

M.Sc. 2011

DISTRIBUSJON AV POLONIUM I TORSK (*GADUS MORHUA*),  
MED OG UTEN AVLEIRINGSHEMMER.

DISTRIBUTION OF POLONIUM IN COD (*GADUS MORHUA*), WITH AND WITHOUT  
SCALE INHIBITOR.



Lyse bl.,  
shiflet of  
mottagelse.

HANNE VEDDENG

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP  
INSTITUTT FOR  
MASTEROPPGAVE 60 STP. 2011





## Sammendrag

I forbindelse med utvinning av petroleumsressurser blir det sluppet ut store mengder produsert vann. Produsert vann er formasjonsvann fra reservoaret som følger med ved produksjonen av olje og gass. Når formasjonsvannet kommer i kontakt med sjøvann felles det ut uorganiske salter, som  $\text{BaSO}_4$ . Dette er såkalte scaleavleiringer som utgjør et problem for oljeindustrien da det blant annet tetter igjen produksjonsrørene og gir en mindre effektiv produksjon. Som løsning på problemet tilsetter oljeindustrien avleiringshemmere som er organiske eller uorganiske kompleksbindende middel som hinder disse utfellingene. Produsert vann inneholder radioaktive grunnstoffer fra berggrunnen, som radium ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ) og polonium ( $^{210}\text{Po}$ ). Disse radionuklidene vil også medfelles som uorganiske salter, men avleiringshemmere hindrer altså denne utfellingen. Dette gir en oppkonsentrasjon av naturlige radioaktive stoffer, som kan utgjøre en potensiell trussel for biota rundt installasjonene. Fisk blir eksponert for disse forbindelsene både direkte (gjeller), og via mye drikking (mage/tarm). Økt bruk av avleiringshemmere i industrien kan føre til en endring i radionuklidens tilstandsform, og egenskaper som lipofil karakter kan påvirkes. Når dette skjer kan de akkumulerte metallene forandre sin distribusjon i organismene som tar de opp. I denne masteroppgaven ble forskjellen på distribusjonen av  $^{208}\text{Po}$  i torsk med og uten avleiringshemmeren (SI-4471) studert. Vi valgte å se på  $^{208}\text{Po}$  fordi denne isotopen er lettere å få tak i enn  $^{210}\text{Po}$ . Den er ment å fungere som en modell på hvordan  $^{210}\text{Po}$  ville oppføre seg, da de er isotoper av samme grunnstoff og dermed har like kjemiske egenskaper.

Forsøket ble gjennomført ved oppbevaring av til sammen 75 torsk (*Gadus morhua*) i separate tanker (25 i hver), og ved injisering av  $^{208}\text{Po}$  m/u avleiringshemmer i disse fiskene. Den første gruppen ble injisert med 0,15 ml fysiologisk saltvann og fungerte som en kontroll. Den andre gruppen ble injisert med 0,05 ml fysiologisk saltvann og 0,1 ml  $^{208}\text{Po}$ , noe som tilsvarer en aktivitet på 2 Bq per fisk. Den siste gruppen fikk lik mengde vann og  $^{208}\text{Po}$ , men også 0,0028 g av avleiringshemmeren SI-4471 per 0,1 ml saltvann.

Prøvene fra uttak etter 1 dag, 2 uker og 6 ukers eksponering ble analysert. Hvert av uttakene besto av 5 fisk fra hver tank, altså til sammen 15 fisk per uttak. Disse ble dissekert ved standard prosedyrer og aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i lever og filet ble målt ved hjelp av alfaspektrometer. I tillegg ble det tatt vannprøver ved hvert uttak for å se om det var målbar utskilling av  $^{208}\text{Po}$  fra fiskene til vannet. Målet med studiet var å følge redistribusjon og

akkumulering av  $^{208}\text{Po}$  i forskjellige fiskeorgan (lever og filet), over tid når  $^{208}\text{Po}$  injiseres i blodbanen til fiskene. Målet var også å se om tilsetningen av avleiringshemmer utgjør noen forskjell i redistribusjon og akkumulering av  $^{208}\text{Po}$  i fisk over tid.

Kontrollgruppen som bare ble injisert med fysiologisk saltvann hadde som forventet ingen målbar konsentrasjon av  $^{208}\text{Po}$ . Konsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i kontrollfiskene var altså under deteksjonsgrensen på 0,0005 Bq. Konsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i de forskjellige fiskeorganene (lever og filet) i fiskene som ble injisert med  $^{208}\text{Po}$ , med og uten avleiringshemmer, var signifikant forskjellig i forhold til kontrollgruppen. Dette indikerer at det både har skjedd en akkumulering av  $^{208}\text{Po}$  i lever og en overføring av  $^{208}\text{Po}$  fra blod til filet i torskene, etter injiseringen.

Resultatene fra denne studien viser at aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  er høyere (pr. vektenhet) i lever enn i filet i samtlige fisker. Dette gjelder både fiskene med og uten avleiringshemmer. Dette er resultater som er i overensstemmelse med tidligere forskning på distribusjonen av polonium i fisk.

Ved sammenligning av konsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i filetprøvene til fiskene som ble injisert med og uten avleiringshemmer, finner man ingen signifikant forskjell. Dette indikerer at avleiringshemmeren ikke har noen innvirkning på overføringen av  $^{208}\text{Po}$  fra blod til filet. Det ble ikke observert noen reduksjon i aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i fileten hos noen av fiskegruppene i løpet av forsøksperioden på seks uker. Resultatene indikerer dermed at avleiringshemmeren ikke har noen innvirkning på bindingsgraden av  $^{208}\text{Po}$  i fileten. Det at det skjer en overføring av  $^{208}\text{Po}$  fra blodet til filetene, og at denne konsentrasjonen ikke minker over tid (seks uker), vil ha noe å si for konsumenter av fisk, i og med det er fileten som normalt blir spist. Tilsetning av avleiringshemmer har imidlertid ingen innvirkning på dette kort tid etter injisering.

Ved sammenligning av aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i leveren til fiskene med og uten avleiringshemmer finner man heller ingen signifikant forskjell. Dette indikerer at avleiringshemmeren ikke påvirker akkumuleringen av  $^{208}\text{Po}$  i leveren. Det ble derimot observert en signifikant reduksjon av  $^{208}\text{Po}$  i lever i løpet av de seks forsøksukene, i fiskene som ble injisert med  $^{208}\text{Po}$  uten avleiringshemmer basert på et 95 % konfidensintervall. Denne reduksjonen ble ikke observert i fiskene med både  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer. Ved å

sammenligne aktivitetskonsentrasjonen ved de ulike uttakene (1 dag, 2 uker og 6 uker), ser vi også at det basert på et 91 % konfidensintervall, er en signifikant forskjell ved uttaket etter seks uker. Det er mer  $^{208}\text{Po}$  i leveren til fiskene som ble injisert med  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer, ved siste uttak. Dette indikerer at avleiringshemmeren har en innvirkning på distribusjonen av  $^{208}\text{Po}$  i leveren over tid. Det kan av resultatene virke som at  $^{208}\text{Po}$  bindes sterkere i leveren ved tilsetning av avleiringshemmeren, og at det av denne grunn ikke observeres noen nedgang i konsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$ , over tid. En årsak til dette kan være at avleiringshemmeren øker den lipofile karakteren til  $^{208}\text{Po}$ , og at det dermed bindes sterkere i leveren, siden torskens fettlageret sitt her.

## Summary

In connection with the production of petroleum, large amounts of produced water is discharged into the marine environment. Produced water is formation water from the reservoir that follows during the production of oil and gas. When the formation water comes into contact with seawater, inorganic salts like  $\text{BaSO}_4$  precipitate. The precipitate called scale, represents a problem for the oil business because it clogs the production tubing. As a solution to the problem, the oil industry adds scale inhibitors, as a chemical treatment to counteract scale deposition. Produced water contains alpha emitting radionuclides like Radium ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ) and Polonium ( $^{210}\text{Po}$ ). These radionuclides would coprecipitate as scale, but the scale inhibitor prevents this. This leads to a concentration of radionuclides, which may represent a threat to the biota around the installations.

When complexing scale inhibitors are used, the speciation of affected trace metals and radionuclides are expected to change with respect to size (molecular mass), charge properties and lipophilic character. When this happens, the accumulated metals may change their distribution in the organism. The difference in distribution of  $^{208}\text{Po}$  in cod (*Gadhus morhua*) was studied with and without scale inhibitor (SI-4471). This isotope was chosen because it is easier to obtain. It is ment to reflect  $^{210}\text{Po}$  distribution, being an isotope of the same element, and therefore in possession of the same chemical properties.

The study was done by keeping 75 fish in seperate tanks (25 in each), and by injecting different solutions to these fishes. The first group was injected with 0.15 ml 0.9 % saline, and acted as a control group. The other group was injected with 0.05 ml 0.9 % saline and 0.1 ml  $^{208}\text{Po}$ , which corresponds to an activity of 2 bq per fish. The last group received the same amount of saline and  $^{208}\text{Po}$ , but was also injected with 0.0028 g of scale inhibitor SI-4471 per 0.1 ml saline.

The samples from 1 day exposure, 2 weeks exposure and 6 weeks exposure were analysed. Each of the samplings consisted of 5 fish from each tank, a total of 15 fish from each sampling. The fishes were dissected by standard procedures and the activity concentration of  $^{208}\text{Po}$  in liver and muscle was measured using a alphaspectrometer. In addition, water samples from each sampling were collected to see if there was any leaking of  $^{208}\text{Po}$  from the fish to the surrounding water. The aim of this study was to see if there was an uptake of  $^{208}\text{Po}$  in the

different fish organs (liver and muscle), and if the adding of a scale inhibitor caused a difference in distribution of  $^{208}\text{Po}$  in fish organs over a period of time.

The concentration of  $^{208}\text{Po}$  in different fish organs (liver and muscle), in the fishes that were injected with  $^{208}\text{Po}$ , with and without scale-inhibitor, was significantly different from the control group. This indicates an accumulation of polonium in the liver, and a transfer of  $^{208}\text{Po}$  from blood to muscle in the fish, after injection.

The highest activity concentration of  $^{208}\text{Po}$  was observed in the liver of all the fishes. Both the fishes that were injected with only  $^{208}\text{Po}$ , and the fishes that were injected with  $^{208}\text{Po}$  and scale inhibitor. This results is in accordance with previous studies on the distribution of  $^{208}\text{Po}$  in fish.

By comparing muscle samples from the fishes that were injected with and without scaleinhibitor, no significant difference is found. This indicates that scale inhibitor does not cause a difference in the uptake of  $^{208}\text{Po}$  in fish muscle. There was not observed a decrease in activity concentration of  $^{208}\text{Po}$  in muscle, over time (six weeks), in either fish groups. This indicates that the scale inhibitor does not influence the degree of binding  $^{208}\text{Po}$  in fish muscle. The fact that there is an uptake of  $^{208}\text{Po}$ , and that the concentration does not decrease over time (six weeks), will influence the consumers of fish, since its normally the muscle of the fish that is eaten. The adding of scale inhibitor has however no influence on this shortly after injection.

By comparing the activity concentration of  $^{208}\text{Po}$  in the liver of the fishes with and without scale inhibitor, there is no significant difference. This indicates that the scale inhibitor does not influence the accumulation of  $^{208}\text{Po}$  in the fish liver. There was however observed a reduction in the activity concentration of  $^{208}\text{Po}$  over time (six weeks) in the fishes that were injected with  $^{208}\text{Po}$ , without scale inhibitor based on a 95 % confidence interval. This was not observed in the fishes that were injected with both  $^{208}\text{Po}$  and scale inhibitor. By comparing the concentration of  $^{208}\text{Po}$  from the different sample dates (1day, 2 weeks and 6 weeks), on the last sample date (6 weeks), there can also be observed a significant difference, based on a 91 % confidence interval, between the groups. The activity concentration of  $^{208}\text{Po}$  is higher in the fishes that were injected with  $^{208}\text{Po}$  and scale inhibitor. This indicates that the scale inhibitor influences the distribution of  $^{208}\text{Po}$  in fish liver over time. The results from this study may

indicate that  $^{208}\text{Po}$  binds stronger in the liver in the presence of a scale inhibitor. A potential mechanism for this could be that the scale inhibitor increases the lipophilic character of  $^{208}\text{Po}$ , and that  $^{208}\text{Po}$  therefore binds stronger in the liver, since the cod have its fat reservoir here.



## Forord

Denne masteroppgaven er resultatet av to års masterstudie i radioøkologi ved Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB).

Jeg vil takke hovedveileder Lindis Skipperud for all hjelp underveis. Jeg vil også takke medveilederne mine Hans- Christan Teien, Bjørn Olav Rosseland og Brit Salbu.

Takk til Bjørn Olav for hjelp med å injisere de ulike stoffene i fiskene, for bildetaking, og hjelp med planlegging, gjennomføring og veiledning i oppgaveskrivingen.

Takk til Hans- Christian for hjelp med bedøving av fisker, planlegging, gjennomføring, oppgaveskriving og statistikk.

Takk til Lindis for hjelp og tips underveis i studien, for hjelp med planlegging og gjennomføring av forsøk, og for hjelp med å dissekere fisk.

Takk til Brit for hjelp i oppstarten av forsøket, og for veiledning i oppgaveskrivingen.

Jeg vil gjerne få takke for tilsending av avleiringshemmer SI-4471 fra MI Swaco Norge. I tillegg vil jeg takke NIVA Solbergstrand for hjelp med oppsetting av utstyr og mating av fisk. Vil også takke Henrik Ness Mikkelsen, Lene Sørli Heier og Merethe Kleiven for hjelp med dissekering av fisker, og Marit Nandrup Pettersen for all hjelp på laboratoriet.

Ås, Norge

Desember 2010

Hanne Veddeng

# Innholdsfortegnelse

Sammendrag.....	1
Summary.....	4
Forord.....	7
1 Introduksjon .....	10
1.1 Bakgrunn .....	10
1.2 Mål og hypotese.....	11
2 Teori .....	12
2.1 Polonium.....	12
2.2 Opptak av polonium gjennom næringskjeden .....	13
2.3 Mangel på informasjon om radionuklider i produsert vann .....	14
2.3.1 Effektene av polonium .....	15
2.3.2 Avleiringshemmere .....	16
2.3.3 Avleiringshemmeres innvirkning på partikler.....	16
2.3.4 Vekselvirkninger mellom avleiringshemmere, radionuklider og miljø .....	17
2.3.5 Avleringshemmeres innvirkning på opptak av radium i fisk .....	18
2.4 Definisjoner .....	19
2.4.1 Biotilgjengelighet .....	19
2.4.2 Bioakkumulering.....	20
2.4.3 Biomagnifisering.....	20
3 Metode.....	21
3.1 Forsøksbeskrivelse.....	21
3.2 Forsøksoppsett .....	21
3.3 Tillaging av <sup>208</sup> Po tracer med og uten SI .....	22
3.4 Vannprøver .....	22
3.5 Fiskeprøvepreparering .....	23
3.5.1 Injisering.....	23
3.5.2 Prøvetaking.....	24
3.5.3 Dissekering .....	24
3.5.4 Tilsetting av utbytelsesbestemmer .....	25
3.6 Vannprøvepreparering .....	25
3.6.1 Prøveopplutning fiskeprøver .....	26
3.7 Radiokjemisk separasjon av <sup>208</sup> Po i vann og fisk (organer) .....	27

3.7.1	Vann .....	27
3.7.2	Fisk .....	28
3.7.3	Termisk deponering på disk .....	28
3.8	Analyse av $^{208}\text{Po}$ med hjelp av alfaspektrometer.....	30
3.9	Kvalitetssikring.....	30
3.10	Statistisk analyse .....	31
4	Instrumenter .....	33
4.1	Ultraclave.....	33
4.2	Alfa spektrometri .....	35
4.2.1	Halvlederdetektorer av silisium .....	36
5	Resultater og diskusjon .....	38
5.1	Vannprøvene.....	38
5.2	Fiskeprøvene.....	39
5.2.1	Po konsentrasjon i kontrollgruppen.....	40
5.2.2	Injeksjon av $^{208}\text{Po}$ -tracer i torsk- Opptak og endring over tid.....	41
5.2.3	Injeksjon av $^{208}\text{Po}$ -tracer og avleiringshemmer (SI-4470) i torsk- Opptak og endring over tid .....	44
5.2.4	Forskjeller mellom aktivitet i fiskene som ble injisert med $^{208}\text{Po}$ - tracer- med og uten avleiringshemmer (SI – 4470):.....	47
6	Konklusjon .....	51
7	Referanser: .....	53

# 1 Introduksjon

## 1.1 Bakgrunn

I forbindelse med utvinning av petroleumsressurser blir det sluppet ut store mengder produsert vann. Produsert vann er formasjonsvann fra reservoaret som følger med ved produksjonen av olje og gass (Grung et al. 2009). Produsert vann inneholder radioaktive grunnstoffer, som isotoper av radium ( $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$ ) og polonium ( $^{210}\text{Po}$ ). Dette er datterprodukter av uran og thorium som er inkorporert i mineraler i grunnen. Radium isotopene er to-verdige ioner som er lettløselig i vann. Dette innebærer at produsert vann er en forurensningskilde som bidrar til oppkonsentrasjon av naturlige radioaktive stoffer nær installasjonene (Strålevern 2009), som kan utgjøre en potensiell trussel for biota i disse områdene. Utslippene av produsert vann forventes også å øke i årene fremover ettersom oljeriggene blir eldre (Skipperud & Salbu 2009). Grunnen til dette er at det stadig produseres mer produsert vann ettersom oljemengden avtar. I følge Oljedirektoratets ressursrapport fra 2009 blir det per dags dato produsert mer vann enn olje fra norske oljeplattformer (Oljedirektoratet 2009).

Under produksjonen av olje og gass injiseres det sjøvann i reservoarene for å opprettholde trykk. Sjøvannet inneholder store mengder sulfat. Formasjonsvannet i reservoarene har høy konsentrasjon av jordalkaliemetallene barium (Ba), kalsium (Ca) og strontium (Sr). Disse vil felles ut som sulfater (scale) ettersom trykk og temperaturforhold forandres. Produsert vann inneholder i tillegg en del  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  som også er jordalkaliemetal.  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  vil dermed også medfelles da grunnstoffer innenfor samme gruppe i periodesystemet har lignende kjemiske egenskaper (Skipperud 2009). Disse scaleavleiringene kan fungere som såkalte "scavengers" for di-valente kationer som  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  eller polyvalente kationer som  $^{210}\text{Po}$ . Dette øker den radioaktive aktiviteten til avleiringene, som må håndteres som lavaktivitetsavfall, LSA (Low Specific Activity) scale.

Scale ( $\text{BaSO}_4$ ) er i seg selv tungtøselig. Av denne grunn er det ikke biotilgjengelig og tas derfor ikke opp av biota. Det utgjør derimot store kostnader for oljeindustrien, både fordi avleiringene gir mindre effektiv produksjon da rørenes diameter minker (figur 1), fordi utstyret må rengjøres, og fordi materialet må håndteres som radioaktivt avfall (Skipperud & Salbu 2009).



Figur 1: Produksjonsrør fylt av scaleavleiring (Statoil 2008).

Som en løsning på problemet tilsetter oljeindustrien avleiringshemmere ("Scale inhibitors"). Dette er organiske eller uorganiske kompleksdannende midler som hindrer eller reduserer avsetning av scale i rørene. Derved spyles produsert vann ut i havet.

Ulempen er at avleiringshemmerne kan gjøre de radioaktive isotopene mer biotilgjengelige. Når avleiringshemmere tas i bruk forventes det at spesieringen til radionuklidene som utsettes forandres (Salbu 2009b). Endringer i molekylær masse, ladningsegenskaper og lipofile karakter påvirkes. Når dette skjer kan de akkumulerte metallene forandre sin distribusjon i organsimene som tar de opp. Kationiske  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  isotoper og  $^{208}\text{Po}$  er beinsøkende (Skipperud & Salbu 2009). Avleiringshemmere kan øke den lipofile karakteren til radionuklidene, noe som gjør at de vil kunne akkumuleres i fett (Grung et al. 2009).

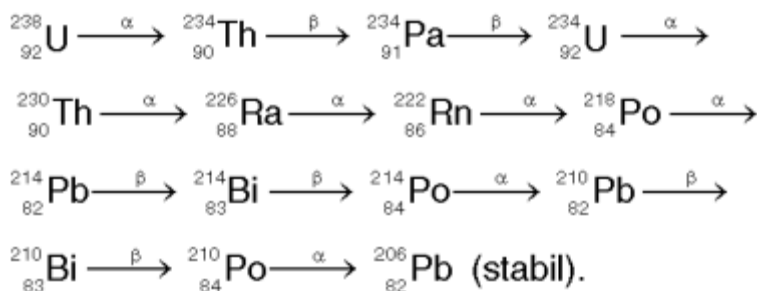
## 1.2 Mål og hypotese

Målet med oppgaven er å studere hvordan en engangsdose  $^{208}\text{Po}$  injisert i blodbanen til torsk, vil fordele seg i organer over tid, hvor raskt akkumulering skjer i lever og filet, samt å se om tilsettingen av avleiringshemmeren påvirker distribusjonen og akkumuleringen av  $^{208}\text{Po}$  i torsk. Hypotesen i dette forsøket er todelt. Første hypotese er at det vil skje en akkumulering av  $^{208}\text{Po}$  i lever, og en overføring av  $^{208}\text{Po}$  fra blod til filet ved injisering av en engangsdose  $^{208}\text{Po}$ . Andre hypotese er at avleiringshemmeren vil ha betydning for distribusjon og akkumulering av  $^{208}\text{Po}$  i fisken, da hemmeren kan endre spesieringen til radionuklidene som utsettes, og muligens øker den lipofile karakteren.

## 2 Teori

### 2.1 Polonium

Naturlig forekommende polonium består utelukkende av ustabile isotoper. Av disse er  $^{210}\text{Po}$  den mest vanlige. Denne isotopen er en alfaemitter, det vil si at den sender ut heliumkjerner med kort rekkevidde. Alfa-emittere som inkorporeres i celler på levende organismer (diett, inhalasjon) kan bidra til å gi en betydelig stråledose. Akkumulering av  $^{210}\text{Po}$  i fisk kan dermed føre til betydelige strålingsdoser for personer som konsumerer mye sjømat. I naturen finnes det mange radioaktive nuklider som finnes naturlig på jorden. Disse stammer fra en av de tre nedbrytningskjedene; uranserien, thoriumserien eller aktiniumsserien. Uranserien starter med den ustabile uranisotopen  $^{238}\text{U}$ . Denne isotopen sender ut radioaktiv stråling i form av en alfapartikkel.  $^{238}\text{U}$  går dermed over til å bli et nytt grunnstoff to atomnummer lavere. Dette grunnstoffet,  $^{234}\text{Th}$ , sies å være ”datternukliden” til  $^{238}\text{U}$ . Th-234 er selv radioaktiv og sender ut betastråling. Uranisotopen,  $^{238}\text{U}$ , omdannes på denne måten etter en total utsendelse av 8  $\alpha$ -partikler og 6  $\beta$ -partikler til den stabile blyisotopen  $^{206}\text{Pb}$  (Figur 2), (Holtebekk 2009).



Figur 2: Uranserien (Holtebekk 2009).

Som vist i figur 2, er  $^{210}\text{Po}$  en av datternuklidene i uran serien, og finnes derfor naturlig i det marine miljøet. Selv om konsentrasjonen av  $^{210}\text{Po}$  i sjøvannet er lavt, vil mange marine organismer (både planter og dyr) oppkonsentrere spormetallet.

Blant naturlige radionuklider er det alfaemitterne som anses å være aller viktigst når det gjelder potensiell indre utsettelse for radioaktiv stråling, spesielt gjennom mat (Desideri et al. 2010). En effektiv dose på 2 mSv/år har blitt beregnet for personer som konsumerer sjømat med naturlige radionuklider, og  $^{210}\text{Po}$  står alene for 75 % av dette bidraget. (Sirelkhatim et al. 2008).

I følge Statens strålevern skyldes konsentrasjonene av  $^{210}\text{Po}$  i fisk i all hovedsak naturlige nivåer av  $^{210}\text{Po}$  i sjøvann (Strålevern 2009). Detaljert informasjon med hensyn til utslipp av  $^{210}\text{Po}$  fra den norske sektoren er riktignok en mangelvare. Som vist i tabell 1, er det stor variasjon i konsentrasjonen av  $^{210}\text{Po}$  både mellom arter og også mellom individer av samme art.

Tabell 1: Konsentrasjon av  $^{210}\text{Po}$  ved oljeinstallasjoner i 2002 (Strålevern 2009).

Art	Oljefelt/område	$^{210}\text{Po}$ (Bq/kg ferskvekt)
Sandflyndre	Referanseområde	0.9 ± 0.1
Torsk	Statfjord	0.3 ± 0.1
Hyse	Statfjord	1.8 ± 0.3
Hyse	Sleipner	1.1 ± 0.1
Sild	Referanseområde	0.6 ± 0.1
Sild	Sleipner	0.7 ± 0.2
Sild	Statfjord	1.2 ± 0.2
Lomre	Sleipner	1.2 ± 0.2
Makrell	Sleipner	2.7 ± 0.4
Makrell	Statfjord	1.9 ± 0.4

Forskjellene i konsentrasjonen av  $^{210}\text{Po}$  skyldes mest sannsynlig forskjeller i livsstil og spisevaner hos de ulike fiskesortene (Suriyanarayanan et al. 2010).

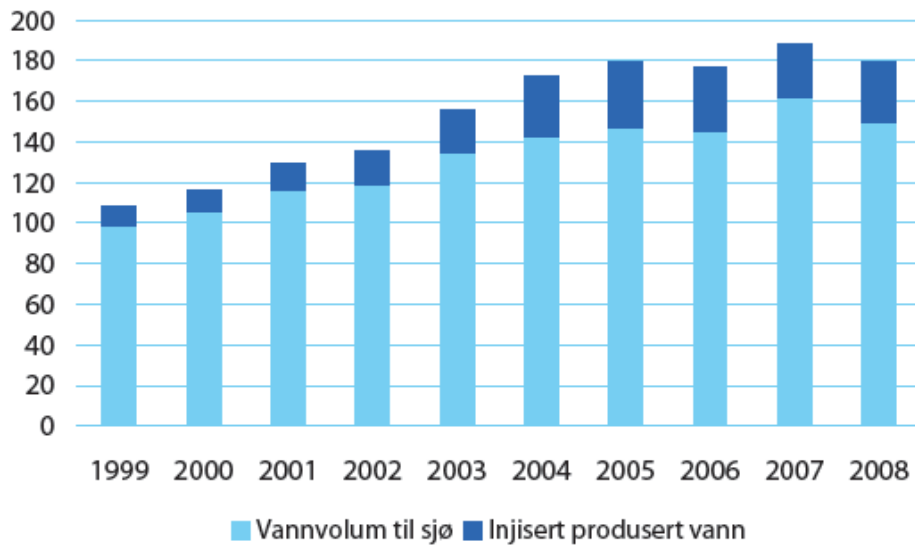
## 2.2 Opptak av polonium gjennom næringskjeden

Tidligere studier har undersøkt forskjellene på bioakkumulering fra  $^{210}\text{Po}$  løst i vann og  $^{210}\text{Po}$  isotoper i mat. Resultatene fra undersøkelsene viste at  $^{210}\text{Po}$  i maten sto for over 97 % av aktiviteten som ble målt i forsøksorganismene. Dette indikerer at akkumuleringen av  $^{210}\text{Po}$  i marine organismer skjer gjennom næringskjeden, og at organismer i høyere trofiske nivå dermed vil ha høyere konsentrasjoner av  $^{210}\text{Po}$  enn organismer i lavere nivå (Carvalho & Fowler 1994). Fra disse undersøkelsene ble det konkludert med at opptaket av  $^{210}\text{Po}$  i marine næringskjeder er avhengige av at  $^{210}\text{Po}$  bindes til organisk materiale i lavere trofiske nivå. Når det skjer en slik akkumulering i fettvevet til en organisme, kan man ikke utelukke en biomagnifisering, lik den hos kvikksølv (Hg) – spesier i arktiske vann (Skipperud & Salbu 2009).

### **2.3 Mangel på informasjon om radionuklider i produsert vann**

Det er mangel på kunnskap om hva som skjer med radium- og datterisotopene, som  $^{210}\text{Po}$ , i produsert vann, spesielt produsert vann som inneholder avleiringshemmere. Mobiliteten, det biologiske opptaket og effektene nuklidene har på biota, er avhengig av den fysisk-kjemiske formen til radionukliden. Av denne grunn vil interaksjoner med avleiringshemmere kunne påvirke radionuklidenes tilstandsform, og dermed endre eksponering, opptak og effekter i et økosystem i forhold til normale marine økosystem (Skipperud & Salbu 2009). Hva som skjer med radionuklidene når det produserte vannet slippes ut i sjøvannet, er i stor grad ukjent. Man tror mesteparten av radiumet som introduseres til det marine miljøet vil medfelles med bariumsulfatet i sjøvannet og danne partikler som sedimenterer (Eriksen et al. 2009). Det er dermed de dyrene som lever i sediment som blir mest utsatt (Luoma 1989). Etter at radionuklidene har blitt tatt opp av organismene i sedimentet, kan det føres videre gjennom næringskjeden, som for eksempel til fisk, og deretter utgjøre en potensiell risikofaktor for mennesker (Eriksen et al. 2009). Undersøkelser av produsert vann fra norske installasjoner viser at produsert vann har svært lavt innhold av  $^{210}\text{Po}$  (i området mBq/l). Årsaken til dette er at formasjonsvannet har reduserende forbindelser. Sulfidinnholdet fører dermed til at  $^{210}\text{Po}$  felles ut som PoS og vil derfor ikke transporters med det produserte vannet (Sidhu 2008). Andre undersøkelser gir lignende resultater. Gjennomsnittsverdier for  $^{210}\text{Po}$  var på 0,0018 Bq/l i produsert vann sluppet ut fra norsk sektor (Thørring et al. 2006). Selv om konsentrasjonen av  $^{210}\text{Po}$  i produsert vann er lavt, slippes det ut betydelige mengder produsert vann (174 millioner  $\text{m}^3$  i 2008) i forbindelse med olje og gassproduksjon i den norske kontinentalsokkel. I følge Oljedirektoratets ressursrapport (2009) blir det som tidligere nevnt per dags dato produsert mer vann enn olje fra norske oljeplattformer (Oljedirektoratet 2009), og mengden produsert vann vil øke i årene framover. I 2007 var vannproduksjonen på norsk sokkel 183 millioner kubikkmeter. Dette er en økning på fem prosent fra 2006. Vannmengden som ble sluppet ut i havet var på rundt 162 millioner kubikkmeter, noe som tilsvarer en økning på om lag tolv prosent. De resterende 21 millioner kubikkmeter vann ble reinjisert i reservoarene som vist i figur 3.





Figur 3: Utslipp og injeksjon av produsert vann, millioner kubikkmeter (Oljedirektoratet 2009).

### 2.3.1 Effektene av polonium

Like etter at polonium ble oppdaget av Marie Curie og hennes mann, Pierre Curie, forsto man at utsettelsen for denne alfaemitteren kan gi skadelige biologiske effekter (Blakely & Kronenberg 1998). Potensielle effekter av kontamineringen kan være effekter med biologisk endepunkt som molekylær og cellulær skade. Eksempler på dette er at DNA- tråder brytes eller at det oppstår kromosomforstyrrelser. Andre biologiske endepunkt er kreft, mutasjon, morbiditet, reproduksjons- og immunologiske effekter. For risikovurdering med hensyn på mennesker tenker man på beskyttelse av enkeltindivid. Innenfor risikovurderinger av ikke-menneskelige arter fokuserer man mer på økosystemeffekter. Det er ikke nødvendigvis slik at endringer i ett eller flere av de nevnte endepunktene vil utgjøre noen varig skade for populasjonen eller økosystemet som helhet (Oughton 2010).

Andre faktorer man må ta hensyn til, er om utsettelsen er kronisk eller akutt. Det er slik at akutte- eller deterministiske effekter skjer ved høye doser. Effekter av slike doser er celledød, celledøder som repareres med suksess, eller celledøder som feilrepareres. Slike feil kan føre til celledøder og såkalte stokastiske effekter (Salbu 2009c). Det er de stokastiske effektene man snakker om ved kronisk utsettelse, og det er også disse effektene man vet minst om. Fordeling, akkumulasjon og konsentrasjon av polonium i forskjellige deler av fisken er viktig sett ut i fra et radioøkologisk perspektiv. Konsentrasjonen av polonium i for eksempel leveren vil si noe om distribusjon og bioakkumulering av kontaminanter i en organisme, mens

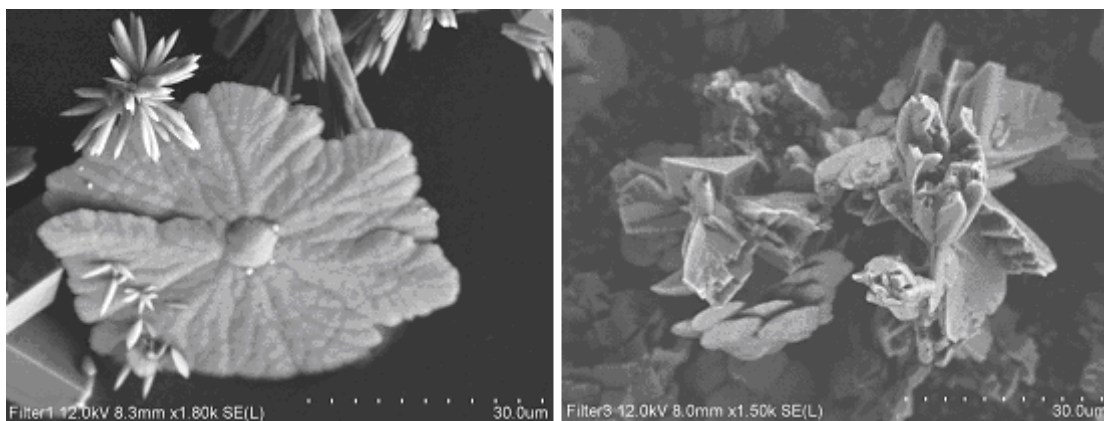
konsentrasjon i filet vil være viktig for overføring til mennesker. Konsumeringen av sjømat kan bidra til at mennesker blir utsatt for radionuklider. Dette gjør det ekstra viktig å analysere de spiselige organene i fisken, altså fileten (Betti et al. 2004).

### **2.3.2 Avleiringshemmere**

Det finnes tre ulike hovedgrupper av avleiringshemmere; terskelhemmere, dispergeringsmiddel og kompleksbindende avleiringshemmere. Terskelhemmere hindrer nukleering og endrer krystallvekst i forbindelser, som polykarboksylater med lav molekylær masse (1000 - 10000Da), og forbindelser som inneholder fosfor, som fosfat, fosfatestere, og fosfonat. Dispergeringsmiddel holder partiklene fra hverandre og hindrer sedimentering eller klumping av partikler. På denne måten reduserer den scaleavleiringen på utstyrsoverflatene. Kompleksbindende avleiringshemmere danner termodynamisk stabile, vannløselige kompleks, eller kelater, med scalekation (Ba, Ca, Sr, Ra), og slippes ut med det produserte vannet (Skipperud & Salbu 2009).

### **2.3.3 Avleiringshemmeres innvirkning på partikler**

På oljefeltet Troll brukes avleiringshemmeren SI- 4470. Selv om hemmeren er designet for å reagere med Ca, interagerer den også med Ba og Rn isotoper. På denne måten hindrer den sedimenteringen og dermed øker mobiliteten til disse nuklidene når det produserte vannet blandes med sjøvann. Målinger gjort av BaSO<sub>4</sub>– partikler, viser at partikkelstørrelsen reduseres ved tilsetning av avleiringshemmer. En konsentrasjon på 1,5 mM Ba i sjøvann uten avleiringshemmeren ga partikler med gjennomsnittsstørrelser rundt 8 µm. Etter tilsetning av 10 mg/L SI- 4470 ble størrelsen redusert til bare 3 µm. BaSO<sub>4</sub>– partiklene som ble dannet etter tilsetningen av avleiringshemmeren viste også en forandring i morfologi i forhold til partiklene som ble dannet uten hemmeren (Eriksen et al. 2009).



Figur 4: Morfologien til  $\text{BaSO}_4$  – partikler målt med SEM. Bilde til venstre: partikler uten avleiringshemmer. Til høyre: partikler med avleiringshemmer (Eriksen et al. 2009).

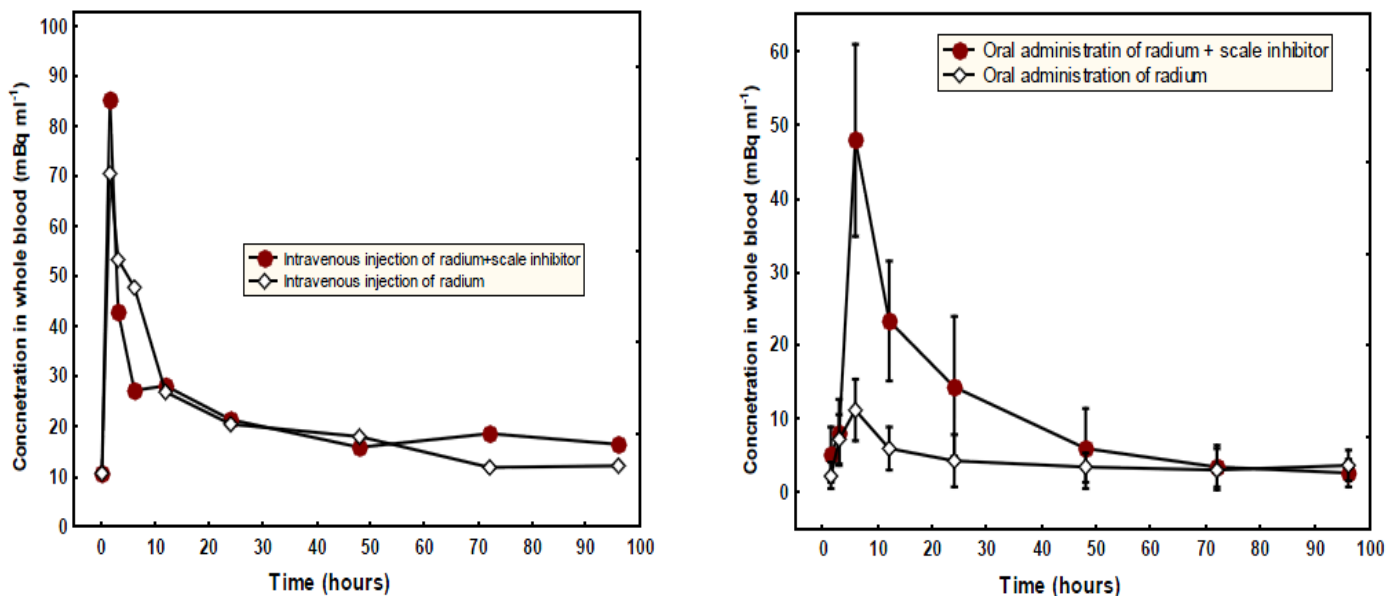
### 2.3.4 Vekselvirkninger mellom avleiringshemmere, radionuklider og miljø

Vekselvirkninger mellom kompleksdannende midler som avleiringshemmere, radionuklider og miljø er svært komplisert. Radionuklidens spesier defineres ut i fra fysisk-kjemiske egenskaper som molekylær masse, ladning, oksidasjonstilstand, struktur, morfologi, tetthet og så videre. Med spesieringen av radionuklider i et system mener man distribusjonen av de forskjellige radionuklidspesier i systemet. Fordi spesieringen til radionuklidene er avhengig av miljøforhold som pH og innholdet av organisk materiale i vannet, vil distribusjonen av radionuklidene i et system forandre seg over tid ettersom omgivelsene forandrer seg (dynamisk system). For å kunne beregne effekter av radioaktiv kontaminering, er informasjon om kilder, mobilitet og transport, biologisk opptak og effekter viktig. Ved absorpsjon av mobile radionuklider til sediment, kan nuklidene holdes igjen og dermed reduseres opptaket av disse radionuklidene til biota. Hvilke kilder som står for utslippet av de radioaktive kontaminantene vil påvirke forholdet av radionuklide spesier, som igjen har innvirkning på mobiliteten, det biologiske opptaket og effektene kontaminantene har på biota (Salbu & Skipperud 2009). Det vil altså spille en rolle om radionuklidene kommer fra produsert vann med avleiringshemmer, eller om de forekommer som en naturlig del av det marine miljø. Lav molekylære masser (LMM) og kolloider er oftest mobile, mens partikler ofte holdes igjen i sediment. Partikler i akvatiske system er definert å ha en slik størrelse at de forventes å sedimentere i stille vann på grunn av gravitasjonskrefter. Kolloider og pseudokolloider har størrelser mellom 1 nm og  $0,45\mu\text{m}$ , og sedimenterer ikke i stille vann på grunn av

ladningsfrastøtning og Brownian bevegelser. (Salbu 2009a). Forholdet mellom nuklider bundet til sediment og nuklider som er løst i vannet oppgis vanligvis med distribusjonskoeffisienten  $K_d$  (Keith-Roach 2008; Salbu & Skipperud 2009)

### **2.3.5 Avleiringshemmeres innvirkning på opptak av radium i fisk**

Det har tidligere blitt forsket på de effektene avleiringshemmere har på opptaket av radium i torsk. I dette forsøket ble det også sett på forskjellen mellom radium med og uten avleiringshemmer (SI-4470). Dette ble først gjort ved tvangsføring av mat som inneholdt radium med og uten avleiringshemmer. Denne maten ble injisert direkte inn i magesekken med en sprøyte. Biotilgjengelighet i maten måles ved andelen av den injiserte dosen som når den systemiske sirkulasjonen til organismen. Det kan angis som % opptak fra mat, beregnet som et integral av konsentrasjonen av radium i blodet som en funksjon av tid, etter en gitt dose. Dette kan dermed bestemmes ved å sammenligne det kalkulerede området under konsentrasjon vs. tidskurver (AUC) for radium fra mat eller radium injisert direkte i blodet. Resultatene fra disse studiene viser at avleiringshemmeren forandrer den kjemiske egenskapen til radium. Avleiringshemmeren økte maksimumskonsentrasjonen av radium i blodet. Opptaket fra mat økte med en faktor på 5 (60 %), for mat med avleiringshemmer i forhold til maten uten. (Eriksen et al. 2006)



Figur 5: Til venstre: konsentrasjonen av radium som en funksjon av tid ved intravenøs injeksjon av radium, og radium med avleiringshemmer. Til høyre: viser konsentrasjonen av radium i blodet hos fiskene som fikk radium med og uten avleiringshemmer ved opptak fra mat etter Eriksen. et. al (2006).

## 2.4 Definisjoner

### 2.4.1 Biotilgjengelighet

Biotilgjengelighet er et mål på hvor lett en substans kan transporteres over biologiske membraner, for eksempel tas opp i organismers organer eller vev og kan derved påvirke organismens fysiologi. Biotilgjengeligheten til et stoff er avhengig av en rekke faktorer, spesielt spesiering og konsentrasjon. Stoffets kjemiske egenskaper, som for eksempel løselighetsproduktet, vil ha stor innvirkning. Er kontaminanten bundet til sediment er den lite biotilgjengelig for organismene rundt. Habitatet og fôringsmekanismene til organismene spiller også inn. Radioaktive nuklider i det marine miljøet finnes som tidligere nevnt i forskjellige former. De kan enten være løst i vannet (ioner, kolloider) eller festet til partikler. De fysiokjemiske formene påvirker mobiliteten og dermed biotilgjengeligheten til radionuklidene. Hvis nuklidene først tas opp i en organisme kan de føres videre til høyere nivå i næringskjedene gjennom gressing eller predasjon (OSPAR 2010).

### **2.4.2 Bioakkumulering**

Bioakkumulering innebærer at det skjer en opphopning av kjemiske stoffer i kroppen, enten fra omgivelsene eller fra næringskjeden over tid (Salbu & Skipperud 2009). Det er store forskjeller mellom ulike stoff på hvor lett de bioakkumuleres i organismer. Fettløselige stoff har stort potensial for opphopning dersom kroppen ikke klarer å avgifte og skille ut stoffet (Grung et al. 2009). Hvis stoffet ikke skilles ut like fort som det tas opp, vil det bioakkumuleres. Et stoff som bioakkumuleres vil ha økende konsentrasjon ved økende alder, størrelse, eller vekt av en organisme.

### **2.4.3 Biomagnifisering**

Biomagnifisering er en prosess som innebærer at konsentrasjonen av et kjemisk stoff i organismene øker oppover i næringskjeden. Innholdet av organiske miljøgifter tar lang tid å skille ut, og organismer i høyere trofiske nivå vil dermed anrikes av stoffet ved opptak av stoffet fra maten (Borgå et al. 2004).

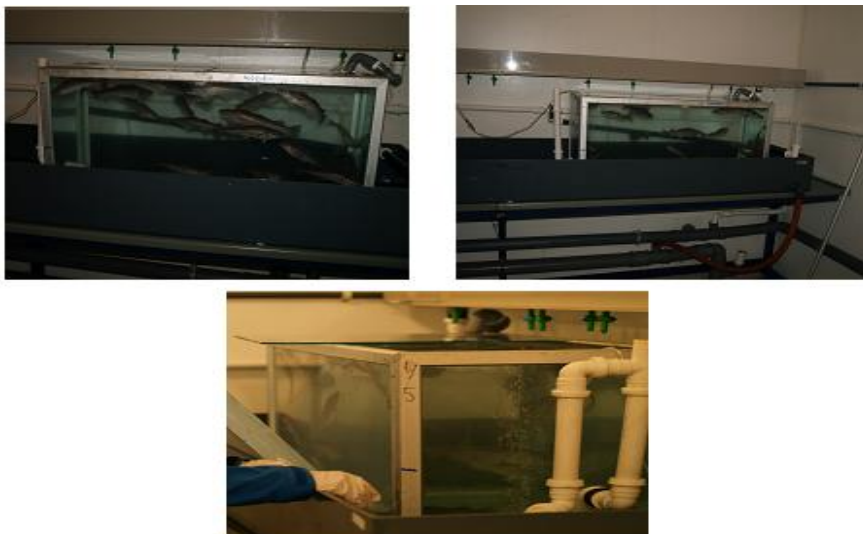
## 3 Metode

### 3.1 Forsøksbeskrivelse

I dette forsøket studerte vi distribusjonen og akkumulering av  $^{208}\text{Po}$  i atlantisk torsk (*Gadus morhua*). Torsken som ble anvendt i forsøket kom opprinnelig fra Trøndelag, men hadde vært på NIVA-MFS i nesten 3 måneder før forsøket ble satt i gang. Vi valgte å se på  $^{208}\text{Po}$  fordi denne isotopen er lettere å få tak i enn  $^{210}\text{Po}$ . Den er ment å fungere som en modell på hvordan  $^{210}\text{Po}$  ville oppføre seg, da de er isotoper av samme grunnstoff og dermed har like kjemiske egenskaper. Dette kapittelet beskriver hvor og hvordan prøvene ble samlet inn og hvordan analysen ble utført. Den eksperimentelle delen av forsøket fant sted ved isotoplaboratoriet til NIVAs Marine Forskningsstasjon på Solbergstrand (NIVA - MFS), fra forsøksstart den 27.04.2010, til siste uttaksdag 09.06.2010. Analysen av  $^{208}\text{Po}$  i fiskeorgan ble utført på isotoplaboratoriet ved Institutt for plante og miljøvitenskap (IPM) – UMB.

### 3.2 Forsøksoppsett

Torskene ble fordelt i tre glassakvarier etter injisering av ulike stoff. Tankene var 100 cm lange, 50 cm høye og 40 cm brede (Figur 6). Hver av de gjennomstrømmende glasstankene var fylt med 200 l vann, noe som tilsvarer en biomasse i hver av tankene på henholdsvis 8,7, 8,4 og 7,6 kg torsk/l vann. Akvariene hadde også et "innvendig" overløp som suger ut avføring og annet bunnfall.



Figur 6: Oppsettet av de tre glassakvariene. (Foto: Rosseland, B. O).

### **3.3 Tillaging av $^{208}\text{Po}$ tracer med og uten SI**

To løsninger ble tillaget:

1: 20 Bq/ml  $^{208}\text{Po}$  i fysiologisk saltvann

2: 20 Bq/ml  $^{208}\text{Po}$  + 0,028 g/ml avleiringshemmer (SI-4471) i fysiologisk saltvann.

For å teste at  $^{208}\text{Po}$  isotopene dannet binding med avleiringshemmeren ble løsningene testet på en chelex kolonne. En chelex kolonne er en kationbytter som holder igjen eventuelle kationer av  $^{208}\text{Po}$ . Løsningen bestående av  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer i saltvann, ble sammenlignet med en løsning kun bestående av  $^{208}\text{Po}$  og saltvann. Da ca tre ganger så mye  $^{208}\text{Po}$  gikk gjennom chelex kolonnen i løsningene med avleiringshemmer sammenlignet med løsningen uten, antar vi binding mellom  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer. Kontakttiden mellom  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer var fire døgn for å sikre tilstrekkelig tid til binding og stabilisering.

SI-4471 er en spesiallagd polymerbasert avleiringshemmer og har blitt utviklet for å imøtekomme kravene om økt scale-kontroll i offshore oljeproduksjon. Den er spesielt rettet mot sulfat/karbonat utfellingene av barium, strontium og kalsium, og tilføres ved gjentatte injeksjoner på mellom 5 og 50 ppm avhengig av omfanget av scaleproblemet (MI Produksjons kjemikalier 2005). SI – 4471 er en vanlig avleiringshemmer på norsk sokkel (tilsendt fra en norsk forhandler, MI Swaco Norge).

### **3.4 Vannprøver**

Det var en vanngjennomstrømning i samtlige akvarier på 1,5-2 liter vann/min. Denne tilførselen av sjøvann var estimert til å være så stor at spesifikk vannforbruk ikke skulle medføre noen negative effekter på fisk. Salinitet, temperatur og pH ble logget gjennom forsøksperioden. pH ble målt fra starten av forsøket, 26.04.10, til 17.05.10.

Lagringskapasiteten til pH- loggeren ble imidlertid full, da det ble glemt å tømme loggeren for data underveis i forsøket. Det er derfor ikke informasjon om pH fra loggeren den siste perioden av forsøket tilgjengelig. Siden forholdene holdt seg så å si stabile perioden pH- loggeren var operativ og at pH målt manuelt i slutten av forsøksperioden var tilsvarende, antas det at pH har vært stabil gjennom hele forsøksperioden.

En vannprøve på ca en liter ble tatt fra hver tank for hvert uttak. Dette tilsvarer 3 vannprøver fra 3 uttak, altså til sammen 9 vannprøver. Grunnen til at de har blitt tatt med er for å se om



fiskene har skilt ut noe av  $^{208}\text{Po}$ . Det antas at det er lite  $^{208}\text{Po}$  i vannet, og at det dermed ikke vil kunne måles noen aktivitet i vannprøvene.

### 3.5 Fiskeprøvepreparering

Torskene (figur 7) ble bedøvet i en bølge som inneholdt 6 liter vann, med en konsentrasjon på 0,7 gram metacainum per 10 liter vann. Fiskene ble håndtert etter at de hadde mistet balansen, og ikke reagerte på håndtering.



Figur 7: Atlantisk torsk (*Gadus morhua*) (Foto: Rosseland).

#### 3.5.1 Injisering

Fiskene ble fordelt i tre grupper (Kontroll, Tracer og SI - gruppen), hver bestående av 30 fisk. Den første gruppen ble injisert kaudalt med 0,15 ml saltvann, og fungerte som en kontroll. Den andre gruppen ble injisert med 0,05 ml fysiologisk saltvann og 0,1 ml av traceren  $^{208}\text{Po}$ , noe som tilsvarer en aktivitet på 2 Bq per fisk. Den siste gruppen fikk lik mengde vann og  $^{208}\text{Po}$ , men også 0,0028 g av avleiringshemmeren SI-4471 per 0,1 ml saltvann. Injiseringen ble gjort i caudal aorta/vene, og før injiseringen ble det trukket ut litt blod for å se at nålen var i riktig posisjon (figur 8).



Figur 8: Injisering i caudal aorta/vene (Foto: Rosseland, B.O).

For å sikre at all tracerløsning, med eller uten avleiringshemmer, faktisk ble injisert i fisken, ble sprøytene fylt med saltvannsløsningen først, og så tracerløsning med og uten SI-4471 til slutt. Ved å gjøre det på denne måten ble det sikret at det bare var saltvannsløsning igjen i sprøyten dersom det skulle være igjen noe etter injiseringen. I tillegg til dette ble det brukt hurtiglim for å tette igjen stikkåpningen, og dermed hindre lekkasje av tracerløsning (figur 9).



Figur 9: Bilde av torsk, sprøyte og hurtiglim som ble brukt i forbindelse med injiseringen (Foto: Rosseland).

### 3.5.2 Prøvetaking

Prøvene vi har analysert ble tatt fra fiskene fra uttak etter 1 dag, 2 uker og 6 ukers eksponering. Ved hver prøvetaking tok vi ut fem fisk fra hver tank, til sammen 15 fisk ved hvert uttak.

### 3.5.3 Dissekering

Fiskene ble dissekert med standard prosedyrer, og følger hovedsakelig ”Emerge sampling manualen for levende fisk” (Rosseland et al. 2001). Organene av interesse ble pakket inn i aluminiumsfolie, plastposer og plassert i fryseren i påvente av analyse.

Prøvene som ble analysert for  $^{208}\text{Po}$  var filet og leverprøvene (figur 10-11). Filetprøvene ble tatt langt fra injeksjonspunktet for at det ikke skulle finnes noen økt konsentrasjon av  $^{208}\text{Po}$  i prøvene på grunn av injiseringen (figur 10).



Figur 10: Disseksjon av filetprøver illustrert fra ørret (Foto: Rosseland 2010).



Figur 11: Eksempel på dissekert fisk (ørret) med fjerning av abdominalvevet med blottstilling av lever, egg, mage og tarm (Foto: Rosseland 2010).

### 3.5.4 Tilsetning av utbytelsesbestemmer

For å ha kontroll på eventuelt tap av  $^{208}\text{Po}$  og oppnå presis  $^{208}\text{Po}$  konsentrasjon, ble en tracerløsning basert på  $^{209}\text{Po}$  brukt som utbytelsesbestemmer for både vann og fiskeprøver. Originalløsningen besto av 10 ml  $^{209}\text{Po}(\text{NO}_3)_4$  i 1 M  $\text{HNO}_3$  med en aktivitet på 378,5 Bq/ml kalibreringsdatoen 15.08.10. Tracerløsningen ble preparert ved å fortynne 0,3 ml  $^{209}\text{Po}$  tracer med MilliQ vann til 100 ml, og dermed fikk tracerløsningen en aktivitetskonsentrasjon på 1,14 Bq/ml i følge aktiviteten på kalibreringsdatoen. 0,1 ml av  $^{209}\text{Po}$  tracerløsningen ble tilsatt alle prøvene unntatt de analytisk blank prøvene før analyseprosedyren. Dette ga en total aktivitet på 0,14 Bq per prøve ved måletidspunktet.

### 3.6 Vannprøvepreparering

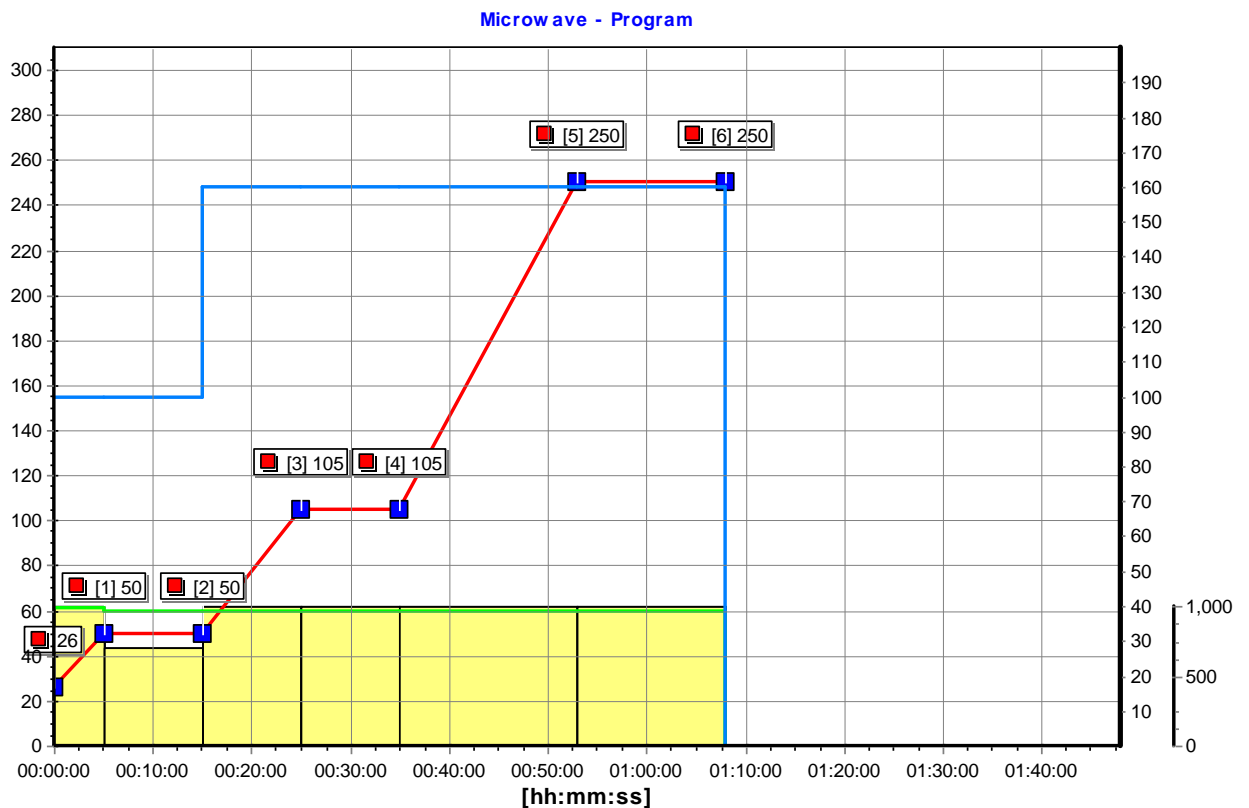
Første del av vannprepareringsprosedyren ble utført i samsvar med metoden til Suriyanarayanan et al. (2008). Etter forsurening av vannprøvene til pH~1 med 12 M ultraren

HCl, ble alle prøvene tilsatt 0,1 ml av utbytelsesbestemmeren med en  $^{209}\text{Po}$  aktivitet på 1,14 Bq/ml. Ved pH~1 ble det tilsatt ett gram av en 10 mg/l jern (III) klorid bærer. Prøvene ble satt på en magnetisk rører med maksimum fart, og deretter ble det langsomt tilsatt ammoniakkløsning (25 %  $\text{NH}_3$ ) til pH ~9. Ved pH ~9 ble det dannet en  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  utfelling og Po-isotoper ( $^{208}\text{Po}$  og  $^{209}\text{Po}$ ) medfelle. Vannprøvene ble vakuumfiltrert inn i 5 liters flasker mens utfellingene ble holdt igjen i et Whatman glassmikrofiberfilter (Ø 150 mm). Det filtrerte vannet ble holdt igjen i 5 liters- flasken. Utfellingene ble derimot overført til et borsilikat begerglass ved å spyle glassmikrofiberfilteret med 0,5 M ultraren HCl. Dette ble gjort helt til alt synlig utfall var oppløst. Utfellingsprosedyren ble utført to ganger per prøve for å fullstendig ”bære” all  $^{208}\text{Po}$  og  $^{209}\text{Po}$  aktivitet med  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  bæreren. Utfallet fra første og andre utfelling ble slått sammen og tørket ved fordamping på en varmeplate med temperatur på 120 °C. Utfellingsprosedyren ble, som nevnt, utført to ganger per prøve, og dermed ble det brukt totalt 2 filter per prøve.

### 3.6.1 Prøveopplutning fiskeprøver

Det ble som tidligere nevnt analysert  $^{208}\text{Po}$  i lever og filet. Alle lever- og filetprøvene ble oppluttet og analysert separat og relatert til hver enkelt fisk. Prøvene ble syreoppluttet ved hjelp av en høytytende ultraclave reaktor. Tidligere ble det ofte benyttet en metode som innebar koking av prøver under reflux i 5 timer, for å løse opp miljøprøver (Chen et al. 2001). I senere tid har det blitt en økende enighet om at syreopplutning ved hjelp av en høytytende ultraclave reaktor er en god måte å opplutte prøver på innen miljøkjemi (Borowski & Schoenfield 2006). Ultraclaven har flere fordeler sammenlignet med andre metoder, da den blant annet gir en betraktelig økning i dekomponeringseffektivitet uten at det påvirker analysekvaliteten (Borowski & Schoenfield 2006). Ultraclave reaktoren som ble benyttet var en ”Milestone UltraCLAVE 3” reaktor.

Ett sett bestående av 17 teflonrør ble plassert inn i reaksjonskammeret til ultraclaven. Opplutningsprosedyren i ultraclavereaktoren var i henhold til programmet beskrevet i figur 12. Ultraclavereaktoren er beskrevet i mer detalj under instrumenter.



Figur 12: skematisk fremstilling av programmet for syreoppslutning med ultraclave reaktoren som ble kjørt på prøvene (dataprogram Ultraclave 3).

Etter fullstendig oppslutning ble hver prøve overført til et borsilikat begerglass. For å redusere prøvetap, ble alle teflonrørene rensert to ganger med 68 % ultraren HNO<sub>3</sub> og løsningen ble overført til sitt respektive begerglass. Til slutt ble prøvene tørket i et sandbad på rundt 80 °C. Etter inntørking ble alle glassbegrene dekket med parafilm for å unngå kontaminering av prøvene. For å unngå kontaminering av utstyr, ble alt lagret i 10 % HNO<sub>3</sub> over natten og deretter rensert nøye med MilliQ vann før bruk.

### 3.7 Radiokjemisk separasjon av <sup>208</sup>Po i vann og fisk (organer)

#### 3.7.1 Vann

Den kjemiske separasjonen av Po i vannprøvene ble utført ved å kombinere metodene til Chen et al. (2001) og Suriyanarayanan et al. (2008).

De tørkede prøvene ble løst ved hjelp av en prosess beskrevet av Chen et al. (2001). Prosessen er delt i 4 steg, og ett tilleggssteg er lagt til i samsvar med metoden til Suriyanarayanan et al. (2008). Etter hvert steg varmes hver prøve under ett urglass i 10-15 minutter på 200 °C. I første steget av prosedyren ble det tilsatt 5 ml 30 % hydrogenperoksid (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) til alle prøvene. Dette ble gjort for å sikre en fullstendig reduksjon av organisk materiale. I neste steg ble det tilsatt 0,8 ml 12 M ultraren HCl for å få <sup>208</sup>Po over til ioneform. Det ble deretter tilsatt 15 ml MilliQ vann som reduserte molariteten til om lag 0,5 M HCl. For å redusere Fe(OH)<sub>3</sub> til Fe(OH), ble det tilsatt 100 mg askorbinsyre. Dette steget av prosedyren ble hentet fra metoden beskrevet av Suriyanarayanan et al. (2008). Deretter ble det tilsatt 1 g hydroksylammoniumklorid (NH<sub>2</sub>OH.HCl) som kompleksdannende middel. Til slutt ble prøvene nedkjølt i 15 minutter, overført til deponeringsrør gjennom et Whitman analytisk filter.

### 3.7.2 Fisk

De tørkede prøvene ble løst ved å kombinere to prosesser beskrevet av Chen et al. (2001) vist i tabell 2. Først ble prøvene tilsatt 30 % H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, og varmet på 200 °C i 10 minutter. Deretter ble de tilsatt 0,8 ml 12 M HCl, og varmet i 10 nye minutter. Hver prøve ble så tilsatt 15 ml destillert vann og varmet i 15 minutter. Til slutt ble det tilsatt 1 g NH<sub>2</sub>OH.HCl og varmet på varmeplaten i 10 minutter. Prøvene var hele tiden dekket av urglass.

Tabell 2: Oppløsningssteg som beskrevet av Chen et al.(2001).

Reagent (steg)	Mengde tilsatt	Varmet (min)	Temperatur (°C)	Prosess
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (1)	5 ml	10	200	Reduksjon
12 M HCl (2)	0,8 ml	10	200	Oppløsning
MQ vann (3)	15 ml	15	200	Uttynning
NH <sub>2</sub> OH.HCl (4)	1 g	10	200	Kompleksbinding

Til slutt ble prøvene nedkjølt i 15 minutter, overført til deponeringsrør på samme måte som for vannprøvene.

### 3.7.3 Termisk deponering på disk

Metoden for termisk deponering av <sup>208</sup>Po på disk er den samme både for vann- og fiskeprøvene, og ble utført i samsvar med metoden til Chen et al. (2001).

For å få så nøyaktig tellinger som mulig med alfaspespektrometeret, er det avgjørende å lage en tynn og flat prøve med en uniform fordeling av alfaemitteren. Ideelt sett skulle prøven hatt ett monoatomisk lag av  $^{208}\text{Po}$ , uten lag av fremmede stoff over som kan hindre alfastrålingen fra å nå detektoren (Burnett & Burchfield 2011). Nikkel ståldisker (Ø 25.4 mm) blir derfor brukt, og aller først renses med vaskemiddel for å fjerne oksiderte lag av forurensning. Diskene ble deretter montert inn i deponeringsglassrør som ble merket med prøvenavn. Tilslutt ble det nøye undersøkt om rørene var tette for å unngå tap av prøvemateriale. Prøvene ble filtrert gjennom et Whitman analytisk filterpapir og over i respektive deponeringsrør (Figur 13-14). Borsilikat begerglassene ble vasket tre ganger med 3 ml 0,3 M HCl som inneholdt 1 mg/ml NaCl. Hver enkelt vask ble overført gjennom filterpapir og inn i sitt respektive deponeringsrør. Deponeringsrørene ble deretter satt på vannbad med en temperatur på  $90\text{ }^{\circ}\text{C}$  i 3 timer. Termisk deponering på disk på en side av nikkeldisken fant sted under disse forholdene (Figur 13-14).



Figur 13: Vann og fiskeprøver ble filtrert gjennom et Whitman analytisk filterpapir over i deponeringsrør (Foto Skipperud 2008).



Figur 14: Termisk deponering av  $^{208}\text{Po}$  ble utført i ett  $90^\circ\text{C}$  vannbad i 3 timer (Foto: Skipperud 2008).

Etter 3 timer ble nikkeldiskene fjernet fra løsningen og renses i destillert vann i 2 sekunder. Dette blir gjort for å fjerne syren fra diskene. For å få så nøyaktige tellinger med alfaspesktrometeret som mulig, er det viktig å fjerne alle stoff som kan hindre alfastrålingen fra å nå detektoren. Nikkeldiskene ble tørket i et varmeskap i ca 15 minutter for å fjerne all løsning. Dette ble gjort for å hindre skade i tellekammeret og detektorene (Canberra 2009). Tilslutt ble nikkeldiskene lagret i separate plastposer før telling på alfaspesktrometer.

### **3.8 Analyse av $^{208}\text{Po}$ med hjelp av alfaspesktrometer**

Aktiviteten av  $^{208}\text{Po}$  ble bestemt i alle prøver ved hjelp av et alfaspesktrometer. I dette forsøket ble det brukt 6 alfa detektorer, (Canberra 7401 alfaspesktrometer) forbundet med en Canberra ADC modell 1520. Dataprogrammet "Canberra's Genie PC 2000" fikk fram alfaspesktret. Analysen av  $^{208}\text{Po}$  ble utført ved å telle nikkeldiskene på en side i alfatelleren. Prøvene ble målt i ca 24 timer, eller til telleusikkerheten var under 10 % for leverprøvene, og 20 % for filetprøvene. Alfa spesktrometeret er forklart mer detaljert under instrumenter (kapittel 1.11).

### **3.9 Kvalitetssikring**

Fiskene ble som tidligere nevnt separert i tre forskjellige tanker, avhengig av hvilket stoff som ble injisert i den enkelte fisk. I en av disse tankene var det fisk som fungerte som en kontrollgruppe. Denne gruppen besto av 25 fisk, og ble tatt med i forsøket for å sikre at det



eksperimentelle opplegget ikke hadde noe kontaminerende bidrag av  $^{208}\text{Po}$  ved siden av det som ble injisert. Disse fiskene ble også tatt videre med i prosessene (ultraclave, kjemisk separasjon av  $^{208}\text{Po}$  og analyse ved hjelp av alfaspesktrometer), for å sikre at prøvene heller ikke fikk noe bidrag av  $^{208}\text{Po}$  i disse stegene av forsøket.

En utbytelsesbestemmer av  $^{209}\text{Po}$  (0,1 ml med en aktivitet på 1,14 Bq/ml) ble tilsatt alle prøver (vann og fisk) før prøveprepareringen. Dette ble gjort for å kunne gjøre opp for et eventuelt tap av prøvemateriale under den kjemiske separasjonen av  $^{208}\text{Po}$ . Dette er en isotop av grunnstoffet  $^{208}\text{Po}$  som blir studert. Siden alle isotoper av samme grunnstoff oppfører seg kjemisk likt, vil det prosentvise tapet av tracer, tilsvare prosentvist tap av prøve, dersom man antar at traceren er homogent blandet med prøven. Traceren ble benyttet til å utbyttejustere alle data til 100 %. Dette ble automatisk utført av dataprogrammet ”Canberra’s Genie PC 2000”, etter at all relevant informasjon om traceren ( $T_{1/2}$ , aktiviteter, og hvilken mengde tracer som ble tilsatt hver prøve) ble lagt inn.

Det var også tatt med reagent-blank prøver gjennom alle stegene av prepareringsprosessen, både for vann og fiskeprøvene. Reagent-blank prøvene besto av syre (15ml  $\text{HNO}_3$ ) og tracerløsning  $^{209}\text{Po}$ . Reagent-blank prøvene ble tatt med for å kvalitetssikre kjemisk separasjon og analysemetoden. De målte aktivitetene av  $^{209}\text{Po}$  ble korrigert til 100 % for å sikre 100 % av  $^{208}\text{Po}$  målt i vann- og fiskeprøver, for å korrigere for eventuelt tap av prøvemateriale i løpet av bearbeidingsprosessen (oppslutning og kjemisk separasjon).

Analytisk- blank prøver var også tatt med gjennom alle prosessene av prøvepreparering og analyse av  $^{208}\text{Po}$ . Disse blankprøvene inneholdt kun syre (15 ml  $\text{HNO}_3$ ), og var tatt med for å se at prøvene ikke var blitt kontaminert av  $^{208}\text{Po}$  underveis i metoden. Da de analytisk- blank prøvene får lik behandling som prøvene (vann og fisk), og ikke viste noe  $^{208}\text{Po}$  innhold, indikerer dette at det ikke har skjedd noen kontaminering av prøvene.

### **3.10 Statistisk analyse**

Statistiske analyser ble gjennomført i MINITAB versjon 16. En paret t-test ble brukt for å kunne påvise signifikante forskjeller i aktivitet av  $^{208}\text{Po}$  mellom fiskene som fikk dette injisert, og kontrollgruppen. Dette vil være en indikasjon på at det har skjedd et opptak.

Grunnen til valget av statistisk analysemetode er at prøvene er basert på en parallell behandling og uttak over tid, samt at miljøet før, under og etter injeksjonen er lik. Det eneste som skiller prøvene fra hverandre er den fysiske behandlingen (injisert med ulike stoff). Samme test ble brukt for å undersøke om det var noen signifikant forskjell mellom lever og filetprøvene innad, og på tvers av gruppene.

For å se etter en eventuell reduksjon i konsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i lever- og filetprøvene over tid etter injisering, ble det brukt en ANOVA- lineær modell, tukey test.

Denne metoden ble også brukt for å se etter en eventuell trend i forholdet mellom  $^{208}\text{Po}$  konsentrasjonene i lever og filet innenfor de ulike gruppene over tid.

Konfidensintervallet ble satt til 95 %, for å se om resultatene var signifikant forskjellige (p-verdi  $< 0,05$ ). Alle verdiene ble logtransformert for å få dataen normalfordelt. Det ble også brukt en paret t-test for å se om det var noen signifikant forskjell i størrelsen (vekt og lengde) på fiskene i de ulike gruppene.

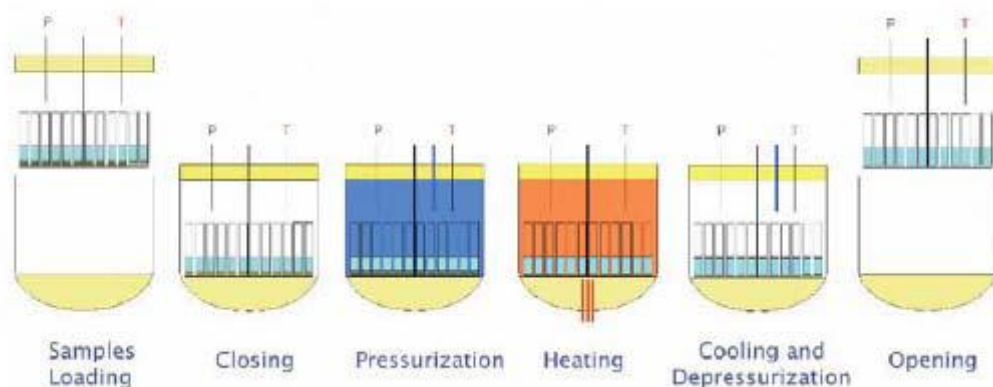
## 4 Instrumenter

For oppslutningen av faste prøver ble det som nevnt brukt en ultraclavereaktor. Analysen av  $^{208}\text{Po}$  i vann- og fiskeprøver ble utført ved hjelp av alfaspektrometri. Instituttet for plante og miljøvitenskap (IPM), på Universitetet for miljø og biovitenskap (UMB) sto for alle instrumentene.

### 4.1 Ultraclave

For å få faste prøver over i flytende form benyttes en prepareringsteknikk som kombinerer varme, trykk og oksiderende middel. Resultatet er en ionisk løsning helt fri for utfellinger. Ultraclaven kombinerer mikrobølgestråling med et høytrykks autoclave design (Borowski & Schoenfield 2006).

Den operasjonelle sekvensen til Ultraclaven er beskrevet av Borowski og Schoenfield (2006), og illustrert i figur 15.



Figur 15: Den operasjonelle prosessen til ultraclaven etter Borowski og Schoenfield (2006).

Etter at teflonrørene som inneholder prøvene blir plassert inn i reaksjonskammeret (figur 16), blir kammeret fylt med en væske bestående av vann, svovelsyre og hydrogenperoksid. Denne væsken kan absorbere mikrobølgestråling (polar løsning og ioner). En nøkkelfunksjon med Ultraclaven er at reaksjonskammeret trykkes på forhånd (Borowski & Schoenfield 2006). Ettersom man tilsetter et ytre trykk, sørger det økende trykket i reaksjonskammeret og i rørene

for at damptrykket i væsken alltid er lavere enn det tilsatte trykket. Dersom det ytre trykket var likt damptrykket, ville væsken i reaksjonsbeholderen koke, og dermed sikrer det ytre trykket at dette ikke skjer. Fordelen med dette er at man unngår tap av prøver, samt hindrer krysskontaminering av nærliggende prøver.

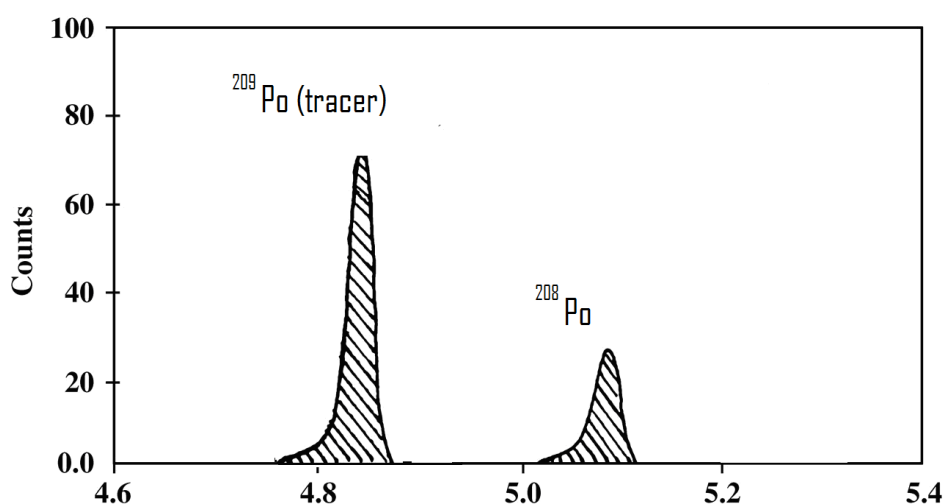


Figur 16: Teflonrør som plasseres inn i kammeret til ultraclaven (Borowski & Schoenfield 2006).

Ultraclaven har også et tilbakemeldingssystem mellom temperatur og trykk, som hindrer eksoterme reaksjoner. Hvis temperaturen eller trykket viker for mye i forhold til grensenivåene, vil Ultraclaven overstyre effekten til magnetronen og den eksoterme reaksjonen reduseres. Etter trykksettingen er fullført, varmes væsken opp av elektromagnetisk stråling som fører til en dipol rotering og ionisk migrering i den polare løsningen. Bevegelsen til molekylene gir friksjonsvarme som øker temperaturen til syra. Miljøet blir etter hvert sterkt nok til å kunne dekomponere organisk materiale (Jensen 2010). Den elektromagnetiske strålingen er jevnt fordelt i væsken, og dermed er individuelle prøver utsatt for identisk trykk og temperaturforhold.

## 4.2 Alfa spektrometri

Alfaspektrometri er en anerkjent teknikk for å telle alfaemittere. Årsaken til dette er instrumentets lave bakgrunnsnivå, høye yield (utbytte), og høye telleeffektivitet (AlMasri & Blackburn 1996; Burnett & Burchfield 2011). Det lave bakgrunnsnivået er viktig når det kommer til prøver med lav aktivitet. Telleresultat blir nemlig korrigert for bakgrunnsaktiviteten. Bakgrunnsnivå kan riktignok øke under bruk på grunn av nuklidfordamping og rekyllkontaminering. Derfor er det viktig å kjøre periodiske bakgrunnsmålinger for å avsløre potensiell kontaminering av prøvebeholderen (Skipperud 2004). Alfaspektrometri skiller mellom radionuklider så sant energiforskjellen er stor nok (figur 17). For å sikre at det ikke er overlapp mellom energitopper, må man på forhånd gjøre radiokjemisk separasjon av radionuklidene. I tillegg må prøvene være så tynne som mulig for å hindre selvabsorpsjon (Burnett & Burchfield 2011). I alfaspektrometri er det vanlig å bruke detektorer med smalt aktivt område, ofte på mindre eller lik 450 mm. Dette er for å imøtekomme lave deteksjonsgrenser til alfapartikler i miljøprøver. Dette på sin side, minsker telleeffektiviteten, og prøvene trenger dermed lang talletid (AlMasri & Blackburn 1996).



Figur 17: Et alfaspekter som viser energitoppene til  $^{208}\text{Po}$  (som ble injisert i torskene), og utbytelsesbestemmeren  $^{209}\text{Po}$ .

Alfaemittere produserer alfapartikler (eller  $^4\text{He}$  kjerner) spontant. Disse alfapartiklene har energier på mellom 4 og 6 MeV. Alfapartiklene har kort rekkevidde på grunn av den store størrelsen, og stoppes dermed opp for eksempel av en tynn papirbit. Ethvert fysisk materiale mellom radionukliden som sender ut alfastråling og den aktive delen av alfadetektoren, vil

absorbere noe av energien til alfapartikkelen. Av denne grunn befinner både detektoren og prøven seg inne i et vakuumkammer under måling. Slik unngår man tap av partikler til luften på vei til detektoren (Burnett & Burchfield 2011). Den monoenergiske funksjonen til alfapartiklene gir adskilte energitopper på skjermen til alfaspektrometeret. Sammen med et spesialisert dataprogram utgjør dette en praktisk metode for å kunne analysere alfaspektre (Burnett & Burchfield 2011; Choppin et al. 2002)

#### 4.2.1 Halvlederdetektorer av silisium

I dette forsøket ble det brukt en halvlederdetektor av silisium. Halvlederdetektorer av silisium (Si) er de mest vanlige detektorene for analyse av alfaemittere (Burnett & Burchfield 2011). Si er en halvleder og har motstandsegenskaper på om lag  $10 \Omega$ . Dette er en motstand mellom metaller, som for eksempel kobber (Cu) med motstand på  $10^{-8} \Omega$ , og isolatorer som kvarts ( $\text{SiO}_2$ ) med en motstand på  $10^{12} \Omega$ . (Choppin et al. 2002). En krystall av ren Si plassert mellom to elektroder, leder nesten ikke noe elektrisitet. Nesten alle elektronene i krystallen er valenselektroner som er bundet til Si-atomene med en energi på 1, 115 eV. Hvis man tilfører energi, for eksempel ved radioaktiv stråling fra en alfapartikkel, kan man ”dytte” elektronet over i et område av overlappende energinivå, hvor elektronene ikke er bundet til noe spesifikt atom. Elektronene beveger seg fritt i dette såkalte ”ledningsbåndet”, altså leder krystallen elektrisitet. Elektronet som fjernes fra valensskallet legger igjen ett ”hull”, og ioniseringen danner på denne måten elektron–hull par. Etersom elektronene beveger seg mot katoden, beveger elektronhullene seg mot anoden.

Silisium har til sammen 4 valenselektroner, fosfor har 5 valenselektroner, og indium har 3. Hvis man tilsetter litt fosfor til silisiumkrystallen, vil fosforatomene erstatte silisiumatomer i krystallstrukturen. Hvert av disse fosforatomene stiller dermed med ett ekstra elektron. Det trengs bare 0,04 eV for å overføre disse elektronene til ledningsbåndet. Fordi fosfor donerer ekstra elektroner til systemet, kalles de ”donormateriale”. Silisiumkrystaller som er dopet med donormateriale av fosfor kalles n – type silisium fordi den har et overskudd av negativ ladning. Hvis man i stedet tilsetter indium i silisiumkrystallen, skjer det motsatte, da den har et underskudd av elektroner. Denne typen materiale kalles p-type silisium fordi den gir ett overskudd av elektronhull som betraktes som positivt ladde.

Halvlederdetektorene i dette tilfellet er en halvleder diode bestående av p-type og n-type halvledermateriale. Forbindelsen, som er området der den p – dopede og den n – dopede halvlederen kommer i kontakt kalles da en ”p – n forbindelse”. Her tiltrekker og eliminerer hullene og elektronene hverandre i en prosess som kalles rekombinasjon. Det dannes et sperresjikt (område uten frie ladningsbærere) mellom de to materialene som straks stopper videre ladningstransport fra n – over til p. Dersom man tilsetter en spenning over forbindelsen ved å forbinde det negative utløpet med n – type området, og det positive utløpet med p – type området, er forbindelsen ”reversert biasert” (Lindem 2010).

En kjernepartikkel (alfapartikkel) som kommer inn i denne sonen danner elektron – hull par som hurtig og effektivt samles ved elektrodene på grunn av den høye potensielle gradienten. Energien som dannes registreres i en forsterker (Canberra 2009), og forsterkeren omgjør energien til et elektrisk signal. I følge Skipperud; “vil pulsens amplitude, under ideelle forhold, være direkte proporsjonal med energien til den innkommende partikkelen”(Skipperud 2004).

En rekke fysiske prosesser kan hindre ladningsoppsamlingen og på denne måten både forstyrre og begrense energioppslutningen til systemet. I tillegg kan energitap oppstå, og dermed gi opphav til brede og asymmetrisk former i pulshøydespekteret (Skipperud 2004).

## 5 Resultater og diskusjon

### 5.1 Vannprøvene

Vanntilførselen i glassakvariene på mellom 0,9-1,2 liter/kg/min var betydelig høyere enn 0,5 l vann/kg/min som er ansett å være en god regel på minimum mengde vann som er påkrevet for å sikre god vannkvalitet i kar med fisk. Denne vanntilførselen tilsvarer også et oksygeninnhold på mellom 378 og 504 mg O<sub>2</sub>/kg/time, som er langt over torskens spesifikke oksygenforbruk som ligger rundt 100 mgO<sub>2</sub>/kg/time.

Fordi tilstandsformene til radionuklidene er avhengig av variabler som pH, salinitet og innholdet av organisk materiale i vannet, vil distribusjonen av radionuklidene i et system forandre seg over tid ettersom omgivelsene forandrer seg (dynamisk system).

Temperatur, pH og saliniteten i vannet ble derfor målt i hver av tankene fra starten av forsøket 26.05.10, til og med 17.05.10. Vannets salinitet var 34-34,5 promille og gjennomsnittstemperaturen var 7,8±0,1 °C. Temperaturen og saliniteten var altså stabil gjennom hele denne perioden. pH-verdiene var også stabile, med en gjennomsnittsverdi på 7,9±0,02. pH fra siste uttak 09.06.10 ble målt fra vannprøvene før vannprøveprepareringen da det manglet informasjon om dette fra pH-meteret. Resultatene av dette var en pH-verdi på 7,70 for kontrollgruppen, 7,65 for tracer- gruppen, og 7,63 for SI-gruppen. Dette tyder på at forholdene var forholdsvis stabile gjennom hele forsøksperioden (6 uker). Forholdene vil dermed ikke ha noen innvirkning på resultatene vi får fra prøvene fra de ulike uttakene (1 dag, 2 uker og 6 uker).

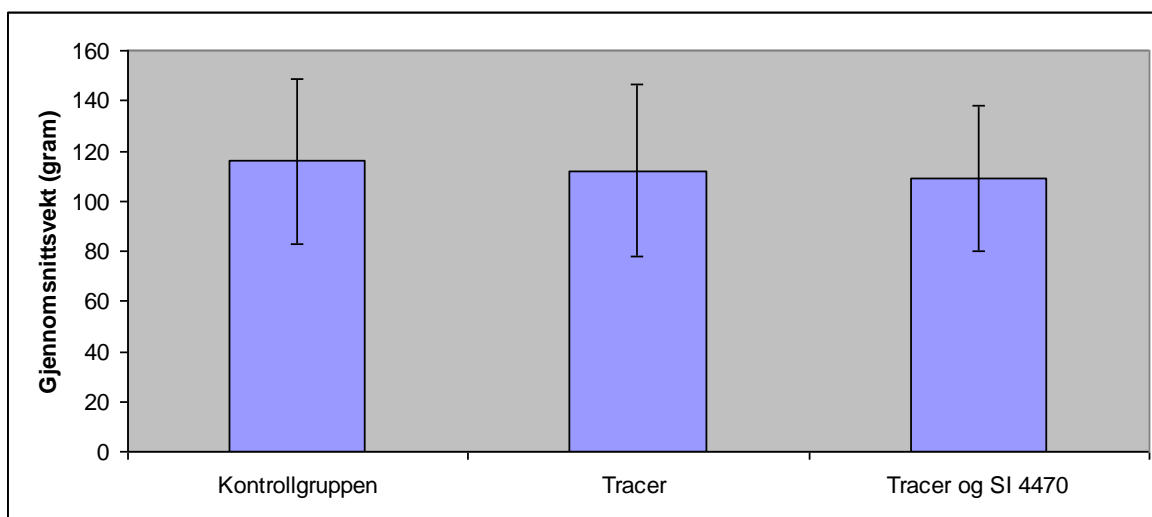
Det var heller ingen vesenlig forskjell på disse forholdene mellom de tre tankene. Dette vil da heller ikke ha noen innvirkning på resultatene når de forskjellige gruppene blir sammenlignet.

Aktivitetskonsentrasjonen som ble forsøkt målt av <sup>208</sup>Po i vannprøvene fra samtlige uttak var under deteksjonsgrensen < 0,0005 Bq. Dette tyder på at det ikke skilles ut igjen mye <sup>208</sup>Po fra fisken til vannet etter injisering, eller at eventuell utskillelse er så liten at det ikke er mulig å måle i vannet etter som vannet ble kontinuerlig skiftet ut.

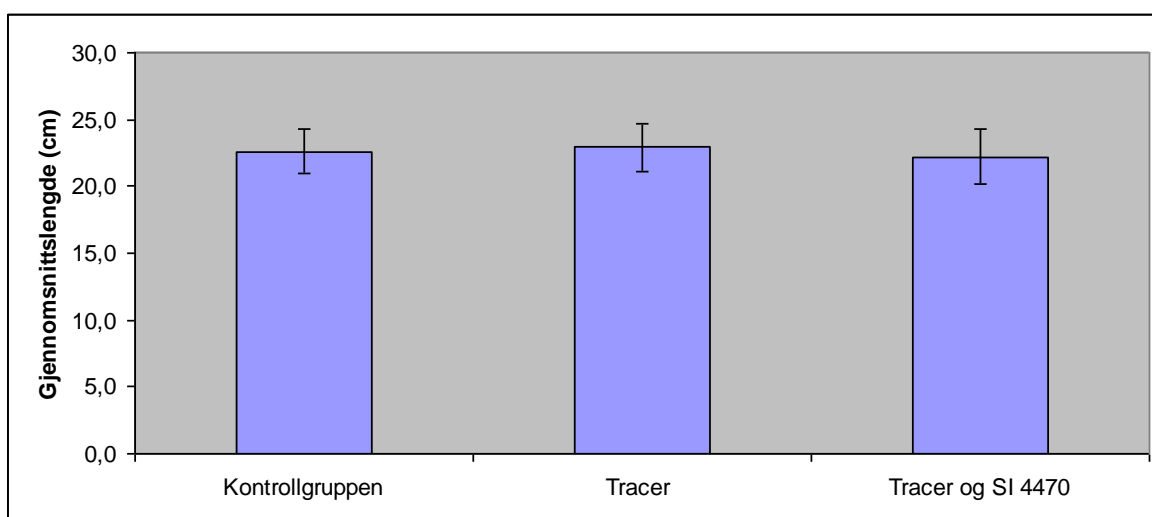


## 5.2 Fiskeprøvene

Torskene som ble benyttet i denne studien hadde en gjennomsnittsvekt på  $112 \pm 31,6$  gram og en lengde på  $22,5 \pm 1,8$  cm. Fiskene ble fordelt mellom tre grupper, og som vist i figur 18-19 ser man at det ikke er noen vesentlig forskjell i vekt og lengde til fiskene mellom de tre gruppene (P-verdi = 0,816 og 0,570).



Figur 18: Torskens gjennomsnittsvekt ( $\pm$  SD) i de tre forsøksgruppene



Figur 19: Torskens gjennomsnittslengde ( $\pm$  SD) i de tre forsøksgruppene

Gjennomsnittskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  (Bq/g våtvekt (vv)) i lever- og filetprøver fra de tre uttakene er vist i tabell 3-4. Samtlige prøver fra kontrollgruppen hadde en  $^{208}\text{Po}$  aktivitet under deteksjonsgrensen som var på 0,0005 Bq. Leverprøvene har blitt målt til usikkerheten

var under 10 %, mens filetprøvene grunnet lavere radioaktivitet ble målt til telleusikkerheten var under 20 %.

Tabell 3: Gjennomsnittskonsentrasjon av  $^{208}\text{Po}$  (Bq/g ) i leverprøvene

		<b>Gjennomsnittsakivitet ± SD</b>	<b>Max</b>	<b>Min</b>
		Bq/g vv	Bq/g vv	Bq/g vv
<b>Kontrollgruppe</b>	Uttak 1	< 0,0005		
	Uttak 2	< 0,0005		
	Uttak 3	< 0,0005		
<b>Tracer - gruppe</b>	Uttak 1	0,080±0,050	0,14	0,045
	Uttak 2	0,062±0,049	0,083	0,015
	Uttak 3	0,021±0,012	0,038	0,0080
<b>SI – gruppe</b>	Uttak 1	0,070± 0,050	0,14	0,025
	Uttak 2	0,046± 0,020	0,080	0,023
	Uttak 3	0,045± 0,008	0,041	0,020

Tabell 4: Gjennomsnittskonsentrasjon av  $^{208}\text{Po}$  (Bq/g) i filetprøvene

		<b>Gjennomsnittsakivitet ± SD</b>	<b>Max</b>	<b>Min</b>
		Bq/g vv	Bq/g vv	Bq/g vv
<b>Kontrollgruppe</b>	Uttak 1	< 0,0005		
	Uttak 2	< 0,0005		
	Uttak 3	< 0,0005		
<b>Tracer - gruppe</b>	Uttak 1	0,0036± 0,0024	0,007	0,0013
	Uttak 2	0,0040± 0,0034	0,01	0,0013
	Uttak 3	0,0020± 0,0007	0,003	0,0013
<b>SI - gruppe</b>	Uttak 1	0,0036± 0,0047	0,012	0,0007
	Uttak 2	0,0030± 0,0016	0,005	0,0013
	Uttak 3	0,0025± 0,0028	0,005	0,005

### 5.2.1 Po konsentrasjon i kontrollgruppen

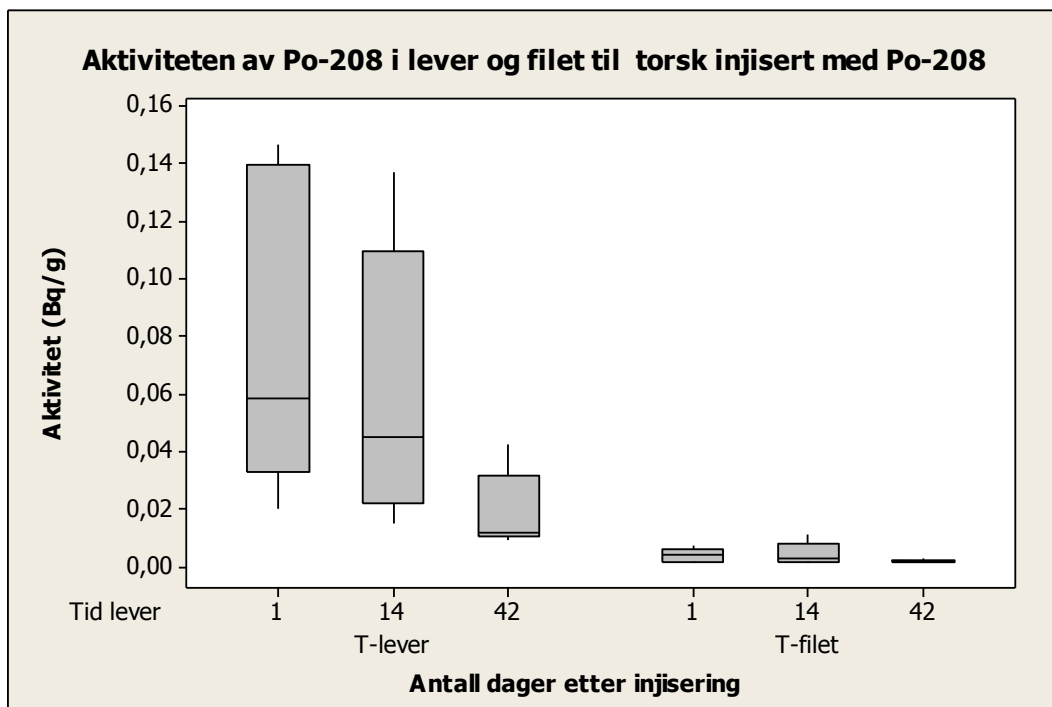
Resultatene indikerer at konsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i lever og filet er lavere enn deteksjonsgrensen <0,0005 Bq. Ingen målbare konsentrasjoner er derfor funnet i kontrollfisk (Tabell 3-4).

## 5.2.2 Injeksjon av $^{208}\text{Po}$ -tracer i torsk- Opptak og endring over tid

Gjennomsnittskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i de forskjellige organene fra uttak etter en dag, to uker og seks uker, er vist i tabell 3-4, og er henholdsvis  $0,08 \pm 0,050$ ,  $0,062 \pm 0,049$  og  $0,021 \pm 0,012$  Bq/g leverprøve for uttak 1, 2 og 3.

De tilsvarende verdiene for filetprøvene er  $0,0036 \pm 0,0024$ ,  $0,004 \pm 0,0034$  og  $0,002 \pm 0,0007$  Bq/g. Aktivitetskonsentrasjonen er signifikant forskjellig fra lever og filetprøvene i kontrollgruppen ( $P = 0,000$  og  $P = 0,000$ ). Dette indikerer at det har skjedd en akkumulering av  $^{208}\text{Po}$  i lever og en overføring av  $^{208}\text{Po}$  fra blod til filet etter injiseringen.

Ved sammenligning av total aktivitetskonsentrasjon av  $^{208}\text{Po}$  gjennom hele forsøket, var det en signifikant forskjell mellom aktiviteten av  $^{208}\text{Po}$  i lever og filet hos fiskene som kun ble injisert med  $^{208}\text{Po}$  ( $P = 0,000$ ). Konsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  er høyere i leverprøvene sammenlignet med filetprøvene i uttaket fra en dag ( $P = 0,003$ ), to uker ( $P = 0,001$ ) og seks ukers eksponering ( $P = 0,000$ ), (figur 20).



Figur 20: Aktivitet av  $^{208}\text{Po}$  i lever og filet ved de forskjellige uttakene i torsk kun injisert med  $^{208}\text{Po}$

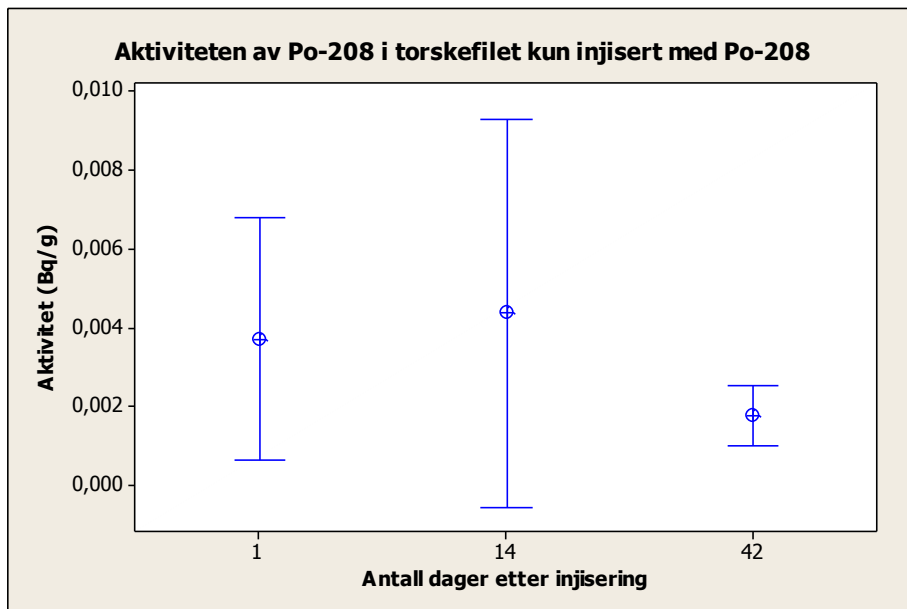
Aktiviteten av  $^{208}\text{Po}$  er altså høyere i samtlige leverprøver sammenlignet med filetprøvene.

Dette er i overensstemmelse med tidligere studier av distribusjonen av polonium.

Undersøkelser av tre forskjellige fiskearter; *S. lucioperca*, *C. carpio* og *C. auratus*, viste at

den høyeste gjennomsnittlige aktivitetskonsentrasjonen av  $^{210}\text{Po}$  uten unntak ble observert i leveren (Jørgensen 2009). I følge Durand et al. (1999) er det velkjent at  $^{210}\text{Po}$  akkumuleres i fisk og spesielt i leveren. Dette skyldes at  $^{210}\text{Po}$  bindes til ferritin og metallothioner i cytosolet i levercellene. Affiniteten  $^{210}\text{Po}$  har for disse jernholdige proteinene har i ettertid blitt bekreftet gjennom studier av den relative bindingsgraden av  $^{210}\text{Po}$  i fisk, bløtdyr og krepsdyr (Durand et al. 2002).

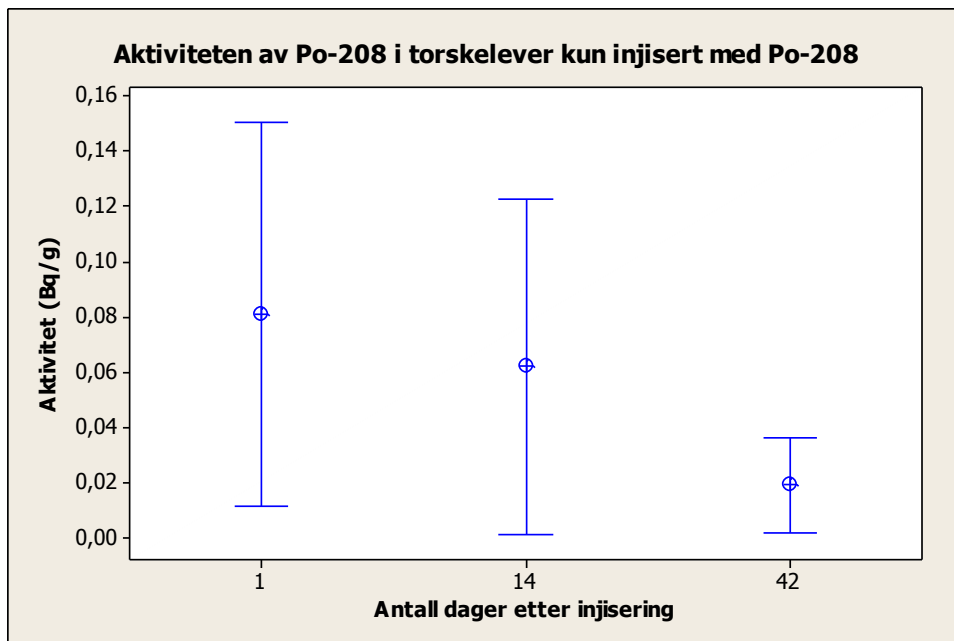
Det ble som tidligere nevnt samlet inn prøver av lever og filet fra fisk med økende tid etter injisering (1 dag, 2 uker og 6 uker). Resultater indikerer at det ikke er noen signifikant reduksjon i konsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i filetprøvene i de seks ukene forsøket varte ( $P=0,282$ ), (figur 21).



Figur 21. Aktiviteten av  $^{208}\text{Po}$  i fileten til torskene som kun ble injisert med  $^{208}\text{Po}$  etter 1 dag, 2 uker og 6 uker etter injisering

Man kan ikke utelukke at det ville skjedd en nedgang dersom eksperimentet hadde foregått over en lenger tidsperiode, men dette indikerer at  $^{208}\text{Po}$  er sterkt bundet i muskulaturen.

Det var derimot en signifikant reduksjon av  $^{208}\text{Po}$  i lever i løpet av de seks forsøksukene basert på et 95 % konfidensintervall ( $P=0,038$ ,  $R^2=0,32$ ), (figur 22).



Figur 22. Aktiviteten av  $^{208}\text{Po}$  i lever til torskene kun injisert med  $^{208}\text{Po}$ , 1 dag, 2 uker og 6 uker etter injisering

Det at det skjer en nedgang i aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i lever, men ikke filet i løpet av de seks ukene kan bety at den biologiske halveringstiden for  $^{208}\text{Po}$  i filet er noe større enn for lever. Det ble også undersøkt om det har skjedd en endring i forholdet mellom de ulike organene over tid (lever/filet). Resultatene viser imidlertid ingen trend når det kom til forholdet mellom lever og filet over tid ( $P = 0,305$ ). Dette kan skyldes spredningen på datasettet (stort standardavvik).

Det er viktig å påpeke at denne masteroppgaven begrenser seg til kun å omfatte lever og filetprøver. På grunn av tidsbegrensningen foreligger det ingen resultater på konsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i andre deler av fisken. Resultater fra tidligere undersøkelser av distribusjonen av  $^{210}\text{Po}$  i fiskeartene; *C. auratus* og *S. lucioperca*, viste at gjennomsnittskonsentrasjonen av  $^{210}\text{Po}$  var høyere i beinprøver enn i filetprøver (Jørgensen 2009). Dette ble også funnet ved studien av innholdet av  $^{210}\text{Po}$  i bein og filetprøver fra røyearten *Salvelinus namaycush* og hvitfiskartene; *Coregonus clupeaformis* and *Prosopium cylindraceum* fra fire innsjøer i Ontario (Clulow et al. 1998).

Andre undersøkelser viser det motsatte. I følge studier utført av Hameed et al. (1997) ble  $^{210}\text{Po}$  i større grad konsentrert i bløtvev (lever, muskel) enn i bein. Shaheed et al. (1997) studerte distribusjonen av naturlige  $^{210}\text{Po}$  isotoper i vann, sediment og biota langs en 95 km

lang strekning i Kaverielva i India. Her ble det observert at konsentrasjonen av  $^{210}\text{Po}$  i filet var høyere enn i bein i samtlige fisker.

Undersøkelser gjort av Suriyanarayanan et al. (2010) viste også at konsentrasjonen av  $^{210}\text{Po}$  i filet var høyere enn konsentrasjonen i bein hos samtlige av fiskene som ble undersøkt.

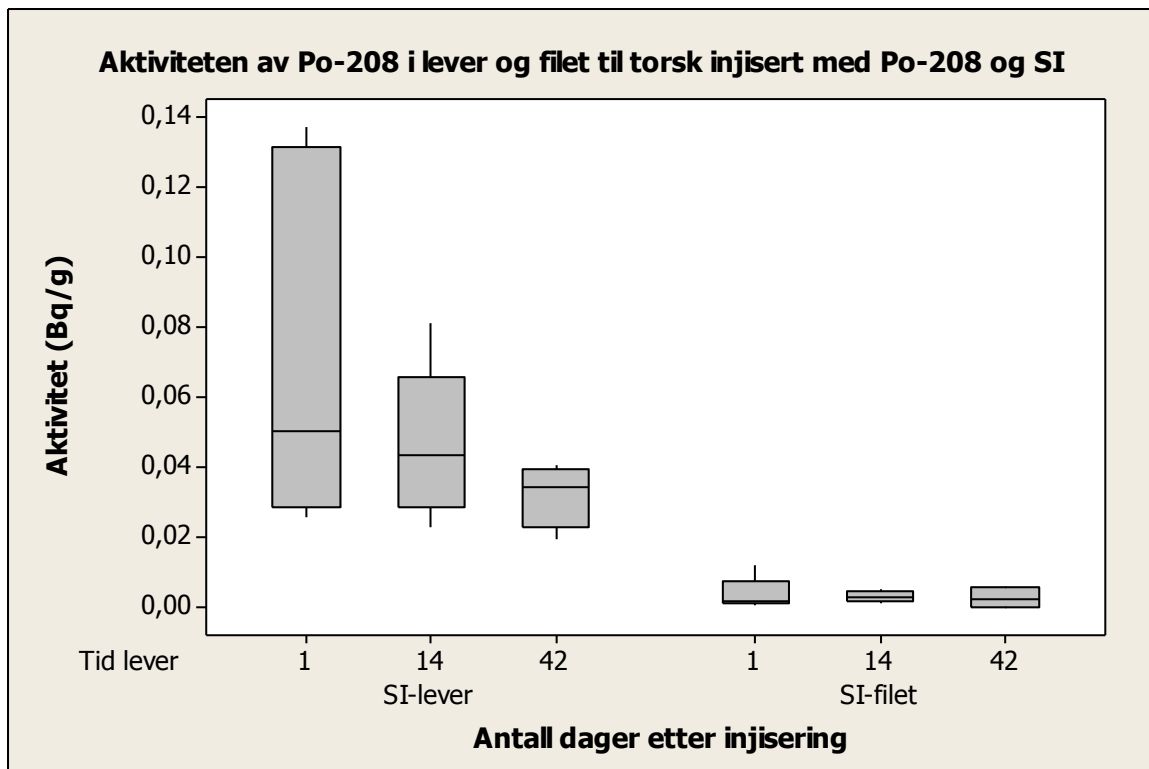
Resultater indikerer altså en ulik fordeling av  $^{208}\text{Po}$  mellom forskjellige organ over tid.

Det er også en viktig forskjell mellom denne studien, som er injisering av  $^{208}\text{Po}$ , mot de økologiske studier av langtidsopptak fra både vann og næringsdyr.

### **5.2.3 Injeksjon av $^{208}\text{Po}$ -tracer og avleiringshemmer (SI-4470) i torsk- Opptak og endring over tid**

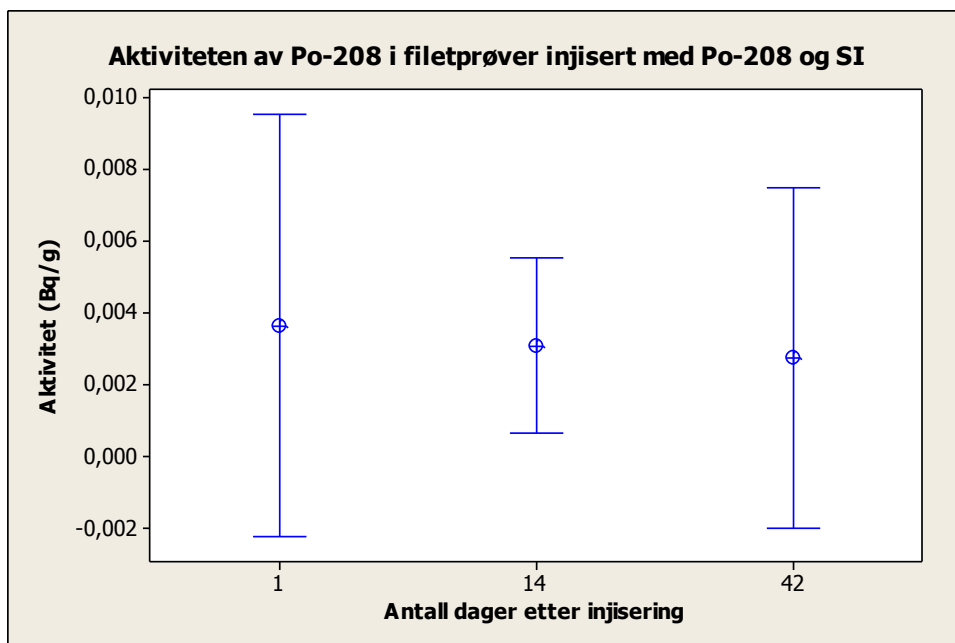
Gjennomsnittskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  ved de ulike uttakene i lever og filetprøver av torsk injisert med  $^{208}\text{Po}$ -tracer og avleiringshemmer er som tidligere nevnt vist i tabell 3-4. Disse resultatene viser en konsentrasjon på  $0,07 \pm 0,05$ ,  $0,046 \pm 0,02$  og  $0,045 \pm 0,008$  Bq/g leverprøve for uttak 1, 2 og 3, henholdsvis. De tilsvarende verdiene for filetprøvene er  $0,0036 \pm 0,0047$ ,  $0,003 \pm 0,0016$  og  $0,0025 \pm 0,0028$  Bq/g. Aktivitetskonsentrasjonen var signifikant forskjellig fra lever og filetprøvene i kontrollgruppen ( $P = 0,000$  og  $P = 0,000$ ). Dette indikerer at det har skjedd en akkumulering av  $^{208}\text{Po}$  i lever og en overføring av  $^{208}\text{Po}$  fra blod til filet i torskene.

Det var en signifikant forskjell ( $P = 0,000$ ) mellom aktiviteten i lever og filet hos fiskene som ble injisert med både  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer. Det har skjedd en høyere akkumulering av  $^{208}\text{Po}$  i lever enn i filet hos samtlige fisk. Dette er det samme resultatet som ble funnet for fiskene som bare ble injisert med  $^{208}\text{Po}$ , og er som nevnt i overensstemmelse med tidligere forskning. Dette kommer også tydelig frem i tabellen over som viser aktiviteten av  $^{208}\text{Po}$  i lever og filetprøver (figur 23).



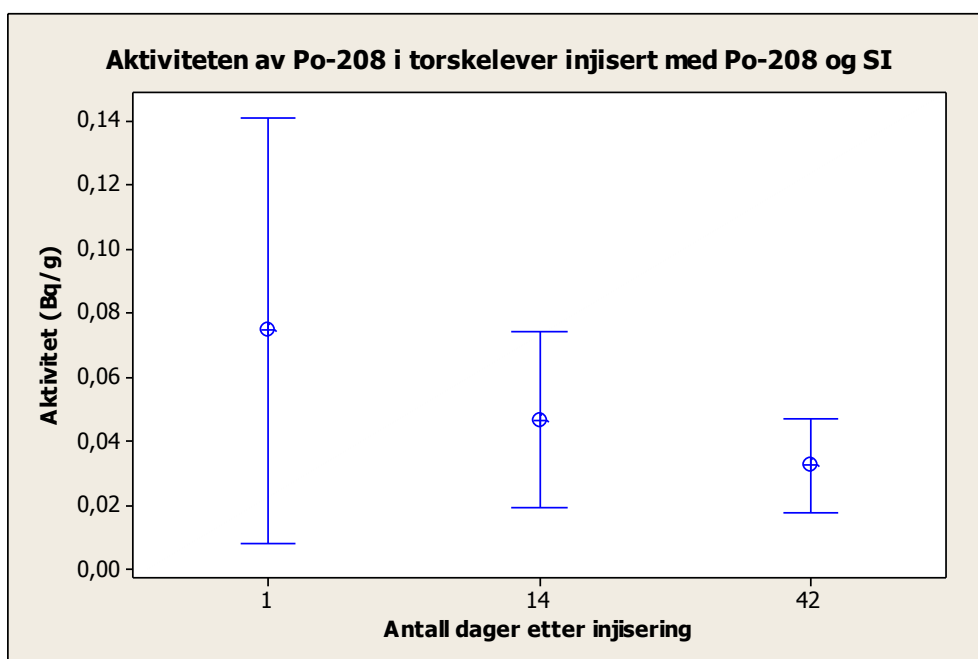
Figur 23: Gjennomsnittsakivitet av  $^{208}\text{Po}$  i lever og filet ved de forskjellige uttakene i torsk injisert med  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer

Resultatene fra undersøkelsene i filetprøvene, av endring i aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  over tid, viste ingen signifikant reduksjon av  $^{208}\text{Po}$  i løpet av forsøksperioden på seks uker ( $P = 0,506$ ), (figur 24). Man kan som tidligere nevnt ikke utelukke at det ville skjedd en nedgang dersom eksperimentet hadde foregått over en lenger tidsperiode.



Figur 24. Aktiviteten av  $^{208}\text{Po}$  i filet ved de forskjellige uttakene, til torskene injisert med  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer

Det var heller ingen signifikant reduksjon i konsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i leverprøvene i løpet av forsøksperioden ( $P=0,283$ ). Det som ut i fra figur 25 kan se ut som en reduksjon av  $^{208}\text{Po}$  i leveren over tid, er altså bare grunnet mindre spredning i aktivitetskonsentrasjon, og det har altså ikke vær noen signifikant nedgang av  $^{208}\text{Po}$  i løpet av de seks ukene.



Figur 25. Aktiviteten av  $^{208}\text{Po}$  i lever ved de forskjellige uttakene i torsk injisert med  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer



Forholdet mellom lever og filet i hver enkelt fisk viser heller ingen trend ( $P = 0,572$ ). Dette er ikke uforventet da det ikke ble observert noen signifikant nedgang av  $^{208}\text{Po}$  verken i lever eller i filet til torskene som ble injisert med  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer.

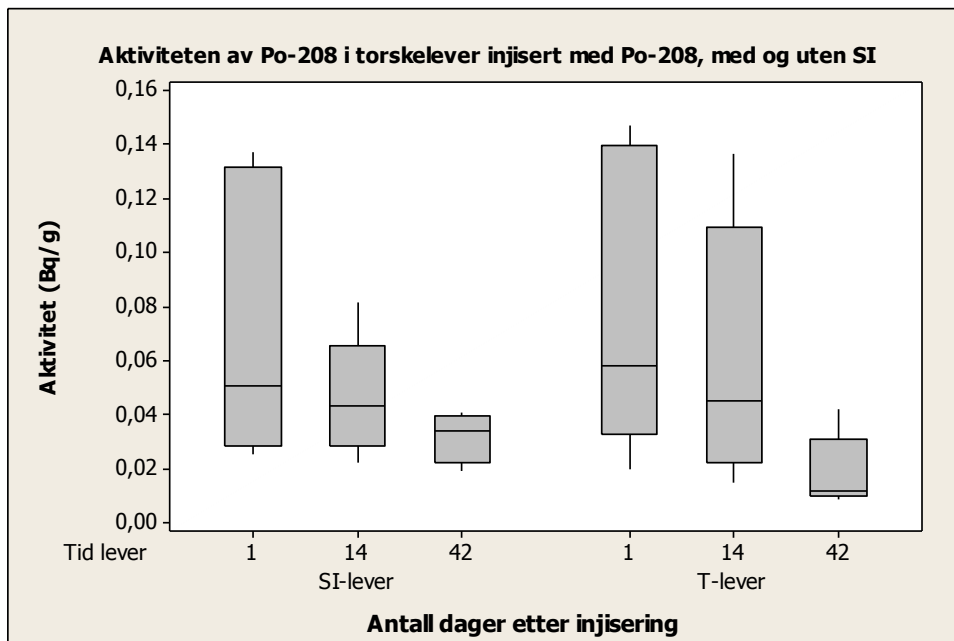
#### **5.2.4 Forskjeller mellom aktivitet i fiskene som ble injisert med $^{208}\text{Po}$ -tracer- med og uten avleiringshemmer (SI – 4470):**

##### **Lever**

Resultatene fra denne undersøkelsen indikerer at det ikke er noen signifikant forskjell mellom leverprøvene i de to gruppene når aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i hver enkelt fisk blir sammenlignet ( $P = 0,647$ ). Dette indikerer at avleiringshemmeren ikke har noen innvirkning på akkumuleringen av  $^{208}\text{Po}$  i lever. Tidligere undersøkelser viser som tidligere nevnt, at  $^{210}\text{Po}$  isotoper akkumuleres i fisk, og spesielt i leveren (Durand et al. 1999). Forutsatt at avleiringshemmeren ikke utgjør noen forskjell på bindingen mellom  $^{208}\text{Po}$  og metallothioner i levercellene vil det fortsatt akkumuleres mye  $^{208}\text{Po}$  her.

Det er imidlertid en signifikant reduksjon i aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i leveren i løpet av de seks forsøksukene, i torskene som ble injisert med  $^{208}\text{Po}$  uten avleiringshemmer ( $P = 0,038$   $R^2 = 0,32$ ). En slik nedgang ble imidlertid ikke observert i torskene med både  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer. I figur 26 kommer det tydelig frem at det bare er spredningen i aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  som minker i leverprøvene til fiskene som ble injisert med  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer. Minimumskonsentrasjonene var ikke endret mye mellom injiseringstidspunktene. I leveren til torskene som kun blir injisert med  $^{208}\text{Po}$  ser vi at også minimumskonsentrasjonene minker over tid (seks uker). Ved å sammenligne aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i leverprøvene ved de ulike uttakene (1 dag, 2 uker og 6 uker), var der ingen signifikant forskjell basert på et 95 % konfidensintervall. Det er derimot en signifikant forskjell i aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  basert på et 91 % konfidensintervall ved uttak etter seks uker ( $P=0,082$ ). Gjennomsnittsaktiviteten i leverprøvene til fiskene som ble injisert med  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer var ved dette uttaket 0,045 Bq/g. For fiskene som bare ble injisert med  $^{208}\text{Po}$  var gjennomsnittsaktiviteten 0,021 Bq/g. Selv om det ikke er noen signifikant forskjell, kan resultatene tyde på at det er mer  $^{208}\text{Po}$

i leveren til fiskene som ble injisert med  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer etter seks ukers eksponering.



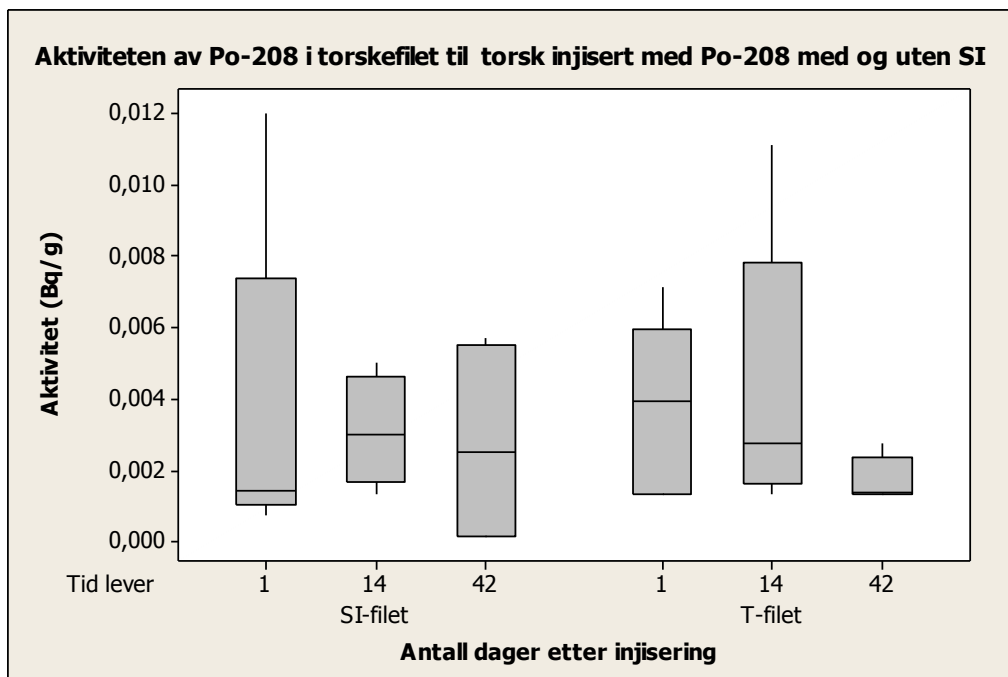
Figur 26. Sammenligning av aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i lever mellom de to forsøksgruppene ved uttak etter en dag, to uker og seks uker etter injisering.

Disse resultatene indikerer at avleiringshemmeren har en innvirkning på bindingsgraden av  $^{208}\text{Po}$  i leveren over tid. Det kan virke som at  $^{208}\text{Po}$  bindes sterkere i leveren ved tilsetning av avleiringshemmeren, og at det av denne grunn ikke observeres noen signifikant nedgang i konsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  her. En årsak til dette kan være at avleiringshemmeren øker den lipofile karakteren til  $^{208}\text{Po}$ , og at det dermed bindes sterkere i leveren, siden torskene har fettlageret sitt her. Dette er resultater som er med på å bekrefte hypotesen for denne studien. En potensiell feilkilde for disse resultatene kan være at det var en mindre leverprøve fra torskene som ble injisert med  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer i forhold til torskene som kun ble injisert med  $^{208}\text{Po}$ . Videre forskning som inkluderer flere prøver over en lenger tidsperiode må utføres for å bekrefte om det virkelig er en signifikant forskjell på  $^{208}\text{Po}$  binding i torskelerver med og uten avleiringshemmer. I undersøkelsen som ble gjort for å bekrefte binding mellom  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer (chelex-kolonne), kom det frem at ca tre ganger så mye  $^{208}\text{Po}$  gikk gjennom chelex kolonnen i løsningene med avleiringshemmer sammenlignet med løsningen uten. Dette indikerer at ca 2/3 av  $^{208}\text{Po}$  hadde bundet seg til avleiringshemmeren, og dermed at 1/3 av  $^{208}\text{Po}$  ikke gjorde det. Denne siste tredjedelen vil da antas å oppføre seg likt tracerløsningen som kun besto av  $^{208}\text{Po}$  og saltvann. Dersom man hadde tatt hensyn til dette,

hadde resultatene muligens blitt tydeligere. Dette ble ikke gjort i denne studien grunnet tidsskjema, men det anbefales å se nærmere på bindingen mellom  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer i senere forskning.

### Filet

Ved sammenligning av aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i filetprøvene til fiskene som ble injisert med  $^{208}\text{Po}$ , med og uten avleiringshemmer, finner man ingen signifikant forskjell ( $P = 0,447$ ), (figur 27). Det finnes heller ingen signifikant forskjell når sammenligner hvert av uttakene hver for seg ( $P = 0,511$ ,  $P = 0,924$  og  $P = 0,660$ ). Dette indikerer at avleiringshemmer ikke har noen innvirkning på overføringen av  $^{208}\text{Po}$  fra blod til filet i fiskene.



Figur 27. Sammenligning av aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i filet mellom de to forsøksgruppene ved uttak etter en dag, to uker og seks uker etter injisering

Det ble heller ikke observert noen reduksjon i aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i fileten hos noen av fiskegruppene (med og uten avleiringshemmer). Resultatene indikerer dermed at avleiringshemmeren heller ikke har noen innvirkning på bindingsgraden av  $^{208}\text{Po}$  i fileten innenfor en tidsperiode på seks uker etter injeksjon.

En potensiell feilkilde i dette forsøket kan være at det ikke har blitt injisert like mengder av de ulike stoffene i alle fiskene. Det hadde også vært fordelaktiv å føre et totalbudsjett over hvor mye av det totalt injiserte  $^{208}\text{Po}$  som gikk til lever og filet. Da vi ikke veide hele leveren eller fileten, men bare tok deler av de ulike organene, var ikke dette mulig å gjennomføre. Dette anbefales å gjøre ved eventuell videre forskning.

## 6 Konklusjon

Resultatene viser at det i overensstemmelse med hypotesen for dette forsøket, skjer en akkumulering av  $^{208}\text{Po}$  til lever og en overgang av  $^{208}\text{Po}$  fra blod til fileten ved en engangsinjisering av  $^{208}\text{Po}$ . Det var en signifikant forskjell i aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  både i lever og filetprøvene mellom fiskene som ble injisert med og uten avleiringshemmer, i forhold til kontrollgruppen.

Resultatene viser at det går mer  $^{208}\text{Po}$  til leveren enn til fileten både i fiskene med og uten avleiringshemmer. Dette er i overensstemmelse med tidligere forskning på distribusjonen av polonium i fisk. Da det bare er lever og filetprøvene som har blitt analysert i denne masteroppgaven, er det uvisst hvor mye av  $^{208}\text{Po}$  som har gått til andre deler av fisken, som for eksempel til beinprøvene.

Siden det ikke ble funnet noen signifikant forskjell mellom aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i filetprøvene på tvers av gruppene, ser det ikke ut til at avleiringshemmeren har hatt noen innvirkning på overføringen av  $^{208}\text{Po}$  fra blod til fileten etter injeksjon. Da det ikke ble observert noen nedgang i aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i fileten hos noen av fiskegruppene over tid, ser det heller ikke ut til at avleiringshemmeren har noen innvirkning på bindingsgraden av  $^{208}\text{Po}$  i fileten. Det at det skjer en overføring av  $^{208}\text{Po}$  fra blodet til filetene, og at denne konsentrasjonen ikke minker over tid, vil ha noe å si for konsumenter av fisk, i og med det er fileten som normalt blir spist. Tilsetning av avleiringshemmer har imidlertid ingen innvirkning på dette kort tid etter eksponering.

Etter injeksjonen av  $^{208}\text{Po}$  i torskene skjedde det en akkumulering av  $^{208}\text{Po}$  i lever. Det ble altså en økt konsentrasjon av  $^{208}\text{Po}$  i leveren til å begynne med. Det ble observert en reduksjon over tid (6 uker), i aktivitetskonsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$  i leveren til torskene som ble injisert med  $^{208}\text{Po}$  uten SI-4471 basert på et 95 % konfidensintervall. Denne reduksjonen ble ikke observert i fiskene med både  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer. Ved å sammenligne aktivitetskonsentrasjonen ved de ulike uttakene (1 dag, 2 uker og 6 uker), ser vi også at det er en signifikant forskjell ved uttaket etter seks uker, basert på et 91 % konfidensintervall. Det er mer  $^{208}\text{Po}$  i leveren til fiskene som ble injisert med  $^{208}\text{Po}$  og avleiringshemmer, ved siste uttak.

Dette indikerer at avleiringshemmeren har en innvirkning på distribusjonen av  $^{208}\text{Po}$  i leveren over tid. Det kan av resultatene virke som at  $^{208}\text{Po}$  bindes sterkere i leveren ved tilsetning av avleiringshemmeren, og at det av denne grunn ikke observeres noen nedgang i konsentrasjonen av  $^{208}\text{Po}$ , over tid. En årsak til dette kan være at avleiringshemmeren øker den lipofile karakteren til  $^{208}\text{Po}$ , og at det dermed bindes sterkere i leveren, siden torsken har fettlageret sitt her. Dette er i overensstemmelse med hypotesen, som antyder at avleiringshemmeren vil kunne ha denne effekten. Videre forskning som inkluderer flere prøver over en lenger tidsperiode anbefales for å bekrefte om det virkelig er en signifikant forskjell på  $^{208}\text{Po}$  binding i lever i fisk med og uten avleiringshemmer.

Denne oppgaven viser distribusjonen av  $^{208}\text{Po}$  etter at radionukliden har blitt injisert i blodbanen til fisken. Tidligere forskning på opptaket av  $^{210}\text{Po}$  viser at hovedinntaket av  $^{210}\text{Po}$  skjer gjennom mat. Opptak av naturlige poloniumisotoper løst i vann skjer i mindre grad. Hvorvidt tilsetningen av avleiringshemmere påvirker opptaket av polonium fra sjøvannet, er uvisst. Saltvannsfisk (i motsetning til ferskvannsfisk) drikker vann, og vannløst polonium vil dermed kunne bli tatt opp direkte over tarmene. Dette forsøket baseres på en engangseksponering av en gitt dose  $^{208}\text{Po}$ . I naturen kan fiskene være utsatt for kontinuerlig eksponering, eller flere eksponeringstilfeller etter hverandre. Da dette er en korttidsstudie, bør senere forsøk utføres med lenger eksponeringstid og involvere opptak av polonium fra vannfasen.

## 7 Referanser:

- AlMasri, M. S. & Blackburn, R. (1996). Radioanalytical methods for determination of alpha emitters in the environment. *Radiation Physics and Chemistry*, 47 (2): 171-175.
- Blakely, E. A. & Kronenberg, A. (1998). Heavy-ion radiobiology: New approaches to delineate mechanisms underlying enhanced biological effectiveness. *Radiation Research*, 150 (5): S126-S145.
- Borgå, K., Evenset, A. & Gabrielsen, W., Geir (2004). Miljøgifter i havet rundt Bjørnøya. Tilgjengelig fra: <http://npweb.npolar.no/filearchive/1174989180.68> (lest 12.02.2011).
- Borowski, K. & Schoenfeld, C. (2006). Expanding the limits of Closed-Vessel Microwave Sample Preparation. Tilgjengelig fra: <http://www.analis.be/files/VprodFiles/1616/MILESTONE-Ultraclavearticle.pdf>.
- Burnett, B. & Burchfield, L. (2011). A Practical Guide to Successful Alpha Spectroscopy. Tilgjengelig fra: <http://www.canberra.com/literature/953.asp>.
- Carvalho, F. P. & Fowler, S. W. (1994). A double-tracer technique to determine the relative importance of water and food as sources of Po-210 to marine prawns and fish. *Marine Ecology-Progress Series*, 103 (3): 251-264.
- Chen, Q., Aarkrog, A., Nielsen, S. P., Dahlgaard, H., Lind, B., Kolstad, A. K. & Yu, Y. (2001). Procedures for Determination of <sup>239,240</sup>Pu, <sup>241</sup>Am, <sup>237</sup>Np, <sup>234,238</sup>U, <sup>228,230,232</sup>Th, <sup>99</sup>Tc and <sup>210</sup>Pb-<sup>210</sup>Po in Environmental Materials. Roskilde: Risø National Laboratory
- Choppin, G., Liljenzin, J.-O. & Rydberg, J. (2002). *Radiochemistry and Nuclear Chemistry*. 709 s.
- Clulow, F. V., Dave, N. K., Lim, T. P. & Avadhanula, R. (1998). Radionuclides (lead-210, polonium-210, thorium-230, and -232) and thorium and uranium in water, sediments, and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canada. *Environmental Pollution*, 99 (2): 199-213.
- Desideri, D., Meli, M. A. & Roselli, C. (2010). A biomonitoring study: Po-210 and heavy metals in marine organisms from the Adriatic Sea (Italy). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 285 (2): 373-382.
- Durand, J. P., Carvalho, F. P., Goudard, F., Pieri, J., Fowler, S. W. & Cotret, O. (1999). Po-210 binding to metallothioneins and ferritin in the liver of teleost marine fish. *Marine Ecology-Progress Series*, 177: 189-196.
- Durand, J. P., Goudard, F., Barbot, C., Pieri, J., Fowler, S. W. & Cotret, O. (2002). Ferritin and hemocyanin: Po-210 molecular traps in marine fish, oyster and lobster. *Marine Ecology-Progress Series*, 233: 199-205.
- Eriksen, Sidhi, R., Strålberg, E., Iden, K. I., Huus, K., Røyset, O., Berntsen, M. H. G. & Rye, H. (2006). Radionuclides in produced water from norwegian oil and gas installations - concentrations and bioavailability. *Czechoslovak Journal of Physics*, 56.
- Eriksen, R. Sidhu, T. Ramsøy, E. Strålberg, K.I. Iden, H. Rye & K. Hylland, A. R. a. M. H. G. B. (2009). Radioactivity in produced water from Norwegian oil and gas installations – concentrations, bioavailability, and doses to marine biota. *Radioprotection*, 44: 869–874.
- Grung, M., Ruus, A., Holth, T. F., Sidhu, R. S., Eriksen, D. O. & Hylland, K. (2009). Bioaccumulation and lack of oxidative stress response in the ragworm *H-diversicolor*

- following exposure to Ra-226 in sediment. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100 (5): 429-434.
- Hameed, P. S., Shaheed, K. & Somasundaram, S. S. N. (1997). A study on distribution of natural radionuclide polonium-210 in a pond ecosystem. *Journal of Biosciences*, 22 (5): 627-634.
- Holtebekk, T. (2009). Radioaktivitet. *Det store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <http://www.snl.no/radioaktivitet> (lest 12.12.2010).
- Jensen, K. A. (2010). *Personlig kommunikasjon, "Ultraclave"*. Ås (29.10.2010).
- Jørgensen, A.-G. (2009). *Po-210 spesiering i vann og fordeling i fisk fra et tidligere urangruveområde i Tadsjikistan*. Ås: Universitetet for miljø og biovitenskap, Avdelingen for plante og miljøvitenskap.
- Keith-Roach, M. J. (2008). The speciation, stability, solubility and biodegradation of organic co-contaminant radionuclide complexes: A review. *Science of the Total Environment*, 396 (1): 1-11.
- Lindem, T. (2010). "Dioder". *Forelesning i fys1210 UiO*. Tilgjengelig fra: <http://www.fys.uio.no/studier/kurs/fys1210/2010/Notater/Kap%2017%20Dioder%20010.pdf> (lest 25.01.2010).
- Luoma, S. N. (1989). Can we determine the biological availability of sediment-bound trace-elements. *Hydrobiologia*, 176: 379-396.
- MI Produksjons kjemikalier, N. (2005). SI-4471 scaleinhibitor. Tilgjengelig fra: [http://www.miswaco.com/Products\\_and\\_Services/Production\\_Technologies/Oilfield\\_Production\\_Chemicals/Scale%20Inhibitors/ScaleDocuments/SI-4471.pdf](http://www.miswaco.com/Products_and_Services/Production_Technologies/Oilfield_Production_Chemicals/Scale%20Inhibitors/ScaleDocuments/SI-4471.pdf) (lest 12.03.2010).
- Oljedirektoratet. (2009). Mer vann enn olje på sokkelen Tilgjengelig fra: <http://www.npd.no/no/Tema/Miljo/Temaartikler/Mer-vann-enn-olje-pa-sokkelen/> (lest 14.03.2011).
- OSPAR. (2010). Quality Status Report 2000 for the North-East Atlantic. 40-63. Tilgjengelig fra: <http://www.ospar.org/eng/doc/pdfs/R1C4.pdf> (lest 04.11.2010).
- Oughton, D. (2010). "Environmental and Ecological Risk Assessment - Principles and Approaches". *Forelesning i kjm 360*.
- Rosseland, B. O., Massabuau, J.-C., Grimalt, J., Hofer, R., Lackner, R., Raddum, G., Rognerud, S. & Vives, I. (2001). The EMERGE Fish Sampling for Live Fish. Tilgjengelig fra: <http://www.mountain-lakes.org/emerge/methods/29.pdf> (lest 11.12.2010).
- Rosseland, B. O. (2010). *Foto*.
- Salbu, B. (2009a). Fractionation of radionuclide species in the environment. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100 (4): 283-289.
- Salbu, B. (2009b). "Radioactivity and Radiation Protection". *Forelesning kjm 350*.
- Salbu, B. (2009c). "Radioactivity and Radiation Protection". *Forelesning kjm 350*
- Salbu, B. & Skipperud, L. (2009). Speciation of radionuclides in the environment. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100 (4): 281-282.
- Shaheed, K., Somasundaram, S. S. N., Hameed, P. S. & Iyengar, M. A. R. (1997). A study of polonium-210 distribution aspects in the riverine ecosystem of Kaveri, Tiruchirappalli, India. *Environmental Pollution*, 95 (3): 371-377.
- Sidhu, R. (2008). Mobilitet og sedimenteringsmekanismer. Tilgjengelig fra: <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:b0HUzkQjB8sJ:www.forskningradet.no/servlet/Satellite%3Fblobcol%3Durldata%26blobheader%3Dapplication%252Fpdf%26blobheadertype%3DContent-Disposition%253A%26blobheadervalue%3D%2Battachment%253B%2Bfilename%253DSidhu.pdf%26blobkey%3Did%26blobtable%3DMungoBlobs%26blobwhere%3>



- [D1274459553676%26ssbinary%3Dtrue+Mobilitet+og+sedimenteringsmekanismer&c d=1&hl=no&ct=clnk&source=www.google.com](#) (lest 14.03.2011).
- Sirelkhatim, D. A., Sam, A. K. & Hassona, R. K. (2008). Distribution of Ra-226-Pb-210-Po-210 in marine biota and surface sediments of the Red Sea, Sudan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99 (12): 1825-1828.
- Skipperud, L. (2004). *Plutonium in the Environment: Sources and Mobility (PhD Thesis)*. Ås: Universitetet for miljø og bioteknologi, Institute of Plants and Environmental Sciences.
- Skipperud, L. (2009). "Nuclear fuel cycle and sources of radioactive contamination to the environment ". *Forelesning i kjm 351*.
- Skipperud, L. & Salbu, B. (2009). Knowledge requirements in relation to levels and effects of radioactive substances in the marine environment from releases of produced water from the oil industry. Ås: UMB. 1-13 s.
- Statoil. (2008). Handling scale in oil production facilities. Tilgjengelig fra: <http://www.statoil.com/en/technologyinnovation/fielddevelopment/flowassurance/scal e/pages/default.aspx> (lest 15.02.2011).
- Strålevern, S. (2009). Fisk. Tilgjengelig fra: [http://www.nrpa.no/eway/default.aspx?pid=239&trg=Center\\_6304&LeftMiddle\\_6254=6262:0:27,4829:1:0:0:::0:0&CenterAndRight\\_6254=6304:0:27,4894:1:0:0:::0:0&Center\\_6304=6312:80365::1:6322:2:::0:0](http://www.nrpa.no/eway/default.aspx?pid=239&trg=Center_6304&LeftMiddle_6254=6262:0:27,4829:1:0:0:::0:0&CenterAndRight_6254=6304:0:27,4894:1:0:0:::0:0&Center_6304=6312:80365::1:6322:2:::0:0) (lest 12.02.2011).
- Suriyanarayanan, S., Brahmanandhan, G. M., Malathi, J., Ravi Kumar, S., Masilamani, V., Shahul Hameed, P. & Selvasekarapandian, S. (2008). Studies on the distribution of 210Po and 210Pb in the ecosystem of Point Calimere Coast (Palk Strait), India. *Journal of Environmental Radioactivity* 99: 766-771.
- Suriyanarayanan, S., Brahmanandhan, G. M., Samivel, K., Ravikumar, S. & Hameed, P. S. (2010). Assessment of Po-210 and Pb-210 in marine biota of the Mallipattinam ecosystem of Tamil Nadu, India. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101 (11): 1007-1010.
- Thørring, Gåfvert T, I. M. & L, R. A. (2006). Tilførsler av radioaktive stoffer til norske kyst- og havområder. Tilgjengelig fra: <http://www.nrpa.no/dav/f79756f80a.pdf> (lest 12.03.2011).