



Strål
säkerhets
myndigheten

Swedish Radiation Safety Authority

Analys av radon i vatten – metodbeskrivning



Innehåll

Förord	2
Inledning	2
Syfte	2
1 Omfattning	3
2 Normativa referenser	3
3 Definitioner och förkortningar	3
4 Symboler	4
5 Principen för gammaspektrometri	4
6 Principen för vätskescintillationsspektrometri	6
7 Utrustning och material	7
7.1 Gammaspektrometri	7
7.2 Vätskescintillationsspektrometri	7
7.3 Krav på provtagnings- och mätkärl	8
7.4 Kontroll av radon läckage	8
8 Kvalitetssäkring	8
8.1 Verifikation av utrustning	8
8.2 Bakgrundsmätning	8
8.3 Spårbarhet och kalibrering	8
8.4 Verifikation av metoden	10
8.5 Verifikation av analytisk förmåga hos utförare	10
9 Analysprocedur	10
9.1 Provtagning, transport och lagring av vattenprov	10
9.2 Mätning på vattenprov	11
9.3 Beräkning av aktivitetskoncentration	11
9.4 Beräkning av mätosäkerheter	12
9.5 Minsta detekterbara aktivitetskoncentration (MDA)	12
10 Noggrannhetskrav enligt aktuella gräns- och riktvärden	13
11 Analysrapport	13
Referenser	14
Bilaga A. Provtagning	16



Förord

Metodbeskrivningen har tagits fram av Strålsäkerhetsmyndigheten i samarbete med Livsmedelsverket. I framtagningsprocessen har SWEDAC varit inblandad i de tekniska diskussionerna. Dokumentet riktas till ackrediterade laboratorier som utför analyser av radon i dricksvatten.

Inledning

Det finns starka bevis för att långvarig exponering för radon på sikt ökar risken för lungcancer. Detta har verifierats i många epidemiologiska studier med urangruvarbetare och i bostäder (BEIR VI 1999), (WHO 2009).

Radon och radondöttrar är i dag dominerande källor till exponering för joniserande strålning för den svenska befolkningen. Det är näst efter rökning den vanligaste orsaken till lungcancer. Strålsäkerhetsmyndigheten har bedömt att omkring 500 lungcancerfall per år orsakas i Sverige av radon i bostäder (SOU 2001). Radonhaltigt vatten skulle kunna vara upphov till några tiotal av de dödsfall i lungcancer som årligen orsakas av radon (SOU 2001). Radon i hushållsvatten medför en ökad risk för cancer genom att dricka radonhaltigt vatten samt via inhalation av radongasen som avgår från vattnet till inomhusluften när radonhaltigt vatten tappas upp eller används i tvätt- eller diskmaskiner.

Den viktigaste radonisotopen är radon-222. Den bildas i sönderfallskedjan för uran-238, och har en halveringstid på 3,8 dygn. Efter radon i sönderfallskedjan kommer de så kallade kortlivade radondöttrarna, polonium-218, bly-214, vismut-214 och polonium-214. De är metalliska partiklar som fastnar lätt på dammkorn och dylikt med halveringstider på mindre än 30 minuter. Det är framför allt halten av alfastrålning i luft som har betydelse från hälsosynpunkt. Alfastrålningen är ofarlig utanför kroppen p.g.a. sin korta räckvidd men om man andas in radon och radondöttrar eller dricker vatten med radon kan alfastrålningen skada celler.

De rikt- och gränsvärden som finns för radon fastställs i samråd mellan olika berörda myndigheter. Syftet med rikt- och gränsvärden är att människor inte ska utsättas för hälsofarliga stråldoser. Gränsvärden för radon i kommunaltvatten på 100 Bq/l för ”tjänligt med anmärkning” och 1 000 Bq/l för ”otjänligt” vatten, har fastställts i dricksvattenföreskriften av Livsmedelsverket (LIVS 2011).

Ett riktvärde på 1000 Bq/l är given i Socialstyrelsens allmänna råd om radon i vatten och är kopplade till begreppet olägenhet för människors hälsa (SOS 2005). Detta riktvärde gäller mindre vattenföreningar samt privata brunnar där Livsmedelsverkets föreskrifter inte tillämpas. Socialstyrelsen rekommenderar att radonhalten i inomhusluften mäts ifall förhöjda halter av radon upptäcks i vattnet (SOS 2004).

Syfte

Metodbeskrivningen ge vägledning för hur bestämning av radonhalt i vatten ska utföras och syftar till en harmonisering av metoden bland de laboratorierna ackrediterade för detta i Sverige.

Förutsatt att anvisningarna i metodbeskrivningen följs kan aktivitetskoncentration av radon i vatten direkt jämföras med de nuvarande gräns- och riktvärdena. Metoden är mycket tillförlitlig och resultat från mätningar kan användas som underlag för myndighetsbeslut rörande radonbidrag och eventuella åtgärder.



1 Omfattning

Vattentyper som omfattas av metodbeskrivningen är dricksvatten inklusive flaskvatten från vattenverk eller enskilda brunnar.

Dokumentet innehåller beskrivning av de direkta laboriemetoderna för att bestämma aktivitetskoncentration av radon i vatten och av noggrannhetskrav. Metoderna baseras på mätningar på vattenprov, antingen med gammaspektrometri eller med vätskescintillationspektrometri. Noggrannhetskrav anges vid laboriemätning för att avgöra om aktivitetskoncentrationen av radon i ett vattenprov är under gällande gräns- och riktvärden.

Indirekta metoder tas inte upp i den här metodbeskrivningen, vilket inte betyder att de inte är giltiga. I allmänhet är en metod giltig så länge dess känslighet räcker för att avgöra om radonhalten är mindre än gällande gränsvärde. Indirekta metoder baseras på avgasning av vattenprovet och omedelbar mätning av radongas som frigjorts eller på filtrering av vattenprov där adsorption av partiklar sker till ett filter med aktivt kol. Filtret kan sedan mätas med gammaspektrometri. Följande vetenskapliga referenser kan vara av intresse: Abbadya (2004), ASTM (2005) och US EPA (1999).

2 Normativa referenser

Som underlag för den här metodbeskrivningen har olika referenser använts i tillämpliga delar. Underlagen består huvudsakligen av:

- *Förslag till standardmetod för bestämning av ^{222}Rn i vatten med gammaspektrometri*, (Möre, 1997)
- ISO 10703:2007 Water quality, *Determination of the activity concentration of radionuclides by high resolution gamma-ray spectrometry*, (ISO 2007)
- JCGM 100:2008 *Evaluation of measurement data — Guide to the expression of uncertainty in measurement*, (JCGM, 2008).

3 Definitioner och förkortningar

Aktivitetskoncentration: Antalet atomkärnor som sönderfaller per tidsenhet i en given volym eller massa. Enheten för aktivitetskoncentration för radon i vatten är becquerel per liter (Bq/l). Symbolen för aktivitetskoncentration c_A (ISO 2007).

LSC: Engelsk förkortning för vätskescintillationsräkning (Liquid Scintillation Counting).

Minsta detekterbara aktivitetskoncentration (MDA): Den lägsta signal (sönderfall av ^{222}Rn i detta dokument) som med viss sannolikhet överstiger mätsystemets bakgrundsnivå i mätenhet för aktivitetskoncentration, Bq/l. Symbolen för MDA är $c_A^\#$ (ISO 2007).

Relativ standardosäkerhet: Definieras som kvoten $u(x_i) = \sigma(x_i)/|x_i|$, där $|x_i|$ inte är 0 (noll). För typ A-osäkerhet är $\sigma(x_i)$ lika med standardavvikelsen av x_i . För typ B utvärderas standardosäkerheten enligt dess uppskattningsmodell (JCGM 2008).

ROI: Engelsk förkortning för intresseområdet i ett spektrum (Region Of Interest).



4 Symboler

ISO:s nomenklatur används där så är möjligt.

V	Provvoly m i liter (l).
R_0, R_{kal}, R_m	Den mätta bruttopulsraten ¹ i respektive bakgrunds-, kalibrerings- och provmätning, i antal pulser per sekund (s^{-1}).
t_0, t_{kal}, t_m	Mättid för bakgrunds-, kalibrerings- och respektive provmätning i sekunder (s).
$\sigma_0, \sigma_{kal}, \sigma_m$	Standardavvikelsen för bruttopulsrat vid bakgrunds-, kalibrerings- och provmätning i antal pulser per sekund (s^{-1}). I en ROI per tidsintervall definieras ett pulsratvärde som $R = P/t$ med en standardavvikelse σ som är: $\sigma = \sqrt{P}/t = \sqrt{P/t^2} = \sqrt{R/t}$.
$A_{ref}, v_{Aref}^*, v_{Aref}$	Aktivitet för standardlösning av ^{226}Ra i becquerel (Bq), relativ osäkerhet i given konfidens enligt certifikat och motsvarande relativ standardosäkerhet (Typ B-osäkerhet).
$A_{kal}, v_{V_{kal}}$	Aktivitet för standarden av ^{226}Ra korrigerat till kalibreringstidspunkt i becquerel (Bq), tillhörande relativ osäkerhet som innefattar hantering av standardlösning.
$\Delta t_{kal}, \Delta t_m$	Tidsintervallerna mellan referens- och kalibreringstidspunkt respektive provtagnings- och mättidpunkt i sekunder (s).
$R_{nkal}, \sigma_{nkal}, v_{nkal}$	Nettopulsrat vid kalibreringsmätning, tillhörande standardavvikelse i antal pulser per sekund (s^{-1}) och relativ standardosäkerhet.
$\varepsilon, v_\varepsilon$	Detektoreffektivitet för den valda mätgeometrin i antal pulser per sekund genom becquerel ($\text{Bq}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$) och relativ standardosäkerhet.
R_s, v_s	Nettopulsrat för vattenprov och relativ standardosäkerhet.
c_A	Aktivitetskoncentration av ^{222}Rn i vattenprovet korrigerad till provtagningsstillfället i Bq/l.
$u(c_A)$	Mätosäkerhet associerad till aktivitetskoncentration där alla osäkerhetskällor har tagits in (sammanlagd osäkerhet), i Bq/l.
U	Utvidgad mätosäkerhet beräknat som $U = k \cdot u(c_A)$, med $k = 1, 2, \dots$, i Bq/l.
$c_A^\#$	Minsta detekterbara aktivitetskoncentration i Bq/l.

5 Principen för gammaspektrometri

Gammastrålande sönderfallsprodukter av radonisotop-222 (^{222}Rn) är bly och vismut-214, (^{214}Pb , ^{214}Bi) som därmed är detekterbara med gammaspektrometri. Huvudegenskaper för de viktigaste gammaenergierna av ^{214}Pb och ^{214}Bi anges i Tabell 1.

Gammaspektrometrimetoden går ut på att mäta radonets gammastrålande sönderfallsprodukter. ^{222}Rn -aktivitet är lika med aktiviteten hos sönderfallsprodukterna, så länge jämvikt mellan ^{222}Rn och dess sönderfallsprodukter har etablerats och inte störs av exempelvis läckage av ^{222}Rn .

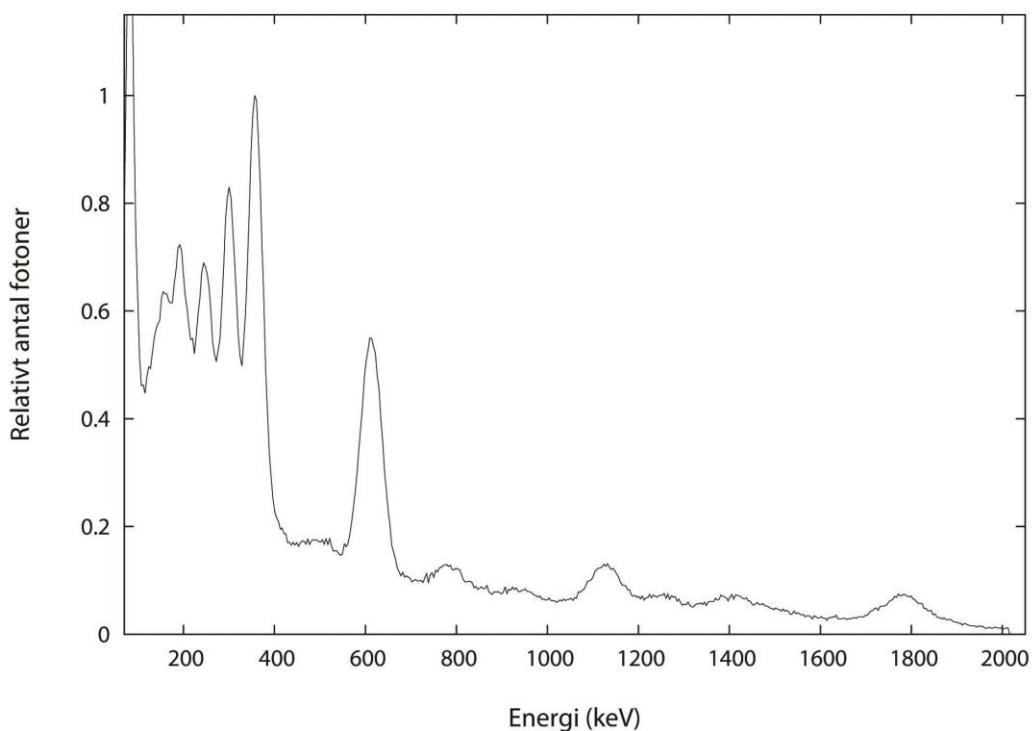
¹ Antal pulser står i direkt proportion till antalet sönderfall. Pulsrat är proportionell till sönderfallshastighet.

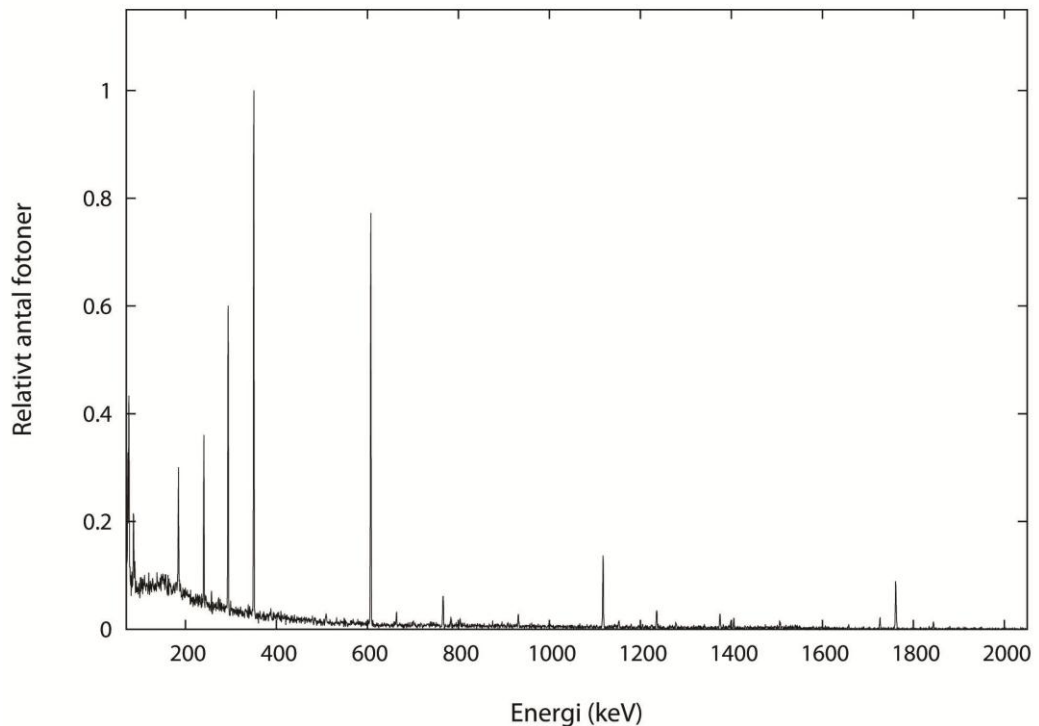
**Tabell 1. De viktigaste gammalinjerna för ^{222}Rn i jämvikt med sönderfallsprodukterna.**

	Energi (keV)	Sönderfallssannolikhet (%)
Pb-214	241,9	7,47
	295,2	19,20
	352,0	37,10
Bi-214	609,3	46,09
	768,4	4,89
	934,1	3,17
	1 120,3	15,04
	1 238,1	5,92
	1 754,5	15,92

Vanligtvis utförs gammaspektrometrimätningar med scintillationsdetektor av natriumjodid, NaI-detektor eller högupplösande halvledardetektor av germanium, HPGe-detektor. Vid mätning av ^{222}Rn i vatten med NaI-detektor eller HPGe-detektor kopplad till en mångkanalsanalysator erhålls gammaspektra enligt Figur 1 respektive Figur 2. Antal pulser i en ROI bestäms under ett tidsintervall och konverteras till aktivitetskoncentration med bestämd effektivitet för den aktuella mätgeometrin.

Sambandet mellan kanal och energi ska bestämmas genom energikalibrering. Minst tre punkter ska finnas för att bestämma sambandet mellan kanal och energi. Tre gammaenergi behövs således som täcker den aktuella energiregionen.

**Figur 1. Gammaspektrum för ^{222}Rn vid mätning med NaI-detektor. Spektraldata är normaliserat för ^{214}Pb @ 352 keV.**



Figur 2. Gammalspektrum för ^{222}Rn vid mätning med HPGe-detektor. Spektraldata är normaliserat för $^{214}\text{Pb}@352\text{ keV}$.

Tillverkarens anvisningar ska följas vid mätning med gammalspektrometriinstrument. Några av de kommersiellt tillgängliga utrustningarna med NaI-detektorer summerar pulser mellan två energier som kan innefatta topparna 295 keV och 352 keV, men detta påverkar inte resultaten så länge kalibreringen av instrumentet har gjorts på korrekt sätt.

6 Principen för vätskescintillationspektrometri

Vattenprovet blandas med en organisk scintillationsvätska (cocktail). Molekylerna i scintillationsvätskan exciteras av den joniserade strålningen och avger sedan ljuspartiklar (fotoner). Antalet genererade fotoner står i direkt proportion till den angivna energin.

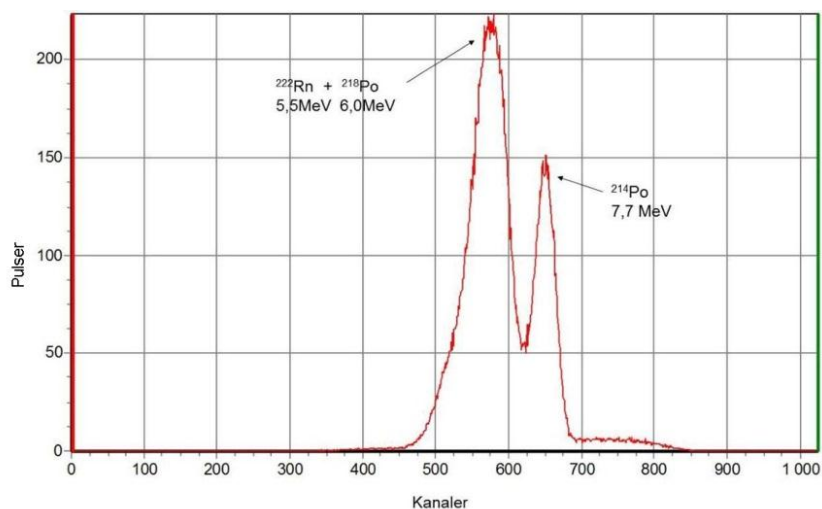
Alfastrålning ^{222}Rn är lösligt i organiska lösningsmedel. Lösligheten hos radon är mycket högre i organiska scintillationsvätskor än i vatten. Därför extraheras den ganska lätt till den organiska fasen av scintillationsvätskan. De viktigaste alfaenergierna för ^{222}Rn anges i Tabell 2.

Tabell 2. De viktigaste alfasönderfallenergierna i ^{222}Rn -kedjan.

	Sönderfall	Energi (MeV)	Sönderfallssannolikhet (%)	Döttrar
Rn-222	alfa	5,5	100	Po-218
Po-218	alfa	6,1	99	Pb-214
Po-214	alfa	7,7	100	Pb-210

Provet, blandat med scintillationsvätska, placeras i en mörk kammare, så kallad vätskescintillationsräknare, optimerad för alfaräkning och försedd med bl.a. fotomultiplikatorrör och mångkanalanalysator. Ett exempel på ett alfaskpektrum som kan erhållas vid mätning av ^{222}Rn i vatten med en vätskescintillationsräknare visas i Figur 3 (Östergren 2003).

Vätskescintillationsmetoden går ut på att det finns en direkt proportionalitet mellan den energi som deponerats av alfapartiklar och intensiteten hos den resulterande ljusblixten, och sålunda storleken av pulsen som registreras. Fotomultiplikatorröret omvandlar ljuspulser till elektriska pulser som räknas och storlekssorteras av mångkanalanalysatorn. Storleken i varje puls motsvarar deponerad energi och antalet pulser per tidsintervall motsvarar radioaktiviteten i provet. Vätskescintillationsräknarens respons konverteras till aktivitetskoncentration med bestämd effektivitet.



Figur 3. Alfaskpektrum för ^{222}Rn vid mätning med vätskescintillationsräknare Quantulus 1220.

7 Utrustning och material

Säkerställ utrustningens funktionsförmåga och stabilitet genom att följa anvisningar från detektorers tillverkare och lämpliga kvalitetssäkringsrutiner, oavsett mätmetod. Använd provtagningskärl i radontätt material som ger lågt bidrag till provets bakgrund. Provtagning bör ske helst i det kärl som sedan ska mätas.

7.1 Gammaspektrometri

Gammaspektrometridetektorer, NaI- eller HPGe-detektor med blyskydd för reduktion av bakgrundsstrålning, elektronik till detektorn och mångkanalanalysator.

7.2 Vätskescintillationsspektrometri

LSC-spektrometer, elektronik och mångkanalanalysator, organisk scintillationscocktail, pipetter för att vid behov överföra vatten från provtagnings- till mätkärl.



7.3 Krav på provtagnings- och mätkärl

Använd radontätt kärl av material som inte absorberar radon (se Bilaga A). Täthet ska kontrolleras genom väggar och förslutning. Det kan inte accepteras att den uppmätta radonhalten är för låg i förhållande till den verkliga på grund av läckage av radon från provtagnings- och/eller mätkärl.

Innan en ny typ av kärl börjar användas ska det säkerställas att radon inte läcker och läckagekontroll ska dokumenteras. Provtagningsserier bör genomföras. Ifall läckage konstateras rekommenderas byte mot radontätt kärl.

7.4 Kontroll av radon läckage

Kärl innehållande en känd aktivitetskoncentration av ^{222}Rn över 2000 Bq/l mäts varje dag under fyra dagar. Ifall läckage av radon i kärlet tillför ett fel som överstiger 5 procent, räknat över fyra dagar, ska kärlet bytas mot ett radontätt.

8 Kvalitetssäkring

Kvalitetssäkringsarbete bör följa de allmänna kompetenskraven för provnings- och kalibreringslaboratorier ISO 17025 (ISO/IEC 2005).

8.1 Verifikation av utrustning

Bakgrund, effektivitet, energiupplösning och utrustningsparametrar som påverkar resultat samt läckagekontroll ska regelbundet övervakas och dokumenteras enligt etablerat kvalitetsarbete.

8.2 Bakgrundsmätning

Ett mätkärl med radonfritt vatten ska användas som bakgrundsprov. För LSC ska kärnen först förberedas med scintillationscocktail. Bakgrundsvatten pipetteras sedan försiktigt direkt i mätkärl. Mätkärlen ska fyllas ända upp, långsamt. Luftning av vattnet ska undvikas. Locket ska genast sättas på och dras åt ordentligt.

Bakgrundsprovet mäts på kalibrerad utrustning. Resultat av mätningen i den valda ROI (energi) är bakgrundspulsrat R_0 med tillhörande standardavvikelse σ_0 . Acceptabel statistik för en bakgrundsmätning uppnås för en mättid, t_0 , som ger tillräcklig pulsrat. En tumregel är att bakgrunds- och vattenprovet ska mätas tio gånger så lång tid som kalibreringsprovet. En acceptabel relativ standardosäkerhet för bakgrundspulsraten i den valda ROI är 3 procent. Den kan uppnås vid en mättid som ger ca 40 000 pulser.

Bakgrundsvärdet ska uppdateras minst en gång per månad eftersom temporära variationer i aktivitetskoncentration av ^{222}Rn normalt förekommer i laboratorieomgivningen.

8.3 Spårbarhet och kalibrering

Spårbarhet innebär att ett mätresultat går att spåra genom en obruten kedja till kända referenser, var och en med en angiven osäkerhet. Kedjan kan bestå av flera länkar och varje länk ökar osäkerheten i mätningen ytterligare.



För att kunna jämföra resultat av olika mätningar på samma prov, på olika prover och resultat som genererats av olika laboratorier måste resultaten vara spårbara. En gemensam referensskala inom mätning av storheten radioaktivitet (antal sönderfall per sekund) realiseras genom att kalibrera mot spårbart referensmaterial (kalibreringsprov).

Instrumentrespons till ett kalibreringsprov ska användas för att etablera utrustningens effektivitet. Pulsrat över ett bestämt energiintervall divideras med kalibreringsprovets aktivitet för att beräkna instrumentets effektivitet.

Nationell standard för mätenheten radioaktivitet tillhandahålls av till exempel National Physical Laboratory (NPL) i Storbritannien, National Institute of Standards and Technology (NIST) i USA och Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) i Tyskland.

8.3.1 Kalibreringsprov

En certifierad standardlösning av ^{226}Ra används för kalibreringen. En lämplig aktivitetkoncentration är i intervallet 500–5 000 Bq/l. Radiumlösningens aktivitet på det certifierade standardprovet, A_{ref} , ska vara spårbar till något av standardlaboratorierna. Aktiviteten certifieras vid en referenstidpunkt. Den relativa osäkerheten (v_{Aref}^*) är angiven för en viss konfidensnivå och understiger normalt 3 procent.

Certifierad standardlösning kan spädas ut och fyllas i ett radontätt mätkärl så att jämvikt mellan ^{226}Ra och dess döttrar inklusive ^{222}Rn kan etableras. Lösningen ska bestå av minst 0,1 M HCl för att undvika fällningar. När lösningen har fyllts på i mätkärl, och samtliga luftblåsor är borta, dras locket åt. Kalibreringsprovet ska stå 30 dagar för att jämvikt mellan ^{226}Ra och ^{222}Rn ska kunna uppnås.

En sönderfallsfaktor som bestäms av sönderfallskonstanten för ^{226}Ra , λ_{Ra} , appliceras till A_{ref} för att erhålla A_{kal} . Sönderfallsfaktorn avser tidsintervallet mellan referenstidpunkt och kalibreringstidpunkt, Δt_{kal} . $\lambda_{Ra} = 4,3322 \cdot 10^{-4} \text{ år}^{-1}$.

$$A_{kal} = A_{ref} \cdot e^{-\lambda_{Ra} \cdot \Delta t_{kal}} \quad (1)$$

8.3.2 Bestämning av effektivitet (kalibrering av utrustning)

Inte alla gammastrålar som avges och passerar genom detektorn producerar pulser i mätutrustningen. Absoluta verkningsgradvärden (detektorseffektivitet) representerar sannolikheten att en gammastråle av en specificerad energi detekteras när den passerar genom detektorn.

Kalibreringsprov mäts på utrustningen. Resultatet av mätningen är kalibreringsprovets pulsrat i den valda ROI, R_{kal} med tillhörande standardavvikelse, σ_{kal} . Mättiden, t_{kal} , ska vara så lång att en pulsrat med en relativ standardavvikelse under 0,6 procent (ca 10 000 pulser) uppnås för den valda ROI eller för det totala antalet pulser i alfafönstret, för gammasppektrometri respektive LSC.

Bruttopulsrat i kalibreringsprovet bestäms för det valda ROI (energi) i spektrum. För gammaspektrum ska gammatopparna ^{214}Bi @609,3keV och ^{214}Pb @352,0keV väljas, se Tabell 1 (Möre, 1997). För vätskescintillationsräknarspektrum ska bruttopulsrat avse toppar från Tabell 2 (Suomela, 1993). Nettopulsraten i den valda ROI (energi) är bruttopulsraten minus en bakgrundspulsrat, $R_{nkal} = R_{kal} - R_0$. Bakgrundsspektrum ska ha samlats i förväg och för varje gång en ny kalibrering införs ska en uppdaterad bakgrund användas, se 8.2.



För två olika ROI i ett spektrum är effektiviteter för varje ROI i allmänhet olika. Effektiviteten för den valda ROI (i allmänhet energiberoende) beräknas enligt:

$$\varepsilon = \frac{R_{nkal}}{A_{kal} \cdot \gamma} \quad (2)$$

där γ är sönderfallssannolikhet, vilken är 1 för alfaenergierna (Tabell 2). För gammaenergi är det 0,46 för ^{214}Bi @609,3keV och 0,37 för ^{214}Pb @352,0keV (Tabell 1).

Effektiviteten ska bestämmas på nytt om:

- det bekräftas genom färdighetsprovning eller jämförelsemätning att effektivitetskalibreringen är felaktig
- det införs en ny mätgeometri som kan inkludera nytt mätkärl eller ny mätuppställning
- detektorn har reparerats eller varit på service.

8.4 Verifikation av metoden

Metodens noggrannhet ska verifieras minst varje år, antingen genom analys av referensmaterial eller genom deltagande i jämförelsemätningar. Metodens reproducerbarhet ska verifieras genom upprepade mätningar. För noggrannhet samt reproducerbarhet ska acceptansgränser vara etablerade. Lämplig acceptansgräns för noggrannheten är $\pm 2,5$ procent för jämförelse mot certifierat referensmaterial och för interlaboratoriejämförelser ± 5 procent. Reproducerbarheten ska vara inom 5 procent.

8.5 Verifikation av analytisk förmåga hos utförare

Ett noggrannhets- och reproducerbarhetstest bör utföras för nya utförare genom att analysera certifierat referensmaterial. Acceptansgränser ska uppfyllas.

9 Analysprocedur

1. Välj lämplig provtagningsplats.
2. Utför provtagning och anteckna plats, datum och tid.
3. Analysera vattenprov inom fyra dagar.
4. Tillåt jämvikt mellan ^{222}Rn och dess kortlivade döttrar att etableras efter provtagning och hantering.
5. Mät ett spektrum för vattenprovet på kalibrerad utrustning.
6. Analysera spektrumet och beräkna aktivitetskoncentrationen av ^{222}Rn .
7. Redovisa resultatet.

9.1 Provtagning, transport och lagring av vattenprov

Vid provtagning av dricksvatten finns flera felkällor att ta hänsyn till för att det tagna provet ska vara representativt och avspegla radonkoncentrationen i källan, se Bilaga A. Väsentligast är att:

- radonet har en halveringstid på cirka fyra dagar
- radon avgår från vatten till luften
- läckage av radon från provtagningskärlet förekommer.



Laboratorium som utför radonanalyser ska skicka provtagningskärl till provtagare för att provtagningskärlet helst ska vara detsamma som mätkärlet. Kärlen ska fyllas ända upp, långsamt och luftning av vattnet ska undvikas. Locket ska genast sättas på och dras åt ordentligt.

Under transport och lagring bör vattenprov hållas kallt (cirka 10 plusgrader) och mörkt. Perioden mellan provtagning och ankomst till laboratoriet ska vara så kort som möjligt och får inte överskrida fyra dagar eftersom radonets halveringstid är 3,8 dagar.

9.2 Mätning på vattenprov

Efter eventuell överföring från provtagnings- till mätkärl ska analys påbörjas tidigast efter fyra timmar. Det beror på att jämvikt måste uppnås mellan ^{222}Rn och dess kortlivade döttrar. Under väntetiden, i mörkt och svalt utrymme, anpassas provet till mörker inför LSC-räkningen.

För överföring från ett provtagningskärl till LSC-mätkärl förbereds först mätkärlet med scintillationscocktail. Vattenprovet pipetteras sedan försiktigt direkt på botten av mätkärlet, under vätskescintillationslösningens yta, för att förhindra förlust av radon från provet. Locket sätts genast på och dras åt ordentligt. Genom att skaka kärlet extraheras ^{222}Rn till den organiska fasen.

Vattenprovet mäts på kalibrerad utrustning för lika lång tid som bakgrundsprovet ($t_0 = t_m$). Resultat av mätningen i den valda ROI (energi) är en bruttopulsrat R_m med tillhörande standardavvikelse σ_m . Nettopulsraten är bruttopulsraten minus bakgrundspulsraten $R_s = R_m - R_0$. Bakgrundsspektrum ska ha samlats i förväg (se 8.2) och det senaste spektrumet ska alltid användas.

Mättiden och nettopulsratens relativa standardosäkerhet har ett inversproportionellt samband, det vill säga att ju längre tid ett prov mäts desto lägre osäkerhet erhålls på nettopulsrat. Omvänt ger ett prov med högt radonhalt mindre nettopulsratsosäkerhet än ett prov med lägre radonhalt med samma mättid. Nettopulsrat R_s med relativ standardosäkerhet $v_s \leq 3\%$ ska uppnås.

9.3 Beräkning av aktivitetskoncentration

Aktivitetskoncentration av ^{222}Rn i vattenprovet vid provtagningstillfället erhålls ur;

$$c_A = \frac{R_s}{V \cdot \gamma \cdot \varepsilon} \cdot f \quad (3)$$

Sönderfallssannolikhet γ är som i ekvation 2. Faktorn f avser sönderfall som sker under tidsintervall mellan provtagning och mätning (Δt_m) och under själva mättiden (t_m). Sönderfallskonstanten (λ_{Rn}) för ^{222}Rn är lika med $2,0982 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$.

$$f = \frac{\lambda_{Rn} \cdot t_m}{1 - e^{-\lambda_{Rn} \cdot t_m}} \cdot e^{-\lambda_{Rn} \Delta t_m} \quad (4)$$

För gammaspektrometri tas ett medelvärde fram från aktivitetskoncentrationer beräknade utifrån nettopulsrat från ROI för ^{214}Bi @609,3keV och ^{214}Pb @352,0keV.



9.4 Beräkning av mätosäkerheter

9.4.1 Effektivitetens osäkerhet

Effektivitetens relativa standardosäkerhet beräknas enligt GUM-standard för utvärdering av mätosäkerheter (JCGM 2008):

$$v_{\varepsilon}^2 = v_{nkal}^2 + v_{Aref}^2 + v_{Vkal}^2, \quad (5)$$

där v_{Vkal} avser den osäkerhet som innebär hantering och överföring av standardlösning till kalibreringsvolym. Det antas vara rektangulärfördelat och under 2 %, vilket innebär en relativ standardosäkerhet $v_{Vkal} = 2/\sqrt{3}$.

$$v_{nkal}^2 = \left(\frac{\sqrt{\sigma_{kal}^2 + \sigma_o^2}}{R_{nkal}} \right)^2, \quad (6)$$

$$v_{Aref}^2 = \left(\frac{v_{Aref}^*}{k} \right)^2, \quad (7)$$

Ekvation (7) är operationen för att konvertera angiven osäkerhet i certifikat vid bestämd konfidensnivå, v_{Aref}^* , till en relativ standardosäkerhet, v_{Aref} . Den angivna osäkerheten behandlas som om en dubbelsidig Gaussfördelning hade använts för att beräkna den och delas därför med faktorn för en sådan fördelning. Det divideras med 1 för 68,3 %, 1,645 för 90 %, 1,96 för 95 % samt 2,58 för 99 % (ISO/IEC 1998).

9.4.2 Sammanlagd mätosäkerhet associerad till mätning av aktivitetskoncentrationen

Den sammanlagda osäkerheten i enheter av aktivitetskoncentration (Bq/l) beräknas enligt GUM-standard för utvärdering av mätosäkerheter (JCGM 2008):

$$u(c_A) = \sqrt{c_A^2 \cdot (v_s^2 + v_V^2 + v_{\varepsilon}^2)}, \quad (8)$$

där v_{ε}^2 är given enligt ekvation (5). Provvolumens relativa standardosäkerhet, v_V , kan uppskattas ligga under 0,5 %. Den relativa standardosäkerheten för nettopulsrat, v_s , utgör bidraget till den statistiska delen av den sammanlagda mätosäkerheten.

9.4.3 Utvidgad mätosäkerhet

Den utvidgade mätosäkerheten beräknas enligt GUM-standard för utvärdering av mätosäkerheter (JCGM 2008):

$U = k \cdot u(c_A)$, med $k = 1, 2, \dots$ (omfattar 68,3 respektive 95,5% av en Gaussfördelning).

9.5 Minsta detekterbara aktivitetskoncentration (MDA)

Med $t_m = t_0$ och antagandet om att en detektionshändelse är sann vid 95 procent, det vill säga att risken för en falsk positiv detektionshändelse är 5 procent, blir MDA (Currie, 1968), (Lochamy, 1976):

$$c_A^{\#} \cong \frac{4,65 \cdot \sigma_0}{V \cdot \gamma \cdot \varepsilon}. \quad (9)$$

För gammaspektrometri tas ett medelvärde för $c_A^{\#}$ fram utifrån bakgrundspulsrat från ROI för ^{214}Bi @609,3keV och ^{214}Pb @352,0keV.



Mätresultat som understiger den minsta detekterbara aktivitetskoncentrationen ska rapporteras som varande under det värdet.

10 Noggrannhetskrav enligt aktuella gräns- och riktvärden

Ansvariga myndigheter (Livsmedelverket och Socialstyrelsen) har satt gränsvärden för vatten, 100 Bq/l för kommunalt och 1 000 Bq/l för enskilt. Detta leder till ett grundläggande krav på MDA väl under 100 Bq/l. Hälften av det värdet, 50 Bq/l, anses vara tillfredsställande.

Under förutsättning att provtagnings- och kalibreringsprocessen följer detta dokument uppskattas den relativa sammanlagda mätosäkerheten alltid bli mindre än 5 procent, så länge vattenprovet är uppmätt under en tid som leder till en nettopulsrat med relativ standardosäkerhet, $v_s \leq 3 \%$.

11 Analysrapport

Analysrapporten ska innehålla:

- information om laboratorium där analysen har genomförts
- kundens namn och adress
- providentifikation, inklusive provtagningsplats, -datum och -tid (hh:mm)
- provets ankomstdatum och ankomsttid (hh:mm) till laboratoriet
- mätmetod
- provets aktivitetskoncentration c_A korrigerat till provtagningsstillfället samt den utvidgade mätosäkerheten U (båda i Bq/l) med en sannolikhetstolkning för intervallet som definieras av U , exempelvis:
Aktivitetskoncentration av ^{222}Rn är 250 ± 20 Bq/l, där sifferuttrycket efter \pm är den utvidgade mätosäkerheten med täckningsfaktor $k = 2$
eller
Aktivitetskoncentration av ^{222}Rn ligger i intervallet definierat av 250 ± 20 Bq/l med en konfidensnivå på 95,5 procent
- MDA-värde (om mätvärdet understiger eller är lika med MDA ska detta anges särskilt)
- uttalande om resultatet jämfört med gällande gräns- och riktvärden, exempelvis:
Vattenprovet klassas som tjänligt med anmärkning enligt Livsmedelsverket p.g.a. att aktivitetskoncentrationen av ^{222}Rn är över 100 Bq/l (värde exakt lika med gränsvärdet ska anses ligga under gränsvärdet med hänsyn till mätosäkerheten)
- kommentar om huruvida något avvikit från metodbeskrivningen i samband med provet.



Referenser

- Abbadya, 2004 A. Abbadya, A. G.E. Abbadya and R. Michel, "Indoor radon measurement with The Lucas cell technique", *Appl. Radiat. Isot.* 2004, vol. 61 (6), 1469–1475.
- ASTM, 2005 American Society for Testing and Materials, "ASTM D6327 – 10, Standard Test Method for Determination of Radon Decay Product Concentration and Working Level in Indoor Atmospheres by Active Sampling on a Filter", 2005.
- BEIR VI, 1999 Committee on Health Risks of Exposure to Radon, *Health Effects of Exposure to Radon (BEIR VI)*, ISBN-10: 0-309-05645-4, National Academy Press (1999) Washington DC.
- Currie, 1968 L. A. Currie, "Limits for Qualitative Detection and Quantitative Determination – Application to Radiochemistry", *Analytical Chemistry*, vol. 40 (1968), 586–593.
- JCGM, 2008 Joint Committee for Guides in Metrology – JCGM, *Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement (GUM 1995 with minor corrections)*, JCGM 100:2008.
- ISO, 2007 ISO 10703:2007 *Water quality – Determination of the activity concentration of radionuclides by high resolution gamma-ray spectrometry*, ISO, C.P. 56, CH-1211 Genève 2007, Schweiz.
- ISO/IEC, 2005 SS-EN ISO/IEC 17025:2005 *Allmänna kompetenskrav för provnings- och kalibreringslaboratorier*, Swedish Standard Institute, 2005.
- LIVS, 2011 LIVSFS 2011:3 Livsmedelsverkets författningssamling *Föreskrifter om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten*, ISSN 1651-3533.
- Lochamy, 1976 J.C. Lochamy, "The Minimum Detectable Activity Concept", *NBS SP456*, NIST, National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD 20899 USA, 1976.
- Möre, 1997 H. Möre, "Utkast till beskrivning av standardmetod för radonanalys i vattenprover med hjälp av gammaspektrometri", Statens strålskyddsinstitut dnr 80/2803/97.
- SOS, 2005 SOSFS 2005:20 (M) Socialstyrelsens författningssamling *Ändring i allmänna råden (SOSFS 2003:17) om försiktighetsmått för dricksvatten*, ISSN 0346-6000 Artikelnr 2005-10-20.
- SOS, 2004 SOSFS 2004:6 (M) Socialstyrelsens författningssamling *Ändring i allmänna råden (SOSFS 1999:22) om tillsyn enligt miljöbalken – radon i inomhusluft*, ISSN 0346-6000 Artikelnr 2004-10-6.
- Suomela, 1993 J. Suomela, "Method for determination of Radon-222 in water by liquid scintillation counting", *SSI-rapport 93-13*, Statens strålskyddsinstitut, 171 16 Stockholm, 1993.



- US EPA, 1999 Environmental Protection Agency, *Methods, Occurrence, and Monitoring Document of Radon in Drinking Water*, Office of Ground Water and Drinking Water, 1999.
- Östergren, 2003 I. Östergren et al., "Mätning av naturlig radioaktivitet i dricksvatten. Test av mätmetoder och resultat av en pilotundersökning", *SSI-rapport 2003:07*, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2003.
- WHO, 2009 World Health Organization, *WHO's Handbook on indoor Radon*, WHO Press, ISBN 978 92 4 154767 3, Genève, 2009.



Bilaga A. Provtagning

9.3.1 Bakgrund

Provtagningen är av avgörande betydelse för att analysresultatet ska visa den verkliga radonhalten i vattnet. Det gäller att minimera avgången av radon vid upptappningen och att ta provet på väl omsatt vatten. Den analyserade radonhalten ska avse den totala halten av radon-222 i vattnet, således både det radon som avgår till inomhusluften och det radon som finns kvar i det upptappade vattnet.

När vattnet provtas ska detta ske så att skillnaden i radonhalt mellan det vatten som kommer från tappstället och det vattenprov som finns i provtagningskärlet minimeras. Att radon avgår från vattnet till omgivande luft vid provtagningen utgör en stor felkälla vid bestämning av vattnets radonhalt. Nedan listas saker att tänka på.

- När vattnet i rörsystemet står under ett tryck på 200–500 kPa (2–5 atmosferer) kan upp till 10 procent av radonet avgå på grund av tryckminskningen vid upptappningen. Radonet avluftas med den gas som finns löst i vattnet.
- Radon kan avgå vid provtagningen om vattnet kommer i kontakt med omgivande luft när det rinner eller hålls ner i provtagningskärlet/flaskan. Ju kallare vattnet är desto mindre är radonavgången och ju kortare avståndet är mellan tappkranen och provtagningskärlet/flaskan desto mindre blir radonavgången till omgivande luft. Ovarsam provtagning kan medföra att så mycket som 50 procent av radonet avgår. Provtagningen bör helst utföras i ett slutet system där ingen radonavgång kan ske. Detta är dock vid normal provtagning svårt att uppnå.
- I ett slutet system halveras radonhalten i vatten genom radonets sönderfall efter 3,8 dygn. Vatten som har stått i 16 timmar i brunn eller tryckkärl och rörsystem har därför 10 procent lägre radonhalt än vatten som pumpas direkt från jordlagret eller från vattenförande sprickor i berget. Provet bör därför tas på så färskt vatten som möjligt. Vatten som ska provtas för radonanalys bör vara omsatt och inte ha stått i hydrofor, rörsystem eller brunn mer än någon dag. Är vattenförbrukningen normal i ett permanent bebott hushåll kan man räkna med att vattnet är väl omsatt och provet kan tas direkt från ett tappställe som ofta används, till exempel en kran i köket. Har vattnet under en längre tid stått i tryckkärl och rörsystem bör vatten spolas så att det omsätts och färskt vatten erhålls.
- Tas vattnet från en i berget borrarad brunn bör även detta vatten omsättas. En 100 meter djup brunn innehåller cirka 1 000 liter vatten. Har detta vatten inte omsatts under den senaste veckan är radonhalten cirka 30 procent lägre än i regelbundet omsatt vatten.
- Från vatten som tas från en grävd brunn eller vattenreservoar med stor volym gäller att omsättningen av vattnet ska ha varit normal innan provet tas.
- Läckage av radon från provtagningskärlet/flaskan är en vanlig orsak till att den uppmätta radonhalten är betydligt lägre än den verkliga. Radonatomer kan diffundera genom vissa sorters plast. En flaska i polyetylen är normalt inte radontät. Glasflaskor är radontäta liksom de flesta provtagningskär/flaskor av hårdplast. Dock förekommer det ofta att locket inte kan slutas till så att det blir radontätt eller att det under alla förhållanden förblir radontätt. Läckaget genom



plasten eller vid locket är olika stort vid olika temperaturer. Radonavgången är nästan dubbelt så stor vid +20 °C än vid +5 °C.

- Radonets lösningsförmåga i vatten gör att radonhalten vid +20 °C är upp till tre gånger högre i luften än i vattnet i en sluten volym där det finns både vatten och luft.

9.3.2 Anvisningar för provtagning

För att vattenprovet ska bli representativt och den ofrivilliga radonavgången reduceras maximalt ska följande anvisningar följas.

- Före påfyllningen ska eventuell på kranen monterad stril eller luftinblandare (så kallad vattensparare) tas bort.
- Vattenprovet ska tas på vatten som har omsatts på för vattentäkten normalt sätt. Lämpligt är att ta vattenprovet efter det att morgonbestyren är överstökade. Har förbrukningen av vattnet inte varit normal under det senaste dygnet bör tappning ske till dess att hela vattenvolymen omsatts. Om vattnet inte har använts under en tid ska hela vattenvolymen i systemet (tryckkärl, rörsystem och brunn) omsättas innan provet tas.
- Påfyllningen av vatten till provkärlet ska utföras så att så lite som möjligt av radonet avgår till omgivande luft. Detta kan göras genom att kranen hålls mot botten av provtagningskärlet. Är kärlets öppning så smal att kranen inte kan föras in, eller är kärlet så djupt att kranen inte når botten, kan kärlet fyllas genom att vattnet får rinna långsamt ner längs insidan. Alternativt kan en slang träs på kranen.
- Provtagningskärlet ska fyllas tills vattnet rinner över. Kärlet ska vara helt fyllt efter provtagningen.
- Vattenprov tas helst i det kärl som mätningar ska utföras på. I andra hand kan vatten överföras från provtagningskärl till mätkärl.
- När vatten från provtagningskärlet behöver överföras till mätkärlet kan detta ske med hjälp av pipett som suger upp vattnet utan att blanda det med luft. Alternativt kan man låta vattnet sakta rinna ner längs mätkärlets vägg. Mätkärlet bör då hållas direkt intill det kärl från vilket vattnet överförs.
- För att minimera radonavgången ska vattnet vara kallt (cirka 10 plusgrader).