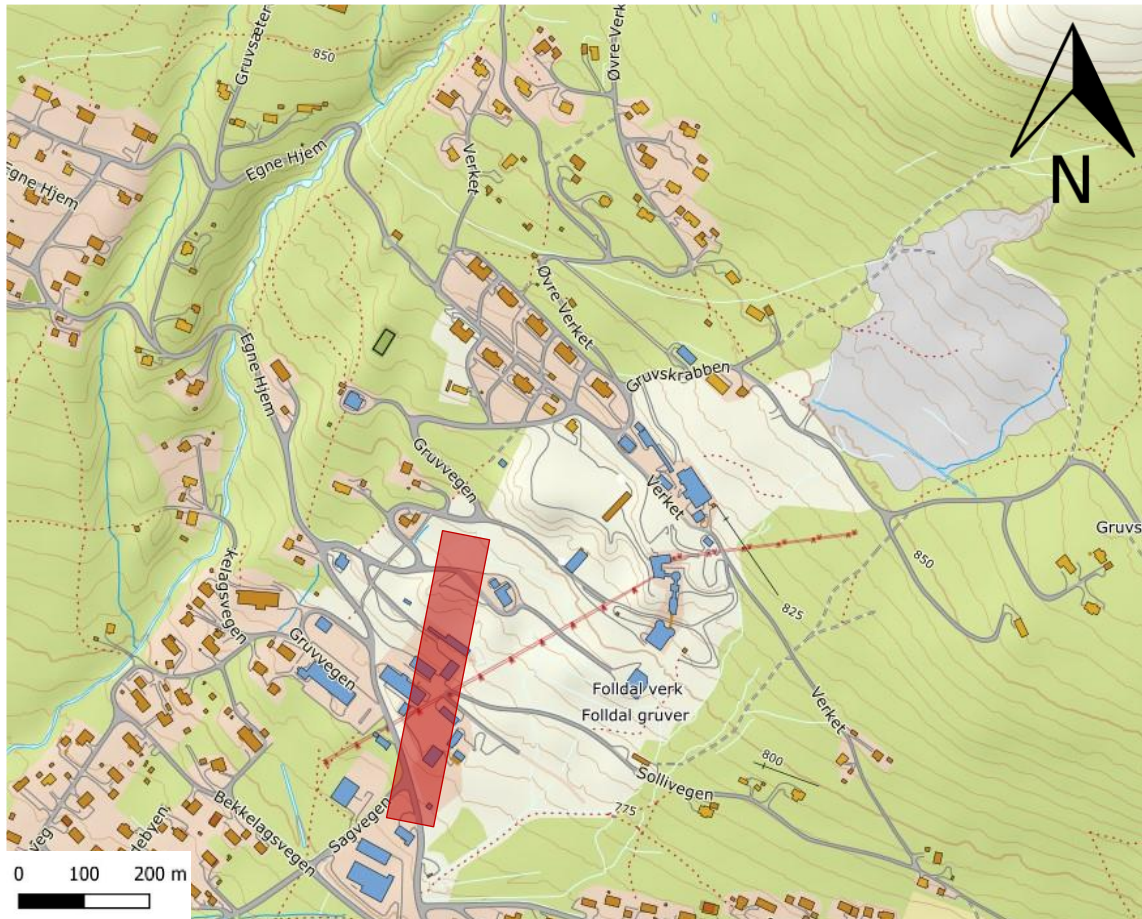
var det tilstrekkelig data tilgjengelig for modelleringsprosessen. Data som K, grunnvannstand, nedbørmengde var alle tilgjengelig.

Figur 16 illustrerer faktorene som påvirket systemet og basert på den, og observasjoner ble den konseptuelle modellen skissert. Den konseptuelle modellen ble skissert med parametere, som påvirker systemet, (figur 18). Først ble arealet for modellen definert, ved hjelp av høydedata.no. Modellen fikk dermed dimensjoner på 298 m i lengden og 50 m i bredden. Høyden og tykkelsen ble også bestemt, se figur 18.

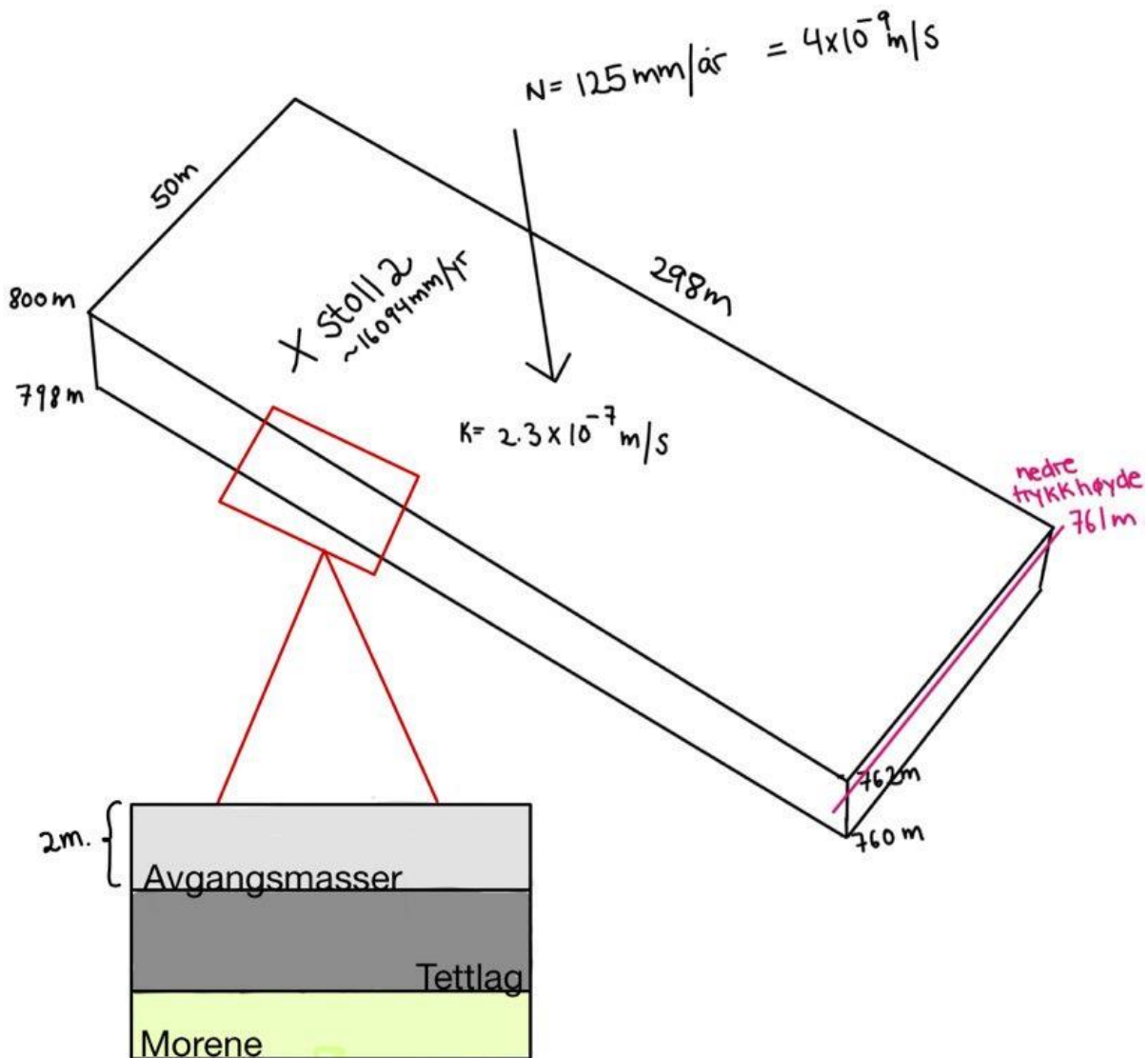
Deretter ble de viktigste stresserne til systemet estimert og valgt. Vanninfiltrasjonen ble estimert på 125 mm/år. Stoll 2 fikk en vannstrøm på 16094 mm/år. Basert på rapporten fra Lied og Evensen (2023), ble K verdien satt til $2,3 \times 10^{-7}$ m/s.



Figur 16. Det hydrologiske systemet rundt gruen. Den røde markeringen henviser til modellerings området. Modellen i grønn har ikke riktig målestokk, sammenlignet med resten av figuren. Hentet fra: (Okkenhaug, 2023; Pabst & Kvennås, 2014).



Figur 17. Oversikt over hvor modellen har blitt plassert. Den strekker seg fra Stoll 2 til brønn 2. Kart: Norgeskart.no



Figur 18. Illustrerer den konseptuelle modellen. Den viser til arealet modellen modelleres på, samt parametre (K , nedbør) og variabler (infiltrasjon, Stoll 2) som har en effekt på systemet. Den henviser også til de virkelige løsmasselagene.

Selv om observasjonen antyder at det er flere lag i området, ble modellen modellert med kun et lag. Laget under avgangsmassene er relativt tett, som førte til valget om å bare modellere avgangsmassene. Dette valget ble gjort for å forenkle prosessen, da flere lag kunne føre til flere komplikasjoner mellom kommunikasjonen av cellene. Modellen ble modellert som et åpent system, hvor laget ble modellert som et unconfined (åpent) lag. Selv om laget er åpent, vil modellen likevel modellere området, som en lukket akvifer dersom trykkehøyden overstiger laget.

Alle modeller ble basert på basemodellen (Modell 1) og endringer gjennom modelleringsprosessen er oppsummert i Tabell 6.

Tabell 6. Parametere og grensebetingelser brukt i de ulike modellene.

	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4	Modell 5	Modell 6	Modell 7
<i>K [m/s]</i>	$2,3 \times 10^{-7}$	$2,5 \times 10^{-6}$	$2,3 \times 10^{-7}$	$1,3 \times 10^{-6}$	$1,3 \times 10^{-6}$	$1,3 \times 10^{-6}$	$1,3 \times 10^{-6}$
<i>Ss</i>	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-5}
<i>Sy</i>	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
<i>Nedre-trykkehøyde</i>	261	261	261	261	261	261	261
<i>Grunnvannsmating [mm/år]</i>	125	125	5	125	125	125	175
<i>Antall stressperiode</i>	1	1	1	4	4	5	5
<i>Stoll 2 [mm/år]</i>	16094	16094	16094	16094	16094	16094	16094

4.2.1 Basismodell (Modell 1)

Basemodellen er basert på den konseptuelle modellen og ble uendret. Basemodellen ble laget for å se hvordan Modflow-2005 simulerer de virkelige parametere og variabler i systemet. Faktorene som ble anvendt er vist i Tabell 7.

Tabell 7. Parametere og variabler som ble brukt under modelleringen av modell 1, samt kilder.

Faktor	Verdi	Kilde
<i>Lengde</i>	298m	(Høydedata.no, 2024)
<i>Bredde</i>	50m	
<i>Hydraulisk konduktivitet</i>	$2,3 \times 10^{-7}$ m/s	(Lied & Evensen, 2023)
<i>Trykkehøyde-konstant trykkehøyde</i>	761m	Estimert
<i>Nedbørmengde</i>	125 mm/år	(Pabst & Kvennås, 2014)
<i>Modell topp</i>	800 og 762 moh.	(Høydedata.no, 2024)
<i>Tykkelse akvifer</i>	2 m	(Lied & Evensen, 2023)

4.2.2 Justering av grensebetingelser i stasjonær modell (Modell 2 og 3)

Med basemodellen som utgangspunkt, ble modell 2 og 3 modellert. Disse modellene fikk justeringer for å sikre at trykkehøyden blir definert lik som overflatehøyden. I modell 2 ble K-verdien endret, til en større verdi for å øke infiltrasjonskapasiteten. I modell 3 ble infiltrasjonsmengden redusert. Disse justeringene av fluksgrensen ble gjennomført manuelt, og krevde en del forsøk. I tillegg ble to stoller inkludert i modellen, ved å definere to brønner med positiv fluks (vannmating) inn i modellen. Det er viktig å påpeke at disse brønnene ble forenklet i modelleringen.

4.2.3 Modellering av sesongvariasjon (Modell 4 og 5)

Det ble valgt å inkludere fire stressperioder i modell 4. Disse periodene er vinter, vår, sommer og høst. Dette ble gjort ved å endre «ModFlow-time» innstillingene til 4 separate stressperioder. Tidsrammen for hver periode ble omregnet fra måneder til sekunder. I tillegg ble det bestemt hvor mye nedbør/infiltrasjon som skulle tilføres for hver av periodene, se Tabell 8.

Tabell 8. Informasjon om modell 4. Hvilken tidsperiode som ble brukt og hvor mange sekunder dette er. Nedbørmengden som ble brukt for hver av periodene

Navn	Periode	Tid [s]	Nedbør [mm]
Vinter	November til mars	13148900	0
Vår	April til juni	7889400	93,75
Sommer	Juli til august	5259650	0
Høst	September til oktober	5259650	31,25

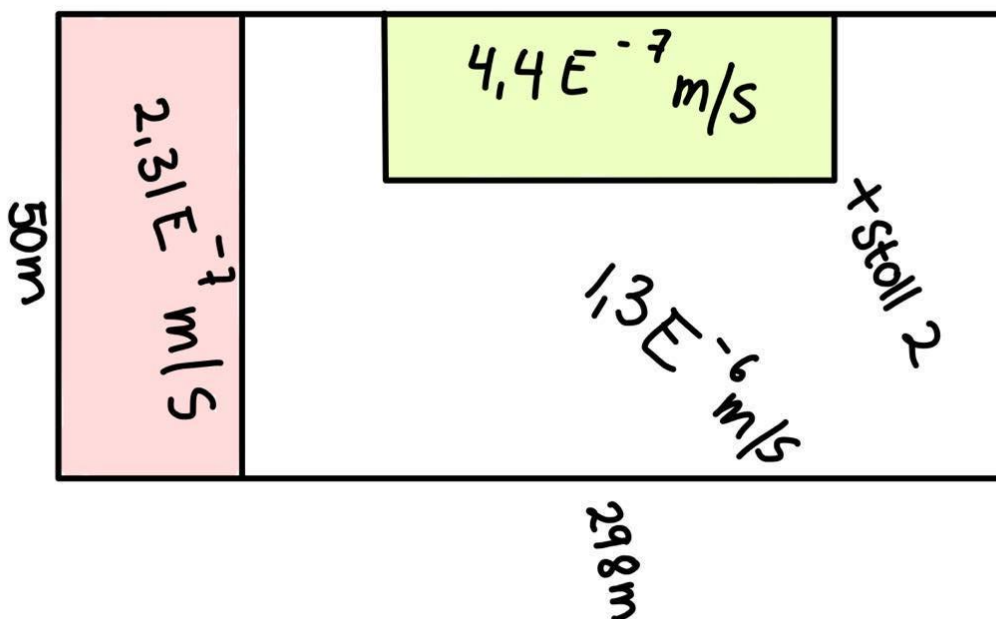
Etter fullføring av modell 4, ble modell 5 laget. Her ble det valgt å endre stressperioden fra fire til fem. Som i modell 4, måtte tidsrammen for hver periode bli omregnet fra måneder til sekunder. Beregningene som ble gjort for dette er vist i Tabell 9.

Tabell 9. Informasjon om modell 5. Hvilken periode som ble brukt, hvor mange sekunder hver av disse har og nedbørmengden som ble brukt for periodene

Navn	Periode	Tid [s]	Nedbør [mm]
Vinter	November til mars	13148900	0
April	April	2489500	93,75
Vår	Mai til juni	5270400	0
Sommer	Juli til august	5259650	0
Høst	September til oktober	5259650	31,25

4.2.4 Variabel K verdi (Modell 6)

Modell 6 ble modellert med ulike K-verdier. Figur 19, illustrerer fordelingen av K-verdier i modellen. Disse verdiene er basert på data fra Norconsult rapporten og målingene som ble gjort i juni 2023. Modell 4 ble brukt som grunnlag, hvor det så ble definert to områder med ulik K-verdi.



Figur 19. Fordelingen på K-verdier på modellen.

4.2.5 Modellering av ekstremværet Hans (Modell 7)

For den siste modellen ble det besluttet å modellere uværet Hans. På tre dager i august 2023, kom det 100 mm med nedbør. Det ble estimert at 50% nedbør infiltrerer systemet. Stressperiodene i modellen ble endret fra fire til fem. En periode var de tre dagene i august. Denne tidsrammen ble omregnet fra dager og måneder til sekunder. Modellen ble også endret ved å inkludere Stoll 2 i modellen. Se Tabell 10 for parametere, som ble brukt under modelleringen.

Tabell 10. Informasjon om modell 7. Henviser til de 5 stressperiodene, hvor mange sekunder som er i hver periode og hvor mye nedbør som ble brukt

Navn	Periode	Tid [s]	Nedbør [mm]
Vinter	November til mars	13148900	0
Vår	Mai til juni	2489500	93,75
Sommer	Juli til august	5270400	0
Hans	8-10.august	259200	50
Høst	September til oktober	10368000	31,25

4.2.6 Manuelle beregninger av oppholdstid

Det ble utført utregninger av strømningshastigheten til vannet basert på Darcys lov (formel 2). Oppholdstiden er avgjørende for å forstå det hydrogeologiske systemet. Det ble bestemt å beregne gjennomsnittet på n_e av Lied og Evensen (2023) for beregningene. Tabell 11, illustrerer verdiene, som ble brukt for beregningene.

Tabell 11. Verdier som ble brukt for beregningene av Darcys lov. n_e de beregnet av gjennomsnittet fra tabell 13.

Navn	Benevning	Verdi	Enhet
Lengde	l	298	m
Hydraulisk konduktivitet	K	$1,3 \times 10^{-6}$, $2,5 \times 10^{-6}$, $2,3 \times 10^{-7}$ og $9,14 \times 10^{-8}$	m/s
Hydraulisk gradient	i	0,127	m
Effektive porøsiteten	n_e	12	%

4.3 Vannkjemiske data

En rekke tall og verdier fra forskjellige rapporter (NGI og Norconsult) har blitt brukt, som grunnlag for analysene i denne delen. Dette ble gjort for å oppnå en bedre forståelse av kjemien i området, samt tolkningen av kjemisk påvirkning på vannet.

4.3.1 Hovedgruva (Stoll 2)

Fra den 28. april. 2023 til den 09. august. 2023. ble det gjennomført målinger av forurensningskonsentrasjonen i Stoll 2, (Tabell 12). Det ble tatt vannprøver på forskjellige dager av Norconsult, som så blir send til ALS Laboratory Group for analysering.

Tabell 12. Når det ble tatt vannprøver av Stoll 2 utover 2023

Dato	Hvor
28. april. 2023	Vannprøve Stoll 2
04. mai. 2023	Vannprøve Stoll 2
11. mai. 2023	Vannprøve Stoll 2
15. mai. 2023	Vannprøve Stoll 2

18. mai. 2023
25. mai. 2023
02. juni. 2023
09. august. 2023

Vannprøve Stoll 2
Vannprøve Stoll 2
Vannprøve Stoll 2
Vannprøve Stoll 2

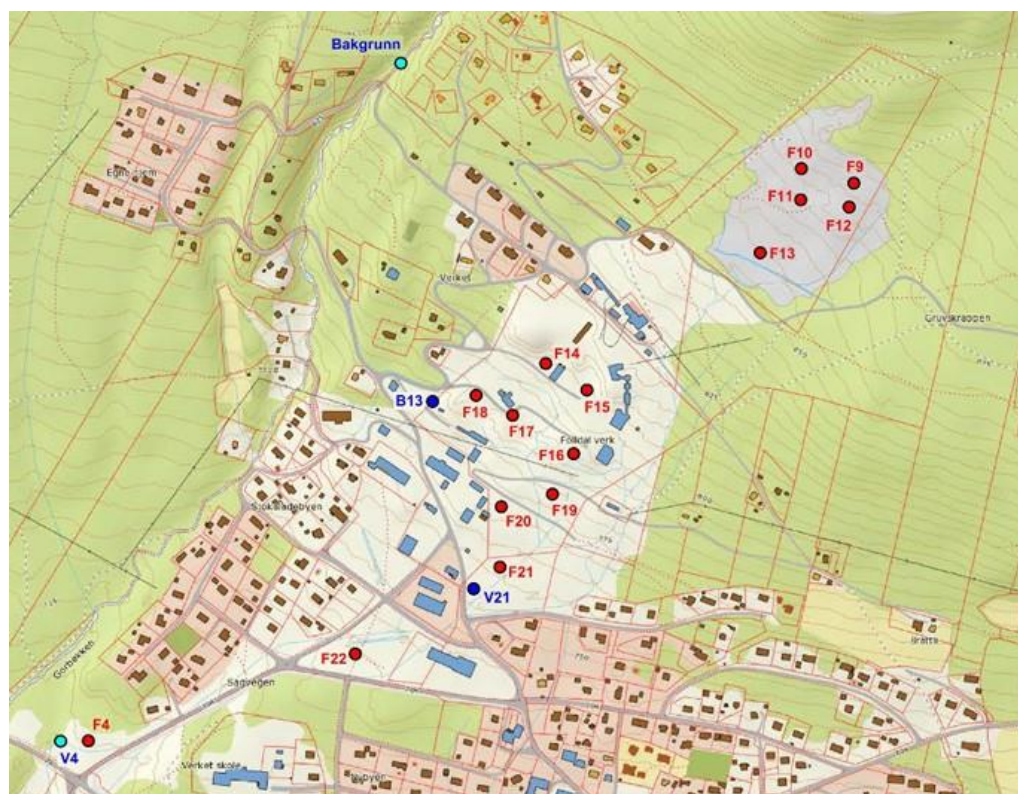
4.3.2 Avgangsmasser (pH test, HCT)

Det ble utført både Humidity cell test (HCT) og analyser av total konsentrasjonen av elementer i avgangsmassene. NGI gjennomførte analysene av totalkonsentrasjonen, og publisert den 03. desember 2014 i rapporten «Kartlegging av avgangsmasser og sigevann». HCT testene ble gjennomført av NGI, og publisert den 18. desember. 2023 i rapporten «Vurdering av avrenning fra avgangsmasser basert på HCT testene og Statisk tester».

4.3.2.1 Total konsentrasjon av avgangsmassene

Totalt ble det tatt 38 prøver fra 22 lokaliteter, se Figur 20. Ved observasjoner av visuelle forskjeller ved det samme prøvepunktet, ble det tatt flere prøver. Prøvene ble tatt med gravemaskin. Det ble gravet sjakter ned til 1-2 m dybde, hvor det så ble tatt forskjellige prøver fra forskjellige dybder. Disse prøvene ble lagt i plastposer og send til analyse i løpet av noen dager (Kvennås, 2014).

De prøvene som er i det øvre og midtre området, ble selektert ut for analyser. Disse analysene ble gjennomført med hjelp av Excel.



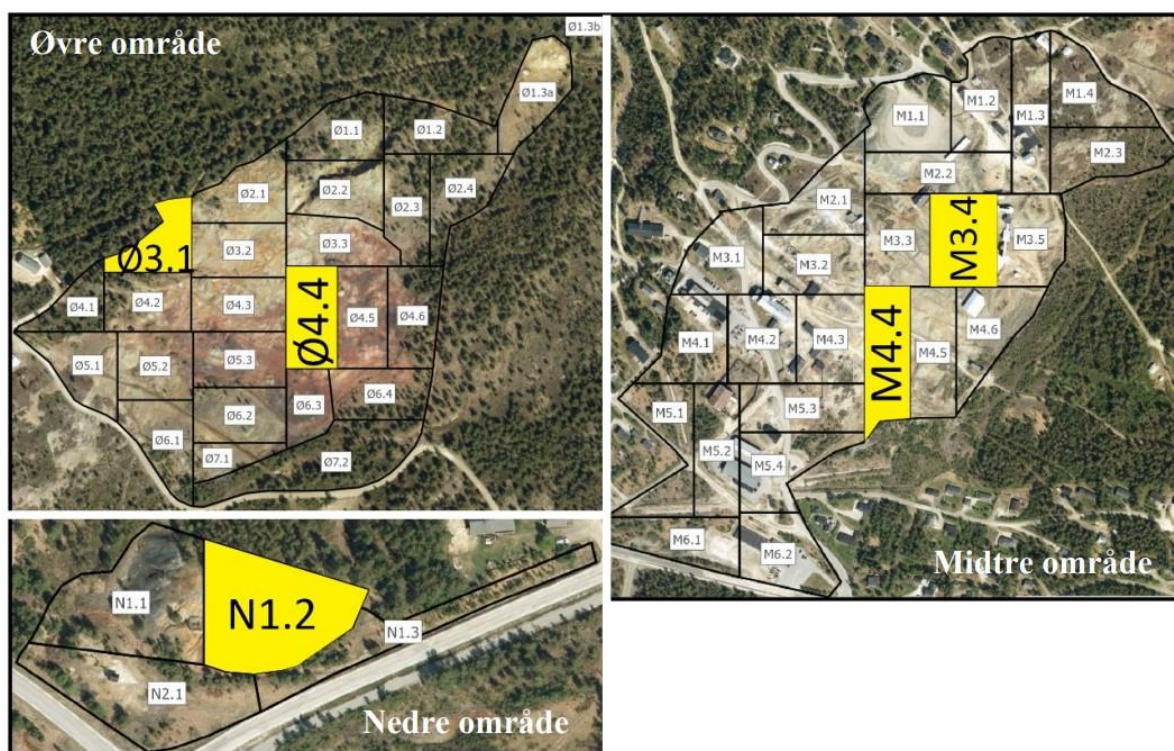
Figur 20. Lokasjon for prøvepunktene for analysene for total konsentrasjonen av avgangsmassene (Kvennås, 2014).

4.3.2.2 Humidity Cell test

Gruveområdet ble delt inn i 53 delområder (Figur 21). Innenfor hver av disse områdene ble det samlet en blandprøve av de øverste 10-20 cm av sedimentene. Disse prøvene ble så delt inn i 10 delprøver, som ble jevnt fordelt innenfor delområdet.

HCT testen ble gjennomført ved hjelp av disse blandprøvene. Disse ble utført i samsvar med standard ASTM D5744 (2018), og ved bruk av aktiv luftsirkulasjon. Med hjelp av testceller av akryl med en diameter på 200 mm og høyde på 10 mm ble prøvene gjennomført. Det ble brukt 1 kg prøvemateriale i hver testcelle. Testen ble gjennomført gjennom 20 uker. Ukentlige fukte og tørkesykluser ble gjennomført i perioden. Disse syklusene besto av tre dager tørr luftsirkulasjon, som så ble etterfulgt av tre fuktige. Utvasking av prøvene skjedde den syvende dagen. Vannet i cellene måtte være i kontakt med prøvene i minst 2 timer før cellene ble drenert. Temperaturen i cellene ble holdt konstant på 25°C (Sætre, 2022).

Det som ble brukt til denne oppgaven var konsentrasjonene fra celleprøvene. Disse blir brukt for å analysere konsentrasjonen av utslippet fra avgangsmassene. Med hjelp av Excel ble det laget grafer, for å sammenligne konsentrasjonene.



Figur 21. Oversikt over HCT prøvene. I det øvre området ble det valgt 2 prøver, det samme for det midtre området. Det øverste området ligger ved tyskerhullet (Sætre, 2022).

5. Resultater

En del av resultatene er avledet fra rapporter fra NGI og Norconsult. Tall og verdier fra disse rapportene blir videre analysert i oppgaven.

5.1 Løsmasser og beregnet hydraulisk konduktivitet

Disse resultatene er hentet fra Norconsult rapporten fra 2023. Fra brønnetableringen av brønn 2, 3, 14, 15 og 16 ble det funnet avgangsmasser fra boringen. For brønn 2, 3 og 16 var massene harde med kompakte lag av silt, sand og grus. Disse løsmassene ble funnet under avgangsmassene. For brønn 3 var massene tørre og sorte. Disse massene var usorterte og inneholdt silt, sand og grus med noe organisk innhold og pyritt. Brønn 1 innehold sandige masser.

Det ble utarbeidet en kornfordelingskurve, se vedlegg B. I Tabell 13, blir resultatene fra prøvetakingen representert. Ut ifra tabellen er det sandig silt, som dominerer. K (Gustafson) har forskjellige verdier, men det er ikke stor forskjell på dem. Det er en variasjon mellom 8,3% til 18,3% i porøsiteten. Graderingen av sedimentprøver varierer, men domineres av velgradert (Lied & Evensen, 2023).

Tabell 13. Resultater fra løsmasseneprøvene. Disse er basert på kornfordelingskurven se vedlegg B (Lied & Evensen, 2023).

Prøve-ID	Dybde [m]	d_{10}	d_{60}	C_u [d_{60}/d_{10}]	K , Gustafson [m/s]	K , Hazen [m/s]	Porøsitet	Gradering	Jordtype
1	0,5-1	0,008	0,2	25,00	$3,46 \times 10^{-7}$		11,0%	Velgradert	Sandig silt
1	1,1-1,4	0,009	0,08	9,41	$7,16 \times 10^{-7}$		14,5%	Middels	Sandig silt
1	2-3	0,008	0,45	56,25	$2,09 \times 10^{-7}$		9,0%	Velgradert	Sandig silt
2	0-1	0,004	0,018	4,50	$2,31 \times 10^{-7}$	$1,85 \times 10^{-7}$	18,3%	Ensgradert	Silt
2	1-2	0,006	0,04	7,27	$3,47 \times 10^{-7}$		15,7%	Middels	Sanding silt
2	8-9	0,006	0,5	83,33	$9,24 \times 10^{-8}$		8,3%	Velgradert	Siltig, sandig grusig
3	1-2	0,01	0,28	29,47	$4,4 \times 10^{-7}$		10,5%	Velgradert	Siltig, sanding materiale
14	0-1	0,007	0,055	7,86	$5,38 \times 10^{-7}$		15,3%	Middels	Sandig silt
16	2-3	0,006	0,35	63,64	$9,14 \times 10^{-8}$		8,8%	Velgradert	Siltig, sanding, grusing materiale
16	7-8	0,01	0,4	40,00	$4,02 \times 10^{-7}$		9,7%	Velgradert	Siltig, sanding, grusing materiale

5.2 Grunnvannsregistreringer

5.2.1 Logging av grunnvann

I perioden fra den 13. juni fram til den 11. september 2023 ble det gjennomført vannstandsmålinger av de forskjellige brønnene av Norconsult, som ble etablert juni 2023. Basert på disse målingene ble Tabell 14, laget. Det er brønn 15A, som har den høyeste vannstanden med 837, mens 2B har den laveste med omtrent 757m.

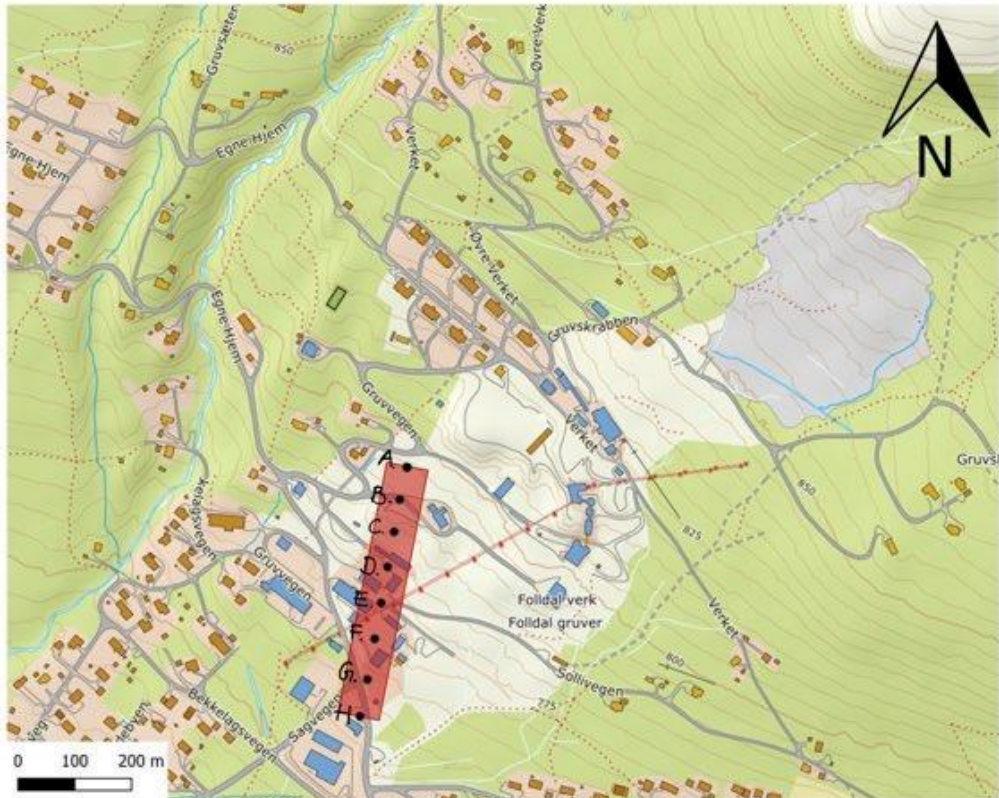
Tabell 14. Den målte grunnvannstanden til brønnen.

	Stoll 2	2A	2B	3A	16A	16B	15A
Grunnvannstand Moh.	780	767	757	770	787	785	837

5.3 Hydrogeologisk Modellering

Modelleringsprosessen bidro med forståelsen av det hydrologiske systemet. Det ble fort tydelig at K-verdien spiller en avgjørende rolle i systemet. Fokuset i dette kapittelet blir hvordan K-verdien påvirker grunnvannstanden i modellene.

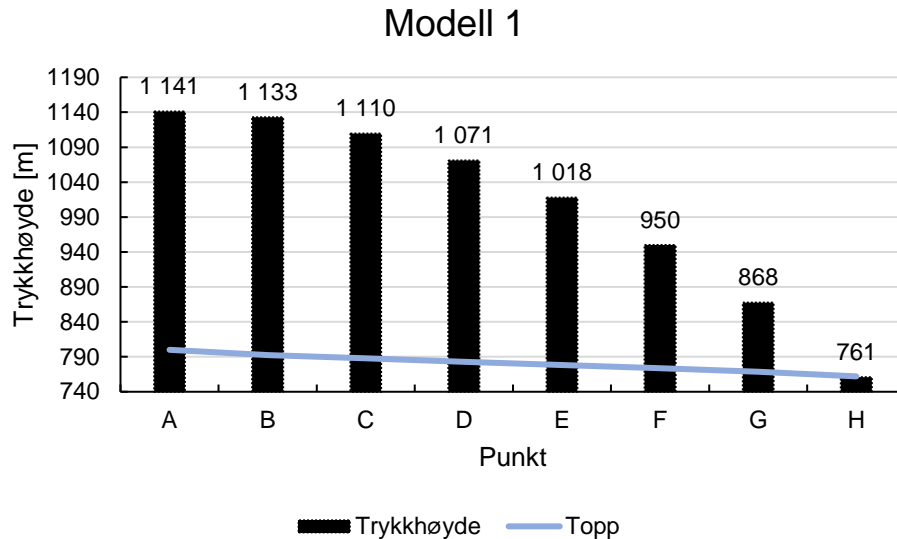
Alle grafer og punkter i grafene er basert på Figur 22. Det ble valgt å se på trykkehøyden i midten av modellen.



Figur 22. Fordelingen av punktene til modellen. Disse punktene ble brukt for framstilling av resultatene av modellen. Punkt B ligger på Stoll 2. Kart: Norgeskart.no

5.3.1 Basismodell (Modell 1)

Figur 23, viser trykkehøyden (grunnvannsnivået) til basemodellen. Det er tydelig at grunnvannsnivået i modellen ligger svært høyt sammenlignet med overflatetoppen til modellen. Dette kan forklares med at Modflow-2005 behandler laget, som en lukket akvifer, om trykkehøyden overstiger laget, fører dette til de høye verdiene som observeres.

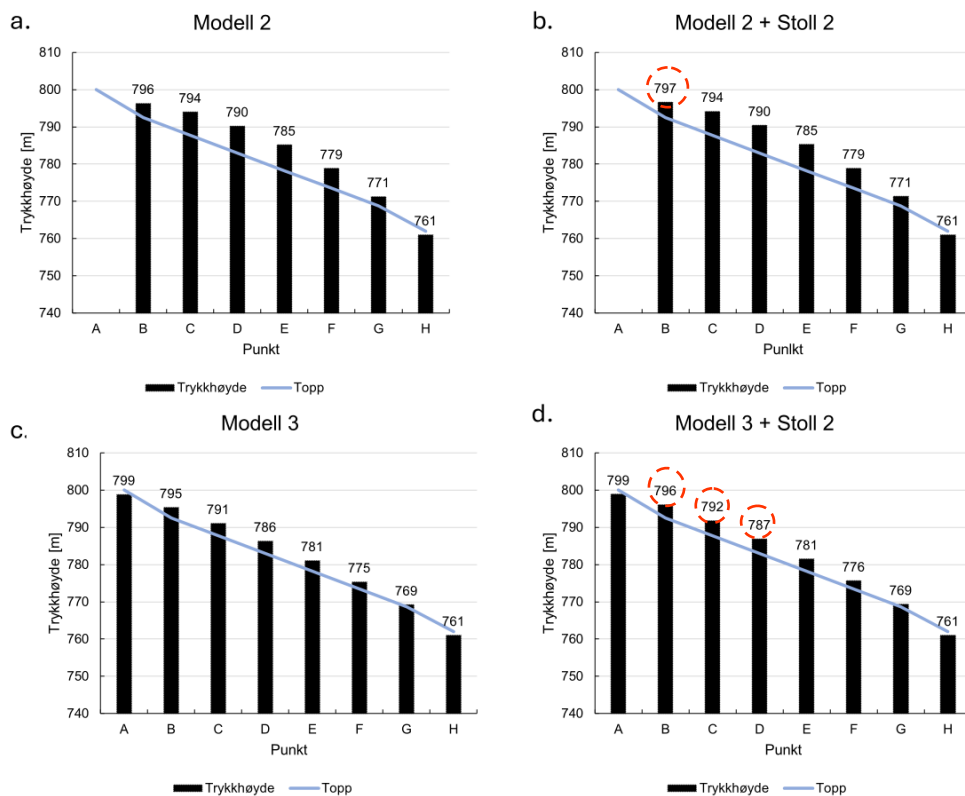


Figur 23. Endringen av trykkehøyden i meter for modell 1. Her er det en gradient fra venstre til høyre. Den blå linjen er høyden på toppen av modellen gjennom alle punktene i modellen.

5.3.2 Justering av grensebetingelser i stasjonære modell (Modell 2 og 3)

I modell 2 ble K-verdien økt, fra $2,3 \times 10^{-7}$ m/s til $2,5 \times 10^{-6}$ m/s. Den laveste verdien observeres på høyre side med en trykkehøyde på 761m. Modellen med vannføring fra Stoll 2 viser 1 m høyere trykkehøyde, for det første punktet, se Figur 24b. Ellers er modellene lik.

Modell 3 ble endret, ved å justere nedbørmengden. Mønsteret følger modell 2. Det er noen små endringer i grunnvannstanden, men ingen betydelige forskjeller, se Figur 24. Dette gjenspeiles også i modellen med Stoll 2.



Figur 24. Grunnvannstanden (trykkehøyden) for modell 2 og 3. (a.) Viser til trykkehøyden for modell 2. Her ble K-verdien endret for å få et mer reelt resultat. (b.) illustrerer samme modell som a. men her ble Stoll 2 inkludert i modellen. (c.) Resultat av modell 3, her ble nedbøren endret for å få et mer reelt resultat. (d.) samme modell som c. kun med Stoll 2. Den blå linjen illustrerer overflatetoppen på modellen.

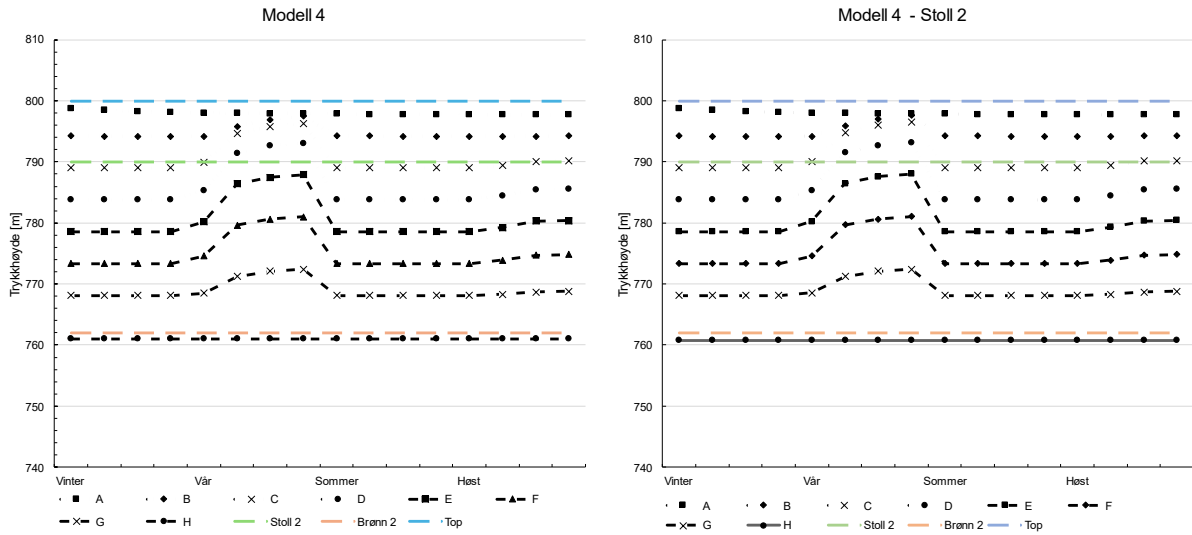
5.3.3 Modellering av sesongvariasjon

Det ble besluttet å inkludere sesongvariasjoner i modellene. Dette ble gjort ved å endre stressperiodene fra 1 til 4 og 5 i modellene.

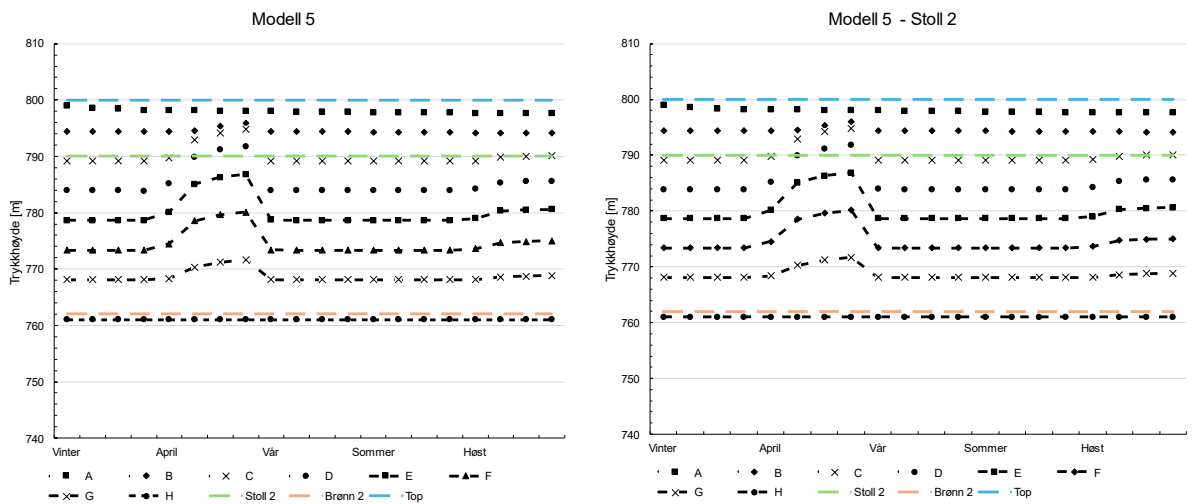
I begge modellene er det tydelig at vårfloppen påvirker systemet. Den økende vannmengden fører til overflateavrenning fra flere punkter. Den høyeste verdien er observert for punkt A på vinteren med 799 m og for punkt B i vårperioden med 797 m, se Figur 25. For modellen med Stoll 2 er verdien for A på 799 m om vinteren og 797 m om våren. Dette tyder på at det ikke er noen forandringer i vannstanden gjennom Stoll 2.

I figurene er det ingen avgjørende forskjeller. Stoll 2 har ikke noe stor påvirkning ifølge modellen. I begge modellene er det tydelig en økning i vannføring i april. De høyeste verdiene observeres for punkt A på vinterperioden med 799m og om våren for punkt B med 795m. For modell som inkluderer Stoll 2, er verdiene for de samme punktene 800 og 796m. Her vil det også være overflateavrenning, spesielt rundt Stoll 2. Det er også synlig at det er en økning i trykkehøyde på høsten (Figur 26).

Det ble prøvd en variasjon av forskjellige K-verdier, men modellen fungerer bare med en verdi på 1.3×10^{-6} . Dette kan potensielt være en feilkilde.



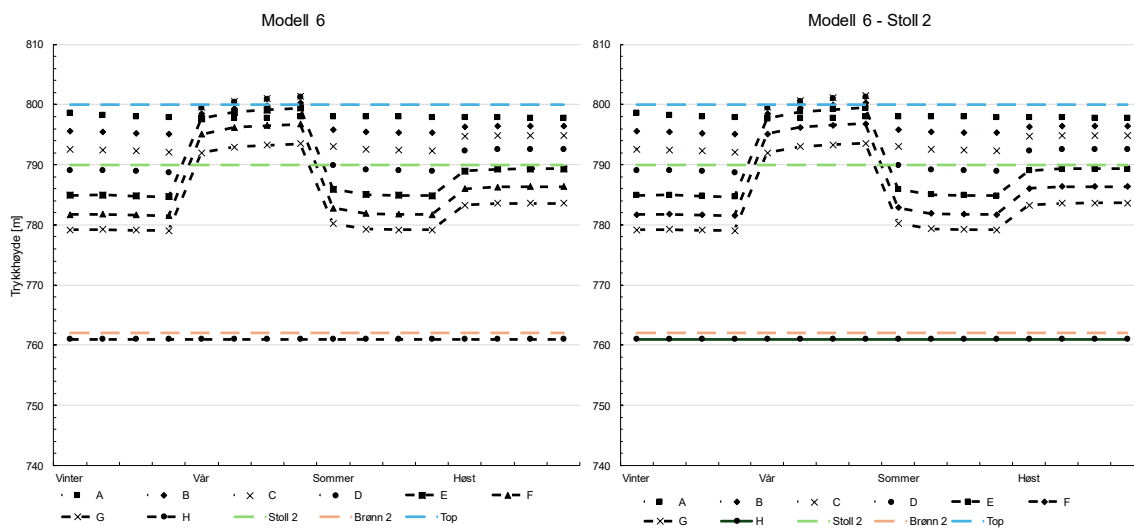
Figur 25. Fordeling av grunnvannsstanden (Trykkehøyden) i modell 4. Y-aksen viser trykkehøyden og X-aksen sesongvariasjonen. Modell 4 ble modellert med 4 stressperioder. Den blå linjen visert til toppen på modellen, grønn viser til hvor Stoll 2 er og oransje viser til hvor Stoll 2 er (moh.). Det samme er illustrert for modell 4 med Stoll 2.



Figur 26. Fordeling av grunnvannsstanden (Trykkehøyden) i modell 5. Y-aksen viser trykkehøyden og X-aksen sesongvariasjonen. Modell 5 ble modellert med 5 stressperioder. Den blå linjen visert til toppen på modellen, grønn viser til hvor Stoll 2 er og oransje viser til hvor Stoll 2 er (moh.). Det samme er illustrert for modell 5 med Stoll 2.

5.3.4 Variabel K-verdi (Modell 6)

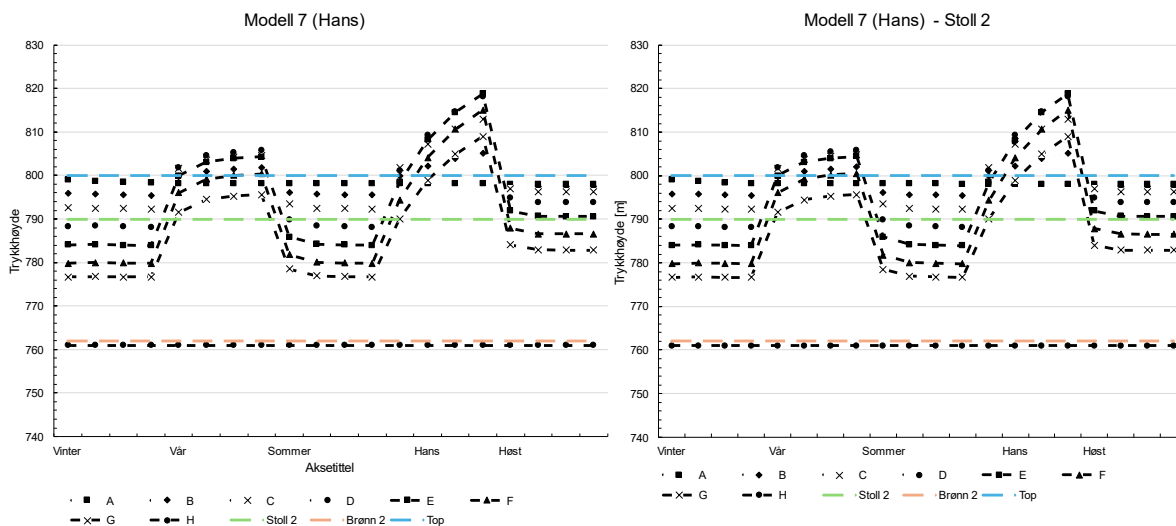
Modell 6 ble modellert med fire stressperioder og tre områder med ulik K-verdi. Dette ble utført for å undersøke hvor stor innvirkning K-verdien har på trykkehøyden. I Figur 27, observeres det en økning i trykkehøyden om våren, før høyden går ned og stabiliserer seg. På høsten øker trykkehøyden igjen. Det er ikke store forskjeller mellom modellen uten Stoll 2 og med Stoll 2. Verdien for punkt A om vinter er lik for begge versjonene. Det høyeste punktet på våren for punkt B og C er like for begge versjonene. I denne modellen oppsto det problemer med K-verdien. Her igjen ble det gjort justeringer og modellen ville bare gi gode resultater med en verdi på $1,3 \times 10^{-6}$.



Figur 27. Fordeling av grunnvannstanden (Trykkehøyden) i modell 6. Y-aksen viser trykkehøyden og X-aksen sesongvariasjonen. Modell 6 ble modellert med 4 stressperioder og tre k-verdier. Den blå linjen visert til toppen på modellen, grønn viser til hvor Stoll 2 er og oransje viser til hvor Stoll 2 er (moh.). Det samme er illustrert for modell 6 med Stoll 2.

5.3.5 Ekstremværet Hans (Modell 7)

Modell 7 inkluderer nedbørsforholdet i august 2023 med uværet Hans (august 2023), hvor det kom 100 mm med nedbør på 3 dager og dermed 50 mm, som infiltrerer, se Figur 28. Begge modellene har to topper. Den første oppstår under vårflommen og den andre under Hans. Toppen, som dannes under uværet er 15 m høyere for punktene E og F. Etter uværet Hans stabiliserer trykkehøyden seg igjen i modellen. I modellen uten Stoll 2 er den høyeste verdien på våren 804 m for punkt D, for Hans er det høyeste punktet 819 m for punkt A. For modellen med Stoll 2 er den høyeste verdien for punkt D 804 for vårperioden og for høstperioden er det punkt A med 819 m.



Figur 28. Resultatene for modell 7. Y-aksen viser trykkehøyden og X-aksen sesongvariasjonen. Denne modellen har 5 stressperioder og 3 K-verdier. Den ble modellert med vannmengden som kom under Hans. Den blå linjen viser til toppen på modellen, grønn hvor Stoll 2 ligger og oransje hvor brønn 2 (Moh.) er. Modell 7 + Stoll 2 viser til effekten Stoll 2 har på modellen.

5.3.6 Beregninger Darcys lov (Oppholdstid)

Beregninger av oppholdstiden basert på Darcys lov ble utført med forskjellige K-verdier, for samme området som modelleringen (Figur 19). Den minste K-verdien resulterer i den lengste oppholdstiden på 97,67 år. Den korteste oppholdstiden er på nesten 2,55 år, med en K-verdi på $3,5 \times 10^{-6}$ m/s, se Tabell 15.

Tabell 15. Resultater fra utregningen med Darcys lov med 4 forskjellige K-verdiene. Verdiene er fra rapporten til Norconsult og modelleringsprosessen.

Hydraulisk konduktivitet [m/s]	Oppholdstid mellom x-y [år]
$9,14 \times 10^{-8}$	97,67
$2,3 \times 10^{-7}$	38,8
$1,3 \times 10^{-6}$	6,8
$3,5 \times 10^{-6}$	2,55

5.4 Kjemiske Vannanalyser

5.4.1 Vannkjemi i grunnvann fra brønnene

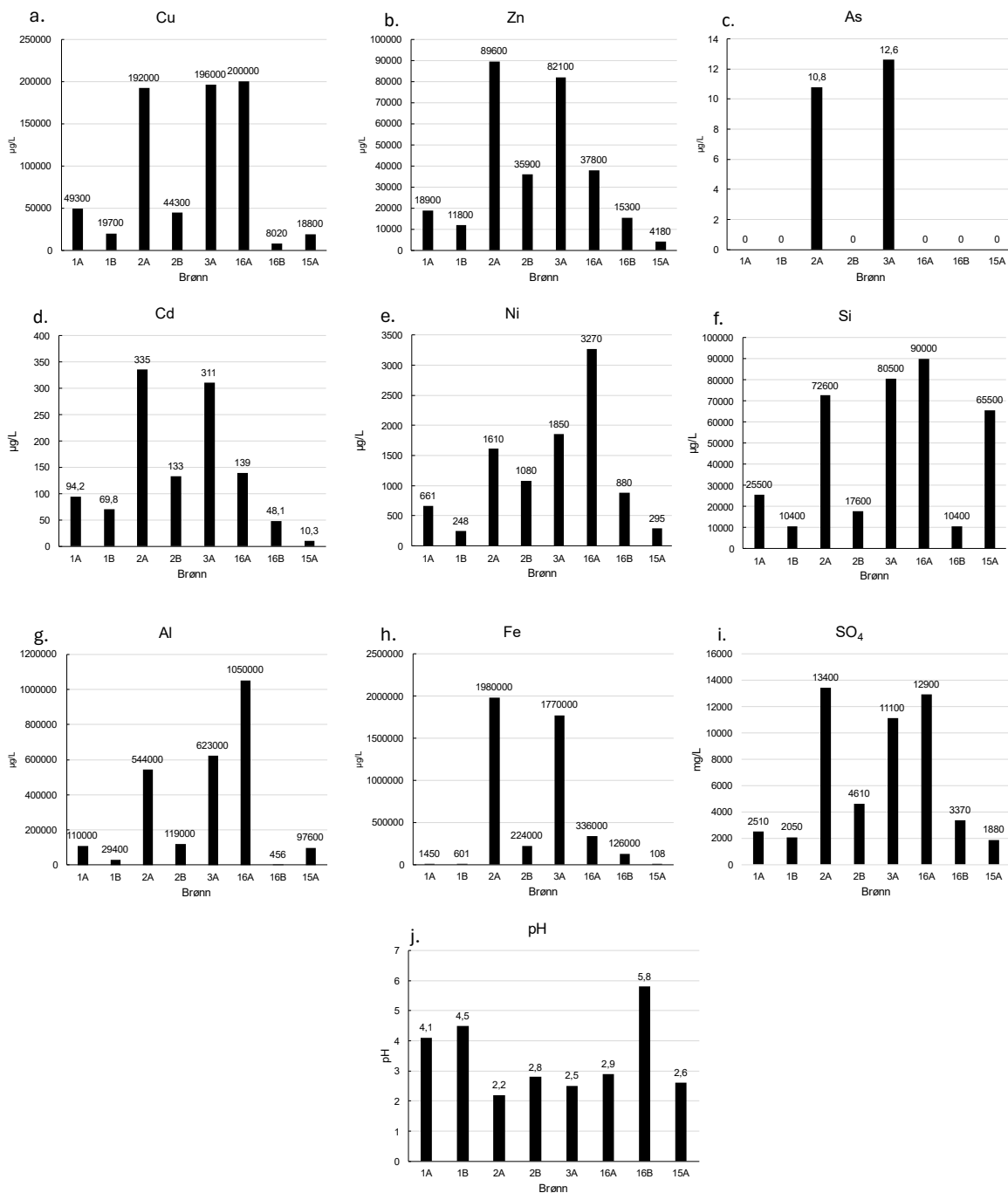
For resultatene av analysen av grunnvannsprøvene, ble visse elementer valgt ut for denne oppgaven, for flere målinger se notat fra Norconsult publisert i 2023.

Figur 29, viser resultatene av brønnmålingene. I det øvre midtre området, hvor brønn 15 og 16 ble etablert er det betydelig forskjell på pH. Brønn 16A registrerer en pH på 2,9 mens brønn 15A viser en verdi på 2,6. For brønn 16B derimot er pH verdien mye høyere med 5,8. Brønn 16B og 15A har

relativ lave konsentrasjoner av elementer, sammenlignet med 16A og de andre områdene. For brønn 15A er Si konsentrasjonen høyest med en verdi på 65500 µg/L. Brønn 16 A har også en høy konsentrasjon med en verdi på 90000 µg/L. 16A er relativ sterkt påvirket av flere elementer slik som, Ni, Al, SO₄ og Cu.

For området rundt brønn 2 og 3 (rundt Stoll 2 og nedover) er pH konsentrasjonen lav. Her er det brønn 2A, som har den laveste verdien med 2,2 mens 2B har den høyeste med 2,8. Det observeres flere høye konsentrasjoner av elementer i disse brønnene. Brønn 2A har relativ høye konsentrasjoner av elementer, som Cu, Zn, As, Cd, Si, Fe og SO₄. Spesielt skiller Cu-, Al- og Fe-konsentrasjonene seg ut. Cu konsentrasjonen ligger på 192000 µg/L, Al konsentrasjonen på 544000 µg/L og Fe konsentrasjonen på 1980000 µg/L. Brønn 2 har ikke like høye konsentrasjoner. Her dominerer elementer som Zn og Ni. Zn konsentrasjonen ligger på 35900 µg/L og Ni konsentrasjonen på 1080 µg/L. Brønn 3A har høyere konsentrasjoner igjen. Elementer, som Cu, Zn, As, Cd, Si, Al, Fe og SO₄ dominerer her. Cu- konsentrasjon med 196000 µg/L, Zn med 82100 µg/L, Si med 90000 µg/L, Al med 623000 µg/L, Fe med 1770000 µg/L og SO₄ med 12900 µg/L.

For brønn 1, som ligger i den nederste delen observeres det andre verdier. Brønn 1A har en pH på 4,1 mens 1B har en verdi på 4,5. Konsentrasjonen av elementer er relativ lav sammenlignet med de andre brønnene. De høyeste konsentrasjonene er av Cu og Al. Her har Cu en konsentrasjon på 49300 µg/l og Al en på 110000 µg/L.

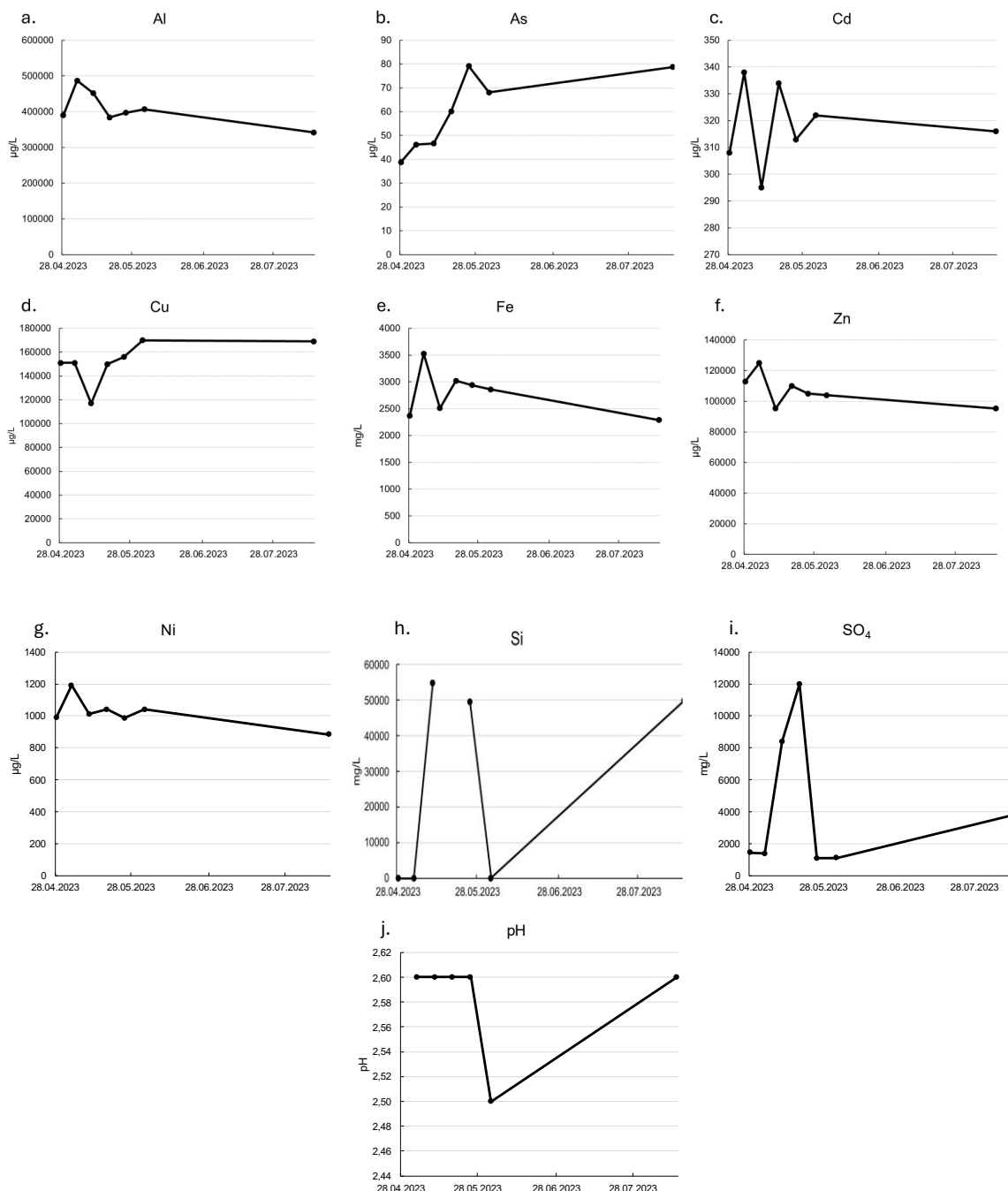


Figur 29. Målte konsentrasjoner av elementer i grunnvannsbrønnene etablert ved Follal gruver (målinger fra juni 2023). (a.) Cu. (b.) Zn. (c.) As. (d.) Cd. (e.) Ni. (f.) Si (g.) Al. (h.) Fe. (i.) SO₄. (j.) pH

5.4.2 Vannkjemiske data fra Hovedgruva (Stoll 2)

Figur 30. viser målingene av elementer i Stoll 2. Fra den 28. april. 2023 fram til den 28. mai. 2023 forblir pH-verdien stabil i Stoll 2, med en verdi på 2,6. Målingen den 28. mai viser til en reduksjon ned mot 2,5, før den stiger igjen fram til den 28. august. Når det gjelder forurensningskonsentrasjonene, varierer de veldig imellom elementene. Vannet har høyest konsentrasjon av Al og Cu hvor de høyeste verdiene ligger på 500.000 µg/L og 170.000 µg/L. For

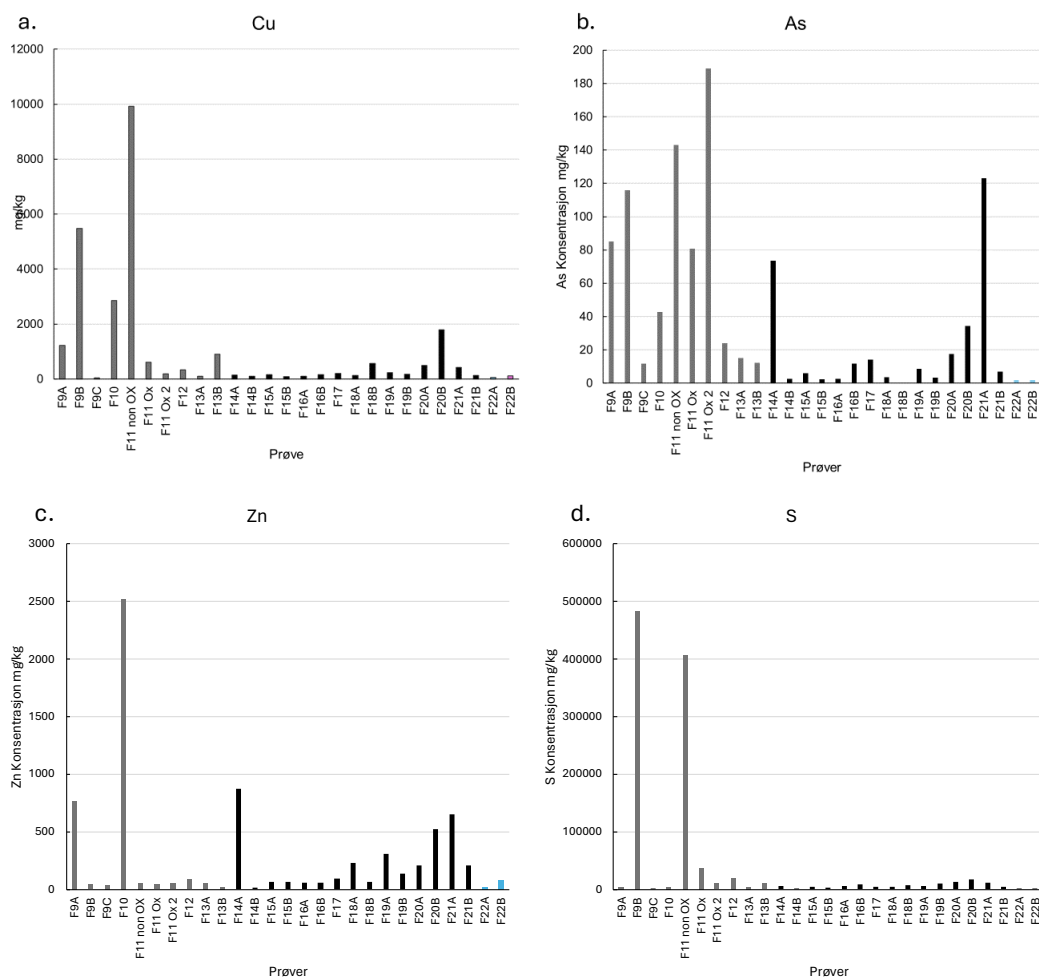
de andre elementene er konsentrasjonene mindre. De høyeste konsentrasjonene av elementene forekommer i april-mai under vårfloppen. Det er også stor variasjon mellom elementkonsentrasjonen i stollen. Elementer som Al, As, Cd, Zn og Ni er relativt stabile, med lite variasjon. Mens elementer som Si, SO₄²⁻, Cu og Fe har mer variasjon mellom målingene.

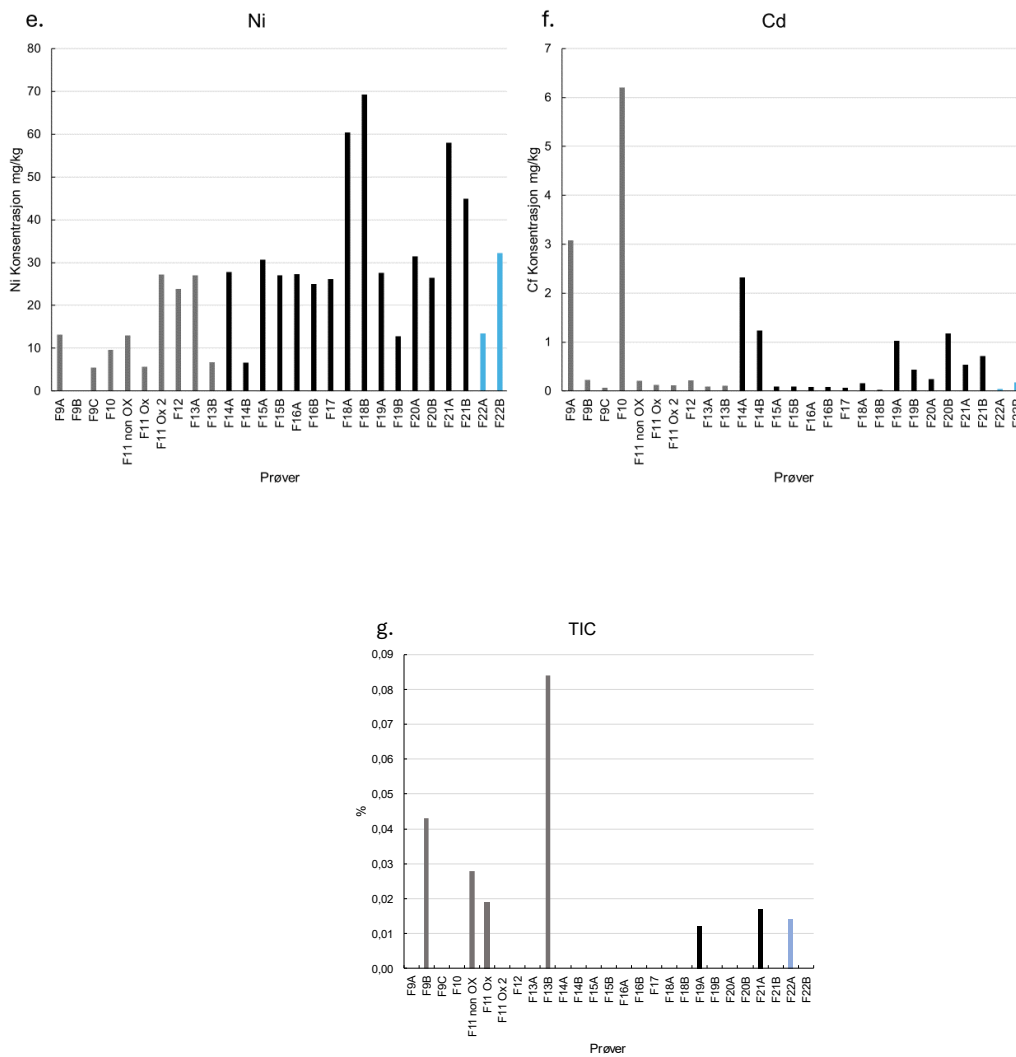


Figur 30. Konsentrasjonen av forurensning som kommer ut av Stoll 2 i en periode mellom april til august. (a.) Al. (b.) As. (c.) Cd. (d.) Cu. (e.) Fe. (f.) Zn. (g.) Ni. (h.) Si. (i.) SO₄. (j.) pH

5.4.3 Total konsentrasjon fra Avgangsmasser

For faststoffkonsentrasjonen av avgangsmassene se Figur 31. Det blir tydelig at forurensningskonsentrasjonen er høyest rundt det øvre området (F9, F10, F11, F12 og F13), som vist i Figur 31. Det eneste elementet, som skiller seg ut er Ni. Her observeres de høyeste konsentrasjonene i det midtre området (F18). For noen elementer (Cu, As, Zn, Cd) går konsentrasjonen opp i det midtre området. Likevel når konsentrasjonen i dette området ikke opp til nivået i det øvre området.

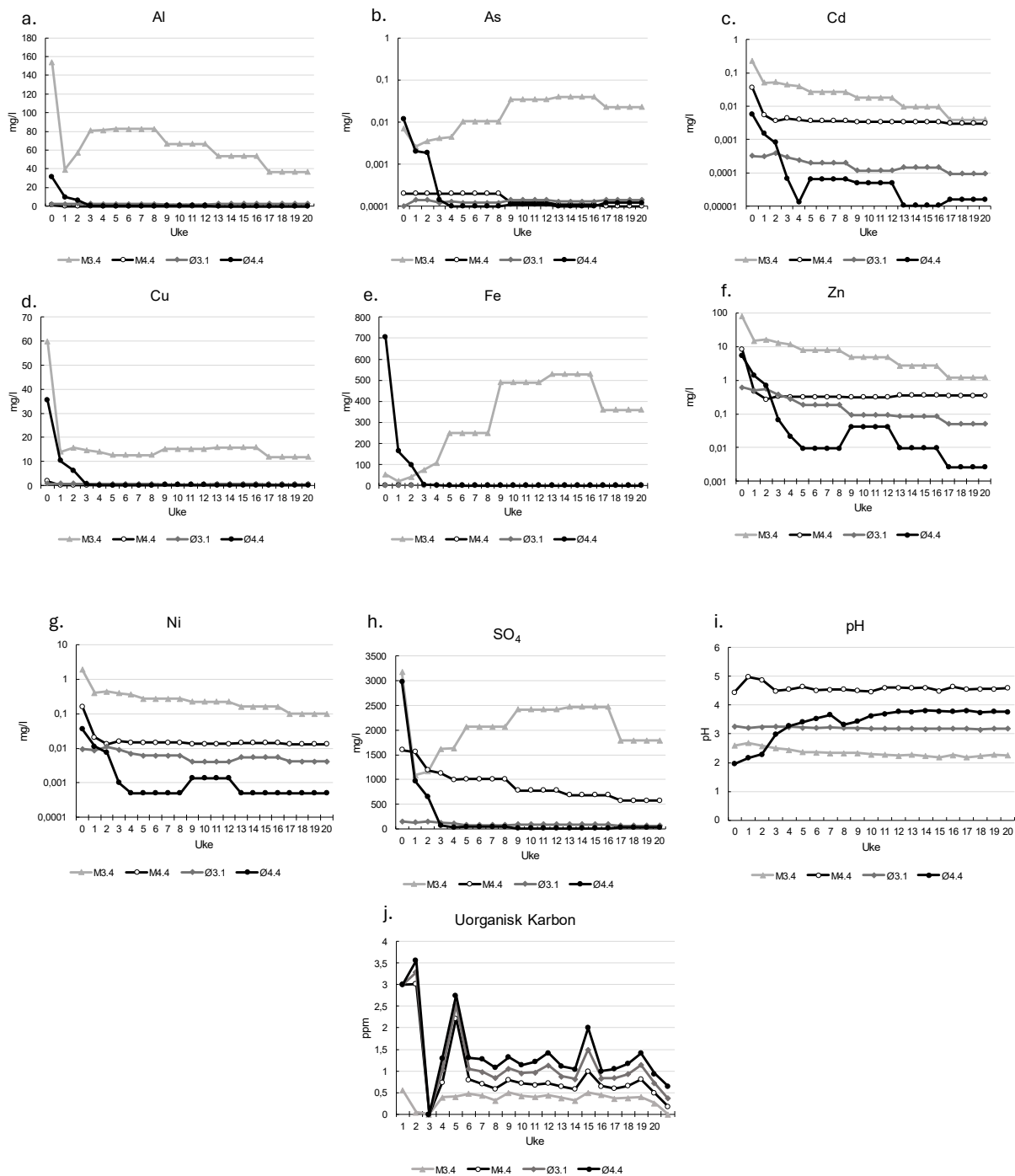




Figur 31. Resultater for målingene som ble gjort for den totale avgangsmasse konsentrasjon analysen. (a.) Cu. (b.) As. (c.) Zn. (d.) S. (e.) Ni. (f.) Cd. (g.) Total uorganisk karbon. Grå viser til det øvre området, svart til det midtre og blå til det nedre midtre område, se figur 20.

5.4.4 Resultat fra HCT

Resultatet for HCT testene er illustrert i Figur 32. pH-verdien varierer mellom de ulike områdene. Den laveste verdien er for M3.4 med en verdi på omtrent 2,5. Den høyeste verdien er å finne i området M4.4, hvor den ligger rundt 4,5. Når det gjelder forurensningskonsentrasjon, varierer den veldig fra element fra element og område. SO₄ har de høyeste verdiene, med verdier opp til 2500 mg/L for M3.4. Fe konsentrasjonene er også høye i M3.4, samt Cu konsentrasjonene. Det øvre området (Ø3.1 og Ø4.4) har de laveste konsentrasjonene. Det ble også observert konsentrasjoner av uorganisk karbon. Ut ifra forholdene i området kan et Eh-pH-diagram brukes for bestemmelsen. Basert på figuren fra Langmuir (2004), kan karbonet være til stede som karbonsyre (H₂CO₃). Her er det, det øvre området som har de høyeste verdiene med en variasjon mellom 1 og 2 ppm.



Figur 32. Resultat fra HCT som ble gjennomført på avgangsmasser fra Folldal gruver fra Øvre (Ø3.1, Ø4.4) og mindre (M3.4, M4.4). (a.) Al. (b.) As (c.) Cd. (d.) Cu. (e.) Fe. (f.) Zn. (g.) Ni. (h.) SO₄. (i.) pH. (j.) viser til de uorganiske karbon konsentrasjonen fra HCT testene.

6. Diskusjon

Gjennom de hydrogeologiske og kjemiske undersøkelsene er det tydelig at massene er sterkt påvirket av K, nedbørmengden og forurensninger. Kartleggingen av forurensningsbidraget fra Stoll 2 til grunnvannet blir nøyere forklart og gjennomgått i denne delen. Formålet er å bedre forståelse av systemet og forurensningsbidraget.

6.1 Er de naturlige og avgangsmasser, tilstrekkelig til å transportere tilført nedbør

Fra observasjonene av modellene blir det klart at K har en betydelig innvirkning på vannstrømmen i området. Modell 1 har en K-verdi på $2,3 \times 10^{-7}$ m/s, det viser seg at verdien er for lav og fører til en begrenset infiltrasjonskapasitet. Modellen simulerer en grunnvannstand på 300 m over overflaten. Etter justeringer av K-verdien til $2,5 \times 10^{-6}$ m/s i modell 2, ligger grunnvannstanden ved punkt A under overflaten, men ikke over hele skråningen. Modell 3, med en infiltrasjonsmengde på 5 mm/år viser seg å være urealistisk lav i forhold til nedbørmengden gjennom ett år. I løpet av et år kommer det mellom 380 til 520 mm/år. Pabst og Kvennås (2014) påpeker at området har en fordamping mellom 190 til 250 mm/år og derfor virker 5 mm/år urealistisk. Dette tyder på at modell 1 har en for lav K-verdi. Økning av K-verdi kunne potensielt ha økt infiltrasjonskapasitet.

I modell 4, 5, 6 og 7 ble stressperioden inkludert for å illustrere sesongvariasjonen i området. Dette fører til variasjoner i grunnvannstanden i modellen. I fjellområder, som Folldal er våren og sensommeren den dominerende perioden for tilførsel av vann til grunnvannet. I modell 4 og 5 ble det bestemt å ha en K-verdi på $2,5 \times 10^{-6}$ m/s. Endringen til en høyere K, påvirket ikke grunnvannstanden i modellen, den forble over overflaten på flere punkter. For å undersøke om det skjedde noen endringer ble det valgt å innføre tre K-verdier i modell 6 og 7, for en bedre etterligning av området. Dette resulterte i et mer tydelig sesongmønster i modellen.

Dette understreker betydningen K og sesongvariasjonen har på grunnvannsystemet. Det er en økende grunnvannstand på våren på grunnen av snøsmelting og redusert evapotranspirasjon. Om sommeren dominerer nedbøren grunnvannstanden. Da temperaturen stiger i perioden øker evapotranspirasjonen, og føre til mindre infiltrasjon. Om høsten øker nedbøren igjen og den lavere temperaturen øker infiltrasjonsmengden. Mengden vann, som infiltrerer løsmassene avhenger av porøsiteten, permeabiliteten og K til massene.

Gjennom prøvetaking ble porøsiteten til løsmassene testet. Avgangsmassene har en variasjon mellom 8,3% til 18,3% (tabell 13). Kornfordelingsanalysen indikerer at massene består av silt og

sand. I sin naturlige forekomst har sand en porøsitet på 26 til 53%, mens silt en på 34 til 61% (Schwartz & Zhang, 2003). Løsmassene på området er antropogent påvirket. Dette fører til store forskjeller i porøsiteten fra de antropogene sammenlignet med de naturlige. Massene er velgraderte og pakket (Figur 10), som forklarer den lave porøsiteten, permeabiliteten og K. Pakking av massene skjer, gjennom en økning av trykk.

Oppholdstiden ble beregnet for å forstå infiltrasjonskapasiteten og dermed K løsmassene har. Det er synlig at en lavere K fører til en lengre oppholdstid. Selv små endringer i K har stor innvirkning på oppholdstiden og infiltrasjonskapasiteten.

De numeriske modellene har visse mangler. For å nå nøyaktige resultater kreves det data, som er detaljert og nøyaktig nok. Dette er ofte vanskelig å oppnå i de fleste tilfellene (Liu et al., 2024). Resultatene indikerer at dataen ikke var detaljert og nøyaktig nok. En høyere K-verdi i modellen kunne ha gidd bedre resultater. Gjennom en økning av K-verdien kunne modellen ha simulert en bedre infiltrasjonskapasitet og dermed ført til et grunnvannsnivå som er under overflaten i hele skråningen, i perioder med mindre infiltrasjon. Modellen kunne også ha blitt forbedret gjennom bedre kartlegging av løsmassene og forbedret data bruken. Inkludering av topografi, kunne ha påvirket grunnvannstrømmen i modellen og forbedret resultatene. Dataen som ble brukt, spesielt K og infiltrasjonen er usikre. Selv om stedsspesifikke verdier ble brukt, er det usikkert hvor nøyaktige disse er. Modellene er også basert på en del estimeringer, siden ikke alle parametere er kjent. Dybden på massene, K-verdien, infiltrasjonen og den nedre trykkehøydegrensen er alle usikre. Dette er parametere som har blitt målt, men varierer gjennom sesong og område. Det ble også valgt å kun ha et lag i modellen, for å forenkle modellen og prosessen. Dette valget kan ha ført til feilkilder i simuleringen (Gao, 2011).

Norconsult beregnet K i området med hjelp av både Gustafsons metode og Hazens formel. I tabell 12, blir det synlig at kun en prøve ble beregnet med Hazens formelen. Denne prøven er ensgradert og består av silt. Det er denne prøven som har den høyeste porøsiteten. Dette indikerer at det øverste laget rundt brønn 2 består av et mer homogent materiale enn laget under. Dette påvirker grunnvannstrømmen i området og kan føre til overflateavrenningen (Figur 33).

Modellen for perioden med ekstremværet Hans viser hvor stor påvirkning ekstremvær kan ha på det hydrogeologiske systemet. Observasjonene viser at Hans har en større effekt på grunnvannstanden enn vårfloppen. Dette indikerer innvirkningen nedbørsmengden har på gruvesystemet. De store mengdene nedbør, sammen med den lave K-verdien kan føre til betydelige mengder med avrenning og erosjon (Miljødirektoratet, 2022).



Figur 33. Bilde ble tatt juni 2023 ved brønn 2. Her blir det synlig hvor mye avrenning det er. Tatt av Pauline Bolte.

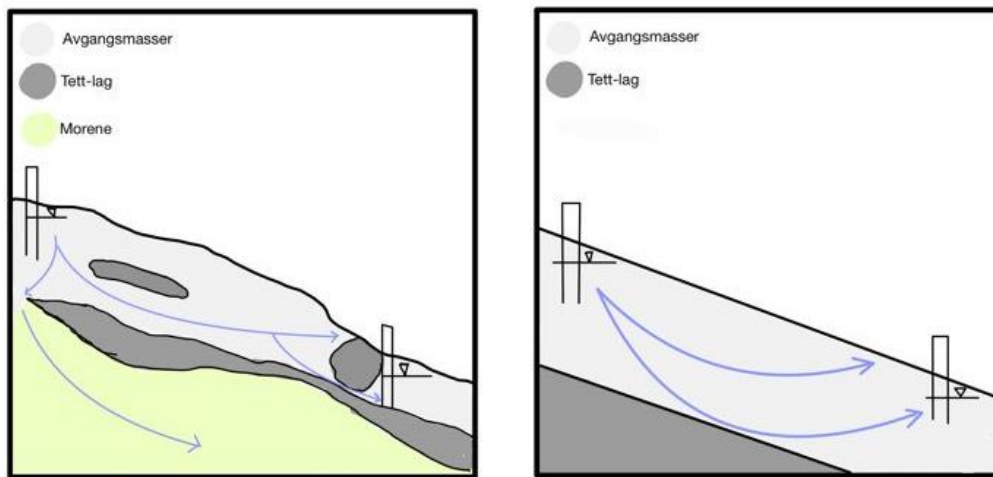
6.2 Bruk av hydrogeologisk modellering for å vurdere om Stoll 2 har påvirkning på grunnvannsforholdene i området

Gjennom modelleringsprosessen blir det synlig at de forskjellige modellene reagerer relativt likt på Stoll 2. Observasjonene viser relativ små endringer i grunnvannstanden mellom modellene. For modell 2 og 3, er det tydelig at Stoll 2 påvirker punkt B, C og D i modellen. For modell 4, 5, 6 og 7 er det også små økninger, for modellene med Stoll 2. Disse er ikke avgjørende nok.

Målinger av grunnvannsstanden i brønnene som ble utført kan sammenlignes med modellverdiene for å få en bedre forståelse av hvor realistisk modellsimuleringen er. Ifølge Norconsult har brønn 16A en vannstand på rundt 787 m, som kan sammenlignes med vannstanden fra modell 5, punkt B. Modellen gir en verdi på 795 m. Her simulerer modellen en høyere grunnvannstand enn i virkeligheten. Det er viktig å merke seg at brønn 16A bare ligger på samme høyde som punkt B i modellen og disse observasjonene kun er estimerer. Tilsvarende sammenligning ble gjort for brønn 2A. Brønnen har en vannstand på 767 m, mens modellen simulerer en vannstand på 768 m. Den siste sammenligningen ble gjort med brønn 3, som ligger på samme nivå som punkt D. Brønn 3 har en vannstand på 770 m, mens modellen simulerer en verdi på 785 m.

Disse sammenligningene indikerer at modellen ikke klarer å gi en nøyaktig representasjon av området. Som tidligere nevnt kan bedre kartlegging av område føre til bedre modellresultater. Selv om modellen indikerer at Stoll 2 har relativ liten påvirkning på grunnvannet, ble det i juni 2023 observert vannutslag rundt brønn 2, se Figur 33. Dette indikerer grunnvannstrømmer i området. Som tidligere nevnt består det øverste laget i dette område av silt, som har lav infiltrasjonskapasitet når sedimentet er mettet (USDA, 2014). Det er tydelig at laget under

avgangsmassene og leiren, har en lavere K. Dette indikerer grensebetingelse. Rundt brønn 2 ble det observert et tett lag mellom avgangsmassene på toppen og morenemateriale i bunnen, se vedlegg A. Det tette laget fungerer som en strømningsgrense. Likevel er det usikkert hvordan systemet faktisk er i virkeligheten. Figur 34, illustrerer forskjellen mellom grunnvannstrømmene i modellen, og hvordan det kan se ut i virkeligheten. Modflow-2005 simulerer en forenklet versjon hvor strømmingen ikke er direkte påvirket av andre faktorer. Sannsynligheten for at systemet er sånn i virkeligheten er liten. Det kan være flere lag med lavere eller høyere K i avgangsmassene, som påvirker strømmingen. En bedre kartlegging, kan føre til en bedre forståelse av vannstrømmen i løsmassene, i dette området og dermed gi en forklaring på hvorfor det skjer en utlekking her. Basert på dette, må det antas at området er mer komplekst enn antatt og at modellen ikke fungerer optimalt siden det blir påvist utlekking fra Stoll 2.



Figur 34. Forskjellen på grunnvannstrømmen gjennom løsmassene. Første illustrerer hvordan virkeligheten kan se ut, mens illustrasjon 2 viser til Modflow-2005 simulasjonen.

6.3 Forurensningsbidraget fra Hovedgruva (Stoll 2) til grunnvannet basert på kjemisk data

Gjennom prosessen har det blitt utført analyser av forurensningskonsentrasjonen av de ulike elementene, både i fast- og væskefasen.

Basert på data fra Bjerkgård og Bjørlykke (1994), er den spesifikke malmkonsentrasjonen kjent, se figur 35b. Det er tydelig å se høye konsentrasjoner av Cu, Zn og As i malmen. Disse resultatene kan sammenlignes med vannprøvene fra Stoll 2, fra figur 35a. Elementkonsentrasjonen er høy i vannfasen, dette indikerer at Stoll 2 vannet gjenspeiler malmen, med høye konsentrasjoner av Cu, Zn, SO_4^{2-} , Cd og As. Under målingene i 1994 ble Cd konsentrasjonen ikke målt i malmen, men konsentrasjonen forventes å komme fra malmen.

Videre indikerer resultatene at pH i Stoll 2 ligger på rundt 2,6. Dette indikerer syredannende forhold i gruen, med utlekking av tungmetaller fra malmen til væskefasen. Gjennom oksygenrikt vann blir malmen i gruen oksidert, som fører til en utlekking av metaller. Ifølge rapporten av Li et.al (2024), påvirker pH-verdien utlekkingen av tungmetaller som Cu, Zn og Cd. Dette fenomenet kan også observeres i Folldal, gjennom AMD dannelsen. Fe lekker også ut av malmen gjennom oksidasjonen av malmen og dannelsen av Fe^{2+} og Fe^{3+} . SO_4^{2-} blir dannet gjennom oksidasjon i AMD av FeS_2 gjennom oksygen og Fe^{3+} , som forklarer de høye konsentrasjonene i væskefasen.

Basert på Saleh (2013), foreligger As som H_2AsO_4^- i oksiderende forhold med pH rundt 2,6. Dette indikerer at As eksisterer som et anion og utlekking av elementet er ikke like høy ved lav pH, sammenlignet med kationer (Li et al., 2024). Likevel observeres det As-konsentrasjoner i vannfasen, sammenlignet med faststoff er konsentrasjonen mindre. Dette indikerer at As anionene adsorberes bedre av adsorbentene enn kationene. Likevel er det As-elementer i grunnvannet i brønn 2A og 3A, som potensielt kan forklares med påvirkningen Stoll 2 har på grunnvannet.

Konsentrasjonsmønsteret er relativt likt for avgangsmassene, med høyere konsentrasjoner i fastfasen sammenlignet med væskefasen. Dette indikerer utlekking av metaller fra avgangsmassene til væskefasen, se figur 35. Her igjen er det høye konsentrasjoner av Zn og SO_4^{2-} . I HCT testene viser den første utlekkingen fra perioden. Dette valget ble inkludert i vurderingen da det representerer vannet med høyest elementkonsentrasjoner, som frigjøres ved den første utlekkingen. Testen viser en pH på rundt 4,5 i området M4.4. Dette indikerer dannelsen av AMD (pH 2-6) (USGS, 2016). Dette kan forklare den høye konsentrasjonen av disse elementene i HCT testene. Cu konsentrasjonen er betydelig lavere enn forventet, basert på høyt innhold i avgangsmassene. I figur 2b blir det synlig at Cu sorpsjonen kan skje under lavere pH enn Zn. Dette kan forklare konsentrasjonsforskjellen mellom fasene. Cd konsentrasjonen i væskefasen er

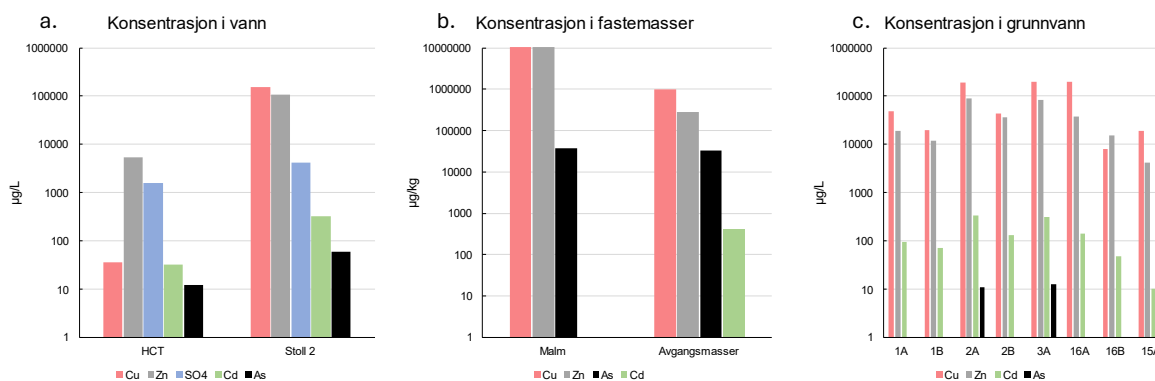
høye, som følge av høyt innhold i faststoff (2b). I figur 2b blir det også synlig at Cd først binder seg ved en pH rundt 5. Siden pH er < 5 , kan dette potensielt forklare den høye konsentrasjonen i vannfasen.

For As er sorpsjonen omvendt. Her vil en lavere pH føre til en økning i adsorpsjon. Likevel er det konsentrasjoner av elementet i vannfasen. En viss mengde med As blir adsorbert av oksidene i avgangsmassene, som kan forklare fenomenet.

Sammenligningene mellom gruen og avgangsmassene indikerer utlekking av den fastefasen til væskefasen. Spesielt ved den lav pH-en, som forekommer i gruen. Basert på figur 35, observeres det betydelig høyere konsentrasjoner av Cu, As og Cd i Stoll 2 sammenlignet med utlekkingen fra avgangsmassene. Dette kan indikere påvirkningen Stoll 2 har på grunnvannet gjennom elementene. I figur 35c, blir det tydelig at As konsentrasjonen er høy i brønn 2A og 3A, som ligger nærmest Stoll 2 og utlekkingspunktet rundt brønn 2 (Figur 33). Dette kan styrke teorien om at Stoll 2 har en påvirkning på grunnvannet. Konsentrasjonen av As kan skyldes den lave pH-en i brønnen. Brønn 2A har en pH på 2,2 mens 3A har en på 2,5. Når pH er så sur, vil oksidene som adsorberer As oppløses og As lekker i væskefasen. I rapporten fra Cappuyns og Swennen (2008), blir det observert at As løseligheten er høy ved pH 2. Det er ved pH 2 at sekundærmineralet jarositt, oppløses og mobiliserer As (Smith et al., 2006).

Det blir observert spesielt høye konsentrasjoner av Zn og Cu i grunnvannet, sammenlignet med konsentrasjonene i vann og faststoff. Sammenlignes konsentrasjonen med HCT testen blir det tydelig at konsentrasjonen av Cu, Zn og Cd er høyere i grunnvannet. Basert på figur 35 kan det observeres at konsentrasjonen av Zn, Cd og Cu er betydelig høyere i brønn 2A og 3A sammenlignet med de andre brønnene. Disse observasjonen kan antyde en påvirkning fra Stoll 2 på grunnvannet.

Den lave pH-verdien i grunnvannet, fører til endring i sorpsjons. Zn, Cu og Cd (kationer) vil løsne fra adsorbenten og lekker ut i vannfasen. Brønn 2- og 3A har en lav pH, som kan forklare utlekkingen (Geng et al., 2020). Reduksjonen i pH øker den positive ladningen til adsorbenten og dermed mobiliteten til kationene. Dette mønsteret ble også observert i studien av Cappuyns og Swennen (2008).



Figur 35. Konsentrasjonen av Cu, Zn, SO₄, Fe, Cd og As i fast- og væske fase i logaritmisk skala. For HCT er det den første utlekkingen som vises i figuren. (a.) viser til konsentrasjonen i væskefasen (HCT og Stoll 2). (b.) konsentrasjonen i fastfase (malmen i Stoll 2 og i området som inngår i modellen) og (c.) konsentrasjonen av elementene i grunnvannet.

Resultatene tyder på at forurensningskonsentrasjonen varierer betydelig fra sted til sted i området. Den totale avgangsmassekonsentrasjonen, indikerer at As, Cd, Cu og Zn konsentrasjonen øker rundt Stoll og brønn 2. Dette kan indikere påvirkningen vannet har på løsmassene. Ut ifra vedlegg C, har kumprøvene fra områdene rundt Stoll 2 og brønn 2 høyere konsentrasjoner av As, Cu, Zn og Cd, enn andre prøver. Dette kan indikere påvirkning Stoll 2 har på vannet og til en lav sorpsjonskapasitet i avgangsmassene.

6.4 Samspillet mellom hydrogeologien og forurensningen i området

Etter å ha vurdert hydrogeologien og kjemien separat, skal disse aspektene nå settes sammen for å gi en helhetlig forståelse av systemet.

Samspillet mellom de fysiske og kjemiske prosessene gjør systemet komplekst. Løsmassene i området har lav permeabilitet og K, og er derfor dårlig egnet for transport og lagring av vann. Det ble også observert at vannkvaliteten er bedre i de dype brønnene sammenlignet med de grunne. Dette kan indikere forskjellige forhold. Det første kan bety at avgangsmassene og det tette-laget øker forurensningsgraden i de grunne brønnene. Det tette-laget kan føre til en lengre oppholdstid av vannet, og dermed lengre tid for vannet å ta opp de utfelte elementene. Det kan også bety at vannet fra Stoll 2 strømmer i det øverste laget. For det andre kan det bety at dypere lagene består av andre løsmasser med bedre adsorpsjonsevne (høyere K_d) og en høyere pH, som kan reduserer forurensningsgraden i disse brønnene. Økningen i pH kan føre til en økning av adsorberte kationer og dermed redusere mobiliteten.

Generelt viser analysene at pH er den dominerende faktoren for utlekking av metaller. Den lave pH-en i vannfasen øker mobiliteten av kationer som Cd, Cu og Zn. Til tross for den lave pH-en er det en konsentrasjon av As i grunnvannet. Disse observasjonene kan indikere påvirkningen Stoll 2

har på grunnvannet. Siden konsentrasjonen ikke endrer seg mye fra Stoll 2 til grunnvannet, kan dette indikere en lav K_d . Avgangsmassene i området har lite organisk materiale og pH-en fører til endringer i adsorpsjonskapasiteten av oksider, noe som resulterer i stor utlekking av Cd, Cu og Zn til grunnvannet.

As konsentrasjonen indikerer også på påvirkning fra Stoll 2. Det er kun å observere konsentrasjoner av elementet i brønn 2A og 3A. Her er pH såpass lav at As løseligheten er høy, og sekundærmineralet jarositt, oppløses og mobiliserer As.

Ekstremværet Hans viser tydelig hvordan ekstremvær påvirker systemet. Økningen i nedbør, førte til høyere grunnvannstand i modellen. Dette kan indikere økt avrenning og erosjon i virkeligheten. Denne avrenningen transporterer forurensningene fra avgangsmassene og porevannet videre.

Analysene mellom den fastefasen og væskefasen viser tydelig at As, Cd, Cu og Zn påvirker grunnvannet. Forholdene i området medfører utlekking av ionene og en økning i utlekking, da konsentrasjonen er høy i vannfasen enn den faste. Den omfattende utlekkingen fra massene til væskefasen øker mobiliteten av forurensningen. Mobile elementer er vanskeligere og kontrollerer, som kompliserer kartleggingen av avgangsmassene.

6.5 Videre arbeid

Gjennom modellerings- og analyseprosessen ble det klart at det er flere tiltak som kan bidra til å forbedre forskningen på dette område.

1. Modflow-2005 har sine begrensninger når det gjelder et heterogent og varierende systemer rundt gruvene. Ved å investere mer tid, eller bruk av et annet modelleringsprogram er det mulig å modellere en mer kompleks modell, som gir mer nøyaktige resultater. En forbedret modell, kunne ha bidratt til en bedre forståelse av grunnvannsystemet rundt Stoll 2 og forurensningsbidraget, som oppstår.
2. Det bør gjennomføres flere boringer og sedimentprøver i området rundt graven. Dette vil bidra til en bedre forståelse av massene og grunnvannet. Dette kan gi et bedre grunnlag for modelleringen, samt en forbedret forståelse av systemet.

7. Konklusjon

- Modflow-2005 viste seg å være uegnet for modelleringen av forurensningsbidraget fra Stoll 2 til grunnvannet i denne oppgaven. Modellen var for enkel, til å kunne utføre de komplekse simuleringene i området. Modellen understreker også betydningen sesongvariasjonen og K har på infiltrasjonskapasiteten. For høy nedbør og for lav K fører til avrenning og erosjon i området. Dette ble spesielt tydelig med modellen av ekstremværet Hans. Ifølge modellen hadde Hans en større innvirkning på grunnvannstanden enn vårflommen. Dette påpeker hvor viktig god infiltrasjonskapasitet er.
- Modellen understreket hvor viktig egenskapene til løsmassene er i området rundt gruvene. Det komplekse systemet med ulike løsmasser, påvirker grunnvannstrømmen på en mer betydelig grad enn modellen simulerer. Ut ifra observasjoner, virker det som om løsmassene er mye mer komplekse enn antatt og påvirker grunnvannstrømmen på mange forskjellige måter.
- Området rundt brønn 2, har et tett-lag under avgangsmassene, samt et tettere lag rundt brønnen. Dette påvirke grunnvannstrømmen og kan fører til overflateavrenning i området. Observasjonen av grunnvannsutslaget under feltarbeidet juni 2023 indikerer at det er en påvirkning av Stoll 2.
- Gjennom observasjonen og analysene kan det antydes en påvirkning av Stoll 2 på grunnvannet. Egenskapene til løsmassene og mobile ioner i væskefasen, bidro til forurensningsbidrag til grunnvannet. Mobiliteten til metallene, fører til et mer komplekst system å kartlegge.
- Det ble observert utlekkinger av Cd, Cu, Zn og As fra den fastefasen til væskefasen på grunnen av lav pH. Lav pH i området førte til endring i sorpsjon. Kationer som Cd, Cu og Zn ble mobile under lav pH. Oppløsningen av oksidene ved pH 2 fører til mobilitet av As. Høye konsentrasjoner av As, Cd, Cu og Zn ble observert i vannmengdene fra Stoll 2 og i grunnvannet.

Samspillet mellom de hydrogeologiske og kjemiske faktorene ble tydelige. Basert på observasjoner og analyser, antyder resultatene en påvirkning fra Stoll 2 på grunnvannet rundt brønn 2 og 3. Ved å vurdere konsentrasjonene av As, Zn, Cd og Cu i grunnvannet, kan det konkluderes med at Stoll 2 har en påvirkning på forurensningsbidraget til grunnvannet.

Kilde

- Akcil, A. & Koldas, S. (2004). *Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies* Journal of Cleaner Production.
- Berg, B. I. (2016). *Bergverk i Norge*, b. 1: Fagbokforlaget.
- Bjerkgård, T. & Bjørlykke, A. (1994). Geology of the Folldal area, southern Trondheim Region Caledonides, Norway. *NGU Bulletin* 426.
- Bjørlykke, A. (2020). *Gruvedrift*. Store Norske Leksikon Tilgjengelig fra: <https://snl.no/gruvedrift> (lest 25.10.2023).
- Chemie.de. (2024). *Kupfer*. Chemie.de. Tilgjengelig fra: <https://www.chemie.de/lexikon/Kupfer.html> (lest 12.02.2024).
- Cogram, P. (2018). *Jarosite*. Reference module in earth systems and environmental science
- Crabbe, H., Fernandez, N. & Jones, F. (2015). *Crystallization of jarosite in the presence of amino acids*. Elsevier.
- Englund, J.-O. & Haldorsen, S. (2001). *Grunnvann*: Institutt for jord- og vannfag Norges Landbrukshøgskole (lest 04.05.2023).
- Essink, O. (2000). *Groundwater Modelling*
- Folldal-Kommune. (2022). *Helhetlig tiltaksplan for Folldal gruver*. Folldal Kommune
- Fossen, H. (2020). *Permabilitet (geologi)*. Store norske leksikon: Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: https://snl.no/permeabilitet_-_geologi (lest 30.04.2024).
- Gao, H. (2011). *Groundwater Modeling for Flow Systems with Complex Geological and Hydrogeological Conditions*. Procedia Earth and Planetary Science.
- Geithe, L. (2013a). *Garring*. Bergstaden.org: Bergstaden.org. Tilgjengelig fra: <http://www.bergstaden.org/no/kobberverket/smelthytta-pa-roros/garring> (lest 09.02.2024).
- Geithe, L. (2013b). *Kaldrøsting* Bergstaden.org: Bergstaden.org. Tilgjengelig fra: <http://www.bergstaden.org/no/kobberverket/smelthytta-pa-roros/kaldrosting> (lest 09.02.2024).
- Geithe, L. (2013c). *Rå- eller Skjærsteinssmelting* Bergstaden.org: Bergstaden.org. Tilgjengelig fra: <http://www.bergstaden.org/no/kobberverket/smelthytta-pa-roros/ra-eller-skjaersteinssmelting> (lest 09.02.2024).
- Geithe, L. (2013d). *Vendrøsting og Svartkobbersmelting* Bergstaden.org: Bergstaden.org. Tilgjengelig fra: <http://www.bergstaden.org/no/kobberverket/smelthytta-pa-roros/vendroosting-og-svartkobbersmelting> (lest 09.02.2024).
- GRANADA, N. (2024). *GRANADA - Nasjonal grunnvannsdatabase*. NGU: NGU. Tilgjengelig fra: https://geo.ngu.no/kart/granada_mobil/ (lest 15.04.2024).

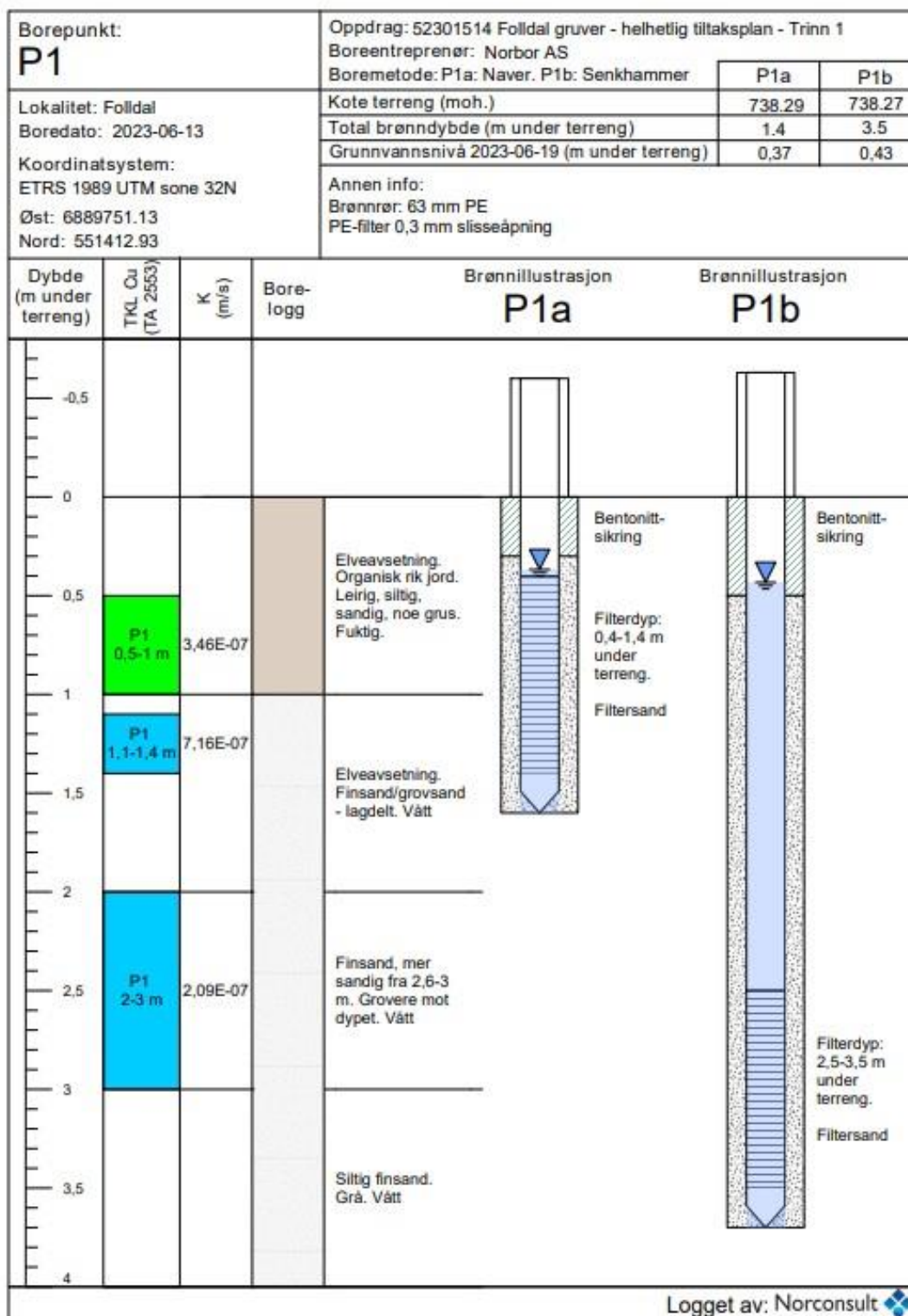
- Harbaugh, A. W. (2005). *MODFLOW-2005 : the U.S. Geological Survey modular ground-water model--the ground-water flow process*: USGS.
- Høydedata.no. (2024). *Høydedata* Tilgjengelig fra: <https://hoydedata.no/LaserInnsyn2/> (lest 04.05.2024).
- Kartverket. (2024). *Kor stort er Noreg* Kartverket.no. Tilgjengelig fra: <https://www.kartverket.no/til-lands/fakta-om-norge/storleiken-pa-landet> (lest 12.02.2024).
- Kongsrud, H. T., Kampestuen, K. Å. & Slåen, G. O. (2022). Vil bruke 220 millioner til å rydde opp gruveområde: En gledens dag, sier ordfører Tilgjengelig fra: <https://www.nrk.no/innlandet/eksperter-foreslar-a-bruke-220-millioner-pa-opprydding-i-folldal-gruver-1.15804834> (lest 22.04.2024).
- Kristoffersen, T. (2024). DigitalMuseum: Stiftelsen Folldal Gruver
- Kvennås, M. (2014). *Kartlegging av avgangsmasser og vann*: NGI.
- Langmuir, D., Chrostowski, P., Vigneault, B. & Chaney, R. (2004). *Eh-pH diagram for the system C-O₂-H₂ at a total carbonate concentration of 10⁻³M*. Figur. Issue paper on the environmental chemistry of metals
- Li, W., Deng, Y., Wang, H., Hu, Y. & Cheng, H. (2024). *Potential risk, leaching behavior and mechanism of heavy metals from mine tailings under acid rain*. Chemosphere.
- Lied, K. S. & Evensen, L. (2023). *Folldal verk - Helhetlig tiltaksplan - Trinn 1*: Norconsult.
- Liu, B., Liu, G., Sha, J., Sun, J., Zhao, X., Ren, S., Liu, R. & Li, S. (2024). *Numerical simulation of the interaction between mine water drainage and recharge: A case study of Wutongzhuang coal mine in Heibei Province, China*. Ecological Indicators.
- Mangerud, J. (2022). *Siste istid*. Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra: https://snl.no/siste_istid (lest 02.11.2023).
- Miljø-Blad. (2018). *Lukkede infiltrasjonsanlegg for sanitært avløpsvann*. Stiftelsen VA/Miljø-blad. Tilgjengelig fra: https://www.augustnorge.no/wp-content/uploads/2018/11/Blad-59_april2018.pdf (lest 06.05.2024).
- Miljødirektoratet. (2022). *Klimatilpasning i landbruk og reindrift* Miljødirektoratet.no Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/klima/for-myndigheter/klimatilpasning/klimatilpasning-i-sektorer/landbruk/> (lest 09.05.2024).
- Museum, F. (2023). *Utstilling om Folldal Gruve* Stiftelsen Folldal Gruver.
- NGU-kart. (2023). *Kart over mineralressurser*. Norges Geologiske Undersøkelse. Tilgjengelig fra: https://geo.ngu.no/kart/mineralressurser_mobil/ (lest 25.10.2023).
- NGU. (2024). *Grunnvannets bevegelse* NGU.no. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/geologiske-ressurser/grunnvannets-bevegelse> (lest 31.04.2024).
- Norconsult. (2023). *Grunnvannsbrønner Folldal: etablering, logging og prøvetaking av grunnvannsbrønner*: Norconsult
- Okkenhaug, G. (2023). *Helhetlig tiltaksplan for Folldal Gruver* Oslo: NGI.

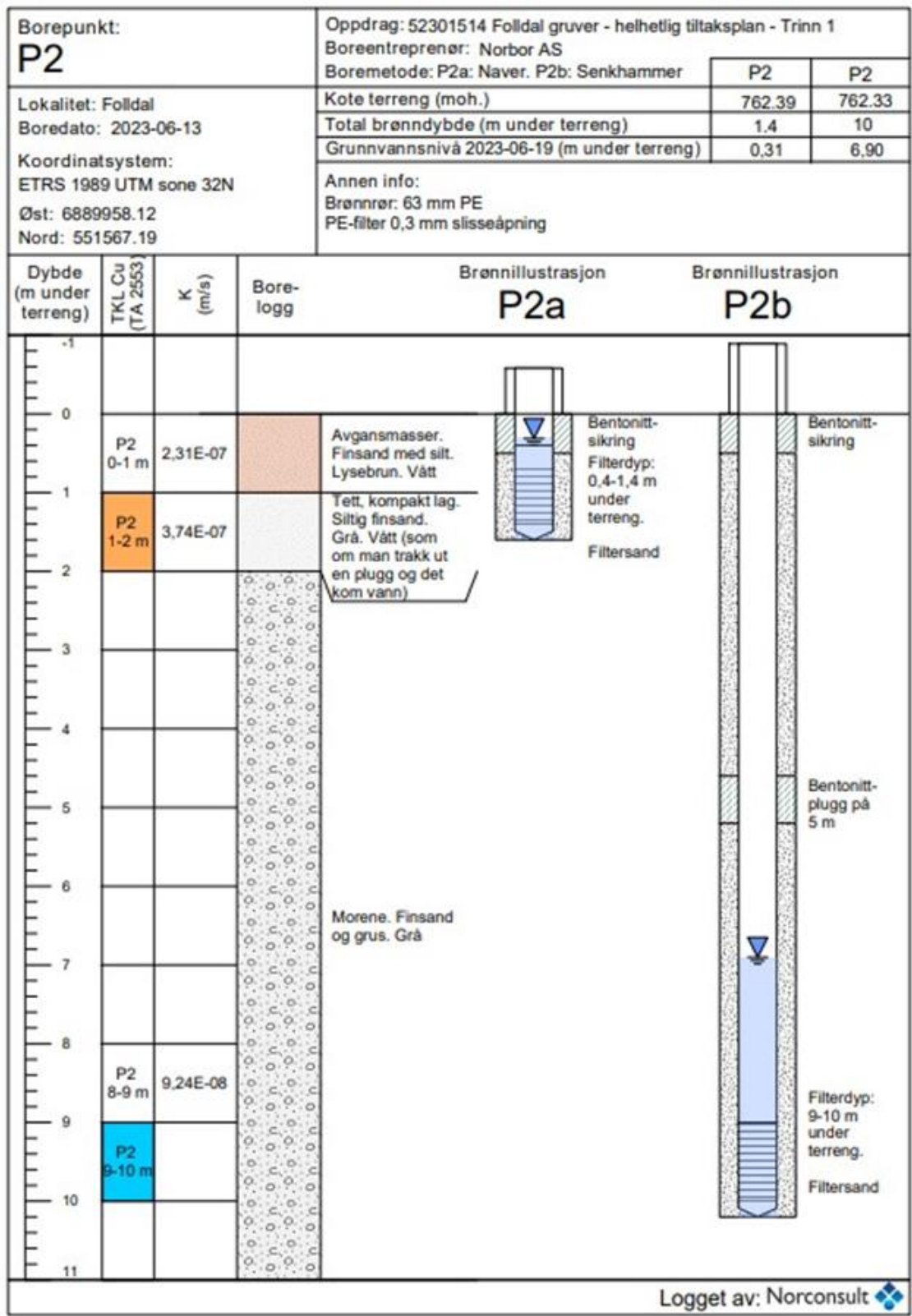
- Pabst, T. & Kvennås, M. (2014). *Folldal-Hydrogeologisk vurdering og vannbalanse rundt gruvene og avfallsmassene*. Trondheim NGI.
- Ramberg, I. B., Inge, B., Arvid, N. & Kristin, R. (2006). *Landet blir til - Norges geologi*. Norsk geologisk forening Norsk geologisk forening
- Riksantikvaren. (2022). *Bevaringsprogramma: Folldal gruver*: Riksantikvaren Tilgjengelig fra: <https://www.riksantikvaren.no/prosjekter/bevaringsprogramma/tekniske-og-industrielle-kulturminner/folldal-gruver/> (lest 25.10.2023).
- Schumann, W. (2016). *Der grosse BLV Naturführer: Steine und Mineralien* BLV Bucherlag GmbH & Co. KG.
- Schwartz, F. W. & Zhang, H. (2003). *Fundamentals of groundwater* John Wiley & sons, INC. .
- Siakati, C., Vekeman, J., Tielens, F., Seveno, D. & Pontikes, Y. (2023). *Elucidating the impact of chemical variability in the nano-structure of Fe-rich slags*. ScienceDirect.
- Smith, A. M. L., Hudson-Edwards, K. A., Dubbin, W. E. & Wright, K. (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.
- Sætre, C. (2022). *Vurdering av avrenning fra avgangsmasser basert på HCT og statiske tester*: NGI.
- Universitetet i Oslo, U. (2011). *Adsorpsjon* uio.no: Universitetet i Oslo Tilgjengelig fra: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/a/adsorpsj.html> (lest 03.05.2024).
- USDA, U. S. D. o. A. (2014). *Soil Infiltration Guides for educators* University of Nebraska Tilgjengelig fra: https://cropwatch.unl.edu/documents/USDA_NRCS_infiltration_guide6-4-14.pdf (lest 02.05.2024).
- USGS. (2016). *Acid mine drainage*. I. CRC Press Taylor and Francis Group.
- vanLoon, G. W. & Duffy, S. J. (2017). *Environmental Chemistry* b. 4: Oxford University Press.
- Volden, M. (2023). *Ekstremværet Hans*. Tilgjengelig fra: <https://www.hadeland.no/over-100-ar-siden-sist-det-regnet-sa-mye-pa-ostlandet-nesten-en-underdrivelse-a-bruke-ordet-ekstremt/s/5-21-1145983> (lest 07.12.2023).
- Weil, N. C. B. R. (2014). *Elements of the nature and properties of Soils*, b. 3: Pearson.
- Weil, R. R. & Brady, N. C. (2017). 4.7 Soil Density. I: *The Nature and Properties of Soils*: Pearson.
- Woessner, W. W. & Poeter, E. P. (2020). The influence of boundary conditions. I: *Hydrogeologic properties of earth materials and principles of groundwater flow*. Groundwater Project, Guelph, Ontario, Canada: The Groundwater Project.

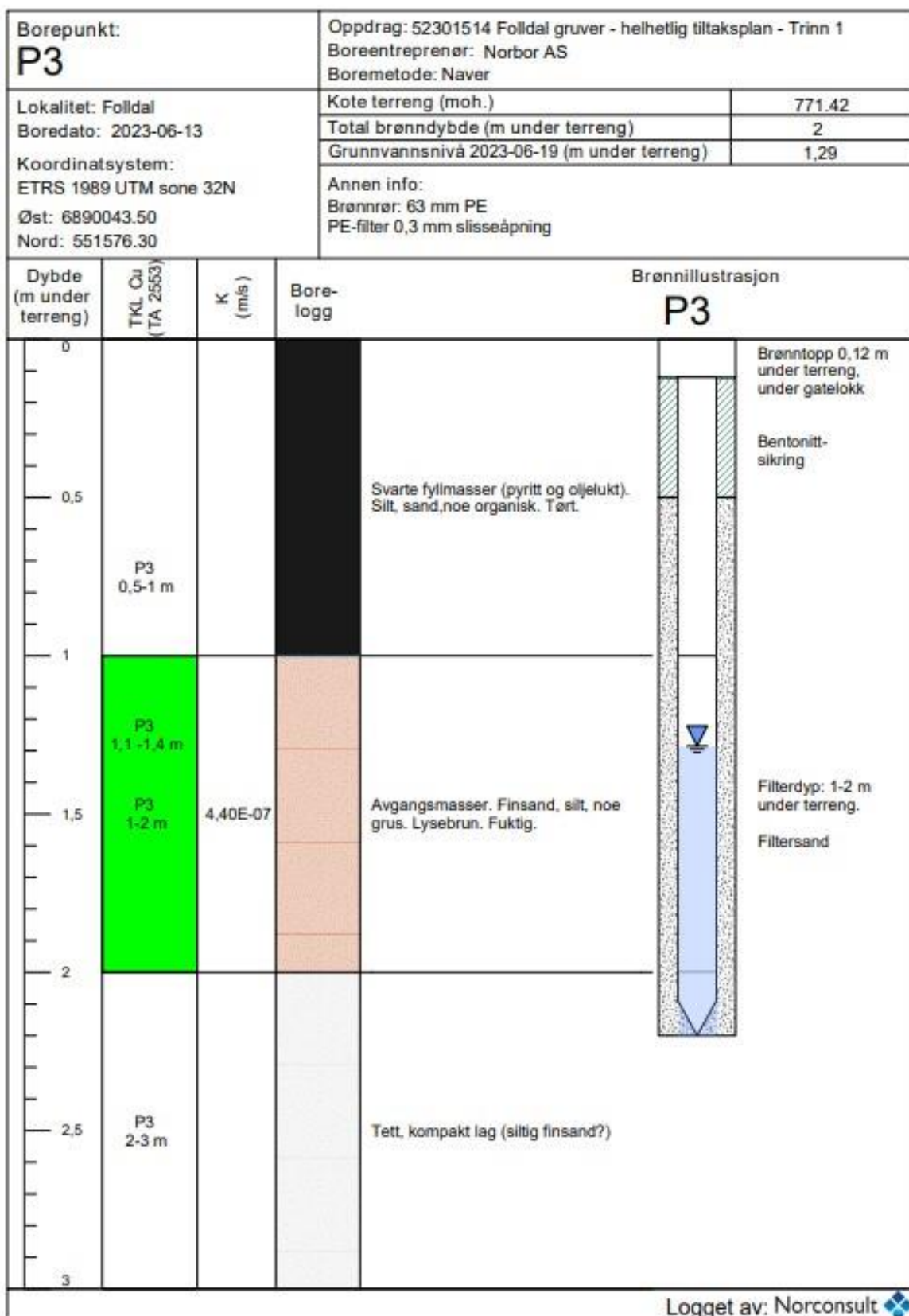
Vedlegg

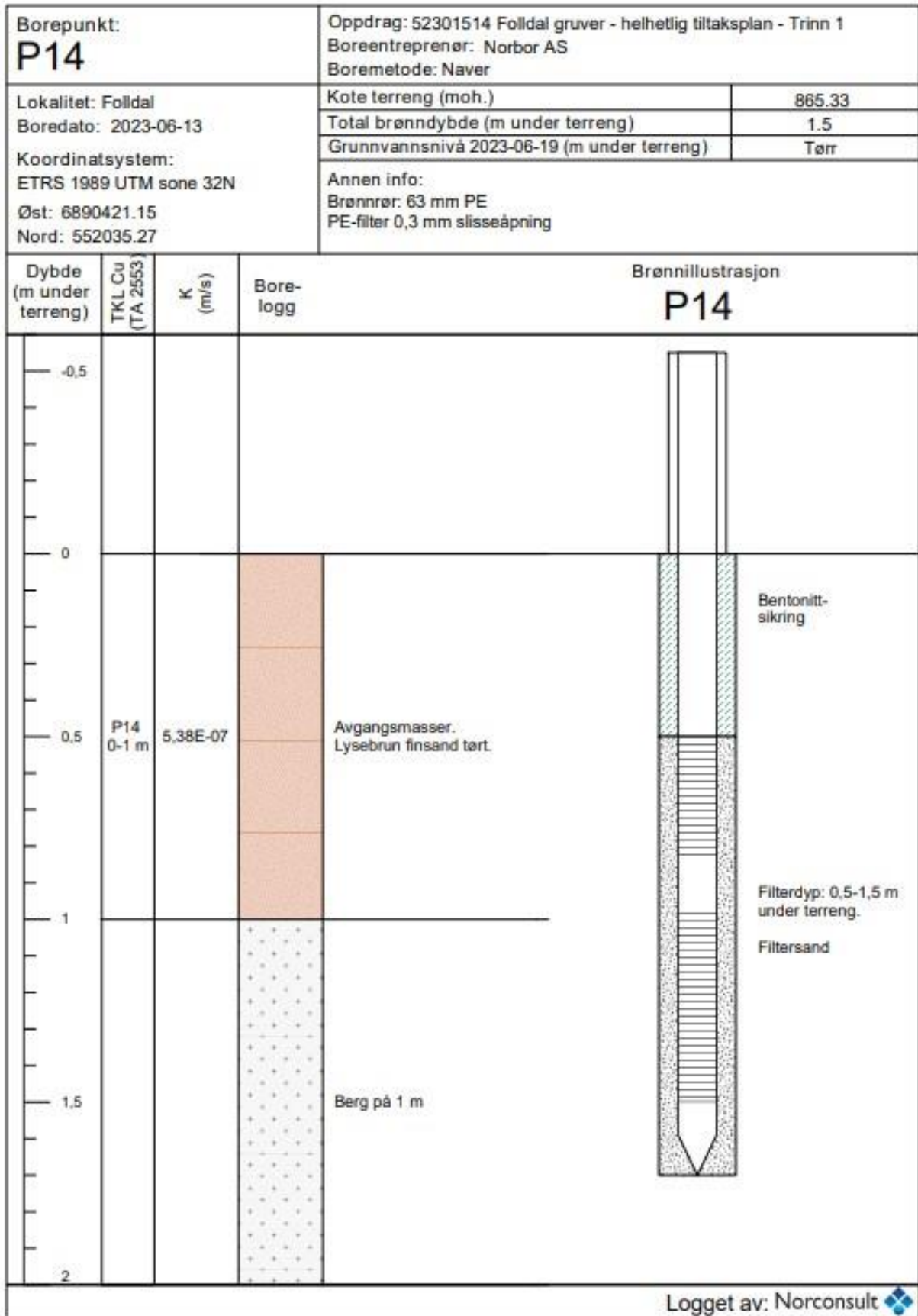
Vedlegg A - Borrelogg med brønnutforming fra Norconsult


Borreloggen er hentet fra Norconsult rapporten 2023.

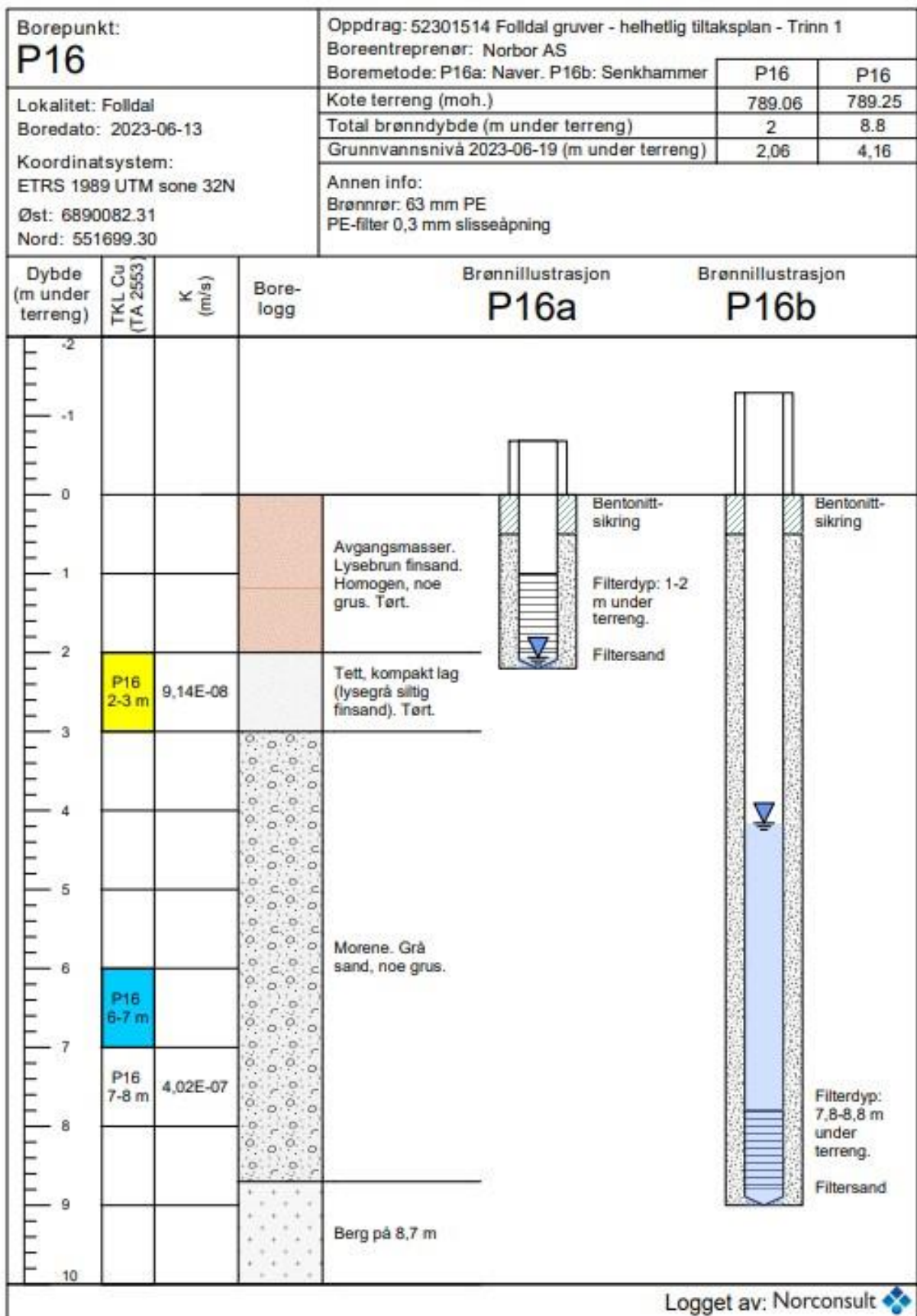








Logget av: Norconsult 



Logget av: Norconsult

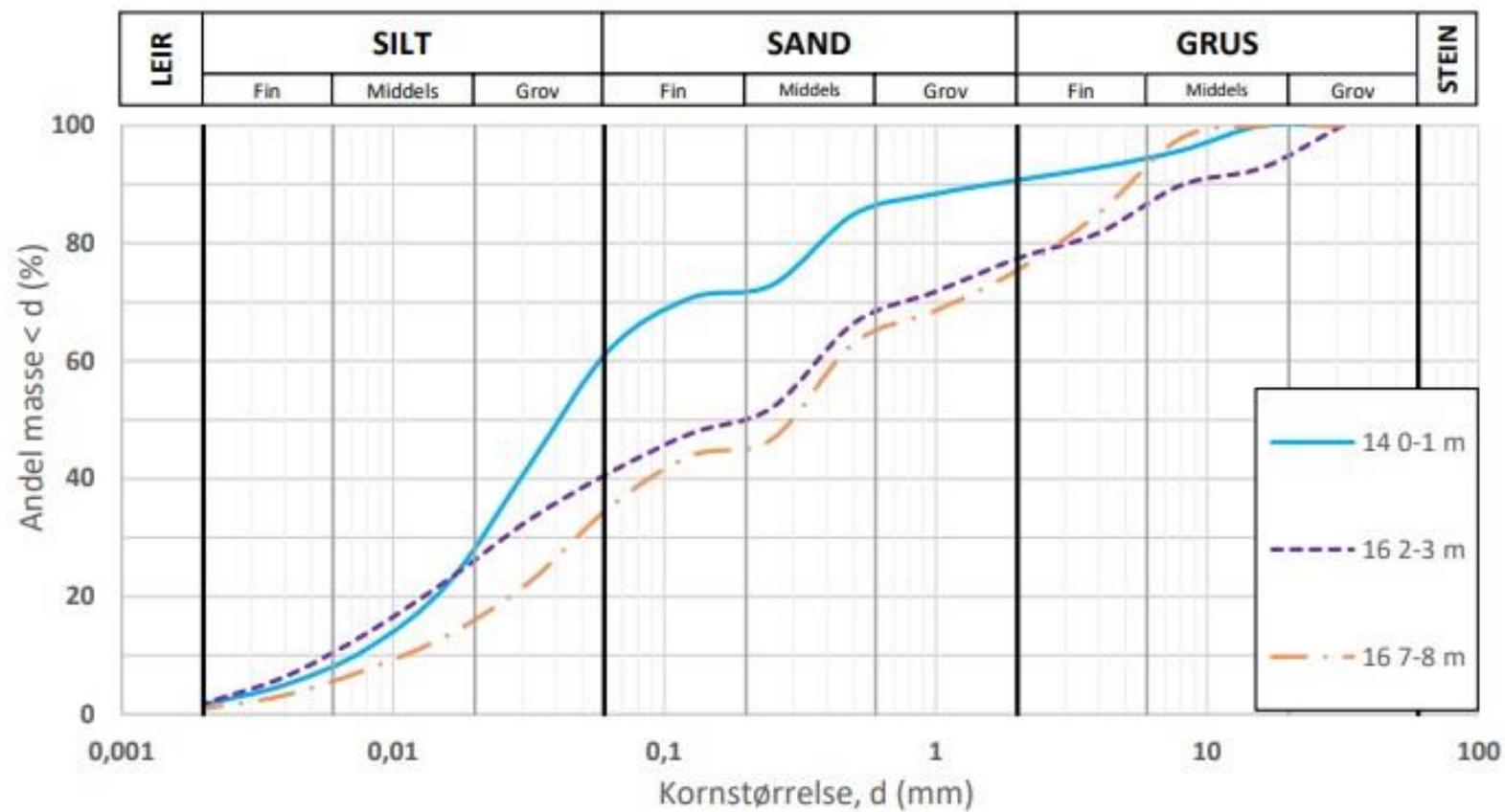
Vedlegg B – Kornfordelingskurve og kornfordelingsverdier

Kornfordelingskurven er hentet fra Norconsult rapporten fra 2023.

Dato:

Metode:

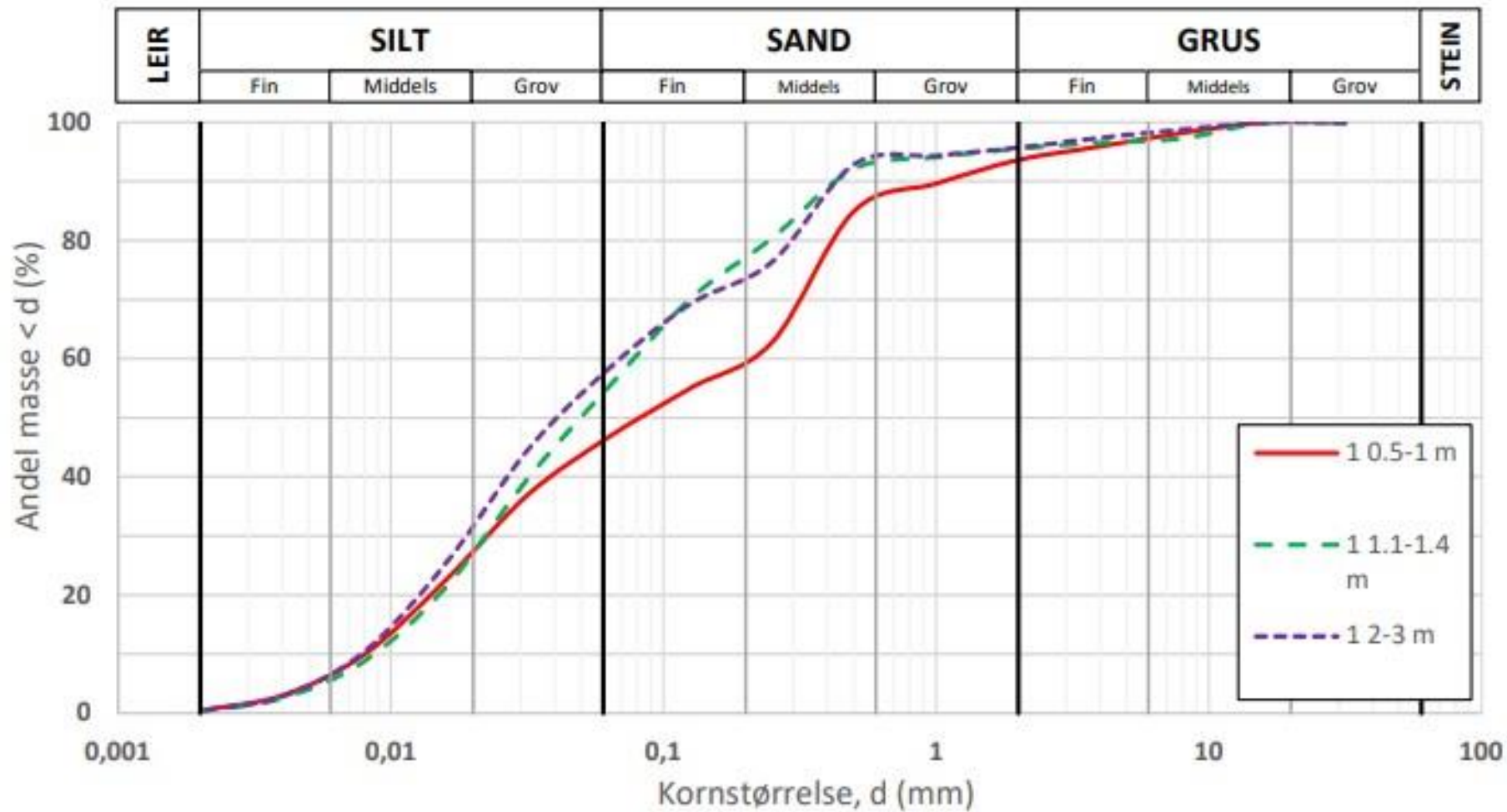
Oppdrag:

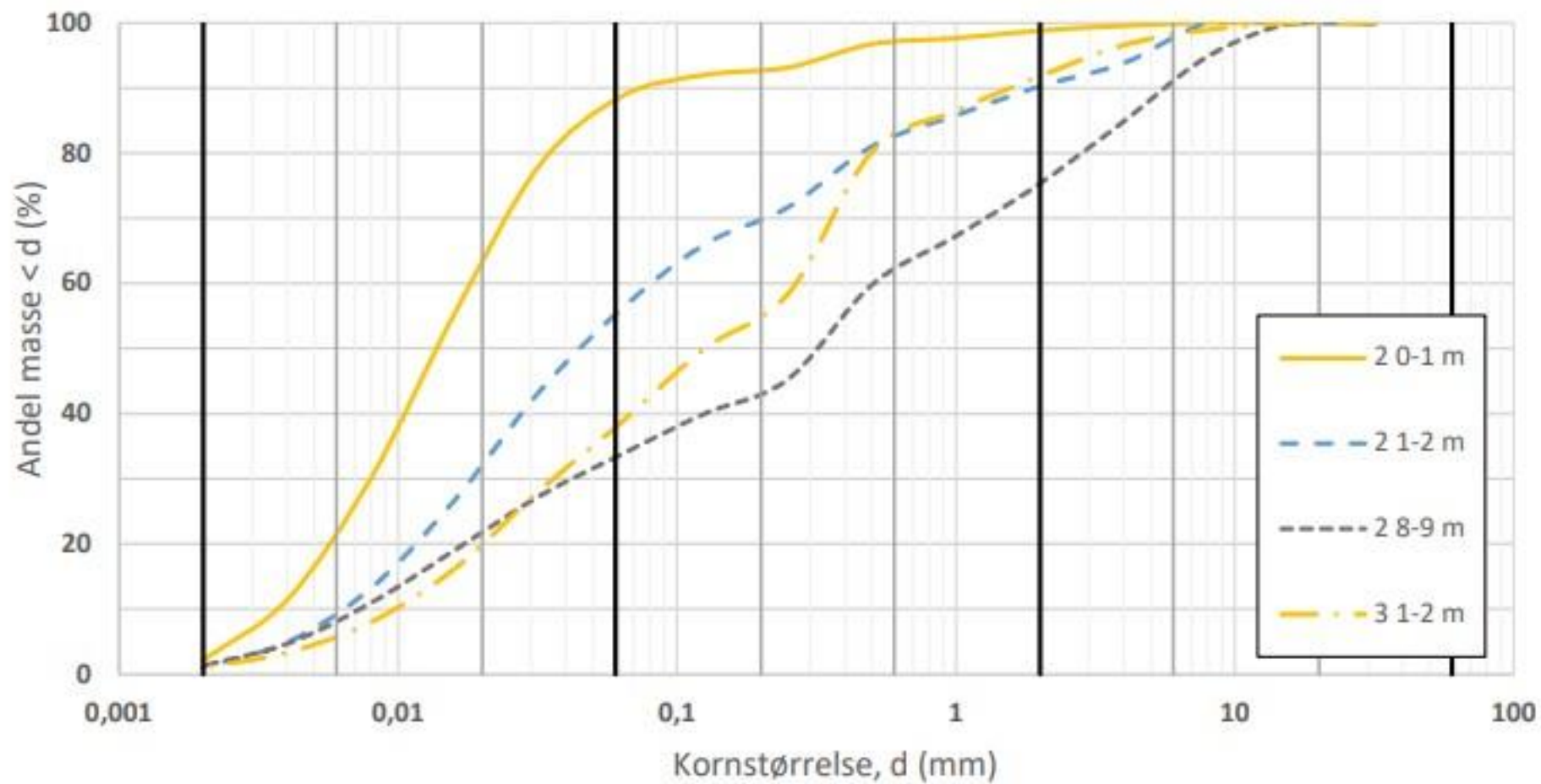


Dato: 2023-09-21

Metode: Sikting og laserdiffraksjon.

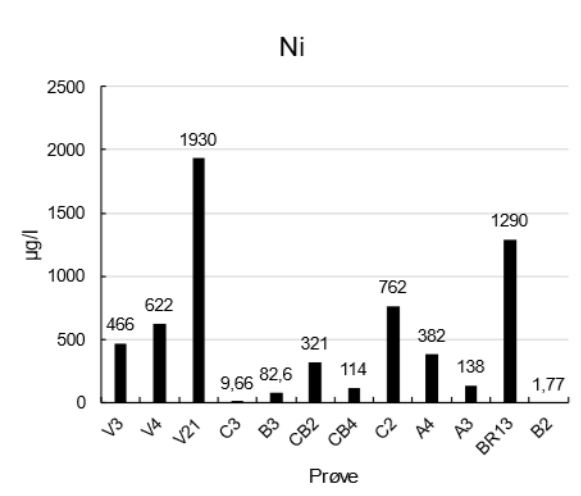
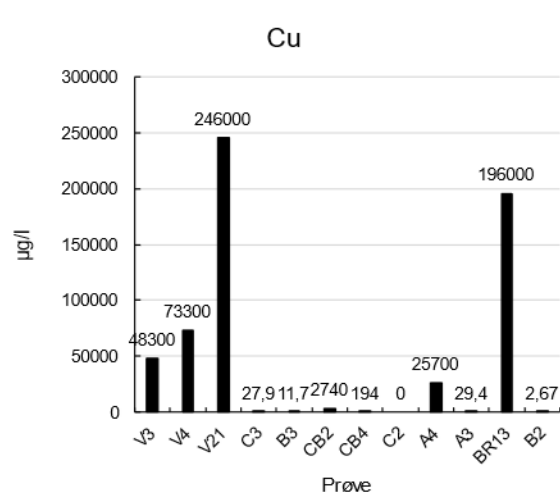
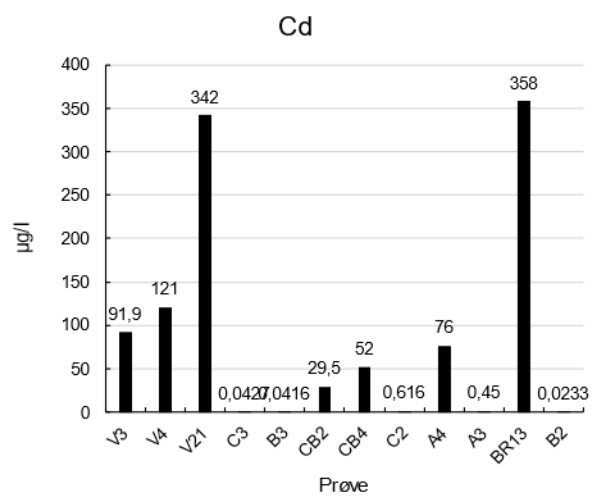
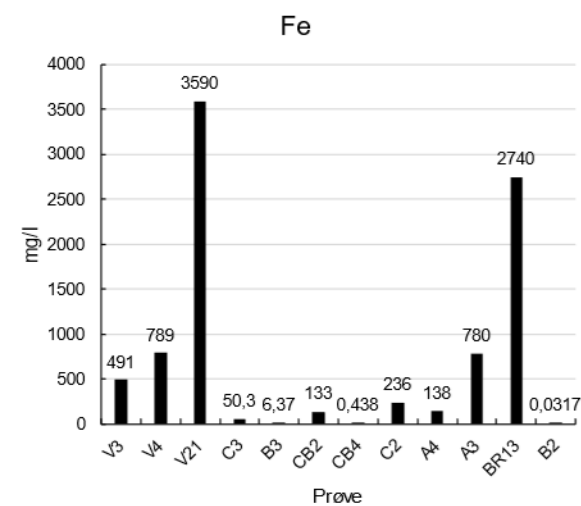
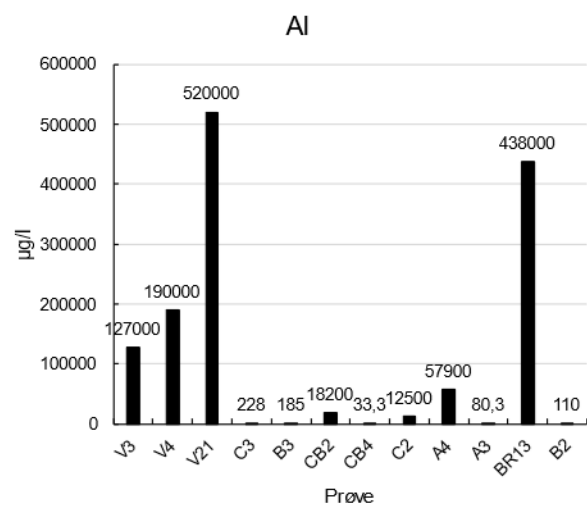
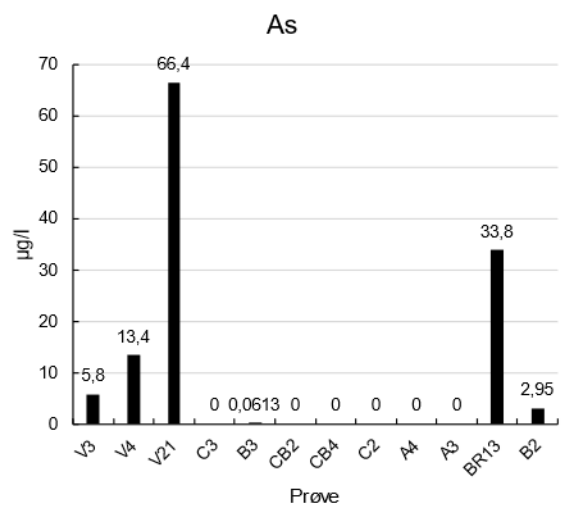
Oppdrag: 52301514

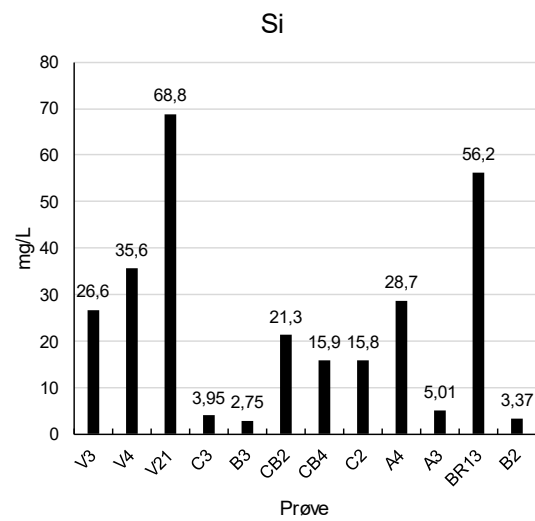
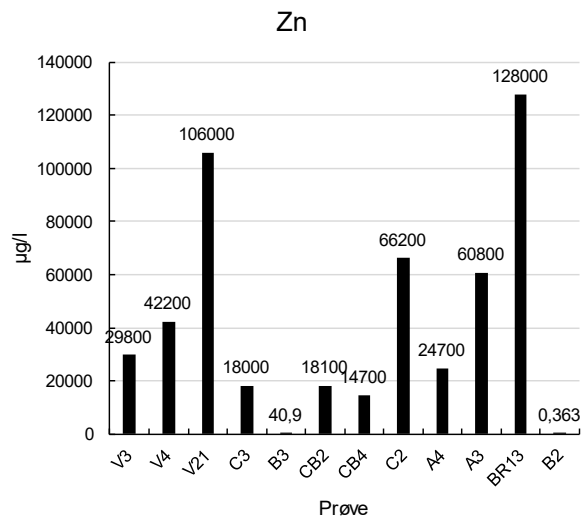




Vedlegg C – Overflatevann analyser

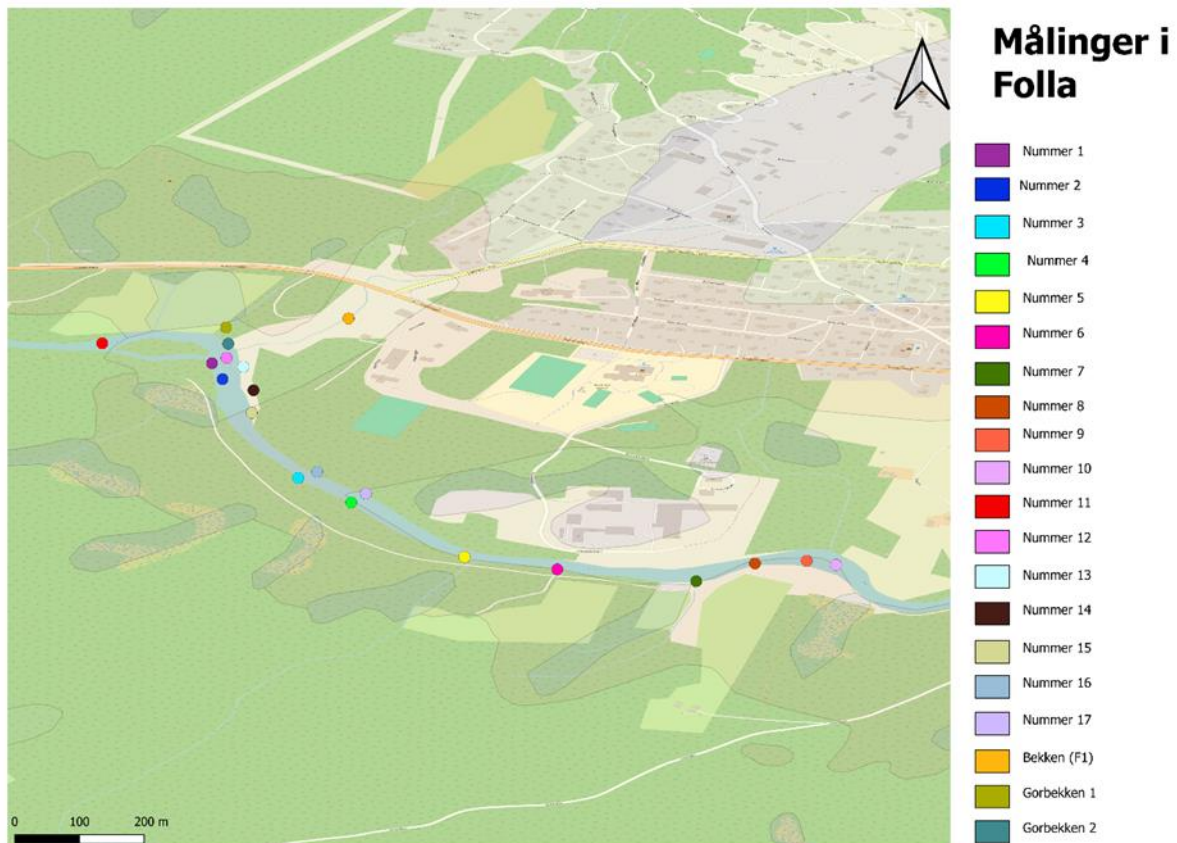
Analysene er hentet fra NGI rapporten «Kartlegging av avgangsmasser og sigevann» fra 2014





Vedlegg D – Feltarbeid i Folla

Den 2. august, 2023 ble det gjennomført feltarbeid i elven Folla. Hensikten med feltarbeidet var å analysere påvirkninger av grunnvannet og dermed gruvene. Dette ble gjennomført ved å ta prøver i elven og måle pH, temperatur og ledningsevnen til vannet flere steder på en strekning på 1,7 km. Det ble også gjennomført målinger før Gorbekken renner inn i Folla som en «kontroll» måling. Figur F 1, henviser til hvor målingene ble gjennomført i elven.



Figur F 1. Karter illustrerer målingspunktene under feltarbeidet. Kart: Norgeskart.no og løsmassekart NGU.

Gjennom målingene ble det observert at det er et tydelig skille i elven. Målingene som ble gjort på nord-siden har lavere pH og høyere ledningsevne enn prøvene på den andre siden. Det ble også gjort målinger i en bekk, som kommer ned fra gruveområdet. Her ble det målt en pH verdi på 2,7 og en ledningsevne på 4140 $\mu\text{m}/\text{cm}$. Det ble generelt synlig at det er en sammenheng mellom pH og ledningsevnen i alle prøvene, se Tabell F 1.

Tabell F 1. Viser til resultatene, som ble målt i Folla. Det henviser til hvor målingen skjedde, pH verdien, ledningsevnen og temperaturen.

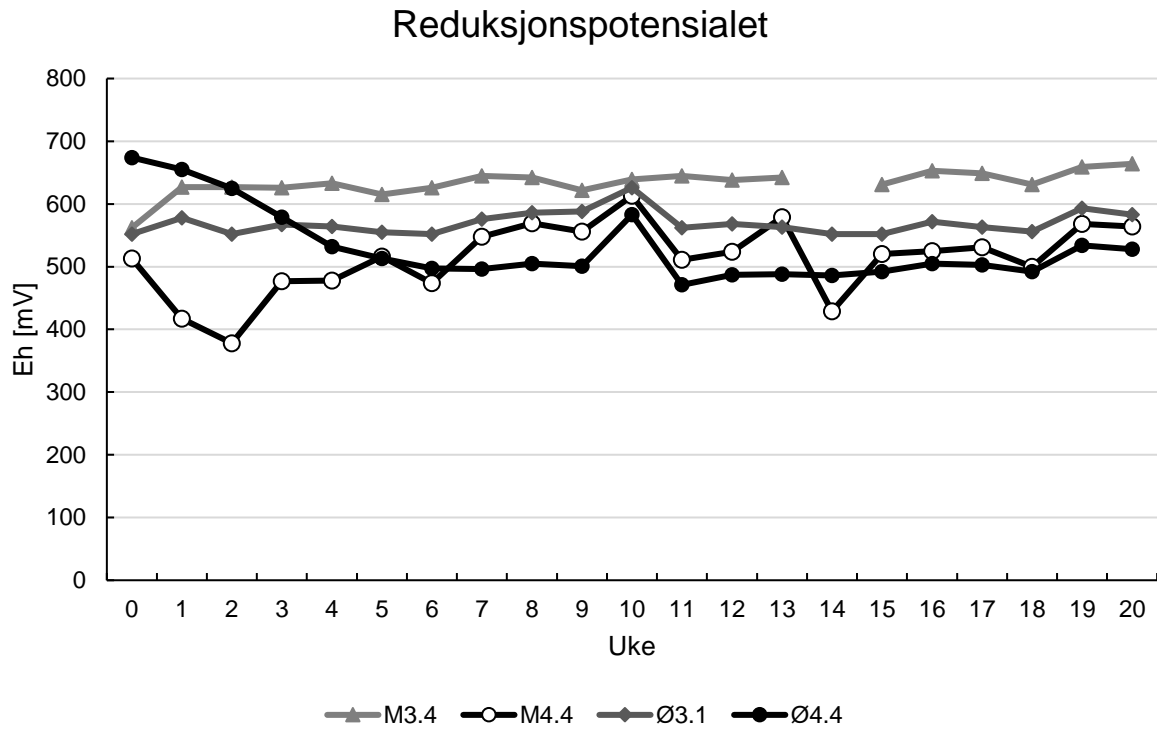
Nummer	Beskrivelse	pH	Ledningsevne $\mu\text{m/cm}$	Temperatur °C
1	Folla	8	67	13,2
2	Folla	7,7	67,3	13,1
3	Folla	8	62	12,7
4	Folla	8	67	12,9
5	Folla	8,1	68	13
6	Folla	7,4	69	13,1
7	Folla	7,7	68,5	13,2
8	Folla	7,9	70,8	13,4
9	Folla	7,7	70,2	13,4
10	Folla	8	71	13,5
11	Oppstrøms Gorbekken	8,8	65,8	13,9
12	Folla	6	86	13,6
13	Side bekk	2,7	1780	7,3
14	Sidearm fra elva	3,1	1072	15
15	Folla	5,1	91	13,8
16	Folla	4,6	179	14
17	Folla	5,2	108	14
Bekken (F1)	Bekk fra F1	2,65	4140	10,2
Gorbekken 1	Gorbekken	5,1	60,5	12
Gorbekken 2	Gorbekken	5,6	65,7	13,5

Selv om det ble observert prøver med lav pH og høy ledningsevne, har mesteparten av målingene relativt nøytral pH med verdier rundt 7. Her er det viktig å påpeke usikkerheten i målingene, disse ble gjennomført i rennende vann og kun en gang kan dermed ha feilkilder.

Ut ifra observasjonene virker det, som om elven ikke er påvirket av grunnvann. Det som ble synlig, var hvor stor påvirkning avrenningene har på nordsiden av elven.

Vedlegg E – Reduksjonspotensial for HCT

Reduksjonspotensialet fra HCT testene, hentet fra NGI rapport fra 2014.





Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway