

Tine-Marie Hofstad

# Radioaktivitet i mat fra utmark i Trøndelag med fokus på cesium-137

Bacheloroppgave i Matteknologi

Veileder: Åse Strand

Mai 2021





Tine-Marie Hofstad

# **Radioaktivitet i mat fra utmark i Trøndelag med fokus på cesium-137**

Bacheloroppgave i Matteknologi  
Veileder: Åse Strand  
Mai 2021

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet  
Fakultet for naturvitenskap  
Institutt for bioteknologi og matvitenskap



Kunnskap for en bedre verden





NTNU - Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet  
Institutt for bioteknologi og matvitenskap

BACHELOROPPGAVE 2021

20 studiepoeng

Radioaktivitet i mat fra utmark i Trøndelag med fokus på cesium-137

Radioactivity in Food from Outlying Fields in Trøndelag with a Focus on Cesium-137



utført av

Tine-Marie Hofstad

Dette arbeidet er gjennomført som ledd i bachelorutdanningen i matteknologi ved Institutt for bioteknologi og matvitenskap, NTNU. Bruk av oppgavens innhold skjer på eget ansvar.

# Sammendrag

April 2021 markerte 35 år siden ulykken ved kjernekraftverket i Tsjernobyl. Som en følge av ulykken kom det radioaktivt nedfall over deler av Norge, deriblant Trøndelag. Dette har ført til at myndighetene følger med på nivået av cesium-137 i matvarer fra utmark i Trøndelag. Formålet med oppgaven er å undersøke hvordan nedfallet av cesium-137 påvirker matvarer fra utmark i Trøndelag, og hvordan dette påvirker inntaket av radioaktive stoffer hos mennesker via mat og drikke. Analysesenteret i Trondheim har foretatt målinger på av sopp, sau, rein og geitost siden ulykken. Måleresultater fra 1990 til 2020 ble samlet i et regneark, slik at en kan fremstille gjennomsnittsmåling, medianverdi og høyeste målte verdi for alle årene i form av grafer. Det er kartlagt hvor mange verdier som eventuelt overstiger myndighetens grenseverdier. Resultatene kan antyde en trend, men tallmaterialet følger ikke et forsøksdesign, og en kan dermed ikke konkludere at utvalget er representativt. Videre ble det foretatt egne målinger av radioaktivitet i matvarer fra utmark i Trøndelag. Målingene anses som stikkprøver, siden det er foretatt for få målinger til å danne et representativt grunnlag. Uten tiltak fra myndighetens side vil mengden cesium-137 fra mat og drikke potensielt føre til at mennesker, og spesielt utsatte grupper, overstiger den årlige stråledosen. Derfor er det nødvendig at myndighetene fortsatt overvåker og iverksetter tiltak i områder som ble hardt rammet etter Tsjernobylulykken.

# Abstract

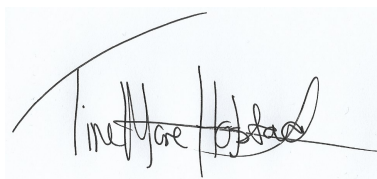
April 2021 marked 35 years since the accident at the Chernobyl nuclear power plant. As a result of the accident, there was radioactive fallout over parts of Norway, including Trøndelag. This has led the authorities to monitor the level of cesium-137 in food from the outlying fields in Trøndelag. The purpose of the thesis is to investigate how the deposition of cesium-137 affects food from outlying fields in Trøndelag, and how this affects the intake of radioactive substances in humans via food and drink. Analysesenteret in Trondheim has measured the level of cesium-137 in fungi, sheep, reindeer and goat cheese since the accident. Measurement results from 1990 to 2020 were collected in a spreadsheet, so that one can calculate average values, median values and highest measured value for all years. The number of instances of cesium-137 that exceed the authority's upper limit values is also mapped. The results may show a trend, but as they are not obtained by a strict experimental design, one cannot conclude that the development is representative. Furthermore, food from outlying fields in Trøndelag were tested for radioactivity. These measurements are considered snapshots, since too few measurements have been made to form a representative basis. Without any measurements by the authorities, the amounts of cesium-137 from food and drink could potentially lead to people, and especially vulnerable groups, exceeding the annual radiation dose. It is therefore necessary that the authorities continue to monitor and implement measures in areas that were affected after the Chernobyl accident.

# Forord

Denne oppgaven avslutter en 3 årig bachelor innen matteknologi ved NTNU. Temaet ble valgt på bakgrunn av praksis ved Analysesenteret i Trondheim høsten 2020. Gjennom prosjekt-og analysearbeid fattet jeg interesse for temaet, og ønsket å videreutvikle kunnskapene mine om temaet gjennom bacheloroppgaven. Gjennom arbeidet med oppgaven har jeg tilegnet meg kunnskap om radioaktivitet, og hvordan radioaktive stoffer påvirker maten vi spiser. Fokuset i oppgaven har vært på det radioaktive stoffet cesium-137. Jeg har utført egne målinger av matvarer, og bearbeidet tallmaterialet ved Analysesenteret fra perioden 1990-2020. Analysearbeidet i oppgaven er gjennomført ved Analysesenteret i Trondheim, og målingene av egne produkter er utført våren 2021. Produktene som er brukt til egne analyser er finansiert av NTNU. Arbeidet med oppgaven har vært både utfordrende og givende, og det har ført til at jeg har fått en økt interesse for emnet.

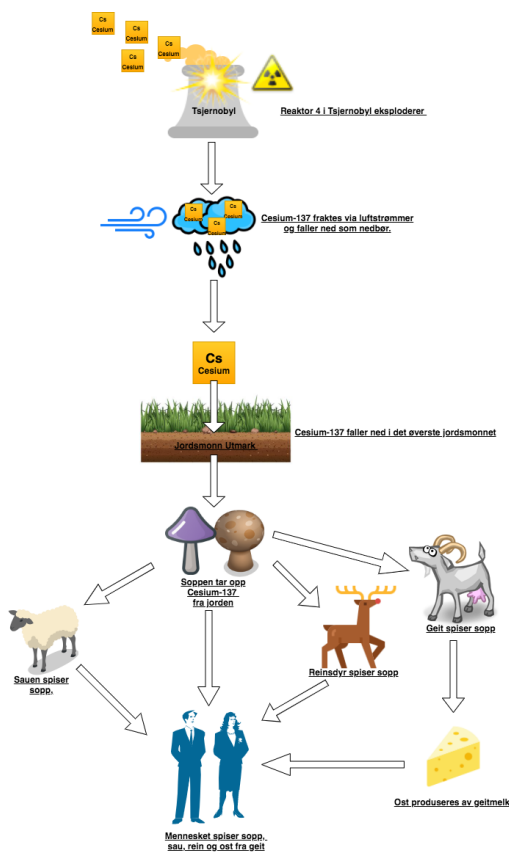
*Jeg ønsker å rette en stor takk til de ansatte ved kjemisk avdeling på Analysesenteret i Trondheim. Spesielt Arild Forbord, Kjell Morten Denstad og Arne Magnus Jensen.*

*Jeg ønsker å rette en stor takk til veilederen min, Åse Strand. Veiledningsamtalene våre har vært til stort nytte, og jeg verdsetter all hjelp jeg har fått.*

A handwritten signature in black ink on a light blue background. The signature is written in a cursive style and appears to read 'Arne Magnus Jensen'.

# Oppgavebeskrivelse

Formålet med bacheloroppgaven er å undersøke hvordan utslippene av cesium-137 etter Tsjernobylulykken påvirker utvalgte matvarer fra utmark i Trøndelag, og hvordan dette påvirker inntaket av radioaktive stoffer gjennom mat og drikke hos mennesket. Oppgaven begrenser seg til å se på en næringskjede som er vist i Figur 1. Næringskjeden viser hvordan utslippene etter Tsjernobyl traff jordoverflaten, og gjennom sopp spres cesium-137 seg frem til det når mennesket.



Figur 1: Næringskjeden

# Innhold

Sammendrag . . . . .	i
Abstract . . . . .	ii
Forord . . . . .	iii
Oppgavebeskrivelse . . . . .	iv
<b>1 Innledning</b>	<b>1</b>
1.1 Bakgrunn . . . . .	1
1.2 Motivasjon . . . . .	2
1.3 Mål og begrensninger . . . . .	2
1.4 Oppgavens nytteverdi . . . . .	3
<b>2 Teoretisk bakgrunn</b>	<b>4</b>
2.1 Radioaktivitet . . . . .	4
2.1.1 Oppbygging av cesium . . . . .	4
2.1.2 Radioaktivitet og stråling . . . . .	5
2.1.3 Halveringstiden til cesium-137 . . . . .	8
2.2 Måling av radioaktivitet . . . . .	9
2.2.1 Feltmålinger . . . . .	9
2.2.2 Målinger ved laboratoriumet . . . . .	9
2.2.3 Målinger av dyr på utmarksbeite . . . . .	12
2.3 Radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl i Norge . . . . .	13
2.3.1 Tsjernobylulykken . . . . .	13
2.3.2 Nedfallet av cesium-137 i Norge etter Tsjernobylulykken . . . . .	14



2.3.3	Norske myndigheters håndtering av ettervirkningene i Norge . . . . .	15
2.4	Myndighetenes tiltak for å redusere mengden cesium-137 i husdyr- produksjonen . . . . .	16
2.4.1	Observasjonssoner . . . . .	16
2.4.2	Grenseverdier for næringsmidler . . . . .	17
2.4.3	Nedforing av dyr fra utmarksbeite . . . . .	18
2.4.4	Cesiumbindere . . . . .	18
2.4.5	Fremskynde slaktetidspunkt hos dyr på utmarksbeite . . . . .	19
2.4.6	Endring av beiteområder . . . . .	19
2.5	Myndighetenes overvåking av mengden cesium-137 . . . . .	20
2.5.1	Statens strålevern for atomsikkerhet . . . . .	20
2.5.2	Matkurven-prosjektet . . . . .	20
2.5.3	Målinger av cesium-137 ved laboratorier . . . . .	20
2.6	Radioaktiv cesium i jord og sopp . . . . .	21
2.6.1	Opptak av cesium-137 i jord . . . . .	21
2.6.2	Opptak av næringsstoffer i sopp . . . . .	22
2.6.3	Opptak av cesium-137 i sopp . . . . .	23
2.6.4	Cesium-137 i sopp fra Trøndelag . . . . .	24
2.7	Radioaktiv cesium i sau . . . . .	25
2.7.1	Cesium-137 i sau . . . . .	25
2.7.2	Cesium-137 i sau fra Trøndelag . . . . .	26
2.8	Radioaktiv cesium i rein . . . . .	27
2.8.1	Cesium-137 i rein . . . . .	27
2.8.2	Cesium-137 i rein fra Trøndelag . . . . .	28
2.9	Radioaktiv cesium i geitost . . . . .	29
2.9.1	Cesium-137 i geitost . . . . .	29
2.10	Radioaktiv stråling hos mennesker . . . . .	30
2.10.1	Intern og ekstern stråling av mennesker . . . . .	30
2.10.2	Radioaktivitet fra mat og drikke . . . . .	31
2.10.3	Utsatte grupper . . . . .	33

<b>3</b>	<b>Materialer og metoder</b>	<b>35</b>
3.1	Innsamling av tallmateriale fra Analysesenteret . . . . .	35
3.2	Måleinstrument: scintillator . . . . .	35
3.2.1	Startprosedyre av scintillatoren . . . . .	36
3.2.2	Spekteret i scintillatoren . . . . .	36
3.2.3	Sikkerhetsutstyr . . . . .	36
3.3	Rutinemessige oppgaver . . . . .	36
3.3.1	Bakgrunnsmåling . . . . .	37
3.3.2	Kalibrering av cesium-137 . . . . .	37
3.3.3	Internkontroll . . . . .	38
3.4	Utføring av radioaktive målinger . . . . .	39
3.4.1	Valg og innkjøp av matvarer fra utmark i Trøndelag . . . . .	39
3.4.2	Bearbeiding av de innkjøpte matvarene . . . . .	42
3.4.3	Veiing av matvarene . . . . .	44
3.4.4	Registering av prøver i programvaren Lorakon . . . . .	44
3.4.5	Måling av prøver . . . . .	45
3.5	Resultatangivelse . . . . .	45
<b>4</b>	<b>Resultater</b>	<b>46</b>
4.1	Målinger av sopp fra Trøndelag utført av Analysesenteret 1990-2020 .	47
4.1.1	Gjennomsnitts-og medianverdier for sopp . . . . .	47
4.1.2	Høyeste målte verdi av cesium-137 i sopp . . . . .	48
4.1.3	Medianverdier av Rimsopp og Kantarell . . . . .	49
4.2	Målinger av sau fra Trøndelag utført av Analysesenteret 1990-2020 . .	50
4.2.1	Gjennomsnitts-og medianverdier for sau . . . . .	50
4.2.2	Høyeste målte verdi av cesium-137 i sau . . . . .	51
4.3	Målinger av rein fra Trøndelag utført av Analysesenteret 1990-2020 .	52
4.3.1	Gjennomsnitts-og medianverdier for rein . . . . .	52
4.3.2	Høyeste målte verdi av cesium-137 i rein . . . . .	53
4.4	Målinger av geitost fra Trøndelag utført av Analysesenteret 1990-2020	54
4.4.1	Gjennomsnitts-og medianverdier for geitost . . . . .	54

4.4.2	Høyeste målte verdi av cesium-137 i geitost . . . . .	55
4.5	Egne målinger av matvarer fra utmark . . . . .	56
4.5.1	Sør-Trøndelag . . . . .	56
4.5.2	Nord-Trøndelag . . . . .	57
<b>5</b>	<b>Vurdering</b>	<b>58</b>
5.1	Vurdering av tallmaterialet fra Analysesenteret . . . . .	58
5.2	Vurdering av radioaktivitet i sopp . . . . .	60
5.3	Vurdering av radioaktivitet i sau . . . . .	62
5.4	Vurdering av radioaktivitet i rein . . . . .	64
5.5	Vurdering av radioaktivitet i geitost . . . . .	65
5.6	Vurdering av egne resultater . . . . .	67
5.7	Samlet vurdering . . . . .	69
<b>6</b>	<b>Konklusjon</b>	<b>70</b>
	<b>Litteraturliste</b>	<b>71</b>
	<b>Vedlegg</b>	<b>76</b>
<b>A</b>	<b>Regneark</b>	<b>1</b>
A.1	Sopp . . . . .	2
A.2	Rimsopp og kantarell . . . . .	3
A.3	Sau . . . . .	4
A.4	Rein . . . . .	5
A.5	Geitost . . . . .	6
<b>B</b>	<b>Rapporter</b>	<b>1</b>
B.1	Lammelår fra Nord-Trøndelag . . . . .	2
B.2	Lammekjøttdeig fra Nord-Trøndelag . . . . .	3
B.3	Reinsdyrskav fra Sør-Trøndelag . . . . .	4
B.4	Spikkjikkubb fra Sør-Trøndelag . . . . .	5
B.5	Reinsdyrsteik fra Sør-Trøndelag . . . . .	6

B.6	Reinmørbrad fra Sør-Trøndelag . . . . .	7
B.7	Reinsdyrskav fra Nord-Trøndelag . . . . .	8
B.8	Geitost fra Sør-Trøndelag . . . . .	9
B.9	Hvit geitost fra Nord-Trøndelag . . . . .	10
B.10	Brun geitost fra Nord-Trøndelag . . . . .	11
B.11	Brun geitost fra Nordland . . . . .	12
B.12	Hvit geitost fra Nord-Trøndelag . . . . .	13
B.13	Moskus fra Sør-Trøndelag . . . . .	14
B.14	Kantarell fra Nord-Trøndelag . . . . .	15
B.15	Elgskav fra Nord-Trøndelag . . . . .	16
B.16	Honning fra Sør-Trøndelag . . . . .	17
B.17	Kjelår fra Sør-Trøndelag . . . . .	18
B.18	Lammelår fra Sør-Trøndelag . . . . .	19

# Figurer

1	Næringskjeden . . . . .	iv
2.1	Oppbyggingen av cesium-137, (Dye 2020) . . . . .	5
2.2	Alfa-stråling (Brekke, Bjørnstad og Linder 2020) . . . . .	6
2.3	Beta-stråling, (Linder 2021) . . . . .	7
2.4	Gamma-stråling, (Johansen 2021) . . . . .	7
2.5	Halveringstid for cesium-137 . . . . .	8
2.6	Scintillatoren ved Analysesenteret, Trondheim . . . . .	10
2.7	Spekteret i Scintillatoren . . . . .	11
2.8	Måling av radioaktivitet hos sau (Egset 2015) . . . . .	12
2.9	Cesium-137 ( $Bq/m^2$ ) i det øverste jordlaget etter Tsjernobyl-ulykken (Komperød, Østmo og Skuterud 2017) . . . . .	14
2.10	Observasjonssoner for sau og soneinndeling for nedbeiting 2018 (Di- rektoratet for strålevern og atomsikkerhet 2019) . . . . .	17
2.11	Hotspot i terrenget . . . . .	22
2.12	Soppens hyfesystem . . . . .	23
2.13	Gjennomsnittsverdier av cesium-137 i sopp fra Lierne og Orkdal 2010- 2020 (Miljødirektoratet 2021b) . . . . .	24
2.14	Cesium i organer hos en søye som er målt til 600 Bq/kg i kjøttet (Harbitz og Skuterud 1999, s. 111) . . . . .	26
2.15	Besetninger av sau og uker på nedfôring i Trøndelag 2019 (Miljødi- rektoratet 2021a) . . . . .	27

2.16	Målinger av median og maksverdi i reindriftsområder i Trøndelag i 2016 (Komperød, Østmo og Skuterud 2017)	29
2.17	Oversikt over ulike typer radioaktiv stråling, og hvordan mengden fordeler seg (VKM 2017)	31
2.18	Oversikt over stråledoser, og effekten disse har på mennesket (VKM 2017)	33
3.1	Flytskjema over rutinemessige oppgaver	37
3.2	Kalibrering av cesium-137	38
3.3	Internkontroll	38
3.4	Flytskjema over gjennomføring av radioaktive målinger	39
3.5	Reinsdyrskav før bearbeiding	42
3.6	Prøvematerialet overført til prøveboks	43
3.7	Geitost i prøvebokser før og etter bruk av stavmikser	43
3.8	Nullstilling av vekt og veiing av prøve	44
3.9	Registrere opplysninger i Lorakon	45
4.1	Gjennomsnitts- og medianverdier for cesium-137 i sopp, 1990-2020	47
4.2	Høyeste målte verdi av cesium-137 i sopp, 1990-2020	48
4.3	Medianverdier av cesium-137 i rimsopp og kantarell ved enkelte år	49
4.4	Gjennomsnitts- og medianverdier av cesium-137 hos sau, 1990-2020	50
4.5	Høyeste målte verdi av cesium-137 hos sau, 1990-2020	51
4.6	Gjennomsnitts- og medianverdier av cesium-137 hos rein, 1990-2020	52
4.7	Høyeste målte verdi av cesium-137 hos rein, 1990-2020	53
4.8	Gjennomsnitts- og medianverdier av cesium-137 i geitost, 1990-2020	54
4.9	Høyeste målte verdi av cesium-137 i geitost, 1990-2020	55
4.10	Egne målinger av matvarer fra Sør-Trøndelag	56
4.11	Egne målinger av matvarer fra Nord-Trøndelag	57
A.1	Regneark for sopp (Excel)	2
A.2	Regneark for rimsopp og kantarell (Excel)	3
A.3	Regneark for sau (Excel)	4

A.4	Regneark for rein (Excel) . . . . .	5
A.5	Regneark for geitost (Excel) . . . . .	6
B.1	Lammelår fra Nord-Trøndelag . . . . .	2
B.2	Lammekjøttdeig fra Sør-Trøndelag . . . . .	3
B.3	Reinsdyrskav fra Sør-Trøndelag . . . . .	4
B.4	Spikkjeklubb fra Sør-Trøndelag . . . . .	5
B.5	Reinsdyrsteik fra Sør-Trøndelag . . . . .	6
B.6	Reinmørbrad fra Sør-Trøndelag . . . . .	7
B.7	Reinsdyrskav fra Nord-Trøndelag . . . . .	8
B.8	Geitost fra Sør-Trøndelag . . . . .	9
B.9	Hvit geitost, Balder, fra Nord-Trøndelag . . . . .	10
B.10	Brun geitost fra Nord-Trøndelag . . . . .	11
B.11	Brun geitost fra Hattfjelldal, Nordland . . . . .	12
B.12	Hvit geitost, kaffeost, fra Røyrvik, Nord-Trøndelag . . . . .	13
B.13	Moskus fra Sør-Trøndelag . . . . .	14
B.14	Kantarell fra Nord-Trøndelag . . . . .	15
B.15	Elgskav fra Nord-Trøndelag . . . . .	16
B.16	Honning fra Sør-Trøndelag . . . . .	17
B.17	Kjelår fra Sør-Trøndelag . . . . .	18
B.18	Lammelår fra Sør-Trøndelag . . . . .	19

# Tabeller

2.1	Myndighetenes grenseverdier for radioaktivt cesium . . . . .	17
2.2	Oversikt over mengden radioaktivitet og forbruk av rein og fersk- vannsfisk per år (Helsedirektoratet 1987) . . . . .	34
3.1	Matvarer fra Sør-Trøndelag . . . . .	40
3.2	Matvarer fra Nord-Trøndelag . . . . .	41



# Kapittel 1

## Innledning

### 1.1 Bakgrunn

Bakgrunnen for oppgaven er praksis ved Analysesenteret i Trondheim høsten 2020. I praksisperioden arbeidet jeg med analyser av radioaktivitet. Hovedsakelig prøver av sopp, sau og rein. Arbeidet med analysene gjorde meg veldig nysgjerrig, og fra før hadde jeg ingen kunnskap om radioaktivitet i mat. I løpet av høsten fikk jeg delta i et prosjekt i regi av Strålevernet. Prosjektet skulle se på befolkningens inntak av radioaktive stoffer fra dagligvarer. Gjennom prosjektet fikk jeg være med på å handle inn, bearbeide og utføre målinger av matvarene. Prosjektet gjorde meg enda mer interessert siden matvarene som ble handlet inn var matvarer jeg selv handler i dagligvarebutikker. Dette gjorde at jeg reflekterte mer over radioaktivitet i matvarer. Under arbeidet med analysene savnet jeg å se en sammenheng på hvorfor de ulike næringsmidlene inneholdt radioaktivitet, og det var dette jeg ønsket å se på i bacheloroppgaven. Oppgaven følger en linje fra utslippene etter Tsjernobylulykken og frem til cesium-137 er en del av matvarene mennesker spiser.

## 1.2 Motivasjon

Arbeidet med bacheloroppgaven ga meg muligheten til å utvide kunnskapen og kompetansen som jeg har tilegnet meg gjennom studiet, spesielt innen fagområdene matteknologi og mattrygghet. Prosjektet ga meg muligheten til å fordype meg i radioaktivitet som er et nytt tema. Arbeidet med prosjektet ga meg også muligheten til å vurdere hvordan radioaktivitet påvirker maten som produseres, og tiltak for å øke mattryggheten.

## 1.3 Mål og begrensninger

Bacheloroppgaven har som mål å se sammenhengen mellom atomulykken i Tsjernobyl, og hvordan det radioaktive nedfallet etter ulykken påvirker utvalgte matvarer fra utmark i Trøndelag. Målet er også å se hvordan de ulike matvarene henger sammen, og hvordan de påvirker nivået av Cesium-137 hos mennesker. Gjennom innsamling av analyseresultater og utførelse av egne målinger er målet å vurdere hvordan mengden cesium-137 er i matvarer fra utmark. Resultatene ser også på den høyeste målte verdien hvert år for å vurdere den opp mot de ulike grenseverdiene som er satt av myndighetene. Oppgaven har som mål å gi forbrukere som er interessert i temaer rundt mattrygghet, og opplyse befolkningen i at det fortsatt etter 35 år er behov for tiltak og overvåkning av områder i Norge som fikk nedfall etter Tsjernobylulykken.

Bacheloroppgaven begrenses til å kun se på analyseresultater fra Trøndelag foretatt ved Analysesenteret, i tillegg til egne målinger av radioaktivitet. I starten av prosjektet var ønskelig å kunne se forskjellene mellom Sør- og Nord Trøndelag. Etter gjennomgang av tallmaterialet ved Analysesenteret ble det klart at dette ikke var mulig. Oppgaven er begrenset til å kun se på sopp, sau, rein og geitost. Dette begrunnes med at etter gjennomgang av analyseresultatene ved Analysesenteret var majoriteten av analyseresultatene sopp, sau, rein og geitost. En begrensning i oppgaven er kostnad. Det er begrensede midler som blir tildelt fra NTNU for gjennomføring av prosjektet. Dette gjør at innkjøp av egne produkter til måling av radioaktivitet

er begrenset, og dette gjør at de egne målingene kun er anset som stikkprøver og et øyeblikksbilde over mengden cesium-137 i produkter fra utmark. Ved innkjøp av produkter til gjennomføring av analyse var det vanskelig å få tak i produkter innenfor begrensingen. Dette gjorde at egne målinger ble gjennomført på en større variasjon av produkter fra utmark. Dette handlet om at mange av produktene ikke var i sesong, eller vanskelige å få tak i.

## 1.4 Oppgavens nytteverdi

Bacheloroppgaven har en nytteverdi for forbrukere som er interessert i temaer knyttet til mattrygghet, og hvordan sammenhengen mellom utslipp fra Tsjernobylulykken og innholdet av radioaktive stoffer i matvarer. Nytteverdien for Analysesenteret er at de får digitalisert tallmaterialet sitt, og sett utviklingen i tallmaterialet som er målt i perioden 1990-2020.

# Kapittel 2

## Teoretisk bakgrunn

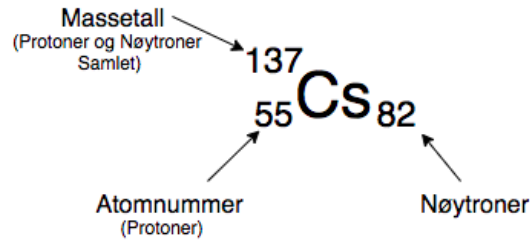
Formålet med kapitlet er gi et teoretisk grunnlag for å vurdere sammenhengen mellom utslippene av cesium-137 fra Tsjernobylulykken og hvordan ulykken påvirker ulike deler av næringskjeden. Næringskjeden er vist i Figur 1. Kapitlet gir også en innføring i radioaktivitet og stråling er med fokus på cesium-137.

### 2.1 Radioaktivitet

Delkapitlet handler om oppbyggingen cesium med fokus på isotopen cesium-137, radioaktivitet og stråling, og målinger av radioaktivitet.

#### 2.1.1 Oppbygging av cesium

Cesium er et grunnstoff som tilhører de alkaliske metallene og har atomnummer 55. Cesium finnes i ulike variasjoner, og de ulike variasjonene av et grunnstoff kalles en isotop. Isotoper av grunnstoffet har ulikt antall nøytroner i atomkjernen. Cesium-137 er en isotop av cesium med 55 protoner og 82 nøytroner i atomkjernen, og har et massetall på 137. Cesium-137 har de samme kjemiske egenskapene som cesium, men er radioaktiv (Harbitz og Skuterud 1999, s. 14). Dette er fordi cesium-137 har en ubalansert sammensetning av antall protoner og nøytroner i atomkjernen (*Isotop udatert*). Figur 2.1 viser oppbyggingen av isotopen cesium-137 (Dye 2020).



Figur 2.1: Oppbyggingen av cesium-137, (Dye 2020)

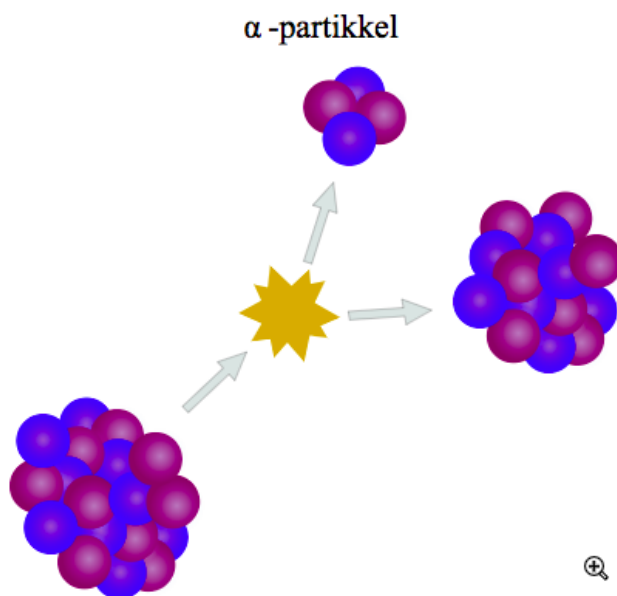
## 2.1.2 Radioaktivitet og stråling

Radioaktivitet forekommer naturlig og er stråling fra ustabile atomkjerener. Radioaktiv stråling oppstår når ustabile atomkjerener omdannes til nye kjerner. Endringene i atomkjernen skjer spontant og kan ikke påvirkes av omgivelsene rundt. Når det oppstår endringer i atomkjernen dannes det en “datternuklide“. En nuklide er alle atomer med bestemte antall protoner og nøytroner (Harbitz og Skuterud 1999, s. 14). “Datternukliden“ vil alltid ha mindre masse enn den opprinnelige nukliden. Det er forskjellen i masse som blir sendt ut som ioniserende stråling. Ioniserende stråling avgir store mengder energi, og kan skade levende celler og løse elektroner fra atomer (Harbitz og Skuterud 1999, s. 15). En ustabil atomkjerne vil dele seg i mindre deler og sende ut ioniserende stråling frem til den når en stabil sammensetning av protoner og nøytroner. Endringen i sammensetningen av nøytroner og protoner i kjernen kalles desintegrasjon. Antall omdanninger måles i enheten Becquerel (Bq). En Becquerel er én desintegrasjon per sekund. Ulike atomer har ulik oppbygging av protoner og nøytroner, og dette påvirker hvilken type radioaktiv stråling de sender ut. Det finnes tre typer radioaktiv stråling. Alfa, beta- og gammastråling (Harbitz og Skuterud 1999, s. 15).

### Alfa-Stråling

Alfa-stråling oppstår når ustabile atomkjerener sender ut to protoner og to nøytroner. Dette fører til at massetallet til den opprinnelige nukliden vil synke frem til den oppnår en stabil sammensetning av protoner og nøytroner. Figur 2.2 viser en

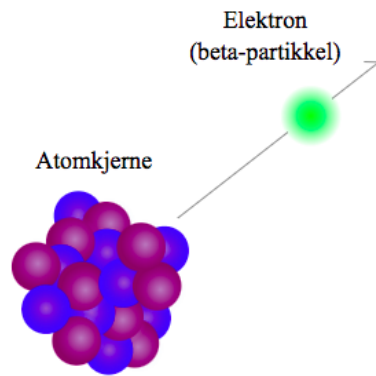
atomkjerne til venstre som deler seg i en alfapartikkel og en ny atomkjerne (Brekke, Bjørnstad og Linder 2020). Det er alfa-partikkelen som sendes ut som alfastråling. Alfa-stråler er monoenergetiske. Det betyr at energien som sendes ut fra atomkjernen er karakteristisk for isotopen, og ved hjelp av målinger kan ulike isotoper skilles fra hverandre (Harbitz og Skuterud 1999, s. 16).



Figur 2.2: Alfa-stråling (Brekke, Bjørnstad og Linder 2020)

## Beta-Stråling

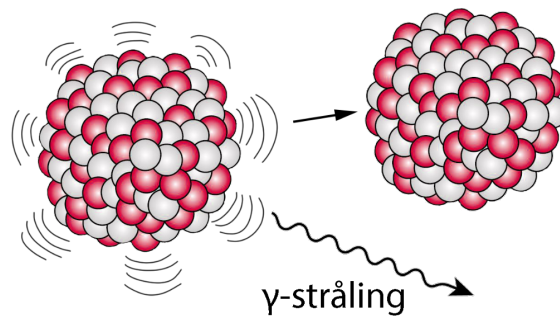
Beta-stråling oppstår når protoner eller nøytroner i atomkjernen omdannes. I atomer med et høyt antall protoner vil protonene endres til nøytroner, og motsatt hvis det er atomer med et høyt antall nøytroner. Når omdanningen oppstår vil elektroner fra atomet sendes ut som beta-stråling. I motsetning til for alfa-stråling endrer ikke atomets massetall seg (Harbitz og Skuterud 1999, s. 16). Figur 2.3 viser en atomkjerne som sender ut en elektron, kalt en beta-partikkel. Beta-partikkelen er radioaktiv stråling (Linder 2021).



Figur 2.3: Beta-stråling, (Linder 2021)

### Gamma-stråling

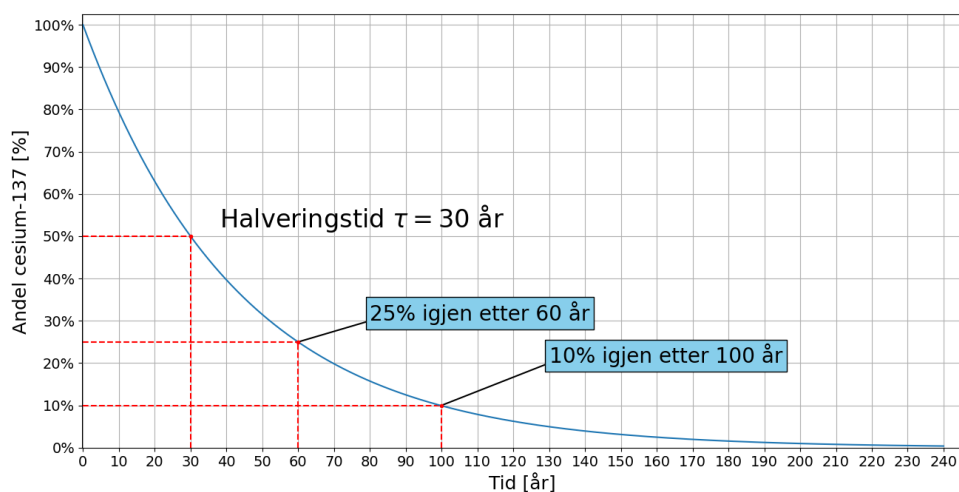
Gammastråling oppstår vanligvis etter at nukliden har sendt ut alfa- eller betastråling (Johansen 2021). Etter en desintegrasjon vil datternukliden ha et overskudd av energi. Det er energioverskuddet som blir sendt ut som gammastråling (Bjørnstad og Linder 2020). Figur 2.4 viser gammastrålingen som blir sendt ut fra et nuklidet. Gammastråling har høy energi og er monoenergetisk (Harbitz og Skuterud 1999, s. 16).



Figur 2.4: Gamma-stråling, (Johansen 2021)

### 2.1.3 Halveringstiden til cesium-137

Cesium-137 har en halveringstid på 30 år, og dette betyr at etter 30 år vil halvparten være spaltet til et annet grunnstoff. Cesium-137 spaltes til barium-137m, og under spaltingen sendes det ut beta-partikler fra atomkjernen. “M” betyr at barium-137m er i en metafase. En metafase oppstår når barium-137m er i en høyenergi-eksitert tilstand med overflødig energi. Den overflødig energi etter spaltingen sendes ut som gamma-stråling (Olofsson 2017). Halveringstiden til cesium-137 er vist i Figur 2.5. Grafen viser at etter 30 år vil mengden cesium-137 være redusert til halvparten. Etter 60 år vil mengden være redusert til 25 %, og etter 100 år vil det fortsatt være 10 % igjen som er uspaltet cesium-137. Grafen viser også at etter 240 år vil det fortsatt være uspaltet cesium-137 igjen (Øvergård 2006).



Figur 2.5: Halveringstid for cesium-137



## 2.2 Måling av radioaktivitet

Målet med delkapittelet er å forklare ulike måter å gjennomføre målinger av radioaktivitet.

### 2.2.1 Feltmålinger

For å få oversikt over det radioaktive nedfallet i et større område brukes feltmålinger. Feltmålinger utføres med bruk av en bærbar detektor, og utføres fra fly eller bil. Ved å gjennomføre feltmålinger vil man raskt få oversikt over utbredelsen av mengden radioaktive isotoper i et område. Mengden i et område fastsettes av hvor mange isotoper som sender ut gammastråling. Det er stor måleusikkerhet knyttet til bruk av feltmålinger, og gir kun et grovt anslag over mengden radioaktive isotoper i et område. Detektoren tar ikke hensyn til faktorer som vanninnholdet i jorda eller vegetasjonsdekket, men den bidrar til å raskt få oversikt over omfanget. Feltmålinger påviser heller ikke hvilken type isotop som sender ut gammastråling. Dette påvises ved bruk av målinger ved et laboratorium (Harbitz og Skuterud 1999, s. 63).

### 2.2.2 Målinger ved laboratoriet

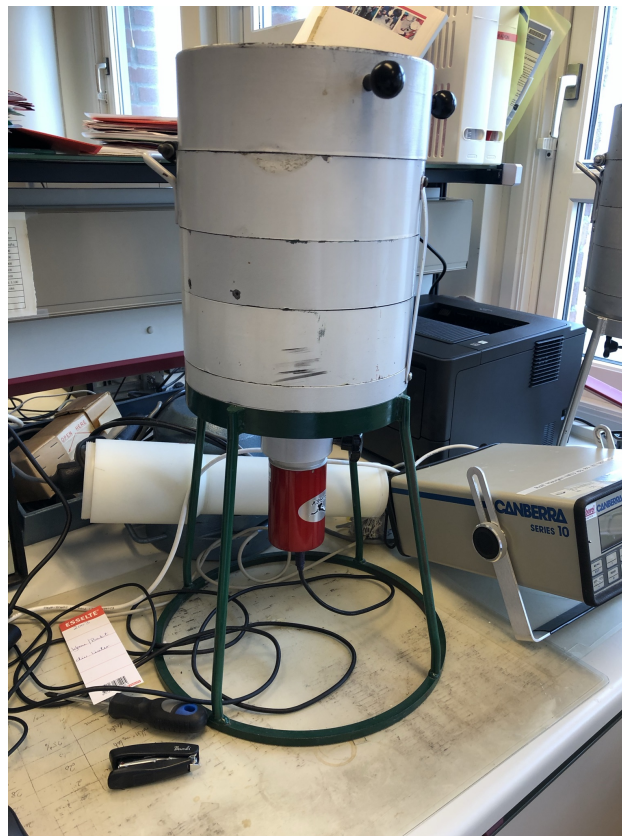
#### Halvlederdetektor

Når omfanget av de radioaktive stoffene i et område er kartlagt sendes prøver inn til analyse ved et laboratorium. Analysene ved laboratoriet har større målesikkerhet enn prøvene som er tatt ved bruk av feltmålinger. Etter en kjernekraftulykke benyttes ofte halvlederdetektoren. Halvlederdetektoren består av grunnstoffet germanium(Ge). Fordelen med halvlederdetektoren er at den har høy energiopløsning. Energiopløsning betyr hvordan detektoren klarer å skille strålingen fra de ulike isotopene fra hverandre. Halvlederdetektoren fanger opp alfa- og gammastrålingen de ulike isotopene sender ut. Alfa- og gammastråling er monoenergetisk, noe som betyr at energien som sendes ut fra isotopen er unik. Dette gjør at isotopen kan identifiseres ved bruk av en halvlederdetektor som har høy energiopløsning. Svakheten

med halvlederdektoren er at den har lite følsomhet, noe som gjør at måletiden for analysen er høyere enn ved bruk av en Scintillator. Følsomheten betyr hvor følsom detektoren er til å fange opp radioaktiv stråling, og jo mer følsom, jo raskere måletid (Harbitz og Skuterud 1999, s. 61–62).

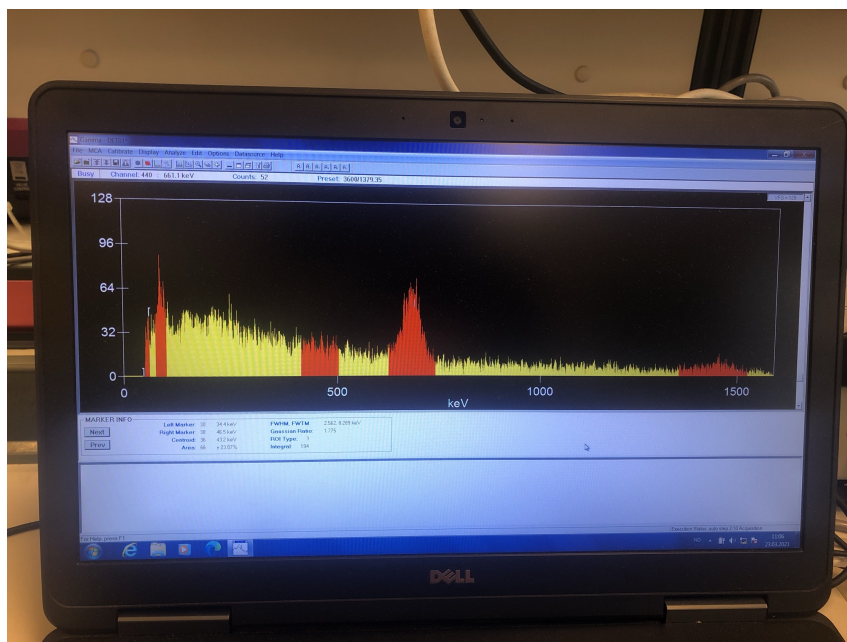
## Scintillator

Scintillatoren benyttes når en har kartlagt hvilke isotoper som finnes i de ulike områdene. Scintillatoren består av en natriumjodidkrystall som er beskyttet av et blytårn. Blytårnet hindrer at natriumjodidkrystallen tar til seg stråling fra omgivelsene ved utføring av analyser. Figur 2.6 viser Scintillatoren ved Analysesenteret i Trondheim.



Figur 2.6: Scintillatoren ved Analysesenteret, Trondheim

Natriumjodidkrystallen har høy følsomhet noe som gjør at måletiden er lavere enn ved bruk av en halvlederdetektor. Derimot har scintillatoren lavere energiopløsning enn halvlederdetektoren, og klarer ikke å skille isotopene fra hverandre. Scintillatoren ved Analysesenteret er stilt inn for å kun måle isotopen cesium-137, slik at målesikkerheten ved analysen av cesium-137 er høy. Når områder er kartlagt ved bruk av feltmålinger, og type isotop ved hjelp av halvlederdetektoren vil Scintillatoren kunne være et effektivt hjelpemiddel for å kartlegge mengden av en gitt isotop på kortest mulig måletid. I målingene i denne oppgaven benyttes Scintillatoren. Figur 2.7 viser spekteret i Scintillatoren. De røde markeringene viser isotoper som er målt, og andre isotoper enn cesium-137 kan dukke opp på spekteret. Disse målingene kan ikke verifiseres da Scintillatoren har lav energiopløsning. For å kartlegge hvilke isotoper som er tilstede i prøven må man bruke en halvlederdetektor som har høyere energiopløsning (Harbitz og Skuterud 1999, s. 62).



Figur 2.7: Spekteret i Scintillatoren

### 2.2.3 Målinger av dyr på utmarksbeite

Hvis feltmålinger avdekker områder med høye konsentrasjoner av radioaktivitet kan målinger av dyr utføres på beite. Dette gjør at man slipper å slakte dyr som har konsentrasjoner av cesium-137 som går over grenseverdiene til myndighetene. Grenseverdiene er forklart i Underavsnitt 2.4.2. Dyr som inneholder konsentrasjoner over grenseverdiene vil kasseres, og dette medfører økonomiske tap (Harbitz og Skuterud 1999, s. 64). Grenseverdiene er forklart i Underavsnitt 2.4.2. Målingene gjør at resultatene kommer med en gang slik at en kan raskt gå i gang med tiltak for å redusere mengden av radioaktivitet i dyr på beite. Ved målinger på beite benyttes en detektor med en natriumjodidkrystall. Natriumjodidkrystallen er svært følsom, noe som gjør at målingene går raskt. Detektoren plasseres på dyret, og måler rundt 20-60 sekunder. Usikkerheten i målingene ligger en plass mellom 10-15 %. Dette vil gi en indikasjon på mengden av radioaktivitet dyret inneholder. Figur 2.8 viser måling av sau gjort hos sauebøndene Johan Peder og Brynhild Nilssen i 1994 (Egset 2015)



Figur 2.8: Måling av radioaktivitet hos sau (Egset 2015)

## 2.3 Radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl i Norge

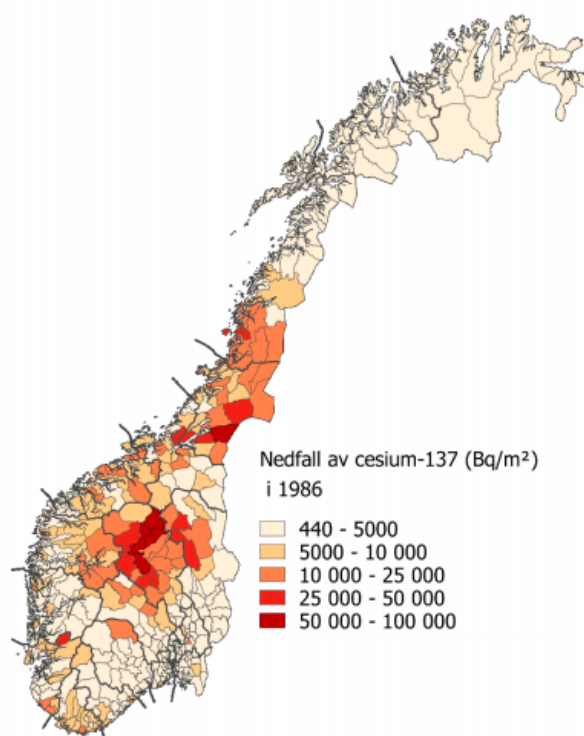
Formålet med delkapittelet er å gi en innføring i Tsjernobylulykken, og hvordan nedfallet av cesium-137 spredte seg over Norge. Delkapittelet gir også en innføring i hvordan myndighetene i Norge håndterte ettervirkningene i Norge av ulykken i Tsjernobyl.

### 2.3.1 Tsjernobylulykken

Tsjernobyl-ulykken er verdenshistoriens største kjernekraftulykke. Ulykken er hovedgrunnen til at myndighetene i Norge fortsatt kontrollerer nivåene av radioaktive stoffer i norsk natur, spesielt nivåene av cesium-137. 26.april 1986 ble Reaktor 4 ved kraftverket i Tsjernobyl stengt for å utføre rutinemessig vedlikehold. Det ble bestemt at nødstrømskapasiteten skulle testes under nedstegningen. Nødstrømskapasiteten i rektor 4 var en dieseldrevet energitilførsel som tar over nedkjølingen av reaktoren hvis det skulle oppstå en feil (Wulff 2015). Testen var ment til å finne ut hvor lenge reaktoren hadde energi til nedkjøling før den dieseldrevne energitilførselen tok over nedkjølingen. Under nedstengningen ble effekten til reaktor 4 redusert mer enn den skulle, og dette førte til at det oppsto en dampekspløsjon. Dampekspløsjonen oppsto ved at kjernen i reaktoren ble overopphetet da nedkjølingssystemet i reaktoren var skrudd av for å gjennomføre testingen. Dampekspløsjonen førte til at taket på reaktoren ble blåst av og det oppsto branner inne i reaktoren. Det tok hele 10 dager før brannen i reaktoren var stanset, og dette førte til at kjernen i reaktoren ble liggende åpen (Salbu og Reitan 2021). Kjernen i reaktoreren består av gasser og aerosoler, og inneholder radioaktivt materiale som cesium-134 og -137, Jod-129 og -131, Barium -140 og Plutonium-239,-240 og 241. Aerosoler er gass med små partikler. Aerosolene med radioaktivt materiale ble spredt via luftstrømmer. Utslippene nådde 1500-2000 meter opp, og gjennom ulike luftstrømmer ble de radioaktive partiklene spredt over store områder (Harbitz og Skuterud 1999, s. 36–38).

### 2.3.2 Nedfallet av cesium-137 i Norge etter Tsjernobylulykken

Norge var det landet utenom Sovjetunionen som ble hardest rammet av det radioaktive nedfallet fra Tsjernobyl. Norge ligger relativt langt fra Ukraina, men ved en tilfeldighet sto luftstrømmene mot Norge. Dette førte til at aerosolene fra kjernen i reaktoren ble ved hjelp av luftstrømmene ført mot Norge. Aerosolene festet seg i regndråpene, og områdene som ble hardest rammet var de områdene med mest nedbør i dagene etter ulykken (Wikipedia 2021). Figur 2.9 viser nedfallet av cesium-137 i Norge etter ulykken. Figuren viser at områdene sør i Nordland, Nord-Trøndelag og deler av Sør-Trøndelag ble hardest rammet. Spesielt områdene nord i Trøndelag og fjellområdene i Sør-Trøndelag ble hardt rammet. (Komperød, Østmo og Skuterud 2017)



Figur 2.9: Cesium-137 ( $Bq/m^2$ ) i det øverste jordlaget etter Tsjernobyl-ulykken (Komperød, Østmo og Skuterud 2017)

### 2.3.3 Norske myndigheters håndtering av ettervirkningene i Norge

Norge manglet beredskapsplaner for å håndtere atomkraftverkulykker. Det var målestasjoner plassert rundt i Norge, men disse hadde utstyr som var utdatert. I dagene etter ulykken ble det sendt ut flere motstridende pressemeldinger fra myndighetene. Den ene dagen ble innført omsetningsforbud av enkelte grønnsaker fra Trøndelag, mens andre dager var det ingen grunn til uro og ingen helsefare i nedfallet etter Tsjernobyl. Den motstridende informasjonen fra myndighetene gjorde at journalister fattet interesse for å skrive artikler med ulike innfallsvinkler, og ofte artikler med overskrifter som kunne skape frykt hos leseren. Siden myndighetene hadde sendt ut forskjellige beskjeder, og manglet beredskapsplaner gjorde dette at befolkningen ble usikker på hvordan ulykken faktisk påvirket Norge. Myndighetene satte ned et utvalg som skulle se på informasjonssvikten som oppsto etter Tsjernobyl. Utvalget pekte på at pressemeldinger fra myndighetene inneholdt selvmotsigelser. Utsagn som "Man bør ikke spise kontaminerte grønnsaker, men det gjør ingenting om man gjør det" var svært selvmotsigende. Myndighetene som skulle informere befolkningen trakk slutninger på et for spinkelt grunnlag. Det ble pekt på at informasjonskrisen ikke ville oppstått om pressemeldingene baserte seg på beredskapsplaner, og ikke improvisasjon fra myndighetenes side (Amundsen mfl. 1996, s. 12–13) I tiden etter ulykken ble den vanlige nordmann ekspert på radioaktivitet, men kildene de mottok informasjon fra var usikre og ofte ikke helt samkjørte. Både myndigheter, strålevernseksperter og andre sendte ut motstridende meldinger . I dagsrevyen 28.april ble det meldt at nedfallet var minimalt, og at Sør-øst Norge hadde fått mesteparten av nedfallet. Dette viste seg senere å ikke stemme. Hovedtyngden av nedfallet fra Tsjernobyl var sentrert i Midt-Norge (Trondheim Kommune 1986). Befolkningen hadde et behov for informasjon da nedfallene etter Tsjernobyl påvirket maten de spiste, og ingen ønsket å spise mat som potensielt kunne fremkalle kreft. Helsedirektoratet opprettet en telefontjeneste for å svare på spørsmål fra publikum. Spørsmålene var varierte, men alle som ringte inn hadde store bekymringer for hvordan nedfallet fra Tsjernobyl

påvirket de. Kunne de holde på med hagearbeid, eller hvordan påvirket nedfallet de som satt ute når det radioaktive nedfallet traff Norge (Amundsen mfl. 1996, s. 12–13). Analysesenteret var en del av næringsmiddelkontrollen i 1986, og etter ulykken i Tsjernobyl ble 2 fulltidsansatte satt til å besvare henvendelser fra publikum. Analysesenteret mottok også store mengder med prøver fra publikum, deriblant prøver av salat, rabarbra, løpstikke, gressløk og jordprøver. For å unngå å slakte ned og kassere dyr som var over grenseverdiene iverksatte myndighetene ulike tiltak for å redusere mengden av radioaktivt cesium i matvarer (Analysecenteret, 1986).

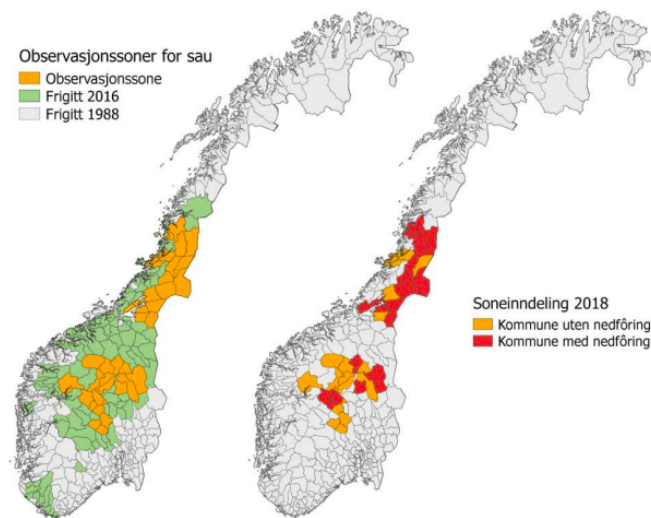
## **2.4 Myndighetenes tiltak for å redusere mengden cesium-137 i husdyrproduksjonen**

Formålet med delkapittelet er å gi en innføring i de ulike tiltakene myndighetene iverksatte etter Tsjernobylulykken.

### **2.4.1 Observasjonssoner**

I 1988 ble det innført observasjonssoner for sau på utmarksbeite i 145 kommuner. Kommunene ble valgt ut på bakgrunn av målinger av radioaktivt cesium som oversteg grenseverdien på 600 Bq/kg. I observasjonssoner blir besetningene av sau sendt på nedforing før de sendes til slakt. Det er fortsatt 37 kommuner som idag er innenfor observasjonssonene. Figur 2.10 viser observasjonssonene som ble frigitt i 1988 og 2016, og områdene som fortsatt er innenfor myndighetens observasjonssoner. Figuren viser også kommunene som i 2018 måtte nedfore en eller flere av besetningene før slakt (Direktoratet for strålevern og atomikkerhet 2019).





Figur 2.10: Observasjonssoner for sau og soneinndeling for nedbeiting 2018 (Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet 2019)

## 2.4.2 Grenseverdier for næringsmidler

Grenseverdiene er satt av myndighetene for å sikre at matvarer ikke inneholder mengder av cesium-137 som kan være skadelig mennesker. Grenseverdiene gjelder for produkter som selges for konsum. Sopp både et produkt som selges og kan plukkes selv. Dette gjør at grenseverdiene for sopp kun gjelder sopp som selges til forbrukere (Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet 2020). Underavsnitt 2.4.2 viser grenseverdien for radioaktivt cesium for ulike næringsmidler.

Tabell 2.1: Myndighetenes grenseverdier for radioaktivt cesium

Kategori	Grenseverdi radioaktivt cesium [Bq/kg]
Barnemat, melk og melkeprodukter	370
Kjøtt og kjøttprodukter av tamrein, vilt og viltlevende ferskvannsfisk	3000
Øvrige næringsmidler	600

### **2.4.3 Nedforing av dyr fra utmarksbeite**

Nedforing er når dyrene på utmarksbeite blir satt på innmarksbeite noen uker før slakting. På innmarksbeite pløyer bonden jorda noe som fører til at den radioaktive cesiumen fordeles rundt i jorda. Dette fører til at mengden cesium sopp og planter tar opp blir lavere. På innmarksbeite kan også kalium tilsettes for å redusere mengden radioaktivt cesium i sopp og planter. Myndighetene anbefaler 21 dager nedbeiting i områder med høye forekomster av cesium-137. Halvveringstiden til cesium-137 er 18 dager hos lam, men det er satt en sikkerhetsmargin i nedbeitingstiden. Dette er for å unngå at sau og lam blir kassert når de sendes til slakt (Amundsen mfl. 1996, s. 55)

### **2.4.4 Cesiumbindere**

Cesiumbindere binder cesium, og fører til at cesium blir skilt raskere ut fra kroppen (Folkehelseinstituttet 2016).

#### **Kraftfor tilsatt cesiumbindere**

Bentonitt og Berlinerblått er cesiumbindere, de fører til at mindre cesium blir tatt opp i fordøyelsessystemet hos dyrene. Cesiumbinderne tilsettes i kraftforet. Cesium binder seg til cesiumbinderne, og blir ført gjennom fordøyelsessystemet hos dyret. Cesiumen ender opp i avføringa til dyret. Reinsdyr har blitt foret pellets tilsatt cesiumbindere (Amundsen mfl. 1996, s. 56).

#### **Saltstein tilsatt berlinerblått**

Saltsteiner tilsatt berlinerblått er en metode for at dyr på beite kan få i seg cesiumbindere. Dette gjøres i områder der nedforing er pålagt. Dette er et tiltak som gjøres når dyr på beite ikke har tilgang til kraftfor (Amundsen mfl. 1996, s. 56)

### **Vomtabelett tilsatt berlinerblått**

Vomtabeletter er et tiltak som er nyttig i beiteområder med høyt innhold av cesium i jorda. Vomtabeletter gis til dyrene før de går på beite, og varer gjennom hele beitesesongen. Dette gjør at når dyrene tas ned fra beitet kan nedføringstida forkortes. Ved inntak av vomtabelett tas 50% mindre av cesiumen opp i fordøyelsessystemet (Amundsen mfl. 1996, s. 56–57).

### **2.4.5 Fremskynde slaktetidspunkt hos dyr på utmarksbeite**

Fremskynding av slaktetidspunkt er hovedsakelig brukt i reinnæringen. Rein spiser i hovedsak lav på vinteren og grønt om sommeren. Ved å fremskynde slakt fra oktober/november til august/september reduseres mengden lav i kostholdet til rein. Lav som vokser i områder med mye nedfall etter Tsjernobylulykken inneholder store mengder cesium-137. Dette er forklart i Underavsnitt 2.8.1. Ved å fremskynde slaktetidspunktet reduseres mengden cesium-137 i rein (Amundsen mfl. 1996, s. 58).

### **2.4.6 Endring av beiteområder**

Noen områder fikk større nedfall av radioaktivt cesium etter Tsjernobylulykka, og et av tiltakene har vært å flytte dyr som beiter på utsatte områder til områder med lavere nedfall (Amundsen mfl. 1996, s. 58).

## 2.5 Myndighetenes overvåkning av mengden cesium-137

Formålet med delkapittelet er å belyse utvalgte måter myndighetene overvåker mengden cesium-137 i norsk natur.

### 2.5.1 Statens strålevern for atomsikkerhet

Myndighetene opprettet i 1993 Statens Strålevern. Statens strålevern blir i dag kalt Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet (DSA). DSA overvåker områder med høyt innhold av radioaktive stoffer og arbeider med sikkerhet rundt radioaktiv forurensing (Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet udatert).

### 2.5.2 Matkurven-prosjektet

Etter Tsjernobylulykken opprettet myndighetene prosjektet “Matkurven”. Matkurvenprosjektet går ut på at laboratorier ulike steder i Norge handler inn matvarer fra vanlige dagligvarebutikker, og foretar målinger av radioaktivt cesium på matvarene (Amundsen mfl. 1996, s. 31–32). Hensikten med prosjektet er å beregne gjennomsnittlig stråledose hos forbrukerne, og kontrollere at tiltakene for å redusere radioaktivt cesium fungerer. Prosjektet ble relansert i 2020 under navnet “Radioaktivitet i dagligvarer”.

### 2.5.3 Målinger av cesium-137 ved laboratorier

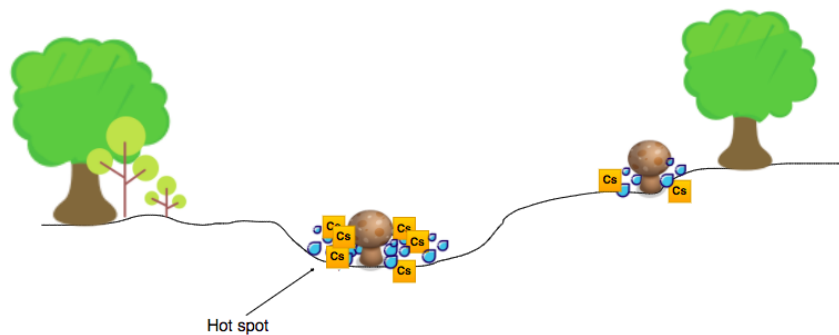
Målinger ved laboratorier gjennomføres årlig for å sikre at nivåene av cesium-137 er under grenseverdiene. I 2019 ble 751 prøver målt for radioaktivt cesium av Mattilsynet. Mesteparten av prøvene var fra sau og rein, men det var også prøver av melkeprodukter, fisk, bær og honning (Østmo 2020). Rundt 2 % av prøvene som blir sendt inn til analyse overskrider grenseverdiene (Mattilsynet 2020a).

## 2.6 Radioaktiv cesium i jord og sopp

Delkapittelet handler om hvordan jorda tar til seg cesium-137, og hvordan sopp tar opp det radioaktive cesiumet gjennom opptaket av næringsstoffer i soppens hyfesystem. Delkapittelet tar også for seg hvordan mengden cesium-137 er i sopp fra Trøndelag.

### 2.6.1 Opptak av cesium-137 i jord

Radioaktive partikler traff det øverste jordlaget etter Tsjernobylulykken. Dette fører til at planter og sopp som har røtter i det øverste jordlaget tar opp radioaktivt cesium. Som vist i Figur 2.9 var de største forekomstene av radioaktivt nedfall etter Tsjernobyl sentrert til nord i Trøndelag og Midt-Norge. Man skiller mellom to typer avsetninger på jorden, tørr og våt. Tørr avsetning betyr at aerosoler i gassform avsettes direkte på jordoverflaten. Våt avsetning betyr at aerosoler treffer bakken sammen med nedbør, og cesiumpartiklene binder seg til overflaten av jordpartiklene. Vann og vind frakter jordpartiklene med cesium-137 til andre områder. Dette gjør at cesiumpartiklene kan fraktes over store områder, avhengig av nedbørsmengde og luftstrømmer. Mengden radioaktivitet i et område hadde tett tilknytning til mengden nedbør i dagene etter ulykken i Tsjernobyl (Harbitz og Skuterud 1999, s. 71). Innenfor et område kan det være store variasjoner, og dette avhenger av terrengformasjoner. ‘‘Hot spots’’ er områder med høye verdier av cesium. Figur 2.11 viser en terrengformasjon med en fordypning. I fordypningen vil regnvann med aerosoler samles, og konsentrasjonen av radioaktivt cesium blir høyere.



Figur 2.11: Hotspot i terrenget

## 2.6.2 Opptak av næringsstoffer i sopp

Majoriteten av sopp som inneholder radioaktive stoffer, og spises av dyr og mennesker er mykorrhizasopp. Mykorrhizasopp har et hyfesystem som strekker seg over store områder i det øverste jordlaget (Pommeresche, Ruissen og Joner 2011). Hyfer er lange kjeder med tynne tråder som samlet kalles mycel (Wikipedia 2019). Figur 2.12 viser soppens hyfesystem. Hyfesystemet er de hvite linjene øverst i jordlaget. Mykorrhizasoppene lever symbiotisk. Det betyr at de vokser sammen med trær og busker, og hjelper til med vannopptak og mineralopptak hos trærne (Lee 2019) Trærne bidrar til at soppen får tilgang til karbohydrater via trærnes fotosyntese. Karbohydratene brukes til energi for øke veksten hos soppen. (Harbitz og Skuterud 1999, s. 93). Den delen av mykorrhizasoppen som er over bakken kalles fruktleget, og utgjør kun en liten del av biomassen til soppen. Fruktleget består av enkelthyfer som er tilknyttet hyfene under jorda, og har samme kjemiske sammensetning. Kantarell er et eksempel på en mykorrhizasopp.



Figur 2.12: Soppens hyfesystem

### 2.6.3 Opptak av cesium-137 i sopp

Størsteparten av barskogene og fjellområdene i Norge består av sur og humusrik jord. Dette er en type jordsmonn som binder cesiumet lettere, og gjør cesium mer tilgjengelig for sopp (Guldsen og Amundsen 1994). Soppens opptak av cesium påvirkes både av biologiske og ikke-biologiske faktorer. Soppen har et eget enzym for opptak av kalium, og dette enzymet kan også ta opp cesium. Kalium og cesium er begge alkaliske metaller, og det er en konkurranse mellom metallene når begge er tilstede i jorda. Kalium utkonkurrerer cesium og derfor vil opptaket av cesium være høyere i utmark enn på innmark. Dette er fordi på innmark benyttes kalium for å hindre at sopp og planter tar cesium opp som næring (Institutt for biovitenskap 2011). Sopp tar opp opptil 1000 mer radioaktivt cesium enn planter. Dette er fordi soppen tar opp næring i det øverste jordlaget (Guttorm og Skåra 2020). Opptaket av cesium-137 varierer fra hvor soppen vokser, og hvilken type sopp. Sopp som vokser på plasser med mye nedfall fra Tsjernobyl er mer utsatt for å inneholde høyere verdier av cesium-137. Ulik terrengformasjon i området der soppen vokser kan gi store forskjeller innenfor et område. “Hot Spots“ som er forklart i Underavsnitt 2.6.1 er

en av grunnene til at mengden radioaktiv cesium varierer fra sopp til sopp. I fordypningen i terrenget vil regnvann med radioaktive isotoper samles, og trekke ned i jorda. Dette gjør det øverste jordlaget kan inneholde store mengder radioaktivt nedfall. Siden sopp har et hyfesystem som tar næring i det øverste jordlaget vil soppene kunne ta til seg store mengder cesium. Soppene som vokser høyere opp i terrenget på en knaus eller lignende vil ikke ha tilgang til like mye radioaktivt cesium da vannet renner ned i fordypninger i terrenget. Studier av cesiumopptaket hos sopp viser at det er store forskjeller mellom soppene i opptaket av radioaktivt cesium. Noen typer sopp foretrekker cesium over kalium, mens andre sopptyper akkumulerte kun cesium når mengden av kalium var brukt opp. Høyakkumulerende sopp som rimsopp tar har vist å foretrekke cesium over kalium. Høyakkumulerende betyr sopp som i høy grad tar opp cesium. Rimsopp er en av matsoppene med høyest forekomst av radioaktivt cesium (Miljødirektoratet 2021b). Lavakkumulerende sopp som kantarell har vist at nivået av cesium synker når nivået av kalium er høyt i jorda (Harbitz og Skuterud 1999, s. 95).

#### 2.6.4 Cesium-137 i sopp fra Trøndelag

Trøndelag var en av områdene i Norge som fikk størst nedfall av radioaktivt cesium etter Tsjernobylulykken. Figur 2.13 viser et gjennomsnitt av målinger foretatt i perioden 2010-2020. Figuren viser innholdet av cesium-137 i kantarell og rimsopp fra Lierne i Nord-Trøndelag og Orkdal i Sør-Trøndelag (Miljødirektoratet 2021b). Figuren viser at det er tydelige forskjeller både mellom rimsopp og kantarell, men også mellom Nord- og Sør Trøndelag.



Figur 2.13: Gjennomsnittsverdier av cesium-137 i sopp fra Lierne og Orkdal 2010-2020 (Miljødirektoratet 2021b)



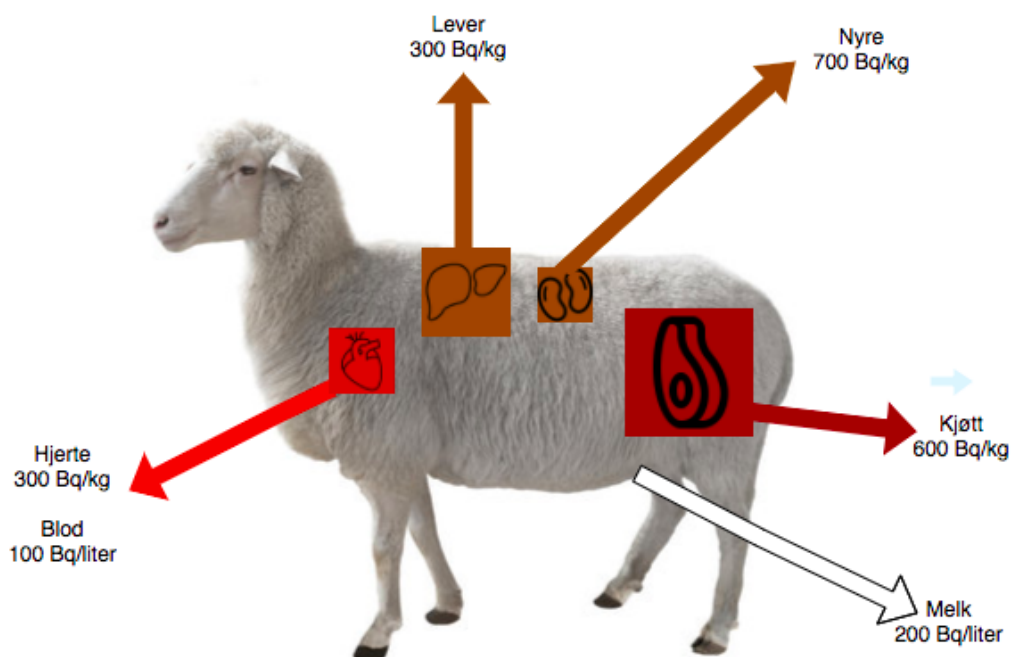
## 2.7 Radioaktiv cesium i sau

Delkapittelet handler om hvordan sau får i seg radioaktivt cesium fra utmarksbeite, og hvordan nivået av radioaktiv cesium er i sau fra Trøndelag.

### 2.7.1 Cesium-137 i sau

Sauebønder med beiterett i utmark har rundt 40% av forgrunnet slett i utmark. Utmarksbeite av sau hindrer at utmarka gror igjen, og sauene utnytter matressursene som finnes i utmark (Rekdal mfl. 2019). Kostholdet til sau på utmarksbeite består av urter, lyng, busker, gress og sopp. Soppen inneholder rundt 1000 ganger mer radioaktivt cesium enn planter, og det gjør at soppen er hovedkilden til radioaktivt cesium i kostholdet hos sau (Guttorm og Skåra 2020). Når sauene spiser sopp og planter som inneholder cesium-137 vil cesium bli tatt opp via fordøyelseskanalen. Cesium blir tatt opp i ioneform når det er tilstede i drikkevannet eller fôret sauene spiser. Etter opptaket blir cesium transportert videre til blodet, og videre ut i de ulike delene av sauene som kjøttet, melken, leveren, nyra og hjerte. Sauene kan også puste inn radioaktive stoffer, men stoffene vil ikke bli tatt opp av fordøyelsessystemet og transportert til de ulike delene av sauene. Det eneste matproduktet som kan bli påvirket av innånding av radioaktive stoffer er lungemos som inneholder lunger med radioaktive partikler sauene kan ha pustet inn (Harbitz og Skuterud 1999, s. 106). Det er forskjell fra sau til sau hvor mye radioaktivt cesium de får i seg på utmarksbeite. Når sauene beiter på utmarksbeite går den etter smak, lukt og syn. Sauene er veldig gla i sopp, og da spesielt steinsopp, fåresopp og skrubb (Jødal 2020) Sauene har likt kosthold, men enkeltindividene spiser ikke de samme vekstene på beite. Når sauene går på utmarksbeite kan variasjonene i flokken være stor. Variasjonene avhenger også av hvor i terrenget de ulike individene i flokken beiter. Som vist i Figur 2.11 har sopp som vokser i fordypninger i terrenget mer tilgang til cesium-137 enn sopp som vokser høyere opp i terrenget. År med mye sopp øker risikoen for at sau på utmarksbeite inneholder større mengder av radioaktiv cesium. Figur 2.14 viser mengden cesium i organer hos en søye når hun er målt til 600 bg/kg i kjøttet. Dette er omtrentlige

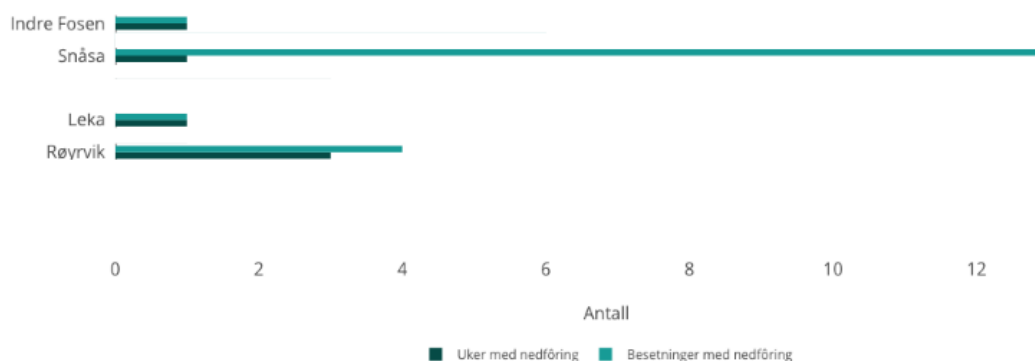
verdier (Harbitz og Skuterud 1999, s. 111).



Figur 2.14: Cesium i organer hos en søye som er målt til 600 Bq/kg i kjøttet (Harbitz og Skuterud 1999, s. 111)

## 2.7.2 Cesium-137 i sau fra Trøndelag

Trøndelag var en av de områdene som fikk mest nedfall etter Tsjernobyl. Som forklart i Underavsnitt 2.4.1 ble det innført observasjonssoner, og sauebøndene i disse områdene måtte gjennom ulike tiltak som nedbeiting og cesiumbindere redusere mengden cesium-137 i besetningen. Figur 2.10 viser at i 2018 var mange av observasjonssone frigitt, men det er fortsatt per 2018 områder som fortsatt har nedforing. I Trøndelag er kommunene med nedforing hovedsakelig nord i Trøndelag. Figur 2.15 viser utvalgte kommuner fra nord i trøndelag. Disse kommunene er pålagt nedbeiting av besetningene av sau. Figuren viser at Snåsa har flest besetninger på nedforing. Røyrvik har flest antall uker på nedforing, mens de andre kommunene har likt antall uker (Miljødirektoratet 2021a).



Figur 2.15: Besetninger av sau og uker på nedfôring i Trøndelag 2019 (Miljødirektoratet 2021a)

## 2.8 Radioaktiv cesium i rein

Delkapittelet handler om hvordan sau får i seg radioaktivt cesium fra beite, og hvordan nivået av radioaktiv cesium er i rein fra trøndelag.

### 2.8.1 Cesium-137 i rein

Reindriften baserer seg på helårsdrift i utmark og fjellområder, og reinen beveger seg over store områder avhengig av tilgang til mat (Matprat 2021). I sommermånedene spiser reinen i hovedsak lyng, gress og sopp. Rein bygger opp fettlagrene gjennom sommeren da mattilgangen er mindre på vinteren. I vintermånedene består kostholdet til reinen i hovedsak av reinlav og andre planter reinen graver frem under snøen (Langvatn 2020). Rein får i seg radioaktivt cesium hovedsakelig fra lav. Reinlav mangler et rotsystem, og tar ikke til seg næringstoffer på samme måte som planter. Dette gjør at laven hovedsakelig tar til seg næring fra biomassen den tilføres. Dette gjør at nedfallet av radioaktivt cesium er høyt i lav i de områdene der nedfallet var stort. Siden laven mangler et rotsystem fører dette til at når den tilføres ny biomasse vil konsentrasjonen av radioaktivt cesium reduseres (Harbitz og Skuterud 1999, s. 123). Rein spiser sopp om sommeren, og år med store forekomster av sopp fører til at reinen kan inneholde like mye radioaktivt cesium på sommeren som når den beiter på lav om vinteren (Harbitz og Skuterud 1999, s. 125). Den radioaktive

cesium tas opp via fordøyelsesystemet hos rein, akkurat som hos sau. Når rein spiser sopp og planter som inneholder cesium-137 vil cesium tas opp via fordøyelseskanalen som et næringsstoff. Cesium blir tatt opp i ioneform når det er tilstede i drikkevannet eller fôret sauen spiser. Cesium kan også bli løst opp i magen eller tarmen, og transportert videre til fordøyelsen. Etter opptaket blir cesium transportert videre til blodet, og videre ut i de ulike delene av reinen som kjøttet, melken, leveren, nyra og hjerte (Harbitz og Skuterud 1999, s. 106). Rein har en biologisk halveringstid på 2-3 uker. Dette gjør at i områder med høyt nedfall av radioaktivt cesium vil mengden av cesium-137 i reinen være halvert på 2-3 uker. Rein tas ikke ned på innmarksbeite. Derfor må reineiere benytte seg av andre tiltak for å redusere mengden cesium-137 i besetningen. Som forklart i Underavsnitt 2.4.4 kan reineiere på ulike måter tilføre cesiumbindere slik at opptaket av cesium-137 reduseres. Reineiere kan også endre slaktetidspunktet som forklart i Underavsnitt 2.4.5. Rein måles hovedsakelig på beite i områdene med mye radioaktivt nedfall før de sendes til slakt. Dette er for å unngå at rein med for høye nivåer av radioaktiv cesium blir kassert (Amundsen mfl. 1996, s. 58). Måling på beite er forklart i Underavsnitt 2.2.3.

## **2.8.2 Cesium-137 i rein fra Trøndelag**

Etter Tsjernobylulykken var reindriftsdistriktene i Trøndelag områdene som ble hardest rammet. I 2016 var alle prøvene som ble målt av rein under grenseverdien på 3000 Bq/kg. Figur 2.16 viser målinger av median og maksverdi hos rein fra beiteområder i Trøndelag. Medianverdien er den midterste verdien hos i en flokk når målingene står i stigende rekkefølge. Maksverdien er den høyeste verdien som er målt i besetningen (Komperød, Østmo og Skuterud 2017).

Distrikt	Måledato	Median	Maksverdi
Skjækerfjell	26.10.2016	420	770
Luru	16.19.2016	800	1400
Luru	15.01.2017	370	3500
Østre Namdal, Joma/Dægra	26.10.2016	490	970
Østre Namdal, Steinfjellgruppen	13.12.2016	880	2400

Figur 2.16: Målinger av median og maksverdi i reindriftsområder i Trøndelag i 2016 (Komperød, Østmo og Skuterud 2017)

## 2.9 Radioaktiv cesium i geitost

Formålet med delkapittelet er å forklare hvordan geitost påvirkes av mengden radioaktiv cesium fra maten geiter spiser på beite, og forskjellene i mengden cesium-137 mellom brun- og hvit geitost.

### 2.9.1 Cesium-137 i geitost

Radioaktivt cesium finnes i melk etter at geita har gått på på beite, som vist i Figur 2.14. Figuren er av en sau, men det er samme prinsipp for geiter. Forskning viser at geitmelk inneholder rundt tre til fem ganger mer radioaktivt cesium enn kumelk når dyrene går på samme beite. Dette er på grunn av ulike matvaner, og at geiter produserer mindre melk enn kyr. Dette gjør konsentrasjonen av cesium-137 høyere i geitmelk enn i kumelk (Amundsen mfl. 1996, s. 37). Produksjon av hvit og brun geitost utføres ved at melk tilsettes melkesyrebakterier og løype. Melkesyrebakteriene og løypa gjør at melka skiller seg, og blir til en ostemasse og en vannfase. Vannfasen kalles myse (Skeie og Abrahamsen 2017, s. 1117). Brunost lages ved at mysen blandet med melk og fløte kokes inn slik at den blir konsentrert, og vanninnholdet er dampet bort (Skeie og Abrahamsen 2017, s. 1118). Hvit geitost lages ved at ostemassen som blir igjen etter at melka har skilt seg. Nivåene av radioaktivt cesium er høyere i brun geitost enn hvit geitost fordi cesium følger vannfasen (mysen). Brunosten har også høyere innhold av radioaktivt cesium enn melk (Komperød, Østmo og

Skuterud 2017). Dette er fordi det trengs flere liter melk for å lage brunost, og dette gjør at konsentrasjonen av cesium-137 er høyere i brun geitost enn i melk fra geit. Etter Tsjernobyl ble det gitt retningslinjer til bønder som driver med geitostproduksjon. Mengden av cesium-137 i geitmelk varierer, og i beitesesongen er det spesielt mengden sopp på beite som påvirker mengden cesium-137 i melka. I år med mye sopp kan konsentrasjonen av cesium-137 være fire til seks ganger høyere på slutten av beitetiden enn på begynnelsen (Harbitz og Skuterud 1999, s. 121). Geitebønder kan innføre ulike tiltak som nedbeiting eller cesiumbindere for å redusere mengden cesium-137 i geitmelk og geitost. Trøndelag var en av områdene med høyest forekomst av cesium-137, og dette påvirker mengden radioaktiv cesium i geitost.

## 2.10 Radioaktiv stråling hos mennesker

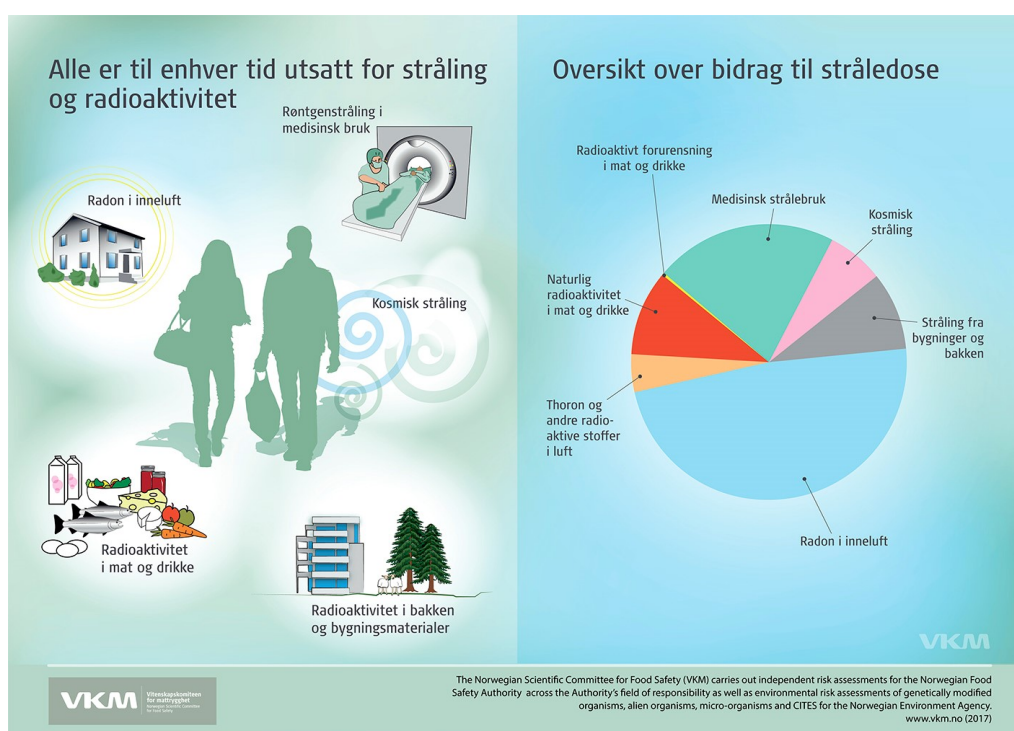
Delkapittelet handler om hvordan radioaktiv cesium påvirker mennesker gjennom inntak av mat og drikke, og hvordan enkelte grupper i samfunnet er mer utsatt for høye stråledoser.

### 2.10.1 Intern og ekstern stråling av mennesker

Mennesket utsettes for ulike typer radioaktiv stråling, både intern og ekstern stråling. Intern bestråling er når radioaktive stoffer kommer inn i menneskekroppen, for eksempel fra maten mennesker spiser. Ekstern stråling er strålingen mennesker utsettes for fra miljøet. Dette kan være stråling fra røntgenmaskiner (Harbitz og Skuterud 1999, s. 172). Etter Tsjernobyl anbefalte myndighetene at ingen hadde et høyere inntak enn 400.000 Bq/år, og året etter ble dette satt ned til 80.000 bq/år. I dag har myndighetene satt en maksimumsgrense for inntak av radioaktiv stråling på 80.000 Bq/år for voksne, og 40.000 bq/år for barn og gravide. Maksimumsgrensa gjelder for all radioaktiv stråling, både intern og ekstern stråling (Amundsen mfl. 1996, s. 91).

## 2.10.2 Radioaktivitet fra mat og drikke

Rundt 10 % av all stråling mennesker får i seg kommer fra mat og drikke, og av disse er 2 % fra radioaktivt nedfall. Resten av strålingen via mat og drikke kommer fra naturlige kilder til radioaktiv stråling (Komperød, Østmo og Skuterud 2017). Figur 2.17 viser en oversikt over kildene til radioaktiv stråling, og hvordan mengden fordeler seg. Radioaktivitet fra mat og drikke utgjør bare en liten del av den totale stråledosen. Kilder som radon fra inneluft og stråling fra røntgen utgjør større stråledoser for mennesker enn det mennesker får i seg via maten.

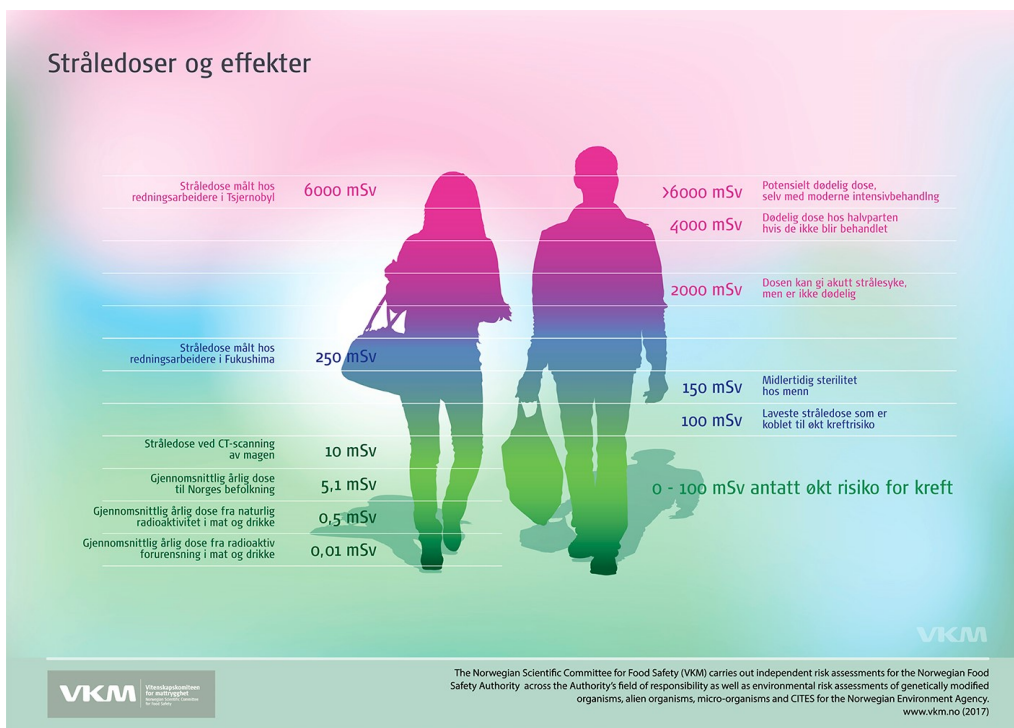


Figur 2.17: Oversikt over ulike typer radioaktiv stråling, og hvordan mengden fordeler seg (VKM 2017)

Etter Tsjernobylulykken ble befolkningen i Norge utsatt for tre kilder til radioaktiv stråling. Stråling fra bakken, luften og via maten. Rein, storfe, sau og melkeprodukter bidrar til rundt 60 % av den totale dosen mennesker får i seg av radioaktivt cesium. I fordøyelseskanalen blir ionisert cesium absorbert, og fraktet rundt i kroppen via blodet. Rundt 10 % av cesium blir skilt ut etter 2 dager i kroppen, mens 90 % av cesium har en halveringstid på 110 dager i kroppen til voksne menn. Det

er store variasjoner fra menneske til menneske, og hos tyngre mennesker og de med høy muskelmasse skjer utskillingen av cesium saktere. Utskillingen hos kvinner skjer raskere enn hos menn, som følge av at menn gjennomsnittlig har større muskelmasse enn kvinner (Harbitz og Skuterud 1999, s. 178). Det meste av utskillingen av cesium skjer via urinen. Radioaktiv stråling øker risikoen for å utvikle kreft, og rundt 1 ‰ av dødsfallende av kreft årlig vil være direkte tilknyttet nedfallet etter Tsjernobyl. Omtrent 23 ‰ av befolkningen vil få kreft i løpet av livet, og nedfallet fra Tsjernobyl gjør at frekvensen av kreft øker fra 23 ‰ til 23,02 ‰ (Amundsen mfl. 1996, s. 93). I en gruppe på 1000 personer der hver av de får i seg 80.000 Bq per år gjennom hele levetiden deres vil rundt 2 av disse dø av kreft direkte tilknyttet inntaket av radioaktive stoffer. Øker inntaket til 400.000 Bq per år hele levetiden vil rundt 10 av disse dø av kreft tilknyttet inntaket av radioaktive stoffer. I gruppen på 1000 personer vil rundt 200 av disse statistisk sett dø av kreft relatert til helt andre årsaker (Helsedirektoratet 1987). Figur 2.18 viser stråledosenes effekt hos mennesker. Den gjennomsnittlige årlige dosen fra mat og drikke er 0,001 mSv, mSv står for millisievert. Sievert måler virkningen biologisk av absorbert stråling (Folkehelseinstituttet udatert). Figuren viser at den gjennomsnittlige stråledosen hos Norges befolkning er 5,1 mSv. Stråling fra CT-scanning av magen utgjør 1000 ganger så stor stråledose som inntaket fra mat og drikke.





Figur 2.18: Oversikt over stråledoser, og effekten disse har på mennesket (VKM 2017)

### 2.10.3 Utsatte grupper

Tiltakene myndighetene iverksatte for å redusere mengden radioaktive stoffer i årene etter ulykken har stor påvirkning på utsatte grupper. Befolkningen generelt sett har lave inntak av radioaktive stoffer fra mat og drikke, mens de utsatte gruppene kunne potensielt hatt et inntak av 700.000 - 1.000.000 Bq/år de første årene etter Tsjernobyl hvis myndighetene ikke hadde iverksatt tiltak. Dette utgjør en 9-12-dobling av maksimumsgrensen for inntak av radioaktivitet satt av myndighetene. De utsatte gruppene etter Tsjernobyl var reindriftssamer, spesielt i områdene Midt-Norge og Trøndelag. I 1987 lagde Helsedirektoratet en brosjyre med informasjon til folk som hadde et stort forbruk av reinsdyrkjøtt og ferskvannsfisk fra utsatte områder. I brosjyren er det en oversikt over mengden radioaktivitet per år, og inntaket man kan ha. Dette er vist i Tabell 2.2. Tabellen viser mengden en kan spise ut ifra hvor mye cesium-137 det er per kilo i reinsdyrkjøttet eller ferskvannsfisken. Det å vite mengden cesium-137 kan være vanskelig, derfor ba helsedirektoratet de som

var usikre om å kontakte den lokale næringsmiddelkontrollen for mer informasjon (Helsedirektoratet 1987). Strålevernet måler årlig innholdet av radioaktivt cesium hos reindriftssamer i Midt-Norge. Dette er for å følge opp strålebelastningen er hos reindriftssamer etter Tsjernobylulykken. Deretter kan Strålevernet gi råd og tiltak for å redusere mengdene radioaktivt cesium, og eventuelt se om tiltakene som gjøres i reindriftsnæringa har effekt (Komperød, Østmo og Skuterud 2017, s. 17).

Tabell 2.2: Oversikt over mengden radioaktivitet og forbruk av rein og ferskvannsfisk per år (Helsedirektoratet 1987)

Radioaktivitet [Bq/kg]	Forbruk av reinkjøtt og ferskvannsfisk	
600	100 kg pr. år	10 måltid i uka
1000	60 kg pr. år	6 måltid i uka
2000	30 kg pr. år	3 måltid i uka
3000	20 kg pr. år	2 måltid i uka
4000	15 kg pr. år	3 måltid hver 14. dag
6000	10 kg pr. år	1 måltid i uka
10000	6 kg pr. år	1 måltid hver 14. dag
15000	4 kg pr. år	1 måltid hver 3. uke
20000	3 kg pr. år	1 måltid i måneden

# Kapittel 3

## Materialer og metoder

Kapittelet gir en oversikt over hvilke materialer som ble benyttet i analysearbeidet, og metoden som ble brukt ved utførelsen. Metoden er basert på metode K030b, som er en intern analysemetode for å måle radioaktivt cesium og utviklet ved Analysesenteret av Forbord 2021. Den er mer utfyllende slik at den/de som skal gjennomføre målingene får en grundig innføring i metoden. Metoden kan brukes til å analysere næringsmidler, vann, fôr, jord, slam, sedimenter og organisk materiale (Forbord 2021).

### 3.1 Innsamling av tallmateriale fra Analysesenteret

Tallmaterialet som blir brukt i oppgaven er hentet fra Analysesenteret i Trondheim. Tallmaterialet er hentet fra en journal hvor de ansatte tidligere førte måleresultater. Det er opplyst hvilket produkt som måles, med vekt og Bq/kg eller Bq/liter.

### 3.2 Måleinstrument: scintillator

Analysesenteret benytter seg av en scintillator for å måle radioaktivitet, og dette instrumentet er forklart ytterligere i Underavsnitt 2.2.2. Målingen varer én time.

### 3.2.1 Startprosedyre av scintillatoren

Instrumentet slås på ved å trykke på Lorakon-ikonet på startskjermen. Trykk deretter “file“ → “open datasource“ og velg “detektor“ under “source“. Sjekk at kanalen er innstilt på 440 som er kanalen hvor cesium-137 når sitt maksimale. Mellom hver prøve sletter man spekteret og rapportvinduet. Spekteret slettes ved at man trykker på “MCA“ → “clear“ → “data“. Rapportvinduet slettes ved at man trykker på “options“ → “report window“ → “clear contents“.

### 3.2.2 Spekteret i scintillatoren

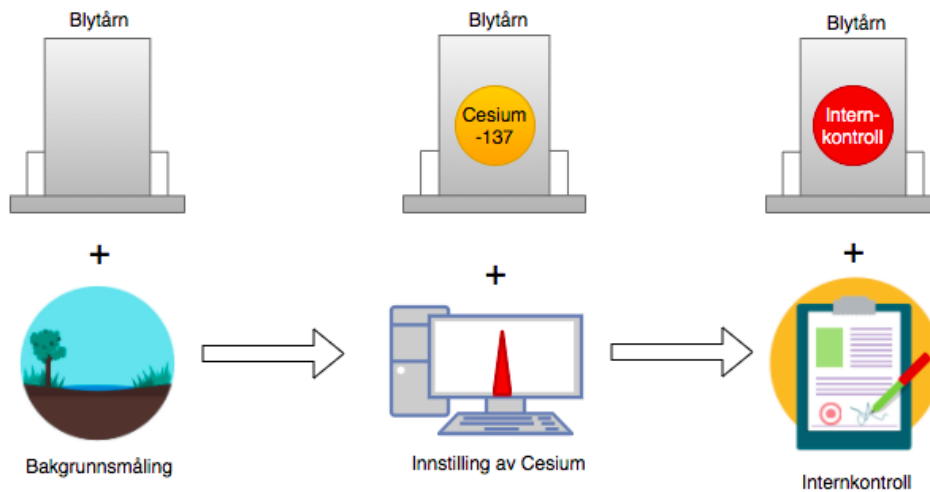
Spekteret viser ulike typer isotoper, men er kun akkreditert for målinger av cesium-137. Dette betyr at resultatene for andre radioaktive isotoper ikke kan akkrediteres.

### 3.2.3 Sikkerhetsutstyr

Det er ikke nødvendig å benytte sikkerhetsutstyr.

## 3.3 Rutinemessige oppgaver

For å kunne gjennomføre analyser må det utføres rutinemessige oppgaver som sikrer at analyseresultatene er korrekte, og kan akkrediteres. Det utføres tre typer rutinemessige oppgaver for å sikre kvaliteten av analyseresultatene, og de er vist i Figur 3.1.



Figur 3.1: Flytskjema over rutinemessige oppgaver

### 3.3.1 Bakgrunnsmåling

Bakgrunnsmålingen utføres ved at man måler bakgrunnen i 48 timer, og skal avdekke eventuell stråling fra omgivelsen. Det befinner seg ikke prøvemateriale i blytårnet under målingen. Stråling fra omgivelser kan påvirke analyseresultatene når man utfører måling av prøver. Bakgrunnsmålinger foretas en gang per måned når man benytter seg av måleinstrumentet. Bakgrunnsmålingen loggføres slik at alle som utfører målinger kan se når siste bakgrunnsmåling ble foretatt. Målingen utføres ved at man i programmet Lorakon trykker på "A1". Når målingen er fullført trykker man på "file" → "Save as...", og velger `../genie2K/Lorakon/Gjeldenebakgrunn`. Filen blir da brukt som bakgrunn for påfølgende målinger.

### 3.3.2 Kalibrering av cesium-137

Kalibrering av cesium gjøres for å sjekke at cesium-137 når sitt maksimale i kanal 440. Under analysen vil det komme en hvit strek. Denne hvite streken skal ligge øverst i toppen på cesium-137. Figur 3.2 viser brikken med cesium-137 som måles. Brikken, som er oppbevart i en boks av bly slik at den ikke skal sende ut stråling, plasseres i blytårnet. Analysen utføres ved at man trykker MCA, og deretter "acquire start". Cesium-137 justeres ved å trykke "MCA" → "adjust" → "gain". Bruk enten



Figur 3.2: Kalibrering av cesium-137.

''coarse gain'' (grovjustering) eller ''fine gain'' (finjustering).

### 3.3.3 Internkontroll

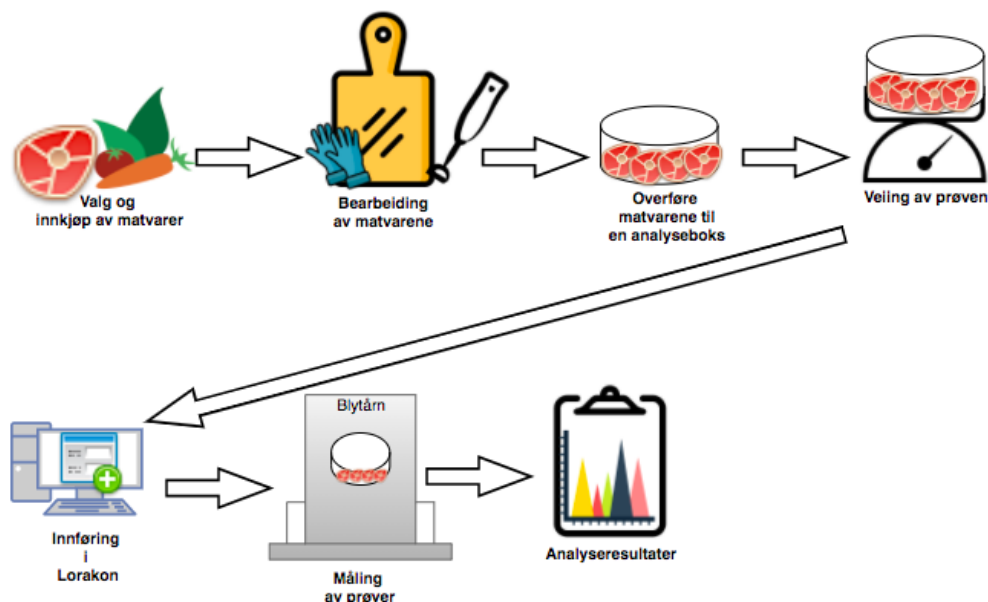
Før måling av prøver må det utføres en internkontroll. Denne utføres daglig, og skal sikre at resultatet av prøvene blir korrekte. Internkontrollen er utarbeidet av direktoratet for Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet (DSA). Figur 3.3 viser internkontrollen som benyttes til målinger. Boksen legges i blytårnet, og man trykker på A2. Deretter fører man inn hva det er, dato, årstall og vekt. Resultatet av målingen føres inn i et eget skjema som er utarbeidet av Strålevernet.



Figur 3.3: Internkontroll

## 3.4 Utføring av radioaktive målinger

Prosedyre for gjennomføring av radioaktive målinger er vist i Figur 3.4.



Figur 3.4: Flytskjema over gjennomføring av radioaktive målinger

### 3.4.1 Valg og innkjøp av matvarer fra utmark i Trøndelag

Det ble valgt matvarer fra både nord og sør i Trøndelag, og alle er fra utmark. Matvarene er kjøpt hovedsakelig i butikker i Trondheim og på Oppdal. Det valgt å kjøpe flest mulig produkter i dagligvarebutikker, siden forbrukere hovedsakelig handler matvarer i dagligvarebutikker. Dette gjør at produktene som er valgt potensielt når ut til flere forbrukere. Noen av matvarene var ikke mulig å få tak i på en vanlig dagligvarebutikk, og disse ble handlet via Bondens Marked og Reko-Ringen. Bondens Marked og Reko-Ringen er lokale markeder der bøndene selger produktene rett fra gården. Det er valgt å kjøpe inn matvarer som ikke inngår i oppgavens avgrensning, på grunn av manglende tilgjengelighet som følge av at de er utenfor sesong.

## Sør-Trøndelag

Produktene som ble valgt fra Sør-Trøndelag er vist i Tabell 3.1. Alle produktene ble kjøpt i dagligvarebutikk.

Tabell 3.1: Matvarer fra Sør-Trøndelag

Dato for måling	Opprinnelsessted	Produkt
19.03.2021	Sør-Trøndelag, Røros	Spikkjiklubb (rein og honning)
19.03.2021	Sør-Trøndelag, Oppdal	Kjelår (geit)
19.03.2021	Sør-Trøndelag, Oppdal	Honning
19.03.2021	Sør-Trøndelag, Oppdal	Karbonadedeig av lam
22.03.2021	Sør-Trøndelag, Røros	Reinsdyrsteik
22.03.2021	Sør-Trøndelag, Rennebu	Hvitost (geit og ku)
22.03.2021	Sør-Trøndelag, Oppdal	Moskus flatbiff
22.03.2021	Sør-Trøndelag, Røros	Rein mørbrad
23.03.2021	Sør-Trøndelag, Røros	Reinsdyrskav
23.03.2021	Sør-Trøndelag, Oppdal	Lammelår (sau)
Totalt		10



## Nord-Trøndelag

Produktene som ble valgt fra Nord-Trøndelag er vist i Tabell 3.2. Reinsdyrskav, elgskav og brun geitost fra Nordland er kjøpt i dagligvarebutikk. Resten av geitostene er kjøpt på Bondens Marked i Trondheim. Traktkantarellen og lammelåret er kjøpt på Reko-Ringen Stjørdal. Brunosten fra Nordland er valgt fordi Hattfjelldal ligger nærme grensen til Nord-Trøndelag.

Tabell 3.2: Matvarer fra Nord-Trøndelag

Dato for måling	Opprinnelsessted	Produkt
18.03.2021	Nord-Trøndelag, Røyrvik	Hvit geitost, kaffeost
18.03.2021	Nordland, Hattfjelldal	Brun geitost
18.03.2021	Nord-Trøndelag, Røyrvik	Brun geitost
19.03.2021	Nord-Trøndelag, Røyrvik	Hvit geitost, "Balder"
22.03.2021	Nord-Trøndelag, Lierne	Elgskav
22.03.2021	Nord-Trøndelag, Meråker	Traktkantarell
23.03.2021	Nord-Trøndelag, Lierne	Reinsdyrskav
23.03.2021	Nord-Trøndelag, Verdal	Lammelår (sau)
Totalt		8

### 3.4.2 Bearbeiding av de innkjøpte matvarene

Matvarene bearbeides og veies før de måles.

#### Utstyr til bearbeiding av matvarer

Utstyret som benyttes til bearbeidingen av matvarene er engangs 225 ml plastboks med lokk, skjærefjøl, kniv, skje, hansker og stavmikser. Det benyttes også rengjøringsmidler for å vaske utstyret mellom hvert prøvemateriale, slik at det ikke kontaminerer mellom prøvene

#### Matvarer før bearbeiding

Prøveboksen markeres med innhold og region, slik at man skiller prøvene fra hverandre. Det er viktig at alle overflater er rene, og at man har på seg hansker. Hanskene skiftes mellom hver prøve. Figur 3.5 viser reinsdyrskav før bearbeidingsprosessen.



Figur 3.5: Reinsdyrskav før bearbeiding

#### Bearbeiding og øverføring av matvarene til prøveboks

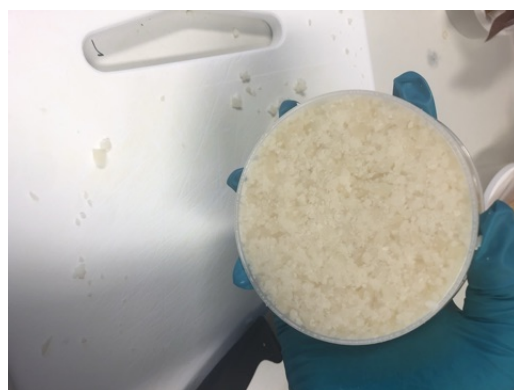
Matvarene bearbeides ved å fjerne for eksempel skall, fett, sener, brusk, bein, hud og/eller innmat. Formålet er å måle det som er spiselig, og unngå måling på deler av matvaren som ikke spises. Det er større konsentrasjoner av radioaktivt cesium i kjøttet. Prøvemassen bør være mest mulig homogen (Analysesenteret udatert). Det

er forskjellige måter å fylle prøveboksen på avhengig av prøvematerialet, og det er viktig å få mest mulig prøvemateriale inn i boksen. Figur 3.6 viser reinsdyrskav etter det er overført til prøveboksen.



Figur 3.6: Prøvematerialet overført til prøveboks

Ost er et produkt man benytter en stavmikser for å kutte opp. Stavmikseren gjør at man får kuttet produktet i små biter slik at man får plass til mer i prøveboksen. Figur 3.7 viser prøveboksen fylt med hvit geitost før og etter bruk av stavmikser. Det er tydelige luftlommer i boksen til venstre, og man får ikke fylt boksen maksimalt. Hvis boksen ikke er full, eller det er større luftlommer i boksen vil resultatet bli unøyaktig. Hvis prøven kan lekke, er det viktig å dekke prøveboksen med en plastpose. Lekkasje kan føre til søl på natriumjodidkrystallen, som kan føre til at resultatet av målingene påvirkes, eller ødeleggelse på måleinstrumentet.



Figur 3.7: Geitost i prøvebokser før og etter bruk av stavmikser

### 3.4.3 Veiging av matvarene

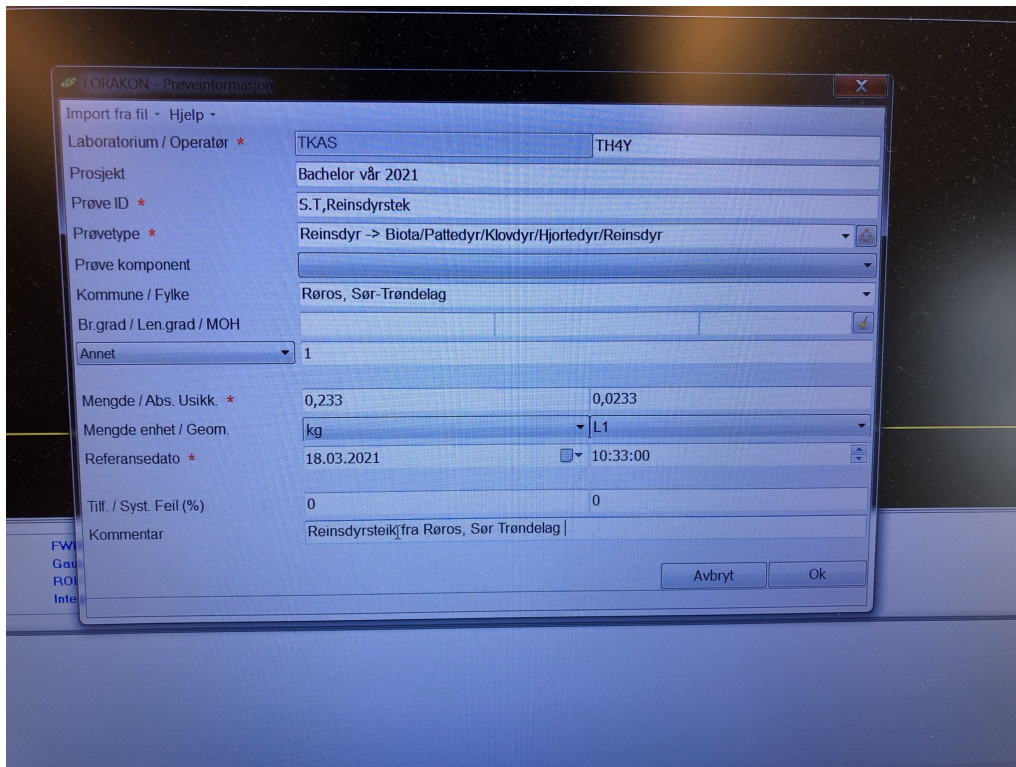
Matvarene veies, og vekten av matvarene skal være nettovekt. Vekten nullstilles med en tom prøveboks, noe som gjør at selve boksen ikke blir med i analysevekten. Boksen med matvaren veies, og vekten noteres på lokket av boksen. Vekten avrundes til nærmeste heltall, og noteres på lokket til boksen. Figur 3.8 viser en nullstilt vekt og vekten målt hos brun geitost.



Figur 3.8: Nullstilling av vekt og veiing av prøve

### 3.4.4 Registering av prøver i programvaren Lorakon

Prøvene føres inn i programvaren Lorakon som er knyttet til måleinstrumentet. Videre trykker man på A2 for å gjennomføre målingen. Figur 3.9 viser skjemaet hvor man legger inn informasjon om produktet. Initialene til personen som analyserer prøvene føres øverst i høyre hjørne. Det skrives inn prøvetype, opprinnelsested, vekt (g) og måleusikkerhet til vekten. Måleusikkerheten er 10 %. Det var ikke mulig å bestemme produksjonsdato på produktene, derfor ble 18.03.2021 benyttet som dato for samtlige produkter. I kommentarfeltet føres litt mer utfyllende informasjon om produktet.



Figur 3.9: Registrere opplysninger i Lorakon

### 3.4.5 Måling av prøver

Etter innføring i Lorakon blir prøven overført til scintillatoren, som er forklart i Underavsnitt 2.2.2. Blytårnet åpnes og prøven plasseres slik at den ligger midt i. Deretter lukkes blytårnet for å unngå at prøveresultatet blir påvirket av radioaktiv stråling utenfra. Målingen starter ved at man trykker ”OK” i programvaren.

## 3.5 Resultatangivelse

Når målingen er utført skrives rapporten ut ved å trykke ”file” → ”print report window”. Resultatet leses av under punktet ”Interference corrected report” → ”Activity(Bq/kg)”. Måleverdiene angis som heltall med benevnningen Bq/kg eller Bq/l. Deteksjonsgren er 15 Bq/kg eller Bq/l. Det betyr at dette er den laveste verdien som kan påvises med sikkerhet, og verdier under 15 angis som ”<15 Bq/kg” eller ”<15 Bq/l”.

# Kapittel 4

## Resultater

Måleresultatene fra Analysesenteret i perioden 1990-2020 har blitt systematisk gjennomgått og registrert i et regneark. Resultatene viser gjennomsnitts- og medianverdien årlig. Gjennomsnittet regnes på denne måten:

$$Gjennomsnitt = \frac{\textit{summen av tallene}}{\textit{antall tall}}$$

Median er den midterste verdien når tallrekken står i stigende rekkefølge. Dersom antall observasjoner er et partall, regnes gjennomsnittet av de to midterste verdiene. I resultatet foreligger det også en maksimumskurve som viser den høyeste målte verdien årlig, og antallet prøver som ligger over myndighetens grenseverdier. Det er også foretatt egne målinger av matvarer fra utmark. De egne målingene viser et øyeblikksbilde over mengden cesium-137 i utvalgte matvarer.

Tallmaterialet fra Analysesenteret kan fås ved henvendelse per e-post.

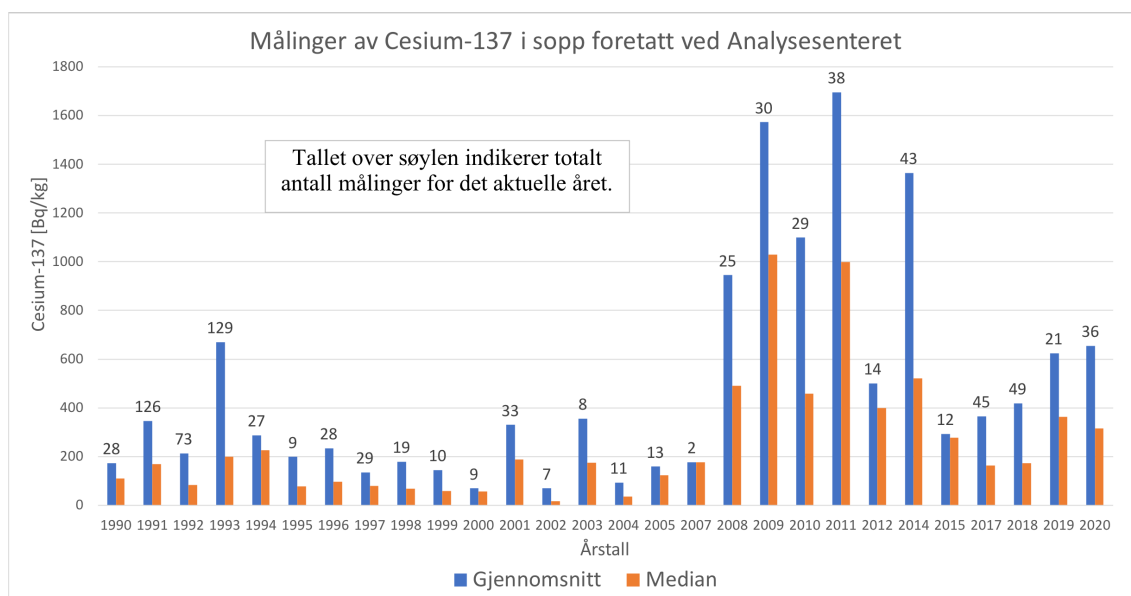
E-post adressen er [tmhofsta@stud.ntnu.no](mailto:tmhofsta@stud.ntnu.no)



## 4.1 Målinger av sopp fra Trøndelag utført av Analyseresenteret 1990-2020

Beregningene for grafene er vist i vedlegg A.1.

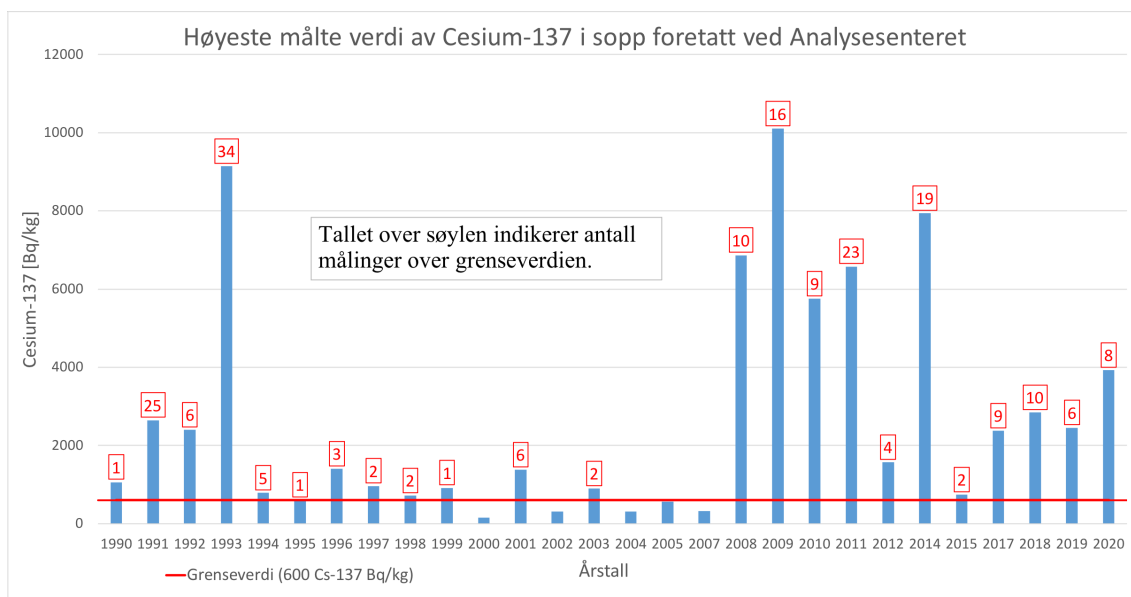
### 4.1.1 Gjennomsnitt- og medianverdier for sopp



Figur 4.1: Gjennomsnitt- og medianverdier for cesium-137 i sopp, 1990-2020

Gjennomsnitt- og medianverdiene av måleresultatene fra sopp i perioden 1990-2020 er presentert i Figur 4.1. Langs x-aksen er årstallene i stigende rekkefølge, mens y-aksen viser nivået cesium-137 med benevnningen Bq/kg. Gjennomsnitt- og medianverdien er representert som henholdsvis blå og oransje søyle. Tallet over søylene indikerer totalt antall målinger for det aktuelle året, og det er store variasjoner i antall målinger fra år til år. Grafen viser at mengden cesium-137 øker, men det er store variasjoner årlig. Verdiene til og med 2007 er relativt like, forutenom gjennomsnittsmålingen for 1993. Etter 2007 øker gjennomsnitt- og medianverdiene, før de viser antydninger til å reduseres. I flere av årene er gjennomsnittssøylen over dobbelt så høy som mediasøylen. Generelt kan en se at gjennomsnittetsverdien er vesentlig høyere enn medianen, og ved flere tilfeller er den dobbelt så stor.

## 4.1.2 Høyeste målte verdi av cesium-137 i sopp



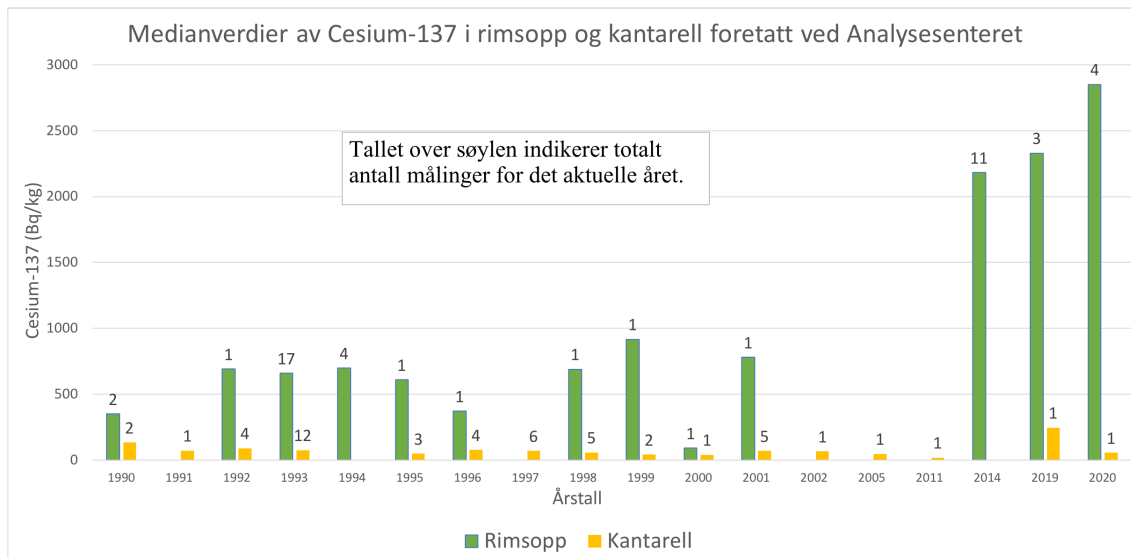
Figur 4.2: Høyeste målte verdi av cesium-137 i sopp, 1990-2020

De høyeste måleresultatene som ble registrert hos sopp i perioden 1990-2020 er presentert i Figur 4.2. Langs x-aksen er årstallene i stigende rekkefølge, mens y-aksen representerer nivået Cesium-137 med benevnningen Bq/kg. Myndighetene har satt en grenseverdi på 600 Bq/kg cesium-137 for sopp. Denne verdien er representert med en rød linje. Tallet (rødt) over søylene angir antall målinger årlig som befinner seg over grenseverdien. Det er bare fem av 28 år hvor de høyeste målte verdiene ligger under myndighetens grenseverdi. De tre høyeste målingene forekom i 1993, 2009 og 2014.



### 4.1.3 Medianverdier av Rimsopp og Kantarell

Beregningene for grafen er vist i vedlegg A.2.



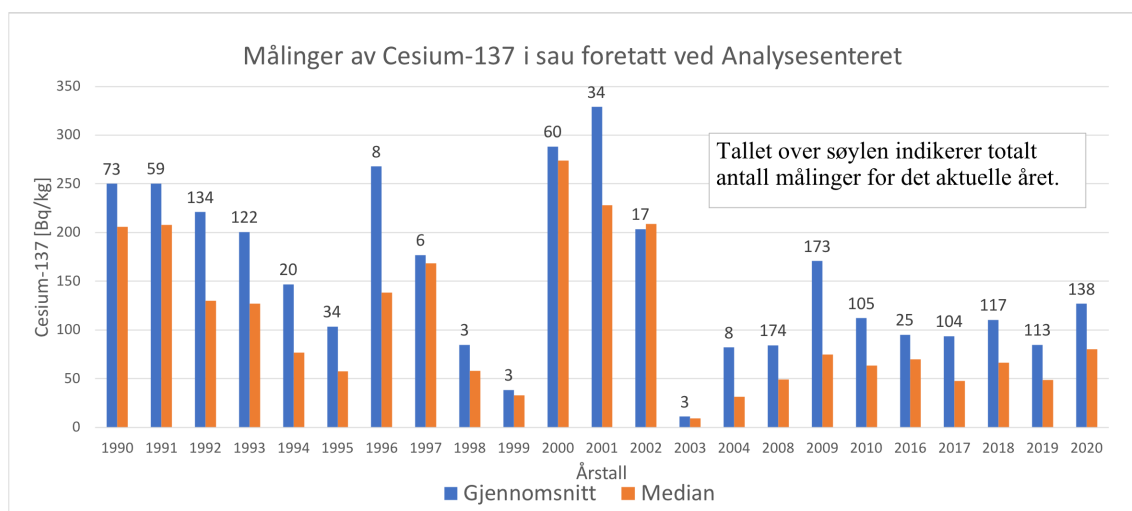
Figur 4.3: Medianverdier av cesium-137 i rimsopp og kantarell ved enkelte år

Blant måleresultatene var et lite utvalg markert som rimsopp og kantarell. Disse resultatene ble samlet, og Figur 4.3 viser medianverdiene for Rimsopp og Kantarell. Langs x-aksen er årstallene i stigende rekkefølge, mens y-aksen representerer nivået cesium-137 med benevnningen Bq/kg. Rimsopp er illustrert som grønn søyle, mens kantarell er illustrert som gul søyle. Tallet over søylene indikerer totalt antall rimsopp og kantarell for det aktuelle året, og det er store variasjoner i antall målinger fra år til år. Rimsopp er målt 13 år mellom 1990-2020, og 11 av årene har 1-4 målinger per år. Kantarell er målt 16 år mellom 1990-2020, og 12 av årene har 1-4 målinger per år. Generelt har kantarell en tendens til å vise betydelig lavere verdier sammenlignet med rimsopp.

## 4.2 Målinger av sau fra Trøndelag utført av Analyseresenteret 1990-2020

Beregningene for grafene er vist i vedlegg A.3.

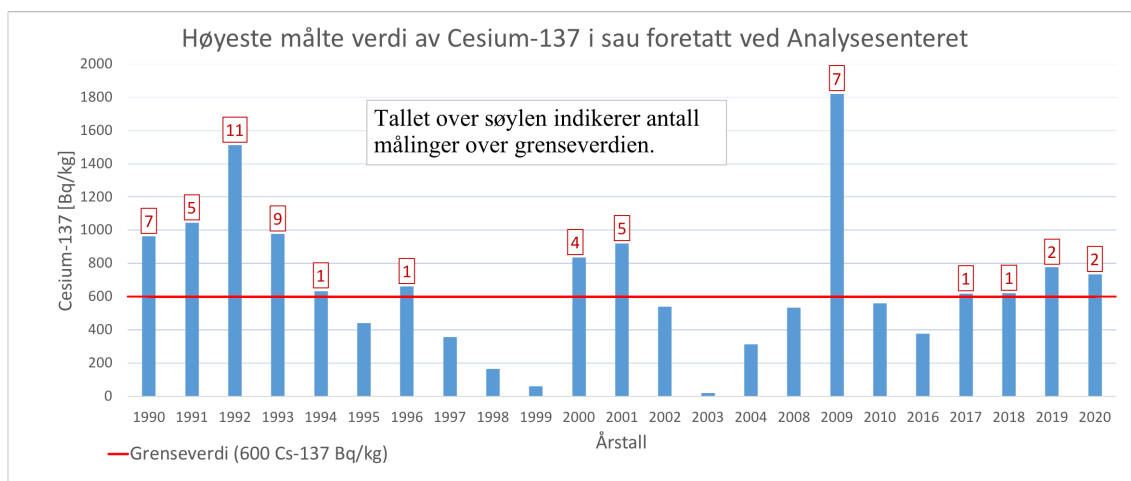
### 4.2.1 Gjennomsnittsg og medianverdier for sau



Figur 4.4: Gjennomsnittsg og medianverdier av cesium-137 hos sau, 1990-2020

Gjennomsnittsg og medianverdiene av måleresultatene fra sau i perioden 1990-2020 er presentert i Figur 4.4. Langs x-aksen er årstallene i stigende rekkefølge, mens y-aksen representerer nivået cesium-137 med benevnningen Bq/kg. Gjennomsnittsg og medianverdien for det aktuelle året er representert som en henholdsvis blå og orange søyle. Etersom det er varierende antall målinger for hvert år, er det også oppført antall målinger som gjennomsnittet/medianen baserer seg på over søylen/året. Grafen viser en tildens til nedgang fra 1990-2020 selv om det er variasjoner årlig.

## 4.2.2 Høyeste målte verdi av cesium-137 i sau



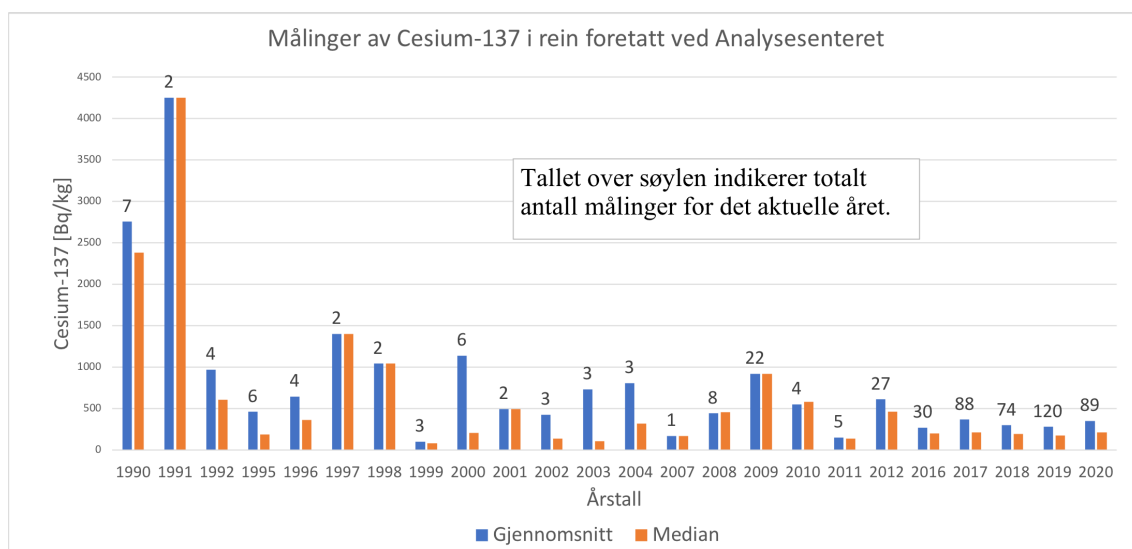
Figur 4.5: Høyeste målte verdi av cesium-137 hos sau, 1990-2020

De høyeste måleresultatene som ble registrert hos sau i perioden 1990-2020 er presentert i Figur 4.5. Langs x-aksen er årstallene i stigende rekkefølge, mens y-aksen representerer nivået cesium-137 med benevnningen Bq/kg. Myndighetene har satt en grenseverdi på 600 Bq/kg cesium-137 for sau. Denne verdien er representert med en rød linje. Tallet (rødt) over søylene angir antall målinger årlig som befinner seg over grenseverdien. Grafen viser at det er variasjoner i antall målinger over grenseverdien, men at fra 1990-2020 er det en nedgang i antallet.

## 4.3 Målinger av rein fra Trøndelag utført av Analyseresenteret 1990-2020

Beregningene for grafene er vist i vedlegg A.4.

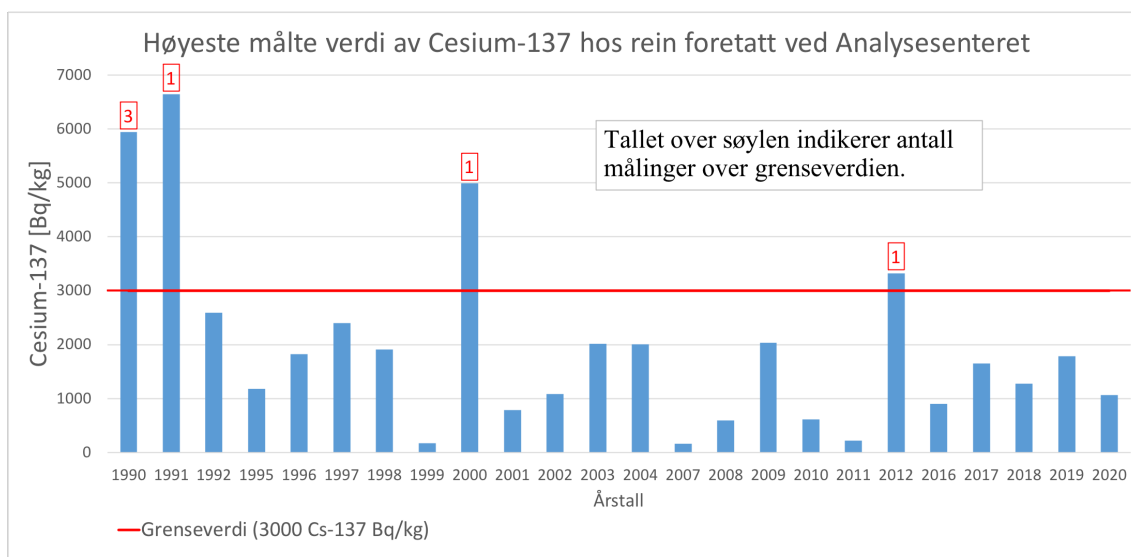
### 4.3.1 Gjennomsnittsg og medianverdier for rein



Figur 4.6: Gjennomsnittsg og medianverdier av cesium-137 hos rein, 1990-2020

Gjennomsnittsg og medianverdiene av måleresultatene fra rein i perioden 1990-2020 er presentert i Figur 4.6. Langs x-aksen er årstallene i stigende rekkefølge, mens y-aksen viser nivået cesium-137 med benevnningen Bq/kg. Gjennomsnittsg og medianverdien er representert som henholdsvis blå og oransje søyle. Tallet over søyleneindikerer totalt antall målinger for det aktuelle året, og det er store variasjoner i antall målinger fra år til år. Grafen viser at det er gjort mellom 1-22 målinger årlig frem til 2012. Fra 2016-2020 er det gjort mellom 30-120 målinger hvert år. Grafen viser en tildens til nedgang fra 1990-2020.

### 4.3.2 Høyeste målte verdi av cesium-137 i rein



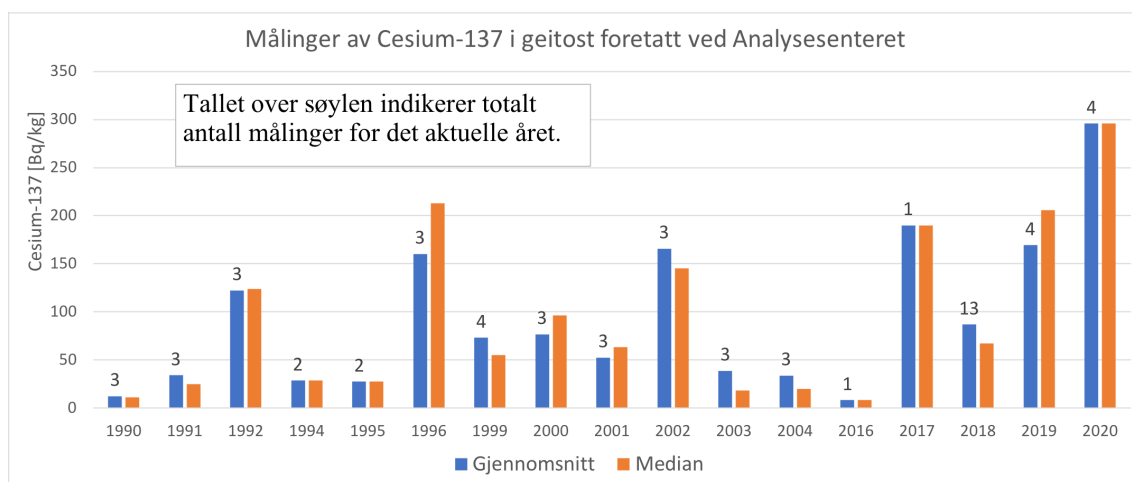
Figur 4.7: Høyeste målte verdi av cesium-137 hos rein, 1990-2020

De høyeste måleresultatene som ble registrert hos rein i perioden 1990-2020 er presentert i Figur 4.7. Langs x-aksen er årstallene i stigende rekkefølge, mens y-aksen representerer nivået Cesium-137 med benevnningen Bq/kg. Myndighetene har satt en grenseverdi på 3000 Bq/kg cesium-137 for rein. Denne verdien er representert med en rød linje. Tallet (rødt) over søylene angir antall målinger årlig som befinner seg over grenseverdien. Grafen viser at det er få målinger over grenseverdien til myndighetene.

## 4.4 Målinger av geitost fra Trøndelag utført av Analyseresenteret 1990-2020

Beregningene for grafene er vist i vedlegg A.5.

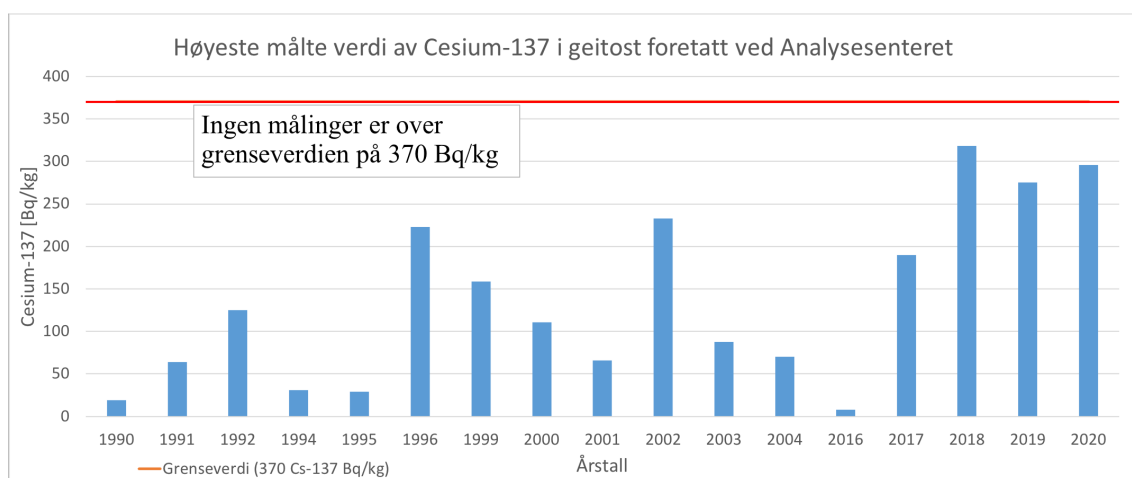
### 4.4.1 Gjennomsnittsg og medianverdier for geitost



Figur 4.8: Gjennomsnittsg og medianverdier av cesium-137 i geitost, 1990-2020

Gjennomsnittsg og medianverdiene av måleresultatene fra geitost i perioden 1990-2020 er presentert i Figur 4.8. Langs x-aksen er årstallene i stigende rekkefølge, mens y-aksen viser nivået cesium-137 med benevningen Bq/kg. Gjennomsnittsg og medianverdien er representert som henholdsvis blå og oransje søyle. Tallet over søyleneindikerer totalt antall målinger for det aktuelle året, og det er variasjoner i antall målinger fra år til år. Grafen viser at det er gjort mellom 1-13 målinger årlig, og de fleste årene har mellom 2-4 målinger årlig. Grafen viser at gjennomsnittsg og medianverdien varierer årlig, men at de øker fra 2019.

#### 4.4.2 Høyeste målte verdi av cesium-137 i geitost



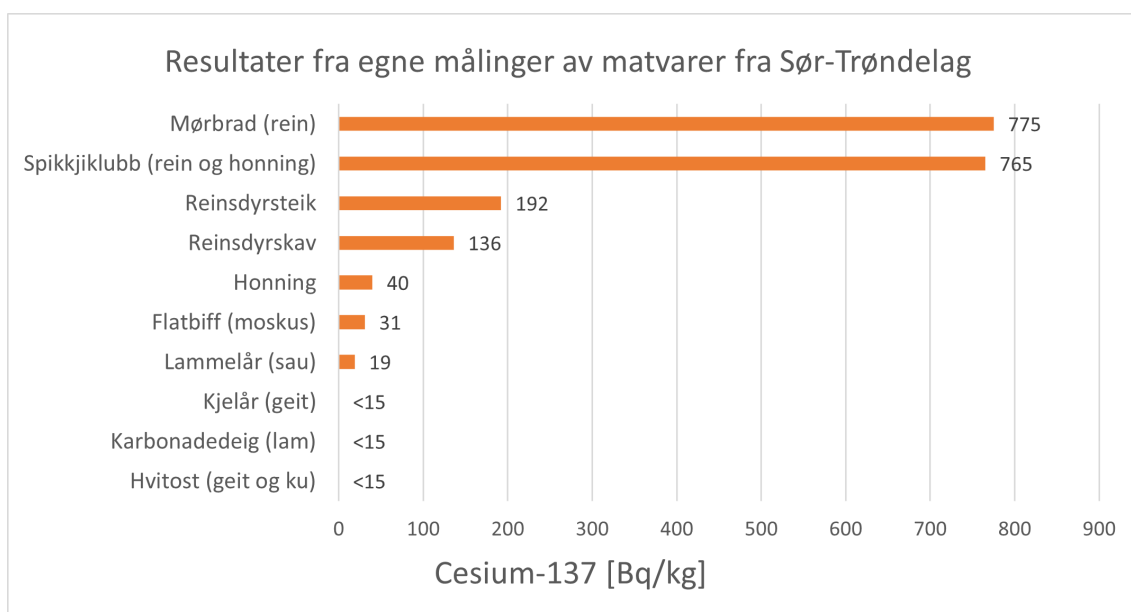
Figur 4.9: Høyeste målte verdi av cesium-137 i geitost, 1990-2020

De høyeste måleresultatene som ble registrert i geitost perioden 1990-2020 er presentert i Figur 4.7. Langs x-aksen er årstallene i stigende rekkefølge, mens y-aksen representerer nivået Cesium-137 med benevnningen Bq/kg. Myndighetene har satt en grenseverdi på 370 Bq/kg i geitost. Denne verdien er representert med en rød linje. Tallet (rødt) over søylene angir antall målinger årlig som befinner seg over grenseverdien. Grafen viser at det er ingen målinger som er over myndighetenes grenseverdi.

## 4.5 Egne målinger av matvarer fra utmark

De egne målingene baserer seg på et utvalg av matvarer fra utmark i Trøndelag. Matvarene er et øyeblikksbilde over mengden cesium-137 i de utvalgte produktene. Måleresultatene er vedlagt i vedlegg B.

### 4.5.1 Sør-Trøndelag

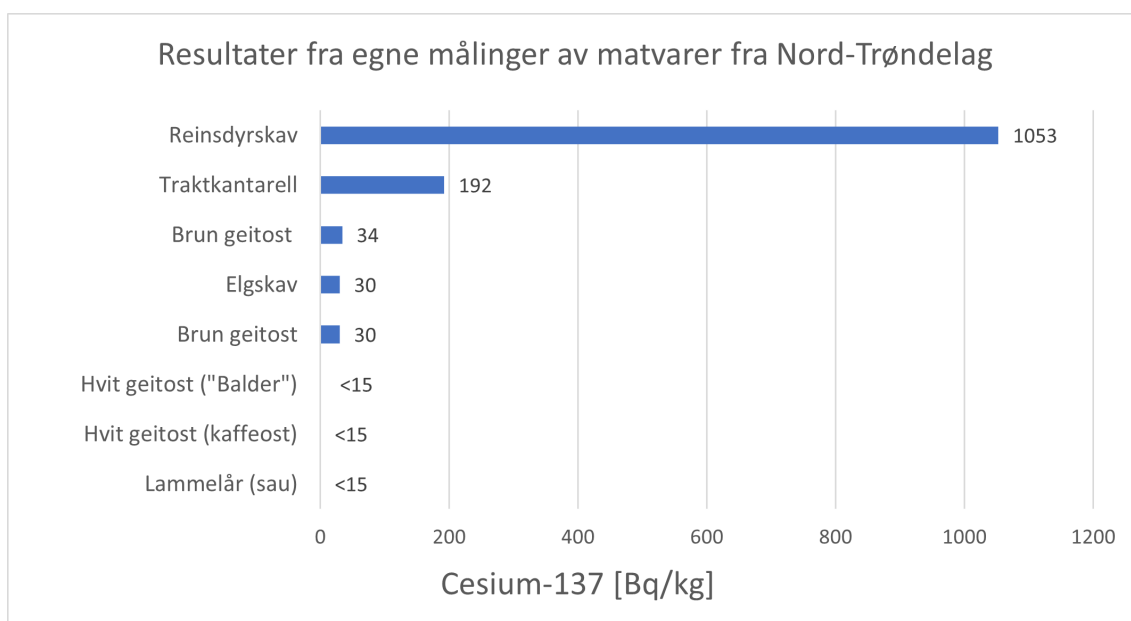


Figur 4.10: Egne målinger av matvarer fra Sør-Trøndelag

Figur 4.10 viser resultatene fra egne målinger fra produkter i Sør-Trøndelag. Resultatene viser langs y-aksen er de individuelle matvarene, mens x-aksen representerer nivået Cesium-137 med benevnningen Bq/kg. Tallet til høyre for søylen indikerer mengde Cesium-137. Grafen viser at det er høyest innhold av cesium-137 i matvarene av rein.



## 4.5.2 Nord-Trøndelag



Figur 4.11: Egne målinger av matvarer fra Nord-Trøndelag

Figur 4.11 viser resultatene fra egne målinger fra produkter i Nord-Trøndelag. Resultatene viser langs y-aksen er de individuelle matvarene, mens x-aksen representerer nivået Cesium-137 med benevnningen Bq/kg. Tallet til høyre for søylen indikerer mengde Cesium-137. Grafen viser at det er høyest innhold av cesium-137 i reinsdyrskav. Grafen viser også at det er høyere innhold av cesium-137 i brun geitost enn i hvit geitost.

# Kapittel 5

## Vurdering

Formålet med kapittelet er å vurdere resultatene opp mot teorien, og vurdere sammenhengen mellom de ulike delene av næringskjeden.

### 5.1 Vurdering av tallmaterialet fra Analysesenteret

Tallmaterialet fra Analysesenteret følger ikke en forsøksmodell. Antall prøver varierer mellom hvert år, og det kan være store forskjeller i antallet prøver i ulike årene. Myndighetene har ikke fastsatt en forsøksmodell som følges årlig, men det er gjort vurderinger basert på observasjonsområder, kjennskap til beiteområdene, tidligere målinger og kontroll av besetninger. Et utvalg av besetninger som er pålagt kontroll av innholdet av cesium-137 blir årlig kontrollert. For eksempel ble det i 2020 tatt ut 425 prøver fra dyr, som er en tiendedel fra tidligere år (Mattilsynet 2020b). Vurderingene til Mattilsynet gjør at det årlig sendes prøver fra ulike besetninger og ulike steder til analyse. Disse kan ikke sammenlignes opp mot hverandre fordi prøvene tas fra ulike besetninger på ulike steder. Dette gjør at tallmaterialet ikke kan benyttes til å konkludere med variasjonene som vises årlig.

I tallmaterialet fra Analysesenteret er det flere år det ikke er foretatt målinger. Det er ulike grunner til dette, deriblant at Analysesenteret og Mattilsynet skilte lag i 2004. Etter dette ble mange av målingene av radioaktivitet i prøver av sau og

rein ble gjort av Mattilsynet frem til rundt 2007-2008 (Ansatt ved Analysesenteret Trondheim 2021). Det er også andre årstall som mangler, og en av grunnene er at det ble mindre fokus på radioaktivitet i mat. Etter terrorangrepet 22. juli ble det nytt fokus på beredskapen i Norge, og dette fikk ringvirkninger. Det ble et nytt fokus på Norges beredskap rundt atomulykker, og dette førte til at det ble foretatt flere målinger av radioaktivitet ved Analysesenteret. Det ble også et nytt fokus i 2016, 30 år etter Tsjernobyl (Ansatt ved Analysesenteret Trondheim 2021).

Måleinstrumentet ved Analysesenteret er bare innstilt til å måle prøver over 15 Bq/kg, og målinger under skal registreres som <15 Bq/kg. Analyserapporter kan vise målverdier som ligger under 15 Bq/kg, men da skal ikke målingen akkrediteres. I tallmaterialet fra Analysesenteret er det målinger som er registrert som <10, <15 og <20. Variasjonen mellom disse kommer både av at Analysesenteret har skiftet ut måleinstrument siden 1990, men også at de i samarbeid med Strålevernet har endret minimumsgrensen for målinger. <10, <15 og <20 blir ikke registrert som tall av Excel, og blir dermed regnet som 0. Verdiene kan potensielt påvirke gjennomsnittet i år der det er foretatt få målinger av radioaktivitet.

I tallmaterialet er det også prøver som er under minimumsgrensen, men som er skrevet med et tall istedenfor "mindre enn". Dette er fordi målinger av radioaktivitet har blitt gjennomført av flere ansatte. Enkelte har skrevet tallet som vises etter analysen, for eksempel 7, mens andre har skrevet "mindre enn". Det er valgt å la disse tallene stå, og ikke skrive de som "mindre enn". Det er stor usikkerhet knyttet til måleresultatene ved Analysesenteret, derfor er det valgt å føre de slik de er ført i analyseboka, og ikke ta vurderinger.

Majoriteten av tallmaterialet fra Analysesenteret er ikke merket med sted, og det foreligger en usikkerhet hvorvidt hele tallmaterialet kommer fra Trøndelag. Det er derimot sannsynlig at mesteparten av prøvene som er målt ved Analysesenteret er tatt i Midt-Norge og Trøndelag fordi det er størst nedfall av radioaktivt cesium etter Tsjernobyl i disse områdene. Det finnes i tillegg laboratorier som måler radioaktivt cesium flere steder i landet, slik at det kan tenkes at målinger fra andre steder måles

av nærmeste laboratorium. Det er vurdert at det er sannsynlig at målingene ved Analysesenteret er tatt i Trøndelag, og at andre laboratorier har målt prøver fra eget område.

Det er benyttet alt av tilgjengelig tallmateriale fra Analysesenteret, og det er kun de gifte soppene som har blitt utelukket. Alt av tallmateriale er representativt. Dette er fordi alle prøvene er tatt av sopp eller dyr som er tilgjengelig for mennesker enten i naturen eller i dagligvarebutikker. De store variasjonene mellom prøvene handler om forekomsten av cesium-137 i områdene, opptaket i sopp og variert spisemønster hos dyr.

Det er valgt å både se på årlige gjennomsnitts- og medianverdier for de forskjellige matvarene. Det er store variasjoner i måleverdiene og antall prøver for hvert år. Lave og høye verdier fører til at gjennomsnittet trekkes henholdsvis ned og opp. Spesielt i år med få målinger kan dette være utslagsgivende. Medianverdier er den midterste verdien i en tallrekke, og dette gjør at man unngår at lave eller høye verdier trekker mediansøylen ned eller opp. Det er valgt å bruke medianen for å se om mediankurven følger gjennomsnittskurven.

## 5.2 Vurdering av radioaktivitet i sopp

Det er kun benyttet matsopp. Tallmaterialet fra Analysesenteret inneholdt giftige sopper, men det ble vurdert at disse ikke var relevante for oppgaven fordi oppgaven fokuserer på radioaktivitet i mat. Det er store forskjeller fra år til år i antall målinger for sopp. På det minste er det to målinger i 2007, og på det meste er det 129 målinger i 1993. Den store variasjonen i antall målinger handler om at det ikke foreligger et forsøksdesign. Variasjonen i antall målinger hvert år kan henge sammen med mengden sopp som vokser årlig. I år der det er større tilgang til sopp vil det være både enklere for de som plukker soppen å finne sopp, men soppår kan også føre til at sau, rein og mennesker spiser større mengder. Dette kan føre til at for eksempel sau som beiter på utmark får i seg høyere doser av radioaktivt cesium. Dette vil påvirke mengden cesium i sauene, og målinger av sopp vil kunne avdekke

om det trengs nedbeiting av sau. I to av årene er det ikke sendt inn prøver for analysering av radioaktivt cesium til Analysesenteret, og grunnen til dette er ukjent. Det kan handle om vurderinger myndighetene har gjort, eller at prøvene har blitt analysert av andre laboratorier. Det er store variasjoner i målingene fra sopp til sopp. Høyakkumulerende sopp som rimsopp vil kunne inneholde større mengder enn lavakkumulerende sopp som kantarell. Dette handler om hvilke områder de vokser i, type sopp og terrengformasjoner. Prøver av sopp som blir tatt i fordypninger i terrenget kan inneholde større mengder enn de som vokser lengre opp. Dette er vist i Figur 2.11. Det er usikkert hvilke vurderinger Stålevernet tar når de plukker soppen de sender inn til analyse.

### **Gjennomsnitt/medianen**

Figur 4.1 viser at antall målinger varierer årlig. Utenom årene 1991, 1993, 2001, 2003 er årene 2008 til og med 2020 høyere enn 1990-2007. Grunnen til dette er ukjent da prøvene ikke tas etter et forsøksdesign. Det kan handle om hvilken type sopp som er plukket, og området den vokser i. Grafen har både gjennomsnitts- og medianverdier. Selv om det er 129 prøver i 1993 er gjennomsnittet nærmere tre ganger så mye som medianen. Sopp varierer fra år til år, og det er store forskjeller mellom de ulike typene. Det er trolig at noen målinger av sopp trekker gjennomsnittet opp i 1993. Søylen går opp og ned i perioden 2008-2011. Deretter viser medianverdiene en antydning til å stabilisere seg. Det er omtrent like mange prøver målt i perioden. Grunnen til dette er ukjent, og det kan være helt tilfeldig. Det kan handle om områdene de er plukket og hvilken type sopp.

### **Høyeste målte verdi**

Figur 4.2 viser den høyest målte verdien i perioden 1990-2020. Grafen viser at kun fem av 28 år har ingen verdier over grenseverdien til myndighetene. Grenseverdier er forklart i Underavsnitt 2.4.2. Grenseverdien er interessant fordi den viser at det årlig måles prøver som er over grenseverdien, som igjen kan påvirke mengden cesium-137 hos dyr på beite. Det er gjort flest målinger i 1993, og 34 av disse er over grensever-

dien til myndighetene. Dette kan være en forklaring på hvorfor gjennomsnittet er tre ganger høyere enn medianen. I 2009 er det målt den høyeste verdien i perioden 1990-2020. Den ligger på rundt 10.000 Bq/kg. Denne er omtrent 17 ganger høyere enn grenseverdien til myndighetene. Sopp som inneholder store mengder cesium-137 kan potensielt påvirke mengden cesium-137 i dyr på beite og mennesker. Grafen viser at selv om det er foretatt få målinger, overskrider flere av disse grenseverdiene til myndighetene. For eksempel i 2014 er 19 av 43 målinger over grenseverdiene til myndighetene. Dette viser at en stor andel sopp som måles overskrider grenseverdiene, og kan påvirke mengden cesium-137 i dyr og mennesker.

### **Rimsopp/Kantarell**

Rimsopp er en av de matsoppene med høyest forekomst av cesium, mens kantarell er en sopp som tar opp lite cesium. Figur 4.3 viser at det er store forskjeller mellom rimsopp og kantarell. Grafen er ikke representativ fordi det er foretatt for få målinger, og disse følger ikke et forsøksdesign. Det er umulig å vite om noen av prøvene er tatt i områder med høyere forekomst av cesium, mens andre i områder med lavere forekomster. Dette gjør at prøvene av rimsopp og kantarell ikke kan sammenlignes, men grafen kan vise en antydning til at høyakkumulerende sopp som rimsopp tar opp mer cesium enn lavakkumulerende sopp som kantarell. Det er valgt å se på medianverdien til rimsopp og kantarell. Dette er fordi det er foretatt få målinger, og dette kan føre til at gjennomsnittet enten blir veldig høyt eller lavt.

## **5.3 Vurdering av radioaktivitet i sau**

Tallmaterialet fra Analysesenteret viser at det er store variasjoner i antall målinger årlig. Prøvetakingen følger ikke en forsøksmodell, og derfor kan ikke de årlige resultatene måles opp mot hverandre.

## Gjennomsnitt og median

Ved at det ikke foreligger en forsøksmodell i prøvetakingen gjør det at grafen ikke representerer utviklingen av cesium-137 av sau fra Trøndelag, men grafen kan gi en pekepinn på utviklingen. Grafen er kun en fremstilling av hvordan prøvene som er målt hos Analysesenteret har utviklet seg. Figur 4.4 viser at det er store variasjoner i antall målinger for de aktuelle årene. Det varierer fra tre på det minste til 173 på det meste. Fra 2017 til 2020 er det gjort mellom 104 og 138 målinger hvert år. Målingene varierer mindre i denne perioden. I 2016 var det 30 år siden Tsjernobylulykken, og det ble mer fokus på Norges beredskap i atomulykker. Dette kan ha påvirket prøvemengden som ble sendt til analyse. Grafen viser at både gjennomsnitts- og medianverdiene har variasjoner fra år til år, men viser en nedgang i mengden cesium-137. Det er unntak, deriblant i 1999 og 2003 er det lave gjennomsnitts- og medianverdier. Det er kun målt tre prøver for hvert av årene. Det lave antallet prøver gjør at gjennomsnitt- og medianverdiene baserer seg på få verdier, og dette kan påvirke resultatet.

## Høyest målte verdi

Figur 4.5 viser at det er gjort relativt få målinger som ligger over myndighetenes grenseverdi i perioden 1990-2020. For eksempel ble det gjort tilsammen 104 målinger i 2017, men kun én av disse lå over grenseverdien. Grafen viser også at det er færre målinger som ligger over grenseverdien i perioden 2017-2020 enn 1990-1993. Dette kan være en indikator på at tiltakene som ble iverksatt av myndighetene har fungert. Fra grafen kan en se at den høyeste verdi av sau er målt til omtrent 1800 Bq/kg i 2009, og høyeste verdi av sopp målt til ca 10.000 Bq/kg i 2009, dette er vist i Figur 4.2. At høyeste verdi av sau er målt i 2009 kan ha sammenheng med at det er målt høyeste verdi hos sopp. Sopp er hovedkilden til cesium-137 hos sau. Prøvene fra sopp og sau kan stamme fra samme område fordi det er en sannsynlighet for at mange av prøvene blir tatt i observasjonssoner. Observasjonssoner er forklart i Underavsnitt 2.4.1. Det er liten hensikt å måle i områder der det er lave forekomster såfremt det ikke blir gitt informasjon om endringer. Prøvetaking og analyser ved laboratorier er en kostnad for myndighetene, og derfor er myndighetene kun interes-

sert i å følge utviklingen i de områdene som faktisk har hatt radioaktivt nedfall etter Tsjernobyl. Det kan likevel ikke konkluderes med at det eksisterer en sammenheng, siden det ikke har foreligget en forsøksmodell ved utføringen av målingene.

## 5.4 Vurdering av radioaktivitet i rein

Tallmaterialet fra Analysesenteret viser at det er variasjoner i antall målinger årlig, og siden det ikke er et forsøksdesign bak målingene kan det ikke konkluderes med at det er en utvikling.

### Gjennomsnitt og medianen

Figur 4.6 viser at mellom 1990-2011 utenom år 2009 er det foretatt maks 7 målinger per år. Etter 22 juli økte beredskapen i Norge, og dette fikk ringvirkninger på beredskapen rundt radioaktivitet i mat. Fra 2012 og frem til 2020 økte antall målinger per år, og dette kan ha blitt påvirket av den økte beredskapen etter 22 juli (Ansatt ved Analysesenteret Trondheim 2021). Antall målinger øker også etter 2017 frem til 2020. Dette kan ha blitt påvirket av 30års markeringen etter Tsjernobyl. Et nytt fokus på radioaktivitet i mat kan ha ført til at myndighetene bestemte at det skulle tas flere prøver. Majoriteten av målingene hos rein foretas på beite. Dette er for å unngå å kassere reinskjøtt. Reinen tas ikke inn på innmarksbeite som sau, og tiltakene for å redusere mengden cesium-137 hos rein gjøres på utmarksbeite. Ulike typer cesiumbindere gis til rein for å redusere opptaket av cesium-137. Cesiumbindere er forklart i Underavsnitt 2.4.4. I 1990 og 1991 var det gjennomsnittet og medianen høyere enn i de andre årene. Dette kan ha med at det er få år etter Tsjernobyl, og frem til da er det trolig at mesteparten av målingene foregikk på beite. Måling på beite er forklart i Underavsnitt 2.2.3. Det er trolig at det ble foretatt mer enn henholdsvis 7 målinger i 1990 og 2 målinger i 1991 på rein da rein akkumulerer mye cesium p.g.a lav. Det er trolig at de fleste ble målt på beite for å spare tid og unngå kassering. Det kan hende at prøvene ble sendt inn til analyse for å kontrollere de verdiene som ble målt på beitet siden målinger på beitet har høyere måleusikkerhet.



Grafen viser en markant nedgang i mengden av cesium-137, men prøvetakingen ikke følger en forsøksmodell og siden det hovedsakelig har blitt foretatt målinger på beite kan det ikke trekkes en konklusjon.

### **Høyest målte verdi**

Kun 4 av 24 år har verdier over myndighetenes grenseverdi. Dette er trolig fordi det foretas målinger på beite. Målinger på beite er forklart i Underavsnitt 2.2.3. Det er kjent at rein ofte inneholder store mengder cesium-137, og med denne kunnskapen er det trolig vurdert at for å unngå kassering av rein blir den målt på beite. Grenseverdien til rein er høyere enn sau, og dette handler om at etter Tsjernobyl ble det vurdert til at verdien måtte økes fordi ellers ville enorme mengder bli kassert. Dette er trolig vurdert opp mot inntaket av reinskjøtt. I produksjonen av rein er det tilgjengelig rundt 300 gram per person årlig. Dette gjør at mengden som er tilgjengelig er relativt lav. Det er også høyere kostnad ved å kjøpe rein enn f.eks sauekjøtt. I vurderingene fra mattilsynet kan dette ha vært relevant ved at hver enkelt nordmann har tilgang til kun en liten del reinkjøtt per år (Regjeringen 2019). Hver nordmann spiser i gjennomsnitt 51,6 kg kjøtt årlig fordelt på ulike typer (Matprat 2020). 300 gram av disse utgjør kun en liten del. Dette varierer fra person til person, og noen vil ha både lavere og høyere forbruk. I vurderingene rundt tiltaksgrensen ble i tillegg supplert med egne råd til utsatte grupper, spesielt samer i Midt-Norge (Helsedirektoratet 1987). Selv om det er lite tilgjengelighet for den gjennomsnittlige nordmenn er det grupper som er mer utsatt. Det kan tenkes at vurderingene fra myndighetene var på bakgrunn av mengden som spises av rein opp mot kostnadene ved kassering som øker jo lavere grenseverdien er.

## **5.5 Vurdering av radioaktivitet i geitost**

Det er foretatt relativt få målinger av geitost ved Analysesenteret. Dette kan ha en sammenheng med at forekomsten av cesium-137 er lavere enn hos for eksempel sopp. Myndighetene kan ha vurdert at det er viktigere å ta prøver av matvarer som kan

inneholde større mengder cesium-137.

### **Gjennomsnitts- og medianverdier**

Figur 4.8 viser at antallet av prøver som er sendt til analyse er lavt. 9 av 17 år har 3 målinger, og antall varierer mellom 1 og 13. 16 av 17 år har under 5 målinger årlig. Antall målinger følger ikke et forsøksdesign, og antall målinger er for lavt for å trekke en konklusjon. Grafen skiller ikke mellom hvit- og brun geitost da dette kun er spesifisert et par ganger i tallmaterialet. Det er vurdert at siden tallmaterialet for geitost inneholder såpass få målinger vurderes ikke brun og hvit geitost hver for seg. Teoretisk sett skiller mengden av cesium-137 seg fra hvit- og brun geitost, men siden tallmaterialet ikke spesifiserer type ost det vanskelig å vurdere forskjellene. I 2018 er det målt flest antall prøver i perioden med 13 stk. I Figur 4.1 viser at mellom år 1994-2020 er det målt flest prøver av sopp i 2018. Disse kan ha en sammenheng. Det kan ha vært høyere forekomster av sopp i 2018, noe som førte til at det ble tatt flere prøver av geitost. Geiter beiter på utmarksbeite, og sopp er en del av kostholdet deres. Det kan være slik at i 2018 fant myndighetene større forekomst av sopp, og valgte å måle flere geitoster for å se nivåene av cesium-137. I år med store forekomster av sopp er det relevant å måle geitost, spesielt i områder med høyere forekomst av cesium-137.

### **Høyest målte verdi**

Ingen av verdiene går over grenseverdien fra myndighetene på 370 Bq/kg. Grenseverdien er forklart i Underavsnitt 2.4.2. Høyeste målte verdi er fra 2018, og dette kan henge sammen med at det er utført flest målinger i 2018. Grafen viser at det er variasjoner årlig, men det øker fra og med år 2017. Grafen følger gjennomsnitts- og mediangrafene, og dette kan være fordi gjennomsnittet- og medianverdiene er basert på få verdier.

## 5.6 Vurdering av egne resultater

Det er kun et lite utvalg av produkter som er målt, og disse gir kun et øyeblikksbilde på som kan kjøpes i dagligvarebutikker. Det er valgt å måle andre produkter enn sopp, sau, rein og geitost. Dette var fordi det var vanskelig å få tak i matvarer som var ute av sesong. Dette gjør at det er en mer spredning i hva som er målt, og det er umulig å sammeligne mot tallmaterialet fra Analysesenteret.

### Sør Trøndelag

Figur 4.10 viser at innholdet av cesium-137 er høyest i produktene av rein. Det kan være flere ulike grunner til dette. Rein kan ha høy forekomst av cesium-137, og dette kan være grunnen til at produktene av rein har høyest verdier. Det er også usikkert når reinen ble slaktet, og ble den slaktet etter at den har spist reinlav kan det øke mengden cesium-137 i reinen. Produktene av rein ble kjøpt i mars, og det er usikkert når slaktetidspunktet var. Har reinsdyrene fått mulighet til å beite på lav i løpet av vinteren før slakt kan dette ha påvirket mengden cesium-137 i reinsdyrene (Langvatn 2020). Myndighetenes grenseverdi for reinsdyrkjøtt er satt til 3000 Bq/kg, og alle produktene som ble målt av rein fra Sør-Trøndelag er under grenseverdien. Honning, flatbiff av moskus, lammelår, kjelår og karbonadedeig av lam har alle verdier under 600 Bq/kg som er grenseverdien til myndighetene. Hvisost av geit og ku har også under grenseverdien på 370 Bq/kg. Resultatene fra egne målinger fra Sør-Trøndelag viser at nivået av cesium-137 er under myndighetenes grenseverdier i alle produktene, og dette viser at tiltak som er iverksatt har fungert. Derimot kan det være produkter i dagligvarebutikker som overskrider grenseverdiene. Dette gjør at målingene kun kan tolkes som et øyeblikksbilde.

### Nord Trøndelag

Figur 4.11 viser at innholdet av cesium-137 er høyest i reinsdyrskav. Reinsdyrskaven er lavere enn myndighetens grenseverdi på 3000 Bq/kg. At reinsdyrskaven er høyere enn resten av matvarene kan handle om at reinsdyret har spist lav eller sopp

som inneholder cesium-137. Hovedkilden til cesium-137 hos rein er reinlav og sopp. Som forklart i Avsnitt 5.6 er det usikkert når slaktetidspunktet er, og siden produktene er kjøpt i mars kan slaktetidspunktet være sent på høsten. Dette kan ha påvirket mengden cesium-137 ved at reinsdyrene har spist lav. Produktene av rein som er kjøpt inn til oppgaven er bare et øyeblikksbilde, og det er usikkert om produkter som blir kjøpt tidligere eller senere i løpet av året har større eller mindre mengder cesium-137. Det kan trolig være slik at reinsdyr har minst forekomst av cesium-137 etter et sommerbeite uten tilgang til mye sopp, og før de begynner å beite på reinlav. Dette er svært usikkert, og vil variere etter hvor flokken beiter og terrengformasjoner. Det avhenger også av hvilket produkt som blir kjøpt. I en flokk kan variasjonene mellom enkeltindividene være store, og i dagligvarebutikken kan variasjonene mellom de ulike produktene være store basert på de store individforskjellene. Traktkantarellen hadde nest høyest forekomst av cesium-137 i produktene fra Nord Trøndelag, men har mindre cesium-137 enn grenseverdien på 600 Bq/kg. Traktkantarell er en lavakkumulerende sopp, og dette gjør at nivået av cesium-137 er lavere sammenlignet med andre typer sopper som er høyakkumulerende. Dette er forklart i Underavsnitt 2.6.3. Det er usikkert hvor soppen er plukket, og når den er plukket. Dette gjør at målingen ikke er representativ for alle traktkantarellene som vokser i Trøndelag. Det er også store variasjoner mellom ulike sopper etter hvor de vokser i terrenget. Det er ukjent om soppen som er plukket vokser i en "hot spot" eller oppå en knaus. Dette kan påvirke mengden cesium-137. Dette er forklart i Figur 2.11. Resultatene fra Nord-Trøndelag viser at brun geitost inneholder mer cesium-137 enn hvit geitost. Cesium-137 følger vannfasen (mysen) (Komperød, Østmo og Skuterud 2017). Dette gjør at brunost av geit inneholder mer cesium-137 enn hvit geitost. Dette er forklart i Underavsnitt 2.9.1. Resultatene er ikke representative for all brun- og hvit geitost som produseres i Nord-Trøndelag, men er et øyeblikksbilde på nivåene av cesium-137 i geitost. Lammelåret av sau er under grenseverdien på 600 Bq/kg. Lammelåret ble kjøpt i mars, og noe av slaktingen av lam foregår på vinterhalvåret. Dermed kan mengden cesium-137 være lavt hos lammet fordi det ikke har tilgang til sopp, som er hovedkilden til cesium-137 hos sau.

## 5.7 Samlet vurdering

Tallmaterialet fra Analysesenteret følger ikke et forsøksdesign, og derfor kan resultatene fra målingene ikke vise hvordan utviklingen i Trøndelag har vært. Maksimumsgrafene viser at det fortsatt er målinger over myndighetens grenseverdi 35 år etter Tsjernobylulykken for sopp og sau. Dette viser at det fortsatt er behov for målinger av radioaktivitet for å følge med på nivået av cesium-137, og eventuelle tiltak for å redusere mengden. I 2009 var det målt høyest verdi både for sopp og sau, og disse kan henge sammen, men det siden det ikke er spesifisert i tallmaterialet kan dette ikke konkluderes med. Høye verdier av cesium-137 i sopp et år kan føre at sau, rein og geitost får høyere verdier samme året. Dette henger sammen med at sopp er et næringsmiddel både for sau, rein og geiter. I år med høye forekomster av cesium-137 i sopp, og ringvirkningene de får på sau, rein og geitost kan føre til at mennesker får i seg høyere verdier av cesium-137. Radioaktive stoffer i mat og drikke utgjør kun en liten del av den totale stråledosen mennesker får i seg i løpet av et år, og faren for kreft etter radioaktivt nedfall er ubetydelig for folk flest. Derimot kan utsatte grupper i samfunnet, som reindriftssamer ha økt kreftfare etter det radioaktive nedfallet fra Tsjernobylulykken. Det er spesielt viktig at myndighetene følger med på nivået av cesium-137 for å beskytte utsatte grupper i samfunnet. Uten tiltak fra myndighetenes side ville mengden cesium-137 i matvarer potensielt være stor, og dette vil kunne gå utover både utsatte grupper, men også resten av befolkningen. Så selv om stråledosen fra mat og drikke er lav vil den potensielt være større om myndighetene ikke fulgte med, og iverksatte tiltak der det var behov. En økning i mengden vil også kunne føre til at den totale stråledosen per år øker, noe som kan føre til at flere mennesker rammes av kreft. Egne målinger viser at ingen av matvarene som ble kjøpt inneholder verdier som er over grenseverdiene til myndighetene. Dette er kun et øyeblikksbilde, og andre produkter fra dagligvarebutikker kan inneholde høyere og lavere verdier av cesium-137.

# Kapittel 6

## Konklusjon

Formålet med oppgaven var å undersøke hvordan nedfallet av cesium-137 etter Tsjernobylulykken påvirker matvarer fra utmark i Trøndelag, og hvordan dette påvirker inntaket av radioaktive stoffer hos mennesker via mat og drikke. Tallmaterialet fra Analysesenteret følger ikke en forsøksmodell, og dermed kunne ikke utviklingen av cesium-137 i utvalgte matvarer sammenlignes. Derimot viser maksimumsgrafene at det fortsatt måles prøver i Trøndelag som er over grenseverdiene til sopp og sau. Målinger over myndighetenes grenseverdier viser at nedfallet etter Tsjernobylulykken for 35 år siden fortsatt påvirker mengden cesium-137 i matvarer fra utmark i Trøndelag. Det er viktig at myndighetene kontrollerer nivået av cesium-137 i matvarer fra utmark i Trøndelag, og sørger for at mengden cesium-137 ikke øker risikoen for kreft i befolkningen, og spesielt i utsatte grupper. Tiltak for å redusere mengden cesium-137 er fortsatt viktig 35 år etter ulykken, og det kan fortsatt være viktig å ha tiltak i husdyrproduksjonen i mange år fremover.

# Litteraturliste

- Amundsen, I. mfl. (1996). *Ti år etter Tsjernobyl*. 1. utg. Landbruksforlaget AS. Kap. 3, s. 127. ISBN: 82-529-2138-8.
- Analysesenteret (udatert). *Måling av radioaktivitet*. URL: <http://www.labtjenester.no/radioaktivitet/>. (Besøkt: 13. april 2021).
- Ansatt ved Analysesenteret Trondheim (mai 2021). Personlig meddelelse.
- Bjørnstad, T. og J. Linder (2020). *Gammastråling*. URL: <https://snl.no/gammastr%C3%A5ling>. (Besøkt: 24. mars 2021).
- Brekke, M., T. Bjørnstad og J. Linder (2020). *Alfastråling*. URL: <https://snl.no/alfastr%C3%A5ling>. (Besøkt: 27. april 2021).
- Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet (2019). «Årsmelding 2018». I: URL: [https://dsa.no/publikasjoner/arsmelding-2019/DSA\\_%C3%A5rsmelding2018\\_ferdig.pdf](https://dsa.no/publikasjoner/arsmelding-2019/DSA_%C3%A5rsmelding2018_ferdig.pdf).
- (2020). *Radioaktivitet i mat og drikke*. URL: <https://dsa.no/radioaktivitet-i-mat-og-miljo/radioaktivitet-i-mat-og-drikke>. (Besøkt: 9. april 2021).
- (udatert). *Om oss*. URL: <https://dsa.no/om-oss>. (Besøkt: 27. april 2021).
- Dye, J. L. (okt. 2020). *Cesium*. URL: <https://www.britannica.com/science/cesium>. (Besøkt: 27. april 2021).
- Egset, S. M. (2015). *10 spørsmål om radioaktivitet i naturen*. URL: <https://forskning.no/husdyr-jord-og-skog-miljovern/10-sporsmal-om-radioaktivitet-i-naturen/472007>. (Besøkt: 27. april 2021).
- Folkehelseinstituttet (2016). *Ordforklaringer til stråling*. URL: <https://www.fhi.no/ml/miljo/straling/mer-om-straling/ordforklaringer-til-straling/>. (Besøkt: 03. mai 2021).

- Folkehelseinstituttet (udatert). *Dosebegreper og enheter for måling av radioaktivitet og stråling*. URL: <https://www.helsebiblioteket.no/retningslinjer/h%C3%A5ndbok-i-nbc-medisin/str%C3%A5leskader/str%C3%A5letyper/dosebegreper-og-m%C3%A5leenheter>. (Besøkt: 09. mai 2021).
- Forbord, A. (feb. 2021). *Radioaktivt cesium - K030b*. (Metode utarbeidet ved Analyseeneret i Trondheim.)
- Guldsen, G. og I. Amundsen (1994). «Radioaktivitet i Norske sopper perioden 1988-1993». I: *Våre Nyttevekster 2*, s. 36–47.
- Guttorm, S. J. T. og A. R. Skåra (feb. 2020). *Dette får du ikke kreft av!* URL: <https://www.mn.uio.no/kjemi/forskning/grupper/miljovitenskap/miljovitenskapbloggen/dette-far-du-ikke-kreft-av%21.html>. (Besøkt: 02. mai 2021).
- Harbitz, O. og L. Skuterud (1999). *Radioaktiv Forurensning*. 1. utg. Landbruksforlaget AS, s. 223. ISBN: 82-529-2197-3.
- Helsedirektoratet (1987). *Kostholdsrad for deg som spiser mye reinkjøtt og ferskvannsfisk*. (Brosjyre).
- Institutt for biovitenskap (feb. 2011). *Kalium*. URL: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/k/kalium.html>. (Besøkt: 02. mai 2021).
- Isotop* (udatert). URL: <https://skolediskusjon.no/kompendier/fysikk/kjernefysikk/isotop>. (Besøkt: 02. mai 2021).
- Johansen, A. (2021). *Stråling fra radioaktive kilder*. URL: <https://ndla.no/nb/subject:3d9454e8-460e-42c7-8f28-71663fbbf6e6/topic:dbc23651-7216-4610-bc38-dde58f013724/topic:1b4bd84e-b60f-40cb-83a8-23ad8926298a/resource:e766c14e-26b7-4cb5-a558-d0919fcf3097?filters=urn:filter:f18b0daa-6507-4025-8998-b8a11c8ccc70>. (Besøkt: 02. mai 2021).
- Jødal, M. (2020). *Generelt*. URL: [http://www.soppgleder.no/index.php?p=1\\_35\\_Generelt](http://www.soppgleder.no/index.php?p=1_35_Generelt). (Besøkt: 4. april 2021).
- Komperød, M., T. A. Østmo og L. Skuterud (okt. 2017). *Radioaktivitet i norsk mat - Resultater fra overvåkingen av dyr og næringsmidler 2016*. Mattilsynet. URL:



- [https://www.mattilsynet.no/mat\\_og\\_vann/uonskede\\_stofferimaten/radioaktivitet/radioaktivitet\\_i\\_norsk\\_mat\\_\\_resultater\\_fra\\_overvaakningen\\_av\\_dyr\\_og\\_naeringsmidler\\_2016.26921](https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/uonskede_stofferimaten/radioaktivitet/radioaktivitet_i_norsk_mat__resultater_fra_overvaakningen_av_dyr_og_naeringsmidler_2016.26921). (Besøkt: 17. april 2021).
- Langvatn, R. (2020). *Rein*. URL: <https://snl.no/rein>. (Besøkt: 3. mai 2021).
- Lee, A. M. (2019). *Symbiose (biologi)*. URL: [https://snl.no/symbiose\\_-\\_biologi](https://snl.no/symbiose_-_biologi). (Besøkt: 27. april 2021).
- Linder, J. (2021). *Betastråling*. URL: <https://snl.no/betastr%C3%A5ling>. (Besøkt: 27. april 2021).
- Matprat (2020). *Hvor mye kjøtt spiser vi?* URL: <https://www.matprat.no/artikler/ernaring/hvor-mye-kjott-spiser-vi-faktisk/>. (Besøkt: 12. mai 2021).
- (2021). *Transport og slaktning av rein*. URL: <https://www.matprat.no/artikler/matproduksjon/transport-og-slakt-av-rein/>. (Besøkt: 6. mai 2021).
- Mattilsynet (des. 2020a). *Resultater fra radioaktivetsmålinger på sau og rein høsten 2020*. URL: [https://www.mattilsynet.no/mat\\_og\\_vann/uonskede\\_stofferimaten/radioaktivitet/resultater\\_fra\\_radioaktivetsmaalinger\\_paa\\_sau\\_og\\_rein\\_hosten\\_2020.41459](https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/uonskede_stofferimaten/radioaktivitet/resultater_fra_radioaktivetsmaalinger_paa_sau_og_rein_hosten_2020.41459). (Besøkt: 30. april 2021).
- (2020b). *Resultater fra radioaktivetsmålinger på sau og rein høsten 2020*. URL: [https://www.mattilsynet.no/mat\\_og\\_vann/uonskede\\_stofferimaten/radioaktivitet/resultater\\_fra\\_radioaktivetsmaalinger\\_paa\\_sau\\_og\\_rein\\_hosten\\_2020.41459](https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/uonskede_stofferimaten/radioaktivitet/resultater_fra_radioaktivetsmaalinger_paa_sau_og_rein_hosten_2020.41459). (Besøkt: 11. mai 2021).
- Miljødirektoratet (2021a). *Radioaktivitet i sau på utmarksbeite*. URL: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/straling/radioaktiv-forurensning/radioaktivitet-pa-land-og-i-ferskvann/radioaktivitet-isau-pautmarksbeite/>. (Besøkt: 02. mai 2021).
- (2021b). *Radioaktivitet i sopp*. URL: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/straling/radioaktiv-forurensning/radioaktivitet-pa-land-og-i-ferskvann/radioaktivitet-i-sopp/>. (Besøkt: 17. april 2021).

- Olofsson, A. C. (2017). *Datering med Fisjonsprodukter*. URL: <https://www.mn.uio.no/kjemi/forskning/grupper/miljovitenskap/miljovitenskapbloggen/datering-med-fisjonsprodukter.html>. (Besøkt: 13.mars 2021).
- Pommeresche, R., T. Ruissen og E. Joner (nov. 2011). *Jordlevende sopp*. URL: [https://orgprints.org/id/eprint/30208/1/TEMA\\_6\\_18\\_Sopp%20endelig.pdf](https://orgprints.org/id/eprint/30208/1/TEMA_6_18_Sopp%20endelig.pdf).
- Regjeringen (2019). *Prop. 117 S (2018–2019)*. URL: <https://www.regjeringen.no/no/no/dokumenter/prop.-117-s-20182019/id2645944/?ch=4>. (Besøkt: 12. mai 2021).
- Rekdal, Y. mfl. (2019). «Utmarksbeite til sau». I: URL: [https://www.geno.no/contentassets/68e6876772f147fe8bbe28c473044f/utmarksbeite\\_sau\\_web.pdf](https://www.geno.no/contentassets/68e6876772f147fe8bbe28c473044f/utmarksbeite_sau_web.pdf). (Besøkt: 02. mai 2021).
- Salbu, B. og J. Reitan (2021). *Tsjernobylylykken*. URL: <https://snl.no/Tsjernobylylykken>. (Besøkt: 11. mars 2021).
- Skeie, S. og R. K. Abrahamsen (mai 2017). «Cheese». I: 4. utg. Academic Press. Kap. 45. ISBN: 9780124170124.
- Trondheim Kommune (1986). «Trondheim offentlige kjøtt- og næringsmiddelkontroll - Årsberetning 1986». Utgitt av Trondheim Kommune.
- VKM (2017). *Radioaktivitet i mat*. URL: <https://vkm.no/vkm/omvkm/forpressen/logooginfografikker.4.72c3261615e09f2472fded61.html>. (Besøkt: 6. mai 2021).
- Wikipedia (2019). *Hyfe*. URL: <https://no.wikipedia.org/wiki/Hyfe>. (Besøkt: 30. april 2021).
- (2021). *Tsjernobylylykken*. URL: <https://no.wikipedia.org/wiki/Tsjernobylylykken>. (Besøkt: 30. april 2021).
- Wulff, S. B. A. (2015). «Tsjernobylylykken og dens effekt på lokalområdet og Norge». I: URL: <https://www.mn.uio.no/kjemi/forskning/grupper/miljovitenskap/miljovitenskapbloggen/tsjernobylylykken-og-norge.html>. (Besøkt: 27. april 2021).

Østmo, T. A. (sep. 2020). *Radioaktivitet i mat – resultater fra Mattilsynets overvåking 2019*. Mattilsynet. ISBN: 978-82-93607-08-3. URL: [https://www.mattilsynet.no/mat\\_og\\_vann/uonskede\\_stofferimaten/radioaktivitet/radioaktivitet\\_i\\_mat\\_\\_resultater\\_fra\\_mattilsynets\\_overvaakingen\\_av\\_naeringsmidler\\_i\\_2019.40401](https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/uonskede_stofferimaten/radioaktivitet/radioaktivitet_i_mat__resultater_fra_mattilsynets_overvaakingen_av_naeringsmidler_i_2019.40401).

# Vedlegg

Tillegg A

Regneark

## A.1 Sopp

Årstall	Gjennomsnitt [Bq/kg]	Høyeste verdi [Bq/kg]	Median [Bq/kg]	Antall målinger	Antall målinger over grenseverdi
1990	174	1060	110	28	1
1991	346	2645	169	126	25
1992	213	2403	84	73	6
1993	670	9140	201	129	34
1994	287	785	227	27	5
1995	199	610	78	9	1
1996	234	1405	98	28	3
1997	135	963	80	29	2
1998	178	715	68	19	2
1999	145	916	60	10	1
2000	69	159	56	9	0
2001	330	1381	189	33	6
2002	70	313	16	7	0
2003	356	900	175	8	2
2004	94	310	35	11	0
2005	159	567	123	13	0
2007	177	320	177	2	0
2008	945	6864	491	25	10
2009	1573	10100	1029	30	16
2010	1099	5752	458	29	9
2011	1696	6575	1000	38	23
2012	501	1572	399	14	4
2014	1365	7943	522	43	19
2015	293	744	279	12	2
2017	365	2378	164	45	9
2018	419	2844	172	49	10
2019	625	2453	364	21	6
2020	655	3924	316	36	8

Figur A.1: Regneark for sopp (Excel)

## A.2 Rimsopp og kantarell

Årstall	Rimsopp		Kantarell	
	Median [Bq/kg]	Antall	Median [Bq/kg]	Antall
1990	350	2	133	2
1991		0	71	1
1992	690	1	89	4
1993	658	17	76	12
1994	698	4		0
1995	610	1	49	3
1996	372	1	76	4
1997		0	70	6
1998	689	1	57	5
1999	916	1	41	2
2000	91	1	39	1
2001	780	1	69	5
2002		0	65	1
2005		0	47	1
2011		0	18	1
2014	2182	11		0
2019	2330	3	246	1
2020	2853	4	55	1

Figur A.2: Regneark for rimsopp og kantarell (Excel)

## A.3 Sau

Årstall	Gjennomsnitt [Bq/kg]	Median [Bq/kg]	Høyeste verdi [Bq/kg]	Antall målinger	Antall målinger over grenseverdi
1990	250	206	963	73	7
1991	250	208	1044	59	5
1992	221	130	1512	134	11
1993	200	127	978	122	9
1994	147	77	634	20	1
1995	103	58	441	34	0
1996	268	139	661	8	1
1997	177	169	358	6	0
1998	85	58	167	3	0
1999	38	33	62	3	0
2000	288	274	836	60	4
2001	329	228	919	34	5
2002	203	209	541	17	0
2003	11	9	20	3	0
2004	82	32	315	8	0
2008	84	49	533	174	0
2009	171	75	1820	173	7
2010	112	64	559	105	0
2016	95	70	377	25	0
2017	94	48	618	104	1
2018	111	67	620	117	1
2019	85	49	778	113	2
2020	127	80	734	138	2

Figur A.3: Regneark for sau (Excel)



## A.4 Rein

Årstall	Gjennomsnitt [Bq/kg]	Median [Bq/kg]	Høyeste verdi [Bq/kg]	Antall målinger	Antall målinger over grenseverdi
1990	2752,428571	2379	5940	7	3
1991	4250	4250	6639	2	1
1992	966	605	2590	4	0
1995	457	186	1180	6	0
1996	644	358	1826	4	0
1997	1399	1399	2401	2	0
1998	1039	1039	1915	2	0
1999	99	78	169	3	0
2000	1135	206	4993	6	1
2001	492	492	787	2	0
2002	425	136	1086	3	0
2003	732	101	2016	3	0
2004	806	314	2004	3	0
2007	166	166	166	1	0
2008	438	451	592	8	0
2009	916	914	2031	22	0
2010	547	578	613	4	0
2011	148	138	218	5	0
2012	607	462	3324	27	1
2016	268	198	898	30	0
2017	363	213	1649	88	0
2018	296	192	1278	74	0
2019	277	174	1784	120	0
2020	351	207	1064	89	0

Figur A.4: Regneark for rein (Excel)

## A.5 Geitost

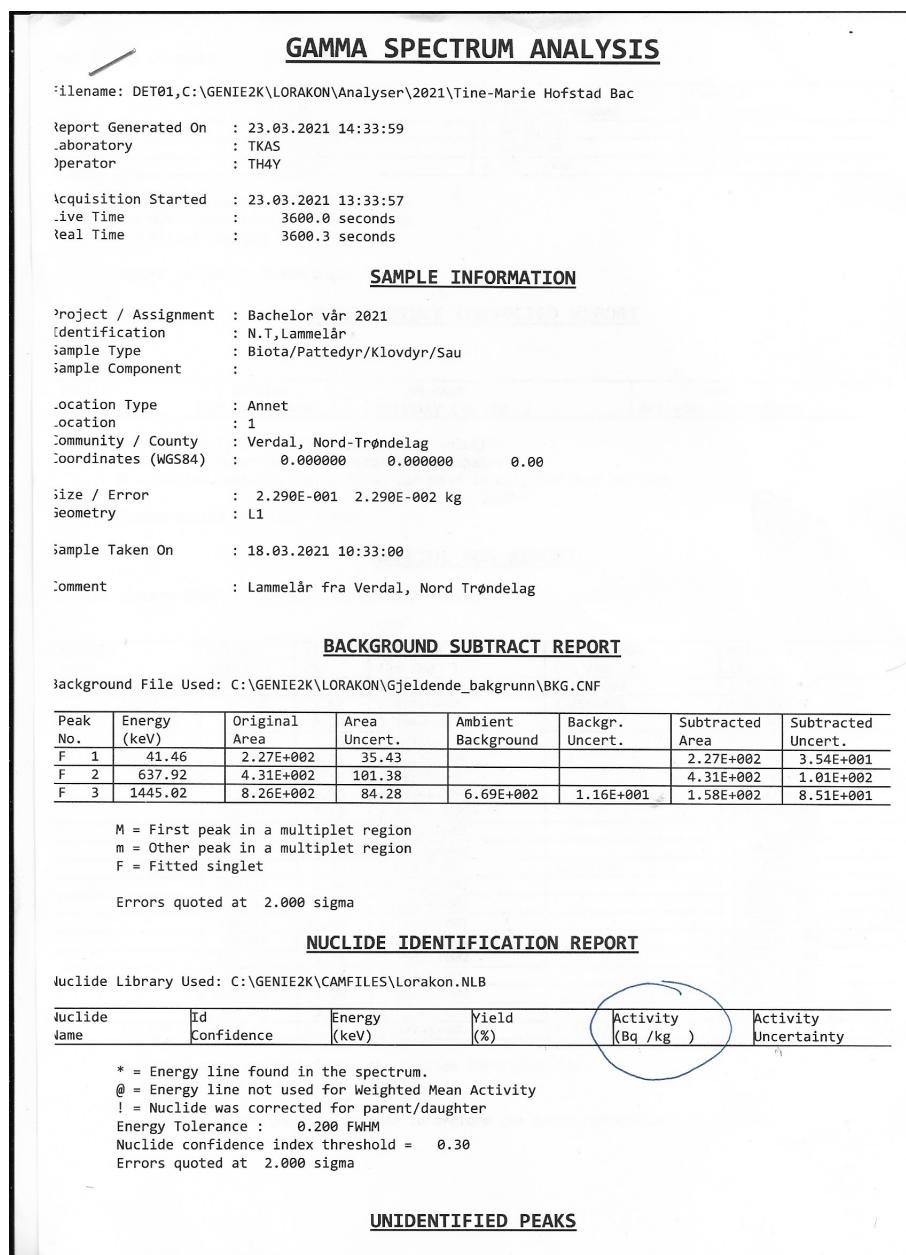
Årstall	Gjennomsnitt [Bq/kg]	Median [Bq/kg]	Høyeste verdi [Bq/kg]	Antall målinger	Antall målinger over grenseverdi
1990	12	11	19	3	0
1991	34	25	64	3	0
1992	122	124	125	3	0
1994	29	29	31	2	0
1995	28	28	29	2	0
1996	160	213	223	3	0
1999	73	55	159	4	0
2000	77	96	111	3	0
2001	52	63	66	3	0
2002	166	145	233	3	0
2003	39	18	88	3	0
2004	34	20	70	3	0
2016	8	8	8	1	0
2017	190	190	190	1	0
2018	87	67	318	13	0
2019	169	206	275	4	0
2020	296	296	296	4	0

Figur A.5: Regneark for geitost (Excel)

Tillegg B

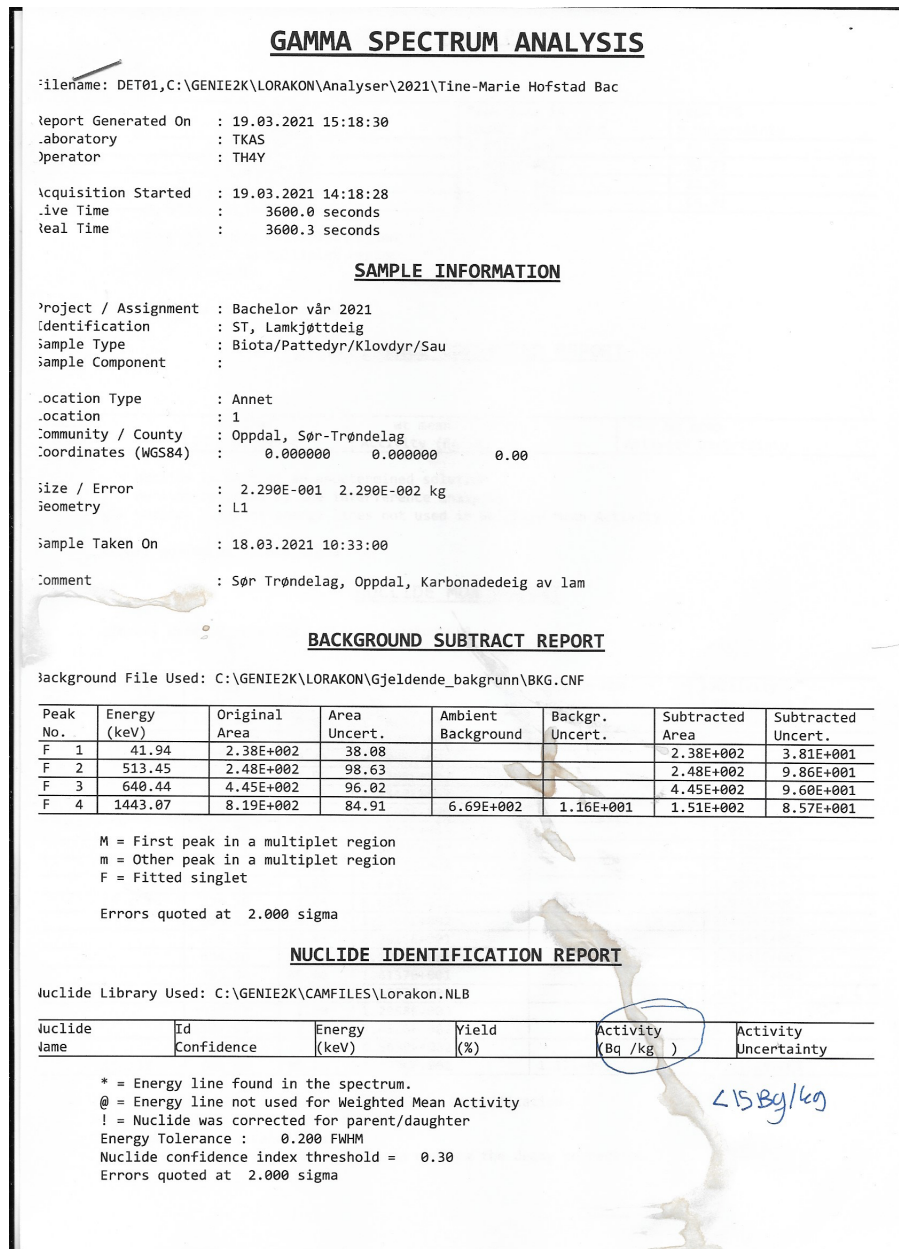
Rapporter

## B.1 Lammelår fra Nord-Trøndelag



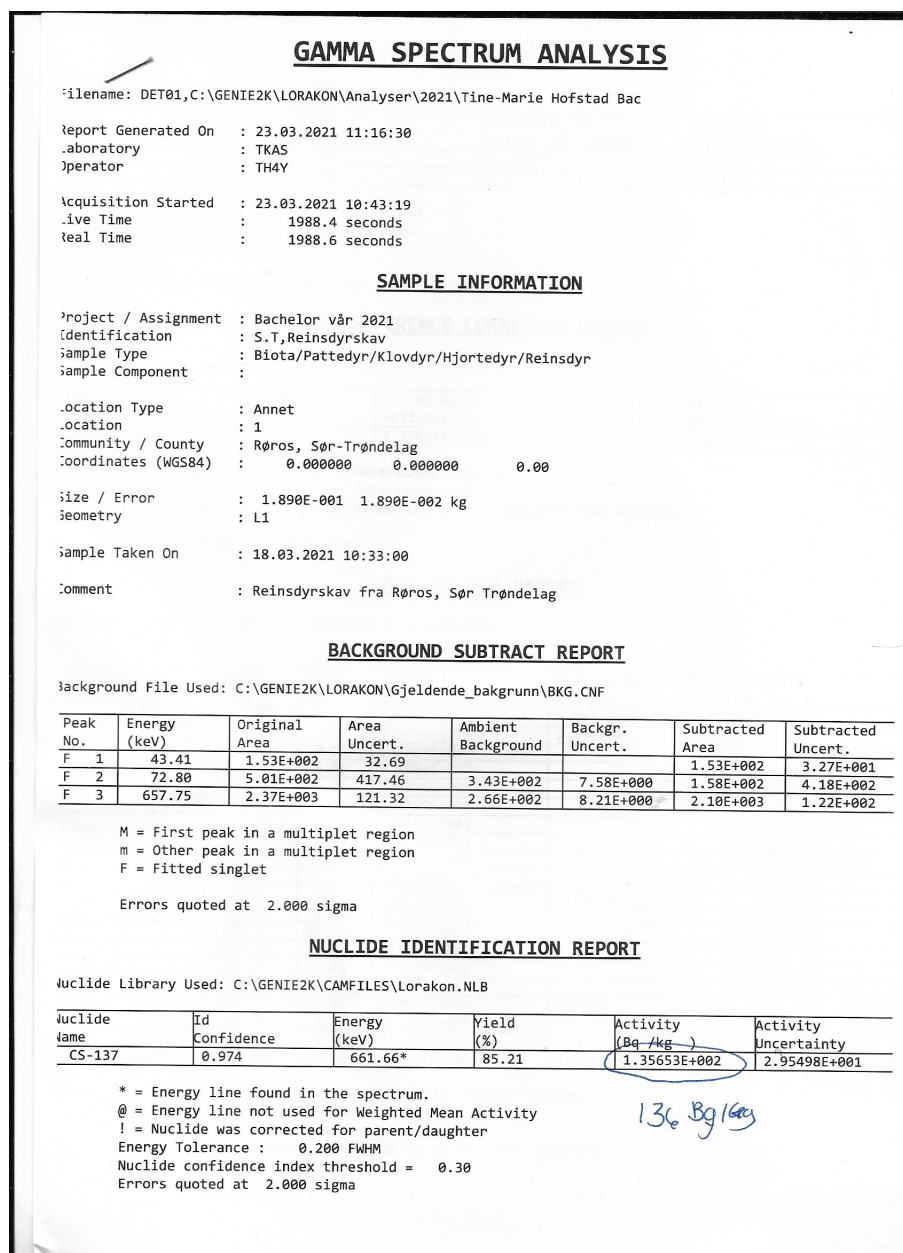
Figur B.1: Lammelår fra Nord-Trøndelag

## B.2 Lammekjøttdeig fra Nord-Trøndelag



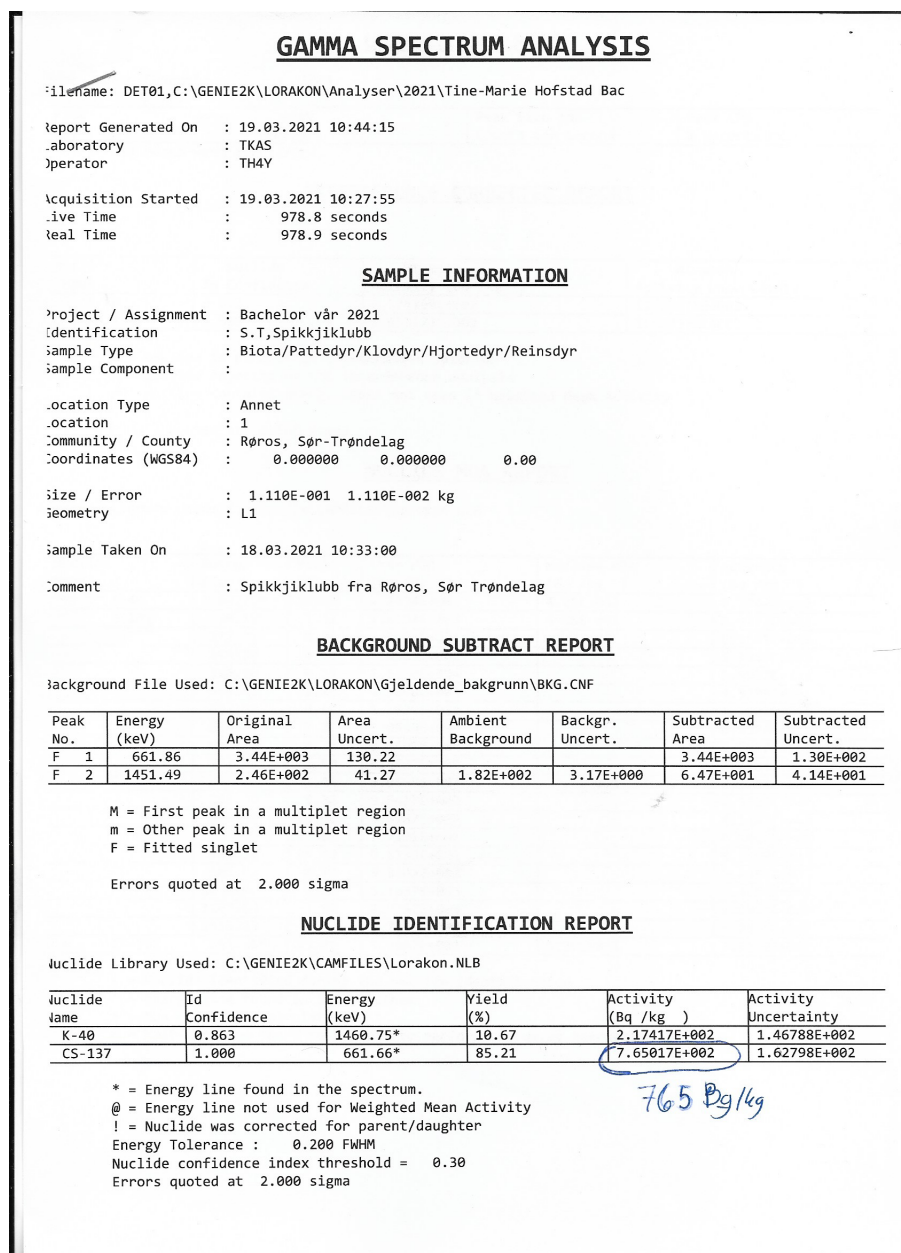
Figur B.2: Lammekjøttdeig fra Sør-Trøndelag

## B.3 Reinsdyrskav fra Sør-Trøndelag



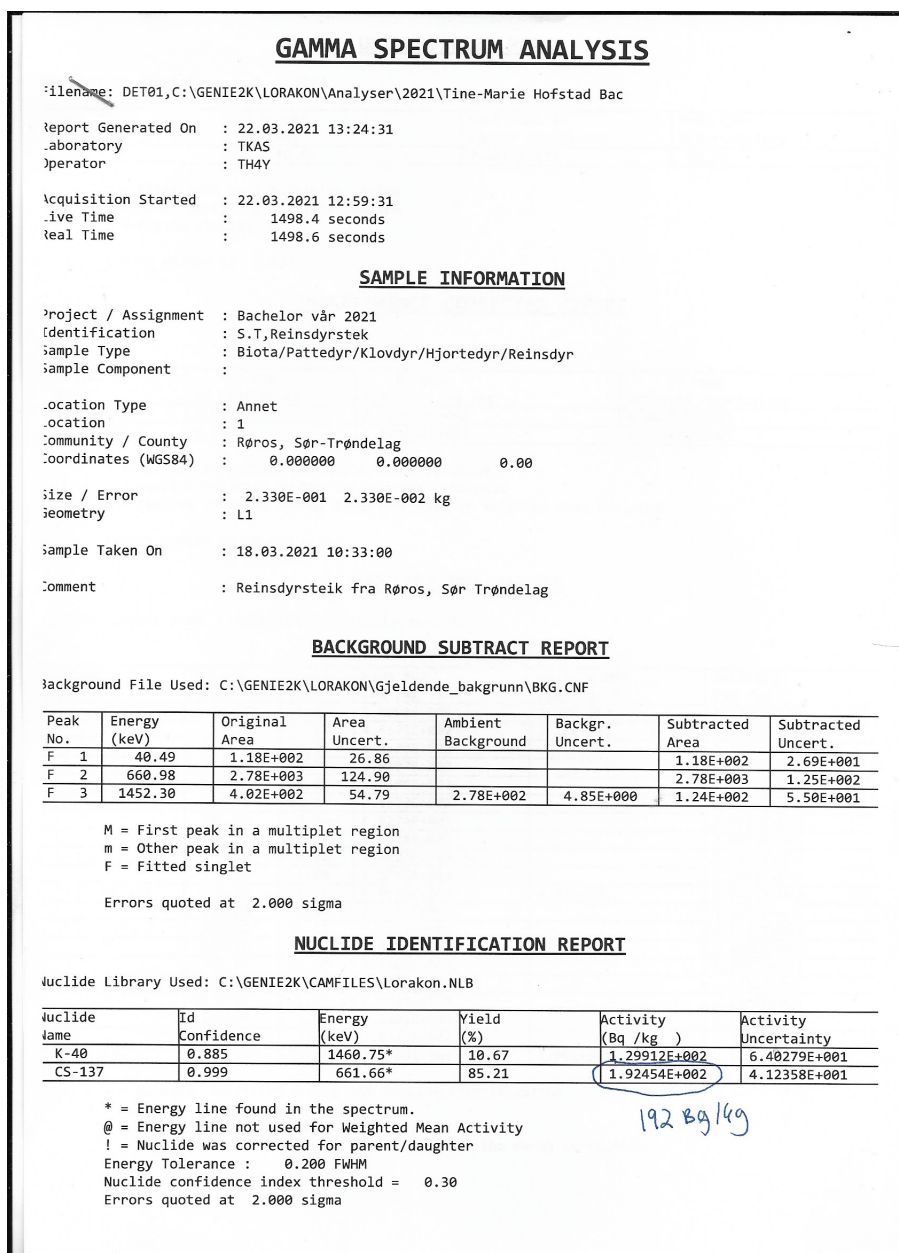
Figur B.3: Reinsdyrskav fra Sør-Trøndelag

## B.4 Spikkjiclubb fra Sør-Trøndelag



Figur B.4: Spikkjiclubb fra Sør-Trøndelag

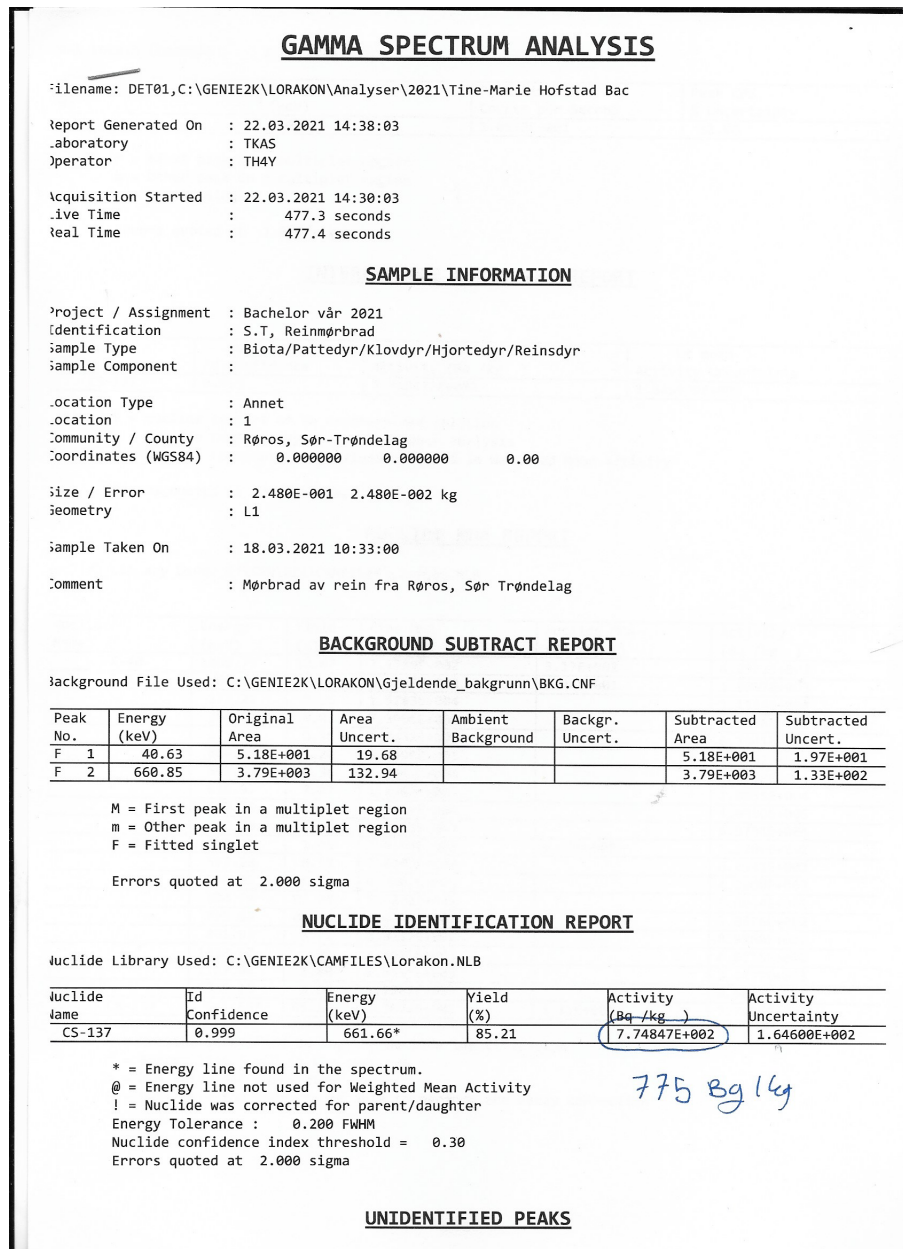
## B.5 Reinsdyrsteik fra Sør-Trøndelag



Figur B.5: Reinsdyrsteik fra Sør-Trøndelag

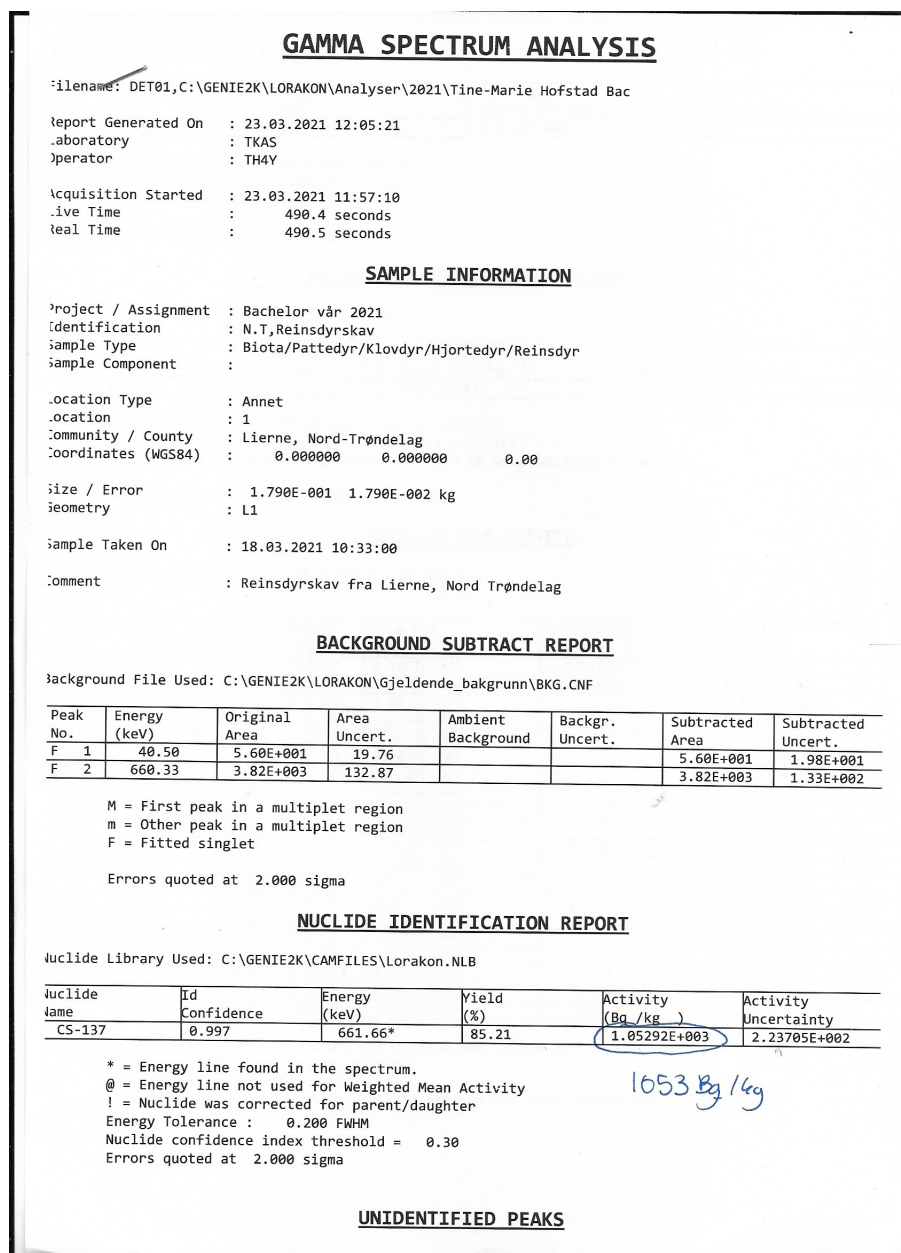


## B.6 Reinmørbrad fra Sør-Trøndelag



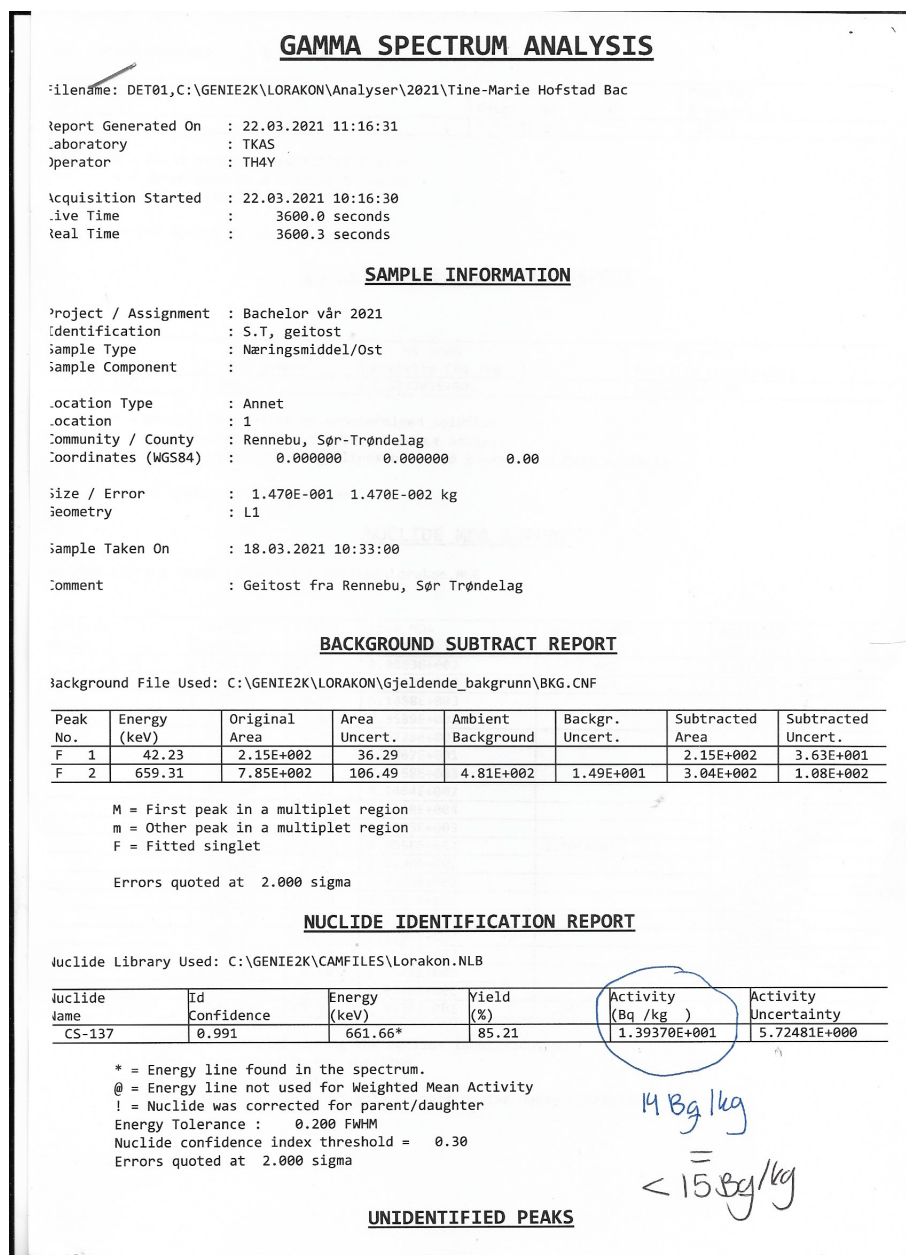
Figur B.6: Reinmørbrad fra Sør-Trøndelag

## B.7 Reinsdyrskav fra Nord-Trøndelag



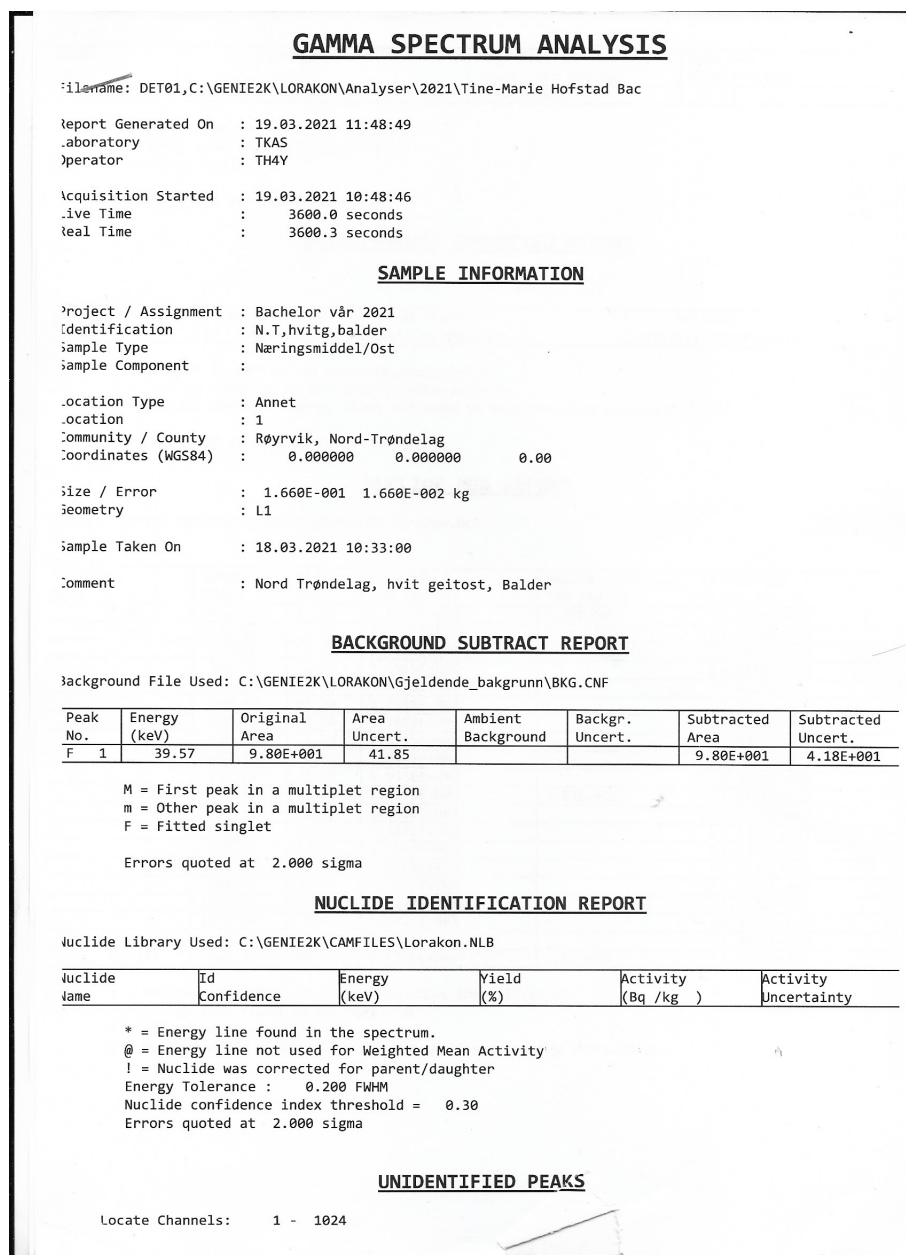
Figur B.7: Reinsdyrskav fra Nord-Trøndelag

## B.8 Geitost fra Sør-Trøndelag



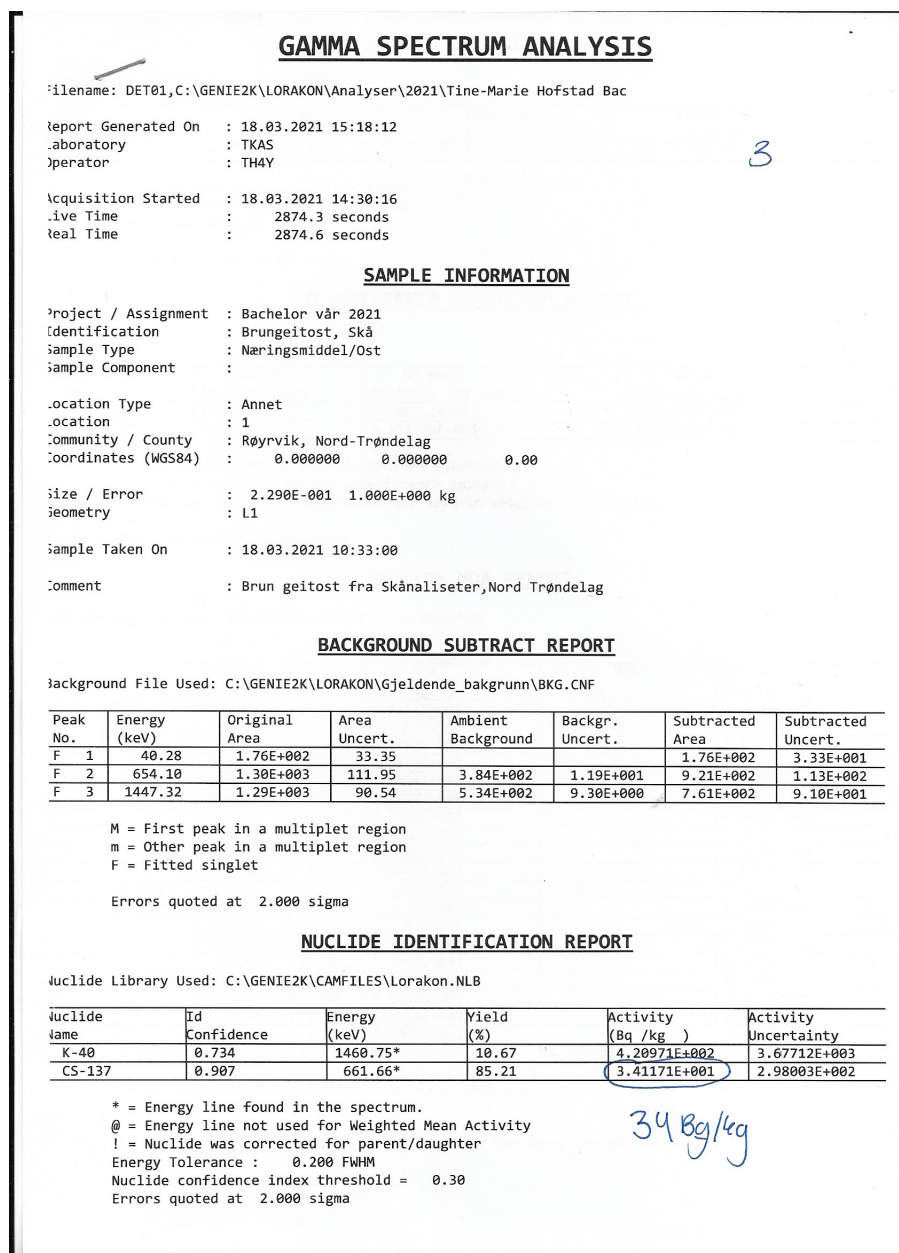
Figur B.8: Geitost fra Sør-Trøndelag

## B.9 Hvit geitost fra Nord-Trøndelag



Figur B.9: Hvit geitost, Balder, fra Nord-Trøndelag

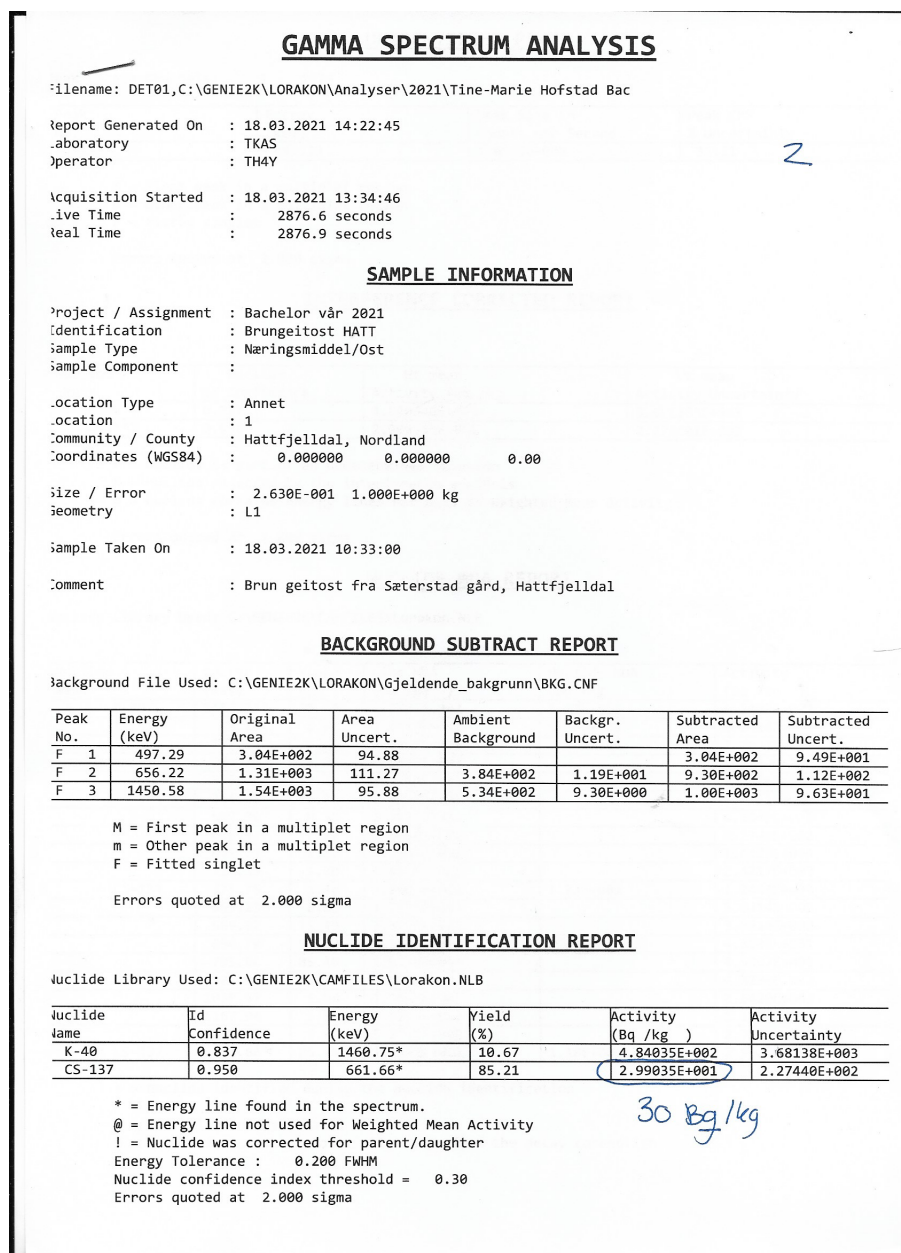
## B.10 Brun geitost fra Nord-Trøndelag



Figur B.10: Brun geitost fra Nord-Trøndelag

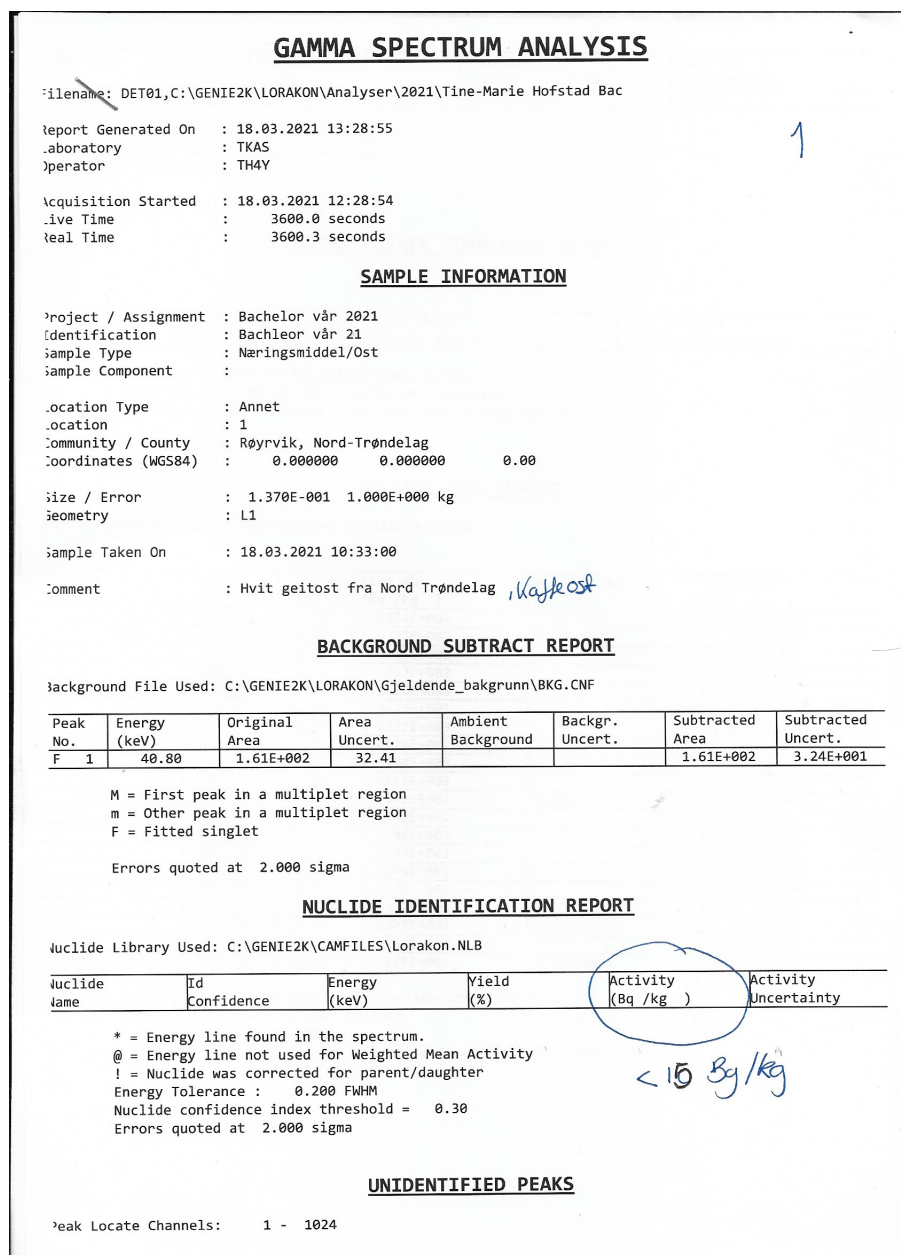


## B.11 Brun geitost fra Nordland



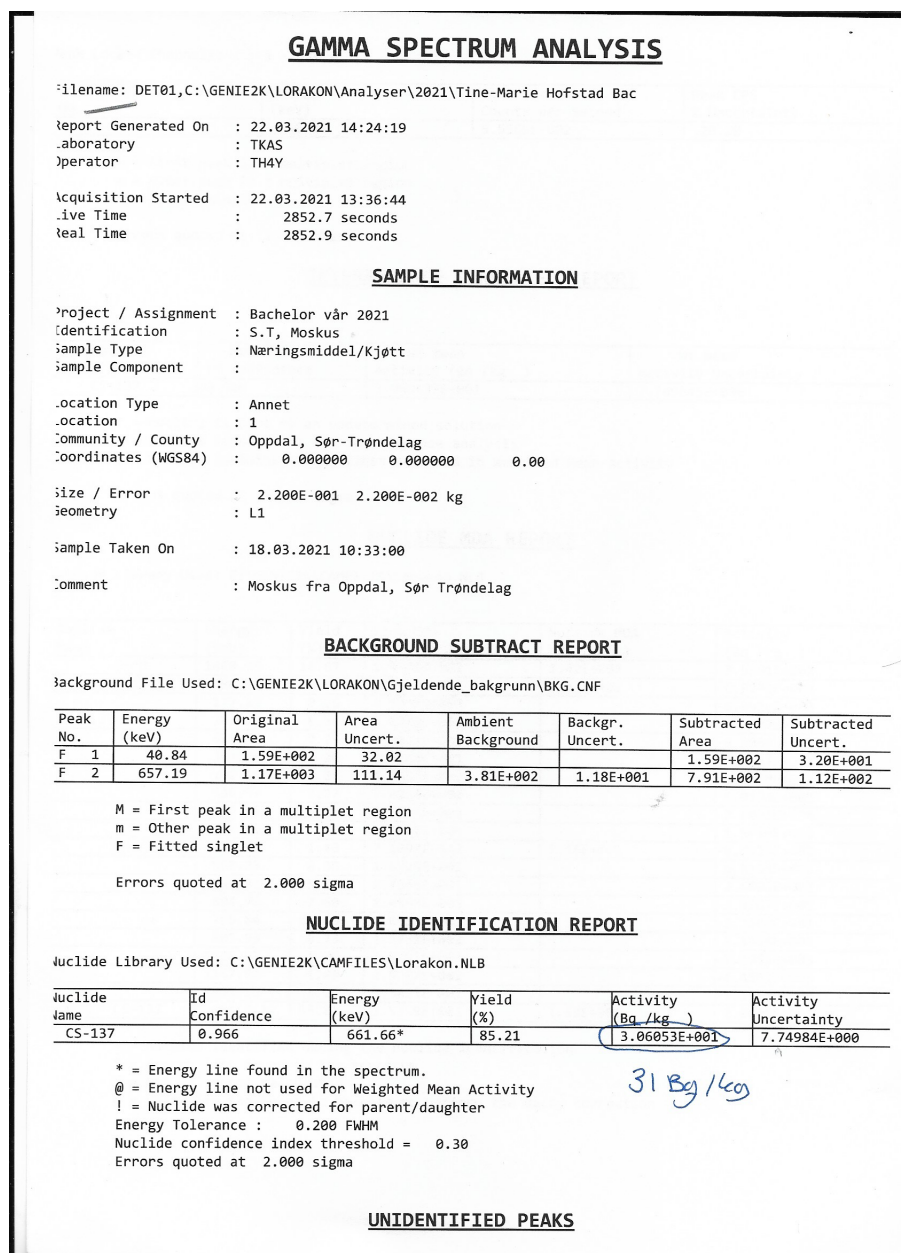
Figur B.11: Brun geitost fra Hattfjelldal, Nordland

## B.12 Hvit geitost fra Nord-Trøndelag



Figur B.12: Hvit geitost, kaffeost, fra Røyrvik, Nord-Trøndelag

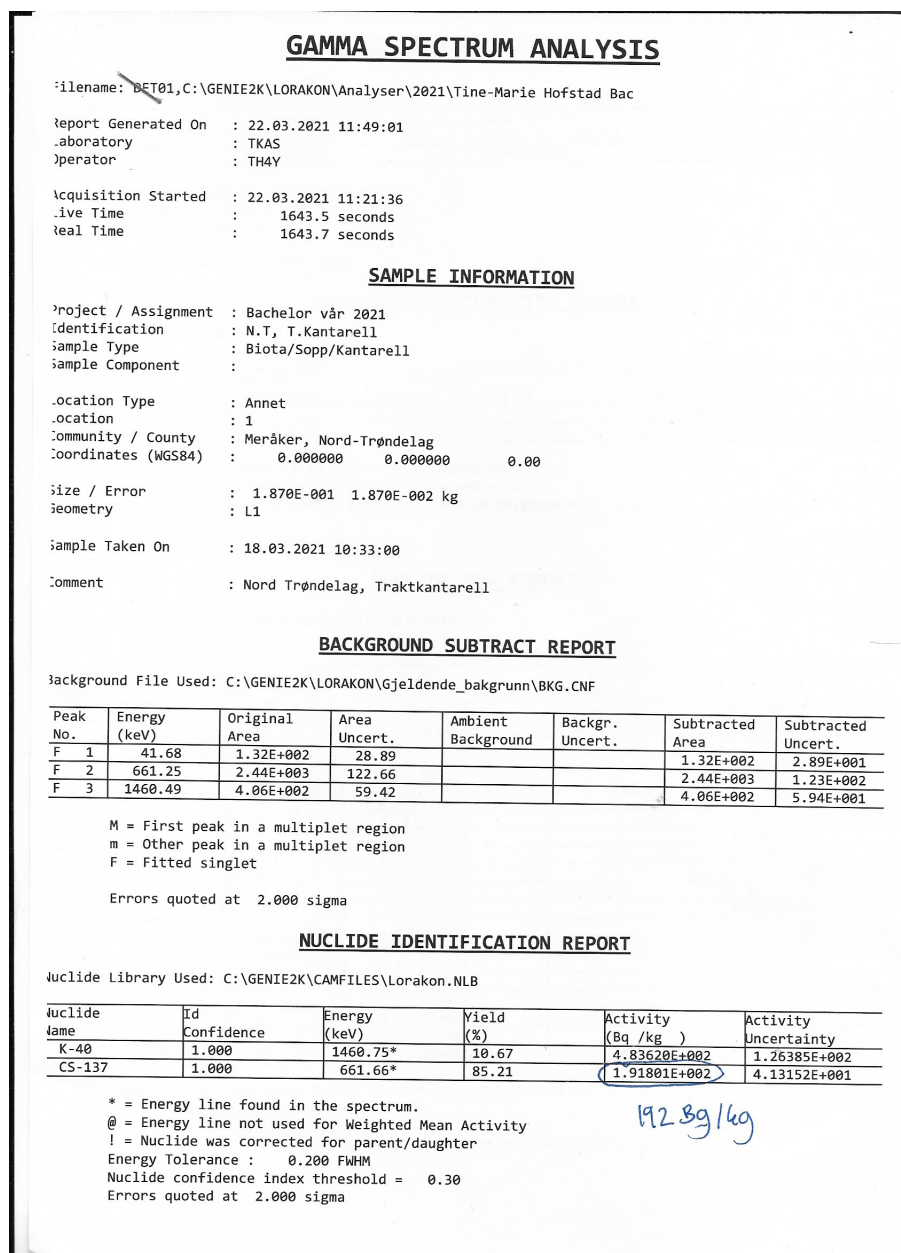
## B.13 Moskus fra Sør-Trøndelag



Figur B.13: Moskus fra Sør-Trøndelag

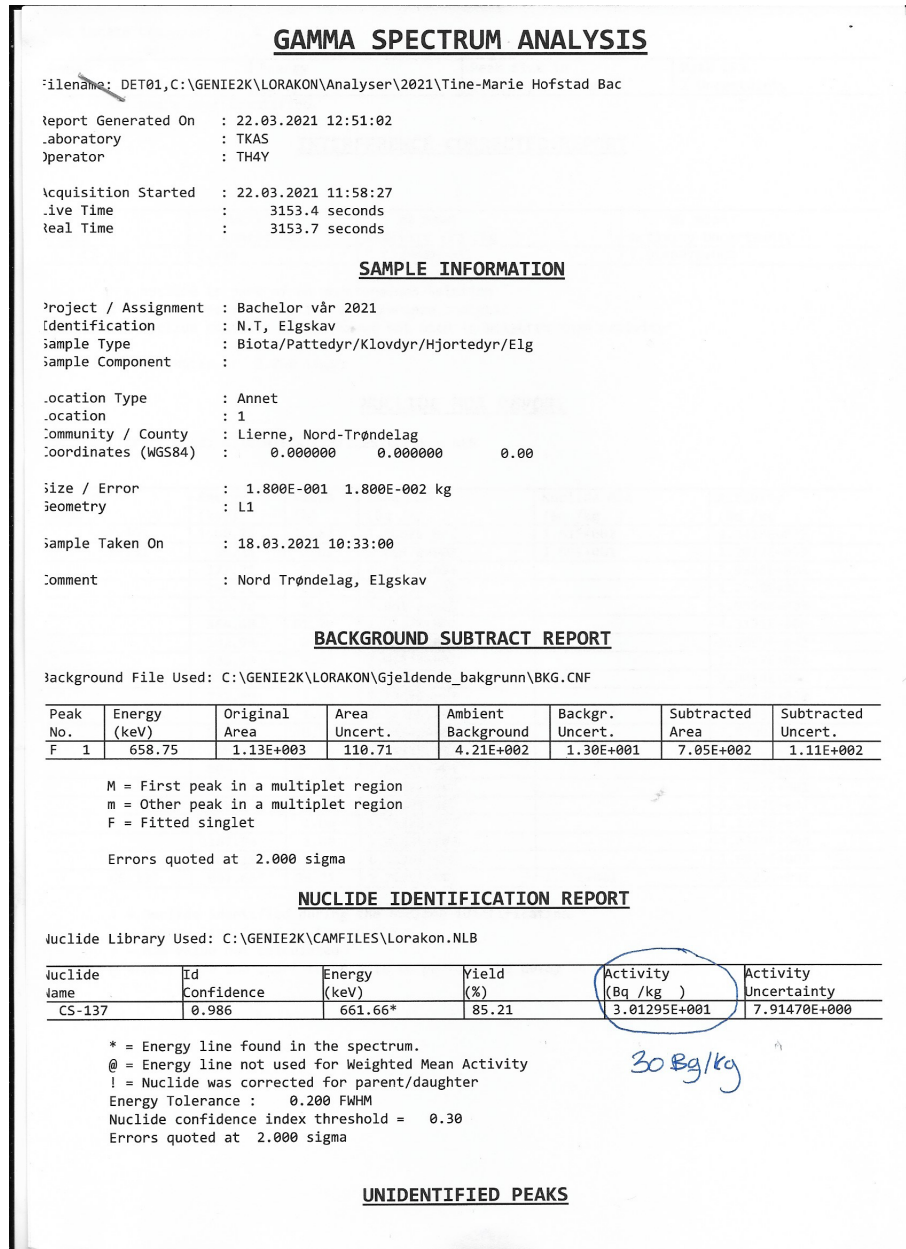


## B.14 Kantarell fra Nord-Trøndelag



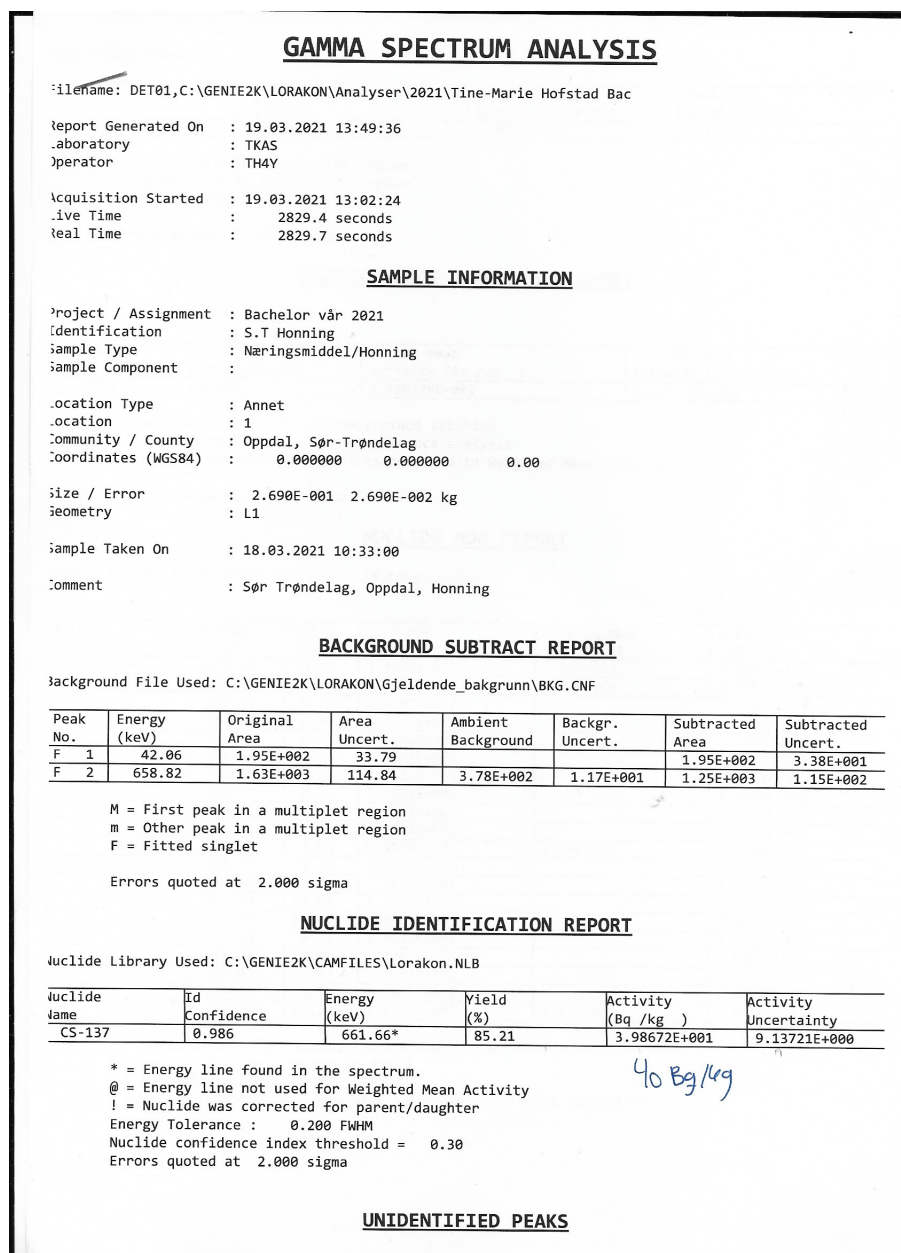
Figur B.14: Kantarell fra Nord-Trøndelag

## B.15 Elgskav fra Nord-Trøndelag



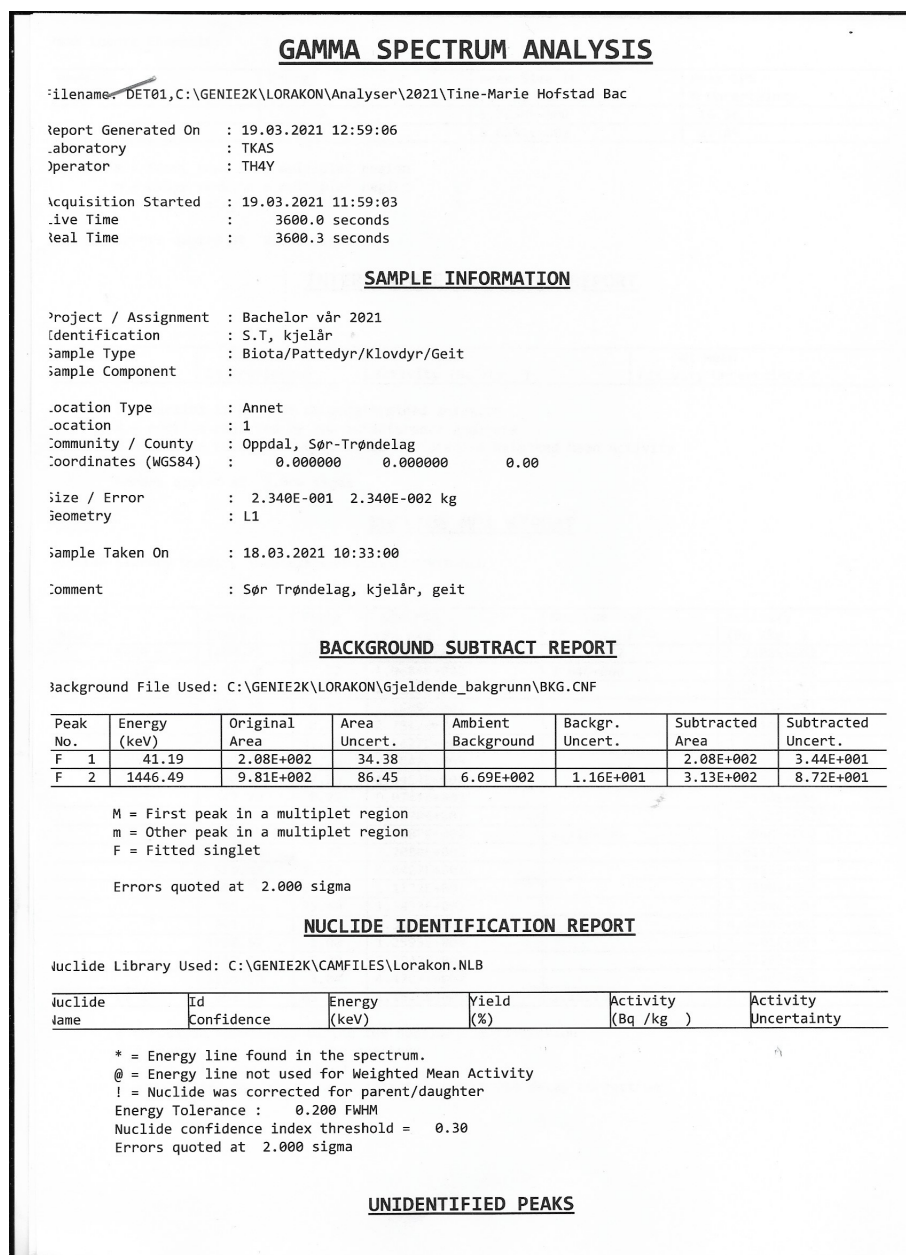
Figur B.15: Elgskav fra Nord-Trøndelag

## B.16 Honning fra Sør-Trøndelag



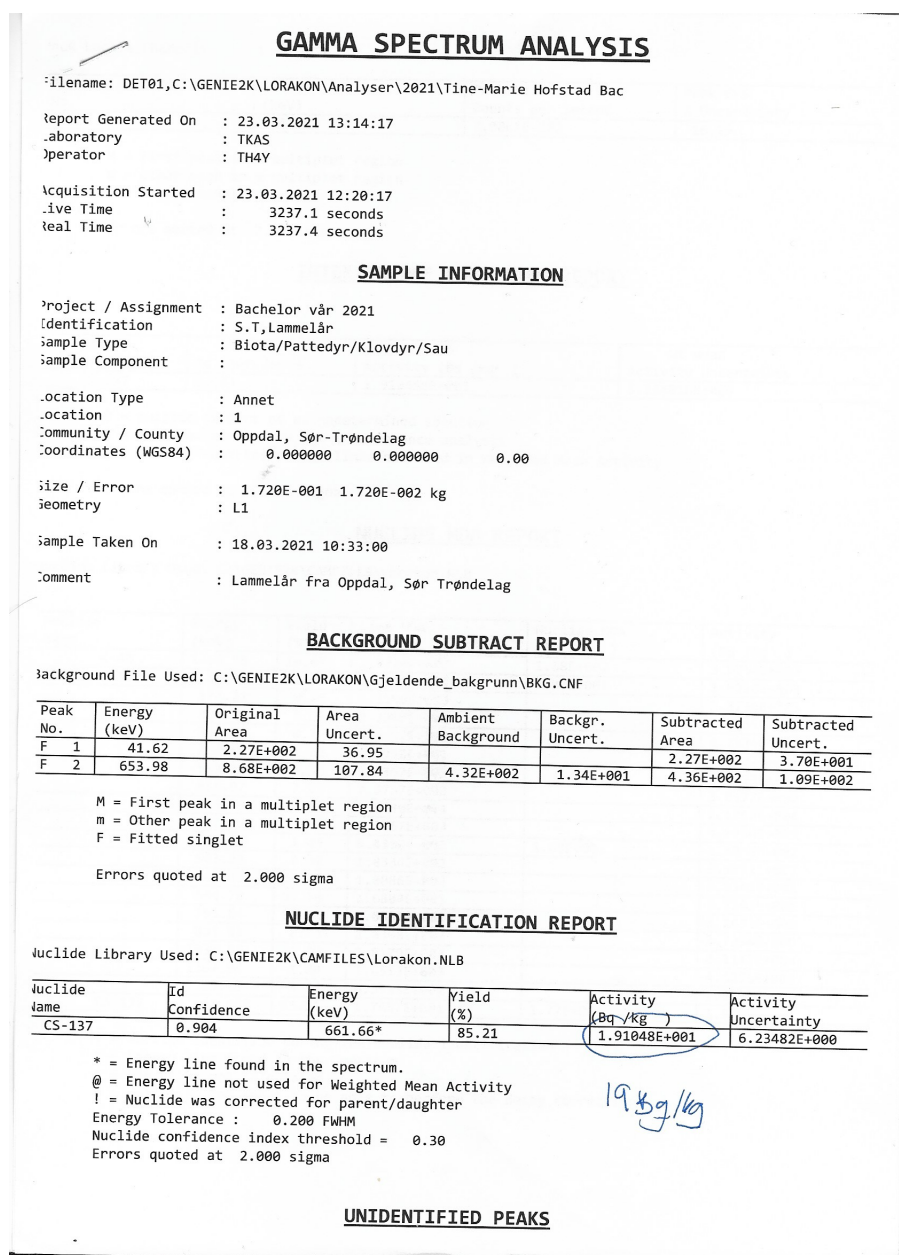
Figur B.16: Honning fra Sør-Trøndelag

## B.17 Kjelår fra Sør-Trøndelag



Figur B.17: Kjellår fra Sør-Trøndelag

## B.18 Lammelår fra Sør-Trøndelag



Figur B.18: Lammelår fra Sør-Trøndelag

