

Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa

Vuosiraportti 2013

Pia Vesterbacka (toim.)

Strålningsövervakning av miljön i Finland

Årsrapport 2013

Surveillance of Environmental Radiation in Finland

Annual Report 2013

Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa

Vuosiraportti 2013

Pia Vesterbacka (toim.)

Strålningsövervakning av miljön i Finland

Årsrapport 2013

Surveillance of Environmental Radiation in Finland

Annual Report 2013

Taitto/Layout:

Grano Oy

Säteilyturvakeskus/Strålsäkerhetscentralen/Radiation and Nuclear Safety Authority

Grano Oy, Espoo 2014

ISBN 978-952-309-158-0 (pdf)

ISSN 2243-1896

VESTERBACKA Pia (toim.). *Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2013. STUK-B 174. Helsinki 2014. 85 s. + liitteet 3 s.*

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 2013 sekä vertailuja aikaisempien vuosien tuloksiin. Ympäristön säteilyvalvontaan kuuluu keinotekoisien säteilyn ja keinotekoisien radioaktiivisten aineiden valvonta ympäristössä. Luonnonsäteily ja luonnon radioaktiiviset aineet eivät vielä kuulu tämän valvontaohjelman piiriin, vaikka valtaosa väestön säteilyaltistuksesta saadaankin luonnonsäteilystä. Vuodesta 2014 lähtien luonnon radioaktiiviset aineet sisällytetään ympäristön säteilyvalvontaohjelmaan. Lisäksi ohjelmaan kuuluu 5–10 vuoden välein tehtäviä aihekohtaisia selvityksiä. Säteilyturvakeskus (STUK) varautuu lainsäädännön muutoksiin, joilla STUKin roolia ydinvoimalaitosten ja kaivosten ympäristön säteilyvalvonnassa vahvistetaan.

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 -osasto (VALO), on FINAS-akkreditointipalvelun akkreditoima testauslaboratorio T167 (akkreditointistandardi EN ISO/IEC 17025:2005) testausalana *Säteilyturvallisuustestaus ja siihen liittyvä ympäristönäytteenotto*. 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 (keskus)sairaala, Lapin keskussairaala, Helsingin seudun ympäristöpalvelut, Helsingin Yhteislyseo, Hatanpään yläaste ja lukio, sekä Rovaniemen koulutoimi / Korkalovaaran yläaste ja Lyseonpuiston lukio. Säteilyvalvonnan sidosryhmille tehty kyselyt ovat osoittaneet, että sidosryhmät ovat tyytyväisiä säteilyvalvonnan toteutukseen ja tulosten raportointiin.

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

VESTERBACKA Pia (red.). *Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2013. STUK-B 174. Helsingfors 2014. 85 sidor + 3 sidor bilagor.*

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

Företal

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 2013 års strålningsövervakning samt några jämförelser med tidigare år. Övervakningen av strålning i miljön innefattar övervakning av artificiell strålning och artificiella radioaktiva ämnen i miljön. Naturlig strålning och naturliga radioaktiva ämnen hör inte ännu till övervakningen inom detta program, fastän den största delen av befolkningens strålningsexponering kommer från den naturliga strålningen. Från år 2014 inkluderas även naturliga radioaktiva ämnen i övervakningsprogrammet. I programmet ingår dessutom tematiska utredningar som genomförs med 5–10 års mellanrum. Strålsäkerhetscentralen (STUK) förbereder sig även på lagändringar som kommer att stärka STUKs roll i övervakningen av strålning i miljön kring kärnkraftverk och gruvor.

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 (VALO) är testlaboratorium T167 och har ackrediterats av Ackrediteringstjänsten FINAS (ackrediteringsstandarden EN ISO/IEC 17025:2005). Laboratoriets testområde är *Strålsäkerhetstester och miljöprovtagning i samband med detta*. 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 (centralsjukhus), 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. Enkäter riktade till intressentgrupperna inom strålningsövervakning har visat att grupperna har varit mycket nöjda med hur strålningsövervakningen har genomförts och hur resultaten har rapporterats.

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 sänts till kommissionen. Rapporten finns även på Strålsäkerhetscentralens hemsida på adressen www.stuk.fi.

VESTERBACKA Pia (ed.). *Surveillance of environmental radiation in Finland. Annual report 2013. STUK-B 174. Helsinki 2014. 85 pp. + Appendices 3 pp.*

Key words: radiation surveillance, external radiation, airborne radioactivity, deposition, water, milk, foodstuffs, human body, radon in indoor air

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 2013. The report also contains some comparisons with results from the previous years. Surveillance of environmental radiation comprises surveillance of artificial radiation and artificial radioactive elements in the environment. Natural radiation and natural radioactive elements are not yet associated with the surveillance programme, although the majority of public exposure to radiation is caused by natural radiation. From 2014, natural radioactive elements will be included in the surveillance programme. In addition, the programme will be developed in such a way as to include thematic investigations every 5–10 years. The Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK) also prepares for legislative changes aiming to strengthen STUK's role in the control of radiation in the environment of nuclear power plants and mines.

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. Research and Environmental Surveillance Department (TKO) at STUK, from 2013 the Department for Environmental Radiation Surveillance (VALO), is a testing laboratory T167 accredited by FINAS (Finnish Accreditation Service) under standard EN ISO/IEC 17025:2005. The fields of testing are "*Test of radiation safety and related environmental sampling*". 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 Central 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. Surveys conducted among the environmental radiation surveillance stakeholders have shown that the stakeholders are satisfied with the surveillance programme and reporting of the results.

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.

Sisällysluettelo

ESIPUHE	3
1 YHTEENVETO	10
2 ULKOINEN SÄTEILY	16
3 ULKOILMAN RADIOAKTIIVISET AINEET	22
4 ULKOILMAN KOKONAISBEETA-AKTIIVISUUS	29
5 LASKEUMAN RADIOAKTIIVISET AINEET	33
6 PINTAVEDEN RADIOAKTIIVISET AINEET	38
7 JUOMAVEDEN RADIOAKTIIVISET AINEET	42
8 MAIDON RADIOAKTIIVISET AINEET	47
9 ELINTARVIKKEIDEN RADIOAKTIIVISET AINEET	52
10 RADIOAKTIIVISET AINEET IHMISESSÄ	60
11 JÄTELIETTEEN RADIOAKTIIVISET AINEET	65
12 RADIOAKTIIVISET AINEET ITÄMERESSÄ	69
13 SISÄILMA RADON	74
LIITE 1 IONISOIVAAN SÄTEILYYN LIITTYVIÄ KESKEISIÄ SUUREITA JA NIIDEN YKSIKÖITÄ	86
STUK-B-SARJAN JULKAISUJA	89

Innehållsförteckning

FÖRETAL	4
1 SAMMANDRAG	12
2 EXTERN STRÅLNING	17
3 RADIOAKTIVA ÄMNEN I UTELUFTEN	23
3 AIRBORNE RADIOACTIVE SUBSTANCES	24
4 TOTAL BETAAKTIVITET I UTELUFT	30
5 RADIOAKTIVA ÄMNEN I NEDFALL	34
6 RADIOAKTIVA ÄMNEN I YTVATTEN	39
7 RADIOAKTIVA ÄMNEN I DRICKSVATTEN	43
8 RADIOAKTIVA ÄMNEN I MJÖLK	48
9 RADIOAKTIVA ÄMNEN I LIVSMEDEL	54
10 RADIOAKTIVA ÄMNEN I MÄNNISKOKROPPEN	61
11 RADIOAKTIVA ÄMNEN I AVFALLSSLAM	66
12 RADIOAKTIVA ÄMNEN I ÖSTERSJÖN	70
13 RADON I INOMHUSLUFTEN	78
BILAGA 1 JONISERANDE STRÅLNING, DESS VIKTIGASTE STORHETER OCH DERAS ENHETER	87
STUK-B-RAPPORTER	89

Contents

PREFACE	5
1 SUMMARY	14
2 EXTERNAL RADIATION	18
4 GROSS BETA ACTIVITY OF GROUND-LEVEL AIR	31
5 RADIONUCLIDES IN DEPOSITION	35
6 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN SURFACE WATER	40
7 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN DRINKING WATER	44
8 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN MILK	49
9 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN FOODSTUFFS	56
10 RADIOACTIVITY IN MAN	62
11 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN WASTEWATER SLUDGE	67
12 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN THE BALTIC SEA	71
13 RADON IN INDOOR AIR	82
APPENDIX 1 IONISING RADIATION, THE KEY PARAMETERS AND THEIR UNITS	88
STUK-B REPORTS	89

1 Yhteenveto

Tämä raportti on kansallinen yhteenveto ympäristösäteilyn valvonnan tuloksista Suomessa vuonna 2013. 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 monitoroinnin. Lisäksi ohjelmaan sisältyy ihmisen kehossa olevien radioaktiivisten aineiden sekä sisäilman radonin monitorointi. Tähän raporttiin on lisätty myös yhteenveto Itämeren radioaktiivisuusvalvonnan tuloksista.

Vuoden 2013 tulokset osoittavat, että ympäristössä olevat keinotekoiset radioaktiiviset aineet ovat peräisin vuoden 1986 Tšernobylin onnettomuudesta ja ilmakehässä 1950- ja 1960-luvuilla tehdyistä ydinkokeista. Näiden lisäksi vuoden 2013 tammikuussa Kotkassa kerätyssä ilmanäytteessä havaittiin vähäinen määrä radioaktiivista hiukasmaista ^{131}I :tä sekä helmikuussa, maalishuhtikuun vaihteessa ja elokuussa vähäinen määrä radioaktiivista ^{60}Co :tä. Sekä ^{60}Co että ^{131}I syntyy

ydinvoimalaitoksissa käytön aikana, ja tämän lisäksi ^{131}I :llä on myös lääketieteellistä käyttöä. Helsingissä helmikuussa havaittu radioaktiivinen ^{82}Br oli peräisin teollisuuden merkkiainekokeesta. Elokuussa Kotkassa kerätyssä ilmanäytteessä havaittu radioaktiivinen ^{134}Cs saattaa olla paikallista, maasta uudelleen ilmaan noussutta Fukushima Dai-ichin ydinvoimalaitosonnettomuudesta peräisin olevaa laskeumaa. Alkuvuodesta, tammi-maaliskuussa, Helsingin sadevesinäytteissä havaittiin tritiumia (^3H), joka oli peräisin STUK:n kanssa samassa rakennuksessa toimivasta yrityksestä. Tritiumpitoisuuden nousu oli paikallinen. Muutoin tritiumpitoisuudet vuonna 2013 olivat pieniä, yleensä 1–4 Bq/l. Jätelietteessä havaittiin Tšernobylin onnettomuudesta peräisin olevaa ^{137}Cs :a ja sairaalanuklideja. Radionuklideja käyttävien sairaaloiden syöpäklonikoiden ja isotoopiosastojen potilaiden eritteet kulkeutuvat jätevesipuhdistamoon ja näkyvät siten jätelietteissä.

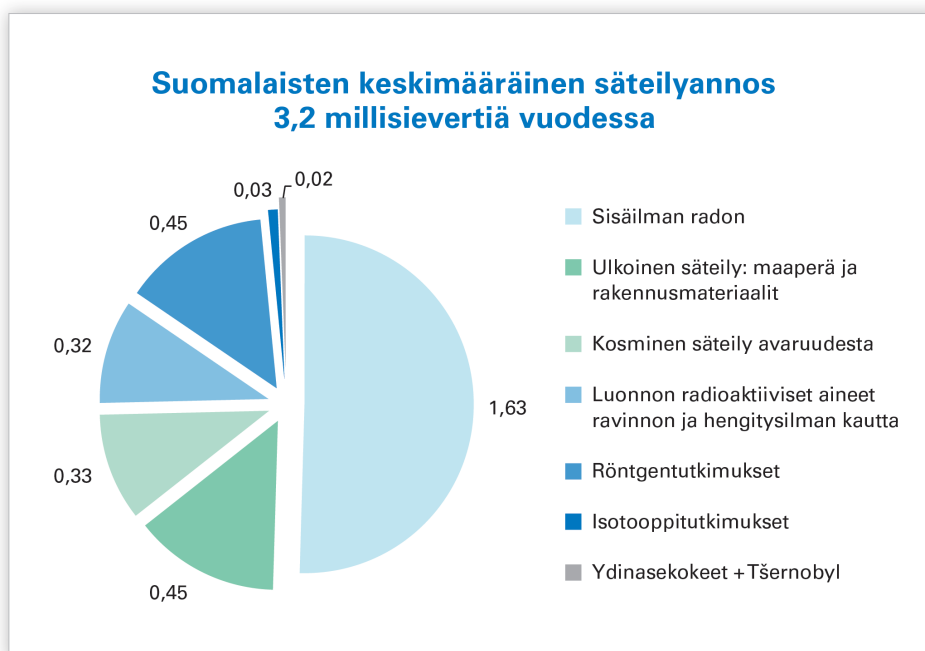
Sisäilman radonin (^{222}Rn) pääasiallinen lähde on maaperän uraanipitoinen kiviaines. Korkeita radonpitoisuuksia esiintyy niissä asunnoissa, joiden perustusrakenteet eivät ole riittävän tiiviitä estämään radonpitoisen maaperän huokosilman pääsyn sisätiloihin. Sosiaali- ja terveysministeriön vuonna 1992 asettama enimmäisarvo 400 Bq/m³ ylittyy arviolta 53 000 suomalaisessa pientaloasunnossa ja 8 000 kerrostalohuoneistossa. Tehokkaimmin radonia torjutaan rakennusvai-

heen toimenpiteillä, eli rakentamalla alapohjarakenteet tiiviiksi ja asentamalla lattialaatan alle radonputkisto.

Suomalaiset saavat eri säteilylähteistä vuoden aikana keskimäärin noin 3,2 millisievertin (mSv) säteilyannoksen. Valtaosasta säteilyannoksesta (noin 2,7 mSv) aiheutuu luonnon radioaktiivisista aineista ja kosmisesta säteilystä. Ympäristön keinotekoisien radioaktiivisten aineiden aiheuttama säteilyaltistus vuonna 2013 oli merkityksettömän

pieni kokonaissäteilyaltistukseen verrattuna, keskimäärin noin 0,02 mSv. Tämä on alle 1 % väestön kokonaissäteilyaltistuksesta. Kuva 1.1 esittää suomalaisen keskimääräisen säteilyannoksen eri lähteet.

Vuoden 2013 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 2013. Resultat som redovisas i rapporten kommer förutom från Strålsäkerhetscentralen, även från Meteorologiska Institutet – den totala betaaktiviteten i utomhusluften – och från en mätstation vid Försvarsmaktens 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 mätning av radioaktivt nedfall och radioaktivitet i yt- och dricksvatten, avloppsslam, mjölk och livsmedel. I programmet ingår dessutom övervakning av radioaktiva ämnen i människokroppen och radon i inomhusluften. Rapporten innehåller också ett sammandrag av övervakningen av radioaktiviteten i Östersjön.

Resultaten för år 2013 visar att de artificiella radioaktiva ämnena i miljön härrör från olyckan i Tjernobyl år 1986 och från kärnvapenprov i atmosfären på 1950- och 1960-talet. Utöver detta upptäcktes det i januari 2013 en liten koncentration av radioaktiva ^{131}I -partiklar i ett prov av utomhusluften som togs i Kotka och dessutom en liten koncentration av radioaktiv ^{60}Co i februari, i månadsskiftet mars-april och i augusti. Både ^{131}I och ^{60}Co uppstår i kärnkraftverk under driften och ^{131}I används dessutom medicinskt. Det radioaktiva

^{82}Br som upptäcktes i Helsingfors i februari härrör från ett spårsubstantprov inom industrin. Det radioaktiva ^{134}Cs som upptäcktes i ett prov av utomhusluften i Kotka kan vara lokalt nedfall från olyckan i kärnkraftverket Fukushima Daiichi som på nytt stigit upp från marken till luften. I början av året, i januari-mars, upptäcktes tritium (^3H) i Helsingfors som härrörde från ett företag som är verksamt i samma byggnad som STUK. Ökningen av tritiumhalten var lokal. I övrigt var tritiumhalten låga under 2013, vanligtvis 1–4 Bq/l. I avloppsslam upptäcktes ^{137}Cs som härrör från olyckan i Tjernobyl och sjukhusnuklider. Sekret från patienter vid cancerkliniker och isotopavdelningar vid sjukhus som använder radionuklider överförs till avloppsreningsverket och syns således i avloppsslammet.

Radon (^{222}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/m³ som social- och hälsovårdsministeriet bestämde 1992 överskreds i uppskattningsvis 53 000 småhus och i 8 000 höghuslägenheter i Finland. 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.

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 2013 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 2013 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.

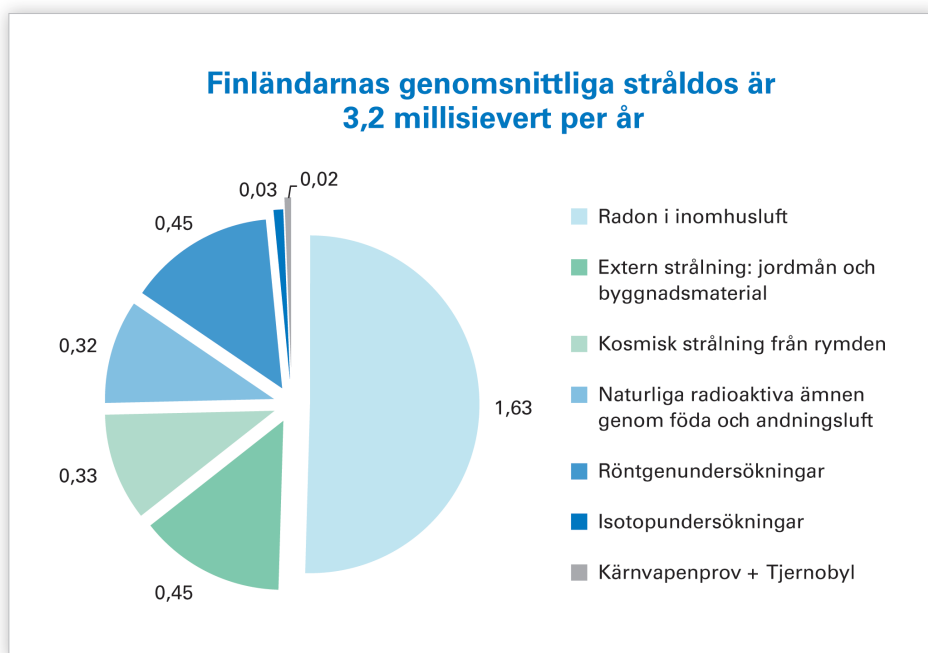


Bild 1.1. En finländare får i genomsnitt en stråldos på 3,2 millisievert från joniserande strålning.

1 Summary

This report is the national summary of the results obtained in the surveillance of environmental radioactivity in Finland in 2013. 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 and monitoring of radon in indoor air.

The results for 2013 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, very small amounts of short-lived artificial radioisotopes in outdoor air were detected a few times in Finland. In Kotka in January 2013, small quantities of ^{131}I were detected, and in February, March–April and August small quantities of radioactive ^{60}Co

were detected. Both ^{60}Co and ^{131}I are produced at nuclear power plants during operation, in addition to which ^{131}I also has applications in medicine. The radioactive ^{82}Br detected in Helsinki in February originated from an industrial tracer test. The radioactive ^{134}Cs detected in the air sample collected in Kotka in August may be local deposition from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident which has re-migrated into the air from soil. In early 2013, January–March, tritium (^3H) was detected in Helsinki in rain water samples, and it originated from a company operating in the same building as STUK. The increase in the tritium concentration was local. Other tritium concentrations in 2013 remained minor, most usually 1–4 Bq/l. In waste sludge, ^{137}Co from the Chernobyl accident and radionuclides from hospital were observed. Secretions from patients at cancer wards and isotope wards at hospitals using radionuclides migrate to waste water treatment plants and were detected in waste sludge.

The main source of radon (^{222}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/m³ set in 1992 by the Ministry of Social Affairs and Health is exceeded in 53,000 Finnish houses and 8,000 blocks of flats. 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.

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 2013 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 2013 there were no such environmental releases of radioactive substances which would have any harmful effects on human health or the environment in Finland.

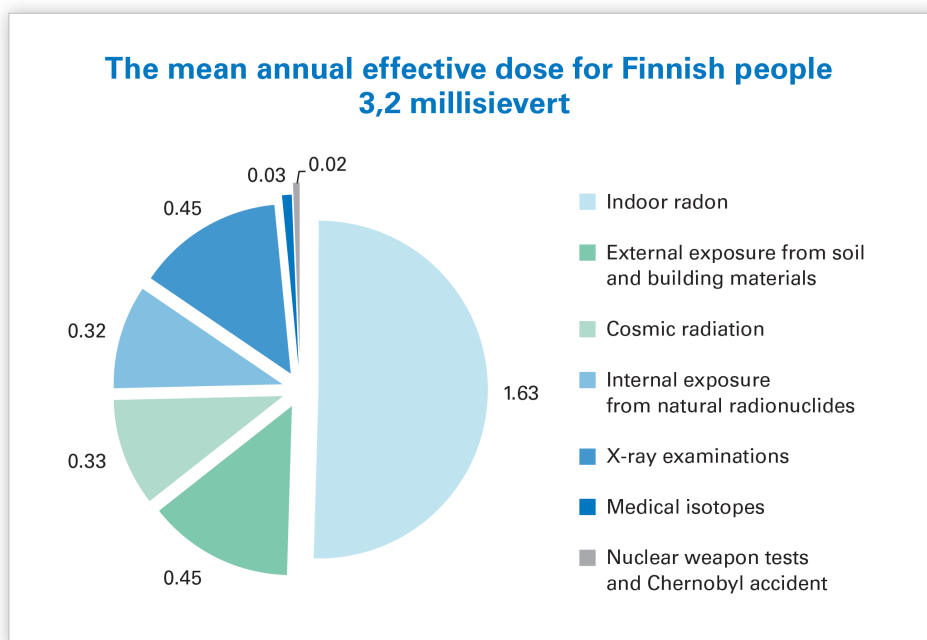


Fig 1.1. A Finn gets annually about 3.2 millisievert dose from ionizing radiation.

2 Ulkoinen säteily

Suomessa ulkoisen säteilyn annosnopeutta valvotaan reaaliaikaisella ja kattavalla mittausasemaverkolla. Tähän STUKin ylläpitämään automaattiseen Uljas-valvontaverkkoon kuuluu 255 GM-antureilla varustettua mittausasemaa (kuva 2.1). Osa asemista on varustettu myös LaBr_3 -spektrometreilla. Verkkoon on lisäksi liitetty ydinvoimalaitosten hallinnoimat laitosten ympäristössä sijaitsevat GM-mittausasemat. Ilmatieteen laitos ja puolustusvoimat seuraavat annosnopeutta omilla havaintoasemillaan ja kunnilla on valmiudet ulkoisen säteilyn manuaaliseen valvontaan. Kuvassa 2.2 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 VIRVE-radioverkkoa.

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. Tieto jonkin aseman hälytyksestä ja ympäröivien mittausasemien havaitsemista säteilytasoista on heti paitsi STUKissa myös siinä hätäkeskuksessa, jonka alueella asema sijaitsee. Hälytyksen syyn selvittäminen alkaa välittömästi.

Säteilyannos

Suomen taustasäteily vaihtelee välillä 0,05 – 0,30 mikrosievertiä tunnissa. Alueellinen vaihtelu annosnopeuksissa johtuu 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.

Vuoden 2013 aikana valvontaverkon GM-anturit hälyttivät kolme kertaa tilanteissa, joissa mittausaseman läheisyydessä tehtiin hitsisaumojen tai kaukolämpöverkon putkistojen tarkastuksia. Lisäksi yksi LaBr_3 -spektrometri hälytti keran, kun sen lähellä oli ilmeisesti isotooppihoitoa saanut henkilö.

Maaperässä olevista keinotekoisista radioaktiivisista aineista (lähinnä Tshernobyl-laskeumasta) aiheutui suomalaisille vuonna 2013 keskimäärin 0,013 millisievertin suuruinen ulkoisen säteilyn annos. Tämä on vähemmän kuin yksi kolmas-kymmenesosa maaperän ja rakennusmateriaalien sisältämien luonnon radioaktiivisten aineiden aiheuttamasta keskimääräisestä ulkoisen säteilyn vuosiannoksesta.

Tulosten välittäminen eteenpäin

STUK toimitti vuonna 2013 jatkuvasti kaikkien 255 mittausaseman yhden tunnin annosnopeustiedot julkisille [www-sivuilleen \(www.stuk.fi\)](http://www.stuk.fi). Kahdeksan aseman koko vuoden mittauksien tulokset on esitetty kuvassa 2.3.

STUK ylläpitää palvelinta, josta erikseen sovitut ulkopuoliset käyttäjät (Euroopan komissio, Itämeren maiden neuvoston jäsenvaltiot; ks. kuva 2.4) voivat halutessaan hakea Suomen säteilytietoja.

Yhteistyökumppanit

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

Yhteyshenkilö: Kaj Vesterbacka, Säteilyturvakeskus (kaj.vesterbacka@stuk.fi)

2 Extern strålning

I Finland övervakas dosraten från extern strålning i realtid med ett heltäckande mätstationsnät. I detta automatiska övervakningsnät, Uljas, som upprätthålls av STUK ingår 255 mätstationer med GM-detektorer (bild 2.1). En del av stationerna har också en LaBr₃-spektrometer. Därtill är GM-mätstationerna vid kärnkraftverken, som förvaltas av kärnkraftverken, anslutna till nätet. Även Meteorologiska institutet och försvarsmakten övervakar dosraten vid sina egna mätstationer och i kommunerna finns det beredskap att manuellt övervaka extern strålning. Ett exempel av en detektor vid en mätstation visas i bild 2.2.

Registrering av mätvärdena

Alla mätvärdena från mätstationsnätet förs in i strålövervakningens datasystem USVA, vars centraldatorer finns i Strålsäkerhetscentralens lokaler. De automatiska mätstationerna skickar mätvärden kontinuerligt till USVA, USVAs reservsystem (vid Meteorologiska institutet) och den lokala nödcentralen. Datatrafiken mellan centralsystemet och mätstationerna sker via myndigheternas radionät VIRVE.

Hantering av larm

Den lägsta larmgränsen är 0,4 mikrosievert i timmen eller en dosrat som överstiger medelvärdet under de sju senaste dyggen med 0,1 mikrosievert i timmen. Vid larm på någon av mätstationerna får STUK och den lokala nödcentralen genast vetskap om både larmet och om strålningsnivåerna som detekterats på de närliggande mätstationerna. Utredningen av orsaken till larmet inleds omedelbart.

Stråldos

Bakgrundsstrålningen i Finland varierar mellan 0,05 och 0,30 mikrosievert i timmen. Lokalt kan bakgrundsstrålningen variera beroende på uran- och toriumhalterna i berget eller i jordmånen. Snö och is dämpar strålningen från marken. En lokal och kortvarig höjning i dosraten kan orsakas av

regn som för radon och dess sönderfallsprodukter närmare jordytan.

Under år 2013 larmade övervakningsnätets GM-detektorer tre gånger. Orsaken var kontroller av svetsfogar och fjärrvärmenätets rörsystem i närheten av mätstationen. Därtill larmade en av LaBr₃-spektrometrarna i nätet en gång, uppenbarligen på grund av att en person som hade fått radioisotopbehandling vistades i dess närhet.

Artificiella radionuklider i jordmånen (som främst härrör från Tjernobylyoluckykan) orsakade år 2013 i genomsnitt en extern stråldos på 0,013 millicievert till finländarna. Detta är mindre än en trettiondedel av den genomsnittliga årliga externa dos som naturliga radionuklider i jordmån och byggnadsmaterial orsakar.

Förmedling av mätvärdena

Under år 2013 publicerade Strålsäkerhetscentralen kontinuerligt mätvärden för dosraten under en timme från alla 255 mätstationer på sin offentliga webbplats (www.stuk.fi). Hela årets mätvärden från åtta stationer finns i bild 2.3.

Strålsäkerhetscentralen upprätthåller en server, från vilken vissa andra parter (såsom Europakommissionen och medlemsländer i Östersjörådet; se bild 2.4) kan hämta uppgifter om strålningen i Finland.

Samarbetspartner

Strålsäkerhetscentralens viktigaste partner inom övervakningen av extern strålning är Nödcentralsverket och lokala räddningsmyndigheter, inrikesministeriet, försvarsmakten och Meteorologiska institutet.

Kontaktperson: Kaj Vesterbacka,
Strålsäkerhetscentralen (kaj.vesterbacka@stuk.fi)

2 External radiation

Finland has an automatic nation-wide monitoring network for external dose rate, which consists of 255 stations equipped with GM tubes (Fig. 2.1). Some stations also include a LaBr₃ 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. In addition, the Finnish Meteorological Institute and the Defence Forces have their own monitoring stations, and the municipalities maintain readiness for performing manual radiation measurements in the case of an emergency. An example of a radiation detector is shown Figure 2.2.

Data collection

All measurement results are stored in the data management system (USVA) of radiation surveillance, the central hardware of which is located at 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 VIRVE network of the authorities.

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. 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 aiming at discovering the cause of the alarm will be commenced as soon as possible after the alarm is given.

Radiation dose

The background radiation in Finland ranges from 0.05 to 0.30 microsieverts per hour. The regional variation in dose rates depends on the differences of

uranium and thorium concentrations in Finnish rock and soil. The snow and ice attenuate the radiation from the ground. Local and timely variation in dose rate is often caused by rain which brings radon and its daughter nuclides closer to the ground.

During 2013, dose rate levels higher than normal background radiation were observed three times. In all cases the reason was found to be industrial radiography carried out close to a monitoring station. In addition, the spectrometer network generated one alarm that was presumably caused by a person who had received radioisotope therapy.

The major part of the radiation dose from external radiation is caused by natural radioactivity in the soil and by cosmic radiation. In 2013, artificial radionuclides in the soil were estimated to cause an average dose of 0.013 millisieverts per capita in Finland. This is less than one-thirtieth of the annual external dose due to natural radioactivity in the soil and in construction materials.

Delivering of data

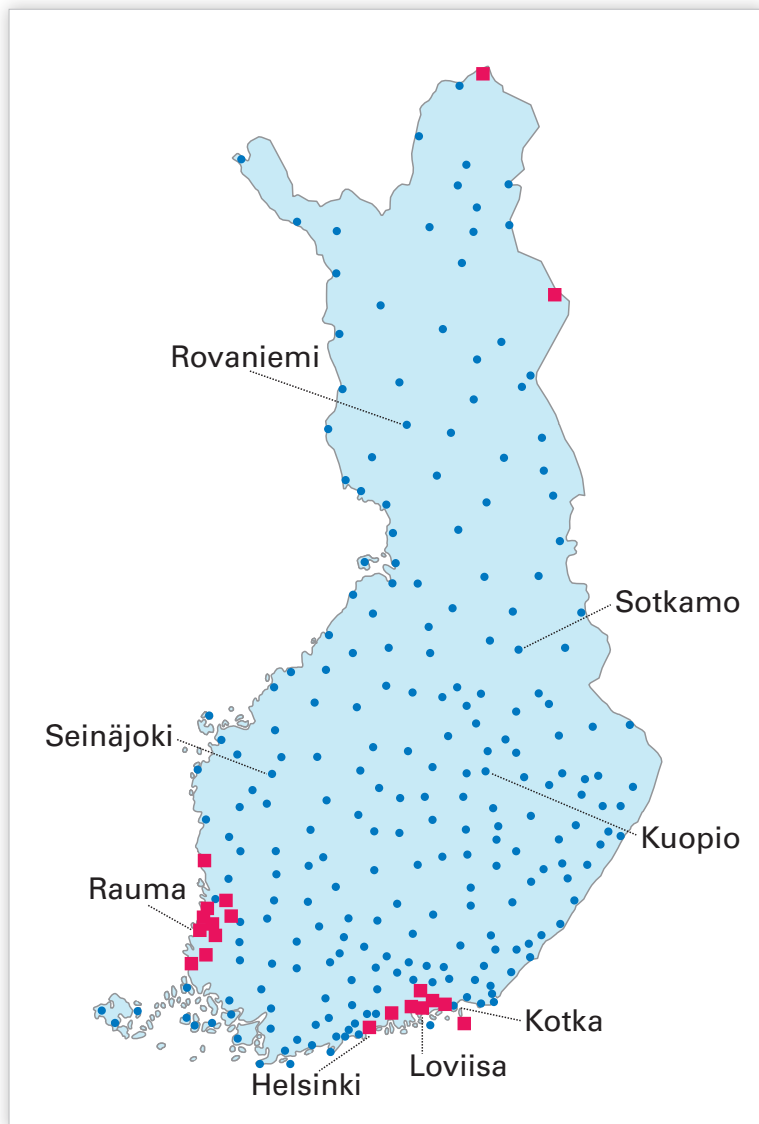
In 2013, one-hour monitoring data from all the 255 stations were continuously available on the public home pages of STUK (www.stuk.fi). The whole-year data from eight of the stations are shown in Fig. 2.3.

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. 2.4) 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.

Contact person: Kaj Vesterbacka, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaj.vesterbacka@stuk.fi)



Kuva 2.1. Ulkoisen säteilyn valvontaverkon automaattiset mittaasemat. Punaiset neliösymbolit kuvaavat asemia, joilla on GM-anturin lisäksi LaBr³-spektrometri. Kuvassa nimettyjen asemien mittaustulokset on esitetty kuvassa 2.3.

Bild 2.1. Automatiska mätstationer i nätet för extern strålning. Röda kvadrater representerar stationer som har både en GM-detektor och en LaBr³-spektrometer. På bilden namnges de mätstationer, vars mätvärden finns i bild 2.3.

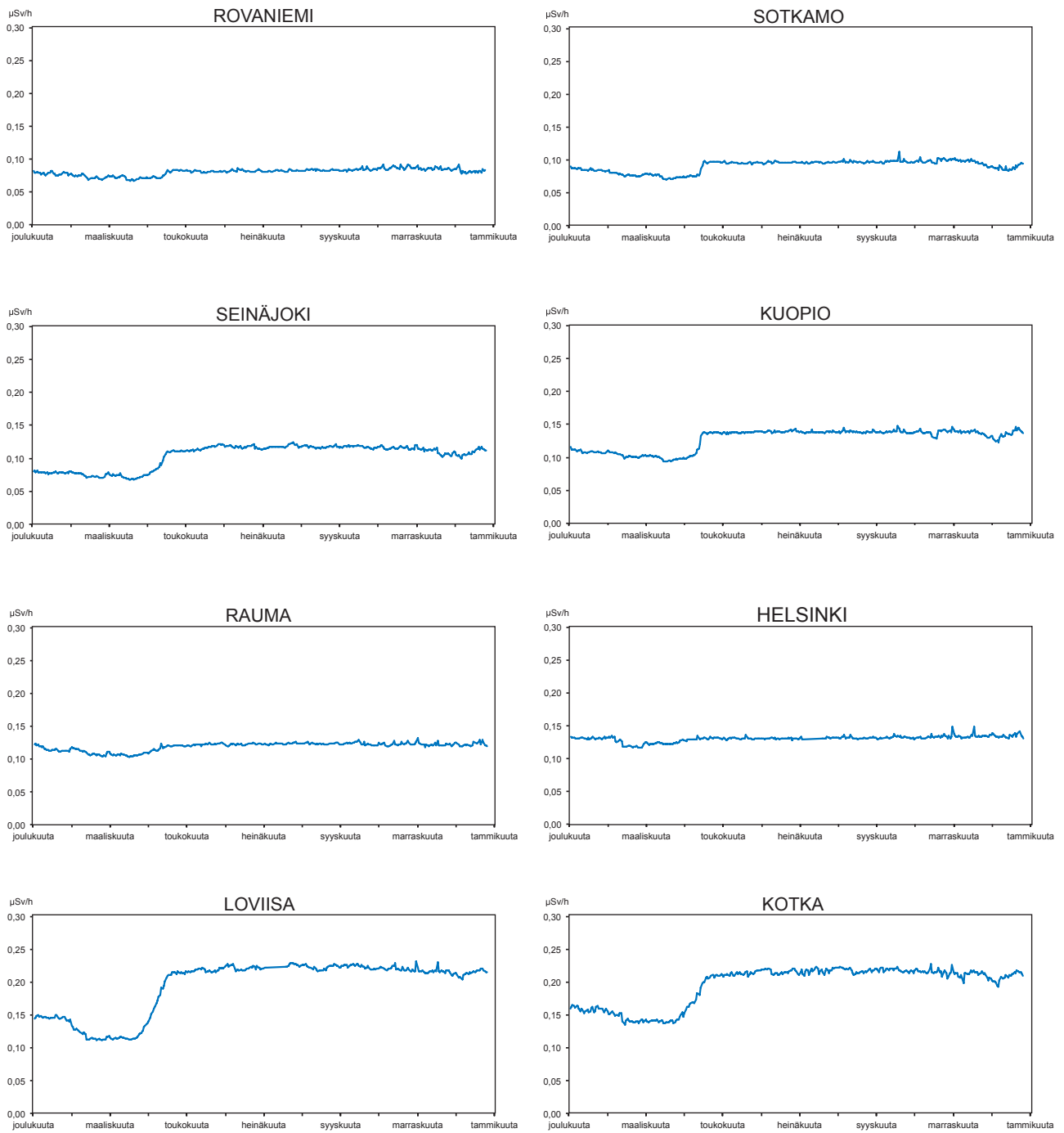
Fig. 2.1. Automatic dose-rate monitoring stations. Red squares indicate stations that have both a GM detector and a LaBr³ spectrometer. The locality names refer to stations whose results are shown in Fig. 2.3.



Kuva 2.2. Ulkoisen säteilyn valvontaverkon mittaaseman 13957 (Ulvila) anturit.

Bild 2.2. Detektorer vid mätstationen 13957 (Ulvila) i övervakningsnätet för extern strålning.

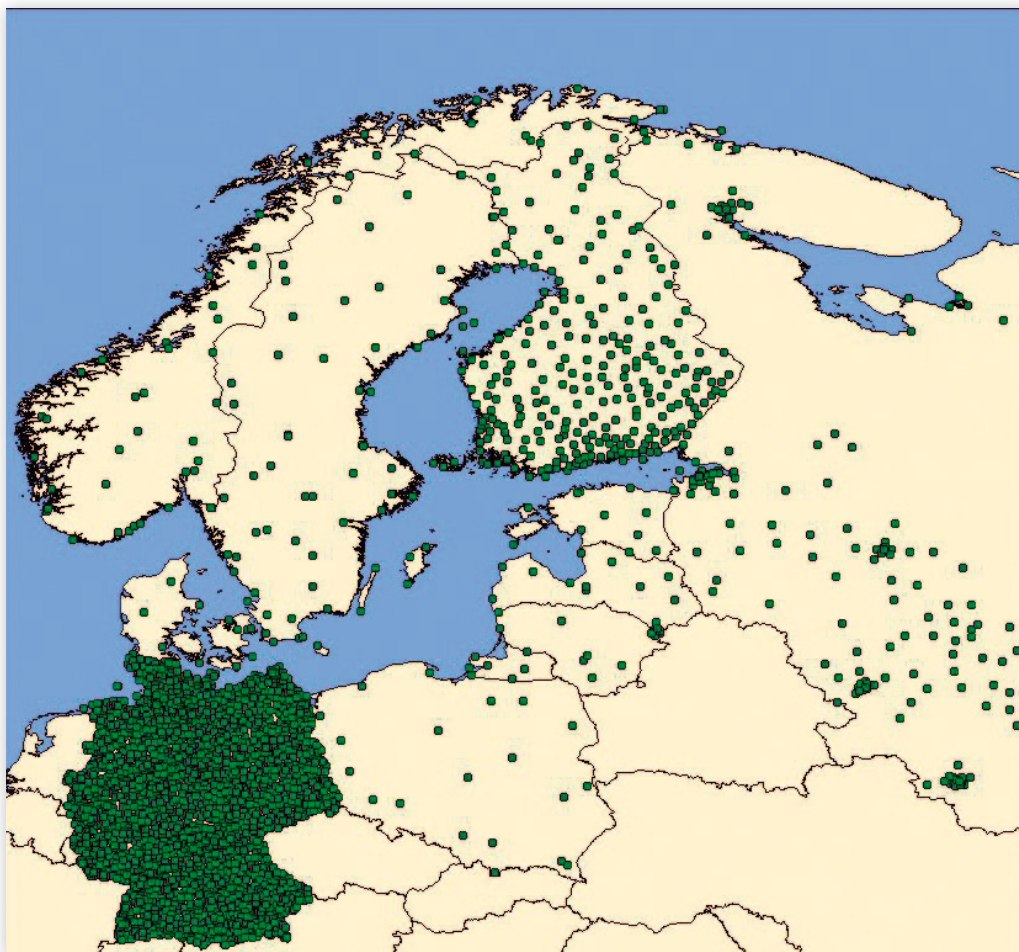
Fig. 2.2. Detectors of the automatic dose-rate monitoring station 13957 (Ulvila).



Kuva 2.3. Ulkoisen säteilyn annosnopeus kahdeksalla mittausasemalla vuonna 2013.

Bild 2.3. Externa dosrater vid åtta mätstationer år 2013.

Fig. 2.3. Observed radiation levels at eight monitoring stations in 2013.



Kuva 2.4. Itämeren maiden neuvostoon kuuluvien valtioiden ulkoisen säteilyn valvontaverkkojen automaattiset mittausasemat. Huom! Islanti ei näy kuvassa lainkaan ja Venäjän alueen asemista kartalla on esitetty vain läntisimmät.

Bild 2.4. Automatiska mätstationer i näten för extern strålning av medlemsländer i Östersjörådet. Observera att Island fattas på kartan och att bara de västligaste ryska mätstationer visas på bilden.

Fig. 2.4. Automatic dose-rate monitoring stations of the member countries of the Council of the Baltic Sea States. Note that Iceland is not shown on the map at all and only the westernmost Russian stations are displayed.

3 Ulkoilman radioaktiiviset aineet

STUK valvoo pintailman radioaktiivisten aineiden pitoisuuksia kahdeksalla ja Puolustusvoimat yhdellä paikkakunnalla (kuva 3.1). Molempien ydinvoimalaitosten ympäristössä – Loviisassa ja Olkiluodossa – on neljä voimayhtiöiden valvonta-asemaa. Yhteenveto voimalaitosten ympäristön säteilyvalvonnasta julkaistaan raporttisarjassa STUK-B.

Näytteiden keräys

Ulkoilman sisältämiä radioaktiivisia aineita valvotaan pumppaamalla suuria määriä ilmaa radioaktiiviset aineet pidättävien suodattimien läpi. Lasikuitusuodatin kerää radioaktiivisia aineita sisältävät hiukkaset ja aktiivihiihluodatin pidättää kaasumaisen radioaktiivisen jodin. Näytteet kerätään tehtävää varten suunnitelluilla kerääjillä (kuva 3.2). Osassa kerääjiä on lasikuitusuodattimeen kertyvää radioaktiivisuutta monitoroiva LaBr_3 -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 STUK:n laboratorioon joko Helsinkiin tai Rovaniemelle analysoitaviksi. STUK:lla on lisäksi Kuopiossa suodattimien mittaamiseen tarvittava laitteisto, jolla aseman suodattimet mitataan paikan päällä ja tulokset analysoidaan Helsingissä. STUKin toimipisteessä Helsingissä on automaattilaitteisto joka kerää, käsittelee ja analysoi suodattimen sekä raportoi 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 pidättyneet radionuklidit. Radioaktiivisten aineiden havaitsemisraja ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) on nuklidikohtainen ja riippuu mm. suodatetusta ilmamäärästä, näytteen sisältämistä muista radioaktiivisista

aineista, näytteen iästä, mittausajasta, ilmaisimen havaitsemistehokkuudesta ja taustasuojasta (taulukko 3.1). Havaitsemisrajat ovat tyypillisesti alle miljardiosia siihen aktiivisuuspitoisuuteen nähden, joka aiheuttaisi väestön suojaustoimenpiteitä. Osassa kerääjiä oleva, suodattimelle kertyvää radioaktiivisuutta monitoroiva LaBr_3 -spektrometri ei herkkyytensä puolesta riitä korvaamaan suodattimien laboratorioanalyysijä.

Tulokset

Taulukossa 3.2 on esitetty vuoden 2013 aikana tehdyt poikkeavat keinotekoisien radioaktiivisten aineiden havainnot. Vuoden 2013 tammikuussa havaittiin Kotkassa kerätyssä näytteessä vähäinen määrä radioaktiivista hiukkasmaista ^{131}I :tä sekä helmikuussa, maaliskuuhun vaihteessa ja elokuussa vähäinen määrä radioaktiivista ^{60}Co . Sekä ^{60}Co että ^{131}I syntyy ydinvoimalaitoksissa käytön aikana, ^{131}I on lisäksi lääketieteellistä käyttöä. Helsingissä helmikuussa havaittu radioaktiivinen ^{82}Br oli peräisin teollisuuden merkkiainekokeesta. Elokuussa Kotkassa kerätyssä näytteessä havaittu radioaktiivinen ^{134}Cs saattaa olla paikallista, maasta uudelleen ilmaan nousutta Fukushima Dai-ichin ydinvoimalaitosonnettomuudesta peräisin olevaa laskeumaa.

Kuvassa 3.3 on esitetty ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuden keskiarvo näytteenkeräysjaksoilla havainto-asemittain. Huhtikuussa havaittiin Etelä-Suomessa normaalia suurempia pitoisuuksia ^{137}Cs . Havaittu cesium oli todennäköisesti peräisin Moskovan lähellä teollisuuslaitoksessa vahingossa sulatetusta ^{137}Cs lähteestä. Kuvassa 3.4 on esitetty ^{137}Cs aktiivisuuspitoisuuden kuukausikeskiarvot pitkällä aikavälillä Helsingin seudulta. Keinotekoisien radioaktiivisten aineiden määrät ulkoilmassa ovat olleet erittäin pieniä, eikä niillä ole ollut terveysvaikutuksia. Vuonna 2013 suomalaiset saivat ulkoilman keinotekoisista radioaktiivisista aineista keskimäärin noin 0,0000001 mSv säteilyannoksen.

Yhteyshenkilö: Aleks Mattila, Säteilyturvakeskus (aleksi.mattila@stuk.fi)

3 Radioaktiva ämnen i uteluften

Strålsäkerhetscentralen övervakar halten av radioaktiva ämnen nära markytan på åtta orter och försvarsmakten på en ort i Finland (bild 3.1). Nära kärnkraftverken i Lovisa och Olkiluoto har kraftbolagen fyra mätstationer. En sammanfattning om strålningsövervakningen i närheten av kärnkraftverken publiceras i Strålsäkerhetscentralens rapportserie STUK-B.

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 innehåller radioaktiva ämnen och ett filter av aktivt kol fångar radioaktiv jodgas. Proven samlas in med uppsamlare som konstruerats enkom för detta ändamål (bild 3.2). En del av dessa uppsamlare har en LaBr_3 -spektrometer som mäter radioaktiviteten som samlas i glasfiberfiltret. Om halten av radioaktiva ämnen i luften är tillräckligt stor, kan spektrometern upptäcka artificiella radioaktiva ämnen som samlas i filtret medan mätningen fortfarande pågår.

Filtren byts ut en eller två gånger i veckan beroende på samlarmodellen och sänds till Strålsäkerhetscentralens laboratorium i Helsingfors eller Rovaniemi för analys. Dessutom har STUK utrustning i Kuopio, med vilken filtren på denna mätstation kan mätas på plats. Resultaten skickas sedan till Helsingfors för analys. I Helsingfors har Strålsäkerhetscentralen utrustning som automatiskt samlar in, behandlar och analyserar filtret samt rapporterar resultaten. Apparaturen byter filter en gång per dygn.

Hantering och mätning av proven

Med hjälp av noggranna laboriemätningar kan ytterst små mängder radioaktiva ämnen som fastnat i filtren observeras. Filtren mäts med en gammasppektrometer och radionukliderna identifieras utgående från spektrumet. Detektionsgränsen som anges i $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ varierar för olika nuklider

och beror bland annat på hur stor mängd luft som passerat filtret, andra radioaktiva ämnen i provet, provets ålder, mättiden, detektorns känslighet samt skyddet mot bakgrundsstrålning (tabell 3.1). Detektionsgränserna är i allmänhet under en miljarddel av den koncentrationsnivå som skulle föranleda åtgärder för att skydda befolkningen. LaBr_3 -spektrometern som finns i en del av samlare och som övervakar halten av radioaktiva ämnen i filtren är inte tillräckligt känslig för att ersätta laboratorieanalyser.

Mätresultat

Avvikande upptäckter av artificiella radioaktiva ämnen i uteluften under år 2013 presenteras i tabell 3.2. I januari upptäcktes en liten koncentration av ^{131}I -partiklar i Kotka. En liten koncentration av ^{60}Co upptäcktes i Kotka i februari, mars och augusti. Bägge isotoperna uppstår i kärnkraftverk under drift och ^{131}I används också inom medicin. Det radioaktiva ^{82}Br som upptäcktes i Helsingfors i februari kom ett spårsubstansprov inom industrin. Det radioaktiva ^{134}Cs som upptäcktes i ett prov som togs i Kotka i augusti kan vara lokalt nedfall från olyckan i kärnkraftverket Fukushima Daiichi som på nytt stigit upp från marken till luften.

I bild 3.3 visas den genomsnittliga aktivitetshalten av ^{137}Cs under provtagningsperioderna för varje mätstation. I april upptäcktes i södra Finland halter av ^{137}Cs som var större än normalt. Detta cesium kom troligtvis från en industrianläggning nära Moskva, där en ^{137}Cs -källa av misstag smalt. Bild 3.4. visar månadsmedeltalet av ^{137}Cs -halterna i Helsingforsregionen under en längre tidsperiod. Halten av artificiella radioaktiva ämnen i uteluften har varit mycket låg och inte utgjort någon hälsorisk. År 2013 fick finländarna i genomsnitt en stråldos på cirka 0,0000001 mSv från artificiella radioaktiva ämnen i uteluften.

Kontaktperson: Aleks Mattila,
Strålsäkerhetscentralen (aleksi.mattila@stuk.fi)

3 Airborne radioactive substances

STUK operates eight sampling stations for the nationwide monitoring of airborne radioactive substances. The Defence Forces has one station (Fig. 3.1). 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.

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. 3.2). Some of the samplers have been equipped with a LaBr₃-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 a STUK laboratory either in Helsinki or Rovaniemi for analysis. At the Kuopio monitoring station, STUK has on-site equipment for filter measurement. These measurements are analysed in Helsinki. The sampler at the STUK offices in Helsinki is robotic: sampling, filter processing, analysis and reporting 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

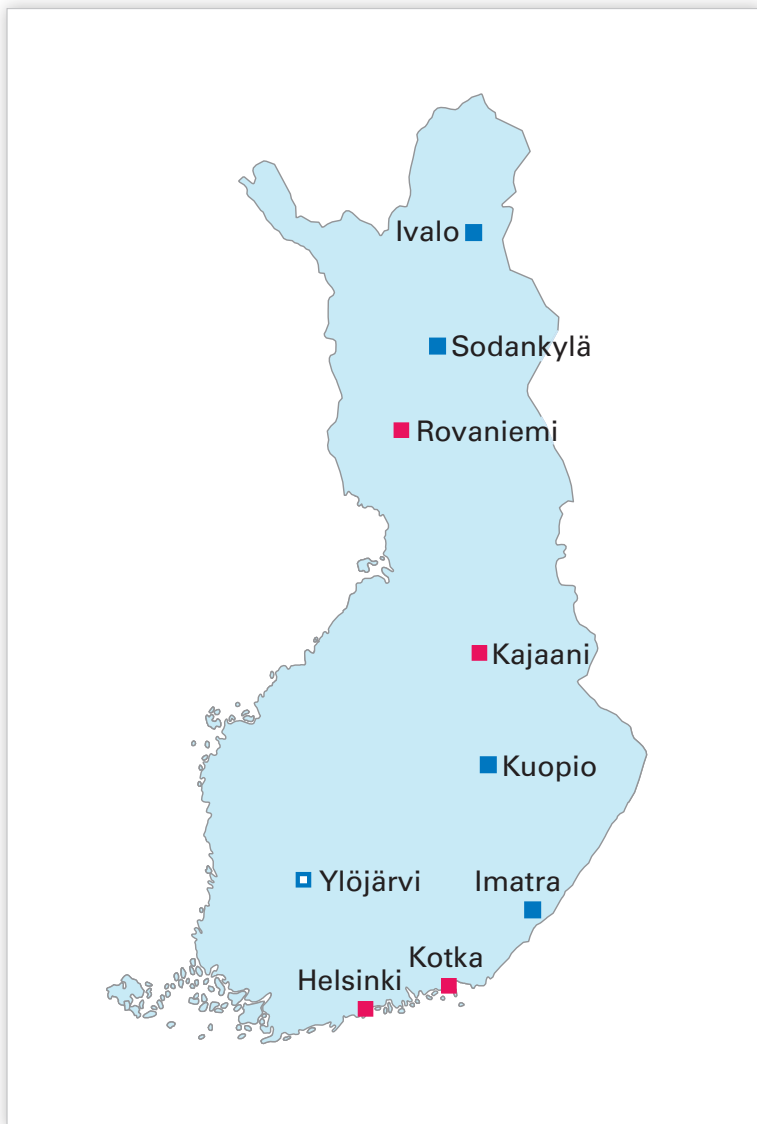
time before the measurement, detection efficiency and the background shield (Table 3.1). Detection limits are typically a billion times smaller than the concentrations, which may lead to protective action being taken. The sampler spectrometers monitoring activity depositing on the filter are not sensitive enough to substitute for filter laboratory analysis.

Results

Detected unusual artificial radioactivity is listed in Table 3.2. In January 2013, a small quantity of particulate ¹³¹I was detected on a sample collected in Kotka. On samples collected in Kotka in February, March and August, a small quantity of ⁶⁰Co was detected. Both isotopes are produced at nuclear power plants and ¹³¹I is also used in medicine. A small amount of ⁸²Br detected on samples collected in Helsinki in February was from an industrial tracer experiment. Cesium-134 detected in Kotka in August could be local re-suspension of fallout from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident.

The average values of ¹³⁷Cs activity concentrations in outdoor air during the sampling periods at the monitoring stations are shown in Figure 3.3. In April, larger than usual quantities of ¹³⁷Cs were detected in Southern Finland. Detected cesium probably originated from an industrial plant near Moscow, where a ¹³⁷Cs source was accidentally melted. Figure 3.4 shows the long-time trend of monthly average of ¹³⁷Cs activity concentration in the Helsinki area. Airborne artificial radioactive substances were estimated to cause a radiation dose of about 0.0000001 mSv per capita in Finland in 2013.

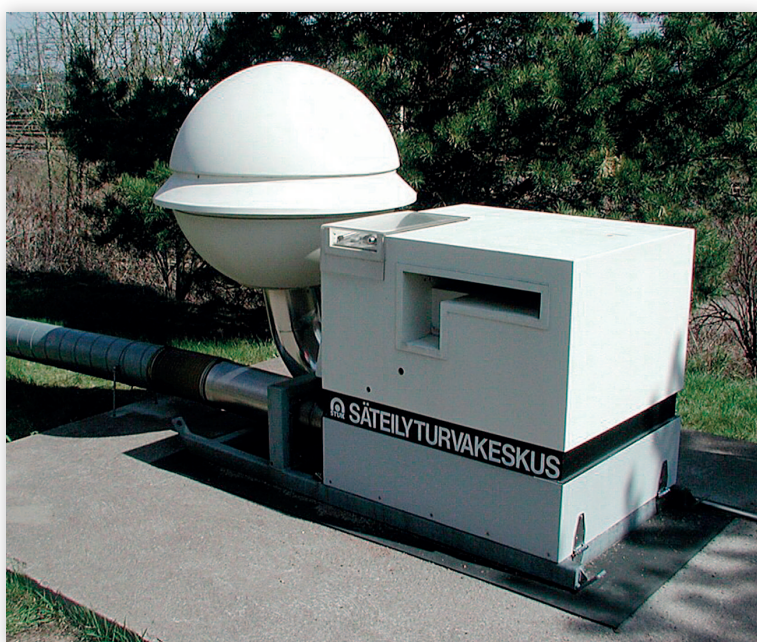
Contact person: Aleksi Mattila, Radiation and Nuclear Safety Authority (aleksi.mattila@stuk.fi)



Kuva 3.1. Ulkoilman ja laskeuman sisältämien radioaktiivisten aineiden monitorointiasemat. Puolustusvoimat ylläpitää Ylöjärven asemaa ja analysoi hiukkaskerääjän näytteet. STUK ylläpitää muita asemia ja analysoi niiden näytteet. Kuvassa punaisella merkityillä asemilla on suodattimelle kertyvää radioaktiivisuutta monitoroiva laitteisto.

Bild 3.1. 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 med röd färg märkta stationerna har utrustning som mäter radioaktiviteten i filtren medan dessa ännu är i bruk.

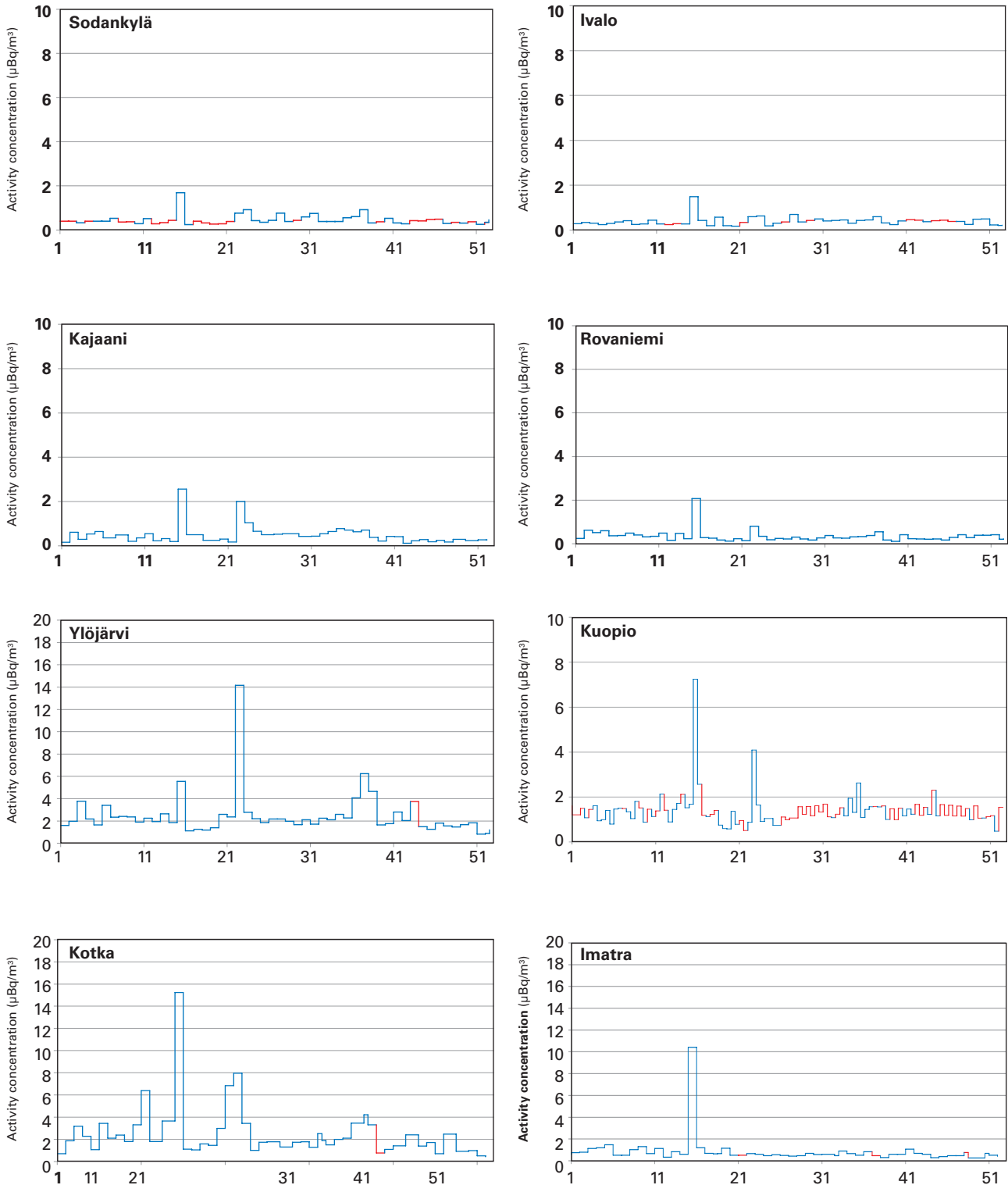
Fig. 3.1. Sampling locations for airborne radioactive substances and deposition. The Defence Forces operate the station at Ylöjärvi and perform sample analysis. STUK operates and analyses samples from the other stations analysis. The stations marked with red are equipped with on-line filter monitoring.



Kuva 3.2. Kotkan monitorointiaseman hiukkaskerääjä.

Bild 3.2. Aerosolsamlaren i Kotka.

Fig. 3.2. Air sampler at Kotka monitoring station.



Kuva 3.3. ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuksien viikkokeskiarvot ulkoilmassa eri valvonta-asetilla vuonna 2013. Punaisella värillä merkityillä jaksoilla ^{137}Cs ei ole havaittu ja kuvaan merkitty lukuarvo on puolet havaitsemisrajasta. Keväällä ^{137}Cs pitoisuuksissa esiintyy keskimääräistä suurempia arvoja maan pinnalta kohoavan pölyn vuoksi.

Bild 3.3. Veckomedeltal av ^{137}Cs -koncentrationer i uteluften på olika mätstationer år 2013. Under perioderna märkta med rött har inget ^{137}Cs upptäckts och värdet i tabellen motsvarar hälften av observationsgränsen. På våren förekommer högre ^{137}Cs koncentrationer på grund av damm från jordytan.

Fig. 3.3. Weekly averages of airborne ^{137}Cs activity concentrations at different monitoring stations in 2013. During the periods

Taulukko 3.1. Hiukkaskerääjien virtausnopeudet, näytteenvaihtotiheydet sekä eräiden radionuklidien tyypilliset havaitsemisrajat. Lisäksi taulukkoon on merkitty onko asemalla suodattimelle kertyvää radioaktiivisuutta monitoroiva laitteisto.

Tabell 3.1. Luftflödet genom filtret, provtagningsfrekvenserna samt typiska observationsgränser för några radionuklider. Tabellen berättar även om stationen mäter filtrena medan dessa ännu är i bruk.

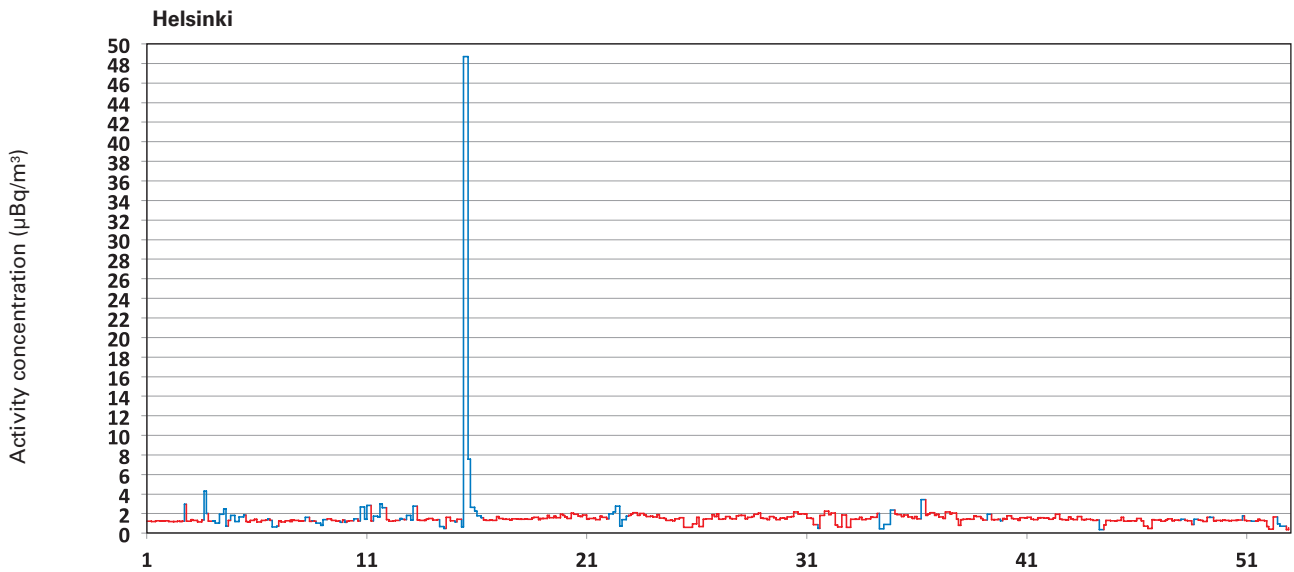
Table 3.1. Monitoring station flow rates, sampling frequencies and typical detection limits for selected radionuclides. The table

Site	Flow rate (m ³ h ⁻¹)	Sampling frequency (wk ⁻¹)	Typical detection limit (µBq/m ³)			Sampling with on-line monitor
			¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	
Helsinki	700	7	1,2	1,2	1,4	yes
Kotka	850	1	0,1	0,2	0,4	yes
Imatra	150	2	0,4	0,4	0,7	no
Ylöjärvi	150	2	0,3	0,3	0,5	no
Kuopio	150	2	0,3	0,4	0,8	no
Kajaani	850	1	0,2	0,1	0,4	yes
Rovaniemi	850	1	0,2	0,2	0,6	yes
Sodankylä	150	2	0,5	0,5	1,4	no
Ivalo	150	2	0,3	0,3	0,6	no

Taulukko 3.2. Hiukkaskeräysasemilla vuonna 2013 tehdyt poikkeavat keinotekoisien radioaktiivisten aineiden havainnot.

Tabell 3.2. Observationer av de atypiska artificiella radionukliderna i uteluften år 2013.

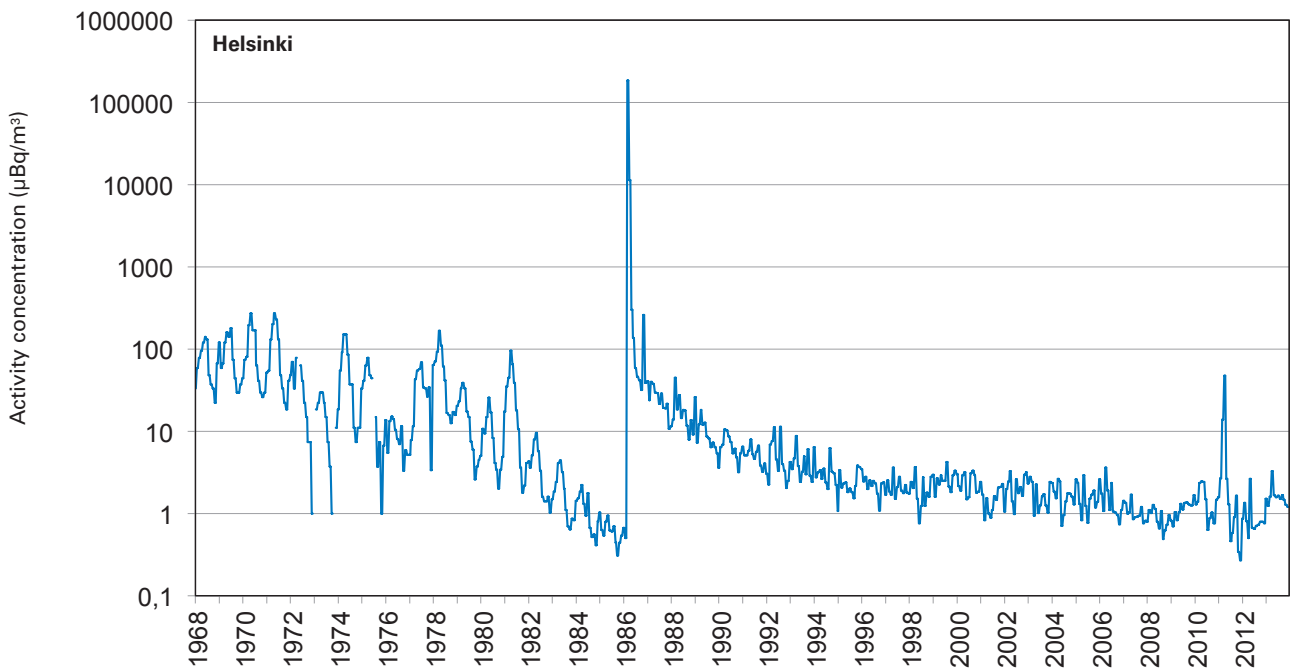
Site	Nuclide	Sampling period	Average concentration µBq/m ³ (one sigma uncertainty %)
Kotka	I-131	15.1. – 22.1	0.61 (8)
Kotka	Co-60	12.2. – 19.2.	0.18 (5)
Helsinki	Br-82	24.2. – 26.2.	5.1 (30)
Helsinki	Br-82	26.2. – 27.2.	15 (8)
Kotka	Co-60	25.3. – 11.4.	0.13 (11)
Kotka	Co-60	30.7. – 5.8.	0.16 (16)
Kotka	Cs-134	12.8. – 20.8.	0.57 (15)



Kuva 3.4. Ilman ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuden vuorokausikeskiarvot Helsingissä vuonna 2013. Punaisella värillä merkityllä jaksolla ^{137}Cs :ää ei ole havaittu, kuvaan merkitty lukuarvo on puolet havaitsemisrajasta.

Bild 3.4. Dagliga medelvärden av ^{137}Cs -koncentration i uteluft i Helsingfors år 2013. Under de röda perioderna observerades inget ^{137}Cs och resultaten i bilden är hälften av motsvarande observationsgräns.

Fig. 3.4. Daily averages of airborne activity concentration of ^{137}Cs in Helsinki in 2013. No ^{137}Cs was observed during the periods marked with red and the value shown in the graph is half of the detection limit.



Kuva 3.5. Ilman ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuden kuukausikeskiarvot Helsingin seudulla vuosina 1968–2013. Ennen Tshernobylin onnettomuutta (v. 1986) esiintyvä ^{137}Cs on peräisin ilmakehässä tehdyistä ydinasekokeista. Tälle laskeumalle on tyypillistä kuvassa näkyvä vuodenaikaisvaihtelu. Fukushima Dai-ichin ydinvoimalaitosonnettomuus näkyy piikkinä vuoden 2011 alussa.

Bild 3.5. Luftburna ^{137}Cs -koncentrationer i Helsingforsregionen år 1968–2013. Före Tjernobyl olyckan år 1986 härstammade ^{137}Cs från kärnvapenprov i atmosfären. Årstidsvariationerna som framgår ur bilden är typiska för detta gamla nedfall. Fukushima Dai-ichi olyckan syns i början av 2011.

Fig. 3.5. Airborne activity concentrations of ^{137}Cs in Helsinki in 1968–2013. Before the Chernobyl accident in 1986, ^{137}Cs originated from atmospheric nuclear weapon tests. The regular seasonal fluctuation seen in the figure was typical for this old deposition. Fukushima Dai-ichi accident is seen as a peak at the beginning of year 2011.

4 Ulkoilman kokonaisbeeta-aktiivisuus

Ilmatieteen laitos on seurannut pintailman kokonaisbeeta-aktiivisuutta vuodesta 1959. Vuonna 2013 toiminnassa oli kahdeksan viikkonäytteitä keräävää asemaa (kuvat 4.1 ja 4.2).

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 × 140 mm. Viikossa suodatettu ilmamäärä paperisuodattimilla on noin 800 m³ ja lasikuitusuodattimilla noin 4 000 m³.

Näytteiden mittaus

Aerosolinäytteiden kokonaisbeeta-aktiivisuus mitataan noin viisi päivää keräyksen lopettamisen jälkeen, jolloin ²²²Rn:n lyhytikäiset tytärnuklidit ovat hajooneet ²¹⁰Pb:ksi ja ²²⁰Rn:n tytärnuklidit pysyväksi ²⁰⁸Pb:ksi. Näin ollen mitattu kokonaisbeeta-aktiivisuus koostuu ²¹⁰Pb:stä sekä mahdol-

lisista keinotekoisista radioaktiivisista aineista. Mittaukset tehdään automaattisella alfa/beeta-analysaattorilla, jossa ilmaisimina käytetään verrannollisuuslaskureita.

Tulokset

Kuvassa 4.3 on esitetty ulkoilman pitkäikäisen beeta-aktiivisuuden viikottaiset pitoisuudet kahdeksalla seuranta-aseamalla vuonna 2013. Käyrät kuvaavat lähinnä ²¹⁰Pb:n pitoisuutta pintailmassa. Koska ilmakehän ²¹⁰Pb on peräisin maaperästä ilmakehään siirtyneestä ²²²Rn:sta, riippuu ²¹⁰Pb:n pitoisuus suursäätilanteesta eli ilmamassojen stabiilisuudesta ja alkuperästä. Korkeimmat pitoisuudet ovat mantereellisissa ilmamassoissa ja pienimmät merellisissä ja arktisissa ilmamassoissa. Vuoden 2013 aikana ei seurantaohjelman puitteissa havaittu poikkeuksellista kokonaisbeeta-aktiivisuutta ilmassa.

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

4 Total betaaktivitet i uteluft

Meteorologiska institutet har mätt total betaaktivitet i luft nära markytan sedan år 1959. På åtta stationer samlades aerosolprov varje vecka under året 2013 (bilder 4.1 och 4.2).

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 × 140 mm. Luftmängden är ca 800 m³ i veckan genom pappersfiltret och ca 4 000 m³ i veckan genom glasfiberfiltret.

Mätning av proven

Aerosolprovets totala betaaktivitet mäts ca fem dagar efter det proven har tagits, varvid de kortlivade dotternukliderna till ²²²Rn har blivit ²¹⁰Pb och dotternukliderna till ²²⁰Rn har blivit stabilt ²⁰⁸Pb. Den uppmätta totala betaaktiviteten består sålun-

da av ²¹⁰Pb och eventuell konstgjorda radioaktiva ämnen. Mätningarna utförs med en automatisk alfa/beta-analysator med proportionalitetsräknare.

Mätresultat

I bild 4.3 visas koncentrationer av långlivad betaaktivitet på åtta bevakningsstationer under året 2013. Kurvorna visar närmast halten av ²¹⁰Pb i luften nära marken. Eftersom atmosfärens ²¹⁰Pb kommer från ²²²Rn i marken, varierar halten av ²¹⁰Pb 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 2013.

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

4 Gross beta activity of ground-level air

The Finnish Meteorological Institute (FMI) has been monitoring the gross beta activity of aerosol particles since 1959. Weekly aerosol samples were collected at eight stations in 2013 using filter sampling (Figures 4.1 and 4.2).

Sample collection

The 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 × 140 mm. The weekly air volumes are 800 m³ and 4,000 m³ for paper and glass fibre 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 (²²²Rn) daughters have decayed to ²¹⁰Pb and the thoron (²²⁰Rn) daughters have decayed to stable ²⁰⁸Pb. Therefore the measured gross beta activity consists of ²¹⁰Pb and possible artificial beta emitters. The measurements are car-

ried out with an automatic alpha/beta analyser equipped with proportional counters as detectors.

Results

The observed gross beta activity concentrations at the eight monitoring stations in 2013 are presented in Figure 4.3. The curves are essentially records of the concentration of ²¹⁰Pb, the long-lived daughter nuclide of the radioactive noble gas ²²²Rn, which enters the atmosphere by diffusion from the ground. The concentration of ²¹⁰Pb mainly depends 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 2013 within the FMI's monitoring programme.

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



Kuva 4.1. Seuranta-asemat vuonna 2013.

Bild 4.1. Bevakningsstationerna under året 2013.

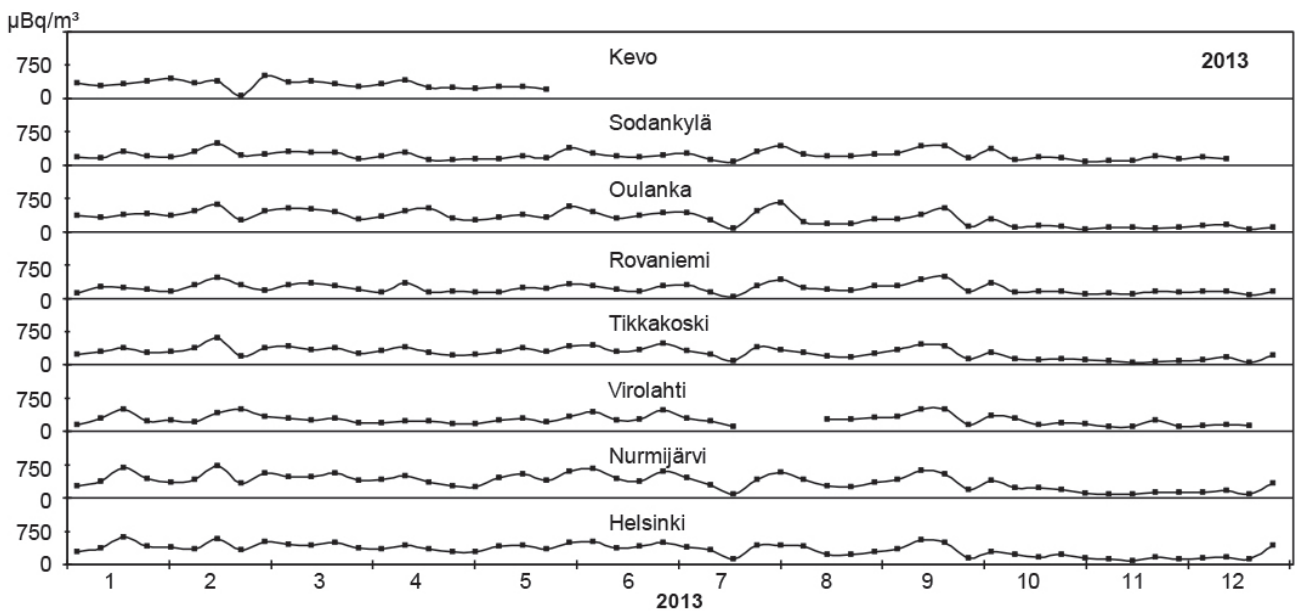
Fig. 4.1. Monitoring stations in 2013.



Kuva 4.2. Sodankylän seuranta-asema.

Bild 4.2. Bevakningsstation i Sodankylä.

Fig. 4.2. Monitoring station at Sodankylä.



Kuva 4.3. Aerosolin pitkäikäisen beeta-aktiivisuuden pitoisuudet ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) vuonna 2013.

Bild 4.3. Koncentrationer ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) av långlivad betaaktivitet i aerosoler år 2013.

Fig. 4.3. Concentrations of aerosolbound long-lived gross beta activity ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) in 2013.

5 Laskeuman radioaktiiviset aineet

Radioaktiivisella laskeumalla tarkoitetaan pölynä tai sadeveden mukana maahan ja veteen laskeutuneita radioaktiivisia aineita. Laskeumanäytteiden analysointi antaa tietoa eri puolille maata tulevien radioaktiivisten aineiden määrästä ja on lähtökoh-ta tutkimuksille, jotka käsittelevät radioaktiivisten aineiden kulkeutumista maa- ja vesiympäris-tössä.

Näytteiden keräys

Laskeumanäytteitä kerätään jatkuvasti samoilla yhdeksällä paikalla kuin ilmanäytteitä (kuva 3.1). Näytteen keräysjakso on tavallisesti yksi kuukausi. Laskeumanäytteet kerätään ruostumattomasta teräksestä valmistetulla laitteella, jonka keräysala on 0,07m². Laite ei erota sateen mukana tullutta märkää laskeumaa ja kuivaa laskeumaa toisistaan, vaan kerää ne yhteen. Talviajan näytteiden keruun helpottamiseksi laitteessa on lämmitysvas-tus, mikä pitää näytteen sulana ja varmistaa sen, että kaikki keräysastiaan satanut lumi tulee mukaan näytteeseen.

Näytteiden käsittely ja analysointi

¹³⁷Cs näytteet yhdistetään neljännesvuosinäytteiksi ja ⁹⁰Sr näytteet puolivuosinäytteiksi. Näytteisiin lisätään stabiilia strontiumia ja cesiumia kantaja-aineiksi, ja näytteet tehdään happamiksi typpihapolla. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamppujen alla ja haihdutusjäänökset tuhitetaan. Gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet analysoidaan gammaspektrometrisesti tuhitetusta näytteestä. Strontium erotetaan näyt-teestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen ⁹⁰Sr määritetään tytärnuklidinsa ⁹⁰Y:n kautta matalataustaisella verrannollisuus-laskurilla.

Kahden aseman sadevesinäytteistä määrite-tään cesiumin lisäksi myös tritiumpitoisuudet. Näytteet tislataan ja tritium mitataan nestetuik-spektrometrilla.

Tulokset

Vuoden 1986 jälkeen laskeumanäytteissä havaitut ¹³⁷Cs ja ⁹⁰Sr ovat peräisin pääasiassa Tshernobylin onnettomuudesta. Laskeuman mukana tulleet ra-dioaktiiviset aineet liikkuvat paikallisesti, ja pieni osa niistä joutuu uudelleen ilmaan.

Taulukossa 5.1 on esitetty ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat vuonna 2013. Kuukausilaskeumat eri paikkakun-illa olivat pienet, useilla asemilla alle havaitse-misrajan. Yleisimmin käytetyillä mittaussajoilla ¹³⁷Cs:n havaitsemisraja on noin 0,1 Bq/m²/3 kk. Havaitsemista voidaan parantaa pidentämällä mit-tausaikaa. ⁹⁰Sr:n havaitsemisraja on noin 0,03–0,06 Bq/m²/6 kk.

Kuvassa 5.1 on ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat Helsingin seudulla vuodesta 1960 alkaen ja kuvassa 5.2 on ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat Rovaniemen seudulla vuo-desta 1972 alkaen. Ennen vuotta 1986 havaittu laskeuma on peräisin ilmakehään tehdyistä ydin-asekokeista. Tälle laskeumalle on tyypillistä ku-vissa näkyvä vuodenaikaisvaihtelu. Vuonna 2013 Helsingin seudulla huhti-, touko- ja kesäkuun yh-distetyssä näytteessä ¹³⁷Cs-laskeuma oli suurempi kuin yleensä (taulukko 5.1). Myös ilmanäytteissä havaittiin huhtikuussa Etelä-Suomessa normaalia suurempia ¹³⁷Cs-pitoisuuksia. Havaittu cesium oli todennäköisesti peräisin Moskovon lähellä teolli-suuslaitoksessa vahingossa sulatetusta ¹³⁷Cs läh-teestä (kappale 3 Ulkoilman radioaktiiviset aineet).

Helsingissä tammi-maaliskuussa 2013 havait-tiin kohonneita tritium-pitoisuuksia sadevesi-näytteissä. Sadevesinäytteet olivat kontaminoitu-neet tritiumilla, joka oli peräisin samassa raken-nuksessa STUK:n kanssa toimivasta yrityksestä. Tritiumpitoisuuden nousu oli hyvin paikallinen. Muutoin tritiumpitoisuudet vuonna 2013 olivat pienet, yleensä 1–4 Bq/l (kuva 5.3).

Yhdyshenkilö: Kaisa Vaaramaa, Säteilyturvakeskus
(kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

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 om vandrings- och vattendrag av radioaktiva ämnen i marken och i vattendrag.

Provtagning

Nedfallsprov insamlas fortlöpande på samma nio orter där man tar luftprov (bild 3.1). Provtagningen pågår vanligtvis en månad åt gången. Nedfallsproven tas med en apparat av rostfritt stål med en uppsamlingsyta på 0,07 m². 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.

Hantering och analys av proven

¹³⁷Cs-proven sammanslås kvartalsvis och ⁹⁰Sr-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 radioaktiva ämnen som ger gammastrålning analyseras med gammaskpektrometer ur de föraskade proven. Strontium avskiljs från proven med extraktionskromatografi, varefter mängden ⁹⁰Sr bestäms genom att mäta dotternukliden ⁹⁰Y i en proportionalitetsräknare med låg bakgrundsstrålning.

I regnvattenprov från två stationer bestäms utöver cesium, även tritium. Proven destilleras och tritiumhalten mäts med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr som man sett i nedfallsproven efter 1986 härrör huvudsakligen från Tjernobylyckan. 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 ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr år 2013. Det månatliga nedfallet på de olika orterna var små, vid många mätstationer under detektionsgränsen. Med de vanligaste mättiderna blir detektionsgränsen för ¹³⁷Cs 0,1 Bq/m²/tre månader. Detektionsmöjligheterna kan förbättras genom att förlänga mättiden. Detektionsgränsen för ⁹⁰Sr är ungefär 0,03–0,06 Bq/m²/sex månader.

Bild 5.1 visar nedfallet av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr i Helsingforsregionen från och med år 1960 och bild 5.2 visar nedfallet av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr 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. Det sammanslagna provet för april, maj och juni år 2013 i Helsingforsregionen hade mera ¹³⁷Cs-nedfall än normalt (tabell 5.1). Också i luftprov tagna i södra Finland observerades i april större koncentrationer av ¹³⁷Cs än medeltalet. Cesiumet som upptäcktes kom troligen från en industrianläggning nära Moskva där en ¹³⁷Cs-källa av misstag smalt (kapitel 3 Radioaktiva ämnen i uteluften).

Förhöjda tritiumhalter upptäcktes i regnvattenprov i Helsingfors i januari till mars 2013. Regnvattenproven hade kontaminerats med tritium, som härstammade från ett företag verksamt i samma byggnad som STUK. Ökningen av tritiumhalten var mycket lokal. I övrigt var tritiumhalten låga år 2013, vanligtvis 1–4 Bq/l (bild 5.3).

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

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 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. 3.1). The usual sampling period is one month. The sampling collectors are made of stainless steel with a surface area of 0.07 m². 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.

Pre-treatment and analyses

¹³⁷Cs are determined in the quarterly combined samples and ⁹⁰Sr in the semi-annual combined samples. 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 gamma-emitting radionuclides with gamma spectrometers. Strontium is separated by an extraction chromatographic method, and thereafter ⁹⁰Sr is determined via its daughter nuclide ⁹⁰Y, measured with a low background proportional beta counter. In addition to ¹³⁷Cs, concentrations of ³H are determined in rainwater samples from two stations. The samples are distilled and then measured with liquid scintillation spectrometry.

Results

The amounts of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr observed in the deposition samples after 1986 originate mainly

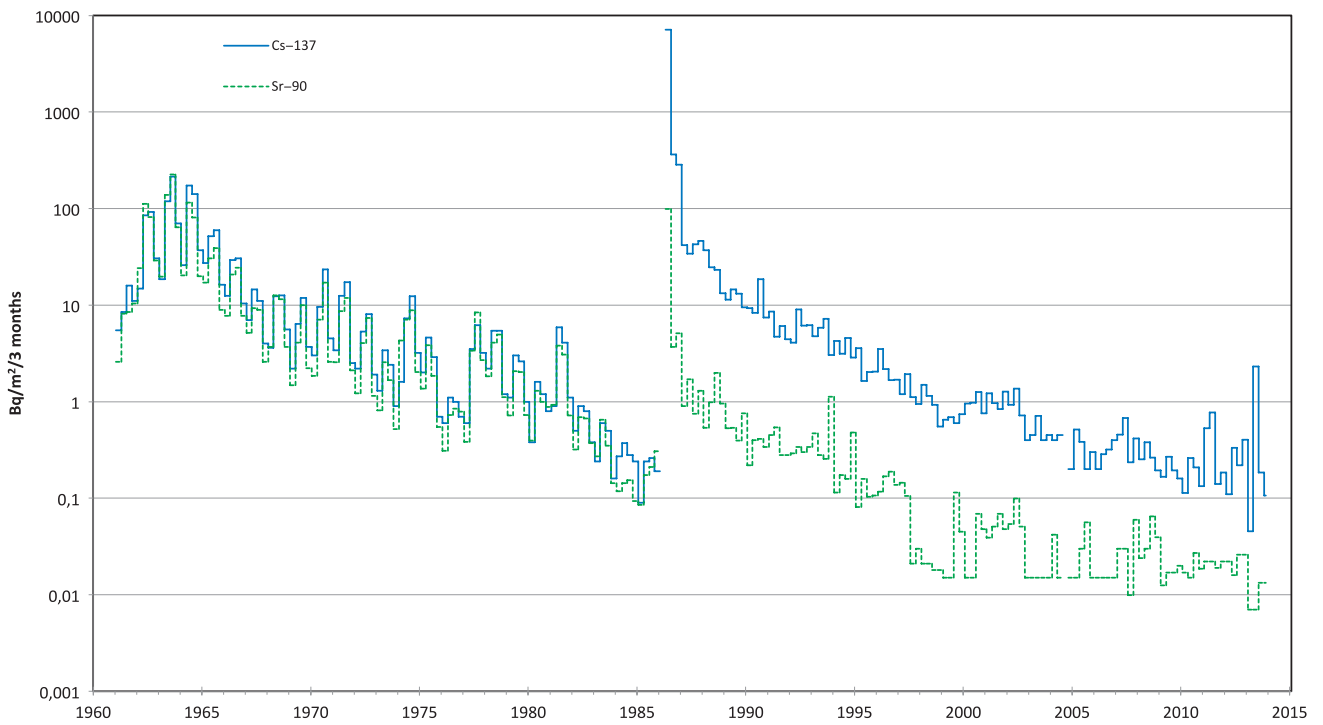
from the Chernobyl accident. The deposited radionuclides circulate locally, and a small amount ends up back in the air.

Table 5.1 shows the depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in 2013. 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 ¹³⁷Cs a detection limit of approximately 0.1 Bq/m²/3 months. The detection limit can be lowered using longer counting times. The detection limit of ⁹⁰Sr is approximately 0.03–0.06 Bq/m²/6 months.

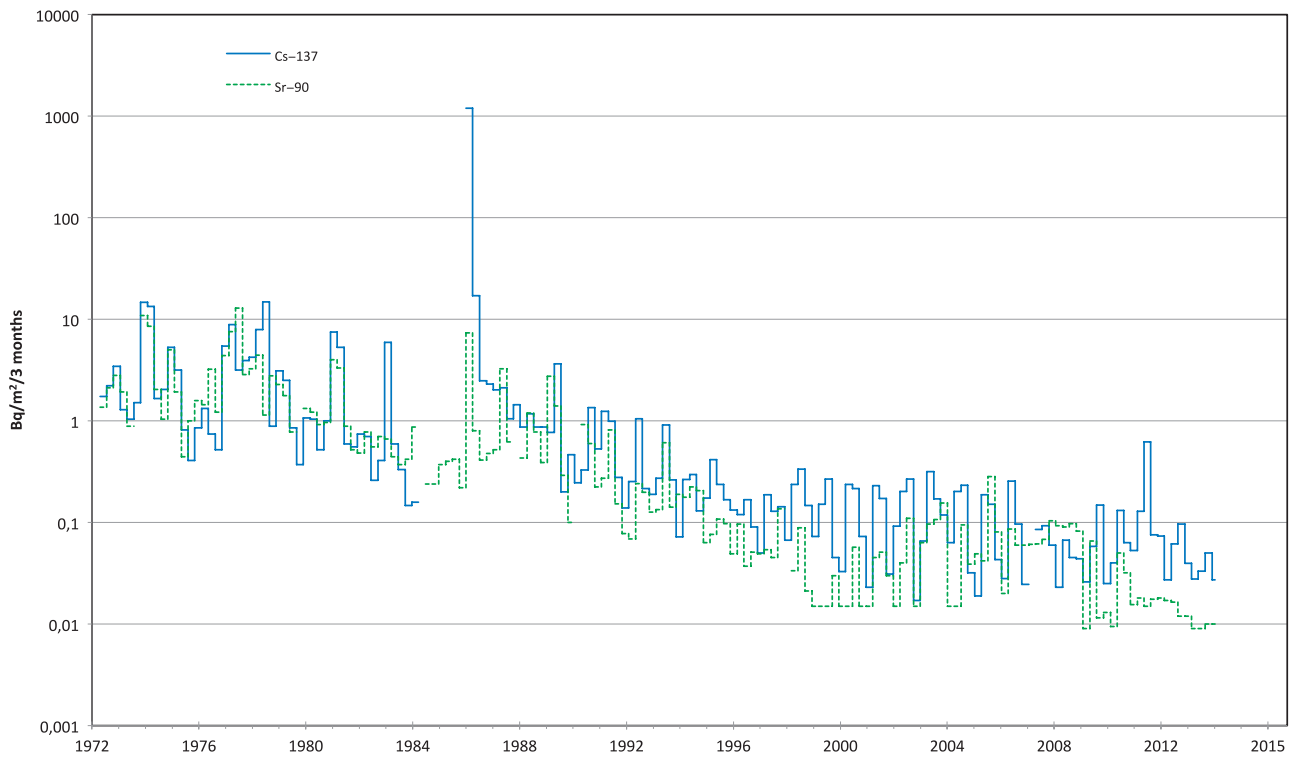
Figure 5.1 presents the depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the Helsinki area since 1960 and figure 5.2 presents the depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the Rovaniemi area since 1972. As the figure 5.1 illustrates, before 1986 the regular seasonal fluctuation is typical of this stratospheric deposition. In 2013, the deposition of ¹³⁷Cs in the combined samples of April, May and June was higher than usual (Table 5.1). In April larger than usual quantities of ¹³⁷Cs were also detected in air samples in Southern Finland. Detected cesium probably originated from an industrial plant near Moscow, where a ¹³⁷Cs source was accidentally melted (Chapter 3 Airborne radioactive substances).

Elevated levels of tritium concentrations in rainwater samples were detected in Helsinki in January-March 2013. The rainwater samples were contaminated with tritium that originated from the company operating in the same building as STUK. Increase in the concentration of tritium was very local. Otherwise, in 2013, the concentrations of tritium were low, typically 1–4 Bq/l (Fig. 5.3).

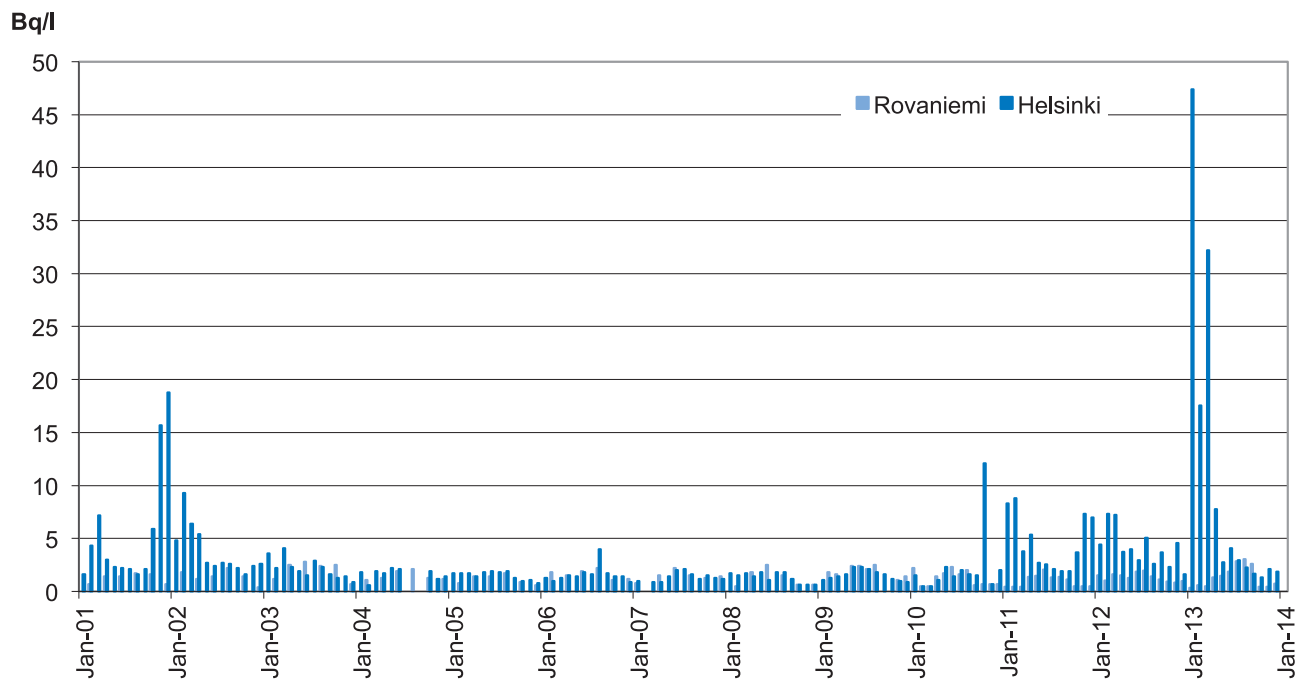
Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)



Kuva 5.1. ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat Helsingin seudulla 1960–2013.
Bild 5.1. Nedfall av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr i Helsingforsregionen, 1960 till 2013.
Fig. 5.1. Depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the Helsinki area, 1960–2013.



Kuva 5.2. ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat Rovaniemellä 1972–2013.
Bild 5.2. Nedfall av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr i Rovaniemi, 1972 till 2013.
Fig. 5.2. Depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in Rovaniemi, 1972–2013.



Kuva 5.3. Tritiumpitoisuudet (Bq/l) Helsingin ja Rovaniemen sadevesinäytteissä 2001–2013.

Bild 5.3. Halter av tritium (Bq/l) i regnvatten i Helsingfors och i Rovaniemi, 2001 till 2013.

Fig. 5.3. Activity concentrations (Bq/l) of tritium (^3H) in rainwater in Helsinki and Rovaniemi, 2001–2013.

Taulukko 5.1. ^{137}Cs - laskeumien neljännesvuosi- ja vuosisummat ja ^{90}Sr -laskeumien puolivuosi- ja vuosisummat eri paikkakunnilla vuonna 2013 (Bq/m^2).

Tabell 5.1. Nedfall av ^{137}Cs under kvartalen och hela året 2013 och ^{90}Sr under halvåret och hela året 2013 på olika orter (Bq/m^2).

Table 5.1. Quarterly and annual depositions of ^{137}Cs and semi-annual and annual depositions of ^{90}Sr at various stations in 2013

	^{137}Cs				^{90}Sr		Whole year	
	1 st	2 nd	3 rd	4 th	1 st and 2 nd	3 rd and 4 th	^{137}Cs	^{90}Sr
Helsinki	< 0.1	2.3	0.2	0.1	< 0.03	< 0.05	2.7	< 0.05
Imatra	< 0.1	0.3	0.2	0.1	< 0.03	< 0.04	0.6	< 0.04
Ivalo	< 0.1	< 0.1	0.2	< 0.1	< 0.03	< 0.05	0.3	< 0.05
Kajaani	0.2	0.2	0.2	0.1	< 0.1	< 0.05	0.7	< 0.1
Kotka	0.3	0.7	0.6	0.3	< 0.03	< 0.04	1.9	< 0.04
Kuopio	0.1	0.2	0.1	0.2	< 0.03	< 0.05	0.6	< 0.05
Rovaniemi	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.03	< 0.04	0.1	< 0.04
Sodankylä	< 0.1	< 0.1	0.1	< 0.1	< 0.03	< 0.06	0.2	< 0.05
Ylöjärvi	0.3	1.0	0.4	0.1	< 0.04	< 0.04	1.8	< 0.04

6 Pintaveden radioaktiiviset aineet

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

Näytteenotto

Pintavesinäytteitä otetaan kaksi kertaa vuodessa neljän suuren joen, Kymijoen, Kokemäenjoen, Oulujoen ja Kemijoen, suista (kuva 6.1). Kokemäenjoki otettiin mukaan vuonna 2009 uutena näytteenottopaikkana. Näytteenottokuukaudet ovat touko- ja lokakuu. Vuonna 2013 Oulujoesta otettiin kolme lisänäytettä marraskuussa (Merikoski, Montta ja Jylhämä).

Näytteiden käsittely ja analysointi

Laboratoriossa näytteisiin lisätään stabiilia strontiumia ja cesiumia kantaja-aineksiksi, ja näytteet tehdään happamiksi typpihapolla. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamppujen alla kuiviin, jonka jälkeen ne tuhitetaan. Tuhitetuista näytteistä määritetään ^{137}Cs ja mahdolliset muut gammanuklidit gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, ja ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrillä (kuva 6.2).

Tulokset

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

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

Oulujoesta lokakuussa 2010, 2011 ja 2012 otettujen näytteiden ^{137}Cs -pitoisuudet ovat olleet lievästi korkeampia kuin aiempina vuosina. Tämän vuoksi Oulujoesta otettiin lisänäytteitä marraskuussa 2013. Marraskuussa otettujen näytteiden ^{137}Cs -pitoisuudet vaihtelivat välillä 2,3 – 3,0 Bq/m³, jotka ovat yhteneviä toukokuussa ja lokakuussa 2013 otettujen näytteiden ^{137}Cs -pitoisuuksien kanssa (kuva 6.1).

Vuonna 2013 Kymijoen ^{137}Cs -pitoisuudet olivat noin 10-kertaisia ja ^{90}Sr -pitoisuudet noin 3-kertaisia Kemijoen vastaaviin pitoisuuksiin verrattuna (kuva 6.1). Kymijoen ^{137}Cs -pitoisuudet olivat korkeampia kuin Kokemäenjoen, vaikka Tshernobylin laskeuman vaikutuksesta ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuudet nousivat Kymi- ja Kokemäenjoissa lähes yhtä paljon. Vuonna 2013 ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -pitoisuudet olivat samaa tasoa kuin vuonna 2012 Kemijoessa, Kymijoessa ja Kokemäenjoessa. Lisäksi Oulujoen ^{137}Cs -pitoisuus syksyn näytteessä on palautunut normaali tasolle.

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

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). Kumo älv togs med som ny provtagningsplats år 2009. Proven tas i maj och oktober. I november 2013 tog man tre extraprov från Ule älv (Merikoski, Montta och Jylhämmä).

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}Cs med gamma-spektrometer. Strontium avskiljs med extraktionskromatografi, varefter mängden ^{90}Sr bestäms med vätskescintillationsspektrometer (bild 6.2).

Resultat

Halten av radioaktiva ämnen i ytvattnet visar den ojämna regionala fördelningen av nedfallet från Tjernobyl samt att ^{137}Cs och ^{90}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}Cs på Kymmene älvs avrinningsområde år 1986 var betydligt större än motsvarande nedfall av ^{90}Sr , är halterna av ^{137}Cs i Kymmene älv fortfarande högre än halterna av ^{90}Sr . I Kemi älv däremot, på vars avrinningsområde nedfallet av ^{137}Cs var betydligt mindre än i Kymmene älv, är halterna av ^{137}Cs redan nu delvis lägre än halterna av ^{90}Sr , som försvinner långsammare från vatten än ^{137}Cs .

I prov tagna 2010, 2011 och 2012 var halterna av ^{137}Cs i Ule älv något högre än under tidigare år. På grund av detta tog man i november 2013 extraprov från Ule älv. ^{137}Cs -halten i proven tagna i november varierade mellan 2,3 och 3,0 Bq/m³, vilket stämmer överens med ^{137}Cs -halten i proven tagna i maj och oktober 2013 (bild 6.1).

År 2013 var halterna av ^{137}Cs i Kymmene älv ungefär tiofaldiga och halterna av ^{90}Sr nästan trefaldiga jämfört med motsvarande halter i Kemi älv (bild 6.1). Halterna av ^{137}Cs i Kymmene älv var högre än i Kumo älv, trots att aktivitetshalterna av ^{137}Cs på grund av Tjernobylnedfallet steg ungefär lika mycket i Kymmene älv och Kumo älv. År 2013 var halterna av ^{137}Cs och ^{90}Sr ungefär lika som år 2012 i Kemi älv, i Kymmene älv och i Kumo älv. Dessutom har ^{137}Cs -halten i Ule älv återställts till normal nivå i höstens prov.

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

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). The River Kokemäenjoki was included in 2009 as a new sampling site for the monitoring programme. Sampling is done in May and October. Three additional samples were taken from the River Oulujoki in November 2013 (Merikoski, Montta and Jylhämä).

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}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer (Fig. 6.2).

Results

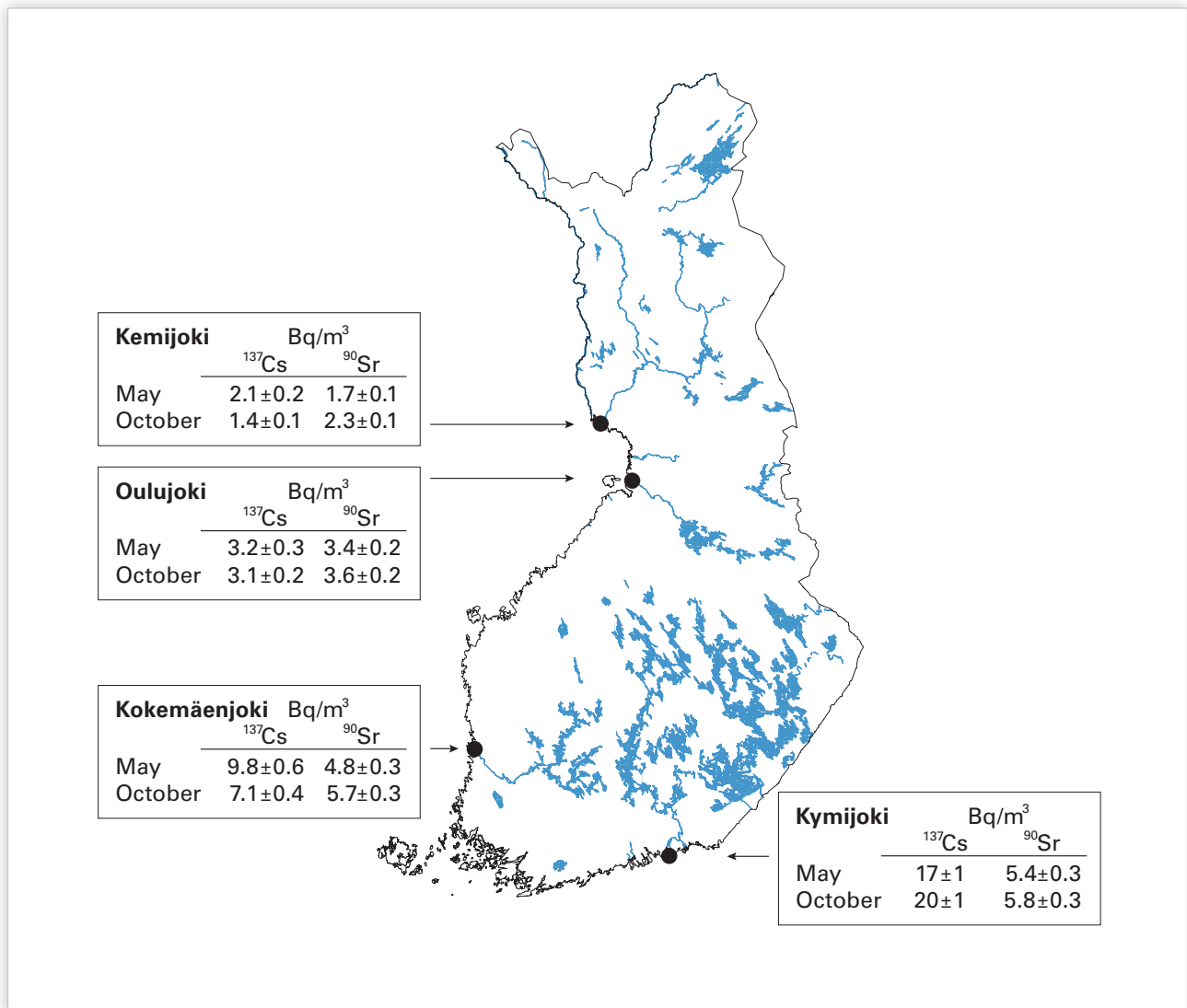
The results of the surface water analyses show the uneven regional distribution of the Chernobyl fallout and the different behaviour of ^{137}Cs and ^{90}Sr in an aquatic environment. The fallout from nuclear weapon tests was quite evenly distributed throughout Finland. Its traces are still observed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

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

In 2010, 2011 and 2012, the ^{137}Cs concentrations in the samples taken from the River Oulujoki in October were slightly higher compared to normal measurement results. Therefore, the additional samples were taken from the River Oulujoki in November 2013. In November 2013, the activity concentrations of ^{137}Cs varied between 2.3–3.0 Bq/m³, which were similar to those taken in May and October in 2013 (Fig. 6.1).

The activity concentrations of ^{137}Cs in Kymijoki were approximately ten times higher and the concentrations of ^{90}Sr three times higher than the respective contents in Kemijoki (Fig. 6.1). The ^{137}Cs concentrations in Kymijoki were higher than in Kokemäenjoki, even though the activity concentrations increased almost as much in the both rivers due to the Chernobyl accident. In 2013, the levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr were about the same as in 2012 in the Kemijoki, Kymijoki and Kokemäenjoki. In addition, the ^{137}Cs concentration in the River Oulujoki in the autumn sample is returned to the normal level.

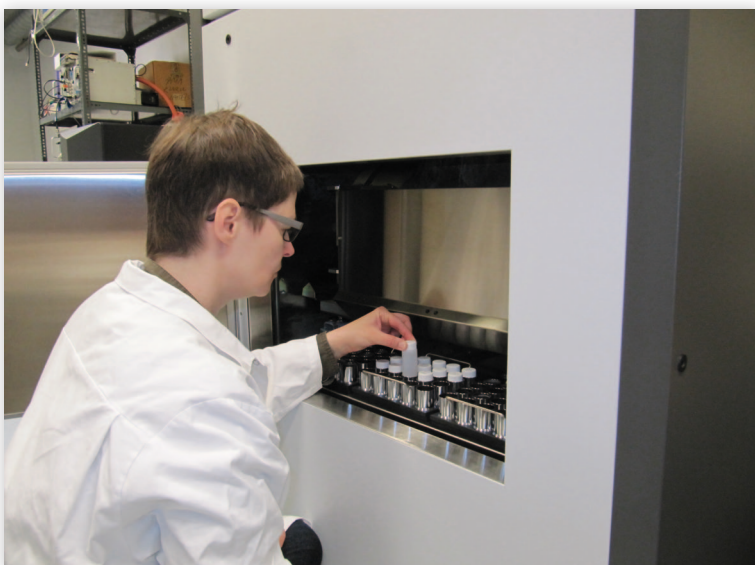
Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)



Kuva 6.1. Pintaveden näytteenottoaikat ja näytteiden ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-pitoisuudet (Bq/m³) vuonna 2013.

Bild 6.1. Provtagningsplatser för ytvatten samt halter av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr (Bq/m³) år 2013.

Fig. 6.1. The sampling sites of surface water and the activity concentrations of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr (Bq/m³) in 2013.



Kuva 6.2. Näytteen mittaaminen nestetuikespektrometrillä.

Bild 6.2. Mätning av provet med vätskeskintillationspektrometer.

Fig. 6.2. Measurement of the sample with a liquid scintillation spectrometer.

7 Juomaveden radioaktiiviset aineet

Juomaveden radioaktiivisuutta seurataan, jotta voidaan arvioida ihmiselle juomaveden kautta aiheutuvaa säteilyaltistusta. Valvontaohjelman näytteistä analysoidaan keinotekoiset radioaktiiviset aineet, joita esiintyy yleensä vain pintavedestä tehdyssä juomavedessä. Juomaveden ^{137}Cs ja ^{90}Sr ovat peräisin pääosin Tshernobyl-laskeumasta ja tritium ilmakehässä suoritetuista ydinasekoikeista. Suuremman säteilyaltistuksen Suomessa aiheuttavat talousvesissä esiintyvät luonnon radioaktiiviset aineet, joiden enimmäispitoisuuksille vesilaitosten jakamassa vedessä Säteilyturvakeskus on asettanut ohjearvot (ST-ohje 12.3).

Näytteenotto

Juomavesinäytteet otetaan kahdesti vuodessa, keväällä ja syksyllä, Oulun ja Turun vesilaitosten jakamasta vedestä sekä suoraan vesijohtovedestä samoilta paikkakunnilta, joista otetaan ruokanäytteet: Helsingistä, Tampereelta ja Rovaniemeltä (kuva 7.1). Juomavesinäytteet otetaan syksyllä samanaikaisesti ruokanäytteiden kanssa. Turun vesilaitoksen vesilähde on vaihtunut syksyllä vuonna 2012. Vuoden 2013 vesinäytteet on otettu uudesta vesilähteestä.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Näytteistä otetaan ensin osanäytteet tritiumin määrittämiseen. Loppuosaan lisätään strontium- ja cesiumkantajat ja tehdään typpihapolla happamiksi. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamppujen alla (kuva 7.2) ja haihdutusjäännökset tuhitetaan. Tuhitetuista näytteistä analysoidaan ^{137}Cs gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrilla. Tritiumin määrittystä varten näyte tislataan epäpuhtauksien poistamiseksi. ^3H määritetään mittaamalla tislattu näyte nestetuikespektrometrilla.

Tulokset

Kaikkien näytteiden ^{90}Sr - ja ^{137}Cs -pitoisuudet olivat pienet vuonna 2013 vaihdellen välillä alle 0,0001–0,014 Bq/l (taulukko 7.1). Turussa ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -pitoisuudet olivat alle havaitsemisrajan. Havaitsemisraja ^{137}Cs :lle on noin 0,0004–0,0005 Bq/l ja ^{90}Sr :lle noin 0,0001–0,0002 Bq/l. Paikkakuntien väliset radionuklidien pitoisuuserot johtuvat sekä alueiden laskeumaeroista 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 uutta tekopohjavettä.

Näytteiden ^3H -pitoisuudet olivat joko alle havaitsemisrajan tai 1,4 Bq/l, ja siis paljon pienempiä kuin Euroopan neuvoston direktiivissä (98/83/EY) talousveden tritiumille asetettu raja-arvo 100 Bq/l (taulukko 7.1).

Säteilyannokset

Juomaveden ^3H :sta, ^{90}Sr :sta ja ^{137}Cs :sta yhteensä aiheutuva säteilyannos vaihteli välillä 0,02–0,3 mikroSv eri paikkakunnilla vuonna 2013; Oulussa, Tampereella ja Rovaniemellä noin 0,1 mikroSv ja Turussa vain noin 0,02 mikroSv. Oulun juomavedestä saatu annos oli noin puolet Helsingin annoksesta, mutta noin viisinkertainen Turkuun verrattuna. Helsingissä ^3H :n osuus juomaveden aiheuttamasta säteilyannoksesta oli vain 6 %, loppuosa aiheutui lähes saman verran ^{90}Sr :sta ja ^{137}Cs :sta. ^3H :n osuus säteilyannoksesta oli suurin Turussa, noin 70 % ja ^{90}Sr :n osuus säteilyannoksesta oli suurin Tampereella, noin 70 %. Arviossa on juomaveden kulutukseksi oletettu 2 litraa päivässä.

Laskuissa on käytetty yhden merkitsevän numeron tarkkuudella annosmuuntokertoimia, jotka on esitetty Säteily- ja ydinturvallisuus kirjasarjan osassa Säteily ympäristössä (2003).

Yhdyshenkilö: Kaisa Vaaramaa,
Säteilyturvakeskus (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

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}Cs) och strontium (^{90}Sr) i dricksvatten härrör huvudsakligen från nedfallet efter olyckan i Tjernobyl och tritium (^3H) härrör från kärnvapenprov i atmosfären. Den största strålningsexponeringen av hushållsvatten i Finland orsakas dock av naturliga radioaktiva ämnen, för vilka Strålsäkerhetscentralen har satt riktvärden (Strålskyddsdirektiv 12.3).

Provtagning

Dricksvattenprov tas två gånger om året, på våren och på hösten, från vattnet som distribueras av vattenverken i Uleåborg och Åbo. Därtill tas dricksvattenprov direkt från vattenledningar på samma orter där man tar livsmedelsprov: i Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi (bild 7.1). På hösten tas dricksvattenproven samtidigt som livsmedelsproven. Vattenverket i Åbo bytte vattenkälla hösten 2012. Vattenprovet för år 2013 är från den nya vattenkällan.

Hantering och analys av proven

Ur proven tar man först delprov för att bestämma tritium. Till resten av provet tillsätts Sr- och Cs-bärare och provet försuras med salpetersyra. Proven koncentreras genom att låta dem indunsta under värmelampa (bild 7.2), varefter de föraskas. Ur de föraskade proven analyseras ^{137}Cs med gammaspåpektroner. Strontium avskiljs ur provet med extraktionskromatografisk metod och halten av ^{90}Sr mäts med vätskescintillationsspektrometer. För att bestämma tritium destilleras provet så att orenheter avlägsnas. Halten av ^3H bestäms genom att mäta det destillerade provet med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

Halterna av ^{90}Sr och ^{137}Cs i alla dricksvattenprov var låga år 2013 och de varierade mellan under

0,0001 och 0,014 Bq/l (tabell 7.1). I Åbo var halterna av ^{137}Cs och ^{90}Sr under detektionsnivån. Detektionsnivån för ^{137}Cs var cirka 0,0004–0,0005 Bq/l och cirka 0,0001–0,0002 Bq/l för ^{90}Sr . Skillnaderna mellan dricksvatten på olika orter beror på skillnader i nedfallet och 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 ^3H var antingen under detektionsnivån eller 1,4 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 ^3H , ^{90}Sr och ^{137}Cs i dricksvatten varierade mellan 0,02–0,3 mSv på olika orter år 2013; i Uleåborg, Tammerfors och Rovaniemi var dosen cirka 0,1 mSv och i Åbo endast cirka 0,02 mSv. Dosen från dricksvattnet i Uleåborg var ungefär hälften av dosen i Helsingfors men ungefär femfaldig jämfört med dosen i Åbo. I Helsingfors orsakade ^3H cirka 6 procent av dosen; resten var orsakad nästan jämnt av ^{137}Cs och ^{90}Sr . Andelen av ^3H av dosen var störst i Åbo, cirka 70 procent och andelen av ^{90}Sr var störst i Tammerfors, cirka 70 procent. Dricksvattenkonsumtionen har antagits vara två liter per dygn.

I beräkningarna har man använt doskonversionskoefficienter med en signifikant siffrans noggrannhet. Koefficienterna presenteras i boken ”Säteily ympäristössä” (2003) som ingår i bokserien om strål- och kärnsäkerhet.

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

7 Radioactive substances in drinking water

Drinking water is monitored to estimate the internal radiation dose people receive via drinking water. Only artificial radionuclides, which are normally found in drinking water comprised of surface water, are analysed in this monitoring programme. Cesium (^{137}Cs) and strontium (^{90}Sr) observed in drinking water mainly originate in the Chernobyl deposition, whereas tritium (^3H) 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. In 1993, STUK issued action limits for natural radionuclides in drinking water distributed by waterworks (ST Guide 12.3).

Sampling

Drinking water samples are collected twice a year, in the spring and autumn. Samples are taken from the drinking water distributed by the waterworks in Oulu and Turku. Samples are also taken straight from tap water from three sites providing daily diet samples, i.e. Helsinki, Tampere and Rovaniemi. In the autumn, the drinking water samples are collected together with the diet samples (Fig. 7.1). The water source of the waterworks in Turku changed in the autumn 2012. The water samples in 2013 are from the new water source.

Pre-treatment and analysis

First, a subsample is taken from the samples for tritium 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 (Fig. 7.2) 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}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer. The samples for tritium analysis are distilled until dry to remove any impurities. ^3H is determined by measuring the distilled samples with a liquid scintillation spectrometer.

Results

Activity concentrations of ^{90}Sr and ^{137}Cs in all the samples were low in 2013, varying from below 0.0001 to 0.014 Bq/l (Table 7.1). In Turku, the activity concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr were below the detection limit. The detection limits for ^{137}Cs were approximately 0.0004–0.0005 Bq/l and for ^{90}Sr 0.0001–0.0002 Bq/l. The differences between the sites are due to differences in deposition 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 new man-made ground water.

The activity concentrations of ^3H were below the detection limit or 1.4 Bq/l (Table 7.1), thus being well below the limit of 100 Bq/l that has been set for tritium in household water by the European Commission Regulation (EC) No.98/83.

Radiation doses

The radiation dose induced by ^3H , ^{90}Sr and ^{137}Cs in drinking water varied between 0.02–0.3 microSv at the various sites in 2013; in Oulu, in Tampere and Rovaniemi, the doses were approximately 0.1 microSv, and in Turku only 0.02 microSv. The radiation dose received via drinking water in Oulu was approximately half that in Helsinki but five times higher than the dose in Turku. In Helsinki the contribution of ^3H to the dose was 6%, the rest was caused equally by ^{137}Cs and ^{90}Sr . The contribution of ^3H was highest in Turku (about 70%), and that of ^{90}Sr was highest in Tampere (about 70%).

The calculations were made using dose conversion factors by one significant figure as given in the section Radiation in the environment in the Radiation and Nuclear Safety book series. The consumption of drinking water is assumed to be 2 litres per day.

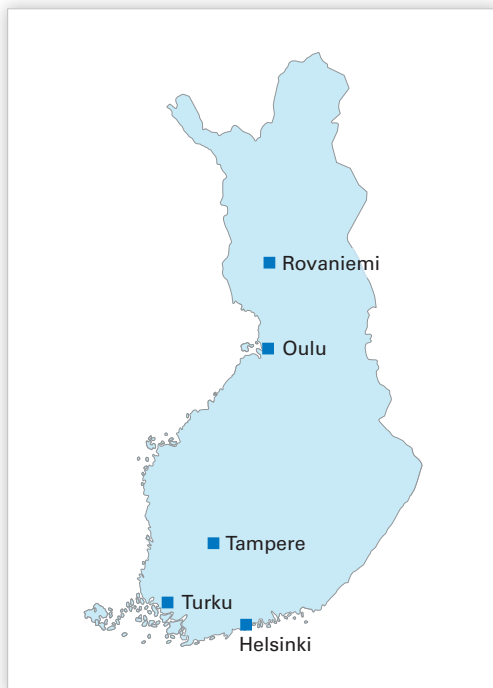
Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (*kaisa.vaaramaa@stuk.fi*)

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

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

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

City	Sampling date	^3H , Bq/l	^{90}Sr , Bq/l	^{137}Cs , Bq/l
Helsinki	10.4.2013	<1.2	$0.006 \pm 5\%$	$0.012 \pm 5\%$
	23.10.2013	<1.3	$0.007 \pm 5\%$	$0.014 \pm 5\%$
Oulu	8.4.2013	1.4 ± 0.4	$0.004 \pm 5\%$	$0.003 \pm 12\%$
	21.10.2013	<1.3	$0.004 \pm 5\%$	$0.002 \pm 10\%$
Rovaniemi	8.4.2013	<1.2	<0.0002	$0.0005 \pm 26\%$
	29.10.2013	<1.3	$0.0007 \pm 10\%$	$0.008 \pm 7\%$
Tampere	9.4.2013	<1.2	$0.004 \pm 5\%$	$0.002 \pm 10\%$
	22.10.2013	<1.3	$0.004 \pm 5\%$	$0.002 \pm 17\%$
Turku	8.4.2013	<1.2	<0.0001	<0.0004
	23.10.2013	1.4 ± 0.4	<0.0002	<0.0005



Kuva 7.1. Juomaveden keräyspaikkakunnat.

Bild 7.1. Provtagningsorter för dricksvatten.

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



Kuva 7.2. Vesinäytteiden konsentrointi haihduttamalla.

Bild 7.2. Avdunstning av vattenprov.

Fig. 7.2. Evaporation of water samples.

8 Maidon radioaktiiviset aineet

Ihmisten eniten käyttämät elintarvikkeet ovat maataloustuotteita. Ravintoketjussa ympäristössä olevat radionuklidit 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. Tämä valvontaohjelma antaa kuvan maidon radioaktiivisuustasosta ja maidon kautta aiheutuvaasta säteilyannoksesta.

Näytteenotto

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

Näytteiden käsittely ja analysointi

Näytteet konsentroidaan haihduttamalla ja tuhitetaan ennen analysointia. Tuhitetuista neljännesvuosittain yhdistetyistä näytteistä määritetään ^{137}Cs -pitoisuus gammaspекtrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen ^{90}Sr mitataan neste-
tuikespektrometrillä.

Tulokset

Meijerimaidon ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n alueelliset aktiivisuuspitoisuudet (Bq/l) vuonna 2013 on esitetty neljännesvuosi- ja vuosikeskiarvoina taulukossa 8.1. Meijerimaidon ^{137}Cs -pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,2–1,2 Bq/l. Maidon ^{137}Cs -pitoisuudet olivat korkeimmat niillä alueilla, joille tuli eniten Tshernobylin onnettomuudesta johtuvaa laskeumaa. Kuvassa 8.2 on esitetty maidon keskimääräinen ^{137}Cs -pitoisuus Etelä-Suomessa tuotetussa maidossa vuodesta 1960 lähtien. Näytteenottoalue on vaihdellut eri aikoina.

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

Maidosta aiheutuva säteilyannos vuonna 2013 oli 0,0005–0,0018 mSv, josta ^{90}Sr :n osuus oli runsas kymmenesosa. Arviossa on oletettu maidon kulutukseksi 140 litraa vuodessa henkilöä kohti (Maatilatilastollinen vuosikirja 2008).

Yhdyshenkilö: Kaisa Vaaramaa,
Säteilyturvakeskus (*kaisa.vaaramaa@stuk.fi*)

8 Radioaktiva ämnen i mjölk

Jordbruksprodukter är de livsmedel som befolkningen använder mest. I näringskedjan förflyttar sig radionuklider 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. Detta program för strålningsövervakning ger en bild av radioaktivitetsnivån i mjölk och stråldosen som fås via mjölk.

Provtagning

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

Hantering och analys av proven

Proven indunstas under värmelampa och föras kas innan analysen. Bestämningen av ^{137}Cs och ^{90}Sr görs ur prov som slagits samman kvartalsvis. Halten av ^{137}Cs bestäms med gammaspektrometer. Strontium avskiljs först med extraktionskromatografisk metod, varefter halten av ^{90}Sr mäts med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

I tabell 8.1 presenteras de regionala års- och kvartalsmedeltalen av ^{137}Cs - och ^{90}Sr -halterna i mejerimjölk (Bq/l) år 2013. ^{137}Cs -halten i mejerimjölk varierade mellan 0,2–1,2 Bq/l. Halterna av ^{137}Cs i mjölken var högre på de områden där nedfallet efter Tjernobylyckan var som störst. I bild 8.2 visas halterna av ^{137}Cs sedan 1960-talet i mjölk som producerats i södra Finland. Provtagningsområdet har varierat vid olika tider.

Halterna av ^{137}Cs i mjölk är idag nästan på samma nivå som innan Tjernobylyckan. 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 kärnolycka (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

Stråldosen som orsakades av mjölk år 2013 var 0,0005–0,0018 mSv, varav ^{90}Sr utgjorde en andel på drygt 10 procent. Den uppskattade mjölkkonsumtionen var 140 liter per år och person (Lantbruksstatistisk årsbok 2008).

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa,
Strålsäkerhetscentralen (*kaisa.vaaramaa@stuk.fi*)

8 Radioactive substances in 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 of dairy milk in the monitoring programme are chosen to provide representative information about the radioactivity in milk produced in Finland. The sites represent different levels of deposition. The milk is also monitored in order to estimate the internal radiation dose for people via milk.

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 frozen samples are then bulked together quarterly for ^{137}Cs and ^{90}Sr analyses.

Pre-treatment and analysis

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

Results

The concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr in dairy milk (Bq/l) by sampling site in 2013 are presented as quarterly and annual means in Table 8.1. The concentration of ^{137}Cs in milk varied between 0.2–1.2 Bq/l. The concentrations were highest in the areas with the highest deposition after the Chernobyl accident. Figure 8.2 presents concentrations of ^{137}Cs in milk produced in southern Finland since the 1960s. The sampling site has changed throughout the years.

^{137}Cs contents in milk are nearly at the same level as before the deposition caused by the Chernobyl accident. The concentrations of ^{137}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 nuclear accident (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

In 2013, the radiation dose received through milk was 0.0005–0.0018 mSv. About 10% of this radiation dose was due to ^{90}Sr . The annual consumption of milk in this dose estimate was assumed to be 140 litres per capita (Yearbook of Farm Statistics 2008).

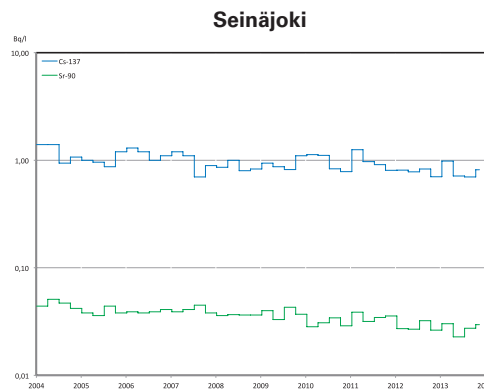
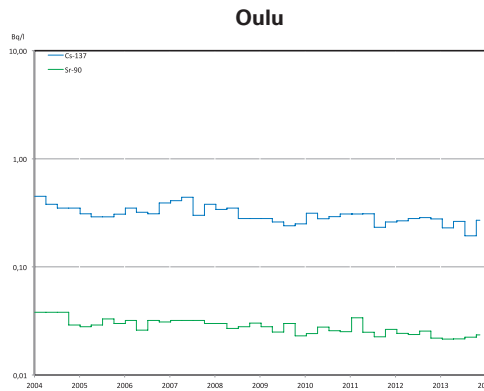
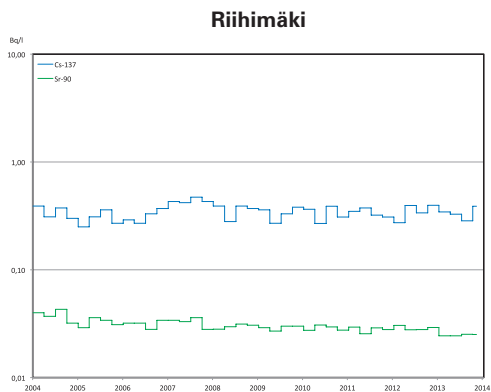
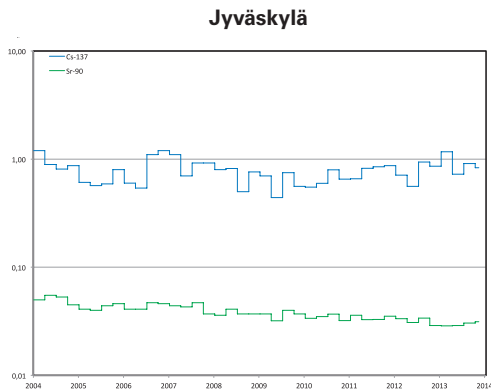
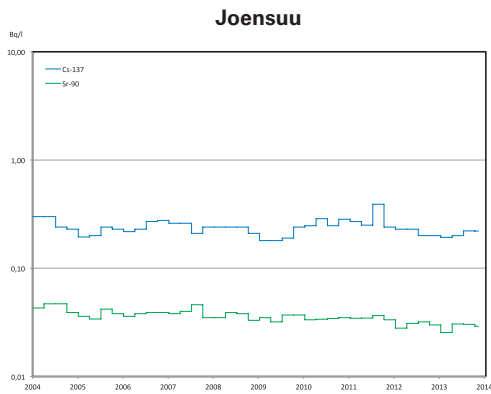
Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Taulukko 8.1. ¹³⁷Cs:n ja ⁹⁰Sr:n aktiivisuuspitoisuudet (Bq/l) maidossa vuonna 2013, neljännesvuosi- ja vuosikeskiarvot.

Tabell 8.1. ¹³⁷Cs- och ⁹⁰Sr-halter (Bq/l) i mjölk år 2013, kvartals- och årsmedeltal.

Table 8.1. The concentrations of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr (Bq/l) in milk in 2013, quarterly and annual means.

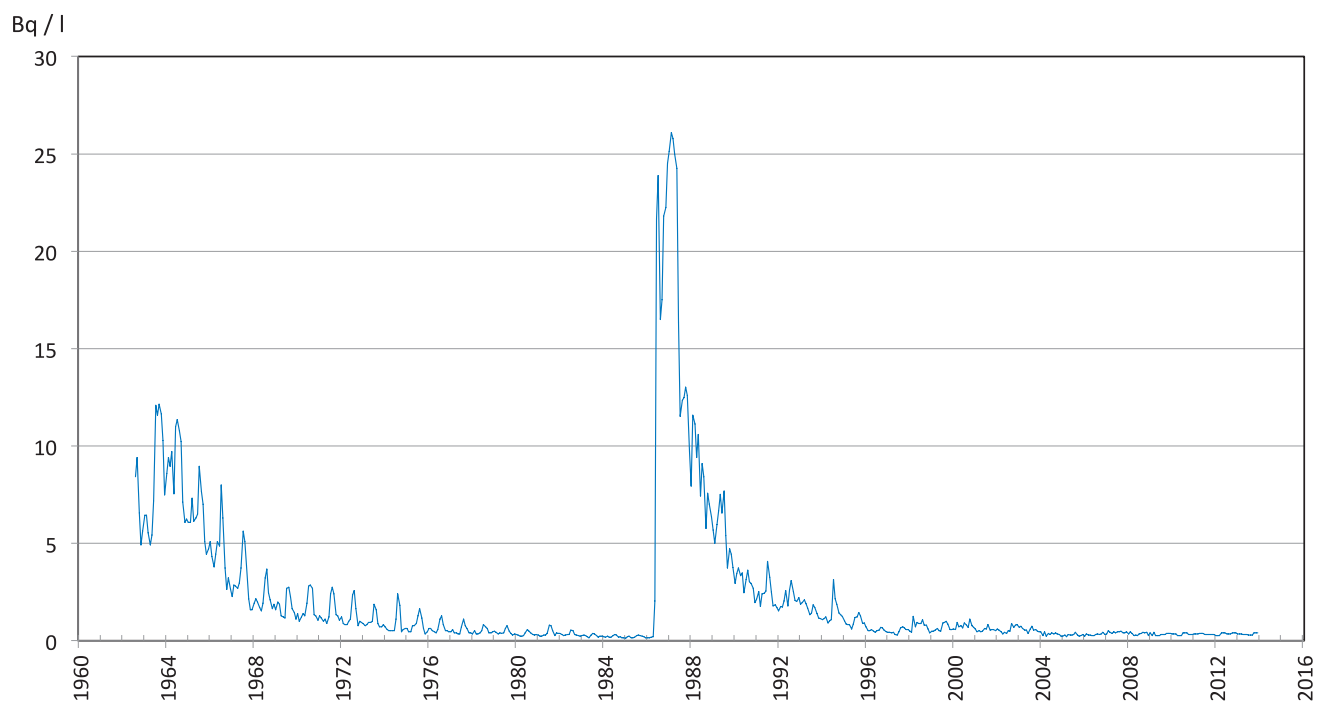
Site	1.1.–31.3.		1.4.–30.6.		1.7.–30.9.		1.10.–31.12.		1.1.–31.12.	
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Joensuu	0.19	0.026	0.20	0.031	0.22	0.030	0.22	0.029	0.21	0.029
Jyväskylä	1.17	0.029	0.73	0.029	0.91	0.030	0.83	0.031	0.91	0.030
Oulu	0.23	0.022	0.26	0.022	0.19	0.022	0.27	0.024	0.24	0.022
Riihimäki	0.34	0.024	0.33	0.024	0.28	0.025	0.39	0.025	0.34	0.025
Seinäjoki	0.98	0.030	0.71	0.023	0.70	0.027	0.81	0.030	0.80	0.028



Kuva 8.1. Maitonäytteiden keräyspaikkakunnat ja ¹³⁷Cs:n ja ⁹⁰Sr:n aktiivisuuspitoisuudet maidossa (Bq/l) vuodesta 2004 lähtien.

Bild 8.1. Provtagningsorter för mjölk och ¹³⁷Cs- och ⁹⁰Sr-halter (Bq/l) i mjölk sedan 2004.

Fig. 8.1. The sampling sites of milk and areal concentrations of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr (Bq/l) in milk since 2004.



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

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

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



Kuva 8.3. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä.

Bild 8.3. Strontium avskiljs ur provet med en extraktionkromatografisk metod.

Fig. 8.3. Strontium is separated by an extraction chromatographic method.

9 Elintarvikkeiden radioaktiiviset aineet

9.1 Yhden viikon ateriat

Elintarvikkeenäytteiden radioaktiivisuusmittauksen tavoitteena on hankkia tietoa radionuklidien saannista ruoan kautta. Samalla saadaan arvio väestön päivittäisestä ravinnon kautta saamasta säteilyaltistuksesta. Elintarvikkeiden keinotekoisista 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 edustaen suurimpia asutuskeskuksia ja elintarvikkeiden käytön alueellisia eroja. Samoilta paikoilta otetaan samaan aikaan myös juomavesinäytteet suoraan vesijohtovedestä.

Tämä valvontaohjelma antaa kuvan suurkeittiöiden ruoan radioaktiivisuustasosta sekä suurkeittiöiden ruokaa käyttävien ruoasta saamasta säteilyannoksesta vuonna 2013. Ruoan ^{137}Cs -pitoisuus voi olla huomattavasti korkeampi, mikäli ravinto sisältää runsaasti luonnontuotteita, sillä metsämarjoissa, järvikalassa, sienissä ja riistassa on vielä Tshernobylin onnettomuudesta peräisin olevaa radioaktiivista cesiumia.

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 8 700–9 200 kJ.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Vuorokauden kiinteät ruokanäytteet yhdistetään yhdeksi näytteeksi, joka kuivataan ja homogenisoidaan. Kuivatuista vuorokausinäytteistä määritetään ^{137}Cs gammaspektrometrillä mittaustelmällä. Cesiummäärityksen jälkeen näytteet tuhitetaan ja yhdistetään ^{90}Sr :n analysointia varten viikkonäytteiksi. Strontium erotetaan näytteistä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, jonka jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrillä.

Vuorokauden juomat yhdistetään yhdeksi näytteeksi, haihdutetaan lämpölamppujen alla ja tuhitetaan. Tuhitetuista vuorokausinäytteistä analysoidaan ^{137}Cs ja ^{90}Sr . ^{137}Cs määritetään gammaspektrometrillä mittaustelmällä. Strontium erotetaan näytteistä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrillä.

Tulokset

Päivittäisen ravinnon ^{137}Cs - ja ^{90}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 2013 ^{137}Cs -pitoisuudet ruoassa olivat 0,07–0,5 Bq/kg ja juomissa 0,09–0,40 Bq/l. Päivittäinen cesiumin saanti ruoan kautta vaihteli välillä 0,03–0,8 Bq/d ja juomien kautta 0,11–0,36 Bq/d. Cesiummääritysten epävarmuus oli 5–24 % ja strontiummääritysten 6–8 %.

Aluekohtaiset tulokset on esitetty taulukoissa 9.2 ja 9.3. Suurkeittiöiden ruokaa käyttävien ruoasta saama säteilyannos oli vuonna 2013 alle 0,005 mSv, josta ^{137}Cs :sta aiheutuva osuus oli noin 89 %.

9.2 Kaupan elintarvikkeet

Syksyllä 2013 hankittiin kaupan elintarvikkeita elintarvikeliikkeistä samoilta paikkakunnilta kuin vuorokausiruokanäytteet. Näytteiksi valittiin luonnonvaraista riistaa, kalaa ja luonnontuotteita ^{137}Cs -pitoisuuksien määrittämistä varten (kuva 9.2). Näiden mittausten tulokset ovat taulukossa 9.1.

Mitatuista sieninäytteistä yhden kantarelli- ja mustatorvisieninäytteen ^{137}Cs -pitoisuudet ylittivät raja-arvon 600 Bq/kg, jota suositellaan noudatettavaksi, kun saatetaan markkinoille luonnonvaraista riistaa, metsämarjoja ja -sieniä sekä järvikaloja (EU-suositus 2003/274/Euratom). Tuoreita, kuivattuja tai suolattuja sieniä liottamalla tai keittämällä vedessä ennen ruoaksi valmistamista saadaan 80–90 prosenttia cesiumista poistettua. Sienien kuivaaminen ilman liotusta ei vähennä cesiumin määrää. Lisätietoa käsittelymenetelmistä, joilla voidaan vähentää sienten radioaktiivista cesiumia, löytyy Säteilyturvakeskuksen verkkosivuilta.

Luonnontuotteita mitataan myös tutkimus- ja tiedotustarkoituksessa. Eri elintarvikkeiden ^{137}Cs -pitoisuuksista on yksityiskohtaisempaa tietoa Säteilyturvakeskuksen verkkosivuilla osoitteessa www.stuk.fi.

Yhdyshenkilö: Kaisa Vaaramaa,
Säteilyturvakeskus (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

9 Radioaktiva ämnen i livsmedel

9.1 En veckas måltider

Målet för radioaktivitetsmätningar i livsmedel är att erhålla uppgifter om intaget av radionuklider via födan. På samma gång får man en uppskattning av den dagliga stråldos som befolkningen får via födan. Artificiella radioaktiva ämnen i livsmedel övervakas genom att samla in dagportioner av fast föda under en vecka. Drycker samlas under 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. På samma orter tas samtidigt också dricksvattenprov direkt från vattnet i ledningsnätet.

Detta övervakningsprogram ger en bild av radioaktivitetsnivån i maten från storkök samt den stråldos som de som äter mat från storkök fick år 2013. Halten av ^{137}Cs i maten kan vara betydligt högre om födan innehåller rikligt med naturprodukter, eftersom skogsbär, insjöfisk, svamp och vilt ännu innehåller radioaktivt cesium som härrör från Tjernobyolyckan.

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 8 700–9 200 kJ.

Behandling och analys av proven

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

Dryckerna från ett dygn sammanlås till ett prov, indunstas under värmelampor och föraskas. Ur de föraskade proven bestäms ^{137}Cs med gammaspektrometri. Strontium avskiljs med extraktionskromatografisk metod, varefter halten av ^{90}Sr bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

Halterna av ^{137}Cs och ^{90}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 2013 var ^{137}Cs -halterna i maten 0,07–0,5 Bq/kg och i dryckerna 0,09–0,40 Bq/l. Det dagliga intaget av cesium via maten varierade 0,03–0,8 Bq/d och via drycker 0,11–0,36 Bq/d. Bestämningen av ^{137}Cs hade en osäkerhet på 5–24 procent och bestämningen av ^{90}Sr en osäkerhet på 6–8 procent. De regionala mätresultaten finns i tabell 9.2 och

i tabell 9.3. Under 2013 förorsakade storköken en stråldos på 0,005 mSv åt konsumenterna. 89 procent av denna dos berodde på ^{137}Cs .

10.2 Livsmedel i butiker

Under hösten 2013 skaffades livsmedel från livsmedelsbutiker på samma orter där matproven från ett dygn hämtats. Till proven valdes vilt, vilda bär, vilda svampar och fisk för att bestämma halterna av ^{137}Cs (bild 9.2). Resultaten från dessa mätningar finns i tabell 9.1.

Halten av ^{137}Cs i proven översteg gränsvärdet 600 Bq/kg i ett kantarellprov och ett svart trumpet-svampprov. Detta gränsvärde rekommenderas att tillämpas på ^{137}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 cesiumhalten i svamp. Mera information om metoder för att sänka halten av radioaktivt cesium i svampar finns på Strålsäkerhetscentralens webbsida.

Naturprodukter mäts också för forskning och informationssyften. Mer specifika detaljer om halterna av ^{137}Cs i olika livsmedel finns på Strålsäkerhetscentralens webbsida www.stuk.fi.

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

9 Radioactive substances in foodstuffs

9.1 One week diet

The aim of the foodstuffs monitoring programme is to obtain information about the intake of radionuclides through ingestion for estimating internal doses. The artificial radioactivity in foodstuffs is monitored by collecting daily meals of solid food over one week. 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. Drinking water samples, taken directly from running tap water, are also collected at the same sites. This monitoring programme typifies the food prepared in institutional kitchens, and the level of radioactivity it contains in 2013. Radioactive concentrations may be considerably higher in food containing a lot of natural produces (wild berries, freshwater fish, wild mushrooms and game).

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 8,700–9,200 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}Cs of the dried daily samples is determined by gamma spectrometric measurement. After ^{137}Cs has been determined, the samples are ashed and combined into weekly samples for ^{90}Sr analysis. Strontium is separated from the samples by an extraction chromatographic method, after which ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer.

The drinks collected during a day are evaporated under infrared thermal lamps and ashed. ^{137}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}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer.

Results

The concentrations of ^{137}Cs and ^{90}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}Cs in the solid food in 2013 ranged from 0.07–0.5 Bq/kg, and in the drinks from 0.09–0.40 Bq/l. The daily intakes of ^{137}Cs via food varied between 0.03–0.8 Bq/d, and via drinks from 0.11–0.36 Bq/d. The determination of ^{137}Cs gave an uncertainty of 5–24% and the determination of ^{90}Sr that of 6–8%. 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 2013 was less than 0.005 mSv, and 89% of which is due to ^{137}Cs .

9.2 Foodstuffs on the market

In the autumn of 2013, 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}Cs (Fig. 9.2). The results of these measurements are presented in Table 9.1.

In the analysed samples, the concentrations of ^{137}Cs in certain mushrooms (*Craterellus cornucopioides*, *Cantharellus cibarius*) were 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}Cs contents in fresh, dried or salted mushrooms. Drying without soaking does not reduce the ^{137}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}Cs in various foodstuffs can be found at STUK's website, www.stuk.fi.

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

Taulukko 9.1. ^{137}Cs -pitoisuudet (Bq/kg) elintarvikeliikkeistä hankituissa näytteissä vuonna 2013.

Tabell 9.1 ^{137}Cs i prov som köpts i livsmedelsbutiker år 2013.

Table 9.1 ^{137}Cs in the samples purchased from food shops in 2013.

Elintarvike	Livsmedel	Foodstuff	^{137}Cs , Bq/kg (number of samples)					
			Helsinki		Tampere		Rovaniemi	
hirvenliha	älgkött	venison	31	(1)	4–13	(3)	4–18	(2)
poronliha	renkött	reindeer meat	–	–	–	–	32–69	(4)
peuranliha	vildrenskött	deer meat	8	(1)	590	(1)	–	–
metsämarjat	skogsbär	wild berries	3–260	(12)	3–440	(17)	1.2–64	(13)
sienet	svampar	mushrooms	4–520	(13)	61–1990	(7)	59–200	(2)
järvi- ja jokikala	insjöfisk	freshwater fish	2–26	(3)	10–60	(7)	3–23	(8)
murtovesi- ja merikala	brack- och havsfisk	brackfish water and marine fish	3.5–16	(7)	5–25	(5)	0.4–5	(3)
kasvatettu kala (meri- ja sisävesiallas)	odlad fisk (havs- och insjöbassäng)	farmed fish (sea and freshwater basin)	–	–	0.5–0.6	(2)	0.2–0.9	(4)

Taulukko 9.2. ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n saanti ruoasta vuonna 2013.

Tabell 9.2. Tillförsel av ^{137}Cs och ^{90}Sr i maten år 2013.

Table 9.2. The intake of ^{137}Cs and ^{90}Sr via ingestion in 2013.

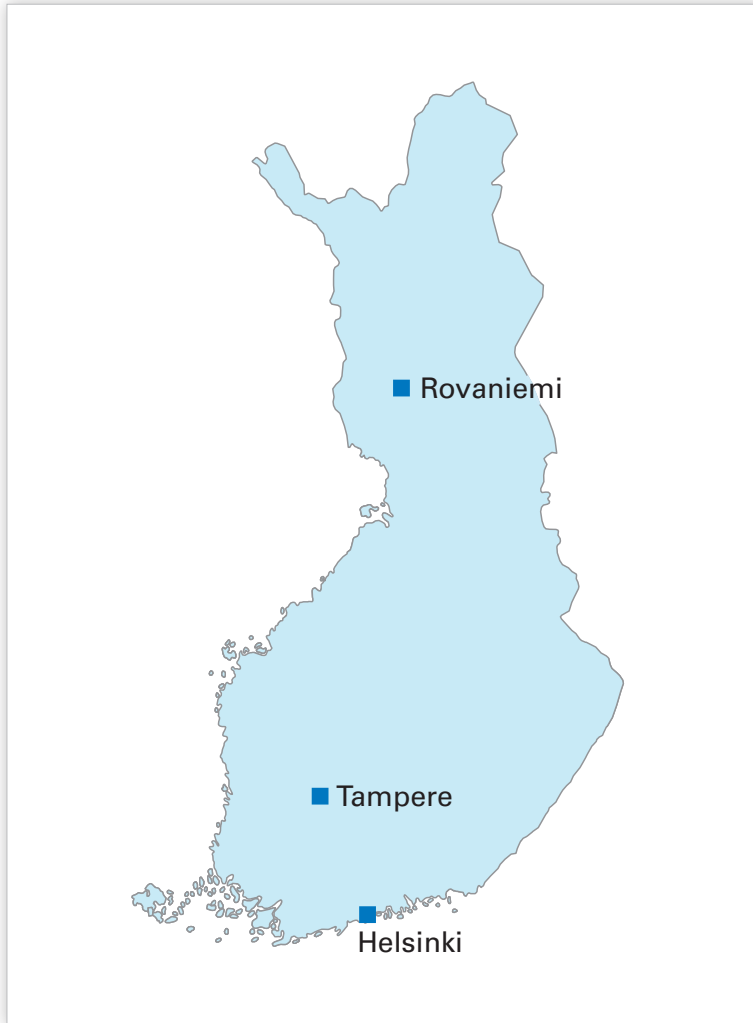
Site	Sampling date	^{137}Cs (Bq/d) meal	^{90}Sr (Bq/week) meal
Helsinki	28.10.2013	0.14	0.40
	29.10.2013	0.12	
	30.10.2013	0.12	
	31.10.2013	0.80	
	1.11.2013	0.23	
	2.11.2013	0.11	
	3.11.2013	0.38	
	21.10.2013	0.27	
22.10.2013	0.028		
23.10.2013	0.45		
24.10.2013	0.11		
25.10.2013	0.14		
26.10.2013	0.44		
27.10.2013	0.37		
Tampere	15.10.2013	0.16	0.35
	16.10.2013	0.12	
	17.10.2013	0.12	
	18.10.2013	0.24	
	19.10.2013	0.42	
	20.10.2013	0.76	
	21.10.2013	0.31	

Taulukko 9.3. ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n päivittäinen saanti juomasta vuonna 2013.

Tabell 9.3. Daglig tillförsel av ^{137}Cs och ^{90}Sr i dryckerna år 2013.

Table 9.3. The daily intake of ^{137}Cs and ^{90}Sr via drinks in 2013.

Site	Sampling date	^{137}Cs (Bq/d) drinks	^{90}Sr (Bq/d) drinks
Helsinki	29.10.2013	0.24	0.02
Rovaniemi	23.10.2013	0.11	0.02
Tampere	19.10.2013	0.36	0.02



Kuva 9.1. Elintarvikkeiden keräyspaikkakunnat.
Bild 9.1. Provtagningsorter för födoämnen.
Fig. 9.1. The sampling sites for diet samples.



Kuva 9.2. Näytteet kuivataan ja homogenisoidaan. Kuivatuista näytteistä määritetään ^{137}Cs -pitoisuus.
Bild 9.2 Proven torkas och homogeniseras. Ur de torkade proven bestäms halten av ^{137}Cs .
Fig. 9.2 The samples are dried and homogenised. The activity concentration of ^{137}Cs is determined from the dried samples.

10 Radioaktiiviset aineet ihmisessä

Ihminen saa radioaktiivisia aineita elimistöön hengittämällä tai ravinnon mukana. Nämä aineet ovat joko luonnollista alkuperää tai keinoitekoisesti tuotettuja. Näistä gammasäteilyä lähettäviä aineita voidaan mitata suoraan ihmisen kehosta. Mittaukset tehdään ns. koko-kehomittauslaitteistoilla, 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 keinoitekoisen radioaktiivinen aine on ^{137}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 keinoitekoisista 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 mitauspaikassa on eri-ikäisiä henkilöitä. Mitattavilta kysytään lyhyesti ruokavaliosta ja tiettyjen runsaasti radioaktiivista cesiumia 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 cesiumaktiivisuus 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. Vuonna 2013 koulumittauksia ei suoritettu.

Helsingissä mitattiin 24 henkilöä. Suurin mitattu cesiumaktiivisuus kehossa oli 900 Bq ja alle havaitsemisrajan (noin 50 Bq) jäi 3 kpl mitatuista.

Kuvassa 10.3 on esitetty keskimääräinen ^{137}Cs -aktiivisuus helsinkiläisen vertailuryhmän jäsenissä 1960-luvun puolivälistä lähtien. Kuvassa erottuvat selvästi ilmakehässä suoritettujen ydinkokeiden ja Tšernobylin ydinonnettomuuden vaikutukset kehossa olevaan cesium-aktiivisuuteen.

Kehossa olevan ^{137}Cs :n aiheuttaman säteilyannoksen arvioitiin vuonna 2013 jääneen alle 0,01 mSv/henkilö, eli alle 0,3 % suomalaisen keskimääräisestä vuosittaisesta säteilyannoksesta, noin 3,2 mSv.

Yhteyshenkilö: Sauli Pusa, Säteilyturvakeskus
(sauli.pusa@stuk.fi)

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}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 Tjernobylyoluckykan 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 cesium.

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 cesiumaktiviteten 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. År 2013 utfördes inga skolmätningar.

I gruppen från Helsingfors utfördes mätningar på 24 personer. I Helsingfors var den högsta uppmätta ^{137}Cs aktiviteten i kroppen 900 Bq och tre personer låg under detekteringsgränsen (ung. 50 Bq).

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

År 2013 uppskattades ^{137}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.

Kontaktperson: Sauli Pusa,
Strålsäkerhetscentralen (sauli.pusa@stuk.fi).

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}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}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 10.2. 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 2013, no school measurements were done.

In the Helsinki group, there were 24 measurements. The highest content was 900 Bq and 3 persons were below the detection limit of 50 Bq. Figure 10.3 shows the mean ^{137}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}Cs in 2013 was estimated at 0.01mSv/person, or less than 0.3% of the total mean annual radiation dose 3.2 mSv.

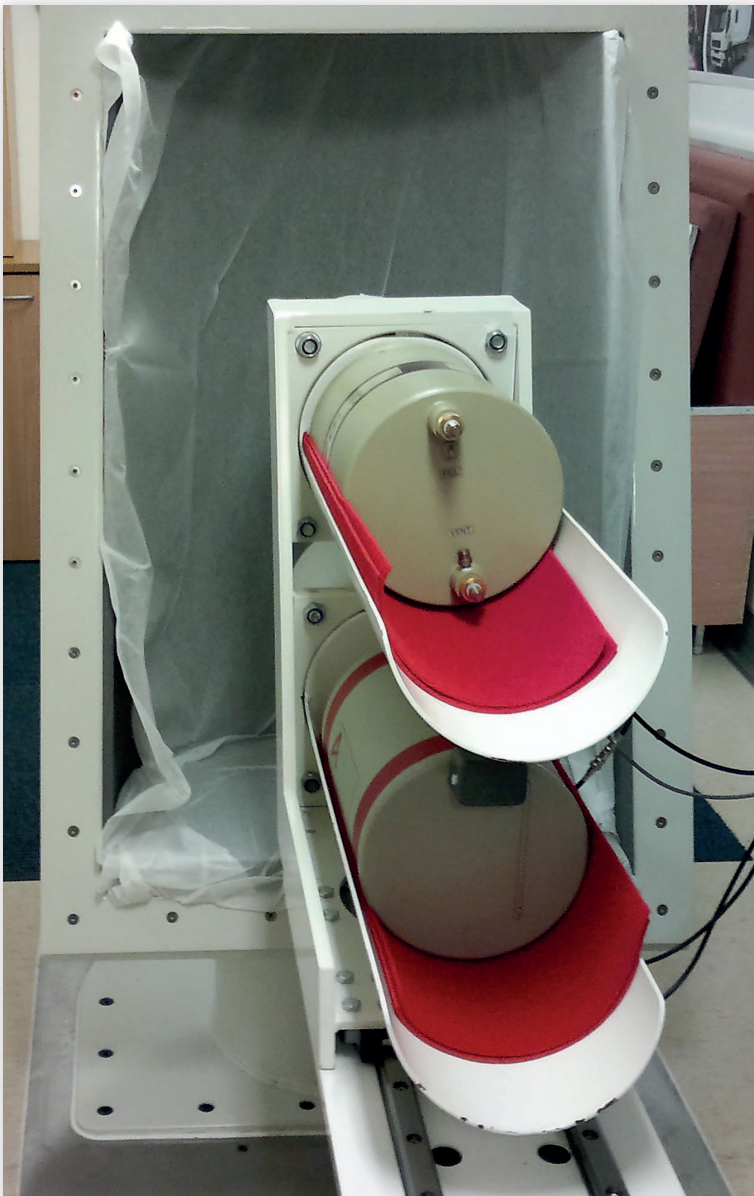
Contact person: Sauli Pusa, Radiation and Nuclear Safety Authority, (sauli.pusa@stuk.fi).



Kuva 10.1a. Kokokehomittauksissa käytettävä liikkuva laboratorio.

Bild 10.1a. Det mobila laboratoriet som används för helkroppsmätningar.

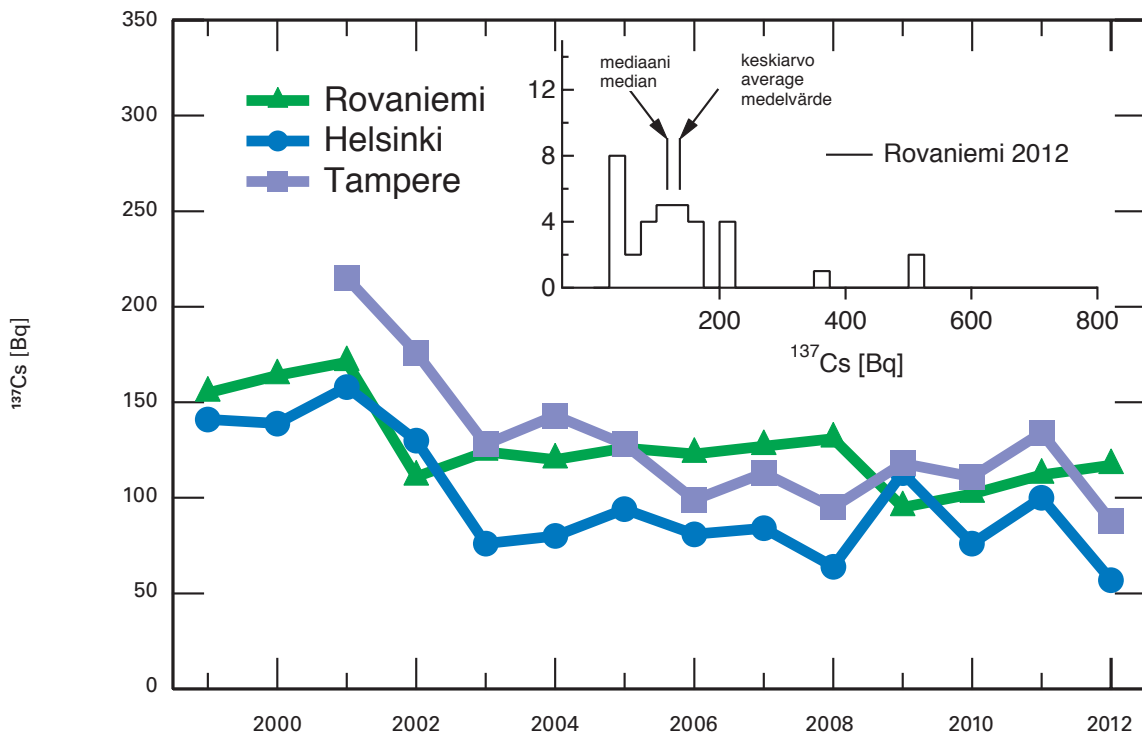
Fig 10.1a. The mobile laboratory used in the whole-body measurements.



Kuva 10.1b. Liikkuvan laboratorion taustasuoja ja ilmaisimet.

Bild 10.1b. Mätningstol i det mobila laboratoriet.

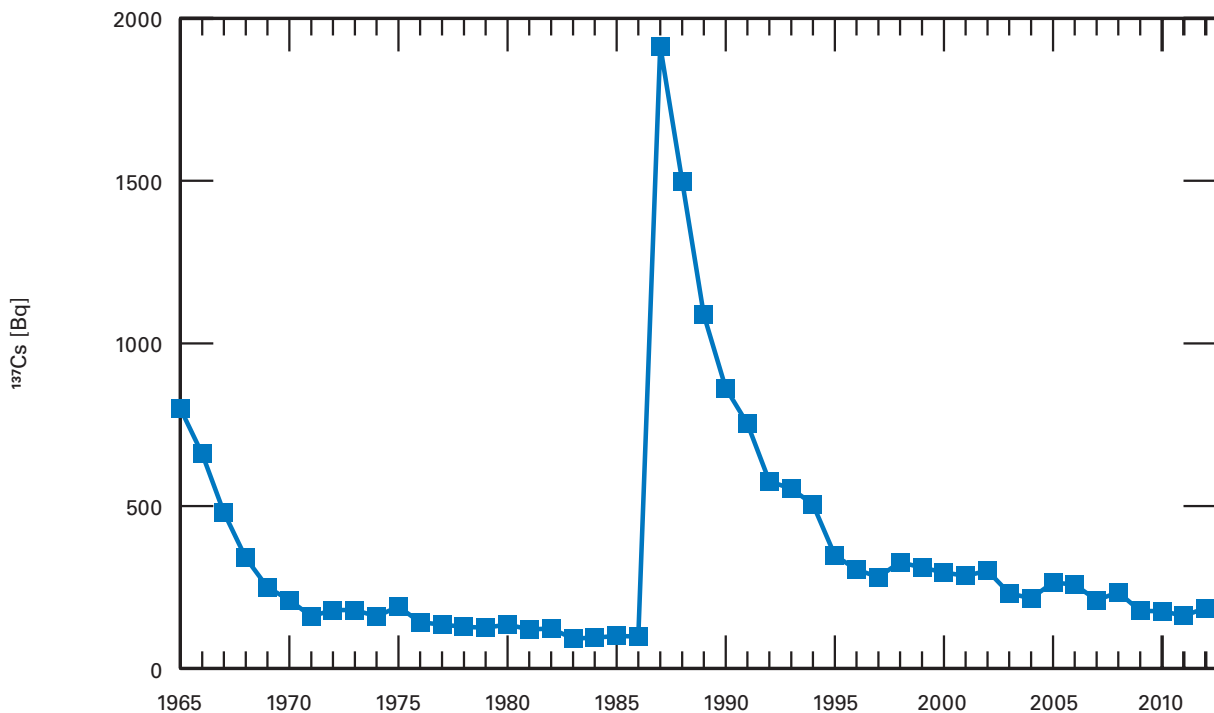
Fig. 10.1b. The background shield and detectors of the mobile unit.



Kuva 10.2. Kehossa oleva ^{137}Cs aktiivisuus. Ryhmissä on mukana kaikki yli 14-vuotiaat, jotka kävivät mittauksessa. Varsinaisen kuvan sisällä olevassa histogrammissa on Rovaniemen jakauma vuodelta 2012.

Bild 10.2. Kroppsinnehållet av ^{137}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 Rovaniemi 2012.

Fig 10.2. The ^{137}Cs body content as a median for women and men. All persons older than 14 years are included in the groups. The



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

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

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

11 Jätelietteen radioaktiiviset aineet

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

Viikinmäen jätevedenpuhdistamo otettiin käyttöön vuonna 1994 (kuva 11.1). Siellä puhdistetaan paitsi Helsingin myös Vantaan itä- ja keskiosien, Keravan, Tuusulan, Järvenpään, Sipoon, Mäntsälän eteläosan ja Pornaisen jätevedet. Vuonna 2013 puhdistamon kokonaisvirtaama oli noin 263 900 m³ vuorokaudessa. Kuivattua jätevesilietettä syntyi vuonna 2013 noin 63 300 tonnia.

Näytteenotto

Jätevedenpuhdistamon raakalietteestä ja mädätetystä kuivatusta lietteestä otetaan neljä kertaa vuodessa näytteet, joista analysoidaan gammasäteilyä emittoivat radionuklidit. Näytteenottokuukaudet ovat helmi-, touko-, elo- ja marraskuu ja molemmat näytteet otetaan samana päivänä.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Laboratoriossa raakaliete kuivataan lämpökaapissa ja jauhetaan. Muuta esikäsittelyä näytteelle ei tehdä. Gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet analysoidaan jauhetuista näytteistä gammaspektrometrisesti.

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 isotooppiasastojen 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 ¹³¹I, ¹⁵³Sm, ¹⁷⁷Lu ja ²⁰¹Tl. ¹³⁷Cs on peräisin Tshernobylin onnettomuudesta ja ²³⁸U on vedessä luonnollisesti esiintyvä radioaktiivinen aine. Jätelietteen gammaaktiivisten radionuklidien pitoisuudet raakalietteessä vuonna 2013 on esitetty taulukossa 11.1 ja kuivatussa lietteessä taulukossa 11.2.

Yhdyshenkilö: Kaisa Vaaramaa,
Säteilyturvakeskus (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

11 Radioaktiva ämnen i avfallsslam

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 Tjernobylolyckan, 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 (bild 11.1). Här behandlas avloppsvatten förutom från Helsingfors även från östra och mellersta Vanda, Kervo, Tusby, Träskända, Sibbo, södra Mäntsälä och Borgnäs. År 2013 var reningsverkets totala flöde cirka 263 900 m³ per dygn. Under 2013 uppstod det cirka 63 300 ton torkat avloppsvatten-slam.

Provtagning

Fyra gånger per år tar man prov från avloppsreningsverkets råslam och rötade torkade slam och analyserar radionukliderna som emitterar gammastrålning. Provtagningsmånaderna är februari, maj, augusti och november. Båda proven tas på samma dag.

Hantering och analys av proven

I laboratoriet torkas råslammet i ett värmeskåp och mals. Någon annan förbehandling görs inte med provet. De radioaktiva ämnen som sänder gammastrålning i de malda proven analyseras med gammaspektrometer.

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 anlånt 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 ¹³¹I, ¹⁵³Sm, ¹⁷⁷Lu och ²⁰¹Tl. ¹³⁷Cs härrör från Tjernobylolyckan och ²³⁸U är ett radioaktivt ämne som förekommer naturligt i vatten. Halterna av gammaaktiva radionuklider i avfallsslammet år 2013 presenteras i tabell 11.1 (råslam) och i tabell 11.2 (torkat slam).

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa,
Strålsäkerhetscentralen (*kaisa.vaaramaa@stuk.fi*)

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 (Fig. 11.1). The plant processes the wastewater of Helsinki, eastern and central parts of Vantaa, Kerava, Tuusula, Järvenpää, Sipoo, southern part of Mäntsälä and Pornainen. In 2013, about 263,900 m³ of wastewater per day flowed through the plant. The plant produced 63,300 tonnes of dried waste sludge in 2013.

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 February, May, August and November. 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. The samples are not pre-treated in any other way. The samples are then analysed gamma-spectrometrically for gamma-emitting radioactive substances.

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 ¹³¹I, ¹⁵³Sm, ¹⁷⁷Lu and ²⁰¹Tl. ¹³⁷Cs derives from the Chernobyl accident, while ²³⁸U is a natural radioactive substance that can be found in water. The concentrations of gamma-emitting radionuclides in undigested sludge and dewatered sludge in 2013 are presented in Tables 11.1 and 11.2, respectively.

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

Taulukko 11.1. Gammaa emittoivat radionuklidit Viikinmäen jätevedenpuhdistamon raakalietteessä Bq/kg kuivapainoa kohden vuonna 2013.

Tabell 11.1 Gammastrålande radioaktiva ämnen i råslammet från Viksbacka avloppsreningsverk Bq/kg torr vikt år 2013.

Table 11.1 Gamma-emitting radionuclides in undigested sludge in the Viikinmäki wastewater treatment plant Bq/kg dry weight

Sampling date	¹³¹ I	¹³⁷ Cs	¹⁵³ Sm	¹⁷⁷ Lu	²⁰¹ Tl	²³⁸ U
6.2.2013	950 ± 5% *	4.9 ± 6%	21 ± 11%	1000 ± 5%	46 ± 9%	320 ± 8%
15.5.2013	151500 ± 8%	5.4 ± 8%	–	280 ± 5%	31 ± 26%	430 ± 9%
21.8.2013	2400 ± 6%	8.1 ± 8%	100 ± 9%	1600 ± 6%	120 ± 11%	270 ± 15%
13.11.2013	1600 ± 5%	7.9 ± 8%	–	870 ± 5%	36 ± 27%	370 ± 13%

*one sigma uncertainty

Taulukko 11.2. Gammaa emittoivat radionuklidit Viikinmäen jätevedenpuhdistamon kuivatussa lietteessä Bq/kg kuivapainoa kohden vuonna 2013.

Tabell 11.2 Gammastrålande radioaktiva ämnen i det torkade slammet från Viksbacka avloppsreningsverk Bq/kg torr vikt år 2013.

Table 11.2 Gamma-emitting radionuclides in dewatered sludge in the Viikinmäki wastewater treatment plant Bq/kg dry weight in 2013.

Sampling date	¹³¹ I	¹³⁷ Cs	¹⁵³ Sm	¹⁷⁷ Lu	²⁰¹ Tl	²³⁸ U
6.2.2013	250 ± 4% *	6.8 ± 5%	18 ± 5%	750 ± 4%	4.5 ± 22%	670 ± 5%
15.5.2013	250 ± 5%	6.8 ± 5%	–	460 ± 6%	3.4 ± 27%	570 ± 5%
21.8.2013	350 ± 4%	6.6 ± 5%	26 ± 4%	840 ± 4%	6.3 ± 17%	480 ± 5%
13.11.2013	710 ± 5%	12 ± 5%	–	870 ± 3%	27 ± 28%	610 ± 6%

*one sigma uncertainty



Kuva 11.1 Viikinmäen jätevedenpuhdistamo.

Bild 11.1 Viksbacka avloppsreningsverk.

Fig. 11.1 Viikinmäki wastewater treatment plant.

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 noin 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 päästörekisteriä, 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. Tshernobylin ydinvoimalaitoksessa 1986 tapahtunut onnettomuus lisäsi edelleen siihen kohdistunutta radioekologista mielenkiintoa, sillä Itämeri oli kaikkein eniten laskeumaa saanut merialue maapallolla.

Tshernobylin laskeuma jakautui hyvin epätasaisesti Itämeren valuma-alueelle; eniten laskeumaa kertyi Selkämeren ja itäisen Suomenlahden alueille. Vuosien kuluessa Tshernobyli-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 2013 pinnan läheisessä vesikerroksessa mitattiin ^{137}Cs :ää 17–37 becquereliä kuutiometrissä vettä (Bq/m^3). Vaikka ^{137}Cs -pitoisuudet merivedessä ovat laskeneet huippuvuosista (kuva 12.2), Itämeri on yhä yksi maailman saastuneimmista merialueista ^{137}Cs :n suhteen. Pohjasedimenteissä ^{137}Cs :n kokonaismäärät pinnasta noin 30 cm syvyyteen olivat itäisen Suomenlahden ja Selkämeren havaintopaikoissa 27 100–28 700 becquereliä neliometrillä (Bq/m^2). Muissa Itämeren alueen havaintopaikoissa kokonaismäärät vaihtelivat välillä 990–5 000 Bq/m^2 . Itämeren pohjaan arvioidaan olevan varastoituneena $2,2 \times 10^{15}$ Bq (2,2 terabecquereliä) ^{137}Cs :ää, josta yli puolet on sitoutuneena Selkämeren pohjasedimentteihin. Merivedestä mitatut tritiumpitoisuudet vaihtelivat < 1140–1 500 becquereliä kuutiometrissä (Bq/m^3).

Vuonna 2013 cesiumin pitoisuudet vaihtelivat Suomen rannikoilta pyydetyissä hauissa 9–18 becquereliä kilossa (Bq/kg) (kuva 12.3) ja olivat silakoissa korkeimmillaan 6 Bq/kg . Itämeren kaloista suomalaisille aiheutunut sisäisen säteilyannos oli alle 0,5 mikrosieverttiä (μSv) vuonna 2013.

Yhteyshenkilö: Iisa Outola, Säteilyturvakeskus
(iisa.outola@stuk.fi)

12 Radioaktiva ämnen i Östersjön

Alla Östersjöländer har ratificerat Helsingforskonventionen, Konventionen om skydd av Östersjöområdet 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 STUKs personal eller andra lokala provtagare.

Resultat

Östersjön har sedan 1950-talets slut varit föremål för intensiva radioekologiska undersökningar. Olyckan i Tjernobyl 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 spridningsbildningen av Tjernobylcesium 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 2013 varierade halterna av ^{137}Cs i ytvattnet från 17 till 37 becquerel per kubikmeter vatten (Bq/m^3). Även om ^{137}Cs -halterna i havsvattnet har minskat med tiden efter olyckan i Tjernobyl (bild 12.2), är Östersjön fortfarande världens mest förorenade havsområde vad gäller ^{137}Cs . I bottensedimenten var totalmängderna av ^{137}Cs från ytan till cirka 30 centimeters djup 27 100–28 700 becquerel per kvadratmeter (Bq/m^2) vid provtagningsstationerna i östra Finska viken och Bottenhavet. Vid de andra stationerna i Östersjön varierade totalmängderna från 990 till 5 000 Bq/m^2 . Den totala mängden ^{137}Cs i Östersjöns botten uppskattas vara cirka $2,2 \times 10^{15}$ Bq (2,2 terabecquerel). Över hälften av detta är bundet i Bottenhavets sediment. Tritiumhalterna i havsvatten varierade < 1 140–1 500 Bq/m^3 .

År 2013 varierade cesiumhalterna i gäddor som fiskats längs den finska kusten 9–18 Bq/kg (bild 12.3). I strömmingar var cesiumhalten som högst 6 Bq/kg . Den interna stråldos som finländare fick från Östersjöfiskar år 2013 uppskattades vara mindre än 0,5 mikrosievert (μSv).

Kontaktperson: Iisa Outola,
Strålsäkerhetscentralen (*iisa.outola@stuk.fi*)

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) coordinates 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

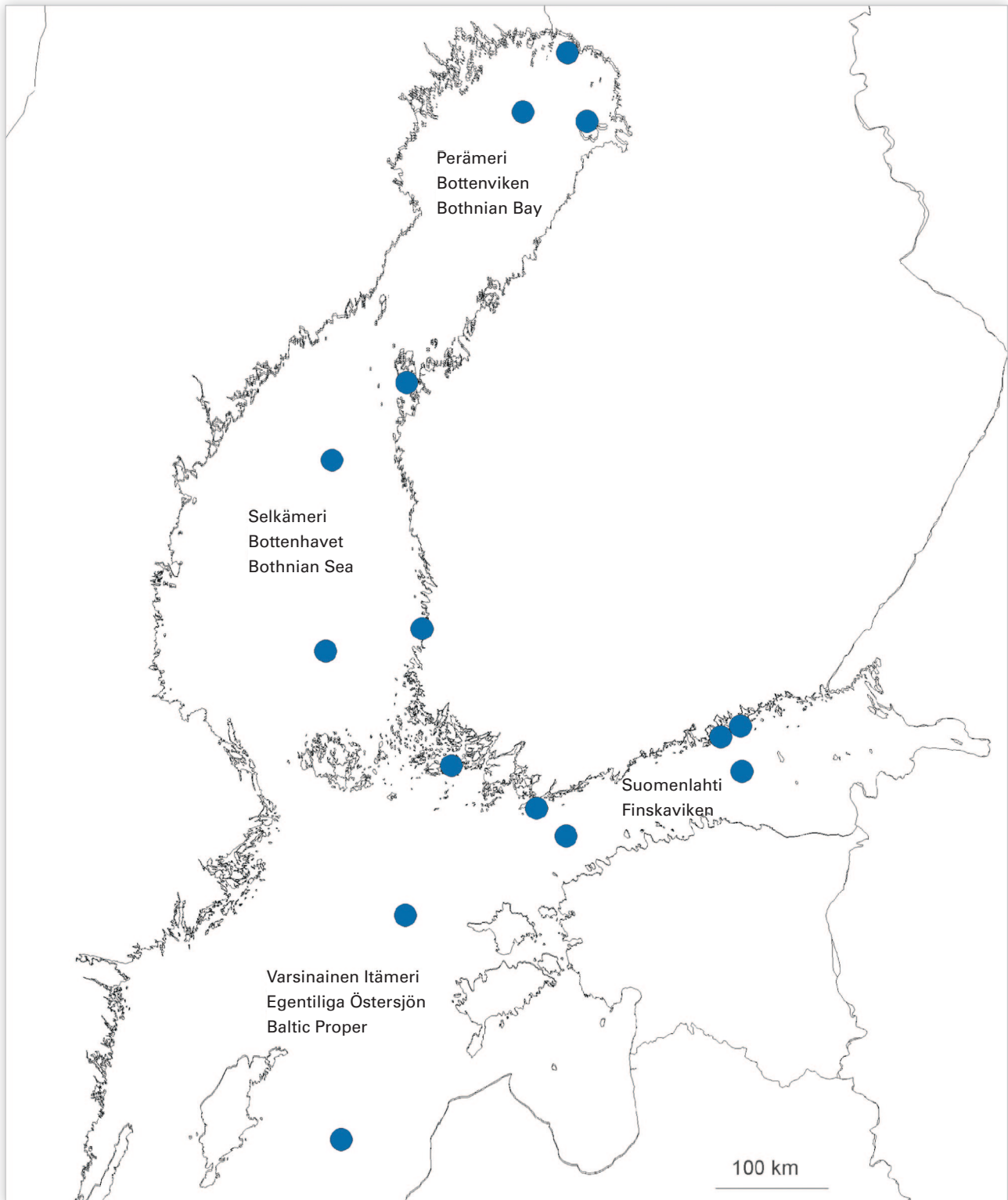
Since the late 1950s, the Baltic Sea has been an object of intensive radioecological studies. The accident at the Chernobyl NPP in 1986 further increased its radioecological interest because the Baltic was the marine area most affected by the Chernobyl fallout. The fallout from Chernobyl

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 2013, the ^{137}Cs concentrations of surface water varied from 17 to 37 becquerel per cubic metre (Bq/m^3). Even though the ^{137}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}Cs . The total amounts of ^{137}Cs in bottom sediments were 27,100–28,700 Bq/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: 990–5 000 Bq/m^2 . According to a recent evaluation, the total inventory of ^{137}Cs in the Baltic Sea sediments was about 2.2×10^{15} Bq (2,2 tera becquerel), and more than half of this was bound in the seabed of the Gulf of Bothnia. Tritium concentrations in sea water varied < 1 140–1 500 (Bq/m^3).

In 2013, the cesium concentrations varied 9–18 Bq/kg in pikes caught on Finnish coasts (Fig. 12.3) while in Baltic herrings they were 6 Bq/kg at maximum. The internal radiation dose from Baltic Sea fish to Finnish people was estimated to be less than 0,5 μSv in 2013.

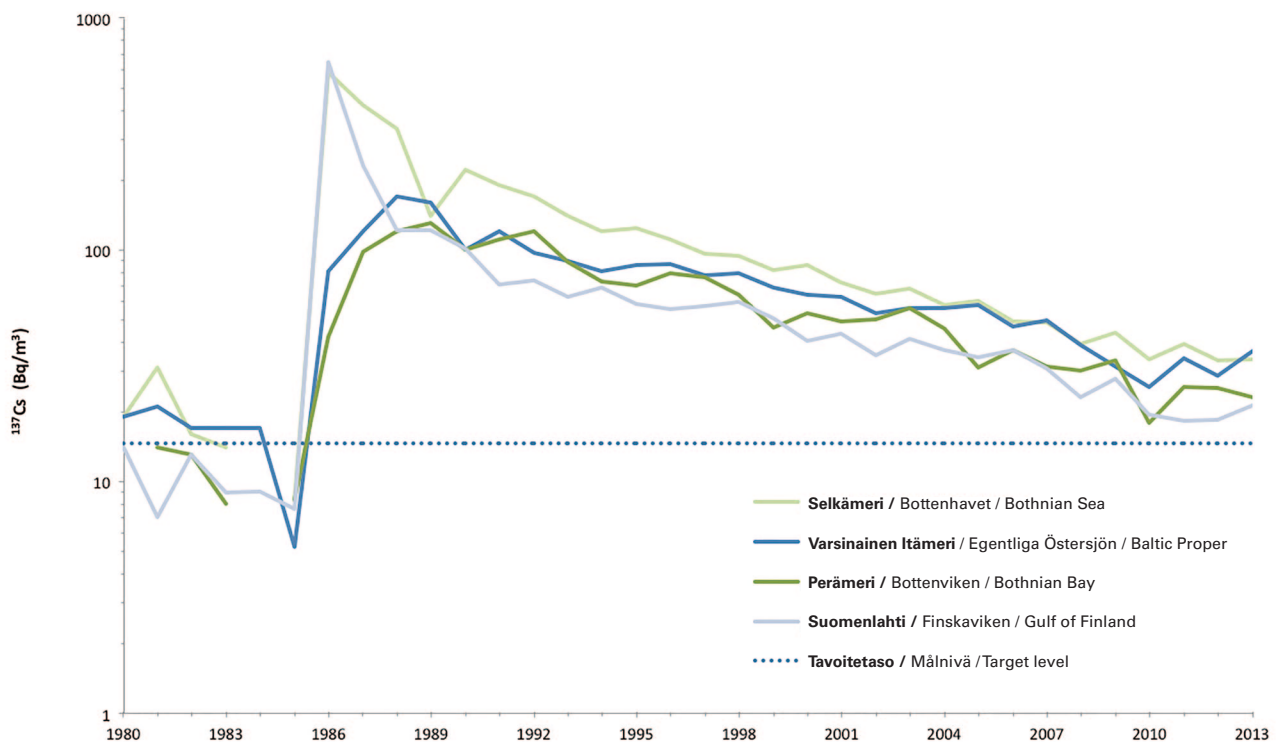
Contact person: Iisa Outola, Radiation and Nuclear Safety Authority (*iisa.outola@stuk.fi*)



Kuva 12.1. Näytteenottopisteet merivedelle, pohjasedimentille, kaloille ja muulle biotalle.

Bild 12.1. Provtagningsplatserna för havsvatten, botten sediment, fisk och annan biota.

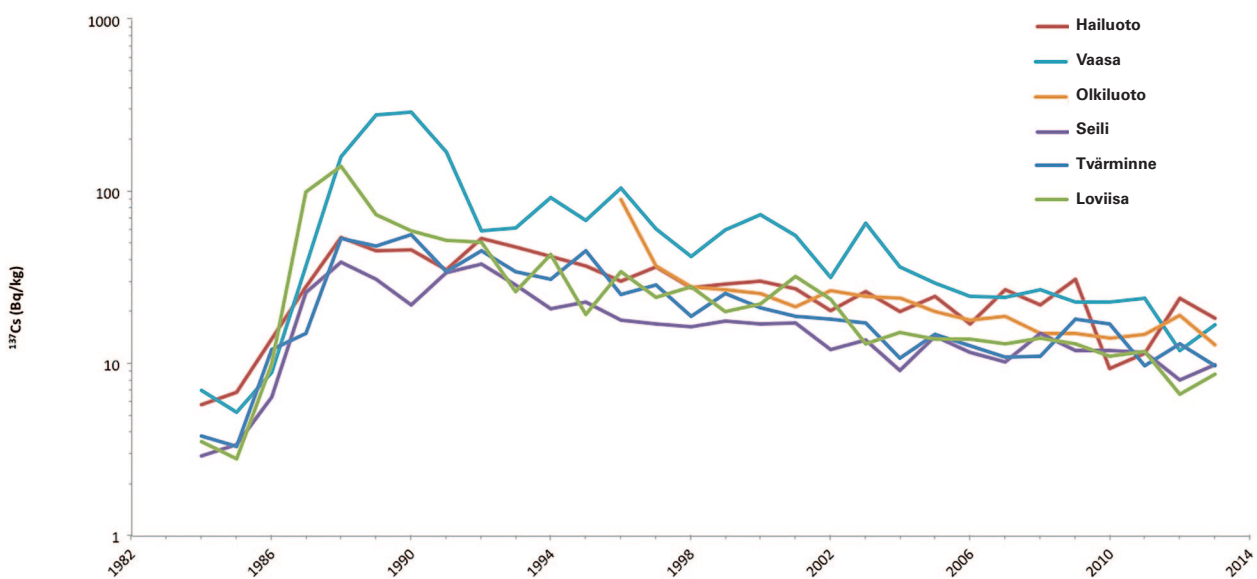
Fig. 12.1. Sampling stations and areas for sea water, bottom sediment, fish and other biota.



Kuva 12.2. ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus (Bq/m^3) merivedessä vuosina 1980–2013.

Bild 12.2. ^{137}Cs -halter (Bq/m^3) i ytvatten år 1980–2013.

Fig. 12.2. Activity concentration of ^{137}Cs (Bq/m^3) in seawater during 1980–2013.



Kuva 12.3. ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus (Bq/kg) Itämerestä pyydystetyssä hauessa 1984–2013.

Bild 12.3. ^{137}Cs -halter (Bq/kg) i fisk (gädda) i Östersjön år 1984–2013.

Fig. 12.3. Activity concentration of ^{137}Cs (Bq/kg) in fish (pike) in the Baltic Sea during 1984–2013.

13 Sisäilma radon

Johdanto

Sisäilman radonin pääasiallinen lähde on maaperän uraanipitoinen kiviaines. Korkeita radonpitoisuuksia esiintyy niissä asunnoissa, joiden perustusrakenteet eivät ole riittävän tiiviitä estämään radonpitoisen maaperän huokosilman pääsy sisätiloihin. Sosiaali- ja terveysministeriön 1992 asettama enimmäisarvo 400 Bq/m³ ylittyi arviolta 53 000 suomalaisessa pientaloasunnossa ja 8 000 kerrostalohuoneistossa. Tehokkaimmin radonia torjutaan rakennusvaiheen toimenpiteillä; rakentamalla alapharakenteet tiiviiksi ja asentamalla lattialaatan alle radonputkisto.

Radontalkoot

Sosiaali- ja terveysministeriön tukemia radontalkoita on pidetty yhteistyössä talkookuntien kanssa (taulukko 13.1). Radontalkoiden tavoitteena on lisätä kansalaisten radonmittaus ja -korjausaktiivisuutta. Radontalkoissa tarjotaan alueen asukkaille alueellista radontietoa ja edullisia radonmittauksia. Talkoo-ohjelmaan kuuluu myös alueiden radonkorjaustilanteen seuranta sekä radonkorjauskoulutuksen järjestäminen yrityksille ja kuntien viranomaisille. Talkooalueen terveystarkastajien käyttöön tuotetaan raportti mittauskohteista ja mittaustuloksista.

Keväällä 2013 talkoot pidettiin Keski-Uudenmaan ja Riihimäen seudulla (Riihimäki, Hausjärvi, Loppi, Hyvinkää, Nurmijärvi, Mäntsälä, Tuusula, Kerava ja Järvenpää). Syksyllä talkoot pidettiin Vantaalla ja Länsi-Uusimaalla (Lohja, Siuntio, Vihti, Karjalohja, Nummi-Pusula ja Karkkila, Hanko, Inkoo ja Raasepori).

Vuoden 2012 syksyllä radontalkoot pidettiin Pohjois-Karjalassa (Ilomantsi, Joensuu, Juuka, Liperi, Kesälahti, Kitee, Kontiolahti, Outokumpu, Polvijärvi, Rääkkylä, Tohmajärvi, Nurmes, Valtimo ja Lieksa) ja tulokset niistä on saatu v. 2013.

Radonkorjauskoulutus rakennusalan ammattilaisille ja paikallisille viranomaisille sekä asukastilaisuus pidettiin Joensuussa 4.6.2013. Osallistujia tilaisuuksissa oli yhteensä noin 40.

Asukasillasta lähetettiin kutsu Pohjois-Karjalan talkooalueen asukkaille, joiden mittaustulos ylitti 200 Bq/m³ (564 kutsua).

STUKin radontalkoosivuilta löytyy yksityiskohdalliset tulokset talkoista http://www.stuk.fi/sateily-tietoa/sateily_ymparistossa/radon/radonkampanjat/fi_FI/kampanjat/.

Radonmittaukset

Vuosina 1980–2013 on Suomessa mitattu Säteilyturvakeskuksen radonpurkeilla 119 000 pientaloasuntoa (taulukko 13.3) ja 6 000 kerrostalohuoneistoa. Lukuihin sisältyvät Radontalkoiden lisäksi myös muut yksityisten tilaamat mittaukset sekä STUKin eri tutkimusprojekteissa suoritettut mittaukset. Kuva 13.1 esittää mitattujen pientaloasuntojen radonpitoisuuden keskiarvot Suomen kunnissa. Samassa asunnossa eri aikoina suoritetuista mittauskerroista on otettu huomioon se, jolloin radonpitoisuus oli suurin.

Kyselytutkimus radonkorjausmenetelmien tehokkuudesta

Kyselytutkimuksen tavoitteena oli kerätä yksityiskohtaista tietoa 2000-luvulla tehdyistä radonkorjauksista. Tuloksia hyödynnetään muun muassa radonkorjausoppaan ja koulutusmateriaalin kehittämisessä. Kyselyn kohdejoukko valittiin Säteilyturvakeskuksen radonmittaustietokannasta. Kohdejoukkoon valittiin sellaisia asuntoja, joissa on tehty radonmittaus sekä ennen radonkorjausta että sen jälkeen. Joukkoa rajattiin siten, että ensimmäinen radonmittaus on tehty 1.6.2000 jälkeen. Sellaisia asuntoja oli yhteensä 2 743, joista osa karsiutui pois osoitteen tarkistuksen yhteydessä. Kyselylomake lähetettiin 1 885 henkilölle. Vastauksia tuli 544 kpl.

Radonpitoisuuden keskiarvo ennen korjausta oli 750 Bq/m³ ja korjauksen jälkeen 260 Bq/m³. Keskimääräinen radonpitoisuuden alenemaprocentti oli 55 %. Tehokkaimpia yksittäisiä menetelmiä olivat radonputkiston aktivoiminen huippumurilla sekä radonimuri ja radonkaivo. Niillä saa-

vutettiin keskimäärin yli 70 % radonpitoisuuden alenemat. Rakenteiden tiivistämisellä tai asunnon ilmanvaihdon parantamisella päästiin harvoin yksinään yli 50 % alenemien, keskimääräiset radonpitoisuuden alenemat näillä olivat 33 % ja 30 %. Lisätiivistämisillä tai ilmanvaihdon parantamisella yhdessä radonimurin kanssa on päästy

keskimäärin 70–80 % alenemiin. Käyttämällä yhdessä rakenteiden tiivistämisestä ja ilmanvaihdon parantamista on saavutettu keskimäärin 35 %:n alenemia. Lisätietoja radonkorjauskustannuksista ja yksittäisistä kenttäkohteista löytyy STUKin [www-sivuilta](http://www.sivuilla).

Taulukko 13.1 Radontalkoot.

Talkootalvi	Talkoo-alueita	Kuntia	Asuntoja	Keskiarvo Bq/m ³	Yli 200 Bq/m ³ kpl/osuus	Yli 300 Bq/m ³ kpl/osuus	Yli 400 Bq/m ³ kpl/osuus
Yhteensä	86	199	37 943	267	15 796 / 42 %	9 800 / 26 %	6349 / 17 %
2012–2013	2	23	4777	228	1757 / 37 %	978 / 20 %	593 / 12 %
2011–2012	3	15	3444	279	1547 / 45 %	1026 / 30 %	696 / 20 %
2010–2011	3	24	2339	232	884 / 38 %	509 / 22 %	319 / 14 %
2009–2010	1	16	6806	278	3194 / 47 %	1883 / 28 %	1195 / 18 %
2008–2009	7	32	7020	330	3505 / 50 %	2294 / 33 %	1557 / 22 %
2007–2008	7	26	1066	240	397 / 37 %	259 / 24 %	157 / 15 %
2006–2007	14	37	2528	221	758 / 30 %	463 / 18 %	274 / 11 %
2004–2005	18	39	4952	232	1752 / 35 %	1072 / 22 %	675 / 14 %
2003–2004	1	3	818	482	555 / 68 %	436 / 52 %	323 / 39 %

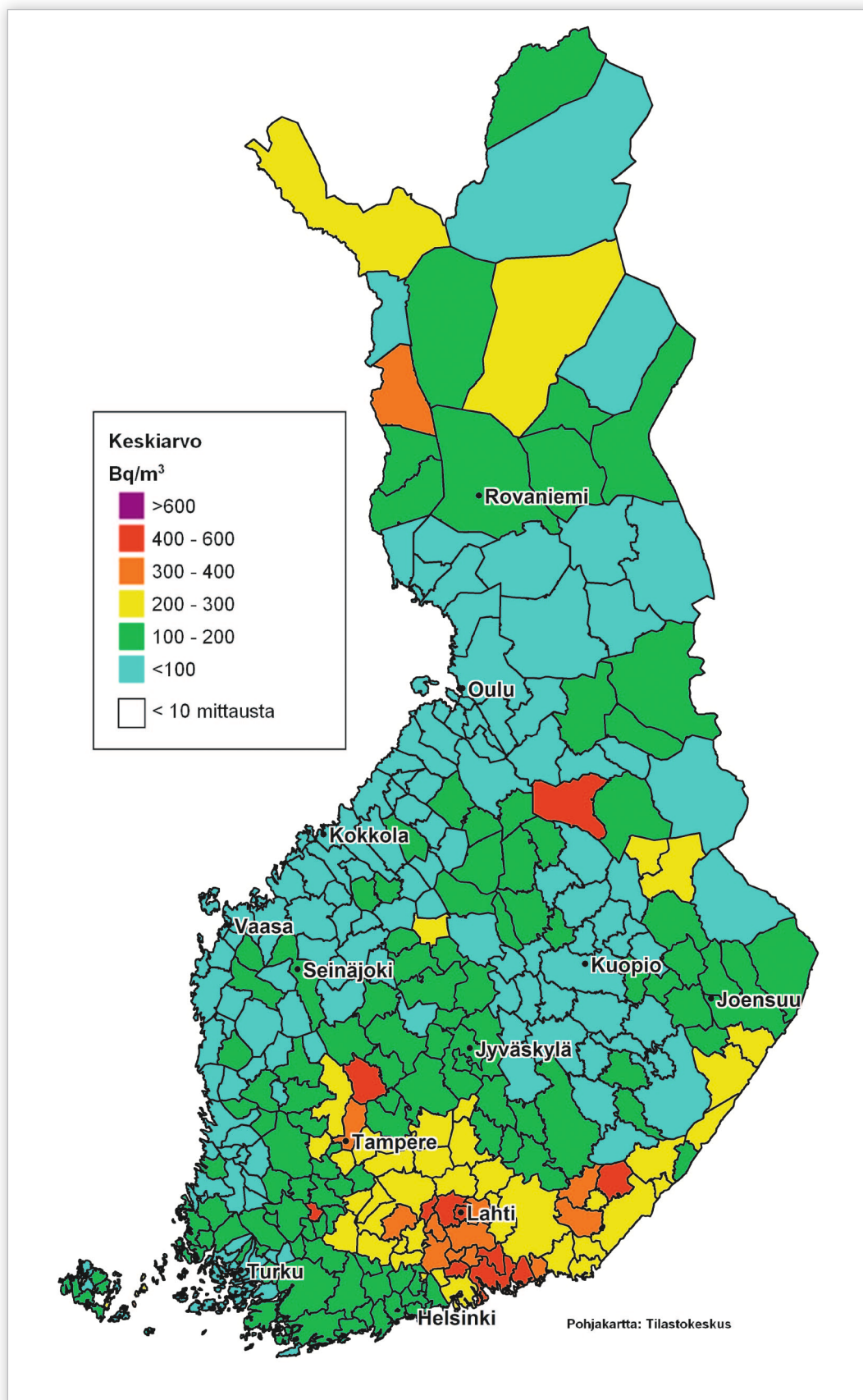
Taulukko 13.2. Yhteenveto radontalkoissa mitattujen asuntojen radonpitoisuuksista.

	Pohjois-Karjala	Keski-Uusimaa ja Riihimäen seutu	Vantaa	Länsi-Uusimaa
keskiarvo	191 Bq/m ³	252 Bq/m ³	182 Bq/m ³	156 Bq/m ³
Yli 1000 Bq/m ³	2 %	2 %	1 %	1 %
Yli 400 Bq/m ³	8 %	15 %	9 %	4 %
Yli 300 Bq/m ³	13 %	25 %	15 %	8 %
Yli 200 Bq/m ³	28 %	43 %	30 %	19 %
Talkookutsuja jaettiin	60 132	73 404	44 000	45 386
Talkoiisiin osallistui (taloutta/purkkia)	2084/ 3243	2733/ 4330	679/ 1180	709/ 1116
Osallistumisaktiivisuus (% kutsutuista)	5,4	5,8	2,7	2,5

Taulukko 13.3. Säteilyturvakeskuksen radonpurkeilla vuosina 1980–2013 mitatut pientaloasunnot.

Maakunta	Asuntoja	Keskiarvo, Bq/m ³	Yli 200 Bq/m ³ , osuus	Yli 300 Bq/m ³ , osuus	Yli 400 Bq/m ³ , osuus
Ahvenanmaa	295	164	27 %	12 %	5 %
Etelä-Karjala	5676	318	47 %	31 %	21 %
Etelä-Pohjanmaa	1479	100	7 %	3 %	2 %
Etelä-Savo	2479	126	13 %	6 %	3 %
Itä-Uusimaa	6511	387	51 %	35 %	25 %
Kainuu	1378	333	27 %	20 %	16 %
Kanta-Häme	8698	300	44 %	27 %	18 %
Keski-Pohjanmaa	494	79	5 %	3 %	1 %
Keski-Suomi	6134	183	27 %	13 %	7 %
Kymenlaakso	10290	354	59 %	40 %	27 %
Lappi	2365	177	22 %	11 %	7 %
Pirkanmaa	16701	317	44 %	27 %	18 %
Pohjanmaa	1485	62	3 %	1 %	1 %
Pohjois-Karjala	5393	201	26 %	13 %	8 %
Pohjois-Pohjanmaa	2159	80	5 %	2 %	1 %
Pohjois-Savo	3186	94	7 %	3 %	1 %
Päijät-Häme	12656	453	58 %	42 %	31 %
Satakunta	2003	102	9 %	5 %	2 %
Uusimaa	24346	216	34 %	19 %	12 %
Varsinais-Suomi	5442	126	15 %	7 %	3 %
Yhteensä	119 170	268	38 %	24 %	16 %

Kuva 13.1. Pientaloasuntojen radonpitoisuuden keskiarvo Suomen kunnissa. Aineisto käsittää STUKin radonpurkeilla vuosina 1980–2013 mitatut 119 000 asuntoa.



13 Radon i inomhusluften

Inledning

Radon i inomhusluften 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 maximala värdet 400 Bq/m³ som social- och hälsovårdsministeriet bestämde 1992 överskrids i uppskattningsvis 53 000 småhus och i 8 000 höghuslägenheter i Finland. 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.

Radontalko

Radontalko som stöds av social- och hälsovårdsministeriet har hållits i samarbete med talkokommuner (tabell 13.1). Målet med radontalko är att öka medborgarnas aktivitet inom radonmätning och -sanering. På ett radontalko erbjuds de boende i området regional information om radon och förmånliga radonmätningar. I talkoprogrammet ingår även uppföljning av situationen i regionen i fråga om radonsanering och ordnande av radonsaneringsutbildning för företag och kommunala myndigheter. För hälsoinspektörerna i talkoområdet framställs en rapport om mätobjekt och -resultat.

Våren 2013 hölls talkon i Mellersta Nylands område och Riihimäkiområdet (Riihimäki, Hausjärvi, Loppis, Hyvinge, Nurmijärvi, Mäntsälä, Tusby, Kervo och Träskända). På hösten hölls talkon i Vanda och Västra Nyland (Lojo, Sjundeå, Vichtis, Karislojo, Nummi-Pusula och Högfors, Hangö, Ingå och Raseborg).

Hösten 2012 hölls radontalko i Norra Karelen (Ilomants, Joensuu, Juga, Libelits, Kesälax, Kides, Kontiolax, Outokumpu, Polvijärvi, Rääkkylä, Tohmajärvi, Nurmes, Valtimo och Lieksa) och resultatet från dem kom år 2013.

Radonsaneringsutbildning för yrkesmän inom byggbranschen och lokala myndigheter samt ett invånarmöte hölls i Joensuu den 4 juni 2013.

Evenemangen hade sammanlagt cirka 40 deltagare. Inbjudan till invånarmötet skickades till de invånare i talkoområdet i Norra Karelen vars mätresultat överskred 200 Bq/m³ (564 inbjudan).

På STUKs webbsidan om radontalko finns detaljerade resultat från talkon http://www.stuk.fi/sateilytietoa/sateily_ymparistossa/radon/radonkampanjat/fi_FI/kampanjat/.

Radonmätningar

Under åren 1980–2013 har man i Finland utfört mätningar med Strålsäkerhetscentralens radonburkar i 119 000 småhuslägenheter (tabell 13.3) och i 6 000 höghuslägenheter. I siffrorna ingår förutom radontalko även andra mätningar som beställts av privatpersoner och mätningar som utförts inom ramen för STUKs olika forskningsprojekt. I figur 13.1 visas medeltalet för radonhalterna i småhuslägenheter i finländska kommuner. Om flera radonmätningar utförts i samma bostadslägenhet, har man tagit med resultatet från den mätning som gett högsta radonhalt.

Enkätundersökning om radonsaneringsmetodernas effektivitet

Målet med enkätundersökningen var att samla in detaljerad information om radonsaneringar som gjorts på 2000-talet. Resultaten utnyttjas bland annat i utvecklingen av radonsaneringshandboken och utbildningsmaterialet. Målgruppen för enkätundersökningen valdes från Strålsäkerhetscentralens radonmätningss databas. Till målgruppen valdes bostadslägenheter där en radonmätning hade utförts både före och efter radonsaneringen. Målgruppen avgränsades till de bostadslägenheter där den första radonmätningen hade gjorts efter den 1 juni 2000. Sammanlagt fanns det 2 743 sådana bostadslägenheter och av dessa utgallrades en del i samband med adresskontrollen. Frågeformuläret skickades till 1 885 personer. Antalet svar som inkom var 544 stycken.

Radonhalten före sanering var i medeltal 750 Bq/m³ och 260 Bq/m³ efter sanering. Radonhalten sjönk i genomsnitt med 55 procent. De mest effek-

tiva enskilda metoderna var aktivering av radonrörverket med en toppventilator samt radonsug och radonbrunn. Med dessa åstadkom man en genomsnittlig sänkning av radonhalten om 70 procent. Genom att täta konstruktioner eller förbättra bostadslägenhetens ventilation åstadkom man sällan en större sänkning av radonhalten än 50 procent, om dessa var de enda åtgärderna som vidtogs. I genomsnitt åstadkom man med dessa åtgärder

33 procent och 30 procent sänkning av radonhalten. Genom tilläggstätning eller förbättring av ventilationen tillsammans med radonsug har man åstadkommit en sänkning på i genomsnitt 70–80 procent. Då man både tätar konstruktionerna och förbättrar ventilationen har man åstadkommit en sänkning på i genomsnitt 35 procent. Mer information om kostnaderna för radonsanering och enskilda fältobjekt finns på STUKs webbplats.

Tabell 13.1 Radontalkon.

Talkovintern	Talkoområden	Kommuner	Bostadslägenheter	Medeltal Bq/m ³	Mer än 200 Bq/m ³	Yli 300 Bq/m ³ kpl/osuus	Yli 400 Bq/m ³ kpl/osuus
Sammanlagt	86	199	37 943	267	15 796/42 %	9 800/26 %	6 349/17 %
2012–2013	2	23	4777	228	1 757/37 %	696/20 %	593/12 %
2011–2012	3	15	3444	279	1 547/45 %	1 026/30 %	696/20 %
2010–2011	3	24	2339	232	884/38 %	509/22 %	319/14 %
2009–2010	1	16	6806	278	3 194/47 %	1883/28 %	1195/18 %
2008–2009	7	32	7020	330	3505/50 %	2294/33 %	1557/22 %
2007–2008	7	26	1066	240	397/37 %	259/24 %	157/15 %
2006–2007	14	37	2528	221	758/30 %	1 195/18 %	274/11 %
2004–2005	18	39	4952	232	1752/35 %	1072/22 %	675/14 %
2003–2004	1	3	818	482	555/68 %	436/52 %	323/39 %

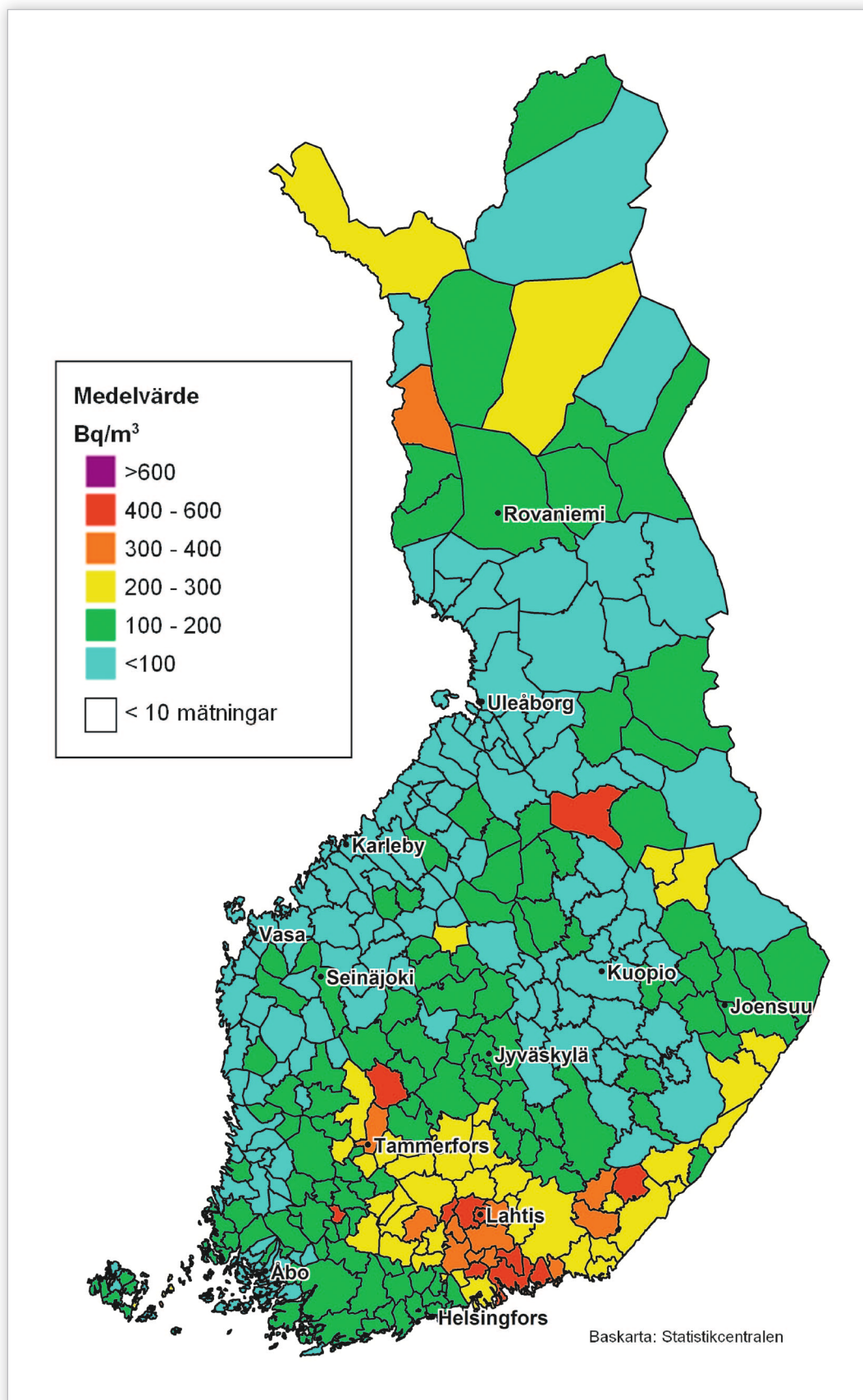
Tabell 13.2. Sammanfattning av radonhalterna i de bostadslägenheter där man gjorde radonmätningar vid radontalkon.

	Norra Karelen	Mellersta Nyland och Riihimäkiområdet	Vanda	Västra Nyland
Medeltal	191 Bq/m ³	252 Bq/m ³	182 Bq/m ³	156 Bq/m ³
Mer än 1 000 Bq/m ³	2 %	2 %	1 %	1 %
Mer än 400 Bq/m ³	8 %	15 %	9 %	4 %
Mer än 300 Bq/m ³	13 %	25 %	15 %	8 %
Mer än 200 Bq/m ³	28 %	43 %	30 %	19 %
Talkoinbudan delades ut till	60 132	73 404	44 000	45 386
I talkon deltog (hushåll/burkar)	2 084/3 243	2733/ 4330	679/ 1180	709/ 1116
Deltagandeprocent (procent av de inbudna)	5,4	5,8	2,7	2,5

Tabell 13.3. Småhuslägenheter där man utfört mätningar med Strålsäkerhetscentralens radonburkar under åren 1980–2013.

Landskap	Bostadslägenheter	Medeltal Bq/m ³	Mer än 200 Bq/m ³ , andel	Mer än 300 Bq/m ³ , andel	Mer än 400 Bq/m ³ , andel
Åland	295	164	27 %	12 %	5 %
Södra Karelen	5676	318	47 %	31 %	21 %
Södra Österbotten	1479	100	7 %	3 %	2 %
Södra Savolax	2479	126	13 %	6 %	3 %
Östra Nyland	6511	387	51 %	35 %	25 %
Kajanaland	1378	333	27 %	20 %	16 %
Egentliga Tavastland	8698	300	44 %	27 %	18 %
Mellersta Österbotten	494	79	5 %	3 %	1 %
Mellersta Finland	6134	183	27 %	13 %	7 %
Kymmenedalen	10290	354	59 %	40 %	27 %
Lappland	2365	177	22 %	11 %	7 %
Birkaland	16701	317	44 %	27 %	18 %
Österbotten	1485	62	3 %	1 %	1 %
Norra Karelen	5393	201	26 %	13 %	8 %
Norra Österbotten	2159	80	5 %	2 %	1 %
Norra Savolax	3186	94	7 %	3 %	1 %
Päijänne-Tavastland	12656	453	58 %	42 %	31 %
Satakunta	2003	102	9 %	5 %	2 %
Nyland	24346	216	34 %	19 %	12 %
Egentliga Finland	5442	126	15 %	7 %	3 %
Sammanlagt	119 170	268	38 %	24 %	16 %

Figur 13.1. Medeltalet för småhuslägenheternas radonhalt i finländska kommuner. I materialet ingår de 119 000 bostadslägenheter där man utfört mätningar med STUKs radonburkar under åren 1980–2013.



13 Radon in indoor air

Introduction

The main source of radon 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/m³ set in 1992 by the Ministry of Social Affairs and Health is exceeded in 53,000 Finnish houses and 8,000 blocks of flats. 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.

Radon campaigns

The radon campaigns supported by the Ministry of Social Affairs and Health have been held in co-operation with municipalities (Table 13.1). The aim of radon campaigns is to increase radon measurement and mitigation activity among citizens. In radon campaigns, local residents are offered local radon information and reasonably-priced radon measurements. The campaign programme also includes the monitoring of the local radon mitigation situation and the 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.

In spring 2013, campaigns were held in the region of *Central Uusimaa and Riihimäki* (Riihimäki, Hausjärvi, Loppi, Hyvinkää, Nurmijärvi, Mäntsälä, Tuusula, Kerava and Järvenpää). In the autumn, campaigns were held in Vantaa and Western Uusimaa (Lohja, Siuntio, Vihti, Karjalohja, Nummi-Pusula and Karkkila, Hanko, Inkoo and Raasepori).

In the autumn of 2012, campaigns were held in North Karelia (Ilomantsi, Joensuu, Juuka, Liperi, Kesälahti, Kitee, Kontiolahti, Outokumpu, Polvijärvi, Rääkkylä, Tohmajärvi, Nurmes, Valtimo and Lieksa) and the results of these were received in 2013.

Radon mitigation training for construction professionals and local authorities and a residents'

event were held in Joensuu on 4 June 2013. Participants at the events totalled about 40. An invitation to a residents' evening was sent to residents whose measurement result exceeded 200 Bq/m³ (564 invitations) in the relevant area in North Karelia.

STUK's radon campaign website has the detailed results of the sessions http://www.stuk.fi/sateilytietoa/sateily_ymparistossa/radon/radonkampanjat/fi_FI/kampanjat/.

Radon measurements

In the period 1980 – 2013, 119,000 houses (table 13.3) and 6,000 apartments in blocks of flats in Finland were measured using Radiation and Nuclear Safety Authority's radon detectors. The figures include not only radon campaigns but also other measurements ordered by private persons and measurements carried out in STUK's different research projects. Figure 13.1 shows the averages in Finnish municipalities of radon levels measured in houses. From measurement carried out at different times in the same dwelling, the highest radon level has been taken into account.

Survey about the effectiveness of radon mitigation methods

The aim of the survey was to gather detailed information about radon mitigations carried out in the 2000s. The results are used in the development of the radon mitigation guide and training material, among other things. The survey target group was selected from STUK's radon measurement database. Dwellings selected for the target group were those in which radon measurement had been carried out, both before radon repair and after it. The group was limited to those houses at which the first radon measurement was carried out after 1 June 2000. Such houses totalled 2,743, some of which were eliminated after checking their addresses. A questionnaire was sent to 1,885 people. 544 responses were received.

The average radon concentration before repair was 750 Bq/m³ and, after repair, 260 Bq/m³. The average radon concentration reduction percentage

was 55%. The most effective individual methods were the activation of radon piping using an extractor fan, a sub-slab suction and a radon well. With these, an average reduction in radon concentration of 70% was achieved. By merely improving the leaktightness of structures or ventilation in the building, a reduction of more than 50% was rarely achieved. By these methods, the average reductions in radon concentration were

33% and 30% respectively. Additional improvement of leaktightness or ventilation together with a sub-slab suction achieved average reductions of 70–80%. Additional improvement of leaktightness or ventilation together with a radon suction fan achieved average reductions of 70–80%. Additional information about radon mitigation costs and individual mitigation field studies can be found on STUK's website.

Table 13.1. Radon campaigns.

Campaign winter	Campaign areas	Municipalities	Dwellings	Average Bq/m ³	Over 200 Bq/m ³ pcs/share	Over 300 Bq/m ³ pcs/share	Over 400 Bq/m ³ pcs/share
Total	86	199	37,943	267	15,796 / 42%	9,800 / 26%	6,349 / 17%
2012–2013	2	23	4,777	228	1,757 / 37%	978 / 20%	593 / 12%
2011–2012	3	15	3,444	279	1,547 / 45%	1,026 / 30%	696 / 20%
2010–2011	3	24	2,339	232	884 / 38%	509 / 22%	319 / 14%
2009–2010	1	16	6,806	278	3,194 / 47%	1,883 / 28%	1,195 / 18%
2008–2009	7	32	7,020	330	3,505 / 50%	2,294 / 33%	1,557 / 22%
2007–2008	7	26	1,066	240	397 / 37%	259 / 24%	157 / 15%
2006–2007	14	37	2,528	221	758 / 30%	463 / 18%	274 / 11%
2004–2005	18	39	4,952	232	1,752 / 35%	1,072 / 22%	675 / 14%
2003–2004	1	3	818	482	555 / 68%	436 / 52%	323 / 39%

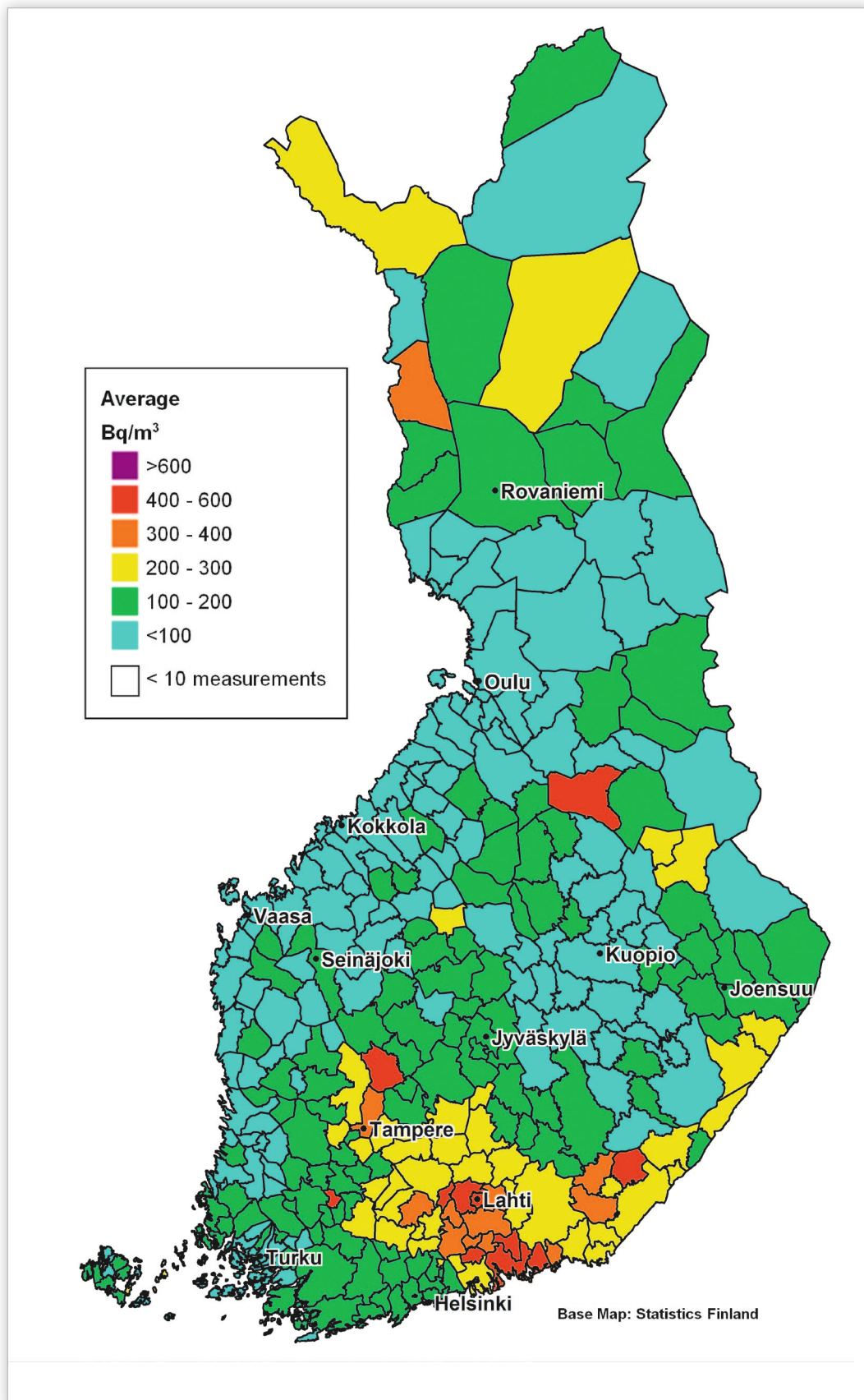
Table 13.2. Summary of the radon concentrations in dwellings measured in radon campaigns.

	North Karelia	Central Uusimaa and Riihimäki	Vantaa	Western Uusimaa
average	191 Bq/m ³	252 Bq/m ³	182 Bq/m ³	156 Bq/m ³
Over 1,000 Bq/m ³	2%	2%	1%	1%
Over 400 Bq/m ³	8%	15%	9%	4%
Over 300 Bq/m ³	13%	25%	15%	8%
Over 200 Bq/m ³	28%	43%	30%	19%
Number of campaign invitations distributed	60,132	73,404	44,000	45,386
Numbers attending campaigns (households/detectors)	2,084/ 3,243	2,733/ 4,330	679/ 1,180	709/ 1,116
Attendance rate (% of invitations)	5.4	5.8	2.7	2.5

Table 13.3. Houses measured using STUK's radon detectors, 1980–2013.

Province	Dwellings	Average, Bq/m ³	Over 200, Bq/m ³	Over 300, Bq/m ³	Over 400, Bq/m ³
Åland Islands	295	164	27%	12%	5%
South Karelia	5,676	318	47%	31%	21%
Southern Ostrobothnia	1,479	100	7%	3%	2%
Southern Savonia	2,479	126	13%	6%	3%
Eastern Uusimaa	6,511	387	51%	35%	25%
Kainuu	1,378	333	27%	20%	16%
Kanta-Häme	8,698	300	44%	27%	18%
Central Ostrobothnia	494	79	5%	3%	1%
Central Finland	6,134	183	27%	13%	7%
Kymenlaakso	10,290	354	59%	40%	27%
Lapland	2,365	177	22%	11%	7%
Pirkanmaa	16,701	317	44%	27%	18%
Ostrobothnia	1,485	62	3%	1%	1%
North Karelia	5,393	201	26%	13%	8%
Northern Ostrobothnia	2,159	80	5%	2%	1%
Northern Savonia	3,186	94	7%	3%	1%
Päijänne Tavastia	12,656	453	58%	42%	31%
Satakunta	2,003	102	9%	5%	2%
Uusimaa	24,346	216	34%	19%	12%
Southwest Finland	5,442	126	15%	7%	3%
Total	119,170	268	38%	24%	16%

Figure 13.1. The average radon level in houses in Finnish municipalities. The material includes 119,000 dwellings measured with STUK's radon detectors in the period 1980–2013.



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 kaasuisissa, nesteissä tai kiinteissä aineissa käytetään suuretta aktiivisuuspitoisuus, jonka yksikkö voi olla Bq/m³, 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 keinoitekoisesti. 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/m³, 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 minskas, 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

Ionising 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/m³, 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 177 Kainulainen E (toim.). Ydinturvallisuus. Neljännesvuosiraportti 1/2014.

STUK-B 176 Kainulainen E (ed.). Regulatory oversight of nuclear safety in Finland. Annual report 2013.

STUK-B 175 Pastila R (toim.). Säteilyn käyttö ja muu säteilylle altistava toiminta. Vuosiraportti 2013. *

STUK-B 174 Vesterbacka P (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2013. – Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2013. – Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual Report 2013.

STUK-B 173 Okko O (ed.). Implementing nuclear non-proliferation in Finland. Regulatory control, international cooperation and the Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty. Annual report 2013.

STUK-B 172 Kainulainen E (toim.). Ydinenergian käytön turvallisuusvalvonta. Vuosiraportti 2013.

STUK-B 171 Kainulainen E (toim.). Ydinturvallisuus. Neljännesvuosiraportti 4/2013.

STUK-B 170 Weltner A (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 2–3/2013.

STUK-B 169 Kaijaluoto S (toim.). Isotooppitutkimukset ja -hoidot Suomessa vuonna 2012.

STUK-B 168 Kainulainen E (toim.). Ydinturvallisuus. Neljännesvuosiraportti 3/2013.

STUK-B 167 Kainulainen E (toim.). Ydinturvallisuus. Neljännesvuosiraportti 2/2013.

STUK-B 166 Rantanen E (ed.). Radiation practices. Annual report 2012.

STUK-B 165 Weltner A (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 1/2013.

STUK-B 164 Finnish report on nuclear safety. Finnish 6th national report as referred to in Article 5 of the Convention on Nuclear Safety.

STUK-B 163 Kainulainen E (toim.). Ydinturvallisuus. Neljännesvuosiraportti 1/2013.

STUK-B 162 Kainulainen E (ed.). Regulatory oversight of nuclear safety in Finland. Annual report 2012.

STUK-B 161 Helasvuo T (toim.). Radiologisten tutkimusten ja toimenpiteiden määrät vuonna 2011.

STUK-B 160 Rantanen E (toim.). Säteilyn käyttö ja muu säteilylle altistava toiminta. Vuosiraportti 2012.

STUK-B 159 Mustonen R (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2012. – Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2012. – Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual Report 2012.

STUK-B 158 Kainulainen E (toim.). Ydinenergian käytön turvallisuusvalvonta. Vuosiraportti 2012.

STUK-B-raportit STUKin verkkosivuilla:

http://www.stuk.fi/julkaisut_maaraykset/fi_FI/valvontaraportit/

STUK-B-rapporter på STUKs hemsidor:

http://www.stuk.fi/julkaisut_maaraykset/sv_FI/valvontaraportit/

STUK-B reports on STUK's home pages:

http://www.stuk.fi/julkaisut_maaraykset/en_GB/valvontaraportit/



Laippatie 4, 00880 Helsinki
Puh. (09) 759 881, fax (09) 759 88 500
www.stuk.fi

ISBN: 978-952-309-158-0 (pdf)

ISNN: 2243-1896

Grano Oy, Espoo 2014