



5

TALOUSVEDEN RADIOAKTIIVISET AINEET

Laina Salonen, Pia Vesterbacka, Ilona Mäkeläinen,
Anne Weltner, Hannu Arvela

SISÄLLYSLUETTELO

5.1	Radionuklidien pitoisuus suomalaisten talousvedessä ..	164
5.2	Luonnon radionuklidien epätasapaino pohjavedessä	167
5.3	Aktiivisuuspitoisuus vaihtelee alueellisesti	171
5.4	Talousveden radionuklidien terveyshaitat	180
5.5	Talousveden radioaktiivisuutta koskevat ohjeet	184
5.6	Mittausmenetelmät	185
5.7	Radionuklidien poistaminen vedestä	189

Talousvedessä olevat luonnon radioaktiiviset aineet ovat peräisin maa- ja kallioperän radioaktiivisista aineista, jotka liukenevat maankuoren mineraaleista pinta- ja pohjaveteen. Koska pohjavesi on paljon pitempään kosketuksissa maa- ja kallioperän kanssa kuin pintavesi, pohjaveden mineraali- ja siten myös radionuklidipitoisuudet ovat huomattavasti suurempia. Kallioperän pohjavedessä pitoisuudet ovat vielä paljon suurempia kuin maaperän pohjavedessä. Keinotekoisia radioaktiivisia aineita voi päästä veteen ydinenergian käytön yhteydessä ja ydinonnettomuuksissa sekä terveydenhuollossa ja teollisuudessa tapahtuvan radionuklidien käytön seurauksena. Vedessä on myös pieniä määriä radioaktiivisia aineita, jotka ovat peräisin 1960-luvulla ilmakehässä tehdyistä ydinasekokeista (luku 6).

Säteilysuojelun kannalta merkittävät talousveden sisältämät luonnon radioaktiiviset aineet kuuluvat uraanisarjaan (liitteet 1 ja 2). Eniten säteilyaltistusta aiheuttaa alfasäteilyä lähettävä ^{222}Rn . Muita tärkeitä uraanisarjan radionuklideja ovat pitkäikäiset alfasäteilijät ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra ja ^{210}Po sekä beetasäteilyä lähettävä ^{210}Pb . Radiumpitoisissa pohjavesissä myös toriumsarjan beetasäteilijä ^{228}Ra on otettava huomioon säteilyaltistusta arvioitaessa. Torium on niukkaliukoinen, eikä siten juurikaan esiinny pohjavedessä. Uraani- ja toriumsarjoihin kuuluvien aineiden lisäksi vedessä on myös hajoamissarjoihin kuulumatonta beetasäteilyä lähettävää nuklidia ^{40}K .

Talousveden radioaktiivisten aineiden määrä ilmoitetaan yleensä yksittäisten nuklidien aktiivisuuspitoisuutena. Uraanisarjan kaikki nuklidit ja toriumsarjan pitkäikäiset jäsenet syntyvät käytännössä yksinomaan joko alfa- tai beetahajoamisen kautta. Usein on tapana ilmoittaa pitkäikäisten alfasäteilyä lähettävien aineiden aktiivisuuspitoisuuksien summa. Pitkäikäisellä radionuklidilla tarkoitetaan tässä ainetta, jonka puoliintumisaika on pidempi kuin ^{222}Rn :n. Tässä luvussa suureesta käytetään lyhyempää ilmaisua kokonaisalfapitoisuus. Vastaavasti puhutaan kokonaisbeeta-pitoisuudesta.

5.1 | Radionuklidien pitoisuus suomalaisten talousvedessä

Pohjaveden radioaktiivisia aineita on tutkittu Säteilyturvakeskuksessa 1960-luvun lopulta lähtien. Alkuvaiheessa tutkittiin Helsingin alueelta 66 porakaivoa, joissa radonin lisäksi havaittiin huomattavia määriä uraania ja radiumia. Niinpä katsottiin aiheelliseksi selvittää pohjaveden sisältämien luonnon radioaktiivisten aineiden määrä myös muualla Suomessa.

Luonnon radionuklidien aktiivisuuspitoisuutta mitattiin 1970-luvun aikana lähes kaikkien vesilaitosten ja noin 1 200 yksityisen kaivon vedestä. Kaikista näytteistä mitattiin radonpitoisuus, suuresta osasta näytteitä kokonaisalfa- ja kokonaisbeeta-pitoisuus sekä ^{226}Ra -pitoisuus; osasta näytteitä myös ^{238}U -, ^{234}U - ja ^{228}Ra -pitoisuudet. Selvitykset ovat 1980-luvulta lähtien kohdistuneet pääosin kaivoveteen. Vuonna 2001 mittauksia oli tehty yli 6 000 porakaivosta ja yli 4 000 rengas- ja lähdekaivosta. Paikallisissa elintarvike- ja ympäristölaboratorioissa oli edellisten lisäksi tutkittu noin 3 000 porakaivon radonpitoisuus. Tavoitteena on kartoittaa riskialueita sekä tutkia, aiheutuuko erityisesti pitkäikäisistä radionuklideista merkittäviä säteilyannoksia. Uraanin ja radiumin lisäksi osasta vesinäytteitä on määritetty myös ^{210}Pb - ja ^{210}Po -pitoisuus.

Radionuklidien aktiivisuuspitoisuudet ovat vesilaitosten jakamassa talousvedessä huomattavasti pienempiä kuin pora- ja rengaskaivovedessä (taulukko 5.1). Ero aiheutuu vesilaitosten käyttämän pintaveden suhteellisen suuresta osuudesta (40 prosenttia) sekä veden käsittelystä, jossa osa radionuklideista poistuu vedestä. Pora- ja lähdekaivojen vedessä radionuklidien pitoisuudet ovat moninkertaisia verrattuna rengas- tai lähdekaivojen veteen. Suomessa porakaivoveden radionuklidien aktiivisuuspitoisuudet ovat kansainvälisesti verrattuna suuria.

Nuklidi	Verkostovesi (Bq/l)	Rengas- ja lähdekaivot (Bq/l)	Porakaivot (Bq/l)	Koko väestö (Bq/l)
^{222}Rn	27 (6 500)	60 (3 600)	590 (78 000)	50 (78 000)
^{234}U	0,02 (3,1)	0,02 (1,5)	0,6 (230)	0,04 (230)
^{238}U	0,015 (1,8)	0,02 (1,1)	0,4 (150)	0,03 (150)
^{226}Ra	0,003 (1,3)	0,01 (2,0)	0,06 (49)	0,006 (49)
^{210}Po	0,003 (0,29)	0,01 (1,3)	0,07 (16)	0,007 (16)
^{210}Pb	0,003 (0,15)	0,04 (1,4)	0,06 (21)	0,008 (21)

TAULUKKO 5.1 Luonnon radioaktiivisten aineiden keskimääräinen aktiivisuuspitoisuus talousvedessä (maksimipitoisuus suluisissa)

Verkostoveden osalta keskimääräisissä aktiivisuuspitoisuuksissa on otettu huomioon pintaveden osuus ja käyttäjien lukumäärä. Kaivoveden tapauksessa alueelliset pitoisuuskeskiarvot on painotettu kyseisen alueen porakaivojen tai maaperäkaivojen lukumäärillä.

Radon on talousveden eniten säteilyannosta aiheuttava radioaktiivinen aine. Radonin enimmäispitoisuus vesilaitosten vedessä on 300 Bq/l. Pi-

toisuutta valvotaan ja enimmäispitoisuus ylittyi vesilaitosvedessä vain harvoin (taulukko 5.2). Yksityiskaivojen talousveden radonpitoisuutta koskeva laatusuositus 1 000 Bq/l ylittyi rengaskaivoissa vain satunnaisesti, sen sijaan porakaivoissa noin kymmenessä prosentissa.

Talousoveden alkuperä	Käyttäjien lkm yhteensä	100 Bq/l ylittävät	300 Bq/l ylittävät	1 000 Bq/l ylittävät	3 000 Bq/l ylittävät
Porakaivot	200 000	120 000	60 000	20 000	6 000
Rengaskaivot	500 000	60 000	10 000	20	0
Verkostovesi	4 500 000	200 000	200 ¹⁾	0 ¹⁾	0 ¹⁾
Yhteensä	5 200 000	400 000	70 000	20 000	6 000

¹⁾ Säteilyturvakeskuksen tiedossa olleet käyttäjämäärät

TAULUKKO 5.2 Niiden henkilöiden arvioidut lukumäärät, jotka käyttivät vuonna 2001 radonpitoisuudeltaan 100, 300, 1 000 ja 3 000 Bq/l ylittävää talousvettä.

Pohjaveden käyttö vesilaitosten raakavetenä on lisääntynyt 1970-luvun alun 30 prosentista 2000-luvun 60 prosenttiin. Ennusteiden mukaan pohjaveden osuus olisi vuonna 2010 jopa 70–75 prosenttia. Pohjaveden osuutta on kasvatettu myös lisäämällä tekopohjaveden käyttöä. Tekopohjavesi on maaperään imeytettyä pintavettä, joka on sekoittunut alueen pohjaveteen. Myös kallioperän pohjaveden käyttö yhdyskuntien vesihuollossa on lisääntynyt.

Vesilaitosten kuluttajille jakama talousvesi voi olla peräisin yhdestä tai useammasta ottamosta. Ottamon käyttämän raakaveden lähteellä (pintavesi, maaperän tai kallioperän pohjavesi tai tekopohjavesi) on suuri vaikutus raakaveden aktiivisuuspitoisuuteen. Suuria pitoisuuksia on lähinnä kallioperän pohjavettä käyttävien ottamoiden vedessä (taulukko 5.3). Tekopohjaveden keskimääräinen radonpitoisuus (38 Bq/l) sijoittuu pintaveden (alle 3 Bq/l) ja maaperän pohjaveden (69 Bq/l) radonpitoisuuksien väliin. Pitkäikäisten radionuklidien suuret pitoisuudet muiden kuin kalliopohjavettä käyttävien ottamoiden vedessä ovat harvinaisia.

Vesilaitosvedessä radonin enimmäispitoisuus 300 Bq/l ylittyi 1990-luvulla muutamalla kymmenellä valvonnan kohteena olevalla laitoksella. Näiden joukossa oli joitakin yli kahdensadan käyttäjän vesilaitoksia sekä kymmenkunta pienempää laitosta. Loput ovat erilaisia julkisia laitoksia, kuten kouluja, leirintäpaikkoja tai tehdaslaitoksia, jotka ottivat raakavetensä porakaivoista.

Raakavesilähde	Ottamoiden lukumäärä	²²² Rn (Bq/l)	Pitkäikäiset alfasäteilijät (Bq/l)	Pitkäikäiset beetasäteilijät (Bq/l)	²²⁶ Ra (Bq/l)
Pintavesi	129	< 3	0,03	0,11	0,003
Maaperän pohjavesi	743	69	0,06	0,13	0,007
Tekopohjavesi	12	38	0,05	0,13	0,005
Kalliopohjavesi	46	320	0,25	0,27	0,068

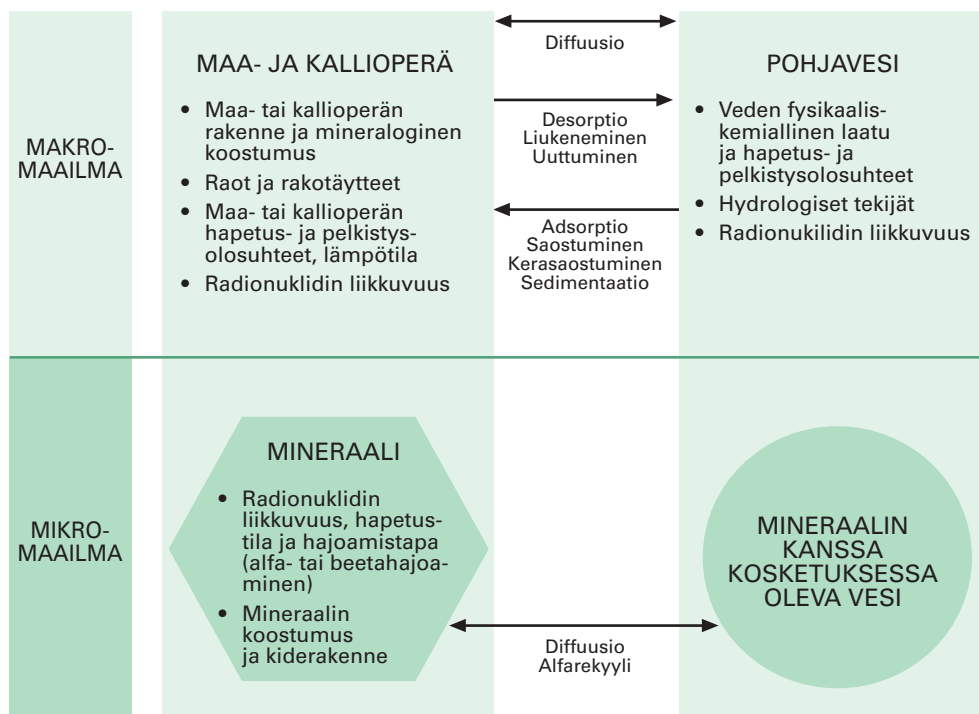
TAULUKKO 5.3 Luonnon radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuden keskiarvot vedenottamoiden vedessä raakavesilähteen mukaan jaoteltuna

Pitkäikäisiin alfasäteilijöihin kuuluvat ²³⁸U, ²³⁴U, ²²⁶Ra ja ²¹⁰Po ja beetasäteilijöihin ²¹⁰Pb, ²²⁸Ra ja ⁴⁰K.

5.2 Luonnon radionuklidien epätasapaino pohjavedessä

Radioaktiivisen aineen hajoamissarjan (katso liite 1) sanotaan olevan tasapainotilassa, kun sarjan kaikkien tytärnuklidien aktiivisuudet ovat samat kuin emonuklidin. Sarjan kokonaisaktiivisuus vähenee sarjaa ylläpitävän emonuklidin puoliintumisajan mukaisesti. Tasapainotilan saavuttamiseen tarvittava aika määräytyy sisäänkasvavien tytärnuklidien puoliintumisaikojen perusteella ja on käytännössä noin kuusi kertaa pitkäikäisimmän tyttären puoliintumisaika. Uraanisarjan tasapainotilan syntymiseen vaadittava aika on 1,5 miljoonaa vuotta, ja sen määrää sarjan pitkäikäisin tytärnuklidi ²³⁴U. Tasapainotilan saavuttaminen edellyttää lisäksi, että tytärnuklidit eivät poistu syntypaikaltaan, eikä sarjaan kuuluvia nuklideja tule alkuperäiseen systeemiin sen ulkopuolelta.

Radionuklidien määrää vedessä säätelevät radioaktiivisen hajoamisen lisäksi erilaiset geokemialliset ja geofysikaaliset prosessit. Kallio- ja maaperä ovat vuorovaikutuksessa veden kanssa, jolloin radionuklideja voi siirtyä kiviaineksesta veteen ja vedestä kiviainekseen. Tällöin tasapainotilan syntymiseen ei ole edellytyksiä. Pinta- ja pohjavedessä vallitseekin aktiivisuusepätasapaino. Epätasapaino voi esiintyä hajoamissarjan eri alkuaineiden sekä saman alkuaineen eri isotooppien välillä. Kiviaineksesä radioaktiiviset aineet ovat lähempänä aktiivisuustasapainoa kuin vedessä, koska vain murto-osa kivistä – käytännössä sen pintaosat – on kosketuksissa veteen. Epätasapaino voi syntyä liukenemisen, adsorption, desorption, saostumisen tai sedimentaation seurauksena tai se voi olla radioaktiivisen hajoamisen aiheuttama (kuva 5.1).



KUVA 5.1 Luonnon radionuklidien liikkumiseen ja aktiivisuusepätasapainon syntymiseen vaikuttavia tekijöitä maa- ja kallioperän ja pohjaveden muodostamassa kokonaisuudessa

Nuolet kuvaavat radionuklidien siirtymistä veden ja kiviaineksen välillä eri prosessien vaikutuksesta. Maa- ja kallioperän rakenteeseen liittyviä ominaisuuksia ovat raekoko, huokoisuus, läpäisevyys, vedenjohtavuus ja rapautuneisuus. Radionuklidin liikkuvuuteen vaikuttavat puoliintumisaika, olomuoto ja kemialliset ominaisuudet. Veden fysikaalis-kemialliseen laatuun vaikuttavia tekijöitä ovat muun muassa lämpötila ja pH sekä vedessä oleva liuennut ja liukene-maton aines. Kallioperän raoissa ja maaperässä vallitsevia hydrologisia tekijöitä ovat pohjave-den pinnan vuodenaikavaihtelut sekä veden virtausreitit ja -nopeus. Talusvetenä hyödyn-nettävä pohjavesi on kallioperän raoissa tai maaperän huokosissa olevaa vettä.

Syynä aktiivisuusepätasapainoon ovat radionuklidien erilaiset fysikaalis-kemialliset ominaisuudet kuten eripituiset puoliintumisajat, minkä vuoksi niiden liukeneminen ja kyky liikkua veden mukana ovat erilaiset. Radionuklidit erkaantuvat kiviaineksestä erilaisilla nopeuksilla ja viiptyvät vedessä eripituisia aikoja, jolloin emo- ja tytärnuklidien aktiivisuudet muuttuvat. Epätasapainon syntymiseen vaikuttaa myös se, ovatko ympäristön olosuhteet hapettavat tai pelkistävät.

Uraani on hyvä esimerkki saman alkuaineen isotooppien erkaantumisesta. Rapautumattomissa mineraaleissa uraanin isotoopeilla ^{238}U ja ^{234}U on sama aktiivisuuspitoisuus. Pohjavedessä isotoopilla ^{234}U on lähes aina suurempi aktiivisuuspitoisuus kuin ^{238}U :lla. Aktiivisuuksien suhde

$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ on Suomen kalliopohjavedessä keskimäärin 2 ja vaihteluväli tyypillisesti 1–3, mutta suurempiakin arvoja on havaittu.

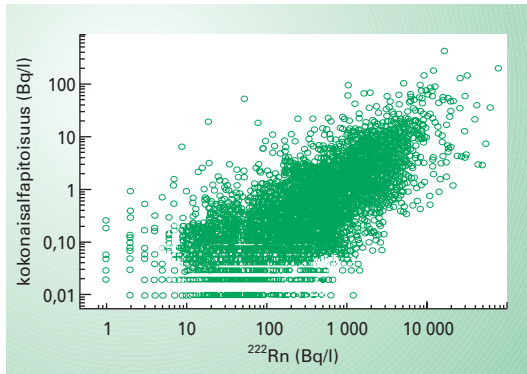
^{238}U hajoaa alfahajoamisen kautta ^{234}Th :ksi, joka hajoaa beetahajoamisessa $^{234\text{m}}\text{Pa}$:ksi ja se edelleen ^{234}U :ksi. ^{238}U :n hajoamisessa syntyvä ^{234}Th sinkoutuu vastakkaiseen suuntaan kuin alfahiukkanen. Tytärnuklidin saamaa liike-energiaa kutsutaan rekyylienergiaksi. Beetahajoamiseen liittyvä rekyylienergia on pieni verrattuna alfahajoamiseen liittyvään energiaan.

Saamansa liike-energian seurauksena ^{234}Th siirtyy mineraalissa synty-paikaltaan noin 20 nanometriä aiheuttaen matkan varrella muutoksia mineraalissa. Jos ^{234}Th syntyy kivi-vesi-rajapinnalla rekyyliytimen kantamaa kapeammassa vyöhykkeessä, se voi siirtyä suoraan huokos- tai pohjaveteen. Rekyylin vaikutus näkyy lähinnä ^{234}U :n liikkuvuuden lisääntymisenä. ^{234}Th on niukkaliukoinen ja saostuu tai adsorboituu kivi-vesi-rajapintaan. Rajapinnassa ^{234}Th hajoaa lyhytikäisen $^{234\text{m}}\text{Pa}$:n kautta ^{234}U :ksi, joka liukenee veteen suotuisissa olosuhteissa.

Rapautumattomassa mineraalissa uraani esiintyy yleensä niukkaliukoises-sa muodossa ja sen hapetusaste on +4. Peräkkäisten hajoamisten seurauksena syntyvän ^{234}U :n elektronikonfiguraatio voi suosia korkeampaa hapetusastetta. Rekyylin saanut ^{234}Th voi törmätä happiatomeihin happea runsaasti sisältävissä mineraaleissa (SiO_2 on graniittisissa kivissä pääkomponentti), jolloin syntyy happiradikaaleja. Lisäksi ^{234}Th voi kimmottomien törmäysten seurauksena kasata eteensä happiatomeja. Niinpä ^{234}U voi syntyä hyvinkin hapekkaassa ympäristössä hapettuen +6-arvoiseksi, joka on liukoisempi kuin hapetusasteen +4 uraani. ^{234}U :ää voi näin ollen liueta veteen merkittävästi enemmän kuin ^{238}U :aa.

Suomen pohjavedessä on paljon radonia ja uraania

Radon on suomalaisen pohjaveden merkittävin radioaktiivinen aine. Jalo-kaasuna radon ei reagoi muiden aineiden kanssa ja on siten liikkuvampi maa- ja kallioperässä kuin muut uraanisarjan nuklidit. Suurin epätasapaino radonin ja muiden radionuklidien välillä vallitsee porakaivovedessä, jossa radonin aktiivisuuspitoisuus on usein yli tuhatkertainen verrattuna muiden radionuklidien aktiivisuuspitoisuuteen. Rengaskaivojen ja vesilaitosten vedessä radonin ja muiden radionuklidien aktiivisuustasot ovat lähempänä toisiaan kuin porakaivovedessä. Mikäli vedessä on paljon radonia, on todennäköistä, että siinä esiintyy myös muita radioaktiivisia aineita (kuva 5.2). Sellaiset porakaivot, joissa veden radonpitoisuus on suuri mutta pitkäikäisten alfasäteilijöiden pitoisuudet pieniä, ovat harvinaisia.



KUVA 5.2 Radonpitoisuuden ja kokonaisalfapitoisuuden välinen yhteys porakaivovedessä

Kokonaisalfapitoisuuteen lasketaan mukaan pitkäikäiset alfasäteilijät ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra ja ^{210}Po . Havaintojen lukumäärä on 3 919.

Uraanilla on kyky muodostaa erilaisia yhdisteitä monien vedessä olevien anionien kuten kloridin, nitraatin, sulfaatin, hydroksidin, fluoridin sekä fosforihapon ja hiilihapon anionien kanssa. Uraanin liukoisuuden kannalta tärkeimpiä ovat yhdisteet bikarbonaattien ja hydroksidien kanssa. Uraanin liukoisuus riippuu paljon myös veden hapetus- ja pelkistysolosuhteista. Hapettavissa olosuhteissa +6-arvoinen uraani muodostaa karbonaatin kanssa liukoisia yhdisteitä, jotka ovat pysyviä varsin laajalla pH-alueella. Mikäli olosuhteet ovat pelkistävät, kuten esimerkiksi tiiviiden maakerrosten alla tai syvällä kalliolla olevassa vanhassa pohjavesiesiintymässä, uraani saostuu vaikealiukoisena +4-arvoisena yhdisteenä.

Uraani on merkittävin pitkäikäinen radioaktiivinen aine suomalaisessa pohjavedessä. Tähän vaikuttavat maa- ja kallioperän keskimääräistä uraanirikkaammat kivilajit sekä uraanin liukoisuutta edistävä veden laatu. Pohjavesi on Suomessa tyypillisesti pehmeää ja sisältää siis vain vähän veteen liennuttua kalsiumia ja magnesiumia. Lisäksi vesi voi olla hiilidioksidipitoista ja hapanta (pH alle 7). Happipitoinen sadevesi, johon on liennut hiilidioksidia maan pintakerroksista, liuottaa urania maa- ja kallioperästä. Keskimääräistä uraanipitoisemman porakaivoveden pH, alkaliteetti, kloridi-, sulfaatti- ja bikarbonaattipitoisuudet ovat suurempia kuin valtakunnalliset keskimääräiset arvot. Pohjaveden bikarbonaattit ovat ilmeisesti tärkein uraanin liukoisuutta edistävä tekijä. Reaktiivinen uranyyli-ioni reagoi bikarbonaattien kanssa kaapaten niiltä karbonaattiryhmiä ja muodostaa niiden kanssa liukoisia yhdisteitä. Sen sijaan vapaan hiilidioksidin ja orgaanisen aineksen määrät ovat keskimääräistä pienempiä ja niiden vaikutus uraanin liukoisuuteen on vähäinen.

Suomessa porakaivoveden radiumpitoisuus (^{226}Ra) on pieni verrattuna moniin muihin Euroopan maihin. Tämä johtuu veden laadusta. Radium

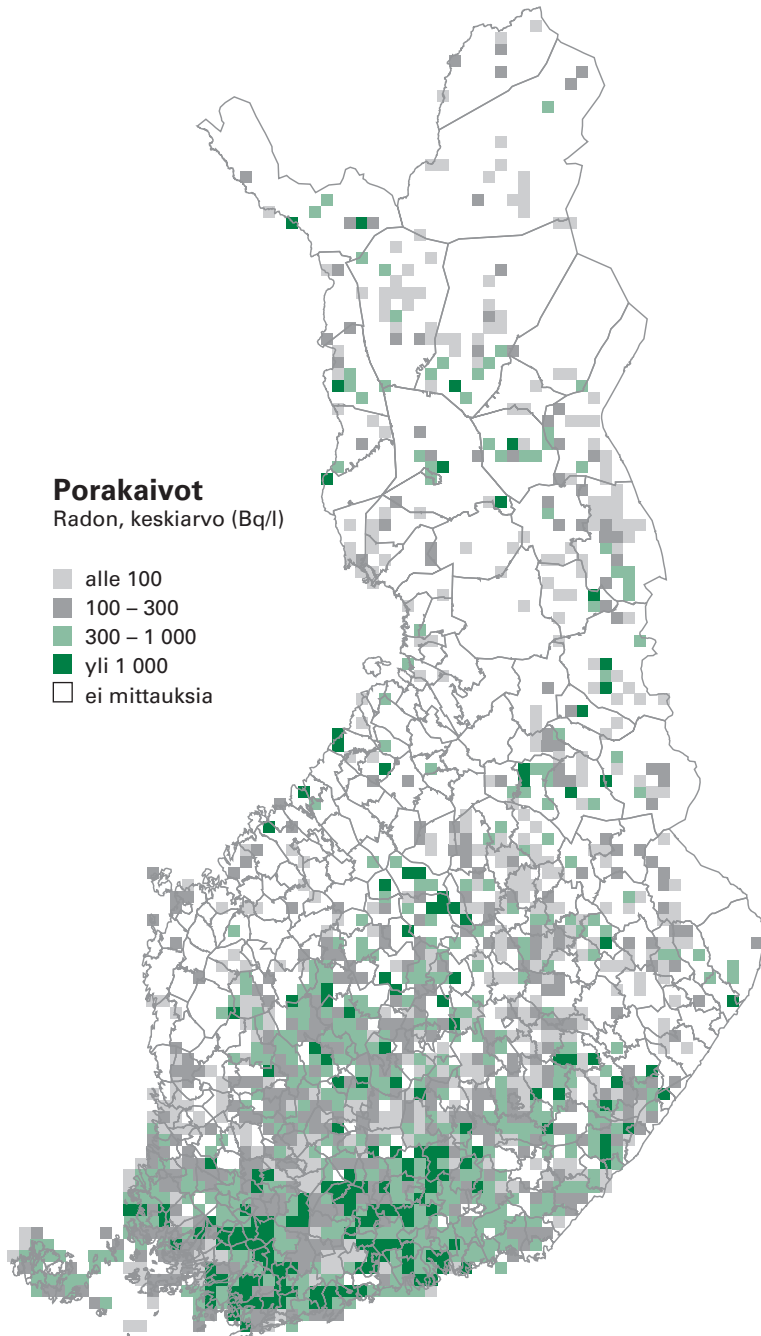
käyttäyty bikarbonaatti- ja sulfaattipitoisessa vedessä päinvastoin kuin uraani. Radium pyrkii saostumaan vaikealiukoisena sulfaattina tai karbonaattina. Saostumistaipumuksesta huolimatta porakaivoveden radiumpitoisuus voi olla suuri, jos veden kovuus, suolaisuus tai bariumpitoisuus on kohonnut. Veden suolapitoisuuden kasvu lisää radiumin liukoisuutta. Rannikkoalueiden suolaisissa vesissä radiumpitoisuus voi ollakin poikkeuksellisen suuri. Joissakin tapauksissa porakaivoveden suuri suola- ja radiumpitoisuus on ilmennyt vasta, kun samaa kalliovesiesiintymää on hyödynnetty liikaa ja sinne on alkanut virrata suolaista vettä. On myös löydetty porakaivoja, joissa radium esiintyy pehmeässä vedessä yhdessä uraanin kanssa. Tällöin veden radonpitoisuus on usein poikkeuksellisen suuri (yli 10 000 Bq/l) mutta rautapitoisuus pieni.

Hapettavissa olosuhteissa lyijyn liukoisuus on huomattavasti pienempi kuin uraanin. Lyijy saostuu radiumin tavoin vaikealiukoisina sulfaatteina tai karbonaatteina tai adsorboituu mineraalien pinnoille. Polonium on lyijyäkin niukkaliukoisempi ja sen pitoisuus pohjavedessä on yleensä hyvin pieni. Myös polonium pyrkii adsorboitumaan mineraalien pinnoille. Pääosa vedessä olevasta lyijystä ja poloniumista on kiinnittynyt erikokoisiin hiukkasiin. Tämän takia lyijyn ja poloniumin aktiivisuuspitoisuuden vaihtelu eri aikaan otetuissa näytteissä on selvästi suurempi kuin uraanilla tai radiumilla.

Toriumsarjaan kuuluvan ^{228}Ra :n esiintymisestä suomalaisessa pohjavedessä tiedetään vähemmän kuin uraanisarjaan kuuluvan ^{226}Ra :n esiintymisestä. Jos porakaivoveden ^{226}Ra -pitoisuus on pieni, ^{226}Ra - ja ^{228}Ra -pitoisuudet ovat lähes samoja. Suomalaisen porakaivojen vedessä ^{226}Ra :n ja ^{228}Ra :n aktiivisuussuhde on 0,3–26.

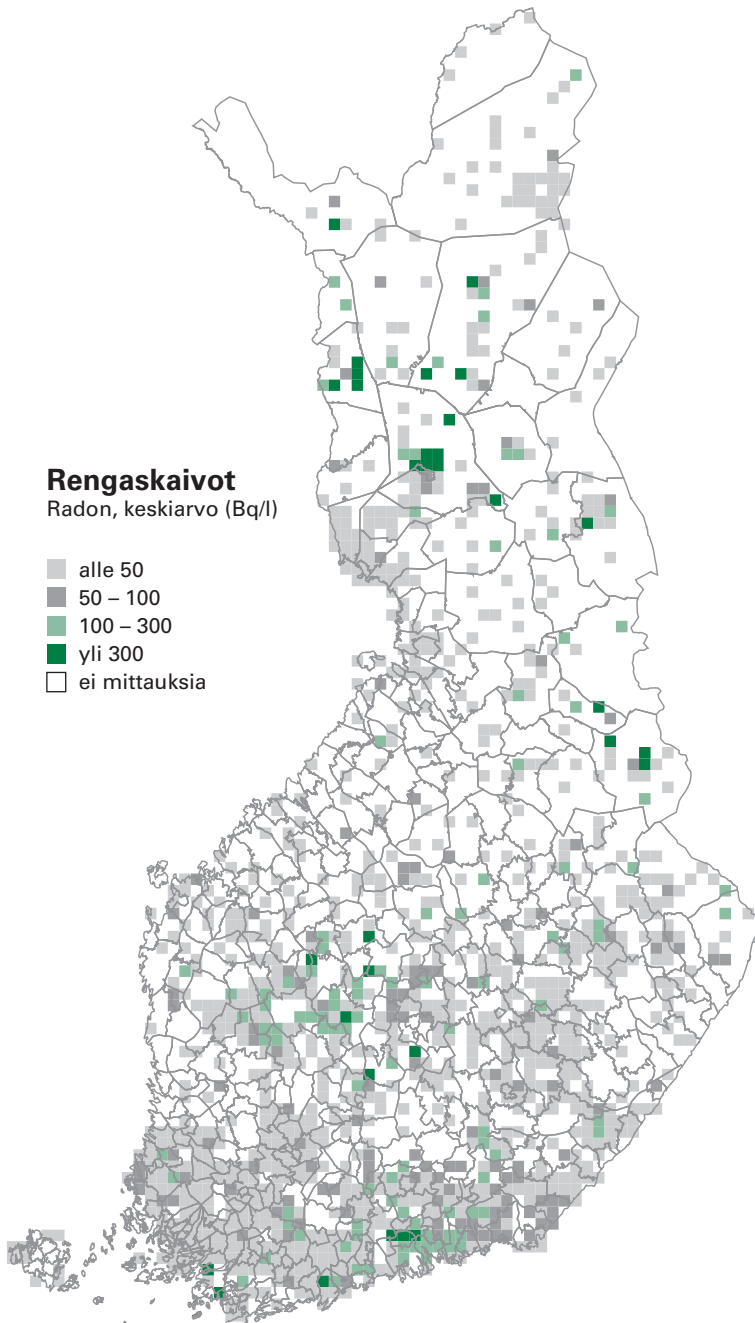
5.3 | Aktiivisuuspitoisuus vaihtelee alueellisesti

Säteilyturvakeskus ja Geologian tutkimuskeskus ovat tutkineet pora- ja rengaskaivojen radonpitoisuutta lähes koko maan kattavasti (taulukko 5.4 sekä kuvat 5.3 ja 5.4). Pitkäikäisten alfasäteilyä lähettävien aineiden (^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra ja ^{210}Po) yhteenlaskettua pitoisuutta eli kokonaisalfapitoisuutta on tutkittu hieman pienemmästä näytemäärästä (taulukko 5.5 sekä kuvat 5.5 ja 5.6). Koska tyypillisessä suomalaisessa pohjavedessä ^{226}Ra - ja ^{210}Po -pitoisuudet ovat pieniä uraanipitoisuuteen verrattuna, kuvaa kokonaisalfapitoisuus hyvin uraanin alueellista esiintymistä.



KUVA 5.3 Porakaivoveden radonpitoisuuden (^{222}Rn) aritmeettinen keskiarvo 10 x 10 km:n ruudussa

Aineisto sisältää noin 9 200 porakaivoa.



KUVA 5.4. Rengaskaivoveden radonpitoisuuden (^{222}Rn) aritmeettinen keskiarvo 10 x 10 km:n ruudussa

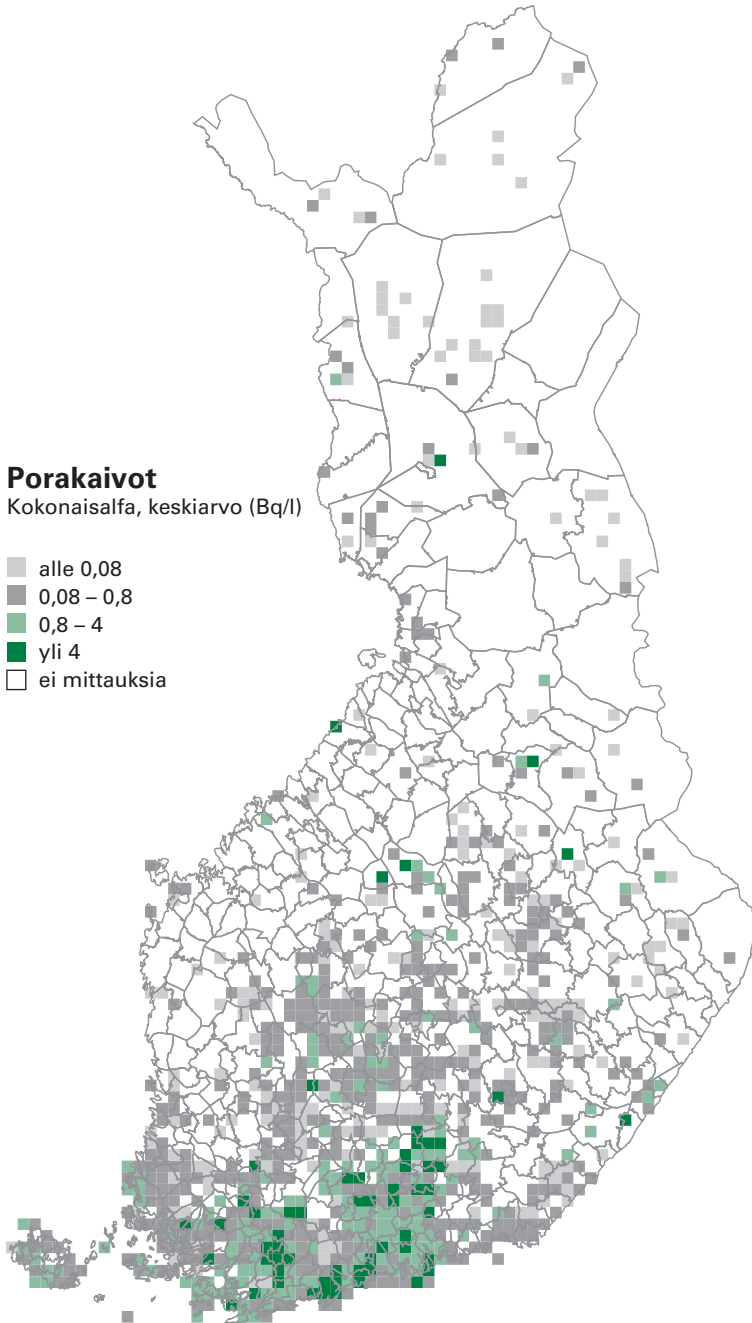
Aineisto sisältää noin 3 800 rengaskaivoa.

Maakunta	Porakaivoveden radonpitoisuus				Rengaskaivoveden radonpitoisuus			
	Mittauksia (kpl)	Aritm. ka (Bq/l)	Mediaani (Bq/l)	Maksimi (Bq/l)	Mittauksia (kpl)	Aritm. ka (Bq/l)	Mediaani (Bq/l)	Maksimi (Bq/l)
Uusimaa	2 562	1 300	320	62 000	413	40	20	840
Varsinais-Suomi	977	940	220	42 000	557	40	20	870
Itä-Uusimaa	745	1 400	240	78 000	242	250	120	3 600
Satakunta	258	230	100	5 600	117	50	20	220
Kanta-Häme	563	840	200	31 000	89	60	40	1 000
Pirkanmaa	567	330	100	7 500	279	50	20	750
Päijät-Häme	465	1 100	320	26 000	160	70	30	1 000
Kymenlaakso	389	560	330	17 000	188	70	40	660
Etelä-Karjala	195	510	170	7 500	270	50	30	820
Etelä-Savo	503	400	150	12 000	224	20	10	370
Pohjois-Savo	226	220	80	3 200	186	50	20	480
Pohjois-Karjala	93	180	70	2 900	385	40	20	1 300
Keski-Suomi	486	450	190	8 100	211	80	30	1 100
Etelä-Pohjanmaa	60	360	180	2 800	121	60	10	1 100
Pohjanmaa	25	320	130	5 500	36	10	10	80
Keski-Pohjanmaa	8	640	260	2 700	14	20	10	60
Pohjois-Pohjanmaa	136	300	80	4 700	194	20	10	320
Kainuu	116	670	200	6 000	152	130	20	2 800
Lappi	279	300	60	2 800	550	130	20	3 500
Ahvenanmaa	523	500	350	4 000	16	10	10	20

TAULUKKO 5.4 Pora- ja rengaskaivoveden radonpitoisuus maakunnittain

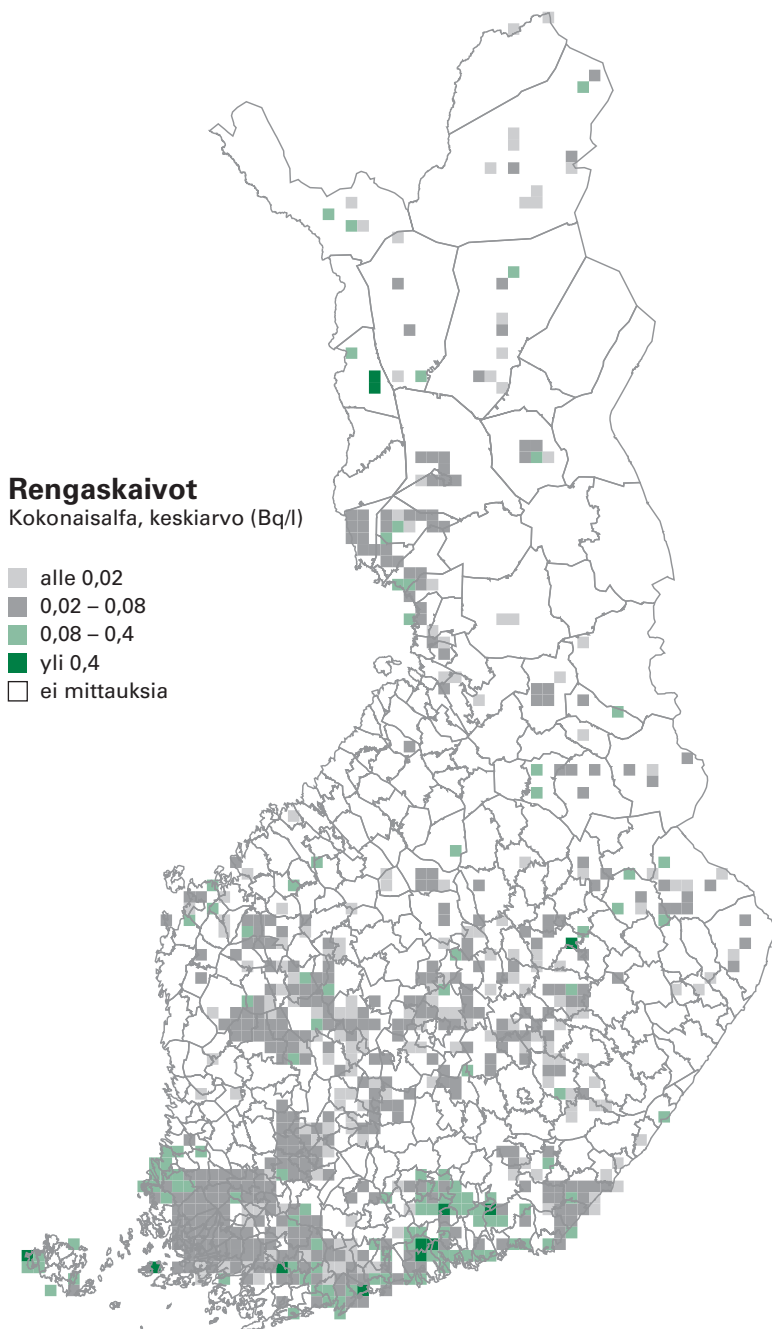
Säteilyturvakeskuksen aineistossa on yhteensä noin 9 200 porakaivon ja 4 400 rengaskaivon radonmittauksen tulokset.

Porakaivojen osalta harva näytetiheys Pohjanmaalla johtuu siitä, että siellä maaperän pohjavesivarat ovat riittävät ja alueella on kattava vesiosuus-kuntaverkosto. Lapin harva näytetiheys johtuu puolestaan harvasta asutuksesta. Kartoja ja taulukoita tarkasteltaessa on huomioitava, että keskiarvot eivät välttämättä ole edustavia, koska maakuntien ja karttaruutujen sisällä mittaustulokset ovat usein keskittyneet korkeimpien pitoisuuksien alueille. Yksityiskohtaisempia kartoja ja kuntakohtaisia taulukoita porakaivoveden radonpitoisuudesta löytyy Säteilyturvakeskuksen vuonna 2000 julkaisemasta porakaivojen radonkartastosta.



KUVA 5.5 Porakaivoveden kokonaisalfapitoisuuden (^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra ja ^{210}Po) aritmeettinen keskiarvo 10 x 10 km:n ruudussa kuvaa uraanin esiintymistä.

Aineisto sisältää noin 4 600 porakaivoa.



KUVA 5.6 Rengaskaivoveden kokonaisalfapitoisuuden (^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra ja ^{210}Po) aritmeettinen keskiarvo 10 x 10 km:n ruudussa kuvaa uraanin esiintymistä.

Aineisto sisältää noin 2 200 rengaskaivoa.

Maakunta	Porakaivoveden kokonaisalfapitoisuus				Rengaskaivoveden kokonaisalfapitoisuus			
	Mittauksia	Aritm. ka	Mediaani	Maksimi	Mittauksia	Aritm. ka	Mediaani	Maksimi
	(kpl)	(Bq/l)	(Bq/l)	(Bq/l)	(kpl)	(Bq/l)	(Bq/l)	(Bq/l)
Uusimaa	2 142	3,6	0,6	400	279	0,11	0,03	4,6
Varsinais-Suomi	633	2,8	0,5	330	426	0,07	0,03	1,8
Itä-Uusimaa	417	4,9	0,5	210	111	0,34	0,14	3,0
Satakunta	75	0,2	0,1	2	68	0,06	0,04	0,3
Kanta-Häme	168	3,1	0,8	40	36	0,05	0,02	0,3
Pirkanmaa	347	0,4	0,1	20	227	0,04	0,02	0,5
Päijät-Häme	246	3,8	0,6	130	97	0,15	0,06	2,5
Kymenlaakso	140	3,6	0,2	440	84	0,11	0,07	1,0
Etelä-Karjala	80	1,1	0,1	30	136	0,04	0,03	0,3
Etelä-Savo	154	0,4	0,1	9	81	0,03	0,02	0,2
Pohjois-Savo	158	0,3	0,1	20	88	0,05	0,02	1,5
Pohjois-Karjala	52	0,2	0,1	2	54	0,05	0,03	0,2
Keski-Suomi	311	0,6	0,2	30	149	0,03	0,02	0,6
Etelä-Pohjanmaa	58	0,3	0,1	2	99	0,05	0,02	0,3
Pohjanmaa	17	0,2	0,1	1	21	0,08	0,06	0,5
Keski-Pohjanmaa	7	0,6	0,2	2	2	0,01	0,01	0,01
Pohjois-Pohjanmaa	68	0,3	0,1	20	103	0,03	0,02	0,3
Kainuu	78	0,5	0,1	20	50	0,09	0,04	0,8
Lappi	193	0,5	0,03	50	224	0,10	0,03	1,8
Ahvenanmaa	66	1,0	0,7	9	13	0,17	0,09	0,8

TAULUKKO 5.5 Pora- ja rengaskaivoveden kokonaisalfapitoisuus maakunnittain

Säteilyturvakeskuksen aineistossa on yhteensä noin 5 400 porakaivon ja 2 350 rengaskaivon kokonaisalfamittauksen tulokset.

Pohjaveden radionuklidien aktiivisuuspitoisuuksissa on huomattavia alueellisia eroja, jotka aiheutuvat kivilajien erilaisesta uraanipitoisuudesta sekä pohjaveden erilaisista virtausolosuhteista ja laadusta. Suomen kallioperä koostuu pääasiassa graniittisista kivilajeista, joiden uraanipitoisuus on keskimäärin suurempi kuin muissa kivilajeissa. Graniiteissaakin on eroja. Rapakivigraniitin alueella kallio- ja maaperän keskimääräinen uraanipitoisuus on muita graniittialueita suurempi. Rapakivien ohella Etelä-Suomessa esiintyy myös muita keskimääräistä enemmän urania sisältäviä graniitteja. Kallioperässä voi olla myös paikallisia uraanirikas-

tumia. Näitä esiintyy erityisesti Etelä-Suomen graniiteissa, liuskeissa ja gneisseissä.

Ahvenanmaan ja Kymenlaakson rapakivialueilla porakaivoveden radonpitoisuuden mediaaniarvot ovat maan suurimpia, mutta aritmeettiset keskiarvot ovat maan keskitasoa, ja hyvin suuret (yli 20 000 Bq/l) pitoisuudet puuttuvat. Sitä vastoin Itä-Uudenmaan, Uudenmaan, Varsinais-Suomen, Päijät-Hämeen ja Kanta-Hämeen graniittialueiden porakaivovedessä on paikoitellen erittäin suuri radonpitoisuus, mikä kuvastuu myös suurina aritmeettisina keskiarvoina. Suuri vaihtelu johtuu uraanin epätasaisesta jakautumisesta näiden alueiden kallioperässä.

Askolassa eräästä uraanirikkaalla graniittialueella sijaitsevasta porakavosta on mitattu radonia noin 78 000 Bq/l, joka on tiettävästi maailmanennätys. Geologian tutkimuskeskus on mitannut eräästä Ruokolahdella sijaitsevasta porakavosta uraania noin 20 mg/l. Eräistä Helsingin seudun, Iitin, Siuntion ja Kiikalan porakavoista on mitattu yli 10 mg/l uraania.

Porakaivoveden radonpitoisuuden mediaani on tavallisesti 2-20-kertainen verrattuna saman maakunnan rengaskaivojen mediaaniin. Vastaava suhde on havaittavissa myös kokonaisalfapitoisuuksien välillä.

Rengaskaivojen radonpitoisuuden alueellinen jakauma muistuttaa peruspiirteiltään porakaivojen vastaavaa jakaumaa. Itä-Uudenmaan rengaskaivoissa sekä veden radonpitoisuus että kokonaisalfapitoisuus ovat selvästi suurempia kuin muualla maassa.

Pitoisuuksia muissa maissa

Useimmissa maissa, joissa mittauksia on tehty, pohjavedenottomoiden ja yksityisten kaivojen radonpitoisuuden keskiarvo on alle 20 Bq/l. Pintavesien radonpitoisuus on yleensä alle 1 Bq/l. Koko maapallolla talousveden radonpitoisuuden väestömäärällä painotetun keskiarvon arvioidaan olevan 10 Bq/l. Myös muualla maailmassa radionuklidien aktiivisuuspitoisuudet ovat vesilaitosten vedessä selvästi pienempiä kuin kaivovedessä.

Porakaivoveden radonpitoisuuksista on pohjoismaista kattavaa tietoa Suomen lisäksi Ruotsista ja Norjasta (taulukko 5.6). Suomessa keskiarvo on laskettu painottamalla alueelliset pitoisuuskeskiarvot saman alueen porakaivojen lukumäärillä. Ruotsissa ja Norjassa näytteenotto on tehty maantieteellisesti ja geologisesti edustavasti. Väestö- ja aluepohjainen

edustavuus voivat kuitenkin johtaa eri tuloksiin, jos suuri osa porakairoista on joko suuren tai pienen radonpitoisuuden alueella. Suomessa Geologian tutkimuskeskuksen vuonna 1999 suorittama alueellisesti edustava tutkimus antoi porakaivoveden radonpitoisuuden keskiarvoksi 310 Bq/l, mikä on vain noin puolet väestöpainotteisesta keskiarvosta.

Suomessa on arviolta 70 000–100 000 porakaivoa vakituisten asunnon yhteydessä ja Ruotsissa 200 000. Vapaa-ajan asuntojen yhteydessä Ruotsissa arvioidaan olevan 200 000–300 000 porakaivoa. Norjassa ei ole selvitetty tarkkaa lukumäärää, mutta erään arvion mukaan siellä on noin 100 000 porakaivoa.

	Porakaivoveden radonpitoisuuden keskiarvo (Bq/l)	Suurin mitattu radonpitoisuus (Bq/l)	Porakaivoveden käyttäjiä, joiden vedessä radonia yli 1 000 Bq/l
Suomi ¹⁾	590	78 000	10 %
Ruotsi ²⁾	210	57 000	4 %
Norja ²⁾	noin 340	32 000	6 – 8 %

¹⁾ Porakaivojen alueellisella esiintymistiheydellä painotetut arviot
²⁾ Maantieteellisesti ja geologisesti edustava näytteenotto

TAULUKKO 5.6 Porakaivoveden radonpitoisuus Suomessa, Ruotsissa ja Norjassa

Suomessa, Ruotsissa ja Norjassa havaitut suuret radonpitoisuudet liittyvät uraanipitoisiin graniittisiin kivilajeihin. Tanskassa ja Islannissa porakaivojen ja pohjavedenottamoiden veden keskimääräinen radonpitoisuus on pieni kallioperän pienen uraanipitoisuuden takia. Tanskassa kallioperä koostuu pääasiassa sedimenttikivistä ja Islannissa vulkaanisista kivistä. Porakaivovedestä on mitattu 1 000 Bq/l ylittäviä radonpitoisuuksia eri puolilla Eurooppaa. Esimerkiksi Ukrainassa, Espanjassa, Italiassa, Englannissa, Tanskassa, Itävallassa ja Saksassa veden radonpitoisuus on kohonnut graniittisista kivilajeista koostuvilla suppeahkoilla alueilla.

Pohjavedenottamoiden ja yksityisten kaivojen veden radonpitoisuuksien keskiarvot ovat useimmissa maissa alle 20 Bq/l ja tyypillinen vaihteluväli on 10–40 Bq/l. Suomessa, Ruotsissa ja Yhdysvalloissa on yksittäisten pohjavedenottamoiden vedestä mitattu 1 000 Bq/l ylittäviä radonpitoisuuksia. Suomea lukuun ottamatta muissa Pohjoismaissa ²¹⁰Pb:n tai ²¹⁰Po:n esiintymisestä pohjavedenottamoiden vedessä ei ole julkaistua tietoa, ja tietoa uraani- tai radiumpitoisuuksistakin on puutteellisesti.

Yhdysvalloissa on tutkittu perusteellisesti radonin, uraanin ja radiumin esiintymistä vesilaitosten vedessä. Keskimääräinen väestöllä painotettu pohjavedenottamoiden veden radonpitoisuus on siellä 9 Bq/l. Radiumpitoisuus on noin kymmenkertainen Suomeen verrattuna (USA:ssa 0,033 Bq/l ja Suomessa 0,003 Bq/l), mutta uraanipitoisuus sen sijaan on pienempi (USA:ssa 0,8 µg/l ja Suomessa 1,2 µg/l). Radiumin ja uraanin välisiin pitoisuuseroihin maiden välillä vaikuttanee eniten se, että Yhdysvalloissa vesi on keskimäärin kovempaa kuin meillä.

Myös kaivosvesiä on tutkittu monissa Yhdysvaltojen osavaltioissa. Suurimmat radionuklidipitoisuudet esiintyvät graniittialueiden porakaivojen vedessä. Esimerkiksi Mainen osavaltiossa porakaivojen veden radonpitoisuuden keskiarvo on 1 000 Bq/l ja suurin havaittu pitoisuus on ollut 59 000 Bq/l. ^{210}Pb :n, ^{210}Po :n ja toriumin pitoisuudet ovat keskimäärin hyvin pieniä. Poikkeavan suuria ^{210}Po :n aktiivisuuspitoisuuksia (17 Bq/l) on tavattu muun muassa läntisen Floridan happamissa, sulfidipitoisissa pohjavesiesiintymisissä.

Pullotetulla mineraalivedellä on merkittävä osuus juomaveden kokonaiskulutuksesta – joissakin maissa jopa 1,5 litraa päivässä – etenkin siellä, missä verkostovedet eivät täytä kaikilta osin hyvälle juomavedelle asetettuja laatuvaatimuksia tai missä ei ole tarjolla muuta juomakelpoista vettä. Radonpitoisuus on pullovedessä yleensä pieni, koska radon ehtii hajota lyhyen puoliintumisaikansa (3,8 d) vuoksi säilytyksen aikana. Mineraalivesistä on useimmiten tutkittu radiumin ja selvästi harvemmin uraanin, lyijyn tai poloniumin esiintymistä. Radium onkin näistä aineista tärkein mitattava, koska runsaasti mineraaleja sisältävässä kalsium- ja magnesiumipitoisessa vedessä radiumin esiintyminen on todennäköisempää kuin uraanin. Uraania puolestaan voi esiintyä luonnostaan hiilidioksidipitoisessa mineraalivedessä. Mineraalivesissä radionuklidien aktiivisuuspitoisuuksissa on suuria eroja, mutta pitoisuudet ovat useimmiten hyvin pieniä. Mineraalivesien suurimmat ^{226}Ra :n pitoisuudet ovat noin 2 Bq/l. Tällaisia pitoisuuksia esiintyy Suomen pohjavedessä vain satunnaisesti.

5.4 | Talousveden radionuklidien terveyshaitat

Talousveden radioaktiivisten aineiden aiheuttama efektiivinen annos riippuu aineiden aktiivisuuspitoisuudesta, nautitun veden määrästä ja kyseisen nuklidin kyvystä aiheuttaa annosta. Tätä kykyä kuvataan annosmuuntokertoimella, jonka yksikkö on Sv/Bq. Veden radon altistaa sätei-

lylle sekä juomaveden että hengitysilman kautta. Muut talousveden radioaktiiviset aineet voivat aiheuttaa säteilyannoksen ainoastaan ruoan ja juoman mukana nautittuna. Uraani on haitallinen myös kemiallisen myrkyllisyytensä vuoksi. Suomessa juomaveden radon aiheuttaa suuremman efektiivisen annoksen kuin muut veden radioaktiiviset aineet. Ruuan, juoman ja hengityksen kautta saatavaa sisäisen säteilyn annosta käsitellään tarkemmin luvussa 7.

Luonnon radioaktiivisia aineita sisältävän talousveden käyttäjistä ei ole tehty sellaisia epidemiologisia tutkimuksia, joiden perusteella voisi arvioida näistä radionuklideista aiheutuvan syöpäriskin suuruutta. Tutkimukset ovat olleet lähinnä ekologisia (syöpäilmaantuvuuden ja altistuksen vertailua ryhmätasolla) tai sitten pienehköjä tapaus-verrokkitutkimuksia. Laskentamallit osoittavat, että juomaveden radon lisää mahalaukun saamaa annosta ja siten myös mahasyövän riskiä. Muille elimille radonista koituvat annokset ovat mahalaukun annokseen verrattuna vähäisiä. Talousveden pitkäikäiset radionuklidit (^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Po ja ^{210}Pb) aiheuttavat laskentamallien mukaan annosta muun muassa munuaisille, maksalle, virtsarakolle, luun pinnalle ja luuytimelle.

Radonin mahalaukulle aiheuttama säteilyannos

Juomaveden sisältämän radonin aiheuttamasta annoksesta ja syöpäriskistä on aikojen kuluessa esitetty hyvinkin erilaisia arvioita. Yhdysvaltain tiedeakatemian vuonna 1999 julkaisemassa raportissa on esitetty uuteen laskentamalliin tukeutuva annosarvio, joka päättyy efektiivisen annoksen muuntokertoimeen $3,5 \cdot 10^{-9}$ Sv/Bq. Kyseisen mallin mukaan radon imeytyy ruoansulatuskanavasta vereen ja poistuu keuhkoista uloshengityksen mukana. Noin 95 prosenttia radonista poistuu kehosta tunnin kuluessa. Radon liukenee helposti rasvakudokseen ja pysyy siinä pitkempään kuin veressä, joten jäljelle jäävä viiden prosentin osuus radonista poistuu hitaammin. Radonin lyhytikäiset hajoamistuotteet käyttäytyvät kehossa kukin oman kemiallisen luonteensa mukaisesti – kuitenkin eri tavoin kuin jalokaasu radon.

Radonin ja sen lyhytikäisten hajoamistuotteiden emittoimien alfahiukkasten kantama ei yllä mahalaukun sisältä sen seinämän säteilyherkkiin soluihin. Annosarvio riippuukin siitä, missä määrin radonin oletetaan diffundoituvan mahalaukun sisällöstä mahan seinämään. Konservatiivisissa eli annoksen aliarviointia välttämään pyrkivissä laskentamalleissa radonpitoisuuden on yleensä oletettu olevan sama mahalaukun sisällä ja seinä-

mässä. Tarkempien laskujen perusteella on päädytty siihen, että radonpitoisuus mahalaukun seinämässä on korkeintaan 30 prosenttia mahalaukun sisällön radonpitoisuudesta.

Raportissa otetaan kantaa myös lapsena nautitun radonpitoisen veden aiheuttamaan mahasyöpäriskiin. Alle yksivuotiaan lapsen annosmuuntokerroin on noin kymmenkertainen ja kymmenvuotiaan noin kaksinkertainen verrattuna aikuisen vastaavaan kertoimeen. Lasten pienempi vedenkulutus ja ensimmäisten elinvuosien suhteellisen pieni osuus elämän koko pituudesta johtavat kuitenkin siihen, että kymmenen ensimmäisen elinvuoden altistus aiheuttaa vain kolmasosan elinikäisestä annoksesta. Tällä perusteella raportissa ei esitetty lapsille erillistä mahasyövän riskiarviota.

Alle 1-vuotiaille lapsille arvioidut annosmuuntokertoimet ovat tärkeimmille pitkäikäisille radionuklideille 5–30 kertaa suurempia kuin aikuisen vastaavat kertoimet. Lapsen koon kasvaessa kertoimet pääsääntöisesti pienenevät. Poikkeuksena voidaan mainita radiumin isotooppien annosmuunnoskertoimet, jotka ovat 7–12-vuotiaille noin 15–30 prosenttia suurempia kuin 2–7-vuotiaille lapsille. Tämä johtuu murrosikää edeltävästä nopeasta luuston kasvuvaiheesta. Keskimäärin pitkäikäisistä radioaktiivisista aineista saadun annoksen riippuvuus iästä on samanlainen kuin radonilla.

Säteilyannokset Suomessa

Porakaivojen käyttäjät saavat suurimmat juomaveden radioaktiivisista aineista aiheutuvat efektiiviset annokset (taulukko 5.7). Noin 200 000 porakaivonkäyttäjää saa yhtä suuren kollektiivisen annoksen kuin 4,5 miljoonaa vesilaitosvettä käyttävää henkilöä. Suurin arvioitu porakaivonkäyttäjän efektiivinen annos (hengitysilman radonia ei ole laskettu mukaan) on ollut 70 mSv vuodessa.

Keinotekoisista radioaktiivisista aineista saatu annos on laskeumatilanteissakin ollut pieni luonnon nuklidien aiheuttamaan annokseen verrattuna. Juomaveden sisältämien keinotekoisten radioaktiivisten aineiden aiheuttaman efektiivisen annoksen arvioidaan olleen keskimäärin 0,003 mSv Tshernobylin onnettomuutta seuraavana vuotena (katso luku 6).

Taulukon 5.7 annosten perusteella voidaan arvioida, että juomaveden radioaktiivisista aineista aiheutuu Suomessa vuosittain noin 12 kuolemaan johtavaa syöpätapausta. Kuolemaan johtavan syövän riskiarviona on käy-

tetty viisi prosenttia mansievertiä kohti (katso kirjan 4, Säteilyn terveysvaikutukset, lukua 11). Noin kahdeksan tapausta aiheutuu juomaveden radonista ja neljä juomaveden muista radioaktiivisista aineista. Vedestä huoneilmaan vapautuvan radonin aiheuttama osuus suomalaisten asuntojen huoneilman radonpitoisuudesta on noin 5 Bq/m^3 eli neljä prosenttia keskimääräisestä radonin aktiivisuuspitoisuudesta 120 Bq/m^3 . Tästä voidaan laskea, että arvioiduista 200 vuosittaisesta huoneilman radonin aiheuttamasta keuhkosyöpätapauksesta vedestä hengitysilmaan vapautuneen radonin osuus on noin kahdeksan tapausta.

Nuklidi	Verkostovesi mSv/a	Rengaskaivot mSv/a	Porakaivot mSv/a	Painotettu keskiarvo mSv/a
^{222}Rn	0,02	0,03	0,4	0,03
^{234}U	0,0008	0,008	0,02	0,0014
^{238}U	0,0005	0,006	0,01	0,0009
^{226}Ra	0,0007	0,002	0,01	0,0014
^{210}Po	0,003	0,01	0,07	0,006
^{210}Pb	0,0015	0,02	0,03	0,005
Yhteensä	0,02	0,07	0,5	0,05

TAULUKKO 5.7 Talousvedestä aiheutuva keskimääräinen efektiivinen annos Suomessa

Huoneilmaan vapautuneen radonin osuus ei ole mukana. Radonin annoksen laskemiseen on käytetty annosmuuntokerrointa $3,5 \cdot 10^{-9} \text{ Sv/Bq}$. Pitkäikäisten radioaktiivisten aineiden aiheuttamien annosten laskemiseen on käytetty EU:n perusnormin mukaisia aikuisten annosmuuntokertoimia (ICRP 72, Ohje ST 7.3). Pitkäikäisten nuklidien osalta oletetaan, että vettä juodaan 2,2 litraa vuorokaudessa. Radonin osalta oletetaan, että suoraan hanasta laskettua keittämätöntä vettä – josta radon ei ole vapautunut – nautitaan 0,5 litraa vuorokaudessa. Radionuklidien keskimääräinen pitoisuutena on käytetty taulukon 5.1 arvoja.

ESIMERKKI 5.1

Perheessä käytetään porakaivoa, jonka veden radonpitoisuus on 600 Bq/l . Vanhemmat juovat 0,5 litraa ja alle 1-vuotias 0,3 litraa keittämätöntä kaivovettä päivässä. Kuinka suurina ovat perheen vanhempien ja alle 1-vuotiaan lapsen radonista juomaveden kautta saamat vuotuiset efektiiviset annokset?

Radonin annosmuuntokerroin aikuiselle on $3,5 \cdot 10^{-9} \text{ Sv/Bq}$ ja pikkulapselle $4 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq}$. Aikuisten saama efektiivinen annos vuodessa on tällöin

$$3,5 \cdot 10^{-9} \text{ Sv/Bq} \cdot 0,5 \text{ l/d} \cdot 365 \text{ d} \cdot 600 \text{ Bq/l} = 0,38 \text{ mSv},$$

ja pikkulapsen saama annos

$$4,0 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq} \cdot 0,3 \text{ l/d} \cdot 365 \text{ d} \cdot 600 \text{ Bq/l} = 2,6 \text{ mSv}.$$

Juomaveden muiden radionuklidien aiheuttama efektiivinen annos voidaan laskea vastaavasti.

Uraanin kemiallinen myrkyllisyys

Uraanin tiedetään suurina määrinä nautittuna vahingoittavan munuaisia. Akuutti munuaisvaurio aiheutuu, kun kerralla nautittu uraanin määrä on 10–25 mg henkilön painokiloa kohti. Nykyinen tietämys perustuu eläinkokeiden lisäksi uraaniteollisuudessa saatuihin altistuksiin. Vedenkäyttäjää on tutkittu verrattain vähän. Suomalaisia porakaivoveden käyttäjiä koskevassa tutkimuksessa suurimpien talousveden uraanipitoisuuksien (yli 300 µg/l) havaittiin olevan yhteydessä munuaisten toiminnan muutoksiin, jotka ilmenivät kalsiumin ja fosfaatin erittymisen lisääntymisenä. Selvää kynnysarvoa muutoksilla ei kuitenkaan havaittu, mikä vaikeuttaa riskiarviointia. Juomaveden uraanin yhteyttä suoranaisiin terveyshaittoihin ei myöskään voitu osoittaa.

Maailman terveysjärjestö WHO on kokeellisten tutkimusten perusteella päättänyt suositamaan aiempaa pienempää ohjearvoa. WHO:n ehdotus raja-arvoksi on 2 µg/l, kun esimerkiksi Kanadassa on voimassa arvo 20 µg/l ja Yhdysvalloissa 30 µg/l. Suomalaisissa vesilaitoksissa veden uraanipitoisuutta rajoittaa EU:n talousvesidirektiivi. Raja on asetettu radioaktiivisuuteen perustuen, ja se merkitsee käytännössä uraanipitoisuutta 80–120 µg/l, kun uraanin isotooppien aktiivisuussuhde ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) on 1–3. Noin 800 000 suomalaista käyttää vettä, jossa WHO:n esittämä raja-arvo 2 µg/l ylittyy. Suurin osa näistä käyttää vesilaitosvettä. Sen sijaan 20 µg/l ylittäjistä valtaosa on yksityiskaivojen käyttäjiä.

5.5 | Talousveden radioaktiivisuutta koskevat ohjeet

Säteilylakiin 592/91 perustuen Säteilyturvakeskus on antanut talousveden radioaktiivisuutta koskevan ohjeen ST 12.3 vuonna 1993. Sen mukaan vesilaitosten veden ja elintarvikkeiden valmistuksessa käytettävän veden si-

säلتämien radioaktiivisten aineiden aiheuttama efektiivinen annos saa olla enintään 0,5 mSv vuodessa (ruoan ja juoman mukana saatu annos). Tämän perusteella veden radonpitoisuus saa olla enintään 300 Bq/l. Raja-arvon perusteena on ohjeen voimassaoloaikana käytössä ollut annosmuuntokerroin $1 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq. Muita luonnon radioaktiivisia aineita saa olla radionuklidista riippuen enintään 0,5–20 Bq/l. Jos vedessä on sekä radonia että muita luonnon radioaktiivisia aineita, pitoisuuksien tulee olla edellä mainittuja arvoja pienempiä. Jos toimenpideraja ylittyy, toiminnanharjoittajan tulee pienentää radioaktiivisten aineiden määrää vedessä.

Suomalaista lainsäädäntöä on yhdenmukaistettu EU:n neuvoston talousvedisidirektiivin mukaiseksi vuonna 2000 annetussa laissa (441/2000) terveys- ja ympäristönsuojelulain muuttamisesta ja siihen liittyvässä sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa (461/2000) talousveden laatuvaatimuksista. Talousveden radioaktiivisuuden osalta direktiivin mukaiset 0,1 mSv:n viitteellinen kokonaisannos (efektiivinen annos vuodessa) ja osoitinmuuttaja tritiumin arvo 100 Bq/l on otettu asetukseen mukaan laatusuosituksina. Viitteelliseen kokonaisannokseen ei ole laskettu mukaan tritiumin, ^{40}K :n, radonin eikä sen lyhyt- ja pitkäikäisten hajoamistuotteiden aiheuttamaa annosta. Siten luonnon radioaktiivisista aineista ainoastaan uraanin ja radiumin isotoopit vaikuttavat annokseen. Sosiaali- ja terveysministeriön pieniä vesilaitoksia ja yksityisiä kaivoja koskevassa asetuksessa 401/2001 asetettiin radonpitoisuutta koskeviksi laatusuosituksiksi pienille talousvesiyksiköille 300 Bq/l ja yksityisten kaivojen vedelle 1 000 Bq/l.

5.6 Mittausmenetelmät

Ne radionuklidit, jotka lähettävät pelkästään alfa- tai beetasäteilyä tai joiden gammaosuus on hyvin pieni, määritetään useimmiten käyttäen radiokemiallisia analyysimenetelmiä (taulukko 5.8). Radioaktiivinen aine erotetaan näytteestä kemiallisesti, jolloin päästään eroon säteilyä absorboivasta näyttemateriaalista ja mittausta häiritsevistä muista radioaktiivisista aineista. Radiokemialliset menetelmät ovat riittävän herkkiä myös hyvin pienten pitoisuuksien havaitsemiseen. Haittapuolena on menetelmien hitaus ja niiden vaatimat monet työvaiheet. Radionuklidien pitoisuuksia määritettäessä on myös otettava huomioon kyseisen nuklidin jälkeläisten sisäänkasvu. Esimerkiksi ^{222}Rn :n hajotessa vesinäytteeseen syntyvän ^{210}Pb määrä voi olla huomattava verrattuna näytteessä alun perin olleeseen ^{210}Pb määrään. Siksi radon on joko poistettava vedestä mahdollisimman pian näytteenoton jälkeen tai sen hajotessa syntyneen ^{210}Pb :n määrä on vähennettävä laskennallisesti.

Veden radonpitoisuus määritetään yleensä joko nestetuikelaskentaa tai gammaspektrometriaa käyttäen. Radonpitoisuus voidaan määrittää myös tuikeilmaisimella (hopealla aktivoitulla sinkkisulfidilla päällystetty Lucas kammio) tai ionisaatiokammioilla. Molemmat menetelmät edellyttävät radonkaasun kvantitatiivista siirtämistä mittauskammioon. Nestetuikemenetelmällä radonpitoisuuden määrittäminen käy helposti. Tutkittavasta vedestä otetaan näyte, joka sekoitetaan homogeeniseksi näytteeksi tuikeliuoksen kanssa. Radonkaasu voidaan myös uuttaa vedestä orgaaniseen tuikeliuokseen, jolloin voidaan havaita hyvin pieniä pitoisuuksia. Kunnalliset elintarvikkeiden ja juomaveden valvonnasta vastaavat laboratoriot mittaavat radonpitoisuutta taustasuojalla varustetulla gammalaskurilla (Mini-Assay-mittalaite), jolla saadaan selville pitoisuuden suuruusluokka.

Uraanin radiokemiallisia määrittämenetelmiä ovat muun muassa erilaiset ioninvaihdot, ionikromatografiset menetelmät, ekstrahointi uutot, elektroosaukset ja näiden yhdistelmät. Näissä uraani erotetaan muista radioaktiivisista aineista ja mitataan joko nestetuike- tai alfaspektrometrillä. Radiokemiallisen määrittäksen etuna on se, että sillä saadaan määritettyä erikseen isotoopit ^{238}U , ^{234}U ja ^{235}U . ^{238}U :n pitoisuus voidaan määrittää myös massaspektrometrillä. Saatu massapitoisuus (mg/l) voidaan muuttaa aktiivisuuspitoisuudeksi luvun 1 kaavaa 1.1 soveltaen: esimerkiksi ^{238}U :n tapauksessa massapitoisuus 1 mg/l vastaa aktiivisuuspitoisuutta 12,4 Bq/l. Gammaspektrometriaa voidaan käyttää sellaisille radionuklideille, jotka itse tai niiden tytärnuklidit lähettävät gammasäteilyä. Esimerkiksi ^{238}U voidaan määrittää tytärnuklidinsa $^{234\text{m}}\text{Pa}$:n gammaemission perusteella, mutta määrittämissä on suurempi kuin käyttäen radiokemiallista erotusta ja alfaspektrometriaa.

Radiumin kemialliseen erotukseen käytetään monia menetelmiä. Yksi parhaimmista on BaSO_4 -saostukseen perustuva menetelmä. Sillä päästään luotettaviin ja toistettaviin tuloksiin, kun sakka puhdistetaan huolellisesti muista radioaktiivisista aineista. Mittaus voidaan tehdä sinkkisulfidilaskurilla, nestetuikelaskurilla tai alfaspektrometrillä. Muita erotusmenetelmiä ovat muun muassa radonin emanaatioon, kationinvaihtoon, tai selektiivisten suodattimien käyttöön perustuvat menetelmät.

Veden sisältämän ^{210}Pb :n ja ^{210}Po :n aktiivisuuspitoisuuksien määrittämiseksi tarvitaan lähes aina radiokemiallinen erottaminen. Yleisimmin käytetyssä menetelmässä polonium saostetaan spontaanisti hopealevyille ja sen aktiivisuus mitataan alfaspektrometrillä. ^{210}Pb :n aktiivisuus voidaan määrittää samasta näytteestä toisella poloniumsaostuksella, kun uutta

poloniumia on syntynyt riittävästi ^{210}Pb :n hajoamisessa. ^{210}Po :n sisäänkasvu-aika on kuitenkin pitkä, esimerkiksi puolen vuoden odotusajan jälkeen ^{210}Po on noin 60 prosentin aktiivisuustasapainossa ^{210}Pb :n kanssa. Muita ^{210}Pb :n ja ^{210}Po :n erotusmenetelmiä ovat selektiivisiin ekstrahointeihin, saostuksiin, ioninvaihtoon tai ekstrahoitavien ioninvaihtohartsien tai selektiivisten suodattimien käyttöön perustuvat menetelmät. ^{210}Pb -pitoisuus voidaan mitata joko geiger- tai verrannollisuuslaskurilla tai nestetuikespektrometrillä. Gammaspektrometrinen mittaus on myös mahdollinen, jos analyysi tehdään suuresta vesimäärästä. ^{210}Po -pitoisuus voidaan mitata joko alfa- tai nestetuikespektrometrillä.

Nuklidi	Näytteen valmistus	Mittauslaitteisto	Vesimäärä (l)	Mittausaika (min)	Määritysraja (Bq/l)
^{222}Rn	Veden lisäys tuikeluokseen	Nestetuikelaskuri	0,01	60	0,2
	Veden siirto mittausastiaan	Gammaspektrometri ¹⁾	2,5	17	10 – 20
^{238}U , ^{234}U , ^{235}U	Radiokemiallinen erotus	Alfaspektrometri	0,05 – 1	1 000	0,0005
^{238}U	Hapon lisäys	ICP-massaspektrometri	0,001	1	0,01–1 ²⁾
^{226}Ra	Radiokemiallinen erotus	Sinkkisulfidilaskuri	1	1 000	0,004
	Haihdutus, liuotus ja tuikeluoksen lisäys	Nestetuikespektrometri	0,04	180	0,01
^{228}Ra	Radiokemiallinen erotus	Nestetuikespektrometri	1	1000	0,02
^{210}Pb	Radiokemiallinen erotus	Alfaspektrometri	1	1000	0,0002
	Radiokemiallinen erotus	Nestetuikespektrometri	0,5	180	0,02
^{210}Po	Radiokemiallinen erotus	Alfaspektrometri	1	1000	0,0002
Kokonais- alfa- pitoisuus	Haihdutus, liuotus ja tuikeluoksen lisäys	Nestetuikespektrometri	0,04	180	0,02
	Haihdutus ja jäännöksen siirto mittausalustalle	Sinkkisulfidilaskuri	0,1	1000	0,04
Kokonais- beeta- pitoisuus	Haihdutus, liuotus ja tuikeluoksen lisäys	Nestetuikespektrometri	0,04	180	0,2
	Haihdutus ja jäännöksen siirto mittausalustalle	Verrannollisuuslaskuri	0,1	1000	0,04 – 0,1

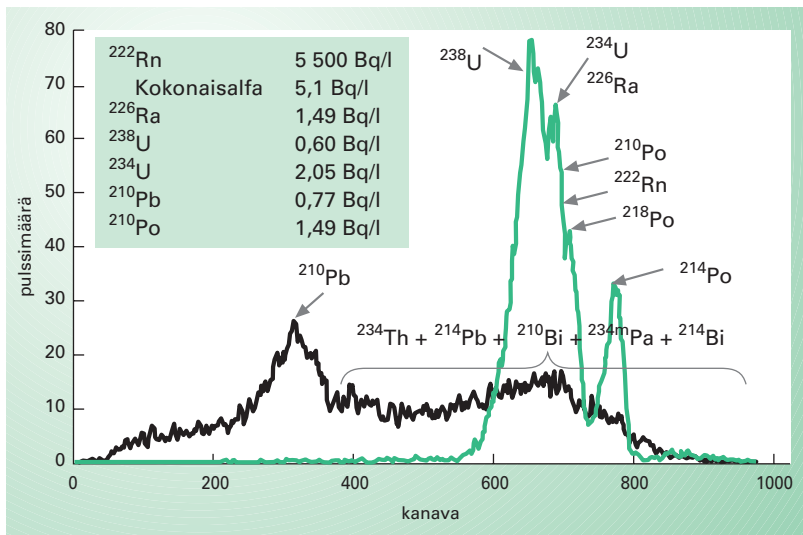
¹⁾ Kunnissa käytössä olevalle Mini-Assay -laitteelle

²⁾ Määritysraja ilmoitettu (µg/l)

TAULUKKO 5.8 Talusveden radionuklidien määritysmenetelmät

Pitkikäisten radionuklidien esiintymistä seulotaan yleisesti kokonaisalfa- ja kokonaisbeeta-pitoisuuden mittauksilla, koska radiokemiallista erottamista vaativat määrittelyt ovat kalliita ja aikaa vieviä. Näissä mittauksissa havaittavia pitkäikäisiä, alfasäteilyä lähettäviä aineita ovat lähinnä ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra ja ^{210}Po ja beetasäteilyä lähettäviä aineita ^{210}Pb , ^{228}Ra ja ^{40}K . Aiemmin alfasäteily mitattiin sinkkisulfidilaskurilla ja beetasäteily verrannollisuuslaskurilla. Näillä menetelmillä saaduista mitaustuloksista ei kuitenkaan voida päätellä, mistä aineista säteily on peräisin. Niistä voidaan kuitenkin arvioida, tarvitaanko täydentäviä nuklidikohtaisia analyysejä.

Nykyisin kokonaisalfa- ja kokonaisbeeta-pitoisuuksien mittauksiin käytetään yhä lisääntyvässä määrin nestetuikespektrometriaa, jolloin molempien tulokset saadaan samasta mittauksesta sekä lisäksi monipuolista tietoa vesinäytteen nuklidikoostumuksesta. Mittaukseen käytetään nestetuikespektrometria, joka pystyy erottelemaan alfa- ja beetahiukkaset toisistaan (kuva 5.7). Nestetuikespektrometrin tuottamasta alfaspektristä saadaan arvio ^{234}U :n ja ^{238}U :n yhteismäärälle ja ^{226}Ra :n aktiivisuuspitoisuudelle. ^{226}Ra -pitoisuus voidaan määrittää, jos näytettä seisotetaan 30



KUVA 5.7 Vesinäytteestä nestetuikespektrometrilla mitattu kokonaisalfa- ja kokonaisbeeta-spektri

Mittaus on tehty käyttäen alfa-beeta-erottelua. Alfaspektriin vaikuttavat ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{210}Po , ^{222}Rn ja sen tyttäret ^{218}Po ja ^{214}Po . ^{222}Rn tyttärineen on aktiivisuustasapainossa ^{226}Ra :n kanssa. Beetaspektrissä on näkyvissä ^{210}Pb ja sen tytär ^{210}Bi mutta siihen vaikuttavat myös ^{238}U :n tyttäret ^{234}Th ja $^{234\text{m}}\text{Pa}$ kuten myös ^{222}Rn :n tyttäret ^{214}Pb ja ^{214}Bi , jotka on esitetty kuvassa energioidensa mukaisessa järjestyksessä.

vuorokautta näytteenvalmistuksen jälkeen. Tänä aikana radium saavuttaa aktiivisuustasapainon radonin ja sen lyhytikäisten tytärnuklidien kanssa. ^{226}Ra -pitoisuus määritetään radonin tyttären ^{214}Po kautta. Beetaspektristä pystytään havaitsemaan kohonneet ^{210}Pb :n tai ^{228}Ra :n pitoisuudet. Tarkkojen pitoisuuksien arviointi ei kuitenkaan ole mahdollista, sillä beetaspektrit ovat jatkuvia ja menevät osittain päällekkäin. Lisäksi ^{238}U :n ja ^{226}Ra :n lyhytikäiset beetasäteilyä lähettävät tytärnuklidit, joiden aktiivisuus on yleensä huomattavasti suurempi kuin ^{210}Pb :n tai ^{228}Ra :n, häiritsevät mittausta. Näistä aiheutuneet pulssit pystytään kuitenkin vähentämään laskennallisesti, jos emonuklidin pitoisuus tunnetaan.

5.7 Radionuklidien poistaminen vedestä

Jos yksityisen kaivon talousveden radonpitoisuus ylittää 1000 Bq/l, olisi ensimmäiseksi selvitettävä, onko olemassa muita veden hankintamahdollisuuksia. Tällöin kannattaa harkita liittymistä esimerkiksi kunnan vesijohtoverkkoon tai rengaskaivon tekemistä. Jos korvaavat vedenhankintavaihtoehdot eivät tule kysymykseen, on mahdollista poistaa radon vedestä. Ennen poistolaitteiden hankkimista kannattaa selvittää, onko vedestä poistettava pitkäikäisiä radioaktiivisia tai muita haitallisia aineita.

Säteilyannosta saadaan pienennettyä usein jopa kymmenenteen osaan pelkällä radonin poistolla. Jos veden radonpitoisuus on suuri, on usein poistettava myös uraania. Joskus uraania voi olla haitallisia määriä, vaikkei radonpitoisuus ylitä 1000 Bq/l. Lyijyn, radiumin ja poloniumin poistoa tarvitaan harvemmin. Radon on vedessä kaasuna ja muut radioaktiiviset aineet erilaisina kemiallisina yhdisteinä, mistä syystä niiden samanlainen poisto ei onnistu yhdellä menetelmällä (kuva 5.8).

Poistettava aine	Veden radonpitoisuus	Poistomenetelmä
Radon	1 000 – 5 000 Bq/l	Ilmastin tai aktiivihiihiisuodatin
	Yli 5 000 Bq/l	Ilmastin
Radon ja uraani ja/tai radium	1 000 – 5 000 Bq/l	Ioninvaihdin ja ilmastin tai aktiivihiihiisuodatin
	Yli 5 000 Bq/l	Ioninvaihdin ja ilmastin

KUVA 5.8 Poistolaitteiden valinta radonin, uraanin ja radiumin poistamiseksi yksityistalouden porakaivovedestä

Radon voidaan poistaa joko ilmastuksella tai aktiivihiilisuodatuksella. Radon täytyy poistaa kaikesta talousvedestä – niin juoma- kuin pesuvedestäkin. Muille radioaktiivisille aineille riittää, että ne poistetaan juomavedestä. Ne eivät aiheuta säteilyaltistusta veden muun käytön yhteydessä.

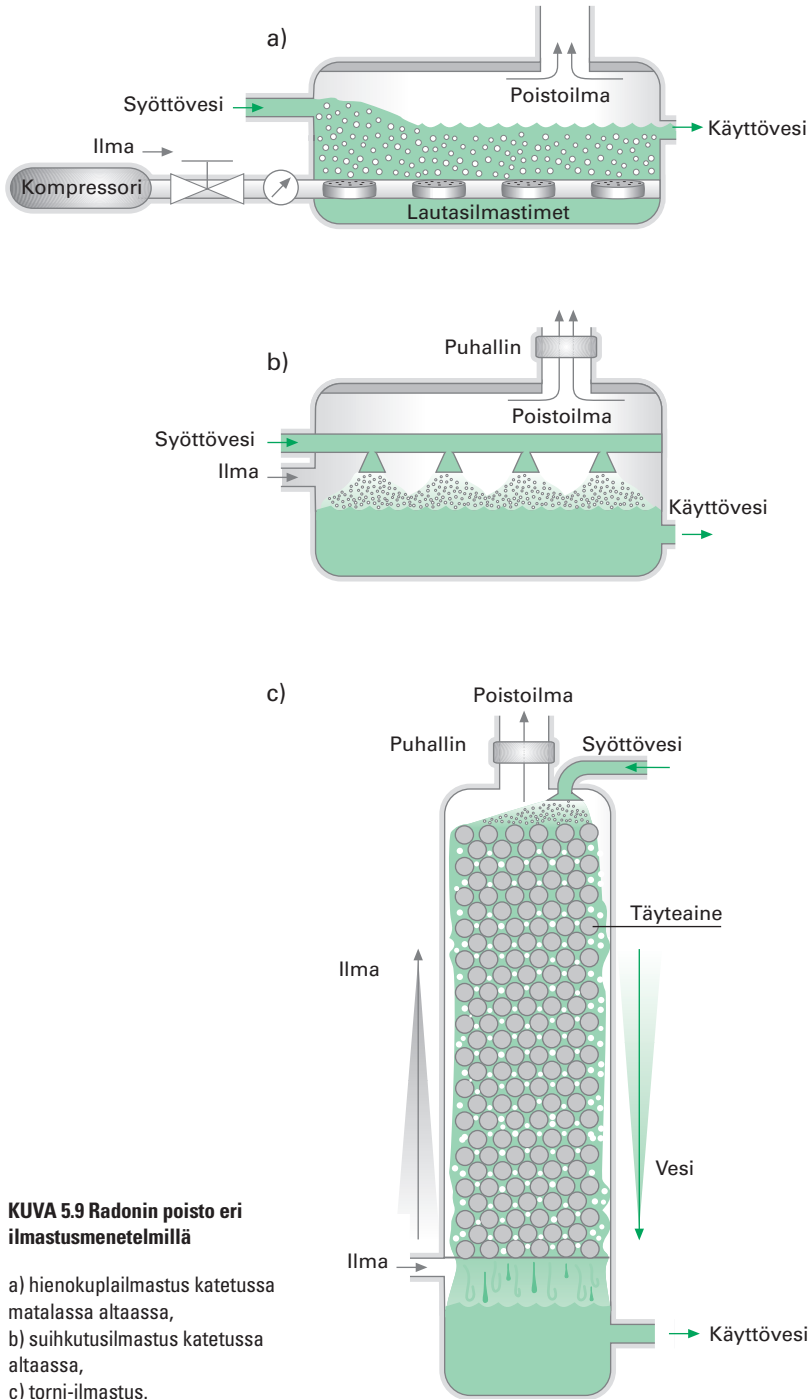
Radonin poisto ilmastusmenetelmällä

Radonin poistaminen ilmastuksella perustuu radonkaasun tehokkaaseen siirtymiseen vedestä ilmaan. Siirtymistehokkuuteen vaikuttavat radonpitoisen veden ja ilman kontaktiaika, veden ja ilman rajapinnan ala, radonin pitoisuusero veden ja ilman välillä sekä lämpötila ja paine.

Vesi ja ilma voidaan saada kosketukseen keskenään eri tavoin: johtamalla ilma veteen pieninä kuplina (hienokuplailmastus, kuva 5.9a) tai suihkuttamalla vesi ilmaan hyvin pieninä pisaroina (suihkutusilmastus, kuva 5.9b) tai valuttamalla sitä ohuena kerroksena tai kalvona torni-ilmastimessa (kuva 5.9c). Näitä tapoja voidaan soveltaa joko yksinään tai yhdistettynä. Vedestä ilmaan siirtynyt radonkaasu johdetaan allastilasta tai ilmastimesta suoraan ulkoilmaan.

Ilmastus on vesilaitoksille taloudellisesti järkevin radonin poistomenetelmä, koska se sopii suurten vesimäärien käsittelyyn. Ilmastimet ovat myös ensisijainen vaihtoehto yksityistalouksille. Oikein suunnitellulla laitteella voidaan poistaa yli 90 prosenttia radonista (taulukko 5.9). Ilmastus poistaa vedestä radonin lisäksi myös muita kaasuja kuten rikkivetyä ja hiilidioksidia, mikä parantaa veden makua ja hajua. Hiilidioksidin poistuminen vedestä nostaa veden pH-arvoa ja pienentää siten veden korrosio-ominaisuuksia. Hapelliset olosuhteet ja kohonnut pH-arvo voivat aiheuttaa vedessä olevan raudan hapettumisen ja saostumisen. Myös mangaani voi saostua raudan mukana. Saostumat tulee poistaa jälkisuodatuksella. Ilmastus voi myös aiheuttaa kattilakiven muodostumista lämmityskattiloissa.

Hienokuplailmastus tehdään joko avoimessa altaassa tai umpinaisessa säiliössä, johon ilma johdetaan pohjalla olevien suuttimien kautta. Radonin poistuma kasvaa kuplakoon pienentyessä, ilma-vesisuhteen kasvaessa ja ilmastusajan pidentyessä. Ilma-vesisuhteen arvolla 10:1 päästään useimmiten riittävän hyvään poistumaan, eikä poistuma tämän jälkeen parane merkittävästi ilma-vesisuhdetta kasvatettaessa. Suurempaa ilma-vesisuhdetta voidaan tarvita, jos radonpitoisuus on suuri, veden virtaamat suuria tai halutaan päästä hyvin pieneen radonpitoisuuteen.



KUVA 5.9 Radonin poisto eri ilmastusmenetelmillä

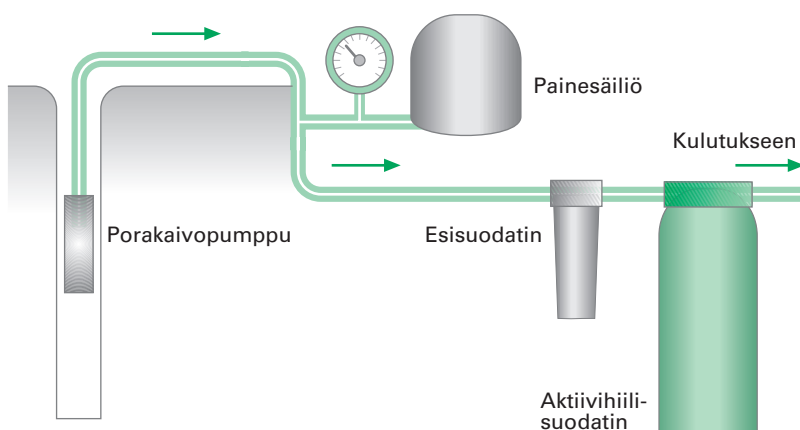
- a) hienokuplailmastus katetussa matalassa altaassa,
 b) suihkutustilmaisuus katetussa altaassa,
 c) torniiilmastus.

Suihkutusilmastus on usein taloudellisin vaihtoehto vesilaitoksilla, joissa veden radonpitoisuus ei ole suuri ja joissa on altaat esimerkiksi raudan poistoa varten. Vesi suihkutetaan altaaseen mahdollisimman pieninä pisaroina, jolloin radonin poistuminen on tehokkainta. Suihkutus- ja hienokuplailmastusta voidaan soveltaa myös yhdistettyinä.

Torni-ilmastus on suihkutustilasta tehokkaampi menetelmä. Torni-ilmastin on pystyasennossa oleva pitkä sylinteri, joka on täytetty esimerkiksi muovipalloilla tai renkailla. Vesi johdetaan sylinteriin sen yläosasta ja ilma puhalletaan vastavirtaan sylinterin alaosasta. Vesi muodostaa ohuen kalvon täytemateriaalin pintaan, josta radon pääsee siirtymään helposti ilmaan.

Radonin poisto aktiivihiilisuodatuksella

Aktiivihiilisuodattimen toiminta perustuu radonin adsorptioon aktiivihiilen pintaan. Suodatin on metallista, lujitemuovista tai lasikuituseoksesta valmistettu paineellinen säiliö (20–100 litraa), joka on täytetty aktiivihiilellä (kuva 5.10). Se asennetaan vesijohtoverkkoon painevesisäiliön jälkeen. Laite voidaan varustaa erillisellä esisuodattimella, joka poistaa vedestä sameutta, hiekkaa, rautaa tai muita hiukkasia. Esisuodatin on helppo vaihtaa ja se pidentää aktiivihiilen käyttöikää. Aktiivihiilisuodattimeen kertynyt rauta voidaan poistaa takaisinhuuhtelulla joko käsikäyttöisesti tai automaattisesti.



KUVA 5.10 Kaaviokuva aktiivihiilisuodattimen asennuksesta

Suodattimen voi asentaa myös heti porakaivopumpun jälkeen ennen painesäiliötä. On muistettava, että käytössä oleva suodatin on säteilylähde, jota ei pidä sijoittaa asuinrakennukseen. Aktiivihiilisuodattimet ovat yleensä alle metrin korkuisia ja niiden leveys on alle 30 cm.

Radonin hajotessa syntyy neljä lyhytikäistä tytärnuklidia, jotka ovat aktiivisuustasapainossa radonin kanssa. Osa tytärnuklideista lähettää gammasäteilyä. Tästä seuraa, että jatkuvassa käytössä oleva suodatin voi olla merkittävä ulkoisen säteilyn lähde. Annosnopeus suodattimen pinnalla voi olla yli tuhatkertainen normaaliin taustasäteilyyn verrattuna. Annosnopeuden suuruus riippuu veden radonpitoisuudesta ja vedenkulutuksesta. Tämän vuoksi aktiivihiiლისuodattimia ei suositella käytettäväksi, jos veden radonpitoisuus on yli 5 000 Bq/l. Aktiivihiiლისuodatinta ei tule asentaa asuinrakennukseen vaan erilliseen rakennukseen tai maan sisään esimerkiksi porakaivon yhteydessä olevaan huoltokaivoon.

Radonin pidättyminen ja veden virtaus suodattimessa heikentyy ajan myötä. Yhtä hiilierää suositellaan käytettäväksi noin kaksi vuotta, jos vedessä on vain vähän suodattimen pidätyskykyä heikentäviä aineita. Vaihtotiheys riippuu suodattimen läpi virranneen veden määrästä ja laadusta sekä suodattimen koosta. Käyttökokemukset osoittavat, että vain radonin poistoon suunnitellut suodattimet toimivat tehokkaasti (poistuma jopa 99 prosenttia). Sen sijaan veden muiden epäpuhtauksien poistamiseen tarkoitettujen aktiivihiiლისuodattimien ei välttämättä ole riittävän tehokkaita radonin poistoon. Synnä huonoon poistumaan voi olla joko niissä käytetty hiilen laatu tai se, että suodatinta ei ole mitoitettu riittävän suureksi.

Poistomenetelmä	Poistotehokkuus (%)
Hienokuplailmastus	70 – 99
Suihkutusilmastus	65 – 98
Torni-ilmastus	90 – 99
Yhdistetty hienokupla- ja suihkutustilma- mastus	95 – 99
Aktiivihiiლისuodatus	60 – 99

TAULUKKO 5.9 Radonin poistotehokkuuksia eri menetelmillä

Uraanin, radiumin, lyijyn ja poloniumin poisto

Uraani on kemialliselta luonteeltaan hyvin reaktiivinen alkuaine ja se muodostaa kompleksiyhdisteitä monien vedessä olevien ionien kanssa. Näistä erilaiset karbonaattikompleksit ($\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$ ja $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$) ovat vallitsevia sekä pinta- että pohjavesissä. Radium on kemialliselta luonteeltaan magnesiumin, kalsiumin ja bariumin kaltainen alkuaine.

Se esiintyy vedessä yleensä kahdenarvoisena ionina, joka ei hydrolysoitu helposti. Lyijy ja polonium ovat vedessä kiinnittyneenä erilaisiin epäorgaanisiin yhdisteisiin, adsorboituneena vedessä oleviin hiukkasisiin tai esiintyvät liukoisina ioneina. Radioaktiiviset aineet voivat muodostaa myös yhdisteitä veden orgaanisen aineen kanssa. Uraanin, radiumin, lyijyn ja poloniumin poistoon soveltuvia menetelmiä ovat saostus- ja suodatusmenetelmät, ioninvaihto, adsorptio ja kalvosuodatus (taulukko 5.10).

Poistomenetelmä	Poistomenetelmän tehokkuus (%)			
	Uraani	Radium	Lyijy	Polonium
Saostus- ja suodatusmenetelmä				
Koagulointi ja suodatus	80 – 98	10 – 70	90 – 100	60 – 90
Kalkkipohjennys	85 – 99	40 – 90	95	1)
Ioninvaihto				
Anioninvaihto	90 – 100	2)	2)	2)
Kationinvaihto	2)	80 – 99	1)	1)
Adsorptio				
Aktivoitu alumiini	90	50 – 90	90 – 95	98 – 100
MnO ₂ -impregnoitu suodatin	1)	90	1)	1)
BaSO ₄ -hartsit	1)	95 – 100	1)	1)
Kalvosuodatus				
Käänteisosmoosi	90 – 99	80 – 98	90 – 98	95 – 100
Nanosuodatus	60 – 97	1)	1)	1)
1) Ei tietoa 2) Menetelmää ei suositella radionuklidin ensisijaiseksi poistomenetelmäksi				

TAULUKKO 5.10 Uraanin, radiumin, lyijyn (²¹⁰Pb) ja poloniumin (²¹⁰Po) poistotehokkuuksia eri menetelmillä

Saostus ja suodatus

Uraanin, radiumin, lyijyn ja poloniumin erotus vedestä saostuksella perustuu siihen, että veteen lisätään kemikaalia (koagulanttia), joka saa aikaan saostumisen (koagulaation). Muodostunut saostuma tai liete erotetaan vedestä selkeytyksellä tai erityyppisillä suodatuksilla. Uraanin poistotehokkuus riippuu veden pH:sta, bikarbonaattipitoisuudesta sekä saostuksessa käytetyn koagulantin (alumiinin ja rautasulfaatin) määrästä. Myös kalkkipohjennys poistaa vedestä urania, jos veden pH on riittävän korkea.

Koagulointimenetelmää voidaan käyttää hyväksi radiumin poistossa, mutta menetelmä on usein vaikeasti hallittavissa ja poistaa vain osan

veteen liuenneesta radiumista. Poistuma kasvaa, jos veden pH ja kemiikaaliannostus optimoidaan. Kalkki- ja kalkki-soodapehmennyksellä päästään koagulointimenetelmää selvästi parempaan radiumin poistumaan. Vedenpehmentimien ja kalkkisuodattimien käyttöön liittyy kuitenkin riski, että niihin saostuu radiumia. Tällöin suodatin tuottaakin veteen jatkuvasti radonia. Radoninpoistolaitteen yhteyteen asennettu vedenpehmentin tai kalkkisuodatin tulee sen tähden asentaa ennen radoninpoistolaitetta.

Myös lyijyä ja poloniumia on poistettu saostusmenetelmällä. Näissä saostuskemikaaleina on käytetty muun muassa alumiinisulfaattia, rautasulfaattia yksinään ja yhdistettynä kalkin kanssa tai pelkästään kalkkia.

Ioninvaihto

Vedessä oleva ioni vaihtaa paikkaa hartsiin kiinnittyneenä olevan positiivisen tai negatiivisen ionin kanssa ekvivalenttisuhteessa. Anioninvaihtimissa paikkaa vaihtavat negatiivisesti varautuneet ionit ja kationinvaihtimissa positiivisesti varautuneet ionit.

Ioninvaihto vahvoilla orgaanisilla anioninvaihtohartseilla on tehokas ja varma menetelmä poistettaessa uraania erityyppisistä pohjavesistä. Anioninvaihtohartsilla on suuri uraanin poistokapasiteetti ja hartsia tarvitsee elvyttää suolavesihuuhtelulla vasta, kun suodattimen läpi virranneen veden määrä on kymmentuhatkertainen hartsin tilavuuteen nähden. Hartsin pidätyskyky palautetaan suolavesihuuhtelulla lähes alkuperäiselle tasolle. Suomessa uraaninpoistoon on käytetty samaa hartsia, jota käytetään yleisesti humuksen poistoon. Kotitalouksiin asennettavilla suodattimilla voidaan käsitellä koko talouden vesi tai vaihtoehtoisesti vain ruoka- ja juomavesi. Anioninvaihtohartsin käyttö ei ole huonontanut veden laatua. Toisinaan se on poistanut vedestä myös orgaanisia aineita, sameutta, sulfaattia ja rautaa.

Radiumin poistaminen kationinvaihtohartsilla onnistuu hyvin, vaikka vesi sisältäisi muita maa-alkalimetalleja kuten kalsiumia ja magnesiumia. Radiumioni pidättyy suuren atomipainonsa ja kokonsa takia näitä tiukemmin hartsiin, joka kyllästyy ensin kalsiumin ja magnesiumin suhteen ja vasta sitten radiumin suhteen. Vastaavasti hartsia elvytettäessä radium irttaa siitä vaikeimmin.

Lyijyn ja poloniumin poistomenetelmänä ioninvaihto antaa vaihtelevia tuloksia. Nämä aineet ovat vedessä usein kiinnittyneinä hiukkasiin vain

osan esiintyessä ionimuodossa. Koska ioninvaihtimet toimivat myös mekaanisina hiukkassuodattimina, ne poistavat osan hiukkasiin kiinnittyneistä lyijystä ja poloniumista. Vahvat orgaaniset hartsit ja zeoliitit poistavat vedestä lähinnä ionimuodossa olevan lyijyn ja poloniumin. Kelatoivien hartsien käyttö perustuu kompleksiyhdisteisiin, joita lyijy ja polonium muodostavat hartsissa olevien funktionaalisten ryhmien kanssa.

Adsorptio

Radionuklideilla on taipumus adsorboitua erilaisten sakkojen ja hiukkasten pinnoille. Uraania, lyijyä ja poloniumia tehokkaasti adsorboivia sakkoja ovat muun muassa rautahydroksidit ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ja aktivoitu alumiinioksidi. Radiumia adsorboituu bariumsulfaatilla (BaSO_4) käsitellyn hartsin, aktivoitun alumiinioksidin, mangaanidioksidilla (MnO_2) ja mangaanilla käsiteltyjen suodattimien massoihin.

Uraania poistuu raudanpoiston yhteydessä hyvin vaihtelevia määriä (0–90 prosenttia). Poistotehokkuuteen vaikuttaa veden laatuominaisuudet, kuten veden pH ja rautapitoisuus. Aktivoitu alumiinioksidi poistaa urania ja radiumia, mutta sen kapasiteetti ei ole suuri. Täten se soveltuukin lähinnä vain ruoka- ja juomaveden käsittelyyn. Lyijyn ja poloniumin poistumat ovat aktivoitulla alumiinioksidisuodattimella paremmat, koska suodatin toimii lisäksi mekaanisena hiukkassuodattimena.

Raudanpoiston yhteydessä radiumin adsorptioon vaikuttaa veden pH ja sen kalsium-, magnesium- ja bariumpitoisuus. Suomalaisilla pohjavedenottoilla radiumista on poistunut keskimäärin puolet raudanpoiston yhteydessä. Adsorptiota mangaanioksiidiin ja sen soveltuvuutta vedenkäsittelyyn on tutkittu paljon. Mangaanioksidin pintavaraus on negatiivinen pH:n ollessa 5–11, jolloin se adsorboi positiivisesti varautuneita ioneja. Myös bariumsulfaatilla käsitellyllä hartsilla ja aktivoitulla alumiinilla on päästy hyviin tuloksiin. Hartsissa on mikrometriluokkaa olevia bariumsulfaattikiteitä, joihin radium adsorboituu. Suodatinta ei voida elvyttää, vaan radium kerääntyy hartsiin. Mangaanilla käsitelty hiekkasuodatin poistaa myös tehokkaasti radiumia, jos olosuhteet ovat oikeat. Menetelmää ei kuitenkaan voida käyttää raudanpoiston yhteydessä.

Aktiivihiilisuodatus poistaa urania, mutta suodattimen poistokapasiteetti on pieni. Aktiivihiilisuodatus ei sovellu myöskään radiumin poistoon. Lyijyn ja poloniumin poistumat aktiivihiilisuodatuksella ovat

vaihdelleet paljon. Aktiivihiilisuodatuksessa suurin yksittäinen lyijyn poistoon vaikuttava tekijä on veden pH. Paras adsorptio on saavutettu, kun veden pH on suuri.

Kalvosuodatus

Kalvosuodatuksessa vesi johdetaan paineella puoliläpäisevän kalvon läpi. Kalvo toimii siten, että se joko pidättää tai päästää lävitseen ioneja niiden koosta ja kalvon reikäkoosta riippuen. Käänteisosmoosi ja nanosuodatus poistavat ioneja, joiden koko on jopa alle 0,01 µm. Nanosuodatuskalvon reikäkoko on suurempi kuin käänteisosmoosikalvon.

Käänteisosmoosisuodatus on tehokas poistomenetelmä ja soveltuu lähes kaikkien vedessä olevien aineiden poistoon. Menetelmän heikkoutena on se, että vesi joudutaan usein esi- ja jälkikäsittämään. Lisäksi vesi pehmenee, mikä lisää putkistojen korroosiota. Tämän takia, mutta myös veden juomakelpoisuuden parantamiseksi, vesi tulee jälkikäsitellä esimerkiksi kalkkisuodattimella.

Nanosuodatus edustaa uusinta vedenkäsittelytekniikkaa, jolla suodatettu vesi sisältää vaihtelevia määriä pieniä ioneja. Suurikokoiset molekyylit, moniarvoiset ionit sekä bakteerit ja virukset eivät läpäise kalvoa. Myös nanosuodatuksessa veden esi- ja jälkikäsitely ovat tarpeellisia.

KIRJALLISUUTTA

Annanmäki M, Turtiainen T (eds.). Treatment Techniques for Removing Natural Radionuclides from Drinking Water, Final Report of the TENAWA project, STUK-A169, January 2000.

Asikainen M. Natural radioactivity of ground water and drinking water in Finland. STL-A 39. Säteilyturvallisuuslaitos, Helsinki 1982.

International Commission on Radiological Protection. Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides. Part 5. Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients. Publication 72, Pergamon Press, Oxford 1996.

Jokela P. Radionuklidien poistaminen pohjavedestä. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja, nro 461, Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki 1993.

Lahermo P, Tarvainen T, Hatakka T, Backman B, Juntunen R, Kortelainen N, Lakomaa T, Nikkarinen M, Vesterbacka P, Väisänen U, Suomela P. Tuhat kaivoa – Suomen kaivovesien fysikaalis-kemiallinen laatu vuonna 1999. Tutkimusraportti 155, Geologien tutkimuskeskus, Espoo 2002.

Lapinlampi T, Sipilä A, Hatva T, Kivimäki I, Kokkonen P, Kosunen J, Lammila J, Lipponen A, Santala E, Rissanen J. Kysymyksiä kaivoista/ Frågor om brunnar. Ympäristöopas nro 86, Suomen ympäristökeskus, Edita, Helsinki 2001.

Myllymäki P, Turtiainen T, Salonen L, Helanterä A, Kärnä J, Turunen H. Radonin poisto porakaivovedestä. Uusia ilmastimia ja aktiivihilisuodatuksen käyttöönotto. Suomen ympäristö nro 297, Suomen ympäristökeskus, Edita, Helsinki 1999.

Mäkeläinen I, Huikuri P, Salonen L, Markkanen M, Arvela H. Talousveden radioaktiivisuus – perusteita laatuvaatimuksille. STUK-A182. Helsinki 2001.

National Research Council. Risk Assessment of Radon in Drinking Water. Washington DC: National Academy of Sciences, 1999.

Salonen L. Advanced techniques for measurement of natural radionuclides in household water, based on liquid scintillation counting and pulse

shape analysis. In Suokko T and Soveri J (eds.) Future groundwater resources at risk. Publications of the Academy of Finland 4/94. Painatuskeskus, Helsinki 1994: 341-356.

Salonen L, Turunen H, Mehtonen J, Mjönes L, Hagberg N, Wilken R-D, Raff O. Removal of radon by aeration: Testing various aeration techniques for small water works. STUK-A193. Helsinki 2002.

Suksi J. Natural uranium as a tracer in radionuclide geosphere transport studies. Report Series in Radiochemistry 16/2001, University of Helsinki, Faculty of Science, Department of Chemistry, Laboratory of Radiochemistry, Finland. Yliopistopaino, Helsinki 2001.

Säteilyturvakeskus. Ohje ST 12.3 Talousveden radioaktiivisuus, 1993.

Säteilyturvakeskus. Ohje ST 7.3 Sisäisestä säteilystä aiheutuvan annoksen laskeminen, 1999.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionising radiation. UNSCEAR 2000 Report. New York: United Nations, 2000.

Turtiainen T, Kokkonen P, Salonen L. Removal of radon and other natural radionuclides from household water with domestic style granular activated carbon filters. STUK-A172. Helsinki 2000.

Voutilainen A, Mäkeläinen I, Huikuri P, Salonen L. Porakaivoveden radonkartasto/ Radonatlas över borrbrunnar/ Radon Atlas of wells drilled into bedrock in Finland. STUK-A171. Helsinki 2000.