

1739

NINA Rapport

Radioaktiv forurensning i ville planter

Overvåking av cesium-137 i utvalgte områder i norsk natur

Lise Tingstad og Signe Nybø



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Radioaktiv forurensning i ville planter

Overvåking av cesium-137 i utvalgte områder i norsk natur

Lise Tingstad
Signe Nybø

Tingstad, L. & Nybø, S. 2019. Radioaktiv forurensning i ville planter. Overvåking av cesium-137 i utvalgte områder i norsk natur. NINA Rapport 1739. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3494-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Seniorforsker John Atle Kålås

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Svein-Håkon Lorentsen (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Direktoratet for strålevern og atomikkerhet

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Runhild Gjelsvik

FORSIDEBILDE

© Lise Tingstad

NØKKEWORD

Radioaktivitet

Naturovervåking

Radioaktivt cesium

Cs-137

Opptak av cesium i planter

KEY WORDS

Radioactivity

Nature monitoring

Radiocaesium

Cs-137

Plant uptake

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Tingstad, L., & Nybø, S. 2019. Radioaktiv forurensning i ville planter. Overvåking av radioaktivt cesium-137 i utvalgte områder i norsk natur. NINA Rapport 1739. Norsk institutt for naturforskning.

Radioaktive stoffer fra menneskelig aktivitet som slippes ut i naturen i større mengder kan utgjøre en fare for både planter, dyr og mennesker. Etter ulykken i Tsjernobyl i 1986 fikk flere områder i Norge til dels store nedfall av radioaktivt materiale, deriblant nedfall av radioaktivt cesium (Cs-137) som har en fysisk halveringstid på 30 år. Dette nedfallet har ført til forurensning av flere områder, og grunnet den lange halveringstiden er Cs-137 fremdeles tilstede i naturen. Gjennom et overvåkingsprogram har man i utvalgte områder kunnet følge nivåene av radioaktivt cesium fra tidlig på 90-tallet og frem til i dag. Formålet med overvåking av radioaktive stoffer i naturen er å bygge opp referansekunnskap om nivåer, opptak og transport av radioaktiv forurensning i ulike arter og økosystemer. I tillegg gir det oss viktig kunnskap om geografiske variasjoner og varighet av radioaktiv forurensning i forskjellige arter og økosystemer. Overvåking av radioaktivitet i norsk natur er også et avgjørende ledd i å opprettholde og utvikle en god beredskap ved eventuelle nye atomhendelser.

Denne rapporten viser resultater fra NINAs overvåking av utvalgte karplante-, lav-, og mosearter fra flere lokaliteter i Norge. Blant artene som overvåkes er viktige beiteplanter for småvilt, rein og sau. Det rapporteres fra syv lokaliteter som inngår i «Program for overvåking av radioaktiv forurensning i norske landområder og ferskvannssystemer» for perioden 2013-2018, og fra to lokaliteter ved Dørålen i Rondane og Knutshø på Dovrefjell hvor det rapporteres fra en lengre periode fra 1991 til 2019. Innsamlingen på de syv førstnevnte lokalitetene er koordinert med NINAs overvåkingsprogram «Terrestrisk naturovervåking» (TOV). I tillegg vises data fra en undersøkelse av jordsmonn og planter på rabb og snøleie ved Knutshø på Dovrefjell som ble utført i perioden 1987-1990, og som ble gjort i 2015.

Resultatene fra de syv TOV - lokalitetene viser at det er radioaktivt cesium tilstede i jord og planter på samtlige lokaliteter hvor det er foretatt målinger, og at det på noen av lokalitetene er relativt høye verdier selv 30 år etter Tsjernobyl. I sær er området Børgefjell i Nordland belastet med høye verdier, - opp til 25 ganger høyere enn de andre TOV-lokalitetene. Gjennomsnittlig nivå av Cs-137 i planter fra de øvrige TOV-lokalitetene i perioden 2013-2018 er mellom 20-300 Bq/ kg tørrvekt, med unntak av røsslyng der nivåene er vesentlig høyere. Overføringskoeffisientene fra jord til planter viser at disse er høyest i de sørligste TOV-områdene Lund og Solhomsfjell. Dette har trolig sammenheng med et skrint jordsmonn og tidligere tilførsel av sur nedbør.

Tidsseriene fra Dovre og Rondane viser at nivået av radioaktivt cesium i gjennomsnitt har avtatt over tid, men at det i dag er stor variasjon mellom arter og lokaliteter. Variasjon i opptaket av Cs-137 på ulike lokaliteter kan skyldes ulikt nedfall, jordsmonn og ulik påvirkning fra for eksempel sur nedbør. I tillegg har artene spesifikke egenskaper som kan gjøre at de opptar mer eller mindre radioaktivt cesium. Arter av lav, moser og torvmoser hadde høye verdier ved tidsserienes start, men verdiene i disse artsgruppene avtok raskt over tid. For urter, gras og vedplanter derimot, var nivåene ved målingenes start lavere, men har ikke avtatt med samme hastighet som for lav og moser. Et lavere opptak i karplanter ved målingenes start har trolig sammenheng med at karplantene på mange av lokalitetene ikke hadde utviklet grønne blader da nedfallet skjedde 28. april 1986 og dermed ble ikke nedfallet avsatt på utsiden av plantene slik som var tilfellet for moser og lav. Karplanter kan i motsetning til moser og lav, ta opp radioaktivt cesium fra jorda via røttene, og de kan derfor fortsette opptaket av cesium i lang tid. I 2018 er nivåene av radioaktivt cesium allikevel i samme størrelsesorden i både lav, moser og karplanter. Unntaket er enkelte vedplanter, som for eksempel røsslyng, som i dag har tilnærmet like høye verdier som ved målingenes start.

Målinger av gamle og nye skudd av samme plante viser at Cs-137 kan transporteres innad i plantene. Nye skudd har gjerne høyere nivå av Cs-137 enn eldre deler av planten. Dette kan ha betydning for cesiumnivået i beitedyr, som gjerne foretrekker unge skudd.

Et gjentak av undersøkelser av cesiumnivåer i jord, dødt organisk materiale og planter fra en rabbe og et snøleie i Knutshø, Dovrefjell 1987/91 til 2015, viser at mye cesium er bundet til dødt organisk materiale (humus, råhumus) i jorda selv 29 år etter Tsjernobylulykken. Cs-137 i dødt organisk materiale er lite biotilgjengelig for plantene, men det ville være interessant å se om det blir tilgjengelig når det døde organiske materiale etter hvert brytes ned.

Lise Tingstad, NINA; Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, lise.tingstad@nina.no
Signe Nybø, NINA; Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, signe.nybo@nina.no

Abstract

Tingstad, L. & Nybø, S. 2019 Radioactive caesium Cs-137 in wild-living plant species in Norwegian mountain areas. NINA Report 1739. Norwegian Institute for Nature Research.

Following the Chernobyl nuclear accident in 1986, Norway received large fallouts of radiocaesium (Cs-137), and especially mid and central parts of Norway were seriously affected. The fallout regions coincided with important areas for grazing of reindeer, small game and sheep, and had consequences for meat production. The problem is still present, as Cs-137 has a half-life of 30 years. Through a monitoring programme the levels of radiocaesium have been followed closely since the beginning of the 90's until today. The purpose of the monitoring programme is to gain better knowledge of radiocaesium uptake by different organisms, and the transport and storage within ecosystems. The programme allow us to detect long-term changes of radiocaesium levels in nature. The monitoring of radioactivity is also an important part of maintaining and developing a contingency plan in case of eventual future fallouts.

This report shows the results of monitoring of contamination levels of radioactive caesium in selected plant species, including bryophytes, lichens and vascular plants, some of which are important for grazing. The report includes the most recent results from the programme of "terrestrial nature monitoring" (TOV) for the time period 2013-2018, and in addition results from a study along altitudinal gradients close to Rondane and Dovrefjell mountain areas from 1991 until 2019. We also include results from a separate, local study of radiocaesium content in plants and soil samples from snowbeds and ridges near Knutshø, Dovrefjell sampled from 1987-1990 and repeated in 2015.

Results show that the radiocaesium content is measurable at all sites, both in plants and soil samples, and at some localities the content is still high 30 years after the Chernobyl accident. Especially the area of Børgefjell in Nordland have high contamination levels compared to other localities.

Time series from Rondane and Dovrefjell mountain areas show that radiocaesium content in plants have decreased over time, but there are large variation between species, and between and within sites. Variation in the rate of uptake at different localities can be due to differences in fallout level and soil chemistry or it may be explained by the potential effects of acid rain. In addition, there are species-specific traits that allow for a higher or lower uptake of radiocaesium in certain species.

Species of lichens and bryophytes had high content of radiocaesium in the first years after the Chernobyl accident. This could partly be explained by the fact that lichens and bryophytes lack roots, and therefore can have an increased uptake directly from perspiration and water. Some of the fallout in 1986 fell as hot particles that adhered to the surface of the species and caused high uptake. The contamination levels for lichens and bryophytes decreased rapidly over time. For vascular plants on the other hand, the contamination levels were much lower at the beginning of the time series, but did not show the same decline over time. This is due to the vascular plants root system that causes continuous uptake of Cs-137 from the soil. The root uptake can go on for years, as part of the remaining radiocaesium will be available to plants in the upper layers of the soil. The uptake over time is especially clear for woody plant species like the heather (*Calluna vulgaris*), which have approximately the same contamination levels today as in 1991, indicating an active uptake over time. Even so, the levels in most species of vascular plants today are in the same order of magnitude as in bryophytes and lichens.

Further, samples taken from different parts of the plants show that Cs-137 seem to be transported internally in the plant, as new shoots show a higher contamination level than older parts of the plant. This might affect grazing animals, as they often prefer the newer shoots. Results from soil samples indicate that not all radiocaesium is available to plants; a large part of the total deposited radiocaesium is stored in dead organic material in the soil. This radiocaesium will

have low bio-availability for plant uptake, but it would be interesting to know to what extent radio-caesium recycles as the dead organic material decomposes.

Lise Tingstad, NINA; Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, lise.tingstad@nina.no
Signe Nybø, NINA; Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, signe.nybo@nina.no

Innhold

Sammendrag.....	3
Abstract	5
Innhold.....	7
Forord	8
1 Radioaktivitet i Norge.....	9
2 Radioaktivt cesium i planter.....	11
2.1 Overvåking – lokaliteter for vegetasjon, innsamling og analyse	11
2.1.1 «Program for terrestrisk naturovervåking» (TOV)	11
2.1.2 Høydegradienter i Rondane og Dovrefjell	12
2.1.3 Data fra Knutshø, Dovrefjell.....	12
2.2 Analyser av prøver og beregning av overføringsfaktor	12
2.3 Resultater fra de syv TOV-lokalitetene 2013-2018	13
2.3.1 Overføring av cesium fra jordsmonn til planter.....	18
2.4 Endringer i radioaktivt cesium i planter over tid (1991-2019) og med høyde over havet	19
2.4.1 Tidsserier 1991-2019.....	22
2.4.2 Høydegradienter	24
2.4.3 Transport av radioaktivt cesium i planter.....	25
2.5 Radioaktivt cesium lagres i humus 29 år etter Tsjernobyl; et lokalt studie	28
2.6 Oppsummering/diskusjon	31
3 Referanser	33

Forord

Denne rapporten presenteres som en del av NINAs aktivitet innenfor radioøkologisk forskning og samarbeidsavtalen med Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet. Her rapporteres resultater fra overvåkingen av radioaktivt cesium for utvalgte ville plantearter og områder i norsk natur i perioden 2013-2018, samt to tidsserier fra 1991 til 2019 langs utvalgte høydegradienter i fjellet. Vi takker for godt samarbeid med Runhild Gjelsvik og Lavrans Skuterud i Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet, over lang tid.

Vi takker Simen Bretten, bestyrer av Kongsvold biologiske stasjon, - nå pensjonist, for tilgang på data fra rabber og snøleier ved Knutshø, Dovrefjell i 1986-1991, og hans deltakelse i feltarbeid i 2015. Han har også gitt innspill til teksten i kapittel 2.6. Videre takker vi alle som har vært med på feltarbeidet. I tillegg takker vi Øyvind Hamre og Mai Irene Solheim som har gjort laboratoriearbeidet, og Jens Åström som har laget figurer til kapittel 2.4 og 2.6. Vi takker også Eldar Gaare som har samlet inn data fra Knutshø og Dørålen før 2013, og ikke minst Bodil Wilmann som har systematisert og kvalitetssikret disse dataene og etablert database der disse er tilgjengelig. Takk også til Runhild Gjelsvik for gode innspill og kommentarer til rapporten.

Overvåkingen som presenteres her bidrar med viktig kunnskap for beskyttelse av miljøet mot eksponering fra radioaktive stoffer, og er avgjørende for å opprettholde en god beredskap i tilfelle nye atomhendelser.

Trondheim, 31. oktober 2019

Lise Tingstad og Signe Nybø,
NINA

1 Radioaktivitet i Norge

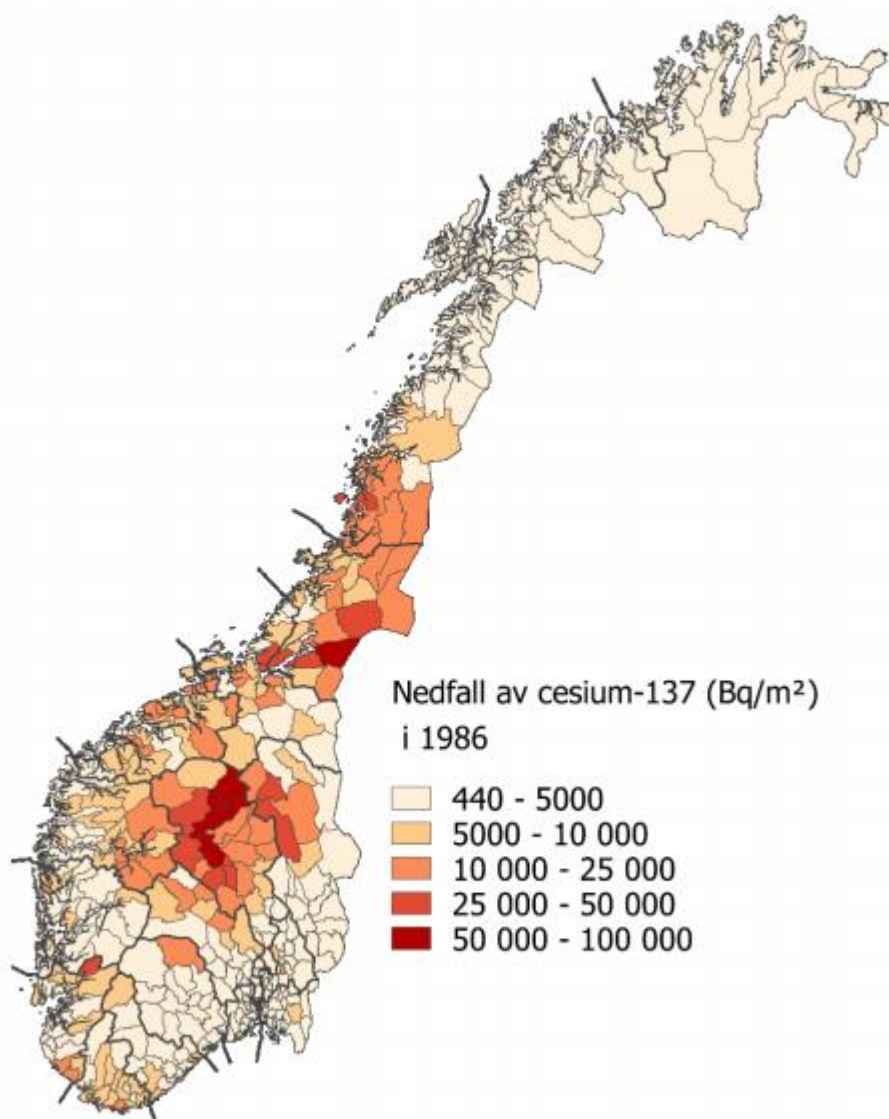
Radioaktive stoffer består av atomer med ustabile atomkjerner. Atomer med ustabile kjerner avgir radioaktiv stråling som kan være svært skadelig ved høye strålingsdoser. Noen radioaktive stoffer er naturlig tilstede i naturen, mens andre er menneskeskapte og havner i naturen på grunn av forurensning. Kilder til radioaktiv forurensning kan blant annet være kontrollerte utslipp eller utslipp som følge av ulykker knyttet til kjernekraftverk, kjernevåpen eller atombombesprengninger. Radioaktive stoffer som havner i naturen i større mengder kan utgjøre en fare for både planter, dyr og mennesker. Ulike isotoper har ulik halveringstid, alt fra brøkdeler av sekunder (thorium-223) til milliarder av år (uran-238).

Det har vært få eller ingen direkte utslipp av radioaktivt materiale på norsk jord de siste tiårene, hvilket betyr at det vi måler av radioaktivitet i dag er rester etter tidligere utslipp. I etterkant av de store atomprøvesprengningene i Europa på 1950- og 60-tallet ble store mengder radioaktivt materiale spredd over den nordlige halvkule, og nedfallet fulgte i stor grad nedbøren. Det førte til at Norge ble utsatt for radioaktivt nedfall i de mest nedbørsrike områdene langs kysten (Gjelsvik mfl. 2014). Den største kilden til radioaktiv forurensning i Norge er allikevel Tsjernobyl-ulykken i 1986. Etter ulykken var Norge et av landene som ble hardest rammet og fikk de største mengdene nedfall av radioaktivt materiale. Dette rammet primært sentrale fjellstrøk i Sør-Norge, samt Trøndelag og sørlige deler av Nordland (**Figur 1.1**) (Backe mfl. 1987, de Cort mfl. 1998, Liland mfl. 2009). Nedfallet etter Tsjernobyl besto av mange forskjellige radioaktive stoffer med ulik halveringstid, men det som har hatt størst konsekvens på langt sikt er radioaktivt cesium (Cs-137) som har en halveringstid på 30 år. Det betyr at selv om det i 2016 var 30 år siden ulykken i Tsjernobyl, har vi fremdeles målbare og til dels store forekomster av radioaktivt cesium i norsk natur (Gjelsvik mfl. 2014). Denne forurensningen overføres fremdeles fra jorda til planter, dyr og mennesker. Radioaktiviteten føres tilbake til jorda via nedbrytning av døde planter og dyr, og via urin og avføring. Slik havner radioaktive stoffer i et eget kretsløp i naturen, og nedgangen i radioaktiv forurensning og herunder forurensning fra radioaktivt cesium, går derfor langsomt. Denne rapporten fokuserer på radioaktivt cesium.

Det har siden 1986 pågått systematisk prøvetaking av radioaktivt cesium i norsk natur, både av jord, villtlevende dyr og planter, og av gras, korn og beitedyr/husdyr. Av de villtlevende artene som er testet, finner vi representanter for ulike nivåer i næringskjedene - fra planter som er primærprodusenter til store rovdyr som ulv og bjørn som er øverst i næringskjeden. I 2014 ble det utgitt en rapport som presenterte resultater fra overvåkning av radioaktivitet i perioden 1986-2013 (Gjelsvik mfl. 2014). Rapporten presenterte kilder til radioaktiv forurensning og nivået av radioaktivt cesium i utvalgte arter av planter, sopp og dyr i norsk natur. Det fremgår av rapporten at nivået av cesium var svært høyt i de første årene etter 1986, men også at nivået falt raskt i løpet av de første fem årene. Deretter har nedgangen stagnert og gått mye langsommere, men det er fremdeles relativt høye nivåer av cesium i flere norske arter og i jordsmonnet flere steder. For detaljer fra perioden 1986-2013 vises det til rapporten «Radioaktivt cesium i norske landområder og ferskvannssystemer» fra Statens Strålevern, 2014 (Gjelsvik mfl. 2014).

Norske myndigheter ved Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet (DSA) setter av ressurser til å overvåke nivået av radioaktive stoffer i naturen, blant annet gjennom «Program for overvåkning av radioaktiv forurensning i norske landområder og ferskvannssystemer». Formålet med et overvåkingsprogram for miljø er å bygge opp referansekunnskap om nivåer av radioaktiv forurensning i miljøet, samt å registrere hvordan nivåene av slike stoffer endres over tid, og hvordan de transporteres og lagres i arter og økosystemer. I tillegg gir det oss viktig kunnskap om geografiske variasjoner og varighet av radioaktiv forurensning. Overvåking av radioaktivitet i norsk natur er også et avgjørende ledd i å ha en god beredskap ved eventuelle nye atomhendelser. Kunnskap om omsetning av radioaktive stoffer har også betydning for å vurdere risikoen for en eventuell overføring fra vilt og ferskvannsfisk til mennesker, noen ganger via flere ledd i næringskjedene. Kunnskap om hvordan radioaktiv forurensning oppfører seg i naturen vil være svært viktig ved eventuelle nye utslipp av radioaktiv forurensning.

NINA har hatt en aktiv rolle i forskning og overvåking av radioaktivitet siden Tsjernobyl-ulykken i 1986. NINAs forskning har først og fremst vært knyttet til villlevende arter, herunder plante- og dyrearter og deres livsmiljø. I denne rapporten tar vi for oss de nyere resultatene fra overvåkingen av radioaktivt cesium i planter. Rapporten viser resultater fra overvåking av utvalgte karplante-, lav-, og mose-arter som er viktige beiteplanter for især sau, rype og villrein. I tillegg rapporteres overføring fra jord til plante for utvalgte områder.



Figur 1.1: Nedfall av radioaktivt cesium (Cs-137) (Bq/m²) i norske kommuner etter Tsjernobyl-ulykken i 1986. Resultatene er basert på jordprøver. (Kilde: DSA, data gjengitt fra Backe mfl. 1986).

2 Radioaktivt cesium i planter

Radioaktivt materiale vil kunne tas opp av karplanter (planter med ledningsvev, i praksis alle landplanter unntatt mosene) direkte fra luft og vann i det et nedfall skjer, men i et lengre tidsperspektiv vil karplantenes opptak fra jordsmonnet være det avgjørende for nivået av radioaktivt cesium i plantene. Karplantene tar opp radioaktivt cesium direkte fra jord via røttene, gjennom noen av de samme mekanismene som benyttes til næringsopptak, blant annet til opptak av kalium.

Rett etter Tsjernobylulykken ble deler av det spredde radioaktive materiale deponert direkte på utsiden av planter. Umiddelbart fikk dette størst betydning for nivået av forurensning i moser og lav, fordi arter av moser og lav ikke har røtter, men har et direkte opptak av næring fra vann og luft. Nivåene av radioaktivt cesium i moser og lav var derfor høyere enn i karplanter i de første årene etter Tsjernobyl. Lav og moser kan være gode indikatorer på luftforurensning, da deres kjemiske nivå av forurensninger (tungmetaller, radioaktive stoffer) er korrelert med innholdet i luft og nedbør de er eksponert for (Berg og Steinnes 1997). Karplanter, som tar opp næring via røtter blir ikke like raskt forurenset ved et nedfall, men til gjengjeld kan opptaket hos karplanter fortsette over lang tid gjennom opptak fra jorda. Radioaktivt cesium fra Tsjernobyl-ulykken tas fremdeles opp av planter i dag.

Hvor mye cesium som er tilgjengelig for opptak av planter på en gitt lokalitet influeres blant annet av jordsmonnets sammensetning. For eksempel vil planter som lever på sur jord kunne ha et høyere opptak av radioaktivt cesium enn planter som lever på mer mineralrik jord (Gjelsvik og Steinnes, 2013, Kruys mfl. 2004). Videre vil planter med grunne røtter som henter næring hovedsakelig fra de øverste jordlagene kunne ta opp større mengder radioaktivt cesium fordi cesium har en tendens til å bindes i de øverste 0-3 cm av jorda. Noe av det radioaktive materialet kan også bindes så sterkt til jordsmonn, sedimenter eller dødt organisk materiale, at det ikke er biotilgjengelig, dvs. ikke tilgjengelig for opptak i næringskjedene.

Nivåene av radioaktivt cesium i planter på en gitt lokalitet er dermed bestemt av en kombinasjon av hvor biotilgjengelig radioaktivt cesium er i jordsmonnet og cesiums fysiske halveringstid, i tillegg til den biologiske halveringstiden. Biologisk halveringstid bestemmes av artens effektivitet i opptak og utskillelse av det radioaktive materialet, og varierer mellom ulike arter og mellom ulike organismegrupper. I og med at det er stor forskjell på hvordan opptak av radioaktive stoffer foregår hos ulike plantegrupper som moser, lav og karplanter, vil vi forvente variasjon i nivået av radioaktivt cesium mellom disse gruppene og potensielt også mellom arter innad i gruppene i det vi måler i dag.

2.1 Overvåking – lokaliteter for vegetasjon, innsamling og analyse

Overvåkingen det rapporteres fra i denne rapporten er finansiert av Direktoratet for Strålevern og Atomsikkerhet (DSA) gjennom «Program for overvåking av radioaktiv forurensning i norske landområder og ferskvannssystemer». Lokalitetene er spredt over store deler av landet. Deler av overvåkingen NINA gjennomfører er samlokalisert med lokalitetene for «Terrestrisk naturovervåking» (TOV). I tillegg inngår lokaliteter i fjellområdene i Rondane og på Dovrefjell.

2.1.1 «Program for terrestrisk naturovervåking» (TOV)

Gjennom «Program for terrestrisk naturovervåking» (TOV) samles det årlig inn store mengder informasjon om vegetasjonen på utvalgte lokaliteter i Norge, herunder innsamling av plantemateriale for analyse av radioaktivt cesium. TOV omfatter 7 lokaliteter tilknyttet bjørkeskog og disse ligger spredt rundt i landet (**Figur 2.1**). Ved innsamling av materiale for analyse av Cs-137 fra disse lokalitetene fokuseres det på å inkludere representanter fra artsgruppene moser,

torvmoser, lav, urter og gras og vedplanter. I tillegg velger vi representanter for viktige beiteplanter for småvilt, sau og villrein der disse er tilgjengelige (Se artsoversikt i **Tabell 2.1**). På disse 7 lokalitetene har overvåking av Cs-137 foregått siden 1991, men i denne rapporten viser vi kun de nyeste resultatene fra 2013-2018 (kapittel 2.3).

På hver av de syv TOV-lokalitetene ble prøver av jord og plantemateriale hentet fra 5 innsamlingsstasjoner på 5x5m. På hver innsamlingsstasjon ble det samlet inn en jordprøve i senteret av kvadratet (hel jordprofil), og fire jordprøver fra de øverste 0-3 cm fra hvert av hjørnene i kvadratet. Disse prøvene ble slått sammen til en samleprøve. Det er disse samleprøvene som inngår i analysene i kap. 2.3.1.

2.1.2 Høydegradienter i Rondane og Dovrefjell

NINA samler også inn prøver for målinger av Cs-137 langs to høydegradienter i Rondane (Dørålen) og Dovrefjell (Knutshø). De to gradientene strekker seg fra ca. 900 til 1685 moh., og det foreligger tidsserier fra 1991 og frem til 2019. Langs høydegradientene ble det tatt en prøve per art per stasjon, og også her har innsamlingen vært fokusert på viktige beiteplanter, og omfatter arter fra artsgruppene lav, moser, torvmoser, urter og gras og vedplanter. Arter som inngår i datasettet fra høydegradientene er vist i **tabell 2.4 og 2.5**. Fra hver stasjon ble det tatt en prøve per art, og vi viser i denne rapporten data fra 6 stasjoner langs hver høydegradient (kapittel 2.4). Innsamlingsfrekvensen er per 2019 ca. hvert tredje år.

2.1.3 Data fra Knutshø, Dovrefjell

I tillegg presenterer vi resultatet fra en lokal undersøkelse fra en rabbe og et snøleie i Knutshø, Dovrefjell gjort i perioden 1986-1990. Formålet var å undersøke hvordan radioaktiviteten fordelte seg mellom levende planter og dødt materiale og jordsmonn rett etter nedfallet. I 2015 ble det foretatt ny prøveinnsamling på eksakt de samme lokalitetene. Gjentakene vil vise i hvilken grad radioaktivt cesium er biotilgjengelig 30 år etter nedfallet, og hvorvidt radioaktivt cesium fremdeles lagres i jordsmonnet.

2.2 Analyser av prøver og beregning av overføringsfaktor

Alle plantep prøver ble sortert og tørket ved 70° C i tørkeskap i minimum 24 t og analysert for Cs-137. Det ble tatt prøver av ulike deler av plantene; for karplanter ble det tatt prøver av både blader, stilk og fjorårs- og årsskudd der dette var relevant. For moser og lav ble det også for noen arter tatt prøver av både eldre (døde) og nyere (levende) deler av planten. Det er kun for artene røsslyng, kvitkrull og etasjemose at vi har behandlet måleresultater fra ulike plantedeler for seg. For øvrige arter er totalen benyttet, dvs. median eller gjennomsnitt av samtlige målinger fra arten.

Fram til 2010 ble det benyttet en gammateller av typen «CompuGamma 1282» med brønndetektor for radioaktive analyser av plantep prøver. Etter 2010 er alle analyser utført ved bruk av en ny gammateller av type PerkinElmer Wizard 2480 ved NINAs laboratorium. Radioaktiviteten for alle plantep prøver er oppgitt i enheten «bequerel per kilogram tørrvekt» (Bq/kg tv).

For alle målinger er deteksjonsgrensen for Cs-137 beregnet og satt til 30 Bq/ kg tv. Alle målinger under deteksjonsgrensen ble for dataanalyser satt til 20 Bq/ kg tv. Andelen prøver som var lavere en deteksjonsgrensen var <14 % for alle resultater som er presentert.

Jordprøver ble analysert ved DSA sitt laboratorium med γ -stråler innenfor Cs-137 sitt desintegrasjonsspekter. Det ble analysert samleprøver fra 4 stikk med jordborret fra de øverste 0-3 cm av jordlaget. Disse ble tørket, siktet gjennom 2 mm sikt, mikset og homogenisert. Prøvene ble

overført til plastikkbokser med relevant geometri, veid og deretter analysert for Cs-137. Alle prøver var høyere enn deteksjonsgrensen. Prøveresultatene er oppgitt «bequerel per kilogram tørrvekt».

For å beregne overføringskoeffisienter for jord- planter («transfer factors», TF), er det nødvendig å omregne konsentrasjonen i jord til mengde Cs-137 per kvadratmeter (se Paasikallio & Sormunen-Christian 1996). Alle beregninger baserer seg på tørrvekt (tv). Følgende matematisk formel ble brukt:

$$\text{Mengde Cs-137 per m}^2 \text{ (Bq/ m}^2\text{)} = A1 * A2 / (1000 * (r^2 * \pi * n),$$

Der

A1 = konsentrasjonen av Cs-137 i jord (Bq/kg tv)

A2 = total prøvevekt i gram (ikke bare prøveuttak for analyse)

r = radien til jordborret (her: 0,053m)

n = antall prøvestikk i samleprøven

Videre beregnes TF (Aggregert overføringsfaktor) slik:

$$\text{TF} = \text{Konsentrasjon i plantevev (Bq/kg tv)} / \text{mengde Cs-137 per m}^2 \text{ (Bq/ m}^2\text{)}.$$

2.3 Resultater fra de syv TOV-lokalitetene 2013-2018

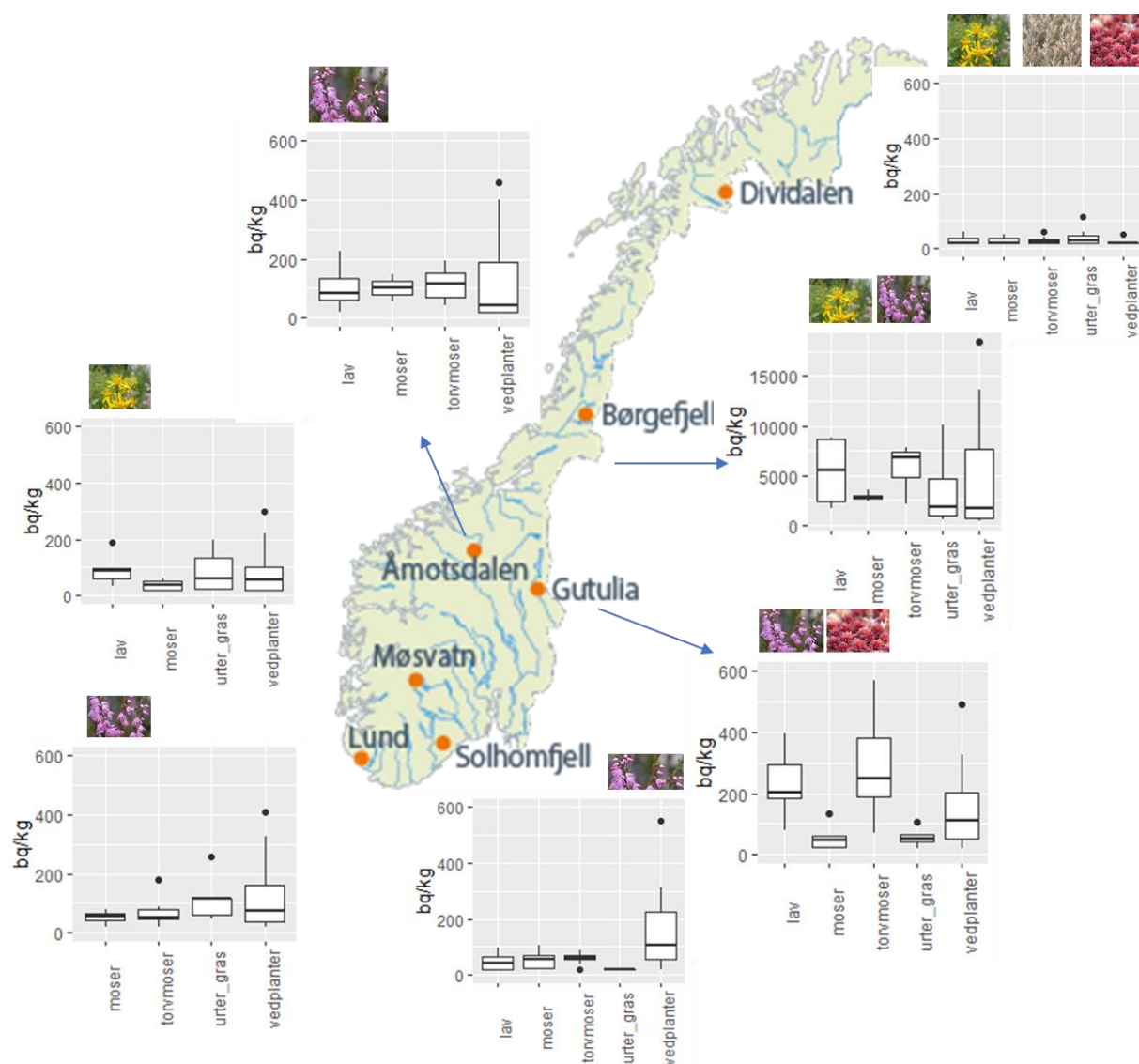
For resultatene fra de syv TOV-lokalitetene har vi valgt å slå sammen data for perioden 2013-2018. Dette fordi flere av lokalitetene kun har vært besøkt én eller få ganger i perioden, og de ulike lokalitetene er besøkt i forskjellige år. Resultatene som vises fra TOV-lokalitetene er basert på til sammen 500 målinger fordelt på 15 arter innen artsgruppene lav, moser, torvmoser, urter og gras og vedplanter (**Tabell 2.1**). For rapportering av resultater fra overvåkingen fra tidligere tidsperioder viser vi til Gjelsvik mfl. 2014.

Resultatene viser at det er Cs-137 tilstede i plantearter på alle de 7 lokalitetene, men at det er stor variasjon både mellom lokaliteter og mellom arter (**Tabell 2.2, Figur 2.1 og 2.2**). Målingene fra 2013-2018 viser at arter fra lokaliteten Børgefjell nord i Trøndelag mot grensen til Nordland har det høyeste nivået av radioaktivt cesium, etterfulgt av Gutulia i Hedmark og Lund helt sør i landet. Dividalen i nord og Møsvatn på Hardangervidda er de to lokalitetene med det laveste målte nivået av Cs-137. Børgefjell utmerker seg med enkelte verdier som ligger 20-25 ganger høyere enn for de andre lokalitetene. For alle TOV-lokalitetene er nivået av cesium målt i jord og planter sammenfallende med den geografiske fordelingen av nedfall etter Tsjernobyl (**Figur 1.1**) (Backe mfl. 1986, Bache mfl. 1987).

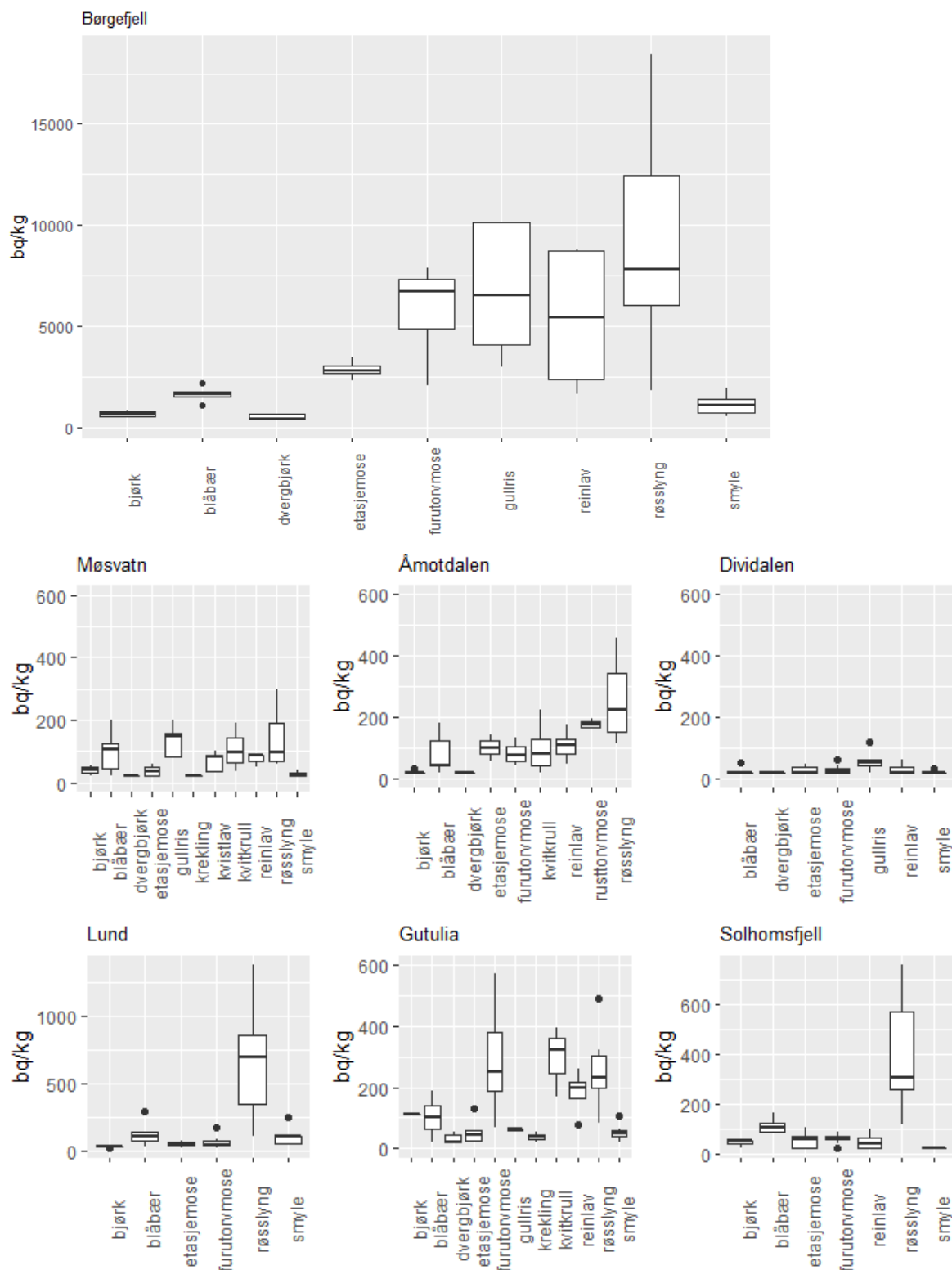
Tabell 2.1 Liste over arter og plantedeler som er samlet inn og analysert fra de syv TOV-lokalitetene i perioden 2013-2018.

Gruppe	Art	Vitenskapelig navn	Plantedel prøver er hentet fra	Antall prøver
Lav	kvistlav	<i>Hypogomphia physodes</i>	hele planten	5
	kvitkrull	<i>Cladonia stellaris</i>	levende/død	32
	reinlav	<i>Cladonia arbuscula/rangiferina</i>	levende/død	51
Moser	etasjemose	<i>Hylocomium splendens</i>	levende/død	64
	furumose	<i>Pleurozium schreberi</i>	levende/død	40
Torvmoser	furutorvmose	<i>Sphagnum capillifolium</i>	levende/død	75
	rusttorvmose	<i>Sphagnum fuscum</i>	levende/død	3
	tvaretorvmose	<i>Sphagnum russowii</i>	levende/død	5
Urter og gras	gullris	<i>Solidago virgaurea</i>	blad og stilk	17
	smyle	<i>Avenella flexuosa</i>	hele planten	34
Vedplanter	bjørk	<i>Betula pubescens</i>	blader	26
	blåbær	<i>Vaccinium myrtillus</i>	blader	47
	dvergbjørk	<i>Betula nana</i>	blader	30
	kekling	<i>Empetrum nigrum</i>	hele planten	3
	røsslyng	<i>Calluna vulgaris</i>	årsskudd og fjor- årsskudd	70

Det er tydelig stor variasjon mellom de ulike artsgruppene, også innad på hver enkelt lokalitet (**Figur 2.1, Figur 2.2**). På lokalitetene Børgefjell og Dividalen (de to nordligste lokalitetene) er det gruppene «torvmoser» og «urter og gras» som har høyeste gjennomsnittverdier for Cs-137. På de to sørligste lokalitetene er det vedplantene som har de høyeste gjennomsnittsverdiene. Ser vi derimot på de høyeste målte verdiene, er det gruppen vedplanter som skiller seg ut. Dette skyldes først og fremst at arten røsslyng (*Calluna vulgaris*) har høye verdier på alle lokaliteter hvor det er foretatt målinger på denne arten. Det er også årsskudd fra røsslyng i Børgefjell som har de desidert høyeste målte verdiene av radioaktivt cesium (>15 000 Bq/ kg tv). Dette resultatet for røsslyng er sammenfallende med tidligere års resultater (se for eks. Gjelsvik mfl. 2014). Blant urter og gras har gullris (*Solidago virgaurea*) den høyeste enkeltmålingen, også fra lokaliteten i Børgefjell.



Figur 2.1: De syv lokalitetene i overvåkingsprogrammet TOV hvor innhold av Cs-137 er målt i jord og i ulike plantearter. Små paneler viser gjennomsnittlig mengde Cs-137 målt i bequerel per kg tørrvekt (Bq/kg tv) i hhv lav, moser, torvmoser, urter og gras og vedplanter ved hver lokalitet. Små bilder illustrerer artsgruppen(e) med høyest innhold av Cs-137 på den aktuelle lokaliteten. Legg merke til at skala på y-aksen for Børgefjell er forskjellig fra de andre områdene. Boksene representerer området som dekker 95 % av variansen og den svarte streker viser gjennomsnittsverdien. Standardavvik er vist med barer fra hver boks.



Figur 2.2: Gjennomsnittlig nivå av radioaktivt cesium Cs-137 (Bq/kg tv) i de ulike planteartene fra a) lokaliteten Borgefjell og b) de seks andre TOV-lokalitetene. Gjennomsnittsverdier er representert med den svarte linjen i hver boks. Boksen dekker 95% av variasjonen, mens målinger som ligger utenfor boksen er vist med punkter. De svarte barene viser standardavvik. NB! Merk ulik skala på , samt ulikt artsinventar på lokalitetene. For vitenskapelige navn på arter, se tabell 2.1.

Tabell 2.2: Medianverdier av radioaktivt cesium (Cs-137) målt i Bq/kg tv i arter fra de 7 TOV-lokalitetene i perioden 2013-2018. Verdier er vist for alle plantedeler samlet, og tallene i parentes viser (N, max, min). Utheva verdier viser de høyeste nivåer innen en lokalitet.

Norsk navn	Vitenskapelig navn	Dividalen		Børgsfjell		Gutulia		Åmotsdalen		Møsvatn		Lund		Solhomsfjell	
		Median	N (min/max)	Median	N (min/max)	Median	N (min/max)	Median	N (min/max)	Median	N (min/max)	Median	N (min/max)	Median	N (min/max)
LAV	kvislav <i>Hypogomphia physodes</i>			159						86	5 (35/100)				
	kvitkrull <i>Cladonia stellaris</i>			324	3 (170/396)	84	26 (20/287)	112	3 (34/190)						
	reinlav <i>Cladonia</i>	20	7 (20/61)	5466	6 (1678/8782)	194	4 (78/261)	92	20 (20/181)	86	3 (49/88)			40	11 (20/99)
	arbuscula/rangiferina														
	saltlav <i>Hydropunctaria maura</i>											112			
MOSER	etasjemose <i>Hylocomium splendens</i>	20	13 (20/39)	2819	4 (2345/3489)	47	6 (20/132)	54	4 (20/145)	36	13 (20/60)	57	14 (20/80)	57	10 (20/105)
	furumose <i>Pleurozium schreberi</i>			3612		179	12 (20/265)	148	16 (47/242)					59	2 (62/55)
	torvmose <i>Sphagnum sp.</i>									60					
	tværetorvmose <i>Sphagnum russowii</i>							120	4 (49/226)						
	furutorvmose <i>Sphagnum capillifolium</i>							115	14 (40/293)						
URTER OG GRAS	rustorvmose <i>Sphagnum fuscum</i>	25	18 (20/60)	6747	12 (2087/7869)	250	15 (68/570)	177	2 (160/194)			42	7 (20/180)	60	9 (20/88)
	gullris <i>Solidago virgaurea</i>	51	5 (20/117)	6506	5 (2998/10117)	63	2 (59/66)			150	5 (80/200)				
	smyle <i>Avenella flexuosa</i>	20	5 (20/33)	1095	7 (552/1963)	48	8 (20/106)	95	2 (74/116)	20	5 (20/40)	114	5 (45/256)	20	2 (20/20)
	VEDPLANTER														
	bjørk <i>Betula pubescens</i>			659	6 (511/873)	113	1 (113/113)	20	5 (20/32)	42	3 (20/55)	34	6 (20/45)	53	5 (20/56)
VEDPLANTER	dvergbjørk <i>Betula nana</i>	20	3 (20/20)	421	5 (377/669)	20	8 (20/53)	20	10 (20/45)	20	4 (20/20)		5 (38/290)		
	røsslyng <i>Calluna vulgaris</i>			7810	13 (1829,18454)	236	13 (85/800)	227	20 (133/762)	97	6 (63/298)	691	10 (106/1380)	304	8 (116/758)
	blåbær <i>Vaccinium myrtillus</i>	20	5 (20/51)	1680	6 (1094/2177)	101	10 (20/186)	67	10 (20/181)	106	5 (20/198)	114		103	6 (83/165)
	krebling <i>Empetrum nigrum</i>			38	2 (20/56)					20	1 (20/20)				

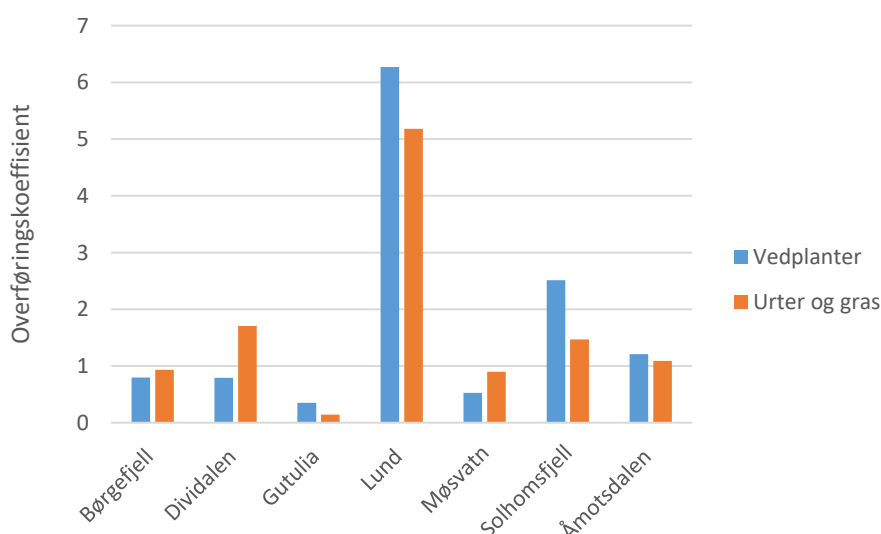
2.3.1 Overføring av cesium fra jordsmonn til planter

For å få et estimat på mengden Cs-137 som tas opp av planterøtter, estimeres en overføringskoeffisient som gir et tall på mengden Cs-137 overført fra jord til plante. Overføringskoeffisienten er her beregnet som en «aggregert overføringskoeffisient ved å dele aktiviteten målt i planten (Bq/kg) med aktiviteten målt per kvadratmeter jord (Bq/km²) (se kapittel 2.2). For beregningene som vist under har vi benyttet medianverdien av fem målinger av jordprøver ved 0-3 cm dybde ved hver lokalitet. Vi har regnet ut overføringskoeffisient kun for gruppene «urter og gras» og «vedplanter». I og med at moser, lav og torvmoser ikke har røtter er en slik overføringskoeffisient ikke relevant for disse gruppene.

Resultatene viser at overføringskoeffisientene er høyere for vedplanter enn for urter og gras på flertallet av lokalitetene. Det er allikevel variasjoner innenfor artsgruppen som gjør at for eksempel Dividalen viser høyere overføringskoeffisient for urter og gras (**Figur 2.3**). Overføringskoeffisienten kan være høy for en lokalitet selv om nivået av cesium i jord er relativt lavt sammenlignet med andre lokaliteter. For eksempel ser vi at Lund og Solhomsfjell har høye overføringskoeffisienter, til tross for lave nivåer av Cs-137 målt sammenlignet med for eksempel Børgefjell (**Figur 2.3, Tabell 2.2**), til tross for det høye nivået av cesium i Børgefjell.

Lokale forhold som pH i jord, type jord, dybden på humuslaget og kjemisk sammensetning, særlig basekationer, vil trolig ha betydning for hvor tilgjengelig cesium er for plantene (Absalom mfl. 2001). I tillegg kan trolig kjemisk sammensetning i nedbør påvirke hvor mye radioaktivt cesium som er tilgjengelig og dermed påvirke overføringskoeffisienten (se kapittel 2.5). En lav overføringskoeffisient indikerer enten at cesium ikke er tilgjengelig for opptak, eller at cesium utkonkurreres av andre kationer, f.eks. kalium for opptak av mineraler. Jordsmonnet i f.eks. Lund er svært skrint, og høy overføringskoeffisient fra jord til planter her, kan tyde på at det er liten konkurranse fra andre mineraler om opptak, dvs. næringsfattig jord.

Lund og Solhomsfjell har høye overføringskoeffisienter for vedplanter, og disse to TOV-områdene har samtidig hatt den største tilførselen av sur nedbør. Sur nedbør (protoner) kan bindes til jordpartikler slik at positive kationer som f.eks. cesium frigjøres og blir biotilgjengelig. Det sure jordsmonnet og den sure nedbøren kan være en medvirkende årsak til at overføringskoeffisienten for vedplanter er høyere i disse to TOV-områdene, sammenlignet med de fem andre TOV-områdene. Overføringskoeffisienten for flere lokaliteter høyere for vedplanter enn for urter og gras. Dette skyldes i hovedsak at vedplanten røsslyng har et høyt opptak av cesium.

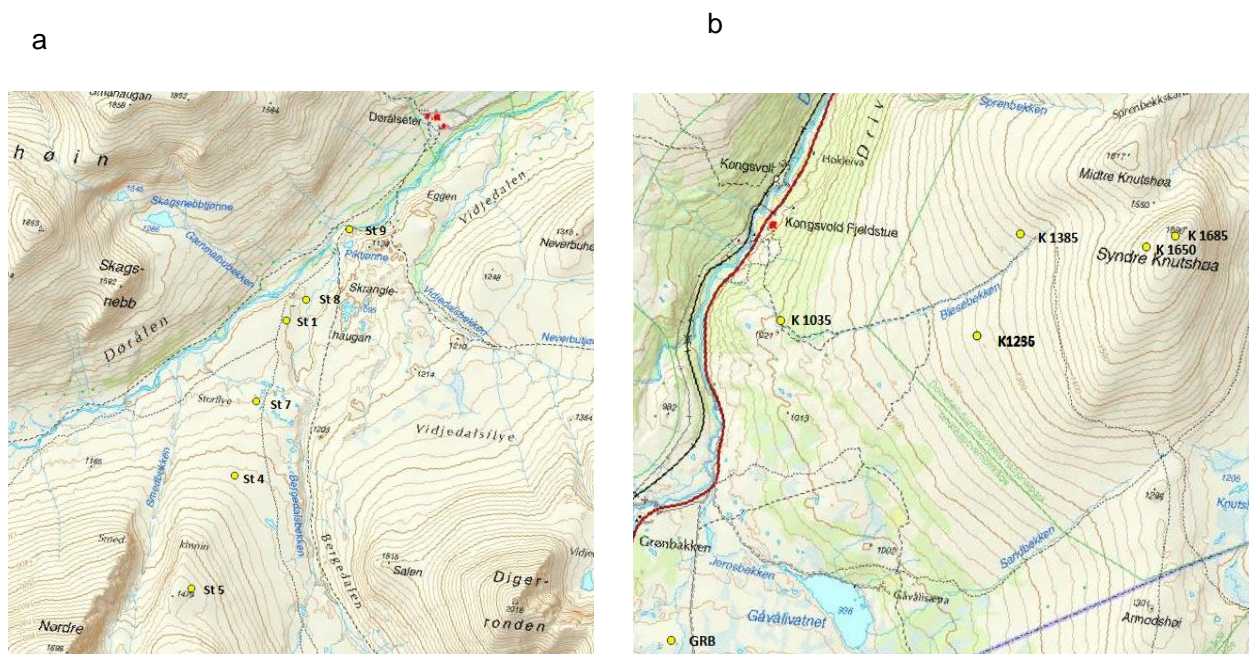


Figur 2.3: Overføringskoeffisient (Bq/kg i plante / Bq/m² i jord) beregnet fra median-verdier for urter og gras og vedplanter fra hver lokalitet for hver av de syv TOV-lokalitetene.

2.4 Endringer i radioaktivt cesium i planter over tid (1991-2019) og med høyde over havet

Ved de to høydegradientene i Rondane (Dørålen) og Knutshø (Dovrefjell) er det foretatt målinger ved 6 stasjoner fra ca. 900 til ca. 1600 moh. i perioden 1991-2018 (**Figur 2.4**). Det har vært antatt at nedfallet fra Tsjernobyl økte med høyden over havet i disse fjellområdene, men hypotesen er ikke dokumentert. Målingene i disse to høydegradientene kan gi en pekepinn på om hypotesen er riktig. Det er ikke foretatt målinger fra alle lokaliteter hvert år, men for en rekke arter er det foretatt et tilstrekkelig antall målinger til å fremskaffe tidsserier av nivået av radioaktivt cesium og variasjonen i nivået av radioaktivt cesium langs høydegradientene.

Figurene under viser, så langt ikke annet er oppgitt, gjennomsnitt av alle arter i de respektive plantegruppene. Figurene for Dørålen er basert på til sammen 1072 enkeltmålinger, mens figurene for Knutshø er basert på til sammen 1546 enkeltmålinger. For tidsserier vises resultater for arter som har målinger fra minimum 5 sesonger i tidsrommet 1991-2013. Tilsvarende vises kun resultater for arter med målinger fra minimum 4 stasjoner spredt langs høydegradientene



Figur 2.4: Kart over høydegradienten i a) Dørålen og b) Knutshø. De ulike stasjonene langs gradientene er merket av.

Tabell 2.4. Liste over arter og plantedeler som er inkludert fra høydegradient i Dørålen.

Gruppe	Art	Vitenskapelig navn	Plantedel prøver er hentet fra	Antall prøver
Lav (11)	Fjelltagg	<i>Brycaulon divergens</i>	levende/død	25
	Grå reinlav	<i>Cladonia conspicua</i>	levende/død	27
	Gulskinn	<i>Cetraria nivalis</i>	levende/død	85
	Gulskjerpe	<i>Cetraria cucullata</i>	levende/død	38
	Islandslav	<i>Cetraria islandica</i>	levende/død	62
	Kvitkrull	<i>Cladonia aberrans</i>	levende/død	159
	Lys reinlav	<i>Cladonia arbuscula</i>	levende/død	76
	Rabbeskjegg	<i>Alectoria ochroleuca</i>	levende/død	44
	Saltlav	<i>Stereocaulon alpinum</i>	levende/død	16
	Steinskjegg	<i>Pseudephebe pubescens</i>	levende/død	9
	Svartfotreinlav	<i>Cladonia stygia</i>	levende/død	10
Mose (5)	Bergsigd	<i>Dicranum congestum</i>	levende/død	26
	Einerbjørnemose	<i>Polytrichum juniperum</i>	levende/død	4
	Filtbjørnemose	<i>Polytrichum affine</i>	levende/død	12
	Furumose	<i>Hylocomium parietinum</i>	levende/død	2
	Lyngskjeggmoser	<i>Barbilophozia floerkei</i>	levende/død	25
Tormvoser (2)	Furutorvmose	<i>Sphagnum capillifolium</i>	levende/død	11
	Rusttorvmose	<i>Sphagnum fuscum</i>	levende/død	26
Urter og gras (6)	Duskull	<i>Eriophorum angustifolium</i>	hele planten	35
	Gulliris	<i>Solidago virgaurea</i>	blad og stilk	5
	Molte	<i>Rubus chamaemorus</i>	blad og stilk	21
	Smyle	<i>Avenella flexuosa</i>	hele planten	41
	Stivstarr	<i>Carex bigelowii</i>	hele planten	3
	Torvull	<i>Eriophorum vaginatum</i>	hele planten	24
	Blåbær	<i>Vaccinium myrtillus</i>	blad og stilk	42
Vedplanter (9)	Dvergbjørk	<i>Betula nana</i>	blad og stilk	50
	Fjellbjørk	<i>Betula tortuosa</i>	blad	3
	Grønnvier	<i>Salix repens</i>	blad og stilk	18
	Musøre	<i>Salix hermaphroditicum</i>	blad og stilk	18
	Røsslyng	<i>Calluna vulgaris</i>	fjorår- og års-skudd	46
	Sølvvier	<i>Salix glauca</i>	blad og stilk	10
	Fjellkrekling	<i>Empetrum nigrum ssp. hermaphroditicum</i>	hele planten	82
	Krekling	<i>Empetrum nigrum</i>	hele planten	17

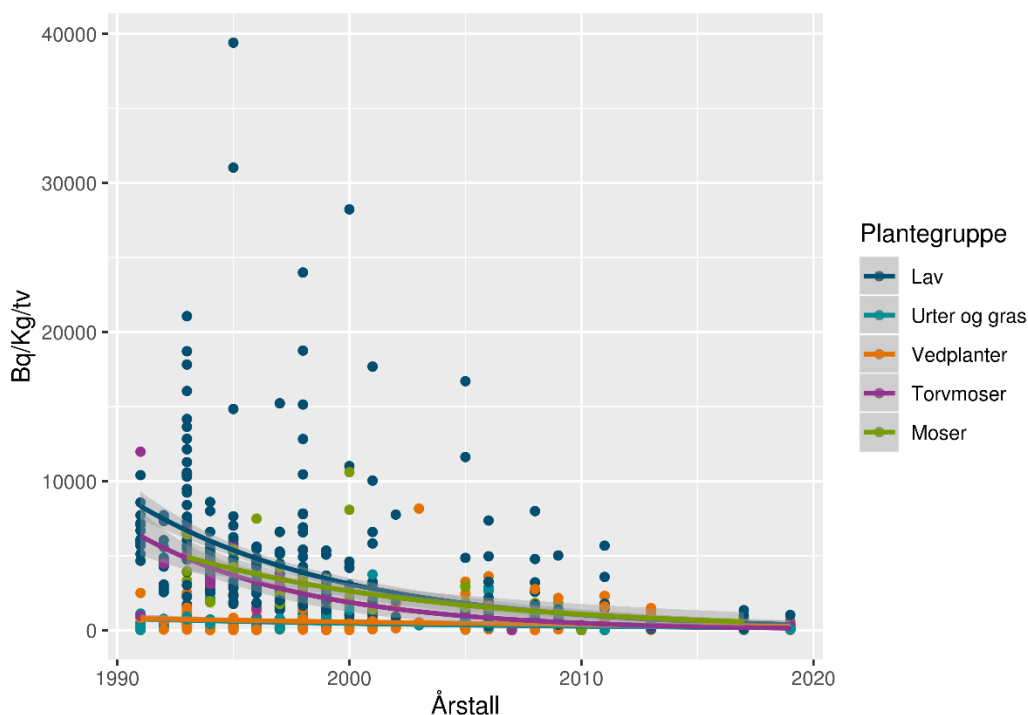
Tabell 2.5. Liste over arter og plantedeler som er inkludert fra høydegradient i Knutshø

Gruppe	Art	Vitenskapelig navn	Plantedel prøver er hentet fra	Antall prøver
Lav (8)	Fjelltagg	<i>Brycaulon divergens</i>	levende/død	101
	Grå reinlav	<i>Cladonia conspicua</i>	levende/død	25
	Gulskinn	<i>Cetraria nivalis</i>	levende/død	229
	Kvitkrull	<i>Cladonia aberrans</i>	levende/død	232
	Lys reinlav	<i>Cladonia arbuscula</i>	levende/død	225
	Rabbe-skjegg	<i>Alectoria ochruleuca</i>	levende/død	212
	Saltlav	<i>Stereocaulon alpinum</i>	levende/død	192
	Gulskjerpe	<i>Cetraria cucullata</i>	levende/død	3
Moser (2)	Etasjemose	<i>Hylocomium proliferum</i>	levende/død	54
	Furumose	<i>Hylocomium parietinum</i>	levende/død	26
	Furutorv-mose	<i>Sphagnum capillifolium</i>	levende/død	41
Torvmoser (2)	Rusttorv-mose	<i>Sphagnum fuscum</i>	levende/død	8
Vedplanter (9)	Dvergbjørk	<i>Betula nana</i>	blad og stilk	34
	Fjellbjørk	<i>Betula tortuosa</i>	blad	18
		<i>Empetrum nigrum ssp. hermaphroditicum</i>	hele planten	6
			fjorårs- og års-skudd	22
	Røsslyng	<i>Calluna vulgaris</i>		
	blåbær	<i>Vaccinium myrtillus</i>	blad og stilk	3
	grønnvier	<i>Salix repens</i>	blad og stilk	16
	lappvier	<i>Salix lapponicum</i>	blad og stilk	20
	sølvvier	<i>Salix glauca</i>	blad og stilk	15
Urter og gras (4)				
	flaskestarr	<i>Carex rostrata</i>	hele planten	5
	gullris	<i>Solidago virgaurea</i>	hele planten	24
	smyle	<i>Avenella flexuosa</i>	hele planten	35

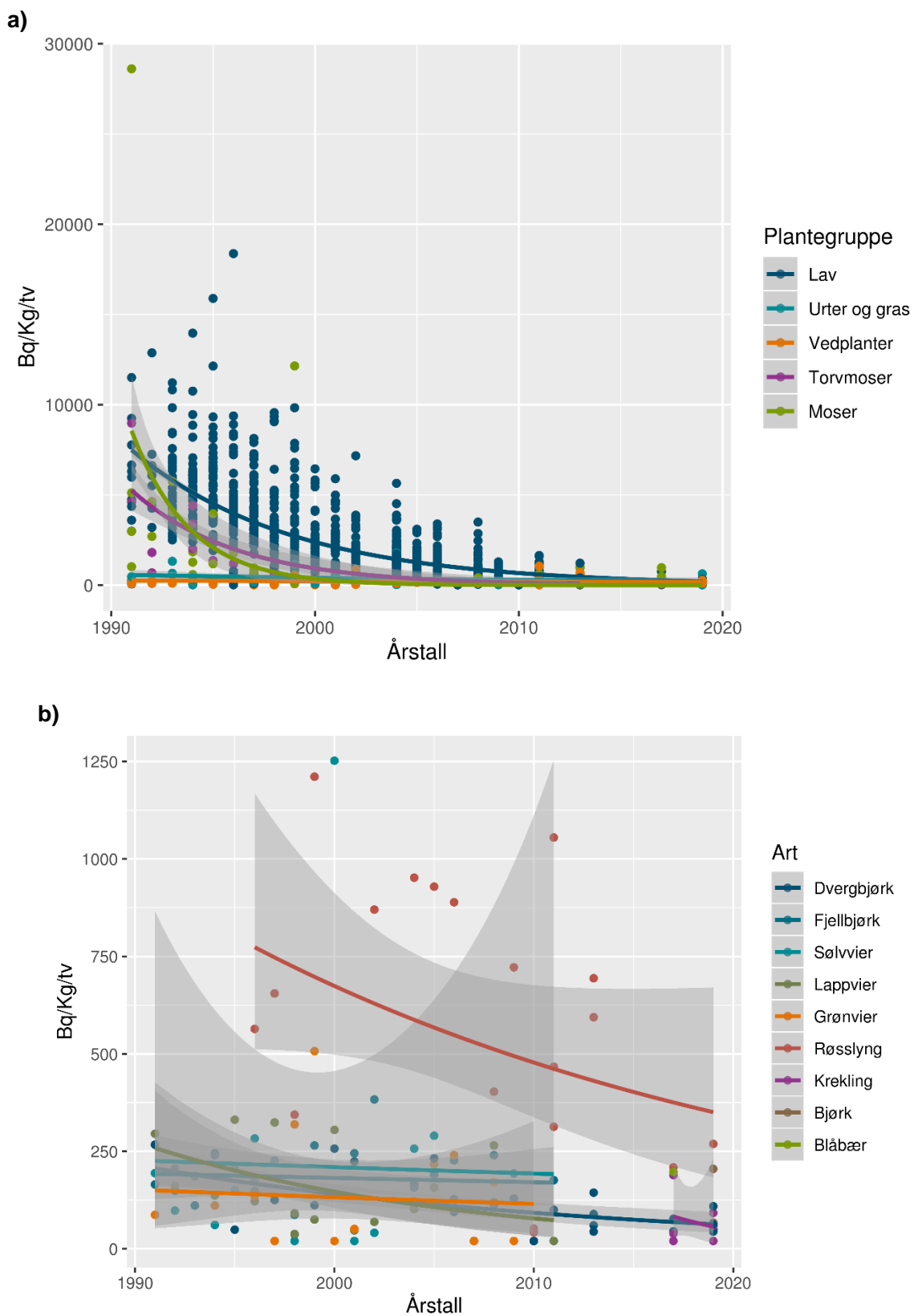
2.4.1 Tidsserier 1991-2019

Resultatene fra tidsseriene langs de to gradientene i Dørålen og Knutshø viser svært sammenfallende resultater; i begge områdene vises det nedgang i det målte nivået av radioaktivt cesium over tid i perioden 1991-2019 (**Figur 2.5, Figur 2.6**). Det er allikevel stor variasjon mellom artsgruppene i nivået av radioaktivt cesium ved periodens start, og hvor raskt nivået av cesium har avtatt. Lav, moser og torvmoser hadde de høyeste verdiene i 1991, men verdiene har avtatt raskt og jevnt helt frem til i dag. For vedplanter og andre karplanter var nivåene langt lavere i 1991, men nivåene har ikke avtatt med samme hastighet over tid – nivået av radioaktivt cesium i vedplanter er i dag tilnærmet likt nivået ved målingenes start (**Figur 2.6a**). I 2013 er nivået av radioaktivt cesium i samme størrelsesorden (30-500 Bq/kg tv) i alle plantegrupper.

På artsnivå faller også nivået av radioaktivt cesium over tid, samtidig som det er stor variasjon mellom arter. For lokaliteten Knutshø vises det tydelig at enkelte vedplanter som grønnvier og sølvvier har omtrent samme nivå av Cs-137 i dag som ved tidsseriens start, mens for eksempel røsslyng viser en nedgang (**Figur 2.6b**). Variasjonen i raten av Cs-137 avtar over tid og kan være avhengig av hvorvidt arten har røtter, hvor dype røttene er og andre artsspesifikke egenskaper.



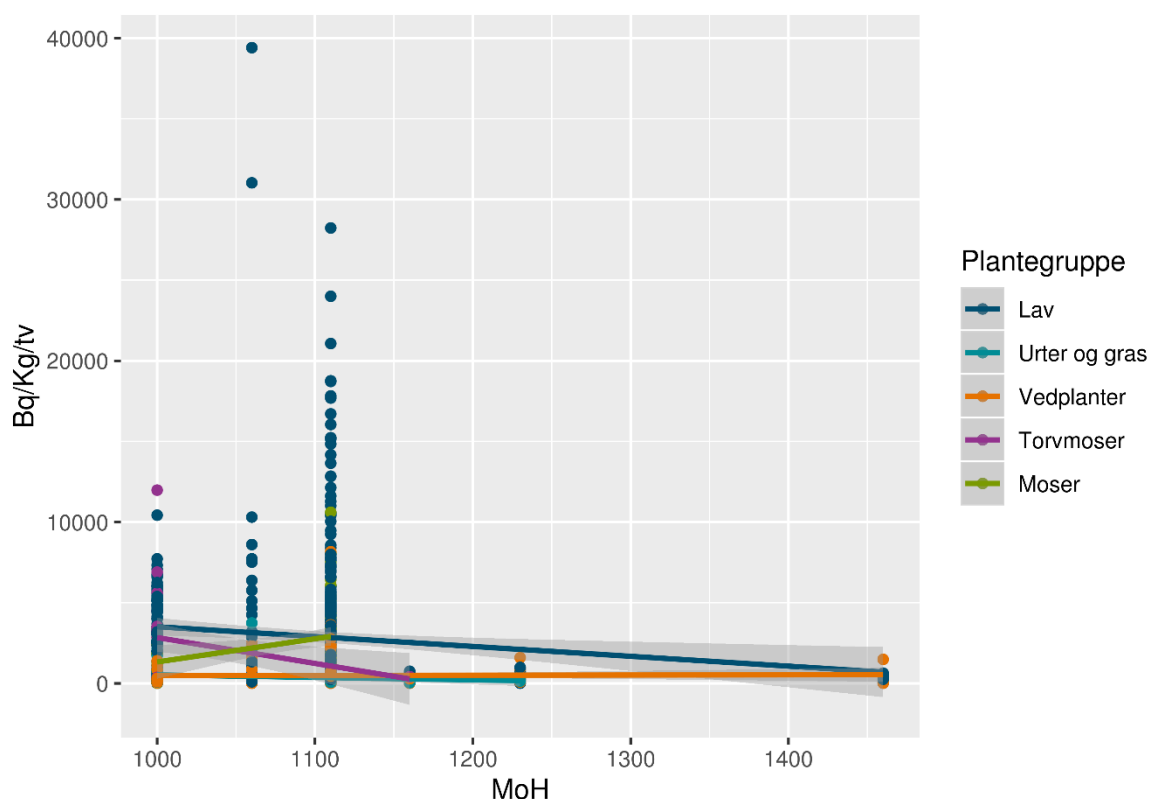
Figur 2.5: Nivå av radioaktivt cesium Cs-137 (Bq/kg tv) fra Dørålen i perioden 1991-2019 for de ulike artsgruppene



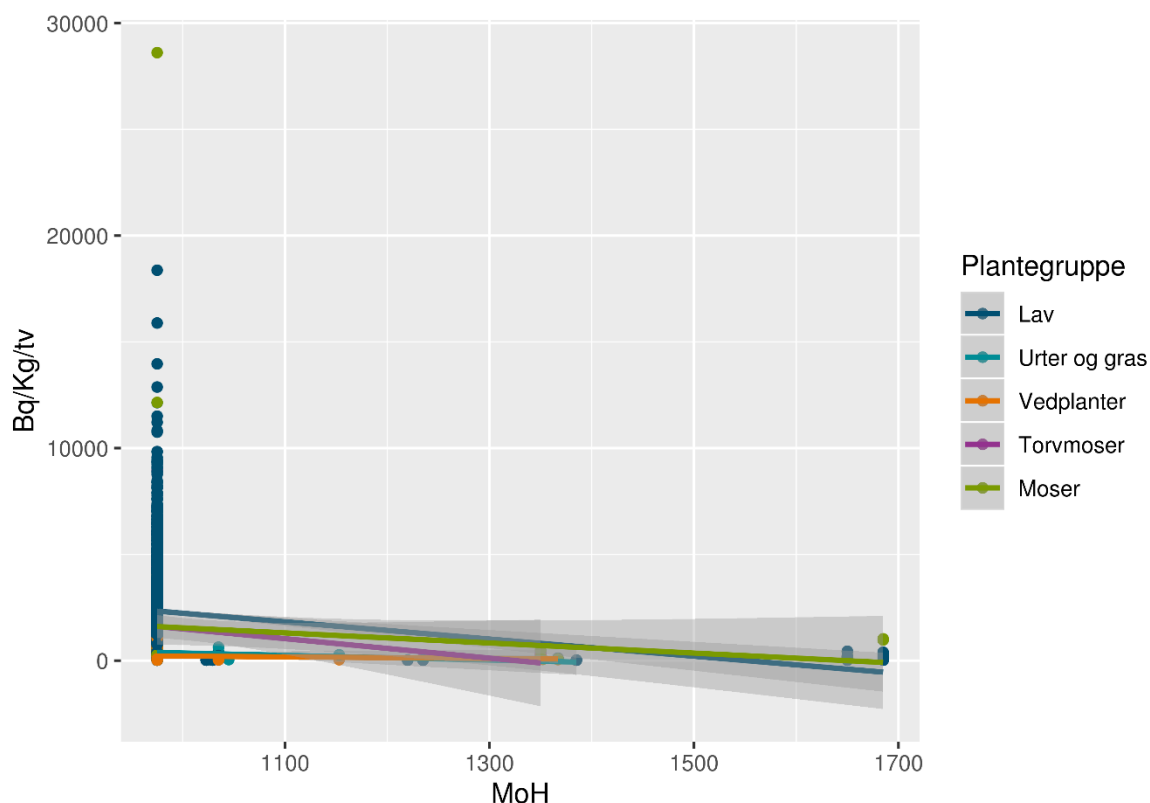
Figur 2.6: Nivå av radioaktivt cesium Cs-137 målt (Bq/kg tv) fra Knutshø i perioden 1991-2019 for a) de ulike artsgruppene og b) arter innen gruppen vedplanter. Grå felter viser 95 % konfidensintervall.

2.4.2 Høydegradienter

For variasjon i radioaktivt cesium langs høydegradientene er resultatene mindre entydige enn for tidsgradientene. Overordnet viser resultatene langs gradienten i Dørålen at nivået av radioaktivt cesium avtar med økende høydemeter over havet for lav, torvmoser og urter og gras, men det øker for moser (**Figur 2.7**). Langs høydegradienten ved Knutshø viser derimot resultatene at nivået av radioaktivt cesium avtar eller er stabilt med økende høydemeter, og dette gjelder samtlige arter hvor målinger er foretatt langs høydegradienten (**Figur 2.8**). Vi har ingen opplagt forklaring på mangel på klare sammenhenger eller hvorfor vi finner slike forskjeller mellom grupper og lokaliteter, men det kan ha sammenheng med at nedfallet var ujevnt fordelt i terrenget, dvs. høyde over havet, i de to områdene, men dette har vi ikke dokumentasjon på. På begge lokalitetene ser vi at det til dels er stor variasjon i målt radioaktivitet også innenfor en gitt høydemeter, især for lav. De observerte forskjellene mellom lavartene og i tidsutviklingen kan også skyldes at noen av dataseriene er litt korte, og at det mangler målinger fra noen av stasjonene, samt at ulike arter er samlet fra ulike stasjoner. En del av artene vokser kun langs nedre del av gradienten, og vi har derfor vært nødt til å slå sammen prøvene fra flere stasjoner.



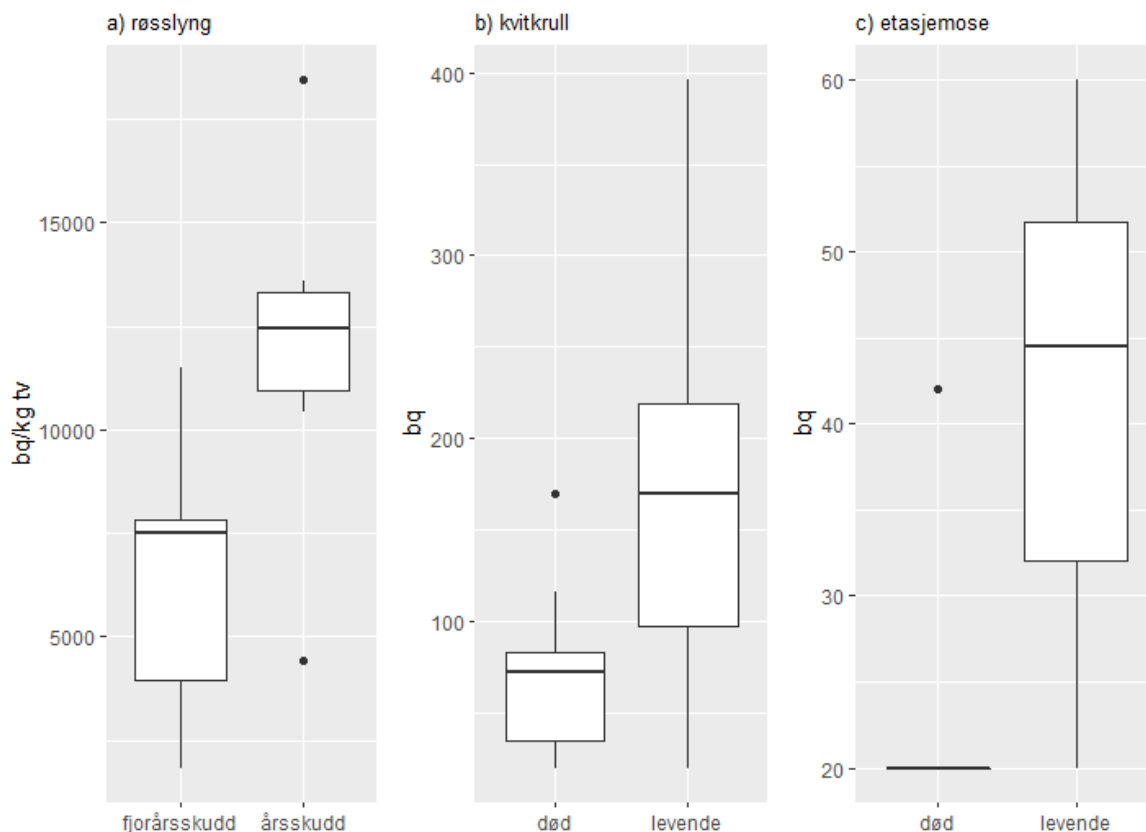
Figur 2.7: Nivå av radioaktivt cesium Cs-137 (Bq/ kg tv) for de ulike artsgruppene langs høydegradienten i Dørålen



Figur 2.8: Nivå av radioaktivt cesium Cs-137 (Bq/kg tv) for de ulike artsgruppene langs høydegradienten ved Knutshø

2.4.3 Transport av radioaktivt cesium i planter

For noen av artene har vi målt nivået av Cs-137 i ulike deler av planten. Dette er interessant for å se om radioaktivt cesium blir transportert innad i planten, og om det forflytter seg fra gamle til nyere deler av planten når planten vokser. Fra våre resultater ser det ut til at dette er tilfelle. Målinger på røsslyng fra TOV-lokaliteten Børgefjell viser at innholdet av radioaktivt cesium er høyere i årsskuddene enn i fjorårsskuddene. Vi har også målt nivået i levende og døde (eldre) deler av artene kvitkrull (*Cladonia stellaris* og etasjemose (*Hylocomium splendens*) fra to andre TOV-lokaliteter, og også her er innholdet av cesium høyere i de levende (nyere) delene av planten enn i de eldre/døde delene (**Figur 2.9**). Vi kan for røsslyng anta at dette skyldes allokering (transport) i planten fordi det ikke er tilført nytt radioaktivt nedfall i perioden. Det vi måler antas derfor å komme fra opptak fra jorda eller fra transport fra eldre til nyere deler av planten, og ikke fra luft eller nedbør/vann. For lav og moser, som ikke har transport via røtter slik som røsslyng, kan det være andre transportmekanismer på utsiden av planten som sørger for transport av radioaktivt cesium til nyere deler av planten. Dette må undersøkes nærmere.



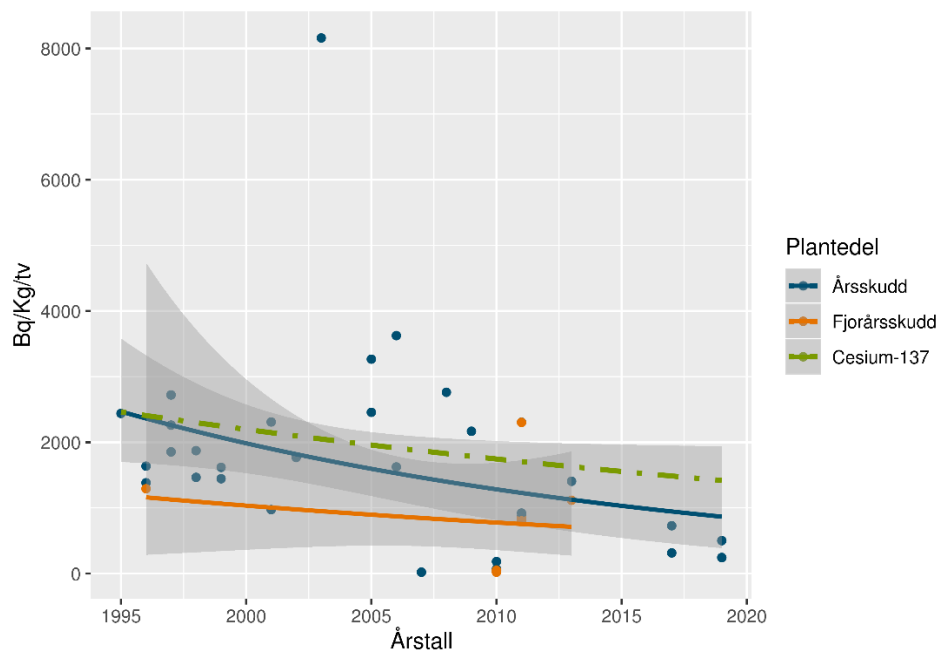
Figur 2.9: Nivå av radioaktivt cesium (Bq/kg tv) i ulike plantedeler fra a) årsskudd og fjorårsskudd på røsslyng fra Børgefjell, (N=13) b) død og levende kvitkrull fra samtlige TOV-lokaliteter (N=32) og c) død og levende etasjemose fra samtlige TOV-lokaliteter (N=13). Merk forskjellig skala på y-aksene. Boksene viser området som dekker 95 % av målingene. Den svarte streken markerer gjennomsnitt. Barene viser standardavvik.

Også i Dørålen og på Knutshø er det for utvalgte arter foretatt målinger av fjorårsskudd og årsskudd av planten over tid. Dette er her vist for røsslyng fra Dørålen og kvitkrull fra Knutshø (**Figur 2.10**). Generelt viser resultatene at årsskudd av røsslyng også her har et høyere nivå av radioaktivt cesium sammenlignet med fjorårsskudd (**Figur 2.10a**), og mens nivået i årsskuddene ser ut til å synke over tid, er nivået i fjorårsskuddene mer stabilt. Det vil si at forskjellen mellom årsskudd og fjorårsskudd avtar over tid. Også for laven kvitkrull har de nyere/levende delene av laven høyere nivå av radioaktivt cesium enn de eldre delene, men her er forskjellen mindre, og nivået av cesium ser ut til å avta med omtrent samme hastighet i både eldre og nyere deler av laven (**Figur 2.10b**). Dette viser at radioaktivt cesium kan mobiliseres fra eldre plantedeler til nye skudd. Dette kan ha betydning for nivået av radioaktivt cesium i beitedyr, i og med at de oftest velger de yngre delene av planten.

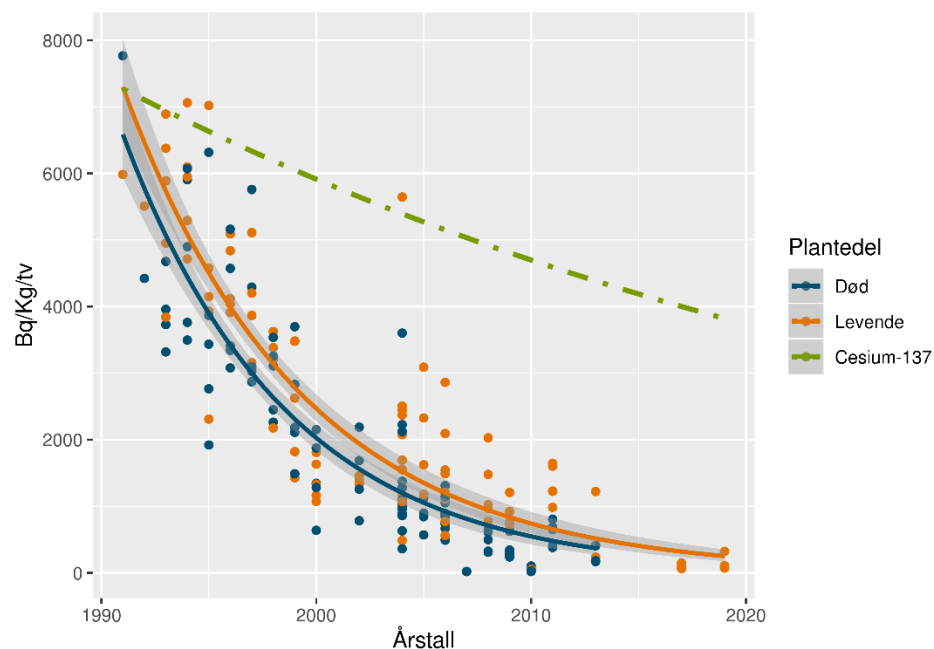
En sammenligning av det målte nivået av Cs-137 med det forventede nivået av Cs-137 basert på den fysiske halveringstiden, viser at vi for røsslyng og kvitkrull måler lavere nivåer enn den fysiske halveringstiden. Dette er forventet i og med at man antar at cesium bindes hardt i jordsmonn over tid og blir utilgjengelig for opptak i planter. Det er likevel stor forskjell mellom de to artene (**Figur 2.10**). For røsslyng, som vist i **Figur 2.10a**, ser vi at nivået i årsskudd nærmest følger kurven for det forventede nivået ut ifra den fysiske halveringstiden til Cs-137. Dette indikerer at røsslyng har et aktivt opptak av Cs-137 fra jorda, dvs. at cesiumet lagret i jordsmonnet er biotilgjengelig for røsslyng. Også resultatene fra TOV-områdene med spesielt høye cesiumverdier i røsslyng støtter opp om denne hypotesen. For kvitkrull viser **Figur 2.10b** at det målte

nivået av Cs-137 ligger godt under nivået for den fysiske halveringstiden. Det kan bety at radioaktivt cesium ikke er biotilgjengelig på samme måte som for røsslyng. Nivået i kvitkrull synker også mye raskere over tid sammenlignet med røsslyng, og er mer i tråd med forståelsen om at cesium bindes hardt i jordsmonn og at kun en fraksjon av cesiumet blir tilgjengelig for opptak over tid (se også kap. 2.6) .

a)



b)



Figur 2.10: Variasjonen av radioaktivt cesium (Bq/ kg tv) i tidsperioden 1991-2019 i a) fjorårsskudd og årsskudd av røsslyng fra Dørålen og b) eldre og nyere deler av laven kvitkrull ved Knutshø. Den fysiske halveringstiden til Cs-137 er vist med stiplede grønne linje.

2.5 Radioaktivt cesium lagres i humus 29 år etter Tsjernobyl; et lokalt studie

Overføringen av cesium fra jord til planter kan endre seg over tid hvis cesium bindes sterkt til jordminerealer slik at det ikke blir biotilgjengelig for opptak i planter. Kunnskap om hvordan biotilgjengeligheten til cesium endrer seg over tid, er viktig for å forstå hvordan vilt og andre levende organismer kan bli påvirket av utslipp over tid.

I årene 1986 - 1990 ble aktiviteten til Cs-137 etter Tsjernobylulykken studert i 7 ulike plantesamfunn på Dovrefjell (Bretten 1991). Dette arbeidet har gjort det mulig å gjenta undersøkelsen og dermed studere hvordan fordelingen av Cs-137 endrer seg mellom dødt og levende plantemateriale, og jordsmonn i plantesamfunnene over en tidsperiode på 29 år.

I 2015 ble undersøkelsene gjentatt i to av plantesamfunnene og på nøyaktig de samme lokalitetene som i 1986 -1990. Lokalitetene ligger ca. 500 m i luftlinje fra hverandre og området er svært kalkrikt. De to plantesamfunnene ble valgt fordi de lokalt sett var ytterpunkter når det gjelder eksponering for nedfallet 28. april 1986. Den rike sauesvingelrabben var snøfri da nedfallet kom, mens polarviersnøleiet var dekket av anslagsvis 2-3 meter snø. Den rike sauesvingelrabben ligger i Midtre Knutshø UTM NQ 348088, 1494 moh., mens polarviersnøleiet ligger i Søndre Knutshø UTM NQ 349084 1484 moh. Metodikken ved prøvetaking fulgte nøyaktig samme prosedyre og med samme utstyr som beskrevet hos Bretten (1991). Også samme prosedyre sortering av prøver til prøvetype (vedplanter, humus osv.) og lab-prosedyrer fulgte Bretten (op cit).

Nivåene av radioaktivt cesium på rabben var vesentlig høyere enn i snøleiet i 1987-1990. Nivået av nedfall var i gjennomsnitt 5,5 ganger høyere på rabben enn i snøleiet (**Tabell 2.6**). Forholdstallet 5,5 er beregnet ut i fra medianverdiene av radioaktivt cesium i henholdsvis råhumus, strø, moser og lav, urter og gras. Måleresultatene er konsistente med at nedfallet var høyere på de delene av landskapet som ikke var snødekt da nedfallet kom (rabbene) (se Gaare et al. 1991, Bretten 1991). Ulikheten i radioaktivitetsnivå har imidlertid utjevnet seg over tid. I 2015 var forholdstallene sunket til 1,9. Dette kan ha sammenheng med at cesium transporteres nedover i terrenget over tid. Da cesium er hardt bundet særlig til strø og humus (se lenger ned), indikerer dette at det er lite sannsynlig at transporten foregår med løst cesium i sigevann. I tråd med tidligere undersøkelse, vurderer vi at cesium har blitt transportert i terrenget som partikler hovedsakelig fra strø og humus ved hjelp av vind og/eller smeltevann og flomvann (Bretten et al. 1992).

I de første årene etter Tsjernobyl, var nivået av radioaktivt cesium i snøleiet lavere i urter og gras og vedplanter enn i moser og lav (**Tabell 2.6**). Denne relativt store forskjellen mellom ulike grupper av plante har trolig sammenheng med at polarviersnøleiet var snødekt da nedfallet kom, og plantene ble først eksponert for nedfallet da snøsmeltingen startet. Moser og lav har opptak av mineraler og næringsstoffer fra lufta, og har dermed en overflate som er designet for å absorbere stoffer. Da vårfloppen satte inn i 1986 absorberte moser og lav cesium på overflaten, mens urter, gras og vedplanter kom seinere i vekstfase og de absorberte dermed ikke radioaktivt cesium på utsiden. Disse plantegruppene er heller ikke designet til å absorbere mineraler på utsiden av bladene. Siden urter, gras og vedplanter tar opp alle mineraler, inklusive cesium, fra jorda gjennom røttene, og nivået i mineraljorda var lavt, medførte dette lave nivåer av cesium i disse gruppene rett etter nedfallet. Dette innebærer at i de påfølgende årene (1987-91) er cesiumnivået lavere i karplantene enn i moser og lav.

På rabben, som var snøfri, ser man også at moser og lav har høyere nivåer enn urter, gras og vedplanter. Moser og lav har også potensiale for å binde cesium fra nedfallet på utsiden av plantedelene. Bladverket på urter, gras og vedplanter vokste ut etter nedfallet som kom i slutten av april, og nedfallet ble derfor ikke avsatt på utsiden av dette bladverket.

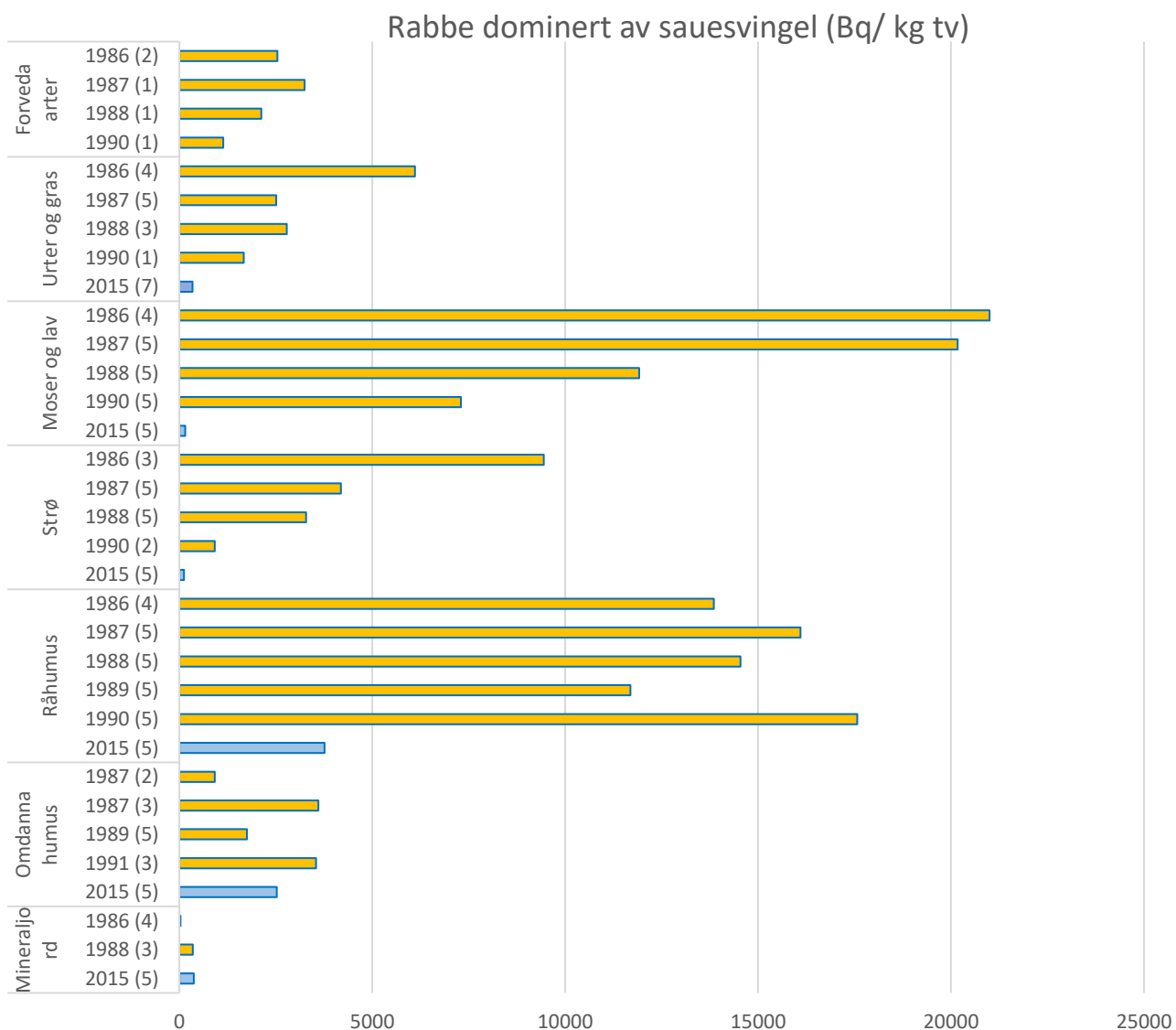
I 2015 var nivået av radioaktivitet i levende planter svært lavt, både på rabben og i snøleiet (**Tabell 2.6**). Nedgangen i radioaktivitet i levende planter er betydelig på begge lokalitetene

sammenlignet med 1987-91. Tabell 2.2 og Figur 2.11 og 2.12 viser at relativt mye radioaktivitet er bundet i råhumus og omdanna humus, mens mineraljorda har lite radioaktivitet. Siden nivået av radioaktivitet er lavt i levende planter, tyder dette på at Cs-137 er sterkt bundet til dødt organisk materiale og ikke er biotilgjengelig for plantene. Cs-137 har følgelig både lav biotilgjengelighet og lav mobilitet i jordsmonnet, og er sterkt bundet til organisk dødt materiale (humus). Det kan være interessant å undersøke om Cs-137 blir biotilgjengelig etter hvert når det døde organiske materialet blir brutt ned.

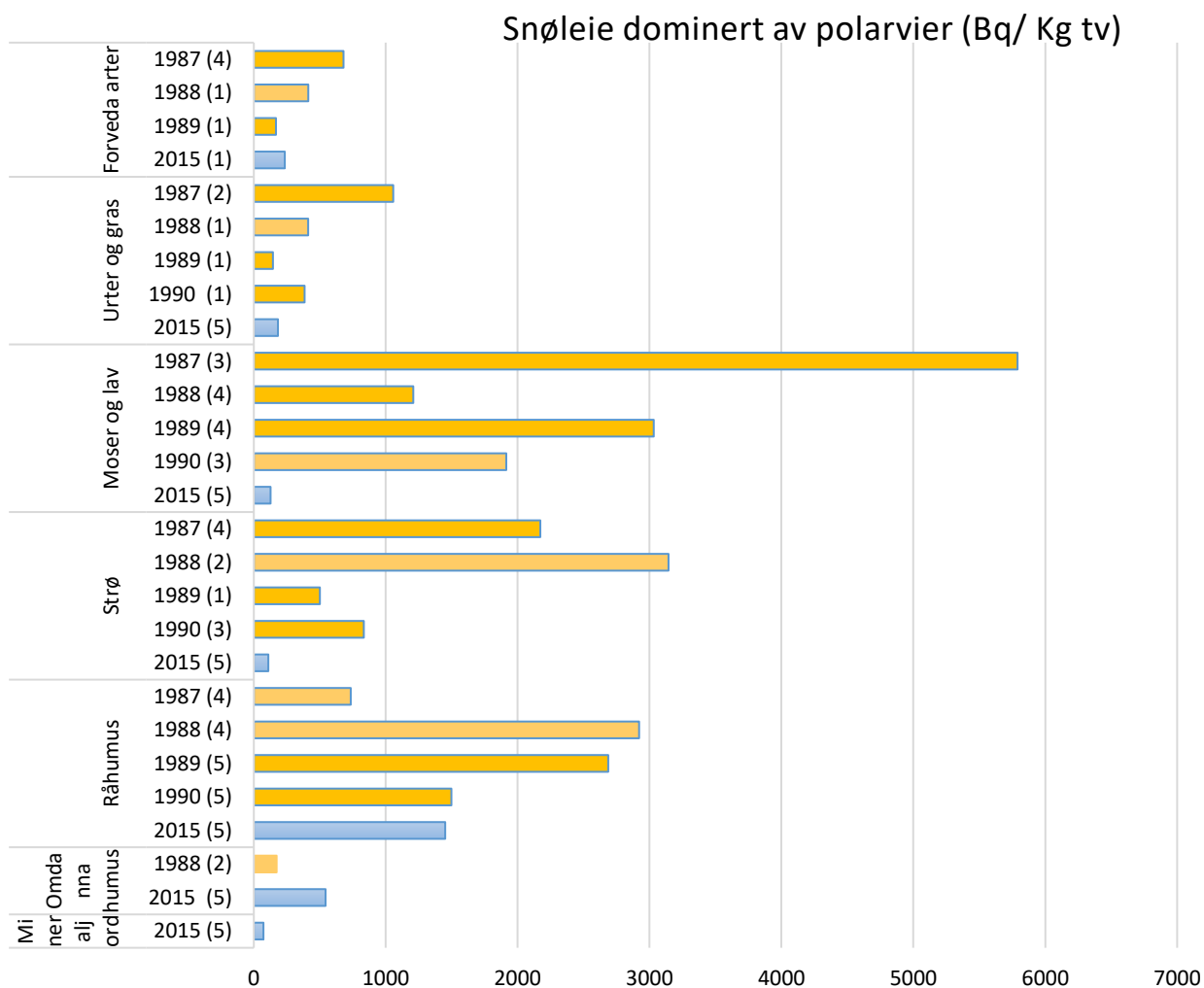
Hovedkonklusjonen er at Cs-137 i 2015 er sterkt bundet i humus. Svært lite radioaktivt cesium har forflyttet seg til mineraljorda og blitt bundet der, og det er heller ikke tatt opp i plantene. Videre er det interessant å observere at nedgangen i radioaktivt cesium i urter og gras i snøleiet er liten. Konsentrasjonen av cesium i urter og gras, og forveda planter, er i 2015 er grovt sett mellom en tredjedel og halvparten av konsentrasjonen i 1987/91, mens på rabben er nedgangen i urter og gras betydelig i samme tidsrom. Hva som er årsaken til dette er vanskelig å forklare.

Tabell 2.6. Medianverdier for målinger av Cs-137 (Bq/ kg tv) på hhv snøleie og rabbe i Knutshø, Dovrefjell i to ulike tidsperioder.

		Snøleie 1987- 1991		Rabbe 1987- 1991	
			2015		2015
Mineraljord 0-10 cm			73	351	374
Dødt organisk materiale	Omdanna humus	173	544	3538	2525
	Råhumus	1320	1451	14278	3762
	Strø	1173	110	3395	120
Levende planter	Moser og lav	2965	127	12187	152
	Urter og gras	598	183	2514	341
	Forveda arter	451	235	2126	



Figur 2.11: Nivået av Cs-137 (medianverdier Bq/ kg tv) målt i ulike grupper av arter som vokser på rabbe dominert av sauesvingel på Knutshø og i ulike lag av jordsmonnet fra 1986/90 til 2015. Oransje stolper er målte verdier fra 1986-1991, mens blå stolper er målte verdier fra 2015



Figur 2.12: Nivået av Cs-137 (medianverdier Bq/ kg tv) målt i ulike grupper av arter som vokser i et snøleie dominert av polarvier på Knutshø og i ulike lag av jordsmonnet fra 1987/90 til 2015. Oransje stolper er målte verdier fra 1986-1991, mens blå stolper er målte verdier fra 2015

2.6 Oppsummering/diskusjon

Resultatene presentert i denne rapporten viser at det fremdeles er målbare og til dels høye nivåer av Cs-137 på de valgte lokalitetene i norsk natur. Verdiene som er målt i de senere årene viser stor variasjon mellom ulike lokaliteter og arter, men især i TOV-området Børgefjell, og i planter langs gradientene ved Rondane og Knutshø måles til dels høye verdier, til tross for at det er gått mer enn 30 år siden utslippet fra Tsjernobyl. Nettopp fordi det er gått så lang tid, og at den fysiske halveringstiden for Cs-137 er 30,05 år, er det interessant å sammenligne hva radioaktiviteten ville ha vært hvis man kun hadde hatt en fysisk nedbrytning og hva den faktisk målte radioaktiviteten er. Eventuelle forskjeller mellom disse to verdiene kan enten være knyttet til at cesium immobiliseres i humus/ jord eller at planteartene har ulik evne til å ta opp cesium fra jordsmonnet. Også jordsmonnets sammensetning, f.eks. innhold av basekationer, leirpartikler og organisk materiale, kan ha betydning for om cesium er biotilgjengelig for planteopptak. Vi ser for eksempel av resultatene våre at røsslyng har en større evne til å ta opp cesium fra jordsmonnet enn kvitkrull. Røsslyngens særskilte evne til å akkumulere cesium har også vært indikert i andre studier (se blant annet Salt and Mayes 1993, Zhu and Smolders 2000, og Clint and Dighton 1992). Nivået i plantene er lavere enn det fysiske halveringstid skulle tilsi.

Det er tydelig at planter tar opp radioaktivt cesium fra jorda, og at det for noen av artene vi testet også transporteres til nyere deler av planten ettersom planten vokser. Dette opptaket skjer ikke bare på lokaliteter med høyt nivå av radioaktivt cesium, men også på lokaliteter med relativt lave verdier av radioaktivt cesium (<400 Bq/kg tv i jord). Dette vises tydelig for TOV-lokaliteter som Lund og Solhomsfjell som har relativt lave nivåer av radioaktivt cesium, men allikevel viser høye overføringskoeffisienter av cesium fra jord til planter. Dette kan antagelig knyttes til de lokale jordbunnsforhold og nedbør. Både Lund og Solhomsfjell ligger i de sørligste delene av Norge som har vært mest utsatt for forurensning fra lang-transporterte partikler og sur nedbør. Det er tidligere vist at forsuring kan øke plantenes opptak av radioaktivt cesium gjennom redusert pH som øker mobiliteten til radioaktivt cesium (Thørring mfl 2011, Thørring mfl 2012). Antagelig vil geografisk variasjon i jordbunnsforhold og især tykkelsen på humuslaget (uten å ta høyde for påvirkning fra sur nedbør) generelt være avgjørende for hvor mye cesium som er tilgjengelig for planter på en gitt lokalitet. Opptaket av radioaktivt cesium er lavere på næringsfattig sammenlignet med næringsrik jord, og dersom det er mye kalium (K^+ -ioner) i jorda, vil kaliumioner konkurrere med ioner av cesium og på den måten redusere mengden av biotilgjengelig cesium (se bl.a. Varskog mfl 1994, Zhu og Shaw 2000).

Det store variasjonen i det målte nivået av radioaktivt cesium i ulike arter av planter kan skyldes faktorer som ulik rotlengde, vekstrate, mykorrhiza og evne til næringsomsetning. Både egne målinger (kap. 2.6) og tidligere studier viser at det meste av radioaktivt cesium finnes i de øverste få (0-3) cm av jorda, hvilket betyr at arter med grunne røtter kan ha et større potensiale for opptak enn arter med dypere røtter (Zhu og Smolders 2000). Videre har hurtigvoksende arter vist høyere opptak av cesium (se bl.a. Salt og Myes 1993). Det skulle tilsi at karplanter (urter og gras) som er de mest hurtigvoksende, skulle ha høyere nivå av radioaktivt cesium. Dette er ikke alltid tilfelle ved våre lokaliteter, hvor røsslyng for det meste har de høyest målte verdiene. Høye konsentrasjoner av radioaktivt cesium hos røsslyng sammenlignet med andre planter er imidlertid funnet i flere andre studier (Harrison mfl 1990, Salt and Mayes 1993). Den høye konsentrasjonen i røsslyng kan være knyttet til særlige artsspesifikke egenskaper hos røsslyng, for eksempel spesielle egenskaper ved rotsystemet eller dannelse av mykorrhiza som røsslyng er kjent for å ha (Salt and Mayes 1993). Røsslyng klarer seg også på relativt næringsfattig jord, og er derfor effektiv i sitt næringsopptak og kanskje kan den også resirkulere viktige næringsstoffer som dermed blir lagret i planten. Hvis dette er riktig, vil kanskje cesium følge slike biokjemiske prosesser. Videre viser skudd av røsslyng (og nyere deler av ulike arter av lav og mose) høyere nivåer enn de eldre delene av samme plante. Dette er et svært interessant resultat, som illustrerer potensiale for transport av radioaktivt cesium innad i planten, og dermed også øker biotilgjengeligheten for og opptaket av cesium hos beitedyr. Karplanter visner om høsten og de omdannes til humus og fører radioaktivt cesium tilbake til de øverste jordlagene. Dette kan forklare de til dels høye verdiene som er målt i de øverste jordlagene over tid (se for eksempel Tabell 2.1 og Figur 2.10, 2.11).

Det er vist klare sammenhenger mellom nivået av radioaktivt cesium i viktige beiteplanter og nivået målt i beitedyr fra samme områder (Veiberg m.fl. 2010). Plantene som inngår i overvåkingen presentert her er beiteplanter for ulike dyr. De fleste lokalitetene som inngår i studiene er viktige beiteområder i fjellbjørkeskog og fjellområder. Kunnskap om nivåene av radioaktivt cesium er svært viktig kunnskap for å forstå effekter av Tsjernobylulykken. God kunnskap om hvordan radioaktivt cesium varierer over tid i planter og mellom ulike plantearter gir forståelse om hvordan beitedyr eksponeres og hvordan Cs-137 kan overføres til mennesker. I tillegg gir slik forskning ny kunnskap om overføring av cesium fra jord til planter, og innad i planter. Også i en beredskapssituasjon ved et eventuelt nytt atomuhell vil slik kunnskap være av stor nytte

3 Referanser

- Absalom, J.P., Young, S.D., Crout, N.M.J., Sanchez, A., Wright, S.M., Smolders, E., Nisbet, A.F. & Gillett, A.G. 2001. Predicting the transfer of radiocaesium from organic soils to plants using soil characteristics. *Journal of Environmental Radioactivity* 52: 31-43.
- Arja, P. & Riitta, S.-C. 1996. The transfer of ¹³⁷Cs through the soil-plant-sheep food chain in different pasture ecosystems. *Agricultural and Food Science* 5: 577-591
- Backe, S., Bjerke, H., Rudjord, A.L. & Ugletveit, F. 1986. Cesium fallout in Norway after the Chernobyl accident. SIS Rapport. National Institute of Radiation Hygiene
- Backe, S., Bjerke, H., Rudjord, A.L. & Ugletveit, F. 1987. Fall-out Pattern in Norway after the Chernobyl Accident Estimated from Soil Samples. *Radiation Protection Dosimetry* 18(2): 105-107.
- Berg, T. & Steinnes, E. 1997. Use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as biomonitors of heavy metal deposition: From relative to absolute deposition values. *Environmental Pollution* 98(1): 61-71.
- Bretten, S. 1991. Radioaktivt Cs-137 etter Tsjernobylnedfallet i alpine plantesamfunn på Dovrefjell. I: Gaare, E., Jonsson, B. og Skogland, T. Tsjernobyl – sluttrapport fra NINAs radioøkologiske program 1986-1990. Temahefte 2. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim, s. 28-35
- Bretten, S., Gaare, E., Skogland, T. & Steinnes, E. 1992. Investigations of radiocaesium in the natural terrestrial environment in Norway following the Chernobyl accident. *Analyst* 117(3): 501-503.
- Clint, G.M. & Dighton, J. 1993. Uptake and accumulation of radiocaesium by mycorrhizal and non mycorrhizal heather plants. *New Phytologist* 121: 555-561.
- De Cort, M., Dubois, G., Fridman, S.D., Germenchuk, M.G., Izrael, Y.A., Janssens, A., Jones, A.R. Kelly, G.N., Kvasnkova, E.V., Matveenko, I.I., Nazarov, I.M., Pokumeiko, Y.M., Sitak, V.A., Stukin E.D., Tabachny, L.Y., Tsaturov, Y.S. & Avdyushin, S.I. 1998. Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident
- Gaare, E., Jonsson, B., Skogland, T. & Steinnes, E. 1991. Oversikt over resultatene. I: Gaare, E., Jonsson, B. og Skogland, T. Tsjernobyl – sluttrapport fra NINAs radioøkologiske program 1986-1990. Temahefte 2. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim, s. 9-13.
- Gaare, E. & Skuterud, L. 2009. Radiocesium i villreinkjøtt og lav. Overvåking av kjøtt og lav i villreinområder i 2008. NINA Rapport 446. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim. 15 s.
- Gjelsvik, R., Komperød, M., Brittain, J., Eikermann, I., Gaare, E., Gwynn, J., Holmstrøm, F., Kiel Jensen, L., Kålås, J., Møller, B., Nybø, S., Solberg, E., S., S., Ugedal, O. & Veiberg, V. 2014. Radioaktivt cesium i norske landområder og ferskvannssystemer. Resultater fra overvåkning perioden 1996-2013. Strålevernrapport 2014. Statens Strålevern.
- Gjelsvik, R. & Steinnes, E. 2013. Geographical trends in ¹³⁷Cs fallout from the Chernobyl accident and leaching from natural surface soil in Norway. *Journal of Environmental Radioactivity* 126: 99-103.
- Harrison, A.F., Clint, G.M., Jones, H.E., Poskitt, J.M., Howard, B.J., Howard, D.M., Beresford, N.A. & Dighton, J. 1990. Distribution and recycling of radiocaesium in heather-dominated ecosystems Report to the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food
- Komperød, M. & Skuterud, L. 2018. Radiation Doses From the Norwegian Diet 115(2): 195-202.
- Komperød, M., Østmo, T.A., Skuterud, L. 2017. Radioaktivitet i norsk mat. Resultater fra overvåkning av dyr og næringsmidler 2016. Strålevernrapport 2017. Statens Strålevern, Mattilsynet.

- Kruyts, N., Titeux, H. & Delvaux, B. 2004. Mobility of radiocesium in three distinct forest floors. *Science of TheTotal Environment* 319(1): 241-252.
- Liland, A., Lochard, J. & Skuterud, L. 2009. How long is long-term? reflections based on over 20 years of post Chernobyl management in Norway. *Journal of Environmental Radioactivity* 100(7): 581-584.
- Paasikallio, A. 1996. The tranfer of ¹³⁷CS through the soil-plant-sheep food chain in different pasture ecosystems. *Agriculture and food science in Finland* 5: 577-591.
- Thørring, H., Skuterud, L. & Steinnes, E. 2011. Effects of chemical climate on soil depth distribution and plant uptake of radiocaesium in forest ecosystems. *Radioprotection* 46: 503-508
- Thørring, H., Skuterud, L. & Steinnes, E. 2012. Distribution and turnover of ¹³⁷Cs in birch fores ecosystems: influence of precipitation chemistry. *Journal of Environmental Radioactivity* 110: 69-77.
- Salt, C.A. & Mayes, R.W. 1993. Plant Uptake of Radiocaesium on Heather Moorland Grazed by Sheep. *Journal of Applied Ecology* 30(2): 235-246.
- Smolders, E. & Tsukada, H. 2011. The transfer of radiocesium from soil to plants: Mechanisms, data, and perspectives for potential countermeasures in Japan 7(3): 379-381.
- Varskog, P., Næumann, R. & Steinnes, E. 1994. Mobility and plant availability of radioactive Cs in natural soil in relation to stable Cs, other alkali elements and soil fertility *Journal of Environmental Radioactivity* 22: 43-53.
- Veiberg, V., Gaare, E., Stokke, S., Solberg, E. & Skuterud, L. 2011. Overvåking av cesium-137 i beitevekster og kjøtt av elg, hjort og villrein i 2010. NINA rapport. Norsk Institutt for Naturforskning
- Zhu, Y.G. & Smolders, E. 2000. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. *Journal of Experimental Botany* 51(351): 1635-1645.
- Zhu, Y.G. & Shaw, G. 2000. Soil contamination with radionuclides and potential remediation. *Journal of Experimental Botany* 51(351): 1635-1645.

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

1739

NINA Rapport

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3494-8

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger