

Pilotstudie av radioaktivitet i drikkevann

Naturlig og menneskeskapt radioaktivitet i
ulike typer drikkevannskilder

ReferansePublisert
Sider09.12.2024
322

Komperød M. Pilotstudie av radioaktivitet i drikkevann. Naturlig og menneskeskapt radioaktivitet i ulike typer drikkevannskilder.

Teknisk dokument nr. 32. Østerås: Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet, 2024.

DSA,
Postboks 55,
No-1332 Østerås,
Norge.

EmneordTelefon
Faks
Email67 16 25 00
67 14 74 07
dsa@dsa.no
dsa.no

Vann. Drikkevann. Radioaktivitet. Radioaktive stoffer.

Resymé

Rapporten presenterer resultatene fra en begrenset studie av radioaktivitet i drikkevann. Naturlig radioaktivitet i grunnvann kan gi vesentlige dosebidrag. Nivåene av naturlig og menneskeskapt radioaktivitet i drikkevann fra overflatevannverk er i dag svært lave.

ISSN 2387-5240

Reference

Komperød M. Pilot study of radioactivity in drinking water. Naturally occurring and artificial radioactivity in various types of drinking water sources.

Technical Document no. 32. Østerås: Norwegian Radiation and Nuclear Safety Authority, 2024.

Language: Norwegian.

Key words

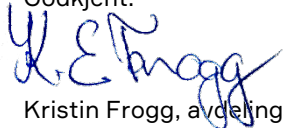
Water. Drinking water. Radioactivity. Radioactive substances.

Abstract

This report presents the results from a limited study of radioactivity in Norwegian drinking water. Natural radioactivity in ground water may contribute significantly to the dose. Levels of naturally occurring and artificial radioactivity in drinking water from surface sources are currently very low.

Prosjektleder: Mari Komperød

Godkjent:



Kristin Frogg, avdelingsdirektør, avd. strålevern og miljø

Pilotstudie av radioaktivitet i drikkevann

Naturlig og menneskeskapt radioaktivitet i ulike typer drikkevannskilder

Mari Komperød

fra Direktoratet for strålevern
og atomsikkerhet (DSA)

Østerås, 2024,
Norway

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	6
1.1	Radioaktivitet og helserisiko	6
1.2	Om prosjektet presentert i denne rapporten	6
1.3	Generelt om naturlig radioaktive stoffer i drikkevann	7
1.3.1	Relevante naturlig radioaktive stoffer og deres opprinnelse	7
1.3.2	Tidligere undersøkelser av naturlig radioaktivitet i drikkevann	7
1.4	Generelt om menneskeskapt radioaktive stoffer i drikkevann	10
1.4.1	Radioaktiv forurensning ved et fremtidig nedfall	10
1.4.2	Nivåer etter Tsjernobyl-ulykken	10
1.4.3	Radioaktiv forurensning i miljø og drikkevann i dag	10
1.5	Regelverk og retningslinjer	11
1.5.1	Dagens grenseverdier for radioaktivitet i drikkevann	11
1.5.2	Anbefalt tiltaksgrense for radon for enkelthusholdninger	12
1.5.3	Grenseverdier som vil gjelde ved en atomhendelse	12
1.5.4	Retningslinjer fra Verdens helseorganisasjon (WHO)	12
1.5.5	IAEAs referansenivå for stråledoser fra drikkevann	13
2	Metode	14
2.1	Prøveutvalg	14
2.2	Prøveinnsamling	15
2.3	Analyser	15
3	Resultater og diskusjon	17
3.1	Generelt om måleresultatene	17
3.2	Radon	17
3.2.1	Måleresultater for radon	17
3.2.2	Stråledoser fra inntak av radon	17
3.2.3	Stråledoser fra radon i luft	17
3.3	Alfa- og betaaktivitet	18
3.4	Andre naturlig radioaktive stoffer enn radon	18
3.4.1	Måleresultater for andre naturlig radioaktive stoffer enn radon	18
3.4.2	Stråledoser fra inntak av andre naturlig radioaktive stoffer enn radon (TID)	18
3.5	Menneskeskapt radioaktive stoffer	19
3.6	Total dose fra inntak av drikkevann	19
3.7	Sammenligning av måleresultater fra samme kilde	22
3.8	Samvariasjon mellom ulike stoffer og med total alfa- og betaaktivitet	22
4	Oppsummering og konklusjon	23
	Vedlegg A – WHO's veiledende nivåer for radioaktive stoffer i drikkevann	24
	Vedlegg B – Liste over vannverk	25
	Vedlegg C: Beregning av stråledoser fra inntak	26
	Vedlegg D: Beregning av doser fra inhalasjon av radon	29
	Referanser	30

1 Innledning

Radioaktive stoffer av både naturlig og menneskeskapt opprinnelse finnes overalt i miljøet, men i varierende konsentrasjoner. Dette er også tilfellet for drikkevann.

De aller fleste husholdninger i Norge forsynes av drikkevann som inneholder svært lave nivåer av både naturlig og menneskeskapt radioaktivitet (kapittel 1.3 og 1.4). Enkelte grunnvannskilder inneholder imidlertid nivåer som overskrider grenseverdier eller anbefalte nivåer for naturlig radioaktivitet.

Hvis det skulle komme et radioaktivt nedfall over Norge som følge av en atomulykke eller annen radiologisk hendelse, kan overflatevann få økte nivåer av radioaktive stoffer i en periode. I en slik situasjon vil det være viktig å dokumentere nivåer av enkelte stoffer og følge situasjonen tett. I større overflatekilder, som de aller fleste i Norge benytter som drikkevann, er det likevel lite sannsynlig at man vil overskride grenseverdiene etter et radioaktivt nedfall.

1.1 Radioaktivitet og helserisiko

Helserisikoen knyttet til radioaktivitet i drikkevann vil først og fremst være økt risiko for å utvikle kreft. Risikoen avhenger av hvilke radioaktive stoffer det er snakk om og hvilke mengder. Effekten er den samme for naturlige og menneskeskapt radioaktive stoffer, men varierer utfra blant annet hvilke type ioniserende stråling stoffet sender ut (alfa, beta, gamma), den fysiske halveringstiden og i hvilken grad det tas opp i kroppen. For mer informasjon om radioaktive stoffer og helserisiko, henvises det til nettsiden «Om stråling og radioaktivitet» på dsa.no¹.

1.2 Om prosjektet presentert i denne rapporten

I 2022 gjennomførte DSA, i samarbeid med Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) og utvalgte vannverk, en studie av ulike radioaktive stoffer i et begrenset utvalg drikkevannskilder. Prosjektet var todelt:

Del 1: Pilotstudie av naturlig forekommende radioaktive stoffer

Denne pilotstudien ble igangsatt med utgangspunkt i et ønske om å gjennomføre en nasjonal kartlegging av naturlig forekommende radioaktive stoffer i drikkevann. Før man går i gang med å planlegge en omfattende nasjonal kartlegging, ønsket DSA å gjennomføre en pilotstudie med mål om å:

- Teste metoder for prøveinnsamling og analyser
- Undersøke hvilke radioaktive stoffer som kan påvises i drikkevann med tilgjengelige analysemetoder
- Undersøke sammenhengen mellom total alfa/beta og spesifikke radioaktive stoffer
- Bidra til å avklare kunnskapsbehovet i en fremtidig nasjonal kartlegging

Del 2: Dokumentasjon av menneskeskapt stoffer i overflatevann

Av beredskapshensyn ønsket DSA samtidig å benytte anledningen til å dokumentere dagens nivåer av menneskeskapt radioaktive stoffer i utvalgte overflatekilder i ulike landsdeler. Dette for å ha bakgrunnsdata tilgjengelig for sammenligning dersom et nytt radioaktivt nedfall skulle ramme Norge. Dokumentasjonen gjør at myndighetene med større sikkerhet kan vurdere om det har skjedd en økning i drikkevannet ved en fremtidig hendelse.

¹ <https://dsa.no/om-straling-og-radioaktivitet>

1.3 Generelt om naturlig radioaktive stoffer i drikkevann

1.3.1 Relevante naturlig radioaktive stoffer og deres opprinnelse

Naturlig radioaktive stoffer i drikkevann stammer først og fremst fra berggrunnen. I tilfellene der det er høyt innhold av radioaktive stoffer i bergarten og mye kontakt mellom berggrunn og vann, ligger forholdene til rette for høye nivåer i drikkevannet. Ulike kjemiske og hydrologiske forhold har imidlertid også stor påvirkning på transporten av radioaktive stoffer fra berggrunnen til vannet.

Undersøkelser i andre land har vist at enkelte isotoper av radon, uran, bly, polonium og radium bidrar mest til stråledosen (kapittel 1.3.2). Dette er stoffer i nedbrytningsseriene til uran-238 og thorium-232. Nedbrytningsserier forekommer når én radioaktiv isotop brytes ned til en ny radioaktiv isotop, og denne prosessen fortsetter gjennom en lang rekke forskjellige radioaktive stoffer (figur 1).



Figur 1. Oversikt over alle stoffene i de to nedbrytningsseriene som har størst betydning for stråledoser i dag: uran-238- og thorium-232-seriene.

1.3.2 Tidligere undersøkelser av naturlig radioaktivitet i drikkevann

Tidligere undersøkelser i Norge, Sverige og Finland har vist at nivåene av naturlig radioaktivitet i drikkevann fra grunnvannskilder overskrider grenseverdiene (kapittel 1.5) i en del tilfeller, se tabell 1. Sverige og Finland har lignende geologi som deler av Norge. Det er derfor relevant å se til studier også her. De høyeste nivåene finner man som regel i private brønner boret i fjell, men det finnes mange eksempler på at nivåene overskrider grenseverdiene også i offentlige grunnvannverk og kilder i løsmasser. Naturlig radioaktive stoffer finnes også til en viss grad i overflatevann, men nivåene her er gjennomgående mye lavere enn i grunnvann.

Overskridelser av grenseverdiene som har blitt observert i Norden, gjelder i størst grad radon-222 (heretter omtalt som bare *radon*). Radon er også det radioaktive stoffet som i størst grad har blitt undersøkt. Dette skyldes både at radon står for en stor andel av stråledosen og at det er forholdsvis enkelt å analysere.

På 1990-tallet ble det gjennomført en større nasjonal kartlegging av radon i drikkevann i Norge – hovedsakelig fra private brønner i fjell. Studien viste at en betydelig andel private brønner hadde radoninnhold som er høyere enn myndighetenes anbefalinger (kapittel 1.5.2). Siden radon stammer fra

nedbrytningskjeden til uran-238 (figur 1), er det sannsynlig at det kan finnes høye konsentrasjoner også av andre stoffer fra den samme nedbrytningskjeden i de samme drikkevannskildene.

I motsetning til Sverige og Finland, har det ikke blitt utført større kartlegginger av andre naturlig radioaktive stoffer enn radon i norsk drikkevann². Tidligere studier i Norge har i stor grad fokusert kun på radon i private fjellbrønner. Vi har derfor lite data om befolkningens eksponering for andre radioaktive stoffer og andre typer vannkilder.

Tabell 1 inneholder en oppsummering av utvalgte undersøkelser som har vært gjennomført tidligere i Norge, Sverige og Finland.

² Det er utført enkelte studier av uran og thorium i norsk drikkevann. Disse grunnstoffene forekommer som ulike radioaktive isotoper. Analysene som er gjennomført skiller derimot ikke mellom de ulike isotopene, men oppgir totalt uran og thorium ($\mu\text{g/l}$, ikke Bq/l). Disse dataene kan ikke brukes direkte til å beregne stråledoser.

Tabell 1. Oppsummering av aktivitetskonsentrasjoner (Bq/l) fra utvalgte undersøkelser av naturlig radioaktivitet i drikkevann i Norge, Sverige og Finland. (Forkortelser brukt for feltet «Type middelvei»: AM = aritmetisk gjennomsnitt, GM = geometrisk gjennomsnitt og MN = median.) Merk at Tabell 1 kun oppgir data tilgjengelig i Bq/l. Data i Bq/l er ønskelig hvis man skal beregne stråledoser. Langt oftere måles uran som en total mengde i vekt ($\mu\text{g/l}$) ved slike undersøkelser. Total mengde ($\mu\text{g/l}$) indikerer om det mye uran til stede, men kan ikke brukes direkte til å beregne doser. Data for total mengde uran i $\mu\text{g/l}$ i Norge finnes blant annet i Banks m.fl. (1995).

Stoff	Type kilde	Antall (n)	Middelvei (Bq/l)	Type middelvei	Maks-verdi (Bq/l)	Land	Referanse
Radon-222	Privat brønn, hovedsakelig i fjell	2729	400	AM	32 000	Norge	Strand 2007
	Privat brønn, løsmasser	191	90	AM	-	Norge	Strand 2007
	Privat vannverk	193	350	AM	8700	Norge	Strand 2007
	Kommunalt vannverk	210	110	AM	1700	Norge	Strand 2007
	Privat brønn, fjell	606	200	MN	9800	Sverige	Ek m.fl. 2008
	Privat brønn, løsmasser	29	66	MN	480	Sverige	Ek m.fl. 2008
	Privat brønn, fjell	328	260	GM	8100	Sverige	Salih m.fl. 2002
	Privat brønn, fjell	4051	930	AM	77 500	Finland	Salonen 1994
	Privat brønn, løsmasser	2950	76	AM	3500	Finland	Salonen 1994
	Vannverk, fjell	46	320	AM	-	Finland	Salonen 1994
	Vannverk, løsmasser	716	55	AM	-	Finland	Salonen 1994
	Vannverk, overflate	129	<3	AM	-	Finland	Salonen 1994
	Privat brønn, fjell	288	460	AM	8600	Finland	Vesterbacka 2005
	Privat brønn, løsmasser	184	50	AM	710	Finland	Vesterbacka 2005
Polonium-210	Privat brønn, fjell	328	0,011	GM	0,95	Sverige	Salih m.fl. 2002
	Privat brønn, fjell	288	0,048	AM	2	Finland	Vesterbacka 2005
	Privat brønn, løsmasser	184	0,007	AM	0,12	Finland	Vesterbacka 2005
Bly-210	Privat brønn, fjell	288	0,04	AM	0,54	Finland	Vesterbacka 2005
	Privat brønn, løsmasser	184	0,013	AM	0,16	Finland	Vesterbacka 2005
Radium-226	Privat brønn, fjell	613	0,02	MN	1,20	Sverige	Ek m.fl. 2008
	Privat brønn, fjell	328	0,26	GM	4,9	Sverige	Salih m.fl. 2002
	Privat brønn, fjell	288	0,05	AM	1,3	Finland	Vesterbacka 2005
	Privat brønn, fjell	4051	0,18	AM	7,5	Finland	Salonen 1994
	Privat brønn, løsmasser	31	<0,02	MN	0,12	Sverige	Ek m.fl. 2008
	Privat brønn, løsmasser	184	0,016	AM	0,06	Finland	Vesterbacka 2005
	Privat brønn, løsmasser	2950	0,03	AM	0,6	Finland	Salonen 1994
	Vannverk, fjell	46	0,068	AM	-	Finland	Salonen 1994
	Vannverk, løsmasser	716	0,009	AM	-	Finland	Salonen 1994
Vannverk, overflate	129	0,003	AM	-	Finland	Salonen 1994	
Radium-228	Privat brønn, fjell	328	0,094	MN	-	Sverige	Salih m.fl. 2002
Uran-234	Privat brønn, fjell	288	0,35	AM	12	Finland	Vesterbacka 2005
	Privat brønn, løsmasser	184	0,02	AM	0,65	Finland	Vesterbacka 2005
Uran-238	Privat brønn, fjell	328	0,18	GM	5,3	Sverige	Salih m.fl. 2002
	Privat brønn, fjell	288	0,26	AM	9,9	Finland	Vesterbacka 2005
	Privat brønn, løsmasser	184	0,015	AM	0,42	Finland	Vesterbacka 2005
Total alfa-aktivitet	Privat brønn, fjell	4051	2,4	AM	440	Finland	Salonen 1994
	Privat brønn, løsmasser	2950	0,09	AM	3	Finland	Salonen 1994
	Vannverk, fjell	46	0,25	AM	-	Finland	Salonen 1994
	Vannverk, løsmasser	716	0,068	AM	-	Finland	Salonen 1994
	Vannverk, overflate	129	0,029	AM	-	Finland	Salonen 1994
Total beta-aktivitet	Privat brønn, fjell	4051	1,5	AM	23	Finland	Salonen 1994
	Privat brønn, løsmasser	2950	0,34	AM	2,6	Finland	Salonen 1994
	Vannverk, fjell	46	0,27	AM	-	Finland	Salonen 1994
	Vannverk, løsmasser	716	0,12	AM	-	Finland	Salonen 1994
	Vannverk, overflate	129	0,11	AM	-	Finland	Salonen 1994

1.4 Generelt om menneskeskapte radioaktive stoffer i drikkevann

1.4.1 Radioaktiv forurensning ved et fremtidig nedfall

Atomulykker eller andre hendelser ved atomreaktorer eller andre anlegg som håndterer kjernebrensel, kan føre til utslipp av menneskeskapte radioaktive stoffer til luft. Stoffene vil før eller senere falle ned igjen, inkludert på overflaten av innsjøer og elver.

Konsentrasjonen av radioaktiv forurensning i overflatekilder etter et nedfall vil avhenge av forholdene i kilden – først og fremst av blandingsdybden. Det må et svært stort nedfall³ til før konsentrasjonen kan overskride krisegrenseverdiene (kapittel 1.5.3) i en dyp overflatekilde, siden forurensningen blir kraftig fortynnet i vannmassene. Grunne overflatekilder er noe mer sårbare, men også her skal det mye til for at krisegrenseverdiene overskrides i offentlige vannverk. Grunnvannskilder er godt beskyttet mot radioaktivt nedfall og blir ikke påvirket i nevneverdig grad. Ved et radioaktivt nedfall vil myndighetene anbefale at man ikke drikker cisternevann (regnvann samlet fra taket).

Alle typer radioaktive stoffer som finnes i nedfallet, vil i utgangspunktet havne i drikkevannet. De som mest sannsynlig vil kunne bli problematiske, er radioaktive isotoper av cesium, jod og strontium. Disse stoffene tas opp i kroppen og kan utgjøre en stor del av utslippet. Ved en reaktorulykke vil strontium hovedsakelig falle ned i nærområdet til utslippsstedet. Radioaktivt jod har kort halveringstid og vil forsvinne i løpet av dager til uker. Radioaktivt cesium kan man finne mye av i miljøet på lang sikt, også i forbindelse med utslipp i utlandet.

Les mer om drikkevann og atomhendelser, inkludert betydningen av årstider og renseprosesser, i DSA Teknisk dokument 24 «Tiltak for næringsmidler ved en atomhendelse» (Komperød m.fl. 2022).

1.4.2 Nivåer etter Tsjernobyl-ulykken

Måleresultatene fra det første året etter Tsjernobyl-ulykken bekrefter at det skal mye nedfall til for at radioaktiv forurensning i større drikkevannskilder blir et problem. Tabell 2 oppsummerer verdier av total mengde radioaktivt cesium og jod fra Helsedirektoratets rapport «Radioaktivitet i næringsmidler 1986». Rapporten beskriver også at nivåene i innsjøer raskt ble redusert, og enda raskere i elver.

Tabell 2. Høyeste aktivitetskonsentrasjoner av «totalt innhold av radioaktive stoffer» målt i drikkevann fra ulike typer vannkilder i 1986, som gjengitt i Helsedirektoratets rapport «Radioaktivitet i næringsmidler 1986». Utfra sammenhengen i rapporten kan vi anta at det vises til sammenlagt radioaktivt cesium og jod. Prøvetakingsdatoer er ikke kjent. Umiddelbart etter utslipp fra en atomreaktor vil innholdet av radioaktivt jod være langt høyere enn radioaktivt cesium. Forutsatt at prøvene er tatt innen få dager etter nedfallet, vil hovedbestanddelen av disse verdiene være radioaktivt jod.

Type drikkevannskilde	Høyeste målte verdi av radioaktivt cesium + jod (Bq/l) i 1986
Cisternevann	10 000
Grunnvann	< 5
Små, grunne innsjøer	40
Store, dype innsjøer	< 10

1.4.3 Radioaktiv forurensning i miljø og drikkevann i dag

Hele Norge har i dag rester av både cesium-137 og strontium-90 fra atomprøvesprengningene i atmosfæren på 1950- og 1960-tallet i miljøet. I tillegg har store deler av landet fremdeles forurensning av

³ Se bl.a. DSA Teknisk dokument 24 «Tiltak for næringsmidler ved en atomhendelse», vedlegg B. Operasjonelt tiltaksnivå (konservativt estimat for hvor stort nedfall som må til for at konsentrasjonen i drikkevannet skal overskride grenseverdien) er for radioaktivt cesium og jod satt til 1 000 000 Bq/m² basert på en drikkevannskilde med 10 m dybde og jevn fordeling i kilden. For en dypere kilde vil det kreve enda større nedfall.

cesium-137 etter Tsjernobyl-ulykken. Cesium-137 og strontium-90 har en fysisk halveringstid på henholdsvis 30 og 28 år. Det vil derfor fremdeles være spor av cesium-137 og strontium-90 fra disse kildene i overflatevann. Nivåene forventes imidlertid å være svært lave.

1.5 Regelverk og retningslinjer

1.5.1 Dagens grenseverdier for radioaktivitet i drikkevann

De generelle grenseverdiene for radioaktivitet i drikkevann som gjelder i dag (i en normalsituasjon, ikke beregnet på krisesituasjoner), er gitt i forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler⁴, som gjengitt i tabell 3. Forskriften gjelder vannverk, som etter definisjonen i drikkevannsforskriften omfatter alle vannkilder som forsyner mer enn én husholdning.

Tabell 3. Dagens gjeldende grenseverdier for radioaktivitet i drikkevann er gjengitt i tabellen. Merk at total indikativ dose ikke omfatter dosen fra tritium (hydrogen-3), kalium-40, radon og radons datterprodukter.

Parameter	Enhet	Grenseverdi
Radon	becquerel/l (Bq/l)	100
Total indikativ dose	millisievert/år (mSv/år)	0,10
Tritium	becquerel/l (Bq/l)	100

Grenseverdiene omfatter både naturlige og menneskeskapte radioaktive stoffer. Radon (radon-222) er et naturlig radioaktivt stoff. Tritium (hydrogen-3) forekommer naturlig i lave konsentrasjoner, men produseres også gjennom menneskelige aktiviteter, blant annet som et biprodukt i kjernekraftindustri. Grenseverdien for tritium er ikke satt utfra risikoen knyttet til dette stoffet i seg selv⁵, men er ment som en indikator: Hvis tritiumnivåene er høyere enn grenseverdien, kan dette tyde på utslipp av andre menneskeskapte radioaktive stoffer, og det bør gjøres nærmere undersøkelser.

Total indikativ dose (TID) og screeningverdier for total alfa- og beta-aktivitet

Forskriften inneholder også en grenseverdi for total indikativ dose (TID), som innebærer at stråledosen til forbrukeren fra både naturlige og menneskeskapte radioaktive stoffer ikke skal være høyere enn 0,10 mSv/år, basert på et daglig inntak på 2 liter vann. Det er gjort unntak for tritium, radon og radons kortlivede datterprodukter fordi disse dekkes av de to andre grenseverdiene, samt for kalium-40. Unntaket for kalium-40 skyldes at stråledosen fra kalium-40 vil være den samme uavhengig av hvor mye man inntar⁶.

Nøyaktig beregning av TID er krevende fordi dette forutsetter at man måler alle radioaktive isotoper som kan tenkes å bidra til stråledosen. Mange av de radioaktive stoffene er tidkrevende og kostbare å analysere. Det er derfor laget en rimeligere og enklere screeningmetode, som kan brukes for å estimere total alfaaktivitet og total betaaktivitet. Dersom total alfaaktivitet er under 0,1 Bq/l⁷ og total betaaktivitet er under 1 Bq/l⁷, kan man konkludere med at TID er under grenseverdien på 0,10 mSv/år. Hvis derimot én eller begge av disse screeningverdiene overskrides, er det mulig at TID kan overskride 0,10 mSv/år – og man må da måle de relevante enkeltstoffene og gjøre en mer detaljert vurdering. Les mer om beregning av TID fra enkeltstoffer i kapittel 3.4.2.

⁴ [Forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler - Lovdata](#)

⁵ WHO's veiledende nivå for tritium, som er satt utfra hensyn til stråledose, er 10 000 Bq/l. Dette tilsvarer en dose på 0,1 mSv/år. (Se kap. 1.5.4 og vedlegg A.)

⁶ Den naturlig forekommende radioaktive isotopen kalium-40 utgjør 0,012 % av alt kalium i naturen. Siden mengden kalium i kroppen er homeostatisk regulert, og overskuddet skilles ut igjen, vil derfor økt inntak uansett ikke gi økt stråledose. Siden det ikke er noen sammenheng mellom inntak og stråledose for dette stoffet, inngår det ikke i TID.

⁷ Les mer om TID og screeningverdier i rådsforordning [2013/51/Euratom](#).

Total alfa- og betaaktivitet ble inkludert i denne studien for å kunne sammenligne screeningmetoden med de mer nøyaktige doseberegningene basert på målinger av enkeltstoffer.

1.5.2 Anbefalt tiltaksgrense for radon for enkelthusholdninger

For privat vannforsyning til enkelthusholdninger gjelder ikke grenseverdiene i forskriften. For disse vannforsyningene anbefaler DSA at man gjør tiltak hvis radonkonsentrasjonen overskrider 500 Bq/l⁸. Det finnes ingen nasjonale anbefalte tiltaksgrenser for andre radioaktive stoffer i drikkevann.

1.5.3 Grenseverdier som vil gjelde ved en atomhendelse

Ved et nytt radioaktivt nedfall vil Mattilsynet innføre nye grenseverdier i næringsmidler for omsetning, inkludert drikkevann, som skal gjelde for en begrenset periode. De høyeste grenseverdiene for omsetning som Mattilsynet midlertidig kan fastsette i en krisesituasjon (*krisegrenseverdier*), er fastsatt i atomberedskapsforskriften for næringsmidler⁹. Verdiene er i samsvar med regelverket i EU og er satt slik at stråledosene til befolkningen fra radioaktiv forurensning i næringsmidler samlet sett (både mat og drikke) ikke overskrider 1 mSv det første året etter hendelsen. Krisegrenseverdiene for drikkevann vil være like som for andre flytende næringsmidler og er gjengitt i tabell 4.

Tabell 4. Oversikt over krisegrenseverdier som Mattilsynet midlertidig kan fastsette i en krisesituasjon. Merk at aktivitetskonsentrasjonen skal summeres innenfor hver isotopgruppe.

Isotopgruppe	Flytende næringsmidler, inkludert drikkevann (Bq/l)
Sum av isotoper av strontium, særlig Sr-90	125
Sum av isotoper av jod, særlig I-131	500
Sum av alfaaktive plutonium- og transplutoniumisotoper, særlig Pu-239 og Am-241	20
Sum av alle andre nuklider med en halveringstid på mer enn ti dager, særlig Cs-134 og Cs-137	1000

Ved en atomhendelse vil myndighetene gi egne anbefalinger til personer med privat drikkevannskilde. Les mer om temaet i DSA Teknisk dokument 24 «Tiltak for næringsmidler ved en atomhendelse».

1.5.4 Retningslinjer fra Verdens helseorganisasjon (WHO)

Verdens helseorganisasjon (WHO) har utarbeidet generelle, internasjonale retningslinjer for ulike typer forurensende stoffer i drikkevann, inkludert for naturlige og menneskeskapt radioaktive stoffer. Retningslinjene inkluderer såkalte veiledende nivåer (*guidance levels*), oppgitt som aktivitetskonsentrasjon (Bq/l) for en rekke radioaktive stoffer (WHO 2017). WHO's veiledende nivåer er basert på en årlig dose på 0,1 mSv. Dette tilsvarer derfor TID for hvert enkelt stoff. WHO har ikke veiledende nivåer for radon i vann¹⁰. WHO uttaler at de veiledende nivåene ikke skal tolkes som grenser for hva som er trygt, men terskelverdier for når det vil kreve nærmere undersøkelser og vurderinger.

WHO's dokument «Management of radioactivity in drinking-water» (WHO 2018) gir anbefalinger om hvordan veiledende nivåer bør følges opp og svarer på ofte stilte spørsmål om radioaktivitet i drikkevann i både normalsituasjonen og ved krisehåndtering. Vedlegg A i denne rapporten gjengir WHO's veiledende nivåer for de radioaktive stoffene som er målt i forbindelse med denne studien.

⁸ Les mer på <https://dsa.no/radon/radon-i-vann>

⁹ [Forskrift om høyeste midlertidige grenseverdier for radioaktiv forurensning i næringsmidler og fôr som omsettes, og eventuelle andre nødvendige restriksjoner etter matloven, som følge av en atomhendelse](#)

¹⁰ WHO har ikke veiledende nivåer for radon i drikkevann med begrunnelse i at mesteparten av dosen fra radon i vann stammer fra inhalasjon (anslagsvis 90% i gjennomsnitt), og at det derfor er mer hensiktsmessig med kriterier for radon i inneluft enn i vann.

1.5.5 IAEAs referansenivå for stråledoser fra drikkevann

Det internasjonale atomenergibyrået (IAEA) setter krav til at myndighetene ikke bør planlegge for stråledoser over ca. 1 mSv/år fra drikkevann til den mest utsatte delen av befolkningen (IAEA 2014). Hvis doser overskrider dette nivået, bør det gjøres tiltak for å redusere eksponeringen. Optimalisering bør også skje under 1 mSv/år. Dette innebærer at man bør tilstrebe lavere doser også under 1 mSv/år, men at eventuelle tiltak som vurderes må ses opp mot økonomiske og samfunnsmessige konsekvenser.

2 Metode

Som beskrevet i kapittel 1.2, er studien presentert i denne rapporten todelt. Prøveinnsamling og analyser er til dels forskjellig mellom de to delprosjektene.

2.1 Prøveutvalg

På grunn av begrenset budsjett og kostbare analyser ble prosjektet i utgangspunktet begrenset til 20 drikkevannskilder. Utvalgte beredskapsrelaterte analyser ble gjort i ytterligere to overflatekilder, slik at prøver ble tatt fra totalt 22 kilder. En oversikt over drikkevannskildene hvor det ble tatt prøver, er gitt i tabell 5.

Del 1: Pilotstudie av naturlig forekommende radioaktive stoffer

Fordi formålet bestod i å teste metoder og sammenhenger mellom ulike naturlig radioaktive stoffer i drikkevann, ønsket vi at prøveutvalget skulle dekke ulike typer grunnvannskilder, inkludert kilder med både lave og høye nivåer. Det var imidlertid ønskelig å få måleresultater over deteksjonsgrensene i en stor andel av prøvene. Prøveuttaket er med andre ord ikke representativt for drikkevannet til befolkningen generelt.

Siden de høyeste nivåene var forventet i private brønner i fjell, utgjorde disse halvparten av de opprinnelige 20 prøvene. Disse vannprøvene ble samlet inn fra brønner ved både boliger og fritidsboliger på Østlandet og ble skaffet gjennom ansatte i DSA. Det ble i tillegg samlet inn prøver fra 5 grunnvannverk og 5 overflatevannverk for analyser av naturlig radioaktivitet. Mattilsynet bidro med forslag til kommuner med aktuelle grunnvannverk. Naturlig radioaktivitet i overflatevann ble undersøkt i forbindelse med prøvetaking for del 2 av prosjektet. Alle kommunene/vannverkene som DSA kontaktet, ønsket å delta i undersøkelsen.

Del 2: Dokumentasjon av menneskeskapte stoffer i overflatevann

Siden formålet med del 2 var å dokumentere bakgrunnsnivåer med tanke på fremtidige atomhendelser, valgte vi en geografisk fordeling av overflatevann i Norge, med hovedvekt på drikkevannskildene som forsyner et stort antall mennesker i ulike regioner. Underveis ble det vurdert at de opprinnelige fem planlagte kommunene ga for dårlig dekning i Nord-Norge. To prøvetakingssteder ble derfor lagt til (kilde 20 og 22). I disse to ble det utført kun de analysene som er mest sentrale av beredskapshensyn, ikke naturlig radioaktive stoffer.

De utvalgte kommunene ble forespurt om de ville delta i prosjektet og bedt om at prøven ble tatt fra vannverket som forsynte flest mennesker i kommunene. Alle som ble kontaktet, ønsket å delta.

Tabell 5. Oversikt over drikkevannskildene som inngår i studien. Se vedlegg B for informasjon om vannverk og vannkilde for vannverkene.

	ID	Type vannkilde			Rens/ filter	Kommune	Prøvetakings- dato
Del 1	1	Privat brønn	Fjell	Bolig	Ja	Sarpsborg	13.02.2022
	2	Privat brønn	Fjell	Fritidsbolig	Ja	Hemsedal	06.02.2022
	3	Privat brønn	Løsmasser	Fritidsbolig	Nei	Modum	27.02.2022
	4	Privat brønn	Fjell	Fritidsbolig	Nei	Drammen	06.02.2022
	5	Privat brønn	Fjell	Bolig	Ja	Bærum	13.02.2022
	6	Privat brønn	Fjell	Fritidsbolig	Nei	Krødsherrad	06.02.2022
	7	Privat brønn	Fjell	Bolig	Ja	Oslo	15.02.2022
	8	Privat brønn	Fjell	Fritidsbolig	Nei	Nesbyen	13.02.2022
	9	Privat brønn	Fjell	Fritidsbolig	Nei	Nome	20.02.2022
	10	Privat brønn	Løsmasser	Fritidsbolig	Nei	Eidskog	27.02.2022
	11	Grunnvannverk	Løsmasser	Vannverk	Ja	Ullensvang	05.04.2022
	12	Grunnvannverk	Løsmasser	Vannverk	Ja	Sirdal	15.02.2022 ^a
	13	Grunnvannverk	Fjell	Vannverk	Ja	Rakkestad	28.02.2022
	14	Grunnvannverk	Fjell	Vannverk	Ja	Nesodden	14.02.2022
	15	Grunnvannverk	Løsmasser	Vannverk	Ja	Birkenes	28.02.2022
Del 2	16	Overflatevannverk	Innsjø	Vannverk	Ja	Oslo	14.02.2022 ^b
	17	Overflatevannverk	Innsjø	Vannverk	Ja	Ålgård	21.02.2022
	18	Overflatevannverk	Innsjø	Vannverk	Ja	Trondheim	14.03.2022
	19	Overflatevannverk	Innsjø	Vannverk	Ja	Bergen	22.03.2022
	20 ^c	Overflatevannverk	Innsjø	Vannverk	Ja	Bodø	21.02.2022
	21	Overflatevannverk	Innsjø	Vannverk	Ja	Tromsø	28.02.2022
	22 ^c	Overflatevannverk	Elv	Vannverk	Ja	Sør-Varanger	15.03.2022

a. Ny prøve analysert for polonium-210 og bly-210 ble tatt 15.05.2023.

b. Ny prøve analysert for polonium-210 og bly-210 ble tatt 02.03.2023.

c. Analyser begrenset til de som er direkte relevante av beredskapshensyn. Se beskrivelse i starten av delkapitlet.

2.2 Prøveinnsamling

For de ti prøvene fra private brønner, ble prøvetakingsutstyr levert og samlet inn igjen ved DSAs lokaler på Østerås. Prøveinnsamling fra de tolv vannverkene skjedde via post eller budservice: DSA sendte instruksjoner og tomme prøvetakingsbeholdere til vannverkene, og prøver og prøveregistreringsskjemaer ble sendt tilbake til DSA på samme måte. Fordi noen av de radioaktive stoffene har korte halveringstider, ble vannverkene bedt om å sende prøvene med ekspress-bud samme dag som prøvene ble tatt ut. De fleste prøvene ankom DSA neste dag. Prøver som skulle analyseres på andre laboratorier enn DSA, ble distribuert videre så fort som mulig via budservice eller personlig overlevering.

I den opprinnelige prøvetakingsrunden ble alle prøver tatt i perioden 6. februar til 5. april 2022. I tillegg ble det tatt nye prøver for analyse av polonium-210 og bly-210 fra to av vannverkene våren 2023.

2.3 Analyser

For del 1 av prosjektet ble prøvene analysert først og fremst for de naturlig radioaktive stoffene som er vist å gi bidrag til stråledosen i tidligere studier: radon-222, polonium-210, bly-210 og relevante isotoper av radium, uran og thorium¹¹.

¹¹ Isotoper som ble målt er radium-226 og -228, uran-234, -235 og -238 og thorium-228, -230 og -232. Thorium-isotopene og uran-235 har ikke hatt påvisbare nivåer i gjennomgåtte nordiske studier (oppsummert i tabell 1), men er likevel målt fordi de befinner seg i samme nedbrytningskjeder og/eller er del av en av de brukte analysepakken.

For del 2 av prosjektet ble prøvene analysert med gammaspektrometri for ulike menneskeskapte radioaktive stoffer som kan forventes ved hendelser knyttet til kjernekraft og kjernebrensel: Kobolt-60, zirkonium-95, ruthenium-103 og -106, jod-131, cesium-134, -136 og -137, barium-140, cerium-140 og americium-241¹². Strontium-90 kan potensielt utgjøre et problem i drikkevann i nærområdet til utslippet. Strontium-90-analysene som gir lavest mulig deteksjonsgrense, er krevende og kostbare og ble derfor kun utført på tre av prøvene. Det forventes ikke store geografiske variasjoner av dette stoffet i drikkevann i Norge.

Alle prøvene for både del 1 og 2 ble sendt til måling av total alfa- og betaaktivitet og beregning av total indikativ dose (TID). Dette er en analyse som regelmessig gjøres for vannverk. Foruten å dokumentere nivåene, var hensikten å sammenligne screeningmetoden for total alfa- og betaaktivitet med doseberegninger basert på individuelle radioaktive stoffer. Tritium ble også analysert i alle prøver siden dette er del av samme standard analysepakke som TID.

Noen analyser ble utført på flere laboratorier parallelt. Dette ble gjort delvis for å undersøke om man fikk like resultater ved ulike laboratorier som kan ha forskjellige rutiner og metoder, og delvis fordi bruk av standard analysepakker ved de kommersielle laboratoriene gjorde at målinger ble gjentatt. En oversikt over laboratorier og metoder er gitt i tabell 6.

Tabell 6. Oversikt over laboratorier og metoder ble brukt i analysene for denne studien. Ved behov for mer detaljer om analysene, kontakt DSA.

Laboratorium	Radioaktivt stoff	Analysemetode
Miljølaboratoriet ved DSA, Østerås	Radon-222	Væskescintillasjon
	Polonium-210 og bly-210	Alfaspektrometri
	Menneskeskapte gammaemittere*	Gammaspektrometri ved HPGe ¹³
	Strontium-90	Radiokjemisk opparbeiding + væskescintillasjon
NMBU	Polonium-210 og bly-210**	Alfaspektrometri
	Radium-226, uran-238 og thorium-232	ICP-MS
Eurofins	Total alfa- og betaaktivitet og beregning av TID	ISO 10704 (Vannundersøkelse - Måling av total alfa- og betaaktivitet - Prøvmingsmetode med tynnsjiktsbelegg)
	Tritium	ISO 9698 (Vannundersøkelse - Tritium - Prøvmingsmetode med væskescintillasjon)
ALS	Radium-226, radium-228 og thorium-228	HPGe, ISO 10703 (Water quality - Gamma-ray emitting radionuclides – Test method using high resolution gamma-ray spectrometry)
	Uran-234, uran-235, uran-238, thorium-230, thorium-232	ICP-SFMS

* Kobolt-60, zirkonium-95, ruthenium-103 og -106, jod-131, cesium-134, -136 og -137, barium-140, cerium-140 og americium-241

** Pga. en feil kunne ikke analysen av bly-210 gjennomføres.

¹² Stoffer med fysisk halveringstid under 3 dager ble ekskludert grunnet svært høye deteksjonsgrenser når stoffet ikke er til stede. Disse resultatene ga ingen nyttig informasjon.

¹³ HPGe = High Purity Germanium

3 Resultater og diskusjon

3.1 Generelt om måleresultatene

Måleresultatene fra prosjektet er oppsummert i tabell 7 og 8. Merk at stråledosen per Bq som inntas, vil variere opptil flere størrelsesordener mellom ulike radioaktive isotoper. For å vurdere betydningen for helserisiko, bør man derfor se på estimerte stråledoser heller enn Bq-verdier.

3.2 Radon

3.2.1 Måleresultater for radon

Som forventet, var radonnivåene forholdsvis høye i enkelte grunnvannskilder. Høyeste måling var 1900 Bq/l, og fire av de ti private brønnene hadde nivåer over anbefalt tiltaksgrense på 500 Bq/l. Blant grunnvannverkene var radonnivået over grenseverdien på 100 Bq/l i to av fem prøver, med høyeste verdi på 250 Bq/l. Radonnivået var svært lavt i alle vannverkene med overflatevann som kilde.

I forbindelse med et annet prosjekt ble det i mai 2022 gjort nye radonanalyser ved seks av de private brønnene. Disse prøvene var ikke del av den opprinnelige kartleggingen, men ble analysert i forbindelse med testing av måleinstrumenter. Selv om disse ikke var del av det opprinnelige prosjektet, er måleresultatene presentert i denne rapporten fordi de er relevante for diskusjonspunktet om variasjoner mellom måleresultater fra samme kilde (kapittel 3.7). Disse resultatene er presentert i tabell 9.

3.2.2 Stråledoser fra inntak av radon

Med utgangspunkt i antakelsen om 2 liter daglig inntak, ville stråledosen fra inntak av radon i drikkevann fra disse kildene variere fra 0 til 0,96 mSv/år. Seks av ti private brønner, samt ett grunnvannverk, ville føre til doser over 0,1 mSv/år. Fem av de seks brønnene var imidlertid tilknyttet fritidsboliger, hvor det ikke er realistisk å anta et daglig inntak på 2 liter.

Radon er en edelgass og går lett fra vann over til luft. Noe radongass vil også diffundere ut av vannet på vei fra vannverk til forbruker. Nivået hjemme i kranen hos forbruker antas derfor å være lavere enn i prøvene som er tatt ved vannverkene – men hvor mye lavere er ikke kjent. Mye av radongassen i husholdningsvannet vil også gå ut i lufta når vannet for eksempel brukes til å lage kaffe eller brukes i matlaging. Vi har likevel gått utfra 2 liter inntak per dag uten å korrigere for eventuell reduksjon før inntak i våre doseberegninger, siden dette er antakelsen som ligger til grunn for forvaltningen av grenseverdiene i dag¹⁴. For et reelt risikoestimat, bør dosen beregnes ved bruk av mer realistiske data.

Merk at dosekoeffisienten for inntak av radon som nylig ble publisert av ICRP (Paquet m.fl. 2017), som er brukt i denne rapporten, gir langt lavere doseestimer sammenlignet med bruk av koeffisienten fra USAs National Research Council (NRC, 1999) som tidligere ble brukt i mange vitenskapelige studier¹⁵. Ved bruk av ICRPs faktorer er dosen fra inntak av radon i vann nå omtrent på linje med dosene fra polonium-210 og bly-210 (kapittel 3.4.2). Se vedlegg C for mer om beregning av doser fra inntak.

3.2.3 Stråledoser fra radon i luft

Radon i husholdningsvannet forårsaker også stråledoser ved at man puster inn radongassen som overføres fra vann til luft inne i boligen (inkludert bruk av dusj, vaskemaskin osv.). Dette dosebidraget er i de fleste tilfeller langt høyere enn dosen man får ved å *drikke* vannet. I denne rapporten har vi grovt

¹⁴ Kostholdsundersøkelsen Norkost 3 viste et gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann fra springen for menn på 0,9 liter (95-persentil: 2,3 liter) og for kvinner 1,1 liter (95-persentil: 2,5 liter). Norkost 3 kapittel 7.2 og 7.3 (Totland m.fl. 2012).

¹⁵ Dosekoeffisienten fra ICRP er $6,9 \cdot 10^{-10}$ Sv/Bq for voksne, mens den tidligere brukte dosekoeffisienten fra NRC var $3,5 \cdot 10^{-9}$ Sv/Bq.

estimert mengden radon avgitt til inneluft ved å bruke tommelfingerregelen om at 1000 Bq/l i husholdningsvann gir ca. 100 Bq/m³ i inneluften (UNSCEAR 1993)¹⁶. Ved bruk av ICRPs dosekoeffisient for inhalering av radon (Paquet m.fl. 2017) kan man da estimere en omtrentlig inhalasjonsdose forårsaket av radon i husholdningsvannet. Med en antakelse om 90 % innendørs oppholdstid (Vaage 2012) kan disse inhalasjonsdosene grovt estimeres til mellom 0 og 10 mSv/år basert på måleverdiene for radon i vann i denne studien – eller opptil 7 mSv/år hvis man ser bort fra fritidsboliger. Les mer om beregningene fra radon i luft i vedlegg D.

Merk at innsig fra byggegrunnen vanligvis er en større kilde til radon i inneluft, enn overføring fra husholdningsvannet til luft inne i boligen. DSA anbefaler at man måler radonnivået i boligen, uavhengig av om man har radon i husholdningsvannet. Faktiske målinger av radon i luft vil gi et riktigere grunnlag for å vurdere dosen fra radon i inneluft.

3.3 Alfa- og betaaktivitet

Totalt 15 av 22 vannkilder hadde alfa- og betaaktivitet under screeningverdiene. Disse har derfor fått oppgitt som resultat fra laboratoriet at TID er under 0,10 mSv/år. De resterende sju vannkildene overskred screeningverdiene for total alfa- og/eller betaaktivitet. Dette resultatet indikerer at det er *mulig* at TID overskrider grenseverdien på 0,10 mSv/år og at undersøkelser av enkeltstoffer bør gjøres for å vurdere nærmere om TID faktisk overskrides. Se videre beregning og omtale i kapittel 3.4.2.

3.4 Andre naturlig radioaktive stoffer enn radon

3.4.1 Måleresultater for andre naturlig radioaktive stoffer enn radon

Måleverdiene for polonium-210 var under 0,1 Bq/l i de fleste prøvene, men med maksverdi på 0,98 Bq/l. Både radium-226- og radium-228-konsentrasjoner var på maksimalt ca. 0,2 Bq/l. Uran-verdiene var godt under 0,1 Bq/l i de aller fleste prøvene, men enkelte var betydelig høyere. Maksimumsnivået var 3,4 Bq/l for uran-234 og 1,2 Bq/l for uran-238 (i samme prøve).¹⁷

På grunn av en feil kunne ikke analysene for bly-210 gjennomføres hos NMBU som planlagt. Alle deltakerne i prosjektet fikk derfor tilbud om å analysere en prøve på nytt for polonium-210 og bly-210 hos DSA i etterkant. To vannverk takket ja til tilbudet (kilde 12 og 16).

3.4.2 Stråledoser fra inntak av andre naturlig radioaktive stoffer enn radon (TID)

Dose fra inntak av enkeltstoffer

Med antakelse om et daglig inntak på 2 liter er beregnede stråledoser fra enkeltstoffer over 0,1 mSv/år i noen tilfeller for polonium-210 og bly-210, samt fra uran-234 i ett tilfelle. Høyest beregnede dose fra et enkelt stoff (annet enn radon) var polonium-210 med 0,85 mSv/år, etterfulgt av bly-210 med 0,61 mSv/år. Noe lavere doser ble jevnt over observert fra uran-234, uran-238 og radium-isotopene, mens uran-235 og thorium-isotopene hadde svært liten påvirkning på stråledosen i alle tilfeller.

Beregning av TID fra enkeltstoffer

I praksis vil summen av stråledoser fra andre naturlig radioaktive stoffer enn radon i dag være ensbetydende med beregningen av TID. Fremgangsmåte og beregnede stråledoser for alle enkeltmålinger

¹⁶ En studie som har undersøkt overføring av radon fra husholdningsvann til luft i finske boliger, har funnet en gjennomsnittlig overføring på ca. 40 Bq/m³ per 1000 Bq/l i husholdningsvann (Turtiainen og Salonen 2010). Hvis dette er stemmer i Norge, vil vår bruk av UNSCEARs faktorer i denne studien overestimere dosebidraget fra vann via luft med ca. 60 %.

¹⁷ Merk at urans kjemiske giftighet er styrende for helsemessige anbefalinger av nivåer av uran i drikkevann. WHO har satt et veiledende nivå for uran i drikkevann på 30 µg/l basert på kjemisk giftighet (WHO 2017). Det skal mindre uran til for å overskride veiledende nivå satt for kjemisk giftighet (µg/l) enn veiledende nivåer satt utfra urans radioaktive egenskaper (Bq/l). Kjemisk giftighet er derfor styrende for helsemessige anbefalinger.

er vist i vedlegg C. For sammenligningens skyld omtaler vi her TID for alle kilder, selv om grenseverdien for TID ikke gjelder for enkeltbrønner. Et daglig inntak på 2 liter fra fritidsboliger er heller ikke realistisk, men legges til grunn for beregningene. Doseberegninger for alle enkeltverdier som er målt, indikerer at TID er over 0,1 mSv/år i minst fem kilder¹⁸. (Totalt antall kan ikke fastslås med sikkerhet på grunn av manglende bly-210-resultater for flere av kildene.) Disse fem er alle private brønner og de fleste tilknyttet fritidsboliger. Høyeste beregnede TID var mellom ca. 0,4 og 1 mSv/år for to kilder tilknyttet fritidsboliger, avhengig av hvilke måledata man legger til grunn. Les mer i vedlegg C.

Merk at etter et nytt radioaktivt nedfall, forventes det at menneskeskapte radioaktive stoffer også kan gi betydelige bidrag til TID de første dagene til ukene. Dette er imidlertid ikke tilfelle i dag.

3.5 Menneskeskapte radioaktive stoffer

Analysene av ulike menneskeskapte radioaktive stoffer i overflatevann viste, som forventet, svært lave nivåer. Det var kun strontium-90 som kunne observeres over deteksjonsgrensen, med 0,003 Bq/l i alle tre landsdeler¹⁹. Stråledosen dette medfører er svært lav, med $6,1 \cdot 10^{-5}$ mSv/år. Strontium-90 i norske landområder og ferskvannssystemer stammer hovedsakelig fra de atmosfæriske atomprøvesprengningene på 1950- og 1960-tallet.

Alle menneskeskapte stoffer målt med HPGe-detektorer viste nivåer under deteksjonsgrensene. Dette gjelder også cesium-137, som fremdeles er til stede i norsk natur etter Tsjernobyl-ulykken og atomprøvesprengningene. Nivåene av cesium-137 var i alle tilfeller under 0,05 Bq/l. Cesium-137 er fortsatt til stede i miljøet og finnes i nivåer over 1000 Bq/kg i enkelte matvarer fra de mest forurensede områdene, men er altså ikke et problem i drikkevann i dag.

3.6 Total dose fra inntak av drikkevann

Den høyeste totale stråledosen fra inntak av drikkevann, inkludert radon, ble beregnet til ca. 1,9 mSv/år med forutsetning om 2 liter daglig inntak. Totalt tre eller fire av de ti private brønnene ga en beregnet dose på rundt 1 mSv/år eller høyere. Anslagsvis fem eller seks av de ti private brønnene ville forårsake dose på over 0,1 mSv/år (dette eksklusiv dosen fra bly-210 for de fleste brønnene). Imidlertid er ikke antakelsen om inntak av 2 liter vann daglig relevant i fritidsboliger. Hvis man ser bort fra fritidsboliger, er den høyeste estimerte dosen fra inntak ca. 1 mSv/år (kilde 1). Se vedlegg C for beregnede doser for hver enkelt måleverdi. Faktiske stråledoser avhenger av det reelle inntaket.

¹⁸ For kilde 5 er dette avhengig av hvilket resultat for polonium-210 man legger til grunn.

¹⁹ Merk at deteksjonsgrensen for strontium-90-analysen også er mye lavere enn for de andre menneskeskapte stoffene. Dette er medvirkende faktor til at dette er det eneste stoffet målt over deteksjonsgrensen.

Tabell 7. Måleresultater for alle naturlig forekommende radioaktive stoffer, total alfa- og betaaktivitet og beregnet TID, inkl. tritium (som forekommer både naturlig og fra menneskelige aktiviteter). Alle verdier er oppgitt i Bq/l med unntak av TID. For TID inngår i tabellen kun estimatet «<0,1» gjort av Eurofins (forkortet «Ef.» i denne tabellen) i tilfeller hvor både total alfa- og betaaktivitet er under screeningverdiene på hhv. 0,1 og 1 Bq/l. Der en eller begge screeningverdier er overskredet, må TID beregnes basert på individuelle radioaktive stoffer. Se kapittel 3.4.2 for beregning av TID basert på målinger av individuelle radioaktive stoffer, med mer detaljer i vedlegg C. Se tabell 5 for mer detaljert prøveinformasjon. Celler under de respektive radioaktive stoffene, viser hvilket laboratorium som har utført analysen.

Prøveinformasjon			Aktivitetskonsentrasjon (Bq/l)																			TID (mSv/år)
ID	Delprosjekt	Type kilde	Tritium (Hydrogen-3)	Poloni-um-210	Poloni-um-210	Bly-210	Radon-222	Radium-226	Radium-226	Radium-228	Thorium-228	Thorium-230	Thorium-232	Thorium-232	Uran-234	Uran-235	Uran-238	Uran-238	Total alfa	Total beta		
			Ef.	NMBU	DSA	DSA	DSA	ALS	NMBU	ALS	ALS	ALS	ALS	ALS	NMBU	ALS	ALS	ALS	NMBU	Ef.	Ef.	
1	Privat brønn	Fjell	<9,7	0,40			1300	0,22	0,2	0,075	0,051	0,004	<0,001	2,1E-05	0,256	0,004	0,087	0,09	0,7	0,63	-	
2	Privat brønn	Fjell	<9,7	0,051			280	<0,030	<0,075	<0,050	<0,030	<0,004	<0,001	4,0E-06	<0,0040	<0,0010	<0,0010	3E-04	<0,05	<0,10	<0,1	
3	Privat brønn	Løsmasser	<8,3	0,009			91	<0,030	<0,075	<0,050	<0,030	<0,004	<0,001	4,2E-06	0,008	<0,001	0,007	0,0082	<0,04	<0,09	<0,1	
4	Privat brønn	Fjell	<9,7	0,64	0,034	0,49	1900	0,058	<0,075	0,08	<0,030	0,017	<0,001	1,0E-04	0,906	0,023	0,50	6E-04	1,02	1,6	-	
5	Privat brønn	Fjell	<9,3	0,98	3E-04	0,0018	10	<0,030	<0,075	<0,050	<0,030	<0,004	<0,001	1,3E-05	0,014	<0,0010	0,007	0,008	<0,05	<0,08	<0,1	
6	Privat brønn	Fjell	<9,7	0,003	0,69	0,58	670	0,074	<0,075	<0,050	<0,030	0,016	<0,001	1,0E-04	3,4	0,055	1,2	6E-04	3,2	1,1	-	
7	Privat brønn	Fjell	<9,3	0,028	0,0011	0,019	170	<0,030	<0,075	<0,050	<0,030	<0,004	<0,001	2,9E-05	0,035	0,001	0,021	0,024	<0,05	<0,14	<0,1	
8	Privat brønn	Fjell	<9,3	0,12			310	<0,035	<0,075	<0,050	<0,030	<0,004	<0,001	7,8E-06	0,094	0,002	0,033	0,038	0,17	<0,10	-	
9	Privat brønn	Fjell	<9,8	0,26			600	0,05	<0,075	0,056	<0,030	<0,004	<0,001	9,7E-05	0,436	0,012	0,256	6E-04	1,04	0,56	-	
10	Privat brønn	Løsmasser	<8,4	0,0047			6	<0,030	<0,075	<0,050	<0,030	<0,004	<0,001	1,3E-04	<0,0040	<0,001	<0,001	7E-04	0,03	0,05	<0,1	
11	Grunnvv.	Løsmasser	<9,9	0,0073			130	<0,030	<0,075	0,11	<0,030	<0,004	<0,001	1,0E-04	0,005	<0,001	0,004	0,0044	0,13	0,19	-	
12	Grunnvv.	Løsmasser	<8,9	0,013	1E-04	0,011	42	<0,030	<0,075	<0,050	<0,030	<0,004	<0,001	3,0E-06	<0,0040	<0,001	<0,001	3E-04	<0,05	<0,15	<0,1	
13	Grunnvv.	Fjell	<8,4	0,015			72	<0,030	<0,075	<0,050	<0,030	<0,004	<0,001	5,1E-05	0,016	<0,001	0,012	0,014	0,05	<0,06	<0,1	
14	Grunnvv.	Fjell	<9,3	0,021			250	<0,032	<0,075	<0,050	<0,030	<0,004	<0,001	6,1E-05	0,265	0,005	0,103	0,12	0,24	<0,10	-	
15	Grunnvv.	Løsmasser	<9,6	0,0028			48	<0,030	<0,075	<0,050	<0,030	<0,004	<0,001	1,5E-05	<0,0040	<0,001	0,002	0,0021	0,05	<0,10	<0,1	
16	Overflatevv.	Innsjø	<9,3	5E-04	3E-04	8E-04	<10	<0,030	<0,075	<0,050	<0,030	<0,004	<0,001	3,6E-06	<0,0040	<0,0010	<0,0010	1E-04	<0,04	<0,08	<0,1	
17	Overflatevv.	Innsjø	<9,7	<DL			<10	<0,130	<0,075	<0,230	<0,083	<0,004	<0,001	3,2E-06	<0,0040	<0,001	<0,001	1E-04	<0,02	<0,04	<0,1	
18	Overflatevv.	Innsjø	<9,2	0,0012			10	<0,030	<0,075	<0,050	<0,030	<0,004	<0,001	4,1E-05	<0,0040	<0,001	<0,001	7E-04	<0,04	<0,08	<0,1	
19	Overflatevv.	Innsjø	<8,5	6E-04			10	<0,030	<0,075	<0,050	<0,030	<0,004	<0,001	3,0E-06	<0,001	<0,001	<0,001	1E-04	<0,05	<0,10	<0,1	
20	Overflatevv.	Innsjø	<9,7																<0,02	<0,04	<0,1	
21	Overflatevv.	Innsjø	<9,5	0,0023			<10	<0,030	<0,075	<0,050	<0,030	<0,004	<0,001	3,5E-06	<0,0040	<0,001	<0,001	6E-04	<0,04	<0,13	<0,1	
22	Overflatevv.	Elv	<9,2																<0,06	<0,16	<0,1	

Tabell 8. Måleresultater for menneskeskapt radioaktive stoffer. Alle analyser er utført av DSA og verdiene er oppgitt i Bq/l. (NB: Tritium, som kan ha både naturlig og menneskeskapt opphav, er vist i tabell 7).

Prøveinformasjon			Aktivitetskonsentrasjon (Bq/l)											
ID	Delprosjekt	Type kilde	Strontium-90	Americium-241	Barium-40	Cerium-144	Kobolt-60	Cesium-134	Cesium-136	Cesium-137	Jod-131	Ruthenium-103	Ruthenium-106	Zirkonium-95
16	Overflatevv.	Innsjø	0,003	<0,11	<0,22	<0,23	<0,038	<0,034	<0,062	<0,046	<0,089	<0,043	<0,35	<0,074
17	Overflatevv.	Innsjø		<0,093	<0,14	<0,19	<0,034	<0,028	<0,04	<0,039	<0,05	<0,032	<0,29	<0,058
18	Overflatevv.	Innsjø		<0,082	<0,39	<0,17	<0,028	<0,025	<0,1	<0,034	<0,26	<0,041	<0,26	<0,063
19	Overflatevv.	Innsjø	0,003	<0,1	<0,2	<0,21	<0,035	<0,032	<0,054	<0,043	<0,077	<0,039	<0,33	<0,068
20	Overflatevv.	Innsjø		<0,082	<0,51	<0,18	<0,034	<0,029	<0,14	<0,039	<0,38	<0,049	<0,31	<0,078
21	Overflatevv.	Innsjø	0,003	<0,074	<0,23	<0,15	<0,025	<0,022	<0,062	<0,032	<0,12	<0,032	<0,23	<0,053
22	Overflatevv.	Elv		<0,11	<0,58	<0,23	<0,039	<0,034	<0,15	<0,044	<0,42	<0,058	<0,36	<0,089

Tabell 9. Radonkonsentrasjon (Bq/l) i parallelle prøver fra utvalgte private brønner.

Kilde	Prøve nr. 1 (samme som i tabell 7)		Prøve nr. 2		Prøve nr. 3	
ID	Dato	Radon (Bq/l)	Dato	Radon (Bq/l)	Dato	Radon (Bq/l)
1	13.02.2022	1300	21.05.2022	1100	21.05.2022	1000
3	27.02.2022	91	29.05.2022	90	-	-
4	06.02.2022	1900	29.05.2022	160	-	-
5	13.02.2022	10	22.05.2022	12	-	-
7	15.02.2022	170	30.05.2022	220	-	-
9	20.02.2022	600	08.05.2022	930	-	-

3.7 Sammenligning av måleresultater fra samme kilde

Som tidligere nevnt, ble det gjort parallelle analyser hos ulike laboratorier for noen stoffer. Måleresultatene stemte for det meste godt overens, men i noen få tilfeller var de svært ulike. For eksempel var det betydelige forskjeller mellom resultatene for polonium-210, mens parallelle analyser av uran-238 hovedsakelig var forholdsvis like – med unntak av tre kilder (kilde 4, 6 og 9) (tabell 7). Parallelle prøver analysert for radon fra seks private brønner på et senere tidspunkt, viser også bare delvis overensstemmelse (tabell 9). Størst forskjell ble observert for kilde 4, hvor prøven tatt i februar viste 1900 Bq/l, mens prøven tatt i mai viste 160 Bq/l. I kilde 9 økte radonverdien fra 600 til 930 Bq/l fra 1. til 2. prøve.

Inhomogeniteter i prøvematerialet kan være en mulig årsak for noen av forskjellene. For eksempel er polonium i vann i stor grad bundet til partikler, og partikkelinnholdet i prøvene tatt ut til analyse ved de ulike laboratoriene kunne vært forskjellig. Oppholdstid og faktorer som påvirker kontakt mellom vann og luft kan ha mye å si for radoninnholdet i kilden. I tillegg er det en spesiell prøvetakingsprosedyre, hvor man prøver å hindre at vannet som samles inn, kommer i kontakt med luft. Det er uvisst om forskjeller i prøvetakingsprosessen også kan ha påvirket måleresultatene. Feil i forbindelse med behandling/analyse av prøver eller datahåndtering kan også være en mulig forklaring på noen av forskjellene.

Siden omfanget av studien var såpass begrenset, med få parallelle prøver, er det vanskelig å peke på konkrete årsaker til avvikene. Parallelle polonium-210-resultater finnes kun for fire prøver fra den opprinnelige prøvetakingsrunden (kilde 4–7). En lærdom for fremtidige kartlegginger vil være å vurdere å analysere flere parallelle prøver fra samme kilde, i det minste fra et utvalg av kildene. Dette vil være viktigst for radioaktive stoffer som bidrar mye til stråledosen. Det er også viktig at laboratorier deltar på sammenligningstester med jevne mellomrom for å utelukke forskjeller knyttet til analysemetoder.

3.8 Samvariasjon mellom ulike stoffer og med total alfa- og betaaktivitet

Basert på vitenskapelig litteratur vet vi at man bør kunne forvente en viss sammenheng mellom nivåer innen samme nedbrytningsserie i bergarten. Det er likevel ikke nødvendigvis direkte korrelasjon mellom disse stoffene i drikkevann. Dette skyldes blant annet at kjemiske og hydrologiske faktorer påvirker løselighet og transport av enkelte stoffer (Ek m.fl. 2008, Vesterbacka 2005, Salonen 1994, Salih m.fl. 2002, Frengstad et al. 2000).

På grunn av avvikene i måleresultater for tilsvarende prøver fra de forskjellige laboratoriene, begrenset antall prøver og stor andel prøver under deteksjonsgrensen for mange isotoper, er det utfordrende å gjøre en detaljert undersøkelse av samvariasjon mellom ulike isotoper i vår pilot.

Det ser ut til at kilde 1, 4, 6 og 9 har gjennomgående høyere nivåer av uranisotoper, radium-226, radon-222 og bly-210 og polonium-210 enn resten av prøvene. Dette gjenspeiler seg også i total alfa/beta, hvor prøvene er over screeningnivåene. Det er også detekterbare nivåer av radium-228 og thorium-228 i flere av disse prøvene, men nivåene av thorium-232 er jevnt over svært lave.

4 Oppsummering og konklusjon

Funnene i pilotstudien stemmer overens med forventningen om at private brønner har høyest nivåer av naturlig radioaktivitet, etterfulgt av grunnvannverk. Overflatevannverk har svært lave konsentrasjoner.

Grenseverdien for radon ble overskredet i prøver fra to av fem grunnvannverk. De samme vannverkene hadde nivåer over screeningverdiene for total alfa- og betaaktivitet. Nærmere beregningene av enkeltstoffer viser at grenseverdien for TID på 0,1 mSv/år sannsynligvis ikke ble overskredet for disse prøvene, selv om manglende resultater for bly-210 gjør at dette ikke kan fastslås med sikkerhet.

Fire av ti private brønner hadde nivåer over DSAs anbefalte tiltaksgrense på 500 Bq/l for private vannkilder. Ved bruk av standard beregningsmetode ble stråledosen fra andre naturlig radioaktive stoffer estimert til over 0,1 mSv/år for rundt halvparten av brønnene. Denne vurderingen baserer seg imidlertid på daglig inntak av 2 liter, som ikke er sannsynlig for brønnene knyttet til fritidsboliger. For en reell vurdering av stråledose og risiko for konsumentene, må beregningen gjøres med realistiske inntaksestimater. Den høyeste estimerte stråledosen fra inntak av drikkevann tilknyttet en helårsbolig var ca. 1 mSv/år²⁰.

I tillegg kommer dosebidraget man får av å puste inn radon som har gått fra husholdningsvann over til inneluft. Denne dosen er ofte betydelig høyere enn dosen man får fra å drikke vannet. Alle anbefales å måle radon i inneluft.

Denne studien bekrefter funn fra Sverige og Finland om at radon, polonium-210 og bly-210 er stoffene som mest sannsynlig kan være problematiske for stråledoser fra grunnvann. Disse vil være viktigst å analysere i fremtidige kartlegginger. Radium-226, radium-228, uran-234 og uran-238 var mindre viktige, men ga et lite bidrag til stråledosen i noen tilfeller. Thorium-isotoper og uran-235 hadde neglisjerbare nivåer i alle tilfeller og trenger ikke prioriteres høyt i en fremtidig kartlegging – unntatt eventuelt i områder hvor det kan mistenkes høye nivåer basert på kunnskap om berggrunnen.

Screeningmetoden for total alfa- og betaaktivitet ga en rimelig god indikasjon på overskridelse av TID sammenlignet med doser beregnet fra enkeltstoffer. Nøyaktige doseberegninger for de to grunnvannverkene som overskred screeningverdiene, tyder på at screeningmetoden sannsynligvis overestimerer noe, men det er forventet fordi screeningmetoder i utgangspunktet bør være konservative. Screeningmetoden fanget opp alle vannprøver hvor beregning av doser fra enkeltstoffer viste seg å være høyere enn grenseverdien for TID.

I noen tilfeller ble det gjort parallelle analyser av prøver fra samme kilde. Måleresultatene fra de parallelle analysene var i noen tilfeller svært forskjellige. Dette viser at det kan være behov for å ta flere parallelle prøver når man gjør en kartlegging, iallfall for et utvalg av kildene. Dette vil være viktigst for stoffene som oftest bidrar til mest til stråledoser og overskridelser av grenseverdier.

Vi finner fremdeles radioaktiv forurensning fra atmosfæriske atomprøvesprengninger og Tsjernobyl-ulykken i norsk natur. Denne studien bekrefter at drikkevann fra overflatevannverk i dag inneholder svært lite menneskeskapt radioaktivitet. Ved en atomhendelse vil det likevel være viktig å undersøke radioaktivitet i drikkevann fra overflatekilder for å dokumentere dette. Resultatene fra denne undersøkelsen gir et sammenligningsgrunnlag for å kunne bekrefte eller avkrefte økninger i ulike regioner ved en fremtidig hendelse.

Takk til alle vannverk og privatpersoner som stilte med vannprøver til prosjektet, samt samarbeidspartnere på Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) og miljølaboratoriet på DSA Østerås.

²⁰ Denne kilden fikk ikke målt bly-210, og doseestimatet kan antas å ha vært noe høyere hvis dette bidraget også var inkludert.

Vedlegg A – WHO's veiledende nivåer for radioaktive stoffer i drikkevann

Tabell A-1 oppsummerer WHO's veiledende nivåer (*guidance levels*) publisert i dokumentene «Guidelines for drinking-water quality»²¹ og «Management of radioactivity in drinking-water»²². (Les mer om disse dokumentene i kapittel 1.5.4 i denne rapporten.)

De veiledende verdiene er satt slik at stråledosen fra drikkevann ikke skal overskride 0,1 mSv/år ved inntak av 2 liter per dag. Merk at verdiene tilsvarer 0,1 mSv/år for kun ett radioaktivt stoff.

Verdiene i WHO's opprinnelige publikasjon, «Guidelines for drinking-water quality», er rundet av til nærmeste størrelsesorden²³. I «Management of radioactivity in drinking-water», har WHO likevel valgt å gjengi også uavrundede verdier, siden dette gir et mer korrekt doseestimat. Se s. 29 i sistnevnte dokument for mer om dette.

Radioaktiv isotop	Fysisk halveringstid	Veiledende nivåer	
		Avrundet verdi (Bq/l)	Uavrundet verdi (Bq/l)
Tritium (hydrogen-3)	12,5 år	10 000	7610
Strontium-90	5730 år	10	4,9
Jod-131	8 dager	10	6,2
Cesium-134	2 år	10	7,2
Cesium-137	30 år	10	11
Bly-210	22 år	0,1	0,2
Polonium-210	138 dager	0,1	0,1
Radium-226	1600 år	1	-
Radium-228	5,75 år	0,1	0,2
Uran-234	244 500 år	1	2,8
Uran-235	700 millioner år	1	-
Uran-238	4,5 milliarder år	10	3,0
Thorium-228	1,9 år	1	0,6
Thorium-230	75 000 år	1	0,7
Thorium-232	14 milliarder år	1	3,0

WHO har ikke veiledende nivåer for radon i vann. Begrunnelsen deres er at mesteparten av dosen fra radon i vann stammer fra inhalasjon (anslagsvis 90% i gjennomsnitt), og at det derfor er mer hensiktsmessig med kriterier for radon i inneluft enn i vann.

²¹ WHO, Guidelines for drinking-water quality <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950> (Kapittel 9 og Annex 9)

²² WHO, Management of radioactivity in drinking-water.

²³ Størrelsesorden-verdiene er avrundet iht. log-skalaverdier, dvs. at verdier under 3 er rundet ned, mens 3 eller over er rundet opp.

Vedlegg B – Liste over vannverk

ID	Type	Kommune	Vannverk	Vannkilde
11	Grunnvannverk	Ullensvang	Skjeggedal	Brønn ved Vetlevann
12	Grunnvannverk	Sirdal	Sinnes	-
13	Grunnvannverk	Rakkestad	Sander	-
14	Grunnvannverk	Nesodden	Fagerstrand	-
15	Grunnvannverk	Birkenes	Birkeland	-
16	Overflatevannverk	Oslo	Oset	Maridalsvannet
17	Overflatevannverk	Ålgård	IVAR	Stølsvatn og Storevatn
18	Overflatevannverk	Trondheim	Trondheim	Jonsvatnet
19	Overflatevannverk	Bergen	Svartediket	Svartediket
20	Overflatevannverk	Bodø	Heggmoen	Heggmovannet
21	Overflatevannverk	Tromsø	Varden	Øvre Langvann
22	Overflatevannverk	Sør-Varanger	Sandnes	-

Vedlegg C: Beregning av stråledoser fra inntak

Beregninger av stråledose fra aktivitetskonsentrasjon

Bq kan regnes om til stråledoser fra inntak ved hjelp av dosekoeffisienter publisert av Den internasjonale stråleverniskommisjonen (ICRP), gjengitt her i tabell B-1 og bruk av formelen vist i faktaboks 1.

Tabell B-1. Relevante dosekoeffisienter for beregning av stråledose fra inntak av radioaktive stoffer for voksne, publisert av ICRP (Pacquet m.fl. 2017 for radon-222 og Eckerman m.fl. 2012 for øvrige stoffer).

Radioaktivt stoff	Dosekoeffisient (Sv/Bq)
Bly-210	$6,9 \cdot 10^{-7}$
Polonium-210	$1,2 \cdot 10^{-6}$
Radon-222	$6,9 \cdot 10^{-10}$
Radium-226	$2,8 \cdot 10^{-7}$
Radium-228	$6,9 \cdot 10^{-7}$
Thorium-228	$7,2 \cdot 10^{-8}$
Thorium-230	$2,1 \cdot 10^{-7}$
Thorium-232	$2,3 \cdot 10^{-7}$
Uran-234	$4,9 \cdot 10^{-8}$
Uran-235	$4,7 \cdot 10^{-8}$
Uran-238	$4,5 \cdot 10^{-8}$

Faktaboks 1. Beregning av stråledose fra aktivitetskonsentrasjon i drikkevann

Stråledosen per år for ett enkelt radioaktivt stoff kan regnes ut ved:

$$D = A \cdot K \cdot I \cdot 1000$$

Hvor

D = effektiv dose i mSv

A = Aktivitetskonsentrasjon i Bq/l

K = Dosekoeffisient i Sv/Bq

I = Årlig inntak i liter, som etter antakelsene i beregnet av TID er 730 liter for voksne (2 liter per dag i 365 dager)

1000 konverterer fra Sv til mSv

I tabell B-2 vises en utregning av alle måleresultater av enkeltstoffer konvertert til stråledose (mSv/år) ved en antakelse om 2 liter daglig inntak av drikkevann.

Eksempel på beregning av TID

Total indikativ dose (TID) beregnes ved å summere dosene for alle de relevante enkeltstoffene, med unntak av radon, tritium og kalium-40. Selv om grenseverdien for TID gjelder kun for vannverk, har vi her også regnet ut TID fra private brønner for sammenligning.

Vist her er utregnede doser for de to drikkevannskildene som både hadde alfa- og betaaktivitet over screeningverdier og hvor vi også hadde målinger for både polonium-210 og bly-210: kilde 4 og 6. Enkelte stoffer har blitt analysert på ulike laboratorier og fått til dels forskjellige resultater. Vi har derfor valgt å sette opp to alternativer for utregningene, basert på ulike måleresultater. Som det vises i tabell B-3, har dette vesentlig effekt på beregnet TID, hovedsakelig grunnet ulike resultater for polonium-210 (se kapittel 3.7).

Kilde 4 og 6 er begge private enkeltbrønner, og grenseverdien for TID derfor gjelder ikke her i praksis. Begge kildene er også fritidsboliger, og et inntak på 730 liter per år av dette vannet er derfor ikke sannsynlig. Den reelle stråledosen fra inntak av vannet vil derfor være langt lavere for de aktuelle stoffene.

Tabell B-3. Beregning av TID fra enkeltstoffer ved hjelp av formelen gitt over. TID er her kun beregnet for kildene med total alfa- og/eller betaaktivitet over screeningverdi, hvor i tillegg både polonium-210 og bly-210 har blitt målt. Fordi enkelte radioaktive stoffer er målt ved ulike laboratorier, finnes det ulike måleverdier for polonium-210, radium-226, thorium-232 og uran-238. I alternativ 1 har vi brukt laveste måleresultat når flere enn ett er tilgjengelig. For alternativ 2 har vi brukt høyeste. (Der det ikke finnes reelle måleverdier, kun resultater under deteksjonsgrensen for metoden, har vi brukt 0 for laveste verdi og deteksjonsgrensen som høyeste verdi. Der det finnes én reell måleverdi og én verdi under deteksjonsgrensen, er reell måleverdi brukt i både alternativ 1 og 2.)

Radioaktivt stoff	Kilde 4				Kilde 6			
	Alternativ 1 (laveste)		Alternativ 2 (høyeste)		Alternativ 1 (laveste)		Alternativ 2 (høyeste)	
	Måleverdi, Bq/l	TID, mSv/år	Måleverdi, Bq/l	TID, mSv/år	Måleverdi, Bq/l	TID, mSv/år	Måleverdi, Bq/l	TID, mSv/år
Uran-238	6.0E-04	2.0E-05	0.50	0.016	6.0E-04	2.0E-05	1.2	0.039
Uran-234	0.91	0.032	0.91	0.032	3.4	0.12	3.4	0.12
Radium-226	0.058	0.012	0.058	0.012	0.074	0.015	0.074	0.015
Radium-228	0.08	0.040	0.080	0.040	0	0	0.05	0.025
Bly-210	0.49	0.25	0.49	0.25	0.58	0.29	0.58	0.29
Polonium-210	0.034	0.030	0.64	0.56	0.003	2.6E-03	0.69	0.61
Uran-235	0.023	7.9E-04	0.023	7.9E-04	0.055	0.0019	0.055	0.0019
Thorium-228	0	0	0.03	1.6E-03	0	0	0.03	0.0016
Thorium-230	0.017	2.6E-03	0.017	2.6E-03	0.016	2.5E-03	0.016	0.0025
Thorium-232	1.0E-04	1.7E-05	1.0E-04	1.7E-05	1.00E-04	1.7E-05	1.00E-04	1.68E-05
Total TID		0.37		0.92		0.44		1.1

Vedlegg D: Beregning av doser fra inhalasjon av radon

Doser fra radon i inneluft beregnes ved bruk av dosekoeffisienter publisert av ICRP (Paquet 2017, ICRP 2018²⁴), som vist i faktaboks 2. Denne tar utgangspunkt i at det er snakk om en helårsbolig med 90% oppholdstid innendørs (Vaage 2012). Man kan regne ut for annen oppholdstid også ved bruk av denne fremgangsmåten.

Faktaboks 2. Beregning av stråledose fra aktivitetskonsentrasjon i inneluft

Årlig stråledose fra radonkonsentrasjon i inneluft gis ved:

$$D = A \cdot K \cdot I$$

Hvor

D = effektiv dose i mSv/år

A = Aktivitetskonsentrasjon i Bq/m³

K = Dosekoeffisient for konvertering fra konsentrasjon til dose (6.7 x 10⁻⁶ mSv per Bq h m⁻³)

I = Årlig oppholdstid i timer

Beregningen forutsetter en likevektsfaktor mellom radondøtre og radon på 0,4 og 90 % innendørs oppholdstid. I Norge er gjennomsnittlig oppholdstid innendørs 90%, eller 7884 timer per år (Vaage 2012). Vi antar i beregningen at 1000 Bq/l i vann gir 100 Bq/m³

Tabell C-1. Grovt estimerte stråledoser (mSv/år) fra inhalering av radon som følge av radon i vann. Estimaten for inneluftkonsentrasjon og dosene er her presentert med 1 signifikant siffer for å gjenspeile usikkerheten i omregningene (men selve utregningene er gjort med ikke-avrundede verdier). Beregningen er gjort for 90% innendørs oppholdstid i alle tilfeller, selv om dette ikke er sannsynlig for fritidsboliger. Beregningene for vann fra vannverk er basert på prøver tatt ved vannverkene og tar ikke hensyn til at det sannsynligvis vil være en reduksjon i konsentrasjon fra vannverk til forbruker.

ID	Delprosjekt (boligtype)	Type kilde	Radon-222 (Bq/l) i vann	Antatt konsentrasjon i inneluft (Bq/m ³)	Estimert dose (mSv/år) ved 90 % oppholdstid
1	Privat brønn (helårsbolig)	Fjell	1300	10	7
2	Privat brønn (fritidsbolig)	Fjell	280	30	1
3	Privat brønn (fritidsbolig)	Løsmasser	91	9	0,5
4	Privat brønn (fritidsbolig)	Fjell	1700	200	9
5	Privat brønn (helårsbolig)	Fjell	10	1	0,05
6	Privat brønn (fritidsbolig)	Fjell	670	70	4
7	Privat brønn (helårsbolig)	Fjell	170	20	0,9
8	Privat brønn (fritidsbolig)	Fjell	310	30	2
9	Privat brønn (fritidsbolig)	Fjell	600	60	3
10	Privat brønn (fritidsbolig)	Løsmasser	6	0,6	0,03
11	Grunnvv.	Løsmasser	130	10	0,7
12	Grunnvv.	Løsmasser	42	4	0,2
13	Grunnvv.	Fjell	72	7	0,4
14	Grunnvv.	Fjell	250	30	1
15	Grunnvv.	Løsmasser	48	5	0,3
16	Overflatevv.	Innsjø	<10	<1	<0,05
17	Overflatevv.	Innsjø	<10	<1	<0,05
18	Overflatevv.	Innsjø	10	1	0,05
19	Overflatevv.	Innsjø	10	1	0,05
21	Overflatevv.	Innsjø	<10	<1	<0,05

²⁴ Koeffisientene ble publisert for arbeidstakere i Paquet (2017), men ICRP fulgte opp med en uttalelse om at det er hensikten at denne faktoren også skal brukes for boliger (ICRP 2018).

Referanser

Banks D, Røyset O, Strand T, Skarphagen H (1995). Radioelement (U, Th, Rn) concentrations in Norwegian bedrock groundwaters. *Environmental Geology*, 25, 165-180.

Eckerman K, Harrison J, Menzel HG, Clement CH (2012). ICRP publication 119: compendium of dose coefficients based on ICRP publication 60. *Annals of the ICRP*, 41, 1-130.

Ek BM, Thunholm B, Östergren I, Falk R, Mjönes L (2008). Naturligt radioaktiva ämnen, arsenik och andra metaller i dricksvatten från enskilda brunnar. SSI Rapport 2008:15. Statens strålskyddsinstitut, 2008. Salih m.fl. 2002

Frengstad B, Skrede AKM, Banks D, Krog JR, Siewers U (2000). The chemistry of Norwegian groundwaters: III. The distribution of trace elements in 476 crystalline bedrock groundwaters, as analysed by ICP-MS techniques. *Science of the Total environment*, 246(1), 21-40.

IAEA Det internasjonale atomenergibyrået (2014). Radiation protection and safety of radiation sources: International Basic Safety Standards. IAEA Safety Standards Series No. GSR Part 3. Vienna: International Atomic Energy Agency. Tilgjengelig fra: http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1578_web-57265295.pdf (accessed 17 October 2017).

ICRP Den internasjonale stråleverniskommisjonen (2018). Summary of ICRP Recommendations on Radon. ICRP ref 4836-9756-8598 January 26, 2018. Tilgjengelig fra: <http://www.icrpaedia.org/images/f/fd/ICRPRadonSummary.pdf>.

Komperød M, Thørring H, Østmo TA (2022). DSA Teknisk dokument 24 Tiltak for næringsmidler ved en atomhendelse. Østerås: DSA. Tilgjengelig fra: <https://dsa.no/publikasjoner/teknisk-dokument-24-tiltak-for-naeringsmidler-ved-en-atomhendelse/TekDok24%20Tiltak%20for%20n%C3%A6ringsmidler.pdf>

NRC National Research Council (1999). Risk Assessment of Radon of Radon in Drinking Water. Washington D.C.: National Academy Press; 1999

Paquet F, Bailey MR, Leggett RW, et al. (2017). ICRP Publication 137: Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3. *Annals of the ICRP*. 2017;46(3-4):1-486. doi:10.1177/0146645317734963

Salih MMI, Pettersson HBL, Lund E (2002). Uranium and thorium series radionuclides in drinking water from drilled bedrock wells: correlation to geology and bedrock radioactivity and dose estimation. *Radiation protection dosimetry* 102.3 (2002): 249-258.

Salonen L (1994). 238U series radionuclides as a source of increased radioactivity in groundwater originating from Finnish bedrock. *IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences*, 222, 71-84.

Strand T (2007). 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.

Totland TH, Melnæs BK, Lundberg-Hallén N, Helland-Kigen KM, Lund-Blix NA, Myhre JB, m.fl. (2012). Norkost 3. En landsomfattende kostholdsundersøkelse blant menn og kvinner i Norge i alderen 18-70 år, 2010-11. Oslo: Helsedirektoratet, 2012.

Turtiainen T and Salonen L (2010). Prevention measures against radiation exposure to radon in well waters: analysis of the present situation in Finland. *Journal of Water and Health* 8(3): 500–512. <https://iwaponline.com/jwh/article/8/3/500/18129/Prevention-measures-against-radiation-exposure-to>

UNSCEAR United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Energy (1993). 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>

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/kulturog-fritid/artikler-og-publikasjoner/utendørs-2-time-menn-mer-enn-kvinner>

Vesterbacka P (2005). 238U-series radionuclides in Finnish groundwater-based drinking water and effective doses [avhandling]. Helsinki: STUK, 2005

WHO Verdens helseorganisasjon (2017). Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Geneva: World Health Organization. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. Tilgjengelig fra: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>

WHO Verdens helseorganisasjon (2018). Management of radioactivity in drinking-water. Geneva: World Health Organization. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. Tilgjengelig fra: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241513746>

ISSN 2387-5240

dsa@dsa.no
+47 67 16 25 00
dsa.no



Direktoratet for
strålevern og atomikkerhet