

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP





## Forord

Denne masteroppgaven på 60 studiepoeng er min avslutning på masterstudiet i Miljø- og naturressurser ved Institutt for Plante- og Miljøvitenskap (IPM) på Universitetet for Miljø- og biovitenskap (UMB) på Ås. Oppgaven er en del av prosjektet “BERMUDA: Doses from natural radioactivity in wild mushrooms and berries to the Nordic population” (AFT/B(12)8) som blir finansiert av Nordisk Kjernesikkerhetsforskning (NKS).

Jeg vil rette en stor takk til min veileder professor Lindis Skipperud for god hjelp og støtte ved gjennomføring av feltarbeid og oppgaveskriving. Jeg vil også gi en stor takk til stipendiat Jelena Mrdakovic Popic, som har vært biveileder for denne masteroppgaven, for alle gode råd og tilbakemeldinger.

En stor takk til Marit Nandrup Pettersen, Tove Loftaas, Karl Andreas Jensen og Solfrid Lohne for all uvurderlig hjelp i forbindelse med gjennomføringen av laboratoriearbeidet, og for alltid å være tilgjengelige om det var noe jeg lurte på.

Til slutt vil jeg takke alle ansatte på Isotoplaboratoriet for å ha gjort arbeidet med masteroppgaven til en positiv opplevelse, og mamma og pappa for hjelp til soppstaking i Fensfeltet, korrekturlesing og for all støtte og motivasjon, under skrivingen av masteroppgaven og studietiden generelt.

Ås, mai 2013

*Lene Valle*

## Sammendrag

Fensfeltet i Norge inneholder trolig en av verdens største forekomster av thorium (Th) og har et høyt innhold av jern (Fe), niob (Nb) og sjeldne jordmetaller (REE). Området har også et moderat innhold av uran (U). Bergartene har, på grunn av høye verdier av Th og U, et naturlig høyt innhold av naturlig forekommende radioaktivt materiale (NORM). I enkelte områder har det tidligere vært drevet gruvedrift etter jern og niob. I disse områdene har gruvedriften ført til oppkonsentrering av radionuklider og forhøyede stråleverdier (TENORM) spesielt i forbindelse med steinavfall og slagg (Heincke et al. 2008; NGI 2010; Popic et al. 2011). Det har vært gjennomført flere studier angående Th, U og radon med fokus på risikoanalyse (Popic et al. 2011; Popic et al. 2012a; Popic et al. 2012b; Stranden 1982), men det finnes ingen tidligere studier om et eventuelt opptak av radioaktivitet i sopp og bær og radioaktiv dose i Fensfeltet.

Denne masteroppgaven er en del av prosjektet “BERMUDA: Doses from natural radioactivity in wild mushrooms and berries to the Nordic population” (AFT/B(12)8) som blir finansiert av Nordisk Kjernesikkerhetsforskning (NKS), og målene med oppgaven var å måle konsentrasjonen av radionuklidene  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  og  $^{210}\text{Po}$  i jord, sopp, bær og planter for så å benytte de målte konsentrasjonene til å beregne transferfaktorer (TF) fra jord til sopp og jord til plante, og å beregne eventuelle doser til befolkningen i Fensfeltet som konsumerer disse produktene.

Feltarbeid ble utført 31. juli og 25. august 2012. Det ble tatt prøver av bringebær (*Rubus idaeus*), blåbær (*Vaccinium myrtillus*), tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og kantarell (*Cantharellus cibarius*). Bær, blader, stilker, lyng og jord ble samlet hver for seg.

Alle prøvene ble preparert og analysert ved Isotoplaboratoriet ved Institutt for plante- og miljøvitenskap (IPM) på Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB) på Ås. Induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS) ble benyttet for å analysere konsentrasjonen av  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  i planteprøver og jordprøver, og også noen metaller i jordprøvene. Prøvene ble preparert for analyse av  $^{210}\text{Po}$  ved bruk av etablerte metoder og konsentrasjonen ble målt ved hjelp av alfa-spektrometri.

Analysene av jordprøvene viste at jorda i Fensfeltet har forhøyede verdier av  $^{232}\text{Th}$  på alle områdene (opp til 6531 mg/kg) i forhold til verdensgjennomsnittet på 11 mg/kg. For  $^{238}\text{U}$  lå

verdiene mellom 0,2 og 175 mg/kg. Gjennomsnittsverdiene for  $^{238}\text{U}$  for alle områdene utenom referanseområdet og Fen gruver lå godt over verdensgjennomsnittet på 3 mg/kg for  $^{238}\text{U}$ . Referanseområdet Torsnes hadde de laveste verdiene av  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$ . Områdene med NORM hadde høyere konsentrasjoner av  $^{232}\text{Th}$  enn områder med TENORM og referanseområdet. For  $^{210}\text{Po}$  lå alle de målte verdiene, utenom en høy måling i Bolladalen, innenfor den gjennomsnittlige konsentrasjonen for verden. Jorda fra enkelte av områdene inneholdt konsentrasjoner av arsen (As), bly (Pb), krom (Cr) og nikkel (Ni) som lå litt høyere enn norske normalverdier. Totalkonsentrasjonene av radionuklider og metaller i jord viser at de er veldig heterogent fordelt.

Totalkonsentrasjoner av  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  og  $^{210}\text{Po}$  i bringebærplantene viser at  $^{232}\text{Th}$  har den høyeste totalkonsentrasjonen i planten, men på grunn av høy spesifikk aktivitet har  $^{210}\text{Po}$  den høyeste aktivitetskonsentrasjonen i planten. Konsentrasjonene av alle radionuklidene i blader, stilker og bær er veldig lave i forhold til innholdet av radionuklider i jorda, og det er ikke mulig å se noen signifikant forskjell i konsentrasjon mellom de ulike områdene. Bær har et lavere innhold av alle radionuklidene enn de øvrige plantedelene.

For tyttebær, blåbær og kantarell finnes de høyeste konsentrasjonene av  $^{238}\text{U}$  og  $^{232}\text{Th}$  i blåbærlyng og i kantarell plukket i slutten av juli. For  $^{210}\text{Po}$  finnes de høyeste konsentrasjonene i tyttebærlyng og blåbærlyng, men også her er konsentrasjonen høyere i kantarell plukket sent i juli enn kantarell plukket sent i august. Tyttebær har høyere totalkonsentrasjon av alle radionuklidene enn blåbær og bringebær.

Beregninger av transferfaktorer for bringebærplante viser et høyere opptak i blader enn i bær. Transferfaktorene for områdene med NORM og TENORM viser et lavt opptak til de øvre plantedelene. Dette skyldes trolig at plantenes røtter virker som en barriere som hindrer opptak til stilk, blader og bær. For tyttebær, blåbær og kantarell er det høyeste opptaket av  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  i kantarell plukket sent i juli. Kantarell plukket sent i august har et lavere opptak som samsvarer med variasjoner i soppens alder. For  $^{210}\text{Po}$  finnes det høyeste opptaket i tyttebærlyng og blåbærlyng, men også her ses forskjellen i opptak mellom kantarell plukket i juli og august.

Doseberegninger viser at de høyeste dosene fra sopp og bær i Fensfeltet kommer fra kantarellen plukket sent i juli og tyttebær, og at  $^{210}\text{Po}$  står for den største delen av dosen. For å oppnå doser på 0,1 mSv/år må det for voksne individer konsumeres 14 kg kantarell og 146 kg tyttebær. For små barn (ettåringer) må det konsumeres 2 kg kantarell og 22 kg tyttebær for å

oppnå samme dose. Den gjennomsnittlige estimerte dosen for inntak av naturlig forekommende radioaktivitet i verden ligger på 0,29 mSv/år, mens den totale dosen fra naturlig radioaktivitet ligger på 2,4 mSv/år. For å oppnå betydelige doser fra sopp og bær i Fensfeltet kreves et relativt høyt konsum. Flere av områdene i denne undersøkelsen er steinete og golde, og det er derfor vanskelig å finne store mengder sopp og bær, noe som igjen fører til at det blir vanskelig å oppnå store doser for enkeltindivider. I denne oppgaven er det kun tatt prøver av kantarell. Opptaket av radionuklidene i andre sopparter kan være høyere og kan derfor føre til høyere doser.

## Summary

The Fen Central Complex in Norway contains one of the largest reservoirs of thorium ( $^{232}\text{Th}$ ) and also high concentrations of iron (Fe), niobium (Nb) and rare earth elements (REE). The area also contains a moderate amount of uranium ( $^{238}\text{U}$ ). The rocks, containing high concentrations of  $^{232}\text{Th}$  and  $^{238}\text{U}$ , have a naturally high content of naturally occurring radioactive material (NORM). In certain areas mining activities in the past for Nb and Fe has led to enhanced levels of radionuclides and elevated levels of radiation (TENORM), especially in waste locations. Several studies regarding  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  and radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) and risk analysis have been conducted, but no earlier studies of concentration and uptake of naturally occurring radioactivity in mushrooms or berries and doses to the population have been conducted in this area.

This master thesis is part of the project; “BERMUDA: Doses from natural radioactivity in wild mushrooms and berries to the Nordic population” (AFT/B(12)8) financed by Nordic nuclear safety research (NKS). The aims of the thesis were to measure the concentration of the radionuclides,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  and  $^{210}\text{Po}$ , in soil, berries and plants, and use the obtained concentrations to calculate transfer factors (TF) from soil to mushroom, and soil to plant, and finally calculate possible doses to the population of the area, consuming these products.

The field works were carried out 31st July and 25th August 2012. The following samples of mushrooms and berries were collected: Raspberries (*Rubus Idaeus*), blueberries (*Vaccinium myrtillus*), lingonberries (*Vaccinium vitis-idaea*) and chanterelle (*Cantharellus cibarius*). Together with berries and mushrooms, leaves, stems, shrub and soil were sampled.

All the samples were prepared and analyzed at the Isotope Laboratory at the Department of Plant and Environmental Sciences (IPM) at Norwegian University of Life Sciences (UMB). The measurement of  $^{232}\text{Th}$  and  $^{238}\text{U}$  in plant and soil samples and some metals in soil samples was performed by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS). The measurement of  $^{210}\text{Po}$  in all the samples was performed by alpha spectrometry in accordance with established methods.

The analysis of soil samples showed elevated levels of  $^{232}\text{Th}$  in all areas (3 – 6531 mg/kg) compared to the world average of 11 mg/kg. The concentration of  $^{238}\text{U}$  was 0.2 – 175 mg/kg. The average concentration of  $^{238}\text{U}$  for all areas except the reference area and Fen mining area

was higher than the world average of 3 mg/kg. Torsnes, the reference area, had the lowest values of  $^{232}\text{Th}$  and  $^{238}\text{U}$ . Areas with NORM had a higher concentration of  $^{232}\text{Th}$  than areas with TENORM and the reference area. For  $^{210}\text{Po}$  all the measured values, except a high concentration measured in Bolladalen, were comparable to the world average. Soil from certain areas contained concentrations of arsenic (As), lead (Pb), chromium (Cr) and nickel (Ni) that exceeded Norwegian standard values. The concentrations of radionuclides and metals in soil were very inhomogeneously distributed.

The concentrations of  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  and  $^{210}\text{Po}$  in raspberry plant indicate that  $^{232}\text{Th}$  has the highest concentration in the plant, but due to high specific activity  $^{210}\text{Po}$  has the highest activity concentration in the plant. Concentrations of all radionuclides in leaf, stems and berries are low compared to the content of radionuclides in soil, and no significant differences in concentration were discovered between the areas. Berries have lower content of all the radionuclides compared to the other plant parts.

For lingonberries, blueberries and chanterelle the highest concentration of  $^{238}\text{U}$  and  $^{232}\text{Th}$  is found in shrub of blueberry and in chanterelle sampled in July. For  $^{210}\text{Po}$  the highest concentrations were found in shrub of lingonberry and shrub of blueberry. The concentration of  $^{210}\text{Po}$  is also higher in the chanterelle collected in July than the concentration collected in August. Lingonberries have higher concentration of all the radionuclides than blueberries and raspberries.

Calculations of transfer factors for raspberry plant indicate a higher uptake in leaves than in berries. Transfer factors for the aboveground plant parts in areas with NORM and TENORM are low. This is probably due to plant roots acting as a barrier that prohibits uptake to leaves, stems and berries. The highest uptake of  $^{232}\text{Th}$  and  $^{238}\text{U}$  is found in the chanterelle collected in July. Chanterelle collected in August has a lower uptake. This may be due to variations in uptake due to the degree of maturity. The highest uptake of  $^{210}\text{Po}$  is found in shrub of lingonberry and shrub of blueberry. The relationship between uptake in the chanterelle collected in July and August is also noticeable for  $^{210}\text{Po}$ .

The highest doses from naturally occurring radionuclides in mushrooms and berries in Fen Central Complex are in mushrooms collected in July and lingonberries. Po-210 is the major contributor to the doses from berries and mushrooms in this thesis. To achieve doses of 0.1 mSv/a adult individuals have to consume 14 kg of chanterelle and 146 kg of lingonberries. To achieve the same doses for small children (1-year-olds), they have to consume 2 kg



chanterelle and 22 kg of lingonberries. The estimated world average dose due to ingestion of natural radioactivity is 0.29 mSv/a and the total dose due to natural radioactivity is 2.4 mSv/a. To achieve these considerable doses from mushrooms and berries in Fen Central Complex, individuals have to consume a relatively large amount of mushrooms and berries. Several of the areas in this study is rocky and barren. This makes collection of large amounts of mushrooms and berries difficult, and hence it is difficult to achieve large doses for individuals. In this thesis the chanterelle is the only mushroom analyzed. Other species of mushroom may contain higher concentrations of radionuclides, and hence cause higher doses to the population.

# Innholdsfortegnelse

Forord .....	i
Sammendrag .....	ii
Summary .....	v
Innholdsfortegnelse .....	viii
1 Introduksjon .....	1
1.1 Naturlig forekommende radioaktivt materiale .....	1
1.1.1 TENORM .....	2
1.2 Radionuklidenes kjemi og utbredelse .....	3
1.2.1 Uran .....	3
1.2.2 Thorium .....	3
1.2.3 Polonium-210 .....	3
1.3 Transferfaktorer .....	4
1.4 Doseberegninger .....	5
1.5 Hypoteser og målsetninger .....	6
2 Utstyr og metode .....	7
2.1 Beskrivelse av Fensfeltet .....	7
2.2 Feltarbeid .....	8
2.2.1 Prøvetakingsprosedyrer .....	10
2.3 Preparering og analyser .....	10
2.3.1 Prøvepreparering for ICP-MS-analyse av <sup>238</sup> U, <sup>232</sup> Th og metaller .....	11
2.3.2 Po-analyse .....	11
2.4 Instrumentasjon .....	15
2.4.1 UltraCLAVE .....	15
2.4.2 ICP-MS .....	16
2.4.3 Alfa-spektrometri .....	17
2.5 Data-analyser og utregninger .....	19

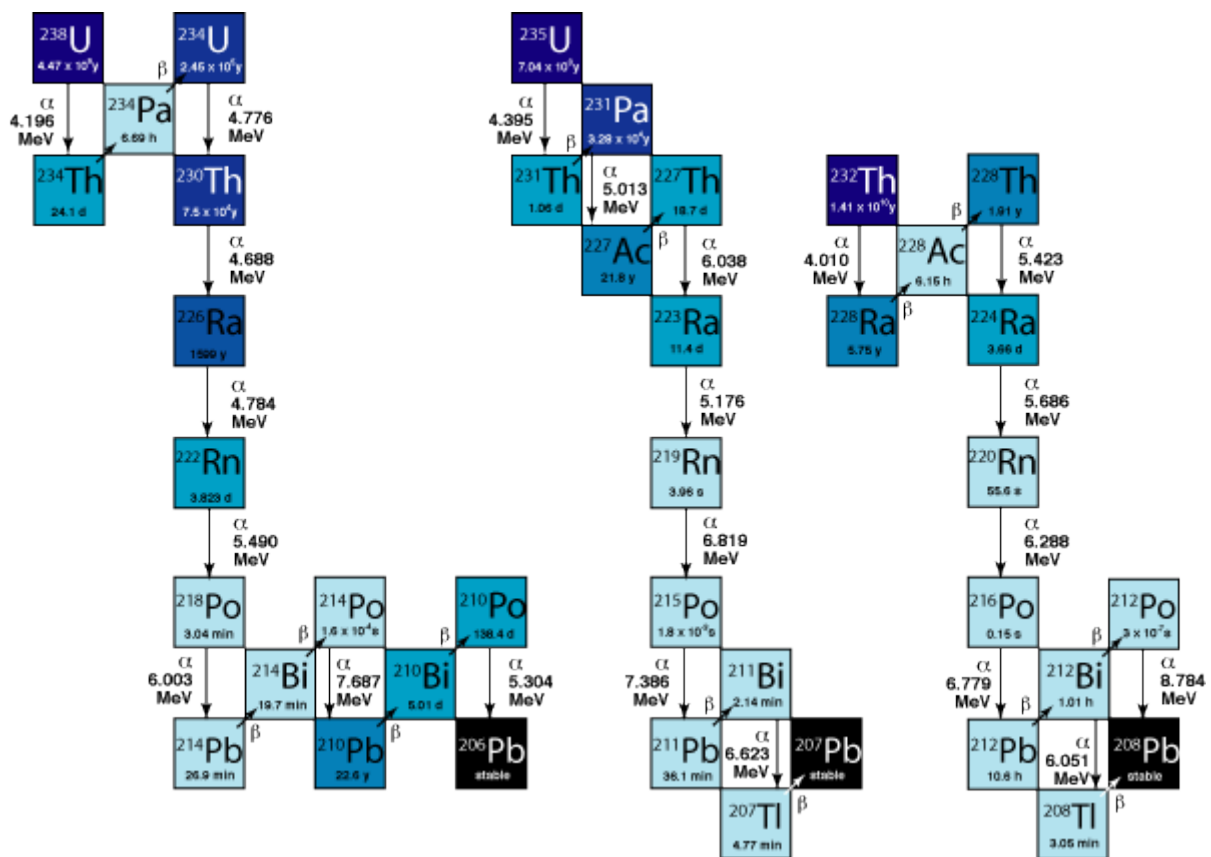
3	Resultater og diskusjon .....	21
3.1	Kvalitetssikring av resultater .....	21
3.1.1	ICP-MS.....	21
3.1.2	Po-analyse .....	22
3.2	Total konsentrasjon av radionuklider .....	23
3.2.1	Totalkonsentrasjon av radionuklider i jord .....	23
3.2.2	Totalkonsentrasjon radionuklider i bringebærplanter .....	28
3.2.3	Totalkonsentrasjon radionuklider i blåbær, tyttebær og kantarell.....	30
3.3	Transferfaktorer .....	33
3.3.1	Transferfaktorer bringebærplante.....	33
3.3.2	Transferfaktorer blåbær, tyttebær og kantarell.....	36
3.4	Doseberegninger .....	40
4	Konklusjon.....	44
5	Referanser .....	46

# 1 Introduksjon

Mennesker kan bli utsatt for stråling fra både menneskeskapte kilder og naturlig bakgrunnsstråling. Naturlig bakgrunnsstråling står for en stor del av den totale dosen til befolkningen. Gjennomsnittlig årlig dose fra naturlig radioaktivitet tilsvarer 2,4 millisievert (mSv), mens menneskeskapt radioaktivitet fra kilder som medisinsk diagnostikk, radioaktivt nedfall fra Tsjernobylulykken, atmosfæriske atomprøvesprengninger og industri tilsvarer en gjennomsnittlig dose på 0,6 mSv (UNSCEAR 2008).

## 1.1 Naturlig forekommende radioaktivt materiale

Naturlig forekommende radioaktivt materiale (NORM) kan deles inn i tre kategorier etter dannelse; kosmisk opprinnelse, primordial opprinnelse og sekundær opprinnelse (UNSCEAR 2008). Radionuklider med kosmisk opprinnelse blir dannet ved at stabile nuklider i atmosfæren treffes av stråling med høy energi fra verdensrommet. Eksempler på radionuklider med kosmisk opprinnelse er  $^3\text{H}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{14}\text{C}$  og  $^{22}\text{Na}$ . Radionuklider med så lang halveringstid at de har blitt dannet ved solsystemets og jordas opprinnelse eller tidligere har en primordial opprinnelse. Eksempler på radionuklider som er dannet på denne måten er  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  og  $^{40}\text{K}$ . Radionuklider med sekundær opprinnelse er en del av nedbrytningsseriene av U og Th. Uranserien har utgangspunkt i  $^{238}\text{U}$ , thoriumserien har utgangspunkt i  $^{232}\text{Th}$  og aktiniumserien har utgangspunkt i  $^{235}\text{U}$  (Figur 1.1) (Choppin et al. 2002). Po-210 og  $^{210}\text{Pb}$  er eksempler på sekundære radionuklider. Det finnes en fjerde radioaktiv nedbrytningsserie; neptuniumserien, men ettersom  $^{237}\text{Np}$  har en halveringstid ( $2,14 \cdot 10^6$  år) som er mye kortere enn jordas alder finnes den ikke lenger som en primordial radionuklide i naturen.  $^{40}\text{K}$  er et eksempel på en primordial radionuklide som brytes ned til et stabilt isotop og er dermed ikke utgangspunkt for noen serie. Primordiale og sekundære radionuklider finnes i alle bergarter i større eller mindre grad (AMAP 1998; Choppin et al. 2002; Kathren 1998).



Figur 1.1: Nedbrytningsserier av  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  og  $^{232}\text{Th}$  (Macquarie University 2008)

### 1.1.1 TENORM

Naturlig forekommende radioaktivt materiale kan i noen tilfeller bli forhøyet ved industriell aktivitet. Slik forhøyet forekomst av NORM kalles gjerne teknologisk forhøyet radioaktivt materiale (TENORM) (U.S. EPA 2000). TENORM kan dannes både i forbindelse med kjernefysisk industri, eksempelvis ved utvinning av uran i urangruver og i forbindelse med uranbrensel-syklusen, eller i andre industrier i forbindelse med gruvedrift, i oljeindustrien, ved dannelse av scales på innsiden av produksjonsrør, og i industrier som utnytter fosfat, for eksempel ved produksjon av kunstgjødsel (Baxter 1996). Menneskelig aktivitet kan føre til oppkonsentrering og kjemiske og fysiske endringer for radionuklidene som gjør dem mer biotilgjengelige. Slik at de lettere kan tas opp i planter, dyr og mennesker. For eksempel kan  $^{210}\text{Po}$  lettere tas opp i fisk og skalldyr og føre til økt dosebelastning for mennesker som konsumerer disse produktene (Heaton & Lambley 1995).

## 1.2 Radionuklidenes kjemi og utbredelse

### 1.2.1 Uran

Uran (U) har atomnummer 92 og i naturen består U av 3 isotoper;  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  og  $^{238}\text{U}$ . Jordskorpa inneholder ca. 2,7 mg/kg U, hvorav  $^{238}\text{U}$  i forhold til vekt står for 99,27 % av jordas U-innhold. U-235 har en utbredelse på 0,72 % og  $^{234}\text{U}$  har en utbredelse på 0,0057 % (Kathren 1998). Til tross for at  $^{234}\text{U}$  har så liten utbredelse i forhold til vekt har den en høyere spesifikk aktivitet slik at i nylig separert U vil aktiviteten være ganske jevnt fordelt mellom  $^{234}\text{U}$  og  $^{238}\text{U}$ . U-235 vil kun stå for ca. 2 % av aktiviteten. Uran er til stede i en mengde mineraler og det blir drevet gruvedrift for å skaffe U til både sivile og militære formål (Choppin et al. 2002).

### 1.2.2 Thorium

Thorium (Th) har atomnummer 90 og i naturen forekommer nesten 100 % av alt Th som  $^{232}\text{Th}$ . Det finnes også noen andre isotoper av Th i naturen, for eksempel  $^{230}\text{Th}$  som er en del av nedbrytningskjeden til  $^{238}\text{U}$ , men de utgjør kun en ørliten del av det totale innholdet. Thorium er nesten fire ganger mer utbredt i jordskorpa enn  $^{238}\text{U}$  med ca. 9-10 mg/kg. Til tross for dette har  $^{232}\text{Th}$  en så lav spesifikk aktivitet at den totale aktiviteten vil være ganske lik for  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  (Kathren 1998). I mineraler forekommer  $^{232}\text{Th}$  for det meste som oksider og det vanligste mineralet som inneholder  $^{232}\text{Th}$  er monazitt. I dette mineralet kan Th-innholdet være ca. 1-15 %  $\text{Th}_2\text{O}$ . Thorium er mindre løselig i vann enn  $^{238}\text{U}$  ettersom den mest stabile formen  $\text{Th}^{4+}$  er lite løselig (Choppin et al. 2002).

### 1.2.3 Polonium-210

Polonium (Po) har atomnummer 84 og utgjør ca.  $2 \cdot 10^{-10}$  mg/kg av jordskorpa. Det er 25 kjente isotoper av Po og  $^{210}\text{Po}$  er den mest utbredte av disse (HPS 2010). Po-210 er en del av nedbrytningskjeden til  $^{238}\text{U}$  (figur 1.1). Polonium forekommer også i th-serien som isotopene  $^{212}\text{Po}$  og  $^{216}\text{Po}$ . Kort halveringstid (henholdsvis  $3 \cdot 10^{-7}$  sekunder og 0,15 sekunder) gjør det vanskelig å analysere disse radionuklidene. Årsaken til at det er veldig små mengder  $^{210}\text{Po}$  i forhold til  $^{238}\text{U}$  i jordskorpa er at  $^{210}\text{Po}$  er en datter av  $^{222}\text{Rn}$  som er en gass. Rn-222 kan derfor sive opp fra berggrunnen og føre til at det finnes  $^{210}\text{Po}$  i atmosfæren som avsettes ved våt eller tørr deponering på bakken. Po-210 har en halveringstid på 138 dager og brytes ned til stabilt  $^{206}\text{Pb}$  ved at det sendes ut en alfa-partikkel som er en heliumkjerne bestående av 2 protoner og 2 nøytroner. I konsentrert form er Po et sølvgrått mykt metall som er relativt flyktig. Po-210

har en høy spesifikk aktivitet og sender ut alfa-stråling med høy energi. Alfa-strålingen utgjør ikke noen stor helsefare så lenge kilden er på utsiden av kroppen. Alfa-partikler har veldig kort rekkevidde (noen få centimeter i luft) og vil ikke trenge gjennom det ytterste laget av død hud på kroppen, men dersom  $^{210}\text{Po}$  svelges eller inhaleres vil den kunne gjøre stor skade ettersom alfa-partikler har høy LET (lineær energioverføring) og dermed overfører mye energi på et lite område. Dette kan igjen føre til skader på omkringliggende vev (Eisenbud & Gesell 1997; IAEA 2006).

### 1.3 Transferfaktorer

Det er vanlig å bruke en «transferfaktor» TF (konsentrasjonsfaktor CR) for å estimere transport fra jord til plante. Transferfaktoren defineres som konsentrasjonen av radionuklide i plante delt på konsentrasjonen av radionuklide i jord. For at radionuklidene skal kunne tas opp i plantene må de være biotilgjengelige. Th-232 forekommer i naturen oftest som  $\text{Th}^{4+}$ , og regnes for å være lite løselig. Enkelte studier har antydnet at  $^{232}\text{Th}$  under visse forhold kan danne løselige kompleksjoner (Langmuir & Herman 1980). Under de rette fysiko-kjemiske forhold kan  $^{232}\text{Th}$  løses fra berggrunnen, gå over i jord og grunnvann og dermed bli mer tilgjengelige for opptak av planter.

For  $^{238}\text{U}$  er det mange faktorer som spiller inn på mobilitet og biotilgjengelighet (Echevarria et al. 2001; Stojanović et al. 2012; Zavodska et al. 2008). Faktorer som kan spille inn på løselighet er: mengden tilgjengelig  $^{238}\text{U}$ , valens, pH, jordtype og humusinnhold. U-238 kan inngå i en rekke forbindelser og en del av disse er løselige og dermed biotilgjengelige (Zavodska et al. 2008).

Po-210 er, som tidligere nevnt i kapittel 1.2, en datter av  $^{222}\text{Rn}$  som er en gass. Rn-222 kan unnslippe bergarten og sive opp gjennom jord og til luft. Som en konsekvens av dette kan  $^{210}\text{Po}$  dannes over bakken og avsettes med våt eller tørr deponering. Noe  $^{210}\text{Po}$  vil avsettes på blader og andre plantedeler, mens en del vil bli avsatt på bakken og vil dermed være tilgjengelige for opptak (Eisenbud & Gesell 1997).

## 1.4 Doseberegninger

Mennesker kan bli utsatt for radioaktiv bakgrunnsstråling fra flere forskjellige kilder. Noe kommer fra mat og vann, luft som inhaleres, terrestrisk stråling fra omgivelsene og bygninger, kosmisk stråling og stråling innenfor medisin og industri. For å finne helseeffekten av radioaktiv stråling benyttes doseberegninger (IAEA 2002).

Mennesker kan få dose fra radionuklider i mat ved å spise planter som har tatt opp radionuklider fra jorda eller dyr som har spist planter som inneholder radionuklider (Linsalata 1994). Den årlige gjennomsnittsdosen for verden som følge av matinntak ligger på 0,29 mSv. Til sammenligning ligger den totale gjennomsnittsdosen som følge av all naturlig bakgrunnsstråling på 2,4 mSv per år (UNSCEAR 2008).

For å kunne estimere radioaktive doser fra matinntak er det viktig å ha nøyaktig informasjon om hvor stor mengde av de aktuelle matvarene som konsumeres per år i den aktuelle befolkningen. En norsk kostholdsundersøkelse (Thørring et al. 2004) brukte spørreskjemaer til å kartlegge inntaket av ulike matgrupper. For utvalgte personer i Snåsa med antatt høyt inntak av lokalproduserte matvarer ble det funnet et årlig inntak av vill sopp på ca. 2,7 kg per husstand. For den samme gruppen var inntaket av ville bær årlig ca. 24,5 kg per husstand. Andre kostholdsundersøkelser i Norge er fordelt på flere fylker og viser et lavere konsum av sopp og bær enn for individene i Snåsa (Bergsten 2004; Meltzer et al. 2002).



## 1.5 Hypoteser og målsetninger

Denne masteroppgaven er en del av prosjektet “BERMUDA: Doses from natural radioactivity in wild mushrooms and berries to the Nordic population” (AFT/B(12)8) som blir finansiert av Nordisk Kjernesikkerhetsforskning (NKS). Prosjektet tar for seg opptak i bær og sopp og doser til befolkningen i de nordiske landene. I Norge er Fensfeltet i Ulefoss området som undersøkes ettersom det har områder med naturlig høy konsentrasjon av Th og moderat høy konsentrasjon av U, samtidig som det finnes områder hvor det har foregått gruvedrift tidligere (TENORM) (NGI 2010; Popic et al. 2011; Stranden 1982).

Hypoteser for oppgaven er:

- At det er ulik konsentrasjon av radionuklider og metaller i jord på områder med NORM og områder med TENORM.
- At ulik konsentrasjon av  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  og  $^{210}\text{Po}$  og ulike jordegenskaper fører til et høyere opptak i planter, bær og sopp i områder med TENORM enn i områder med NORM.
- At et høyere opptak i TENORM-områder fører til høyere doser til befolkningen fra sopp og bær plukket i disse områdene.

Hovedmålet med masteroppgaven var å måle konsentrasjonen av  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  og  $^{210}\text{Po}$  og noen metaller i jord, og  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  og  $^{210}\text{Po}$  i sopp, bær og lyng i områder med NORM, TENORM og et referanseområde i Fensfeltet på Ulefoss, og benytte konsentrasjonene fra radionuklidene i jord, plante og sopp til å beregne transferfaktorer fra jord til plante og jord til sopp, og å beregne eventuell dose til befolkningen i Fensfeltet som consumerer sopp og bær fra disse områdene.

## 2 Utstyr og metode

### 2.1 Beskrivelse av Fensfeltet

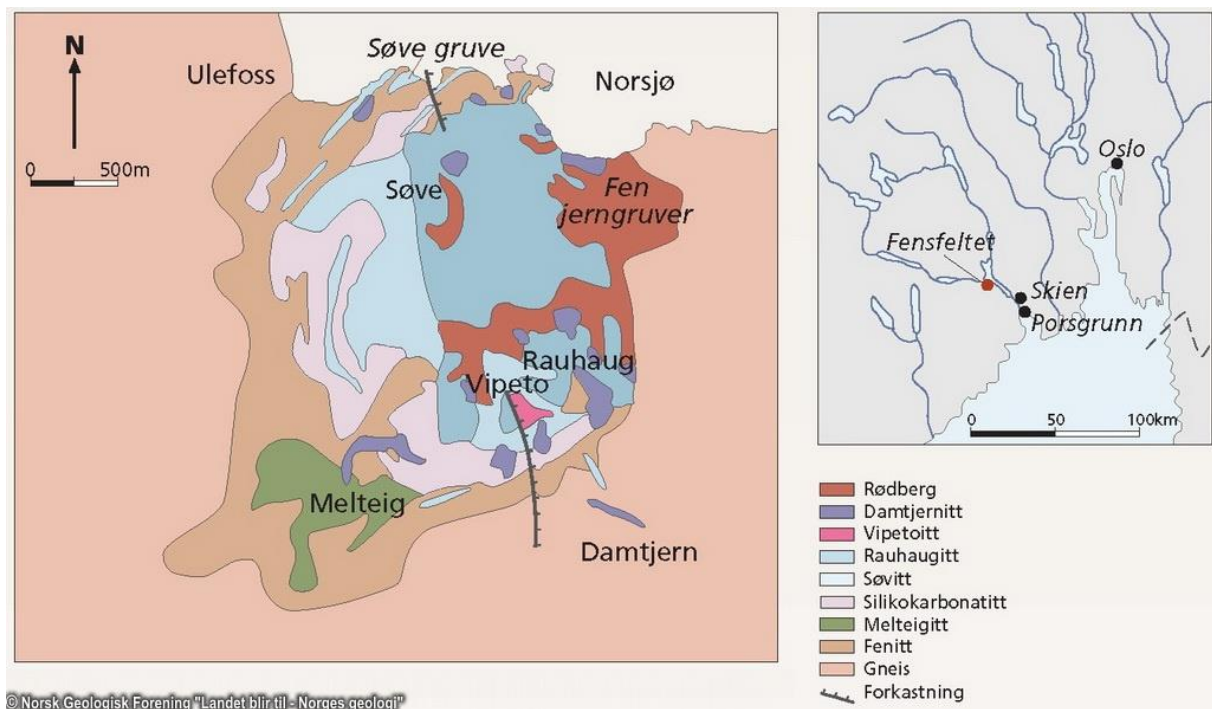
Berggrunnen i Fensfeltet i Telemark ble første gang beskrevet av Waldemar Christofer Brøgger i 1921. I området fant han flere bergarter som ikke tidligere var beskrevet og som ble oppkalt etter områdene de ble funnet på. Noen eksempler er søvitt i områdene rundt Søve, fenitt ble oppkalt etter Fen, damtjernitt etter Damtjern og vipetoitt etter Vipeto (Brøgger 1921). Bergartene i området ble dannet for ca. 580 millioner år siden som følge av kalksteinsvulkanisme. Bergartene som kan ses på overflaten i dag er en del av tilførselsrøret til denne vulkanen.

De mest utbredte bergartene i området er søvitt, rauhaugitt, rødberg og fenitt (Ramberg 1973). Søvitt er en lys kalkbergart som hovedsakelig består av kalkspat, men den inneholder også enkelte mineraler som kan inneholde Nb,  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$ . Rauhaugitt er en dolomittrik karbonatitt og består hovedsakelig av magnesium-kalsium-karbonat. Rauhaugitt er ikke rik på niob, men inneholder mineraler (monazitt, thorianitt og Ca-fluorkarbonater) som er anriket på  $^{232}\text{Th}$ . Rødberg er også en dolomittrik karbonatitt, men inneholder store mengder jern i forhold til rauhaugitten. Jerninnholdet gjør at bergarten får en typisk rustfarget farge ved erosjon. Rødberg har et høyt innhold av  $^{232}\text{Th}$  og sjeldne jordmetaller (REE) (Stranden 1982). U forekommer i området i mineraler som monazitt, samraskitt og blekblende (NGI 2010; Prestvik 2001; Ramberg et al. 2007). De største forekomstene av  $^{232}\text{Th}$  finnes i rauhaugitt og rødberg og finnes først og fremst i den østlige delen av Fensfeltet (Figur 2.1).

Det har vært drevet gruvedrift på Fensfeltet. Den første kjente gruvedriften i Fen gruver var i 1655. Det ble tatt ut jernmalm som ble sendt til Ulefoss og Fossum jernverk. Senere ble det også levert jernmalm til England og Tyskland før gravene ble innstilt i 1927 (Berg & Nordrum 1985). Søve gruver ble drevet av Norsk Bergverk mellom 1953 og 1965. Fra gravene ble det utvunnet Nb fra bergarten søvitt. Gruvedriften i Fen gruver og Søve gruver har ført til en opphopning av slagg og steinavfall med forhøyet innhold av  $^{238}\text{U}$  og  $^{232}\text{Th}$ , og deres datterprodukter, altså TENORM (NGI 2010; Stranden 1982).

Flere tidligere undersøkelser i Fensfeltet siden 1980-tallet har vist at jorda inneholder høye konsentrasjoner av  $^{232}\text{Th}$  og moderate konsentrasjoner av  $^{238}\text{U}$  og en del metaller som Pb, Cr, Cu og As i forhold til områder utenfor Fensfeltet. (NGI 2010; Popic et al. 2011; Popic et al. 2012b; Stranden 1982). Det er også påvist høyere doser fra utendørs gammastråling og radon i

området enn gjennomsnittlige verdier for verden (Dahlgren 1983; Popic et al. 2011; Popic et al. 2012a; Stranden 1982). Popic et al. (2011) målte en gjennomsnittlig utendørs gammastråling i Fensfeltet til 2,71  $\mu\text{Gy/h}$  som er høyere enn verdensgjennomsnittet på 0,059  $\mu\text{Gy/h}$ . Det ble også funnet en korrelasjon mellom gammastråledoser og områder med bergarter rike på Th og U.



Figur 2.1: Geologisk kart over Fensfeltet i Telemark Fylke (Ramberg et al. 2007)

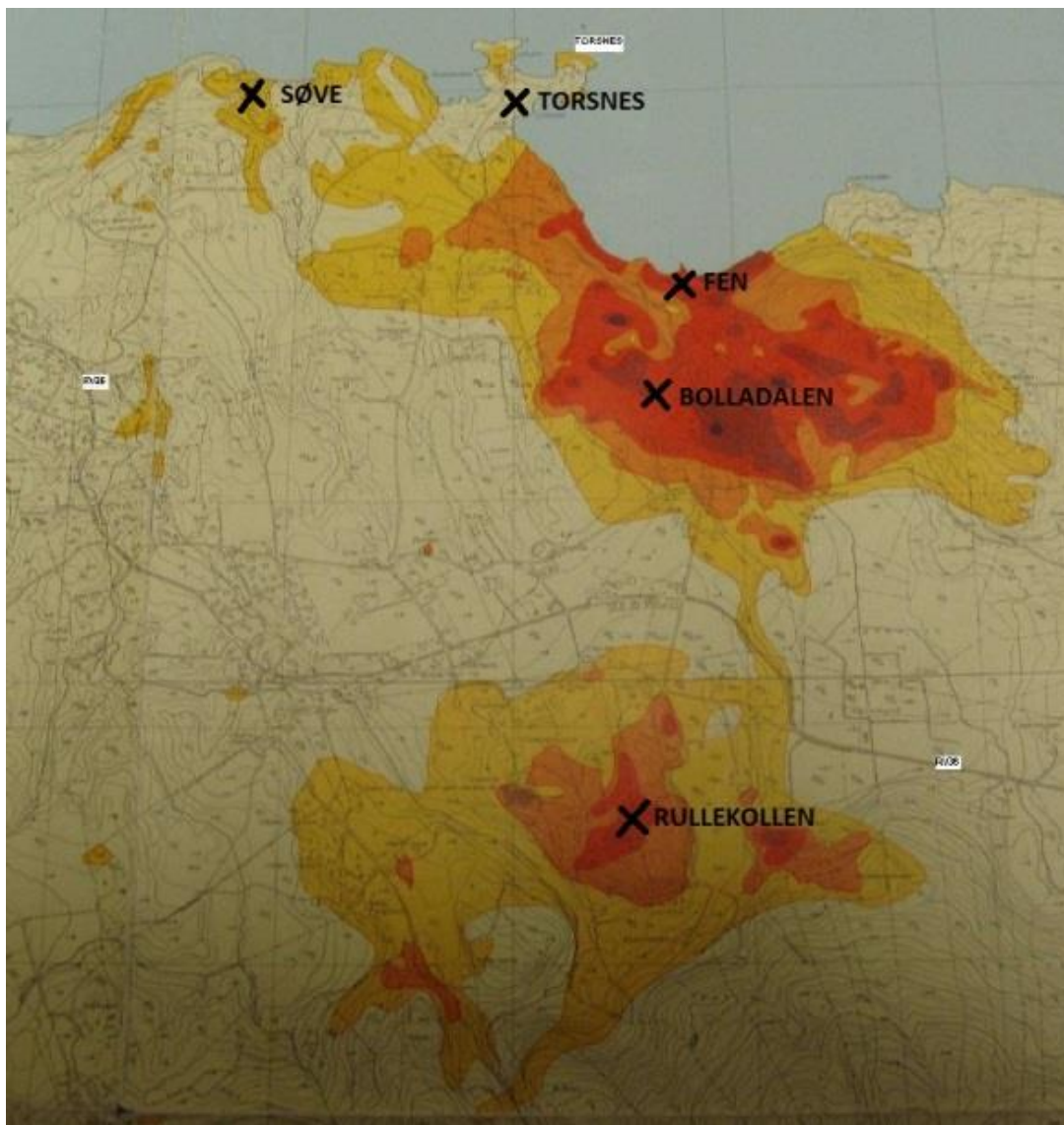
## 2.2 Feltarbeid

Feltarbeidet i Fensfeltet ble utført i to omganger. 31. juli 2012 ble det tatt prøver av jord, bringebær og bringebærplanter, tyttebær, blåbær og lyng og en prøve med sopp. 25. august 2012 ble det tatt prøver av sopp fra Bolladalen. Det ble på begge turene notert GPS-koordinater (tabell 2.1)

To av prøvetakingsstedene er TENORM områder: Søve og Fen gruve. Prøvene på Søve ble tatt i et område hvor det tidligere ble drevet gruvedrift etter niob, mens Fen tidligere hadde gruvedrift etter jern. Rullekollen og Bolladalen er skogsområder og ble valgt som prøveområder fordi det her er høye forekomster av NORM. Torsnes ble valgt som et referanseområde ettersom det ligger utenfor områdene med bergarter forbundet med Th og U (figur 2.1) og med forholdsvis lav gammastråling (figur 2.2).

Tabell 2.1: Oversikt over prøveområder, plassering og prøvemateriale

Sted	Klassifisering	Koordinater	Prøver
<b>Søve</b>	TENORM	N59°16.902' E009°17.162'	Jord, plante, bær, <i>Rubus idaeus</i> (bringebær)
<b>Fen gruve</b>	TENORM	N59°16.625' E009°18.226'	Jord, plante, bær, <i>Rubus idaeus</i>
<b>Rullekollen</b>	NORM	N59°16.002' E009°18.110'	Jord, plante, <i>Rubus idaeus</i>
<b>Bolladalen</b>	NORM	N59°16.424' E009°18.945'	<i>Cantharellus cibarius</i> (kantarell)
		N59°16.467' E009°18.822'	<i>Cantharellus cibarius</i> (kantarell)
		N59°16.451' E009°18.881'	Jord, plante, bær <i>Vaccinium vitis-idaea</i> (tyttebær), <i>Vaccinium myrtillus</i> (blåbær)
		N59°16.544' E009°18.464'	Jord, plante <i>Vaccinium myrtillus</i> (blåbær)
<b>Torsnes</b>	Referanse	N59°16.865' E009°17.204'	Jord, plante, bær <i>Rubus idaeus</i> (bringebær)



Figur 2.2: Gammastrålingskart (Dahlgren 1983) med prøvetakingssteder avmerket.

### 2.2.1 Prøvetakingsprosedyrer

Bringebær, blader, stilker, tyttebær, blåbær, lyng og sopp ble samlet. Jordprøver og bær ble samlet i zip-posere av plast, mens prøvene av stilker, blader og lyng ble samlet i papirposere. Jordprøver ble tatt på hvert sted under den aktuelle busk eller lyng. Det ble tatt tre jordprøver med en liten spade fra det øverste jordlaget på hvert sted. For bringebærplanten ble det ikke skilt mellom gamle brune og nye grønne stilker.

### 2.3 Preparering og analyser

Prøvepreparering og analyser ble utført ved Isotoplaboratoriet ved Institutt for Plante- og Miljøvitenskap (IPM) på Universitet for Miljø- og Biovitenskap (UMB). Alle prøvene utenom prøvene med bærene ble tørket ved 40 °C i 3 døgn. Det ble målt ut 4-6 g jord og 2-4 g plantemateriale fra alle prøvene for å beregne forholdet mellom tørr- og ferskvekt. Bærene ble

oppbevart i fryser gjennom hele perioden. De tørkede jordprøvene ble siktet på 2,00 mm og 630 µm og det tørkede plantematerialet ble kvernet for å homogeniseres.

### 2.3.1 Prøvepreparering for ICP-MS-analyse av $^{238}\text{U}$ , $^{232}\text{Th}$ og metaller

Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) ble brukt for å bestemme innholdet av  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  i bær og planter, og  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  og metaller i jord. Det ble veid inn 0,2-0,3 g prøve av det tørre plantematerialet og jordprøvene i syrevaskede teflonrør. Ved å ta utgangspunkt i at bærene inneholder 80-90 % vann ble det veid inn mellom 2 og 3 g bær.

Rørene med plantemateriale ble tilsatt 5 mL ultraren salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ), 2 mL MQ-vann og 250 µL Internstandard bestående av 4 mg/L In, Tl, Te og Rh i 2 %  $\text{HNO}_3$ . I rørene som inneholdt bær ble det ikke tilsatt vann. Tre rør ble tilsatt referansemateriale (Nist «Pine needles» (NIST 1993), NCS Bush twigs and leaves (CNACIS 2008) og NCS Spinage (CNACIS 2010)) i henhold til hvilke grunnstoffer og hvilket materiale som skulle analyseres. Det ble også laget 3 rør med blankprøver for å bestemme deteksjonsgrenser.

Rørene med jordprøver ble tilsatt 5 mL ultraren  $\text{HNO}_3$  og 250 µL internstandard bestående av 4 mg/L In, Tl, Te og Rh i 2 %  $\text{HNO}_3$ . Det ble laget fire prøver med referansemateriale (NCS DC 73324, NCS DC 73325 (CNACIS 2004), GBW 07401 (IGGE u.å.) og NIST 2709a (NIST 2009)) og 3 blankprøver.

Prøvene med plantemateriale ble kjørt på Milestone UltraCLAVE på et program med gradvis økning av temperaturen til 250 °C og trykk til 160 bar. Jordprøvene ble kjørt på program som gikk til 260 °C og 170 bar.

De oppsluttede prøvene ble fortynnet til 50 mL med MQ-vann (10 % syre) før analyse med ICP-MS.

### 2.3.2 Po-analyse

Metoden som ble brukt for å analysere for  $^{210}\text{Po}$  i jord og planteprøver er basert på en metode utviklet av Chen et al. (2001). Metoden har også blitt brukt i en tidligere studie utført på Isotoplaboratoriet på UMB (Skipperud et al. 2012). Etersom isotoper som sender ut alfastråling kun er tilgjengelig i lave konsentrasjoner i naturen er det avgjørende å benytte en metode med høy kjemisk yield, høy telleeffektivitet og lav bakgrunn. Alfasppektrometri er en god metode for å analysere prøver for  $^{210}\text{Po}$  ettersom metoden er stabil, tilbyr høy energiopløsning, lav bakgrunn og lav sensitivitet for gammastråling (Matthews et al. 2007).

Ettersom alfapartikler har en veldig kort rekkevidde (noen få centimeter i luft) må det utføres en radiokjemisk separasjon av prøvene for å unngå å få deponert et for tykt lag til at alfapartiklene kan nå detektoren, samt for å fjerne andre radionuklider som kan skape interferenser (Al-Masri & Blackburn 1996).

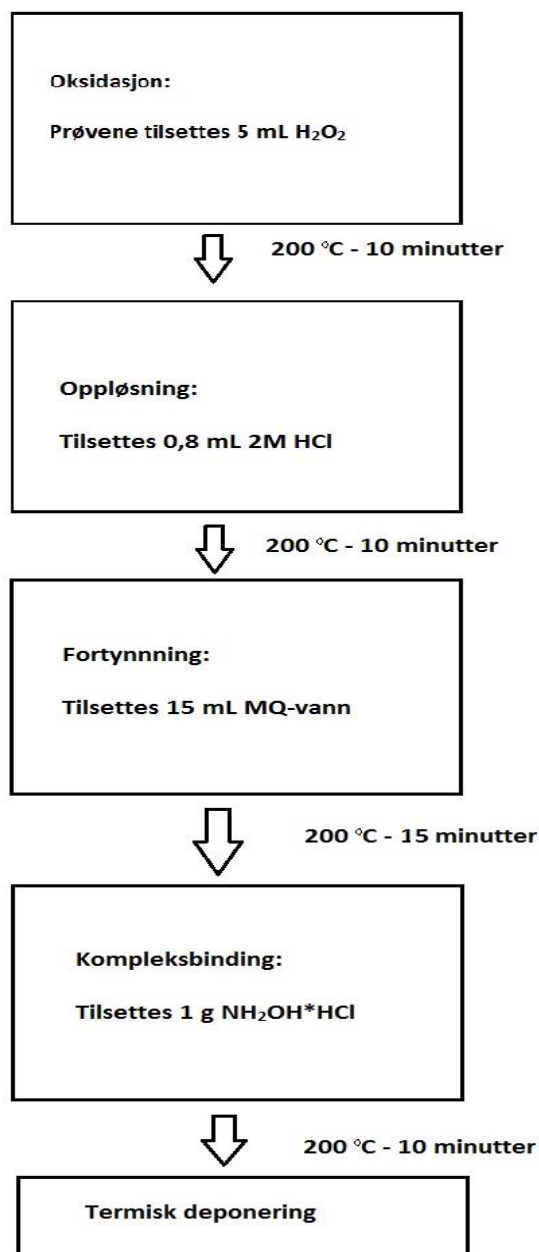
### ***2.3.2.1 Preparering av prøvene for Po-analyse***

Det ble veid inn henholdsvis ca. 1 g, 2 g og 45 g av jord, planter og bær i syrevaskede teflonrør. Rørene med bær og jord fikk tilsatt 10 mL ultrarene HNO<sub>3</sub> og rørene med plantemateriale ble tilsatt 15 mL HNO<sub>3</sub>. Det ble laget 6 blankprøver.

Prøvene med plantemateriale og bær ble kjørt på UltraCLAVE på program med gradvis økning av temperaturen til 250 °C og press til 160 bar, og jordprøvene på program til 260 °C og 170 bar.

Prøvene ble overført til syrevaskede begerglass og rørene ble skylt 3 ganger med 1,5 mL 65 % HNO<sub>3</sub> for å få med alt prøvematerialet. Alle plante og jordprøvene ble tilsatt 263 µL <sup>209</sup>Po-tracer som tilsvarer 0,299 Bq før analyse. Grunnet lave konsentrasjoner av <sup>210</sup>Po i bær ble det veiet inn mer materiale av bær og prøvene ble tilsatt en lavere konsentrasjon av <sup>209</sup>Po-tracer (88 µL gir 0,099 Bq) for å unngå et for stort utslag på <sup>209</sup>Po-toppen i alfaspktrometeret i forhold til toppen for <sup>210</sup>Po. Halvparten av blankprøvene ble tilsatt 263 µL <sup>209</sup>Po, mens halvparten ikke fikk tilsatt tracer.

Prøvene ble tørket på sandbad på 80 °C til all væske fordampet. Deretter ble prøvene oppløst i henhold til en metode utarbeidet av Chen et al. (2001)(figur 2.3).



Figur 2.3: Flytskjema over metode benyttet til oppløsning av prøvene.

### 2.3.2.2 Termisk deponering

Runde nikkeltålpåter ble rensert for å fjerne eventuelle urenheter. Påterene ble plassert i deponeringsrør som ble sjekket for lekkasjer og merket. Prøvene ble filtrert gjennom Whitman-filter til de respektive deponeringsrørene. Begrene prøvene ble oppbevart i ble vasket med 3\*3 mL 0,3 M HCl med 1 mg/mL NaCl som også ble filtrert til sine respektive deponeringsrør (figur 2.4). Deponeringsrørene ble satt på vannbad i 90 °C i 3 timer for at polonium skulle avsettes på nikkeltåterene.



Etter 3 timer ble deponeringsrørene tatt ut av vannbadene. Nikkelplatene ble tatt ut og skylt med MQ-vann. Deretter ble platene plassert i tørkeskap i 15 minutter før de ble lagt i plastposer for oppbevaring (figur 2.5) før analyse med alfaspektrometer (6 Canberra models 7401 alpha-spektrometere koblet til Canberra ADC model 1520). Spekteret ble laget og utregninger gjort av Canberras Genie PC 2000 programvare.



**Figur 2.4:** Prøvene ble filtrert med Whitman-filter ned i de respektive deponeringsrørene. Foto: Lene Valle



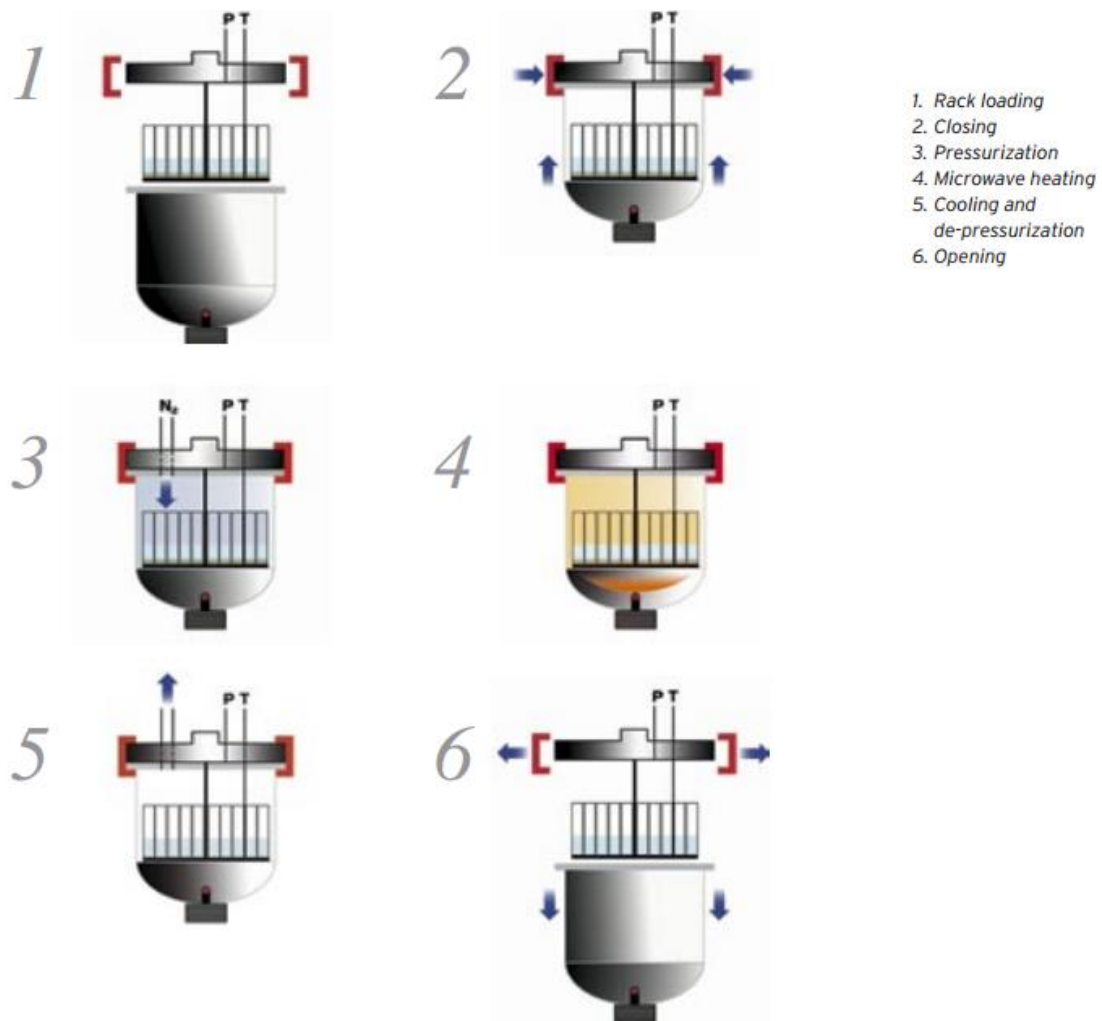
Figur 2.5: Ferdig deponerte nikkelplater og plastposer benyttet til oppbevaring før analyse. Foto: Lene Valle

## 2.4 Instrumentasjon

I denne masteroppgaven ble det benyttet flere instrumenter for preparering av prøver og analyse. UltraCLAVE, ICP-MS og alfaspktrometri er beskrevet nærmere i dette kapittelet.

### 2.4.1 UltraCLAVE

For å analysere faste prøver som jord og organisk materiale vil det ofte være nødvendig å dekomponere prøvene til væskeform. I dette forsøket ble det brukt en Milestone UltraCLAVE til å syredekomponere prøvene. Milestone UltraCLAVE er et lukket system som baserer seg på mikrobølgeteknikk (Milestone 2009). Prøvene med oksidasjonsmiddel plasseres i egne beholdere av glass, kvarts eller teflon i et stort reaksjonskammer fylt med en væske som absorberer mikrobølger. For å unngå at prøvene koker i de individuelle beholderne under kjøring av UltraCLAVE blir reaksjonskammeret satt under trykk med nitrogengass, slik at damptrykket i prøven alltid vil være lavere enn det tilførte trykket. Slike unngås tap av prøven og krysskontaminering (Milestone 2008). Prosessen starter med at prøvene manuelt plasseres i reaksjonskammeret som deretter lukkes. Reaksjonskammeret blir satt under trykk og varmes opp med mikrobølger, før avkjøling og redusering av trykket (figur 2.6). Noen fordeler med dekomponering med UltraCLAVE er at syredekomponering tar kortere tid (høyere temperatur gir høyere reaksjonshastighet), mindre tap av flyktige elementer, lavere risiko for kontaminering og lavere forbruk av reagenser (Agazzi & Pirola 2000).



Figur 2.6: Operasjonstrinn under kjøring med UltraCLAVE (Milestone 2008)

## 2.4.2 ICP-MS

Induktivt koblet plasma massespektrometri eller ICP-MS er en kjemisk analyseteknikk som kan brukes til å bestemme grunnstoffer og isotoper av grunnstoffer med høy nøyaktighet. Instrumentet består av flere deler. Flytende prøver blir introdusert til instrumentet via en forstøver som gjør prøven om til aerosoler. Disse blir ført inn i en argonplasma dannet av en ICP-fakkel (torch). Argonplasmaen holder en temperatur på ca. 6000 °C og prøven i form av aerosoler blir tørket og går over i gassform. På veien videre gjennom plasmaen absorberer prøven energi og atomene gir fra seg elektroner slik at det dannes positivt ladde ioner.

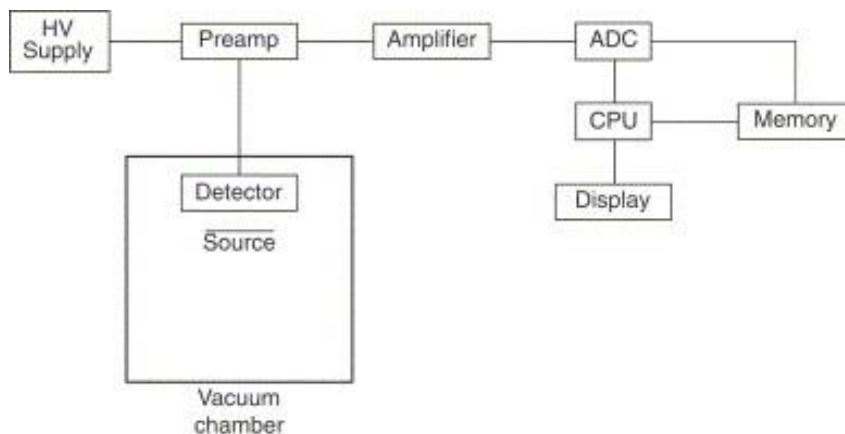
Ionene dannet i argonplasmaen føres videre til en overgangsdell mellom den varme plasmaen og massespektrometeret som trenger et vakuum for å fungere. I overgangsdelen blir ionene fra plasmaen fokusert og sendt videre til en kvadrupol som skiller ioner fra nøytrale atomer og

fotoner. Nøytrale atomer kan samle seg på sensitive deler av instrumentet og skape drift, mens fotoner som når detektoren kan føre til høy bakgrunn (Perkin Elmer 2001). Ionene går deretter videre til en kollisjons-/reaksjonscelle som bidrar til å fjerne interferenser. Interferenser dannes ved at det dannes ioner i plasmaen eller prøven som har lik masse- og ladningsforhold som ionene det skal analyseres for. Disse kan skilles ut ved kollisjon med gasmolekyler eller reaksjon med reaktive gasser som  $\text{NH}_3$ . Analyttionene går deretter videre til en ny kvadrupol som kan stilles inn slik at kun ioner med et visst masse- og ladningsforhold vil kunne gå videre til detektoren. Softwaren til instrumentet styrer hvilke ioner som slipper igjennom og instrumentet kan analysere over 5000 atommasseenheter i sekundet. Dette er grunnen til at ICP-MS kan analysere for mange grunnstoffer på kort tid til tross for at den kun analyserer ett grunnstoff av gangen. Ionene som kommer fra massespektrometret treffer en detektor som avgir et signal av elektroner som blir forsterket flere ganger til det dannes en puls som kan registreres av systemet. Ved å telle antall pulser kan antallet ioner i prøven beregnes (Perkin Elmer 2001; Wolf 2005).

Agilent 8800 Triple Quadrupole ICP-MS (ICP-QQQ) som ble brukt i dette forsøket har i tillegg en ekstra kvadrupol før kollisjons- og reaksjonskammeret (MS/MS-system). Denne kvadrupolen stilles inn til kun å slippe gjennom ioner med samme masse- og ladningsforhold som grunnstoffet det ønskes å analysere for. Dette fører til en mer effektiv fjerning av interferenser enn systemer med kun to kvadrupoler (Agilent Technologies 2012).

### **2.4.3 Alfa-spektrometri**

Alfa-spektrometri er en metode for å analysere radioaktive isotoper som sender ut alfa-partikler. Et typisk alfa-spektrometer system er vist i figur 2.7. Radiokjemisk separerte prøver deponert på tynne nikkelpater blir plassert nær detektoren. For miljøprøver med lave konsentrasjoner vil en avstand på 5-10 mm kunne være nødvendig for å få en høyere deteksjonsgrense (Matthews et al. 2007).

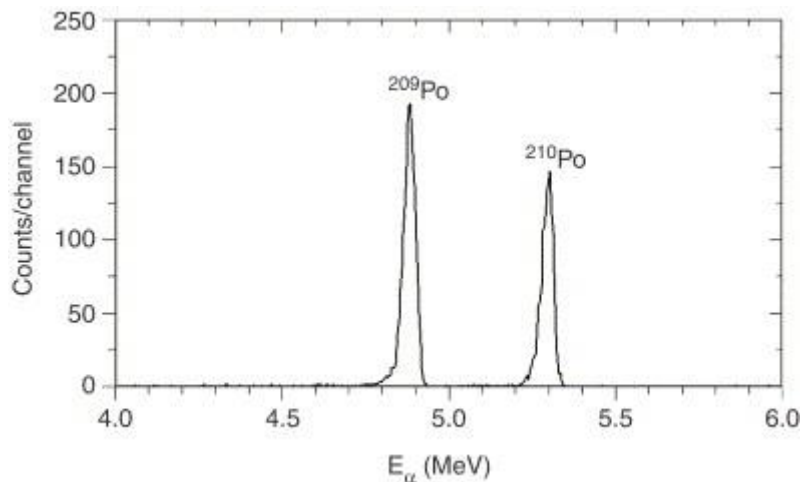


Figur 2.7: Typisk system for alfa-spektrometri (Matthews et al. 2007)

Både kilden og detektoren befinner seg i et vakuumkanter. Etersom alfa-partikler har en kort rekkevidde i luft ville luft i kammeret ha ført til lavere telleeffektivitet og tap av energi i alfa-partiklene. Vakuumkanteret beskytter også den sensitive detektoren mot lys (Matthews et al. 2007).

Alfa-spektrometeret brukt i denne masteroppgaven (Canberras 7401-modell) bruker en PIPS-detektor. PIPS står for Passivated Implanted Planar Silicon og består av syltynn n-type-silikon med overskudd av elektroner (negativ) og en p-type-silikon med overskudd av hull (positiv). Der disse to silikontypene møtes vil det dannes et deplesjonslag hvor hullene fra p-type-silikonet blir fylt av elektroner fra n-type-silikonet. Ved å tilføre negativ spenning til n-type-silikonet og positiv spenning til p-type-silikonet vil deplesjonslaget øke i størrelse. Avhengig av tilført spenning kan det være delvis deplesjon, total deplesjon eller overdeplesjon (tilført mer spenning enn nødvendig for total deplesjon) (Choppin et al. 2002).

Når alfapartikler fra prøven treffer deplesjonslaget vil det dannes elektron-hull-par som transporteres mot hver sin elektrode. Energien fra elektrodene blir registrert av en forsterker som lager et elektrisk signal (Canberra 2013). Det elektriske signalet fra forsterkeren går videre til en «analog til digital omformer» (ADC) og en kontroll og lagringsenhet som lagrer signalene i ulike kanaler etter hvilken energi de har etter hvert som de telles (Choppin et al. 2002). Tellingene blir vist i et spektrum ved hjelp av systemets programvare. Et typisk spekter for  $^{210}\text{Po}$  med  $^{209}\text{Po}$  som traser vises i figur 2.8.



Figur 2.8: Alfa-spekter av  $^{210}\text{Po}$  med  $^{209}\text{Po}$  som tracer (Matthews et al. 2007)

Over lenger tids bruk kan instrumentet bli kontaminert av prøver enten ved rekyleffekt ved utsendelse av alfapartikler eller ved fordampning. Derfor er det viktig å utføre bakgrunnsmålinger med jevne mellomrom for å korrigere for dette (Matthews et al. 2007).

## 2.5 Data-analyser og utregninger

All databehandling og statistiske analyser ble utført ved hjelp av Excel og Minitab 16. En Anderson-Darling test ble benyttet for å sjekke normalfordeling. Data som ikke var normalfordelt ble transformert ved hjelp av Minitabs innebyggede Johnson transformation eller Box-Cox transformation. For å sammenligne grupper for å se etter signifikante forskjeller ble det brukt en variansanalyse (one-way ANOVA) fulgt av Tukey's Post Hoc test, og til korrelasjonsanalyse ble Pearsons korrelasjonskoeffisient benyttet. Resultater med p-verdi  $p \leq 0,05$  ble regnet for signifikante.

Transferfaktoren (TF) beregnes ved å la konsentrasjonen av radionuklider i planten deles på konsentrasjonen av radionuklider i jordlaget:

$$\text{TF} = \text{Bq/kg(plante)} / \text{Bq/kg(jord)} \quad \text{TF} = \text{mg/kg(plante)} / \text{mg/kg(jord)}$$

For konsentrasjoner som var lavere enn kvantifikasjonsgrensen (LQ) ble  $0,5 \cdot \text{LQ}$  benyttet for å beregne TF (Roivainen et al. 2011b).

Den effektive dosen fra bær og sopp beregnes ved å multiplisere aktivitetskonsentrasjonen for hver radionuklide (Bq/kg ferskvekt) med en dose-koeffisient (Sievert/Bq) og med mengden konsumert sopp eller bær. Dose-koeffisienter for  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{238}\text{U}$  og  $^{232}\text{Th}$  for voksne er

henholdsvis  $1,2 \cdot 10^{-6}$  Sv/Bq,  $4,5 \cdot 10^{-8}$  Sv/Bq og  $2,3 \cdot 10^{-7}$  Sv/Bq og for ett år gamle barn henholdsvis  $8,8 \cdot 10^{-6}$  Sv/Bq,  $1,2 \cdot 10^{-7}$  Sv/Bq og  $4,5 \cdot 10^{-7}$  Sv/Bq (IAEA 1999).

Dose (Sv) = aktivitetskonsentrasjon (Bq/kg) \* dosekoeffisient (Sv/Bq) = Sv/kg \* konsumert sopp eller bær (kg)

For å gjøre om fra mg/kg til Bq/kg ble det brukt en spesifikk aktivitet på 4,06 Bq/mg for  $^{232}\text{Th}$  og 12,35 Bq/mg for  $^{238}\text{U}$ .

### 3 Resultater og diskusjon

#### 3.1 Kvalitetssikring av resultater

Flere metoder, som bakgrunnsmåling, blankprøver, standard referansemateriale og tracer, ble benyttet for å sikre kvaliteten på målingene både for ICP-MS og Alfa-spektrometri. Disse metodene og resultater av disse er beskrevet nærmere i de neste avsnittene.

##### 3.1.1 ICP-MS

Internstandard og blankprøver ble brukt for å sikre kvaliteten til resultatene. Blankprøvene kan gi informasjon om bakgrunn og kontaminering av prøvene og brukes til å beregne deteksjonsgrensene og kvantifiseringsgrensene til de ulike grunnstoffene.

Kvantifiseringsgrensen (LQ) beregnes som 10 ganger standardavviket til blankprøvene, mens deteksjonsgrensen (LD) er 3 ganger standardavviket (tabell 3.1). Internstandard som tilsettes i en kjent mengde korrigerer for tap under prøvepreparering og drift i instrumentet under analysen. Til analyse av jordprøvene ble referansematerialet NCS DC 73324, NCS DC 73325 (CNACIS 2004), GBW 07401 (IGGE u.å.) og NIST 2709a (NIST 2009) brukt, mens til plante ble Nist «Pine needles» (NIST 1993), NCS Bush twigs and leaves (CNACIS 2008) og NCS Spinage (CNACIS 2010) brukt. Disse sertifiserte referansematerialene sier noe om nøyaktigheten av målingene. I plantematerialet lå de målte verdiene i referansematerialet innenfor de sertifiserte verdiene for Th og U. For jordmaterialene lå alle Th- og metallverdiene innenfor de sertifiserte verdiene, mens verdiene for U lå litt lavere enn de sertifiserte verdiene. Dette skyldes trolig at det trengs flussyre (HF) for å få fullstendig utlekking i enkelte mineraler. Dette kan innebære at de målte verdiene for U i jordprøvene vil kunne være litt lavere enn det virkelige innholdet i jorda, noe som igjen kan føre til at de beregnede TF-verdiene kan være noe forhøyet.

Tabell 3.1: Deteksjonsgrense og kvantifikasjonsgrense for metaller og radionuklider i jord og U og Th i plante (mg/kg)

	Cr	Pb	Sc	Ni	Cu	As	Cd	U	Th	U (plante)	Th (plante)
<b>LD</b>	0,120	0,0067	0,003	0,011	0,25	0,010	0,004	0,0005	<0,0001	0,00006	0,0003
<b>LQ</b>	0,399	0,0222	0,008	0,035	0,84	0,033	0,012	0,0017	<0,0001	0,00020	0,0008



### 3.1.2 Po-analyse

Blankprøver med og uten  $^{209}\text{Po}$ -tracer ble brukt for å gi et mål på bakgrunn og kontaminering av prøvene. Det ble også gjort en bakgrunnsmåling over en periode på 7 dager på alfaspektrometeret. Bakgrunnsmålingen viste at det var en noe forhøyet bakgrunn på noen av detektorene. Når blankprøvene ble korrigert for bakgrunn viste de at de ikke var kontaminert av  $^{210}\text{Po}$ . Alle resultatene er korrigert for bakgrunnsnivåene.

Po-209 tracer ble tilsatt for å bestemme utbyttet, og ved hjelp av programvaren til alfaspektrometeret ble alle verdiene beregnet ut fra tilsatt mengde tracer, slik at det ble korrigert for eventuelt tap og alfaspektrometerets effektivitet. Programvaren beregnet også verdiene av  $^{210}\text{Po}$  tilbake til tidspunktet for prøvetaking (31. juli 2013 og 25. august 2013).

## 3.2 Total konsentrasjon av radionuklider

### 3.2.1 Totalkonsentrasjon av radionuklider i jord

Innholdet av  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  i jorda i Fensfeltet ligger mellom henholdsvis 3 – 6531 mg/kg og 0,2 – 175 mg/kg (tabell 3.2). Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av disse radionuklidene i jord i verden ligger på 45 Bq/kg for  $^{232}\text{Th}$  og 33 Bq/kg for  $^{238}\text{U}$  (UNSCEAR 2008), dette tilsvarer henholdsvis 11 mg/kg og 3 mg/kg (beregnet ved å dividere på den spesifikke aktiviteten, 4,06 for  $^{232}\text{Th}$  og 12,35 for  $^{238}\text{U}$ ). Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av  $^{232}\text{Th}$  i jorda på prøvetakingsstedene ligger langt over det rapporterte verdensgjennomsnittet. De gjennomsnittlige konsentrasjonene av  $^{238}\text{U}$  på de ulike stedene ligger også litt over verdensgjennomsnittet, men ikke i like stor grad som for  $^{232}\text{Th}$ .

Tabell 3.2: Totalkonsentrasjon av  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  og i jord (tørrvekt) supplert med prøveresultater fra Popic et al. (2011)

Sted	$^{232}\text{Th}$ (mg/kg)	$^{238}\text{U}$ (mg/kg)
<b>Søve (N=15)</b>		
Område	13 – 720	3 – 175
Gjennomsnitt	$290 \pm 272$	$72 \pm 66$
<b>Fen (N=16)</b>		
Område	391 – 1300	5 – 12
Gjennomsnitt	$673 \pm 292$	$9 \pm 2$
<b>Rullekollen (N=20)</b>		
Område	370 – 1685	12 – 42
Gjennomsnitt	$1218 \pm 367$	$24 \pm 6$
<b>Bolladalen (N=31)</b>		
Område	3 – 6531	0,2 – 70
Gjennomsnitt	$1676 \pm 1482$	$17 \pm 18$
<b>Torsnes (N=22)</b>		
Område	13 – 658	2 – 9
Gjennomsnitt	$199 \pm 204$	$4 \pm 2$

For  $^{210}\text{Po}$  er verdens gjennomsnittlige aktivitetskonsentrasjon anslått å ligge mellom 20 – 240 Bq/kg (Persson & Holm 2011). Jordprøvene tatt i Fensfeltet (tabell 3.3) viser en aktivitetskonsentrasjon på mellom 29 og 858 Bq/kg. Bolladalen har en høy aktivitetskonsentrasjon i en av jordprøvene (858 Bq/kg), men ser man bort fra denne ligger alle de andre målte verdiene innenfor den anslåtte gjennomsnittlige aktivitetskonsentrasjonen for verden. Ettersom  $^{210}\text{Po}$  er en datter av  $^{238}\text{U}$ , som også lå ganske nært gjennomsnittet for verden, er ikke dette uventet.

Tabell 3.3: Totalkonsentrasjon  $^{210}\text{Po}$  i jord (tørrvekt).

Sted	Po-210 (Bq/kg)
<b>Søve (N=3)</b>	
Område	71 - 118
Gjennomsnitt	$87 \pm 27$
<b>Fen (N=3)</b>	
Område	38 – 71
Gjennomsnitt	$57 \pm 17$
<b>Rullekollen (N=3)</b>	
Område	76 – 113
Gjennomsnitt	$96 \pm 19$
<b>Bolladalen (N=3)</b>	
Område	29 – 858
Gjennomsnitt	$371 \pm 433$
<b>Torsnes (N=3)</b>	
Område	49 – 92
Gjennomsnitt	$67 \pm 22$

For  $^{232}\text{Th}$  er det en signifikant høyere konsentrasjon ( $F=42,72$   $p<0,001$ ) i prøvene fra områder med NORM (Bolladalen og Rullekollen) enn i områdene med TENORM og i referanseområdet. Søve og Torsnes har de laveste konsentrasjonene av  $^{232}\text{Th}$  ( $F=26,26$ ,  $p<0,001$ ). For  $^{238}\text{U}$  har NORM og TENORM områdene høyere konsentrasjon enn referanseområdet Torsnes ( $F=22,31$ ,  $p<0,001$ ), men det er ikke mulig å se noen signifikant forskjell mellom områdene med NORM og TENORM. Rullekollen og Søve har signifikant

høyere konsentrasjoner av  $^{238}\text{U}$  enn de andre områdene ( $F=17,63$ ,  $p<0,001$ ). For  $^{210}\text{Po}$  var det ikke mulig å se noen signifikant forskjell mellom områdene og heller ikke mellom områder med NORM og TENORM. Dette kan skyldes at det er færre prøver per sted ( $N=3$ ) enn for  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$ , og det blir dermed vanskeligere å finne et signifikant resultat enn om antallet prøver fra hvert sted hadde vært større.

Det var ikke mulig å finne noen signifikant korrelasjon mellom innholdet av de ulike radionuklidene i jorda. Ettersom  $^{210}\text{Po}$  er en av døtrene til  $^{238}\text{U}$  kunne det vært forventet en korrelasjon mellom innholdet av disse radionuklidene i jorda. En grunn til at denne korrelasjonen ikke vises kan igjen være for få prøver ( $N=3$ ) til å få et statistisk signifikant resultat. En studie utført i Finland viste også at det øverste organiske jordlaget kan få en høyere konsentrasjon av  $^{210}\text{Po}$  ved at polonium blir tatt opp av planter og resirkulert i de øvre jordlagene i døde planterester. Det øverste jordlaget kan også få en høyere konsentrasjon av  $^{210}\text{Po}$  som følge av atmosfærisk avsetning (Vaaramaa et al. 2010). En annen årsak til at det ikke er likevekt mellom  $^{238}\text{U}$  og  $^{210}\text{Po}$  i jord kan være at  $^{210}\text{Po}$  er en datter av  $^{222}\text{Rn}$  som er en gass (kapittel 1.2). Rn-222 kan dermed unnsnippe fra jord og bergarter og føre til at  $^{210}\text{Po}$  dannes i atmosfæren og avsettes andre steder.

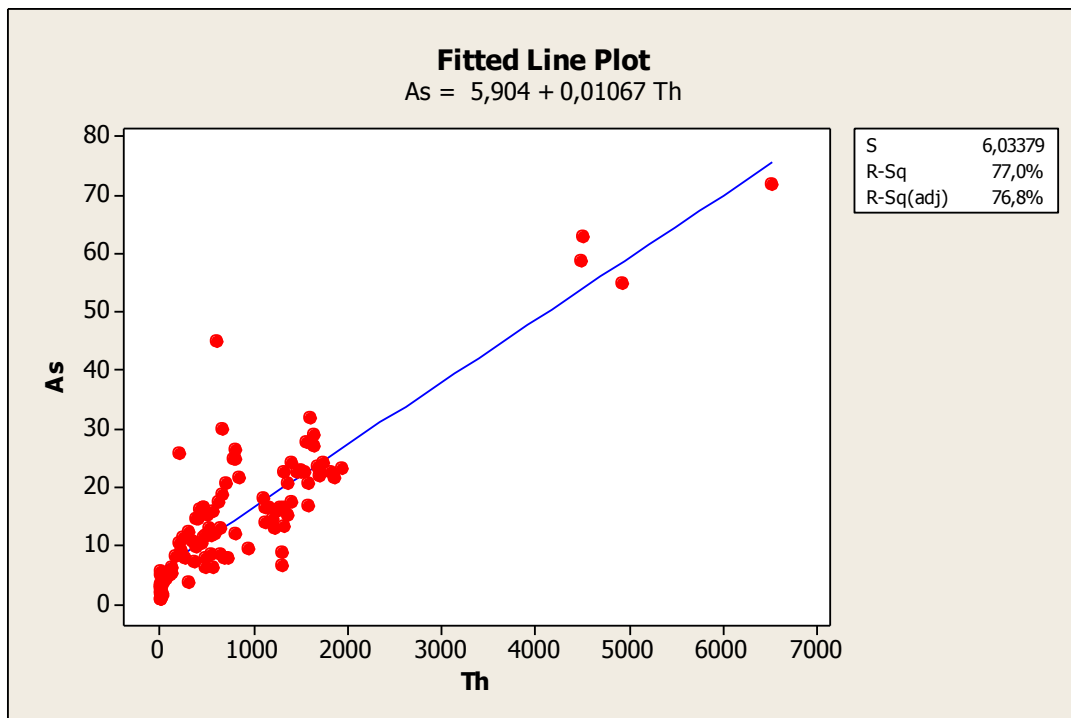
Prøvene på alle stedene viser at fordelingen av radionuklider i jord er veldig lite homogen. Det er store variasjoner i totalkonsentrasjon også i prøver som er tatt ved siden av hverandre. Dette er også funnet i tidligere undersøkelser (NGI 2010; Popic et al. 2011; Popic et al. 2012b). I følge Popic et al. (2012b) kan den store variasjonen i konsentrasjonen av de ulike radionuklidene skyldes ujevn fordeling av partikler med høyt innhold av  $^{238}\text{U}$  og  $^{232}\text{Th}$  som stammer fra forvitring av de ulike bergartene. Den store variasjonen i totalkonsentrasjon fører til stor usikkerhet i gjennomsnittstallene.

Det ble også analysert for enkelte metaller i jordprøvene (tabell 3.4). Tallene har blitt supplert med tall fra Popic et al. (2011). Det er et litt høyere innhold av arsen og bly i jorda fra Fen, Bolladalen og Rullekollen i forhold til normalverdier gitt av Klima- og forurensningsdirektoratet (KLIF 2009). Høye konsentrasjoner av Pb på sørøstlandet har blitt vist i tidligere studier (AMAP 1998; Steinnes & Ruhling 2002). Rullekollen har også forhøyede konsentrasjoner av Cr og Ni, mens Søve og Torsnes har lavere konsentrasjoner av de fleste metallene enn de andre områdene. Torsnes er et referanseområde og ligger utenfor områdene med bergarter rike på radionuklider og sjeldne jordmetaller, mens Søve trolig har lavere konsentrasjoner på grunn av et beskyttende sandlag (NGI 2010; Popic et al. 2011).

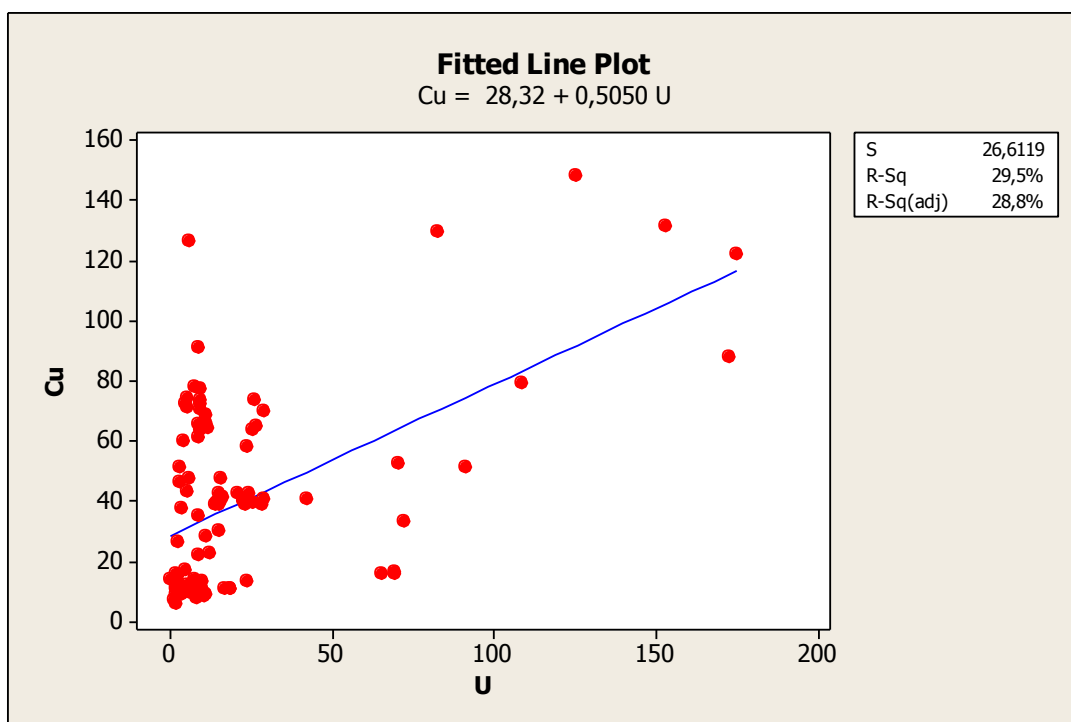
Tabell 3.4: Noen metaller i jord fra Fensfeltet. Alle data i mg/kg.

Sted/metall	Cr	Pb	Sc	Ni	Cu	As	Cd
<b>Søve (N= 15)</b>							
<b>Område</b>	5 - 78	15 - 121	3 - 8	5 - 42	9 - 148	3 - 11	0,2 - 1,0
<b>Gjennomsnitt</b>	22 ± 21	62 ± 33	6 ± 1	15 ± 11	67 ± 47	7 ± 3	0,5 ± 0,3
<b>Fen (N=16)</b>							
<b>Område</b>	20 - 100	120 - 250	33 - 79	23 - 73	10 - 127	7 - 45	0,6 - 2,2
<b>Gjennomsnitt</b>	64 ± 23	173 ± 44	56 ± 13	48 ± 15	62 ± 27	18 ± 9	1,2 ± 0,4
<b>Rullekollen (N=20)</b>							
<b>Område</b>	90 - 150	59 - 358	50 - 116	66 - 110	23 - 74	6 - 32	1,2 - 2,0
<b>Gjennomsnitt</b>	103 ± 13	168 ± 81	98 ± 19	81 ± 10	45 ± 13	17 ± 7	1,7 ± 0,2
<b>Bolladalen (N=31)</b>							
<b>Område</b>	4 - 81	37 - 342	1 - 213	2 - 48	7 - 47	2 - 72	0,3 - 3,1
<b>Gjennomsnitt</b>	25 ± 13	151 ± 90	110 ± 69	25 ± 8	19 ± 13	25 ± 16	1,9 ± 0,8
<b>Torsnes (N=22)</b>							
<b>Område</b>	13 - 170	5 - 91	5 - 148	8 - 92	6 - 91	1 - 26	0,1 - 1,1
<b>Gjennomsnitt</b>	49 ± 42	20 ± 20	20 ± 29	32 ± 25	28 ± 28	7 ± 6	0,5 ± 0,3
<b>Normverdier i norsk jord (KLIF 2009) (mg/kg)</b>	50	60	----	60	100	8	1,5

Det ble funnet en sterk positiv korrelasjon mellom konsentrasjonen av As og Th ( $r=0,88$ ,  $p<0,001$ ) (figur 3.1) og en moderat positiv korrelasjon mellom Cd og Sc, og Th ( $r=0,67$  og  $r=0,70$  begge  $p<0,001$ ). For U ble det funnet en moderat positiv korrelasjon med Cu ( $r=0,54$ ,  $p<0,001$ ) (figur 3.2). Det ble ikke funnet noen korrelasjon mellom As og U. Dette kan tyde på at Th og As finnes i de samme mineralene (Popic et al. 2011).



Figur 3.1: Sammenheng mellom konsentrasjon av As og Th i jord.



Figur 3.2: Sammenheng mellom konsentrasjon av Cu og U i jord

### 3.2.2 Totalkonsentrasjon radionuklider i bringebærplanter

Totalkonsentrasjonen av radionuklider i bringebærplantene regnet om til ferskvekt er vist i tabell 3.5.

Tabell 3.5: Totalkonsentrasjon  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  og  $^{210}\text{Po}$  i bringebærplante (ferskvekt) Alle  $^{210}\text{Po}$  verdier ble målt til <10 % usikkerhet (unntak: Søve bringebær 12,98 % usikkerhet).

Plantedel Sted	$^{232}\text{Th}$ (mg/kg)	$^{238}\text{U}$ (mg/kg)	$^{210}\text{Po}$ (Bq/kg)
<b>Bringebær</b>			
Søve (N=1)	< 0,0008	< 0,00020	0,09
Fen (N=1)	< 0,0008	< 0,00020	0,2
Rullekollen	-----	-----	-----
Torsnes (N=1)	0,00095	< 0,00020	0,2
<b>Blad</b>			
Søve (N=2) (Gj.snitt ± SD)	0,0059 ± 0,0013	0,0032 ± 0,0003	7,0 ± 1,2
Fen (N=2) (Gj.snitt ± SD)	0,070 ± 0,053	0,0013 ± 0,0007	13 ± 11
Rullekollen (N=2) (Gj.snitt ± SD)	0,0099 ± 0,0050	0,0008 ± 0,0007	4,3 ± 0,03
Torsnes (N=1)	0,035	0,0072	9,5
<b>Stilk</b>			
Søve (N=2) (Gj.snitt ± SD)	0,0037 ± 0,0035	0,0019 ± 0,0002	6,5 ± 5,9
Fen (N=2) (Gj.snitt ± SD)	0,0068 ± 0,0005	0,0007 ± 0,0003	8,7 ± 9,8
Rullekollen (N=2) (Gj.snitt ± SD)	0,020 ± 0,025	0,0015 ± 0,0017	3,8 ± 0,6
Torsnes (N=1)	0,0035	0,0013	4,4

For totalkonsentrasjon av radionuklider i bringebærplante er det  $^{232}\text{Th}$  som har det høyeste innholdet i planten. Po-210 har den laveste totalkonsentrasjonen; omregnet fra Bq/kg til mg/kg (spesifikk aktivitet  $^{210}\text{Po}$ :  $1,66 \cdot 10^{14}$  Bq/g) ligger konsentrasjonen i bringebærplante mellom  $5,2 \cdot 10^{-13}$  og  $1,2 \cdot 10^{-10}$  mg/kg. Men på grunn av den høye spesifikke aktiviteten har  $^{210}\text{Po}$  en høyere aktivitetskonsentrasjon i planten enn  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$ .

For alle radionuklidene er det en signifikant lavere konsentrasjon i bær enn i blader og stilk ( $F=10,16$   $p=0,002$ , for  $^{232}\text{Th}$ ,  $F=8,42$ ,  $p=0,004$  for  $^{238}\text{U}$  og  $F=8,01$ ,  $p=0,005$  for  $^{210}\text{Po}$ ), men det er ikke mulig å se noen signifikant forskjell mellom totalkonsentrasjonen av radionuklidene i blader og stilk. Det er heller ikke mulig å se noen signifikant forskjell i innhold av  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  og  $^{210}\text{Po}$  mellom de ulike stedene.

En undersøkelse av opptak av  $^{238}\text{U}$  og  $^{210}\text{Po}$  i bringebærplante i et område med høy naturlig radioaktivitet i British Colombia (Mahon & Mathewes 1983) viste en konsentrasjon i tørrvekt på  $0,035 \pm 0,030$  mg/kg for  $^{238}\text{U}$  og  $16 \pm 18$  Bq/kg for  $^{210}\text{Po}$ . Urankonsentrasjonene i undersøkelsen er litt høyere enn konsentrasjonene i bringebærplantene fra Fensfeltet ( $0,001 - 0,018$  mg/kg i blader og stilk i tørrvekt). Denne forskjellen kan skyldes lavere konsentrasjon av  $^{238}\text{U}$  i jorda i Fensfeltet, og/eller at det i studien fra British Colombia kun ble brukt årsferske skudd og blader som kan ha en høyere konsentrasjon av radionuklider enn gamle stilker.

Det er ellers gjort svært få studier på opptak av naturlig radioaktivitet i bringebærplanter.



### 3.2.3 Totalkonsentrasjon radionuklider i blåbær, tyttebær og kantarell

De høyeste totalkonsentrasjonene av  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  finnes i blåbærlyng og kantarellen som ble plukket i juli. Soppen plukket i slutten av august har et lavere innhold av radionuklidene. For  $^{210}\text{Po}$  finnes den høyeste konsentrasjonen i tyttebærlyng og blåbærlyng, men også her er det høyere konsentrasjon i soppen plukket sent i juli i forhold til soppen plukket sent i august (tabell 3.6).

Tabell 3.6: Totalkonsentrasjon radionuklider i tyttebær, blåbær og kantarell. Alle  $^{210}\text{Po}$ -konsentrasjonene ble målt til en usikkerhet på under 10 %.

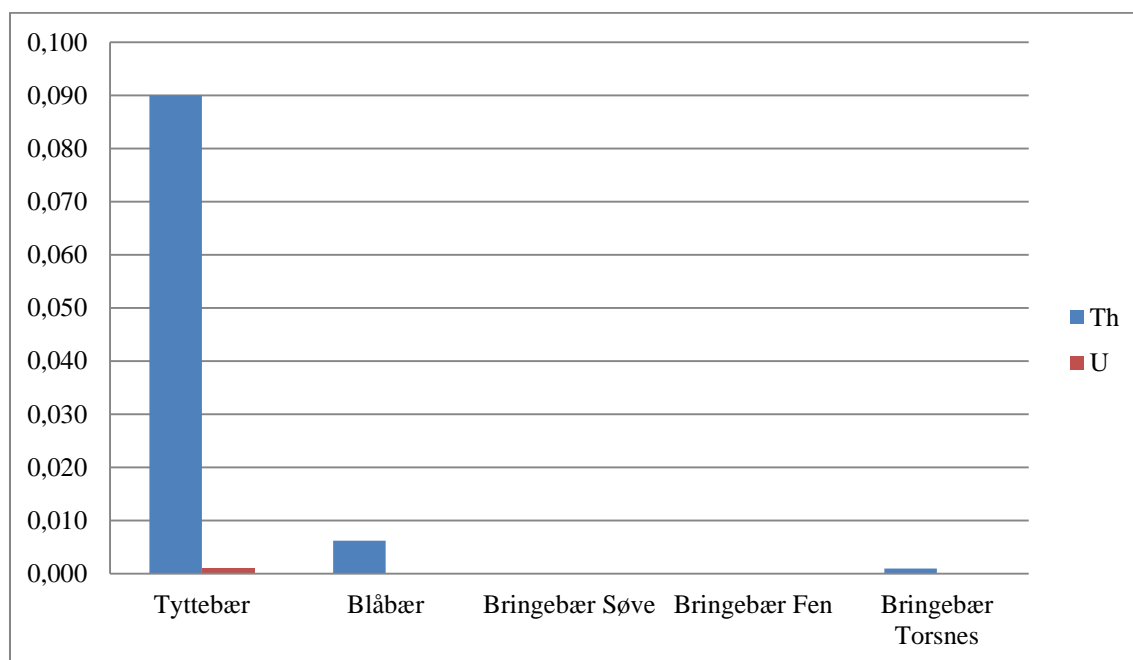
	$^{232}\text{Th}$ (mg/kg)	$^{238}\text{U}$ (mg/kg)	$^{210}\text{Po}$ (Bq/kg)
<b>Tyttebær</b> (N=1)	0,090	0,0011	0,5
<b>Tyttebærlyng</b> (N=2) (Gj.snitt ± SD)	0,0093 ± 0,0051	0,00070 ± 0,00006	16 ± 3
<b>Blåbær</b> (N=1)	0,0062	< 0,00020	0,2
<b>Blåbærlyng</b> (N=2) (Gj.snitt ± SD)	0,10 ± 0,14	0,0012 ± 0,0009	12 ± 1
<b>Kantarell juli</b> (N=1)	0,13	0,0078	5,3
<b>Kantarell august</b> (N=2) (Gj.snitt ± SD)	0,020 ± 0,009	0,0006 ± 0,0002	2,0 ± 0,5

Blåbærlyngen med de laveste konsentrasjonene og blåbærene ble plukket på samme sted som tyttebærene. Tyttebærene og tyttebærlyngen har en høyere konsentrasjon av alle radionuklidene enn blåbærene og blåbærlyngen plukket på samme sted. Dette ble også funnet i en finsk studie utført av Vaaramaa et al. (2009). Ifølge denne studien ble det antydnet en mulighet for at dette kan skyldes at tyttebærlyng som er en eviggrønn plante utvikler røtter og starter fotosyntesen tidligere på året enn blåbærlyngen som må bruke tid på å gro nye blader hvert år.

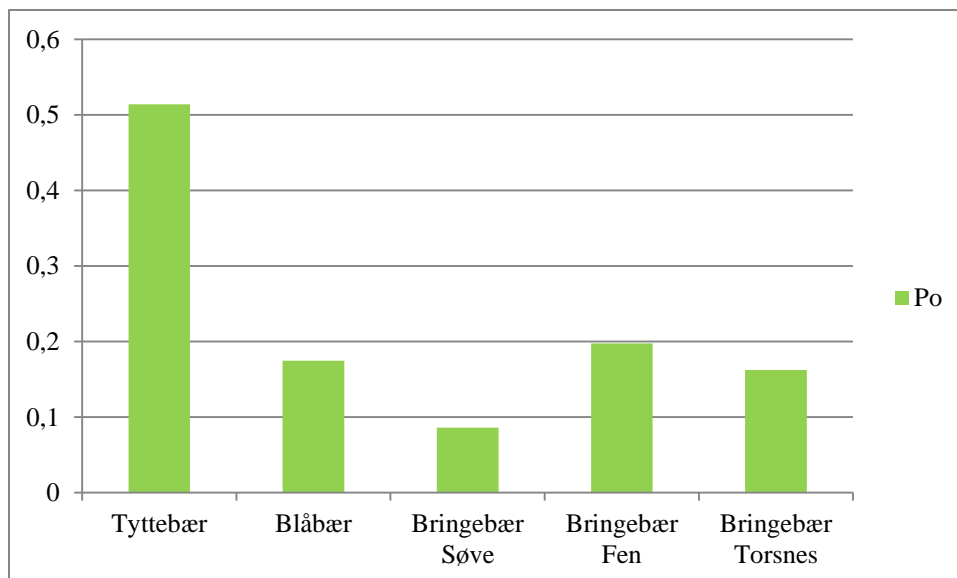
Tyttebærene har den høyeste totalkonsentrasjonen av  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  og  $^{210}\text{Po}$ . Blåbærene har konsentrasjoner av  $^{210}\text{Po}$  og  $^{238}\text{U}$  som ligger omtrent på samme nivå som bringebærene, mens konsentrasjonen av  $^{232}\text{Th}$  i blåbær er litt høyere i blåbær enn i bringebær (figur 3.3 og 3.4).

Innholdet av  $^{210}\text{Po}$  i blåbær og tyttebær i Bolladalen omregnet til tørrvekt med et vanntap på 87 % for blåbær og 86 % for tyttebær (Gwynn et al. 2013; Turtiainen et al. 2013) gir 1,3

Bq/kg i blåbær og 3,7 Bq/kg i tyttebær. Totalkonsentrasjonen av  $^{210}\text{Po}$  i blåbær var litt lavere enn totalkonsentrasjonene funnet av Vaaramaa et al. (2009) som fant konsentrasjoner på henholdsvis  $2,5 \pm 0,4$  Bq/kg og  $3,2 \pm 0,6$  Bq/kg (tørrvekt) på to områder i Finland. På de samme finske områdene ble det målt en konsentrasjon av  $^{210}\text{Po}$  i tyttebær på  $7,5 \pm 1,0$  Bq/kg og  $2,2 \pm 0,3$  Bq/kg (tørrvekt). Totalkonsentrasjonen i tyttebærene fra Bolladalen ligger i området mellom de to konsentrasjonene målt i Finland. En studie utført i Troms i Norge (Gwynn et al. 2013) fant konsentrasjoner av  $^{210}\text{Po}$  på  $0,61 \pm 1,3$  Bq/kg (tørrvekt) i blåbær og  $0,82 \pm 1,7$  Bq/kg (tørrvekt) for tyttebær. Innholdet av  $^{210}\text{Po}$  i tyttebær og blåbær fra Bolladalen ligger høyere enn dette. Både den finske og den norske studien fant de høyeste konsentrasjonene av  $^{210}\text{Po}$  i tyttebærene. Variasjonen i innholdet av  $^{210}\text{Po}$  mellom de ulike undersøkelsene og stedene skyldes trolig ulike jordegenskaper og ulikt innhold av  $^{238}\text{U}$  og dermed  $^{210}\text{Po}$  i berggrunnen. Innholdet av  $^{210}\text{Po}$  i tyttebær og blåbær stemmer godt overens med tall publisert av (Sillanpää et al. 1989; Turtiainen et al. 2013). I denne studien ble det tatt prøver ved en urangruve og i nærområdet til denne. For blåbær lå konsentrasjonen i ferskvekt i nærområdet til urangruva på 0,11-0,33 Bq/kg, konsentrasjonen ved gruva og på referanseområdet lå litt høyere enn konsentrasjonen på 0,2 Bq/kg for blåbær i Bolladalen. For tyttebærene lå konsentrasjonen ved urangruva på 0,34 -0,75 Bq/kg som stemmer godt med tyttebærene i Bolladalen på 0,5 Bq/kg. Områdene i nærheten av gruva og referanseområdet lå litt lavere.



Figur 3.3: Totalkonsentrasjon av  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  i bær (mg/kg) (N=1)



**Figur 3.4:** Totalkonsentrasjon av  $^{210}\text{Po}$  i bær (Bq/kg) (N=1)

Kantarellene som ble plukket sent i august var større enn soppen plukket sent i juli, og var trolig eldre enn soppen plukket i juli. Tidligere studier tyder på at det er sammenheng mellom hvor moden soppen er og innholdet av radionuklider (Baeza et al. 2006; Heinrich 1993). Disse studiene er basert på opptak av  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{85}\text{Sr}$  og ikke naturlig forekommende radioaktivt materiale, men begge studiene viser at sopp har et høyere innhold av radionuklidene når den er moden enn når den er gammel og overmoden. Dette kan skyldes at næringsstoffer kan bli ført tilbake til mycelet, som er en forgrening av hyfer under jorden som sørger for soppens næringsopptak, når soppen blir eldre (Boswell et al. 2002).

Det er en høyere aktivitetskonsentrasjon av  $^{210}\text{Po}$  i kantarellen enn  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$ . Dette stemmer godt med tall publisert i en spansk studie (Rosa et al. 2009), og konsentrasjonen av  $^{210}\text{Po}$  i kantarell stemmer godt med konsentrasjoner for soppene med lavest konsentrasjon (Russulaceae familien) i en finsk studie (Vaaramaa et al. 2009). I en svensk undersøkelse (Johanson et al. 2004) ble det funnet en konsentrasjon av  $^{238}\text{U}$  på 0,005 – 0,2 mg/kg (tørrvekt) og 0,001 – 0,013 mg/kg av  $^{232}\text{Th}$  i sopp. I tørrvekt var konsentrasjonen av  $^{238}\text{U}$  i kantarell fra Fensfeltet 0,0042 – 0,050 mg/kg og konsentrasjonen av  $^{232}\text{Th}$  0,12 – 0,82 mg/kg.

Konsentrasjonen av  $^{238}\text{U}$  i sopp fra Fensfeltet ligger innenfor konsentrasjonene målt av Johanson et al. (2004), mens Th-konsentrasjonen i Fensfeltet ligger litt høyere konsentrasjonen fra Sverige. Dette kan skyldes at jorda i Fensfeltet har en høyere konsentrasjon av  $^{232}\text{Th}$  enn jorda fra den svenske undersøkelsen, mens konsentrasjonen av  $^{238}\text{U}$  i jorda var forholdsvis lik på begge stedene. I den svenske undersøkelsen er ikke

soppartene oppgitt, så ulike konsentrasjoner kan også skyldes ulik evne til å ta opp  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  mellom de ulike artene.

### 3.3 Transferfaktorer

Beregning av transferfaktorer er nyttig for å kunne sammenligne opptak av radionuklider i planter fra forskjellige områder og også for å finne forskjeller i opptak mellom plantenes ulike deler som stilker, blader og bær (Roivainen et al. 2011b). Transferfaktorer kan også benyttes i radioøkologiske modelleringer for å estimere hvordan radionuklider vil oppføre seg i naturen over tid. For å oppnå gode modeller for opptak og spredning av radionuklider i naturen er det viktig å samle transferfaktorer fra flere ulike arter og områder (Avila & Svensk karnbranslehantering AB 2006; IAEA 2010).

#### 3.3.1 Transferfaktorer bringebærplante

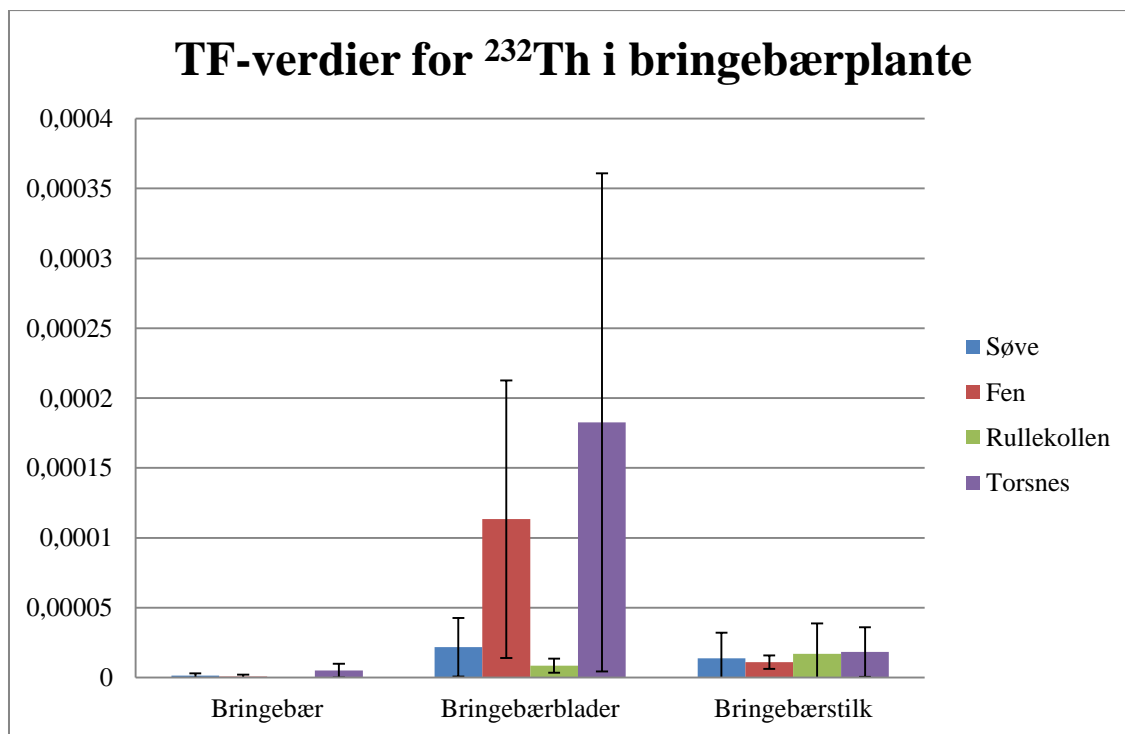
Av transferfaktorene har bringebærblader høyest transferfaktor, mens bringebær har lavest transferfaktor (figur 3.5 – 3.7). En undersøkelse på opptak av  $^{40}\text{K}$  og  $^{137}\text{Cs}$  har også vist et høyere opptak i blader enn i stilk på bringebærplante (Dementyev & Bolsunovsky 2009). Denne forskjellen i opptak skyldes trolig at stilken brukes til å transportere stoffer til de nye skuddene på planten, som dermed vil få en høyere konsentrasjon. De samme resultatene ble funnet i en annen studie av samme forfattere (Dementyev & Bolsunovsky 2011). I denne studien ble også opptaket av  $^{238}\text{U}$  i bringebærplante undersøkt og resultatene viser at  $^{238}\text{U}$  hovedsakelig tas opp i stilk og blader, mens lite blir tatt opp i bær.

Transferfaktorene for  $^{232}\text{Th}$  lå i området  $8,9 \cdot 10^{-7} - 1,8 \cdot 10^{-4}$ , for  $^{238}\text{U}$  var TF  $2,1 \cdot 10^{-6} - 1,9 \cdot 10^{-3}$  og for  $^{210}\text{Po}$  lå TF mellom 0,0012 og 0,31. Det er ikke mulig å finne noen statistisk signifikant forskjell i transferfaktoren mellom de ulike stedene, TENORM og NORM, og heller ikke mellom plantedelene. Konsentrasjonene for bringebærplantene var lave, og var ikke så ulike mellom de fire stedene. Opptaket i bringebærplantene i områdene utenfor referanseområdet hadde en lavere transferfaktor enn forventet. Dette kan skyldes at planterøtter kan virke som en barriere som hindrer et høyt opptak av  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  i resten av planten (Chen et al. 2005; Roivainen et al. 2011a; Shtangeeva et al. 2005; Shtangeeva 2010). Denne barrieren gjør at det blir vanskelig å finne igjen variasjonen av radionuklider i jorda mellom stedene i de øvre plantedelene, og på grunn av høyere konsentrasjoner av radionuklider i jorda i Fen, Rullekollen og Søve vil utregning av transferfaktorer gi en lav TF.

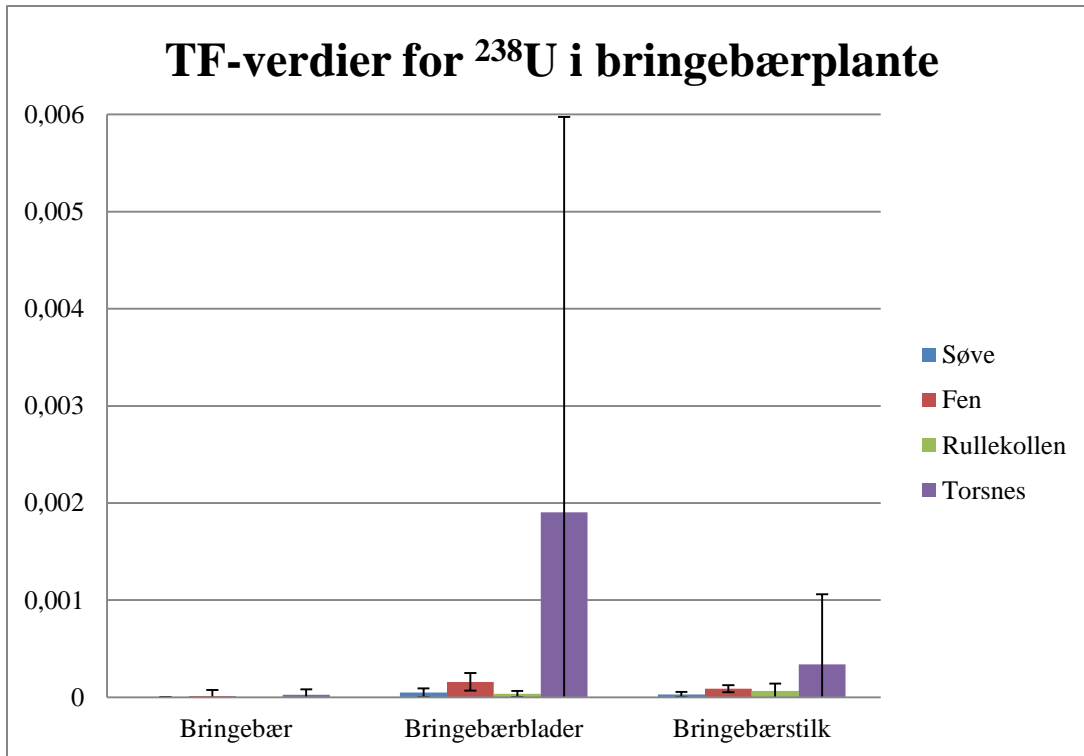
For å se om denne teorien stemmer vil det være nødvendig å ta prøver av planterøttene i tillegg til prøver fra resten av planten. Ettersom konsentrasjonene i bær, blader og stilk er veldig lave vil flere faktorer som prøvetaking, tilfeldige variasjoner og jordpartikler på blader og stilk kunne spille inn på totalkonsentrasjonen (Trine Aulstad Sogn, pers. kommunikasjon).

For å få et mer realistisk bilde på opptak i planter vil det også være nyttig å utføre en sekvensiell ekstraksjon for å få et mål på mobilitet og biotilgjengelighet. Den mobile fraksjonen av radionuklidene i jorda vil være lavere enn totalkonsentrasjonen. Dette vil føre til høyere transferfaktorer, men kan også gi utslag på fordelingen mellom de ulike delene av planten (Popic et al. 2012b).

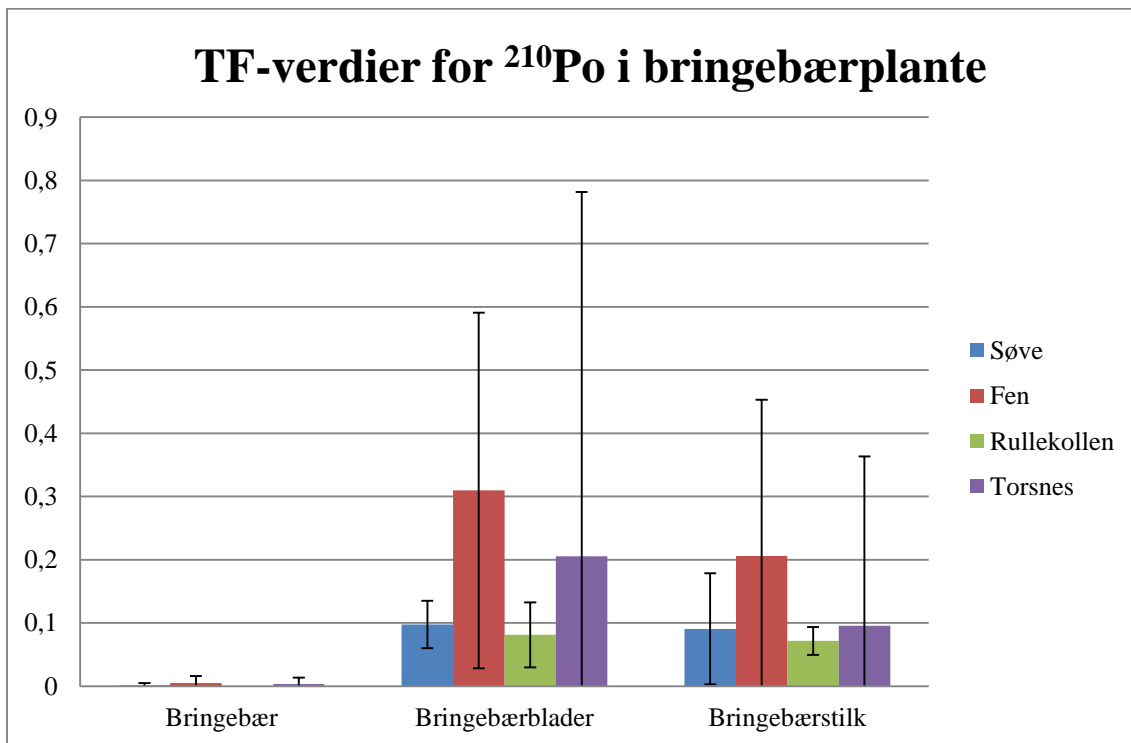
Ettersom det er gjort veldig få studier på opptak av naturlig radioaktivitet i bringebærplanter finnes det lite informasjon om transferfaktorer å sammenligne med.



Figur 3.5: Transferfaktorer for  $^{232}\text{Th}$  i bringebærplante (gjennomsnitt  $\pm$  standardavvik)



Figur 3.6: Transferfaktorer for  $^{238}\text{U}$  i bringebærplante (gjennomsnitt  $\pm$  standardavvik)

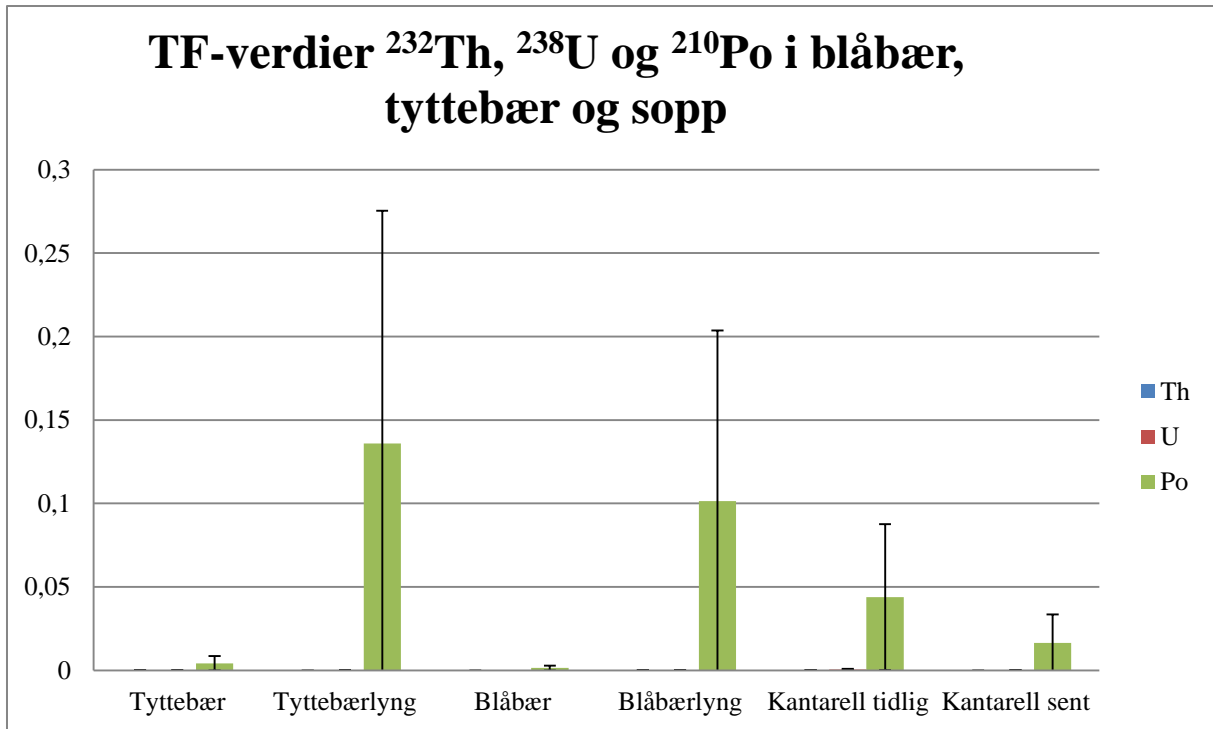


Figur 3.7: Transferfaktorer for  $^{210}\text{Po}$  i bringebærplante (gjennomsnitt  $\pm$  standardavvik)

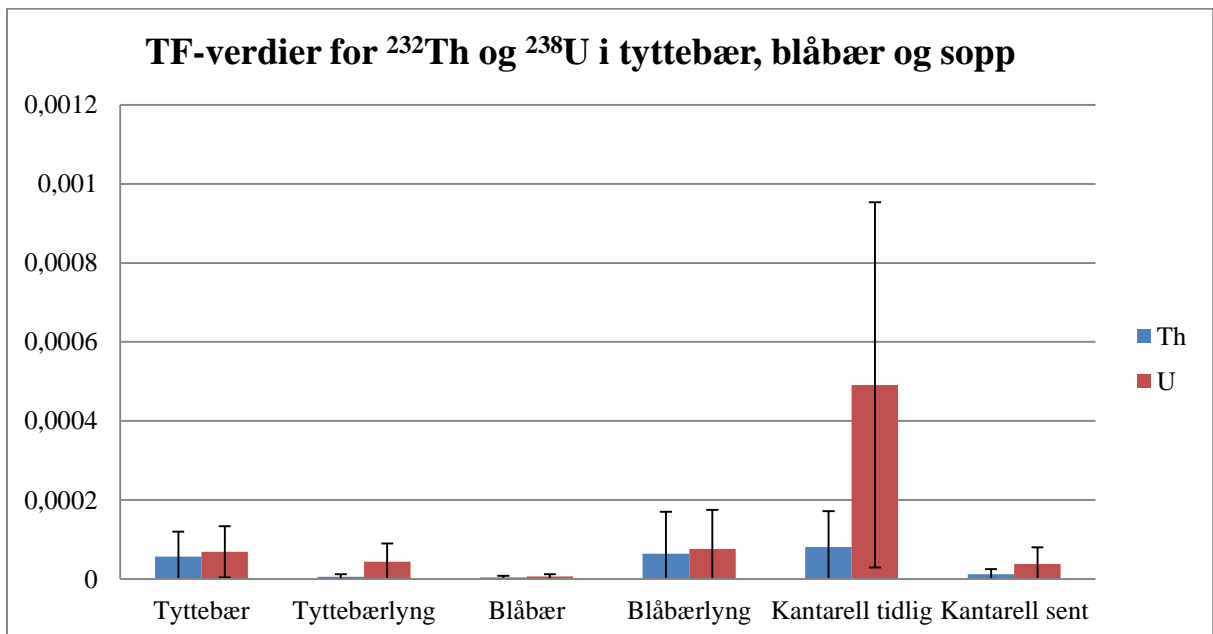
Ettersom  $^{210}\text{Po}$  er en datter av  $^{222}\text{Rn}$ , kan den dannes i atmosfæren og dermed avsettes på planter og blader ved tørr- eller våtdeponering. Enkelte tidligere studier har tydet på at atmosfærisk deponisjon kan være en viktigere bidragsyter til  $^{210}\text{Po}$  i planter enn opptak via røttene fra jord (Francis et al. 1968; Hill 1960). Andre har indikert at  $^{210}\text{Po}$  i planter tas opp via røttene direkte eller i form av  $^{210}\text{Pb}$  via røttene (Tso et al. 1966; Tso & Fisenne 1968). Ved å sammenligne forholdet mellom  $^{210}\text{Po}$  og  $^{210}\text{Pb}$  i sopp og planter med forholdet mellom  $^{210}\text{Po}$  og  $^{210}\text{Pb}$  i luft kan ikke all konsentrasjonen av  $^{210}\text{Po}$  i plante og sopp forklares av atmosfærisk deponisjon (Gwynn et al. 2013; Vaaramaa et al. 2009), men atmosfærisk deponisjon av  $^{210}\text{Po}$  bør tas i betraktning og TF-verdiene for  $^{210}\text{Po}$  fra jord til plante og jord til sopp kan være overdrevet.

### 3.3.2 Transferfaktorer blåbær, tyttebær og kantarell

Transferfaktorer for  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  og  $^{210}\text{Po}$  ble beregnet for tyttebær, blåbær og kantarell (figur 3.8 og 3.9). Kantarellen plukket tidlig på høsten har høyere opptak av de ulike radionuklidene enn kantarell plukket sent på høsten. Denne nedgangen i opptak kan skyldes at radionuklidene translokaliseres til mycelet når soppen eldes (Baeza et al. 2006; Boswell et al. 2002). Det er et høyere opptak av  $^{238}\text{U}$  enn  $^{232}\text{Th}$  i soppen. Dette har også blitt vist i en svensk undersøkelse hvor opptak av flere grunnstoffer ble undersøkt (Johanson et al. 2004). I undersøkelsen ble opptak av  $^{238}\text{U}$  i sopp klassifisert som moderat, mens opptak av  $^{232}\text{Th}$  ble satt til lavt.



Figur 3.8: Transferfaktorer for  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  og  $^{210}\text{Po}$  i blåbær, tyttebær og sopp (gjennomsnitt  $\pm$  standardavvik)



Figur 3.9: Transferfaktorer for  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  i blåbær, tyttebær og sopp (gjennomsnitt  $\pm$  standardavvik)

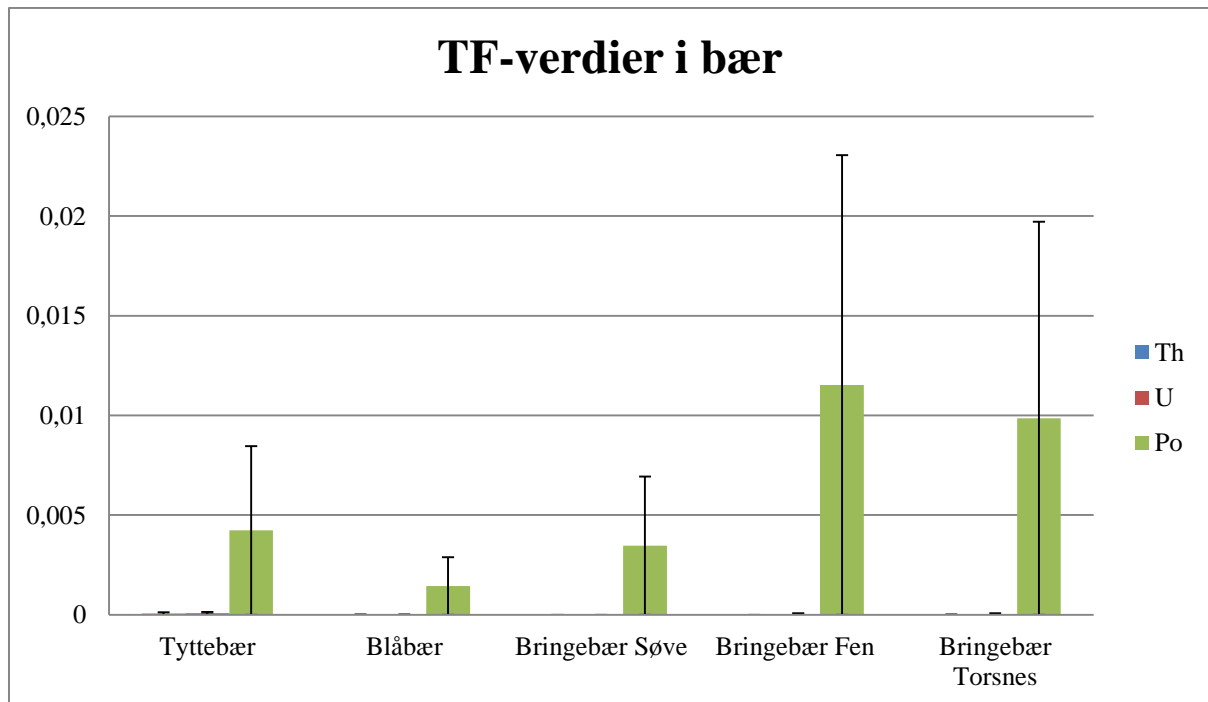
For tyttebærene er det et høyere opptak av  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  i bærene enn i lyngen. Tyttebærene var ikke helt modne da prøven ble tatt i juli. Lavere vanninnhold og mulig høyere opptak i vekstsesong kan ha noe å si for forhøyede konsentrasjoner i bærene.



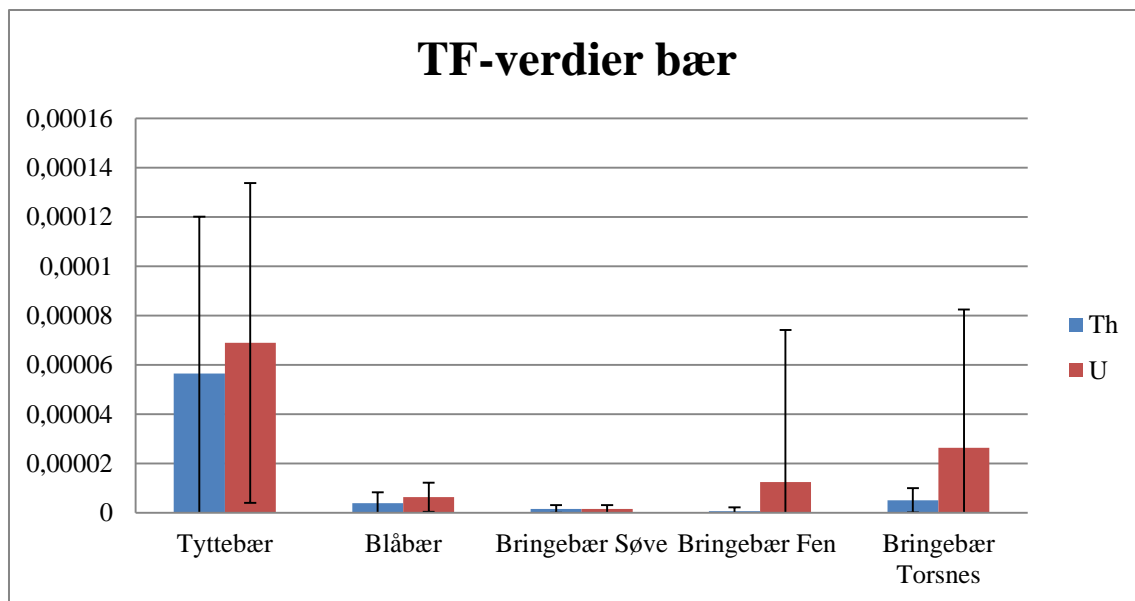
En undersøkelse av Popic et al. (2012b) viser at  $^{232}\text{Th}$  i Fensfeltet er sterkt bundet til den krystallinske delen av jorda og derfor er mindre tilgjengelig for opptak. U-238 var derimot ikke i like stor grad bundet til den krystallinske delen og kunne løses ved hjelp av ionebytting og reduserende og oksiderende reagenser. U-238 kan derfor lettere tas opp i planter enn  $^{232}\text{Th}$ . Dette stemmer godt overens med TF-verdiene for  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  som viser at  $^{238}\text{U}$  lettere blir tatt opp av jorda enn  $^{232}\text{Th}$ . Til tross for dette er det mer  $^{232}\text{Th}$  i plantene enn  $^{238}\text{U}$  ettersom konsentrasjonen av  $^{232}\text{Th}$  i jorda er mye høyere. Po-210 har mye høyere TF-verdier enn  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  og har altså lettest for å bli tatt opp fra jorda.

Transferfaktorene for bær (figur 3.10 og 3.11) viser et høyere opptak av alle radionuklidene i tyttebær enn i blåbær. For  $^{238}\text{U}$  og  $^{232}\text{Th}$  er opptaket høyest i tyttebær, mens for  $^{210}\text{Po}$  er opptaket høyere i bringebær fra Fen, til tross for at den høyeste konsentrasjonen av  $^{210}\text{Po}$  ble funnet i tyttebær. Denne høye transferfaktoren i bringebær fra Fen kan skyldes at de laveste jordkonsentrasjonene for  $^{210}\text{Po}$  ble funnet her. Ettersom alle bringebærplantene tar opp lite  $^{210}\text{Po}$  og har relativt lik konsentrasjon mellom stedene vil transferfaktorene bli påvirket av konsentrasjonene i jorda og vise høyere TF i områder med lave konsentrasjoner i jord.

Tidligere studier har også vist et høyere opptak av  $^{210}\text{Po}$  i tyttebær enn i blåbær (Gwynn et al. 2013; Vaaramaa et al. 2009).



Figur 3.10: Transferfaktorer for  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  og  $^{210}\text{Po}$  i blåbær, tyttebær og bringebær (gjennomsnitt ± standardavvik)



Figur 3.11: Transferfaktorer for  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  i blåbær, tyttebær og bringebær (gjennomsnitt  $\pm$  standardavvik)

Det kan være en sammenheng mellom plantenes og soppens evne til å ta opp sporelementet selen (Se) og  $^{210}\text{Po}$  i planter og sopp (Gwynn et al. 2013; Vaaramaa et al. 2009). Studier har vist en 10 ganger høyere konsentrasjon av Se i kantarell enn bringebær, blåbær og tyttebær (Borovička & Řanda 2007; Ekholm et al. 2007). Det stemmer med tallene for  $^{210}\text{Po}$  i denne oppgaven. Studier av opptak av Se og  $^{210}\text{Po}$  i sopp viser at begge har høyest konsentrasjon i hatten på soppene og minst i stilken (Falandysz et al. 2007; Stijve 1977; Vaaramaa et al. 2009). Det høyeste opptaket av Se i sopp er i *Boletus edulis* (steinsopp) dette er den samme sopparten som viser høyest opptak av  $^{210}\text{Po}$ . Kantarell viser begrenset evne til opptak av Se (Borovička & Řanda 2007; Skwarzec & Jakusik 2003; Stijve 1977; Vaaramaa et al. 2009). En studie om opptak av Se i bringebærplante viste at de høyeste konsentrasjonene av Se var i bringebærblader (Licina et al. 1996) dette stemmer godt med resultatene for konsentrasjon av  $^{210}\text{Po}$  i bringebærplantene i denne oppgaven.

Det er høye usikkerheter for TF-verdiene. Dette skyldes høy usikkerhet i konsentrasjonen fra jordprøvene ettersom radionuklidene er veldig lite homogent fordelt i jorda fra hvert sted, i tillegg til at det er brukt gjennomsnittsverdier for blader, stilker og lyng.

Transferfaktorer som mål på opptak varierer veldig mellom arter av planter og sopp, og er avhengig av flere parametere som jordens pH og innhold av organisk materiale, og radionuklidenes spesiering (Greger & Svensk Karnbranslehantering 2004; Salbu 2007). Alle disse faktorene gjør at det kan være vanskelig å sammenligne TF verdier mellom steder og på forskjellige tider av året.

### 3.4 Doseberegninger

Doseberegninger ble foretatt med utgangspunkt i totalkonsentrasjon i bær og sopp (ferskvekt). Resultatene for doseberegninger for voksne individer er presentert i tabell 3.7, mens doseberegninger for ettåringer er presentert i tabell 3.8. De høyeste dosene fra både  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  kommer fra sopp plukket sent i juli og tyttebær, mens de laveste dosene kommer fra bringebær. Mattilsynet og Statens strålevern har satt tiltaksgrensen for  $^{137}\text{Cs}$  i sopp og bær til 600 Bq/kg (Statens Strålevern 2006). Dette er den samme tiltaksgrensa som er satt av rådet for den europeiske union (EEC 737/90). Det finnes ingen tiltaksgrense for naturlig forekommende radionuklider i sopp og bær.

De høyeste dosene kommer fra sopp og tyttebær plukket i Bolladalen. Dette skyldes trolig ulik evne til å ta opp radionuklidene i sopp og tyttebær i forhold til bringebær på de andre stedene. For å se etter en forskjell i doser fra steder med NORM og TENORM vil det være nødvendig å ta prøver av samme arter på alle steder. Plantenes barrierer i røttene vil likevel kunne føre til lave konsentrasjoner i plante på alle stedene, på samme måte som for bringebær og det kan derfor bli vanskelig å se noen forskjell i dose i områder med NORM, TENORM og referanseområdet. Det er uvisst om de samme mekanismene fungerer for sopp og lyngplanter som tyttebær og blåbær, så om det hadde vært mulig å finne prøver av disse på de andre områdene ville det kanskje være mulig å finne ulikt opptak og ulike doser mellom områdene.

I denne masteroppgaven er det kun tatt prøver av kantarell. Flere studier har vist at det er store variasjoner i opptak av radionuklider mellom sopparterne (Gwynn et al. 2013; Skwarzec & Jakusik 2003; Vaaramaa et al. 2009). Andre sopparter kan gi høyere doser. Steinsopp er kjent for å ta opp mer av  $^{210}\text{Po}$  enn en del andre sopparter (Skwarzec & Jakusik 2003; Vaaramaa et al. 2009), den er også kjent for å være en god matsopp (SNL 2013). Etersom  $^{210}\text{Po}$  bidrar til en stor del av dosen vil et høyt konsum av steinsopp kunne føre til høyere doser enn estimert i denne oppgaven.

En annen faktor som spiller inn på doseberegningene er at sopp og bær ofte fryses over en lenger periode før de konsumeres. Dette vil føre til en lavere konsentrasjon av  $^{210}\text{Po}$  i sopp og bær enn innholdet på dagen de plukkes (Vaaramaa et al. 2009). Dette fører igjen til at doseberegningene i denne oppgaven kan være overestimert.

Konsum av 10 kg sopp med 600 Bq/kg  $^{137}\text{Cs}$  vil føre til en dose på 0,1 mSv. Den estimerte gjennomsnittlige årlige dosen fra naturlig radioaktivitet som følge av matinntak er 0,29 mSv

(UNSCEAR 2008). Den totale samlede dosen fra naturlig radioaktivitet er estimert til å ligge på 2,4 mSv/år.

For å oppnå en dose på 0,1 mSv ved å spise sopp plukket sent i juli i Fensfeltet ville det for voksne være nødvendig å konsumere 14 kg. En rapport fra statens næringsmiddeltilsyn (Meltzer et al. 2002) viser at det gjennomsnittlige konsumet av skogsopp i Telemark ligger på  $0,4 \pm 0,7$  kg/år. Høykonsumenter av sopp på landsbasis (95 percentilen) hadde et gjennomsnittlig inntak av skogsopp på 5,5 kg i året (Bergsten 2004). Dosen til høykonsumentene ville da ligget på ca. 0,039 mSv/år for voksne.

For små barn på ett år vil et konsum av 2 kg av kantarell plukket sent i juli kunne føre til en dose på 0,1 mSv/år. Denne dosen oppnås etter et mye lavere konsum av sopp enn for voksne individer. Det finnes ingen kostholdsundersøkelser fra Norge som viser inntak av sopp for så små barn. En nederlandsk kostholdsundersøkelse oppgir et konsum på 2,6 kg per år for høykonsumenter i gruppen barn fra 7 til 8 år (Van Rossum et al. 2011). Det er ikke sannsynlig at konsumet av sopp for ettåringer overstiger dette konsumet. I den nederlandske studien blir det ikke presisert om det er skogsopp eller butikkjøpt sopp som blir konsumert. Det kan også være forskjeller i konsum av sopp mellom landene. I den nederlandske kostholdsundersøkelsen ble konsumet av sopp for voksne høykonsumenter oppgitt til 5,8 kg per år. Dette er ikke så ulikt konsumet på 5,5 kg per år for høykonsumenter i den norske undersøkelsen (Bergsten 2004).

Tabell 3.7: Doseberegninger for bær og sopp (tatt utgangspunkt i 2,7 kg sopp og 24,5 kg bær per person per år)

Prøve	Dose fra $^{210}\text{Po}$ ( $\mu\text{Sv}/\text{år}$ )	Dose fra $^{232}\text{Th}$ ( $\mu\text{Sv}/\text{år}$ )	Dose fra $^{238}\text{U}$ ( $\mu\text{Sv}/\text{år}$ )	Total dose ( $\mu\text{Sv}/\text{år}$ )
Søve bringebær	2,6	---	---	2,6
Fen bringebær	5,9	---	---	5,9
Torsnes bringebær	5,9	0,022	---	5,9
Tyttebær	14	2,1	0,015	16
Blåbær	5,9	0,14	---	6,0
Sopp juli	17	2,1	0,075	19
Sopp august 1	7,8	0,38	0,0063	8,2
Sopp august 2	5,2	0,30	0,0066	5,5

En dose på 0,1 mSv/år for tyttebær, som har den høyeste dosen av bærene, vil tilsvare et konsum på 146 kg per år for voksne. Et så høyt konsum av ville bær har ikke vært dokumentert i noen av de nordiske landene.

Små barn (ettåringer) vil kunne oppnå en dose på 0,1 mSv/år ved å konsumere 22 kg tyttebær og 57 kg blåbær eller bringebær. I tabell 3.7 og tabell 3.8 er dosene beregnet ut fra undersøkelsen av Thørring et al. (2004) som undersøkte konsum av sopp og bær hos reindriftsutøvere i Midt-Norge. Det ble valgt å regne ut fra disse mengdene for å få et verstefall-scenario. Ut fra dette konsumet ville barn overskredet dosen på 0,1 mSv for både kantarell og tyttebær. Det er likevel ikke trolig at dette gjenspeiler virkeligheten i Fensfeltet ettersom tallene fra denne kostholdsundersøkelsen baserer seg på tall fra voksne individer på husholdningsnivå i en gruppe med antatt høyt forbruk av lokale matvarer.

Fensfeltet er et relativt lite område og flere av stedene har et jordsmonn som gjør det vanskelig for sopp og bær å gro der. Dette vil gjøre det vanskelig å sanke nok sopp og bær til at det vil utgjøre noen stor dose til enkeltindivider.

Dosene fra konsum av sopp og bær ved normalt forbruk til voksne individer i Fensfeltet er lave sammenlignet med de estimerte årlige dosene til befolkningen som følge av matinntak (0,12 mSv) og den totale dosen fra naturlig radioaktivitet (2,4 mSv) og vil trolig ikke tilføre noen dosebelastning til populasjonen i Fensfeltet ved normalt konsum. For små barn vil dosene være høyere ved et lavere konsum, så det kan være greit å følge med på inntak av sopp og tyttebær og unngå de store mengdene av disse matvarene, men ved et antatt normalt konsum på under 2 kg kantarell og 22 kg tyttebær vil det ikke føre til ekstra dosebelastning fra naturlig radioaktivitet.

Tabell 3.8: Doseberegninger fra bær og sopp til ett år gamle barn (med utgangspunkt i samme konsum som doseberegningene for voksne (2,7 kg sopp og 24,5 kg bær per år)).

Prøve	Dose fra $^{210}\text{Po}$ ( $\mu\text{Sv}/\text{år}$ )	Dose fra $^{232}\text{Th}$ ( $\mu\text{Sv}/\text{år}$ )	Dose fra $^{238}\text{U}$ ( $\mu\text{Sv}/\text{år}$ )	Total dose ( $\mu\text{Sv}/\text{år}$ )
Søve bringebær	19	---	---	19
Fen bringebær	43	---	---	43
Torsnes bringebær	43	0,04	---	43
Tyttebær	108	4	0,04	112
Blåbær	43	0,3	---	43,3
Sopp juli	126	4	0,2	130,2
Sopp august 1	57	0,7	0,02	57,7
Sopp august 2	38	0,6	0,02	38,6

## 4 Konklusjon

Jorda fra Fensfeltet har en konsentrasjon av  $^{232}\text{Th}$  på 3 – 6531 mg/kg som ligger langt over verdensgjennomsnittet på 11 mg/kg. Konsentrasjonen av  $^{238}\text{U}$  på 0,2 – 175 mg/kg ligger også høyere enn for verdensgjennomsnittet på 3 mg/kg, men ikke i like stor grad som for  $^{232}\text{Th}$ . Konsentrasjonene av  $^{210}\text{Po}$  lå mellom 29 og 858 Bq/kg. Med unntak av verdien på 858 Bq/kg fra Bolladalen ligger alle de målte verdiene innenfor det anslåtte verdensgjennomsnittet på 20 – 240 Bq/kg. Områdene med NORM har høyere konsentrasjoner av  $^{232}\text{Th}$  enn de andre områdene, og referanseområdet Torsnes har lavere konsentrasjon av både  $^{238}\text{U}$  og  $^{232}\text{Th}$  enn de andre stedene. For  $^{210}\text{Po}$  var det ikke mulig å se noen signifikant forskjell i konsentrasjon mellom stedene. Enkelte av områdene i Fensfeltet viser forhøyede konsentrasjoner av metaller som As, Pb, Cr og Ni i forhold til normalverdier gitt av Klima- og forurensningsdirektoratet.

Konsentrasjonen av radionuklidene i bringebærplanter viser lave konsentrasjoner som varierer lite fra sted til sted. De laveste konsentrasjonene av alle radionuklidene finnes i bær, men det var ikke mulig å se noen signifikant forskjell i konsentrasjon i blader og stilk. Th-232 står for den høyeste konsentrasjonen (mg/kg) av radionuklidene i bringebærplanten, men på grunn av høy spesifikk aktivitet står  $^{210}\text{Po}$  for den høyeste aktivitetskonsentrasjonen (Bq/kg). Dette gjelder også for konsentrasjonene av radionuklidene i tyttebær- og blåbærplanter og kantarell. For  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  finnes de høyeste konsentrasjonene i blåbærlyng og kantarell plukket sent i juli. For  $^{210}\text{Po}$  finnes de høyeste konsentrasjonene i blåbærlyng og tyttebærlyng, men også for  $^{210}\text{Po}$  er det en høyere konsentrasjon i kantarellen plukket i juli enn kantarellen plukket i august. Denne forskjellen i konsentrasjon kan skyldes at soppen får en lavere konsentrasjon i fruktlegetet når den blir eldre.

Transferfaktorene for bringebærplanter er lavere enn forventet for områdene med NORM og TENORM. Dette skyldes antakelig at røttene til bringebærplanten virker som en barriere som hindrer opptak til de øvre plantedelene. Områder med høye konsentrasjoner av radionuklider i jord vil dermed få en lavere transferfaktor enn områder med lave konsentrasjoner av radionuklidene. TF-verdiene er høyere i bringebærblader enn i bær. Det var ikke mulig å se noen signifikant forskjell i TF mellom NORM- og TENORM-områdene.

Transferfaktorene for bringebærplanter, tyttebær, blåbær og kantarell viser et opptak hvor TF for  $^{210}\text{Po} > ^{238}\text{U} > ^{232}\text{Th}$ . TF-verdiene for  $^{232}\text{Th}$  og  $^{238}\text{U}$  er høyere i tyttebær enn i tyttebærlyng. Dette kan kanskje skyldes at tyttebærene var lite modne da prøvene ble tatt og et høyere

opptak i vekstsesong eller et lavt vanninnhold i bærene. For å undersøke dette nærmere vil det være nødvendig å ta prøver av både modne og umodne tyttebær.

De høyeste dosene fra sopp og bær i Fensfeltet kommer fra kantarell plukket i juli og tyttebær. Po-210 står for den største dosebelastningen. For å oppnå doser på 0,1 mSv/år må det konsumeres relativt store mengder sopp og bær. Voksne må spise 14 kg av kantarellen plukket i juli og 146 kg tyttebær. For små barn på ett år tilsvarer den samme dosen et konsum på 2 kg kantarell plukket i juli og 22 kg tyttebær. Flere av områdene undersøkt i denne masteroppgaven er steinete og golde, noe som gjør det ugunstig for sopp og bær og vokse der. Dette kan gjøre det vanskelig å finne store mengder av viltvoksende sopp og tyttebær ettersom Fensfeltet er et relativt lite område. Frysing og lagring av sopp og bær vil også føre til en lavere konsentrasjon av  $^{210}\text{Po}$ , slik at dosene presentert i denne oppgaven kan være overestimert. Kantarell er den eneste sopparten undersøkt i denne oppgaven, og det er grunn til å anta at andre sopparter kan ha et høyere opptak av  $^{210}\text{Po}$ . Doseberegningene fra denne oppgaven viser at det er lite sannsynlig at konsum av sopp og bær vil føre til økt dosebelastning for voksne og barn i Fensfeltet.

For å få et mer korrekt bilde av opptak i Fensfeltet vil det kunne være nyttig å ta prøver av røttene på plantene, for å se om konsentrasjonen av radionuklidene i jord vil avspeiles i konsentrasjonen i røttene. En annen faktor som kunne vært interessant å undersøke ved senere forsøk ville være å utføre en sekvensiell ekstraksjon for å finne ut hvor mye av radionuklidene som er mobile og tilgjengelige for opptak. Ved å beregne transferfaktorer fra tilgjengelig mobil fraksjon vil kanskje transferfaktorene mellom de ulike stedene og plantedelene gi et annet resultat. Ettersom opptak av  $^{210}\text{Po}$  kan være større i andre arter av sopp enn for kantarell, kunne det vært interessant å undersøke dette med tanke på doseberegninger. For å kunne gjøre flere statistiske analyser vil det også være nødvendig med flere prøver fra hvert sted, og nok prøve til å kunne kjøre flere paralleller for å oppnå større sikkerheter i målingene.



## 5 Referanser

- Agazzi, A. & Pirola, C. (2000). Fundamentals, methods and future trends of environmental microwave sample preparation. *Microchemical Journal*, 67 (1–3): 337-341.
- Agilent Technologies. (2012). *Agilent 8800 Triple Quadrupole ICP-MS, Technology transformed. Performance redefined*. Tilgjengelig fra: [http://www.chem.agilent.com/Library/brochures/5991-0079EN\\_8800\\_ICPQQO\\_Brochure.pdf](http://www.chem.agilent.com/Library/brochures/5991-0079EN_8800_ICPQQO_Brochure.pdf) (lest 21. april 2013).
- Al-Masri, M. S. & Blackburn, R. (1996). Radioanalytical methods for determination of alpha emitters in the environment. *Radiation Physics and Chemistry*, 47 (2): 171-175.
- Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). (1998). AMAP Assessment Report 1998: Arctic Pollution Issues. . Oslo, Norway.
- Avila, R. & Svensk karnbranslehantering AB. (2006). *Model of the long-term transfer of radionuclides in forests: SKB*.
- Baeza, A., Guillén, F. J., Salas, A. & Manjón, J. L. (2006). Distribution of radionuclides in different parts of a mushroom: Influence of the degree of maturity. *Science of The Total Environment*, 359 (1–3): 255-266.
- Baxter, M. S. (1996). Technologically enhanced radioactivity: An overview. *Journal of Environmental Radioactivity*, 32 (1–2): 3-17.
- Berg, B. I. & Nordrum, F. S. (1985). Bergverk i Telemark. Del 1: Malmgruver. *Telemark Historie*. , Tidsskrift for Telemark Historielag. 6: 16-35 (p.25).
- Bergsten, C. (2004). Fish- and game study. The consumption of foods that may be important when assessing the dietary intake of mercury, cadmium and PCB/dioxins, with a focus on population groups living on the coast and in the inland of Norway. Oslo: The Norwegian Food Safety Authority (Mattilsynet).
- Borovička, J. & Řanda, Z. (2007). Distribution of iron, cobalt, zinc and selenium in macrofungi. *Mycological Progress*, 6 (4): 249-259.
- Boswell, G. P., Jacobs, H., Davidson, F. A., Gadd, G. M. & Ritz, K. (2002). Functional Consequences of Nutrient Translocation in Mycelial Fungi. *Journal of Theoretical Biology*, 217 (4): 459-477.
- Brøgger, W. (1921). Die Eruptivgesteine des Kristianiagebietes. IV. *Das Fengebiet in Telemark, Norwegen. Skrifter, Det Norske videnskapsakademi i Oslo I, Mat.-naturv. klasse*, 9: 408.

- Canberra. (2013). *Measurement Solutions for Nuclear Safety, Security and the environment*.  
Tilgjengelig fra: <http://www.canberra.com/default.asp#4> (lest 22. april 2013).
- Chen, Q., Aarkrog, A., Nielsen, S. P., Dahlgaard, H., Lind, B., Kolstad, A. K. & Yu, Y. (2001). *Procedures for determination of 239, 240-Pu, 241-Am, 237-Np, 234,238-U, 228,230,232-Th, 99-Tc and 210-Pb, 210-Po in Environmental Materials*. Risø, Denmark: Risø National Laboratory.
- Chen, S. B., Zhu, Y. G. & Hu, Q. H. (2005). Soil to plant transfer of 238U, 226Ra and 232Th on a uranium mining-impacted soil from southeastern China. *Journal of Environmental Radioactivity*, 82 (2): 223-236.
- Choppin, G. R., Liljenzin, J. O. & Rydberg, J. (2002). *Radiochemistry and nuclear chemistry*. [Oxford]: Butterworth-Heinemann. 709 s., ill. s.
- CNACIS. (2004). Certificate of Certified Reference Material, NCS DC 73319-NCS DC 73326, Soil. *China National Analysis Center for Iron and Steel, Beijing, China*.
- CNACIS. (2008). Certificate of Certified Reference Material, NCS DC 73348, Bush Twigs and Leaves *China National Analysis Center for Iron and Steel, Beijing, China*.
- CNACIS. (2010). Certificate of Certified Reference Materials, NCS ZC73008 Rice, NCS ZC73009 Wheat, NCS ZC73010 Mealie, NCS ZC73011 Soy bean, NCS ZC73012 Cabbage, NCS ZC73013 Spinage, NCS ZC73014 Tea, NCS ZC73015 Milk Powder, NCS ZC73016 Chicken, NCS ZC73017 Apple. *China National Analysis Center for Iron and Steel, Beijing, China*.
- Dahlgren, S. (1983). Naturlig radioaktivitet i berggrunnen. Gamma-strålingskart. Fensfeltet, Telemark, m 1:10 000. . "Prosjekt temakart, Telemark".
- Dementyev, D. & Bolsunovsky, A. Y. (2009). Accumulation of artificial radionuclides by edible wild mushrooms and berries in the forests of the central part of the Krasnoyarskii Krai. *Radioprotection*, 44 (05): 115-120.
- Dementyev, D. & Bolsunovsky, A. (2011). Accumulation of 60 Co, 90 Sr, 137 Cs, 238 U and transuranic elements by berry shrubs in forest ecosystems of the Yenisei river basin. *Radioprotection*, 46 (6): S25-S28.
- Echevarria, G., Sheppard, M. I. & Morel, J. (2001). Effect of pH on the sorption of uranium in soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 53 (2): 257-264.
- Eisenbud, M. & Gesell, T. (1997). *Environmental radioactivity : from natural, industrial, and military sources*. San Diego, Calif.: Academic Press. XXV, 656 s., ill. s.
- Ekholm, P., Reinivuo, H., Mattila, P., Pakkala, H., Koponen, J., Happonen, A., Hellström, J. & Ovaskainen, M.-L. (2007). Changes in the mineral and trace element contents of

- cereals, fruits and vegetables in Finland. *Journal of Food Composition and Analysis*, 20 (6): 487-495.
- Falandysz, J., Kunito, T., Kubota, R., Bielawski, L., Mazur, A., Falandysz, J. J. & Tanabe, S. (2007). Selected elements in Brown Birch Scaber Stalk *Leccinum scabrum*. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 42 (14): 2081-2088.
- Francis, C. W., Chesters, G. & Erhardt, W. H. (1968). Polonium-210 entry into plants. *Environmental Science & Technology*, 2 (9): 690-695.
- Greger, M. & Svensk Karnbranslehantering, A. (2004). *Uptake of nuclides by plants*: Svensk kärnbränslehantering AB, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company.
- Gwynn, J. P., Nalbandyan, A. & Rudolfsen, G. (2013). 210Po, 210Pb, 40K and 137Cs in edible wild berries and mushrooms and ingestion doses to man from high consumption rates of these wild foods. *Journal of Environmental Radioactivity*, 116 (0): 34-41.
- Heaton, B. & Lambley, J. (1995). TENORM in the oil, gas and mineral mining industry. *Applied Radiation and Isotopes*, 46 (6-7): 577-581.
- Heincke, B. H., Smethurst, M. A., Bjørlykke, A., Dahlgren, S., Rønning, J. S. & Mogaard, J. O. (2008). *Geology for Society*. Geological Survey of Norway Special Publication, vol 11. pp 131-143.
- Heinrich, G. (1993). Distribution of radiocesium in the different parts of mushrooms. *Journal of Environmental Radioactivity*, 18 (3): 229-245.
- Hill, C. (1960). Lead-210 and polonium-210 in grass. *Nature*, 187: 211-212.
- HPS. (2010). Fact Sheet: Polonium-210. *Health Physics Society: Specialists in Radiation Safety*.
- IAEA. (1999). *Assessment of doses to the public from ingested radionuclides*. Safety reports series, b. no. 14. Wien: International Atomic Energy Agency. 87 s., ill. s.
- IAEA. (2002). *Natural and induced radioactivity in food*. Wien, Østerrike, International Atomic Energy Agency.
- IAEA. (2006). *Factsheets and FAQs: Polonium-210*. Tilgjengelig fra: <http://www.iaea.org/Publications/Factsheets/English/polonium210.html> (lest 02. april 2013).
- IAEA. (2010). Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater ecosystems. I: *Technical reports series 472*. Wien: International Atomic Energy Agency.
- IGGE. (u.å.). GBW 07401, Podzolic Soil. *Institute of Geophysical and Geochemical Exploration*.

- Johanson, K. J., Nikolova, I., Taylor, A. F. & Vinichuk, M. M. (2004). *Uptake of elements by fungi in the Forsmark area*, b. 4: SKB.
- Kathren, R. L. (1998). NORM sources and their origins. *Applied Radiation and Isotopes*, 49 (3): 149-168.
- KLIF (Klima- og forurensningsdirektoratet). (2009). *Forskrift om Begrensning av Forurensning, Vedlegg 1. Normverdier*.
- Langmuir, D. & Herman, J. S. (1980). The mobility of thorium in natural waters at low temperatures. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 44 (11): 1753-1766.
- Licina, V., Jakovljevic, M., Antic-Mladenovic, S. & Oparnica, C. (1996). *The content of selenium in raspberry plant and its improvement by se-fertilization*. IV International Symposium on Replant Problems 477. 167-172 s.
- Linsalata, P. (1994). Uranium and Thorium Decay Series Radionuclides in Human and Animal Foodchains—A Review. *Journal of Environmental Quality*, 23 (4): 633-642.
- Macquarie University. (2008). *Uranium-series isotopes*. Sydney, Australia. Tilgjengelig fra: <http://eps.mq.edu.au/USRG/facil.html> (lest 25. feb 2013).
- Mahon, D. & Mathewes, R. (1983). Uptake of naturally occurring radioisotopes by vegetation in a region of high radioactivity. *Canadian Journal of Soil Science*, 63 (2): 281-290.
- Matthews, K. M., Kim, C.-K. & Martin, P. (2007). Determination of <sup>210</sup>Po in environmental materials: A review of analytical methodology. *Applied Radiation and Isotopes*, 65 (3): 267-279.
- Meltzer, H. M., Bergsten, C. & Stigum, H. (2002). Fisk- og viltundersøkelsen. Konsum av matvarer som kan ha betydning for inntaket av kvikksølv, kadmium og PCB/dioksin i norsk kosthold. *SNT-Rapport 6*. Oslo: Statens næringsmiddeltilsyn.
- Milestone. (2009). *UltraCLAVE, The next generation Microwave Digestion System*: Milestone SRL. Tilgjengelig fra: <http://www.milestonesrl.com/analytical/products-microwave-digestion-ultraclave.html> (lest 21. april 2013).
- Milestone S.r.l. (2008). *UltraCLAVE, The Next Generation Microwave Digestion System*, Brochure.
- NGI. (2010). Kartlegging av omfang og kostnader ved eventuell senere opprydning av radioaktivt materiale ved Sjøve gruver; 20091927-00-14-R
- NIST. (1993). Certificate of Analysis, Standard Reference Material 1575 "Pine Needles". *National Institute of Standards and Technology*.

- NIST. (2009). Certificate of Analysis, Standard Reference Material 2709a, San Joaquin Soil. *National Institute of Standards and Technology*.
- Perkin Elmer. (2001). The 30-minute Guide to ICP-MS. *Perkin Elmer, Shelton CT*.
- Persson, B. R. R. & Holm, E. (2011). Polonium-210 and lead-210 in the terrestrial environment: a historical review. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102 (5): 420-429.
- Popic, J. M., Salbu, B., Strand, T. & Skipperud, L. (2011). Assessment of radionuclide and metal contamination in a thorium rich area in Norway. *Journal of environmental monitoring : JEM*, 13 (6): 1730-8.
- Popic, J. M., Raj Bhatt, C., Salbu, B. & Skipperud, L. (2012a). Outdoor <sup>220</sup>Rn, <sup>222</sup>Rn and terrestrial gamma radiation levels: investigation study in the thorium rich Fen Complex, Norway. *Journal of environmental monitoring : JEM*, 14 (1): 193-201.
- Popic, J. M., Salbu, B. & Skipperud, L. (2012b). Ecological transfer of radionuclides and metals to free-living earthworm species in natural habitats rich in NORM. *The Science of the total environment*, 414: 167-76.
- Prestvik, T. (2001). *Petrologi og geokjemi*. Nesbru: Vett & Viten AS 109-110 s.
- Ramberg, I. B. (1973). Gravity studies of the Fen complex, Norway, and their petrological significance. *Contributions to Mineralogy and Petrology*, 38 (2): 115-134.
- Ramberg, I. B., Bryhni, I. & Nøttvedt, A. (2007). *Landet blir til : Norges geologi*. Trondheim: Norsk geologisk forening. 31 cm, 608 s., ill. s. 146 s.
- Roivainen, P., Makkonen, S., Holopainen, T. & Juutilainen, J. (2011a). Soil-to-plant transfer of uranium and its distribution between plantparts in four boreal forest species *Boreal Environment Research* 16 (2): 158-66.
- Roivainen, P., Makkonen, S., Holopainen, T. & Juutilainen, J. (2011b). Transfer of elements relevant to radioactive waste from soil to five boreal plant species. *Chemosphere*, 83 (3): 385-90.
- Rosa, M. M. L., Maihara, V. A., Taddei, M. H. T. & Dias, F. F. (2009). Sequential determination of U and Th isotopes, <sup>226</sup>Ra, <sup>228</sup>Ra, <sup>210</sup>Pb, and <sup>210</sup>Po in mushroom. *International Nuclear Atlantic Conference-INAC, Rio de Janeiro, RJ, Brazil, Sep 27 - Oc 2, 2009*.
- Salbu, B. (2007). Speciation of radionuclides – analytical challenges within environmental impact and risk assessments. *Journal of Environmental Radioactivity*, 96 (1–3): 47-53.
- SFT (Statens Forurensningstilsyn). (2009). Forskrift om Begrensning av Forurensning

- Shtangeeva, I., Ayrault, S. & Jain, J. (2005). Thorium uptake by wheat at different stages of plant growth. *Journal of Environmental Radioactivity*, 81 (2-3): 283-93.
- Shtangeeva, I. (2010). Uptake of uranium and thorium by native and cultivated plants. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101 (6): 458-63.
- Sillanpää, T., Ikäheimonen, T., Salonen, L., Taipale, T. & Mustonen, R. (1989). Puakkajavaaran vanhan uraanikaivos- ja rikastamonalueen ja sen ympäristön radioaktiivisuustutkimukset., STUK-B-VALO56. Helsinki: STUK (rapport på finsk).
- Skipperud, L., Jørgensen, A. G., Heier, L. S., Salbu, B. & Rosseland, B. O. (2012). Po-210 and Pb-210 in water and fish from Taboshar uranium mining Pit Lake, Tajikistan. *Journal of Environmental Radioactivity* (0).
- Skwarzec, B. & Jakusik, A. (2003). 210Po bioaccumulation by mushrooms from Poland. *Journal of Environmental Monitoring*, 5 (5): 791-794.
- Statens Strålevern. (2006). *Stråleverninfo 11:2006: "Radioaktive stoffer i norske matvarer etter Tsjernobyl-ulykken"*.
- Steinnes, E. & Ruhling, Å. (2002). Heavy Metals in Surface Soil in Fennoscandia. *NORD 2002*, Vol. 4.
- Stijve, T. (1977). Selenium content of mushrooms. *Zeitschrift für Lebensmittel-Untersuchung und Forschung*, 164 (3): 201-203.
- Stojanović, M., Stevanović, D., Milojković, J., Mihajlović, M., Lopičić, Z. & Šoštarić, T. (2012). Influence of Soil Type and Physical–Chemical Properties on Uranium Sorption and Bioavailability. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223 (1): 135-144.
- Store Norske Leksikon (SNL) & Høiland, K. (2013). *Steinsopp*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/steinsopp> (lest 29. april 2013).
- Stranden, E. (1982). En undersøkelse av naturlig stråling i Fensfeltet ved Ulefoss., SIS Rapport, 1982:9 Østerås, Norge: Statens Institutt for Strålehygiene.
- Thørring, H., Hosseini, A. & Skuterud, L. (2004). Kostholdsundersøkelser 1999 og 2002. Reindriftsutøvere i Midt-Norge. . *StrålevernRapport 2004:14*. Østerås: Statens Strålevern.
- Tso, T. C., Harley, N. & Alexander, L. T. (1966). Source of Lead-210 and Polonium-210 in Tobacco. *Science*, 153 (3738): 880-882.
- Tso, T. C. & Fisenne, I. (1968). Translocation and distribution of Lead-210 and Polonium-210 supplied to tobacco plants. *Radiation Botany*, 8 (6): 457-462.
- Turtiainen, T., Brunfeldt, M., Rasilainen, T., Skipperud, L., Valle, L., Popic, J. M., Roos, P., Sundell-Bergman, S. & Rosén, K. (2013). Doses from natural radioactivity in wild

- mushrooms and berries to the Nordic population. Interim Report from the NKS-B BERMUDA activity, 8778933463: Nordisk Kernesikkerhedsforskning.
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). (2000). Evaluation of EPA's Guidelines for Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials (TENORM). Report to congress. .
- UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation). (2008). *Sources and Effects of Ionizing Radiation, Report to the General Assembly with Scientific Annexes*. Nations, U. (red.). New York.
- Vaaramaa, K., Solatie, D. & Aro, L. (2009). Distribution of <sup>210</sup>Pb and <sup>210</sup>Po concentrations in wild berries and mushrooms in boreal forest ecosystems. *The Science of the total environment*, 408 (1): 84-91.
- Vaaramaa, K., Aro, L., Solatie, D. & Lehto, J. (2010). Distribution of (<sup>210</sup>)Pb and (<sup>210</sup>)Po in boreal forest soil. *The Science of the total environment*, 408 (24): 6165-71.
- Van Rossum, C., Fransen, H., Verkaik-Kloosterman, J., Buurma-Rethans, E. & Ocké, M. (2011). Dutch National Food Consumption Survey 2007-2010: Diet of children and adults aged 7 to 69 years. *RIVM rapport 350050006*.
- Wolf, R. E. (2005). *Introduction to the ICP-MS*: U. S. Geological Survey (USGS).  
Tilgjengelig fra: <http://crystal.usgs.gov/laboratories/icpms/intro.html> (lest 21. april 2013).
- Zavodskaja, L., Kosorinova, E., Scerbakova, L. & Lesny, J. (2008). Environmental chemistry of uranium. *HV ISSN*: 1418-7108.