

# Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa

Vuosiraportti 2016

Pia Vesterbacka (toim.)

# Strålningsövervakning av miljön i Finland

Årsrapport 2016

# Surveillance of Environmental Radiation in Finland

Annual Report 2016

Säteilyturvakeskus  
PL 14  
00811 Helsinki  
[www.stuk.fi](http://www.stuk.fi)

Lisätietoja:  
Pia Vesterbacka  
[pia.vesterbacka@stuk.fi](mailto:pia.vesterbacka@stuk.fi)  
puhelin 09 759 88 550

ISBN 978-952-309-379-9  
ISSN 2243-1896

Avainsanat: säteilyvalvonta, ulkoinen säteily, ilma, laskeuma, vesi, maito, elintarvikkeet, ihminen, sisäilman radon

## Esipuhe

Ympäristön säteilyvalvontaa tehdään, jotta viranomaisilla ja kansalaisilla on reaaliaikainen tieto elinympäristön radioaktiivisuudesta ja sen säteilysuojelullisesta merkityksestä. Ohjelma on suunniteltu siten, että sen avulla voidaan havaita radioaktiivisuuden muutokset ympäristössä ja reagoida muutoksiin sekä arvioida ihmisen saamia säteilyannoksia ja suunnitella ja neuvoa toimenpiteitä annosten pienentämiseksi. Säteilyvalvontaohjelman avulla ylläpidetään asiantuntemusta ja valmiutta reagoida nopeasti ja oikein poikkeaviin säteilytilanteisiin.

Tämä raportti sisältää yhteenvedon ympäristön säteilyvalvonnan tuloksista vuonna 2016 sekä vertailuja aikaisempien vuosien tuloksiin. Ympäristön säteilyvalvontaan kuuluu keinotekoisen säteilyn ja keinotekoisien radioaktiivisten aineiden valvonta ympäristössä sekä sisäilman radon. Luonnonsäteily ja luonnon radioaktiiviset aineet kuuluvat valvontaohjelman piiriin kaudella 2014 – 2017, koska valtaosa väestön säteilyaltistuksesta saadaan luonnonsäteilystä. Vuodesta 2014 lähtien luonnon radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksia on määritetty talousvedestä, pintavedestä, maidosta ja elintarvikkeista. Luonnon radioaktiivisten aineiden tulokset raportoidaan vuoden 2017 vuosiraportoinnin yhteydessä. Lisäksi ohjelmaan kuuluu 5 – 10 vuoden välein tehtäviä aihekohtaisia selvityksiä.

Suomessa valtakunnallisesta ympäristön säteilyvalvonnasta vastaa Säteilyturvakeskus. Valvontavelvoite perustuu STUKista annettuun asetukseen ja säteilyasetukseen. Myös Euratom-sopimus velvoittaa Euroopan Unionin jäsenmaita valvomaan jatkuvasti radioaktiivisuuden tasoja ilmassa, vedessä ja maaperässä. STUKin lisäksi myös Ilmatieteen laitos ja puolustusvoimat seuraavat omilla havaintoasemillaan säteilyn esiintymistä ympäristössä. Säteilyturvakeskuksen Ympäristön säteilyvalvonta ja valmius -osasto (VALO), on FINAS-akkreditointipalvelun akkreditoima testauslaboratorio T167 (akkreditointistandardi EN ISO/IEC 17025:2005) testausalana ”Ympäristöttestaus”. Lähes kaikki STUKin tekemät ympäristön säteilyvalvontaan liittyvät analyysit on tehty akkreditointivaatimusten mukaisesti.

Säteilyturvakeskuksen yhteistyökumppanit ympäristön säteilyvalvonnassa keräävät ja toimittavat näytteitä analysoitaviksi, osallistuvat ihmisten säteilymittauksiin tai vastaavat keräysasemien toiminnasta. Säteilyturvakeskus kiittää hyvästä yhteistyöstä ulkoisen säteilyn valvontaverkon asemien hoitajia sekä seuraavia yhteistyökumppaneita: Puolustusvoimat, Ilmatieteen laitos, Arktinen keskus, Kaakkois-Suomen rajavartiosto, Lapin rajavartiosto, Kotkan pelastuslaitos, Kaakkois-Suomen ELY-keskus, Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus, Lapin ELY-keskus, Varsinais-Suomen ELY-keskus, Oulun Vesi, Turun vesilaitos, Valio Oy, HUS Helsingin ja Uudenmaan sairaanhoitopiiri / Kirurginen sairaala / Ravioli, Tampereen yliopistollinen sairaala, Lapin keskussairaala, Helsingin seudun ympäristöpalvelut, Helsingin Yhteislyseo, Hatanpään yläaste ja lukio, sekä Rovaniemen koulutoimi / Korkalovaaran yläaste ja Lyseonpuiston lukio.

Raportin tarkoituksena on antaa tietoa ympäristön säteilytilanteesta Suomessa kaikille asiasta kiinnostuneille. STUK toimittaa säännöllisesti valvontatietoja myös Euroopan komissiolle ja tämä raportti on yhteenvedo komissiolle toimitetuista tiedoista. Raportti on myös löydettävissä Säteilyturvakeskuksen kotisivuilta osoitteessa: [www.stuk.fi](http://www.stuk.fi).

Nyckelord: strålningsövervakning, yttre strålning, luft, nedfall, vatten, mjölk, livsmedel, människa, radon i inomhusluften

## Förord

Huvudsyftet med övervakningen av strålning i miljön är att ge myndigheter och befolkningen realtidsinformation om strålningen i livsmiljön och dess betydelse för strålskyddet. Programmet är upplagt så att man med hjälp av det kan upptäcka förändringar av radioaktiviteten i miljön och reagera på dessa samt uppskatta de strålningsdoser som människor utsätts för och planera och ge råd om hur doserna kan minskas. Med hjälp av programmet för strålningsövervakning upprätthålls expertis och beredskapen att snabbt och korrekt reagera på avvikande strålningssituationer.

Rapporten innehåller ett sammandrag av resultaten från 2016 års strålningsövervakning samt några jämförelser med tidigare år. Övervakningen av strålning i miljön innefattar övervakning av artificiell strålning, artificiella radioaktiva ämnen i miljön och radon i inomhusluften. Naturlig strålning och naturliga radioaktiva ämnen hör till övervakningen inom detta program i perioden 2014 – 2017, eftersom den största delen av befolkningens strålningsexponering kommer från den naturliga strålningen. Från år 2014 har naturliga radioaktiva ämnen bestämts i ytvatten, dricksvatten, mjölk och livsmedel. Resultaten för de naturliga radioaktiva ämnena publiceras i samband med årsrapporten 2017. I programmet ingår dessutom särskilda projekt som genomförs med 5 – 10 års mellanrum.

I Finland ansvarar Strålsäkerhetscentralen för övervakningen av strålning i miljön på riksnivå. Skyldigheten baserar sig på förordningen om strålsäkerhetscentralen och förordningen om strålskydd. Även Euratomfördraget förpliktar medlemsländerna i Europeiska unionen att fortlöpande övervaka radioaktivitetsnivåerna i luft, vatten och jordmån. Förutom STUK övervakar också Meteorologiska institutet och Försvarsmakten förekomsten av strålning i miljön vid sina egna mätstationer. Strålsäkerhetscentralens avdelning Miljöövervakning av strålning och beredskapsenhet (VALO) är testlaboratorium T167 och har ackrediterats av Ackrediteringstjänsten FINAS (ackrediteringsstandarden EN ISO/IEC 17025:2005). Laboratoriets testområde är *”Testning av miljö”*. Nästan alla analyser med anknytning till övervakningen av strålning i miljön som STUK gör är utförda enligt ackrediteringskraven.

Strålsäkerhetscentralens samarbetspartner inom övervakningen av strålning i miljön samlar in prov och lämnar in dem för analys, deltar i helkroppsmätningar och sköter mätstationernas verksamhet. Strålsäkerhetscentralen vill rikta ett tack för ett gott samarbete till dem som sköter stationerna för övervakning av den yttre strålningen samt till följande samarbetspartner: Försvarsmakten, Meteorologiska institutet, Arktiskt centrum, Gränsbevakningen i sydöstra Finland, Gränsbevakningen i Lappland, Räddningsverket i Kotka, NTM-centralen i Sydöstra Finland, NTM-centralen i Norra Österbotten, NTM-centralen i Lappland, NTM-centralen i Egentliga Finland, Oulun Vesi, Åbo vattenverk, Valio Oy, Helsingfors och Nylands sjukvårdsdistrikt HNS/Kirurgiska sjukhuset/Ravioli, Tammerfors universitetssjukhus, Lapplands centralsjukhus, Helsingforsregionens miljötjänster, gymnasieskolan Helsingin Yhteislyseo, högstadie- och gymnasieskolan Hatanpään yläaste ja lukio och skolväsendet i Rovaniemi/högstadieskolan Korkalovaaran yläaste och gymnasieskolan Lyseonpuiston lukio.

Syftet med denna rapport är att förmedla kunskap om strålningsläget i miljön i Finland för alla intresserade. STUK lämnar regelbundet uppgifter om övervakningen till Europeiska kommissionen och denna rapport är ett sammandrag av de uppgifter som sännts till kommissionen. Rapporten finns även på Strålsäkerhetscentralens hemsida på adressen [www.stuk.fi](http://www.stuk.fi).

Key words: radiation surveillance, external radiation, airborne radioactivity, deposition, water, milk, food-stuffs, human body, radon in indoor

## Preface

The main goal of the surveillance of environmental radioactivity is to always be aware of the levels of artificial radiation in the environment to which the public is exposed. Another goal is to detect all significant changes in the levels of environmental radiation and radioactivity. Compliance with the basic safety standards laid down for the protection of health of the general public against dangers arising from ionising radiation can be ensured with environmental radiation surveillance. The running of surveillance programmes on a continuous basis also maintains and develops competence and readiness to respond to radiological emergencies.

This report summarises the results of environmental radiation surveillance in 2016. The report also contains some comparisons with results from the previous years. Surveillance of environmental radiation contains surveillance of artificial radiation, artificial radioactive elements in the environment and radon in indoor air. Natural radiation and natural radioactive elements are associated with the surveillance programme during years 2014 – 2017, although the major part of the public exposure to radiation is caused by natural radiation. From year 2014, natural radioactive elements are determined from surface water, drinking water, milk and foodstuffs. In addition, the programme is developed to include thematic investigations every few years.

Surveillance of environmental radioactivity in Finland is one of STUK's official duties. This duty is based on the decree enacted on STUK and the Radiation Decree. The Euratom Treaty also lays down an obligation of continuous monitoring of the levels of radioactivity in the air, water and soil in the European Union member states. In Finland, the Finnish Meteorological Institute (FMI) and the Defence Forces also monitor environmental radiation at their own stations. Department for Environmental Radiation Surveillance and Emergency Preparedness (VALO), is a testing laboratory T167 accredited by FINAS (Finnish Accreditation Service) under standard EN ISO/IEC 17025:2005. The fields of testing are "*Environmental testing*". Almost all analyses in the radiation surveillance programme are made in accordance with the accreditation requirements.

STUK's partners in the surveillance of environmental radioactivity collect and deliver environmental samples for laboratory analyses, or they participate in whole-body counting. STUK would like to express its gratitude to the following partners for the successful co-operation: Defence Forces, Finnish Meteorological Institute, Arctic Centre, the Centre for Economic Development, Transport and the Environment (ELY Centre) of Southeast Finland, the ELY Centre of North Ostrobothnia, the ELY Centre of Lapland, the ELY Centre of Southwest Finland, Southeast Finland Frontier Guard District, Lapland Frontier Guard District, the Rescue Centre of Kotka, the water supply plants of Oulu and Turku, Valio Ltd., the Hospital District of Helsinki and Uusimaa / Surgical Hospital / Ravioli, Tampere University Hospital, Lapland Central Hospital, Helsinki Region Environmental Services Authority, the secondary school of Helsingin yhteislyseo, the secondary school of Hatanpää in Tampere, and the secondary school of Korkalovaara and Lyseonpuisto in Rovaniemi.

The report aims to provide information on the levels of environmental radioactivity in Finland to all interested parties. STUK also submits monitoring data to the European Commission on a regular basis, and this report is a summary of the results delivered to the Commission. The report is also available at STUK's website [www.stuk.fi](http://www.stuk.fi).

# Sisällysluettelo

Esipuhe.....	3
1 Yhteenveto.....	9
2 Säteilyannokset.....	15
3 Ulkoinen säteily.....	18
4 Ulkoilman radioaktiiviset aineet.....	25
5 Laskeuman radioaktiiviset aineet.....	39
6 Pintaveden radioaktiiviset aineet.....	44
7 Juomaveden radioaktiiviset aineet.....	48
8 Maidon radioaktiiviset aineet.....	52
9 Elintarvikkeiden radioaktiiviset aineet.....	58
10 Radioaktiiviset aineet ihmisessä.....	66
11 Jäteliikkeen radioaktiiviset aineet.....	71
12 Radioaktiiviset aineet Itämeressä.....	75
13 Sisäilman radon.....	80
14 Erillishankkeet.....	87

LIITE 1. Ionisoivaan säteilyyn liittyviä keskeisiä suureita ja niiden yksiköitä

## Innehallsförteckning

Förord.....	4
1 Sammandrag.....	11
2 Stråldoser.....	16
3 Extern stråling.....	19
4 Radioaktiva ämnen i uteluft.....	26
5 Radioaktiva ämnen i nedfall.....	40
6 Radioaktiva ämnen i ytvatten.....	45
7 Radioaktiva ämnen i dricksvatten.....	49
8 Radioaktiva ämnen i mjölk.....	53
9 Radioaktiva ämnen i livsmedel.....	60
10 Radioaktiva ämnen i människroppen.....	67
11 Radioaktiva ämnen i avloppsslam.....	72
12 Radioaktiva ämnen i Östersjön.....	76
13 Radon i inomhusluften.....	82
14 Särskilda projekt.....	88

BILAGA 1. Joniserande strålning, dess viktigaste storheter och deras enheter

## Contents

Preface.....	5
1 Summary.....	13
2 Radiation doses.....	17
3 External radiation.....	20
4 Airborne radioactive substances.....	27
5 Radionuclides in deposition.....	41
6 Radioactive substances in surface water.....	46
7 Radioactive substances in drinking water.....	50
8 Radioactive substances in milk.....	54
9 Radioactive substances in foodstuffs.....	62
10 Radioactivity in man.....	68
11 Radioactive substances in wastewater sludge.....	73
12 Radioactive substances in the Baltic Sea.....	77
13 Radon in indoor air.....	84
14 Separate projects.....	89

APPENDIX 1. Ionizing radiation, the key parameters and their units



# 1 Yhteenveto

Tämä raportti on kansallinen yhteenveto ympäristösäteilyn valvonnan tuloksista Suomessa vuonna 2016. Tuloksia raporttiin ovat toimittaneet Säteilyturvakeskuksen lisäksi myös Ilmatieteen laitos ulkoilman kokonaisbeeta-aktiivisuudesta ja Puolustusvoimien teknillinen tutkimuslaitos ulkoilman radioaktiivisista aineista yhdeltä valvonta-asemalta.

Ympäristön säteilyvalvontaohjelma sisältää ulkoisen annosnopeuden jatkuvan ja automaattisen monitoroinnin, ulkoilman radioaktiivisten aineiden ja kokonaisbeeta-aktiivisuuden monitoroinnin sekä radioaktiivisen laskeuman, pinta- ja juomaveden, jätelietteen, maidon ja elintarvikkeiden radioaktiivisuuden säännöllisen analysoinnin. Lisäksi ohjelmaan sisältyy ihmisen kehossa olevien radioaktiivisten aineiden analysointi sekä sisäilman radonin monitorointi. Tämä raportti sisältää myös yhteenedot Itämeren radioaktiivisuusvalvonnan tuloksista ja ympäristön säteilyvalvontaan kuuluvien osaohjelmien aihekohtaisista selvityksistä.

Vuoden 2016 tulokset osoittavat, että ympäristössä olevat keinotekoiset radioaktiiviset aineet ovat pääosin peräisin vuoden 1986 Tšernobylin onnettomuudesta ja ilmakehässä 1950- ja 1960-luvuilla tehdyistä ydinkokeista. Näiden lisäksi ilman radioaktiivisuusvalvonnassa havaittiin poikkeavaa säteilyä kuusi kertaa. Jodia ( $^{131}\text{I}$ ) havaittiin Kotkassa 15.2. – 22.2. kerätyssä ulkoilman hiukkasnäytteessä. Lisäksi jodia havaittiin Helsingissä, Imatralla, Kajaanissa, Kotkassa, Kuopiossa ja Rovaniemellä aikavälillä 17.10.–28.10. kerätyissä hiukkasnäytteissä. Helsingissä 3.3. – 4.3. kerätyssä hiukkasnäytteessä havaittiin poikkeuksellisen suuri määrä cesiumia ( $^{137}\text{Cs}$ ). Helsingissä 21.4. – 28.4. kerätyssä hiukkasnäytteessä havaittiin bromia ( $^{82}\text{Br}$ ). Kotkassa 15.8. – 23.8. kerätyssä hiukkasnäytteessä havaittiin mangaania ( $^{54}\text{Mn}$ ), kobolttia ( $^{60}\text{Co}$ ) ja skandiumia ( $^{46}\text{Sc}$ ), sekä 30.8. – 5.9. kerätyssä hiukkasnäytteessä havaittiin hopeaa ( $^{110\text{m}}\text{Ag}$ ). Mangaania, kobolttia, skandiumia, hopeaa ja jodia syntyy ydinvoiman käytön seurauksena ydinreaktorissa. Jodia käytetään lisäksi lääketieteellisissä hoidoissa. Bromia käytetään teollisuuden merkkiaineena. Näiden havaintojen alkuperää ei voitu varmuudella selvittää. Helsingissä tehty poikkeuksellisen suuri cesiumhavainto oli peräisin STUKin kanssa samassa kiinteistössä toimineesta yrityksestä. Hiukkasnäytteestä havaitun cesiumin määrä oli tuhat kertaa suurempi kuin tällä hetkellä Tšernobylin onnettomuudesta peräisin oleva normaalisti ilmanäytteissä havaittu määrä. Kaikkien vuoden aikana havaittujen keinotekoisien radioaktiivisten aineiden määrät olivat äärimmäisen pieniä eikä niillä ole minkäänlaisia vaikutuksia ihmisten terveyteen. Ulkoilman radioaktiivisuusvalvonnassa käytettäviin hiukkaskeräajiin asennettiin  $\text{LaBr}_3$ -spektrometrit. Hiukkaskeräajiin asennetuilla spektrometreillä ei havaittu poikkeavaa säteilyä vuoden aikana.

Ulkoisen säteilyn valvontaverkko toimi hyvin. Mittausasemien tuloksista kerättiin ulkoisen säteilyn valvontatietojen hallintajärjestelmä USVAan yli 97 % kaikkien mittausasemien tuottamista mittauksista. Puuttuvat tiedot aiheutuivat laitehäiriöistä tai tietoliikenneongelmista. Vuoden 2016 aikana USVAssa oli muutamia lyhytkestoisia toimintahäiriöitä, jotka saatiin korjattua nopeasti. Viranomaisradioverkon (Virve) datapalvelussa oli myös ajoittain alueellisesti rajoittuneita lyhytkestoisia toimintahäiriöitä.

Laskeuma- ja talousvesinäytteiden tritiumpitoisuudet olivat pieniä, yleensä 1–4 Bq/l. Elintarvikkeista mitatuissa sieninäytteissä kolmessa havaittiin yli 600 Bq/kg ylittävä  $^{137}\text{Cs}$ :n aktiivisuuspiitoisuuden ylitys. Tätä pitoisuutta ei tulisi ylittää, kun saatetaan markkinoille luonnonvaraista riistaa, metsämarjoja ja -sieniä sekä järvikaloja. Jäteliitteessä havaittiin Tšernobylin onnettomuudesta peräisin olevaa  $^{137}\text{Cs}$ :a, luonnon radioaktiivisia aineita ja sairaalasta käytettyjä radioaktiivisia aineita. Radionuklideja käyttävien sairaaloiden syöpäklinikoiden ja isotooppiasosten potilaiden eritteet kulkeutuvat jätevesipuhdistamoon ja näkyvät siten jäteliitteissä. Ihmisten radioaktiivisuusmittauksissa kehossa olevan  $^{137}\text{Cs}$ :n aiheuttama säteilyannos oli alle 0,01 mSv/henkilö.

Kaikki vuoden aikana havaitut keinotekoisien radioaktiivisten aineiden määrät ympäristössä olivat äärimmäisen pieniä eikä niillä ole minkäänlaisia vaikutuksia ihmisten terveyteen.

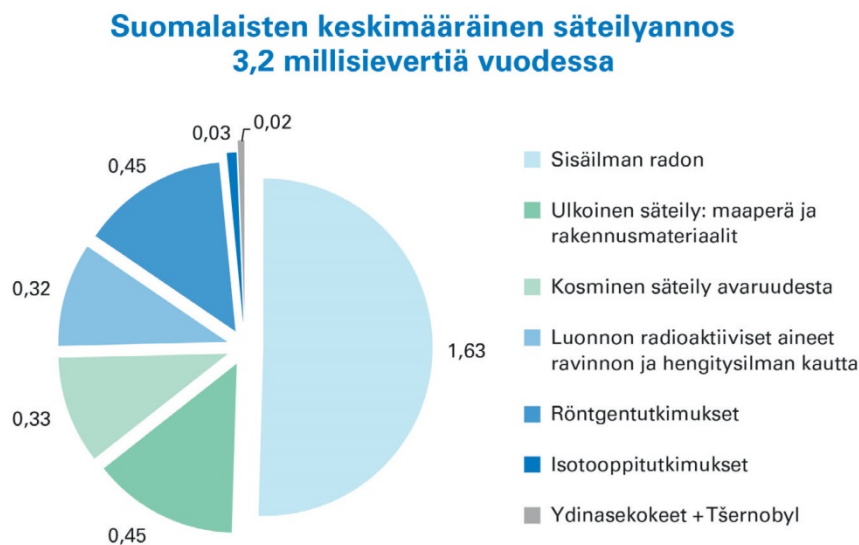
Sisäilman radonin ( $^{222}\text{Rn}$ ) pääasiallinen lähde on maaperän uraanipitoinen kiviaines. Korkeita radonpitoisuuksia esiintyy niissä asunnoissa, joiden perustusrakenteet eivät ole riittävän tiiviitä estämään radonpitoisen maaperän huokosilman pääsyn sisätiloihin. Sosiaali- ja terveystieteiden ministeriön vuonna 1992 asettama enimmäisarvo 400 Bq/m<sup>3</sup> ylittyi arviolta 47 000 suomalaisessa pientaloasunnossa

ja 8 000 kerrostalohuoneistossa. Vuonna 2016 väestön keskimääräinen radonpitoisuus asunnoissa arvioitiin olevan noin 94 Bq/m<sup>3</sup>. Tehokkaimmin radonia torjutaan rakennusvaiheen toimenpiteillä, eli rakentamalla alapohjarakenteet tiiviiksi ja asentamalla lattialaatan alle radonputkisto.

Aihekohtainen erillisselvitys liittyi uusien asuntojen radonpitoisuuksien selvittämiseen. Uusien asuntojen otantatutkimuksessa sisäilman radonpitoisuus mitattiin 1332 satunnaisesti valitussa pientaloasunnossa, jotka saivat rakennusluvan aikavälillä marraskuu 2012 – lokakuu 2013. Uusien talojen otantatutkimuksessa mitattujen asuntojen radonpitoisuuden keskiarvo oli 71 Bq/m<sup>3</sup> ja mediaani 42 Bq/m<sup>3</sup>. Tutkimuksessa radonpitoisuudet olivat korkeiden radonpitoisuuksien maakunnissa noin 40 % pienempiä kuin seitsemän vuotta sitten tehdyssä tutkimuksessa. Muualla maassa radonpitoisuudet olivat noin 20 % pienemmät.

Suomalaiset saavat eri säteilylähteistä vuoden aikana keskimäärin noin 3,2 millisievertin (mSv) säteilyannoksen. Valtaosa tästä säteilyannoksesta (noin 2,7 mSv) aiheutuu luonnon radioaktiivisista aineista ja kosmisesta säteilystä. Ympäristön keinotekoisien radioaktiivisten aineiden aiheuttama säteilyaltistus vuonna 2016 oli alle 0,02 mSv, mikä on merkityksettömän pieni kokonaissäteilyaltistukseen verrattuna. Tämä on alle 1 % väestön kokonaissäteilyaltistuksesta. Kuva 1.1 esittää suomalaisen keskimääräisen säteilyannoksen eri lähteet.

Vuoden 2016 tulokset osoittavat myös, että vuoden aikana ympäristöön ei tapahtunut sellaisia radioaktiivisten aineiden päästöjä, joilla olisi haittavaikutuksia ihmisen terveydelle tai ympäristölle Suomessa.



**Kuva 1.1.** Suomalainen saa ionisoivasta säteilystä keskimäärin 3,2 millisievertin säteilyannoksen vuodessa.

# 1 Sammandrag

Denna rapport är ett nationellt sammandrag av övervakningen av strålning i miljön i Finland 2016. Resultat som redovisas i rapporten kommer förutom från Strålsäkerhetscentralen, även från Meteorologiska Institutet – den totala betaaktiviteten i utomhusluften – och från en mätstation vid Forsvarsmaktens tekniska forskningsinstitut – radioaktiva ämnen i utomhusluften.

Programmet för övervakning av strålning i miljön omfattar fortlöpande automatisk övervakning av den externa dosraten, övervakning av radioaktiva ämnen och den totala betaaktiviteten i utomhusluften samt regelbunden analys av radioaktivt nedfall och radioaktivitet i yt- och dricksvatten, avloppsslam, mjölk och livsmedel. I programmet ingår dessutom analys av radioaktiva ämnen i människokroppen och radon i inomhusluften. Denna rapport innehåller också ett sammandrag av övervakningen av radioaktiviteten i Östersjön och fyra särskilda projekt.

Resultaten för år 2016 visar att de artificiella radioaktiva ämnena i miljön härrör främst från olyckan i Tjernobyli år 1986 och från kärnvapenprov i atmosfären på 1950- och 1960-talet. Utöver dessa uppmättes vid radioaktivitetsövervakningen av luften avvikande strålning vid sex olika tillfällen. Jod ( $^{131}\text{I}$ ) mättes i partikelprov från utomhusluften som togs i Kotka den 15 – 22 februari. Jod uppmättes också i Helsingfors, Imatra, Kajana, Kotka, Kuopio och Rovaniemi i partikelprov från utomhusluften tagna under perioden 17 – 28 oktober. I partikelprov som togs i Helsingfors den 3 – 4 mars uppmättes en exceptionellt hög cesiumhalt ( $^{137}\text{Cs}$ ). I partikelprov som togs i Helsingfors den 21 – 28 april uppmättes brom ( $^{82}\text{Br}$ ). I partikelprov som togs i Kotka den 15 – 23 augusti uppmättes mangan ( $^{54}\text{Mn}$ ), kobolt ( $^{60}\text{Co}$ ) och skandium ( $^{46}\text{Sc}$ ) och i partikelprov som togs den 30 augusti – 5 september uppmättes silver ( $^{110\text{m}}\text{Ag}$ ). Mangan, kobolt, skandium, silver och jod uppstår i kärnreaktorn till följd av användningen av kärnkraft. Jod används också i medicinska behandlingar. Brom används som spårämne inom industrin. Ursprunget för dessa observationer har inte kunnat utredas med full säkerhet. Den exceptionellt höga cesiumobservationen kom från ett företag med verksamhet i samma fastighet med STUK. Cesiumhalten i partikelprovet var ett tusen gånger högre än den mängd som normalt upptäcks i luftprov och som härstammar från Tjernobyliolyckan. De totala mängderna av artificiella radioaktiva ämnen som uppmättes under året var extremt små och de har ingen som helst påverkan på människornas hälsa. I de partikeluppsamlare som används vid radioaktivitetsövervakningen av utomhusluften installerades  $\text{LaBr}_3$ -spektrometrar. Spektrometrarna som var installerade i partikeluppsamlarna upptäckte ingen avvikande strålning under året.

Övervakningsnätverket för extern strålning fungerade bra. Av mätstationernas resultat samlades till övervakningssystemet för extern strålning, USVA, över 97 procent av alla mätstationernas mätdata. Orsaken till att data saknades var antingen apparatfel eller störningar i datatrafiken. Under 2016 drabbades USVA av några kortvariga funktionsfel som snabbt kunde åtgärdas. Också nätverkets för myndigheter (Virve) datatjänst drabbades tidvis av regionalt begränsade, kortvariga funktionsfel.

Tritiumhalterna i nedfalls- och hushållsvattenproven var låga, vanligtvis 1 – 4 Bq/l. I tre svampproven som togs från livsmedel upptäcktes  $^{137}\text{Cs}$ -aktivitetshalter över 600 Bq/kg. Detta är den rekommenderade gränsen för utförande av kött från i naturtillstånd levande vilt, skogsbär och -svampar och för insjöfiskar på marknaden. I avloppsslam upptäcktes  $^{137}\text{Cs}$  som härstammar från Tjernobyliolyckan, radioaktiva ämnen från naturen och nuklider använde i sjukhus. Avföring och urin från patienter vid cancerkliniker som använder radionuklider och på isotopavdelningar hamnar på avloppsreningsverket och syns därigenom i avloppsslammet. Vid radioaktivitetsmätningar hos människor orsakar  $^{137}\text{Cs}$  i kroppen en stråldos på mindre var 0,01 mSv/person.

De totala mängderna av artificiella radioaktiva ämnen i miljön som mättes under året var extremt små och de har ingen som helst påverkan på människornas hälsa.

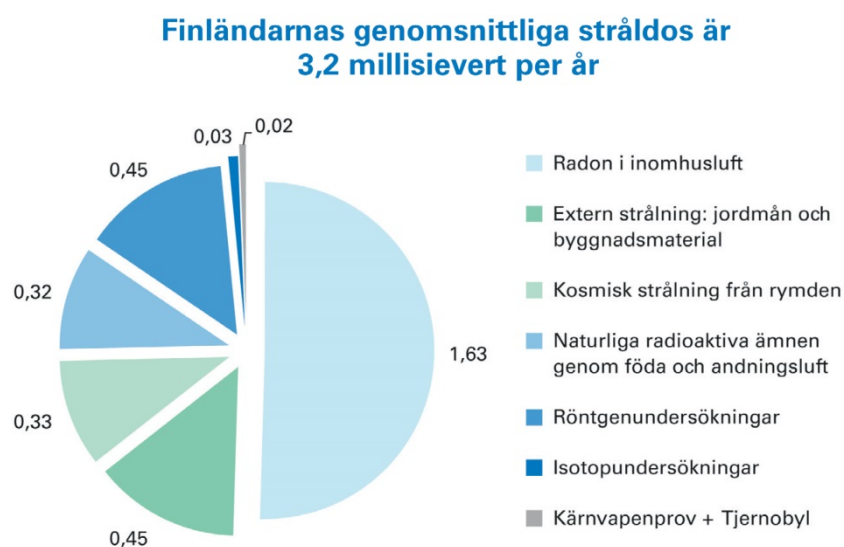
Radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) i inomhusluften härstammar huvudsakligen från uranhaltigt stenmaterial i marken. Höga radonhalter förekommer i de bostadslägenheter, vars grundkonstruktion inte är tillräckligt tät för att förebygga att radonhaltig jordluft tränger in i huset. Det maximala värdet 400 Bq/m<sup>3</sup> som social- och hälsovårdsministeriet bestämde 1992 överskrids i uppskattningsvis 47 000 småhus och i 8 000 höghuslägenheter i Finland. Den genomsnittliga radonhalten i inomhusluften i bostäder uppskattades 2016 till cirka 94 Bq/m<sup>3</sup>. Det effektivaste sättet att bekämpa radon är genom åtgärder under byggti-

den; genom att bygga en tät konstruktion i det nedre bjälklaget och montera ett radonrörverk under golvplattan.

En ämnesspecifik separat rapport gjordes om utredningen av radonhalten i nybyggda bostäder. I en sampelundersökning av nybyggda bostäder mättes radonhalten i inomhusluften i 1 332 slumpmässigt utvalda småhuslägenheter som fått bygglov under perioden november 2012 – oktober 2013. I de lägenheter som undersöktes i sampelundersökningen av nybyggda hus var radonmedelvärdet 71 Bq/m<sup>3</sup> och medianen 42 Bq/m<sup>3</sup>. I undersökningarna var radonhalterna cirka 40 procent lägre i landskap med hög radonhalt jämfört med undersökningen som gjordes för sju år sedan. I det övriga landet var radonhalterna cirka 20 procent lägre.

Finländarnas stråldos från olika strålningskällor är årligen i medeltal 3,2 millisievert (mSv). Huvuddelen av denna dos (cirka 2,7 mSv) härrör från naturliga radioaktiva ämnen och från den kosmiska strålningen. Artificiella radioaktiva ämnen stod år 2016 för en obetydligt liten del av bestrålningen jämfört med den totala stråldosen, i genomsnitt cirka 0,02 mSv. Detta är mindre än en procent av den totala stråldosen som befolkningen utsätts för. Bild 1.1 visar olika källor av den genomsnittliga totala stråldosen som finländarna utsätts för.

Resultaten för 2016 visar också att det under året inte inträffade några sådana utsläpp av radioaktiva ämnen till miljön som skulle ha haft någon skadeverkan på människors hälsa eller på miljön i Finland.



**Bild 1.1.** En finländare får i genomsnitt en 3,2 millisievert stråldos från joniserande strålning. De strålkällor som presenteras i denna rapport orsakar tillsammans ca 0,7 % av den totala doskakan (den röda skivan i bilden).

# 1 Summary

This report is the national summary of the results obtained in the surveillance of environmental radioactivity in Finland in 2016. The Finnish Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK) has produced most of the results, but the Finnish Meteorological Institute and the Defence Forces Research Institute of Technology have also submitted results for this report on the gross beta activity in outdoor air and on the airborne radioactive substances, respectively.

The surveillance programme on environmental radioactivity covers continuous and automated monitoring of external dose rate in the air, regular monitoring of radioactive substances and gross beta activity in outdoor air, radioactive substances in deposition, in surface and drinking water, in sludge from the wastewater treatment plant in Helsinki, in milk, foodstuffs, and in the human body. This report also contains a summary of the results of the monitoring of radioactivity in the Baltic Sea, monitoring of radon in indoor air and results from four thematic investigations.

The results for 2016 show that the artificial radionuclides observed in the environment originate from the 1986 Chernobyl accident and from atmospheric nuclear tests performed in the 1950s and 1960s. In addition to these, the monitoring of radioactivity in the air observed unusual radiation six times. Iodine ( $^{131}\text{I}$ ) was observed in Kotka between 15 and 22 February in a particle sample collected from external air. Iodine was also observed in Helsinki, Imatra, Kajaani, Kotka, Kuopio and Rovaniemi in particle samples taken between 17 and 28 October. In a particle sample collected in Helsinki between 3 and 4 March, an exceptionally large amount of cesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) was observed. In a sample collected in Helsinki between 21 and 28 April, bromine ( $^{82}\text{Br}$ ) was observed. In a sample collected in Kotka between 15 and 23 August, manganese ( $^{54}\text{Mn}$ ), cobalt ( $^{60}\text{Co}$ ) and scandium ( $^{46}\text{Sc}$ ) were observed, and in a sample collected between 30 August and 5 September silver ( $^{110\text{m}}\text{Ag}$ ) was observed. Manganese, cobalt, scandium, silver and iodine are created as a result of the use of nuclear power in a nuclear reactor. Iodine is also used in medical treatments. Bromine is used as a tracer in industry. The origins of these observations could not be established with certainty. The observation of the exceptionally large amount of cesium in Helsinki originated from a company operating on the same premises as STUK. The amount of cesium observed in the sample was 1,000 times greater at that moment than the amount normally observed in air samples originating from the Chernobyl disaster. The amounts of all the artificial radioactive substances observed during the year were extremely small and they do not have any impact on human health.  $\text{LaBr}_3$  spectrometers were installed in the particle collectors used in the surveillance of radioactivity in external air. The spectrometers installed in the particle collectors did not detect any unusual radiation during the year.

The external radiation surveillance network worked well. Of the measuring station results, the external radiation monitoring data management system USVA collected more than 97% of the measurements produced at all measuring stations. Missing data was caused by equipment malfunctions or telecommunication problems. In 2016, USVA had several short operating disturbances, which were quickly rectified. The Finnish authorities' telecommunications network (Virve) data service also experienced occasional locally restricted short operating disturbances.

The tritium concentrations in fallout and household water samples were small, in total 1 – 4 Bq/l. In fungal samples measured in food, active concentration of  $^{137}\text{Cs}$  over 600 Bq/kg was observed in three analyzed samples, a limit recommended when putting wild game, wild berries, mushrooms and lake fish on the market.  $^{137}\text{Cs}$  from the Chernobyl disaster, natural radioactive substances and hospital nuclides were observed in waste. Secretions from patients in the cancer clinics and isotope wards of hospitals using radionuclides migrate to waste water treatment plants and are thus evident in waste. The radiation dose caused by  $^{137}\text{Cs}$  in the body in radioactivity measurements of people was less than 0.01 mSv/person.

The amounts of all the artificial radioactive substances observed during the year in the environment were extremely small and they do not have any impact on human health.

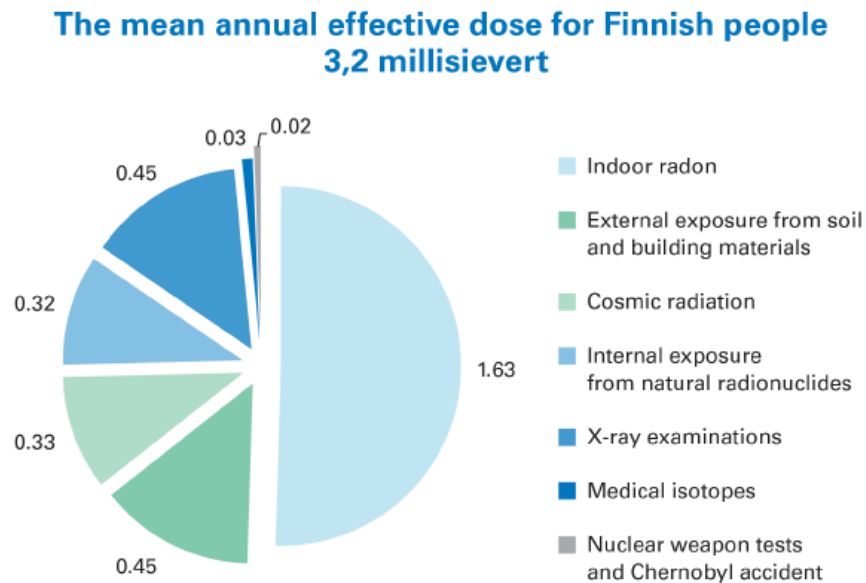
The main source of radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) in indoor air is the rock material containing uranium in soil. High radon levels occur in homes, the foundations of which are not sufficiently well-sealed to prevent the access of radon-carrying soil air. It is estimated that the maximum concentration of 400 Bq/m<sup>3</sup> set in

1992 by the Ministry of Social Affairs and Health is exceeded in 47,000 Finnish houses and 8,000 blocks of flats. The average indoor air radon concentration for the members of the public in 2016 was estimated at 94 Bq/m<sup>3</sup>. Radon is most effectively prevented by measures taken at the construction stage: by building the base floor structures leaktight and by installing radon piping under the ground slab.

A separate subject-specific study was linked to the establishment of radon concentration in new dwellings. In a sampling study of new dwellings, the radon concentration in indoor air was measured in 1,332 randomly selected houses, which were granted planning permission in the period November 2012 to October 2013. The average of radon concentration in dwellings measured in the sampling survey of new houses was 71 Bq/m<sup>3</sup> and the median was 42 Bq/m<sup>3</sup>. In the survey, radon concentrations in provinces with high radon concentrations was 40% lower than in a survey carried out seven years ago. In other parts of the country, radon concentrations were about 20% lower.

The average annual dose of Finns, received from different radiation sources, is about 3.2 millisievert (mSv). The majority of this annual dose (some 2.7 mSv) is caused by natural radioactive substances and cosmic radiation. The exposure to radiation of artificial radionuclides in the environment in 2016 was insignificant compared with the total annual dose, some 0.02 mSv. This is less than 1% of the total radiation exposure of the population. Figure 1.1 shows the different sources of the average radiation dose of a Finn.

The results also show that in 2016 there were no such environmental releases of radioactive substances which would have any harmful effects on human health or the environment in Finland.



**Fig 1.1.** A Finn gets annually about 3.2 millisievert dose from ionizing radiation.



## 2 Säteilyannokset

Ympäristön säteilyvalvontaan kuuluu keinotekoisien säteilyn ja keinotekoisien radioaktiivisten aineiden valvonta ympäristössä. Luonnonsäteily ja luonnon radioaktiiviset aineet kuuluvat valvontaohjelman piiriin kaudella 2014 – 2017, koska valtaosa väestön säteilyaltistuksesta saadaan luonnonsäteilystä. Luonnon radioaktiivisista aineista aiheutuvat säteilyannokset raportoidaan vuoden 2017 vuosiraportoinnin yhteydessä.

Suomalaiset altistuvat niin luonnollisista kuin keinotekoisista lähteistä peräisin olevalle ionisoivalle säteilylle. Suomalaisten saama keskimääräinen vuotuinen efektiivinen annos on 3,2 mSv. Noin puolet tästä säteilyannoksesta, 1,6 mSv on peräisin huoneilman radonista. Noin neljännes suomalaisten vuotuisesta efektiivisestä annoksesta, 0,78 mSv aiheutuu muusta luonnon säteilystä.

Maaperässä olevista keinotekoisista radioaktiivisista aineista (lähinnä Tšernobyl-laskeumasta) aiheutui suomalaisille vuonna 2016 keskimäärin 0,011 millisievertin suuruinen ulkoisen säteilyn annos. Suomessa ulkoisen säteilyn annosnopeus vaihtelee välillä 0,05 – 0,30 mikrosievertiä tunnissa. Alueellinen vaihtelu annosnopeuksissa johtuu pääosin uraanin ja toriumin pitoisuuseroista kallio- ja maaperässä. Lumi- ja jääkerros vaimentaa maaperästä tulevaa säteilyä. Paikallista ja lyhytaikaista nousua annosnopeudessa saattaa aiheuttaa sade, joka tuo radonia ja sen hajoamistuotteita lähemmäksi maanpintaa.

Ulkoilman radioaktiivisista aineista aiheutuva säteilyannos oli vuonna 2016 erittäin pieni. Samoin juomavedestä, maidosta ja elintarvikkeista saatu säteilyannos oli pieni. Pääosin säteilyannosta aiheuttavat keinotekoiset radioaktiiviset aineet  $^{137}\text{Cs}$  ja  $^{90}\text{Sr}$ . Kehossa olevan  $^{137}\text{Cs}$ :n aiheuttaman säteilyannoksen arvioitiin vuonna 2016 jääneen alle 0,01 mSv/henkilö, eli alle 0,3 % suomalaisen keskimääräisestä vuosittaisesta säteilyannoksesta.

Kaiken kaikkiaan ympäristön keinotekoisien radioaktiivisten aineiden aiheuttama säteilyaltistus vuonna 2016 oli alle 0,02 mSv, mikä on merkityksettömän pieni kokonaissäteilyaltistukseen verrattuna.

## 2 Stråldoser

Strålningsövervakningen av miljön omfattar övervakning av artificiell radioaktivitet och artificiella radioaktiva ämnen i miljön. Naturlig strålning och naturliga radioaktiva ämnen ingår i övervakningsprogrammet under perioden 2014–2017, eftersom merparten av befolkningens strålningsexponering kommer från naturlig strålning. Stråldoser på grund av naturliga radioaktiva ämnen rapporteras i anslutning till årsrapporten för 2017.

Finländare utsätts för joniserande strålning från både naturliga och artificiella källor. Finländarnas genomsnittliga årlig effektiva dos är 3,2 mSv. Cirka hälften av denna stråldos, 1,6 mSv, kommer från radon i inomhusluften. Cirka en fjärdedel av finländarnas årliga effektiva dos, 0,78 mSv, kommer från strålning från naturen.

De artificiella radioaktiva ämnena i marken (främst från Tjernobylnedfallet) orsakade 2016 finländarna en genomsnittlig extern stråldos på 0,011 mSv. I Finland är extern doshastigheterna 0,05 – 0,30 mikrosievert per timme. Den regionala variationen i doshastigheterna beror på variationen i uran- och toriumhalterna i berg- och markgrunden. Ett snö- och istäcke dämpar strålningen från marken. Regn som för med sig radon och dess sönderfallsprodukter närmare markytan kan orsaka en lokal och kortvarig höjning av doshastigheten.

Stråldosen från radioaktiva ämnen i luften var mycket låg 2016 (tabell 2.1). Likaså var stråldosen från dricksvatten, mjölk och livsmedel låg. De viktigaste artificiella radioaktiva ämnen som orsakar stråldosen är  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$ . Stråldosen i kroppen orsakad av  $^{137}\text{Cs}$  uppskattades ha varit under 0,01 mSv per person 2016, alltså mindre än 0,3 procent av finländarnas årliga genomsnittliga stråldos.

Allt som allt var strålningsexponeringen orsakad av artificiella radioaktiva ämnen i miljön 2016 under 0,02 mSv, vilket är obetydligt lågt jämfört med den totala strålningsexponeringen.



## 2 Radiation doses

The monitoring of artificial radiation and artificial radioactive substances in the environment is part of the surveillance of environmental radiation. Natural radiation and natural radioactive substances are part of the surveillance programme in the period 2014 to 2017, because most of the exposure to radiation of the population comes from natural radiation. Radiation doses from natural radiation substances are reported in 2017 annual reporting.

Finns are exposed to ionising radiation originating from both natural and artificial sources. The average annual effective dose received by Finns is 3.2 mSv. Approximately half of this radiation dose, 1.6 mSv, originates from radon in indoor air. About one-fourth of the annual effective dose that Finnish people are exposed to, 0.78 mSv, is caused by other natural radiation.

In 2016, artificial radioactive substances from the soil (chiefly from Chernobyl fallout) subjected Finns to an average dose of external radiation of 0.011 mSv. In Finland, natural background radiation varies between 0.05 and 0.30 µSv per hour. Local variation in the dose rates results mainly from differences in the concentration of uranium and thorium in rock and soil. A layer of snow and ice dilutes radiation coming from the soil. A local and short-term increase in the dose rate might be caused by rain, which brings radon and its decay products closer to the surface of the ground.

In 2016, the radiation dose resulting from radioactive substances in the air was very small (table 2.1). The dose from drinking water, milk and foodstuffs was likewise small. The most significant artificial radioactive substances causing a dose of radiation were <sup>137</sup>Cs ja <sup>90</sup>Sr. In 2016, the radiation dose caused by <sup>137</sup>Cs in the body was estimated to be less than 0.01 mSv/person, i.e. less than 0.3% of the average annual radiation dose of Finnish people.

All in all, the exposure to radiation caused by artificial radioactive substances in the environment in 2016 was less than 0.02 mSv, which is insignificant compared to overall exposure to radiation.

**Taulukko 2.1.** Ympäristön keinotekoisien radioaktiivisten aineiden aiheuttama säteilyaltistus vuonna 2016 eri lähteistä.

**Tabell 2.1.** Strålningsexponering orsakad av artificiella radioaktiva ämnen i miljön från olika källor 2016.

**Table 2.1.** Exposure to radiation caused by artificial radioactive substances in the environment from different sources in 2016.

<b>Lähde, källa, source</b>	<b>Efektiivinen säteilyannos, stråldoser, radiation dose (mSv)</b>
Ulkoisen säteily, Extern stråling, External radiation	0,011
Ulkoilman radioaktiiviset aineet, Radioaktiva ämnen i uteluft, Airborne radioactive substances	0,0000001
Juomavesi, Radioaktiva ämnen i dricksvatten, Radioactive substances in drinking water	0,00002
Maito, Radioaktiva ämnen i mjölk, Radioactive substances in milk	alle 0,0015
Elintarvikkeet, Radioaktiva ämnen i livsmedel, Radioactive substances in foodstuffs	alle 0,005
<b>Yhteensä, Sammanlagt, In total</b>	<b>alle 0,02</b>

### 3 Ulkoinen säteily

Suomessa ulkoisen säteilyn annosnopeutta valvotaan reaaliaikaisella ja kattavalla mittausasemaverkolla. Tähän STUKin ylläpitämään automaattiseen Uljas-valvontaverkkoon kuuluu 257 Geiger-Müller (GM) -antureilla varustettua mittausasemaa (kuva 3.1). Osa asemista on varustettu myös LaBr<sub>3</sub>-spektrometreilla. Verkkoon on lisäksi liitetty ydinvoimalaitosten hallinnoimat laitosten ympäristössä sijaitsevat GM-antureilla varustetut mittausasemat. Ilmatieteen laitos ja puolustusvoimat seuraavat annosnopeutta omilla havaintoasemillaan. Lisäksi kunnilla on valmiudet ulkoisen säteilyn manuaaliseen valvontaan. Kuvassa 3.2 on esimerkki valvonta-aseman säteilyanturista.

#### Tulosten keruu

Kaikki mittausverkon tulokset talletetaan säteilyvalvonnan tietojärjestelmään USVAan, jonka keskuslaitteisto sijaitsee STUKin tiloissa. Automaattiset mittausasemat lähettävät tuloksensa heti niiden valmistuttua USVAan, USVAN varajärjestelmään (Ilmatieteen laitoksen tiloissa) sekä paikalliseen hätäkeskukseen. Tietoliikenne keskuslaitteiston ja asemien välillä hyödyntää viranomaisille tarkoitettua radioverkkoa (Virve).

#### Hälytysten käsittely

Alin hälytysraja on 0,4 mikrosievertiä tunnissa tai säteilyn annosnopeuden nouseminen yli 0,1 mikrosievertiä tunnissa suuremmaksi kuin edellisten seitsemän vuorokauden annosnopeuden keskiarvo ko. asemalla. Tieto jonkin aseman hälytyksestä ja ympäröivien mittausasemien havaitsemista säteilytasoista on käytettävissä heti paitsi STUKissa myös siinä hätäkeskuksessa, jonka alueella asema sijaitsee. Hälytyksen syyn selvittäminen alkaa välittömästi.

#### Hälytykset

Vuoden 2016 aikana valvontaverkon yhden aseman GM-anturi hälytti kerran. Syynä oli voimakkaiden sadekuurojen aiheuttama radonpitoisuuden kasvu lähellä maanpintaa. Lisäksi kaksi LaBr<sub>3</sub>-spektrometrillä varustettua mittausasemaa hälyttivät kumpikin kerran. Toisen tapauksen hälytyksen aiheutti luultavasti anturin läheisyydessä oleskellut isotooppihoitoa saanut henkilö ja toinen hälytys taas oli seurausta lumen sulamisesta, jolloin maaperässä Tšernobylin jäljiltä olevan kesiumin aiheuttama säteilytaso nousi aiempaa tausta-arvoa suuremmaksi.

#### Tulosten välittäminen eteenpäin

STUK toimitti vuonna 2016 jatkuvasti kaikkien 257 mittausaseman yhden tunnin annosnopeustiedot julkisille [www-sivuilleen \(www.stuk.fi\)](http://www.stuk.fi). Kahdeksan mittausaseman koko vuoden mittaustulokset on esitetty kuvassa 3.3.

STUK ylläpitää palvelinta, josta erikseen sovitut ulkopuoliset käyttäjät (Euroopan komissio, Itämeren maiden neuvoston jäsenvaltiot; ks. kuva 3.4) voivat halutessaan hakea Suomen säteilytietoja.

#### Yhteistyökumppanit

STUKin keskeiset yhteistyökumppanit valtakunnallisessa ulkoisen säteilyn valvonnassa ovat Hätäkeskuslaitos, paikalliset pelastusviranomaiset, sisäasiainministeriö, puolustusvoimat ja Ilmatieteen laitos.

### 3 Extern strålning

Den externa stråldosraten i Finland övervakas i realtid med ett heltäckande mätstationsnät. I Strålsäkerhetscentralens automatiska övervakningsnät (bild 3.1) ingår 257 mätstationer som försetts med GM-detektorer. En del av stationerna har också en LaBr<sub>3</sub>-spektrometer. Därtill är GM-mätstationerna kring de inhemska kärnkraftverken anslutna till nätet. Även Meteorologiska institutet och försvarsmakten följer med den externa strålningsraten med sina egna mätstationer, och i kommunerna finns det beredskap i att manuellt övervaka extern strålning. Ett exempel av en detektor vid en mätstation visas i bild 3.2.

#### Registrering av mätvärdena

Alla mätvärdena sätts in i stråltillsynens datasystem USVA, vars centraldatorer finns på Strålsäkerhetscentralen. De automatiska mätstationerna förmedlar resultaten kontinuerligt till USVA, dess reservsystem (på Meteorologiska institutet) och den lokala nödcentralen. Datatrafiken mellan centralsystemet och mätstationerna sker via myndigheternas radionät (Virve).

#### Hantering av alarm

Den lägsta larmgränsen i nätet är 0,4 mikrosievert i timmen men larmet genereras också i fall att dosraten överstiger medelvärdet under de sju senaste dygnen med 0,1 mikrosievert i timmen i stationen. Om strålningsnivån på någon mätstation överstiger larmgränsen, så vet både STUK och de lokala räddningsmyndigheterna genast om alarmet och även om strålningsnivåer på de näraliggande andra mätstationerna. Utredningen av orsaken till alarmet inleds omedelbart.

#### Alarm

Under år 2016 larmade två av övervakningsnätets GM-detektorer en gång. Orsaken till det första larmet var en person som har fått radioterapi. Orsaken till det andra larmet förblev okänd men strålningsnivån var mycket låg (ca 0,2 mikrosievert per timme under ett par timmar). Det fanns inga larm i spektrometernätverket under 2016.

#### Förmedling av mätvärdena

Under år 2016 visade Strålsäkerhetscentralen kontinuerligt en timmes mätvärden från alla 257 mätstationer på sina offentliga [www-sidor \(www.stuk.fi\)](http://www.stuk.fi). Mätvärdena från åtta stationer finns i bild 3.3.

Strålsäkerhetscentralen upprätthåller en server, där vissa andra parter (såsom Europakommissionen och medlemsländer i Östersjörådet; se bild 3.4) kan avläsa uppgifter om strålningen i Finland.

#### Samarbetspartner

Strålsäkerhetscentralens viktiga partner inom övervakningen av extern strålning är Nödcentralverket och lokala räddningstjänstmyndigheter, inrikesministeriet, försvarsmakten och Meteorologiska institutet.

### 3 External radiation

Finland has an automatic nation-wide monitoring network for external dose rate, which consists of 257 stations equipped with GM tubes (Fig. 3.1). Some stations include also a LaBr<sub>3</sub> spectrometer. The maintenance and development of the network are carried out by STUK. The monitoring stations situated around the domestic nuclear power plants and administrated by the power companies are also connected to the network. The Finnish Meteorological Institute and the Defence Forces have their own monitoring stations. In addition, the municipalities maintain readiness for performing manual radiation measurements in the case of an emergency. An example of a radiation detector is shown Figure 3.2.

#### Data collection

All measurement results are stored in the data management system (USVA) of radiation surveillance, the central hardware of which is located in the facilities of STUK. Automatic monitoring stations send data continuously to USVA and its back-up system (at the Finnish Meteorological Institute), and to the local emergency response centre. The data communication between the central equipment and the stations uses the wireless network of the authorities (Virve).

#### Handling of alarms

An alarm is generated either if the dose rate at a monitoring station exceeds 0.4 microsieverts per hour or if it exceeds the average value during the previous seven days by 0.1 microsieverts per hour at station. Both STUK and the local authorities receive an alarm message and have also immediately access to the radiation levels at the other stations close to the alarming station. Activities finding the cause of the alarm will be started immediately after the alarm is given.

#### Alarms

During the year 2016 dose rate levels higher than normal background radiation were observed three times. One alarm was due to an increased dose-rate level at a GM-station. The alarm was caused by heavy showers that brought radon down close to the ground. In addition, the spectrometer network generated two alarms. The one was presumably caused by a person who had received radioisotope therapy, and the second one was related to the melt of snow which increased the radiation level originating from the Chernobyl caesium in the ground.

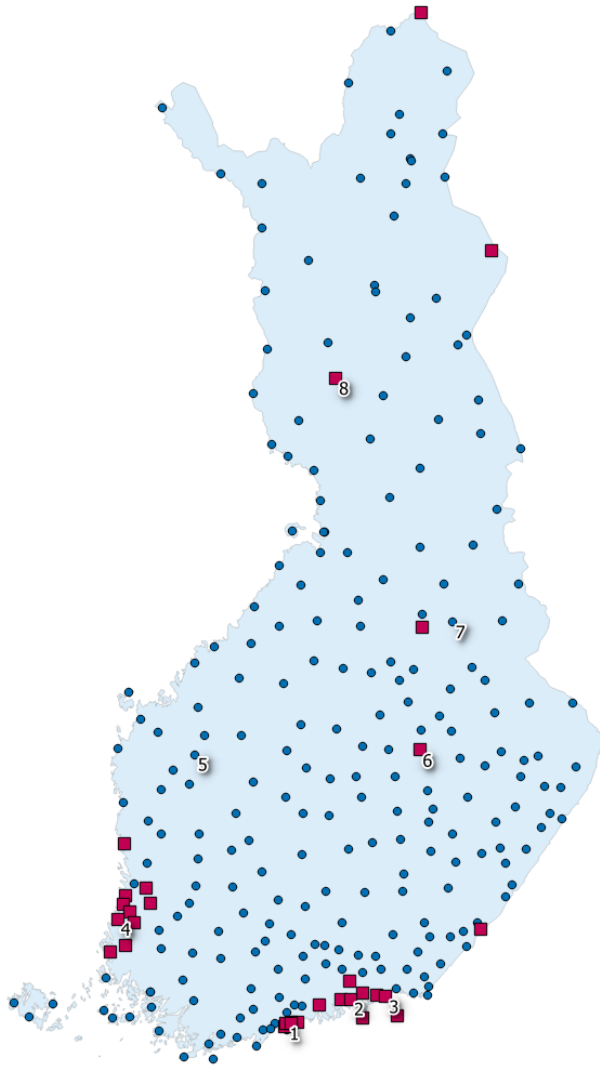
#### Delivering of data

In 2016 one-hour monitoring data from all the 257 stations were continuously available on the public home pages of STUK ([www.stuk.fi](http://www.stuk.fi)). The whole-year data from eight of the stations are shown in Fig. 3.3.

STUK maintains a server that can be accessed by authorised other parties (like the European Commission and the member countries of the Council of the Baltic Sea States; see Fig. 3.4) whenever they are interested in the Finnish radiation data.

#### National co-operation partners

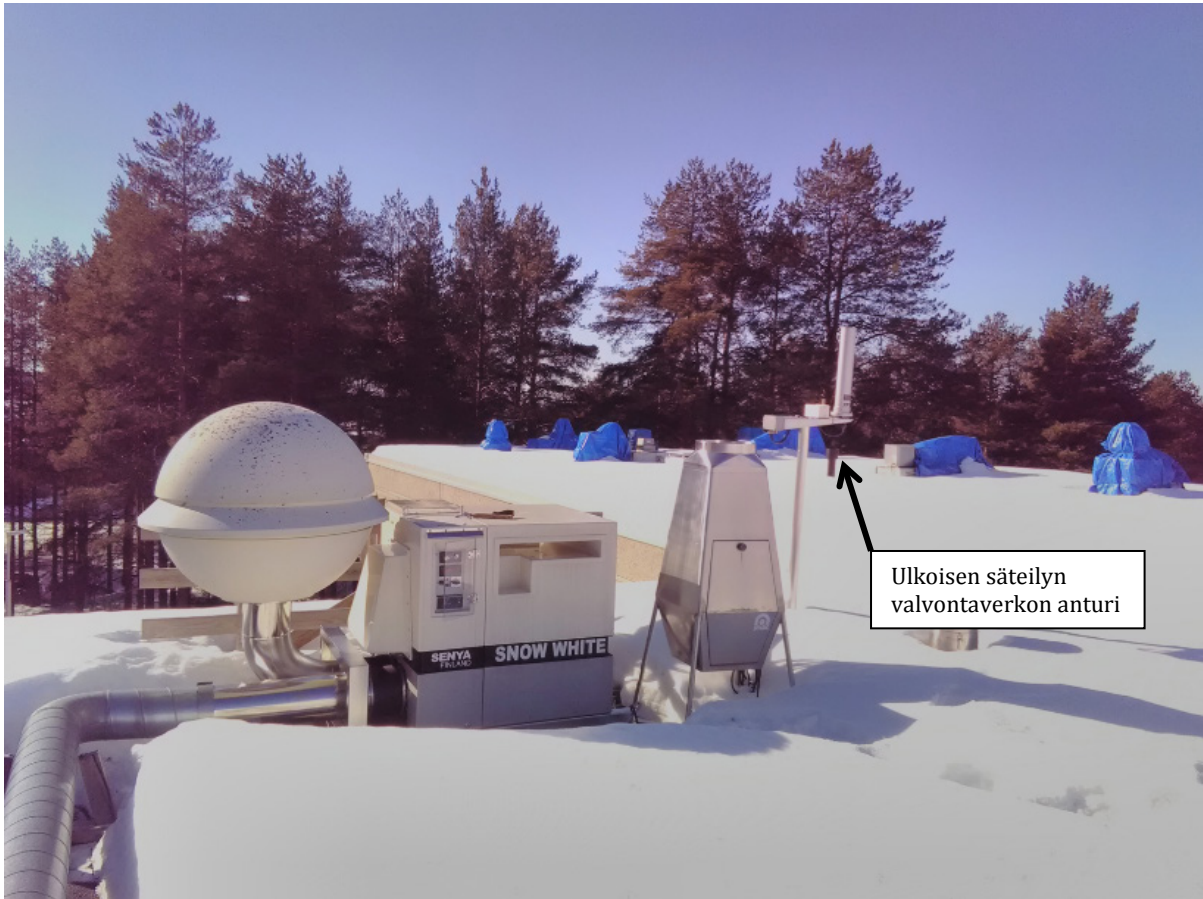
The most important co-operation partners of STUK within the monitoring of external radiation are the Emergency Response Centre Administration and local emergency response centres, Ministry of the Interior, Defence Forces and Finnish Meteorological Institute.



**Kuva 3.1.** Ulkoisen säteilyn valvontaverkon automaattiset mittausasemat. Punaiset neliösymbolit kuvaavat asemia, joilla on GM-anturin lisäksi LaBr<sub>3</sub>-spektrometri. Kuvassa numeroitujen asemien mittaustulokset on esitetty kuvassa 3.3.

**Bild 3.1.** Automatiska mätstationer i nätet för extern strålning. Röda kvadrater representerar stationer som har både en GM-detektor och en LaBr<sub>3</sub>-spektrometer. På bilden numreras de mätstationer, vars mätvärden finns i bild 3.3.

**Fig. 3.1.** Automatic dose-rate monitoring stations. Red squares indicate stations that have both a GM detector and a LaBr<sub>3</sub> spectrometer. The numbers refer to stations whose results are shown in Fig. 3.3.

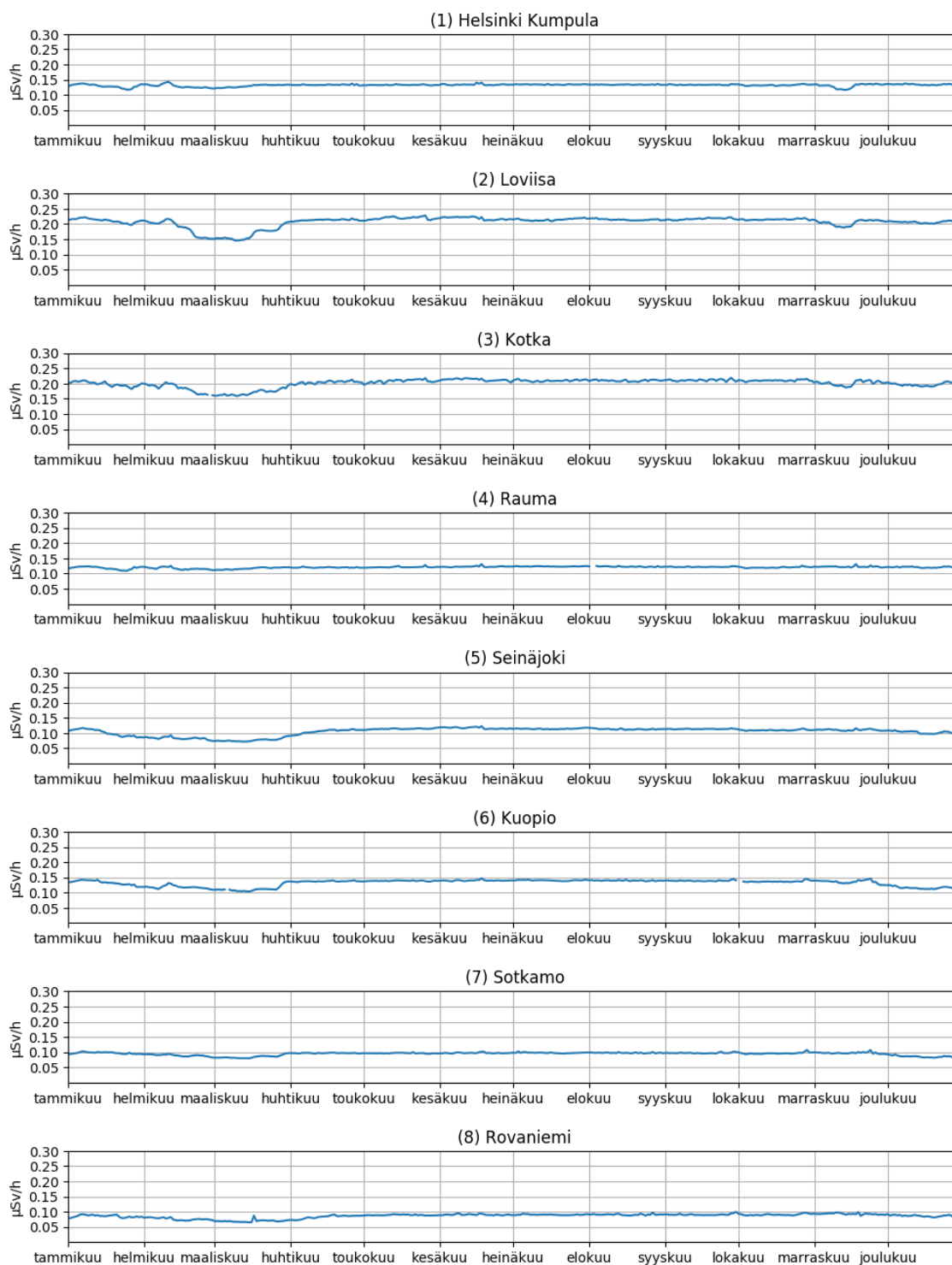


**Kuva 3.2.** Ulkoisen säteilyn valvontaverkon mittausaseman Rovaniemen anturit. Kuvassa on näkyvissä myös Lumikki-ilmanäytteen kerääjä ja Ritva- laskeumakerääjä.

**Bild 3.2.** Detektorer vid mätstationen Rovaniemi i övervakningsnätet för extern strålning. På bilden syns även luftprovinsamlaren Lumikki och nedfallsinsamlaren Ritva.

**Fig. 3.2.** Detectors of the automatic dose-rate monitoring station at Rovaniemi. Air sampler Snow White and deposit sampler Ritva can also be seen in the picture.

Päivittäiset annosnopeuskeskiarvot 01.01.2016 - 31.12.2016

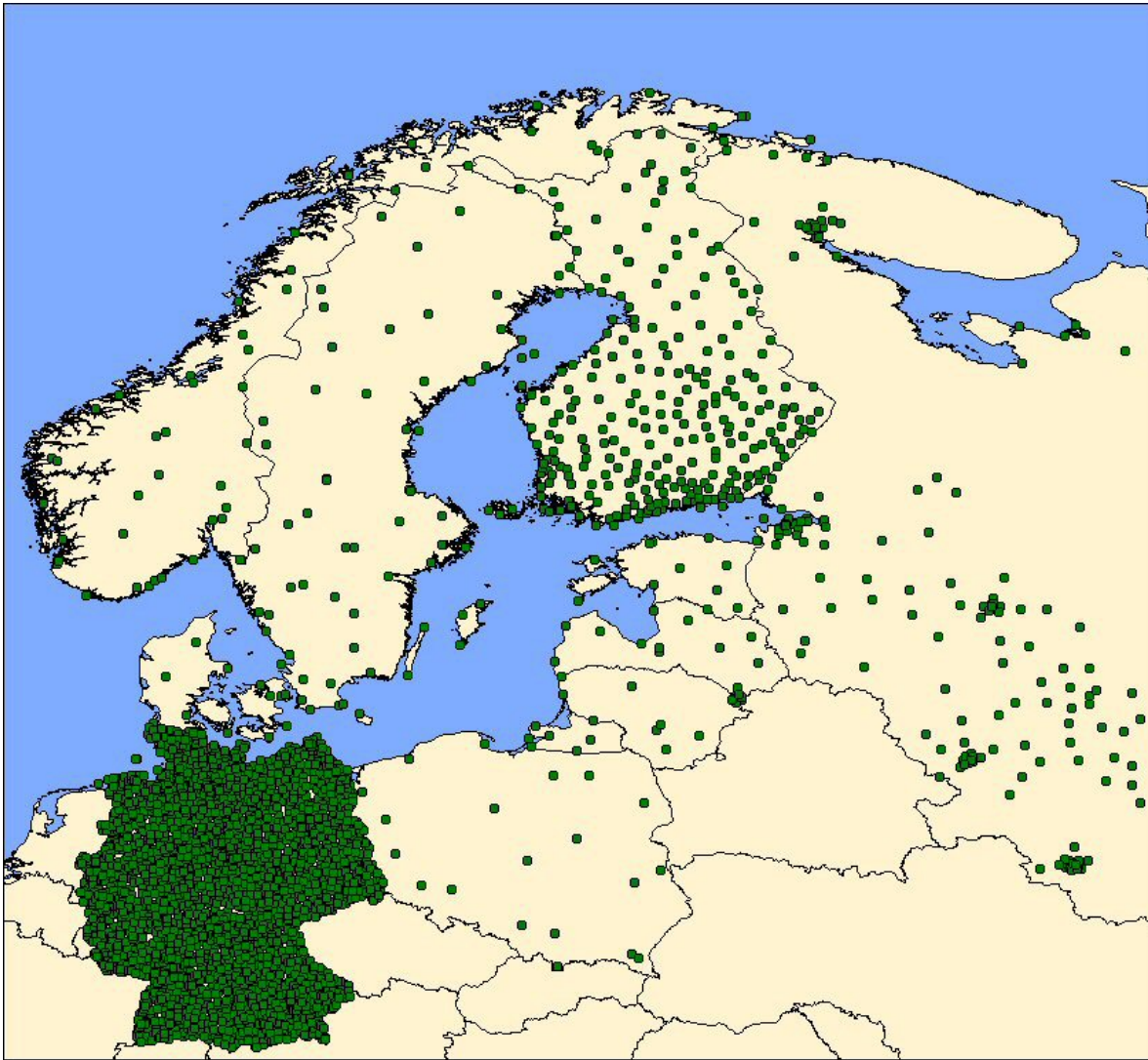


**Kuva 3.3.** Ulkoisen säteilyn annosnopeus kahdeksalla mittausasemalla vuonna 2016.

**Bild 3.3.** Externa dosrater vid åtta mätstationer år 2016.

**Fig. 3.3.** Observed radiation levels at eight monitoring stations in 2016.





**Kuva 3.4.** Itämeren maiden neuvostoon kuuluvien valtioiden ulkoisen säteilyn valvontaverkkojen automaattiset mittausasemat. Huom! Islanti ei näy kuvassa lainkaan, Venäjän alueen asemista kartalla on esitetty vain läntisimmät ja Valko-Venäjän asemat puuttuvat kuvasta.

**Bild 3.4.** Automatiska mätstationer i näten för extern strålning av medlemsländer i Östersjörådet. Observera att Island fattas på kartan, bara de västligaste ryska mätstationer visas och Vitrysslands stationer fattas på bilden

**Fig. 3.4.** Automatic dose-rate monitoring stations of the member countries of the Council of the Baltic Sea States. Notice that Iceland is cropped out, only the westernmost stations of Russia are shown in the map and the stations of Belarus are missing in the picture.



## 4 Ulkoilman radioaktiiviset aineet

STUK valvoo ulkoilman radioaktiivisten aineiden pitoisuuksia kahdeksalla ja Puolustusvoimat yhdellä paikkakunnalla (kuva 4.1). Molempien ydinvoimalaitosten ympäristössä – Loviisassa ja Olkiluodossa – on neljä voimayhtiöiden valvonta-asemaa. Yhteenveto voimalaitosten ympäristön säteilyvalvonnasta julkaistaan raporttisarjassa STUK-B.

### 4.1 Ulkoilman gamma-aktiiviset aineet

#### Näytteiden keräys

Ulkoilman sisältämiä radioaktiivisia aineita valvotaan pumpppaamalla suuria määriä ilmaa radioaktiiviset aineet pidättävien suodattimien läpi. Lasikuitusuodatin kerää radioaktiivisia aineita sisältävät hiukkaset ja aktiivihiilisuodatin pidättää kaasumaisen radioaktiivisen jodin. Näytteet kerätään tehtävää varten suunnitelluilla kerääjillä (kuva 4.2). Osassa kerääjiä on lasikuitusuodattimeen kertyvää radioaktiivisuutta monitoroiva LaBr<sub>3</sub>-spektrometri. Kerääjässä olevalla spektrometrillä voidaan havaita suodattimelle kertyvät keinotekoiset radioaktiiviset aineet jo näytteen keräyksen aikana, jos aineiden pitoisuus ulkoilmassa on tarpeeksi suuri.

Kerääjien suodattimet vaihdetaan yksi tai kaksi kertaa viikossa kerääjän mallista riippuen ja lähetetään STUKin laboratorioon Helsinkiin analysoitaviksi. STUKilla on myös Kuopiossa suodattimien mitaamiseen tarvittava laitteisto, jolla aseman suodattimet mitataan paikan päällä ja tulokset analysoidaan Helsingissä. STUKin toimipisteessä Helsingissä on automaattilaitteisto joka kerää ja käsittelee suodattimen sekä analysoi ensimmäiset alustavat tulokset automaattisesti. Laite vaihtaa suodattimen vuorokauden välein.

#### Näytteiden käsittely ja mittaus

Laboratoriossa tehtävällä mittauksella suodattimista voidaan havaita hyvin pienet määrät radioaktiivisia aineita. Suodattimet mitataan gammaspektrometrillä ja spektristä tunnistetaan suodattimeen pidäytyneet radionuklidit. Radioaktiivisten aineiden havaitsemisraja ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) on nuklidikohtainen ja riippuu mm. suodatetusta ilmamäärästä, näytteen sisältämisestä muista radioaktiivisista aineista, näytteen iästä, mittausajasta, ilmaisimen havaitsemistehokkuudesta ja taustasuojasta (taulukko 4.1). Havaitsemisrajat ovat tyypillisesti alle miljardisosa siihen aktiivisuuspitoisuuteen nähden, joka aiheuttaisi väestön suojaustoimenpiteitä. Osassa kerääjiä oleva, suodattimelle kertyvää radioaktiivisuutta mittaava LaBr<sub>3</sub>-spektrometri ei herkkyytensä puolesta riitä korvaamaan suodattimien laboratorioanalyysijä, mutta antaa ensisignaalin mikäli radioaktiivisten aineiden määrät ilmassa ovat riittävän suuria.

#### Tulokset

Kuvassa 4.3 on esitetty <sup>137</sup>Cs-aktiivisuuspitoisuuden keskiarvo näytteenkeräysjaksoilla havainto-asemittain. Tšernobylistä peräisin olevaa <sup>137</sup>Cs:a havaitaan ulkoilmassa jatkuvasti pieniä määriä. Keväisin havaitaan tyypillisesti muita vuodenaikoja suurempia pitoisuuksia <sup>137</sup>Cs:ää, joka johtuu maasta nousevan pölyn mukana kulkeutuneesta vanhasta laskeumasta. Kuvassa 4.4 on esitetty <sup>137</sup>Cs aktiivisuuspitoisuuden kuukausikeskiarvot pitkällä aikavälillä Helsingin seudulta. Tämän kuvan aineistosta on poistettu maaliskuun aikana havaittu suuri aktiivisuuspitoisuus. Maaliskuun havainto oli paikallinen STUKin kiinteistöön, eikä sen voida katsoa edustavan Helsingin <sup>137</sup>Cs pitoisuutta. Keinotekoisien radioaktiivisten aineiden määrät ulkoilmassa ovat olleet erittäin pieniä, eikä niillä ole ollut terveysvaikutuksia. Vuonna 2016 suomalaiset saivat ulkoilman keinotekoisista radioaktiivisista aineista keskimäärin noin 0,0000001 mSv säteilyannoksen.

Taulukossa 4.2 on esitetty vuoden 2016 aikana tehdyt poikkeavat keinotekoisien radioaktiivisten aineiden havainnot. Lokakuun jodihavaintoa ja maaliskuun cesium havaintoa lukuun ottamatta poikkeavat keinotekoisien radioaktiivisten aineiden havainnot olivat vuoden 2016 aikana yksittäisiä. Lokakuussa jodia havaittiin kuitenkin kaikilla paikkakunnilla ja myös muualla Euroopassa. Maaliskuun <sup>137</sup>Cs havainnon alkuperä paikannettiin STUKin kanssa samassa kiinteistössä toimivaan yritykseen.

## 4 Radioaktiva ämnen i uteluft

Strålsäkerhetscentralen övervakar halten av luftburna radioaktiva ämnen nära jordytan på åtta orter och försvarsmakten på en ort i Finland (bild 4.1). Nära kärnkraftverken i Lovisa och Olkiluoto har kraftbolagen fyra mätstationer, vars resultat rapporteras i Strålsäkerhetscentralens rapportserie STUK-B.

### 4.1 Gamma-aktiva ämnen i uteluft

#### Insamling av prov

Radioaktiva ämnen i uteluften övervakas genom att stora mängder luft pumpas genom ett filter, varvid de radioaktiva ämnena fastnar i filtret. Ett glasfiberfilter fångar partiklar som kan innehålla radioaktiva ämnen, och ett filter av aktivt kol fångar radioaktiv jodgas. Proven samlas in med en aerosolsamlare som planerats enkom för detta ändamål (bild 4.2). En del av dessa aerosolsamlare har en  $\text{LaBr}_3$ -spektrometer som mäter radioaktiviteten i glasfiberfiltret. Ifall halten av radioaktiva ämnen i luften är tillräckligt stor, så kan spektrometern upptäcka dessa medan filtret ännu är i bruk.

Filtren byts ut en eller två gånger i veckan beroende på aerosolsamlarmodellen och sänds till Strålsäkerhetscentralens laboratorium i Helsingfors för att analyseras. Filtren från Kuopios mätstation mäts på plats och resultaten skickas till Helsingfors för analys. I Helsingfors har Strålsäkerhetscentralen utrustning som automatiskt samlar in, hanterar och analyserar preliminära resultat av filtrena. Apparaturen byter filter en gång per dygn.

#### Hantering och mätning av proven

Med hjälp av noggranna mätningar i laboratorier kan ytterst små mängder radioaktiva ämnen som fastnat i filtren observeras. Filtren mäts med en gammalspektrometer och radionukliderna identifieras utgående från spektrumet. Observationsgränsen uttrycks i  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  och beror bl.a. på vilken nuklid det gäller, hur stor mängd luft som passerat filtret, andra radioaktiva ämnen i provet, provets ålder, mättiden, detektorns känslighet samt skyddet mot bakgrundsstrålning (tabell 4.1). Observationsgränserna är i allmänhet under en miljarddel av den koncentrationsnivå som skulle föranleda åtgärder för att skydda befolkningen. Mätssystemen, som finns i en del av aerosolsamlarna och som övervakar halten av radioaktiva ämnen i filtren medan dessa ännu är i bruk, är inte tillräckligt känsliga för att ersätta laboratorieanalyser. Ifall halten av radioaktiva ämnen i luften är tillräckligt stor, så kan spektrometern upptäcka dessa medan filtret ännu är i bruk.

#### Mätresultat

På bild 4.3 visas medelvärdet för  $^{137}\text{Cs}$ -aktivitetshalten under provtagningsperioderna enligt observationsstation. Små halter  $^{137}\text{Cs}$  som härstammar från Tjernobyl observeras ständigt. Under våren uppmäts ofta högre halter av  $^{137}\text{Cs}$  än under de övriga årstiderna, vilket har att göra med gammalt nedfall som sprids med uppstigande markdamm. På bild 4.4 visas det månatliga medelvärdet för  $^{137}\text{Cs}$  aktivitetshalt på lång sikt i Helsingfors. Den höga aktivitetshalten som uppmättes i mars har tagits bort från materialet på bilden. Observationen i mars var lokalt begränsad till STUK:s fastighet och kan inte anses representera  $^{137}\text{Cs}$ -halten i Helsingfors. Mängderna av artificiella radioaktiva ämnen i utomhusluften har varit mycket små och de har inte haft någon påverkan på hälsan. År 2016 fick finländarna i medeltal en stråldos på ca 0,0000001 mSv från konstgjorda radioaktiva ämnen i uteluften.

Avvikande upptäckter av konstgjorda radioaktiva ämnen i uteluften under år 2016 presenteras i tabell 4.2. Utöver jodobservationen i oktober och cesiumobservationen i mars upptäcktes artificiella radioaktiva ämnen endast enstaka gånger under 2016. I oktober upptäcktes jod emellertid på alla orterna och även på andra ställen i Europa. Ursprunget för  $^{137}\text{Cs}$ -observationen i lokaliserades till ett företag med verksamhet i samma fastighet med STUK.

## 4 Airborne radioactive substances

STUK operates eight sampling stations for nationwide monitoring of airborne radioactive substances. The Defence Forces has one station (Fig. 4.1). In addition, four samplers are located around each of the nuclear power plants in Loviisa and Olkiluoto. Their results are reported in STUK-B report series.

### 4.1 Gamma activity of ground level air

#### Sampling

Sampling is performed by filtrating large amounts of air. Airborne radioactive particles are deposited on glass fibre filters whereas charcoal filters are used to trap gaseous iodine. Sampling is performed using specially designed samplers (Fig. 4.2). Some of the samplers have been equipped with a LaBr<sub>3</sub>-spectrometer to monitor activity depositing on the filter. These spectrometers enable the detection of artificial radioactivity during sample collection if the activity in the outdoor air is high enough.

The filters are changed once or twice a week depending on the sampler type and are sent to STUK laboratory in Helsinki for analysis. In the Kuopio monitoring station STUK has on-site equipment for filter measurements. These measurements are analysed in Helsinki. The sampler at the STUK offices in Helsinki is robotic: sampling, filter processing, analysis of the first preliminary results are done automatically with a one day filter change interval.

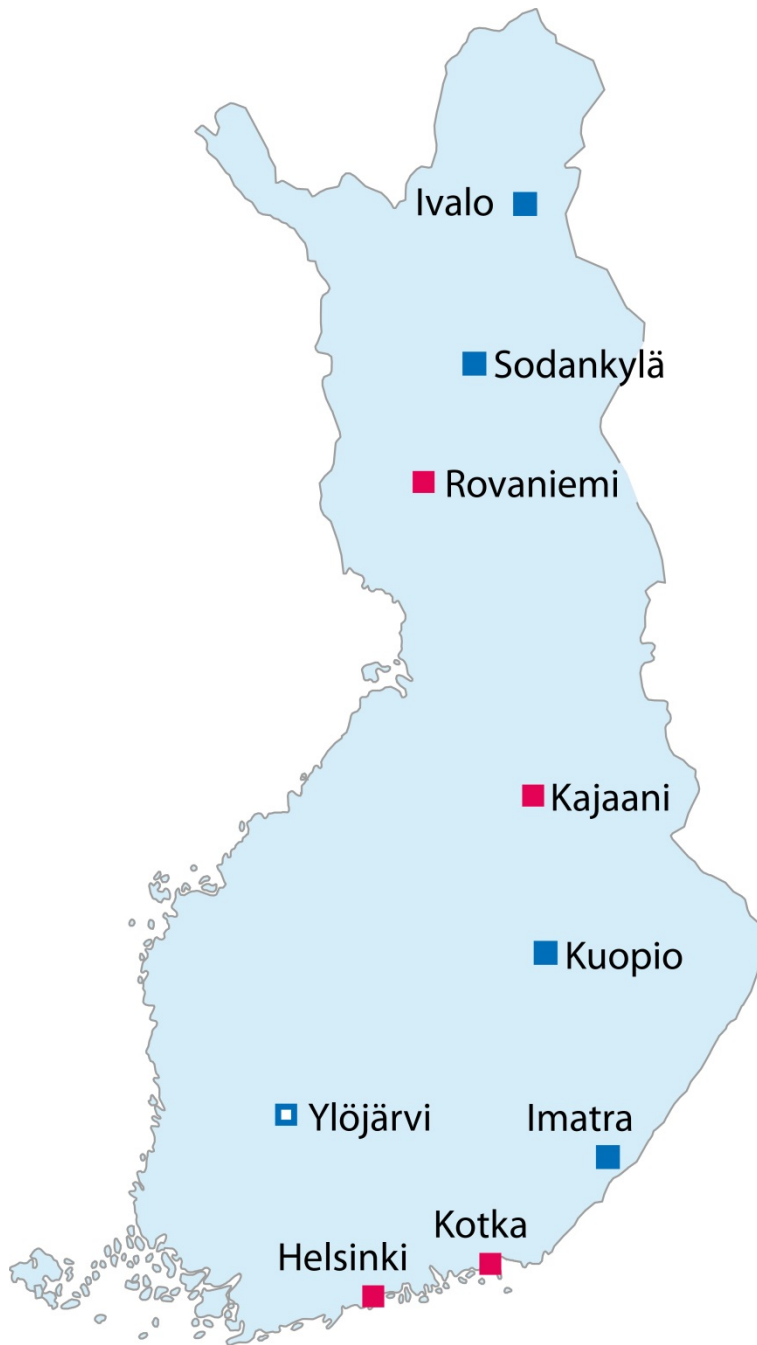
#### Sample treatment and analysis

Small quantities of radioactive material can be detected in the samples in laboratory analysis. Filters are measured using a high-resolution gamma-ray spectrometer and different radionuclides are identified from the measured spectrum. Nuclide-specific minimum detectable concentrations ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) depend on the filtered air volume, on the activity of other radionuclides in the sample, on the measuring time and the decay time before the measurement, detection efficiency and the background shield (Table 4.1). Detection limits are typically a billion times smaller than the concentrations which may lead to protective actions being taken. The sampler spectrometers monitoring activity depositing on the filter are not sensitive enough to substitute for filter laboratory analysis. However, spectrometers gives first signal if the activity in the outdoor air is high enough.

#### Results

Figures 4.3 and 4.4 shows the average of <sup>137</sup>Cs activity content during the sampling periods at each observation station. The <sup>137</sup>Cs from Chernobyl is constantly detected in outdoor air in small quantities. In spring, higher contents of <sup>137</sup>Cs were typically observed than in other seasons, which results from old fallout that is carried in dust rising from the ground. Figure 4.5 shows the monthly averages of <sup>137</sup>Cs activity content in the long term in the Helsinki region. The great activity content observed in March has been removed from the material in this figure. The March observation was local to STUK's premises, so it cannot be considered to be representative of the <sup>137</sup>Cs content in Helsinki. The amounts of artificial radioactive substances in external air have been extremely small, and have had no impact on health. Airborne artificial radioactive substances were estimated to cause a radiation dose of about 0.0000001 mSv per capita in Finland in 2016.

Detected unusual artificial radioactivity in 2016 is listed in Table 4.2. With the exception of the iodine observation in October and the cesium observation in March, unusual observations of artificial radioactive substances were sporadic in 2016. In October, iodine was how-ever observed in all localities and also elsewhere in Europe. The origin of the March <sup>137</sup>Cs observation was localised to a company operating on the same premises as STUK.



**Kuva 4.1.** Ulkoilman ja laskeuman sisältämien radioaktiivisten aineiden monitorointiasemat. Puolustusvoimat ylläpitää Ylöjärven asemaa ja analysoi hiukkaskerääjän näytteet. STUK ylläpitää muita asemia ja analysoi niiden näytteet. Punaisella merkityillä asemilla on käytössä suuritehoiset ilmankerääjät (550 – 850 m<sup>3</sup>/h), sinisellä merkityissä asemilla käytössä on käytössä pienempitehoiset (150 m<sup>3</sup>/h) ilmankerääjät.

**Bild 4.1.** Mätstationer för radioaktiva ämnen i uteluft och nedfall. Försvarsmakten har en station i Ylöjärvi och analyserar luftproven. Strålsäkerhetscentralen upprätthåller de övriga stationerna och analyserar proven från dem. De röda stationerna har luftinsamlare med hög effekt (550 – 850 m<sup>3</sup>/h), de blåa stationernas luftinsamlare har mindre effekt (150 m<sup>3</sup>/h).

**Fig. 4.1.** Sampling locations for airborne radioactive substances and deposition. The Defence Forces operates the station at Ylöjärvi. STUK operates the other stations. The stations marked with red colour have high-powered air samplers (550 – 850 m<sup>3</sup>/h) and the stations marked with blue have low-powered air samplers (150 m<sup>3</sup>/h).



**Kuva 4.2.** Imatran monitorointiaseman hiukkaskerääjä. Kuvassa näkyy myös Ritva-laskeumakerääjä. Kuvassa vaihdetaan huoltoreissun yhteydessä ilmankerääjän suodatin.

**Bild 4.2.** Aerosolsamlaren i Imatra. Även nedfallsinsamlaren Ritva syns på bilden. På bilden byts luftinsamlarens filter ut under en underhållsresa.

**Fig. 4.2.** Air sampler at Imatra monitoring station. Also the deposition sampler Ritva can be seen in the picture. The filter of the air sampler is changed during the maintenance work.



**Taulukko 4.1.** Hiukkaskerääjien virtausnopeudet, näytteenvaihtotiheydet sekä eräiden radionuklidien tyypilliset havaitsemisrajat. Lisäksi taulukkoon on merkitty onko asemalla suodattimelle kertyvää radioaktiivisuutta monitoroiva laitteisto.

**Tabell 4.1.** Luftflödet genom filtret, provtagningsfrekvenserna samt typiska observationsgränser för några radionuklider. Tabellen berättar även om stationen mäter filtrena medan dessa ännu är i bruk.

**Table 4.1.** Flow rates of the air samplers, the sampling frequencies and typical detection limits for some radionuclides. The station's capability to monitor activity deposited on the filter is also marked in the table.

Site	Flow rate (m <sup>3</sup> /h)	Sampling frequency (wk-1)	Typical detection limit (microBq/m <sup>3</sup> )			Sampling with on-line monitor
			Cs-134	Cs-137	I-131	
Helsinki*	550	7	2,8	2,8	3,1	yes
Kotka	850	1	0,1	0,1	0,2	yes
Imatra	150	2	0,4	0,4	0,6	yes
Ylöjärvi	150	2	0,3	0,3	0,5	no
Kuopio	150	2	1,2	1,2	1,4	no
Kajaani	850	1	0,1	0,1	0,2	yes
Rovaniemi	850	1	0,1	0,1	0,2	yes
Sodankylä	150	2	0,4	0,4	0,7	no
Ivalo	150	2	0,3	0,3	0,6	no

\* Helsingin korkeampi määrittäysraja johtuu lyhyemmästä mittausajasta ja kerätystä ilmamäärästä.

\* Observationsgränsen är högre i Helsingfors på grund av den kortare mättiden och mängden insamlad luft.

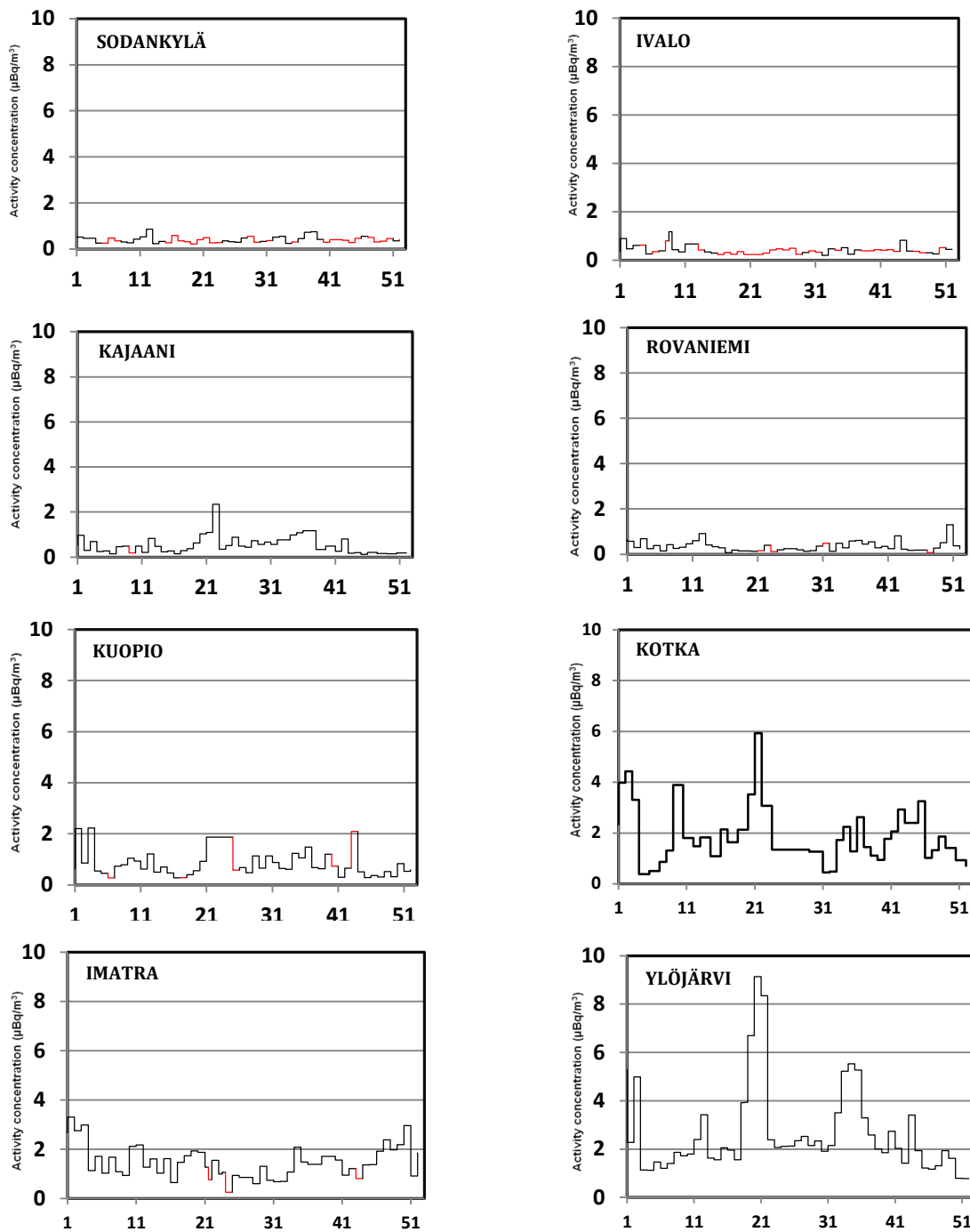
\* The higher detection limit of Helsinki is due to shorter measurement time and the collected air volume.

**Taulukko 4.2.** Hiukkaskeräysasemilla vuonna 2016 tehdyt poikkeavat keinotekoisten radioaktiivisten aineiden havainnot.

**Tabell 4.2.** Observationer av de avvikande artificiella radionukliderna i uteluften år 2016.

**Table 4.2.** Observations of unusual artificial radionuclides in outdoor air during the year 2016.

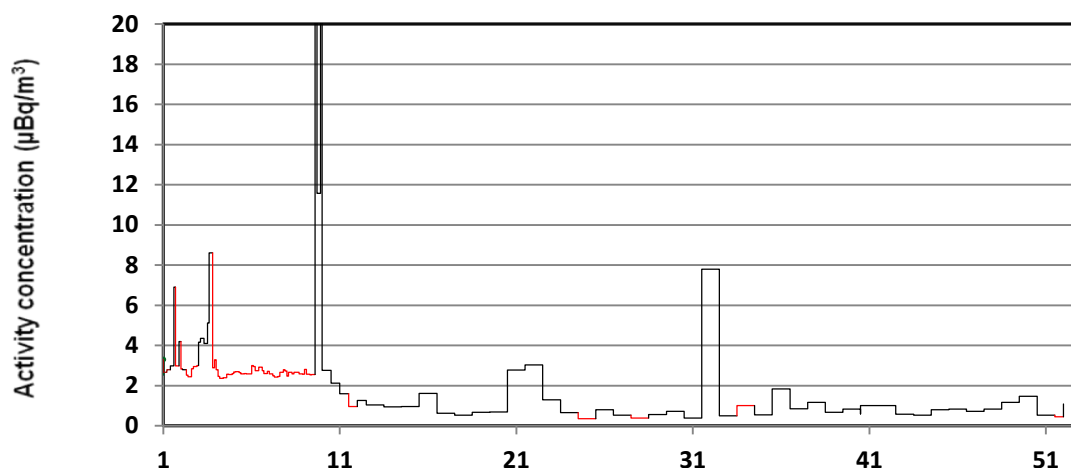
Site	Nuklidi	Sampling period	Average concentration microBq/m <sup>3</sup> (two sigma uncertainty %)
Rovaniemi	<sup>131</sup> I	15.2. – 22.2.2016	0.1 (56)
Helsinki	<sup>137</sup> Cs	3.3. – 4.3.2016	4000 (10)
Helsinki	<sup>82</sup> Br	21.4. – 28.4.2016	49 (8)
Kotka	<sup>54</sup> Mn	15.8. – 23.8.2016	0.1 (26)
Kotka	<sup>46</sup> Sc	15.8. – 23.8.2016	0.2 (22)
Kotka	<sup>60</sup> Co	15.8. – 23.8.2016	0.1 (24)
Kotka	<sup>110m</sup> Ag	30.8. – 5.9.2016	0.9 (16)
Kajaani	<sup>131</sup> I	17.10. – 22.10.2016	1.0 (20)
Kuopio	<sup>131</sup> I	17.10. – 24.10.2016	1.1 (32)
Rovaniemi	<sup>131</sup> I	17.10. – 24.10.2016	0.4 (34)
Kotka	<sup>131</sup> I	17.10. – 28.10.2016	1.1 (20)
Helsinki	<sup>131</sup> I	20.10. – 27.10.2016	0.9 (50)
Imatra	<sup>131</sup> I	20.10. – 27.10.2016	1.5 (42)
Kajaani	<sup>131</sup> I	22.10. – 31.10.2016	0.3 (48)
Rovaniemi	<sup>131</sup> I	24.10. – 31.10.2016	0.4 (28)
Kotka	<sup>131</sup> I	28.10. – 7.11.2016	0.6 (22)



**Kuva 4.3.**  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuspitoisuuksien viikkokeskiarvot ulkoilmassa eri valvonta-asetilla vuonna 2016. Punaisella värillä merkityillä jaksoilla  $^{137}\text{Cs}$  ei ole havaittu ja kuvaan merkitty lukuarvo on puolet havaitsemisrajasta. Keväällä  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksissa esiintyy keskimääräistä suurempia arvoja maan pinnalta kohoavan pölyn vuoksi.

**Bild 4.3.** Veckomedeltal av  $^{137}\text{Cs}$ -koncentrationer i uteluften på olika mätstationer år 2016. Under perioderna märkta med rött har inget  $^{137}\text{Cs}$  upptäckts och värdet i tabellen motsvarar hälften av observationsgränsen. På våren förekommer högre  $^{137}\text{Cs}$ -koncentrationer på grund av damm från jordytan.

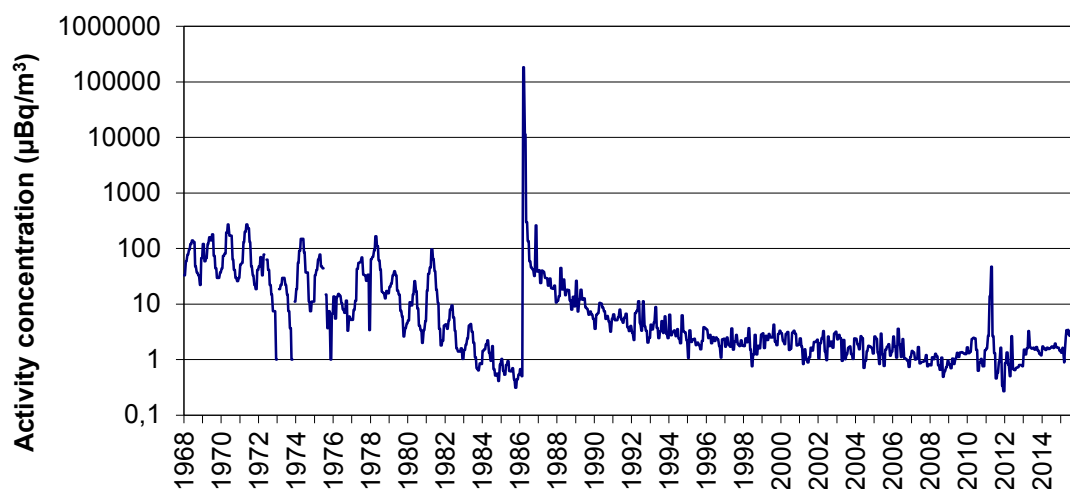
**Fig. 4.3.** Weekly averages of airborne  $^{137}\text{Cs}$  activity concentrations at different monitoring stations in 2016. During the periods marked with red  $^{137}\text{Cs}$  was not observed and the value shown in the graph is half of the detection limit. In the spring time higher than average  $^{137}\text{Cs}$  concentrations are detected due to dust rising from the ground.



**Kuva 4.4.** Ilman  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuspitoisuuden viikkokeskiarvo Helsingin asemalla vuonna 2016. Viikon 10 suuri  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus johtui STUKin toimitalossa tapahtuneesta  $^{137}\text{Cs}$ :n kontaminaatiotapahtumasta.

**Bild 4.4.** Veckomedelvärdet för  $^{137}\text{Cs}$ -koncentrationen i luften i mätstationen i Helsingfors år 2016. Den höga halten  $^{137}\text{Cs}$  i vecka 10 berodde på  $^{137}\text{Cs}$ -kontaminationsfallet som skedde i STUK:s kontorsbyggnad.

**Fig. 4.4.** The weekly average of  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration in 2016 at Helsinki station. The high  $^{137}\text{Cs}$  concentration in week 10 was due to contamination incident at STUK premises.



**Kuva 4.5.** Ilman  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuspitoisuuden kuukausikeskiarvot Helsingin seudulla vuosina 1968 – 2016. Ennen Tšernobylin onnettomuutta (v. 1986) esiintyvä  $^{137}\text{Cs}$  on peräisin ilmakehässä tehdyistä ydinasekokeista. Tälle laskeumalle on tyypillistä kuvassa näkyvä vuodenaikaisvaihtelu. Fukushima Daiichin ydinvoimalaitosonnettomuus näkyy piikkinä vuoden 2011 alussa. Vuoden 2016 maaliskuun poikkeavan suuri havainto on poistettu tästä aineistosta, sillä sen ei voida katsoa edustavan Helsingin cesiumpitoisuutta paikallisuutensa takia.

**Bild 4.5.** Månadsmedeltal för  $^{137}\text{Cs}$ -koncentrationen i Helsingforsregionen år 1968 – 2016.  $^{137}\text{Cs}$  som förekom före Tjernobyl olyckan (år 1986) härstammar från kärnvapenprov i atmosfären. Årstidsvariationerna som framgår ur bilden är typiska för detta gamla nedfall. Fukushima Daiichi olyckan syns som en pik i början av 2011. Den avvikande höga observationen i mars 2016 har tagits bort från materialet, eftersom den på grund av sin lokala karaktär inte kan anses representera cesiumhalten i Helsingfors.

**Fig. 4.5.** Airborne activity concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in Helsinki in 1968 – 2016. Before the Chernobyl accident in 1986,  $^{137}\text{Cs}$  originated from atmospheric nuclear weapon tests. The regular seasonal fluctuation seen in the figure was typical for this old deposition. Fukushima Daiichi accident is seen as a peak at the beginning of year 2011. The unusually large observation in March 2016 has been removed from this material, as it cannot be considered to represent cesium content in Helsinki on account of its local nature.



## 4.2 Ulkoilman kokonaisbeeta-aktiivisuus

Ilmatieteen laitos on seurannut pintailman kokonaisbeeta-aktiivisuutta vuodesta 1959. Vuonna 2016 toiminnassa oli yhdeksän viikkonäytteitä keräävää asemaa Utön seuranta-aseman aloitettua toimintansa vuoden 2015 lopulla (kuvat 4.6 ja 4.7).

### Näytteiden keräys

Näytteet kerätään imemällä ulkoilmaa suodattimien läpi. Suodattimet vaihdetaan maanantaiaamuisin kello 8 Suomen talviaikaa. Keräinlaitteistossa käytetään kahta suorakaiteen muotoista paperi- tai lasikuitusuodatinta, joiden koko on 120 mm x 140 mm. Viikossa suodatettu ilmamäärä paperisuodattimilla on noin 800 m<sup>3</sup> ja lasikuitusuodattimilla noin 4 000 m<sup>3</sup>.

### Näytteiden mittaus

Aerosolinäytteiden kokonaisbeeta-aktiivisuus mitataan noin viisi päivää keräyksen lopettamisen jälkeen, jolloin radonin (<sup>222</sup>Rn) lyhytikäiset tytärnuklidit ovat hajooneet <sup>210</sup>Pb:ksi ja <sup>220</sup>Rn:n tytärnuklidit pysyväksi <sup>208</sup>Pb:ksi. Näin ollen mitattu kokonaisbeeta-aktiivisuus koostuu <sup>210</sup>Pb:stä sekä mahdollisista keinotekoisista radioaktiivisista aineista. Mittaukset tehdään automaattisella alfa/beeta-analysaattorilla, jossa ilmaisimina käytetään verrannollisuuslaskureita.

### Tulokset

Kuvassa 4.8 on esitetty ulkoilman pitkäikäisen beeta-aktiivisuuden viikoittaiset pitoisuudet kahdeksalla seuranta-asemalla vuonna 2016. Käyrät kuvaavat lähinnä <sup>210</sup>Pb:n pitoisuutta pintailmassa. Pitoisuudet vaihtelivat 59 ja 1 420 µBq/m<sup>3</sup> välillä. Koska ilmakehän <sup>210</sup>Pb on peräisin maaperästä ilmakehään siirtyneestä <sup>222</sup>Rn:sta, riippuu <sup>210</sup>Pb:n pitoisuus suursäätilanteesta eli ilmamassojen stabiilisuudesta ja alkupe-  
räästä. Korkeimmat pitoisuudet ovat mantereellisissa ilmamassoissa ja pienimmät merellisissä ja arktisissa ilmamassoissa. Vuoden 2016 aikana ei seurantaohjelman puitteissa havaittu poikkeuksellista kokonaisbeeta-aktiivisuutta ilmassa.

## 4.2 Total beta aktivitet i uteluft

Meteorologiska institutet har mätt total betaaktivitet i luft nära markytan sedan år 1959. På åtta stationer samlades aerosolprov varje vecka under året 2016 (Bilder 4.6 och 4.7).

### Provtagning

Proven tas genom att luften sugas genom filter. Filtren byts varje måndag klockan 8 enligt finländsk vintertid. I apparaten används två rektangelformiga filter, som består av papper eller glasfiber och som har dimensionen 120 x 140 mm. Luftmängden är ca 800 m<sup>3</sup> i veckan genom pappersfiltret och ca 4 000 m<sup>3</sup> i veckan genom glasfiberfiltret.

### Mätning av proven

Aerosolprovets totala betaaktivitet mäts ca fem dagar efter det proven har tagits, varvid de kortlivade dotternukliderna till radon (<sup>222</sup>Rn) har blivit <sup>210</sup>Pb och dotternukliderna till <sup>220</sup>Rn har blivit stabilt <sup>208</sup>Pb. Den uppmätta totala betaaktiviteten består sålunda av <sup>210</sup>Pb och eventuell konstgjorda radioaktiva ämnen. Mätningarna utförs med en automatisk alfa/beta-analysator med proportionalitetsräknare.

### Mätresultat

I bild 4.8 visas koncentrationer av långlivad betaaktivitet på åtta bevakningsstationer under året 2016. Kurvorna visar närmast halten av <sup>210</sup>Pb i luften nära marken. Halterna varierade mellan 59 och 1 420 µBq/m<sup>3</sup>. Eftersom atmosfärens <sup>210</sup>Pb kommer från <sup>222</sup>Rn i marken, varierar halten av <sup>210</sup>Pb i takt med väderläget i stort, det vill säga luftmassornas stabilitet och ursprung. De högsta halterna finns i kontinentala luftmassor och de minsta i luft som rört sig ovanför hav eller arktiska områden. Någon exceptionellt hög betaaktivitet kunde inte observeras under året 2016.

## 4.2 Gross beta activity of ground level air

The Finnish Meteorological Institute (FMI) has monitored gross beta activity of aerosol particles since 1959. Weekly aerosol samples were collected at nine stations in 2016, using filter sampling (Figures 4.6 and 4.7). A new sampling station on the island of Utö became operational in the end of December 2015.

### Sample collection

Filters of the samplers operating on a weekly cycle are changed every Monday at 06 UTC. The sampling equipment uses two rectangular paper or glass fibre filters with a filtering area of 120 mm x 140 mm. The weekly air volumes are 800 m<sup>3</sup> and 4,000 m<sup>3</sup> for paper and glass fiber filters, respectively.

### Measurements

The gross beta activity content of the filters are measured five days after the end of sampling when the short-lived radon (<sup>222</sup>Rn) daughters have decayed to <sup>210</sup>Pb and the thoron (<sup>220</sup>Rn) daughters have decayed to stable <sup>208</sup>Pb. Therefore the measured gross beta activity consists of <sup>210</sup>Pb and possible artificial beta emitters. The measurements are carried out with an automatic alpha/beta analyzer equipped with proportional counters as detectors.

### Results

The observed gross beta activity concentrations at five monitoring stations in 2016 are presented in Figure 4.8. The observations of three stations are not presented due to technical problems at the stations. The curves are essentially records of the concentration of <sup>210</sup>Pb, the long-lived daughter nuclide of the radioactive noble gas <sup>222</sup>Rn which enters the atmosphere by diffusion from the ground. The concentrations varied between 59 and 1,420 µBq/m<sup>3</sup>. Concentration of <sup>210</sup>Pb depends mainly on the stability and origin of the air masses at the site. The highest concentrations are associated with continental air masses. By contrast, the lowest concentrations are associated with maritime and Arctic air masses because in these areas there are practically no sources of radon. No exceptional beta activity in outdoor air was detected in 2016 within the FMI's monitoring programme.



**Kuva 4.6.** Seuranta-asemat vuonna 2016.

**Bild 4.6.** Bevakningsstationerna under året 2016.

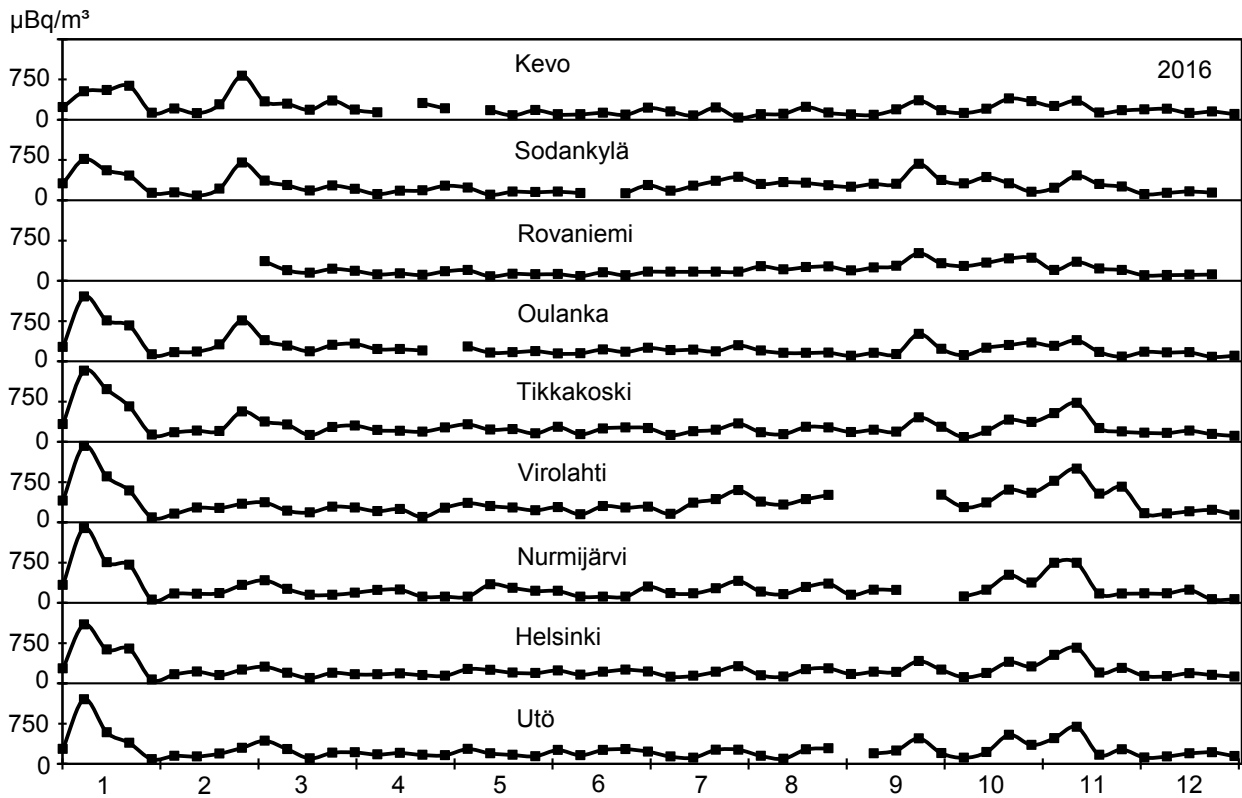
**Fig. 4.6.** Monitoring stations in 2016.



**Kuva 4.7.** Seuranta-asema Utössä (Kuva: Timo Anttila).

**Bild 4.7.** Bevakningsstation på Utö (Photo: Timo Anttila).

**Fig. 4.7.** Monitoring station on the island of Utö (Photo: Timo Anttila).



**Kuva 4.8.** Aerosolin pitkäikäisen beeta-aktiivisuuden pitoisuudet ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) vuonna 2016.

**Bild 4.8.** Koncentrationer ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) av långlivad betaaktivitet i aerosoler år 2016.

**Fig. 4.8.** Concentrations of aerosol-bound long-lived gross beta activity ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) in 2016.

---

#### **Ulkoilman gamma-aktiivisuus:**

Yhteyshenkilö: Tero Karhunen, Säteilyturvakeskus ([tero.karhunen@stuk.fi](mailto:tero.karhunen@stuk.fi))

Kontaktperson: Tero Karhunen, Strålsäkerhetscentralen ([tero.karhunen@stuk.fi](mailto:tero.karhunen@stuk.fi))

Contact person: Tero Karhunen, Radiation and Nuclear Safety Authority ([tero.karhunen@stuk.fi](mailto:tero.karhunen@stuk.fi))

#### **Ulkoilman beeta-aktiivisuus:**

Yhteyshenkilö: Jussi Paatero, Ilmatieteen laitos ([jussi.paatero@fmi.fi](mailto:jussi.paatero@fmi.fi))

Kontaktperson: Jussi Paatero, Meteorologiska institutet ([jussi.paatero@fmi.fi](mailto:jussi.paatero@fmi.fi))

Contact person: Jussi Paatero, Finnish Meteorological Institute ([jussi.paatero@fmi.fi](mailto:jussi.paatero@fmi.fi))



## 5 Laskeuman radioaktiiviset aineet

Radioaktiivisella laskeumalla tarkoitetaan hiukkasina (pölynä) tai sadeveden mukana maahan ja veteen laskeutuneita radioaktiivisia aineita. Laskeumanäytteiden analysointi antaa tietoa eri puolille maata tulevien radioaktiivisten aineiden määrästä ja on lähtökohta selvityksille ja tutkimuksille, jotka käsittelevät radioaktiivisten aineiden kulkeutumista maa- ja vesiympäristössä.

### Näytteiden keräys

Laskeumanäytteitä kerätään jatkuvasti samoilla yhdeksällä paikalla kuin ilmanäytteitä (kuva 4.1). Näytteen keräysjakso on tavallisesti yksi kuukausi. Laskeumanäytteet kerätään ruostumattomasta teräksestä valmistetulla laitteella, jonka keräysala on 0,07m<sup>2</sup>. Laite ei erota sateen mukana tullutta märkää laskeumaa ja kuivaa laskeumaa toisistaan, vaan kerää ne yhteen. Talviajan näytteiden keruun helpottamiseksi laitteessa on lämmitysvastus, mikä pitää näytteen sulana ja varmistaa sen, että kaikki keräysastiaan satanut lumi tulee mukaan näytteeseen (kuvat 3.2 ja 4.2).

### Näytteiden käsittely ja analysointi

Gammamittaukseen menevät näytteet yhdistetään neljännesvuosinäytteiksi ja <sup>90</sup>Sr näytteet puolivuosi-näytteiksi. Näytteisiin lisätään stabiilia strontiumia ja cesiumia kantaja-aineiksi, ja näytteet tehdään happamiksi typpihapolla. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamppujen alla ja haihdutusjäännökset tuhitetaan. Gammasäteilyä lähettävät keinotekoiset radioaktiiviset aineet analysoidaan gammaspektrometrisesti tuhitetusta näytteestä. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen <sup>90</sup>Sr määritetään tytärnuklidinsa <sup>90</sup>Y:n kautta matalataustaisella verrannollisuuslas-  
kurilla.

Kahden aseman sadevesinäytteistä määritetään gammasäteilyä lähettävien radioaktiivisten aineiden lisäksi myös tritium (<sup>3</sup>H) pitoisuudet. Näytteet tislataan ja <sup>3</sup>H mitataan nestetuikespektrometrilla.

### Tulokset

Vuoden 1986 jälkeen laskeumanäytteissä havaitut <sup>137</sup>Cs ja <sup>90</sup>Sr ovat peräisin pääasiassa Tšernobylin onnettomuudesta. Laskeuman mukana tulleet radioaktiiviset aineet liikkuvat paikallisesti, ja pieni osa niistä saattaa joutua uudelleen ilmaan.

Taulukossa 5.1 on esitetty <sup>137</sup>Cs- ja <sup>90</sup>Sr-laskeumat vuonna 2016. Kuukausilaskeumat eri paikkakunnilla olivat pienet, useilla asemilla alle havaitsemisrajan. Yleisimmin käytetyillä mittausajoilla <sup>137</sup>Cs:n havaitsemisraja on noin 0,1 Bq/m<sup>2</sup>/3 kk. Havaitsemista voidaan parantaa pidentämällä mittausaikaa. <sup>90</sup>Sr:n havaitsemisraja on noin 0,03 – 0,06 Bq/m<sup>2</sup>/6 kk.

Kuvassa 5.1 on <sup>137</sup>Cs- ja <sup>90</sup>Sr-laskeumat Helsingin seudulla vuodesta 1960 alkaen ja kuvassa 5.2 on <sup>137</sup>Cs- ja <sup>90</sup>Sr-laskeumat Rovaniemen seudulla vuodesta 1972 alkaen. Ennen vuotta 1986 havaitun laskeuman radioaktiiviset aineet ovat peräisin ilmakehään tehdyistä ydinasekoikeista. Tälle laskeumalle on tyypillistä kuvissa näkyvä vuodenaikaisvaihtelu. Sadeveden tritiumpitoisuudet vuonna 2016 olivat pienet, yleensä 1-3 Bq/l (kuva 5.3).

## 5 Radioaktiva ämnen i nedfall

Med radioaktivt nedfall avses radioaktiva ämnen som fallit ner på marken eller i vattnet som dammkorn eller i form av regn. Genom att analysera nedfallsprov får man uppgifter om mängden av radioaktiva ämnen på olika håll i landet. Dessa uppgifter är en utgångspunkt för forskning och avveckling om vandrigen av radioaktiva ämnen i marken och i vattendrag.

### Provtagning

Nedfallsprov insamlas fortlöpande på samma nio orter där man tar luftprov (bild 4.1). Provtagningen pågår vanligtvis en månad åt gången. Nedfallsproven tas med en apparat av rostfritt stål med en uppsamlingsyta på 0,07 m<sup>2</sup>. Apparaten skiljer inte på torrt nedfall och vått nedfall som kommit med regn, utan proven slås ihop. På vintern underlättas provtagningen av ett uppvärmningsmotstånd i apparaten, vilket håller provet i smält form och garanterar att all snö som faller på provkärlet kommer med i provet (bilder 3.2 och 4.2).

### Hantering och analys av proven

De prov som mäts för gammastrålning sammanslås kvartalsvis och <sup>90</sup>Sr-proven halvårsvis. Man tillsätter stabilt strontium och cesium som bärare och proven försuras med salpetersyra. Proven koncentreras genom att låta dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas. De konstgjorda radioaktiva ämnen som ger gammastrålning analyseras med gammaspektrometer ur de föraskade proven. Strontium avskiljs från proven med extraktionskromatografi, varefter mängden <sup>90</sup>Sr bestäms genom att mäta dotternukliden <sup>90</sup>Y i en proportionalitetsräknare med låg bakgrundsstrålning.

I regnvattenprov från två stationer bestäms utöver gammastrålande ämnen även tritium-halten (<sup>3</sup>H). Proven destilleras och <sup>3</sup>H-halten mäts med vätskescintillationsspektrometer.

### Resultat

<sup>137</sup>Cs och <sup>90</sup>Sr som man sett i nedfallsproven efter 1986 härrör huvudsakligen från Tjernobylyolyckan. De radioaktiva ämnen som kommit med nedfallet rör sig lokalt och en liten del av dem hamnar på nytt i luften.

I tabell 5.1 visas nedfallet av <sup>137</sup>Cs och <sup>90</sup>Sr år 2016. Det månatliga nedfallet på de olika orterna var små, vid många mätstationer under detektionsgränsen. Med de vanligaste mättiderna blir detektionsgränsen för <sup>137</sup>Cs 0,1 Bq/m<sup>2</sup>/tre månader. Detektionsmöjligheterna kan förbättras genom att förlänga mättiden. Detektionsgränsen för <sup>90</sup>Sr är ungefär 0,03 – 0,06 Bq/m<sup>2</sup>/sex månader.

Bild 5.1 visar nedfallet av <sup>137</sup>Cs och <sup>90</sup>Sr i Helsingforsregionen från och med år 1960 och bild 5.2 visar nedfallet av <sup>137</sup>Cs och <sup>90</sup>Sr i Rovaniemiregionen från och med år 1972. Nedfallet före år 1986 härrör från kärnvapenprov i atmosfären. Typiskt för detta nedfall är årstidsvariationerna som framgår av bilden. I övrigt var tritiumhalterna låga år 2016, vanligtvis 1 – 3 Bq/l (bild 5.3).



## 5 Radionuclides in deposition

Radioactive substances can be deposited as dry deposition or as wet deposition with rain. The analyses of deposition samples provide information on the regional distribution of deposited radionuclides and establish a basis for research and disquisition concerning the transfer of radioactive substances in terrestrial and aquatic environments.

### Sampling

Deposition samples are collected continuously at nine sites, which are the same sites as for air sampling (Fig. 4.1). The usual sampling period is one month. The sampling collectors are made of stainless steel with a surface area of 0.07 m<sup>2</sup>. The deposition samplers do not separate wet and dry deposition, but are collected together. In order to facilitate sampling in wintertime, there is a light heating resistor inside the collector that melts the snow and ice accumulated in the funnel thus ensuring it is included in the sample (figures 3.2 and 4.2).

### Pre-treatment and analyses

The gamma-emitting nuclides are combined in quarterly samples and <sup>90</sup>Sr in the semi-annual combined samples for gamma measurement. Known amounts of Sr and Cs carriers are added to the samples, and the samples are acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps, and the residues are ashed. The ashed samples are analysed for artificial gamma-emitting radionuclides with gamma spectrometers. Strontium is separated by an extraction chromatographic method, and thereafter <sup>90</sup>Sr is determined via its daughter nuclide <sup>90</sup>Y, measured with a low background proportional beta counter. In addition to gamma-emitting radionuclides, concentrations of tritium (<sup>3</sup>H) are determined in rainwater samples from two stations. The samples are distilled and then measured with liquid scintillation spectrometry.

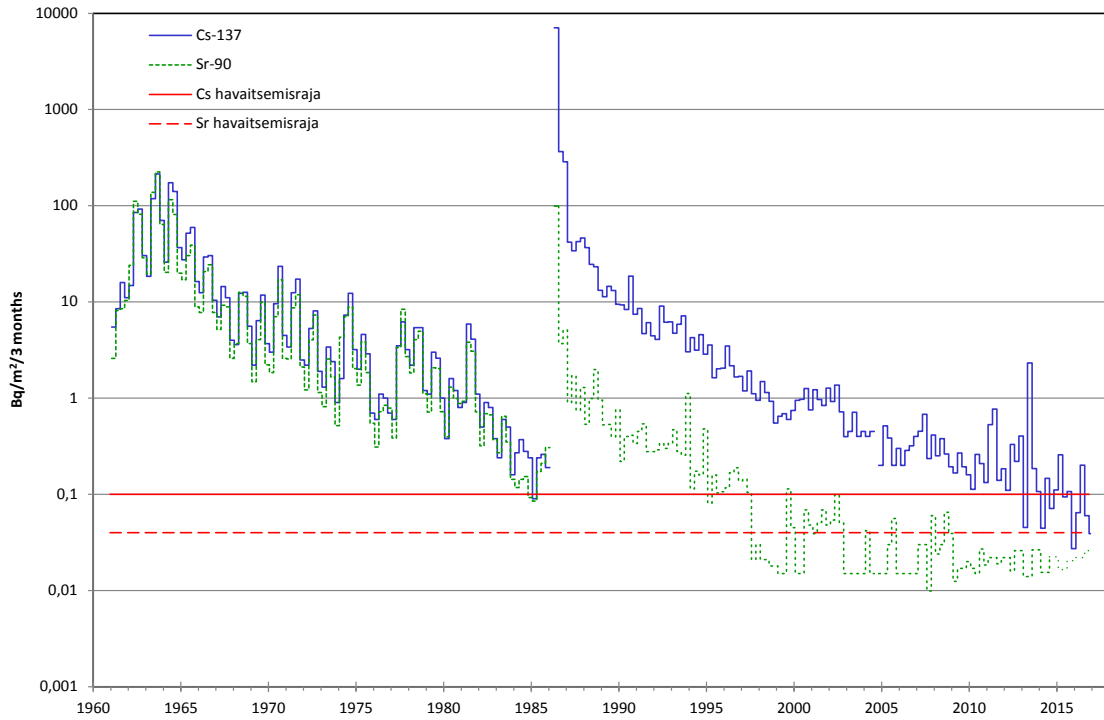
### Results

The amounts of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr observed in the deposition samples after 1986 originate mainly from the Chernobyl accident. The deposited radionuclides circulate locally, and a small amount may end up back in the air.

Table 5.1 shows the depositions of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in 2016. The monthly depositions at the different sites were low, and at some stations were below the detection limit. The most commonly used counting times give <sup>137</sup>Cs a detection limit of approximately 0.1 Bq/m<sup>2</sup>/3 months. The detection limit can be lowered using longer counting times. The detection limit of <sup>90</sup>Sr is approximately 0.03 – 0.06 Bq/m<sup>2</sup>/6 months.

Figure 5.1 presents the depositions of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in the Helsinki area since 1960 and figure 5.2 presents the depositions of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in the Rovaniemi area since 1972. As the figure 5.1 illustrates, before 1986 the regular seasonal fluctuation is typical of this stratospheric deposition.

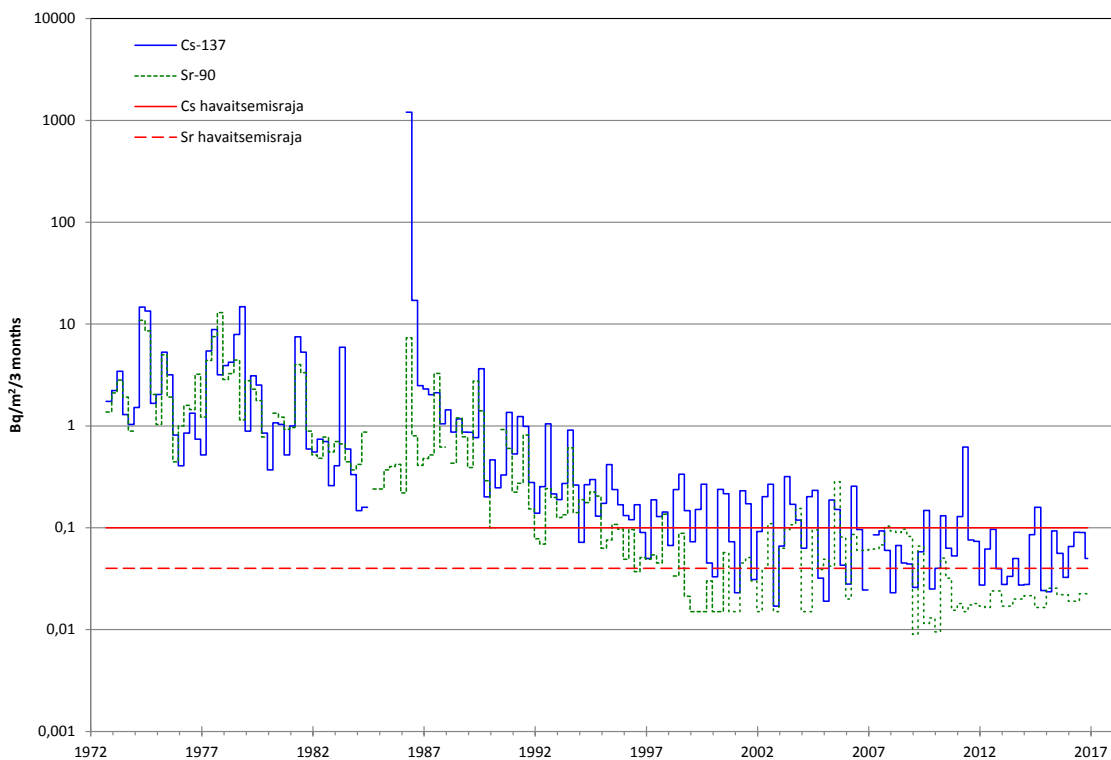
In 2016, the concentrations of tritium in rainwater were low, typically 1 – 3 Bq/l (Fig. 5.3).



**Kuva 5.1.**  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{90}\text{Sr}$ -laskeumat Helsingin seudulla 1960 – 2016.

**Bild 5.1.** Nedfall av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  i Helsingforsregionen, 1960 till 2016.

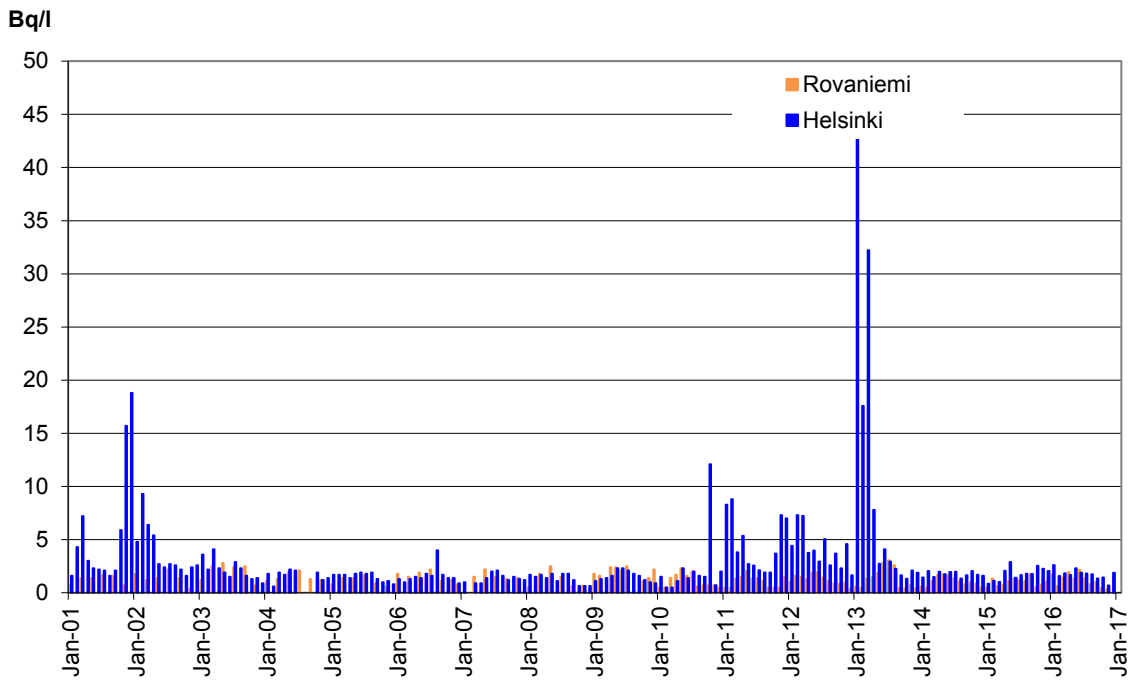
**Fig. 5.1.** Depositions of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the Helsinki area, 1960 – 2016.



**Kuva 5.2.**  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{90}\text{Sr}$ -laskeumat Rovaniemellä 1972 – 2016.

**Bild 5.2.** Nedfall av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  i Rovaniemi, 1972 till 2016.

**Fig. 5.2.** Depositions of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in Rovaniemi, 1972 – 2016.



**Kuva 5.3.** Tritiumpitoisuudet (Bq/l) Helsingin ja Rovaniemen sadevesinäytteissä 2001 – 2016.

**Bild 5.3.** Halter av tritium (Bq/l) i regnvatten i Helsingfors och i Rovaniemi, 2001 till 2016.

**Fig. 5.3.** Activity concentrations (Bq/l) of tritium ( $^3\text{H}$ ) in rainwater in Helsinki and Rovaniemi, 2001 – 2016.

**Taulukko 5.1.**  $^{137}\text{Cs}$ - laskeumien neljännesvuosi- ja  $^{90}\text{Sr}$ -laskeumien puolivuosisummat eri paikkakunnilla vuonna 2016 ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ).

**Tabell 5.1.** Nedfall av  $^{137}\text{Cs}$  under kvartalen och  $^{90}\text{Sr}$  under halvåret på olika orter år 2016 ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ).

**Table 5.1.** Quarterly depositions of  $^{137}\text{Cs}$  and semi-annual depositions of  $^{90}\text{Sr}$  at various stations in 2016 ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ).

	$^{137}\text{Cs}$				$^{90}\text{Sr}$	
	1 <sup>st</sup>	2 <sup>nd</sup>	3 <sup>rd</sup>	4 <sup>th</sup>	1 <sup>st</sup> and 2 <sup>nd</sup>	3 <sup>rd</sup> and 4 <sup>th</sup>
Helsinki	<0.1	0.2	<0.1	<0.1	<0.04	<0.05
Imatra	0.3	0.2	0.2	<0.2	<0.06	0.07
Ivalo	<0.1	<0.2	<0.1	<0.2	<0.04	<0.05
Kajaani	0.1	0.2	<0.1	0.1	<0.05	0.2
Kotka	0.2	0.7	0.2	0.3	<0.05	0.1
Kuopio	<0.1	0.3	0.1	<0.2	<0.03	<0.05
Rovaniemi	0.1	0.1	<0.2	<0.1	<0.04	<0.05
Sodankylä	<0.1	0.2	<0.2	<0.1	<0.04	<0.05
Ylöjärvi	0.2	1.0	0.5	0.2	<0.04	<0.04

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa, Säteilyturvakeskus ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa, Strålsäkerhetscentralen ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

## 6 Pintaveden radioaktiiviset aineet

Analysoimalla säännöllisesti pintaveden radioaktiivisia aineita saadaan tietoa niiden ajallisesta käyttäytymisestä. Eri vesistöalueilta otetut näytteet antavat kuvan radionuklidien alueellisesta vaihtelusta Suomessa.

### Näytteenotto

Pintavesinäytteitä otetaan kaksi kertaa vuodessa neljän suuren joen, Kymijoen, Kokemäenjoen, Oulujoen ja Kemijoen, suista (kuvat 6.1 ja 6.2). Näytteenottokuukaudet ovat touko- ja lokakuu.

### Näytteiden käsittely ja analysointi

Laboratoriossa näytteisiin lisätään stabiilia strontiumia ja cesiumia kantaja-aineksiksi, ja näytteet tehdään happamiksi typpihapolla. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölampun alla kuiviin, jonka jälkeen ne tuhitetaan. Tuhitetuista näytteistä määritetään  $^{137}\text{Cs}$  ja mahdolliset muut gammanuklidit gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, ja  $^{90}\text{Sr}$  mitataan nestetuikespektrometrilla.

### Tulokset

Tšernobylin laskeuman epätasainen alueellinen jakautuminen sekä  $^{137}\text{Cs}$ :n ja  $^{90}\text{Sr}$ :n erilainen käyttäytyminen vesiympäristössä näkyy edelleen pintavesien tuloksissa. Toisin kuin Tšernobylin laskeuma, ydinkoelaskeuma jakautui Suomeen lähes tasaisesti. Ydinkoelaskeuman vaikutukset näkyvät yhä Pohjois-Suomen joissa.

Kymijoessa  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet ovat edelleen korkeammat kuin  $^{90}\text{Sr}$ -pitoisuudet, koska sen valuma-alueelle keväällä 1986 tullut  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma oli huomattavasti suurempi kuin sinne tullut  $^{90}\text{Sr}$ -laskeuma. Sen sijaan Kemijoessa, jonka valuma-alueelle  $^{137}\text{Cs}$ :a tuli huomattavasti vähemmän kuin Kymijoen alueelle, vedestä nopeammin vähenevän  $^{137}\text{Cs}$ :n pitoisuudet ovat jo pienemmät kuin hitaammin vedestä poistuvan  $^{90}\text{Sr}$ :n.

Vuonna 2016 Kymijoen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat noin 10-kertaisia ja  $^{90}\text{Sr}$ -pitoisuudet noin 2-kertaisia Kemi-joen vastaaviin pitoisuuksiin verrattuna (kuva 6.1). Kymijoen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat myös korkeampia kuin Kokemäenjoen. Oulujoen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet vaihtelivat välillä 3,2 – 4,3 Bq/m<sup>3</sup>, jotka ovat normaalitasoa Oulujoessa (kuva 6.1) ja  $^{90}\text{Sr}$ -pitoisuus oli keskimäärin 4,3 Bq/l.  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{90}\text{Sr}$ -pitoisuudet olivat Kemi-joessa ja Kymijoessa samaa tasoa kuin vuonna 2015.

## 6 Radioaktiva ämnen i ytvatten

Genom att regelbundet analysera radioaktiva ämnen i ytvattnet får man information om förekomsten av dessa ämnen i vattenmiljön under olika tidpunkter. Prov från olika vattendrag ger en bild av radionuklidernas regionala variation.

### Provtagning

Ytvattenprov tas två gånger om året vid mynningen av fyra stora älvar; Kymmene älv, Kumo älv, Ule älv och Kemi älv (bild 6.1, 6.2). Proven tas i maj och oktober.

### Hantering och analys av proven

I laboratoriet tillsätts strontium- och cesiumbärare till proven och proven försuras med salpetersyra. Proven koncentreras genom att låta dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas. Ur de föraskade proven analyseras  $^{137}\text{Cs}$  med gammaspektrometer. Strontium avskiljs med extraktionskromatografi, varefter mängden  $^{90}\text{Sr}$  bestäms med vätskescintillationspektrometer.

### Resultat

Halten av radioaktiva ämnen i ytvattnet visar den ojämna regionala fördelningen av nedfallet från Tjernobyl samt att  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  beter sig olika i vattenmiljö. Till skillnad från Tjernobylnedfallet fördelade sig nedfallet från kärnvapenprov nästan jämnt över hela Finland. Dess påverkan syns fortfarande i resultaten från älvarna i norra Finland.

Eftersom nedfallet av  $^{137}\text{Cs}$  på Kymmene älvs avrinningsområde år 1986 var betydligt större än motsvarande nedfall av  $^{90}\text{Sr}$ , är halterna av  $^{137}\text{Cs}$  i Kymmene älv fortfarande högre än halterna av  $^{90}\text{Sr}$ . I Kemi älv däremot, på vars avrinningsområde nedfallet av  $^{137}\text{Cs}$  var betydligt mindre än i Kymmene älv, är halterna av  $^{137}\text{Cs}$  redan nu lägre än halterna av  $^{90}\text{Sr}$ , som försvinner långsammare från vatten än  $^{137}\text{Cs}$ .

År 2016 var  $^{137}\text{Cs}$ -halterna i Kymmene älv cirka tiofaldiga och  $^{90}\text{Sr}$ -halterna cirka tvåfaldiga jämfört med motsvarande halter i Kemi älv (bild 6.1). Halterna av  $^{137}\text{Cs}$  i Kymmene älv var högre än i Kumo älv.  $^{137}\text{Cs}$ -halterna i Ule älv varierade mellan 3,2 Bq/m<sup>3</sup> och 4,3 Bq/m<sup>3</sup>, vilket är normal nivå i Ule älv (bild 6.1). Halterna av  $^{90}\text{Sr}$  var i medeltal 4,3 Bq/l i Ule älv. Halterna av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  i Kemi älv och Kymmene älv var på samma nivå som år 2015.

## 6 Radioactive substances in surface water

The continuous analysis of radioactive substances in surface water produces information on the temporal behaviour of radionuclides in aquatic environments. Samples taken from different water systems show the regional variation in the concentrations of radionuclides.

### Sampling

Samples of surface water are taken twice a year from the mouths of four major rivers in Finland, Kymijoki, Kokemäenjoki, Oulujoki and Kemijoki (Fig. 6.1, 6.2). Sampling is done in May and October.

### Pre-treatment and analyses

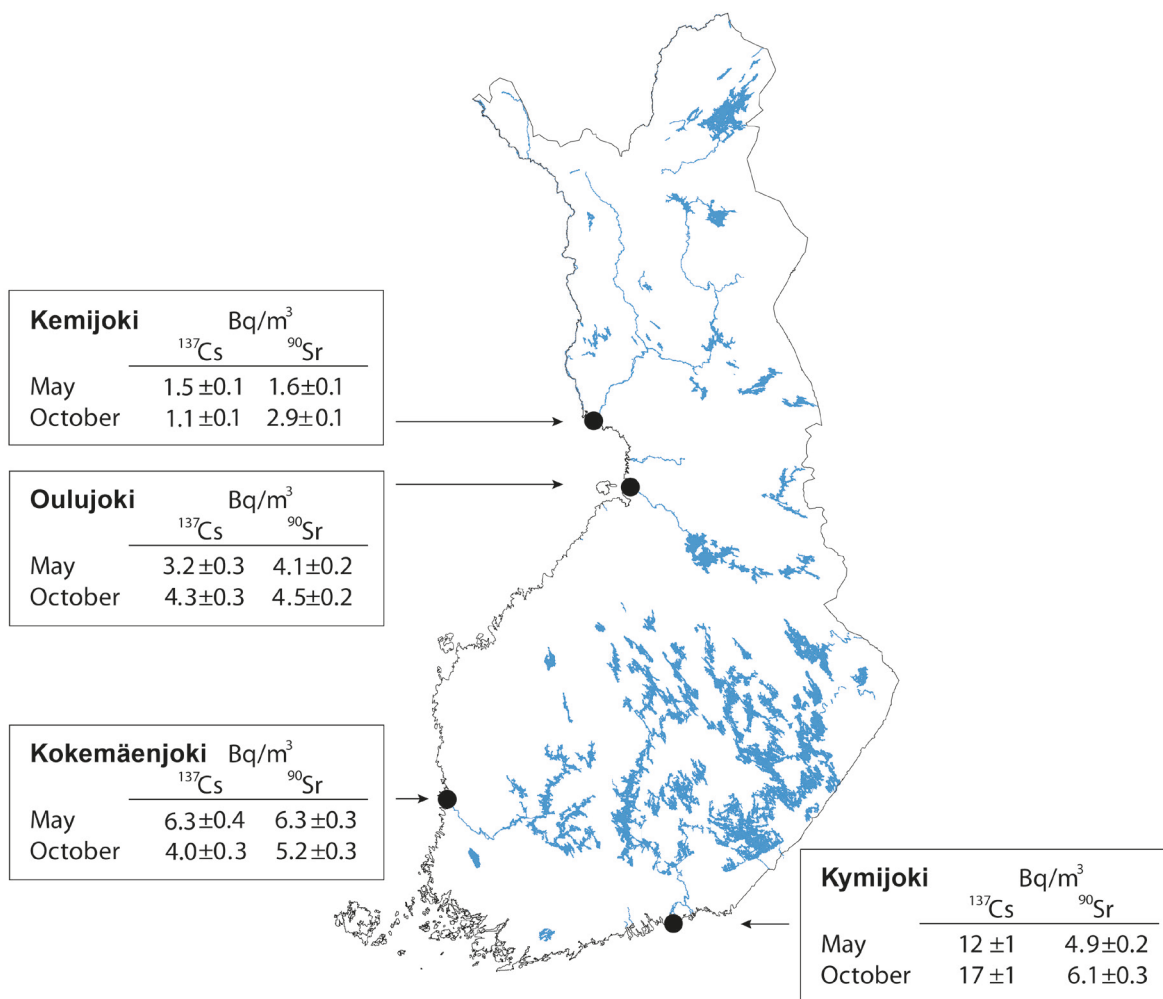
In the laboratory, known amounts of Sr and Cs carriers are added to the samples, and are acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps, after which the dry residues are ashed. Gamma-emitting radionuclides are analysed with gamma spectrometers on the ashed samples. Strontium is separated by an extraction chromatographic method, and  $^{90}\text{Sr}$  is measured with a liquid scintillation spectrometer.

### Results

The results of the surface water analyses show the uneven regional distribution of the Chernobyl fallout and the different behaviour of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in an aquatic environment. The fallout from nuclear weapon tests was quite evenly distributed throughout Finland. Its traces are still observed in the river water from northern Finland.

The  $^{137}\text{Cs}$  deposition in spring 1986 in the catchment area of the River Kymijoki was considerably higher than the  $^{90}\text{Sr}$  deposition. Therefore, the concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in the water of this river is still higher than that of  $^{90}\text{Sr}$  in spite of the faster decrease of  $^{137}\text{Cs}$ . On the other hand, concerning the River Kemijoki, the  $^{137}\text{Cs}$  deposition to its catchment area was considerably smaller than to the catchment area of River Kymijoki, and the concentrations of the quickly removing  $^{137}\text{Cs}$  are already lower there than those of  $^{90}\text{Sr}$  that remains better in the water phase than  $^{137}\text{Cs}$ .

The activity concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in the River Kymijoki were about ten times higher and the concentrations of  $^{90}\text{Sr}$  two times higher than the respective contents in Kemijoki (Fig. 6.1).  $^{137}\text{Cs}$  concentrations in the River Kymijoki were also higher than in the River Kokemäenjoki. The activity concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in River Oulujoki varied between 3.2 – 4.3 Bq/m<sup>3</sup>, which is the normal level in the Oulujoki (Fig. 6.1). The activity concentration of  $^{90}\text{Sr}$  was on average 4.3 Bq/l in the Oulujoki. The levels of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  were about the same as in 2015 in the Kemijoki and Kymijoki.



**Kuva 6.1.** Pintaveden näytteenottoaikat ja näytteiden <sup>137</sup>Cs- ja <sup>90</sup>Sr-pitoisuudet (Bq/m<sup>3</sup>) vuonna 2016.

**Bild 6.1.** Provtagningsplatser för ytvatten samt halter av <sup>137</sup>Cs och <sup>90</sup>Sr (Bq/m<sup>3</sup>) år 2016.

**Fig. 6.1.** The sampling sites of surface water and the activity concentrations of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr (Bq/m<sup>3</sup>) in 2016.



**Kuva 6.2.** Kemijoki.

**Bild 6.2.** Kemi älv.

**Fig. 6.2.** Kemijoki.

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa, Säteilyturvakeskus ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa, Strålsäkerhetscentralen ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))



## 7 Juomaveden radioaktiiviset aineet

Juomaveden radioaktiivisuutta seurataan, jotta voidaan arvioida ihmiselle keinotekoisesta radioaktiivisuudesta juomaveden kautta aiheutuvaa säteilyaltistusta. Valvontaohjelman näytteistä analysoidaan keinotekoiset radioaktiiviset aineet, joita esiintyy yleensä vain pintavedestä tehdyssä juomavedessä. Juomaveden  $^{137}\text{Cs}$  ja  $^{90}\text{Sr}$  ovat peräisin pääosin Tšernobyl-laskeumasta ja tritium ( $^3\text{H}$ ) ilmakehässä suoritetuista ydinasekokeista. Suuremman säteilyaltistuksen Suomessa aiheuttavat talousvesissä esiintyvät luonnon radioaktiiviset aineet, joiden enimmäispitoisuuksille vesilaitosten jakamassa vedessä on asetettu enimmäisarvot sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa 1352/2015.

### Näytteenotto

Juomavesinäytteet otetaan kaksi kertaa vuodessa, keväällä ja syksyllä, Helsingin, Oulun, Rovaniemen, Tampereen ja Turun vesijohtovedestä (kuvat 7.1).

### Näytteiden käsittely ja analysointi

Näytteistä otetaan ensin osanäytteet  $^3\text{H}$ :n aktiivisuuspitoisuuden määrittämistä varten. Loppuosaan näytteitä lisätään strontium- ja cesiumkantajat ja ne tehdään typpihapolla happamiksi. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamppujen alla ja haihdutusjäännökset tuhitetaan. Tuhitetuista näytteistä analysoidaan  $^{137}\text{Cs}$  gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen  $^{90}\text{Sr}$  mitataan nestetuikespektrometrillä.  $^3\text{H}$  määrittämistä varten näyte tislataan epäpuhtauksien poistamiseksi.  $^3\text{H}$  määritetään mittaamalla tislattu näyte nestetuikespektrometrillä.

### Tulokset

Kaikkien näytteiden  $^{90}\text{Sr}$ - ja  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat pienet vuonna 2016 vaihdellen välillä alle 0,0002 – 0,017 Bq/l (taulukko 7.1). Turussa kaikkien näytteiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat lähellä havaitsemisrajaa tai sen alle. Rovaniemellä  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus oli alle havaitsemisrajan. Havaitsemisraja  $^{137}\text{Cs}$ :lle on noin 0,0002 – 0,0004 Bq/l ja  $^{90}\text{Sr}$ :lle noin 0,0001 – 0,0002 Bq/l. Paikkakuntien väliset radionuklidien pitoisuuserot johtuvat sekä erilaisesta Tšernobyl-laskeumasta alueilla että raakavetenä käytettyjen pinta- ja pohjavesien määrästä. Tampereen raakavesi sisältää sekä pinta- että pohjavettä. Rovaniemellä käytetään yksinomaan pohjavettä. Helsingissä ja Oulussa juomavesi on lähes kokonaan pintavettä. Syksystä 2012 lähtien Turussa juomavesi on ollut tekopohjavettä.

Näytteiden  $^3\text{H}$ -pitoisuudet olivat joko alle havaitsemisrajan tai hieman havaitsemisrajan yläpuolella 1,3 Bq/l, ja siis paljon pienempiä kuin Euroopan neuvoston direktiivissä (98/83/EY) tai sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa 1352/2015 talousveden  $^3\text{H}$  asetettu enimmäisarvo 100 Bq/l (taulukko 7.1).

### Säteilyannokset

Juomaveden  $^3\text{H}$ :sta,  $^{90}\text{Sr}$ :sta ja  $^{137}\text{Cs}$ :sta yhteensä aiheutuva säteilyannos oli erittäin pieni ja vaihteli välillä 0,00002 – 0,0003 mSv eri paikkakunnilla vuonna 2016; Oulussa ja Tampereella se oli noin 0,0001 mSv, Rovaniemellä 0,00002 mSv ja Turussa 0,00004 mSv. Oulun juomavedestä saatu annos oli noin kolmasosa Helsingin annoksesta, mutta noin kolminkertainen Turun vedestä saatuun annokseen verrattuna. Helsingissä  $^3\text{H}$ :n osuus juomaveden aiheuttamasta säteilyannoksesta oli vain 5 %, loppuosa aiheutui  $^{90}\text{Sr}$ :sta (42 %) ja  $^{137}\text{Cs}$ :sta (53 %).  $^3\text{H}$ :n osuus säteilyannoksesta oli suurin Rovaniemellä, noin 60 % ja  $^{90}\text{Sr}$ :n osuus säteilyannoksesta oli suurin Tampereella, noin 70 %. Arviossa on juomaveden kulutukseksi oletettu 2 litraa päivässä.

Laskuissa on käytetty annosmuuntokertoimia, jotka on esitetty Säteilyturvakeskuksen säteilyturvallisuusohjeessa ST 7.3.

## 7 Radioaktiva ämnen i dricksvatten

Man övervakar radioaktiviteten i dricksvatten för att kunna beräkna hur stor strålningsexponering dricksvatten utgör. Ur proven i detta övervakningsprogram analyseras artificiella radioaktiva ämnen som i allmänhet endast förekommer i dricksvatten som består av ytvatten. Cesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) och strontium ( $^{90}\text{Sr}$ ) i dricksvatten härrör huvudsakligen från nedfallet efter olyckan i Tjernobyl och tritium ( $^3\text{H}$ ) härrör från kärnvapenprov i atmosfären. Den största strålningsexponeringen av hushållsvatten i Finland orsakas dock av naturliga radioaktiva ämnen, för vilka Social- och hälsovårdsministeriet har satt gränsvärden (Förordning 1352/2015).

### Provtagning

Dricksvattenprov tas två gånger om året, på våren och på hösten, ur vattenledningarna i Helsingfors, Uleåborg, Rovaniemi, Tammerfors och i Åbo (bild 7.1).

### Hantering och analys av proven

Ur proven tar man först delprov för att bestämma halten av  $^3\text{H}$ . Till resten av provet tillsätts Sr- och Cs-bärare och provet försuras med salpetersyra. Proven koncentreras genom att låta dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas. Ur de föraskade proven analyseras  $^{137}\text{Cs}$  med gammaspektrometer. Strontium avskiljs ur provet med extraktionskromatografisk metod och halten av  $^{90}\text{Sr}$  mäts med vätskescintillationsspektrometer. För att bestämma tritium destilleras provet så att orenheter avlägsnas. Halten av  $^3\text{H}$  bestäms genom att mäta det destillerade provet med vätskescintillationsspektrometer.

### Resultat

Halterna av  $^{90}\text{Sr}$  och  $^{137}\text{Cs}$  i alla dricksvattenprov var låga år 2016 och de varierade mellan under 0,0002 och 0,017 Bq/l (tabell 7.1). I Åbo var halterna av  $^{137}\text{Cs}$  nära eller under detektionsnivån. I Rovaniemi var  $^{137}\text{Cs}$ -halten under detektionsnivån. Detektionsnivån för  $^{137}\text{Cs}$  var cirka 0,0002 – 0,0004 Bq/l och cirka 0,0001 – 0,0002 Bq/l för  $^{90}\text{Sr}$ . Skillnaderna mellan halterna i dricksvatten på olika orter beror på skillnader i Tjernobylnedfallet samt på att mängderna ytvatten och grundvatten i råvattnet är olika. Råvattnet för dricksvatten i Tammerfors innehåller både ytvatten och grundvatten. I Rovaniemi används enbart grundvatten. I Helsingfors och Uleåborg är dricksvattnet nästan helt och hållet ytvatten. Från och med hösten 2012 är dricksvattnet i Åbo nytt konstgjord grundvatten.

Halterna av  $^3\text{H}$  var antingen under detektionsnivån eller 1,3 Bq/l och låg alltså mycket under gränsvärdet enligt Europarådets direktiv (98/83/EG) som anger gränsvärdet 100 Bq/l för tritium i hushållsvatten (tabell 7.1).

### Stråldoser

Den sammanlagda stråldosen orsakad av  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  och  $^{137}\text{Cs}$  i dricksvatten var mycket liten och varierade mellan 0,00002 – 0,0003 mSv på olika orter år 2016; i Uleåborg och i Tammerfors var dosen cirka 0,0001 mSv, i Rovaniemi 0,00002 mSv och i Åbo 0,00004 mSv. Dosen från dricksvattnet i Uleåborg var ca en tredjedel av dosen i Helsingfors men ungefär trefaldig jämfört med dosen i Åbo. I Helsingfors orsakade  $^3\text{H}$  cirka 5 procent av dosen; resten var orsakad av  $^{137}\text{Cs}$  (53 %) och  $^{90}\text{Sr}$  (42 %). Andelen av  $^3\text{H}$  av dosen var störst i Rovaniemi, cirka 60 procent och andelen av  $^{90}\text{Sr}$  var störst i Tammerfors, cirka 70 procent. Dricksvattenkonsumtionen har antagits vara två liter per dygn.

I beräkningarna har man använt doskonversionskoefficienter som presenteras i Strålsäkerhetscentralens Strålskyddsdirektiv 7.3.

## 7 Radioactive substances in drinking water

Drinking water is monitored to estimate the internal radiation dose people receive from artificial radionuclides via drinking water. Artificial radionuclides, which are normally found in drinking water comprised of surface water, are analysed in this monitoring programme. Cesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) and strontium ( $^{90}\text{Sr}$ ) observed in drinking water mainly originate in the Chernobyl deposition, whereas tritium ( $^3\text{H}$ ) originates in the deposition from atmospheric nuclear weapon tests. Most radiation exposure via drinking water in Finland comes from natural radionuclides in the ground water. The action limits of the maximum concentrations of natural radionuclides are issued by the Ministry of Social Affairs and Health (Degree 1352/2015).

### Sampling

Drinking water samples are collected twice a year, in the spring and autumn. Samples are taken from tap water in Helsinki, Oulu, Rovaniemi, Tampere and in Turku (Fig. 7.1).

### Pre-treatment and analysis

First, a subsample is taken from the samples for  $^3\text{H}$  analysis. Known amounts of Sr and Cs carriers are added to the rest of the samples, which are then acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps and by ashing the dry residues. Gamma-emitting radionuclides are analysed with gamma spectrometers on the ashed samples. Strontium is separated by an extraction chromatographic method, after which  $^{90}\text{Sr}$  is measured with a liquid scintillation spectrometer. The samples for  $^3\text{H}$  analysis are distilled until dry to remove any impurities.  $^3\text{H}$  is determined by measuring the distilled samples with a liquid scintillation spectrometer.

### Results

Activity concentrations of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in all the samples were low in 2016, varying from below 0.0002 to 0.017 Bq/l Bq/l (Table 7.1). In Turku, the activity concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in all samples were below or slightly over the detection limit. In Rovaniemi the activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  was below the detection limit. The detection limits for  $^{137}\text{Cs}$  were approximately 0.0002 – 0.0004 Bq/l and for  $^{90}\text{Sr}$  0.0001 – 0.0002 Bq/l. The differences between the sites are due to differences in Tšernobyl deposition in the areas and the divergent amounts of surface and ground water used as raw water. The raw water of Tampere consists of both surface and ground water. In Rovaniemi raw water is drawn exclusively from ground water. In Helsinki and Oulu, drinking water is drawn almost entirely from surface water. Since autumn 2012, the drinking water in Turku has been man-made ground water.

The activity concentrations of  $^3\text{H}$  were below or slightly over the detection limit 1.3 Bq/l (Table 7.1), thus being well below the limit of 100 Bq/l that has been set for  $^3\text{H}$  in household water by the European Commission Regulation (98/83/EY).

### Radiation doses

The radiation dose induced by  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in drinking water was very small and varied between 0.00002 – 0.0003 mSv at the various sites in 2016; in Oulu and in Tampere, the doses were approximately 0.0001 mSv, and in Rovaniemi 0.00002 mSv and in Turku 0.00004 mSv . The radiation dose received via drinking water in Oulu was approximately one third of that in Helsinki but three times higher than the dose in Turku. In Helsinki the contribution of  $^3\text{H}$  to the dose was 5%, the rest was caused by  $^{137}\text{Cs}$  (53%) and  $^{90}\text{Sr}$  (42%). The contribution of  $^3\text{H}$  to the dose was highest in Rovaniemi (about 60%), and that of  $^{90}\text{Sr}$  was highest in Tampere (about 70%). The consumption of drinking water is assumed to be 2 litres per day.

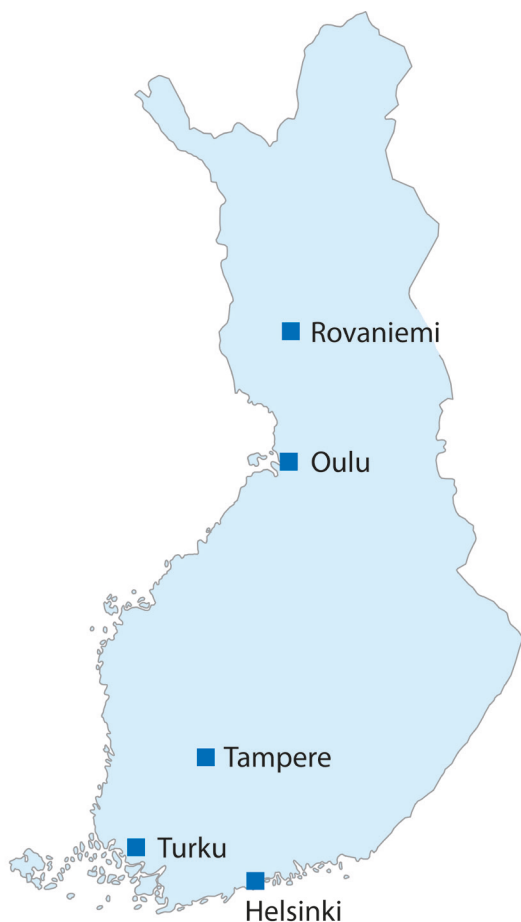
The calculations were made using dose conversion factors given in the Regulatory Guides on radiation safety (ST Guide 7.3).

**Taulukko 7.1.** Juomaveden  $^3\text{H}$ -,  $^{90}\text{Sr}$ - ja  $^{137}\text{Cs}$  -pitoisuudet (Bq/l) Helsingissä, Oulussa, Rovaniemellä, Tampereella ja Turussa.

**Tabell 7.1.** Halt av  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  och  $^{137}\text{Cs}$  i dricksvatten (Bq/l) i Helsingfors, Uleåborg, Rovaniemi, Tammerfors och Åbo.

**Table 7.1.** The concentrations of  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in drinking water (Bq/l) in Helsinki, Oulu, Rovaniemi, Tampere and Turku.

City	Sampling date	$^3\text{H}$ , Bq/l	$^{90}\text{Sr}$ , Bq/l	$^{137}\text{Cs}$ , Bq/l
Helsinki	12.4.2016	$1.3 \pm 0.6$	$0.005 \pm 10\%$	$0.016 \pm 10\%$
	5.10.2016	<0.9	$0.006 \pm 10\%$	$0.015 \pm 12\%$
Oulu	11.4.2016	<0.9	$0.003 \pm 10\%$	$0.003 \pm 16\%$
	3.10.2016	$1.0 \pm 0.6$	$0.003 \pm 10\%$	$0.003 \pm 24\%$
Rovaniemi	11.4.2016	<0.9	$0.0002 \pm 38\%$	<0.0004
	6.10.2016	$1.1 \pm 0.6$	$0.0004 \pm 20\%$	<0.0002
Tampere	14.4.2016	<0.9	$0.004 \pm 10\%$	$0.001 \pm 24\%$
	25.10.2016	<0.9	$0.004 \pm 10\%$	$0.003 \pm 18\%$
Turku	12.4.2016	<0.9	$0.002 \pm 10\%$	<0.0002
	4.10.2016	$1.0 \pm 0.6$	$0.0005 \pm 24\%$	$0.0002 \pm 56\%$



**Kuva 7.1.** Juomaveden keräyspaikkakunnat.

**Bild 7.1.** Provtagningsorter för dricksvatten.

**Fig. 7.1.** The sampling sites for drinking water samples.

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa, Säteilyturvakeskus ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa, Strålsäkerhetscentralen ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

## 8 Maidon radioaktiiviset aineet

Tämä valvontaohjelma antaa kuvan maidon radioaktiivisuustasosta ja maidon kautta aiheutuvasta säteilyannoksesta. Ihmisten eniten käyttämät elintarvikkeet ovat maataloustuotteita. Ravintoketjussa ympäristössä olevat radioaktiiviset aineet siirtyvät tehokkaasti rehun kautta maitoon. Maidon kulutus on runsasta, joten maidon radioaktiivisten aineiden seuranta on tärkeää. Säteilyvalvontaohjelman meijerit on valittu sellaisilta paikkakunnilta, että saadaan mahdollisimman kattava kuva Suomessa tuotetun maidon radioaktiivisten aineiden pitoisuuksista. Paikkakunnat edustavat myös erilaisia laskeumatasoja.

### Näytteenotto

Näytteet kerätään meijereistä, jotka sijaitsevat Joensuussa, Jyväskylässä, Oulussa, Riihimäellä ja Seinäjoella (kuva 8.1). Viikoittain kerättävät näytteet pakastetaan ja yhdistetään STUKissa analysointia varten.

### Näytteiden käsittely ja analysointi

Näytteet konsentroidaan haihduttamalla (kuva 8.3) ja tuhitetaan ennen niiden analysointia. Tuhitetuista yhdistetyistä näytteistä määritetään  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen  $^{90}\text{Sr}$  mitataan nestetuikespektrometrillä.

### Tulokset

Meijerimaidon  $^{137}\text{Cs}$ :n ja  $^{90}\text{Sr}$ :n alueelliset aktiivisuuspitoisuudet (Bq/l) vuonna 2016 on esitetty neljännesvuosi- ja vuosikeskiarvoina taulukossa 8.1. Meijerimaidon  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,2 – 1,3 Bq/l. Maidon  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat korkeimmat niillä alueilla, joille tuli eniten Tšernobylin onnettomuudesta johtuvaa laskeumaa. Kuvassa 8.2 on esitetty maidon keskimääräinen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus Etelä-Suomessa tuotetussa maidossa vuodesta 1960 lähtien. Näytteenottoalueet ovat vaihdelleet eri aikoina.

Maidon  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet ovat jo lähes samaa tasoa kuin ennen Tšernobylin ydinvoimalaitosonnettomuutta. Havaitut pitoisuudet ovat alle tuhannesosan siitä toimenpidetasosta ja elintarvikekaupan raja-arvosta (1 000 Bq/l), jota sovelletaan Euroopan unionin alueella säteilyonnettomuuden jälkeisessä tilanteessa (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

Maidosta aiheutuva säteilyannos vuonna 2016 oli 0,0005 – 0,0015 mSv, josta  $^{90}\text{Sr}$ :n osuus oli keskimäärin 15 %. Arviossa on oletettu maidon kulutukseksi 140 litraa vuodessa henkilöä kohti (Maatilatilastollinen vuosikirja 2008).

## 8 Radioaktiva ämnen i mjölk

Detta program för strålningsövervakning ger en bild av radioaktivitetsnivån i mjölk och stråldosen som fås via mjölk. Jordbruksprodukter är de livsmedel som befolkningen använder mest. I näringskedjan förflyttar sig radioaktiva ämnen i miljön mycket effektivt via foder till mjölk. Eftersom mjölkkonsumtionen är hög, är det viktigt att övervaka radioaktiva ämnen i mjölk. Mejerierna i programmet för strålningsövervakning har valts ut på sådana orter att man får en tillräckligt täckande bild över radioaktivitetshalterna i mjölken som produceras i Finland. Orterna representerar också olika nedfallsnivåer.

### Provtagning

Proven tas vid mejerier i Joensuu, Jyväskylä, Uleåborg, Riihimäki och Seinäjoki (bild 8.1). Proven samlas in varje vecka och fryses ner. Proven sammanslås för analys i STUK.

### Hantering och analys av proven

Proven indunstras under värmelampa (bild 8.3) och föraskas innan analysen. Bestämningen av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  görs ur prov som slagits samman. Halten av  $^{137}\text{Cs}$  bestäms med gammaspektrometer. Strontium avskiljs först med extraktionskromatografisk metod, varefter halten av  $^{90}\text{Sr}$  mäts med vätskescintillationspektrometer.

### Resultat

I tabell 8.1 presenteras de regionala års- och kvartalsmedeltalen av  $^{137}\text{Cs}$ - och  $^{90}\text{Sr}$ -halterna i mejerimjölk (Bq/l) år 2016.  $^{137}\text{Cs}$ -halten i mejerimjölk varierade mellan 0,2 – 1,3 Bq/l. Halterna av  $^{137}\text{Cs}$  i mjölken var högre på de områden där nedfallet efter Tjernobylolyckan var som störs. I bild 8.2 visas halterna av  $^{137}\text{Cs}$  sedan 1960-talet i mjölk som producerats i södra Finland. Provtagningsområdet har varierat vid olika tider.

Halterna av  $^{137}\text{Cs}$  i mjölk är idag nästan på samma nivå som innan Tjernobyl kärnkraftsolyckan. De observerade halterna är mindre än en tusendel av den åtgärdsnivå och det gränsvärde för livsmedelshandeln (1 000 Bq/l) som tillämpas i Europeiska unionen efter en strålningsolycka (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

Stråldosen som orsakades av mjölk år 2016 var 0,0005 – 0,0015 mSv, varav  $^{90}\text{Sr}$  utgjorde en andel på drygt 15 procent. Den uppskattade mjölkkonsumtionen var 140 liter per år och person (Lantbruksstatistisk årsbok 2008).

## 8 Radioactive substances in milk

The monitoring programme provides information about radioactivity concentration levels in milk produced in Finland. Milk is also monitored in order to estimate the internal radiation dose for people via milk. Agricultural produce forms the greatest part of people's overall consumption of foodstuffs. Grass is an efficient collector of atmospheric contaminants, and radionuclides in the food chain are rapidly transferred through cattle feed to milk. Since milk is consumed in high amounts, it is important to monitor the levels of radioactive substances in it. The sampling sites represent different levels of deposition.

### Sampling

The samples are collected from Finnish dairies in Joensuu, Jyväskylä, Oulu, Riihimäki and Seinäjoki (Fig. 8.1). The weekly samples from each sampling site are frozen. The samples are then bulked together for  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  analyses in STUK.

### Pre-treatment and analysis

The bulked samples are evaporated under infrared thermal lamps (Fig. 8.3) and ashed before the analysis. The concentration of  $^{137}\text{Cs}$  is determined by gamma spectrometric measurements. Strontium is separated by an extraction chromatographic method and thereafter  $^{90}\text{Sr}$  is measured with a liquid scintillation spectrometer.

### Results

The concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in dairy milk (Bq/l) by sampling site in 2016 are presented as quarterly and annual means in Table 8.1. The concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in milk varied between 0.2 – 1.3 Bq/l. The concentrations were highest in the areas with the highest deposition after the Chernobyl accident. Figure 8.2 presents concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in milk produced in southern Finland since the 1960s. The sampling sites have changed throughout the years.

$^{137}\text{Cs}$  contents in milk are nearly at the same level as before the deposition caused by the Chernobyl accident. The concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  observed are about one-thousandth of the action level and the maximum permitted level (1,000 Bq/l), which must be applied within the European Union after a radiation accident (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

In 2016, the radiation dose received through milk was 0.0005 – 0.0015 mSv. On average 15% of this radiation dose was due to  $^{90}\text{Sr}$ . The annual consumption of milk in this dose estimate was assumed to be 140 litres per capita (Yearbook of Farm Statistics 2008).

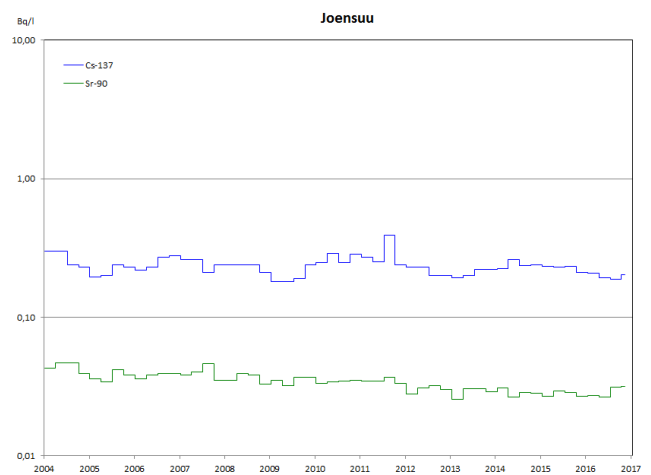
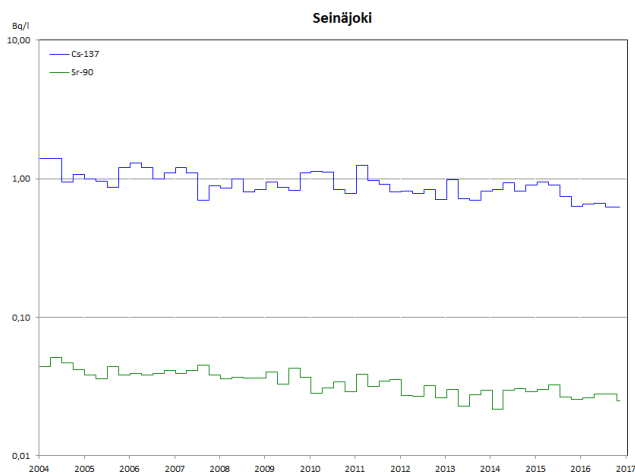
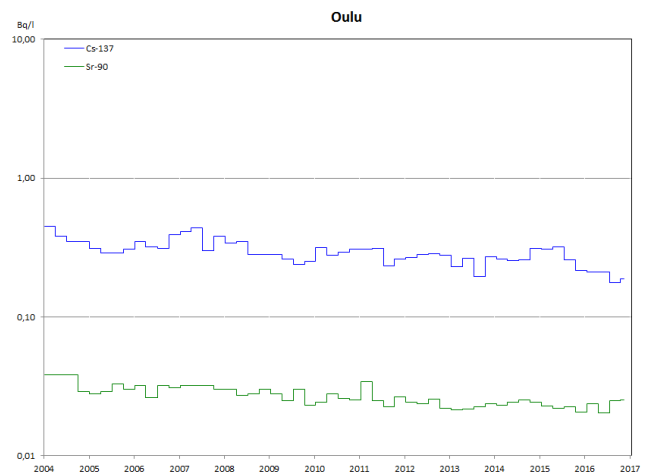


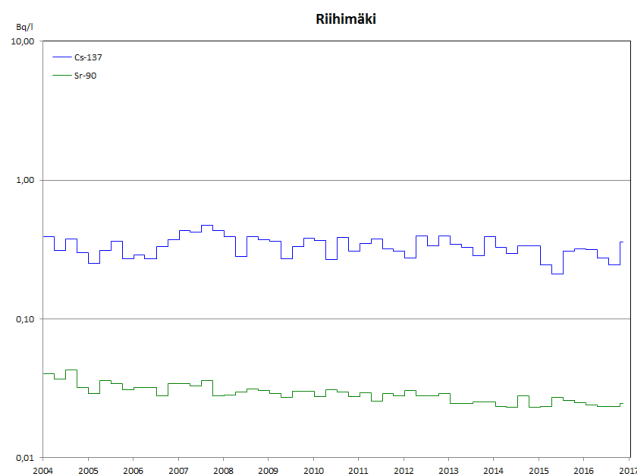
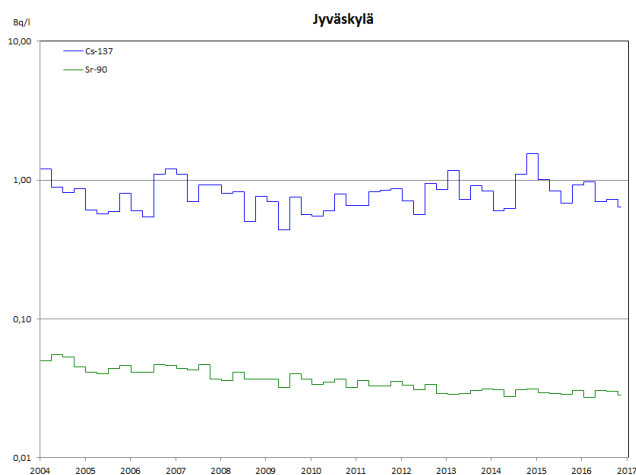
**Taulukko 8.1.**  $^{137}\text{Cs}$ :n ja  $^{90}\text{Sr}$ :n aktiivisuuspitoisuudet (Bq/l) maidossa vuonna 2016, neljännesvuosi- ja vuosikeskiarvot.

**Tabell 8.1.**  $^{137}\text{Cs}$ - och  $^{90}\text{Sr}$ -halter (Bq/l) i mjölk år 2016, kvartals- och årsmedeltal.

**Table 8.1.** The concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  (Bq/l) in milk in 2016, quarterly and annual means.

Site	1.1. - 31.3		1.4. - 30.6		1.7. - 30.9		1.10. - 31.12		1.1. - 31.12	
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Joensuu	0.21	0.027	0.19	0.027	0.19	0.031	0.20	0.032	0.20	0.029
Jyväskylä	0.97	0.027	0.70	0.030	0.72	0.030	0.64	0.028	0.76	0.029
Oulu	0.21	0.024	0.21	0.020	0.18	0.025	0.19	0.025	0.20	0.024
Riihimäki	0.32	0.024	0.28	0.023	0.24	0.023	0.36	0.025	0.30	0.024
Seinäjoki	0.66	0.026	0.66	0.028	0.62	0.028	0.62	0.025	0.64	0.027

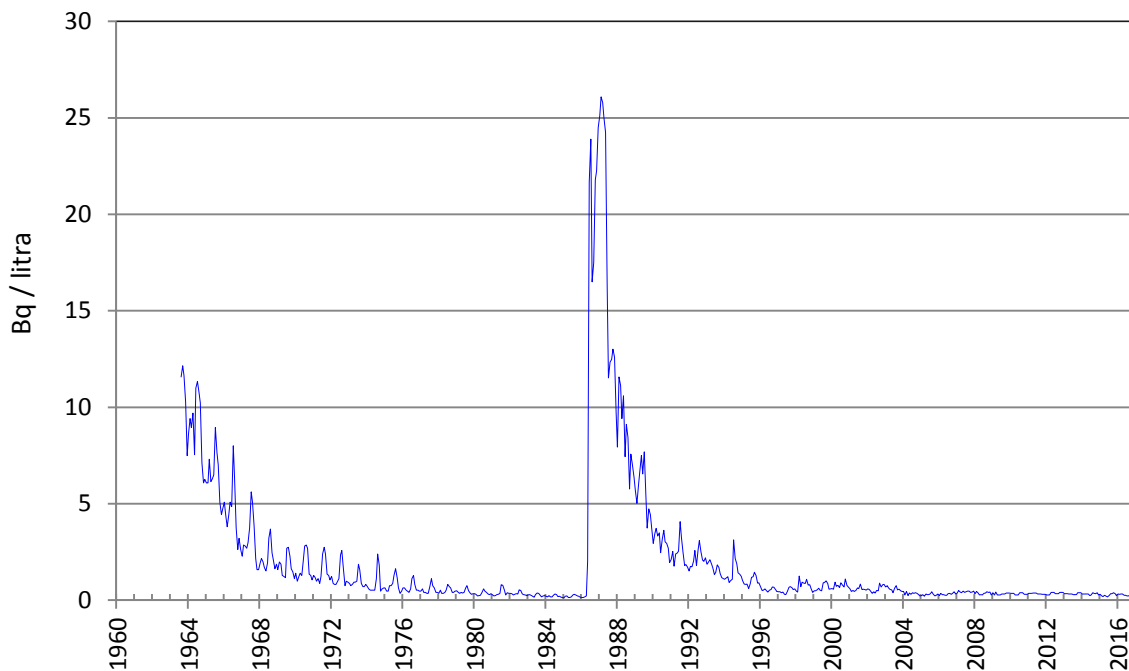




**Kuva 8.1.** Maitonäytteiden keräyspaikkakunnat ja  $^{137}\text{Cs}$ :n ja  $^{90}\text{Sr}$ :n aktiivisuuspitoisuudet maidossa (Bq/l) vuodesta 2004 lähtien.

**Bild 8.1.** Provtagninsorter för mjölk och  $^{137}\text{Cs}$ - och  $^{90}\text{Sr}$ -halter (Bq/l) i mjölk sedan 2004.

**Fig. 8.1.** The sampling sites of milk and areal concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  (Bq/l) in milk since 2004.



**Kuva 8.2.** Maidon keskimääräinen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus (Bq/l) Etelä-Suomessa tuotetussa maidossa vuodesta 1960 lähtien.

**Bild 8.2.** Genomsnittlig halt av  $^{137}\text{Cs}$  i mjölk (Bq/l) som producerats i södra Finland sedan 1960.

**Fig. 8.2.**  $^{137}\text{Cs}$  in milk (Bq/l) in Southern Finland since 1960.



**Kuva 8.3.** Maitonäytteiden konsentrointi haihduuttamalla.

**Bild 8.3.** Avdunstning av mjölkprov.

**Fig. 8.3.** Evaporation of milk samples.

---

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa, Säteilyturvakeskus ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa, Strålsäkerhetscentralen ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

## 9 Elintarvikkeiden radioaktiiviset aineet

Elintarvikenäytteiden radioaktiivisuusmittausten tavoitteena on hankkia tietoa radionuklidien saannista ruoan kautta. Samalla saadaan arvio väestön päivittäisestä ravinnon kautta saamasta säteilyaltistuksesta.

### 9.1 Yhden viikon ateriat

Yhden viikon aterioiden keinotekoisien radioaktiivisuuden valvonnalla saadaan kuva suurkeittiöiden ruoan radioaktiivisuustasosta sekä suurkeittiöiden ruokaa käyttävien henkilöiden ruoasta saamasta säteilyannoksesta. Näytteiden radioaktiivisuutta valvotaan keräämällä yhden viikon ajalta päivittäiset kiinteät ruoka-annokset. Juomat kerätään vain yhdeltä päivältä. Koko vuorokauden aterioiden analysointi yksittäisten elintarvikkeiden sijasta antaa suoraan saannin, jossa on jo huomioitu ruoan valmistuksen vaikutukset ja kulutustekijät.

Näytteenoton paikkakunnat ovat Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomessa (Helsinki, Tampere ja Rovaniemi) edustaen suurimpia asutuskeskuksia ja elintarvikkeiden käytön alueellisia eroja. Samoilta paikoilta otetaan samaan aikaan myös juomavesinäytteet suoraan vesijohtovedestä.

### Näytteenotto

Näytteet kerätään syksyllä, jolloin uuden sadon tuotteet ovat mukana. Näytteenottopaikkoina ovat sairaaloiden suurkeittiöt (kuva 9.1). Näytteet sisältävät vuorokauden kaikki ateriat mukaan lukien juomat ja leivät. Ruoka- ja juomanäytteet kerätään erikseen. Aterioiden vuorokauden energiasisältö on noin 8 400 – 9 200 kJ.

### Näytteiden käsittely ja analysointi

Vuorokauden kiinteät ruokanäytteet yhdistetään yhdeksi näytteeksi, joka kuivataan ja homogenisoidaan. Kuivatuista vuorokausinäytteistä määritetään  $^{137}\text{Cs}$  gammaspektrometrisellä mittauksella. Cesiummäärittämisen jälkeen vuorokausinäytteet tuhitetaan ja yhdistetään  $^{90}\text{Sr}$ :n analysointia varten viikkonäytteeksi. Strontium erotetaan näytteistä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, jonka jälkeen  $^{90}\text{Sr}$  mitataan nestetuikespektrometrilla.

Vuorokauden juomat yhdistetään yhdeksi näytteeksi, haihdutetaan lämpölamppujen alla ja tuhitetaan. Tuhitetuista vuorokausinäytteistä analysoidaan  $^{137}\text{Cs}$  ja  $^{90}\text{Sr}$ .  $^{137}\text{Cs}$  määritetään gammaspektrometrisellä mittauksella. Strontium erotetaan näytteistä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen  $^{90}\text{Sr}$  mitataan nestetuikespektrometrilla.

### Tulokset

Päivittäisen ravinnon  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{90}\text{Sr}$ -pitoisuudet ovat pieniä, koska ruoan raaka-aineena käytetyt maataloustuotteet ovat lähes puhtaita radioaktiivisista aineista. Tulosten vaihtelut johtuvat lähinnä näytteenottopäivän dieetin ja ruoan alueellisen alkuperän vaihteluista. Vuonna 2016  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet ruoassa olivat 0,06 – 3,0 Bq/kg ja juomissa 0,08 – 0,2 Bq/l. Päivittäinen cesiumin saanti ruoan kautta vaihteli välillä 0,09 – 4,0 Bq/d ja juomien kautta 0,1 – 0,3 Bq/d. Aluekohtaiset tulokset on esitetty taulukoissa 9.2 ja 9.3. Suurkeittiöiden ruokaa käyttävien ruoasta saama säteilyannos oli vuonna 2016 alle 0,005 mSv, josta  $^{137}\text{Cs}$ :n osuus oli 95 %.

Ruoan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus voi olla huomattavasti korkeampi, mikäli ravinto sisältää runsaasti luonnontuotteita, sillä metsämarjoissa, järvikalassa, sienissä ja riistassa on vielä Tšernobylin onnettomuudesta peräisin olevaa radioaktiivista cesiumia.

### 9.2 Kaupan elintarvikkeet

Syksyllä 2016 hankittiin kaupan elintarvikkeita elintarvikeliikkeistä samoilta paikkakunnilta kuin vuorokausiruokanäytteet. Näytteiksi valittiin luonnonvaraista riistaa, kalaa ja luonnontuotteita  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksien määrittämistä varten (kuva 9.2). Näiden mittausten tulokset ovat taulukossa 9.1.

Mitatuista sieninäytteistä kolmen suppilovahveronäytteen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus ylitti raja-arvon 600 Bq/kg, jota suositellaan noudatettavaksi, kun saatetaan markkinoille luonnonvaraista riistaa, metsämarjoja ja -sieniä

sekä järvikalvoja (EU-suositus 2003/274/Euratom). Tuoreita, kuivattuja tai suolattuja sieniä liottamalla tai keittämällä vedessä ennen ruoaksi valmistamista saadaan 80 – 90 prosenttia  $^{137}\text{Cs}$ :sta poistettua. Sienien kuivaaminen ilman liotusta ei vähennä  $^{137}\text{Cs}$ :n määrää. Lisätietoa käsittelymenetelmistä, joilla voidaan vähentää sienten radioaktiivista  $^{137}\text{Cs}$ :a, löytyy Säteilyturvakeskuksen verkkosivuilta.

Luonnontuotteita mitataan myös tutkimus- ja tiedotustarkoituksessa. Eri elintarvikkeiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksista on yksityiskohtaisempaa tietoa Säteilyturvakeskuksen verkkosivuilla osoitteessa [www.stuk.fi](http://www.stuk.fi).

## 9 Radioaktiva ämnen i livsmedel

Målet för radioaktivitetsmätningar i livsmedel är att erhålla uppgifter om intaget av radionuklider via födan. På samma gång fås en uppskattning av den dagliga stråldos som befolkningen får via födan.

### 9.1 En veckas måltider

Detta övervakningsprogram ger en bild av radioaktivitetsnivån i maten från storkök samt den stråldos som de som äter mat från storkök får. Artificiella radioaktiva ämnen i livsmedel övervakas genom att samla in dagportioner av fast föda under en vecka. Drycker samlas under endast en dag. Genom att analysera mat och dryck från ett helt dygn i stället för enstaka livsmedel får man direkt det intag, där faktorer i tillagningen och konsumtion av maten redan beaktats.

Provtagningsorterna ligger i södra, mellersta och norra Finland och de representerar de största bosättningscentra samt de regionala skillnaderna i användningen av livsmedel (Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi). På samma orter tas samtidigt också dricksvattenprov direkt från vattnet i ledningsnätet.

### Provtagning

Tidpunkten för provtagningen är på hösten, så att produkterna från den nya skörden finns med. Proven tas i storkök i sjukhus (bild 9.1). Proven innefattar dygnets alla måltider inklusive drycker och bröd. Prov av mat och dryck uppsamlas skilt. Energiinnehållet för måltiderna under ett dygn är cirka 8 400 – 9 200 kJ.

### Behandling och analys av proven

De fasta proven av födan för ett dygn sammanslås till ett prov som torkas och homogeniseras. Ur de torkade dygnsproven bestäms  $^{137}\text{Cs}$  med gammaspectrometri. Efter bestämning av  $^{137}\text{Cs}$ -halten föraskas proven och sammanslås till veckoprov för analys av  $^{90}\text{Sr}$ . Strontium avskiljs med extraktionskromatografi, varefter halten av  $^{90}\text{Sr}$  bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

Dryckerna från ett dygn sammanslås till ett prov, indunstas under värmelampor och föraskas. Ur de föraskade proven analyseras  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$ .  $^{137}\text{Cs}$ -halten bestäms gammaspectrometriskt. Strontium avskiljs extraktionskromatografiskt, varefter halten av  $^{90}\text{Sr}$  bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

### Resultat

Halterna av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  i den dagliga födan är låga, eftersom de lantbruksprodukter som används som råvaror är nästan fria från radioaktiva ämnen. Variationerna i mätresultaten beror främst på kosthållningen på provtagningsdagen och på att råvarornas regionala ursprung varierar. År 2016 var  $^{137}\text{Cs}$ -halterna i maten 0,06 – 3,0 Bq/kg och i dryckerna 0,08 – 0,2 Bq/l. Det dagliga intaget av cesium via maten varierade 0,09 – 4,0 Bq/d och via drycker 0,1 – 0,3 Bq/d. De regionala mätresultaten finns i tabell 9.2 och i tabell 9.3. Under 2016 förorsakade storköken en stråldos på under 0,005 mSv åt konsumenterna. 95 procent av denna dos berodde på  $^{137}\text{Cs}$ .

Halten av  $^{137}\text{Cs}$  i maten kan vara betydligt högre om födan innehåller rikligt med naturprodukter, eftersom skogsbär, insjöfisk, svamp och vilt ännu innehåller radioaktivt cesium som härstammar från Tjernobylyckan.

## 9.2 Livsmedel i butiker

Under hösten 2016 skaffades livsmedel från livsmedelsbutiker på samma orter där matproven från ett dygn hämtats. Till proven valdes vilt fisk och naturprodukter för att bestämma halterna av  $^{137}\text{Cs}$  (bild 9.2). Resultaten från dessa mätningar finns i tabell 9.1.

Halten av  $^{137}\text{Cs}$  i proven översteg gränsvärdet 600 Bq/kg i tre trattkantarellprov. Detta gränsvärde rekommenderas att tillämpa på  $^{137}\text{Cs}$  i vilt, vilda bär, vilda svampar och insjöfiskar som säljs på marknaden (EU- rekommendation 2003/274/Euratom). Genom att blötlägga eller koka färska, saltade eller torkade svampar i vatten kan 80 – 90 procent av cesiumet avlägsnas. Torkning utan blötläggning sänker inte  $^{137}\text{Cs}$  halten i svamp. Mer information om metoder för att sänka halten av radioaktivt  $^{137}\text{Cs}$  i svampar finns på Strålsäkerhetscentralens webbsida.

Naturprodukter mäts också för forskning och informationssyften. Mer specifika detaljer om halterna av  $^{137}\text{Cs}$  i olika livsmedel finns på Strålsäkerhetscentralens webbsida [www.stuk.fi](http://www.stuk.fi).



## 9 Radioactive substances in foodstuffs

The aim of the foodstuffs monitoring programme is to obtain information about the intake of radionuclides through ingestion for estimating internal doses.

### 9.1 One-week diet

The monitoring programme typifies the level of artificial radioactivity in food of institutional kitchens and gives estimation of internal doses received by ingestion. The artificial radioactivity levels in foodstuffs are monitored by collecting daily meals of solid food over one week in the institutional kitchens in hospitals. Drinks are collected only once a week for one day. An analysis of the whole mixed diet samples rather than the main components of diet gives the intake in which the consumption and food processing are already included.

The sampling sites are located in southern, central and northern Finland, representing the main population centres and regional differences in the consumption of foodstuffs (Helsinki, Tampere and Rovaniemi). Drinking water samples, taken directly from running tap water, are also collected at the same sites.

### Sampling

The diet samples are collected once a year. The sampling time is autumn in order to include the products of the new crop in the sampling. The sampling sites comprise institutional kitchens in hospitals (Fig. 9.1). The samples consist of all the meals of a day, including drinks and bread. Food and drink samples are collected separately. The daily energy content of meals totals is approximately 8,400 – 9,200 kJ.

### Pre-treatment and analysis

The solid food samples collected during a day are combined into one sample, which is dried and homogenised. The  $^{137}\text{Cs}$  of the dried daily samples is determined by gamma spectrometric measurement. After  $^{137}\text{Cs}$  has been determined, the samples are ashed and combined into weekly samples for  $^{90}\text{Sr}$  analysis. Strontium is separated from the samples by an extraction chromatographic method, after which  $^{90}\text{Sr}$  is measured with a liquid scintillation spectrometer.

The drinks collected during a day are evaporated under infrared thermal lamps and ashed.  $^{137}\text{Cs}$  is determined by gamma spectrometric measurement from the ashed drink samples. Strontium is separated from the samples by an extraction chromatographic method, after which  $^{90}\text{Sr}$  is measured with a liquid scintillation spectrometer.

### Results

The concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in daily meals are low because the agricultural products used as raw material are almost free of artificial radionuclides. The variation in the results is caused by the differences in the types of meals that were prepared on the sampling dates and in the regional origins of raw materials. The concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in the solid food in 2016 ranged from 0.06 – 3.0 Bq/kg, and in the drinks from 0.08 – 0.2 Bq/l. The daily intakes of  $^{137}\text{Cs}$  via food varied between 0.09 – 4.0 Bq/d, and via drinks from 0.1 – 0.3 Bq/d. The regional results are given in Table 9.2 and in Table 9.3. The average internal radiation dose received through food from the institutional kitchens in 2016 was less than 0.005 mSv, and 95% of which is due to  $^{137}\text{Cs}$ .

Radioactive concentrations may be considerably higher in food containing a lot of natural produces (wild berries, freshwater fish, wild mushrooms and game).

## 9.2 Foodstuffs on the market

In the autumn of 2016, the foodstuffs on the market were acquired from grocery shops in the same cities as the daily diet samples. Wild game, wild berries, wild mushrooms and fish were chosen as samples in order to determine concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  (Fig. 9.2). The results of these measurements are presented in Table 9.1.

In the analysed samples, the concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in three mushroom samples (*Cantharellus tubaeformis*) was higher than the maximum permitted level, 600 Bq/kg, recommended to be respected when placing wild game, wild berries, wild mushrooms and lake fish on the market (Commission recommendation 2003/274/Euratom). Soaking or cooking removes up to 80 – 90% of  $^{137}\text{Cs}$  contents in fresh, dried or salted mushrooms. Drying without soaking does not reduce the  $^{137}\text{Cs}$  contents of the mushrooms. More information about the pre-treatment methods of mushrooms can be found at STUK's website.

Natural products are also monitored for the purposes of research and media. More detailed information about the concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in various foodstuffs can be found at STUK's website, [www.stuk.fi](http://www.stuk.fi).

**Taulukko 9.1.** <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet (Bq/kg) elintarvikeliikkeistä hankituissa näytteissä vuonna 2016.

**Tabell 9.1.** <sup>137</sup>Cs i prov som köpts i livsmedelsbutiker år 2016.

**Table 9.1.** <sup>137</sup>Cs in the samples purchased from food shops in 2016.

Elintarvike	Livsmedel	Foodstuff	<sup>137</sup> Cs, Bq/kg (number of samples)					
			Helsinki		Tampere		Rovaniemi	
hirvenliha	älgkött	venison	–	–	3.1	(1)	1.6	(1)
poronliha	renkött	reindeer meat	–	–	–	–	41 – 161	(4)
metsämarjat	skogsbär	wild berries	3.1 – 35	(12)	4.3 – 162	(17)	1.1 – 29	(8)
sienet	svampar	mushrooms	17 – 97	(7)	0.6 – 753	(9)	8.8 – 124	(3)
järvi- ja jokikala	insjöfisk	freshwater fish	22 – 27	(2)	3.1 – 42	(7)	2.6 – 77	(8)
murtovesi - ja merikala	brack- och havsfisk	brackfish water and marine fish	3.8 – 22	(4)	0.2 – 20	(5)	0.5 – 20	(5)
kasvatettu kala (meri- ja sisävesiallas)	odlad fisk (havs- och insjöbassäng)	farmed fish (sea and freshwater basin)	0.55	(1)	–	–	0.26	(1)

**Taulukko 9.2.** <sup>137</sup>Cs:n ja <sup>90</sup>Sr:n saanti ruoasta vuonna 2016.

**Tabell 9.2.** Intag av <sup>137</sup>Cs och <sup>90</sup>Sr i maten år 2016.

**Table 9.2.** The intake of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr via ingestion in 2016.

Site	Sampling date	<sup>137</sup> Cs (Bq/d) meal	<sup>90</sup> Sr (Bq/week) meal
Helsinki	10.10.2016	1.9	0.36
	11.10.2016	1.0	
	12.10.2016	0.21	
	13.10.2016	0.17	
	14.10.2016	1.4	
	15.10.2016	0.10	
	16.10.2016	1.1	
Rovaniemi	10.10.2016	1.4	0.46
	11.10.2016	0.14	
	12.10.2016	1.3	
	13.10.2016	0.10	
	14.10.2016	0.30	
	15.10.2016	0.17	
	16.10.2016	0.15	
Tampere	17.10.2016	0.17	0.35
	18.10.2016	0.17	
	19.10.2016	0.12	
	20.10.2016	0.40	
	21.10.2016	0.27	
	22.10.2016	4.0	
	23.10.2016	0.20	

**Taulukko 9.3.**  $^{137}\text{Cs}$ :n ja  $^{90}\text{Sr}$ :n päivittäinen saanti juomasta vuonna 2016.

**Tabell 9.3.** Daglig intag av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  i dryckerna år 2016.

**Table 9.3.** The daily intake of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  via drinks in 2016.

Site	Sampling date	$^{137}\text{Cs}$ (Bq/d) drinks	$^{90}\text{Sr}$ (Bq/d) drinks
Helsinki	10.10.2016	0.12	0.01
Rovaniemi	11.10.2016	0.26	0.02
Tampere	9.11.2016	0.11	0.01



**Kuva 9.1** Elintarvikkeiden keräyspaikkakunnat.

**Bild 9.1** Provtagningsorter för födoämnen.

**Fig. 9.1** The sampling sites for diet samples.



**Kuva 9.2.** Lakka (*Rubus Chamaemorus*)

**Bild 9.2.** Hjorton (*Rubus Chamaemorus*)

**Fig. 9.2.** Cloudberry (*Rubus Chamaemorus*)

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa, Säteilyturvakeskus ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa, Strålsäkerhetscentralen ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

## 10 Radioaktiiviset aineet ihmisessä

Ihminen saa radioaktiivisia aineita elimistönsä hengittämällä tai ravinnon mukana. Nämä aineet ovat joko luonnollista alkuperää tai keinotekoisesti tuotettuja. Näistä gammasäteilyä lähettäviä aineita voidaan mitata suoraan ihmisen kehosta. Mittaukset tehdään ns. kokokehomittauslaitteistoilla, joista toinen on kiinteästi asennettuna laboratorioon Helsingissä ja toinen on kuorma-autoon rakennettu. Kiinteästi asennettu mittauslaitteisto otettiin käyttöön vuonna 1965 ja liikkuva yksikkö kymmenen vuotta myöhemmin.

### Mittaukset

Kiinteä mittauslaitteisto on sijoitettu 80 tonnia painavaan rautahuoneeseen. Paksujen rautaseinien tarkoituksena on vaimentaa ympäristöstä tulevaa taustasäteilyä. Liikkuva yksikkö painaa noin 2,5 tonnia, kuva 10.1. Helsingin ulkopuoliset mittaukset tehdään yleensä liikkuvalla yksiköllä. Mittauslaitteistoon kuuluu mittaustuoli, johon mitattava henkilö asettuu, ja edessä olevat gammasäteilyä havaitsevat ilmaisimet. Mitattava aktiivisuusmäärä on yleensä pieni ja siksi ympäristöstä tulevan taustasäteilyn vaimentamiseksi tuoli on tehty lyijystä ja säteilyilmaisimien ympäröity lyijyvaipalla.

Kokokehomittauksessa ihmiseen ei kohdistu säteilyä. Mittaus perustuu kehossa olevien radioaktiivisten aineiden hajotessaan lähettämän gammasäteilyn havaitsemiseen. Tällä hetkellä yleisin Suomessa väestön kokokehomittauksissa havaittu keinotekoinen radioaktiivinen aine on  $^{137}\text{Cs}$ .

### Mitattavat ihmisryhmät

Suomessa on vuodesta 1965 lähtien seurattu helsinkiläistä vertailuryhmää. Vuodesta 1999 alkaen on tämän ryhmän lisäksi mitattu Helsingistä, Tampereelta (2001 alk.) ja Rovaniemeltä kouluympäristöstä valittuja ryhmiä. Näiden neljän ryhmän tulosten perusteella arvioidaan suomalaisten saama säteilyannos keinotekoisista radioaktiivisista aineista. Tampere edustaa Suomessa Tšernobylin onnettomuuden aiheuttaman korkeimman laskeuman aluetta.

Helsingin, Tampereen ja Rovaniemen kouluryhmät koostuvat vapaaehtoisista oppilaista ja opettajista. Koulut on valittu siksi, että samassa mittauspaiikassa on eri-ikäisiä henkilöitä. Mitattavilta kysytään lyhyesti ruokavaliosta ja tiettyjen, runsaasti radioaktiivista  $^{137}\text{Cs}$ :ää sisältävien elintarvikkeiden kulutuksesta.

### Tulokset

Mittaustulokset ovat kuvassa 10.2. Kuvassa oleviin tuloksiin sisältyvät vain aikuisten (yli 14-vuotiaiden) mittaustulosten mediaanit. Tässä yhteydessä mediaani on parempi tunnusluku kuin keskiarvo, koska otokset ovat pieniä, jolloin yksittäiset huomattavan suuret tai pienet tulokset painottuvat liikaa (ks. kuva 10.2).

Lasten eli alle 15-vuotiaiden tuloksista voidaan todeta, että kehossa oleva  $^{137}\text{Cs}$  -aktiivisuus oli yleensä alle 100 Bq. Myös alle havaitsemisrajan olevia tuloksia oli suhteellisesti enemmän kuin aikuisissa. Tämä sopii hyvin yhteen aikaisemmissa tutkimuksissa saatujen tulosten kanssa. Mittaustulosten vuotuinen vaihtelu johtuu kaupasta ostettujen ja luonnosta kerättyjen elintarvikkeiden aktiivisuuspitoisuuksien suurista eroista sekä luonnosta kerättyjen elintarvikkeiden satunnaisesta käytöstä.

Helsingissä mitattiin 46 henkilöä. Suurin mitattu  $^{137}\text{Cs}$  -aktiivisuus kehossa oli 179 Bq ja alle havaitsemisrajan (noin 50 Bq) jäi 20 henkilön tulos. Vastaavasti Tampereella mitattiin 47 henkilöä, suurin mitattu  $^{137}\text{Cs}$  -aktiivisuus kehossa oli 963 Bq ja alle havaitsemisrajan jäi 12 kpl mitatuista henkilöistä. Rovaniemellä mitattiin 46 henkilöä, suurin mitattu  $^{137}\text{Cs}$  -aktiivisuus kehossa oli 300 Bq ja alle havaitsemisrajan jäi 9 henkilön tulos.

Kuvassa 10.3 on esitetty keskimääräinen  $^{137}\text{Cs}$  -aktiivisuus helsinkiläisen vertailuryhmän jäsenissä 1960-luvun puolivälistä lähtien. Kuvassa erottuvat selvästi ilmakehässä suoritettujen ydinkokeiden ja Tšernobylin ydinonnettomuuden vaikutukset kehossa olevaan  $^{137}\text{Cs}$  -aktiivisuuteen. Kehossa olevan  $^{137}\text{Cs}$ :n aiheuttaman säteilyannoksen arvioitiin vuonna 2016 jääneen alle 0,01 mSv/henkilö, eli alle 0,3 % suomalaisen keskimääräisestä vuosittaisesta säteilyannoksesta, noin 3,2 mSv.

## 10 Radioaktiva ämnen i människokroppen

Människan får i sig radioaktiva ämnen genom att andas in dem eller med födan. Dessa ämnen är antingen av naturligt ursprung eller artificiella. De ämnen som emitterar gammastrålning i människokroppen kan mätas direkt med helkroppsmätning. Strålsäkerhetscentralen har två utrustningar för detta: den ena är fast installerad i laboratoriet i Helsingfors och den andra är installerad i en lastbil. Den fasta helkroppsmätaren togs i bruk år 1965 och den mobila tio år senare.

### Mätningar

Helkroppsmätaren i laboratoriet har placerats i ett järnrum som väger 80 ton. De tjocka järnväggarna ska absorbera den bakgrundsstrålning som kommer från omgivningen. Den mobila enheten väger cirka 2,5 ton, bild 10.1. Mätningar utanför Helsingfors görs vanligtvis med denna utrustning. Mätutrustningen består av en stol för testpersonen och detektorer framför stolen. Aktiviteten som mäts är vanligtvis liten och för att skärma av bakgrundsstrålningen från omgivningen är stolen tillverkad av bly och detektorn har en blymantel.

Vid helkroppsmätning utsätts testpersonen inte för strålning. Mätningen går ut på att detektera den gammastrålning som radioaktiva ämnen i kroppen emitterar vid sitt sönderfall. För närvarande är  $^{137}\text{Cs}$  det vanligaste artificiella radioaktiva ämnet som upptäcks vid helkroppsmätningar.

### Människogrupper som undersöks

I Finland har man sedan år 1965 utfört mätningar på en referensgrupp av Helsingforsbor. Från och med år 1999 har man dessutom utfört mätningar på tre grupper från skolmiljöer i Helsingfors, Rovaniemi och Tammerfors (fr.o.m. 2001). På basis av resultaten från mätningarna på dessa fyra grupper beräknar man den stråldos som finländarna i genomsnitt får från artificiella radioaktiva ämnen. Tammerfors representerar området med det största nedfallet från Tjernobylyockan i Finland.

Skolgrupperna i Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi består av frivilliga elever och lärare. Skolorna har valts för att inkludera olika åldersgrupper på samma mätplats. Personerna intervjuas kortfattat om matvanor samt om deras konsumtion av vissa livsmedel som innehåller rikligt med radioaktivt  $^{137}\text{Cs}$ .

### Resultat

Resultaten visas på bild 10.2. Endast medianen av mätvärdena för vuxna personer (över 14 år) har tagits med. I detta sammanhang är medianen en bättre parameter än medeltalet eftersom samplet är litet och enstaka avvikande stora eller små resultat inverkar för mycket (se bild 10.2).

Om barns resultat (under 15 år) kan det konstateras att  $^{137}\text{Cs}$  aktiviteten i kroppen vanligtvis låg under 100 Bq. Fall under detekteringsgränsen förekom relativt sett oftare bland barn än bland vuxna. Detta stämmer väl överens med resultat från tidigare undersökningar. Årsvariationen i mätresultaten beror på de stora skillnaderna i aktiviteten i inhandlad mat och livsmedel som samlats i naturen samt på att livsmedel som samlas i naturen används sporadiskt.

I gruppen från Helsingfors utfördes mätningar på 46 personer, i den från Rovaniemi 46 och i den från Tammerfors 47 personer. I Helsingfors var den högsta uppmätta  $^{137}\text{Cs}$  aktiviteten i kroppen 179 Bq och 20 personer låg under detekteringsgränsen (ung. 50 Bq). Rovaniemi var de motsvarande värdena 300 Bq och 9 personer och i Tammerfors 963 Bq och 12 personer.

Bild 10.3 visar kroppsinnehållet av  $^{137}\text{Cs}$  som medelvärde för män och kvinnor i referensgruppen från Helsingfors mätt årligen sedan 1960-talets mitt. Inverkan av kärnvapenprov i atmosfären och av Tjernobylyockan på  $^{137}\text{Cs}$  aktiviteten i kroppen ses tydligt i bilden.

År 2016 uppskattades  $^{137}\text{Cs}$  i människokroppen i medeltal förorsaka en stråldos på cirka 0,01 mSv per person eller mindre än 0,3 procent av den totala stråldosen på cirka 3,2 mSv som finländarna årligen får.



## 10 Radioactivity in man

Radioactive substances enter the human body via breath or in foodstuffs. These substances are either of natural or of artificial origin of which gamma ray emitters can be measured directly using a dedicated whole body counter. There are two such counters in use at STUK. One is a permanently installed system in the laboratory and the other one is a mobile system. The stationary system was installed in 1965 and the mobile system ten years later.

### The measurements

The stationary system is installed inside an 80-tonne iron room. The thick iron walls are there to reduce the environmental background radiation. The mobile unit weighs about 2.5 tonnes and is installed on a truck (Fig. 10.1). This mobile system is used in measurements away from Helsinki. The mobile system includes a lead chair for the person to be measured and in front of that a lead shielded gamma ray detector. The amount of radioactive substances to be measured is usually small, therefore, the lead shielding is necessary in order to reduce the background radiation from the environment

The measurement itself does not cause any additional exposure to radiation. The measurement is based on detection of gamma radiation emitted by the radioactive substances in the body. Today,  $^{137}\text{Cs}$  is the most common artificial radionuclide detected in these measurements.

### Groups of people to be measured

A reference group from Helsinki has been monitored since 1965. The groups from Helsinki and Rovaniemi have been followed since 1999 and in 2001 a group from Tampere was added (for a map, see Fig. 9.1). These groups include volunteer children and teachers from local schools where different age groups are easily available. The measured persons were interviewed for information on eating habits and consumption of certain foodstuffs known to contain rather high concentrations of  $^{137}\text{Cs}$ . Based on the results of these measurements, the internal radiation dose for the people from artificial radioactive substances can be estimated.

### Results

The medians on the measurement results are presented for the adults (older than 14 years) in Helsinki, Rovaniemi and Tampere in Figure 11.2. The median better suits the purpose than the mean value because, when groups measured are small, a single large or small result gets too much weight (see Fig. 10.2). Some children below 15 years age were measured and their body contents were usually below 100 Bq. In addition, there were relatively more results among children below detection limit than among adults. This result agrees well with results from our earlier studies.

In the Helsinki group in 2016, there were 46 measurements. The highest content was 179 Bq and 20 persons were below the detection limit of 50 Bq. Corresponding values in Tampere were 47 persons in measurement, the highest content was 963 Bq and 12 persons were below the detection limit and in Rovaniemi there were 46 persons in measurement, the highest value being 300 Bq and 9 persons were below detection limit.

Figure 10.3 shows the mean  $^{137}\text{Cs}$  activity in the Helsinki reference group measured since 1965. The influence of the atmospheric nuclear weapons tests and of the Chernobyl accident on the body caesium content is clearly visible.

The mean internal radiation dose from  $^{137}\text{Cs}$  in 2016 was estimated at 0.01mSv/person, or less than 0.3% of the total mean annual radiation dose 3.2 mSv.

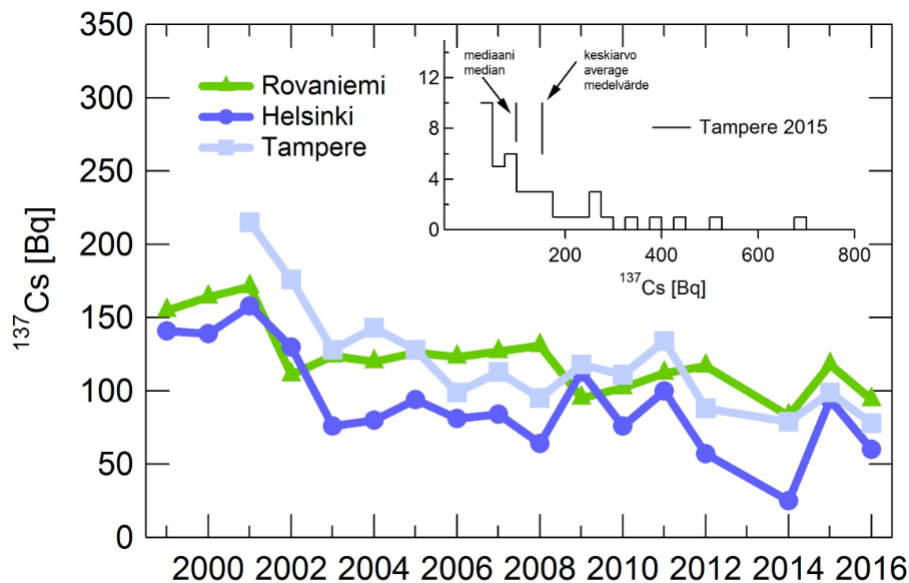




**Kuva 10.1a.** Kokokehomittauksissa käytettävä liikkuva laboratorio.  
**Bild 10.1a.** Det mobila laboratoriet som används för helkroppsmätningar.  
**Fig 10.1a.** The mobile laboratory used in the whole-body measurements.



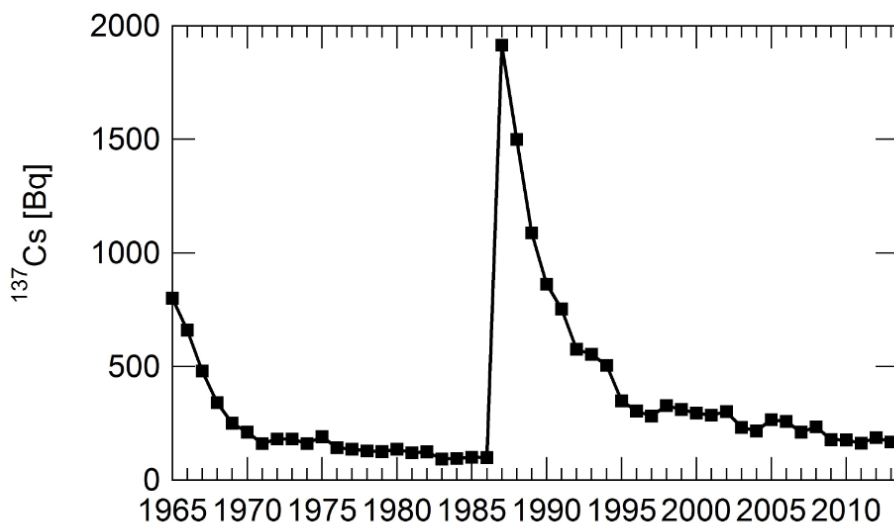
**Kuva 10.1b.** Liikkuvan laboratorion taustasuojia ja ilmaisimet ja STUKin toimitiloissa oleva gammamittauslaitteisto.  
**Bild 10.1b.** Mätningstol i det mobila laboratoriet och gammamätning i STUK.  
**Fig. 10.1b.** The background shield and detectors of the mobile unit and gamma measurement at STUK.



**Kuva 10.2.** Kehossa oleva  $^{137}\text{Cs}$  aktiivisuus. Ryhmissä on mukana kaikki yli 14-vuotiaat, jotka kävivät mittauksessa. Varsinaisen kuvan sisällä olevassa histogrammissa on Tampereen jakauma vuodelta 2015.

**Bild 10.2.** Kroppsinnehållet av  $^{137}\text{Cs}$  för kvinnor och män. I grupperna ingår alla personer äldre än 14 år som mättes. Histogrammet innanför figuren visar fördelningen av resultaten från skolmätningarna i Tampere 2015.

**Fig 10.2.** The  $^{137}\text{Cs}$  body content as a median for women and men. All persons older than 14 years are included in the groups. The inserted histogram shows the distributions of the measurement result for the Tampere group 2015.



**Kuva 10.3.** Kehossa oleva  $^{137}\text{Cs}$  aktiivisuus keskiarvona helsinkiläisessä vertailuryhmässä (mitattu vuosittain vuodesta 1965 lähtien).

**Bild 10.3.** Kroppsinnehållet av  $^{137}\text{Cs}$  som medelvärde i referensgruppen i Helsingfors mätt årligen sedan 1965.

**Fig 10.3.** Body content of  $^{137}\text{Cs}$  as the mean in the Helsinki reference group measured annually since 1965 at STUK.

Yhteyshenkilö: Tiina Torvela, Säteilyturvakeskus ([tiina.torvela@stuk.fi](mailto:tiina.torvela@stuk.fi))  
 Kontaktperson: Tiina Torvela, Strålsäkerhetscentralen ([tiina.torvela@stuk.fi](mailto:tiina.torvela@stuk.fi))  
 Contact person: Tiina Torvela, Radiation and Nuclear Safety Authority ([tiina.torvela@stuk.fi](mailto:tiina.torvela@stuk.fi))

## 11 Jätelietteen radioaktiiviset aineet

Ympäristön säteilyvalvontaohjelmaan otettiin vuonna 2009 mukaan Helsingin Viikinmäen jätevesipuhdistamon lietteet, joista seurataan keinotekoisien radionuklidien esiintymistä. Monet ympäristöön kulkeutuneet radionuklidit voidaan havaita jätevedenpuhdistamon lietteestä, sillä puhdistusprosessissa lietteeseen rikastuu monia jätevedessä olevia radionuklideja. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon lietteessä havaitaan radionuklideja, jotka ovat peräisin mm. Tšernobylin onnettomuudesta, lääkinnällisestä radioisotooppien käytöstä sekä luonnosta. Tutkimalla lietteitä saadaan myös tietoa radionuklidien kulkeutumisesta ympäristössä.

Viikinmäen jätevedenpuhdistamo otettiin käyttöön vuonna 1994. Siellä puhdistetaan paitsi Helsingin myös Vantaan itä- ja keskiosien, Keravan, Tuusulan, Järvenpään, Sipoon, Mäntsälän eteläosan ja Pornaisen jätevedet. Vuonna 2016 puhdistamon kokonaisvirtaama oli noin 270 000 m<sup>3</sup> vuorokaudessa. Kuivattua jätevesilietettä syntyi vuonna 2016 noin 63 300 tonnia.

### Näytteenotto

Jätevedenpuhdistamon raakalietteestä ja mädätetystä kuivatusta lietteestä otetaan neljä kertaa vuodessa näytteet, joista analysoidaan gammasäteilyä lähettävät radionuklidit. Näytteenottokuukaudet ovat maaliskuu-, kesä-, syys- ja joulukuu ja molemmat näytteet otetaan samana päivänä.

### Näytteiden käsittely ja analysointi

Laboratoriossa raakaliete kuivataan lämpökaapissa ja jauhetaan (kuva 11.1). Muuta esikäsittelyä näytteelle ei tehdä. Gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet analysoidaan jauhetuista näytteistä gamma-spektrometrisesti (kuva 11.2).

Mädätetystä kuivatusta lietteestä gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet analysoidaan ilman esikäsittelyä. Mittaus tehdään mahdollisimman nopeasti sen jälkeen, kun näyte on saapunut laboratorioon lyhytikäisten nuklidien toteamiseksi. Kuiva-ainemääritys tehdään mittauksen jälkeen.

### Tulokset

Radionuklideja käyttävien sairaaloiden syöpäklonikoiden ja isotooppiosastojen potilaiden eritteet menevät Viikinmäen puhdistamoon. Hoitoja annetaan yleensä vain tiettyinä päivinä, joten päästöt jätevesiin jakautuvat ajallisesti epätasaisesti. Tästä johtuen sairaalanuklidien pitoisuudet lietteessä vaihtelevat suuresti.

Sairaaloissa käytettäviä radionuklideja ovat <sup>131</sup>I, <sup>111</sup>In, <sup>177</sup>Lu ja <sup>201</sup>Tl. <sup>137</sup>Cs on peräisin Tšernobylin onnettomuudesta ja <sup>238</sup>U on vedessä luonnollisesti esiintyvä radioaktiivinen aine. Jätelietteen gamma-aktiivisten radionuklidien pitoisuudet raakalietteessä vuonna 2016 on esitetty taulukossa 11.1 ja kuivatussa lietteessä taulukossa 11.2.

## 11 Radioaktiva ämnen i avloppsslam

I programmet för övervakning av strålning i miljön tog man år 2009 med slammet från Viksbacka avloppsreningsverk i Helsingfors. Man ska undersöka förekomsten av artificiella radionuklider i slammet. I slammet från avloppsreningsverket kan man upptäcka många radionuklider som släppts ut i miljön, eftersom slammet från avloppsvattnet berikas med dessa under reningsprocessen. I slammet från Viksbacka avloppsreningsverk har man upptäckt radionuklider som härrör bland annat från Tjernobylyolyckan, användningen av radioisotoper inom medicin och från naturen. Genom att undersöka slammet får man också information om radionuklidernas förflyttning i miljön.

Viksbacka avloppsreningsverk togs i bruk år 1994. Här behandlas avloppsvatten förutom från Helsingfors även från östra och mellersta Vanda, Kervo, Tusby, Träskända, Sibbo, södra Mäntsälä och Borgnäs. År 2016 var reningsverkets totala flöde cirka 270 000 m<sup>3</sup> per dygn. Under 2016 uppstod det cirka 63 300 ton torkat avloppsvattenslam.

### Provtagning

Fyra gånger per år tar man prov från avloppsreningsverkets råslam och rötade torkade slam och analyserar radionukliderna som emitterar gammastrålning. Provtagningsmånaderna är mars, juni, september och december. Båda proven tas på samma dag.

### Hantering och analys av proven

I laboratoriet torkas råslammet i ett värmeskåp och mals (bild 11.1). Någon annan förbehandling görs inte med provet. De radioaktiva ämnen som sänder gammastrålning i de malda proven analyseras med gamma-spektrometer (bild 11.2).

De radioaktiva ämnena som finns i det rötade slammet och som sänder gammastrålning analyseras utan förbehandling. För att observera de kortlivade radionukliderna görs mätningen så snabbt som möjligt efter att provet anlänt till laboratoriet. Bestämning av torrsubstansen görs efter mätningen.

### Resultat

Exkret från patienterna på cancerkliniker och vid isotopavdelningar i sjukhus där man använder radionuklider går till reningsverket i Viksbacka. Behandlingarna ges oftast bara på vissa dagar så utsläppen i avloppsvattnet fördelas tidsmässigt ojämnt. Till följd av detta finns det stora variationer i halterna av sjukhusnuklider i slammet.

På sjukhus används radionukliderna <sup>131</sup>I, <sup>111</sup>In, <sup>177</sup>Lu och <sup>201</sup>Tl. <sup>137</sup>Cs härrör från Tjernobylyolyckan och <sup>238</sup>U är ett radioaktivt ämne som förekommer naturligt i vatten. Halterna av gammaaktiva radionuklider i avfallsslammet år 2016 presenteras i tabell 11.1 (råslam) och i tabell 11.2 (torkat slam).

## 11 Radioactive substances in wastewater sludge

In 2009, the programme for the surveillance of environmental radiation was expanded to monitor the occurrence of artificial radionuclides in sludge from the Viikinmäki wastewater treatment plant in Helsinki. Sludge is a sensitive indicator of radionuclides that enter the environment since many radionuclides in wastewater are enriched during the water treatment process. Sludge from the Viikinmäki wastewater treatment plant has been found to contain radionuclides that originate, for instance, in the Chernobyl accident, medical use of radioisotopes and natural sources. Investigating sludge also provides useful information about the transfer of radionuclides in the environment.

The Viikinmäki wastewater treatment plant in Helsinki was commissioned in 1994. The plant processes the wastewater of Helsinki, eastern and central parts of Vantaa, Kerava, Tuusula, Järvenpää, Sipoo, southern part of Mäntsälä and Pornainen. In 2016, about 270,000 m<sup>3</sup> of wastewater per day flowed through the plant. The plant produced 63,300 tonnes of dried waste sludge in 2016.

### Sampling

Samples of undigested sludge and dewatered sludge from the wastewater treatment plant are collected four times a year and analysed for gamma-emitting radionuclides. Samples are collected in March, June, September and December. Both types of samples are collected on the same day.

### Pre-treatment and analyses

In the laboratory, the samples of undigested sludge are dried in a drying oven and ground into powder (Fig. 11.1). The samples are not pre-treated in any other way. The samples are then analysed gamma-spectrometrically for gamma-emitting radioactive substances (Fig. 11.2).

The samples of dewatered sludge are analysed for gamma-emitting radioactive substances without any pre-treatment. Measurements are carried out as soon as possible after the samples have arrived in the laboratory in order to detect any short-term nuclides. The percentage of dry material in the samples is determined after the measurements.

### Results

The Viikinmäki wastewater treatment plant processes excretion from patients who have been treated with radioactive isotopes. Treatments are usually given only on certain weekdays so the emission of radionuclides into wastewater is distributed unevenly regarding the time. As a result, the concentrations of such radionuclides in the sludge vary a great deal.

Radionuclides used in hospitals include <sup>131</sup>I, <sup>111</sup>In, <sup>177</sup>Lu and <sup>201</sup>Tl. <sup>137</sup>Cs derives from the Chernobyl accident, while <sup>238</sup>U is a natural radioactive substance that can be found in water. The concentrations of gamma-emitting radionuclides in undigested sludge and dewatered sludge in 2016 are presented in Tables 11.1 and 11.2, respectively.



**Taulukko 11.1** Gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet Viikinmäen jätevedenpuhdistamon raakalietteessä Bq kg<sup>-1</sup> kuivapainoa kohden vuonna 2016.

**Tabell 11.1** Gammastrålände radioaktiva ämnen i råslammet från Viksbacka avloppsreningsverk Bq kg<sup>-1</sup> torrsvikt år 2016.

**Table 11.1** Gamma-emitting radionuclides in undigested sludge in the Viikinmäki wastewater treatment plant Bq kg<sup>-1</sup> dry weight in 2016.

Sampling date	<sup>131</sup> I	<sup>137</sup> Cs	<sup>111</sup> In	<sup>177</sup> Lu	<sup>201</sup> Tl	<sup>238</sup> U
15.3.2016	2100 ± 12%	4.5 ± 20%	—	2200 ± 12%	120 ± 16%	310 ± 26%
20.6.2016	1600 ± 10%	5.9 ± 14%	—	1200 ± 6%	46 ± 40%	290 ± 22%
26.9.2016	800 ± 10%	4.0 ± 12%	—	950 ± 4%	89 ± 12%	280 ± 16%
14.12.2016	850 ± 12%	3.5 ± 16%	1.0 ± 40%	790 ± 12%	64 ± 14%	200 ± 20%

Uncertainty is given two sigma uncertainty

**Taulukko 11.2** Gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet Viikinmäen jätevedenpuhdistamon kuivatussa lieteteessä Bq kg<sup>-1</sup> kuivapainoa kohden vuonna 2016.

**Tabell 11.2** Gammastrålände radioaktiva ämnen i det torkade slammet från Viksbacka avloppsreningsverk Bq kg<sup>-1</sup> torrsvikt år 2016.

**Table 11.2** Gamma-emitting radionuclides in dewatered sludge in the Viikinmäki wastewater treatment plant Bq kg<sup>-1</sup> dry weight in 2016.

Sampling date	<sup>131</sup> I	<sup>137</sup> Cs	<sup>111</sup> In	<sup>177</sup> Lu	<sup>201</sup> Tl	<sup>238</sup> U
15.3.2016	320 ± 10%	6.0 ± 12%	—	890 ± 6%	11 ± 30%	570 ± 12%
20.6.2016	350 ± 6%	5.0 ± 8%	—	1100 ± 6%	12 ± 24%	520 ± 10%
26.9.2016	500 ± 10%	6.1 ± 10%	—	710 ± 10%	15 ± 22%	560 ± 10%
14.12.2016	470 ± 10%	6.5 ± 12%	—	320 ± 6%	13 ± 8%	510 ± 16%

Uncertainty is given two sigma uncertainty



**Kuva 11.1.** Kuivattu raakaliete jauhetaan tehosekoittimella ja laitetaan gammamittauspurkkiin.

**Bild 11.1.** Torkat råslam finfördelas med mixer och läggs i ett gammamätningsskär.

**Fig. 11.1.** Dried raw sludge is pulverised in a blender and put in a gamma measurement container.

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa, Säteilyturvakeskus ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa, Strålsäkerhetscentralen ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority ([kaisa.vaaramaa@stuk.fi](mailto:kaisa.vaaramaa@stuk.fi))

## 12 Radioaktiiviset aineet Itämeressä

Kaikki Itämeren maat ovat ratifioineet Helsingin sopimuksen eli Itämeren merellisen ympäristön suojelusopimuksen. Helsinki-komissio (HELCOM) koordinoi kansainvälistä yhteistyötä, joka huolehtii sopimuksen täytäntöönpanosta. Komission suosituksessa 26/3 on määritelty ohjelma, jonka avulla valvotaan radioaktiivisten aineiden esiintymistä, kulkeutumista ja määrää Itämeressä. Kaikki Itämeren rantavaltiot osallistuvat valvontaan omalla osuudellaan. Suomen osuutena on ottaa vuosittain reilut sata näytettä Itämeren vedestä, pohjasedimenteistä, kaloista ja muista eliöistä, analysoida niissä olevat radioaktiiviset aineet ja raportoida tulokset komission tietokantaan. Säteilyturvakeskus vastaa Suomen osuudesta ohjelmassa. Tuloksista laaditaan yhteisraportteja määräajoin. Lisäksi STUK ylläpitää päästökisteriä, johon kaikkien Itämeren piirissä toimivien ydinvoimalaitosten radioaktiivisten aineiden päästöt raportoidaan vuosittain.

### Näytteenotto

Merivesi-, pohjasedimentti-, kala- ja muiden eliönäytteiden (kuten levät ja pohjaeläimet) näytteenottopisteet on esitetty kuvassa 12.1. Näytteet otetaan vuosittain tutkimusalue Arandalla, sekä rannikon läheisyydessä STUKin tai paikallisten näytteenottajien toimesta.

### Tulokset

Itämeri on ollut intensiivisen radioekologisen tutkimuksen kohteena jo 1950-luvun lopulta alkaen. Tšernobylin ydinvoimalaitoksessa 1986 tapahtunut onnettomuus lisäsi edelleen siihen kohdistunutta radioekologista mielenkiintoa, sillä Itämeri oli kaikkein eniten laskeumaa saanut merialue maapallolla.

Tšernobylin laskeuma jakautui hyvin epätasaisesti Itämeren valuma-alueelle; eniten laskeumaa kertyi Selkämeren ja itäisen Suomenlahden alueille. Vuosien kuluessa Tšernobyl-cesiumin levinneisyyskuva on muuttunut jokien tuoman cesiumin, vesimassojen sekoittumisen, merivirtojen ja sedimentoitumisen vaikutuksesta. Cesiumia on kulkeutunut virtausten mukana Suomenlahdelta ja Pohjanlahdelta varsinaiselle Itämerelle, ja edelleen Tanskan salmien kautta Pohjanmerelle.

Vuonna 2016 pinnan läheisessä vesikerroksessa mitattiin  $^{137}\text{Cs}$ :ää 14 – 26 becquereliä kuutiometrissä vettä ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ). Vaikka  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet merivedessä ovat laskeneet huippuvuosista (kuva 12.2), Itämeri on yhä yksi maailman saastuneimmista merialueista  $^{137}\text{Cs}$ :n suhteen. Merivedestä mitatut tritiumpitoisuudet vaihtelivat  $< 1,0 - 4$  becquereliä litrassa ( $\text{Bq}/\text{l}$ ). Suurimmat tritiumpitoisuudet mitattiin ydinvoimalaitosten välittömässä läheisyydessä. Meriveden  $^{90}\text{Sr}$ -pitoisuus vaihteli välillä 5,2 – 7,5 becquereliä kuutiometrissä vettä ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ).

Suurin osa Itämereen tulleesta radioaktiivisesta cesiumista on vajonnut pohjasedimentteihin. Sedimentin pintakerroksessa  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus vaihteli 100 – 530  $\text{Bq}/\text{kg}$ . Pohjasedimenteissä  $^{137}\text{Cs}$ :n kokonaismäärät pinnasta noin 30 cm syvyyteen olivat itäisen Suomenlahden ja Selkämeren havaintopaikoissa 31 200 – 32 600 becquereliä neliömetrillä ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ). Muissa Itämeren alueen havaintopaikoissa kokonaismäärät vaihtelivat välillä 750 – 4 500  $\text{Bq}/\text{m}^2$ . Itämeren pohjaan arvioidaan olevan varastoituneena  $2,5 \times 10^{15}$   $\text{Bq}$  (2,5 terabecquereliä)  $^{137}\text{Cs}$ :ää, josta yli puolet on sitoutuneena Selkämeren pohjasedimentteihin.

Vuonna 2016 cesiumin pitoisuudet vaihtelivat Suomen rannikoilta pyydetyissä hauissa 7 – 13 becquereliä kilossa ( $\text{Bq}/\text{kg}$ ) ja olivat silakoissa korkeimmillaan 4,4  $\text{Bq}/\text{kg}$  (kuva 12.3). Itämeren kaloista suomalaisille aiheutunut sisäisen säteilyannos oli alle 0,0005 millisieverttiä ( $\text{mSv}$ ) vuonna 2016.



## 12 Radioaktiva ämnen i Östersjön

Alla Östersjöländer har ratificerat Helsingforskonventionen, Konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö. Helsingforskommissionen (HELCOM) koordinerar det internationella samarbetet som ser till att konventionen verkställs. HELCOMs rekommendation 26/3 definierar programmet för övervakning av förekomst, transport och mängder av radioaktiva ämnen i Östersjön. Alla Östersjöländer deltar i övervakningen med sina egna nationella program. I Finlands andel ingår tagning av ungefär hundra prov på havsvatten, bottensediment, fisk och annan biota, analysering av radioaktiva ämnen i proverna och rapportering av resultaten till HELCOMs databas. STUK är ansvarigt för Finlands andel i programmet. Resultaten publiceras regelbundet i gemensamma rapporter. Därtill upprätthåller STUK ett utsläppsregister, i vilket parterna rapporterar årliga utsläppsdata från alla de kärnanläggningar som är i drift i Östersjöområdet.

### Provtagning

Provtagningsplatserna för havsvatten, bottensediment, fisk och annan biota visas i bild 12.1. Proven tas årligen på det finska forskningsfartyget Aranda samt i kustområdena av STUK:s personal eller andra lokala provtagare.

### Resultat

Östersjön har sedan 1950-talets slut varit föremål för intensiva radioekologiska undersökningar. Olyckan i Tjernobyli år 1986 ökade dess radioekologiska intresse ytterligare, då Östersjön var det havsområde globalt sett som påverkades mest av Tjernobylnedfallet. Nedfallet fördelades mycket ojämnt i Östersjöns avrinningsområden; områdena kring Bottenhavet och östra Finska viken mottog mest nedfall. Under årens lopp har spridningsbilden av Tjernobylicesium förändrats något till följd av cesiumutsläpp med älvar, blandning av vattenmassorna, havsströmmar och sedimentationsprocesser. Cesium har transporterats med havsströmmarna från Finska viken och Bottenhavet till den egentliga Östersjön och vidare ut i Nordsjön genom de danska sunden.

År 2016 varierade halterna av  $^{137}\text{Cs}$  i ytvattnet från 14 till 26 becquerel per kubikmeter vatten ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ). Även om  $^{137}\text{Cs}$ -halterna i havsvattnet har minskat med tiden efter olyckan i Tjernobyli (bild 12.2), är Östersjön fortfarande världens mest förorenade havsområde vad gäller  $^{137}\text{Cs}$ . Tritiumhalterna i havsvatten varierade  $<1,0 - 4$  becquerel per liter ( $\text{Bq}/\text{l}$ ). De högsta tritiumhalterna observerades nära kärnkraftverk. Havsvattnets  $^{90}\text{Sr}$ -halt varierade mellan  $5,2 - 7,5$  Becquerel per kubikmeter vatten ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ).

Merpart av  $^{137}\text{Cs}$  har sjunkit ner botten sediment. I sediments ytskikt  $^{137}\text{Cs}$  halterna varierade  $100 - 530$   $\text{Bq}/\text{kg}$ . I bottensedimenten var totalmängderna av  $^{137}\text{Cs}$  från ytan till cirka 30 centimeters djup  $31\,200 - 32\,600$  becquerel per kvadratmeter ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ) vid provtagningsstationerna i östra Finska viken och Bottenhavet. Vid de andra stationerna i Östersjön varierade totalmängderna från 750 till  $4\,500$   $\text{Bq}/\text{m}^2$ . Den totala mängden  $^{137}\text{Cs}$  i Östersjöns botten uppskattas vara cirka  $2,5 \times 10^{15}$  Bq (2,5 terabecquerel). Över hälften av detta är bundet i Bottenhavets sediment.

År 2016 varierade cesiumhalterna i gäddor som fiskats längs den finska kusten  $7 - 13$   $\text{Bq}/\text{kg}$ . I strömmingar var cesiumhalten som högst  $4,4$   $\text{Bq}/\text{kg}$  (bild 12.3). Den interna stråldos som finländare fick från Östersjöfiskar år 2016 uppskattades vara mindre än  $0,0005$  millisievert ( $\text{mSv}$ ).

## 12 Radioactive substances in the Baltic Sea

All Baltic Sea countries have ratified the Helsinki Convention, the Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area. The Helsinki Commission (HELCOM) co-ordinates international co-operation focusing on the implementation of the Convention. Recommendation 26/3 of the HELCOM defines the programme for monitoring the occurrence, transport and amounts of radionuclides in the Baltic Sea. All the Baltic Sea countries contribute to the monitoring with their own national programmes. The Finnish contribution consists of about 100 annual samples from seawater, bottom sediments, fish and other biota, the analysis of radioactive substances and the reporting of the results to the HELCOM database. STUK is responsible for the Finnish part of the programme. The results are published in joint reports regularly. In addition, STUK maintains a Discharge Register, to which the Contracting Parties annually report discharge data from all nuclear facilities operating in the Baltic Sea area.

### Sampling

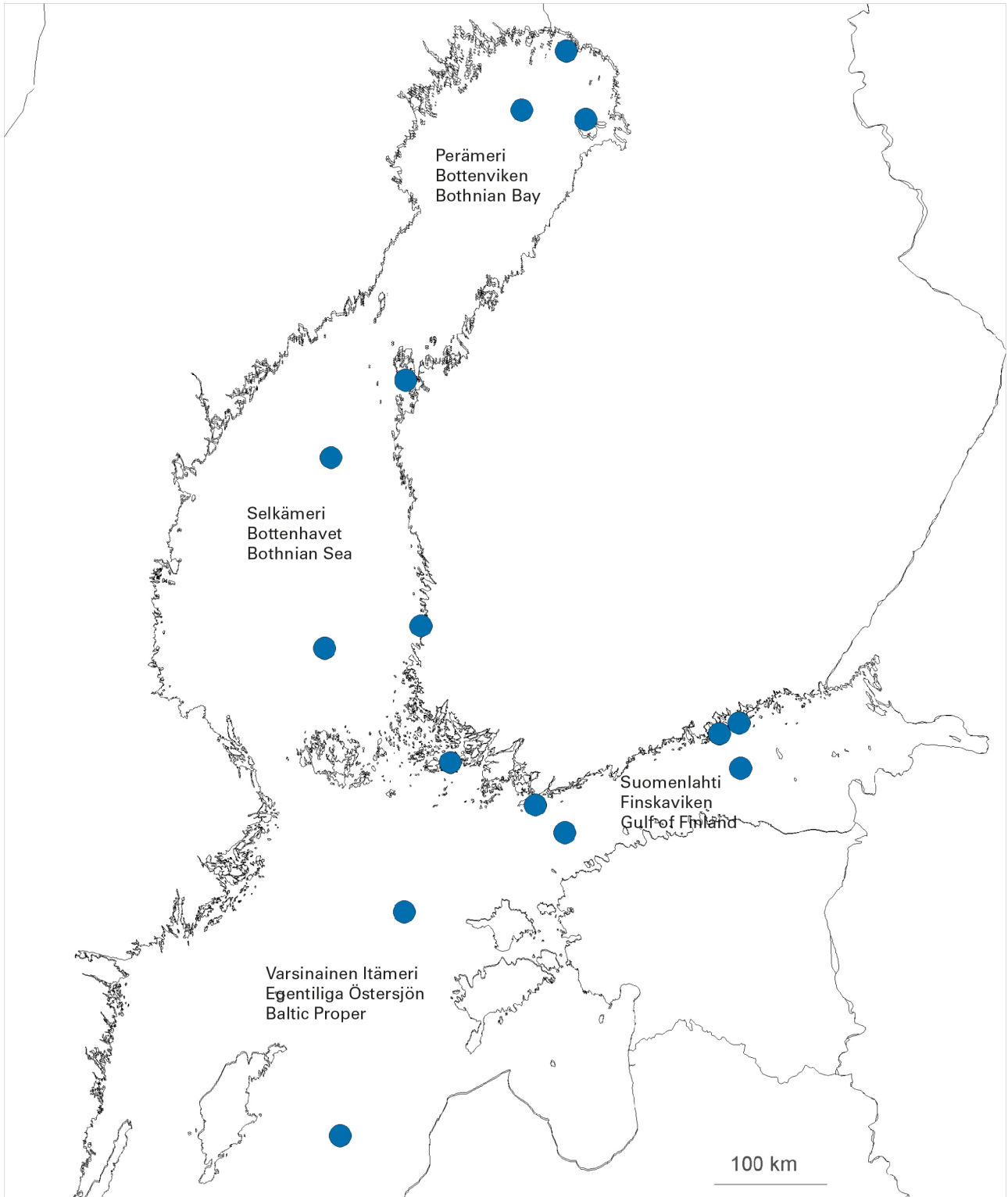
The sampling stations or areas for seawater, bottom sediments, fish and other biota are shown in Fig. 12.1. The samples are taken annually on board the Finnish Research Vessel Aranda or in the coastal areas by the staff of STUK or other local people.

### Results

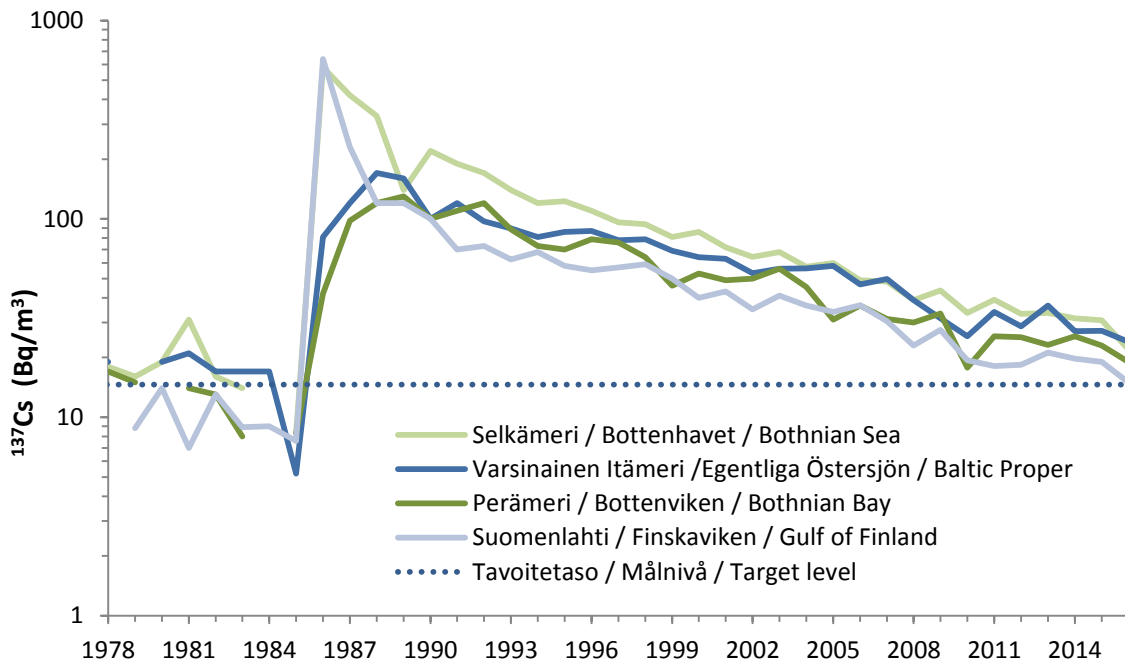
Since the late 1950s, the Baltic Sea has been an object of intensive radioecological studies. The accident at the Chernobyl NPP in 1986 further increased its radioecological interest because the Baltic was the marine area most affected by the Chernobyl fallout. The fallout from Chernobyl was very unevenly dispersed in the drainage area of the Baltic Sea; the areas of the Gulf of Bothnia and the eastern part of the Gulf of Finland received most of deposition. In the course of time, the distribution pattern of the Chernobyl-derived cesium has somewhat changed as a consequence of river discharges, the mixing of water masses, sea currents and sedimentation processes. Cesium has been transported by sea currents from the Gulf of Finland and the Gulf of Bothnia into the Baltic Proper and further out from the Baltic Sea through the Straits of Denmark.

In 2016, the  $^{137}\text{Cs}$  concentrations of surface water varied from 14 to 26 becquerel per cubic metre ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ). Even though the  $^{137}\text{Cs}$  concentrations in seawater have decreased with time (Fig. 12.2), the Baltic Sea is still the most contaminated sea in the world with respect of  $^{137}\text{Cs}$ . Tritium concentrations in sea water varied  $< 1,0 - 4$  ( $\text{Bq}/\text{l}$ ). The highest tritium concentrations were measured in vicinity of nuclear power plants. The  $^{90}\text{Sr}$  concentration in sea water varied between 5.2 – 7.5 becquerel per cubic metre ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) of water.

Most of the  $^{137}\text{Cs}$  present in the Baltic Sea has buried in the bottom sediments. In the surface layer of sediment the  $^{137}\text{Cs}$  concentration varied 100 – 530  $\text{Bq}/\text{kg}$ . The total amounts of  $^{137}\text{Cs}$  in bottom sediments were 31 200 – 32 600  $\text{Bq}/\text{m}^2$  at the sampling stations of the eastern Gulf of Finland and the Bothnian Sea. At the other stations in the Baltic Sea, the amounts of cesium were clearly smaller: 750 – 4 500  $\text{Bq}/\text{m}^2$ . According to a recent evaluation, the total inventory of  $^{137}\text{Cs}$  in the Baltic Sea sediments was about  $2.5 \times 10^{15}$   $\text{Bq}$  (2,5 tera becquerel), and more than half of this was bound in the seabed of the Gulf of Bothnia. In 2016, the cesium concentrations varied 7 – 13  $\text{Bq}/\text{kg}$  in pikes caught on Finnish coasts (Fig. 12.3) while in Baltic herrings they were 4,4  $\text{Bq}/\text{kg}$  at maximum. The internal radiation dose from Baltic Sea fish to Finnish people was estimated to be less than 0,0005  $\text{mSv}$  in 2016.



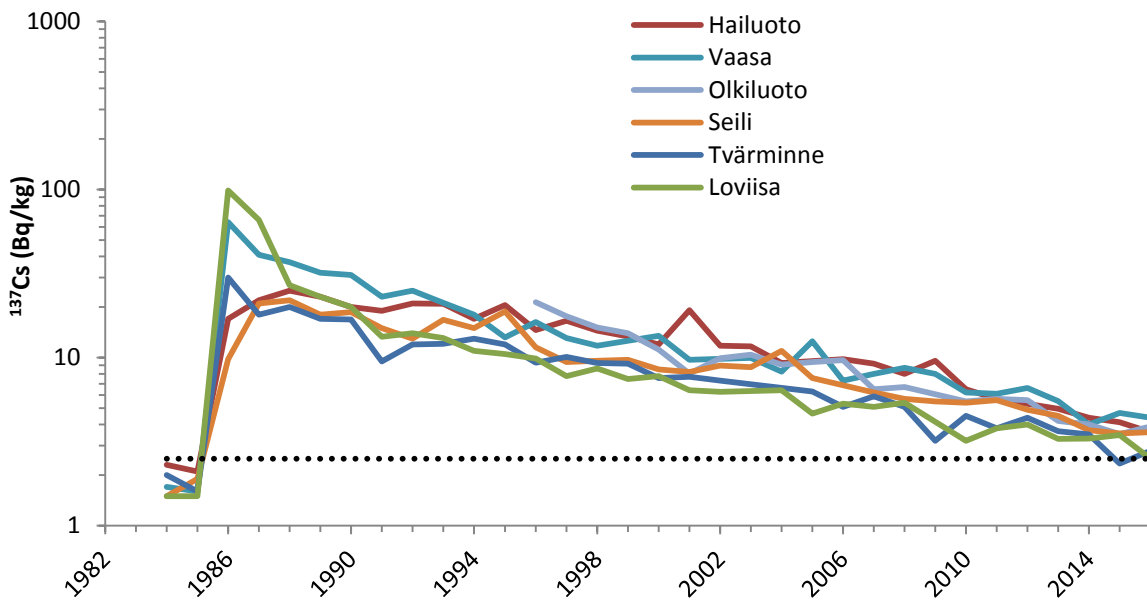
**Kuva 12.1.** Näytteenottopisteet merivedelle, pohjasedimentille, kaloille ja muulle biotalle.  
**Bild 12.1.** Provtagningsplatserna för havsvatten, botten sediment, fisk och annan biota.  
**Fig. 12.1.** Sampling stations and areas for sea water, bottom sediment, fish and other biota.



**Kuva 12.2.**  $^{137}\text{Cs}$ :n aktiivisuuspitoisuus ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) merivedessä vuosina 1980 – 2016.

**Bild 12.2.**  $^{137}\text{Cs}$ -halter ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) i ytvatten år 1980 – 2016.

**Fig. 12.2.** Activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) in seawater during 1980 – 2016.



**Kuva 12.3.**  $^{137}\text{Cs}$ :n aktiivisuuspitoisuus ( $\text{Bq}/\text{kg}$ ) Itämerestä pyydystetyssä silakassa 1984 – 2016.

**Bild 12.3.**  $^{137}\text{Cs}$ -halter ( $\text{Bq}/\text{kg}$ ) i fisk (strömmingar) i Östersjön år 1984 – 2016.

**Fig. 12.3.** Activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{Bq}/\text{kg}$ ) in fish (herring) in the Baltic Sea during 1984 – 2016.

Yhteyshenkilö: Vesa-Pekka Vartti, Säteilyturvakeskus ([vesa-pekka.vartti@stuk.fi](mailto:vesa-pekka.vartti@stuk.fi))

Kontaktperson: Vesa-Pekka Vartti, Strålsäkerhetscentralen ([vesa-pekka.vartti@stuk.fi](mailto:vesa-pekka.vartti@stuk.fi))

Contact person: Vesa-Pekka Vartti, Radiation and Nuclear Safety Authority ([vesa-pekka.vartti@stuk.fi](mailto:vesa-pekka.vartti@stuk.fi))

## 13 Sisäilman radon

Sisäilman radonin ( $^{222}\text{Rn}$ ) pääasiallinen lähde on maaperän uraanipitoinen kiviaines. Korkeita radonpitoisuuksia esiintyy niissä asunnoissa, joiden perustusrakenteet eivät ole riittävän tiiviitä estämään radonpitoisen maaperän huokosilman pääsy sisätiloihin. Radonkorjauksiin löytyy tehokkaita keinoja. Sosiaali- ja terveysministeriön asettama enimmäisarvo  $400 \text{ Bq/m}^3$  ylittyy arviolta 47 000 suomalaisessa pientaloasunnossa. Väestön keskimääräinen sisäilman radonpitoisuus vuonna 2016 asunnoissa arvioitiin olevan noin  $94 \text{ Bq/m}^3$ .

### 13.1 Radonpurkkimittaukset

Vuonna 2016 Säteilyturvakeskuksen radonpurkeilla tehtiin yli 6 500 radonmittausta asunnoissa. Useissa Suomen kunnissa radonpitoisuuden  $200 \text{ Bq/m}^3$  ylitykset ovat yleisiä (kuva 13.1). Vuonna 2016 tehdyissä mittauksissa uusien asuntojen radonpitoisuuden enimmäisarvo  $200 \text{ Bq/m}^3$  ylittyi 28 %:ssa,  $300 \text{ Bq/m}^3$  17 %:ssa ja vanhojen asuntojen enimmäisarvo  $400 \text{ Bq/m}^3$  ylittyi 11 %:ssa mittauksia. On kuitenkin huomioitava, että kansallisesta radontietokannasta saadut pitoisuudet yliarvioivat radonpitoisuuksia, koska esim. korkeiden radonpitoisuuksien alueilla asuntoja mitataan enemmän kuin muualla. Koko Suomen pientaloasunnoista on mitattu alle 10 %, mutta korkeiden radonpitoisuuksien kunnissa mitattuja asuntoja on yli 20 %.

Tehokkaimmin radonia torjutaan rakennusvaiheen toimenpiteillä; rakentamalla alapohjarakenteet tiiviiksi ja asentamalla lattialaatan alle radonputkisto. Nykyään yli puoleen uusista rakennuksista tehdään radontorjuntatoimenpiteitä. Radonpitoisuudet ovat alkaneet laskea pientaloissa 1980-luvun puolivälistä alkaen (kuva 13.2). Lasku on ollut erityisen merkittävää korkeiden radonpitoisuuksien maakunnissa. Tämä johtunee siitä, että korkeiden radonpitoisuuksien alueilla rakennuslupaviranomaiset vaativat yleensä radontorjuntatoimenpiteitä. Vuonna 2003 rakennetuissa pientaloissa ei enää voitu nähdä eroja sisäilman radonpitoisuuksissa korkean radonpitoisuuden maakuntien ja muiden alueiden välillä. Radontorjuntaan kuuluu myös radonpitoisuuden mittaaminen ja tarvittaessa radonputkiston aktivoiminen, mitkä jäävät useimmiten tekemättä. Radonpitoisuuksien valtakunnallista kehittymistä on seurattava, koska tapa rakentaa muuttuu ja kehittyä koko ajan ja sillä voi olla merkittäviä vaikutusta sisäilman radonpitoisuuksiin.

### 13.2 Ilman radonia -kampanjat

Sosiaali- ja terveysministeriön tukemia Ilman radonia -kampanjoita pidetään yhteistyössä kuntien kanssa. Radonkampanjoiden tavoitteena on lisätä radonriskitietoisuutta sekä kansalaisten radonmittaus ja -korjausaktiivisuutta. Kampanjoissa tarjotaan alueen asukkaille alueellista radontietoa ja edullisia radonmittauksia. Kampanja-ohjelmaan kuuluu myös alueiden radonkorjaustilanteen seuranta sekä radonkorjauskoulutuksen järjestäminen yrityksille ja kuntien viranomaisille. Kampanja-alueen terveydensuojeluviranomaisen käyttöön tuotetaan raportti mittauskohteista ja mittaustuloksista.

Ilman radonia -kampanjoiden tavoitteena oli vähentää kuntalaisten altistumista sisäilman radonille. Kampanjasta tiedotettiin kuntien internetsivuilla, paikallislehdissä sekä -radiokanavilla. Vuodenvaihteessa (2015 – 2016) radonkampanja pidettiin Pirkanmaalla (Akaa, Hämeenkyrö, Ikaalinen, Juupajoki, Kangasala, Kihniö, Lempäälä, Mänttä-Vilppula, Nokia, Orivesi, Parkano, Pirkkala, Punkalaidun, Pälkäne, Ruovesi, Sastamala, Tampere, Urjala, Valkeakoski, Vesilahti, Virrat ja Ylöjärvi). Kampanjassa radonpitoisuuden keskiarvo oli  $210 \text{ Bq/m}^3$  ja mediaani  $139 \text{ Bq/m}^3$ . Loppuvuodesta 2016 kampanja pidettiin Kanta-Hämeessä (Forssa, Hattula, Hausjärvi, Humppila, Hämeenlinna, Janakkala, Jokioinen, Loppi, Riihimäki, Tammela ja Ypäjä). Kanta-Hämeen kampanjan tulokset valmistuvat v. 2017. Ahvenanmaan kampanjaa valmisteltiin.

Radonkorjauskoulutus pidettiin Tampereella 11.2.2016 yrityksille, kiinteistöalan ammattilaisille ja viranomaisille. Asukasilta (webinaari) pidettiin 30.11.2016. Tilaisuus oli kaikille avoin ja kutsu lähetettiin vielä erikseen asukkaille, joiden radonmittaustulos ylitti  $200 \text{ Bq/m}^3$ .

Ilman radonia –kampanjoiden sivustot:

- <http://www.stuk.fi/aiheet/radon/ilman-radonia-kampanja/ilman-radonia-kampanja-pirkanmaalla>
- <http://www.stuk.fi/aiheet/radon/ilman-radonia-kampanja/ilman-radonia-kampanja-kantahameessa>

## 13 Radon i inomhusluften

Radon i inomhusluften ( $^{222}\text{Rn}$ ) härstammar oftast från uranhaltigt stenmaterial i marken. Höga radonhalter förekommer i de bostadslägenheter, vars grundkonstruktion inte är tillräckligt tät för att förebygga att radonhaltig jordluft tränger in i huset. Det finns effektiva metoder för radonsanering. Det maximala värdet  $400 \text{ Bq/m}^3$  som social- och hälsovårdsministeriet bestämt överskrids i uppskattningsvis 47 000 småhusbostäder i Finland. Den genomsnittliga radonhalten i inomhusluften i bostäder uppskattades 2016 till cirka  $94 \text{ Bq/m}^3$ .

### 13.1 Radonmätning med bruk

År 2016 gjordes det över 6 500 radonmätningar i bostäder med Strålsäkerhetscentralens radonburkar. I flera kommuner i Finland är det vanligt att radonhalten  $200 \text{ Bq/m}^3$  överskrids (bild 13.1) I mätningar från 2016 överskreds maximivärdet för radonhalten i nya bostäder,  $200 \text{ Bq/m}^3$ , i 28 procent av mätningarna, värdet  $300 \text{ Bq/m}^3$  i 17 procent av mätningarna och maximivärdet för radonhalten i gamla bostäder,  $400 \text{ Bq/m}^3$ , överskreds i 11 procent av mätningarna. Det bör dock beaktas att halterna som fåtts från den nationella radondatabasen överskattar radonhalterna, till exempel eftersom det görs fler mätningar i bostäderna i områden med hög radonhalt än på andra platser. I hela Finland har man mätt mindre än 10 procent av alla småhusbostäder, men i kommuner med hög radonhalt har fler än 20 procent av bostäderna mätts.

Det effektivaste sättet att bekämpa radon är genom åtgärder under byggtiden; genom att bygga en tät konstruktion i det nedre bjälklaget och montera ett radonrörverk under golvplattan. Numera vidtas radonbekämpande åtgärder i över hälften av alla nya byggnader. Radonhalterna har sedan mitten av 1980-talet börjat minska i småhus (bild 13.2). Speciellt stor har minskningen varit i landskap med hög radonhalt. Detta torde bero på att i områden med hög radonhalt kräver bygglovmyndigheten ofta radonbekämpande åtgärder. I småhus byggda 2003 kunde man inte längre se någon skillnad i radonhalten mellan landskap med hög radonhalt och andra regioner. Till radonbekämpning hör även mätning av radonhalten och vid behov aktivering av ett radonrörverk, åtgärder som oftast försummas. Den nationella utvecklingen av radonhalterna måste följas upp, eftersom byggmetoderna hela tiden förändras och utvecklas, vilket kan ha betydande inverkan på radonhalten i inomhusluften.

### 13.2 Utan radon-kampanjer

Utan radon-kampanjer, som får understöd av social- och hälsovårdsministeriet, drivs i samarbete med kommunerna. Målet med radonkampanjerna är att öka medvetandet om radon och medborgarnas aktivitet inom radonmätning och -sanering. I kampanjerna erbjuds invånarna i området regional radoninformation och förmånliga radonmätningar. I kampanjprogrammet ingår även uppföljning av regionens radonsaneringsläge och ordnande av radonsaneringsutbildning för företag och kommunala myndigheter. För hälsoinspektörerna i kampanjområdet framställs en rapport om mätobjekt och -resultat.

Målet med Utan radon-kampanjerna var att minska kommuninvånarnas exponering för radon i inomhusluften. Information om kampanjen spreds på kommunernas webbplatser, i lokaltidningar och på lokala radiokanaler. I årsskiftet (2015 – 2016) hölls en radonkampanj i Birkaland (Ackas, Tavastkyro, Ikalis, Juupajoki, Kangasala, Kihniö, Lembois, Mänttä-Vilppula, Nokia, Orivesi, Parkano, Birkala, Punkalaidun, Pälkäne, Ruovesi, Sastamala, Tammerfors, Urdiala, Valkeakoski, Vesilax, Virdois och Ylöjärvi). I kampanjen var radonmedelvärdet  $210 \text{ Bq/m}^3$  och medianen  $139 \text{ Bq/m}^3$ . I slutet av 2016 hölls en kampanj i Egentliga Tavastland (Forssa, Hattula, Hausjärvi, Humppila, Tavastehus, Janakkala, Jockis, Loppis, Riihimäki, Tammela och Ypäjä). Resultaten från kampanjen i Egentliga Tavastland färdigställs 2017. Ålands kampanj förbereddes.

Utbildning i radonsanering för företag, yrkesmän inom fastighetsbranschen och myndigheter anordnades den 11 februari 2016 i Tammerfors. Ett invånarmöte (webinar) hölls den 30 november 2016. Mötet var öppet för allmänheten och dessutom skickades separata inbjudningar till invånare vars mätdata av radonhalten översteg  $200 \text{ Bq/m}^3$ .



Utan radon-kampanjernas webbplatser:

- <http://www.stuk.fi/aiheet/radon/ilman-radonia-kampanja/ilman-radonia-kampanja-pirkanmaalla>
- <http://www.stuk.fi/aiheet/radon/ilman-radonia-kampanja/ilman-radonia-kampanja-kantahameessa>

## 13 Radon in indoor air

The primary source of radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) in indoor air are soil minerals containing uranium. High radon concentrations occur in homes, whose foundations are not sufficiently well sealed to prevent the entry of radon-bearing soil gas. There are effective methods for indoor air radon mitigation. It is estimated that the reference value of  $400 \text{ Bq/m}^3$  set by the Ministry of Social Affairs and Health, is exceeded in 47,000 Finnish detached or semi-detached dwellings. The average indoor air radon concentration for the members of the public in 2016 was estimated at  $94 \text{ Bq/m}^3$ .

### 13.1 Radon canister measurements

In 2016, Radiation and Nuclear Safety Authority sent over 6,500 passive radon detectors for radon measurements in dwellings. In several Finnish municipalities, radon concentrations exceeding  $200 \text{ Bq/m}^3$  is common (Figure 13.1) In the measurements performed in 2016, the target level of  $200 \text{ Bq/m}^3$  set for new buildings was exceeded in 28% of the measurements, concentration of  $300 \text{ Bq/m}^3$  was exceeded in 17%, and the reference level of  $400 \text{ Bq/m}^3$  set for existing dwellings was exceeded in 11% of the measurements. It should be noted, however, that the concentrations retrieved from the national radon database overestimate the mean radon concentrations, since dwellings located in radon-prone areas are measured more extensively than elsewhere in the country. Less than 10% of the detached and semi-detached dwellings in entire Finland have been measured, but the corresponding percentage in municipalities with high radon concentrations is over 20%.

Indoor air radon is most effectively prevented by measures taken at the construction stage: building the base floor structures impermeable to radon and installing radon piping under the concrete base slab. Today, over half of new buildings undergo radon prevention measures. Radon concentrations in detached and semi-detached dwellings have been on the decline since the mid-1980s (Figure 13.2). The decline has been particularly substantial in radon-prone areas. This is most likely due to the fact that, in radon-prone areas, the local planning authority usually require radon prevention measures to be taken. Detached and semi-detached dwellings constructed in 2003 no longer displayed any differences in indoor radon concentrations between radon-prone areas and other regions. Radon prevention should include measurement of radon concentrations and, if needed, activation of radon piping. These are often neglected. The national trend in radon concentration must be monitored, since construction methods are continuously changing and evolving and may have a substantial effect on indoor air radon concentrations.

### 13.2 Ilman radonia (No radon) campaigns

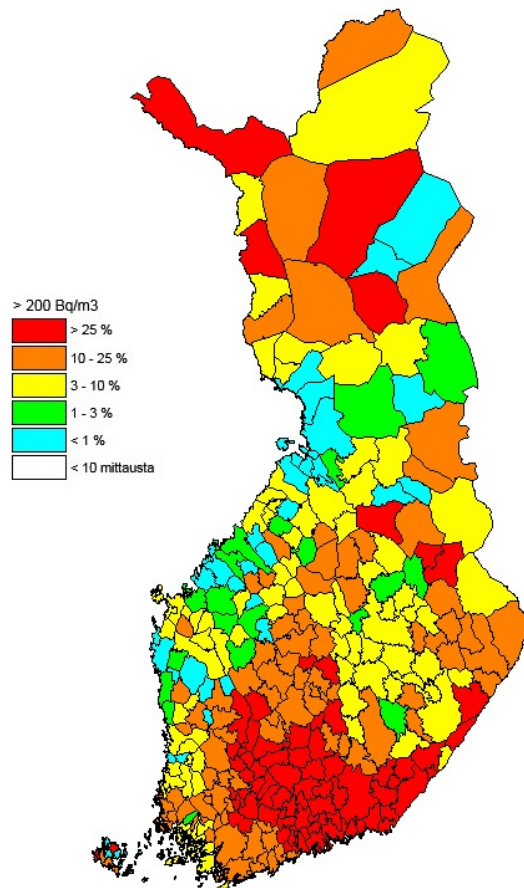
The Ilman radonia (Free of radon) campaigns supported by the Ministry of Social Affairs and Health are arranged in cooperation with the municipalities. The aim of these campaigns is to increase radon risk awareness, to promote indoor air radon measurements and to increase radon mitigation activities among citizens. During the campaigns, residents are offered local radon information and radon measurements at reduced prices. The campaign also includes local surveying the state of radon mitigation in dwellings and organisation of radon mitigation training for companies and municipal authorities. A report on measurement locations and results is produced for the use of health inspectors in the campaign area.

The aim of the 'Ilman radonia' campaigns was to reduce the exposure of residents to radon in indoor air. The campaigns were broadcast on municipal websites, local newspapers and radio stations. At the turn of the year (2015 – 2016), a radon campaign was conducted in Pirkanmaa (Akaa, Hämeenkyrö, Ikaalinen, Juupajoki, Kangasala, Kihniö, Lempäälä, Mänttä-Vilppula, Nokia, Orivesi, Parkano, Pirkkala, Punkalaidun, Pälkäne, Ruovesi, Sastamala, Tampere, Urjala, Valkeakoski, Vesilahti, Virrat and Ylöjärvi). In the campaign, the average of radon concentration was  $210 \text{ Bq/m}^3$  and the median was  $139 \text{ Bq/m}^3$ . At the end of 2016, a campaign was conducted in Kanta-Häme (Forssa, Hattula, Hausjärvi, Humppila, Hämeenlinna, Janakkala, Jokioinen, Loppi, Riihimäki, Tammela and Ypäjä). The results of the Kanta-Häme campaign will be ready in 2017. A campaign in 2017 was planned also in the Åland Islands.

Radon repair training was held in Tampere on 11 February 2016 for companies, professionals in the property sector and authorities. A resident evening (webinar) was held on 30 November 2016. The event was open to all and invitations were also sent separately to residents whose radon measurement result exceeded  $200 \text{ Bq/m}^3$ .

The website of the 'Ilman radonia' campaigns:

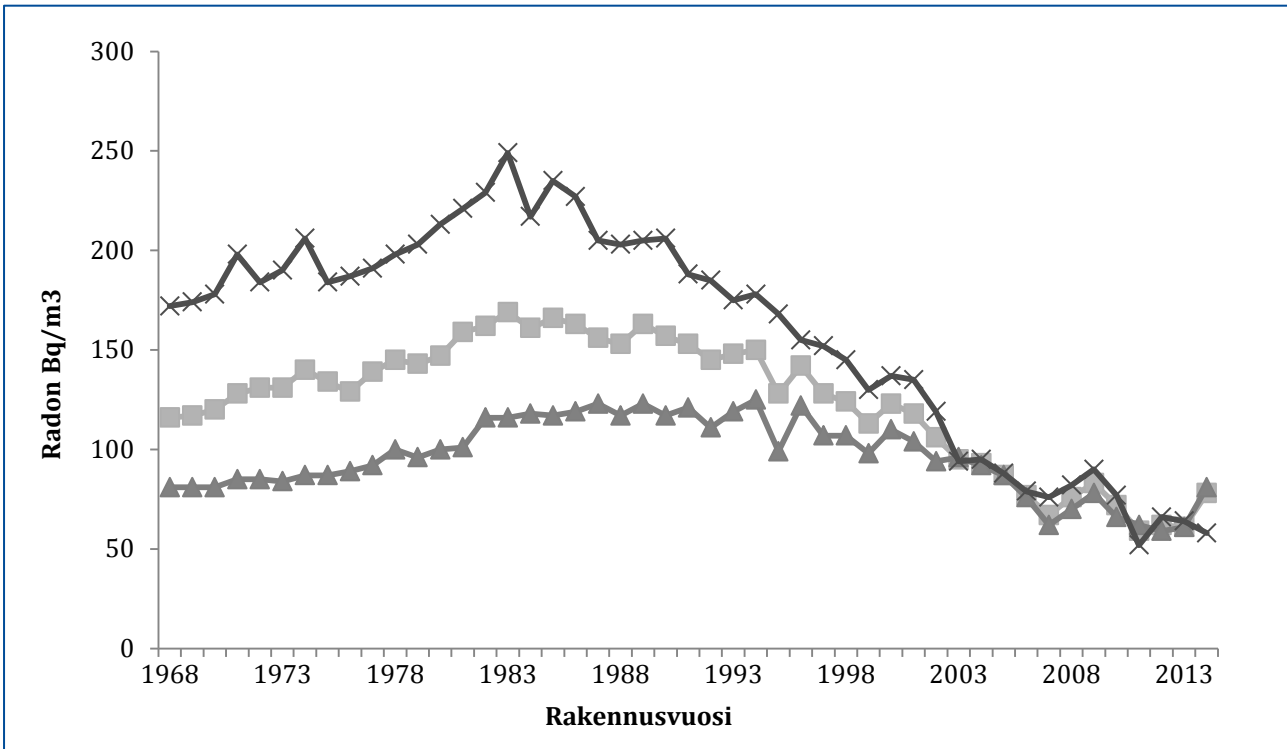
- <http://www.stuk.fi/aiheet/radon/ilman-radonia-kampanja/ilman-radonia-kampanja-pirkanmaalla>
- <http://www.stuk.fi/aiheet/radon/ilman-radonia-kampanja/ilman-radonia-kampanja-kantahameessa>



**Kuva 13.1.** Uusille rakennuksille asetetun suunnittelu- ja rakentamisen radonpitoisuuden enimmäisarvon 200 Bq/m<sup>3</sup> ylitysten osuudet kunnittain pientaloissa STUKin kansallisen radontietokannan mukaan.

**Bild 13.1.** Andelen fall där maximivärdet för radonhalten för nya bostäder 200 Bq/m<sup>3</sup> överskrids i småhus enligt kommun. Källa: STUK:s nationella radondatabas.

**Figure 13.1.** Percentages exceeding the target level of 200 Bq/m<sup>3</sup> set for the design and construction of new buildings in detached and semi-detached dwellings according to STUK's national radon database.



**Kuva 13.2.** Pientalojen viimeksi mitattujen radonpitoisuuksien mediaanit rakennusvuoden mukaan korkeiden radonpitoisuuksien maakunnissa (rasti) (Etelä-Karjalan, Kanta-Hämeen, Kymenlaakson, Pirkanmaan, Päijät-Hämeen ja entisen Itä-Uudenmaan maakunnissa) ja muissa maakunnissa (kolmio) sekä koko Suomessa (neliö). Pitoisuudet on otettu suoraan STUKin radontietokannasta, joten mittaukset korkeissa radonpitoisuuksissa ovat ylliedustettuja.

**Bild 13.2.** Medianer för senast mätta radonhalter i småhus enligt husets byggår i landskap med hög radonhalt (Södra Karelen, Egentliga Tavastland, Kymmenedalen, Birkaland, Päijänne-Tavastland och före detta Östra Nyland) och i andra landskap samt hela Finland.

**Figure 13.2.** Medians of indoor air radon concentrations in detached and semi-detached dwellings according to the year of construction in radon-prone regions (Southern Karelia, Tavastia Proper, Kymenlaakso, Pirkanmaa, Päijänne Tavastia and the former Eastern Uusimaa) (blue), in other regions (green), and all of Finland (red).

## 14 Erillishankkeet

### 14.1 Uusien talojen otantatutkimus

Radontorjuntatoimenpiteiden yleistyminen ja myös mahdollinen tehostuminen ovat alentaneet merkittävästi uusien pientalojen radonpitoisuutta. Uusien asuntojen otantatutkimuksessa sisäilman radonpitoisuus mitattiin 1 332 satunnaisesti valitussa pientaloasunnossa, jotka saivat rakennusluvan aikavälillä marraskuu 2012 – lokakuu 2013. Tutkimukseen osallistui kaikkiaan 20 % kaikista luvan saaneista ja asuinkäytössä olleista pientalorakennuksista lokakuussa vuonna 2015. Uusien talojen otantatutkimuksessa mitattujen asuntojen radonpitoisuuden keskiarvo oli 71 Bq/m<sup>3</sup> ja mediaani 42 Bq/m<sup>3</sup>. Keskiarvo oli 25 % ja mediaani 26 % pienempi kuin edellisessä otannassa (vuosina 2006 – 2008 valmistuneissa pientaloissa). Tässä tutkimuksessa radonpitoisuudet olivat korkeiden radonpitoisuuksien maakunnissa 38 % pienempiä kuin seitsemän vuotta sitten tehdyssä tutkimuksessa. Muualla maassa radonpitoisuudet olivat 17 % pienemmät.

Uusien asuntojen radonpitoisuuden enimmäisarvo 200 Bq/m<sup>3</sup> ylittyi 5,6 % mittauksista. Arvo 300 Bq/m<sup>3</sup> ylittyi 2,1 % ja arvo 400 Bq/m<sup>3</sup> 1,4 % mittauksista. Rakennusten ilmatiiveyden ja sisäilman radonpitoisuuden välillä havaittiin yhteys niissä asunnoissa, joissa radontorjuntatoimia ei oltu tehty. Ilmatiiveyden kasvaessa myös mitattu radonpitoisuus nousi, mikä korostaa ilmatiiviiden talojen radontorjunnan tärkeyttä.

Raportti: [Radon uudisrakentamisessa: Otantatutkimus 2016](#)

## 14 Särskilda projekt

### 14.1 Sampelundersökning av nybyggda hus

Radonhalten i nybyggda småhus har minskat avsevärt i och med att åtgärder för förebyggande av radon har blivit vanligare och möjligtvis också effektiviserats. I en sampelundersökning av nybyggda bostäder mättes radonhalten i inomhusluften i 1 332 slumpmässigt utvalda småhuslägenheter som fått bygglov under perioden november 2012 – oktober 2013. I undersökningen deltog sammanlagt 20 procent av alla småhus med bygglov som användes som bostäder i oktober 2015. I de lägenheter som undersöktes i sampelundersökningen av nybyggda hus var radonmedelvärdet  $71 \text{ Bq/m}^3$  och medianen  $42 \text{ Bq/m}^3$ . Medelvärdet var 25 procent och medianen 26 procent lägre än i det föregående urvalet (småhus som färdigställdes 2006 – 2008). I denna undersökning var radonhalterna cirka 38 procent lägre i landskap med hög radonhalt jämfört med undersökningen som gjordes för sju år sedan. I det övriga landet var radonhalterna cirka 17 procent lägre.

Det maximala värdet för radonhalten i nya bostäder,  $200 \text{ Bq/m}^3$ , överskreds i 5,6 procent av mätningarna. Värdet  $300 \text{ Bq/m}^3$  överskreds i 2,1 procent av mätningarna och värdet  $400 \text{ Bq/m}^3$  i 1,4 procent av mätningarna. En koppling mellan byggnadernas lufttäthet och radonhalten i inomhusluften upptäcktes i de bostäder där inga radonbekämpningsåtgärder hade vidtagits. Ju bättre lufttäthet, desto högre var också den uppmätta radonhalten, vilket framhäver vikten av radonbekämpning i lufttäta hus.

Rapport: [Radon uudisrakentamisessa: Otantatutkimus 2016](#)

## 14 Separate projects

### 14.1 Sampling study of new houses

The proliferation of radon prevention measures and their boosting have significantly reduced radon content in new houses. In a sampling survey of new dwellings, the radon concentration in indoor air was measured in 1,332 randomly selected houses, which were granted planning permission in the period November 2012 to October 2013. A total of 20% of all houses that had received planning permission and were in residential use in October 2015 took part in the survey. The average of radon concentration in dwellings measured in the sampling survey of new houses was 71 Bq/m<sup>3</sup> and the median was 42 Bq/m<sup>3</sup>. The average was 25% and the median 26% lower than in the previous sampling (in houses completed in the period 2006 to 2008). In this survey, radon concentrations in provinces with high radon concentrations were 38% lower than in a study carried out seven years ago. In other parts of the country, radon contents were about 17% lower.

The reference value for radon concentration in new dwellings of 200 Bq/m<sup>3</sup> was exceeded in 5.6% of measurements. The value of 300 Bq/m<sup>3</sup> was exceeded in 2.1% of measurements and the value 400 Bq/m<sup>3</sup> in 1.4%. A connection was observed between the airtightness of buildings and the radon content in indoor air in dwellings where radon prevention measures had not been taken. As airtightness increased, the radon content measured rose, which emphasises the importance of radon prevention in airtight houses.

Report: [Radon in new construction: Sampling survey 2016](#)



## LIITE 1

### Ionisoivaan säteilyyn liittyviä keskeisiä suureita ja niiden yksiköitä

**Aktiivisuus:** Aineen radioaktiivisuutta määrällisesti kuvaava suure on aktiivisuus, jonka yksikkö on becquerel (Bq). Lähteen tai aineen aktiivisuus on 1 Bq, kun siinä tapahtuu keskimäärin yksi radioaktiivinen hajoaminen sekunnissa.

**Aktiivisuuspitoisuus:** Mitattaessa radioaktiivisten aineiden aktiivisuutta tilavuus- tai painoyksikköä kohden kaasussa, nesteissä tai kiinteissä aineissa käytetään suuretta aktiivisuuspitoisuus, jonka yksikkö voi olla Bq/m<sup>3</sup>, Bq/l tai Bq/kg.

**Säteilyannos:** Säteilyannoksella tarkoitetaan yleisesti sitä energiamäärää, jonka säteily jättää kohdeaineeseen sen painoyksikköä kohti. Tässä raportissa käytettävällä säteilyannoksella tarkoitetaan kuitenkin ns. **efektiivistä säteilyannosta**, joka kuvaa sitä terveysriskiä (lähinnä syöpäriskiä), jonka ihmiseen kohdistuva säteily aiheuttaa. Efektiivisen annoksen yksikkö on sievert (Sv). 1 Sv vastaa noin 5 % todennäköisyyttä saada elinaikana säteilystä aiheutunut syöpä. Käytännössä käytetään sievertin tuhannesosaa, millisievert (mSv) tai sievertin miljoonasosaa, mikrosievert (μSv). Jos ihminen saa mistä tahansa säteilylähteestä 1 mSv efektiivisen säteilyannoksen, on hänellä noin 0,005 % todennäköisyys saada tästä aiheutuva syöpä elinaikanaan. Koska suomalaisia on noin 5,4 miljoonaa ja heidän keskimääräinen ionisoivasta säteilystä saama annos on 3,2 mSv vuodessa, tarkoittaa se, että ionisoiva säteily aiheuttaa Suomessa noin 900 syöpätapausta vuosittain.

**Puoliintumisaika:** Koska radioaktiivinen aine hajoaa itsestään toiseksi alkuaineeksi, sen määrä jatkuvasti pienenee, ellei sitä synny lisää jonkin toisen radioaktiivisen aineen hajoamistuotteena tai ellei sitä synnytetä keinotekoisesti. Jokaisella radioaktiivisella aineella on oma keskimääräinen nopeutensa, jolla se hajoaa. Puoliintumisajalla tarkoitetaan sitä aikaa, joka kuluu radioaktiivisen aineen määrän (ja samalla aktiivisuuden) vähenemiseen puoleen alkuperäisestä.

## BILAGA 1

### Joniserande strålning, dess viktigaste storheter och deras enheter

**Aktivitet:** Mängd av ett radioaktivt ämne beskrivs med dess aktivitet. Aktivitetens enhet är becquerel (Bq). Ämnets aktivitet är 1 Bq, när det händer i genomsnitt ett radioaktivt sönderfall per sekund.

**Aktivitetskoncentration:** Mängd av ett radioaktivt ämne i gaser, vätskor eller fasta ämnen uppges som en aktivitetskoncentration, vilkens enhet kan vara Bq/m<sup>3</sup>, Bq/l eller Bq/kg.

**Stråldos:** Stråldos betyder den mängd energi som strålning lämnar i målmaterialet per viktenhet. Stråldos, som används i denna rapport, betyder dock den så kallade **effektiva dosen**, vilket indikerar den hälsorisk (främst risken för cancer), som strålningen orsakar på människor. Enheten för effektiv dos är sievert (Sv). 1 Sv motsvarar cirka 5% risk för att få cancer från strålning under livstid. I praktiken används tusendels sievert, millisievert (mSv), eller miljondels sievert, mikrosievets (μSv). Om en person får 1 mSv effektiv dos från en strålkälla, har han/hon ungefär 0,005% sannolikhet att få cancer under sin livstid. Eftersom det finns ungefär 5,4 miljoner finnar och deras genomsnittliga stråldos från joniserande strålning är 3,2mSv per år, betyder det att joniserande strålning orsakar i Finland årligen ungefär 900 cancerfall.

**Halveringstid:** Eftersom det radioaktiva ämnet av sig själv sönder ned till andra element, dess mängd kontinuerligt minskar, om det inte är en sönderfallsprodukt av ett annat radioaktivt ämne eller om det inte skapas konstgjort. Varje radioaktivt ämne har sin egen genomsnittliga sönderfallshastighet. Halveringstid betyder den tid som förflyter när den mängd radioaktivt ämne (och därmed aktivitet) minskar till hälften av den ursprungliga mängden.

## APPENDIX 1

### Ionizing radiation, the key parameters and their units

**Activity:** Quantity of a radioactive material is described by its activity. The unit of activity is becquerel (Bq). Activity of a radioactive material is 1 Bq, when there happens, as an average, one radioactive decay per second.

**Activity concentration:** Quantity of a radioactive material per unit volume or weight of gases, liquids or solids is given in general as an activity concentration. Concentration unit can be Bq/m<sup>3</sup>, Bq/l or Bq/kg.

**Radiation dose:** Radiation dose refers generally to the amount of energy left by radiation in the target material per its unit weight. In this report the radiation dose means, however, the so-called **effective dose**, which indicates the health risk (mainly the risk of cancer) caused by radiation on humans. Unit of effective dose is sievert (Sv). 1 Sv corresponds to about 5% likelihood to get a radiation induced cancer. In practice thousandth of sievert, millisieverts (mSv), or millionth of sievert, microsievert (μSv), are used. If a person receives 1 mSv effective dose from any source of radiation, he/she has approximately of 0.005% probability of getting a cancer as the result of this dose during his/her lifetime. Since there are some 5.4 million inhabitants in Finland and their average dose from ionizing radiation is 3.2 mSv per year, it means that ionizing radiation causes in Finland some 900 cancer incidents annually.

**Half-life:** Since the radioactive substance decays naturally to another element, its amount declines continuously, if it is not a decay product of other radioactive substance, or if it is not created artificially. Each radioactive substance has its own average speed at which it decays. Half-life means the time during which the amount of radioactive substance (and thus the activity) lessens to half of the original amount.

## **STUK-B-sarjan julkaisuja**

### **STUK-B-rapporter**

### **STUK-B reports**

- STUK-B 215** Vesterbacka P (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2016. – Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2016. – Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual Report 2016.
- STUK-B 214** Kainulainen E (ed.). Regulatory oversight of nuclear safety in Finland. Annual report 2016.
- STUK-B 213** Pastila R (toim.). Säteilyn käyttö ja muu säteilylle altistava toiminta. Vuosiraportti 2016.
- STUK-B 212** Kainulainen E (toim.). Ydinenergian käytön turvallisuusvalvonta. Vuosiraportti 2016.
- STUK-B 211** Okko O (ed.). Implementing nuclear non-proliferation in Finland. Regulatory control, international cooperation and the Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty. Annual report 2016.
- STUK-B 210** Julin S (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 3/2016.
- STUK-B 209** Julin S (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 1-2/2016.
- STUK-B 208** Lehto J. Säteilyturvallisuus hiukkaskiihdyttimien käytössä.
- STUK-B 207** Suutari J (toim.). Radiologisten tutkimusten ja toimenpiteiden määrät vuonna 2015.
- STUK-B 206** Pastila R (ed.). Radiation practices. Annual report 2015.
- STUK-B 205** Finnish report on nuclear safety. Finnish 7th national report as referred to in Article 5 of the Convention on Nuclear Safety.
- STUK-B 204** Vesterbacka P (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2015. – Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2015. – Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual Report 2015.
- STUK-B 203** Kainulainen E (ed.). Regulatory oversight of nuclear safety in Finland. Annual report 2015.
- STUK-B 202** Pastila R (toim.). Säteilyn käyttö ja muu säteilylle altistava toiminta. Vuosiraportti 2015.
- STUK-B 201** Kainulainen E (toim.). Ydinenergian käytön turvallisuusvalvonta. Vuosiraportti 2015.
- STUK-B 200** Okko O (ed.). Implementing nuclear non-proliferation in Finland. Regulatory control, international cooperation and the Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty. Annual report 2015.
- STUK-B 199** Julin S (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 3/2015.
- STUK-B 198** Julin S (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 2/2015.
- STUK-B 197** STUK's review on the construction license stage post closure safety case of the spent nuclear fuel disposal in Olkiluoto.
- STUK-B 196** STUK's statement and safety assessment on the construction of the Olkiluoto encapsulation plant and disposal facility for spent nuclear fuel.