

Statens strålevern  
Norwegian Radiation Protection Authority



STRÅLEVERN RAPPORT 2015:11



## Stråledoser fra miljøet

Beregninger av befolkningens eksponering for stråling fra omgivelsene i Norge

---

**Referanse:**

Komperød M, Rudjord AL, Skuterud L, Dyve JE. Stråledoser fra miljøet. Beregninger av befolkningens eksponering for stråling fra omgivelsene i Norge. StrålevernRapport 2015:11. Østerås: Statens strålevern, 2015.

**Emneord:**

Stråledoser. Stråling. Radioaktivitet. Miljø. Næringsmidler. Radon. Thoron. Kosmisk stråling. Ekstern stråling.

**Resymé:**

Rapporten presenterer beregninger av gjennomsnittlige doser til befolkningen i Norge fra ioniserende stråling fra miljøet – dvs. fra radioaktive stoffer i luft og næringsmidler, samt eksternt fra omgivelsene. Rapporten inneholder også all informasjon om nivåer og metoder som ligger til grunn for beregningene.

---

**Reference:**

Komperød M, Rudjord AL, Skuterud L, Dyve JE. Radiation Doses from the Environment. Calculations of the Public's Exposure to Radiation from the Environment in Norway. StrålevernRapport 2015:11. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2015.

Language: Norwegian.

**Key words:**

Radiation doses. Radiation. Radioactivity. Environment. Food. Radon. Thoron. Cosmic radiation. External radiation.

**Abstract:**

This report presents calculations of the average doses to the Norwegian population from ionising radiation from the environment; that is, from radioactive elements in air and foodstuffs, as well as from the external surroundings. The report also contains all of the information concerning radiation levels and methods that form the basis of the calculations.

---

Prosjektleder: Mari Komperød

Godkjent:



Unn Hilde Refseth, avdelingsdirektør, Avdeling overvåkning og forskning.

---

72 sider.

Utgitt 2015-10-28.

Opplag 100 (15-10).

Form, omslag: 07 Media.

Forsideillustrasjon: Mari Komperød/Statens strålevern

Statens strålevern, Postboks 55, No-1332 Østerås, Norge.

Telefon 67 16 25 00, faks 67 14 74 07.

E-post: nrpa@nrpa.no

www.nrpa.no

ISSN 1891-5205 (online)

ISSN 0804-4910 (print)

---

StrålevernRapport 2015:11

## **Stråledoser fra miljøet**

Beregninger av befolkningens eksponering for stråling fra omgivelsene i Norge

Mari Komperød  
Anne Liv Rudjord  
Lavrans Skuterud  
Jan Erik Dyve

Statens strålevern  
Norwegian Radiation  
Protection Authority  
Østerås, 2015





# Innhold

---

|          |  |           |
|----------|--|-----------|
| <b>1</b> | <b>Innledning</b>  | <b>7</b>  |
| 1.1      | Hva er stråling, og hvorfor kan det være skadelig?                                   | 7         |
| 1.2      | Hvordan blir kroppen eksponert for stråling?   | 7         |
| 1.3      | Hvor kommer strålingen fra?  | 8         |
|          | 1.3.1 Stråling med naturlig opphav   | 8         |
|          | 1.3.2 Stråling fra menneskelige aktiviteter  | 8         |
| 1.4      | Kort om radioaktive stoffer  | 10        |
| <b>2</b> | <b>Beregnete stråledoser fra ulike eksponeringsveier</b>                             | <b>12</b> |
| 2.1      | Radioaktive stoffer i luft   | 12        |
|          | 2.1.1 Doser fra radon i luft   | 12        |
|          | 2.1.2 Stråledoser fra thoron i luft  | 14        |
|          | 2.1.3 Doser fra andre radioaktive stoffer i luft                                     | 14        |
| 2.2      | Radioaktive stoffer i mat og drikke  | 15        |
|          | 2.2.1 Doser fra naturlig radioaktive stoffer i mat og drikke                         | 16        |
|          | 2.2.2 Doser fra radioaktiv forurensning i mat og drikke                              | 18        |
|          | 2.2.3 Sammendrag av doser fra mat og drikke  | 20        |
| 2.3      | Ekstern bestråling   | 22        |
|          | 2.3.1 Doser fra kosmisk stråling   | 22        |
|          | 2.3.2 Doser fra radioaktive stoffer i bakken og bygningsmaterialer                   | 24        |
| <b>3</b> | <b>Samlet stråledose til befolkningen fra miljøet</b>                                | <b>28</b> |
| 3.1      | Gjennomsnittlige stråledoser   | 28        |
| 3.2      | Stråledoser til utsatte grupper  | 29        |
|          | <b>VEDLEGG</b>   | <b>31</b> |
|          | <b>Vedlegg A: Utrekninger av stråledoser fra radioaktive stoffer i luft</b>          | <b>32</b> |
| A.1      | Doser fra radon i luft   | 32        |
| A.2      | Doser fra thoron i luft  | 34        |
| A.3      | Doser fra andre radioaktive stoffer i luft   | 35        |
|          | <b>Vedlegg B: Utrekninger av stråledoser fra radioaktive stoffer i mat og drikke</b> | <b>37</b> |
| B.1      | Generelt om datagrunnlaget og fremgangsmåte  | 37        |
| B.2      | Doser fra drikkevann   | 38        |
| B.3      | Doser fra kjøtt  | 41        |
| B.4      | Doser fra fisk og skalldyr   | 43        |
| B.5      | Doser fra planter og sopp  | 45        |
| B.6      | Doser fra melkeprodukter   | 47        |

---

|   |   |           |
|---|---|-----------|
| B.7   | Doser fra øvrige næringsmidler  | 48        |
| B.8   | Doser fra konstante bidrag (kalium-40 og karbon-14)   | 49        |
| B.9   | Oppsummering av doser fra næringsmidler   | 50        |
| B.10  | Betydningen av usikkerheter knyttet til radioaktivitetsnivåer i næringsmidler                                   | 57        |
| <b>Vedlegg C: Utrekninger av stråledoser fra ekstern bestråling</b>   |   | <b>59</b> |
| C.1   | Doser fra kosmisk stråling ved bakkenivå  | 59        |
| C.2   | Doser fra kosmisk stråling til flypassasjerer   | 59        |
| C.3   | Doser innendørs fra radioaktive stoffer i bakken og bygningsmaterialer  | 61        |
| C.4   | Doser utendørs fra radioaktive stoffer i bakken   | 62        |
| <b>Vedlegg D: Utrekninger av doser til utsatte befolkningsgrupper</b> |   | <b>64</b> |
| D.1   | En person med høyt inntak av sjømat   | 64        |
| D.2   | En person med høyt inntak av utmarksprodukter (vilt og selvplukket sopp og bær) i et spesielt forurenset område | 64        |
| D.3   | En person med høyt inntak av forurenset rein (reindrifstøver)   | 65        |
| D.4   | En person med høyt nivå av naturlig radioaktivitet i drikkevannet   | 65        |
| D.5   | En person med høy radonkonsentrasjon i inneluften   | 66        |
| D.6   | En gjennomsnittlig flyvert  | 66        |
| <b>Referanser</b>   |   | <b>67</b> |

# 1 Innledning

Denne rapporten tar for seg befolkningens eksponering for kosmisk stråling og stråling fra radioaktive stoffer i omgivelsene rundt oss. Denne typen stråling – *ioniserende* stråling – kan gi biologiske skader og øker risikoen for kreft. Mesteparten av strålingen fra miljøet oppstår helt naturlig, men en liten del stammer også fra radioaktiv forurensning.

I tillegg til strålingen fra miljøet, får nordmenn vesentlige doser fra det vi omtaler som planlagt bruk av stråling, blant annet fra medisinsk diagnostikk og gjennom eksponeringer ved enkelte arbeidsplasser. Dosere fra planlagt strålebruk er ikke med i denne rapporten, men diskuteres i StrålevernRapport 2014:2 *Strålebruk i Norge (1)*.

## 1.1 Hva er stråling, og hvorfor kan det være skadelig?

Vi kan dele stråling inn i to typer: ioniserende og ikke-ioniserende stråling. Ioniserende stråling har så høy energi at den kan slå løs elektroner fra atomer og molekyler i cellene den treffer, slik at det dannes ioner. Ioniserende stråling omfatter røntgenstråling og stråling fra radioaktive stoffer. Ikke-ioniserende stråling har lavere energi, og kan ikke slå løs elektroner på samme måte. Eksempler på ikke-ioniserende stråling er UV-stråling, vanlig lys og elektriske og magnetiske felt<sup>1</sup>. Denne rapporten tar kun for seg doser fra ioniserende stråling.

Når den ioniserende strålingen slår løs elektroner fra atomer og molekyler, kan det føre til biologiske skader i celler og DNA. Cellen vil stort sett klare å reparere DNA-skader selv, men noen ganger kan en skade utvikles til kreft senere i livet. Ved lave stråledoser, som er det vi diskuterer i denne rapporten, er det hovedsakelig en økning i risikoen for kreft som utgjør den mulige helseeffekten. Risikoen for å få kreft antas å øke proporsjonalt med stråledosen.

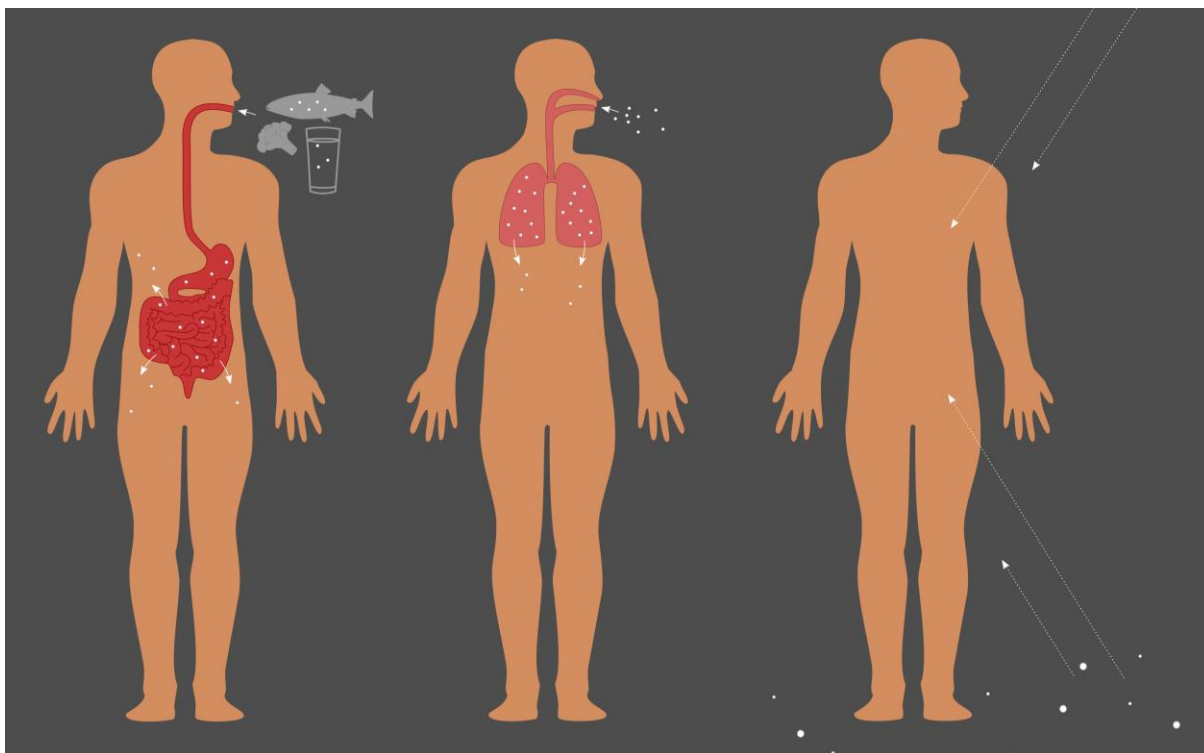
Se Faktaboks 1 på side 10 for definisjonen av stråledose og andre strålingsrelaterte uttrykk som brukes i denne rapporten.

## 1.2 Hvordan blir kroppen eksponert for stråling?

Vi kan få stråledoser gjennom tre ulike eksponeringsveier: gjennom inntak av mat og drikke, ved inhalering av luft, eller ved ekstern bestråling av kroppen (Figur 1). Alfastråling og de fleste typer betastråling har såpass kort gjennomtrengningsevne at den stoppes av hud og klær. Denne typen stråling gir størst doser hvis de radioaktive stoffene som sender ut slik stråling, finner veien inn i kroppen gjennom fordøyelsessystemet eller lungene. Gammastråling har derimot veldig høy gjennomtrengningsevne. Disse strålene har lang rekkevidde i luft og kan avgi doser hvor som helst i kroppen, også i indre organer, selv om de radioaktive stoffene som sender ut strålingen, finnes for eksempel i bakken rundt oss.

---

<sup>1</sup> Generelt har ikke-ioniserende stråling ikke annen påvirkning på kroppen enn oppvarming. Et viktig unntak er UV-stråling fordi den fører til kjemiske endringer i vevet.



Figur 1. Tre forskjellige eksponeringsveier for ioniserende stråling. Ved inntak gjennom mat og drikke kan radioaktive stoffer gi stråledose direkte til fordøyelsessystemet, og noen stoffer kan tas opp og transporteres til andre deler av kroppen og avgi doser der. Ved inhalering kan radioaktive stoffer avgi doser direkte til lungene, og noen stoffer kan tas opp gjennom lungevevet og transporteres til andre organer og avgi doser der. Ved ekstern bestråling av kroppen befinner de radioaktive stoffene seg utenfor kroppen. Strålingen går gjennom hud og vev og kan gi doser hvor som helst i kroppen. De kan også gå tvers gjennom kroppen uten å gjøre skade.

### 1.3 Hvor kommer strålingen fra?

#### 1.3.1 Stråling med naturlig opphav

Mesteparten av strålingen vi blir eksponert for, stammer fra radioaktive stoffer som finnes helt naturlig i miljøet rundt oss: i maten vi spiser, luften vi puster og i bakken vi står på – og selv i kroppen vår. De aller fleste av de naturlig forekommende radioaktive stoffene har sin opprinnelse i bakken, men blir ofte transportert til andre deler av miljøet. Eksempler på dette er radongass, som siver opp i luften vi puster, og kalium-40, som tas opp i planter og overføres til næringskjeden.

Jorden blir også kontinuerlig bombardert med kosmisk stråling fra verdensrommet. Atmosfæren vår stopper mesteparten av denne strålingen, men en liten andel når jordoverflaten. I tillegg blir enkelte stabile stoffer i atmosfæren omdannet til radioaktive stoffer når de blir truffet av kosmisk stråling. Slike såkalte kosmogene radioaktive stoffer (f.eks. beryllium-7 og karbon-14) utgjør kun en liten del av den naturlige radioaktiviteten i miljøet. Med unntak av karbon-14 i mat har vi ikke inkludert stråledoser fra kosmogene radioaktive stoffer i beregningene.

#### 1.3.2 Stråling fra menneskelige aktiviteter

Miljøet vårt blir også tilført nye, menneskeskapt radioaktive stoffer. Disse stammer fra blant annet kjernekraftindustrien, atomprøvesprengninger og radioaktive utslipp fra sykehus og forskning. Strålingen fra menneskeskapt radioaktive stoffer er den samme typen som fra de naturlig forekommende stoffene, men de utgjør en ekstra stråledose som kommer i tillegg til dosen vi får fra naturlige kilder.



Det er de langlivede radioaktive stoffene som utgjør et problem på lang sikt. Radioaktiv forurensning fra Tsjernobyl-ulykken i 1986 tas fortsatt opp i planter og dyr i Norge, og norske hav- og kystområder blir tilført radioaktiv forurensning fra blant annet utenlandske kilder.

Begrepet *radioaktiv forurensning* omfatter både utslipp av menneskeskapt radioaktive stoffer og tilfeller der menneskelig aktivitet fører til en oppkonsentrering av naturlig radioaktive stoffer i miljøet. Det sistnevnte skjer blant annet i olje- og gassindustrien, hvor vann med forhøyede konsentrasjoner av naturlig radioaktive stoffer i reservoarene pumpes opp sammen med oljen.

Du kan lese mer om kildene til radioaktiv forurensning på Strålevernets nettsider ([nrpa.no](http://nrpa.no)).

## Faktaboks 1: Viktige strålingsrelaterte uttrykk

### Stråling

Forenklet sagt er stråling transport av energi i form av partikler (partikkelstråling) eller bølger (elektromagnetisk stråling). Ioniserende stråling er stråling som har nok energi til å slå løs elektroner fra atomer og molekyler (inkludert i DNA-molekyler) i materialet som blir truffet, og dermed føre til biologiske skader i kroppen. Ioniserende stråling omfatter røntgenstråling og stråling fra radioaktive stoffer. Ikke-ioniserende stråling omfatter UV-stråling, synlig lys, infrarød stråling og elektriske og magnetiske felt.

### Stråledose

Stråledose er et mål på hvor mye strålingsenergi som absorberes i en organisme. I denne rapporten snakker vi om den effektive stråledosen, som tar hensyn til hvor skadelig strålingen er for kroppen avhengig av hvilken type ioniserende stråling det er snakk om (alfa-, beta- eller gammastråling), og hvilke organer og hvor stor del av kroppen som er eksponert. Enheten for effektiv stråledose er sievert (Sv).

### Radioaktivitet

Radioaktive stoffer har ustabile atomkjerner. Den ustabile atomkjernen vil før eller senere spontant omdannes til et annet grunnstoff eller en annen variant (isotop) av samme grunnstoff (dvs. at de får et nytt antall nøytroner i kjernen). Samtidig som dette skjer, sender den ut energi i form av ioniserende stråling (alfa-, beta- og/eller gammastråling). Aktiviteten til radioaktive stoffer måles i **becquerel (Bq)**. 1 Bq tilsvarer 1 omdannelse per sekund. Det nye stoffet som oppstår etter omdannelsen er i mange tilfeller et annet radioaktivt stoff, som kan ha helt andre egenskaper.

**Alfastråling:** Alfapartikler (heliumkjerner) er store og er i stand til å gjøre mye skade hvis strålingen når vevet. (Den biologiske effekten av ett treff alfastråling kan være omtrent 20 ganger større enn ett treff av beta- eller gammastråling.) Partiklene rekker bare noen få cm i luft, og klarer ikke å trenge gjennom det ytre hudlaget. Alfastråling er derfor skadelig for mennesker først og fremst når stoffene kommer inn i kroppen gjennom inhalering eller inntak av mat eller drikke, der de kan gjøre skade i det tynne vevet i lungene eller fordøyelsessystemet, eller transporteres til andre organer.

**Betastråling:** Betapartikler (elektroner og positroner) kan nå flere meter i luft og ca. 1 cm inn i vev. Den blir imidlertid som regel stoppet av f.eks. tykke klær. Som med alfastråling, er den største risikoen forbundet med inhalering og inntak, men betastrålingen gir mye mindre skade per treff.

**Gammastråling** er elektromagnetisk stråling med høy energi. Gammastråling har stor gjennomtrengingsevne og går lett gjennom vev. Derfor får vi doser fra gammastrålingen selv fra radioaktive stoffer som befinner seg et stykke unna, f.eks. i bakken. Røntgenstråling har samme egenskaper som gammastråling.

### Halveringstid

Den fysiske halveringstiden til et radioaktivt stoff beskriver hvor raskt atomkjernene omdannes – dvs. hvor raskt stoffet brytes ned. Dette beskriver vi ved hvor lang tid det tar før halvparten av de opprinnelige atomkjernene har blitt omdannet. (Antallet radioaktive atomkjerner i et gitt stoff vil være redusert til 50 % etter én halveringstid, 25 % etter to halveringstider osv.) Hvert radioaktivt stoff har en spesifikk halveringstid, som varierer fra brøkdeler av et sekund til milliarder av år.

## 1.4 Kort om radioaktive stoffer

Det er bare noen kombinasjoner av antall protoner og nøytroner i en atomkjerne som gir stabile grunnstoffer. Atomer med andre kombinasjoner vil forsøke å bli stabile ved å omdanne partikler og sende ut unødig energi i form av alfa-, beta- og/eller gammastråling (se Faktaboks 1).

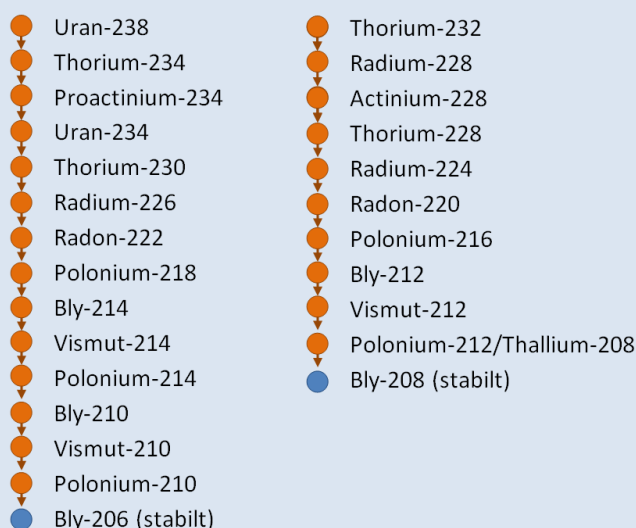
I mange tilfeller vil datterproduktet som oppstår etter en omdanning være et nytt radioaktivt stoff, som igjen vil gjennomgå samme prosess. Nedbrytingen kan fortsette slik i ledd etter ledd, helt til den ender opp i en stabil atomkjerne. En slik rekke med ustabile atomer kalles en nedbrytningsserie. Det finnes fire slike naturlige nedbrytningsserier, som ble dannet samtidig som jorden ble til. Det er stoffer i de to seriene fra uran-238- og thorium-232 som gir de klart største bidragene til stråledoser i dag (Faktaboks 2).

I tillegg til disse nedbrytningsseriene finnes det radioaktive stoffer som blir stabile etter kun én omdanning, for eksempel kalium-40 og karbon-14.

Egenskapene til de radioaktive stoffene som omtales i denne rapporten er oppsummert i tabell 1.

### Faktaboks 2: Nedbrytningsseriene for uran-238 og thorium-232

Figuren under viser alle stoffene i de to naturlige nedbrytningsseriene som har størst betydning for stråledoser i dag: uran-238- og thorium-232-seriene.



Tabell 1. Oversikt over egenskaper for radioaktive stoffer som diskuteres i denne rapporten (2).

| Radioaktivt stoff  | Symbol            | Halveringstid      | Type stråling       | Kilde  |
|--------------------|-------------------|--------------------|---------------------|--|
| Bly-210            | <sup>210</sup> Pb | 22 år              | Alfa + beta + gamma | Naturlig (fra uran-238)                        |
| Cesium-137         | <sup>137</sup> Cs | 30 år              | Beta + gamma        | Menneskeskapt                                  |
| Kalium-40          | <sup>40</sup> K   | 1,3 milliarder år  | Beta + gamma        | Naturlig                                       |
| Karbon-14          | <sup>14</sup> C   | 5730 år            | Beta                | Hovedsakelig naturlig (også noe menneskeskapt) |
| Polonium-210       | <sup>210</sup> Po | 138 dager          | Alfa + gamma        | Naturlig (fra uran-238)                        |
| Radium-226         | <sup>226</sup> Ra | 1600 år            | Alfa + gamma        | Naturlig (fra uran-238)                        |
| Radium-228         | <sup>228</sup> Ra | 5,8 år             | Beta + gamma        | Naturlig (fra thorium-232)                     |
| Radon-220 «Thoron» | <sup>220</sup> Rn | 56 sekunder        | Alfa + gamma        | Naturlig (fra thorium-232)                     |
| Radon-222 «Radon»  | <sup>222</sup> Rn | 3,8 dager          | Alfa + gamma        | Naturlig (fra uran-238)                        |
| Strontium-90       | <sup>90</sup> Sr  | 29 år              | Beta                | Menneskeskapt                                  |
| Technetium-99      | <sup>99</sup> Tc  | 211 000 år         | Beta + gamma        | Menneskeskapt                                  |
| Thorium-228        | <sup>228</sup> Th | 1,9 år             | Alfa + gamma        | Naturlig (fra thorium-232)                     |
| Thorium-230        | <sup>230</sup> Th | 75 000 år          | Alfa + gamma        | Naturlig (fra uran-238)                        |
| Thorium-232        | <sup>232</sup> Th | 14 milliarder år   | Alfa + gamma        | Naturlig                                       |
| Uran-234           | <sup>234</sup> U  | 0,25 milliarder år | Alfa + gamma        | Naturlig (fra uran-238)                        |
| Uran-235           | <sup>235</sup> U  | 700 millioner år   | Alfa + gamma        | Naturlig                                       |
| Uran-238           | <sup>238</sup> U  | 4,5 milliarder år  | Alfa + gamma        | Naturlig                                       |

## 2 Beregnede stråledoser fra ulike eksponeringsveier

Som nevnt i innledningen, blir vi utsatt fra stråling fra gjennom tre ulike eksponeringsveier: gjennom inhalasjon, mat og drikke, og ekstern bestråling fra omgivelsene rundt oss. I dette kapittelet tar vi for oss stråledosene som den gjennomsnittlige nordmannen får fra miljøet hvert år fra de ulike eksponeringsveiene. En oppsummering er gitt i kapittel 3. Detaljer om utregning av stråledosene fra de ulike kildene finnes i vedleggene.

### 2.1 Radioaktive stoffer i luft

Vi får stråledoser fra luft ved å inhalere radioaktiv gass eller små partikler som inneholder radioaktive stoffer. De fleste radioaktive stoffene som finnes i luften, stammer enten fra gass som siver frem fra bygninger og bakken, eller fra jordpartikler som virvles opp fra bakken (3).

Radioaktive stoffer i luft gir for det meste doser til lungene, men noen stoffer kan også tas opp gjennom lungene og føres videre til andre organer og avgi stråling der. Radon og radondøtrene står for den klart største andelen av stråledosen fra inhalasjon.

#### 2.1.1 Doser fra radon i luft

Radon-222 (vanligvis kun omtalt som *radon*) er en edelgass som stammer fra den naturlig radioaktive uran-238-serien, og dannes kontinuerlig i jord og bergarter som inneholder uran. Mesteparten av stråledosen fra radon kommer ikke fra selve radongassen, men kortlivede datterprodukter som kan feste seg i lungene og gi stråledoser til lungevevet.

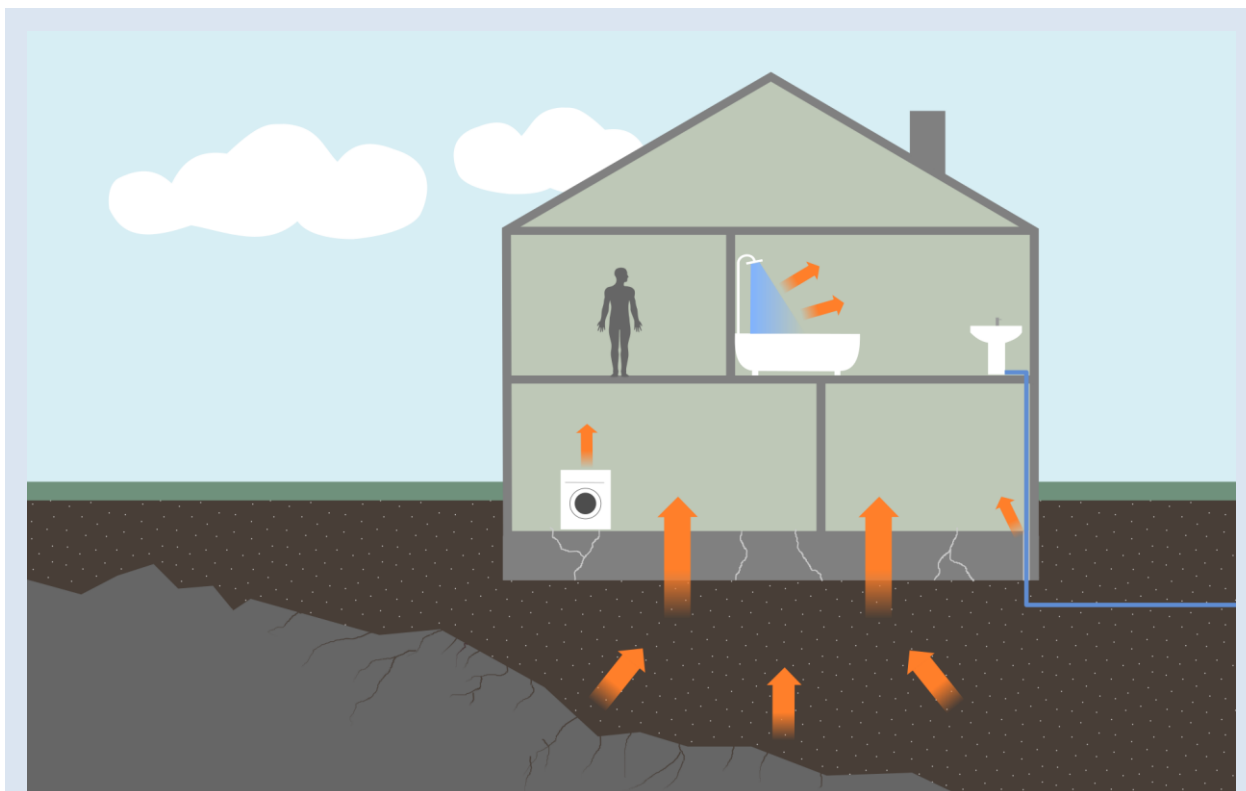
Utendørs er radonkonsentrasjonene normalt ganske lave<sup>2</sup>, men inne i bygninger og bergrom kan radon fra byggegrunn eller grunnvann føre til høye konsentrasjoner. Radonnivåene i boliger varierer sterkt og avhenger blant annet av klima, uraninnhold og permeabilitet i byggegrunnen, samt bygningens konstruksjon, ventilasjon og tetthet mot bakken (Faktaboks 3). I Norge kan stråledosene fra radon i noen tilfeller bli svært høye.

#### Faktaboks 3: Mer om radon i boliger

##### Hvorfor er det høye radonnivåer i inneluft?

Radongassen siver inn fra bakken gjennom sprekker og utettheter i byggegrunnen og bygningen. Spesielt ved oppvarming av bygningene på vinterhalvåret får man et undertrykk i inneluft, slik at luft og radongass fra bakken nærmest suges inn gjennom utettheter i byggegrunnen. Husholdningsvann med høyt radoninnhold, særlig i forbindelse med private borebrønner i fjell, kan også gi et betydelig bidrag til radonnivået i inneluften. Radongass fra vannet frigjøres til inneluften ved bruk av for eksempel vaskemaskin og dusj.

<sup>2</sup> Les mer om radonnivåer i luft utendørs i StrålevernRapport 2006:20 *Radon i uteluft. Presentasjon av resultater fra radonmålinger i uteluft i seks utvalgte områder i Norge* (Jensen m.fl. 2006). Gjennomsnittlig årsverdi i denne begrensede undersøkelsen var 114 Bq/m<sup>3</sup> i Kinsarvik, et område med kjent radonproblem, og mellom 19 og 34 Bq/m<sup>3</sup> i de andre områdene. Radonnivået i uteluft er av mindre betydning siden vi oppholder oss ute kun 10 % av tiden (5).



#### Tiltak og tiltaksgrenser

Strålevernet anbefaler tiltak for å redusere radonnivået dersom det er høyere enn  $100 \text{ Bq/m}^3$ . Radonnivået i boliger bør være så lavt som mulig, og alltid under  $200 \text{ Bq/m}^3$ . Det er enkelt å måle radon i boligen. Les mer om radonmåling og -tiltak på Strålevernets nettsider: [nrpa.no/radon](http://nrpa.no/radon).

#### Kombinasjonen radon og røyking er ekstra farlig

Internasjonale befolkningsundersøkelser har vist at personer som røyker eller har røyket har høyere risiko for å få lungekreft i forbindelse med radoneksponering enn personer som aldri har røyket. Røyking og radon viser en såkalt synergisk effekt – det vil si at risikoen for å få lungekreft når man *både* røyker og er eksponert for radon, er høyere enn om man legger sammen den individuelle risikoen ved røyking pluss risikoen ved radoneksponeringen.

#### Beregnet stråledose fra radon i luft

Beregningen av den gjennomsnittlige radoneksponeringen i Norge er basert på en landsdekkende kartlegging fra 2000–2001 av 29 000 boliger i 114 kommuner (4). Gjennomsnittlig radonkonsentrasjon i inneluft i kartleggingen var  $88 \text{ Bq/m}^3$ , som med vår beregning tilsvarer en dose på **2,5 mSv/år** (vedlegg A.1).

Strålevernets tidligere estimat av gjennomsnittsdosen fra radon har vært  $2,2 \text{ mSv/år}$ . Økningen skyldes at vi tidligere brukte verdensgjennomsnittet for innendørs oppholdstid på 80 % i beregningen, mens tall fra Statistisk sentralbyrå viser at nordmenn faktisk oppholder seg innendørs 90 % av tiden (5). Resultater fra flere undersøkelser Strålevernet har utført, viser at stråledosen til enkeltpersoner fra radon i Norge varierer fra nær null til rundt  $1000 \text{ mSv/år}$ .

Det finnes ulike fremgangsmåter for å beregne doser fra radon. Vi har brukt dosekonverteringsfaktoren anbefalt av UNSCEAR (6), som ligger nær hva resultatene fra større internasjonale epidemiologiske studier viser om risikoen for å utvikle lungekreft. Det foregår for tiden en utvikling internasjonalt i tilnærmingen til å beregne doser fra radon i luft, og dermed vil den beregnede stråledosen fra radon kunne endre seg i løpet av de nærmeste årene.

### 2.1.2 Stråledoser fra thoron i luft

Radon-220 (her omtalt som *thoron*) er en annen, mindre omtalt radon-isotop som stammer fra den naturlig radioaktive thorium-232-serien. Thorium forekommer naturlig i bergartene, og noe thoron finnes derfor overalt. Stråledosen fra thoron er vanligvis vesentlig lavere enn dosen fra radon, men den er ikke ubetydelig.

Som hos radon, er det de kortlivede datterproduktene som gir mesteparten av dosen fra thoron. Thorongassen har en halveringstid på under 1 minutt, noe som gjør at svært lite av thorongassen fra bakken rekker å trekke inn i bygninger før den brytes ned. Vanligvis stammer mesteparten av thoron innendørs fra bygningsflater inne i huset som inneholder stein. Blant de vanlige bygningsmaterialene ser det ut til at murstein inneholder mest thorium, etterfulgt av betong (7, 8). Det finnes også indikasjoner på at thoron i bakken bidrar til høye nivåer innendørs i områder med høye thoriumkonsentrasjoner (bl.a. 8, 9)

#### Beregnet stråledose fra thoron i luft

Thoron har fått lite oppmerksomhet i Norge, til tross for at de resultatene som finnes, tyder på at dosebidraget fra thoron ikke er ubetydelig. Det beste datagrunnlaget for å beregne gjennomsnittsdoser i Norge er en studie av 22 norske boliger (7). Denne studien fant et gjennomsnittlig thoronnivå i inneluft som tilsvarer en gjennomsnittsdose på **0,22 mSv/år** (vedlegg A.2). Enkeltverdiene tilsvarer doser som varierer fra 0,02–0,35 mSv/år. Dette er et svært lite datamateriale, men gjennomsnittresultatene er i tråd med hva man kan forvente utfra andre studier, inkludert resultater fra Sverige.

Undersøkelser fra andre land tyder på at thoronnivået i inneluft kan variere betydelig. I Sverige er det målt verdier som tilsvarer doser opp mot 5 mSv/år med vår beregningsmetode (8). Tilsvarende og høyere resultater er også funnet i andre europeiske land (10). Norge har betydelige thoriumrike områder, spesielt i Fen i Telemark. Boliger som befinner seg i thoriumrike områder, eller er laget med steinmaterialer fra disse områdene, kan ha spesielt høy risiko for høye thoronkonsentrasjoner i inneluften. Det er behov for en ny kartlegging for å få et sikrere grunnlag for doseberegninger og undersøke spesielt utsatte regioner og byggematerialer.

### 2.1.3 Doser fra andre radioaktive stoffer i luft

Andre naturlig radioaktive stoffer i luft finnes i svært lave konsentrasjoner sammenlignet med radon og thoron og deres datterprodukter. Av de stoffene som stammer fra radioaktiv forurensning, er det i dag hovedsakelig cesium-137 som blir funnet i luftfilterstasjonene i Norge. Cesiumet havner i luften ved at små mengder fra gammelt radioaktivt nedfall – hovedsakelig fra Tsjernobyl-ulykken – stadig virvles opp fra bakken.

#### Beregnet stråledose fra andre naturlig radioaktive stoffer i luft

Internasjonale gjennomsnittlige stråledoser av naturlig radioaktive stoffer andre enn radon og thoron er beregnet til **0,006 mSv/år**<sup>3</sup>. Av disse er det generelt bly-210 som gir det største bidraget på 0,004 mSv, etterfulgt av polonium-210<sup>4</sup> (11). Dosebidraget fra inhalering av andre naturlig radioaktive stoffer gir med andre ord lave doser sammenlignet med radon og thoron, og har svært liten påvirkning på den samlede stråledosen til befolkningen.

<sup>3</sup> Beregnet utfra uran-234, -235 og -238; thorium-232, -230 og -232; radium-226 og -228; polonium-210 og bly-210

<sup>4</sup> Og deretter (i synkende rekkefølge) thorium-228, thorium-232, thorium-230, uran-234 og radium-226, uran-238 og radium-226, og uran-235



### Beregnet stråledose fra radioaktiv forurensning i luft

Luftmålingene de siste årene viser at nivåene av cesium-137 i luft vanligvis ligger svært lavt, under 1  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  (12). Vi har brukt en grov beregningsmetode som overestimerer dosen fra cesium-137 i luft, men likevel er stråledosen forsvinnende liten (ca. 0,00000001 mSv/år). Dosen fra radioaktiv forurensning i luft er med andre ord ubetydelig for dosen til befolkningen i dag. Se A.3 i vedlegget for detaljer om beregningen.

## 2.2 Radioaktive stoffer i mat og drikke

Radioaktive stoffer tas med inn i kroppen når vi spiser og drikker. Dersom det radioaktive stoffet ligner på et næringsstoff som kroppen trenger, kan det aktivt tas opp i kroppen fra fordøyelsessystemet og fraktes til andre organer, for eksempel muskler eller skjelett. Andre stoffer blir ikke tatt opp, men skilles raskt ut igjen. Av samme grunn blir noen radioaktive stoffer også tatt opp av planter og overført videre i matkjeden, mens andre stoffer ikke gjør det (se Faktaboks 4).

### Faktaboks 4: Hvorfor finnes det radioaktive stoffer i maten og kroppen?

De radioaktive stoffene som finnes i maten stammer vanligvis opprinnelig fra bunnen av næringskjeden: planter, sopp og lav i landmiljøet, eller alger, plankton og bunndyr i ferskvann og i sjøen. Disse organismene kan ha radioaktive stoffer enten direkte avsatt på overflaten, eller de kan aktivt ta opp stoffene. Deretter blir de radioaktive stoffene overført videre oppover i næringskjeden.

Hvorvidt radioaktive stoffer tas opp i planter, dyr og mennesker kommer først og fremst an på om de radioaktive stoffene ligner på næringsstoffer som organismen trenger. For eksempel har grunnstoffet cesium lignende kjemiske egenskaper som det viktige næringsstoffet kalium. Derfor tas cesium-137 opp i planter, dyr og mennesker nesten som om det var kalium. I andre tilfeller er det radioaktive stoffet bare en radioaktiv variant av et viktig næringsstoff. For eksempel tas det radioaktive stoffet kalium-40 opp i kroppen på samme måte som vanlig, stabilt kalium, som kroppen er avhengig av.

På de neste sidene ser vi nærmere på gjennomsnittsdosene fra forskjellige deler av kostholdet. Antakelser om inntaket av de ulike næringsmidlene er basert på kostholdsundersøkelser.

Mer informasjon om datagrunnlaget og beregningene av stråledoser for hver enkelt næringsmiddelgruppe finner du i vedlegg B.

I de fleste tilfeller har vi regnet ut stråledosene til tre alderskategorier: spedbarn, barn og voksne<sup>5</sup>. Dersom ikke annet er spesifisert, er det aldersvektet gjennomsnittsdose som oppgis i beregningene under. I kapittel 3.2 ser vi også på hvilke stråledoser man kan forvente å finne hos personer som får spesielt høye doser gjennom kosten.

I denne rapporten prøver vi å estimere stråledoser fra miljøet så nær de reelle dosene som det lar seg gjøre. Det er likevel sannsynlig at de beregnede dosene fra kostholdet er overestimert fordi faktorene som brukes for å beregne stråledoser utfra radioaktivitetsnivået i næringsmidler er noe konservativt estimert og fordi radioaktivitetsnivået går noe ned når maten lagres og tilberedes.<sup>6</sup>

<sup>5</sup> Vi har brukt dosekonverteringsfaktorer og aldersinndelingen anbefalt av Den internasjonale strålevernskommisjonen (ICRP)(13). Faktorene for spedbarn, barn og voksne gjelder for alderskategoriene 0–5 år, 6–15 år og 16 år og eldre i henhold til ICRPs definisjoner. I Norge er andelen av befolkningen i de ulike alderskategoriene hhv. 7%, 12 % og 81 %.

<sup>6</sup> Vi har brukt dosekonverteringsfaktorene fra ICRP, slik normen er innen strålevern. Disse faktorene er noe konservativt estimert slik at den beregnede dosen samlet sett sannsynligvis er noe overestimert. En annen

## Faktaboks 5: Grenseverdier og kostholdsråd for radioaktivt cesium i næringsmidler

Etter Tsjernobyl-ulykken fastsatte myndighetene grenseverdier for hvor mye radioaktivt cesium det er lov å ha i mat til omsetning. Hvis innholdet av radioaktivt cesium i matvarer overskrider grenseverdiene, kan ikke maten selges. Man har tillatt en høyere grense for tamrein, vilt og vill ferskvannsfisk fordi det selges og spises mindre av disse produktene.

### Dagens grenseverdier for radioaktivt cesium i Norge:

- Melk og barnemat: 370 Bq/kg
- Tamrein, vilt og vill ferskvannsfisk: 3000 Bq/kg
- Andre matvarer (inkl. honning, sopp og bær): 600 Bq/kg

Grenseverdiene er ikke en grense for hva som er skadelig, men er et verktøy for at myndighetene skal kunne begrense det totale inntaket av radioaktivt cesium i befolkningen. Det finnes kostholdsråd for personer som spiser mye reinkjøtt eller naturprodukter fra områder med mye radioaktiv forurensning. Dersom du til eget forbruk sanker mye naturprodukter (som vilt og ferskvannsfisk) fra forurensede områder, er kostholdsrådene viktigere enn grenseverdiene.

### Kostholdsråd for radioaktivt cesium:

- Totalinntaket for folk flest bør ikke overskride 80 000 Bq per år.
- Totalinntaket for gravide, ammende og barn under to år bør ikke overskride 40 000 Bq per år.
- Ingen bør spise mat som inneholder mer enn 20 000 Bq/kg (fordi det da blir lettere å overskride 80 000 Bq per år).

### 2.2.1 Doser fra naturlig radioaktive stoffer i mat og drikke

Noen naturlige radioaktive stoffer er til stede i maten i noenlunde konstante konsentrasjoner, og gir mer eller mindre samme stråledoser til alle i befolkningen. Kalium-40 og karbon-14 er de viktigste eksemplene på dette i næringsmidler. De andre naturlige radioaktive stoffene som vi tar for oss i doseberegningene for næringsmidler, stammer fra uran og thorium i berggrunnen. Disse stoffene finnes i maten i svært varierende konsentrasjoner, blant annet avhengig av typen næringsmiddel og hvor maten kommer fra. Dette er grunnen til at vi har behandlet doser fra kalium-40 og karbon-14 noe ulikt fra de radioaktive stoffene som stammer fra uran og thorium, i fremstillingene under.

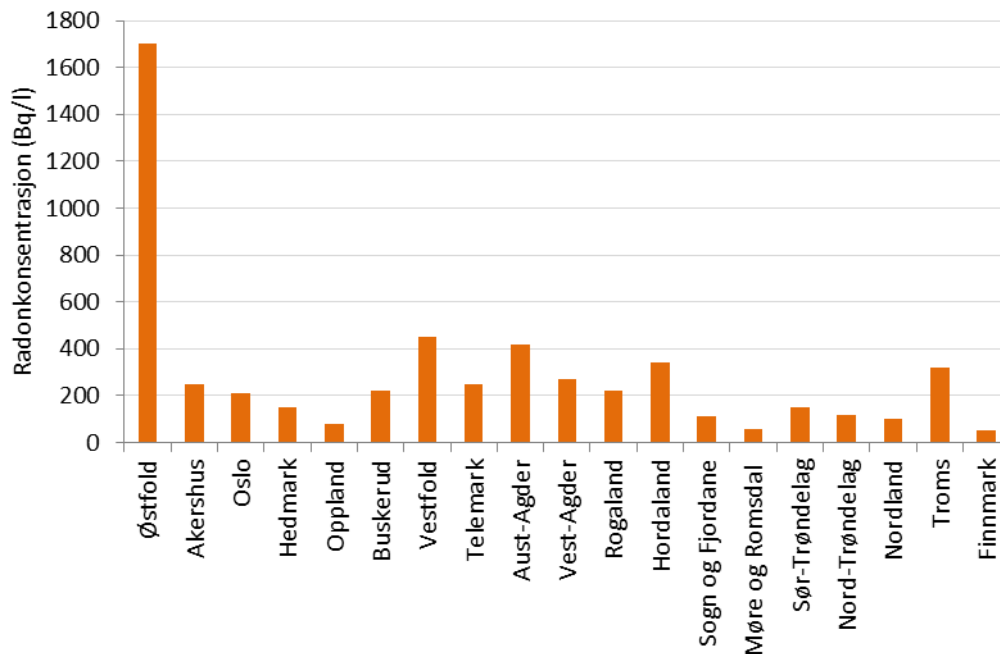
#### Beregnet stråledose fra naturlig radioaktive stoffer i næringsmidler

Vi har beregnet gjennomsnittsdosen fra naturlig radioaktivitet i mat og drikke til totalt **0,52 mSv/år** (se bidragene fra ulike næringsmiddelgrupper i Tabell 2). Sjømat er den næringsmiddelgruppen som klart bidrar mest til dosen, og spesielt skalldyr kan inneholde relativt mye polonium-210.

En nesten like stor doseandel stammer fra kalium-40, men stråledosen fra dette stoffet er så godt som konstant uavhengig av hva man spiser. Fordi kalium-nivået i kroppen (inkludert kalium-40) reguleres nøye og alt overskudd skilles ut igjen, blir ikke dosen påvirket av mengden kalium-40 i kostholdet.

årsak er at ferdige måltider trolig har lavere radioaktivitetskonsentrasjoner enn analyser av råvarene viser fordi noe av de radioaktive stoffene forsvinner ved mattilberedning (f.eks. koking og steking) og fordi det vanligvis går minst noen dager fra maten høstes til den spises, slik at en viss andel av radioaktiviteten vil forsvinne pga. fysisk omdanning før den spises. Vi har valgt ikke å prøve å korrigere for dette fordi tapet er vanskelig å estimere, og vi vil ikke risikere å underestimere dosene fra matvarer.

Radon utgjør det klart største dosebidraget fra naturlig radioaktivitet i drikkevann<sup>7</sup>. Innholdet av naturlig radioaktivitet i drikkevannet varierer mye utfra typen drikkevannskilde og geologi. Overflatevann, som forsyner mesteparten av befolkningen, inneholder generelt bare neglisjerbare konsentrasjoner naturlig radioaktivitet. Nivåene i grunnvann kan derimot bli ganske høye i noen områder. Særlig gjelder dette borebrønner i fast fjell. En kartlegging på 1990-tallet viste stor geografisk variasjon mellom radonnivåer i grunnvann (14) (se Figur 2).



Figur 2. Gjennomsnittlig radonkonsentrasjon (Bq/l) i grunnvann (hovedsakelig borebrønner) fra en kartlegging utført av NGU og Strålevernet 1996–1998 (14). De geografiske variasjonene skyldes for det meste variasjoner av naturlig radioaktivitet i bergartene.

Nivåene av naturlig radioaktivitet i vekster er generelt høyere i utmark enn i dyrket mark. Derfor har vilt og tamrein generelt vesentlig høyere innhold av radioaktive stoffer enn husdyr. Siden nordmenn flest spiser lite utmarksprodukter sammenlignet med annen mat, bidrar dette likevel ikke mye til gjennomsnittsdosen. Derimot kan dette være et viktig bidrag til dosen for enkeltpersoner som høster mye fra naturen.

Innholdet av naturlig radioaktivitet i matvarer basert på korn, grønnsaker og frukt er stort sett lavt. De har likevel en viss betydning for gjennomsnittsstråledosen fra mat fordi de utgjør en så stor del av kostholdet.

Usikkerheter i antakelsene om nivåer i mat og drikke fører igjen til usikkerheter i doseestimatene – særlig de matvarene som inneholder spesielt mye radioaktivitet og de vi spiser mest av. For en bedre forståelse av stråledoser fra næringsmidler til befolkningen, er det behov for kartlegginger av utvalgte naturlig radioaktive stoffer i blant annet drikkevann, sjømat, og landbruksprodukter i Norge (mer detaljer finnes i vedlegg B.10). Menneskelige aktiviteter kan også føre til forhøyede nivåer av naturlig radioaktivitet i miljø og næringsmidler, for eksempel pga. avrenning fra gruveavfall eller utslipp av produsert vann fra oljeindustrien. I slike tilfeller kan det være ønskelig å etablere overvåking av områder og produkter som potensielt kan forurennes av naturlig forekommende radioaktive stoffer i mat eller drikkevann.

<sup>7</sup> Det største dosebidraget fra radon i husholdningsvannet kommer fra radongassen som slippes ut i inneluften når man tapper vann, inkl. dusjing, bruk av vaskemaskin osv. Som en tommelfingerregel antar man at 1000 Bq/l radon i husholdningsvannet gir 100 Bq/m<sup>3</sup> i inneluften (15). Denne dosen inngår i doser fra radon i luft, som er beregnet i kapittel 2.2.

Tabell 2. Beregnet aldersvektet gjennomsnitt for stråledoser fra naturlig radioaktivitet fra ulike næringsmiddelgrupper og fra kalium-40 og karbon-14.

|                         | Radioaktive stoffer i uran- og thoriumseriene |       |                  |                 |                |                      | Kalium-40 <sup>a</sup> | Karbon-14 <sup>b</sup> | Totalt      |
|-------------------------|---|-------|------------------|-----------------|----------------|----------------------|------------------------|------------------------|-------------|
|                         | Drikkevann                                    | Kjøtt | Fisk og skalldyr | Planter og sopp | Melkeprodukter | Øvrige næringsmidler |                        |                        |             |
| Stråledose (mSv/år)     | 0,054   | 0,031 | 0,19             | 0,047           | 0,008          | 0,015                | 0,17                   | 0,01                   | <b>0,52</b> |
| Se beregning i vedlegg: | B.2   | B.3   | B.4              | B.5             | B.6            | B.7                  | B.8                    | B.8                    | -           |

<sup>a</sup> En bestemt andel av alt kalium består av den radioaktive varianten kalium-40. Stråledosen fra kalium-40 er konstant og uavhengig av kostholdet

<sup>b</sup> En bestemt andel av alt karbon består av den radioaktive varianten karbon-14. Dette finnes i så godt som alle næringsmidler og stråledosen er noenlunde konstant.

### 2.2.2 Doser fra radioaktiv forurensning i mat og drikke

Av de menneskeskapte radioaktive stoffene er det cesium-137 som gir de største stråledosene i dag. Hoveddelen av cesium-137 i matvarer fra land og ferskvann i Norge stammer fra Tsjernobyl-ulykken. En liten del stammer også fra prøvesprengninger av atomvåpen i atmosfæren (hovedsakelig på 1950- og 1960-tallet). Flere andre radioaktive stoffer falt ned over Norge etter disse hendelsene, men cesium-137 er mest problematisk i dag fordi dette stoffet har en forholdsvis lang halveringstid (30 år) og fordi det tas lett opp i næringskjeden.

Vi finner også cesium-137 fra Tsjernobyl-ulykken og atomprøvesprengningene i havet. En annen betydelig kilde til radioaktiv forurensning i norske farvann er utslipp av blant annet cesium-137 og technetium-99 fra gjenvinningsanlegg for brukt kjernebrensel i Europa, spesielt fra Sellafield på vestkysten av England. Fordi de radioaktive stoffene blir kraftig fortyntet i de enorme vannmassene i havet, finner vi generelt mye lavere nivåer av radioaktiv forurensning i sjømat enn i mat fra land og ferskvann.

#### Beregnet stråledose fra radioaktiv forurensning i næringsmidler

Gjennomsnittsdosene fra radioaktiv forurensning i Norge i dag er lave. I matprodukter fra land og ferskvann antar vi at det stort sett bare er cesium-137 som kan ha et målbart bidrag til stråledosen. Den totale gjennomsnittsdosen fra menneskeskapte radioaktive stoffer i kostholdet er beregnet til **0,01 mSv/år** (se bidragene fra ulike næringsmiddelgrupper i Tabell 3).

Som for naturlig radioaktivitet, er nivåene av radioaktiv forurensning også høyere i utmark enn dyrket jord, og cesium-137-innholdet i vilt er høyere enn i husdyr. Det er også noe høyere i sauer og geiter enn i andre husdyr siden småfe ofte bruker utmarksbeite på sommeren (se Faktaboks 6). Fordi vilt utgjør en såpass liten del av gjennomsnittskostholdet, stammer likevel mesteparten av dosebidraget fra husdyr.

Reindriftsnæringen har fortsatt utfordringer med høye cesium-137-nivåer i tamreinkjøtt, som inneholder over 1000 Bq/kg i flere områder. Dette har ingen betydning for folk flest, men for personer som spiser veldig mye rein, slik som reindrifutøverne selv, kan det bidra betydelig til den årlige stråledosen.

Noen menneskeskapte stoffer overføres også til melk. Vi kan fortsatt finne cesium-137-nivåer opp mot grenseverdien i på 370 Bq/l i geitemelk og opp mot 100 Bq/l kumelk fra utmarksbeitende dyr i de mest forurensede områdene på sommerstid (16), men gjennomsnittsnivået i kumelk er i dag lavt.

Selv om menneskeskapte stoffer fra landbruks- og utmarksprodukter utgjør en veldig liten gjennomsnittsdose i dag, er det viktig å opprettholde en oversikt over nivåene som forvaltningsgrunnlag,

for å kunne bekrefte at nivåene fortsatt er lave og for å ha bakgrunnsinformasjon tilgjengelig ved eventuelle fremtidige atomulykker.



*Figur 3. Måling av cesium-137 i sau i Valdres. Fortsatt kontrollerer Mattilsynet nivåene av radioaktiv forurensning fra Tsjernobyl-ulykken i sau på utmarksbeite i utsatte områder. Dette gjøres for å avgjøre om dyrene må gis rent fôr en periode før slaktning for å redusere nivåene i kjøttet til under grenseverdien på 600 Bq/kg (nedfôring). Bildet er tatt i forbindelse med opplæring med nye instrumenter i 2010. (Foto: Statens strålevern)*

#### Faktaboks 6: Mer radioaktiv forurensning i mat fra utmark enn fra dyrket mark

Vi finner høyere nivåer av cesium-137 i vekster og dyr som lever i utmark, enn i landbruket. Dette er fordi landbruksjord gjødsles og pløyes, noe som fører til fortykning og bedre næringsstatus. Dette gjør igjen at matplanter og fôr tar opp mindre cesium-137 fra jorda. Husdyr som beiter i utmark på sommerhalvåret – spesielt ofte sau og geiter – får derfor gjerne høyere nivåer av radioaktivt cesium i kjøttet når de skal slaktes på høsten, enn andre husdyr. I områder som fikk mye radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl-ulykken, har dette hatt store konsekvenser for husdyrhold. Norske bønder må fortsatt gjøre tiltak for å redusere nivåene av radioaktivt cesium fra Tsjernobyl-ulykken i besetningene sine i flere områder.

Reinsdyr beiter på utmark hele året og spiser i tillegg mye lav. Lav tar opp næring direkte gjennom overflaten og fikk derfor svært høyt innhold av cesium-137 etter Tsjernobyl-ulykken. Dette har ført til høye cesium-137-nivåer i reinkjøtt og store utfordringer i reindriftsnæringen i Midt- og Sør-Norge.

Konsentrasjonen av radioaktiv forurensning i korn, grønnsaker, frukt og andre plantebaserte basismatvarer i Norge i dag er lav. Viltvoksende sopp, og til dels ville bær og urter, kan derimot ta opp mye cesium-137, og konsentrasjonen kan variere voldsomt mellom ulike områder og arter. Disse matvarene spises i såpass små mengder av folk flest at det likevel har svært lite å si for gjennomsnittsdosen. For personer som spiser svært mye vill sopp, kan det imidlertid påvirke stråledosen. Hva høyt inntak av utmarksprodukter kan ha å si for dosen til enkeltpersoner, ser vi nærmere på i kapittel 3.2.

I havet finnes det også forurensning fra technetium-99 og strontium-90, som tas opp i sjømat i varierende grad, men de bidrar veldig lite til stråledoser ved dagens nivåer. Ferskvann er mer sårbar for radioaktivt nedfall enn sjøen på grunn av et mye lavere saltnivå og mindre fortykningseffekt. Cesium-137-nivået i

ferskvannsfisk i Norge er derfor mye høyere enn i saltvannsfisk, men siden inntaket av sjømat er vesentlig høyere, bidrar sjømat likevel med en noe større dose til gjennomsnittsnordmannen.

Tabell 3. Beregnet aldersvektet gjennomsnitt for stråledoser fra radioaktiv forurensning fra ulike næringsmiddelgrupper.

|                            | Drikke-<br>vann | Kjøtt | Fisk og<br>skalldyr | Planter og<br>sopp | Melke-<br>produkter | Øvrige<br>næringsmidler | Totalt       |
|----------------------------|-----------------|-------|---------------------|--------------------|---------------------|-------------------------|--------------|
| Stråledose<br>(mSv/år)     | 0,000           | 0,004 | 0,001               | 0,003              | 0,002               | 0,001                   | <b>0,010</b> |
| Se beregning i<br>vedlegg: | B.2             | B.3   | B.4                 | B.5                | B.6                 | B.7                     | -            |

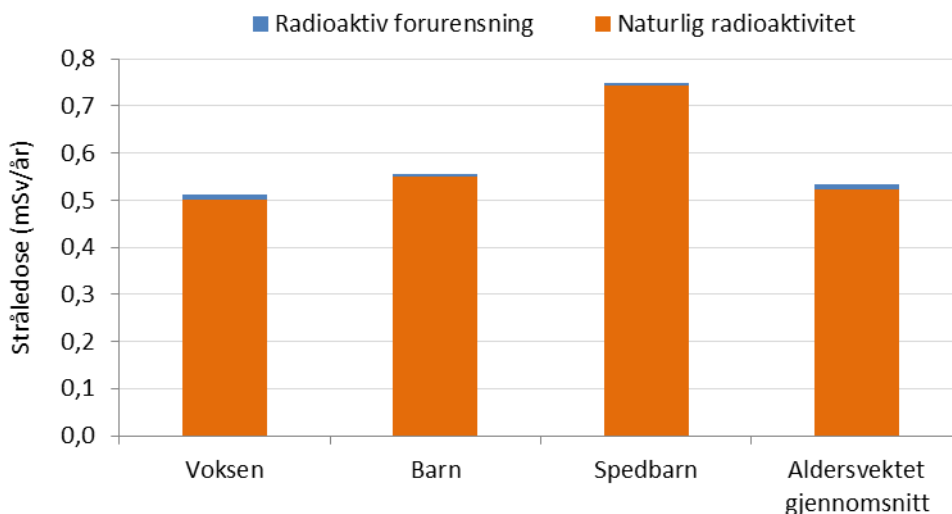
### 2.2.3 Sammendrag av doser fra mat og drikke

Den gjennomsnittlige stråledosen til en norsk innbygger fra radioaktive stoffer i næringsmidler er beregnet til **0,53 mSv/år**<sup>8</sup>. Beregningene av doser fra mat og drikke viser tydelig at bidraget fra naturlig radioaktivitet er langt større enn fra radioaktiv forurensning (Figur 4). Den totale stråledosen til barn, og spesielt spedbarn, er høyere enn til voksne fordi de er mer følsomme for stråling<sup>9</sup>.

<sup>8</sup> Beregningen tar blant annet ikke hensyn til nedbrytningen av radioaktive stoffene før de spises (noe som kan være vesentlig for kortlivede stoffer dersom produktene lagres lenge før konsum) eller eventuelt tap av de radioaktive stoffene ved tilberedning av maten.

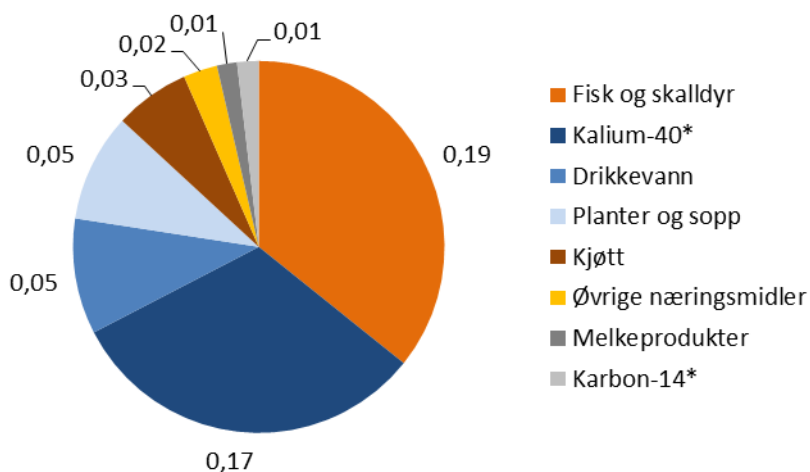
<sup>9</sup> De høyere dosene til spedbarn og barn som er beregnet i denne rapporten, er en direkte følge av at ICRP bruker høyere dosekonverteringsfaktorer for disse aldersgruppene enn for voksne for inntak av de fleste radioaktive stoffene. UNSCEAR-komiteen har nylig gjennomgått forskningen på strålefølsomhet hos barn. Rapporten (17) konkluderer med at barn er mer utsatt for kreft som følge av stråling bl.a. simpelthen fordi de vil leve lenger, slik at en stråleskade dermed større risiko for å utvikle seg til kreft i løpet av personens levetid. Men rapporten slår videre fast at dette gjelder i ulik grad for ulike krefttyper. Barn er klart mer strålefølsomme enn voksne når det gjelder en del krefttyper (25 % av krefttypene gjennomgått), mens for de andre krefttypene er barn like følsomme (15 %) eller mindre følsomme (10 %) enn voksne. I resten av tilfellene er forskningsresultatene usikre. Når det gjelder radioaktive stoffer som tas opp i kroppen, slik som ved inntak av mat og drikke, vil de indre organene hos spedbarn og barn være mer utsatt for stråling fordi de ligger nærmere hverandre og har mindre skjermende vev. Andre faktorer relatert til fysiologi og stoffskifte varierer også avhengig av alder, og kan påvirke følsomheten for stråling hos barn.



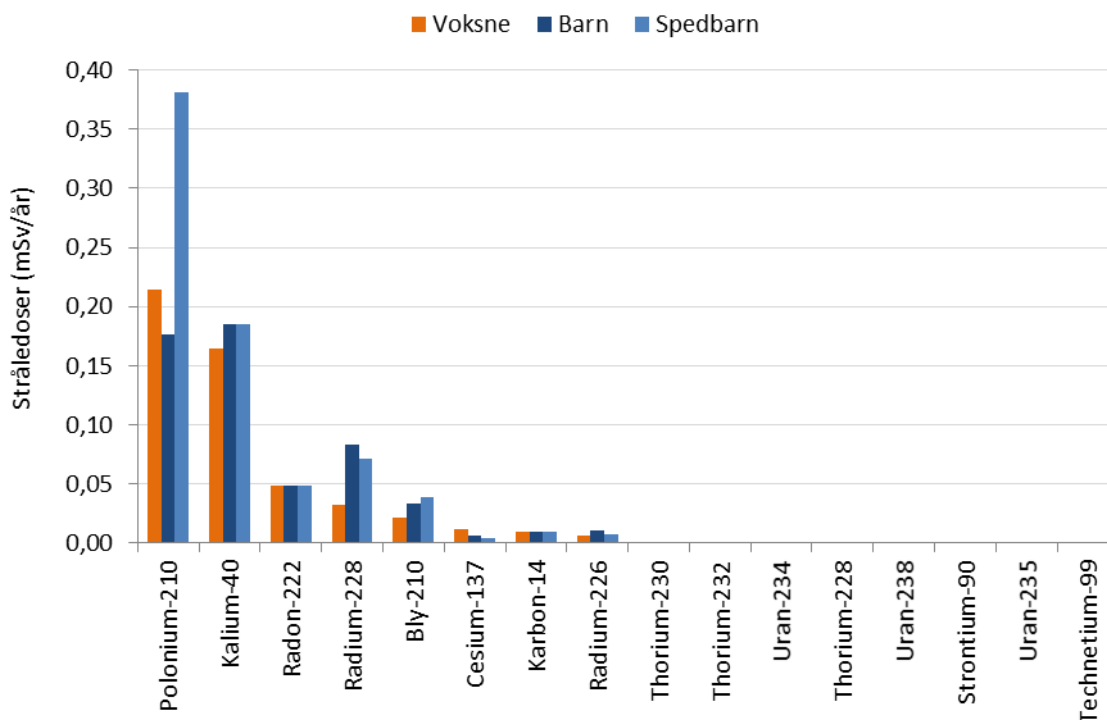


Figur 2. Beregnet stråledose (mSv/år) fra radioaktiv forurensning og naturlig forekommende radioaktive stoffer (inkludert kalium-40 og karbon-14) i kostholdet i de forskjellige aldersgruppene, samt aldersvektet gjennomsnitt.

Sett bort fra den mer eller mindre konstante stråledosen fra kalium-40, bidrar fisk og skalldyr til den desidert største stråledosen fra næringsmidler (Figur 5). Dette er hovedsakelig fordi sjømat inneholder høye nivåer av polonium-210 og andre naturlig radioaktive stoffer. Vi ser at kalium-40 og polonium-210 til sammen bidrar med langt over halvparten av dosen fra mat og drikke (Figur 6). I drikkevann er det radon i grunnvannskilder som drar opp gjennomsnittsdosen betydelig.



Figur 3. Diagrammet viser den årlige gjennomsnittsdosen (mSv/år) fra både naturlige og menneskeskapt radioaktive stoffer fordelt på ulike næringsmiddelgrupper. \*Dosene fra kalium-40 og karbon-14 vises separat fordi de finnes i så godt som alle matvarer og dosene anses som relativt konstante uavhengig av kostholdet.



Figur 4. Stråledoser (mSv/år) fra ulike radioaktive stoffer i kostholdet hos de ulike aldersgruppene. Dosebidragene varierer mellom de forskjellige alderskategoriene både fordi inntaket av ulike matvarer er forskjellig, og fordi de ulike radioaktive stoffene har forskjellige dosekonverteringsfaktorer grunnet bl.a. kroppsstørrelse og forskjeller i ulike biologiske prosesser. For de fleste radioaktive stoffene vil inntaket av samme antall Bq gi en høyere stråledose til et spedbarn enn til en voksen, men i noen tilfeller er det omvendt.

## 2.3 Ekstern bestråling

Alle blir hver dag utsatt for ioniserende stråling eksternt fra omgivelsene. Mesteparten av eksponeringen er fra kosmisk stråling fra verdensrommet og stråling fra radioaktive stoffer i stein og jord.

### 2.3.1 Doser fra kosmisk stråling

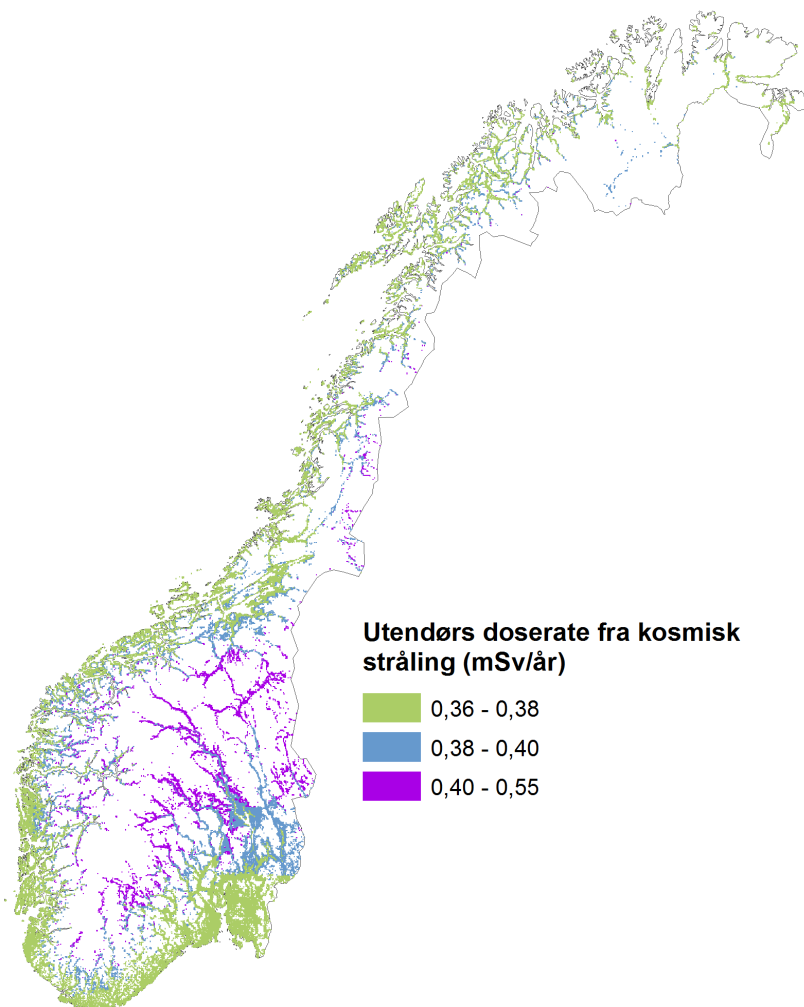
Jorden blir kontinuerlig bombardert med partikler fra verdensrommet. Atmosfæren absorberer mesteparten av denne kosmiske strålingen, men en liten andel når jordoverflaten. Dosen fra kosmisk stråling øker med høyde over havet og nærmere polene. Derfor vil befolkningen som bor lengre nord og/eller i høyereliggende strøk, få en noe større stråledose fra kosmisk stråling enn de som bor i sør og ved havnivå.

I tillegg til den kosmiske stråledosen ved bakkenivå får en stor andel av befolkningen hvert år tilleggsdoser fra flyreiser. Siden den kosmiske strålingen øker med høyde over havet, er doseraten ved flyreiser mye høyere enn ved bakkenivå. Derfor får også mennesker som reiser mye med fly, og spesielt flypersonell, en mye høyere stråledose fra kosmisk stråling enn gjennomsnittsnordmannen.

### Beregnet dose fra kosmisk stråling ved bakkenivå

For å beregne doser til befolkningen fra kosmisk stråling ved bakkenivå må vi ta hensyn til både breddegrad, høyde over havet og hvor i landet folk bor. Doseraten utendørs ved bostedet varierer fra 0,37–0,55 mSv/år, men vi må også ta hensyn til at folk flest oppholder seg innendørs 90 % av døgnet (5), og at bygningsmaterialer skjermer for en del av den kosmiske strålingen.

Når vi tar hensyn til oppholdstiden innendørs, kommer vi frem til en total gjennomsnittlig stråledose ved bakkenivå på **0,31 mSv/år**, fordelt på 0,038 mSv utendørs og 0,28 mSv/år innendørs (se vedlegg C.1). Stråledosene varierer fra 0,30–0,45 mSv/år avhengig av bostedet (Figur 7), men siden mesteparten av Norges befolkning bor i lavtliggende områder nær kysten, ligger gjennomsnittet i den lavere enden av dette intervallet. De høyeste dosene finner vi naturlig nok i de mest høytliggende fjellområdene.



Figur 5. Figuren viser doserate (mSv/år) fra kosmisk stråling på bakkenivå basert på breddegrad og høyde over havet. For å beregne stråledose fra doseraten antas 90 % oppholdstid innendørs med 20 % skjerming fra bygningsmaterialene. Gjennomsnittsdosen for befolkningen i Norge er beregnet til 0,31 mSv/år. Figuren viser kun befolkede områder.

### Beregnet dose fra kosmisk stråling fra flyreiser

Når man flyr, kommer man langt over bakkenivå, hvor den kosmiske strålingen er mye sterkere. Dosene er høyest for interkontinentale flygninger siden man da flyr en del høyere, men også er i luften lenger. Hvis man i tillegg flyr over polene, kan dosene ved enkelte flygninger overstige 0,1 mSv (18).

Vi har basert beregningen av nordmenns flyvaner på undersøkelsen *Reisevaner på fly 2011* (19). Utfra tall i undersøkelsen har vi beregnet en dose til gjennomsnittsnordmannen fra kosmisk stråling på flygninger på **0,04 mSv/år** (Tabell 4) (se vedlegg C.2 for mer om beregningene).

Tabell 4. Utrekning av gjennomsnittsdoser til befolkningen fra flyreiser

|  | Gjennomsnittlig dose per enkeltreise (mSv) <sup>10</sup> | Gjennomsnittlig antall enkeltreiser per nordmann per år | Gjennomsnittlig dose per nordmann (mSv) |
|--|--|---|---|
| Innenlands                               | 0,0033   | 2,60 (1,30 tur-retur)                                   | 0,0086                                  |
| Europa                                   | 0,0085   | 2,03 (1,01 tur-retur)                                   | 0,017                                   |
| Andre verdensdeler                       | 0,031  | 0,33 (0,17 tur-retur)                                   | 0,010                                   |
| <b>Total gjennomsnittlig stråledose:</b> |  |   | <b>≈ 0,04 mSv</b>                       |

Nordmenn reiser stadig oftere med fly, både på utenlands- og innenlandsreiser. Stråledosen fra flyreiser til enkeltpersoner er veldig ujevnt fordelt utfra reisevaner, og personer som reiser veldig mye med fly, spesielt på langdistanseruter, vil få en høyere dose fra kosmisk stråling enn gjennomsnittet. De absolutt høyeste dosene fra kosmisk stråling får flypersonell (se kapittel 3.2/vedlegg D).

### 2.3.2 Doser fra radioaktive stoffer i bakken og bygningsmaterialer

Vi får daglig små stråledoser fra radioaktive stoffer som finnes i omgivelsene rundt oss. Gammastråling fra radioaktive stoffer i for eksempel bakken eller betonggulv, kan lett gå gjennom klær og hud og absorberes hvor som helst i kroppen – eller gå tvers igjennom deg. Den største kilden til stråling fra bakken og bygningsmaterialer er naturlig radioaktive stoffer i steinfragmenter. De største dosebidragene kommer fra nedbrytningskjeden til de naturlige radioaktive stoffene uran-238 og thorium-232 og fra kalium-40.

Siden nordmenn oppholder seg innendørs i gjennomsnitt 90 % av tiden (5) er stråledosen innendørs også den mest avgjørende. Gulv og vegger skjermer for en del av strålingen fra bakken utenfor, men bidrar også selv med stråling fra naturlige radioaktive stoffer som finnes i bygningsmaterialene. Derfor er doseraten likevel ofte noe høyere innendørs enn utendørs (20).

#### Beregnet dose innendørs fra radioaktive stoffer i bakken og bygningsmaterialer

Det har vært gjort få målinger av eksterne stråledoser innendørs i Norge. Den største studien ble utført av Storruste m.fl. (21), som foretok målinger inne i boliger i store deler av landet i årene 1958–1963<sup>11</sup>. Basert på resultatene fra denne studien får vi en gjennomsnittlig årlig dose fra ekstern bestråling innendørs på **0,43 mSv/år** (se vedlegg C.3). Dette stemmer godt overens med gjennomsnittsdosen innendørs på verdensbasis (0,41 mSv/år)<sup>12</sup> (11) og i våre naboland Finland og Sverige<sup>13</sup> (22,23).

<sup>10</sup> Gjennomsnittlige doser per enkeltreise beregnet av den svenske strålevernsmyndigheten (23)

<sup>11</sup> I denne perioden foregikk det atomprøvesprengninger i atmosfæren, noe som førte til radioaktivt nedfall over hele den nordlige halvkulen, inkludert Norge.

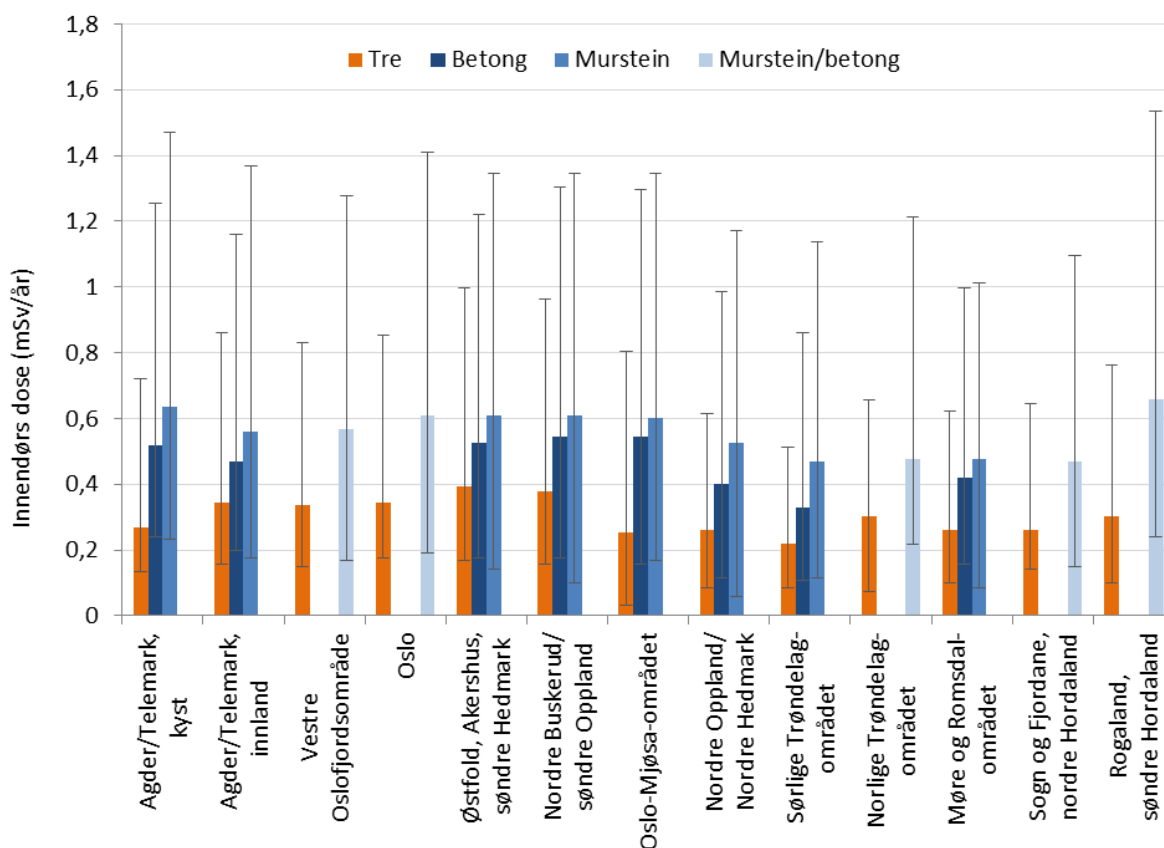
<sup>12</sup> UNSCEAR (11) antar 80 % innendørs oppholdstid. Hvis vi justerer den oppgitte doseraten iht. 90 % innendørs oppholdstid, som vi har i Norge, blir tallet  $84 \text{ nGy/t} \cdot 0,7 \cdot 0,9 = 53 \text{ nSv/t} = 0,46 \text{ mSv/år}$

<sup>13</sup> Svenske data for innendørsdoser ligger noe høyere enn andre land pga. bruk av såkalt «blåbetong», som inneholder mye naturlig radioaktive stoffer.

Rundt 70 % av boligene i Norge i dag er bygget etter 1960<sup>14</sup>. Det er usikkert om innendørsdosene har forandret seg vesentlig siden Storruste m.fl. sin studie fra 1960-tallet utfra blant annet endringer i byggeskikk. Derfor bør det gjøres en ny landsrepresentativ kartlegging for å bedre kunne beregne doser og få oversikt over påvirkningen av geografiske variasjoner og ulike typer bygningsmaterialer. Det er også ønskelig å inkludere skoler og arbeidsplasser, siden vi tilbringer en vesentlig del av tiden vår der. I mangel av nyere data antar vi at det fortsatt er tilsvarende nivåer som det man fant i den ovenfor nevnte studien av Storruste m.fl (21).

Det aller meste av stråledosen innendørs kommer fra naturlige radioaktive stoffer, og mye av denne strålingen stammer fra bygningsmaterialene. Stråledosene som man mottar innendørs fra radioaktivt nedfall på bakken utendørs, er i dag bare en liten brøkdel sammenlignet med stråledosen fra naturlige radioaktive stoffer. Trevegger skjermer for mindre av strålingen utenfra enn andre materialer, men inneholder generelt også en mindre andel radioaktive stoffer enn materialer laget av stein, som betong og mur (Figur 8). Personer som oppholder seg i trehus får derfor i gjennomsnitt de laveste dosene innendørs.

I enkelttilfeller kan dosene i betong- og mursteinbygg være godt over 1 mSv/år, noe som er et betydelig bidrag til en totale årlige stråledosen. Når det gjelder hus av steinbaserte materialer, er det også av stor betydning om steinen er hentet fra områder med høye naturlige radioaktivitetskonsentrasjoner. For eksempel har man funnet nivåer tilsvarende stråledoser på 2,6–4,8 mSv/år i hus bygget med stein fra det thorium-rike Fensfeltet i Telemark (24).



Figur 6. Stoplene viser gjennomsnittlige doser innendørs fra ekstern gammastråling fra bakken og bygningsmaterialer i tretten ulike regioner i Sør- og Midt-Norge. Data fra Storruste m.fl. 1965. Strekene viser de høyeste og laveste enkeltmålingene fra hvert distrikt og bygningsmateriale. (Områdebeskrivelsene i figuren er en grov karakterisering av regionene som vi selv har gjort basert på kart i den opprinnelige publikasjonen.)

<sup>14</sup> Ifølge SSB var andelen bebodde boliger med byggeår f.o.m. 1961 på 68 % i 2011 ([www.ssb.no](http://www.ssb.no), tabell 09796).

### *Beregnet dose utendørs fra radioaktive stoffer i bakken*

Stråledosen fra ekstern stråling utendørs kan variere mye fra sted til sted. Det er de naturlige radioaktive stoffene som står for mesteparten av stråledosen vi får fra bakken og ellers i naturen når vi er utendørs. I noen områder med mye naturlig radioaktivitet i bakken, kan doseratene fra ekstern gammastråling bli forholdsvis høye. Østfold er kjent for å ha mye uranrik granitt, og er også det fylket med gjennomsnittlig høyest ekstern stråling (12).

I tillegg finnes det forurensning av menneskeskapt radioaktive stoffer i og på bakken. Nedfallet av cesium-137 på bakken ga et forholdsvis høyt dosebidrag i de mest forurensete områdene i tiden rett etter Tsjernobyl-ulykken, men utgjør nå kun en liten andel av den eksterne stråledosen.

Stråledoser utendørs fra radioaktive stoffer i bakken er beregnet ut fra data fra Sivilforsvarets målepatruljetjeneste. Målepatruljene gjennomfører målinger 3–4 ganger i året på rundt 350 faste målepunkt i hele Norge for å kartlegge bakgrunnsstrålingen i Norge, og er viktige for norsk atomberedskap. Ved å trekke fra den kosmiske strålingen i disse målingene og koble dataene til befolkningsstatistikken, kommer vi frem til en gjennomsnittlig doserate utendørs på 0,43 mSv/år. Siden vi er utendørs kun 10 % av tiden i gjennomsnitt, blir stråledosen utendørs fra ekstern gammastråling fra bakken og ellers i naturen til gjennomsnittsnordmannen ca. **0,04 mSv/år**<sup>15</sup>.

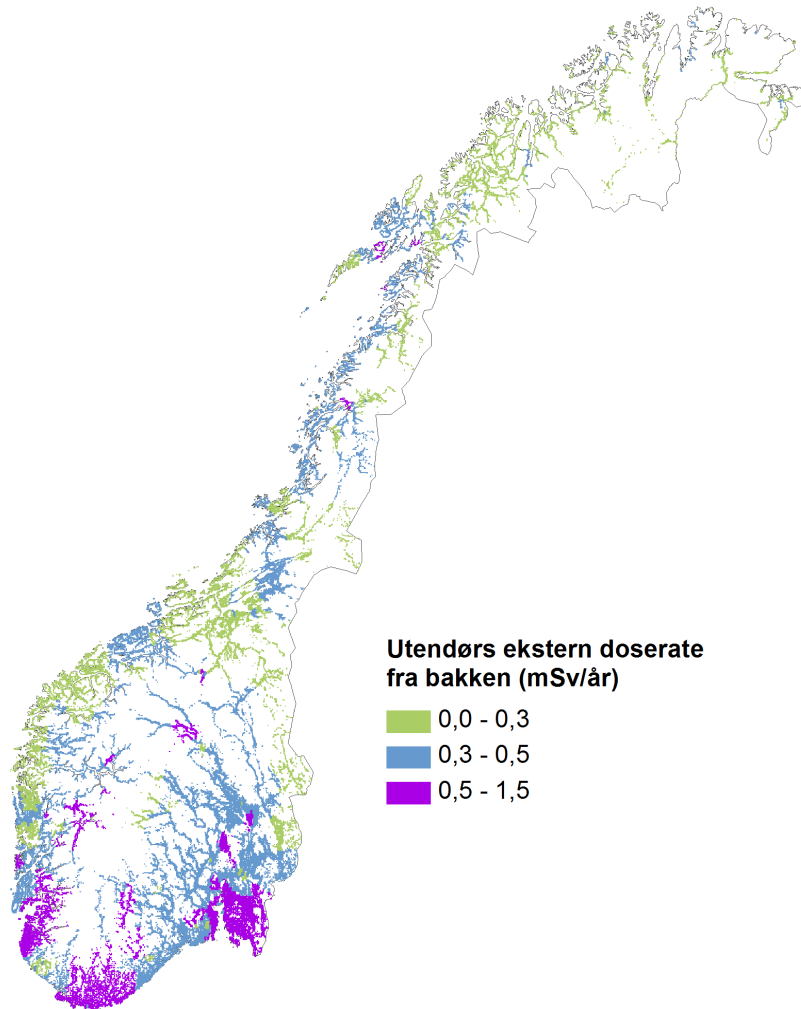
Det vil naturligvis være store individuelle forskjeller avhengig av mengden naturlig radioaktivitet i bakken der man oppholder seg, og hvor mye man er utendørs. For eksempel vil en person i Fredrikstad med gjennomsnittlig utendørs oppholdstid, få en årlig utendørs stråledose fra bakken på rundt 0,1 mSv, sammenlignet med rundt 0,02 mSv/år i Ålesund (Figur 9).

Ved sterke regnskyll vaskes mye av de radioaktive stoffene fra luftsøylen ned til bakken, noe som gir en midlertidig økning av den eksterne doseraten ved bakkenivå. Generelt er doseratene i Norge lavere i vintermånedene fordi snøen skjermer for en del av strålingen fra bakken.

---

<sup>15</sup> Som nevnt over, vil en del av gammastrålingen fra bakken utendørs også gå gjennom vegger og gulv og bidra til dosen man mottar innendørs, men dette er inkludert i doseberegningen for innendørsdoser.



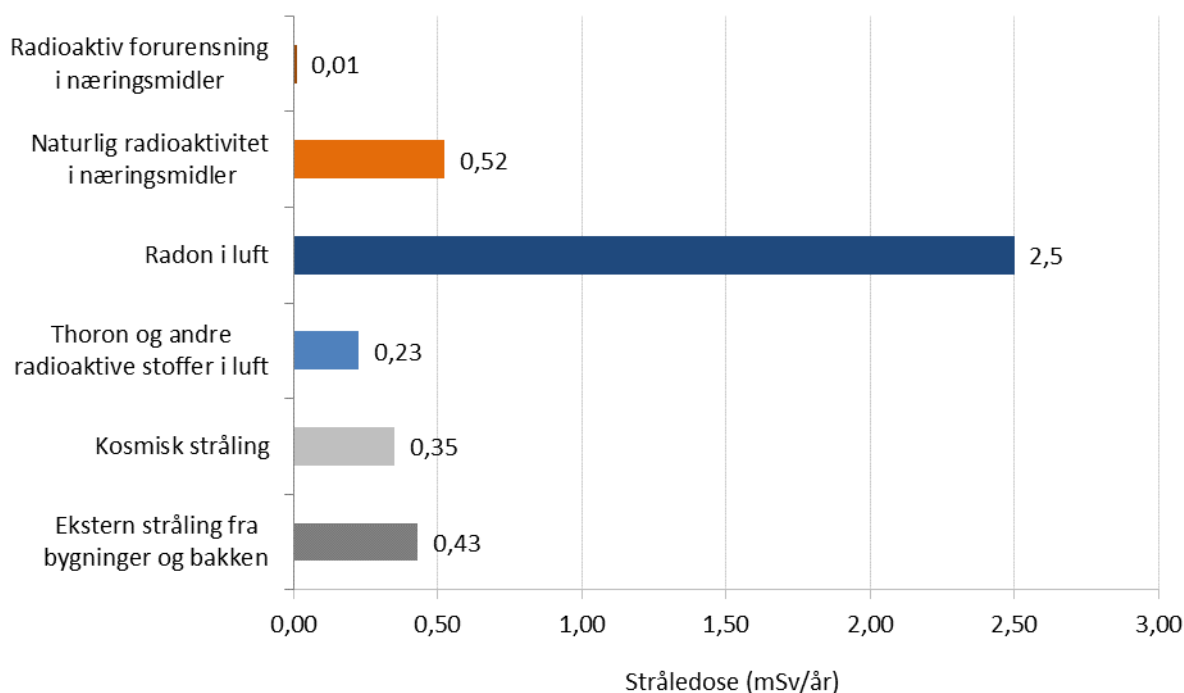


Figur 9. Figuren viser beregnet dose rate (mSv/år) utendørs fra radioaktive stoffer i bakken og ellers i omgivelsene (mSv/år) (unntatt kosmisk stråling) på forskjellige steder i landet. Siden nordmenn oppholder seg innendørs 90 % av tiden, er den årlige stråledosen beregnet til 10 % av doseraten. Figuren viser kun befolkede områder.

## 3 Samlet stråledose til befolkningen fra miljøet

### 3.1 Gjennomsnittlige stråledoser

Vi har beregnet en total gjennomsnittlig stråledose fra miljøet til den norske befolkningen på 4,1 mSv/år. Over halvparten av denne dosen kommer fra radon i inneluft. Figur 10 viser en oversikt over den gjennomsnittlige stråledosen fra forskjellige kilder.



Figur 10. Beregnede gjennomsnittlige stråledoser (mSv/år) til befolkningen fra forskjellige kilder som stammer fra miljøet.

Hvis man sammenligner de tre eksponeringsveiene, ser man at vi i gjennomsnitt får den klart største dosen fra inhalasjon av radioaktive stoffer i luft, etterfulgt av ekstern stråling og deretter inntak av radioaktive stoffer i mat og drikke.

Stråledosen fra radioaktiv forurensning har svært liten betydning for den årlige stråledosen til folk flest, men bidraget kan likevel være vesentlig for spesielle grupper (se kapittel 3.2). For enkeltpersoner som spiser spesielt mye rein, vilt og andre utsatte produkter fra områder med mye radioaktiv forurensning, finnes det egne kostholdsråd (se Faktaboks 5 i kapittel 2.2). Næringene må fortsatt gjøre tiltak for å redusere radioaktiv forurensning i sau- og tamrein til under grenseverdiene.

Det generelle strålevernprinsippet er at stråledosene skal holdes så lave som praktisk mulig. I noen tilfeller finnes det tiltak som kan redusere dosene. Radon i inneluft og i drikkevann er eksempler på eksponeringer som effektivt kan reduseres med forholdsvis enkle og rimelige tiltak.

### 3.2 Stråledoser til utsatte grupper

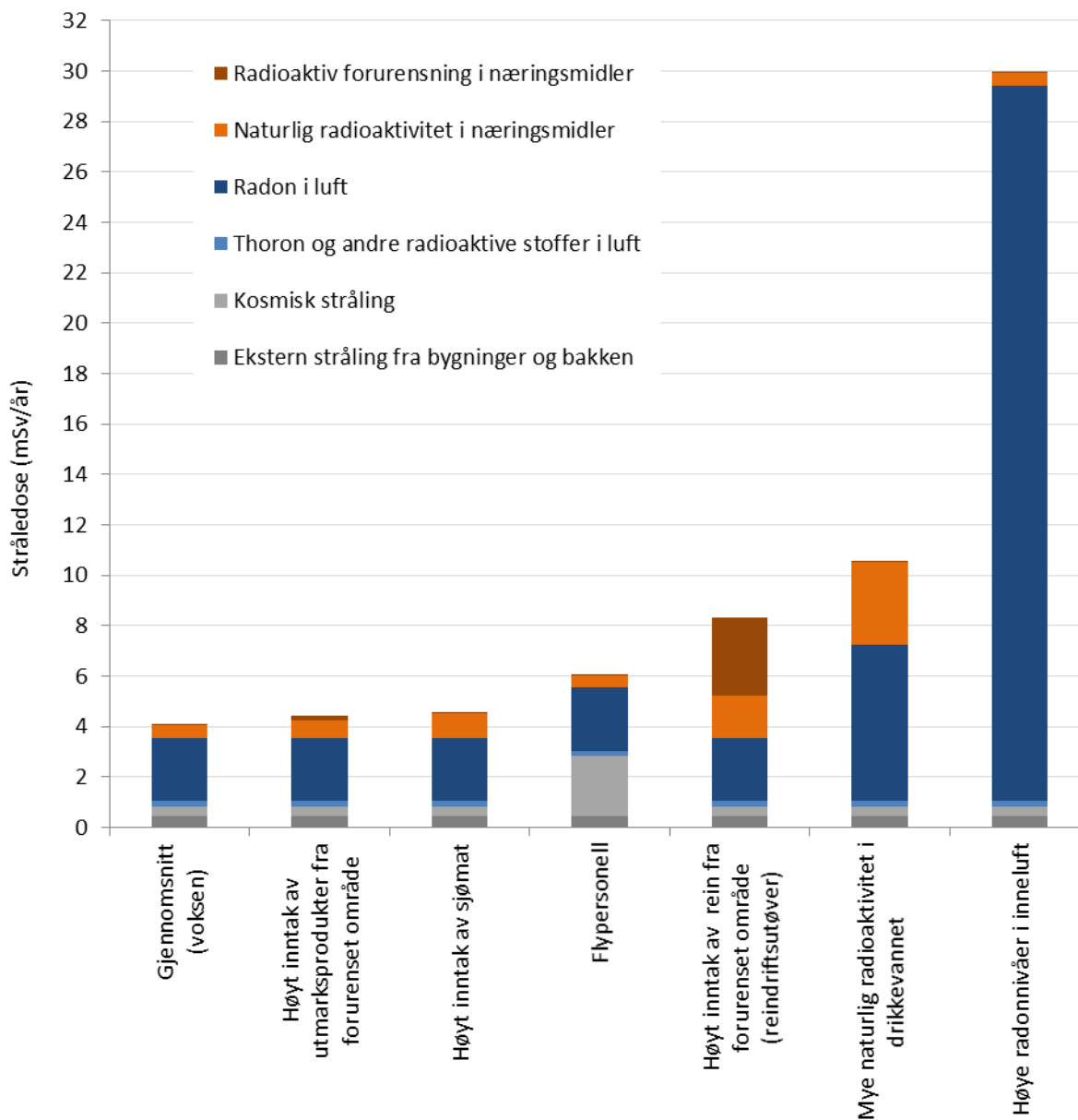
Som vi har sett, er det flere faktorer som påvirker den årlige stråledosen til enkeltpersoner, og noen befolkningsgrupper får høyere stråledoser enn gjennomsnittet. Dette har sammenheng med for eksempel hva de spiser, hvor de bor eller yrkesvalg. Under følger eksempler på hvordan ulike faktorer kan påvirke eksponeringen for utsatte grupper:

- En person som spiser mye sjømat
- En person som spiser mye utmarksprodukter (vilt og selvplukket sopp og bær) i et spesielt forurenset område
- En person med høyt inntak av forurenset rein (reindriftsutøver)
- En person med høyt nivå av naturlig radioaktivitet i drikkevannet
- En person som bor i bolig med høyt radonnivå i inneluften (1000 Bq/m<sup>3</sup>)
- Gjennomsnittlig flypersonell

Dette er kun eksempler på hvordan ulike faktorer kan påvirke stråledosen, og det vil finnes personer fra disse utsatte gruppene med både høyere og lavere doser enn det som er beregnet her. Det finnes også personer som får høyere doser enn gjennomsnittet på grunn av andre faktorer enn dette. Antakelsene og doseberegningene for alle eksemplene kan du lese mer om i vedlegg D.

Naturlig radioaktive stoffer står for mesteparten av de forhøyede stråledosene i disse eksemplene, spesielt radon i luft og i drikkevann.

Personer som spiser veldig mye reinkjøtt fra de mest forurensete områdene, er også utsatt for en vesentlig ekstra dose fra cesium-137. Som nevnt tidligere, er stråledosene fra matinntak noe konservativt estimert. Målinger av cesium-137 i kroppen til reindriftsutøvere tyder på at de reelle dosene fra deres inntak av reinsdyrkjøtt mest sannsynlig ligger en del lavere enn vår beregning viser. Men det kan fortsatt være enkelte reindriftsutøvere som overskrider 1 mSv/år fra radioaktiv forurensning.



Figur 7. Sammenligning av dosene til en gjennomsnittlig nordmann og forskjellige utsatte grupper (voksne personer), basert på antakelsene gjort i vedlegg D. Denne sammenligningen er kun for å illustrere at forskjellige grupper får ulike doser avhengig av blant annet kosthold og bosted/boforhold. Det vil finnes personer med både høyere og lavere doser enn dette innenfor hver av disse utsatte gruppene.

## VEDLEGG

# Vedlegg A: Utrekninger av stråledoser fra radioaktive stoffer i luft

## A.1 Doser fra radon i luft

### *Representativt nivå av radon i inneluft*

Siden 1980-tallet har det vært gjennomført flere nasjonale kartlegginger av radon i boliger i Norge, av ulikt omfang og med bruk av ulike metoder. I denne beregningen har vi tatt utgangspunkt i en kartlegging av ca. 29 000 boliger i 114 kommuner i 2000–2001 (14). Dette er det største og nyeste datasettet vi har i dag. Den gjennomsnittlige radonkonsentrasjonen i boligene i denne kartleggingen var 88 Bq/m<sup>3</sup>. Den største svakheten ved disse beregningene antas å være at utvalget av boliger i kommunekartleggingene ikke var designet for å beregne radoneksposering på nasjonalt nivå. Usikkerheten i anslaget av gjennomsnittlig radonkonsentrasjon i boliger anslås til 30 %.

Utendørs er radonkonsentrasjonene vesentlig lavere enn innendørs, selv om det har vært observert forhøyede konsentrasjoner enkelte steder (25). Siden de fleste oppholder seg mest innendørs, er det tilstrekkelig å estimere stråledosene fra innendørs eksponering.

### *Ulike fremgangsmåter for doseberegninger*

Det finnes to generelle tilnærminger for å beregne effektiv dose utfra radonkonsentrasjon:

- Epidemiologi: Risikoen for lungekreft ved en gitt radoneksposering beregnes utfra epidemiologiske studier. I tilfellet med radon har Den internasjonale stråleverniskommisjonen (ICRP) anbefalt risikofaktorer fra studier av gruvearbeidere for å konvertere radonkonsentrasjon til dose. Resultatet til Darby m.fl. (26) stemmer godt overens med risikoen beregnet fra gruvearbeiderne.
- Dosimetri: Dosimetrisk beregninger gjøres ved hjelp av lungemodeller. Her kan man også ta hensyn til andre effekter enn dose til lungene (men disse effektene er likevel svært små sammenliknet med dosen til lungene). Det er vanlig å bruke dosimetrisk modeller for å vurdere doser fra inhalasjon av andre radioaktive stoffer.

Det er usikkerheter knyttet til begge fremgangsmåtene. Dosekonverteringsfaktorer beregnet utfra dosimetrisk modeller varierer, og har hatt en tendens til å beregne noe høyere doser enn faktorer basert på epidemiologiske studier.

ICRP har foreløpig brukt en epidemiologisk tilnærming siden 1993. Nylig ble det imidlertid annonsert at ICRP vil gå tilbake til en dosimetrisk tilnærming, slik de allerede gjør for andre radioaktive stoffer. ICRP har ikke publisert nye dosekonverteringsfaktorer ennå, men det forventes at de blir høyere enn dagens faktorer basert på epidemiologiske studier.

De fleste forskere anbefaler å bruke dosekonverteringsfaktorer som tilsvarer risikoen som er funnet ved de største epidemiologiske studiene. UNSCEARs dosekonverteringsfaktor er i overensstemmelse med risikoen som Darby m.fl. fant ved å analysere radon og risikoen for lungekreft i Europa. Derfor har vi inntil videre valgt å basere oss på UNSCEAR.



### **Metode for beregning av stråledose fra radon**

Beregningen vår bruker UNSCEARs dosekonverteringsfaktor på 9 nSv ( $9 \cdot 10^{-6}$  mSv) per ( $\text{Bq} \cdot \text{t} \cdot \text{m}^{-3}$ ), og forutsetter en likevektsfaktor mellom radondøtre og radon på 0,4 og 90 % innendørs oppholdstid (6, 5). Vi antar at radonkonsentrasjoner på arbeidsplasser, skoler og i andre bygninger der man oppholder seg har tilsvarende nivå som i boliger. Doseberegningen for radon og radondøtre blir dermed:

$$E = A \cdot L \cdot K \cdot O \cdot T$$

Der

E = effektiv dose (mSv/år)

A = aktivitetskonsentrasjon av radon ( $88 \text{ Bq/m}^3$ )

L = likevektsfaktoren mellom radon og radondøtre (0,4)

K = dosekonverteringsfaktor ( $9 \cdot 10^{-6}$  mSv per ( $\text{Bq} \cdot \text{t} \cdot \text{m}^{-3}$ ))

O = andel innendørs oppholdstid (0,9)

T = antall timer i året (24 timer  $\cdot$  365 dager)

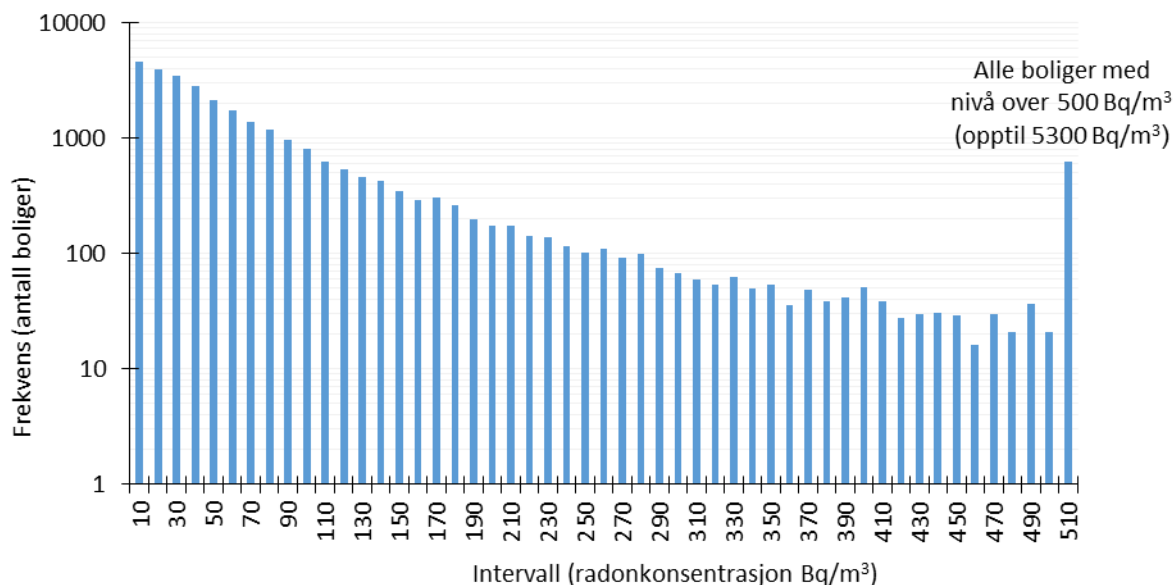
Dette gir en gjennomsnittsdose på 2,5 mSv/år fra radon i luft.

Basert på kartleggingen fra 2000–2001 og risikoestimer for lungekreft fra den største samlede analysen av europeiske befolkningsstudier (Darby m.fl. (26)), har Strålevernet beregnet at 358 (122–622) tilfeller årlig av lungekreft i Norge har radoneksponering som medvirkende årsak. Dette er 12 % av de årlige lungekrefttilfellene i Norge. De aller fleste av disse lungekrefttilfellene skyldes en kombinasjon av røyking og radoneksponering.

Siden lungekrefttrisikoen er så mye høyere for røykere enn for ikke-røykere, vil det å oppgi kun en gjennomsnittlig effektiv stråledose kunne sies å gi et ufullstendig bilde. Likevel er det ønskelig å få et mål på den gjennomsnittlige stråledosen fra radon for å kunne sammenligne med andre eksponeringer for ioniserende stråling. Det er normen innen internasjonalt strålevern ikke å skille mellom røykere og ikke-røykere, men se på hele befolkningen samlet, når man beregner doser til befolkningen fra radon (27, 28).

### **Fordeling av radonkonsentrasjoner i boliger**

Fordelingen av radonkonsentrasjonene i boligene har en tilnærmet log-normal fordeling, der en liten del av boligene har svært høye konsentrasjoner av radon (Figur A.1). I kartleggingen hadde personene som bodde i de 5 % av boligene med høyest radonnivåer en gjennomsnittlig dose fra radon i luft på 18 mSv/år. (Radonkonsentrasjonen i hele denne gruppen var mellom 290 og  $5300 \text{ Bq/m}^3$ , tilsvarende doser mellom 8 og 150 mSv/år.)



Figur A.1. Figuren viser hvor mange boliger som har ulike radonkonsentrasjoner i inneluften (NB: antallet boliger vises i logaritmisk skala). Halvparten av boligene hadde en radonkonsentrasjon under 40 Bq/m<sup>3</sup>. Ca. 80 % av boligene hadde nivåer under 100 Bq/m<sup>3</sup>, og ca. 90 % hadde under 200 Bq/m<sup>3</sup>. Data fra kartleggingen i 2000–2001 (4).

## A.2 Doser fra thoron i luft

Dosen fra thorongass anses som ubetydelig sammenlignet med dosen fra thorondøtrene, og derfor baseres dosen gjerne kun på konsentrasjonen av datterproduktene.

I Norge har thoronnivåene vært undersøkt av Stranden (7) i en liten studie av 22 norske boliger. Studien fant en gjennomsnittlig konsentrasjon av thorondøtre på 0,7 Bq/m<sup>3</sup> (omregnet fra 2,5 WL · 10<sup>-3</sup> i Nuccetelli og Bochicchio (10)). Hvis vi antar innendørs oppholdstid på 90 % (5) og bruker UNSCEARs dosekonverteringsfaktor på 40 nSv (4 · 10<sup>-5</sup> mSv) per (Bq · t · m<sup>-3</sup>) (6), kan vi beregne dosen fra thorondøtre slik:

$$E = A \cdot K \cdot O \cdot T$$

Der

E = effektiv dose (mSv/år)

A = aktivitetskonsentrasjon av thorondøtre (0,7 Bq/m<sup>3</sup>)

K = dosekonverteringsfaktor (4 · 10<sup>-5</sup> mSv per (Bq · t · m<sup>-3</sup>))

O = innendørs oppholdstid (0,9)

T = antall timer i året (24 timer · 365 dager)

Dette gir en gjennomsnittsdose på 0,22 mSv/år. Med samme fremgangsmåte tilsvare enkeltverdiene i Stranden doser som varierer fra 0,02–0,35 mSv/år.

Strandens funn stemmer godt overens med resultater fra Sverige. Mjönes m.fl. (8) fant et årsgjennomsnitt på 0,9 Bq/m<sup>3</sup> (tilsvarende 0,28 mSv/år) i enmannsboliger i områder med naturlig høye thoriumnivåer, men justerer nivået ned til 0,5 Bq/m<sup>3</sup> (tilsvarende 0,16 mSv/år) for et mer representativt

landsgjennomsnitt. Studien fant noe høyere nivåer i hus i områder med høye thoriumnivåer sammenlignet med andre områder, noe som indikerer at thoronnivåene kan påvirkes av thoriumnivåene i bakken. I enkelttilfeller fant man nivåer som tilsvarer doser opp mot 5 mSv/år. Dette er interessant med tanke på den norske befolkningen, siden noen områder i Norge har høye konsentrasjoner av thorium, særlig Fensfeltet i Telemark.

I annen litteratur har UNSCEAR beregnet en verdensgjennomsnittlig dose fra thoroninhalering til 0,10 mSv (11). Siden enkelte områder i Norge har forholdsvis høye thoriumforekomster, kan vi anta at dosen iallfall ikke er lavere enn dette i Norge. I Irland har man funnet en gjennomsnittlig dose på 0,35 mSv/år (29), og i noen av tilfellene var thorondosen høyere enn dosen fra radon. På grunn av byggestil med mer bruk av steinbaserte materialer i Irland, er det ikke overraskende at nivåene her er høyere enn i Norge og Sverige.

Resultatene i Stranden (7) er basert på et lite utvalg hus (22 boliger). Utvalget er ikke tatt i områder med spesielt høye thoriumforekomster, og er antatt å være noenlunde representativt for norske forhold utfra geologiske forhold og bygningsmaterialer (30). Resultatene er også i tråd med hva man kan forvente utfra andre studier. I mangel av et større datagrunnlag bruker vi derfor gjennomsnittet fra denne studien i våre beregninger.

ICRP reviderer i disse dager sine dosekonverteringsfaktorer for radon-isotoper, og har annonsert at de skal publisere nye dosekonverteringsfaktorer basert på dosimetrisk modell. Dette vil også gjelde thoron (radon-220).

### A.3 Doser fra andre radioaktive stoffer i luft

#### *Doser fra radioaktiv forurensning i luft*

Luftmålingene de siste årene viser at nivåene av cesium-137 i luft vanligvis ligger under 1  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ , og mange av målingene er så lave at de ikke kan detekteres av instrumentene (12). Hvis tar gjennomsnittet av medianverdiene av påvisbare resultater fra hver stasjon, finner vi en typisk verdi på rundt 0,4  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  de siste årene (12, Tabell A.1). (Dette er ikke en geografisk representativ verdi, siden tre av de fem luftfilterstasjonene ligger i de to nordligste fylkene.)

Tabell A.1. Medianverdier av cesium-137 over deteksjonsgrensen (12).

| Sted                   | 2011 ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) | 2010 ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) | 2009 ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) |
|------------------------|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| Østerås (Akershus)     | 0,82                               | 0,94                               | 0,96                               |
| Sola (Rogaland)        | 0,34                               | 0,54                               | 0,23                               |
| Skibotn (Troms)        | 0,20                               | 0,17                               | 0,19                               |
| Svanhovd (Finnmark)    | 0,38                               | 0,28                               | 0,21                               |
| Viksjøfjell (Finnmark) | 0,32                               | 0,25                               | 0,24                               |
| <b>Gjennomsnitt</b>    | <b>0,41</b>                        | <b>0,44</b>                        | <b>0,37</b>                        |

Dosen fra cesium-137 i luft er i dag forsvinnende liten. Vi brukte UNSCEARs generelle modell for å beskrive effektiv dose via inhalering:

$$E = A \cdot P \cdot D$$

Der

E = Effektiv dose (mSv)

A = aktivitetskonsentrasjon i luft ( $4 \cdot 10^{-7}$  Bq/m<sup>3</sup>)

P = pusterate (7300 m<sup>3</sup>/år for voksne (6))

D = dose per enhet inntak fra inhalering ( $4,6 \cdot 10^{-6}$  mSv/Bq for cesium-137 for voksne (6))

Dette gir en dose fra inhalering av cesium-137 i luft på  $1,3 \cdot 10^{-8}$  mSv/år.

Aktivitetskonsentrasjonen på 0,4 µBq/m<sup>3</sup> i denne beregningen er kun basert på måleresultater over deteksjonsgrensen. En god del av luftfiltrene (opp til halvparten ved enkelte stasjoner) har cesium-137-verdier under deteksjonsgrensen. I tillegg er dette utendørsverdier, og det forventes av nivåene innendørs er langt lavere, noe som også vil trekke ned gjennomsnittsdosen til befolkningen. Dosen beregnet her er derfor en vesentlig overestimering, men er likevel ubetydelig.

## Vedlegg B: Utregninger av stråledoser fra radioaktive stoffer i mat og drikke

### B.1 Generelt om datagrunnlaget og fremgangsmåte

#### *Bruk av ulike aldersgrupper*

Fordi barn generelt anses som mer følsomme for stråling enn voksne, har vi tatt hensyn til at forskjellige aldersgrupper har ulikt kosthold og får ulik dose per Bq de får i seg (dvs. ulike dosekonverteringsfaktorer). Barn, og spesielt spedbarn, får høyere dose per Bq som de får i seg gjennom kosten, enn det voksne gjør for fleste radioaktive stoffene. For eksempel er det estimert at et spedbarn får ca. 7 ganger høyere effektiv stråledose fra 1 Bq av polonium-210 enn det en voksen gjør (13). For noen få radioaktive stoffer er det omvendt, og de voksne har høyest dosekonverteringsfaktor.

I henhold til ICRPs anbefalinger for bruk av dosekonverteringsfaktorer for inntak av næringsmidler er alderskategoriene definert som spedbarn (0–5 år), barn (6–15 år) og voksne (16 år eller eldre) (13). For beregning av stråledoser anbefales det at man bruker data for henholdsvis 1-åringer, 10-åringer og voksne for å representere disse aldersgruppene. Basert på befolkningsstatistikken fra 1. januar 2014 har vi beregnet en norsk aldersfraksjon på 81 % voksne, 12 % barn og 7 % spedbarn (31). Det er denne aldersfraksjonen vi har brukt for å lage aldersvektede gjennomsnitt for stråledoser fra næringsmidler i denne rapporten.

#### *Kostholdsundersøkelser og annen matstatistikk*

Norsk matstatistikk finner vi hovedsakelig i tre ulike typer datasett: matforsyningsstatistikk om tilgjengelige matmengder for hele landet, forbruksundersøkelser over innkjøp av mat til husholdninger og kostholdsundersøkelser over inntaket av matvarer. Vi baserer i utgangspunktet våre beregninger på de landsomfattende kostholdsundersøkelsene Norkost 3 for 2010–2011 for voksne (32), Ungkost 2000 for barn (33) og Spedkost 2006–2007 for spedbarn (34). Dataene fra kostholdsundersøkelsene inneholder imidlertid ikke alltid nok detaljer for våre behov. I disse tilfellene bruker vi data fra andre kilder for å estimere mer detaljert informasjon.<sup>16</sup>

Vi antar samme andel av ulike arter innenfor en matgruppe for spedbarn og barn som for voksne, dersom ikke annet er oppgitt i kostholdsundersøkelsene. Basert på innholdet i vanlige merker antar vi følgende sammensetning i beregningen av radioaktivitet i industrifremstilt barnemat og andre produkter:

- Barnemat med grønnsaker og kjøtt: 50 % grønnsaker, 40 % vann og 10 % kjøtt
- Barnemat med grønnsaker og fisk: 50 % grønnsaker, 40 % vann og 10 % fisk
- Barnemat med kun grønnsaker: 60 % grønnsaker, 40 % vann
- Grøt (ferdig utblandet): 65 % vann, 15 % melk, 10 % kornprodukter, 5 % frukt og 5 % olje (over 80 % i undersøkelsen oppga å bruke industrifremstilt grøt)
- Pizza: 60 % brød, 20 % hvitost, 10 % kjøtt, 10 % grønnsaker

Inntaket av morsmelk ved 1 års alder ikke kvantifisert i Spedkost, men litt over halvparten av mødrene hadde sluttet å amme når barnet var 12 måneder. Det finnes lite data om innholdet av radioaktivitet i

<sup>16</sup> For eksempel skiller ikke Norkost mellom ulike dyrearter når de oppgir kjøttkonsum. I dette tilfellet bruker vi tallene fra matforsyningsstatistikken (35) for å estimere av andelen ulike arter i kjøttkonsumet. Som et annet eksempel bruker vi Forbruksundersøkelsen (36) for å beregne andelen av ulike typer grønnsaker i kostholdet.

morsmelk, men det som finnes tyder på lav overføring av radioaktivitet via morsmelken og svært lave nivåer (bl.a. 37, 38). Radioaktivitet i morsmelk er derfor ikke tatt med i doseberegningene.

### **Konsentrasjonsdata for radioaktive stoffer i ulike næringsmidler**

Vi har beregnet typiske nivåer av både menneskeskapt og naturlige radioaktive stoffer i hver av de forskjellige matvarene basert på blant annet Strålevernets overvåkningsdata og vitenskapelig litteratur så godt det er mulig. I tilfellene hvor veldig lite relevant datamateriale er tilgjengelig har vi gjort konservative antakelser heller enn å underestimere nivåene.

Vi har brukt UNSCEARs referanseverdier (3) som utgangspunkt for estimatene av naturlig radioaktive stoffer i de ulike matvarene. Disse referanseverdiene skal representere nivåene på verdensbasis, men konsentrasjonene av naturlig radioaktive stoffer kan i noen tilfeller kan være forskjellig fra dette i Norge. Derfor bruker vi heller data fra Norge eller andre land i Norden der dette er tilgjengelig.

Av alle de naturlig radioaktive stoffene som finnes i næringsmidler, utgjør polonium-210 klart den største stråledosen (3). Derfor finnes det internasjonalt forholdsvis mye kunnskap om polonium-210 i næringsmidler sammenlignet med andre naturlig radioaktive stoffer, og derfor legger vi også generelt mer vekt på å tilpasse estimatene for polonium-210 til norske forhold enn andre naturlige radioaktive stoffer. Dessverre finnes det forholdsvis lite kunnskap om polonium-210 og andre naturlige radioaktive stoffer i matvarer i Norge, spesielt fra landmiljøet. Derfor må vi ofte gjøre antakelser basert på studier fra andre land i regionen der det er tilgjengelig. UNSCEAR oppgir ikke referanseverdier for uran-234, men vi antar sekulær likevekt med uran-238 og at disse to nuklidene har samme verdier.

Det tar vanligvis noe tid fra maten er produsert til den blir spist. For kortlivede radioaktive stoffer, som polonium-210 (med en halveringstid på 138 dager), kan nivået i maten som blir spist være betydelig lavere enn de estimerte resultatene. Dette har vi ikke tatt hensyn til dette i våre beregninger. Vi har heller ikke tatt hensyn til om tilberedningen eventuelt reduserer nivået i maten. Dette er fordi disse faktorene er vanskelige å estimere, og vi ønsker ikke å underestimere dosene fra matvarer.

## **B.2 Doser fra drikkevann**

### **Andelen ulike drikkevannskilder**

I vannrapporten fra Folkehelseinstituttet for 2008 fremgår det at ca. 3,9 millioner innbyggere ble forsynt av overflatevannverk, mens ca. 430 000 ble forsynt av grunnvannsverk (42). Hvis vi antar at alle innbyggerne per 2008 som *ikke* inngikk i denne vannverkstatistikken, er forsynt av private brønner/anlegg med grunnvannsforsyning, utgjør dette ca. 450 000 personer<sup>17</sup>. Det totale antallet innbyggere med forsyning for overflatevann utgjør med dette ca. 82 %, mens det antallet med forsyning fra grunnvann utgjør ca. 18 %<sup>18</sup>.

Rapporten oppgir videre at av alle innbyggerne forsynt av grunnvannverk i 2008, ble 41 200 personer forsynt fra fjellbrønner, mens 357 900 ble forsynt av løsmassebrønner og 26 100 av andre grunnvannskilder. Altså er bare nærmere 10 % av grunnvannverkene forsynt av fjellbrønner.

Vi kjenner ikke den nøyaktige andelen fjellbrønner vs. løsmassebrønner blant de private brønnene (som altså ikke inngår i vannverkstatistikken). Strand (14) oppgir at omtrent halvparten av alle husstandene med grunnvannsforsyning (uavhengig av type) «... er knyttet til mindre enheter (1–5 husstander) med

<sup>17</sup> I realiteten er det også noen som har privat vannforsyning fra overflatekilder, så andelen med privat grunnvannsforsyning er trolig noe overestimert.

<sup>18</sup> Tallet på 18 % med grunnvannsforsyning basert på denne statistikken er noe høyere enn anslaget på ca. 15 % som er oppgitt av NGU (43) og Strand (14).

børebørn i fast fjell». Siden grunnvannverkene har en overvekt av løsmassekilder, betyr dette av at de private vannforsyningene har en tilsvarende overvekt av kilder i fast fjell. Utfra de ovenfor nevnte antakelsene kan vi anslå at rundt 90 % av husholdningene med privat vannforsyning er forsynt av fjellbrønner. Dette er et grovt anslag, men den store overvekten av antallet fjellbrønner sammenlignet med løsmassebrønner ser ut til å stemme noenlunde overens med hva man ser i NGUs grunnvannsdatabase<sup>19</sup>.

Basert på disse antakelsene bruker vi følgende andeler av befolkningen med de ulike typene drikkevannskilder:

- Vannverk med overflatevann eller sjøvann: 81,7 %
- Grunnvannverk totalt: 8,9 %
  - Grunnvannverk med fjellbrønn: 0,9 %
  - Grunnvannverk med løsmassebrønn eller annen kilde: 8,1 %
- Private brønner totalt: 9,4 %
  - Privat fjellbrønn: 8,5 %
  - Privat løsmassebrønn: 0,9 %

### **Metode for doseberegning av radon i drikkevann**

Det meste av radongassen i vann vil forsvinne fort når vannet ikke brukes til drikkevann direkte fra springen, men f.eks. brukes til å lage kaffe, mineralvann osv. Dette må tas hensyn til når man beregner doser fra radon i vann. Vi har brukt dosekonverteringsfaktoren 3,5 nSv/Bq ( $3,5 \cdot 10^{-6}$  mSv/Bq) fra radon i vann fra National Research Council (NRC) (39, se også 40). NRC antar et daglig direkte inntak av vann fra springen på 0,6 l per dag basert på data fra USA (39 via 41). Ifølge Norkost-undersøkelsen er det direkte inntaket av vann fra springen hos voksne i Norge ca. 1 l per dag. Dermed blir doseberegningen for norske forhold:

$$E = A \cdot K \cdot V \cdot 365 \text{ dager}$$

E = effektiv dose (mSv/år)

A = aktivitetskonsentrasjon av radon i vannet (38 Bq/l)

K = dosekonverteringsfaktor ( $3,5 \cdot 10^{-6}$  mSv/Bq)

V = daglig inntak av radonholdig vann (1 l)

NRC angir at datagrunnlaget er for mangelfullt til å beregne egne dosekonverteringsfaktorer for spedbarn og barn. Spedbarn og barn drikker mindre vann enn voksne, men pga. høyere strålefølsomhet får barn en betydelig høyere effektiv dose for hver liter de drikker enn voksne (bl.a. 39). I mangel av bedre beregningsmetoder antar vi samme stråledose fra radon i drikkevann for barn som voksne i våre beregninger.

Dette gir en gjennomsnittsdose på fra 0,049 mSv/år fra radon i drikkevann fra springen.

<sup>19</sup> <http://geo.ngu.no/kart/granada/>

## Nivåer av naturlig radioaktivitet i drikkevann

### Overflatekilder

Normalt er innholdet av naturlig radioaktive stoffer i overflatevann veldig lavt, med radonnivåer under 1 Bq/l (14, 44). Vi antar dermed en verdi på 0 Bq/l radon fra husholdningsvann fra overflatekilder.

### Private grunnvannsforsyninger

De høyeste konsentrasjonene av radon og andre naturlige radioaktive stoffer finner man generelt i grunnvann, og særlig i borebrønner i fast fjell. I perioden 1996–1998 utførte NGU og Strålevernet en kartlegging av radon i ca. 3500 grunnvannskilder fra hele landet. Undersøkelsen var ikke representativ med hensyn til typen grunnvannskilder, og de aller fleste prøvene var fra private borebrønner i fast fjell. Undersøkelsen fant et gjennomsnittlig radonnivå på 90 Bq/l i vann fra løsmassebrønner og 400 Bq/l i vann fra borebrønner i fast fjell (14). Vi antar at disse verdiene representerer gjennomsnittsverdier for private fjellbrønner og løsmassebrønner.

Resultatene fra grunnvannskartleggingen viste stor variasjon mellom områder. Den høyest målte enkeltverdien i studien var på 31 900 Bq/l i en borebrønn i Råde kommune i Østfold. Et daglig direkte inntak på 1 l av dette vannet ville ifølge beregningsmetoden fra NRC gi en årlig dose på 40 mSv.

### Godkjenningspliktige grunnvannverk

NGU gjorde i 1996 undersøkelser av radon i vann ved de 33 største grunnvannverkene i landet – 31 basert på grunnvann i løsmasser og to basert på grunnvann i fjell (45). Gjennomsnittsverdiene var på henholdsvis 30 og 78 Bq/l. Målingene ble gjort av råvann ved vannverkene, og vannet blir luftet og pumpet opp i høydebasseng før det kommer til forbrukeren. Dermed er trolig disse verdiene høyere enn forbrukerne av vannverkene ville få. På den annen side er dette kun snakk om de største vannverkene, og man kan anta at nivåene ved mindre grunnvannverk generelt sett har høyere radonnivåer enn disse største i landet. Derfor lar vi likevel verdiene fra studien representere vann til forbrukeren fra grunnvannverk.

Koblet med våre beregninger av andelen av ulike drikkevannskilder får vi et vektet gjennomsnitt for radon i vann i norske husholdninger på 38 Bq/l (Tabell B.1). Dette er noe høyere enn rapportert for Norge i Mjones m.fl. (46) (30 Bq/l), men noe lavere enn rapportert for Sverige og Finland (hhv. 40 og 50 Bq/l).

Tabell B.1. Befolkningsandel og estimert radonnivå for ulike drikkevannskilder.

| Type vannkilde                         | Andel av befolkningen (%) | Estimert radonnivå (Bq/l) |
|--|---------------------------|---------------------------|
| Overflatevannverk (inkl. sjøvannverk)  | 81,7                      | 0                         |
| Grunnvannverk – fjell                  | 0,9                       | 78                        |
| Grunnvannverk – løsmasser/andre kilder | 8,1                       | 30                        |
| Privat brønn – fjell                   | 8,5                       | 400                       |
| Privat brønn – løsmasser/andre kilder  | 0,9                       | 90                        |
| <b>Vektet gjennomsnitt</b>             |                           | <b>38</b>                 |

Vi vet fra studier i Sverige og Finland at spesielt polonium-210, men også bly-210, radium og uran fra grunnvann, kan gi betydelige bidrag til stråledosen fra drikkevann (47, 40), men det er foreløpig ikke gjort studier på dette i Norge. Vi bruker derfor UNSCEARs referanseverdier for andre naturlig radioaktive stoffer enn radon (Tabell B.2).



Flaskevann solgt i butikken er tappet fra både grunnvann- og overflatekilder. Stråleverket har i en begrenset studie undersøkt enkelte naturlige stoffer i noen utvalgte merker flaskevann og mineralvann. Medianverdiene for radium-226, uran-238, thorium-230 og -232 var alle tilsvarende (minst i samme størrelsesorden) som UNSCEAR-verdiene. Dette indikerer at UNSCEAR-verdiene for øvrige naturlige radioaktive stoffer kan egne seg godt for generelle norske forhold.

### Radioaktiv forurensning i drikkevann

Det har ikke vært gjort noen overvåkning eller kartlegging av drikkevann fra overflatekilder (som innsjøer, elver og tjern) i Norge. Overflatekilder kan være utsatt ved radioaktiv forurensning etter atomhendelser eller radioaktive utlipp, men drikkevann fra overflatevann har i dag generelt svært lave radioaktivitetsnivåer. De svenske strålevernmyndighetene overvåker radioaktivitet i drikkevann fra utvalgte overflatekilder i Sverige, og kan rapportere om svært lave nivåer, inkl. under 0,1 Bq/l av cesium-137 og under 0,001 Bq/l av strontium-90<sup>20</sup> (23). Vi antar derfor en verdi på 0 Bq/l cesium-137 og strontium-90 i overflatevann i våre beregninger.

### Beregning av stråledosen fra drikkevann

Drikkevann fra flaske antas ikke å inneholde radon fordi det vil ta flere dager fra vannet tappes til det drikkes. Hvis vi tar hensyn til mengden drikkevann fra flaske, blir gjennomsnittet for radon i drikkevann totalt 35,1 Bq/l. De andre stoffene antas å være de samme

Med et gjennomsnittlig radonnivå på 35,1 Bq/l i drikkevann blir den aldersvektede dosen til gjennomsnittsnordmannen på 0,049 mSv/år fra radon alene, eller **0,054 mSv/år** fra alle radioaktive stoffer. Blant de andre naturlige stoffene er det polonium-210 og bly-210 gir det største dosebidraget i drikkevann.

Tabell B.2. Konsentrasjoner (Bq/l) av menneskeskapt og naturlige radioaktive stoffer i drikkevann brukt i våre utregninger.

|            | <sup>137</sup> Cs | <sup>99</sup> Tc | <sup>90</sup> Sr | <sup>222</sup> Rn | <sup>210</sup> Po | <sup>210</sup> Pb | <sup>226</sup> Ra | <sup>228</sup> Ra | <sup>228</sup> Th | <sup>230</sup> Th | <sup>232</sup> Th | <sup>234</sup> U | <sup>235</sup> U | <sup>238</sup> U |
|------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|
| Drikkevann | 0                 | 0                | 0                | 35,1*             | 0,005             | 0,01              | 0,0005            | 0,0005            | 5E-05             | 0,0001            | 5E-05             | 0,001            | 4E-05            | 0,001            |

\*Radoninnholdet antas bare å gjelde for vann fra springen som drikkes direkte.

## B.3 Doser fra kjøtt

### Andelen ulike arter

Mengden kjøtt som spises av gjennomsnittsnordmannen er hentet fra Norkost 3. Her angis imidlertid ikke hvor mye som spises av de ulike artene. Den prosentvise andelen ulike arter er beregnet fra rapporten *Utviklingen i norsk kosthold* (35), som oppgir total tilgang og engrosforbruk av kjøtt i Norge fra ulike arter husdyr, tamrein, kanin og vilt (vanlig vilt som høstes direkte i naturen).

Andelen for de ulike viltartene oppgis ikke i den overfor nevnte rapporten. Dette er derfor beregnet utfra statistikk fra Statistisk sentralbyrå om antallet dyr felt under ordinær jakt de siste tre tilgjengelige årene for villrein, rådyr, hjort og elg (48–51). (Slaktevekten på dyrene er estimert til 35 kg for villrein (basert på

<sup>20</sup> Under deteksjonsgrensen for tritium, total alfa, total beta og radium-226, under 0,1 Bq/l cesium-137 og under 0,001 Bq/l strontium-90 for siste publiserte data (2011–2012) (23)

Strålevernets egne overvåkningsdata), 13 kg for rådyr (52), 51 kg for hjort (53) og 128 kg for elg (54). Vi anslår videre at 60 % av slaktevekt er spiselig kjøtt (55). Pga. den lave totale mengden kjøtt fra andre jaktbare arter som fugl og hare, lar vi innholdet i de fire store hjortedyrartene representere radioaktivitetsnivåene i alt vilt totalt.

### ***Nivåer av naturlig radioaktivitet i kjøtt***

Vi har lite kunnskap om naturlige radioaktive stoffer i både vilt og husdyr i Norge. Andre studier fra Europa tyder på at vilt generelt har høyere nivåer av naturlig radioaktive stoffer enn husdyr (56, 57). Siden lav inneholder betydelig høyere nivåer av polonium-210 enn planter (bl.a. 58) inneholder reinsdyr (som spiser lav vinterstid) generelt mer polonium-210 enn annet vilt.

Skuterud (58) fant i gjennomsnitt 9,3 Bq/kg av polonium-210 i reinkjøtt fra Østre Namdal (Nord-Trøndelag) og Vågå (Oppland). Dette er på tilsvarende nivå som man har funnet i Nord-Finland (11,84 Bq/kg (59)) og Midt-Sverige (13 Bq/kg (60)). Mesteparten av reinkjøttet i Norge stammer fra Nord-Norge, men nivåene i norsk rein fra disse områdene er ikke kjent, og vi bruker derfor gjennomsnittsverdien fra Skuteruds undersøkelser for all rein i våre beregninger. Nivåene av bly-210 i de nevnte studiene fra Finland og Sverige var henholdsvis 0,12 og 0,67 Bq/kg. Basert på dette, og rapporterte polonium-210/bly-210-forhold på 20-100 i reinkjøtt om vinteren (61, 59), antar vi en verdi på 0,5 Bq/kg for bly-210 i rein.

I mangel på polonium-210-data for annet vilt enn rein i Norge, må vi estimere dette grovt basert på andre studier. Siden nivåene av polonium-210 i rein i Nord-Finland er noenlunde tilsvarende de som er beregnet for Norge, er det nærliggende å anta at innholdet av naturlig radioaktivitet i annet vilt i Norge også kan være på samme nivå som i elgkjøtt fra Nord-Finland (59). Vi bruker verdiene fra elg i Nord-Finland i våre beregninger av andre viltarter.

Husdyr som svin, storfe og fjørfe antas å ha samme nivåer av polonium-210 og bly-210 som andre steder i verden, og vi bruker de samme verdiene som UNSCEAR for alle naturlig forekommende radioaktive stoffer. Sauer og geiter bruker mye utmarksbeite i Norge i sommermånedene, og småfekjøtt antas derfor å ha noe høyere nivåer av disse stoffene enn andre husdyr. I henhold til de antatte verdiene i vilt og andre husdyr, antar vi basert på skjønnt brukte noe høyere polonium-210-verdier i småfe enn i andre husdyr.

Den beregnede stråledosen fra naturlig radioaktivitet i kjøtt blir med dette ca. **0,03 mSv/år**.

### ***Nivåer av radioaktiv forurensning i kjøtt***

For kjøttprodukter antar vi at det bare er cesium-137 som i dag gir et målbart bidrag til stråledosen. Mens cesium-137 ligner kalium og i stor grad går i muskelvev, følger strontium-90 kalsium og går derfor stort sett i ikke-spiselige deler, som skjelett. Derfor er strontium-90-nivåene i kjøtt svært lave.

Strålevernet overvåker cesium-137 i hjortevilt i utvalgte regioner i Norge i samarbeid med Norsk institutt for naturforskning. Verdiene som danner grunnlag for doseberegningene er medianen i overvåkningsdataene de siste årene – villrein (2010–2012), hjort (2009–2011), elg (2009–2011) og rådyr (2011). Verdiene i tamrein er estimert fra cesium-137-konsentrasjonen og antallet slaktede dyr for de ulike tamreinlagene/reinbeitedistriktene. For noen reinbeitedistrikter er det begrenset informasjon om nivåene av cesium-137 i reinkjøttet for de seneste årene, og det er da gjort antakelser basert på de siste tilgjengelige måleresultatene og sannsynlig tidsutvikling. Dette er spesielt viktig for Finnmark, hvor 70 % av produksjonen foregår, men hvor vi har få nye data. Forskjellen i estimatet for cesium-137 mellom villrein og tamrein (Tabell B.3) skyldes geografi: mesteparten av tamreinkjøttet kommer fra Finnmark, som fikk lite nedfall etter Tsjernobyl-ulykken, mens villreinområdene i Sør-Norge fikk mer nedfall.

Cesium-137-verdiene for kjøtt av husdyr er estimert utfra resultater fra Mattilsynets stikkprøvekontroll av kjøtt<sup>21</sup> og overvåkingsresultater fra det avsluttede programmet Matkurven<sup>22</sup> for de fleste artene. Svin og fjørfe har i liten grad blitt overvåket i Norge fordi disse artene, i motsetning til andre husdyr, stort sett bare spiser kraftfôr og ikke forurensede beiteplanter. I mangel av data for svin antar vi samme nivå som i Finland (62). Vi antar også samme nivå i hest som i storfe, og samme nivå i fjørfe som i svin. Verdien angitt for biprodukter er et gjennomsnitt fra alle kjøttartene, vektet etter mengden som spises hvert år.

Den beregnede dosen fra radioaktiv forurensning i kjøtt blir ca. **0,005 mSv/år**.

Tabell B.3. Konsentrasjoner (Bq/kg) av menneskeskapt og naturlige radioaktive stoffer i kjøtt brukt i våre utregninger.

|             | <sup>137</sup> Cs | <sup>99</sup> Tc | <sup>90</sup> Sr | <sup>222</sup> Rn | <sup>210</sup> Po | <sup>210</sup> Pb | <sup>226</sup> Ra | <sup>228</sup> Ra | <sup>228</sup> Th | <sup>230</sup> Th | <sup>232</sup> Th | <sup>234</sup> U | <sup>235</sup> U | <sup>238</sup> U |
|-------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|
| Storfe/hest | 5                 | 0                | 0                | 0                 | 0,06              | 0,08              | 0,015             | 0,01              | 0,001             | 0,002             | 0,001             | 0,002            | 5E-05            | 0,002            |
| Svin/fjørfe | 1                 | 0                | 0                | 0                 | 0,06              | 0,08              | 0,015             | 0,01              | 0,001             | 0,002             | 0,001             | 0,002            | 5E-05            | 0,002            |
| Småfe       | 30                | 0                | 0                | 0                 | 2                 | 0,08              | 0,015             | 0,01              | 0,001             | 0,002             | 0,001             | 0,002            | 5E-05            | 0,002            |
| Tamrein     | 200               | 0                | 0                | 0                 | 10                | 0,5               | 0,015             | 0,01              | 0,001             | 0,002             | 0,001             | 0,002            | 5E-05            | 0,002            |
| Villrein    | 271               | 0                | 0                | 0                 | 10                | 0,5               | 0,015             | 0,01              | 0,001             | 0,002             | 0,001             | 0,002            | 5E-05            | 0,002            |
| Rådyr       | 58                | 0                | 0                | 0                 | 6,66              | 0,1               | 0,015             | 0,01              | 0,001             | 0,002             | 0,001             | 0,002            | 5E-05            | 0,002            |
| Hjort       | 54                | 0                | 0                | 0                 | 6,66              | 0,1               | 0,015             | 0,01              | 0,001             | 0,002             | 0,001             | 0,002            | 5E-05            | 0,002            |
| Elg         | 57                | 0                | 0                | 0                 | 6,66              | 0,1               | 0,015             | 0,01              | 0,001             | 0,002             | 0,001             | 0,002            | 5E-05            | 0,002            |

## B.4 Doser fra fisk og skalldyr

Inntak av fisk og fiskeprodukter er inndelt i fet fisk, mager/halvfet fisk, uspesifisert fisk, skalldyr og fiskeprodukter, -pålegg og -retter i Norkost 3 og Ungkost 2000 (noe annen inndeling i Spedkost)<sup>23</sup>. Andelen saltvannsfisk vs. ferskvannsfisk er ikke spesifisert i kostholdsundersøkelsene, men dette kan ha betydning for innholdet av forskjellige radioaktive stoffer. Andelen ferskvannsfisk av den totale mengden inntak av fisk og skalldyr er beregnet til ca. 6 % basert på Fisk- og viltundersøkelsen (63). Siden ørret og laks utgjør den absolutt største andelen ferskvannsfisk som konsumeres i Norge, anses ferskvannsfisk av praktiske hensyn som en del av inntakskategorien «fet fisk» i kostholdsundersøkelsen. I beregningen antar vi også at alle skalldyr er marine. For fiskeprodukter, -pålegg og -retter har vi brukt gjennomsnittet av de andre kategoriene, vektet etter inntaksmengden.

<sup>21</sup> I stikkprøvekontrollen er prøver fra områder med spesielt høye nivåer overrepresentert. Derfor er disse kunstig høye og kan ikke brukes direkte. Artene som har inngått de siste årene er storfe, sau og tamrein.

<sup>22</sup> Statens næringsmiddeltilsyn var ansvarlig for programmet, mens målingene ble gjennomført av Stråleverket. Prøvematerialet ble hentet fra butikker i hele landet. Resultatene fra programmets siste år, 2004, ble brukt i vurderingene av dagens nivåer, men det antas en nedgang siden 2004 pga. fysisk omdanning.

<sup>23</sup> Man har ikke oppgitt hvilke arter som regnes som fet eller mager/halvfet i Norkost 3, men utfra svarkategoriene i Norkost 2 kan vi anta at sild, makrell, laks og ørret regnes som fet fisk, mens torsk, sei, hyse, flyndre, kveite, steinbit og uer regnes som mager/halvfet fisk i Norkost-undersøkelsene.

### **Nivåer av naturlig radioaktivitet i fisk og skalldyr**

Vi har mer kunnskap om radioaktivitet i fisk og skalldyr fra det marine miljøet enn fra ferskvann. Litteraturstudier som Hosseini m.fl. (64) viser at foruten polonium-210, gir også radium-226 og radium-228 blant de største dosene fra fisk og skalldyr. Det finnes noe om polonium-210 både i Norge og ellers i verden, men lite om innholdet av radium-isotoper, særlig radium-228.

Innholdet av naturlig radioaktive stoffer i våre beregninger tar utgangspunkt i UNSCEARs referanseverdier for fisk og fiskeprodukter, men verdier fra Norge er brukt der slike data er tilgjengelig. For polonium-210 i marine arter har vi i hovedsak brukt medianverdier av data samlet inn de 10 siste årene gjennom Strålevernets overvåkning av marint miljø, som utføres i samarbeid med Havforskningsinstituttet. En svakhet er at det for skalldyr i hovedsak bare finnes polonium-210-resultater for skjell i overvåkningsdataene. Medianverdien for polonium-210 i skalldyr fra Strålevernets data på 48 Bq/kg stemmer likevel godt fra overens med dataene i litteraturstudium av Brown m.fl. (65) av naturlige radioaktive stoffer i europeiske havområder, hvor bløtdyr og krepsdyr er gitt verdier på henholdsvis 37 og 50 Bq/kg.

Data for polonium-210 og bly-210 i ferskvannsfisk er anslått fra resultater fra Finland (66). For de øvrige naturlige stoffene har vi brukt data fra litteraturstudiet til Brown m.fl. der dette er tilgjengelig, eller referanseverdier fra UNSCEAR. Siden verken Brown m.fl. eller UNSCEAR gir verdier for radium-228 for fiskeprodukter og vi vet at dette stoffet kan gi et betydelig dosebidrag, har vi for marine arter hentet radium-228-verdier fra litteraturstudiet til Hosseini m.fl., som har sett på data fra hele verden<sup>24</sup>. Radium-228-data for ferskvannsfisk er ikke tilgjengelig og er derfor ikke tatt med i beregningen.

Gjennomsnittsdosen til den norske befolkningen fra naturlig radioaktivitet i fisk og skalldyr er beregnet til **0,19 mSv/år**.

### **Nivåer av radioaktiv forurensning i fisk og skalldyr**

I havet finnes i tillegg til cesium-137 også forurensning fra technetium-99 og strontium-90. De to sistnevnte bidrar veldig lite til stråledosen ved dagens nivåer. Verdiene brukt i doseberegningen fra radioaktiv forurensning i marine arter er i alle tilfeller data fra overvåkingen som Strålevernet utfører i samarbeid med Havforskningen.

I skalldyr fra norske havområder er det de siste årene prioritert å undersøke technetium-99 kun i hummer, fordi hummer kan ta opp spesielt mye av dette stoffet. Av de få technetium-99-resultatene som finnes fra andre marine skalldyrarter tidligere år, ser vi at hummer generelt ligger mye høyere – rundt 10 ganger – enn andre skalldyrarter i overvåkingen. Medianverdien observert i hummer er rundt 2,4 Bq/kg de siste par årene. Siden hummer utgjør en veldig liten del av den norske dietten sammenlignet med andre skalldyr, anslår vi basert på tidligere års data et konservativt estimat på 1 Bq/kg technetium-99 i skalldyr. I alle andre matgrupper antar vi at technetium-99-nivået er tilsvarende lik 0 Bq/kg. I mangel av strontium-90-data for skalldyr, antar vi samme nivåer som i fisk.

Strålevernet har overvåkningsprogrammer for cesium-137 i ferskvannsfisk i samarbeid med Norsk institutt for naturforskning og Universitetet i Oslo, men disse dataene er bare fra noen av de områdene i landet som fikk mest nedfall fra Tsjernobyl-ulykken (Oppland og Nord-Trøndelag) og er derfor ikke representative for hele landet. Medianverdien fra de siste målingene i 2009–2010 viste en median på rundt 100 Bq/kg. Dette nivået forventes også å ha gått noe ned siden den gang. Ferskvannsfisk fra Finnmark (et av de minst forurensede fylkene) viste i 2007 en mediankonsentrasjon på 14 Bq/kg<sup>25</sup>. Det representative landsgjennomsnittet ligger altså sannsynligvis et sted mellom 14 og 100 Bq/kg. Utfra dette anslår vi basert på skjønn en verdi på 30 Bq/kg til våre beregninger. Det finske overvåkningsprogrammet for matvarer i butikker fant i 2012 cesium-137-verdier rundt 5–50 Bq/kg (62), noe som stemmer godt

<sup>24</sup> Radium-226-verdiene for skalldyr er basert på nivåer i krabbe.

<sup>25</sup> Basert på et likt prøveantall gjedde, sik og abbor.

overens med vårt anslag. Vi antar ingen forurensning med strontium-90 og technetium-99 i ferskvannsfisk.

Vi har utfra disse nivåene beregnet gjennomsnittsdosen fra menneskeskapt radioaktivitet i fisk og skalldyr til **0,001 mSv/år**.

Tabell B.4. Konsentrasjoner (Bq/kg) av menneskeskapt og naturlige radioaktive stoffer i fisk og skalldyr brukt i våre utregninger.

|                              | <sup>137</sup> Cs | <sup>99</sup> Tc | <sup>90</sup> Sr | <sup>222</sup> Rn | <sup>210</sup> Po | <sup>210</sup> Pb | <sup>226</sup> Ra | <sup>228</sup> Ra | <sup>228</sup> Th | <sup>230</sup> Th | <sup>232</sup> Th | <sup>234</sup> U | <sup>235</sup> U | <sup>238</sup> U |
|------------------------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|
| Saltvannsfisk, fet           | 0,14              | 0,077            | 0,005            | 0                 | 2,6               | 0,2               | 0,2               | 1,8               | 0,1               | 0,002             | 7E-04             | 0,008            | 0                | 0,008            |
| Saltvannsfisk, mager/halvfet | 0,13              | 0,008            | 0,021            | 0                 | 0,24              | 0,2               | 0,2               | 1,8               | 0,1               | 0,002             | 7E-04             | 0,008            | 0                | 0,008            |
| Saltvannsfisk, uspesifisert  | 0,14              | 0,043            | 0,013            | 0                 | 1,42              | 0,2               | 0,2               | 1,8               | 0,1               | 0,002             | 7E-04             | 0,008            | 0                | 0,008            |
| Skalldyr                     | 0,09              | 1                | 0,013            | 0                 | 48                | 0,2               | 0,7               | 1,8               | 0,38              | 1                 | 0,25              | 0,57             | 0                | 0,57             |
| Ferskvannsfisk               | 30                | 0                | 0                | 0                 | 0,43              | 0,056             | 0,1               | 0                 | 0,1               | 0,01              | 0,01              | 0,03             | 0                | 0,03             |

## B.5 Doser fra planter og sopp

### Nivåer av naturlig radioaktivitet i planter og sopp

Vi har brukt UNSCEARs referanseverdier for naturlig radioaktive stoffer for de aller fleste produktene innen kornvarer, grønnsaker og frukt i mangel av norske data. (Vi antar at UNSCEARs kategori kornprodukter er representative for kategoriene brød, kornvarer og kaker i Norkosts kategoriinndeling. Videre regner vi både poteter og grønnsaker andre enn bladgrønnsaker, samt frukt, bær og butikk-kjøpt sopp under UNSCEARs kategori for rotgrønnsaker og frukt.)

De eneste kjente undersøkelsene av polonium-210 og bly-210 i sopp i Norge er fire utvalgte arter viltvoksende sopp fra Dividalen i Troms (67). Det er i utgangspunktet uvisst hvor representative disse resultatene er for hele Norge, og for andre sopparter. I Finland har man gjort en landsdekkende undersøkelse av mange ulike sopparter (68). Hvis man sammenligner medianverdiene av spiselige sopparter i Dividalen og Finland, er imidlertid resultatene veldig like. Basert på resultatene fra begge undersøkelsene anslår vi verdier på 4 Bq/kg polonium-210 og 0,4 Bq/kg bly-210 for viltvoksende sopp.

Den gjennomsnittlige stråledosen fra naturlig radioaktivitet i planter og sopp er beregnet til ca. **0,05 mSv/år**.

### Nivåer av radioaktiv forurensning i planter og sopp

Det antas at nivåene av cesium-137 i korn, grønnsaker og frukt og andre plantebaserte basismatvarer i Norge i dag er generelt svært lave. Finske strålevernmyndigheter oppgir gjennomsnittsnivåer på under 1 Bq/kg i korn og under 2 Bq/kg i grønnsaker, poteter, rotfrukter og hagebær for perioden 2002–2007 (STUK 2013, STUK 2010), og studier av Kostianen og Turtiainen (69) oppgir nivåer i grønnsaker under 0,5

Bq/kg. Også i Tyskland og Storbritannia ligger gjennomsnittsnivåene av cesium-137 i korn, grønnsaker og frukt godt under 0,5 Bq/kg (70, 71), men disse landene mottok mindre nedfall etter Tsjernobyl-ulykken enn Norge. Basert på dette antar vi en verdi på 1 Bq/kg i kornprodukter, grønnsaker og frukt i våre beregninger.

Strontium-90 tas også noe opp i planter, men basert på de lave forurensningsnivåene vi finner i jorda og resultater fra Finland (69, 72) kan vi anta at nivåene i korn og grønnsaker nå er tilnærmet lik 0 Bq/kg.

Konsentrasjonen av cesium-137 i viltvoksende sopp kan bli forholdsvis høy, og kan variere voldsomt mellom ulike områder og arter. Strålevernet overvåker cesium-137 i sopp, men overvåkingen fokuserer mest på forurensede områder. Verdien angitt for cesium-137 i viltvoksende sopp i våre doseberegninger er estimert utfra fra overvåkningsdataene 2010–2013. For å kunne gi et mer representativt bilde av gjennomsnittsnivået for sopp i Norge, regnet vi først ut medianverdien av hver art innen hvert fylke. Medianverdien for alle artene innen hvert fylke ble deretter brukt for å regne ut landsgjennomsnittet vektet etter innbyggertallene i hvert fylke. Flere av fylkene (spesielt fylker med forholdsvis lave forurensningsnivåer) mangler overvåkningsdata de siste årene. I disse fylkene brukte vi verdier fra nabofylker eller andre fylker med lignende nivåer av cesium-137 i det øverste jordlaget (Strålevernets egne jorddata fra 2005). Ved denne fremgangsmåten anslår vi en representativ verdi på 120 Bq/kg i viltvoksende sopp.<sup>26</sup>

Viltvoksende bær i de mest forurensede områdene kan også ha cesium-137-konsentrasjoner over 100 Bq/kg, men på landsbasis ligger medianverdien for bær i nærheten av 20 Bq/kg eller lavere<sup>27</sup>. Gjennomsnittsnordmannen spiser i underkant av 5 kg ferske bær av alle sorter i året, og viltvoksende bær antas å utgjøre en veldig liten andel av dette for de aller fleste. Derfor antar vi at radioaktivitetsnivået i viltvoksende bær ikke påvirker den totale gjennomsnittlige stråledosen fra frukt og bær.

Den beregnede dosen fra radioaktiv forurensning i planter og sopp er **0,003 mSv/år**.

Tabell B.5. Konsentrasjoner (Bq/kg) av menneskeskapt og naturlige radioaktive stoffer i plantevarer og sopp brukt i våre utregninger.

|                  | <sup>137</sup> Cs | <sup>99</sup> Tc | <sup>90</sup> Sr | <sup>222</sup> Rn | <sup>210</sup> Po | <sup>210</sup> Pb | <sup>226</sup> Ra | <sup>228</sup> Ra | <sup>228</sup> Th | <sup>230</sup> Th | <sup>232</sup> Th | <sup>234</sup> U | <sup>235</sup> U | <sup>238</sup> U |
|------------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|
| Kornvarer        | 1                 | 0                | 0                | 0                 | 0,06              | 0,05              | 0,08              | 0,06              | 0,003             | 0,01              | 0,003             | 0,02             | 0,001            | 0,02             |
| Bladgrønnsaker   | 1                 | 0                | 0                | 0                 | 0,1               | 0,08              | 0,05              | 0,04              | 0,015             | 0,02              | 0,015             | 0,02             | 0,001            | 0,02             |
| Andre grønnsaker | 1                 | 0                | 0                | 0                 | 0,04              | 0,03              | 0,03              | 0,02              | 0,0005            | 0,0005            | 5E-04             | 0,003            | 0,0001           | 0,003            |
| Vill sopp        | 120               | 0                | 0                | 0                 | 4                 | 0,4               | 0,03              | 0,02              | 0,0005            | 0,0005            | 5E-04             | 0,003            | 0,0001           | 0,003            |
| Frukt, bær       | 1                 | 0                | 0                |                   | 0,04              | 0,03              | 0,03              | 0,02              | 0,0005            | 0,0005            | 5E-04             | 0,003            | 0,0001           | 0,003            |

<sup>26</sup> I denne fremgangsmåten gis alle sopparterne som er sanket inn like mye vekt, men i realiteten står sannsynligvis et fåtall sopparter, blant annet kantarell, for en veldig stor del av inntaket av selvplukket sopp. Kantarell tar opp forholdsvis lite cesium-137 sammenlignet med mange andre arter. Derfor er cesium-137-innholdet i sopp sannsynligvis noe overestimert i våre beregninger. Pga. det lave inntaket har dette uansett lite å si for dosen.

<sup>27</sup> Molter ligger generelt en del høyere enn blåbær og tyttebær.

## B.6 Doser fra melkeprodukter

### *Nivåer av naturlig radioaktivitet i melkeprodukter*

I utgangspunktet bruker vi UNSCEARs referanseverdier for naturlig radioaktive stoffer for melkeprodukter for både melk, ost, smør og andre melkeprodukter. Ved konverteringen av melk til meieriprodukter som ost eller smør, vil noen radioaktive stoffer følge mineralene til mysen, mens andre konsentreres sammen med fett og proteiner. Derfor vil nivået av enkelte stoffer få lavere nivåer i det ferdige produktet enn i melken, mens andre stoffer kan oppkonsentreres i prosessen. Studier har bl.a. vist at konsentrasjonen av polonium-210 og radium-226 er høyere i ost enn i melk (73, 74). Vi antar imidlertid at UNSCEARs verdier er representative for både ren melk og meieriprodukter, slik at dette hensynet er tatt med i den oppgitte referanseverdien.

Andelen smør av alle typer matfett i dietten er beregnet fra Forbruksundersøkelsen 2012 (36).

Den aldersvætede gjennomsnittsdosen fra naturlig radioaktivitet i melkeprodukter er beregnet til ca. **0,01 mSv/år**. Spedbarn har forholdsvis høyt inntak av melkeprodukter sammenlignet med kroppsvekten, og får en dose på rundt 0,03 mSv/år.

### *Nivåer av radioaktiv forurensning i melkeprodukter*

I Norge overvåker vi i dag kun cesium-137 i melk fra dyr på utmarksbeite i forurensede områder. Denne overvåkingen gir ikke data som er representative for melken som befolkningen inntar. Frem til litt ut på 2000-tallet ble det gjort analyser av cesium-137 ved meieriene i sommerhalvåret. De siste resultatene vi har, fra 2003, viser en typisk verdi på ca. 1 Bq/l melk. Siden nivåene i melk vil ha gått en del ned siden 2003 pga. fysisk omdanning, og fordi nivåene på sommerhalvåret (når dyrene beiter ute) antas å være en del høyere enn resten av året, anslår vi en konservativ verdi på 0,5 Bq/l som representativ for nivået av cesium-137 i melk. Dette stemmer godt overens med data fra Finland, som også har også typiske cesium-137-nivåer på rundt 0,5 Bq/l, men er noe høyere enn svenske data fra 2011–2012 på rundt 0,1 Bq/l (71, 44).

Strontium-90-resultater for melk fra kyr på utmarksbeite i 2014 i Vang og Øystre Slide varierte fra ca. 0,3–0,6 Bq/l, men utmarksbeitende dyr fra et av de mest forurensede områdene er ikke representative for norsk kumelk. Strontium-90-verdier i Finland ligger typisk rundt 0,02–0,03 Bq/l. Vi anslår derfor en verdi på 0,025 Bq/l strontium-90 i våre beregninger.

Vi har regnet oss frem til verdiene i fløte og hvitost<sup>28</sup> fra melk basert på IAEAs prosesseringsfaktorer for meieriprodukter (55)<sup>29</sup>. Nivået i brunost er estimert ut fra resultatene av geitost i det avsluttede Matkurven-programmet, som ved siste målinger i 2004 hadde en medianverdi på 50 Bq/kg i geitost. Dette vil nå være redusert pga. den fysiske halveringstiden og miljøfaktorer. Med hensyn til nedgangen i geitost siden 2004 og at mange brunoster også inneholder kumelk (som har lavere nivåer enn geitemelk), antar vi en konservativ verdi på 30 Bq/kg i brunost i våre beregninger. Strontium-90-nivået i brunost er regnet ut fra det antatte innholdet i kumelk og IAEAs prosesseringsfaktorer<sup>30</sup>.

Strontium-90- og cesium-137-innholdet i smør er regnet fra melk ved bruk av IAEAs konverteringsfaktorer (55), hvor hhv. 15 % og 25 % av det radioaktive stoffet i melken er å finne i samme mengde smør.

Den gjennomsnittlige dosen fra radioaktiv forurensning i melkeprodukter er til sammen ca. **0,002 mSv/år**.

<sup>28</sup> Omregningsfaktorer for «Cheese > Cow, rennet» i IAEA (55).

<sup>29</sup> For Norkosts kategori melk og yoghurt brukes bare verdien antatt for melk; for Norkosts kategori fløte og fløteprodukter brukes melk omregnet til fløte.

<sup>30</sup> Omregningsfaktorer for «whey, rennet» i IAEA (55).

Tabell B.6. Konsentrasjoner (Bq/kg) av menneskeskapt og naturlige radioaktive stoffer i melk og melkeprodukter brukt i våre utregninger.

|                      | <sup>137</sup> Cs | <sup>99</sup> Tc | <sup>90</sup> Sr | <sup>222</sup> Rn | <sup>210</sup> Po | <sup>210</sup> Pb | <sup>226</sup> Ra | <sup>228</sup> Ra | <sup>228</sup> Th | <sup>230</sup> Th | <sup>232</sup> Th | <sup>234</sup> U | <sup>235</sup> U | <sup>238</sup> U |
|----------------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|
| Melk og yoghurt      | 0,5               | 0                | 0,025            | 0                 | 0,015             | 0,015             | 0,005             | 0,005             | 0,0003            | 0,0005            | 3E-04             | 0,001            | 5E-05            | 0,001            |
| Fløteprodukter       | 0,31              | 0                | 0,013            | 0                 | 0,015             | 0,015             | 0,005             | 0,005             | 0,0003            | 0,0005            | 3E-04             | 0,001            | 5E-05            | 0,001            |
| Brunost              | 30                | 0                | 0,013            | 0                 | 0,015             | 0,015             | 0,005             | 0,005             | 0,0003            | 0,0005            | 3E-04             | 0,001            | 5E-05            | 0,001            |
| Hvitost og annen ost | 0,29              | 0                | 0,15             | 0                 | 0,015             | 0,015             | 0,005             | 0,005             | 0,0003            | 0,0005            | 3E-04             | 0,001            | 5E-05            | 0,001            |
| Smør                 | 0,13              | 0                | 0,004            | 0                 | 0,015             | 0,015             | 0,005             | 0,005             | 0,0003            | 0,0005            | 3E-04             | 0,001            | 5E-05            | 0,001            |

## B.7 Doser fra øvrige næringsmidler

### Nivåer av naturlig og menneskeskapt radioaktivitet i egg

Det finnes lite informasjon om radioaktivitet i egg, og vi finner ingen data om dette fra Norden. I Italia har man funnet i gjennomsnitt 0,07 Bq/kg polonium-210 i egg (69), mens man i Israel har funnet nivåer på rundt 0,15 Bq/kg (76). I Storbritannia overvåkes radioaktiv forurensning spesielt nøye i områdene rundt kjernekraftindustriaregger, inkludert i egg i noen tilfeller. Nivået i egg lå i alle tilfeller under 0,10 Bq/kg for strontium-90 og under 0,20 Bq/kg for cesium-137 (71). I alle undersøkelsene var ikke konsentrasjonen i egg veldig ulik innholdet i kjøtt. I mangel på mer kunnskap, antar vi samme verdi i egg som i fjørfekjøtt for alle radioaktive stoffer i våre beregninger.

### Nivåer av naturlig og menneskeskapt radioaktivitet i olje og margarin

Det finnes lite data om radioaktivitet i planteoljer. Andelen radioaktivitet fra planten som blir igjen i oljen er blant annet avhengig av hvilken oljeplante og hvilket radioaktivt stoff det er snakk om. For olivenolje angir for eksempel IAEA (55) at ca. 65 % av innholdet av cesium i 1 kg oliven er å finne igjen i 1 kg olivenolje, mens under 0,5 % av cesium- og strontium-innholdet i 1 kg rapsplanter blir igjen i 1 kg rapsolje. Imidlertid har vi ikke data om radioaktivitet i oljeplanter heller. Vi antar derfor samme nivå i planteoljer og margarin som i smør for alle radioaktive stoffer. Pga. det forholdsvis lave konsumet av planteoljer per år vil uansett ikke den store usikkerheten knyttet til disse næringsmidlene ha noen merkbar innvirkning på beregningen av den totale dosen.

### Nivåer av naturlig og menneskeskapt radioaktivitet i sukker og søtsaker

Rent sukker er kjent for å inneholde veldig lite radioaktive stoffer. (Blant annet brukes rent sukker derfor noen ganger for til skjerming eller til å fylle opp prøvevolumer i radioaktivitetsmålinger.) Vi bruker derfor en verdi på 0 Bq/kg for alle radioaktive stoffer i rent sukker.

Hvis vi antar at kategorien *Sukker og søtsaker* i kostholdsundersøkelsene omfatter de samme produktene som kategorien *Sukker, sjokolade, andre sukkervarer* i SSBs forbruksundersøkelse (36), tilsier dette at 20 % av kategorien består av rent sukker, mens sjokolade, konfekt, is (inkl. iskrem, sorbet og saftis), syltetøy, marmelade og «andre sukkerprodukter» utgjør de resterende sukkervarene. Disse andre sukkervarene inneholder en veldig høy andel sukker, men også f.eks. melkeprodukter, bær, plantefett osv. Pga. det varierte innholdet i slike varer er det vanskelig å beregne nivåene av de forskjellige radioaktive stoffene på en pålitelig måte. Men hvis man for enkelhets skyld antar at alle sukkerbaserte produktene (unntatt rent sukker) består til sammen halvparten sukker og at resten av ingrediensene er likt fordelt på melkeprodukter og frukt/bær, kan vi gi et grovt anslag for radioaktivitetsnivåene i sukkervarer. Pga. det



lave konsumet av sukkervarer per år vil den store usikkerheten her uansett ikke påvirke beregningen av den totale dosen merkbart.

### **Nivåer av naturlig og menneskeskapt radioaktivitet i andre drikker**

Hvor stor andel de radioaktive stoffene i frukt og bær som ender opp i produkter som jus og vin kommer helt an frukten og på de kjemiske egenskapene til hvert enkelt radioaktivt stoff. For cesium-137, for eksempel, ender rundt 90 % av innholdet fra frukten opp i jus, eller 70 % av innholdet i druene opp i vin (IAEA 2010). For andre radioaktive stoffer kan det være under halvparten av innholdet i frukten som ender opp i jusen eller vinen. For enkelhets skyld gjør vi den konservative antakelsen at innholdet av radioaktive stoffer i jus, most og vin er det samme som i frukt og bær.

I både kaffe, te, saft, brus, øl og brennevin er vann den definitivt viktigste råvaren. I brus, øl og brennevin vil det gå mange dager fra vannet tappes til det når frem konsumenten, og innholdet av kortlivede radioaktive stoffer fra vannet sannsynligvis være noe lavere i disse varene. Samtidig kan nye stoffer tilsettes gjennom andre ingredienser. Vi antar derfor samme innhold i disse varene som i rent drikkevann.

### **Oppsummering for øvrige næringsmidler**

For Norkosts kategori «diverse» næringsmidler har vi antatt samme innhold som gjennomsnittet av alle andre varer, vektet etter den gjennomsnittlige inntaksmengden.

Den gjennomsnittlige stråledosen til befolkningen fra alle øvrige næringsmidler nevnt i dette kapitlet, er ifølge våre beregninger **0,016 mSv/år**, hvorav 0,015 mSv kommer fra naturlig radioaktive stoffer, og 0,001 mSv stammer fra radioaktiv forurensning.

Tabell B.7. Konsentrasjoner (Bq/kg) av menneskeskapt og naturlige radioaktive stoffer i øvrige næringsmidler brukt i våre utregninger.

|                  | <sup>137</sup> Cs | <sup>99</sup> Tc | <sup>90</sup> Sr | <sup>222</sup> Rn | <sup>210</sup> Po | <sup>210</sup> Pb | <sup>226</sup> Ra | <sup>228</sup> Ra | <sup>228</sup> Th | <sup>230</sup> Th | <sup>232</sup> Th | <sup>234</sup> U | <sup>235</sup> U | <sup>238</sup> U |
|------------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|
| Egg              | 1                 | 0                | 0                | 0                 | 0,06              | 0,08              | 0,015             | 0,01              | 0,001             | 0,002             | 0,001             | 0,002            | 5E-05            | 0,002            |
| Olje og margarin | 0,13              | 0                | 0,004            | 0                 | 0,015             | 0,015             | 0,005             | 0,005             | 0,0003            | 0,0005            | 3E-04             | 0,001            | 5E-05            | 0,001            |
| Sukker           | 0                 | 0                | 0                | 0                 | 0                 | 0                 | 0                 | 0                 | 0                 | 0                 | 0                 | 0                | 0                | 0                |
| Søtsaker         | 0,38              | 0                | 0,006            | 0                 | 0,014             | 0,011             | 0,009             | 0,006             | 0,0002            | 0,0003            | 2E-04             | 0,001            | 4E-05            | 0,001            |

## **B.8 Doser fra konstante bidrag (kalium-40 og karbon-14)**

En konstant liten andel av det viktige næringsstoffet kalium består av det naturlig radioaktive stoffet kalium-40 (0,0117 %, 11). Kaliumkonsentrasjonen i kroppen blir nøye regulert av kroppen selv, og overskuddet skilles ut igjen. Kalium-40 i kroppen stammer altså fra maten vi spiser, men fordi nivået reguleres nøye, blir ikke nivået i kroppen påvirket av mengden kalium-40 vi får i oss.

En viss liten andel av alt karbon består også av den radioaktive isotopen karbon-14. Mesteparten av dette har oppstått naturlig i atmosfæren, men noe er også menneskeskapt som stammer fra atomprøvesprengninger og utslipp fra kjernekraftindustri. Karbon, inkludert karbon-14, finnes i alle typer matvarer.

Siden dosebidragene fra kalium-40 og karbon-14 varierer lite og finnes i stort sett alle typer mat, blir de ikke omtalt videre i diskusjonen for de ulike næringsmiddelgruppene under.

**Beregnet dose fra kalium-40 og karbon-14**

UNSCEARs utregninger for aldersvektet gjennomsnittlig årlig dose fra kalium-40 i kroppen er **0,17 mSv/år** (11). Ifølge utregninger av irske myndigheter utgjør karbon-14 i mat et relativt konstant dosebidrag på **0,01 mSv/år** (77).

**B.9 Oppsummering av doser fra næringsmidler**

I Tabell B.8–B.10 har vi oppsummert dosene fra de ulike næringsmiddelgruppene og radioaktive stoffene for hver aldersgruppe, samt dosekonverteringsfaktorene. (De forskjellige aldersgruppene har ulike inndelinger i matvarekategoriene. Dette gjenspeiler forskjeller i kostholdsundersøkelsene.)

Tabell B.11–B.13 angir beregnet inntaksmengde for de forskjellige matvarene for hver aldersgruppe. Dosene til barn kan være en del høyere enn til voksne for en del matvaregrupper og fra en del radioaktive stoffer. Dette har sammenheng med at barn, og spesielt spedbarn, er mer strålingssensitive enn voksne ved inntak av de fleste (med ikke alle) radioaktive stoffer. (Les mer om dette i kapittel B.1 i dette vedlegget.)

Tabell B.8. Detaljert fremstilling av beregnet gjennomsnittlig dose (mSv/år) fra forskjellige næringsmidler og bidraget fra karbon-14 og kalium-40 til henholdsvis voksne, barn og spedbarn.

| Matvaregruppe                       | Dose voksne  | Matvaregruppe                       | Dose barn    | Matvaregruppe                                     | Dose spedbarn |
|-------------------------------------|--------------|-------------------------------------|--------------|---|---------------|
| Fisk, fiskeprodukter                | 0,186        | Fisk, fiskeprodukter                | 0,155        | Fisk og fiskeprodukter                            | 0,263         |
| Drikkevann                          | 0,054        | Drikkevarer                         | 0,057        | Vann  | 0,056         |
| Kjøtt, kjøttprodukter               | 0,032        | Kjøtt, kjøttprodukter               | 0,046        | Industrifremstilt barnemat m/ fisk og grønnsaker  | 0,042         |
| Brød                                | 0,013        | Brød                                | 0,026        | Frukt og bær inkl jus                             | 0,034         |
| Frukt og bær, inkl. jus             | 0,011        | Frukt, bær inkl. juice              | 0,017        | Kjøtt og kjøttprodukter                           | 0,031         |
| Grønnsaker (og sopp)                | 0,009        | Poteter og grønnsaker               | 0,015        | Brød  | 0,027         |
| Diverse                             | 0,008        | Melk, yoghurt                       | 0,014        | Grøt  | 0,026         |
| Melk, yoghurt                       | 0,005        | Kaker                               | 0,009        | Industrifremstilt barnemat m/ kjøtt og grønnsaker | 0,024         |
| Kornvarer                           | 0,003        | Pizza                               | 0,008        | Poteter og grønnsaker                             | 0,018         |
| Kaffe                               | 0,003        | Kornvarer                           | 0,007        | Morsmelkerstatning/annen melk                     | 0,012         |
| Poteter                             | 0,003        | Egg                                 | 0,001        | Kumelk  | 0,008         |
| Kaker                               | 0,002        | Sukker, søtsaker                    | 0,001        | Yoghurt   | 0,003         |
| Vin                                 | 0,002        | Ost                                 | 0,001        | Annet   | 0,004         |
| Ost                                 | 0,002        | Snacks ("Annet")                    | 0,001        | Ost   | 0,001         |
| Egg                                 | 0,001        | Fløte, fløteprodukter (inkl. rømme) | 0,001        | Industrifremstilt barnemat m/ grønnsaker          | 0,001         |
| Saft/brus                           | 0,001        | Smør, margarin, olje                | 0,001        | Smør og margarin                                  | 0,001         |
| Te                                  | 0,001        | <i>Karbon-14 i mat</i>              | <i>0,010</i> | Egg   | 0,001         |
| Øl                                  | 0,000        | <i>Kalium-40 i mat</i>              | <i>0,185</i> | Søte drikker (tilsatt sukker)                     | 0,000         |
| Smør, margarin, olje                | 0,000        | <b>Totalt</b>                       | <b>0,556</b> | Kunstig søte drikker                              | 0,000         |
| Fløte, fløteprodukter (inkl. rømme) | 0,000        |                                     |              | Fløteprodukter                                    | 0,000         |
| Sukker, søtsaker                    | 0,000        |                                     |              | <i>Karbon-14 i mat</i>                            | <i>0,010</i>  |
| Brennevin                           | 0,000        |                                     |              | <i>Kalium-40 i mat</i>                            | <i>0,185</i>  |
| <i>Karbon-14 i mat</i>              | <i>0,010</i> |                                     |              | <b>Totalt</b>                                     | <b>0,748</b>  |
| <i>Kalium-40 i mat</i>              | <i>0,165</i> |                                     |              |   |               |
| <b>Totalt</b>                       | <b>0,512</b> |                                     |              |   |               |

Tabell B.9. Beregnet gjennomsnittlig dosebidrag (mSv/år) fra kostholdet for hvert enkelt radioaktivt stoff til henholdsvis voksne, barn og spedbarn (presentert i synkende rekkefølge for voksne). Menneskeskapt radioaktive stoffer er vist i kursiv.

| Radioaktivt stoff    | Voksne       | Barn         | Spedbarn     |
|----------------------|--------------|--------------|--------------|
| Polonium-210         | 0,215        | 0,176        | 0,382        |
| Kalium-40            | 0,165        | 0,185        | 0,185        |
| Radon-222            | 0,049        | 0,049        | 0,049        |
| Radium-228           | 0,032        | 0,084        | 0,071        |
| Bly-210              | 0,022        | 0,034        | 0,039        |
| <i>Cesium-137</i>    | <i>0,012</i> | <i>0,006</i> | <i>0,004</i> |
| Karbon-14            | 0,010        | 0,010        | 0,010        |
| Radium-226           | 0,006        | 0,011        | 0,008        |
| Thorium-230          | 0,001        | 0,000        | 0,000        |
| Thorium-232          | 0,000        | 0,000        | 0,000        |
| Uran-234             | 0,000        | 0,000        | 0,000        |
| Thorium-228          | 0,000        | 0,000        | 0,000        |
| Uran-238             | 0,000        | 0,000        | 0,000        |
| <i>Strontium-90</i>  | <i>0,000</i> | <i>0,000</i> | <i>0,000</i> |
| Uran-235             | 0,000        | 0,000        | 0,000        |
| <i>Technetium-99</i> | <i>0,000</i> | <i>0,000</i> | <i>0,000</i> |
| <b>Totalt</b>        | <b>0,512</b> | <b>0,556</b> | <b>0,748</b> |

Tabell B.10. Dosekonverteringsfaktorer (Sv/Bq) brukt for å beregne doser til de ulike aldersgruppene fra inntak av radioaktive stoffer i denne rapporten (78), unntatt for radon i drikkevann (som er beskrevet i A.2).

| Radioaktivt stoff | Voksne (Sv/Bq)       | Barn (10 år) (Sv/Bq) | Spedbarn (1 år) (Sv/Bq) |
|-------------------|----------------------|----------------------|-------------------------|
| Polonium-210      | $1,2 \cdot 10^{-6}$  | $2,6 \cdot 10^{-6}$  | $8,8 \cdot 10^{-6}$     |
| Radium-228        | $6,9 \cdot 10^{-7}$  | $3,9 \cdot 10^{-6}$  | $5,7 \cdot 10^{-6}$     |
| Bly-210           | $6,9 \cdot 10^{-7}$  | $1,9 \cdot 10^{-6}$  | $3,6 \cdot 10^{-6}$     |
| Cesium-137        | $1,3 \cdot 10^{-8}$  | $1,0 \cdot 10^{-8}$  | $1,2 \cdot 10^{-8}$     |
| Radium-226        | $2,8 \cdot 10^{-7}$  | $8,0 \cdot 10^{-7}$  | $9,6 \cdot 10^{-7}$     |
| Thorium-230       | $2,1 \cdot 10^{-7}$  | $2,4 \cdot 10^{-7}$  | $4,1 \cdot 10^{-7}$     |
| Thorium-232       | $2,3 \cdot 10^{-7}$  | $2,9 \cdot 10^{-7}$  | $4,5 \cdot 10^{-7}$     |
| Uran-234          | $4,9 \cdot 10^{-8}$  | $7,4 \cdot 10^{-8}$  | $1,3 \cdot 10^{-7}$     |
| Thorium-228       | $7,2 \cdot 10^{-8}$  | $1,4 \cdot 10^{-7}$  | $3,7 \cdot 10^{-7}$     |
| Uran-238          | $4,5 \cdot 10^{-8}$  | $6,8 \cdot 10^{-8}$  | $1,2 \cdot 10^{-7}$     |
| Strontium-90      | $2,8 \cdot 10^{-8}$  | $6,0 \cdot 10^{-8}$  | $7,3 \cdot 10^{-8}$     |
| Uran-235          | $4,7 \cdot 10^{-8}$  | $7,1 \cdot 10^{-8}$  | $1,3 \cdot 10^{-7}$     |
| Technetium-99     | $6,4 \cdot 10^{-10}$ | $1,3 \cdot 10^{-9}$  | $4,8 \cdot 10^{-9}$     |

Tabell B.11. Beregnet inntak (kg/år) av forskjellige næringsmidler for voksne (18 år eller eldre). Hovedinndelingen er basert på Norkost 3 (32), mens fordelingen i underkategoriene i noen tilfeller er beregnet utfra andre kilder, som beskrevet tidligere i vedlegg B.

| Matvaregruppe                  | Underkategori 1                              | Underkategori 2   | Inntak kg/år voksne |
|--------------------------------|--|-------------------|---------------------|
| <b>Brød</b>                    |  |                   | <b>67,71</b>        |
| <b>Kornvarer</b>               |  |                   | <b>14,60</b>        |
| <b>Kaker</b>                   |  |                   | <b>12,78</b>        |
| <b>Poteter</b>                 |  |                   | <b>24,27</b>        |
| <b>Grønnsaker (og sopp)</b>    |  |                   | <b>56,39</b>        |
|                                | Friske grønnsaker                            |                   | 49,98               |
|                                |  | Bladgrønnsaker    | 10,24               |
|                                |  | Rotgrønnsaker     | 19,47               |
|                                |  | "Fruktgrønnsaker" | 20,26               |
|                                | Sopp, viltvoksende                           |                   | 0,39                |
|                                | Tørkede, konserverte, bearbeidede grønnsaker |                   | 6,03                |
| <b>Frukt og bær, inkl. jus</b> |  |                   | <b>104,21</b>       |
|                                | Frukt, bær                                   |                   | 65,15               |
|                                | Juice, most                                  |                   | 39,06               |
| <b>Kjøtt, kjøttprodukter</b>   |  |                   | <b>54,20</b>        |
|                                | Storfe (unntatt kalv)                        |                   | 13,51               |
|                                | Kalv   |                   | 0,29                |
|                                | Svin   |                   | 18,02               |
|                                | Sau og lam                                   |                   | 3,66                |
|                                | Geit og kje                                  |                   | 0,04                |
|                                | Hest   |                   | 0,06                |
|                                | Fjørfe                                       |                   | 13,90               |
|                                | Tamrein og kanin                             |                   | 0,28                |
|                                | Helvilt                                      |                   | 1,05                |
|                                |  | Villrein          | 0,03                |
|                                |  | Rådyr             | 0,05                |
|                                |  | Hjort             | 0,28                |
|                                |  | Elg               | 0,69                |
|                                | Kjøttbiprodukter                             |                   | 3,41                |
| <b>Fisk, fiskeprodukter</b>    |  |                   | <b>24,64</b>        |
|                                | Fet fisk                                     |                   | 5,29                |
|                                |  | Fet saltvannsfisk | 3,80                |
|                                |  | Ferskvannsfisk    | 1,50                |
|                                | Mager/halvfet fisk (marin)                   |                   | 5,84                |
|                                | Uspesifisert fisk (marin)                    |                   | 2,01                |
|                                | Skalldyr                                     |                   | 1,64                |
|                                | Fiskeprodukter, -pålegg, -retter             |                   | 9,86                |
| <b>Egg</b>                     |  |                   | <b>9,31</b>         |
| <b>Melk, yoghurt</b>           |  |                   | <b>115,52</b>       |

|  |                                      |  |                |
|--|--------------------------------------|--|----------------|
| <b>Fløte, fløteprodukter (inkl. rømme)</b> |                                      |  | <b>7,85</b>    |
| <b>Ost</b>                                 |                                      |  | <b>16,06</b>   |
|  | Hvitost (alle typer)                 |  | 13,87          |
|  | Brunost (alle typer)                 |  | 2,19           |
| <b>Smør, margarin, olje</b>                |                                      |  | <b>11,50</b>   |
|  | Smør                                 |  | 2,90           |
|  | Andre oljer og fett (inkl. margarin) |  | 8,60           |
| <b>Sukker, søtsaker</b>                    |                                      |  | <b>6,57</b>    |
|  | Sukker                               |  | 1,39           |
|  | Andre sukkervarer                    |  | 5,18           |
| <b>Kaffe</b>                               |                                      |  | <b>190,90</b>  |
| <b>Te</b>                                  |                                      |  | <b>63,15</b>   |
| <b>Saft/brus</b>                           |                                      |  | <b>88,33</b>   |
| <b>Drikkevann</b>                          |                                      |  | <b>387,27</b>  |
|  | Vann fra springen                    |  | 357,52         |
|  | Vann på flaske                       |  | 29,38          |
| <b>Øl</b>                                  |                                      |  | <b>30,84</b>   |
| <b>Vin</b>                                 |                                      |  | <b>16,43</b>   |
| <b>Brennevin</b>                           |                                      |  | <b>1,10</b>    |
| <b>Diverse</b>                             |                                      |  | <b>39,60</b>   |
| <b>Total vekt</b>                          |                                      |  | <b>1333,89</b> |

Tabell B.12. Beregnet inntak (kg/år) av forskjellige næringsmidler for barn (gjennomsnittet av 4.- og 8.-klassinger). Hovedinndelingen er basert på Ungkost 2000 (33), mens fordelingen i underkategoriene i noen tilfeller er beregnet utfra andre kilder, som beskrevet tidligere i vedlegg B. Hvis fordelingen av inntaket i underkategoriene ikke er gitt i Ungkost-undersøkelsen, har vi brukt samme fordeling som beregnet for voksne.

| Matvaregruppe                              | Underkategori 1                                | Inntak kg/år barn |
|--|--|-------------------|
| <b>Brød</b>                                |  | <b>45,72</b>      |
| <b>Pizza</b>                               |  | <b>14,60</b>      |
| <b>Kornvarer</b>                           |  | <b>11,95</b>      |
| <b>Kaker</b>                               |  | <b>15,88</b>      |
| <b>Poteter og grønnsaker</b>               |  | <b>42,71</b>      |
|  | Poteter  | 18,07             |
|  | Grønnsaker                                     | 24,64             |
| <b>Frukt, bær inkl. juice</b>              |  | <b>62,87</b>      |
| <b>Kjøtt, kjøttprodukter</b>               |  | <b>37,50</b>      |
| <b>Fisk, fiskeprodukter</b>                |  | <b>9,40</b>       |
|  | Fet fisk (inkl ferskvannsfisk)                 | 1,46              |
|  | Mager/halvfet fisk                             | 1,92              |
|  | Uspesifisert fisk                              | 1,46              |
|  | Skalldyr                                       | 0,37              |
|  | Fiskeprodukter, -pålegg, -retter og annen fisk | 4,20              |
| <b>Egg</b>                                 |  | <b>3,47</b>       |
| <b>Melk, yoghurt</b>                       |  | <b>141,26</b>     |
| <b>Fløte, fløteprodukter (inkl. rømme)</b> |  | <b>9,22</b>       |
| <b>Ost</b>                                 |  | <b>8,03</b>       |
|  | Hvitost og annen ost                           | 6,75              |
|  | Brunost (alle typer)                           | 1,28              |
| <b>Smør, margarin, olje</b>                |  | <b>7,03</b>       |
|  | Smør   | 2,11              |
|  | Margarin og olje                               | 4,92              |
| <b>Sukker, søtsaker</b>                    |  | <b>16,52</b>      |
| <b>Drikkevarer</b>                         |  | <b>241,54</b>     |
|  | Saft/brus, med sukker                          | 135,69            |
|  | Saft/brus, lett                                | 18,25             |
|  | Drikkevann, mineralvann                        | 81,76             |
|  | Annet  | 5,84              |
| <b>Snacks ("Annet")</b>                    |  | <b>4,65</b>       |
| <b>Total vekt</b>                          |  | <b>672,33</b>     |

Tabell B.13. Beregnet inntak (kg/år) av forskjellige næringsmidler for spedbarn ved 12 måneder. Hovedinndelingen er basert på Spedkost 2006–2007 (34). Fordelingen i underkategoriene i noen tilfeller er beregnet utfra andre kilder, som beskrevet tidligere i vedlegg B. Hvis fordelingen av inntaket i underkategoriene ikke er gitt i Spedkost-undersøkelsen, har vi brukt samme fordeling som beregnet for voksne.

| Matvare  | Underkategori 1                          | Underkategori 2         | Inntak kg/år spedbarn |
|--|--|-------------------------|-----------------------|
| <b>Grøt</b>  |  |                         | <b>106,95</b>         |
| <b>Brød</b>  |  |                         | <b>23,73</b>          |
| <b>Grønnsaksvarer</b>                                    |  |                         | <b>22,63</b>          |
|  | Poteter og grønnsaker                    |                         | 20,81                 |
|  |  | Poteter                 | 9,125                 |
|  |  | Grønnsaker (inkl. sopp) | 11,68                 |
|  | Industrifremstilt barnemat m/ grønnsaker |                         | 1,83                  |
| <b>Frukt og bær inkl. jus</b>                            |  |                         | <b>55,85</b>          |
|  | Frukt og bær                             |                         | 49,28                 |
|  | Juice                                    |                         | 6,57                  |
| <b>Industrifremstilt barnemat m/ kjøtt og grønnsaker</b> |  |                         | <b>29,57</b>          |
| <b>Kjøtt og kjøttprodukter</b>                           |  |                         | <b>8,40</b>           |
| <b>Industrifremstilt barnemat m/ fisk og grønnsaker</b>  |  |                         | <b>6,94</b>           |
| <b>Fisk og fiskeprodukter</b>                            |  |                         | <b>4,75</b>           |
| <b>Egg</b>   |  |                         | <b>0,73</b>           |
| <b>Yoghurt</b>   |  |                         | <b>15,33</b>          |
| <b>Fløteprodukter</b>                                    |  |                         | <b>0,73</b>           |
| <b>Ost</b>   |  |                         | <b>3,65</b>           |
| <b>Smør og margarin</b>                                  |  |                         | <b>3,29</b>           |
|  | Smør                                     |                         | 0,99                  |
|  | Margarin (og olje)                       |                         | 2,30                  |
| <b>Annet</b>   |  |                         | <b>3,65</b>           |
| <b>Kumelk</b>  |  |                         | <b>33,58</b>          |
| <b>Morsmelkerstatning/annen melk</b>                     |  |                         | <b>55,12</b>          |
| <b>Søte drikker (tilsatt sukker)</b>                     |  |                         | <b>5,11</b>           |
| <b>Kunstig søte drikker</b>                              |  |                         | <b>3,29</b>           |
| <b>Vann</b>  |  |                         | <b>85,78</b>          |
| <b>Total vekt</b>  |  |                         | <b>469,03</b>         |



## B.10 Betydningen av usikkerheter knyttet til radioaktivitetsnivåer i næringsmidler

Som tidligere vist i mange tilfeller i dette vedlegget, finnes det ikke norske, representative data for alle næringsmidler. Dette ville være en svært stor oppgave, og vi mener at dette heller ikke er nødvendig for å få et godt estimat av gjennomsnittsdosen til befolkningen ettersom det er forholdsvis få radioaktive stoffer som står for mesteparten av dosen. I vår beregnede gjennomsnittsdose er det fem stoffer som står for 95 % av dosen fra mat og drikke: polonium-210, kalium-40, radon-222, radium-228 og bly-210.

Det de få næringsmidlene vi spiser mest av, samt de som inneholder mye radioaktivitet, som det er viktigst med god kunnskap om. Dersom nivåene varierer lite og man fint kan anta de samme nivåene i Norge som i andre land, er det heller ikke mye å vinne på store kartlegginger av norske varer.

For å teste hvilke stoffer i hvilke matvaregrupper som det er viktigst i datagrunnlaget for doseberegninger på en forenklet måte, beregnet vi hvor mye gjennomsnittsdosen ville øke ved å anta at norske verdier tilsvarer maksimumsverdiene fra andre land i henhold til UNSCEARs litteraturgjennomgang (2000b). Disse verdiene er oppsummert i tabell B.14 for voksne og spedbarn. Verdier over 0,05 mSv/år, altså en økning på 10 % av den totale dosen fra kostholdet, har vi ansett som viktige for doseberegningen, og bør kartlegges. Det er ikke troverdig at såpass høye verdier kan være representative for norske gjennomsnittsverdier, men dette gir en indikasjon på om variasjoner i radioaktivitetsinnholdet kan ha vesentlig påvirkning på den beregnede dosen. Dersom man ikke får noen merkbar doseøkning selv ved å anta ekstremverdier, har man lite igjen for slike studier med hensyn til beregning av doser til befolkningen generelt. (Det kan naturligvis være nødvendig med slike studier av andre hensyn.) Tabellen viser de radioaktive stoffene som er oppgitt i UNSCEARs litteraturgjennomgang.

*Tabell B.14. Test av hvorvidt variasjon i radioaktivitetsnivåer i næringsmidler påvirker dosen. Denne tabellen viser hvor mye gjennomsnittsdosen (mSv/år) fra næringsmidler ville øke for hhv. voksne og spedbarn dersom man bruker maksimumsverdiene i litteraturgjennomgangen i UNSCEAR (3). Dette sier noe om hvorvidt det potensielt kan ha noe å si for doseberegningen om man finner høyere nivåer av radioaktivitet i norske næringsmidler enn det som er antatt. Alle verdier høyere enn 0,05 mSv/år, tilsvarende en økning i dosen fra kostholdet på 10 %, er merket i oransje. Det samme har manglende radium-228-data. Disse anses som viktige kunnskapsmangler.*

| Voksne (mSv/år)                                      |                  |                  |                   |                   |                   |                   |                   |                   |                   |                  |
|--|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|
|  | <sup>234</sup> U | <sup>238</sup> U | <sup>230</sup> Th | <sup>226</sup> Ra | <sup>210</sup> Pb | <sup>210</sup> Po | <sup>232</sup> Th | <sup>228</sup> Ra | <sup>228</sup> Th | <sup>235</sup> U |
| Fisk og skalldyr                                     | 0,002            | 0,002            | -0,001            | 0,051             | 0,083             | 3,5               | 0,000             | -                 | 0,001             | 0,000            |
| Melkeprodukter                                       | 0,000            | 0,000            | -                 | 0,006             | 0,022             | 0,026             | -                 | -                 | -                 | -                |
| Kjøtt  | 0,000            | 0,000            | 0,000             | 0,003             | 0,139             | 4,46              | 0,000             | -                 | 0,000             | -                |
| Brød og kornvarer                                    | 0,000            | 0,000            | 0,000             | 0,121             | 0,231             | 0,187             | 0,000             | -                 | 0,014             | 0,000            |
| Frukt og grønnsaker                                  | 0,011            | 0,017            | 0,008             | 0,273             | 0,350             | 0,919             | 0,000             | -                 | -                 | -                |
| Drikkevann (og drikke basert på vann <sup>31</sup> ) | 5,6              | 5,46             | -                 | 10,76             | 11,36             | 7,15              | 0,002             | 0,308             | -                 | 0,001            |

<sup>31</sup> Inkl. kaffe, te, saft, brus, øl og brennevin.

| Spedbarn (mSv/år)                                    |       |       |       |       |        |        |       |       |       |       |
|--|-------|-------|-------|-------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|
| Fisk og skalldyr                                     | 0,001 | 0,001 | 0,000 | 0,038 | 0,092  | 5,531  | 0,000 | -     | 0,001 | 0,000 |
| Melkeprodukter                                       | 0,000 | 0,000 | -     | 0,024 | 0,121  | 0,206  | -     | -     | -     | -     |
| Kjøtt  | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,002 | 0,149  | 6,708  | 0,000 | -     | 0,000 | -     |
| Brød og kornvarer                                    | 0,002 | 0,002 | 0,000 | 0,174 | 0,504  | 0,574  | 0,001 | -     | 0,030 | 0,000 |
| Frukt og grønnsaker                                  | 0,028 | 0,026 | 0,012 | 0,668 | 1,302  | 4,938  | 0,001 | -     | -     | -     |
| Drikkevann (og drikke basert på vann <sup>34</sup> ) | 3,491 | 3,275 | -     | 8,486 | 13,632 | 12,058 | 0,001 | 0,586 | -     | 0,001 |

Polonium-210 i fisk, skalldyr og kjøtt har betydelig påvirkning på dosen. Dersom de reelle nivåene i enten sjømat eller kjøtt ligger like høyt som maksverdiene ved utenlandske studier, ville dette gi en tilleggsdose som er 4–5 mSv/år høyere enn den estimerte dosen på 0,53 mSv/år. Det er ingen grunn til å tro at nivåene i norsk sjømat og kjøtt er så høye, men denne variasjonen viser at det er viktig å ha et datagrunnlag som er representativt for norsk mat når man beregner doser til nordmenn i disse matvarene. Av kjøttproduktene er det naturlig radioaktivitet i fårekjøtt, tamrein og elg som bidrar mest til gjennomsnittsdosen, og derfor er viktigst å kartlegge. Høye nivåer av naturlig radioaktivitet i melk har ikke mye å si for voksne, men høye nivåer av polonium-210 og bly-210 viste en merkbar økning i dosen til spedbarn.

Selv om det er forholdsvis lave radioaktivitetsnivåer i brød, kornvarer, frukt og grønt, gjør det høye inntaket at det er nødvendig med mer kunnskap om de viktigste naturlige radioaktive stoffene også her.

Radium-228 var i de fleste tilfellene for lite undersøkt til at det var angitt noen maksimumsverdier i UNSCEAR. Siden radium-228 er det fjerde viktigste stoffet for gjennomsnittsdosen i våre beregninger, og det finnes lite tilgjengelig data, bør nivåene kartlegges i alle matvaregruppene der andre naturlige radioaktive stoffer viser seg viktig for dosen.

Nivåene av naturlig radioaktivitet i Norge kan variere mye og gi betydelige dosebidrag for personer som benytter grunnvann, spesielt fra borebrønner i fjell. Svært høye enkeltmålinger av radon i norsk drikkevann (opptil 31 900 Bq/l, tilsvarende 40 mSv/år (14)), og også svært høye målinger av andre naturlige radioaktive stoffer i andre land, tyder på at drikkevann sannsynlig forårsaker de høyeste enkelttilfellene av doser fra kostholdet. Der det er gjort undersøkelser av radon i drikkevann i Norge, har fokuset hovedsakelig vært på borebrønner i fjell, hvor man vanligvis finner høyest radonivåer. Det er nødvendig med mer kunnskap om radon i andre grunnvannskilder også for å kunne gjøre et sikrere estimat av gjennomsnittsdosen fra radon i drikkevann.

For de menneskeskapte radioaktive stoffene mener vi, basert på datagrunnlaget som allerede finnes og de lave nivåene, at mer data her vil ha lite innvirkning på gjennomsnittsdosen. Det er likevel viktig med kunnskap om radioaktiv forurensing av andre hensyn, som å ha oversikt over doser til utsatte grupper og få kunnskap om langtidsutviklingen av radioaktiv forurensning i miljøet og næringsmidler.

## Oppsummering

I oppsummering har vi kommet frem til at det bør gjøres kartlegginger på disse områdene:

- Drikkevann: Polonium-210, bly-210, radium-226 og -228, uran-234, -235 og -238, radon-222.
- Fisk og skalldyr; brød og kornvarer; frukt og grønnsaker: Polonium-210, bly-210, radium-226 og 228.
- Kjøtt (særlig fårekjøtt og vilt); melk (basert på doser til spedbarn): Polonium-210, bly-210, radium-228

## Vedlegg C: Utrekninger av stråledoser fra ekstern bestråling

### C.1 Doser fra kosmisk stråling ved bakkenivå

Norge strekker seg fra ca. 58–71° nord. UNSCEAR har beregnet den effektive doserate ved havnivå ved ulike breddegrader med ti graders intervall (3), og dette gir årlige doser ved havnivå fra 0,37 mSv/år i sør til 0,38 mSv/år i nord i Norge.

For å ta hensyn til den økende doserate med stigende høyde over havet bruker vi en egen formel som beregner dette (79):

$$E_z = E_0[0,21 \exp(-1,649 z) + 0,79 \exp(0,4528 z)]$$

$E_z$  er doseraten ved høyden  $z$  over havet

$E_0$  er doseraten ved havnivå

$z$  er høyde over havet i km

Doseraten ved ulike høyder og breddegrader i Norge har så blitt koblet med geografiske data for befolkningsstatistikken 2012 fra Statistisk sentralbyrå (80). Vi antar at den kosmiske strålingen ved bostedet i gjennomsnitt er representativ for strålingen der folk oppholder seg ellers også (inkl. på jobben osv.) Dette gir oss doserater i befolkningen fra kosmisk stråling med hensyn til høyde over havet og breddegrad på bostedet, som varierer fra 0,37–0,55 mSv/år.

Dette gir imidlertid bare dosene utendørs. Vi må også ta hensyn til at folk flest oppholder seg innendørs mesteparten av døgnet, og at bygningsmaterialet skjermer for en del av den kosmiske strålingen. Vi korrigerer for dette ved å anta 20 % skjerming fra bygningsmaterialene (6) og at nordmenn gjennomsnittlig oppholder seg innendørs 90 % av døgnet (5).

Dette gir en dose på 0,038 mSv/år utendørs (10 % av tiden) og 0,275 mSv/år innendørs (90 % av tiden) fra kosmisk stråling ved jordoverflaten basert på bosted. Den gjennomsnittlige dosen fra kosmisk stråling 0,31 mSv/år (medianverdi: 0,31 mSv/år). De beregnede dosene varierer fra 0,30–0,45 mSv/år.

### C.2 Doser fra kosmisk stråling til flypassasjerer

Når man flyr, kommer man langt over bakkenivå der den kosmiske strålingen er mye sterkere. Persondosene er størst for interkontinentale flygninger siden man da flyr noe høyere. Hvis man i tillegg flyr over polene, noe som blant annet gjøres når man flyr til vestkysten av USA, kan dosene ved enkelte flyvninger overstige 0,1 mSv (18). For flyreiser ved 9000–12 000 meters høyde ved våre breddegrader<sup>32</sup> er stråledosen 4–8  $\mu$ Sv/time (11). En flytur fra Norge til New York på 7 timer, vil utfra dette gi en stråledose på rundt 0,03–0,06 mSv hver vei. Ved korte flygninger, som vanligvis har lavere høyde, er gjennomsnittsdosen rundt 3  $\mu$ Sv/time (11). Ved UNSCEARs doserater må man opp i generelt rundt 200 timer for å få en stråledose på 1 mSv<sup>33</sup> (81).

<sup>32</sup> Doseraten gjelder for tempererte breddegrader, dvs. området mellom polare og ekvatoriale regioner, ca. 23,5–66,5° nord (eller sør)

<sup>33</sup> Antar en blanding av korte og lange flygninger

Ifølge undersøkelsen *Reisevaner på fly 2011* (19) foretok nordmenn i 2011 i gjennomsnitt 2,6 enkeltreiser innenlands (tilsvarende 1,3 tur-returreiser). Undersøkelsen oppgir ikke direkte antall eller andelen nordmenn på reiser utenfor Norge, men oppgir totalt 18,4 millioner utenlandsreiser til og fra norske flyplasser, og at 86 % av disse går til Europa (altså 14 % til andre verdensdeler).

Rapporten oppgir også markedsandelen for utenlandsreiser til de ulike flyselskapene og andelen nordmenn som flyr ved de ulike flyselskapene ved utenlandsreiser. Fra dette kan vi beregne antallet enkeltreiser for nordmenn til utlandet:

Tabell C.1. Utregning av antall utenlandsflygninger av nordmenn (enkeltreiser) 2011

|   | Markedsandel utenlandsreiser | Antall enkeltreiser, i mill. (markedsandel · 18,4 mill) | Andel nordmenn     | Antall enkeltreiser av nordmenn, i mill. (antall reisende · andel nordmenn) |
|---|------------------------------|---|--------------------|---|
| SAS   | 0,31                         | 5,70  | 0,73               | 4,16  |
| Norwegian   | 0,33                         | 6,07  | 0,59               | 3,58  |
| KLM   | 0,09                         | 1,66  | 0,62               | 1,03  |
| Lufthansa   | 0,06                         | 1,10  | 0,6                | 0,66  |
| Widerøe   | 0,02                         | 0,37  | 0,55               | 0,20  |
| British Airways   | 0,02                         | 0,37  | 0,42               | 0,15  |
| Andre   | 0,17                         | 3,13  | 0,58 <sup>34</sup> | 1,81  |
| Anslått totalt antall millioner enkeltflyreiser til/fra utlandet foretatt av nordmenn 2011: |                              |   |                    | 11,61   |
| <b>Gjennomsnittlig antall enkeltflygninger per nordmann (4,92 mill. i 2011)</b>             |                              |   |                    | <b>2,36</b>   |

Dette gir 11,6 millioner enkeltreiser foretatt av nordmenn (63 % av de totalt 18,4 millioner enkeltreiser) mellom norske flyplasser og utlandet 2011. Vi antar at prosentandelen reiser til Europa og andre verdensdeler er den samme for nordmenn som for det totale antallet reisende til og fra norske flyplasser. Siden andelen utenlandsreiser til og fra Europa er 86 % og 14 % for andre verdensdeler, tilsvarer dette 9,98 millioner enkeltreiser av nordmenn til og fra Europa og 1,62 millioner enkeltreiser til og fra andre verdensdeler. Fordelt på den totale befolkningen i 2011, som var 4,92 millioner<sup>35</sup>, blir dette i gjennomsnitt per nordmann 2,03 enkeltreiser til og fra Europa og 0,033 enkeltreiser til og fra andre verdensdeler.

For å beregne hva dette vil si i doser, har vi benyttet beregningene av gjennomsnittlige doser per enkeltreise i den svenske strålevernsmyndigheten (23). Dette gir en gjennomsnittlig dose på ca. **0,04 mSv/år** fra kosmisk stråling ved flyreiser til den norske befolkningen.

<sup>34</sup> For andelen nordmenn ved utenlandsreiser fra «andre» flyselskap (ikke oppgitt) har vi antatt gjennomsnittsverdien for de andre flyselskapene, dvs. 58 %.

<sup>35</sup> <http://www.ssb.no/a/kortnavn/innvbef/tab-2011-04-28-01.html>

Tabell C.2. Utrekning av gjennomsnittsdoser til nordmenn fra flyreiser

|                                    | Gjennomsnittlig dose per enkeltreise (mSv) <sup>36</sup> | Gjennomsnittlig antall enkeltreiser per nordmann per år | Gjennomsnittlig dose per nordmann (mSv) |
|------------------------------------|--|---|---|
| Innenlands                         | 0,0033   | 2,60 (1,30 tur-retur)                                   | 0,0086                                  |
| Europa                             | 0,0085   | 2,03 (1,01 tur-retur)                                   | 0,0172                                  |
| Andre verdensdeler                 | 0,031  | 0,33 (0,17 tur-retur)                                   | 0,0102                                  |
| <b>Total gjennomsnittlig dose:</b> |  |   | <b>0,036</b>                            |

### C.3 Doser innendørs fra radioaktive stoffer i bakken og bygningsmaterialer

#### Omregninger fra Storruste m.fl. (1965)

Storruste m.fl. (21) foretok 2026 målinger av doserater inne i boliger fra store deler av landet i perioden 1958–1963. Denne studien fant en gjennomsnittlig doserate i luften innendørs på 1,08 mGy, eller 0,83 mGy/år etter å ha trukket fra 0,25 mGy/år for kosmisk stråling. Hvis vi konverterer dette til effektiv stråledose til mennesker ved å bruke UNSCEARs anbefalte konverteringsfaktor fra absorbert dose til luft til effektiv stråledose på 0,7 og antar 90 % innendørs oppholdstid, får vi en gjennomsnittlig årlig dose på 0,52 mSv<sup>37</sup>. Våre beregninger av kosmisk stråling innendørs viser imidlertid et gjennomsnitt på 0,275 mSv/år (noe som tilsvarer 0,39 mGy per år i absorbert doserate til luft hvis vi bruker UNSCEARs konverteringsrate 0,7). Hvis vi trekker fra vår egen beregnede absorberte doserate til luft fra kosmisk stråling i stedet, får vi heller en gjennomsnittlig årlig dose til befolkningen på **0,43 mSv/år**<sup>38</sup> innendørs. Tilsvarende nivåer basert på samme datagrunnlag har blitt gjengitt i Stranden (20) og Strand og Stranden (82) (se under).

Storruste m.fl. oppgir også gjennomsnittlige doserater til luft for de ulike bygningsmaterialene: 0,87 mGy, i trehus, 1,15 mGy i betonghus og 1,28 mGy i mursteinshus per år. Hvis vi gjør de samme beregningene og antakelser for doseratene her som for gjennomsnittsdosen over, får vi gjennomsnittlige doser i boliger av tre, betong og murstein på henholdsvis 0,30 mSv, 0,48 mSv og 0,57 mSv per år.

#### Omregning fra ioneintensitet til effektiv stråledose

Verdiene oppgitt i Figur 8 i kapittel 2.3.2 er omregnet fra tabell 1 i Storruste m.fl. (21). Ioniseringsintensiteten (ionepar/cm<sup>3</sup> · s) er omregnet til Gy/år og deretter til mSv/år ved bruk av faktor 0,7 (6) for konvertering av absorbert doserate i luft (Gy) til effektiv dose (Sv). 1 røntgen (R) = 2,08 · 10<sup>9</sup>, og 1 R = 8,696 mGy. Vi trekker også fra 0,39 mGy/år fra kosmisk stråling og antar 90 % innendørs oppholdstid. Omregningen kan da dermed gjøres ved:

$$D = ((i / 2,08 \cdot 10^9 \cdot 8,696 \cdot S) - 0,39) \cdot F \cdot O$$

Der

i = antall ionpar/cm<sup>3</sup> · s

D = effektiv dose i mSv/år

S = antall sekunder i et år (31 536 000)

<sup>36</sup> 23

<sup>37</sup> (1,08 mGy/år – 0,25 mGy/år) · 0,7 · 0,9 = 0,52 mSv/år

<sup>38</sup> (1,08 mGy/år – 0,39 mGy/år) · 0,7 · 0,9 = 0,43 mSv/år

K = konverteringsfaktor fra absorbert dose til luft til effektiv stråledose (0,7)

O = innendørs oppholdstid (0,9)

### Omregninger fra Stranden (1977)

Stranden (20) fant en gjennomsnittlig doserate i luft på 0,073 µGy/t utendørs og brukte en gjennomsnittlig doserate i luft på 0,079 µGy/t innendørs basert på dataene fra Storruste m.fl. (21). Omregnet til absorbert dose per år blir dette:

$$0,079 \mu\text{Gy/t} \cdot 24 \text{ t} \cdot 365 \text{ dager} = 0,69 \text{ mGy/år}$$

Hvis vi bruker faktor 0,7 for å konvertere fra absorbert doserate til luft til effektiv dose (6) og antar 90 % innendørs oppholdstid, får vi:

$$0,69 \text{ mGy/år} \cdot 0,7 \cdot 0,9 = \mathbf{0,43 \text{ mSv/år}}$$

Gjennomsnittlig innendørsdose i denne studien er basert på dataene fra Storruste (1965) tilsvarer altså 0,43 mSv/år ved 90 % oppholdstid.

### Omregninger fra Strand og Stranden (1987)

Også Strand og Stranden (82) undersøkte doseratene innendørs i 900 boliger på Østlandet og indre deler av Sør-Norge over tre måneder i 1986. Tilfeldigvis startet utplasseringen av dosimetrene, som skulle måle strålingen, noen få dager før Tsjernobyl-ulykken, noe som hadde sterk påvirkning på målingene.

Studien oppgir at dosen innendørs fra naturlig gammastråling er 0,102 mSv over en tre måneders periode fra slutten av april 1986. Dette tilsvarer **0,41 mSv/år**. Doseraten fra radioaktivt nedfall i artikkelen ville ved samme beregning tilsvare **0,10 mSv/år**, men dette er overestimert siden nivåene ville bli lavere måned for måned, og disse målingene ligger uansett mye høyere enn dagens strålingsnivåer fra radioaktiv forurensning. Beregningene i artikkelen antar innendørs oppholdstid på 80 %, i motsetning til 90 %, som brukes i denne rapporten basert på oppdaterte data fra SSB (5). Beregningen av stråledosen innendørs per år ville være noe høyere hvis man brukte 90 % innendørs oppholdstid.

## C.4 Doser utendørs fra radioaktive stoffer i bakken

Beregningene av doser utendørs er basert på Sivilforsvarets måletjeneste. Målingene blir utført med instrumenter av typen Automess, som måler såkalt luftkerma (*air kerma*), som oppgis i enheten nGy/time. For disse instrumentene, som bare måler gammastråling og er kalibrert til å måle cesium-137, kan resultatene for luftkerma konverteres til nSv/time ved å gange med en faktor på 1,2 (83). Målingene gjøres på bar bakke, ved ca. 1 meter over bakken. Se StrålevernRapport 2013:5 (12) for mer informasjon om Sivilforsvarets målinger.

Instrumentene som brukes av Sivilforsvarets målepatruljer registrerer også kosmisk gammastråling, så vi må korrigere for dette når vi bruker målingene til å regne ut utendørs gammastråling fra bakken og ellers i naturen. I et enkelt forsøk tok vi med et instrument tilsvarende de som brukes i Sivilforsvarets

måletjeneste, langt ute på isen på Pasvikelva<sup>39</sup> i Finnmark. Den eksterne stråledosen fra andre kilder enn kosmisk stråling langt ute på isen antas å være tilnærmet lik null fordi vannets høye tetthet effektivt skjermer for strålingen fra bakken (og elvebunnen)<sup>40</sup>, mens vannet og isen selv inneholder forholdsvis lite radioaktivitet.

Instrumentet målte her ca. 30 nGy/time. Den teoretiske stråledosen fra kosmisk stråling i dette området er også rundt 30–35 nGy/time. I våre beregninger antar vi derfor at bidraget fra kosmisk stråling i måleresultatet fra instrumentet er den samme som den faktiske kosmiske stråledosen vi har beregnet for kapittel 2.3.1 for alle målepunktene.

Beregningen av stråledosen utendørs fra bakken er gjort ved først å estimere doseraten i hele landet basert på målepunktene til Sivilforsvaret. Dette ble gjort ved å interpolere dataene i GIS (ArcMap) ved metoden IDW (Inverse Distance Weighting). Den beregnede kosmiske stråledosen ble så trukket fra. Deretter ble dette kartlaget koblet med geografisk befolkningsstatistikk (80). Dette gir en gjennomsnittlig doserate i Norge på 0,43 mSv/år. (Med andre ord ville dette vært den årlige stråledosen dersom man var utendørs 100 % av tiden.) Doseraten utendørs varierer fra nær null til 1,5 mSv/år avhengig av bosted. Ved å anta at vi er utendørs 10 % av tiden (5), får vi en beregnet ekstern stråledose utendørs til gjennomsnittsnordmannen på **0,04 mSv/år**.

---

<sup>39</sup> Målingen ble gjort ca. 100 m fra land, på 80 cm tykk is, der dybden ned til bunnen var ca. 5 meter.

<sup>40</sup> Se bl.a. <http://www.hps.org/publicinformation/ate/q10217.html> og [http://www.hko.gov.hk/education/edu02rga/radiation/radiation\\_06-e.htm](http://www.hko.gov.hk/education/edu02rga/radiation/radiation_06-e.htm)

## Vedlegg D: Utregninger av doser til utsatte befolkningsgrupper

### D.1 En person med høyt inntak av sjømat

I følge Norkost 3 spiser 5 % av befolkningen 90 kg eller mer av fisk og skalldyr i året (95-persentilen). I vårt eksempel bruker vi derfor en voksen person som spiser 90 kg av fisk og skalldyr i året (med samme fordeling av undergruppene av fisk og skalldyr som gjennomsnittsnordmannen), og at fisk- og skalldyrkonsumet går på bekostning av inntaket av først og fremst kjøtt, men også frukt og grønnsaker<sup>41</sup>. Med disse antakelsene og et ellers gjennomsnittlig kosthold blir den årlige stråledosen 1,00 mSv fra mat og drikke (hvorav 0,99 mSv er fra naturlig radioaktive stoffer). Den totale dosen fra miljørelaterede kilder blir med dette 4,54 mSv/år.

### D.2 En person med høyt inntak av utmarksprodukter (vilt og selvplukket sopp og bær) i et spesielt forurenset område

Dette tilfellet bruker vi som eksempel en voksen person som jakter og høster mye selv fra naturen, og dermed spiser mye mer rein, vilt og selvplukket sopp og bær enn gjennomsnittet. Basert på del B av Fisk- og viltundersøkelsen (84) har vi basert inntaket på befolkningen fra innlandskommuner med høyt inntak av vilt og vill sopp (95-persentilen). Disse personene spiser ifølge studien i gjennomsnitt 22,3 kg vilt (inkludert tamrein) i året og 3,7 kg viltvoksende sopp. Inntaket av viltvoksende bær i utsatte områder kan også tenkes å bidra med en tilleggsdose fra cesium-137. Estimert for høyt inntak av ville bær (18,6 kg/år) er hentet fra en kostholdsundersøkelse blant personer med antatt høyt inntak av lokalproduserte matvarer i Snåsa (85).

Overvåkingen viser at Nord-Trøndelag er blant fylkene hvor vekster og dyr inneholder mest cesium-137 i dag. Spesielt de indre og nordlige områdene i Nord-Trøndelag fikk mye nedfall etter Tsjernobyl-ulykken, og jordforholdene gjør i tillegg at overføringen av cesium-137 fra jord til planter og sopp er høy i dette området.

Vi antar at denne personen spiser samme andeler av de ulike typene tamrein og vilt som gjennomsnittet, med unntak av villrein, som ikke finnes i Nord-Trøndelag. Denne lille andelen er derfor erstattet med annet viltkjøtt. Tamreinkjøtt fra de indre delene av i Nord-Trøndelag og Nordland er antatt å ha en konsentrasjon på 1900 Bq/kg (86). De få målingene som er gjort av rådyr i Nord-Trøndelag de siste årene viser en median på 43 Bq/kg. Det finnes ikke overvåkningsdata for elg eller hjort i Nord-Trøndelag, så cesium-137-innholdet i elg er anslått utfra data fra sør i Nordland, mens verdiene for hjort er anslått fra andre områder i Norge med høyt nedfall av cesium-137. Dette gir verdier på 110 og 100 Bq/kg for henholdsvis elg og hjort. Det finnes mange overvåkningsresultater for bær og viltvoksende sopp fra Lierne i Nord-Trøndelag, som viser medianverdier på rundt henholdsvis 100 og 1100 Bq/kg de seneste årene.

Hvis vi antar at inntaket av viltkjøtt går på bekostning av kjøtt fra husdyr, og at inntaket av viltvoksende sopp og bær går på bekostning av henholdsvis friske grønnsaker og annen frukt, vil dette medføre en dose på totalt 0,87 mSv/år fra radioaktivitet i kostholdet. Det høye inntaket av tamrein- og viltkjøtt øker dosen fra både cesium-137 og naturlig radioaktive stoffer betraktelig sammenlignet med gjennomsnittet. Den årlige dosen fra tamrein- og viltkjøtt alene i dette tilfellet er 0,14 mSv fra cesium-137 og 0,20 fra naturlige radioaktive stoffer. Dosen fra viltvoksende sopp og bær utgjør etter våre beregninger henholdsvis 0,05 og

<sup>41</sup> Vi bruker 90 kg fisk og skalldyr og 10 kg kjøtt, og reduserer inntaket av både frukt og grønnsaker med 20 kg hver til henholdsvis 45 og 30 kg.



0,02 mSv/år. Den samlede dosen fra miljørelaterte kilder til en person som høster mye fra naturen i et forurenset område er beregnet til 4,4 mSv/år.

### D.3 En person med høyt inntak av forurenset rein (reindriftsutøver)

Reindriftsutøvere spiser mye mer reinkjøtt enn gjennomsnittsbefolkningen. Som diskutert tidligere i rapporten, inneholder reinkjøtt fra forurensete områder mer cesium-137 enn annet kjøtt. I følge Norkost 3 spiser 5 % av befolkningen 120 kg eller mer kjøtt i året, og for vår beregning av en reindriftsutøver med høyt inntak av reinkjøtt, tenker vi oss at alt dette kjøttet er reinkjøtt. Dette estimatet er i overensstemmelse med en beregning av gjennomsnittlig reinkjøttkonsum blant reineiere i Finnmark på 1960-tallet, men dobbelt så høyt som gjennomsnittsverdiene i de siste kostholdsundersøkelsene som Strålevernet har gjennomført blant reindriftsutøvere i Midt-Norge (undersøkelsene er oppsummert i Thørring m.fl. (2004 a og b)).

De høyeste forurensningsnivåene i reinkjøtt i dag finner vi i reinbeitedistriktene i Nord-Trøndelag og Nordland (Snåsa-regionen) (bl.a. 86), og vi velger dette området for å beregne dosen til en tenkt reindriftsutøver fra et forurenset område. En del reindriftsutøvere i de mest forurensete områdene velger ut dyrene med de laveste nivåene til eget konsum for å begrense inntaket av cesium-137, men ikke alle gjør dette. I vårt tenkte eksempel antar vi at personen ikke gjør slike tiltak.

Vi antar at inntaket av tamrein i første rekke går på bekostning av annet kjøtt og sjømat, men også i et redusert inntak av frukt og grønnsaker<sup>42</sup> (unntatt rotgrønnsaker og poteter), slik at det totale årlige inntaket i antall kg forblir likt som gjennomsnittsinntaket.

Den beregnede dosen fra kostholdet til denne tenkte reindriftsutøveren er totalt 4,8 mSv/år, fordelt på 1,7 mSv/år fra naturlig radioaktivitet og 3,1 mSv/år fra menneskeskapt radioaktivitet (cesium-137). Den årlige dosen fra reinkjøttet alene er 3,0 mSv fra cesium-137 og 1,4 mSv fra naturlig radioaktivitet. (Som nevnt i kapittel 2.2 inneholder reinkjøtt også mer naturlige radioaktive stoffer enn kjøtt fra husdyr.)

Strålevernet gjennomfører jevnlig undersøkelser av radioaktivt cesium i reindriftsutøvere (se bl.a. 86, 87), og det gir oss mulighet til å sammenligne våre estimater mot reelle observasjoner. Resultatene av disse undersøkelsene tyder på at de reelle dosene til reindriftsutøvere som spiser mye kjøtt er lavere enn de som er beregnet ovenfor, og at svært få personer får mer enn 1 mSv/år fra cesium-137. Forskjellen skyldes sannsynligvis en kombinasjon av at en del cesium tapes ved tilberedning (samt rester og avfall), og at ICRPs dosekonverteringsfaktorer inneholder konservative estimater på opptak i kroppen og hvor lenge stoffene blir i kroppen. De andre doseestimatene fra mat i denne rapporten er trolig tilsvarende for høye.

Den samlede dosen fra alle miljørelaterte kilder til en reindriftsutøver som spiser svært store mengder reinkjøtt med høyt innhold av radioaktiv forurensning er konservativt beregnet til 8,3 mSv/år.<sup>43</sup>

### D.4 En person med høyt nivå av naturlig radioaktivitet i drikkevannet

Strålevernet og NGUs kartlegging av grunnvann i 1996–1998 (14) fant flere tilfeller av svært høye radonnivåer i drikkevann. Av ca. 3500 undersøkte private borebrønner i fjell, fant man flere brønner med

<sup>42</sup> I denne beregningen er inntaket av poteter og rotgrønnsaker er beholdt likt med gjennomsnittet, men inntaket av frukt og bær, «fruktgrønnsaker» og bladgrønnsaker er halvert i dette tenkte eksemplet.

<sup>43</sup> Det er nærliggende å anta at reindriftsutøvere får mindre doser fra radon enn gjennomsnittet fordi de oppholder seg mye utendørs, men det er vanskelig å gi noe konkret estimat fordi radonkonsentrasjonen varierer mye – og andelen tid tilbrakt innendørs blant reindriftsutøvere har også økt de senere årene. Derfor bruker vi likevel landsgjennomsnittet.

nivåer over 10 000 Bq/l og en maksverdi på 31 900 Bq/l. Rundt 5 % hadde nivåer på 2200 Bq/l eller høyere. Med vår beregningsmetode tilsvarer 2200 Bq/l radon en dose på 2,8 mSv/år fra inntak alene. I tillegg vil radongassen i drikkevannet bidra med i nærheten av 220 Bq/m<sup>3</sup> ekstra til inneluften i huset, noe som utgjør en tilleggsdose fra inhalering på 6,2 mSv/år (se A.1 for hvordan vi beregner doser fra radon i luft). Sannsynligvis vil en drikkevannskilde med høye radonnivåer også ha forholdsvis høyt innhold av andre naturlige stoffer. Til sammen antar vi en dose på 10,5 mSv/år fra alle miljørelaterte kilder til en tenkt voksen person med høyt naturlig radioaktivitetsnivå i drikkevannet.

## D.5 En person med høy radonkonsentrasjon i inneluften

Radonkonsentrasjonen i inneluft viser en tilnærmet log-normal fordeling (se diagram i vedlegg A.1). Det betyr at de langt fleste boligene har en relativt lav radonkonsentrasjon, mens en liten andel kan få svært høye nivåer.

For radon i inneluft har vi derfor valgt å bruke en høyere verdi enn 95-persentilen fra kartleggingen fra 2000-2001 fordi – i motsetning til de fleste andre eksponeringene – ligger en stor andel av de høyeste nivåene svært mye høyere enn 95-persentilen. I kartleggingen var 95-persentilen 290 Bq/m<sup>3</sup>, noe som ikke er spesielt høyt. De høyeste nivåene var derimot 5300 Bq/m<sup>3</sup>, tilsvarende en dose på 150 mSv/år. Fra andre undersøkelser i Norge kjenner vi også til eksempler med inneluftkonsentrasjoner som er mange ganger høyere enn dette. Stråledosene fra radon kan med andre ord bli svært høye i enkelttilfeller.

Vi har valgt å bruke 1000 Bq/m<sup>3</sup> til å representere et høyt (med på ingen måte ekstremt) nivå av radon i inneluft. 1000 Bq/m<sup>3</sup> er ti ganger så høyt som den anbefalte tiltaksgrensen i boliger, og tilsvarer en dose på 28 mSv/år fra radon alene. Denne tenkte personen mottar en årlig stråledose på 30 mSv fra miljørelaterte kilder. I kartleggingen fra 2000–2001 var det 0,6 % av befolkningen som hadde radonnivåer på 1000 Bq/m<sup>3</sup> eller høyere i boligen.

Se vedlegg A.1 for mer om hvordan vi har beregnet doser fra radon i inneluft.

## D.6 En gjennomsnittlig flyvert

Vi har brukt data fra UNSCEAR (11) for å anslå doser til norsk flypersonell. Rapporterte data for flypersonell i europeiske land i UNSCEARs undersøkelse viser et gjennomsnitt på rundt 600 timer og 2 mSv/år. Individuelle stråledoser kan variere fra ca. 1 mSv/år til opp mot 6 mSv/år, avhengig hovedsakelig av flytid og høyden på flygningene (18, 11). Vi har beregnet en total miljørelatert stråledose til gjennomsnittlig flypersonell på 6,1 mSv/år.

## Referanser

1. Saxebøl G, Olerud HM. Strålebruk i Norge. Nyttig bruk og godt strålevern for samfunn, menneske og miljø. StrålevernRapport 2014:2 Østerås: Statens strålevern, 2014.
2. Ekström LP and Firestone RB. WWW Table of Radioactive Isotopes, database version 2/28/99. 2004. Tilgjengelig fra: <http://ie.lbl.gov/toi/index.htm>
3. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Energy. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. Volume I: SOURCES, Annex B: Exposures from Natural Radiation Sources. New York: United Nations, 2000. Tilgjengelig fra: <http://www.unscear.org/docs/reports/annexb.pdf>
4. Strand T, Ånestad K, Ruden L, Ramberg GB, Jensen CL, Wiig AH, m.fl. Kartlegging av radon i 114 kommuner. Kort presentasjon av resultater. StrålevernRapport 2001:6. Østerås: Statens strålevern, 2001.
5. Vaage OF (2012). Tidsbruk 2010. Utendørs 2 ½ time – menn mer enn kvinner [Internett]. 09.10.2010. Statistisk sentralbyrå; [siteret 05.01.2014]. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/kultur-og-fritid/artikler-og-publikasjoner/utendørs-2-time-menn-mer-enn-kvinner>
6. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Energy. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. Volume I: SOURCES, Annex A: Dose assessment methodologies. New York: United Nations, 2000. Tilgjengelig fra: <http://www.unscear.org/docs/reports/annexa.pdf>
7. Stranden E. Thoron and Radon Daughters in Different Atmospheres. Health Physics 1980, 38, 777-785.
8. Mjöhönes L, Falk R, Mellander H, Nyblom, L, Nilsson I. <sup>220</sup>Rn and its Progeny in Buildings in Sweden. Environment International 1996, 22, 1125-1133.
9. Stranden E. Thoron (<sup>220</sup>Rn) and Radon (<sup>222</sup>Rn) Daughter Ratios in Thorium-Rich Areas. Health Physics 1984, 47(5), 784-785.
10. Nuccetelli C, Bochicchio F. The thoron issue: monitoring activities, measuring techniques and dose conversion factors. Radiation protection dosimetry 1998, 78(1), 59-64.
11. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Energy. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. Volume I. Annex B: Exposures of the public and workers from various sources of radiation. New York: United Nations, 2010. Tilgjengelig fra: [http://www.unscear.org/docs/reports/2008/09-86753\\_Report\\_2008\\_Annex\\_B.pdf](http://www.unscear.org/docs/reports/2008/09-86753_Report_2008_Annex_B.pdf)
12. Møller B, Dyve JE, Tazmini K. Overvaking av radioaktivitet i omgivnadene 2011. StrålevernRapport 2013:5. Østerås: Statens strålevern, 2013
13. International Commission of Radiological Protection. Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of Radiation Protection of the Public. International Commission of Radiological Protection, ICRP Publication 101, Ann. ICRP. 2006; 26 (3).
14. Strand, T. Radon i husholdningsvann fra grunnvannskilder i Norge. Kort oppsummering av målinger utført av Statens strålevern i perioden 1996–98. Strand Consulting Services, november 2007. Intern rapport.
15. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Energy. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Annex A: Exposures from natural sources of radiation. New York: United Nations, 1993. Tilgjengelig fra: <http://www.unscear.org/unscear/en/publications/1993.html>

16. Kinn G og Gjelsvik R. Radioaktiv forurensning i utmarksbeitende dyr. Overvåkningsmålinger – prognoser for slaktesesongen. Sommerovervåkningsrapport nr. 3, 19. september 2014. Tilgjengelig fra: <http://www.nrpa.no/filer/f5954c6d61.pdf>
17. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Energy. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. Volume II. Scientific Annex B: Effects of radiation exposure in children. United Nations, 2013. Tilgjengelig fra: [http://www.unscear.org/docs/reports/2013/UNSCEAR2013Report\\_AnnexB\\_Children\\_13-87320\\_Ebook\\_web.pdf](http://www.unscear.org/docs/reports/2013/UNSCEAR2013Report_AnnexB_Children_13-87320_Ebook_web.pdf)
18. Sekse T, Paulsen GU, Hannevik M, Strand T, Tynes T, Christensen T, Widmark A. Yrkeseksponering i Norge. Ioniserende stråling. Ikke-ioniserende stråling. StrålevernRapport 2005:15. Østerås: Statens strålevern, 2005.
19. Denstadli JM og Rideng. Reisevaner på fly 2011. TØI-rapport 1209/2012 Transportøkonomisk institutt, 2012. Tilgjengelig fra: [http://www.avinor.no/tridionimages/Avinor%20Markedsunders%C3%B8kelse%20RVU%202011\\_tcm181-148177.pdf](http://www.avinor.no/tridionimages/Avinor%20Markedsunders%C3%B8kelse%20RVU%202011_tcm181-148177.pdf)
20. Stranden E. Population Doses from Environmental Gamma Radiation in Norway. Health Physics 1977, 33, 319-323.
21. Storruste A, Reistad A, Rudjord T, Dahler A, Liestøl I. Measurement of Environmental Gamma Radiation in Norwegian Houses. Health Physics 1965, 11, 261-269.
22. Arvela H, Hyvönen H, Lemmelä H, Castrén O. Indoor and Outdoor Gamma Radiation in Finland. Radiation Protection Dosimetry 1995, 59(1), 25-32.
23. Andersson P, Carlsson M, Falk R, Hubbard L, Leitz W, Mjönes L, m.fl. Strålmiljön i Sverige. SSI Rapport 2007:02. Statens strålskyddsinstitut, 2007. Tilgjengelig fra: <https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Global/Publikationer/Rapport/Stralskydd/2007/ssi-rapp-2007-02.pdf>
24. Stranden E, Strand T. Natural Gamma Radiation in a Norwegian Area Rich in Thorium. Radiation Protection Dosimetry 1986, 16(4), 325-328.
25. Jensen CL, Sundal AV, Ånestad K. Radon i uteluft. Presentasjon av resultater fra radonmålinger i uteluft i seks utvalgte områder i Norge. StrålevernRapport 2006:20. Østerås: Statens strålevern, 2006.
26. Darby S, Hill D, Auvinen A, Barros-Dios JM, Baysson H, Bochicchio F et al. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Bmj*. 2005; 330.7485: 223.
27. International Commission of Radiological Protection. Radiological Protection against Radon Exposure. ICRP Publication 126, Ann. ICRP. 2014; 43(3).
28. International Atomic Energy Agency. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. Wien: International Atomic Energy Agency; 2014.
29. McLaughlin J, Murray M, Currivan L, Pollard D, Smith V, Tokonami S, Sorimachi A, Janik M. Long-term measurements of thoron, its airborne progeny and radon in 205 dwellings in Ireland. Radiation protection dosimetry 2011, 145(2-3), 189-193.
30. Stranden E. Personlig kommunikasjon, 13.02.2014.
31. Statistisk sentralbyrå. Folkemengden [Internett]. Tabell: 07450: Folkemengde, etter kjønn og ettårig alder. 1. januar (K). Statistisk sentralbyrå; [sitert: 11.06.2014]. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statistikkbanken/selectvarval/Define.asp?subjectcode=&ProductId=&MainTable=NY3026&nvl=&PLanguage=0&nyTmpVar=true&CMSSubjectArea=befolkning&KortNavnWeb=folkemengde&StatVariant=&checked=true>

32. Totland TH, Melnæs BK, Lundberg-Hallén N, Helland-Kigen KM, Lund-Blix NA, Myhre JB, m.fl. Norkost 3. En landsomfattende kostholdsundersøkelse blant menn og kvinner i Norge i alderen 18-70 år, 2010-11. Oslo: Helsedirektoratet, 2012.
33. Øverby NC, Andersen LF. Ungkost 2000 – Landsomfattende kostholdsundersøkelse blant elever i 4. og 8. klasse i Norge. Oslo: Helsedirektoratet, 2008.
34. Øverby NC, Kristiansen AL, Andersen LF, Lande B. Spedkost 12 måneder. Landsomfattende kostholdsundersøkelse blant 12 måneder gamle barn. Spedkost 2006-2007. Oslo: Helsedirektoratet, Mattilsynet og Universitetet i Oslo, 2009.
35. Helsedirektoratet. Utviklingen i norsk kosthold. Matforsyningsstatistikk. Oslo: Helsedirektoratet, 2013.
36. Statistisk sentralbyrå. Forbruksundersøkelsen [Internett]. Tabell: 10249: Forbrukte mengder av mat- og drikkevarer per person per år, etter varegruppe (kg/l). Statistisk sentralbyrå; [sitert 19.03.2014]. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statistikkbanken/selectvarval/Define.asp?subjectcode=&ProductId=&MainTable=ForbrMatVarer&nvl=&PLanguage=0&nyTmpVar=true&CMSSubjectArea=&KortNavnWeb=fbu&StatVariant=&checked=true>
37. Harrison JD, Smith TJ, Phipps AW. Infant Doses from the Transfer of Radionuclides in Mothers' Milk. Radiation Protection Dosimetry 2003, 105(1-4), 251-256.
38. Johansson L, Björelund A, Ågren G. Transfer of <sup>137</sup>Cs to Infants via Human Breast Milk. Radiation Protection Dosimetry 1998, 79(1-4), 165-167.
39. NRC National Research Council. Risk Assessment of Radon of Radon in Drinking Water. Washington D.C.: National Academy Press; 1999.
40. Vesterbacka P. 238U-series radionuclides in Finnish groundwater-based drinking water and effective doses [avhandling]. Helsinki: STUK, 2005
41. U.S. Environmental Protection Agency (1994). USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) Report to the United States Congress on radon in drinking water: Multimedia risk and cost assessment of radon. EPA 811-R-94-001. Washington, DC: U.S. Government Printing Office, 1994.
42. Myrstad L, Nordheim CF, Einan B. Vannrapport 116. Rapport frå Vannverksregistret – Drikkevannsstatus (data 2007 og 2008). Nasjonalt folkehelseinstitutt, 2011.
43. NGU Norges geologiske undersøkelse. Bruk av grunnvann [Internett]. [Oppdatert 03.09.2015; sitert 01.03.2014]. Tilgjengelig fra: [http://grunnvann.no/grunnvann\\_bruk\\_av.php](http://grunnvann.no/grunnvann_bruk_av.php)
44. Strålsakerhetsmyndigheten. Miljödatabas [Internett]. SSM; [oppdatert 25.09.2012; sitert 22.02.2014]. Tilgjengelig fra: <http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Yrkesverksam/Miljoovervakning/Sokbara-miljodata/Miljodatabas/>
45. Morland G, Strand T, Furuhaug L, Skarphagen H. Måling av radon i større grunnvannsverk i Norge. NGU Rapport nr. 96.080. NGU, 1996.
46. Mjönes L, Arvela H, Finne I, Strand T, Ulbak F. Recommendations for Radon in Dwellings in the Nordic Countries: Background. 2009. Tilgjengelig fra: <http://www.nrpa.no/dav/1c598c01ee.pdf>
47. Ek BM, Thunholm B, Östergren I, Falk R, Mjönes L. Naturligt radioaktiva ämnen, arsenik och andra metaller i dricksvatten från enskilda brunnar. SSI Rapport 2008:15. Statens strålskyddsinstitut, 2008.
48. Statistisk sentralbyrå. Villreinjakt. Tabell: 08528: Felte villrein, etter villreinområder, alder og kjønn [Internett]. Statistisk sentralbyrå; [sitert: 01.11.2013]. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statistikkbanken/selectvarval/Define.asp?subjectcode=&ProductId=&MainT>

- [able=VillreinAlderKjonn&nvl=&PLanguage=0&nyTmpVar=true&CMSSubjectArea=jord-skog-jakt-og-fiskeri&KortNavnWeb=reinjakt&StatVariant=&checked=true](https://www.ssb.no/statistikkbanken/selectvarval/Define.asp?subjectcode=&ProductId=&MainTable=VillreinAlderKjonn&nvl=&PLanguage=0&nyTmpVar=true&CMSSubjectArea=jord-skog-jakt-og-fiskeri&KortNavnWeb=reinjakt&StatVariant=&checked=true)
49. Statistisk sentralbyrå. Småvilt- og rådyrjakt. Tabell: 03947: Felte rådyr (F) [Internett]. Statistisk sentralbyrå; [sitert 01.11.2013]. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statistikkbanken/selectvarval/Define.asp?subjectcode=&ProductId=&MainTable=FeltRaadyr&nvl=&PLanguage=0&nyTmpVar=true&CMSSubjectArea=jord-skog-jakt-og-fiskeri&KortNavnWeb=srjakt&StatVariant=&checked=true>
50. Statistisk sentralbyrå. Hjortejakt. Tabell: 06037: Felte hjort (F) [Internett]. Statistisk sentralbyrå; [sitert 01.11.2013]. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statistikkbanken/selectvarval/Define.asp?subjectcode=&ProductId=&MainTable=HjortHist&nvl=&PLanguage=0&nyTmpVar=true&CMSSubjectArea=jord-skog-jakt-og-fiskeri&KortNavnWeb=hjortejakt&StatVariant=&checked=true>
51. Statistisk sentralbyrå. Elgjakt. Tabell: 06036: Felte elg (F) [Internett]. Statistisk sentralbyrå; [sitert 01.11.2013]. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statistikkbanken/selectvarval/Define.asp?subjectcode=&ProductId=&MainTable=ElgHist&nvl=&PLanguage=0&nyTmpVar=true&CMSSubjectArea=jord-skog-jakt-og-fiskeri&KortNavnWeb=elgjakt&StatVariant=&checked=true>
52. Hjorteviltportalen. Fakta om rådyr (*Capreolus capreolus*) [Internett]. Hjorteviltportalen [oppdatert 07.12.2012; sitert 25.02.2014]. Tilgjengelig fra: <http://hjortevilt.no/fakta-om-artene/fakta-om-radyr-capreolus-capreolus/#.U0fBmFe8xnV>
53. Hjorteviltregisteret. Gjennomsnittlige slaktevekter [Internett]. Hjorteviltregisteret [sitert 25.02.2014] Tilgjengelig fra: <http://hjorteviltregisteret.no/Hjort/Jaktmateriale/SlaktevekterGjennomsnitt>
54. Hjorteviltregisteret. Gjennomsnittlige slaktevekter [Internett]. Hjorteviltregisteret [sitert 25.02.2014] Tilgjengelig fra: <http://hjorteviltregisteret.no/Elg/Jaktmateriale/SlaktevekterGjennomsnitt>
55. International Atomic Energy Agency. Technical Report Series No. 472. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Wien: International Atomic Energy Agency; 2010.
56. Skwarzec B, Borylo A, Prucnal M, Struminska-Parulska. Accumulation of Uranium ( $^{234}\text{U}$  and  $^{238}\text{U}$ ) and Plutonium ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) in Cervid Tissues and Organs. Polish J. of Environ. Stud. 2010; 19(4), 771-778.
57. Meli MA, Cantaluppi C, Desideri D, Benedetti C, Feduzi L, Ceccotto F, Fasson A. Radioactivity measurements and dosimetric evaluation in meat of wild and bred animals in central Italy. Food Control 2013, 30(1), 272-279.
58. Skuterud L. Investigation of selected natural and anthropogenic radionuclides in reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) and lynx (*Lynx lynx*). Trondheim: Norwegian University of Science and Technology; NTNU 2005:151; 2005. Doktorgradsavhandling.
59. Kauranen P, Miettinen JK, Pulliainen E. Polonium-210 and lead-210 in some terrestrial animals in Finland. Ann. Zool. Fennici 1971, 8, 318-323.
60. Strålsäkerhetsmyndigheten (2010). Cesium-137 i renar [Internett]. SSM; [oppdatert 14.07.2010; sitert 03.03.2014] Tilgjengelig fra: <http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Yrkesverksam/Miljoovervakning/Radioaktivamnen/Cesium-137-i-renar/>
61. Holtzman RB.  $^{226}\text{Ra}$  and the natural airborne radionuclides  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{210}\text{Po}$  in Arctic biota. W.S. Snyder, H.H. Abee, L.K. Burton, R. Maushart, A. Benco, F. Duhamel, B.M. Wheatley (Eds.), Proceedings of the First International Congress of Radiation Protection, Rome, Italy, September 5–10, 1966. Part 2, Pergamon Press Inc, New York; 1968, pp. 1087–1096

62. STUK. Cesium-137 i livsmedel [Internett]. STUK; [sitert 01.03.2014] Tilgjengelig fra: [www.stuk.fi/sateily-ymparistossa/elintarvikkeet/cesium137/sv\\_FI/cesium\\_137/](http://www.stuk.fi/sateily-ymparistossa/elintarvikkeet/cesium137/sv_FI/cesium_137/)
63. Meltzer HM, Bergsten C, Stigum H. Fisk- og viltundersøkelsen. Konsum av matvarer som kan ha betydning for inntaket av kvikksølv, kadmium og PCB/dioksin i norsk kosthold. SNT-rapport 6-2002. Statens næringsmiddeltilsyn, 2002.
64. Hosseini A, Beresford NA, Brown JE, Jones DG, Phaneuf M, Thørring H, Yankovich T. Background dose-rates to reference animals and plants arising from exposure to naturally occurring radionuclides in aquatic environments. *Journal of Radiological Protection* 2010, 30(2), 235.
65. Brown JE, Jones SR, Saxén R, Thørring H, i Batlle JV. Radiation doses to aquatic organisms from natural radionuclides. *Journal of Radiological Protection* 2004, 24(4A), A63.
66. Gjelsvik R, Brown J, Holm E, Roos P, Saxen R and Outola I. Polonium-210 and other radionuclides in terrestrial, freshwater and brackish environments. Results from the NKS project GAPRAD (Filling knowledge gaps in radiation protection methodologies for non-human biota). StrålevernRapport 2012:3. Østerås: Statens strålevern, 2012.
67. Gwynn JP, Nalbandyan A, Rudolfson G. <sup>210</sup>Po, <sup>210</sup>Pb, <sup>40</sup>K and <sup>137</sup>Cs in edible wild berries and mushrooms and ingestion doses to man from high consumption rates of these wild foods. *Journal of environmental radioactivity* 2013, 116, 34-41.
68. Vaaramaa K, Solatie D, Aro L. Distribution of <sup>210</sup>Pb and <sup>210</sup>Po concentrations in wild berries and mushrooms in boreal forest ecosystems. *Science of the Total Environment* (2009), 408(1), 84-91.
69. Kostianen E, Turtiainen T. Artificial radioactivity of Finnish vegetables in the 2000s. *Food Additives & Contaminants* 2013: Part A, 30(7), 1316-1321
70. BfS Bundesamt für Strahlenschutz. Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 2011. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2013.
71. Environment Agency, Food Standards Agency, Northern Ireland Environment Agency, Scottish Environment Protection Agency. Radioactivity in Food and the environment, 2012. RIFE-18. Environment Agency, 2013. Tilgjengelig fra: <https://www.gov.uk/government/publications/radioactivity-in-food-and-the-environment-2012-rife18>
72. STUK. Radioactivity of Finnish Cereals [Internett]. Strategy for Allied Radioecology [oppdatert 2013; sitert 17.03.2014] Tilgjengelig fra: <https://wiki.keh.ac.uk/display/radex/Radioactivity+of+Finnish+cereals>
73. Meli MA, Desideri D, Roselli C, Feduzi, L. Assessment of <sup>210</sup>Po in Italian diet. *Food chemistry* 2014, 155, 87-90.
74. Milosevic Z, Horsic E, Kljajic R, Bauman A. Distribution of uranium, <sup>226</sup>Ra, <sup>210</sup>Pb and <sup>210</sup>Po in the ecological cycle in mountain regions of central Yugoslavia. International Congress of the International Radiation Protection Association, 5. Jerusalem, Israel, 9 - 14 March 1980. Tilgjengelig fra: <http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/Public/12/595/12595712.pdf>
75. STUK. Cesium-137 och strontium-90 i mjölk [Internett]. STUK, [sitert: 01.03.2014] Tilgjengelig fra: [http://www.stuk.fi/sateily-ymparistossa/elintarvikkeet/sv\\_FI/maito/](http://www.stuk.fi/sateily-ymparistossa/elintarvikkeet/sv_FI/maito/)
76. Izak-Biran T, Schlesinger T, Weingarten R, Even O, Shamai Y, Israeli M. Concentrations of U and Po in animal feed supplements, in poultry meat and in eggs. *Health physics* 1989, 56(3), 315-319.
77. Colgan PA, Organo C, Hone C, Fenton D. Radiation Doses Received by the Irish Population. RPII 08/01. Radiological Protection Institute of Ireland, 2008.
78. International Commission of Radiological Protection. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP. 2012; 41 (Suppl.)

79. Bouville A, Lowder WM. Human population exposure to cosmic radiation. *Radiation Protection Dosimetry* 1980, 24, 293-298.
80. Statistisk sentralbyrå. Kart og geodata fra SSB [Internett]. Statistikk og årganger (rutestørrelse 1x1km). Befolkningsstatistikk (POP) 2012. Statistisk sentralbyrå; [sisert 25.10.2013]. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/geodata>
81. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Energy. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. Volume I: SOURCES, Annex E: Occupational radiation exposures. New York: United Nations, 2000. Tilgjengelig fra: <http://www.unscear.org/docs/reports/annexe.pdf>
82. Strand T, Stranden E. Indoor gamma radiation in Norwegian dwellings during the first three months after the Chernobyl accident. *Radiation protection dosimetry* 1987, 18(1), 13-17.
83. International Commission of Radiological Protection. ICRP publication 74. Conversion coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation. Volume 26 No. 3/4, 1996.
84. Bergsten C. Fish- and game study, part B. The consumption of foods that may be important when assessing the dietary intake of mercury, cadmium and PCB/dioxins, with a focus on population groups living on the coast and in the inland of Norway. Oslo: Norwegian Food Safety Authority, 2003. Tilgjengelig fra: [http://www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00016/Fisk\\_og\\_vilt\\_Fish\\_a\\_16664a.pdf](http://www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00016/Fisk_og_vilt_Fish_a_16664a.pdf)
85. Thørring H, Hosseini A, Skuterud L. Kostholdsundersøkelser 1999 og 2002. Reindriftsutøvere i Midt-Norge. StrålevernRapport 2004:14. Østerås: Statens strålevern, 2004.
86. Skuterud L og Thørring H. Averted doses to the Norwegian Sámi reindeer herders after the Chernobyl accident. *Health Physics* 2012, 102(2), 208-216.
87. Thørring H, Hosseini A, Skuterud L, Bergan T. Radioaktiv forurensning i befolkningsgrupper i 1999 og 2002. Reindriftsutøvere i Midt-Norge og Kautokeino. StrålevernRapport 2004:12. Østerås: Statens strålevern, 2004.









Statens strålevern  
Norwegian Radiation Protection Authority

2015

**StrålevernRapport 2015:1**

Strategisk plan 2015–2017

**StrålevernRapport 2015:2**

Årsrapport 2014

**StrålevernRapport 2015:3**

Radioactivity in the Marine Environment 2011

**StrålevernRapport 2015:4**

Effekt av KVIST-arbeidet

**StrålevernRapport 2015:5**

Radon National Action Plan

**StrålevernRapport 2015:6**

Inventory and source term evaluation of the dumped nuclear submarine K-27

**StrålevernRapport 2015:7**

UV-eksponering av den norske befolkningen

**StrålevernRapport 2015:8**

Comparison of Safety and Environmental Impact Assessments for Disposal of Radioactive Waste and Hazardous Waste

**StrålevernRapport 2015:9**

Geographical Categorisation of the Environmental Radio-sensitivity of the Northern Marine Environment

**StrålevernRapport 2015:10**

Overvaking av radioaktivitet i omgivnadene 2014

**StrålevernRapport 2015:11**

Stråledoser fra miljøet

ISSN 1891-5191 (online)

ISSN 0804-4910 (print)