

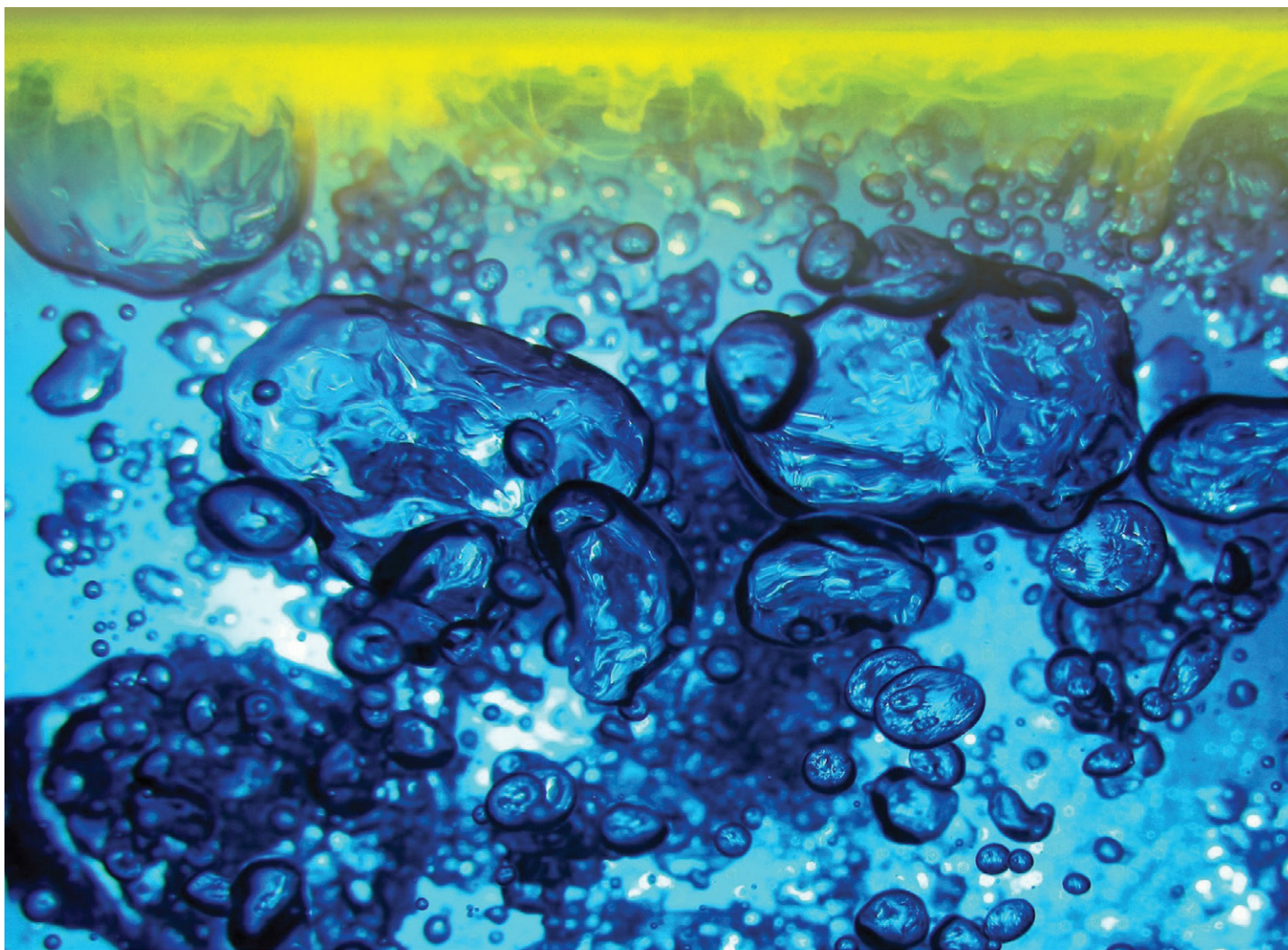


Inngrep i områder med sulfidrike mineraler

Effekter og miljørisiko

STATENS VEGVESENS RAPPORTER

Nr. 651



Tittel

Effekter og miljørisiko knyttet til inngrep i områder med sulfidrike mineraler.

Undertittel

Case: Deponi i forbindelse med tunnelbygging i alunskiferområder

Forfatter

Skipperud et al.

Avdeling

Trafikksikkerhet, miljø- og teknologiavdelingen

Seksjon

Miljø

Prosjektnummer

603019

Rapportnummer

Nr. 651

Prosjektleder

Hedda Vikan

Godkjent av

Sondre Meland

Emneord

Sulfidrike mineraler, alunskifer, uran, metaller, avrenning, effekter, tiltak

Sammendrag

Henviser til rapport, side 3

Title

Construction works in areas with sulphide containing rock

Subtitle

Case: Effects and environmental risks related to alum shale disposal site

Author

Skipperud et al.

Department

Traffic Safety, Environment and Technology Department

Section

Miljø

Project number

603019

Report number

No. 651

Project manager

Hedda Vikan

Approved by

Sondre Meland

Key words

Sulfide containing minerals, alum shale, uranium, metals, runoff, effects, measures

Summary

See report, page 3





Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Senter for radioaktivitet, menneske og miljø
Center for Environmental Radioactivity



2016 Fagrapport

EFFEKTER OG MILJØRISIKO KNYTTET TIL INNGREP I OMRÅDER MED SULFIDRIKE MINERALER

Case: Deponi i forbindelse med tunnelbygging (fyllmasser, erosjon, avrenning ved RV 4) i alunskiferområder – effekter, risiko og konsekvenser for miljø, samt tiltak for beskyttelse av miljø.

Lindis Skipperud¹, Emilio Alvarenga^{1,2}, Ole Christian Lind¹, Hans-Christian Teien¹, Knut Erik Tollefsen^{1,3}, Brit Salbu¹, Frøydis Meen Wærsted¹

¹Center for Environmental Radioactivity (CERAD), Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), PB 5003, 1432 Ås

²Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), PB 115, 1431 Ås

³Norsk Institutt for vannforskning (NIVA), Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

CERAD

CENTRE FOR ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY

Forord

Denne rapporten summerer opp arbeider utført i prosjektet «EFFEKTER OG MILJØRISIKO KNYTTET TIL INNGREP I OMRÅDER MED SULFIDRIKE MINERALER, Case: Deponi i forbindelse med tunnelbygging (fyllmasser, erosjon, avrenning ved RV 4) i alunskiferområder – effekter, risiko og konsekvenser for miljø, samt tiltak for beskyttelse av miljø». Dette arbeidet er finansiert gjennom Statens Vegvesen sitt NORWAT (Nordic Road Water) program fra 2012 til 2016.

Arbeidet er utført av Senter for radioaktivitet, menneske og miljø (Center for Environmental Radioactivity, CERAD) ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) i tett samarbeid med Statens Vegvesen, Vegdirektoratet og Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

Forfatterne takker spesielt:

- Alle som har vært med på feltarbeid, forsøksplanlegging og fulgt oss tett med informasjon fra Vegdirektoratet og fra Rv4 prosjektet: Hedda Vikan, Sondre Meland, Halldis Fjermestad, Malin Torp, Turid Hertel-Aas og Per Hagelia
- NIBIO for bidrag på testing av sorbenter: Roger Roseth
- NIVA for gjennomføring av kumulativ risikovurdering av spormetaller i vannprøver: Øyvind Aaberg Garmo og Tore Høgåsen; genekspresjonsanalyser av gjellelev fra brunørret eksponert for utlekkingsvann: Maria Hultman og effektstudier med *Daphnia magna* eksponert for en blanding spormetaller: Tânia Gomes og Ailbhe Macken.
- All hjelp ved feltarbeid og analyser her ved CERAD/NMBU: Lene Sørli Heier, Marit Nandrup Pettersen, Lene Valle og Anders Karlsson.

Det skal også nevnes at to PhD studenter har arbeidet tett på prosjektet, Emilio Alvarenga og Frøydís Meen Wærsted. Disse vil få publikasjoner fra arbeidet inn i sine Dr. grader. I tillegg er det utdannet 7 MSc studenter med forskningsoppgaver knyttet til prosjektet:

- Halldis Fjermestad 2013
- Tari Helmers 2013
- Stephanie Hernandez Santos 2014
- Marlene Sørli 2015
- Mansoor Ahmad 2015
- Maren Hjulstad 2015
- Joachim Engelstad 2016

En stor takk rettes til alle medarbeidere, studenter og involverte for et godt samarbeid. Nå begynner arbeidet med å få ut vitenskapelige artikler fra alt arbeidet.

Ås, 1. juni 2016

Lindis Skipperud

Sammendrag

Gjennom vei- og tunnelbygging, produseres det store mengder avfall som kan inneholde en rekke miljøgifter som radioaktivitet og metaller. Alunskifer inneholder varierende og til dels høye konsentrasjoner av naturlig forekommende radionuklider (naturlig radioaktivitet) dvs. uran og urans radioaktive døtre, samt en rekke metaller og halvmetaller (arsen, selen), som kan bidra til en rekke negative effekter når de frigjøres fra skiferen. Urans datternuklider omfatter radium (egenskaper som kalsium), radon (edelgass) samt polonium- og blyisotoper (partikkelreaktive). På grunn av utsendt alfastråling, er radium-isotopene (^{226}Ra og ^{228}Ra) og polonium (^{210}Po) blant de mest radiotoksiske (dose/eksponering dvs. Sv/Bq) nuklider vi kjenner, og er langt mer radiotoksiske enn mange menneskeskapt radionuklider fra atomindustrien.

NORWAT-prosjektet (Nordic Road Water) er ett fireårig forsknings og utviklingsprogram i Statens vegvesen. Hensikten med etatsprogrammet er at Statens vegvesen skal planlegge, bygge og drifte veinettet uten å gi uakseptabel skade på vannmiljøet. Prosjektet startet i 2012 og avsluttes i 2016. Sammenlignet med mange andre land er vannressursene i Norge lite påvirket av forurensning fra vei. Enkelte steder er imidlertid inngrep og forurensning en konkret trussel for vann og vassdrag. Som en del av NORWAT programmet i Statens Vegvesen ble det igangsatt et studie av effekter på biota, spesielt akvatiske organismer, som kan være utsatt for både radionuklider og metaller i blanding, samt å vurdere tiltak som kan redusere risikoen for miljøeffekter.

Ved nye Rv 4 på Hadeland er det blitt bygget vei og tunnel gjennom alunskiferforekomster, hvor avfall av alunskifer (tunnelmasser) nå er gjenbrukt i nærområdet. Tunnelen er bygget like øst for Gran sentrum. Massene er lagt i en utgravd myr rett sør for Gran sentrum, ved den sørlige inngangen til tunnelen. Tunnelmassene vil trolig bli liggende hovedsakelig i oksygenfritt akvatiske miljø (anoksisk), men miljøet i øvre vannlag forventes å være rikt på oksygen (oksisk). Vigga renner nordover på vestsiden av deponiet, og munner ut i Jarenvannet nord for sentrum. Flere bekker som kan være påvirket av anleggsarbeidet renner ut i Vigga samt direkte ut i Jarenvannet.

De tidlige prøver av de forskjellige bergartene varierte mht. innhold av uran og metaller, og det ble tidlig påvist at materialet ville kunne overstige grenseverdien for radioaktivt avfall (1 Bq/g). Deponerte masser hadde også verdier under grensen for uran, men ble deponert på grunn av grenseverdier for tungmetaller eller på grunn av høyt syrepotensial. Massene ble sjekket mot Statens vegvesen sine interne grenseverdier ved hjelp av håndholdt røntgen-fluorens (XRF) på stedet, for å avgjøre om de skulle deponeres eller ikke. Kontroll mht. avrenning fra tunnelskjæring og deponi ble derfor viktig. Det ble rimelig å anta at tiltak ville være nødvendig for å sikre vannkvalitet i henhold til lover og regelverk.

Det overordnede målet for prosjektet var å vurdere effekter fra radionuklider og metaller for å kunne si noe om miljøkonsekvenser og risiko knyttet til vei- og tunnelskjæring og nyttegjøring av tunnelavfall av alunskifer samt vurdere relevante tiltak for å beskytte miljøet på en adekvat måte.

Arbeidet var omfattende da avfallsmassene inneholder en rekke metaller og radionuklider, og arbeidet ble delt i 5 ulike spesifiserte arbeidspakker:

- Arbeidspakke 1: **Kildekarakterisering:** Alunskifer i veiskjæring og deponi. Dosenivåer (gamma) og innhold av radionuklider og metaller i deponiets nærområde bør kartlegges for å

vurdere hvilke grenseverdier som vil være rimelig å kreve for deponi. I tillegg vil dette danne basis for forvittringsstudier av alunskifermassene og effektstudier ved avrenning fra deponi.

- Arbeidspakke 2: **Partikler og forvitring:** Karakterisering av alunskiferoverflater, partikkelsammensetning og forvittringshastigheter under oksiske og anoksiske betingelser, basert på state-of-the-art metoder og teknologi.
- Arbeidspakke 3: **Effekter:** Biologiske effekter av metaller og radioaktivitet i avrenning, inkludert biologisk opptak og akkumulering av radionuklider og metaller i biota (bunndyr, fisk, planter)
- Arbeidspakke 4: **Konsekvenser og risiko:** Vurdering av konsekvenser og risiko for miljø ved avrenning fra deponi og vei/tunnel skjæring.
- Arbeidspakke 5: **Tiltak:** Utprøving/vurdering av relevante tiltak for beskyttelse av det akvatiske miljøet

Prosjektet har vært tungt forankret i feltarbeid og prøvetaking i felt. Det ble gjennomført feltarbeid og prøvetaking før (juni og september 2013), under (juni 2015) og etter tunnel-utgraving og deponering av alunskifer er foretatt (september 2015). Det bør vurderes prøvetaking etter at vei- og tunnelarbeid er ferdig, men dette lå utenfor tidsrammen for prosjektet. I tillegg er det utført en rekke laboratorie-eksperimenter for å se på utlekkingspotensialet for radionuklider og metaller fra forskjellig svartskifer, inkludert alunskiferen. Kontrollerte forsøk for å studere opptak og mulige effekter av radionuklider og metaller fra alunskiferen i det akvatiske miljøet (fokus mot fisk) ble også utført.

Kildekarakterisering

Gamma-dosehastigheten i området varierer 0,01 til 0,35 $\mu\text{S/t}$ (0,3-3 mSv/år), svarende til normal variasjon i bakgrunnsstråling i Norge.

Basert på overflate vannprøver innsamlet på feltarbeid i 2013 og 2015, er vannkvaliteten på de fleste prøvetakingsstedene i området tilfredsstillende, med høy pH, høyt Ca nivå, moderat TOC og lave metallkonsentrasjoner. Det var ikke mulig å observere noen betydelig påvirkning av tunnelarbeidene i Vigga eller bekkene som ligger i anleggsområdet med utløp til Vigga fra feltarbeidene. Prøvetaking i forbindelse med feltarbeid gir kun tilstanden akkurat der og da, men den kontinuerlige overvåkingen av Vigga viser episoder med høy turbiditet (partikkelutslipp) fra både naturlig avrenning men også anleggsrelatert avrenning. Dette kan påvirke konsentrasjonene i sedimentene i kortere perioder og kan igjen påvirke bunnlevende organismer. Kontinuerlig måling av pH og ledningsevne ga ingen indikasjoner på endret vannkvalitet. Konsentrasjonen av Fe, As, Co, Zn og Ni i bekken nord for Gran (Nordtangen, stasjon 7) er imidlertid relativt høy før tunnelarbeidet ble igangsatt, noe som sannsynligvis skyldes påvirkning fra alunskifer. Tilsvarende viste Horgenbekken, som kun ble prøvetatt i 2015, de høyeste konsentrasjoner av uran og mange andre metaller som en kan vente i et alunskiferområde, noe som tilsier at bekken er klart påvirket av avrenning fra eksponerte alunskiferflater, for eksempel veiskjæringer, men også fra finstoff fra alunskifer tilført fra anlegget. Det er viktig å påpeke at resultatene fra feltarbeidene representerer ett øyeblikksbilde for perioden, og vannkvaliteten kan variere betydelig gjennom året.

Uran og en rekke metaller foreligger i lavmolekylær form (også som anioner) og kan ansees for å være svært mobile og potensielt biotilgjengelige i det akvatiske miljøet på Gran. På grunn av

sesongvariasjoner og variasjoner mellom stasjonene er det vanskelig å se om endring i tilstandsformen er på grunn av anleggsarbeidene.

Tilsvarende viste resultatene at metallnivåene i jord, planter og fisk var uendret i 2015 sammenlignet med 2013 innenfor det berørte området, mens forhøyede verdier ble påvist i bekken ved Nordtangen. Bunndyr undersøkelsen i 2013 og 2015 viste lavere rikdom og mangfold av arter og grupper og høyere andel av tolerante enn følsomme arter, lavere forurensningsindeks (ASPT) og forhøyede nivåer av metaller i døgnfluer, spesielt ved Nordtangen, en stasjon som ikke var direkte påvirket av tunellarbeidene men som kan være påvirket av finstoff og veiskjæringer fra veiutbyggingen. Det ble ikke søkt etter bunndyr i den mest forurensede Horgenbekken, da denne går i rør store deler av strekningen.

Basert på feltarbeidene anses miljøtilstanden innenfor elven i det berørte området for tunellarbeidene å være svakt påvirket, men miljøtilstanden er sterkere påvirket i de omkringliggende bekkene spesielt nord for Gran. Denne påvirkningen stammer da trolig fra veibyggingen og ikke fra tunellarbeidene. Nivået av uran og mange metaller særlig i Horgenbekken, tilsier at bekken er så sterkt forurenset at det påkaller behov for tiltak.

Partikler og forvitring

Sammenlignet med andre alunskifere er bergarten/alunskiferen i tunellen på Gran rik på kalsium, nikkel og mangan og har moderat innhold av uran, jern og svovel. Metallene er inhomogent fordelt i bergarten. Bergarten har en rekke mikrometer store inklusjoner som inneholder ulike metaller, dvs. metaller som Al, U, V, Pb, Mg og Fe som viste overlappende fordelinger i dybdeprofilen. Vi vil derfor forvente at disse grunnstoffene vil være utsatt for de samme mekaniske vitringsprosessene på samme tid. Utlekkingeksperimentene viste at bergarten har stor bufferkapasitet (mye tilgjengelige karbonater), hvor grunnstoff som kalsium og mangan løses lett og raskt, men hvor de fleste andre metaller, inklusivt uran er ganske inerte ved høy pH. Remobiliseringspotensialet ansees derfor å være lavt så lenge bergartens bufferkapasitet er intakt.

Opptak og effekter

Bunndyrundersøkelser viste at tatt i betraktning årstidsvariasjonene så viste resultatene en samlet forskjell før anleggsarbeidene begynte til under drift av anlegg. Det var generelt en lavere rikdom og mangfold av arter og grupper og høyere andel av tolerante enn følsomme arter, lavere eutrofierings indeks (ASPT indeks score) og forhøyede nivåer av metaller i døgnflue under/etter tunellbygging og anleggsarbeid. Basert på alle data innsamlet før og etter tiltaket så var ASPT score signifikant negativt korrelert med konsentrasjoner av metaller i døgnfluer. Størst effekt ble påvist i bekken ved Nordtangen (stasjon 7) som ikke var direkte påvirket av avrenning fra tunellbygging, men påvirket av avrenning fra veiutbyggingen.

Basert på utlekkning av metaller fra ulike skifere, inkludert alunskifer fra Rv4 på Gran, viste kontrollerte dose-respons forsøk med brunørret opptak av enkelte spormetaller (U, Mo, Cd) i fisk, med signifikant høyere konsentrasjon i gjeller, lever og nyre. En rekke andre grunnstoffer i vannet utlekket fra alunskifer ga imidlertid ingen målbar avsetning i fisk innenfor 264 timers eksponering, utført i to uavhengige forsøk. Høy pH og høyt kalsiumnivå er beskyttende for akvatiske organismer som fisk og til tross for metallavsetning ble det ikke påvist noen signifikante akutte effekter på brunørreten, dvs. ingen redusert overlevelse eller fysiologisk endring i forhold til osmoregulering

og/eller respirasjon. Målinger av genuttrykk i gjeller til fisk eksponert til vann utlekket fra alunskifer forsterker resultatene fra de fysiologiske responsene om fravær av negative effekter i fisk.

Konsekvenser og risiko

Radiologisk risiko basert på Erica Tool tilsier at de radiologiske konsekvensene er små, bortsett fra i Horgenebekken hvor nivået overskrider doseraten 10 $\mu\text{Gy/t}$ (screening doserate for miljøet). Kumulativ risiko knyttet til metaller (særlig U, Al, Ni) varierte mye mellom de ulike feltstasjonene. Alle stasjonene viste seg å representere risiko for de tre artsgruppene (alger, krepsdyr, fisk) som ble undersøkt. Forskjellene i risiko var relativt lik for de tre artsgrupper for stasjon 6 (Vigga, utløp Jarenvannet), mens sammensetningen av vannet fra stasjon 7 (Nordtangen) viste seg å gi noe høyere risiko til alle artsgrupper. Vannet fra Stasjon 9 (Horgenebekken) viste seg å representere høy predikert risiko til alger og krepsdyr, og noe lavere risiko til fisk. Høy predikert risiko ser ut til å samsvare med observasjon av en mulig endring i artssammensetning på stasjon 7. Beregningene er imidlertid forenklete estimat basert på et begrenset utvalg av eksponerings- og effekt-data, og bør derfor anses som en innledende vurdering (screening) beheftet med betydelig usikkerhet.

Testing av tiltak

Naturlige materialer (torv og leire) fra deponiområde ved Gran har blitt testet og kan brukes som sorbenter for tungmetaller. Resultatene viser at en kommersiell sorbent DB-12P-HP har høy sorpsjonskapasitet for uran og andre metaller ved pH 7,5 som ligger innenfor pH på Gran. Ved områder hvor det er lavere pH kan Olivin-Al være aktuell da den fungerte bra ned til pH4. Det vil være nødvendig å vurdere stedene hvor tiltaket skal settes inn da det er viktig med effektivt stedstilpasset design av en fullskala renseløsning. For fjerning av U er det viktig med en klar definisjon av hvilket pH område som er optimalt for best mulig effekt av den enkelte sorbent. Regenerering er viktig for kostnader knyttet til rensesprosessen. Ved billig og effektiv regenerering vil renseløsningen kunne bli mindre kostnadskrevede. Billigere sorbenter, for eksempel basert på eggeskall eller jernholdig sand kan bli mer effektive ved kjemisk behandling for å få optimaliserte egenskaper, men disse sorbentene kan ikke regenereres, noe som gjør de mindre anvendelig.

Anbefalinger

De viktigste anbefalinger etter endt prosjektperiode vil være:

1. Rensetiltak av avrenningsvann fra anlegg må stedstilpasses og optimaliseres etter stedets vannkvalitet. Bruk av sorbenter anbefales da sedimentering ikke tar lavmolekylære, mobile metaller fra vannet. Kommersielle sorbenter som DB-12P-HP kan anbefales ved høy pH (pH rundt 7, som på Gran) mens Olivin-Al kan anbefales ved lavere pH (ned til pH 4)
2. Horgenebekken og bekken ved Nordtangen bør vurderes renses. Hvis mulig bør Horgenebekken gå i rør og rensing settes inn før avløp til Jarenvannet.
3. Det bør gjennomføres etterundersøkelser knyttet til avrenning fra anlegget ca. 5 år etter at anleggsarbeidene er avsluttet. Etterundersøkelsene bør fokusere på:
 - a. Sedimentkjerner i Jarenvannet da dette vil være en god indikator på avrenning fra de nærliggende områdene inkludert anleggsområdet.

- b. Bunndyrundersøkelser i elver og bekker som vil vise miljøstatus etter endt anleggsarbeid.
- c. Prøvetaking av fisk i Vigga og i begge basseng av Jarenvannet da det kan være forskjell i påvirkning av fisken i basseng sør ved utløp Vigga og i basseng nord. Dette kan gjerne gjøres allerede 1 år etter ferdigstilling av anlegget og så repeteres etter 5 år.

Innholdsfortegnelse

Forord.....	1
Sammendrag.....	3
1 Innledning	11
1.1 Nye riksvei 4 ved Gran på Hadeland	12
1.2 Relevans	13
1.3 Mål for prosjektet	13
2 Materiale og metoder	15
2.1 Område	15
2.2 Geologi og klassifisering av forurensingspotensiale på Gran	15
2.3 Feltarbeid	19
2.4 Opptaks- og effektforsøk	21
2.5 Prøvebehandling og målinger for metall- og radionuklideanalyser	22
3 Resultater og diskusjon	24
3.1 Arbeidspakke 1: Kildekarakterisering	24
3.1.1 <i>In situ</i> gamma dosemålinger	24
3.1.2 Konsentrasjoner av radionuklider og andre grunnstoff i grunnvann	24
3.1.3 Totalkonsentrasjoner av radionuklider og andre grunnstoffer i overflatevann fra feltarbeid 2013.....	26
3.1.4 Totalkonsentrasjoner av radionuklider og andre grunnstoffer i overflatevann fra feltarbeid 2015.....	29
3.1.5 Fraksjonering av radionuklider og grunnstoffer i overflatevann Rv4 Gran	32
3.1.6 Vannprøver fra deponiet 2015 (stasjon1), konsentrasjoner og fraksjonering	35
3.1.7 Konsentrasjoner av radionuklider og grunnstoffer i sedimenter	38
3.1.8 Konsentrasjoner av radionuklider og grunnstoff i jord.....	42
3.1.9 Konsentrasjoner i planter etter tunnelbygging.....	45
3.1.10 Delkonklusjon.....	47
3.2 Arbeidspakke 2. Partikler og forvitring	47
3.2.1 Karakterisering av mineraler på mikrometer skala.....	47
3.2.2 Vitringstudie med tynnsjiktprøve av alunskifer	50
3.2.3 Sekvensielle ekstraksjoner og utlekkingsforsøk.....	52
3.2.4 Sekvensielle ekstraksjoner under anaerobe og aerobe betingelser.....	54
3.2.5 Delkonklusjon.....	57
3.3 Arbeidspakke 3: Opptak og effekter	58

3.3.1	Opptak av radionuklider og grunnstoff i planter	58
3.3.2	Feltundersøkelser av bunndyr	59
3.3.3	Feltundersøkelser med fisk	61
3.3.4	Laboratorieforsøk for å identifisere opptak og effekt av spormetaller utlekket fra alunskifer.....	63
3.3.5	Opptak av spormetaller fra alunskifer i fisk.....	65
3.3.6	Effekter av opptak av spormetaller fra alunskifer i fisk.....	69
3.3.7	Effekt av alunskifervann i Daphnia magna.....	73
3.3.8	Delkonklusjon.....	73
3.4	Arbeidspakke 4: Konsekvenser og risiko for mennesker og miljø	74
3.4.1	Risikovurdering av radiologiske effekter i akvatisk miljø.....	74
3.4.2	Risikovurdering av metaller: EUs grenseverdier (Environmental Quality Standards, EQS).....	75
3.4.3	Kumulativ risikovurdering av spormetaller i vannprøver fra Gran	77
3.5	Arbeidspakke 5: Tiltak.....	81
3.5.1	Materialer og metode.....	82
3.5.2	Resultater fra sorpsjonsforsøk	84
3.5.3	Delkonklusjon.....	91
4	Konklusjon og anbefaling.....	93
4.1	Referanser.....	96
	Vedlegg 1. Konsentrasjoner av forskjellige grunnstoff i grunnvannsbrønnene i 2013.....	0
	Vedlegg 2. Fysisk-kjemiske egenskaper til kontaktvann fra alunskiferdeponi brukt ved testing av sorbenter.	0

1 Innledning

Gjennom industriprosesser som involverer alunskifer, deriblant vei- og tunnelbygging, produseres det store mengder avfall som kan inneholde en rekke miljøgifter som radioaktivitet og metaller. Alunskifer er en sedimentær bergart som inneholder sulfider, og kan følgelig ha et høyt syredannende potensiale ved eksponering til vann og luft (oksygen) (Pabst et al. 2015). Alunskifer i Oslo og Akershus er dannet ved avsetning av oksygenfattig bunnslam og leire i grunt hav. Alunskifer inneholder varierende og til dels høye konsentrasjoner av naturlig forekommende radionuklider (naturlig radioaktivitet NOR) dvs. uran og urans radioaktive døtre, samt en rekke metaller og halvmetaller (arsen, selen), som kan bidra til en rekke negative effekter når de frigjøres fra skiferen. Urans datternuklider omfatter radium (egenskaper som kalsium), radon (edelgass) samt polonium- og bly isotoper (partikkelreaktive). På grunn av utsendt alfastråling, er radium-isotopene (^{226}Ra og ^{228}Ra) og polonium (^{210}Po) blant de mest radiotoksiske (dose/eksponering dvs. Sv/Bq) nuklider vi kjenner, og er langt mer radiotoksiske enn mange menneskeskapte radionuklider fra atomindustrien.

I 2000 slo en gruppe forskere fast at spredningen av de naturlige radioaktive stoffene i Europa bidrar til høyere stråledose til mennesker og miljø enn utslipp av radioaktive stoffer fra nukleær industri (Marina 2002). Områder med høye nivåer av både naturlig forekommende radionuklider og metaller representerer et større problem, fordi radionuklider med meget høy radiologisk giftighet (Ra-isotoper og ^{210}Po) foreligger i blanding med metaller og arsen i høye konsentrasjoner, og samvirkende effekter (additive, synergistiske eller antagonistiske) kan oppstå.

I Norge representerer alunskifer den bergarten med klart høyest utslipp av radon. Når edelgassen radon lekker ut vil omdanning til datterproduktene medføre at partikkelreaktive ^{210}Po og ^{210}Pb avsettes på overflater, for eksempel i lungevev eller på overflater av vegetasjon, og bidrar til negative effekter på miljøet. Radioaktive stoffer er nå inkludert som miljøgift i den nye forskriften til Forurensningsloven (2011). Miljødirektoratet sier også «Som følge av endringer i regelverket om opprydding i forurenset grunn ved bygge- og gravearbeid, er alunskifer nå å betrakte som forurenset grunn dersom det blir gravd opp som del av et byggeprosjekt». Grenseverdien for radioaktivt avfall er satt til 1 Bq/g som tilsvarer 80 mg U/kg (NGI 2015).

Industriprosesser og lagring av alunskiferavfall vil kunne endre de kjemiske og fysiske egenskapene til radionuklider og metaller, sammenlignet med opprinnelig tilstandsform. Forvitningsprosesser bidrar til at metaller og radionuklider overføres fra fast fase til vannløselige forbindelser, blir mer mobile i miljøet og kan også bli mer biotilgjengelige med hensyn på organismer i miljøet og også for mennesket. Avrenning av bl.a. radium, uran og arsen fra deponi av gruvemasser er observert, selv ved høy pH (Skipperud et al. 2012a; Skipperud et al. 2012b). Når bergarten tilføres luft/oksygen oksideres sulfid til sulfat, og ved kontakt med vann dannes svovelsyre. Avrenningen fra forvitret alunskifer kan derfor være svært sur, og pH i avrenning fra ren sulfidholdig stein er beregnet å kunne være ned mot 2. pH ned mot 4 er målt i avrenning fra deponerte alunskiferholdige masser. Så lave pH-verdier er i seg selv skadelig for fisk og andre vannlevende organismer. Alunskifer inneholder også en rekke «giftige» metaller, primært kadmium, kobber, nikkel og sink, men kan også inneholde arsen, selen og kvikksølv. Når det dannes svovelsyre økes løseligheten til metallene. I avrenningsvann fra deponerte alunskiferholdige masser er det målt opptil 3 mg nikkel/L, 3 mg sink/L, 1,4 mg kobber/L og 50 µg kadmium/L. Dette må betraktes som et meget forurenset vann, og 6-60 ganger høyere enn

veiledende grenseverdier for industripåslipp til kommunalt nett i Oslo (Aquateam 2008). Metaller i slike konsentrasjoner er svært skadelig for vannlevende og jordlevende organismer.

1.1 Nye riksvei 4 ved Gran på Hadeland

NORWAT prosjektet (Nordic Road Water, www.vegvesen.no/norwat) er ett fireårig forsknings og utviklingsprogram i Statens vegvesen. Hensikten med etatsprogrammet er at Statens vegvesen skal planlegge, bygge og drifte veinettet uten å gi uakseptabel skade på vannmiljøet. Prosjektet startet i 2012 og avsluttes i 2016. Sammenlignet med mange andre land er vannressursene i Norge lite påvirket av forurensning fra vei. Enkelte steder er imidlertid inngrep og forurensning en konkret trussel for vann og vassdrag.

Ved nye Rv 4 på Hadeland er det blitt bygget vei og tunnel gjennom alunskiferforekomster, hvor avfall av alunskifer (tunnelmasser) nå er gjenbrukt i nærområdet som fyllmasse under vei. Tunnelen er bygget like øst for Gran sentrum. Massedeponiet ligger sør for Gran sentrum, ved den sørlige inngangen til tunnelen. Tunnelmassene vil trolig bli liggende hovedsakelig i oksygenfritt akvatisk miljø (anoksisk), men miljøet i øvre vannlag forventes å være rikt på oksygen (oksisk). Vigga renner nordover på vestsiden av deponiet, og munner ut i Jarenvannet nord for sentrum. Flere bekker som kan være påvirket av anleggsarbeidet renner ut i Vigga samt direkte ut i Jarenvannet.

I forbindelse med reguleringsplanen er det blitt utført grunnboring med opptak av borekaks for hver meter. Det ble boret både over tunneltraseen (alunskifer, svartskifer og kalksteinsvarianter) og på området øst for Jaren (stort innslag av mænitt som har lagerganger for alunskifer). Det ble i 2005 utført utlekkingsforsøk (65 dager) på utvalgte boreprøver som viste at pH varierte mellom 7 og 8. Til tross for høy pH ble likevel påvist utlekking av metaller. En må derfor anta at fremtidig forvitring kan medføre lavere pH og økt utlekking av uran, radium, polonium, arsen og metaller.

Det er grovt estimert at 100.000 m³ med svartskifer (mye alunskifer) har blitt håndtert etter utspredningen. For å unngå oksidasjon og forvitring av materialet ble det planlagt å deponere massene i et myrområde i nærheten, rett ved utløpet av tunnelen. Dette tiltaket skal bidra til et naturlig oksygenfattig og kjemisk stabilt miljø som skal hindre oksidasjon og videre utlekking av metall (Vegvesen 2012). I arbeidet med å behandle alunskifermassene på en forsvarlig måte er det viktig å ha kunnskap om forekomsten, forvitringkjemi, syreproduksjon og den potensielle mobiliteten til grunnstoffene i alunskifermassene.

Før prosjektstart ble det samlet inn vannprøver for kjemisk analyse av vannkvalitet før tunnelbygging startet, som viste urankonsentrasjoner i overflatevann opptil 90 µg/L (vedlegg 4 i Søknad til Miljødirektoratet). Verdens helseorganisasjon har satt en grenseverdi på 30 µg U/L for drikkevann. US-EPA har fastsatt en grenseverdi på 30 µg U/L og Canada 20 µg U/L i vann. EU-kommisjonen har blitt forelagt et forslag til tiltaksgrense på 15-30 µg U/L, med en bemerkning om at de nyeste epidemiologiske undersøkelsene understøtter den øvre eller høyere grenseverdi.

De tidlige prøver av de forskjellige bergartene varierte mht. innhold av uran, og det ble tidlig påvist at materialet vil kunne overstige grenseverdien for radioaktivt avfall (1 Bq/g). Kontroll mht. avrenning fra tunnelskjæring og deponi ble derfor viktig. Det ble rimelig å anta at tiltak ville være nødvendig for å sikre vannkvalitet i henhold til lover og regelverk.

Som en del av NORWAT programmet i Statens Vegvesen er det igangsatt et studie av effekter på biota, spesielt akvatiske organismer, som kan være utsatt for både radionuklider og metaller i blanding, samt å vurdere tiltak som kan redusere risikoen for miljøeffekter.

1.2 Relevans

For å imøtekomme vannforskriftens krav om god økologisk og kjemisk tilstand så er det viktig å utvikle en forskningsbasert strategisk plan som kan bidra til økt forståelse av de underliggende forvittringsmekanismer knyttet til sulfidrike mineraler, som pyritt og pyrrhotitt ("acid rock drainage", ARD), og for å vurdere muligheter for å redusere eventuelle effekter av avrenning fra slike mineralforekomster. I tillegg skal en sikre at revidert forskrift av Forurensningsloven av 2011 imøtekommes, dvs at utslipp av naturlig forekommende radioaktivt materiale (NORM) som skyldes menneskelig aktivitet er under tiltaksgrensen. Dette arbeidet skal derfor bidra til grunnleggende kunnskaper av generisk verdi som også kan benyttes ved fremtidige inngrep i sulfidrike mineralressurser. Rv 4 tunnelbyggingen på Hadeland representerer ett område som kan gi betydelige økologiske problemer forbundet med avrenning av både radionuklider og metaller. Prosjektet fokuserte derfor på kilden (mineralogi, tilstandsform) og underliggende prosesser (forvittringsprosesser og kinetikk) som gir opphav til ARD samt karakterisering av ARD for å identifisere mulige biologiske effekter og finne effektive tiltak for å beskytte vannmiljøet.

1.3 Mål for prosjektet

Det er fortsatt store kunnskapshull når det gjelder effekter og risiko for biota som utsettes for naturlig radioaktiv stråling (Salbu 2009; Salbu et al. 2009). Stråling av organismer gir opphav til frie radikaler, som ved rekombinasjon danner ROS (reaktive oksygenforbindelser). ROS bidrar til oksidativt stress og DNA-skader i eksponerte organismer, med etterfølgende skade på reproduksjon og immunsystem, genetisk instabilitet og økt sykdomsfrekvens. Mange metaller i alunskifer kan også indusere frie radikaler, følge samme virkemåte og påvirke de samme endepunktene. Miljøet blir derfor utsatt for miljøgiftblandinger (multiple stressors) som kan gi opphav til kombinerte effekter som additive ($1+1=2$), antagonistiske ($1+1=0$) eller synergistiske ($1+1=3$ eller 4) effekter. Vurdering av konsekvenser og risiko bør derfor ikke omfatte en miljøgift av gangen, men baseres på en vurdering av effekter fra miljøgiftene samlet (Salbu et al. 2005).

Det overordnede målet for prosjektet var å vurdere effekter fra radionuklider og metaller for å kunne si noe om miljøkonsekvenser og risiko knyttet til vei- og tunnelskjæring og gjenbruk av tunnelavfall av alunskifer samt vurdere relevante tiltak for å beskytte miljøet på en adekvat måte.

For å vurdere effekter, konsekvenser og risiko for miljø knyttet til inngrep i alunskiferområder samt evaluere aktuelle tiltak for beskyttelse av miljø er det viktig å inkludere både radionuklider og metaller i undersøkelsesprogrammet og forske på effekter og vurdere miljøgiftene samlet. Tunnelbyggingen og deponering av alunskifer ved nye Rv 4 ga derfor en unik mulighet til å generere ny viktig kunnskap.

Arbeidet var omfattende da avfallsmassene inneholder en rekke metaller og radionuklider, og arbeidet ble delt i 5 ulike spesifiserte arbeidspakker:

Arbeidspakke 1: **Kildekarakterisering:** Alunskifer i veiskjæring og deponi. Dosenivåer (gamma) og innhold av radionuklider og metaller i deponiets nærområde bør kartlegges for å vurdere hvilke

grenseverdier som vil være rimelig å kreve for deponi. I tillegg vil dette danne basis for forvittringsstudier av alunskifermassene og effektstudier ved avrenning fra deponi.

Arbeidspakke 2: **Partikler og forvitring:** Karakterisering av alunskiferoverflater, partikkelsammensetning og forvittringshastigheter under oksiske og anoksiske betingelser, basert på state-of-the-art metoder og teknologi.

Arbeidspakke 3: **Effekter:** Biologiske effekter av metaller og radioaktivitet i avrenning, inklusivt biologisk opptak og akkumulering av radionuklider og metaller i biota (bunndyr, fisk, planter)

Arbeidspakke 4: **Konsekvenser og risiko:** Vurdering av konsekvenser og risiko for miljø ved avrenning fra deponi og vei/tunnel skjæring.

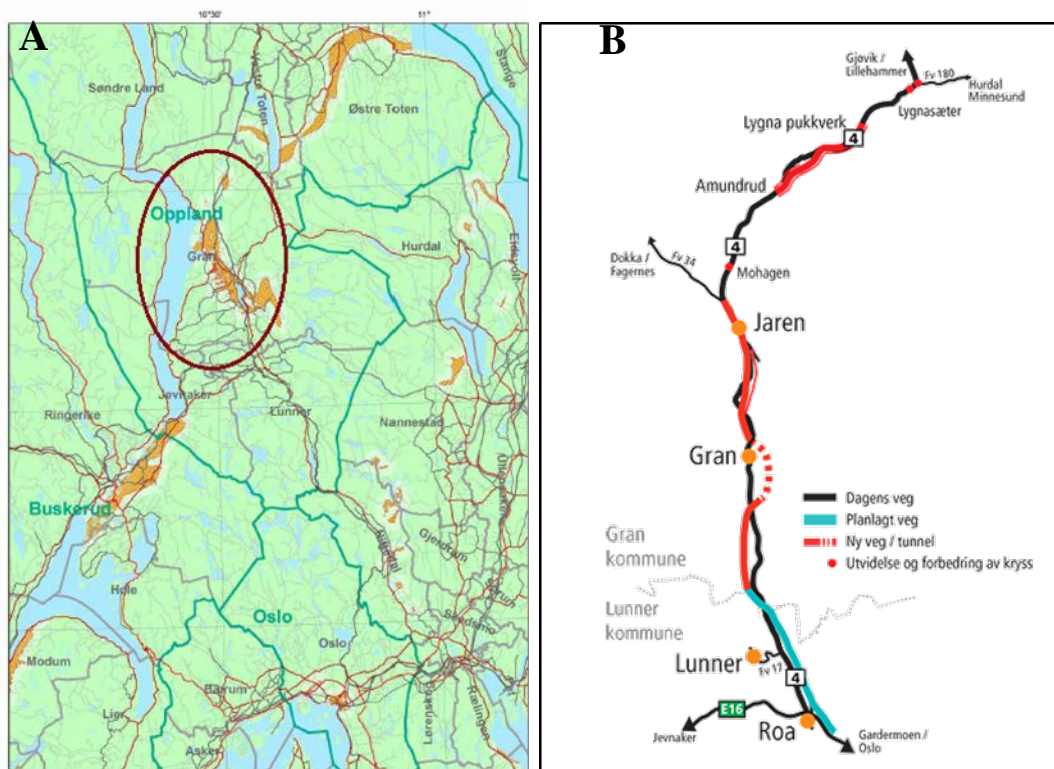
Arbeidspakke 5: **Tiltak:** Utprøving/vurdering av relevante tiltak for beskyttelse av det akvatiske miljøet.

2 Materiale og metoder

2.1 Område

Gran er lokalisert nord for Oslo i Oppland fylke (Figur 1A). RV 4 går fra Gjøvik til Oslo, og er en av hovedveiene nordover fra Oslo. Figur 1B viser området for utbyggingen. Tunnelen går ved siden av Gran sentrum som vist i Figur 1B.

Alunskifer gravd ut av tunneløpet med innhold av U over 1 Bq/g, med metallkonsentrasjoner over grenseverdier eller med høyt syredannende potensial ble deponert i en utgravd myr som fremover vil utgjøre fundamentet for deler av veien (NGI 2015). 1 Bq/g er grensen for radioaktivt avfall for naturlig radioaktive stoffer og tilsvarer 80 mg U/kg stein. Det er planlagt å holde alunskiferen under vann i deponiet, ha begrenset gjennomstrømning av vann og dermed lav tilstrømning av oksygen og redusert spredning av giftige metaller og radionuklider som frigjøres. Som en del av NORWAT programmet har området blitt overvåket før, under og etter konstruksjonsperioden for å fastslå om den valgte løsningen gir tilfredsstillende beskyttelse av lokal biota og om lignende løsninger kan benyttes for framtidige prosjekter.



Figur 1. A: Områder nord for Oslo med alunskifer-forekomster (oransje). Gran ligger i det innringede området (Statens strålevern & NGU 2011). B: Kart over den planlagte utbygde veistrekningen forbi Gran sentrum (Statens vegvesen 2013b)

2.2 Geologi og klassifisering av forurensingspotensiale på Gran

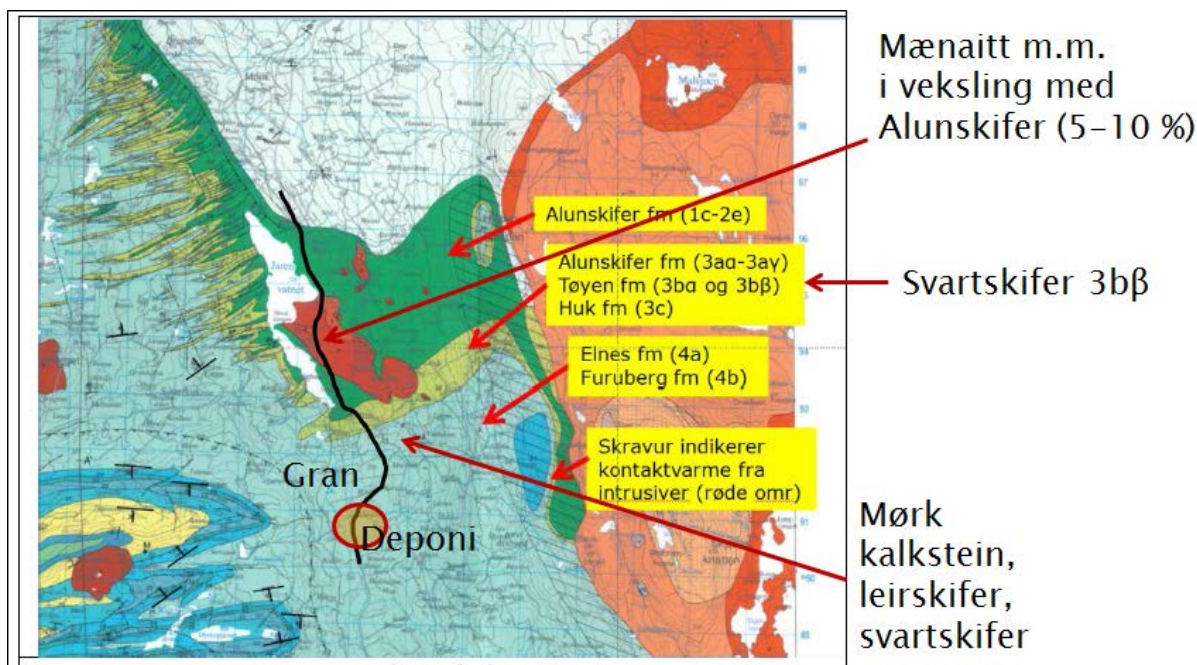
Gran er en del av Oslofeltet, som er et geologisk område fra Langesundsfjorden i sør til de nordlige Mjøstraktene (Nakrem and Worsley 2006). Sedimentære bergarter er mest utbredd her. Disse bergartene forvitrer lett, og er en kilde til den gode landbruksjorden i distriktet (Nakrem and Worsley 2006). Sedimentene i Oslo-regionen kan deles inn i tre hovedgrupper: kalksteiner,

gråskifer og svarte skifere, De ulike lagene av skifer og kalkstein har forskjellige fysiske og kjemiske egenskaper, ut i fra hvordan avsetningsforholdene var og etter hvor kildematerialet kommer fra (Endre 2013).

Stratigrafien i prosjektområdet på Gran er kartlagt av Statens vegvesen (Iversen 2001, Hagelia 2005) med bistand fra geologisk konsulent Geokart AS (Rui 2005) og NGI (Endre 2013), og viser at flere skiferlag og kalksteiner fra senkambrium til tidlig ordovicisk epoke er representert. Helt i nord ved Jaren forekommer også Prekambrisk gneis. Det er i hovedsak svartskiferne som inneholder tungmetaller og som kan bidra til forurensing (Figur 2).

Følgende sedimentære bergarter forekommer innen den nye veiparsellen (eldst til yngst)

- Alunskiferformasjonen (Kambrium-Etasje 2, muligens også Ordovicium-Etasje 3aα)
- Mørk kalkstein i Tøyenformasjonen (Ordovicium-Etasje 3aγ til 3bα)
- Svartskifer fra Galgebergledet i Tøyenformasjonen (Ordovicium- Etasje 3bβ)
- Grå kalkstein – Hukformasjonen (Ordovicium – Etasje 3c)
- Mørk grå kalkstein med svartskifer – Elnesformasjonen (Ordovicium- Etasje 4a)



Figur 2. Geologisk kart over området omkring Jarenvannet og Gran på Hadeland. Ny Rv 4. er indikert med svart linje.

Alunskifer og noe svartskifer fra Galgebergledet har vært hovedutfordringen med tanke på avrenning av metaller og radionuklider til elva Vigga og Jarenvannet. Sprengning og anleggstrafikk fører til kraftig oppknusing med dannelse av finstoff som er spesielt reaktivt. Den kjemiske sammensetningen til alunskifer varierer, men har typisk det største innholdet av tungmetaller, sammenlignet med de andre bergartene i lagrekken (Figur 3 og Figur 4). Uraninnholdet i alunskifer varierer mellom ca. 20 – 250 mg/kg for det meste mellom 50 og 120 mg/kg. Thoriuminnholdet er generelt svært lavt (<20 mg/kg). En del av alunskiferen er karakterisert ved > 1Bq/g, som i henhold til Statens strålevern regnes som radioaktivt avfall. Med

unntak av en del høye tungmetallverdier i Galgebergledet er ingen av det øvrige bergartene på Gran forurensende i henhold til dagens regelverk.

Det er utført mineralogiske undersøkelser ved hjelp av håndholdt XRF av alle bergartene på Gran (Fjermestad 2013; Hagelia 2005; Helmers 2013). Alunskiferformasjonen er kjennetegnet av en tett laminert struktur med en varierende sammensetning og finfordelt jernsulfid i grunnmassen. Det dominerende svovelførende mineralet i alunskiferen på Gran er pyritt (svovelkis – FeS_2), og i blant jernsulfidet markasitt. Det er også funnet litt kalsiumsulfat i form av anhydritt. Oksidasjon av pyritt og markasitt fører til dannelse av svovelsyre og utlekking av tungmetaller (Ni, Zn, Cu, mm) som er bundet til jernsulfidene (Bjørlykke 1974). Det er også funnet nikkelsulfidet pentlanditt (NiS) og kobberkis (CuFeS_2). Pyritt forekommer som svært finkornete reaktive aggregater i alunskifer usynlige for det blotte øyet, men også som større synlige korn (mindre reaktive). Pyritt forekommer også oppkonsentrert i konkresjonssoner i form av boller i alunskifer på Gran (Bastiansen et al. 1957). Alunskifer inneholder også ofte noe kalsitt (kalsiumkarbonat) og dolomitt (Ca, Fe, Mg karbonat) i varierende mengder som fungerer som pH buffer.

Svartskifer tilhørende Galgebergledet inneholder også pyritt, men her oftest i form av større korn (opptil ca. 1 cm) som gir lavere reaktivitet enn pyritt i alunskifer (Endre 2013). Ellers er det lettløselige mineralet hexahydritt ($\text{MgSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) identifisert, og er delvis substituert av sink og jern. Karbonatinnholdet (kalsitt og dolomitt) varierer og er i noen tilfeller fraværende. Hukformasjonens grå kalksteiner inneholder kalsitt, dolomitt og noe ankeritt (jernrik dolomittvariant). Pyritt forekommer også i mindre mengder. Elnesformasjonens mørke kalksteiner fører kalsitt og neppe sulfider. Svartskifer inneholder litt pyritt og karbonater (kalsitt, ankeritt). Alle bergartene på Gran inneholder karbon av organisk opprinnelse, mest i alunskifer og svartskifer, men også i kalksteinene.

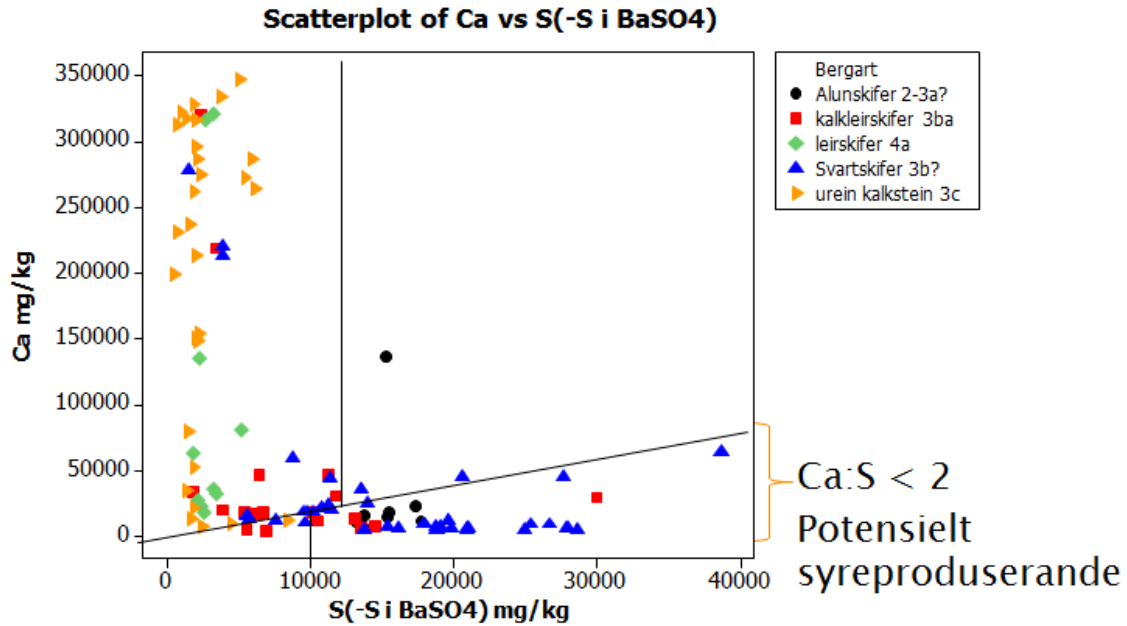
Forvittra alunskifer gir vanligvis mer syre. Dette har sammenheng med utvasking av buffer (karbonater), samt dannelse av løselige syregivende forvittringsmineral (copiapitt, noen jarositter) og oksidasjon av toverdige til treverdige jern. Det meste av alunskiferen på Gran kommer fra tunnelmasse og skjæringer og var lite forvitret, men med unntak overflatenær (ca. 1 meter dypt) rett nord for tunnelen oppstrøms Horgenmoen (stasjon 9) og langs sprekkesoner generelt.

Kontaktmetamorfose i alunskifer fra permiske magma kan føre til dannelse av mer reaktiv pyrrhotitt (magnetkis – Fe_{1-x}S), men dette mineralet er hittil ikke identifisert på Gran. Figur 2 viser at prosjektområdet befinner seg utenfor området som har vært utsatt for mye kontaktvarme. Det er likevel konstatert effekter av kontaktmetamorfose i alunskiferlag mellom ganger av mænaitt og camptonitt i skjæringene ved Nordtangen.

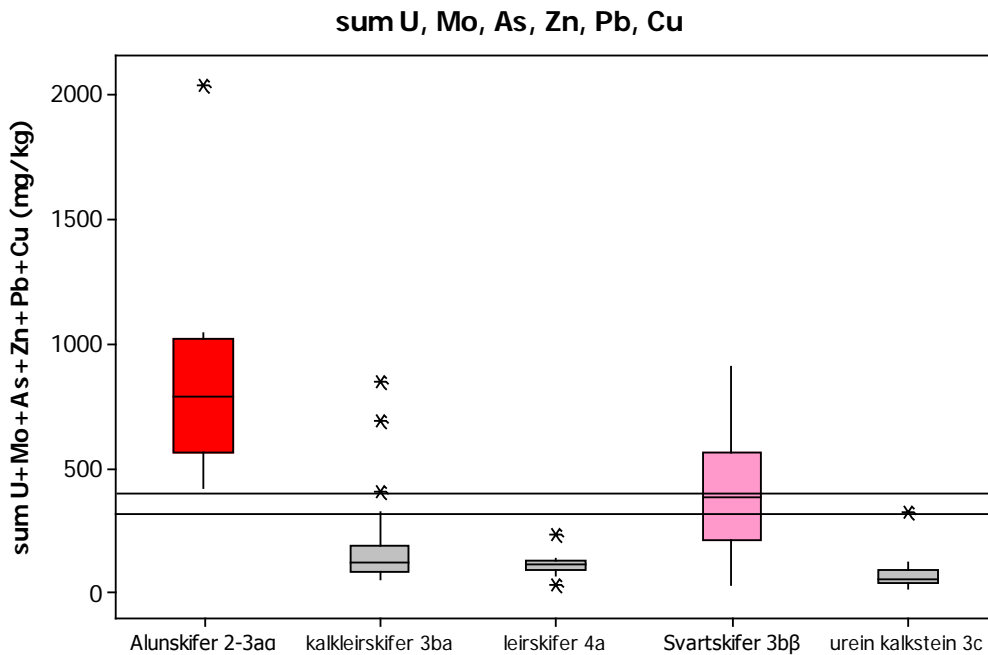
Klassifisering under anlegget. I utgangspunktet skulle all alunskifer transporteres til masselageret sør for Granstunnelen. Det ble benyttet håndholdt XRF for å skille mellom de ulike variantene av svart skifer. Det ble utarbeidet kriterier/interne grenseverdier for å skille ut forurensende masse på basis av geokjemisk statistikk for hver enkelt bergartstype. Grenseverdiene som ble benyttet var basert på analyse av Ca, S og tungmetaller (Figur 3 og Figur 4). Urankonsentrasjon ble også målt systematisk, men ble ikke brukt som eget kriterium. Årsaken er at det bare er alunskifer som overskrider grenseverdien på 1 Bq/gram. Alunskifer, inklusive varianter som representerer radioaktivt avfall i henhold til Statens stråleverns definisjon ble automatisk kjørt til masselageret. Galgebergledets svartskifer er derimot ikke radioaktivt avfall, men en del varianter av denne ble deponert på grunn av høyt innhold av andre tungmetaller – tilsvarende alunskifer.

Ca representerer stort sett CaCO_3

S representerer stort sett pyritt



Figur 3. Klassifisering av syrepotensial ved håndholdt XRF. Bergarter med lavt Ca-innhold og $S > 10000$ mg/kg, samt høyt innhold av tungmetaller ble plassert i masselageret.



Figur 4. Klassifisering av forurensingspotensial mht. tungelementer. Alunskifer og noen varianter av svartskifer i Galgebergledet (3bβ) ble plassert i masselageret.

Effekter fra anlegget på resipienten er derfor i stor grad avhengig av i hvilken grad en lykkes med å deponere alunskifer og forurensende varianter av Galgebergledet. Det går fram av kapittel 3 at det ble igjen en del alunskiferfinstoff ved Nordtangen (Stasjon 7) og Horgenmoen (Stasjon 9). Svartskifer fra Elnesformasjonen og frikjent Galgeberg er lagt i veilinja, og vann som drenerer i steinen kan få økte konsentrasjoner av nikkel og sink, som blir løst ut fra de «frikjente variantene». Dette er observert i overvann som drenerer i masser av Elnes/Galgeberg, og kan derfor sammen med faktisk håndtering av alunskiferen ha betydning for vurderinger av effekter på resipienten.

2.3 Feltarbeid

Prosjektet har vært tungt forankret i feltarbeid og prøvetaking i felt. Det ble gjennomført feltarbeid og prøvetaking før (juni og september 2013), under (juni 2015) og etter tunnel-utgraving og deponering av alunskifer er foretatt (september 2015). Det bør vurderes prøvetaking etter at vei- og tunnelarbeid er ferdig, men dette lå utenfor tidsrammen for prosjektet.

Prøvetaking fokuserte på stedsspesifikk karakterisering mht. konsentrasjoner av ^{238}U og ^{232}Th og ^{210}Po , samt nivåer av relevante metaller i prøver fra utvalgte steder (se kart Figur 5 og Tabell 1):

Tabell 1. Oversikt over prøvetakingslokaliteter og stasjonsnummer med mulig påvirkning fra vei- og tunnelarbeider.

Lokalitet	Stasjon id	Påvirkning 2013	Påvirkning 2015
Myr/deponi, alunskifer deponert fra tunnelen	Stasjon 1	Tunell	Tunell
Oppstrøms Vigga i anleggsområdet	Stasjon 2	Upåvirket	Vei
Bekk: utløp til Vigga i anleggsområdet sør (Vøyenbekken)	Stasjon 3	Upåvirket	Vei
Bekk ved Gran videregående skole – utløp til Vigga	Stasjon 4	Upåvirket	Vei
Hovtjernet	Utgikk		
Vigga bak Coop Prix litt sør for stasjon 6b	Stasjon 6a	Upåvirket	Vei og tunell
Vigga ved målestasjon utløp Jarenvannet, ved broen	Stasjon 6b	Upåvirket	Vei og tunell
Bekk i skogen i nord, utløp til Jarenvannet v/ Nordtangen	Stasjon 7	Upåvirket	Vei
Jarenvannet ved utløp Vigga	Stasjon 8	Upåvirket	Vei og tunell
Horgenbekken med utløp rett i Jarenvannet	Stasjon 9		Vei
Referanse oppstrøms Vigga	Stasjon 10		Upåvirket

Tilleggsprøver:

Jordsøyle fra stasjon 1 (myr)

Grunnvannsprøver (13 stk.) fra stasjon 1

Alunskiferprøver fra tunelltrase

I 2013 ble det fokusert på to hovedfeltarbeid i området, ett om våren og ett om høsten for å se om det kunne være store sesongvariasjoner. Feltarbeidene i 2013 ble utført for å identifisere nivåene av radionuklider og metaller i miljøet uten påvirkning av ny vei- og tunnelutbygging.

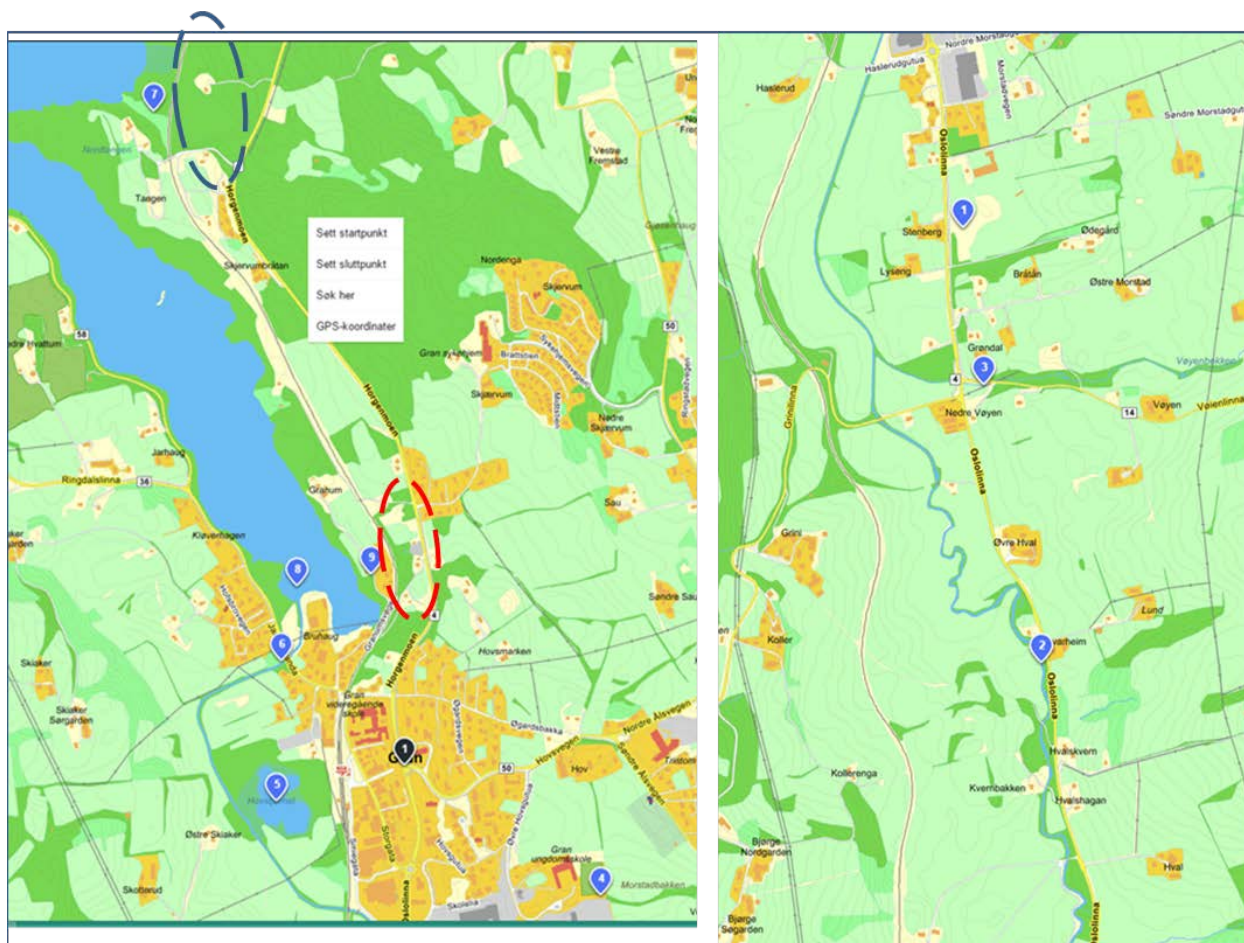
Feltarbeidene i 2015 ble utført for å undersøke om det var endringer i konsentrasjoner og tilstandsform av radionuklider og metaller i forhold til i 2013. Det ble også nå utført to feltarbeid, vår eller tidlig sommer og høst, for å fange opp eventuelle sesongvariasjoner. Horgenbekken (stasjon 9) ble kun prøvetatt under 2015 feltarbeidene, da denne bekken har vært under

overvåkning av Vegvesenet på grunn av høye forekomster av uran. Stasjon 10 (sør i Vigga, oppstrøms) ble valgt som referanse i 2015 da anlegget påvirket Vigga mye lenger sør enn beregnet før oppstart av anleggsarbeidet.

Feltarbeidsprøver: Prøver som ble tatt under feltarbeidene omfattet vann, både totalvann og *in situ* fraksjonert vann, sedimenter, bunndyr, fisk og noe jord og planter.

Dosemålinger: Gammadoser ble også målt *in situ* ved hjelp av Automess på alle prøvetakingsstedene.

Tilleggsprøver: I tillegg til prøver tatt ved feltarbeidene, ble det hentet vann fra borebrønner i myr/fremtidig deponi, borekjerner jord fra myr/fremtidig deponi, alunskifer fra tunellområdet og dype sedimentkjerner fra de to bassengene til Jarenvannet.



Figur 5. Kart over de utvalgte stasjoner for feltarbeid. Stasjon 1 er selve deponiet nedenfor den nye tunnelåpningen. Stipla områder er områder med mye gjenværende reaktivt finstoff av alunskifer i veglinja: Blå: Skjæringer nord og sør for stasjon 7 ved Nordtangen; Rød: Tunnelpåhogg med forskjæring oppstrøms stasjon 9 ved Horgenmoen.

Vann: Det ble innsamlet vannprøver til analyse av totalkonsentrasjoner av radionuklider og metaller. Ved hjelp av *in situ* filtrering, ultrafiltrering og ionebytting *in situ* ble følgende fraksjoner innsamlet i felt: Partikulær fraksjon ($> 0,45\mu\text{m}$), kolloidal fraksjon ($< 0,45\mu\text{m} - > 10\text{kDa}$) og lavmolekylær (LMM) fraksjon ($< 10\text{kDa}$), samt anioner og kationer i lavmolekylær fraksjon.

Jord og sediment: Jordprøver ble tatt som en stor prøve (diameter 70 mm, dybde 55 mm), dvs. en prøve av de øverste 6 cm. For sedimenter ble det tatt kjerneprøver. Sedimentkjernene ble delt i 1 eller 2 cm sjikt før analyse. Det ble også utført sekvensielle ekstraksjoner på utvalgte jord- og sedimentprøver.

Planter: Det ble tatt noen samleprøver av vegetasjonen på myra (stasjon 1) før denne ble gravd ut for bruk som deponi. Utvalgte planter ble prøvetatt på de andre stedene i 2015 der hvor de var å finne.

Fisk: Brun-ørret (*Salmo trutta*) ble fanget i Vigga ved bruk av el-fiske på ulike stasjoner i nedre del av elva i 2013 før tiltaket ble igangsatt og i 2015 etter gjennomføring av tiltaket. Fisken ble avlivet med et slag til hodet, før måling av lengde og vekt, blodprøvetaking, og disseksjon iht. EMERGE protokollen (Rosseland et al. 2001). Blodprøver av fisk ble innsamlet ved bruk av kanyle og fysiologisk status ble målt ved bruk av i-STAT med kassett EC8+. Ved disseksjon ble flere organer (gjeller, nyre, lever, bein og otolitt) innsamlet og lagret ved -20 °C før senere oppslutning og kvantitativ bestemmelse av radionuklider og metaller. Mort (*Rutilus rutilus*), abbor (*Perca fluviatilis*) og gjedde (*Esox lucius*) ble fanget med garn i Jarenvannet. Garnfiske ble utført i 2015 under avslutning av arbeidet med tiltaket. Måling av størrelse ble utført før disseksjon og innsamling av ulike organer.

Bunndyr: Bunndyr ble samlet inn ved alle feltarbeid i Vigga og i bekker som inngikk i overvåkingen. Hensikten med bunndyrprøvene var to-delt; 1) å kartlegge sammensetningen av ulike grupper og arter (fortrinnsvis larver av døgnfluer (*Ephemeroptera*), vårfluer (*Trichoptera*) og steinfluer (*Plecoptera*)) og 2) å kartlegge nivåene av metaller i bunndyr. Økologiske endringer i bunndyrsammfunnet ble utført ved bruk av sparkemetoden. Sparkemetoden gjennomføres ved at en håv (maskevidde 450 µm) settes i bunnsubstratet før man sparker og roter opp bunnsubstrat som så følger med strømmen inn i håven. Hver stasjon ble prøvetatt med 3 x 1 min sparkeprøve. Prøvene ble konservert i etanol før artsbestemmelse ble gjennomført på laboratoriet. For metallanalyse ble individer av døgnfluer (*Ephemeroptera*, *Baetidae*) plukket ut fra sparkeprøver i felt og fryst. Hver delprøve besto av ca. 20-30 individer.

2.4 Opptaks- og effektforsøk

For å få informasjon om opptak og biologiske effekter av U og andre spormetaller fra alunskifer er det utført kontrollerte laboratorieforsøk med eksponering av fisk og daphnia. For å få informasjon om arbeidet med alunskifer på Gran har medført til økt risiko for vannlevende organismer under anleggsperioden ble det innsamlet bunndyr og fisk i felt før oppstart av anleggsarbeidet og på slutten av anleggsarbeidet.

I laboratoriet ble det gjennomført to kontrollerte delforsøk med eksponering av brunørret (*Salmo trutta*) til vann utlekket fra alunskifer (100g/1L). Delforsøk 1 fokuserte på opptakshastighet av ulike spormetaller fra vann til fisk (Hjulstad 2015), mens delforsøk 2 ble gjennomført som et dose responsforsøk for å identifisere hvilke nivåer av utlekket spormetaller som bidrar til effekt. Delforsøk 2 ble gjennomført ved å eksponere fisk til vann utlekket fra alunskifer etter ulik grad av fortykning. For å sikre positive effekter ble en rekke spormetaller som tidligere var dokumentert utlekket fra alunskifer (delforsøk 1, Tabell 20) tilsatt utlekkingsvannet i samme forholdstall før fortykning. Eksponering av fisk ble gjennomført i klimarom på fiskelaboratoriet på NMBU iht. standardiserte protokoller for akutt eksponering (OECD 210). Vannprøver fra forsøksenhetene ble

innsamlet og ulike vannkvalitetsparametere målt. I tillegg ble det utført fraksjonering av vann før og etter eksponering for å identifisere nivåer og tilstandsformer av spormetallene. Gjennom forsøksperioden ble dødelighet notert daglig og fisk prøvetatt på bestemte tidspunkt.

Av ørret ble det tatt blodprøver, målt lengde vekt og utført disseksjon før innsamling av ulike organ til analyser av spormetaller iht. EMERGE protokollen (Rosseland et al. 2001). For fisk fanget i garn ble det kun utført måling av størrelse før disseksjon og innsamling av ulike organ. Blodprøver ble analysert ved bruk av i-STAT med kassett EC8+. Ulike organ ble lagret ved -20°C før bestemmelse av våt/tørrvekt, oppslutning ved bruk av ultraklav og analyse ved bruk av ICP-MS. Det ble benyttet standard referansemateriale (Dolt4, IAEA 414) for å sikre korrekte analyser. I tillegg ble det utført blodutstryk i for å identifisere andel mikrokjerner og innsamlet gjeller og lever til analyser av genuttrykk fra fisk eksponert i laboratorieforsøkene. Blodutstryk ble lagret tørt før analyse ved bruk av SOP A7 – MN assay-protokollen ved NIVA. Prøver til genuttrykk ble umiddelbart overført til flytende nitrogen og lagret ved -80°C før opparbeidelse på NIVA iht. standardiserte protokoller.

2.5 Prøvebehandling og målinger for metall- og radionuklideanalyser

Vannprøver ble surgjort med HNO_3 og U, Th og metaller ble analysert ved hjelp av Agilent 8800 Triple Quadrupole ICP-MS for U, Th. Po-210 i vann ble analysert vha. alfaspesktrometri etter tilsetning av tracer for utbyttebestemmelse og radiokjemisk separasjon.

Jordprøvene ble tørket på 40°C , knust og siktet gjennom 2 mm sikt. Planteprøvene ble tørket på 40°C og homogenisert med kvern. Jord, planter, bunndyr (ubehandlet) og fiskeorganer (ubehandlet eller frysetørket) ble oppsluttet ved hjelp av HNO_3 i en Milestone Ultraclave på 260°C , og analysert ved hjelp av Agilent 8800 Triple Quadrupole ICP-MS. Sertifisert referansemateriale av samme matriks ble oppsluttet og målt sammen med prøvene. Fiskebein ble oppsluttet på samme måte før måling av ^{210}Po .

Benyttede sertifisert referanse materiale:

- DORM 3, IAEA 350, NCS ZC 73014, NIST 1570a og NIST 1575 for bunndyr og planter;
- LGC 6187, NCS ZC 73007, NIST 2709a og NIST 2710a for jord og sedimenter.

Deteksjonsgrense (limit of detection, LOD) og kvantifiseringsgrense (limit of quantification, LOQ) er definert som henholdsvis $3 \times$ standardavviket til blankprøver og $10 \times$ standardavviket til blankprøver. Dersom konsentrasjonsnivået lå under LOD eller LOQ, er den i utregninger og figurer erstattet med henholdsvis $0,5 \times$ LOD eller $0,5 \times$ LOQ for å få beste estimat.

Sekvensielle ekstraksjoner: Protokollen (Tabell 2) for sekvensielle ekstraksjoner som ble brukt i dette arbeidet er basert på Tessier et al. (1979) og modifisert av Salbu (2000).

Tabell 2. Prosedyre for sekvensiell ekstraksjon (RT = rom temperatur)

Trinn	Fraksjon	Ekstraksjonsreagens	Ekstraksjonsbetingelser	
			Kontaktid (timer)	Temperatur
1	Vannløselig	H ₂ O	1	RT
2	Reversibelt bundet	1M NH ₄ Ac - pH 7	2	RT
3	Reversibelt bundet: assosiert med karbonat	1M NH ₄ Ac - pH 5	2	RT
4	Lett reduserbare forbindelser: (Fe/Mn hydroksider)	0,04M NH ₂ OH·HCl in 25% Acetic acid (pH~ 3)	6	80°C
5	Oksiderbare komponenter (org. mat./UO _x)	1. H ₂ O ₂ 30% (pH~2) (15 ml)	5.5	80°C
		2. 3,2M NH ₄ Ac (5 ml)	0.5	RT
6	Oksiderbare komponenter (sterkt bundet)	7M HNO ₃	6	80°C

XRD: Røntgen diffraksjon ble utført ved Naturhistorisk museum, UiO med et Siemens D 5005 instrument (Fjermestad 2013; Helmers 2013; Santos 2014).

Mikroanalytiske teknikker: Digital autoradiografi ble utført med General purpose phosphor imaging plate og en image plate skanner, Typhoon 8600, Molecular Dynamics.

LA-ICP-MS (Laser Ablation Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry) analyser ble utført ved Universitetet i Antwerpen med en NWR193 ArF excimer laser, kombinert med en Agilent 7700X og et Varian 820 ICP-MS system. ESEM-EDX ble utført med en Zeiss EVO 50 kombinert med et Inca EDX analytisk system (Oxford Instruments, Oxford, UK).

3 Resultater og diskusjon

Prosjektet ble delt inn i fem forskjellige arbeidspakker for å oppfylle prosjektmålene. Resultater og diskusjon nedenfor følger denne inndelingen i arbeidspakker.

3.1 Arbeidspakke 1: Kildekarakterisering

Her presenteres hovedfunnene fra prøvetaking før anleggsarbeidet begynte og prøvetaking under vei- og tunnelbygging. Fokus vil være påvirkning av anleggsarbeidet i omliggende akvatisk miljø. Resultatene fra analyser av vann, sedimenter, jord og planter utført før vei- og tunnelarbeid ble påbegynt, viser upåvirket tilstand eller tilstanden som forekom uten påvirkning av det kommende anleggsarbeidet.

3.1.1 *In situ* gamma dosemålinger

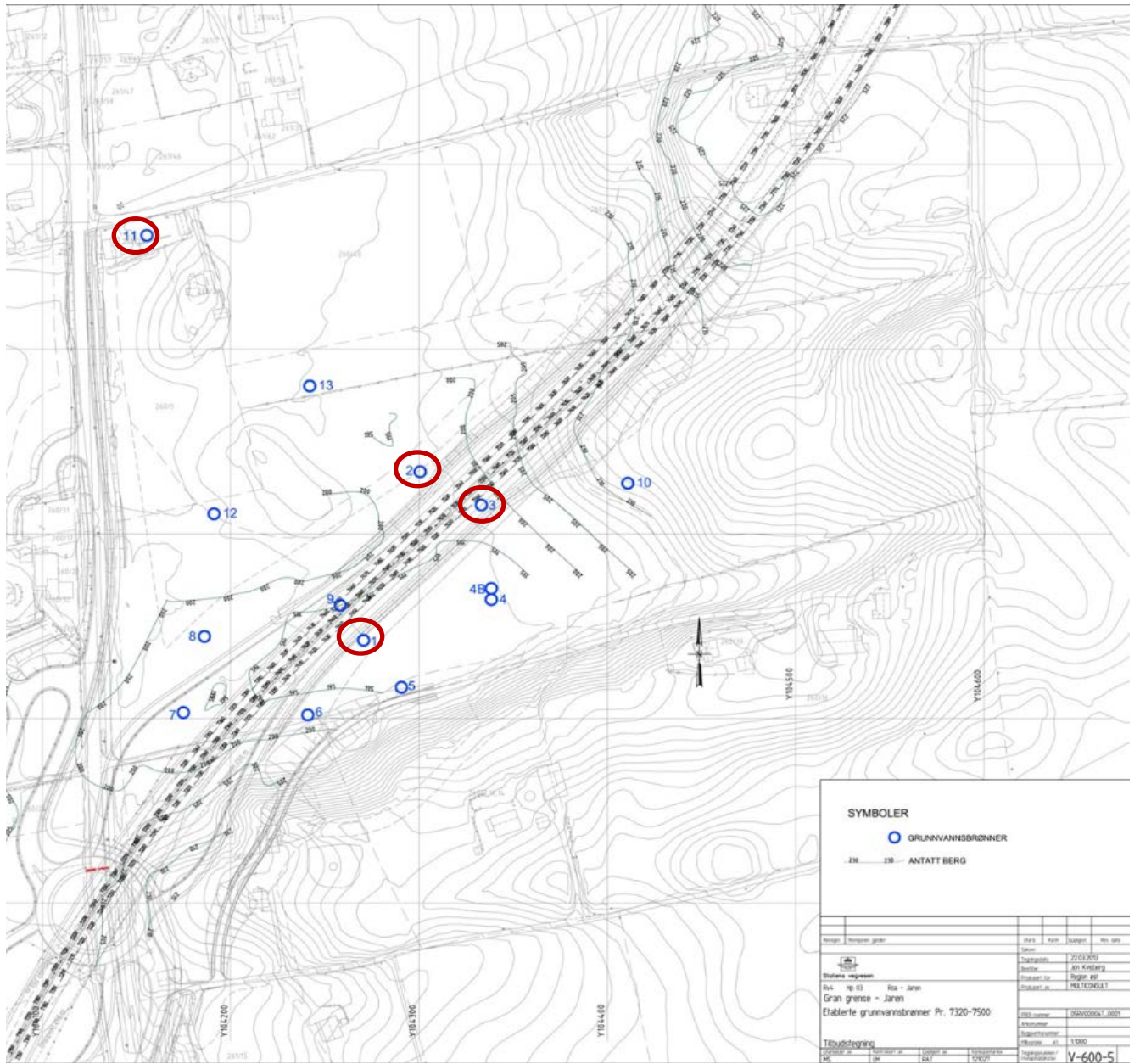
Det ble foretatt gamma dosemålinger både i 2013 og i 2015. Dosemålingene for 2013 varierte fra 0,01 til 0,19 $\mu\text{S/t}$ og for 2015 fra 0,01 til 0,35 $\mu\text{S/t}$. Dette er normal variasjon i bakgrunnsstråling for de fleste steder i Norge. Dette tilsier at doserater på Gran ikke var forhøyet selv om en her befinner seg i et typisk alunskiferområde. Det er heller ikke mulig å se noen økning i gamma doserater på grunn av anleggsarbeidet.

3.1.2 Konsentrasjoner av radionuklider og andre grunnstoff i grunnvann

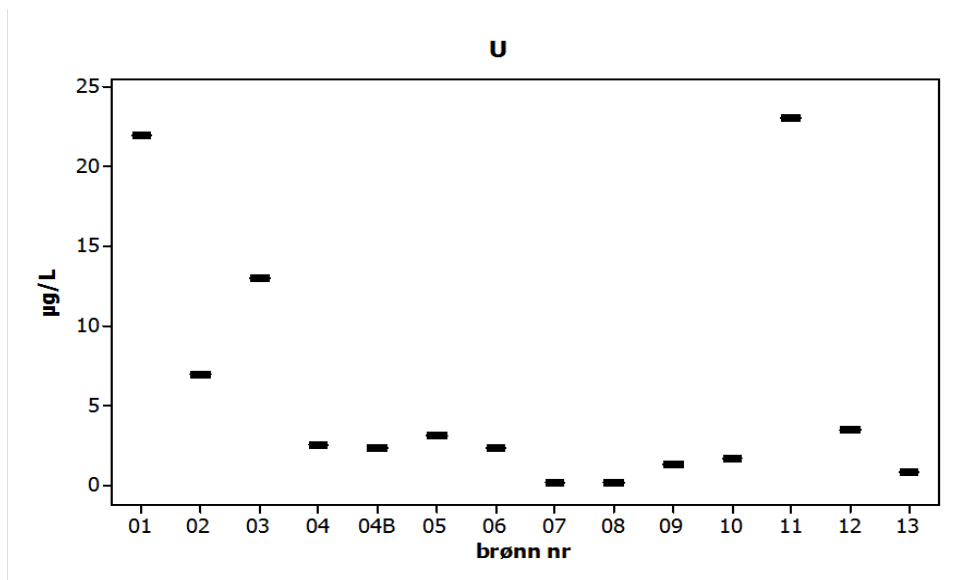
Det ble foretatt grunnvannsboringer ved 13 ulike lokaliteter ved Gran (Figur 6) før anleggsarbeidet ble utført. Prøvene ble analysert med hensyn på en rekke ulike variabler. Grunnvannet er karakterisert som svakt basisk, relativt ionerikt (0,1-96 mgSO₄/L, 6-21 mg Cl/L), moderate til lave konsentrasjoner av de fleste metaller (noe høyere nivåer av Fe og Mn), og varierende innhold av TOC (1-15 mg/L).

De høyeste konsentrasjonene av uran ble målt i brønn 1 (22 $\mu\text{g/L}$), 11 (23 $\mu\text{g/L}$), 3 (13 $\mu\text{g/L}$) og 2 (6,9 $\mu\text{g/L}$), mens i de andre brønnene var konsentrasjonen relativt lav (<3,5 $\mu\text{g/L}$). Grunnvannet i brønn 1, 2 og 3 representerer forekomsten under den planlagte veitraséen, og benyttes som bakgrunnsverdi for uberørt grunn. Grenseverdien for uran i drikkevann er av WHO satt opp fra 15 $\mu\text{g/L}$ til 30 $\mu\text{g/L}$ (WHO 2011), og dermed er alle de målte uranverdiene under den nye grensen for drikkevann. Dog, WHO's grenseverdi er satt for mennesker, og det er ikke gitt at andre organismer er tilstrekkelig beskyttet. Konsentrasjoner av andre grunnstoff (vedlegg 1) er alle forholdsvis lave.

Det vil være viktig å overvåke innholdet av radionuklider og metaller i borebrønner etter at vei- og tunnel arbeid er ferdig, for å ha kontroll med eventuell lekkasje til grunnvannet fra deponi.



Figur 6. Kart over borehull for vann, Gran, Hadeland. De røde sirkelene viser brønner med forhøyet urankonsentrasjoner.



Figur 7. Konsentrasjon av uran i grunnvann. Brønnnummer er gitt i Figur 6.

3.1.3 Totalkonsentrasjoner av radionuklider og andre grunnstoffer i overflatevann fra feltarbeid 2013

Resultatene fra feltarbeidene i 2013 anses å være bakgrunnsnivåer i området upåvirket av de nye vei- og tunnel-arbeidene som ble påbegynt sent 2013. Vannparametere og metallkonsentrasjoner er gitt i Tabell 3 og Tabell 4. Totalkonsentrasjonene av radionuklider (U, Th og Po-210) og andre grunnstoff varierte svært lite mellom de to prøvetakingstidspunktene (juni og september) noe som viser relativ liten sesongvariasjon. Der hvor det er forskjeller er konsentrasjonen høyest i juni, noe som trolig skyldes høy vannføring og dermed større partikkeltransport i elvene.

pH målt i området varierer fra 7,53 til 8,75, noe som er mye høyere enn man ellers observerer i norske vassdrag. Også konsentrasjonene av Ca er høyere enn hva man ser ellers i Norge, og dette skyldes sannsynligvis høyt innhold av karbonater i grunnfjellet (blant annet i alunskiferen). Ca-konsentrasjonene varierte fra 52 til 95 mg/L og den høyeste verdien finner vi i bekken nord for Gran. Innholdet av totalt organisk karbon (TOC) varierer fra 2,5 til 8,7 mg/L, høyest i myr, og dette er relativt lavt sammenlignet med hva man ellers finner ellers i Norge.

Generelt er konsentrasjonene av de fleste grunnstoff høyere i overflatevannet enn i borevannet (grunnvannet). Unntaket er uran som har relativt lik konsentrasjon for begge prøvetyper, bortsett fra fire stasjoner (1,2,3,11) hvor konsentrasjonen er høyere i borevannet enn i overflatevannet.

Konsentrasjonene av U i overflatevannet varierte fra 0,9 til 7 µg/L, og den høyeste verdien finner vi i bekken nord for Gran (stasjon 7). Urankonsentrasjonene viser også en generell trend mot høyere verdier jo lenger nedstrøms, mot nord, vannprøvene er tatt i Vigga og i bekker. Dette kan tyde på at vannene renner igjennom mer alunskiferholdige områder jo lengre nord i området de befinner seg. Det er også sannsynlig at bekken nord for Gran (stasjon 7) er påvirket av svak avrenning fra veiskjæringer fra den gamle riksveien hvor alunskifer var åpent eksponert for vær og vind. Konsentrasjoner av U i Jarenvannet (stasjon 8) var lave, så her er konsentrasjonen av uran

enten blitt fortynnet eller avsatt i sedimenter. Konsentrasjonene av Po-210 var svært lave i alle vann (< LOD til 0,0076 Bq/L).

Konsentrasjoner av jern (Fe) varierte fra 150 til 850 µg/L i bekkene og Vigga, mens Jarenvannet (Stasjon 8) hadde 5 ganger lavere verdi. For Cu, As og Zn var konsentrasjoner i elven Vigga og bekkene lave og varierte fra henholdsvis 0,38 – 3,4 µg/L, 0,3 – 1 µg/L og 1,0 – 4,2 µg/L. Dette tilsier tilstandsklasse I, bakgrunn (Zn), og II, god (Cu, As og Zn), i henhold til «Utkast til Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota» fra Klima- og Forurensningsdirektoratet (KLIF 2012). Cd-konsentrasjonene tilsier tilstandsklasse I og II, og for Pb falt alle konsentrasjonene i tilstandsklasse II.

Konsentrasjonene av Ni varierte mellom stasjonene fra 0,9 til 3,2 µg/L. Dette tilsier at Ni ligger i tilstandsklasse III, moderat, for de fleste stasjonene som er prøvetatt i 2013, bortsett fra stasjon 1, 3 og 7 i september som ligger i tilstandsklasse II, god.

Tabell 3. Vannparametere målt under feltarbeid 2013

	pH	Ledningsevne (µS/cm)	T °C	TOC mg/L	Klorid mg/L	Nitrat-N mg N/L	Sulfat mg/L
Jun-13							
St. 1	8.75	444	20.5	8.71	2.97	<0,006	154
St. 2	8.08	292	15.4	3.67	7.48	2.07	24.6
St. 3	8.27	311	15.8	2.64	n.m.	n.m.	n.m.
St. 4	8.15	323	15	2.51	4.82	3.43	25.1
St. 6a	7.85	308	15.5	3.55	8	2.32	25.3
St. 6b	7.86	329	11.7	3.33	8.02	2.49	27.00
St. 7	7.96	370	10.4	3.91	5.87	2.36	25.90
St. 8	8.28	332	15.8	3.42	8.51	2.72	27.50
Sep-13							
St. 1	7.53	462	10.9	5.95	11.2	0.5	32
St. 2	8.15	353	10.9	4.74	7.9	1.6	36
St. 3	8.28	304	9.7	3.54	5.4	2.1	22
St. 4	n.m.	n.m.	n.m.	3.52	4.7	2.3	28
St. 6b	8.00	410	9.9	4.68	8.0	1.7	36
St. 7	n.m.	n.m.	n.m.	3.72	10.6	2.2	41
St. 8	n.m.	n.m.	n.m.	4.94	7.9	1.7	36

Tabell 4. Konsentrasjoner (µg/L) av radionuklider og andre grunnstoffer i vann fra de forskjellige prøvetakingsstasjonene i 2013 (n=3). Fargekoding for Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb er iht. tilstandsklasser i KLIF (2012): Blå = I, bakgrunn; grønn = II, god; gul = III, moderat; oransje = IV, dårlig; Rød = V, svært dårlig. U-konsentrasjoner er markert i rødt dersom de overskrider WHO's grense for drikkevann (30 µg/L).

	Al µg/L	Ca mg/L	V µg/L	Mn µg/L	Fe mg/L	Co µg/L	Ni µg/L	Cu µg/L	Zn µg/L	As µg/L	Mo µg/L	Cd µg/L	Pb µg/L	Po-210 Bq/L	Th µg/L	U µg/L
Jun-13																
St. 1	<360	86 ± 1	0.82 ± 0.1	14 ± 4	0.15 ± 0.06	0.17 ± 0.04	2.5 ± 0.1	3.4 ± 0.1	<3.9	0.94 ± 0.04	12 ± 0.2	<LD	<LD	0.0076	<0.17	6.1 ± 0.04
St. 2	<360	54 ± 1	0.36 ± 0.03	28 ± 1	0.25 ± 0.02	0.21 ± 0.02	2.9 ± 0.08	0.92 ± 0.04	4.1 ± 0.2	0.31 ± 0.009	1.9 ± 0.05	<LD	<LD	0.0027	<LD	0.91 ± 0.01
St. 3	<360	61 ± 1	0.78 ± 0.1	26 ± 5	0.5 ± 0.1	0.34 ± 0.06	2.1 ± 0.2	1.4 ± 0.2	<3.9	0.31 ± 0.02	1.7 ± 0.04	<LD	<0.68	0.0015	<LD	0.97 ± 0.03
St. 4	<360	60 ± 1	0.62 ± 0.04	20 ± 0.4	0.21 ± 0.01	0.21 ± 0.007	2.6 ± 0.07	1.4 ± 0.5	<3.9	0.31 ± 0.02	1.3 ± 0.1	<LD	<LD	<LD	<LD	2.3 ± 0.08
St. 6a	<360	55 ± 1	0.43 ± 0.05	26 ± 3	0.25 ± 0.02	0.21 ± 0.03	2.7 ± 0.1	1 ± 0.05	<3.9	0.33 ± 0.002	1.9 ± 0.03	<0.078	<LD	0.0007	<LD	0.99 ± 0.04
St. 6b	<LD	58 ± 0.8	0.28 ± 0.002	26 ± 0.6	0.18 ± 0.002	0.15 ± 0.008	2.4 ± 0.06	0.84 ± 0.01	<3.9	0.28 ± 0.01	2 ± 0.03	<LD	<LD	0.0038	<LD	1.4 ± 0.08
St. 7	420 ± 8	69 ± 1	1.8 ± 0.03	52 ± 1	0.85 ± 0.02	0.4 ± 0.02	2.2 ± 0.08	2.1 ± 0.07	<3.9	0.77 ± 0.01	4 ± 0.1	<0.078	<0.68	0.0049	<0.17	4 ± 0.1
St. 8	<LD	59 ± 0.2	0.15 ± 0.003	15 ± 0.4	0.052 ± 0.001	0.11 ± 0.006	2.8 ± 0.06	0.8 ± 0.06	<3.9	0.27 ± 0.005	2 ± 0.05	<LD	<LD	0.0020	<LD	2.2 ± 0.07
Sep-13																
St. 1	13 ± 0.6	83 ± 2	0.73 ± 0.02	620 ± 10	0.45 ± 0.01	0.93 ± 0.02	0.88 ± 0.006	0.38 ± 0.01	1.2 ± 0.06	0.87 ± 0.006	1.6 ± 0.06	<0.014	0.14 ± 0.006	0.0065	<LD	1.7 ± 0.06
St. 2	69 ± 5	58 ± 1	0.21 ± 0.006	16 ± 0.6	0.16 ± 0.006	0.11 ± 0.006	2.6 ± 0.06	0.91 ± 0.01	2.4 ± 0.06	0.3 ± 0.01	2.1 ± 0	<0.014	0.09 ± 0.003	0.0008	<LD	1.1 ± 0
St. 3	120 ± 6	52 ± 0	0.37 ± 0.006	14 ± 0.6	0.21 ± 0.01	0.16 ± 0.01	1.4 ± 0	1 ± 0.06	0.97 ± 0.1	0.24 ± 0.006	1.8 ± 0	<0.014	0.14 ± 0.006	0.0016	<LD	0.98 ± 0.006
St. 4	190 ± 0	57 ± 0.6	0.62 ± 0.02	23 ± 1	0.35 ± 0.01	0.26 ± 0.01	3.2 ± 0.06	2.2 ± 0.2	4 ± 0.1	0.36 ± 0.006	1.5 ± 0.06	0.017 ± 0.002	0.27 ± 0.02	0.0018	<LD	2.7 ± 0
St. 6b	170 ± 6	58 ± 0.6	0.43 ± 0.02	30 ± 1	0.38 ± 0.01	0.24 ± 0.006	3.1 ± 0.1	1.2 ± 0.06	4.2 ± 2	0.36 ± 0.01	2.2 ± 0	0.019 ± 0.002	0.23 ± 0.006	0.0012	<LD	1.4 ± 0
St. 7	210 ± 70	95 ± 1	0.85 ± 0.3	54 ± 20	0.55 ± 0.2	0.29 ± 0.09	1.7 ± 0.3	1.8 ± 0.3	2.4 ± 0.6	0.68 ± 0.1	5.7 ± 0.06	0.04 ± 0.01	0.39 ± 0.1	0.0029	<LD	7 ± 0.06
St. 8	45 ± 3	59 ± 0	0.18 ± 0	10 ± 0.7	0.11 ± 0	0.081 ± 0.002	2.3 ± 0.06	0.94 ± 0.02	1.6 ± 0.06	0.29 ± 0.006	2.2 ± 0.06	<0.014	0.069 ± 0.003	n.m.	<LD	1.4 ± 0

Resultatene viser at det er konsentrasjonsvariasjoner innenfor de forskjellige bekkene og også forskjellig oppstrøms og nedstrøms Vigga, uavhengig prøvetaking i juni eller september. Sammenlignet med hva som ble funnet i 2011 og 2012 (Vegvesenet 2012) er disse verdiene noe lavere. Dette tilsier at det kan være stor naturlig variasjon i konsentrasjonene av metaller i vannene. Uansett hva dette skyldes, så danner dette datagrunnlaget en god bakgrunnsbeskrivelse av tilstanden til vannet i området før vei- og tunnelarbeid ble påbegynt.

3.1.4 Totalkonsentrasjoner av radionuklider og andre grunnstoffer i overflatevann fra feltarbeid 2015

Konsentrasjonene av radionuklider (U, Th og Po-210) og andre grunnstoffer varierte lite også i 2015 mellom de to prøvetakingstidspunktene (juni og oktober). De konsentrasjonsvariasjoner som observeres ligger innenfor usikkerhet for sesongvariasjon (Tabell 5 og Tabell 6). Unntaket er Al som er en faktor 10 høyere i juni i forhold til i september. Dette skyldes nok flere årsaker; flom og mye vannføring på våren, observerte partikkelutslippsepisoder og tilføring fra deponi (se nedenfor). Al viser seg å være bundet til partiklene i vann prøvetatt under partikkelepisoder, noe fraksjoneringen av vannene påviste (se nedenfor) og den høyere vannføringen i juni sammenlignet med i september kan ha drevet med seg en større partikulær fraksjon som inneholder Al.

Tabell 5. Vannparametere målt under feltarbeid 2015.

	pH	Ledningsevne ($\mu\text{S/cm}$)	T °C	TOC mg/L	Klorid mg/L	Nitrat-N mg N/L	Sulfat mg/L
Jun-15							
St. 2	7.97	311	8	3.2	7.0	2.7	23
St. 3	8.7	258	7.4	3.1	5.2	4.0	19
St. 4	7.95	274	8.6	2.2	4.6	3.2	20
St. 6b	8.15	325	9.2	3.4	7.3	3.0	26
St. 7	7.88	452	6.6	3.5	8.7	2.4	57
St. 9	8.13	711	6.9	4.1	16	7.9	120
St. 10	8.11	258	7	3.7	4.4	1.5	18
Sep-15							
St. 2	7.89	378	7.3	3.3	9.1	3.1	31
St. 3	8.47	405	7.3	2.5	7.4	5.1	26
St. 4	8.09	385	7.9	2.0	5.7	3.9	27
St. 6b	7.85	429	7	3.1	9.7	3.6	40
St. 7	7.88	620	7.1	4.2	12	2.9	83
St. 9	7.98	787	8.5	3.3	17	7.7	130
St. 10	8.07	347	6.5	2.3	6.1	1.5	29

Tabell 6. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/L}$) av radionuklider og andre grunnstoff i vann fra prøvetaking 2015 fra de forskjellige stasjonene ($n=3$ i juni og $n=1$ i september). Fargekoding for Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb er iht. tilstandsklasser i KLIF (2012), mens U-konsentrasjoner er markert i rødt dersom de overskrider WHO's grense for drikkevann ($30 \mu\text{g/L}$).

	Al $\mu\text{g/L}$	Ca mg/L	V $\mu\text{g/L}$	Mn $\mu\text{g/L}$	Fe mg/L	Co $\mu\text{g/L}$	Ni $\mu\text{g/L}$	Cu $\mu\text{g/L}$	Zn $\mu\text{g/L}$	As $\mu\text{g/L}$	Mo $\mu\text{g/L}$	Cd $\mu\text{g/L}$	Pb $\mu\text{g/L}$	Po-210 Bq/L	Th $\mu\text{g/L}$	U $\mu\text{g/L}$
Jun-15																
St. 2	420 \pm 50	50 \pm 0.9	1.2 \pm 0.1	82 \pm 9	0.98 \pm 0.1	0.79 \pm 0.1	3.9 \pm 0.4	1.8 \pm 0.2	9.6 \pm 1	0.48 \pm 0.1	1.2 \pm 0.01	0.048 \pm 0.005	1.6 \pm 0.1	0.0022	0.046 \pm 0.003	0.75 \pm 0.01
St. 3	580 \pm 400	49 \pm 0.2	1.4 \pm 1	99 \pm 70	1.0 \pm 0.7	0.98 \pm 0.7	3.9 \pm 2	5 \pm 1	17 \pm 6	0.47 \pm 0.3	1.5 \pm 0.01	0.028 \pm 0.01	1.2 \pm 0.8	0.0066	0.026 \pm 0.01	0.75 \pm 0.06
St. 4	410 \pm 200	46 \pm 1	1.1 \pm 0.4	45 \pm 20	0.52 \pm 0.2	0.49 \pm 0.2	2.8 \pm 0.4	1.6 \pm 0.3	13 \pm 4	0.35 \pm 0.1	1 \pm 0.04	0.027 \pm 0.006	0.53 \pm 0.2	0.0004	0.016 \pm 0.005	1.4 \pm 0.01
St. 6b	96 \pm 20	51 \pm 1	0.32 \pm 0.06	30 \pm 10	0.20 \pm 0.05	0.23 \pm 0.08	3.1 \pm 0.3	0.99 \pm 0.01	11 \pm 1	0.29 \pm 0.02	5.8 \pm 0.06	0.025 \pm 0.005	0.22 \pm 0.02	0.0011	0.013 \pm 0.005	1.6 \pm 0.03
St. 7	270 \pm 40	71 \pm 1	1.1 \pm 0.2	1900 \pm 400	1.3 \pm 0.2	1.7 \pm 0.2	15 \pm 3	3.5 \pm 1	23 \pm 3	0.98 \pm 0.04	5.4 \pm 0.3	0.13 \pm 0.009	0.67 \pm 0.1	0.0033	0.028 \pm 0.002	8.6 \pm 0.2
St. 9	21 \pm 0.7	110 \pm 2	0.22 \pm 0.02	110 \pm 1	0.56 \pm 0.02	3.1 \pm 0.03	59 \pm 0.5	1.1 \pm 0.06	32 \pm 1	0.35 \pm 0.07	33 \pm 0.2	0.31 \pm 0.004	0.085 \pm 0.008	0.0024	0.0083 \pm 0.001	83 \pm 1
St. 10	99 \pm 30	41 \pm 0.7	0.32 \pm 0.08	19 \pm 2	0.18 \pm 0.05	0.19 \pm 0.05	5.6 \pm 3	5.3 \pm 4	38 \pm 10	0.28 \pm 0.02	1.4 \pm 0.08	0.049 \pm 0.02	2.6 \pm 2	0.0033	0.019 \pm 0.006	0.61 \pm 0.03
Sep-15																
St. 2	36	64	0.15	21	0.10	0.13	2.6	0.88	3.7	0.22	2.1	0.01	0.053	-0.0001	<0.016	1.1
St. 3	56	73	0.22	14	0.10	0.12	1.2	0.92	4.1	0.22	1.3	0.009	0.097	0.0002	<0.016	1.1
St. 4	41	65	0.25	16	0.078	0.12	1.4	0.88	2.2	0.21	1.5	0.012	0.053	0.0004	0.037	2.3
St. 6b	30	70	0.15	26	0.12	0.1	2.8	0.75	2.7	0.25	5.8	0.013	0.055	0.0006	<0.016	2.7
St. 7	41	110	0.29	730	0.70	0.76	5.1	1.2	3.4	0.67	6.4	0.039	0.1	0.0004	<0.016	8.5
St. 9	19	130	0.21	110	1.1	3.3	57	0.99	35	0.53	28	0.43	0.059	0.0031	0.036	92
St. 10	17	60	0.11	28	0.12	0.15	2.2	0.65	6.7	0.2	3.1	0.022	0.035	n.m.	<0.016	1

Som nevnt tidligere ble to nye prøvetakingsstasjoner; Horgenbekken (stasjon 9) og en ny referanse mye lengre sør i Vigga (stasjon 10), inkludert i programmet i 2015. Horgenbekken ble inkludert pga. tidligere observasjoner av høyt uraninnhold og stasjonen sør i Vigga ble inkludert da det ble observert at den tidligere referansestasjon (stasjon 2) kunne være påvirket av anleggsarbeidet. I tillegg ble det gjennomført et eget feltarbeid på deponiområdet for å samle inn vannprøver før deponiet var fylt opp og tettet. Dermed diskuteres vannet fra deponiet (stasjon 1) for seg nedenfor.

I 2015 var pH fortsatt høy og varierte fra 7,9 til 8,7, noe som er høyt sammenlignet med det som er vanlig i Norge. Dette pH-området er gunstig for å redusere mulig opptak av radionuklider og andre grunnstoffer til planter og andre organismer. TOC- og Ca-konsentrasjonene lå uendret på samme nivå som i 2013.

For 2015 feltarbeidene varierte konsentrasjonene av U fra 1 til 92 µg/L og den høyeste verdien finner vi i ikke uventet i Horgenbekken (stasjon 9). Dermed kommer alle målte uranverdiene i Horgenbekken over WHO's grense for drikkevann på 30 µg/L (WHO 2011).

Uranksentrasjonen i bekken nord for Gran (stasjon 7) var forholdsvis uendret i forhold til 2013 (8,6 µg/L) og dette gjelder også U i prøvene fra de andre prøvetakingsstedene. Uranksentrasjonene viste også den samme generelle trenden med høyere verdier jo lenger nedstrøms, mot nord, vannprøvene ble tatt (hvis man ser bort fra Horgenbekken), som observert i 2013. U-konsentrasjoner var under WHO's grenseverdi for drikkevann for alle stasjoner bortsett fra Horgenbekken. Konsentrasjonene av ²¹⁰Po var også i 2015 svært lave.

Konsentrasjoner av jern (Fe) varierte fra 100 til 1300 µg/L i bekkene og Vigga. I juni var Fe konsentrasjonene høyest for bekken nord for Gran (Stasjon 7, 1300 µg/L), mens i september var konsentrasjonen høyest i Horgenbekken (Stasjon 9, 1100 µg/L). Cu og As varierte fra henholdsvis 0,7 – 5 µg/L og 0,2 – 1 µg/L, alle konsentrasjoner i tilstandsklasse II, god. For Zn falt de fleste konsentrasjonene i juni i tilstandsklasse IV, dårlig, mens i september var kun Horgenbekken (Stasjon 9) i tilstandsklasse IV og de andre stasjonene i tilstandsklasse II. Den høyeste målte Zn-konsentrasjonen (38 µg/L) var på kontrollstasjonen (Stasjon 10) i juni, mens Horgenbekken (Stasjon 9) var omtrent like høy på begge feltarbeid (32 og 35 mg/L). Zn-konsentrasjoner ved de fleste stasjoner var høyere i 2015 enn i 2013.

Cd-konsentrasjonene var også i 2015 lave og tilsier hovedsakelig tilstandsklasse I og II. Unntaket er Horgenbekken (stasjon 9) som viste Cd konsentrasjoner for juni på 0,31 µg/L og 0,43 µg/L i september, og dermed faller i tilstandsklasse III, moderat.

Konsentrasjonene av Ni varierte fra 1,2 til 59 µg/L, igjen med den høyeste verdien i Horgenbekken. Bekken nord for Gran (stasjon 7) viste høyere konsentrasjoner for Ni enn hva som ble målt i 2013, med høyeste verdi på 15 µg/L. Ni lå i tilstandsklasse III, moderat, for de fleste stasjonene som ble prøvetatt i 2015, bortsett fra Horgenbekken (Stasjon 9) som lå i tilstandsklasse IV, dårlig.

Det ble i september 2015 observert store mengder partikler i Vigga og dette kunne påvirke metallkonsentrasjonene mer enn sesongvariasjoner. Det ble foretatt analyser av vannet under to partikkelepisoder. Det ble funnet noe høyere konsentrasjoner av Al, V, Mn, Fe, Ni, Zn, Pb og Th bundet til partikler under disse episodene, og ved en anledning kom Zn opp i tilstandsklasse IV og Pb i tilstandsklasse III.

3.1.5 Fraksjonering av radionuklider og grunnstoffer i overflatevann Rv4 Gran

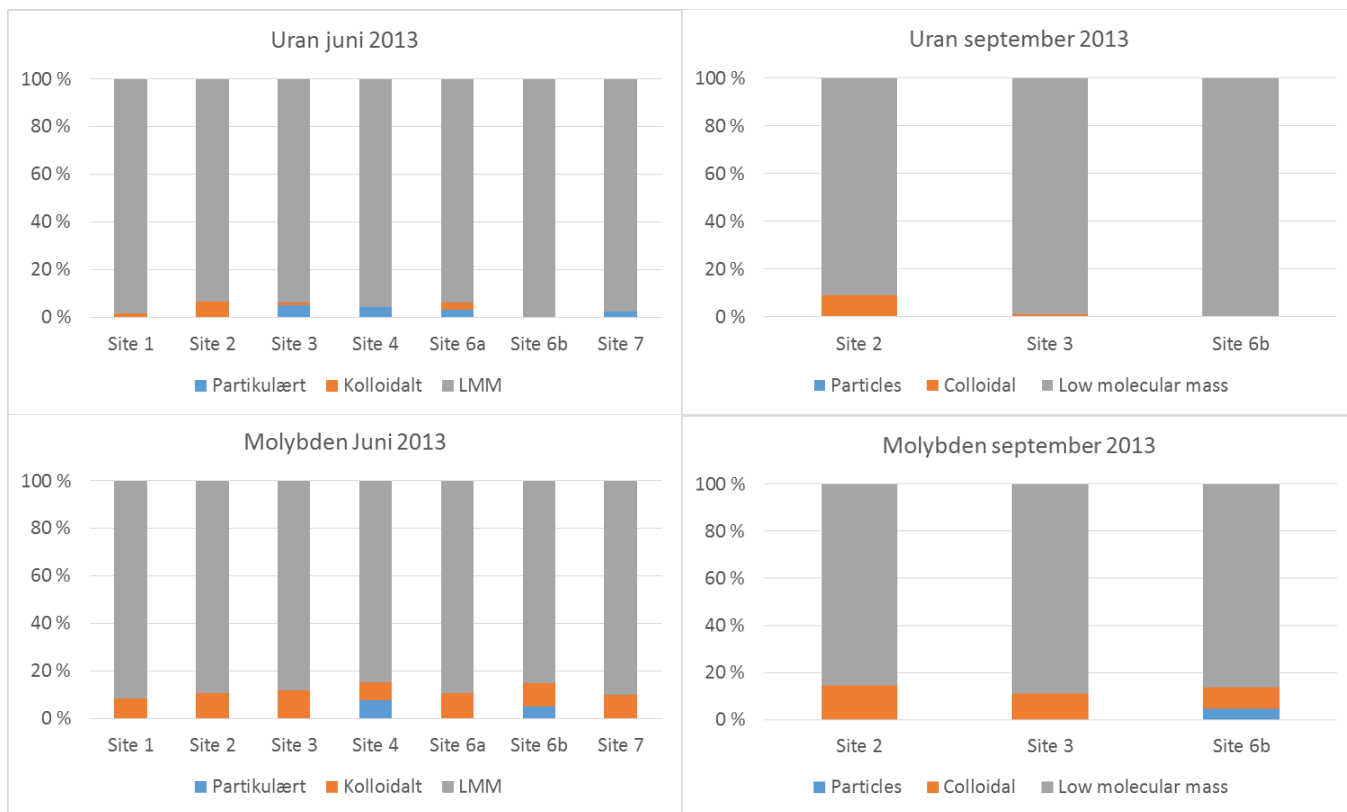
Radionuklider og metaller kan være til stede i forskjellige fysisk-kjemiske tilstandsformer i miljøet som strekker seg fra lav molekylmasse (LMM) spesier, slik som ioner, molekyler, komplekser, til høy molekylvekt (HMM) spesier som kolloider, pseudo- kolloider eller partikler og fragmenter som varierer i størrelse, form, struktur, morfologi, tetthet, osv.(Salbu 2000). Jord og sedimenter fungerer som deponi for partikler, mens LMM spesier er mobile. Videre kan LMM spesier lett trenge gjennom biologiske membraner (aktivt opptak), og antas å være mer potensielt biotilgjengelige enn HMM spesier som kolloider og partikler.

3.1.5.1 Fraksjonering av radionuklider og andre grunnstoffer i overflatevann 2013

Figur 8 presenterer prosentvis fordeling i de forskjellige fraksjonene for U og Mo i vann fra de forskjellige prøvetakingsstasjonene i 2013. Både U og Mo viser størst andel i den lavmolekylære massefraksjonen (90% eller mer) og kan dermed tilses å være høyst mobile og potensielt biotilgjengelige. Disse viser også liten sesongvariasjon.

For de andre grunnstoffene er det større forskjeller mellom feltarbeidene, noe som tilser noe variasjon med sesong, vær, osv. Grunnstoff som ble funnet å være svært mobile og potensielt biotilgjengelige våren 2013, dvs. høyest andel i LMM fraksjonen (60 % eller mer) er S, Ca, Cu, Zn og As. Disse vil derfor alle på det gitte tidspunktet, være mobile i det akvatiske miljøet på Gran og kunne lett tas opp i akvatiske organismer som bunndyr og fisk. Jern, V og Mn var for det meste tilstede som partikler ($> 0,45 \mu\text{m}$) i vannene på dette tidspunktet. Kobolt var fordelt mellom partikulær og kolloidal fraksjon.

Sammenligner vi disse mot data fra feltarbeidet i september 2013 viser det seg at Al foreligger for det meste som partikulært ($> 60\%$) sammen med V, Mn, og Fe, men samtlige av disse fordeler seg mer mellom partikulær og kolloidal fraksjon enn hva som ble sett på våren 2013. De grunnstoffene som viste seg å være hovedsakelig i LMM fraksjonen på sommeren viser en noe lavere andel her i september med en noe høyere andel i den kolloidale fraksjonen, men disse er fortsatt høyst mobile og potensielt biotilgjengelige.



Figur 8. Størrelsesfraksjonering (%) av U og Mo i vann prøvetatt juni og september 2013 (n=3).

3.1.5.2 Fraksjonering av radionuklider og andre grunnstoffer i overflatevann 2015

Figur 9 presenterer prosentvis fordeling av U, Mo og Cd i de forskjellige størrelsesfraksjonene i vann fra de forskjellige stasjonene ved prøvetaking i 2015. Uran og Mo foreligger hovedsakelig som LMM fraksjon (rundt 90 %) også i 2015 prøvene, med små variasjoner mellom stasjoner og også tidspunkt. Cd varierer mellom de forskjellige fraksjonene mellom stasjoner og prøvetakingstidspunkt, hovedsakelig enten som LMM eller partikulær fraksjon. Andre grunnstoff viser større variasjon i tilstandsform mellom stasjoner og sesong i 2015. I 2015 er det en større kolloidal transport og også mer partikler av alle grunnstoff bortsett fra U og Mo.

I 2013 forelå LMM fraksjonen av U, Al, Mo og S hovedsakelig som anioner. Disse forelå også som anioner i 2015, og i tillegg hadde også As, Cu og Ni en noe større andel som anioner, men variasjonene er store.



Figur 9. Størrelsesfraksjonering (%) av U, Cd og Mo i vann prøvetatt juni og september 2015 (n=3).

3.1.6 Vannprøver fra deponiet 2015 (stasjon1), konsentrasjoner og fraksjonering

I 2015 ble det tatt prøver av vannet i deponiet rett før deponiet ble helt tettet igjen av alunskifermasser. Det ble tatt vannprøve fra selve deponiet før avrenning til renseanlegget og deretter vannprøve etter sorpsjon og sedimentasjon i renseanlegget. Renseanlegget var satt opp for å redusere avrenning av uran og andre metaller fra deponiet og ned i Vigga. Renseanlegget var ett standard sedimenteringsanlegg tilpasset vannføringen fra deponiet.

I deponivannet var det høye konsentrasjoner av uran og en rekke grunnstoffer, noe som var ventet da dette vannet var i direkte kontakt med store mengder alunskifermasser. Som eksempel kan nevnes U med konsentrasjoner på 77-140 µg/L. Det er absolutt de høyeste konsentrasjonene av uran som er observert under våre feltarbeid. Konsentrasjoner av Po-210 er også høyest i deponivannet (0,013 Bq/L).

Det som var overraskende var at konsentrasjonene var like høye for flere grunnstoff i vannet etter renseanlegget sammenlignet med før. Spesielt viktig er det at konsentrasjonene av uran ikke ble redusert da det ble påvist høye konsentrasjoner. Dette tyder på at disse stoffene er løst i vannet fra deponiet og dermed ikke blir underlagt sorpsjonsprosesser og feller ut ved sedimentering. Resultater er gitt i Tabell 7 og Tabell 8. De grunnstoffene som ikke viste noen særlig nedgang over sedimenteringsanlegget var U, Th Mo, As, Ca, V, S. I tillegg var klorid, nitrat, sulfat og totalt organisk karbon, rimelig uberørt av renseanlegget. Det burde vært satt fokus på ett renseanlegg som fanger opp uran da det er meget høye konsentrasjoner av uran i vannet fra deponiområdet. Som vist i kapittel tiltak nedenfor, kunne det med fordel vært benyttet en sorbent god for uransorpsjon før sedimentering i renseanlegget.

Tabell 7. Vannparametere målt i vann før (1 A) og etter (1 B) renseanlegget på Gran.

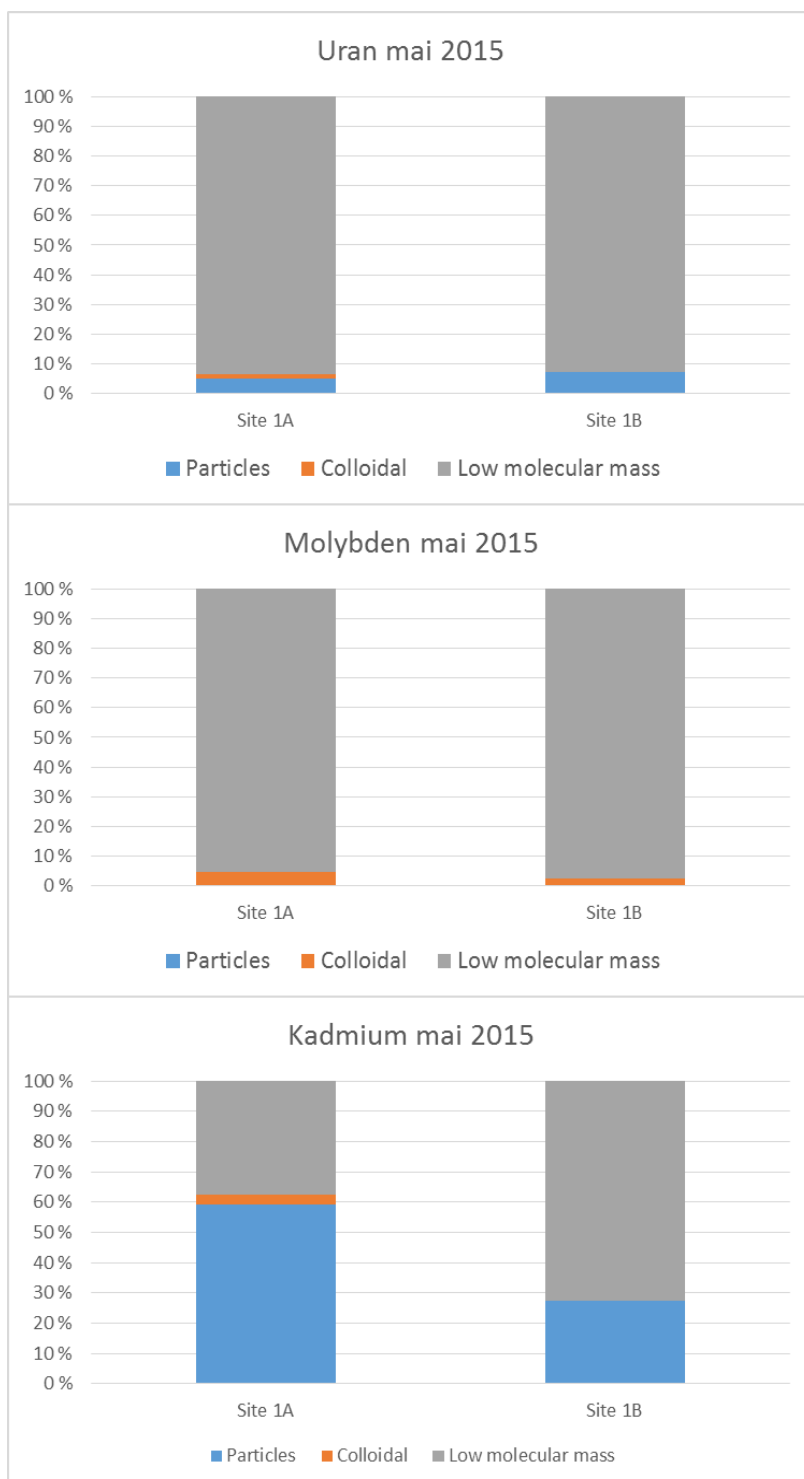
Mai-15	pH	Ledningsevne (µS/cm)	T °C	TOC mg/L	Klorid mg/L	Nitrat-N mg N/L	Sulfat mg/L
St. 1 A	7.65	1236	n.m.	1.5	23	42.0	340
St. 1 B	7.81	1165	n.m.	1.2	25	32.0	330

De grunnstoffene som viste god nedgang og hvor renseanlegget virket som ønsket var for Al (fra 1400 til 210 µg/L), Fe (fra 3200 til 480 µg/L) Mn (130 til 57 µg/L) og Co (fra 2 til 0,5 µg/L), Ni (fra 14 til 3,6 µg/L), Cu (fra 2 til 0,2 µg/L), Zn (fra 21 til 10 µg/L), Cd (fra 0,32 til 0,12 µg/L), Pb (2,3 til 0,57 µg/L) og ²¹⁰Po (fra 0,0131 til 0,0002 Bq/L). Dette tilsier en reduksjon på opp til en faktor 10 på de grunnstoff hvor renseanlegget fungerte. Dette reduserte Zn fra tilstandsklasse IV, dårlig, til II, god. Pb og Cd ble redusert fra tilstandsklasse III til tilstandsklasse II, god.

Fraksjoneringen av disse vannene viser at U, Mo, S og Ca foreligger som lav molekylmasse (Figur 10), mens Al og Fe i hovedsak er partikulært. De andre grunnstoffene viser en nedgang i partikulær fraksjon over renseanlegget, noe som er ventet da de er sedimentert ut (se Cd som eksempel i Figur 10).

Tabell 8. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/L}$) i vann fra deponi (1 A) og fra etter renseanlegget (1 B). Fargekoding for Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb er iht. tilstandsklasser i KLIF (2012), mens U-konsentrasjoner er markert i rødt dersom de overskrider WHO's grense for drikkevann.

Mai-15	Al	Ca	V	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Pb	Po-210	Th	U
	$\mu\text{g/L}$	mg/L	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	mg/L	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	Bq/L	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$
St. 1 A	1400 ± 300	120 ± 0.5	9.8 ± 2	130 ± 7	3.2 ± 1	2 ± 0.4	14 ± 3	5.7 ± 2	21 ± 4	6.9 ± 1	850 ± 5	0.32 ± 0.04	2.3 ± 0.7	0.0131	0.12 ± 0.03	77 ± 2
St. 1 B	210 ± 80	100 ± 2	7.4 ± 0.4	57 ± 7	0.48 ± 0.2	0.54 ± 0.1	3.6 ± 0.4	1.4 ± 0.2	10 ± 1	5.8 ± 0.1	770 ± 4	0.12 ± 0.008	0.57 ± 0.09	0.0002	0.1 ± 0.02	140 ± 8



Figur 10. Størrelsesfraksjonering i % for U, Mo og Cd før (1A) og etter (1B) renseanlegget på Gran.

3.1.7 Konsentrasjoner av radionuklider og grunnstoffer i sedimenter

Konsentrasjonen av radionuklider og ulike grunnstoffer er bestemt i sedimentkjerner fra de forskjellige bekkene og Jarenvannet. Sediment-innhentingene foregikk på samme tid og på de samme steder som for prøvetaking og fraksjonering av vann. I tillegg ble det i 2014 hentet lange sedimentkjerner fra midt ute i Jarenvannets to bassenger. Konsentrasjonene er oppgitt per tørrvekt av sedimentene. Konsentrasjoner av uran og andre grunnstoff i overflatesedimenter (øverste 6 cm) fra elver og bekker, er gitt i vedlegg 2

3.1.7.1 Konsentrasjoner av radionuklider og andre grunnstoff i sediment i elver og bekker

Urakonsentrasjonene i sedimentene tatt i 2013 (gjennomsnitt av de øverste 6 cm) var lave og varierte fra 2,3 til 8,9 mg/kg. Høyeste verdi ble funnet i prøver fra øverst i Vigga før utløp Jarenvannet og i bekken nord for Gran, noe som også gjenspeilte de høye vannkonsentrasjonene i bekkene. Konsentrasjonene av uran i sedimenter fra de forskjellige steder fra feltarbeid i 2015 ligger innenfor verdiene funnet i 2013, og det er derfor ikke mulig å se noen påvirkning her fra tunnelarbeidet. Unntaket er konsentrasjoner av uran i Horgenbekken (stasjon 9, ikke prøvetatt i 2013) som varierte mellom 17 og 29 mg/kg. Uansett er alle konsentrasjoner under grensen satt for U i radioaktivt avfall (80 mg/kg).

I 2013 varierte konsentrasjonene for Cu i sedimentene fra de forskjellige prøvetakingsstedene fra 17 til 56 mg/kg. Den høyeste konsentrasjonen av kopper ble funnet i sedimentene i bekken nord for Gran. Det vil si at for Cu ligger dette i tilstandsklasse I eller II, bakgrunn til god. Det samme gjelder for sediment fra 2015 feltarbeidene, men stasjon 2 var kommet opp i tilstandsklasse II og stasjon 3 i tilstandsklasse III (moderat). Sammenligner vi med forurensningsforskriftens normverdier for forurenset grunn og sedimenter ved opprydning i forurenset grunn, ligger imidlertid konsentrasjonene lavere enn normverdien på 100 mg/kg.

Konsentrasjoner av sink (Zn) i sedimentene varierte en faktor 10, fra 41 til 400 mg/kg. Høyeste konsentrasjon fant vi i Horgenbekken september 2015, som faller i tilstandsklasse IV, dårlig. Sedimentene i Jarenvannet (Stasjon 8) faller i tilstandsklasse III, moderat, både før (juni 2015) og etter (september 2015) tunnelutbyggingen, og kontrollstasjonen (Stasjon 10) kommer i tilstandsklasse III ved begge feltarbeid i 2015. Stasjon 6 har konsentrasjoner som varierer fra 41 mg/kg (tilstandsklasse I, bakgrunn) til 140 mg/kg (tilstandsklasse III, moderat). Sammenligner vi med forurensningsforskriftens norm verdier for forurenset grunn og sedimenter ved opprydning i forurenset grunn, overstiger Horgenbekken (stasjon 9) konsentrasjonen på 200 mg/kg. Bekken nord for Gran (stasjon 7) har også Zn konsentrasjoner som overstiger denne norm verdien.

Kadmiumkonsentrasjonen i sedimentene varierte fra 0,23 til 0,91 mg/kg og det kan ikke observeres noen nevneverdige forskjeller fra 2013 til 2015 eller mellom sesongene. Unntaket er igjen bekken nord for Gran og Horgenbekken som i 2015 har Cd verdier fra 0,81 til 2,5 mg/kg. Cd konsentrasjonene tilsvarer tilstandsklasse I eller II og sedimentene kan derfor ikke sies å være forurenset, unntatt den siste målingen for Horgenbekken (Stasjon 9) som faller i tilstandsklasse III, moderat. Normverdien for Cd er på 1,5 mg/kg og denne verdien overskrides også for sedimentene i Horgenbekken.

Konsentrasjoner av bly (Pb) i sedimenter varierte fra 13 til 27 mg/kg, noe som tilsvarer tilstandsklasse I, bakgrunn, og II, god (for den høyeste prøven). Pb konsentrasjonene ligger under normverdien (60 mg/kg).

Konsentrasjonen av Ni i sedimenter varierte fra 50 til 210 mg/kg, med høyest verdi i Horgnebekken. Ni nivået tilsier tilstandsklasse III, moderat. Sammenligner vi derimot med norm verdien for Ni som er satt til 60 mg/kg, så ligger de fleste konsentrasjonene av Ni i sedimentene over denne.

Tabell 9. Innhold av organisk karbon, pH og partikkelstørrelsesfordeling i sedimenter fra feltarbeidet sommeren 2013.

Jun-13	Organisk C (%)	pH	Sand (%)	Silt (%)	Leire (%)
St. 2	2.6	6.8	80.1	12.0	7.9
St. 3	2.6	7.0	82.3	10.3	7.4
St. 4	1.7	7.1	81.8	13.0	5.3
St. 6A	2.8	7.1	81.9	10.5	7.6
St. 6B	3.7	6.8	69.6	20.9	9.5
St. 8	8.1	6.9	1.1	72.8	26.2

Tabell 10. Innhold av organisk karbon og pH i sedimenter fra feltarbeid i 2015.

Jun-15	Organisk C (%)	pH
St. 2	2.6	n.m.
St. 3	1.6	7.7
St. 4	1.1	7.7
St. 6B	1.9	7.5
St. 7	3.8	7.5
St. 9	7.9	7.3
St. 10	2.2	7.6
Sep-15		
St. 2	7.0	7.1
St. 3	4.0	7.3
St. 6B	5.5	n.m.
St. 7	1.7	7.7
St. 8	14	7.1
St. 9	3.4	7.7
St. 10	1.6	n.m.

Tabell 11. Konsentrasjoner av radionuklider og andre grunnstoff i sedimenter i fra feltarbeid 2013. Fargekoding for Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb er iht. tilstandsklasser i KLIF (2012), mens U-konsentrasjoner er markert i rødt dersom de overskrider grensen for radioaktivt avfall (80 mg U/kg).

	Al g/kg	S g/kg	Ca g/kg	Mn g/kg	Fe g/kg	Co mg/kg	Ni mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	As mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Th mg/kg	U mg/kg
Jun-13														
St. 2	42 ± 3	0.45 ± 0.2	6.8 ± 0.7	0.65 ± 0.1	35 ± 3	18 ± 3	89 ± 8	20 ± 2	130 ± 10	6.5 ± 1	0.3 ± 0.06	15 ± 3	6.3 ± 0.2	2.6 ± 0.3
St. 4	38 ± 2	0.53 ± 0.1	15 ± 2	0.66 ± 0.03	33 ± 2	14 ± 0.9	56 ± 5	31 ± 5	87 ± 7	5.8 ± 0.5	0.32 ± 0.03	13 ± 1	6.2 ± 0.1	3.2 ± 0.2
St. 6	38 ± 2	0.56 ± 0.1	8.8 ± 0.9	0.72 ± 0.07	32 ± 1	16 ± 0.8	74 ± 3	25 ± 2	130 ± 10	6.8 ± 0.7	0.38 ± 0.04	15 ± 1	5.4 ± 0.08	2.9 ± 0.2
St. 6a	38 ± 3	0.41 ± 0.09	8.3 ± 0.5	0.81 ± 0.2	32 ± 3	16 ± 2	77 ± 7	21 ± 2	120 ± 10	5.8 ± 0.6	0.3 ± 0.04	14 ± 1	5.2 ± 0.5	2.5 ± 0.2
St. 8	42 ± 4	2.7 ± 0.6	12 ± 1	0.99 ± 0.1	43 ± 4	24 ± 3	120 ± 20	56 ± 7	250 ± 30	12 ± 1	1 ± 0.1	27 ± 6	7.6 ± 0.8	5.2 ± 0.4
Sep-13														
St. 2	40 ± 4	0.38 ± 0.07	6.5 ± 2	0.68 ± 0.08	34 ± 4	18 ± 2	91 ± 20	17 ± 2	120 ± 20	5.9 ± 1	0.28 ± 0.02	13 ± 3	6.1 ± 0.9	2.3 ± 0.1
St. 6	37 ± 3	5.2 ± 4	14 ± 5	0.55 ± 0.3	31 ± 8	20 ± 0.6	100 ± 10	40 ± 10	110 ± 6	7.6 ± 2	0.85 ± 0.4	15 ± 2	6.8 ± 0.4	8.9 ± 5

Tabell 12. Konsentrasjoner av radionuklider og andre grunnstoff i sedimenter i fra feltarbeid 2015. Fargekoding for Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb er iht. tilstandsklasser i KLIF (2012), mens U-konsentrasjoner er markert i rødt dersom de overskrider grensen for radioaktivt avfall (80 mg U/kg).

	Al g/kg	S g/kg	Ca g/kg	V mg/kg	Mn g/kg	Fe g/kg	Co mg/kg	Ni mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	As mg/kg	Mo mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Th mg/kg	U mg/kg
Jun-15																
St. 2	50 ± 0.6	1.2 ± 0.7	6.7 ± 0.6	130 ± 0	0.61 ± 0.2	39 ± 2	22 ± 1	99 ± 1	23 ± 3	130 ± 10	6.4 ± 0.5	0.78 ± 0.1	0.3 ± 0.04	13 ± 0.6	6.6 ± 0.3	2.4 ± 0.2
St. 3	54 ± 4	0.16 ± 0.03	10 ± 0.9	110 ± 10	0.96 ± 0.05	40 ± 3	19 ± 1	65 ± 3	28 ± 1	93 ± 6	5.2 ± 0.4	0.89 ± 0.05	0.23 ± 0.01	14 ± 2	7.2 ± 1	2.4 ± 0.1
St. 4	46 ± 2	0.51 ± 0.1	19 ± 0.6	98 ± 3	0.74 ± 0.04	36 ± 1	15 ± 0	50 ± 3	22 ± 1	81 ± 1	4.1 ± 0.3	1 ± 0.2	0.46 ± 0.3	12 ± 2	8 ± 0.5	2.6 ± 0.06
St. 6	47 ± 2	0.28 ± 0.05	6.7 ± 0.8	130 ± 5	0.74 ± 0.08	36 ± 2	18 ± 2	76 ± 6	21 ± 2	140 ± 10	6.9 ± 0.5	1.3 ± 0.2	0.28 ± 0.04	14 ± 2	6 ± 0.2	2.6 ± 0.1
St. 7	34 ± 0.6	0.68 ± 0.3	12 ± 2	160 ± 6	4.5 ± 2	36 ± 2	19 ± 3	59 ± 10	37 ± 4	96 ± 7	13 ± 2	12 ± 2	0.81 ± 0.08	15 ± 1	6.6 ± 0.3	5.4 ± 0.6
St. 9	26 ± 4	9.9 ± 8	22 ± 4	160 ± 30	0.91 ± 0.4	37 ± 6	31 ± 5	190 ± 60	38 ± 6	290 ± 50	14 ± 2	11 ± 3	2.4 ± 0.6	13 ± 2	5.5 ± 0.9	29 ± 10
St. 10	52 ± 4	0.37 ± 0.07	9.2 ± 0.5	120 ± 8	1.2 ± 0.08	41 ± 2	22 ± 2	130 ± 10	19 ± 2	270 ± 10	7.7 ± 0.6	1 ± 0.1	0.58 ± 0.04	15 ± 1	7.5 ± 0.4	2.2 ± 0.2
Sep-15																
St. 2	47 ± 0.9	1.7 ± 0.7	12 ± 1	140 ± 8	0.4 ± 0.2	31 ± 1	19 ± 0.8	86 ± 3	34 ± 3	110 ± 5	5.4 ± 1	0.74 ± 0.5	0.45 ± 0.03	15 ± 0.8	7.6 ± 0.3	3.2 ± 0.2
St. 3	58 ± 6	0.39 ± 0.07	10 ± 1	140 ± 20	1.2 ± 0.2	44 ± 6	23 ± 5	84 ± 20	120 ± 200	120 ± 20	8.6 ± 2	1.4 ± 0.1	0.31 ± 0.05	18 ± 3	6.6 ± 0.6	2.5 ± 0.2
St. 4	50 ± 3	0.36 ± 0.08	11 ± 1	130 ± 4	0.75 ± 0.08	35 ± 2	16 ± 0.5	53 ± 2	28 ± 3	92 ± 10	5.4 ± 0.7	1.3 ± 0.3	0.32 ± 0.03	15 ± 2	7.4 ± 0.7	2.9 ± 0.2
St. 6	6.9 ± 2	13 ± 0.6	300 ± 50	27 ± 5	0.7 ± 0	11 ± 2	6.3 ± 1	32 ± 4	17 ± 0.6	41 ± 5	1.9 ± 0.4	5.9 ± 0.8	0.55 ± 0.03	3.4 ± 0.5	1.5 ± 0.5	7.3 ± 0.7
St. 7	31 ± 4	1 ± 0.7	15 ± 5	200 ± 70	3.9 ± 2	42 ± 8	22 ± 5	68 ± 10	47 ± 10	120 ± 10	17 ± 3	11 ± 2	0.91 ± 0.2	19 ± 2	6.5 ± 0.2	9 ± 2
St. 8	41 ± 2	3.2 ± 0.5	15 ± 0.9	140 ± 8	1.3 ± 0.3	41 ± 2	23 ± 0.9	110 ± 5	59 ± 3	270 ± 20	10 ± 0.8	2 ± 0.3	1.3 ± 0.09	23 ± 1	6.9 ± 0.4	5.4 ± 1
St. 9	28 ± 2	1.9 ± 0.8	23 ± 9	200 ± 20	1.5 ± 0.3	44 ± 6	33 ± 2	210 ± 30	36 ± 6	400 ± 40	18 ± 2	14 ± 5	2.5 ± 0.8	17 ± 6	6.2 ± 1	17 ± 3
St. 10	43 ± 2	0.35 ± 0.1	8 ± 1	100 ± 9	1.1 ± 0.1	40 ± 2	22 ± 1	130 ± 4	22 ± 5	180 ± 60	6.9 ± 0.6	0.68 ± 0.3	0.34 ± 0.2	19 ± 4	7.5 ± 0.5	1.9 ± 0.2

Arsenkonsentrasjonene i sedimentene ligger nesten utelukkende i tilstandsklasse I, bakgrunn, men konsentrasjonene overstiger normverdien (8 mg/kg) i Horgenbekken, bekken nord for Gran og i Jarenvannet utløp Vigga.

Jernkonsentrasjonene i sedimentene er stabile over år og sesong og varierer kun fra 11 til 43 mg/kg. Det er ingen steder som utpeker seg med høyere verdier.

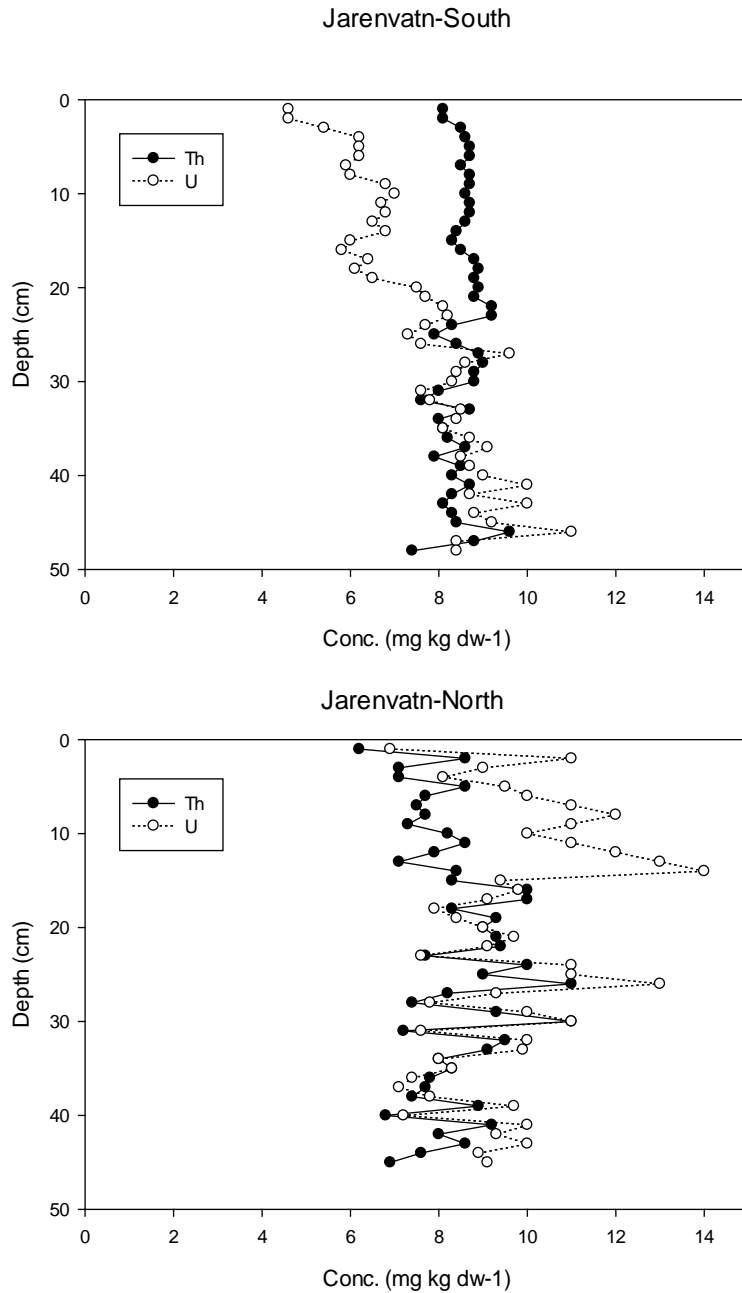
Jevnt over reflekterer konsentrasjoner av grunnstoffer i sedimentene konsentrasjonene sett for vann, hvor konsentrasjoner er høyest i Horgenbekken og bekken nord for Gran. Dermed er det sannsynlig at det er de åpne veiskjæringene som bidrar til forhøyede verdier, og ikke vei- og tunnelarbeidene utført etter 2013.

3.1.7.2 Konsentrasjoner av grunnstoffer i sedimenter fra Jarenvannets bassenger

Det ble i 2014 tatt dype kjerner av sedimentene i både nordre og søndre basseng i Jarenvannet. På grunnlag av ¹³⁷Cs analyser (nedfall fra prøvesprengninger på 50-tallet og Tsjernobyl i 1986), ble sedimenteringshastigheten bestemt til 3-4 mm per år. Det er noe høyere sedimenteringshastighet i søndre sammenlignet med nordre basseng.

U og Th (Figur 11) ser ut til å følge hverandre fram til 1960-tallet (20-25 cm dybde) for begge bassengene. Etter denne perioden (mot toppen av kjernen) avtar konsentrasjonen av U i det sørlige bassenget og øker i det nordlige bassenget. Økningen av U sammenfaller med en økning i klorofyll som er observert i det nordlige bassenget (Sørli 2015), og kan kanskje ha sammenheng med endrede redoksforhold. I tillegg samsvarer U med mønsteret for svovel, som viser en topp ved 70-tallet, før det avtar igjen. En kan derfor ikke se bort fra tilførsel og avsetning av U til Jarenvannet fra alunskiferforekomster på land.

Resultatene som foreligger danner et viktig referansegrunnlag. På tidspunktet sedimentprøvene ble tatt (november 2014) var det ingen tydelige spor etter veiprojektet inkl. fyllingene som anlegges i forbindelse med Riksvei 4. Tilsvarende studier bør med fordel følges opp noen år etter at vei og tunnel er ferdigstilt.



Figur 11. Konsentrasjoner av U og Th som funksjon av sediment-dybde for det nordlige og sørlige bassenget i Jarenvannet.

3.1.8 Konsentrasjoner av radionuklider og grunnstoff i jord

12 jordprøver ble målt fra sommeren 2013, alle fra stasjon 1 (myra/deponiet), se Tabell 13. Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb var alle under normverdiene for forurenset grunn og faller i tilstandsklasse I: meget god (SFT 2009). For jord tilsvarer grensen mellom tilstandsklasse I og II normverdien for forurenset grunn. U-verdier var under grenseverdien for naturlig radioaktivt avfall.

Tabell 13. Jordprøver fra stasjon 1 (myr), sommer 2013.

Jun-13: St. 1	Al	S	Ca	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Th	U
	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Laveste	3.3	0.22	7.8	0.27	7.4	2.7	8.6	13	22	2	0.21	7.9	0.49	1.5
Høyeste	23	9.5	44	0.73	19	8.5	46	28	58	4.5	0.46	16	4.5	32
Gjennomsnitt	9.4	6.5	32	0.39	13	5.0	19	18.1	35	3.4	0.3	11	1.4	9.6

Konsentrasjoner av radionuklider og metaller i jord fra sommer 2015 vises i Tabell 14. Alle jordprøver unntatt stasjon 7 (44 mg/kg) hadde Ni-konsentrasjoner høyere enn normverdien (60 mg/kg) for forurenset grunn, inkludert kontrollstasjonen som hadde nest høyeste konsentrasjon på 130 mg/kg. Stasjon 9 var den aller høyeste med 270 mg/kg og faller som eneste stasjon i tilstandsklasse III (moderat), mens de andre stasjonene lå på omtrent 80 mg/kg. For Zn var det kun stasjon 9 som var forhøyet (430 mg/kg) i forhold til normverdien (200 mg/kg), og faller i tilstandsklasse II (og). Kontrollstasjonen var også her nest høyest og like under normverdien med 190 mg/kg. Stasjon 3, 4, 7 og 10 hadde As-konsentrasjoner i tilstandsklasse II, og stasjon 9 var igjen høyest med 21 mg As/kg og faller i tilstandsklasse III.

Konsentrasjoner av Cu, Cd og Pb for alle stasjoner i 2015 falt i tilstandsklasse I, meget god, dvs. under grensen for forurenset grunn, mens U er under grenseverdien for naturlig radioaktivt avfall for alle stasjoner.

Det er betydelig høyere konsentrasjoner av Al, Ca, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Pb og Th i prøvene fra 2015 enn de fra 2013, mens 2013 prøvene har mer S, Ca og U. Siden det i 2013 kun ble tatt jordprøver fra stasjon 1 og i 2015 fra stasjon 2, 3, 4, 6, 7, 9 og 10, kan vi ikke anta at forskjeller i verdiene skyldes påvirkning fra anleggsarbeidet.

Tabell 14. Konsentrasjoner av radionuklider og andre grunnstoff i jordprøver fra alle stasjoner unntatt deponi i 2015. Fargekoding for Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb er iht. tilstandsklasser i SFT (SFT 2009), mens U-konsentrasjoner er markert i rødt dersom de overskrider grensen for radioaktivt avfall (80 mg U/kg).

Jun-15	Al	S	Ca	V	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Pb	Th	U
	g/kg	g/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
St. 2	40 ± 2	0.52 ± 0.08	8.3 ± 0.6	120 ± 10	0.7 ± 0.02	34 ± 2	18 ± 1	82 ± 5	29 ± 2	130 ± 20	7.6 ± 0.6	1 ± 0.5	0.39 ± 0.1	23 ± 2	6.6 ± 1	2.8 ± 0.3
St. 3	48 ± 1	0.58 ± 0.1	9.3 ± 0.4	120 ± 2	1.3 ± 0.2	43 ± 2	24 ± 2	81 ± 4	47 ± 2	120 ± 1	8.6 ± 0.3	1.3 ± 0.2	0.35 ± 0.03	22 ± 0.6	6.4 ± 0.08	3 ± 0.04
St. 4	46 ± 10	0.4 ± 0.1	14 ± 5	140 ± 8	0.86 ± 0.2	43 ± 4	23 ± 3	77 ± 20	65 ± 9	180 ± 80	14 ± 2	1.8 ± 0.5	0.47 ± 0.3	30 ± 8	7.5 ± 0.3	5.1 ± 0.2
St. 6	37 ± 1	0.85 ± 0.2	11 ± 2	120 ± 6	0.83 ± 0.1	32 ± 1	18 ± 1	79 ± 6	33 ± 6	160 ± 20	7.4 ± 0.8	1.1 ± 0.2	0.66 ± 0.1	18 ± 2	5.9 ± 0.5	3.6 ± 0.4
St. 7	26 ± 5	1.8 ± 0.4	20 ± 3	170 ± 40	0.71 ± 0.1	28 ± 7	13 ± 1	44 ± 20	34 ± 4	130 ± 10	13 ± 3	3.8 ± 1	1.2 ± 0.2	31 ± 5	5.2 ± 1	7.7 ± 0.3
St. 9	27 ± 1	1.6 ± 0.2	21 ± 3	200 ± 20	2.7 ± 0.8	46 ± 3	49 ± 10	270 ± 50	44 ± 2	430 ± 80	21 ± 0.9	14 ± 0.8	4 ± 0.9	17 ± 0.6	5.8 ± 0.3	22 ± 2
St. 10	40 ± 1	0.64 ± 0.08	11 ± 2	110 ± 3	0.67 ± 0.09	36 ± 1	20 ± 1	130 ± 5	37 ± 2	190 ± 20	8.3 ± 0.08	1 ± 0.2	0.5 ± 0.08	35 ± 3	7.3 ± 0.3	2.6 ± 0.1

Tabell 15. pH i jordprøver fra sommer 2015.

Jun-15	pH
St. 2	6.5
St. 3	7.0
St. 4	7.3
St. 6	6.9
St. 7	6.7
St. 9	7.5
St. 10	7.0

3.1.9 Konsentrasjoner i planter etter tunnelbygging

Resultatene for plantekonsentrasjoner fra 2015 er presentert i Tabell 16. Bringeblader fra stasjon 3 har flere ganger høyere konsentrasjoner av Al, Fe, Co, As, Pb, Th og U enn resten av prøvene. Det er veldig høye Cd konsentrasjoner i kjerringrokk (stasjon 6) og bregne (stasjon 7). Det er generelt noe lavere konsentrasjoner i gress enn i de andre planteartene som er målt.

For gress (stasjon 2, 3, 4, 5 og 9) kan vi sammenligne konsentrasjoner med kontrollstasjonen (stasjon 10). Det er forhøyede konsentrasjoner av As i gress fra alle andre stasjoner, As-konsentrasjonen i gresset fra stasjon 10 var den eneste prøven under LOQ. U er forhøyet i gresset fra alle stasjoner unntatt stasjon 6. Sammenlignet med gress fra kontrollstasjonen (stasjon 10) har gress fra både stasjon 2 og 3 høyere konsentrasjoner av Al, Fe, Co, As, Pb, Th og U, samt Mn for stasjon 3. Stasjon 4 har litt forhøyede verdier for Al, As, Th, og U.

Tabell 16. Konsentrasjoner av grunnstoffer i planteprøver fra feltarbeid sommer 2015.

Prøve	Al	S	Ca	V	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Pb	Th	U
	g/kg	g/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
St. 2 Gress	0.059	2.4	4.9	<0.3	0.03	0.12	0.057	2.8	6.6	19	0.029	1.8	0.018	0.078	0.012	0.0074
St. 3 Gress	0.23	3	4.8	1.4	0.075	0.27	0.13	3.5	8.6	23	0.061	4.3	0.014	0.16	0.041	0.049
St. 4 Gress	0.055	2.3	5	<0.3	0.032	0.087	0.044	1.6	6.3	16	0.016	6.3	0.025	0.066	0.015	0.011
St. 6b Gress	0.014	1.9	3.7	<LOD	0.022	0.053	0.023	2.6	6.6	20	0.016	3.1	0.02	0.036	<0.011	0.0034
St. 9 Gress	0.018	2.8	4.6	<0.3	0.026	0.071	0.033	4.4	6.3	22	0.022	6.1	0.021	0.039	<LOD	0.0088
St. 10 Gress	0.026	2	3.9	<0.3	0.051	0.066	0.026	3	7.7	31	<0.012	2.7	0.02	0.049	<0.011	0.0033
St. 3 Bringebærblader	1.1	2	8.6	6.3	0.048	0.83	0.4	4.5	11	60	0.24	2	0.028	0.47	0.16	0.19
St. 9 Bringebærblader	0.13	2.5	8.5	0.68	0.033	0.2	0.056	4	9.3	72	0.092	2.8	0.1	0.07	0.022	0.038
St. 4 Kløver	0.032	2.3	16	<0.2	0.022	0.07	0.18	3.4	14	33	<0.01	14	0.013	0.047	<0.009	0.006
St. 4 Smørblomst	0.22	4.7	11	0.69	0.03	0.2	0.18	7	18	42	0.058	0.94	0.12	0.13	0.033	0.023
St. 6b Kjerringrokk	0.049	14	19	<0.3	0.049	0.16	0.13	1.2	24	71	0.05	0.96	7.4	0.084	0.03	0.012
St. 7 Bregne	0.063	4.4	2.7	<0.3	0.043	0.12	0.12	2.7	33	48	0.017	0.32	2.6	0.079	<0.01	0.013
St. 7 Hvitveis	0.19	2.9	6.3	1.2	0.078	0.17	0.26	1.4	7.1	32	0.069	1.7	0.073	0.22	0.026	0.053

3.1.10 Delkonklusjon

Basert på overflate vannprøver innsamlet på feltarbeid i 2013 og 2015, er vannkvaliteten på de fleste prøvetakingsstedene i området tilfredsstillende, med høy pH, høyt Ca nivå, moderat TOC og lave metall konsentrasjoner. Det er ikke mulig å observere noen betydelig påvirkning av tunnelarbeidene i Vigga eller bekkene som ligger i anleggsområdet med utløp til Vigga. Konsentrasjonen av Fe, As, Co, Zn og Ni i bekken nord for Gran (Nordtangen, stasjon 7) er imidlertid relativt høy før tunnelarbeidet ble igangsatt, noe som sannsynligvis skyldes påvirkning fra alunskifer. Tilsvarende viste Horgenbekken, som i dette prosjektet kun ble prøvetatt to ganger i 2015, de høyeste konsentrasjoner av uran og mange andre metaller som en kan vente i et alunskifer område, noe som tilsier at bekken er klart påvirket av avrenning fra eksponerte alunskiferflater, for eksempel åpne veiskjæringer og spredning av finstoff fra veiarbeidene. Spesiering av radionuklider og andre grunnstoff i vannene viser heller ingen endring som kan knyttes til påvirkning av vei- og tunnelarbeid. Spesieringen påviser derimot grunnen til at sedimenteringsanlegget virker dårlig, da uran og en rekke elementer foreligger som mobile lavmolekylære former. Disse formene vil ikke sedimenteres ut men kunne transporteres langt med vannmassene.

Tilsvarende ser vi heller ingen betydelig endring av konsentrasjoner av radionuklider og grunnstoff i sedimenter. Det bør gjøres nye innhenting av sedimentkjerner, spesielt i Jarenvannet, 5 år etter at vei og anlegg er ferdigstilt, for å se om det er påvirkning fra anlegget.

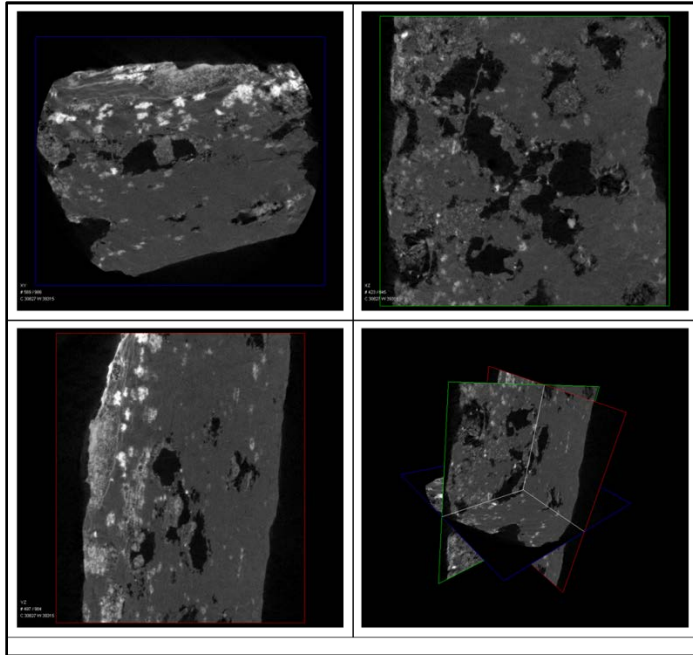
3.2 Arbeidspakke 2. Partikler og forvitring

Alunskifer inneholder en rekke ulike grunnstoffer som varierer både med hensyn på konsentrasjon og fordeling. For å vurdere remobiliseringspotensialet ved vitring ble utvalgte prøver fra borekjerneprøver fra tunneltrase (alunskifer og svartskifer) karakterisert med hensyn til bulk mineralsammensetning (XRF, XRD og ICP-MS), heterogene fordelinger på mikrometernivå av radioaktivitet (digital autoradiografi) og grunnstoff (ESEM-EDX, mikro-XRF, LA-ICP-MS) samt tetthet (røntgen absorpsjonstomografi).

I tillegg ble det utført vitringseksperimenter hvor konsentrasjoner av mobiliserte grunnstoff er målt i ulike ekstrakter. Resultatene er presentert og diskutert i masteroppgave til studentene Halldis Fjermestad (sekvensielle ekstraksjoner), Tari Helmers (utlekkingsseksperimenter som funksjon av pH og tid) og Stephanie Hernandez Santos (sekvensielle ekstraksjoner under aerobe og anaerobe betingelser samt karakterisering av mineraloverflater utsatt for vitring ved pH 2).

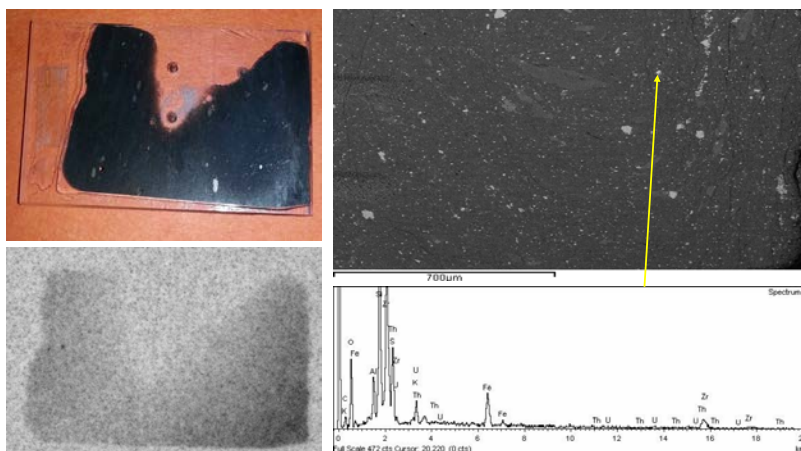
3.2.1 Karakterisering av mineraler på mikrometer skala

Røntgen absorpsjonstomografi med oppløsning på mikrometernivå viste at alunskiferprøvene var relativt porøse og at de inneholdt mange inklusjoner av materialer med høy tetthet i en matriks av lavere tetthet (Figur 12). Slike heterogene fordelinger har også blitt observert i andre mineralprøver med naturlig forekommende radionuklider der dette har blitt studert (Alsecz et al. 2007; Boehnke et al. 2005; Landa et al. 1994; Lind et al. 2013; Lind 2011; Selchau-Hansen et al. 1999), og må derfor alltid tas med i betraktning i håndtering av naturlig radioaktivt materiale som alunskifere.

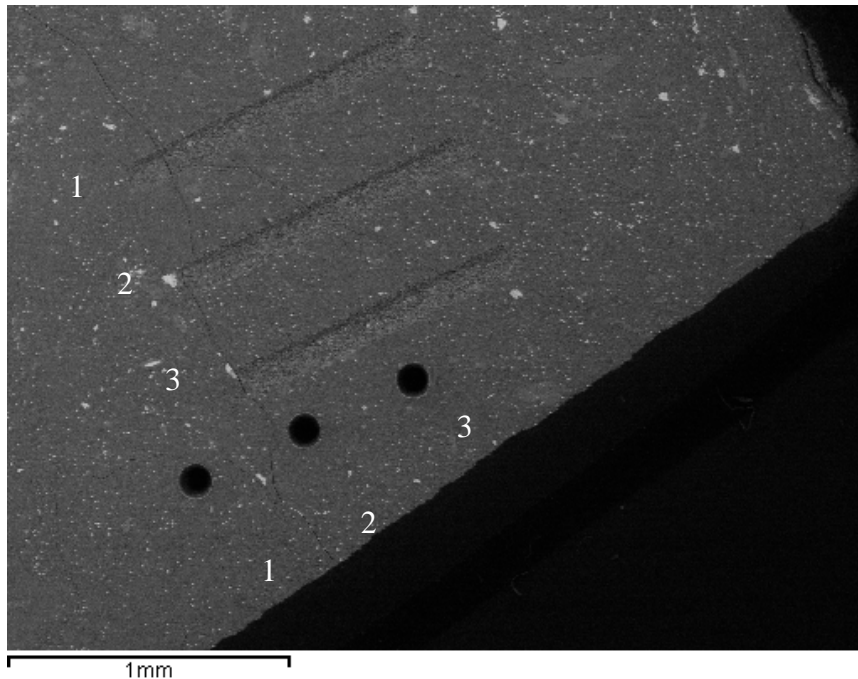


Figur 12. Laboratorie-basert absorpsjonstomografi av en alunskifer-bit fra veiskjæringen nord for Gran viser heterogene fordelinger av materiale med høy tetthet. Lyse områder reflekterer høyest tetthet. Instrument: XRADIA, Warsaw, Poland. Pikkelsestørrelse 2.3 mikrometer. Entire image 1000 pixels = 2.3 mm. Røntgen eksitasjonsenergi 40 kV.

Mikroanalytisk karakterisering av en tynnsjiktprøve av alunskifer fra tunelltraseen (fra BH-6) ved hjelp av digital autoradiografi, ESEM-EDX (Figur 13) og LA-ICP-MS (Figur 16) bekreftet at U og Th samt flere metaller var assosiert med inklusjoner i alunskiferen, med størrelse fra submikrometer til noen titalls mikrometer.

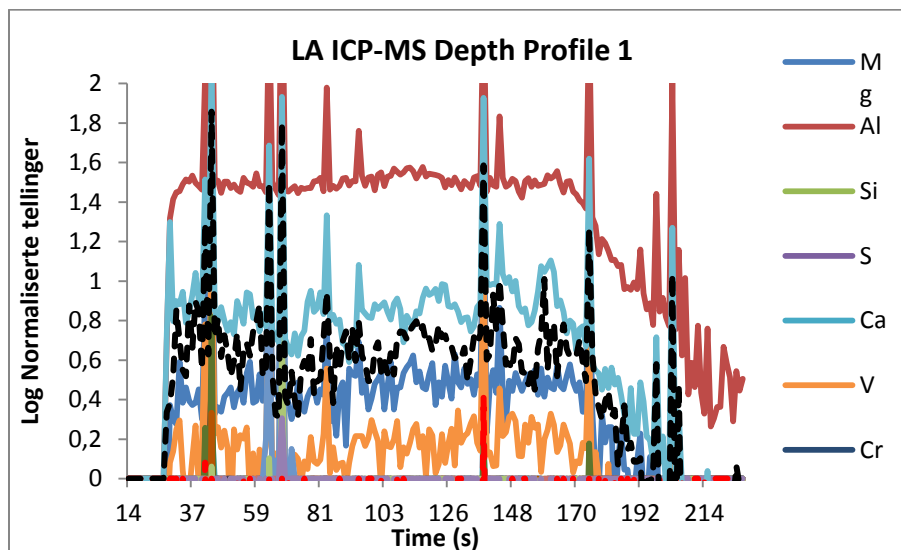


Figur 13. Karakterisering av tynnsjiktprøve av alunskifer fra tunneltraseen (BH-6), tykkelse ca. 15-30 mikrometer. Tynnsjiktprøven (fotografi oppe til venstre) ble karakterisert ved hjelp av digital autoradiografi (nede til venstre) som viser at hele prøven har gitt opphav til radioaktiv stråling samtidig som man kan observere at det er heterogene fordelinger av radioaktivitet. Bilder basert på tilbakespredte elektroner i ESEM viser enda tydeligere heterogene fordelinger av faser med ulike sammensetninger (oppe til høyre) og ESEM-EDX kan bekrefte at det er inklusjoner av U og Th i prøven (nede til høyre).



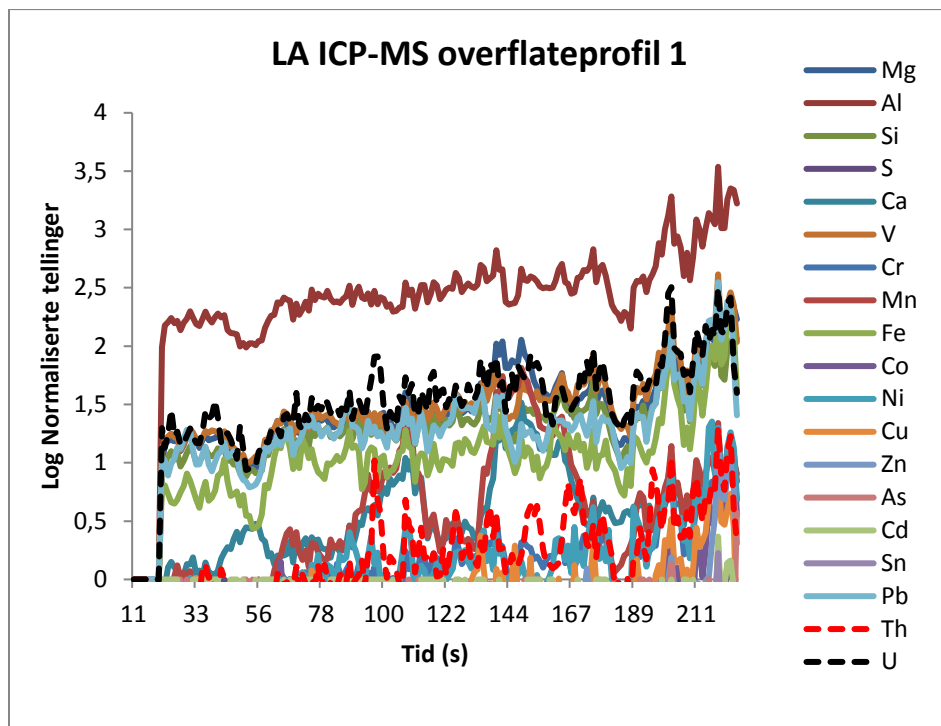
Figur 14. Bilde basert på tilbakespredte elektroner i ESEM viser sirkler og horisontale linjer på en tynnsjiktprøve av alunskifer etter henholdsvis LA ICP-MS dybdeprofiler og linjeskann.

Ved hjelp av LA ICP-MS kan vi få en dybdeprofil (Figur 15) av ulike grunnstoffer i en prøve. Vi kan også føre laseren over overflaten og få en linjeprofil (Figur 16) som viser fordeling av grunnstoffer på overflaten. Resultatene viste heterogene fordelinger av mange grunnstoffer (sterk variasjon i signalene som funksjon av laserens rasterbevegelser i eller på prøven) og at Al, U, V, Pb, Mg og Fe hadde overlappende fordelinger i dybdeprofilen. Dette indikerer at disse grunnstoffene er samlokalisert i de samme inklusjonene. Vi vil derfor forvente at disse grunnstoffene vil være utsatt for de samme mekaniske vitringsprosessene på samme tid.



Figur 15. LA ICP-MS dybdeprofil 1 (se posisjon på Figur 14) med profilene for alle de detekterte grunnstoffene basert på log – transformerte normaliserte talletall. Signalene fra laserens interaksjon med overflaten når detektoren etter ca. 20 sekunder og laseren når gjennom tynnsjiktprøven etter ca. 200 sekunders ablasjon.

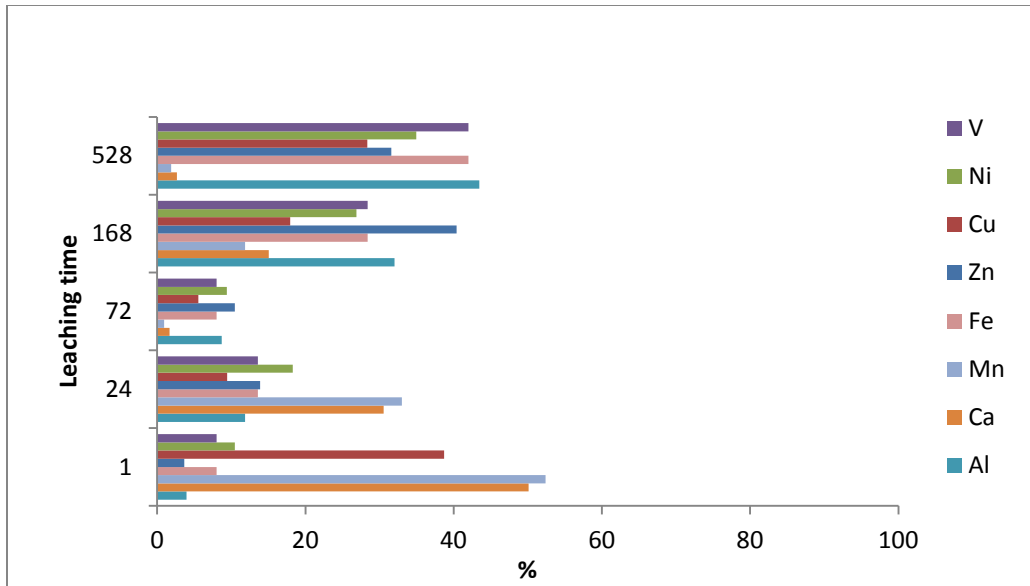
I overflateprofilen (Figur 16) har Al, Si, V, Fe, Pb, Th og U overlappende fordelinger som indikerer at disse grunnstoffenes romlige fordeling er korrelert, mens Ca, Mg og Mn har distinkt forskjellige fordelinger. Generelt viser alle profilene (n=3) at aluminium er det grunnstoffet som gir sterkste signaler og gir gjennomgående flere størrelsesordener høyere telle tall enn de andre grunnstoffene i samsvar med svært høye konsentrasjoner (flere titalls g/kg) Al i matriks av skiferen (feltspat).



Figur 16. LA ICP-MS linjeprofil 1 på overflaten (se posisjon på Figur 14) med profilene for alle de detekterte grunnstoffene basert på log-transformerte normaliserte telle tall. Signalene fra laserens interaksjon med overflaten når detektoren etter ca. 20 sekunder og laseren når gjennom tynnsjiktprøven etter ca. 200 sekunders ablasjon.

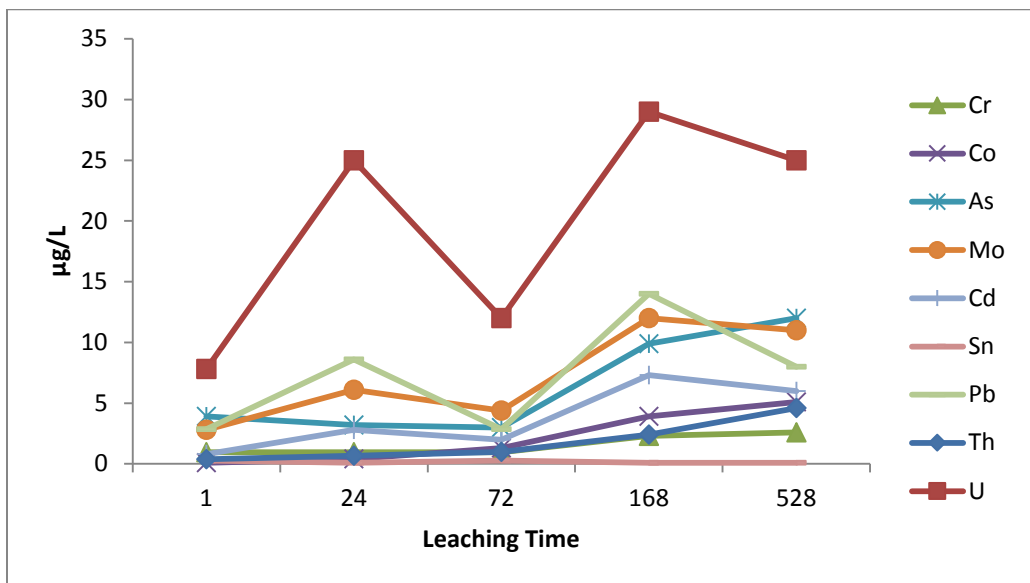
3.2.2 Vittringsstudie med tynnsjiktprøve av alunskifer

For å frembringe detaljert informasjon om vittringsprosesser for alunskifer ble det utført vittringsforsøk med fortynnet svovelsyre (pH 2) på en tynnsjiktprøve (se over) der mobilisering av grunnstoff inkludert U og Th som funksjon av tid (1, 24, 72, 168 og 528 timer)) ble undersøkt. Tynnsjiktprøven ble karakterisert ved hjelp av mikroanalytiske teknikker før og etter utvaskings forsøk. Utlekking som funksjon av tid er presentert i Figur 17, Figur 18 og Figur 19. For Ca (50% ekstrahert etter 1 time) og Mn (52% etter 1 time) reduseres utlekking forholdsvis raskt, mens Al og Fe øker over tid. Dette kan indikere at Ca og Mn er assosiert med karbonater som løses og nøytraliseres i sur løsning over tid. Man kan forvente samme tendens for metallene Zn, Cd og Ni, som også ofte er assosiert med karbonater (A. Tessier 1979).

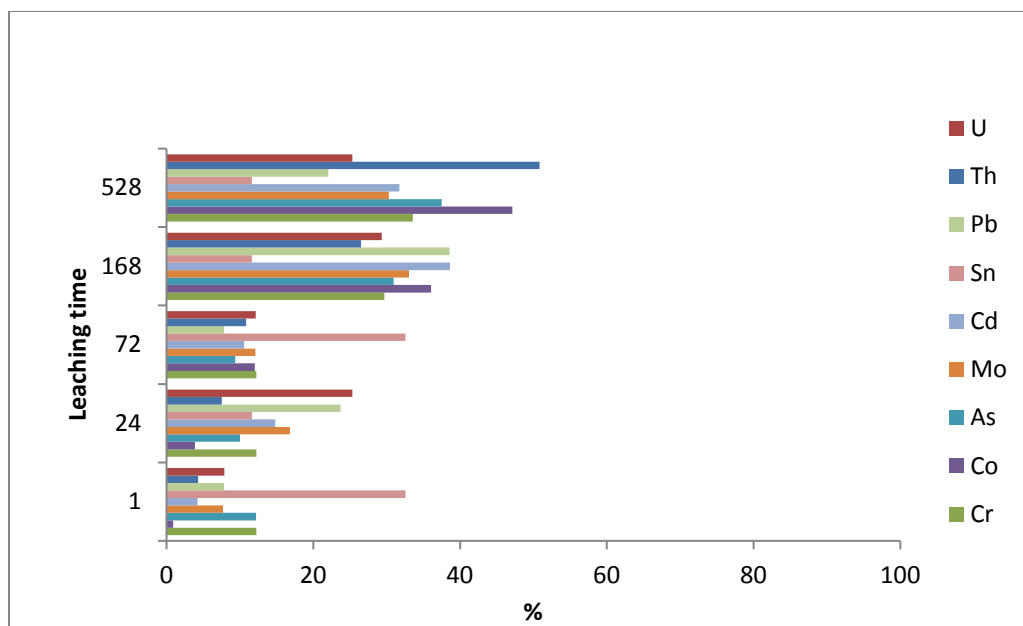


Figur 17. Vitringsforsøk. Utlekking (% av total mengde ekstrahert) av makrogrunnstoff og mikrogrunnstoff som funksjon av kontakttid (timer) i pH2 løsning.

Utlekking av sporgrunnstoff og radionuklider er vist i Figur 18. Utlekkingen er mest effektiv for U, As, Mo og Pb og øker jevnt med kontakttiden. Tendensen for kurvene er at de flater ut etter ca. 3 uker. Dette er i samsvar med Helmers (2013), som observerte tilnærmet likevekt i utlekkingsforsøk med bulk-prøver ved varierende pH. Som forventet viser Sn svært lav mobilitet. Det er også som forventet at U (29 µg/L i ekstrakt etter 7 dager) viser et mye større mobiliseringspotensiale ved redusert pH enn Th (4.6 µg/L etter 22 dager) og det er i samsvar med Helmers (2013), Fjermestad (2013) and Regnesprug et al. (2009). Diskontinuitet i kurvene er innenfor usikkerhetene av målemetodene.



Figur 18. Vitringsforsøk. Konsentrasjoner av Pb, Sn, Cd, Mo, As, Co, Cr, Th og U i ekstrakter som funksjon av kontakttid (timer) i pH2 løsning.



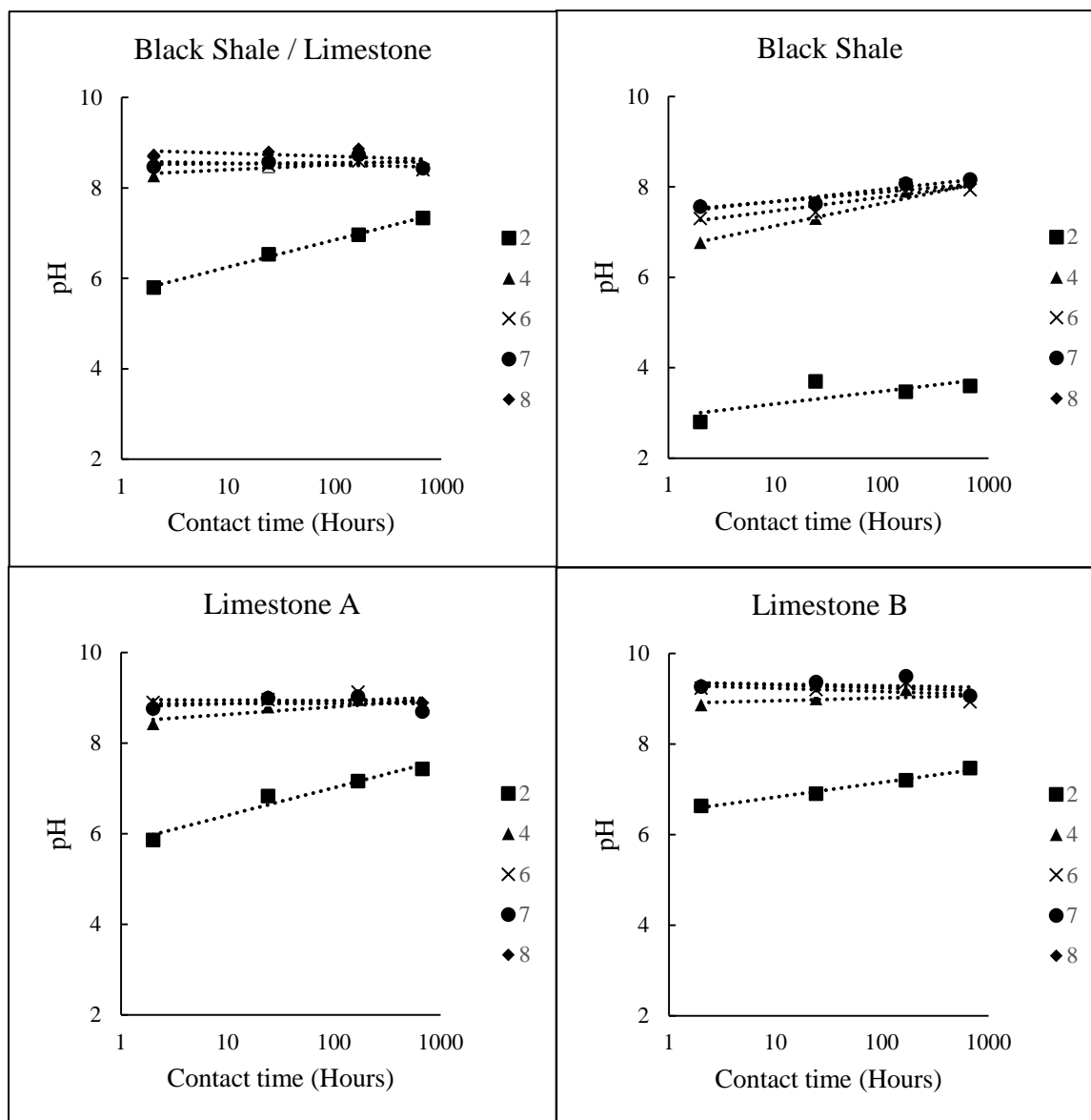
Figur 19. Vitringsforsøk. Utlekking (% av total mengde ekstrahert) av Pb, Sn, Cd, Mo, As, Co, Cr, U og Th som funksjon av kontaktid (timer) i pH2 løsnning.

3.2.3 Sekvensielle ekstraksjoner og utlekkingsforsøk

For å vurdere graden av *binding* til mineralene og mobiliseringspotensialet for Ca, Fe, S, Al og spormetallene U, Pb, Th, Cu, Zn, Sn, Ni, As, Mo, Co, Mn, Cd ble det utført totalanalyser og sekvensielle ekstraksjoner på boreprøver fra ti ulike lokaliteter i den planlagte tunneltraseen på Gran. Bergartene i boreprøvene varierte fra urene kalksteinarter til svartskifer.

Innholdet av spormetaller var høyest i svartskifer med relativt høye konsentrasjoner av metallene Zn, Cd, U, Mo, As og Pb og hvor også innholdet av S var høyt. Den ene prøven hadde et markert stort syreproduserende potensial i forhold til de andre. Innholdet av Ni og Cu var noe høyere i svartskifer sammenliknet med andre prøver, mens konsentrasjonene av Th, Co, Sn var lave i alle prøvene.

Prøver av borekjerner ble ekstrahert ved bruk av fem forskjellige pH- løsninger (2, 4, 6, 7 og 8) ved kontaktid hhv. to timer, en dag, en uke og en måned. Av de fire undersøkte borekjernene, ble to klassifisert som svart skifer og to som kalkstein. Alle mineralene var i stand til raskt å bufre pH- løsninger med pH fra 4 til nøytral-alkaliske betingelser (Figur 20). Dette ble tilskrevet karbonatmineraler som var tilstede i alle de studerte prøvene. Noen spormetaller (Mo og Cd) ble ekstrahert i trinn II (elektrostatisk bundet eller lett ekstraherbare metaller) og Pb, Cd, U, Th og Zn ble ekstrahert i trinn III (senket pH). Flere av metallene ble ekstrahert med hydrogenperoksid, noe som indikerer assosiasjon til redoksfølsomme materiale som sulfider. Dette gjaldt Co, Ni, Cu, Cd og Zn og til dels Pb. Ved oksidasjon av sulfidene i materialet vil disse metallene løses ut av stein. Arsen og thorium var sterkt bundet i skiferen.



Figur 20. Buffer kapasitet av prøvematerialene som funksjon av kontakt-tid. Fire ulike bergartmaterialer ble eksponert til vann med 5 ulike pH-verdier (2, 4, 6, 7 & 8) over 30 dager. Målinger av pH i kontaktløsningene ble utført etter 1 dag, 1 uke, 2 uker og 30 dager. I ekstraktene hvor det ble tilsatt pH 4-8 stabiliserte pH seg med omtrent samme hastighet for alle materialer. Ved behandling med pH 2 var nøytraliseringshastigheten ulike for de ulike bergartene.

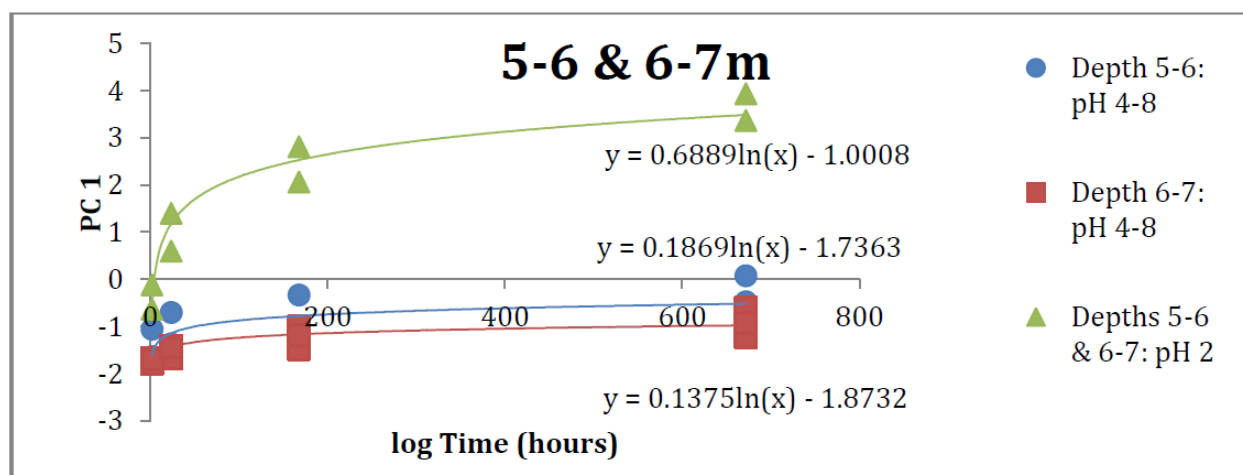
Alle mineralene hadde lavere bufferkapasitet ved tilsetning av pH 2 løsninger. Svartskifer materialene var spesielt følsomme for ekstraksjon med pH-2 løsning, hvorav 25-36 % av uran ble mobilisert, sammenlignet med 2-21 % i kalksteinsmaterialer. Løsninger med pH 4-8 ekstraherte til sammenlikning bare 1-15 % av total uran for svartskifer og 0-12 % for kalkstein (Tabell 17).

Tabell 17. Ekstrahert U (%) fra ulike bergarter etter 1 måneds kontakt-tid i pH2, pH4, pH6, pH7, pH8.

Prøvemateriale	% Uran ekstrahert		Total konsentrasjon av U (mg/kg)
	pH: 2	pH: 4, 6, 7 & 8	
Svartskifer	11 ± 2	1 ± 0	31 ± 2
Svartskifer /Kalkstein	8 ± 3	4 ± 2	15 ± 12
Kalkstein A	6 ± 2	4 ± 1	4.5 ± 0.7
Kalkstein B	2 ± 2	1 ± 1	3 ± 2

I utlekkingsforsøket ble mobilisering av uran i alle prøver påvirket av pH i løsningen. Svartskifer hadde det største utlekkingspotensialet for metaller fra mineralene under aerobe og sure betingelser (Tabell 17). Mobilisering var størst ved ekstraksjon med sure løsninger (pH 2 - 7), men også under alkaline betingelser (pH8) var ekstraksjonen av U betydelig. Spesielt var ekstraksjon av U effektiv fra karbonatrike materialer der dannelsen av mobile uranyl-karbonat komplekser kan spille en rolle. Mengden uran som ble ekstrahert fra mineralene i de pH- og redoksavhengige trinnene i den sekvensielle ekstraksjonsprotokollen indikerer at det i et verst tenkelig scenario over tid kan lekkes ut maksimalt 5-7 mg U/kg skifer.

Kinetikken til U-mobilisering ble ytterligere beskrevet ved hjelp av prinsippal komponent analyse (PCA). PCA ble utført for å illustrere forholdet mellom U og spormetaller i ekstraktene, og forholdet mellom mobilisert U/spormetaller og kontakt-tiden. Mobilisering av uran samt andre grunnstoff økte logaritmisk med kontakttiden, og pseudo-likevektsbetingelser ble vanligvis nådd rundt én måneds kontakttid, se eksempel i Figur 21.

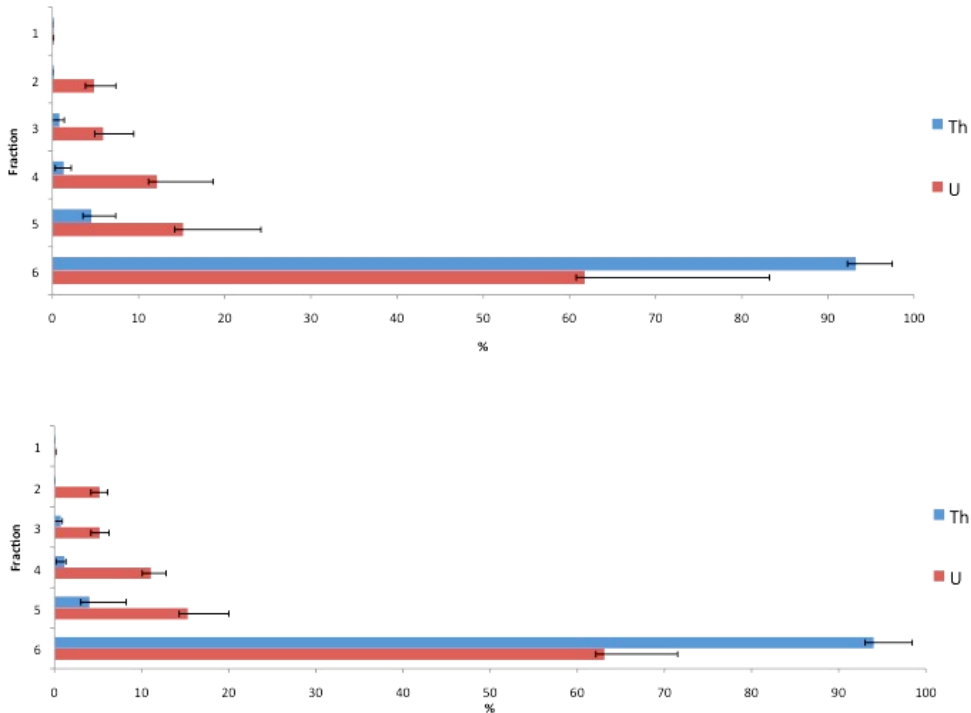


Figur 21. Forhold mellom prinsippalkomponent 1 (PC1, 45%) og kontakttid for ekstrakter fra prøvested 8709, dybde 5-6m & 6-7m. Dybder 5-6 & 6-7m pH 2 ($R^2=0.94$, $p < 0.005$), Dybde 5-6m pH 4-8 ($R^2=0.64$, $p < 0.005$), Dybde 6-7 pH 4-8 ($R^2=0.78$, $p < 0.005$).

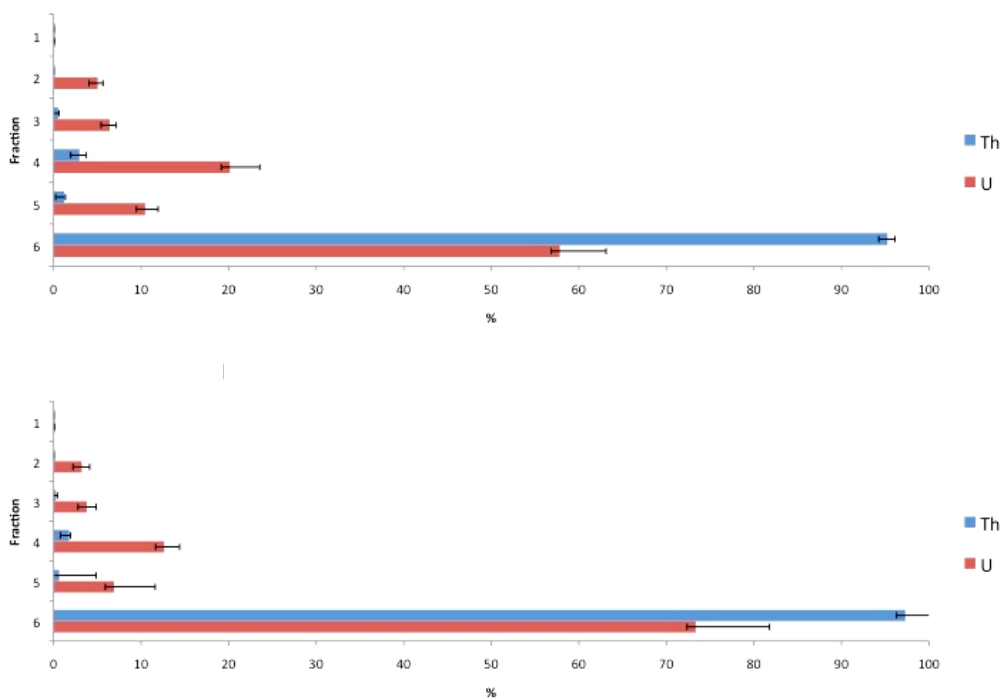
3.2.4 Sekvensielle ekstraksjoner under anaerobe og aerobe betingelser

For å vurdere potensialet for mobilisering og avrenning fra alunskifermasser av redoksfølsomme grunnstoff som Fe, As og U ble det også utført sekvensielle ekstraksjoner hvor prøvene ble

behandlet under henholdsvis aerobe (luft-atmosfære) og anaerobe (N₂-atmosfære) betingelser. Det var imidlertid vanskelig å oppnå tilstrekkelig anaerobe betingelsene ved hjelp av N₂-atmosfære (Eh = 31-118 mV) slik at ekstraksjonen av skiferne ikke kan klassifiseres som anaerob, men subaerob. Resultatene viste at forskjellene mellom ekstraksjonsutbyttene i henholdsvis aerobt og subaerobt miljø for alunskifer og svartskifer ikke var signifikante (Figur 22 og Figur 23). Det ser med andre ord ikke ut til å være noe signifikant ekstra utlekkingspotensiale forbundet med subaerobe lagringsbetingelser av skifermasser sammenliknet med aerobe betingelser. Ytterligere forsøk hvor man sikrer tilstrekkelig reduserende forhold må til for å kunne slå fast dette.

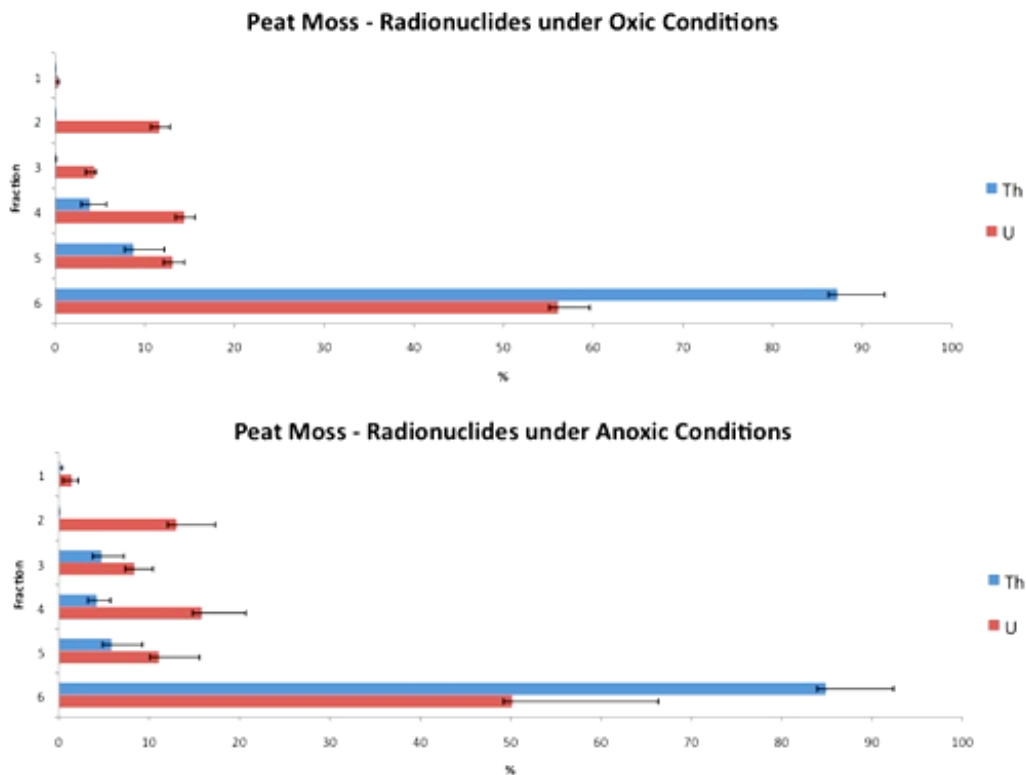


Figur 22. Sekvensiell ekstraksjon av Th og U i alunskifer under aerobe (over) og anaerobe (under) betingelser. Feilfeltet representerer 2 standardavvik av 3 paralleller.



Figur 23. Sekvensiell ekstraksjon av Th og U i svartskifer under aerobe (over) og anaerobe (under) betingelser. Feilfeltet representerer 2 standardavvik av 3 paralleller.

For myrprøver derimot (Figur 24), ble det oppnådd reduserende betingelser ($E_h = -115$ mV) vha. N_2 atmosfære og her ble det observert et signifikant (paret t-test for de biotilgjengelige fraksjonene; 95% konfidensintervall) høyere utlekkingspotensiale for uran under anaerobe betingelser (22 %) enn for aerobe (16 %). Total mengde ekstrahert uran i de sekvensielle ekstraksjonene var likevel høyere for ekstraksjon under aerobe betingelser (45 %) enn under anoksiske betingelser (28 %). Disse resultatene viser at uran finnes i mer stabile former under anoksiske betingelser enn under aerobe.



Figur 24. Sekvensiell ekstraksjon av Th og U i myrprøver fra deponiområdet under aerobe (over) og anaerobe (under) betingelser. Feilfeltet representerer 2 standardavvik av 3 paralleller.

Generelt må det sterkt oksiderende reagenser (trinn 6; 7 M HNO₃) til for å ekstrahere hoveddelen av metallene og radionuklidene slik at remobiliseringspotensialet er relativt lav.

3.2.5 Delkonklusjon

Sammenlignet med andre alunskifere er bergarten/alunskiferen i tunellen på Gran rik på kalsium, nikkell og mangan og har moderat innhold av uran, jern og svovel. Metallene er inhomogent fordelt i bergarten i form av mikrometerstore inklusjoner som inneholder ulike metaller, dvs. metaller som Al, U, V, Pb, Mg og Fe hadde overlappende fordelinger i dybdeprofilen. Vi vil derfor forvente at disse grunnstoffene vil være utsatt for de samme mekaniske vitringsprosessene på samme tid. Utlekkingeksperimentene viste at bergarten har stor bufferkapasitet, hvor grunnstoff som kalsium og mangan løses lett og raskt, men hvor de fleste andre metaller, inklusivt uran er ganske inerte ved høy pH (pH over 7). Remobiliseringspotensialet ansees derfor å være lavt så lenge bergartens bufferkapasitet er intakt. Basert på sekvensielle ekstraksjoner under luft-atmosfære sammenliknet med de under N₂-atmosfære (subaerobe eller reduserende redoksforhold) tyder heller ikke på at det vil være noe signifikant ekstra utlekkingspotensiale forbundet med aerobe lagringsbetingelser av skifermasser sammenliknet med aerobe betingelser for uran. Det skal nevnes at det er startet

langtidsutlekkingsforsøk for å undersøke varighet av bufferkapasitet mm. og disse resultatene vil bli gjort tilgjengelig i 2017. Basert på data fra de pH- og redoksavhengige trinnene i den sekvensielle ekstraksjonsprotokollen vil det i et verst tenkelig scenario over tid kunne lekkes ut maksimalt 5-7 mg U/kg skifer.

3.3 Arbeidspakke 3: Opptak og effekter

3.3.1 Opptak av radionuklider og grunnstoff i planter

Opptak i planter er viktig for å estimere effekt både på plantene og biota høyere i næringskjeden. I modeller for å estimere opptaket i planter i et område hvor det er forhøyede verdier av metaller i jorda benyttes ofte konsentrasjonsfaktorer (CF = concentration factor) (Ehlken and Kirchner 2002):

$$CF = \frac{\text{konsentrasjon i plante (tørrvekt)}}{\text{konsentrasjon i jord (tørrvekt)}}$$

En høy CF vil vise et høyt opptak i planten, i forhold til konsentrasjonen i jorda. Faktorer som vil påvirke opptaket inkluderer jordkjemi, jordbiologi, hydrologi, fysiske prosesser og plantefysiologi (Ehlken and Kirchner 2002).

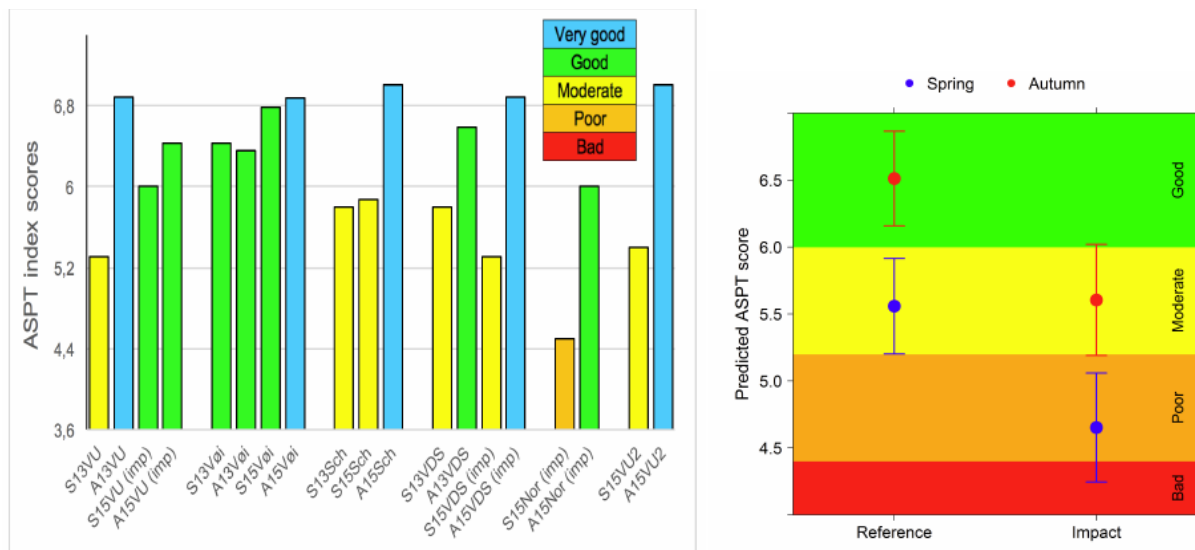
Konsentrasjonsfaktorer for gress og bringebærblader fra feltarbeidet etter tunnelbyggingen vises i Tabell 18. De høye standardavvikene gjenspeiler variasjonen i opptaket, og er ikke uventet siden konsentrasjonsfaktorer generelt varierer mye i litteraturen (Vandenhove et al. 2009). 3 gresskonsentrasjoner av Th var under LOD eller LOQ, så dette gjør tolkningen av disse resultatene usikker. Vi ser at CF er høyere for essensielle grunnstoffer (S, Ca, Cu, Zn, Mn), som forventet. Generelt er CF lavere for gress enn for bringebærblader.

Tabell 18. Konsentrasjonsfaktorer for gress og bringebærblader, fra feltarbeidet etter tunnelbyggingen.

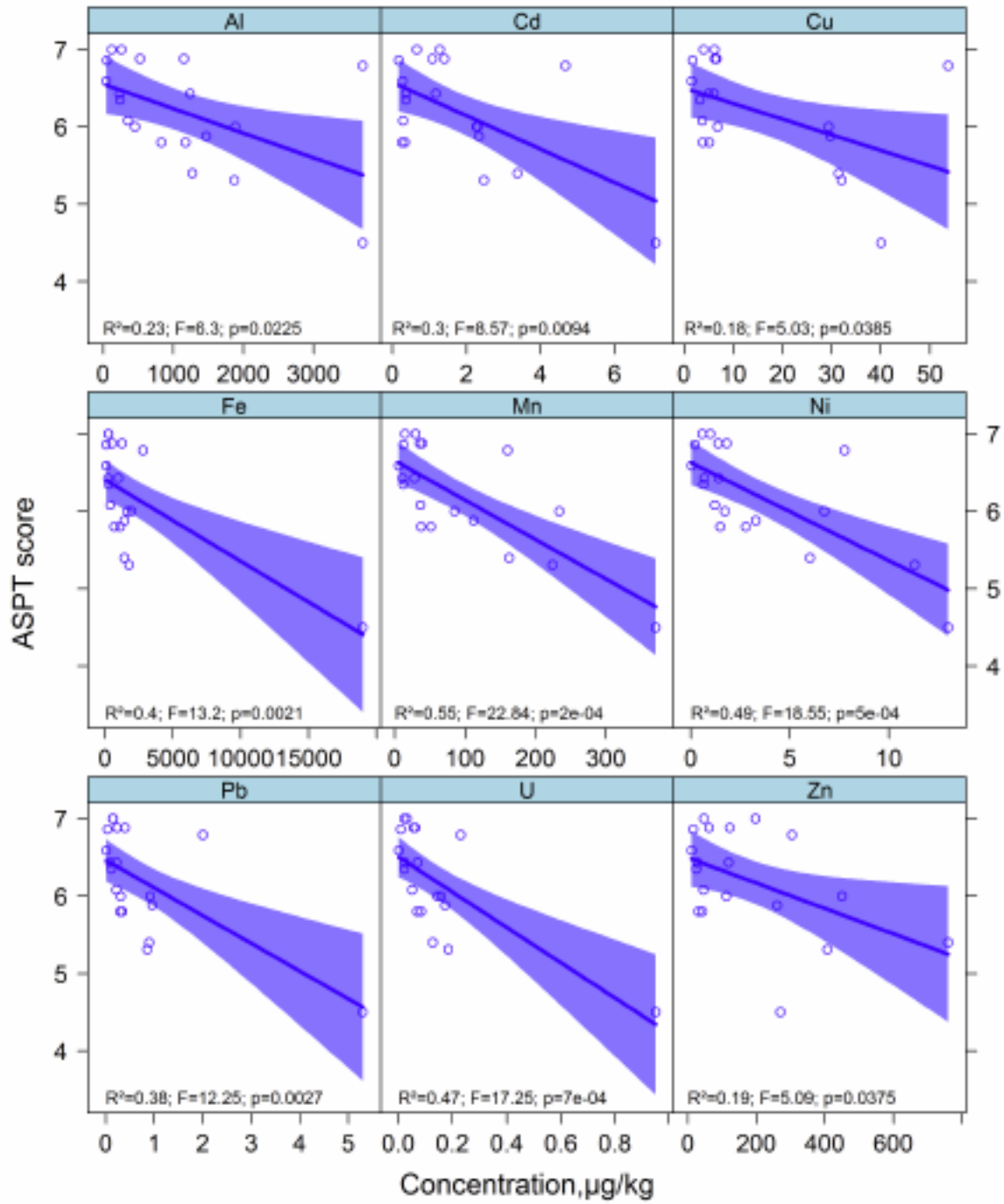
	Gress (n=6)		Bringebærblader (n=2)	
	Gjennomsnitt	St.dev.	Gjennomsnitt	St.dev.
Al	0,0015	0,0017	0,014	0,013
S	3,8	1,7	2,5	1,3
Ca	0,4	0,13	0,66	0,37
Mn	0,042	0,023	0,025	0,018
Fe	0,0028	0,0019	0,012	0,010
Co	0,0023	0,0017	0,009	0,011
Ni	0,028	0,01	0,036	0,029
Cu	0,18	0,049	0,22	0,014
Zn	0,13	0,051	0,34	0,23
As	0,0027	0,0025	0,016	0,017
Cd	0,036	0,017	0,053	0,039
Pb	0,0031	0,0022	0,013	0,012
Th	0,002	0,0022	0,014	0,015
U	0,0039	0,006	0,032	0,043

3.3.2 Feltundersøkelser av bunndyr

Bunndyr ble innsamlet i de enkelte bekkene (stasjon 2-10) som var inkludert i undersøkelsen vår-høst 2013 før igangsetting av tunellbygging og anleggsarbeid samt vår-høst 2015 under gjennomføring av anleggsarbeid. Resultatene er presentert og diskutert i masteroppgaven til Joachim Gustav Engelstad (Engelstad 2016). De faktorene som viste seg å ha størst betydning for variasjon av artssammensetningen var årstid, år, anleggsvirkshomhet og metallinnhold. Innsamling av bunndyr ble gjort på to årstider før og etter tiltaket, og variasjonen mellom årstid bidro til stor variasjon. Tatt i betraktning årstidsvariasjonene så viste resultatene en samlet forskjell før tiltak til etter tiltaket. Det var generelt en lavere rikdom og mangfold av arter og grupper og høyere andel av tolerante enn følsomme arter, lavere forurensningsindeks (ASPT indeks score) (Figur 25) og forhøyede nivåer av metaller i døgnflue under/etter tunellbygging og anleggsarbeid. Basert på alle data innsamlet før og etter tiltaket så var ASPT score signifikant negativt korrelert med konsentrasjoner av metaller i døgnfluer (Figur 26). Størst effekt ble påvist i bekken ved Nordtangen (stasjon 7) som ikke var direkte påvirket av avrenning fra tunellbygging, men påvirket av avrenning fra veiutbyggingen. Det ble funnet effekt i Vigga som var direkte påvirket av tunnelbyggingen, men lavere enn for bekkene nord for Gran. Selv om det identifiseres negative effekter på bunndyr i bekker i anleggsperioden så inkluderer dette bekker som ikke er direkte påvirket av tunnelarbeidet og det er høyst usikkert om dette skyldes avrenning fra selve tunnelarbeidet. Det bør nevnes at det ikke ble søkt etter bunndyr i Horgenbekken (stasjon 9) som viste seg å være den mest forurensede bekken.



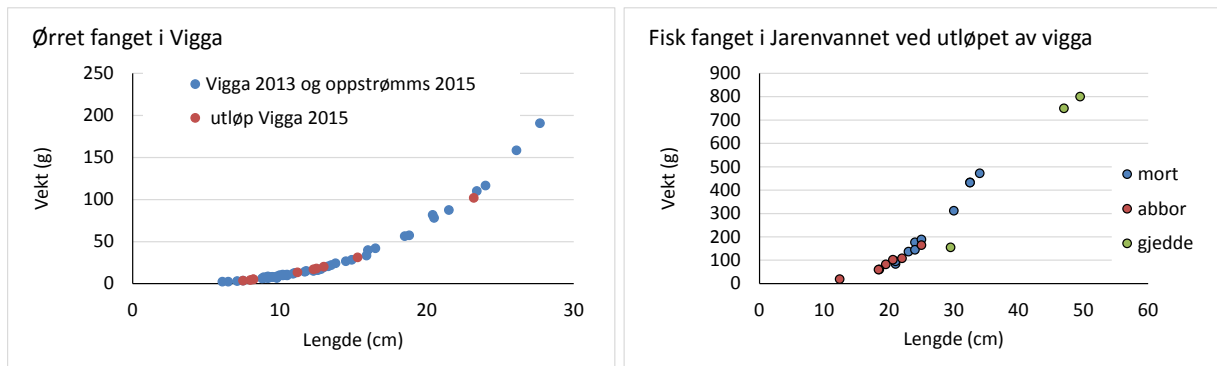
Figur 25. A) ASPT index score for enkelte stasjoner, B) Beregnet ASPT score som en funksjon av behandling og årstid.



Figur 26. Sammenheng mellom ASPT score og metall konsentrasjon i døgnfluer. Farget område representerer 95% konfidensintervall.

3.3.3 Feltundersøkelser med fisk

Brunørret av ulik størrelse (fra 6,5 cm/ 2,5 g til 27.7 cm/ 191 g) ble fanget i Vigga før og etter start av tunell- og veibygging på Gran (Figur 27). Brunørret fanget etter avsluttet tunellbygging i oktober 2015 i utløpet av Vigga hadde normal kondisjonsfaktor ($K=0,91\pm 0,07$) og var ikke forskjellig fra fisk fanget i Vigga før start av tunellbygging på Gran og oppstrøms anleggsområdet (kondisjonsfaktor $K=0,92\pm 0,07$). Av fisken ble det tatt blodprøver og utført disseksjon for innsamling av ulike organ som senere ble analysert for innhold av ulike spormetaller. I tillegg ble det fanget mort, abbor og gjedde i Jarenvannet i 2015 ved utløpet av Vigga (Figur 27), som også ble analysert mht. ulike spormetaller i ulike organ.

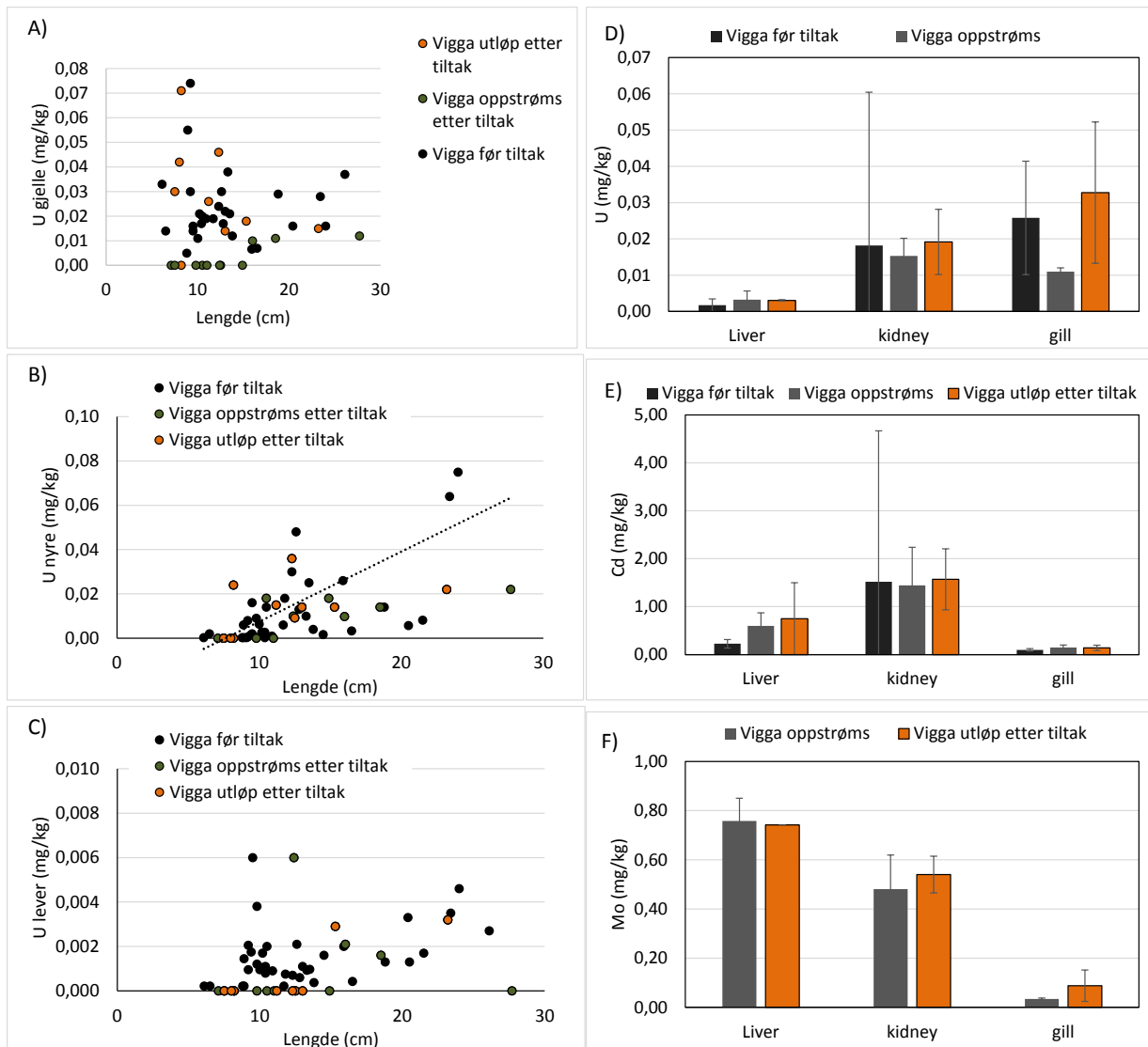


Figur 27. Sammenheng mellom lengde og vekt for A) brunørret fanget i Vigga før tiltaket på gran og etter tiltaket oppstrøms tiltaksområdet (N=49) og nedstrøms tiltaksområdet oktober 2015 (N=10). B) fisk fanget i Jarenvannet ved utløpet av Vigga i 2015.

Resultat fra fiskeundersøkelsene viste at det finnes en rekke forskjellige spormetaller i lave konsentrasjoner i fisken hvor fordelingen mellom organene var avhengig av spormetallet og art. For å identifisere eventuelle effekter fra tiltaket er det valgt å fokusere på tre spormetaller; U, Cd og Mo som viser høyt opptak. For brunørret fanget i Vigga er uran konsentrasjonen høyest i gjeller og nyre, for Cd er konsentrasjonen høyest i nyre, mens for Mo er konsentrasjonen høyest i lever (Figur 28). Det er ingen forskjell i konsentrasjonen av disse spormetallene i fisk fanget i nedre del av Vigga i 2015 etter avsluttet tiltak sammenlignet med fisk fanget i 2013, før tiltaket ble påbegynt. Det er relativt store variasjoner mellom enkeltfisk. Det er en trend at konsentrasjonen av U, Cd og Mo i nyre øker med økende størrelse på fisken, men det er ingen sammenheng mellom størrelse på fisken og akkumulering i gjeller. Dette er heller ikke forventet da metall akkumulering på gjeller reflekterer vannkvaliteten i en kort periode før fangst.

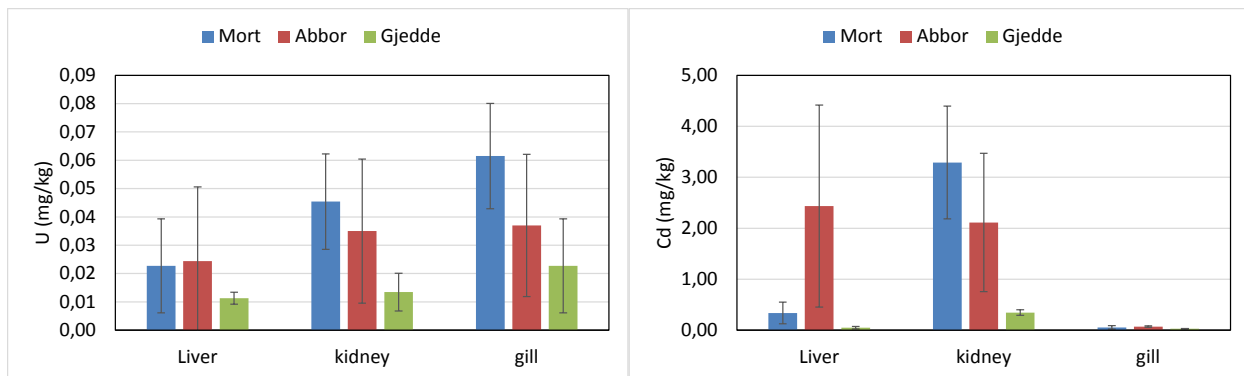
For fisk fanget i 2015 var det en forskjell i gjelle konsentrasjonen av Cd og Mo, hvor det var høyere konsentrasjon i gjeller hos fisk fanget nedstrøms tunellbyggingsområdet sammenlignet med oppstrøms anleggsområdet (Figur 28). Denne forskjellen tilskrives naturlige forskjeller i Vigga og ikke avrenning fra anleggsarbeidet. Det var ingen forskjell i metall avsetningen på gjeller til fisk fanget før og etter anleggsarbeidet nederst i Vigga.

De målte nivåene av spor metaller som U, Cd og Mo i organ til brunørret fanget i Vigga er lave og betydelig lavere enn nivåer som er antatt å gi negativ effekt. Blodprøver innsamlet fra fisk viste også normale fysiologiske verdier (plasma Cl >132 mM, blod glukose <7 mM og hct 15-35 %).



Figur 28. Konsentrasjon av U, Cd og Mo i Lever, nyre og gjeller til brun ørret fanget i Vigga 2013 før tiltak og i 2015 etter tiltak nedstrøms og oppstrøms anleggsområde.

For fisk fanget i Jarenvannet ved utløpet av Vigga viste resultatene opptak av spormetaller som U og Cd, og forskjell mellom arter (Figur 29). Generelt viste mort og abbor de høyeste konsentrasjonene, men gjedde har lavere konsentrasjoner. Det er også tydelig at U avsettes i gjellene, mens Cd hovedsakelig akkumuleres i indre organ som nyre og lever. Forskjell mellom arter kan tilskrives føde, men også vannkvalitet. Mort er planktonspisende, abbor spiser animalsk føde- dyreplankton, bunndyr og småfisk, og gjedde er en rovfisk som spiser andre fisker og frosker etc. Innsamlet abbor var av en størrelse (18-25 cm) som normalt spiser småfisk. Konsentrasjonen av U og Cd i lever og nyre er imidlertid betydelig høyere i abbor og mort enn i gjedde (Figur 29). Det er derfor et spørsmål om hvilken innvirkning andre faktorer har på opptak av U og Cd og om dette er spesielt for utløpet av Vigga eller om fisk fanget i andre deler av Jarenvannet har samme fordeling. For å svare på dette bør fisk fanges fra andre deler av Jarenvannet og analyseres mht. samme spormetaller.



Figur 29. Konsentrasjon av U og Cd i lever, nyre og gjelle av mort, abbor og gjedde fra Jarenvannet ved utløpet av Vigga etter anleggsarbeidet.

Det ble også analysert ^{210}Po i vann og fiskebein for å kunne studere eventuelt opptak av ^{210}Po i fisk. Konsentrasjonene av ^{210}Po i vann var generelt svært lavt, 0,0008 – 0,065 Bq/L, mens ^{210}Po -konsentrasjonene i bein fra brunørret i Vigga varierte fra 0,44 til 3,29 Bq/kg. Dette gav forholdsvis varierende men høye konsentrasjonsfaktorer (se Tabell 19) på 175 til 1317.

Tabell 19. Po-210 i fiskebein (Brunørret i Vigga) og beregnet konsentrasjonsfaktorer (CF).

FiskNo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Po-210 i fiskebein (Bq/kg)	3,29	2,04	0,56	0,69	0,80	1,11	0,62	2,13	0,99	1,76	0,88	0,89	0,97	0,44
Cf	1317	817	223	275	320	445	249	852	396	703	353	356	386	175

Konsentrasjonsfaktorene for ^{210}Po i fisk fra Vigga ligger i samme område som det som er observert i Finske innsjøer men ligger til dels høyt over de faktorer som man opererer med på internasjonalt nivå (IAEA 2010) som er på 10 til 200. Dette skyldes mest sannsynlig at det i de skandinaviske landene er ionefattige vann sammenlignet med resten av verden, noe som gir økt opptak fra vannene. Konsentrasjonene av ^{210}Po i fiskebein fra abbor, mort og gjedde i Jarenvannet var respektivt 1,56 Bq/kg, 1,31 Bq/kg og 0,51 Bq/kg.

3.3.4 Laboratorieforsøk for å identifisere opptak og effekt av spormetaller utlekket fra alunskifer

3.3.4.1 Karakterisering av vann utlekket fra alunskifer

For å maksimalisere eventuell opptak og effekt i fisk ble det gjennomført to kontrollerte laboratorieforsøk hvor brunørret ble eksponert til utlekkingsløsninger fra ulike sulfidrike skifere (alunskifer fra RV4, svartskifer (E34) og sulfatførende bergart ved Lillesand (E18). Delforsøk 1 fokuserte på opptak og effekt over tid (økt eksponeringsvarighet) og delforsøk 2 fokuserte på

eksponering til ulike konsentrasjoner til en gitt tid (dose-respons). Utlekkingsløsningene ble laget ved kontinuerlig gjennomstrømming av 200 L syntetisk regnvann i 20 Kg oppmalt stein i 4 og 5 uker (for hhv. delforsøk 2 og delforsøk 1) ved 10 °C (Hjulstad 2015). Resultater viser at en rekke grunnstoff som Mn, Ni, Zn, As, Sr, V, Mo, Cd og U lekket ut fra knust alunskifer i kontakt med regnvann (100 g pr liter vann). For disse forsøkene karakteriseres utlekking fra Alunskifer med pH 7,5-7,8 og 32-38 mg Ca/L (Tabell 20 og Tabell 21) som er høyere enn hva som ofte forekommende i vann og vassdrag i Norge (pH < 7 og Ca < 10 mg/L).

Tabell 20. Vannkvalitet utlekket fra alunskifer, svartskifer (E34) og fra sulfatførende bergart ved Lillesand E18 som er benyttet til forsøk med fisk (brunørret). Kontroll Alunsk, kontroll K34 og kontroll E18 representerer syntetisk vann benyttet som kontroll ved eksponering av fisk med omtrent samme pH og innhold av basekationer.

Parameter	Enhet	Kontroll		Kontroll			
		Alunsk.	Alunskifer	K34	K34	E18	E18
Kond.	µS/cm	274±8	286±4	500±4	547±5	30±3	36±2
Temp.	°C	9±0	9,4±0,1	9,5±0,4	9,4±0,1	9,4±0,2	9,5±0,1
pH		7,9±0,1	7,8±0,1	7,6±0,2	7,8±0,2	5,5±0,1	5,5±0,1
NH ₄	mg/L	2±1,8	1±0,1	0,5±0,1	1±1	0,5±0,3	0,6±0,4
Na	mg/L	3,6±0	3,1±0,1	1,9±0,9	1,8±0		
Mg	mg/L	2,4±0	2,7±0	6±4,3	9,1±0		
K	mg/L	2,8±0,3	3,1±0	7,1±5,5	9,7±0,1		
Ca	mg/L	35±1	38±1	44±37	73±1		1,2±0
Mn*	µg/L	1,3±0,3	97±1	3,3±0,6	219±2	0,8±0,3	8,5±0,1
Fe	µg/L	25±33	7±0	8±1	7±1	6±0	44±40
Ni*	µg/L	<0,8	4±0,2	<0,8	4,4±0,3	0,1±0	0,3±0
Cu	µg/L	<1	0,9±0,8	<1	<1	1±0	2,9±0,2
Zn*	µg/L	5,5±3,7	26±1	4,6±2,7	35±1	7,9±8,6	16±10
As*	µg/L	0,2±0	1,5±0,2	0,2±0	2,8±0,7	0,2±0	0,2±0
Sr*	µg/L	82±4	487±4	176,8±24,6	532±2	0,5±0,2	0,8±0,1
Th	µg/L	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	0,1±0	0,1±0
V*	µg/L	0,6±0,2	2±0,3	0,5±0,3	2,8±0,6	0,2±0,1	0,1±0
Mo*	µg/L	<2	1326±6	<2	3070±20	<2	<2
Cd*	µg/L	0,5±0,2	1,3±0,3	0,6±0,7	2,6±0,4	<0,01	0,1±0
U*	µg/L		171±1	0,6±0,3	359±6	0,5±0	0,5±0,1

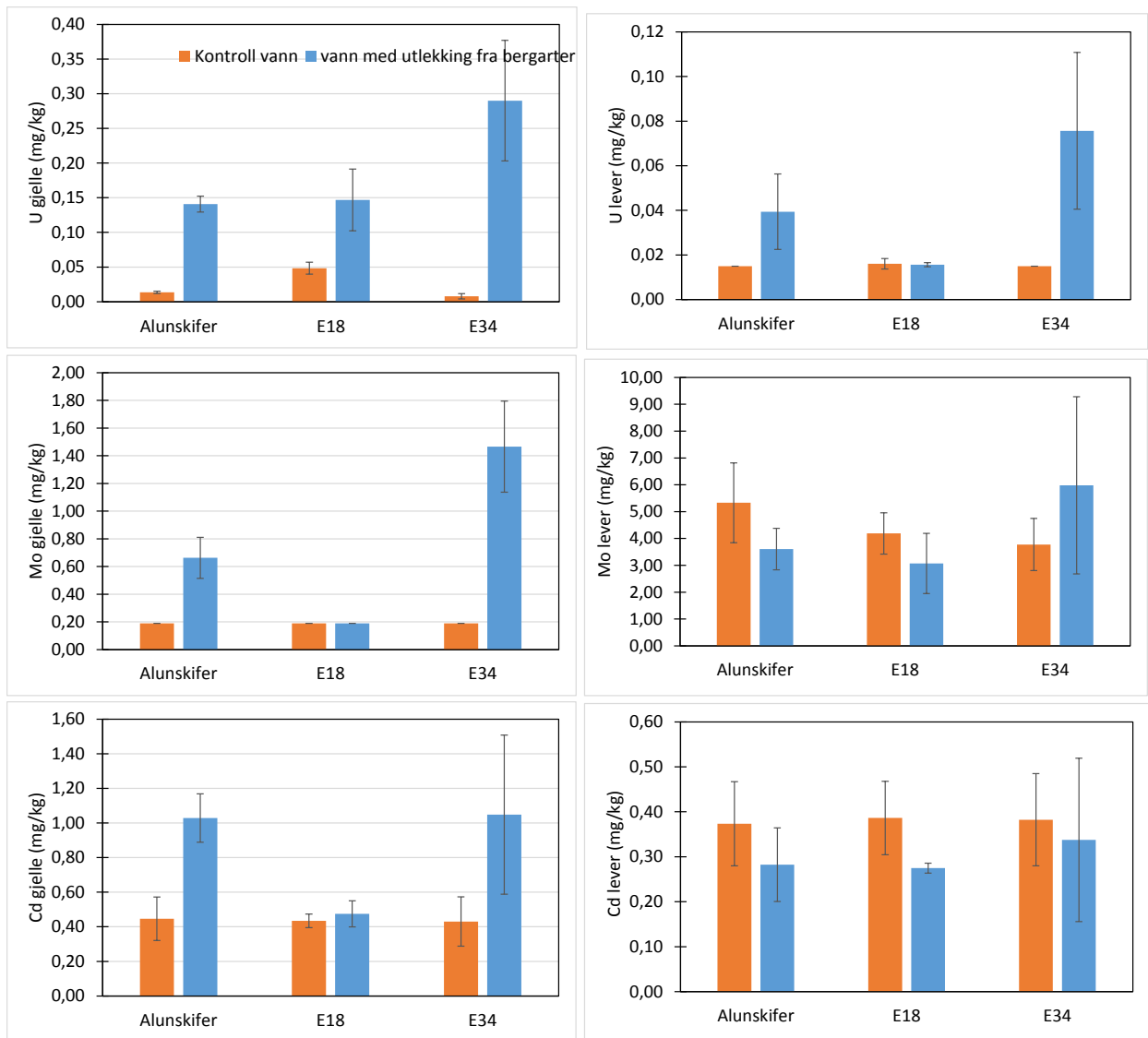
*signifikant utlekkede spormetaller fra alunskifer

Tabell 21. Vannkvalitet i dose-respons forsøk med fisk (brunørret) eksponert til alunskifervann.

Parameter	Enhhet	Andel Alunskifervann						
		0 %	0 %	3.5%	12,50 %	25 %	50 %	100 %
Temp	°C	9,1±0,4	8,7±0,4	9,2±0,1	9,1±0,1	9,3±0,2	9,1±0,3	9,2±0,1
pH		7,3±0,1	7,4±0,1	7,3±0	7,3±0,1	7,3±0,1	7,4±0	7,4±0,1
Kond.	µS/cm	310±0	303±2	307±3	305±2	303±1	302±2	248±74
TOC	mg/L	1,9±0,4	1,7±0,4	1,7±0,1	1,6±0	1,8±0,2	1,9±0,2	2,2±0,2
F	mg/L	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	0,1±0	0,1±0,1
Cl	mg/L	3,7±0,1	2,6±0	2,8±0,1	2,5±0,1	2,2±0	1,8±0	0,9±0
NO ₃	mg/L	<0,1	<0,1	0,1±0	0,1±0	0,2±0	0,2±0	0,4±0
SO ₄	mg/L	118±4	114±2	117±0	116±1	112±1	107±0	100±2
NH ₄	mg/L	0,4±0	0,4±0	0,4±0	0,4±0	0,5±0	0,7±0	1±0
Na	mg/L	7,6±0,1	7,4±0	7,8±0,1	7,7±0	7,7±0	7,5±0	7,4±0
Mg	mg/L	2,6±0,1	2,6±0,2	2,6±0,1	2,6±0	2,6±0	2,5±0	2,4±0
K	mg/L	3,5±0	2,5±0,2	2,5±0,1	2,6±0	2,6±0	2,7±0	2,9±0,1
Ca	mg/L	32±1	32±1	33±1	33±1	33±1	32±1	32±2
Th	µg/L	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mn	µg/L	17±11	11±2	28±1	71±1	134±0	256±2	502±3
Fe	µg/L	3,9±0	8,7±3,9	5,8±1,9	4,4±0,2	4,4±0,4	4,5±0,4	4,9±1,5
Ni	µg/L	0,9±0,6	0,6±0	10,7±0,1	36±0,5	71±0,2	140,7±1,3	277,6±0,9
Cu	µg/L	19±15,3	5,4±0,3	6,3±0,4	5,9±0,4	6,1±0	5,7±0,2	6,1±0,2
Zn	µg/L	4,4±0,9	3,2±0,2	5,3±0,1	8,9±0,4	14±0,2	24,4±0,3	43,1±1
As	µg/L	0,2±0,2	0±0	0,2±0	0,4±0,1	0,9±0	1,6±0	3,3±0
Sr	µg/L	12,7±0	12,3±0	33,5±1	82±2,5	150,6±2,2	284,6±0,1	548,8±7,1
V	µg/L	50±0	26±20	124±11	400±41	753±16	1450±4	2901±18
Mo	µg/L	0,4±0,5	0,2±0,1	166±1	575±11	1138±4	2228±13	4418±15
Cd	µg/L	<0,01	<0,01	0,1±0	0,3±0	0,5±0	1±0	2±0,1
U	µg/L	0,1±0,2	<0,1	74±1	253±1	499±30	947±117	1830±239

3.3.5 Opptak av spormetaller fra alunskifer i fisk

Resultater fra kontrollerte dose – respons forsøk med brunørret (*Salmo trutta*, 9,8±0,5 cm og 8,9±1,3 g) eksponert til vann utlekket fra skiferne (ulik fortynning av utlekkingsløsning) viste at det kun var opptak av enkelte spormetaller i fisk og at nivået av opptak varierte med type spormetall. Resultater med eksponering av yngel av brunørret (*Salmo trutta*) til vann viste at konsentrasjonen av Cd, Mo og U var signifikant høyere i gjeller, lever og/eller nyretil minst en gruppe fisk eksponert for vann fra alunskifer (Figur 30, Figur 32). En rekke andre grunnstoff i vannet fra alunskifer (Tabell 20) gav ingen økt avsetning i fisk innenfor 264 timers eksponering, utført i to uavhengige forsøk.



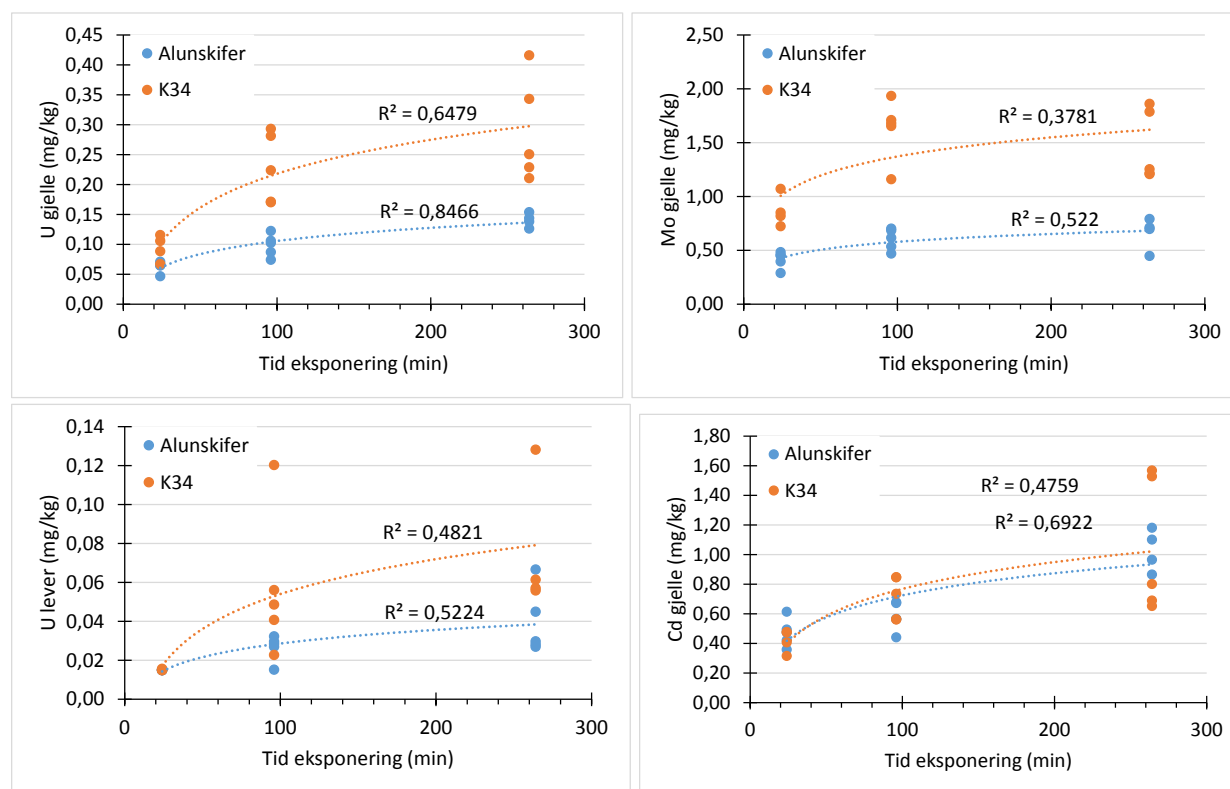
Figur 30. Konsentrasjon av U, Mo og Cd i gjeller og lever til brun ørret (*Salmo trutta*) eksponert for kontroll vann uten og med utlekking fra bergartene, Alunskifer fra Gran på Hadeland, Svovelholdig gneis fra E18 Lillesand og Svartskifer fra Kirkegata i Oslo (K34). N=7.

Gjellene i fisk har stor overflate og er det dominerende opptaksorganet med direkte kontakt med vannet slik at opptak av spormetaller i gjeller reflekterer biotilgjengelighet av spormetaller i vannet (Rosseland et al. 1992). Opptak av spormetaller i indre organ som nyre og lever, kan både være et resultat av opptak direkte fra vannet via gjellen eller opptak via føde i mage/tarm. I laboratorieforsøkene ble det ikke gitt fôr til fisken, slik at opptaket i fisk er et opptak direkte fra vann. Resultater viser at opptaket av U, Cd og Mo i gjeller til brunørret økte med økende tid frem til 96 timer, mens ingen signifikant økning ble observert fra 96 timer til 264 timer (Figur 31). Resultater indikerer at opptakskinetikken fra vann til gjeller er noe tregere enn det en tidligere har sett for andre metaller som Al (Teien et al. 2006a; Teien et al. 2006b; Teien et al. 2006c), men samtidig rask nok til å nå pseudolikevekt (midlertidig likevekt) innen 96 timer.

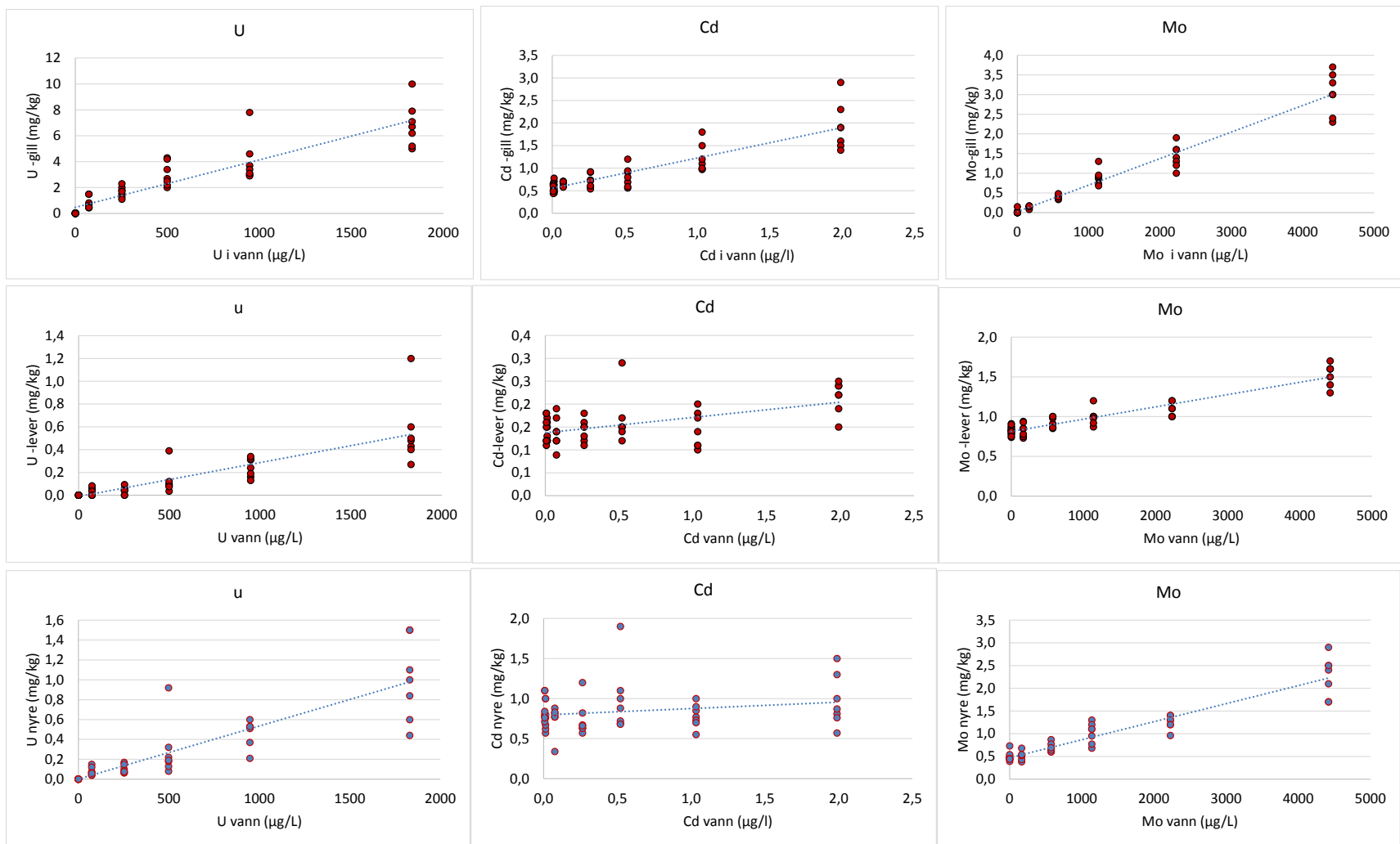
Forsøksresultatene viste økt opptak av U, Cd og Mo med økende konsentrasjon i vannet (Figur 32). Deretter økte U konsentrasjonene både i gjelle, lever og nyre med økende konsentrasjon i vannet fra 73 til 1830 $\mu\text{g/L}$. Konsentrasjonen i gjeller økte til $6,9 \pm 1,7$ mg U/kg tørrvekt. Forholdet mellom U i fisk og U i vann avtok noe med økende konsentrasjon slik at BCF avtok fra 7 til 4 fra lavest til høyest eksponering.

For Mo økte også konsentrasjonen både i gjelle, lever og nyre med økende konsentrasjon i vannet fra 166 til 4418 $\mu\text{g/L}$. Konsentrasjonen i gjeller økte til $3,0 \pm 0,5$ mg Mo/kg tørrvekt. Forholdet mellom Mo i fisk og Mo i vann avtok noe med økende konsentrasjon slik at BCF avtok fra 0,8 til 0,7 fra lavest til høyest eksponering.

For Cd økte konsentrasjonen i gjeller, men kun marginalt i lever og det er ingen endring i nyre avsetning med økende konsentrasjon i vannet fra 0,1 til 2 $\mu\text{g/L}$. Konsentrasjonen i gjeller økte til $1,9 \pm 0,5$ mg U/kg tørrvekt. Forholdet mellom Cd i gjeller og vann avtar betydelig med økende konsentrasjon slik at BCF avtok fra 4900 til 960 fra lavest til høyest eksponering. Reduksjonen i opptak av Cd med økende konsentrasjon i vannet kan tilskrives økt konkurranse med andre spormetaller som U og Mo i vannet, økning med hhv ca. 7 og 45 $\mu\text{mol/L}$ som er en faktor på 500-2000 høyere enn konsentrasjonen av Cd som økte kun fra 1 til 18 nmol. Dette er i overenstemmelse med resultater fra andre forsøk hvor det er rapportert at U kan redusere opptaket av Cd i fisk (Gilbin et al. 2015).



Figur 31. Opptak av U, Mo og Cd i gjeller og U i lever til brun ørret (*Salmo trutta*) eksponert til kontroll vann utlekket fra knust Alunskifer fra Gran på Hadeland og svartskifer fra Oslo (K34). N=5.



Figur 32. Konsentrasjon av U, Mo og Cd i gjeller, lever og nyre til brunørret (*Salmo trutta*) eksponert til vann utlekket fra Alunskifer med ulik grad av fortytning. N=7.

Resultater fra forsøkene med fisk indikerer at biokonsentrasjonsfaktoren (BCF) varierer med type spormetall, konsentrasjon og vannkvalitet. I samme vannkvalitet observeres høyest BCF for Cd, som akkumulerte en faktor på 300-400 mer effektivt enn U, og 2000-3000 mer effektivt enn Mo. Da U og Mo foreligger i en konsentrasjonsfaktor som er høyere i vann fra alunskifer vil det forventes at konsentrasjonen av U og Mo er høyere i fisk enn Cd. Sammenlignes opptak i fisk som funksjon av pH, observeres en betydelig høyere opptak av U i fisk ved lav pH enn ved høy pH. Vann utlekket fra sure sulfidholdige bergarter fra E18 ved Lillesand har lavere pH og en betydelig lavere U konsentrasjon enn vann utlekket fra alunskifer fra Rv4 (faktor 300 lavere), samtidig observeres U akkumulering i gjellene til fisken som totalt bare er en faktor 4 lavere enn for fisk eksponert for alunskifervann (Figur 30). BCF for U i vannkvaliteten med lav pH er derfor betydelig høyere enn i vann utlekket fra alunskifer. Det er også rapportert i andre forsøk at U er betydelig mer biotilgjengelig ved lav pH enn ved høy pH (Gilbin et al. 2015). Det er også kjent at opptak av flere spormetaller som Cd avtar med økt innhold av Ca og organisk karbon (DOC) i vann. Det relativt lave opptaket av flere spormetaller i fisk eksponert til vann utlekket fra alunskifer kan derfor forklares med at alunskifer i tillegg til å lekke ut spormetaller også bidrar til økt Ca innhold i vannet og til en høy pH som igjen beskytter organismene mot metallopptak. Det er derfor viktig å være klar over at tilsvarende konsentrasjoner av spormetaller i andre typer vannkvaliteter kan bidra til et betydelig opptak i ferskvannsorganismer, selv om dette ikke er tilfelle for vann utlekket fra Ca rik alunskifer som forekommer på Gran.

Tabell 22. Vannkvalitet og beregnet biokonsentrasjonsfaktorer (BCF) for brunørret.

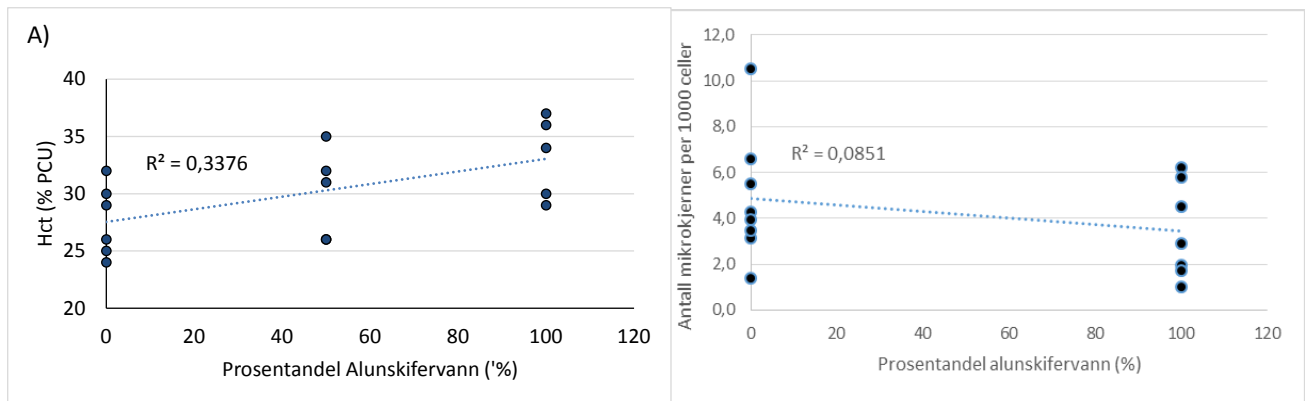
	Delforsøk 1 - 96 timer (alunskifer)	Delforsøk 1 - 96 timer (E18)	Delforsøk 2 -192 timer (alunskifer)	Vigga (feltdata)
pH	7,8±0,1	5,5±0,1	7,3-7,4	7,8
Temperatur (°C)	9,4±0,1	9,4±0,2	9,1-9,2	
Ca (mg/L)	36,4±0,6	1,2±0,1	31-32	51-70
U (µg/L)	171±1	0,5	74-1830	0,9- 2,7
BCF U (L/kg gjelle)	0,6	600	4-7	10-30
Mo (µg/L)	1326±6	<2	166-4418	0,3-5,8
BCF Mo (L/kg gjelle)	0,4	-	0,7-0,8	13-45*
Cd (µg/L)	1,3±0,3	0,05±0,01	0,1-2,0	0,01-0,025
BCF Cd (L/kg gjelle)	500	2100	1000-2800	1260
Po (Bq/L)				0,0008-0,065
BCF Po (L/Kg bein)				175-1317

* uten 2013 data

3.3.6 Effekter av opptak av spormetaller fra alunskifer i fisk

3.3.6.1 Individnivå

Resultater fra de kontrollerte forsøkene med fisk viste ingen dødelighet eller blodfysiologiske endringer etter eksponering til vann utlekket fra alunskifer ved de konsentrasjoner som ble testet. De identifiserte nivåene av Mo, Cd og U i fisken (Figur 30, Figur 32) har derfor ikke bidratt til akutte effekter. Målte nivåer av glukose (< 4 mM) og plasma Cl i blod (>129 mM) fra eksponert fisk er uendret sammenlignet med kontroll fisk, men det er en trend som indikerer økt nivå av Hct med økende konsentrasjon av spormetaller fra utlekkingsvannet (Figur 33).



Figur 33. Dose-responssammenhenger for Hct og Mikrokjerner i blodet til brunørret eksponert til vann utlekket fra alunskifer.

Basert på tidligere erfaringer er det normalt en god korrelasjon mellom opptak av spormetaller i fisk og effekt, og det er mer et spørsmål om hvilke konsentrasjonsnivåer som bidrar til effekter. Enkelte spormetaller er mer giftige enn andre slik at dose responssammenhengen er både avhengig av type spormetaller og akkumulert konsentrasjon i organismen. Målte konsentrasjoner av U og Cd i gjeller til fisk i de gjennomførte forsøkene ($\leq 6,9 \pm 17$ mg U/kg tørrvekt og $\leq 1,9 \pm 0,5$ mg Cd/kg tørrvekt) er lavere enn det som er antatt å medføre til akutte effekter som problemer med ionereguleringen i laksefisk og dødelighet (Tabell 23). Grenseverdier oppgitt for akutte og kroniske effekter av U er oppgitt til å være hhv. 320 $\mu\text{g/L}$ og 14 $\mu\text{g/L}$ i vann med lav hardhet. For mer harde vannkvaliteter med mer Ca og høyere pH er akutte og kroniske effekter av U oppgitt til å være hhv. 2300 $\mu\text{g/L}$ og 100 $\mu\text{g/L}$ (Boudreau and Guay 2002). Grenseverdier for kroniske og akutte effekter av U er oppgitt til å være 6-7 ganger lavere i hardt vann enn i vann med lav hardhet (Tabell 24). U er mer giftig og medfører til økt risiko i vannkvaliteter med lav pH enn i vannkvaliteter av høy pH (Gilbin et al., 2015).

Tabell 23. Målte verdier av U og Cd i gjeller til fisk (mg/kg tørrvekt) eksponert til vann utlekket fra Alunskifer og grenseverdier rapportert til å gi effekter (Gilbin et al. 2015)

	Målte verdier	Grenseverdier		
	Eksponert til utlekkingsvann	Blod glukose	Plasma Cl	Død
U-gjelle	$\leq 6,9 \pm 17$ mg/kg	>50 mg/kg	>50 mg/kg	>200 mg/kg
Cd-gjelle	$1,9 \pm 0,5$ mg/kg	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	>3 mg/kg

Tabell 24. Grenseverdier rapportert for akutte og kroniske effekter av U i vann med ulik hardhet (Boudreau and Guay, 2002)

	Lav hardhet	Harde vannkvaliteter
Akutte effekter	320 $\mu\text{g U/L}$	2300 $\mu\text{g U/L}$
Kroniske effekter	14 $\mu\text{g U/L}$	100 $\mu\text{g U/L}$

Konsentrasjonen av Cd i gjeller til fisken er betydelig etter eksponering til vann utlekket fra alunskifer (Rv4), men konsentrasjonen av Cd i gjeller er lavere enn det som antatt kan gi dødelighet. Resultater fra tidligere forsøk med Cd og laks indikerer at det ikke forventes å se effekter på plasma Cl og glukose som følge av eksponering til Cd (Gilbin et al. 2015). Det er derfor ikke overaskende at Cd avsatt i fiskegjeller ikke bidrar til endret blod glukose eller plasma Cl. I litteraturen er det stor variasjon i grenseverdier oppgitt for akutte effekter av Cd i fisk med LC_{50} -verdier for ferskvannsfisk som varierer fra 0,5 $\mu\text{g/L}$ til 73 000 $\mu\text{g/L}$ (USEPA 2010) noe som reflekterer at giftighet av Cd varierer mellom arter, livsstadier og vannkvalitet. Niyogi et al. (2008) rapporterte at i vannkvaliteter med høy pH (pH

7.3–7.5, alkalinitet 34 mg/L) så avtok giftigheten av Cd for ørret med økning av DOC konsentrasjonen (LC₅₀-verdier for Cd økte fra 2.7 to 6.9 µg Cd/L som følge av at DOC økte fra 0 til 20 mg/L). I andre studier med lavere pH og hardhet (pH 6.7 og 1,7 mg Ca/L) er det dokumentert dødelighet av lakseyngel ved 0.5 µg Cd/L (Gilbin et al. 2015). Det er dokumentert at giftigheten av Cd avtar med økende Ca konsentrasjon i vann, pga. økt konkurranse mellom Cd og Ca ved opptak i fisk (Mebane 2006). Konsentrasjonen av Ca og DOC er derfor antatt i tillegg til pH å være de viktigste miljøfaktorene som påvirker giftigheten av Cd (Mebane 2006). I vann fra alunskifer som er karakterisert med høy Ca er det derfor en liten effekt av Cd på fisk. Det er imidlertid viktig å være klar over at giftigheten av Cd vil øke betydelig i andre mer ionefattige vannkvaliteter.

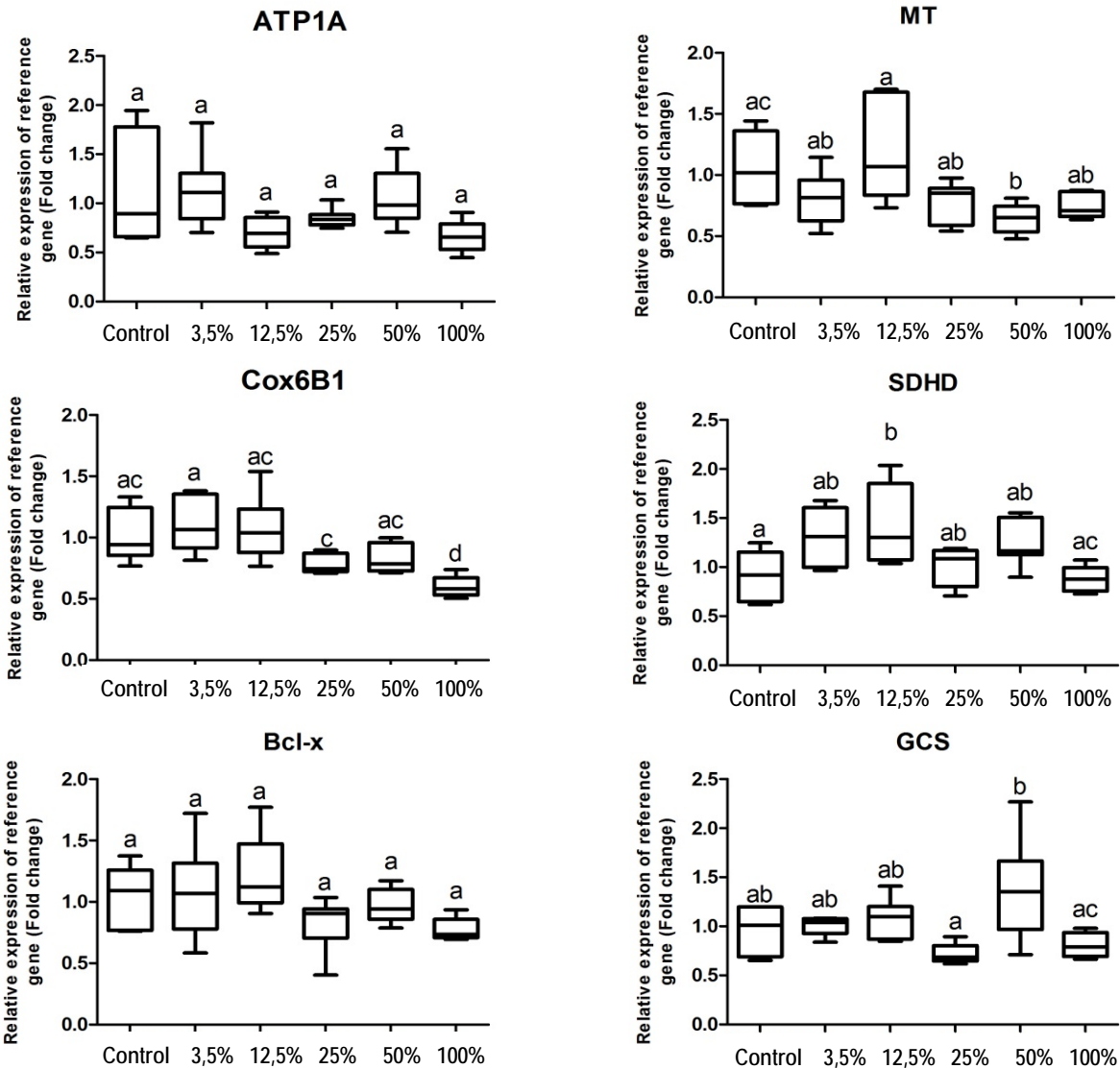
Det er begrenset kunnskap om vannkvalitetskriterier for Mo. I litteraturen er det rapportert at LC₅₀ for ferskvannsfisk er mer enn 70 mg/L (Reid 2012). Det er rapportert at Mo kan medføre respirasjonssvikt ved høye konsentrasjoner (>25 mg/L), men det er ikke påvist problemer med ioneregulering ved eksponering av brunørret mht. Mo. Det foreligger det ingen informasjon knyttet til kroniske effekter i fisk fra Mo.

3.3.6.2 Effekt på molekylært nivå i fisk

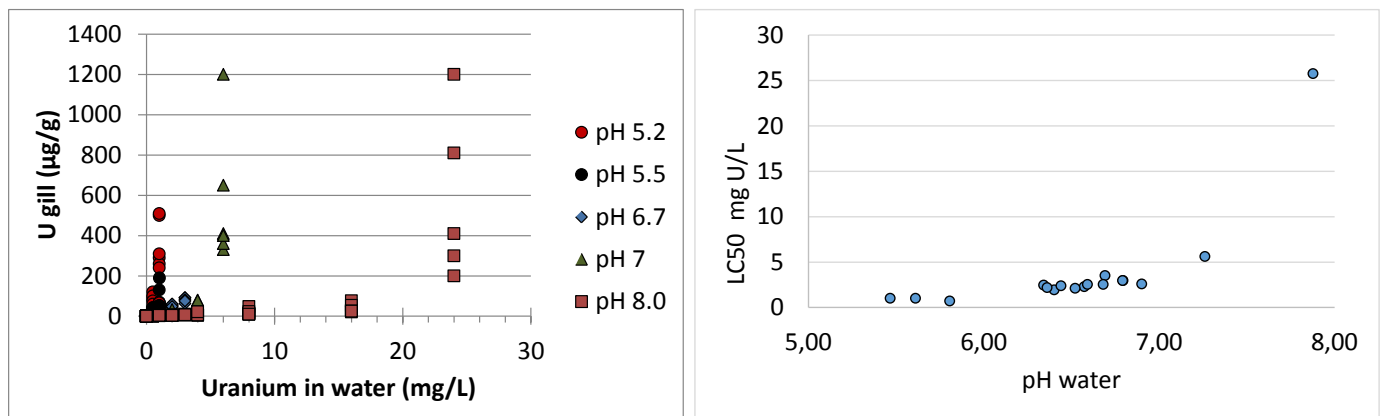
Det er utført målinger av genuttrykk i gjeller til fisk eksponert til vann utlekket fra alunskifer. Det ble påvist opptak av metaller i gjeller til fisk og gjellene ble derfor valgt som utgangspunkt for analyser av genuttrykk. For å identifisere hvilke gen som er forskjellig uttrykt i prøver av eksponert fisk ble det utført mikromatrise analyser, og qPCR analyser (kvantitativ-sanntids polymerase-kjedereaksjon, qrtPCR) av utvalgte gener.

Resultater fra analyser av mikromatrise indikerer at der er 346 gener (213 oppregulerte og 33 nedregulerte) som er forskjellig uttrykt (DEGs) når fisk ble eksponert for en blanding av metaller som gir opptak i gjeller til fisk tilsvarende 0,15 mg U/kg og 1 mg Cd/kg (FC=2, Figur 30). Disse genene (DEGs) er assosiert med kjente gen ontologi (GO) funksjoner og resultatene viser påvirkning av mekanismer knyttet til mitokondrie dysfunksjoner (elektrontransportkjeden), DNA/protein-skade, oksidativt stress og metallbinding. Effekter knyttet til disse spesifikke virkningsmekanismer inkludert ionetransport ble studert basert på utvalgte gener i et qPCR studie etter eksponering til ulike konsentrasjoner av metallene i en dose-respons sammenheng.

qPCR analysen ble utført basert på dose-responsforsøk med fisk hvor konsentrasjonen i gjeller til fisk var høyere for Mo og U, og uendret for Cd (Figur 31). Resultatene fra qPCR analysen viste et generelt fravær av tydelig konsentrasjons-respons sammenheng for de analyserte genene. En generell negativ trend mellom eksponeringskonsentrasjon og genuttrykket (Figur 34) ble observert for natrium-kalium transport ATPase subenhet alfa-1 (ATP1A), og metallotionin (MT). En invers u-formet konsentrasjon-respons sammenheng ble observert for succinate dehydrogenase complex subunit D (SDHD, complex II), cytochrome c oxidase subenhet VI b polypeptide 1 (COX6B1, complex IV) og B-cell lymphoma (Bcl-X). γ -glutamyl cysteine synthetase (GCS) virket upåvirket av eksponering for avrenningsvannet, dog med unntak av en gruppe (35X) som var høyere enn kontroll. Enkelte av genene viste imidlertid en tendens til økning i responsen ved 12,5 % alunskifervann. Resultatene indikerte at eksponering til en blanding av metaller utlekket fra alunskifer i vann med høy pH og relativ høy Ca konsentrasjon ikke bidro til negative virkningsmekanismer i fisk som kan gi skadeeffekter i fisk ved kritiske nivåer. Resultater fra analyser av genuttrykk forsterker derfor resultatene fra de fysiologiske responsene om fravær av negative effekter i fisk.



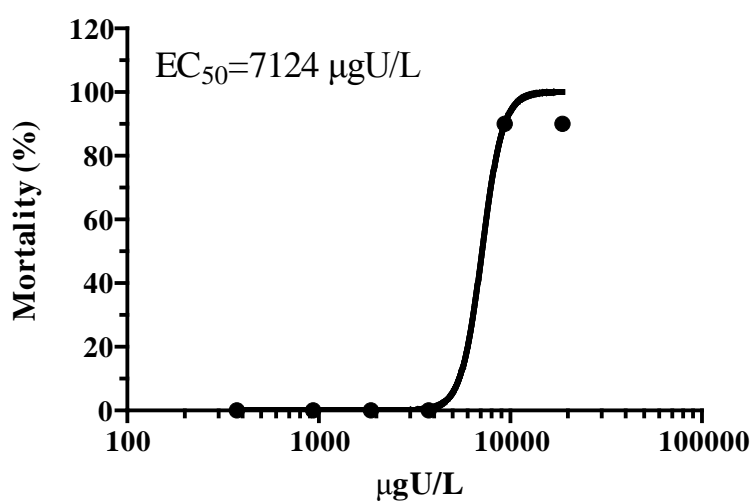
Figur 34. Relativt uttrykte gener i brunørret (*Salmo trutta*) eksponert for ulike konsentrasjoner (% vis fortyning) av vann utlekket fra alunskifer (Tabell 21). Genene B-cell lymphoma (*Bcl-X*), γ -glutamyl cysteine syntetase (*GCS*), cytochrome c oxidase subenhet VI b polypeptide 1 (*COX6B1*, complex IV), succinate dehydrogenase complex subunit D (*SDHD*, complex II), metallothionein (*MT*) og natrium-kalium transport ATPase subenhet alfa-1 (*ATP1A*) ble normaliserte mot referansegenen translasjons elongasjon faktor 1 alfa b (*EF1Ab*). En enveis ANOVA med Tukey's post hoc test ($p < 0.05$) ble utført etter at ekstremverdier ble fjernet.



Figur 35. A) Korrelasjon mellom U i vann og U på gjeller av laks (*Salmo salar*) eksponert for vann med forskjellig pH, B) Korrelasjon mellom pH i vann og LC50 for U i laks (kilde Teien et al., in prep.).

3.3.7 Effekt av alunskifervann i *Daphnia magna*

En 48 timer akutt og en 21 dag kronisk test ble gjennomført med krepsdyret *Daphnia magna* eksponert for en syntetisk blanding av spormetallene vanadium (V), nikkel (Ni), Arsen (As), molybden (Mo), kadmium (Cd) og (utarmet) uran (U) ved samme konsentrasjonsforhold som benyttet i forsøk med ørret (Tabell 21). I tillegg til å eksponere *Daphnia magna* til løsninger med konsentrasjoner benyttet i fiskeforsøket, ble daphnia eksponert til tre løsninger med en faktor 2, 5 og 10 høyere enn det som ble benyttet i fiskeforsøket. Nominelle konsentrasjoner av U benyttet var 18718 (WS1), 9359 (WS2), 3744 (WS3), 1872 (WS4), 936 (WS5), og 374 (WS6) µg U/L med tilhørende samme forholdstall av andre metaller (Tabell 21). Akutt giftighetstesten med *D. magna* gikk som forventet, med en konsentrasjonsavhengig respons med dødelighet i de to høyeste konsentrasjonene (NOEC=3744 µg U/L, LOEC=9359 µg U/L og EC50=7124 µg U/L) Figur 36.



Figur 36. Prosent akutt dødelighet av *Daphnia magna* eksponert 48 timer til syntetisk vann med innhold av metaller som utlekket av alunskifer (Tabell 21) og i same forholdstall (V, Ni, As, Mo and Cd). pH 7,5 og 20 °C. Resultater er vist som snitt av N=10.

Ved lengre eksponering for blandingen ble det observert økende dødelighet i alle grupper og ved avslutning av det kroniske eksponeringsforsøket var alle dyr døde. Den kroniske testen gikk imidlertid ikke som forventet og en forventet konsentrasjonsavhengig respons der økende konsentrasjon ga økende reduksjon i antall avkom uteble. Det ble derimot observert at kontrollen og de 4 laveste konsentrasjonene av metallblanding ga store negative effekter på reproduksjon, mens de to høyeste konsentrasjonene (9359 og 18718 µg U/L) ga mindre effekter. Disse funnene antyder at vannet med høye kalsiumkonsentrasjoner og lave konsentrasjoner av spormetaller eller andre faktorer ikke var optimal for langtidsstudiene gjennomført. Det er grunn til å anta at det akutte eksponeringsforsøket ikke var påvirket på samme måte og at giftighetsdataene derfor er troverdige. Ekstrapolering av akutte effektverdier til kroniske data (såkalte akutt til kroniske ratioer, ACR), antyder at en kronisk NOEC for *D. magna* burde ligge rundt 535 µg U/L med bruk av en ACR på 7.

3.3.8 Delkonklusjon

Feltundersøkelser av bunndyr og fisk i Vigga viser ingen effekter på fisk men noe påvirkning på bunndyr fra anleggsperioden, men basert på alle undersøkte bekker i anleggsområdet er det en klar påvirkning av bunndyr i bekker nord for Gran. Bekken nord for gran viser økt konsentrasjon av metaller i bunndyr og en lavere eutrofierings indeks (ASPT) under anleggsperioden enn før

anleggsperioden. Dette antyder negative effekter. Kontrollerte laboratorieforsøk med fisk demonstrerer opptak av Cd, U og Mo i fisk eksponert til utlekket vann fra alunskifer, men også at en rekke elementer som lekker fra alunskifer ikke blir tatt opp i fisk. Nivået på opptak av Cd, U og Mo er imidlertid lavt og under nivåer som antas gi akutte effekter i fisk. Det registreres ingen akutte effekter i fisken. Utlekkingen av vann fra Alunskifer bidrar til pH i området 7,3-7,6 og høye Ca-konsentrasjoner som antas å være avgjørende for at opptaket og effekten av metallene er lavt. Opptak av metaller via næringskjeden og eventuelle langtidseffekter er ikke undersøkt. Det er dokumentert U i organ til mort og abbor i Jarenvannet, dette kan være et resultat av opptak av metallet via næringskjeden.

3.4 Arbeidspakke 4: Konsekvenser og risiko for mennesker og miljø

Kunnskap om enkeltstoffers eksponering, giftighet og bidrag til risiko er grunnleggende for utarbeidelse av farlighets- og risikovurderinger av komplekse vannprøver. Ettersom disse komplekse vannprøvene ofte inneholder mange stoffer, som kan virke sammen (additivitet og synergi) eller mot hverandre (antagonisme), er det blitt vanligere å vurdere hvordan blandingsgiftighet gir opphav til endring i effekter og risiko for ulike vannlevende organismer. Risikovurdering av enkeltstoffer er veletablert innen risikovurdering og baserer seg på sammenligning mellom den konsentrasjonen som måles i miljøet (dvs. PEC-Predikert målt miljøkonsentrasjon eller MEC-målt miljøkonsentrasjon) og den konsentrasjonen som er påvist å kunne gi biologiske skadeeffekter (PNEC- predikert ingen effektkonsentrasjon, ECx - effektkonsentrasjoner for en gitt skadeeffekt eller NOEC-ingen observert effektkonsentrasjon). Usikkerhet knyttet til ekstrapolering mellom arter, biologiske endepunkter (eks. akutt og kroniske effekter, NOEC eller ECx) og datamengde reduseres ved å benytte såkalte vurderingsfaktorer (AF-assessment factors) for å beregne beskyttende (konservative) grenseverdier for risiko. Vurdering av blandingsgiftighet av komplekse prøver gjennomføres prinsipielt på samme måte, men hvor risiko for hver komponent i blanding summeres, under antagelse at samvirkeeffekten av mange stoffer følger prinsippet for konsentrasjonsaddisjon, CA (dvs. additivitet og ingen interaksjon mellom stoffene). Selv om interaksjoner mellom stoffer, og spesielt radionuklider og metaller, i opptak, fordeling og gifteffekt foregår, har bruk av konsentrasjon addisjon vist seg å være en hensiktsmessig og konservativ innledende vurdering av kumulativ risiko (Backhaus and Faust 2012; Backhaus et al. 2010; Cedergreen 2014). Nedenfor er det utført forskjellige tilnærminger for risikovurdering av radionuklidene og metallers mulige påvirkning av det akvatiske miljøet på Gran.

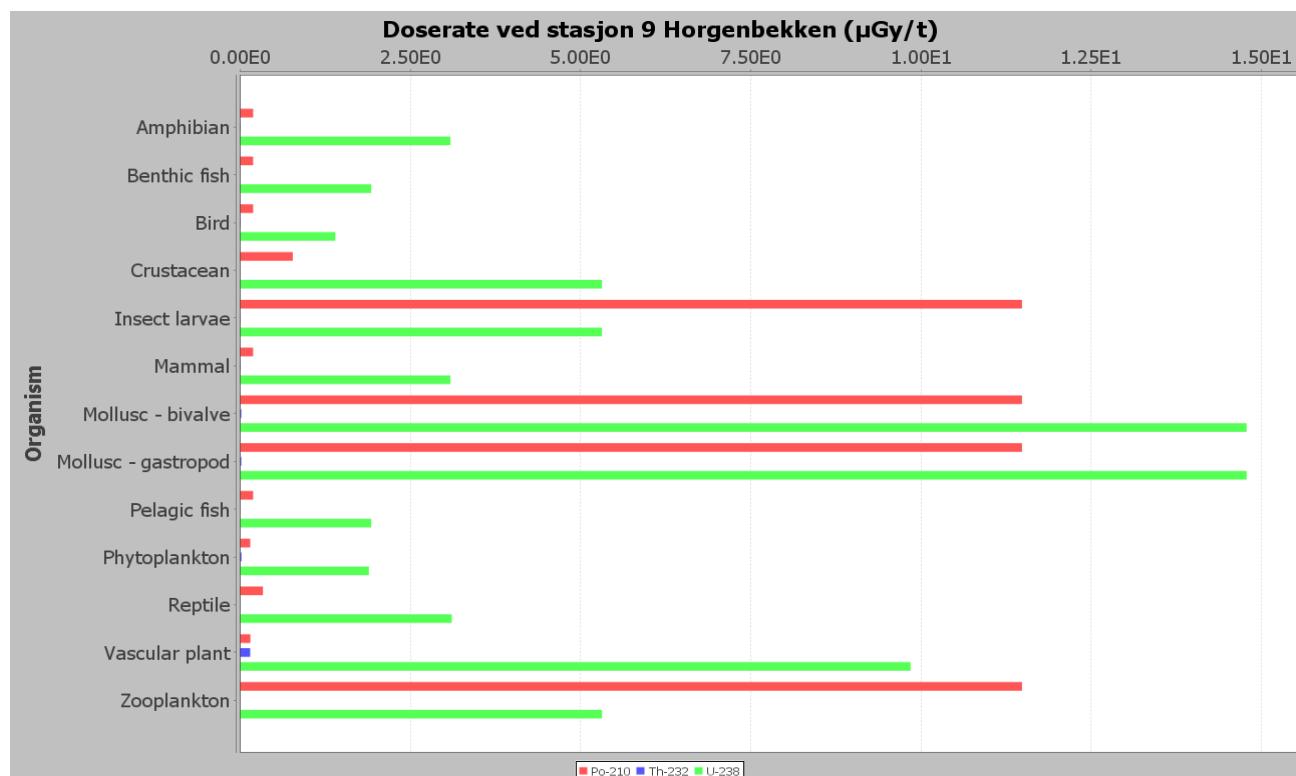
3.4.1 Risikovurdering av radiologiske effekter i akvatisk miljø

ERICA assessment tool (tier 2), versjon 1.2.1, ble brukt til å estimere de radiologiske effektene på organismer i det akvatiske miljøet ved stasjon 6, 7 og 9. Målt aktivitet av ^{238}U , ^{232}Th og ^{210}Po i vann, sediment og organismer (fra kapittel 3.1) ble benyttet for å estimere effekten. ERICA assessment tool gir et estimat for forventet doserate og et estimat for konservativ doserate for valgte organismer.

ERICA assessment tool tar kun hensyn til radiologiske effekter, og for ^{238}U og ^{232}Th kan effekten underestimeres ettersom den største effekten er forventet å være kjemisk. Den kjemiske effekten av U er tatt inn i kapittel 3.4.3 Kumulativ risikovurdering av vannene. Th hadde svært lave eller ikke målbare konsentrasjoner i vannene på Gran.

For stasjon 6 (Vigga utløp i Jarenvannet) og 7 (bekk påvirket av veiarbeidet i nord) er forventet doserate $<10 \mu\text{Gy/t}$ (valgt doserate for screening) for alle målte radionuklider for alle inkluderte organismer ($p < 0.05$), og sannsynligheten for en negativ radiologisk effekt er liten. For stasjon 9 (Horgenbekken) er forventet doserate $17 \mu\text{Gy/t}$ for insektlarver (bunndyr) og zooplankton, $26 \mu\text{Gy/t}$ for bløtdyr (snegler og skjell) og $10 \mu\text{Gy/t}$ for karplanter. I tillegg overskrider konservativ doserate $10 \mu\text{Gy/t}$ for krepsdyr og reptiler. Vi kan altså ikke utelukke radiologiske effekter på lokal biota ved

stasjon 9. Intern doserate (stråling fra radionuklider inne i kroppen) dominerer mens ekstern doserate (stråling fra radionuklider utenfor kroppen) er ubetydelig. Dosen kommer hovedsakelig fra ^{238}U og ^{210}Po (se Figur 37).



Figur 37. Total doserate (intern + ekstern) fra ^{210}Po , ^{232}Th og ^{238}U til organismer i akvatisk miljø ved Horgenbekken (stasjon 9) høsten 2015.

3.4.2 Risikovurdering av metaller: EUs grenseverdier (Environmental Quality Standards, EQS)

Ved implementering av vannforskriften har alle vannforekomster fått konkrete og målbare miljømål ved at minimum «god tilstand» oppnås. Vannforskriften har som mål å sikre beksyttelse og bærekraftig bruk av vannmiljøet, og om nødvendig iverksette tiltak for at miljømålene nås. Fundamentalt i vannforskriften er karakteriseringen og klassifiseringen av vannforekomster. Karakteriseringen identifiserer belastningen og miljøvirkninger av belastningene, mens klassifiseringen definerer den faktiske tilstanden i vannforekomsten. Dette er diskutert allerede ved presentasjon av konsentrasjoner i kapittel 3.1

Figur 38 viser prinsippskisse for klasifisering av miljøtilstand i vannforekomsten. Kvalitetsselementer som inngår i vurderinger er økologisk tilstand og EUs prioriterte miljøgifter som inngår i kjemisk tilstandssvurdering. EQS-verdier (Environmental Quality Standards) angir miljøkvalitetsstandarder, også kalt grenseverdier. Disse varierer noe fra land til land, men man har forsøkt standardisere disse i Europa.

Mens vurdering av økologisk risiko fra metaller er mer utviklet enn for radionuklider, er det fortsatt stor variasjon i vurdering av EQS mellom land og forskjeller i vurderingskontekst (f.eks. screening nivåer, sannsynlige effektnivåer, alvorlige effektnivåer, osv.). Miljøkvalitetsstandarder er avledet på

mange forskjellige måter og varierer fra screening verdier eller forventet ingen effekt nivåer (PNEL) - som skal representere konsentrasjoner hvor det ikke forventes innvirkning på miljø (biota), til maksimalt tillatte konsentrasjoner eller negative effektnivåer – som representerer de konsentrasjoner som er forbundet med betydelige økologiske effekter. Rekkevidden mellom de to sett med verdier kan være ganske store, og forskjellige land opererer med forskjellige terminologier og ulike kriterier (EPA 2004; RIVM 2001). Likevel kan eksisterende utvalg av data bidra til å sette observerte nivåer i sammenheng.

Det er viktig å merke seg at U er både kjemisk og radiologisk giftig, og således kan screening nivåer og andre miljøkrav variere avhengig av om det er stråledoser eller den kjemiske konsentrasjon som er den begrensende faktor. Sheppard et al. (2005) utførte en litteraturgjennomgang for å gi anslag for den kjemiske giftigheten av U til andre bestanddeler av økosystemet basert på PNEC (prognosert ingen effekt konsentrasjon). I denne evalueringen, knyttet til planter og virvelløse dyr i ferskvann, ble resultatet en PNEC verdi på 0,005 mg U / L, noe som er en faktor tre under PNEC mennesker. For fisk er toksisitet avhengig av kalsium nivå og pH (f.eks. kalsiumkarbonat) i vann. For eksempel er PNEC verdien av U for vann som inneholder <10 mg CaCO₃/L rapportert å være 0,4 mg U/L vann, og 23 mg /L i vann som inneholder > 10 mg CaCO₃/L. På samme måte ble PNEC verdier av U i jord og sediment knyttet til opptak i biota rapportert å være 250 mg U/kg jord for landplanter og 100 mg U/kg sediment for ferskvanns bunndyr (Sheppard et al. 2005).



Figur 38. Vanndirektivets klassifisering sammenlignet med EUs grenseverdier EQS (Environmental Quality Standards).

Sammenligner vi konsentrasjonene av utvalgte metaller i vann, sedimenter og jord med europeiske tiltaksgrenser og EQS viser dette klart at det er Horgenbekken som bør ansees forurenset og hvor det bør igangsettes tiltak (Tabell 25).

Tabell 25. Sammenligning av konsentrasjoner i sediment mot EQS (Environmental Quality Standards).

Grunnstoff	Vigga utløp Jarenvannet (St.6) (mg/kg)	Nordtangen (St. 7) (mg/kg)	Horgenbekken (St. 9) (mg/kg)	LEL (range) ^a (mg/kg)	PEC ^b (mg/kg)
Cu	17 - 21	37 - 47	36 - 38	16 - 50	149
Ni	32 - 76	59 - 68	190 - 210	16 - 30	48
As	1,9 - 6,9	13 - 17	14 - 18	6 - 33	33
Mo	1,3 - 5,9	11 - 12	11 - 14	5 - 100	-
Cd	0,28 - 0,55	0,81 - 0,91	2,4 - 2,5	0,6 - 10	5
Pb	3,4 - 14	15 - 19	13 - 17	31 - 100	128

a EQS basert på "Screening Values, Lowest effect levels (LEL)" og ECO-SSL (RIVM, 2001; EPA, 2004; MacDonald et al., 2000).

b Predikert effekt konsentrasjon (Predicted Effect Concentrations, PEC) som reflekterer konsensus nivåer hvorav økologiske effekter kan komme for en eller flere grupper av organismer (EPA, 2000).

Siden verdiene for Ni og Mn i vann kan sies å være kompatibel med den generiske 10 µGy/h verdi for ioniserende stråling, ser det ut til at det er potensiale for metall virkninger kan være sammenlignbar med den for ioniserende strålingen og derfor mulighet for samvirkende interaksjoner på biota.

Metallkonsentrasjoner i forskjellige sedimentlag var generelt innenfor laveste effektnivåer (LEL) bortsett fra for Ni i Horgenbekken som var høyt over PEC og man bør her kunne forvente negativ effekt av Ni, både for vannlevende og sedimentlevende organismer.

3.4.3 Kumulativ risikovurdering av spormetaller i vannprøver fra Gran

Målet for modelleringen var å gjennomføre kumulativ risikovurdering av stoffer målt i prøver fra feltarbeidet i september 2015 (Stasjon 6, 7 og 9), identifisere den mest følsomme organismegruppen og hvilke stoffer som gir størst bidrag til risikoen i blandingen (risikodrivere) i stasjon 6.

Risikovurderingen ble gjennomført på basis av eksponerings- og effektdata for stoffer målt i vannet tatt fra stasjon 6 (Vigga), 7 (Nordtangen) og 9 (Horgenbekken). De løste konsentrasjonene av metallene (tilstandsformer) ble beregnet vha. Windermere Humic Aqueous Model (WHAM) versjon 7 (<http://www.ceh.ac.uk/services/windermere-humic-aqueous-model-wham>). Arts-spesifikke effektkonsentrasjoner ble hentet fra USEPA ECOTOX databasen (<https://cfpub.epa.gov/ecotox/>), ECETOX aquatic Hazard Assessment II databasen (<http://www.ecetoc.org>) og åpen litteratur. I tilfeller der det forelå flere datapunkter ble gjennomsnittet til dataene (ECx eller NOEC) beregnet. I tilfeller der effektdata manglet for en eller flere artsgrupper og tilstandsformer ble surrogatstoffer benyttet (eks. aluminiumklorid ble benyttet som surrogat for toverdige aluminiumion) Arts-spesifikke risikokvotienter ble deretter beregnet for de mest følsomme endepunktene i form av toksisitetsheter (TU_{artsgruppe}) vha. MEC fra enkeltstoffene (likning 1) iht. prinsipper skissert av Petersen (Petersen et al. 2015; Petersen et al. 2013):

$$TU_{artsgruppe} = \frac{MEC}{EC_{50} \text{ eller } LC_{50} \text{ eller } NOEC} \quad (1)$$

Kumulativ risiko ble deretter beregnet som summen av TU (STU, likning 2) under antagelse at blandingsgiftigheten kunne beregnes vha. prinsippet om konsentrasjonsaddisjon (Backhaus and Faust 2012):

$$STU = \sum_{i=1}^n TU_i \times AF \quad (2)$$

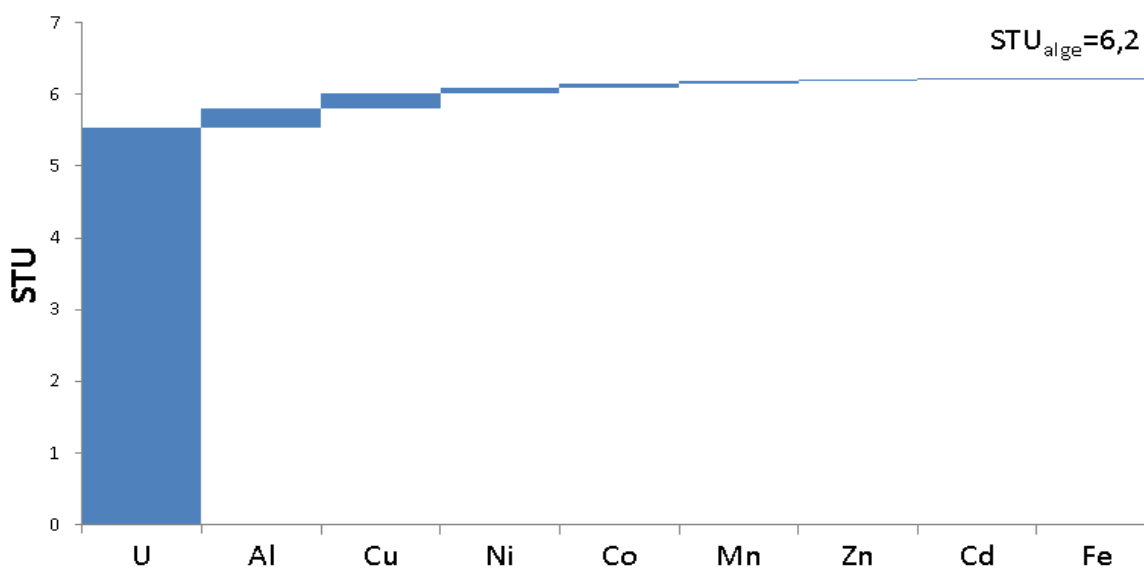
der vurderingsfaktoren AF er angitt i Tabell 26.

Tabell 26. Vurderingsfaktor (AF) brukt for å ekstrapolere ulike effektdata til konsentrasjon antatt å ikke medføre effekter (NOEC for kronisk eksponering).

Biologiske endepunkt	Vurderingsfaktor (AF)	
	EC50	NOEC
Kronisk eksponeringsdata	100	1
Akutt eksponeringsdata	1000	10

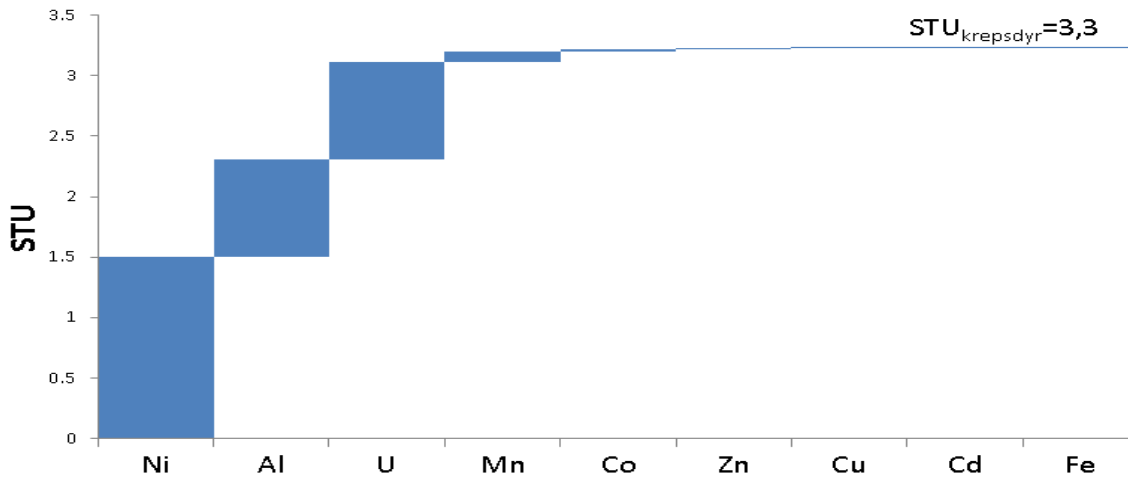
Tilstandsform-modellen WHAM estimerte de mest relevante tilstandsformene for alle grunnstoffene utenom bly, arsen, vanadium og molybden da disse manglet likevektskonstanter og er derfor utelatt fra risikovurderingen. Man antar sannsynlighet for risiko hvis STU er over 1 og høy risiko ved STU over 10. Resultatene fra den kumulative risikovurdering for stasjon 6 basert på en blanding av akutte og kroniske data viser at predikert risiko var høyest for alger (STU=6,2), etterfulgt av fisk (STU=3,9) og krepsdyr (STU=3,3). Alle disse estimatene var over terskelverdien på 1 som er ansett som indikasjon på risiko.

Inngående vurdering av bidragsyttere til risikoestimatene for alger viste at metallene uran var over terskelen for risiko for alger når vurdert enkeltvis. Uran bidro alene med 90% av den estimerte risikoen for giftighet og kan derfor anses å bidra mest til giftigheten av blandingen (risikodrivere). Ettersom effektdata for uran, aluminium, kobolt og mangan ble ekstrapolert fra kroniske EC50 verdier kan risikobidraget fra disse stoffene være noe høyere enn det som estimeres på basis av kroniske NOEC verdier.

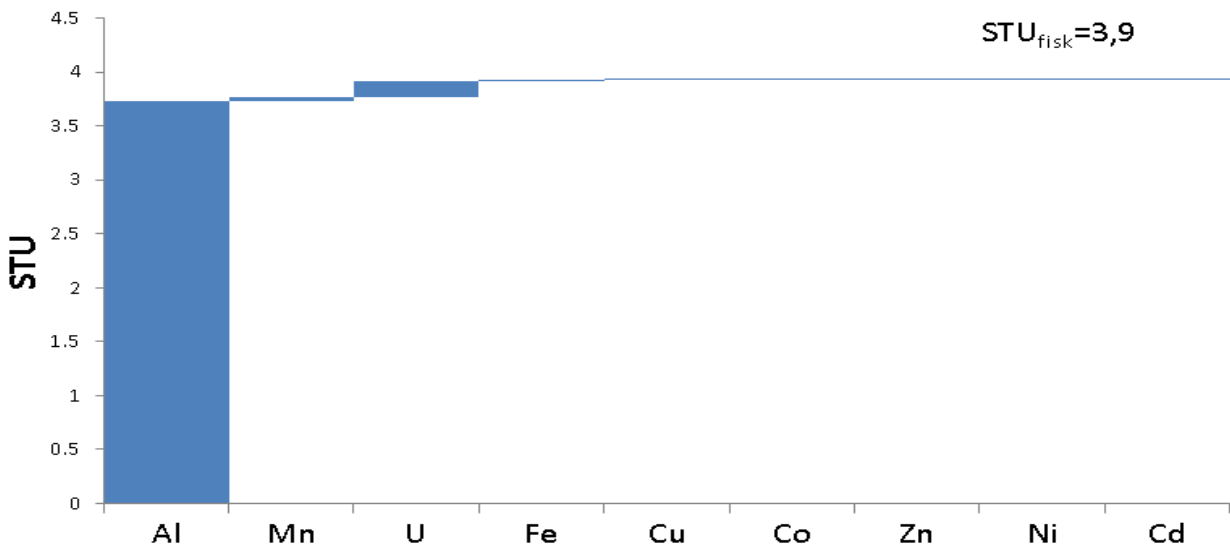


Figur 39. Kumulativ risiko for effekter av metaller målt i vann fra stasjon 6 på alger. Beregning av sum av toksiske enheter (STU) basert på total vannløst fraksjon av alle tilstandsformer og kroniske NOEC verdier for salter av metallene. For metallene U, Al, Co og Mn ble risikoestimatet basert på kroniske EC50 verdier.

Nikkel var det eneste av metallene som var over terskelen for risiko for krepsdyr når vurdert enkeltvis. Dette stoffet bidro alene med 46% av den estimerte risikoen for giftighet og kan derfor anses som risikodriver i vannet fra stasjon 6. Ettersom risikoprediksjonen for aluminium, uran, mangan og kobolt ble gjennomført på grunnlag av akutte EC50 verdier og bruk av en konservativ vurderingsfaktor på 1000, er det sannsynlig at risikobidraget fra disse stoffene er større enn det som kan forventes dersom kroniske NOEC-data benyttes.



Figur 40. Kumulative risiko for effekter av metaller målt i vann fra stasjon 6 på krepsdyr. Beregning av sum av toksiske enheter (STU) er basert total vannløst fraksjon av alle tilstandsformer og kroniske NOEC verdier for salter av metallene med unntak av metallene Al, U, Mn og Co var predikert på grunnlag av de akutte EC50 verdiene.



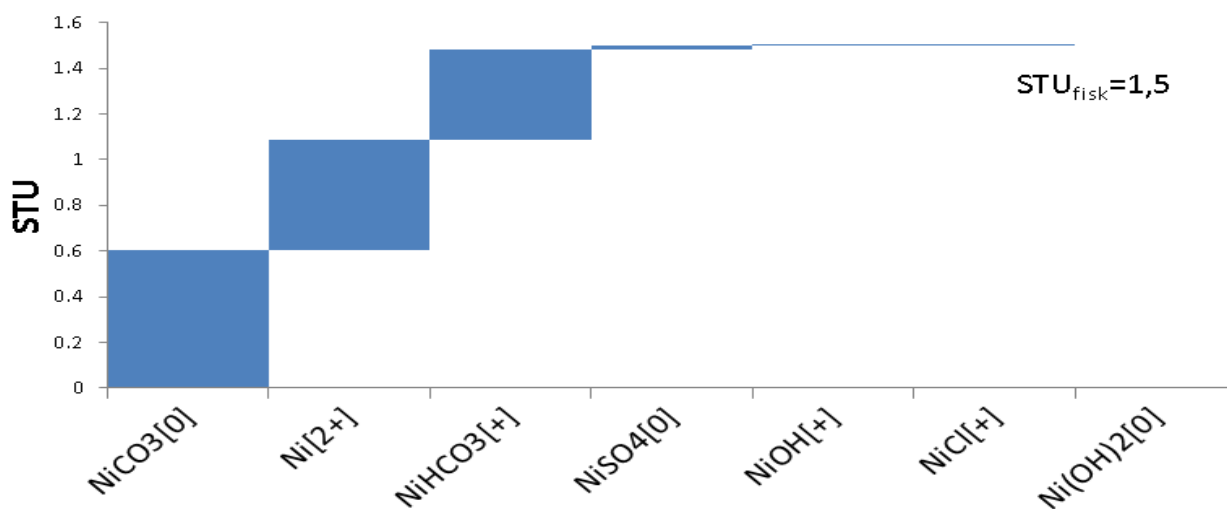
Figur 41. Kumulative risiko for effekter av metaller målt i vann fra stasjon 6 på fisk. Beregning av sum av toksiske enheter (STU) er basert på total vannløst fraksjon av alle tilstandsformer og kroniske NOEC verdier for salter av metallene med unntak av metallene Al, Mn og Fe der de akutte EC50 verdiene og kobolt der en akutt NOEC ble benyttet.

Aluminium var predikert å gi en TU over 1 og er således over terskelen for risiko for fisk når metallene vurderes enkeltvis. Dette stoffet bidro alene med 95% av den estimerte risikoen for giftighet og kan derfor anses å være en risikodriver i vannet fra stasjon 6. Ettersom risikoprediksjonene for aluminium, mangan, jern ble gjennomført med akutte EC50 verdier og kobolt på basis av en akutt NOEC verdi, kan risikobidraget fra disse stoffene være noe overestimert i forhold til hva som kan forventes ved bruk av kroniske NOEC data.

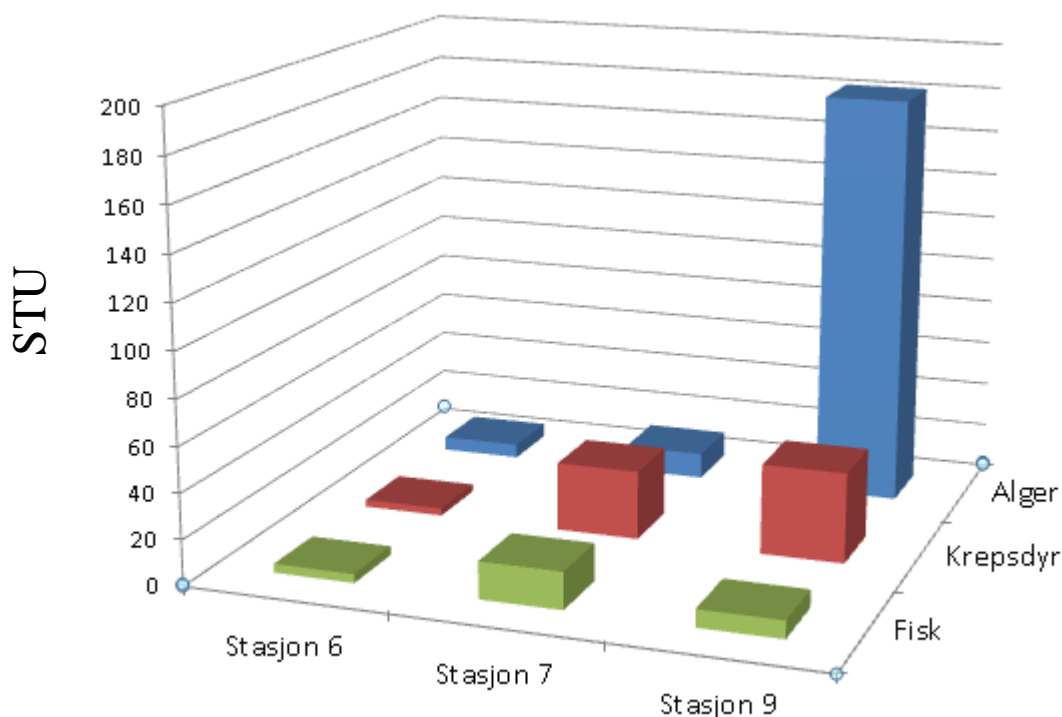
En vurdering av risikoen for ulike tilstandsformer av nikkell på krepsdyr ble gjennomført for å illustrere hvordan tilstandsformen av et gitt stoff påvirker risikoen. Nikkelkarbonat (40%), toverdige nikkellioner (32%) og nikkellkarbonat kationer (26%) bidro til nesten 99% av estimert risiko for nikkell under

forholdene angitt for stasjon 6. De andre tilstandsformene av nikkel var neglisjerbare og antas derfor å ikke være spesielt relevante for videre vurderinger.

Kumulativ risiko varierte mye mellom de ulike stasjonene vurdert. Alle stasjonene viste seg å representere risiko for de tre artsgruppene som ble undersøkt. Forskjellene i risiko var relativt lik for de tre artsgrupper for stasjon 6 ($STU < 6,3$), mens sammensetningen av vannet fra stasjon 7 (Nordtangen) viste seg å gi noe høyere risiko til alle artsgrupper ($STU = 11,3-30,5$). Vannet fra Stasjon 9 (Horgenbekken) viste seg å representere høy predikert risiko til alger ($STU = 182$) og krepsdyr ($STU = 40$), og noe lavere risiko til fisk ($STU = 7,8$). Høy predikert risiko ser ut til å samsvare med observasjon av mulig endring i artssammensetning på stasjon 7.



Figur 42. Kumulative risiko for effekter av ulike tilstandsformer av nikkel på krepsdyr. Risiko er angitt som sum av toksiske enheter (STU). Beregning av STU er basert på totale vannkonsentrasjoner og gjennomsnittlig kroniske NOEC verdier for aktiv komponent (metall ion).



Figur 43. Kumulative risiko for effekter av komplekse blandinger av metaller målt i vann fra stasjon 6, 7 og 9. Risiko er angitt som sum av toksiske enheter (STU). STU over 1 gir sannsynlighet for risiko. STU over 10 gir høy risiko.

Arbeidet som er beskrevet over er innledende studier for å karakterisere kumulativ risiko av metaller i komplekse prøver for vannlevende organismer. Beregningene er forenklede estimat basert på et begrenset utvalg av eksponerings- og effekt-data, og bør derfor anses som en innledende vurdering (screening). Dette har sammenheng med at usikkerheten knyttet til mangel av relevante effektdata for kronisk giftighet og bruk av konservative vurderingsfaktorer for enkelte stoffer kan ha overestimert risikoen. Videre er det knyttet en viss usikkerhet til bruk av prediksjoner av metallenes tilstandsform vha. WHAM i stedet for bruk av målte konsentrasjoner av metallenes tilstandsformer. Mangel på relevante likevektskonstanter for enkelte av stoffene hindret også effektiv modellprediksjon av bidrag fra alle metallene og vil kunne ha undervurdert den totale estimerte risikoen. Videre er ikke interaksjoner mellom metallene, som kan påvirke opptak og effekter enten i form av potensering utover addisjon (synergi) eller giftighetsreduksjon (antagonisme) tatt hensyn til i de angitte estimater og bidrar derfor til økt usikkerhet. Fremtidig studier vil fokusere på å komplementere data for stoffenes tilstandsform for å oppnå mer eksakt eksponeringskarakterisering, ekspandere effektdatabasen med kroniske effektdata (NOEC- og EC50-verdier), og etablere mer realistiske AF som tar høyde for kumulative effekter.

3.5 Arbeidspakke 5: Tiltak

For å undersøke muligheter for rensing av vann fra deponiet er ulike sorpsjonstester gjennomført med flere ulike sorpsjonsmaterialer, med både statisk og dynamisk eksponering (kolonneforsøk). Resultater fra sorpsjonsforsøk med lokale materialer (torv og leire), jernholdig sand, eggeskall, olivin og diatomitt-bentonitt er presentert her.

3.5.1 Materialer og metode

3.5.1.1 Borekjerner av lokale materialer (torv og leire)

Borekjerner fra anleggsområdet ble tatt på ulike dybder (0,2-10,6 m), og brukt i statiske absorpsjonsforsøk. 5 g materiale ble eksponert for 0,8 L vann tillaget med 10 ganger høyere konsentrasjoner enn det som ble observert i felt før oppstart av konstruksjonsarbeider (se vedlegg 2). Eksponeringen varte i 30 min med konstant omrøring ved 300 rpm. Beskrivelse av lagene er å finne i Hagelia (2014).

3.5.1.2 Andre sorbenter

En rekke andre materialer ble testet statistisk for å undersøke egenskaper for U-sorpsjon: Sorbentene ble eksponert for avløpsvann fra anaerob nedbrytning i biogassanlegg tilsatt 6,25 g UO_2^{2+} /L. Avløpsvannet hadde en pH på 7,5, tørrstoff på 0,8 % og inneholdt organiske stoffer som humus, uorganiske næringssalter og tungmetaller. Forsøksdesignet var ment å teste sorpsjonsegenskapene i en suspensjon ved samme pH som avrenning fra alunskiferdeponiet hadde ved feltundersøkelser (pH 7,5, og materialer som fjernet mer enn 99 % av U ble brukt i videre undersøkelser.

Den første sorbenten som ble valgt ut var DB-12P-HP, som vi laget av bentonitt produsert av Ijevan Bentonite Company og diatomitt optimalisert av Diatomite Company, begge firma fra Armenia. 1 L bentonittslurry (200 g bentonitt L^{-1}) ble behandlet med 100 ml 10 % v/v fosforsyre (H_3PO_4) (Alvarenga 2016) over natten for å danne funksjonelle fosfatgrupper som kan binde UO_2^{2+} . Deretter ble en 0.5 L slurry med diatomitt (200 g diatomitt L^{-1}) tilsatt blandingen. Ferdig blanding ble filtrert og tørrstoffet ble tørket ved romtemperatur og deretter ved 105°C. Deretter ble tørrstoffet knust til pulver for å oppnå homogenitet. Spesifikk overflate til sorbenten var 209 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ målt med BET-metoden. Tabell 27 viser sammensetningen av sorbenten DB-12P-HP.

Disse produktene ble valgt for å oppgi en struktur eller overflate (SiO_2 og Al_2O_3 i bentonitten) som kunne legge på funksjonelle grupper (f eks. PO_4^{3-}) for å øke sorpsjonseffektiviteten. I tillegg, ble diatomitt benyttet for å oppnå porøsitet. Dermed får vi stor grad økning av massoverføring. Det finnes dessverre ikke en slike produkter i Norge, men kunnskapen og erfaringer med diatomitter og bentonitter kan implimenteres for å utvikle egne sorbenter i Norge (f eks. olivin eller Drammen blueclay baserte sorbenter). Dessuten er alle materialer som ble benyttet billigere enn kommersielt tilgjengelige sorbenter siden disse jo er naturlige porøse sorbenter.

Tabell 27. XRF undersøkelse av sorbenten DB-12P-HP, tillaget som beskrevet i teksten ovenfor.

Sorbent	Grunnstoff									
	O	Na	Mg	Al	Si	P	K	Ca	Ti	Fe
DB-12P-HP	63.5	0.50	0.70	2.60	21.60	9.00	0.30	0.40	0.20	1.20

En olivinbasert sorbent (Olivin-Al) ble laget fra Olivine Bluegard 63[®] produsert av Sibelco Nordic AS i Norge, blandet med diatomitt (15 vekt %) og polyaluminiumkloridhydroksidsilikat (PAX-XL-60[®], 1 ml ble brukt til 4 g olivin) produsert av Kemira Ltd. Blandingene ble rørt til den oppnådde en homogen, våt pulverstruktur. Den kjemiske sammensetningen av Olivin-Al sorbenten er vist i Tabell 28, og spesifikk overflate var 54 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ målt med BET-metoden.

Olivin ble valgt pga produksjonen i Norge. Denne har en struktur som magnesiumsilikat for å sette på funksjonelle grupper. Mer forskning trengs derimot for å erstatte diatomitt med en annen lokalmaterial (f. eks. filtralite). Denne sorbenten er billigere. Ellers må diatomitt importeres fra Armenia som gjør

sorbenten dyrere. Porøsiteten er jo kritisk i alle fall for å øke effektiviteten av separasjonen (patikler og ioner). Hvis det er behov for Olivin-Al, er det nødvendig med mer forskning for å teste en slik ny sorbent.

Tabell 28. XRF data for Olivin-Al sorbenten, tillaget som beskrevet i teksten ovenfor.

Sorbent	Grunnstoff								
	O	Mg	Al	Si	K	Ca	Cr	Fe	Ni
Olivin-Al	52.4	16.40	3.00	23.50	0.10	0.20	0.10	4.10	0.20

Den eggeskall-baserte sorbenten ble levert av det norske firmaet Agroplas AS, i kornstørrelse 0,5-2 mm. Jernholdig sand ble hentet fra utfellingssjikt (B-sjikt) i Langebrekke Grustak AS i Mysen, Norge. For disse to sorbentene ble det ikke utført målinger av spesifikk overflate, da de ikke er naturlig porøse. For å øke sorpsjonseffektiviteten til den jernholdig sanden ble 240 g sand blandet med 15 g bentonitt og 70 g diatomitt (begge fra Armenia), og denne blandingen (optimalisert jernholdig sand) ble behandlet med 150 mL 10 %_{v/v} H₃PO₄.

3.5.1.3 Vann

Kontaktvann/utlekkingsvann (vann som har vært i kontakt med store mengder alunskifer) fra alunskiferdeponiet ble hentet våren 2015, mens deponiet var i bruk. Vannkvaliteten er gitt i vedlegg 2.

3.5.1.4 Dynamiske sorpsjonsforsøk i laboratoriet

Forsøkene ble utført ved bruk av kontaktvann fra alunskiferdeponiet. Den jernholdige sanden ble testet både med og uten tilsats av bentonitt/diatomitt. Sorbentene DB-12P-HP, Olivin-Al og jernsand med bentonitt/diatomitt ble granulert for å unngå problemer med permeabilitet i kolonnene. Bindemiddel for granulering av sorbentene DB-12P-HP og jernholdig sand med bentonitt/diatomitt var H₃PO₄ (10 %_{v/v}), mens for Olivin-Al sorbenten ble 10 % polyvinylacetatløsning brukt. Granuleringsprosessen ble utført manuelt med gradvis tilsetning av H₃PO₄ løsning (rundt 50 mL til 50 g pulver) i en liten balje med DB-12P-HP sorbenten som pulver. Granulene ble skapt ved å bevege blandingen sirkulært til det skjedde aggregering og dannelse av granuler [1]. De våte granulene ble siktet gjennom en 3 til 4 mm sikt, og prosessen ble repetert til alle granuler var i størrelsen 3 til 4 mm. Ferdig granulert materiale ble tørket ved romtemperatur etterfulgt av oppvarming til 500 °C i 4 timer. Oppvarmingen skapte økt porøsitet og forbedret den mekaniske styrken og holdbarheten til granulene (Alvarenga 2016). Den samme prosedyren ble brukt under granulering av Olivin-Al sorbenten, bortsett fra at etterfølgende oppvarming var 300 °C i en time.

Mengde sorbent brukt i kolonneforsøket er vist i Tabell 29. Forsøket ble gjennomført i romtemperatur (20°C) med en gjennomstrømningshastighet på 3 mL/min. Kolonnene baserer seg på ionebytting og hadde kapasitet på 150 mL vann (DB-12P-HP) og 50 mL vann (Olivin-Al).

Tabell 29. Mengde sorbent i laboratoriebasert kolonneforsøk.

Sorbent	Mengde (g)
DB-12P-HP	90
Olivin-Al	45
Behandlet jernholdig sand	118

Sorpsjonskapasitet

For sorbentene DB-12P-HP og Olivin-Al ble det gjennomført tre repetisjoner med metning av sorpsjonskapasitet etterfulgt av regenerering av sorpsjonskapasitet ved bruk av 7,5 % HCl. Sorbenten basert på eggeskall kan ikke regenereres med saltsyre, da dette vil løse opp sorbenten og uønsket karbondioksid blir produsert i kolonnen. Mengde sorbent brukt i kolonnene i dette forsøket er vist i Tabell 30.

Tabell 30. Mengde sorbent i kolonnene i gjennomførte laboratorieforsøk.

Sorbent	Mengde (g)
DB-12P-HP	24
Olivin-Al	24
Ubehandlet jernholdig sand	210
Eggeskall	34

Kolonnene ble tilført kontaktvann fra alunskiferdeponiet. For DB-12P-HP ble sorpsjonskapasitet (metning) undersøkt ved to pH-verdier (4,0 and 7,5), begge forsøk utført ved 10 °C. For sorbenten Olivin-Al ble sorpsjonskapasitet oppnådd kun ved pH 7,5 og ved temperatur 10 °C.

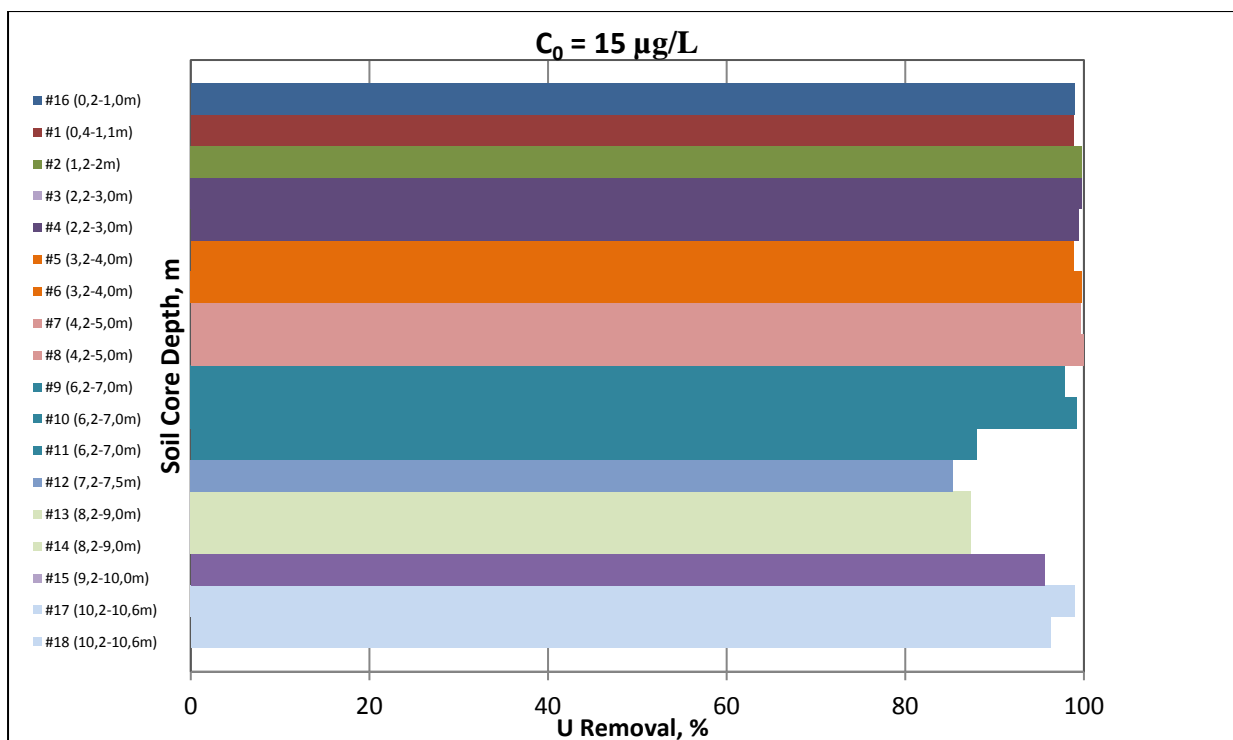
3.5.1.5 Dynamisk sorpsjon i pilotskala forsøk

Et kommersielt tilgjengelig kolonnebasert rensesystem (LC 010) produsert av Novatek AS ble brukt for gjennomføring av pilotskala uttesting av utvalgte sorbenter. 12,3 kg granulert DB-12P-HP ble fylt i en 20 l kolonne. Kolonnesystemet er bygd for pumpebasert oppstrøms belastning av filtermaterialer. Før oppstart ble sorbentmaterialet i kolonnen vasket/regenerert med 20 L 10 %_{v/v} løsning med HNO₃, og skylt med avionisert vann for å fjerne rester av syre. Innsamlet vann fra alunskiferdeponiet ble tilført kolonnene ved hjelp av en peristaltisk pumpe, først ved 1,5 L min⁻¹ og deretter 0,5 L min⁻¹ (Alvarenga 2016). Sorpsjonsforsøket ble gjennomført ved 10 °C i et klimaregulert forsøksrom. Samlet volum som passerte gjennom kolonnene ble målt og det ble tatt ut vannprøver for analyse av U og andre grunnstoff. pH ble målt i alle vannprøver (Alvarenga 2016). Det ble ikke oppnådd metning av sorpsjonskapasitet i dette forsøket. Vannprøvene fra forsøket ble analysert med ICP-MS.

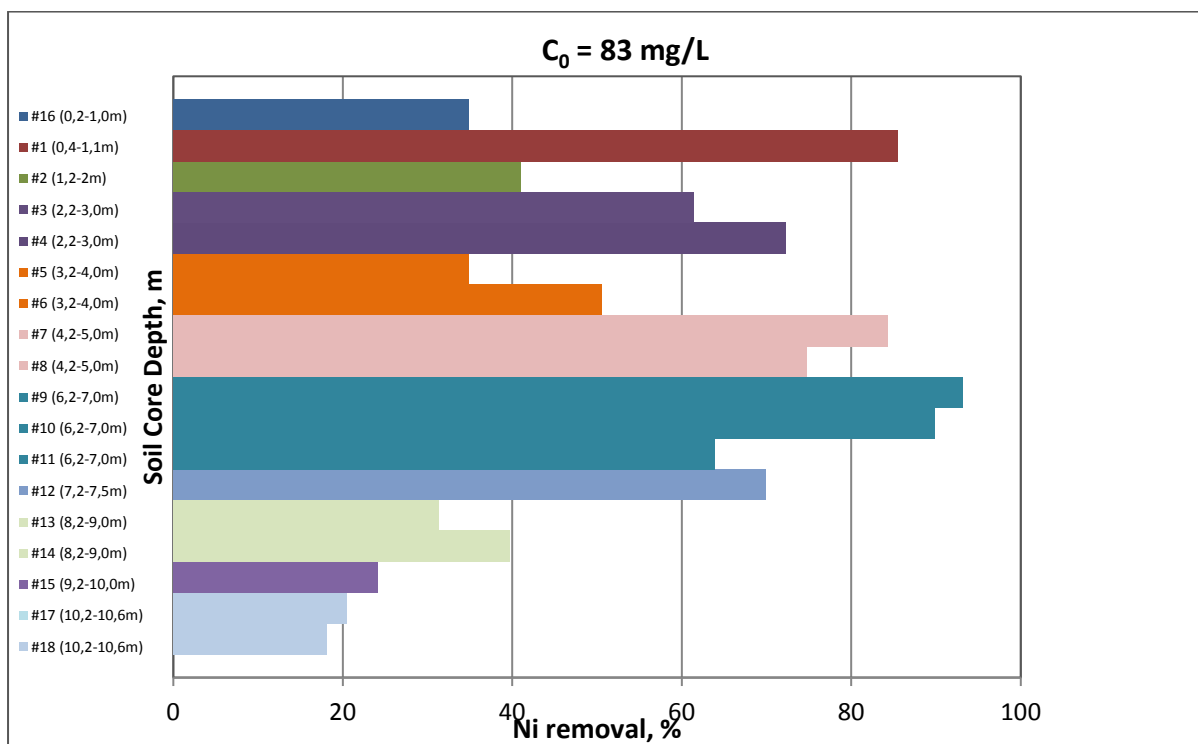
3.5.2 Resultater fra sorpsjonsforsøk

3.5.2.1 Statistiske forsøk med borekjerner av lokale materialer (torv og leire)

85-100 % av U ble fjernet fra løsning (Figur 44), 76-97 % av As, 92-97 % av Ba (Ba ble undersøkt som en analog for Ra), mens for Ni ble 18-93 % fjernet fra løsning (Figur 45).



Figur 44. Fjerning av uran gjennom sorpsjon til ulike sjikt i borekjerne fra konstruksjonsområdet. Statisk eksponering i 30 minutter.



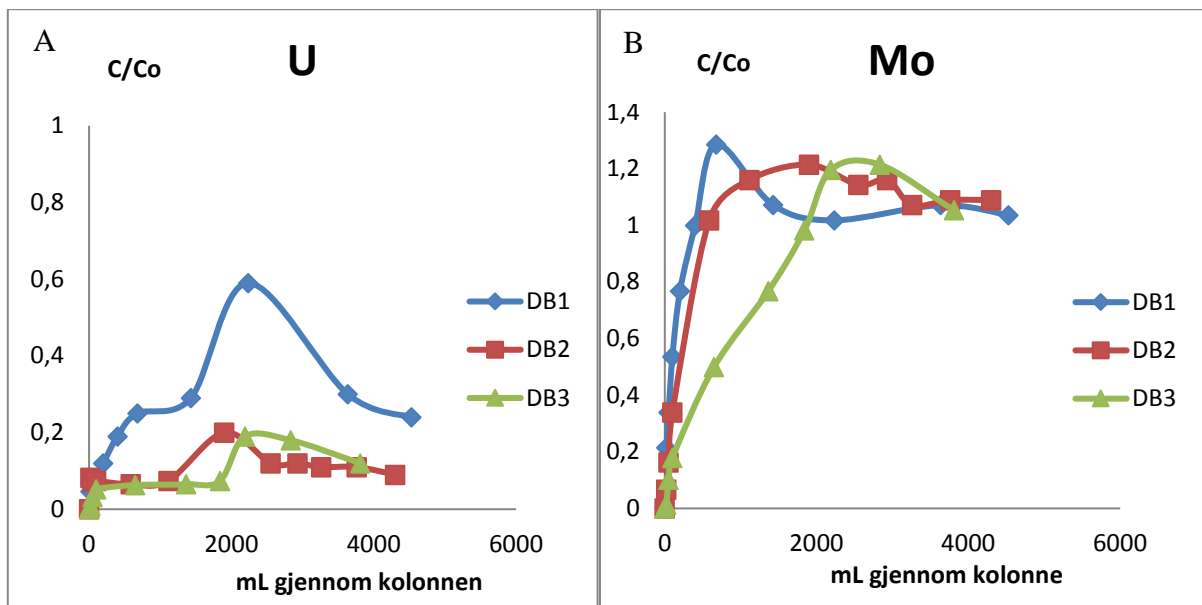
Figur 45. Fjerning av nikkel gjennom sorpsjon til ulike sjikt i borekjerne fra konstruksjonsområdet. Statisk eksponering i 30 minutter.

3.5.2.2 Dynamisk sorpsjon i labskala forsøk

DB-12P-HP sorbent

Foreløpige resultater etter tre omganger med regenerering av sorpsjonskapasitet er vist for U og Mo i Figur 46. Fjerning av UO_2^{2+} and Ba^{2+} var mest effektiv ved pH 7,5 og romtemperatur, mens for Mo

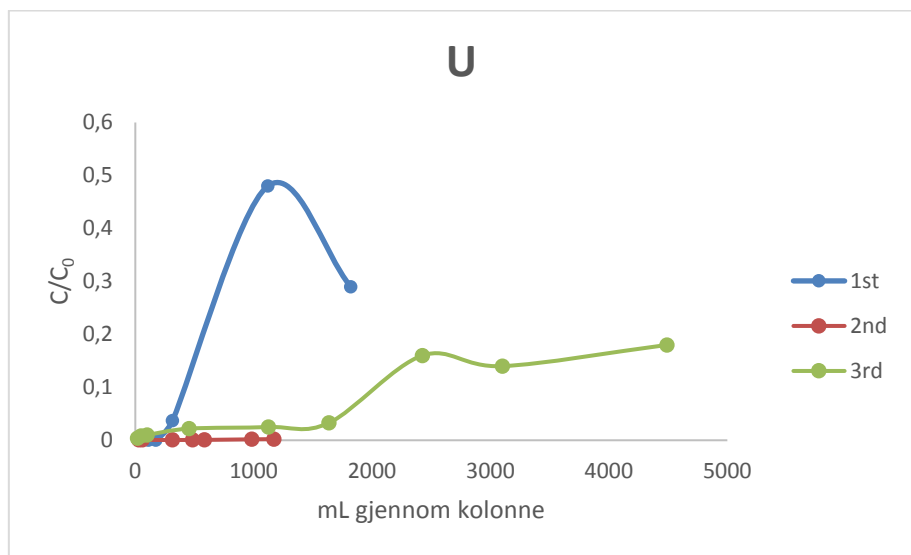
og Sr var DB-12P-HP lite effektiv. Forkortelsene DB1, DB2 and DB3 refererer til 1., 2. og 3. omgang med regenerering av sorpsjonskapasitet. Sorbenten DB-12P-HP hadde best sorpsjonsegenskaper etter første omgang med regenerering.



Figur 46. A: Fjerning av UO_2^{2+} med DB-12P-HP, $C_0 = 150 \mu\text{g/L}$, B: Fjerning av Mo med DB-12P-HP, $C_0 = 825 \mu\text{g/L}$.

Olivin-Al sorbent

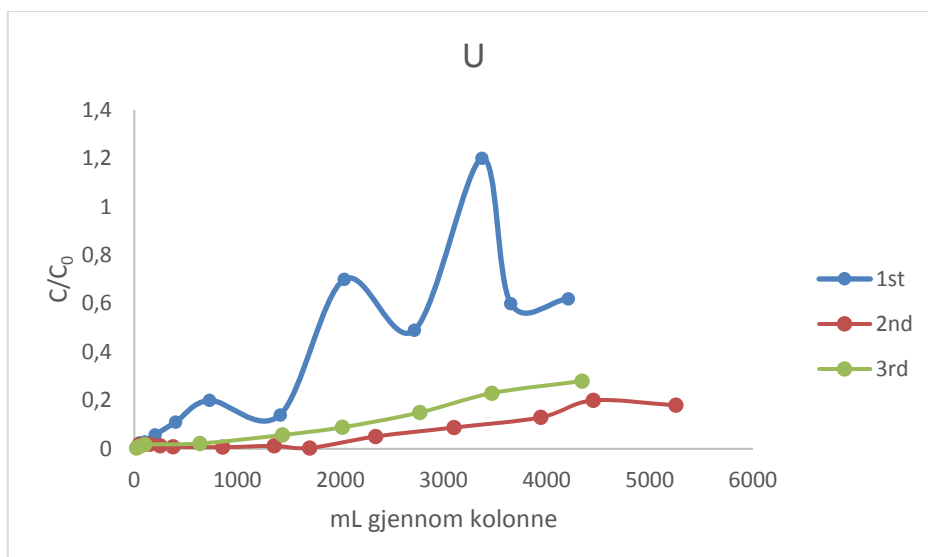
Sorpsjonseffektivitet for U for Olivin-Al sorbenten er vist i Figur 47. Figuren viser at sorbenten blir mer effektiv etter regenerering. Forsøket ble utført ved pH 7,5 og ved romtemperatur.



Figur 47. Fjerning av UO_2^{2+} med Olivin-Al, $C_0 = 150 \mu\text{g/L}$

Optimalisert jernholdig sand

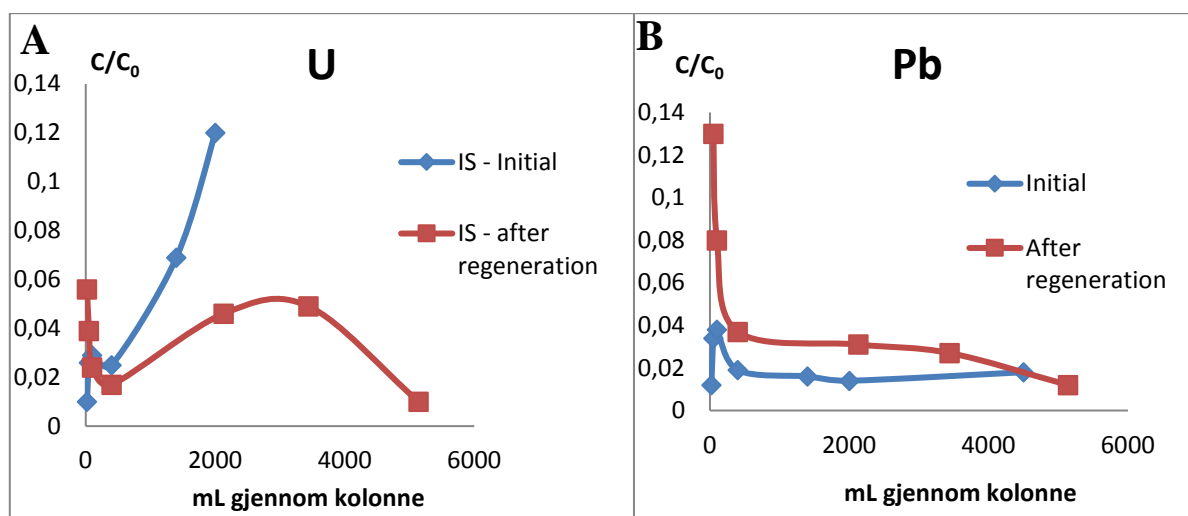
Resultatene fra foreløpige sorpsjonsforsøk med behandlet jernholdig sand er vist i Figur 48. Figuren viser fjerning av UO_2^{2+} . Som vist for sorbentene DB-12P-HP og Olivin-Al var det økt sorpsjonskapasitet etter første omgang med regenerering.



Figur 48. Fjerning av UO_2^{2+} med optimalisert jernholdig sand, $C_0 = 150 \mu\text{g/L}$

Ubehandlet jernholdig sand

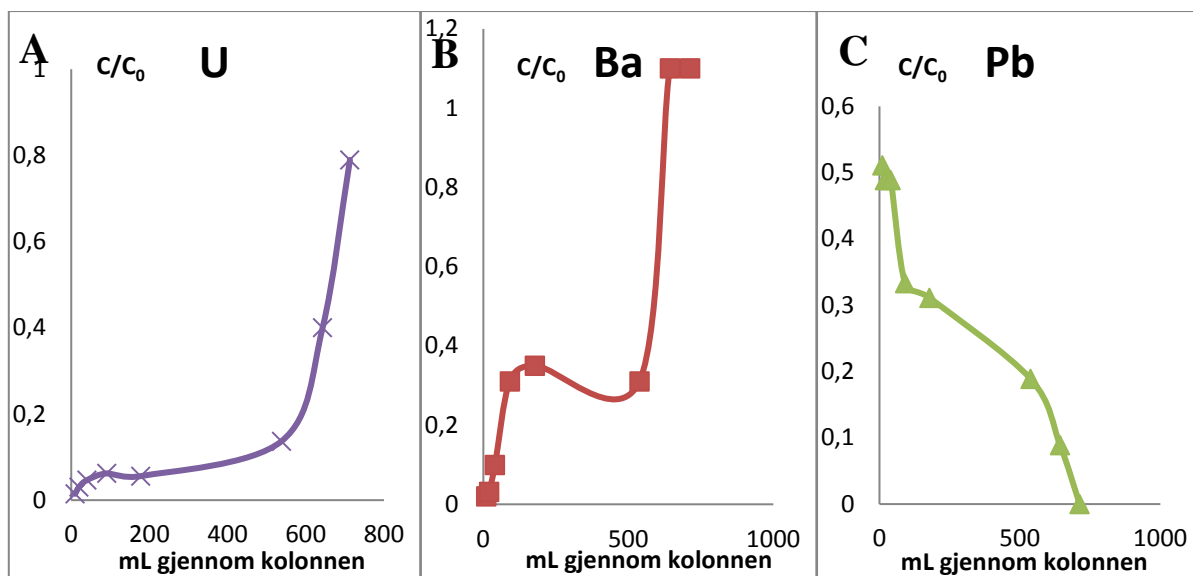
Ubehandlet jernholdig sand ga en effektiv fjerning av U (Figur 49 A), Pb (Figur 49 B) og As, men lavere effektivitet for Se og nesten ingen fjerning av Sr. Etter regenerering viste sorbenten en uventet isoterm ved akkumulert hydraulisk belastning, særlig for UO_2^{2+} (Figur 49 A) og Se.



Figur 49. A: Fjerning av UO_2^{2+} med ubehandlet jernholdig sand, $C_0 = 150 \mu\text{g/L}$, B: Fjerning av Pb med ubehandlet jernholdig sand, $C_0 = 0.70 \mu\text{g/L}$

Eggeskall

Fjerning av U, Ba og Pb med eggeskallbasert sorbent er vist i Figur 50. Den eggeskallbaserte sorbenten ga en effektiv fjerning av UO_2^{2+} and Ba for små volum, men sorpsjonskapasiteten ble overskredet i løpet av forsøket. For Pb synes sorpsjonen å bli mer effektiv ved økende hydraulisk belastning. Eggeskallsorbenten fjernet lite Sr fra løsning.

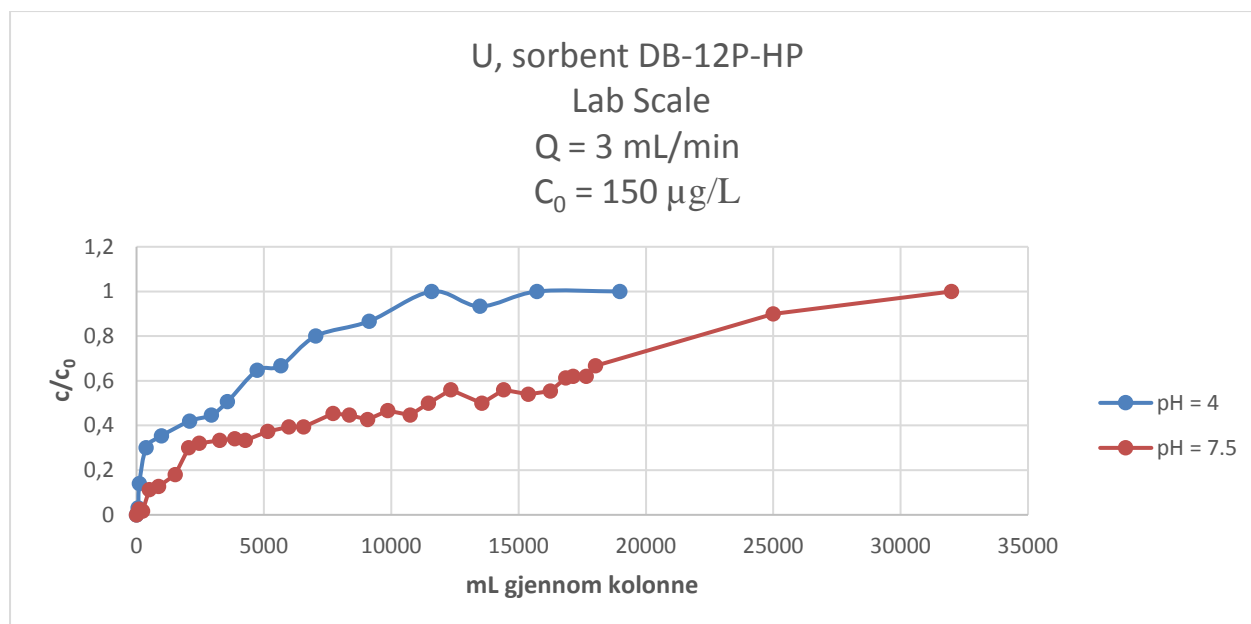


Figur 50. A: Fjerning av UO_2^{2+} med eggeskallbasert sorbent, $C_0 = 150 \mu\text{g/L}$. B: Fjerning av Ba med eggeskallbasert sorbent, $C_0 = 200 \mu\text{g/L}$. C: Fjerning av Pb med eggeskallbasert sorbent, $C_0 = 0.70 \mu\text{g/L}$.

3.5.2.3 Langmuir and Freundlich isotermer for dynamiske forsøk

DB-12P-HP sorbent

Metningskurvene for U for begge pH-nivåer (4,0 and 7,5) er vist i Figur 51. Ved pH 4,0 ble metningsvolumet gjennom kolonnen redusert med 50% (Alvarenga 2016). Forklaringen kan være tilstandsformene til uran ved pH 4,0. Tilstedeværelse av uorganiske ligander som fosfat, sulfat og karbonat kan også påvirke sorpsjonsprosessen (Buffle et al. 1998; Cheng et al. 2004; Guo et al. 2009; Singh et al. 2010).



Figur 51. Metningskurver for UO_2^{2+} sorpsjon med DB-12P-HP ved 10°C and $Q = 3 \text{ mL/min}$.

Mengden av grunnstoff adsorbent ved likevekt ble beregnet ved hjelp utgangskonsentrasjon (c_0) og de gjenstående konsentrasjonene (c) etter eksponering med sorbenten:

$$q = \frac{(c_0 - c) \cdot V}{m}$$

V = volum av utlekkingsvannet gjennom kolumne (L)

M = mengde av sorbenten (g)

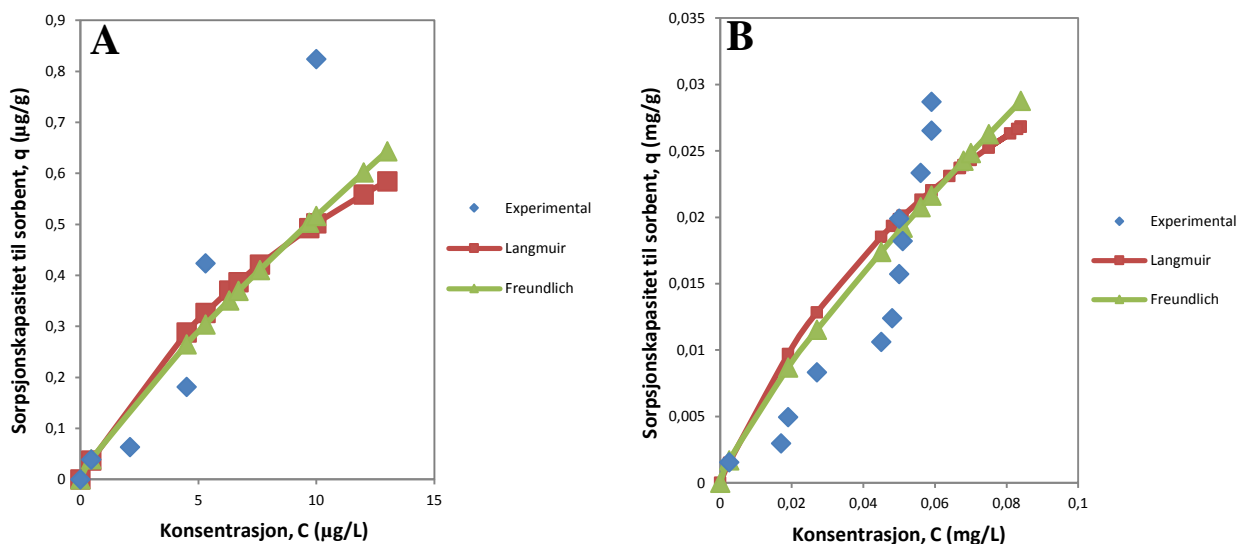
To modeller ble vurdert for å estimere den ekte sorpsjonskapasiteten (q),

$$\text{Langmuir: } \frac{1}{q} = \frac{1}{c q_0 \cdot K_L} + \frac{1}{q_0}$$

$$\text{Freundlich: } \log(q) = \log(K_F) + \frac{1}{n} \log(c)$$

For forklaring av modeller og konstanter (q_0 , K_F , K_c og n) se Alvarenga et al. (2016).

Langmuir og Freundlich-isotermene er vist i Figur 52. Konstantene og R^2 koeffisienter er vist i Tabell 31. Sorpsjonskapasitet (q) oppnådd for UO_2^{2+} var $0,6 \mu\text{g/g}$ av sorbent ved pH 4.0 and $30 \mu\text{g/g}$ ved pH 7.5 som vist i Fig. 52 A og B ved hjelp av Langmuir og Freundlich isotermene. Begge modeller forutsetter adekvat sorpsjonskapasitet når likevekt oppnås. De eksperimentelle resultatene følger ikke helt modellene, men dette var forventet da dette var et dynamisk forsøk. Det forventes at resultatet vil endre seg allerede ved små endringer av sorbentoverflate (størrelse), pH og gjennomstrømningshastighet. Det er derfor man beregner isotermene som (ideell sett) skal korrigeres for slike effekter når man estimerer den ekte sorpsjonskapasiteten. Resultatene viser tydelig at likevekt nærmer seg for de oppgitte sorpsjonskapasiteter (Fig. 52 A og B). Dermed antar vi en monolagadsorpsjon som danner grunnlag for å beskrive isotermene.



Figur 52. Likevektsisotermene for uran A: pH = 4 og B: pH = 7.5, for DB-12P-HP (Alvarenga 2016; Alvarenga et al. 2016)

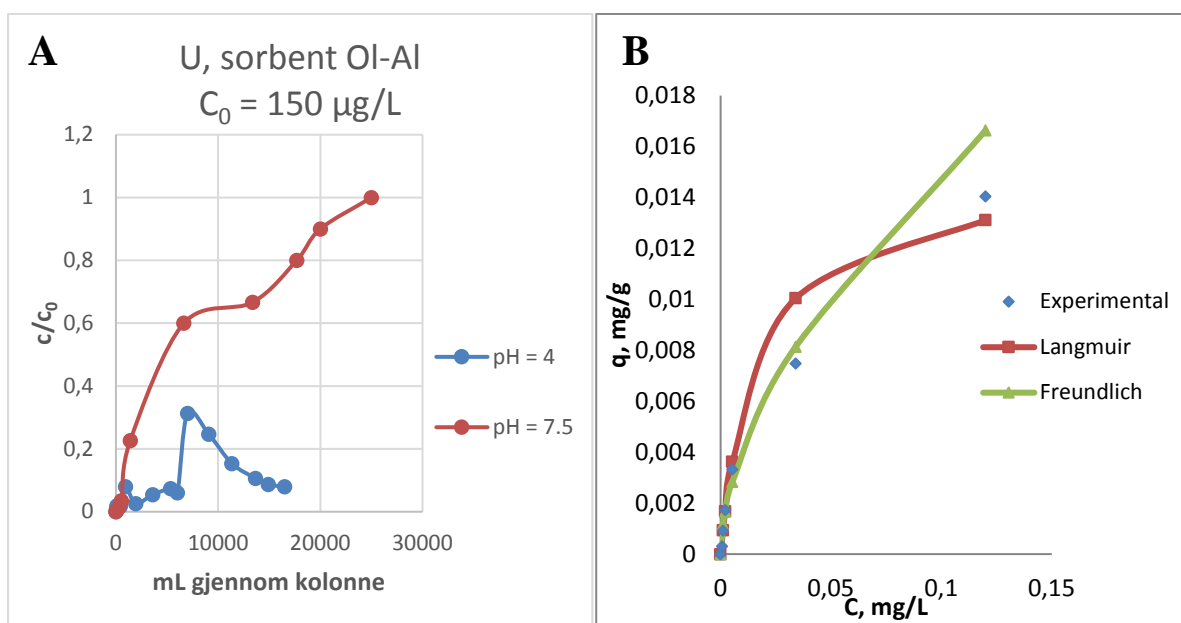
Tabell 31. Konstanter for Langmuir og Freundlich-isotemer ved aktuelle pH-verdier for DB-12P-HP (Langmuir 1918; vanLoon and Duffy 2011).

pH	Langmuir			Freundlich		
	R^2	q_0	K_L	R^2	n	K_F
4	0.8369	1.28 ^a	0.0646 ^c	0.9935	1.1970	0.0755 ^e
7.5	0.953	0.055 ^b	11.16 ^d	0.9906	1.2418	0.2113 ^f

^a: $\mu\text{g/g}$, ^b: mg/g , ^c: $\text{L}/\mu\text{g}$, ^d: L/mg , ^e: $\mu\text{g L}^{1/n}/\text{g } \mu\text{g}^{1/n}$, ^f: $\text{mg L}^{1/n}/\text{g } \text{mg}^{1/n}$

Olivin-Al sorbent

Olivin-Al sorbenten viste forbedrede sorpsjonsegenskaper ved pH 4, som vist i Figur 53 A. Samlet sorpsjonskapasitet kunne ikke bestemmes siden forsøket ikke oppnådde metning. Resultatene er konsistente sammenlignet med tidligere resultater for sorbenten Olivin-Al (se ovenfor). Adsorpsjonsmekanismen var svakt anionisk.



Figur 53. A: Metningskurver for UO_2^{2+} sorpsjon med Olivin-Al ved 10°C and $Q = 3 \text{ mL min}^{-1}$. Lab skala dynamiske forsøk. B: Likevektisotemer ved pH = 7,5 for Olivin-Al.

Sorpsjonskapasiteten (q) ved pH 7,5 var $16 \mu\text{g/g}$ med isotemer som vist i Figur 53 B; sorpsjonskapasiteten ved pH 4 vil være betydelig høyere, men kan ikke beregnes siden den ikke er nådd. Beregnede konstanter for isoterm-modellene ved pH 7,5 er vist i Tabell 32.

Tabell 32. Beregnede konstanter for Langmuir og Freundlich isotemer ved pH 7,5 for Olivin-Al.

pH	Langmuir			Freundlich		
	R^2	q_0	K_L	R^2	n	K_F
7.5	0.9923	0.0149 ^a	60.69 ^b	0.9587	1.7646	0.0553 ^c

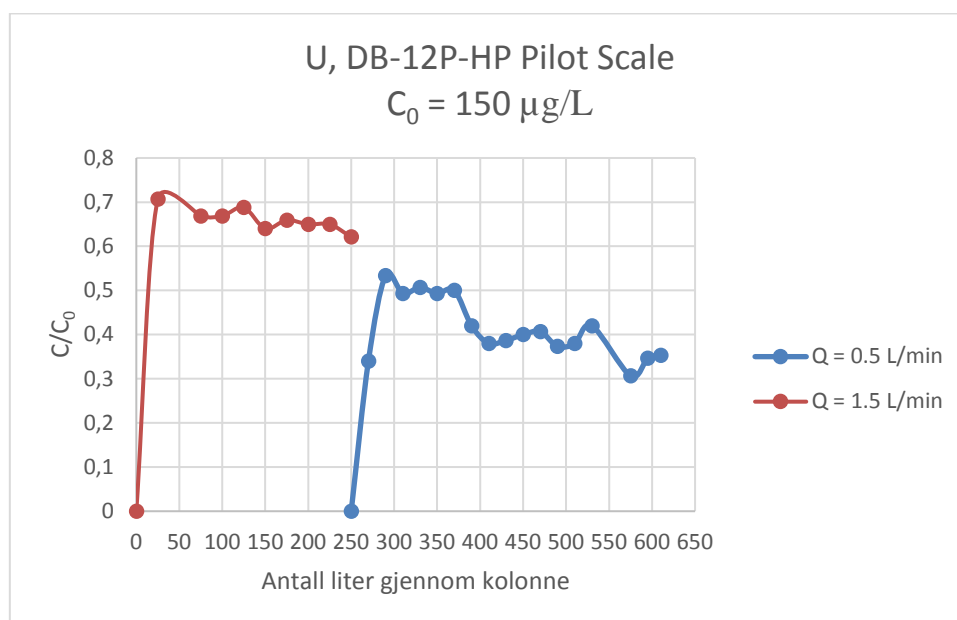
^a: mg/g , ^b: L/mg , ^c: $\text{mg L}^{1/n}/\text{g } \text{mg}^{1/n}$

3.5.2.4 Pilotskala resultater for U with DB-12P-HP

Oppskalering av sorpsjonsforsøk i pilotskala viste at hydraulisk belastning var en kritisk faktor for å kontrollere pH inne i kolonnene som vist i Figur 54. Som følge av kationbytte med H^+ opprettholdes en pH rundt 4 inne i kolonnene ved en hydraulisk belastning ($Q = 0.5 \text{ L min}^{-1}$), til tross for at tilført vann fra alunskiferdeponiet har pH 7,5. Med økende akkumulert hydraulisk belastning er det forventet at pH inne i kolonnen vil stige slik at en vil oppnå en effektiv sorpsjon og fjerning av U som demonstrert i tidligere forsøk i laboratorieskala (Alvarenga 2016).

Ved økt hydraulisk belastning ($Q = 1.5 \text{ L min}^{-1}$) oppstår det en “kanaleffekt” inne i kolonnene, der kontakttiden mellom sorbent og tilført vann fra alunskifer blir for kort for effektiv sorpsjon av metaller.

Oppsummert viste pilotforsøket at stabile forhold for sorpsjon først ble oppnådd etter at $0,6 \text{ m}^3$ hadde passert gjennom kolonnene, og at dette bare skjedde ved forsøket med lav hydraulisk belastning ($Q = 0.5 \text{ L min}^{-1}$). Forsøket ble avsluttet etter bruk av $0,6 \text{ m}^3$ da vi gikk tomme for vann, og det ikke var mulig lenger å få vann av deponiet siden dette ble lukket.



Figur 54. Variasjon i U fjerning i pilotforsøk ved 10°C . Da $1,5 \text{ L/min}$ viste seg å være for høy strømningshastighet for effektiv fjerning av U ble strømningshastigheten senket til $0,5 \text{ L/min}$ uten regenerering av kolonnen.

3.5.3 Delkonklusjon

Naturlige materialer (torv og leire) tatt ut som borekjerner fra deponiområde ved Gran kan brukes som sorbenter for tungmetaller. For alle sorbenter som skal forsøkes å brukes til å rense vann for tungmetaller er det nødvendig med en kjemisk karakterisering av materialene samt måling av spesifikt overflateareal (BET) for å velge de beste sorbentene. Det vil si at porøsitet er kritisk og det trengs ett materiale som bentonitt som kan binde funksjonelle grupper. Disse funksjonelle gruppene kompleksierer ioner som U^{6+} . BET metoden er en gammel prosedyre for å karakterisere en overflate, men det gir fortsatt god indikasjon av spesifikt overflateareal. Minst $200 \text{ m}^2/\text{g}$ spesifikk overflateareal kan vurderes som god for en slik anvendelse som testet her. For vannkvaliteten på Gran var det sorbenten DB-12P-HP (kationisk) som var mest effektiv for U og andre metaller (ved pH 7,5) mens sorbenten Olivin-Al (anionisk) viste signifikant høyere sorpsjonskapasitet ved pH 4.

Det er nødvendig med mer forskning for å utvikle en sorbent laget av lett tilgjengelige norske materialer, hvor det testes på fullskala stedstilpasset renseløsning. For fjerning av U er det viktig med en klar definisjon av hvilket pH område som er optimalt for best mulig effekt av den enkelte sorbent. Det viser seg at effektiviteten til kationiske sorbenter øker med økende pH. Regenerering er viktig for kostnader knyttet til rensesprosessen. Ved billig og effektiv regenerering vil renseløsningen kunne bli mindre kostnadskrevede. Uten bruk av regenerering må materialet som brukes for sorpsjon være billig, slik som tilfelle er for jernholdig sand fra B-sjikt i grustak. Sorbenter basert på eggeskall eller jernholdig sand kan bli mer effektive ved kjemisk behandling for å få optimaliserte egenskaper, men det at regenerering er vanskelig gjør disse sorbentene mindre anvendelig.

4 Konklusjon og anbefaling

Ved nye Rv 4 på Hadeland er det blitt bygget vei og tunnel gjennom alunskiferforekomster, hvor avfall av alunskifer (tunnelmasser) er deponert i nærområdet. Tunnelen er bygget like øst for Gran sentrum, og deponiet for tunnelmasser ligger sør for Gran sentrum. I dette området rikt på alunskifer, renner Vigga nordover på vestsiden av deponiet og munner ut i Jarenvannet nord for sentrum.

Det overordnede målet for dette prosjektet var å vurdere om menneskelige inngrep dvs. arbeidet knyttet til veiarbeid, tunnelskjæring og deponi av tunnelavfall i dette alunskiferrike området, som inneholder betydelig nivåer av radionuklider og metaller, har negative effekter på miljø. I tillegg gis anbefalinger om eventuelle tiltak ved behov.

Prosjektet er basert på omfattende feltarbeid før anleggsarbeid var igangsatt (2013), under pågående vei- og tunellarbeid og etter at arbeidet med tunellen og deponiet var gjennomført (2015) for å vurdere om vei- og tunellarbeidet hadde medført merbelastning av radionuklider og metaller på miljøet. I tillegg er det gjennomført omfattende laboratorie-eksperimenter for å karakterisere tunnelbergarten, for å vurdere remobiliseringspotensialet (utlekking), og for å vurdere mulig opptak og effekter på fisk som basis for risiko vurderinger.

Miljøtilstand

Gamma-dosehastigheten i området varierer fra 0,01 til 0,35 $\mu\text{S}/\text{t}$ (0,3-3 mSv/år), svarende til normal variasjon i bakgrunnsstråling i Norge.

Feltarbeidet omfattet studier av vannkvalitet (totalkonsentrasjoner og *in situ* fraksjonering) av elv (Vigga), bekker og grunnvann innenfor berørt område for tunellarbeidet, 2 bekker som antas være utenfor det berørte tunellarbeidsområdet samt Jarenvannet som resipient. I tillegg ble det tatt prøver av sediment, jord, planter, bunndyr og fisk.

Vannet i området har høy pH (7,5-8,8), er rikt på kalsium og har moderate mengder med TOC. Generelt er konsentrasjonene av de fleste grunnstoff høyere i overflatevannet enn i grunnvannet, hvor tre brønner har forhøyede verdier av uran, som en kan vente i et alunskiferområde. Konsentrasjonen av radionuklider som U og metaller i overflatevann fra kilder innenfor antatt berørt område for tunellarbeidet er lav, og det kan ikke påvises økning av metaller etter at tunellarbeidet var ferdig og deponi tettet (2015).

Konsentrasjonen av metaller i de 2 bekkene nord for Gran (vann og sediment) utenfor det antatte berørte tunellarbeidsområdet (Nordtangen og Horgenbekken) var klart forhøyet, noe som er forenelig med avrenning fra alunskifer men da trolig fra veiskjæringer og veiarbeider og ikke fra selve tunellarbeidet. Nordtangenbekken (vann og sediment) hadde også høye metallkonsentrasjoner før anleggsstart (2013) og veiarbeidet kan ikke sees å ha noen ytterligere påvirkning her i 2015.

Horgenbekken ble kun prøvetatt i 2015, men tidligere undersøkelser utført av Rv4-prosjektet viser at urannivået har vært høyt over tid dvs. alle målte uranverdiene i Horgenbekken overskrider WHO's grense for drikkevann (30 $\mu\text{g}/\text{L}$). Nivåene som er påvist i 2015 kan derfor skyldes veiarbeidene og avrenning fra åpne veiskjæringer og finstoff fra anlegget, men det er umulig for oss å vite om dette er høyere nå på grunn av veiarbeidene.

Uran og flere metaller foreligger i LMM fraksjon (og mange som anioner), og kan forventes å være mobile og potensielt biotilgjengelige. Under og etter tunellarbeidene varierer fordelingen i de forskjellige fraksjonene noe mer, men det er vanskelig å si om dette skyldes anleggsarbeidene eller om det kun er sesongvariasjoner.

Tilsvarende viste resultatene at metallnivåene i jord, planter og fisk var uendret i 2015 sammenlignet med 2013 innenfor det berørte området, mens forhøyede verdier ble påvist i bekken ved Nordtangen. Metallinnholdet i bunndyr viste økning fra 2013 til 2015. I forhold til referanseåret 2013 var 2015 assosiert med lavere rikdom og mangfold av arter og grupper (taxon) og høyere andel av tolerante enn følsomme arter, lavere eutrofierings indeks (ASPT) og forhøyede nivåer av metaller i døgnfluer, spesielt ved Nordtangen, en stasjon som ikke var direkte påvirket av tunellarbeidene men som kan være påvirket av veiutbyggingen. Det ble søkt etter bunndyr i den mest forurensede Horgenbekken.

Basert på feltarbeidene anses miljøtilstanden innenfor de bekker og elver i det berørte området for tunellarbeidene å være upåvirket av arbeidet som har pågått. Likevel tilsier nivået av uran og mange metaller særlig i Horgenbekken, at bekken er så sterkt forurenset at det påkaller behov for tiltak.

Deponivann

Prøver av vann fra deponi med tunnelmasser viste at metallnivåer inkludert uran var så høyt at rensing er påkrevet og at rensesystemet som var installert ikke var optimalt for U, Th Mo, As, Ca, V og S. Det påkaller derfor behov for implementering av et mer effektivt sorbentmateriale som for eksempel kommersielt tilgjengelig sorbent DB-12P-HP som fungerer bra ved de pH-forhold som er på Gran.

Laboratorieeksperimenter

Sammenlignet med andre alunskifere er bergarten/alunskiferen i tunnelen på Gran rik på kalsium, nikkel og mangan og har moderat innhold av uran, jern og svovel. Metallene er inhomogent fordelt i bergarten. Bergarten har en rekke mikrometerstore inklusjoner som inneholder ulike metaller, dvs. metaller som Al, U, V, Pb, Mg og Fe. Vi vil derfor forvente at disse grunnstoffene vil være utsatt for de samme mekaniske vitringsprosessene på samme tid. Utlekkingseksperimentene viste at bergarten har stor bufferkapasitet (sannsynligvis karbonater), hvor grunnstoff som kalsium og mangan løses lett og raskt, men hvor de fleste andre metaller, inklusivt uran er ganske inerte ved høy pH (pH over 7). Remobiliseringspotensialet ansees derfor å være lavt så lenge bergartens bufferkapasitet er intakt.

Det skal nevnes at det er startet langtidsutlekkingsforsøk for å undersøke varighet av bufferkapasitet m.m. og disse resultatene vil bli gjort tilgjengelig i 2017.

Opptak og effekt i akvatiske organismer

Basert på utlekking av metaller fra ulike skifere, inkludert alunskifer fra Rv4 på Gran, viste kontrollerte dose-respons forsøk med brunørret opptak av enkelte spormetaller (U, Mo, Cd) til signifikant høyere nivåer i gjeller, lever og nyre samt at en rekke andre grunnstoffer i vannet fra alunskifer ikke ga målbar avsetning i fisk innenfor 264 timers eksponering, utført i to uavhengige forsøk. Høy pH og høyt kalsiumnivå er beskyttende for akvatiske organismer som fisk og til tross for metallavsetning ble det ikke påvist noen signifikante negative effekter på brunørreten. Målinger av genuttrykk i gjeller til fisk eksponert til vann utlekket fra alunskifer forsterker resultatene fra de fysiologiske responsene om fravær av negative effekter i fisk. Det må imidlertid presiseres at forsøkene ikke dokumenter overføring av metaller via næringskjeden, men kun direkte fra vann til fisk. Det er derfor usikkert om opptak via næringskjeden kan være mer betydelig over tid.

Risikovurderinger

Radiologisk risiko basert på Erica Tool tilsier at de radiologiske konsekvensene er små, bortsett fra i Horgenebekken hvor nivået overskrider en doserate på 10 μ Gy/t. Kumulativ risiko knyttet til metaller (særlig U, Al, Ni) varierte mye mellom de ulike feltstasjonene. Alle stasjonene viste seg å representere risiko for de tre artsgruppene (alger, krepsdyr, fisk) som ble undersøkt. Forskjellene i risiko var relativt lik for de tre artsgrupper for stasjon 6 (Vigga, utløp Jarenvannet), mens sammensetningen av vannet

fra stasjon 7 (Nordtangen) viste seg å gi noe høyere risiko for alle artsgrupper. Vannet fra Stasjon 9 (Horgenbekken) viste seg å representere høy predikert risiko til alger og krepsdyr, og noe lavere risiko til fisk. Høy predikert risiko ser ut til å samsvare med observasjon av en mulig endring i artssammensetning på stasjon 7. Beregningene er imidlertid forenklete estimat basert på et begrenset utvalg av eksponerings- og effekt-data, og bør derfor anses som en innledende vurdering (screening) beheftet med betydelig usikkerhet.

Anbefalinger

De viktigste anbefalinger etter endt prosjektperiode vil være:

4. Rensetiltak av avrenningsvann fra anlegg må stedstilpasses og optimaliseres etter stedets vannkvalitet. Bruk av sorbenter anbefales da sedimentering ikke tar lavmolekylære, mobile metaller fra vannet. Kommersielle sorbenter som DB-12P-HP kan anbefales ved høy pH (pH rundt 7, som på Gran) mens Olivin-Al kan anbefales ved lavere pH (ned til pH 4)
5. Horgenbekken og bekken ved Nordtangen bør vurderes renses. Hvis mulig bør Horgenbekken gå i rør og rensing settes inn før avløp til Jarenvannet.
6. Det bør gjennomføres etterundersøkelser knyttet til avrenning fra anlegget ca. 5 år etter at anleggsarbeidene er avsluttet. Etterundersøkelsene bør fokusere på:
 - a. Sedimentkjerner i Jarenvannet da dette vil være en god indikator på avrenning fra de nærliggende områdene inkludert anleggsområdet.
 - b. Bunndyrundersøkelser i elver og bekker som vil vise miljøstatus etter endt anleggsarbeid.
 - c. Prøvetaking av fisk i Vigga og i begge basseng av Jarenvannet da det kan være forskjell i påvirkning av fisken i basseng sør ved utløp Vigga og i basseng nord. Dette kan gjerne gjøres allerede 1 år etter ferdigstilling av anlegget og så repeteres etter 5 år.

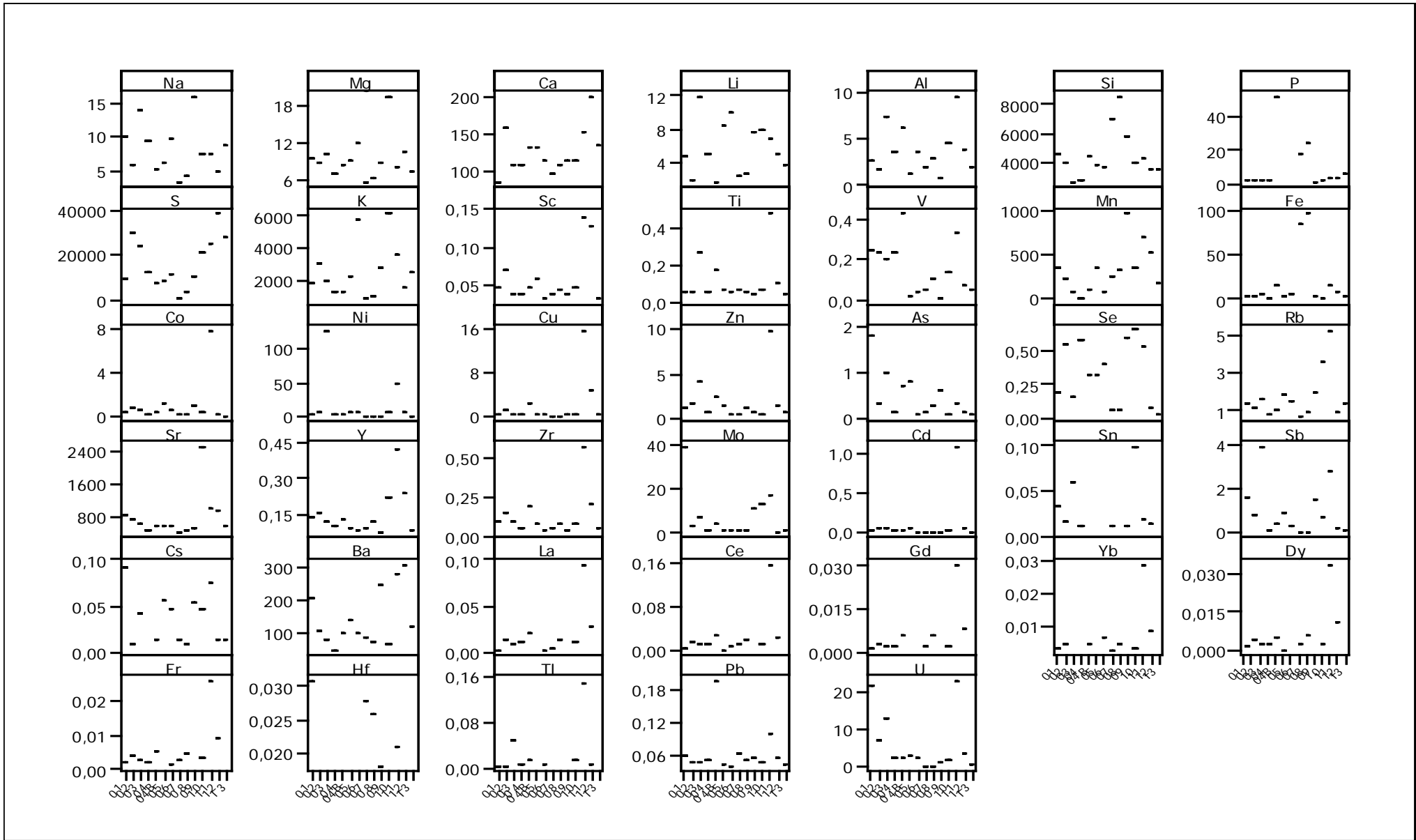
4.1 Referanser

- A. Tessier, P. G. C. C., M. Bisson. (1979). "Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals " *Analytical Chemistry* 51(7).
- Alsecz, A., Osan, J., Kurunczi, S., Alföldy, B., Varhegyi, A., and Torok, S. (2007). "Analytical performance of different X-ray spectroscopic techniques for the environmental monitoring of the recultivated uranium mine site." *Spectrochimica Acta Part B-Atomic Spectroscopy*, 62(8), 769-776.
- Alvarenga, E. (2016). *Applicability of Natural Porous Materials and Lime with Conditioning and Sorption Properties for Wastewater Treatment*, Norwegian University of Life Sciences, 2016., Norwegian University of Life Sciences (NMBU), Ås, Norway.
- Alvarenga, E., Hayrapetyan, S., Skipperud, L., Hayrapetyan, L., Linjordet, M., and Salbu, B. (2016). "Sorption Properties of a Bentonite Based Material for Removal of Uranium from Alum Shale Leachate." *Journal of Chemistry and Chemical Engineering*, In press.
- Aquateam. (2008). "Konsekvenser av å deponere alunskifer", F. i. O. o. A.-. Miljøvern avdelingen, (ed.). City, pp. 2.
- Backhaus, T., and Faust, M. (2012). "Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: a conceptual framework." *Environ Sci Technol*, 46(5), 2564-73.
- Backhaus, T., Faust, M., and Blanck, H. (2010). *Hazard and Risk Assessment of Chemical Mixtures under REACH - State of the Art, Gaps and Options for Improvement*. .
- Bastiansen, R., Moum, J., and Rosenquist, I. T. (1957). *Bidrag til belysning av visse bygningstekniske problemer ved Oslo-områdets alunskifere*. Norges geotekniske institutt, Oslo.
- Bjørlykke, K. (1974). *Depositional history and geochemical composition of Lower Palaeozoic epicontinental sediments from the Oslo region.*, Oslo.
- Boehnke, A., Treutler, H. C., Freyer, K., Schubert, M., and Holger, W. (2005). "Localisation and identification of radioactive particles in solid samples by means of a nuclear track technique." *Radiation Measurements*, 40(2-6), 650-653.
- Boudreau, L., and Guay, I. (2002). *Effets de l'Uranium sur la Vie Aquatique et Détermination de Critères de Qualité de l'Eau de Surface*. . Ministère de l'Environnement, Québec.
- Buffle, J., Wilkinson, K. J., Stoll, S., Filella, M., and Zhang, J. W. (1998). "A generalized description of aquatic colloidal interactions: The three-colloidal component approach 150." *Environmental Science & Technology*, 32(19), 2887-2899.
- Cedergreen, N. (2014). "Quantifying synergy: a systematic review of mixture toxicity studies within environmental toxicology." *PLoS One*, 9(5), e96580.
- Cheng, T., Barnett, M. O., Roden, E. E., and Zhuang, J. L. (2004). "Effects of phosphate on uranium(VI) adsorption to goethite-coated sand." *Environmental Science & Technology*, 38(22), 6059-6065.
- Ehlken, S., and Kirchner, G. (2002). "Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review." *Journal of Environmental Radioactivity*, 58(2-3), 97-112.
- Endre, E. (2013). *Tunnel Gran - Jaren; Identifisering og karakterisering av skiferhorisonter i tunneltrasé*. NGI.
- Engelstad, J. G. (2016). *Ecological Implications of Road Construction in an Alum Shale Bedrock Area - A State Highway (Rv4) Case Study*, NMBU, Ås.
- EPA. (2004). "EPA-Eco-SSLs". City: Environmental protection Agency.
- Fjermestad, H. (2013). *Mobility of Uranium and other metals in bedrock materials from Gran, Norway - Implications for tunnel construction*. , NMBU, Ås.
- Gilbin, R., Svendsen, C., Horemans, N., Bradshaw, C., and Teien, H. C. (2015). *Tools for mechanistic understanding of induced effects for mixed exposure*.
- Guo, Z. J., Li, Y., and Wu, W. S. (2009). "Sorption of U(VI) on goethite: Effects of pH, ionic strength, phosphate, carbonate and fulvic acid." *Applied Radiation and Isotopes*, 67(6), 996-1000.
- Hagelia, P. (2005). *Undersøking av alunskifer, mørk kalkstein og mørk skifer langs Ny Rv 4 Gran.*, Statens Vegvesen, Oslo.
- Hagelia, P. (2014). *Mineralogisk og kjemisk undersøking av torv, marin leire og silt*. Statens Vegvesen, Oslo.
- Helmers, T. (2013). *The mobility of uranium from U-containing bedrock materials as a function of pH: Implications for tunnel construction*, NMBU, Ås.

- Hjulstad, M. (2015). *Leachin, uptake and effects in Brown Trout (Salmo trutta) of radionuclides and metals from black shales and sulphur bearing gneiss*, NMBU, Ås.
- IAEA. (2010). *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments*. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- KLIF. (2012). *Utkast til Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota*. Klima- og forurensningsdirektoratet, Oslo.
- Landa, E. R., Stieff, L. R., Germani, M. S., Tanner, A. B., and Evans, J. R. (1994). "Intense Alpha-Particle Emitting Crystallites in Uranium Mill Wastes." *Nuclear Geophysics*, 8(5), 443-454.
- Langmuir, I. (1918). "THE ADSORPTION OF GASES ON PLANE SURFACES OF GLASS, MICA AND PLATINUM." *Journal of the American Chemical Society*, 40(9), 1361-1403.
- Lind, O. C., De Nolf, W., Janssens, K., and Salbu, B. (2013). "Micro-analytical characterisation of radioactive heterogeneities in samples from Central Asian TENORM sites." *Journal of Environmental Radioactivity*, 123, 63-70.
- Lind, O. C. D. N., W.; Salbu, B.; Janssens, K.; "Microanalytical characterisation of radioactive TENORM particles." *Presented at International Conference on Radioecology & Environmental Radioactivity*, Hamilton.
- Marina, II. (2002). *MARINA II: Update of the MARINA project on the radiological exposure of the European community from radioactivity in Northe European marine waters*. European Commision, Luxembourg.
- Mebane, C. A. (2006). *Cadmium risks to freshwater life: Derivation and validation of low-effect criteria values using laboratory and field studies (version 1.2)*.
- Nakrem, H. A., and Worsley, D. (2006). "Jordas eldste oldtid; Kambrium, ordovicium, silur - et yrende liv i havet", in I. B. Ramberg, I. Bryhni, and A. Nøttvedt, (eds.), *Landet blir til; Norges geologi*. Norsk geologisk forening, pp. 148-177.
- NGI. (2015). *Identifisering og karakterisering av syredannende bergarter - Veileder for Miljødirektoratet*. NGI, Oslo.
- Niyogi, S., Kent, R., and Wood, C. M. (2008). "Effects of water chemistry variables on gill binding and acute toxicity of cadmium in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): A biotic ligand model (BLM) approach." *Comp. Biochem. Physiol.*, C 148, 305-314.
- Pabst, T., Hindar, A., Hale, S., Garmo, Ø., Endre, E., Petersen, K., Bækken, T., and Baardvik, G. (2015). *Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet*. Vegdirektoratet, Oslo.
- Petersen, K., Stenrød, M., Odenmarck, S. R., Fredriksen, L., Gomes, T., Backhaus, T., and Tollefsen, K. E. (2015). *Exposure and toxicity of mixtures of plant protection products (PPPs) in the environment under Norwegian conditions. Evaluation of a cumulative environmental risk assessment of PPPs*.
- Petersen, K., Stenrød, M., and Tollefsen, K. E. (2013). *Initial environmental risk assessment of combined effects of plant protection products in six different areas in Norway*. .
- RIVM. (2001). *Ecotoxicological serous risk concentrations for soil, sediments and (ground) water: Updated proposals for first series compounds*. Nat Inst Public Health and Environmnet and Ministry of Housing Spatial Plan and the Environment, Bilthoven, Netherlands.
- Rosseland, B. O., Blakar, I. A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellstad, A., Lydersen, E., Oughton, D. H., Salbu, B., Staurnes, M., and Vogt, R. (1992). "The Mixing Zone between Limed and Acidic River Waters - Complex Aluminum Chemistry and Extreme Toxicity for Salmonids." *Environmental Pollution*, 78(1-3), 3-&.
- Rosseland, B. O., Massabuau, J. C., Grimalt, J., Hofer, R., Lackner, R., Raddum, G., Rognerud, S., and Vives, I. (2001). *Fish Ecotoxicology: European mountain lake Ecosystems Regionalisation, diaGnostic & socio-economic Evaluation (EMERGE)*. *Fish sampling for live fish*. Norwegian Institut for Water Research, Oslo, Norway.
- Salbu, B. (2000). "Speciation of Radionuclides in the Environment", in R. A. Meyers, (ed.), *Encyclopedia of Analytical Chemistry*. Chishester: John Wiley & Sons Ltd, pp. 12993-13016.
- Salbu, B. (2009). "Challenges in radioecology." *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(12), 1086-1091.
- Salbu, B., Rosseland, B. A., and Oughton, D. H. (2005). "Multiple stressors - a challenge for the future." *Journal of Environmental Monitoring*, 7(6), 539-539.
- Salbu, B., Universitetet for miljø- og biovitenskap, I. f. p.-o. m., and Skipperud, L. (2009). "Speciation of radionuclides in the environment (Editorial)

- Journal of Environmental Radioactivity." 100, 281-282.
- Santos, S. H. (2014). *Potential mobility of radionuclides and trace elements in bedrock materials and in the deposition area at a tunnel construction site RV4 Gran, Hadeland, NMBU, Ås.*
- Selchau-Hansen, K., Ghose, R., Freyer, K., Treutler, C., and Enge, W. (1999). "Hot particles in industrial waste and mining tailings." *Radiation Measurements*, 31(1-6), 451-454.
- SFT. (2009). *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn*. Statens forurensningstilsyn.
- Sheppard, S. C., Sheppard, M. I., Gallerand, M. O., and Sanipelli, B. (2005). "Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium." *Journal of Environmental Radioactivity*, 79(1), 55-83.
- Singh, A., Ulrich, K. U., and Giammar, D. E. (2010). "Impact of phosphate on U(VI) immobilization in the presence of goethite." *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 74(22), 6324-6343.
- Skipperud, L., Strømman, G., Yunusov, M., Stegnar, P., Uralbekov, B., Tilloboev, H., Zjazjev, G., Heier, L. S., Rosseland, B. O., and Salbu, B. (2012a). "Environmental Impact Assessment of radionuclide and metal contamination at the former U sites Taboshar and Digmai, Tajikistan." *Journal of Environmental Radioactivity*, In Press.
- Skipperud, L., Strømman, G., Yunusov, M., Stegnar, P., Uralbekov, B., Tilloboev, H., Zjazjev, G., Heier, L. S., Rosseland, B. O., and Salbu, B. (2012b). "Environmental Impact Assessment of radionuclide and metal contamination at the former U sites Taboshar and Digmai, Tajikistan." *Journal of Environmental Radioactivity*.
- Sørli, M. (2015). *Utvikling av vannkvalitet i en innsjø med ulike påvirkningsfaktorer studert ved sedimentanalyser - med eksempel fra Jarenavatnet med hovedfokus på biologiske analyser*, NMBU, Ås.
- Teien, H. C., Kroglund, F., Atland, A., Rosseland, B. O., and Salbu, B. (2006a). "Sodium silicate as alternative to liming-reduced aluminium toxicity for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in unstable mixing zones." *Science of the Total Environment*, 358(1-3), 151-163.
- Teien, H. C., Kroglund, F., Salbu, B., and Rosseland, B. O. (2006b). "Gill reactivity of aluminium-species following liming." *Science of the Total Environment*, 358(1-3), 206-220.
- Teien, H. C., Standring, W. J. F., and Salbu, B. (2006c). "Mobilization of river transported colloidal aluminium upon mixing with seawater and subsequent deposition in fish gills." *Science of the Total Environment*, 364(1-3), 149-164.
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., and Bisson, M. (1979). "Sequential extraction procedure for speciation of particulate trace metals." *Analytical Chemistry*, 51, 844-851.
- USEPA. (2010). "United States Environmental Protection Agency, Radiation Information home page". City.
- Vandenhove, H., Olyslaegers, G., Sanzharova, N., Shubina, O., Reed, E., Shang, Z., and Velasco, H. (2009). "Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po." *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(9), 721-732.
- vanLoon, G. W., and Duffy, S. J. (2011). *Environmental Chemistry - a global perspective*, New York: Oxford University Press.
- Vegvesen, S. (2012). *Søknad om tillatelse fra Statens strålevern til radioaktiv forurensning og håndtering av radioaktivt avfall.*, Statens vegvesen.
- Vegvesenet. (2012). *Søknad om tillatelse til graving i forurensete masser og nyttiggjøring av utsprengte alunskifermasser til masseutskifting av myr*. Statens Vegvesen, Oslo.
- WHO. (2011). *Guidelines for Drinking-water Quality, 4th edition*: World Health Organization.

Vedlegg 1. Konsentrasjoner av forskjellige grunnstoff i grunnvannsbrønnene i 2013.



Vedlegg 2. Fysisk-kjemiske egenskaper til kontaktvann fra alunskiferdeponi brukt ved testing av sorbenter.

Parameter	Enhet	Verdi eller konsentrasjon
pH (25°C)	-	7.5
TOC*	mg/L	1.2
Alkalinitet (pH = 8.3)	mmol/L	<0.15
Turbiditet	FNU	26.4
Suspendert stoff	mg/L	26.1
S	mg/L	116
SO ₄ ²⁻	mg/L	309
N _{total}	mg/L	27.5
P _{total}	mg/L	0.03
Cl ⁻	mg/L	25.4
Ca	mg/L	110
Fe	µg/L	327
K	mg/L	12.2
Mg	mg/L	14
Na	mg/L	110
Al	µg/L	213
As	µg/L	5.35
Ba	µg/L	140
Cd	µg/L	0.50
Co	µg/L	0.33
Cr	µg/L	0.23
Cs	µg/L	0.71
Cu	µg/L	0.56
Hg	µg/L	<0.002
Mn	µg/L	48.4
Mo	µg/L	800
Ni	µg/L	10
Pb	µg/L	0.70
Si	mg/L	7.10
Sr	µg/L	1900
Zn	µg/L	33
V	µg/L	10.2
B	µg/L	85.5
Th	µg/L	<0.04
U	µg/L	150



Statens vegvesen
Vegdirektoratet
Publikasjonsekspedisjonen
Postboks 8142 Dep 0033 OSLO
Tlf: (+47 915) 02030
publvd@vegvesen.no

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

Trygt fram sammen