


GEOLOGI FOR SAMFUNNET

GEOLOGY FOR SOCIETY



Rapport nr.: 2013.031		ISSN 0800-3416	Gradering: Åpen	
Tittel: Radontrygge byggeråstoffer. Vurdering av kartleggingsmetoder og fastsettelse av grenseverdier for pukkbergarter.				
Forfatter: Robin J. Watson, Eyolf Erichsen, Tor Erik Finne, Guri V. Ganerød, Peer Richard Neeb, Jan S. Rønning og Roald Tangstad			Oppdragsgiver: Statens strålevern / Norges geologiske undersøkelse	
Fylke:			Kommune:	
Kartblad (M=1:250.000)			Kartbladnr. og -navn (M=1:50.000)	
Forekomstens navn og koordinater:			Sidetall: 85 Pris: kr 445,- Kartbilag:	
Feltarbeid utført: September 2010	Rapportdato: 24 juni 2013	Prosjektnr.: 334300		Ansvarlig: 
<p>Sammendrag:</p> <p>Det er kjent at radon er et problem i inneluft i Norge, og er den andre største årsaken til lungekreft etter røyking. Radon dannes kontinuerlig fra uran som forekommer naturlig i berggrunnen. Grunnen, både berggrunnen og løsmasser er en kilde til utstråling av radongass til bygninger. En mindre kjent kilde er tilslagsmaterialet som brukes som pute under og dreneringsmasser rundt bygninger. Uranholdig bergart kan også bli benyttet i bygningsmaterialet (betong). Disse massene kan komme fra masseuttak med høye urankonsentrasjoner, som igjen kan gi høye konsentrasjoner av radongass innendørs. De permeable massene, som pukk og grus, under bygninger kan også gi en "tunneleffekt" for radongassen, fra berggrunnen og massene under og inn i bygningen hvor radongassen kan bli stående "stille" i rom med lite ventilasjon.</p> <p>Dette prosjektet, Radontrygge Byggeråstoff, er et samarbeid mellom Statens Strålevern og NGU. Prosjektet vurderer forskjellige målemetoder for bestemmelse av urankonsentrasjon i og utslipp av radongass fra pukkbergarter i Norge. For å vurdere hvilke metoder som gir resultat og om det er et samsvar mellom urankonsentrasjon og utslipp av radongass, blir fire forskjellige metoder prøvd ut på prøver fra fem pukkverk i Norge, med hovedvekt på Østlandet.</p>				
Emneord: Pukk		Radioaktivitet		Radon
Geofysikk		Geokjemi		Målemetoder
				Fagrapport

INNHold

1	INNLEDNING	5
1.1	Bakgrunn for prosjektet	5
1.2	Hovedmål:	6
1.2.1	Delmål:	6
2	MÅL 1: Etablere målemetoder i felt og i laboratorium for å klassifisere tilslagsmaterialer i forhold til radonfare	7
2.1	Aktuelle målemetoder og dokumentasjon av disse	7
2.1.1	Feltmålemetoder	7
2.1.2	Målemetoder i laboratorium	8
2.2	Målemetoder i felt	8
2.2.1	Beskrivelse av feltarbeid	8
2.2.2	Valg av prøvemateriale	9
2.3	Beskrivelse av gammaspektrometrene	10
2.3.1	RS-125	10
2.3.2	GR-256	10
2.3.3	Måletider for gammaspektrometre i felt	13
2.4	Beskrivelse av målemetode for håndholdt XRF	13
2.5	Beskrivelse av laboratorieanalyser	14
2.5.1	Preparering av prøver	14
2.6	Kjemisk analyse - ICP-MS	15
2.7	Radiologiske analyser	16
2.7.1	Beskrivelse av prøvene	16
2.7.2	Målinger av radonekshalasjon	16
2.7.3	Målinger av gammastråling	17
2.8	Tynnslipanalyse av bergartsprøver	17
2.9	Resultater	18
2.9.1	Sammenligning av målinger i felt med RS-125 og GR-256	18
2.9.2	Laboratoriemålinger, ekshalasjon og Ra-aktivitet	19
2.9.3	Kjemisk analyse	23
2.9.4	Statistisk analyse av kjemiske analyseresultat	28
3	MÅL 2: Etablere velbegrunnede grenseverdier for radioaktivitet og radonfare i tilslagsmateriale som brukes til bygningsformål	32
3.1	Modellering av radoninnfluks fra byggegrupp	32
3.1.1	Modellen	32
3.1.2	Validering av modellen	33
3.1.3	Modell av grunnforhold i et hus	33
3.1.4	Beregning av radonkonsentrasjon i inneluft	36
3.1.5	Resultater	37
3.1.6	Diskusjon av modelleringsresultater	42

3.2	Grunnlag for fastsettelse av grenseverdier for krav til urankonsentrasjon i pukkbergarter	44
4	MÅL 4: Forberede standardiseringsarbeid for målemetodene	49
4.1	Prøvetaking av brudd	49
4.2	Prøvetaking av produksjon	51
4.3	Prøvebearbeiding og kjemisk analyse	53
4.4	Krav	53
4.5	Prøvetakingshyppighet ved produksjonskontroll	54
5	KONKLUSJONER	55
5.1	Mål 1: Valg av målemetoder i felt og laboratorium	55
5.1.1	Feltmålinger - håndholdt gammaspektrometri	55
5.1.2	Feltmålinger - håndholdt XRF	56
5.1.3	Labmålinger: gammaspektrometri og ICP-MS	56
5.1.4	Ekshalasjonsmålinger	56
5.1.5	Anbefaling av målemetode	56
5.2	Mål 2: Etablering av grenseverdier.	57
5.3	Mål 4: Forberede standardiseringsarbeid for målemetodene	57
6	REFERANSER	58
	Vedlegg A. Halveringstykkelse	60
	Vedlegg B. Beregning av konsentrasjoner med GR-256	61
	Vedlegg C. Tynnslipanalyse	62
1	Pukkverk 1	63
2	Pukkverk 2	66
3	Pukkverk 3	70
4	Pukkverk 4	75
5	Pukkverk 5	77
	Vedlegg D. Modelleringsresultater	81

1 INNLEDNING

Prosjektet Radontrygge Byggeråstoff er et samarbeid mellom Statens Strålevern og Norges geologiske undersøkelse (NGU). Radon i inneluft er et kjent problem i Norge, som kan føre til lungekreft (Departementene 2009), og som dannes kontinuerlig fra uran som forekommer naturlig i berggrunnen. Fase 1 av prosjektet besto av en undersøkelse av målemetoder og ble sluttrapportert i 2011 (Watson et al. 2010). Ved denne rapporten (Fase 2) sluttrapporteres prosjektet.

1.1 Bakgrunn for prosjektet

Tilførte byggematerialer som planerings-, drens- og grøftemasser (fyllmasser) brukt ved eller under bygninger samt betong- og lecaprodukter, med et ugunstig mineralinnhold som inneholder forhøyde verdier av radium (^{226}Ra), kan gi opphav til radonproblemer i inneluft i bygninger. Bygningsmateriale i denne sammenheng omfatter knust fjell (pukk) eller løsmasser som leir, sand og grus. Det er per i dag ingen kontroll eller aktiv regulering av mulig radioaktivt innhold i denne type tilslagsmaterialer ved boligbygging i Norge. I forbindelse med ny teknisk forskrift (KRD 2010) med maksimum grenseverdi for radonnivå i bygning, er det viktig også å regulere og kontrollere radium i denne type byggematerialer. Det er i dette prosjektet besluttet kun å undersøke mulige problemer knyttet til knust fjell.

Entreprenører behøver en oversikt over hvilke masseuttak som selger tilslagsmateriale som er egnet til bruk i bygninger. Råstoffleverandørene selv er avhengig av å vite hva deres produkt inneholder og hvilke anvendelsesområder massene kan benyttes til. Statens bygningsteknisk etat og Statens strålevern har på sin side ønsker om å få til regulering av radon i teknisk forskrift for å sikre at radonproblemer for fremtiden unngås i alle nye bygg. Statens strålevern har så langt operert med en anbefalt grense på 300 Bq/kg for ^{226}Ra i tilkjørte masser (Statens strålevern 1995), men denne verdien ansees i dag som mulig for høy, blant annet sett i lys av innstramming av krav til radon i inneluft som ble innført i 2009. I tillegg er den ikke tilstrekkelig faglig begrunnet i risikovurderinger med hensyn til radon. Nordisk standard viser til 200 Bq/kg for ^{226}Ra (The Radiation Protection Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden 2000) som en øvre grenseverdi, og 100 Bq/kg som en "exemption" (fritak) nivå. Disse verdiene er beregnet med hensyn til en konsentrasjon i inneluft på henholdsvis 200 Bq/m³ ("investigation level") og 400 Bq/m³ ("action level"), mens Strålevernet anbefaler i dag et tiltaksnivå på 100 Bq/m³ og en maksimumsgrense på 200 Bq/m³ (Statens strålevern 2009). Strålevernet har derfor behov for å utlede og begrunne en ny grenseverdi for ^{226}Ra i tilslagsmaterialer som kan oppgis i veileder til ny teknisk forskrift (TEK). Ligningen for aktivitet konsentrasjonssindeks I er gitt nedenfor, og beskrevet og forklart i Fase 1 av prosjektet (Watson et al. 2010).

$$I = \frac{C_{Ra}}{300 \text{ Bq/kg}} + \frac{C_{Th}}{200 \text{ Bq/kg}} + \frac{C_K}{3000 \text{ Bq/kg}} \quad (\text{Ligning 1.1})$$

Ligning 1. Aktivitetsindeks I , hvor C_{Th} står for konsentrasjon (innhold) av thorium, C_{Ra} er konsentrasjon av radium og C_K er konsentrasjon av kalium. Dette er dagens gjeldende grenseverdi for radioaktivt materiale; hvis $I > 1$ overskrides anbefalt grenseverdi. Grenseverdien er basert på doserater fra gammastråling.

Radon (^{220}Rn), som er et produkt fra nedbryting av thorium, er omtalt i Fase 1 av prosjektet (Watson et al. 2010). Siden ^{220}Rn har en kort levetid på bare 51 sekunder ansees dette for å være neglisjerbart for den totale mengden radon innendørs. Hovedproblemet ansees å være knyttet til radon fra radium (^{226}Ra).

Veiledningen til ny TEK bør henvise til standardmetoder som presiserer hva som anses som akseptable tiltak for å forebygge unødig radoninnstrømning i bygninger. Herunder vil det være behov for entreprenører å kunne kontrollere at tilslagsmaterialer til bygninger ikke avgir store mengder radongass. Det vil også bli behov for en grenseverdi som angir hva som er uegnet ved bruk i bygninger. Det er derfor behov for en norsk standard for prøvetaking og måling av radioaktivitet av materialene. Metoden for ^{226}Ra -bestemmelsen må utvikles og dokumenteres som produkt av et tverrfaglig prosjekt, før den på sikt kan etableres som en norsk standard. Grenseverdien for ^{226}Ra må begrunnes og bestemmes av Statens strålevern.

Måleverdier fra grus- og pukkleverandører anbefales innrapportert til NGUs eksisterende grus- og pukkkatabase for forvaltning og formidling av analysedata. Vi viser til våre nettsider, der det også finnes en lenke for direkte kartinnsyn i databasen: <http://www.ngu.no/no/hm/Georessurser/Sand-grus-og-pukk/>. NGU kan legge tilrette for at godkjente laboratorier kan legge analysedata rett inn i vår database, slik vi i dag har tilrettelagt for rapportering av grunnvannsbrønner.

1.2 Hovedmål:

Prosjektets hovedmål er å unngå at byggeråstoff blir brukt på en slik måte at det bidrar til økt konsentrasjon av radon i inneluft og derved bidrar til helseskader som lungekreft i befolkningen. Hovedmål og delmål ble definert av Statens strålevern ved start av prosjektet i 2010.

1.2.1 Delmål:

Mål 1: Etablere målemetoder i felt og i laboratorium for å klassifisere tilslagsmaterialer i forhold til radonfare.

Mål 2: Etablere velbegrunnede grenseverdier for radioaktivitet og radonfare i tilslagsmateriale som brukes til bygningsformål.

Mål 3: Tilrettelegge for at målemetodene kan iverksettes i stor skala (foreslå etablering av konkrete rutiner, med navngitte aktører og rollefordeling) og for rutinene for forvaltning og formidling av måleresultatene.

Mål 4: Forberede standardiseringsarbeid for målemetodene.

Denne rapporten beskriver aktiviteter utført under mål 1, 2 og 4. Mål 3 er ikke gjennomført. Hvis Statens strålevern beslutter at alle produsenter som leverer byggeråstoff for anvendelse til boligbygging skal innrapportere analyseresultatene til et sentralt register for forvaltning og formidling, kan NGU tilby å tilrettelegge Grus- og pukkkdatabase for dette formål.

2 MÅL 1: Etablere målemetoder i felt og i laboratorium for å klassifisere tilslagsmaterialer i forhold til radonfare

I prosjektrapporten for Fase 1 (Watson et al. 2010) er metoder som måler utslipp av radongass, eller andre grunnstoff som brukes for å estimere mengden radon, beskrevet i detalj. Dette er en prosjektrapport for Fase 2, hvor utføring av prøvetaking og analyser er i fokus.

2.1 Aktuelle målemetoder og dokumentasjon av disse

I Fase 2 har vi vurdert flere målemetoder som måler enten radongassutslipp (via en måling av gammastråling fra datterprodukter av radon), eller radium aktivitet. Siden radon dannes fra nedbryting av radium kan en måling av radiumaktivitet betraktes som en indikasjon av radonpotensialet. Radiumaktivitet måles ikke direkte, men via måling av enten urankonsentrasjoner med ICP-MS (Inductively coupled plasma mass spectrometry) og XRF (X-ray fluorescence), eller via måling av gammastråling fra radiumdatterprodukter (Gammasppektrometri). Her antar man at vi har likevekt i nedbrytingskjeden til uran (U) slik at aktiviteter i kjeden er konstant på alle trinn. Flere detaljer om de forskjellige metodene er beskrevet i rapport fra prosjektets fase 1 (Watson et al. 2010).

2.1.1 Feltmålemetoder

For å måle konsentrasjonen av radium og uran i pukkkbergarter i felt har vi benyttet Gammasppektroskopi og røntgenfluorecens (XRF).

- a) Gammasppektrometri. For å bestemme radiuminnhold måler håndholdt gammasppektrometre stråling fra vismut-214, et datterprodukt av uran-238 og radium-226. Med denne metoden antar vi at vi har likevekt mellom radium-226 og vismuth-214.

- b) Røntgenfluorescens (XRF). Bruk av et håndholdt XRF instrument i felt for å måle konsentrasjoner av uran.

2.1.2 Målemetoder i laboratorium

For å måle konsentrasjonen av radium i pukkbergarter i laboratorium har vi benyttet ICP-MS, gammaspektroskopi og i tillegg er det målt radonutslipp fra prøver.

- a) ICP-MS. Bruk av massespektrometri for å måle uraninnhold i prøver. For å få radiuminnhold antar vi at vi har likevekt mellom uran og radium.
- b) Gammaspektrometri. Måling av stråling fra datterprodukter av radium-226 for å bestemme aktivitet av radium-226. Med denne metoden antar vi at vi har likevekt mellom radium-226 og datterproduktene.
- c) Radongass. Bruk av et lukket kammer for å måle radongassutslipp. Her kan vi også undersøke avhengighet av radonutslipp med kornstørrelse og fuktighet.

Fem pukkforekomster ble valgt ut og prøvetatt, samt at det ble utført felt- og laboratoriemålinger for å få kunnskap om målemetodene og forholdet mellom uran og radon.

2.2 Målemetoder i felt

Prosjektforslagets leveranse 3: Dokument som beskriver metodespesifikasjon (fra prøvetaking til måleresultat) samt en evaluering av måleusikkerhet, hva måleresultatene betyr og hvor godt egnet de er til å klassifisere prøvens radonrisikopotensial.

Beslutningspunkt: Vurdere om målemetoden er godt nok egnet og dokumentert.

2.2.1 Beskrivelse av feltarbeid

For å sammenligne tilgjengelige feltmålemetoder ble fire pukkverk i Østfold valgt ut. Fra tidligere feltarbeid var det kjent at visse pukkverk i Østfold inneholder bergarter med relativt høyt uraninnhold (Iddefjordgranitt). I tillegg ble noen prøver tatt fra et pukkverk utenfor Trondheim. De fem valgte pukkverk dekker en spredning av Ra-konsentrasjoner fra noen få ppm U til ca. 30 ppm U.

Noen viktige erfaringer ved felt og lab målemetoder:

1. Målevolum / mengde. Kjemiske analyser er utført på en relativ liten mengde materiale (ca. 1 kg ble knust ned til < 2 mm, 40 g av dette ble finmalt før innvekt av 0,25 g); gamma-analyse i laboratorium er utført på ca. 2 kg knust stein. Gammaspektrometer i felt måler en større mengde av materialet; penetrasjonsdybden er noen ti-talls centimeter, og nærliggende materiale i overflaten i en omkrets på ca.

en kvadratmeter fra målepunktet kan påvirke målresultatene. Homogenitet av materialet vil derfor kunne påvirke de ulike målemetodene i forskjellig grad.

2. Feltnålinger i pukkverk med granitt som kan inneholde relative høye konsentrasjoner med uran kan bli påvirket av stråling fra nærområdet, enten fra fjellvegger i nærheten av måleinstrumentet, eller fra radon i luft, som kan dannes fra bergarten. I tillegg kan kosmisk stråling påvirke målinger.
3. Feltnålinger er vanligvis utført på flate arealer, og det er ikke alltid lett å ta prøver fra disse flatene for videre laboratorieanalyse for sammenligning av data.

Vi ønsket å ta prøver fra bruddene slik at vi kunne gjennomføre laboratorieanalyse og feltnålinger på det samme materialet. For å forenkle prøvetaking ble det bestemt å måle på utsprengte steinblokker. Siden spektrometre vanligvis brukes på, og er kalibrert for relative store flate arealer, ble målingene gjennomført med et skjermet og kollimert spektrometer. En blykappe ble laget for å kollimere spektrometerkrystallen. Med denne skjermingen får en

- et mindre ”synsfelt”, slik at hele, eller mesteparten av synsfeltet er dekket av stein, og man får derfor en mer troverdig måling av konsentrasjon fra spektrometeret. Dette krever en ny kalibrering av instrumentet (2.3.2.2)
- et mindre ”synsfelt” som gjør det lettere å sammenligne resultater med lab analyse, som blir kjørt på relative små volum
- en fjerning av bakgrunnstråling i bruddet.

Målinger fra et uskjermet spektrometer ble gjennomført for sammenligning.

2.2.2 Valg av prøvemateriale

Målinger ble gjennomført på steinblokker som var sprengt ut fra bruddveggen. Størrelsen på steinprøvene var ujevne, men var typisk minst 30 cm x 30 cm x 20 cm. Cirka 40 steinprøver ble samlet til et område i bruddet som var en god avstand fra fjellvegger. Stein ble lagt ut på bakken med ca. 1m avstand. Gammamålinger ble tatt med to instrumenter (GR-256 og RS-125) på hver steinprøve.

Etter gammamålinger ble hver steinblokk knust ned med en slegge og prøvetatt for laboratorieanalyse. Prøvematerialet ansees som representativ for feltnålingene som ble utført med spektrometrene. For 3 av prøvene i hvert brudd ble en større mengde materiale (ca. 6 kg) samlet for å gi nok material for ekshalasjonsmålinger av radongass.

2.3 Beskrivelse av gammaspektrometrene

Ved feltarbeid ble det benyttet to bærbare NaI gammaspektrometre (Figur 1). Instrumentet RS-125 (Radiation Solutions Inc, Ontario, Canada) ble benyttet uskjermet, mens instrumentet GR-256 (Exploranium Inc, Ontario, Canada) ble skjermet. En oversikt av bruk av bærbare gamma-spektrometre i felt er gitt i rapporten fra fase 1 av prosjektet (Watson et al. 2010).

2.3.1 RS-125

Gammaspektrometer RS-125 (Radiation Solutions Inc.) har et sensitivt krystallvolum på 0,10 liter NaI og var nylig kalibrert av produsenten. Målinger i 1024-kanaler blir lagret på instrumentet og senere overført til en PC. Konsentrasjoner av K-40 (%), U-238 (ppm) og Th-232 (ppm) er beregnet automatisk i instrumentet og kan bli lest fra instrumentskjermen og fra PC-en.

2.3.2 GR-256

Gammaspektrometer GR-256 (Exploranium Inc.) har et sensitivt krystallvolum av 0,35 liter NaI. Instrumentet lagrer data i 256 kanaler som kan overføres til PC. Konsentrasjoner av K-40 (%), U-238 (ppm) og Th-232 (ppm) blir beregnet i instrumentet og kan leses fra skjermen eller de kan beregnes på PC i etterkant.



Figur 1: RS-125 (venstre) og GR-256 (høyre).

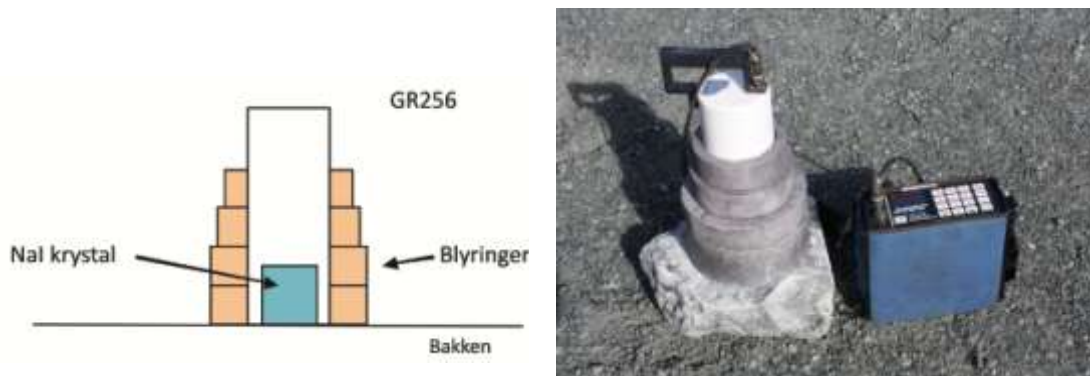
2.3.2.1 Skjerming med blykappe

En blykappe ble laget for GR-256 for å:

- kollimere ”synsfeltet” av instrumentet, slik at hele synsfeltet blir dekket av steinprøven, og at det dermed blir lettere å samle prøver for sammenligning mellom målemetodene.

- skjerme instrumentet for bakgrunnstråling i bruddet.

GR-256 instrumentet er sylindrisk med diameter 111 mm og høyde 325 mm. Det sensitive volumet av instrumentet er en NaI sylinder med 75 mm diameter og 75 mm høyde og finnes nederst i detektoren (se Figur 2). Blykappen ble laget av 4 blyringer. Størrelsen av ringene er gitt i Tabell 1. Ringene kan plasseres rundt spektrometer slik at den sensitive delen får størst mulig skjerming.



Figur 2: GR-256 spektrometer skjermet med blykappe

Ring	Indre diameter (mm)	Ytre diameter (mm)	Tykkelsen (mm)	Høyde (mm)
1	120	170	50	83
2	120	170	50	48
3	120	150	30	48
4	120	140	20	48

Tabell 1: Beskrivelse av blyringer for skjerming av GR-256.

Det var ønskelig å skjerme krystallet fra fotoner fra Rn i luften (dvs. primært 1.76 MeV fotoner fra U-kjeden) og fra stein utenfor det aktuelle måleområdet (fotoner fra K (1.46 MeV), U (1.76 MeV) og Th (2.62 MeV)). Et energinivå for fotoner på 2MeV utgjør en

halveringslengde for bly på ca. 1,32 cm. 5cm med bly gir dermed en demping på mer enn 93 % ved et energinivå på 2MeV (Vedlegg A).

En 5cm blykappe rundt hele detektoren blir upraktisk på grunn av størrelse og vekt. Det ble derfor laget en konfigurasjon av 4 blyringer med forskjellige tykkelse. Fotoner fra sidene som treffer krystallet vannrett må gå gjennom minst 5cm bly ved de laveste to ringene; fotoner fra høyere oppe som treffer krystallet mer loddrett vil treffe noen cm bly. Fotoner fra øverst vil ikke treffe noe skjerming bortsett fra det knyttet til detektoren selv, men denne konfigurasjonen oppnås et rimelig kompromiss mellom skjerming og flyttbarhet.

2.3.2.2 Kalibrering

GR-256 detektoren er kalibrert jevnlig ved NGU med bruk av NGUs kalibreringsblokker (Grasty et al. 1991). Kalibreringsblokkene er fire betongblokker av størrelsen 1m x 1m x 0,3 m. Tre blokker har høyere konsentrasjoner av henholdsvis K, U og Th, mens den fjerde blokken har lave konsentrasjoner av de tre grunnstoffene som er viktigst for radioaktivitet fra berggrunnen. Med bruk av de fire blokkene får man bestemme stripping-faktorer (som beskriver til hvilken grad tellinger i et isotopvindu er påvirket av Compton-spredning fra andre isotoper) og følsomhet for å omregne "tellingene per sekund" til radioisotopkonsentrasjoner. Følsomhetsfaktorer er geometriavhengig, og en endring i "synsfeltet" av detektoren vil føre til en endring i følsomhet. Nye stripping- og følsomhetsfaktorer ble derfor beregnet med blykappen, og ble brukt i alle påfølgende målinger og analyse.

For RS-125 ble kalibreringen fra leverandøren benyttet. Leverandøren (Radiation Solutions Inc, Canada) bruker den samme kalibreringsprosedyren som brukes på NGU.

2.3.2.3 Bakgrunnsstråling

Med bruk av et gammaspektrometer i felt er det anbefalt å registrere bakgrunnsstrålingen (stråling fra instrumentet, kosmisk stråling og atmosfærisk radon) for deretter å fjerne denne strålingen fra alle øvrige målinger. IAEA (2003) retningslinjer anbefaler at bakgrunnsstrålingen blir målt fra en båt på en innsjø.

Denne metoden er problematisk her siden:

- 1) målinger i bruddet kan bli utsatt for bakgrunnstråling fra fjellvegg
- 2) mengder av radon i luft kan variere utover dagen og med avstand; derfor kan radonbakgrunnstråling i bruddet bli annerledes enn radonnivåer fra en bakgrunnsmåling på en innsjø
- 3) metoden krever utstyr og tid.

I vårt feltarbeid har vi valgt å ta en bakgrunnsmåling i bruddet med bruk av en blyplate i tillegg til blykappen. Flere bakgrunnsmålinger ble gjennomført med GR256 detektoren i løpet av en måledag. En bakgrunnsmåling ble tatt før den første steinmålingen og tilsvarende ble det utført en bakgrunnsmåling etter den siste steinmåling. I tillegg ble det utført flere bakgrunnsmålinger utover hele dagen, med ca. 1-2 timer mellomrom. Den blyskjermede detektoren var plassert på en ca. 5 cm tykk blyplate som var plassert på bakken noen meter fra steinprøvene. Alle steinmålingene ble korrigert i forhold til bakgrunnsmålingene.

RS-125 har innebygd bakgrunnsverdier som er målt av produsenten, men de vil ikke nødvendigvis stemme med forventede høye bakgrunnsverdier i bruddene. Det ble ikke foretatt spesielle måling av bakgrunnsstråling med RS-125, siden:

- dette skulle kreve enten en stor blyplate (stor nok for å skjerme hele synsfelt av instrumentet) eller en mindre blyplate pluss skjerming av instrumentet med en blykappe; vi hadde hverken en passelig blyplate eller en blykappe tilgjengelig.
- vi kan sammenligne resultater fra en skjermet og bakgrunnskorrigert system med et system brukt "som det er".

2.3.3 Måletider for gammaspektrometre i felt

For å oppnå ønskelig målestatisikk på grunn av det reduserte målevolumet grunnet skjermingen, ble måleperioden for GR-256 satt til 300 sekunder. I et av bruddene med lave urankonsentrasjoner, ble en lengre måleperiode (600 sekunder) benyttet. Måleperiode for RS-125 var minst 180 sekunder. Med GR-256 instrumentet ble det utført tellinger i hvert av de fire vinduene (total, K, U og Th) som deretter ble brukt for å beregne konsentrasjoner (Vedlegg B). Med RS-125 ble instrumentets innebygde konsentrasjonsberegning brukt og overført til en PC.

2.4 Beskrivelse av målemetode for håndholdt XRF

Et håndholdt røntgen fluoresens instrument (Figur 3) av typen Niton XL3t 900 ble benyttet i noen grad i felt for å se om det ville la seg gjøre å fange opp tilstrekkelig antall målinger over instrumentets deteksjonsgrense med rimelig tidsforbruk. Instrumentets faktiske deteksjonsgrense for et gitt grunnstoff er avhengig av måletiden, og volumet som måles er ikke større enn ca. 1 cm³. Måletid i felt varierte fra 60 til 150 sekunder, der de 60 første sekunder ble målt i området for U og Th, påfølgende 30 sekunder for K, og eventuelt ytterligere 60 sekunder for å bedre tellestatistikken for U og Th.



Figur 3: Håndholdt XRF Niton XL3t.

2.5 Beskrivelse av laboratorieanalyser

Det er utført tre typer analyser på prøvene i laboratorium: kjemisk analyse (ICP-MS), radonekshalasjon, og gammastråling med germaniumdetektor (HPGe - high purity germanium detektor). Forut for dette ble prøvene preparert.

2.5.1 Preparering av prøver

Materialet som brukes i analysene er knust ned til finstoff på grunn av krav til analysemetodene. Det nedknuste materialet omtales heretter med begrepet **kornstørrelse**, som beskriver [diameteren](#) til enkeltpartikler i bergarter. Begrepet kan også brukes om andre partikler, som nedknust stein. Begrepet omhandler ikke krystallstørrelse. Et korn kan bestå av fragmenter fra en krystall eller flere krystaller. Tabell 2 viser inndeling av kornstørrelse og navn på klassen. Prøvene har kornstørrelse 0,063-2 mm som tilsvarer sand (fin til grov), mens 5 prøver fra ett pukkverk er knust ned i forskjellig kornstørrelse - veldig fin sand til grov grus - for å se om forskjellig kornstørrelse gir forskjellig resultat (se avsnitt 2.9.2.3).

Størrelse (metrisk)	Nomenklatur (Udden-Wentworth)
> 256 mm	Blokk
64–256 mm	Stein
32–64 mm	Veldig grov grus
16–32 mm	Grov grus
8–16 mm	Medium grus
4–8 mm	Fin grus
2–4 mm	Veldig fin grus
1–2 mm	Veldig grov sand
0.5–1 mm	Grov sand
0.25–0.5 mm	Medium sand
0.125–0.25 mm	Fin sand
0.063–0.125 mm	Veldig fin sand
0.002–0.063 mm	Silt
<0.002 mm	Leire

Tabell 2. Inndeling av kornstørrelse. Fraksjonene som er valgt for prøvene for analyser i dette prosjektet er i klassene veldig fin sand (0,063-0,125 mm), sand - fin til grov (0,063-2 mm), veldig grov sand (1-2 mm), medium grus (8-16 mm) og grov grus (16-32 mm).

2.6 Kjemisk analyse - ICP-MS

Totalt 251 prøver ble sendt til kjemisk analyse, fordelt på ca. 40 prøver fra store blokker tatt i de 5 pukkverkene, samt flere kontrollprøver, prøver av produksjon og borkaks fra hull klargjort for sprengning i de samme pukkverkene. Dette vil gi en bred forståelse av fordelingen av uran i pukkverkene.

Standard teknikk for kjemisk analyse av blant annet uran i prøver fra løsmasser og fjell er: ICP-MS (Inductively coupled plasma mass spectrometry) på en løsning etter delvis eller total ekstraksjon av prøven; Instrumentell Nøytron Aktiverings-Analyse (INAA); fluorescensmåler; kinetisk fosforescens; og røntgenfluorescens-spektrometri (XRF).

Uansett hvilke metode en velger må en ta hensyn til de lave uranverdiene (U) i vanlige geologiske materialer. Medianverdien til mange jordtyper/løsmasser er ofte godt under 1 mg/kg (ppm). Det er derfor nødvendig med en metode som har en så lav deteksjonsgrense som mulig (minst 0,1 mg/kg (ppm) foretrukket 0,01 mg/kg). Så lave deteksjonsgrenser ekskluderer XRF, hvor en realistisk deteksjonsgrense er i området 5-10 mg/kg. For å kunne gi en statistisk holdbar vurdering av dataene, bør deteksjonsgrensen være minimum en størrelsesorden lavere enn den verdien man ønsker å gi sikre utsagn om og fortrinnsvis så lav at det ikke rapporteres analyser lavere enn deteksjonsgrensen.

I dag er de mest brukte metodene for kjemiske analyser i miljøsammenheng basert på ekstraksjon med salpetersyre eller med "aqua regia" (Kongevann) og analyse med ICP-MS. Ved ICP-MS analyser leverer de fleste laboratorier tall for en rekke grunnstoffer for samme kostnad. Ekstraksjonen ved bruk av de nevnte syrer er ikke fullstendig, slik at det alltid vil være en mulighet for at noe uran ikke kommer med i analyseløsningen, men de vanligste uranførende mineralene løses i kongevann. Ved vurdering av bakgrunnsstråling fra geologiske materialer, er det viktig å få tall også for innholdet av thorium og kalium. Kalium er ofte bundet i silikatmineraler som ikke løses med kongevann eller andre enkle mineralsyrer. Det ble derfor valgt en ekstraksjonsteknikk som gir fullstendig oppløsning av alt mineralsk materiale med noen få unntak som ikke berører U, Th og K. En 0,25g innvekt av det nedmalte materialet varmes i en blanding av HNO₃, HClO₄ og HF til den ryker og tørker inn. Restene løses deretter i HCl, og denne løsningen analyseres (etter fortynning med vann) vha ICP-MS.

Prisen for "4-acids" ekstraksjon og ICP-MS analyser ved det valgte laboratoriet (ACME i Canada) var ca. 18 € per prøve (hentet fra tilbud fra ACME lab). Standard deteksjonsgrense er 0,1 mg/kg, og måleområdet er begrenset oppad til 4000 mg/kg.

INAA analyser er tilbudt til omtrent samme priser som ICP-MS og "aqua regia" (hentet fra tilbud fra ACME lab), og har standard deteksjonsgrense mellom 0,2 og 0,5 mg/kg, men færre tilleggselementer er tilgjengelig. Fordelen med INAA er at det er en ikke-destruktiv metode

(prøven er ikke oppløst). De andre metodene er, så vidt det er kjent, ikke tilbudt kommersielt til en pris som er sammenlignbar med metodene som er beskrevet over.

2.7 Radiologiske analyser

Radon-ekshalasjon og naturlig gammastråling ble analysert ved Nuclear Services for Energy, Environment and Health (NRG) i Arnhem, Nederland. Laboratoriet bruker en nederlandsk standard for målemetodene (NEN 1999, NEN 2001).

2.7.1 Beskrivelse av prøvene

I alt ble 23 prøver fra 5 pukkverk sendt for Rn-ekshalasjon og Ra-aktivitetsmåling til det samme laboratoriet (NRG). Minst 3 prøver tatt fra bruddet og en produksjonsprøve ble sendt fra hvert brudd. Prøvene var knust ned på NGU til kornstørrelse 0,063/2mm (0,063 til 2 mm). En av steinprøvene ble knust ned til 5 forskjellige kornstørrelser og ekshalasjonsmålinger ble gjennomført på alle kornstørrelser.

De 23 prøvene ble delt inn i 3 grupper for analyse. Laboratoriet tilbyr to metoder for tørking (kondisjonering) av prøvene: RH (relative humidity) kondisjonering, hvor prøvene er kondisjonert på forhånd til en forhåndsbestemt luftfuktighet, og ovnskondisjonering, hvor prøvene er tørket i ovn. Begge to metoder var brukt her. Etter RH-kondisjonering ble ekshalasjon og aktivitetsmålinger gjennomført. Prøvene ble deretter kondisjonert i ovn, og ekshalasjonsmålinger kjørt en gang til.

Med RH-kondisjonering er prøvene kondisjonert i en temperatur av 20 °C og en relativ fuktighet på 50 %. Denne prosessen kan ta opp til en måned. Med ovn-kondisjonering er prøvene tørket i ovn ved temperatur 105 °C i 48 timer.

2.7.2 Målinger av radonekshalasjon

Radon ekshalasjonsrate er bestemt i henhold til standardmetoden NEN 5699 (NEN 1999). Ved denne metoden er prøvene lukket inn i beholdere som er rensset ut med nitrogengass med en relativ fuktighet på 50 %. De finkornede prøvene er plassert på aluminiumsfat, med størrelse 30 x 11,8 cm² og 1 cm høyde. Totalt 10 fat er plassert i en aluminiumsramme inne i beholderen. Den ekshalerte radongassen er fanget på en silikagelé og når tilstrekkelig radon er fanget blir det analysert med en "liquid scintillation" teller. Resultatet er målt i mengde ekshalasjonsrate ved å normalisere mengden ekshalert radon pr. kg materiale i prøven.

2.7.3 Målinger av gammastråling

Den naturlige konsentrasjonen av radioaktivitet er bestemt i følge en standard metode publisert som NEN 5697 (NEN 2001). Fire kalibreringsstandarder er samlet med økende tetthet. Materialet som er brukt er stearinsyre, stivelse, gips og kvartssand, homogent blandet i godkjente mengder for ^{238}U og ^{232}Th , i likevekt med tilhørende datternuklider, og ^{40}K . Standardene plasseres i "Marinelli" begre med et volum på ca. 1 liter, veid og lukket i radontette beholdere. For å oppnå langvarig likevekt må prøvene "hvile" i minst tre uker før prøvene er analysert. Alle prøver blir målt for radioaktiv telling ved hjelp av en HPGe-detektor i et miljø med lave bakgrunnsverdier. Prøvematerialet er analysert på samme måte som kalibreringsstandardene, med hensyn til geometri, "hviletid" og radontette beholdere. Fototopp effektiviteten til prøvene er avledet fra effektivitetskurver til standardprøvene ved hjelp av interpolasjon. Resultatet er betegnet per enhet tørrvekt av materialet.

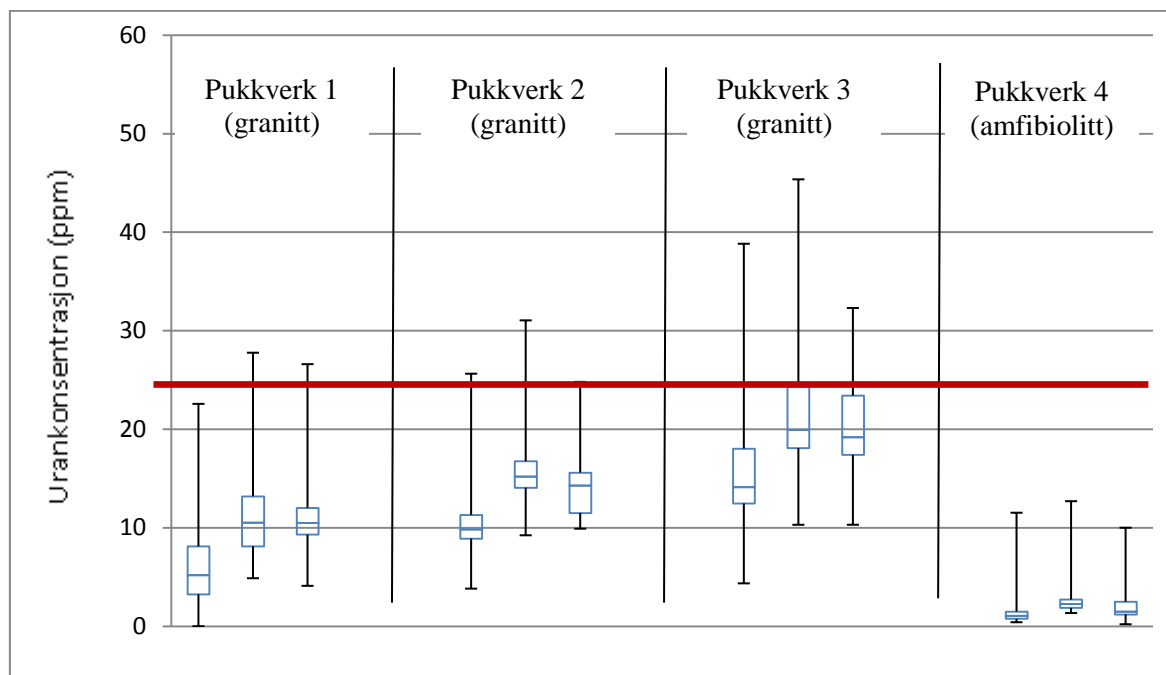
2.8 Tynnslipanalyse av bergartsprøver.

I tillegg til de andre metodene beskrevet her ble det utført en tynnslipanalyse av bergartene. Dette for å bestemme i hvilke mineraler uranet opptrer i de aktuelle pukverkene. Tynnslipanalyse er beskrevet i Vedlegg C.

2.9 Resultater

Resultater fra alle metodene er presentert her og sammenlignet med hensyn til samsvar eller avvik mellom metodene.

2.9.1 Sammenligning av målinger i felt med RS-125 og GR-256



Figur 4: Box-whisker diagram av GR-256 og RS-125 aktiviteter fra 4 pukkverk. Hver gruppe av tre tilsvarende et pukkverk og er fra venstre: GR-256 med kollimering og bakgrunnsuttrekk; GR-256 med kun kollimering; og RS-125. Den røde linjen viser en grenseverdi på 300 Bq/kg Ra (ca. 24,3 ppm U).

Figur 4 viser resultater for urankonsentrasjoner (ppm U) målt med GR-256 og RS-125 for 4 pukkverk i Østfold. Konsentrasjoner fra GR-256 har blitt beregnet med og uten bakgrunnskorrigering. Målingene fra pukkverket utenfor Trondheim var så lave (< 1ppm U) at det ikke gir mening å sammenligne data, og de er ikke diskutert videre i denne rapporten. Dagens grenseverdi på 300 Bq/kg Ra (ca 24,3 ppm U) er illustrert for sammenligning. Statistisk usikkerhet i GR-256 verdier er estimert å være ca. 7 % etter bakgrunnskorrigering.

Konsentrasjoner fra både RS-125 og GR-256 med kun kollimering, ligger som regel noen ppm høyere enn de fra de bakgrunnskorrigerte GR-256 data, og RS-125 har litt mindre spredning av ekstreme verdier. Dette kan muligens forklares med at RS-125, uten kollimering, måler et større volum enn GR-256, slik at "nuggets" med høyere eller lavere uraninnhold blir fortynnet i gjennomsnittet av det større volumet. Det er liten forskjell mellom konsentrasjoner fra GR-256 med kun kollimering, og konsentrasjoner fra RS-125, selv om blyskjermingen brukt i kollimering også delvis skulle skjerme instrumentet fra bakgrunnstråling.

Se også avsnitt 2.9.3 for sammenligning av felt Ra-aktiviteter med kjemisk analyse.

2.9.2 Laboratoriemålinger, ekshalasjon og Ra-aktivitet

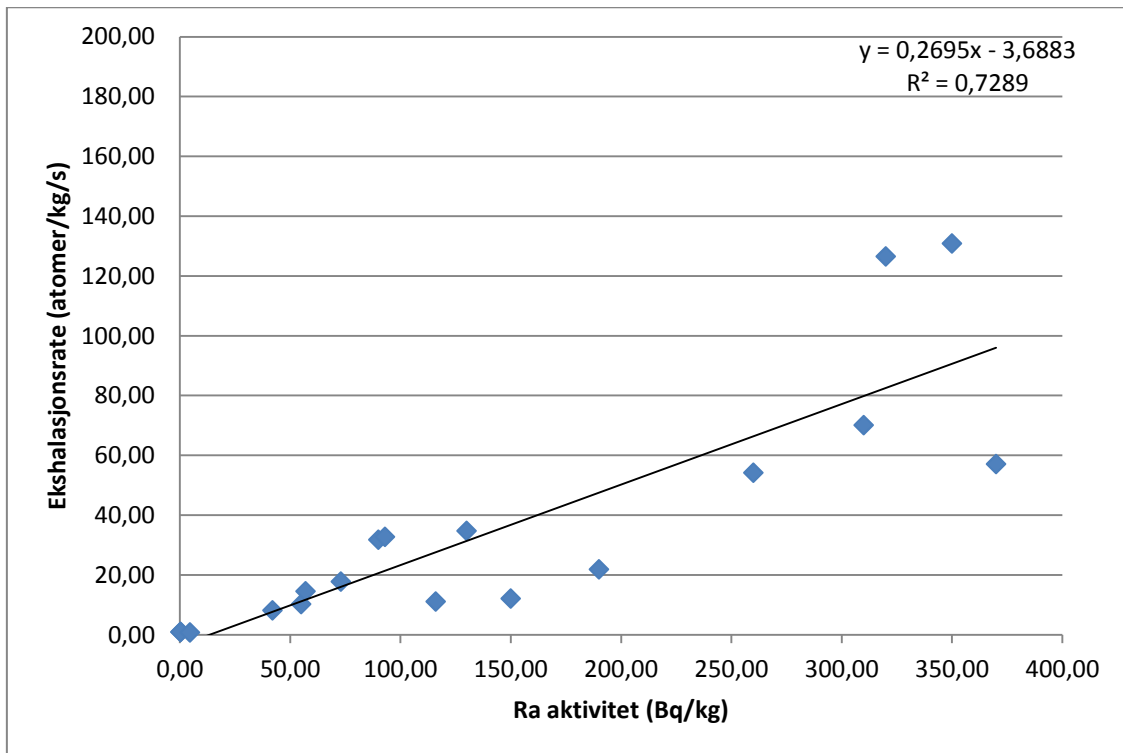
I det følgende blir resultatene fra ekshalasjonsmålinger og Ra-aktivitet målt hos NRG i Nederland beskrevet. Urankonsentrasjoner fra feltmålinger ble benyttet for å velge ut tre prøver (de med laveste og høyeste uranverdier, og en som lå cirka i midten) fra hvert brudd. Disse tre prøvene, samt en produksjonsprøve, ble knust ned til kornstørrelse 0,063/2mm og sendt til NRG for ekshalasjonsmålinger. Fra et av pukkverkene ble det i tillegg sendt materiale fra en steinprøve knust ned til fem forskjellige kornstørrelser, samt et duplikat av 0,063/2mm kornstørrelsen.

2.9.2.1 Ekshalasjonsfraksjon

Radonekshalasjon (utdunsting) er vanligvis uttrykt som *radon ekshalasjonsrate* E , gitt med enhet Bqh^{-1} (mengden radonaktivitet som frigjøres pr time) eller med atomer s^{-1} (antall radonatomer som frigjøres pr. sekund), eller i deres tilsvarende massespesifikke eller arealspesifikke enheter ($\text{Bqh}^{-1}\text{kg}^{-1}$, eller $\text{Bqh}^{-1}\text{m}^{-2}$). Radioaktivitet (A) i henhold til radon er konsentrasjonen av radium (A_{Ra}) og tilsvarer konsentrasjonen av radium i materialet (Bqkg^{-1}). Dette er beskrevet i mer detalj i prosjektrapporten for Fase 1 (Watson et al. 2010).

Forholdet mellom massespesifikke ekshalasjonsrate E (atomer/kg/s) og aktivitet A (Bq/kg) kalles ekshalasjonsfraksjon ε , som er en dimensjonsløs størrelse.

$$\varepsilon = \frac{E}{A} \qquad \text{Ligning 2.1}$$



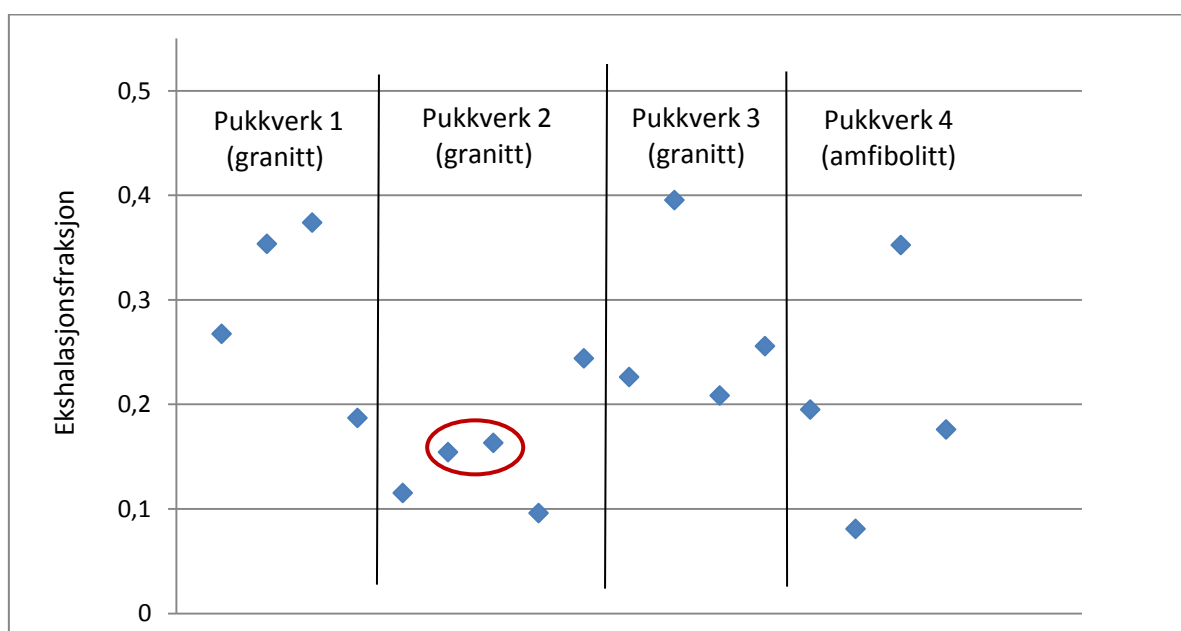
Figur 5: Ekshalasjonsrate mot Ra-aktivitet målt med HPGe-detektor for alle RH-kondisjonerte prøver med kornstørrelse 0,063/2mm

Figur 5 viser radonekshalasjonsrate mot Ra-aktivitet for alle RH-kondisjonerte prøver med kornstørrelse 0,063/2 mm. Her ble både ekshalasjonsrate og aktivitet målt på NRG. Usikkerheter er ikke vist på diagrammet, men usikkerheten i ekshalasjonsrate er mellom 3,2 og 13,3 % (standardavvik) og usikkerheten i Ra-aktivitet er mellom 5% og 15% (standardavvik). Korrelasjonen mellom ekshalasjonsrate og aktivitet betyr at man kan potensielt bruke Ra-aktivitet til å beskrive evnen av prøver til å utslippe radongass.

Ekshalasjonsfraksjon kan brukes for å estimere radonutslipp fra materiale med et kjent radiuminnhold. Representative verdier av ekshalasjonsfraksjon kan bli brukt i senere faser av prosjektet når grenseverdier undersøkes og etableres. Ekshalasjonsfraksjoner fra fire pukkverk er vist i Tabell 3 og Figur 6.

Pukkverk	Gjennomsnittlig ekshalasjonsfraksjon, standardavvik og antall prøver.
Pukkverk 1 (granitt)	0,30 ± 0,09 (n = 4)
Pukkverk 2 (granitt)	0,15 ± 0,06 (n = 5)
Pukkverk 3 (granitt)	0,27 ± 0,08 (n = 4)
Pukkverk 4 (amfibolitt)	0,20 ± 0,11 (n = 4)
Alle 4 pukkverk	0,23 ± 0,10 (n = 17)

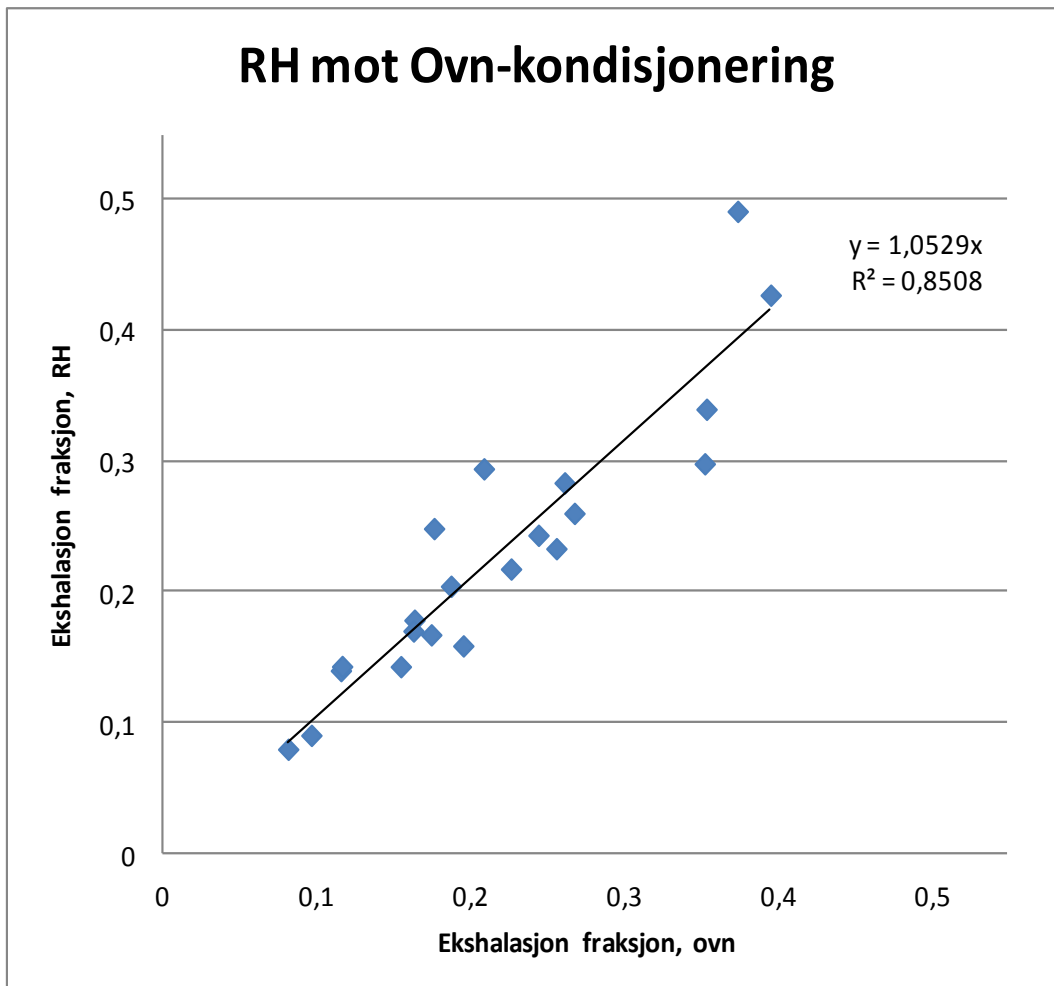
Tabell 3: Ekshalasjonsfraksjon per pukkverk



Figur 6: Spredning av ekshalasjonsfraksjon i de fire pukkverkene. Omriss av duplikat som er analysert to ganger på samme prøvematerial.

Vi ser ganske stor spredning i ekshalasjonsfraksjoner blant de fire pukkverkene. Dette kan muligens forklares med variasjon i bergartene og mineralogi over de fire bruddene, men antall prøver i hvert brudd er lavt med relativt høye standardavvik.

2.9.2.2 Tørr- og fuktig-kondisjonering

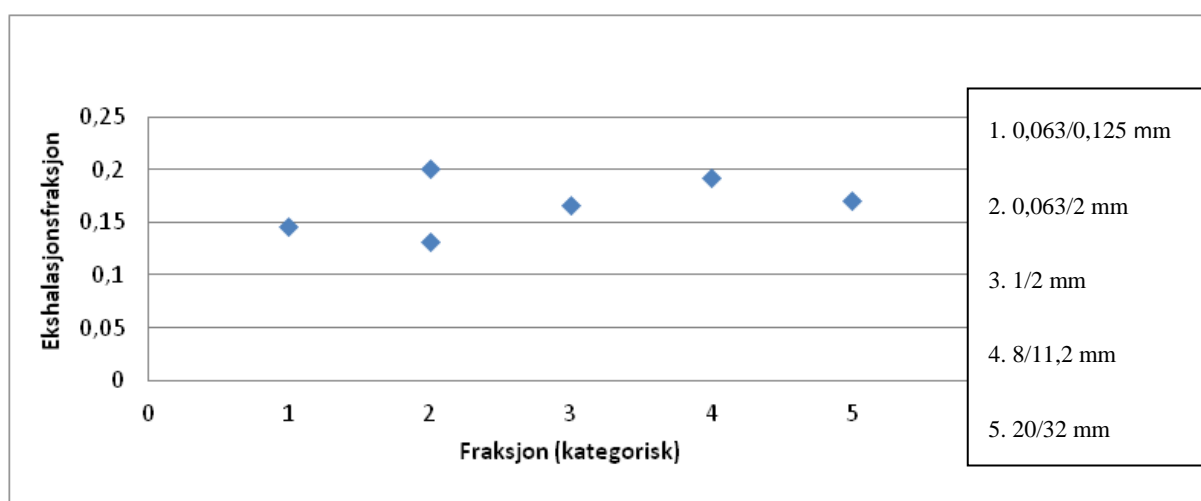


Figur 7: Ekshalasjon ved tørr (ovn) og fuktig (RH) kondisjonering av prøvene.

NRG laboratoriet tilbyr to kondisjoneringsmetoder: ovn kondisjonert (tørr) og RH kondisjonert (fuktig). Det er forventet at ekshalasjon er avhengig av fuktighet i prøvene (Stranden 1984, Markannen & Arvela 1992). Markannen & Arvela (1992) fant for eksempel maksimum ekshalasjon fra grus med en fuktighet mellom 1 og 5 %. For å bruke ekshalasjonsverdier i en senere beregning av grenseverdier kan det være nyttig å forstå forhold mellom ekshalasjon og fuktighet, og vite typisk fuktighetstilstand av byggematerial. Det var ikke mulig for laboratoriet her å måle fuktighet i prøvene, men både tørre og fuktige ekshalasjonsmålinger ble gjennomført på alle prøvene, og vi ser liten forskjell mellom de to metodene (Figur 7).

2.9.2.3 Ekshalasjonsfraksjon og kornstørrelse

Det er forventet at ekshalasjon faller med kornstørrelsen i prøvene, på grunn av mindre overflate med økende størrelse (se f.eks. Markkanen og Arvela 1992 og Amin et al. 1995). Her har vi målt ekshalasjonsfraksjon på 5 kornstørrelser (Figur 8). Siden alle 5 kornstørrelser her kom fra den samme steinprøve ble det gjennomført bare en Ra-aktivitetsmåling på materialet i NRG laboratoriet. For å beregne ekshalasjonsfraksjon her har vi derfor brukt Ra-aktivitet fra kjemiske målinger av uran innhold (avsnitt 2.9.3) samt radonekshalasjon fra NRG. Vi ser ikke noe stor variasjon i ekshalasjonsfraksjon med kornstørrelse. Dette kan ha sammenheng med at alle de undersøkte kornstørrelser er mindre enn avstanden radongassen må trenge gjennom for å bli frigitt. Det kan derfor være av interesse i fremtiden å undersøke ekshalasjonsfraksjon med større kornstørrelser.

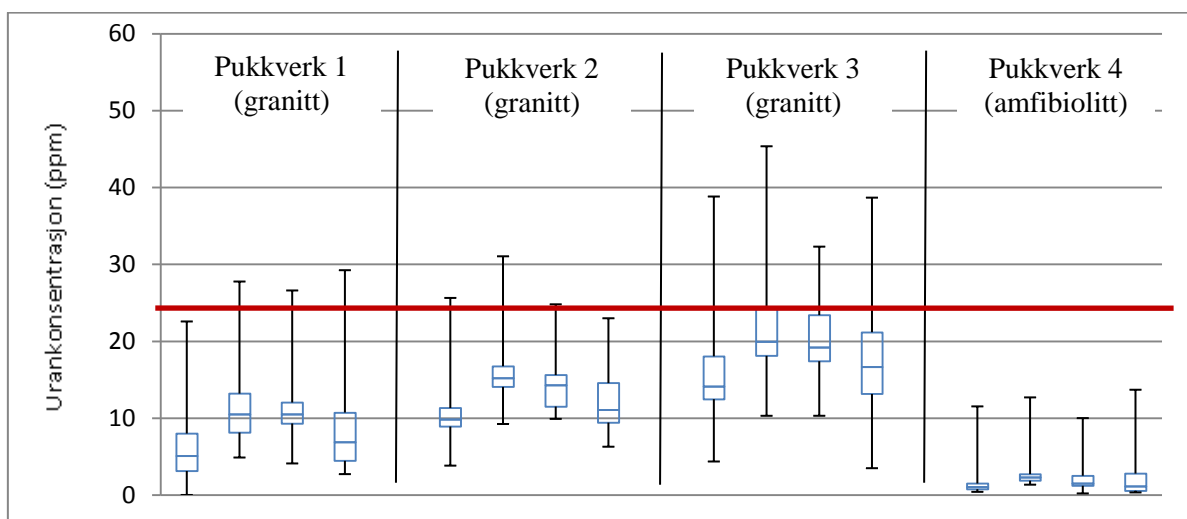


Figur 8: Ekshalasjonsfraksjon for 5 forskjellige kornstørrelser (fraksjoner), hvor 0,063/0,125 mm (veldig fin sand) er minst og 20/32 mm (grov grus) er størst. Det var 2 prøver med fraksjon 0,063/2 mm. Her beregnes ekshalasjonsfraksjon ut fra NRG Rn-ekshalasjon og ACME Ra-aktivitet.

2.9.3 Kjemisk analyse

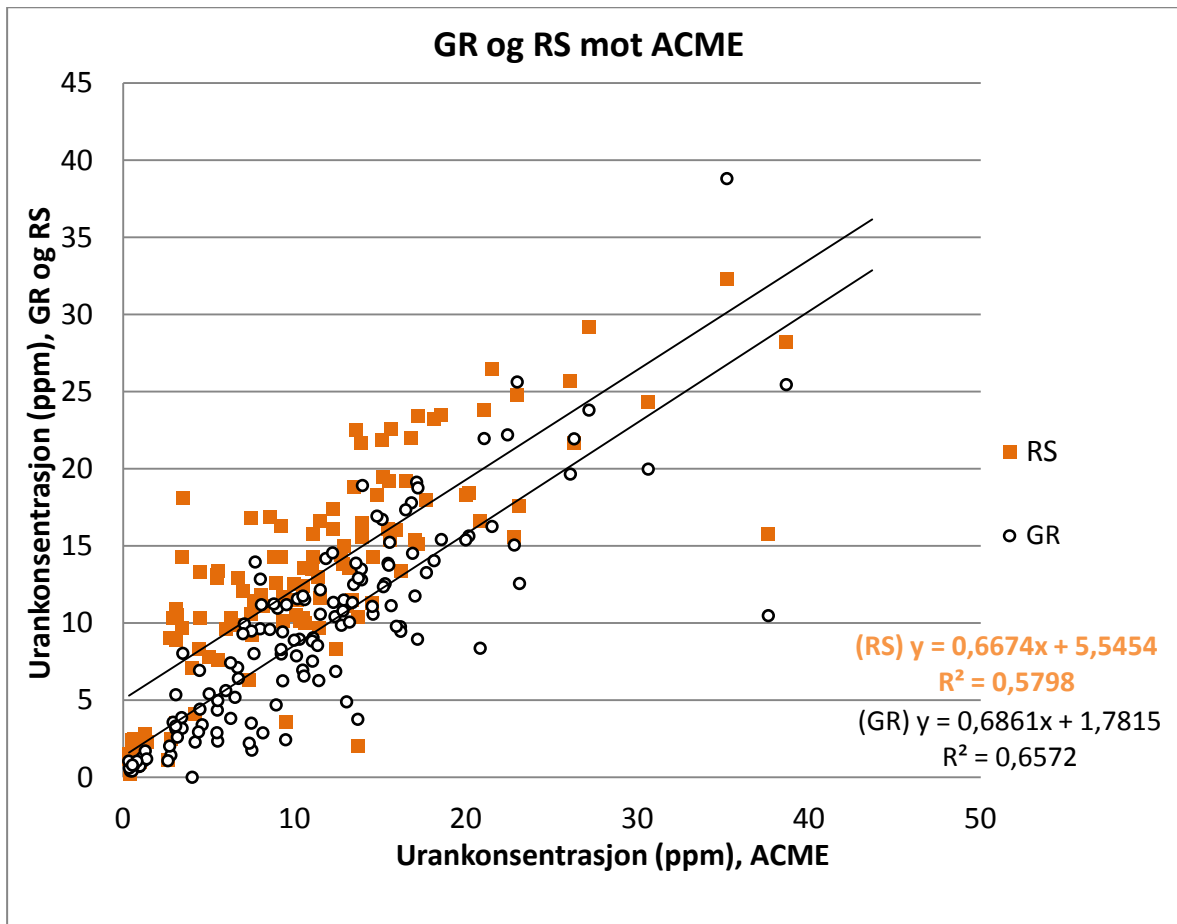
Det ble gjennomført ca. 150 målinger av uraninnhold på prøver fra alle 5 pukkverk. Noe av de samme prøvene ble målt i felt med gammaspektrometri, og resultater sammenlignes her.

2.9.3.1 Sammenligning med feltmålinger



Figur 9: Spredning av urankonsentrasjoner fra feltmålinger (GR-256 og RS-125) og kjemiskanalyse (ACME) for 4 pukkverk. I hver gruppe av fire, fra venstre: GR-256 med kollimering og bakgrunnskorrigering; GR-256 med kun kollimering; RS-125; kjemisk analyse med ICP-MS. Den røde linjen viser en grenseverdi på 300 Bq/kg Ra (ca. 24 ppm U).

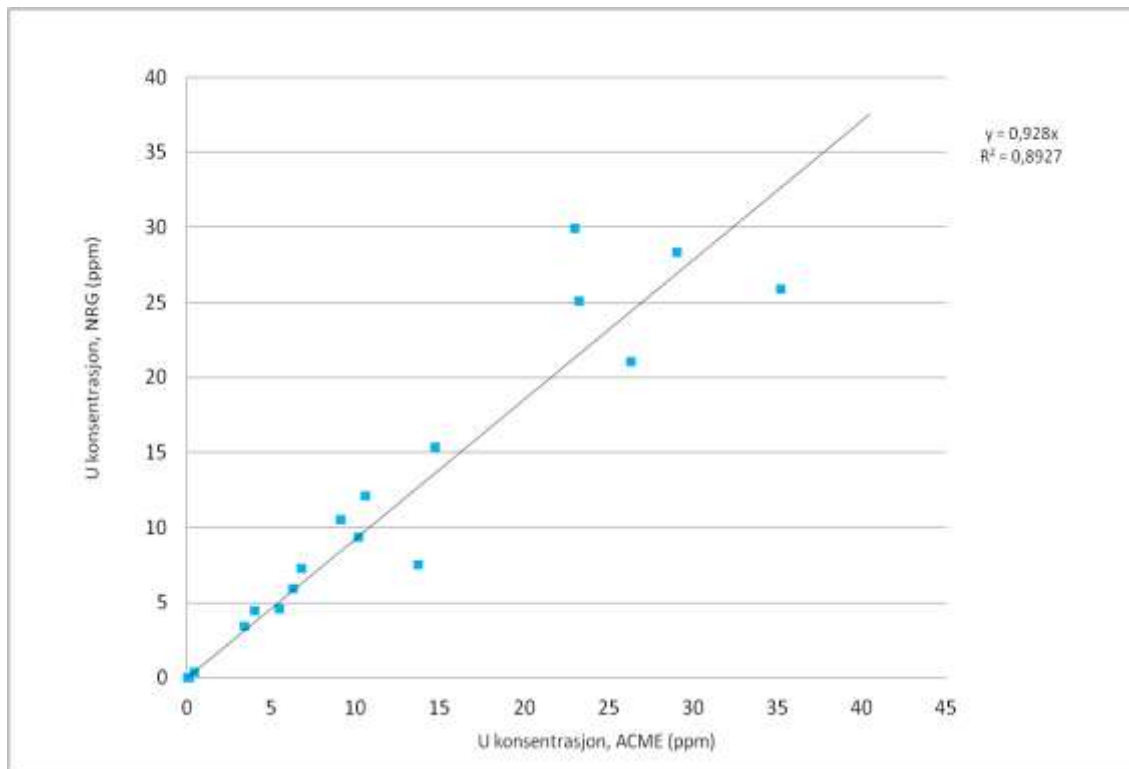
Figur 9 og Figur 10 viser spredning av målinger i hvert brudd, og forhold mellom målemetodene. Figur 9 viser også GR-256 konsentrasjoner uten bakgrunnskorrigering, men med kollimering (se 2.9.1). Bakgrunnskorrigerte GR-256 målinger ligger som regel nærmest til de kjemiske målingene, og RS-125 målinger er noen ppm høyere enn de kjemiske målingene. Vi ser at både RS-125 og bakgrunnskorrigerte GR-256 målinger viser et lineært forhold med kjemiske målinger (Figur 10), men med en gradient mindre enn 1, og at RS-125 målinger ligger noen ppm høyere enn både GR-256 og kjemiske målinger. Gradienten mindre enn 1 kan muligens forklares med at begge feltinstrumenter måler et større volum enn det som er brukt for kjemiskanalyse, og at inhomogeniteter i materialet derfor vises mer tydelig i de kjemiske resultatene. Avviket kan også skyldes feil kalibrering, noe som krever at dette er gjort feil både hos NGU (GR-256) og Radiation Solutions (RS-125). Høyere verdier fra RS-125 forklares med at instrumentet er utsatt for mer bakgrunnstråling.



Figur 10: Urankonsentrasjoner målt i felt plottet mot kjemisk analyse på samme prøve.

2.9.3.2 Sammenligning med laboratoriemålinger

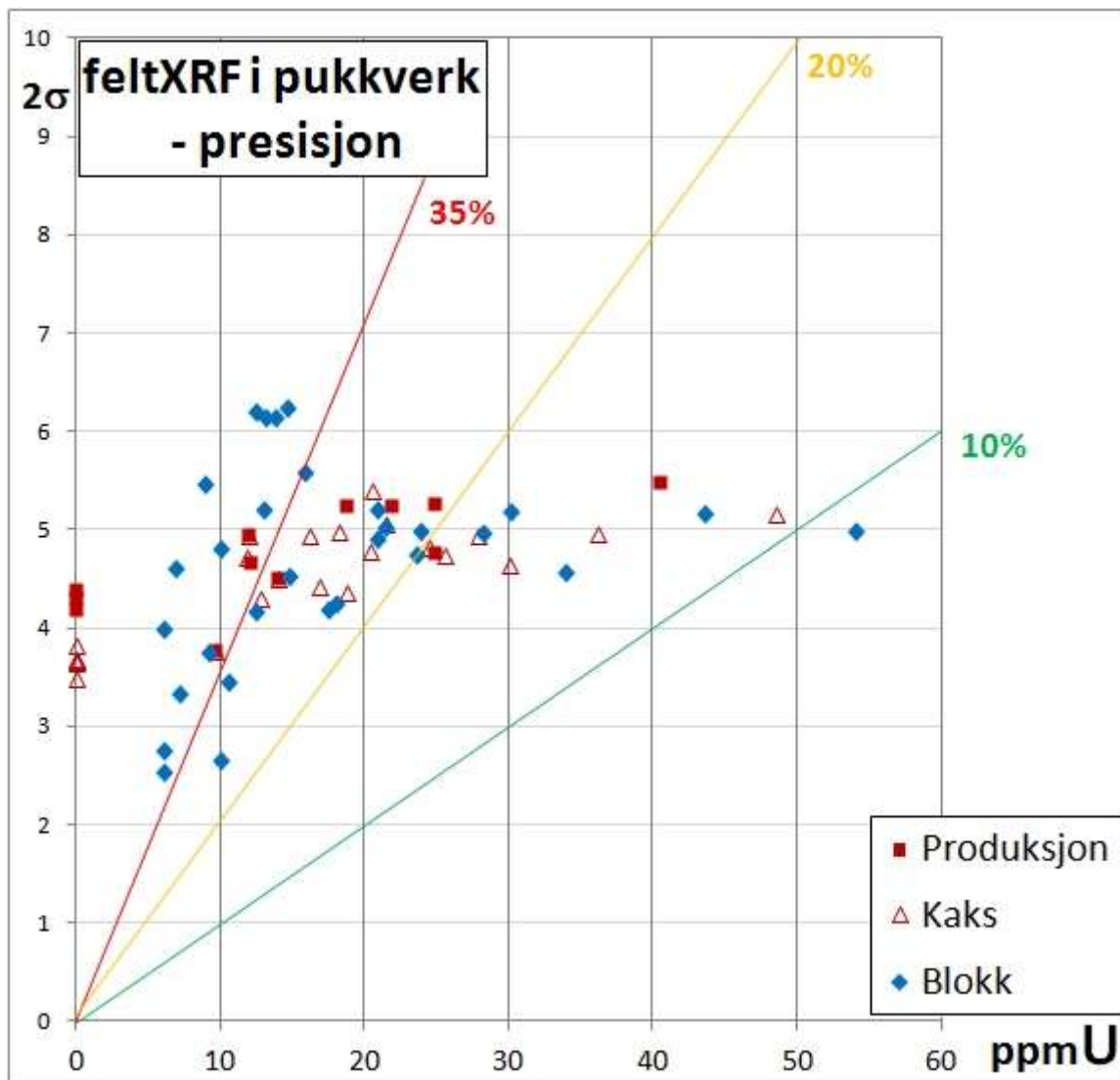
Figur 11 viser urankonsentrasjon målt med gammaspektrometri på NRG mot urankonsentrasjon fra kjemisk analyse. Her har vi brukt forhold at 1 ppm U tilsvarer 12,35 Bq/kg Ra-226, og vi antar likevekt mellom uran og radium. Vi ser en god sammenheng her, selv om det er stor forskjell mellom mengde materiale som er brukt. Gammaspektrometri bruker ca. 2 kg av materiale, mens kjemiske analyse bruker noen få gram. Materialet for kjemiske målinger ble tatt fra samme materialet som ble brukt for gammaanalyse, og dette var godt blandet og vi ser derfor lite effekt av inhomogeniteter (nuggets effekt). Usikkerhet på gammamålinger her er mellom 5 og 15 % standardavvik.



Figur 11: Urankonsentrasjon fra Gammasppektrometri målt i laboratorium mot urankonsentrasjon fra kjemisk analyse.

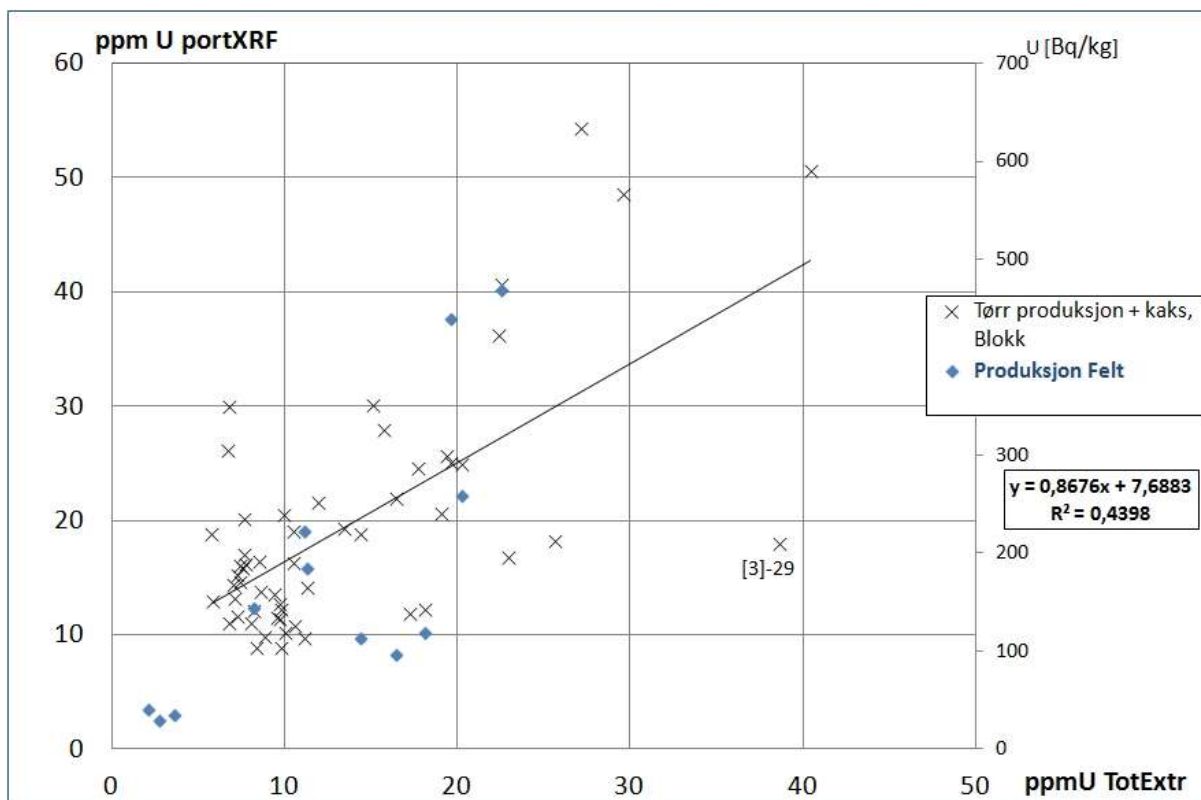
2.9.3.3 XRF-målinger i felt

Det ble gjennomført 88 målinger i felt med instrumentet Nilton XL3t 900, dels på blokk og dels på prøve av produksjon. Av disse var det bare 49 som ga måleverdier over deteksjonsgrensen for uran, og det var bare 27 som hadde tilstrekkelig lav måleusikkerhet til å være pålitelige ($RSD < 35\%$ ble valgt som minimumskrav for kvalitet på målingene). Figur 12 viser måleverdiene for uran langs x-aksen og målefeilen (2σ) langs y-aksen for blokk, produksjon og borkaks. Hjelpelinjer letter avlesningen, som viser at ingen målinger under 10 ppm U har bedre målefeil enn 35% relativt til måleverdien (rød hjelpelinje).



Figur 12: Presisjon av XRF feltmålinger.

Det ble også gjennomført et større antall målinger med Niton XL3t 900 på prøver av borkaks og produksjon fra de 4 bruddene i Østfold etter tørking. Hver av 5 prøver av kaks og 3 prøver av produksjon fra hvert brudd ble målt 5 ganger. Medianverdien for hver prøve er plottet mot analyseverdien fra laboratoriet i Figur 13. I diagrammet er feltmålingene på produksjon også tatt med, og spesielt merket. Tatt i betraktning av at målinger på produksjon i felt er gjennomført på fuktig prøve som reduserer røntgenemisjonen i noen grad, er det overraskende godt samsvar mellom feltmålingene og analysene. Når målingene under deteksjonsgrensen for felt-XRF tas ut av beregningen av trendlinjen, er R^2 lik 0,44 for målingene på tørket materiale, mens tilsvarende verdi for feltmålingene og analysene på produksjon er 0,58. Kalibreringen kan synes noe dårlig, men viktigst av alt; deteksjonsgrensen kan ikke forbedres med doblet måletid, og med forventet anbefalt grenseverdi faller metoden igjennom som feltanalyse (og i laboratoriesammenheng).



Figur 13: XRF analyser i felt mot kjemisk analyse av urankonsentrasjon.

2.9.4 Statistisk analyse av kjemiske analyseresultat.

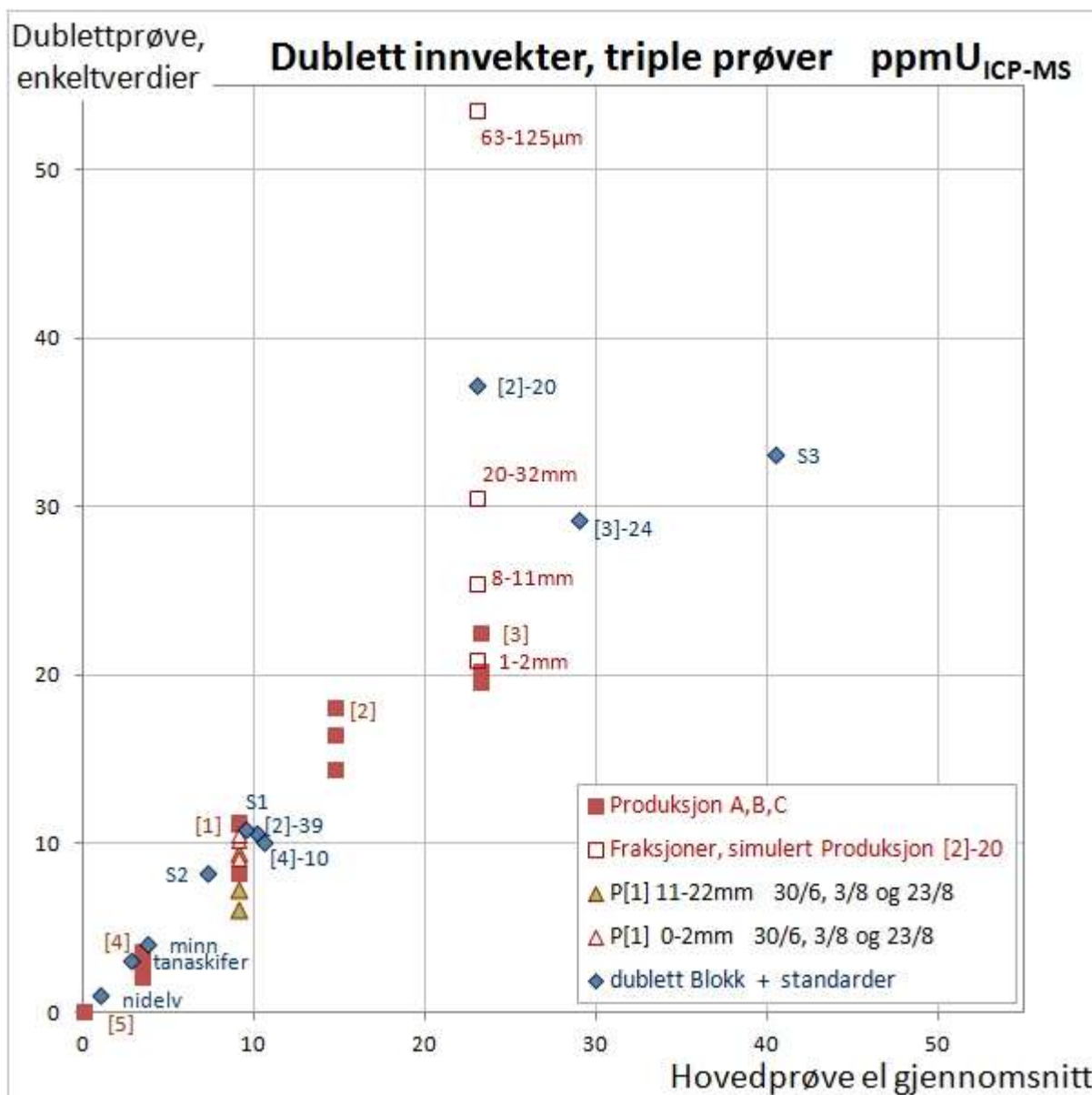
For å kunne vurdere kvaliteten av de kjemiske analysene er det satt inn et antall repeterte prøver av samme materiale med jevne mellomrom i prøveserien. Kontrollprøvene består av borkaks fra tre kjente borehull, et materiale som er brukt som kontrollprøver ved flere kjemiske analyser ved NGU. Det finkornete borkakset krevde minimalt med preparering for å ha samme homogeniseringsgrad som de øvrige prøvene; ingen knusing var påkrevd, og mølletiden kunne holdes til under halvparten i forhold til knust prøve. Tre store prøver, på ca. 5 kg hver, ble samlet inn med hensikt å fungere som interne kontrollprøver i prøveserien. Det var etablert orienterende uranverdier for de tre store prøvene gjennom måling med bærbar XRF. Den ene viste seg å holde ca. 50 ppm U, og ble derfor ikke benyttet som kontrollprøve ut over at den inngikk i prøveserien med to innvekter (analyseprøver). De to øvrige store prøvene holdt 11 og 15 ppm U, og ble benyttet som kontrollprøver slik at de begge ble satt inn i prøveserien ca. for hver 25 prøve.

Diagrammet i Figur 14 er en sammenstilling av analyseverdiene for duplikatprøver og tripletter, og gir en oversikt over reproduserbarheten for ulike trinn i prøvetaking og preparering. For dublettene viser plottet punktene som enkeltpunkter der X og Y er ordinær og ekstra innvekt (prøve av nedmalt materiale).

Prøvene ”nidelv”, ”tanaskifer” og ”minn” er materiale som benyttes i andre NGU-sammenhenger, en av dem er i ferd med å innarbeides som sertifisert referansemateriale. S1, S2 og S3 er de omtalte store borkaksprøvene. De er plottet med blå ruter på samme måte som tre tilfeldig valgte dublettinnvekter av blokk. Brune kvadrater symboliserer prøver av produksjonsmateriale fra pukkverk, med verdien for en samleprøve er plottet langs X-aksen for hver av 3 underprøver tatt separat (A, B, og C), men på samme sted i produksjonshaugen som de tre underprøvene som utgjorde samleprøven. Fra ett av pukkverkene mottok vi på oppfordring prøver av produksjon av fraksjonene 0 -2 mm og 11-22 mm på tre ulike tidspunkt sommeren etter det opprinnelige feltarbeid. Verdiene for disse prøvene er markert med to ulikt utformede triangler i diagrammet. Prøven av blokk [2]-20, som på NGU ble opparbeidet til ulike fraksjoner og til en simulert produksjonsprøve for bruddet (samme kornfordeling), er plottet langs X-aksen med verdien for den ordinære prøven av blokk, og dublett og de ulike ”derivater” langs Y-aksen.

Figuren viser svært god reproduserbarhet på innvektnivå, dvs. gjentatte innvekter fra nedmalt materiale, med unntak av resultatene for dublettparet fra prøve [2]-20, der variasjonskoeffisienten er 0,47. Denne dubletten var imidlertid ikke en parallell innvekt av nedmalt materiale, men et materiale satt sammen for å etterlikne kornfordeling til produksjon fra det aktuelle pukkverket gjennom knusing, sikting og blanding av ulike fraksjoner fra en og samme blokk ([2]-20), og viser et avvik på linje med andre siktefraksjoner fra denne blokka. Arbeidsflyten for å komme fram til de ulike fraksjonene av prøve [2]-20 avviker altså svært mye fra arbeidsflyten fra hel blokk til 40 g nedmalt bergart klar for innvekt og analyse.

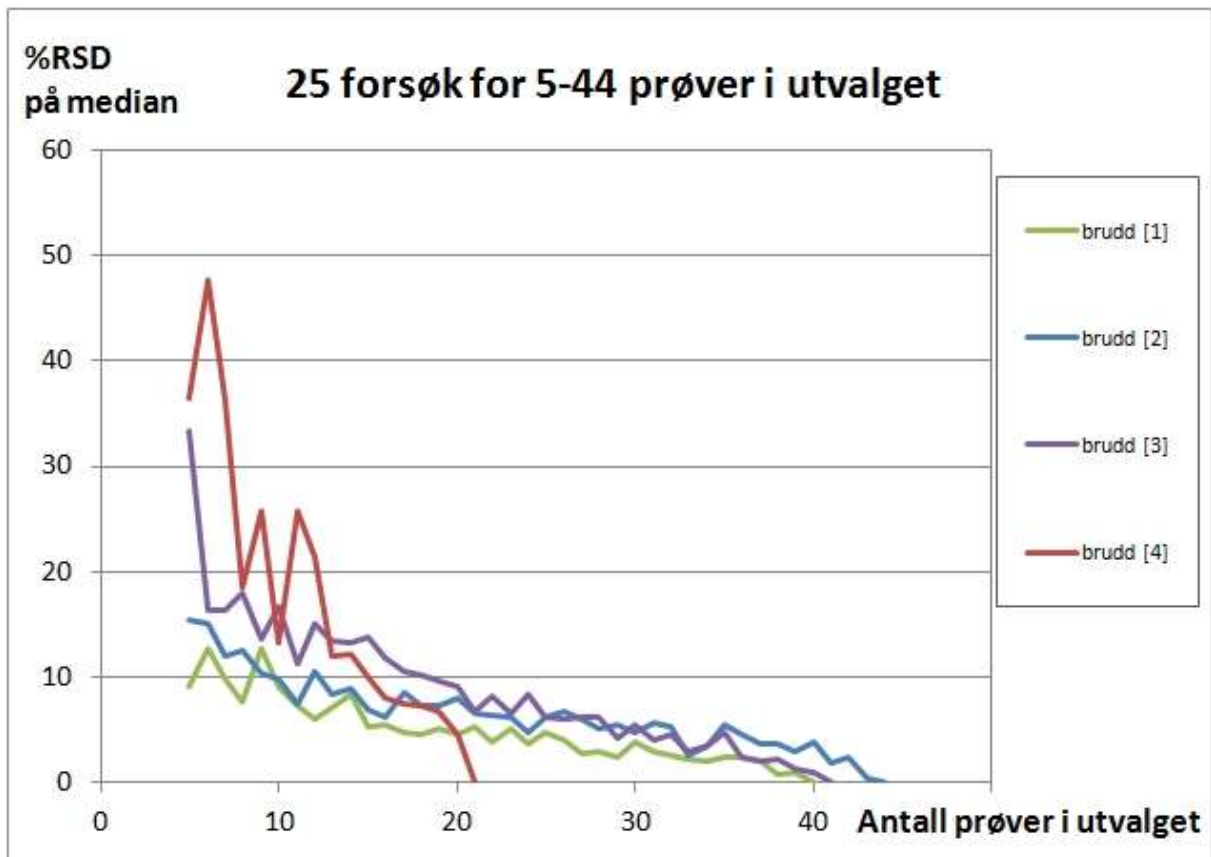
Ellers viser diagrammet at analysene av enkeltprøvene som utgjør en samleprøve av produksjon er i god overensstemmelse med analysen av samleprøven.



Figur 14: Reproduserbarhet for kjemiske analyser (4 syrer+ICP-MS) av prøver fra blokk, produksjon og standarder.

På basis av måleresultane fra de fire bruddene i Østfold er det gjort en vurdering av hva som er tilfredsstillende antall prøver for å karakterisere en forekomst. Fra tre av bruddene er det analysert 40 eller flere prøver, fra ett brudd bare 21 (lave nivåer av uran førte til langvarige målinger med spektrometeret). For hvert brudd er det gjennomført en simulert prøvetaking ved å foreta 25 tilfeldige utvalg av 5, 6, 7,.....,n prøver fra det eksisterende sett av analyseverdier. For hvert av utvalgene er det plottet medianverdi og maksimumsverdi for å vurdere ved hvilken n medianverdien stabiliseres. Figur 15 viser et sammendrag av resultatene fra denne simuleringen, der variasjonen i medianverdi er uttrykt som et slags

relativt standardavvik, egentlig (gjennomsnittsavviket)/(gjennomsnitt av medianverdiene). Diagrammet viser at ved $n=20$ skjer det bare små endringer i estimert medianverdi for det enkelte brudd. Merk at denne framstillingen ikke viser noen informasjon om faktisk uranverdi for det enkelte brudd, men at det uavhengig av typisk uranverdi er et noenlunde likt behov med hensyn på antall prøver for å sikre en pålitelig beskrivelse av det enkelte brudd. En kan derfor konstatere at ca 20 kjemiske prøver fra et brudd beskriver uraninnhold av bruddet.



Figur 15: Avvik fra median som funksjon av antall prøver.

3 MÅL 2: Etablere velbegrunnede grenseverdier for radioaktivitet og radonfare i tilslagsmateriale som brukes til bygningsformål

I dette avsnittet beskrives forslag til grenseverdier for hva som er akseptable konsentrasjoner i pukkbergarter for bruk til bygningsformål.

3.1 Modellering av radoninnfluks fra byggegrop

I en eldre veileder fra Statens Strålevern (1995) var det gitt en anbefaling om maks 300 Bq/kg for Ra-226 i pukk til bruk under bygninger. Dette var et anslag basert på den tids kunnskaper og grenseverdier for radon i inneluft. Denne veilederen er ikke lenger i bruk. Basert på nye grenseverdier og ny kunnskap, er det behov for å vurdere en anbefalt maksimumsgrense igjen. En slik vurdering kan benytte seg av modellering for å gi en indikasjon på trygge nivåer av radium i byggeråstoffer. Det er ikke nok å vurdere innhold av radium i pukk og ekshalasjonsfraksjoner alene for å beregne hvor mye radon i inneluften i en bygning vil inneholde.

I prosjektets rapport fra fase 1 brukte vi en enkel modell for å estimere inneluftkonsentrasjoner av radon som kunne stamme fra radium i pukklaget av et bygningsfundament. Vi antok i modellen at alt radon som kunne slippes ut fra pukklaget (ved en gitt ekshalasjonsfraksjon) skulle transporteres inn i huset. Denne forutsetningen kan betraktes som et "worst-case scenario", og vi forventer at i realiteten blir mengden av radon som kan finne veien inn i huset lavere, men det var ukjent hvor mye lavere.

Å etablere en sammenheng mellom aktivitet av radium i pukklaget og konsentrasjonen av radon i inneluft er en viktig komponent av prosjektet, og er nødvendig for etablering av en eventuell grenseverdi for radiumaktivitet.

Det var bestemt å bruke en numerisk modell av radontransport for videre å undersøke sammenheng mellom aktivitet i pukklaget og radonkonsentrasjon i inneluft.

3.1.1 Modellen

RnMod3 (Andersen 2000) er en numerisk modell utviklet for å undersøke transport av radon i jordluft. Modellen kan løse problemer hvor transport av jordluft er beskrevet som "Darcy flow" og kan ta i betraktning generering, nedbryting, diffusjon (transport på grunn av konsentrasjonsforskjell) og adveksjon (transport på grunn av lufttrykksforskjell) av radon. Modellen har blitt brukt her for å undersøke transport av radongas fra pukklaget under bygninger. Modellens kildekode (i programmeringspråk Pascal) er stilt gratis tilgjengelig til NGU av forfatteren, samt noe Delphi (et Pascal utviklingsverktøy) prosjektfiler. Her har modellen blitt brukt med Lazarus - en gratis og åpent kilde Pascal IDE som bruker 'Free Pascal'-kompilatoren.

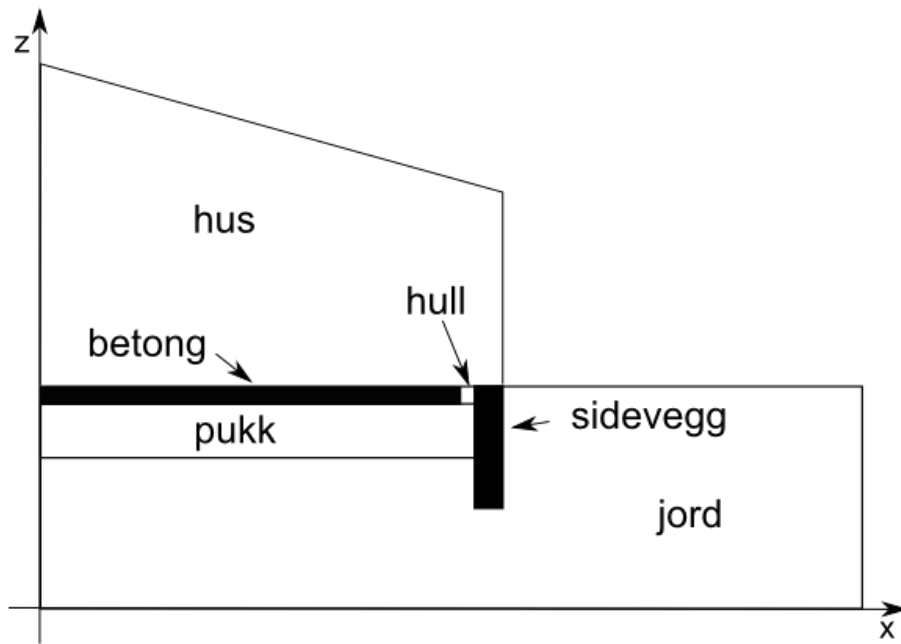
3.1.2 Validering av modellen

I rapporten som følger med modellen har Andersen sammenlignet modellresultater med en rekke problemstillinger tilknyttet radontransport som har analytiske løsninger. Modellen har vist seg å være i stand til å reprodusere de analytiske løsningene (Andersen 2000). Andersen har også sammenlignet modellen med målinger fra en testkonstruksjon (Andersen 1992) hvor modellen kunne reprodusere målte verdier av radonkonsentrasjon i jord. En oversikt av numeriske modellering av radontransport finnes i Andersen (2001).

For å sjekke at vår modell er satt opp riktig på våre systemer har vi kjørt modellen på de samme problemstillinger, og vi har fått identiske resultater til de som forfatteren har beskrevet i rapporten.

3.1.3 Modell av grunnforhold i et hus

Andersen har satt opp en modell av grunnforhold i et hus for å undersøke transport av radongas fra jordluft gjennom et pukklag, og gjennom/rundt en betongplate (slab) med et gap mellom betongplaten og veggen. Modelfilen (som beskriver geometri, materialer, aktiviteter osv.) har blitt gjort tilgjengelig av Andersen, og vi bruker denne modellen som et utgangspunkt for våre egne undersøkelser. Geometri, dimensjoner og materialeegenskaper er beskrevet i Andersen (2000) og er reprodusert her i Figur 16, Tabell 4, og Tabell 5. Modellen har en sylindrisk geometri med symmetri rundt z-aksen og dermed er bare x (vannrett) og z (loddrett) dimensjoner gitt her. Avstand mellom sentrum og den indre siden av sidevegg er alltid 5.642 m slik at husareal er 100 m^2 . Modellen er brukt her i stabil tilstand, dvs. med stabil forskjell i lufttrykk (undertrykk) mellom huset og atmosfære.



Figur 16: Geometri av grunnforhold i husmodell, etter Andersen (2000)

Element	x (m)	z (m)
Jord	20	10
Betong	5,639	0,2
Pukk	5,642	0,15
Sidevegg	0,3	0,8
Hull	0,003	0,2 (som Betong)

Tabell 4: Dimensjoner av elementer i Figur 16

Element	k (m^2)	A_{Ra} ($Bqkg^{-1}$)	f	ϵ	Θ_v	D (m^2s^{-1})
Jord	$1 \cdot 10^{-9}$	40	0,2	0,25	0,2	$4,310^{-7}$
Betong	$1 \cdot 10^{-15}$	50	0,1	0,2	0	$2 \cdot 10^{-8}$
Pukk	$5 \cdot 10^{-9}$	40	0,2	0,4	0	$1,8 \cdot 10^{-6}$
Sidevegg	$1 \cdot 10^{-15}$	0	0	0,2	0	$1 \cdot 10^{-10}$
Hull	$7,5 \cdot 10^{-7}$	0	0	1	0	$1,2 \cdot 10^{-5}$

Tabell 5: Materialegenskaper etter Andersen (2000). k er gasspermeabilitet, A_{Ra} er Radium aktivitet, f er radonemanasjon, ϵ er porøsitet, Θ_v volumetrisk vanninnhold og D er diffusivitet.

Parameter	Verdi
λ_{Rn222}	$2,09838 \cdot 10^{-6} s^{-1}$
μ	$18 \cdot 10^{-6} Pa.s$
ρ_g	$2,7 \cdot 10^3 kgm^{-3}$
$L_{Ostwald}$	0,3
ΔP	-1 Pa

Tabell 6: Andre parametre brukt i modellen. λ_{Rn222} er nedbrytingskonstant av Rn-222, μ er viskositet av luft, ρ_g er tetthet av jordpartikler, $L_{Ostwald}$ er Ostwalds koeffisient av gassoppløselighet og ΔP er forskjell i lufttrykk mellom huset og yterside av huset, og hvor en negativ ΔP betyr at lufttrykk inne er lavere enn utenfor.

3.1.4 Beregning av radonkonsentrasjon i inneluft

Hovedresultat av interesse fra modellen er verdien av radon fluks inn til huset - dvs. summen av fluks fra betongplaten og fluks fra hullet (se f.eks. Figur 20 i Andersen 2000). Med bruk av modellparametere som beskrevet i Tabell 4, Tabell 5 og Tabell 6 får vi radonfluks J :

$$J = 1,937 \text{ Bq/s}$$

fra et areal på 100m^2 . Dette resultatet er i samsvar med det som er beskrevet i Andersen (2000). Fluksen her inneholder radon fra jord og fra andre materialer i huset, og ikke bare fra gruslaget. For å beregne en konsentrasjon i inneluft C , kan vi bruke ligning 5.5 fra Fase 1 rapporten (Watson et al. 2010):

$$C = \frac{J}{\lambda_{\text{air}}V} \quad (3.1)$$

hvor λ_{air} er utluftingsrate og V er volum av huset. Med $\lambda_{\text{air}} = 0,5 \text{ hr}^{-1}$ (dvs. $(0,5/3600) \text{ s}^{-1}$) og en takhøyde av $2,4\text{m}$ får vi

$$C = \frac{1,937 * 3600}{0,5 * 2,4 * 100} = 58,1 \text{ Bq/m}^3$$

Vi kan fokusere på bidraget fra pukklaget alene med å sette $A_{Ra} = 0$ for andre materialer i modellen. Med andre parametere som i Tabell 5 får vi $J = 0,164 \text{ Bq/s}$ og $C = 4,93 \text{ Bq/m}^3$, dvs. kun ca 8 % av verdien vi får når vi har aktivitet i jord og betong. Dette er imidlertid for relative lave verdier av pukkkaktivitet (40 Bq/kg) og dybde ($0,15\text{m}$), og vi studerer andre scenarioer i avsnitt 3.1.5.

Det er av interesse å uttrykke dette som en fraksjon av den mulige radonkonsentrasjonen man kunne få hvis all radon, for en gitt ekshalasjonsfraksjon, skulle transporteres inn i huset. Dette ligner scenarioet som ble brukt i Vedlegg 5 av Watson (2010). Her kan vi si at radonfluks

$$J = A_{Ra}\lambda_{Rn}f\rho ad \quad (3.2)$$

hvor f er ekshalasjonsfraksjon, a er gulvareal av huset (100 m^2), d er tykkelse av pukklaget ($0,15 \text{ m}$ i dette eksempel), og ρ er tetthet (romvekt) av pukklaget. Romvekt er ikke brukt direkte som en inngangsparameter i modellen siden modellen bruker porøsitet ε og en felles bergartstetthet $\rho_g = 2,7 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$. Pukktetthet kan beregnes fra

$$\rho = \rho_g(1 - \varepsilon) \quad (3.3)$$

Her får vi $J = 0,0680$ Bq/s, dvs. at den numeriske modellen med adveksjon, diffusjon og nedbryting gir oss en verdi ca 41% av verdien fra den enkelte modellen brukt i Watson (2010).

I det som følger bruker vi modellen til å beregne radonfluks for forskjellige geometrier og andre inngangsparametere, og så beregne inneluftkonsentrasjoner med den samme metoden som er beskrevet her.

3.1.5 Resultater

Noen parametere i modellen har en linear sammenheng med radonfluks (og derfor også med radonkonsentrasjon). Disse parametere er A_{Ra} (radium aktivitet i pukklaget), f (radonekshalasjon), og tetthet (i form av porøsitet ε). De fleste andre modellparametere, både geometriske og materielle, har en mer komplisert sammenheng med radonkonsentrasjon, og noe av disse er undersøkt og oppsummert i Vedlegg D. Her legger vi frem kun enkelte resultater fra noen scenarioer.

Scenario	Radon-fluks, J (Bq/s)	Radon-konsentrasjon, C (Bq/m ³)	Prosentandel av maksimum (%)	Aktivitet som gir $C =$ 100 Bq/m ³ (Bq/kg)	Urankonsentrasjon som gir $C = 100$ Bq/m ³ (ppm eU)
1. Standardhus (Andersen)	0,410	12,3	40	811	66
2. Ekstrem geometri, ekshalasjon og undertrykk	2,81	84,3	52	118	9,6
3. Ekstrem geometri, ekshalasjon, undertrykk og materialparametere	5,34	160,2	98	62,4	5,1
4. Standardhus med dreneringsmasser	0,442	13,26		754	62
5. Ekstrem geometri, ekshalasjon, undertrykk, materialer, pluss dreneringsmasser.	6,47	194,1		51,5	4,2

Tabell 7: Radonkonsentrasjon i hus fra forskjellige geometrier og materialparametere. Se tekst for detaljer.

I Tabell 7 viser vi radonkonsentrasjon fra 5 ulike scenarioer med forskjellige typer geometri, ekshalasjon, undertrykk og materialparametere. Alle disse resultater ble beregnet med en radiumaktivitet på 100 Bq/kg i pukklaget. For scenarioer uten dreneringsmasser vises også en beregning av prosentandel av maksimum, hvor maksimumsverdien er beregnet fra ligning (3.2). Vi viser også hvilke aktivitetsgrenser som vil gi $C = 100$ Bq/m³ radon i inneluft, i både Bq/kg og ppm eU. Detaljer av scenarioene er beskrevet i det som følger.

3.1.5.1 Scenario 1- standardhus

Her bruker vi samme geometri og parametere som beskrevet i Tabell 4, Tabell 5 og Tabell 6, med unntak av at radiumaktivitet i pukk er 100 Bq/kg, mens alle andre radiumaktiviteter er null. Her får vi $C = 12,3 \text{ Bq/m}^3$ fra 100 Bq/kg aktivitet, som betyr at en radiumaktivitet så høy som 811 Bq/kg (66 ppm eU) må til for å overstige $C = 100 \text{ Bq/m}^3$ inneluftkonsentrasjon.

3.1.5.2 Scenario 2 - en worst case scenario

Scenario 2 kan betraktes som en "worst-case scenario". Her har vi endret:

- dybde av pukklag fra 0,15 til 0,4m. Pukkdybden av avretnings- og dreneringsmasser ligger ofte mellom 0,15 m (som brukt i Scenario 1) og 0,30 m, men pukklaget kan være betydelig større.
- ekshalasjonsfraksjon fra 0,2 til 0,4. Vår egne målinger av ekshalasjonsfraksjoner (2.9.2.1) viste en verdi av $0,23 \pm 0,1$.
- hullstørrelse fra 3mm til 1cm.
- og undertrykk fra -1 Pa til -3 Pa. Typiske undertrykk på grunn av temperaturforskjell er fra 0 til 3 Pa, selv om høyere trykkforskjell (2-10 Pa ved mekanisk ventilasjon) er mulig (RADPAR 2012).

Her får vi en økt konsentrasjon på $C = 84,3 \text{ Bq/m}^3$, dvs. nesten 7 ganger høyere enn Scenario 1. Siden pukklagtykkelsen har økt med en faktor 2,7 og ekshalasjon med en faktor 2, kan vi forvente en økning med en faktor ca. 5,4 fra disse to parametere alene; økning av undertrykk fra 1 til 3 Pa, og økt hullstørrelse, har derfor ført til en relativt liten økning (faktor ca 1,3) i radonfluks og konsentrasjon. Dette stemmer med økningen i prosentandelen av maksimum.

3.1.5.3 Scenario 3 - forhøye permeabilitet og diffusivitet

Her har vi endret materialparametere noe (permeabilitet og diffusivitet av jord og betong) i tillegg til endringer i Scenario 2. De endrede parametere er beskrevet i Tabell 8. Vår egne studier (Vedlegg D) foreslår at økte gasspermeabilitet av jord har den største effekten her. Pukkpermeabilitet ligger allerede relativt høyt, og videre økning har liten effekt; og med de permeabilitetsverdiene brukt her, spiller diffusivitet en relativt liten rolle. Sideveggegenskaper har ikke blitt endret her; sidevegger laget av Leca-blokker kan, selv om Leca har relativt høy permeabilitet, vanligvis betraktes som tett siden de brukes oftest sammen med en tett membran (vortepapp).

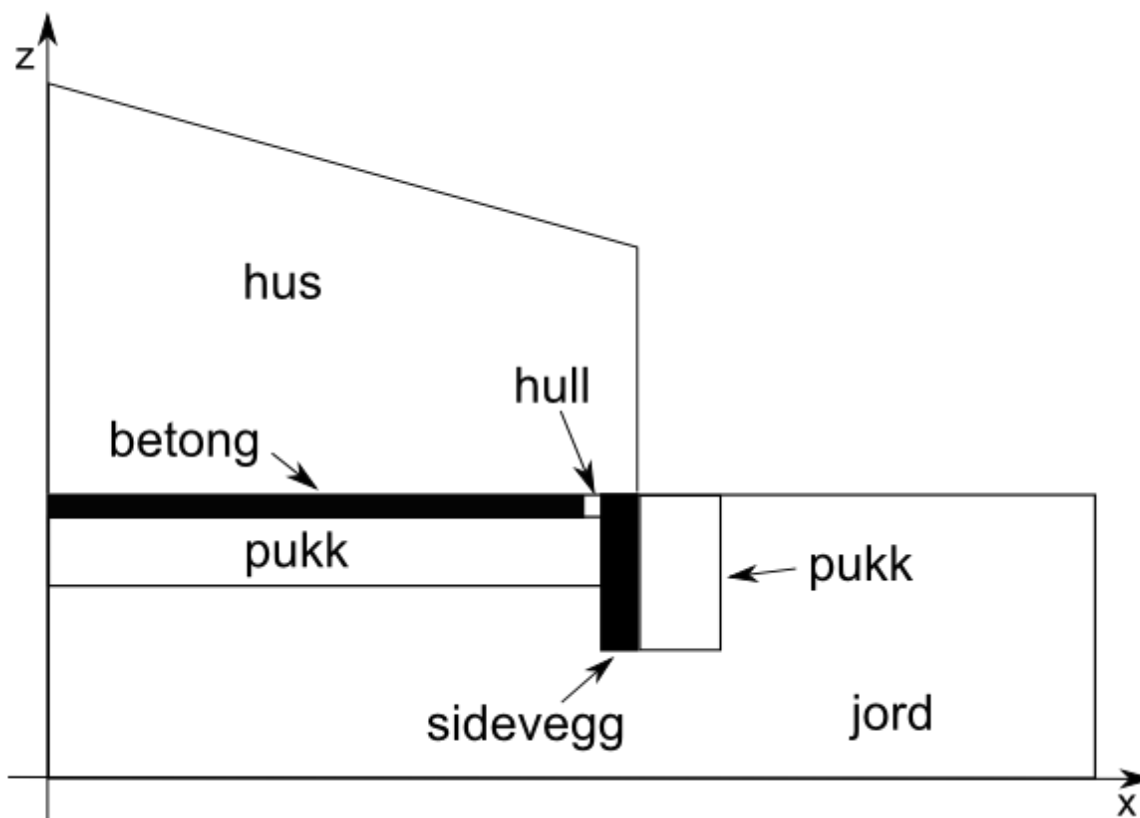
Material	Egenskap	"Nøkterne" verdier (Scenarioer 1,2 og 4)	"Ekstreme" verdier (Scenarioer 3 og 5)
Jord	Gasspermeabilitet (m ²)	1 10 ⁻¹¹	1 10 ⁻⁹
	Diffusivitet (m ² s ⁻¹)	4,3 10 ⁻⁷	3 10 ⁻⁶
Betong	Gasspermeabilitet (m ²)	1 10 ⁻¹⁵	1 10 ⁻¹¹
	Diffusivitet (m ² s ⁻¹)	2 10 ⁻⁸	1,5 10 ⁻⁷

Tabell 8: Nøkterne og ekstreme verdier av permeabilitet og diffusivitet av jord og betong brukt i scenarioer.

I Scenario 3, med forhøyde jordpermeabilitet, transporteres nesten all radon (98 %) produsert i pukklaget inn i huset. Og med 0,4 m av pukklaget og med ekshalasjonsfraksjon 0,4 får vi konsentrasjon $C=160,2$ Bq/kg og en tilsvarende radiumaktivitetsgrense av 62,4 Bq/kg, noe som tilsvarer 5,1 ppm eU.

3.1.5.4 Scenario 4 - dreneringsmasser

I Scenario 4 har vi endret geometrien slik at det finnes dreneringsmasser rundt den ytre kanten av sideveggen. Geometrien vises i Figur 17, hvor dreneringsmasser har dybde 0,8m (samme som sideveggen) og bredde 0,3m. Dreneringsmasser egenskaper (aktivitet, ekshalasjon osv.) er det samme som pukklaget under huset.



Figur 17: Husgeometri med dreneringsmasser

Med bruk av dreneringsmasser ser vi kun en liten økning (ca 8 %) i inneluftkonsentrasjonen sammenlignet med Scenario 1. Med nøkterne verdier av jordpermeabilitet og undertrykk i kombinasjon med en tett sidevegg, skal ikke dreneringsmasser bidra mye til inneluftkonsentrasjoner av radon.

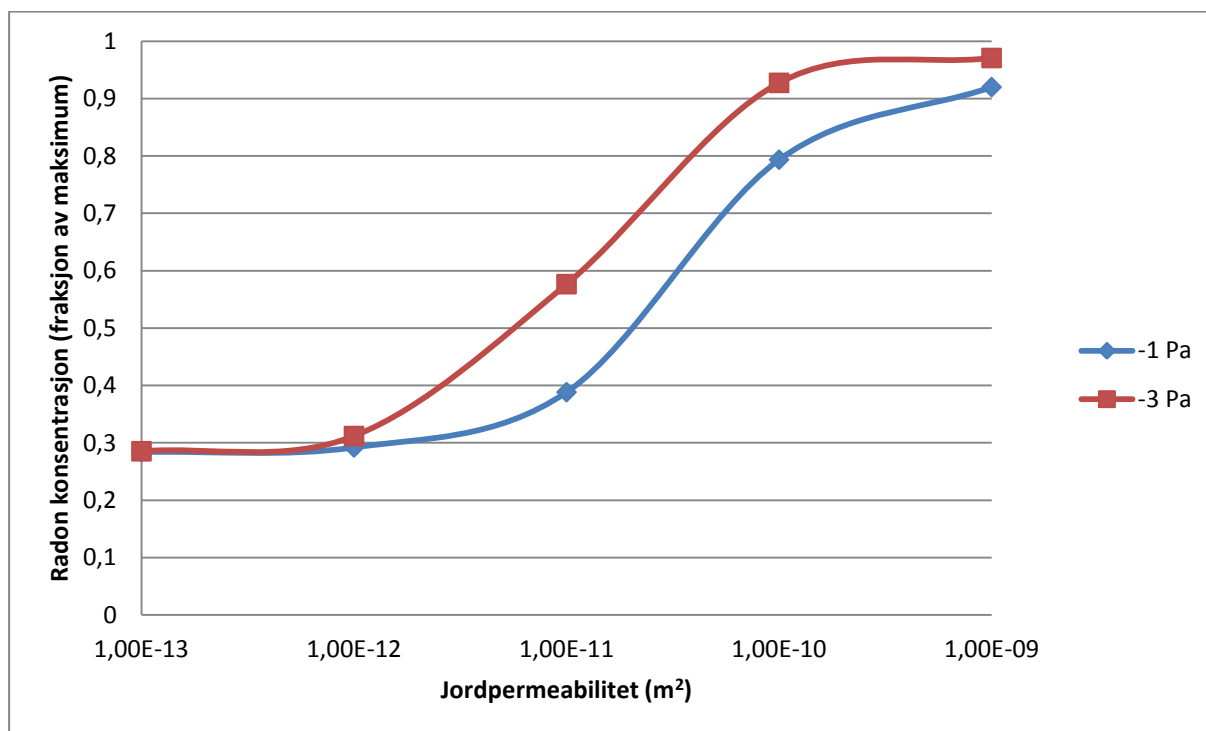
3.1.5.5 Scenario 5

Scenario 5 bruker den samme geometrien som scenario 4 men med ekstreme verdier av jordpermeabilitet og undertrykk (dvs. samme parameterverdier som scenario 3). Sammenlignet med scenario 4 (uten dreneringsmasser) ser vi en økning i radonkonsentrasjon på ca 22 %. Dette er en større økning enn det vi så mellom scenario 1 og scenario 3 (8 %), og kan skyldes forhøyde luftrykk og jordpermeabilitet i scenarioer 4 og 5, som gir radon produsert i dreneringsmasser muligheten å transporteres under sideveggen.

3.1.5.6 Jordpermeabilitet og undertrykk

Effekten av økt jordpermeabilitet er avhengig av undertrykk (Figur 18). Her kan vi se at med et forhøyd undertrykk stiger radonkonsentrasjon fortere, og når det teoretiske maksimum ved lavere verdier av jordpermeabilitet. Med lavere verdier av permeabilitet er det hovedsakelig

diffusjon gjennom pukklaget som påvirker radontransport, og ved mer typiske verdier av permeabilitet (10^{-11} og høyere) hadde økte diffusjonsverdier liten effekt.



Figur 18: Sammenheng mellom radonkonsentrasjon (som en fraksjon av maksimum) og jordpermeabilitet for to forskjellige verdier av undertrykk.

Typiske permeabiliteter (enhet m^2) av jord kan variere fra 10^{-7} (grus) til 10^{-16} (leir). Dette er beskrevet i Nazaroff (1992) sammen med verdier for 'grov sand' (10^{-9}), 'sand og grus' (10^{-11}) og 'silt' (10^{-13}). Etablering av en eventuell grenseverdi bør ta hensyn til typiske verdier av jordpermeabilitet k ; i modellen har vi brukt $k = 10^{-11}$ som en nøktern verdi og $k = 10^{-9}$ som en ekstrem verdi. Med typiske verdier av undertrykk ΔP (-1 til -3 Pa) kan vi forvente at ca 40-60 % av radon kan transporteres til huset med $k = 10^{-11}$, men dette kunne øke til ca 90 % med høyere permeabilitet ($k = 10^{-9}$).

3.1.6 Diskusjon av modelleringsresultater

Hvis vi tar permeabilitet på $k = 10^{-9} m^2$ og et fast undertrykk $\Delta P = -3 Pa$ som representative verdier kan vi forvente at ca 60 % av radon produsert i et pukklag kan transporteres inn i huset. Hvis vi tar Scenario 2 som en representativ "worst-case scenario" kan vi si at hvis radiumaktivitet i pukklag er mindre enn 118 Bq/kg (9,6 ppm eU), og så lenge dybden av pukklaget ikke er større enn 0,4m, blir det lite sannsynlig at radonkonsentrasjoner i huset skal overstige 100 Bq/ m^3 på grunn av radiuminnhold i pukklaget.

En annen måte å presentere modelleringsresultater er til å bruke produktet av radiumaktivitet og dybde av pukklag. Radonfluks fra et pukklag er beskrevet i ligning 3.2, som vi nå kan

modifisere for å ta hensyn til fraksjonen av produsert radon, t , som kan transporteres inn i huset:

$$J = A_{Ra} \lambda_{Rn} f \rho a d t \quad (3.4)$$

Kombinert med ligning 4.1 kan vi beregne et produkt av dybde og aktivitet som skal gi en viss konsentrasjon C :

$$A_{Ra} d = \frac{C \lambda_{air} h}{\lambda_{Rn} f \rho t} \quad (3.5)$$

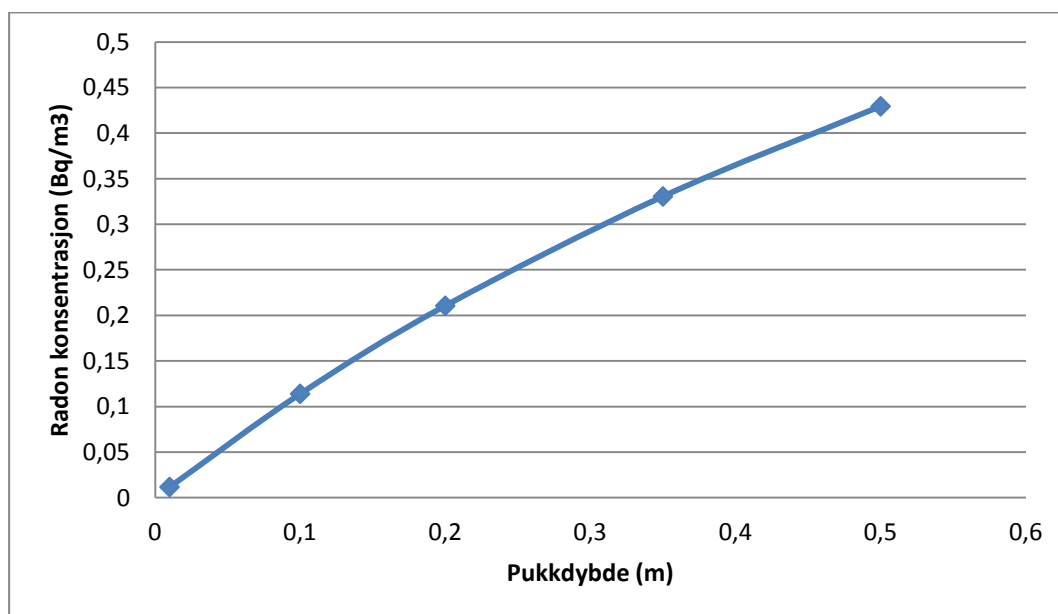
hvor parametrene er som beskrevet tidligere.

Med bruk av $C=100 \text{ Bq/m}^3$, ekshalasjonsfraksjon $f = 0,4$, og transportfraksjon $t = 0,6$, og med andre verdier som beskrevet før, får vi

$$A_{Ra} d = 40,1 \text{ Bqm/kg}$$

Med en dybde av $d = 0,5\text{m}$ pukk for eksempel, må radiumaktivitet ikke overstige $80,2 \text{ Bq/kg}$ for å beholde konsentrasjoner mindre enn $C = 100 \text{ Bq/ m}^3$.

Sammenheng mellom dybde av pukklag og radonfluks er ikke helt lineær (se Figur 19) men vi kan betrakte sammenhengen her som lineær for å forenkle beregningene.

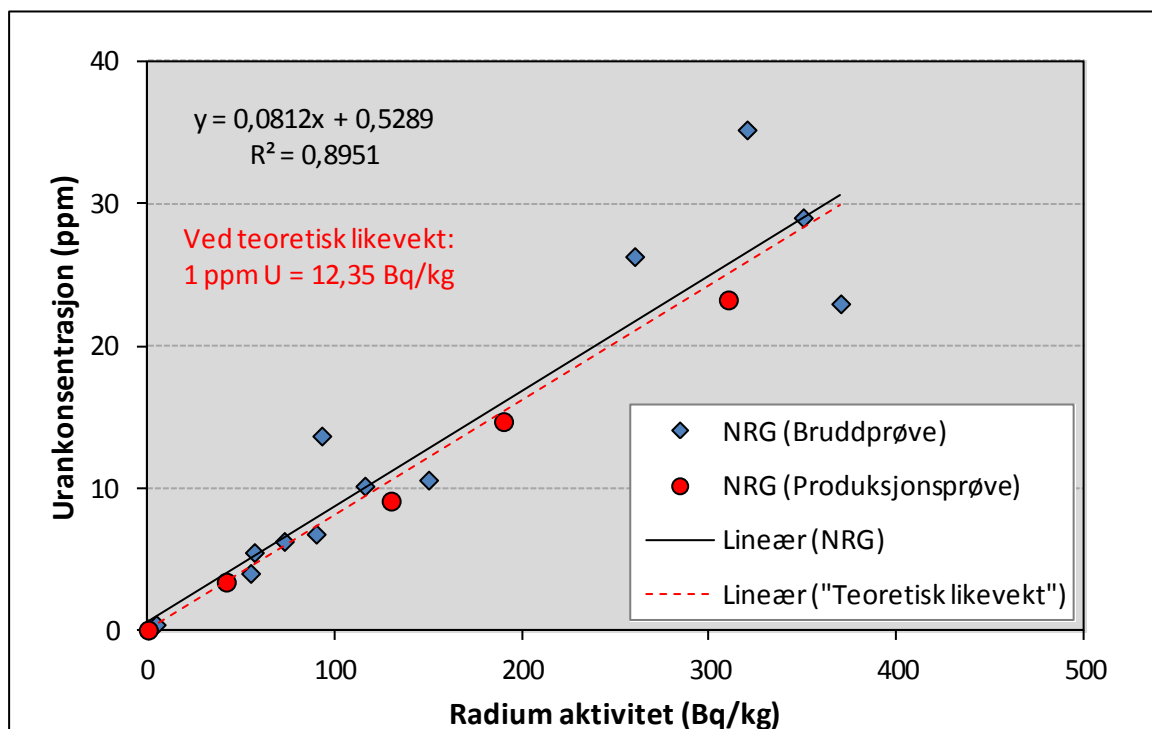


Figur 19: Eksempel av sammenheng mellom pukkdypde og radonkonsentrasjon i hus.

En dybdeavhengig grenseverdi kan imidlertid bli mer komplisert å bruke når dybden varierer under huset, og dessuten vanskeliggjør muligheten å klassifisere materialer i bruddet.

3.2 Grunnlag for fastsettelse av grenseverdier for krav til urankonsentrasjon i pukkbergarter

Figur 20 angir en god korrelasjon mellom radiumaktivitet fra gammaspektrometri målt i laboratorium for fraksjonen 0,063-2mm (NRG analyser) mot urankonsentrasjon fra kjemisk analyse (ICP-MS). Trendlinja for datasettet sammenfaller med linja for "teoretisk likevekt" mellom uran og radium (1ppmU = 12,35 Bq/kg Ra-226). Dette tilsier at kjemisk analyse av uran er en vel egnet metode for å indikere radonkonsentrasjon.



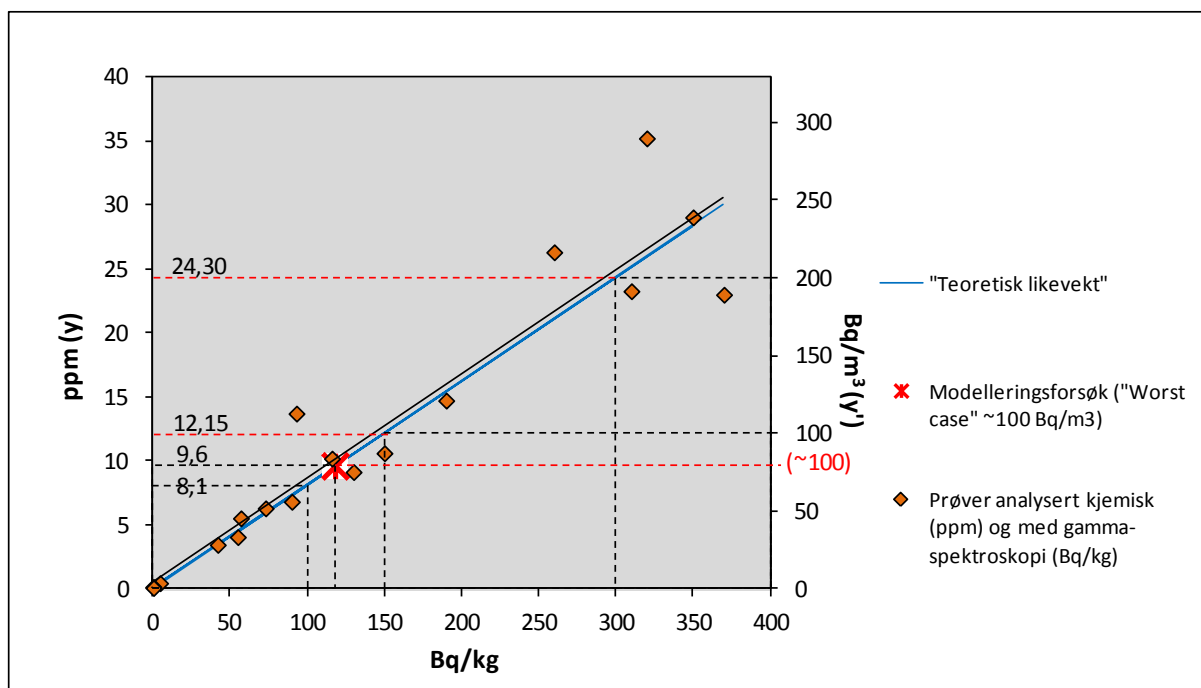
Figur 20: Radiumaktivitet fra gammaspektrometri målt i laboratorium (NRG) mot urankonsentrasjon fra kjemisk analyse (ICP-MS)

Krav til radonkonsentrasjon i inneluft (100 Bq/m^3) er nå halvert i forhold til tidligere krav. En konsentrasjon av radium på under 300 Bq/kg i bygningsmaterialer ble tidligere vurdert til å gi en midlere radonkonsentrasjon i inneluft som er mindre enn 200 Bq/m^3 (Statens stålevern 1995). I en felles anbefaling fra de Nordiske strålemyndighetene (The Radiation Protection Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden 2000) med hensyn til radon i inneluft (Tabell 9) er det angitt at et radium-226 nivå på 200 Bq/kg for alt bygningsmateriale som omgir et innendørs rom vil kunne gi en radonkonsentrasjon på opp til 200 Bq/m^3 . Det angis i tillegg at et radiumnivå under 100 Bq/kg i bygningsmaterialet sannsynligvis ikke vil medføre til radonkonsentrasjon som overstiger øvre anbefalte grenseverdi. Ut fra linja til "teoretisk likevekt" vil 100 Bq/kg tilsi $8,1 \text{ ppm uran}$ (Figur 21).

	Anbefalt tiltaksgrense for eksisterende bolig	Anbefalt øvre grense for nye bygninger
Radon nivå i inneluft	400 Bq/m ³	200 Bq/m ³

Tabell 9: Nordiske anbefalinger med hensyn til radonkonsekvenser i bolig (The Radiation Protection Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, 2000).

I og med at kravene til radon i inneluft er blitt halvert kan et alternativ for fastsettelse av grenseverdi for pukkbergarter være også å halvere det som tidligere ble oppgitt som anbefalt radiumkonsentrasjon i bygningsmateriale fra 300 til 150 Bq/kg. I forhold til linja til ”teoretisk likevekt” vil 150 Bq/kg tilsi *12,15 ppm uran* (Figur 21). ”Worst case” scenario i modelleringsforsøket (Tabell 7) tilsa at en aktivitet på *9,6 ppm uran* (118 Bq/kg radium) samsvarer med en radonkonsentrasjon i inneluft på 100 Bq/m³. Som det framgår av figur 21 er det ikke stort avvik med hensyn til dagens krav til inneluft (y`aksen i Figur 21) mellom modelleringen og det en vil få ved en halvering av de tidligere kravene. Sett i forhold til de nordiske anbefalinger omregnet til ppm uran (Tabell 10), vil en grenseverdi på *10 ppm uran* kunne forsvares som et akseptabelt nivå ut fra dagens krav til radonkonsentrasjon i inneluft.



Figur 21: Prøver analysert kjemisk (ppm) og med gammaspektroskopi (Bq/kg) sett i forhold til tidligere og nåværende anbefalte krav til radon i inneluft (Bq/m³) og "worst case" scenario etter teoretisk modellering.

I kravspesifikasjonen (avsnitt 4.4) er det anbefalt å stille et krav til medianverdi på 10 ppm uran for de minimum 20 prøvene som kreves analysert. Ekstremalverdier vektlegges dermed mindre og det er derfor foreslått et ekstra krav om at 90 % av enkelt analysene skal være ≤ 12 ppm uran. Nivået på 12 ppm er basert på en halvering av de tidligere norske krav.

	Radiumnivå (Bq/kg)	Uran nivå (ppm)
Nordiske anbefalinger	100	8,1
Halvering av tidligere norske krav	150	12,15
"Worst case" i modelleringsforsøk	118	9,6

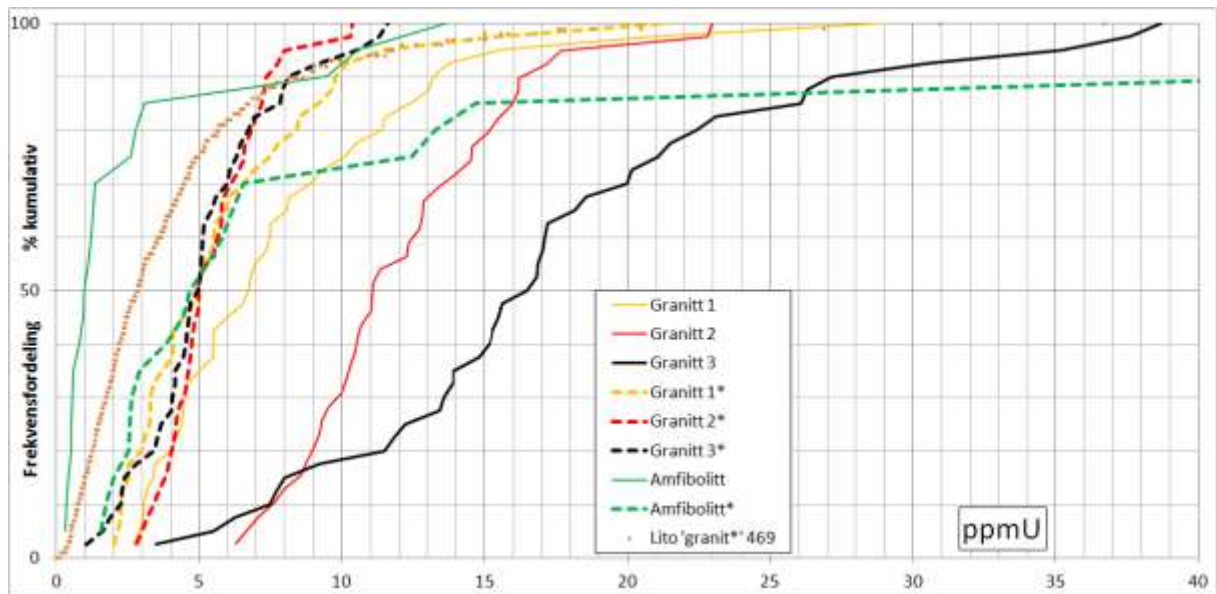
Tabell 10: Ulike aktivitetsnivå som antas å gi en radonkonsentrasjon i inneluft på inntil 100 Bq/m³.

I kravspesifikasjonen er det foreslått et tilleggskrav med hensyn til produksjonskontroll for forekomster som har enkeltanalyser fra brudd som er > 5 ppm uran. Dette kravet må sees i lys av uranets naturlige opptreden i berggrunnen delvis ved at den kan ha en usystematisk konsentrasjon og fordeling ("nugget effekt") eller ved at den kan konsentreres i spesielle gangbergarter (pegmatitter).

Figur 22 viser kumulativ frekvensfordeling av analyseverdiene (ppm U) for blokkene i de fire bruddene i Østfold, tegnet med enkel linje. Som sammenligningsgrunnlag er tilsvarende (prikkede) kurve tegnet for 469 analyser av borkjerner fra NGUs LITO-prosjekt (LITO, 2013 www.ngu.no/Lito), for granittiske bergarter (granitt, granittisk, granitoid osv.). Diagrammet leses ved å gå inn på y-aksen for for eksempel 50% (median), følge den vannrette linjen til krysning med linjen for aktuelt brudd, og deretter avlese ned på x-aksen bruddets medianverdi i ppm U. På samme måte kan 90-prosentilen avleses for hvert brudd.

Ved å multiplisere analyseverdiene for hvert brudd med hver sin faktor slik at medianverdien tilsvarer 5 ppm U og kurveforløpet beholdes, gjøres det en enkel simulering av hvordan ulik heterogenitet i bruddet gir seg utslag i de øverste 10 % av analyseverdiene. Kurvene for disse simulerte verdiene er tegnet med stiplet linje, men med korresponderende farge oransje, rød og svart for hhv granitt 1, granitt 2 og granitt 3. De stiplede linjene viser at disse fordelingene nedskalert til median = 5 ppm U, alle ville hatt 90 % av prøvene lavere enn 12 ppm U, faktisk under 10 ppm U. Antallet analyseverdier for hvert av disse tre granittbruddene var imidlertid 38-40, mens det for bruddet med uttak av amfibolitt bare var 20 prøver. Kurven for amfibolittbruddet gjenspeiler en større heterogenitet, men er samtidig mer i tråd det foreslåtte antall minimumsprøver for karakterisering. Dette kurveforløpet for en simulert svært heterogen forekomst med 20 prøver og median = 5 ppm gir færre enn 90 % av verdiene under 12 ppm U.

Det eksisterer ingen erfaringsdata for i hvor stor grad inhomogeniteten i et brudd reduseres gjennom produksjonsprosessen. Vurderingen om å slippe kravet om produksjonskontroll først når alle enkeltverdiene for analyser av blokk ved karakterisering av bruddet er under 5 ppm U, gir ut fra data og simuleringer ovenfor den best tilgjengelige grense for å unngå leveranse av radonfarlig materiale til boligformål, samtidig som omfanget av produksjonskontroll holdes lavest mulig.



Figur 22: Kumulativ frekvensfordelingsdiagram som viser fordeling av urankonsentrasjoner (ICP-MS analyse) og korresponderende prosentil. Heltrukne linjer for fire forekomster i Østfold, stiplede linjer er tilsvarende forekomster skalert slik at medianverdien er lik 5 ppm uran. Prikket linje viser uranverdier for 469 prøver av borkjerner valgt ut på kriteriet "granitt" i prøvebeskrivelsen blant 2753 borkjerner fra en pågående systematisk kartlegging av berggrunnskjemi i Norge.

Tabell 11 og Tabell 12 gir en oversikt over hva de foreslåtte kravspesifikasjonene medfører med hensyn til godkjenning ved bruk av pukkmateriale til boligformål for de fem undersøkte forekomstene.

Forekomst	Antall analyser	Median-verdi	% andel av enkelt analyser > 12ppm uran	% andel av enkelt analyser > 5 ppm uran
Granitt 2	38	11,2	47	100
Amfibolitt	20	1,0	5	15
Granitt 3	40	16,6	78	98
Granitt 1	40	6,8	18	68
Gabbro	11	0,1	0	0

Tabell 11: Resultater i forhold til kravspesifikasjoner for de prøvetatte forekomstene (bruddprøver).

Forekomst	Hovedkrav	Tilleggskrav	Godkjent for bruk
Granitt 2	For høy medianverdi og for høy % andel med enkelt analyser > 12 ppm uran		Ikke godkjent
Amfibolitt		For høy % andel med enkelt analyser > 5 ppm uran	Godkjent, men krav til produksjonskontroll
Granitt 3	For høy medianverdi og for høy % andel med enkelt analyser > 12 ppm uran		Ikke godkjent
Granitt 1	For høy % andel med enkelt analyser > 12 ppm uran		Ikke godkjent
Gabbro			Godkjent

Tabell 12: Konsekvenser for de prøvetatte forekomstene (bruddprøver).

4 MÅL 4: Forberede standardiseringsarbeid for målemetodene.

UTKAST TIL VEILEDER FOR PRØVETAKING OG KRAVSPESIFIKASJON

Det stilles krav til masser som skal anvendes til boligformål (drensmasser rundt og fyllmasse under bygninger, tilslag til betong) og der det er fare for at byggeråstoffet (knust fjell/pukk) kan gi utlekking av radon. Materiale som benyttes til disse formål må sertifiseres for godkjent bruk. Produkter levert fra steinuttak (fast fjell) sertifiseres ved en innledende typeprøving av bruddet (4.1) og ved eventuelle krav prøvetaking av produksjon (4.2) for å sikre at produktet tilfredsstillende de gitte krav (4.4).

4.1 Prøvetaking av brudd

Det skal tas prøver som i størst mulig grad representerer geologien i bruddet. Et geologisk kart over forekomsten er derfor en fordel. En må spesielt være oppmerksom på grovkornige bergartssoner (pegmatitter) som kan inneholde radioaktive bestanddeler. Prøvetakingen skal være mest mulig objektiv framfor selektiv.

Innledende typeprøving skal utføres når:

a) En ny tilslagsforekomst skal tas i bruk

b) Det er en vesentlig endring i typen råmateriale som kan ha innflytelse på tilslagets egenskaper.

NGU anbefaler at det stilles følgende krav til prøvetaking:

- I. Prøvene skal tas av eksterne prøvetakere med tilstrekkelig kunnskap til prøvetakingen, som for eksempel miljø- eller geotekniske konsulenter. Klima- og forurensingsdirektoratet har en god oversikt over miljøtekniske konsulenter (http://www.klif.no/artikkel____38883.aspx)
- II. Det skal tas minimum 20 prøver fra bruddet. En prøve er i praksis et håndstykke på ca. 1 kg. Prøvene tas objektivt, med jevne mellomrom langs hele stuffen etter en såkalt prøvetakingslinje, se figur 19. Består bruddet av flere delområder skal alle delområdene prøvetas, men ikke nødvendigvis med mer enn minimum 20 prøver totalt.
- III. Hver enkelt prøve legges i individuell emballasje som ikke avgir tungmetaller, og emballasjen nummereres (typisk "Bruddnavn/-nr." 1-20). Tabell 13 lister opp et utvalg av leverandører av slik emballasje (eksempel: Lyches blå belgposer). Prøvene sendes til laboratorier som er akkrediterte for de nødvendige kjemiske analysene. Tabell 14 lister opp et utvalg av akkrediterte laboratorier.



Figur 19: Eksempel på prøvetakingslinjer fra to delområder i et brudd (her i et tilfelle med 50 prøver).

4.2 Prøvetaking av produksjon

Ved eventuelt krav til prøvetaking av produksjon (4.5) anbefaler NGU at følgende prosedyre gjennomføres:

- I. Prøvene skal tas av eksterne prøvetakere med tilstrekkelig kunnskap til prøvetakingen, som for eksempel miljø- eller geotekniske konsulenter. Klima- og forurensingsdirektoratet har en god oversikt over miljøtekniske konsulenter (http://www.klif.no/artikkel____38883.aspx)
- II. Det skal tas minimum 20 prøver fordelt på lagerhauger med sorteringer som benyttes til det angitte formål der det stilles krav. En prøve er i praksis ca. 1 kg. Prøvene tas i henhold til retningslinje gitt i Statens vegvesen håndbok 015 (Statens vegvesen 1997, kap. 15.311).
- III. Hver enkelt prøve legges i individuell emballasje som ikke avgir tungmetaller, og emballasjen nummereres (typisk "Bruddnavn/-nr." 1-20). Tabell 13 lister opp et utvalg av leverandører av slik emballasje (eksempel: Lyches blå belgposer). Prøvene sendes til laboratorier som er akkrediterte for de nødvendige kjemiske analysene.). Tabell 14 lister opp et utvalg av akkrediterte laboratorier.

Julius Maske AS, www.juliusmaske.no
Lyche Konvolutt AS, www.lyche.no
Norengros, www.norengros.no
Tybring Gjedde ASA, www.atg-asa.no

Tabell 13: Leverandører av emballasje fri for tungmetaller¹

¹ Emballasje kan fås tilsendt fra analyselaboratoriet

Eurofins	http://www.analycen.no/default.asp Boks 3055, 1506 Moss
Molab AS	www.molab.no Mo Industripark, 8607 Mo i Rana (kun knusing, splitting, mølling)
ALS Scandinavia	http://www.alsglobal.no info.on@alsglobal.com Drammensveien 173, 0277 Oslo
Labtium	http://www.labtium.fi/en/ PL 57, 02151 Espoo, Finland
ACME	www.acmelab.com 9050 Shaughnessy Street Vancouver, B.C. V6P 6E5
Actlabs	www.actlabs.com 1428 Sandhill Drive 1, Ancaster, ON L9G 4V5, Canada
SGS	www.sgs.com Prøvepreparering og analyse i samme lab kun i Brasil, Colombia, India, New Zealand

Tabell 14: Oversikt over et utvalg akkrediterte laboratorier.

4.3 Prøvebearbeiding og kjemisk analyse

Undersøkelser (NGU rap 2013.031) har vist at det er samsvar mellom mengde utlekket radon og uran som er registrert ved kjemisk analyse. Uran (U_{238}) er kilden for det radonisotopet (Rn_{222}) som anses som helsemessig farlig.

NGU anbefaler det stilles følgende krav til prøvebearbeiding og kjemiske analyser:

- I. Hver enkelt prøve grovknuses, 0-4mm.
- II. Prøvene splittes ned til ca. 40 gram.
- III. Prøvene mølles ned til finstoff med en agatmølle
- IV. Innveiling fra nedmalt materiale til ekstraksjon med syreblanding for totalekstraksjon før analyse av ekstraktet med ICP med deteksjonsgrense 1 mg/kg eller bedre for U (og Th for total gamma-ekvivalens).

Totalekstraksjon er nødvendig dersom K (kalium) skal bringes i løsning for vurdering av total gammastråling, ellers gjelder:

Innveiling fra nedmalt materiale til ekstraksjon med kongevann eller salpetersyre før analyse av ekstraktet med ICP med deteksjonsgrense 1 mg/kg eller bedre for U, fordi de viktigste uranmineraler går i løsning ved bruk av disse syrene.

- V. Resultatene rapporteres til driver av bruddet på en lettfattelig og oversiktlig måte slik at forholdene i selve pukkverket kommer fram.

4.4 Krav

Følgende krav gjelder for uranalyser utført på prøver tatt fra brudd (4.1) eller lagerhaug (4.2). Kravene gjelder kun for masser/sorteringer som skal anvendes til boligformål. Alle uttak må innledningsvis få utført sertifisering av bruddet.

Begge krav til analyseresultater for minimum 20 prøver må innfris for at massene skal kunne brukes til boligformål:

- Medianverdien for analysene skal være ≤ 10 ppm uran.
- Minst 90 % av analysene (18 av 20 analyser) skal være ≤ 12 ppm uran

Det tas hensyn til usikkerhet knyttet til prøvetaking og analysering av brudd (gjelder ikke for produksjonsprøver) ved at:

- Inntil 10 % av analysene (2 av 20 analyser) godtas > 12 ppm uran

I tillegg til dokumentasjon fra brudd kreves det oppfølging ved kontroll av produksjonen (4.5).

4.5 **Prøvetakingshyppighet ved produksjonskontroll**

Produksjonskontroll utføres ved prøvetaking av lagerhaug (4.2) for de aktuelle sorteringene som benyttes til det angitte formål der det stilles krav.

- For forekomster der alle analysene viser ≤ 5 ppm uran og der geologien av bruddet er godt dokumentert kreves ingen videre produksjonskontroll.
- For forekomster der enkelte av analysene er > 5 ppm uran må det hvert tredje år utføres produksjonskontroll.

Krav for de produksjonskontrollerte prøvene er tilsvarende som angitt i 4.4

Hvis noen av de produksjonskontrollerte analysene viser > 12 ppm uran må bruddet pånytt sertifiseres i henhold til 4.1 for å bli godkjent.

Det stilles krav til pukkverkene om å melde inn til Grus- og Pukkdatabasen ved NGU.
http://aps.ngu.no/pls/oradb/grus_GP_Oppslag.velg_fylke

Resultater av analyser fra minimum 20 prøver	
<u>Hovedkrav</u> (Prøvetaking av brudd/forekomst)	<u>Tilleggskrav</u> (Prøvetaking av produksjon)
1. Medianverdien for analysene skal være ≤ 10 ppm uran	A. For forekomster der alle analysene er ≤ 5 ppm uran og geologien er godt dokumentert kreves ingen produksjonskontroll
2. Minst 90 % av analysene skal være ≤ 12 ppm uran	B. Produksjonskontroll hvert tredje år der enkelte av analysene er > 5 ppm uran
3. 10 % av analysene godtas > 12 ppm uran	C. Hvis noen av produksjonsanalysene er > 12 ppm uran kreves ny prøvetaking av brudd/forekomst

Tabell 15: Kravspesifikasjoner.

5 KONKLUSJONER

5.1 Mål 1: Valg av målemetoder i felt og laboratorium

5.1.1 Feltmålinger - håndholdt gammaspektrometri

Håndholdt gammaspektrometri er en relativ lett og rask metode for å få en oversikt av urankonsentrasjoner i et brudd. Et uskjermet instrument, brukt som den er, kan bli utsett for bakgrunnsstråling og dermed gi konsentrasjoner noen ppm høyere enn de fra kjemisk analyse. Bruk av en blykappe og fradrag av bakgrunnsstråling kan korrigere måleverdiene, men dette fører til et system som er mindre praktisk som et feltinstrument. Hvis et håndholdt instrument skulle bli valgt som et endelig måleinstrument bør man ta hensyn til de muligens forhøyde urankonsentrasjonene. Våre undersøkelser viser verdier opp til 3 ppm høyere enn laboratorieanalyser. Håndholdt instrumenter er også sensitive til geometri og tetthet av materialet og krever en kalibrering i tilsvarende tilstand til det som finnes i felt. De er derfor mindre egnet til måling direkte fra produksjonshauger eller måling i nærheten av fjellvegg.

5.1.2 Feltmålinger - håndholdt XRF

Håndholdt XRF har en deteksjonsgrense på 6 ppm for uran. Dette anses for dårlig for kartlegging av uraninnhold i norske pukkb-bergarter; kun 49 av 88 prøver (56%) i denne undersøkelsen var over deteksjonsgrense. XRF målinger påvirkes også av måleusikkerhet - kun 27 prøver (31 %) hadde en måleusikkerhet mindre enn 35 %. I tillegg er målearealet for en håndholdt XRF svært liten, slik at en må ha veldig mange målinger for å få et gjennomsnitt for uraninnhold som er representativt for pukkkverket.

5.1.3 Labmålinger: gammaspektrometri og ICP-MS.

Gammaspektrometri i laboratorium ble brukt her bare på et utvalg (n = 17) av prøver fra bruddene, og det var en god sammenheng mellom måleresultatene og resultater fra ICP-MS analyser. Dette viser at vi har likevekt i aktivitet mellom uran og radium. Siden de måle metodene finner sted i laboratorium, er de ikke påvirket av miljøet i bruddet, og kan for eksempel bli brukt på prøver fra en produksjonshaug i tillegg til prøver fra bruddet.

ICP-MS koster mindre enn 100 NOK per prøve, og resultater er som regel tilgjengelig innenfor tre uker. Gammaspektrometri i laboratorium koster ca. 2000 NOK per prøve og prosessen tar ca en måned.

5.1.4 Ekshalasjonsmålinger

Ekshalasjonsmålinger er ikke anbefalt her som en rutinemåle metode, men har blitt undersøkt for å studere typiske ekshalasjonsfraksjoner. En gjennomsnittsverdi på 0,23 ble funnet for ekshalasjonsfraksjon fra bruddene i dette studiet, med en standardavvik av 0,10. De fleste målingene ble kjørt på knust stein med kornstørrelse 0,063 - 2,0 mm. Vi så ingen avhengighet av ekshalasjonsfraksjon med kornstørrelse (opp til 20 - 32 mm), eller av ekshalasjonsfraksjon med fuktighet. Det kan være ønskelig å undersøke videre avhengighet av ekshalasjonsfraksjon på større kornstørrelser i fremtida. Fra teorien skulle man forvente en forminking i ekshalasjonsfraksjon ved større fraksjoner, og verdiene målt kan betraktes som "worst-case" verdier. Vi så god samsvar mellom ekshalasjonsrater og radiumaktivitet, noe som støtter bruk av radium- eller uran-målinger som en indikasjon av radonekshalasjon.

5.1.5 Anbefaling av måle metode

ICP-MS målinger av urankonsentrasjoner kan bli brukt som et pålitelig mål for radiumaktivitet sammenlignet med resultat fra laboratorium gammamålinger. ICP-MS målinger er dessuten billigere, og prosedyren er raskere enn laboratorium gammamålinger. For å karakterisere hele bruddet er det anbefalt at prøver er tatt fra ulike steder i bruddet, heller enn fra produksjonsprøver (sluttmateriale) - disse kunne inneholde materiale kun fra visse deler av bruddet som kunne gi en mindre representativ vurdering av bruddet. Ved bruk av ICP-MS er et minimum av 20 prøver en tilfredsstillende prøvemengde for å karakterisere

radiumaktivitet i et brudd, gitt at prøvene er tatt fra en og samme bergart. ICP-MS som er en kjemisk analysemetode anbefales derfor som den beste (dvs. mest pålitelig og billigst) metode for å måle urankonsentrasjon i bergarter som brukes til tilslagsstoff i bygningsmaterialer. Videre detaljer om gjennomføring av målemetoden finnes i kapittel 4.

5.2 **Mål 2: Etablering av grenseverdier.**

Modelleringsresultater (3.1.6) er følsomme overfor variabler som jordpermeabilitet, undertrykk, ekshalasjonsfraksjon, og geometri og mengden av materiale. Dersom vi antar at Scenario 2 (3.1.5.2) er en rimelig beskrivelse av en "worst case scenario", kan man si at hvis pukklag ikke er dypere enn 0,4 m skulle en radiumaktivitet mindre enn 118 Bq/kg (9,6 ppm eU) ikke føre til radonkonsentrasjoner høyere enn 100 Bq/m³. Denne grenseverdien er beregnet kun fra aktivitet i pukk, og tar ingen hensyn til bidrag fra andre byggematerialer eller fra jord. Med en tett sidevegg skulle ikke dreneringsmasser rundt huset bidra mye til radonkonsentrasjoner, men bidrag fra jord kan bli mye større enn det fra pukklaget. Med like aktivitetsverdier i jord, betong, og pukk skal et 0,15 m pukklag bidra kun ca 8 % av radon i huset. Medianverdi av urankonsentrasjonen i pukkbergarter bør ikke overstige 10 ppm.

5.3 **Mål 4: Forberede standardiseringsarbeid for målemetodene**

Kapitel 4 beskriver i detaljer anbefalte metoder for prøvetaking, basert på kjemiske analyse av steinprøver fra bruddet, og med grenseverdier etablert i kapitel 3.

6 REFERANSER

- Amin Y.M, Mahat R.H, Doraisamy S.J, Subramaniam S.Y, 1995: The effect of grain size on the radon emanation rate. *Appl. Radiat. Isot* 46, 621-622.
- Andersen, C.E. 1992: Entry of soil gas and radon into houses. Risø-R-623. Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark.
- Andersen, C.E. 2000: Radon Transport Modelling: User's Guide to RnMod3. Risø-R-1201(EN), Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark.
- Andersen, C.E. 2001: Numerical modelling of radon-222 entry into houses: an outline of techniques and results. *Science of the Total Environment* 272, 33-42.
- Departementene 2009: Strategi for å redusere radoneksponering i Norge. I-1144B.
- Hubbel, J.H. and Seltzer, S.M. 2004: Tables of X-Ray Mass Attenuation Coefficients and Mass Energy-Absorption Coefficients from 1 keV to 20 MeV for Elements Z = 1 to 92 and 48 Additional Substances of Dosimetric Interest. <http://www.nist.gov/pml/data/xraycoef/index.cfm>
- Grasty, R.L., Holmann, P.B., Blanchard, Y.B. 1991: Transportable calibration pads for ground and airborne gamma-ray spectrometers. Geological Survey of Canada, Paper 90-23.
- IAEA 2003: Guidelines for radioelement mapping using gamma ray spectrometry data. IAEA-TECDOC-1363.
- KRD 2010: Forskrift om tekniske krav til byggverk (Byggeteknisk forskrift - TEK 10). Kommunal- og regionaldepartementet. <http://www.lovdatab.no/cgi-wif/ldles?doc=/sf/sf/sf-20100326-0489.html>
- LITO 2013: LITO, Geokjemisk kartlegging av Norges berggrunn, NGU. <http://www.ngu.no/Lito>
- Markannen, M. and Arvela, H. 1992: Radon emanation from soils. *Radiation Protection Dosimetry* 45, 269-272.
- Nazaroff, W.W. 1992: Radon transport from soil to air. *Reviews of Geophysics* 30, 137-160.
- NEN 1999: Radioactivity measurements – Determination method of the rate of the radon exhalation of dense building materials. Nederlandse norm NEN 5699(en), Nederlands Normalisatie-instituut, Delft, The Netherlands.

NEN 2001: Radioactivity measurements – Determination of the natural radioactivity in stony building materials by means of semiconductor gamma ray spectrometry. Nederlandse norm NEN 5697(en). Nederlands Normalisatie-instituut, Delft, The Netherlands.

The Radiation Protection Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, 2000: Naturally Occurring Radioactivity in the Nordic Countries – Recommendations. ISBN: 91-89230-00-0

RADPAR 2012: Review of low energy construction, pressure conditions and indoor radon in Finnish residential buildings. RADPAR WP6 D13/6, Joint Research Centre. <http://web.jrc.ec.europa.eu/radpar/docview.cfm?docid=371>

Statens vegvesen 1997: Håndbok 015 Feltundersøkelser, kapittel 15.311 – Prøvetaking av tilslag.

Statens strålevern 1995: Anbefalte tiltaksnivåer for radon i bo- og arbeidsmiljø. Strålevern Hefte 5.

Statens strålevern 2009: Strålevernets nye anbefalinger for radon i Norge. Stråleverninfo 25.09

Stranden, E., Kolstad, A.K., Lind, B. 1984: The influence of moisture and temperature on radon exhalation. Radiation Protection Dosimetry 7 (1-4) 55-58.

Watson, R. J., Erichsen, E., Finne, T.E., Ganerød, G.V., Neeb, P.R., Reimann, C., Rønning, Jan S. 2010: Radontrygge byggeråstoff - Fase 1. Etablere målemetoder i felt og laboratorium for å klassifisere tilslagsmateriale i forhold til radonfare. NGU Rapport 2010.042

Vedlegg A. Halveringstykkelse

Halveringstykkelse er tykkelse av et materiale som skal halvere intensiteten av stråling, og er gitt ved

$$L = \frac{\ln(2)}{\mu}$$

hvor μ er absorpsjonskoeffisient (cm^{-1}).

"Mass energi" absorpsjonskoeffisient for bly med 2 MeV fotoner er (Hubbel og Seltzer 2004):

$$\frac{\mu}{\rho} = 4,606 \times 10^{-2} \text{ cm}^2 \text{ g}^{-1}$$

hvor ρ er egenvekt av materialet (gcm^{-3}). Med $\rho = 11,3 \text{ gcm}^{-3}$ for bly får vi

$$\mu = 0,522 \text{ cm}^{-1}$$

Halveringstykkelse er derfor

$$L = \frac{0,693}{\mu} = 1,33 \text{ cm.}$$

Vedlegg B. **Beregning av konsentrasjoner med GR-256**

For å beregne konsentrasjoner bruker man en 3x3 følsomhetsmatrise S slik at

$$\begin{bmatrix} C_K \\ C_U \\ C_{Th} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} S_{11} & S_{21} & S_{31} \\ S_{12} & S_{22} & S_{32} \\ S_{13} & S_{23} & S_{33} \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} N_K \\ N_U \\ N_{Th} \end{bmatrix}$$

C_K, C_U og C_{Th} er konsentrasjoner av kalium, uran og thorium i henholdsvis % K, ppm U og ppm Th, og N_K, N_U, N_{Th} er bakgrunnskorrigerte tellinger per sekund i kalium, uran og thorium vinduer.

S er beregnet med NGUs kalibreringsblokker og med bruk av standard kalibreringsmetoder (IAEA 2003), og inkluderer stripping-faktorer og følsomheter. S er avhengig av geometrien av detektoren og målevolumet, og var derfor beregnet her med blyring-kollimasjon (2.3.2.1) på plass.

Vedlegg C. **Tynnslipanalyse**

Tynnslipanalyse er gjennomført for å beskrive egenskapene til de forskjellige bergartene i pukkverkene i stor detaljgrad. Selv om det er flere av bruddene som har granitt som hovedbergart er det stor variasjon inne bergarten, med hensyn til mineralsammensetning og konsentrasjon av uran. På dette grunnlag er det laget tynnslip fra representative prøver.

Det ble valgt ut representative prøver fra de fem pukkverkene som er inkludert i dette prosjektet. Der bergarten i pukkverket er ensartet er kun en prøve valgt ut til tynnslip, mens der bergarten varierer innenfor pukkverket er flere bergartsprøver blitt analysert. Totalt åtte tynnslip er beskrevet i forhold til bergartstype, mineralsammensetning, struktur og tekstur. Fire av de åtte tynnslipene er valgt ut til SEM analyse (Scanning Electron Microscope) for en identifisering og kjemisk analyse av uran og thorium korn i slipene. Slipene som er valgt ut til SEM analyse er fra pukkverk som har gjennomsnittlig høye verdier av uran, målt med andre feltmetoder som spektrometer. Dette gjelder prøver fra tre pukkverk i Østfold. Pukkverk med lave spektrometerutslag på uran er vurdert til å ha liten sannsynlighet for å inneholde korn av interesse.

Uran og thorium forekommer gjerne sammen med sjeldne jordarter, det vil si grunnstoff som er tunge, har et høyt atomtall, og forekommer sjeldnere enn andre "vanlige" grunnstoff. Sjeldne jordarter har ofte også økonomisk verdi for utvinning. Korn med tunge grunnstoffer er lett synlig i SEM da de lyser opp siden elektronene som skytes på kornet reflekteres tilnærmet 100 %, mens omkringliggende korn absorberer elektronene og blir mørke (se Figur D1 for eksempel). Uran og thorium kan også forekomme som korn hvor de to grunnstoffene utgjør tilnærmet 100 % av kornet.

I noen av kornene hvor de radioaktive grunnstoffene forekommer har strålingen påvirket mineralene rundt og dannet et radiært nettverk av sprekker ut fra kornet, eksempel på slike radiære sprekker kan sees i Figur C1.

1 Pukkverk 1

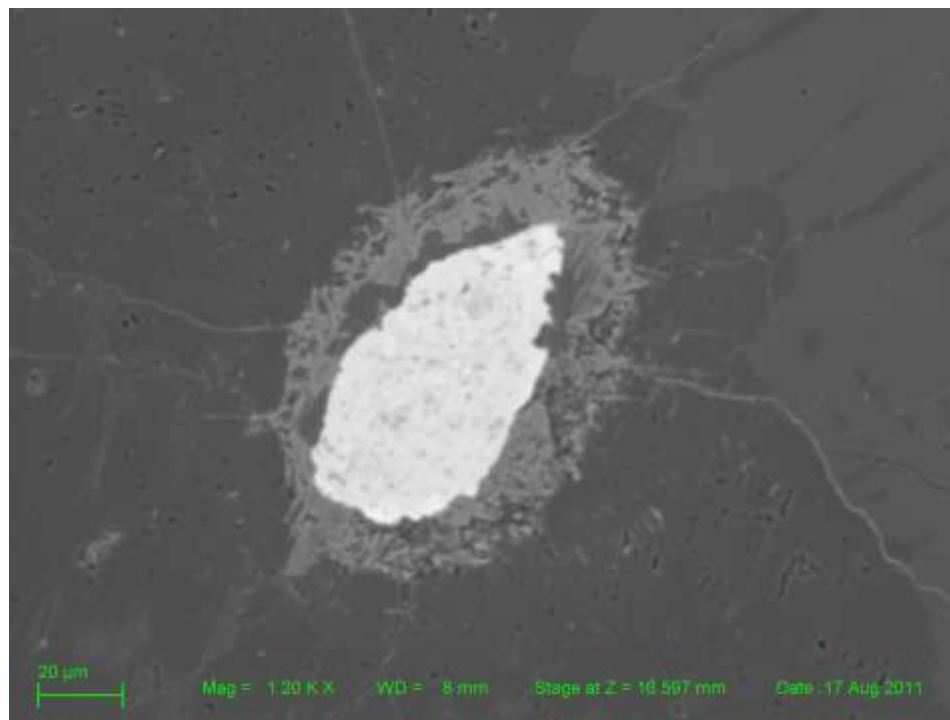
Prøve nr. 36 fra pukkverk 1 er klassifisert som bergarten granitt, bestående hovedsakelig av mineralene kvarts, kalifeltspat, plagioklas, biotitt og sericitt (glimmermineral). Bergarten har rød farge med forvitring og massiv struktur. Den er uten retningsorientering og har granulær ("mosaikk-mønstret") tekstur. For mer detaljer se Tabell C1. Bergarten viser et gjennomsnittlig innhold av uran på 6,2 ppm, målt med spektrometer GR-256 på totalt 40 prøver i felt. På grunn av det relativt høye innholdet av uran i bergarten er prøve nr. 36 kjørt med SEM analyse. Tynnslipet fra prøve nr. 36 inneholder spesielt to korn som er av interesse mht. innhold av uran og thorium. Et korn ligger i en mikrosprekk omgitt av sjeldne jordarter, er ca. 2 µm stort og inneholder thorium og uran (iht figuren). Det andre kornet ("site 7") er synlig i tynnslipet og er beskrevet nedenfor.



Figur C1. Tynnslip av bergartsprøve fra pukkverk 1. Bergarten er en granitt. Spesielt to korn er av interesse med hensyn til innhold av uran og thorium.

Pukkverk 1, Prøve 36, "Site 7"

Kornet i "site 7" ca. 40 μm langt og inneholder ca. 42 % thorium og ca. 2 % uran. Kornet ligger omsluttet av feltspat (albitt), og de radioaktive grunnstoffene har påvirket mineralene rundt og dannet radiære sprekker ut fra kornet (Figur C2). Kornet med uran og thorium er nærmest selvlysende sammenlignet med de omkringliggende mørke mineralene. Dette er typisk i et SEM mikroskop for grunnstoff med høyt atomtall, som sjeldne jordarter inkludert uran og thorium.



Figur C2. SEM bilde av et korn som inneholder thorium og uran, "site 7" i prøve 1-36. Kornet er ca. 40 μm langt. Kornet ligger omsluttet av albitt, en type feltspat, som er påvirket av de radioaktive stoffene med en omvandlet rand rundt kornet samt radiære sprekker ut fra kornet. Slike radiære sprekker er vanlig ut fra korn med radioaktive stoff.

Det er foretatt flere (fire) analysepunkt i kornet for å se på den kjemiske sammensetningen, som vist i tabellen under. Kornet inneholder mye thorium (ca. 42 %), men lite uran (ca. 2 %, Tabell C1).

Site of Interest 7

Processing option : All elements analysed (Normalised)

Spectrum	In stats.	O	Na	Al	Si	K	Ca	Fe	Nd	Th	U	Total
Spectrum 1	No	29.98	0.91	2.92	11.10	1.46	0.60	9.29	1.30	42.43		100.00
Spectrum 2	No	46.62	7.99	11.26	33.00	1.13						100.00
Spectrum 3	No	43.89		5.86	13.41	2.28		34.57				100.00
Spectrum 4	No	28.95	1.13	2.87	11.88			10.12	1.22	41.84	1.99	100.00
Max.		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
Min.		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	

All results in weight%

Tabell C1: Kjemisk analyse av et korn i tynnslipet fra pukkverk 1. Ut i fra analysen ser en at kornet inneholder ca. 42% thorium, men lite uran (ca. 2 %).

2 Pukkverk 2

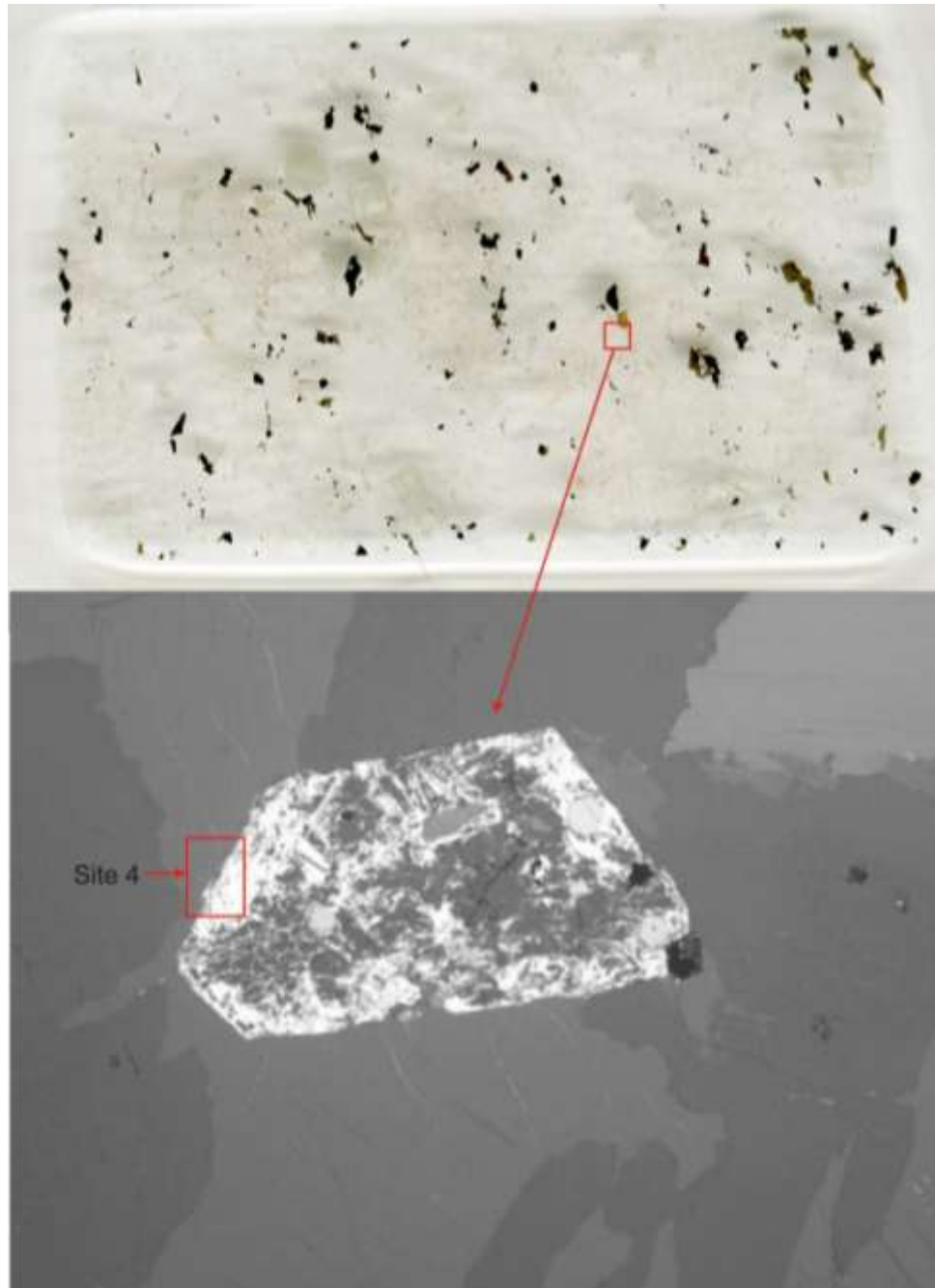
Prøve nr. 20-1 fra pukkverk 2 er klassifisert som bergarten pegmatittisk granitt, bestående hovedsakelig av mineralene kvarts, kalifeltspat, plagioklas, biotitt og sericitt (Figur C3). Bergarten har rød farge og massiv struktur. Den er uten retningsorientering og har granulær tekstur. For mer detaljer se Tabell C2. Tynnslipet fra prøve nr. 20-1 inneholder ingen korn som er av interesse med hensyn til uran og/eller thorium.



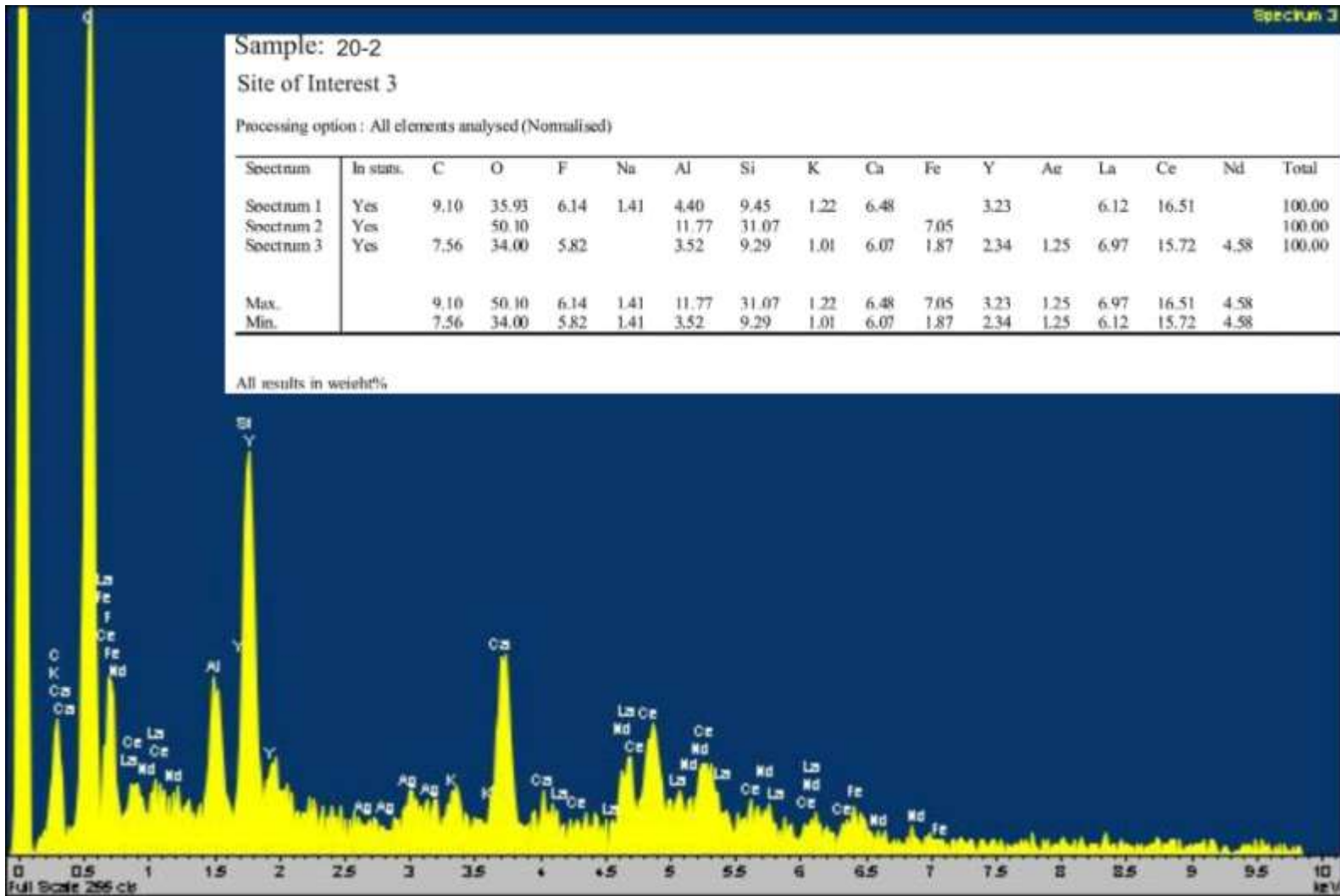
Figur C3. Tynnslip av bergartsprøve fra pukkverk 2. Bergarten er en pegmatittisk granitt.

Prøve nr. 20-2 fra pukkverk 2 er klassifisert som bergarten granitt, bestående hovedsakelig av mineralene kvarts, kalifeltspat, plagioklas, kloritt, biotitt, muskovitt og sericitt. Bergarten har rød farge og massiv struktur. Den har svak retningsorientering og granulær tekstur. For mer detaljer se Tabell C2. På grunn av det relativt høye innholdet av uran i bergarten fra feltmålinger (10,7 ppm målt med GR-256 spektrometer) er prøve nr. 20-2 kjørt med SEM analyse for en identifisering og kjemisk analyse av korn i tynnslipet som inneholder radioaktive element som uran og thorium. I dette tynnslipet er det spesielt et korn som skiller seg ut. Kornet har den kjemiske sammensetningen til *allanitt* (Figur C4, øverst) og har forskjellig farge fra de andre kornene. Allanitt er et mineral som inneholder mye sjeldne jordartselementer samt thorium og uran, som en ser av den kjemiske analysen i Figur C5. Sølv (Ag) og thorium (Th) har samme

plass i spekteret, og det er sannsynlig at toppene som vises som sølv egentlig er thorium (Figur C5).



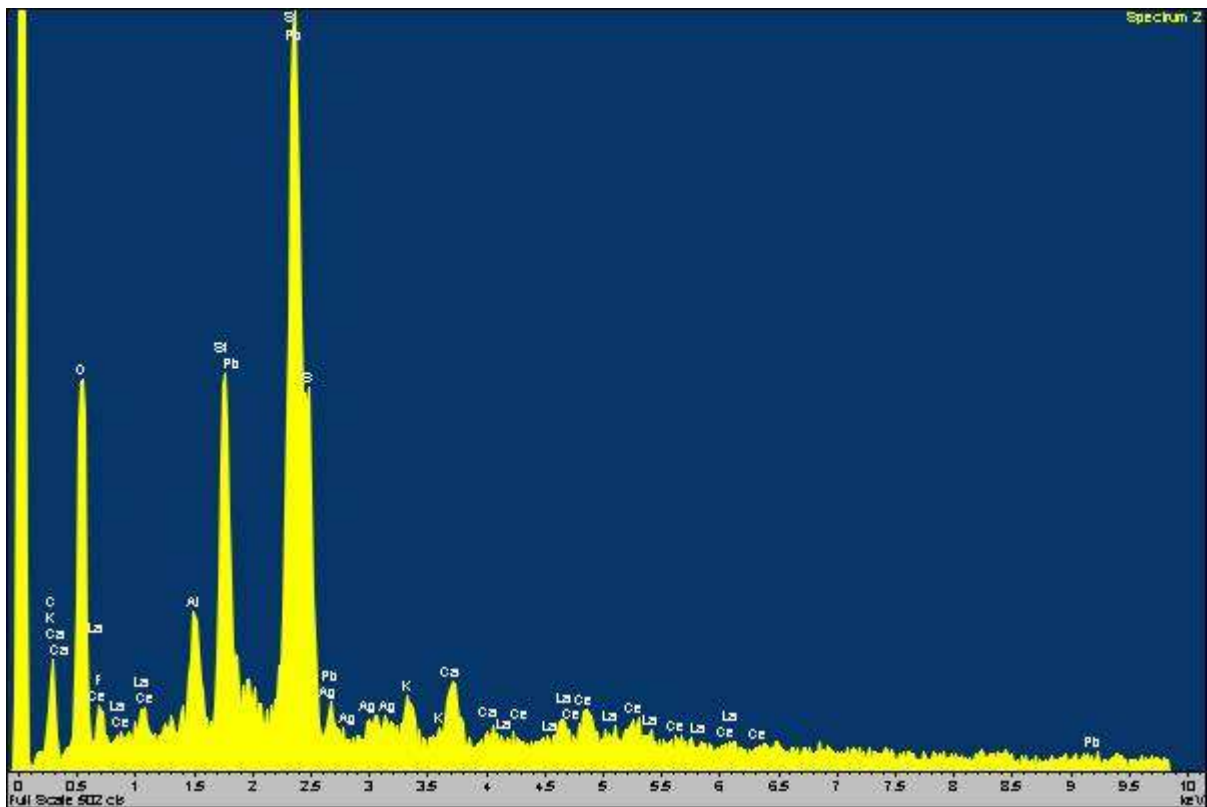
Figur C4. Tynnslip av bergartsprøve 20-2 fra pukkverk 2 (over). Bergarten er en granitt. Bilde fra SEM analyse med 300 x forstørrelse (under). Kornet er synlig på tynnslipet, innrammet i rødt, og hele kornet i nederste bilde er "site 3" som inneholder kjemisk analyser. En mer detaljert kjemisk analyse er utført på "site 4", hvor det er påvist innhold av thorium (og uran).



Figur C5. Prøve 20-2 fra pukkverk 2 og kjemisk analyse i SEM fra hele kornet som er markert med rød boks i øverste bilde i Figur C4, og som utgjør "site 3". Kjemisk analyse av allanittkornet i tynnslipet, her vist med tabell over alle analysene fra kornet.

Pukkverk 2, Prøve 20-2, "site 4"

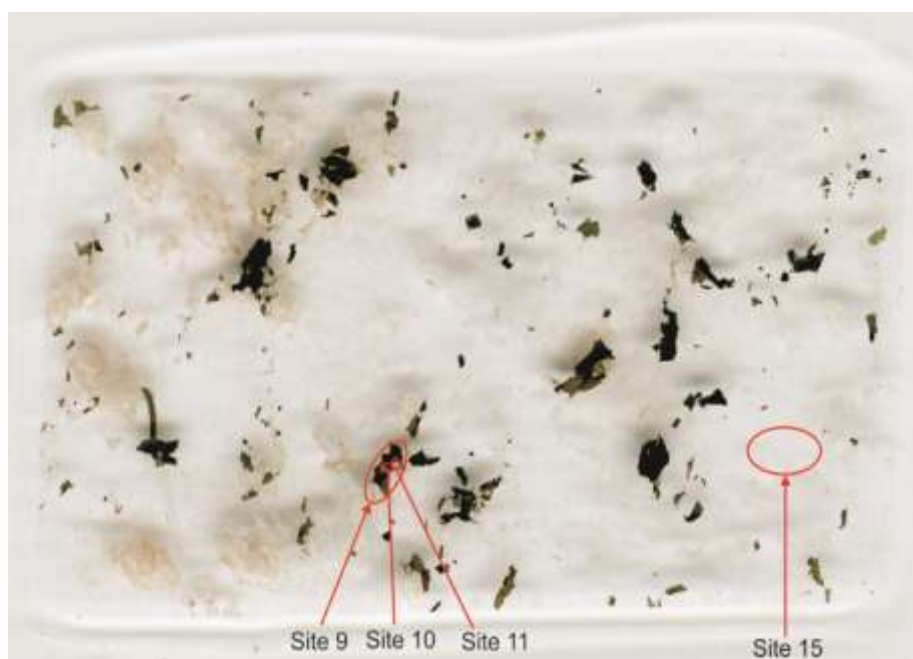
Analysen fra "site 4" inneholder mye bly (Pb) som kan være et restprodukt fra nedbryting av uran og thorium. Spekteret viser også flere små topper med sølv (Ag, Figur C6) som kan være forvekslet med thorium.



Figur C6. Pukkverk 2 prøve 20-2 site 4 spektrum 2. Thorium (Th) og sølv (Ag) har samme plassering i spekteret og kan lett forveksles. Her er det mer sannsynlig at thorium forekommer enn sølv.

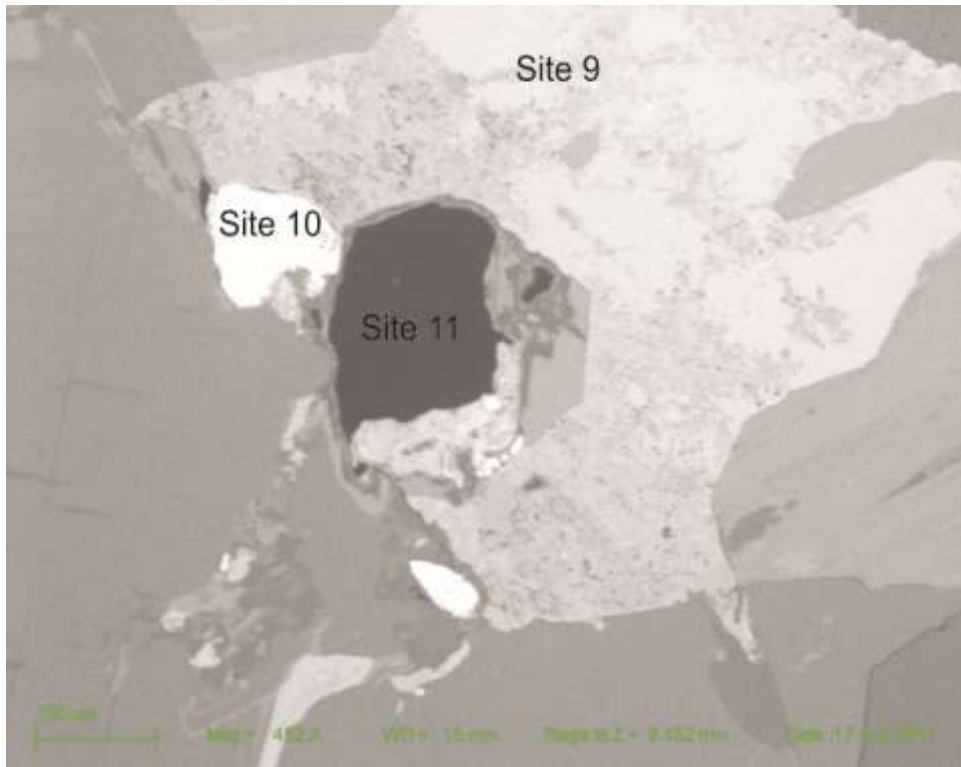
3 Pukkverk 3

Prøve nr. 10 fra pukkverk 3 er klassifisert som bergarten granitt, bestående hovedsakelig av mineralene kvarts, kalifeltspat, plagioklas, kloritt, epidot, biotitt og sericitt (Figur C7). Bergarten har rosa farge og massiv struktur. Den er uten retningsorientering og har granulær tekstur. For mer detaljer se Tabell C2. På grunn av det høye innholdet av uran i bergarten som er målt i felt (15,4 ppm målt med GR-256 spektrometer) er prøve nr. 10 kjørt med SEM analyse for en identifisering og kjemisk analyse av korn i tynnslipet som inneholder radioaktive element som uran og thorium. I dette tynnslipet, vist i Figur C7, var det spesielt et sammensatt korn ("site 9,10 og 11", Figur C8) og et korn bestående tilnærmet av 100 % uran/thorium ("site 15") som er av interesse.

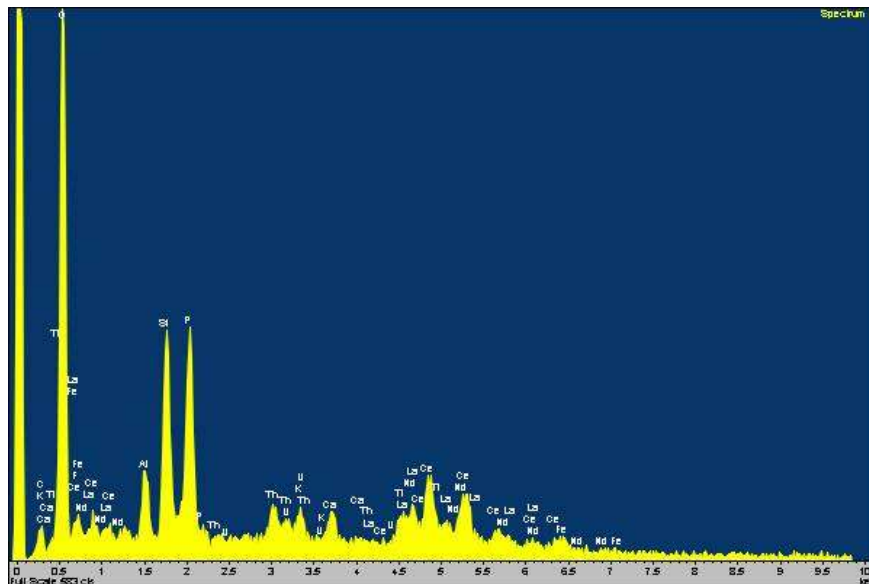


Figur C7. Tynnslip av bergartsprøve nr. 10 fra pukkverk 3. Bergarten er en granitt. Plassering av de forskjellige kornene hvor det er utført kjemisk analyse ("site") er markert i tynnslipet.

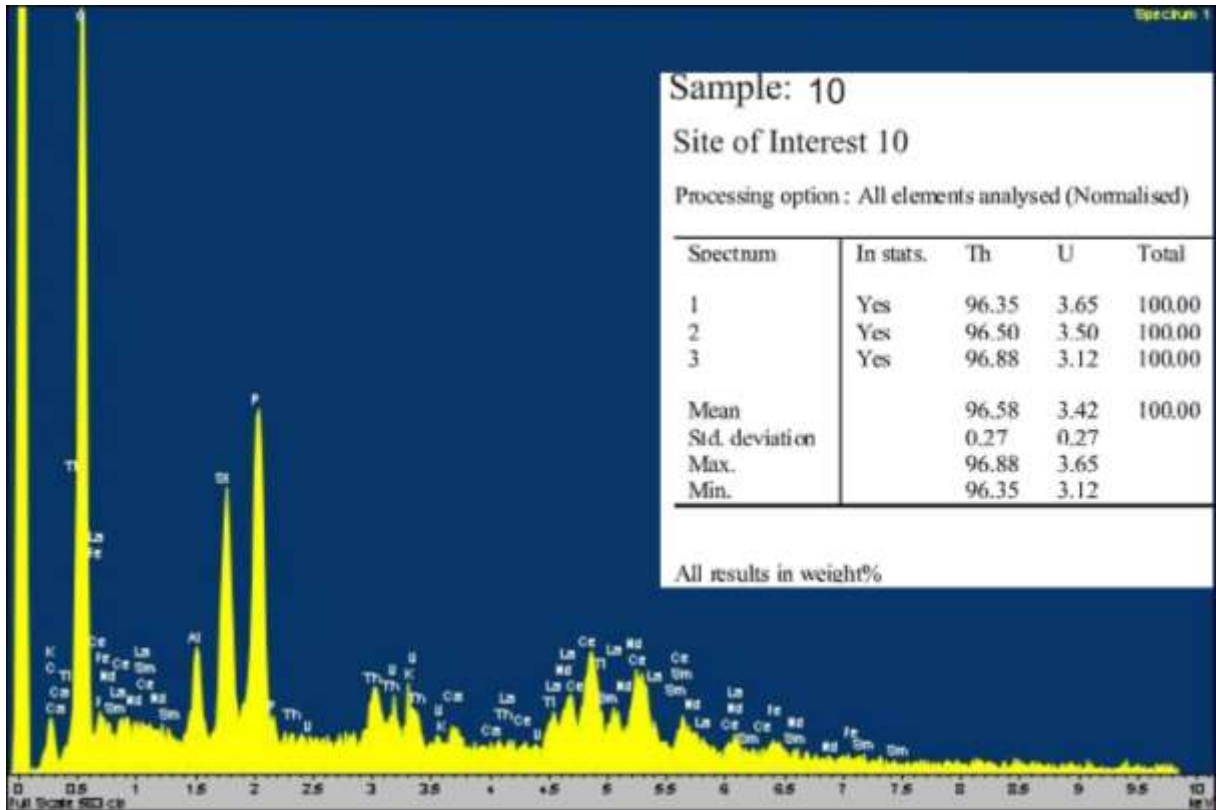
Pukkverk 3, Prøve 10, "Site 9, 10 og 11"



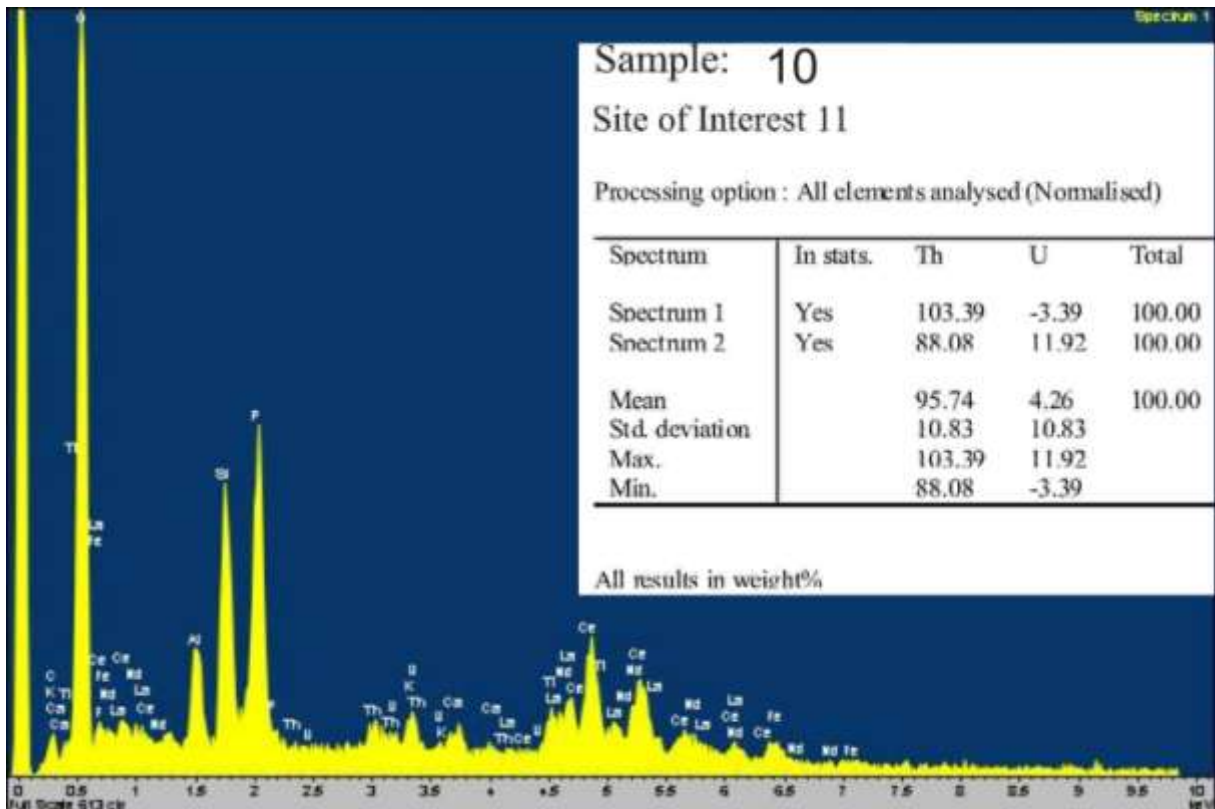
Figur C8. SEM bilde av korn som inneholder thorium og uran. Kornene er fra ca. 50 μm til ca. 450 μm lange. Bildet viser plasseringen av "site" 9, 10 og 11. "Site" er korn hvor kjemisk analyse er utført.



Figur C9. Kjemisk analyse av et korn i tynnslipet fra prøve 10 i pukkverk 3. Denne analysen er tatt fra "site 9", se Figur D8 for plassering. Dette kornet inneholder en mengde elementer, med klar indikasjon på thorium (Th).



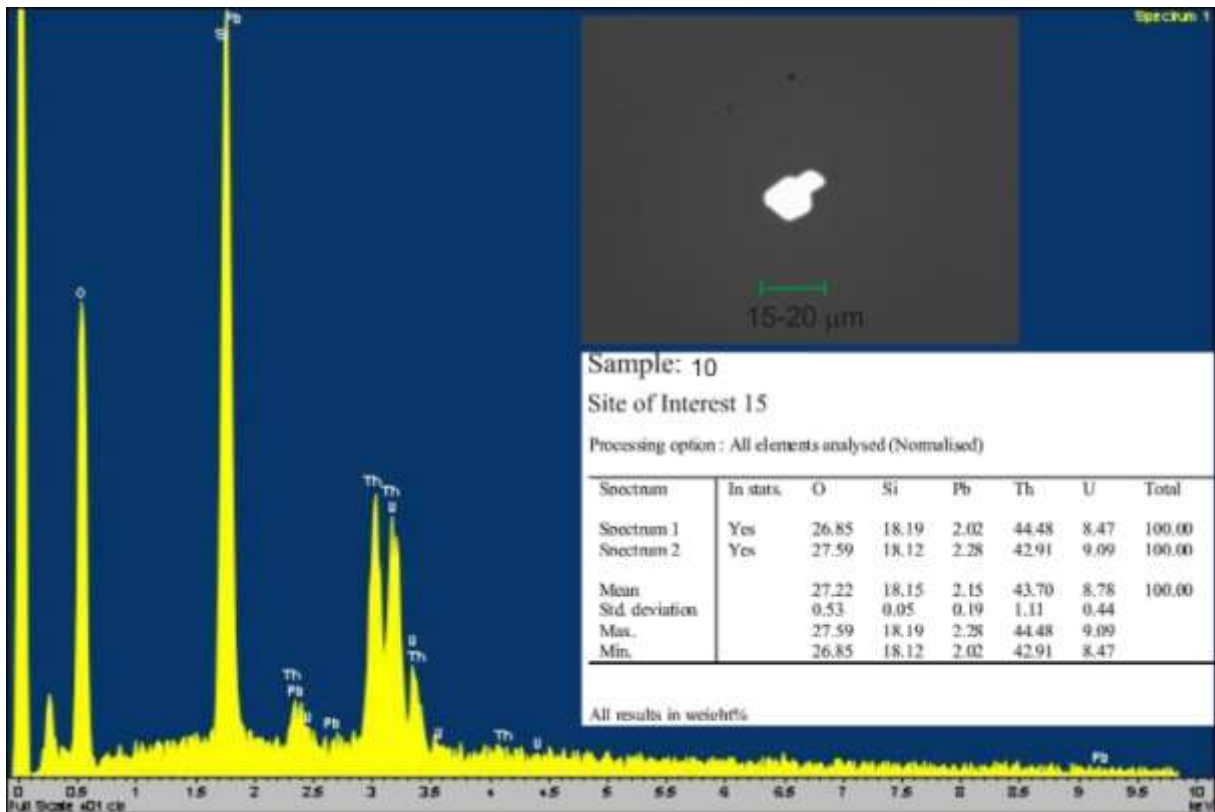
Figur C10. Kjemisk analyse av "site 10" i et korn i tynnslipet fra prøve nr. 10, se Figur C8 for plassering. På grunn av mengden elementer dette kornet inneholder viser tabellen kun forholdet av % innhold for thorium og uran.



Figur C11. "Site 11" med spektrum 1 og kjemisk analyse av et korn, se Figur C8 for plassering. Tabellen viser at kornet har høyt thoriuminnhold, og lavere uraninnhold. På grunn av mengden elementer dette kornet inneholder viser tabellen kun prosentandel innhold for thorium og uran.

Pukkverk 3, prøve 10, "Site 15"

Kornet i "site 15" er ca. 20 μm langt og har høyt innhold av thorium (ca. 43,5 %). Innholdet av uran er lavere (ca. 8,7 %, Figur C12). Kornet består også av en del bly (Pb) som kan være et datterprodukt av nedbrytingen av uran og/eller thorium.



Figur C12. Pukkverk 3, prøve 10, "Site 15" og spektrum 1, med bilde av kornet som er 15-20 μm langt og tabellen som viser resultatet av den kjemiske analysen. Dette kornet inneholder ca. 43,5 % thorium og ca. 8,7 % uran.

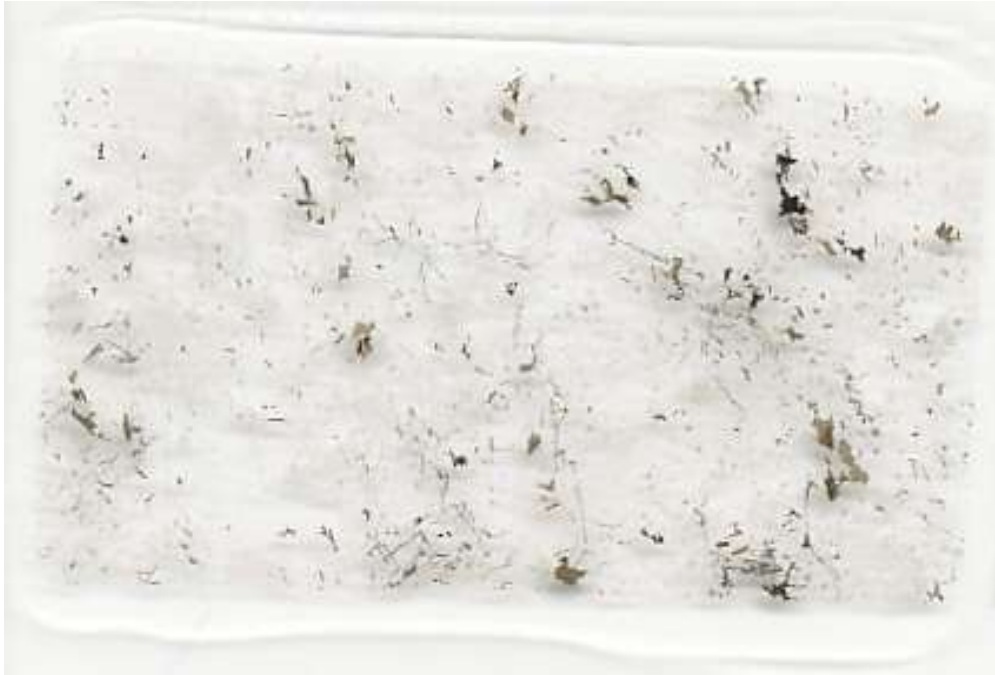
4 Pukkverk 4

Prøve nr. 1 fra pukkverk 4 er klassifisert som bergarten amfibolitt, bestående hovedsakelig av mineralene plagioklas, hornblende, epidot, biotitt og sericitt (Figur C13). Bergarten har svart farge og massiv struktur. Den er uten retningsorientering og har granulær tekstur. For mer detaljer se Tabell C2. Feltnmålinger viser at bergarten har generelt et lavt innhold av uran (1,8 ppm med GR-256 spektrometer), og det ble derfor besluttet å ikke gjøre SEM analyse på dette tynnslipet.



Figur C13. Tynnslip av prøve (1) fra pukkverk 4. Bergarten er klassifisert som en amfibolitt.

Prøve nr. 10 fra pukkverk 4 er klassifisert som bergarten gneis, bestående hovedsakelig av mineralene kvarts, plagioklas, biotitt og muskovitt (Figur C14). Bergarten har lys grå farge og båndet struktur. Den har svak retningsorientering og granulær tekstur. For mer detaljer se tabellen i Tabell C2. Feltnmålinger viser at bergarten har generelt et lavt innhold av uran (1,8 ppm med GR-256 spektrometer), og det ble derfor besluttet å ikke gjøre SEM analyse på denne prøven.



Figur C14. Tynnslip av prøve (10) fra pukkverk 4. Bergarten er klassifisert som en gneis.

5 Pukkverk 5

Prøve nr 3 fra pukkverk 5 er klassifisert som bergarten gabbro, bestående hovedsakelig av mineralene plagioklas, aktinolitt (en type amfibol), kloritt, zoisitt (som tilhører mineralgruppen epidot), epidot og sericitt (Figur C15). Bergarten har "salt og pepper" mønster og massiv struktur. Bergarten er uten retningsorientering og har granulær tekstur. For mer detaljer se Tabell C2. Feltnålinger viser at bergarten har generelt et lavt innhold av uran (0,45 ppm med GR-256 spektrometer), og det ble derfor besluttet å ikke gjøre SEM analyse på dette tynnslipet.



Figur C15. Tynnslip av prøve (3) fra pukkverk 5. Bergarten er en gabbro.

Prøve nr. 10 fra pukkverk 5 er klassifisert som bergarten grønnstein, bestående hovedsakelig av mineralene plagioklas, aktinolitt, kvarts, kloritt, zoisitt, epidot og titanitt. Bergarten har grønn til grå-grønn farge, den er uten retningsorientering og har felsittisk (finkrystallinsk) tekstur. For mer detaljer se Tabell C2. Dette er en bergart som er kjent for å inneholde lite (ingen) radioaktive grunnstoffer som uran og thorium, og feltnmålinger i viser at bergarten har et generelt lavt innhold av uran (0,45 ppm med GR-256 spektrometer). Det er derfor ikke utført SEM på tynnslipet.



Figur C16. Tynnslip av prøve (10) fra pukkverk 5. Bergarten er en grønnstein.

Forekomst nummer	Forekomst	Bergarts-type	Bergart Navn	Prefiks 1	Farge	Forvitret	Sprekke-frekvens	Struktur	Foliasjon	Tekstur	Kornstørrelse			Jevn/ ujevn	Korn grenser	
											matrix	porfyrobl.	rekryst.		gamle	rekryst.
106 505	1 (36)	1	granodioritt		5	1	2	1	0	1	4		0 %	1	2	
		Mineralinnhold														
		Kv	K.feltsp.	Plag	Aktino.	Hornbl.	Klor	Zois.	Epi	Bio.	Musko.	Sericitt	Titan.	Oksyd	Sulfid	SUM
		22	20	47						6		3		2		100
		Andre aksessoriske mineraler	Utført	Kommentarer												
		epidot, zirkon, titanitt, granat	14.10.2010	uvanlig oppsprekking i plag., noen haloer rundt zirkon (?) i biotitt, og grumsete sprekkefylling (mest jernoksider?)												
106 504	3 (10)	1	granitt		4	0	0	1	0	1	4		0 %	2	2	
		Mineralinnhold														
		Kv	K.feltsp.	Plag	Aktino.	Hornbl.	Klor	Zois.	Epi	Bio.	Musko.	Sericitt	Titan.	Oksyd	Sulfid	SUM
		35	32	22			3		1	3		4				100
		Andre aksessoriske mineraler	Utført	Kommentarer												
		karbonat, muskovitt, titanitt, zirkon, magnetitt, pyritt, flusspat, ukjent brun korn (isotrope)	14.10.2010	en del uvanlig oppstrukket plagioklas, karbonat - dels vanlig som omvandling av plag, dels samme magnetitt (= sideritt???)												
1 601 502	5 (3)	1	gabbro	meta	2	0	1	1	0	1	3		0 %	1	3	
		Mineralinnhold														
		Kv	K.feltsp.	Plag	Aktino.	Hornbl.	Klor	Zois.	Epi	Bio.	Musko.	Sericitt	Titan.	Oksyd	Sulfid	SUM
				40	28		2	20	8			2				100
		Andre aksessoriske mineraler	Utført	Kommentarer												
		kvarts, titanitt	14.10.2010	massiv epidot/zoisittomvandling av plag, epidot i oftest større korn enn zoi, sericitt ves. langs korn grenser osv.												
1 601 502	5 (10)	5	grønnstein		2	0	2	5	0	5	1		0 %	1	3	
		Mineralinnhold														
		Kv	K.feltsp.	Plag	Aktino.	Hornbl.	Klor	Zois.	Epi	Bio.	Musko.	Sericitt	Titan.	Oksyd	Sulfid	SUM
		2		23	42		3		25				5			100
		Andre aksessoriske mineraler	Utført	Kommentarer												
			14.10.2010	q kun i klorittfylt sprekke, epidotfasen vesentlig i meget finkomete, smussete aggregater/"skyer"												

Forekomst nummer	Forekomst	Bergarts-type	Bergart Navn	Prefiks 1	Farge	Forvitret	Sprekke-frekvens	Struktur	Foliasjon	Tekstur	matrix	Kornstørrelse		Jevn/ ujevn	Korngrenser	
												porfyrobl.	rekryst.		gamle	rekryst.
101 514	2 (20-1)	1	granitt		5	0	1	1	1	1	4		0 %	2	2	
		Mineralinnhold														
		Kv	K.feltsp.	Plag	Aktino.	Hornbl.	Klor	Zois.	Epi	Bio.	Musko.	Sericitt	Titan.	Oksyd	Sulfid	SUM
		25	45	22						4			3	1		100
		Andre akseoriske mineraler		Utført		Kommentarer										
		muskovitt, titanitt		14.10.2010		oksyder er magnetitt og ett større hemoilmenittkort, hårlignende tekstur i q										
101 514	2 (20-2)	1	granitt		5	0	2	1	0	1	5		20 %	2	3	2
		Mineralinnhold														
		Kv	K.feltsp.	Plag	Aktino.	Hornbl.	Klor	Zois.	Epi	Bio.	Musko.	Sericitt	Titan.	Oksyd	Sulfid	SUM
		25	48	22			1			1	1	2				100
		Andre akseoriske mineraler		Utført		Kommentarer										
		fluoritt, oksyder, zirkon		21.10.2010		svak orientering i store K-feltspatkom ses kun i håndstykke, betydelig mer finkornet rekrystallisasjon i kvarts										
104 501	4 (10)	1	gneisgranitt		8	0	0	3	1	1	2		0 %	2	2	
		Mineralinnhold														
		Kv	K.feltsp.	Plag	Aktino.	Hornbl.	Klor	Zois.	Epi	Bio.	Musko.	Sericitt	Titan.	Oksyd	Sulfid	SUM
		55		32						3	8				2	100
		Andre akseoriske mineraler		Utført		Kommentarer										
		sericitt, zirkon, titanitt, oksyd, kalkspat, kloritt, epidot, kobberkis!		21.10.2010		uvenlig, gjennomgående sulfiddannelse på sprekker, diverse aksessorier inkl. halotekstur i biotitt, "grov" kornet plag omv.										
104 501	4 (1)	5	amfibolitt		7	0	0	1	0	1	1		0 %	1	1	
		Mineralinnhold														
		Kv	K.feltsp.	Plag	Aktino.	Hornbl.	Klor	Zois.	Epi	Bio.	Musko.	Sericitt	Titan.	Oksyd	Sulfid	SUM
				35		51			2	5		5		2		100
		Andre akseoriske mineraler		Utført		Kommentarer										
		sulfider, apatitt, zirkon, kloritt		21.10.2010		omvandlingen i plag er ujevn fra korn til korn, men generelt mange mikrosprekker i plag										

Tabell C2: Slipanalyse av 8 prøver fra de 5 pukkverk som er med i undersøkelsen.

Vedlegg D. Modelleringsresultater

Her presenteres undersøkelser av avhengighet av radonfluks på forskjellige materialparametere. Hvis ikke beskrevet under, er geometrien det samme som beskrevet i Figur 16 og Tabell 4 i hovedrapporten. Andre parametere, hvis ikke gitt under, er som beskrevet i Tabell 5 og Tabell 6 i hovedrapporten.

A	radiumaktivitet
d	pukklagdybde
D	diffusivitet
f	emanasjon
g	gapstørrelse (sprekkebredde)
J	radonfluks
k	permeabilitet
ΔP	luftundertrykk
ε	porøsitet
Θ_v	volumetrisk vanninnhold

Tabell D1: Symboler brukt i tabeller i dette vedlegget.

d (m)	J (Bqs⁻¹)
0,01	1,19 10⁻⁰²
0,1	1,14 10⁻⁰¹
0,2	2,11 10⁻⁰¹
0,35	3,31 10⁻⁰¹
0,5	4,29 10⁻⁰¹

Tabell D2: Variasjon av radonfluks med pukkybde. $A=40$ Bq/kg, $f = 0,2$ og $\Delta P = -1$ Pa. Andre parametere er som beskrevet i hovedrapporten.

g (m)	J (Bqs ⁻¹)
0,001	3,06 10 ⁻⁰¹
0,003	5,27 10 ⁻⁰¹
0,005	5,38 10 ⁻⁰¹
0,01	5,56 10 ⁻⁰¹
0,1	6,32 10 ⁻⁰¹
0,5	7,46 10 ⁻⁰¹

Tabell D3: Variasjon av radonfluks med gapstørrelse (sprekkeåpning) g. A=100 Bq/kg, f = 0,2 og ΔP = -1 Pa. Andre parametere er som beskrevet i hovedrapporten.

ΔP (Pa)	J (Bqs ⁻¹)
0,01	1,54 10 ⁻⁰¹
0,5	1,81 10 ⁻⁰¹
1	2,11 10 ⁻⁰¹
2	2,68 10 ⁻⁰¹
5	3,74 10 ⁻⁰¹
10	4,47 10 ⁻⁰¹

Tabell D4: Variasjon av radonfluks med undertrykk. A=40 Bq/kg, f=0,2. Andre parametere er som beskrevet i hovedrapporten.

D _{jord} (m ² s ⁻¹)	k _{jord} (m ²)	J (Bqs ⁻¹)
4,30 10 ⁻⁰⁵	1,00 10 ⁻¹¹	0,462
4,30 10 ⁻⁰⁶	1,00 10 ⁻¹¹	1,14
4,30 10 ⁻⁰⁷	1,00 10 ⁻¹¹	2,01
4,30 10 ⁻⁰⁸	1,00 10 ⁻¹¹	2,25
4,30 10 ⁻⁰⁹	1,00 10 ⁻¹¹	2,29
4,30 10 ⁻¹⁰	1,00 10 ⁻¹¹	2,29
4,30 10 ⁻⁰⁵	1,00 10 ⁻⁰⁷	3,11
4,30 10 ⁻⁰⁷	1,00 10 ⁻⁰⁷	2,99
4,30 10 ⁻⁰⁹	1,00 10 ⁻⁰⁷	2,80
4,30 10 ⁻⁰⁵	1,00 10 ⁻⁰⁹	3,12
4,30 10 ⁻⁰⁷	1,00 10 ⁻⁰⁹	3,16
4,30 10 ⁻⁰⁹	1,00 10 ⁻⁰⁹	3,16
4,30 10 ⁻⁰⁵	1,00 10 ⁻¹³	0,167
4,30 10 ⁻⁰⁷	1,00 10 ⁻¹³	0,897
4,30 10 ⁻⁰⁹	1,00 10 ⁻¹³	1,40
4,30 10 ⁻¹¹	1,00 10 ⁻¹³	1,48

Tabell D5: Variasjon av radonfluks med diffusivitet og permeabilitet av jord. ΔP = -5 Pa. Andre parametere er som beskrevet i hovedrapporten.

$D_{\text{pukk}} (\text{m}^2 \text{s}^{-1})$	$k_{\text{pukk}} (\text{m}^2)$	$J (\text{Bqs}^{-1})$
$1,80 \cdot 10^{-06}$	$5,00 \cdot 10^{-06}$	2,02
$1,80 \cdot 10^{-06}$	$5,00 \cdot 10^{-07}$	2,02
$1,80 \cdot 10^{-06}$	$5,00 \cdot 10^{-08}$	2,02
$1,80 \cdot 10^{-06}$	$5,00 \cdot 10^{-09}$	2,01
$1,80 \cdot 10^{-06}$	$5,00 \cdot 10^{-10}$	1,95
$1,80 \cdot 10^{-06}$	$5,00 \cdot 10^{-11}$	1,59
$1,80 \cdot 10^{-06}$	$5,00 \cdot 10^{-12}$	1,06
$1,80 \cdot 10^{-06}$	$5,00 \cdot 10^{-13}$	0,91
$1,80 \cdot 10^{-04}$	$5,00 \cdot 10^{-06}$	2,20
$1,80 \cdot 10^{-04}$	$5,00 \cdot 10^{-08}$	2,20
$1,80 \cdot 10^{-04}$	$5,00 \cdot 10^{-10}$	2,15
$1,80 \cdot 10^{-04}$	$5,00 \cdot 10^{-12}$	1,49
$1,80 \cdot 10^{-08}$	$5,00 \cdot 10^{-06}$	2,25
$1,80 \cdot 10^{-08}$	$5,00 \cdot 10^{-08}$	2,25
$1,80 \cdot 10^{-08}$	$5,00 \cdot 10^{-10}$	2,18
$1,80 \cdot 10^{-08}$	$5,00 \cdot 10^{-12}$	1,04
$1,80 \cdot 10^{-04}$	$5,00 \cdot 10^{-08}$	2,20
$1,80 \cdot 10^{-05}$	$5,00 \cdot 10^{-08}$	2,12
$1,80 \cdot 10^{-06}$	$5,00 \cdot 10^{-08}$	2,02
$1,80 \cdot 10^{-07}$	$5,00 \cdot 10^{-08}$	2,11
$1,80 \cdot 10^{-09}$	$5,00 \cdot 10^{-08}$	2,21
$1,80 \cdot 10^{-04}$	$5,00 \cdot 10^{-12}$	1,49
$1,80 \cdot 10^{-05}$	$5,00 \cdot 10^{-12}$	1,36
$1,80 \cdot 10^{-06}$	$5,00 \cdot 10^{-12}$	1,06
$1,80 \cdot 10^{-07}$	$5,00 \cdot 10^{-12}$	1,00
$1,80 \cdot 10^{-08}$	$5,00 \cdot 10^{-12}$	1,04
$1,80 \cdot 10^{-04}$	$5,00 \cdot 10^{-06}$	2,20
$1,80 \cdot 10^{-05}$	$5,00 \cdot 10^{-06}$	2,12
$1,80 \cdot 10^{-06}$	$5,00 \cdot 10^{-06}$	2,02
$1,80 \cdot 10^{-07}$	$5,00 \cdot 10^{-06}$	2,11
$1,80 \cdot 10^{-08}$	$5,00 \cdot 10^{-06}$	2,25

Tabell D6: Variasjon av radonfluks på diffusivitet og permeabilitet av pukk. $\Delta P = -5 \text{ Pa}$, $k_{\text{jord}} = 1 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$, og andre parametere er som beskrevet i hovedrapporten.

$\varepsilon_{\text{jord}}$	J (Bqs ⁻¹)
0,20	2,06
0,25	2,02
0,40	1,92
0,60	1,83

Tabell D7: Variasjon av radonfluks med porøsitet av jord. $k_{\text{pukk}} = 5 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2$, $k_{\text{jord}} = 1 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$, $\Delta P = -5 \text{ Pa}$, og andre parametere er som beskrevet i hovedrapporten.

$\varepsilon_{\text{pukk}}$	J (Bqs ⁻¹)
0,2	3,02
0,3	2,49
0,4	2,02
0,5	1,60
0,6	1,21

Tabell D8: Variasjon av radonfluks med porøsitet av pukk. $k_{\text{pukk}} = 5 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2$, $k_{\text{jord}} = 1 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$, $\Delta P = -5 \text{ Pa}$, og andre parametere er som beskrevet i hovedrapporten.

$D_{\text{slab}} (\text{m}^2 \text{ s}^{-1})$	$k_{\text{slab}} (\text{m}^2)$	J (Bqs ⁻¹)
$5,00 \cdot 10^{-08}$	$1,00 \cdot 10^{-15}$	2,22
$5,00 \cdot 10^{-06}$	$1,00 \cdot 10^{-15}$	3,06
$5,00 \cdot 10^{-10}$	$1,00 \cdot 10^{-15}$	1,84
$5,00 \cdot 10^{-08}$	$1,00 \cdot 10^{-13}$	2,22
$5,00 \cdot 10^{-06}$	$1,00 \cdot 10^{-13}$	3,06
$5,00 \cdot 10^{-10}$	$1,00 \cdot 10^{-13}$	1,84
$5,00 \cdot 10^{-08}$	$1,00 \cdot 10^{-17}$	2,22
$5,00 \cdot 10^{-06}$	$1,00 \cdot 10^{-17}$	3,06
$5,00 \cdot 10^{-10}$	$1,00 \cdot 10^{-17}$	1,84

Tabell D9: Variasjon av radonfluks med diffusivitet og permeabilitet av betong. $k_{\text{pukk}} = 5 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2$, $k_{\text{jord}} = 1 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$, $\Delta P = -5 \text{ Pa}$, og andre parametere er som beskrevet i hovedrapporten.

$\varepsilon_{\text{slab}}$	J (Bqs ⁻¹)
0,1	2,02
0,2	2,02
0,3	2,00
0,4	1,99

Tabell D10: Variasjon av radonfluks med porøsitet av betong. $k_{\text{pukk}} = 5 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2$, $k_{\text{jord}} = 1 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$, $\Delta P = -5 \text{ Pa}$, og andre parametere er som beskrevet i hovedrapporten.

Θ_{v-pukk}	J (Bqs ⁻¹)
0	2,02
0,1	2,04
0,2	2,08
0,5	2,18

Tabell D11: Variasjon av radonfluks med vanninnhold av pukk. $k_{pukk} = 5 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2$, $k_{jord} = 1 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$, $\Delta P = -5 \text{ Pa}$, og andre parametere er som beskrevet i hovedrapporten.



Norges geologiske undersøkelse
Postboks 6315, Sluppen
7491 Trondheim, Norge

Besøksadresse
Leiv Eirikssons vei 39, 7040 Trondheim

Telefon 73 90 40 00
Telefax 73 92 16 20
E-post ngu@ngu.no
Nettside www.ngu.no

*Geological Survey of Norway
PO Box 6315, Sluppen
7491 Trondheim, Norway*

*Visitor address
Leiv Eirikssons vei 39, 7040 Trondheim*

*Tel (+ 47) 73 90 40 00
Fax (+ 47) 73 92 16 20
E-mail ngu@ngu.no
Web www.ngu.no/en-gb/*