

Bilag 70

Bioforsk-rapport
Vol. 9 (145), 2014

Prøvetaking og vurdering av miljøtilstanden ved Raunes fiskefarm i Vats i Vindafjord kommune basert på jordprøver tatt rundt lokaliteten

Ketil Haarstad og Dag Øistein Eriksen*

Bioforsk Jord og Miljø

*Primus.inter.pares AS



Tittel:

Prøvetaking og vurdering av miljøtilstanden ved Raunes fiskefarm i Vats i Vindafjord kommune basert på jordprøver tatt rundt lokaliteten

Forfatter: Ketil Haarstad & Dag Øistein Eriksen (radioaktivitet)

Dato: 30. desember 2014	Tilgjengelighet: Lukket	Prosjekt nr. 8791	Arkiv nr.
Rapport No.: 9 (145), 2014	ISBN-nr.:	Antall sider/: 56	Antall vedlegg: Tre deler

Oppdragsgiver:	Kontaktperson:
Raunes Fiskefarm	Jakob Hatteland

Stikkord:

Miljøovervåking, jordprøver

Fagområde:

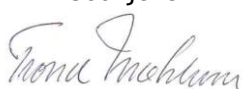
Miljø

Sammendrag

Det er tatt prøver av jord rundt AF Decoms anlegg ved Raunes fiskefarm i Vats i tre omganger, i mai, juli og november 2014 for å vurdere om det er forurensning i området. Den første runden var en innledende undersøkelse, den andre en mer omfattende undersøkelse i to områder i to jorddyp, og den tredje ble utført langs tre profiler i tre dyp. Det ble målt konsentrasjoner av utvalgte miljøgifter og radioaktivitet i jordprøvene. I tillegg ble det tatt prøver til bestemmelse av jordens densitet. Grenseverdier for tilstandsklasse "meget god" ble stedvis overskredet for enkelte tungmetaller. Både målinger av tungmetaller og radionuklider viser forhøyde verdier i topplaget. Dette skyldes trolig utslipp i området ved Raunes fiskefarm. Analysedata fra profiler og konturer viser at utslippene med stor sannsynlighet kommer fra AF Decoms anlegg i Vats da det i hovedsak forekommer høyest metallkonsentrasjoner nærmest denne virksomheten i de øvre jordlagene. De målte konsentrasjoner er ikke miljø- eller helseskadelige, men består av stoffer som ikke er ønskelig i miljøet. Det kan ikke utelukkes at konsentrasjonene har vært høyere tidligere. Det anbefales å gjøre tiltak for å stanse utslipp.

Land/fylke:	Rogaland
Kommune:	Vindafjord
Sted/Lokalitet:	Raunes

Godkjent

A handwritten signature in blue ink, appearing to read "Trond Mæhlum".

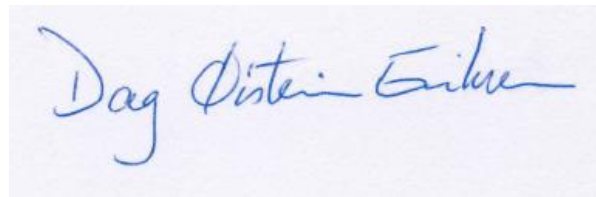
Prosjektleder

A handwritten signature in blue ink, appearing to read "Ketil Haarstad".

Forord

Denne rapporten sammenstiller analyser av jordprøver tatt i området ved Raunes Fiskefarm og AF Decoms anlegg i Vats i 2014. Ketil Haarstad har vært prosjektleder og hovedforfatter av rapporten, mens Dag Øistein Eriksen fra firma Primus.inter.pares AS har rapportert om radionuklider i andre og tredje del. I rapporten gis det noe bakgrunnsinformasjon om radioaktivitet for å hjelpe leseren til å tolke resultatene.

Ås, 6. januar 2015



Ketil Haarstad

Dag Øistein Eriksen

Innhold

1.	Innledning.....	5
1.1	Lokaliteten.....	5
1.2	Geologien	8
2.	Bakgrunn.	10
2.1	Tidligere undersøkelser.....	10
2.2	Kvikksølv og PCB	11
2.3	Radioaktivitet	13
2.4	Introduksjon	13
2.5	Naturally occurring radioactive materials (NORM) i praksis.....	14
2.5.1	Modell for mobilitet av NORM i jordsmonn	15
2.6	Måling av NORM	17
3.	Første del (mai 2014).....	19
3.1	Metoder.....	19
3.2	Resultater første del (mai 2014).....	22
3.3	Konklusjoner og anbefalinger første del.....	23
4.	Andre del (juli 2014).....	24
4.1	Metoder.....	24
4.2	Resultater og diskusjon andre del	26
4.2.1	Densitet	26
4.2.2	Kornfordeling.....	26
4.2.3	Korrelasjon mellom måleinstrumenter	28
4.2.4	Analyser av jordprøver	29
4.2.5	Arealfordeling med tilstandsklasser.....	30
4.2.6	Arealfordeling med konturlinjer	31
4.2.7	Kvantifisering	32
4.2.8	Analyser av radioaktivitet	32
4.3	Konklusjoner andre del (juli 2014)	34
5.	Tredje del (november 2014).....	35
5.1	Metoder.....	35
5.2	Resultater tredje del.....	37
5.2.1	Densitet av jordprøver	37
5.2.2	Kjemiske analyser av jordprøver	37
5.2.3	Profiler	37
5.2.4	Arealfordeling med konturlinjer	40
5.2.5	Kvantifisering	41
5.2.6	Analyser av radioaktivitet	41
5.2.6.1	Aktivitet	41
5.2.6.2	Profiler	46
5.3	Konklusjoner del tre	49
6.	Sluttkommentar	51
7.	Referanser	52
8.	Vedlegg.....	54
8.1	Vedlegg første del (mai 2014)	54
8.2	Vedlegg andre del (juli 2014).....	55
8.3	Vedlegg tredje del (november 2014).....	56

1. Innledning

Formålet med denne undersøkelsen er å vurdere miljøtilstanden rundt Raunes Fiskefarm, ved å ta jordprøver i området. Lokaliteten ligger like ved AF Decoms (AFD) anlegg i Vats i Vindafjord kommune. Undersøkelsen fokuserer på forekomst og fordeling av tungmetaller og radioaktive stoffer i jord. Tidligere resultater av jordundersøkelser utført av Bioforsk ved undersøkelsen er rapportert i Haarstad (2014) og data er gjengitt i denne rapporten.

1.1 Lokaliteten

Raunes fiskefarm ble startet opp i 2000 med produksjon av torskeyngel og kveiteoppdrett. Raunes Fiskefarm ligger i sjøkanten ved Vatsfjorden, som er en relativt liten terskelfjord, rett nord for AF Decom, se figur 1, 2 og 3. I 2004/2005 ble AF Decom (AFD) etablert i området, og virksomheten ved Raunes Fiskefarm ble flyttet pga. dette. AFD hugger opp industrianlegg som har vært brukt til oljeleting og -produksjon. Utstyr bruk til oljeleting kan inneholde tungmetaller og annen forurensning fra olje- og gassvirksomhet. Det er mistanke om at virksomheten til AFD kan spre forurensninger med vinden til omgivelsene utenfor AFD. Nylig har AFD søkt om å utvide virksomheten. Anlegget er omstridt i media og er gjenstand for rettslige tvister.



Figur 1. Lokalisering av Raunes fiskefarm i utløpet av Vatsfjorden.



Figur 2. Lokalisering av Raunes fiskevarm (blå pil) rett nord for AF Decoms opphuggingsområde i Vindafjord.

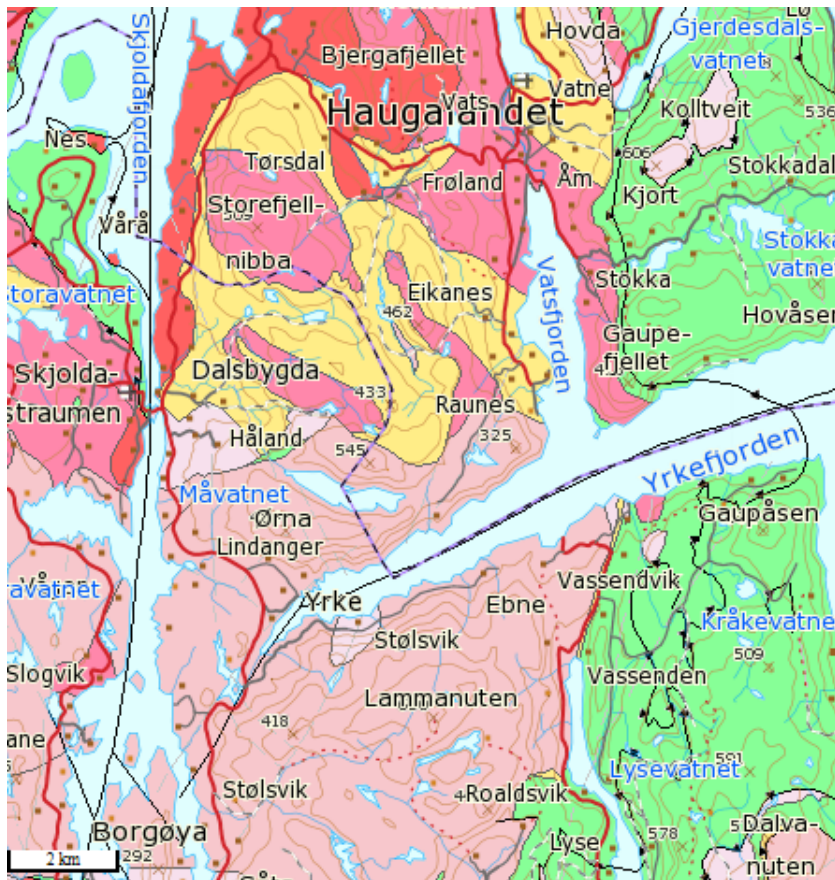


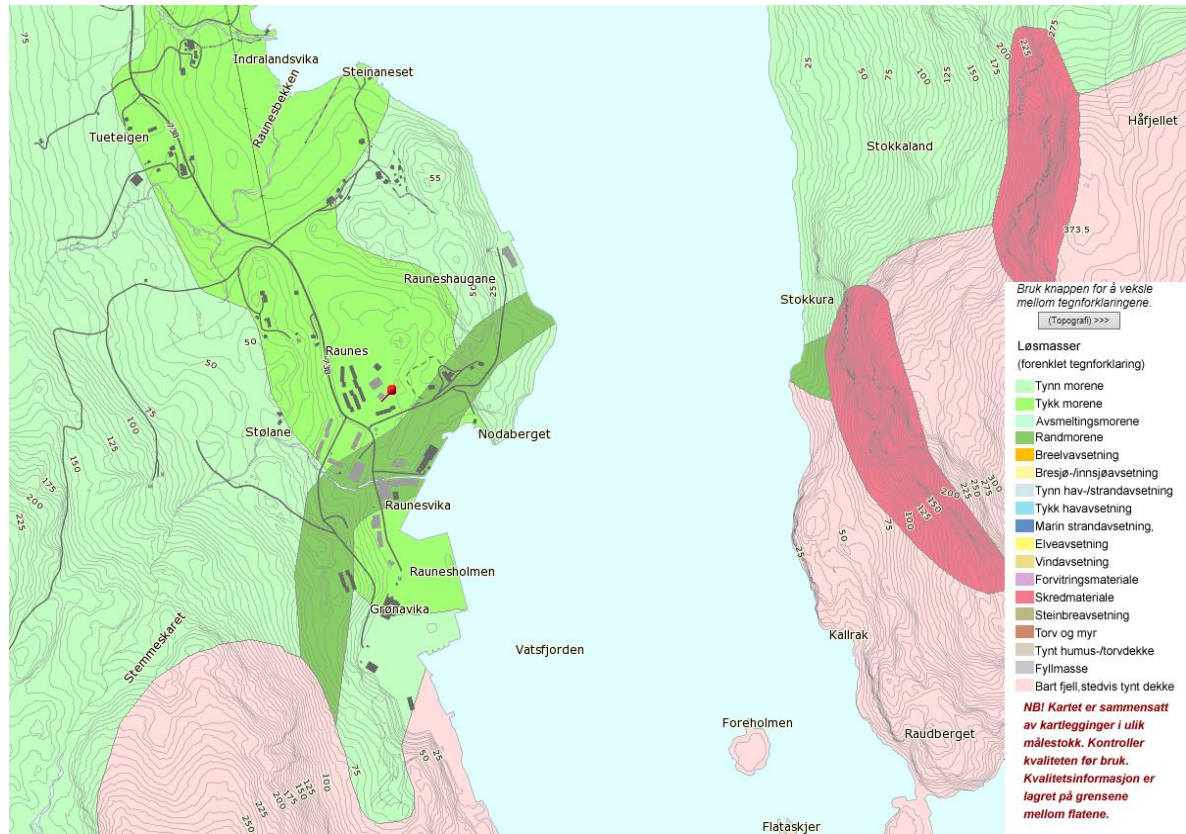
Figur 3. AF Decoms anlegg i Vats.

1.2 Geologien

Bergarten ved lokaliteten består av fjellkjedebergartene metasandstein og glimmerskifer som kvartsskifer, granatglimmerskifer, kalkspatskifer, hornblendegneis, biotittgnies, amfibolitt og vulkanitter (gult område i figur 6).

Ved Rauneset er bergartene grunnfjellsbergarter som rød til grå øyegneis og granitt, som trolig har navngitt stedet (rosa farge i figur 6).





Figur 4. Berggrunn og kvartærgeologiske avsetninger ved lokaliteten (NGU). En beskrivelse av geologien i området er gitt i Haarstad (2014).

Prøvepunktene ligger under marin grense som er vel 50 moh. i området (Selmer-Olsen, 1976).

2. Bakgrunn.

2.1 Tidligere undersøkelser

Ifølge Kristensen (2004) er jordsmonnet i området ved Raunes fiskefarm i all hovedsak ikke påvirket av forurensning før 2004. Unntaket er marginale overkonsentrasjoner av tungmetallene krom og nikkel i forhold til SFTs norm for mest følsom arealbruk. Sedimentene i Raunesvika inneholdt TBT i konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse IV, og PAH i konsentrasjoner tilsvarende klasse II - III.

Undersøkelser vedrørende forurensning ved lokaliteten har vært konsentrert om kvikksølv i tillegg til andre miljøgifter som PCB. Raunes fiskefarm har fått utført en del undersøkelser ved lokaliteten, og det er tatt prøver både av støvnedfall, jord og vann, samt biologiske prøver fra sjøen. NIVA har tatt jordprøver i tilnærmet samme område som er prøvetatt i denne undersøkelsen. Prøvene viser en økning av kvikksølv (Hg) og sink (Zn) i perioden 2009 til 2012 (NIVA). Det er usikkert hvordan disse jordprøvene er prøvetatt. Det ble ikke påvist PCB i disse jordprøvene, men dette er blitt påvist i støv og i biologiske prøver fra sjøen.

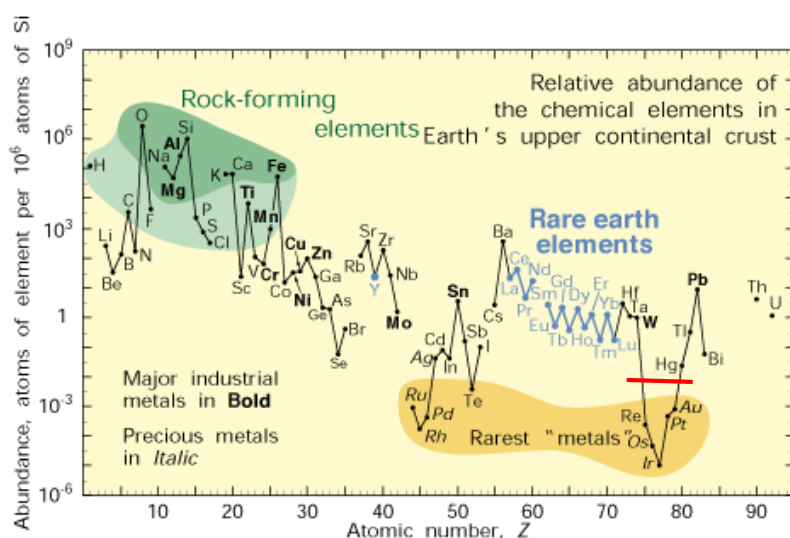
En beskrivelse av lokaliteten er gitt av NIVA (Beyer et al. 2014), basert på et begrenset prøveomfang. Ifølge disse undersøkelsene viste overflatejordprøvene på en del stasjoner høyere konsentrasjoner enn bakgrunnsverdiene fra 2010 (større blandprøver, Kvassnes m.fl., 2011) eller høyere konsentrasjoner enn målt i 2012 (Kvassnes m.fl. 2013). Koordinatene til disse stasjonene er vist i vedlegg 1. Disse stasjonene anses ifølge NIVA som påvirket i 2013. Kvikksølv: På stasjonene 12 (1,7 mg/kg) og 14 (2,9 mg/kg) er det konsentrasjoner i overflatejord som overstiger bakgrunnsverdiene i Veileder for forurenset grunn (TA-2553/Klif). Stasjon 12 har overflatekonsentrasjoner for kvikksølv i kjemisk tilstandsklasse «God» og stasjon 14 i tilstandsklasse «Moderat». Prøven fra stasjon 15 hadde mer kvikksølv i 2013 enn i 2012 (0,16 mg/kg i 2012). Det var ifølge NIVA vanskelig å se en overordnet trend i resultatene av jordprøvene. I og med at den tilsynelatende punktkilden har forflyttet seg sørover i 2013, er det viktig å undersøke årsaken til endringen og følge opp jordprøvene i 2014 (Beyer et al., 2014).

En oversikt over og beskrivelse av mulige forurensningsstoffer er gitt i vedlegg 2, 14 og 15. Utslipp av As og Hg til luft og vann viser en nedadgående tendens, unntatt for utslipp av As til vann som har vært høyere siden 2008 (vedlegg 14).

2.2 Kvikksølv og PCB

Kvikksølv (Hg) ble forbudt i norske produkter i 2006. Det er også satt utslippsmål, og utslippene skal være eliminert innen 2020, et såkalt en generasjonsmål (St.meld. nr. 21 (2004-2005), St.meld. nr 14 (2006-2007) og St.prp. nr.1 (2010-2011). Utslipp av Hg fra avfall kan skje både som støv, gass og med vann. Kvikksølv danner lett utfellinger med sulfid grunnet et ekstremt lavt løselighetsprodukt, se for eksempel Haarstad og Bergersen (2012). Totale utslipp fra «produkter» er blitt estimert til 200 kg i 2007, fra landbasert industri 100 kg i 2009.

Kvikksølv forekommer i lave konsentrasjoner i jordskorpen (figur 1). Hg er bioakkumulerende og er toksisk både for livet i sjøen og på land. Organisk kvikksølv er 10 til 100 ganger mere toksisk enn uorganisk Hg, med metyl-kvikksølv som det mest toksiske. Uorganisk kvikksølv kan transformeres til organisk kvikksølv både i miljøet og internt i organismer. Analytisk spesiering av kvikksølv er total-Hg, Hg^0 , Hg^{2+} og metyl-Hg, se også figur 6.



Figur 5. Elementer i jordskorpen (Wikipedia).

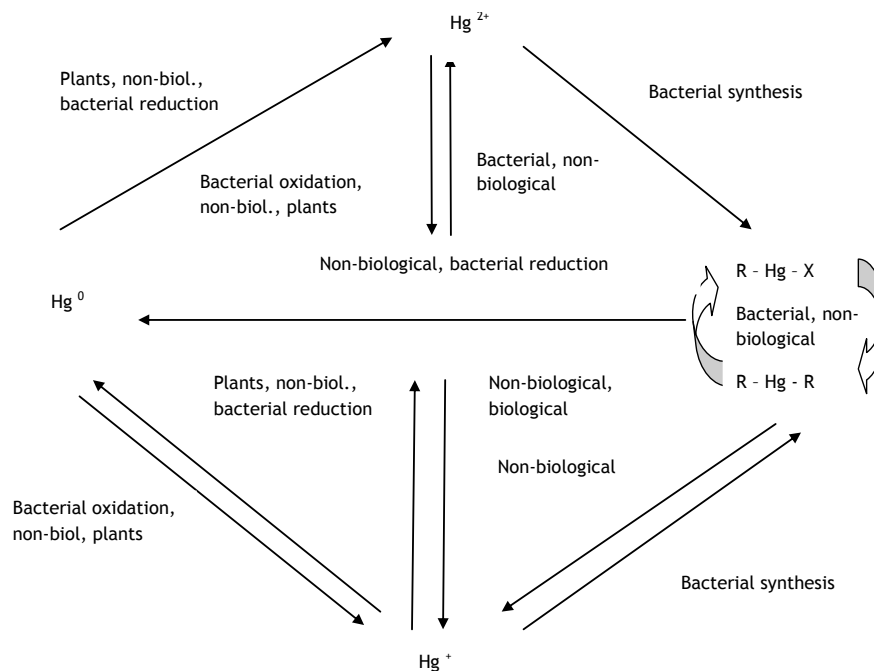


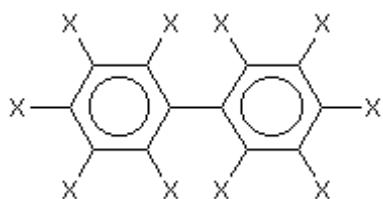
Figure 4. Transformation of Hg (after Higgins & Burns, 1975). R=alkyl, aryl, mercapto, methyl, ethyl etc. X=monovalent anion (acetate).

Figur 6. Spesiering av kvikksølv i analyser :Total-Hg, Hg⁰, Hg²⁺, metyl-Hg

Eksempler på målte konsentrasjonen av kvikksølv i jord er 0,1 til 193 µg/kg tørrvekt, mens metylkvikksølv var under deteksjonsgrensen, men i forurenset jord ble detektert i konsentrasjoner på 3 til 200 µg/kg (Digiulio et al, 1987). Elementært kvikksølv i olje/gass produsert fra reservoarer reagerer med og modifiseres av stålflater i utstyr og rør (Benoit et al. 1999; Dyrssen, 1999; Huerta-Dias & Morse, 1992; Kudo, 1992). Undersøkelser har vist at avleiringer på innsiden av gassrørledninger består av et oksid/sufid-lag, enten bestående av HgS på overflaten eller som Hg²⁺ kjemisk inkorporert i jernoksidavleiringer. Det er blitt påvist opptil 0,2 g Hg per kvadratmeter, men dette avhenger selvsagt av kvikksølvkonsentrasjonen i gasstrømmen. Kvikksølvsufid er også påvist felt ut av gassrørledninger fra avfallsdeponier (Bergersen & Haarstad, 2008; 2014).

PCB (polyklorerte bifenyler) har en struktur som vist i figur 7 hvor X står for Cl eller H. Teoretisk finnes det 209 ulike PCB-isomerer. PCB er en samlebetegnelse for et stort antall forbindelser som er oppbygd rundt den kjemiske strukturen bifenyl. Jo flere klor som finnes på bifenyl-forbindelsen, jo mer persistent er forbindelsen. PCB er

bioakkumulerende og veldig vanskelig å bryte ned. Kilder er Forskjellige typer oljer (særlig kjøleoljer for transformatorer), maling, lakk og kondensatorer for lysarmatur. Det deponeres små mengder på kommunale fyllplasser på grunn av gode innsamlingsordninger



Figur 7. Struktur av PCB.

Grenseverdier for helsebasert risiko og for farlig avfall for kvikksølv og PCB i jord er henholdsvis 1 og 10 mg/kg tørrstoff for Hg, og 0,01 og 5 mg/kg for PCB (SFT, 2009).

2.3 Radioaktivitet

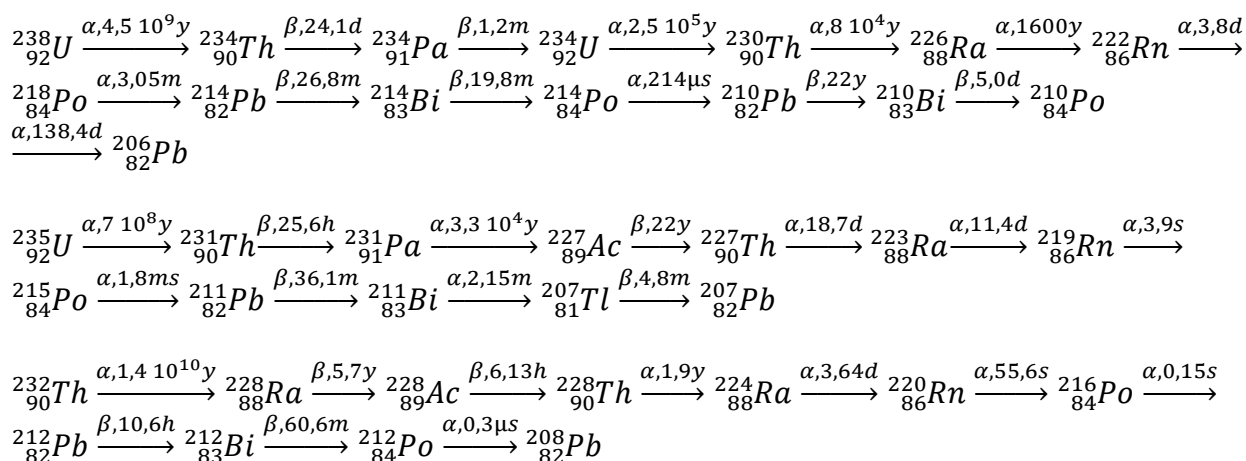
2.4 Introduksjon

"Naturlig radioaktivitet" et begrep som brukes om det faktum at det i naturen finnes mange grunnstoffer som har radioaktive isotoper eller nuklider. Ofte brukes akronymet NORM, Natural Occuring Radioactive Materials, om gjenstander som er radioaktive. Dette kan være steiner, støv, metaller, o.l.

Det finnes et tjuetalls grunnstoffer som har radioaktive isotoper, men når vi ser bort fra de biologisk viktige ^3H og ^{14}C , så dreier NORM seg stort sett om kalium (K), thorium (Th) og uran (U). Th og U gir opphav til såkalte radioaktive serier. Disse er skissert i figur 8.

I en bergart vil vanligvis de kjemiske forhold være så stabile at alle nuklidene i serien forblir på samme sted. I slike bergarter vil det da ha oppstått det som kalles radiologisk likevekt. Dette oppstår når mornukliden har mye lenger halveringstid enn sine datter-

nuklider. For thorium og urans vedkommende betyr det at mineralet har vært upåvirket i en million år eller mer. Ved radiologisk likevekt vil alle datter-nuklidene ha samme desintegrasjonshastighet som mor-nukliden. Desintegrasjons-hastigheten til en (radioaktiv) mor-nuklide er proporsjonal med antall atomer av nukliden. Dette kalles Decay-loven.



Figur 8. De tre radioaktive seriene. Alle seriene ender i ikke-radioaktive blyisotoper. Desintegrasjonsmåtene (α eller β) og halveringstider er ført opp.

De forskjellige datter-nuklidene vil befinne seg i et kjemisk miljø som ikke er det deres kjemiske egenskaper passer til. F.eks. er radium, Ra, et jordalkali-metall som har kjemiske egenskaper som likner barium og finnes i karbonatbergarter eller som barytt (BaSO_4), mens radiumets opphav, uran eller thorium, begge vil vanligvis finnes som oksid, UO_3 og ThO_2 , eller andre typer. Dersom en bergart utsettes for en ytre påvirkning kan det føre til at det ytre kjemiske miljøet blir så forandret at de kjemiske egenskapene til en eller flere datter-nuklider tilsier at disse forlater stedet. Eksempler på dette er radium (Ra) som løses opp i grunnvann eller formasjonsvann i oljereservoar, og radon (Rn), som er en edelgass, som diffunderer ut av bergarten og kan føres langt av sted om forholdene ligger til rette for det.

2.5 Naturally occurring radioactive materials (NORM) i praksis

Radium kan løses i grunnvann og derved bli ført av sted fra det opprinnelige opphavsstedet. ^{226}Ra har 1600 års halveringstid og for kjemiske forhold er dette som ikke-radioaktivt å regne. I oljereservoar er formasjonsvann vanligvis svært saltholdige

og dette kan gjøre at radium løses enda lettere opp pga komplekseringsegenskaper hos komponenter i formasjonsvannet. Viktig her er klorid.

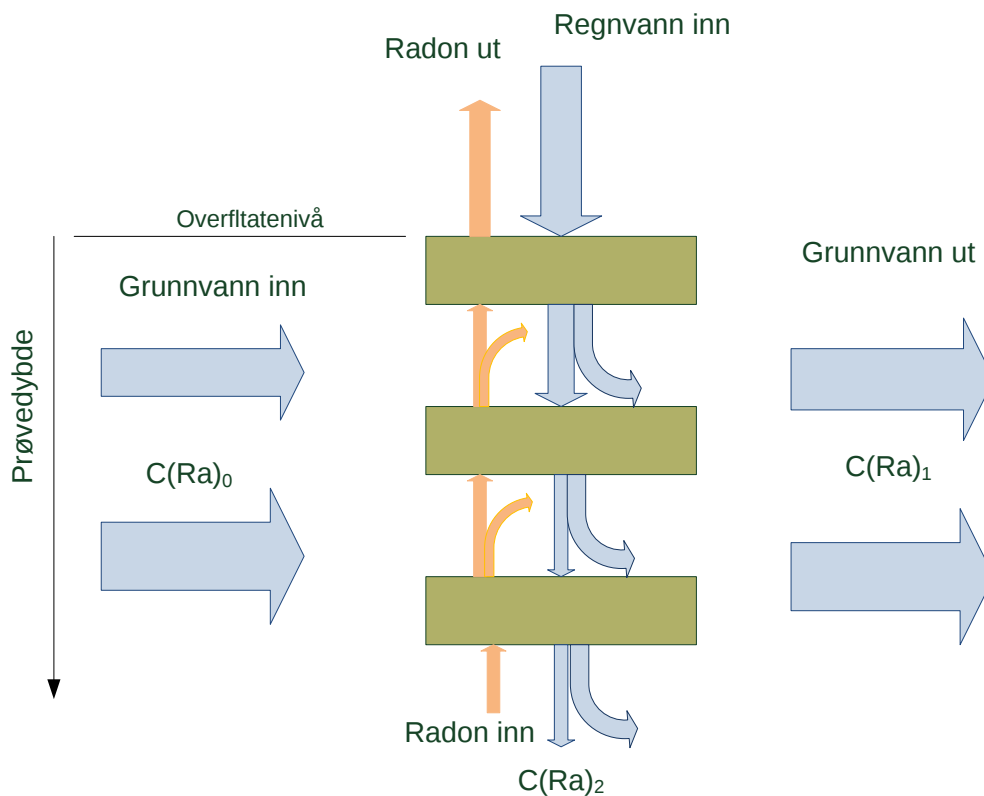
Radon i hus er en velkjent utfordring og som viser at gassen evner å frigjøre seg fra det kjemiske miljøet mor-nukliden befant seg. ^{222}Rn har 3,8 dagers halveringstid og dette er lenge nok til at ^{222}Rn kan føres langt av sted. Døtrene til denne nukliden er imidlertid ikke gasser og etter kort tid og fem desintegrasjoner blir det dannet ^{210}Pb med halveringstid 22 år. Bly har en stor affinitet til svovel og vil således oppkonsentreres der hvor det finnes sulfid-forbindelser.

Innen olje- og gassproduksjonen er radioaktiv scale velkjent og en betydelig utfordring. Scale er avsetning i rør og produksjonsutstyr av kalsium- eller barium-karbonat eller sulfat. Det som gjør scale radioaktivt er radium. Tilsvarende radium vil edelgassen radon diffundere over i de upolare fasene olje og gass. Helst finner vi radon igjen i gassfasen. Dette medfører at det i korrosjon i gassrørledninger kan finnes ^{210}Pb , da slik korrosjon oppstår ved at stålet i rørene ruster pga tilstedeværelse av (små mengder) CO_2 , vanndamp og H_2S . Dette gir jernsulfid, FeS_x , som korrosjonsprodukt og i slikt støv finnes ^{210}Pb . Slike korrosjonsmaterialer kalles ofte «black powder». Det er godt kjent fra olje/gass-industrien, også at det kan inneholde ^{210}Pb , se f.eks. Godoy et al. (2005).

2.5.1 Modell for mobilitet av NORM i jordsmonn

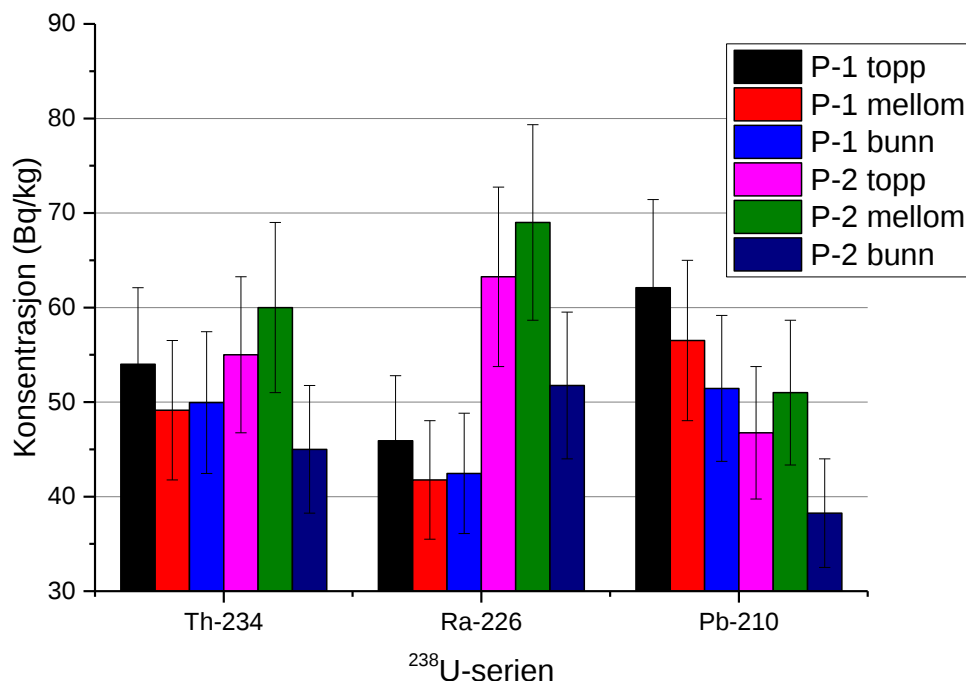
I figur 9 er en modell av hvordan radium og radon kan forflytte seg. Radium som et jordalkalimetall kan løses opp i grunnvann og i regnvann og derved forflytte seg fra stedet der det ble dannet. Regnvann har oppløst CO_2 og derved er svakt surt, og kan lettere løse opp oksidisk bundet Ra, men tilstedeværelse av karbonat kan føre til at radium felles ut som RaCO_3 , og derved blir bundet til jordsmonnet igjen.

Radon vil kunne diffundere ut, også fra grunnvann, men det er velkjent at grunnvann kan inneholde betydelige mengder Rn.



Figur 9. Modell for massebalanse for mobilitet av radium og radon. $C(Ra)$ betegner at det er en konsentrasjon av radium i grunnvannet. Indeks 0 betegner inngående og 1 og 2 utgående.

I figur 10 er en teoretisk modell av to prøver, P-1 og P-2, med tre sjikt (topp, mellom og bunn) vist. I denne modellen er ^{234}Th , ^{226}Ra og ^{210}Pb i radiologisk likevekt i begge prøver; i dette tilfellet at alle tre nuklidene desintegrasjonsrater innenfor +/- et standard avvik.



Figur 10. Teoretisk modell for to prøvetakingssteder, P-1 og P-2, med tre sjikt, topp, mellom og bunn. Ett standard avvik er angitt.

2.6 Måling av NORM

Av de tre vanlige radioaktivitetstypene, α , β og γ , er det γ -stråling som er lettest å måle. Dette skyldes denne strålings gjennomtrengende evne og de andre stråletypers korte rekkevidde. Det er kun mulig å måle γ -stråling på utsiden av et rør eller andre komponenter dersom kilden befinner seg inne i komponenten. Ofte har nuklidene både α eller β og påfølgende γ -stråling. ^{210}Pb , derimot, har så godt som kun β -stråling. Det er derfor svært vanskelig å påvise ^{210}Pb i felt. Det er først etter prøvetaking og måling i laboratorium at nøyaktig og sikker påvisning kan gjøres.

^{226}Ra er lettere å måle direkte siden nukliden har γ -utsendelse, dog med relativt lav energi, noe som gjør at den skjermes lett.

For prøver hvor det er radiologisk likevekt mellom en mor og en datter kan en måle datteren dersom denne har gode strålingsegenskaper. For ^{232}Th brukes derfor ofte ^{208}Tl som har γ -stråling med meget høy energi og som derfor er lett å måle. I tabell 1 er

beregnete konsentrasjoner av ^{232}Th , ^{235}U og ^{238}U beregnet fra kjemiske konsentrasjoner av Th og U.

Fra tabell 1 ser vi at f.eks. 10 ppm uran i en prøve vil tilsvare 124 Bq/kg ^{238}U og 5,7 Bq/kg ^{235}U . Tilsvarende vil 10 ppm thorium bety 40,6 Bq/kg. Dersom prøven er i radiologisk likevekt vil vi ha henholdsvis 1,73 kBq/kg, 62,6 Bq/kg og 406 Bq/kg for ^{238}U -, ^{235}U - og ^{232}Th -serien.

IAEA angir såkalte tiltaksgrenser. Disse er gitt som konsentrasjoner og som totale mengder. En prøve er å betrakte som radioaktiv dersom en av grensene overskrides. Vanlige grenseverdier for NORM er 1 Bq/g og totalt for ^{210}Pb , ^{226}Ra og ^{238}U er grensen 10 kBq for alle, mens for naturlig uran og thorium, $^{\text{nat}}\text{U}$ og $^{\text{nat}}\text{Th} = ^{232}\text{Th}$, er den 1 kBq. For de sistnevnte er det lagt inn at hele seriene er med i prøven.

Tabell 1. Spesifikke aktivitetsmengder for ^{232}Th , ^{235}U og ^{238}U som funksjon av kjemiske konsentrasjoner av Th og U, hhv. 1, 10, 100, 1000 og 10 000 mg/kg (ppm).

	Aktivitet					enhet
Konsentr.	1	10	100	1000	10000	mg/kg
A(^{238}U)	1,24E+01	1,24E+02	1,24E+03	1,24E+04	1,24E+05	Bq/kg
A(^{235}U)	5,69E-01	5,69E+00	5,69E+01	5,69E+02	5,69E+03	Bq/kg
A(^{232}Th)	4,06E+00	4,06E+01	4,06E+02	4,06E+03	4,06E+04	Bq/kg
Aktivitet av hele serier						
A(^{238}U)	1,73E+02	1,73E+03	1,73E+04	1,73E+05	1,73E+06	Bq/kg
A(^{235}U)	6,26E+00	6,26E+01	6,26E+02	6,26E+03	6,26E+04	Bq/kg
A(^{232}Th)	4,46E+01	4,46E+02	4,46E+03	4,46E+04	4,46E+05	Bq/kg

3. Første del (mai 2014)

3.1 Metoder

Jordprøvene er tatt på overflaten eller i dyp 10-20 cm. De dypere jordprøvene ble tatt med jordspyd, se bilde i vedlegg 1. Prøvene i toppsjiktet ble tatt like under jordsmonnet, som på stedet var et tynt lag med gress.

Koordinater på prøvepunktene (tabell 2) ble bestemt med GPS (modell Garmin GPSmap 62s). Bakgrunnskart er hentet fra Statens kartverk. Prøvepunktene koordinater og plassering i terrenget er vist i tabell 2 og figur 11.

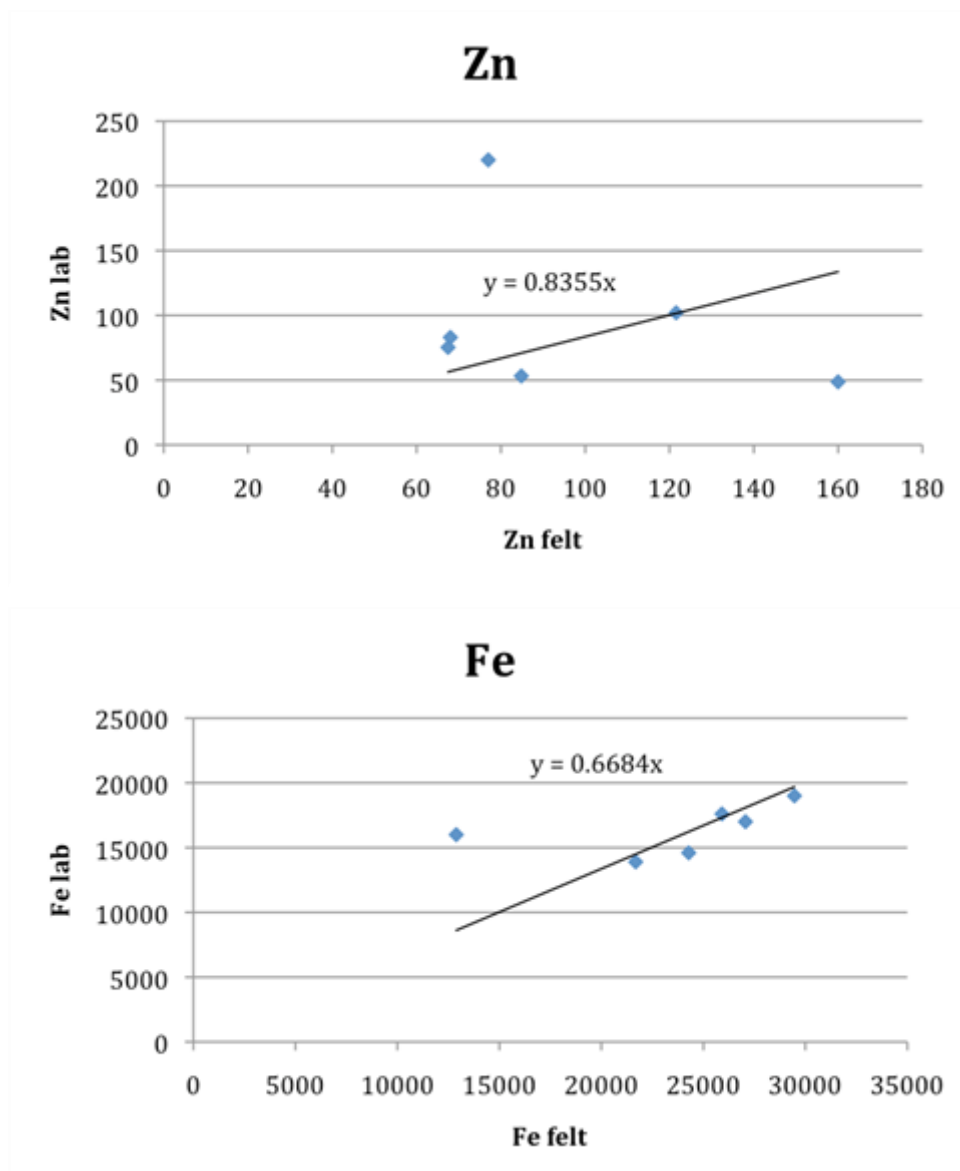


Figur 11. Lokalisering av prøvepunkter (røde sirkler).

Tabell 2. Lokalisering av prøvepunkter

Punkt	X	Y	Sone	Sted	Dyp
Fisk 1/2	'0315524	6593713	32 V	N. bredd	1 topp, 2 10 – 20 cm
Fisk 3/4	'0315528	6593714	32 V	N. bredd	3 topp, 4 10 – 20 cm
Fisk 5/6	'0315537	6593715	32 V	N. bredd	5 topp, 6 10 – 20 cm
Fisk 7	'0315502	6593723	32 V	S. bredd	Topp
Fisk 8	'0315537	6593716	32 V	V. takrenne	Topp
Fisk 9/10	'0315609	6593804	32 V	N. bygning	9 topp, 10 10 – 20 cm

Jordprøver er analysert ved det akkrediterte laboratoriet ALS laboratory group AS i Oslo. I tillegg er det analysert for elementer i felt ved bruk av XRF av Bioforsk. Det ble tatt 6 jordprøver som ble analysert for metaller både med XRF og hos ALS for å korrelere XRF-analysene, se figur 12.



Figur 12. Sammenheng mellom analyser (mg/kg TS) i felt (med XRF) og i laboratoriet (ALS) for sink (Zn, øverst) og jern (Fe, nederst).

Jordprøvene er vurdert på bakgrunn av veilederen: Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (SFT, 2009), samt grenseverdier for inert avfall og terskelverdi for deponi (SFT 2003, 2004).

3.2 Resultater første del (mai 2014)

Kopi av analysebevis er gitt i vedlegg 2. Analysene viser lave verdier i forhold til grenseverdier for human helse for alle parametre (tabell 3). Alle verdier er i klasse 1 (SFT, 2009). Det var ett funn av PCB over deteksjonsgrensen, også denne ligger i klasse 1.

Tabell 3. Analyser av jordprøver (mg/kg tørrstoff) fra Raunes fiskefarm, mai 2014.

Prøvemerkning	Zn	As	Hg	Fe	PCB
fisk 1	102	2.08	0.67	13900	n.d.
fisk 2	53	3.97	<0.20	17600	n.d.
fisk 3	57			19033	
fisk 4	107			13501	
fisk 5	75	2.18	0.64	14600	n.d.
fisk 6	49	3.1	<0.20	19000	n.d.
fisk 7	220	1.71	0.27	16000	n.d.
fisk 8	83	1.92	0.29	17000	0.0022
fisk 9	102			14492	
fisk 10	33			6705	

Tabell 4. Grenseverdier (mg/kg tørrstoff) for inert avfall og terskelverdi for deponi (SFT 2003, 2004, 2007).

	Øko.*	Inert	Terskelverdi
Hg	0,63	0.01	1.05
Zn	360	4	1875
As	52	0.5	
PCB	0,017	1	

*Grenseverdi for økologisk risiko.

Når det gjelder miljøfare ligger grenseverdiene lavere (tabell 4). Her ligger verdiene både for Zn, As og Hg over grenseverdiene for økologisk risiko, og for inert avfall.

Prøveomfanget er imidlertid begrenset, så det er ikke mulig å gi en endelig avklaring på forurensningen i området. Dette kan gjøres ved å øke prøveantallet.

3.3 Konklusjoner og anbefalinger første del

Det er tatt 10 jordprøver ved Raunes fiskefarm i Vats i Rogaland. Prøvene er analysert for tungmetaller og PCB. Jordprøvene er tatt i toppskiktet av jorden og i et dyp på 10-20 cm. Det ble ikke funnet høye konsentrasjoner av de analyserte stoffene i forhold til helsebaserte grenseverdier, men noen tungmetaller overskrider grenseverdier for miljøfare.

Prøvetakingen er en innledende undersøkelse av jorden på lokaliteten. Etter veileder anbefales å ta 22 - 26 prøver på et areal 10 000 m² avhengig av arealbruken, dersom forurensningskilden er diffus (SFT, 2009). En randsone på 10 m rundt AF Decoms anlegg utgjør et tilsvarende areal.

4. Andre del (juli 2014)

4.1 Metoder

Prøvetakingen ble gjennomført 1. og 2. juli 2014, i samarbeid med Sigbjørn Langhelle. Det ble tatt jordprøver i to dyp; på overflaten og i ca. 20 cm dybde med et jordspyd (figur 13). Vegetasjonen ble fjernet før prøven fra overflaten ble tatt. Hver prøve er en blandprøve av 3-5 delprøver. Antall prøver er bestemt i henhold til veileder (SFT, 2009) under forutsetning av at arealbruken er for industri og trafikkarealer.

Prøvetakingen er delt i områder 1 til 3 som vist i vedlegg 3. En oversikt over prøvetakingen og notater gjort i felt er gitt i vedlegg 4. Lokalisering av prøvepunktene er gitt med koordinater i vedlegg 1, og på kart i vedlegg 5. Det ble tatt en del parallellprøver for analyse av tungmetaller både med XRF og i lab (ALS) for korrelering (vedlegg 6). Koordinatene er hentet fra Statens kartverk (2014).



Figur 13. Feltutstyr for jordprøvetaking.



Figur 14. Lufttørking av prøver til XRF-analyse.

Prøvene ble pakket i tette plastposer eller glasskrukker. Prøver til XRF-analyse ble lufttørket (figur 14).

Resultatene fra lab (ALS) er benyttet for tungmetallene As, Cd og Hg, samt for PCB, bisfenol A og radionuklider. For de andre tungmetallene er resultatene fra XRF benyttet etter kalibrering mot tilsvarende analyser fra ALS (vedlegg 6).

Resultatene er plottet som konturkart som viser tilstandsklasser for forurenset jord (vedlegg 7), eller med vilkårlig valgte konturklasser for å fremheve mønstrene i konsentrasjonene (vedlegg 8), med programmet Surfer. Prøvepunktene som er inkludert er fra denne undersøkelsen, fra innledende undersøkelse i mai 2014, samt punkter fra NIVAs undersøkelse som inkluderte jordprøver.

Resultatene er vurdert mot veiledere fra SFT (2007a, 2007b, 2009).

Transport av nedfall av partikler og støv ned gjennom jordprofilen kan vurderes ut i fra jordens kornfordeling, samt oppsprekking av jorden. Erfaringsmessig vil en jordart forhindre transport av partikler som er 4-5 ganger mindre enn 50 % gjennomgang av kornfordelingskurven, ved en relativt ensgradert jord (Todd, 1980).

4.2 Resultater og diskusjon andre del

4.2.1 Densitet

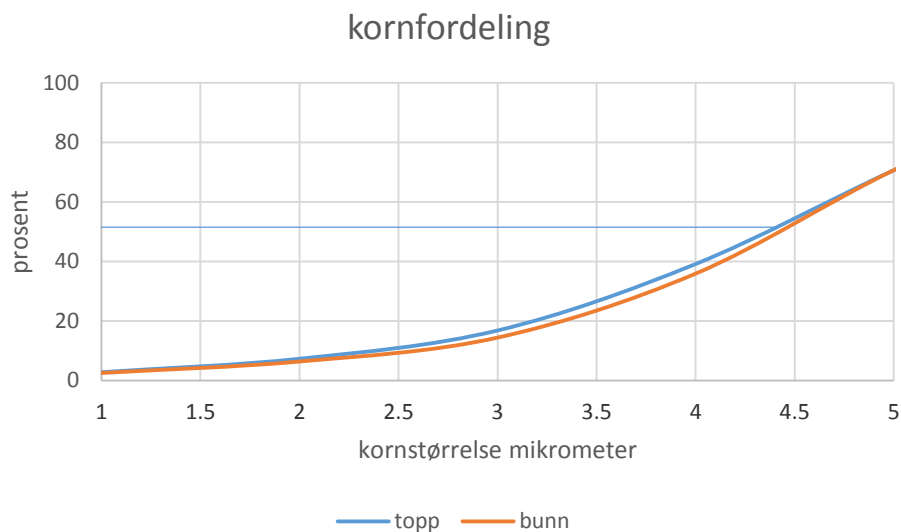
To prøver, en av tyngre, mineralsk jord, og en mere humøs jord, ble tørket med kjent volum. Som vist i tabell 5 var densiteten i mineraljorden 1,4 kg/liter, mens den humusrike jorden hadde en densitet på 0,7 kg/liter. Vanninnholdet i jorden var lavt, 3 til 7 %.

Tabell 5. Densitet i jordprøver fra Raunes.

Prøve	Densitet (kg/liter)	
	Våt	Tørr
13 mineralsk	1,5	1,4
21 humus	0,9	0,7

4.2.2 Kornfordeling

Det er utført kornfordelingsanalyse på seks jordprøver, tre overflateprøver (13 topp, 14 topp, 212 topp), og tre fra 20 cm dyp (13 bunn, 14 bunn, 212 bunn), se vedlegg 16. Som nevnt i metodekapitlet vil et filter med en midlere kornstørrelse på k_{50} kunne stanse transport av partikler som er $\frac{1}{4}$ av denne kornstørrelsen. Figur 7 viser gjennomsnittlig kornstørrelse av de tre prøvene fra topp og bunn.



Figur 15. Kornfordeling av finstoffet i gjennomsnittet av tre prøver fra overflaten (topp) og fra 20 cm dyp (bunn).

Tabell 6. Kornfordeling.

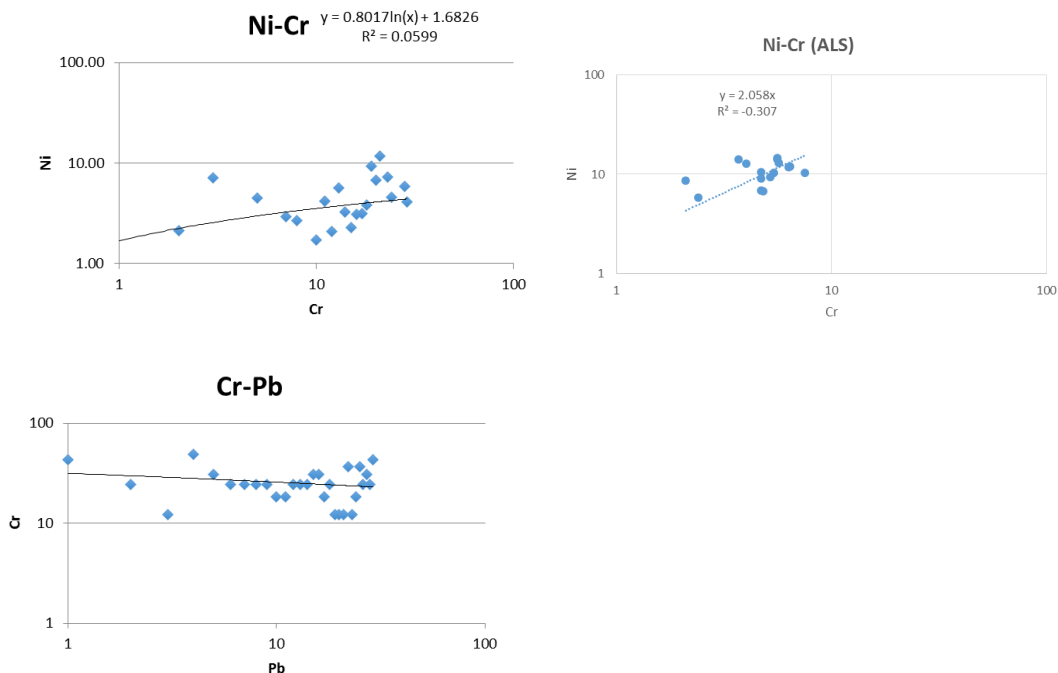
	13	13	14	14	212	212		
Kornstørrelse	topp	bunn	topp	bunn	topp	bunn	Topp	Bunn
>63 μm	83.9	81.7	64.9	71.2	56.8	61.7	68.5	71.5
<63 μm	16.1	18.3	35.1	28.8	43.2	38.3	31.4	28.4
2 til 63 μm	16.1	18.3	35.1	28.8	43.2	38.3	31.5	28.5
<2 μm	0.6	0.5	0.8	0.5	1.1	1.1	0.8	0.7

Grovfraksjonen, dvs. større enn finsilt (63 μm) av jorden noe større i bunnlaget enn i topplaget (tabell 6). Leirinnholdet er lavt i begge lag, mindre enn 1 %, noe som tyder enten på erosjon eller at jorden opprinnelig er en morenejord.

Forskjellen mellom de to prøvene er svært liten, med midlere kornstørrelse på ca. 4.4 μm i topplaget, og 4.45 μm i bunnlaget. Det er lite sannsynlig at en stor andel av finstoffet i jorden vil transporteres ned i jordprofilet. Det er dessuten lite finstoff (leire) i jorden, under en prosent i begge lagene (<2 μm i tabell 6). En liten andel av finstoff kan imidlertid utgjøre en forskjell i konsentrasjonen av tungmetaller siden disse gjerne er oppkonsentrert i finfraksjonen.

4.2.3 Korrelasjon mellom måleinstrumenter

Dersom Cr og Ni samvarierer med høy korrelasjonskoeffesient ($r > 0.80$) er sannsynligheten for at naturlig geologi er kilden til Cr, og at sannsynligheten for at seksverdig Cr er tilstede er svært liten (SFT, 2007). Dersom Cr samvarierer med Zn, Cd, As eller Pb er det en sterk indikasjon på en antropogen kilde. I disse prøvene var samvariasjonen mellom Ni og Cr liten, noe større i prøvene som ble analysert ved ALS, se figur 16. Det var heller ingen høy korrelasjon mellom Cr og de andre tungmetallene.



Figur 16. Korrelasjoner mellom Ni og Cr (topp) og Cr og Pb (mg/kg TS).

4.2.4 Analyser av jordprøver

Vedlegg 9 og 10 viser resultatene av målingene fra ALS i henholdsvis overflaten (topp) og fra 20 cm dyp (bunn), og vedlegg 11 og 12 de kalibrerte analysene med XRF.

Det ble ikke gjort funn av PCB og bisfenol A i prøvene.

Spesifikk radioaktivitet varierte fra 0.27 til 0.57. Dersom aktiviteten er større enn 1 blir materialet definert som radioaktivt avfall.

Korrelasjoner mellom analysene fra ALS og med XRF (vedlegg 6) viser best samhörighet for Zn og Pb, noe mindre for de øvrige tungmetallene. For As, Hg og Cd var alle analysene med XRF under deteksjonsgrensen, slik at korrelering ikke var mulig. For kalibrering er trendlinjen tvunget til å gå gjennom null.

4.2.5 Arealfordeling med tilstandsklasser

Vedlegg 7 viser kart med konturer av konsentrasjoner av tungmetaller inndelt etter tilstandsklasser (SFT, 2009). Lokalisering av AF Decoms anlegg, Raunes fiskefarm og gjerdet som omgir AF Decom er også angitt. Tungmetallene Hg og Zn overskrider tilstandsklasse "God" og "Moderat", de øvrige prøvene ligger i tilstandsklasse "Meget god".

4.2.6 Arealfordeling med konturlinjer

Vedlegg 8 viser kart med konturer av konsentrasjoner av tungmetaller inndelt etter tilfeldige grenser for å fremheve fordelingen i de ulike lagene. Lokalisering av AF Decoms anlegg, Raunes fiskefarm og gjerdet som omgir AF Decom er angitt i vedlegg 7. Størst forskjell i fordelingen av konsentrasjoner i øverste jordlag og i dyp 20 cm vises for Hg, As og til dels Zn. I topplaget er det tydelige punkter med forhøyd konsentrasjon, mens det for Hg og As på 20 cm dyp er en konsentrasjonsgradient fra nedre del av kartet og avtagende mot øvre del (i nord). Denne forskjellen i mønster kan tyde på en annen kilde for konsentrasjonene av Hg, As og Zn, trolig en påvirkning av nedfall fra luft, i forhold til de øvrige tungmetallene.

4.2.7 Kvantifisering

Kvantifisering av utslipp og nedfall av partikler og støv utføres vanligvis med spesifikke nedfallsmålinger. Tidligere er nedfall målt med etasjemose (NIVA, 2010). Her ble det påvist en sterk økning av tungmetaller fra 2008 til 2009, trolig som støv fra kaiområdet. Det ble også påvist en svak økning av kvikksølv i to prøver av jord fra 0-1 cm dyp.

Beregninger av utslipp til luft basert på jordprøver tatt rundt utslippsstedet er mer usikre. Med de verdier for densitet som er vist i tabell 1, et sjikt av lettere jord på 2 cm i toppen, og 18 cm dyp av tyngre jord, og et areal på ca. 49 dekar med forhøyde konsentrasjoner (vedlegg 8), og en midlere forskjell i konsentrasjon mellom topp og bunn på 0,23 mg/kg tørrstoff i prøvene analysert ved ALS, kan mengden tørrstoff i laget fra null til 20 cm dyp regnes ut. Multiplisert med midlere konsentrasjon av tungmetaller i topplaget, minus konsentrasjonen i bunnlaget, så tilsvarer midlere forskjell i konsentrasjon en mengde på 2.9 kg for Hg, 23 kg for As og 353 kg for Zn. Usikkerheten i slike beregninger er stor, men variasjonen i konsentrasjonene utgjør kun en feil på henholdsvis 4 og 13 prosent, for As og Hg/Zn.

Regnvann og snøsmelting vil kunne vaske bort evt. noe av støvnedfallet, dette er ikke hensyntatt i beregningene.

4.2.8 Analyser av radioaktivitet

Prøvene er analysert for radioaktivitet ved ALS, se vedlegg 9 til 11.

Dataene er presentert i tabell 7 gruppert etter de radioaktive seriene. Siden det bare er 0,7% ^{235}U i naturlig uran betyr det at en må ha store mengder prøvemateriale for å kunne påvise ^{235}U og dennes døtre.

Tabell 7. Målte konsentrasjoner av ^{40}K og de tre radioaktive seriene

Nuklide	Prøve:	47	51	53	55	57	66	72	76	92	96	100
U-235	Bq/kg TS	<7.9	<4.3	<5.0	<7.4	<5.0	<5.0	<9.0	<10.2	<4.0	<5.0	<8.0
Pa-231	Bq/kg TS	<22.0	<11.5	<27.0	<22.3	<26.4	<16.0	<26.0	<28.0	<12.0	<40.0	<18.0
Ac-227	Bq/kg TS	<8.4	<4.7	<9.9	<7.7	<10.0	<5.9	<9.8	<10.0	<5.0	<14.0	<6.6
Th-227	Bq/kg TS	<8.4	<4.7	<9.9	<7.7	<10.0	<5.9	<9.8	<10.0	<5.0	<14.0	<6.6
Ra-223	Bq/kg TS	<11.0	<6.1	<12.0	<11.0	<16.0	<11.0	<13.0	<14.0	<6.4	<19.0	<9.0
U-238	Bq/kg TS	<50	45	<40	25	<50	<50	79	<40	<40	<40	52
Th-234	Bq/kg TS	14	33	<22	27	<40	<40	32	<38	19	<45	31
Th-230	Bq/kg TS	<191	<118	<205	<186	<224	<137	<218	<240	<112	<314	<150
Ra-226	Bq/kg TS	18,9	28,4	16,1	27,8	33,3	25	39,6	29	26,1	23,1	25,5
Pb-210	Bq/kg TS	261	22	218	163	156	138	126	207	80	259	105
Th-232												
Ra-228	Bq/kg TS	17,8	23,7	9,8	13,5	18,4	19,8	22,3	21,5	22,8	<11.5	22,5
Th-228	Bq/kg TS	19,9	21,2	10,5	17,4	21,7	22,1	24,3	23,9	20,7	13,9	21,4
K-40	Bq/kg TS	552	570	364	294	343	442	424	478	446	405	494

Vi ser fra tabell 7 at bidraget fra ^{235}U er ubetydelig. Dette indikerer at de totale uranmengder i prøvene er relativt lavt. Nivået for ^{238}U ligger på ca. 50 Bq/kg. Fra data i tabell 7 kan vi utlede at dette tilsvarer ca. 4 ppm U. Dersom prøvene er i radiologisk likevekt vil alle de målte nuklidene i en serie ha like store desintegrasjonshastigheter innenfor måleusikkerheten. For alle prøvene synes thorium å ha likevekt.

For ^{226}Ra synes de fleste prøvene å være i tilnærmet radiologisk likevekt. For prøve 72 og muligens 51 kan en andel radium ha blitt vasket ut. For ^{210}Pb er det bare prøve 51 som kan tolkes som en prøve med radiologisk likevekt. Av dette kan det sluttet at ^{210}Pb må ha blitt tilført til området. Nivået ligger fra 3 til 13 ganger over hva det skulle være dersom det kun stammet fra uran i den lokale grunnen.

Det er nærliggende å anta at det økede innhold av ^{210}Pb skyldes støv fra opphugging av korrodert olje- og gassbehandlingsutstyr.

4.3 Konklusjoner andre del (juli 2014)

Følgende konklusjoner er basert på jordprøver tatt i 2014:

- Det er tatt jordprøver i to omganger i 2014, totalt 40 prøver i topplaget og 32 prøver i 20 cm dyp
- Konsentrasjonen av As var (middelerdi $\pm$ standardfeil, minimum og maksimum) for andre tur $4,6 \pm 12$ %, 0,95 til 7,5 mg/kg TS
- Konsentrasjonen av Hg var for andre tur $0,68 \pm 19$ %, <0.10 til 1,46 mg/kg TS
- PCB og bisfenol A ble ikke påvist i noen av prøvene
- Spesifikk radioaktivitet varierte mellom 0.27 til 0.57
- Grenseverdier for tilstandsklasse ”meget god” ble overskredet for kvikksølv (Hg) og sink (Zn)
- Størst forskjell i fordelingen av konsentrasjoner i øverste jordlag og i dyp 20 cm vises for Hg, As og til dels Zn
- Denne forskjellen i mønster kan tyde på en annen kilde for konsentrasjonene av Hg, As og Zn, trolig en påvirkning av nedfall fra luft, i forhold til de øvrige tungmetallene
- Det er lite sannsynlig at en stor andel av finstoffet i jorden vil transporteres ned i jordprofilet. En liten andel av finstoff kan imidlertid utgjøre en forskjell i konsentrasjonen av tungmetaller siden disse gjerne er oppkonsentrert i finfraksjonen.

5. Tredje del (november 2014)

5.1 Metoder

Prøvetakingen ble gjennomført 4. og 5. november 2014, assistert av Elling Frøland fra Jakob Hatteland Group Management AS. Det ble tatt jordprøver langs tre profiler, se vedlegg 1. Profil 1 er tatt langs vei, profil 2 gjennom et skogsområde, og profil 3 lang et mere åpent lende. Prøvene er merket etter profil og rekkefølge slik at prøve P11 fra profil 1, første prøve, profil P12 er andre prøve osv. Jordprøvene er tatt ved bruk av spade og jordspyd (figur 15), ved at det meste av vegetasjonen ble fjernet før prøvetaking i dyp 0 til 10 cm, deretter ble jord ned til 10 cm spadd opp, før prøvetaking i dyp 10 til 20 cm, deretter ble jord ned til 30 cm dyp spadd opp, før prøvetaking i dyp 30 til 50 cm. Hver prøve er en blandprøve med 4-5 enkeltprøver som er en sylinder med jord fra det angitte dyp. De eksakte dypene kan avvike noe fra de oppgitte verdier pga. stein og røtter. I tillegg ble prøver tatt med pF-ringer for bestemmelse av jordens densitet. Disse prøvene er veid før og etter tørking i tørkeskap på 105 grader C. Jordprøvene ble oppbevart i tette plastposer før analyse.

Lokalisering av prøvepunktene er gitt med koordinater i vedlegg 2, og på kart i vedlegg 1. Prøvene er analysert hos ALS i henhold til metode beskrevet i vedlegg 5. Koordinatene er bestemt med GPS og kontrollert mot data fra Statens kartverk (2014).



Figur 15. Feltutstyr.

Resultatene fra lab (ALS) er benyttet for bestemmelse av tungmetaller og radionuklider.

Resultatene er plottet som konturkart med programmet Surfer. Prøvepunktene som er inkludert er fra denne undersøkelsen er fra prøvene tatt i november 2014.

Transport av nedfall av partikler og støv ned gjennom jordprofilert kan vurderes ut i fra jordens kornfordeling, samt oppsprekking av jorden. Erfaringsmessig vil en jordart forhindre transport av partikler som er 4-5 ganger mindre enn 50 % gjennomgang av kornfordelingskurven, ved en relativt ensgradert jord (Todd, 1980).

Forskjeller i konsentrasjoner mellom lag er beregnet som middelerdien av forskjellen målt pr prøvepunkt. For tredje del utgjorde dette 19 punkter med prøvetaking både i topplaget (0-10 cm) og midtre lag (10-20 cm), og 10 punkter som også omfattet bunnlaget (20-40 cm). Test av statistiske utligger for parvise målinger av Hg i topp- og midtlag ble utført med programmet JMP 11.0.

Regnvann og snøsmelting vil kunne vaske bort evt. noe av støvnedfallet, dette er ikke hensyntatt i beregningene.

5.2 Resultater tredje del

5.2.1 Densitet av jordprøver

Fem prøver av både humusholdig torv og mineraljord i to dyp, på ca. 5 cm og 20 cm, ble tatt ut ved å grave en flate på ønsket dyp og presse ned en stålring (pF-ring) med kjent volum, som så ble veid før og etter tørking. Som vist i tabell 8 var densiteten i mineraljorden 1,27 kg/liter, mens den lettere jorden hadde en densitet på 0,75 kg/liter, og det humusrike laget kun 0,26 kg/liter. Vanninnholdet i jorden var lavt i prøvene fra juli, 3 til 7 %, men mye høyere i november, 38 % til 74 % i humuslaget. Usikkerheten i prøvene målt som standardfeil utgjør 5 % for prøvene fra topplaget, og 9 % i prøvene fra bunnlaget.

Tabell 8. Densitet (kg/liter) i jordprøver fra Raunes

Prøve	5 cm	25 til 30 cm	Torv
P11 5 cm	0.82		
P11 30 cm		1.03	
P24 5 cm	0.74		
P25 25 cm		1.37	
P34 15 cm			0.26
Prøve juli	0.70	1.40	
Gjennomsnitt	0.75	1.27	0.26

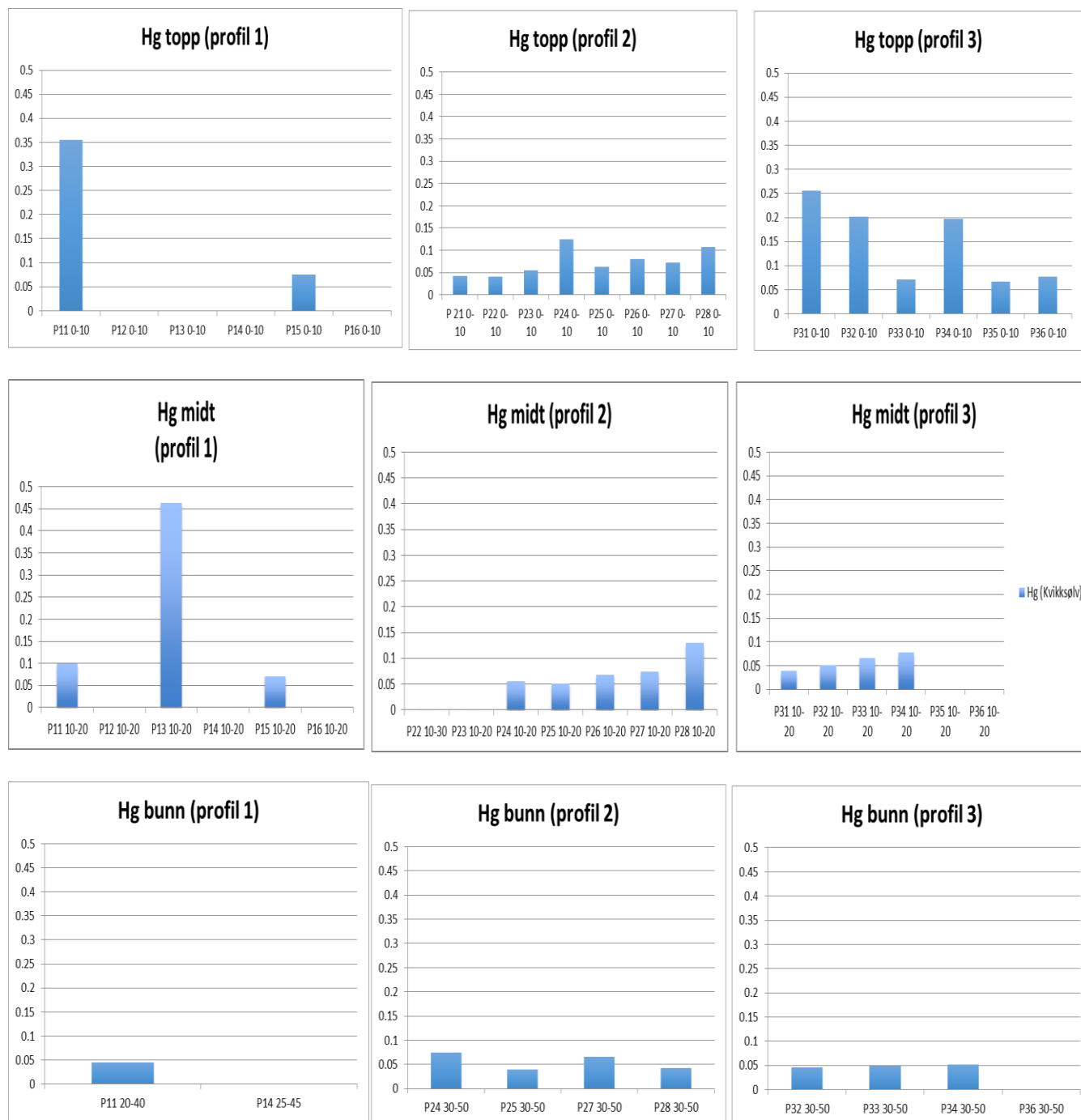
5.2.2 Kjemiske analyser av jordprøver

Vedlegg 4, 5 og 6 viser rekvisisjon, oppdragsbekreftelse og analysebevis for de kjemiske jordanalysene. Variasjonen i tungmetallanalyseresultatene målt som standardfeil (usikkerhet i beregning av middelerverdi) varierte fra 9 % til 20 %. For Hg og As var standardfeilen 15 %.

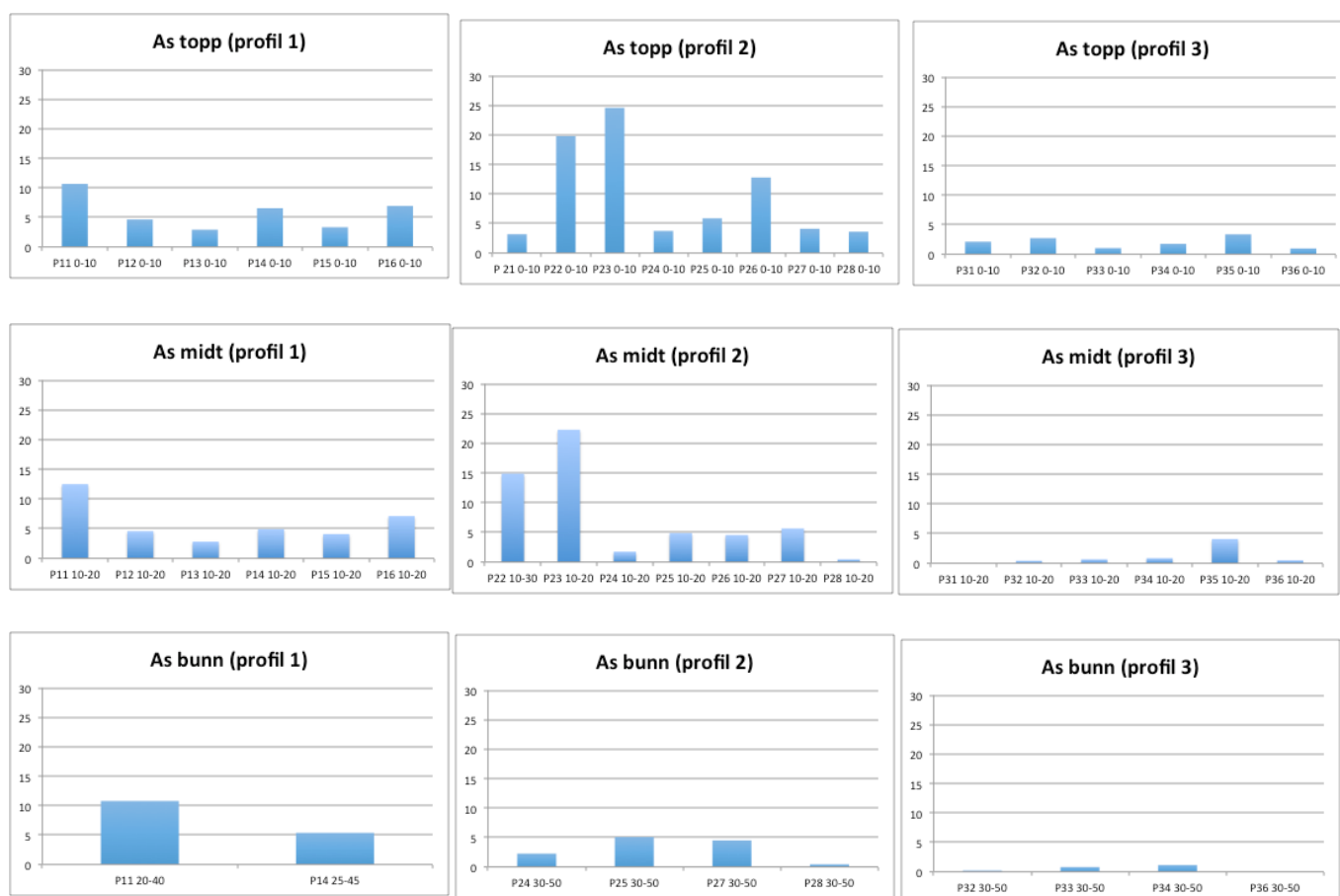
5.2.3 Profiler

Figur 16 og 17 viser konsentrasjonen av kvikksølv (Hg) og arsen (As) langs i tre profilene i tre ulike dyp. For Hg ser det ut til at konsentrasjonen i topplaget (0-10 cm) er høyest

i starten av profilene nærmest Decoms anlegg i profil 1 og 3, men ikke i profil 2 langs skogen. For prøvene av midlere dyp (10-20 cm) er det ett punkt (P13, se vedlegg 1.) som er høyere enn de øvrige for Hg. Konsentrasjonen av Hg i prøvene fra bunn (30-40 cm) er lave.



Figur 16. Konsentrasjonen av kvikksølv (Hg, i mg/kg tørrstoff) langs de tre profilene i tre dyp. Profil er angitt i Vedlegg 1.



Figur 17. Konsentrasjonen av arsen (As, i mg/kg tørrstoff) langs de tre profilene i tre dyp.

For As er det særlig for profil 2 i skogen høyere konsentrasjon nær Decoms anlegg, se figur 17, både for prøvene fra topplaget og fra midten. Også her er konsentrasjonene lave i bunnprøvene.

5.2.4 Arealfordeling med konturlinjer

Vedlegg 7 viser kart med konturer av konsentrasjoner av tungmetaller. AF Decoms anlegg ligger i nedre høyre hjørne av figurene og Raunes fiskefarm rett nord for AFD, se også vedlegg 7 i del 2.

Mønstret i topplaget var tilnærmet likt for tredje del av undersøkelsen sammenlignet med tidligere målinger, både for kvikksølv og arsen, men konsentrasjonene var lavere i tredje del. For Hg, As og Pb var det klart høyere konsentrasjoner i topplaget enn i bunnen.

5.2.5 Kvantifisering

Som vist i kapittel 4.2.7 (for andre del av undersøkelsen) ble forskjellen i konsentrasjon i fire punkter fra topp og bunn estimert til å utgjøre en mengde på 2.9 kg for Hg, 23 kg for As og 353 kg for Zn. Usikkerheten i slike beregninger er stor, men variasjonen i konsentrasjonene utgjør kun en feil på henholdsvis 4 og 13 prosent, for As og Hg/Zn.

I den tredje prøvetakingen ble det tatt 19 prøver fra samme lokalitet i topplaget og fra midlere dyp, og ytterligere 10 lokaliteter med prøver også fra dypeste lag (30-50 cm). Som vist i vedlegg 7 for tredje del av undersøkelsen er det for Hg i topplaget to områder med forhøyde Hg-konsentrasjoner, og i det midtre laget et område som sammenfaller med tilsvarende område i topplaget. Basert på midlere differanse i konsentrasjonene og midlere tetthet av jorden fra tabell 8, utgjør område i nedre del i topplaget 74 g Hg, mens område i vestre del av figuren utgjør 1230 g Hg, til sammen ca. 1.3 kg Hg. Konsentrasjonen i bunnlaget er lav. Usikkerheten i beregningen av middelveiden for differansen mellom henholdsvis topp-midt og topp-bunn er på 34.5 % og 36 % når punktet i P13 bunn ikke er tatt med (statistisk utligger), og for beregning av densiteten av jorden på 5 % til 9 %. For As er et tilsvarende forhøyd nivå i de øvre lagene anslått til å utgjøre ca. 31 kg. Usikkerheten i middelveiden for differansen er imidlertid noe større, på 41 %. For Zn i tredje runde hadde topplaget lavere konsentrasjon enn prøvene fra midlere dyp, og tilsvarende konsentrasjon som de dypeste prøvene.

5.2.6 Analyser av radioaktivitet

5.2.6.1 Aktivitet

Det er samlet inn prøver fra mange lokaliteter og disse er analysert for radioaktivitet ved ALS Laboratory Group, ALS Czech Republic s.r.o., Praha, Tsjekkia. Ansvarlig laboratorium er ALS Laboratory Group Norway AS. Resultater er vist i tabell i vedlegg 8. Det er ikke oppgitt standard avvik i måledataene noe som hadde vært en fordel siden de forskjellige isotoper har forskjellige detektorresponser. Et estimat for spredningen/standard avvik i dataene kan vi få ved å se på bakgrunnsnivået for uran. Dette kan en regne ut fra prøvene 138 - 168. Da får vi for middelveidi ± 1 std.a.: $42,8 \pm 17,5$ Bq/kg, altså ett standard avvik på 41%. Vi kan raffinere denne bakgrunnsverdien dersom vi bare bruker de prøvene som er tatt dypest da disse må

antas å ha blitt påvirket minst. Det gjelder prøvene 140, 147, 159, 162, 167 og 178. Med disse fås $34,2 \pm 12,3$ Bq/kg, altså 35,9%. For de minste måltall kan usikkerheten være langt høyere. Det er oppgitt i tilbudet fra laboratoriet at målingene blir utført vha. gammaspektroskopi. Imidlertid er nok ^{238}U bestemt gjennom å måle døtrene ^{234}Th og ^{234}Pa . Derved er også data for ^{234}Th og ^{238}U identiske og kan ikke brukes for å fastslå radiologisk likevekt.

Det er imidlertid radium og radon som er de mobile grunnstoffene i de radioaktive seriene. Dersom ^{226}Ra og ^{210}Pb har konsentrasjoner signifikant forskjellig fra ^{238}U , så har det skjedd en forflytning av Ra, Rn eller begge.

Av de 49 prøvene som er listet opp i vedlegg 8 er bare prøve nr. 145 som for thorium (^{232}Th) klart faller utenfor 25% standard avvik og som kan sies ikke å være i likevekt. Antakelig er verdien 3 en skrivefeil og skal være 30.

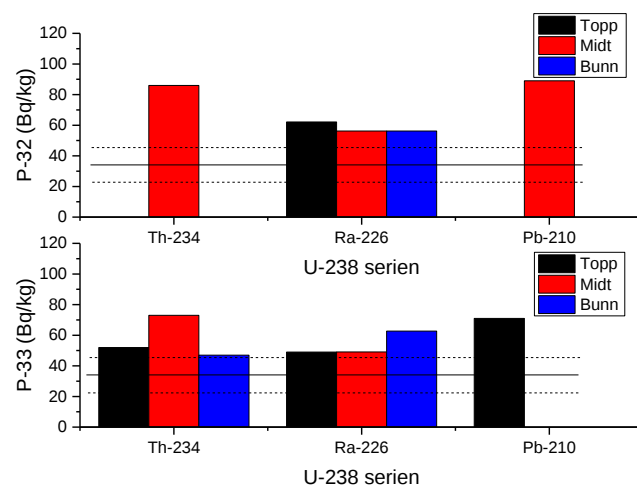
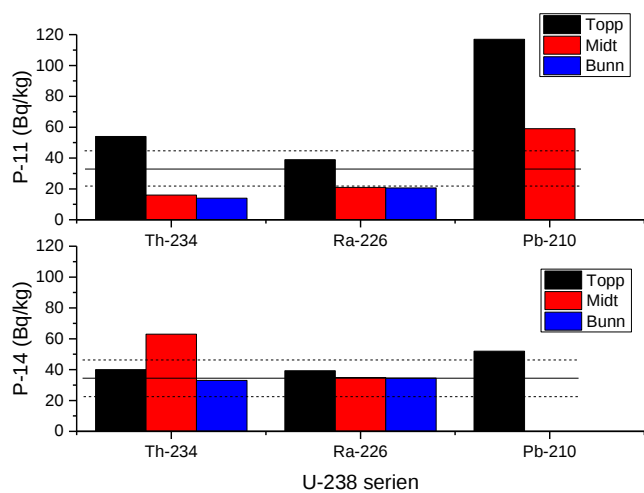
For uranserien er det derimot langt mer variert. Prøvene 138, 139, 148, 149, 154 - 157, 161, 163, 168, 171 og 176 har ^{210}Pb -konsentrasjon høyere enn de andre isotopene i serien og spørsmålet er derfor om vi kan slutte at dette må ha blitt tilført utenfra. Prøve nr. 171 er den med desidert høyeste verdi, men også ^{226}Ra er her høy, dog bare 55% av ^{210}Pb , som er tre ganger over urannivået.

I enkelte prøver er det ^{226}Ra , men ikke påvisbare konsentrasjoner av uran og ^{210}Pb . Dette gjelder prøvene 173, 175, 178 - 186. Dette kan tyde på prøver som kan være utsatt for grunnvann og hvor Ra har blitt absorbert, f.eks. på kalkpartikler. De er også relativt lave i ^{40}K og Th noe som styrker en hypotese om kalkholdighet.

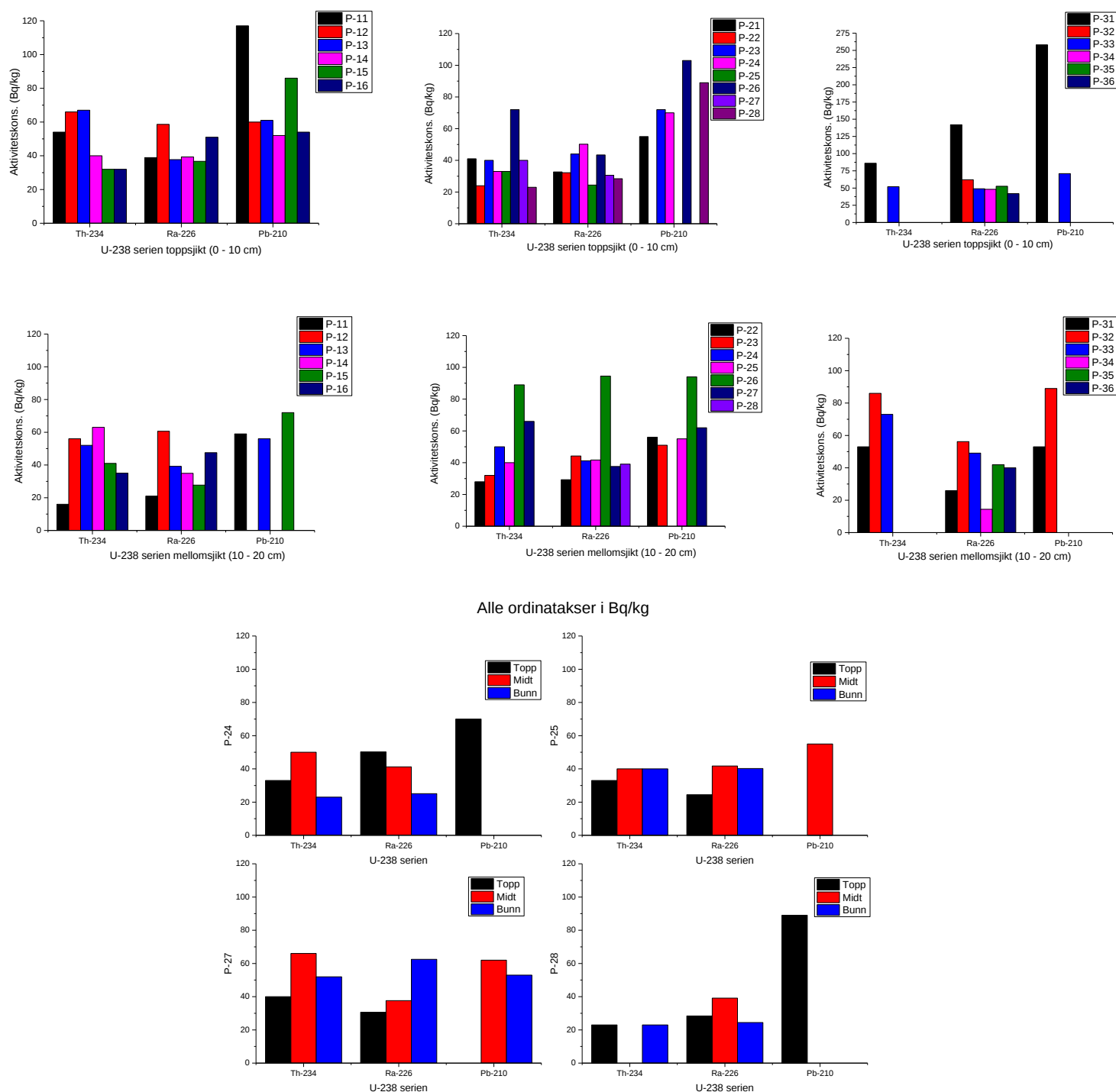
Med to standard avvik og et signifikansnivå på 95% så har følgende prøver forhøyede verdier av ^{210}Pb (59 Bq/kg): 138, 141, 143, 148, 155, 157, 163, 168, 171, 176. Alle disse tilhører prøver fra toppsjiktene. Med tre standard avvik og 99% signifikansnivå vil følgende prøver ha verdier av ^{210}Pb over det som kan forklares med bakgrunn (71 Bq/kg): 138, 163, 168 og 171. I tillegg har prøvene 157 og 176 konsentrasjoner på grensen.

Det er derfor sannsynlig at det i området er tilført ^{210}Pb gjennom luft og ikke pga. radon som diffunderer nedenfra. Bare en bunnprøve har påvist ^{210}Pb , nr. 167. Denne har til gjengjeld det samme nivå som ^{238}U og ^{226}Ra , hhv 53 mot 52 og 62,5 Bq/kg. Denne prøven er altså i radiologisk likevekt i hele kjeden. Det finnes også prøver fra mellomsjiktet med påvist ^{210}Pb . Disse er nr. 139, 144, 149, 154, 156, 161, 164, 162, 172 og 174. Av

disse er 144, 164, 172 og 174 alle i likevekt med uran. De andre må ha fått tilført ^{210}Pb . Konsentrasjonene av disse er mindre enn i toppskiktene. Bly vil festes til partikulært materiale, gjerne humus slik at det er naturlig at konsentrasjonen avtar nedover i jordprofilet. I figurene 18 og 19 er profiler av ^{234}Th , ^{226}Ra og ^{210}Pb plottet. Også gjennomsnitt med ett standard avvik er indikert i figur 18. Det framgår av figurene at det er flere av prøvene listet opp i vedlegg 8 hvor konsentrasjonen av ^{210}Pb langt overgår det som kan forklares med bakgrunnsnivå.



Figur 18. Tre av medlemmene i ^{238}U -serien, ^{234}Th , ^{226}Ra og ^{210}Pb , målt i prøver av jordprofil 1 til venstre og profil 3 til høyre.

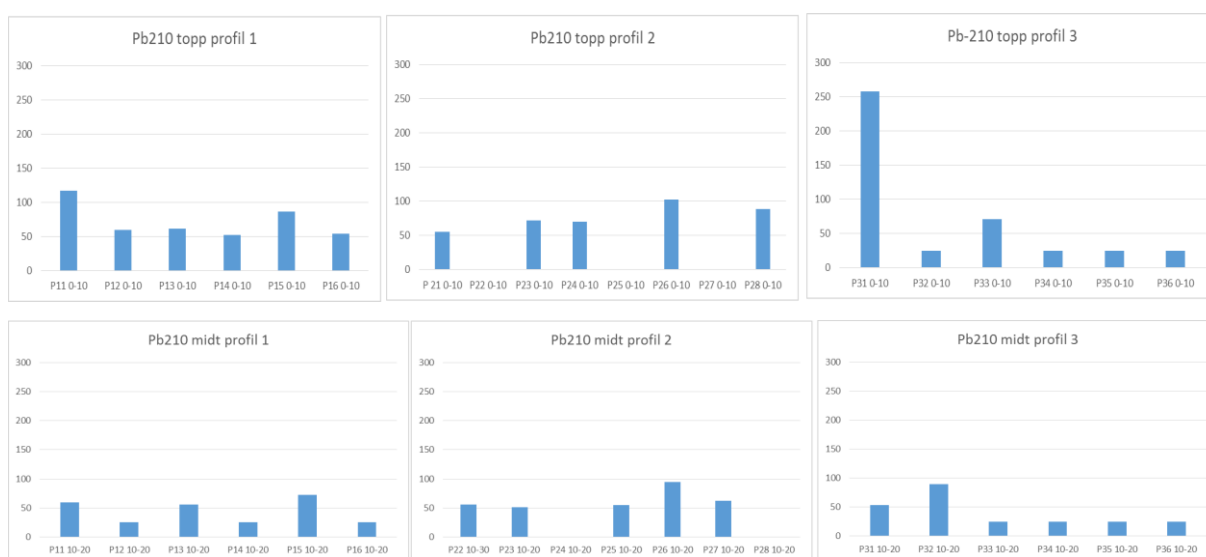


Figur 19. Tre av medlemmene i ^{238}U -serien, ^{234}Th , ^{226}Ra og ^{210}Pb , målt i prøver av jordprofil 2. I de seks øverste panel er topp- og mellomsjikt vist, mens i de fire nederste er resultatene fra de fire prøvene fra andre prøveserie med topp-, mellom- og bunnsjikt vist.

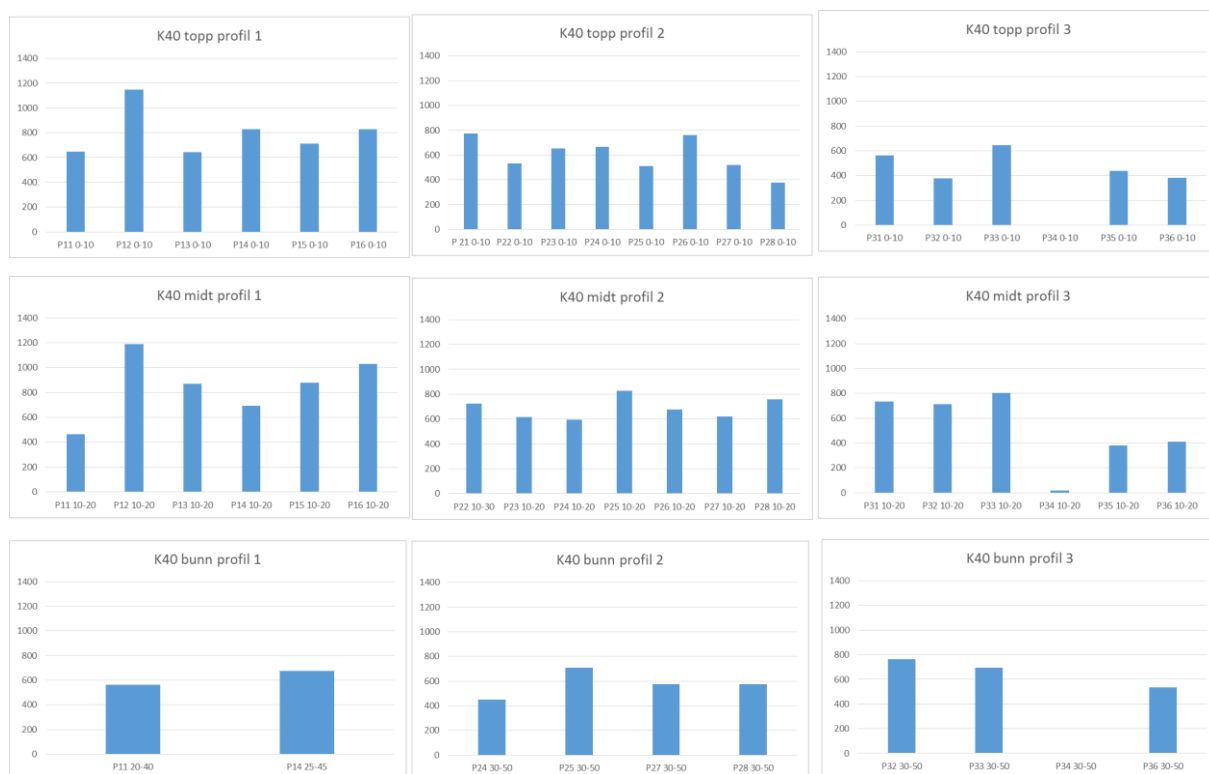
5.2.6.2 Profiler

Spesifikk radioaktivitet i prøvene fra tredje undersøkelse var i gjennomsnitt 0,22, minimum/maksimum 0,04/0,45 målt mot grenseverdier for radioaktivt avfall.

Figurene 20 til 22 viser målt radioaktivitet i prøvene langs de tre profilene for ^{210}Pb , ^{40}K og ^{238}U . For blyisotopen er konsentrasjonen tydelig høyere nære AFD for profil 3 i topplaget.

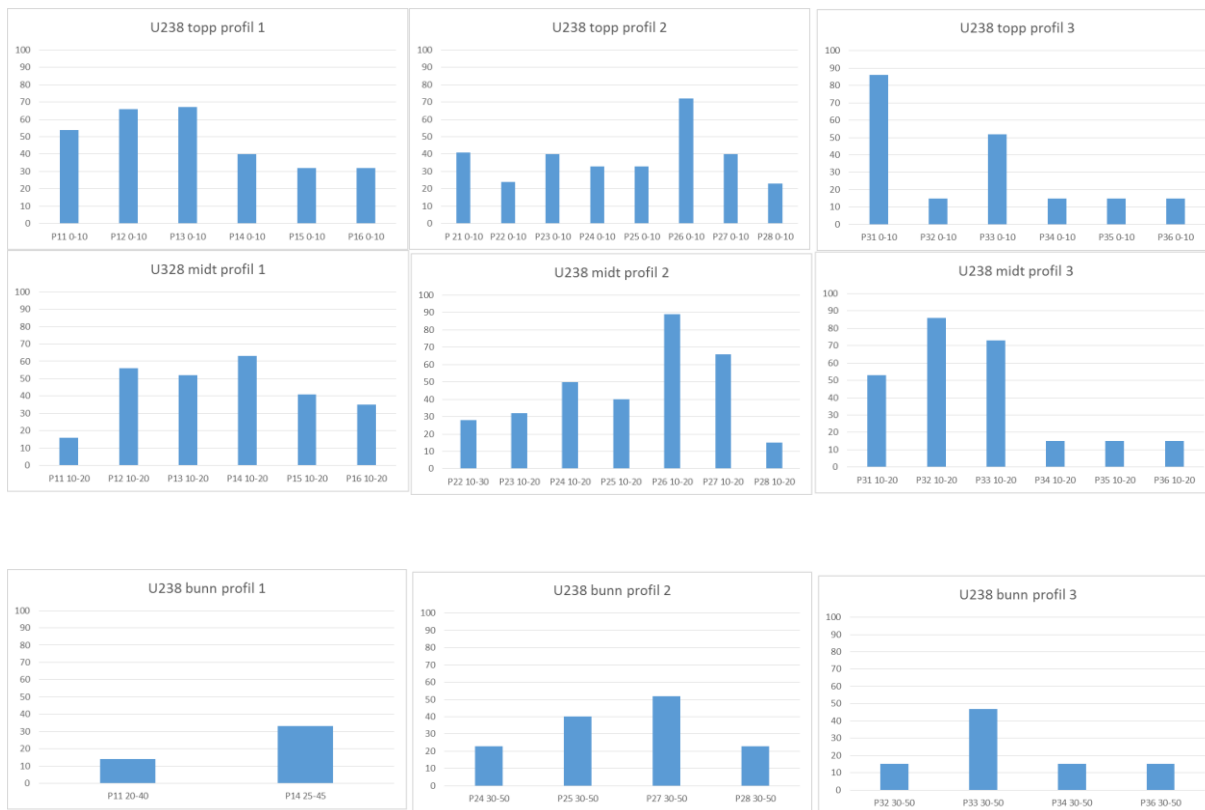


Figur 20. Radioaktivitet av ^{210}Pb i prøver fra topp og midten (Bq/kg tørrstoff). Alle prøvene fra bunnlaget var < 50 Bq/kg.



Figur 21. Radioaktivitet av ^{40}K i prøver fra topp, midten og bunn (Bq/kg tørrstoff).

For kaliumisotopen var det ingen tydelig trend i forhold til anlegget, og heller ikke med dyptet.



Figur 22. Radioaktivitet av ^{238}U i prøver fra topp, midten og bunn (Bq/kg tørrstoff).

For uranisotopen var en tendens til høyere konsentrasjoner for profil 3 og også profil 1 i topplaget, men ikke for de midtre lag og bunnprøvene. Uran- og blyisotopene ^{238}U og ^{210}Pb indikerer en påvirkning fra AF Decoms anlegg målt som konsentrasjoner langs profiler.

5.3 Konklusjoner del tre

Følgende konklusjoner er basert på jordprøver tatt i 2014:

- Det er tatt jordprøver langs 3 profiler og i 3 dyp
- Grenseverdier for tilstandsklasse ”meget god” ble overskredet for Zn særlig i prøver fra midtre dyp, og for Pb i en prøve fra topplaget og Ni i en prøve midtre dyp
- Konsentrasjonen av As var (middelverdi $\pm$ standardfeil, minimum og maksimum) for andre tur $4,6 \pm 12$ %, 0,95 til 7,5 mg/kg TS, for tredje tur $5,4 \pm 15$ %, 0,23 til 24,6 mg/kg TS
- Konsentrasjonen av Hg var for andre tur $0,68 \pm 19$ %, <0.10 til 1,46 mg/kg TS, for tredje tur $0,10 \pm 15$ %, <0.04 til 0,46 mg/kg TS
- Kart med konturer av konsentrasjoner av tungmetaller viser ulike mønstre, med forhøyde konsentrasjoner nær AF Decoms anlegg i vindretningen for Hg, As, Cr, men til dels motsatt for de øvrige tungmetallene
- Forskjellen i konsentrasjoner i de ulike lagene antyder en oppkonsentrasjon av Hg i området på ca. 1.3 kg, og av As på 31 kg
- I den tredje serien av prøver er det også gjort et betydelig arbeid med å analysere radioaktiviteten i dem. Det er naturlig at det er spredning i verdiene da geologisk beskaffenhet varierer mye i prøvetakingsområdet. Imidlertid er det flere prøver som inneholder mye mer ^{210}Pb enn det som kan være naturlig på prøvetakingsstedet. Dette kan måles ved også å se på andre nuklider i ^{238}U -serien. Det er derfor vår konklusjon at det må være tilført ^{210}Pb til prøvetakingsområdet. Dette samsvarer både med at det er i det øverste sjikt av jordsmonnet hvor vi finner for høye verdier av ^{210}Pb , samt at det også for kvikksølv er forhøyede verdier i dette sjikt. Dette er sterke indikasjoner på at forurensing har forekommet. Forurensing med denne typen innhold, ^{210}Pb og Hg, er typisk for korrosjon i anlegg som behandler naturgass
- Både målinger av tungmetaller og radionuklider viser forhøyde verdier i topplaget, som trolig skyldes utslipp i området ved Raunes fiskefarm
- Utslippene kommer med all sannsynlighet fra AF Decoms anlegg i Vats. De målte konsentrasjoner er ikke miljø- eller helseskadelige, men består av stoffer som

ikke er ønskelig i miljøet. Det kan ikke utelukkes at konsentrasjonene har vært høyere tidligere

6. Sluttkommentar

AF Decom (AFD) hugger opp industrianlegg som har vært brukt til oljeleting og produksjon. Utstyr bruk til oljeleting kan inneholde tungmetaller fra olje og gassvirksomhet. Det er mistanke om at virksomheten til AFD kan spre forurensninger med vinden til omgivelsene utenfor AFD, inkludert Raunes fiskefarm. Dette er bakgrunnen for undersøkelsene som ble utført i 2014 og rapportert samlet her.

Konsentrasjonen av tungmetaller var sammenlignbare i de tre undersøkelsene, med noe lavere verdier for kvikksølv i tredje undersøkelse. Konsentrasjonene viste tilnærmet lik fordeling over arealet. Det var forhøyde verdier av tungmetallene arsen og kvikksølv i prøver av øverste lag av jordprøvene. Konsentrasjonene i de dypeste prøvene var lave. Det ble påvist en forhøyd konsentrasjon av kvikksølv i topplaget sammenlignet med dypere lag, estimert til å utgjøre mellom 1 til 2 kg kvikksølv.

^{210}Pb må vært tilført prøvetakingsområdet, noe som er en sterk indikasjon på at forurensing har forekommet. Forurensing med denne typen innhold, ^{210}Pb og Hg, er typisk for korrosjon i anlegg som behandler naturgass.

Det er liten tvil om at det har vært og trolig er uønskede antropogene utslipp til jord i området ved Raunes fiskefarm. De målte konsentrasjonsnivåene utgjør ingen direkte miljø- eller helseskade, men stoffene kan tas opp i næringskjeden både direkte og ved utvasking til vassdrag og fjorden. Det er særlig kvikksølv og det radioaktive stoffet ^{210}Pb som peker seg ut. Dette er stoffer som ikke ønskes tilført miljøet. Basert på spredning av konsentrasjoner i konturer og profiler omtalt i denne rapporten er det med stor sannsynlighet anlegget ved AF Decom i Vats som er kilden til utslipp av de nevnte stoffer. Det anbefales at tiltak iverksettes som kan stanse slike utslipp til omgivelsene.

7. Referanser

Benoit, J. M., Gilmour, C. C., Mason, R. P., and Heyes, A., Environ. Sci. Technol., 1999, 33, 951.

Benoit, J. M., R. Mason, and C. Gilmour; Environ. Toxicol. Chem. 1999 18:2138-2141

Bergersen, O. Haarstad, K. 2008. Metal oxides remove H₂S from landfill gas produced from waste mixed with plasterboard under wet conditions. Journal of the Air and Waste Management Association, 58, 1014-1021.

Bergersen, O., Haarstad, K. 2014. Treating landfill gas hydrogen sulphide with mineral wool waste (MWW) and rod mill waste (RMW). Waste Management, 34, 141-147.

Beyer, J. et al. 2014. Årsrapport for miljøovervåking rundt AF Miljøbase Vats for 2013. RAPPORT L.NR. 6673-2014, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oslo, 135 s.

DiGiulio, R.T. et al., 1987. Water Air Soil Pollution, 33: 205-219.

Godoy, J.M., Carvalho, F., Cordilha A., Matta L.E., Godoy, M.L. 2005. ²¹⁰Pb content in natural gas pipeline residues («black powder») and its correlation with the chemical composition. J. Environ. Radioactivity 73, 101-111

Haarstad, K. 2014. Vurdering av miljøtilstanden ved Raunes fiskefarm i Vats kommune. Bioforsk-rapport 9, 101, 23 s.

Dyrssen, D. Mar. Chem. 1989: 28:241-249.

Huerta-Diaz, M. A.; Morse, J. W. Geochim. Cosmochim. Acta 1992, 56, 2681

Kudo, A., Water Sci. Technol., 26, 217, 1992

Kristensen, M. 2004. Miljøteknisk undersøkelse Raunes i Vindafjord kommune. Rapport P-04.019-1, Miljøbistand, 21 s.

NIVA. 2010. Luftforurensning rundt AF Miljøbase Vats som vist i undersøkelser av mose. Notat O-28440, Oslo, 8 s.

Miljøverndepartementet, 2004. Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften), vedlegg 2.

NGU. Berggrunnskart. <http://www.ngu.no/no/hm/Kart-og-data/Berggrunn/>

NIVA. Nivarapport 6456-2012. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.

Paquette, K.; Helz, G. Environ. Sci. Technol. 1997, 31, 2148.

- SFT, 2003. Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier. TA-1995, Statens forurensningstilsyn (nå Miljødirektoratet), Oslo, 42 s.
- SFT, 2007. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. TA-2230, Statens forurensningstilsyn (nå Miljødirektoratet), Oslo, 64 s.
- SFT, 2009. Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. TA-2553, Statens forurensningstilsyn (nå Miljødirektoratet), Oslo, 30 s.
- Selmer-Olsen, R. 1976. Ingeniør-geologi. Del 1. Tapir, Trondheim, 281 s.
- SFT, 2007a. Veileder for undersøkelse av jordforurensning i eksisterende barnehager og lekeplasser, Statens forurensningstilsyn (nå MD), Oslo, TA-2260/2007, 22 s.
- SFT, 2007b. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. TA-2230, Statens forurensningstilsyn (nå Miljødirektoratet), Oslo, 64 s.
- SFT, 2009. Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. TA-2553, Statens forurensningstilsyn (nå Miljødirektoratet), Oslo, 30 s.
- Statens kartverk. 2014. <http://www.norgeskart.no/#5/378604/7226208>
- Todd, D.K. 1980. Groundwater Hydrology. John Wiley & sons, New York, USA, 535 S.
- Øen, S. et al. 2010. Avvikling av utrangerte offshoreinstallasjoner. Klima- og forurensningsdirektoratet, TA 2643/2010, 48 s.

8. Vedlegg

8.1 Vedlegg første del (mai 2014)

-
1. Bilder
 2. Analysebevis
-

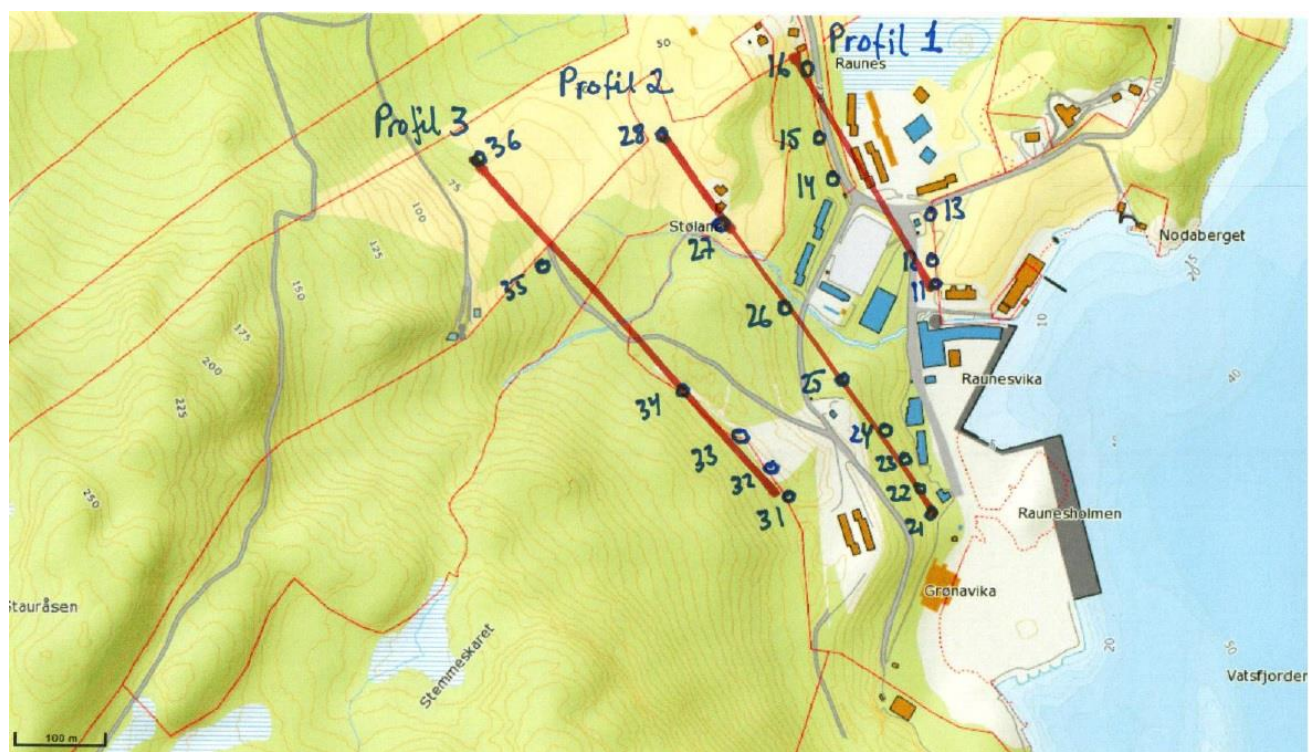
8.2 Vedlegg andre del (juli 2014)

1	Koordinater prøvepunkter
2	Bakgrunnsinformasjon om mulige forurensningsstoffer
3	Områder
4	Prøvepunkter og notater
5	Lokalisering av prøvepunkter på kart
6	Korrelasjoner
7	Konturkart med klassegrenser tilsvarende tilstandsklasser forurensset grunn
8	Konturkart med tilfeldige konsentrasjonsgrenser
9	Analyseresultater fra ALS i overflateprøver
10	Analyseresultater fra ALS i jordprøver fra 20 cm dyp
11	Analyseresultater fra XRF i overflateprøver
12	Analyseresultater fra XRF i jordprøver fra 20 cm dyp
13	Foto
14	Utslipp As
15	Utslipp Hg
16	Kornfordeling

8.3 Vedlegg tredje del (november 2014)

1	Profiler
2	Bilder
3	Koordinater
4	Analyserekvisisjon
5	Ordrebekreftelse
6	Analysebevis
7	Arealfordeling med konturlinjer
8	Resultater radionuklider

Vedlegg 1. Profiler og prøvetakingspunkter i tredje undersøkelse.



Vedlegg 2. Bilder tredje undersøkelse.



Lokalitet P11.



Lokalitet P12



Lokalitet P13



Lokalitet P14



Lokalitet P14.



Lokalitet P15



Lokalitet P16.



Lokalitet P16.



Lokalitet P21.



Lokalitet P21.





Lokalitet P22.



Lokalitet P23.



Lokalitet P24.



Lokalitet P25.



Lokalitet P26 ved bekk/veg.



Lokalitet P27 ved gård.

Det ble ikke tatt foto ved P28.



Lokalitet P31 ved rotvelte.



Lokalitet P32.



Lokalitet P33.



Lokalitet P34.



Lokalitet P35.



Lokalitet P36.

Vedlegg 3. Koordinater prøvepunkter (UTM 32)

[illegible]



Analysebestilling

MILJØ – jord og vann ANALYSEPAKKER

ALS Scandinavia, PB 643 Skøyen, 0214 Oslo,
Besøk og leveringsadresse; Drammensveien 173,
0277 Oslo Tlf. +47 22 13 18 00 Faks +47 22 52 51 77
e-post: info.on@alsglobal.com

Notater/Beskjeder til Lab:

Stikkprøver tatt: _4-5 nov..__ 2014

Ekstra e-post sendes i tillegg til:

Kunde nr: 18013 Offert nr. OF110012
Tilbudsref. Rammeavtale 25%

Firma: Bioforsk

Kontakt-person: Ketil Haarstad

Adr./Post: Frederiks Dahls Vei 20, 1432 ÅS

Telefon: **Mobil:**

e-post: Ketil.haarstad@bioforsk.no

Evt. Faktura mottaker:

Prosjekt nr: 8791

Prosjekt navn: Raunes

Analysebestilling: Prisene under er spesialpriser eller standardpriser inkl 25% rabatt

(Sett koden for ønsket analyse etter prøvenavnet på nederste del av arket)

Kode	Analyse	Pris	Ko de	Analyse	Pris	Kode	Analyse	Pris
A	Normpakke –basic (Miljøpakke liten jord/vann)	1680,-	H	Deponi-5-V (sigevann – tillegg 5 årlig) uten tokstester	13313,-	O	Metaller V-3b (avløpsvann inkl partikler og oppslutning, 17 met inkl Hg)	750,-
B	Normpakke-standard-J (Miljøpakke jord, SFT iht 99:01 tab1)	2250,-	I	Deponi-5-J (sigevannssediment tillegg 5 årlig)	14925,-	P	Soil 2 + TOC	75,- pr stk (ved minst 4 elementer)
C	Sedbasis-J (Miljøpakke sediment, iht TA 2230/2007)	3225,-	J	Mikrotox-årlig (vann) – Vibrio fischeri	930,-	Q	Tungmetaller, MG1 ? m lav detekasjonsgrense, radioaktive isotoper	
D	Sediment-utvidet-J (miljøpakke sediment utvidet, iht TA 2230/2007) hele pakken	12300,-	K	Tokstester – 5 årlig: Daphnia Magna (2250,-) Scenedesmus/Selena (3075,-) AMES(3225,-)	Samlet 3 stk + mikrotox: 8440,-	R	Waterpack 1, pH	
E	Envipack	2250,-	L	Metaller M -1A (jord) (18 tungmetaller inkl Hg)	420,-	S	Waterpack 1+metaller+pH	
F	Deponi-1-V (sigevann kvartalsvis)	2100,-	M	OLJE, THC-SCRENING+TOC	660,-	T	Olje, metaller, pH,	
G	Deponi-1-J (sigevannssediment årlig) uten mikrotox	2100,-	N	Metaller V-3a (forurenset vann uten partikler, 17 met inkl Hg)	660,-	V	Olje, btex, toc, pH	

Analysetid (kryss av): 10 dager (standard) ☐ 5 dager (+20%) ☐ 4 dager (+30%) ☐ EKSPRESS* 3 dager(+50%) ☐ EKSPRESS* 2 dager(+75%) ☐ EKSPRESS* 1 dag(+100%) ☐

*Må avtales spesielt. Pristillegg for ekspressanalyser er gitt i parentes

Prøvetype: jord (1), sediment/slam (2), rent vann(3), saltvann (4), sigevann (5), drikkevann (6), avløpsvann (7)
andre oppgi hva (8), (9) (Sett tallet i parentes for prøvetype)

Prøvemerkning	Prøvetype	Analyse	Analyse kode	Analyse kode	Analyse kode	ALS intern prøvenr
6 2014-138	Jord	Q				P11 0-10
2014-139	Jord	Q				P11 10-20
2014-140	Jord	Q				P11 20-40
2014-141	Jord	Q				P12 0-10

	2014-142	Jord	Q				P12 10-20
	2014-143	Jord	Q				P13 0-10
	2014-144	Jord	Q				P13 10-20
	2014-145	Jord	Q				P14 0-10
	2014-146	Jord	Q				P14 10-20
	2014-147	Jord	Q				P14 25-45
	2014-148	Jord	Q				P15 0-10
	2014-149	Jord	Q				P15 10-20
	2014-150	Jord	Q				P16 0-10
	2014-151	Jord	Q				P16 10-20
	2014-152	Jord	Q				P 21 0-10
	2014-153	Jord	Q				P22 0-10
	2014-154	Jord	Q				P22 10-30
	2014-155	Jord	Q				P23 0-10
	2014-156	Jord	Q				P23 10-20
	2014-157	Jord	Q				P24 0-10
	2014-158	Jord	Q				P24 10-20
	2014-159	Jord	Q				P24 30-50
	2014-160	Jord	Q				P25 0-10
	2014-161	Jord	Q				P25 10-20
	2014-162	Jord	Q				P25 30-50
	2014-163	Jord	Q				P26 0-10
	2014-164	Jord	Q				P26 10-20
	2014-165	Jord	Q				P27 0-10
	2014-166	Jord	Q				P27 10-20
	2014-167	Jord	Q				P27 30-50
	2014-168	Jord	Q				P28 0-10
	2014-169	Jord	Q				P28 10-20
	2014-170	Jord	Q				P28 30-50
	2014-171	Jord	Q				P31 0-10
	2014-172	Jord	Q				P31 10-20
	2014-173	Jord	Q				P32 0-10
	2014-174	Jord	Q				P32 10-20
	2014-175	Jord	Q				P32 30-50
	2014-176	Jord	Q				P33 0-10
	2014-177	Jord	Q				P33 10-20

ORDREBEKREFTELSE



Dato **2014-11-07**

Bioforsk Jord og miljø
Ketil Haarstad

Din faks
Din e-post **ketil.haarstad@bioforsk.no**

Frederik A. Dahls Vei 20
N-1432 Ås
Norge

Følgende bestilling er registrert av ALS Laboratory Group Norway AS:

Ordre-nummer	Deres prosjektnavn	Prosjekt	Analysemetode ¹	Antall prøver	Mottatt dato	Beregnet rapporteringst id	Reg. Av	Rapport Ref.
N1414939	8791	Raunes, Stikkprøver tatt 4-5.nov 2014	Analyse av faststoff	49	2014-11-06	2014-11-27	ELNO	1

Ordrespesifikasjon

Ordrenr:**N1414939**

Labnr	Deres prøvenavn	Analysemetode	Pris i NOK eks mva
0333737	2014-138 Jord	1,2	2557
0333738	2014-139 Jord	1,2	2557
0333739	2014-140 Jord	1,2	2557
0333740	2014-141 Jord	1,2	2557
0333741	2014-142 Jord	1,2	2557
0333742	2014-143 Jord	1,2	2557
0333743	2014-144 Jord	1,2	2557
0333744	2014-145 Jord	1,2	2557
0333745	2014-146 Jord	1,2	2557
0333746	2014-147 Jord	1,2	2557
0333747	2014-148 Jord	1,2	2557
0333748	2014-149 Jord	1,2	2557
0333749	2014-150 Jord	1,2	2557
0333750	2014-151 Jord	1,2	2557
0333751	2014-152 Jord	1,2	2557
0333752	2014-153 Jord	1,2	2557
0333753	2014-154 Jord	1,2	2557
0333754	2014-155 Jord	1,2	2557
0333755	2014-156 Jord	1,2	2557
0333756	2014-157 Jord	1,2	2557
0333757	2014-158 Jord	1,2	2557
0333758	2014-159 Jord	1,2	2557
0333759	2014-160 Jord	1,2	2557
0333760	2014-161 Jord	1,2	2557
0333761	2014-162 Jord	1,2	2557
0333762	2014-163 Jord	1,2	2557
0333763	2014-164 Jord	1,2	2557
0333764	2014-165 Jord	1,2	2557
0333765	2014-166 Jord	1,2	2557
0333766	2014-167 Jord	1,2	2557
0333767	2014-168 Jord	1,2	2557
0333768	2014-169 Jord	1,2	2557
0333769	2014-170 Jord	1,2	2557
0333770	2014-171 Jord	1,2	2557
0333771	2014-172 Jord	1,2	2557

¹ Analyseparametere, enheter og kvant.grenser for ALS Laboratory Group Norway AS sine analysepakker fremgår av prislisen, alternativt kan de finnes på vår webside www.alsglobal.no

ORDREBEKREFTELSE



0333772	2014-173 Jord	1,2	2557
0333773	2014-174 Jord	1,2	2557
0333774	2014-175 Jord	1,2	2557
0333775	2014-176 Jord	1,2	2557
0333776	2014-177 Jord	1,2	2557
0333777	2014-178 Jord	1,2	2557
0333778	2014-179 Jord	1,2	2557
0333779	2014-180 Jord	1,2	2557
0333780	2014-181 Jord	1,2	2557
0333781	2014-182 Jord	1,2	2557
0333782	2014-183 Jord	1,2	2557
0333783	2014-184 Jord	1,2	2557
0333784	2014-185 Jord	1,2	2557
0333785	2014-186 Jord	1,2	2557

* Tall henviser til beskrivelse nedenfor

Metodespesifikasjon

1	Analyse av tungmetaller (M-2) Metode: EPA metoder (modifisert) 200.7 og 200.8 (ICP-SFMS) Forbehandling: Sikting 2 mm for jordprøver. Tørrstoffbestemmelsen er utført ved 105°C i henhold til svensk standard SS 028113. Oppslutning: Prøven er tørket ved 50°C og metallinnholdet er TS-korrigert. Note: Jord: 5 ml kons. HNO₃ og 0,5 ml H₂O₂ i mikrobølgeovn. Sediment/slam: HNO₃/vann (1:1) i mikrobølgeovn. Forhøyede rapporteringsgrenser kan forekomme ved interferenser fra prøvematriksen eller ved liten prøvemengde (fortynningsfaktor). Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030
2	Bestemmelse av Radionuklider (analyse av en eller flere) Metode: HR gammaspektroskopi (CZ_SOP_D06_07_367) Rapporteringsgrenser: 1 Bq/kg TS for Ra-226, U-235, Ac-227, Th-227, Ra-223, Ra-228, Th-228 5 Bq/kg TS for Pa-231 10 Bq/kg TS for U-238, Th-234 og K-40 50 Bq/kg TS for Th-230 og Pb-210 MAI = 0,05 Note: Mass activity index (MAI) er beregnet ut fra følgende: MAI = a-K/3000 + a-Ra/300 + a-Th/200, hvorav a-K er aktivitet av K-40 a-Ra er aktivitet av Ra-226 (precursor of Rn-222) a-Th er aktivitet av Th-228 Ansvarlig laboratorium: ALS Laboratory Group, ALS Czech Republic s.r.o, Na Harfě 9/336, Praha, Tsjekkia Lokalisering av andre ALS laboratorier: Ceska Lipa Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa Pardubice V Raji 906, 530 02 Pardubice Akkreditering: Czech Accreditation Institute, labnr. 1163. Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon

ORDREBEKREFTELSE



Ordrebekreftelse sendes til:

1. Bioforsk Jord og miljø, Ketil Haarstad, Frederik A. Dahls Vei 20, N-1432 Ås, Norge (ketil.haarstad@bioforsk.no)

Rapport Referanse Spesifikasjon

.	XLS	PDF	Papier	B2B	Mottakere
1	X	X			Bioforsk Jord og miljø, Ketil Haarstad, Frederik A. Dahls Vei 20, N-1432 Ås, Norge.

Faktura-adresse:

Bioforsk Jord og miljø, Fakturamottak, Frederik A. Dahls Vei 20, N-1432 Ås, Norge.

Ved bestilling av analyser for bromerte flammehemmere, organotinn, klorerte parafiner og ftalater gjelder følgende: Standard analysetid er 10 arbeidsdager. Kortere analysetid kan bestilles men kan ikke garanteres.

Angående generelle betingelser i forbindelse med oppdrag, samt for informasjon vedrørende laboratoriets ressurser for utførelse av oppdrag, se www.alsglobal.no

OBS! Prisene er foreløpige og kan endres før fakturering. Skulle prisene ikke stemme med avtalte priser ta likevel kontakt. Om De oppdager andre feil eller har spørsmål om ovenstående opplysninger, vennligst ta kontakt med oss så fort som mulig!

ALS Laboratory Group Norway AS
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Tel 22 13 18 00
Faks 22 52 51 77
E-post info.on@alsglobal.com

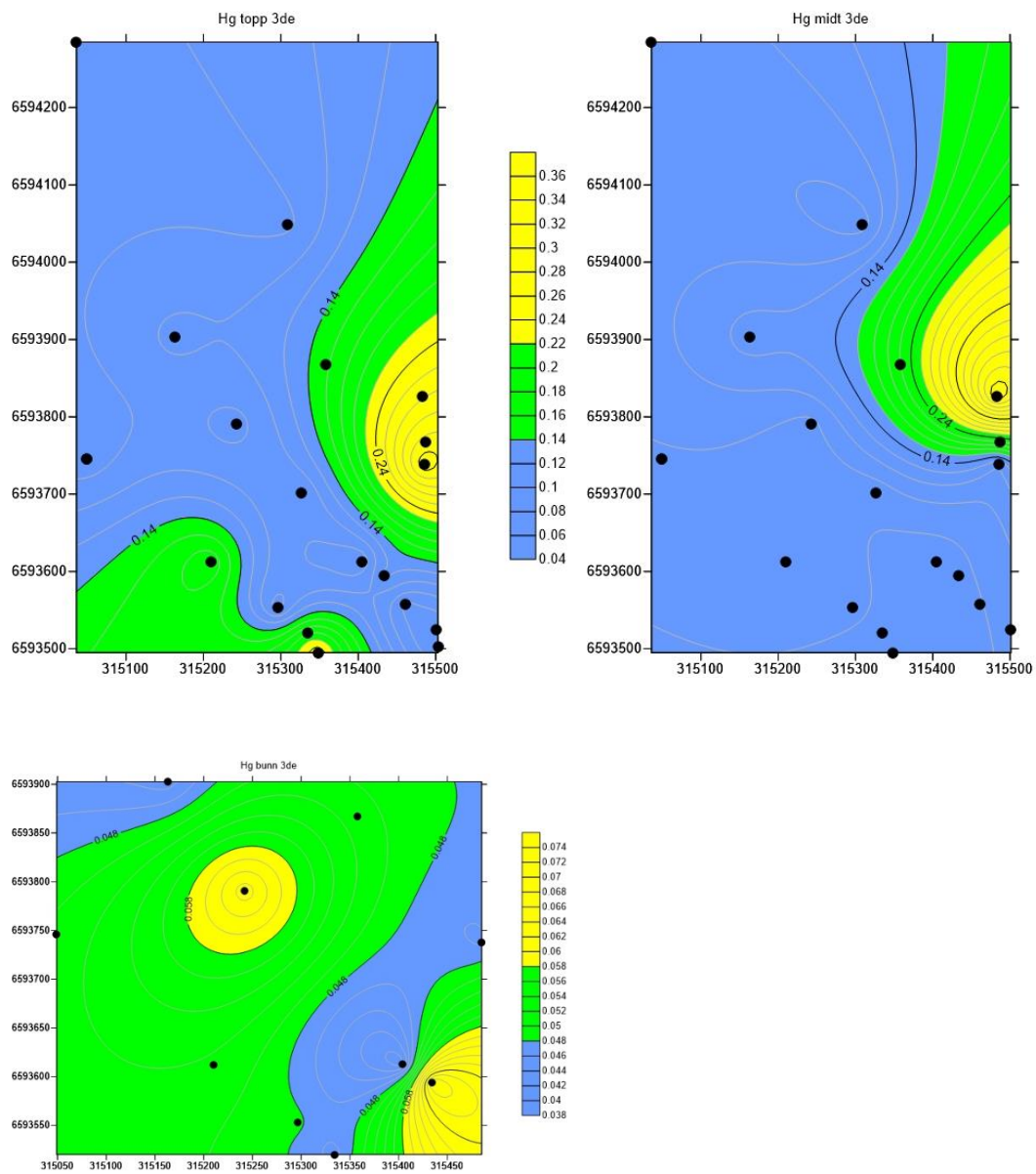
Kontroller gjerne status for denne ordren på vår webside www.alsglobal.no.

Ferdige resultater kan lastes ned på vår webside www.alsglobal.no

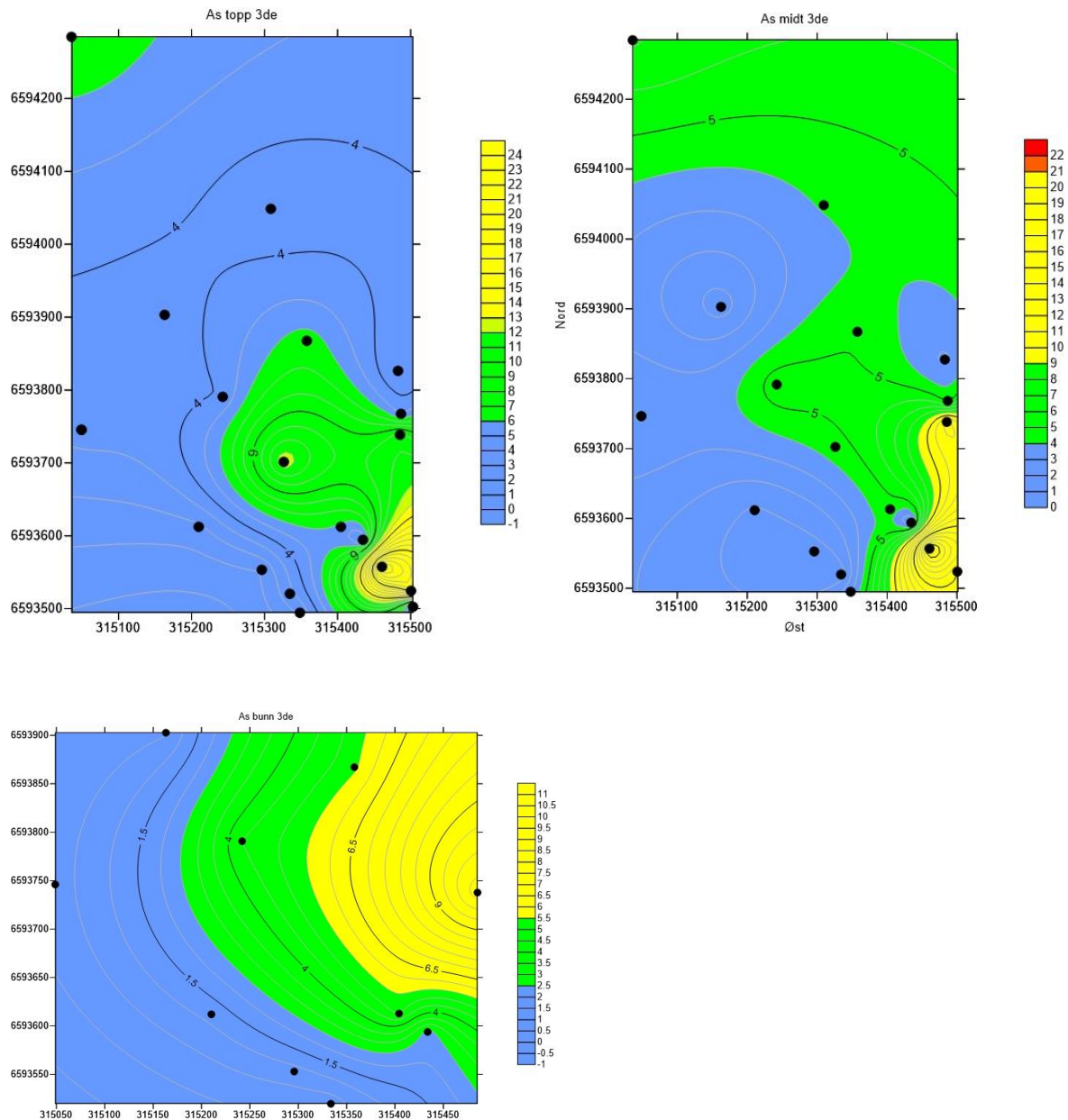
Kundenummer: **18013-07**

Passord: Bestilles via vår webside og oversendes pr brev.

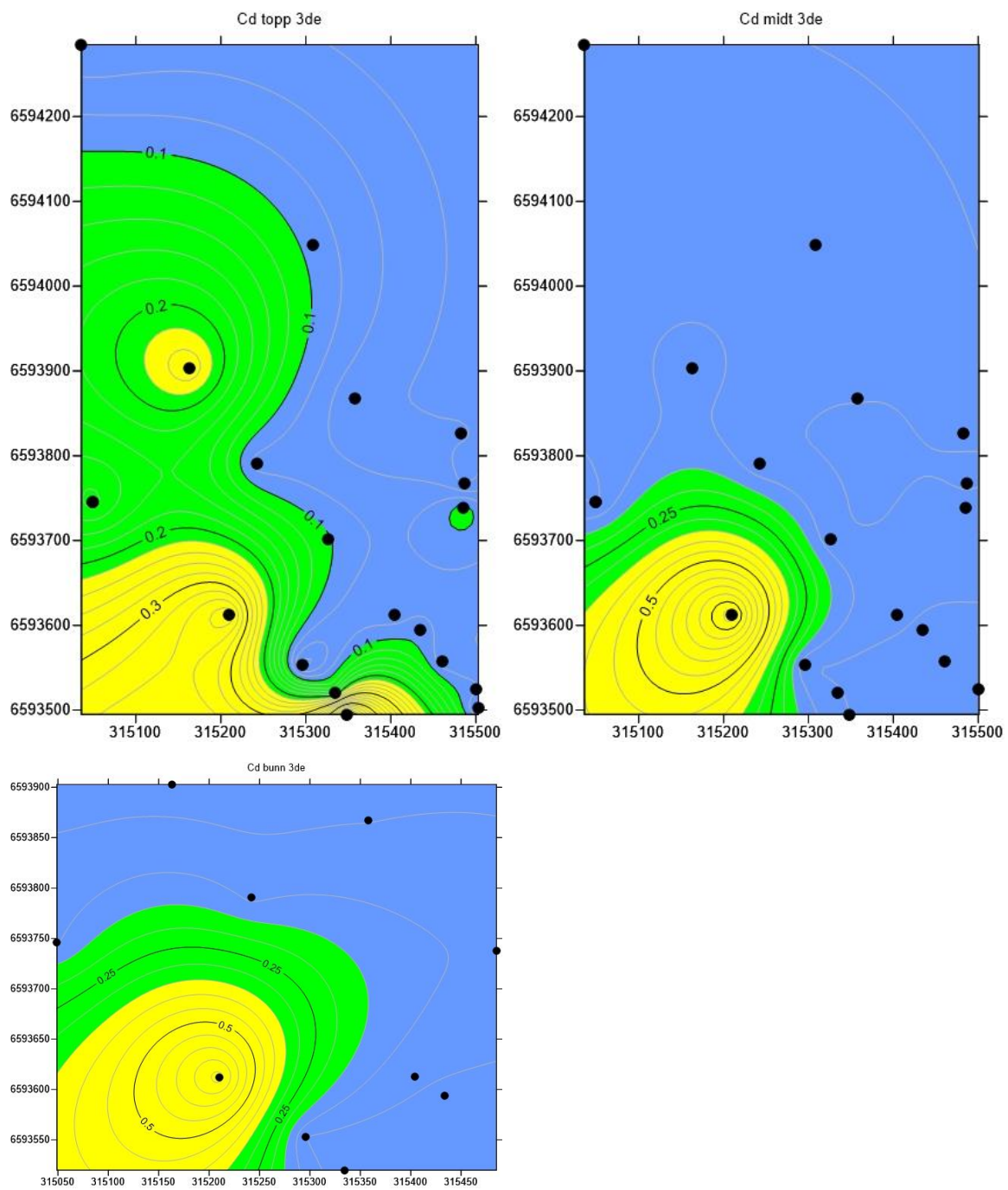
Vedlegg 7. Kart med konsentrasjoner tredje undersøkelse.



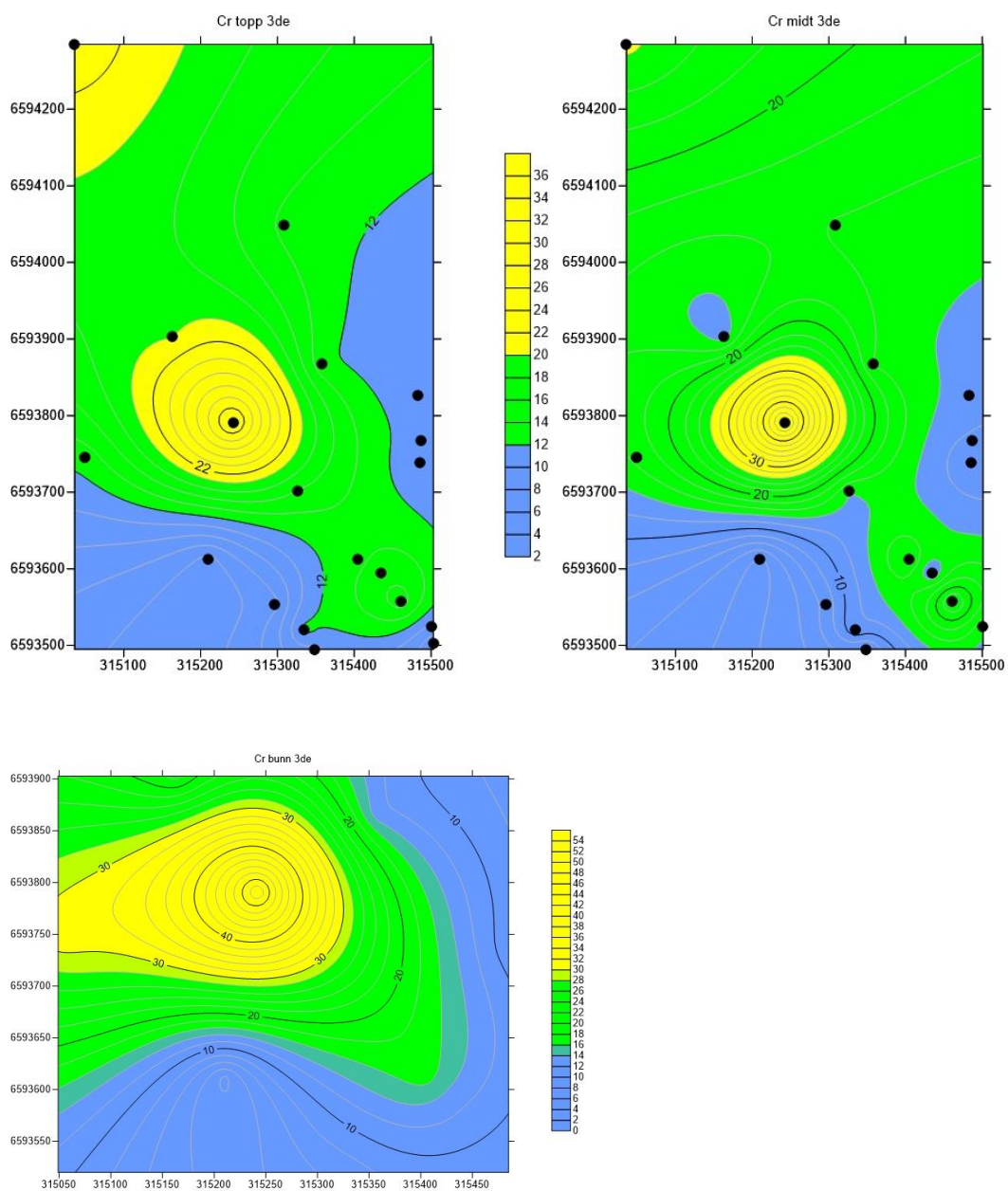
Arsen (As)



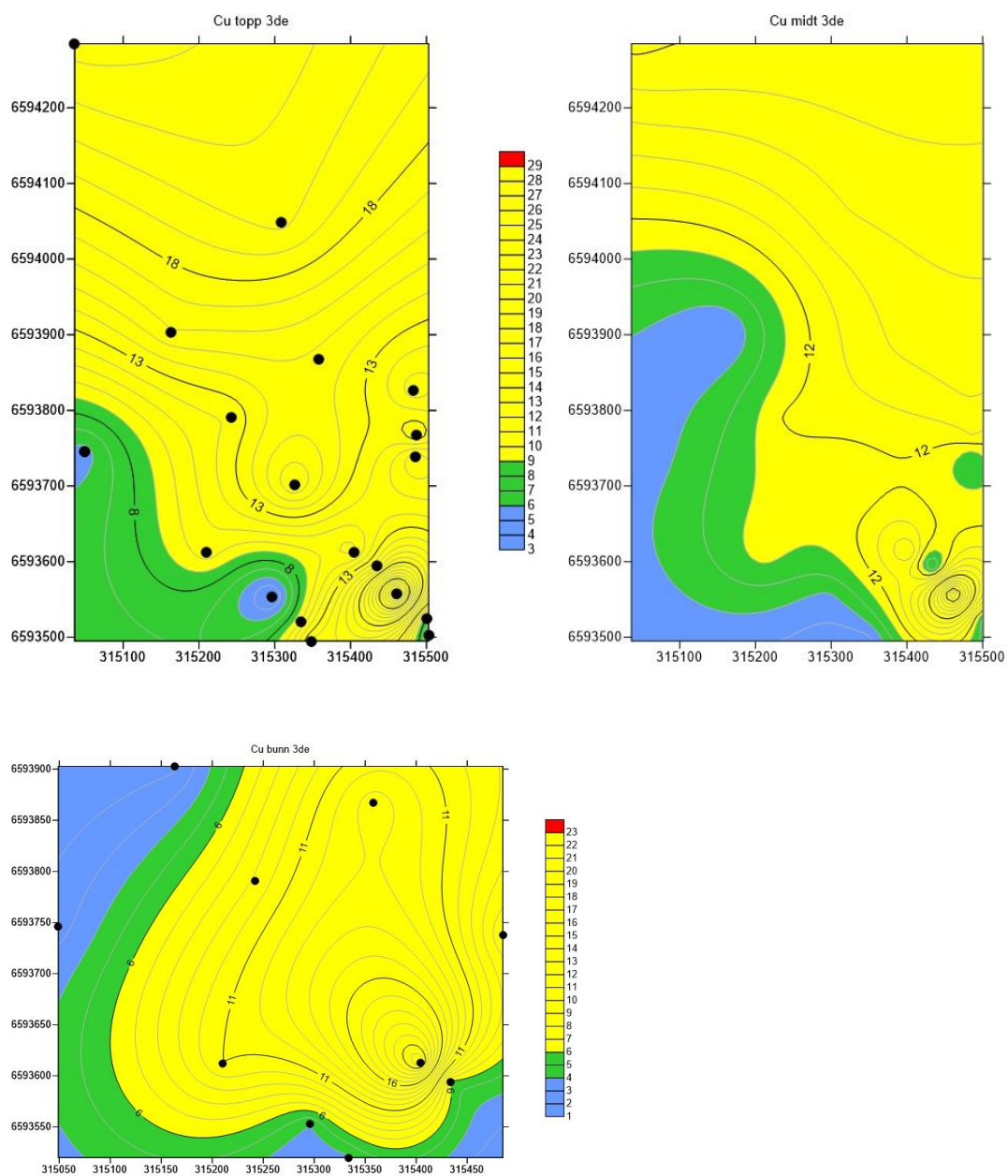
Kadmium (Cd)



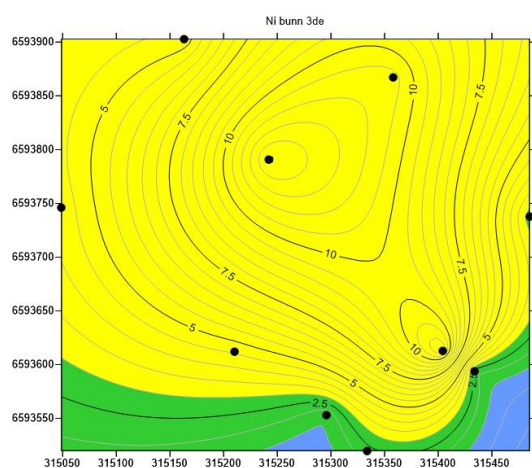
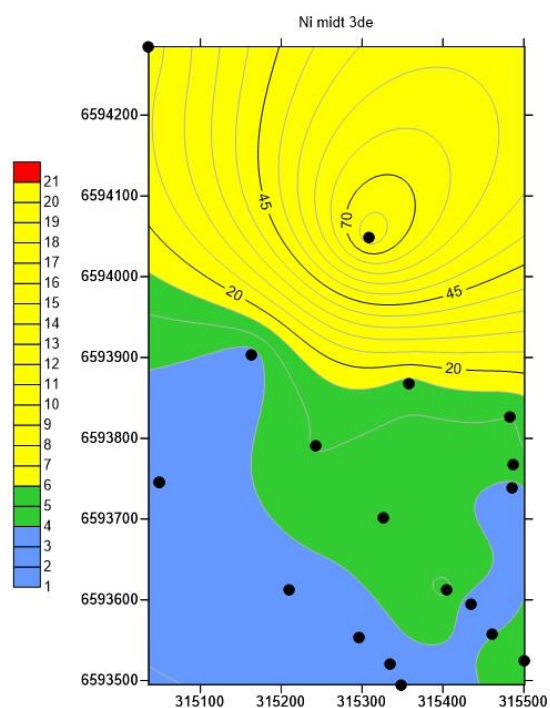
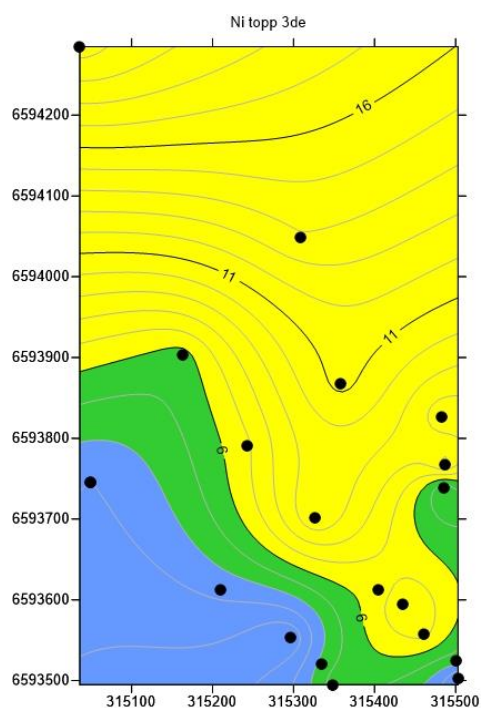
Krom (Cr)



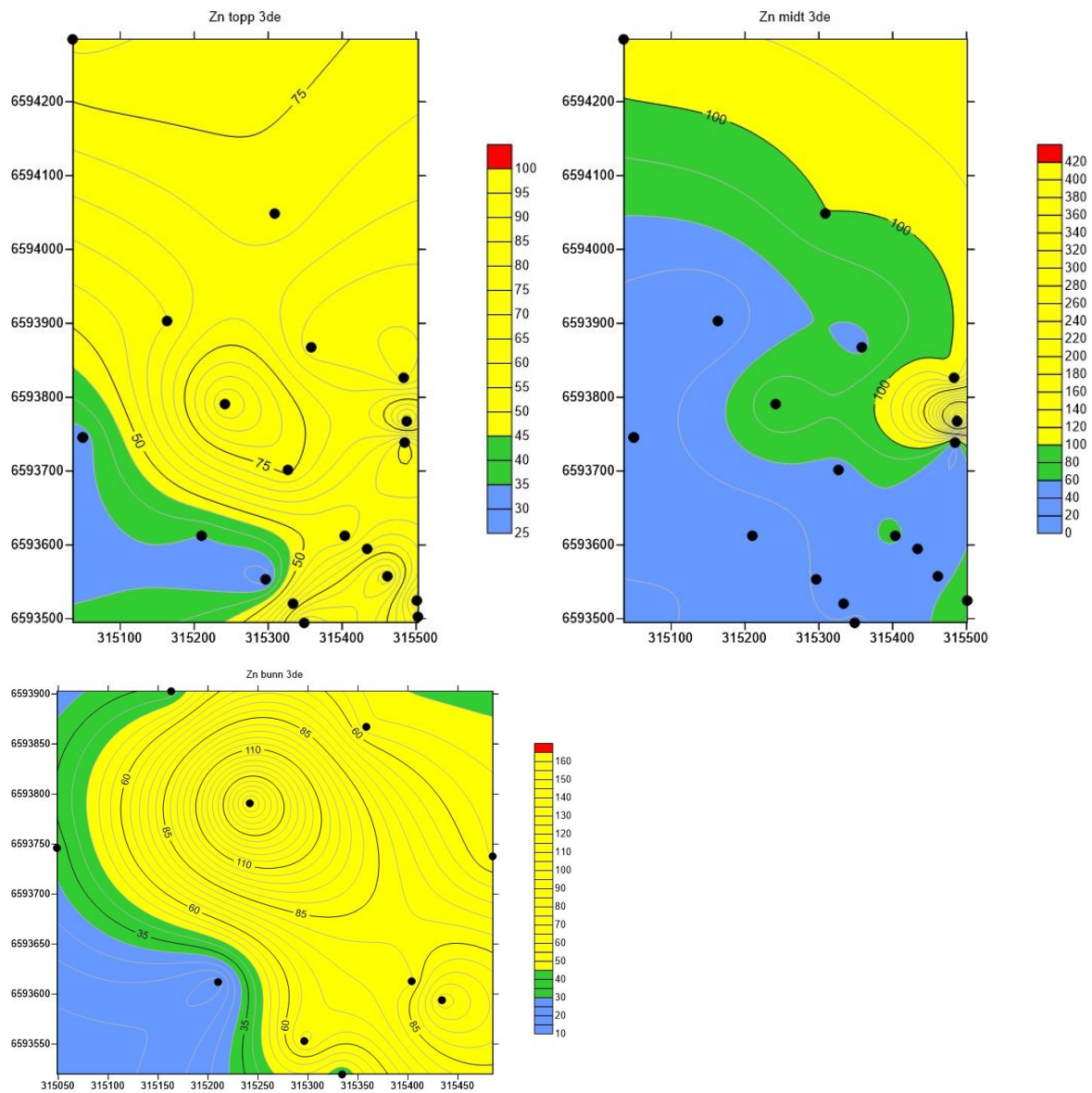
Kobber (Cu)



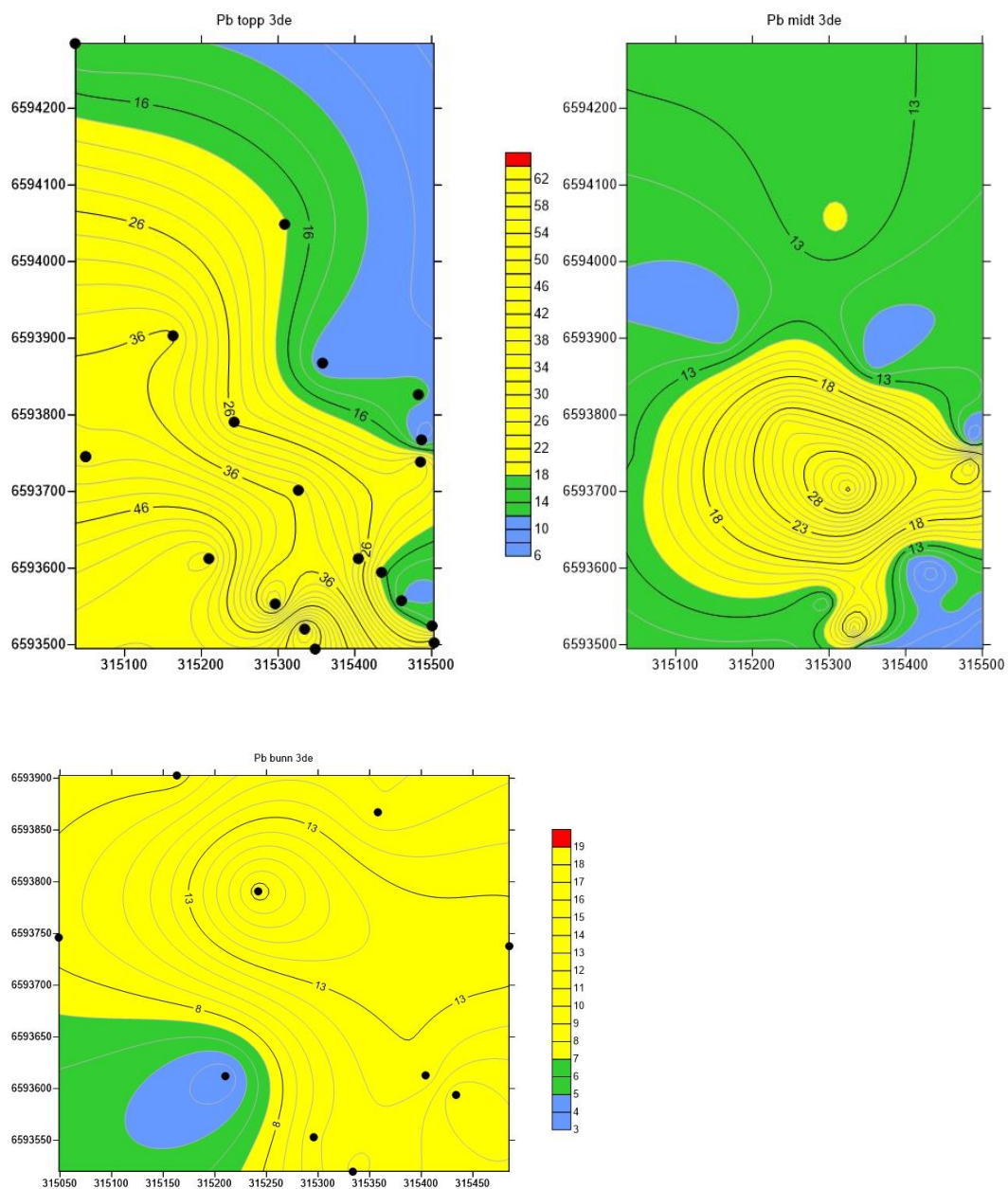
Nikkel (Ni)



Sink (Zn)



Bly (Pb)



Vedlegg 8. Tabell over målte konsentrasjoner av ^{40}K og de tre radioaktive seriene. Alle verdier oppgitt i Bq/kg TS.

Isotop/Prøve	138	139	140	141	142	143	144	145	146	147	148	149	150	151	152	153	154
<i>U-235</i>	2,5	<1.0	<1.0	3,1	2,6	3,1	2,4	1,9	2,9	1,5	1,5	1,9	1,5	1,6	1,9	<2.0	1,3
<i>Pa-231</i>	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0
<i>Ac-227</i>	<4.0	<4.0	<3.0	<3.0	<3.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<3.0	<4.0	<4.0	<4.0	<3.0	<3.0
<i>Th-227</i>	<4.0	<4.0	<3.0	<3.0	<3.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<3.0	<4.0	<4.0	<4.0	<3.0	<3.0
<i>Ra-223</i>	<4.0	<4.0	<3.0	<3.0	<3.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<3.0	<4.0	<4.0	<4.0	<3.0	<3.0
<i>U-238</i>																	
<i>Th-234</i>	54	16	14	66	56	67	52	40	63	33	32	41	32	35	41	24	28
<i>Th-230</i>	<70	<70	<70	66	<60	<70	<70	<70	66	<70	<70	<70	<70	<70	<70	<70	<70
<i>Ra-226</i>	38,9	21	20,6	58,6	60,6	37,7	39,2	39,3	34,9	34,5	36,7	27,7	51	47,5	32,7	32,2	29,3
<i>Pb-210</i>	117	59	<50	60	<50	61	56	52	<50	<50	86	72	54	<50	55	<50	56
<i>Th-232</i>																	
<i>Ra-228</i>	32	22,1	19	66,3	64	30,4	40,1	34,2	27,3	29,4	35,6	35,3	37,8	44,1	24,3	29,7	42,4
<i>Th-228</i>	33	23,6	24	66	57,1	38,4	45,2	3	34,8	31,6	36,8	30,9	43	46,2	31,5	28	46,5
<i>K-40</i>	647	466	564	1150	1190	644	868	830	691	674	710	879	829	1030	772	531	725

Isotop/Prøve	155	156	157	158	159	160	161	162	163	164	165	166	167	168	169	170	171	172
U-235	1,8	1,4	1,5	2,3	<2.0	1,5	1,9	1,8	3,3	4,1	1,9	3	2,4	<2.0	<4.0	<2.0	4	2,4
Pa-231	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<40.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<40.0	<20.0	<40.0	<30.0
Ac-227	<3.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<3.0	<5.0	<4.0	<4.0	<5.0	<3.0	<4.0	<5.0	<4.0	<5.0	<5.0	<5.0	<4.0
Th-227	<3.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<3.0	<5.0	<4.0	<4.0	<5.0	<3.0	<4.0	<5.0	<4.0	<5.0	<5.0	<5.0	<4.0
Ra-223	<3.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<3.0	<5.0	<4.0	<4.0	<5.0	<3.0	<4.0	<5.0	<4.0	<5.0	<5.0	<5.0	<4.0
<i>U-238</i>																		
Th-234	40	32	33	50	23	33	40	40	72	89	40	66	52	23	<30	23	86	53
Th-230	<70	<70	<70	<70	<70	<70	<70	<70	<70	<200	<70	<70	<70	<70	<100	<70	<100	<75
Ra-226	44	44,2	50,2	41,2	25,1	24,4	41,7	40,2	43,4	94,5	30,6	37,6	62,5	28,4	39,1	24,4	142	25,9
Pb-210	72	51	70	<50	<50	<50	55	<50	103	94	<50	62	53	89	<40	<50	258	53
<i>Th-232</i>																		
Ra-228	24,6	27,3	34,4	31,3	20	24,9	40,2	43,4	43,8	67,3	28,3	32,2	22,1	25,7	36	22	77,6	22,3
Th-228	27	28,8	32,2	35,7	25	25,9	46,3	42,5	43	30	30	32	30,7	21,1	40	23	75,7	21,9
<i>K-40</i>																		
	655	617	665	593	449	509	828	710	761	678	518	620	573	375	759	574	564	736

Isotop/Prøve	173	174	175	176	177	178	179	180	181	182	183	184	185	186
<i>U-235</i>	<4.0	4	<4.0	2,4	3,4	2,2	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0
Pa-231	<40.0	<20.0	<40.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<40.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0	<20.0
Ac-227	<5.0	<4.0	<5.0	<4.0	<4.0	<4.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Th-227	<5.0	<4.0	<5.0	<4.0	<4.0	<4.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Ra-223	<5.0	<4.0	<5.0	<4.0	<4.0	<4.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
<i>U-238</i>														
Th-234	<30	86	<30	52	73	47	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Th-230	<100	<70	<100	<70	<80	<80	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Ra-226	62,1	56,2	56,2	49	49,1	62,7	48,2	14,4	25,4	52,6	41,9	41,9	40	38,9
Pb-210	<50	89	<50	71	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
<i>Th-232</i>														
Ra-228	32,6	27,6	37,5	30	41,1	31,4	24,4	1,6	7,9	24,6	16,2	16,2	23,8	22,8
Th-228	36	26	34	33,5	41,3	33	19	1,8	7,5	26,8	20	20	32	25,4
<i>K-40</i>	378	712	764	644	804	693	<60	<40	<40	436	382	382	412	535