



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2025 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Metallkonsentrasjon nedstrøms i Glamslandsvassdraget som følger av sur avrenning fra sulfidholdig berggrunn etter industriutbygging

Concentration of Metals Downstream in the
Glamsland Watershed Resulting from Acid Runoff
from Sulfide-containing Bedrock after the
Development of an Industrial Area

Frida Helstedt Håtveit

Master i Miljøvitenskap

Forord

Med denne masteroppgaven setter jeg et punktum for fem fantastiske år på studiet Miljøvitenskap ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet og den velkjente Ås-bobla. Oppgaven er skrevet for Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning og tilsvarer 60 studiepoeng. Undersøkelsen har vært en del av et samarbeid med Lillesand kommune for å kartlegge metallkonsentrasjoner i Glamslandsvassdraget og videre ut i Skallefjorden. Fokuset i denne oppgaven har vært metallkonsentrasjon i vassdraget.

Jeg ønsker først og fremst å rette en takk til min hovedveileder, Hans-Christian Teien (Førsteamanuensis, MINA), for uvurderlig veiledning, tilbakemeldinger, hjelp til planlegging og gjennomføring av feltarbeid, og generell losing gjennom det siste året. Jeg vil også takke mine biveiledere, Thronn Haugen (Professor, MINA) for hjelp med databearbeiding og statistisk hjelp, og Frode Kroglund for verdifull innsikt i Lillesands vannkjemiske historie. I tillegg vil jeg takke alle som har hjulpet meg på laboratoriet, Marit Nadrup Pettersen (Senioringeniør, MINA) for faglig hjelp på lab, og ikke minst all jobben med natriumjodiddetektoren. Tusen takk til Karl-Andreas Jensen (Senioringeniør, MINA) og Yetneberk Ayyalew Kassaye (Senioringeniør, MINA) for hjelp med dekomponering og bruk av UltraWave og analyse av prøver på ICP-MS. Takk til Mona Mirgeloybayat (Avdelingsingeniør, MINA) og Thobias Hans Østvedt (Overingeniør, MINA) for analyse av organisk karbon og anioneanalyse av vannprøver. Jeg vil ikke minst takke for samarbeidet med Lillesand kommune god hjelp fra Bjørn Loland og Ånund Ettestad som har bidratt med koordinering av feltarbeid, oppbevaring av utstyr og prøvetaking til kunnskap om tilstanden i Glamslandsvassdraget.

Til slutt ønsker jeg å takke alle som har gjort min tid i Ås-bobla til den beste studietiden jeg drømt om. Lite visste jeg at disse fem årene skulle bli de fem beste til nå (så klisjé som det kan få blitt) – da jeg flyttet uvitende til Ås alene i 2020. Tusen takk til jentene som siden dag én har vært kilden til mye moro, gode samtaler, men også ikke minst utallig timer lesing på S113 og kaffedrikking i kjelleren på jordfag. Takk til mitt gamle kollektiv i Eplis, foreningslivet med Danseforening i Ås og tusen takk til Samfunnsstyret 2024. Sist, men ikke minst vil jeg spesielt takke Marek, for at han frivillig (og ufrivillig) ser på resultater og diskuterer oppgaven min når vi kanskje hadde planlagt filmkveld, alle kaffekopper på senga, og for at han alltid har troa på meg. Uendelig takk til familien min for kontinuerlig heining, støttende ord, lange telefonsamtaler og ikke minst korrekturlesing.

Med dette sier jeg takk for fem fantastiske år og god lesning!

Frida Helstedt Håtveit

Frida Helstedt Håtveit
Jordfagbygningen NMBU, 14.mai 2025

Sammendrag

Sprengningsarbeid i sulfidholdig berggrunn kan føre til svært lave pH-verdier og utlekking av en rekke metaller, spesielt aluminium (Al). Etter utbygging av et industriområde (KIL5/6) og sprengningsarbeid i sur gneis i Lillesand kommune, er trolig nedre del av Glamslandsvassdraget påvirket av sur avrenning. I denne masteroppgaven har metallkonsentrasjon i ulike vannforekomster nedstrøms KIL5/6 og ut mot Skallefjorden blitt undersøkt. For å studere effekt av nedbørsmengde og vannføring har feltarbeidet med innsamling av vannprøver blitt gjennomført ved ulike tidspunkt med forskjellig vannføring.

I feltarbeid ble både vann- og sedimentprøver innhentet, hvorav vannprøvene ble fraksjonert *in situ*. Vannfraksjonering med bruk av filtere og kationbytter ble benyttet for å undersøke andelen metaller i ulik tilstandsform og da potensiell biotilgjengelig tilstandsform. Det ble tatt vannprøver i seks ulike vannlokaliteter og sedimentprøver i tre av disse. Vannvariabler som pH, ledningsevne og temperatur ble også målt *in situ*, mens ionesammensetning, organisk karbon og grunnstoffer i både vann og sedimentprøver ble analysert på laboratoriet ved NMBU.

Det ble gjennomført modellseleksjon basert på Akaike's Information Criteria (AIC), som indikerte at både *hvor* og *når* prøvene ble tatt er forklaringsvariabler som har størst betydning for metallkonsentrasjonen i vannprøvene. Når prøvene ble tatt sier noe om effekt av vannføring og nedbørsmengde, mens hvor prøvene ble tatt kan indikerer noe om fortynningseffekt nedstrøms i vassdraget. Resultatene viste at det er ekstremt høy forekomst av Al øverst i vassdraget (fra 1620 µg/l til 31100 µg/l totalt løst Al) nærmest KIL5/6, og at konsentrasjonen avtar nedover vassdraget (til 177 µg/l til 372 µg/l totalt løst Al etter samløp med Glamslandsvannet), noe som indikerer en fortynningseffekt nedstrøms. Den avtagende trenden sammenfaller for andre metaller (Cd, Pb, Zn, Mn, La, Pr og Ce) som korrelerer med Al. Glamslandsvannet er den største vannforekomsten, hvor vannkvaliteten er best og konsentrasjon av metaller var lavest. En bekk med avrenning fra boligfelt nær utløpet til fjorden viste seg også å ha en betraktelig lavere pH og høyere metallkonsentrasjon enn Glamslandsvannet, noe som indikerte sur avrenning til denne sidebekken. Vannfraksjoneringen viste at Al hovedsakelig foreligger som løst og reaktivt Al (LAl), i lokasjonene øverst i vassdraget samt i sidebekken fra boligfeltet. Disse lokasjonene er de samme prøvetakningspunktene med lavest pH-verdi og høy ledningsevne. Regresjonsanalyser viste at det er signifikant sammenheng mellom totalt løst Al og variablene pH og ledningsevne. Klassifisering etter Miljødirektoratets veileder viste at potensielt giftige metaller som korrelerer med Al, som Zn og Ni (og til dels Cd) foreligger som *dårlig* til *svært dårlig* i samme lokasjoner hvor det er høy konsentrasjon av Al og hvor Al foreligger som LAl. Resultater fra sedimentprøvene indikerte at det har vært en økning i metaller tilknyttet vannforekomstene i de øverste lagene av sedimentene antatt rundt 2015 i sedimentkjernene, men hovedsakelig viste det øverste laget noe lavere nivå.

Resultatene fra denne undersøkelsen har vist svært høye konsentrasjoner av LAl og andre giftige metaller, lav pH verdi og høy ledningsevne i vannlokaliteter knyttet til sur avrenning fra sulfidholdig berggrunn, trolig avrenning fra KIL5/6.

Abstract

Blasting operations in sulfide-bearing bedrock can lead to extremely low pH levels and the leaching of various metals, especially aluminum (Al). Following the development of an industrial area (KIL5/6) and blasting in acidic gneiss in Lillesand Municipality, the lower part of the Glamsland watercourse is likely affected by acid runoff. This master's thesis investigates metal concentrations in various water bodies downstream of KIL5/6 and toward Skallefjorden. To study the effects of precipitation and water flow, fieldwork involving water sampling was conducted at different times with varying flow conditions.

During fieldwork, both water and sediment samples were collected, with water samples being fractionated in situ. Water fractionation using filters and cation exchangers was employed to examine the proportion of metals in different chemical forms, particularly those potentially bioavailable. Water samples were taken from six different locations, and sediment samples from three of these. Water variables such as pH, conductivity, and temperature were measured in situ, while ion composition, organic carbon, and elemental content in both water and sediment samples were analyzed in the laboratory at NMBU.

Model selection based on Akaike's Information Criterion (AIC) indicated that both the *location* and *timing* of sampling are the most significant explanatory variables for metal concentrations in the water samples. The timing of sampling reflects the effects of water flow and precipitation, while the sampling location may indicate dilution effects downstream in the watercourse. Results showed extremely high concentrations of Al in the upper part of the watercourse (from 1620 µg/l to 31100 µg/l total dissolved Al) closest to KIL5/6, with concentrations decreasing downstream (to 177 µg/l to 372 µg/l total dissolved Al after the confluence with Glamslandsvannet), indicating a dilution effect. This decreasing trend was also observed for other metals (Cd, Pb, Zn, Mn, La, Pr, and Ce) that correlate with Al. Glamslandsvannet is the largest water body, with the best water quality and the lowest metal concentrations. A stream draining a residential area near the fjord outlet also showed significantly lower pH and higher metal concentrations than Glamslandsvannet, indicating acid runoff into this tributary. Water fractionation revealed that Al primarily exists as dissolved and reactive Al (LAl) in the upper parts of the watercourse and in the tributary from the residential area. These locations also had the lowest pH values and highest conductivity. Regression analyses showed a significant relationship between total dissolved Al and the variables pH and conductivity. Classification according to the Norwegian Environment Agency's guidelines showed that potentially toxic metals correlating with Al, such as Zn and Ni (and to some extent Cd), were classified as *poor* to *very poor* in the same locations where Al concentrations were high and present as LAl. Sediment sample results indicated an increase in metals associated with the water bodies in the upper sediment layers, assumed to be around 2015 in the sediment cores, although the top layer generally showed slightly lower levels.

The results of this study revealed extremely high concentrations of LAl and other toxic metals, low pH, and high conductivity in water bodies affected by acid runoff from sulfide-bearing bedrock, likely originating from KIL5/6.

Innhold

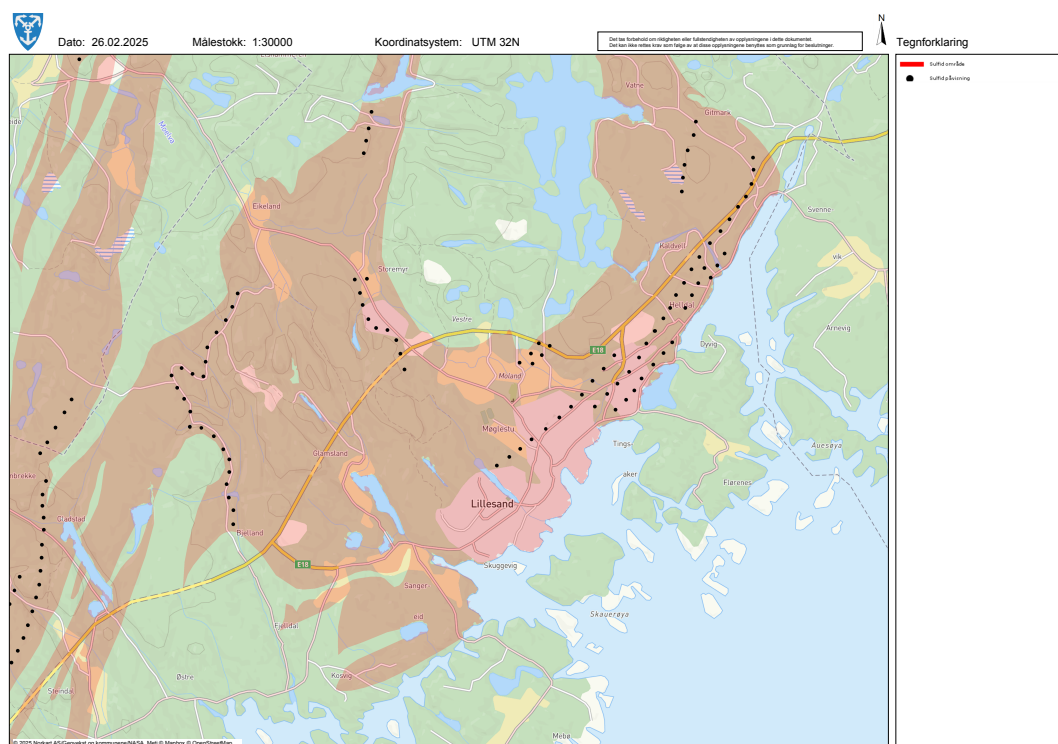
Forord	ii
Sammendrag	iii
Abstract	iv
1. Introduksjon	1
1.1. Mål for oppgaven	3
2. Bakgrunn	4
2.1. Generelt om syredannende bergarter.....	4
2.2. Metaller knyttet til sur avrenning.....	5
2.3. Vannkjemi og vannkvalitet	6
2.3.1. Vannkvalitet	6
2.3.2. Vannets ionesammensetning	8
2.3.3. Karbonatbuffersystemet	8
2.4. Klassifisering tilknyttet tilstand og risiko i ferskvann.....	9
2.5. Lillesandsregionen – berggrunn og sur avrenning gjennom tidene	11
2.5.1. Lillesands berggrunn	11
2.5.2. Sur avrenning i Lillesand	12
2.6. Nedbørsperioder og sur avrenning.....	13
2.6.1. Nedbørsfelt knyttet til fokusområdet.....	14
3. Materialer og metode	15
3.1. Beskrivelse av hvert prøvepunkt	15
3.1.1. Sedimentprøver	17
3.1.2. Vannprøver	17
3.2. Innsamling av prøver.....	21
3.2.1. Innsamling av sedimentprøver	21
3.2.2. Innsamling av vannprøver	21
3.2.3. Vannfraksjonering.....	22
3.3. Analyser av prøver	24
3.3.1. Analyser av sedimentprøver	24
3.3.2. Analyser av vannprøver	26
3.4. Databearbeiding og statistisk metode.....	27
3.4.1. Verdier lavere enn rapporteringsgrense	27
3.4.2. Statistisk metode.....	27
3.4.3. Kunstig intelligens	28
3.4.4. Kart brukt i oppgaven	28

4. Resultater og diskusjon	29
4.1. Karakterisering av vannkvalitet i vassdraget.....	29
4.2. Vannstand og vannføring.....	33
4.3. Metaller i sedimenter.....	35
4.4. Konsentrasjon av metaller og andre vannvariabler i vannprøver	41
4.4.1. Konsentrasjon av Al og endring nedover vassdraget	41
4.4.2. Korrelasjon mellom Al og andre grunnstoffer	42
4.4.3. Faktorer (forklaringsvariabler) med betydelig innvirkning.....	46
4.5. Konsentrasjon av ulike Al tilstandsformer.....	52
4.5.1. Dominerende tilstandsform og endring nedover vassdraget.....	52
4.5.2. Sammenheng mellom Al tilstandsformer og vannkvalitet	53
4.6. Vurdering av risiko for organismsamfunnet i vannsøylen.....	58
4.6.1. Metaller omtalt i Miljødirektoratets veileder	58
4.6.2. Reaktivt aluminium.....	60
4.6.3. Reaktivt Al (LAl) og potensielt giftige metaller.....	60
5. Konklusjon	63
6. Referanser	64
Vedlegg.....	67
A. Faktaark og klassifiseringsdata fra Vannmiljø	67
B. Nedbørsfelt NEVINA.....	75
C. Cs137-analyse for én kjerne (vannlokalitet 3, 5 og 7)	76
D. Modellseleksjon.....	78

1. Introduksjon

Sprenging og bygningsarbeid med sulfidholdig gneis i Lillesand kommune har bidratt til sur avrenning med ekstremt høyt innhold av metaller, blant annet aluminium (Hindar et al., 1992; Hindar & Iversen, 2006; Hindar, 2021). Syredannende bergarter, som alunskifer og sur gneis, er en fellesbetegnelse på bergarter som er latent syregivende og som under innflytelse av vann og oksygen kan danne sur avrenning. I kontakt med luft og vann omdannes sulfidmineralene til svovelsyre, andre sulfatforbindelser og mineraler. Mekanisk endring på bergarten, som forvitring, kan føre til større grad av sur avrenning noe som igjen kan ha større negative påvirkninger på akvatiske miljøer (Endre & Sørmo, 2015; Hagelia, 2023; Hagelia & Karlsen, 2023).

Metallkonsentrasjon i vannforekomster styres av mange variabler, og dersom vannforekomsten er sur, kan metallene i vannet foreligge i tilstandsformer som er antatt biotilgjengelig for vannlevende biota. Spesielt aluminium kan være giftig for fisk og andre vannlevende organismer dersom metallet foreligger som positivt ladd aluminiumioner (for eksempel Al^{3+}). Al -ionet vil da avsettes på gjellene til fisk og føre til problemer med ioneregulering og respirasjon, akutte negative effekter som kan resultere i død. Utlekking av tungmetaller og andre spormetaller kan også ha negativ virkning på vannkvalitet og vannlevende biota (Hagelia, 2023; Teien et al., 2017).

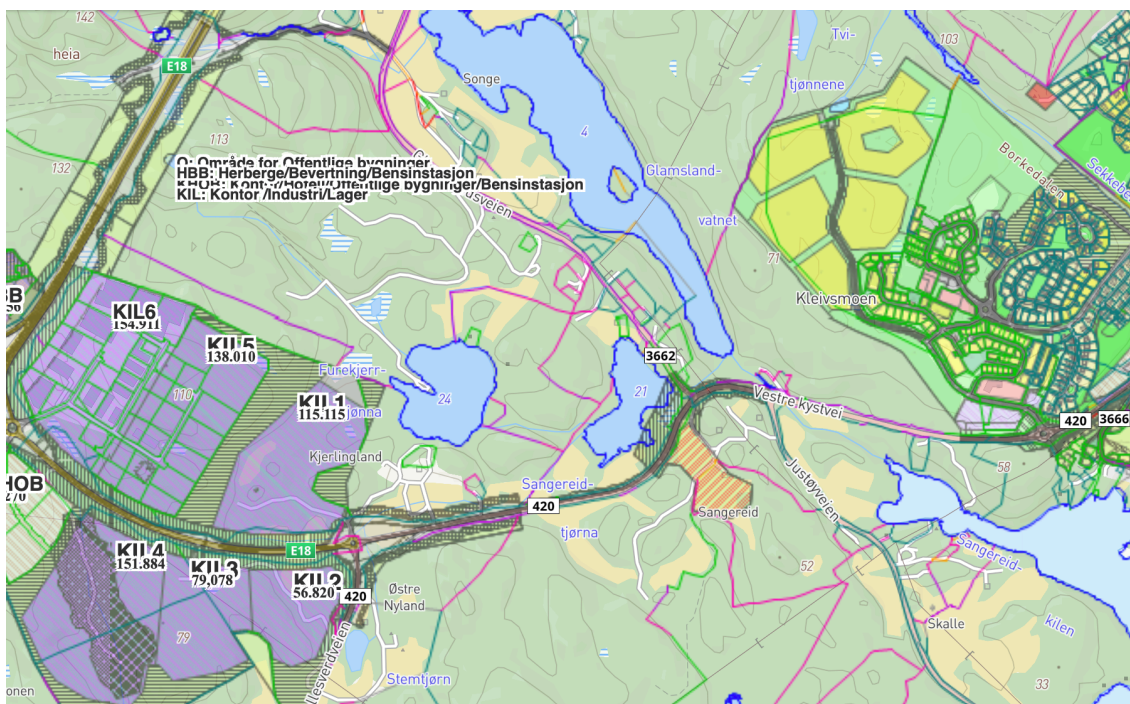


Figur 1 - Kartutsnitt over Lillesand kommune. Rød skalering viser områder med antatt sulfidholdig berggrunn som er påvist i svarte punkter (Hentet fra <https://kommunekart.com/klient/lillesandbirkenes/publikumlillesand?urlid=6aa148da-d397-41a0-b3b4-96a52d4514b7>)

Lillesand kommune i Agder fylke har høy forekomst av sulfidholdig berggrunn (Figur 1), noe som har ført til at Lillesand historisk har hatt flere tilfeller av alvorlig sur avrenning fra områder med sulfidholdig berggrunn, på bakgrunn av sprengning – og bygningsarbeid. Den sure avrenningen har ført til utlekking av metaller, i tillegg til lave pH-verdier i vann som gjør at metaller har endret tilstandsform og blitt giftige. Noe som fører til at flere vannforekomster har blitt fisketomme, som igjen har fått negativ oppmerksomhet i lokalbefolkningen i kommunen. Selv om det har vært mange tilfeller med utlekking av metaller og av forsuring i vann, er det begrenset med dokumentasjon på spredning nedstrøms tiltaksområder i vassdrag. I denne oppgaven er det valgt å fokusere på dette. Det er dokumentert høy konsentrasjon av metaller i vann som drenerer fra utbyggingen av KIL5/6 (Miljødirektoratet, u.å.-a), men det er lite informasjon om endringen nedover i Glamslandsvassdraget. Nedstrøms i vassdraget har det tidligere vært fiskeførende elver og bekker, og det dermed ønskelig å undersøke om metaller fra KIL5/6 er årsak til forurensning i disse vannforekomstene. I tillegg er det lite informasjon om i hvilken grad nedbørsmengden og varierende vannstand har på innvirkningen av på metallkonsentrasjonen i vassdraget

1.1. Mål for oppgaven

Målet for oppgaven er å kartlegge konsentrasjonen og tilstandsformer av ulike metaller i nedre del av Glamslandsvassdraget, og undersøke om metallene kan knyttes til avrenning fra sulfidholdig stein fra KIL5/6. Det er også ønskelig å se på hvilken betydning nedbørsmengde og vannføring har på metallkonsentrasjonene i vannforekomstene. Til slutt skal vannkvaliteten vurderes og funnene sammenlignes med vannkvalitetsvariabler for ferskvann og med grenseverdier for vannlevende biota. Figur 2 viser reguleringsplan i Lillesand kommune, der KIL5/6 er industriområdet fokusert på i denne oppgaven. De to tjernene og den større innsjøen er fokusområder tilknyttet vannforekomster nedstrøms industriområdet.



Figur 2 - Kartutsnitt over reguleringsplan i Lillesand kommune. Figuren viser hvor industriområdet (KIL5/6) befinner seg i forhold til fokusområdet i denne undersøkelsen. (Kartutsnitt hentet fra [Kommunekart.no](https://kommunekart.com/?urlid=75a59dd0-b8cf-4b2b-9be1-43db2d5bd374) <https://kommunekart.com/?urlid=75a59dd0-b8cf-4b2b-9be1-43db2d5bd374>)

Hypoteser:

- H0: Konsentrasjonen av metaller i vassdraget foreligger i målbare konsentrasjoner
- H1: Metaller i Sangereidbekken kan spores tilbake til avrenning fra KIL5/6
- H2: Metaller i Glamslandsvassdraget er i tilstandsformer antatt å være biotilgjengelige
- H3: Det er ikke forskjell på konsentrasjoner før og etter en nedbørsepisode

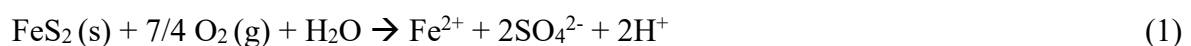
2. Bakgrunn

2.1. Generelt om syredannende bergarter

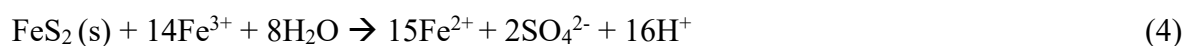
Fra litteraturen er sur avrenning mye omtalt i sammenheng med avrenning fra sulfidholdige gruveavfallsdeponier, også kjent som *acid mine drainage (AMD)*. Ved gruvearbeid tilfører man oksygen langt ned i et geologisk miljø der mineraler opprinnelig er i redusert form. Tilførsel av oksygen fører til en oksidasjon av disse mineralene, hvor sulfidmineralene vanligst blir oksidert. Noe unikt fra andre geologiske forvittringsprosesser er at for oksideringen av sulfidmineraler er det en produksjon og ikke reduksjon av protoner – altså produksjon av syre og lavere pH (Banks et al., 1997; Hagelia, 2023).

Det syredannende potensialet er avhengig av både jern- og svovelinnholdet i bergarten. Dersom pH synker til lavere enn 4 vil det skje en kraftig akselerert forvitring, som fører til at hovedandelen av sulfidmineralene vil gå i oppløsning raskere enn under normale pH-verdier (pH 6-8) (Endre & Sørmo, 2015).

Oksideringen av sulfidmineraler, for eksempel pyritt (FeS_2 , svovelkis) foregår i flere oksidasjonstrinn. Pyrittoksidasjonen er et kjent fenomen i naturen, ved for eksempel sulfidholdige gruveavfallsdeponier og drenering av myrer. Reaksjonen skjer i flere trinn, og flere mellomprodukter i både fast og løst form kan derfor dannes. Når myrene tørker ut øker tilgangen på oksygen, og oksideringen kan skje, jfr. ligning 1. Men i tilfeller hvor det skjer en utsprengning av sulfidholdige bergarter, vil tilgangen på oksygenet økes drastisk og dermed løses pyritten raskere. Den overveldende tilgangen på oksygen fører til at ligning 1 trekkes mer mot høyre (Le Chateliers prinsipp), og pyritten løses raskere (Hindar & Iversen, 2006; Hindar, 2011).



Deretter vil toverdig jern (jern (II)) i kontakt med oksygen oksideres til treverdig jern (jern (III)) jfr. ligning 2. I ligning 2 ser en da et forbruk av H^+ , ettersom det går inn i binding med oksygenet og danner vann. Selv om det brukes H^+ i oksideringen av jern (II), reagerer jern (III) med vann og oksideres raskt videre til en blanding av oksider og hydroksider i reaksjon 3. Det gjør at nettoeffekten av (2) og (3) blir to H^+ som frigjøres for hver enhet jern som oksideres og felles.



Ved danning av jern (III) i ligning 3, drives pyrittoksidasjonen av egne reaksjonsprodukter. Det betyr at jern (III) fra ligning 3 kan oksidere pyritten raskere enn oksygen dersom pH er under 4,5 (Hindar & Iversen, 2006; Hindar, 2011), slik som vist i reaksjon 4.

I Miljødirektoratets veileder for «Identifisering og karakterisering av syredannende bergarter» finner en igjen reaksjonene i pyrittoksidasjonen. I kapittelet som omhandler oksidasjon av jernsulfider blir oksidasjonen av pyritt beskrevet som forklaring på generering av *acid rock drainage/sur avrenning (ARD)*. Ifølge veilederen vil ARD øke raskt og pH kan bli svært lav dersom reaksjon 4 blir satt i gang (Endre & Sørmo, 2015).

Faktorer som påvirker hvordan reaksjonene foregår er blant annet pH, temperatur, tilgang på oksygen, bakteriell aktivitet og jernets kjemiske form (Akcil & Koldas, 2006). Kjemiske, biologiske og fysiske faktorer har dermed stor innvirkning på genereringen av sur avrenning både fra ARD og avrenningen som resultat av sprengningsarbeid i sulfidholdig stein.

2.2. Metaller knyttet til sur avrenning

Forvitring av sulfidmineraler fører til utlekking av en rekke metaller. Sulfidene som dominerer i norsk berggrunn er pyritt og pyrrhotitt (magnetkis), mens chalcopyritt (kobberkis), sphaleritt (sinkblende) og arsenopyritt (arsenkis) også er til stede og kan danne syre. Disse sulfidmineralene inneholder en rekke toksiske grunnstoffer som arsen (As), nikkel (Ni), kadmium (Cd), sink (Zn), kobber (Cu), bly (Pb) og antimon (Sb). Dersom mineralene forvitrer, kan metallene i mineralene lekke ut i vann og bekker. Hvilke metaller som foreligger i bekker og vann er avhengig av hvilket sulfid – og forvittringsmineral som er i området (Hagelia, 2023). Det innebærer at ikke alle metaller nødvendigvis forekommer i slike vannforekomster, men at tilstedeværelsen av spesifikke metaller reflekterer den mineralogiske sammensetningen i berggrunnen.

I 2017 ble det gjort en utlekkingstest fra sulfidholdig stein fra Lillesand, i forbindelse med et prosjekt i forhold til aluminium og spormetaller i Kaldvellfjorden. Utlekkingstesten konkluderte med at metallene aluminium (Al) > jern (Fe) > mangan (Mn) > nikkel (Ni) > sink (Zn) > kobolt (Co) > kobber (Cu) dominerte. Resultatene viste også at kun en liten fraksjon av metallene var presentert som kolloidalt og partikulært ved kontinuerlig vanngjennomstrømming, slik som i elver og bekker. Konsentrasjon av noen sjeldne jordarter ble også dokumentert, hvor konsentrasjonen av cerium (Ce), lantan (La), neodym (Nd) var relativt høy, mens konsentrasjonen av grunnstoffene bly (Pb), arsen (As), vanadium (V) og molybden (Mo) var noe lavere (Teien et al., 2017).

Svært lave pH-verdier knyttes til sur avrenning, noe som igjen kan mobilisere metaller som ellers opptrer bundet eller immobilisert. Dersom pH blir lavere enn 5,5 vil aluminiumrike silikatmineraler slik som glimmer og feltspater, kunne begynne å løse seg opp. Derfor er aluminiummobilisering alltid en følge-effekt ved lav pH. Det fører til høye aluminiumkonsentrasjoner (Al) i vannet, noe som er skadelig for blant annet fisk. Ved lavere

pH-verdier vil mer Al^{3+} frigis, noe som forsterker den skadelige effekten på fiskene. Ifølge geolog Per Hagelia viser analyser at sjeldne jordarter fra et fosfatmineral som tilhører mineralslekta rhabdophan opptrer i Lillesandsområdet, men opphavet er ikke avklart (Hagelia, 2023). Men ifølge Hagelia kan en forklaring være at de sjeldne jordartene er derivert fra pegmatittene i området, da trolig fra fosfatet monazitt. På en annen side kan mineralet også kanskje forekomme i gneisen i området (Personlig kommunikasjon, 2025).

2.3. Vannkjemi og vannkvalitet

Vannkvalitet vurderes etter en rekke variabler som sammen kan si noe om vannets tilstand. For ferskvann finnes det både biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer som brukes for å vurdere effekten av forskjellige påvirkninger i elver og innsjøer (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). I denne oppgaven er det valgt å hovedsakelig fokusere på fysisk-kjemiske kvalitetselementer, samt noen hydromorfologiske kvalitetselementer som vannstandsvariasjoner for å vurdere nedbørsmengde.

Fysisk-kjemiske kvalitetselementer omfatter blant annet totalt organisk materiale (TOC), pH-verdi, ledningsevne, og sammensetningen av ioner i vannet. Verdiene knyttet til de ulike variablene kan variere avhengig av geologiske forhold, geografisk plassering, klima og menneskelig påvirkning. Dette er forhold som kan gjøre det vanskeligere å fastsette en standard for hva som er naturlig tilstand i et vann (Bjerknes, 2007 ; Direktoratgruppen vanndirektivet, 2018; Låg, 1974; Stumm, 1996).

2.3.1. Vannkvalitet

pH og ledningsevne

pH defineres som den negative logaritmen av konsentrasjonen til H^+ eller H_3O^+ (formel 5) og sier noe om hvor surt eller basisk vann er (Stumm, 1996).

$$pH = -\log[H^+] \quad (5)$$

Ved høy pH vil det være en større konsentrasjon av OH^- og som defineres om en basisk løsning, ved lav pH er vannet dominert av H^+ og løsningen er sur. Vann har en teoretisk pH-verdi på 7 ved 25 °C, men pH-verdien kan påvirkes av en rekke faktorer i vann. Ettersom elektrisk strøm bæres av ioner vil ledningsevnen øke når konsentrasjonen av ioner eller salter i vannet øker (Omer, 2019). Ledningsevne og pH henger ofte sammen ettersom begge variablene påvirkes av vannets ioniske sammensetning. I vann med lav pH er det høy konsentrasjon av H^+ , og i større grad metaller i løst tilstandsform. Ved høyere pH vil det være mindre konsentrasjon av H^+ , og de fleste metallene vil være uløselige – og dermed ikke bidra til den elektriske ledningsevnen i vannet (Owen et al., 2005).

fungerer som en transportør av metaller og organiske miljøgifter (Bjerknes, 2007; Stumm, 1996).

2.3.2. Vannets ionesammensetning

I ferskvann er det sammensetning av anioner og kationer som sammen samlet sett gir vannet en elektrisk ladning. Anionene i vannets ionesammensetning er klorid (Cl^-), sulfat (SO_4^{2-}), nitrat (NO_3^-) og bikarbonat (HCO_3^-), mens kationene er kalsium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), kalium (K^+) og natrium (Na^+). Dersom det er høy ledningsevne i vannet, tyder det på høy konsentrasjon av ioner i vannet (Stumm, 1996).

$$[\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^{2+}] + [\text{K}^+] + [\text{H}^+] + [\text{Al}^{n+}] \\ = [\text{HCO}_3^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] + [\text{Cl}^-] + [\text{A}^-]$$

Ovenfor er de viktigste ionene i ferskvann listet opp, hvor det er like stor sum av positivt ladde ioner som negativt ladde ioner i vann. Metaller er normalt i mindre konsentrasjon sammenlignet med kalsium og magnesium, og dermed bidrar de normalt ikke signifikant inn i ionebalansen. $[\text{A}^-]$ er konsentrasjonen av negativt ladde organiske anioner (humussyrer), mens $[\text{Al}^{n+}]$ er summen av alle positivt ladde aluminiumsforbindelsene. Den generelle definisjonen av alkalitet og vannets *syrenøytraliserende kapasitet (ANC)* utledes av ligningen for ionebalansen (Bjerknes, 2007).

I en klar og næringsfattig innsjø vil vannet vanligvis være dominert av kationene kalsium (Ca^{2+}) og magnesium (Mg^{2+}), og anionet bikarbonat (HCO_3^-). Bikarbonatet stammer gjerne fra løst karbondioksid i jordvannet som står i likevekt med oppløst kalsiumkarbonat fra berggrunnen. Kalsium og magnesium stammer typisk fra løsmasser i nedbørfeltet. I en vannforekomst nærmere kysten vil også klorid og natrium bidra signifikant inn i ionesammensetningen i vannet (Bjerknes, 2007).

2.3.3. Karbonatbuffersystemet

Vannets bufferkapasitet er vannets evne til å motstå endring i pH ved tilførsel av syre eller base, hvor karbonatbuffersystemet er viktigst i ferskvann. Ligning 6 viser likevektsreaksjonens balanse mellom reaktanter og produkter. Reaktantene i denne likevekten er karbondioksid (CO_2) som reagerer med vann (H_2O), slik at det produseres syre (H^+) og bikarbonat (HCO_3^-). I syre/base-reaksjoner er fordelingen av reaktanter og produkter pH-avhengige, som betyr at dersom det er overskudd av syre (H^+), vil likevekten forskyves mot venstre. Lav pH vil dermed føre til mindre bikarbonat (HCO_3^-), og produksjon av karbonsyre (H_2CO_3) for deretter karbondioksid (CO_2). Det er hovedsakelig konsentrasjon av bikarbonatet som styrer bufferkapasiteten (Stumm, 1996).



2.4. Klassifisering tilknyttet tilstand og risiko i ferskvann

Forurenset vann kan være svært skadelig for vannlevende organismer. Av den grunn er det satt en rekke grenseverdier som kan benyttes for å kartlegge tilstand i vann. Begrepet *tilstand* i vannet deles gjerne i to, der man vurderer *økologisk tilstand* og *kjemisk tilstand*. Forskriften med rammene for vannforvaltningen i Norge finnes i Vannforskriften §4 Miljømål for overflatevann. Her henvises det til at «Tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand» (Vannforskriften, 2006 §4).

Økologisk tilstand klassifiseres ut fra vannforskriftens vedlegg V. Klassifiseringen deles inn i fem tilstandsklasser fra *svært god* til *svært dårlig* der vannforekomstene klassifiseres etter tre kvalitetselementer: biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske. Bestemmelsen av økologisk tilstand i vannet styres etter «det verste styrer – prinsippet», noe som betyr at ingen påvirkninger skal oversees. Prinsippet brukes for å beskytte helheten i økosystemet, slik at man ikke overser en påvirkning som i noen tilfeller kun viser seg i ett kvalitetselement (Vannforskriften, 2006 vedlegg V; vannpotalen.no, u.å.-b).

Kjemisk tilstand bestemmes på bakgrunn av konsentrasjon av stoffer i listen over prioriterte stoffer beskrevet i vannforskriftens vedlegg VIII. Likevel er ikke listen over prioriterte stoffer i enkelte tilfeller nok til å kunne definere kjemisk tilstand i vannforekomsten. Dersom det er utslipp fra andre stoffer som kan påvirke noen av de prioriterte stoffene, skal forurensingen i utslippet inngå i kvalitetselement for klassifisering av økologisk tilstand. Kjemisk tilstand deles inn i *god kjemisk tilstand* og *dårlig kjemisk tilstand* (Vannforskriften, 2006 vedlegg VIII; vannpotalen.no, u.å.-a).

I Miljødirektoratets veileder for «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020» er det listet opp en rekke prioriterte metaller og organiske miljøgifter tilknyttet vann, sediment og biota. Veilederen er et klassifiseringssystem som skal benyttes for å bestemme miljøtilstanden i vannforekomster. Det er fem ulike klassifiseringer der *klasse I* er *bakgrunn*, og *klasse V* er *svært dårlig*, illustrert i Tabell 1 (Miljødirektoratet, 2016). Siden sur avrenning kan føre til utlekking av blant annet tungmetaller, er det viktig å vurdere metallene i vannet fra fokusområdet opp mot grenseverdier i veilederen. Metallene tilknyttet sulfidmineralene omtalt i kapittel 2.2 er i stor grad de samme metallene i Tabell 1. Ettersom de nevnte metallene kan knyttes til sur avrenning, er grenseverdiene i veilederen et godt hjelpemiddel for å vurdere tilstanden i vannforekomstene. I veilederen, er det åtte metaller som har grenseverdier, og det er de samme metallene som er valgt ut i denne oppgaven, med unntak av kvikksølv da dette metallet ikke ble målt.

Tabell 1 - Tilstandsklasser for metaller i ferskvann (µg/l). Hentet fra Miljødirektoratets veileder for «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 31.10.2020 (Miljødirektoratet, 2016)».

Navn på stoff	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
	Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Metaller					
Arsen	0 - 0,15	0,15 - 0,5	0,5 - 8,5	8,5 - 85	> 85
Bly	0 - 0,02	0,02 - 1,2	1,2 - 14	14 - 57	> 57
Kadmium	0 - 0,003	Fotnote 1	Fotnote 2	Fotnote 3	Fotnote 3
Kobber	0 - 0,3	0,3 - 7,8		7,8 - 15,6	> 15,6
Krom	0 - 0,1	0,1 - 3,4			> 3,4
Kvikksølv	0 - 0,001	0,001 - 0,047	0,047 - 0,07	0,07 - 0,14	> 0,14
Nikkel	0 - 0,5	0,5 - 4	4 - 34	34 - 67	> 67
Sink	0 - 1,5	1,5 - 11		11 - 60	> 60

Tabell 2 - Klassifisering av tilstand, her hentet ut grenseverdier for forsurende stoffer. Hentet fra Miljødirektoratets veileder for Klassifisering av miljøkvalitet i vannforekomster (Andersen et al., 1997).

Forsurende stoffer	Alkalitet, mmol/l pH	>0,2 >6,5	0,05-0,2 6,0-6,5	0,01-0,05 5,5-6,0	<0,01 5,0-5,5	0,00 <5,0
--------------------	-------------------------	--------------	---------------------	----------------------	------------------	--------------

Tabell 2 er hentet fra Miljødirektoratets veileder for «Klassifisering av miljøkvalitet i vannforekomster», og i denne undersøkelsen er det spesielt forsurende stoffer som er interessante. Vannforekomster tilknyttet sur avrenning har normalt *dårlig* til *svært dårlig* tilstand for pH-verdi (Hagelia, 2023), og Tabell 2 kan brukes som en god indikator for å vurdere tilstand til vann tilknyttet sur avrenning.

Fordelingskoeffisienten (K_d) beregnes ved å dele metallkonsentrasjon i sediment, på metallkonsentrasjon i vann.

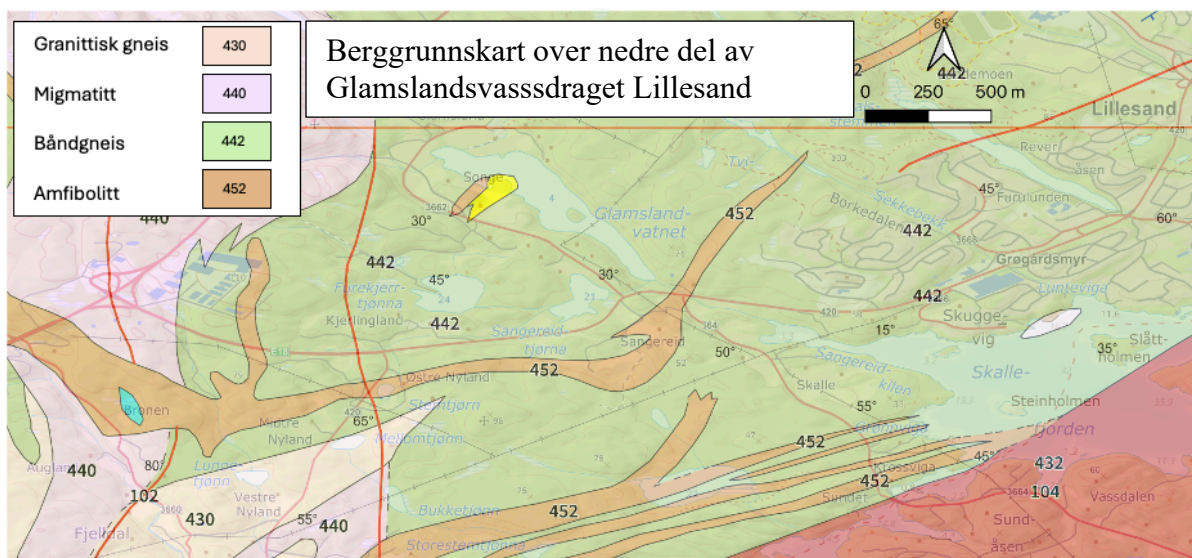
$$K_d = \frac{C_{\text{sediment}}}{C_{\text{vann}}}$$

Beregningen kan gi en indikasjon på hvor mye av metallet som foreligger som løst i vannet, og hvor mye som er bundet til sedimentet. Høy K_d -verdi indikerer at metallet er bundet til sediment, og mindre mobilt. Dersom metallet foreligger løst i vannet kan det bidra til økt risiko for vannlevende organismer, noe som kan indikeres av lavere K_d (Miljødirektoratet, u.å.-i).

2.5. Lillesandsregionen – berggrunn og sur avrenning gjennom tidene

2.5.1. Lillesands berggrunn

I Norge består berggrunnen hovedsakelig av forvittringsresistente mineraler som dermed avgir lite ioner til vann. Dette forklarer generell lav konsentrasjon av basekationer og bikarbonat i norske innsjøer. Norsk berggrunn deles gjerne inn i tre geologiske provinser hvor prekambrium er én av disse tre. Bergartene gneiser og granitter fra prekambrium er ofte veldig harde, og løses sakte noe som også fører til vann med lav ledningsevne ettersom det er lite oppløste salter fra disse områdene (Bjerknes, 2007). Lillesands geologi består av to typer grunnfjellsarter, hvor det ifølge NGUs berggrunnskart, Figur 4, er båndgneis som dominerer fokusområdet. Generelt har Lillesandsområdet veldig lav forvittringsgrad av de dominerende bergartene i området (gneis og granitter). Det bidrar til at det er lite basekationer, lav ione konsentrasjon, lav til ingen bufferkapasitet og generelt lav pH ($\text{pH} < 6$). I tillegg har gneisen i Lillesandsregionen høyt innhold av sulfidholdige mineraler, slik som vist i Figur 1 (Hindar & Iversen, 2006; Hindar, 2011). Berggrunnskartet nedenfor understreker at det er gneis som dominerende berggrunn i området, mens kartet i Figur 1, viser hvordan gneisen også er antatt syredannende.



Figur 4 - Berggrunnskart over deler av Lillesand, fokusert på området i oppgaven. Figuren viser at (442) båndgneis dominerer i området, med innslag av (452) amfibolitt. (Kart laget i qGIS, med datasett hentet fra NGUs nasjonale berggrunnskart)

Det er gjort mange forundersøkelser knyttet til den syredannende gneisen i Lillesandsområdet, og det har vært strid om metodikken knyttet til klassifisering av bergarten. Uenigheten har handlet om i hvor stor grad jernsulfidet i uforvitret gneis har vært årsaken til syredanningen. Forvitringen i Lillesandsområdet er relatert til mesozonisk dypforvitring. Avhengig av den lokale geologien kan dypforvitret berggrunn være ustabil, porøs, væskefylt, syregivende eller radioaktiv (Hagelia & Karlsen, 2023).

Jernet i pyrrhotitt er mer redusert enn jernet i pyritt, dette medfører at oksidasjonen kan skje raskere. Dersom pyrrhotitt eksponeres for luft og dermed oksideres, kan det under rette kjemiske forhold dannes et gul-brunt belegg i form av sulfidmineralet jarositt ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) (Hindar & Lydersen, 1994; Hindar & Iversen, 2006). Ifølge geolog Per Hagelia er mineralet jarositt hovedårsaken til den raske syredanningen, mens pyrrhotitt har en mindre signifikant rolle (Hagelia, 2023). I undersøkelser gjort for Statens Vegvesen i forbindelse med geologisk kartlegging knyttet til E18-trasé, viste resultatene at det i de rustede forvitringsskorpene med mineralet jarositt førte til mest akutt forsuring (Hagelia, 2023; Tveten & Nilsson, 2005). Dersom akutt forsuring fra jarositt er samlokalisert med fosfatmineral som inneholder sjeldne jordarter, kan det skje en mobilisering og utlekking av disse. Dermed kan sjeldne jordarter brukes om indikator på sur avrenning fra sulfidholdig berggrunn.

2.5.2. Sur avrenning i Lillesand

Sur avrenning som problem tilknyttet sprengningsarbeid i svovelholdig berggrunn i Lillesand, ble først oppdaget mot slutten av 1980-tallet. I rapport skrevet for NIVA i 1992 ble det konkludert med at sprengningsarbeid til et nytt industriområde førte til ekstrem forsuring og metallutlekking i bekker og tjern og akutt fiskedød. Langedalstjenna var en viktig drikkevannskilde, rekreasjonsområde og fiskevann, men ble totalt ødelagt av sprengningsarbeidet som hadde resultert i avrenning med svovelsyre og ekstremt høye aluminiumkonsentrasjoner. pH som normalt lå på rundt 5,5 ble redusert til omkring 4. I tillegg til økende konsentrasjon av aluminium (Al) ble også tungmetaller som kobber (Cu), sink (Zn), bly (Pb), kadmium (Cd), nikkel (Ni) og jern (Fe) fra de svovelholdige mineralene frigjort (Hagelia, 2023; Hindar et al., 1992; Hindar & Lydersen, 1994).

Det har ved tidligere anledninger vært belastende utslipp til Glamslandsvannet. I 2003 ble det rapportert negative effekter av utslipp fra North Cape Minerals innerst i dalen, hvor bedriften den gang brukte ulike kjemikalier i vannet som ble sluppet ut. Vannanalyser viste at det var svært høye fluoridkonsentrasjoner, i tillegg til høy pH. Allerede på denne tiden ble vannet klassifisert som *meget dårlig* i henhold til SFTs tilstandskategorisering. Den høye pH-verdien kan imidlertid se ut til å beskytte mot fluorforgiftning og kan ha bidratt til at det på den tiden fortsatt var sjøaureførende og det biologiske samfunnet var stort sett intakt. Det har også vært tilsetning av hydratkalk i vannet for å opprettholde høy og god pH (Hindar & Roger, 2003).

I 2005 foretok Norges geologiske undersøkelse (NGU) en geologisk kartlegging/beskrivelse av geologien i Lillesand (Tveten & Nilsson, 2005), slik at det skulle bli lettere å identifisere berggrunnen som fører til sur avrenning. Storemyr industriområde hadde oppstart høsten 2005. Etableringen av industriområdet førte til sprengning og forflytting av syredannende gneis. Til tross for den geologiske kartleggingen som ble foretatt i 2005 som bekreftet at Storemyrs lokasjon befant seg på syredannende berggrunn og at sprengningsarbeid her vil føre til sur avrenning, ble det ikke iverksatt noen aktive eller passive tiltak for å hindre sur avrenning. Senere i 2006 ble det observert akutt fiskedød i Moelva, knyttet til utsprenging av Storemyr industriområde (Hindar & Iversen, 2006).

Fra 2006 til 2009 ble det arbeidet med ny firefelts motorvei, E18 Grimstad-Kristiansand. Dette arbeidet førte til dårlig økologisk tilstand i Glamslandsvannet, inkludert høy konsentrasjon av blant annet fluorid (F^-), og løst og reaktivt aluminium (Al). I forbindelse med arbeidet ble deler av veien sprengt ut i sulfidholdig berggrunn. På denne tiden var en klar over problematikken rundt sur avrenning som følge av sprenging i sulfidholdig gneis, og la til rette for deponier der den sprengte steinen skulle deponeres. Til tross for dette ble pH lav og metallkonsentrasjoner høye i avrenning fra deponiene, hvorav spesielt aluminiumkonsentrasjonene ble svært høye (Hindar et al., 2016; Hindar, 2021).

Sprengningsarbeid tilknyttet næringsparken vest for Glamslandsvannet i 2015 førte til lav pH og svært høye konsentrasjoner av uorganisk aluminium i Sangereidtjørna, og påfølgende fiskedød i tjernet. Trolig er det samme årsak til at det ifølge Hindar et al. (2016) verken ble observert døgnfluer eller steinfluer i Sangereidbekken i forbindelse med kartlegging av økologisk tilstand i området, noe som er svært uvanlig da det ville vært normalt for denne typen vann. Denne observasjonen tyder på at vannet var betydelig påvirket, og at den økologiske tilstanden var svært dårlig. Det skal likevel tas forbehold om at vurderingene ble basert på kun én prøvetaking (Hindar et al., 2016).

Data for målinger i tilknytning til KIL5/6 registrert i Miljødirektoratets Vannmiljø, viser svært høye jern (Fe)-, aluminium (Al)- og sulfatkonsentrasjoner (SO_4^{2-}), inkludert lave pH-verdier i enkelte vannlokaliteter nedstrøms industriområdet. Målingen er gjort i forbindelse med forsuringsovervåking av vassdraget nedstrøms KIL5/6, og kartlegger vannkvaliteten med henhold på hovedsakelig pH, konduktivitet, alkalinitet, konsentrasjon av aluminium, sulfat og jern. Det er registrert en del vannlokaliteter i utløpet av industriområdet med målinger fra rundt 2015 til 2020 (Miljødirektoratet, 2025).

I løpet av feltarbeid knyttet til denne masteroppgaven i 2024 ble det observert fiskevak i Glamslandsvannet, noe som tyder på at det fortsatt er fisk i vannet den dag i dag. Det ble senere høsten 2024 observert stor fisk på vei ned Sangereidbekken, trolig på vei fra Glamslandsvannet. Furekjerrtjønnna, tjernet nærmest KIL5/6 er fra naturens side sur, men ettersom nedbørfeltet til tjernet strekker seg over sulfidholdig fjell vil sulfatkonsentrasjonen være høyere enn normalt (Hindar & Roger, 2003).

2.6. Nedbørsperioder og sur avrenning

Større nedbørsperioder knyttet til sur avrenning er interessant ettersom det ser ut til at metallkonsentrasjoner og giftige metallioner som Al^{3+} i vannet øker med økt nedbør. Oppløsning av jernsulfater under blant annet stormavrenning viser seg å kunne føre til surgjøring av bekker og kan raskt øke konsentrasjonen av metaller i overflatevann (Jambor et al., 2000). Tørkeperioder kan føre til en oppkonsentrasjon av forurensninger i vannforekomster, i tillegg til at det minker fortynningseffekten. Dersom det kommer en flomepisode i etterkant av en slik tørkeperiode, vil de opplagrede stoffene skylles ut som en *first flush-effekt* (Hvitved-Jacobsen et al., 2010).

Ifølge Jambor et al. (2000) ble det under en kraftig nedbørsperiode i 1978 i Contrary Creek, Virginia registrert en kraftig økning av jern (Fe), kobber (Cu) og sink (Zn) i forbindelse med stigende vannføring i området. På bakgrunn av mineralogiske undersøkelser kunne funnene senere bli knyttet til oppløsning av utfelte salter fra gruveavrenning (Jambor et al., 2000).

Ved fiskedød i Moelva i 2006 ble lignende observasjoner gjort. Det var da kraftig regnvær 19.-20. august, og allerede 22. august ble det meldt om fiskedød i Moelva. Analyser av vannet som vanligvis hadde en pH på 6,5, viste at pH var redusert til 4,5. Det ble samtidig rapportert om høye verdier av sulfat (SO_4^{2-}), jern (Fe) og aluminium (Al) i vannet (Hindar & Iversen, 2006)

2.6.1. Nedbørsfelt knyttet til fokusområdet

Det er forventet at nedbørsfeltet til de ulike prøvelokasjonene også har innvirkning på metallkonsentrasjonene i områdene, spesielt knyttet til prøvepunktene nærmest KIL5/6.

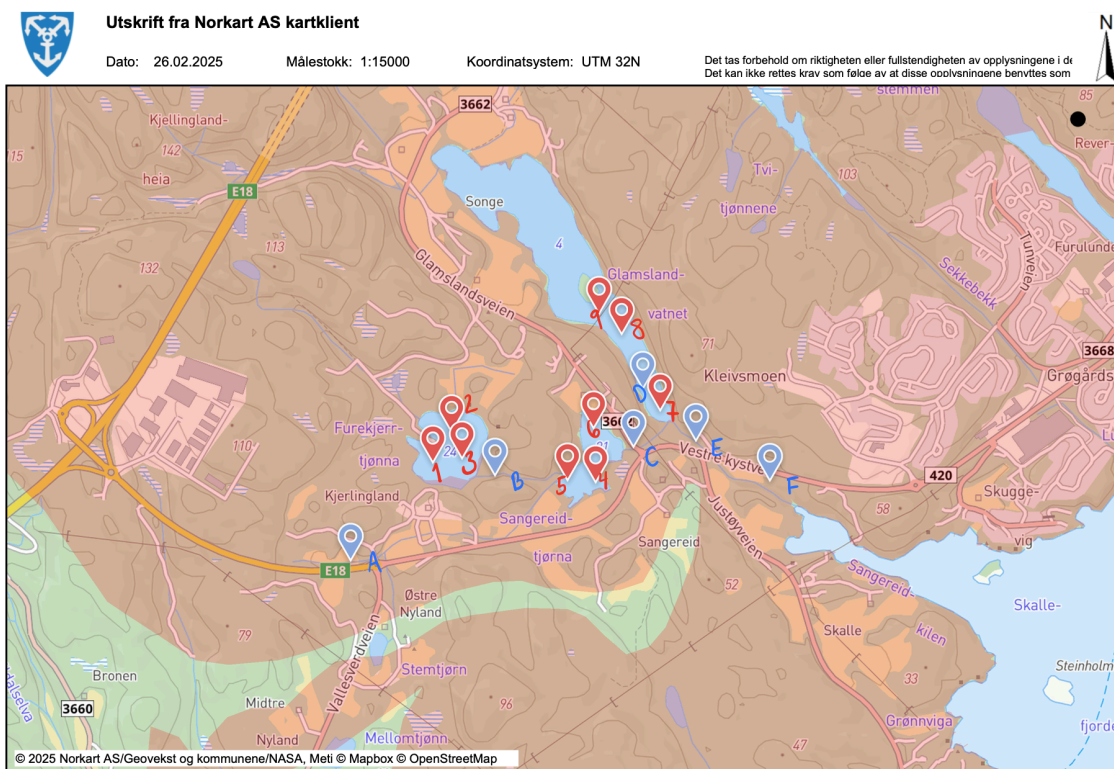
I samtale med kontaktpersoner i Lillesand kommune (Personlig kommunikasjon, 2024 og 2025), kom det frem at det trolig ble gjort enkelte tiltak under anleggsfasen til KIL5/6 som gir grunn til å tro at grunnvannsveiene er endret. Det gjør det blant annet vanskelig å si hvor stort nedbørsfelt tilknyttet industriområdet egentlig er. Det er også antatt at vannet endrer vei over enkelte terskler under industriområdet ved store nedbørsmengder. Alt overvannet på industriområdet skal gå gjennom overvannsnett med rør og kummer frem til det første prøvetakningspunktet (lokasjon A), videre derfra renner trolig en del vann videre mot Sangereidtjørna (lokasjon C). På bakgrunn av dette, blir industriområdet regnet som en del av nedbørsfeltet til lokasjon A (Vedlegg B) og trukket ut av nedbørsfeltet til Furekjertjøna (lokasjon B) (Vedlegg B)

3. Materialer og metode

Det er gjennomført feltarbeid og laboratoriearbeid med påfølgende analyser i tilknytningen til masteroppgaven. Feltarbeidet ble gjennomført i to omganger, henholdsvis i august og oktober, deretter ble prøvene fraktet til NMBU for videre analyser. For å få oversikt over ulike metallkonsentrasjon i vannet i gradienten fra KIL5/6 og ned mot fjorden ble det tatt vannprøver fra flere lokasjoner nedstrøms i vassdraget. Deretter ble det foretatt påfølgende vannfraksjonering *in situ*, for å kartlegge tilstandsformer av metallene. For å sammenligne metallkonsentrasjon i sedimenter før og etter sprengningsarbeidet ble det innhentet sedimentkjerner fra de ulike vannlokalitetene. Deretter ble det forsøkt å etablere en tidslinje basert på datering av sedimentene. For å undersøke om nedbørsmengde har en innvirkning på metallkonsentrasjonene i vannforekomstene var det ønskelig med vannprøver før og etter en nedbørsperiode.

3.1. Beskrivelse av hvert prøvepunkt

Oppgaven fokuserer på nedre del av Glamslandsvassdraget og ut mot Skallefjorden i Lillesand. Fokusområdet er satt sammen av to tjern, *Furekjerretjønn* og *Sangereidtjønn*, nedre del av vannet *Glamslandsvannet*. Deretter følger bekken *Sangereidbekken* som er i utløpet av Glamslandsvannet og leder ut i fjorden, *Skallefjorden*. Figur 5 viser hvordan prøvetakningspunktene fordeler seg nedstrøms i Glamslandsvassdraget, og hvordan det er forsøkt å lage en gradient fra utslippsområdet (KIL5/6) og nedover mot Sangereidkilen. Røde punkter i Figur 5 illustrerer hvor sedimentprøver er tatt, mens blå punkter viser hvor vannprøvene er tatt. I Tabell 3 er prøvepunktene beskrevet med koordinater. Alle prøvene er tatt i ferskvann.



Figur 5 - Kartutsnitt over sulfidholdig berggrunn i Lillesand, inkludert prøvepunkter for feltarbeid i tilknytning til masteroppgaven. Rød skalering viser områder med sulfidholdig berggrunn, blå punkter (A-F) viser vannprøver og rød punkter viser sedimentprøver (1-9). (Hentet fra <https://kommunekart.com/klient/lillesandbirkenes/publikumlillesand?urlid=6aa148da-d397-41a0-b3b4-96a52d4514b7>)

Tabell 3 - Oversikt over hvilke type prøver som er tatt, med lokasjonsnavn og tilhørende koordinater

Lokasjon	Type prøve	Koordinater
1	Sediment	58.237881 N, 8.321188 E
2	Sediment	58.238700 N, 8.322165 E
3	Sediment (lengde: 24cm)	58.238124 N, 8.322347 E
4	Sediment	58.237384 N, 8.330877 E
5	Sediment (lengde: 24cm)	58.237294 N, 8.329192 E
6	Sediment	58.239305 N, 8.330716 E
7	Sediment (lengde: 20cm)	58.239632 N, 8.334964 E
8	Sediment	58.241304 N, 8.333623 E
9	Sediment	58.242738 N, 8.331778 E
A	Vann	58.234611 N, 8.316575 E
B	Vann	58.237324 N, 8.324359 E
C	Vann	58.238172 N, 8.333446 E
C utløp	Logger vannstand + ledningsevne	58,238727 N, 8,334829 E
D	Vann	58.244330 N, 8.329654 E
E	Vann + logger vannstand	58.238733 N, 8.336917 E
F	Vann	58.237242 N, 8.341833 E

3.1.1. Sedimentprøver

Sedimentprøver ble hentet fra tre ulike lokasjoner i ferskvann, henholdsvis to tjern og én innsjø. Det ble innhentet tre sedimentkjerner per vannlokalitet.

Furekjerrtjønnna (prøvetakningspunkt 1-3)

Den første lokasjonen var Furekjerrtjønnna, og representerer det øverste området i vassdraget hvor det ble hentet sedimentprøver, henholdsvis prøve nummer 1, nummer 2, og nummer 3.

Sangereidtjønnna (prøvetakningspunkt 4-6)

Den andre lokasjonen var Sangereidtjønnna, det andre området i vassdraget hvor det ble hentet sedimentprøver, henholdsvis prøve nummer 4, nummer 5, og nummer 6.

Glamslandsvannet (prøvetakningspunkt 7-9)

Den siste lokasjonen var nedre del av Glamslandsvannet, og representerer et område som antagelig ikke skal være påvirket av den sure avrenningen fra KIL5/6. Prøvenumrene i denne lokasjonen er henholdsvis 7, 8, og 9.

3.1.2. Vannprøver

Vannprøver ble hentet på seks ulike lokasjoner, hvorav lokalitetene er tjern, bekker og en større innsjø. Prøvene ble fraksjonert *in situ*, og deretter tatt tilbake til laboratoriet for analyse. Figur 6 viser punktene for lokasjonene i sammenheng med tidligere registrerte målinger fra vannmiljø, mens Figur 7 viser bilder av lokalitetene.

Lokasjon A

Vannprøven øverst i vassdraget ble tatt fra en bekk langs en sykkelsti. Denne bekken er det prøvetakningspunktet som er nærmest utløpet av KIL5/6. Dette området omtales som lokasjon A, og blir dermed den første prøvelokasjonen i gradienten nedover vassdraget. Dette prøvetakningspunktet har også blitt målt fra 2018 til 2024 for en rekke variabler knyttet til forsuringsovervåking. Vannlokaliteten er omtalt som «020-115122 – Nedstrøms sykkelsti» i Vannmiljø.no. Faktaark med resultater tilknyttet overvåkingen er vist i Figur 26 (Vedlegg A) (Miljødirektoratet, u.å.-a).

Lokasjon B

Prøvetakningspunkt B er hentet fra utløpet av Furekjerrtjønnna, i bekken som leder videre til Sangereidtjønnna. Denne lokaliteten ligger mellom to vannlokaliteter som er registrert i Vannmiljø. Vannlokaliteten i Vannmiljø som ligger ovenfor prøvetakningspunkt B heter «020-41076-Furekjerrtjønnna» og nedenfor prøvetakningspunkt B heter «020-91609- Furekjerrtjønnna utløp». For 020-41076-Furekjerrtjønnna er det i tillegg til registrering av variabler (Figur 27, Vedlegg A) foretatt en økologisk klassifisering (Figur 28, Vedlegg A). For 020-91609-Furekjerrtjønnna utløp er det kun faktaark med registrerte og målte variabler fra 2018-2024 (Figur 29, Vedlegg A) (Miljødirektoratet, u.å.-c; Miljødirektoratet, u.å.-f).

Lokasjon C

Prøvetakningspunkt C representerer utløpet av Sangereidtjørna. Dette prøvetakningspunktet ligger litt ovenfor en vannlokalitet i Vannmiljø, kalt «020-91610-Sangereidtjørna.utløp» hvor det er registrert og målt variabler fra 2018 til 2024 i forbindelse med blant annet forsureningsovervåkning (Figur 30, Vedlegg A) (Miljødirektoratet, u.å.-g).

Lokasjon D

Prøvetakningspunkt D representerer nederste del av Glamslandsvannet. I Vannmiljø er det en vannlokalitet med navn «020-44593-Glamslandsvatnet, utløp (St.5)» som ligger noe nedenfor prøvetakningspunkt D. 020-44593-Glamslandsvatnet, utløp (St.5) har i likhet med de andre vannlokalitetene registreringer fra diverse variabler fra 2001 til 2015 som er registrert som overvåkning av gruvepåvirkede vassdrag og påvirkning fra industri (Figur 31, Vedlegg A) (Miljødirektoratet, u.å.-d).

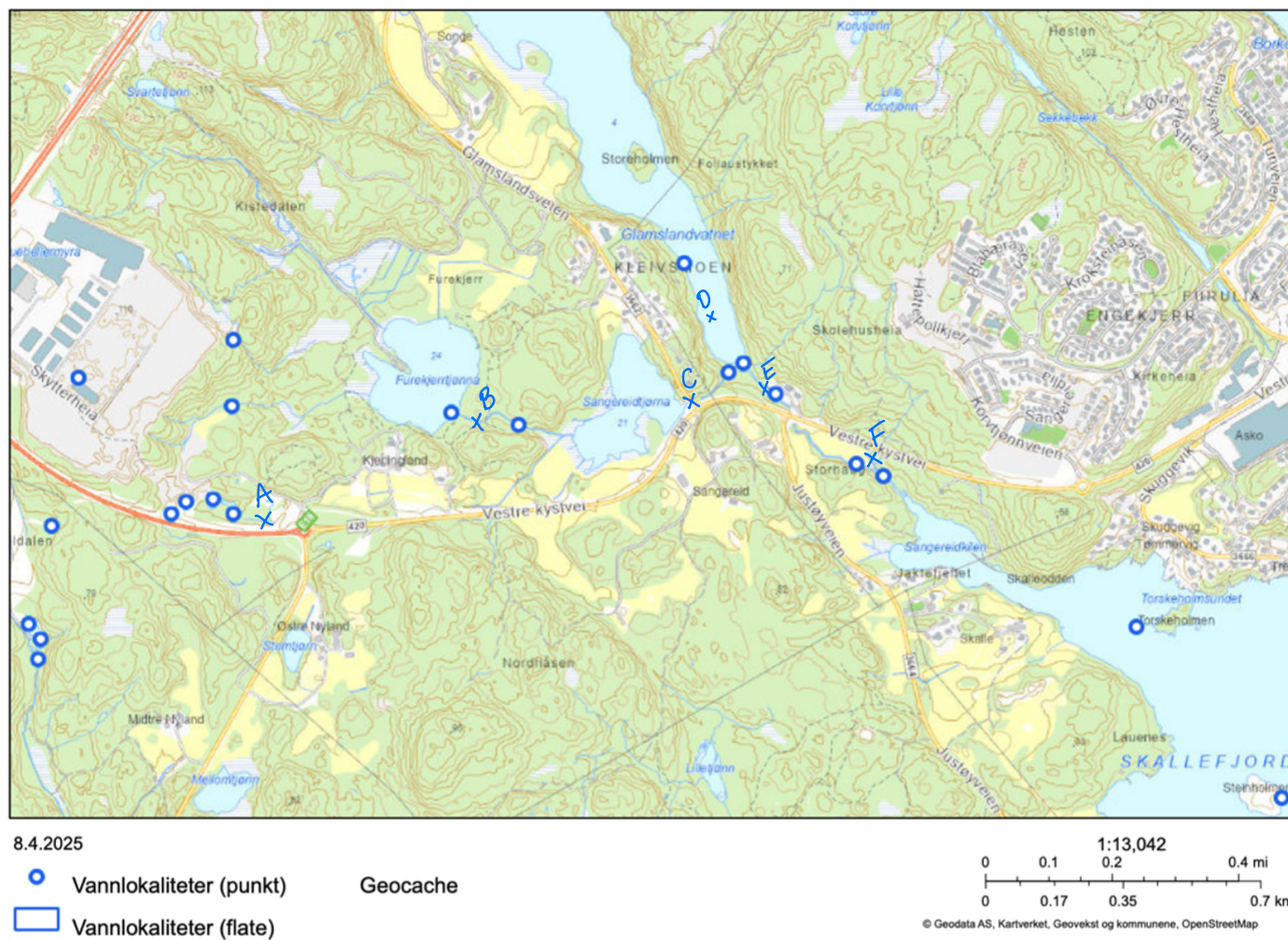
Lokasjon E

Denne lokasjonen representerer utløpet av Glamslandsvannet og er tatt i Sangereidbekken. Ettersom vann fra Sangereidtjørna (C) renner inn i Glamslandsvannet (D) er dette et område der det potensielt er en blandingssone basert på kort oppholdstid på vannet, med vann fra henholdsvis lokasjoner C og D. I Vannmiljø er det registrert en vannlokalitet (020-83388-Sangereidbekken) på omtrent samme området som lokasjon E. Registreringen er tilknyttet overvåkning av påvirkning på industri, hvorav variabler som er undersøkt er bunnlevende virvelløse dyr og er ikke inkludert i denne oppgaven (Miljødirektoratet, u.å.-e).

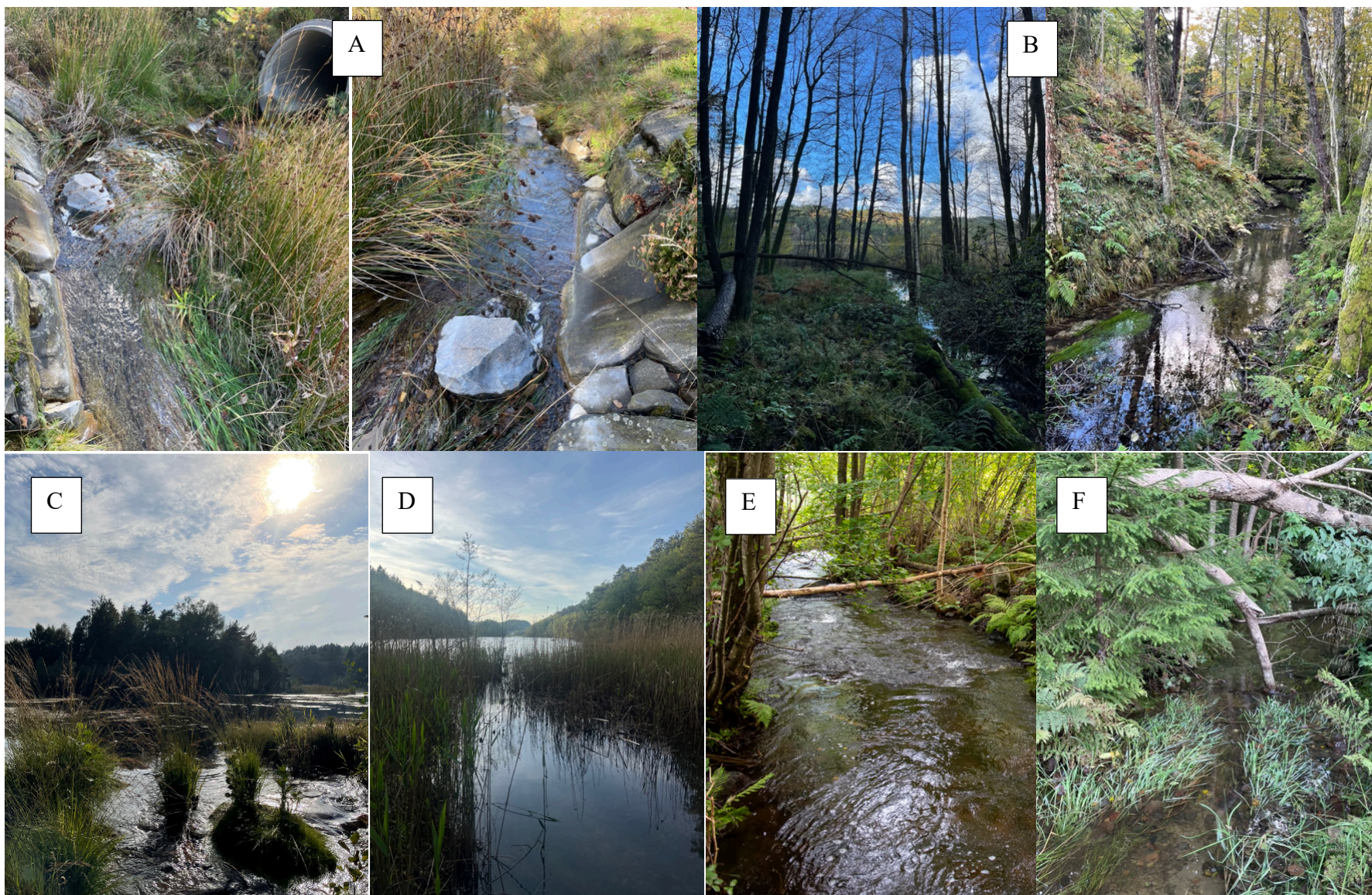
Lokasjon F

Siste prøvetakningspunkt, F, representerer en sidebekk som renner ut i Sangereidbekken og videre mot overgang fra bekk til fjord. Sidebekken renner ut fra et boligområde der det antas at det har skjedd sprengningsarbeid i sulfidholdig berggrunn. Det var planlagt å hente en syvende ferskvannsprøve, men under feltarbeidet ble det oppdaget at det var saltvann lenger opp i Sangereidkilen enn først antatt. Dermed ble prøve F siste ferskvannsprøve hentet som siste punkt og representerer siste prøvepunkt i vassdraget før sjø. Det er to vannlokaliteter i nærheten av lokasjon F, registrert i Vannmiljø – én ovenfor sidebekken «020-32196-Glamslandsbekken», og én nedenfor sidebekken «020-116859-Glamslandsbekken nedstrøms (Bunndyrstasjon)». 020-32196-Glamslandsbekken inneholder blant annet overvåkning av påvirkning fra industri og kartlegging av arter (Figur 32, Vedlegg A), mens 020-116859-Glamslandsbekken nedstrøms (Bunndyrstasjon) hovedsakelig er en bunndyrstasjon i forbindelse med overvåkning av sulfidpåvirkning (Figur 33, Vedlegg A) (Miljødirektoratet, u.å.-b; Miljødirektoratet, u.å.-h).

Kartutsnitt med vannlokaliteter fra Vannmiljø



Figur 6 - Kartutsnitt med vannlokaliteter registret i Vannmiljø. Punktene for vannprøver tilknyttet feltarbeidet er også lagt inn i figuren, da som blå kryss med tilhørende bokstav for lokasjon (Miljødirektoratet, 2025)



Figur 7 - Oversiktsbilder over lokasjoner A-F. Bilder tatt i august 2024, med unntak av lokasjon C som ble tatt i mai 2025 (Foto lok. A, B, C og F: Frida H. Håtteit, 2024; Foto lok. E: Christian Nørstebo; Foto lok. D: Emma H. Håtteit, 2025)

3.2. Innsamling av prøver

3.2.1. Innsamling av sedimentprøver

Det ble brukt en Uwitec Single Corer (USC) gravitasjonskjerneprøvetaker for opphenting av sedimentkjernene. UCSen består av et sylindrisk rør og et lodd som driver instrumentet ned i området der det skal hentes sedimenter fra (UWITEC, u.å.-a; UWITEC, u.å.-b).

Etter opphenting ble sedimentkjernene delt i lag. De første 0-12 cm ble delt hver 1 cm, fra 12-24 cm ble hver 2 cm delt. Lengden på sedimentkjernene varierte fra 20 cm til 24 cm, hvor sedimentkjernene fra lokasjon 1-3 og 4-6 var de lengste. Prøvene ble deretter datert og analysert for ulike metallkonsentrasjoner.



Bilde 1 - Sedimentkjerner (t.v.), USC gravitasjonskjerneprøvetaker (t.h.) (foto av sedimentkjerner er tatt av Bjørn Loland, 28.aug 2024, foto av prøvetaker er hentet fra (UWITEC, u.å.-a))

3.2.2. Innsamling av vannprøver

Ledningsevne, pH og temperatur ble målt *in situ* ved hver lokasjon A-F, ved å benytte en håndholdt WTW Multimeter 3410. I slutten av august (28.august) ble det satt ut tre HOBO-loggere som målte der to av loggerne målte vannstand (HOBO Data Loggers, u.å.) og én elektrisk ledningsevne (HOBO Data Loggers, u.å.) frem til 10. november. I utløpet av Sangereidtjørna (C) ble det målt vannstand og elektrisk ledningsevne. Loggerne ble plassert i en kulp, hvor vannspeilet var relativt flatt, og dermed god lokasjon for å måle vannhøyde (Bilde 2). I Sangereidbekken (E) ble det kun målt vannstand. Loggeren ble plassert på samme sted som vannprøvene for denne lokasjonene ble tatt.



Bilde 2 - Lokasjon for logger av vannstand og elektrisk ledningsevne. Lokasjonen ligger nedstrøms fra utløpet av Sangereid tjørna (C). (Foto: Frida H. Håtteit, desember 2024)

3.2.3. Vannfraksjonering

For hver vannprøve fra lokasjoner A-F resulterte fraksjoneringen i fem separate prøver på 15mL. Fraksjoneringen foregikk ved hjelp av fraksjoneringsteknikker som separerte vannet. Ufiltrerte prøver ble innsamlet, noe som indikerer det totale som foreligger i vannet. Engangssprøyter med 0,45µm Supor Membran filter med en diameter på 32 mm ble brukt for å filtrere bort partikler større enn 0,45µm, og det som ble igjen i prøvene tilsvarer totalt løst i vannet. Det ble benyttet 10kDa ultrafilter (Pall's Microza™ hollowfiber) der filtreringen resulterte i vannprøver med lavmolekylære tilstandsformer (LMM) (<10kDa).

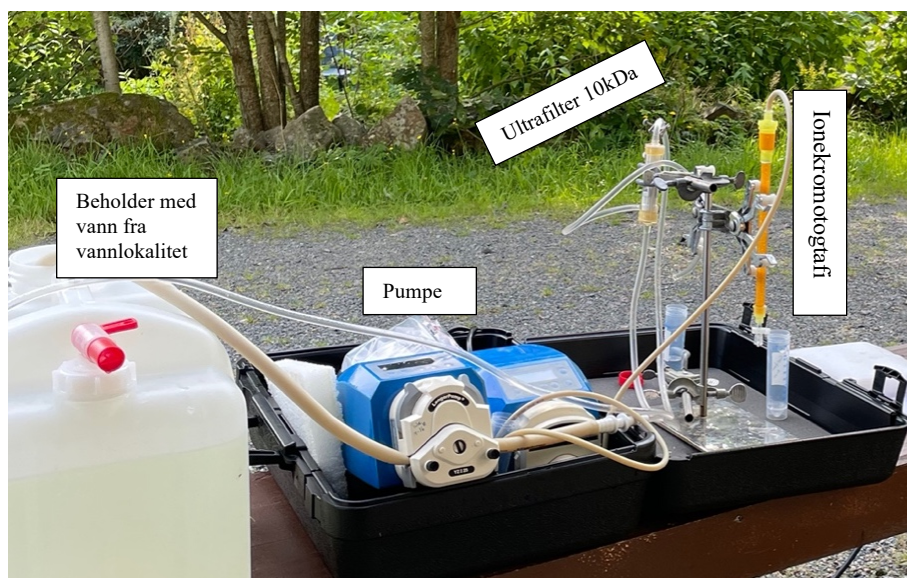
In situ ionekromatografi (BIO-RAD AG 1-X8 Resin 50 til 100 mesh) ble benyttet for ladningsfraksjonering, ved å skille de reaktive tilstandsformene fra de ikke reaktive tilstandsformene. Både det totalt løste og LMM tilstandsformer ble fraksjonert ved hjelp av ionekromatografi.

I felt ble det altså samlet inn prøvene: totalt/ufiltrert, totalt løst (0,45µm-filtrert), ultrafiltrert (LMM, <10kDa), i tillegg til to typer vannprøver der det ble foretatt ladningsfraksjonering, henholdsvis ionebyttet 0,45µm-filtrert vann og ionebyttet ultrafiltrert vann. Utrekning etter analyse indikerer andel partikulært og kolloidalt i vannprøvene. For å finne andel partikulært ble målt metallkonsentrasjon for det totalt løste (0,45µm-filtrert) fjernet fra det ufiltrerte/total. For å finne andel kolloidalt i vannprøvene ble målt metallkonsentrasjon av ultrafiltrerte/LMM fjernet fra det totalt løste (0,45µm-filtrert).

Tabell 4 - Type vannfraksjonering etter størrelsesfraksjon (totalt, løst, partikulært, kolloidalt, og LMM) og ladningsfraksjon (løst og reaktivt, og LMM og reaktivt), som sier noe om hvilken informasjon som kan hentes ut fra prøvene.

Type fraksjonering	Informasjon som kan hentes ut
Ufiltrert/total	Indikerer totalkonsentrasjonen av metaller
Ufiltrert/total - 0,45µm membranfiltrert	Indikerer konsentrasjon av metaller som foreligger som partikulært
0,45µm membranfiltrert	Indikerer konsentrasjonen av hvilke metaller som er i løst form
0,45µm membranfiltrert - 10kDa Ultrafiltrert	Indikerer konsentrasjon av metaller som foreligger som kolloidalt
10kDa Ultrafiltrert	Indikerer konsentrasjon av LMM tilstandsform til metaller
0,45µm membranfiltrert og ionebyttet med BIO-RAD AG 1-X8 Resin 50 til 100 mesh	Indikerer konsentrasjonen av hvilke metaller som er løst, og reaktive
10kDa Ultrafiltrert og ionebytting med BIO-RAD AG 1-X8 Resin 50 til 100 mesh	Indikerer konsentrasjon av LMM tilstandsformer til metaller som er reaktive

Vannet ble fraksjonert i en bestemt rekkefølge, hvor det antatt mest forurensede vannet ble fraksjonert til slutt. På bakgrunn av det, trengte ikke resinen i ionebytteren å byttes ut mellom hver vannprøve. For å sikre at det ikke var rester av tidligere vannprøver i fraksjoneringsinstrumentet, ble den første literen av det fraksjonerte vannet pumpet gjennom og kastet for kondisjonering før vannprøve ble innsamlet. Det ble benyttet en pumpe for å frakte vannet fra beholder med vann fra vannlokalitet og gjennom de ulike filtrene og resin. Trykket på pumpen ble satt til omtrent 15,2 pSi slik at det ultrafiltrerte vannet hadde strømningshastighet på omtrent 15mL/min. For å sikre at prøvene som rant gjennom ionebytteren hadde riktig oppholdstid i kontakt med resinen, ble de første 50 mL med vann forkastet.



Bilde 3 - Fraksjoneringsutstyr brukt i felt. (foto: Frida H. Håtveit, 28.august 2024)

Mellom de to rundene med feltarbeid ble ultrafilteret renset. Det foregikk ved å først pumpe 1L destillert vann gjennom ultrafilteret. Deretter ble 0,01M NaOH pumpet gjennom systemet. De første 500mL ble forkastet etter filtrering, men de resterende 1,5L ble sirkulert gjennom systemet i 15 minutter. Videre ble igjen 1L destillert vann pumpet gjennom systemet, etterfulgt av EDTA. Samme prosess som NaOH ble foretatt med EDTA, og avsluttet med 1L destillert vann gjennom systemet. Til slutt ble 0,01M HNO₃ pumpet gjennom filteret, med samme metode som de to foregående basene. Rensingen ble avsluttet med omtrent 5L destillert vann pumpet gjennom systemet.

3.3. Analyser av prøver

I tiden før analyse ble sedimentprøvene fryst og vannprøvene oppbevart mørkt og kjølig. Ved analyse av både sedimentprøver og vannprøver ble det inkludert målinger av blankprøver uten prøvemateriale for å kontrollere at prøvene ikke var kontaminert av utstyr og kjemikalier. Vannet i blankprøvene var type II-vann som er fremstilt ved destillasjon gjennom et osmosevannrensesystem (RO). For å vurdere nøyaktigheten av analysene ble sertifiserte standarder (CRM) inkludert i analysene.

3.3.1. Analyser av sedimentprøver

Preparering av sedimentprøver

Fryste prøver ble satt til frysetørring da det ble valgt å benytte tørkede sedimentprøver for datering. Ved frysetørringen ble trykket senket og temperaturen ble omtrent -45 °C. Prøvene inneholdt mye vann, noe som gjorde at tørringen tok lang tid, litt i overkant av en uke. Deretter ble lagdelte og frysetørkede prøver overført til telleglass, og veid lag for lag. Hvert lag tilsvarte 1 cm sedimentkjerne fra de første 0-12 cm av prøven, deretter tilsvarte hvert lag 2 cm av sedimentkjerne fra 12-24 cm av prøven.

Datering av sedimentkjernene ved måling av Cs137

Analyse ved natriumjodiddetektor (NaI-detektor) ble brukt for å identifisere Cs137 isotopen i sedimentprøvene. Denne metoden ble benyttet ettersom det ble avsatt store mengder cesium-137 etter Tsjernobylulykken i 1986. Ved å bruke Cs137-toppen som referanse for rundt 1986, er det mulig å lage en historisk tidslinje. En sedimentkjerne fra hver lokasjon ble datert henholdsvis prøve 3 i Furekjerrtjønna, prøve 5 i Sangereidtjøna og prøve 7 i Glamslandsvannet. Det ble først foretatt en relativt rask analyse på 10-15 minutter per sedimentlag, for å få en indikator på hvor cesium-toppen lå. Det viste seg å være vanskeligere enn først antatt å identifisere hvor Cs137-toppen i sedimentene var, noe som førte til at alle lagene per kjerne ble analysert i to timer. For hver sedimentkjerne ble det inkludert blankprøver og to standarder fra IAEA.

Sedimentasjonshastighet

$$\text{Sedimentasjonshastighet } \frac{\text{cm}}{\text{år}} = \frac{\text{ant. lag sedimentert etter Cs137topp (cm)}}{\text{år}}$$

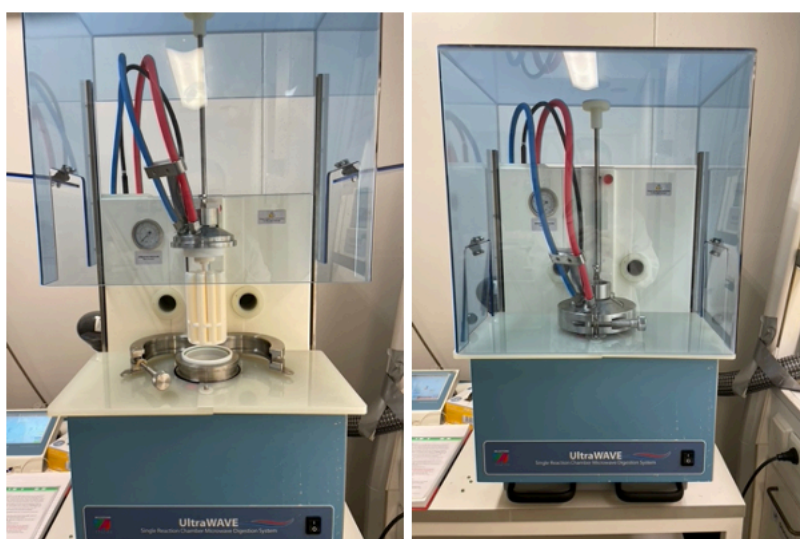
På bakgrunn av sedimentasjonshastigheten kan det gjøres et anslag for å finne sedimentasjon per år i de spesifikke områdene.

Preparering og dekomponering av sedimentprøver før analyse av grunnstoff

På grunnlag av sedimentasjonshastigheten ble toppsjiktet av sedimentkjernene dekomponert henholdsvis fra sedimentlag 0-1 til 6-7 cm fra kjerne 1-3 og 4-6. I kjerne 7 og 9 ble det valgt sedimentlag fra 0-1 til 9-10 cm. Kjerne 8 ble ikke benyttet da denne ble ødelagt ved oppdeling og dermed ikke representativ. Det ble inkludert et sedimentlag fra bunnsjiktet av kjernen, henholdsvis 18-20 cm, fra en kjerne fra hver lokasjon (3, 5 og 9). Det ble gjort for å få en referanse fra før bygningsarbeidet startet.

Omtrent 0,20 g sediment i tørrvekt sedimentprøve ble dekomponert. I sedimentprøver fra lag med mye vann, ble alt materiale benyttet dersom vekten var mindre enn 0,20 g tørrvekt, eksempelvis øverste lag i kjerne 5 på 0,0743 g. For å dekomponere sedimentprøvene ble det brukt en UltraWave Single Reaction Chamber Microwave Digestion System. Oppveid sediment ble overført til teflonbeholdere, tilsatt 5,0 mL ultrapure salpetersyre (HNO₃), ristet og dekomponert i UltraWave. Deretter ble de dekomponerte prøvene fortynnet med II-vann til 50mL og ristet/vendt kvantitativt før videre analyse i ICP-MS.

Syv blankprøver ble dekomponert på samme vis som sedimentprøvene og inkludert i analysen. Tre ulike typer CRM til jord ble veid og dekomponert, henholdsvis NCS DC73324a, NCS DC73325 og NCS ZC7007. Totalt ble det dekomponert 75 prøver.



Bilde 4 - UltraWave Single Reaction Chamber Microwave Digestion System brukt til dekomponering av sedimentprøver
(foto: Frida H. Håtteit)

3.3.2. Analyser av vannprøver

Preparering av vannprøver før analyse av grunnstoffer

Vannprøvene ble preparert ved å tilsette fem volumprosent ultrapure salpetersyre (HNO_3) og ristet kvantitativt. Det vil si at det ble tilsatt 0,75mL ultrapure HNO_3 i de 15mL vannprøvene.

15 blankprøver hvor fem av prøvene var filtrert med destillert vann ble preparert. For å filtrere vannet ble samme type engangssprøyter med 0,45µm-filter som benyttet i feltarbeidet brukt. Filtringen ble gjort for å undersøke om engangssprøytene kontaminerte vannprøvene. CRM NIST 1643f ble analysert mellom prøvene, og de sertifiserte konsentrasjonene var i god korrelasjon med de målte konsentrasjonene. En «hus-standard» (1643S) ble analysert før og etter analysen, hvor de etablerte og målte verdiene korrelerte godt. Totalt ble det 84 vannprøver, inkludert blankprøver.

Induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS)

Både sedimentprøvene og vannprøvene ble analysert ved hjelp av induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS), Agilent 8900#100 i He-KED med Oxygen reaction mode. Intern standard In og Ir ble brukt for å korrigere mulig drift underveis i analysen. Analysene ved ICP-MS ble utført ved NMBU. For å få god oversikt over metallsammensetningen i vassdraget ble hele 52 grunnstoffer analysert.

Anioneanalyse

Hovedanionene sulfat (SO_4), klorid (Cl^-), fluorid (F^-), fosfat (PO_4) og nitrat (NO_3) ble analysert i filtrerte vannprøver fra alle lokasjoner (A-F) i prøver fra august og oktober. Analysen var en ionekromatografi-analyse (IC) gjennomført på en Dionex ICS 6000 ved NMBU.

Tre CRM ble inkludert i analysen RM1 ion 96, RM2 Sangamon 03 og RM3 QC3060. Tre blankprøver ble inkludert, hvorav alle blankprøvene fikk verdier <LOD for samtlige analyserte anioner.

Organisk karbon

TOC organic carbon analyzer fra Shimadzu corporation ble brukt for å måle organisk karbon i vannprøvene. Tre typer vannprøver ble analysert, *ufiltrert/totalt*, *filtrert* og *ultrafiltrert* hvorav de ufiltrert/totalt ble analysert for totalt organisk karbon (TOC), mens de to andre fraksjonene ble analysert for løst organisk karbon (DOC). Vannprøver fra alle lokasjoner (A-F), fra både august og oktober ble analysert.

Standardløsninger, herunder K1 og K5, og blankprøver hvorav samtlige blankprøver fikk verdier <LD, ble inkludert i analysen.

3.4. Databearbeiding og statistisk metode

3.4.1. Verdier lavere enn rapporteringsgrense

For å kunne forklare den laveste konsentrasjonen pålitelig målt ved en analytisk metode brukes begrepene *deteksjonsgrense* (LOD) og *kvantifiseringsgrense* (LOQ). LOQ er den laveste konsentrasjonen som kvantitativt kan måles med presisjon og tilstrekkelig nøyaktighet i analysen, mens LOD er den laveste konsentrasjonen som kan påvises i analysen. For å estimere LOD måles det gjerne flere replikaer av en blankprøve. Dermed kan middelerverdi og standardavvik (SD) bestemmes. LOD beregnes normalt som $3 \cdot SD$, og LOQ normalt som $10 \cdot SD$ (Taleuzzaman, 2018).

I resultatene fra ICP-MS analysen er det noen verdier som ligger lavere enn LOD og LOQ, og for statistisk bearbeiding ble de erstattet med numeriske tall. Etter databehandling ble de grunnstoffene som hadde LOD eller LOQ-verdier i tilstandsformen totalt løst antatt å ha liten betydning og fjernet fra datasettet før videre analyser i Rstudio.

Det finnes flere varianter for å behandle verdier lavere enn LOD og LOQ. Vanlige metoder er å erstatte lavere verdier enn LOQ med null, med den målte LOQ-verdien, $LOQ/2$ eller $LOQ/\sqrt{2}$. Ved verdier lavere enn LOD kan verdien på lignende måte erstattes med null, med LOD-verdien, $LOD/2$ eller $LOD/\sqrt{2}$. En annen metode som brukes er å erstatte den målte verdien med $LOD/2$ dersom verdien faller mellom 0 og LOD, og $(LOD+LOQ)/2$ dersom den målte verdien faller mellom LOD og LOQ (Zeghnoun et al., 2007).

Verdier lavere enn LOD

I denne oppgaven er det valgt å erstatte verdier som er lavere enn LOD med $LOD/2$. Der det er gjort utregninger i fraksjoner, for eksempel for å finne kolloidalt og partikulært, er de resultatene som er lavere enn LOD erstattet med verdien for LOD.

Verdier høyere enn LOD, men lavere enn LOQ

For verdier direkte fra analysen ved ICP-MS, som er høyere enn LOD, men lavere enn LOQ er det valgt å sette inn verdien for faktisk målt LOQ-verdi.

3.4.2. Statistisk metode

RStudio er benyttet for fremstilling av data i denne oppgaven. Det er hovedsakelig laget prinsipal komponentanalyse (PCA), dybdeprofiler og boksploTT. For å undersøke hvordan metallene og vannvariablene samvarierer og grupperes i sammenheng med ulike forklaringsvariabler ble det benyttet PCA. Dybdeprofiler ble laget for å undersøke konsentrasjon av metaller nedover i sedimentkjernene. BoksploTT ble brukt for å undersøke trender i de ulike vannlokalitetene.

Utregninger og tabeller, inkludert noen enkle grafer og regresjonsanalyser er laget i Microsoft Excel. Regresjonsanalysene brukes for å undersøke sammenhengen mellom utvalgte

vannvariabler og metalkonsentrasjon i vannlokalitetene. For samtlige regresjonsanalyser ble signifikansnivået (α) fastsatt til 0,05.

Bakgrunn for valg av statistisk modell

For å undersøke hvilken ordinasjonsmetode som var den mest passende, ble en detrended correspondence analysis (DCA) utført ved hjelp av decorana-funksjonen fra vegan-pakken i RStudio. Dersom $DCA1 < 3$ (Šmilauer & Lepš, 2014), ble en RDA valgt som ordinasjonsmetode.

For å identifisere hvilke variabler som best forklarte variasjonen i datasettet, ble det gjennomført modellseleksjon basert på Akaike's Information Criterion (AIC). AIC brukes til å vurdere modellenes uforklarte variasjon og antall parametere, og man ønsker den modellen med lavest AIC-verdi (Manikantan, 2021; Mazerolle, 2006).

Flere modeller med ulike kombinasjoner av forklaringsvariabler ble sammenlignet. Den modellen med lavest AIC-verdi ble vurdert som den som ga mest støtte i dataene, altså den som forklarer variasjonen i dataene best, med færrest nødvendige parametere. ΔAIC ble også vurdert ettersom det var ønskelig å vurdere støtten til de øvrige modellene sammenlignet med den beste. Dersom $\Delta AIC < 2$ ble modellene vurdert som statistisk likeverdige, modeller med større ΔAIC ble ikke prioritert videre (Mazerolle, 2006). For de gode modellene ble det gjennomført ANOVA-test, der resultatene ble brukt til å bekrefte hvilke variabler som bidro signifikant til variasjonen.

3.4.3. Kunstig intelligens

I arbeidet med fremstilling av dataen i RStudio ble kunstig intelligens (KI) brukt som støtte under kodingen og for å løse feilkoder. Ved bruk av KI er «retningslinjer for bruk av kunstig intelligens (KI) ved NMBU» fulgt (NMBU, u.å.).

3.4.4. Kart brukt i oppgaven

QGIS 3.20.3-Odense programvare ble brukt for å lage egne kart til denne oppgaven. Det er også hentet kart fra Kommunekart.no for oversikt over reguleringsplaner i Lillesand kommune, i tillegg til oversikt av forekomst av sulfidholdig berggrunn. Berggrunnskart er hentet fra NGUs berggrunnskart. Registrerte vannlokaliteter i området er hentet fra Miljødirektoratets Vannmiljø.no.

4. Resultater og diskusjon

4.1. Karakterisering av vannkvalitet i vassdraget

Generell vannkvalitet fra de ulike prøvetakingspunktene er vist i tabellen nedenfor (Tabell 5). Temperatur, pH, organisk karbon (DOC) og ledningsevne er vannvariablene i tabellen, i tillegg til at ionesammensetningen er presentert av hovedioner for alle lokasjoner (A-F) fra prøver i august og oktober.

Tabell 5 - Oversikt over temperatur pH, DOC, ledningsevne og hovedioner i totalt løste vannprøver (<0,45µm) fra august og oktober, noe som utgjør to vannprøver fra hver lokasjon. For anioner med verdier <LOD innebærer det at det ikke ble observert en topp under ionekromatografi-analyse.

Lokasjon	Måned	Temp. (°C)	pH	DOC (mg/l)	Lednings- evne (µS/cm)	K ⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	F ⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)
A	Aug	16,3	4,48	7	1090	7,43	45,4	143	48,5	2,4	<LOD	780	10	0,6
A	Okt	11,9	4,82	7,4	1130	4,87	68,8	101	29,7	0,87	<LOD	420	11	0,6
B	Aug	18,9	4,36	6	234	1,27	9,32	16,2	5,48	0,21	0,7	80	12	0,4
B	Okt	12,8	4,51	6,1	234	1,41	8,54	16,6	5,16	0,22	<LOD	81	11	0,4
C	Aug	17,9	4,99	7,5	253	1,66	13,8	19,7	6,00	0,21	<LOD	88	13	0,6
C	Okt	12,3	5,36	6,9	259	1,89	15,1	20,1	6,23	0,20	<LOD	90	13	0,5
D	Aug	18,2	6,5	8,5	114	1,47	9,65	6,99	1,81	0,65	<LOD	23	11	0,4
D	Okt	11,5	6,2	9,5	134	1,51	9,25	7,03	1,83	0,64	<LOD	22	10	0,5
E	Aug	17,2	6,28	8	140	1,51	9,95	9,1	2,51	0,53	<LOD	35	10	0,5
E	Okt	12,3	6,26	8,3	144	1,56	10,5	9,23	2,66	0,55	<LOD	35	10	0,5
F	Aug	14,3	4,91	9,3	200	4,04	8,06	16,2	4,17	0,76	<LOD	75	10	1,9
F	Okt	11,3	4,95	9,1	234	4,18	8,91	18,7	4,61	0,75	<LOD	82	12	1,5

Temperatur

Temperaturen synker fra august til oktober i alle vannlokalitetene, noe som er å forvente siden det går fra sensommer til høst. Det er generelt litt høyere temperatur i tjernene (B, C), innsjøen (D), og utløpet av innsjøen (E). Temperaturen i sidebekken (F), helt nederst i vassdraget er lavest.

pH

Det er lavest pH i lokasjonene nærmest KIL5/6 (lokasjon A, B og C), og siste lokasjon før fjorden (lokasjon F). Basert på grenseverdier i Tabell 2 klassifiseres pH i lokasjoner A, B, og F som *svært dårlig*. pH i lokasjon C fra august er også *svært dårlig*, mens pH fra oktober i samme lokasjon er noe bedre, og klassifiseres som *dårlig*. I lokasjoner D og E er pH *god* uavhengig av måned.

Basert på gradienten lokasjonene er plassert på, ser det ut til at pH avtar etter hvert som en beveger seg nedstrøms mot lokasjon D. Lokasjon D har trolig lenger oppholdstid for vannet, sammenlignet med lokasjon A, B og C med tanke på størrelsen av vannlokalitetene, i tillegg til ulikt nedbørsfelt. Både lokasjon D og E har god pH-verdi i vannet og endringen er liten i de to lokalitetene. Det kan tyde på at vannet fra lokasjon D klarer å nøytralisere vannet fra lokasjon C på de ulike prøvetakingstidspunktene. pH i vannet fra lokasjon F er tydelig lavere enn E, noe som indikerer at denne sidebekken inneholder vann med en sekundær kilde til sur avrenning. Med utgangspunkt i lokasjonenes gradient kan en bemerke seg at vannet fra lokasjon A blir fortynnet med høyere pH nedstrøms, og lavere konsentrasjon av ioner og ledningsevne frem mot lokasjon D og E. Tilførselen fra vannet i lokasjon F er preget av tydelig dårligere vannkvalitet, noe som er den siste tilførselen av vann før utløpet mot fjorden. Det vil si at påvirkningen i vannet fra lokasjon F har stor innvirkning på vannet som renner ut i fjorden.

I 2019 ble det gjennomført en nasjonal innsjøundersøkelse, hvor det blant annet foregikk en kartlegging av vannkvalitet i utvalgte innsjøer. På Sørlandet er innsjøene generelt surere enn innsjøer sammenlignet med resten av landet. Fra kartleggingen, har pH i innsjøer på Sørlandet en medianverdi på 5,55 (Hindar et al., 2020). Sammenlignet med medianverdien fra kartleggingen i 2019, er pH målt i lokasjon A, B, C og F (Tabell 5) lavere, mens lokasjon D og E har noe høyere pH i vannet.

Sammenlignet med pH målinger fra 1999, altså før sprengningsarbeidet startet, hadde Furekjerrtjønna en pH-verdi på 5,32 (Miljødirektoratet, u.å.-c). Det vil si at tjernet allerede var surt før sprengningsarbeidet startet, men en ser likevel tegn til ytterligere surgjøring i vannet i etterkant av sprengningsarbeidet som startet i 2015. Målinger fra før 2015 i Glamslandsvannet viser at vannet i 2001 hadde en pH-verdi på 7,15, mens det i september 2015 hadde en pH-verdi på 6,5 (Miljødirektoratet, u.å.-d). Sammenlignet med vannprøvene for samme lokalitet (D) fra feltarbeid og målinger fra før 2015, er det mindre endring i pH-verdi. Basert på endringen i pH tilknyttet Furekjerrtjønna tyder pH-verdiene på at sprengningsarbeidet har bidratt til surgjøring i tjernet. Ettersom pH-verdien tilknyttet Glamslandsvannet ikke har like stor endring, tyder dette på at surgjøringen ikke har påvirket innsjøen i like stor grad. Det stemmer nokså godt med antagelsen om at Glamslandsvannet ikke påvirkes av avrenning fra KIL5/6.

Organisk karbon

I forhold til løst organisk karbon (DOC) ser det ut til at konsentrasjonen er lav øverst i vassdraget og øker nedover i vassdraget. Humussyrene i DOC kan bidra til å senke pH i vannet, og kan dermed bidra til økt forsuring. Ettersom mange av forbindelsene i DOC har negativt ladde grupper, kan DOC bindes til positivt ladde ioner, altså kationene i vannet (Bjerknes, 2007). Økt DOC vil dermed være bra for vannlokalitetene der det er høye konsentrasjoner av spesielt Al^{3+} og tungmetaller. Det kan vurderes som positivt at DOC er høy i utløpet mot fjorden slik at Al^{3+} og tungmetaller i større grad bindes, noe som kan redusere mobilitet og tilgjengelighet av ionene i ferskvannet. Men ved overgang til sjøvann kan imidlertid disse kationene mobiliseres (Teien et al., 2017), noe som kan medføre økt konsentrasjon av løste ioner innerst i fjorden, og kan ha negative konsekvenser. Trolig er de høyeste konsentrasjonene

av spesielt Al^{3+} i nærheten av KIL5/6 og øverst i vassdraget. Slike konsentrasjoner i sammenheng med lavere DOC, kan tyde på at metallene foreligger som løst i disse lokasjonene.

Ledningsevne

Ledningsevnen avtar nedstrøms i vassdraget, frem til lokasjon D, for deretter en liten økning i lokasjon E. Dette tyder på at vannet i lokasjon E er påvirket av vann med høy ionestyrke fra lokasjon C. I lokasjon F er det høy ledningsevne sammenlignet med lokasjon D og E. Basert på antagelsen om at lokasjon E (Sangereidbekken) er en blandsone med vann fra både lokasjon C (Sangereidtjøna) og D (Glamslandsvannet) kan utregning for massebalanse brukes for å undersøke hvor mye tilsig av vann som kommer fra hver lokasjon. Ettersom det er målt ledningsevne i alle lokasjonene ved ulike nedbørsmengde, er det interessant å undersøke om det er forskjell på bidrag av vann til lokasjon E basert på ulike nedbørsmengde. Resultater antyder at i august kom 81% av vannet i lokasjon E fra lokasjon D og 19% fra lokasjon C, mens i oktober var det henholdsvis 93% fra lokasjon D og 7% fra lokasjon C. Forskjellen kan indikere at avrenningen fra nedbørsfeltet til lokasjon C responderer forskjellig og trolig raskere sammenlignet med avrenning fra lokasjon D. Lokasjon D har et større nedbørsfelt og siden lokasjonen er en større innsjø dempes raske endringer.

Fra tidligere målinger, i juli 2005 hadde vannet i Furekjerrtjøna ledningsevne på $62,3 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Miljødirektoratet, u.å.-c). Lokasjon B representerer utløpet av Furekjerrtjøna, og hadde betraktelig høyere ledningsevne, $234 \mu\text{S}/\text{cm}$, målt i vannet ved feltarbeid i august 2024. I august 2001 hadde vannet i Glamslandsvannet (lokasjon D) en ledningsevne på $187 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Miljødirektoratet, u.å.-d), sammenlignet med målinger fra feltarbeidet i august hvor vannet hadde en ledningsevne på $114 \mu\text{S}/\text{cm}$. Resultatene fra feltarbeid i 2024 indikerer en tydelig økning i ledningsevne i Furekjerrtjøna, sammenlignet med måling registrert i 2005. I Glamslandsvannet er det derimot en liten reduksjon i ledningsevne sammenlignet med måling registrert i 2001. Til tross for endringen i Glamslandsvannet, er ikke forskjellen like stor sammenlignet med Furekjerrtjøna.

I en rapport tilknyttet sur avrenning fra utbygging av E18 rapporteres det om en økning i ledningsevne fra $10 \text{ mS}/\text{m}$ til $26 \text{ mS}/\text{m}$ i Langedalstjøna, fra rundt 1986-1989 til 1991. I rapporten omtales sur avrenning fra E18 til tjernet som årsaken til blant annet den store økningen i ledningsevne (Hindar et al., 1992). Økningen i ledningsevne tilknyttet arbeid med sulfidholdig berggrunn ved E18, er svært lignende økningen i ledningsevne som skjedde i Furekjerrtjøna i etterkant av utbyggingen av KIL5/6.

Ionesammensetning

Generelt ser en at de høyeste ionekonsentrasjonene foreligger øverst i vassdraget, nærmest KIL5/6 (lokasjon A), og avtar ned mot lokasjon D, noe som fremkommer samlet som ledningsevne. Lokasjon E har noe høyere konsentrasjoner enn lokasjon D, etterfulgt av en større økning i lokasjon F.

Det er verdt å bemerke spesielt høye sulfatkonsentrasjoner (SO_4^{2-}) øverst i vassdraget, spesielt i lokasjon A. Verdiene blir fortynnet i lokasjon B og C, men konsentrasjonen i lokasjon C er noe høyere enn konsentrasjonen i lokasjon B. I lokasjon F er SO_4^{2-} - konsentrasjonene igjen høye. Slike høye SO_4^{2-} - konsentrasjoner kan indikere sur avrenning fra sulfidholdig berggrunn. Basert på hvor konsentrasjonene er høyest, støtter det antagelsen om at sur avrenning kommer fra KIL5/6. Da det også er høye konsentrasjoner i lokasjon F, indikerer dette igjen at sidebekken er en sekundær kilde til sur avrenning. Fluor (F) kan øke løseligheten til Al, men samtidig redusere konsentrasjon av Al-ioner ettersom F binder seg med Al (Hindar et al., 2020). Tabell 5 viser at det er lavest fluoridkonsentrasjoner (F^-) i utløpet til de to tjernene (B og C). Siden det tidligere har vært utslipp av blant annet F^- til Glamslandsvannet (Kroglund et al., 2000), kan det forklare høyere verdier fra og med Glamslandsvannet (D) og nedstrøms i vassdraget.

Vannets alkalitet er vannets evne til å motstå forsuring. Basekationer som Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ og K^+ , er gode indikatorer for bufferevne og berggrunn (Hindar et al., 2020). Høye konsentrasjoner av basekationene er dermed gunstig for vannkvaliteten i området. Det kan bidra til å redusere forurensingen av giftige metaller fordi Al og tungmetaller blir mer biotilgjengelige i surt vann. Dermed er det et godt tegn at det er høyest konsentrasjon av basekationene i lokasjonene med lav pH.

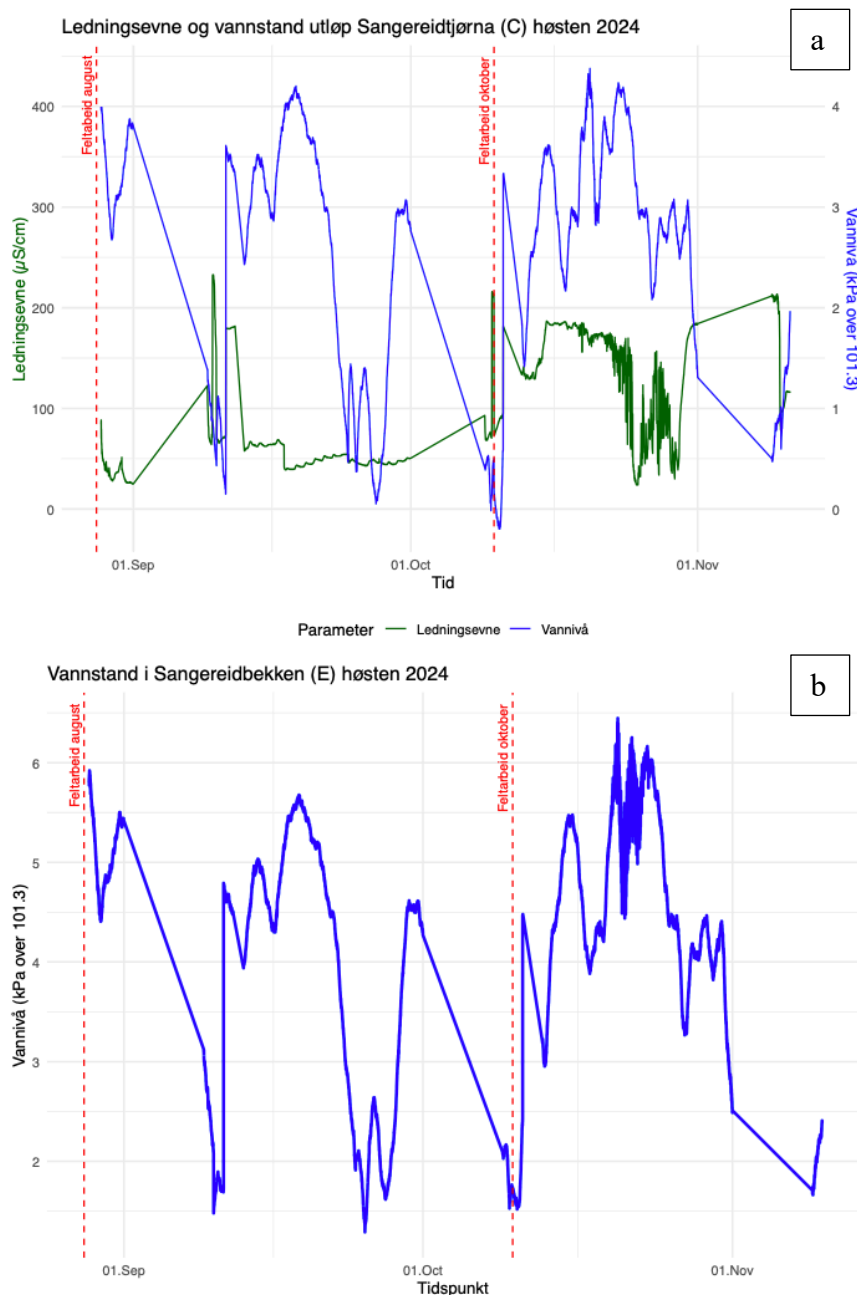
For Furekjerrtjønnen og Glamslandsvannet finnes det nokså jevnlig registrerte målinger av blant annet hovedionene i vannet før sprengningsarbeidene på KIL5/6 startet. I august 2001 og mai 2005 ble blant annet SO_4^{2-} , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- og NO_3^- målt i de nevnte vannlokalitetene (Miljødirektoratet, u.å.-c; Miljødirektoratet, u.å.-d). I Tabell 6 ser en registrerte målinger fra 2001 og 2005 i forhold til målinger fra feltarbeid i 2024. Sammenlignet med målinger i 2024 ser en at generelt konsentrasjonene av basekationene har økt i lokasjon B, sammenlignet med Furekjerrtjønnen. Konsentrasjonen av SO_4^{2-} er betraktelig høyere i lokasjon B i august 2024, sammenlignet med konsentrasjonen i Furekjerrtjønnen mai 2005. Furekjerrtjønnen er nærme lokasjon A og KIL5/6, og basert på at sulfatkonsentrasjonen har økt så betraktelig fra før til etter sprengningsarbeidet (i 2015), kan økningen i konsentrasjon stamme fra sur avrenning fra sulfidholdig berggrunn. I Glamslandsvannet er endringen i konsentrasjon mindre fra 2001 til 2024, sammenlignet med Furekjerrtjønnen. Dette er forventet da Glamslandsvannet ikke direkte påvirkes av avrenningen fra KIL5/6.

Tabell 6 - Hovedioner i vannlokaliteter målt i 2001 og 2005 sammenlignet med målinger fra feltarbeid fra august 2024

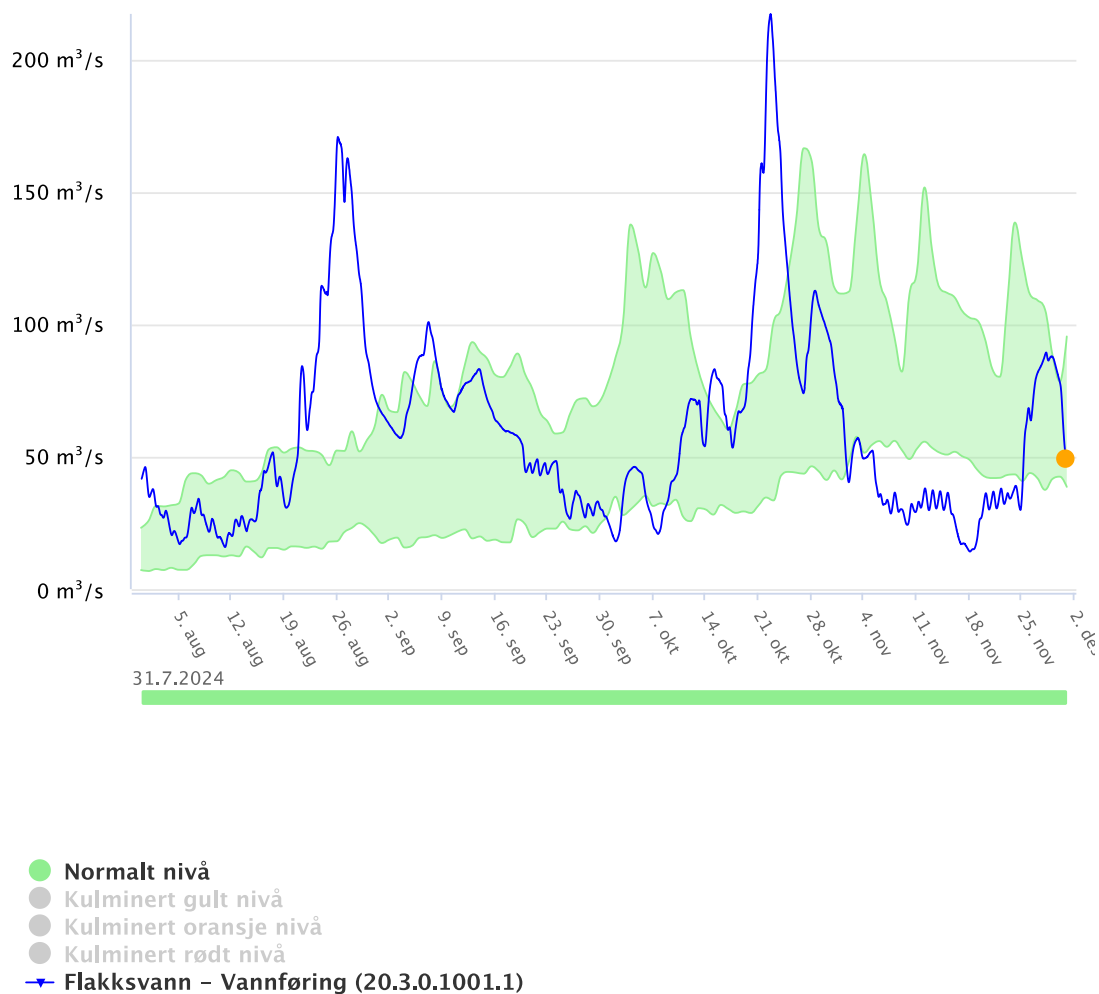
Hovedion	Furekjerrtjønnen (mai 2005)	Lokasjon B (aug. 2024)	Glamslandsvannet (aug. 2001)	Lokasjon D (aug. 2024)
SO_4^{2-}	6,07 mg/l	80 mg/l	28,4 mg/l	23 mg/l
Mg^{2+}	1,21 mg/l	5,48 mg/l	1,05 mg/l	1,81 mg/l
Ca^{2+}	1,96 mg/l	16,2 mg/l	8,72 mg/l	6,99 mg/l
Na^+	5,71mg/l	9,32 mg/l	26,2 mg/l	9,65 mg/l
K^+	0,63 mg/l	1,27 mg/l	2,7 mg/l	1,47 mg/l
Cl^-	11,3 mg/l	12 mg/l	-	-
NO_3^-	0,275 mg/l N	0,4 mg/l N	-	-

4.2. Vannstand og vannføring

Ledningsevne og vannstand i utløpet av Sangereidtjørna (C) og vannstand i Sangereidbekken (E) er vist i figuren under (Figur 8). De røde stiplende linjene i figuren illustrerer når vannprøver i feltarbeid ble tatt. Figuren viser at det i slutten av oktober var en større nedbørsperiode, og at det ellers gjennom høsten var flere små nedbørsperioder/flomperioder. Figur 8 viser trender i vannføring og ledningsevne, hvor en kan se at idet vannstanden øker, skjer det en økning i ledningsevne, men den kommer noe senere enn ved vannstanden.



Figur 8 – (a.) Vannstand (blå) og elektrisk ledningsevne (grønn) i utløpet av lokasjon C, (b) vannstand i Sangereidbekken. Målinger gjort fra slutten av august til midten av november 2024. Røde stiplede linjer viser når feltarbeid ble gjennomført.



Figur 9 - Vannføring i Flakksvann (stasjon 20.3.0.1001.1) for perioden 31. juli til 30. november 2024. Den blå linjen viser målt vannføring (i m³/s), mens det grønne området representerer normalt nivå som er basert på historiske data. Figuren er hentet fra NVE sin åpne vannportal; Sildre (Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE), 2024a)

For å få en indikator på hvordan vannstanden var i august 2024, før gjennomføringen av feltarbeidet, er det inkludert vannføring fra NVE sin målestasjon i Flakksvann i Lillesand, Figur 9, et vann lenger nord for fokusområdet i denne oppgaven. Under feltarbeidet i august ble det observert høy vannstand i spesielt Sangereidbekken, det hadde vært mye nedbør i ukene før feltarbeidet ble gjennomført. Observasjonene stemmer med det vannføringen i Flakksvann viser, hvor det er en tydelig topp mot slutten av august, rundt 26.august. Slike topper i vannføring tilsier at det har vært et større bidrag til vannføringen, som for eksempel nedbør. Basert på Figur 8 (utløp Sangereidtjørna og Sangereidbekken) og Figur 9 (Flakksvann) ser det ut til at feltarbeidet i august var rett etter en stor nedbørsperiode. Vannprøvene fra feltarbeidet i oktober reflekterer mindre vannføring. Optimalt skulle loggerne hatt målinger ut november ettersom det ble tatt to sett med vannprøver i november (23. november, 26. november), men ettersom de stoppet underveis, er det ikke vannføringsdata på dette fra egne loggere. Vannprøvene hentet i november er derfor noe vanskeligere å tidfeste. Men basert på vannføring i Flakksvann (Figur 9), og observasjoner gjort før og etter feltarbeidet var den første prøvetakningstiden i november (november nr. 1/23.november) før en nedbørsperiode, og andre prøvetakning i november (november nr. 2/25.november) etter nedbør.

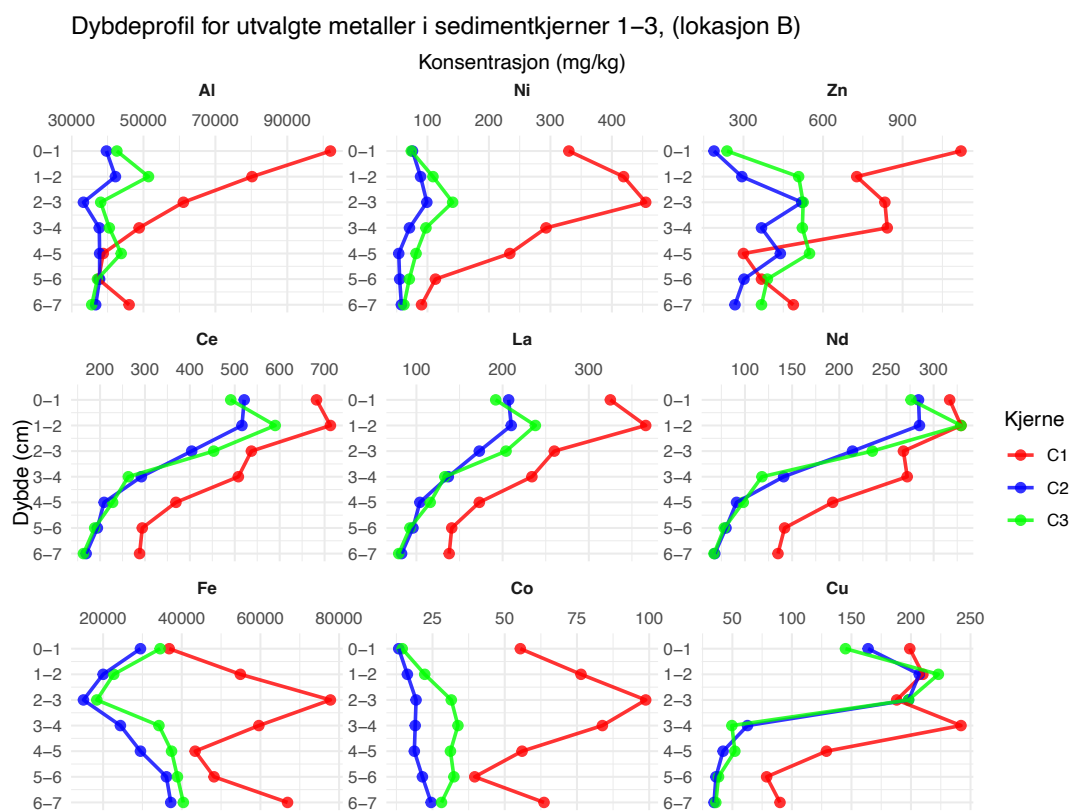
Historiske data i Figur 9 viser at det normalt har vært lite nedbør gjennom sommeren, mens det mot høsten har kommet perioder med mye nedbør (slutten av august, september og oktober). Sommer og høsten 2024 har ikke hatt samme trend, ettersom det regnet mye gjennom sommeren og mindre enn forventet gjennom høsten (Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE), 2024a; Norsk Klima Service Senter, u.å.).

4.3. Metaller i sedimenter

Basert på måling av Cs137 i sedimentene så indikerer resultatene at det har sedimentert 0,42 til 0,45 cm sediment per år for hver av vannlokalitetene i lokasjon B og C (Figur 36 og Figur 37, i Vedlegg C), og for lokasjon D blir sedimentert omtrent 0,29 cm sediment per år (Figur 38, i Vedlegg C). Basert på den hastigheten indikerer det at 2015 ligger rundt 3-4 cm ned i sedimentkjernen for lokasjon B og C, og rundt 2-3 cm for lokasjon D (Figur 36, Figur 37, Figur 38, i Vedlegg C). Med utgangspunkt i det, er det interessant å undersøke om det er en økning i metaller knyttet til sur avrenning fra sulfidholdig berggrunn i etterkant av 2015, altså rundt 3 cm ned i sedimentkjernen.

Det er en betydelig usikkerhet knytte til estimeringen av sedimentasjonshastighet da det viste seg å være vanskeligere enn forventet å identifisere hvor i sedimentprofilen Cs137-toppen var. Siden det var mye vann i de øverste lagene av sedimentkjernen, gjenspeiles det i svært lav tørrvekt i de øverste lagene. Dette førte til en stor usikkerhet knyttet til datering. Sedimentkjernene fra samme lokasjon viste seg allerede i felt å være ganske ulike. På bakgrunn av det ble det valgt å ikke slå sammen sedimentlagene fra ulike kjerner i samme lokasjon, tross lite prøvemateriale og de ble derfor analysert hver for seg.

Metallene som er valgt analysert i sedimentene er noen av metallene som ble nevnt i kapittel 2.2. Figur 10 viser resultater av metaller i sedimenter fra lokasjon B (Furekjerrtjønna), Figur 11 fra lokasjon C (Sangereidtjørna), mens Figur 12 viser resultater fra lokasjon D, (Glamslandsvannet).



Figur 10 - Dybdeprofiler for metallkonsentrasjoner (mg/kg) i sedimentkjerne fra lokasjon B (Furekjerretjønn). Kjerne C1–C3 ble hentet fra denne lokasjonen, hvor kun de øverste sedimentlagene er inkludert (ned til 6–7 cm). Dybdeintervaller vises vertikalt fra 0–1 cm til maksimalt 6–7 cm. Konsentrasjonene for hvert metall er vist separat, med fargekode for hver kjerne.

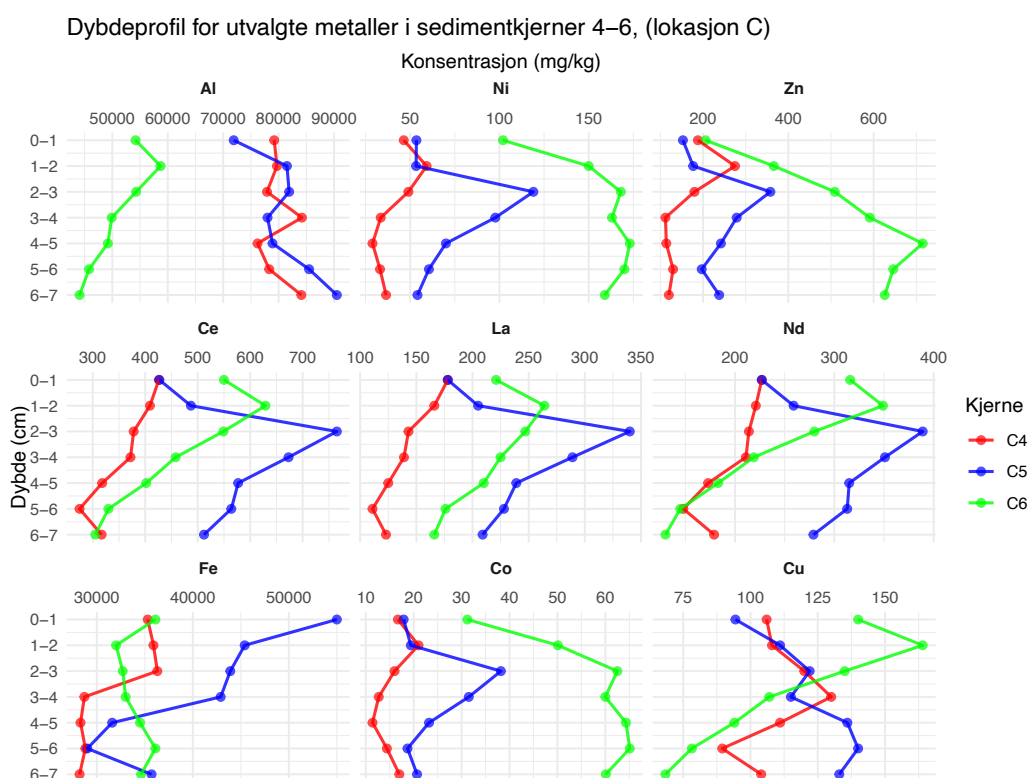
I Furekjerretjønn så er det generelt en økning av metaller og sjeldne jordarter i overflaten sammenlignet med sjikting under 4 cm. Konsentrasjonstoppen ligger rundt 1-2/2-3 cm, og generelt skiller kjerne 1 seg ut fra kjerne 2 og 3 ved å ha høyere konsentrasjoner. Dette antyder at sedimenter fra 2015 ligger dypere enn 3 cm i sedimentene og at det har vært en økning i tilførsel til tjernene etter industriutbyggingen på KIL5/6.

Det er også en økning i Al-konsentrasjon fra sjikt 2-3 cm, og en konsentrasjonstopp rundt sjikt 1-2 cm for kjerne 2 og 3. Kjerne 1 har en tydelig økning i Al-konsentrasjon helt fra sjikt 4-5 cm. Konsentrasjonstoppen for Al i kjerne 1 er vanskeligere å fastslå ettersom konsentrasjonen er høyest i overflatesedimentet med kontinuerlig økning fra sjikt 4-5 cm. Ni, Co, Zn og Fe har tendens til sammenfallende trend som Al, men for alle de nevnte metallene er det en nedgang i konsentrasjon for kjerne 1 ved overflaten, noe som skiller seg ut fra Al kjerne 1.

De sjeldne jordartene (La, Nd og Ce) har alle sammenfallende trender i de tre sedimentkjernene. Det er en tydelig økning i konsentrasjon fra omtrent sjikt 5-6 cm, og en konsentrasjonstopp ved sjikt 1-2 cm. Cu har ikke like stor likhet til Al, men Cu har noe sammenfallende trender som de sjeldne jordartene.

Ettersom det er så tydelig forskjell på kjerne 1, sammenlignet med 2 og 3, kan det antas at avsetningen er forskjellig på ulike områder av tjernet. Kjerne 1 ligger nærmere tilknyttet KIL5/6, i tillegg til at kjerne 2 og 3 er hentet nærmere hverandre i tjernet. Tilknytningen til KIL5/6 kan være en forklaring på at det generelt er høyere konsentrasjoner i kjerne 1. Basert

på sedimentasjonshastigheten er 2015 rundt sjikt 3-4 cm. Ideelt sett skulle konsentrasjonsøkningen skjedd litt i etterkant av 2015 ettersom metallene trenger noe tid til å sedimentere. Sett i lys av når økningen skjer i Figur 10, kan det indikere at 2015 var noe dypere i sjiktet ettersom konsentrasjonsøkningen skjer litt før sjikting 3-4 cm, spesielt for de sjeldne jordartene og Al. Likevel viser figuren at det er en økning i metaller, og konsentrasjonstoppen ligger i hovedsak etter 3 cm i sedimentkjernen. Basert på dette kan det indikere at sur avrenning fra sprengningsarbeidet rundt 2015 førte til en økning av metaller i tjernet.



Figur 11 - Dybdeprofiler for metallkonsentrasjoner (mg/kg) i sedimentkjerner fra lokasjon C (Sangereid tjørna). Kjerner C4–C6 ble hentet fra denne lokasjonen, hvor kun de øverste sedimentlagene er inkludert (ned til 6–7 cm). Dybdeintervaller vises vertikalt fra 0–1 cm til maksimalt 6–7 cm. Konsentrasjonene for hvert metall er vist separat, med fargekode for hver kjerne.

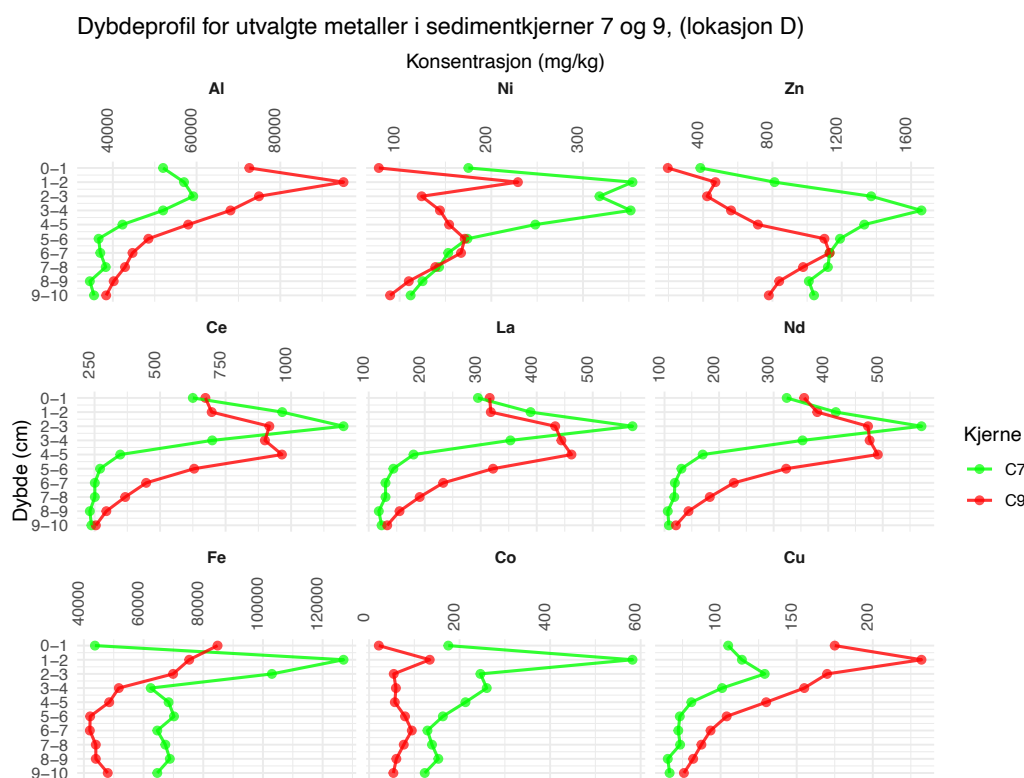
I Sangereid tjørna er det generelt større variasjon mellom kjernene og ikke en like tydelig økning i konsentrasjon mot overflaten. Det er i større grad høyere konsentrasjon dypere i kjernene. Konsentrasjonstoppen ligger derimot på omtrent samme sjikt som i Furekjerrtjørna, da rundt sjikt 3 cm.

Sammenlignet med i Figur 10 er det ikke en like tydelig konsentrasjonstopp for Al. I motsetning til Furekjerrtjørna ser det ut til at Al-konsentrasjonen i Sangereid tjørna minker mot overflaten. Kjerne 4 og 5 hadde høyest Al-konsentrasjon dypere i sjiktet rundt 6-7 cm. Likevel ser man en økning i Al rundt sjikt 3-4 cm og en topp rundt 1-2 cm for kjerne 5 og 6. For kjerne 4 skjer økningen litt dypere i sjiktet, rundt 4-5 cm og en topp rundt 3-4 cm. I figuren er det ingen av de andre metallene som har spesielt sammenfallende trender som Al.

Igjen har de sjeldne jordartene svært sammenfallende trender, hvor Figur 11 viser en gradvis økning i konsentrasjon fra omtrent sjikt 5-6 cm, og en større konsentrasjonstopp rundt sjikt 2-3

cm for kjerne 5 og rundt sjikt 1-2 cm for kjerne 6. Zn, Ni og Co har sammenfallende trender, hvor kjerne 5 har lik trend som de sjeldne jordartene og generelt kjerne 6 har høyere konsentrasjoner sammenlignet med de to andre kjernene. En interessant observasjon er at kjerne 6 har tydelig lavest konsentrasjoner for Al, i forhold til Zn, Ni og Co som har høyest konsentrasjoner for kjerne 6.

For de nevnte metallene stemmer sedimentasjonshastigheten nokså godt dersom sprengingen i 2015 ligger rundt sjiktning 3-4 cm, men igjen skulle kanskje økningen i metallkonsentrasjonen skjedd litt i etterkant av 2015. Noe overaskende er det at ingen av metallene har sammenfallende trender som Al. Ettersom Sangereid tjørna har en direkte sammenheng med avrenning fra KIL5/6, betyr det at vannet som renner til tjørnet skal ha vært gjennom noen rensetrinn. Det kan bidra til å forklare hvorfor metallene ikke har sammenfallende trender som Al, og at resultatene i Figur 11 skiller seg fra resultatene i Figur 10.



Figur 12 - Dybdeprofiler for metallkonsentrasjoner (mg/kg) i sedimentkjerner fra lokasjon D (Glamslandsvann). Kjerner C7 og C9 ble hentet fra denne lokasjonen, hvor kun de øverste sedimentlagene er inkludert (ned til 9–10 cm). Dybdeintervaller vises vertikalt fra 0–1 cm til maksimalt 9–10 cm. Konsentrasjonene for hvert metall er vist separat, med fargekode for hver kjerne.

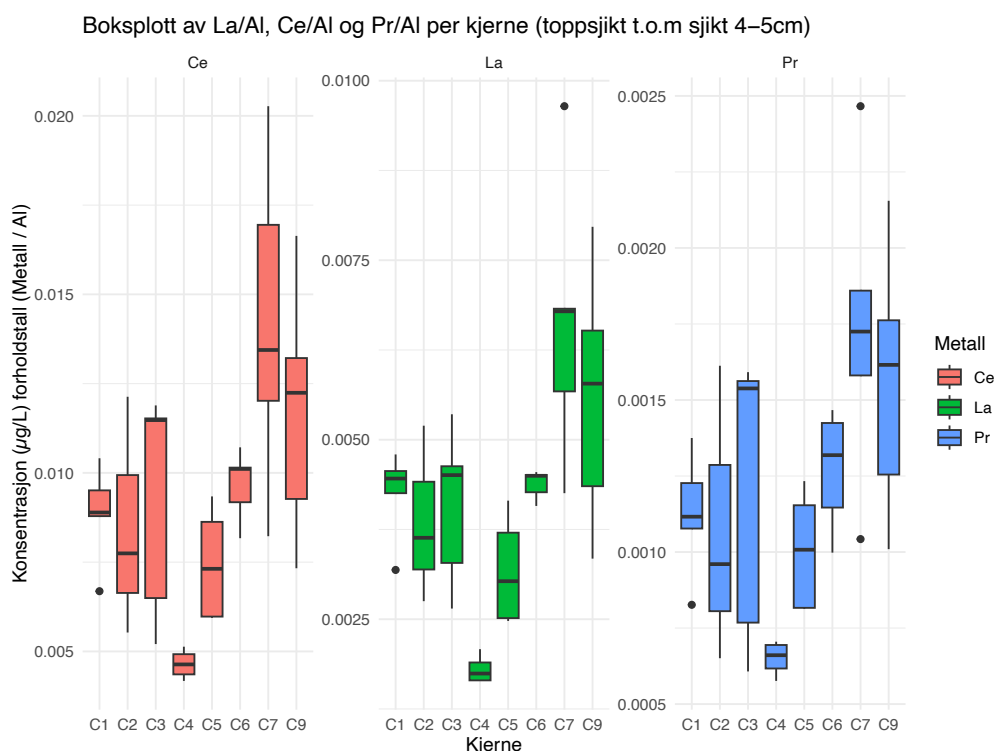
For Glamslandsvannet viser de to analyserte kjernene tydeligere trender for samtlige metaller, sammenlignet med de to andre tjørnene. Det er lavest konsentrasjon dypest i sedimentene, før en økning i konsentrasjon høyere i kjernene og en tydelig avtagende konsentrasjon helt mot overflaten. Konsentrasjonstoppen for samtlige metaller ligger omkring 3 cm, men med noe variasjon.

Al og Cu har svært sammenfallende trender, med en konsentrasjonstopp ved 2-3 cm for kjerne 7 og ved 1-2 cm for kjerne 9. For kjerne 7 ser det ut til at det er en liten økning i konsentrasjon

rundt sjikt 7-8 cm, før det er en tydelig økning fra omtrent sjikt 5-6 cm. Det er ikke like tydelig to separate konsentrasjonsøkninger for kjerne 9. Derimot er det en svakere økning rundt sjikt 5-6 cm, etterfulgt av en mer distinkt økning ved sjikt 2-3 cm og en topp ved sjikt 1-2 cm. De sjeldne jordartene har igjen sammenfallende trender, noe som også sammenfaller Fe, Ni, Zn og Co, mens Al og Cu skiller seg noe fra dette.

Sedimentasjonshastigheten og den forventede plasseringen av konsentrasjonstoppen for 2015 stemmer delvis med den faktiske plasseringen. Kjernene for denne lokasjonen ble analysert helt ned til sjikt 9-10 cm ettersom det også var belastende utslipp til vannet knyttet til avrenning i forbindelse med E18-utbygging som startet i 2006 og varte til 2009 (Hindar et al., 2016). Dette beskrives i kapittel 2.5, noe som kan gjenspeiles i en mindre konsentrasjonsøkning trolig rundt sjikt 5-6 cm (Figur 38, i Vedlegg C).

Som i de andre vannforekomstene, skjer økningen av flere metallkonsentrasjoner før hva som ifølge sedimentasjonshastigheten ville tilsvart 2015, noe som indikerer at sprengningsarbeidet i 2015 ligger noe dypere i sedimentkjernen. For flere av metallene er det en mindre økning i konsentrasjon dypere i sedimentkjernen, for eksempel Al og Cu i kjerne 7, og Ni og Co i kjerne 9. Denne mindre økningen kan indikere sur avrenning rundt 2006. Dersom 2015 ligger noe dypere i sedimentkjernene – stemmer det med at 2006 ligger noe dypere enn sjikt 5-6 cm, slik som det gjør i de nevnte kjerne for Al, Cu, Ni og Co.



Figur 13 – Boksplott som viser fordeling La/Al, Ce/Al og Pr/Al i sedimentkjerner, tilhørende Furekjerrtjønnå (1-3), Sangereidtjønnå (4-6) og Glamslandsvann (7 og 9). Kun toppsjiktet (t.o.m. sjikt 4-5) for hver sedimentkjerne er valgt ut for figuren. De svarte horisontale linjene representerer median-verdi, boksene representerer området mellom 1. og 3. kvartil (IQR), de vertikale linjene strekker seg 1,5 ganger IQR og viser spennet av data, mens punkter representerer outliers.

Forholdstallet med Al og enkelte sjeldne jordarter ble undersøkt for å se på trender i toppsjiktet i de ulike sedimentkjernene i Figur 13. Utlekking av Al er et kjent problem tilknyttet sur avrenning fra sulfidholdig berggrunn (Hagelia, 2023) og korrelering til sjeldne jordarter er beskrevet i kapittel 2.2. Sedimentkjerner 1-3 (C1-C3) representerer Furekjerrtjønnå, 4-6 (C4-C6) er fra Sangereidtjønnå og kjerne 7 og 9 (C7 og C9) er hentet fra Glamslandsvannet. I boksplottet er det brukt resultater fra prøvemateriale i toppsjiktet, til og med sjikt 4-5 cm.

Generelt viser figuren at det er like trender for hvert forholdstall, Ce/Al, La/Al og Pr/Al i alle vannforekomstene. Kjernene fra Glamslandsvannet ligger høyest i figuren, noe som tyder på at kjernene i vannet har et høyere Metall/Al-forholdstall sammenlignet med Furekjerrtjønnå og Sangereidtjønnå. Det er antatt at sedimenteringen i Glamslandsvannet skal være mer normal, sammenlignet med sedimenteringen i de to tjernene. Med høye metallkonsentrasjoner i tjernene vil disse metallene antagelig aggregere og felle ut når pH øker (Stumm, 1996), noe som fører til mer sedimentering i vannene. Disse antagelsene stemmer over ens med sedimentasjonshastigheten regnet ut for de ulike vannforekomstene. Ifølge Hagelia (2023) vil Al og tungmetaller kunne remobiliseres dersom pH faller under 4,5. Det vil si at sedimentene kan bidra til økt konsentrasjon av metallene i vannet dersom vannene blir surgjort (Hagelia, 2023). Majoriteten av metallene i samtlige sedimentkjerner avtar i konsentrasjon opp mot overflaten, noe som bidrar til at lavere metallkonsentrasjon eventuelt vil remobiliseres. Men både Al og Zn har en kontinuerlig økning i konsentrasjon i kjerne 1 i Furekjerrtjønnå, et tjern som også er naturlig surt (Hindar & Roger, 2003). Basert på at vannet er naturlig surt, kan remobilisering av Al og Zn i sedimentene til vann forklare den kontinuerlige økningen i konsentrasjon. Men ettersom dette ikke er tilfelle for de andre kjerne fra samme tjern, er det usikkert om det en forklaring.

Sedimentene i Glamslandsvannet mottar ikke direkte sur avrenning fra KIL5/6, noe som gjenspeiles i Figur 13. Innsjøen har som nevnt tidligere blitt påvirket av avrenning fra sulfidholdig berggrunn (Hindar et al., 2016), noe som også kan bidra til at forholdstallet med de sjeldne jordartene er ulikt, sammenlignet med de to tjernene. Kjernene i Sangereidtjønnå er de kjernene som er mest ulike seg imellom, sammenlignet med kjerner fra de andre vannforekomstene. Spesielt kjerne 4 ser ut til å skille seg mest ut fra resterende kjerner, med et veldig lavt forholdstall. Plasseringen av Glamslandsvannet i Figur 13 tilsier at det er mer av den sjeldne jordarten sammenlignet med Al i Glamslandsvannet. Det betyr også at det er mer Al i Furekjerrtjønnå og Sangereidtjønnå sammenlignet med Glamslandsvannet, samt lavere konsentrasjon av sjeldne jordarter i tjernene sammenlignet med Al.

4.4. Konsentrasjon av metaller og andre vannvariabler i vannprøver

4.4.1. Konsentrasjon av Al og endring nedover vassdraget

Det ble målt Al-konsentrasjoner i hele vassdraget, hvorav totalkonsentrasjonen av Al er vist i Tabell 7. Generelt er viser tabellen høye Al-konsentrasjoner, med ekstremt høye verdier i lokasjon A (5680 µg/l til 31000 µg/l). Konsentrasjonen av Al avtar nedstrøms vassdraget frem til lokasjon D etterfulgt av en distinkt økning i lokasjon F, noe som viser til samme tendens som hovedionene.

Tabell 7 - Totalkonsentrasjon (µg/l) av Al i hele vassdraget (lokasjoner A-F) i vannprøver fra august og oktober. Verdier lavere enn LOD er <0,3 µg/l for Al

Totalkonsentrasjon av Al (µg/l) i lokasjoner A-F											
A		B		C		D		E		F	
Aug.	Okt.	Aug.	Okt.	Aug.	Okt.	Aug.	Okt.	Aug.	Okt.	Aug.	Okt.
31000	5680	2420	2430	1230	671	208	222	391	270	2590	2380

I en rapport skrevet for Statens Vegvesen rapporterer Hagelia om ekstreme Al-verdier knyttet til deponi M17 i Mannfallsdalen, henholdsvis verdier på 3600µg/l (Hagelia, 2023). Tilknyttet sur avrenning fra E18 ble det i 1986-1989 rapportert om ekstreme Al-konsentrasjoner på 4000-7000 µg/l i Langedalstjønna, en vannforekomst med nedbørsfelt tilknyttet E18. Økningen av Al var 10-20 ganger høyere enn det som var normalt i de forsurende vannene i området (Hindar et al., 1992). Sammenlignet med tidligere målinger i Lillesand både registrert i vannmiljø og i rapporter, kan målingene fra feltarbeidet i 2024 omtales som ekstremt høye, spesielt i lokasjon A, B og F. Al-konsentrasjonene i lokasjon D og E er også høye, men ikke like ekstreme.

I tabellen nedenfor, Tabell 8, vises prosentandelen Al for ulike størrelsesfraksjoner av metallet. Figuren er delt inn i fraksjonene *partikulært* og *totalt løst* fordelt på de ulike lokasjonene, der tilhørende prosent er et gjennomsnitt fra Al-konsentrasjon i vannprøver fra august og oktober. Fraksjonen *totalt løst* er igjen delt inn i *kolloidalt* og *LMM*. Generelt viser Tabell 8 at Al foreligger hovedsakelig som totalt løst (78-98%), hvorav LMM utgjør største prosentandel (46-100 %). I lokasjonene med best vannkvalitet (C, D og E) er det et økt innhold av partikulære og kolloidale Al-tilstandsformer selv om hovedandelen av Al fortsatt er LMM, men lavere sammenlignet med de andre lokalitetene. Noe større prosentandel partikler kan indikere noe mer sedimentering i vannforekomstene.

Basert på Tabell 8 er totalt løst Al-konsentrasjon generelt høyest øverst i vassdraget, i lokasjon A (98%) og avtar frem til lokasjon E (78%). Denne avtagende Al-konsentrasjonen tyder på en fortykningseffekt nedstrøms i vassdraget. Lokasjon F har en stor økning i konsentrasjon (98%), noe som stemmer med at lokasjonen får sur avrenning fra en sekundær kilde. Lokasjonen er valgt ut på bakgrunn av mistanke om sur avrenning fra et nærliggende boligfelt. Økningen i Al-konsentrasjon, i tillegg til økning i SO_4^{2-} (Tabell 5) i samme lokasjon støtter denne antagelsen.

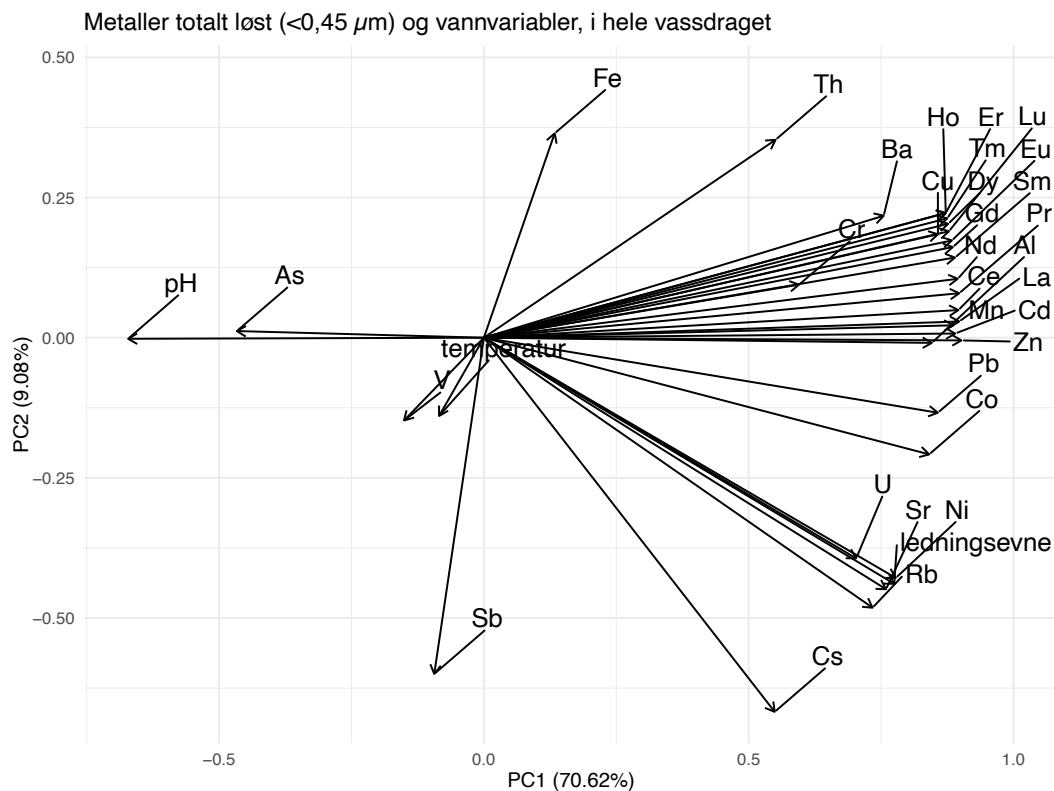
Tabell 8 - Oversikt over prosent Al i vannprøver fra vassdraget. Både prosenten er regnet ut v.h.a. gjennomsnittskonsentrasjon i vannprøver fra august og oktober. Tabellen viser oversikt over ulike størrelsesfraksjoner (%). Verdier lavere enn LOD er <0,3 µg/l for Al.

	% Al i ulike fraksjoner					
	A	B	C	D	E	F
Partikulært	<0,3	3	14	14	22	<0,3
Totalt løst	98	97	86	86	78	98
⇒ Kolloidalt	<0,3	<0,3	19	34	32	<0,3
⇒ LMM	100	98	67	52	46	99

4.4.2. Korrelasjon mellom Al og andre grunnstoffer

Konsentrasjonen av totalt løst metall i vannprøver ble målt for å undersøke hvilke andre metaller som foreligger i vassdraget og har tilsvarende trender som Al. For alle analysene der det er benyttet en ordinasjonsmodell var DCA1<3 (Vedlegg D). På det grunnlaget ble det besluttet at statistisk prinsipal komponentanalyse (PCA) fra veganpakken i RStudio var den beste ordinasjonsmodellen for å undersøke samvariasjon for metallene.

For å kunne få en oversikt over hvilke metaller som hadde noen fellestrekk, ble en PCA uten forklaringsvariablene lokasjon, måned (vannføring) eller tilstandsform gjennomført for å kun visualisere metallene, pH, ledningsevne og temperatur som vektorer i et biplott, Figur 14.

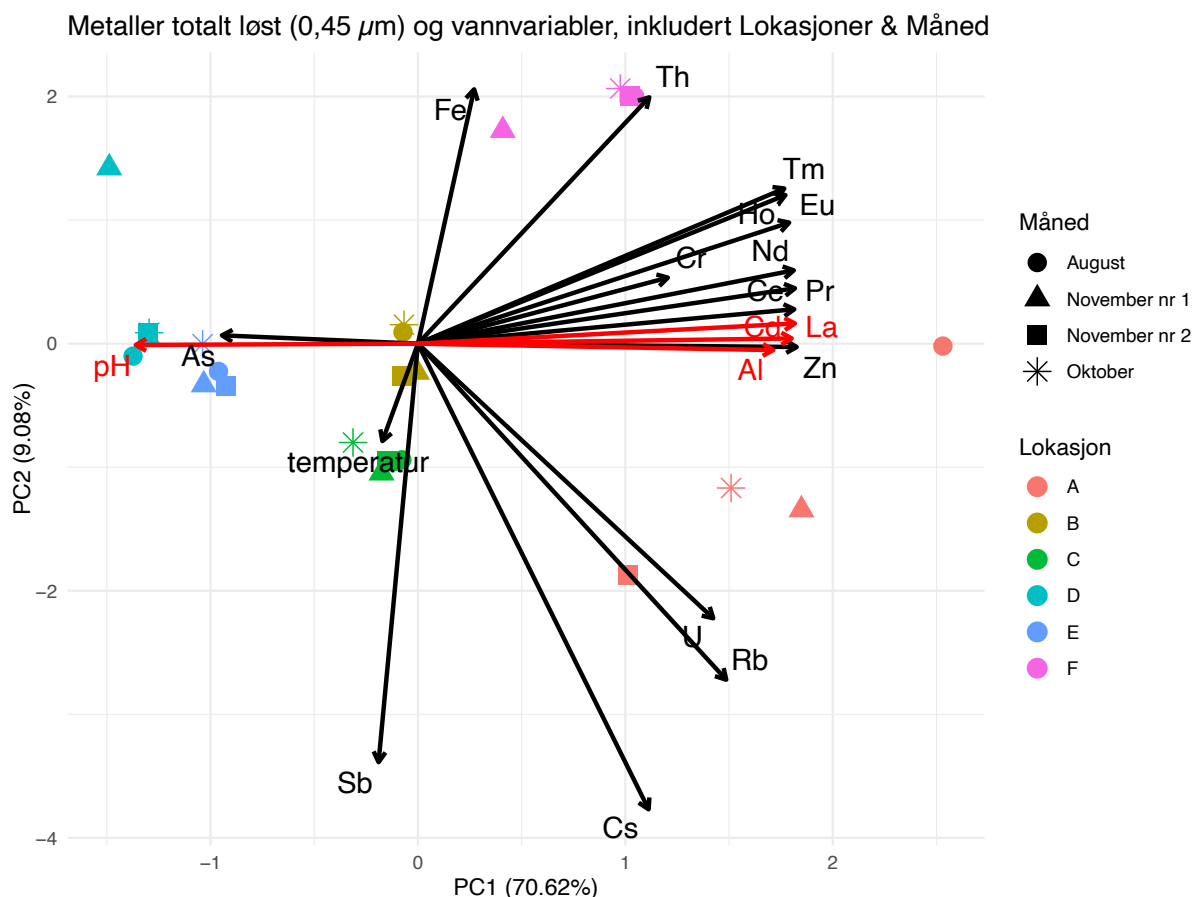


Figur 14 - PCA for metaller totalt løst i hele vassdraget, basert på vannprøver fra august, oktober, og to sett vannprøver fra november. Metallene vises som vektorer; der vektorretningen viser økende verdi for hver variabel i komponentenes retning. Vektorene representerer korrelasjonen mellom variabler og hovedkomponentene PC1 og PC2 som til sammen forklarer 79,7 % av den totale variansen i datasettet (PC1: 70,62 %, PC2: 9,08 %).

I Figur 14, vises en PCA av metaller og utvalgte vannvariabler i vassdraget ulike trender i resultatene. Korrelering og gruppering av metallene kan indikere at metallene stammer fra en felles kilde, for eksempel sulfidholdig berggrunn. Figur 14 er basert på målinger av metaller i vannprøvene fra hele vassdraget, noe som indikerer at det er mulig å finne metaller i alle vannprøvene. Videre kan det si noe om hvilket «signal» av metallene man skal se etter for å kunne knyttet det til den sulfidholdige berggrunnen.

PC1 representerer 70,62% av variansen til fordelingen av metallene, pH, ledningsevne og temperatur. Det vises også ved at majoriteten av resultatene ligger langs PC1, dette indikerer at mange av metallene kan forklares av samme årsak. Likevel viser figuren ulike grupperinger. En interessant observasjon er vektoren til pH, som har en negativ korrelasjon til de fleste grunnstoffene, men tydeligst mot Al, Cd, Pb, Zn, Mn, La, Pr og Ce. Det betyr at når pH synker, øker konsentrasjonen av disse metallene. Basert på grupperingen kan man også anta at Al, Cd, Pb, Zn, Mn, La, Pr og Ce har samme variasjon, dette kan antyde at de kommer fra samme kilde og at konsentrasjonen av de nevnte metallene øker når pH synker. As korrelerer sterkt med pH, noe som peker i retning av at konsentrasjon av det metallet ikke har sammenheng med utlekking fra sulfidholdig berggrunn. Noe overraskende er at Fe ikke korrelerer med metallene antatt tilknyttet sur avrenning, men i større grad står vinkelrett mot Al-vektoren og indikerer ved det at metallene ikke har noen sammenheng.

Basert på modellseleksjonen (Figur 40, Vedlegg D) for totalt løst konsentrasjon av metallene er forklaringsvariablene *lokasjoner* og *måned (vannføring)* det som forklarer variasjonen best (modell 5, Figur 40). Figur 15 viser den samme fordelingen av metaller, pH, ledningsevne og temperatur som i Figur 14 – men i tillegg er vektorene fordelt etter lokasjon og måned (vannføring). Som følge av at modell 5 gir mest støtte i dataene ble det gjennomført ANOVA-test for modellen, der resultatene viste at både lokasjon og måned (vannføring) bidrar signifikant (Figur 41, Vedlegg D). Dermed kan det forklare hvorfor metallene og vannvariablene grupperer seg slik som de gjør. Modellseleksjonen resulterte også i at modell 3 kan sees på som statistisk likeverdig. Modell 3 inkluderte forklaringsvariablene *lokasjoner* og *temperatur*. Men ettersom temperaturverdiene for vannprøvene i november ble målt på laboratoriet i Ås i januar, og ikke i felt slik som i august og oktober er det valgt å kun fokusere på modell 5 for totalt løste metaller og vannvariabler i vassdraget.



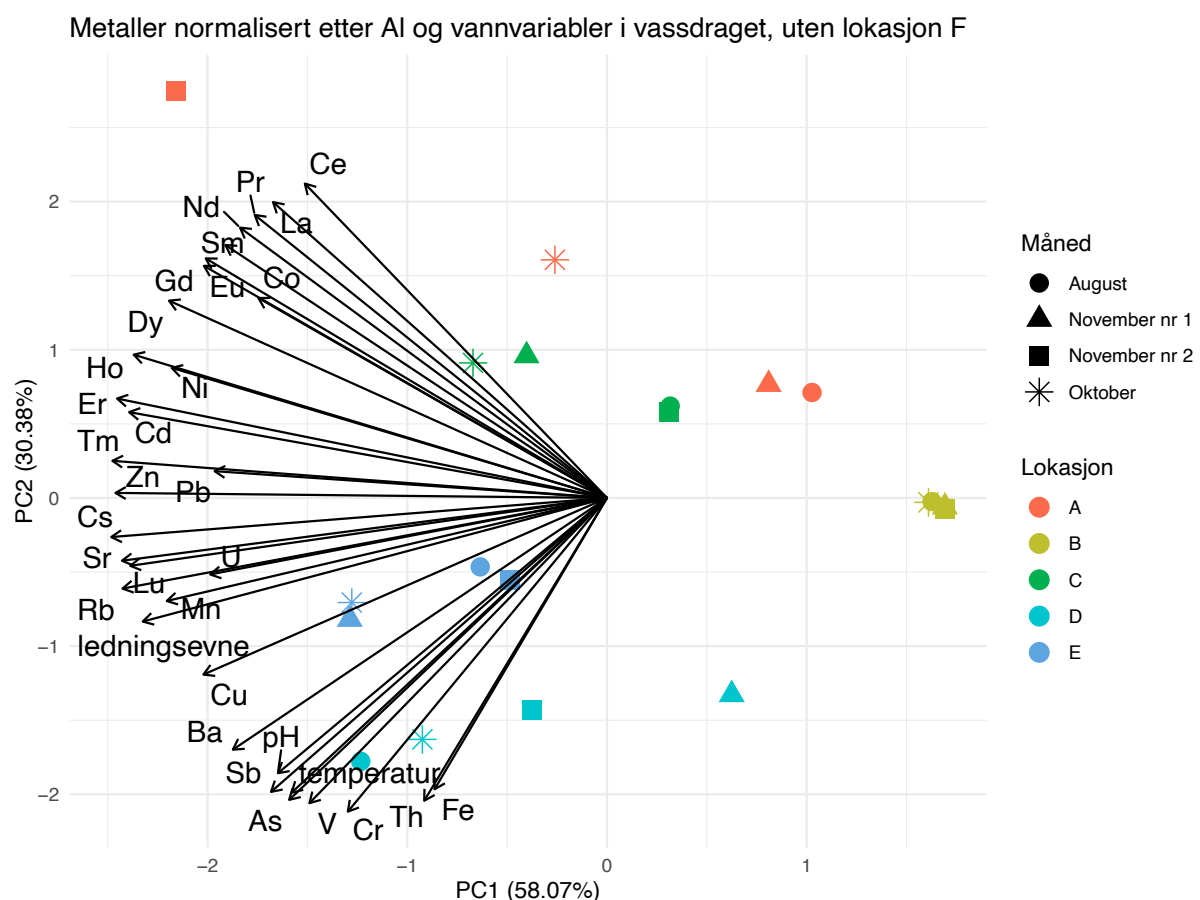
Figur 15 - PCA for metaller totalt løst og vannvariabler i hele vassdraget, fordelt etter forklaringsvariabler lokasjoner (A-F), og prøvetakingstidspunkt. Al, La og Cd er metaller som korrelerer og er markert i rødt for å synliggjøre de i plottet. pH har en negativ korrelasjon til de nevnte metallene og er også markert i rødt for bedre synlighet. For generelt bedre synlighet i plottet er halvparten av metalletikettene fjernet, og vektorene er multiplisert med en faktor på 3. Vektorene representerer korrelasjonen mellom variabler og hovedkomponentene PC1 og PC2 som til sammen forklarer 79,7 % av den totale variansen i datasettet (PC1: 70,62 %, PC2: 9,08 %).

I Figur 15 ser en at metallene korrelert med Al peker direkte mot lokasjon A, tidsperiode august, noe som indikerer at metallene har en tydelig sammenheng med prøvene tatt i den lokasjonen i august. pH derimot peker i retning av lokasjon D og E, i tillegg til at det i større grad er uavhengig av tidspunkt for prøvetaking. Det betyr også at lokasjon D og E har en negativ korrelasjon med lokasjon A (august). Lokasjon D og E representerer Glamslandsvannet og Sangereidbekken som har nedbørfelt utenfor industriutbyggingen og bekken nedstrøms. Det er de lokalitetene med best vannkvalitet, hvorav lokasjon D antagelig ikke skal være påvirket av avrenning fra KIL5/6. Det stemmer godt at pH peker direkte mot disse lokasjonene, på bakgrunn av at lokasjonene også hadde best pH-verdier. Likevel indikerer plasseringen av lokasjon D og E at vannet fra lokasjon C påvirker vannet i lokasjon E til en viss grad, basert på at lokasjon D og E ikke ligger helt samlet i plottet.

Generelt er lokalitetene på venstre side av plottet de lokasjonene som har bedre vannkvalitet, sammenlignet med lokasjonen nærmest KIL5/6 (A), og siste lokasjon som representerer utløpet mot fjorden (F). I og med at lokasjon A og F ikke ligger mer samlet i plottet indikerer det at lokasjonene representerer to ulike kilder med sur avrenning, og en kan derfor si at F blir en

sekundær kilde ettersom gradienten strekker seg fra A og nedover mot fjorden. De to tjernene (B og C) ligger nokså samlet i plottet, noe som er i samsvar med hvordan vannettransporten er nedover i vassdraget fra KIL5/6 og økt fortynning som følge av økt avstand nedover i vassdraget med avrenning fra andre områder.

Gitt at lokasjon F tilsynelatende er en sekundær kilde til sur avrenning, er det valgt å lage et PCA-plott uten den lokasjonen. Det er også interessant å se hvilke metaller som grupperer etter at konsentrasjonene er normalisert med Al i samme vannprøve. Som nevnt for Figur 13 er utlekking av Al et kjent problem knyttet til sur avrenning, i tillegg til at Al-verdiene generelt er svært høye sammenlignet med de andre metallene. Ved å dele metallene på Al ser en hvordan forholdet til metallet er og hvilke metaller som grupperer seg som indikerer at de følger samme trender.



Figur 16 - PCA-plott av metaller normalisert etter Al (aluminium). Vannvariablene pH, ledningsevne og temperatur er ikke normalisert etter Al. Fargede punkter viser prøver fordelt etter Lokasjon (A–E), og ulike former viser prøvemåned. Vektorene representerer korrelasjonen mellom variabler og hovedkomponentene PC1 og PC2 som til sammen forklarer 88,45 % av den totale variansen i datasettet (PC1: 58,07 %, PC2: 30,38 %). For bedre visuell synlighet er alle vektorene multiplisert med en faktor på 3. Vektorretningen viser økende verdi for hver variabel i komponentenes retning.

Figuren ovenfor viser totalt løste metallkonsentrasjoner i hele vassdraget normalisert med Al-verdier. PC1 står for 58% av variansen, noe som i denne figuren representerer hvor og når prøvene er tatt med tanke på nedbør. Vektorene i figuren er tydelig forklart av PC2, noe som forklarer 30% av variansen. I Figur 14 grupperer generelt de sjeldne jordartene seg, men spesielt

Cd, Pb, Zn, Mn, La og Ce grupperer seg likt som Al. I Figur 16 ser en igjen at de samme sjeldne jordartene grupperer seg likt, her på bakgrunn av at de er normalisert med Al-verdi. Spesielt Ce, La, Pr, Nd, Sm og Eu peker i samme retning, og da mot lokasjon A.

Lokasjonene (A-E) i figuren gjenspeiler endringer mellom lokaliteter på grunn av vannkvalitet. Øverst ligger lokasjon A, som har lavest pH, høyest ledningsevne og stor konsentrasjon av metaller i vannet. Etterfulgt av B og C som har noe bedre vannkvalitet sammenlignet med A, men fortsatt dårligere enn lokasjon D og E. Lokasjon E ligger ovenfor lokasjon D i plottet, noe som gjenspeiles i at E inneholder en blanding av vann fra C og D, og dermed har noe dårligere vannkvalitet enn lokasjon D, men bedre enn C.

Vektorene for Ba, Sb, As, V, Cr, Th, Fe, temperatur og pH peker i samme retning som lokasjon D og E ligger. Lokasjon D og E er som nevnt lokalitetene i vassdraget med best vannkvalitet. Det kan tyde på at de nevnte komponentene ikke har noen sammenheng med metallene fra sur avrenning ettersom de vektorene også står nokså vinkelrett mot de sjeldne jordartene, i tillegg til at vektorene peker i motsatt retning av der lokasjon A og B ligger i plottet.

4.4.3. Faktorer (forklaringsvariabler) med betydelig innvirkning

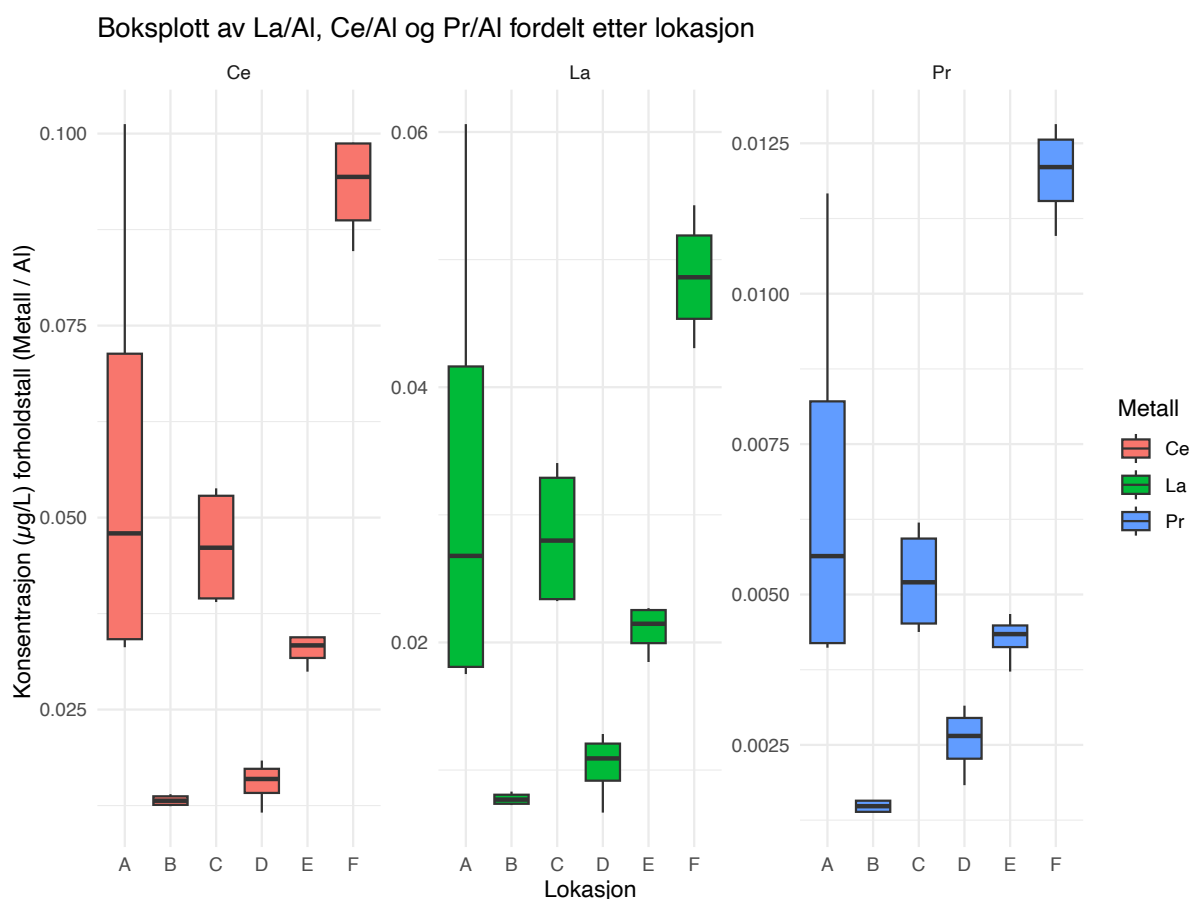
Modellseleksjonen til de ulike PCA-plottene (Figur 15, Figur 16) fikk begge størst signifikans for forklaringsvariablene *lokasjon* og *måned* (*vannføring*). Variabelen lokasjon forteller hvilken vannlokalitet prøvene er hentet fra og tydeliggjør gradienten fra KIL5/6 og nedover vassdraget. På bakgrunn av at denne forklaringsvariabelen er signifikant indikerer det at hvor prøvene tas har noe å si for metallkonsentrasjonene i vannet. Måned er valgt ut som forklaringsvariabel for å undersøke forskjell i vannføring i vassdraget, ettersom tidspunktet for prøvetaking ble bestemt på bakgrunn av hvor mye nedbør som var forventet. Ved økt vannstand var det i utgangspunktet tenkt at det skulle være en økning i metallkonsentrasjon, da med forbehold om at det skulle være en tørkeperiode gjennom sommeren og en stor nedbørsperiode/flomepisode ved høstens start. Siden nedbørsmønsteret var noe annerledes enn forventet representerer ikke nedbørsvariabelen en tørkeperiode, men i større grad en flomepisode etterfulgt av flere små nedbørsperioder.

4.4.3.1. Konsentrasjon av metaller som korrelerer med Al nedover vassdraget

Lokasjonsvariabelen viser at det er ulik konsentrasjon av metaller nedover vassdraget. Det er dokumentert høye metallkonsentrasjoner spesielt nærmest KIL5/6, i lokasjon A. For å kunne fastslå at det er samme kilde for metaller nedstrøms i vassdraget kan man se etter samme forholdstall mellom metallene i vannprøvene i de ulike lokasjonene nedstrøms. I Figur 14 grupperes spesielt Al, Cd, Pb, Zn, Mn, La, Pr og Ce.

Basert på resultatene i Figur 16, der spesielt Ce, La, Pr, Nd, Sm og Eu grupperes, og Zn, Mn, Cd, Pb grupperes så indikeres det at det er forskjell mellom metaller som samvarierer med Al. Forholdstallene La/Al, Ce/Al og Pr/Al er plottet i et boksplokk (Figur 17) for å se fordelingen av metallene normalisert med Al i alle lokasjoner. Forholdstallet til de utvalgte sjeldne

jordartene kan brukes for å se på trender siden forholdstallet er likt uavhengig av metallkonsentrasjon. Dersom disse metallene nederst i vassdraget stammer fra KIL5/6 burde forholdstallet til La, Ce og Pr plassere seg likt i boksplottet. Som tidligere nevnt, er konsentrasjonene i lokasjon F såpass mye høyere sammenlignet med konsentrasjonene i E, at det antas at vannet i lokasjon F stammer fra en sekundær kilde. Basert på den antagelsen, burde La/Al, Ce/Al og Pr/Al i boksplottet plassere seg noe ulikt i lokasjon F sammenlignet med de resterende lokasjonene.



Figur 17 - Boksplott med La/Al, Ce/Al og Pr/Al i alle lokasjoner (A-F). Konsentrasjonen til forholdstallet er µg/l. De svarte horisontale linjene representerer median-verdi, boksene representerer området mellom 1. og 3. kvartil (IQR), de vertikale linjene strekker seg 1,5 ganger IQR og viser spennet av data, mens punkter representerer outliers.

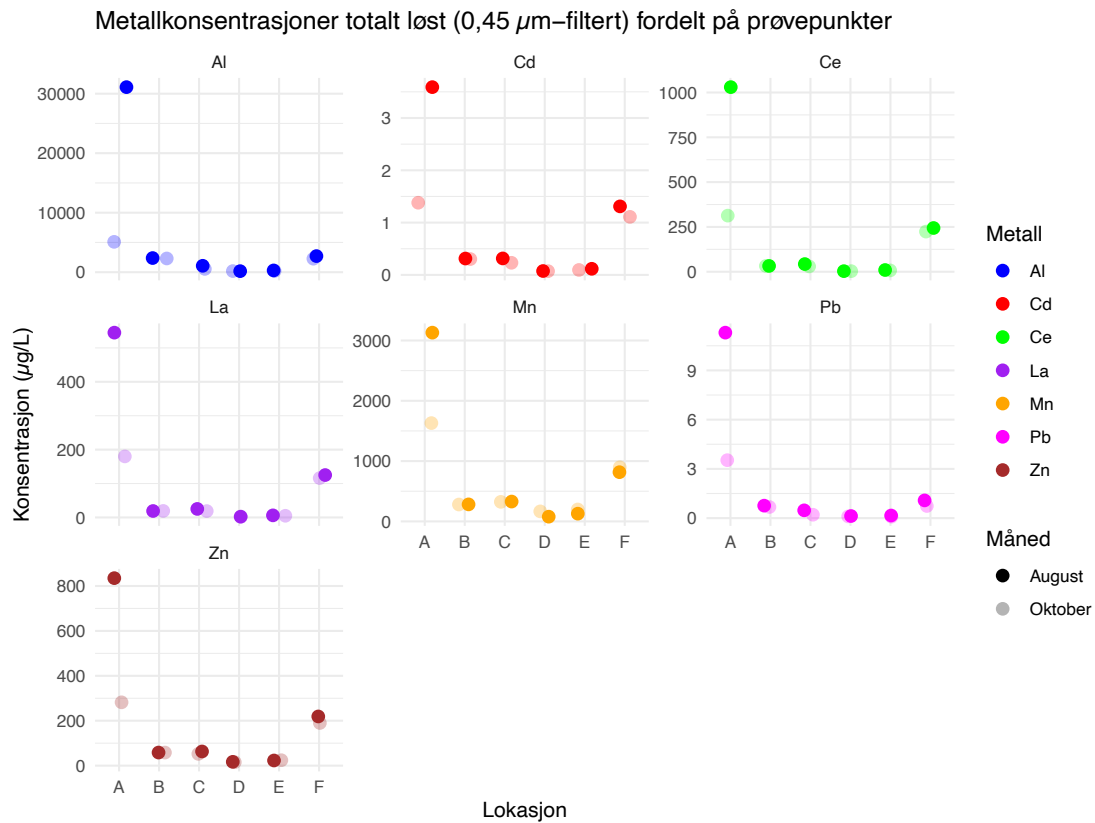
Lokasjon F ligger plassert ulikt sammenlignet med de andre lokasjonene i Figur 17, noe som styrker antagelsen om at lokasjon F er en sekundær kilde til sur avrenning, og da med et annet «signal» enn avrenningen fra KIL5/6. I figuren er lokasjon A og C plassert i samme område, men overraskende gjelder ikke dette lokasjon B. Men lokasjon B (Furekjerrtjønn) har ikke direkte kobling til lokasjon A og avrenning fra dette området. I samtale med kontaktpersoner i kommunen, viste det seg at det er vanskelig å fastslå nøyaktig hvor vannet fra lokasjon A renner, men at det trolig har en mer direkte linje mot lokasjon C (Sangereidtjønn). I lys av den informasjonen, stemmer plasseringen av forholdstallet til lokasjon B bedre.

Lokasjon D er også plassert noe avvikende i forhold til lokasjon A og C, men dette er forventet da lokasjonen representerer den største vannforekomsten (Glamslandsvannet), og antagelig

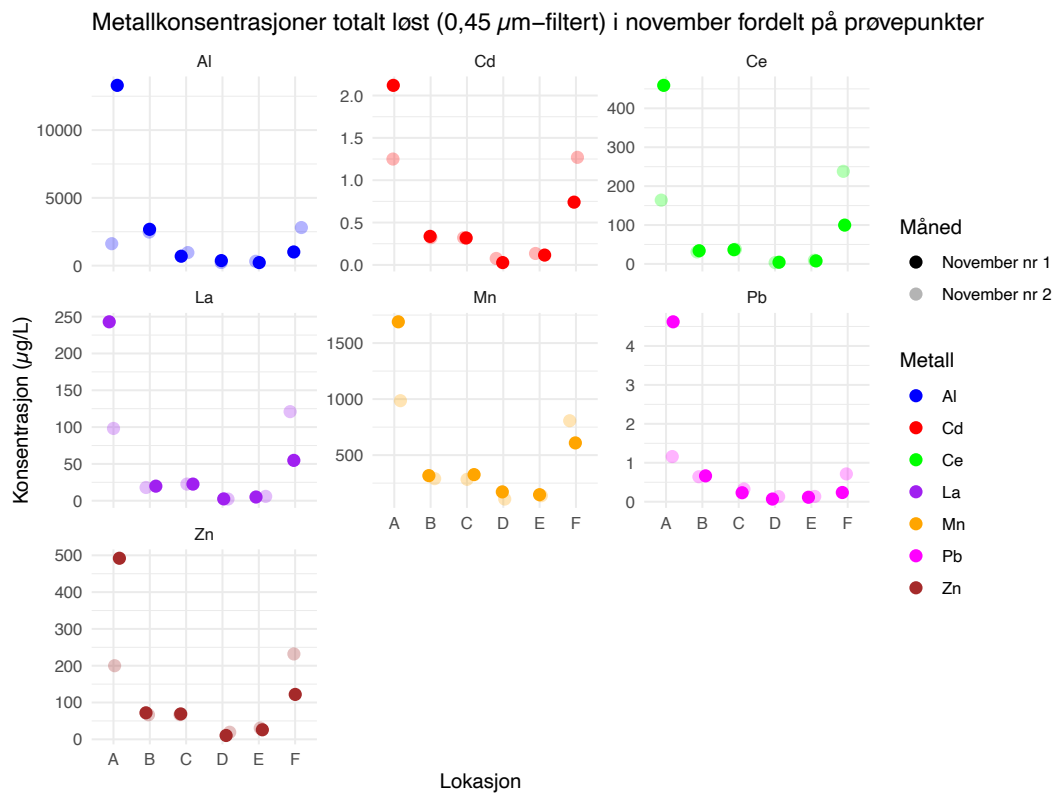
ikke har påvirkning fra avrenning til KIL5/6. Ettersom den lokasjonen har generelt bedre vannkvalitet (Tabell 5), i tillegg til større nedbørsfelt, sammenlignet med lokasjonene før (A, B og C), er det også forventet at sammensetningen av metaller i vannet er noe ulik. På bakgrunn av noe avvikende trend i lokasjon D, er det også forventet at lokasjon E ikke er plassert helt likt som de tidligere lokasjonene. Men siden lokasjon E representerer en potensiell blandingssone med vann fra lokasjon C og D, er det likevel forventet at trenden skal være noe lik som tidligere lokasjoner (A, B og C). På bakgrunn av plasseringen til lokasjon E i Figur 17, stemmer antagelsene nokså godt.

I kapittel 2.2, henvises det til et prosjekt i tilknytning til avrenning fra berggrunnen der metallene Al, Fe, Mn, Ni, Zn, Co, Cu dominerte, konsentrasjonen av Ce, La, Nd var relativ høy, mens Pb, As, V og Mo var mindre. Resultatene viste også at en liten del av metallene opptrådte som kolloidalt og partikulært (Teien et al., 2017). I resultatene knyttet til denne undersøkelsen er det hovedsakelig Al, Cd, Pb, Zn, Mn, La, Pr og Ce som korrelerer og har antatt tilknytning til den sulfidholdige berggrunnen, men Figur 16 viser trend på at det er noe forskjell mellom gruppene Cd, Pb, Zn, Mn og La, Pr og Ce. I liket med prosjektet fra 2017, opptrer metallene i resultatene tilknyttet denne oppgaven også i liten grad som kolloidalt og partikulært. Ettersom metallene fra disse to undersøkelsene er tilknyttet avrenning fra sulfidholdig berggrunn i samme område (Lillesand), og resultatene er nokså like, kan det styrke antagelsen om at metallene som korrelerer i denne oppgaven faktisk stammer fra sur avrenning tilknyttet sulfidholdig berggrunn.

Med utgangspunkt i at lokalitetene lager en gradient fra KIL5/6 er det interessant å se på hvordan konsentrasjonen av enkelte metaller fordeler seg nedstrøms fra lokasjon A. Ettersom spesielt metallene Al, Cd, Pb, Zn, Mn, La, Pr og Ce, korrelerer og kan peke i retning av at de stammer fra sur avrenning fra sulfidholdig berggrunn, er det disse metallene som er undersøkt videre.



Figur 18 - Fordeling av utvalgte metaller nedstrøms i vassdraget. Målingen viser ulike lokasjoner og to ulike prøvetakningspunkt (august og oktober)



Figur 19 - Fordeling av utvalgte metaller nedstrøms i vassdraget. Målingen viser ulike lokasjoner og to ulike prøvetakningspunkt (november nr. 1 og november nr. 2)

Figurene ovenfor, Figur 18 og Figur 19, viser målte metaller i hele vassdraget og tydelige trender for de utvalgte metallene. Generelt ser en at de høyeste metallkonsentrasjonene foreligger igjen i lokasjon A, altså nærmest industriområdet, og nedadgående metallkonsentrasjon frem til lokasjon D. Det er tendens til en liten økning i lokasjon E, før en større økning i lokasjon F, noe som er forventet på bakgrunn av forholdstallet vist i Figur 17.

Figurene viser også forskjellen på metallkonsentrasjonen i august og oktober, og i november før og etter nedbør, der den største forskjellen er i lokasjon A. Sammenlignet med de andre lokasjonene er forskjellen veldig stor, ettersom målingen viser nokså like resultater i de resterende lokasjonene uavhengig av når prøvene er tatt. Likevel ser man en økning i konsentrasjon i det første settet med prøver, og i lokasjon F ser en samme tendens som i lokasjon A, bare i mindre skala. Like tendenser i lokasjon A og F støtter antagelsen om at det er sur avrenning også til lokasjon F, men da fra en annen kilde. Under en nedbørsperiode i 2006, beskrevet i kapittel 2.6, ble det i likhet med resultatene i denne undersøkelsen dokumentert svært forhøyede konsentrasjoner av metaller knyttet til suravrenning fra sulfidholdig stein (Hindar & Iversen, 2006).

4.4.3.2. Nedbørs påvirkning på innhold av Al og andre løste metaller

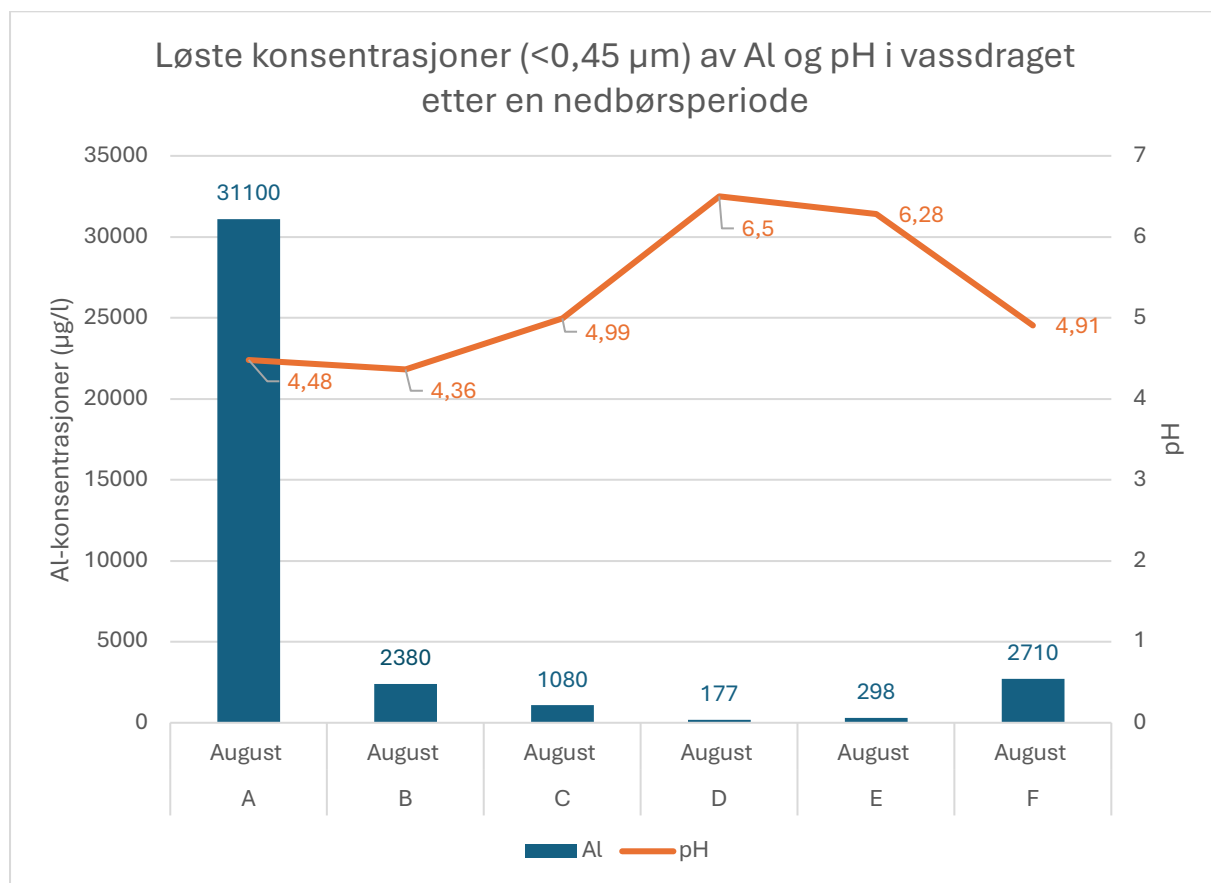
Nedbørsvariabelen (måned) indikerer mengde nedbør ved gitt prøvetakningspunkt. Årsaken til at den store forskjellen på augustmålingen kontra oktobermålingen, og novembermålingene før og etter nedbør (Figur 18, Figur 19) i lokasjon A, kan være knyttet til nedbørsfeltet til prøvepunktet. Sammenlignet med de andre lokasjonene, har lokasjon A direkte tilknytning til den sure avrenningen fra industriområdet, dette vises i store forskjeller i resultatene. I august ble prøvene tatt rett etter en nedbørsperiode, noe som har ført til store metallkonsentrasjoner i vannet, mens det i oktober hadde vært mindre nedbør og dermed har mindre vann blitt påvirket av sur avrenning. I de resterende lokasjonene (B, C, D, E og F) har vannet fra industriområdet blitt fraktet lenger, og er tilknyttet andre nedbørsfelt, dette gir likere målinger til tross for ulik vannføring i august og oktober.

Figuren nedenfor, Figur 20, viser det totalt løste ($<0,45 \mu\text{m}$) Al-konsentrasjon, i de ulike lokasjonene (A-F) med tilhørende pH-verdi i vannprøver fra august. Figur 20 viser sammenhengen mellom lav pH og høy Al-konsentrasjon og høyere pH med lavere Al-konsentrasjon. Figuren viser en nedadgående tendens i metallkonsentrasjon frem til lokasjon D, før den øker noe i E og får en tydelig økning i F. I figuren vises tydelig den store konsentrasjonsforskjellen mellom lokasjon A og de resterende lokasjonene, noe som antagelig skyldes nedbørsmengde ved prøvetakningspunktet.

I tillegg til sammenheng mellom pH og Al-konsentrasjon, vises fortynningseffekten i vannforekomstene frem til lokasjon D. Antagelsen om at denne lokasjonen ikke er påvirket av avrenning fra KIL5/6 svekkes noe, ettersom det er mye Al i vannet. Men basert på at vannet har fått avrenning fra sulfidholdig berggrunn tidligere (Hindar et al., 2016; Hindar, 2021), kan

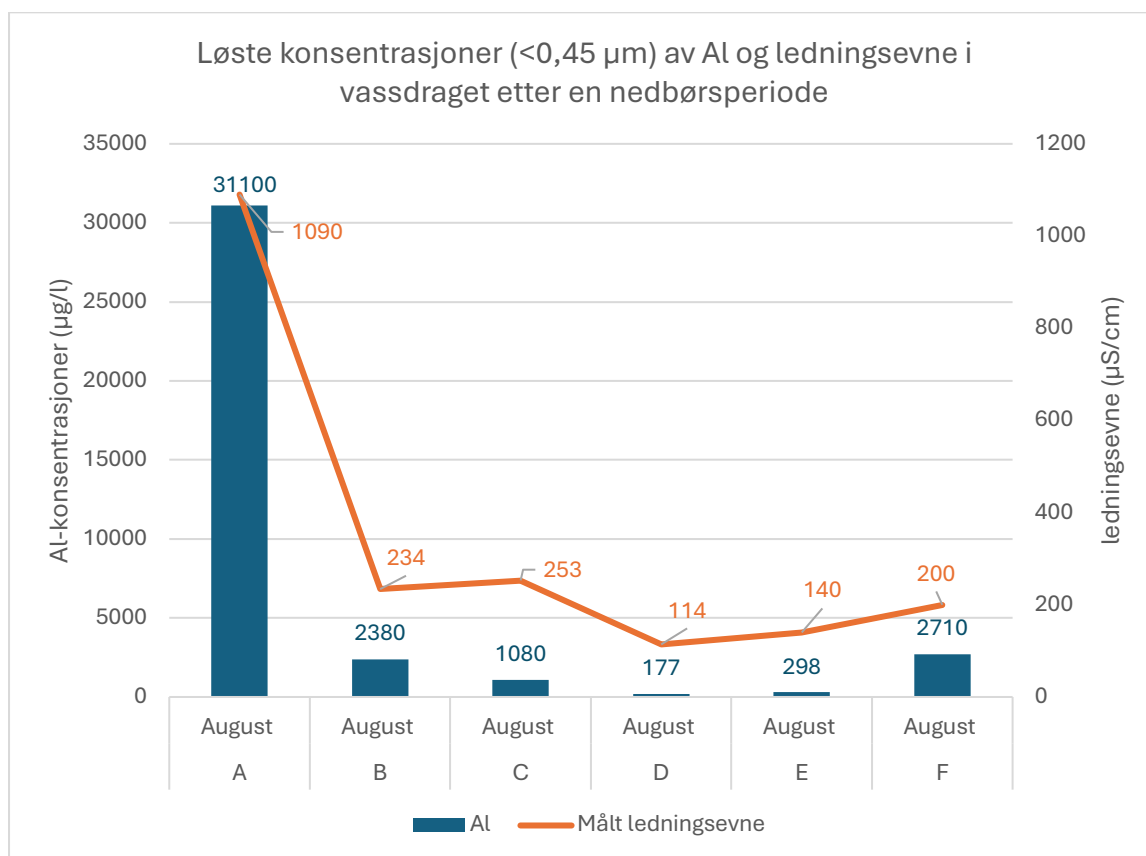
Al-konsentrasjonen stamme derfra. Ettersom D er en større innsjø kan dette også bidra til å forklare at konsentrasjonene av aluminiumet ikke er like konsentrert, i tillegg til at innsjøen har et større nedbørsfelt og tilhørende lenger oppholdstid generelt for metallene.

Utløpet av innsjøen (E) har noe høyere Al-verdier, noe som kan tyde på at vann fra C har en påvirkning når det blandes med vann fra D og renner ut i E. Dette viser også utregning av massebalanse tilknyttet ledningsevne i kapittel 4.1. Verdiene i F er høye igjen, og ettersom denne lokasjonen representerer et utløp fra et nytt området med sulfidholdig berggrunn, tyder det på at det er stor avrenning fra området til lokasjon F.



Figur 20 - Løst Al-konsentrasjon med tilhørende pH nedstrøms i vassdraget. Figuren viser kun august-måling. Oransje linje viser pH i de gitte lokasjonene med tilhørende pH-verdi vist i oransje verdier. Konsentrasjonen av løst Al er vist som blå stolper med tilhørende verdi stående over. Ved høye Al-konsentrasjoner ser en lave pH-verdier.

Ledningsevnen i vannet er en god indikator på hvor mye ioner det er i vannet. Figuren under, Figur 21, viser de samme Al-konsentrasjonene som vist i Figur 20, men i dette tilfelle ser en på sammenhengen mellom Al-konsentrasjonene i de ulike lokalitetene og ledningsevnen i vannet. Ved høy konsentrasjon av Al er det høy ledningsevne. Siden Al-konsentrasjonene er fra august tilsvarer dette målinger gjort etter en flomepisode, noe som gjenspeiles i svært høye metallkonsentrasjoner og ledningsevne i lokasjon A. I likhet med Al-konsentrasjonen fortynnes også ledningsevnen nedstrøms frem til lokasjon D. Slik som for andre metaller er det en liten økning i lokasjon E, også for ledningsevnen. Større økning i ledningsevnen i lokasjon F samsvarer med økt metallkonsentrasjon.



Figur 21 - Løst Al-konsentrasjon nedstrøms i vassdraget og sammenheng med tilhørende ledningsevne i vannlokalitetene. Figuren viser kun august-måling. Oransje linje viser ledningsevne i de gitte lokasjonene tilhørende verdi for ledningsevne i oransje verdier. Al-konsentrasjon er vist med blå stolper pr lokasjon. Ved høye Al-konsentrasjoner, ser en høy ledningsevne.

Tidligere modellseleksjon har vist at både forklaringsvariablene lokasjon og måned – altså hvor og når man har tatt prøvene, har hatt signifikant betydning. Forklaringsvariabelen *måned* indikerer nedbørsmengde, og det hadde derfor vært interessant å modellere *pH*, *ledningsevne* og *vannføring* i sammenheng med metallkonsentrasjoner i vassdraget for å undersøke hvordan variablene påvirker hverandre. Tatt i betraktning av omfang i forhold til tid i denne oppgaven, er det ikke gjort en slik modellering.

4.5. Konsentrasjon av ulike Al tilstandsformer

4.5.1. Dominerende tilstandsform og endring nedover vassdraget

Tabellen nedenfor (Tabell 9) viser andelen Al som er reaktiv og ikke reaktiv fordelt på de ulike lokasjonene. Både for totalt løste og LMM er det delt i *reaktivt* og *ikke reaktivt*, hvorav *reaktivt* vil si at metallet er labilt, og positivt ladd og i en tilstandsform som er antatt å være biotilgjengelig. Det kan være for eksempel gjellereaktivt, og metall i slike tilstandsformer har potensielt en risiko for å skade organismesamfunnet i vannsøylen. Generelt er majoriteten av

Al i *reaktiv* tilstandsform både som totalt løst og som LMM, med unntak av lokasjonene D og E. Vannkvaliteten i lokasjon D og E kan forklare at Al hovedsakelig foreligger i ikke reaktiv form.

En interessant observasjon er at selv om majoriteten av LMM foreligger som reaktivt, foreligger også det totalt løste som reaktivt i samme lokasjoner. Det betyr at det er det tilstrekkelig å kun filtrere vannet med 0,45µm filter for å undersøke hvor mye av Al som er reaktivt. Dermed kan man unngå ytterligere bruk av avanserte filtreringsmetoder for å studere Al i avrenning fra sulfidholdig gneis, som ultrafiltrering.

Tabell 9 – Gjennomsnittskonsentrasjon av målte Al-verdier totalt løst og LMM, fordelt som reaktivt og ikke reaktivt Al i hver lokasjon. Både prosenten og konsentrasjonen er regnet ut v.h.a. gjennomsnittskonsentrasjon i vannprøver fra august og oktober. Tabellen viser oversikt over ulike ladningsfraksjoner som konsentrasjon, (µg/l) og prosentandel. Verdier lavere enn LOD er <0,3 µg/l for Al

	Gjennomsnittskonsentrasjon av målte Al-verdier (µg/l)					
Lokasjon	A	B	C	D	E	F
Totalt løst	18050	2345	816	185	257	2430
⇒ Reaktivt	17888 (99%)	2269 (97%)	726 (89%)	58 (31%)	121 (47%)	2348 (97%)
⇒ Ikke reaktivt	212 (1%)	76 (3%)	90 (11%)	127 (69%)	137 (53%)	143 (6%)
LMM	18410	2385	639	111	152	2450
⇒ Reaktivt	18204 (99%)	2301 (96%)	535 (84%)	15 (14%)	46 (30%)	2308 (94%)
⇒ Ikke reaktivt	206 (1%)	84 (4%)	104 (16%)	96 (86%)	105 (69%)	143 (6%)

4.5.2. Sammenheng mellom Al tilstandsformer og vannkvalitet

Det er interessant å undersøke om det er en signifikant sammenheng mellom pH og totalt løst Al i vassdraget, og spesielt undersøke reaktivt Al (LAl). Tabellen nedenfor (Tabell 10) viser gjennomsnittskonsentrasjon av LAl i august og oktober, med tilhørende gjennomsnittsverdi for pH. Ettersom majoriteten av konsentrasjonen foreligger som løst og reaktivt, eller LMM og reaktivt, vil det også være en sammenheng med høye metallkonsentrasjoner og høy elektrisk ledningsevne, noe som Figur 21, viser. Logging av ledningsevne kan derfor være en indikator på konsentrasjon av metaller og Al i avrenning.

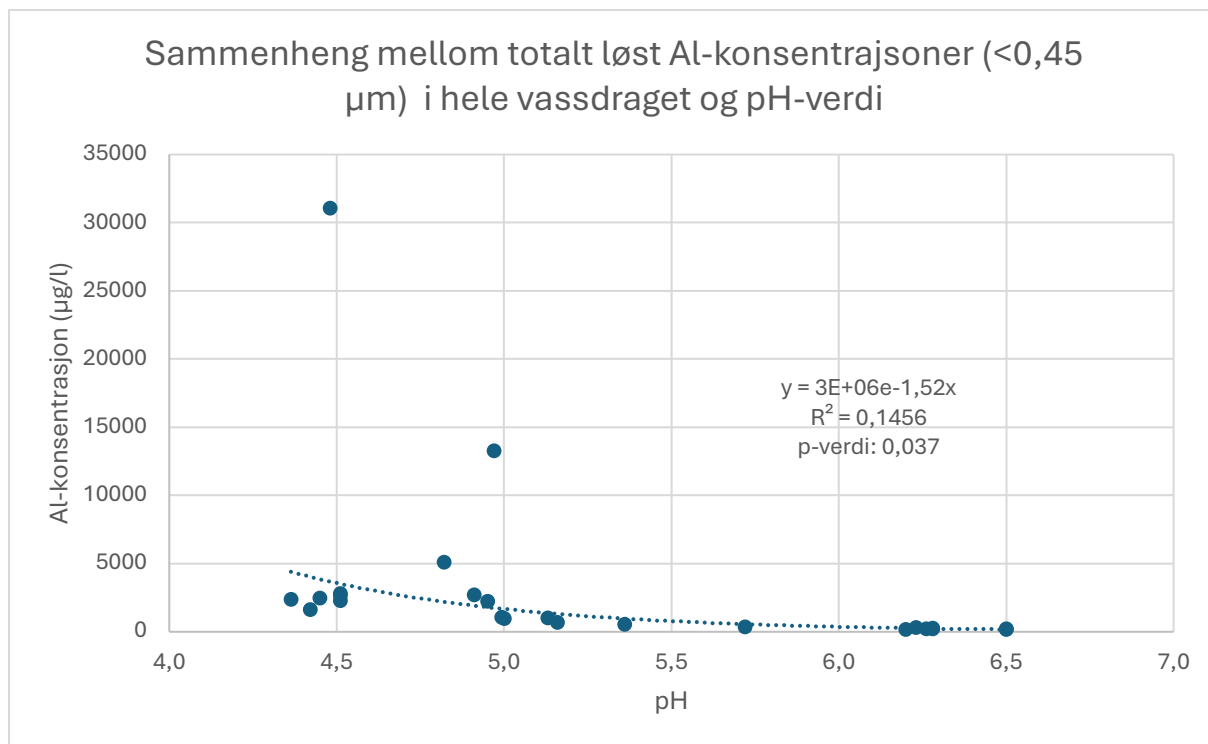
Tabell 10 - Sammenheng mellom reaktivt Al og pH i hele vassdraget. Al-konsentrasjoner og pH er gjennomsnittskonsentrasjoner fra målinger i august og oktober

	Gjennomsnittskonsentrasjon av målte Al-verdier (µg/l) og tilhørende pH					
Lokasjon	A	B	C	D	E	F
Totalt løst	18050	2345	816	185	257	2430
⇒ Reaktivt (LAl)	17888 (99%)	2269 (97%)	726 (89%)	58 (31%)	121 (47%)	2348 (97%)
pH	4,65	4,44	5,18	6,35	6,27	4,93

Tabellen over (Tabell 10) viser at det i lokasjoner med lav pH er høy forekomst av LAl, spesielt i lokasjon A, B, C og F. Vannet i lokasjon D og E har høyest pH-verdi, noe som bidrar til at Al ikke foreligger i tilstandsform som er antatt å være biotilgjengelig, slik som i de andre lokasjonene. I følge Tabell 8 foreligger 14% av gjennomsnittskonsentrasjonen til Al som partikulært i lokasjon D og majoriteten av det totalt løste og LMM foreligger som ikke reaktivt (Tabell 9). Vannkvaliteten i lokasjonen kan som nevnt bidra til at Al foreligger i mindre reaktiv tilstandsform, som spesielt partikulært, men også kolloidalt.

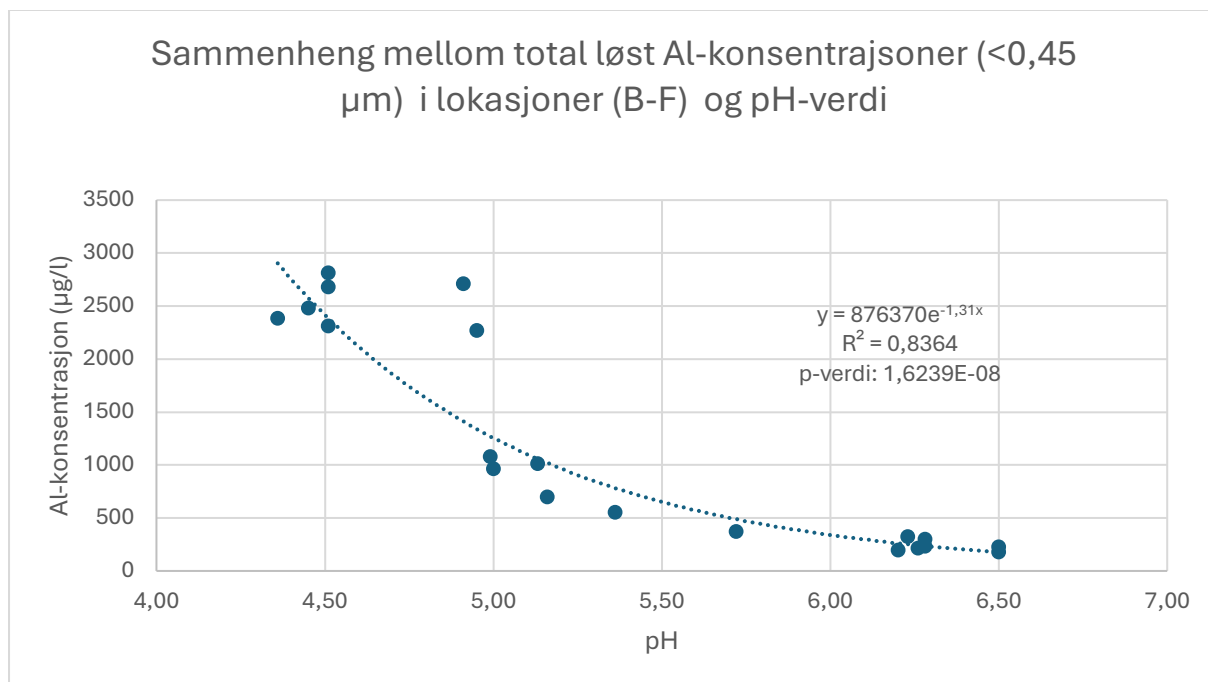
Basert på regresjonsanalyse med vannprøver fra alle prøvetakningspunktene og alle lokasjonene viser Figur 22 at det er noe sammenheng mellom pH og totalt løst Al-konsentrasjon. Verdiene for totalt løst Al er benyttet ettersom majoriteten av denne fraksjonen foreligger som reaktivt. pH er lav (rundt pH 4,5-5) ved høye metallkonsentrasjoner, og øker ettersom Al-konsentrasjonene synker. Ved pH rundt 4-4,5 foreligger Al hovedsakelig som positivt ladd ion, som vist i løselighetsfiguren for aluminium, Figur 3. Som vist i Tabell 9, foreligger majoriteten av det totalt løste som reaktivt – altså ioner, i lokasjon A, B og F. Det er de samme lokasjonene det er målt pH rundt 4,5 (Tabell 10). Disse observasjonene stemmer godt overens med hvordan Al opptrer i Figur 3. Sammenheng mellom pH og Al er den samme som blir vist i PCA (Figur 14), der en ser at pH og Al korrelerer negativt, noe som vil si at Al-konsentrasjonene øker med lav pH.

Basert på at $p=0,037$, viser regresjonsanalysen at pH har en statistisk signifikant effekt på Al-konsentrasjonen. Til tross for signifikant p-verdi, indikerer i $R^2=0,15$ at modellen kun forklarer 15% av variasjonen i Al-konsentrasjon, noe som kan forklares av ekstremt høye verdier i lokasjon A. Dette tyder på at selv om det eksisterer en sammenheng mellom pH og Al, er styrken på denne sammenhengen begrenset. Det er spesielt to punkter som skiller seg ut fra resten i Figur 22, hvorav disse to punktene representerer lokasjon A i august og lokasjon A ved første måling i november.



Figur 22 – Regresjonsanalyse for totalt løst Al og pH nedstrøms i vassdraget. Figuren viser målinger av vannprøver for alle prøvetakingstidspunkt. $R^2 = 0,1456$, og $p\text{-verdi} = 0,037$

På bakgrunn av at punktene i lokasjon A skiller seg så drastisk ut fra resten, er det foretatt en regresjonsanalyse med de samme resultatene, men uten lokasjon A (Figur 23).



Figur 23 – Regresjonsanalyse for totalt løst Al og pH nedstrøms (lokasjoner B-F). Figuren viser målinger av vannprøver for alle prøvetakingstidspunkt. $R^2 = 0,84$, og $p\text{-verdi} = 1,6239\text{E-}08$

Med $p = 1,6239E-08$ viser Figur 23 en svært tydelig signifikans, og det er usannsynlig at sammenhengen mellom pH og Al-konsentrasjoner i lokasjoner B-F skyldes tilfeldigheter. Sammenlignet med Figur 22, avviker prøvepunktene i mindre grad fra regresjonslinja, noe som gjenspeiles i $R^2=0,83$. Det vil si at forklaringsgraden ($R^2=0,83$) indikerer at 83% av variasjonen i Al-konsentrasjonen kan forklares av pH-verdien. Det kan tenkes at p-verdien hadde vært noe mer signifikant i Figur 22 dersom konsentrasjonene i A hadde vært likere i resterende lokasjoner.

Vannet i lokasjon A har spesielt dårlig vannkvalitet, tillegg til at pH er lavest, er også metallkonsentrasjonene høyest – noe som også gjenspeiles i svært høy elektrisk ledningsevne. Tabell 8 viser at tilnærmet alt av Al foreligger som totalt løst, herunder som LMM. Generelt er det svært høye konsentrasjoner av aluminium i vannet ved lokasjon A, både i august og oktober til tross for at det var ulik nedbørsmengde da målingene ble gjort. I oktobermålingen er andelen av partikulært høyere, noe som kan indikere at noe av Al sedimenterer. Allerede i feltarbeidet i august var det synlige indikatorer på at metallkonsentrasjonene tilknyttet KIL5/6 var høye. På KIL5/6 ble det observert metallutfelling på bakken, som rant nedover mot lokasjon A (Bilde 5).



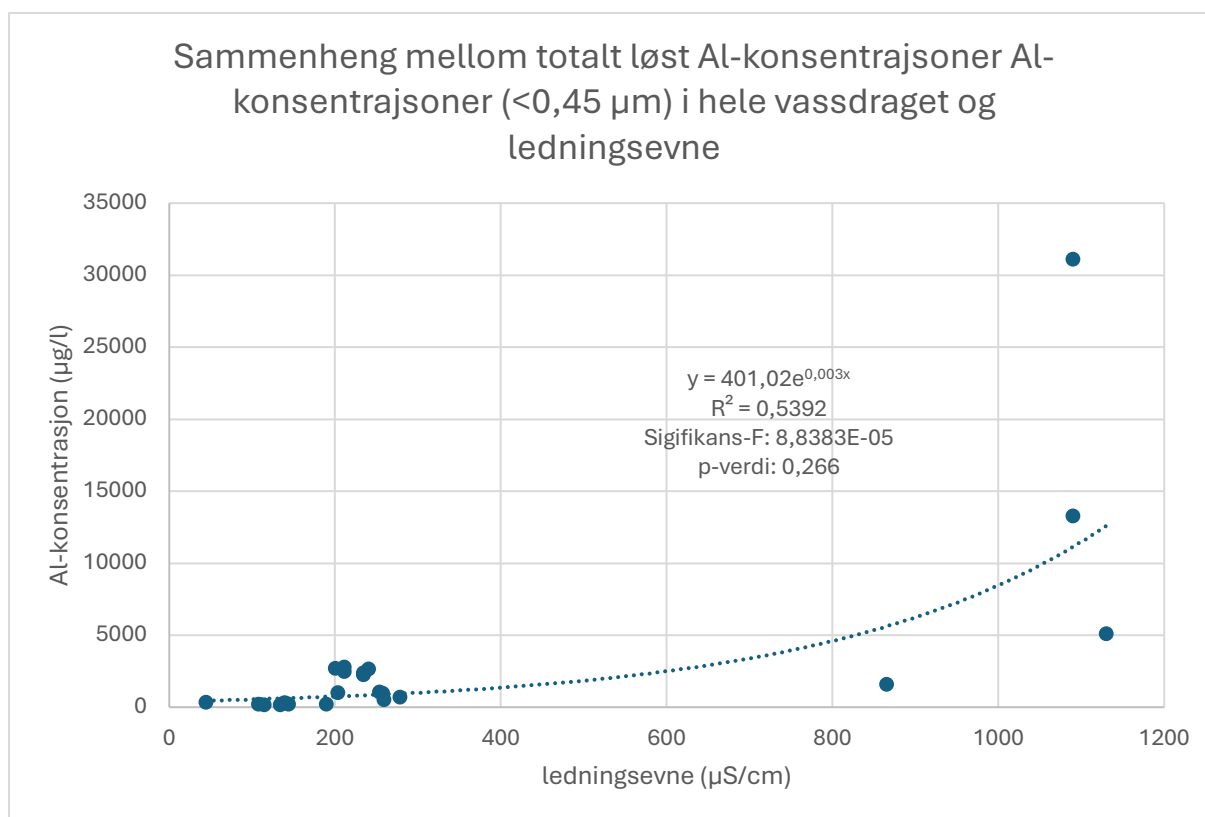
Bilde 5 - Metallutfelling på KIL5/6, som ligger overfor lokasjon A. Bildet er tatt i forbindelse med i august. (Foto: Frida H. Håtteit, 2024)



Bilde 6 - Metallutfelling i vann og hvitt/grått og rød/brunaktig belegg på stein, fra lokasjon A. Bilde er tatt i forbindelse med feltarbeid i august (Foto: Frida H. Håtteit, 2024)

I lokasjon A ble det observert metallutfelling på steinene i bekken (Bilde 6), noe som gjenspeiles i resultatene fra vannprøvene, med svært høy elektrisk ledningsevne og høye konsentrasjoner av metaller. Utfellingen er hvitt/gråaktig øverst på steinene i bekken, og rød/brunfarget dypere ned på steinen og i bekken.

For ledningsevne sammenlignet med pH er det en tydeligere sammenheng i hele vassdraget. Figuren under, Figur 24, viser fortsatt at det er noen punkter med tydelig høyere verdier enn andre. De fire punktene til høyre i figuren representerer målinger fra lokasjon A. Selv om regresjonsmodellen som helhet er signifikant (Signifikans-F = $8,8E-05$), var ikke ledningsevne alene en signifikant forklaringsvariabel for Al-konsentrasjon ($p = 0,266$). Dette tyder på at andre faktorer i modellen bidrar mer til å forklare variasjonen i Al. Forklaringsgraden ($R^2=0,54$) indikerer at 54% av variasjonen i Al-konsentrasjonen kan forklares av ledningsevnen i vannet. Ettersom ledningsevne indikerer konsentrasjon av alle ioner i vannet, kan 46% av resterende ledningsevne forklares av annen ionesammensetning i vannet – eksempelvis hovedioner og tungmetaller.



Figur 24 - Regresjonsanalyse for totalt løst Al og ledningsevne nedstrøms i vassdraget. Figuren viser målinger av vannprøver for alle prøvetakingstidspunkt. $R^2 = 0,54$, p -verdi = 0,266 og signifikans-F=8,8E-05.

4.6. Vurdering av risiko for organismesamfunnet i vannsøylen

For å vurdere risikoen av noen målte metaller brukes Miljødirektoratets veileder for «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 31.10.2020». I tillegg er det inkludert målinger av de ulike tilstandsformene for Al, ettersom dette metallet kan være svært gjellereaktivt og utgjøre risiko for vannlevende biota, dersom det opptrer som ion.

4.6.1. Metaller omtalt i Miljødirektoratets veileder

Tabellen nedenfor (Tabell 11) viser oversikt over metaller antatt å gjøre skade på organismesamfunnet i vannsøylen basert på miljødirektoratets anbefalinger (Miljødirektoratet, 2016), med fargekodete ruter på bakgrunn av verdier målt i vassdraget i august og oktober 2024. Konsentrasjonen av metallene er totalt løst, <0,45µm fra alle lokaliteter fra feltarbeidet.

Tabell 11 - Oversikt over målte konsentrasjoner for totalt løst metaller i hele vassdraget, målt i vannprøver tatt i august og oktober. Konsentrasjonene er fargekodet etter Miljødirektoratets veileder for «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 31.10.2020»

Navn på stoff	Målt konsentrasjon (µg/l) totalt løst i alle lokasjoner, fra august og oktober											
	A		B		C		D		E		F	
	Aug.	Okt.	Aug.	Okt.	Aug.	Okt.	Aug.	Okt.	Aug.	Okt.	Aug.	Okt.
Arsen (As)	0,187	0,143	0,187	0,177	0,174	0,153	0,215	0,21	0,2	0,195	0,16	0,149
Bly (Pb)	11,3	3,53	0,76	0,678	0,474	0,207	0,129	0,105	0,159	0,0894	1,08	0,739
Kadmium (Cd)	3,59	1,38	0,313	0,303	0,315	0,232	0,0744	0,0717	0,117	0,095	1,31	1,11
Kobber (Cu)	76,5	13,9	3,83	4,08	3,62	2,63	1,74	1,47	2	1,5	33,6	25,7
Krom (Cr)	0,883	0,232	0,131	0,115	0,141	0,0822	0,122	0,114	0,115	0,109	0,185	0,18
Nikkel (Ni)	567	217	43	41,9	46	40,4	7,21	7,93	14,3	13,8	26,4	23,8
Sink (Zn)	835	282	58,3	58,2	63,1	52,4	16,9	15,4	22,9	24,1	219	190

For metaller som ikke samvarierte med Al i Figur 14 og Figur 16, så klassifiseres disse typisk som *gode*, som As og Cr med henholdsvis *ingen toksiske effekter*. Pb har også generelt *gode* verdier, med unntak av *moderate* verdier i lokasjon A, med henholdsvis *kroniske effekter ved langtidseksponering*. For Cu er det generelt *gode* verdier, med unntak av *dårlig* og *svært dårlig* for lokalitet A og F, med henholdsvis *akutt toksiske effekter ved korttidseksponering* og *omfattende toksiske effekter* øverst i vassdraget og nederst mot utløpet til fjorden (Miljødirektoratet, 2016).

For metaller som i større grad samvarierte med Al i Figur 14 og Figur 16 så klassifiseres disse som *svært dårlige* til *dårlige* og *moderate* med henholdsvis *akutt toksiske effekter ved korttidseksponering*, *omfattende toksiske effekter* og *kroniske effekter ved langtidseksponering*. Mest alvorlig er verdiene for Ni og Zn i lokasjon A og F. For Ni kan det observeres en bedring fra *svært dårlig*, til *dårlig*, og til slutt *moderate* verdier for lokasjonene nedstrøms fra A til F. Verdiene til Zn i lokasjon A og F er *svært dårlige*, mens resterende lokasjoner har *dårlig* med unntak av augustmålingen i lokasjon C, som også er *svært dårlig*. For Cd er tilstandsklassene noe bedre, med *dårlige* til *moderate* verdier – og *gode* verdier i lokasjon D (Miljødirektoratet, 2016).

Til tross for at mange av målingene viser til tilstandsklasse II – god, og dermed ikke utgjør noen risiko for toksiske effekter, er det en betydelig andel av verdiene som er *svært dårlige*. Spesielt i lokasjon A, er de røde verdiene ekstremt mye høyere enn det som er satt som nedre grense for tilstandsklasse *svært dårlig*. Selv om noen av metallene har gode verdier, så er den totale

belastningen høy fordi andre metaller fører til akutte toksiske effekter. På bakgrunn av klassifiseringen i Tabell 11, ser det ut til at alle lokalitetene har én eller flere metallkonsentrasjoner som tilsier at det er *akutt toksiske effekter ved korttidseksponering*, i noen vannforekomster er det i tillegg *omfattende toksiske effekter* (Miljødirektoratet, 2016).

4.6.2. Reaktivt aluminium

I vannprøvene foreligger omtrent alt det totalt løste Al og LMM Al, som reaktivt. Av det totalt målte i vannprøvene foreligger majoriteten av metallene som løst ($<0,45\mu\text{m}$), og en betydelig mindre andel som partikulært ($>0,45\mu\text{m}$). Av løst Al ($<0,45\mu\text{m}$) i vannprøvene foreligger metallene hovedsakelig som lavmolekylære (LMM), og i liten grad som kolloidale. Metallkonsentrasjoner av LAI-forbindelser målt i august på henholdsvis 30791 $\mu\text{g/L}$ og 31542 $\mu\text{g/L}$, er langt over hva som er dødelig for fisk og andre vannlevende organismer. I Vannforskriften er grenseverdien til reaktivt Al 10 $\mu\text{g/L}$ (Sandlund et al., 2013). I Tabell 9 foreligger alle gjennomsnittskonsentrasjonene av LAI høyere enn grenseverdien satt i Vannforskriften, med ekstremt høye verdier i lokasjon A. Al-konsentrasjonene i lokasjon B og F er også svært høye.

4.6.3. Reaktivt Al (LAI) og potensielt giftige metaller

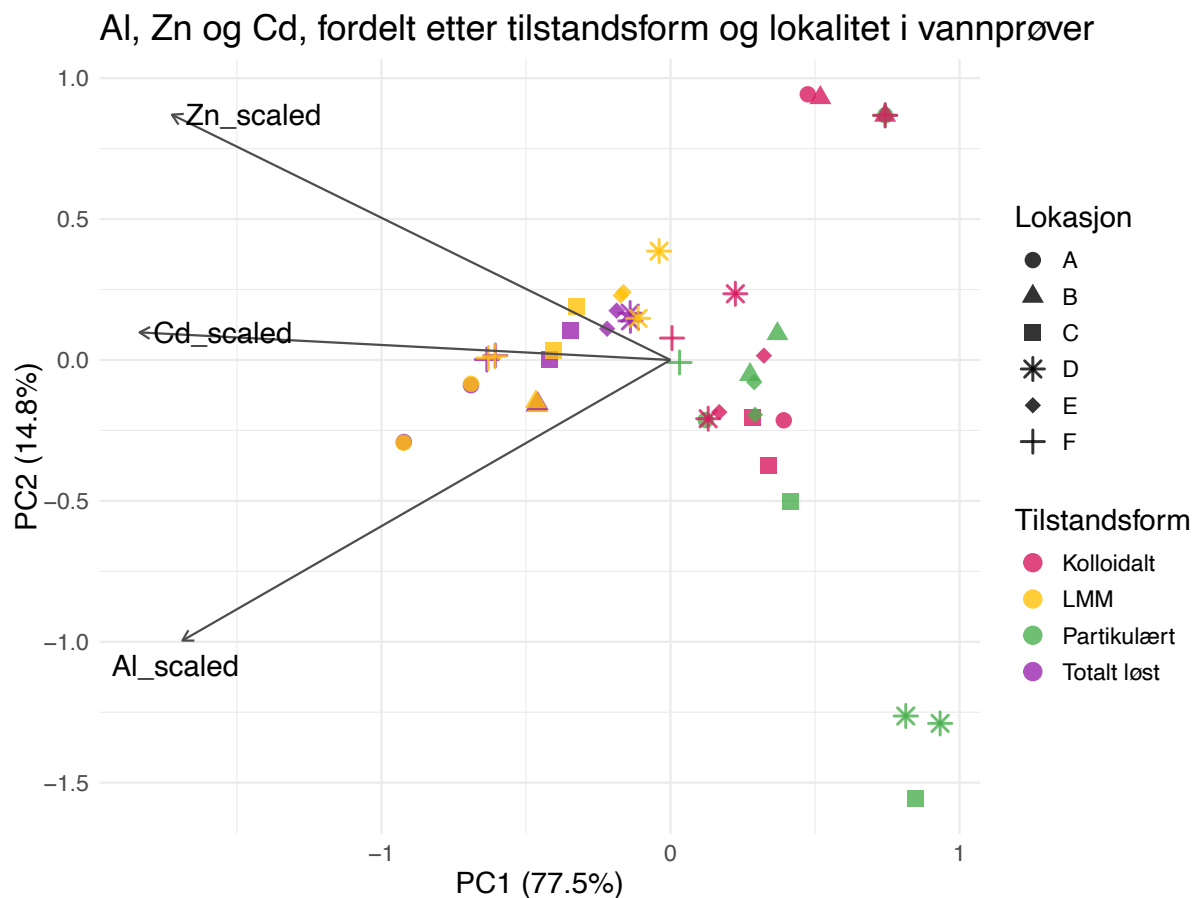
Tabell 9 og Tabell 11 viser en nedadgående tendens av metaller nedstrøms i vassdraget, frem til lokasjon D, noe som stemmer med gradienten fra lokasjon A og industriområdet. I lokasjon E er det vann fra både Sangereidtjørna (C) og Glamslandsvannet (D), og metallkonsentrasjonen i E viser tendenser til å være noe høyere enn i D. Som tidligere resultater indikerer dette at vann i lokasjon E får påvirkning fra både vann i lokasjon C og D. Som beskrevet i kapittel 4.1 under *ledningsevne* er det forskjell på hvor mye vann som kommer fra hver lokasjon (C og D) ved forskjellig nedbør. Til tross for en økning i metallkonsentrasjon fra D til E er denne økningen liten, noe som indikerer at påvirkningen fra vannet i lokasjon C ikke er stor. Likevel kan den økningen være stor nok til at den er belastende for fisk eller andre vannlevende biota. Ettersom lokasjon E (Sangereidbekken) en gang var en fiskeførende bekk og leder ut til fjorden, er det ønskelig å ha minst mulig forurensing i denne bekken. Spesielt Al, Cu, Zn og Cd har betydelig høyere verdier i lokasjon F enn i lokasjon E.

Metallene som korrelerer og har høye verdier er i stor grad de samme metallene knyttet til sur avrenning fra sulfidholdig berggrunn omtalt i andre rapporter. Spesielt store konsentrasjoner av Cu, Zn, Pb, Cd, Ni og Fe er omtalt i tidligere tilfeller (Hagelia, 2023; Hindar & Lydersen, 1994). Ulikt og noe overraskende i denne undersøkelsen er avvikende trend for Fe.

Metallenes tilstandsform

På bakgrunn av Figur 14 ser en at blant annet Al, Zn og Cd korrelerer og derfor er det videre valgt å fokusere på disse i sammenheng med hvilken størrelsesfraksjon de foreligger. For å undersøke sammenheng knyttet til tilstandsformen for de utvalgte metallene, ble det gjennomført en PCA. Modellseleksjonen viste at modell 5 var den beste modellen, etterfulgt av modell 2 (Figur 44, Vedlegg D). Forklaringsvariablene i modell 5 er *lokasjon* og *tilstandsform*,

og for modell 2 var det kun *lokasjon*. ANOVA-test viser at lokasjonene er variabelen som forklarer fordelingen av tilstandsformene best (Figur 45, Vedlegg D).



Figur 25 - PCA-plot basert på log-transformerte og skalerte konsentrasjoner av utvalgte metaller (Al, Zn og Cd) i vannprøver fra august og oktober høsten 2024. Hvert punkt representerer én prøve og punktene gruppert etter tilstandsform (farge) og lokasjon (symbol). Vektorene viser retning og styrke på korrelasjonen mellom de enkelte metallene og hovedkomponentene PC1 og PC2, som forklarer henholdsvis 77,5 % og 14,8 % av variansen i datasettet..

Figuren over, Figur 25, viser de utvalgte metallene, Al, Zn, Cd, fordelt etter tilstandsform i vannprøvene. Det figuren viser er at kolloidale og partikulære fordeler seg i samme område i plottet, mens de det totalt løste og LMM ligger samlet i plottet. Det totalt løste og LMM ligger også i området der metallvektorene trekker, noe som indikerer at metallene i hovedsak foreligger i tilstandsformene totalt løst og LMM. Basert på at vektorene i figuren trekker mot det totalt løste og LMM, og at majoriteten av de størrelsesfraksjonene foreligger som reaktivt – impliserer figuren at de reaktive tilstandsformene dominerer. Det vil si at de potensielt giftige metallene som korrelerer med Al sannsynligvis foreligger som reaktiv i vannforekomstene, noe som fører til større risiko for negative konsekvenser.

I figuren ligger punktene som representerer lokasjon D nokså samlet for alle fraksjonene sammenlignet med de andre lokasjonene, med unntak av det partikulære. Lokasjon A trekker mest i retning av metallene for totalt løst og LMM, etterfulgt av lokasjoner B, F og C. Det er de samme lokasjonene som har vannkvalitet med forutsetninger om at metallene kan foreligge reaktive ettersom pH er lavere i de lokalitetene. På bakgrunn av at punktene for lokasjon D

grupperer seg i stor grad uavhengig av tilstandsform, peker det i retning av at metallene foreligger mer jevnt fordelt blant tilstandsformene. Ettersom det partikulære i lokasjon D skiller seg noe ut, kan det indikere større andel partikulært. I Tabell 8 ser en at en større andel av gjennomsnittsprosenten for de ulike tilstandsformene foreligger som partikulært og kolloidalt i lokasjon D. Dette er i motsetning til blant annet lokasjon A og B der omtrent alt av metallet foreligger totalt løst som LMM. En noe mer jevn fordeling mellom tilstandsformene i lokasjon D, bygger opp under at punktene for lokasjon D i Figur 25 ligger mer samlet.

Sedimentering og vannkvalitet

Vannkvaliteten er ganske ulik for de tre ulike vannforekomstene Furekjerrtjønna, Sangereidtjønna og Glamslandsvannet – slik som beskrevet i kapittel 4.1. På bakgrunn av høyere pH og lav ledningsevne i lokasjon D, kan vannkvaliteten i vannet indikere at forutsetninger for sedimentering er bedre, sammenlignet med de to andre tjernene (B, C). I tillegg er lokasjon D et større vann med et større nedbørsfelt og flere faktorer som påvirker vannet.

K_d er ulik fra metall til metall i samme vannlokalitet, men ettersom Al og Cu korrelerte best i dybdeprofilene er K_d for disse metallene beregnet. Til tross for ulik K_d i samme vannlokalitet, viser resultatene en tydelig trend. I lokasjon B er K_d lav (K_d=18 for Al og K_d=1,9 for Cu). I lokasjon C er K_d noe høyere (K_d=67 for Al og K_d=26 for Cu). Mens K_d i lokasjon D er klart høyest (K_d=294 for Al, K_d=60 for Cu). Resultatene viser at med lav K_d foreligger mye av metallet som løst i vannprøven, sammenlignet med overflatesedimentene i lokasjon B. Deretter øker K_d nedstrøms, noe som indikerer at mer av metaller bindes til sedimentet og utgjør mindre risiko for organismer i vannsøylen. Denne trenden stemmer godt med det vannkvaliteten i vannlokalitetene viser. Ettersom Al og Cu ikke korrelerer like godt i vannprøvene (Figur 14 og Figur 16) så er K_d for Cd, Ni og Zn er også vurdert. Det er gjort basert på nokså god korrelasjon med Al, og at metallene er potensielt giftige. For disse metallene er K_d noe ulik sammenlignet med Al og Cu, men K_d er klart lavest i lokasjon B og C. Lavest K_d foreligger i lokasjon C (K_d varierer fra 0,7-2,4), etterfulgt av noe høyere K_d-verdi i lokasjon B (K_d varierer fra 1,7-7,9). Høyest er K_d i lokasjon D (varierer fra 22,7-26).

K_d-verdien i de tre vannforekomstene indikerer at metallene foreligger mobile i vannsøylen i Furekjerrtjønna og Sangereidtjønna, og i større grad immobilisert i sedimentene i Glamslandsvannet. Lavere pH og høyere ledningsevnen i lokasjon B og C indikerer også at tjernene inneholder mer ioner. Dersom pH øker i de to tjernene, vil sedimentering trolig bli høyest der grunnet store metallkonsentrasjoner i vannet.

5. Konklusjon

Målet for denne oppgaven var å kartlegge konsentrasjonen og tilstandsformer av ulike metaller i nedre del av Glamslandsvassdraget, og undersøke om metallene kan knyttes til avrenning fra sulfidholdig stein fra KIL5/6. Betydning av nedbørsmengde og vannføring knyttet til metallkonsentrasjoner skulle vurderes, samt vannkvalitet sammenlignet med vannkvalitetsvariabler og grenseverdier for vannlevende biota.

Nullhypotesen og utgangspunktet i denne oppgaven, *konsentrasjonen av metaller i vassdraget foreligger målbare konsentrasjoner*, har stor støtte i dataen – basert på at det er målte metallkonsentrasjoner i samtlige vannlokaliteter og sedimentkjerner. De største metallkonsentrasjonene foreligger i lokasjoner nærmest KIL5/6, og avtar nedover vassdraget, frem til lokasjon F hvor det igjen er en økning i metallkonsentrasjon.

H1, *metaller i Sangereidbekken kan spores tilbake til avrenning fra KIL5/KIL6*, har delvis støtte i resultatene. Basert på forholdstallene i Figur 17 ser en at trenden for Ce/Al, La/Al og Sr/Al er lik i lokasjonene A, C og til dels E. Det var forventet at signalet fra sur avrenning skulle endres noe i etterkant av lokasjon D, noe figuren også viser. Resultatene viser også nokså sterke indikasjoner på at lokasjon F har et annet metall-signal sammenlignet med sur avrenning i lokasjon A. Til tross for ulikt signal i lokasjon F, ser det ut til at lokasjonen preges av sur avrenning fra sulfidholdig berggrunn, noe som er verdt å merke seg ettersom dette er siste lokasjon før utløpet til fjorden. Figur 16 viser at lokasjonene ligger som en gradient nedover vassdraget, slik det opprinnelig var tenkt, noe som styrker H1. Ved modellseleksjon understrekes det at forklaringsvariablene *lokasjon* og *måned* begge er signifikante. Signifikans for *hvor* prøvene tas, styrker igjen H1. Registrerte målinger fra før sprengningsarbeidet startet indikerer at konsentrasjon av spesielt sulfat har økt i spesielt lokasjonene nærmest KIL5/6, noe som igjen kan knyttes til sur avrenning.

Ved å fraksjonere vannprøvene er H2, *metaller i Glamslandsvassdraget er i tilstandsformer antatt å være biotilgjengelige*, undersøkt. Det er tydelig at det er en sammenheng mellom pH og hvilken tilstandsform metallene foreligger i. Generelt foreligger majoriteten av metallene som reaktive i vann med lav pH, spesielt i lokasjoner A, B, C og F. Tabell 8 og Tabell 9 gir god støtte til H2, men tabellene viser også at i vannlokalitetene med bedre vannkvalitet – så foreligger metallene i større grad som partikulært og kolloidalt. Potensielt giftige metaller som korrelerer med Al foreligger i store konsentrasjoner, og er trolig i skadelig tilstandsform.

På bakgrunn av ulike metallkonsentrasjoner i vannprøver ved ulike prøvetakningstid kan H3, *det er ikke forskjell av konsentrasjoner før og etter nedbørsepisode*, forkastes. Spesielt i lokasjon A var forskjellen i metallkonsentrasjon før og etter nedbør svært stor. I resterende lokasjoner var ikke forskjellen like markant, men konsentrasjonen av metallene var ulik ved de ulike prøvetakningstidene. Som nevnt viste modellseleksjon at forklaringsvariablene *lokasjon* og *måned* begge er signifikante, hvorav *måned* forklarer ulik nedbørsmengde i vassdraget.

6. Referanser

- Akcil, A. & Koldas, S. (2006). Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of cleaner production*, 14 (12-13): 1139-1145.
- Banks, D., Younger, P. L., Arnesen, R.-T., Iversen, E. R. & Banks, S. B. (1997). Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly. *Environmental Geology*, 32 (3): 157-174. doi: 10.1007/s002540050204.
- Bjerknes, V. (2007). *Vannkvalitet og smoltproduksjon*. Rykkin: Juul forl.
- Delpla, I., Jung, A.-V., Baures, E., Clement, M. & Thomas, O. (2009). Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environment international*, 35 (8): 1225-1233.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet. (2018). *Klassifisering av miljøtilstand i vann*, Veileder 02:2018. Norge: Direktoratgruppen for gjennomføringen av vannforskriften.
- Endre, E. & Sørmo, E. (2015). *Identifisering og karakterisering av syredannende bergarter*: Oslo: Norges Geotekniske Institutt.
- Feng, X., Zhang, B. & Chery, L. (2008). Effects of low temperature on aluminum (III) hydrolysis: Theoretical and experimental studies. *Journal of Environmental Sciences*, 20 (8): 907-914.
- Fondriest Environmental, I. (2014). *Water Temperature*. Fundamentals of Environmental Measurements. Tilgjengelig fra: <https://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/water-quality/water-temperature/> (lest 28.02).
- Hagelia, P. (2023). Sur avrenning frå rusta svovelførande gneis.
- Hagelia, P. & Karlsen, F. S. D. (2023). Miljøgeologisk riktig planlegging og bygging.
- Hindar, A., Lydersen, E. & Kroglund, F. (1992). Ekstreme aluminiumskonsentrasjoner og lav pH i Langedalstjønnen i Lillesand kommune-årsak, virkninger og mulige tiltak.
- Hindar, A. & Lydersen, E. (1994). Extreme acidification of a lake in southern Norway caused by weathering of sulphide-containing bedrock. *Water, Air, and Soil Pollution*, 77: 17-25.
- Hindar, A. & Roger, R. (2003). E 18 gjennom sulfidberggrunn i Agder anbefaling om avbøtende tiltak for å hindre sur avrenning og annen belastning av resipienter.
- Hindar, A. & Iversen, E. (2006). Utsprengning i sulfidholdig berggrunn på Storemyr i Lillesand-effekter på vannmiljø og forslag til tiltak.
- Hindar, A. (2011). Highway E18 Grimstad-Kristiansand; effects and quantification of acid runoff from deposits of sulphide-bearing rock.
- Hindar, A., Eriksen, T. E. & Håvardstun, J. (2016). Økologisk tilstand i Glamslandsvassdraget, Lillesand. *NIVA-rapport*.
- Hindar, A., Garmo, Ø. A., Austnes, K. & Sample, J. E. (2020). Nasjonal innsjøundersøkelse 2019. *NIVA-rapport*.
- Hindar, A. (2021). *E18 Grimstad-Kristiansand gjennom sulfidholdige bergarter – syreproduksjon og effekter på avrenningsvann*, Vannforeningen.no.
- HOBO Data Loggers. (u.å.). *HOBO Water Level Data Logger*. Tilgjengelig fra: https://www.onsetcomp.com/products/data-loggers/u20l-0x?srsltid=AfmBOoqfXZg9MICqgtT75KoYtOIPUVACA0RJtwchX7tF5f_cMJJeefGns.
- HOBO Data Loggers. (u.å.). *HOBO Fresh Water Conductivity Data Logger*. Tilgjengelig fra: <https://www.onsetcomp.com/products/data-loggers/u24->

[001?srsId=AfmBOorIoem4yzCcl5w1bhmKoWBpEZc2p2A9dTtpalZ3DokhGVRrtFeV.](https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/forurensset-grunn/for-naringsliv/forurensset-grunn-veileder/risikovurdering-av-forurensset-grunn/vurdere-spredning/)

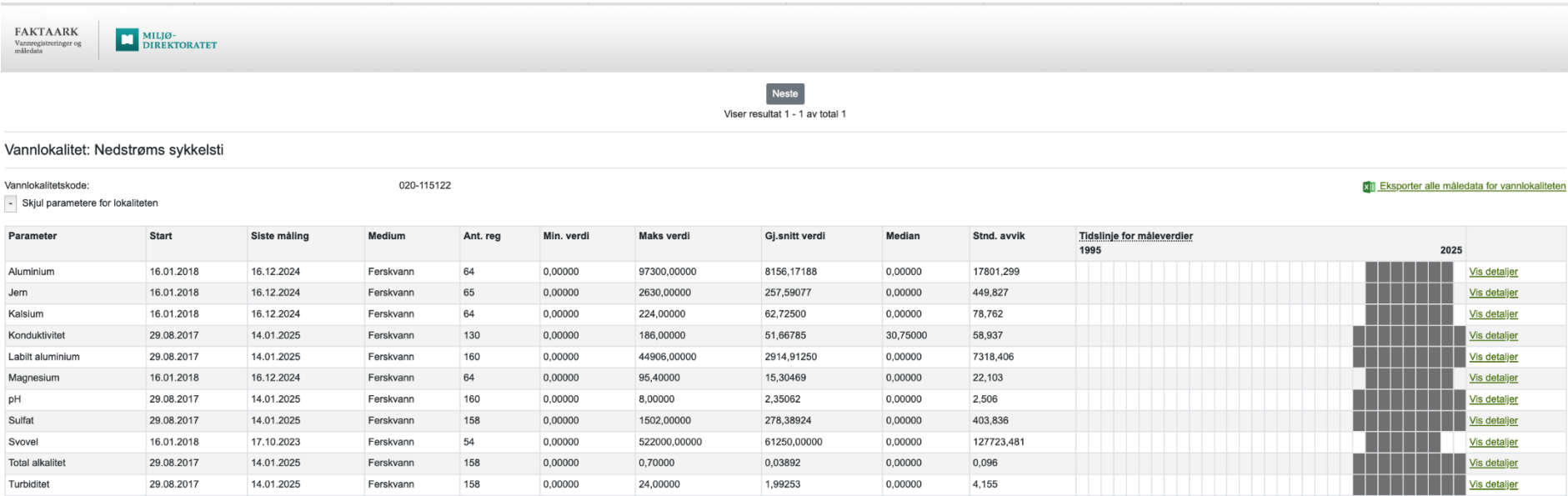
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. & Nielsen, A. H. (2010). *Urban and highway stormwater pollution: concepts and engineering*: CRC press.
- Jambor, J. L., Nordstrom, D. K. & Alpers, C. N. (2000). Metal-sulfate salts from sulfide mineral oxidation.
- Kroglund, F., Skjelkvåle, B., Kleiven, E., Lindstrøm, E.-A., Kroglund, M., Raddum, G. & Walseng, B. (2000). Betydningen av fluor for Glamslandsvassdraget, Aust-Agder.
- Låg, J. (1974). Innvirkning av jord og jordsmonn på sammensetning av ferskvann.
- Manikantan, A. (2021). *Akaike Information Criterion: Model Selection*: Medium Tilgjengelig fra: <https://medium.com/geekculture/akaike-information-criterion-model-selection-c47df96ee9a8> (lest 11. april).
- Mazerolle, M. (2006). Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-reptilia*, 27 (2): 169-180.
- Miljødirektoratet. (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota–revidert 30.10. 2020.
- Miljødirektoratet. (2025). *Vannmiljø*: Miljødirektoratet Tilgjengelig fra: <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no> (lest 8.april).
- Miljødirektoratet. (u.å.-a). *Vannmiljø - vannlokalitet 020-115122 – Nedstrøms sykkelsti*. Tilgjengelig fra: <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/#/waterlocationid/115122> (lest 8.april).
- Miljødirektoratet. (u.å.-b). *Vannmiljø - vannlokalitet - 020-32196-Glamslandsbekken*. Tilgjengelig fra: <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/#/waterlocationid/32196> (lest 8.april).
- Miljødirektoratet. (u.å.-c). *Vannmiljø - vannlokalitet - 020-41076 - Furekjerrtjønna*. Tilgjengelig fra: <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/#/waterlocationid/41076> (lest 8.april).
- Miljødirektoratet. (u.å.-d). *Vannmiljø - vannlokalitet - 020-44593-Glamslandsvatnet, utløp (St.5)*. Tilgjengelig fra: <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/#/waterlocationid/44593> (lest 8.april).
- Miljødirektoratet. (u.å.-e). *Vannmiljø - vannlokalitet - 020-83388-Sangereidbekken*. Tilgjengelig fra: <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/#/waterlocationid/83388> (lest 8.april).
- Miljødirektoratet. (u.å.-f). *Vannmiljø - vannlokalitet - 020-91609 - Furekjerrtjønna utløp*. Tilgjengelig fra: <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/#/waterlocationid/91609> (lest 8.april).
- Miljødirektoratet. (u.å.-g). *Vannmiljø - vannlokalitet - 020-91610-Sangereidtjørna.utløp*. Tilgjengelig fra: <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/#/waterlocationid/91610> (lest 8.april).
- Miljødirektoratet. (u.å.-h). *Vannmiljø - vannlokalitet - 020-116859-Glamslandsbekken nedstrøms (Bunndyrstasjon)*. Tilgjengelig fra: <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/#/waterlocationid/116859> (lest 8.april).
- Miljødirektoratet. (u.å.-i). *Vurdere spredning fra forurensset grunn*. Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/forurensset-grunn/for-naringsliv/forurensset-grunn-veileder/risikovurdering-av-forurensset-grunn/vurdere-spredning/> (lest 9.mai).

- NMBU. (u.å.). *Retningslinjer for bruk av kunstig intelligens (KI) ved NMBU*. Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/retningslinjer-bruk-av-kunstig-intelligens-ki-ved-nmbu> (lest 9.1).
- Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). (2024a). *Flakksvann – Vannføring og vannstand (stasjon 20.3.0.1001.1)*: NVE. Tilgjengelig fra: https://sildre.nve.no/stasjon/20.3.0?20.3.0.1001_period=custom&20.3.0.1001_from=2024-07-31&20.3.0.1001_to=2024-11-30&20.3.0.1001_decimals=3&20.3.0.1001_res=0¶ms=1001,1000 (lest 7.april).
- Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). (2024b). *NEVINA Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse*: NVE. Tilgjengelig fra: <https://nevina.nve.no>.
- Norsk Klima Service Senter. (u.å.). *Seklima, Observasjoner og værhistorikk*. Seklima.
- Omer, N. H. (2019). Water quality parameters. *Water quality-science, assessments and policy*, 18: 1-34.
- Owen, R. J. S., Love, I., Ravengai, S., Mandingaisa, O., Gratwicke, B. & Love, D. (2005). Impact of Iron Duke Pyrite Mine on water chemistry and aquatic life - Mazowe Valley, Zimbabwe. *Water S. A.*, 31 (2): 219-228. doi: 10.4314/wsa.v31i2.5190.
- Sandlund, O. T., Bergan, M. A., Brabrand, Å., Diserud, O. H., Fjeldstad, H.-P., Gausen, D., Halleraker, J. H., Haugen, T., Hegge, O. & Helland, I. P. (2013). Vannforskriften og fisk–forslag til klassifiseringssystem. *Miljødir. rapport M22-2013*.
- Šmilauer, P. & Lepš, J. (2014). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO 5*: Cambridge university press.
- Stumm, W. (1996). *Aquatic chemistry : chemical equilibria and rates in natural waters*. 3rd utg. Environmental science and technology. New York: Wiley.
- Taleuzzaman, M. (2018). Limit of blank (LOB), limit of detection (LOD), and limit of quantification (LOQ). *Org. Med. Chem. Int. J.*, 7 (5).
- Teien, H.-C., Pettersen, M. N., Kassaye, Y. A., Hindar, A., Lind, O. C. & Håvardstun, J. (2017). Aluminium og spormetaller i Kaldvellfjorden: tilstandsformer og opptak i fisk.
- Tveten, E. & Nilsson, L. P. (2005). E18 Grimstad-Kristiansand. Geologisk kartlegging 2005.
- UWITEC. (u.å.-a). *CORER USC 06000*. Tilgjengelig fra: <https://www.uwitec.at/en/products/corer-60-usc-06000-2/> (lest 8.1).
- UWITEC. (u.å.-b). *Uwitec Single Corer USC 06000/09000/15000*. Tilgjengelig fra: https://www.uwitec.at/wp-content/uploads/2021/11/Prospekt-USCxxx00_EN_WEB-1.pdf (lest 8.1).
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*, FOR-2006-12-15-1446.
- vannpotalen.no. (u.å.-a). *Prinsipper for klassifisering av kjemisk tilstand i vann*. vannportalen.no. Tilgjengelig fra: [https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/klasseifisering-av-kjemisk-tilstand-av-vann/klasseifisering-av-kjemisk-tilstand-i-vann/](https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/klassifisering-av-kjemisk-tilstand-av-vann/klassifisering-av-kjemisk-tilstand/prinsipper-for-klasseifisering-av-kjemisk-tilstand-i-vann/) (lest 19.02).
- vannpotalen.no. (u.å.-b). *Prinsipper for klassifisering av økologisk tilstand* vannportalen.no. Tilgjengelig fra: [https://www.vannportalen.no/veiledere/klasseifiseringsveileder/klasseifisering-av-okologisk-tilstand/klasseifisering-av-okologisk-tilstand-av-innsjo/seksjon-4.1-innsjo](https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/klasseifisering-av-okologisk-tilstand/klasseifisering-av-okologisk-tilstand-av-innsjo/seksjon-4.1-innsjo) (lest 19.02).
- Zeghnoun, A., Pascal, M., Fréry, N., Sarter, H., Falq, G., Focant, J.-F. & Eppe, G. (2007). Dealing with the non-detected and non-quantified data. The example of the serum dioxin data in the French dioxin and incinerators study. *Organohalogen Compounds*, 69.

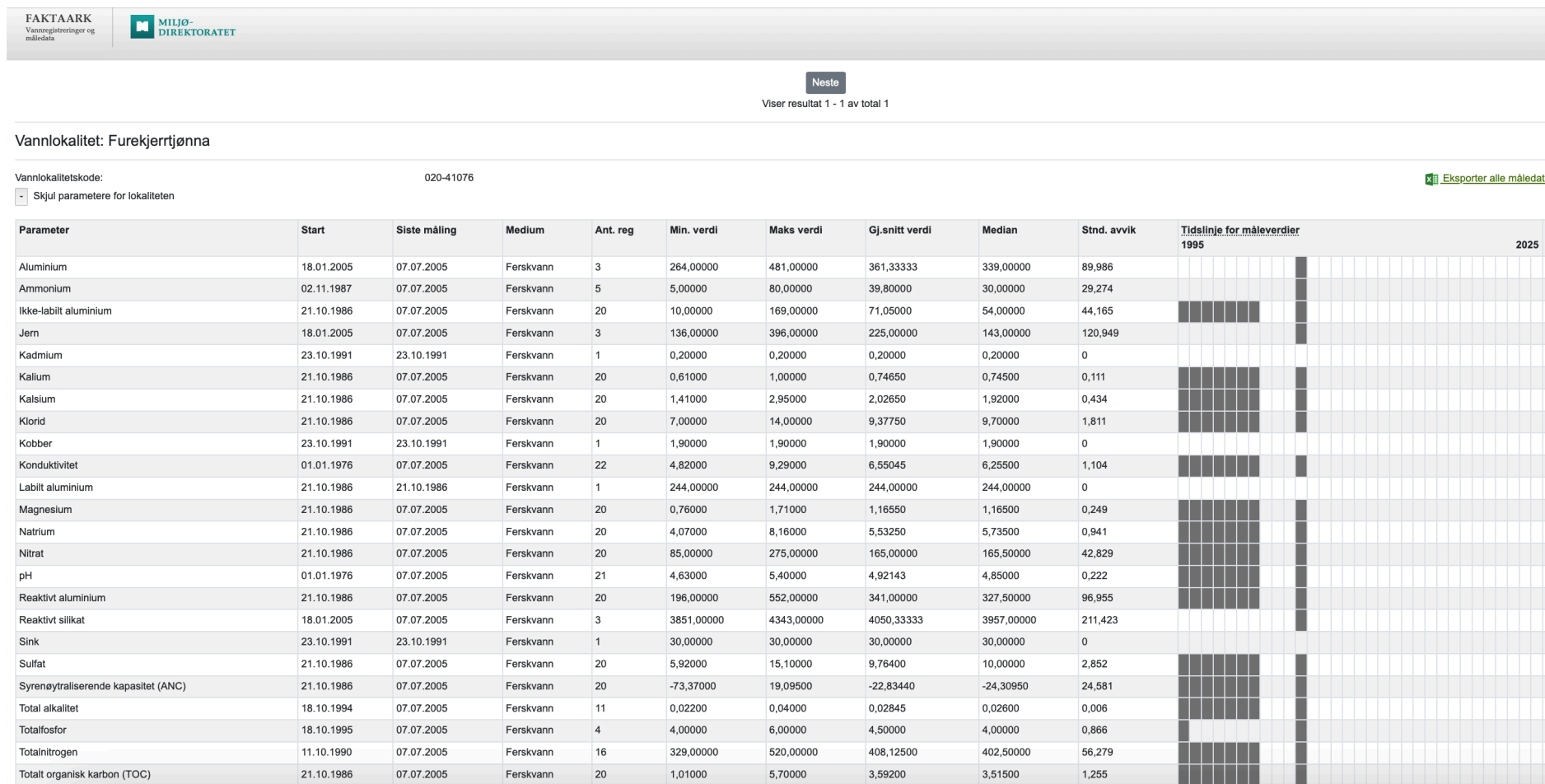
Vedlegg

A. Faktaark og klassifiseringsdata fra Vannmiljø

Faktaark tilknyttet vannlokaliteter i fokusområdet er inkludert som vedlegg. Figurene 26 til 33 viser ulike parametere registrert i tilhørende vannlokalitet fra tidligere år. Faktaarkene inneholder noe ulikt i form av parametere, men er stort sett registrert som en del av forsuringsovervåkning.



Figur 26 - Faktaark hentet fra Vannmiljø, med oversikt over parametere målt i forbindelse med forsuringsovervåkning fra 2018-2024 for vannlokalitet «Nedstrøms sykkelsti» (Miljødirektoratet, u.å.-a)



Figur 27 - Faktaark hentet fra Vannmiljø, med oversikt over parametere målt og registrert fra 1986-2024, for vannlokalitet «Furekjerrtjønna» (Miljødirektoratet, u.å.-c)

Klassifiseringsdata for vannlokalitet: 41076 - År: 2005 - Type: Økologisk

Minimer alle

Tidligere registrert verdi: **DÅRLIG** (16. november 2021 kl. 11:54)

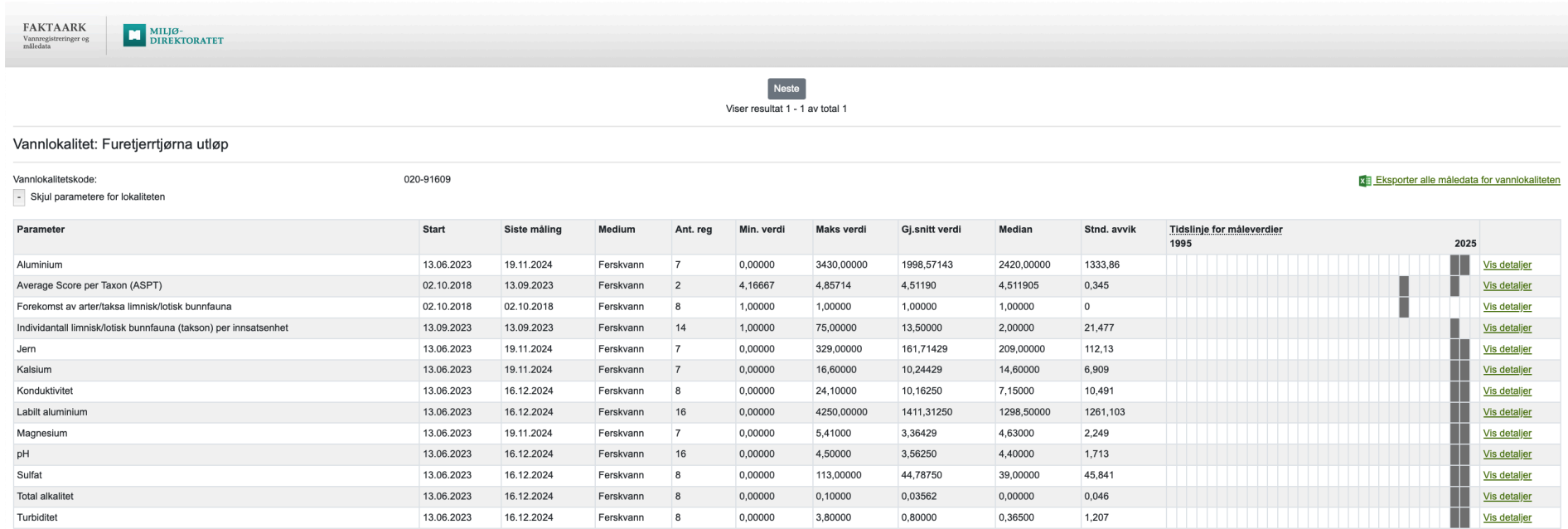
Lokalitetstatus **Lokalitetstilstand** **nEQR**

KLASSIFISERT DÅRLIG 0.3

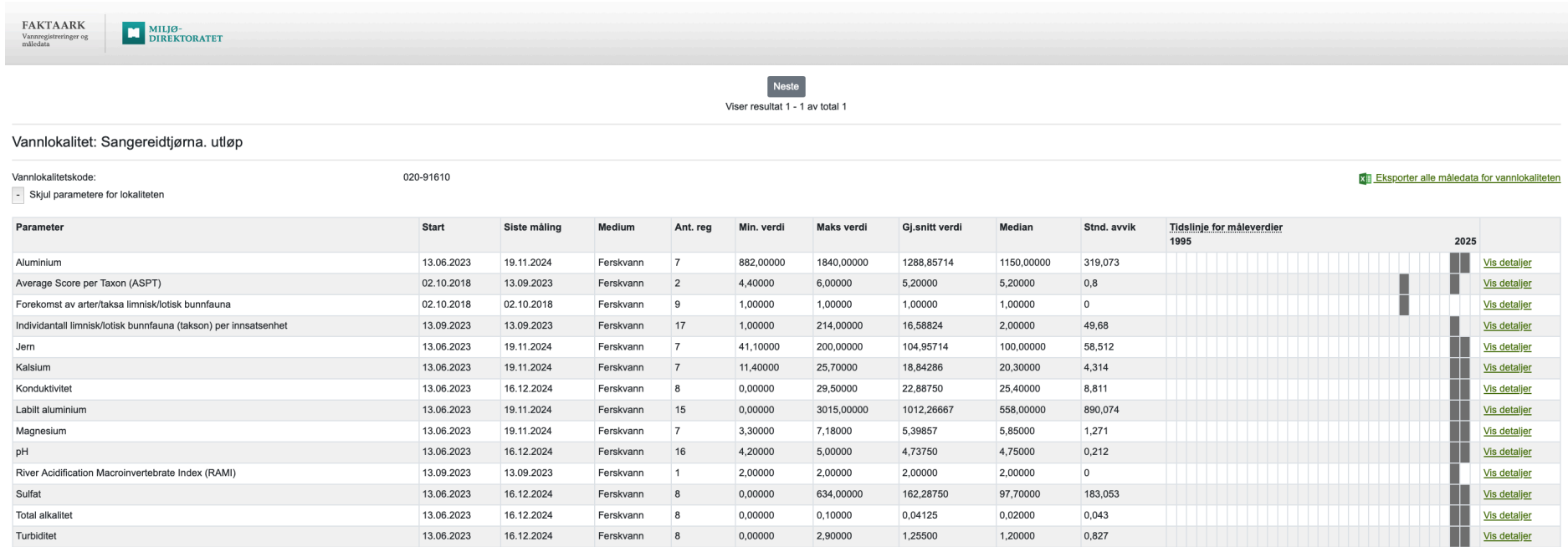
Lagre resultat

Kvalitetsэлеment				Status	Antall påvirkningstyper				nEQR		Tilstand	Klassifiseres?
Forsuringstilstand (Fysisk-kjemiske elementer)				KLASSIFISERT	1				0.3		DÅRLIG	✓
Påvirkning		Status			Ant. parametre				nEQR		Tilstand	Klassifiseres?
Forsuring		KLASSIFISERT			2				0.3		DÅRLIG	✓
Parameter ID	Parameter	Medium	Enhet	Status	Antall reg.	Referanseverdi	Beregningsmetode	Årsverdi	EQR	nEQR	Tilstandsklasse	Klassifiseres?
ANC	Syrenøytraliserende kapasitet (ANC)	Ferskvann	µekv/l	Automatisk valgt	3	125	Gjennomsnitt	5.128	0.47	0.2	DÅRLIG	✓
PH	pH	Ferskvann	<ubenevnt>	Automatisk valgt	3	7	Gjennomsnitt	5.183	0.74	0.4	MODERAT	✓
Næringsstofforhold (Fysisk-kjemiske elementer)				KLASSIFISERT	2				0.6		MODERAT	✓
Påvirkning		Status			Ant. parametre				nEQR		Tilstand	Klassifiseres?
Eutrofiering		KLASSIFISERT			2				0.777		GOD	✓
Parameter ID	Parameter	Medium	Enhet	Status	Antall reg.	Referanseverdi	Beregningsmetode	Årsverdi	EQR	nEQR	Tilstandsklasse	Klassifiseres?
N-TOT	Totalnitrogen	Ferskvann	µg/l N	Automatisk valgt	3	150	Gjennomsnitt	463.333	0.32	0.554	MODERAT	✓
P-TOT	Totalfosfor	Ferskvann	µg/l P	Automatisk valgt	3	5	Gjennomsnitt	4	1	1	SVÆRT GOD	✓
Uspesifisert		KLASSIFISERT			1				0.6		MODERAT	✓
Parameter ID	Parameter	Medium	Enhet	Status	Antall reg.	Referanseverdi	Beregningsmetode	Årsverdi	EQR	nEQR	Tilstandsklasse	Klassifiseres?
N-NH4	Ammonium	Ferskvann	µg/l N	Automatisk valgt	3	10	Persentil	60.4	0.17	0.6	GOD	✓

Figur 28 - Klassifiseringsdata hentet fra Vannmiljø, med oversikt over vurdert økologisk tilstand for vannlokalitet «Furekjerrtjønn» i 2005 (Miljødirektoratet, 2025)



Figur 29 - Faktaark hentet fra Vannmiljø, med oversikt over parametere målt og registrert fra 2018-2024, for vannlokalitet «Furetjerrtjønnen utløp» (Miljødirektoratet, u.å.-f)



Figur 30 - Faktaark hentet fra Vannmiljø, med oversikt over parametere målt og registrert fra 2023-2024, for vannlokalitet «Sangereid tjørna. utløp» (Miljødirektoratet, u.å.-g)

Vannlokalitet: Glamslandvatnet, utløp

Vannlokalitetskode:

020-44593

 Eksporter alle måledata

☐ Skjul parametere for lokaliteten

Parameter	Start	Siste måling	Medium	Ant. reg	Min. verdi	Maks verdi	Gj.snitt verdi	Median	Stnd. avvik	Tidslinje for måleverdier 1995	2025
Aluminium	08.08.2001	08.08.2001	Ferskvann	1	240,00000	240,00000	240,00000	240,00000	0		
Antall EPT arter/taksa limnisk/lotisk bunnfauna	21.12.2015	21.12.2015	Ferskvann	1	10,00000	10,00000	10,00000	10,00000	0		
Average Score per Taxon (ASPT)	21.12.2015	21.12.2015	Ferskvann	1	5,00000	5,00000	5,00000	5,00000	0		
Bly	08.08.2001	08.08.2001	Ferskvann	1	10,00000	10,00000	10,00000	10,00000	0		
Fluorid	30.09.2015	01.11.2016	Ferskvann	11	0,59000	830,00000	462,12364	740,00000	379,84		
Ikke-labilt aluminium	30.09.2015	10.12.2015	Ferskvann	6	140,00000	260,00000	188,33333	187,50000	43,843		
Jern	08.08.2001	08.08.2001	Ferskvann	1	210,00000	210,00000	210,00000	210,00000	0		
Kadmium	08.08.2001	08.08.2001	Ferskvann	1	5,00000	5,00000	5,00000	5,00000	0		
Kalium	08.08.2001	08.08.2001	Ferskvann	1	2,70000	2,70000	2,70000	2,70000	0		
Kalsium	08.08.2001	10.12.2015	Ferskvann	8	3,76000	12,00000	10,07250	11,10000	2,562		
Kobber	08.08.2001	08.08.2001	Ferskvann	1	0,00500	0,00500	0,00500	0,00500	0		
Kobolt	08.08.2001	08.08.2001	Ferskvann	1	5,00000	5,00000	5,00000	5,00000	0		
Konduktivitet	08.08.2001	08.08.2001	Ferskvann	1	18,70000	18,70000	18,70000	18,70000	0		
Labilt aluminium	30.09.2015	10.12.2015	Ferskvann	7	90,00000	215,00000	128,57143	110,00000	44,136		
Magnesium	08.08.2001	08.08.2001	Ferskvann	1	1,05000	1,05000	1,05000	1,05000	0		
Mangan	08.08.2001	08.08.2001	Ferskvann	1	45,00000	45,00000	45,00000	45,00000	0		
Natrium	08.08.2001	08.08.2001	Ferskvann	1	26,20000	26,20000	26,20000	26,20000	0		
Nikkel	08.08.2001	08.08.2001	Ferskvann	1	5,00000	5,00000	5,00000	5,00000	0		
Nitrat	30.09.2015	10.12.2015	Ferskvann	6	49,00000	180,00000	133,16667	145,00000	44,536		
pH	08.08.2001	01.11.2016	Ferskvann	12	5,65000	7,15000	6,45833	6,50000	0,336		
Raddum forsursindeks 1	21.12.2015	21.12.2015	Ferskvann	1	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0		
Raddum forsursindeks 2	21.12.2015	21.12.2015	Ferskvann	1	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0		
Reaktivt aluminium	30.09.2015	10.12.2015	Ferskvann	7	230,00000	430,00000	310,00000	295,00000	82,419		
Sink	08.08.2001	08.08.2001	Ferskvann	1	5,00000	5,00000	5,00000	5,00000	0		
Sulfat	08.08.2001	10.12.2015	Ferskvann	8	13,70000	35,80000	31,42500	34,75000	7,076		
Suspendert tørrstoff	18.02.2016	01.11.2016	Ferskvann	4	2,00000	3,00000	2,50000	2,50000	0,5		
Totalfosfor	30.09.2015	10.12.2015	Ferskvann	5	1,00000	7,00000	5,20000	6,00000	2,227		
Totalnitrogen	30.09.2015	10.12.2015	Ferskvann	7	265,00000	455,00000	401,42857	410,00000	59,505		
Totalt organisk karbon (TOC)	30.09.2015	10.12.2015	Ferskvann	6	4,00000	5,90000	4,55000	4,35000	0,634		
Turbiditet	18.02.2016	01.11.2016	Ferskvann	4	1,20000	3,50000	2,07500	1,80000	0,884		

Figur 31 - Faktaark hentet fra Vannmiljø, med oversikt over parametere målt og registrert fra 2001-2016, for vannlokalitet «Glamslandvatnet, utløp» (Miljødirektoratet, u.å.-d)

Vannlokalitet: Glamslandsbekken

Vannlokalitetskode:

020-32196

[Eksporter alle måledata](#)

Skjul parametere for lokaliteten

Parameter	Start	Siste måling	Medium	Ant. reg	Min. verdi	Maks verdi	Gj.snitt verdi	Median	Stnd. avvik	Tidslinje for måleverdier	2025
Ammonium	12.05.1997	13.10.1997	Ferskvann	6	17,00000	115,00000	55,83333	47,50000	36,708		
Artsforekomst	22.11.1996	19.05.1997	Ferskvann	5	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	0		
Average Score per Taxon (ASPT)	13.09.2023	13.09.2023	Ferskvann	1	5,83333	5,83333	5,83333	5,83333	0		
Fargetall	12.05.1997	13.10.1997	Ferskvann	6	3,00000	22,00000	10,66667	7,50000	7,226		
Fisketetthet observert	01.01.1997	01.01.1997	Ferskvann	1	3,00000	3,00000	3,00000	3,00000	0		
Fluorid	30.09.2015	01.11.2016	Ferskvann	8	2,08000	2000,00000	706,55375	422,05000	767,455		
Fosfat	12.05.1997	13.10.1997	Ferskvann	6	1,00000	2,00000	1,50000	1,50000	0,5		
Ikke-labilt aluminium	30.09.2015	10.12.2015	Ferskvann	4	37,00000	175,00000	88,00000	70,00000	55,399		
Individantall limnisk/lotisk bunnfauna (takson) per innsatsenhet	13.09.2023	13.09.2023	Ferskvann	10	1,00000	41,00000	7,70000	4,00000	11,463		
Kalium	10.08.1983	13.10.1997	Ferskvann	7	0,00264	3400,00000	2557,14323	2800,00000	1076,843		
Kalsium	10.08.1983	10.12.2015	Ferskvann	7	2,79000	23,60000	15,92714	16,60000	6,439		
Klorid	10.08.1983	10.08.1983	Ferskvann	1	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0		
Konduktivitet	02.11.1975	13.10.1997	Ferskvann	8	2,52000	31,60000	20,81625	24,30000	9,615		
Labilt aluminium	08.10.1983	10.12.2015	Ferskvann	5	50,00000	138,00000	82,80000	65,00000	33,618		
Magnesium	10.08.1983	10.08.1983	Ferskvann	1	0,00143	0,00143	0,00143	0,00143	0		
Mineralolje	01.11.2016	01.11.2016	Ferskvann	1	50,00000	50,00000	50,00000	50,00000	0		
Natrium	10.08.1983	10.08.1983	Ferskvann	1	0,01960	0,01960	0,01960	0,01960	0		
Nitrat	12.05.1997	10.12.2015	Ferskvann	10	82,00000	495,00000	215,20000	157,50000	119,379		
Opprinneelse	01.01.1997	01.01.1997	Ferskvann	1	2,00000	2,00000	2,00000	2,00000	0		
pH	02.11.1975	01.11.2016	Ferskvann	18	5,00000	7,52000	6,87389	7,14000	0,654		
Reaktivt aluminium	08.10.1983	10.12.2015	Ferskvann	5	93,00000	280,00000	166,60000	132,00000	76,901		
Sulfat	30.09.2015	10.12.2015	Ferskvann	4	38,50000	58,70000	51,72500	54,85000	8,034		
Suspendert tørrstoff	18.02.2016	01.11.2016	Ferskvann	4	2,00000	8,00000	4,00000	3,00000	2,345		
Termotolerante koliforme bakterier	12.05.1997	13.10.1997	Ferskvann	6	0,00000	60,00000	13,83333	6,50000	20,94		
Total alkalitet	10.08.1983	10.08.1983	Ferskvann	1	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0		
Totalfosfor	12.05.1997	10.12.2015	Ferskvann	10	1,00000	15,00000	6,90000	5,00000	4,158		
Totalnitrogen	12.05.1997	10.12.2015	Ferskvann	10	315,00000	630,00000	441,50000	415,00000	115,131		
Totalt organisk karbon (TOC)	12.05.1997	10.12.2015	Ferskvann	10	1,00000	5,40000	3,43000	3,25000	1,158		
Turbiditet	12.05.1997	01.11.2016	Ferskvann	10	0,40000	10,00000	2,92000	1,90000	2,922		

Figur 32 - Faktaark hentet fra Vannmiljø, med oversikt over parametere målt og registrert fra 1983-2016, for vannlokalitet «Glamslandsbekken» (Miljødirektoratet, u.å.-b)

Neste

Viser resultat 1 - 1 av total 1

Vannlokalitet: Glamslandsbekken nedstrøms

Vannlokalitetskode:

020-116859

[Eksporter alle måledata](#)

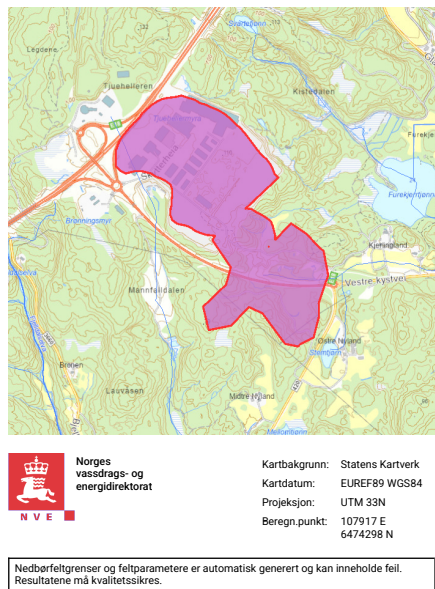
- Skjul parametere for lokaliteten

Parameter	Start	Siste måling	Medium	Ant. reg	Min. verdi	Maks verdi	Gj.snitt verdi	Median	Stnd. avvik	Tidslinje for måleverdier 1995	2025
Aluminium	13.06.2023	19.11.2024	Ferskvann	7	144,00000	1010,00000	495,57143	356,00000	294,759		
Individantall limnisk/lotisk bun fauna (takson) per innsatsenhet	13.09.2023	13.09.2023	Ferskvann	12	1,00000	54,00000	12,58333	2,00000	18,759		
Jern	13.06.2023	19.11.2024	Ferskvann	7	70,30000	351,00000	216,04286	178,00000	104,425		
Kalsium	13.06.2023	19.11.2024	Ferskvann	7	6,85000	11,30000	9,21143	9,60000	1,536		
Konduktivitet	13.06.2023	16.12.2024	Ferskvann	8	0,00000	15,60000	12,26250	13,90000	4,739		
Labilt aluminium	13.06.2023	16.12.2024	Ferskvann	16	10,00000	1257,00000	241,56250	86,50000	339,913		
Magnesium	13.06.2023	19.11.2024	Ferskvann	7	1,71000	3,06000	2,44286	2,43000	0,415		
pH	13.06.2023	16.12.2024	Ferskvann	16	5,30000	6,50000	5,88125	5,80000	0,378		
Sulfat	13.06.2023	16.12.2024	Ferskvann	8	0,00000	161,00000	66,33750	53,00000	46,5		
Total alkalitet	13.06.2023	16.12.2024	Ferskvann	8	0,00000	0,12000	0,08500	0,09250	0,036		
Turbiditet	13.06.2023	16.12.2024	Ferskvann	8	0,00000	3,70000	1,71250	1,25000	1,187		

Figur 33 - Faktaark hentet fra Vannmiljø, med oversikt over parametere målt og registrert fra 2023-2024, for vannlokalitet «Glamslandsbekken nedstrøms» (Miljødirektoratet, u.å.-h)

B. Nedbørsfelt NEVINA

Disse to vedleggene viser estimert nedbørsfelt tilknyttet lokasjoner A og B. Estimeringen er generert NVEs NEVINA.



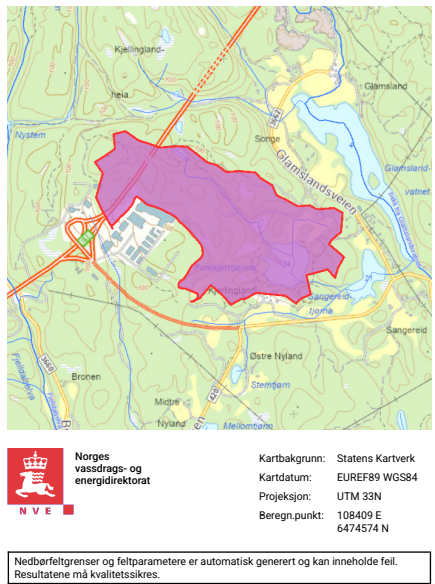
Nedbørsfeltparametere

Vassdragsnr.: 020.221Z
Kommune.: Lillesand
Fylke.: Agder
Vassdrag.: Nedbørsfelt punkt A

Feltparametere		Hypsografisk kurve	
Areal (A)	0.5 km²	Høyde _{MIN}	37 m
Effektiv sjø (A _{SE})	0 %	Høyde ₁₀	54 m
Elvleengde (E _L)	0.2 km	Høyde ₂₀	59 m
Elvegradient (E _G)	44.7 m/km	Høyde ₃₀	71 m
Elvegradient ₁₀₈₅ (E _{G,1085})	5.5 m/km	Høyde ₄₀	82 m
Helning	8.3 °	Høyde ₅₀	96 m
Dreneringstetthet (D _T)	1 km ⁻¹	Høyde ₆₀	97 m
Feltlengde (F _L)	1.1 km	Høyde ₇₀	105 m
Arealklasse		Høyde ₈₀	104 m
Bre (A _{BRE})	0 %	Høyde ₉₀	108 m
Dyrket mark (A _{JORD})	4.8 %	Høyde _{MAX}	110 m
Myr (A _{MYR})	0.8 %	Klima- /hydrologiske parametere (1991-2020)	
Leire (A _{LEIRE})	7.7 %		
Skog (A _{SKOG})	63.7 %		
Sjø (A _{SJO})	0 %		
Snau fjell (A _{SF})	0 %		
Urban (A _U)	0 %		
Uklassifisert areal (A _{REST})	30.7 %		
		Årlig middelavrenning (Q _N)	31.5 l/s*km²
		Årlig middelavrenning	995 mm
		Usikkerhet middelavrenning	44.6 %
		Nedbør juni - august	305 mm
		Nedbør desember - februar	392 mm
		Årstemperatur	6.3 °C
		Sommertemperatur	15 °C
		Vintertemperatur	0 °C

GUID: 9237a81a-0929-449a-b590-5ca3790c7e84 Rapportdato: 2.12.2024 © nevina.nve.no

Figur 34 - Nedbørsfelt for lokasjon A, generert av NEVINA (Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE), 2024b)



Nedbørsfeltparametere

Vassdragsnr.: 020.221Z
Kommune.: Lillesand
Fylke.: Agder
Vassdrag.: bekk fra Glamslandsvatnet

Feltparametere		Hypsografisk kurve	
Areal (A)	0.9 km²	Høyde _{MIN}	29 m
Effektiv sjø (A _{SE})	8 %	Høyde ₁₀	30 m
Elvleengde (E _L)	1.4 km	Høyde ₂₀	34 m
Elvegradient (E _G)	41.8 m/km	Høyde ₃₀	39 m
Elvegradient ₁₀₈₅ (E _{G,1085})	36.9 m/km	Høyde ₄₀	49 m
Helning	9.2 °	Høyde ₅₀	60 m
Dreneringstetthet (D _T)	2 km ⁻¹	Høyde ₆₀	70 m
Feltlengde (F _L)	1.6 km	Høyde ₇₀	78 m
Feltparametere Tillegg		Høyde ₈₀	92 m
Effektiv sjø - Tillegg (A _{SE-T})	0 %	Høyde ₉₀	104 m
Feltlengde - Tillegg (F _{L-T})	1.3 km	Høyde _{MAX}	131 m
Arealklasse		Klima- /hydrologiske parametere (1991-2020)	
Bre (A _{BRE})	0 %		
Dyrket mark (A _{JORD})	3.2 %		
Myr (A _{MYR})	2.5 %		
Leire (A _{LEIRE})	22.6 %		
Skog (A _{SKOG})	85 %		
Sjø (A _{SJO})	7.2 %		
Snau fjell (A _{SF})	0 %	Årlig middelavrenning (Q _N)	31.6 l/s*km²
Urban (A _U)	0 %	Årlig middelavrenning	996 mm
Uklassifisert areal (A _{REST})	1.8 %	Usikkerhet middelavrenning	33 %
		Nedbør juni - august	305 mm
		Nedbør desember - februar	394 mm
		Årstemperatur	6.3 °C
		Sommertemperatur	15 °C
		Vintertemperatur	0 °C

GUID: e0055664-84c4-4bbb-b492-d28d17610a65 Rapportdato: 2.12.2024 © nevina.nve.no

Figur 35 - Nedbørsfelt for lokasjon B, generert av NEVINA (Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE), 2024b)

C. Cs137-analyse for én kjerne (vannlokalitet 3, 5 og 7)

Vedleggene viser resultater for datering av én kjerne per vannlokalitet i fokusområdet, samt utregning av sedimentasjonshastighet for hver sedimentkjerne. Gule felt indikerer år 1986 da Tsjernobyl-ulykken skjedde. Lyere rosa felt viser en mindre Cs137-topp, men den er ikke valgt som år 1986.

Kjerne 3 (Furukjerrtjønn)			
Sjikt (cm)	DPM/gram	Sedimentasjon tilknyttet år	
0-1	21,7150226	2022,88235	
1-2	28,5063186	2020,64705	
2-3	35,1656546	2018,41175	
3-4	16,078884	2016,17645	Rundt sprening i 2015
4-5	15,5690621	2013,94115	
5-6	12,4562141	2011,70585	
6-7	13,8568663	2009,47055	
7-8	10,2752391	2007,23525	
8-9	7,90442958	2004,99995	
9-10	7,64293178	2002,76465	
10-11	5,98960488	2000,52935	
11-12	6,70828201	1998,29405	
12-14	6,1729922	1994,9411	
14-16	6,52286011	1990,4705	
16-18	6,69753698	1985,9999	
18-20	5,44736829	1981,5293	
20-22	4,97097948	1977,0587	
22-24	4,74164391	1972,5881	
		Sedimentasjonshastighet =Cs-topp/år siden 1986 (cm/år)	Sedimentasjonshastighet pr 1cm: 1/(cm/år)
		0,447368421	2,235294118

Figur 36 – Cs137-analyse for kjerne 3 i lokasjon B

Kjerne 5 (Sangereidtjørna)			
Sjikt (cm)	DMP/g	Sedimentasjon tilknyttet år	
0-1	-11,961722	2022,8125	
1-2	-33,165105	2020,4375	
2-3	49,5495495	2018,0625	
3-4	24,3028908	2015,6875	Sprenging i 2015
4-5	27,6890309	2013,3125	
5-6	63,4920635	2010,9375	
6-7	33,1950207	2008,5625	
7-8	33,9519494	2006,1875	
8-9	18,9553043	2003,8125	
9-10	20,7275804	2001,4375	
10-11	18,5785267	1999,0625	
11-12	32,2250163	1996,6875	
12-14	28,4702731	1993,125	
14-16	29,0176591	1988,375	
16-18	24,519993	1983,625	
18-20	18,0768771	1978,875	
20-22	10,5995791	1974,125	
22-24	9,28265197	1969,375	
		Sedimentasjonshastighet =Cs-topp/år siden 1986 (cm/år)	Sedimentasjonshastighet pr 1cm: 1/(cm/år)
		0,421052632	2,375

Figur 37 – Cs137-analyse fra kjerne 5 i lokasjon C

Kjerne 7 (Glamslandsvann)			
Sjikt (cm)	DPM/gram	Sedimentasjon tilknyttet år	
0-1	63,66691561	2022,2727	
1-2	157,0671055	2018,8181	
2-3	137,0581952	2015,3635	Sprenging i 2015
3-4	165,6466905	2011,9089	
4-5	174,5949554	2008,4543	
5-6	168,5662064	2004,9997	Utslipp til Glamslandsvann i 2006
6-7	156,0248374	2001,5451	
7-8	148,5703458	1998,0905	
8-9	108,536423	1994,6359	
9-10	118,7898189	1991,1813	
10-11	130,2635332	1987,7267	
11-12	107,7950311	1984,2721	
12-14	93,97976626	1979,0902	
14-16	34,12300826	1972,181	
16-18	22,0087425	1965,2718	
18-20	21,86419512	1958,3626	
		Sedimentasjonshastighet =Cs-topp/år siden 1986 (cm/år)	Sedimentasjonshastighet pr 1cm: 1/(cm/år)
		0,289473684	3,454545455

Figur 38 – Cs137-analyse fra kjerne 7 i lokasjon D

D. Modellseleksjon

Vedleggene tilknyttet modellseleksjon består av tabeller for Decorana, AIC-tabell, og ANOVA-test. Alle analysene er gjort i Rstudio. Feltene uthevet i gult er brukt i oppgaven.

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4
Eigenvalues	0,1394	0,02644	0,067522	0,052914
Additive Eigenvalues	0,1394	0,02589	0,073119	0,004096
Decorana values	0,1496	0,01996	0,005936	0,003049
Axis lengths	1,3425	0,54244	1,114856	0,993011

Figur 39 - Decorana for totalt løste metaller i hele vassdraget

Modellnummer	Forklaringsvariabler	k	AIC	ΔAIC
5	Lokasjon+Måned	9	47,08669	0,000000
3	Lokasjon+Temperatur	7	49,17836	2,091669
4	Lokasjon+Ledningsevne	7	50,91399	3,827299
17	pH+Ledningsevne+Lokasjon	8	51,17096	4,084273
2	Lokasjon	6	52,67578	5,589088
10	pH+Lokasjon	7	52,82237	5,735678
12	pH+Ledningsevne	3	65,26303	18,176340
14	Ledningsevne	2	69,10455	22,017863
15	Ledningsevne+Temperatur	3	69,16277	22,076082
8	Måned+Ledningsevne	5	71,50848	24,421795
9	pH	2	75,20078	28,114088
13	pH+Temperatur	3	75,21503	28,128341
11	pH+Måned	5	78,26195	31,175256
1	data	1	85,61122	38,524533
16	Temperatur	2	86,60932	39,522626
7	Måned+Temperatur	5	89,05390	41,967208
6	Måned	4	90,02360	42,936910

Figur 40 – Modellseleksjon viser AIC-tabell for totalt løste metaller i hele vassdraget. Både modell 5 og modell 3 ansees som gode modeller

ANOVA (RDA_ totalt løst) Modell 5: Lokasjoner + Måned

	Df	Variance	F	Pr(>F)		
Lokasjoner	5	28,3175	24,2299	0,001 ***		
Måned	3	2,1764	3,1037	0,025 *		
Residual	15	3,5061				
Signif. Codes	0 (***)	0,001 (**)	0,01 (*)	0,05 (.)	0,01 (.)	1

ANOVA (RDA_ totalt løst) Modell 3: Lokasjoner + Temperatur

	Df	Variance	F	Pr(>F)		
Lokasjoner	5	28,3175	21,3048	0,001 ***		
Temperatur	1	1,1633	4,3761	0,026 *		
Residual	17	4,5192				
Signif. Codes	0 (***)	0,001 (**)	0,01 (*)	0,05 (.)	0,01 (.)	1

Figur 41 - ANOVA for modell 5 og modell 3 for totalt løste metaller i hele vassdraget

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4
Eigenvalues	0,1558	0,070743	0,052448	0,055678
Additive Eigenvalues	0,1558	0,078371	0,008400	0,009035
Decorana values	0,1696	0,009301	0,003003	0,001541
Axis lengths	1,3275	1,076027	1,066548	1,047769

Figur 42 - Decorana for metaller normalisert med Al

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4
Eigenvalues	0,01279	0,0127931	0,0127923	0,0127836
Additive Eigenvalues	0,01279	0,0001418	0,0000000	0,0000000
Decorana values	0,01279	0,0045961	0,0009511	0,0003328
Axis lengths	0,86428	0,8593340	0,8552835	0,8387764

Figur 43 - Decorana fra utvalgte metaller fordelt etter størrelsesfraksjon

Modellnummer	Forklaringsvariabler	k	AIC	ΔAIC
5	Tilstandsform+Lokasjon	9	835,2328	0,000000
2	Lokasjon	6	836,2020	0,9692765
1	data	1	841,1133	5,8805369
3	Måned	2	841,5244	6,2916176
4	Tilstandsform	4	842,1063	6,8734961
6	Tilstandsform+Måned	5	842,3394	7,1066249

Figur 44 - AIC-tabell basert på utvalgte metaller fordelt etter størrelsesfraksjon

ANOVA (RDA_utvalgte_metaller_uten_reaktivit) Modell 5: Tilstandsform + Lokasjon

	Df	Variance	F	Pr(>F)
Tilstandsform	3	3959097	2,0327	0,152
Lokasjon	5	10667284	3,2862	0,003 **
Residual	39	25319637		
Signif. Codes	0 (***) 0,001 (**) 0,01 (*) 0,05 (°) 0,01 (°) 1			

ANOVA (RDA_utvalgte_metaller_uten_reaktivit) Modell 2: Lokasjon

	Df	Variance	F	Pr(>F)
Lokasjon	5	10667284	3,0604	0,002 ***
Residual	42	29278734		
Signif. Codes	0 (***) 0,001 (**) 0,01 (*) 0,05 (°) 0,01 (°) 1			

Figur 45 – ANOVA-test for modell 5 og modell 2 for utvalgte metaller fordelt etter størrelsesfraksjon



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway