



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2022 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Utlekking av metaller fra sprengsteinslam fra ikke-syredannende bergarter

Aurora Hansen

Miljø og naturressurser

Sammendrag

Anleggsvann fra tunnelprosjekt kan ha avrenning med høye konsentrasjoner av partikler. Det har de siste årene vært økende fokus på utlekking av metaller fra syredannende bergarter til anleggsvann. Det er kjent at det er mer utlekking fra syredannende enn ikke syredannende bergarter, men det har vært mindre søkelys på utlekking av metaller i anleggsvann i områder med bergarter som ikke kategoriseres som syredannende bergarter.

I dette mastergradsprosjektet ble det gjennomført en utlekkingstest på sprengsteinslam fra forskjellige områder med ulik berggrunn som ikke kategoriseres som syredannende.

Utlekkingstest ble brukt til å se på utlekkingspotensialet til metaller fra sprengsteinslam, og om type bergart, størrelsene på partiklene i slammet og pH i utlekkingsvæsken ville påvirke utlekkingen. Dette kan gi informasjon om hvilke tiltak som burde gjøres før man slipper ut slike partikler fra anleggsrensaneanlegg.

Det var hentet inn tunnelslam fra tre forskjellige tunnelanlegg i Norge, Åseral, Stryn og Verket. Prosjektet Åseral hadde hovedbergart hornblende granitt og i noen områder biotitt granitt. Prosjektet Stryn hadde bergart kvartsmonzonitt som i noen områder var omdannet til øyegneis. Prosjektet Verket hadde hovedbergart gneis med mindre områder av amfibolitt, metagabbro og metadoleritt.

Utlekkingstesten ble gjennomført etter standarden Norsk Standards NS-EN 12457-2 "Karakterisering av avfall - Utlekking - Samsvarsprøving for utlekking av granulært avfallsmateriale og slam - Del 2: Ettrinnsprøving ved et væske/faststofforhold på 10 l/kg med partikkelstørrelse under 4 mm (med eller uten størrelsesreduksjon)". De tre tunnelslamprøvene ble siktet til tre forskjellige partikkelstørrelsesfraksjoner (0-20 µm, 20-63 µm og 63-200 µm). En parallell for hver størrelsesfraksjon og bergart ble pH-justert til en stabil pH på 6,5, den andre parallellen ble ikke pH-justert og hadde høye pH-verdier (pH 7,9-11,9). Deretter ble prøvene satt på et ristebord i et kjølerom på 4°C. Uttak av væsken ble gjort med sprøytefilter dag 1, 3, 8, 15, 22, 29, 36 og 57 av forsøket, og utlekkingsprøvene ble analysert på en Agilent 8900 ICP-MS.

Grunnstoffene som ble analysert var Litium (Li), Beryllium (Be), Bor (B), Natrium (Na), Magnesium (Mg), Aluminium (Al), Fosfor (P), Svovel (S), Kalium (K), Scandium (Sc), Titan

(Ti), Vanadium (V), Krom (Cr), Mangan (Mn), Jern (Fe), Kobolt (Co), Nikkel (Ni), Kobber (Cu), Sink (Zn), Gallium (Ga), Germanium (Ge), Arsen (As), Selen (Se), Rubidium (Rb), Strontium (Sr), Yttrium (Y), Zirkonium (Zr), Niob (Nb), Molybden (Mo), Sølv (Ag), Kadmium (Cd), Tinn (Sn), Antimon (Sb), Tellur (Te), Cesium (Cs), Barium (Ba), Lantan (La), Cerium (Ce), Praseodym (Pr), Neodym (Nd), Samarium (Sm), Europium (Eu), Gadolinium (Gd), Terbium (Tb), Dysprosium (Dy), Holmium (Ho), Erbium (Er), Thulium (Tm), Ytterbium (Yb), Lutetium (Lu), Hafnium (Hf), Tantal (Ta), Wolfram (W), Thallium (Tl), Bly (Pb), Vismut (Bi), Thorium (Th), Uran (U), Kalsium (Ca) og Kvikksølv (Hg). pH ble også målt ved hvert uttak.

pH-målingene viste stor forskjell i pH-verdier mellom bergartene. Prosjektet Stryn hadde lavere pH-verdier gjennom hele forsøket enn de to andre prosjektene, som hadde relativt like pH-verdier. Utlekkingskonsentrasjonene av basekationene viste at prosjektene Åseral og Verket hadde høyere konsentrasjoner av basekationer enn prosjektet Stryn. I tillegg hadde Stryn høyere konsentrasjoner av S, som kunne tyde på mer forvitring av svovelminerale. Begge disse faktorene påvirket pH-verdiene til Stryn til å ha lavere pH-nivå enn Åseral og Verket.

Utlekkingstesten viste at det var utlekking av metaller fra alle de tre bergartene. Alle grunnstoffene som ble målt hadde noe utlekking, med unntak av Hg, som hadde alle konsentrasjoner under LOD. Ag, Zn, P, Ge, B og Cd hadde for få konsentrasjoner over LOD til å bli tatt med videre i analyser. Utlekkingskonsentrasjonene var vesentlig lavere enn det som er kategorisk for syredannende bergarter, men med sammenligning opp mot Miljødirektoratets veileder M-608 var flere av konsentrasjonene over skadelig nivå.

Prosjektet Stryn (kvartsmonzonitt) hadde høyest konsentrasjoner av flest metaller. Stryn hadde også lavest pH og høyest svovelutlekking, som er to parametere som sterkt påvirker metallutlekking. For metallene, som har en grenseverdi i Miljødirektoratets veileder M-608, hadde prosjektet Åseral (hornblende granitt) høyest gjennomsnittlig konsentrasjon for As og nikkel, og Verket (gneis) høyest gjennomsnittlig konsentrasjoner for Pb, Cu, Cr.

For de tre partikkelstørrelsesfraksjonene hadde prosjektet Åseral (hornblende granitt) og Verket (gneis) gjennomsnittlig høyest konsentrasjoner i fraksjonen 0-20 μm , som er fraksjonen med størst spesifikk overflate. Stryn hadde gjennomsnittlig høyest konsentrasjoner

i fraksjonen 63-200 μm , men alle fraksjonene var imidlertid små, og hadde stor spesifikk overflate.

Resultatene for de to pH-parallellen (pH-juster og ikke pH-justert) viste at alle grunnstoffene som ble analysert, med unntak av Ga og Pb, hadde høyest gjennomsnittlige utlekkingskonsentrasjoner i parallellen som var pH-justert ned til 6,5 i starten av prosjektet. pH har stor påvirkning på utlekking av metaller. Den pH-justerte parallellen hadde lavere pH gjennom hele forsøket. Dette er også den parallellen som hadde pH nærmest feltsenarioet, norske elver og innsjøer, samtidig som anleggsvann har krav til at utslippsvannet skal være rundt pH 6-9. pH-parallellen som er pH-justert viser derfor en mer reel utlekkingskonsentrasjon.

Forord

Denne masteroppgaven på 60 studiepoeng er avslutningen på en toårig mastergrad i miljø og naturressurser ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

Tusen takk til hovedveileder Hans-Christian Teien for all hjelp. Tusen takk til tilleggsveiledere Emelie Skogsberg og Lene Sørlie Heier.

Takk til Marit Nandrup Pettersen, Karl Andreas Jensen og Ivar Ormaasen for hjelp med laboratoriarbeid og ICP-MS analyse.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	3
Forord	6
1. Innledning	9
2. Teori	11
2.1. Utlekking av metaller fra sprengsteinslam i kontakt med vann	11
2.2. Berggrunnens påvirkning på metallutlekking	12
2.3. pHs påvirkning på metallutlekking	13
2.4. Spesifikk overflate	13
2.5. Utlekkingsforsøk	14
2. Materiale og metode	15
2.1. Tunnel slam	15
2.1.1. Åseral	15
2.1.2. Stryn	15
2.1.3. Verket	16
2.2. Utlekkingsforsøk	16
2.2.1. Oppsett	16
2.2.2. Størrelsesfraksjoner	18
2.2.3. Utlekkingsvæske	19
2.2.4. Tørrvekt	19
2.2.5. Flaskeinnhold	19
2.2.6. Risting	20
2.2.7. Temperatur	20
2.2.8. Tid	20
2.2.9. Uttak	20
2.3. ICP-MS analyse	22
2.4. Endepunkt	22
2.5. Endring i pH over tid	24
2.6. Databehandling og statistisk analyse	24
2.6.1 Data under deteksjonsgrensen	24
2.6.2. Utleggere	25
2.6.3 Multivariat statistikk	26
3. Resultat og diskusjon	28
3.1. pH	28
3.2. Utlekking av metaller fra sprengsteinslam	32
3.3. Forskjell i utlekking mellom bergarter	35
3.4. Forskjell i utlekking mellom partikkelstørrelser	37
3.5. Forskjell i utlekking mellom utgangs pH	37
5. Konklusjon	39
6. Litteraturliste	40
Vedlegg A. pH endring over tid	43

1. Innledning

Det bygges i Norge rundt 70 kilometer tunnel årlig (Hugsted & Nordahl, 2020). Enorme mengder berggrunn må fjernes ved sprenging eller boring. Det kreves store mengder vann for å kjøle ned borehoder, i tillegg til at det er naturlig utlekking av vann fra berggrunnen som bidrar til avrenning av vann fra tunnelanleggsplass (Vikan & Meland, 2013). Anleggsvannet kan i perioder inneholde store mengder små, kantete partikler som følger anleggsvannet ut i resipient (NFF Utviklingskomiteen, 2009).

Det har de siste årene vært økende fokus på utlekking av metaller fra syredannende bergarter. Syredannende bergarter kategoriseres som bergarter som når de kommer i kontakt med vann har avrenning med pH lavere enn 4, har høye konsentrasjoner av SO₄ og konsentrasjoner av metaller (Al, Cu, Zn, As, Cd, Pb) høyere enn 100 mg/L (Pabst et.al, 2015). Det er kjent at det er mer utlekking fra syredannende enn ikke-syredannende bergarter, og derfor har det vært høyt fokus på disse bergartene og lite fokus på ikke-syredannende bergarter. Det betyr imidlertid ikke at det ikke kan være utlekking av metaller fra ikke-syredannende bergarter.

Utlekking av metaller fra tunnel slam påvirkes av mange forskjellige faktorer, blant annet pH i anleggsvannet og størrelsen på partiklene (Norsk standard). I anleggsfasen for tunnel kan det bli svært høy pH i anleggsvannet som følge av stort sementforbruk (NFF Utviklingskomiteen, 2009). For å unngå ammoniakkforgiftning i resipient er det krav om at pH-en til utslippsvannet skal være rundt 6-9 (NFF Utviklingskomiteen, 2009). Størrelsen på berggrunnspartiklene som slippes ut fra anleggsplass er ofte små på grunn av sprenging og boring. Partiklenes størrelse har betydning for hvor lett det er å rense partikkelholdig vann fra anlegget. Pabst et.al (2015) fant at sedimentasjonsbassenger ved anleggsvirksomhet lettest fanget opp større partikler (> 100 µm), mens de små partiklene ofte ikke sedimenterte uten tilsetning av kjemikalier.

Utslipp av metaller til resipient kan ha store konsekvenser for vannkvalitet og biota. Noen metaller som kalsium og kalium er viktige næringsstoffer og har mindre konsekvenser ved utslipp, andre metaller som kadmium og kvikksølv er giftige i veldig små konsentrasjoner (Duffy & vanLoon, 2018). Uansett vil all antropogent utslipp kategoriseres som forurensning og kan påvirke resipientens økosystem og kjemiske sammensetning. Miljødirektoratet har fastsatt grenseverdier for flere metaller i sin veileder M-608 "Grenseverdier for klassifisering

av vann, sediment og biota”. Denne veilederen inneholder grenseverdier for metallene arsen (As), bly (Pb), kadmium (Cd), kobber (Cu), krom (Cr), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni) og sink (Zn). Disse metallene har fått grenseverdier, fordi de er dokumentert skadelige. Andre metaller er mindre dokumentert skadelige, og noen metaller har mindre dokumentasjon på hvor skadelig de er. Likevel skal “føre var prinsippet” i Naturmangfoldloven alltid vurderes, og andre metaller må dermed også slippes ut i naturen med varsomhet.

I dette mastergradsprosjektet ble det gjennomført en utlekkingsstest på sprengsteinslam fra forskjellige områder med ulik berggrunn som ikke kategoriseres som syredannende. Utlekkingsstest ble brukt til å se på utlekkingspotensialet til metaller fra sprengsteinslam, og om type bergart, størrelsene på partiklene i slammet og pH i utlekkingsvæsken vil påvirke utlekkingen. Dette kan gi informasjon om hvilke tiltak som burde gjøres før man slipper ut slike partikler fra anleggsrenseanlegg.

Hypotesene i dette prosjektet var:

H1: Det er utlekking av metaller fra sprengsteinslam fra bergarter som ikke kategoriseres som syredannende.

H2: Det er ulikheter i utlekking av metaller mellom ulike bergarter.

H3: Det er ulikheter i utlekking av metaller mellom ulike størrelsesfraksjoner av sprengsteinslam.

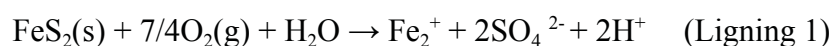
H4: Det er ulikheter i utlekking av metaller ved forskjellig pH i annleggsvann.

2. Teori

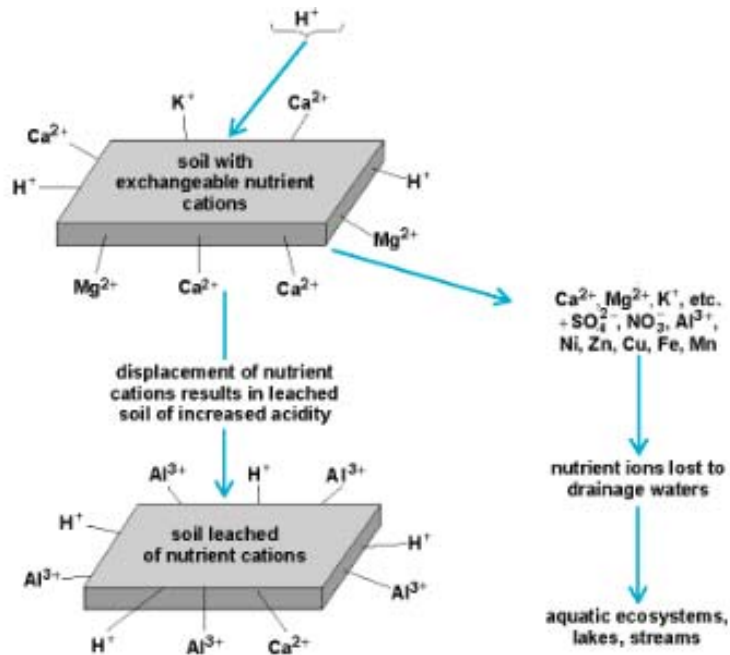
2.1. Utlekking av metaller fra sprengsteinslam i kontakt med vann

Utlekking er prosessen hvor løselige elementer blir løst fra fast materiale til en væske (Ecology, 2003). Når fast materiale, som stein, jord, slam osv., kommer i kontakt med vann, vil bestanddeler av den faste fasen løses til væsken og danne sigevann (Ecology, 2003). I hvor stort omfang utlekking vil skje er avhengig av steds- og materialspesifikke forhold (kjemiske, fysiske og biologiske faktorer) og tid (Ecology, 2003). Bergarter som inneholder høye konsentrasjoner av metaller i potensielt løselige former kan gi stor avrenning av metaller til vann (Pabst et.al, 2015). Imidlertid vil løseligheten i de forskjellige geokjemisk betingelsene ha større betydning enn metallinnholdet (Pabst et.al, 2015).

Utlekking av metaller fra sprengsteinslam skjer når berggrunnen brytes opp og kommer i kontakt med vann og luft. En mulig prosess som fører til utlekking er når sulfidmineraler i berggrunnen forvitrer. Forvitringen danner sulfatmineraler som inneholder metaller, som tidligere var bundet til sulfidene. Siden sulfatene er lettløselige i vann kan det frigis metaller (Endre & Sørmo, 2015). Denne prosessen vil også frigi H^+ -ioner og senke pH. Ligning 1 viser utlekking av jern (Fe), sulfat ($2SO_4^{2-}$) og H^+ -ioner fra pyritt (FeS_2).



En annen utlekkingsprosess er ionebytte, hvor ioner som er på overflaten til partikler blir byttet ut med kationer som har høyere affinitet til partikkelen (Haaland, 2020). Ved ionebytte med kationer (kationebytte) vil partikkeloverflaten ofte ha større affinitet til H^+ -ioner enn metaller. Det vil bli mindre H^+ -ioner i utlekkingsvæsken og pH i utlekkingsvæsken vil økes, mens konsentrasjoner av basekationer (inkludert metaller) i utlekkingsvæsken vil øke (figur 1).



Figur 1. Illustrasjon av kationbytte (Haaland, 2020)

2.2. Berggrunnens påvirkning på metallutlekking

Bergarter inneholder forskjellige mineraler som igjen er bygd opp av forskjellige grunnstoffer og kjemiske forbindelser. Mineralogien av berggrunn påvirker formen og størrelsen på partikler og hvilke egenskaper partiklene har i vannmiljø (Pabst et.al, 2015).

Det er gjort flere studier på utlekking av metaller fra syredannende bergarter. NGI og NIVA har gjennomført et litteraturstudium for å beskrive og klassifisere bergarters potensielle negative effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet (Pabst et.al, 2015). Studie fant at bergarter som inneholdt sulfider og andre svovelførende mineraler kan ha stor skadepåvirkning i vannmiljøet ved avrenning av pH lavere enn 4 og høye konsentrasjoner av aluminium, tungmetaller og uran. Pabst et.al (2015) fant at særlig alunskifer, men også utbredte bergarter som granitt, syenitt og pegmatitt, ofte kan føre til utlekking av uran og thorium. Hjulstad (2015) fant høye konsentrasjoner av uran, kadmium og molybden i utlekkingsforsøk på alunskifer tatt fra forskjellige veg- og rehabiliteringsprosjekter i Norge. Hun fant også høye konsentrasjoner av aluminium, kobber, mangan og nikkel i svovelførende gneis. Wærsted (2019) fant høye konsentrasjoner av molybden, nikkel sink, kadmium og uran i utlekkingsforsøk på alunskifer fra en tunnel på Gran. Tabelin et. al (2014) fant en fare for utlekking av bor, arsenikk og selenium fra sedimentære bergarter fra tunnelprosjekter.

Det er gjennomført færre studier på bergarter som ikke er kategorisert som syredannende. Cabrerizo et.al (2020) fant at utlekking av molybden og sulfater fra kalksteinslam fra vegkonstruksjon i Frankrike var over nivået for tillatt utslipp i Frankrike, mens NGI og NIVA fant i sitt litteraturstudie at norske bergarter som ikke inneholder store konsentrasjoner av sulfider og andre svovelførende mineraler har lite systematisk dokumentasjon.

2.3. pHs påvirkning på metallutlekking

Løseligheten til de fleste mineraler øker ved lav pH, i tillegg vil løste grunnstoffer opptre som ioner og ikke kolloider eller komplekser ved lavere pH (Pabst et.al, 2015). Likevel kan det også skje utlekking av metaller i sigevann med pH høyere enn pH 6 (Neutral Rock Drainage) (Endre & Sørmo, 2015). Metaller som er mobile ved nøytral pH er blant annet As, Cd, Mo, Ni, U og Zn (Endre & Sørmo, 2015).

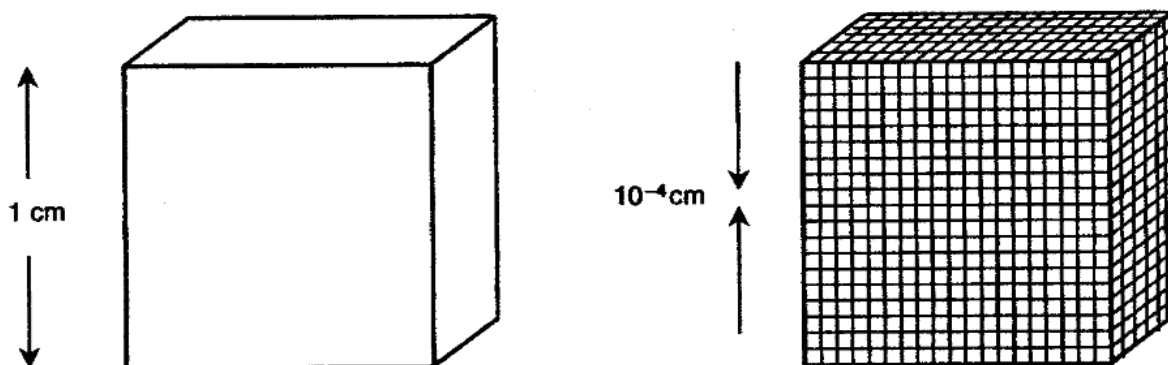
Bergarter inneholder forskjellig mengde basekationer og syredannende mineraler. Bergartens sammensetning kan dermed også påvirke pH i sigevann fra bergart, som igjen påvirker utlekkingen av metaller.

Fjermestad, Hagelia, & Thomassen (2017) fant at svartskiferen og alunskifer hadde høyere utlekking av Mo, Cd og As i prøver med høy pH, mens utlekking av Ni og U økte når pH var lavere.

Noen partikler kan også ha fysisk/kjemiske egenskaper som fører til adsorpsjon eller desorpsjon av metaller (Pabst et.al, 2015). En økning av pH kan igjen føre til adsorpsjon av metaller til partiklene.

2.4. Spesifikk overflate

Partiklers overflatestørrelse vil påvirke hvor mye av overflaten som kommer i kontakt med vann og luft. Partikler med mindre størrelse har en større overflate hvor det kan skje kjemiske reaksjoner (Sogn, 2019) (Figur 2).



Figur 2. Illustrasjon av spesifikk overflate (Sogn, 2019)

2.5. Utlekkingsforsøk

Norsk standard har flere standarder for utlekkings tester, blant annet Norsk Standard NS-EN 12457-2 “Karakterisering av avfall - Utlekking - Samsvarsprøving for utlekking av granulært avfallsmateriale og slam - Del 2: Ettrinnsprøving ved et væske/faststofforhold på 10 l/kg med partikkelstørrelse under 4 mm (med eller uten størrelsesreduksjon)”, som ble brukt i dette prosjektet. Når man bruker en standard til et utlekkingsforsøk må likevel laboratorietesten tilpasses feltscenarioet testen skal undersøke for å kunne brukes til å forutse utlekkingspotensialet i et gitt scenario (Ecology, 2003).

Utlekkingsforsøk på laboratorium går ut på å sette et studiemateriale i kontakt med en væske for å bestemme hvilke elementer som vil lekke ut i væsken, og med det potensielt slippe ut i miljøet i en væskefase (Ecology, 2003). Dette vil gi et bilde av mobiliteten til metallene fra det faste stoffet (partiklene) i slammet til vann over tid. Faktorer som påvirker utlekkningen må tilpasses feltscenarioet, og ved avvik fra dette skal man legge opp til en underestimering i motsetning til overestimering (Ecology, 2003).

2. Materiale og metode

2.1. Tunnel slam

De tre slamprøvene i dette prosjektet kom fra tre forskjellige tunnelprosjekter i Norge. Alle slamprøvene ble tatt fra grøfter inne i tunnelene under anleggsperioden.

Slamprøvene benyttet i dette arbeidet er hentet inn av Emelie Skogsberg i forbindelse med hennes doktorgradsprosjekt «Ecological Risk Assessment of Particle Discharge to Waterbodies during Tunnel Construction».

2.1.1. Åseral

Åseral Nord-prosjektet har prosjekteier Agder Energi Vannkraft AS og entreprenør AF Risa Implenia ANS. Det skal bygges en ny demning og en ny tunnel med fire elveinntak for vannoverføring. Den nye tunnelen er rundt 7 km lang.

Ifølge berggrunnskartet til NGU er hovedberggrunnen i området hornblende granitt og i noen områder biotitt granitt. I de nordlige områdene av prosjektet er berggrunnen granitt gneis, øyegneis og båndgneis.

Slamprøvene ble tatt fra en grøft med en liten Van Veen grab inne i tunnelen 50 meter fra stoff, 6132 meter fra tunnelåpningen (4 bøtter) klokken 16:30 den 11. mai 2020. Den siste sprengningen før prøvetakningen var klokken 18:10 den 8. mai 2020. Prøvene ble lagret i plastbøtter på kjølerom ved 4°C.

2.1.2. Stryn

En 4 kilometer lang tunnel blir bygget mellom Veslebygda og Flo i Stryn for å sikre fylkesvei 5722 mot skred. Prosjektet startet i mai 2019 og skal være ferdig sommeren 2022.

Prosjekteier er Vestland fylkeskommune og entreprenøren er Hæhre.

Ifølge grunnundersøkelse gjort av Statens Vegvesen (Hynne, 2017) er berggrunnen i området kvartsmonzonitt og i noen områder omdannet til øyegneis.

Slamprøvene ble tatt fra en grøft i tunnelen, cirka 50 meter fra tunnelåpningen og 850 meter fra stuff. Prøvene ble samlet i plastbøtter med en spade den 4. mai 2020 klokken 11:00. Den siste sprengningen før prøvetakningen var klokken 9:30 den 4. mai 2020. Prøvene ble lagret i plastbøtter på kjølerom ved 4°C.

2.1.3. Verket

Bane NOR bygger en dobbeltsporet jernbane mellom Sandbuka og Såstad. Prosjektet inkluderer blant annet to tunneler. Utbyggingen startet i 2019 og skal være ferdig innen 2025. Prosjekteier er Bane NOR, og det er flere entreprenører involvert.

Berggrunnen ved begge tunnelene er hovedsakelig gneis, med mindre områder av amfibolitt, metagabbro og metadoleritt.

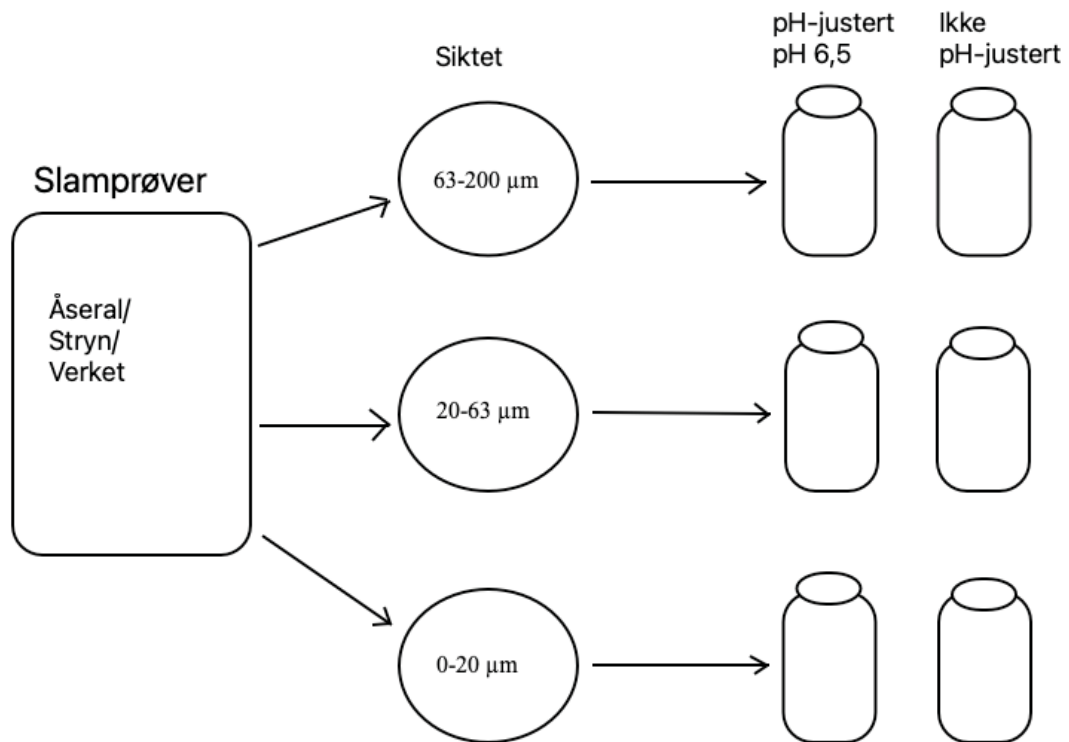
Slamprøvene ble tatt i en grøft 230 meter fra tunnelåpningen og 70 meter fra stuff med en spade. Den siste sprengningen før prøvetakingen var klokken 07:30 - 08:00 den 2. juni 2020. Prøvene ble lagret i plastbøtter på kjølerom ved 4°C.

2.2. Utlekkingsforsøk

Utlekkingstestene er basert på Norsk Standard NS-EN 12457-2 "Karakterisering av avfall - Utlekking - Samsvarsprøving for utlekkning av granulært avfallsmateriale og slam - Del 2: Ettrinnspartiprøving ved et væske/faststofforhold på 10 l/kg med partikkelstørrelse under 4 mm (med eller uten størrelsesreduksjon)". Standarden er basert på en ettrinnspartiprøve (ett uttak), mens utlekkingsforsøket som ble gjennomført var en flertinnstest (flere uttak) og egne avgjørelser ble derfor tatt for å tilpasse for dette. Parameterne for oppsettet ble, så langt det lot seg gjøre, satt så nærme feltparametere som mulig. Det vil si norsk natur med norske elver og innsjøer.

2.2.1. Oppsett

De tre tunnel slamprøvene ble siktet til tre forskjellige størrelsesfraksjoner. Hver størrelsesfraksjon for hver prøve ble fordelt på to 0,3 L plastflasker og tilsatt syntetisk ferskvann til 1:10 L/kg vann til slam forhold (tørrvekt). En parallell for hver størrelsesfraksjon og prøve blir pH-justert til en stabil pH på 6,5, den andre parallellen ble ikke pH-justert. Illustrert i figur 3.



Figur 3. Illustrasjon av behandling av tunnelslammet før forsøket startet. De tre tunnelslamtypene (Åseral, Stryn og Verket), ble siktet ned til tre forskjellige størrelsesfraksjoner 0-20 µm, 20-63 µm og 63-200 µm. Deretter ble to paralleller laget med utlekkingsvæske, hvor den ene parallellen ble tilsatt syre (HCl 36%) for å nå en utgangs-pH på 6,5, mens den andre parallellen ikke ble pH-justert.

De til sammen 18 prøveflaskene og 2 blankprøver blir satt på et ristebord, med hull i lokket, for å oppnå et aerobt miljø, i et kjølerom på 4°C (figur 4).



Figur 4. Bilde av de 20 prøveflaskene på ristebord.

2.2.2. Størrelsesfraksjoner

Prøvene ble siktet til partikkelfraksjonene 0-20 μm , 20-63 μm og 63-200 μm . Disse fraksjonene ble valgt på bakgrunn av at tunnelslammet hadde gått gjennom en mineralogianalyse i de samme størrelsesfraksjonene i Emelie Skogsberg sitt prosjekt.

Alle slamprøvene ble først siktet gjennom den største sikten (200 μm). Deretter ble de siktet gjennom den neste sikten, og det som ble igjen i siktet ble tatt vare på. Fraksjonen 63-200 μm var det som ble holdt tilbake av 63 μm sikten, 20-63 μm fraksjonen var det som ble holdt tilbake av 20 μm sikten og < 20 μm var det som kom gjennom 20 μm sikten. Det ble ikke tilsatt ekstra væske under siktingen, men vannet i tunnelslamprøvene ble gjenbrukt for å få siktet tilstrekkelig.

2.2.3. Utlekkingsvæske

Syntetisk ferskvann “Epa very soft water” ble brukt som utlekkingsvæske for å simulere feltsenteret “norske elver og innsjøer” (EPA, 2002). En kanne ble fylt med 20 L ionefritt vann. Saltene ble målt opp og tilsatt i vannkannen:

12,0 mg/L $\text{NaHCO}_3 = 240 \text{ mg NaHCO}_3$

7,5 mg/L $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} = 150 \text{ mg CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$

7,5 mg/L $\text{MgSO}_4 = 150 \text{ mg MgSO}_4$

0,5 mg/L $\text{KCl} = 10 \text{ mg KCl}$

pH ble justert til 6,5 med HCl (36%) og kannen ble lagret ved romtemperatur før og under forsøket.

2.2.4. Tørrvekt

Norsk Standard NS-EN 12457-2 bruker 1:10 L/kg vann til slam forhold i tørrvekt. For å finne tørrvekten til slammet ble 5 g av hver prøve med 10 replikater målt opp og satt i tørkeskap på $105^\circ\text{C} \pm 5^\circ\text{C}$ i 24 timer. Prøvene ble deretter veid på nytt 30 minutter etter at de kom ut av tørkeskap. Tørrvektprosenten ble beregnet med ligning 2.

$$\text{Tørrvektprosent} = \frac{\text{Tørrvekt}}{\text{Våtvekt}} * 100 \quad (\text{Ligning 2})$$

2.2.5. Flaskeinnhold

Ut ifra tørrvektprosenten ble mengde slam og mengde utlekkingsvæske for hver slamprøve beregnet. Tabell 1 viser flaskenes innhold i utlekkingsforsøket. Alle delprøver (fraksjon og bergart) har to paralleller. Begge parallellene inneholder mengde av slam og utlekkingsvæske vist i tabell 1. En parallell inneholder gitt mengde HCl (36%) i tabell 1 for å senke pH til 6,5.

Tabell 1. Innholdet i flaskene ved starten av utlekkingsforsøket. Syre ble kun tilsett i en av to pH-parallellene.

Lokasjon	Åseral	Åseral	Åseral	Verket	Verket	Verket	Stryn	Stryn	Stryn
Fraksjon	63-200 µm	20-63 µm	0-20 µm	63-200 µm	20-63 µm	0-20 µm	63-200 µm	20-63 µm	0-20 µm
Slam	47,5 g	52,6 g	297,9 g	49,8 g	50,1 g	146,0 g	38,8 g	40,5 g	174,9 g
Væske									
EPA very soft	282 mL	277 mL	32 mL	280 mL	279 mL	183 mL	291 mL	289 mL	155 mL
Syre									
HCl (36%)	18,7 mL	18,7 mL	18,7 mL	3,5 mL	3,5 mL	3,5 mL	18,7 mL	18,7 mL	18,7 mL

2.2.6. Risting

Utlekkingsforsøket ble gjennomført på et ristebord for å holde partiklene i suspensjon gjennom hele forsøket for å finne det fulle utlekkingspotensialet. Ristebord ble valgt, fremfor blant annet magnetrører, for at alle flaskene skulle stå på samme flate og ha lik røring/risting.

Det ble gjennomført et pilotforsøk på ristebordet før forsøket startet for å undersøke hastigheten som måtte til for å holde partiklene i suspensjon. Ristebordet ble satt til 60 omdreininger i minuttet. Dette holdt partiklene i suspensjon, uten at det sprutet ut av luftehullet i lokket av flaskene.

2.2.7. Temperatur

På grunn av størrelsen til ristebordet var de to alternativene tilgjengelig for temperatur, enten romtemperatur eller i et 4°C kjølerom. Fordi temperatur kan påvirke utlekking (Norsk standard, 2003) ble det valgt at det alternativet som underestimerte utlekkingen (kaldere temperatur) var det beste alternativet. Utlekkingsforsøket ble derfor utført i et 4°C kjølerom.

2.2.8. Tid

Forsøket startet mandag 15.11. Den første uken ble det gjennomført uttak dag 1 og dag 3. De påfølgende ukene ble det gjennomført et uttak per uke på dag 8, 15, 22, 29, 36 og 57.

2.2.9. Uttak

For hvert uttak ble ristebordet skrudd av, og flaskene flyttet ut av kjølerommet til laboratoriet (romtemperatur). Hver flaske ble ristet og satt til å sedimentere i 15 minutter før uttak (Norsk standard, 2003).

Partikler under 0,45 µm eller 10 KDa er regnet som løste. For å finne løste elementer i væskefasen må man filtrere ut ikke løste fraksjoner før ICP-MS analyse. Flere filtreringsmetoder for å ekskludere partikler før uttak ble vurdert. Blant annet pumpefilter, vakuumfilter og sprøytefilter. Siden det er væsken og ikke filteret som skal analyseres, ble sprøytefilter på 0,45 µm vurdert til det beste alternativet.

Sprøytene ble ført ned i prøveflaskene uten filter på. Deretter ble filtrene montert på sprøytene, og prøven ble sprøytet ut gjennom filteret ned i prøverør på 10 mL. Det ble tatt ut to paralleller på 10 mL væske hver gang for surgjøring med HNO₃ og HCl for å kunne løse grunnstoff som kvikksølv. Den ene parallellen ble tilsatt 5 % HNO₃ og 2 % HCl. Parallellen som skulle analysere kvikksølv ble tilsatt 2 % HCl. Alle prøver ble tilsatt syre samme dag som analysen ble utført på ICP-MS, dette for å unngå at enkelte prøver ble lagret med syre lengre enn andre. De 20 mL med væske som ble tatt ut ble etterfylt med EPA very soft water for hvert uttak for å ha nok væske til alle uttakene.

For hvert uttak ble det tatt ut 0,2 ml prøve og tilsatt 0,2 ml utlekkingsvæske. I tillegg ble det tilsatt 0,3 mL ekstra utlekkingsvæske dag 8 for å veie opp for fordamping. For å ta høyde for fortynningen etterfyllingen medførte ble justerte konsentrasjoner regnet ut med ligning 3.

$$C_2 = \frac{C_1 * V_1}{V_2} \quad (\text{Ligning 3})$$

C₂: konsentrasjon etter fortynning

C₁: Konsentrasjon før fortynning. Her målt konsentrasjon for hvert uttak + tidligere fjernet konsentrasjoner fra flasken.

V₁: volum før fortynning

V₂: volum etter fortynning

For å få vite i hvilken grad uttak av vannprøver bidro til å fjerne partikler fra utlekkingsstesten, ble det gjennomført en test. Ved første uttak (dag 1) ble sprøytefiltrene først veid, prøven i sprøyten ble så filtrert. Etter filtrering ble sprøytefilter plassert i et tørkeskap på 80°C +/- 5°C i 24 timer, tatt ut i 30 minutter og deretter veid på nytt. Forskjell i vekt mellom ubrukt og brukt filter indikerer hvor mange gram partikler som ble holdt tilbake, basert på 10

mL prøve. Resultatet viste at tap av partikler i filteret ville være under 5% gjennom forsøket og ble derfor ikke tatt hensyn til.

2.3. ICP-MS analyse

ICP-MS analysen ble gjennomført av vitenskapelig assistent Ivar Ormaasen og senioringeniør Karl Andreas Jensen. Prøvene ble analysert på en Agilent 8900 ICP-MS.

For å se på progresjonen av utlekkingsforsøket ble uttak dag 1 til uttak dag 29 analysert ved dag 29. Resterende prøver (dag 36 og 57) ble analysert på ICP - MS dag 57.

Kalsium (Ca) hadde for høye konsentrasjoner for metoden brukt på de andre grunnstoffene og ble derfor analysert alene, kun for siste uttak (dag 57).

2.4. Endepunkt

I dette studiet ble det valgt å analysere en rekke grunnstoff som kan ha påvirkning på miljøet ved utslipp i naturen. Av metaller er det kun arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel og sink som har en grenseverdi i Miljødirektoratets veileder M-608 "Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020". Andre grunnstoffer som er interessante for vannforvaltning er aluminium (Al), jern (Fe), mangan (Mn) og uran (U). Likevel kan andre metaller være av interesse som ikke er nok forsket på. Det ble også analysert for andre grunnstoffer enn metaller, ettersom andre grunnstoffer, som svovel (S), fosfor (P), natrium (Na), kalium (K), kalsium (Ca) og magnesium (Mg), kan ha påvirkning på utlekkingen av metaller. Prøvene som ble tatt ut ble derfor analysert for alle grunnstoffer som var mulig å analysere på ICP-MS metoden som ble benyttet. Grunnstoffene som ble analysert på ICP-MS er vist i tabell 2 med LOD og LOQ for alle grunnstoffene.

Tabell 2. Grunnstoffene som ble målt på ICP-MS. LOD og LOQ for hvert grunnstoff er inkludert.

	LOD	LOQ
Litium (Li)	0,073	0,24
Beryllium (Be)	0,0018	0,0060
Bor (B)	50	166
Natrium (Na)	262	874
Magnesium (Mg)	170	567
Aluminium (Al)	2,7	8,9
Fosfor (P)	9420	31399
Svovel (S)	125	417
Kalium (K)	449	1496
Scandium (Sc)	0,0024	0,0079
Titan (Ti)	0,32	1,1
Vanadium (V)	0,025	0,083
Krom (Cr)	0,051	0,17
Mangan (Mn)	1,0	3,5
Jern (Fe)	3,5	12
Kobolt (Co)	0,005	0,018
Nikkel (Ni)	1,1	3,8
Kobber (Cu)	0,29	0,96
Sink (Zn)	18	60
Gallium (Ga)	0,0034	0,011
Germanium (Ge)	0,44	1,5
Arsen (As)	0,014	0,046
Selen (Se)	0,020	0,065
Rubidium (Rb)	0,14	0,48
Strontium (Sr)	4,3	14
Yttrium (Y)	0,0027	0,0088
Zirkonium (Zr)	0,0011	0,0036
Niob (Nb)	0,00050	0,0017
Molybden (Mo)	0,093	0,31
Sølv (Ag)	0,19	0,62
Kadmium (Cd)	0,019	0,065
Tinn (Sn)	0,0093	0,031
Antimon (Sb)	0,022	0,072
Tellur (Te)	0,0028	0,0093
Cesium (Cs)	0,023	0,078
Barium (Ba)	0,40	1,3
Lantan (La)	0,0073	0,024
Cerium (Ce)	0,015	0,051
Praseodym (Pr)	0,0018	0,0061
Neodym (Nd)	0,0065	0,022
Samarium (Sm)	0,0013	0,0043
Europium (Eu)	0,0015	0,0052
Gadolinium (Gd)	0,0014	0,0046
Terbium (Tb)	0,00018	0,00059
Dysprosium (Dy)	0,00080	0,0027
Holmium (Ho)	0,00015	0,0005
Erbium (Er)	0,00043	0,0014
Thulium (Tm)	0,00017	0,0006
Ytterbium (Yb)	0,00063	0,0021
Lutetium (Lu)	0,00012	0,0004
Hafnium (Hf)	0,00039	0,0013
Tantal (Ta)	0,00031	0,0010
Wolfram (W)	0,034	0,11
Thallium (Tl)	0,0012	0,0039
Bly (Pb)	0,025	0,083
Vismut (Bi)	0,00067	0,0022
Thorium (Th)	0,0013	0,0044
Uran (U)	0,056	0,19
Kalsium (Ca)	0,26	0,88
Kvikksølv (Hg)	1	3

2.5. Endring i pH over tid

pH ble målt med pH-probe ved hvert uttak for å kunne sammenligne utlekkingen av elementer i forhold til pH nivå. pH-proben ble brukt direkte i prøveflaskene for å unngå å ta ut mer prøve enn nødvendig ved hvert uttak. pH-proben ble vasket godt med ionefritt vann mellom de forskjellige prøvene.

2.6. Databehandling og statistisk analyse

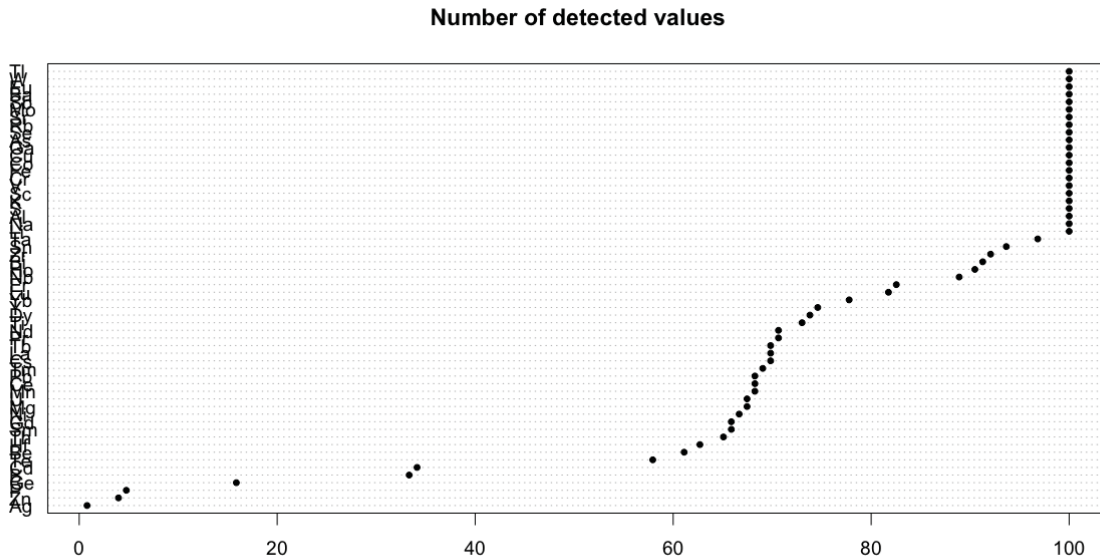
Utlekkingsdataen ble behandlet ved bruk av Microsoft Excel for Mac versjon 16.60 (2022). Statistisk analyser ble utført i Rstudio versjon 1.4.1103 (2019-2021). Nivået for statistisk signifikans ble satt til 0,05.

2.6.1 Data under deteksjonsgrensen

Grenseverdi (LOD) er den laveste konsentrasjonen som kan detekteres i prøvene (Wood et al., 2011). I dette forsøket er LOD satt til tre ganger standardavviket til konsentrasjonen i blankprøvene. Forsøket hadde to blankprøver for å kontrollere kontaminering. Disse resultatene ble brukt for å beregne standardavvik, LOD og LOQ. Det ble valgt å bruke kun to blankprøver og ikke ha replikater på grunn av plassmangel på ristebord. Siden det er flere uttak av samme prøveflaske og tre paralleller fra hver lokasjon/bergart, ble dette ansett som tilstrekkelig.

Hvis prøver som er lavere enn LOD er inkludert i datasett, må de håndteres for å unngå falske mønstre i datasettet (Helsel, 2010). For å få størst mulig overblikk over utlekkingen av grunnstoffer fra tunnelslamet, er det valgt å fokusere på de større sammenhengene og mønstrene i datasettet, istedenfor å fokusere på enkelt konsentrasjoner. Unntaket er sammenligninger opp mot fastsatte grenseverdier, basekationer og S konsentrasjoner. Derfor ble konsentrasjonene i prøver oppgitt som under LOQ satt til sin faktiske verdi, mens for prøver hvor konsentrasjonene var under LOD ble det brukt en randomisert metode i R for erstatning av LOD, hvor verdier under LOD ble erstattet med et tilfeldig tall mellom 0,5 LOD og LOD.

For å finne hvilke grunnstoffer som hadde nok verdier over LOD til og gjennomføre statistisk analyseres, ble det laget et punktdiagram i R over hvor stor prosentandel av verdiene til hvert grunnstoff som var over LOD (figur 5).



Figur 5. Punktdiagram over hvor stor prosentandel av verdiene til hvert grunnstoff som var over LOD. Naturlig grense ligger ved 58% hvor 58-100 % av verdiene til et grunnstoff ligger over LOD.

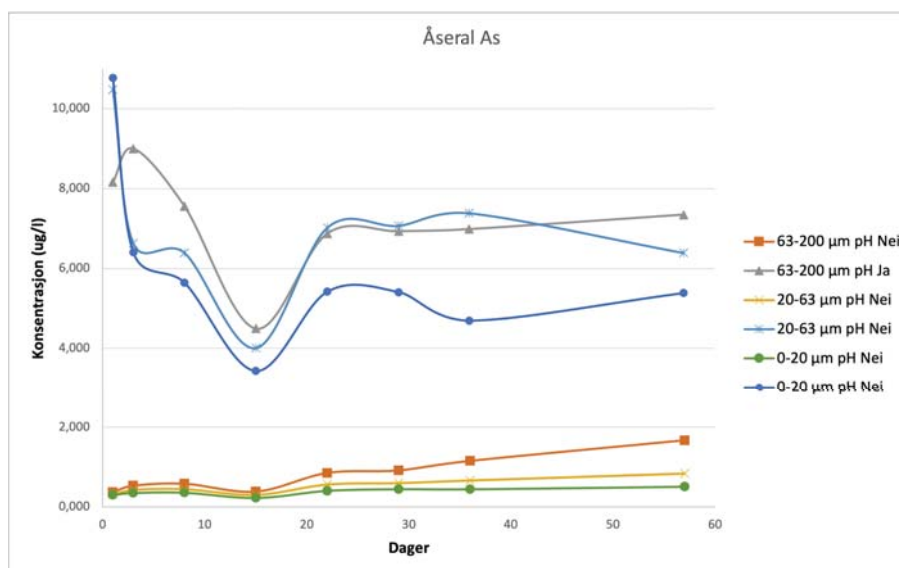
Avskjæringen for hvilke av grunnstoffene i datasettet som hadde nok verdier over LOD ble valgt ut ifra en naturlig grense basert på grafisk vurdering av punktdiagramet (figur 5). Den lå på 58 %. Grunnstoffene som hadde verdier over LOD for 58-100 % av målingene ble dermed tatt med videre til statistisk analyse, mens Ag, Zn, P, Ge, B og Cd ble tatt ut fra datasettet og ikke inkludert videre.

Hg ble bare analysert siste dag og hadde kun konsentrasjoner under LOD. Hg ble derfor også tatt ut av datasettet ved videre bruk.

2.6.2. Utleggere

Analyseresultater i prøve på dag 15 ble vurdert til å være utleggere og ble derfor utelatt fra datamaterialet fra alle prøvene. Grunnen var at det dag 8 ble etterfylt for fordampning av væske. Det ble bestemt videre at det ikke skulle etterfylles for utlekking, ettersom det var forskjell i mengde som var fordampet mellom de forskjellige uttakene. Ved de videre uttakene var det svært lite væske som var fordampet. Analysen av dag 15, som var uttaket

etter at det ble etterfylt for fordamping, var det visuelt mindre konsentrasjoner. Ettersom dette var en endring i håndtering og ikke en reell synking i konsentrasjoner, ble disse prøvene utelatt. Eksempel på visuell forandring i konsentrasjon av As i figur 6 for lokasjon Åseral.



Figur 6. Eksempel på visuell forandring i konsentrasjon av As for lokasjon Åseral. Ved dag 15 er det en tydelig minking i konsentrasjon.

2.6.3 Multivariat statistikk

Multivariat-analyse brukes i tilfeller der flere variabler opptrer samtidig. Dette kan brukes for å se på mønster og sammenhenger i større datasett. Multivariat-analyse omfatter blant annet prinsipiellkomponentanalyser (PCA) og redundansanalyse (RDA).

Ved bruk av pakken vegan (Oksanen et al., 2017) i R ble det gjennomført en PCA for å tolke utlekkingsdataen visuelt, og RDA ble brukt for hypotesetesting med forklaringsvariabler (Greenacre & Primicerio, 2013). I PCA og RDA blir datasett som inneholder rader (prøveenheter) og kolonner (responsvariabler) brukt for å konstruere en ordinasjon ved å kollapse variasjonen til et stort multivariat-datasett til en lavdimensjonalt rom. Dette rommet står ideelt sett for det meste av variasjonen ved hjelp av lineær regresjon (Palmer et al., 2008). Nøyaktigheten i datasettet blir noe mindre, men man får i gjengjeld et mindre datasett som er lettere å analysere. Aksene i det lavdimensjonale rommet blir kalt principal components (PCs), hvor PC1 forklarer maksimum variasjon funnet i datasettet, og de påfølgende PCs forklarer sekvensielt mindre variasjon (Bro & Smilde, 2014).

I dette forsøket er responsvariablene grunnstoffene i PCAen. I punktdiagrammet av PCAen er punktene prøvene, og origo representerer den gjennomsnittlige mengden av grunnstoffene. Ut fra origo kommer det piler som representerer responsvariablene, hvor kosinus av vinklene mellom aksene og pilene viser korrelasjonen mellom responsvariablene. Pilene i ordinasjonsrommet peker i retning av maksimal endring med den variabelen, det vil si maksimal økning av grunnstoffene blant prøvene, og lengden er proporsjonal med endringshastigheten. Vektorer som har liten vinkel mellom seg er korrelerte, hvis der er 90° eller mer er det ikke sannsynlig at de korrelerer, og hvis de er ortogonale (nær 180°) er de negativt korrelerte.

RDA-analyse brukes i tillegg til en PCA-analyse for å teste PCA opp mot forklaringsvariabler som hypotesetesting. Den er derfor tredimensjonal med prøvepunkter, responsvariabler og forklaringsvariabler. I dette forsøket var forklaringsvariablene: lokasjon (lokasjonen slamprøvene var hentet fra: Åseral, Stryn og Verket, og med det også den berggrunnen som var i området), fraksjon (størrelsesfraksjonene på partiklene: 0-20 μm , 20-63 μm eller 63-200 μm), dag (dag for uttak: dag 1, dag 3, dag 8, dag 22, dag 29, dag 36, dag 57) og pH (ikke pH-justert ved starten av forsøket, pH-juster ved starten av forsøket).

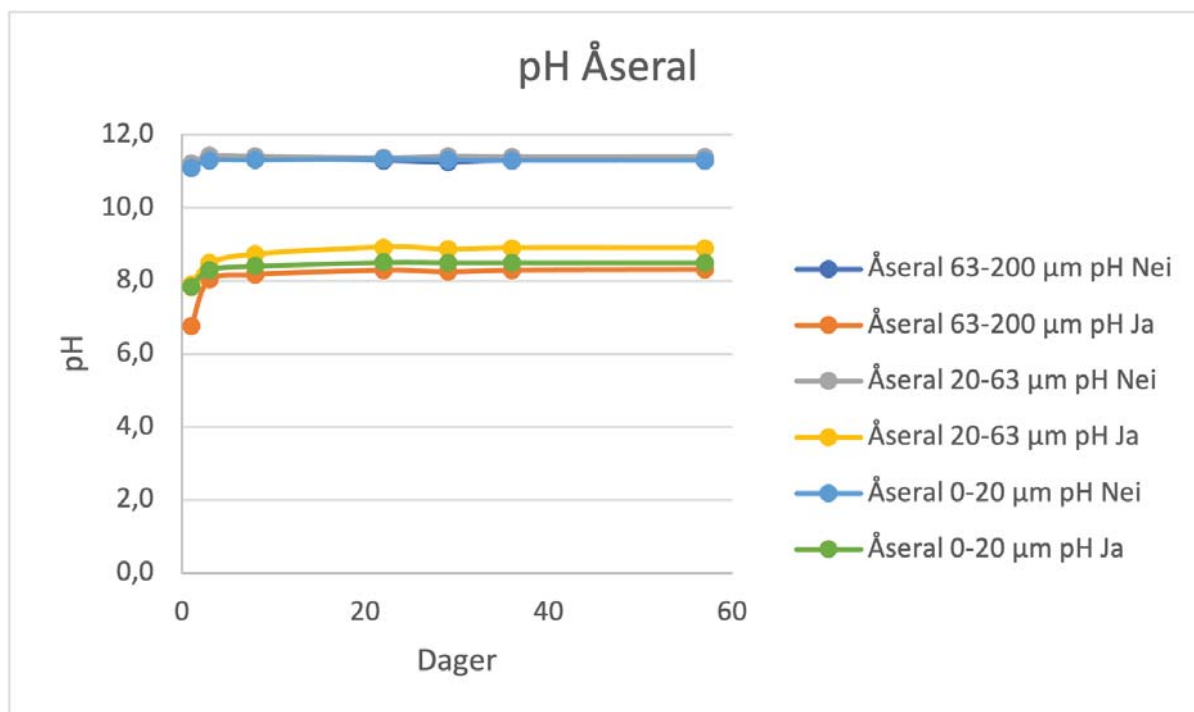
Før analysen ble utlekkingsdatasettet transformert ved å legge til en og ta logaritmen med base 10 ($\log_{10}(x+1)$) av konsentrasjonsverdiene for å passe til antakelse om linearitet som både PCA og RDA antar.

3. Resultat og diskusjon

3.1. pH

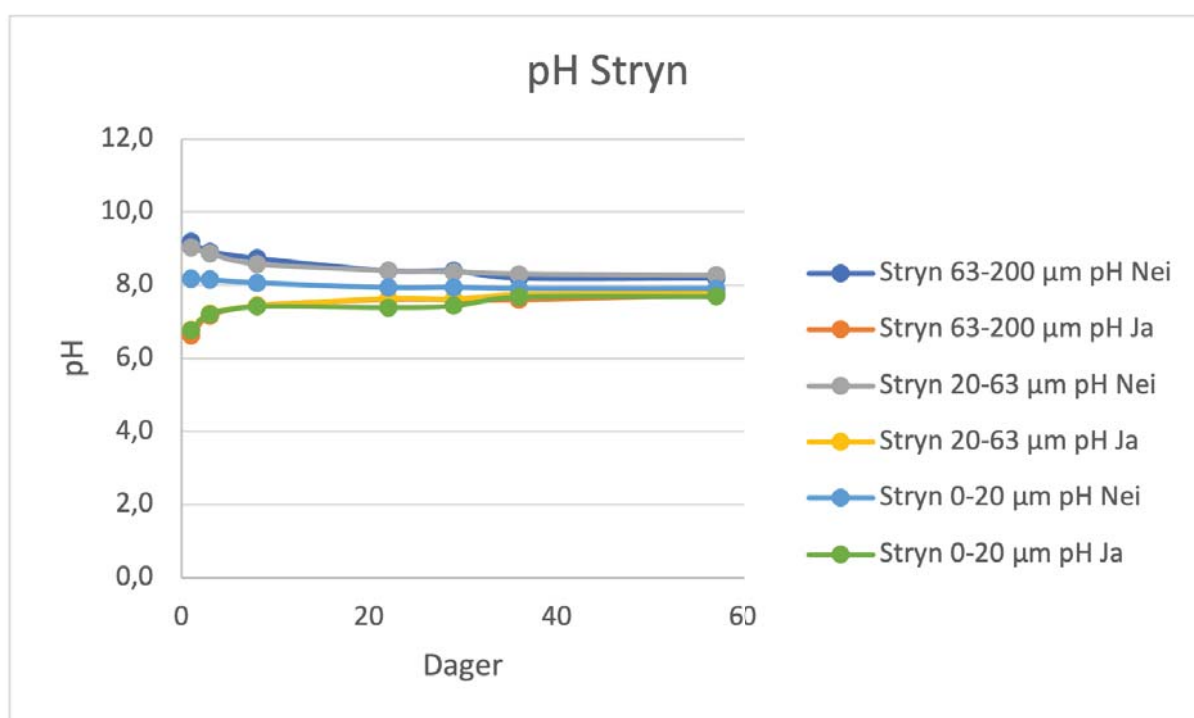
Tabell A1 med alle målte pH-verdier er vist i Vedlegg A. pH'en til blankprøvene var på en stabil pH på 6,5 gjennom hele forsøket, noe som viser at pH målingene ble gjort nøyaktig, og at det ikke var kontaminering av prøvene som påvirket pH.

Prøven til lokasjonen Åseral (Figur 7), hvor hovedberggrunnen består av hornblende granitt, hadde en økning av pH over tid i både pH-justerte og ikke pH-justert parallell gjennom forsøket. I parallellen som ikke var pH-justert lå pH'en på mellom 11,1 og 11,4. På de tre flaskene som var pH-justert til 6,5 (pH Ja) i starten av forsøket, lå pH'en mellom 6,8 og 8,9 gjennom forsøket. Fraksjonene 63-200 μm hadde lavest pH (pH 6,8-8,3) av flaskene som var pH-justert, mens den hadde lik pH med fraksjonen 0-20 μm (pH 11,1-11,3) av flaskene som ikke var pH-justert (pH Nei). Fraksjonene 20-63 μm hadde høyest pH gjennom forsøket for begge de to pH-parallellene (pH-justert og ikke pH-justert).



Figur 7. pH for lokasjon Åseral med 6 prøver, med tre forskjellige partikkelstørrelsesfraksjoner og to forskjellige utgangs pH'er. pH Nei er prøvene som ikke ble pH-justert ved start av forsøket. pH Ja er prøver som ble pH-justert til 6,5 i starten av forsøket.

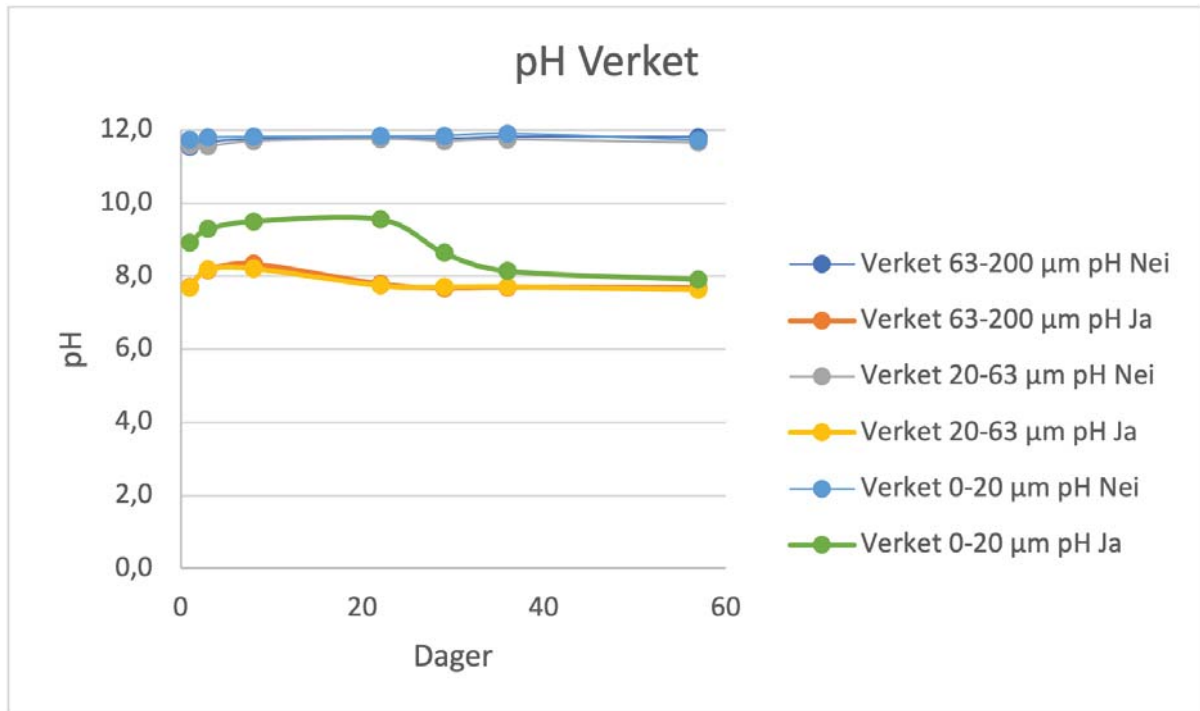
Prøvene til lokasjon Stryn (Figur 8), hvor berggrunnen består av hovedsaklig kvartsmonzonitt, hadde en generelt lavere pH enn både Åseral og Verket (Figur 7, 8 og 9). pH-en for Stryn økte i tid for flaskene som hadde blitt pH-justert i starten av forsøket, mens flaskene som ikke hadde blitt pH-justert sank over tid. Parallellen som var pH-justert hadde likevel lavere pH gjennom hele forsøket (pH 6,6-7,8) enn parallellen som ikke var pH-justert (pH 9,2-7,9). Fraksjonene 63-200 μm hadde høyest pH av parallellen som ikke var pH-justert (pH 9,2-8,2), etterfulgt av fraksjonene 20-63 μm (pH 9,0-8,3) og deretter fraksjonene 0-20 μm (pH 8,2-7,9). I parallellen som var pH-justert lå pH-verdiene relativt likt for alle fraksjonene.



Figur 8. pH for lokasjon Stryn med 6 prøver, med tre forskjellige partikkelstørrelsesfraksjoner og to forskjellige utgangs pH'er. pH Nei er prøvene som ikke ble pH-justert ved start av forsøket. pH Ja er prøver som ble pH-justert til 6,5 i starten av forsøket

Lokasjonen Verket (figur 9), som hovedsakelig består av gneis, med mindre områder av amfibolitt, metagabbro og metadoleritt, hadde de høyeste pH-verdiene for parallellen som ikke var pH-justert (pH 11,5-11,8) i forhold til Åseral (pH 11,1-11,4) og Stryn (9,2-7,9), mens for parallellen som var pH-justert lå den mellom Åseral og Stryn. For Verket hadde også parallellen som ikke var pH-justert høyere pH gjennom hele forsøket enn parallellen som var pH-justert i starten av forsøket. Fraksjonene 0-20 μm hadde høyest pH gjennom forsøket i parallellen som ikke var pH-justert utenom ved siste uttak. De to andre fraksjonene hadde

relativt lik pH-verdi gjennom forsøket. For parallellen som var pH-justert hadde også fraksjonen 0-20 µm høyest pH-verdier, men her gjennom hele forsøket.



Figur 9. pH for lokasjon Verket med 6 prøver, med tre forskjellige partikkelstørrelsesfraksjoner og to forskjellige utgangs pH'er. pH Nei er prøvene som ikke ble pH-justert ved start av forsøket. pH Ja er prøver som ble pH-justert til 6,5 i starten av forsøket.

Basekationer, som Ca, Mg, Na og K, kan øke pH i partikkelholdig væske ved kationebytte med H^+ , og dermed fungerer som buffer i væsken. I tabell 3 er konsentrasjonene for disse basekationene for de tre lokasjonene ved siste uttak (dag 57).

Tabell 3. Konsentrasjoner for utlekking av Ca, Mg, Na og K for prøver tatt ved uttak dag 57.

Prøve	Åseral	Åseral	Åseral	Åseral	Åseral	Åseral	
	63-200 μm pH U	63-200 μm pH 6,5	20-63 μm pH U	20-63 μm pH 6,5	0-20 μm pH U	0-20 μm pH 6,5	
Ca [mg/L]		72	739	67	698	218	855
Mg [mg/L]		<LOD	38	<LOD	34	0,2	35
Na [mg/L]		15	16	17	17	136	128
K [mg/L]		21	16	18	16	116	98
Prøve	Stryn	Stryn	Stryn	Stryn	Stryn	Stryn	
	63-200 μm pH U	63-200 μm pH 6,5	20-63 μm pH U	20-63 μm pH 6,5	0-20 μm pH U	0-20 μm pH 6,5	
Ca [mg/L]		63	177	80	182	228	333
Mg [mg/L]		3	7	3	7	9	11
Na [mg/L]		5	5	5	5	13	13
K [mg/L]		7	9	6	9	15	15
Prøve	Verket	Verket	Verket	Verket	Verket	Verket	
	63-200 μm pH U	63-200 μm pH 6,5	20-63 μm pH U	20-63 μm pH 6,5	0-20 μm pH U	0-20 μm pH 6,5	
Ca [mg/L]		63	695	59	712	59	811
Mg [mg/L]		<LOD	34	<LOD	33	<LOD	35
Na [mg/L]		18	19	19	19	68	67
K [mg/L]		21	23	21	24	70	59

Det var generelt høye konsentrasjoner av basekationene i prøvene. Dette forklarte de høye pH-verdiene. For pH-parallellen som er pH-justert hadde Stryn betydelig lavere konsentrasjoner av basekationer enn de to andre lokasjonene.

Som vist i ligning 1 kan forvitring av sulfidmineraler også påvirke pH. Utlekking av S kan derfor være en indikasjon på forvitring av sulfidmineraler, og med de høyere H^+ konsentrasjonene som senker pH. I tabell 4 er konsentrasjonene for S for de tre lokasjonene ved siste uttak.

Tabell 4. Konsentrasjoner for utlekking av Ca, Mg, Na og K for prøver tatt ved uttak dag 57.

Prøve	Åseral	Åseral	Åseral	Åseral	Åseral	Åseral	
	63-200 μm pH U	63-200 μm pH 6,5	20-63 μm pH U	20-63 μm pH 6,5	0-20 μm pH U	0-20 μm pH 6,5	
S [mg/L]		40	68	26	77	16	89
Prøve	Stryn	Stryn	Stryn	Stryn	Stryn	Stryn	
	63-200 μm pH U	63-200 μm pH 6,5	20-63 μm pH U	20-63 μm pH 6,5	0-20 μm pH U	0-20 μm pH 6,5	
S [mg/L]		47	52	60	61	236	233
Prøve	Verket	Verket	Verket	Verket	Verket	Verket	
	63-200 μm pH U	63-200 μm pH 6,5	20-63 μm pH U	20-63 μm pH 6,5	0-20 μm pH U	0-20 μm pH 6,5	
S [mg/L]		16	90	19	91	23	152

Det var høye konsentrasjoner av S for alle tre bergartene. Stryn hadde gjennomsnittlig høyere utlekking av S enn de to andre lokasjonene. Dette, i tillegg til lavere konsentrasjoner av

basekationer, kan forklare hvorfor Stryn hadde lavere pH-verdier gjennom forsøket enn de to andre lokasjonene.

I norske elver og innsjøer, som feltsenteret i oppgaven er valgt ut for, er pH på gjennomsnittlig pH 5,44, men kan ha alt fra pH 4-9 avhengig av type vannmasse (Lydersen & Andersen, 1994). Noe som vil si at parallellen som er pH-justert til 6,5 i starten av forsøket hadde pH som ligger nærmest feltsenario, med unntak av Stryn som hadde pH innenfor disse verdiene, også i parallellen som ikke er pH-justert.

3.2. Utlekking av metaller fra sprengsteinslam

Resultatene viste at det var utlekking av metaller fra alle de tre sprengsteinslamprøvene. Som vist i figur 4 hadde alle grunnstoffene som ble målt utlekking med konsentrasjoner over LOD med unntak av Hg, men Ag, Zn, P, Ge, B og Cd hadde for få konsentrasjoner over LOD (under 58%) til å bli tatt med i videre analyser.

Tabell 3 og 4 viste at det både var høye konsentrasjoner for basekationer og for S i utlekkingsvæsken. Denne tydet på at både utlekking ved kationebytte og utlekking ved forvitring av svovelmineraler hadde forekommet.

For å kunne se på betydningen av utlekkingen fra sprengsteinslammet er As, Pb, Cu, Cr og Ni sett opp mot grenseverdiene til Miljødirektorater med fargekodene de bruker i veileder M-608 (vist i figur 10).

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} * AF ¹⁾	

Figur 10. Klassifiseringssystem for vann og sediment Miljødirektoratets veileder M-608.

På grunn av det store datasettet, ble siste uttak (dag 57) valgt ut til å sammenligne opp mot grenseverdiene. Dette er vist i tabell 5.

Tabell 5. Konsentrasjonene av As, Pb, Cu, Cr og Ni fra siste uttak sett opp mot grenseverdiene til miljødirektoratets veileder M-608. pH u er parallellen som ikke er pH-justert, mens pH 6,5 er parallellen som er pH-justert til 6,5 i starten av forsøket.

Flasker	As	Pb bly	Kobber Cu	Krom Cr	Nikkel Ni
Åseral 63 - 200 µm pH u	1,671	0,0527	3,99	16,0	1,0
Åseral 63 - 200 µm pH 6,5	7,348	0,0775	4,62	5,7	8,2
Åseral 20-63 µm pH u	0,841	0,0399	3,46	15,0	0,9
Åseral 20-63 µm pH 6,5	6,389	0,0149	4,16	9,9	1,6
Åseral 0-20 µm pH u	0,510	0,0194	16,07	16,8	3,4
Åseral 0-20 µm pH 6,5	5,384	0,0259	10,04	17,6	10,1
Stryn 63 - 200 µm pH u	0,286	0,1455	6,42	0,4	1,0
Stryn 63 - 200 µm pH 6,5	0,259	0,0358	6,26	0,3	4,7
Stryn 20-63 µm pH u	0,299	0,1137	7,45	0,5	0,8
Stryn 20-63 µm pH 6,5	0,343	0,0276	7,18	0,2	3,9
Stryn 0-20 µm pH u	0,632	0,0408	12,77	0,4	4,8
Stryn 0-20 µm pH 6,5	0,647	0,0587	13,57	0,4	8,0
Verket 63 - 200 µm pH u	0,344	0,1176	15,19	27,4	1,0
Verket 63 - 200 µm pH 6,5	1,217	0,0141	6,92	11,8	14,1
Verket 20-63 µm pH u	0,381	0,1433	16,33	28,8	0,6
Verket 20-63 µm pH 6,5	1,267	0,0393	7,20	13,9	14,9
Verket 0-20 µm pH u	0,567	0,3526	48,01	46,3	5,7
Verket 0-20 µm pH 6,5	1,291	0,0321	22,44	58,3	8,2

For lokasjonen Åseral med partikkelstørrelse 63-200 µm hadde pH u (ikke pH-justert) konsentrasjoner av Pb, Cu og Ni som klassifiseres som god, moderat for As og svært dårlig for Cr. pH 6,5 (pH-justert) hadde konsentrasjoner av Pb, og Cu som klassifiseres som god, moderat for Ni og As og svært dårlig for Cr. Prøven som var pH-justert hadde høyere konsentrasjoner for alle metallene, utenom Cr. For lokasjonen Åseral med partikkelstørrelse 20-63 µm hadde pH u (ikke pH-justert), i likhet med prøven 63-200 µm pH u, konsentrasjoner av Pb, Cu og Ni som klassifiseres som god, moderat for As og svært dårlig for Cr. pH 6,5 (pH-justert) hadde konsentrasjoner av Pb som klassifiseres som bakgrunnsnivå, god for Cu og Ni, moderat for As og svært dårlig for Cr. pH u hadde høyere konsentrasjoner enn pH 6,5 for Pb og Cr, men lavere enn pH 6,5 for As Cu og Ni. For lokasjonen Åseral med partikkelstørrelse 0-20 µm hadde pH u (ikke pH-justert) bakgrunnskonsentrasjoner for Pb, konsentrasjoner som kategoriseres som god for Ni, moderat for As og svært dårlig for Cu og Cr. pH 6,5 (pH-justert) hadde konsentrasjoner av Pb som klassifiseres som god, As og Ni som moderat, Cu som dårlig og Cr som svært dårlig.

For lokasjonen Stryn var alle konsentrasjonene for metallene i prøvene med fraksjonene 63-200 μm og 20-63 μm kategorisert som god, med unntak av at Ni var kategorisert som moderat i prøven 63-200 μm pH 6,5 (pH-justert). Partikkelstørrelsen 0-20 μm hadde konsentrasjoner som var kategorisert som moderat for As og Ni, og dårlig for Cu for begge pH parallellene. Pb og Cr hadde konsentrasjoner som var kategorisert som god.

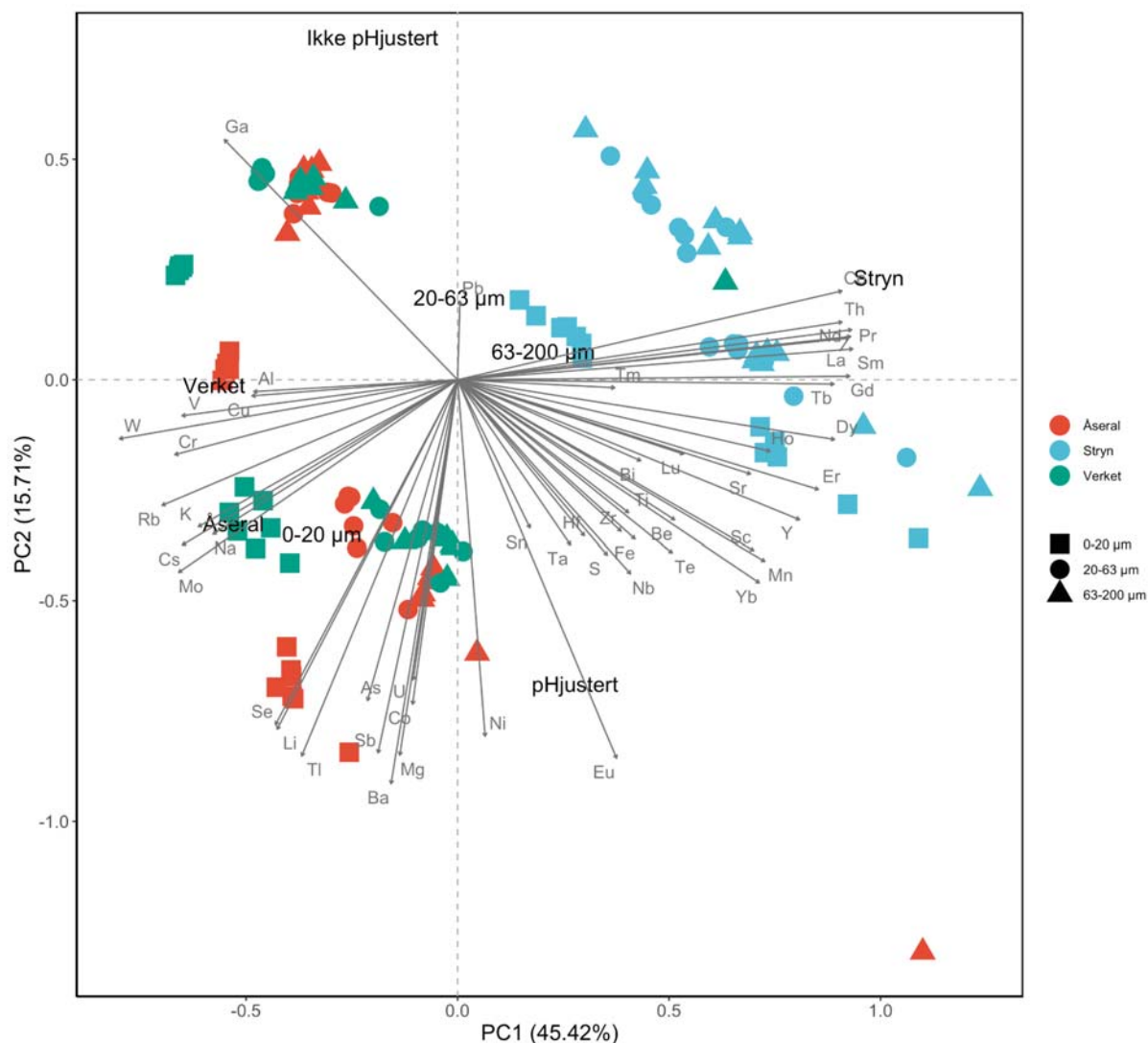
Lokasjonen Verket hadde konsentrasjoner av Cr som var over kategoriseringen svært dårlig på alle partikkelstørrelser og pH-paralleller. Pb hadde konsentrasjoner som var kategorisert som god for alle partikkelstørrelser og pH-paralleller, med unntak av 63-200 μm pH 6,5 som var bakgrunnsnivå. For As og Ni var alle konsentrasjonene over kategoriseringen moderat, med unntak av 63-200 μm pH u og 20-63 μm pH u som var kategorisert som god. Cu hadde konsentrasjoner som var kategorisert som god i prøve 63-200 μm pH 6,5 og 20-63 μm pH 6,5, dårlig i prøve 63-200 μm u, og svært dårlig i 20-63 μm pH u og de to 0-20 μm prøvene.

Konsentrasjonene i utlekkingsforsøket viser at bergartene i forsøket hadde utlekkingspotensial som kan være farlige for vannmiljøet. Stryn (kvartsmonzonitt) hadde flere verdier som var kategorisert som god enn de to andre bergartene. Likevel hadde den konsentrasjoner over moderat for Ni for prøven 63-200 μm hadde pH 6,5 og fraksjonen 0-20 μm hadde moderat for As og Ni og dårlig for Cu. Åseral (hornblende granitt) og Verket (gneis) hadde moderat, dårlig eller svært dårlig for alle metallene på en eller flere av partikkelstørrelsene og pH. Det eneste unntaket er Pb som hadde konsentrasjoner under bakgrunnsnivå eller god på alle prøver. Den minste partikkelstørrelsen 0-20 μm var fraksjonen som hadde flest konsentrasjoner som viste moderat, dårlig eller svært dårlig, selv om denne fraksjonen ikke alltid hadde høyest konsentrasjon, som med konsentrasjonen av As for Åseral.

Pabst et.al (2015) definerte metallutlekkingen fra syredannende bergarter som Fe konsentrasjoner fra 100 til 4000 mg/L og konsentrasjoner av Cu, Zn, As, Cd og Pb høyere enn 100 mg/L. Alle tre bergartene som ble brukt i dette forsøket hadde betydelig mindre utlekking enn syredannende bergarter av disse metallene, men som tidligere vist, ligger konsentrasjonene for flere av metallene over skadelig nivå.

3.3. Forskjell i utlekking mellom bergarter

For å se sammenhenger og mønster i det store utlekkingsdatasettet ble det utført en RDA analyse med grunnstoffene og forklaringsvariablene lokasjon, fraksjon, dag og pH (Figur 11). Modellen for RDA hadde en signifikant på 0,001, men forklaringsvariabelen dag var ikke en signifikant forklaringsvariabel (signifikans 0,0586). De andre forklaringsvariablene, lokasjon, fraksjon og pH hadde signifikant på 0,001. Forklaringsvariabelen dag ble derfor tatt ut fra RDA analysen. PC1 aksene forklarer 45,42 % av variasjonen og PC2 forklarer 15,71 % av variasjonen.



Figur 11. Plot av redundansanalyse med korrelasjon mellom log 10 transformert utlekkingskonsentrasjoner av grunnstoffer ($\mu\text{g/L}$) og forklaringsvariablene lokasjon, fraksjon og pH. Prøvene i datasettet er punktene, responsvariablene (grunnstoffene) vises med piler som er navngitt for hvert grunnstoff, forklaringsvariabel lokasjon vises i farger, mens forklaringsvariabel fraksjon vises i formen på punktene. PC1 viser 45,42% av variasjonen og PC2 viser 15,71% av variasjonen.

RDA plottdiagram viste at Åseral og Verket, som hadde hovedbergarter henholdsvis hornblende granitt og gneis, ligger nær hverandre i ordineringen. Det vil si at konsentrasjonene av grunnstoffene er lignende for disse to lokasjonene. Stryn, med hovedbergart kvartsmonzonitt, ligger på motsatt side av plottdiagram og er dermed negativt korrelert med Åseral og Verket.

Hver bergart hadde høyest gjennomsnittlig utlekkingskonsentrasjoner for de grunnstoffene som er nærmest seg i RDA plottet. En oversikt over hvilken bergart som hadde høyest gjennomsnittlig utlekkingskonsentrasjoner for hvert grunnstoffene er vist i tabell 6.

Tabell 6. Bergarten (Lokasjonen) som hadde høyest gjennomsnittlig utlekkingskonsentrasjoner for hver av grunnstoffene.

Åseral	As, Ba, Co, Cs, Eu, Hf, K, Li, Mg, Mo, Na, Ni, Rb, Sb, Se, Sn, Ta, Tl og U.
Stryn	Be, Bi, Ce, Dy, Er, Fe, Gd, Ho, La, Lu, Mn, Nb, Nd, Pr, S, Sc, Sm, Sr, Tb, Te, Th, Ti, Tm, Y, Yb og Zr.
Verket	Al, Cr, Cu, Ga, Pb, V og W

Stryn hadde høyest gjennomsnittlig konsentrasjon for flest av metallene. For metallene som hadde en grenseverdi i miljødirektoratets veileder M-608 hadde Åseral høyest gjennomsnittlig konsentrasjon for As og nikkell, og Verket høyest gjennomsnittlig konsentrasjoner for Pb, Cu, Cr.

Åseral hadde høyest gjennomsnittlig konsentrasjon av basekationene Mg, Na, K, etterfulgt av Verket. Dette tyder på at det har skjedd mer kationbytte for disse to bergartene enn for Stryn. Stryn hadde høyere gjennomsnittskonsentrasjon for S, noe som kan tyde på at det her har skjedd mer forvitring av svovelminerale. Stryn hadde også lavere pH gjennom hele forsøket, og siden løseligheten øker for de fleste metaller i lavere pH, hadde Stryn derfor høyere gjennomsnittskonsentrasjoner for flest av grunnstoffene. Endre & Sørmo (2015) fant at As, Mo, Ni og U var mobile ved nøytral pH. Alle disse metallene hadde høyest gjennomsnittskonsentrasjoner for Åseral, som hadde høyere pH enn Stryn. Fjermestad, Hagelia, & Thomassen (2017) fant derimot at Ni og U økte når pH var lavere.

Resultatene viser dermed at det er ulikheter i utlekking av metaller mellom hornblende granitt, kvartsmonzonitt og gneis.

3.4. Forskjell i utlekking mellom partikkelstørrelser

I RDA plottet var fraksjonene 63-200 μm og 0-20 μm negativt korrelerte, mens fraksjonene 63-200 μm og 20-63 μm lå nært hverandre. Åseral og Verket hadde gjennomsnittlig høyest konsentrasjoner i fraksjonen 0-20 μm som er fraksjonen med størst spesifikk overflate. Stryn hadde gjennomsnittlig høyest konsentrasjoner i fraksjonen 63-200 μm .

Hver partikkelstørrelsefraksjon har høyest gjennomsnittlig utlekkingskonsentrasjon for grunnstoffene som er nærmest seg i RDA plottet. En oversikt over hvilken størrelsefraksjon som hadde høyest gjennomsnittlig utlekkingskonsentrasjoner for grunnstoffene er vist i tabell 7.

Tabell 7. Partikkelstørrelsefraksjonen som hadde høyest gjennomsnittlig utlekkingskonsentrasjon for hver av grunnstoffene.

63-200 μm	Be, Bi, Ce, Dy, Er, Fe, Gd, Hf, Ho, La, Lu, Mn, Nb, Nd, Pr, Sc, Sm, Sn, Ta, Tb, Te, Th, Ti, Tm, U, Y, Yb, Zr
20-63 μm	Ga, Pb
0-20 μm	Al, As, Ba, Co, Cr, Cs, Cu, Eu, K, Li, Mg, Mo, Na, Ni, Rb, S, Sb, Se, Sr, Tl, V, W

Grunnstoffene som hadde høyest gjennomsnittskonsentrasjon i fraksjonen 63-200 μm er hovedsakelig grunnstoffene som hadde høyest gjennomsnittskonsentrasjon i lokasjonen Stryn, med unntak av Hf, Sn, Ta som hadde høyest gjennomsnittskonsentrasjon for Åseral.

Åseral og Verket hadde høyeste utlekkingskonsentrasjoner for partikkelstørrelsene med størst spesifikk overflate. Stryn hadde høyeste utlekkingskonsentrasjoner for partikkelstørrelsene med minst spesifikk overflate, men alle fraksjonene er imidlertid små, og vil ha stor spesifikk overflate. 0-20 μm var fraksjonen som hadde flest konsentrasjoner som viste moderat, dårlig eller svært dårlig i Miljødirektoratets veileder M-608.

Ettersom Pabst et.al (2015) fant at sedimentasjonsbassenger ved anleggsvirksomhet lettest fanget opp større partikler ($> 100 \mu\text{m}$), er alle fraksjonene i forsøket avhengig av kjemikalier for å sedimentere.

3.5. Forskjell i utlekking mellom utgangs pH

I RDA plottet var pH-justert og ikke pH-justert negativt korrelerte. Alle de tre bergartene korrelerte mest med pH-justert, hvor Åseral korrelerte mest, etterfulgt av Verket og deretter

Stryn. Stryn var minst korrelert med pH-justert, fordi Stryn hadde pH-verdier som var nærmere hverandre for begge sine pH-paralleller i sammenligning med de to andre lokasjonene.

Hver pH-parallell har høyest gjennomsnittlig utlekkingskonsentrasjon for grunnstoffene enn den andre parallellen for de grunnstoffene som er nærmest seg i RDA plottet. En oversikt over hvilken pH-parallell som hadde høyest gjennomsnittlig utlekkingskonsentrasjon for grunnstoffene er vist i tabell 8.

Tabell 8. pH-parallellen som hadde høyest gjennomsnittlig utlekkingskonsentrasjon for hver av grunnstoffene.

pH-justert	Al, As, Ba, Be, Bi, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Dy, Er, Eu, Fe, Gd, Hf, Ho, K, La, Li, Lu, Mg, Mn, Mo, Na, Nb, Nd, Ni, Pr, Rb, S, Sb, Sc, Se, Sm, Sn, Sr, Ta, Tb, Te, Th, Ti, Tl, Tm, U, V, W, Y, Yb, Zr
Ikke pH-justert	Ga, Pb

pH har stor påvirkning på utlekking av metaller. Den pH-justerte parallellen hadde lavere pH gjennom hele forsøket. Dette er også den parallellen som hadde pH nærmest feltsenarioet norske elver og innsjøer, samtidig som anleggsvann har krav om at utslippsvannet skal være rundt pH 6-9. pH-parallellen som er pH-justert viser derfor en mer reel utlekkingskonsentrasjon. Resultatene viste tydelig at konsentrasjonene var høyere i pH-parallellen som var pH-justert til 6,5 i starten av forsøket, enn pH-parallellen som ikke var pH-justert.

5. Konklusjon

Det er utlekking av metaller fra bergarter som ikke kategoriseres som syredannende. Selv om den er betydelig lavere enn utlekkingen fra syredannende bergarter, kan konsentrasjonene fortsatt overskride skadelige nivåer.

Spesielt pH-verdien i anleggsvannet som slippes ut har stor betydning for konsentrasjonene av metallene som lekker ut. Prosjektet Stryn (kvartsmonzonitt) hadde lavere pH-verdier gjennom hele forsøket enn de to andre prosjektene, som hadde relativt like pH-verdier. Stryn hadde dermed også høyest konsentrasjoner for flest metaller.

Alle partikkelstørrelsene brukt i dette forsøket var små ($< 200 \mu\text{m}$), og vil ha stor spesifikk overflate. Dermed hadde ikke størrelsesfraksjonen så mye påvirkning på utlekkingspotensialet. Partikler i disse størrelsesfraksjonene burde dermed renses ut før utslipp av anleggsvannet.

Det trengs mer forskning på utlekkingen av metaller fra disse bergartene, og hvilke konsekvenser det kan få å slippe slike partikler ut i vannmiljøet.

6. Litteraturliste

Bro, R., & Smilde, A. K. (2014). Principal component analysis. *Analytical Methods*.

Cabrerizo, A., Bulteel, D., Waligora, J., Landrot, G., Fonda, E. & Olard, F. (2020) Chemical, mineralogical, and environmental characterization of tunnel boring muds for their valorization in road construction: a focus on molybdenum characterization. *Environ Sci Pollut Res*.

Duffy S. J & vanLoon G. W. (2018). *Environmental Chemistry: A global perspective* 4th Edition. Oxford University Press. Oxford

Ecology (2003). *An Assessment of Laboratory Leaching Tests for Predicting the Impacts of Fill Material on Ground Water and Surface Water Quality*. Washington State Department of Ecology. Publikasjonsnr.: 03-09-107. (lest 17.01.22)

EPA (2002). *Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms*. U.S. Environmental Protection Agency. Dokument nr. EPA-821-R-02-012.

Endre, E. & Sørmo, E. (2015). *Identifisering og karakterisering av syredannende bergarter*. Norges Geotekniske Institutt. Dokument nr. 20120842-01-R.

Fjermestad, H., Hagelia, P., & Thomassen, T. (2017). *Utlekkingsforsøk med svartskifer fra Rv. 4, Hadeland*. Statens Vegvesen. Rapport nr. 665.

Greenacre, M., & Primicerio, R. (2013). *Multivariate analysis of ecological data*. Bilbao, Spain: Fundación BBVA.

Haaland, S., L. (2020). *VANN300 Acidification*. VANN300 Vannforurensning I. Forelesning. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige Universitet, Ås, 56 sider. Ikke publisert.

- Helsel, D. (2010). Much ado about next to nothing: Incorporating nondetects in science. *Annals of Occupational Hygiene*, 54(3), 257-262.
- Hjulstad, M. (2015). Leaching, Uptake and Effects in Brown Trout (*Salmo trutta*) of Radionuclides and Metals from Black Shales and Sulphur Bearing Gneiss. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige Universitet.
- Hugsted, R. & Nordahl, R. S. (2020). Tunnel. Store Norske Leksikon.
- Hynne, I. B. (2017). Skredsikring Fv 722, Geologisk rapport for reguleringsplan. Statens Vegvesen. Oppdragsrapport nr. 30291-GEOL-1.
- Lydersen, Fjeld, E., & Andersen, T. (1994). Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr 53.
- NFF Utviklingskomiteen (2009). Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg. Norsk Forening for Fjellsprenningsteknikk. Rapport nr. 09. ISBN 978-82-92641-14-9.
- Norsk Standard (2003). Karakterisering av avfall - Utlekking - Samsvarsprøving for utlekking av granulært avfallsmateriale og slam - Del 2: Ettrinnspartiprøving ved et væske/faststofforhold på 10 l/kg med partikkelstørrelse under 4 mm (med eller uten størrelsesreduksjon). Norsk Standard. Standard nr. NS-EN 12457-2:2002.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., . . . Wagner, H. (2017). R package 'vegan'. Community Ecology Package.
- Pabst, T., Hindar, A., Hale, S., Garmo, Ø., Endre, E., Petersen, K., Bækken, T. & Baardvik, G. (2015). Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet. Statens Vegvesen, rapportnr. 389.
- Palmer, M. W., McGlenn, D. J., Westerberg, L., & Milberg, P. (2008). Indices for detecting differences in species composition: Some simplifications of RDA and CCA. *Ecology*.

- Sogn T. A. (2019). Terrestrisk miljø 1 forvitring leirmineraler ionebinding kationbytte. MINA200 Forurensning - miljø. Forelesning. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige Universitet, Ås, 68 sider. Ikke publisert.
- Tabelin, C. B., Hashimoto, A., Igarashi, T. & Yoneda, T. (2014). Leaching of boron, arsenic and selenium from sedimentary rocks: I. Effects of contact time, mixing speed and liquid-to-solid ratio. *Science Direct*.
- Vikan, H. & Meland, S. (2013) Purification Practices of Water Runoff from Construction of Norwegian Tunnels — Status and Research Gaps. I: Rauch, S., Morrison, G., Norra, S., Schleicher, N. (red). *Urban Environment*. s. 475-484. Dordrecht: Springer.
- Wood, M. D., Beresford, N. A. & Copplestone, D. (2011). Limit of detection values in data analysis: Do they matter? *Radioprotection*, 46 (6): 85-90. doi: 10.1051/radiopro/20116728s

Vedlegg A. pH endring over tid

Tabell A1. Endring i pH over tid for for de tre lokasjonene med tre partikkelstørrelsesfraksjoner og to utgangs pHer. pH U er parallellen som ikke er pH-justert i starten av forsøket. pH 6,5 er parallellen som ble pH-justert til 6,5 i starten av forsøket.

Flakser	1	3	8	22	29	36	57
1 Åseral 63-200 pH u	11,1	11,3	11,3	11,3	11,3	11,3	11,3
2 Åseral 63-200 pH 6,5	6,8	8,0	8,2	8,3	8,3	8,3	8,3
3 Åseral 20-63 pH u	11,2	11,4	11,4	11,4	11,4	11,4	11,4
4 Åseral 20-63 pH 6,5	7,9	8,5	8,7	8,9	8,9	8,9	8,9
5 Åseral 0-20 pH u	11,1	11,3	11,3	11,3	11,3	11,3	11,3
6 Åseral 0-20 pH 6,5	7,8	8,3	8,4	8,5	8,5	8,5	8,5
7 Stryn 63-200 pH u	9,2	8,9	8,7	8,4	8,4	8,2	8,2
8 Stryn 63-200 pH 6,5	6,6	7,2	7,4	7,6	7,6	7,6	7,7
9 Stryn 20-63 pH u	9,0	8,9	8,6	8,4	8,4	8,3	8,3
10 Stryn 20-63 pH 6,5	6,8	7,2	7,4	7,6	7,6	7,8	7,8
11 Stryn 0-20 pH u	8,2	8,2	8,1	7,9	7,9	7,9	7,9
12 Stryn 0-20 pH 6,5	6,8	7,2	7,4	7,4	7,4	7,7	7,7
13 Verket 63-200 pH u	11,5	11,7	11,7	11,8	11,8	11,8	11,8
14 Verket 63-200 pH 6,5	7,7	8,2	8,3	7,8	7,7	7,7	7,7
15 Verket 20-63 pH u	11,6	11,6	11,7	11,8	11,7	11,7	11,7
16 Verket 20-63 pH 6,5	7,7	8,2	8,2	7,7	7,7	7,7	7,6
17 Verket 0-20 pH u	11,7	11,8	11,8	11,8	11,8	11,9	11,7
18 Verket 0-20 pH 6,5	8,9	9,3	9,5	9,6	8,6	8,1	7,9
19 Blank 1 pH u	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5
20 Blank 2 pH 6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway